METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 902, 2003

Tekopohjaveden muodostaminen: imeytystekniikka, maaperäprosessit ja veden laatu

TEMU - tutkimushankkeen loppuraportti



Heljä-Sisko Helmisaari, Kari Illmer, Tuomo Hatva,
Antti-Jussi Lindroos, Ilkka Miettinen, Jorma Pääkkönen
& Risto Reijonen (toim.)

VANTAAN TUTKIMUSKESKUS

METLA

METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 902, 2003

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
Jalostusosasto

Tekopohjaveden muodostaminen: imeytystekniikka, maaperäprosessit ja veden laatu

TEMU - tutkimushankkeen loppuraportti



Heljä-Sisko Helmisaari, Kari Illmer, Tuomo Hatva,
Antti-Jussi Lindroos, Ilkka Miettinen, Jorma Pääkkönen
& Risto Reijonen (toim.)

VANTAAN TUTKIMUSKESKUS

Heljä-Sisko Helmisaari ym. (toim.) 2003. Tekopohjaveden muodostaminen: imeytystekniikka, maaperäprosessit ja veden laatu. TEMU-tutkimushankkeen loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 902, 2003. 209 s. ISBN 951-40-1895-8.

© Metsäntutkimuslaitos ja tekijät

Toimitus: Heljä-Sisko Helmisaari ja Leena Mäenpää

Toimituskunta: Heljä-Sisko Helmisaari (pj)., Kari Illmer, Tuomo Hatva, Antti-Jussi Lindroos, Ilkka Miettinen, Jorma Pääkkönen & Risto Reijonen

Graafiset esitykset, tekstinkäsittely ja taitto: Leena Mäenpää

Kartat: Timo Haikarainen

Valokuvat: Heljä-Sisko Helmisaari: 1.4, 1.5, 1.6, 1.7, 2.1 (Pursiala), 2.16, 2.18, 3.2
Kari Illmer: 1.3
Erkki Oksanen/Metla: 1.2, 1.12, 1.15, 2.1 (Ahvenisto ja Vuonteenharju), 2.4, 2.5, 2.7, 2.9, 3.1, 3.3, 4.94, 5.2, 5.9, 5.10, 5.11, 5.12, 5.13
Jorma Pääkkönen: 1.9, 1.10
Risto Reijonen: 1.1, 1.8, 1.13, 2.1 (Jäniksenlinna), 2.10, 2.13, 2.15, 4.4
Jussi Reijonen: 1.14
Kannen kuvat: Erkki Oksanen (sadetusimeytys) ja Kari Illmer (allasimeytys)

Kirjoittajien yhteystiedot: Liite 2

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus.
Hyväksytty 20.11.2003

Paino: Vammalan Kirjapaino

Tilaukset: Metsäntutkimuslaitos, Kirjasto
PL 18, 01301 Vantaa
puh. 010 211 2200, kirjasto@metla.fi

Sisällys

ALKUSANAT 7

1. JOHDANTO 9
KIRJALLISUUSKATSAUS 11
- Tekopohjaveden muodostaminen 11
- Tekopohjaveden laatu 15
- Tekopohjaveden virtausolosuhteet 25
- Merkkiaineet pohjavesitutkimuksissa 28

TUTKIMUKSEN TAVOITTEET 31

2. TUTKIMUSALUEET JA KOEJÄRJESTELYT 33
AHVENISTO, Hämeenlinna 34
VUONTEENHARJU, Jyväskylä ja Laukaa 38
RUSUTJÄRVI, Tuusula 45
JÄNIKSENLINNA, Tuusula 49
PURSIALA, Mikkeli 53

3. TUTKIMUSMENETELMÄT 57
VESINÄYTTEET 57
VEDEN LAATU 57
- Epäorgaaniset analyysit 57
- Orgaanisen aineen laatu 57
- Mikrobiologiset analyysit 60
- Kasviplankton 61

MAAPERÄNÄYTTEET 62
- Pintavyöhykkeen maaperänäytteet Ahveniston harjulla 62
- Pintavyöhykkeen maaperänäytteet Vuonteenharjulla 62
- Rusutjärven ja Pursialan pintavyöhykkeen maaperänäytteet 64
- Syväkairatut maaperänäytteet vajovesivyöhykkeestä 64
- Ilmanäytteet 65

POHJAVEDEN VIRTAUSOLOSUHTEIDEN MÄÄRITYS 66
VIIPYMÄAIKA- JA LAIMENEMISLASKELMAT 67
- Viipymäaika- ja laimenemislaskelmat pohjaveden virtausmallinnuksen avulla 67
- Viipymäaika ja laimenemislaskelmat ionipitoisuuksien avulla 68

4. TULOKSET JA NIIDEN TARKASTELU 69

RAAKAVEDEN ESIKÄSITTELYKOKEET 69
• Yleistä 69
• Koejärjestelyt ja tuloksia 69
• Orgaaninen aine keinoharjussa 73
• Bakteriofagikokeiden tulokset 74

IMEYTYSVEDEN LAADUN MUUTTUMINEN JA SIIHEN LIITTYVÄT MAAPERÄPROSESSIT 75
• Metsämaan pintakerroksen pH-arvo ja ravinteiden pitoisuudet 75
• Typen mineralisaatio, nitrifikaatio ja häviöt maaperästä ilmakehään 81
• Veden laatu – epäorgaaniset muuttujat, TOC ja permanganaattiluku 90
pH-arvo 90
Lämpötila 92
Happi 94
Sähkönjohtokyky 97
Kokonaiskovuus 99
Kalsium, magnesium, kalium ja natrium 101
Pii 106
Alkaliniteetti 108
TOC-pitoisuus ja KMnO4-luku 110
Hiilidioksidi 115
Kloridi, sulfaatti ja fosfori 118
Rauta, mangaani ja muut hivenaineet 122
• Orgaanisen aineen koostumus ja mikrobiologinen laatu 126
Mikrobien kasvua ylläpitävä orgaaninen hiili, AOC 126
Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma 128
Orgaanisen aineen yhdisteryhmät 132
Mikrobeille käyttökelpoinen fosfori, MAP 137
Mikrobien kasvukyky, HGR ja biomassan tuotanto 138
Orgaaniset hapot 140
• Kasviplankton 140
• Tekopohjaveden laadun ja kemiallisesti käsitellyn veden laadun vertailu 144

ORGAANISEN AINEEN KOHTALO MAAPERÄSSÄ 146
• Orgaanisen hiilen pidättyminen maaperään 147
• Orgaanisen aineen hajoaminen 150
• Ainetaseet ja laimeneminen 152

TEKOPOHJAVEDEN VIRTAUS JA VIIPYMÄAIKA SEKÄ IMEYTETYN VEDEN LAIMENEMINEN 154
• Putkivirtausmittaukset 154
• Virtausnopeusmittaukset 156
• Viipymäaika- ja laimenemislaskelmat 159
• Merkkiainekokeet 161
• Mansettivesinäytteet 162

5. TEKOPOHJAVESILAITOSTEN TULOSTEN VERTAILU JA JOHTOPÄÄTÖKSET 165

ERI TEKIJÖIDEN VAIKUTUS IMEYTETYN PINTAVEDEN LAADUN MUUTOKSIIN MAAPERÄSSÄ 165

- Raakaveden esikäsittely 165
- Luontaisen pohjaveden ja raakaveden laatu 166
- Imeytysveden laadun muuttuminen maaperän eri vyöhykkeissä 166
- Tekopohjaveden laadun muuttumiseen vaikuttavat tekijät - Jäniksenlinnan ja Rusutjärven tekopohjavesilaitosten tarkastelu 172
- Orgaanisen aineen laatu ja mikrobien kasvukyky 175
- Akviferin mittasuhteet, hydrauliset ominaisuudet ja veden viipymäaika maaperässä 178

IMEYTETYN PINTAVEDEN VAIKUTUS MAAPERÄÄN 180

- Maaperän pintavyöhykkeen muuttuminen fysikaalis-kemiallisesti ja mikrobiologisesti 180
- Maaperän palautuminen luonnontilaan 183
- Orgaanisen aineen kertyminen maaperään 183

SADETUSIMEYTYKSEN VAIKUTUKSET KASVILLISUUTEEN 184

6. TEKOPOHJAVESILAITOKSEN MITOITUSPERUSTEET 186

7. TEKOPOHJAVESILAITOKSEN TOIMINNAN SEURANTA 187

VEDEN LAADUN SEURANTA 187

- Raakavesi 188
- Vajovesi 188
- Pohjavesi ja tekopohjavesi 188

POHJAVEDEN PINNANKORKEUDEN JA LÄHTEIDEN SEURANTA 189

METSÄMAAN OMINAISUUKSIEN JA KASVILLISUUDEN SEURANTA SADETUSIMEYTYKSESSÄ 190

8. JATKOTUTKIMUSTARPEISTA 191

TIIVISTELMÄ 192

VIITTEET 196

SANASTO 205

Liitteet 1 ja 2

Tutkimustyöstä ja sen raportoinnista vastanneeseen tutkimusryhmään kuuluivat:

Heljä-Sisko Helmisaari (pj.)	Metsäntutkimuslaitos
Antti-Jussi Lindroos	Metsäntutkimuslaitos
John Derome	Metsäntutkimuslaitos
Ilkka Miettinen	Kansanterveyslaitos
Kari Illmer	Keski-Suomen ympäristökeskus
Risto Reijonen	Suomen Pohjavesitekniikka Oy
Tuomo Hatva	Suomen ympäristökeskus
Jorma Pääkkönen	Suunnittelukeskus Oy

Hanketta seuranneen johtoryhmän kokoonpano:

Heikki Heino (pj. 1998)	Hämeenlinnan vesilaitos
Markku Hantunen (pj. 2000-2001)	Jyväskylän vesilaitos
Ilkka Miettinen	Kansanterveyslaitos
Kari Lehtinen	Keski-Suomen ympäristökeskus
Markku Maunula	Maa- ja metsätalousministeriö
Heljä-Sisko Helmisaari	Metsäntutkimuslaitos
Hannu Rautio	Mikkelin vesilaitos
Seppo Heikintalo	Rauman Vesi
Risto Reijonen	Suomen Pohjavesitekniikka Oy
Tuomo Hatva	Suomen ympäristökeskus
Heikki Uusi-Honko (v. 1998)	Tekes
Robin Gustafsson (v. 1999-2000)	Tekes
Piia Moilanen (v. 2001)	Tekes
Jorma Määttä	Turun Seudun Vesi Oy
Unto Tanttu (pj. 1999)	Tuusulan seudun vesilaitos kuntayhtymä
Heli Herkamaa	Uudenmaan ympäristökeskus
Riku Vahala	Vesi- ja viemärilaitosyhdistys

Hankkeen toteutusta koordinoineen työryhmän kokoonpano:

Risto Reijonen (pj.)	Suomen Pohjavesitekniikka Oy
Harry Manninen	Hämeenlinnan vesilaitos
Markku Järvenpää	Jyväskylän vesilaitos
Vesa Laukkanen	Jyväskylän vesilaitos
Seppo Salonen	Jyväskylän vesilaitos
Ilkka Miettinen	Kansanterveyslaitos
Kari Illmer (siht.)	Keski-Suomen ympäristökeskus
Jyrki Lammila	Lounais-Suomen ympäristökeskus
Heljä-Sisko Helmisaari	Metsäntutkimuslaitos
Antti-Jussi Lindroos	Metsäntutkimuslaitos
Markku Siitari	Mikkelin vesilaitos
Timo Suomela	Rauman Vesi
Tuomo Hatva	Suomen ympäristökeskus
Jorma Pääkkönen	Suunnittelukeskus Oy
Jyrki Valtonen	Turun Seudun Vesi Oy
Irina Nordman	Turun Seudun Vesi Oy
Kalle Vuorela	Tuusulan seudun vesilaitos kuntayhtymä

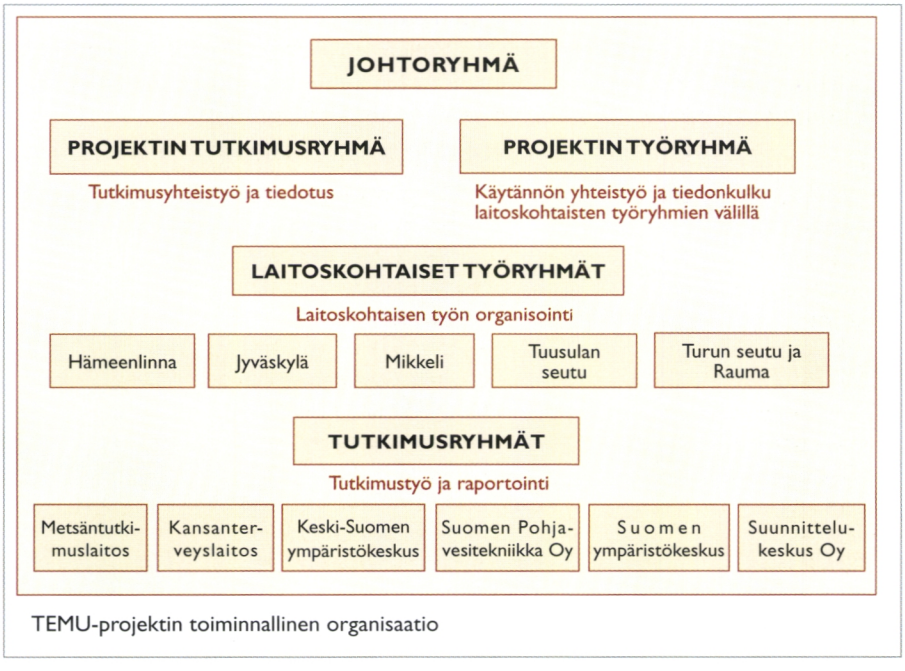
ALKUSANAT

Nelivuotinen tutkimushanke "Tekopohjaveden muodostaminen: imeytystekniikka, maaperäprosessit ja veden laatu- TEMU" käynnistyi keväällä 1998 Teknologian kehittämiskeskuksen (Tekes), maa- ja metsätalousministeriön sekä osallistuvien tahojen rahoittamana. Hanke kuului Tekesin Vesihuolto 2001- teknologiaohjelmaan, jonka tavoitteena oli kehittää suomalaista vesihuollon tutkimusta.

Tutkimustyöhön osallistuivat Metsäntutkimuslaitos (Metla, koordinaattori), Kansanterveyslaitos, Keski-Suomen ympäristökeskus, Suomen Pohjavesitekniikka Oy, Suomen ympäristökeskus ja Suunnittelukeskus Oy. Hanke toteutettiin Hämeenlinnan (syksystä 2001 lähtien Hämeenlinnan Vesi Oy), Jyväskylän ja Mikkelin vesilaitosten, Turun Seudun Vesi Oy:n ja Tuusulan seudun vesilaitos kuntayhtymän kanssa. Hankkeeseen liittyivät elokuussa 1999 Lounais-Suomen ympäristökeskus ja Rauman Vesi.

Tutkimukset keskittyivät Hämeenlinnan vesilaitoksen Ahveniston, Jyväskylän vesilaitoksen Vuonteenharjun, Tuusulan seudun vesilaitos kuntayhtymän Rusutjärven ja Jäniksenlinnan sekä Mikkelin vesilaitoksen Pursialan tekopohjavesialueille. Erillistutkimuksia tehtiin myös Rauman Veden ja Turun Seudun Vesi Oy:n pienoismallilaitteistoilla. Tekopohjavesilaitokset olivat käytössä koko tutkimuksen ajan lukuunottamatta Jyväskylän Vuonteenharjun laitosta, joka otettiin käyttöön vuonna 2000.

Hanke organisoitiin toiminnallisiin ryhmiin, joiden sisäinen ja välinen yhteistyö on ollut hankkeen suunnitelman mukaisen toteutumisen perusedellytys. Ryhmien tehtävät ilmenevät seuraavasta kaaviosta.



TEMU-projektin toiminnallinen organisaatio

Hankkeen työryhmä kokoontui neljän vuoden aikana 18 kertaa ja johtoryhmä puolivuosittain. Hankkeen tutkimusryhmä on kokoontunut vuosina 1998-2003 keskimäärin joka toinen kuukausi.

Pinta-, vajo- ja pohjavesivyöhykkeen tutkimukset suoritettiin kaikilla tutkimuksessa mukana olleilla vesilaitoksilla yhteisen ohjelman mukaisesti, ja niistä vastasivat em. tutkimuslaitokset ja yritykset yhteistyönä. Levy-, alipaine- ja vaakalysimetrien avulla pinta- ja vajovesivyöhykkeestä ja havaintoputkien avulla pohjavesivyöhykkeestä otettujen vesinäytteiden näytteenotto ja maaperänäytteiden näytteenotto sekä muut mittaukset suoritettiin kaikilla laitoksilla yhteisen ohjelman mukaan. Veden kemiallista ja fysikaalista laatua kuvaavat analyysit tehtiin pääosin Keski-Suomen ympäristökeskuksen, Metlan ja Suunnittelukeskus Oy:n laboratorioissa. Orgaanisen aineen yksityiskohtaiset tutkimukset ja vesimikrobiologiset tutkimukset tehtiin Kansanterveyslaitoksen ympäristömikrobiologian laboratoriossa ja Metlan keskuslaboratoriossa.

Tutkimuksen aikana on kehitetty uusia tutkimusmenetelmiä varsinkin syvältä harjumaaperästä tapahtuvaan vesinäytteiden ottoon (mm. Suomen Pohjavesitekniikka Oy:n suunnittelemat ja asentamat vaakalysimetrit sekä Metlan suunnittelemat ja Suomen Pohjavesitekniikka Oy:n asentamat syväimulysimetrit). Tutkimuksessa on hyödynnetty myös uutta maanäytteenottotekniikkaa vuonna 1998 TEKESin tuotekehitysavustuksen ja -lainan avulla kehitetyn syväkairauskoneen avulla (Veli Reijonen Oy).

Ensimmäisen vuoden tutkimustulokset esiteltiin hankkeen sisäisessä vuosiraportissa, joka ilmestyi 10.5.1999. Kahden ensimmäisen vuoden tutkimustulokset esiteltiin 16.6.2000 ilmestyneessä sisäisessä vuosiraportissa.

Tässä loppuraportissa esitellään koko tutkimuskauden 1.2.1998 - 31.12.2001 tutkimukset ja niiden tulokset sekä johtopäätökset. Toimitustyön suoritti hankkeen tutkimusryhmä Heljä-Sisko Helmisaaren johdolla, ja käytännön toteutuksesta vastasi Leena Mäenpää Metsäntutkimuslaitokselta.

TEMU-hankkeen tutkimusryhmä haluaa kiittää hankkeen vesilaitosten henkilökuntaa kenttätutkimusten käytännön toteutuksen avustamisesta. Vesilaitokset ovat vastanneet tutkimusalueiden sadetus- ja allasimeytyksen rakennustöistä ja kunnossapidosta, laitteiden valvonnasta sekä monilla alueilla myös lysimetri- sekä pohjavesinäytteiden otosta.

Parhaat kiitokset myös tutkimushankkeen rahoittajille sekä johto- ja työryhmän jäsenille hyvästä yhteistyöstä kuluneiden vuosien aikana.

Vantaalla 22.9.2003

Heljä-Sisko Helmisaari

1 JOHDANTO

Tekopohjaveden muodostamisen tavoitteena on tuottaa luontaisen pohjaveden kaltaista tekopohjavettä ilman vedenkäsittelyä tai käsittelemällä vettä mahdollisimman vähän. Tekopohjavettä muodostetaan imeyttämällä yleensä järvestä tai joesta otettua pintavettä maaperään. Suomessa tekopohjavettä muodostetaan useimmiten harjuilla, joiden maaperä on hiekkaa ja soraa. Tällaisen maaperän oletetaan kykenevän muuttamaan imeytetyn pintaveden luontaisen pohjaveden kaltaiseksi.

Maaperällä onkin kyky vähentää tai poistaa sadevedestä sen mukana kulkeutuvia aineita. Maaperän läpi kulkeutuvan sadeveden laadun muuttumista säätelevät erilaiset kemialliset, fysikaaliset ja biologiset prosessit. Maaperään on pitkän ajan kuluessa muodostunut tasapainotila näiden prosessien sekä maaperään satavan veden määrän ja laadun välille. Nämä prosessit toimivat kaikkialla maaperässä: pinta-, vajovesi- ja pohjavesivyöhykkeissä.

Maaperän veden puhdistamiskyvyn perusteella on oletettu, että myös tekopohjavettä muodostettaessa maaperä muuttaa siihen imeytettävän pintaveden laatua suotuisasti. Imeytettävän pintaveden määrä on kuitenkin moninkertainen verrattuna maaperään lumena tai vetenä satavaan määrään. Lisäksi imeytettävän pintaveden laatu on toisenlainen kuin sadeveden laatu. Tämän vuoksi edellä mainittu tasapainotila saattaa muuttua, ja maaperän kemiallisissa, fysikaalisissa ja biologisissa prosesseissa itsessäänkin voi tapahtua muutoksia. Tällöin maaperän kyky vähentää tai poistaa imeytettävästä pintavedestä sen mukana kulkeutuvia aineita saattaa olla erilainen kuin sen kyky vähentää tai poistaa sadannasta sen mukana kulkeutuvia aineita. Tutkimustietoa vaikutustavoista ja niiden keskinäisistä suhteista ei ole aiemmin ollut riittävästi. Ne tulisi kuitenkin tuntea suunniteltaessa ja toteutettaessa tekopohjaveden muodostamista. TEMU-tutkimuksen tarkoituksena oli tiedon hankkiminen näistä vuorovaikutussuhteista sekä pintaveden imeytyksen kehittäminen mahdollisimman sopivaksi tekopohjaveden määrän ja laadun sekä ympäristövaikutusten suhteen.



Kuva 1.1. Sadetusimeytystä Rusutjärvellä.

KIRJALLISUUSKATSAUS

• Tekopohjaveden muodostaminen

Kari Illmer, Anna-Liisa Kivimäki

Tavoitteet

Suomessa tekopohjaveden muodostamisen tavoitteena on valmistaa riittävästi hyvälaatuista tekopohjavettä mahdollisimman yksinkertaisesti ja edullisesti ilman kemiallista esi- tai jälkikäsittelyä. Sen sijaan Keski-Euroopassa tavoitteena on tasalämpöinen ja hygieenisesti laadukas juomavesi (esim. Albrechtsen ym. 1998). Usein imeytettävä vesi onkin jo käsitelty kemiallisesti monin eri tavoin juomakelpoiseksi ennen tekopohjavedeksi imeyttämistä. Maaperää käytetäänkin lähinnä tekopohjaveden varastoimiseen (Cook & Moncaster 1998, Van Duijvenbode & Olsthoorn 1998, Eastwood ym. 1998). Monivaiheisia esikäsittelymenetelmiä on Keski-Euroopassa toisaalta jouduttu muutoinkin käyttämään jo pitkään, koska raakavesilähteenä käytettävät joet ovat varsin saastuneita. Jokivesien rantaimeytystä käytetään usein myös ensimmäisenä käsittelyvaiheena (esim. Schwarzenbach 1983). Tekopohjavettä muodostuu myös suolaisen tai saastuneen veden leviämisen ehkäisemiseksi tehtyjen ns. suojaimeytysten tuloksena. Tekopohjaveden muodostamisella voidaan myös käsitellä lauhde-, hule- ja jätevesiä (Anon. 1978, Huisman & Olsthoorn 1983).

Imeytystavat

Tekopohjavettä voidaan muodostaa sekä pohjaettä pintavedestä. Useimmiten käytetään järvien tai jokien pintavettä. Tekopohjavettä on käytetty talousvetenä jo 1800-luvulta lähtien mm. Englannissa, Ranskassa, Saksassa, Ruotsissa ja Yhdysvalloissa. Suomessa tekopohjaveden käyttö alkoi yleistyä 1970-luvulla. Yleisimpiä imeytysmenetelmiä ovat Suomessa allasimeytys ja viime aikoina yleistynyt sadetusimeytys. Sadetusimeytyksessä (engl. *sprinkling infiltration*) pintavesistöstä otettu raakavesi imeytetään helposti siirrettävän putkiston avulla



Kuva 1.2. Sadetusimeytystä Vuonteenharjun eteläisellä imeytysalueella.

suoraan maaperään, yleensä metsämaahan. Suomessa yleinen on myös pintaveden rantaimeytys (engl. *enhanced* tai *induced streambed* tai *bank infiltration*), joka usein on kuitenkin tahatonta. Muualla maailmassa yleisimmät pintaveden imeytystavat ovat maaperään kaivettujen tai padottujen altaiden avulla tehtävä allasimeytys (engl. *basin recharge, basin infiltration* tai *spreading basin/pond/dam*), ja pohjavesivyöhykkeeseen ulotettujen kaivojen avulla tehtävä kaivoimeytys (engl. *well recharge*, *injection well* tai *deep injection*). Tällaisia kaivoja käytetään, kun maaperässä on vettä läpäisemätön kerros, joka estää maan pinnalta tapahtuvan imeytyksen. Näiden lisäksi pintaveden imeytystä tehdään kanavien (engl. *channels*), ojien (engl. *ditches/trenches/furrows*) tai erilaisten kaivantojen (engl. *shafts/pits/holes*) avulla.

Sadetusimeytyksestä on eniten käyttökokemuksia Suomessa, missä imeytystapa on ollut käytössä muutamia yksittäistapauksia lukuunottamatta lähinnä 1990-luvulta lähtien. Tällä hetkellä Suomessa on käytössä tai suunnitteilla useita tekopohjavesilaitoksia, joissa

sadetusimeytettävä vesimäärä on 10 000-20 000 m^3/vrk.

Tekopohjavettä voidaan tulevaisuudessa joutua valmistamaan taajamien sade- ja sulamisvesistä (engl. *storm drainage water*) tai jopa jätevesistä (engl. *waste water*), koska vedenkäyttö lisääntyy yhä useammissa maissa. Tällaisten vesien imeyttäminen maaperään on vain osa monivaiheista veden käsittelyä. Hule- ja jätevesien käyttöä raakavetenä on tutkittu ja kokeiltu mm. Saksassa (Drewes & Jekel 1996), Yhdysvalloissa (Bouwer 1996) ja Australiassa (Pavelic & Dillon 1996).

Ongelmat

Tukkeutuminen (engl. *clogging*) on yleisin tekopohjaveden valmistusta rajoittava ongelma. Tukkeutumisella tarkoitetaan keinotekoisten suodatinhiekkakerrosten tai luonnontilaisten maaperäkerrosten peittymistä läpäisemättömällä kalvolla tai niiden huokostilavuuden pienenemistä eri kokoisilla hiukkasilla. Tukkeutuminen puolestaan aiheuttaa imeytysveden virtauksen hidastumista pinta- ja vajovesivyöhykkeissä ja mahdollisesti jopa tekopohjaveden virtauksen hidastumista pohjavesivyöhykkeessä. Toisaalta tällainen tukkeutunut luonnontilainen tai keinotekoinen maakerros poistaa tehokkaasti imeytysvedestä sen mukana kulkeutuvia hiukkasia.

Tukkeutumista voi tapahtua eri syvyyksillä. Useimmiten tukkeutuvat imeytysaltaiden suodatinhiekkakerrokset. Tukkeutumista voi kuitenkin tapahtua myös suodatinhiekkakerrosten ja niiden alapuolisten maaperäkerrosten rajapinnalla sekä tämän rajapinnan alapuolisissa maaperäkerroksissa.

Suomalaisten imeytysaltaiden ja niiden suodatinhiekkojen tukkeutumista on myös tutkittu (esim. Anon. 1977). Koskinen (1976) tutki imeytysaltaiden tukkeutumista Porvoon Linnamäellä. Porvoonjoesta imeytetyn pintaveden kiintoaineksen todettiin kulkeutuvan helpommin puhtaaseen suodatinhiekkakerrokseen kuin käytössä olleeseen suodatinhiekkakerrokseen. Kiintoaineksen pidättyminen kuitenkin tehostui imeytyksen kestäessä, kun imeytysaltaan pohjalle kehittyi orgaaninen kerros. Imeytyksen kestäessä myös kolorimetrisesti sekä polttamalla määritettyä orgaanista ainetta tavattiin syvemmältä suodatinhiekkakerroksesta.

Myös sadetusimeytysalueiden maannoskerroksissa ja niiden alapuolisissa maaperäkerroksissa saattaa tapahtua tukkeutumista (esim. Hanson 2000). Tukkeutumista saattaa tapahtua syvälläkin maaperässä sekä allasimeytys- että sadetusimeytysalueilla. Syvemmälle pohjavesivyöhykkeeseen ulottuva kaivoimeytys ei toistaiseksi ole Suomessa käytössä, mutta muualla maailmassa on havaittu myös imeytyskaivojen tukkeutumisia. Imeytyskaivot ovat tukkeutuneet, vaikka niihin imeytetty vesi on ollut lähes juomakelpoista (esim. Van Duijvenbode & Olsthoorn 1998, Hanson 2000, Hijnen ym. 1998, Pavelic & Dillon 1997, Pavelic ym. 1998, Pérez-Paricio & Carrera 1998b).

Tukkeutuminen johtuu useista tekijöistä. Näitä ovat imeytysveden mukana suspensiona kulkeutuvan hienorakeisen maa-aineksen ja kolloidien kasautuminen ja irtoaminen, orgaanisen hiilen tai muiden ravinteiden mahdollistama levien ja mikro-organismien kasvu, imeytysveden sekä pohjaveden ja/tai maaperän aineksen väliset kemialliset saostumis-liukenemisreaktiot, imeytysveden mukana kulkeutuva ilma, kaasujen muodostuminen sekä tukkeutuvan suodatinhiekka- tai maaperäkerroksen tiivistyminen (esim. Pérez-Paricio & Carrera 1998a). Tukkeutuminen johtuu usein edellä mainittujen tekijöiden yhteisvaikutuksesta. Yleisin tukkeutumisen aiheuttaja lienee kuitenkin imeytysveden mukana kulkeutuvat kolloidiset hiukkaset. Näiden pidättymiseen maaperän kerroksiin vaikuttavat niiden koon lisäksi mm. maaperän aineksen raekokojakauma ja mineraalikoostumus sekä imeytysveden virtausnopeus ja pH-arvo.

Tukkeutumista voidaan hallita imeytysten etukäteissuunnittelulla. Pintaveden esikäsittely on tukkeutumista ehkäisevä keino. Joskus esikäsittelyksi riittää pelkkä sedimentaatioallas (esim. Sundlöf & Kronqvist 1992). Suodatinhiekkakerrosten sopivan raekokojakauman valitseminen ehkäisee niinikään tukkeutumista. Usein raekoko vastaa hidassuodatushiekan raekokoa, mutta se voi olla alla olevaa maaperää hienorakeisempi hiekka (Saari 1967, Sundlöf & Kronqvist 1992).

Myös suodatinhiekkakerrosten riittävä paksuus vähentää tukkeutumista. Suodatinhiekkakerroksen tulisi olla 0,5-1,0 metriä paksu (Anon. 1978, Ristola 1965, Saari 1967). Ruotsissa suodatinhiekkakerroksen paksuus onkin tavallisesti 0,5-1,0 metriä (Sundlöf & Kronqvist 1992). Allasimeytysveden määrää voidaan toisaalta lisätä talvella, kun tukkeutumista aiheuttavaa kasviplanktonia ei esiinny (Anon. 1977). Frycklundin (1998) maapatsailla tekemien kokeiden mukaan kolloidisten hiukkasten pidättyminen oli tehokkaampaa kyllästymättömässä kuin täysin vedellä kyllästyneessä maa-aineksessa. Tällainen tilanne voidaan saada aikaan pienellä imeytysveden pinta-alavirtaamalla. Lisäksi Bouwerin (1994) mukaan vesikerroksen imeytysaltaissa tulisi olla ohut, alle 20 cm, jottei tukkeutuvan kerroksen kokoonpuristumista tapahtuisi. Vesikerros suomalaisissa imeytysaltaissa on useimmiten 60-100 cm (Ristola 1965) ja ruotsalaisissa 10-100 cm (Sundlöf & Kronqvist 1992). Lisäksi imeytysaltaissa pieni pinta-alavirtaama vähentää muutoinkin tukkeutumista, koska ainakin kesäisin imeytysaltaan veden lämpötila kohoaa ja edesauttaa altaan pohjalle laskeutuvan luonnontilaisen suodatinkalvon (engl. *filter skin*) muodostumista (esim. Sundlöf & Kronqvist 1992). Frycklund (1998) teoretisoi myös imeytysveden pH-arvon laskemisen ja ionivahvuuden nostamisen lisäävän kolloidisten hiukkasten pidättymistä, mikä johtaisi hyvälaatuiseen tekopohjaveteen.

Tukkeutumista voidaan myös estää tai tukkeumia poistaa eri tavoin. Imeytyksen keskeyttäminen vähentää tukkeutumista, kun imeytettävä pintavesi on sameaa. Imeytysaltaiden ajoittainen kuivattaminen ja altistaminen tuulelle ja sateelle saattaa riittää tukkeutumisen estämiseksi (Blair 1970). Allasimeytystä käytettäessä tukkeutumia voidaan poistaa kuivattamisen ohella äestämällä (engl. *harrowing*), kyntämällä (engl. *ploughing*), kuorimalla (engl. *skimming*), huuhtelemalla tai pesemällä suodatinhiekkakerrokset tai vaihtamalla ne kokonaan riittävän syvältä. Tukkeutumista on säädelty myös kemikaaleilla sekä kasvillisuutta istuttamalla (Huisman & Olsthoorn 1983). Tukkeutumista estäviä toimenpiteitä tehdään aika ajoin, kuitenkin niin useasti, että imeytysallas toimii tarkoitetulla tavalla. Jacks ja Frycklund (1995) kuitenkin huomauttavat, että suodatinhiekkakerroksen pesu on parempi vaihtoehto kuin vaihto. Pesussa osa suodatinhiekkaan kehittyneistä mikro-organismeista säilyy, jolloin suodatinhiekan kyky pidättää orgaanista ainetta todennäköisesti palautuu nopeammin.

Sadetusimeytystä käytettäessä imeytysalueita vaihdetaan riittävän usein, jottei tukkeutumista ehtisi tapahtua. Sadetusimeytysalueen tukkeutunutta pintavyöhykettä ei kuitenkaan voida kunnostaa maaperän luonnontilaisuuden kärsimättä. Kunnostaminen tapahtuukin lopettamalla imeytys sadetusimeytysalueelle, jolloin alueen maaperä vähitellen toipuu imeytyksestä. Vajo- ja pohjavesivyöhykkeiden luonnontilaisten maaperäkerrosten tukkeutumia on sekä allasimeytystä että sadetusimeytystä käytettäessä vaikea poistaa, koska se vaatii kaivamista syvältä maaperästä. Joillakin pitkään toiminnassa olleilla ruotsalaisilla tekopohjavesilaitoksilla kuten Upsalassa, havaittiin 0-1 metrin syvyydessä altaan suodatinhiekkakerroksen alapuolella hienorakeisesta maa-aineksesta koostuva kerros, jossa oli runsaasti rauta- ja mangaanisaostumia (Frycklund 1998). Tukkeutuneita imeytyskaivoja puhdistetaan takaisinpumppaamalla (engl. *back-pumping*) niistä vettä, mekaanisesti johtamalla niihin ilmaa (engl. *air lifting* tai *air surging*) sekä hankalimmissa tapauksissa kemiallisesti (esim. Huisman & Olsthoorn 1983, Bouwer 1994, Hanson 2000).

Ympäristövaikutukset

Tekopohjaveden muodostamisen ympäristövaikutuksia on myös alettu huomioida. Tähän on johtanut erityisesti imeytettävien vesimäärien ja niiden vaatimien maapinta-alojen kasvu. Hollannissa onkin ekologisesti arvokkaiden dyynialueiden kasvillisuuden ja linnuston suojelemiseksi siirrytty allasimeytyksistä kaivoimeytyksiin. Lisäksi dyynialueilla käytössä olleita imeytysaltaita on muutettu luonnontilaisemmiksi (Peters ym. 1998).

Suomessakin tekopohjaveden muodostamisen ympäristövaikutuksia arvioidaan entistä tarkemmin. Sadetusimeytystä on pidetty tästä-

kin syystä suositeltavampana vaihtoehtona kuin allasimeytystä. Sadetusimeytystä käytettäessä imeytysalueet säilyvät lähempänä luonnontilaa, koska kasvillisuutta ei raivata eikä maaperää kaiveta kuten allasimeytystä käytettäessä. Imeytysallaskin voi toisaalta sopia ympäristöönsä erinomaisesti kuten Mikkelin Pursialan tekopohjavesilaitoksella. Molempien imeytystapojen toimivuus edellyttää, että tekopohjavesialueen maapinta-ala on riittävän laaja. Tiheään asutuissa maissa kuten Hollannissa tämä ei aina ole mahdollista. Sen vuoksi pyritään käyttämään vähän maapinta-alaa vaativia imeytystapoja kuten kaivoimeytystä (Stakelbeek ym. 1996). Bouwerin (1994) mukaan kaivoimeytys on kuitenkin kalliimpaa kuin esimerkiksi allastai sadetusimeytys. Vertailua tehtäessä on kuitenkin huomioitava myös ympäristön merkitys ja arvo.



Kuva 1.3. Pursialan imeytysallas.

Perusteellisilla tekopohjavesitutkimuksilla voidaan myös estää haitallisia ympäristövaikutuksia. Näillä tutkimuksilla selvitetään, että imeytysalueen maaperä on sekä pinta- että vajovesivyöhykkeessä riittävän vettäjohtava. Tällöin vältetään maaperän kulumista aiheuttavat imeytettävän veden pintavalumat. Myös pohjaveden virtausreitit pohjavesivyöhykkeen maaperässä on syytä tuntea. Tällöin vältytään nostamasta pohjaveden pintaa liian korkealle ja estetään sen purkautuminen maanpinnalle. Tällaiset purkautumat saattavat aiheuttaa suuriakin kulumisvaurioita ympäristöön (esim. Mäkelä ja Reijonen 1993).

Helmisaari ym. (1999) tutkivat Hämeenlinnan Ahveniston tekopohjavesilaitoksella sadetusimeytyksen ympäristövaikutuksia. Sadetusimeytys muutti aluskasvillisuuslajistoa selvästi. Imeytetyn pintaveden pH-arvo ja ravinteiden, varsinkin typpiyhdisteiden, pitoisuudet olivat selvästi korkeammat kuin sadeveden. Kuivilla ja karuilla paikoilla kasvavat lajit (esim. varvut ja kangasmetsien sammalet) kärsivätkin sadetusimeytyksen aiheuttamasta liiasta kosteudesta sekä maaperän pH-arvon ja ravinteiden, kuten typen, pitoisuuksien kohoamisesta. Lehdoissa kasvavat lajit (esim. heinät, ruohot ja sammalet) sen sijaan hyötyivät kosteuden ja typen saannin lisääntymisestä. Kasveissa oli myös selviä näkyviä muutoksia. Puolukoissa oli sienitauteja, seinä- ja metsäkerrossammaleissa oli värivirheitä ja niiden pinnoilla leväkasvustoja. Lähdesammaleet olivat toisaalta hyvinvoivan näköisiä. Maanpinnan kulumista havaittiin paikoitellen. Tällaisia ympäristövaikutuksia voidaan Helmisaaren ym. (1999) mukaan kuitenkin lieventää sadetusimeyttämällä kutakin aluetta kerrallaan korkeintaan yhden vuoden ajan. Lisäksi sadetusimeytysjaksojen väliin tulisi jättää vähintään yhden kesäkauden pituinen sadettamaton lepovaihe. Tällä tavoin jaksotettuna sadetusimeytysalueet säilyvät kasvipeitteellisinä eikä maanpinnan kulumista tapahdu. Edelleen Helmisaari ym. (1999) havaitsivat, ettei sadetusimeytys haitannut puustoa, jos imeytysalueen sadetusputkien väliin jätettiin sadettamattomia osa-alueita. Tällaisilla osa-alueilla maaperän pH-arvo ja kosteus eivät muuttuneet.

• Tekopohjaveden laatu

Orgaaninen aine

Ilkka Miettinen, Kari Illmer

Suomessa tekopohjaveden muodostamisen päätavoite on vähentää maaperässä imeytettävän pintaveden luonnontilaista orgaanista ainetta (engl. *NOM, natural organic matter*). Thurmanin (1985) mukaan orgaanisen aineen kokonaismäärä luonnonvesissä on noin kaksi kertaa suurempi kuin orgaanisen hiilen (engl. *TOC, total organic carbon*) kokonaismäärä. Tämä puolestaan koostuu sekä hiukkasmaisesta orgaanisesta hiilestä (engl. *POC, particulate organic carbon*) että liuenneesta orgaanisesta hiilestä (engl. *DOC, dissolved organic carbon*). Näiden kahden välinen raja on menetelmällinen: edellinen pidättyy 0,45 µm:n suodattimelle, jälkimmäinen taas läpäisee kyseisen suodattimen.

Suurin osa (~ 90 %) pintavesien orgaanisen hiilen kokonaismäärästä on liuennutta orgaanista hiiltä. Pintavesiin liuenneesta orgaanisesta hiilestä suuri osa (50-75 %) on puolestaan sitoutunut humusyhdisteisiin (engl. *humic substances*). Suurin osa näistä on peräisin pintavesistön valuma-alueen metsistä ja soilta, ja ne ovat biologisesti huonosti hajoavassa muodossa humus-, fulvohappoina ja humiineina (Wetzel 1983). Suomalaisten humuspitoisten pintavesien orgaaninen aine on pääosin koostunut yhdisteistä, joiden molekyylikoko on suuri (Münster 1985). Pintavesien orgaaninen aine sisältää myös muita orgaanisia yhdisteitä, joita luonnossa elävät mikro-organismit kykenevät hyödyntämään hiilen ja energian lähteenä. Mikro-organismeille helposti käyttökelpoinen orgaaninen aine koostuu erilaisista yhdisteistä kuten hiilihydraateista, aminohapoista, orgaanisista hapoista, rasvoista ja vahoista. Osa näistä muista yhdisteistä voi puolestaan olla sitoutuneena humusyhdisteisiin (Peuravuori & Pihlaja 1999, Thurman 1985). Osa luonnonvesien liuenneesta orgaanisesta hiilestä on lisäksi menetelmällisesti määritettävissä hiileksi, jonka mikro-organismit voivat hajottaa. Tätä hiiltä kutsutaan biologisesti hajotettavissa olevaksi orgaaniseksi hiileksi (engl. *BDOC, biodegradable organic carbon*). Osan tästä biologisesti hajotettavissa olevasta orgaanisesta hiilestä voivat mikro-organismit käyttää energian ja kasvunsa lähteenä. Tätä hiiltä kutsutaankin sen vuoksi assimiloituvaksi orgaaniseksi hiileksi (engl. *AOC, assimilable organic carbon*) (Van der Kooij ym. 1982).

Luonnontilaisen orgaanisen aineen määrää luonnonvesissä on vaikea määrittää. Tämän vuoksi analysoidaan yleensä orgaanisen hiilen kokonaismäärä. Epäorgaanisen hiilen poistumista voidaan tehostaa typpikaasukuplituksen avulla, jolloin saadaan mitattua haihtumattoman orgaanisen hiilen (engl. *NPOC, non-purgeable organic carbon*) pitoisuus.

Epäsuoria orgaanisen aineen määritysmenetelmiä ovat biokemiallinen hapen tarve (engl. *BOD*) sekä kemiallinen hapentarve (engl. *COD*). Edellinen mittaa bakteerien kuluttamaa happea, jälkimmäinen vahvan kemiallisen hapettimen kuluttamaa happea. Biologisesti hajotettavissa olevalle ja mikro-organismien käytettävissä olevalle orgaaniselle hiilelle on myös kehitetty omat määritysmenetelmät vesijohtoverkoston mikro-organismien kasvumahdollisuuksien arvioimiseen (Van der Kooij ym. 1982).



Kuva 1.4. Vuonteenharjun tekopohjavesilaitoksen vedenottoputken kuljetus Kuusvedellä.

Orgaaninen aine voidaan jaotella myös eri molekyylikoko- tai molekyylipainoluokkiin. Menetelmiä ovat kuvanneet mm. Thurman (1985) ja Aiken ym. (1985). Tutkimuksia ovat julkaisseet esimerkiksi Afcharian ym. (1997), Alborzfar ym. (1998), Drewes & Fox (1998a, 1998b), Klinkow ym. (1998), Miettinen ym. (1994, 1998a, 1998b) sekä Vartiainen ym. (1987).

Orgaaninen aine voidaan niin ikään jaotella kemiallisesti eri tavoin käyttäytyviin luokkiin. Jaottelu perustuu orgaanisen aineen sisältämien yhdisteiden hydrofiiliseen tai hydrofobiseen käyttäytymiseen. Orgaaninen aine saadaan tämän perusteella ryhmiteltyä ainakin kuuteen luokkaan: hydrofobiset hapot, emäkset ja neutraalit sekä hydrofiiliset hapot, emäkset ja neutraalit (Leenheer & Huffman 1976, Leenheer 1981). Menetelmää ovat kuvanneet myös Thurman (1985) ja Aiken ym. (1985).

Luonnontilaisen orgaanisen aineen lisäksi imeytettävän pintaveden ja tekopohjaveden laatua voivat heikentää erilaiset haitalliset orgaaniset aineet ja yhdisteet. Tällaisia esiintyy erityisesti Keski-Euroopan jokivesissä suurina pitoisuuksina.

Suomalaisista talousvesistä on usein analysoitu korkeita TOC-pitoisuuksia (Vartiainen ym. 1987, Miettinen ym. 1998). Myös pohjavesien ja tekopohjavesien mikro-organismien käytettävissä olevan orgaanisen hiilen (AOC) pitoisuudet ovat olleet korkeita: 60-280 µg AOC/l (Miettinen ym. 1995; Miettinen ym. 1997). Sen sijaan Hollannissa 90 % talousvedestä voidaan valmistaa ilman desinfiointia, koska talousveden AOC-pitoisuus pidetään hyvin alhaisena (alle 10 µg asetaatti-ekvalentti C/l). Tälläinen alhainen AOC-pitoisuus merkitsee mikrobiologisesti stabiilia talousvettä (Van der Kooij ym. 1982). Tekopohjaveden muodostaminen on ollut keskeistä alhaisen AOC-pitoisuuden saavuttamiselle Hollannissa. Amerikkalaiset tutkijat ovat esittäneet AOC:lle ohjeellista raja-arvoa 50-100 µg AOC/l. Tällöin tavoitteena on pitää mikro-organismien ravinnepitoisuus niin alhaisena, että koliformisten bakteerien kasvu talousvesiverkostossa estyy (Volk ym. 1996).

Orgaanisen aineen poistuma tekopohjavettä muodostettaessa

Kari Illmer, Anna-Liisa Kivimäki

Maaperään satavassa ja sulavassa vedessä tapahtuvien vedenlaadun muutoksien perusteella on oletettu, että myös orgaanisen aineen määrä vähenee maaperän kaikissa imeytysvyöhykkeissä: pinta-, vajovesi- ja pohjavesivyöhykkeessä. Liuenneen tai hiukkasmaisen orgaanisen aineen määrää voivat vähentää näissä kaikissa siivilöityminen, kemiallinen hapettuminen ja pelkistyminen, kemiallinen saostuminen ja liukeneminen, adsorptio ja ioninvaihto, mikro-organismien kasvu ja niiden aikaansaama aerobinen ja/tai anaerobinen hajoaminen (esim. Huisman & Olsthoorn 1983, Schmidt 1996). Tärkeimmät näistä ovat adsorptio ja mikro-organismien aikaansaama hajoaminen (esim. Roberts ym. 1982, Crites 1986). Laimeneminen ja/tai dispersio luonnontilaiseen pohjaveteen vähentää myös orgaanisen aineen määrää. Orgaanisen aineen käyttäytymistä tekopohjaveden muodostuksessa on tutkittu myös Suomessa (esim. Anon. 1977, Koskinen 1976). Aiemmin ei kuitenkaan ole tutkittu missä määrin koostumukseltaan erilaiset orgaaniset yhdisteet vähenevät esim. adsorpoitumalla ja missä määrin ne esim. hajoavat biologisesti aerobisissa ja/tai anaerobisissa olosuhteissa.

Luonnontilainen orgaaninen aine ei sellaisenaan ole terveydelle haitallista. Se tulisi kuitenkin poistaa talousvedestä mahdollisimman tarkoin, koska veteen jäävä orgaaninen aine heikentää sen laatua eri tavoin. Orgaaninen aine voi mm. reagoida desinfioinnissa käytettyjen klooriyhdisteiden kanssa sekä muodostaa mutageenisia ja jopa karsinogeenisia yhdisteitä (Rook 1974, Bellar ym. 1974). Vedenjakeluverkostossa elävät heterotrofiset bakteerit hyödyntävät talousveden orgaanista ainetta. Mitä enemmän orgaanista ainetta on ja mitä helpommin se hajoaa, sitä paremmat ovat heterotrofisten bakteerien kasvuedellytykset vedenjakeluverkostossa.

Monet orgaaniset aineet ja yhdisteet ovat erityisen haitallisia. Tällaisia aineita ja yhdisteitä

ovat esim. PAH-yhdisteet. Niiden pitoisuudet voivat kuitenkin vähentyä, kun ne kiinnittyvät maaperän eri vyöhykkeiden pienikokoisiin hiukkasiin. Niitä pidättävien hiukkasten koko on muutamasta nanometristä 10000-20000 nanometriin. Myös bakteerit ja virukset kiinnittyvät maahiukkasten pinnoille. Tekopohjaveden virtausolosuhteet maaperässä kuitenkin muuttuvat, kun maaperään imeytetään ja siitä pumpataan suuria vesimääriä. Tällöin myös kolloidiset hiukkaset voivat lähteä liikkeelle, jolloin myös niihin kiinnittyneet haitalliset aineet ja yhdisteet saattavat kulkeutua vedenottokaivoihin (Hofmann & Schöttler 1998).

Stuyfzand (1998) vertaili hollantilaisilla tekopohjavesilaitoksilla rantaimeytyksen ja allasimeytyksen kykyä vähentää näiden aineiden ja yhdisteiden pitoisuuksia tekopohjavedessä. Rantaimeytetyssä tekopohjavedessä oli selvästi enemmän jäämiä erilaisista haitallisista orgaanisista aineista ja yhdisteistä, vaikka viipymäajat olivat pitempiä kuin dyynialueiden allasimeytetyssä tekopohjavedessä. Dyynialueiden allasimeytetty tai kaivoimeytetty pintavesi kuitenkin esikäsiteltiin, mikä osaltaan selitti eroja. Stuyfzandin (1998) mukaan tekopohjavesiesiintymän hapetus-pelkistys-olosuhteilla on kuitenkin ratkaiseva merkitys näiden aineiden ja yhdisteiden kulkeutumisessa ja hajoamisessa.

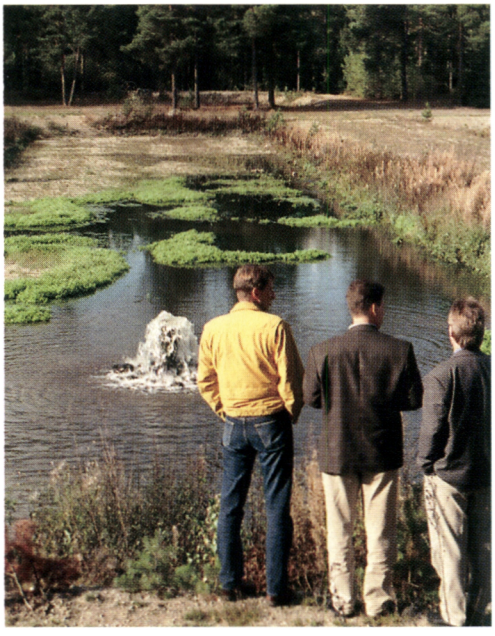
Torjunta-aineet ovat myös ongelmallisia, ja niiden vähenemistä tekopohjaveden valmistuksessa onkin viime vuosina tutkittu eri maissa. Torjunta-aineet ovat merkittävä uhka myös luonnontilaiselle pohjavedelle esim. Tanskassa. Kööpenhaminan vesilaitos tutkii tekopohjaveden valmistusmahdollisuuksia koelaitoksellaan Arrenæsissä. Tutkimuksissa on imeytykseen käytetyn Arresø-järven pintavedestä, vajovedestä ja tekopohjavedestä analysoitu säännöllisesti usean vuoden ajan 30 torjunta-aineen pitoisuudet (Basse ym. 1998, Brandt 1998). Pintavedestä todettiin mm. 2,6-diklorobenzamidia, jonka suurin pitoisuus oli 0,24 µg/l sekä simatsiinia. Vajovesivyöhykkeen huokosvedestä ja tekopohjavedestä analysoitiin samoja torjunta-aineita kuin pintavedestä ja lisäksi näiden torjunta-aineiden hajoamistuotteita. Torjunta-aineiden pitoisuudet ylittivät ajoittain suomalaisen rajaarvon 0,10 µg/l. Pohjavedestä todettiin vuosina 1996 ja 1997 jäämiä myös dinosebistä, jonka käyttö kiellettiin Tanskassa vuonna 1990 sekä atratsiinista, jonka käyttö kiellettiin vuonna 1994 (Basse ym. 1998, Brandt 1998).



Kuva 1.5. Arrenæsin koelaitos Kööpenhaminassa.

Frycklund (1998), Frycklund ja Jacks (1998, 1997) sekä Jacks (2001) tutkivat ruotsalaisilla tekopohjavesilaitoksilla orgaanisen aineen vähenemistä. Frycklundin (1995) mukaan allasimeytystä käytettäessä orgaanisen aineen määrä hehkutushäviönä (engl. *loss on ignition*) mitattuna lisääntyi eniten suodatinhiekkakerroksen pintaosassa. Lisääntyminen oli selvä lämpimän kesäkauden loppupuolella, jolloin mikro-organismien toiminta oli suurimmillaan. Ilmiön saattoi siis aiheuttaa joko imeytysveden mukana kulkeutuvan orgaanisen aineen pidättyminen tai orgaanisen aineen muodostuminen suodatinhiekkakerroksen pintaosassa. Frycklund (1999) teki myös imeytyskokeita laboratoriossa maapatsailla. Maa-aines patsaisiin otettiin Eskilstunan tekopohjavesilaitoksen imeytysaltaista. Imeytysveden kokonaisorgaaninen hiili (TOC) pidättyi patsaissa tehokkaammin kyllästymättömässä virtauksessa ja hitailla imeytysveden nopeuksilla. Niinikään laboratoriossa tehdyissä maapatsaskokeissa, joihin maa-aines otettiin ruotsalaiselta tekopohjavesilaitokselta, havaittiin, että biologisen hajotuksen tehokkuus 10-15 cm paksussa pintakerroksessa näkyi mm. AOC-pitoisuuden merkittävänä alenemisena ja hiilidioksidin voimakkaana tuottona (Jørgensen 1999b, Jacks 1999).

Eskilstunassa tehtiin kokeita orgaanisen aineen vähenemisestä myös imeytysaltailla. Jacks (1999, 2001) havaitsi, että liuenneesta orgaanisesta hiilestä (DOC) noin puolet pidättyi imeytysaltaan alapuoliseen kyllästymättömään vajovesivyöhykkeeseen. Tästä näytti puolet hajoavan mikro-organismien toiminnan tuloksena ja puolet adsorpoituvan maaperän ainekseen. Imeytysaltaan välittömässä läheisyydessä sijaitsevasta pohjaveden havaintoputkesta 20 metrin syvyydestä otetussa tekopohjavesinäytteessä liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuus oli 25 % imeytetyn pintaveden pitoisuudesta. Kyllästyneen pohjavesivyöhykkeen maaperään pidättyisi siis laskennallisesti 25 % imeytetyn pintaveden liuenneesta orgaanisesta hiilestä. Mikro-organismien toiminnan tuloksena tapahtuva hajoaminen oli vähemmän selvää pohjavesivyöhykkeessä. Jacks (2001) havaitsi myös, että hiilidioksidipitoisuus kasvoi suodatinhiekkakerroksen 0,15 m paksussa pintaosassa, mikä osoitti orgaanisen aineen hajoamista. Tässä pintaosassa myös hiilen ja typen pitoisuudet olivat kohonneita, kun taas syvemmällä niiden pitoisuudet olivat selvästi pienemmät. Orgaanisen aineen sisältämien hiilen ja typen pitoisuussuhdeluvun (6-7) perusteella tämän pintaosan orgaaninen aines oli levien biomassaa. Tällainen orgaaninen aine hajoaa helposti mikro-organismien toiminnan tuloksena (Jacks & Frycklund 1995).



Kuva 1.6. Imeytysallas Södertäljessä, Ruotsissa.

Rantaimeytystä on tutkittu myös Suomessa (Kivimäki ym. 1998, Kivimäki & Lahti 1999, Sara 2001). Rantaimeytetyn tekopohjaveden happipitoisuus poikkeaa allas- tai sadetusimeytetyn tekopohjaveden happipitoisuudesta: se on joko koko ajan erittäin alhainen tai vaihtelee kesäkauden lähes olemattomasta keskitalven korkeaan. Kesäkausina tekopohjaveden liuenneen raudan ja ammoniumtypen pitoisuudet kohoavatkin niukan happipitoisuuden tuloksena. Tämä osoittaa ferrirautaa ja nitraattia elektronin vastaanottajana käyttävien, hapettomissa olosuhteissa viihtyvien mikro-organismien aikaansaamaa lisääntyvää hajoamista.

Suomalaisilla rantaimeytyslaitoksilla, joilla veden viipymäaika maaperässä oli yhdestä neljään kuukauteen, orgaanisen aineen vähenemä oli jopa 70-80 % rantaimeytysvyöhykkeen ja vedenottamon kaivojen välisellä virtausmatkalla (Kivimäki ym. 1998, Kivimäki & Lahti 1999). Järvialtaan pohjasedimentin korkean bakteeriaktiivisuuden vuoksi orgaanisen aineen määrä väheni heti virtausreitin alussa 30-40 %. Vähenemä oli humuspitoista pintavettä (TOC-pitoisuuden keskiarvo 10 mg/l) imeytettäessä suurempi kuin vähemmän humuspitoista pintavettä (TOC- pitoisuuden keskiarvo 4,8 mg/l) imeytettäessä (Kivimäki ym. 1998). Mikro-organismien käytettävissä olevan hiilen (AOC) pitoisuus ei sen sijaan vähentynyt merkittävästi rantaimeytysvyöhykkeen ja vedenottokaivojen välisellä virtausmatkalla. Erityisesti suurimolekyyliset orgaaniset yhdisteet pidättyivät tehokkaasti rantaimeytysvyöhykkeessä, kun taas pääasiassa pienimolekyyliset yhdisteet kulkeutuivat pohjavesiesiintymään (Kivimäki & Lahti 1999).

Rantaimeytystä käytettäessä orgaanisen hiilen vähenemän syynä oli ilmeisesti mikro-organismien aikaansaama hajoaminen sekä pidättyminen saveskokoisiin hiukkasiin ja/tai savimineraalihiukkasiin.

Rantaimeytystä käyttävän tekopohjavesilaitoksen toiminta-ajan kesto säätelee myös tekopohjaveden laatua. Kun toiminta jatkui pidempään, jatkuivat sekä hapekkaissa olosuhteissa viihtyvien mikro-organismien aikaansaama hajoaminen että adsorptio. Nämä yhdessä vähensivät edelleen merkittävän osan imeytysveden mukana kulkeutuneesta orgaanisesta aineesta (Kivimäki ym. 1998).

Drewes ja Fox (1998a, 1998b) tutkivat orgaanisen aineen poistumista kemiallisesti käsitellyn jäteveden maahan imeytyksessä sekä laboratoriossa että vesilaitoksilla. Laboratoriossa tehdyissä maapatsaskokeissa mikro-organismit hajottivat 35-50 % imeytettävän jäteveden liuenneesta orgaanisesta hiilestä. Drewesin ja Foxin (1998a, 1998b) mukaan mikro-organismien aikaansaama liuenneen orgaanisen hiilen hajoaminen maaperässä oli tehokasta ensimmäisen 15-20 vrk:n viipymäajan kuluessa. Viipymäajan pidentyessä useiksi kuukausiksi, pidättyminen muuttui tärkeämmäksi tekijäksi kuin mikro-organismien aikaansaama hajoaminen. Kokeissa havaittiin, että maapatsaissa myös orgaanisen aineen koostumus muuttui 21 vrk:n viipymäajan kuluessa. Selvimmin maa-ainekseen pidättyivät suurimolekyyliset yhdisteet, ja maapatsaiden läpivirranneeseen veteen jäivät pienimolekyyliset yhdisteet.

Gerlachin (1997) mukaan humusyhdisteiden pidättymiskyky maaperään mineraalirakeiden pinnoille ja jo aikaisemmin pidättyneiden humusyhdisteiden muodostamaan kerrokseen on rajaton. Mikäli pohjavesiesiintymän pH-arvossa ei tapahdu merkittäviä muutoksia, eivät maakerroksiin pidättyneet yhdisteet lähde helposti liikkeelle.



Kuva 1.7. Suomessa tekopohjavettä muodostetaan pääasiassa järvivedestä. Keski-Euroopassa joet ovat tärkeimpiä raakavesilähteitä.

Mikrobit ja levät

Ilkka Miettinen

Mikrobit

Vaikka suurin osa vesilaitosten jakamasta talousvedestä täyttää sosiaali- ja terveysministeriön asettamat laatutavoitteet, Suomessa on esiintynyt veden mikrobiologiseen laatuun liittyviä ongelmia. Pahimmillaan talousvesi voi aiheuttaa jopa vesivälitteisen epidemian, mikäli siihen kulkeutuu tauteja aiheuttavia mikrobeja. Talousveden mikrobiologiset ongelmat voivat aiheutua joko siitä, että vesilaitosten raakavedessä on patogeenisia mikrobeja, jotka läpäisevät raakaveden puhdistuskäsittelyn ja päätyvät talousveteen tai että taudinaiheuttajamikrobit joutuvat talousveteen esim. vesijohtoverkoston vaurioitumisen takia (Lahti 1991, Miettinen ym. 2001). Pääosa vesivälitteisistä epidemioista on aiheutunut kalikiviruksista (NLV-/Norwalk-virukset) tai kampylobakteereista (Miettinen ym. 2001).

Mikrobien kulkeutumista maaperässä säätelevät eri tekijät. Näitä ovat erityisesti mikrobien fysikaalinen pidättyminen (siivilöityminen) tai adsorpoituminen maaperän partikkeleihin (Gerba & Bitton 1984). Mikäli mikrobien viipymäaika maaperässä on riittävän pitkä, ehtii mikrobi tuhoutua tai ainakin menettää tauteja aiheuttavat ominaisuutensa. Mikro-organismin ominaisuuksien, maaperän koostumuksen ja imeytystavan (pintaimeytys vai kaivoimeytys) perusteella taudinaiheuttajien kulkeutumismatka pohjavesiesiintymässä vaihtelee muutamasta metristä yli kilometriin (Pavelic ym. 1996). Kooltaan suurimpiin taudinaiheuttajamikrobeihin kuuluvat alkueläimet ja niiden (oo)kystat poistuvat yleensä ensimmäisinä imeytymisen alkuvaiheessa (LeChevallier & Norton 1993).

Hiekkapatsassuodatuskokeet ovat osoittaneet, että useimmat mikrobisolut poistuvat imeytetystä vedestä jo ensimmäisten imeytysmetrien matkalla (Bellamy ym. 1985, Preuss 1996, Albrechtsen ym. 1998). Yleisimmille indikaattoribakteereille (*Escherichia coli* ja koliformiset bakteerit) viipymäaika, jonka aikana 90 % mikrobeista poistuu imeytettävästä vedestä, on 3-6 vuorokautta. Joillakin viruksilla tällaiseen vähenemiseen tarvittava viipymäaika voi kuitenkin olla jopa 30 vuorokautta (Dillon & Pavelic 1996). Hollantilaisissa tutkimuksissa havaittiin, että bakteriofagien pitoisuus aleni selvästi imeytysmatkan ja viipymäajan pidentyessä: 99,9 % poistumasta tapahtui jo 2,5 metrin imeytymismatkalla ja 25 vuorokauden viipymäaikana saavutettiin jo kahdeksan kertaluokan viruspitoisuuden alenema (Peters ym. 1998). Suomessa esiintyneet vesiepidemiat ovat kuitenkin osoittaneet, että erityisesti Norwalk-virukset (NLV-virukset) kykenevät säilyttämään tauteja aiheuttavat ominaisuutensa pohjavesivyöhykkeessä pitkiä aikoja, ja että NLV-virukset voivat kulkeutua maaperässä kymmeniä metrejä (Miettinen ym. 2001). Talviolosuhteet eivät estä talousveteen liittyviä mikrobiologisia haittoja, sillä yleensä kaikkien mikrobien säilyvyys vedessä on parempi kylmissä olosuhteissa.

Kaikki talousvesissä esiintyvät mikrobit eivät aiheuta tauteja. Niiden voimakas kasvu talousvedessä voi kuitenkin heikentää sen laatua. Nämä ns. heterotrofiset bakteerit hyödyntävät talousvedessä olevia ravinteita oman biomassansa rakennusaineina ja energian lähteinä. Erityisesti desinfioimattomissa talousvesissä heterotrofisten bakteerien lukumäärä voi kasvaa vesijohtoverkostossa 100-1000-kertaiseksi verrattuna vesilaitokselta lähtevän veden heterotrofisten bakteerien lukumäärään. Osa mikrobeista kiinnittyy verkoston seinämille ja alkaa muodostaa niiden pinnoille ns. biofilmejä. Myös koliformisten mikrobien on havaittu esiintyvän verkoston seinämien biofilmeissä. Biofilmeistä mikrobit voivat irrota ohi virtaavaan talousveteen. Mikrobien jälkikasvu voi olla voimakasta myös talousvesissä, jotka on valmistettu pohjavedestä tai tekopohjavedestä (Miettinen ym. 1995).

Orgaanista ainetta ja sen biohajoavaa osaa on pidetty talousvesien laadun kannalta merkittävimpänä tekijänä. Orgaaninen aine ei kuitenkaan aina ole tekijä, joka rajoittaa mikrobikasvua talousvesissä. Suomessa tehdyt tutkimukset ovat osoittaneet, että fosfori onkin useissa suomalaisissa talousvesissä mikrobien kasvua rajoittava tekijä (Miettinen ym. 1996). Fosforitutkimuksen ongelmana on kuitenkin

raakavesien ja erityisesti niistä valmistettujen talousvesien alhainen fosforipitoisuus. Kemiallisin menetelmin ei vedestä voida mitata fosforipitoisuutta, joka on < 1 µg/l. Kansanterveyslaitos onkin kehittänyt herkän mikrobiologisen analyysimenetelmän mikrobeille käyttökelpoisen fosforin (MAP) mittaamiseksi (Lehtola ym. 1999).

Levät

Myös levien massaesiintyminen pintavesissä vaikuttaa talousveden valmistukseen. Osa järvi- ja jokivesissä massoina esiintyvistä sinilevistä tuottaa maksaan haitallisesti vaikuttavia yhdisteitä, mikrokystiinejä. Näitä myrkyllisiä sinileväesiintymiä on todettu myös tekopohjavesilaitosten käyttämissä pintavesissä (Lahti ym. 1998a, 1998b).

Sinilevien käyttäytymisestä pintavesissä on tehty useita tutkimuksia. Sivileväsolut vähenevät tehokkaasti (>90 %) imeytetystä vedestä sekä allas- ja sadetusimeytyslaitoksilla että alueilla, joilla tapahtuu rantaimeytymistä (Lahti ym. 1998a, 1998b). Maa- ja sedimenttipatsailla tehdyissä suodatuskokeissa saavutettiin 98,4-99,9 % leväbiomassan poistuma. Myös sinilevien tuottamat myrkyt, kuten anatoksiini-*a* ja mikrokystiini-LR, vähenivät selvästi rantaimeytyksessä (Lahti ym. 1998a, 1998b).

Jørgensen (1999) havaitsi suodatuskokeissaan hiekkapatsailla, että mikrokystiini-LR hajoaa huonommin kuin anatoksiini-*a*. Maapatsaskokeissa mikrokystiinin pitoisuus vedessä väheni 77-90 %, kun sen pitoisuus imeytetyssä pintavedessä oli 10-30 µg/l (Lahti ym. 1998a, 1998b, Jørgensen 1999). Vähäisiä mikrokystiinipitoisuuksia oli siis vielä maaperäkerrosten läpi virranneessa vedessä. Sinilevien tuottamat hajuyhdisteet, geosmiinit, vähenivät imeytetystä vedestä selvemmin kuin mikrokystiinit (Veijanen 1997). Pääosa sinilevien tuottamista myrkyistä väheni mikro-organismien toiminnan hajottamina ja mikrokystiinien pidättymisen osuus oli vain 2-25 % (Lahti ym. 1998a, 1998b). Mikro-organismien aikaansaama hajoaminen oli tehokkainta sellaisessa maaperässä, jossa oli valmiina myrkkyjä hajottava bakteerikanta. Tällainen bakteerikanta oli kehittynyt pohjasedimentteihin niissä järvialtaissa, joissa oli ollut aikaisemmin sinileviä (Rapala ym. 1994). Tämän vuoksi alueilla, joilla tapahtuu rantaimeytymistä imeytymisvyöhykkeen pohjasedimentissä käynnistyy mikrokystiinien biologinen hajotus nopeammin kuin harjun orgaanisessa pintakerroksessa. Rantaimeytetyssä tekopohjavedessä mikrokystiinien vähenemä on yleensä yli 90 % ja pitoisuudet ovat alle 1 µg/l, joka on WHO:n esittämä enimmäispitoisuus talousvedessä (WHO 1998). Nämä vähäisetkin mikrokystiinipitoisuudet kuitenkin osoittavat, että rantaimeytyksessä usein kehittyvät hapettomat olosuhteet mahdollistavat myrkkyjen pysyvyyden (Lahti ym. 1998a, 1998b). Tähän mennessä eristetyt mikrokystiinejä hajottavat bakteerikannat ovatkin kaikki olleet hapekkaissa olosuhteissa viihtyviä (Jones ym. 1994, Lahti 1997).



Kuva 1.8. Leväkasvua Södertäljen (Ruotsi) imeytysaltaassa.

Sinilevien aiheuttamaa uhkaa voidaan tarvittaessa vähentää myös erilaisilla lisätoimenpiteillä. Allas- tai sadetusimeytystä käytettäessä imeytys voidaan keskeyttää. Keskeytystä jatketaan, kunnes imeytykseen käytetyssä pintavedessä ei enää todeta haitallisia leviä eikä liuenneita myrkkyjä.

Epäorgaaniset aineet

Jorma Pääkkönen

Tekopohjavesi on aina luonnontilaisen pohjaveden ja imeytetyn pintaveden seos. Luonnontilainen pohjavesi sisältää useimmiten merkittävästi enemmän suoloja kuin imeytettävä pintavesi (Sundlöf & Kronqvist 1992). Tekopohjavedestä ei maaperän eri vyöhykkeissä juurikaan poistu epäorgaanisia aineita. Päinvastoin, maaperästä saattaa liueta epäorgaanisia aineita tekopohjaveteen. Näistä syistä tekopohjavedessä on enemmän epäorgaanisia aineita kuin imeytettävässä pintavedessä.

Hiilidioksidi ja happi

Hiilidioksidia muodostuu orgaanisen aineen hajotessa. Osa siitä saattaa muuttua bikarbonaatiksi alkaloivien mineraalien vaikutuksesta. Levät ja kasvit käyttävät ilmakehän hiilidioksidia yhteyttäessään muodostaen biomassaa. Ruotsissa on tutkittu tekopohjaveden orgaanisen aineen vähenemisen ja hiilidioksidituotannon lisääntymisen välisiä yhteyksiä. Luonnontilaisen pohjaveden suuri osuus tekopohjavedessä on kuitenkin vaikeuttanut tulosten tulkintaa. Arvion mukaan 1 mg COD_{Mn} -pitoisuus vastaa 3 ± 1 mg CO_2 (Sundlöf & Kronqvist 1992).

Hiilidioksidin muodostuksessa kuluu happea. Yksinkertaistaen kulumista voidaan teoreettisesti arvioida olettaen orgaanisen aineen sisältävän seuraavia alkuaineita: C 53 %, H 7 %, O 22 %, N 17 %, S 1 %. Tällä koostumuksella, olettaen orgaanisen aineen olevan helposti hajoavaa, kemiallinen hapenkulutus (mg) olisi noin 4,1 mg/mgC. Edelleen voidaan laskea, että kun 1 mg CO_2 vastaa 0,27 mg hiiltä, niin 4,1 × 0,27 mg = 1,1 mg (teoreettinen hapen kuluminen). Koska imeytettävässä pintavedessä on usein noin 10 mg/l happea, vesi tulisi hapettomaksi, mikäli imeytettävän veden COD_{Mn}-pitoisuus olisi yli 3 mg O_2/l (kaliumpermanganaattikulutus yli 15 mg/l). Tekopohjavesilaitoksista saatujen käyttökokemusten perusteella tekopohjaveden COD_{Mn}-pitoisuus voi olla huomattavasti suurempi ilman hapettomuusriskiä ja mahdollista rauta- ja mangaanipitoisuuden kohoamisriskiä (Anon. 1977).

Vedessä oleva ammoniumtyppi kuluttaa myös happea. Tavallisesti ammoniumtyppi hapettuu nitrifikaatiossa nitraatiksi, jolloin 1 mg ammoniumtyppeä kuluttaa noin 4,6 mg happea. Jos ammoniumia on suuria määriä, sen vaikutus tekopohjaveden happipitoisuuteen on hyvin merkittävä. Yleensä pintaveden ammoniumtyppipitoisuus on merkityksettömän pieni. Mikäli nitrifikaatiota tapahtuu jo vajovesivyöhykkeessä, vesi saa kuluvan hapen tilalle uutta happea huokosilmasta. Pohjavesivyöhykkeessä hapen liukeneminen veteen on vähäistä.

pH-arvo

Tekopohjaveden pH-arvo riippuu veden sisältämistä liuenneista aineista. Merkittävimmin tekopohjaveden pH-arvoon vaikuttavat bikarbonaatti ja hiilidioksidi. Myös muut epäorgaaniset aineet (mm. fosfaatti-, ammonium- ja sulfidi-ionit) vaikuttavat pH-arvoon, mutta niiden vaikutus on yleensä merkityksetön.

pH-arvo on laskettavissa kohtuullisella tarkkuudella kaavalla, kun pH-arvo on **5,5 - 8,0**

$$pH = -\log_{10}(k \times CO_2 / 44 / \text{alkaliniteetti})$$

jossa esim. 25°C lämpötilassa $k = 10^{-6,35}$

Kaavalla voidaan laskea tekopohjaveden pH-arvo, kun sen muodostuksessa syntyvän hiilidioksidin pitoisuus on arvioitavissa.

Tarkemmissa laskelmissa on otettava huomioon myös ioniaktiivisuudet, joilla alkaa olla merkitystä keskikovissa ja kovissa vesissä (Anon. 1998).

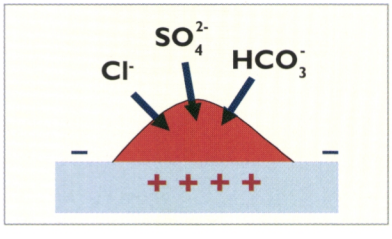
Veden syövyttävyyteen vaikuttavat tekijät

Tekopohjaveden muodostamisen eräs merkittävä etu pintaveden kemialliseen käsittelyyn verrattuna on valmistetun talousveden mineraalisuolojen pienempi määrä. Perinteisellä pintavesilaitoksella saostuskemikaaleista liukenee käsiteltyyn veteen joko sulfaattia tai kloridia. Näillä on merkitystä veden syövyttävyyden kannalta, koska sulfaatin ja kloridin on todettu lisäävän metalliputkien korroosiota.

Korroosiota nopeuttaa lisäksi kesällä pintaveden korkeampi lämpötila. Pintavesilaitoksilla korroosio näkyy mm. verkoston saostumanystyröiden puun vuosikasvun tyyppisinä rakenteina **(kuva 1.9)** (Anon. 1985).

Korroosio verkostossa on monimutkainen ilmiö, eikä sen estoa hallita täydellisesti. Korroosio on useimmiten pääosin sähkökemiallista, mutta myös mikrobiologisella korroosiolla voi olla suuri merkitys. **Kuvan 1.10.** nystyrämäinen rakenne johtuu sähkökemiallisesta korroosiosta. Näiden nystyrämäisten saostumien alta tapahtuu pistemäinen syöpyminen.

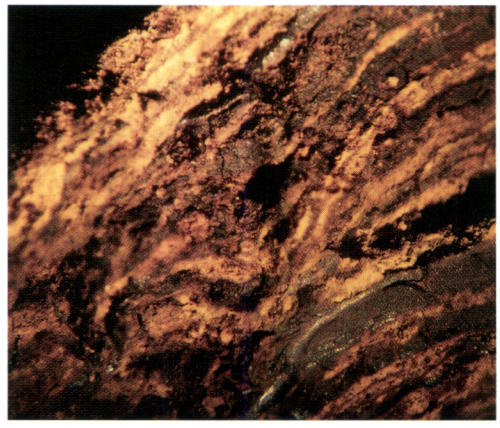
Kloridi ja sulfaatti lisäävät erityisen paljon korroosiota, koska ne sähkökemiallisessa korroosiossa korroosiovirran vaikutuksesta kulkeutuvat nystyrän sisälle ja estävät korroosiota hidastavien saostumien muodostumista. Sekä rautakloridi että -sulfaatti ovat lisäksi veteen runsaasti liukenevia yhdisteitä ja ne parantavat nystyrän sähkönjohtavuutta ja lisäävät korroosiovirtaa. Bikarbonaatti (HCO_3^-) kulkeutuu myös saostuman sisälle, mutta se muodostaa veteen liukenemattoman saostuman ja edistää korroosiota hidastavan saostuman muodostumista **(kuva 1.11).**



Kuva 1.11. Sähkökemiallisen korroosion periaate.

Täten bikarbonaattia tulee verkostoon johdettavassa vedessä olla suhteessa enemmän kuin kloridia ja sulfaattia (ilmaistuna mg/l) eli alkaliniteetin, mmol/l, tulee olla suurempi kuin (kloridi / 35,45 + sulfaatti / 48) (Anon.1993).

Tekopohjavedessä kloridia ja sulfaattia on tyypillisesti vain vähän. Lisäksi hiilidioksidia muodostuu veteen biologisen toiminnan kautta. Hiilidioksidi lisää veden alkaliniteettia (bikarbonaatin määrää) reagoidessaan alkalointikemikaalien (esim. lipeä tai kalkki) kanssa.



Kuva 1.9. Pintavesilaitokselle tyypillistä kerroksellista saostumarakennetta.



Kuva 1.10. Korroosion aiheuttama nystyräsaostuma teräsputken pinnalla (kuvan keskellä oleva nystyrä on aukaistu).

Alhaisen alkaliniteetin takia joudutaan pintavesilaitoksilla lähes aina annostelemaan veteen hiilidioksidia ennen sen alkalointia.

Mikäli maaperä on kalkkipitoinen, muodostuva hiilidioksidi reagoi mm. kalsiumkarbonaatin kanssa seuraavasti:

$$CaCO_3 + CO_2 + H_2O \Rightarrow Ca^{2+} + 2HCO_3^-$$

Täten 1 mg/l hiilidioksidia kohottaa neutraloituessaan veden kovuutta 0,023 mmol/l ja alkaliniteettia 0,045 mmol/l (Anon.1993).

Rauta ja mangaani

Imeytettävä pintavesi saattaa sisältää myös rautaa. Kuitenkin rauta on pintavedessä kolmen arvoisena kompleksoituneena humusyhdisteisiin, mistä syystä sen määrä tekopohjavedessä vähenee, kun humusyhdisteiden määrä vähenee (Suunnittelukeskus Oy 1978).

Rautaa ja mangaania liukenee maaperästä pohjaveteen yleensä, jos pohjaveden happipitoisuus on alhainen (maaperä sisältää happea kuluttavaa ainesta).

Typpiyhdisteet

Tekopohjaveden valmistuksen kannalta keskeisimmät typen kierron vaiheet ovat orgaanisen typen ammonifikaatio, ammoniumtypen hapettuminen nitriittitypen kautta nitraattitypeksi (nitrifikaatio) sekä nitriittitypen pelkistyminen molekulaariseksi typeksi (denitrifikaatio). Tekopohjaveden typpiyhdisteet ovat pääosin peräisin imeytettävästä pintavedestä, mutta niitä voi tulla veteen myös maaperän pintakerroksesta.

Imeytettävät pintavedet sisältävät melko vähän typen eri yhdisteitä. Hyvässä pintavedessä ammoniumpitoisuus on alle 100 µg/l. Nitrifikaationopeus riippuu lämpötilasta ja pH-arvosta. Ammoniumtyppi hapettuu, kun pH on 6-8, sillä tätä alhaisemmilla pH-arvoilla nitraattityppeä ei ole saatavissa, vaan typpi on ammonium-muodossa. Jos veden lämpötila on alle 5 °C, nitrifikaatio on hidasta (Heikkilä 1999).

Pinta- ja tekopohjavedessä voi olla kaikkia typen hapetusasteita. Jos imeytettävässä pintavedessä on runsaasti biologisesti hajoavaa orgaanista ainetta, hajotustoiminnassa muodostuu runsaasti hiilidioksidia. Koska hiilidioksidi alentaa veden pH-arvoa, saattaa pH-arvo tästä syystä laskea tasolle, jossa nitrifioivat ja denitrifioivat bakteerit eivät enää voi toimia.

Pohjaveden mikro-organismit voivat hyödyntää nitraatin sisältämää happea, jos veden happipitoisuus on alhainen (rajana 0,5 mg/l) (esim. Anon. 1977).

Muut ionit

Tekopohjaveden ja luonnontilaisen pohjaveden ionikoostumuksia vertailemalla voidaan laskea luonnontilaisen pohjaveden ja pintaveden osuudet tekopohjavedessä. Laskemisessa voidaan käyttää esimerkiksi seuraavia ioneja: Cl^-, F^-, Na^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, I^-, Sr^{2+}, Br^-, Li^+ (Sundlöf & Kronqvist 1992).

Laskentakaava on seuraava:

$$\text{LUONNONTILAISEN POHJAVEDEN OSUUS} \leq \frac{\text{(pitoisuus tekopohjavedessä – pitoisuus pintavedessä)}}{\text{(pitoisuus pohjavedessä – pitoisuus pintavedessä)}}$$

Jotta tiettyä ionia voitaisiin käyttää suhteiden laskennassa, pohjavesivyöhykkeen maaperä ei saa muuttaa kyseisen ionin pitoisuutta tekopohjavedessä. Jotta laskenta olisi riittävän tarkka, tulee kyseisen ionin pitoisuuden imeytettävässä pintavedessä poiketa merkittävästi sen pitoisuudesta luonnontilaisessa pohjavedessä.



Kuva 1.12. Typpioksiduulin (N_2O) tuoton mittausta Ahveniston harjulla syksyllä 1997.

• Tekopohjaveden virtausolosuhteet

Risto Reijonen

Maaperän vedenjohtavuus

Maaperän vedenjohtavuudella K (m/s) tarkoitetaan sen kykyä välittää pohjavettä. Vedenjohtavuutta säätelevät maaperän huokosten tilavuus, koko, muoto ja huokosten väliset yhteydet. Vedenjohtavuuteen vaikuttavat siten maa-aineksen raekoko ja tasarakeisuus sekä maakerrosten tiiviys. Nämä ominaisuudet vaihtelevat maaperässä sekä pituus- ja leveys- että pystysuunnassa. Tämän vuoksi myös maaperän vedenjohtavuus vaihtelee kaikissa näissä suunnissa. Parhaiten vettä johtavia maalajeja ovat tasarakeiset hiekka ja sora. Huonosti vettä johtavia maalajeja ovat savi, siltti ja moreeni. Toisaalta myös sekarakeinen tai suhteistunut hiekka tai sora voi johtaa huonosti vettä.

Maaperän vedenjohtavuuksia selvitetään eri menetelmillä. Niitä on määritetty pohjavesivyöhykkeestä otettujen maaperänäytteiden avulla, koepumppausten perusteella ja yksittäisistä pohjaveden havaintoputkista ns. yksipistemenetelmällä mittaamalla.

Yksipistemenetelmässä mitataan pohjaveden virtausnopeus ja edelleen vedenjohtavuus määritetään pohjaveden havaintoputkeen lasketulla mittalaitteella (esim. Hatva 1975, Mälkki 1979, Ronkainen & Kallio 1981). Mittaus voidaan tehdä useilta eri syvyyksiltä. Mittalaitteissa on yleensä mittauskohtaa ympäröivään maaperään hydraulisessa yhteydessä oleva kammio, johon syötetään merkkiainetta. Merkkiaineena käytetään yleensä joko väriainetta tai radioaktiivista ainetta. Merkkiaine laimenee syötön jälkeen mittauskohtaa ympäröivän maaperän pohjaveteen. Kun verrataan mittauskohdasta mitattuja laimenemisia laboratoriossa todettuihin vastaavanlaisiin laimenemisiin, saadaan määritettyä mittauskohdan ympäristön maaperän vedenjohtavuus. Virheitä tuloksiin aiheuttavat laitteisiin liittyvien häiriöiden lisäksi havaintoputken kairaamisen ja asentamisen aiheuttama maaperäkerrosten häiriintyminen, havaintoputken siiviläosan ominaisuudet sekä havaintoputkessa tapahtuva pohjaveden pystysuora virtaus eri pohjavesikerrosten välillä.



Kuva 1.13. Pohjavesinäytteiden otto.

Eri menetelmillä saatujen vedenjohtavuuksien hyödynnettävyys on erilainen. Maaperänäytteiden seuleista lasketut vedenjohtavuudet kuvaavat maaperän vedenjohtavuutta yksittäisen havainto- tai mittauspisteen kohdalla. Lisäksi edustavien maaperänäytteiden ottaminen syvältä pohjavesivyöhykkeestä on vaikeaa, koska näytteet häiriintyvät esim. kairauksen aikaisen huuhtoutumisen takia. Myös maaperän kerroksellisuus vaikeuttaa edustavan kokoomanäytteen ottamista yksittäisestä havaintopisteestä.

Sekä laboratoriossa permeametrikokeilla määritellyt että maastossa yksipistemenetelmällä mitatut vedenjohtavuudet kuvaavat myös maaperän vedenjohtavuutta yksittäisen havainto- tai mittauspisteen kohdalla. Koepumppausten perusteella havaitut vedenjohtokyvyn T (m^2/s) arvot ja niis-

tä edelleen lasketut vedenjohtavuuden arvot sen sijaan kuvaavat maaperän keskimääräistä vedenjohtavuutta koepumppauksen vaikutusalueella.

Suomalaisten harjujen maaperän vedenjohtavuudesta on tehty jonkin verran tutkimuksia. Forssan Vieremänharjulla maaperän vedenjohtavuudet olivat ns. YVY-tutkimuksen mukaan 0,0001-0,001 m/s (Anon. 1977). Mälkki (1979) tutki kuuden suomalaisen harjualueen maaperän vedenjohtavuuksia merkkiaineen laimenemisen perusteella optisella yksipistemittauksella. Vedenjohtavuuksiksi mitattiin 0,001-0,439 m/s. Peltokangas ja Mäkelä (1990) tutkivat neljän keski-suomalaisen harjualueen maaperän vedenjohtavuuksia koepumppausten avulla. Vedenjohtavuuksiksi laskettiin 0,00008-0,001 m/s. Ronkainen ja Kallio (1981) tutkivat Haukiputaalla vedenjohtavuuksia koepumppausten yhteydessä radioaktiivisen aineen hajoamiseen perustuvalla yksipistemenetelmällä. Vedenjohtavuuksiksi saatiin 0,00028-0,00043 m/s. Arvot olivat samaa suuruusluokkaa kuin koepumppaustuloksista lasketut vedenjohtavuudet.

Muualla maailmassa vedenjohtavuuksia on tutkittu runsaasti. Esimerkiksi Fetterin (1994) ja Toddin (1980) mukaan soran vedenjohtavuus on 0,0001-0,01 m/s ja hiekan 0,00001-0,001 m/s. Peters ym. (1998) mukaan eräiden eurooppalaisten ja japanilaisten tekopohjavesilaitosten maaperän vedenjohtavuus on 0,00003-0,001 m/s.

Maaperän varastokerroin

Varastokertoimella S tarkoitetaan pohjavesiesiintymän maaperän huokosiin varastoituneen veden tilavuuden suhdetta pohjavesiesiintymän maaperän kokonaistilavuuteen. Suomalaisten pohjavesiesiintymien pohjavesi on useimmiten vapaapintainen, minkä vuoksi niiden varastokerroin on yhtä suuri kuin tehokas huokoisuus n_e tai ominaisantoisuus S_y. Myös varastokerrointa säätelevät maaperän huokostilavuus ja -koko sekä huokosten muoto ja niiden väliset yhteydet ja siten maa-aineksen raekoko ja tasarakeisuus sekä maakerrosten tiiviys. Tasarakeisella hiekalla varastokerroin on suuri, tasarakeisella soralla hiukan tätä pienempi, kun taas tasarakeisella siltillä ja savella varastokerroin on pieni. Myös sekarakeisella tai suhteistuneella hiekalla ja soralla varastokerroin voi olla pieni. Varastokertoimen avulla voidaan laskea pohjavesiesiintymässä olevan pohjaveden määrä ja määrässä tapahtuvat muutokset, jos pohjavesiesiintymän koko tunnetaan. Varastokerroin tai tehokas huokoisuus on myös tunnettava, jos halutaan määrittää pohjaveden virtausnopeudet ja sitä kautta pohjaveden sekä tekopohjaveden viipymäajat pohjavesivyöhykkeessä.

Varastokerroin määritellään koepumppausten avulla. Driscollin (1987) mukaan varastokerroin voidaan myös arvioida, jos koepumppaustietoja ei ole käytettävissä. Varastokertoimena voidaan tällöin käyttää arvoa 0,2, jos pohjavesi on vapaapintainen ja maaperä on karkearakeista. Sekarakeinen tai suhteistunut maa-aines saattaa edellyttää tätä pienemmän arvon käyttöä. Maaperän varastokerroin voidaan määrittää myös maaperänäytteistä tehokkaan huokoisuuden avulla. Näin määritetty tehokas huokoisuus kuvaa tätä ominaisuutta yksittäisen havaintopisteen kohdalla. Tuloksia tulkittaessa on myös huomioitava, mitä vedenjohtavuuden yhteydessä on sanottu pohjavesivyöhykkeestä otettujen maaperänäytteiden edustavuudesta. Koepumppausten perusteella lasketut varastokertoimet kuvaavat sen sijaan maaperän keskimääräistä kykyä varastoida pohjavettä koepumppauksen vaikutusalueella.

Suomessa on maaperän varastokertoimia tutkittu koepumppausten avulla vähän. Peltokangas ja Mäkelä (1990) tutkivat tällä tavoin maaperän varastokertoimia neljällä keski-suomalaisella harjualueella, joiden pohjavesi oli vapaapintainen. Varastokertoimiksi saatiin 0,13-0,20.

Muualla maailmassa varastokertoimia on tutkittu enemmän, usein pohjavesiesiintymissä, joissa pohjavesi on paineellista. Vapaapintaisissa pohjavesiesiintymissä muualla maailmassa on havaittu varastokertoimien arvoja 0,01-0,30 (Driscoll 1987) ja 0,1-0,2 (Kruseman & De Ridder 1983).

Pohjaveden virtausnopeus ja -suunta

Pohjaveden virtaussuuntaa ja -nopeutta säätelevät pohjavesiesiintymän maaperän ominaisuudet. Darcyn lain (Darcy 1856) mukaan pohjaveden Darcyn nopeus eli virtausnopeus **v** (m/s) tietyssä maaperäpoikkileikkauksessa määritetään kaavalla:

$$v = K \times i$$

jossa **K** on maalajin vedenjohtavuus (m/s) ja **i** on pohjavedenpinnan kaltevuus eli paine-ero (m/m). Todellinen virtausnopeus v_e(m/s) määritetään kaavalla:

$$v_e = \frac{K \times i}{n_e}$$

Pohjaveden ja sen mukana kulkeutuvien aineiden keskimääräinen virtausnopeus on käytännössä pienempi kuin todellinen virtausnopeus v_e (esim. Bear 1979, Todd 1980). Tämä aiheutuu pohjavesimolekyylien kulkeutumismatkan tai virtausreitin pitenemisestä lähinnä mekaanisen dispersion takia. Tällainen dispersio aiheutuu siitä, että pohjavesimolekyylien keskinäinen nopeus vaihtelee maaperän huokosten sisällä huokosten koosta riippuen sekä siitä, että pohjavesimolekyylit joutuvat virtaamaan eri pituisia reittejä kiertäessään maaperän eri kokoisia hiukkasia. Mekaanista dispersiota tapahtuu pohjavesivyöhykkeessä pysty-, pituus- ja leveyssuunnassa.

Pohjaveden virtausnopeus voidaan todellisen virtausnopeuden kaavan ohella määrittää myös merkkiaineiden avulla. Merkkiainetta syötetään yhteen pisteeseen, yleisimmin pohjaveden havaintoputkeen tai kaivoon. Merkkiaineen pitoisuutta mitataan tämän jälkeen muissa havaintoputkissa tai kaivoissa. Kun syöttöpisteen ja havaintopisteen välinen etäisyys (m) jaetaan merkkiaineen syöttöajankohdan ja havaintopisteessä havaitun merkkiaineen huippupitoisuuden ajankohdan erotuksella, saadaan määritettyä todellinen virtausnopeus. Pohjaveden virtausnopeus ja -suunta yksittäisessä havaintopisteessä voidaan mitata merkkiaineella myös edellä kuvatulla yksipistemenetelmällä (esim. Hatva 1975). Merkkiaineita on tarkemmin käsitelty seuraavassa kappaleessa.

Pohjaveden virtausnopeus on mahdollista mitata myös fysikaalisesti. Määrityksiin käytetään erilaisia pohjaveden virtausnopeudesta riippuvia fysikaalisia ominaisuuksia, joita voidaan mitata havaintoputkeen lasketulla mittauslaitteistolla. Suomessa onkin kehitetty tällainen laitteisto **(kuva 1.14)**, jolla mittaus voidaan tehdä tavallisesta muovisesta pohjaveden havaintoputkesta (Ns 50 mm). Mittaukset kestävät 3-8 tuntia riippuen havaintoputken siiviläosan pituudesta ja pohjaveden virtausnopeudesta. Laitteistolla on mahdollista mitata pohjaveden virtaussuunnat kolmessa ulottuvuudessa.

Pohjaveden virtausnopeus, virtausreitit ja lisäksi virtausreittien suunnat säätelevät pohjaveden viipymäaikoja pohjavesivyöhykkeessä. Todellisen virtausnopeuden kaavan muuttujat sekä dispersion laajuus selvittämällä saadaan laskettua pohjaveden ja edelleen tekopohjaveden viipymäajat.



Kuva 1.14. Pohjaveden virtausnopeuden ja -suunnan mittaus maastossa.

• Merkkiaineet pohjavesitutkimuksissa

Tuulikki Suokko

Merkkiaineen valinta

Merkkiaineita (engl. *tracer*) on käytetty jo kauan pohjavesiesiintymien ominaisuuksien tutkimuksissa. Niillä on määritetty pohjaveden virtausnopeutta ja virtaussuuntia sekä maaperän vedenjohtavuutta, huokoisuutta ja dispersio-ominaisuuksia.

Pohjavesitutkimuksissa käytettäville merkkiaineille asetetaan monenlaisia vaatimuksia. Pohjavesiputkeen tai -kaivoon syötetyn merkkiaineen on liuettava helposti veteen. Merkkiaineen tulee kulkeutua pohjaveden virtausten mukana eikä se saa suodattua tai adsorpoitua maaperään. Merkkiaine ei saa muutoinkaan reagoida maaperän tai pohjaveden kanssa tai muuttaa niiden kemiallisia tai fysikaalisia ominaisuuksia. Merkkiaineen luonnontilainen taustapitoisuus tutkittavassa vedessä ei saa olla kovin korkea. Merkkiaineen tulee olla kemiallisesti vakaa koko merkkiainekokeen ajan. Merkkiaineen on pieninäkin pitoisuuksina oltava ihmisten terveydelle vaaratonta, eikä se saa aiheuttaa haittaa tai vaaraa myöskään eläimille tai kasveille. Merkkiaine tulee voida määrittää helposti hyvinkin pieninä pitoisuuksina kaikissa laboratorioissa, etteivät syötettävät määrät kasva kohtuuttoman suuriksi silloin, kun pohjaveden virtausreitit ovat pitkiä. Myös merkkiaineen saatavuus sekä kohtuulliset hankinta- ja määrityskulut ovat tärkeitä valintaperusteita. Määrityksissä tulisi voida käyttää myös kentällä tehtäviä mittauksia. Hyvältä merkkiaineelta vaaditaan siis paljon ominaisuuksia eikä yhtä täydellistä, joka paikkaan sopivaa merkkiainetta ole.

Tekopohjavesitutkimuksien yhteydessä tehtävissä kokeissa merkkiaineille asetetaan muitakin vaatimuksia. Kokeen onnistumisen kannalta on tärkeää, syötetäänkö merkkiaine allas- tai sadetusimeyttämällä. Tällöin merkkiaine ei saa olla haihtuva eikä auringonvalo saa vaikuttaa sen ominaisuuksiin. Sen sijaan kaivoimeytyksessä voidaan käyttää myös tällaista merkkiainetta.

Merkkiaineet voidaan jakaa kahteen pääryhmään **(taulukko 1.1).** Pääryhmiä ovat pohjaveteen keinotekoisesti lisätyt aineet sekä pohjavedessä luonnontilaisesti esiintyvät aineet. Tutkimuksissa paljon käytettyjä ionimuotoisia merkkiaineita ovat esimerkiksi kloridi, bromidi, jodidi, litium, magnesium, kalium, ammonium, nitraatti, sulfaatti, fluoridi ja fluoratut orgaaniset bentsoaatit. Muita tavallisia merkkiaineita ovat stabiilit ja radioaktiiviset isotoopit sekä orgaaniset väriaineet. Myös kolloidisia hiukkasia, mikro-organismeja, erilaisia kaasuja sekä imeytetyn veden aiheuttamia lämpötilamuutoksia on käytetty merkkiaineina. Merkkiaineita ja niiden käyttöä on esitellyt laajalti Käss (1992). Tässä kirjallisuuskatsauksen osiossa keskitytään kloridin ja stabiilien isotooppien käyttöön merkkiaineena.

Taulukko 1.1. Pohjoismaisissa hydrogeologisissa tutkimuksissa käytettyjä merkkiaineita

Keinotekoiset merkkiaineet	Orgaaniset	rhodamiini-B, fluoresiini
	Epäorgaaniset	Cl, I, Br, Li, NH_4SCN
	Radioaktiiviset	^{3}H, ^{24}Na,^{36}Cl, ^{51}Cr-EDTA, $^{60}Co(CN)_6$
Luonnontilaiset merkkiaineet	Stabiilit isotoopit	^{2}H, ^{18}O
	Radioaktiiviset	^{3}H, ^{14}C
	Epäorgaaniset	Pääionit, esimerkiksi Cl (tai sähkönjohtokyky)

Kloridi

Kloridi lienee yleisimmin käytetty merkkiaine. Se on helposti saatavissa ja analysoitavissa. Kloridi ei kohtuullisissa määrin käytettynä aiheuta ympäristö- ja terveyshaittoja. Kloridia käytettäessä on kuitenkin huomioitava talousvedelle asetetut kloridipitoisuuden enimmäisrajat. Useimmat kloridin suolat ovat veteen helppoliukoisia ja esim. natriumkloridin liukoisuusraja on 3500 mg/l. Kloridi-ioni on varaukseltaan negatiivinen. Tämän vuoksi veteen liuenneet kloridi-ionit eivät kiinnity maahiukkasiin, jotka nekin ovat yleensä varauksiltaan negatiivisia. Kloridipitoisuus säätelee osaltaan pohjaveden sähkönjohtokykyä. Merkkiainekokeessa voidaankin seurata kentällä kloridipitoisuuden leviämistä sähkönjohtokykymittarilla, jos mittauspisteitä on riittävästi.

Joskus pohjaveden kloridin luonnontilainen taustapitoisuus on korkea tai se vaihtelee laajasti. Luonnontilainen kloridipitoisuus on usein kohonnut rannikkoseuduilla jääkauden jälkeisten suolaisten merivaiheiden takia. Tällaisten alueiden kokeissa voidaan joutua käyttämään suuria määriä merkkiainekloridia, jotta se erottuisi luonnontilaisesta taustapitoisuudesta. Toisaalta merkkiaineliuos, jonka suolapitoisuus on korkea, saattaa pohjavettä tiheämpänä vajota pohjavesimassan pohjalle (Jensen ym. 1993, LeBlanc ym. 1991). Koe ei tällöin anna oikeata kuvaa merkkiaineliuoksen leviämisestä.

Kloridi-ioneilla on taipumus kulkeutua pohjavesivyöhykkeessä nopeimmin virtaavan veden mukana. Näin käyttäytyvät myös monet muut anionit. Jacobsenin (1992) tekemässä maapatsaskokeessa syötettiin merkkiaineina yhtä aikaa tritiumia (^3H_2O) ja kloridia. Kokeessa havaittiin, että kloridi-ionit kulkeutuivat nopeimmin suurihuokoisen maa-aineksen läpi virtaavan veden mukana ja kloridipitoisuuden huippu todettiin ennen tritiumpitoisuuden huippua.

Ruotsissa kokeiltiin natriumkloridia merkkiaineena neljällä tekopohjavesilaitoksella. Örebrossa kokeita tehtiin kahdella laitoksella, Kumlassa ja Mjölbyssä kummassakin yhdellä laitoksella. Tietoja näistä kokeista ja käytetyistä kloridimääristä on esitetty **taulukossa 1.2.** Samoilla laitoksilla kokeiltiin samanaikaisesti myös natriumnaftionattia ($C_{10}H_8NNaO_3S$) ja kalsiumnitraattia ($Ca(NO_3)_2$). Pohjaveteen syötetyn merkkiaineliuoksen sopivan pitoisuuden laskennassa huomioitiin sekä pohjavesiesiintymän ominaisuudet että merkkiaineliuoksen

Taulukko 1.2. Koejärjestelyt Ruotsin Örebrossa, Mjölbyssä ja Kumlassa (Tilly ym. 1998).

Valmiste	3000 kg NaCl /12,5 m³ vettä	2000 kg NaCl /12 m³ vettä	10000 kg NaCl /36 m³ vettä	3000 kg NaCl /12 m³ vettä
Liuoksen pitoisuus	240 mg NaCl/l	167 mg NaCl/l	280 mg NaCl/l	250 mg NaCl/l
Annosteluvirtaus	320 l/h	480 l/h	450 l/h	240 l/h
Merkkiaineen lisäys	1820 kg Cl	1165 kg Cl	-	-
Laskettu imeytyspitoisuus	216 mg Cl/l	-	303 mg Cl/l	114 mg Cl/l
Mitattu imeytyspitoisuus	273 mg Cl/l	-	-	-
Imeytysmäärä	60 l/s	33 l/s	-	93 l/s
Annosteluaika	39 h	48 h	72 h	48 h



Kuva 1.15. Merkkiainekokeissa merkkiainetta (esim. ruokasuolaa) lisätään imeytettävään raakaveteen.

syöttönopeus. Esimerkiksi Järnan tekopohjavesilaitoksella merkkiainetta lisättiin imeytysaltaisiin niin paljon, että altaiden imeytysveden kloridipitoisuus nousi 260 mg/l. Pohjaveden NaCl-pitoisuus kohosi korkeimmillaan noin 160 mg/l (Frycklund ym. 1994).

Tuusulassa mitattiin tekopohjaveden virtausnopeutta suolaliuoksella (Kuusinen 1993). Kokeessa kaadettiin 50 litraa 20 % suolaliuosta avo-ojaan, jossa se laimennettiin 1000 litralla vettä 1 %:seksi. Koealueen maaperä oli hyvin vettä läpäisevää. Suolaliuoksen kulkeutumista maaperässä seurattiin sähkönjohtokykymittareilla suoraan kahdesta pohjaveden havaintoputkesta. Kokeen ensimmäisessä vaiheessa pumpattiin pohjavettä lähellä havaintoputkia 200 l/min. Ensimmäisessä pohjaveden havaintoputkessa havaittiin noin tunnin kuluttua hieman kohonneita sähkönjohtavuuksia. Toisen havaintoputken pohjalla havaittiin jo 10 minuutin kuluttua kokeen aloittamisesta selvä sähkönjohtokyvyn kohoaminen, mikä on osoitus suolapitoisuudeltaan korkean suolaliuoksen vajoamisesta pohjavesikerroksen pohjalle. Kokeen toisessa vaiheessa tehtiin toisto ilman pumppausta. Ensimmäisessä pohjaveden havaintoputkessa ei havaittu mitään muutoksia sähkönjohtokyvyssä, kun taas toisen havaintoputken pohjalla havaittiin sähkönjohtokyvyn kohoamista 20-30 minuutin kuluttua kokeen alkamisesta.

Stabiilit isotoopit

Luonnossa esiintyviä tavallisten alkuaineiden stabiileja isotooppeja on myös käytetty merkkiaineina. Näitä voidaan käyttää, kun imeytysveden ja luonnontilaisen pohjaveden isotooppisuhteet ovat selvästi erisuuruiset tai jos imeytysveden isotooppisuhde vaihtelee esimerkiksi vuodenajan mukaan riittävän laajasti. Erisuuruiset isotooppisuhteet aiheutuvat erilaisista fysikaalisista, kemiallisista tai biokemiallisista tekijöistä. Yksinkertaistettu esimerkki jakautumisesta esiintyy hydrologisessa kierrossa, jossa veden sisältämän vedyn ja hapen painavammat isotoopit jäävät lähemmäksi merta ja kevyemmät isotoopit jatkavat kauemmaksi mantereelle. Merkkiaineina käytettyjä stabiilien isotooppien pareja ovat esimerkiksi $^{1}H-^{2}H$, $^{12}C-^{13}C$, $^{14}N-^{15}N$, $^{16}O-^{18}O$ ja $^{32}S-^{34}S$. Stabiilien isotooppien määritys on analyyttisesti vaativaa ja määritysten kustannukset ovat korkeita.

TUTKIMUKSEN TAVOITTEET

TEMU-tutkimuksen päätavoitteena oli kehittää tekopohjaveden imeytystekniikka ja muodostamisprosessi optimaaliseksi tekopohjaveden määrän, laadun ja ympäristövaikutusten kannalta.

Tavoitteina oli erityisesti:

1. Selvittää maaperässä ja pohjavedessä vaikuttavat syy-seuraussuhteet, jotka muuttavat raakavetenä käytettävän pintaveden pohjaveden kaltaiseksi (orgaanisen aineen ja bakteerien väheneminen). Erityisesti määritettiin seuraavien tekijöiden vaikutukset imeytetyn pintaveden laadun muutoksiin:

   - raakaveden laatu ja esikäsittelytarve - orgaaninen aine, kiintoaine ja ravinteet
   - imeytysmenetelmä - allasimeytys ja sadetusimeytys: ajoitus, voimakkuus ja kesto, imeytyksen pinta-alavirtaama
   - raakaveden laadun muuttuminen pintavyöhykkeessä: imeytysalueen maaperän pintakerroksen fysikaalis-kemialliset ja mikrobiologiset prosessit ja niiden vaikutus veden laatuun, maaperän tukkeutuminen
   - raakaveden laadun muuttuminen vajovesivyöhykkeessä: maaperän fysikaalis-kemialliset ja mikrobiologiset prosessit ja niiden vaikutus veden laatuun, maaperän tukkeutuminen
   - raakaveden laadun muuttuminen pohjavesivyöhykkeessä: akviferin mittasuhteet (vettäjohtavan kerroksen paksuus, virtausmatkan pituus), hydrauliset ominaisuudet (vedenjohtokyky, vedenjohtavuus, varastokerroin, tehokas huokoisuus, dispersiokertoimet, pidättyminen), viipymäajat, pohja- ja pintaveden laimennussuhteet, happitilanne, maaperän fysikaalis-kemialliset ja mikrobiologiset prosessit ja niiden vaikutus veden laatuun

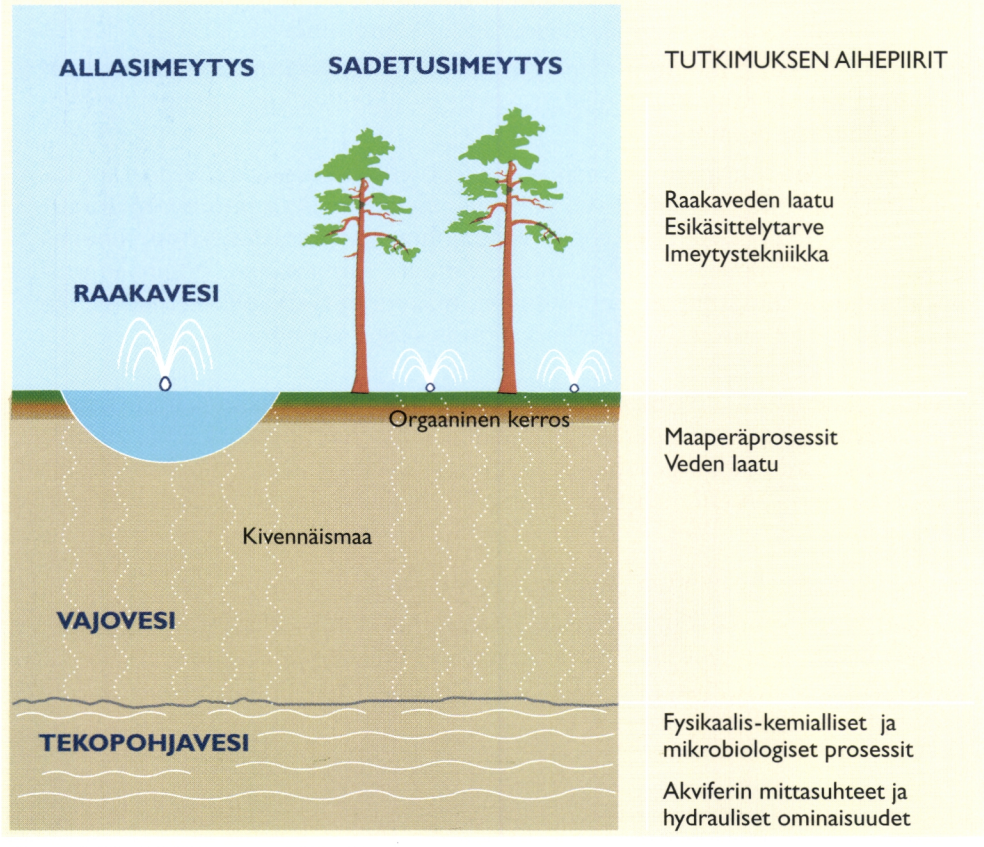
2. Selvittää sadetusimeytyksen vaikutukset maaperän kemiallisiin ja mikrobiologisiin ominaisuuksiin maaperän viljavuuden suhteen erilaisilla kasvupaikoilla (viljavilla ja karuilla kangasmailla) ja imeytysalueen maaperän palautuminen alkuperäiseen tilaan sadetusimeytyksen päätyttyä. Erityisesti tarkasteltiin seuraavia asioita:

   - maaperän kemiallisen tilan palautumisnopeus
   - nitraattitypen muodostuksen kesto ja vaikutus pohjaveden nitraattitypen pitoisuuksiin imeytysveden laimentavan vaikutuksen poistuttua
   - imeytysmenetelmän vaikutus maaperän muuttumiseen ja palautumiseen

3. Laatia raakaveden esikäsittelyyn ja pohjaveden virtauksen ja laadun mallintamiseen pohjautuvat ohjeet tekopohjavesilaitosten mitoittamiseksi ja säätämiseksi. Ohjeissa käsitellään seuraavia asioita:

   - imeytettävän pintaveden laatuvaatimukset ja esikäsittelytarve
   - tekopohjavesialueelta vaadittavat ominaisuudet - mittasuhteet, akviferin hydrogeologiset ja hydrauliset ominaisuudet, virtausmatkojen pituudet ja viipymäajat
   - vedenotto- ja imeytysalueiden sijoittelu ja kapasiteetit
   - imeytyksen toteutus
   - veden laatuennusteet erilaisissa käyttötilanteissa
   - pohjaveden virtausmallin käyttö tekopohjavesilaitoksen säätämisessä, käytössä ja seurannassa

Tutkimustuloksia käytetään hyväksi tekopohjavesitekniikkaa kehitettäessä kuten suunniteltaessa imeytystapoja ja -tehoja, määriteltäessä riittävää viipymäaikaa, arvioitaessa raakaveden laadun vaikutuksia pohjaveteen, arvioitaessa raakaveden esikäsittelytarvetta, suunniteltaessa tekopohjavesilaitosten käyttöä ja seurantaa sekä arvioitaessa laitosten hyötysuhdetta ja ympäristövaikutuksia.



Kuva 1.16. Tutkimuskokonaisuudet.

2 TUTKIMUSALUEET JA KOEJÄRJESTELYT

Tutkimukseen osallistui viisi tekopohjavesilaitosta. Vesilaitokset olivat Hämeenlinnan Ahveniston tekopohjavesilaitos, Jyväskylän Vuonteenharjun tekopohjavesilaitos, Mikkelin Pursialan tekopohjavesilaitos ja Tuusulan seudun kuntayhtymän Rusutjärven ja Jäniksenlinnan tekopohjavesilaitokset. Esikäsittelykokeita tehtiin vuonna 1998 Huittisten Karhiniemessä ja vuonna 2000 sekä 2001 Rauman Veden ja Turun Seudun Vesi Oy:n Harjavallassa sijaitsevalla koelaitoksella.

Tutkimukseen osallistuvilla tekopohjavesilaitoksilla oli aiemmin tehty pohjavesi- ja tekopohjavesitutkimukset. Niihin sisältyi geofysikaalisia tutkimuksia, maaperäkairauksia, koepumppauksia ja koeimeytyksiä. Lisäksi tutkimusalueille oli asennettu pohjaveden havaintoputkia. Tutkimusten ansiosta tekopohjavesilaitosten alueilla olevien vettä johtavien maaperäkerrosten hydrauliset ominaisuudet tunnettiin. Kaikilla tekopohjavesilaitoksilla on myös toimivat pohjaveden virtausmallit (Mäkelä & Reijonen 1995, Suunnittelukeskus Oy & Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1991, 1995, Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1993, 1997).

Ahvenisto



Pursiala



Vuonteenharju



Jäniksenlinna



Kuvat 2.1. Ahveniston imeytysallas ja sadetusimeytysaluetta, Vuonteenharjun eteläistä sadetusimeytysaluetta, Pursialan sadetusimeytysaluetta harjun laella ja Jäniksenlinnan imeytysallas.

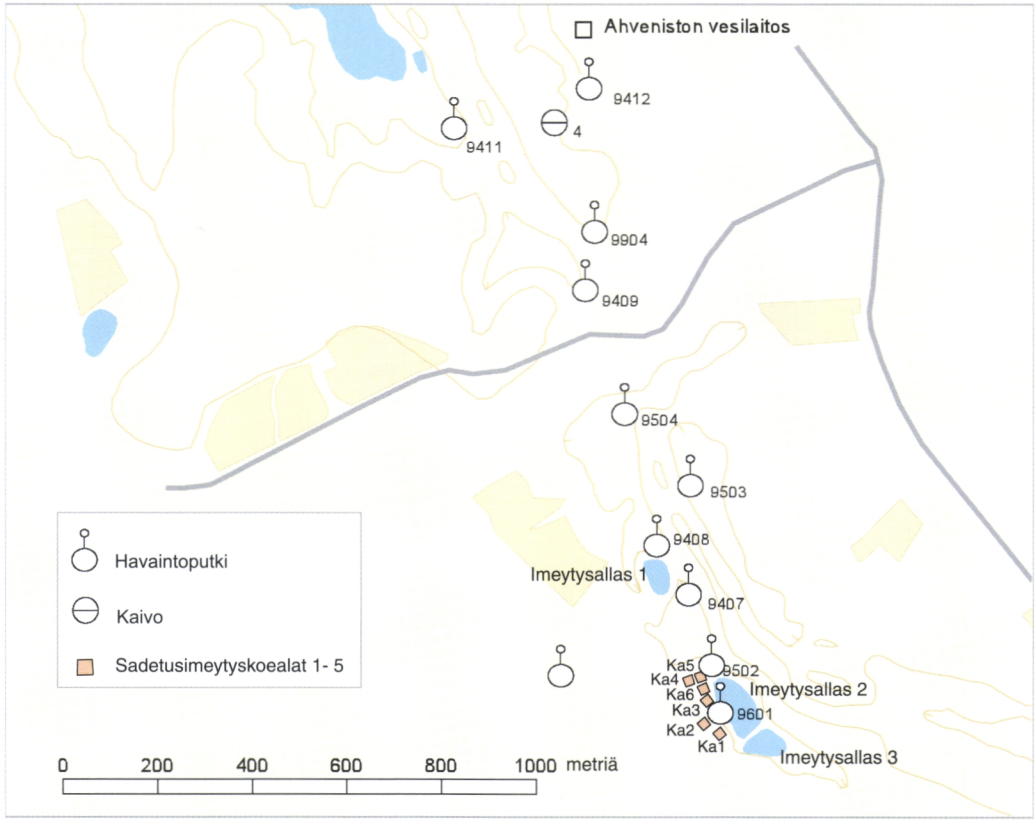
AHVENISTO, Hämeenlinna

Antti-Jussi Lindroos, John Derome,
Heljä-Sisko Helmisaari, Risto Reijonen

• Aluekuvaus

Hämeenlinnan Ahveniston harjun vuosien 1996-1998 tutkimukset olivat osa VIVA-tutkimushanketta (Helmisaari ym. 1999). Varsinaiset TEMU-tutkimukset käynnistyivät Ahvenistolla 1.11.1998. Tässä raportissa esitetään TEMU-hankkeen v. 1998-2001 tulosten lisäksi joitakin VIVA-tutkimuksen tuloksia.

Ahveniston harju on osa merkittävää Salpausselkien pohjoispuolella sijaitsevaa kaakkoisluodesuuntaista harjujaksoa, jossa sora- ja moreenimuodostumat vaihtelevat. Harjujakso on tärkeä pohjaveden muodostumisalue (Anon. 1995). Tutkimusalue sijaitsee itään viettävällä kivisellä rinteellä, jonka kasvillisuus edustaa tuoretta keskiravinteista lehtoa. Lukuunottamatta yhtä harjun laella sijaitsevaa vertailualaa, muut koealat sijaitsivat itäisellä varjorinteellä (**kuva 2.2**). Kasvillisuutta luonnehtivat sekä tyypilliset kangasmetsälajit kuten puolukka ja mustikka että viljavien kasvupaikkojen vaateliaammat ruohot, heinät ja sammalet (Helmisaari ym. 1999).



Kuva 2.2. Kartta Ahveniston harjun tutkimusalueista.

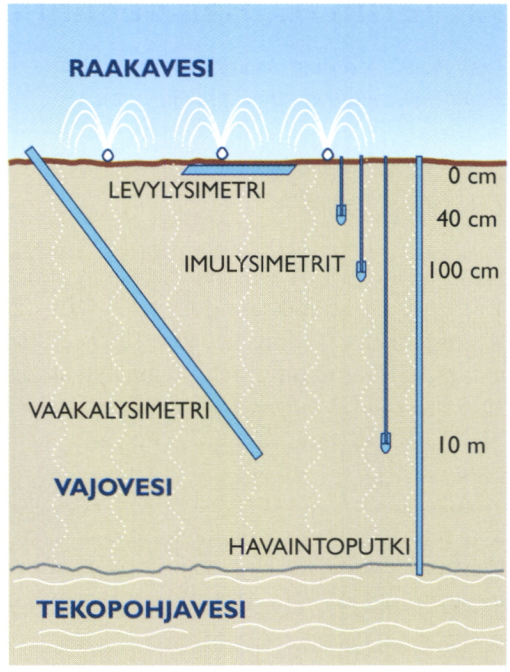
Tutkimusalueen kasvillisuuden rehevyys selittyy suurelta osin ravinteikkaalla maaperällä ja suotuisilla kosteusoloilla. Maaperän orgaaninen kerros on suurimmalta osalta tutkimusaluetta lehtomultaa (paksuus 6–8 cm), joka syvemmällä muuttuu vähitellen kivennäismaaksi. Koealojen maaperän ravinteisuus ja valoilmasto vaihtelivat jonkin verran, mikä näkyi myös kasvilajien runsaus suhteissa. Esimerkiksi koealalta 1 ennen imeytyksen alkua tehty kartoitus osoitti, että orgaaninen kerros on siellä ohuempi ja paikoitellen kangashumusta, ja sen kasvilajistossa on enemmän kuivien kangasmetsien piirteitä kuin muilla koealoilla (Helmisaari ym. 1999).

Ahvenistolle imeytettävä pintavesi otetaan Alajärvestä, jonka pinta-ala on 6,26 km^2, suurin syvyys 17,5 m ja tilavuus 36,5 milj. m^3. Alajärven keskivirtaama on noin 1,979 m^3/s. Alajärvi on lähes polyhumoosinen, päällysveden väri on 80 mg Pt/l, ja kokonaisfosforipitoisuus on 0,010-0,011 mg/l. Pienialaisen alusveden vuoksi alusveden happipitoisuus on erittäin alhainen sekä lopputalvella että elokuussa. Pienialainen alusvesi on myös rehevöitymisuhka.

• Koejärjestelyt

Oy Vesi-Hydro Ab suunnitteli Ahveniston tekopohjavesilaitoksen 1970-luvulla, ja laitos otettiin käyttöön vuonna 1976. Länsi-Suomen vesioikeus myönsi 20 000 m^3/vrk suuruisen vedenottoluvan. Suomen Pohjavesitekniikka Oy teki alueella tekopohjavesitutkimuksia ja laati alueelle pohjaveden virtausmallin (Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1997).

Vuosien 1995 - 1997 tekopohjavesitutkimusten perusteella alueella päätettiin kokeilla sadetusimeytystä tekopohjaveden rauta- ja mangaanipitoisuuksien alentamiseksi (Reijonen 1997). Sadetusimeytys aloitettiin joulukuussa 1995 kolmella imeytysalueella. VIVA-tutkimuksen (Helmisaari ym. 1999) käynnistyttyä harjulle perustettiin toukokuussa 1996 viisi koealaa, joilla imeytyksen vaikutuksia tutkittiin: talvi-imeytysala, kesällä jatkuvasti imeytettävä ala ja kesällä jaksoittain imeytettävä ala sekä kaksi vertailualaa (**kuva 2.2**).



Kuva 2.3. Vesinäytteitä otettiin lysimetrien ja havaintoputkien avulla.

Maaperätutkimuksia tehtiin myös ympäri vuoden jatkuvasti imeytetyllä alueella, jota imeytettiin 14.12.1995 - 18.9.1998. Maaperän palautumista imeytyksen vaikutuksesta tutkittiin vuosina 1997 ja 1998 myös koealalla, jota imeytettiin 14.12.1995 - 30.10.1996.

VIVA-tutkimuksen päätyttyä ja TEMU-tutkimushankkeen käynnistyttyä yksi vertailualoista siirtyi imeytyskäyttöön keväästä 1999 alkaen. Vastaavasti VIVA-tutkimuksessa kesällä jatkuvasti imeytetty ala jäi pois imeytyksestä syksyllä 1998, ja vuonna 1999 tällä koealalla seurattiin maaperän palautumista imeytyksen jälkeen. Kesällä jaksoittain imeytettyä alaa imeytettiin yhtäjaksoisesti syksystä 1998 alkaen ja koko vuoden 1999. Toinen vertailualoista ja talvi-imeytysala säilyivät samassa käytössä. Imeytysaloilla oli kuitenkin kuuden viikon imeytystauko elokuun 1999 alusta, koska raakaveden ottoon käytettävän Alajärven pinta laski liikaa kuivuuden takia.

Imeytysveden koostumuksen muutoksia maaperässä ja vaikutuksia maaperän kemialliseen tilaan tutkittiin vesi- ja maanäytteistä. Vesianalyysejä tehtiin sadetus-, vajo- ja

Taulukko 2.1. Ahveniston havaintoputkien sijainti ja tekniset tiedot.

Havainto-pisteen tunnus	Etäisyys imeytys-alueesta, m	YKJ-itä, km	YKJ-poh-joinen, km	Putken pään korkeus N_{60}, m mpy.	Putken umpiosan pituus, m	Putken siiviläosan pituus, m	Putken kokonais-pituus, m
Hp9407	280	2523,573	6763,814	94,96	6,0	10,0	16,0
Hp9408	430	2523,505	6763,927	96,89	9,4	4,0	3,4
Hp9409	940	2523,349	6764,458	101,38	13,5	8,0	21,5
Hp9411	1400	2523,071	6764,810	92,85	11,2	9,0	20,2
Hp9412	1340	2523,358	6764,892	98,15	10,0	5,0	15,0
Hp9502	20	2523,613	6763,656	96,81	7,7	8,5	16,2
Hp9503	480	2523,576	6764,055	91,70	5,0	9,7	14,7
Hp9504	670	2523,430	6764,204	94,32	13,8	10,7	24,5
Hp9601	20	2523,635	6763,570	96,57	6,3	7,0	13,3
Hp9904	1020	2523,371	6764,585	101,76	16,5	16,0	32,5
Kaivo K4	1320	2523,287	6764,820	91,68	9,1	6,5	16,1

pohjavedestä (**kuva 2.3**). Vajovettä kerättiin humuskerroksen ja kivennäismaan rajalle asennetuilla levylysimetreillä (kivennäismaan syvyys 0 cm, 6 lysimetriä/koeala). Vajo- ja maavettä kerättiin kivennäismaasta syvyyksiltä 40 ja 100 cm imulysimetreillä. Imulysimetrejä oli 6 kpl/koeala molemmilla syvyyksillä. Imulysimetrien keräämä vesi on imeytysaloilla pääasiassa maassa painovoiman vaikutuksesta alaspäin valuvaa vettä, minkä vuoksi jäljempänä myös imulysimetrien keräämää vettä kutsutaan vajovedeksi.

Näytteenottojaksot ovat vaihdelleet jonkin verran tutkimusten aikana. VIVA-tutkimuksen alussa lysimetrien toimintaa seurattiin intensiivisesti, minkä vuoksi näytteitä kerättiin jopa päivittäin, ja analyysit tehtiin lysimetrikohtaisesti. Lysimetrijärjestelmän osoittauduttua toimivaksi, sadetus- ja vajovesinäytteitä kerättiin kesästä 1997 alkaen viikon välein, ja koealan osanäytteistä muodostettiin yksi kokoomanäyte/näytteenottokerta. Pohjavesinäytteet otettiin havaintoputkista Hp9601, Hp9502, Hp9407, Hp9408, Hp9504, Hp9409, Hp9411, Hp9412 (**kuva 2.2, taulukko 2.1**) sekä kaivosta K4 säännöllisesti vuonna 1998. Vuonna 1999 havintoputket Hp9411 ja Hp9412 korvattiin havaintoputkella Hp9904. Erityishuomio kiinnitettiin havaintoputkeen Hp9601, joka sijaitsee imeytysalueella. Havaintoputki Hp9502 sijaitsi lähellä talvi-imeytysalaa ja havaintoputki Hp9407 lähellä Hämeenlinnan kaupungin toista imeytysaluetta. Muut havaintoputket sijaitsivat kauempana imeytysalueesta.

Ahvenistolta otettiin helmikuussa 2002 mansettivesinäytteitä pohjaveden havaintoputkista. Menetelmää käytettäessä osa havaintoputken siiviläosasta suljetaan mansetilla siten, että pumpattu vesinäyte edustaa vain tietyllä syvyydellä virtaavaa pohjavettä. Vesinäytteet pumpattiin kahdelta eri syvyystasolta **taulukossa 2.2** luetelluista havaintoputkista.

Ahveniston harjulle asennettiin keväällä 2001 vaakalysimetrit vajovesivyöhykkeen tutkimusta varten. Vaakalysimetrejä asennettiin kaksi kappaletta tutkimusalueen maaperään 10 ja 15 m:n syvyyksille (siivilöiden asennustasot). Kaikki vaakalysimetrit ovat PVC-muovisia putkia ja niiden halkaisijat ovat Ns52 mm. Molempien vaakalysimetrien vajovesinäyte täytyi pumpata.

Taulukko 2.2. Mansettivesinäytteenotto Ahveniston harjulla. Näytteenottosyvyydet on mitattu havaintoputken yläpäästä.

Havaintoputki	Syvyys 1, m	Syvyys 2, m
Hp9408	-8,5...-9,5	-11...
Hp9502	-6,5...-7,5	-13...
Hp9504	-13...-14	-19...

• Imeytys ja vedenotto

Ahvenistolla on tehty sadetusimeytystä jo vuodesta 1996 lähtien. Sadetusimeytystä tutkittiin neljällä imeytysalalla vuosina 1996-2000. Imeytysjaksot vaihtelivat suuresti eri imeytysaloilla, koska niiden aluskasvillisuuden annettiin palautua imeytyskäsittelyjen välillä. Neljän imeytystutkimuksiin käytetyn sadetusimeytysalan lisäksi sadetusta ja allasimeytystä tehtiin vuosina 1996-2001 myös Ahveniston harjun muissa osissa **(kuva 2.2).**

Ahvenistolla imeytettävä pintavesi pumpattiin Alajärvestä, joka sijaitsee noin 4 kilometrin päässä imeytysalueesta. Sadetusputket kulkivat harjurinteessä kahdessa rivissä talvikautisella imeytysalalla. Muilla sadetusimeytysalueilla putkirivejä oli kolme. Sadetus tapahtui putkien molemmilla puolilla olevista 4-5 mm:n läpimittaisista rei'istä noin 20 cm välein. Veden imeytymisalue oli noin 3 m^2/putkimetri. Sadetukseen käytettiin vettä noin 1,1-1,3 m^3 tunnissa/putkimetri, jolloin pinta-alavirtaama olisi noin 400 mm/h. Tämä vastasi muillakin alueilla tekopohjavesikokeiden aikana käytössä olleita pinta-alavirtaamia (Mäkelä & Reijonen 1993). Neljällä imeytystutkimuksiin käytetyllä sadetusimeytysalalla sadetusmäärät vaihtelivat 437-2 710 m^3/m^2 vuodessa jaksolla 1996-2001. Koko Ahveniston harjulle sadetus- ja allasimeytykseen pumpatut vesimäärät vaihtelivat 1 807 868-3 534 130 m^3 vuodessa samana aikana.



Kuva 2.4. Sadetusimeytystä Ahvenistolla.

VUONTEENHARJU, Jyväskylä ja Laukaa

Kari Illmer, Risto Reijonen, John Derome, Antti-Jussi Lindroos

• Aluekuvaus

Vuonteenharju on ympäristöhallinnon kartoittama vedenhankintaa varten tärkeä pohjavesialue (Britschgi & Gustafsson 1996, KSv 1982a, KSu 1997). Se sijaitsee Laukaan kunnassa 15-25 kilometriä Jyväskylän kaupungista koilliseen (**kuva 2.6**), ja sieltä otetaan talousvesi Jyväskylän kaupungille.

Vuonteenharju on lounais-koillissuuntainen maaperämuodostuma, joka on noin 12 kilometrin pituinen ja suurimmillaan noin kilometrin levyinen. Se saa alkunsa Leppäveden Murokasniemestä, kulkee koilliseen sivuten Lievestuoreenjärveä ja kääntyy pohjoiseen päättyen Kuusveden Kirkkoniemeen. Vuonteenharju koostuu useista toisiinsa liittyvistä osista (Lintuharju–Mataroisenkangas–Kiikkuharju–Vehkaharju–Siilokangas–Kirkkoniemi). Sen korkein osa, Kiikkuharjun laki, on +140 m mpy. Vuonteenharjun lounaispäähän rajautuvan Leppäveden pinta on noin +81 m mpy, ja pohjoispään Kuusveden ja Lievestuoreenjärven pinnat ovat +85 m mpy. Maaperämuodostuman keskiosiin rajautuvan, Rautalammin reittiin kuuluvan Mataroisen pinta on +85 m mpy, ja Vuonteenharjun eteläpuolisen Pyhtäänjärven pinta on +8 m mpy.

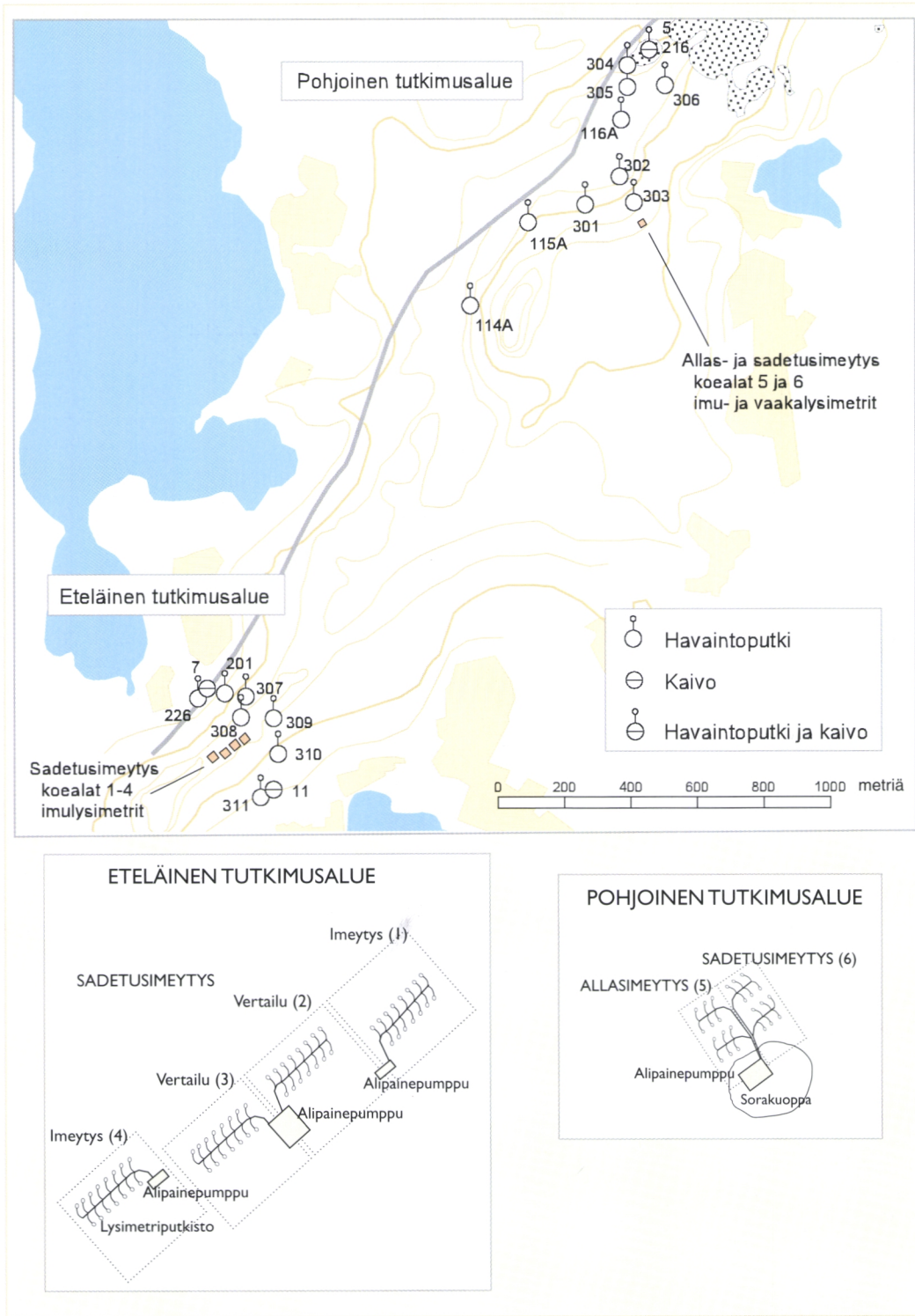


Kuva 2.5. Imeytysallas tutkimuskäytössä Vuonteenharjun pohjoisella imeytysalueella.

Vuonteenharju on glasifluviaalinen maaperämuodostuma. Sen maaperä on pääasiassa hiekkaa ja soraa (Kurkinen & Tikkanen 1971, 1978). Sisä-Suomen reunamuodostumasta noin 10 kilometriä itään sijaitsevaa Vuonteenharjua on pidetty harjumuodostumana (Aartolahti 1972, Brander 1934) tai reunamuodostumana (Kurkinen & Tikkanen 1971, 1978, Leiviskä 1951, Mäkelä & Reijonen 1995).

Vuonteenharju on pääosin luonnontilainen. Suomen Akatemian harjututkimus (Anon 1981) on rajannut siitä neljä suojelukohdetta: Muorinmäki, Kiikkumäki sekä Aumamäki ja Kirkkoniemi. Maa-ainesten ottotoiminta on keskittynyt Lintuharjun, Vehkaharjun ja Siilokankaan alueelle. Vuonteenharjun reuna-alueet ovat osin viljeltyjä ja niillä on myös harvaa asutusta. Vuonteenharjulla on Vuonteelta Simunalle kulkeva yhdystie 16727, jolla liikennemäärät ovat varsin pieniä.

Vuonteenharjulle imeytettävä pintavesi otetaan Kuusvedestä, joka sijaitsee Rautalammin reitin alaosassa. Kuusveden pinta-ala on 22,13 km^2, tilavuus 144,92 milj. m^3, keskivirtaama 69,46 m^3/s ja keskimääräinen viipymäaika 24 vrk. Pintaveden keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus on 0,0083 mg/l ja kokonaistyppipitoisuus 0,38 mg/l. Kuusveden keskisyvyys on 6,5 m ja suurin syvyys 27 m. Kuusveden syvänteen pienialaisuuden vuoksi alusveden happipitoisuus saattaa olla ajoittain alhainen, vaikka se yleensä onkin korkea.



Kuva 2.6. Yleiskartta Vuonteenharjun tutkimusalueista ja kaaviokuvat eteläisen sekä pohjoisen tutkimusalueen lysimetrijärjestelmistä.

• Koejärjestelyt

Vuonteenharjun tekopohjavesilaitos otettiin käyttöön loppuvuodesta 2000. Itä-Suomen vesioikeus on myöntänyt sille 15000 m^3/vrk suuruisen vedenottoluvan. Tekopohjavesilaitoksen käyttöönottoa edelsivät perusteelliset tekopohjavesitutkimukset.

Vuonteenharjun tekopohjavesilaitoksen alueelta valittiin keväällä 1998 tutkimusalueiksi kaksi imeytysalue-vedenottoalue -paria (**kuva 2.6**). Tutkimusalueet nimettiin sijaintinsa mukaisesti pohjoiseksi ja eteläiseksi tutkimusalueeksi. Tutkimusalueiden valintaperusteena olivat alueilla aiemmin tehdyt pohjavesi- ja tekopohjavesitutkimukset (KSv 1982b, KSvy 1994a, 1994b, Laukaan kunta 1991, Mäkelä & Reijonen 1995, Penttinen 1993, Ruotsalainen & Lehtimäki 1993, Suunnittelukeskus Oy 1994, Oy Väylä Ab 1962, 1983). Tärkeimpänä valintaperusteena olivat kuitenkin onnistuneet koeimeytykset. Tämä tarkoittaa, että valittujen imeytysalueiden ja vedenottoalueiden välillä imeytetyn pintaveden virtaussuunnat ja -nopeudet maaperässä olivat tunnetut.

Vuonteenharjun molemmilta tutkimusalueilta valittiin keväällä 1998 koealat maaperän pintavyöhykkeen tutkimusta varten. Eteläiselle tutkimusalueelle perustettiin neljä koealaa (koealat 1-4), joista kahta käytettiin vertailualoina. Pohjoiselle tutkimusalueelle perustettiin kaksi koealaa, joista toisesta poistettiin humuskerros (allaskoeala 5) ja toista käytetään sadetusimeytysalana (metsäkoeala 6).

Kaikilla Vuonteenharjun koealoilla käynnistettiin tutkimuslaitteistojen asennukset kesällä 1998 (ks. Derome ym. 1998). Maavesinäytteenottoa varten kaikille koealoille asennettiin posliinisia (P80), huokoisia (alle 2 µm) imukuppilysimetrejä. Ne asennettiin kullekin koealalle kahteen riviin, joihin ne sijoitettiin tasavälein. Koealoille 1-4 imulysimetrit asennettiin 20 cm:n, 40 cm:n ja 100 cm:n syvyyksille siten, että kunkin koealan kullakin syvyydellä oli viisi imulysimetriä. Koealoille 5 ja 6 imulysimetrit asennettiin 40 cm:n ja 100 cm:n syvyyksille siten, että kummankin koealan molemmilla syvyyksillä oli kuusi imulysimetriä. Imulysimetrit yhdistettiin nailonletkuilla lasisiin pulloihin ja muovisiin (PVC/nailon/akryyli) astioihin, joihin maavesinäytteet pumpattiin alipainepumpuilla (-30…-80 kPa).

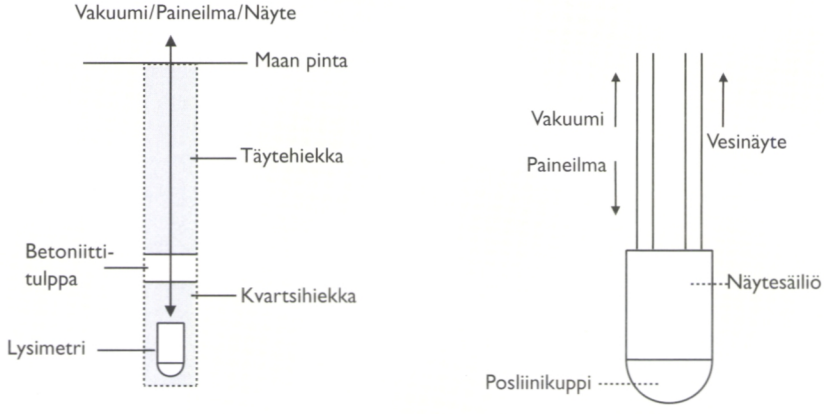
Tavanomaisia alipainelysimetrejä ei voida käyttää näytteenottoon syvemmältä maasta, koska fysiikan lait rajoittavat alipaineella



Kuva 2.7. Sadetusimeytystä Vuonteenharjun eteläisellä imeytysalueella.

SYVÄLYSIMETRIT

Lysimetrit laskettiin alas kairausreikien pohjalle, ja ne kytkettiin maanpinnalla olevaan paineilmalaitteistoon muoviletkun välityksellä. Muoviletkua käytettiin alipaineen synnyttämistä tai paineilman syöttöä varten. Vesinäytteet saatiin maanpinnalla oleviin näytepulloihin ohuen letkun kautta. Lysimetrit ympäröitiin hienolla kvartsihiekalla siten, että hiekka ulottui 25 cm lysimetrien yläpuolelle. Kvartsihiekan päälle asennettiin tämän jälkeen 20 cm paksu kerros bentoniittisavea. Kairausreiät täytettiin lopuksi kairauksista kertyneellä maa-aineksella.



Lysimetri on jaettu kahteen osaan. Alempi osa on samanlainen posliinikuppi kuin tavanomaisessa imulysimetrissä ja vesinäyte kerätään siihen alipaineen avulla. Vesinäyte virtaa posliinikupista säiliöön, joka sijaitsee posliinikupin yläpuolella. Kun säiliö on täynnä, vesinäyte työnnetään maanpinnalla sijaitsevaan näytepulloon paineilman avulla.

Kuva 2.8.

nostettavan vesipatsaan korkeuden. Tämän vuoksi osana tekopohjavesihanketta kehitettiin uudenlainen syvälysimetri, jonka keräämien vesinäytteiden avulla voidaan määrittää vajoveden kemiallisen koostumuksen muutoksia koko vajovesivyöhykkeessä (**kuva 2.8**).

Vuonteenharjun syvälysimetrit asennettiin metsäkoealalla 5 kairausreikiin, jotka ulottuivat syvyyksille 3, 6, 9, 12 ja 15 m. Työssä käytettiin tähän erikseen suunniteltua kairaa. Jokaisella syvyydellä oli kaksi toistoa.

Syvälysimetrit asennettiin loppusyksyllä 2001. Ensimmäiset näytteet otettiin 15.4.2002. Asennuksen ja ensimmäisen näytteenoton väliin jätettiin tarkoituksella pitkä aika, jotta asentamisessa häiriintynyt maaaines lysimetrien yläpuolella ehtisi painua ennen näytteenottoa. Näytteenotto toistettiin tämän jälkeen joka toinen viikko.

Vuonteenharjun pohjoiselle tutkimusalueelle asennettiin tammi-helmikuussa 1999 vaakalysimetrit vajovesivyöhykkeen tutkimusta varten. Vaakalysimetrejä asennettiin kolme kappaletta sekä aukean koealan 5 että metsäkoealan 6 alapuoliseen maaperään 1, 2 ja 10 m:n syvyyksille. Asennuksessa käytettiin hyväksi koealojen eteläpuolella olevaa maa-ainesten ottokuoppaa. Kaksi uutta vaakalysimetriä asennettiin maaliskuussa 2000 eteläiselle tutkimusalueelle. Nämä sijoitettiin varsinaisten koealojen pohjoispuolella olevan lisäimeytysalueen alapuoliseen maaperään. Kaikki vaakalysimetrit ovat PVC-muovisia putkia ja niiden halkaisijat ovat Ns52 mm (**kuva 2.3**).

Maaperään imeytyneen veden oli mahdollista purkautua itsekseen sekä aukeakoealan että metsäkoealan ylimmäisistä vaakalysimetristä, koska viettokulmat olivat suuria.

Vesinäyte saatiin näistä lysimetreistä pumppaamatta. Molempien koealojen alimmaisista vaakalysimetreistä otettava vajovesinäyte täytyi sen sijaan pumpata. Vajovesinäyte jouduttiin pumppaamaan myös eteläisen tutkimusalueen vaakalysimetreistä.

Vuonteenharjun molemmilla tutkimusalueilla tehtiin lisäselvityksiä kesällä 1998 maaperän vajovesi- ja pohjavesivyöhykkeiden tutkimusta varten. Tutkimusalueiden valintaperusteena oli käytetty toimivia imeytysalue-vedenottoaluepareja. Tämän vuoksi molemmilla tutkimusalueilla oli jo pohjaveden havaintoputkia, joista osa valittiin tutkimuksen havaintopisteiksi. Eteläisellä tutkimusalueella tällaisia olivat kaksi vuonna 1996 asennettua havaintoputkea (Hp201 ja Hp226). Pohjoisella tutkimusalueella näitä olivat neljä vuosina 1994 ja 1996 asennettua havaintoputkea (Hp114A, Hp115A, Hp116A ja Hp216). Kaikki havaintoputket ovat PVC-muovisia putkia, joiden halkaisija on Ns52 mm. Havaintoputkien päät oli asentamisen yhteydessä vaaitettu N_{60}-korkeustasoon.

Lisäselvitysten perusteella Vuonteenharjun molemmilla tutkimusalueilla tehtiin kairauksia elo-syyskuussa 1998. Tuolloin eteläiselle tutkimusalueelle asennettiin myös uudet havaintoputket Hp307, Hp308, Hp309, Hp310 ja Hp311 ja pohjoiselle tutkimusalueelle havaintoputket Hp301, Hp302, Hp303, Hp304 ja Hp305. Myös nämä havaintoputket ovat PVC-muovisia putkia, joiden halkaisija on Ns50 mm. Havaintoputkien päät vaaitettiin N_{60}-korkeustasoon asentamisen jälkeen. Havaintoputkien tiedot on esitetty **taulukossa 2.3.**

Taulukko 2.3. Vuonteenharjun havaintoputkien ja siiviläputkikaivojen sijainti ja tekniset tiedot.

Havainto-pisteen tunnus	Etäisyys imeytys-alueesta, m	Imeytys-alue/ suunta	YKJ-itä, km	YKJ-pohjoinen, km	Putken pään korkeus N_{60}, m mpy.	Putken umpiosan pituus, m	Putken siiviläosan pituus, m	Putken kokonais-pituus, m
Hp307	55	SM	3449,697	6914,953	100,51	16,7	4,0	20,7
Hp308	65	SM	3449,681	6914,893	103,11	19,0	16,0	35,0
Hp201	125	SM	3449,632	6914,964	96,23	10,0	14,0	24,0
Hp226	200	SM	3449,560	6914,952	91,89	9,3	15,0	24,3
K7	200	SM	3449,565	6914,965	91,57	15,1	3,7	18,8
Hp309	40	SP	3449,779	6914,889	106,85	23,0	26,0	49,0
Hp310	140	SP	3449,792	6914,787	99,23	17,0	21,0	38,0
Hp311	260	SP	3449,747	6914,651	93,98	10,9	27,0	37,9
Hp303	50	NS	3450,869	6916,420	124,10	29,0	4,0	33,0
Hp301	195	NS	3450,722	6916,416	119,67	29,0	12,0	41,0
Hp115A	380	NS	3450,545	6916,365	116,24	26,0	7,0	33,0
Hp114A	600	NS	3450,375	6916,115	108,83	20,0	19,0	39,0
Hp302	120	NN	3450,823	6916,504	114,79	23,0	19,0	42,0
Hp116A	285	NN	3450,830	6916,670	103,43	11,5	10,0	21,5
Hp305	380	NN	3450,848	6916,769	107,79	14,0	9,0	23,0
Hp306	390	NN	3450,961	6916,774	108,83	18,0	15,0	33,0
Hp304	445	NN	3450,849	6916,832	105,04	13,0	16,0	29,0
Hp216	480	NN	3450,896	6916,869	99,08	6,9	18,0	24,9
K5	480	NN	3450,895	6916,870	104,66	4,2	0,8	5,0

Vuonteenharjun pohjoiselle tutkimusalueelle rakennettiin kaksi imeytysallasta keväällä 1999. Imeytysaltaat sijoitettiin aukealle koealalle. Molempien imeytysaltaiden pinta-ala oli 10 m^2. Toinen altaista katettiin vuonna 2000.

Vuonteenharjun molemmille tutkimusalueille asennettiin kesäkuussa 1999 neljä vedenlaatua jatkuvasti seuraavaa mittaussondia. Pohjoisella tutkimusalueella nämä mittaussondit laskettiin pohjaveden havaintoputkiin Hp303 ja Hp304 ja eteläisellä tutkimusalueella havaintoputkiin Hp307 ja Hp309. Asennussyvyys oli noin 0,5 metriä tuolloisen pohjavedenpinnan alapuolella. Kussakin mittaussondissa on neljä anturia tai koetinta, jotka mittaavat pohjaveden lämpötilaa, liuenneen hapen pitoisuutta, pH-arvoa sekä sähkönjohtokykyä. Sondien pH-antureissa ilmenneiden ongelmien vuoksi mittaukset keskeytyivät 18.8.-29.9.1999, jolloin mittaussondit olivat huollossa. Näitä mittaussondeja käytettiin vuonna 2001 myös merkkiaineen leviämisen seurantaan.

Vuonteenharjun pohjoisella tutkimusalueella aloitettiin elokuussa 2001 merkkiainekoe. Merkkiaineena käytettiin ruokasuolaa eli natriumkloridia (NaCl), jonka käyttöä merkkiaineena on kuvattu luvun 1 kirjallisuuskatsauksessa. Ruokasuolaa laimennettiin 4000 kg vesitilavuuteen 28 m^3. Tämä vesitilavuus syötettiin imeytysputkistoon ja imeytettiin kahden sadetusimeytysalueen ja metsäkoealan 6 kautta maaperään. Merkkiaineen syöttö aloitettiin 18.9.2001 klo 9.00 ja lopetettiin 21.9.2001 klo 8.00.

Merkkiaineen leviämistä Vuonteenharjun pohjavesivyöhykkeessä seurattiin yhdeksästä pohjaveden havaintoputkesta. Seuranta tehtiin sähkönjohtokyvyn avulla, koska veden kohoava kloridipitoisuus kohottaa myös veden sähkönjohtokykyä. Sähkönjohtokykyä mitattiin havaintoputkiin Hp116, Hp301, Hp303 ja Hp304 asennettujen, edellä kuvattujen mittaussondien avulla. Lisäksi viisi uutta sondia asennettiin havaintoputkiin Hp115A, Hp216, Hp302, Hp305 ja Hp306 samalla tavoin kuin aiemmatkin mittaussondit. Uusilla mittaussondeilla havainnoitiin vain sähkönjohtokykyä ja lämpötilaa. Merkkiaineen leviämisen seuranta lopetettiin maaliskuussa 2002.

Taulukko 2.4. Mansettivesinäytteenotto Vuonteenharjulla. Näytteenottosyvyydet on mitattu havaintoputken yläpäästä.

Havaintoputki	Syvyys 1, m	Syvyys 2, m
Hp116A	-10,5...-11,5	-17...
Hp201	-13...-14	-16...
Hp301	-28...-29	-36...
Hp302	-22...-23	-33...
Hp309	-22...-23	-34...

Vuonteenharjun molemmilla tutkimusalueilla tehtiin syksyllä 2001 havaintoputkista myös pohjaveden virtausnopeus ja -suuntamittauksia.

Vuonteenharjun molemmilla tutkimusalueilla tehtiin helmikuussa 2002 mansettivesinäytteenotto pohjaveden havaintoputkista. Menetelmää käytettäessä osa havaintoputken siiviläosasta suljetaan mansetilla siten, että pumpattu vesinäyte edustaa vain tietyllä syvyydellä virtaavaa pohjavettä. Vesinäytteet pumpattiin kahdelta eri syvyystasolta **taulukossa 2.4** luetelluista havaintoputkista.

• Imeytys ja vedenotto

Sadetus- ja allasimeytys alkoivat pohjoisella tutkimusalueella 1.7.1999. Imeytyksiä varten Vuonteenharjulle rakennettiin PEH-muovinen imeytysputkisto. Se valmistui kummallekin tutkimusalueelle alkuvuodesta 1999. Sadetusimeytystä tehtiin metsäkoealalle 6 ja allasimeytystä aukeakoealalle 5. Imeytys jouduttiin kuitenkin keskeyttämään useita kertoja mm. rakennustöiden ja ukkosten vuoksi.

Sadetusimeytysmäärä Vuonteenharjun pohjoisella tutkimusalueella oli vuoden 1999 heinä-syyskuussa 90-115 m^3/h ja loka-joulukuussa 65-72 m^3/h. Teknisten mittausvaikeuksien ja eripituisten keskeytyksien takia vuoden 2000 sadetusimeytysmäärän Vuonteenharjun pohjoisella tutkimusalueella on arvioitu olleen 60-70 m^3/h. Allasimeytysmäärä



Kuva 2.9. Vuonteenharjun tekopohjavesilaitos.

Vuonteenharjun pohjoisella tutkimusalueella oli vuoden 1999 aikana 5-10 m^3/h. Edellä mainittujen ongelmien takia vuoden 2000 allasimeytysmäärän Vuonteenharjun pohjoisella tutkimusalueella on arvioitu olleen samansuuruinen eli 5-10 m^3/h. Ajanjaksona 20.12.2000-19.12.2001 sadetus- ja allasimeytettiin Vuonteenharjun pohjoiselle tutkimusalueelle yhteensä 124 m^3/h.

Pumppaus Vuonteenharjun pohjoisella tutkimusalueella sijaitsevan havaintoputken Hp216 vieressä olevasta kaivosta K5 alkoi 12.8.1999 ja siitä pumpattiin 12.8.-10.12.1999 yhteensä 50-60 m^3/h tekopohjavettä. Teknisten mittausvaikeuksien ja eripituisten keskeytysten takia vuoden 2000 tekopohjaveden pumppausmäärän kaivosta K5 on arvioitu olleen 50-60 m^3/h. Ajanjaksona 20.12.2000-19.12.2001 tekopohjavettä pumpattiin 75 m^3/h.

Sadetusimeytys Vuonteenharjun eteläisellä tutkimusalueella alkoi 20.9.1999 koealoille 1 ja 4. Koealat 2 ja 3 jätettiin vertailualoiksi. Lisäksi sadetusimeytettiin varsinaisten koealueiden pohjoispuolella sijaitsevalle ns. lisäimeytysalueelle. Imeytys jouduttiin kuitenkin keskeyttämään useita kertoja. Yhteensä katkokset kestivät noin kaksi vuorokautta syksyllä 1999.

Sadetusimeytysmäärä Vuonteenharjun eteläisellä tutkimusalueella oli 20.9.-31.12.1999 yhteensä 3-4 m^3/h. Sadetusimeytysalueen pinta-ala oli 50 m^2, minkä lisäksi sadetusimeytettiin 20.9.-31.12.1999 ns. lisäimeytysalueelle 27-28 m^3/h. Lisäimeytysalueen pinta-ala oli 500 m^2. Teknisten mittausvaikeuksien ja eripituisten keskeytysten takia vuoden 2000 sadetusimeytysmäärän Vuonteenharjun eteläiselle tutkimusalueelle on arvioitu olleen samansuuruinen eli 3-4 m^3/h ja ns. lisäimeytysalueelle 27-28 m^3/h. Ajanjaksona 20.12.2000-19.12.2001 sadetusimeytettiin Vuonteenharjun eteläiselle tutkimusalueelle arvion mukaan samainen 3-4 m^3/h. Ns. lisäimeytysalueelle sadetettiin samana ajanjaksona 61 m^3/h. Ajanjaksona 20.12.2000-19.12.2001 Vuonteenharjun eteläisellä tutkimusalueella sijaitsevan havaintoputken Hp226 vieressä olevasta kaivosta K7 pumpattiin tekopohjavettä 82 m^3/h ja havaintoputken Hp311 vieressä olevasta kaivosta K11 vastaavasti 28 m^3/h.

RUSUTJÄRVI, Tuusula

Tuomo Hatva, Risto Reijonen

• Aluekuvaus

Rusutjärven pohjavesialue kuuluu samaan 20 km:n pituiseen harjujaksoon kuin Jäniksenlinnan pohjavesialue. Pohjavesialue on noin 4 km pitkä ja rajoittuu noin 1,5 km:n pituudelta länsipuolella sijaitsevaan Rusutjärveen (**kuva 2.11**). Maaperä on järven harjuun rajoittuvalla osalla vettä hyvin läpäisevää hiekkaa ja soraa. Tämän vuoksi pintavesi ja pohjavesi ovat yhteydessä keskenään, ja järven vesi voi rantaimeytyä harjuun mikäli pohjavedenpintaa alennetaan vedenottokaivoissa. Pohjaveden päävirtaussuunta on kaakosta luoteeseen, ja se purkautuu harjusta järveen Tuusulan uimarannan paikkeilla.



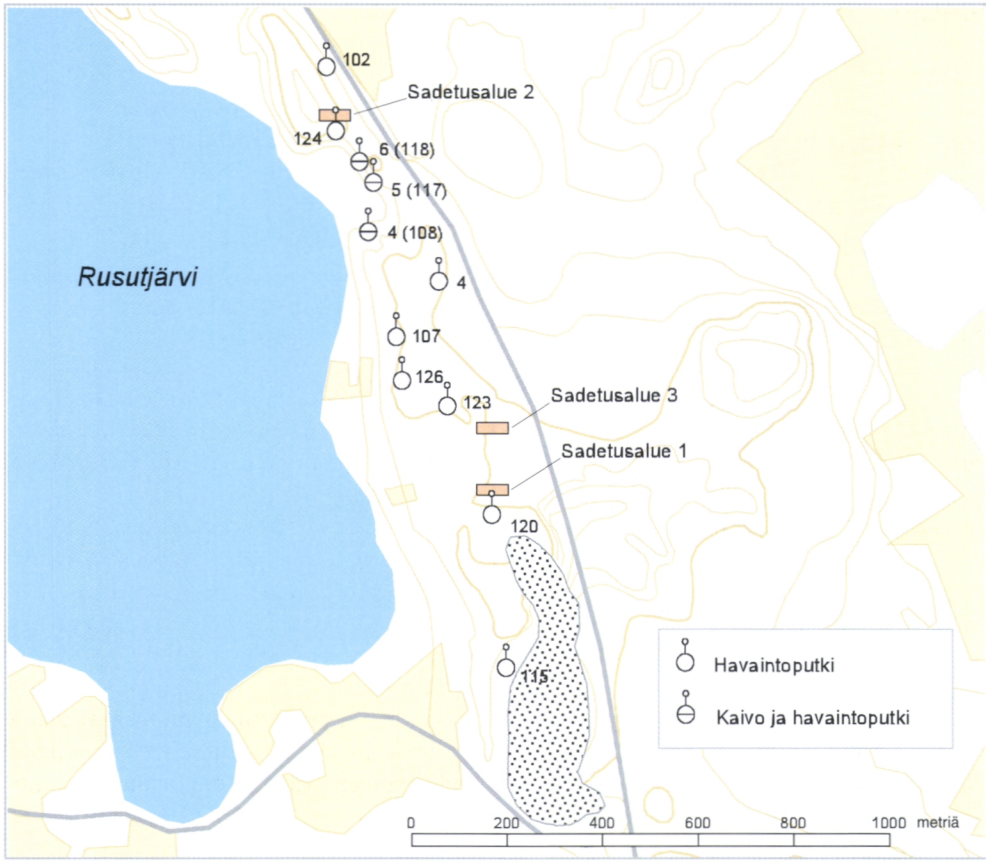
Kuva 2.10. Sadetusimeytystä Rusutjärven imeytysalueella.

Pohjaveden pinta on alimmillaan ranta-alueella lähellä järven veden pintaa (45,67-45,85 m mpy). Pohjavesialueella pohjaveden pinta vaihtelee 45,6-50,00 m mpy ja on ylimmillään alueen kaakkoisosissa Nummenkankaalla, missä sijaitsee pohjaveden jakaja (Suunnittelukeskus Oy & Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1995).

Maaperä on harjun keskiosissa hiekkaa ja soraa. Harjumuodostuman ydinosassa maa-aines on paikoitellen hyvin karkeaa kivistä soraa. Harjun reunamilla esiintyy hiekkaa. Idässä harju rajoittuu savi- ja silttikerrostumiin. Maakerrosten paksuus on suurimmillaan Ämmähaudanmäen paikkeilla, missä niiden kokonaispaksuus on noin 70 m. Pohjaveden pinnan alapuolella on tutkimusten mukaan hiekkaa ja soraa noin 50 metriä (Suunnittelukeskus Oy & Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1995). Yhtenäisen harjuselänteen katkaisee Rusutjärven purkuojan (Vuohikkaanoja) varressa oleva savi-silttipeitteinen maastopainanne.

Kallionpinta vaihtelee edellä mainittujen tutkimusten mukaan tällä harjujaksolla 5-70 m mpy. Kallionpinta on ylimmillään Nummenkankaan vedenjakaja-alueella. Syvimmillään kallionpinta on vanhan vedenottamon läheisyydessä, missä kallioperässä on kaksi merkittävää ruhjepainannetta.

Rusutjärven tekopohjavesilaitos otettiin käyttöön vuoden 1997 loppupuolella. Suomen Pohjavesitekniikka Oy ja Suunnittelukeskus Oy tekivät laitoksen suunnitteluun tarvittavat tutkimukset ja pohjaveden virtausmallintamiset vuonna 1995. Länsi-Suomen vesioikeus on myöntänyt laitokselle 20000 m^3/vrk suuruisen vedenottoluvan. Tämä määrä on kuitenkin suunniteltu otettavaksi vain poikkeustilanteissa.



Kuva 2.11. Kartta Rusutjärven tutkimusalueesta.

Taulukko 2.5. Rusutjärven havaintoputkien sijainti ja tekniset tiedot.

Havainto-pisteen tunnus	Etäisyys imeytys-alueesta, m	YKJ-itä, km	YKJ-poh-joinen, km	Putken pään korkeus N_{60}, m mpy.	Putken umpiosan pituus, m	Putken siiviläosan pituus, m	Putken kokonais-pituus, m
Hp4	460	2554,873	6702,371	60,74	16,8	10,0	26,8
Hp107	430	2554,785	6702,261	59,18	15,5	13,0	28,5
Hp115	270	2555,014	6701,589	53,58	9,0	13,0	22,0
Hp120	20	2554,982	6701,904	56,23	11,2	3,0	14,2
Hp123	250	2554,892	6702,123	62,68	15,0	8,0	24,0
Hp124	vertailu	2554,655	6702,677	63,86	17,0	19,0	38,0
Hp126	340	2554,795	6702,175	-	17,0	16,0	33,0
Kaivo4/Hp108	640	2554,721	6702,473	50,15	10,3	3,0	13,6
Kaivo5/Hp117	730	2554,731	6702,572	53,69	15,9	4,5	20,8
Kaivo6/Hp118	780	2554,704	6702,613	54,1	14,9	3,8	19,2

• Koejärjestelyt

Tekopohjaveden laatua seurattiin noin kuukauden välein neljässä pohjaveden havaintoputkessa. Ne sijaitsevat imeytysalueella (Hp120) sekä 250 m (Hp123), 430 m (Hp107) ja 460 m (Hp4) etäisyydellä imeytysalueesta. Vertailuun käytetty havaintoputki (Hp115) sijaitsee imeytysalueen eteläpuolella olevalla entisellä soranottoalueella, joka on jälkihoidettu 1990-luvulla. Seurannassa olleet kaivot sijaitsevat 640 metrin (kaivo K4) ja 730 metrin (kaivo K5) etäisyydellä imeytysalueesta. Tekopohjaveden laatua seurattiin myös toisella imeytysalueella Ämmänhaudanmäessä olevasta havaintoputkesta Hp124. Lisäksi tekopohjaveden laatua seurattiin imeytyksen alkuvaiheessa myös havaintoputkista Hp101, Hp102 sekä kaivoista K6 ja K2 (**kuva 2.11**). Imeytetyn pintaveden laadun muutosten seurantaa varten asennettiin lisäksi imu- ja levylysimetrejä sadetusimeytysalueen 3 alle syvyyksille 0,2 m, 0,4 m, 1 m ja 3 m.

TEMU-hankkeeseen liittyvä tekopohjaveden laadun seuranta aloitettiin maaliskuussa 1998. Seuranta oli kuitenkin aloitettu elokuussa 1997 jo ennen sadetusimeytyksen aloittamista. Tekopohjavedestä on tutkittu **taulukon 3.1** mukaiset muuttujat.

Pohjaveteen liuenneen hapen pitoisuutta ja veden lämpötilaa on mitattu elokuusta 1997 lähtien yhden kuukauden välein. Mittaus on tehty vesinäytteiden oton yhteydessä kahden metrin välein havaintoputkista Hp120, Hp123, Hp107, Hp124, Hp4, Hp101, Hp102, Hp108, Hp14, Hp5, Hp112, Hp117, Hp118, Hp119, Hp113, Hp114, Hp105, Hp106 ja Hp115.

• Imeytys ja vedenotto

Sadetusimeytys aloitettiin marraskuussa 1997. Aluksi sadetettiin kahdelle alueelle vesilaitoksen lähellä olevan entisen sorakuopan luiskaan (sadetusimeytysalue 1) ja Mätäkivenmäelle (sadetusimeytysalue 2).

Kesäkuussa 1998 otettiin käyttöön uusi sadetusimeytysalue Metsäpirtissä (sadetusimeytysalue 3). Sadetettu vesimäärä on ollut yhteensä noin 6200 m^3/vrk ja kaivoista otettu vesimäärä noin 6400 m^3/vrk (**kuva 2.12**). Sadetusalueiden pinta-ala on 1350 m^2 ja teoreettinen pinta-alavirtaama 0,17 m/h. Sadetusaluetta siirrettiin keväällä 1998. Alueen siirto ei heijastunut tekopohjaveden laatuun. Imeytysaluetta 2 siirrettiin hieman pohjoiseen heinäkuussa 1998. Siirto oli havaintoputken Hp102 vedessä ha-

	Koepumppaus 1963	Kaivo 2 1975	Kaivo 2 1995	Kaivo 4 1995	Hp 107 1995
pH	6,8	6,9	6,4	6,6	6,6
Sähkönjohtokyky, mS/m	8		19	18	17
O_2, mg/l	4	7-9	2,7	8,3	
$KMnO_4$, mg/l	4	1,6	0,4	0,4	1,2
Kokonaiskovuus, mmol/l	0,39	0,41	0,72	0,70	0,64
Alkaliniteetti, mmol/l	0,8	0,5	0,7	0,7	
Fe, mg/l	0,300	0,080	0,040	0,005	0,400
Mn, mg/l	0	0,005	0,020	0,005	0,040
Cl, mg/l	10	18	22	20	15
CO_2, mg/l	25	15	21	15	17

Taulukko 2.6. Esimerkki Rusutjärven pohjaveden laatutiedoista vuosilta 1963 - 1995 ennen tekopohjaveden muodostamisen aloittamista (MKR 1964, Suunnittelukeskus Oy – MKR 1975, Suunnittelukeskus Oy & Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1995).

vaittavissa sähkönjohtokyvyn, kokonaiskovuuden, kalsiumin, magnesiumin, alkaliniteetin ja hiilidioksidin lievänä alenemisena sekä TOC-pitoisuuden lievänä kohoamisena.

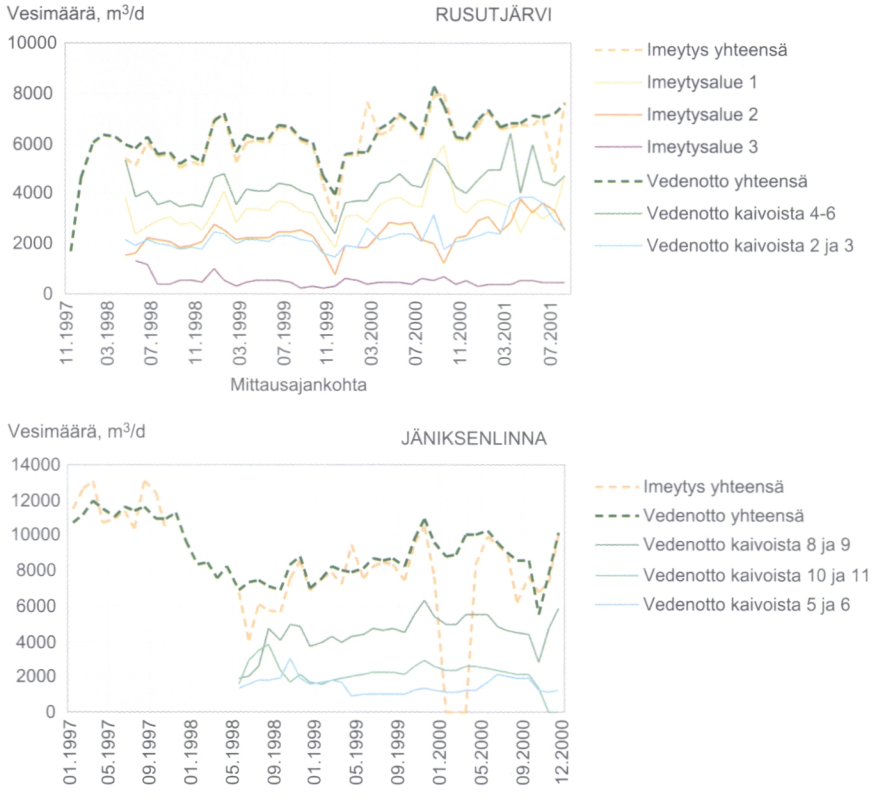
Pohjaveden laatu

Pohjavesi Rusutjärven pohjavesialueella oli 1960-luvulla aloitettujen vesianalyysien perusteella laadultaan lievästi hapanta, jonkin verran liuenneita suoloja ja vähän orgaanista ainesta sisältävää, pehmeää pohjavettä, jonka rauta- ja mangaanipitoisuudet olivat pieniä. Kaivossa K1 on todettu myöhemmin jonkin verran rautaa ja mangaania.

Pohjaveden kloridipitoisuus on kohonnut todennäköisesti tiesuolauksen vaikutuksesta vuonna 1963 todetulta tasolta 10 mg/l tasolle 20-22 mg/l. Sähkönjohtokyky on kohonnut vastaavasti yli kaksinkertaiseksi.

Kaivon K2 kohdalla mitattiin vuonna 1963 pohjavedessä happea noin 4 mg/l **(taulukko 2.6).** Vuonna 1972 tehtyjen mittausten mukaan happipitoisuus vaihteli eri vuodenaikoina ja oli korkeimmillaan keväällä ja syksyllä (8,0-9,5 mg/l). Talvella happipitoisuus laski ja oli alle 7 mg/l (Suunnittelukeskus Oy 1975). Talvella ja keväällä 1995 kaivossa K2 oli happea 2,4-2,9 mg/l. Uudessa kaivossa K4 happipitoisuus vaihteli 6,1-9,2 mg/l. Korkeimmat pitoisuudet olivat huhti - toukokuussa ja alimmat helmikuussa (Suunnittelukeskus Oy & Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1995).

Myös redoxpotentiaalissa ja pH-arvoissa oli vaihtelua. Korkeimmat pH-arvoon 7 korjatut redox-arvot mitattiin talvella (+ 500 mV) ja alhaisimmat keväällä (+ 400 mV). Nykyisen kaivon K3 ja kaivon K1 kohdalla happipitoisuus oli 3-6 mg/l (Suunnittelukeskus Oy 1975).



Kuva 2.12. Päijänne-tunnelin veden imeytysmäärät sadetusimeytysalueilla sekä laitokselta lähtevät ja kaivoista otetut vesimäärät Rusutjärvellä ja Jäniksenlinnassa.

JÄNIKSENLINNA, Tuusula

Tuomo Hatva, Risto Reijonen

• Aluekuvaus

Jäniksenlinna on osa yli 20 km:n pituisesta, luode-kaakkosuuntaisesta harjujaksosta. Harju kulkee Palojoen kohdalla lounais-koillissuuntaisen kallioperän ruhjevyöhykkeen yli. Kallionpinta ja pohjavedenpinta laskevat luoteesta Teilinnummelta ja kaakosta Tönölännummelta kohti Palojoen laaksoa, mihin pohjavesi purkautuu lähteinä. Jäniksenlinnan pohjavesialue rajoittuu luoteessa ja kaakossa pohjaveden virtauksen katkaiseviin kalliokynnyksiin (**kuva 2.14**).

Maaperä on harjun keskiosissa hiekkaa ja soraa. Harjun reunoilla maaperä on hiekkavaltaista, ja harju rajoittuu savi-ja silttikerroksiin. Palojoen laaksossa harju kulkee yhtenäisenä savi- ja silttikerrosten alitse. Maakerrosten paksuus on suurimmillaan kallioperän ruhjevyöhykkeen kohdalla, missä on kairattu yli 37 metrin syvyyteen. Pohjaveden pinta on 49 - 54 m mpy. Teilinnummen ja Tönölänmäen savikerrosten peittämällä alueella pohjavesi on paineellista (Suunnittelukeskus Oy & Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1991).

Luonnollisen pohjaveden antoisuudeksi on arvioitu noin 4000 m^3/vrk. Siitä on hyvälaatuista noin 3000 m^3/vrk (Hatva 1989). Pohjavedenottamo otettiin käyttöön vuonna 1971, ja tekopohjavettä on muodostettu Jäniksenlinnassa jo vuodesta 1979 lähtien. Muodostettavan tekopohjaveden määrä oli 1970- ja 1980-luvuilla enimmillään 7300 m^3/vrk (Teilinnummi).

Alueella tehtiin tekopohjavesitutkimuksia vuosina 1990 ja 1991. Tutkimuksissa todettiin, että Palojoen pintavesi on hyvässä hydraulisessa yhteydessä pohjaveteen. Silloisilla imeytys- ja vedenottojärjestelyillä ei voitu pumpata tavoitteena ollutta 12000 m^3/vrk ilman huomattavia tekopohjaveden vuotoja Palojokeen.



Kuva 2.13. Päijänteen veden juoksutusta Jäniksenlinnan imeytysaltaisiin.

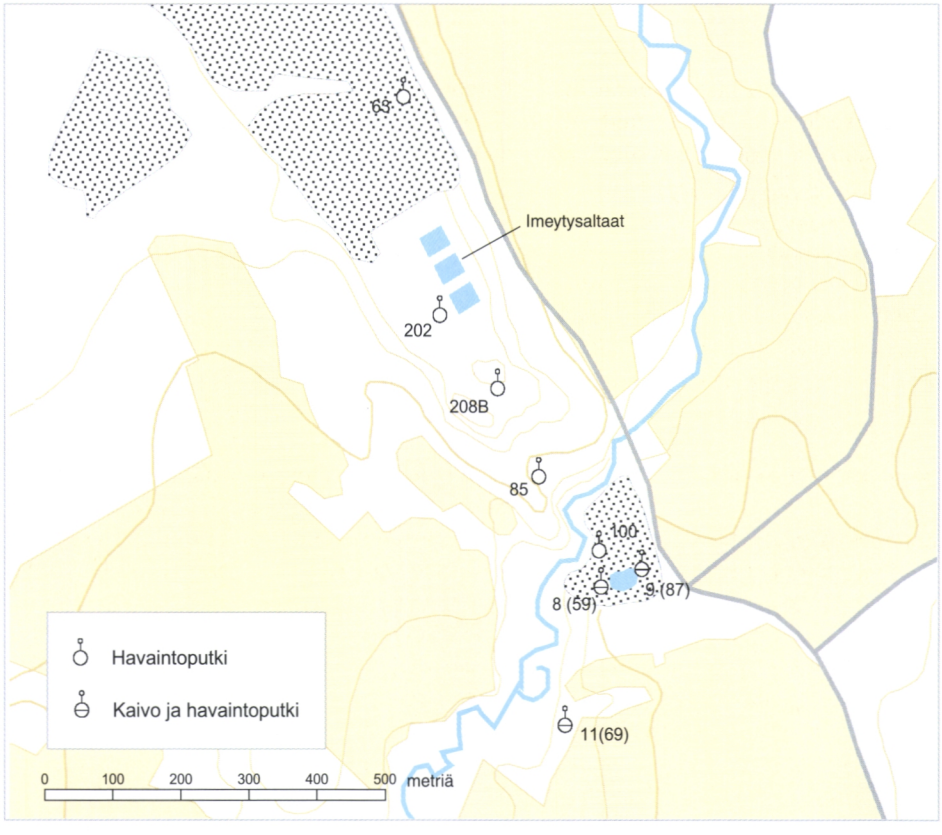
Tutkimusten perusteella on rakennettu kaksi lisäkaivoa lähelle Palojoen uomaa (kaivot K8 ja K9) ja kaksi kaivoa Palojoen uoman ja vanhan vedenottamon välille (kaivot K10 ja K11), joiden avulla tekopohjaveden vuodot Palojokeen estetään. Suurin osa Teilinnummelle imeytetystä vedestä saadaan talteen tältä alueelta (Suunnittelukeskus Oy & Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1991).

Tuusulan vesilaitos ottaa tarvittavan raakavetensä Päijänne-tunnelista. Raakavesi on siten peräisin Päijänteen Asikkalanselältä, joka on oligotrofinen.

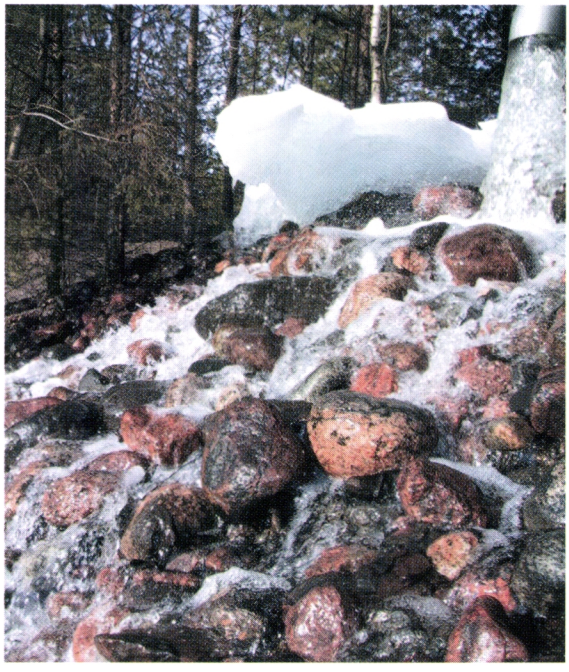
Länsi-Suomen vesioikeus on myöntänyt laitokselle luvan muodostaa tekopohjavettä. Teilinnummen alueelle imeytetään nykyisin 7000-10000 m^3/vrk pintavettä. Tekopohjavettä otetaan 500 m^3/vrk vähemmän kuin alueelle imeytetään pintavettä. Laitos on mitoitettu tekopohjavesimäärälle 12000 m^3/vrk.

• Koejärjestelyt

Pohjaveden laatua seurattiin noin kahden kuukauden välein neljästä havaintoputkesta. Ne sijaitsevat 10 m (Hp202), 120 m (Hp208), 330 m (Hp85) ja 450 m (Hp100) etäisyydellä imeytysalueesta. Vertailuun käytetty havaintoputki (Hp63) sijaitsee imeytysalueen pohjoispuolella Teilinnummella olevalla entisellä soranottoalueella, joka on jälkihoidettu 1980-luvulla. Seurannassa olleet kaivot sijaitsevat 480 metrin (kaivo K8) ja 700 metrin etäisyydellä (kaivo



Kuva 2.14. Kartta Jäniksenlinnan tutkimusalueesta.



Kuva 2.15. Raakaveden ilmastus ennen allasimeytystä Jäniksenlinnassa.

K11) imetysalueesta. Veden laatua seurattiin tutkimuksen alkuvaiheessa myös uudesta kaivosta K10 ja vanhalla vedenottamoalueella olevista kaivoista K5 ja K6. Havaintoputkien ja kaivojen sijainti on esitetty **kuvassa 2.14**. Imeytetyn pintaveden laadun muutosten seurantaa varten asennettiin lisäksi imulysimetrejä imetysaltaan alle syvyyksille 0,2 m, 0,4 m, 1 m ja 2,2 m altaan pohjasta. Havaintoputkien tekniset tiedot on esitetty **taulukossa 2.7.**

• Imeytys ja vedenotto

Teilinnummelle imeytettiin tutkimuksen aikana yhtä aikaa kolmeen imeytysaltaaseen Päijänne-tunnelin vettä. Allasimeytetty vesimäärä oli keskimäärin noin 8160 m^3/vrk (vaihtelurajat 4000-13 140 m^3/vrk) (**kuva 2.14**). Imeytysaltaiden pinta-ala oli yhteensä 4500 m^2 ja pinta-alavirtaama 0,06 m/h. Imeytysaltaat puhdistetaan noin kerran vuodessa. Lähinnä imetysaluetta olevista kaivoista otettiin tekopohjavettä keskimäärin 4500 m^3/vrk. Loppuosa vedestä pumpattiin kaivoista K10 ja K11 (2160 m^3/vrk) sekä vanhan vedenottamon kaivoista K5 ja K6 (1500 m^3/vrk). Kaivojen K10, K5 ja K6 tekopohjavedessä oli rautaa ja mangaania, joka poistettiin hidassuodatuksella.

Pohjaveden laatu

Jäniksenlinnan vanhalla pohjavedenottamoalueella vuonna 1963 tehtyjen tutkimusten mukaan pohjavesi oli lievästi hapanta, vähän liuenneita suoloja ja orgaanista ainetta sisältävää, erittäin pehmeää pohjavettä, jossa ei ollut rautaa ja mangaania (**taulukko 2.8**). Vesi oli hyvin hapettunutta, ja happipitoisuudet vastaavasti korkeita. Pohjaveden kloridipitoisuus oli jonkin verran kohonnut. Sulfaattipitoisuudet olivat pieniä.

Pohjaveden laatu eri kaivoissa on muuttunut vettä otettaessa ja tekopohjavettä muodostettaessa. Rauta- ja mangaanipitoisuudet ovat paikoitellen lisääntyneet. Muodostettavan tekopohjaveden määrää voitiin lisätä kun vedenottoa varten rakennettiin vuonna 1995 uudet kaivot K7 ja K8 sekä myöhemmin kaivot K10 ja K11 (Suunnittelukeskus Oy & Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1991).

Taulukko 2.7. Jäniksenlinnan havaintoputkien sijainti ja tekniset tiedot.

Havainto-pisteen tunnus	Etäisyys imeytys-alueesta, m	YKJ-itä, km	YKJ-poh-joinen, km	Putken pään korkeus N_{60}, m mpy.	Putken umpiosan pituus, m	Putken siiviläosan pituus, m	Putken kokonais-pituus, m
Hp59	480	2553,158	6709,258	53,64	11,0	12,0	23,0
Hp63	vertailu	2552,868	6709,956	53,74	8,0	2,0	10,0
Hp85	330	2553,068	6709,419	57,62	24,5	6,0	30,5
Hp87	485	2553,215	6709,285	53,92	14,0	8,0	22,0
Hp100	450	2553,150	6709,308	53,64	17,0	4,0	21,0
Hp202	10	2552,923	6709,646	68,07	17,3	8,0	25,3
Hp208B	120	2553,008	6709,542	66,06	25,6	4,0	29,6
Kaivo8(Hp59)	480	2553,158	6709,258	52,75	18,1	5,5	24,1
Kaivo9(Hp87)	485	2553,215	6709,285	53,05	17,8	5,0	23,1
Kaivo11(Hp69)	700	2553,108	6709,068	51,99	15,8	1,8	18,11

Taulukko 2.8. Esimerkki Jäniksenlinnan pohjaveden laatutiedoista vuosilta 1963 -1990 ennen tekopohjavesilaitoksen saneerausta ja sen jälkeen vuonna 1998 (MKR 1963, Maa ja Vesi Oy 1973, Tuusulan Seudun Vesilaitos ky 1990 ja 1998).

	Koepump-paus 1963 1)	Kaivo 4 1973 2)	Kaivo 5 1987 3)	Kaivo 5 1990 4)	Kaivo 5 1998 5)
pH	6,8	6,8	7,1	6,6	6,3
Sähkönjohto-kyky, mS/m	10	12		14	13
O_2, mg/l	7,5		5,6	4,1	1,2
$KMnO_4$, mg/l	4,4	4,0			2,4
Kokonaisko-vuus, mmol/l	0,48	0,34		0,45	0,43
Alkaliniteetti, mmol/l	0,8	0,7		0,5	0,7
Fe, mg/l	0	0,14	0,01	0,02	0,30
Mn, mg/l	0	0,300	0,015	0,005	0,330
Cl, mg/l	9	8		10	8
CO_2, mg/l	17	14		10	18
SO_4, mg/l	2,6	11,0		16,0	21,0

1) Koepumppaus 37 vrk teholla 5000 m^3/vrk

2) Vedenotto kaivosta 4 2300 m^3/vrk ja kaivoista 1,2 ja 3 3400 m^3/vrk

3) Vedenotto kaivoista 1,2 ja 3 6500 m^3/vrk ja kaivoista 5,6 ja 7 1500 m^3/vrk

4) Vedenotto kaivoista 1-6, raudan ja mangaanin poisto

5) Vedenotto kaivoista 5, 6, 9, 10 ja 11 yhteensä 1500 m^3/vrk ja kaivoista 8 ja 9 4000 m^3/vrk

PURSIALA, Mikkeli

Kari Illmer, Risto Reijonen

• Aluekuvaus

Pursiala on ympäristöhallinnon kartoittama vedenhankintaa varten tärkeä pohjavesialue (Britschgi & Gustafsson 1996, Miv 1981, Mivy 1995). Se sijaitsee Mikkelin kaupungissa, noin kilometri kaupungin keskustasta kaakkoon (**kuva 2.17**). Pursialasta otetaan talousvesi Mikkelin kaupungille.

Pursialan harju on osa Mikkelin kaupungin läpi kulkevaa pohjois-eteläsuuntaista harjujaksoa. Pursialan harjun maaperä on pääasiassa hiekkaa ja soraa (Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1993). Pursialan alueella harju on kapeimmillaan vain parikymmentä metriä leveä ja suurimmillaan noin 300 metriä leveä. Harjun eteläinen osa on Pursialan alueella kasautunut kallioperän pohjois-eteläsuuntaisiin ruhjelaaksoihin, kun taas pohjoinen osa kulkee vesistössä. Kallioperän aiheuttamat korkeuserot Pursialan alueella ovatkin suuret. Harjun korkein osa on noin + 110 m mpy. Pursialan harju rajoittuu osin Saimaaseen, jonka vedenpinta on noin + 76 m mpy. Harjuun rajoittuvat myös Moisionlampi (+ 89 m mpy), Särkilampi (+ 76 m mpy) ja Karjalampi (+ 92 m mpy).

Pursialan harju sijaitsee taajamatoimintojen tuntumassa ja osittain asemakaava-alueella. Harjun läheisyydessä sijaitsee Pursialan vedenottamon koillispuolella oleva teollisuusalue. Pursialan alueen keskiosissa on harjussa laajoja maa-ainesten ottoalueita, joista maa-aineksia on otettu lähes pohjavedenpintaan asti. Harjun pohjoisosan poikki kulkee valtatie 5 sekä rautatie, länsipuolella valtatie 13 ja keskiosan poikki kantatie 62. Liikennemäärät ovat



Kuva 2.16. Pursialan sadetusimeytysalue soranottoalueen reunalla.

Taulukko 2.9. Pursialan havaintoputkien sijainti ja tekniset tiedot. Etäisyydet allasimeytysalueelta.

Havainto-pisteen tunnus	Etäisyys, m	YKJ-itä, km	YKJ-poh-joinen, km	Putken pään korkeus N_{60}, m mpy.	Putken umpiosan pituus, m	Putken siiviläosan pituus, m	Putken kokonais-pituus, m
Hp48	237	3515,245	6839,800	88,7	13,0	8,0	21,0
Hp57	vertailu	3515,013	6841,014	81,2	4,7	5,0	9,7
Hp58	359	3515,258	6839,912	83,2	8,2	10,1	18,3
Hp59	333	3515,161	6839,851	84,1	9,2	15,0	24,2
Hp60	0	3515,305	6839,549	79,7	6,5	6,0	12,5
Hp56/K13.96	385	3515,288	6839,988	82,8	14,7	3,7	18,9



Kuva 2.17. Kartta Pursialan tutkimusalueesta.

suuria kaikilla teillä, ja talvihoidossa on käytetty natriumkloridia. Valtatien 13 ja kantatien 62 läheisyydessä onkin pohjavedessä havaittu korkeita kloridipitoisuuksia. Nämä tiet on luiskasuojattu pohjavesialueen kohdalta vuonna 1998. Lisäksi Pursialan vedenottamon eteläpuolella harjun poikki kulkee Saimaankatu.

Pursialaan imeytettävä pintavesi otetaan Kattilanlahdesta, joka kuuluu osana Saimaan Ukonveteen. Lahden pituus on n. 1 km, leveys n. 0,25 km ja syvyys 13 m. Lahden pinta-alaksi on arvioitu 0,25 km^2 ja tilavuudeksi 0,833 milj. m^3. Kattilanlahden päällysveden kokonaisfosforipitoisuus on noin 0,013 mg/l (ympäristöhallinnon Hertta-rekisteri) ja kokonaistyppipitoisuus noin 0,6 mg/l. Kokonaisfosforipitoisuuden perusteella α-klorofyllipitoisuus on keskimäärin 5,82 mg/m^3, mikä viittaa lievään rehevyyteen. Alusvedessä on kerrostuneisuuskausien lopulla ajoittain hapen vajausta.

• Koejärjestelyt

Pursialan tekopohjavesilaitoksen suunnitteli Oy Vesi-Hydro Ab, ja laitos otettiin käyttöön vuonna 1974. Itä-Suomen vesioikeus myönsi laitokselle 15000 m^3/vrk suuruisen vedenottoluvan. Pursialan tekopohjavesialueelle on laadittu pohjaveden virtausmalli vuoden 1992 tutkimusten yhteydessä (Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1993).

Pursialan tekopohjavesilaitoksen alueelta valittiin keväällä 1998 tutkimusalueiksi yksi sadetusimeytysalue-vedenottoaluepari sekä yksi allasimeytysalue vertailualueeksi (**kuva 2.17).** Tutkimusalueiden valintaperusteena olivat alueilla aiemmin tehdyt pohjavesi- ja tekopohjavesitutkimukset sekä tekopohjavesilaitoksen toimiva imeytysalue-vedenottoaluepari (ks. Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1993).

Alueella tehtiin lisäselvityksiä kesällä 1998 maaperän vajo- ja pohjavesivyöhykkeiden tutkimusta varten. Tutkimusalueiden valintaperusteena oli käytetty toimivaa ja käytössä olevaa allasimeytysalue-vedenottoalueparia. Tämän vuoksi alueella oli jo pohjaveden havaintoputkia, joista kaksi valittiin tutkimuksen havaintopisteiksi. Nämä havaintoputket olivat vuonna 1992 asennettu havaintoputki Hp48 ja vuonna 1996 kaivon K13.96 viereen asennettu havaintoputki Hp56. Molemmat havaintoputket ovat PVC-muovisia ja niiden halkaisija on Ns52 mm. Havaintoputkien tiedot on esitetty **taulukossa 2.9.**

Lisäselvitysten perusteella Pursialan alueella tehtiin kairauksia ja asennettiin valittuihin paikkoihin uusia pohjaveden havaintoputkia. Maaperäkairauksia tehtiin joulukuussa 1998, jolloin asennettiin myös uudet havaintoputket Hp57, Hp58, Hp59 ja Hp60. Myös nämä havaintoputket ovat PVC-muovisia putkia, joiden halkaisija on Ns52 mm. Havaintoputkien päät vaaittiin N_{60}-korkeustasoon asentamisen jälkeen. Havaintoputkien muut tiedot on esitetty **taulukossa 2.9.**

Pursialan alueelle asennettiin vaakalysimetri kesäkuussa 2001 vajovesivyöhykkeen tutkimusta varten. Vaakalysimetri asennettiin sadetusimeytysalueen alapuoliseen maaperään siten, että sen siiviläosa kerää vettä 10 metrin syvyydestä. Asennuksessa käytettiin hyväksi imeytysalueen pohjoispuolella olevaa maa-ainesten ottokuoppaa. Vaakalysimetri on PVC-muovinen havaintoputki ja sen halkaisija on Ns52 mm. Vesinäytteet vaakalysimetristä jouduttiin pumppaamaan.

Pursialan alueella mitattiin syksyllä 2001 myös pohjaveden virtausnopeuksia ja -suuntia. Helmikuussa 2002 tehtiin mansettivesinäytteenotto kahdesta pohjaveden havaintoputkesta. Menetelmää käytettäessä osa havaintoputken siiviläosasta suljetaan mansetilla siten, että pumpattu vesinäyte edustaa vain tietyllä syvyydellä virtaavaa pohjavettä. Vesinäytteet pumpattiin kahdelta eri syvyystasolta havaintoputkista Hp56 ja Hp58 (**taulukko 2.10**).

Taulukko 2.10. Mansettivesinäytteenotto Pursialassa. Näytteenottosyvyydet mitattiin havaintoputken yläpäästä.

Havaintoputki	Syvyys 1, m	Syvyys 2, m
Hp56	-12,5...-13,5	-17...
Hp58	-7,5...-8,5	-14...

• Imeytys ja vedenotto

Pursialan tekopohjavesilaitoksella pintavettä imeytetään kahdella allasimeytysalueella. Nämä ovat pohjoinen Kaihunlahden allasimeytysalue ja eteläinen Moision allasimeytysalue. Näille alueille voidaan imeyttää pintavettä yhteensä noin 4000 m^3/vrk (Suomen Pohjavesitekniikka Oy 1993). Samaa pintavettä käytettiin myös tutkimukseen valitulla sadetusimeytysalueella **(kuva 2.17.).** Vedenottamoalueiden eteläpuoliselle sadetusimeytysalueelle rakennettiin imeytysputkisto keväällä 1999. Sadetusimeytys alueella alkoi 14.6.1999. Samalla keskeytettiin imeytys sadetusimeytysalueen eteläpuolella olevalla Moision allasimeytysalueella.

Sadetusimeytys Pursialassa jatkui keskeytyksettä 14.6.1999-18.9.2001. Imeytettävän alueen pinta-ala oli 3385 m^2. Kokonaisimeytysmäärä sille vuonna 1999 oli 363594 m^3 eli 1818 m^3/vrk. Vuonna 2000 imeytettiin 637983 m^3 eli 1748 m^3/vrk ja vuonna 2001 vastaavasti 438400 m^3 eli 1686 m^3/vrk. Sadetuksen pinta-alavirtaama 14.6.1999 - 18.9.2001 oli siten 0,5 m^3/m^2/vrk.

Pursialassa tekopohjavettä pumpattiin havaintoputken Hp56 vieressä olevasta vedenottokaivosta K13.96. Kaivo oli käytössä jo ennen sadetusimeytyksen aloittamista. Kaivon arvioitu kokonaispumppausmäärä vuonna 1999 oli 128400 m^3 eli 642 m^3/vrk, vuonna 2000 siitä pumpattiin 219600 m^3 eli 602 m^3/vrk ja, vuonna 2001 yhteensä 163800 m^3 eli 630 m^3/vrk.



Kuva 2.18. Pursialan sadetusimeytysaluetta.

3 TUTKIMUSMENETELMÄT

VESINÄYTTEET

Kari Illmer, John Derome, Antti-Jussi Lindroos, Tuomo Hatva, Risto Reijonen

Imeytettävän pintaveden, vajoveden ja tekopohjaveden laadunmuutoksia tutkittiin vesinäytteistä, joita otettiin imeytettävästä pintavedestä, pintavyöhykkeen imu-, levy- ja vajovesilysimetreistä, vajovesivyöhykkeen vaakalysimetreistä ja syvälysimetreistä sekä pohjavesivyöhykkeen havaintoputkista. Ahvenistolla vesinäytteiden otto alkoi jo vuonna 1996 VIVA-tutkimuksen yhteydessä. Vuonteenharjulla vesinäytteiden otto alkoi helmikuussa 1999 ennen imeytysten alkamista ja Pursialassa toukokuussa 1999 ennen sadetusimeytyksen alkua. Jäniksenlinnassa tekopohjavettä on muodostettu allasimeytyksellä jo vuodesta 1979 lähtien. Tähän hankkeeseen liittyvä veden laadun seuranta aloitettiin sekä Jäniksenlinnassa että Rusutjärvellä maaliskuussa 1998. Rusutjärvellä seuranta aloitettiin kuitenkin jo ennen tekopohjaveden muodostamisen aloittamista elokuussa 1997.

Vuonteenharjun vesinäytteet otettiin imulysimetreistä kerran viikossa sulan maan aikana. Imeytettävästä pintavedestä ja pohjaveden havaintoputkista vesinäytteet otettiin kerran kuukaudessa ympäri vuoden. Havaintoputkista otetut vesinäytteet olivat kokoomanäytteitä, jotka edustavat putken koko siiviläosan tai -osien läpi virtaavaa tekopohjavettä. Havaintoputkista vesinäytteet otettiin siten, että ne pumpattiin aina 0,5 metriä pohjavedenpinnan alapuolelta. Lisäksi vesinäyte otettiin vasta, kun pumpatun veden sameus oli sameuskenttämittarin mukaan alle 0,5 FTU. Ahvenistolla, Vuonteenharjulla, Pursialassa, Jäniksenlinnassa ja Rusutjärvellä otettiin osasta pohjaveden havaintoputkia myös kerroksittaiset vesinäytteet sulkemalla tietty osa putken siiviläosasta mansetilla. Tällä menetelmällä selvitettiin maaperän eri kerroksissa eri nopeuksilla virtaavan tekopohjaveden laatua sekä kokoomanäytteiden edustavuutta.

VEDEN LAATU

• Epäorgaaniset analyysit

Kari Illmer, Antti-Jussi Lindroos, Jorma Pääkkönen

Raakavesi-, vajovesi- ja tekopohjavesinäytteistä määritettiin useita vedenlaatumuuttujia. Vesinäytteistä analysoitiin NH_4-N, NO_3-N, NO_2-N, kokonais-N, -P ja -S, Ca, Mg, Na, K, Al, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd, Ni, Si, pH-arvo, Cl, SO_4-S, $KMnO_4$-luku/COD_{Mn}, sähkönjohtokyky, alkaliniteetti, kokonaiskovuus ja sameus. Imulysimetrien vesinäytteitä lukuun ottamatta vesinäytteistä analysoitiin myös liuennut O_2, sen kyllästys-% ja liuennut CO_2. Vesinäytteitä analysoineet laboratoriot sekä vesinäytteiden kestävöinti- ja analyysimenetelmät on esitetty **taulukossa 3.1.**

• Orgaanisen aineen laatu

Ilkka Miettinen, Veikko Kitunen

Liukoinen orgaaninen hiili määritettiin TOC-analysaattorilla ja orgaanisen aineen määrää arvioitiin myös kaliumpermanganaatin kulutukseen perustuvalla menetelmällä. Liukoiset aineet koostuvat komponenteista, joiden koko on alle 0,45 µm. Tämän vuoksi vesinäytteet suodattiin kestävöinnin jälkeen 0,45 µm kalvosuodattimen läpi.

Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma analysoitiin sekä Kansanterveyslaitoksella että Metsäntutkimuslaitoksella. Analysointiin laitokset käyttävät eri menetelmiä. Kansanterveyslaitoksella käytettiin geelifiltraatiosuodatustekniikkaa (HPSEC). Siinä orgaanisten molekyylien erottuminen perustuu niiden molekyylikokoon sekä muotoon. HPSEC-analyysi aloitettiin vesinäytteen esisuodatuksella 0,22 µm:n suodattimen läpi kiinteän aineen

Taulukko 3.1. Vesinäytteitä analysoineet laboratoriot sekä vesinäytteiden kestävöinti- ja analyysimenetelmät

Hämeenlinnan seudun kansanterveystyön kuntainliiton laboratorio

Muuttuja	Laite/menetelmä	SFS-standardi tms. ohje
pH	Potentiometrinen mittaus 25 °C	SFS 3021
CO_2	Titraattori	APHA 1980/406B
Sameus	Nefelometri	SFS-EN 27027

Metsäntutkimuslaitoksen laboratorio

Muuttuja	Laite/menetelmä	SFS-standardi tms. ohje
P, Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd, Ni, Si, S, B, Mo	ARL 3580 ICP-emissiospektrometri	ISO 11885
(NO_3+NO_2)	Tecator FIA analysaattori/ spektrofotometria	SFS-EN ISO 13395
NH_4-N	Tecator FIA analysaattori/ spektrofotometria	KLAVA 36
Kokonais-N	Tecator FIA analysaattori/ spektrofotometria	SFS-EN ISO 11905-1
pH	Potentiometrinen mittaus 25 °C	SFS 3021
Sähkönjohtokyky	Kennomittaus 25 °C	SFS-EN 27888
Alkaliniteetti	Titraattori	SFS 3005
TOC (NPDOC)	Shimadzu TOC5000	SFS-EN 1484

Mikkelin vesilaitoksen laboratorio

Muuttuja	Laite/menetelmä	SFS-standardi tms. ohje
NO_3-N	Fotometrinen salisylaattimenetelmä	SFS 5752
NO_2-N	Fotometri	SFS 3029
NH_4-N	Fotometri	SFS 3032
Kokonais-N	Tecator Aquatec	SFS 3031
pH	Potentiometrinen mitaus 25 °C	SFS 3021
Cl	Titraus Mohrin menetelmällä	SFS 3002
SO_4-S	Nefelometri	SFS 5738
O_2	Titraattori	SFS-EN 25813
CO_2	Titraattori	Elintarviketutkijain Seura ry.
$KMnO_4$ -luku	Titraattori	SFS 3036
Sähkönjohtokyky	Kennomittaus 25 °C	SFS-EN 27888
Alkaliniteetti	Titraattori	Elintarviketutkijain Seura ry.
Kokonaiskovuus	Titraattori	SFS 3003
Sameus	Nefelometri	SFS-EN 27027

Keski-Suomen ympäristökeskuksen laboratorio

Muuttuja	Laite/menetelmä	SFS-standardi tms. ohje
(NO_3+NO_2)-N, NO_3-N, NO_2-N, Kokonais-N	Lachat-automaatti-analysaattori	Lachat-käsikirja
NH_4-N	Spektrofotometri	SFS 3032
pH	Potentiometrinen mittaus 25 °C	SFS 3021
Cl, SO_4	Ionikromatografi	SFS-EN ISO 10304-1
O_2	Muunneltu Winklerin titraus	SFS 3040
CO_2	Titraattori	Vesihallitus/vesien-tutkimustoimisto
COD_{Mn}	Titraattori	SFS 3036
Sähkönjohtokyky	Kennomittaus 25 °C	SFS-EN 27888
Alkaliniteetti	Titraattori	Vesihallitus/vesien-tutkimustoimisto
Kokonaiskovuus	Titraattori	SFS 3003
Sameus	Nefelometri	SFS-EN 27027

Suunnittelukeskus Oy:n laboratorio

Muuttuja	Laite/menetelmä	SFS-standardi tms. ohje
Ca, Mg	AAS/liekkimenetelmä	SFS 3018, SFS 3044
Fe	AAS/liekkimenetelmä	SFS 3047, SFS 3044
Mn	AAS/liekkimenetelmä	SFS 3048, SFS 3044
SO_4	Turbidimetri	Vesianalyysitoimikunta
(NO_3+NO_2)	AKEA-automaatti-analysaattori	[SFS 3030]
NO_3-N	AKEA-automaatti-analysaattori	
NO_2-N	Spektrofotometri	SFS 3029
NH_4-N	Spektrofotometri	SFS 3032
Kokonais-N	AKEA-automaatti-analysaattori	
TOC (NPDOC)	Shimadzu TOC5000A	SFS-ISO 8245
pH	Potentiometrinen mittaus 25 °C	SFS 3021
Cl	Titraus Mohrin menetelmällä	SFS 3002
CO_2	Titraattori	SFS 3005
$KMnO_4/COD_{Mn}$	Titraattori	SFS 3036
Sähkönjohtokyky	Kennomittaus 25 °C	SFS-EN 27888
Alkaliniteetti	Titraattori	APHA 1989/SFS 3005
Kokonaiskovuus	Titraattori	SFS 3003
Sameus	Nefelometri	SFS 3024
Heterotrofinen pesäkeluku	Maljavalu- ja pintalevitys	SFS 4112

poistamiseksi. Eri molekyylikoon omaavat orgaanisen aineen fraktiot eroteltiin ajamalla näyte korkeapainenestekromatografilaitteella 0,01 M Na-asetaattiliuoksessa TOSO-HAAS TSK Gel G3000SW kolonnin läpi. Orgaanisen aineen fraktiot erottuivat ajon aikana siten, että suurikokoiset molekyylit poistuivat kolonnista ensin ja pienikokoiset molekyylit viimeisenä. Kolonnin läpi menneet molekyylit tunnistettiin UV-detektorilla (254 nm). HPSEC-tulokset on esitetty kromatogrammeina, jossa eri molekyylikokoluokat esitetään fraktioiden pinta-aloina.

Metsäntutkimuslaitoksella orgaanisen aineenmolekyylikokojakauma tutkittiin ultrasuodatusmenetelmällä. Liuenneen orgaanisen hiilen kemiallisen rakenteen tarkastelulla pyrittiin selvittämään kulkeutuvien/pidättyvien yhdisteiden ja yhdisteryhmien kemiallinen luonne. Nämä kaksi menetelmää osoittivat, millainen osa orgaanisesta aineesta pidättyi maaperään ja millainen osa ei juurikaan sitoutunut maaperään, eikä toisaalta hajonnut biologisesti.

Ultrasuodatuksessa vesinäytteet suodatettiin paineistetussa astiassa (Amicon) suodatinfilmien läpi. Filmien läpäisevyydet olivat 1000 daltonia (1kD, pienimolekyyliset yhdisteet), 10 000 daltonia (10 kD) ja 100 000 daltonia (100 kD, suurimolekyyliset yhdisteet). Yksi dalton on yhden vetyatomin massa. Näytteistä (n. 50 ml) suodatettiin puolet (n. 25 ml). Fraktioista analysoitiin liukoinen orgaaninen hiili, DOC (Shimadzu 5 000).

Orgaanisen aineen kemiallista luonnetta tutkittiin liukoisen aineen fraktioinnilla adsorptio- (XAD-8) ja ioninvaihtohartseilla (MSC-1 ja Duolite A7). Menetelmässä erotetaan heikosti vesiliukoiset sekä erittäin liukoiset happaman, emäksisen ja neutraalin luonteen omaavat aineet (Qualls & Haines 1991). Fraktioista analysoitiin myös liukoinen orgaaninen hiili.



Kuva 3.1. Vaakalysimetrit Vuonteenharjun pohjoisella imeytysalueella. Lysimetrien siiviläosat ovat eri syvyyksillä sadetusimeytysalueen maaperässä.

• Mikrobiologiset analyysit

Ilkka Miettinen

Mikrobien kasvua ylläpitävä orgaaninen hiili

Assimiloituvalla orgaanisella hiilellä (AOC) tarkoitetaan orgaanista hiiltä, joka on helposti mikrobien käytettävissä energian ja solujen hiilen lähteenä (van der Kooij ym. 1982). AOC-määritys tehtiin standardimenetelmän (APHA ym. 1992) muunnoksella, jossa vesinäytteeseen lisättiin epäorgaanisia ravinteita sisältävää liuosta ravinnetasapainon (N, P, K, Mg ym.) ylläpitämiseksi (Miettinen ym. 1997). Vesinäytteet kuumasteriloitiin aluksi +60 °C:ssa 30 minuutin ajan. Tämän jälkeen rinnakkaisiin näytteisiin lisättiin kahta bakteeripuhdasviljelmää: *Pseudomonas fluorescens P17* ja *Aquaspirillum NOX*. Näiden mikrobien määrän kasvua seurattiin R2A-agar viljelyillä. AOC-pitoisuus määritettiin vesinäytteen aikaansaaman suurimman mikrobikasvun (pesäkelukumäärä) perusteella. *Pseudomonas P17*- ja *Aquaspirillum NOX*- bakteerien kasvu standardoitiin käyttämällä natriumasetaattia substraattina (µg asetaatti ekv/l).

Mikrobeille käyttökelpoinen fosfori

Mikrobeille käyttökelpoisella fosforilla (MAP) tarkoitetaan epäorgaanista ja orgaanista fosforia, jonka testimikrobi kykenee hyödyntämään solujensa muodostamiseen ja metaboliansa ylläpitämiseen. Vesinäytteet kuumasteriloitiin aluksi +60 °C:ssa 30 minuutin ajan. Rinnakkaisiin näytteisiin lisättiin *Pseudomonas fluorescens P17*-bakteeri-puhdasviljelmää, ja bakteerikasvua seurattiin R2A-agar viljelyillä. Koeolosuhteet säädettiin epäorgaanisen (N, K, Ca jne) sekä orgaanisen (asetaatti) ravinneliuosten avulla siten, että ainoastaan fosforin pitoisuus rajoitti testimikrobin kasvua. MAP:n määrä mitattiin vesinäytteen aikaansaaman suurimman bakteerien pesäkelukumäärän perusteella. MAP-tulos laskettiin siten, että *Pseudomonas P17* bakteerin kasvu standardoitiin käyttämällä dinatriumvetyfosfaattia (Na_2HPO_4) mikrobien ravinteena (0-10 µg PO_4-P/l). Lopullinen tulos ilmoitettiin fosfaatti-fosforia vastaavana fosforin pitoisuutena. Analyysin määritysraja on 80 ng PO_4-P/l (Lehtola ym. 1999).

Mikrobien kasvukyky

Mikrobien kasvukykyä (engl. *HGR, Heterotrophic growth response)* tutkittiin laboratoriossa tapahtuneen koekasvatuksen avulla. Testissä vesinäytteitä pidettiin ultrapuhtaissa lasiastioissa kolmen viikon ajan pimeässä +15 °C lämpötilassa. Mikrobikasvua seurattiin pintaviljelynä R2A-alustoilla (Reasoner & Geldreich 1985, APHA ym. 1992) käyttäen 7 vuorokauden kasvatusaikaa (+22 °C).

Mikrobien kasvua rajoittava ns. minimiravinne selvitettiin vuoden 2001 vesinäytteistä laboratoriokokeilla. Minimiravinne testattiin lisäämällä edellä kuvatun HGR-analyysin rinnakkaisiin näytteisiin 20 µg PO_4-P/l. Mikrobien kasvu testattiin muutoin HGR-analyysin tavoin.

Orgaaniset hapot

Orgaanisten happojen analyysiä varten vesinäytteisiin lisättiin näytteenoton jälkeen bentsalkoniumkloridia. Tällä pyrittiin estämään happojen (etikka-, muurahais-, oksaali-, propioni-, sitruuna- ja pyruvaatti/palorypälehapot) pitoisuutta alentava mikrobikasvu. Tämän jälkeen näytteet pakastettiin. Analysointi tapahtui ionikromatografisesti johtokykydetektorilla. Ennen mittausta määritettävät yhdisteet eroteltiin suuritehoisella anioninvaihtokolonnilla NaOH-eluenttia käyttäen. Ensimmäisinä eluoituvien happojen erottumisen parantamiseksi vesinäytteet happamoitiin ennen analyysiä johtamalla ne protonimuodossa olevan

kationinvaihtopatruunan läpi. Kaikki analyysissä käytettävät laitteet oli toimittanut Dionex. Määritysrajat orgaanisille hapoille olivat 3,7 µg/l (oksalaatti)-8,7 µg/l (asetaatti).

Mikrobien biomassan tuotanto solujen tymidiinin ottona

Tymidiini on kaikkien elävien organismien perintötekijän eli DNA:n muodostumisessa tarvittava lähtöaine. Alkeistumalliset mikrobit (prokaryootit) hyödyntävät ympäristössään olevaa tymidiiniä DNA:nsa rakennusaineena. Radioleimatun ^{3}H-tymidiinin avulla voidaan seurata sen suhteellista sitoutumista mikrobien DNA:han ja siten arvioida mikrobien biomassan tuotantokykyä (Fuhrman & Azam 1980).

Bakteerituotanto mitattiin inkuboimalla näytteet steriileissä nestetuikepulloissa ^{3}H-leimatun tymidiinin kanssa neljän tunnin ajan +15 °C:ssa. Inkubointi lopetettiin lisäämällä formaldehydiä. Näytteiden sisältämä DNA saostettiin trikloorietikkahapon avulla ja suodatettiin kalvosuodattimelle. Kalvosuodattimelle kertyneen aineen radioaktiivisuus mitattiin nestetuikelaskimella. Vesinäytteen mikrobien biomassan muodostumisnopeus (tilavuus × aikayksikkö) laskettiin DNA:han sitoutuneen tymidiinin määrän avulla.

Lopullisessa bakteerituotannon laskennassa on myös tunnettava vesinäytteen mikrobibiomassan sisältämä orgaanisen hiilen pitoisuus. Tämä selvitettiin laskemalla jokaisen näytteen keskimääräinen mikrobien solukoko akridiinioranssivärjäykseen perustuvana mikroskooppilaskentana (engl. *AODC, acridine orange direct counting*) (Hobbie ym. 1977, APHA ym. 1992).

• Kasviplankton

Kaj Granberg

Kasviplanktonia tutkimalla voidaan selvittää raakavetenä käytetyn pintaveden biologista laatua. Kasviplanktonin biomassa ja lajisto kuvaavat myös pintaveden rehevyyttä. Kasviplanktonia tutkittiin Laukaan Kuusvedestä, Saimaan Ukonveden Kattilanlahdesta, Hämeenlinnan Alajärvestä sekä Päijänne-tunnelin vedestä. Kasviplanktonia tutkittiin pintaveden lisäksi myös Vuonteenharjun vaakalysimetrien vedestä, millä selvitettiin imeytysalueiden maaperän pinta- ja vajovesivyöhykkeiden kykyä vähentää kasviplanktonia.

Kasviplankton tutkittiin käänteismikroskoopilla, ja sen määrä ilmoitettiin kpl/100 ml. Kasviplanktonin biomassa määritettiin tilavuustaulukoiden perusteella ja ilmoitettiin mg/m^{3}.

Kasviplanktonin määrä voidaan laskennallisesti muuttaa myös α-klorofyllipitoisuudeksi. Tähän käytetään keskisuomalaisista järvistä, Päijänteestä ja Pohjois-Leppävedestä, kerättyä havaintoaineistoa, jonka perusteella Granberg ja Harjula (1982) ovat laskeneet regressioyhtälön:

$$y = 0{,}0913 \cdot x^{0{,}625}$$

jossa
x = kasviplanktonin biomassa mg/m^{3}
y = α-klorofylli mg/m^{3}

MAAPERÄNÄYTTEET

• Pintavyöhykkeen maaperänäytteet Ahveniston harjulla

Aino Smolander, Heljä-Sisko Helmisaari, Antti-Jussi Lindroos, John Derome

Ahveniston harjun koealoilta 1-5 otettiin näytteet maaperän orgaanisesta pintakerroksesta (humuskerros) kolme kertaa vuonna 1998 ja kerran vuonna 1999. Jatkuvasti imeytetyltä koealalta 6 ja palautumisalalta 7, jota imeytettiin vain vuonna 1996, näytteet otettiin kerran molempina vuosina. Maaperänäytteet otettiin 26.9.2001 vain palautumisalan 7 humuskerroksesta. Sadetusimeytysaloilta maanäytteet otettiin imeytysputkien alapuolelta 2 m:n päästä ja vertailualoilta rinteen suuntaan vastaavista kohdista. Maanäytteet otettiin humuskerroksesta (paksuus 5-10 cm) kairalla, jonka halkaisija oli 2,5 cm. Maanäytteet seulottiin 2,8 mm:n seulan läpi ennen analyysejä.

Maaperänäytteen pH-arvo mitattiin vesilietoksesta. Typen nettomineralisaatiota ja -nitrifikaatiota selvitettiin inkubaatiokokein. Neljän rinnakkaisen maanäytteen (4 g kuivapaino) kosteus säädettiin 60 %:iin vedenpidätyskyvystä. Kaksi rinnakkaista näytettä uutettiin 1 M KCl-liuoksella. Toiset kaksi rinnakkaista näytettä asetettiin inkuboitumaan +14 °C:een ja ne uutettiin vastaavasti kuuden viikon kuluttua. Uuttoliuoksista mitattiin ammonium- ja nitraattityppi virtausinjektioanalysaattorilla (Tecator FIA 5012). Nettoammonifikaatio ja -nitrifikaatio laskettiin vähentämällä inkuboitujen näytteiden pitoisuuksista alkupitoisuudet. Mineraalitypen nettomuodostus laskettiin nettoammonifikaation ja nettonitrifikaation summana.

• Pintavyöhykkeen maaperänäytteet Vuonteenharjulla

John Derome, Aino Smolander, Heljä-Sisko Helmisaari, Antti-Jussi Lindroos

Vuonteenharjulla maaperän pintavyöhykkeen pintaosan orgaanisen kerroksen muodostaa 4-5 cm paksu kangashumus. Humuskerroksen alla oleva kivennäismaakerros on pääosin lajittunutta karkeaa hiekkaa. Koealoilla 1-4 on noin 20 cm syvyydessä ohut kerros soraa. Maannostyyppi on rautapodsoli.

Sadetusimeytyksiä edeltävät maaperänäytteet otettiin syksyllä 1998 humuskerroksesta ja 0-5, 5-10, 10-20 ja 20-40 cm:n syvyydeltä kivennäismaasta. Aukeakoealan 5 humuskerros oli kokonaan poistettu (imeytysaltaan tekoa varten), minkä vuoksi maaperänäytteet otettiin varsinaisen koealan 5 ulkopuolelta. Maaperänäytteitä otettiin koealoilta 1-4 yhteensä 20 näytepisteestä/koeala, ja koealoilta 5 ja 6 vain 10 näytepisteestä koealojen pienemmästä pinta-alasta johtuen. Koealat 1-4 jaettiin neljään osa-alaan, ja koealat 5 ja 6 kahteen osa-alaan. Jokaiselta osa-alalta otettiin 5 maaperänäytettä, jotka yhdistettiin kerroksittain kokoomanäytteiksi.



Kuva 3.2. Pintakerroksen maaperänäytteenottoa Pursialassa.



Kuva 3.3. Pintakerroksen maaperänäytteiden käsittelyä Vuonteenharjulla.

Sadetusimeytyksen aikaiset maaperänäytteet otettiin kahden vuoden imeytyksen jälkeen 10.10.2001 eteläisen tutkimusalueen varttuneen metsän imeytysaloilta 1 ja 4 sekä pohjoisen tutkimusalueen nuoren metsän imeytysalalta 6. Varttuneen metsän imeytysaloja oli imeytetty 20.9.1998 lähtien ja nuoren metsän 1.7.1998 lähtien.

Orgaanisen kerroksen ja kivennäismaan (0-5, 5-10, 10-20, 20-40 cm) maaperänäytteet otettiin jokaiselta koealalta 1 ja 2 metrin etäisyyksiltä imeytysputkista. Kultakin koealalta otettiin rinnakkaiset maaperänäytteet, jotka koostuivat 10 osanäytteestä. Lisäksi orgaanisesta kerroksesta otettiin yhteensä 36 maaperänäytettä 4 ja 5 metrin välein linjoilta, jotka kulkivat 20-25 m suuruisten koealojen läpi. Maaperänäytteet kuljetettiin laboratorioon ja kuivattiin varastossa huonelämpötilassa. Orgaanisen kerroksen maaperänäytteet jauhettiin ja seulottiin 1 mm:n seulan läpi. Kivennäismaan näytteet seulottiin 2 mm:n seulan läpi kivien ja suurten juurten poistamiseksi. pH-arvot määritettiin maaperänäytteen ja tislatun veden seoksesta (tilavuussuhde 15:25). Vaihtuvat Ca-, Mg-, K-, Na-, Al-, Fe- ja Mn-ionit määritettiin uuttamalla maaperänäyte 0,2 M bariumkloridilla (3,75 g orgaanisen kerroksen maata / 150 ml $BaCl_2$ ja 15 mg kivennäismaata / 150 ml $BaCl_2$). Pitoisuudet määritettiin uuttoliuoksesta plasmaemissiospektrometrillä (ICP/AES). Tulokset ilmaistiin mg/kg kuiva-ainetta. Vaihtohappamuus määritettiin titraamalla uutos pH-arvoon 7,0. Kationinvaihtokapasiteetti (KVK) määritettiin laskemalla yhteen vaihtuvien emäskationien (Ca, Mg, K ja Na) ekvivalenttiarvot ja vaihtohappamuus. Emäskyllästysaste (EK) määritettiin laskemalla emäskationien suhteellinen osuus (%) kationinvaihtokapasiteetista. Kokonaishiili ja -typpi määritettiin Lecon CHN-analysaattorilla.

Typen kierron prosessien tutkimista varten koealoilta 1-4 otettiin maaperänäytteet humuskerroksesta 4.9.1998 eli vuosi ennen sadetusimeytyksen aloittamista ja 25.10.1999 eli kuukausi sadetusimeytyksen aloittamisesta. Vuoden 1998 näytteenotto tehtiin koko koealalta. Koealojen 1-4 humuskerroksesta otettiin 18 kpl näytteitä kultakin koealalta. Lisäksi koealoilta otettiin kivennäismaanäytteitä. Näytteet (18 kpl) otettiin sekä huuhtoutumiskerroksesta että rikastumiskerroksen yläosasta (ylin 5 cm). Vuonna 1999 sadetusimeytysaloilta otettiin maaperänäytteet vain imeytyksen vaikutuksen alla olleista kohdista, aina yhden metrin etäisyydeltä imeytysputkista. Imeyttämättömiltä vertailualoilta tehtiin vastaavan suuruinen näytteenottorajaus. Maaperänäytteenotto toistettiin vastaavasti syksyllä 2000 ja 2001. Maaperänäytteiden pH-arvot, typen nettomineralisaatio ja -nitrifikaatio mitattiin samalla tavalla kuin Ahveniston maaperänäytteistä.

• Rusutjärven ja Pursialan pintavyöhykkeen maaperänäytteet

Heljä-Sisko Helmisaari

Maaperänäytteet otettiin Rusutjärven tekopohjavesialueelta 22.8.2001 ja Pursialasta 5.9.2001 humuskerroksen pH-arvon, nitraatti-, ammonium- ja kokonaistypen määritystä varten. Näytteet otettiin humus- ja kivennäismaakerroksesta (n. 5 cm:n syvyyteen asti) kairalla, jonka halkaisija oli 2,5 cm. Humuskerroksen paksuus imeyttämättömällä koealalla oli 3-4 cm. Maanäytteitä otettiin 6 kpl (3 kokoomanäytettä/maakerros, jokainen koostui 10 osanäytteestä) sekä imeytetyiltä että imeyttämättömiltä koealoilta. Laboratoriossa humusnäytteet seulottiin 2,8 mm ja kivennäismaanäytteet 2,0 mm seulalla. Humusnäytteet jauhettiin. Humus- ja kivennäismaanäytteistä mitattiin pH-arvo vesilietoksesta. Nettoammonifikaatio ja -nitrifikaatio määritettiin kuten Ahveniston maaperänäytteistä.

• Syväkairatut maaperänäytteet vajovesivyöhykkeestä

Risto Reijonen, John Derome, Antti-Jussi Lindroos

Näytteenotto

Vuonteenharjulla otettiin tammi- ja helmikuussa 1999 sekä syyskuussa 2001 kerroksittaisia maaperänäytteitä (**taulukko 3.2**) Kairaukset tehtiin pohjoisella tutkimusalueella sekä aukealla koealalla 5 että metsäkoealalla 6. Maaperänäytteitä otettiin maaperän kahdelta ylimmältä metriltä 0,2 m:n pituisina osina ja tämän alapuolelta noin metrin pituisina osina 15 metrin syvyyteen. Täten kairauksilla selvitettiin sekä maaperän pintavyöhykkeen että vajovesivyöhykkeen ominaisuuksia. Maaperänäytteiden halkaisijat olivat 40 mm tai 100 mm. Maaperänäytteitä kertyi yhdestä kairauspisteestä enimmillään yli 20 kappaletta. Syväkairausnäytteet otettiin marraskuussa 1999 myös Pursialasta ja Ahvenistolta.

Syväkairauksissa hyödynnettiin uutta maaperänäytteenottotekniikkaa. Maaperänäytteet otettiin raskaalla, 24 tonnia painavalla, hydraulispneumaattisella kairalla, jossa on tätä varten suunniteltu näytteenotin (Veli Reijonen Oy). Tällä näytteenottimella voidaan ottaa häiriintymättömiä näytteitä syvällä maaperässä olevista sora- ja hiekkakerrostumista. Näytteenotin on sisältä ontto, ja sen sisään asennetaan jokaista eri syvyydeltä otettavaa maaperänäytettä varten muoviputki. Näytteenotin työnnetään maaperään koneen painon avulla ja tarvittaessa iskemällä. Maanperänäyte tunkeutuu "jatkuvana" kerrossarjana muoviputken sisälle.

Taulukko 3.2. Syväkairausnäytteiden lukumäärä ja näytteenottosyvyys.

	Lukumäärä ja syvyys	Kairan läpimitta
Vuonteenharju	2 x 0-9 m 2 x 0-15 m	3,4 cm
Ahvenisto	2 x 0-3 m 1 x 0-9 m 1 x 0-12 m	9,3 cm
Pursiala	5 x 0-2 m 1 x 0-4 m	9,3 cm

Syväkairausnäytteet pakastettiin Metlan keskuslaboratoriossa ja kuljetettiin pakastettuina muoviputkissaan Metlan Rovaniemen tutkimusaseman laboratorioon. Siellä ne leikattiin maaperän eri syvyyksiä kuvaaviin osiin: 0-0,4 m, 0,4-0,8 m, 0,8-1,2 m, 1,2-1,6 m, 1,6-2,0 m. Kahta metriä syvemmältä otetut maaperänäytteet leikattiin metrin pituisiksi osiksi. Maaperänäytteet sulatettiin ja seulottiin 2 mm:n seulan läpi ja molemmat seuleet punnittiin. Alle 2 mm:n seule säilytettiin kylmähuoneessa (+ 2 °C) analyysiin saakka. Kemialliset ja mikrobiologiset analyysit tehtiin näistä näytteistä (< 2 mm:n seule).

Kemialliset analyysit

Näytteiden pH-arvo mitattiin vesilietoksesta (15 ml näytettä, 25 ml tislattua vettä). Kokonais-C ja -N määritettiin Lecon CHN-analysaattorilla. Liukoinen orgaaninen hiili (DOC) määritettiin vesiuutoksesta (15 g näytettä /150 ml tislattua vettä). Uutoksen jälkeen näytteet sentrifugoitiin ja suodatettiin kalvosuodattimilla (0,45 µm). DOC-pitoisuudet mitattiin Lecon TOC-analysaattorilla.

Mikrobiologiset analyysit

Maaperänäytteiden hiilidioksidituottoa ja typen nettomineralisaatiota ja -nitrifikaatiota selvitettiin inkubaatiokokein. Näytteitä punnittiin 125 ml:n lasipulloihin 20 g (tuorepaino). Pulloihin lisättiin 10 ml ultrapuhdasta vettä ja ne suljettiin kaasutiiviisti kumikorkilla. Maa-aineksen ja veden suspensioita pidettiin jatkuvassa ravistelussa 14 °C:ssa 3 vuorokautta, jonka jälkeen hiilidioksidituotto mitattiin kaasukromatografilla. Tämän jälkeen ilmatiiviit korkit korvattiin foliolla riittävän happipitoisuuden varmistamiseksi ja inkubointia jatkettiin 21 vrk:een asti. Inkuboinnin jälkeen näytteet uutettiin 1 M KCl-liuoksella, ja uutteista määritettiin ammonium- ja nitraattityppi. Vastaava uutto tehtiin vertailunäytteistä inkuboinnin alussa.

• Ilmanäytteet

Jorma Pääkkönen

Orgaanisen aineen poistumistavan selvittämiseksi otettiin vuonna 2001 huokosilmanäytteitä Ahvenistolta ja Jäniksenlinnasta. Näytteitä otettiin pohjaveden pinnan yläpuolisesta vajovesivyöhykkeestä sekä allas- että sadetusimeytetyiltä että vertailukoealueilta (**Taulukko 3.3**). Näytteenottoa varten näiden tekopohjavesialueiden maaperään asennettiin ilmaputket, joiden siiviläosa oli eri putkissa 2-16 m:n syvyydellä. Näytteistä tutkittiin ilman happi- ja hiilidioksidipitoisuus, koska haluttiin selvittää missä määrin mikrobiologinen toiminta yhtäältä kuluttaa happea ja toisaalta tuottaa hiilidioksidia hajottaessaan orgaanista ainetta.

Maanpinnalla happea on ilmassa 21 %. Ahveniston ja Jäniksenlinnan tekopohjavesialueiden maaperän huokosilmassa happea oli kuitenkin hieman vähemmän: 19-20 %. Maaperän huokosilman CO_2-pitoisuus oli 0-0,1 %; hiilidioksidia ei siis vapautunut huokosilmaan, vaan se liukeni vajoveteen. Huokosilmanäytteistä ei saatu lisätietoa harjun maaperässä mahdollisesti tapahtuvasta mikrobiologisesta hajotustoiminnasta.

Taulukko 3.3. Ahveniston ja Jäniksenlinnan ilmaputkien tiedot.

Ilmaputken tunnus	Sijainti	Putken umpiosan pituus, m	Putken siiviläosan pituus, m	Putken kokonaispituus, m
AHVENISTO				
1A	Imeytysaltaan alla	3,0	1,0	4,0
1B	Imeytysaltaan alla	9,0	1,0	10
2A	Imeytysaltaan vieressä	4,0	1,0	5,0
2B	Imeytysaltaan vieressä	10,0	1,0	11,0
JÄNIKSENLINNA				
1	Imeytysaltaiden välissä	12,1	5,0	17,1
208B	Imeytysaltaalta n. 120 metriä kaakkoon	8,6	4,0	29,6

POHJAVEDEN VIRTAUSOLOSUHTEIDEN MÄÄRITYS

Risto Reijonen, Jussi Reijonen

Kaikilla tutkimusalueilla tarkennettiin aiempia pohjaveden virtausmalleilla määriteltyjä pohjavesivyöhykkeen hydraulisia ominaisuuksia. Tarkistuksia tehtiin mm. pohjavedenpinnan korkeuden mittauksilla ja putkivirtausmittauksilla. Niillä selvitettiin pohjaveden havaintoputken kohdalla olevan maaperän vettäjohtavien kerrosten sijainti ja hydrauliset ominaisuudet. Putkivirtausmittauksilla voidaan korvata maaperänäytteistä laboratoriossa tehtävät rakeisuusanalyysit ja vedenjohtavuusmittaukset. Paikan päällä tehtyjen putkivirtausmittausten avulla määritettiin pohjaveden havaintoputkien ominaisantoisuus [l/min/m] ja kuhunkin kerrokseen virtaava vesimäärä. Lisäksi selvitettiin mahdolliset luonnontilaiset pystysuuntaiset virtaukset havaintoputkissa. Tiiviit hienorakeiset maa-ainekset voivat jakaa pohjavesiesiintymän maaperän pystysuunnassa kerroksiin, joissa pohjaveteen vaikuttavat paineet ovat erisuuruisia. Kun havaintoputken siiviläosuus lävistää tällaiset eripaineiset maaperäkerrokset, virtaa pohjavesi havaintoputkessa luonnontilaisesti pystysuunnassa. Pystyvirtauksella on merkittävä vaikutus tulkittaessa havaintoputkista otettujen vesinäytteiden analyysituloksia (esim. Reijonen 2001).

Putkivirtausmittauksia tehtiin Ahvenistolla yhteensä kahdeksasta, Vuonteenharjulla 27:sta, Jäniksenlinnassa kolmesta ja Rusutjärvellä ja Pursialassa viidestä havaintoputkesta. Vuonteenharjulla ja Pursialassa putkivirtausmittaukset tehtiin ennen sadetusimeytysten alkua. Osa Vuonteenharjun putkivirtausmittauksista tehtiin vuonna 1994 (Hp114A), osa vuonna 1996 (Hp201, Hp216 ja Hp226) ja osa loppuvuodesta 1998 (Hp115A, Hp116A, Hp301, Hp302, Hp303, Hp304, Hp305, Hp307, Hp308, Hp309, Hp310 ja Hp311). Pursialassa putkivirtausmittaukset tehtiin kaikista **taulukossa 2.9** esitetyistä havaintoputkista joulukuussa 1998.

Havaintoputkista mitatut arvot käsiteltiin tietokoneohjelmalla, ja tulokset havainnollistettiin leikkauskuvina. Putkivirtausmittauksissa käytettyjen havaintoputkien mitat (halkaisija, siivilän pituus, rakokoko ja asennustaso) perustuivat havaintoputkien asentajien antamiin tietoihin. Putkivirtausmittausten tuloksia käytettiin tekopohjaveden virtausmallin syöttötietoina laskettaessa tekopohjaveden virtausnopeuksia ja viipymäaikoja pohjavesivyöhykkeessä.

Kaikilla tutkimusalueilla tehtiin myös kerroksittaisia pohjaveden virtausnopeus ja -suuntamittauksia vuosina 2000 ja 2001.

Kaikkien tutkimusalueiden maaperän hydrauliset muuttujat, kuten vedenjohtokyky T (m^2/s), vedenjohtavuus K (m/s), varastokerroin S ja vettäjohtavan maaperäkerroksen paksuus b (m) oli määritetty aikaisemmissa tekopohjavesitutkimuksissa. Pohjaveden virtausmalleissa käytetyt hydrauliset muuttujat kalibroitiin koepumppausten ja koeimeytysten aikana tehdyillä mittauksilla.

Pintaveden osuus tekopohjavedessä laskettiin simuloimalla pohjaveden virtausmallilla tekopohjavesilaitoksen keskimääräistä käyttötilannetta. Laskelmissa huomioitiin, että tekopohjavesi laimenee pohjavesiesiintymän maaperässä myös sadannasta ja sulannasta imeytyvällä vedellä. Kaikilla tutkimusalueilla tähän käytettiin 650 mm:n vuotuista keskimääräistä arvoa. Arvioitu imeytymiskerroin oli kaikilla tutkimusalueilla 0-65 %.

VIIPYMÄAIKA- JA LAIMENEMISLASKELMAT

• Viipymäaika- ja laimenemislaskelmat pohjaveden virtausmallinnuksen avulla

Risto Reijonen

Viipymäajalla tarkoitetaan tässä keskimääräistä tehokasta viipymäaikaa. Sen laskennassa on huomioitu tehokas huokoisuus (n_e). Viipymäaika kussakin havaintopisteessä (havaintoputkessa tai kaivossa) on aika, joka kuluu merkkiaineen imeyttämishetkestä havaintopisteessä havaitun merkkiaineen korkeimman pitoisuuden toteamishetkeen.

Viipymäajat ja laimenemissuhteet laskettiin tutkimusalueille laadituilla pohjaveden virtausmalleilla. Laskelmissa käytettiin samoja muuttujia, kuten tehokas huokoisuus ja dispersiokertoimet (a, b c). Pohjaveden virtausmalleissa käytetyt imeytys- ja vedenottovirtaamatiedot (m^3/vrk) saatiin tekopohjavesilaitoksilta.

Ahvenisto

Virtausnopeuksia mitattiin Ahvenistolla yhteensä kahdeksasta havaintoputkesta.

Tekopohjaveden viipymäaika- ja laimenemislaskelmissa keskimääräinen vedenottovirtaama Ahveniston tekopohjavesilaitoksella oli 7385 m^3/vrk ja keskimääräinen imeytysvirtaama 6500 m^3/vrk. Tekopohjaveden virtausmatka eri havaintopisteisiin laskettiin eteläisen sadetusimeytysalueen keskipisteestä.

Vuonteenharju

Virtausnopeuksia mitattiin Vuonteenharjulla 10:stä havaintoputkesta. Havaintoputkien ominaisantoisuudet olivat 33-460 l/min/m (**taulukko 2.3**).

Pohjoisen tutkimusalueen keskimääräinen imeytysvirtaama oli 2981 m^3/vrk vuosina 1999-2001 ja vedenottokaivosta K5/Hp226 otettiin hieman pienempi vesimäärä (1973 m^3/vrk). Lisäksi Vuonteen vedenottamon kahdesta vanhasta vedenottokaivosta otettiin yhteensä 500 m^3/vrk. Eteläisen tutkimusalueen keskimääräinen imeytysvirtaama oli 1463m^3/vrk vuosina 1999-2000 ja vedenottokaivosta K7/Hp216 otettiin keskimäärin saman suuruinen vesimäärä. Myös eteläistä tutkimusaluetta tarkasteltaessa huomioitiin Vuonteen vedenottamolta pumpattu vesimäärä 500 m^3/vrk.

Pursiala

Pursialassa virtausnopeuksia mitattiin viidestä havaintoputkesta. Pursialan pohjoisella Kaihunharjun allasimeytysalueella keskimääräinen imeytysvirtaama oli 1600 m^3/vrk. Sadetusimeytysalueella keskimääräinen imeytysvirtaama oli kokeiden aikana 1700 m^3/vrk. Eteläinen Moision allasimeytysalue ei ollut kokeiden aikana käytössä. Vedenottovirtaama oli kokeiden aikana keskimäärin 6550 m^3/vrk.

Jäniksenlinna ja Rusutjärvi

Jäniksenlinnassa virtausnopeuksia mitattiin kolmesta havaintoputkesta. Jäniksenlinnassa imeytettiin kokeiden aikana Teilinummen kolmesta imeytysaltaasta yhteensä keskimäärin 8300 m^3/vrk. Vedenottovirtaama oli samaan aikaan yhteensä keskimäärin 8700 m^3/vrk,josta 4700 m^3/vrk pumpattiin vedenottokaivoista K8 ja K9.

Rusutjärvellä virtausnopeuksia mitattiin viidetä havaintoputkesta. Rusutjärvellä imeytettiin kokeiden aikana yhteensä keskimäärin 5700 m^3/vrk . Tästä noin 3600 m^3/vrk imeytettiin eteläisille Metsäpirtin ja ns. laitoksen imeytysalueille ja noin 2100 m^3/vrk pohjoiselle Ämmänhaudanmäen imeytysalueelle. Vedenottovirtaama oli vedenottokaivosta K4 keskimäärin 1900 m^3/vrk ja vanhoista vedenottokaivosta K2 ja K3 yhteensä keskimäärin 2000 m^3/vrk. Vedenottokaivoista K5 ja K6 pumpattiin yhteensä keskimäärin 1900 m^3/vrk. Keskimääräinen vedenottovirtaama oli siis yhteensä 5800 m^3/vrk.

• Viipymäaika- ja laimenemislaskelmat ionipitoisuuksien avulla

Jorma Pääkkönen

Vesianalyysituloksia voidaan käyttää hyväksi myös arvioitaessa viipymäaikoja ja laimenemista. Tämän selvittämiseksi tulee tietää imeytetyn pintaveden osuus tekopohjavesinäytteissä. Tästä voidaan edelleen päätellä viipymäaikojen pituutta. Imeytyksen alkaessa pohjaveteen sekoittuu vähitellen pintavettä. Pohjaveden ja pintaveden määräsuhteiden muuttumista voidaan arvioida suolojen pitoisuuksien muutoksista (Sundlöf & Kronqvist 1992). Laskentaan vaikuttaa myös maaperä, josta voi liueta imeytettyyn pintaveteen erilaisia aineita. Esimerkiksi mikrobiologinen toiminta tuottaa imeytettyyn veteen hiilidioksidia, joka voi liuottaa veteen maaperän kalsium- ja magnesiumsuoloja. Maaperän ja imeytyvän veden välillä voi myös tapahtua ioninvaihtoreaktioita.

Tietyn ionin pitoisuutta voidaan käyttää laskennoissa vain silloin, kun sen pitoisuudet imeytettävässä pintavedessä ja luonnontilaisessa pohjavedessä eroavat toisistaan riittävästi. Lisäksi kyseisen ionin alhaisimpienkin pitoisuuksien tulee olla luotettavasti määritettävissä. Toisaalta ionin pitoisuus ei saa muuttua esim. saostumisen tai pidättymisen takia, eikä maaperästä saa liueta kyseistä ionia. Näistä aiheutuvia virhelaskelmia voidaan välttää tarkastelemalla useiden eri ionien pitoisuusmuutoksia.

Virhelaskelmia voi aiheuttaa teiden suolaus, joka vaikuttaa mm. veden natrium-, kalsium- ja kloridipitoisuuksiin. Tällä on vaikutusta ainakin Rusutjärvellä. Jos maaperä sisältää alkaloivia mineraaleja, imeytysveden hiilidioksidi liuottaa kalsiumkarbonaattia, millä on vaikutusta alkaliniteettiin sekä kalsium- ja magnesiumpitoisuuksiin.

Imeytetyn pintaveden osuus tekopohjavedessä on teoriassa mahdollista laskea kahdella tavoin. Se voidaan laskea vertaamalla havaintopisteen tekopohjaveden laatua siinä ennen imeytyksen alkua olleen pohjaveden laatuun. Se voidaan myös laskea vertaamalla sitä sellaisen lähellä olevan havaintopisteen pohjaveden laatuun, johon imeytyksellä ei ole ollut vaikutusta. Tässä tutkimuksessa tulosten käsittelyyn käytettiin pääsääntöisesti jälkimmäistä menetelmää.

Mikäli maaperästä ei liukene tekopohjaveteen merkittäviä määriä laskelmiin valittuja ioneja eikä esimerkiksi suolauksella ole merkitystä, laskennoissa voidaan käyttää myös ionien kokonaismäärää. Vesinäytteistä voidaan laskea erikseen summat anioneille ja kationeille (laatuina mekv/l). Varaustasapainovaatimuksen vuoksi näiden summan tulisi olla 0. Jos poikkeama tästä on suuri, tuloksissa on joko merkittävä virhe tai laskennoista puuttuu jokin merkittävä ioni. Anioneista on otettava mukaan ainakin bikarbonaatti (~alkaliniteetti), sulfaatti, kloridi ja nitraatti. Lisäksi voi olla tarpeen ottaa mukaan myös pii. Kationeista on otettava mukaan ainakin kalsium, magnesium, natrium ja kalium. Strontiumilla voi myös olla merkitystä mm. kokonaiskovuuteen.

Ionien kokonaismäärä ei kuitenkaan aina anna luotettavampaa kuvaa pintaveden osuudesta tekopohjavedessä kuin yksittäisten ionien avulla lasketut tulokset.

4 TULOKSET JA NIIDEN TARKASTELU

RAAKAVEDEN ESIKÄSITTELYKOKEET

Jorma Pääkkönen, Antti Kytövaara, Risto Reijonen, Jorma Määttä

• Yleistä

Vuonna 2000 Rauman kaupunki aloitti yhdessä Turun Seudun Vesi Oy:n kanssa tutkimusyhteistyön tekopohjaveden muodostamisesta. Harjavallassa tehdyillä kokeilla selvitettiin raakaveden esikäsittelytarvetta sekä veden virtausta ja laatua keinoharjussa.

Sameuden ja kiintoainepitoisuuden suuret vuodenaikaisvaihtelut ovat tyypillisiä kokeissa raakavetenä käytetylle Kokemäenjoen vedelle. Suurimmat arvot ovat yleensä kevätylivaluman aikana ja sateisina jaksoina. Kokemäenjokeen laskevan Loimijoen vaikutus veden laatuun on huomattava. Sameuden vuosittainen keskiarvo Loimijoen alapuolen tarkkailupisteellä vaihteli vuosina 1991 - 1999 välillä 7,2-16 FTU, kun vastaavat arvot Äetsän kohdalla olivat 2,7-5,2 FTU.

Kokemäenjoen veden hygieeninen laatu vaihtelee kiintoainepitoisuuden ja sameuden tavoin. Loimijoki heikentää myös veden hygieenistä laatua, joka on yleensä kesäkautena parempi kuin talvikautena. Kokemäenjoen veden happipitoisuus on pysynyt 1990-luvun aikana hyvänä. Happea kuluttava kuormitus laski selvästi 1980-luvulla. Nykyinen kuormitustaso ei heikennä veden happipitoisuutta, joka oli vuonna 1999 joen koko matkalla noin 8-12 mg/l. Veden pH-arvo on myös tasoittunut selvästi ja on nykyisin 6,8-7,3.



• Koejärjestelyt ja tuloksia

Kokemäenjoen veden esikäsittelykokeet toteutettiin joko kahdella hiekkapikasuodattimella tai yhdellä DynaSand-suodattimella. Kaupallista DynaSand-suodatinta käytettiin myös kontaktisuodattimena, missä saostuskemikaali annosteltiin suodattimelle menevään veteen. Suodatinhiekka oli pestyä kvartsihiekkaa, jonka raekoko sekä hiekkapikasuodattimissa että DynaSand-suodattimessa oli 0,8-1,2 mm. Esikäsittelyn jälkeen vesi jaettiin hidassuodattimille, maaperäsuodattimille tai keinoharjuun.

Molempien hiekkapikasuodattimien suodatuspinta-ala oli 0,076 m^2 ja suodatinkerroksen paksuus 1,0 m. Suodatettavan raakaveden virtaussuunta oli ylhäältä alas. Suodattimessa vesi johdettiin vapaalle vesipinnalle, jonka syvyys pidettiin suodatuksen aikana vähintään 30 cm:nä. Suodattimet huuhdeltiin tarvittaessa pikasuodatetulla vedellä.

Kokeissa käytettiin DynaSand-suodatinta, jonka suodatuspinta-ala oli vuonna 2000 0,3 m^2 ja vuonna 2001 0,7 m^2. Suodatinkerroksen paksuus oli 1,5 m. DynaSand-suodattimessa hiekan pesu oli jatkuvaa. Raakaveden ja DynaSand-suodatetun veden sameutta seurattiin jatkuvatoimisilla sameusmittareilla, ja sameusarvot tallennettiin suoraan tietokoneelle.

Hidassuodattimilla jäljiteltiin tekopohjaveden allasimeytystä. Kokeissa käytettiin neljää hidassuodatinta, joista kaksi oli kuivia, vedellä kyllästymättömiä ja kaksi vedellä kyllästettyjä. Niihin johdetut esikäsitellyt vedet olivat joko DynaSand-suodatettuja tai hiekkapikasuodatettuja. Jokaisen hidassuodattimen pinta-ala oli 0,5 m^2, ja suodatinkerroksen paksuus noin yksi metri.



Kuva 4.1. Harjavallan maaperäsuodattimet.

Maaperäsuodattimet tehtiin häiriintymättömästä metsän pintamaasta (**kuva 4.1**). Pintamaakerros otettiin Järilänvuorelta, tyypillisestä Harjavallan harjualueen metsämaasta. Kasvillisuus oli kuivan kangasmetsän kasvillisuutta, jäkäliä, puolukkaa ja muita varpuja. Maaperäsuodattimet tehtiin siten, että kaivinkoneella painettiin terässylinterit pintamaahan, ja terässylinterin ympäriltä kaivettiin maa-aines pois. Tämän jälkeen kaivinkoneella painettiin terässylinterin pohjalevy paikoilleen, minkä jälkeen maaperäsuodatin voitiin nostaa ylös ja kuljettaa koealueelle.

Hiekkapikasuodatuskokeet

Aiemmat Huittisten Karhiniemessä tehdyt kokeet osoittivat, että suodatinhiekkakerros tukkeutui erittäin nopeasti, jopa alle kuukaudessa. Tästä syystä veden esikäsittely tukkivan kiintoaineen vähentämiseksi oli välttämätön. Vaikka hiekkapikasuodatetun veden kiintoaineen ja sameuden vähenemät eivät olleetkaan erityisen suuret, kiintoaineen aiheuttama tukkeutuminen loppui käytännöllisesti katsoen kokonaan. Mikrosiivilöinti sen sijaan ei ole raakaveden kiintoaineen vähentämisessä yhtä tehokas (Suunnittelukeskus Oy 2001). Tästä syystä esikäsittelynä tutkittiin hiekkapikasuodatusta.

Hiekkapikasuodatuskokeissa tutkittiin suodatustulosta, kun imeytetyn veden pinta-alavirtaamat olivat 3,7-8 m/h. Kokeen aikana seurattiin suodatettavan raakaveden sameutta jatkuvatoimisella sameusmittarilla. Suodatetusta vedestä otettiin myös vesinäytteitä, joista määritettiin sameus ja kiintoaineen pitoisuus. Lisäksi kokeella seurattiin hiekkapikasuodattimen suodatusvastuksen kasvua ja suodattimen tukkeutumisnopeutta. Kokeen aikana raakaveden sameus oli 4,4-27 NTU, ja hiekkapikasuodatetun veden sameus 2,5-23 NTU. Sameuden vähenemä oli 0,2-67% ja keskimäärin 33%. Vastaavasti raakaveden kiintoainepitoisuus oli 3,1-8,5 mg/l, ja pikasuodatetun veden kiintoainepitoisuus <1-4,4 mg/l. Kiintoaineen vähenemä oli 38-77 % (keskimäärin 55 %). Bakteereista hiekkapikasuodatus poisti keskimäärin 80-90 %.

Hiekkapikasuodatusta tarvitaan esikäsittelynä silloin, kun maaperä tukkeutuisi liian nopeasti ilman suodatusta. Tukkeutumisen nopeus riippuu sekä raakaveden kiintoaineen määrästä ja laadusta että pinta-alavirtaamasta. Tukkeutuminen tapahtuu yleensä aivan suodatinhiekkakerroksen ja/tai maaperän pintaosassa. Kiintoaine jää kiinni pintaosan huokosiin ja täyttää ne. Suurikokoinen kiintoaine, kuten isot roskat, ei tuki pintaosaa merkittävästi.

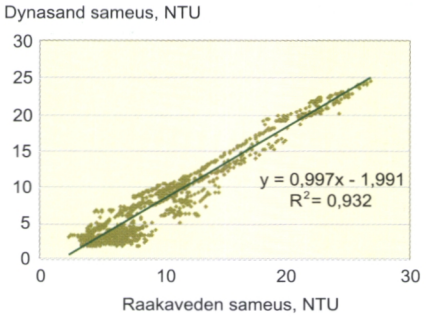
Pienirakeinen kiintoaine (<1-5 µm) ei toisaalta myöskään tuki pintaosaa, koska se kulkeutuu pintaosan läpi syvemmälle suodatinhiekkaan ja/tai maaperään. Käytännössä hiekkapikasuodattimen pintaosaan voi kerääntyä kiintoainetta noin 1-1,5 kg/m^2 ennen kuin suodatin joudutaan puhdistamaan. Esimerkki suodatustarpeen arvioinnista (Suunnittelukeskus Oy 2002): Jos tukkiva kiintoaineen määrä on 1200 g/m^2, raakaveden kiintoainepitoisuus 5 mg/l ja pinta-alavirtaama 0,15 m/h, niin tukkeutumiseen kuluu aikaa: (1200 g/m^2)/(5 g/m^3 × 0,15 m/h) = 1600 h = 67 vuorokautta.

Hiekkapikasuodatus esikäsittelynä voi olla tarpeellinen myös kun käytetään jokiveden sijasta järvivettä. Esikäsittelyn tarve riippuu mm. järven koosta ja veden laadusta. Järvivedet eivät ole niin sameita kuin jokivedet, mutta kesäaikaiset levät tukkivat helposti hiekkapikasuodattimen.

DynaSand-suodatin

DynaSand-suodatin on alhaalta ylös suodattava pikasuodatin. Vuoden 2000 kokeiden aikana sillä suodatettiin Kokemäenjoen vettä pinta-alavirtaamilla 5,8-10 m/h.

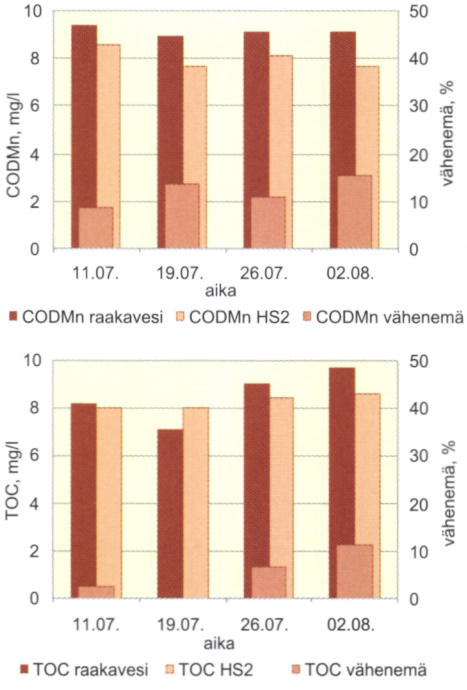
Kiintoaineen vähenemä DynaSand-suodattimella käsitellyssä vedessä oli 50-78 % vuonna 2000 ja 6-92 % vuonna 2001, jolloin α-klorofyllin vähenemä suodatetussa vedessä oli keskimäärin 37 %. Esikäsitellyn veden sameuden vähenemä oli pienin silloin, kun raakaveden sameus oli suuri (**kuva 4.2**). Tähän oli ilmeisesti syynä se, että korkea sameus aiheutui saviaineksesta, joka ei poistunut DynaSand-suodatuksessa (Suunnittelukeskus Oy 2002).



Kuva 4.2. Raakaveden ja DynaSand-suodatetun veden sameudet vuoden 2000 kokeissa mitattuna jatkuvatoimisilla mittareilla.

Hiekkahidassuodattimet

Kokeissa jäljiteltiin allasimeytystä ja niiden tarkoituksena oli selvittää imeytyksen aikana suodatinhiekkakerroksen pintaosassa tapahtuvaa imeytysveden laadun muuttumista ja tukkeutumista. Tulosten perusteella hiekkahidassuodatusta edeltänyt hiekkapikasuodatus poisti hidassuodattimia tukkivan kiintoaineen. Alkukesällä 2000 kokeissa havaittiin, että hidassuodattimen pinnalla kasvava levä aiheutti merkittävää tukkeutumista. Orgaanisen aineen (COD_{Mn} ja TOC) vähenemät hiekkahidassuodatetusta vedestä olivat suhteellisen pieniä (**kuva 4.3**). Tämä osoittaa, että imeytysaltaiden suodatinhiekkojen pintakerroksessa ei ole odotettavissa merkittävää imeytysveden orgaanisen aineen vähenemistä.



Kuva 4.3. Raakaveden ja hiekkahidassuodatetun veden COD_{Mn}- ja TOC-pitoisuus ja niiden vähenemät 11.7.-2.8.2000.

Maaperäsuodattimet

Maaperäsuodattimilla tehdyissä kokeissa jäljiteltiin sadetusimeytystä. Maaperäsuodattimien pinta-alavirtaama vuoden 2000 kokeissa oli keskimäärin 0,22 m/h. Maaperäsuodatetun veden sameus oli 1,1-3,8 NTU (keskiarvo 1,9 NTU). TOC-pitoisuuden alenema käsitellyssä vedessä oli 2-11 % paitsi 19.7.2000, jolloin TOC-pitoisuus ei alentunut. COD_{Mn}-pitoisuus aleni maaperäsuodatuksessa 8-12 %. TOC- ja COD_{Mn}-pitoisuudet alenivat likimain saman verran kuin hiekkahidassuodatuksessa. Maaperäsuodattamalla (sadetusimeytys) ja hiekkahidassuodattamalla (allasimeytys) valmistettujen tekopohjavesien laadut eivät siis poikenneet toisistaan. Huittisten Karhiniemessä vuosina 1997-1998 tehdyissä tutkimuksissa maaperäsuodatin tukkeutui likimain yhtä nopeasti kuin hiekkahidassuodatinkin, jos imeytettävää Kokemäenjoen vettä ei ensin hiekkapikasuodatettu (Suunnittelukeskus Oy 2002).

Pienoismallikokeet

Tekopohjavettä valmistettaessa arvioidaan yleensä orgaanisen aineen biologisen hajoamisen määrää ja vähenemistä. Tällöin on tiedettävä pohjaveden osuus tekopohjavedestä ja sen vaikutukset sekä orgaanisen että epäorgaanisen hiilen määrään tekopohjavedessä. Pohjaveden tekopohjavettä laimentava vaikutus voidaan poistaa pienoismalli- tai maapatsaskokeita tekemällä. Näitä tekivät vuosina 1997 ja 1998 Turun Seudun Vesi Oy Huittisten Karhiniemessä sekä vuosina 2000 ja 2001 Turun Seudun Vesi Oy ja Rauman vesi Harjavallassa (Kytövaara 2000, Vuorio 2001, Suunnittelukeskus Oy 2002).

Karhiniemessä koesuodattimen hiekan tilavuus oli 21 m^3. Hiekka tuotiin suodattimeen Virttaankankaalta. Suodatetun veden COD_{Mn}-pitoisuus oli keskimäärin 3,4 mg O_2/l, kun viipymäaika oli noin 13 vrk ja 4,9 mg O_2/l, kun viipymäaika oli 9 vrk. Suodatinhiekan emäksisyyden vuoksi suodatetun veden pH-arvo kohosi jonkin verran: raakaveden pH oli 7,0 ja suodatetun veden 7,8. Raakaveden alkaliniteetti oli 0,25 mmol/l, kun taas suodatetussa vedessä alkaliniteetti kohosi selvästi ja oli 0,87 mmol/l.

Kokeita jatkettiin Harjavallassa keinoharjulla. Se koostui kahdesta erillisestä pystysuorasta vajovesisylinteristä ja kahdesta peräkkäisestä hiekalla täytetystä vaakasuorasta sammiosta. Vajovesiputkilla jäljiteltiin harjun vajovesivyöhykettä. Virttaankankaan hiekasta rakennetun suodatinhiekkakerroksen paksuus vajovesiputkissa oli viisi metriä. Vajovesiputkien läpi vajonneesta vedestä oli mahdollista kerätä vesinäyte suoraan pulloon. Kummankin vajovesiputken kautta imeytetty vesi oli mahdollista johtaa edelleen hiekalla täytettyihin sammioihin.

Sammioilla jäljiteltiin harjun pohjavesivyöhykettä. Sammiot asetettiin peräkkäisinä kahteen maahan tehtyyn kaivantoon. Molempien sammioiden pituudet olivat 18 m ja poikkipinta-ala noin 4 m^2. Sammiot rakennettiin vaakatasoon, jälkimmäinen oli kuitenkin 5 cm alemmalla tasolla kuin ensimmäinen. Sammiot yhdistettiin toisiinsa putkella. Sammioiden suodatinhiekka eristettiin ympäröivästä maasta kaksinkertaisella muovikalvolla. Muovikalvon sulkemisen jälkeen keinoharjun päälle asennettiin 0,5-1,0 m paksu pintamaakerros. Keinoharjuun asennettiin siiviläputkia vesinäytteenottoa varten. Keinoharjun läpi virranneesta vedestä voitiin myös ottaa näyte.



Kuva 4.4. Harjavallan esikäsittelykokeiden laitteisto. Tornirakennelmalla simuloitiin vajovesivaihetta. Havaintoputkista otettiin vesinäytteitä keinoharjusta (pohjavesivaihe).

• Orgaaninen aine keinoharjussa

Jorma Pääkkönen, Veikko Kitunen

Viipymäaika keinoharjussa selvitettiin käyttämällä merkkiaineena natriumkloridia. Viipymäajat olivat mittausten mukaan:

Keinoharju 1

6 m:n kohdalla (piste 1/6): 5 vrk
12 m:n kohdalla (piste 1/12): 12 vrk
18 m:n kohdalla (piste 1/18): 19 vrk

Keinoharju 2

9 m:n kohdalla (piste 2/9): 42 vrk
18 m:n kohdalla (piste 2/18): 62 vrk

Vesianalyysitulosten perusteella tilanne keinoharjussa ei ehtinyt tasoittua vuoden 2000 imeytyskokeissa. Tästä syystä imeytyskokeita jatkettiin vuonna 2001.

Raakaveden COD_{Mn}-pitoisuus oli vuoden 2001 imeytyskokeissa 8,7 mg O_2/l ja TOC-pitoisuus 8,4 mg C/l (**kuva 4.5**). Keinoharjun sisältä otettujen vesinäytteiden tulokset eivät ole täysin luotettavia, koska vesinäytteet olivat erittäin sameita.

Raakavedessä suurin osa orgaanisesta aineesta oli hydrofobisia happoja (PHoAc) (**kuva 4.6**). Toiseksi eniten oli hydrofiilisiä happoja (PHiAc) ja seuraavaksi eniten hydrofobisia neutraaleja yhdisteitä (PHoN). Vajovesiputkissa ja keinoharjun alkupäässä tapahtui merkittävä hydrofiilisten happojen vähenemä (helpoimmin poistuvia yhdisteitä). Hydrofobisten happojen väheneminen keinoharjussa vaati pidemmän ajan.

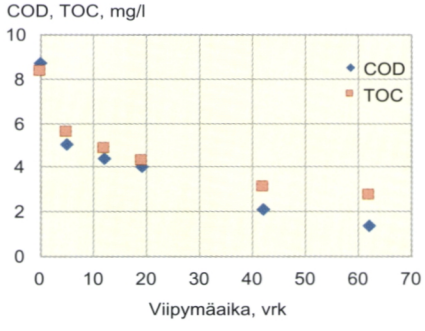
Tekopohjavedestä poistuva orgaaninen aine voi joko pidättyä maa-ainekseen tai hajota biologisesti mikro-organismien toiminnan tuloksena. Jos orgaaninen aine hajoaa biologisesti, lopputuotteena on pääasiassa hiilidioksidia ja vettä. Kun tunnetaan raakaveden ja maa-aineksen läpi virranneen veden epäorgaanisen hiilen määrä, voidaan laskea muodostuneen hiilidioksidin määrä. Biologisesti hajoava osa orgaanisesta hiilestä hajoaa teoriassa seuraavasti:

$$BDOC + O_2 \Rightarrow CO_2$$

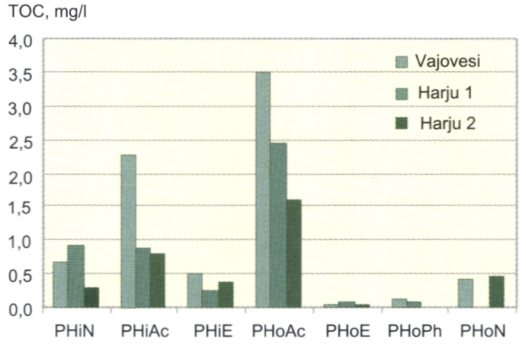
Virttaankankaan hiekka sisältää kalsiumkarbonaattia, mistä syystä osa hajoamisreaktiossa muodostuneesta hiilidioksidista neutraloituu esimerkiksi seuraavasti:

$$CO_2 + H_2O + CaCO_3 \Rightarrow Ca(HCO_3)_2$$

Tulokset osoittavat, että keinoharjun suodatinhiekassa oli hiilidioksidia neutraloivaa kalsiumkarbonaattia. Tämä näkyi sekä kalsiumpitoisuuden että alkaliniteetin kohoamisena keinoharjun läpi virranneessa vedessä (**taulukko 4.1**). Koska alkaliniteetti on käytännössä sama kuin bikarbonaatti, muodostuneen hiilidioksidin määrä voidaan laskea. Laskelmassa on otettava huomioon suodatinhiekan sisältämä kalsiumkarbonaatti. Laskelma voidaan tehdä vastaavasti myös suodatusveden kalsium- ja magnesiumpitoisuuksien kohoamisten perusteella.



Kuva 4.5. Vuoden 2001 kokeiden COD_{Mn}- ja TOC-pitoisuudet keinoharjun eri näytteenottopisteissä.



Kuva 4.6. Vajovesiputkien sekä keinoharjujen 1 ja 2 läpi virranneen imeytysveden orgaanisen aineen fraktiot vuonna 2001. Selitykset, ks. kuva 4.80.

Tulosten perusteella koko keinoharjussa hiilidioksidin tuoton keskiarvo oli 10,5 mg C/l. TOC-pitoisuuden alenema oli vastaavasti vain 5,7 mg C/l. Hiilidioksidin tuotto hiileksi laskettuna oli siis huomattavasti suurempi kuin TOC- pitoisuuden aleneminen. Tämä osoittaa, että keinoharjun suodatinhiekassa oli orgaanista biologisesti hajoavaa ainesta. Hiilidioksidin tuotto suodatusvedessä vastaa hapen kulutusta 28 mg/l, mikä on enemmän kuin suodatusvedessä oli happea.

Nämä tulokset osoittavat, että tilanne keinoharjussa ei ehtinyt tasoittua kahtena vuotena sulan maan aikaan tehdyissä imeytyskokeissa. Tämän vuoksi jäi selvittämättä, onko vastaava ilmiö mahdollinen myös täysimittakaavaisilla tekopohjavesilaitoksilla. Tällainen ilmiö muuttaisi tekopohjaveden hapettomaksi ja aiheuttaisi siinä rauta- ja mangaanipitoisuuksien kohoamisen. Todennäköisesti ilmiö johtui kuitenkin sammioiden päälle kasattujen pintamaiden sekoittumisesta suodatinhiekkaan, mitä tekopohjavesilaitoksilla ei tapahdu. Keinoharjun tuloksia ei voidakaan sellaisenaan soveltaa käytännön tekopohjaveden muodostamisessa, vaikka tulokset ovatkin samansuuntaisia kuin tekopohjavesilaitoksilla mitatut.

• Bakteriofagikokeiden tulokset

Tietyt virukset, kuten kalikivirukset, saattavat kulkeutua imeytetyn pintaveden mukana imeytysalueilta vedenottokaivoille. Tällaisen kulkeutumisen mahdollisuutta selvitettiin vuonna 2000 (Kytövaara 2000). Kalikivirusten käyttö ei edes kokeissa ole sairastumisuhkan vuoksi mahdollista, minkä vuoksi kokeet tehtiin bakteriofageilla. Bakteriofagin etuna virologisissa tutkimuksissa on se, että ne voidaan havaita vedestä helposti ja edullisesti verrattuna muihin viruksiin. Bakteriofagit ovat myös haitattomia ihmisille.

Kokeessa käytettiin Suomen ympäristökeskuksen kasvattamia F-spesifisiä MS-2-bakteriofageja. Bakteriofagit annosteltiin astiasekoittimeen, jotta hiekkapikasuodatettava raakavesi ja bakteriofagisuspensio sekoittuisi mahdollisimman tehokkaasti ennen pikasuodatusta.

Taulukko 4.1. Keinoharjujen 1 ja 2 läpi virranneen imeytysveden keskimääräinen laatu koejakson loppupuolella.

	Raaka-vesi	Harju 1.18	Harju 2.18
CO_2, mg/l	2,8	3,1	6,4
pH	7,1	7,4	7,2
COD_{Mn}, mgO_2/l	8,7	4,0	1,3
TOC, mg/l	8,4	4,3	2,7
Happi, mg/l		10,0	7,4
Alkaliniteetti, mmol/l	0,30	0,88	1,94
Ca, mg/l	7,1	19,9	33,6
Mg, mg/l	2,2	2,8	6,7
Hiilidioksidin tuotto, mgC/l			
Alkaliniteetin perusteella		3,6	10,8
Ca:n ja Mg:n perusteella		4,1	10,2

Taulukko 4.2. Bakteriofagipitoisuudet ja niiden väheneмä (%) raakavedessä, hiekkapika-, maaperä- ja hiekkahidassuodatetuissa vesissä.

Näytteenottovesi	Bakteriofageja PFU/ml	Kokonaisvähenemä,%
Raakavesi	34000-39000	
Pikasuodatettu	27000-38000	26
Maaperäsuodatettu	7200-9400	81
Hidassuodatettu 3	21000-23000	44
Hidassuodatettu 4	730-7100	90

Taulukko 4.3. Bakteriofagipitoisuudet keinoharjun eri kohdissa (koe 18.7.- 15.8.2000).

Näytteen-ottokohta	PFU/ml mediaani	PFU/ml min	PFU/ml max	Log10 raaka/ vajovesi	Viipymä-aika, vrk
Raaka-vesi	7246097	2131499	11368112		
Vajovesi	244662	6453	2342121	1,5	
Harju 1.6	3742	404	35487	3,3	5
Harju 1.12	1	0	36	6,9	12
Harju 1.18	0	0	1	>6,9	19

Tulokset osoittavat, että bakteriofagit kulkeutuvat suodatinhiekassa selvästi pidemmälle kuin bakteerit (**taulukot 4.2** ja **4.3**). Asianmukaisesti suunnitelluissa tekopohjavesilaitoksissa uhka raakaveden virusten kulkeutumisesta vedenottokaivoille asti on kuitenkin vähäinen.

IMEYTYSVEDEN LAADUN MUUTTUMINEN JA SIIHEN LIITTYVÄT MAAPERÄPROSESSIT

• Metsämaan pintakerroksen pH-arvo ja ravinteiden pitoisuudet

Ahvenisto

Antti-Jussi Lindroos, Aino Smolander, Heljä-Sisko Helmisaari, Laura Höijer, John Derome

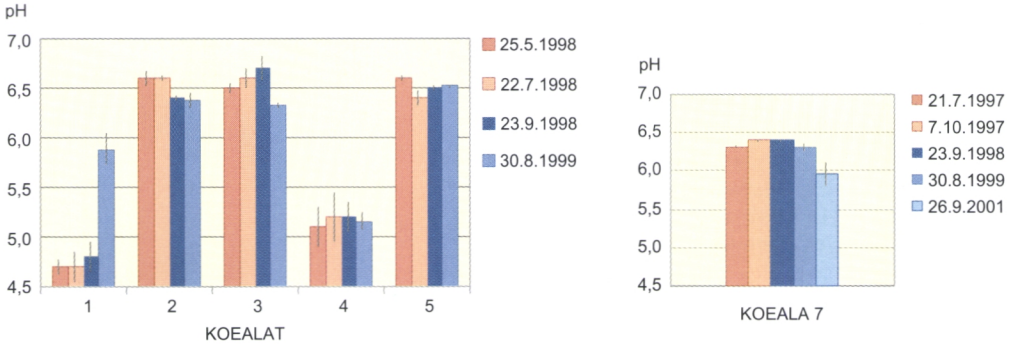
Maaperän pH-arvo eli happamuus on keskeinen tunnus metsämaan kemiallisen tilan kannalta. Koska sadetusimeytys tehdään metsämaalla, imeytystoiminnan vaikutus maaperän happamuuteen selvitettiin. Happamuus vaikuttaa mm. nitraatin muodostukseen sekä maaperän ravinteiden määriin. Maaperän happamuudella on siten tärkeä merkitys sadetusimeytysalueiden kasvillisuuden kannalta.

Imeytysveden korkea pH-arvo luontaisiin sade- ja vajoveden pH-arvoihin verrattuna aiheutti Ahveniston harjulla maaperän pH-arvon kohoamisen metsämaan humuskerroksessa (orgaaninen pintakerros) ja kivennäismaan pintaosassa luontaisesta tasosta, noin pH 5, arvoon > 6,5 (Helmisaari ym. 1999, Lindroos ym. 2001).

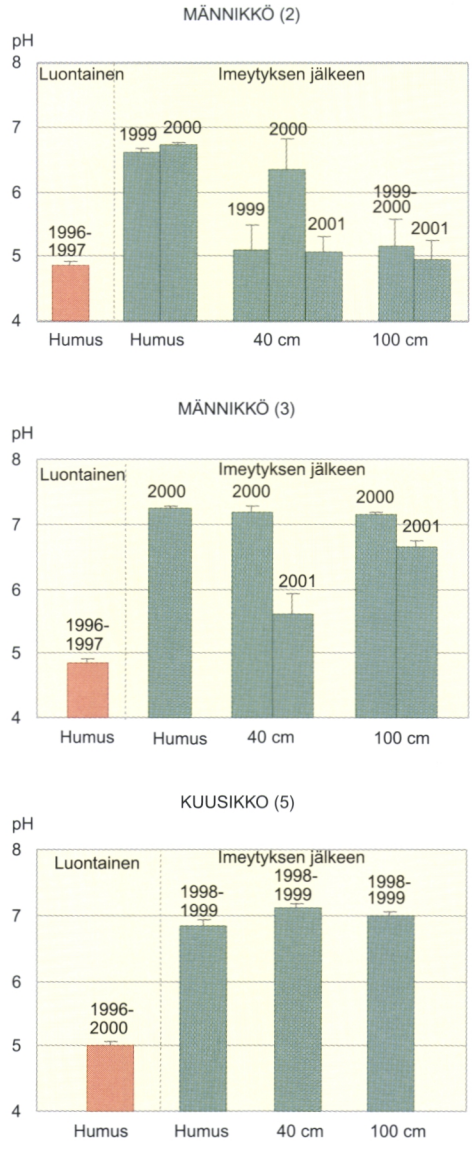
Entistä vertailualaa 1 alettiin imeyttää keväällä 1999. Tulokset varmensivat jo VIVA-hankkeessa (Helmisaari ym. 1999) todetun imeytyksen maaperän pH-arvoa kohottavan vaikutuksen; pH-arvo kohosi imeytyksen kuluessa noin 1,5 yksikköä (**kuva 4.7**). Maaperän pH-arvon muutos oli suurin aivan imeytysputkistojen lähituntumassa, mutta pH-arvo kuitenkin kohosi selvästi myös putkien välisessä maaperässä (Helmisaari ym. 1999).

Vajoveden pH-arvo oli imeytyksen jälkeen yleisesti yli pH 6,5 humuskerroksesta aina metrin syvyydelle kivennäismaahan saakka (**kuva 4.8**). Imeytyksen jälkeen joillakin koealoilla mitatut matalat pH-arvot johtunevat sadetusimeytysalueen ulkopuolelta tulleesta happamammasta vajovedestä. Humuskerroksen vajoveden pH-arvo on Ahveniston imeytysalueella luontaisesti noin 5,0 eli maaperä ja siinä alaspäin vajoava vesi ovat selvästi happamampia kuin imeytyksen vaikutusalueilla. Palautumisalalla (koeala 7) maaperän pH-arvo säilyi imeytyksen lopettamisen jälkeenkin korkeana.

pH-arvon palautuminen alkuperäiselle tasolle oli hidasta eikä merkittävää palautumista havaittu viiden vuoden aikana palautumisalalla 7, jonka imeytys päättyi vuoden 1996 lopussa (**kuva 4.7**).



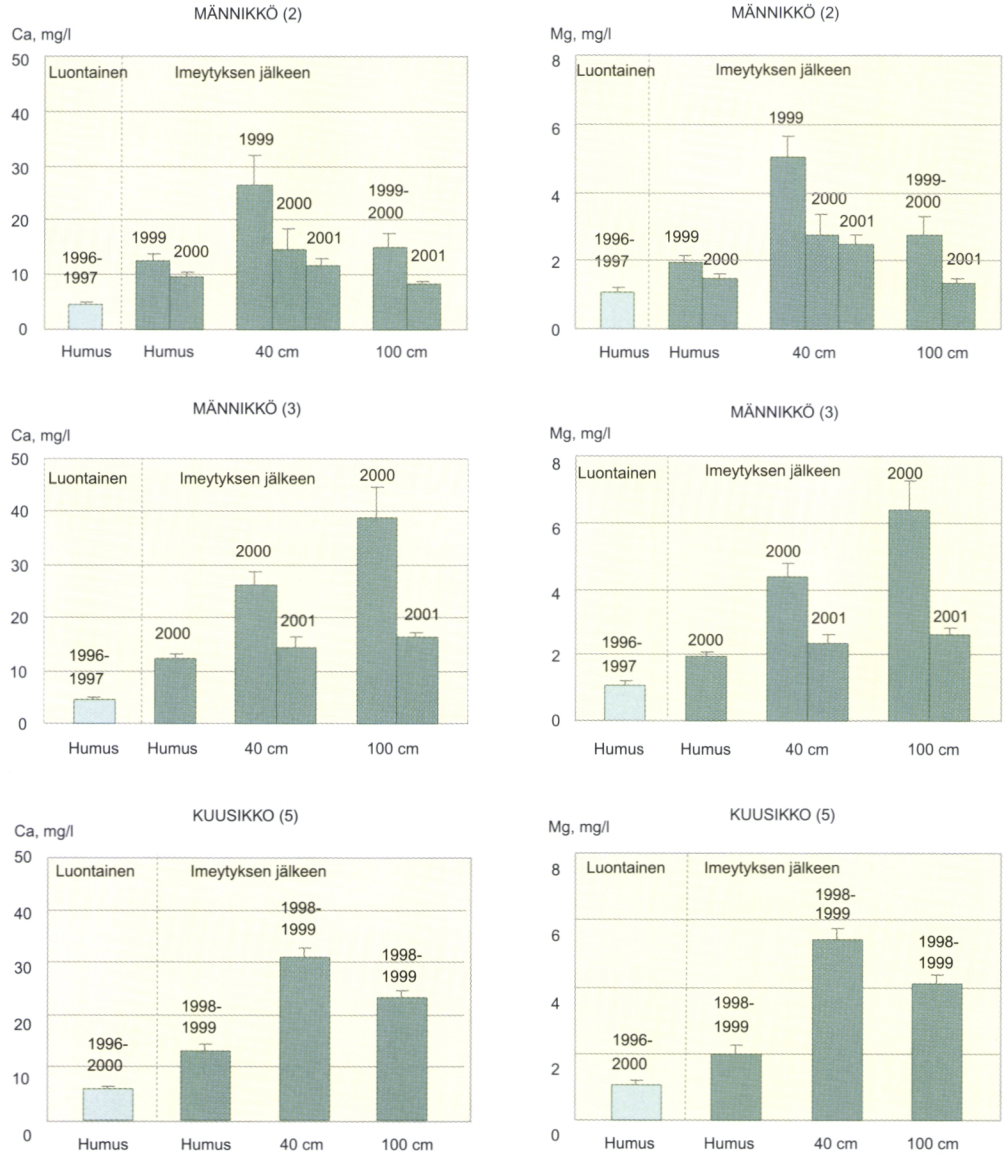
Kuva 4.7. Metsämaan humuskerroksen pH-arvo Ahveniston harjun sadetusimeytys- (koealat 2, 3 ja 5 sekä koeala 1 v. 1999) ja vertailualoilla (koeala 1 v. 1998 ja koeala 4) sekä Ahveniston harjun palautumisalalla (koeala 7), jonka sadetusimeytys päättyi lokakuun lopussa vuonna 1996. Kuvissa kolmen osakoealan keskiarvo ja -hajonta.



Kuva 4.8. Vajoveden pH-arvo Ahveniston harjun männiköiden ja kuusikon sadetusimeytys- ja vertailualoilla (luontainen pH-arvo). Vajovettä kerättiin metsämaasta humuskerroksen alta sekä kivennäismaasta syvyyksiltä 40 ja 100 cm. Kuvassa eri ajankohtina otettujen näytteiden keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet.

Sadetusimeytys aiheutti humuskerroksen ja kivennäismaan vaihtuvien Ca:n ja Mg:n pitoisuuksien huomattavan kohoamisen (Helmisaari ym. 1999, Lindroos ym. 2001). Tämä heijastui imeytyksen jälkeen metsämaan vajoveden koostumuksessa. Imeytyksen jälkeen vajoveden Ca- ja Mg-pitoisuudet olivat selvästi luontaista tasoa korkeampia (**kuva 4.9**). Imeytyksen jälkeen korkeat Ca- ja Mg-pitoisuudet alenivat, mutta eivät palautuneet luontaiselle tasolle tutkimusjakson aikana. Kalium ei sitoutunut yhtä voimakkaasti maaperään kuin kalsium ja magnesium. Kalium on herkästi veden mukana liikkuva ravinne eikä kykene kilpailemaan maaperän kationinvaihtopaikoista kalsiumin ja magnesiumin kanssa, koska näitä maaperään kaliumia voimakkaammin sitoutuvia ioneja tulee hyvin paljon sadetusveden mukana (Lindroos ym. 2001).

Sadetusimeytys kohottaa pH-arvoa ja emäsravinteiden määriä metsämaassa, ja nämä ilmiöt liittyvät kiinteästi toisiinsa. Imeytysveden sadeveteen verrattuna korkean pH-arvon takia orgaanisiin funktionaalisiin ryhmiin sitoutuneita vetyioneja vapautuu vajoveteen näiden ryhmien dissosioituessa. Tämä lisää maaperän kationinvaihtokapasiteettia, ja emäsravinteita voi sitoutua yhä enemmän maahiukkasten ioninvaihtopaikoille. Maaperään sitoutuvat emäskationit syrjäyttävät ioninvaihtopaikoilta vetyioneja vajoveteen, ja samalla maaperän pH-arvo kohoaa (Lindroos ym. 2001). Maaperän pH-arvon kohoaminen voi aikaansaada esimerkiksi nitraatin muodostukselle edulliset olosuhteet metsämaassa. Ravinneolojen muutoksilla on myös tärkeä merkitys kasvillisuuden ravinteiden saatavuuden kannalta.



Kuva 4.9. Vajoveden Ca- ja Mg-pitoisuudet Ahveniston harjun sadetusimeytys- ja vertailualoilla. Selitykset, ks. kuva 4.8.

Vuonteenharju

John Derome, Antti-Jussi Lindroos, Heljä-Sisko Helmisaari

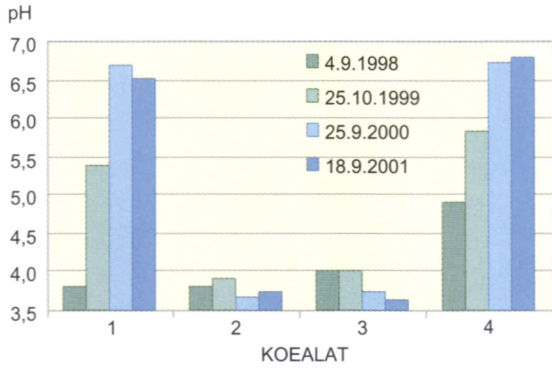
Ennen sadetusimeytyksen aloittamista syyskuussa 1998 eteläisen tutkimusalueen koealojen 1-3 humuskerroksen pH-arvo oli alhainen: 3,8-4,0. Koealalla 4 se oli kuitenkin yhtä yksikköä korkeampi (pH-arvo 4,9) vuosien 1994-1998 imeytyskokeista johtuen. Kuukausi imeytyksen aloittamisen jälkeen syksyllä 1999 pH-arvo oli kohonnut molemmilla imeytysaloilla 1 ja 4 jopa puolitoista yksikköä. Vuosina 2000 ja 2001 imeytysalojen humuskerroksen pH-arvo oli kohonnut arvoihin 6,5-6,8 (**kuva 4.10**).

Pintavettä imeytettiin kaikilla sadetusimeytysaloilla suhteellisen pienelle alalle imeytysputkien välittömään läheisyyteen. Imeytysveden pinta-alavirtaama kuitenkin ylitti maaperän pintakerroksen veden imeytymiskyvyn, ja imeytysvesi levisi maan pinnalla laajalle alueelle imeytysputkien molemmin puolin (**kuva 4.11**). Humuskerroksen pH-arvo oli lähes sama niissä osissa imeytysaloja, joihin imeytys ei vaikuttanut (**taulukko 4.4**) kuin vuonna 1998 ennen imeytyksen aloittamista. Imeytyksen vaikutusalueilla suurimmat pH-arvot olivat korkeampia kuin pH 7.

Sadetusimeytys vaikutti huomattavasti metsämaan pintakerroksen kemiallisiin ominaisuuksiin (**taulukko 4.5**, **kuva 4.10**).

Taulukko 4.4. Metsämaan humuskerroksen keskimääräinen ja suurin pH-arvo imeytyksen vaikutusalueen ulkopuolella (pH-arvo < 4) ja sisäpuolella (pH-arvo > 4) Vuonteenharjun eteläisen ja pohjoisen tutkimusalueen kolmella sadetusimeytysalalla syksyllä 2001. Suluissa humuskerroksen keskimääräinen pH-arvo koko koealalla ennen imeytyksen aloittamista heinäkuussa 1999.

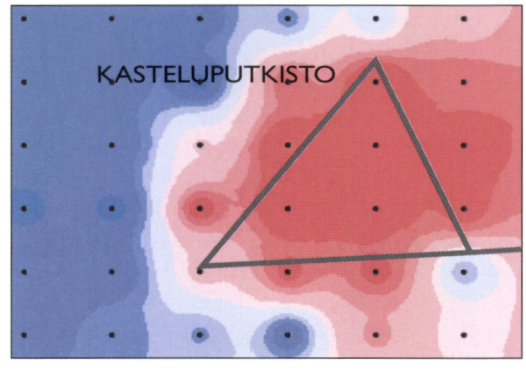
	Imeytysala 1	Imeytysala 4	Imeytysala 6
ULKOPUOLI keskim. pH	3,6 (3,4)	3,6 (3,8)	3,9 (3,9)
SISÄPUOLI keskim. pH	6,1	5,8	6,1
SISÄPUOLI maks. pH	7,0	6,8	7,1



Kuva 4.10. Maaperän humuskerroksen pH-arvo Vuonteenharjun eteläisen tutkimusalueen imeytysaloilla 1 ja 4 (imeytys alkoi 20.9.1999) sekä vertailualoilla 2 ja 3 (luontainen pH).

Metsämaan humuskerroksen happamuus väheni ja pH-arvo kohosi noin kahdella yksiköllä, ja lisäksi vaihtuva H^+ ja vaihtuva Al^{3+} vastaavasti vähenivät. Happamuus väheni puskurireaktiossa, jossa imeytysveden emäskationit (esim. Ca^{2+} ja Mg^{2+}) syrjäyttivät happamat kationit (H^+, Al^{3+}) maaperän kationinvaihtopaikoilta. Humuskerroksen kationinvaihtokapasiteetti (KVK) väheni myös selvästi, mikä tarkoittaa sitä, että kyky pidättää kationeja (esim. Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+) oli tutkimuksen lopussa selvästi vähäisempi kuin ennen imeytyksen käynnistymistä.

Kationinvaihtokapasiteetin väheneminen ja siihen liittyvä vaihtuvan raudan ja alumiinin väheneminen osoittaa, että sadetusimeytys poisti



Kuva 4.11. Metsämaan orgaanisen pintakerroksen pH-arvo eteläisellä sadetusimeytysalalla. Pisteet ovat näytteenottopaikkoja. Sininen alue kuvaa koealan osaa, johon imeytys ei vaikuttanut (eli pH-arvo < 4). Punainen alue kuvaa koealan osaa, johon imeytys vaikutti (eli pH-arvo > 4). Mitä vahvempi sininen väri on, sitä alempia pH-arvot ovat. Mitä vahvempi punainen väri on, sitä korkeampia pH-arvot ovat.

	Ennen imeytystä, v. 1998	Kahden vuoden im. jälkeen v. 2001, 1m imeytysputkesta	Kahden vuoden im. jälkeen v. 2001, 3m imeytysputkesta
Orgaaninen kerros			
pH	3,7	6,3	5,5
VH, mekv/kg	116	0,70	2,32
KVK, mekv/kg	304	183	210
EK, %	61,3	95,8	85,7
Ca, mg/kg	2846	2837	2925
Mg, mg/kg	333	356	401
K, mg/kg	685	151	255
Al, mg/kg	403	3,40	58,3
Fe, mg/kg	153	37,1	89,5
Mn, mg/kg	93,3	402	313
Kivennäismaa, 0-5 cm			
pH	4,8	6,0	5,6
VH, mekv/kg	16,2	0,29	0,67
KVK, mekv/kg	23,5	44,2	42,9
EK, %	31,8	93,2	80,0
Ca, mg/kg	102	662	565
Mg, mg/kg	15,3	83,5	78,9
K, mg/kg	25,1	41,8	44,1
Al, mg/kg	139	8,39	37,0
Fe, mg/kg	26,0	6,12	15,7
Mn, mg/kg	2,32	52,9	35,4
Kivennäismaa, 5-10 cm			
pH	5,1	6,0	5,7
VH, mekv/kg	8,16	0,31	0,54
KVK, mekv/kg	12,0	24,8	22,8
EK, %	31,5	86,5	70,7
Ca, mg/kg	52,4	345	269
Mg, mg/kg	8,57	41,5	36,4
K, mg/kg	14,3	26,8	26,9
Al, mg/kg	64,0	12,1	30,4
Fe, mg/kg	13,9	7,23	13,8
Mn, mg/kg	5,02	18,5	9,90
Kivennäismaa, 10-20 cm			
pH	5,3	6,1	5,8
VH, mekv/kg	4,11	0,24	0,36
KVK, mekv/kg	6,65	14,5	11,1
EK, %	36,7	82,6	62,8
Ca, mg/kg	29,0	190	112
Mg, mg/kg	5,49	24,2	15,9
K, mg/kg	10,8	16,3	14,4
Al, mg/kg	29,4	9,08	18,0
Fe, mg/kg	7,88	3,68	5,74
Mn, mg/kg	4,02	10,4	5,36
Kivennäismaa, 20-40 cm			
pH	5,5	6,3	6,0
VH, mekv/kg	2,45	0,18	0,36
KVK, mekv/kg	4,06	7,38	7,41
EK, %	39,9	75,1	55,8
Ca, mg/kg	16,5	80,5	52,0
Mg, mg/kg	3,48	11,2	7,95
K, mg/kg	13,2	16,5	15,0
Al, mg/kg	17,6	5,73	8,98
Fe, mg/kg	5,62	1,35	2,38
Mn, mg/kg	2,97	4,04	2,42

Taulukko 4.5. Metsämaan humuskerroksen ja kivennäismaakerrosten kemiallisten ominaisuuksien keskiarvot Vuonteenharjun sadetusimeytysaloilla 1 ja 4 (eteläinen tutkimusalue) ja sadetusimeytysalalla 6 (pohjoinen tutkimusalue) ennen imeytyksen aloittamista heinäkuussa 1998 sekä lokakuussa 2001 yhden ja kolmen metrin etäisyydellä imeytysputkista.

VH = vaihtohappamuus
KVK = kationinvaihtokapasiteetti
EK = emäskyllästysaste.

orgaanisen aineen hienoja hiukkasia humuskerroksesta. Näiden hiukkasten pinnoilla on eniten kationinvaihtopaikkoja. Suuri osa happamien metsämaiden humuskerroksen alumiinista ja raudasta on sitoutunut näihin hiukkasiin orgaanisina komplekseina.

Humuskerroksen emäskyllästysaste lisääntyi selvästi sadetusimeytyksessä vaikka Ca- ja Mg-pitoisuudet eivät lisääntyneetkään. Emäskyllästysaste oli tutkimuksen lopussa suhteellisen lähellä teoreettista maksimia (100%). Melkein kaikki kationinvaihtopaikat olivat siten Ca^{2+}:n ja Mg^{2+}:n hallussa, eikä humuskerros pystynyt enää pidättämään imeytysveden mukana tulevia kalsium- ja magnesiumioneja. Tätä johtopäätöstä tukee Ca- ja Mg-pitoisuuksien selvä kohoaminen humuskerroksen alla olevissa kivennäismaakerroksissa. Humuskerroksen K-pitoisuus väheni erittäin selvästi. Kaliumionin kyky pidättyä kationinvaihtopaikoille oli heikko, ja imeytysveden mukana tullut suuri määrä Ca^{2+}- ja Mg^{2+}-ioneja edelleen vähensi humuskerroksen kykyä pidättää K^{+}-ioneja.

Sadetusimeytys vähensi maaperän happamuutta ainakin 40 cm:n syvyydelle kivennäismaassa. Kuten humuskerroksessakin, pH-arvon kohoaminen johtui ilmeisesti H^{+}-, Al^{3+}- ja Fe^{3+}-kationien korvautumisesta imeytysveden Ca^{2+}- ja Mg^{2+}-kationeilla. Kivennäismaan ylimpiin osiin kulkeutui runsaasti orgaanista ainetta, koska kationinvaihtokapasiteetti ja raudan pitoisuus melkein kaksinkertaistuivat. Kaliumpitoisuuden selkeä lisääntyminen kivennäismaan ylimmissä osissa myös aiheutui tämän kationin syrjäytymisestä yläpuolisesta humuskerroksesta.

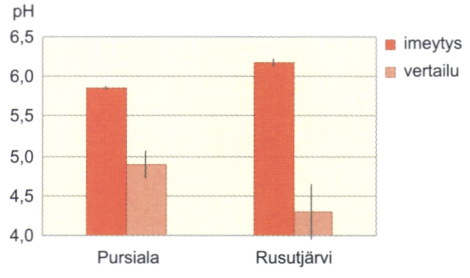
Maaperänäytteenottokohdan ja imeytysputkien välinen etäisyys ei merkittävästi vaikuttanut humuskerroksen ja kivennäismaan ylimpien osien kemiallisiin ominaisuuksiin, koska imeytysvesi levisi laajalle alueelle imeytysputkien molemmin puolin.

Maaperän orgaanisen aineen merkitys maaperän viljavuudelle ja edelleen kasvien ravinteiden saannille perustuu sen kykyyn pidättää ravinteita. Orgaanisen aineen siirtyminen humuskerroksesta kivennäismaahan vähentää kasvupaikan potentiaalista viljavuutta humuskerroksen osalta, mutta tätä ilmiötä saattaa lieventää orgaanisen aineen pidättyminen kivennäismaan pintaosaan.

Rusutjärvi ja Pursiala

Heljä-Sisko Helmisaari, Aino Smolander

Metsämaan pintakerroksen pH-arvo oli Rusutjärvellä ja Pursialassa syksyllä 2001 kaksi pH-yksikköä korkeampi kaksi vuotta sadetusimeytettyjen koealojen humuskerroksessa kuin vertailualojen (ei imeytystä) humuskerroksessa. Myös kivennäismaan pH-arvo oli korkeampi imeytysaloilla (**kuva 4.12**, **taulukko 4.6**).



Kuva 4.12. Metsämaan humuskerroksen pH-arvo syksyllä 2001 Rusutjärven ja Pursialan sadetusimeytys- ja vertailualoilla. Kuvassa kolmen osakoealan keskiarvo ja hajonta.

Taulukko 4.6. Kivennäismaan ylimmän 5 cm:n kerroksen pH-arvo, nitraattityppipitoisuudet ja nettonitrifikaationopeus syksyllä 2001 eri imeytysalueilla.

Tekopohja-vesilaitos	Koeala	pH	NO_3-N, µg/g ka	Nettonitrifikaatio, NO_3-N, µg/g ka/6vk
Ahvenisto	7 palautumisala	6,0	30,8	24,5
Vuonteenharju	1 imeytys	6,3	0,0	8,1
	4 imeytys	6,3	1,0	14,7
	2 vertailu	4,4	0,0	0,0
	3 vertailu	4,5	0,0	0,0
Pursiala	imeytys	6,1	13,3	13,2
	vertailu	5,0	0,1	-0,1
Rusutjärvi	imeytys	6,1	13,5	9,6
	vertailu	4,7	0,0	0,0

• Typen mineralisaatio, nitrifikaatio ja häviöt maaperästä ilmakehään

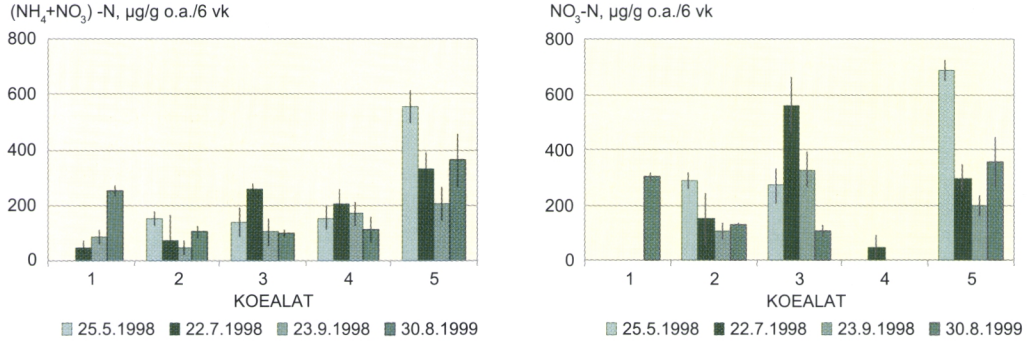
Ahvenisto

Aino Smolander, Laura Höijer, Antti-Jussi Lindroos, Heljä-Sisko Helmisaari, John Derome

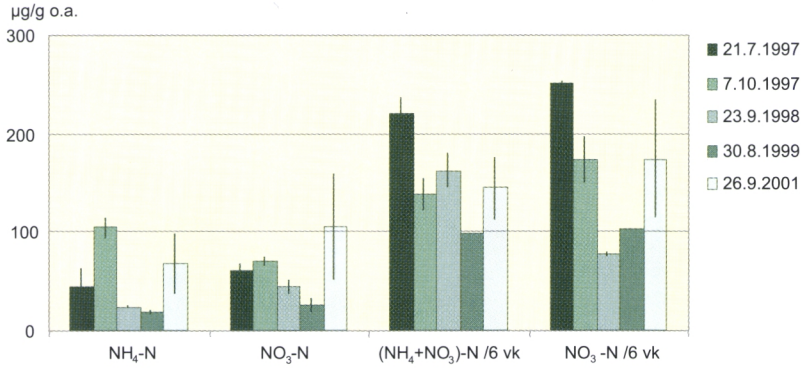
Mineraalitypen nettomuodostus oli voimakkainta talvi-imeytysalalla 5. Merkittävää nettonitrifikaatiota tapahtui ainoastaan imeytysaloilla, kun taas entisellä vertailualalla 1 nettonitrifikaatio alkoi vasta imeytyksen aloittamisen jälkeen (**Kuva 4.13**). Imeytysalalla 6, jota oli imeytetty jatkuvasti kolmen vuoden ajan, mineraalitypen nettomuodostus ja nettonitrifikaatio olivat samaa luokkaa kuin muillakin imeytysaloilla.

Tärkein syy nitrifikaation alkamiseen imeytyksen seurauksena oli maaperän pH-arvon kohoaminen, mikä mahdollisti happamuudelle herkkien nitrifikaatiobakteereiden toiminnan (Helmisaari ym. 1999, Paavolainen ym. 2000). Se myös lisäsi orgaanisen typen mineralisaatiota ammoniumtypeksi, jolloin tätä nitrifikaation lähtöainetta oli enemmän saatavissa.

Nettonitrifikaatio jatkui imeytysaloilla myös imeytyksen päättymisen jälkeen (**kuva 4.14**). Nitraattityppeä muodostui merkittäviä määriä myös kivennäismaan yläosissa (kivennäismaan ylin 5 cm) (**taulukko 4.6**).

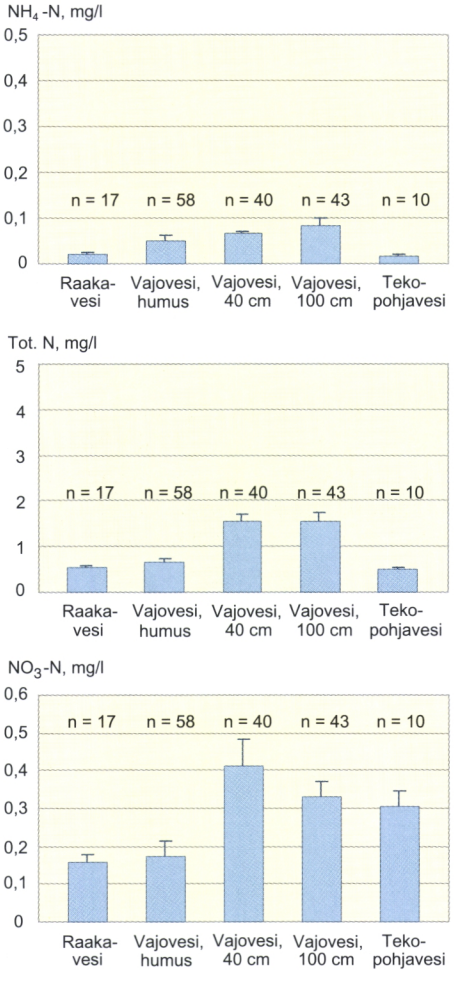


Kuva 4.13. Mineraalitypen nettomuodostus ja nettonitrifikaatio 6 viikon aikana metsämaan humuskerroksessa Ahveniston harjun sadetusimeytys- (koealat 2, 3 ja 5 sekä koeala 1 v. 1999) ja vertailualoilla (koeala 1 v. 1998 ja koeala 4). Kuvassa kolmen osakoealan keskiarvo ja -hajonta. O.a.= orgaanista ainetta.

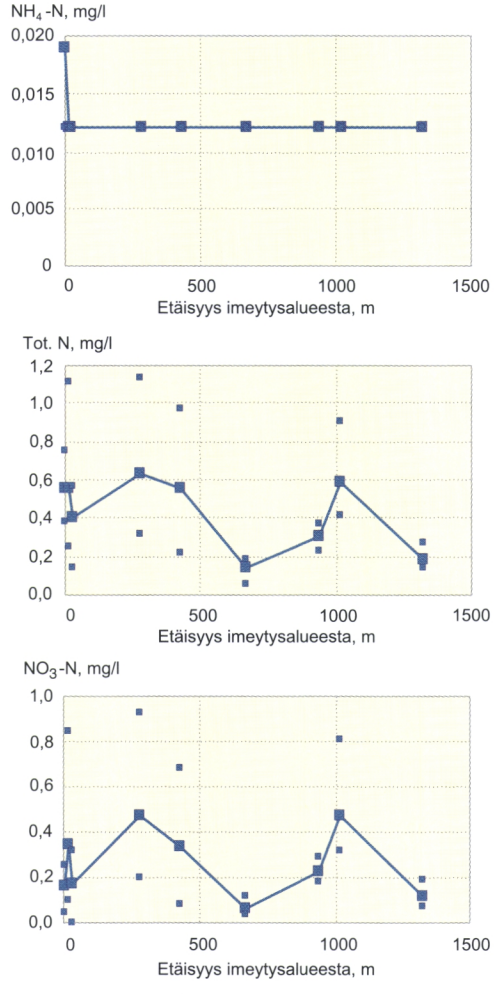


Kuva 4.14. Ammonium- ja nitraattitypen pitoisuudet, mineraalitypen nettomuodostus sekä nettonitrifikaatio metsämaan humuskerroksessa Ahveniston harjun palautumisalalla, jonka imeytys päättyi lokakuun lopussa 1996. Kuvassa kolmen osakoealan keskiarvo ja -hajonta.

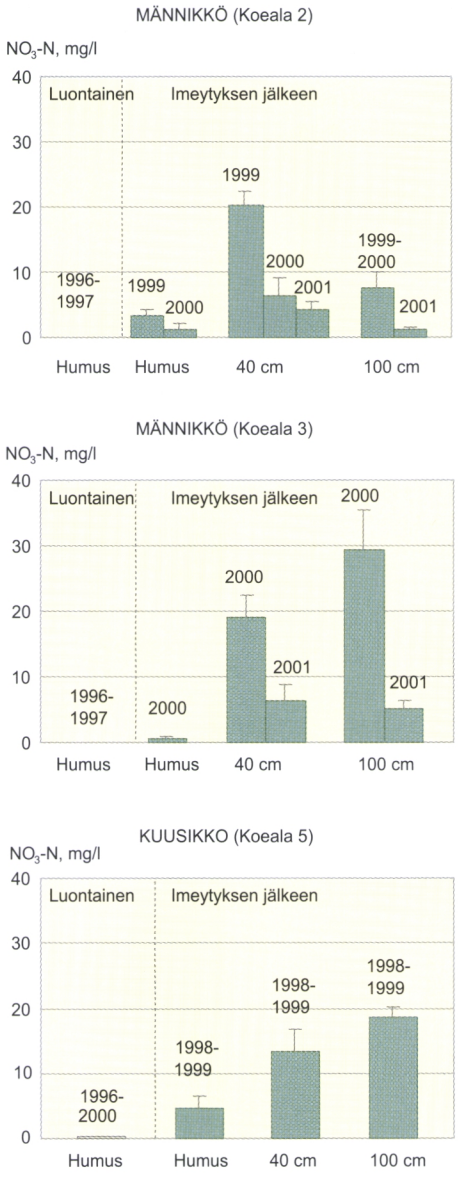
Imeytyksen aikana ammonium- ja kokonaistyppipitoisuudet olivat varsin matalia vajo- ja tekopohjavedessä. Ne eivät myöskään saavuttaneet talousveden laatuvaatimusten suurimpia sallittuja pitoisuuksia (Sosiaali- ja terveysministeriö 1994). Imeytyksen käynnistämästä nitrifikaatiosta huolimatta vajo- ja tekopohjaveden nitraattipitoisuuden keskiarvot ja jopa suurimmat yksittäiset arvot jäivät niin ikään selvästi raja-arvon 6 mg NO_3-N/l alapuolelle (**kuvat 4.15** ja **4.16**).



Kuva 4.15. Ammonium-, nitraatti- ja kokonaistyppipitoisuudet raaka-, vajo- ja tekopohjavedessä Ahveniston harjun männiköiden sadetusimeytysaloilla. Kuvassa kesäkausien 1998-2000 vesinäytteiden keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet. Vajovettä kerättiin metsämaasta orgaanisen humuskerroksen alta sekä kivennäismaasta syvyyksiltä 40 cm ja 100 cm. Tekopohjavettä kerättiin imeytysalueella sijaitsevasta pohjaveden havaintoputkesta Hp9601.



Kuva 4.16. Ammonium-, nitraatti- ja kokonaistyppipitoisuudet raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueesta vuosina 1998-2000 Ahveniston harjulla. Kuvaan on merkitty kunkin havaintoputken näytteiden (n = 8-15) keskiarvot, minimit ja maksimit.



Kuva 4.17. Ammonium-, nitraatti- ja kokonaistyppipitoisuudet vajovedessä Ahveniston harjun männiköiden ja kuusikon vertailu- (luontainen arvo) ja sadetusimeytysaloilla imeytyksen päättymisen jälkeen. Vajovettä kerättiin metsämaasta orgaanisen humuskerroksen alta sekä kivennäismaasta syvyyksiltä 40 ja 100 cm. Kuvassa eri ajankohtina otettujen näytteiden keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet.

Imeytysalojen vajovedessä oli kuitenkin merkittäviä nitraattityppipitoisuuksia imeytyksen päättymisen jälkeen, jolloin pitoisuudet saattoivat olla jopa 30 mg NO_3-N/l (**kuva 4.17**). Kohonneet nitraattityppipitoisuudet johtuivat imeytysveden laimentavan vaikutuksen päättymisestä. Nitraattityppipitoisuudet alenivat kuitenkin aikaa myöten imeytyksen päättymisen jälkeen. Tästä huolimatta pitoisuudet olivat koko tutkimusjaksolla selvästi luontaista tasoa korkeampia.

Nitraattitypen huuhtoutumismääriä sadetusimeytyksen jälkeen arvioitiin olettamalla imeytysalojen yhteiskooksi yksi hehtaari, vuotuiseksi sadannaksi 600 mm ja metrin syvyydeltä metsämaasta valuvaksi vesimääräksi 200 mm. Tältä syvyydeltä huuhtoutui vajovedessä ensimmäisenä sadetusimeytyksen jälkeisenä vuonna n. 37-59 kg NO_3-N/ha. Määrä on erittäin suuri metsämaan huuhtoutumaksi. Laajassa eurooppalaisessa tutkimuksessa nitraattityppeä huuhtoutui metsämaasta enimmillään noin 40 kg/ha/v. (Gundersen ym. 1990). Toisenakin vuonna imeytyksen päättymisen jälkeen huuhtoutuminen oli vielä runsasta, 10-15 kg NO_3-N/ha. Kolmantena vuonna huuhtoutuminen oli alentunut jo selvästi ja oli n. 2 kg NO_3-N/ha. Tämäkin arvo on vielä 10-20 kertainen luontaiseen tasoon verrattuna. Nitraattityppeä ei suomalaisista metsämaista juurikaan huuhtoudu, koska nitrifikaatio on vähäistä ja kasvillisuus ottaa typpeä.

Sadetusimeytyksen käynnistämä nitraatin muodostus ei kuitenkaan heikentänyt tekopohjaveden laatua. Koska nitrifikaatio kuitenkin voi käynnistyä, on se syytä ottaa huomioon tekopohjavesilaitosten suunnittelussa, käytössä ja ennen kaikkea arvioitaessa tilannetta imeytyksen jälkeen. Imeytyksen jälkeiseen tilanteeseen vaikuttaa imeytyskäytössä olleiden alueiden laajuus. Jos imeytyksen aikana tai jälkeen havaitaan poikkeuksellisen korkeita nitraattipitoisuuksia, prosessin kehittymistä on syytä seurata.

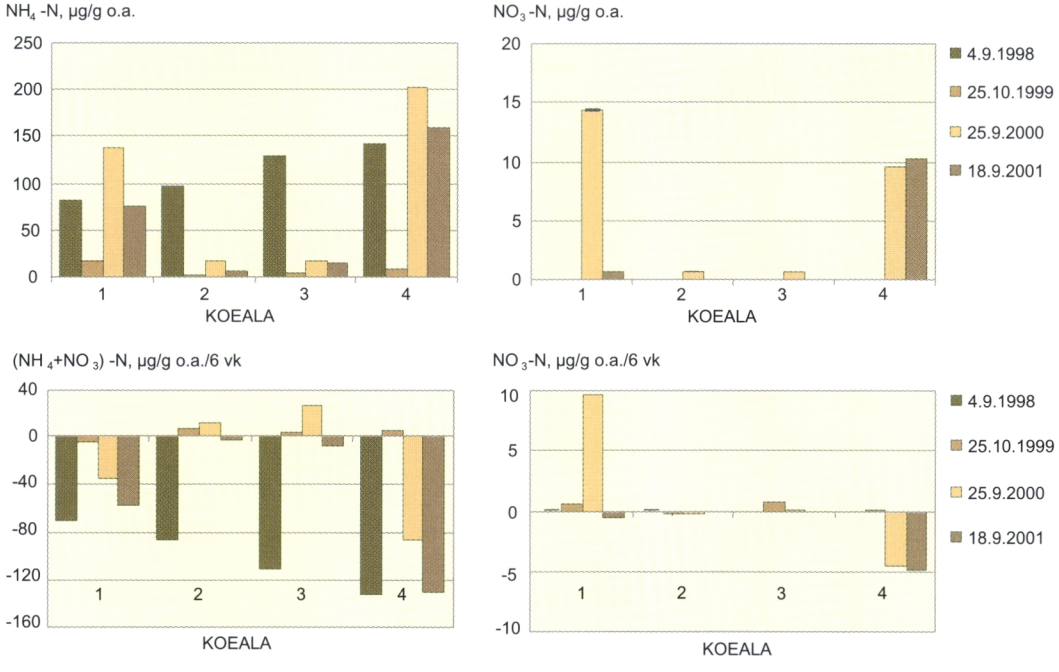
Vuonteenharju

Aino Smolander, Laura Höijer, Kari Illmer, John Derome, Antti-Jussi Lindroos, Heljä-Sisko Helmisaari

Sadetusimeytyksen aloittamisen jälkeen ammoniumtypen (NH_4-N) pitoisuudet olivat korkeimmat imeytettyjen alojen humuskerroksessa, luultavasti imeytysveden sisältämän ammoniumtypen takia. Mineraalitypen nettomuodostus oli vähäistä verrattuna Ahveniston sadetusimeytettyihin metsämaihin. Negatiiviset arvot kuvastavat sitä, että mikrobit pidättivät typpeä enemmän omaksi rakennusaineekseen kuin vapauttivat sitä mineralisaatiossa. Kuukauden kestänyt imeytys ei vaikuttanut mineraalitypen nettomuodostukseen, mutta pitempään jatkuneen imeytyksen jälkeen nettomuodostus näytti olevan negatiivisempi imeytetyillä aloilla. Nitraattitypen (NO_3-N) määrä ja nettonitrifikaatio olivat aluksi olemattomia, eikä kuukauden imeytysjakso aiheuttanut nitraattitypen muodostusta humuskerroksessa (**kuva 4.18**). Myöhemmät tulokset olivat vaihtelevia, mutta nitraattityppeä oli pieniä määriä imeytysalojen humuskerroksessa.

Vuonna 2001 maaperänäytteet otettiin myös kivennäismaan yläosasta (ylin 5 cm). Imeytysalojen näytteissä oli nitraattityppeä, ja sitä muodostui laboratorioinkubaation aikana (**taulukko 4.6**). Kivennäismaassa tapahtui siis merkittävää nettonitrifikaatiota, vaikka humuskerroksen osalta tulokset olivat epäselviä.

Vajoveden NH_4-N- ja erityisesti NO_3-N-pitoisuudet olivat myös hieman korkeampia Vuonteenharjun imeytysaloilla kuin vertailualoilla (**taulukot 4.7** ja **4.8**), mikä kuvastaa nitrifikaatiota maaperän pintakerroksissa. Vertailualoilla 2 ja 3 vajoveden NH_4-N- ja NO_3-N-pitoisuudet olivat hyvin alhaisia (**taulukko 4.7**), yleensä alle määritysrajan (edellisen 0,02 mg/l ja jälkimmäisen 0,01 mg/l).



Kuva 4.18. Ammonium- ja nitraattitypen pitoisuudet, mineraalitypen nettomuodostus sekä nettonitrifikaatio Vuonteenharjun eteläisen tutkimusalueen metsämaan humuskerroksessa sadetusimeytysaloilla 1 ja 4 (imeytys alkoi 20.9.1999) ja vertailualoilla 2 ja 3.

Taulukko 4.7. Vajoveden kemiallinen koostumus (mediaanit, mg/l) eri syvyyksillä Vuonteenharjun eteläisen tutkimusalueen vertailumänniköissä (vertailualat 2 ja 3, ei imeytystä) ja sadetusimeytysmänniköissä (imeytysalat 1 ja 4) vuosina 1999-2001. Näytteet kerättiin alipainelysimetreillä.

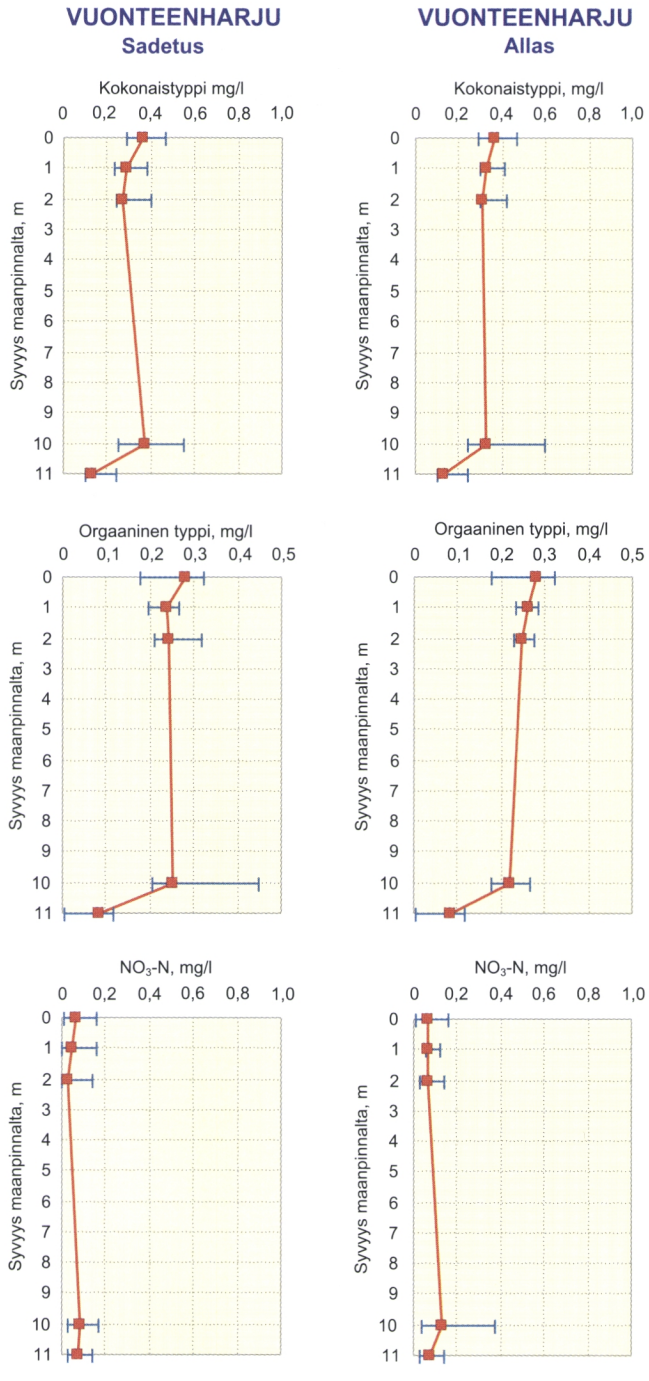
en = ei analyysitulosta vähäisestä näytemäärästä johtuen < = tulos alle analyysilaitteen mittausrajan.

Vuonteenharju Etelä, vertailualat 2 ja 3 ja imeytysalat 1 ja 4.						
Tunnus	**Ka 2, 20 cm**	**Ka 2, 40 cm**	**Ka 2, 100 cm**	**Ka 3, 20 cm**	**Ka 3, 40 cm**	**Ka 3, 100 cm**
TOC	24,7	20,6	8,0	44,8	56,7	54,1
Ca	2,84	2,10	1,14	2,82	3,64	2,82
Mg	0,75	0,84	0,55	0,64	1,10	0,68
Na	1,54	2,37	1,99	0,75	2,53	0,97
K	1,21	1,53	0,90	3,02	4,66	1,45
NH_4-N	<0,02	<0,02	0,09	<0,02	en	en
NO_3-N	<0,01	<0,01	0,15	<0,01	en	en
SO_4-S	0,99	0,00	1,56	0,53	en	en
S_{kok}	1,91	5,80	2,16	2,16	9,81	3,66
PO_4-P	0,04	<0,03	<0,03	0,04	en	en
P_{kok}	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Cl	0,72	en	1,13	0,81	en	en
Si	2,84	5,54	2,00	3,32	13,12	4,98
Zn	0,05	0,04	0,04	0,03	0,07	0,02
Al	1,20	<0,11	<0,11	2,18	3,21	0,77
Fe	0,19	<0,02	<0,02	0,34	0,40	0,14
Mn	0,07	0,04	<0,003	0,15	0,51	0,03
Cd	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Cr	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Cu	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Ni	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07
Pb	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43
Tunnus	**Ka 1, 20 cm**	**Ka 1, 40 cm**	**Ka 1, 100 cm**	**Ka 4, 20 cm**	**Ka 4, 40 cm**	**Ka 4, 100 cm**
TOC	7,9	10,2	7,2	8,0	8,5	8,8
Ca	3,60	3,42	3,42	3,44	3,16	3,30
Mg	1,27	1,26	1,23	1,22	1,18	1,23
Na	2,19	2,20	2,15	2,12	2,23	2,21
K	1,30	1,25	1,25	1,25	1,35	1,38
NH_4-N	0,05	0,62	0,03	0,04	0,02	0,09
NO_3-N	0,05	0,02	0,02	0,01	0,02	0,03
SO_4-S	1,83	2,33	1,79	1,74	1,69	1,76
S_{kok}	2,11	2,70	2,04	2,06	2,35	2,25
PO_4-P	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
P_{kok}	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Cl	2,14	2,04	2,11	2,08	1,95	2,12
Si	0,97	1,41	0,90	0,91	1,47	1,11
Zn	0,01	0,02	<0,01	0,01	0,02	0,01
Al	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11
Fe	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Mn	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
Cd	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Cr	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Cu	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Ni	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07
Pb	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43

Taulukko 4.8. Vajoveden kemiallinen koostumus (mediaanit, mg/l) eri syvyyksillä Vuonteenharjun pohjoisen tutkimusalueen imeytysaltaan alla (Allas) ja sen viereisessä sadetusimeytysmännikössä (Sadetus, imeytysala 6) vuosina 1999-2001. Näytteet kerättiin alipainelysimetreillä näytteenottosyvyyksistä 40 ja 100 cm ja vaakalysimetreillä syvyyksistä 1 m, 2 m ja 10 m.

< = tulos alle analyysilaitteen mittausrajan.

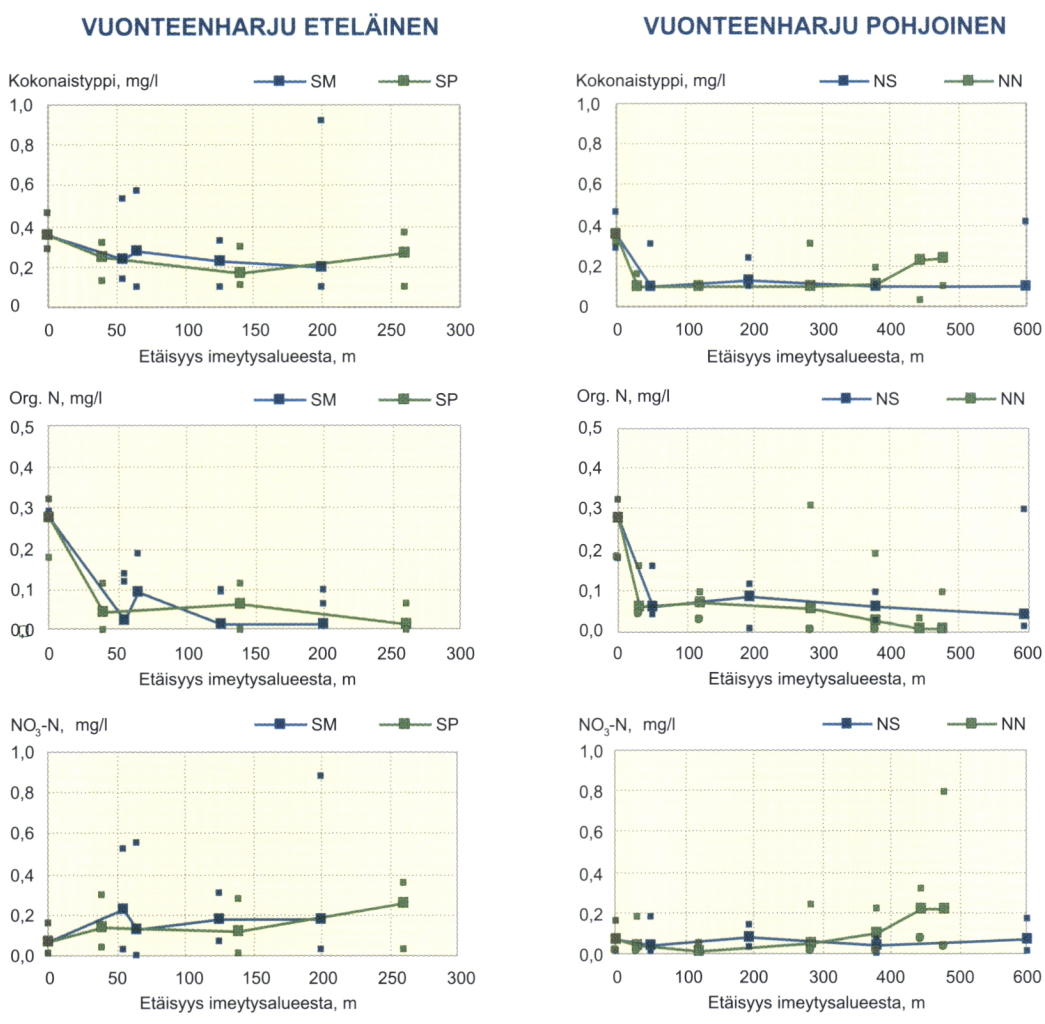
Vuonteenharju Pohjoinen					
Tunnus	**Allas 40 cm**	**Allas 100 cm**	**Allas 1 m**	**Allas 2 m**	**Allas 10 m**
TOC	7,0	8,2	6,94	6,92	6,21
Ca	3,58	3,84	3,54	3,50	3,78
Mg	1,27	1,33	1,19	1,21	1,34
Na	2,20	2,25	2,20	2,19	2,23
K	1,31	1,36	1,41	1,31	1,55
NH_4-N	0,02	0,09	<0,02	<0,02	<0,02
NO_3-N	0,20	0,21	0,06	0,04	0,11
SO_4-S	1,68	1,74	1,83	1,81	1,89
S_{kok}	2,03	2,28	2,08	2,05	2,10
PO_4-P	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
P_{kok}	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Cl	1,94	2,08	2,07	2,02	2,15
Si	0,86	1,04	0,66	0,90	0,83
Zn	0,02	0,02	<0,01	0,02	0,06
Al	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11
Fe	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,02
Mn	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
Cd	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Cr	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Cu	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Ni	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07
Pb	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43
Tunnus	**Sadetus 40 cm**	**Sadetus 100 cm**	**Sadetus 1 m**	**Sadetus 2 m**	**Sadetus 10 m**
TOC	7,1	7,1	6,78	6,72	6,44
Ca	3,38	3,38	3,41	3,47	3,69
Mg	1,22	1,22	1,21	1,24	1,33
Na	2,14	2,16	2,19	2,21	2,27
K	1,23	1,19	1,21	1,27	1,69
NH_4-N	<0,02	0,03	<0,02	<0,02	<0,02
NO_3-N	0,05	0,02	0,04	0,02	0,08
SO_4-S	1,64	1,75	1,82	1,87	1,77
S_{kok}	1,96	2,04	2,01	2,07	2,15
PO_4-P	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
P_{kok}	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Cl	2,04	2,11	2,13	2,11	1,97
Si	0,87	0,96	1,02	0,91	1,17
Zn	0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,14
Al	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11
Fe	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,14
Mn	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,01
Cd	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Cr	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Cu	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Ni	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07
Pb	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43



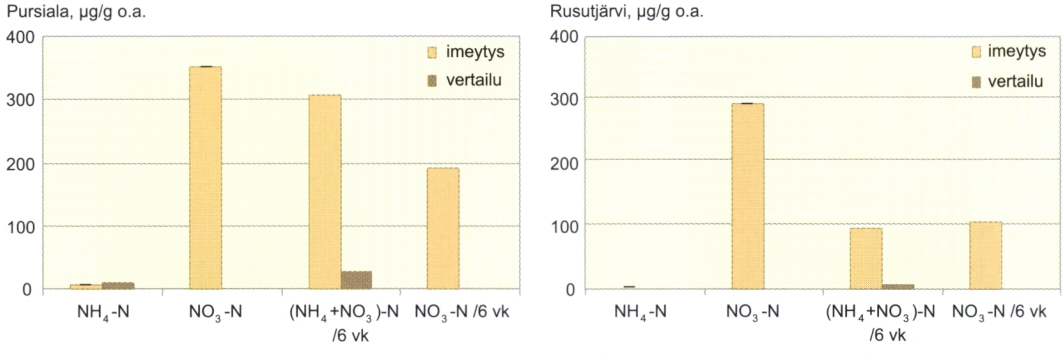
Kuva 4.19. Kokonaistypen, orgaanisen typen ja nitraattitypen pitoisuudet Vuonteenharjun pohjoisen tutkimusalueen raakavedessä (0 m) ja vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä (1, 2 ja 10 m) sekä lähimmässä pohjaveden havaintoputkessa (kuvassa 11 m). Kuvassa vuosien 2000 ja 2001 näytteiden mediaanit, minimit ja maksimit.

Imeytyksen käynnistämisen jälkeen sekä sadetus- että allasimeytetyn veden kokonaistyppipitoisuudet ja orgaanisen typen pitoisuudet olivat pinta- vajovesi- ja pohjavesivyöhykkeissä pienempiä tai yhtä suuria kuin imeytetyssä pintavedessä (**kuvat 4.19** ja **4.20**). Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden orgaanisen typen pitoisuus (Md 0,006-0,056 mg/l) kohosi, mutta nitraattityppipitoisuus (Md 0,025-0,460 mg/l) aleni. Imeytyksen käynnistämästä nitrifikaatiosta huolimatta vajo- ja tekopohjaveden nitraattipitoisuuden keskiarvot ja jopa suurimmat yksittäiset arvot olivat pieniä verrattuna talousvedelle asetettuihin rajaarvoihin (Sosiaali- ja terveysministeriö 1994).

Imeytetyn pintaveden, vajo-, pohja- ja tekopohjaveden ammoniumtyppipitoisuudet olivat Vuonteenharjulla pienempiä kuin määritysraja (0,002 mg/l). Myös nitriittityppipitoisuudet olivat pienempiä kuin nitriittitypen määritysraja (0,002 mg/l).



Kuva 4.20. Kokonaistypen, orgaanisen typen ja nitraattitypen pitoisuudet Vuonteenharjun eteläisen ja pohjoisen tutkimusalueen raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueesta. Kuvassa vuosien 1999-2001 näytteiden mediaanit, minimit ja maksimit.



Kuva 4.21. Nitraatti- ja ammoniumtypen pitoisuus, mineraalitypen nettomuodostus sekä nettonitrifikaatio maaperän humuskerroksessa syksyllä 2001 Rusutjärven ja Pursialan sadetusimeytys- ja vertailualoilla.

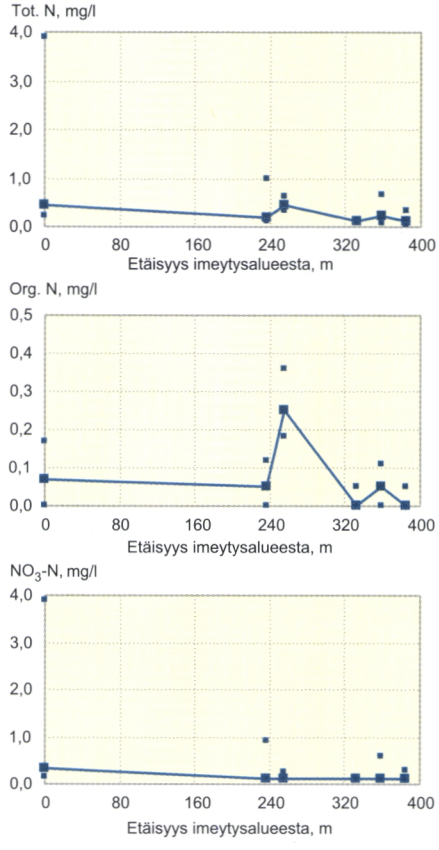
Rusutjärvi, Jäniksenlinna ja Pursiala

Aino Smolander, Heljä-Sisko Helmisaari, Tuomo Hatva, Kari Illmer

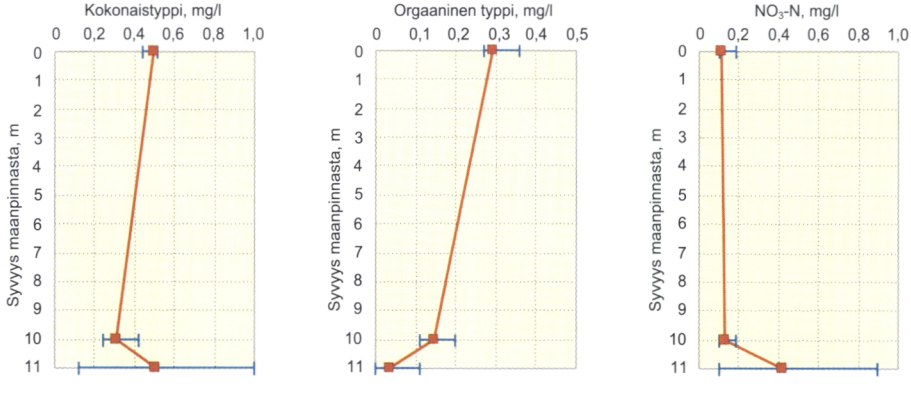
Rusutjärvellä ja Pursialassa sadetusimeytysalojen humuskerroksessa nitraattitypen pitoisuus oli korkea ja nettonitrifikaatio voimakasta, kun taas vertailualojen nitraattitypen pitoisuus ja nettonitrifikaatio olivat olemattomia. Myös sadetusimeytysalojen kivennäismaakerroksissa nitraattitypen pitoisuus ja nettonitrifikaatio olivat korkeammat kuin vertailualoilla (**taulukko 4.6, kuva 4.21**).

Jäniksenlinnan ja Rusutjärven raaka-, pohja- ja tekopohjavedessä ei ollut juuri lainkaan ammoniumtyppeä. Nitraattitypen pitoisuudet olivat myös pieniä: 0,17-0,30 mg/l. Tekopohjavedessä pitoisuudet olivat jonkin verran suurempia. Korkeimmat pitoisuudet todettiin Jäniksenlinnan vertailuhavaintoputkessa (1,2 mg/l) mahdollisesti soranoton vuoksi. Kokonaistypen pitoisuudet olivat tekopohjavedessä noin kaksi kertaa suurempia kuin nitraattitypen pitoisuudet.

Pursialassa imeytyksen käynnistämisen jälkeen sadetusimeytetyn veden kokonaistyppi-, nitraattityppi- ja orgaanisen typen pitoisuudet olivat sekä vajo- että tekopohjavedessä yhtä pieniä tai pienempiä kuin imeytetyssä pintavedessä. Sadetusimeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden nitraattityppi- ja kokonaistyppipitoisuudet alenivat kun taas orgaanisen typen pitoisuudet eivät muuttuneet. Ammoniumtyppipitoisuudet olivat alle määritysrajan 0,002 mg/l (**kuvat 4.22** ja **4.23**).



Kuva 4.23. Kokonaistypen, orgaanisen typen ja nitraattitypen pitoisuudet Pursialan raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueesta. Kuvassa vuosien 1999-2001 näytteiden mediaanit, minimit ja maksimit. Pursialan etäisyydet on mitattu allasimeytysalueelta, sadetusimeytysalue sijaitsee 256 m allasimeytysalueelta.



Kuva 4.22. Kokonaistypen, orgaanisen typen ja nitraattitypen pitoisuudet Pursialan raakavedessä (0 m), vaakalysimetrin avulla (10 m) kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen välittömässä läheisyydessä sijaitsevassa tekopohjaveden havaintoputkessa (kuvassa 11 m). Kuvassa vuoden 2001 näytteiden mediaanit, minimit ja maksimit.

• Veden laatu – epäorgaaniset muuttujat, TOC ja permanganaattiluku

Tuomo Hatva, Kari Illmer, Antti-Jussi Lindroos, Jorma Pääkkönen, John Derome, Heljä-Sisko Helmisaari

Veden laadun muuttumista tekopohjaveden valmistamisen eri vaiheissa tutkittiin yhteisen näytteenotto-ohjelman mukaan Ahveniston, Vuonteenharjun, Pursialan, Rusutjärven sekä Jäniksenlinnan tekopohjavesilaitoksilla. Vedenlaatumuuttujien tutkimuksesta ja raportoinnista ovat vastanneet oheiset henkilöt.

Seuraavassa tutkimustulokset esitetään muuttuja kerrallaan kullakin laitoksella alkaen veden laadusta

raakavetenä (imeytettävä pintavesi),

vajovetenä pintavyöhykkeessä,

vajovetenä vajovesivyöhykkeessä ja

tekopohjavetenä pohjavesivyöhykkeessä.

Ahvenisto

Antti-Jussi Lindroos, John Derome,

Heljä-Sisko Helmisaari

Vuonteenharju ja Pursiala

Kari Illmer, John Derome,

Antti-Jussi Lindroos,

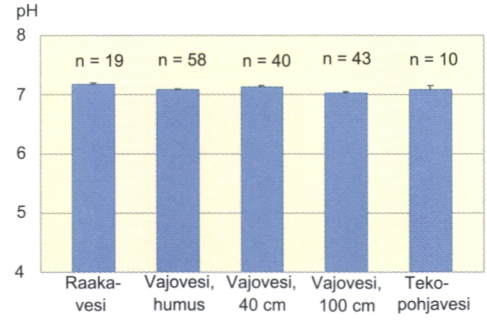
Heljä-Sisko Helmisaari

Jäniksenlinna ja Rusutjärvi

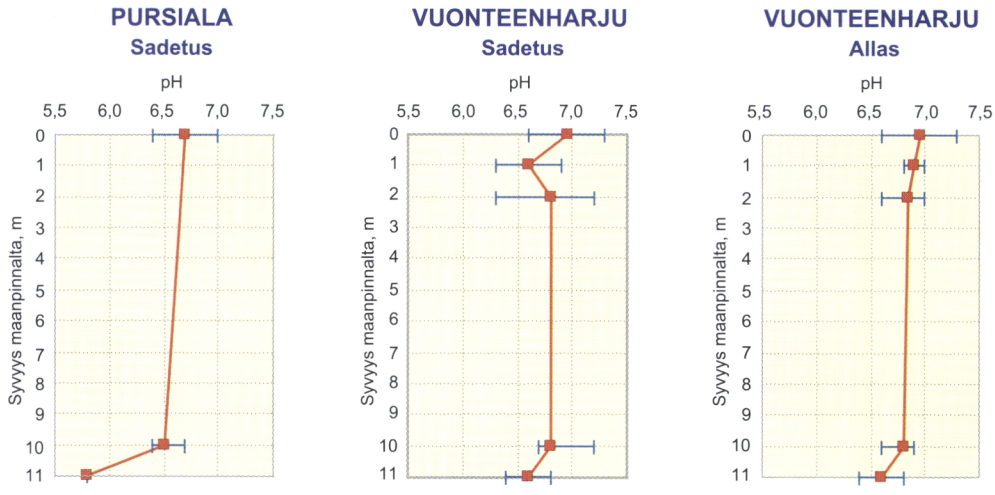
Tuomo Hatva, Jorma Pääkkönen

pH-arvo

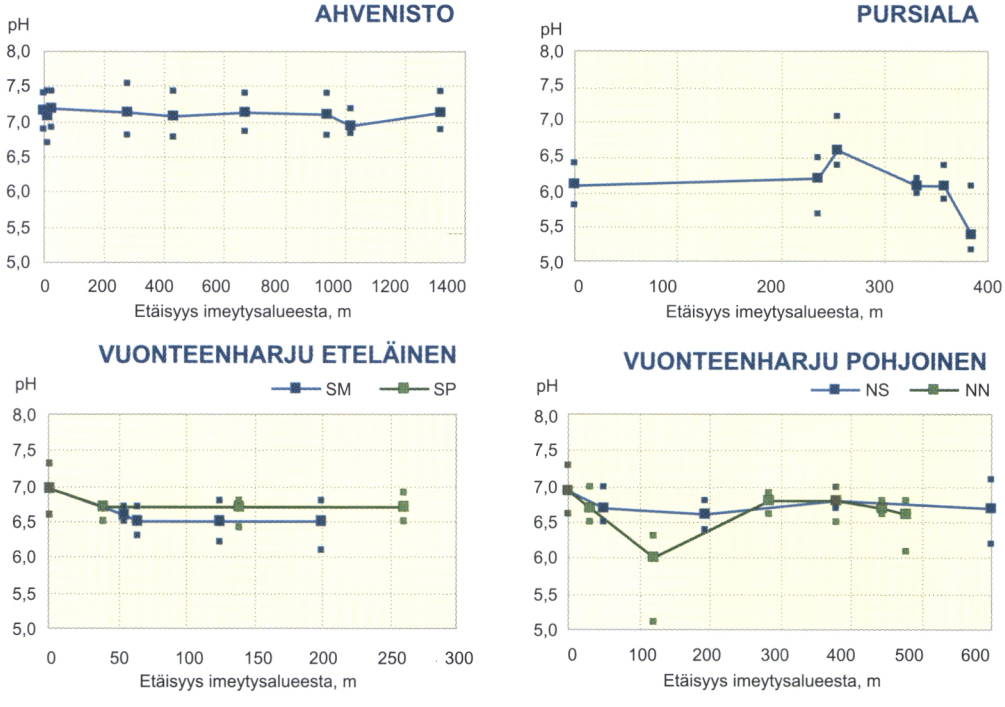
Ahveniston harjulla sadetusimeytetyn Alajärven pintaveden pH-arvo oli noin 7, eikä se muuttunut veden vajotessa metrin syvyydelle metsämaan pintavyöhykkeessä (**kuva 4.24**). Metsämaan pintavyöhyke ei siis vaikuttanut veden pH-arvoon. Tekopohjaveden pH-arvot olivat vakaita ja samalla tasolla (keskiarvo noin pH 7) sadetusimeytysalueelta vedenottokaivoille eli noin 1400 m matkan (**kuva 4.26**). Myös Vuonteenharjulla ja Pursialassa sekä sadetus- että allasimeytetyn veden pH-arvo pinta-, vajovesi- sekä pohjavesivyöhykkeessä ei merkittävästi eronnut raakaveden pH-arvosta (**kuvat 4.25** ja **4.26**). Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden pH-arvo (Md 6,2-7,0) ei muuttunut Vuonteenharjulla, mutta aleni Pursialassa (Md 5,8-6,4). Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden käsittelemättömän veden pH-arvon mediaani oli 6,3 (Sara 2001). Päijänne-tunnelin pintavesi oli neutraalia tai lievästi hapanta. Rusutjärvellä (sadetusimeytys) ja Jäniksenlinnassa (allasimeytys) vajovesivyöhykkeen pintaosissa vajoveden pH-arvo oli 7,4-7,9, eli selvästi korkeampi kuin raakavedessä. Tekopohjavedessä pH-arvo kuitenkin aleni ja oli 6,4-6,8. Tekopohjaveden pienempi pH-arvo saattoi aiheutua hiilidioksidin muodostumisesta orgaanisen aineen hajoamisessa. Pohjaveden pH-arvon taustapitoisuus oli 6,2-6,5, jonkin verran pienempi kuin tekopohjavedessä.



Kuva 4.24. pH-arvo raaka-, vajo- ja tekopohjavedessä Ahveniston harjun männiköiden sadetusimeytysaloilla. Selitykset, ks. kuva 4.15.



Kuva 4.25. pH-arvo Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä (0 m), vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä (1-10 m) sekä imeytysalueen läheisyydessä sijaitsevassa tekopohjaveden havaintoputkessa (kuvassa 11 m). Kuvassa näytteiden mediaanit, minimit ja maksimit Pursialassa vuodelta 2001 sekä Vuonteenharjulla vuosilta 2000 ja 2001.



Kuva 4.26. pH-arvo raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Tulokset ovat näytteiden keskiarvoja Ahvenistolla vuosilta 1998-2000 (n=53-66), mediaaneja Pursialassa vuodelta 2001 ja mediaaneja Vuonteenharjulla vuosilta 2000 ja 2001. Kuvaan on merkitty myös minimi- ja maksimiarvot. Pursialan etäisyydet on mitattu allasimeytysalueen havaintoputkesta Hp60, sadetusimeytysalue sijaitsee 256 m etäisyydellä tästä putkesta.

Lämpötila

Ahvenistolla tekopohjaveden lämpötila oli korkeampi sadetusimeytysalueen lähellä verrattuna arvoihin, jotka mitattiin yli 600 m etäisyydeltä. Havaintoputkissa 600-1500 m imeytysalueelta lämpötila ei juuri vaihdellut.

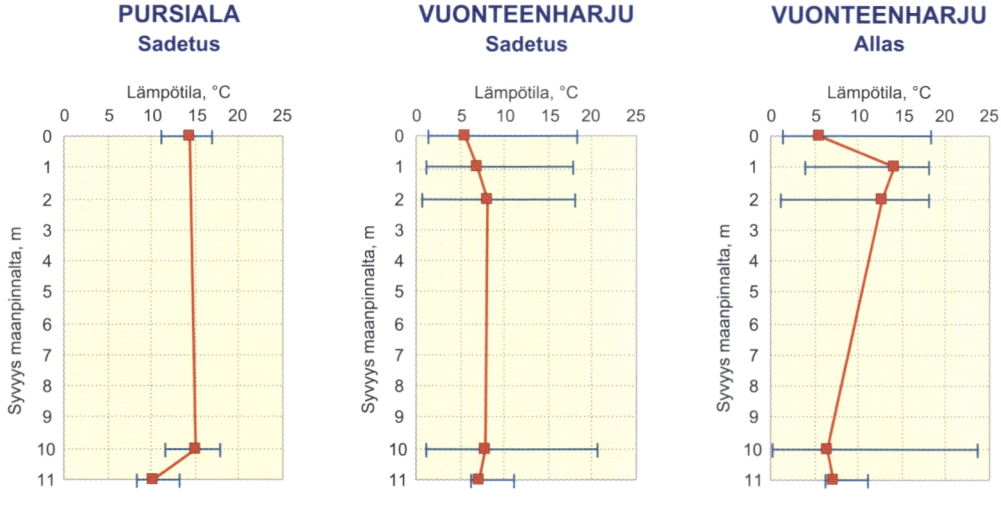
Vuonteenharjulla sekä sadetus- että allasimeytetyn veden lämpötilan mediaani oli pinta-, vajovesi- ja pohjavesivyöhykkeessä korkeampi kuin raakaveden (**kuvat 4.27** ja **4.28**). Tekopohjaveden lämpötila (Md 5,8-12,2 °C) oli myös korkeampi kuin luontaisen pohjaveden lämpötila (Md 5,7-7,0 °C). Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden veden lämpötilan mediaani oli 5,4 (Sara 2001).

Pursialassa vajovesi 10 metrin syvyydellä maaperässä oli yhtä lämmintä kuin raakavesi (**kuva 4.27**). Tekopohjaveden lämpötila (Md 8,1-10,9 °C) oli alhaisempi kuin raakaveden lämpötila (Md 11,0), mutta kuitenkin korkeampi kuin luontaisen pohjaveden lämpötila (Md 4,6-8,4 °C) (**kuva 4.28**).

Rusutjärvellä ja Jäniksenlinnassa raakaveden lämpötilan vaihtelu oli Päijänne-tunnelin lämpötilaa tasaavasta vaikutuksesta johtuen vain noin 10 astetta. Päijänne-tunnelin vesi oli kylmintä tammi-toukokuussa ja lämpimintä elo-joulukuussa. Veden alimmat lämpötilat mitattiin eri vuosina maaliskuussa ja korkeimmat vasta syyskuussa.

Jäniksenlinnassa (allasimeytys) vuodenaikojen vaikutus näkyi selvästi lähellä imetysaluetta olevassa pohjaveden havaintoputkessa Hp202 (etäisyys imeytysalueelta 10 m), jossa vuodenaikaisvaihtelu oli samansuuruista kuin raakavedessä. Noin 330 metrin etäisyydellä imeytysaltaista olevassa havaintoputkessa Hp85 vuodenaikaisvaihtelu pieneni selvästi. Tekopohjavesi oli lämpimintä talvella ja kylmintä kesällä. Kaivossa K8, joka on noin 480 metrin etäisyydellä imeytysalueesta, vaihtelu oli vain 3 °C. Imetyksen vaikutuksen ulkopuolella olevassa vertailuhavaintoputkessa vuodenaikaisvaihtelu oli hieman vähäisempää, 2,3 °C.

Rusutjärvellä (sadetusimeytys) vuodenaikojen vaikutus näkyi myös lähellä sadetusimeytysalueita olevissa pohjaveden havaintoputkissa Hp120 ja Hp124 (etäisyydet imeytysalueelta 20 ja 400 m) samalla tavalla kuin Jäniksenlinnassa. Vaihtelu oli samansuuntaista

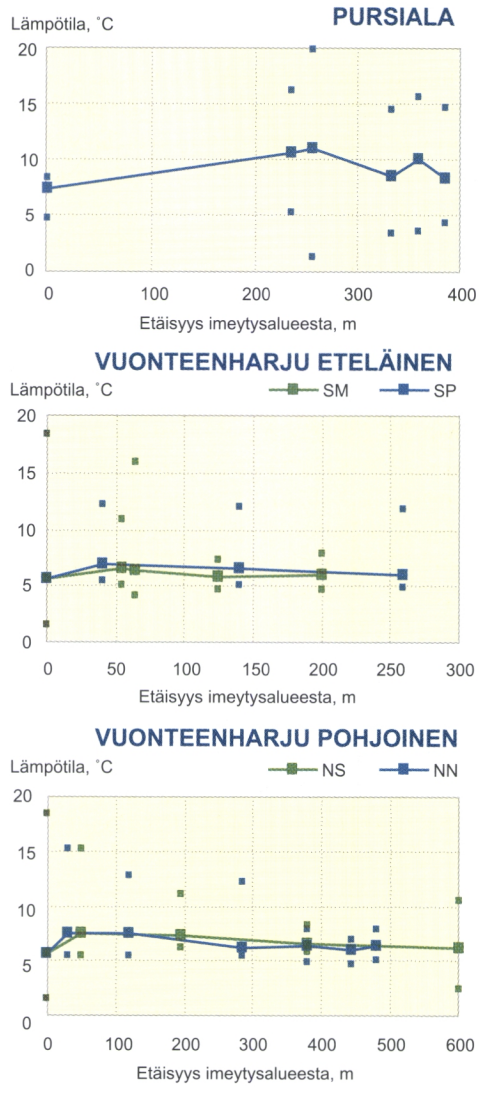


Kuva 4.27. Lämpötila Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä sijaitsevassa tekopohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.

kuin raakavedessä. Noin 430 metrin etäisyydellä sadetusimeytysalueelta 1 olevassa havaintoputkessa Hp107 vaihtelu pieneni 5 °C:een. Pintaveden rantaimeytyminen Rusutjärvestä ei ole pohjaveden pinnan korkeushavaintojen perusteella mahdollista.

Sadetusimeytysalueen 2 pohjoispuolisessa pohjaveden havaintoputkessa Hp102 ei havaittu imeytyksen lämpötilavaikutusta. Vuodenaikaisvaihtelu oli yhtä suurta kuin vertailuhavaintoputkessa. Vedenottokaivoissa K1, K2 ja K3 luontainen pohjaveden lämpötilavaihtelu oli 5,2-6,5 °C.

Lämpötila tasaantui tekopohjavesivyöhykkeen maaperässä imeytystavasta riippumatta samalla tavalla sekä Jäniksenlinnassa että Rusutjärvellä. Suurin muutos tapahtui virtausmatkan alussa alle 200 metrin etäisyydellä imeytysalueista. Vedenottokaivoilla vuodenaikaisvaihtelu vastasi jo yleensä luontaisen pohjaveden lämpötilojen vaihtelua. Tekopohjaveden maksimi- ja minimilämpötiloissa oli noin puolen vuoden välein tapahtuvaa vaihtelua. Lämpötilojen tasaantumisesta johtuen ei lämpötilan perusteella kuitenkaan voida tehdä johtopäätöksiä veden viipymäajoista maaperässä. Todelliset viipymäajat ovat huomattavasti lyhyempiä kuin lämpötilavaihtelun perusteella voisi päätellä. Maaperän lämpökapasiteetti vaimentaa lämpötilojen muutosnopeutta, mistä johtuen lämpöenergian viipymäaika on huomattavasti pidempi kuin veden viipymäaika.



Kuva 4.28. Lämpötila raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.26.

Happi

Ahveniston tekopohjaveden happipitoisuudessa esiintyi huomattavaa vaihtelua. Korkeimmat happipitoisuudet mitattiin sadetusimeytysalueen vieressä ja 200 m etäisyydellä imeytysalueesta (**Kuva 4.30**).

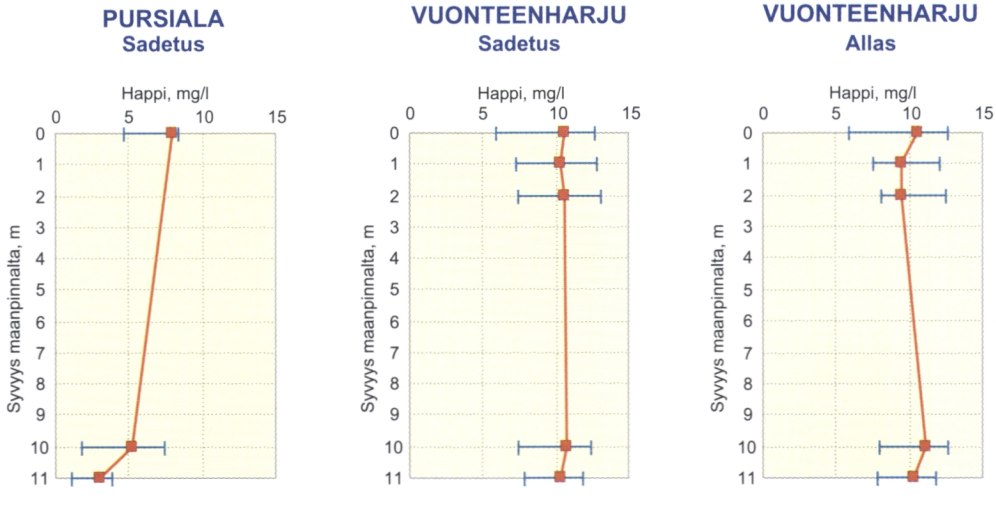
Vuonteenharjulla imeytyksen käynnistämisen jälkeen sadetusimeytetyn veden happipitoisuus oli pinta- sekä vajovesivyöhykkeessä 10 metrin syvyydelle saakka samansuuruinen kuin raakavedessä (**kuva 4.29**). Allasimeytetyn veden happipitoisuuden mediaani oli 2 metrin syvyydelle saakka pienempi kuin raakavedessä, mutta 10 metrin syvyydellä yhtä suuri kuin raakavedessä. Tekopohjaveden happipitoisuus oli pääsääntöisesti samansuuruinen kuin raakaveden happipitoisuus. Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden happipitoisuus (Md 4,2-12,1 mg/l) sekä kohosi että laski eri havaintopisteissä. Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden käsittelemättömän veden happipitoisuuden mediaani oli 7,9 mg/l (Sara 2001).

Pursialassa sadetusimeytetyn veden happipitoisuus oli imeytyksen käynnistämisen jälkeen vajovesivyöhykkeessä 10 metrin syvyydellä alhaisempi kuin raakavedessä (**kuva 4.29**). Tekopohjaveden happipitoisuus oli niinikään alhaisempi kuin raakaveden happipitoisuus. Sadetusimeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden happipitoisuus (Md 1,0-4,8 mg/l) kohosi.

Hapen määrä vaihteli Päijänne-tunnelin raakavedessä suhteellisen paljon verrattuna muihin veden laatumuuttujiin. Alimmat pitoisuudet esiintyivät loppukesästä ja korkeimmat talvella (**kuva 4.31**). Syynä happipitoisuuden alenemiseen loppukesästä on hapen liukoisuuden aleneminen lämpötilan kohotessa. Kesällä muodostuu myös levää, joka kuollessaan kuluttaa happea. Keväällä ja syksyllä tapahtuu ainakin suuremmissa pintavesistöissä veden täyskierto, jolloin järven päällysvedestä siirtyy happea väli- ja alusveteen.

Jäniksenlinnassa (allasimeytys) happipitoisuus vaihteli pohjaveden havaintoputkissa ja kaivoissa varsin paljon (**kuva 4.30**). Vuodenaikojen vaikutus ja raakaveden happipitoisuuden vaihtelu näkyivät selvästi. Alimmat happipitoisuudet esiintyivät syksyllä sekä korkeimmat talvella ja alkukesällä.

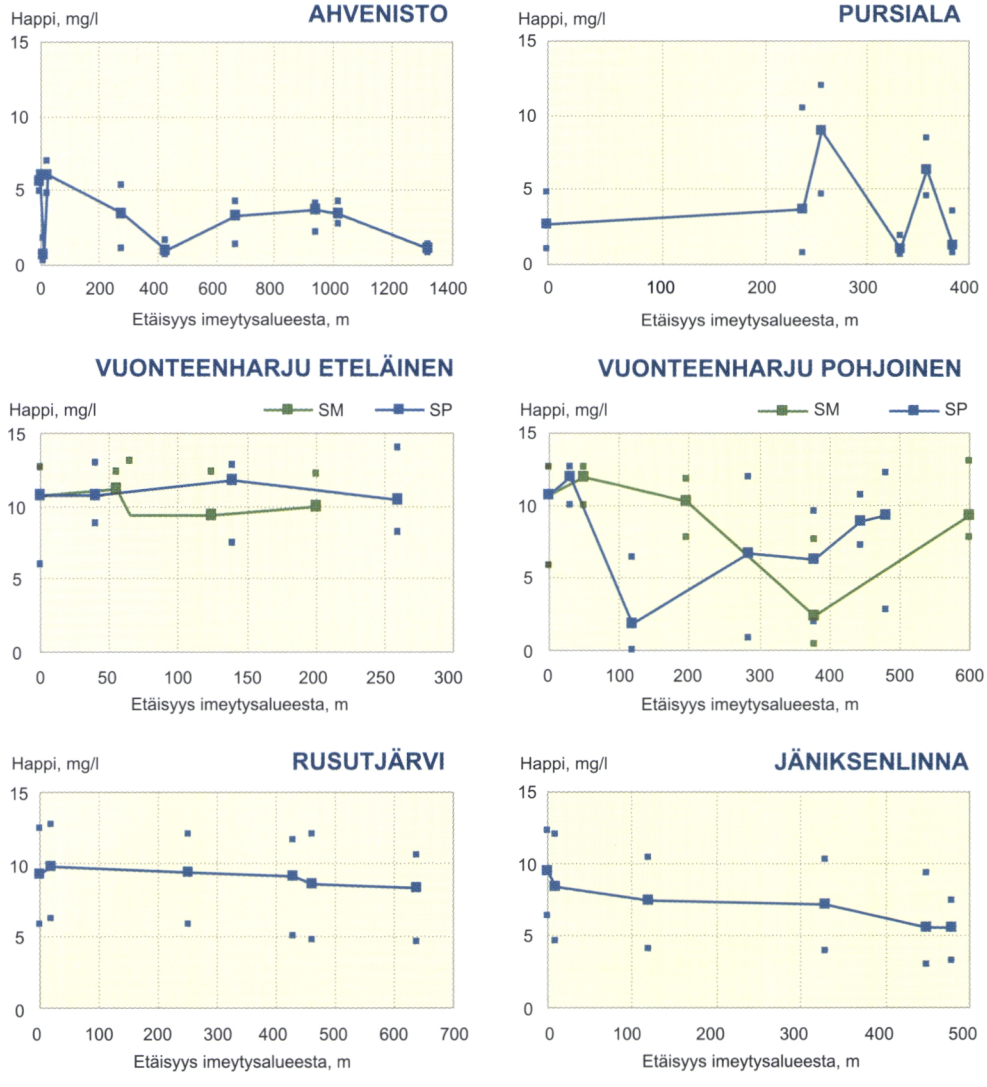
Happipitoisuus oli imetysalueen vieressä olevassa pohjaveden havaintoputkessa Hp202 (etäisyys imeytysalueelta 10 m) keskimäärin noin 1 mg/l pienempi kuin raakavedessä. Happipitoisuus oli alimmillaan vedenottamon



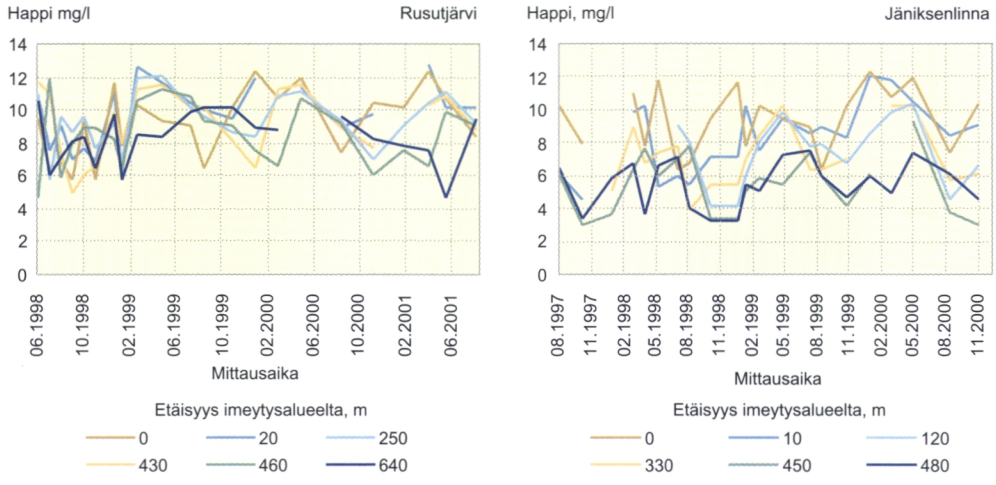
Kuva 4.29. Happipitoisuus Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä sijaitsevassa tekopohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.

kaivossa K8 (etäisyys imeytysalueelta 480 m) syksyllä ja alkutalvella ja korkeimmillaan talvella. Samansuuntaista vaihtelua oli myös muissa havaintoputkissa, mutta aikaisemmin kuin vedenottokaivoissa. Havaintoputkissa tehtyjen eritasomittausten perusteella hapen pitoisuus vaihteli vähän eri syvyyksillä. Hapen pitoisuus laski viipymäajan suhteen imeytysalueelta kaivoille. Vertailuhavaintoputkessa hapen pitoisuus oli selvästi korkeampi kuin vedenottokaivoissa.

Myös Rusutjärvellä (sadetusimeytys) hapen pitoisuus vaihteli pohjaveden havaintoputkissa ja kaivoissa varsin paljon (**kuvat 4.30** ja **4.31**). Ennen imeytyksen aloittamista happea oli pohjavedessä vuonna 1997 noin 8-10 mg/l. Imeytyksen aikana happipitoisuudet olivat pohjaveden havaintoputkissa alhaisimmillaan syksyllä



Kuva 4.30. Happipitoisuus raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Tulokset ovat näytteiden keskiarvoja Ahvenistolla vuosilta 1998-2001 (n=53-66), mediaaneja Pursialassa ja Vuonteenharjulla, keskiarvoja Rusutjärveltä ja Jäniksenlinnassa vuosilta 1998-2001 (n = 10-21). Kuvaan on merkitty myös minimi- ja maksimiarvot. Pursialan etäisyydet on mitattu allasimeytysalueen havaintoputkesta Hp60, sadetusimeytysalue sijaitsee 256 m etäisyydellä tästä putkesta.



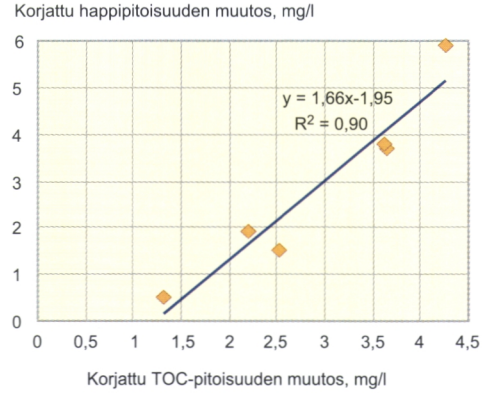
Kuva 4.31. Happipitoisuuksien vuodenaikaisvaihtelut raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa Jäniksenlinnassa (allasimeytys) ja Rusutjärvellä (sadetusimeytys) eri etäisyyksillä imeytysalueista.

ja korkeimmillaan talvella ja alkukesällä samalla tavalla kuin Jäniksenlinnassa.

Pohjaveden havaintoputkissa happea oli Rusutjärvellä keskimäärin 8-10 mg/l, joten happipitoisuus oli saman suuruinen kuin raakavedessä eli hieman suurempi kuin Jäniksenlinnassa. Vuodenaikaisvaihtelu oli vähäisempää kuin Jäniksenlinnassa. Myös kaivossa K4 (etäisyys imeytysalueelta 640 m) keskimääräinen happipitoisuus oli varsin korkea. Vertailuhavaintoputkessa Hp 63 happipitoisuus oli selvästi alhaisempi kuin vedenottamolla. Pitoisuus vaihteli eri vuodenaikoina, ja happipitoisuus oli korkein (12 mg/l) kesäkuussa. Syynä oli lumien sulamisvesien vaikutus keväällä.

Hapen pitoisuudet olivat pohjaveden havaintoputkissa ja kaivoissa Rusutjärvellä noin 30-40 % korkeammat kuin Jäniksenlinnassa. Osasyynä lienee erilainen imetystapa sadettamalla. Hapen pitoisuudet olivat kuitenkin varsin korkeita molemmilla laitoksilla. Raakavedessä esiintyvä suuri vuodenaikaisvaihtelu heijastui myös tekopohjaveteen. Hapen pitoisuus aleni imeytysalueen ja vedenottokaivojen välillä Jäniksenlinnassa noin 40 % ja Rusutjärvellä noin 10 %. Osa hapesta kului Päijänne-tunnelin raakaveden orgaanisen aineksen hajoamiseen (**kuva 4.32**), jolloin syntyi hiilidioksidia. Tekopohjaveden puhdistumisen kannalta veteen liuenneen hapen pitoisuus oli kaikkina vuodenaikoina riittävän korkea happea kuluttaviin reaktioihin kuten orgaanisen aineen biologiseen hajottamiseen.

Tuusulan tulokset osoittavat, että vajovesivyöhykkeessä veden ilmastumisesta johtuen happipitoisuus ei muutu juurikaan tekopohjaveden virratessa lähimmälle havaintopisteelle. Sen jälkeen happipitoisuus alenee teoriassa 1,66 × (TOC-pitoisuuden alenema) mg/l.



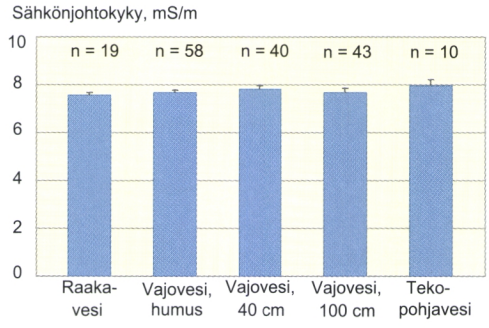
Kuva 4.32. Happipitoisuuden muutoksen ja TOC-pitoisuuden muutoksen välinen suhde Jäniksenlinnan tekopohjavesilaitoksella (tuloksista poistettu luontaisen pohjaveden vaikutus). TOC-pitoisuuden vertailuarvona käytettiin raakavettä (Päijänne-tunneli). Tulokset ovat koko aineiston keskiarvoja.

Sähkönjohtokyky

Ahvenistolla metsämaan pintavyöhyke (0-100 cm) ei vaikuttanut imeytyvän veden sähkönjohtokykyyn, ja arvot säilyivät samalla tasolla aina pohjavesivyöhykkeeseen saakka (**kuva 4.33**). Sähkönjohtokyky kohosi sen sijaan hieman pohjavesivyöhykkeessä etäisyyden kasvaessa sadetusimeytysalueelta kaivoille (**kuva 4.35**), mikä heijastaa luontaisen pohjaveden sekoittumista tekopohjaveteen.

Vuonteenharjulla ja Pursialassa sekä sadetus- että allasimeytyksen käynnistämisen jälkeen imeytetyn veden sähkönjohtokyky oli pinta- ja vajovesivyöhykkeessä samansuuruinen kuin raakavedessä (**kuva 4.34**). Tekopohjaveden sähkönjohtokyky oli suurempi kuin raakaveden, mutta pienempi kuin luontaisen pohjaveden. Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden käsittelemättömän veden sähkönjohtokyvyn mediaani oli 8,3 mS/m (Sara 2001).

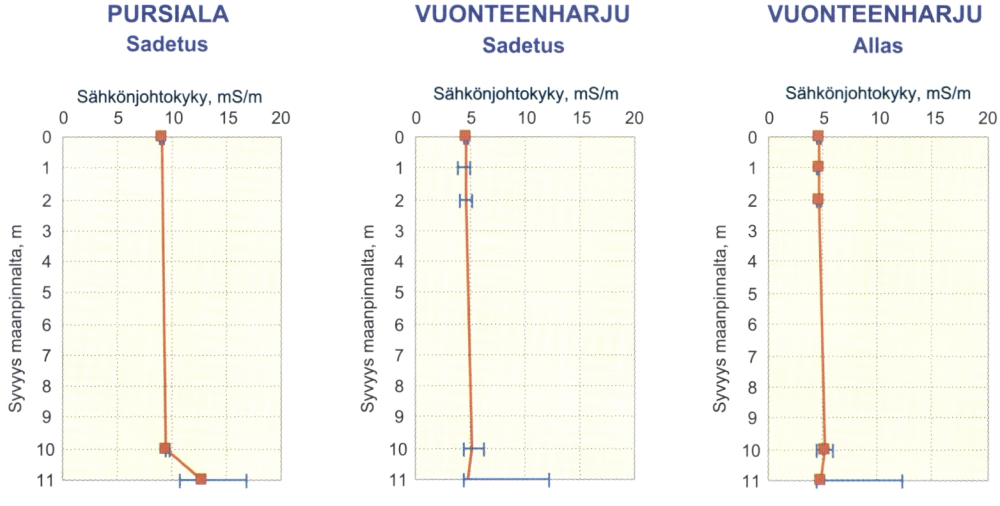
Sähkönjohtokyvyn suhteen Päijänne-tunnelin vesi oli hyvin tasalaatuista eikä eri vuodenaikoina esiintynyt selviä eroja. Vajovesivyöhykkeen pintaosissa ei tapahtunut muutoksia Rusutjärven eikä Jäniksenlinnan tekopohjavesialueilla.



Kuva 4.33. Sähkönjohtokyky raaka-, vajo- ja tekopohjavedessä Ahvenistolla. Selitykset, ks. kuva 4.15.

Jäniksenlinnassa (allasimeytys) tekopohjavesi oli sähkönjohtokyvyltään hyvin samanlaista kuin raakavesi, mikä osoittaa, että imeytetty vesi oli hyvin levinnyt imeytysaltaiden ja kaivojen välille, ja luontaisen pohjaveden vaikutus oli vähäistä (**kuva 4.35**). Kaivossa K8 (etäisyys imeytysalueelta 480 m) oli havaittavissa jonkin verran pohjaveden vaikutusta, koska sähkönjohtokyky oli korkeampi kuin raakavedessä.

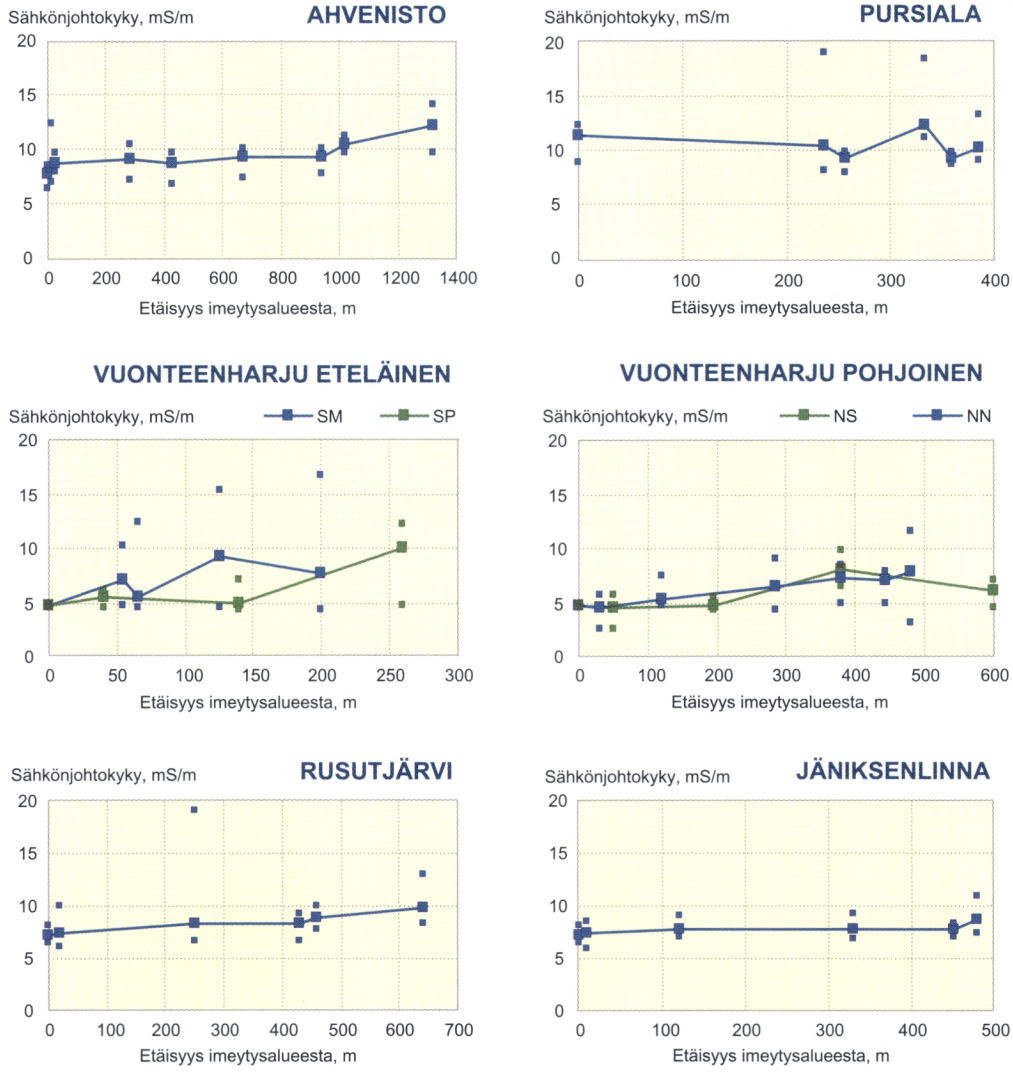
Rusutjärvellä (sadetusimeytys) sähkönjohtokyky oli pohjavedessä ennen sadetuksen aloittamista noin 16-52 mS/m (pohjaveden havaintoputki Hp63 vuonna 1995). Sadetuksen aikana sähkönjohtokyky aleni asteittain marraskuulta



Kuva 4.34. Sähkönjohtokyky Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä sijaitsevassa tekopohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.

1997 kesäkuulle 1998, jonka jälkeen muutokset tasaantuivat (**kuva 4.35**). Havaintoputkissa sähkönjohtokyvyn keskiarvot kohosivat vuoden 1998 jälkeen imeytysalueelta vedenottokaivoille. Vertailuhavaintoputkessa Hp115 sähkönjohtokyky oli jonkin verran matalampi kuin imeytysalueen havintoputkessa ennen imeytystä (13-15 mS/m).

Sähkönjohtokykyarvoja voidaan Jäniksenlinnassa käyttää laskettaessa pohjaveden osuutta tekopohjavedessä ja pintaveden kulkeutumista maaperässä ja laimenemista pohjavedessä. Luontaisen pohjaveden vertailuarvoina voidaan käyttää vertailuhavaintoputken Hp115 tietoja. Jäniksenlinnassa imeytysaltaan ja kaivojen välillä oleva vesi oli lähes kokonaan tekopohjavettä. Rusutjärvellä varastoituneen pohjaveden vaikutus alkoi tasaantua noin yhden vuoden kestäneen imeytyksen jälkeen.



Kuva 4.35. Sähkönjohtokyky raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.30.

Kokonaiskovuus

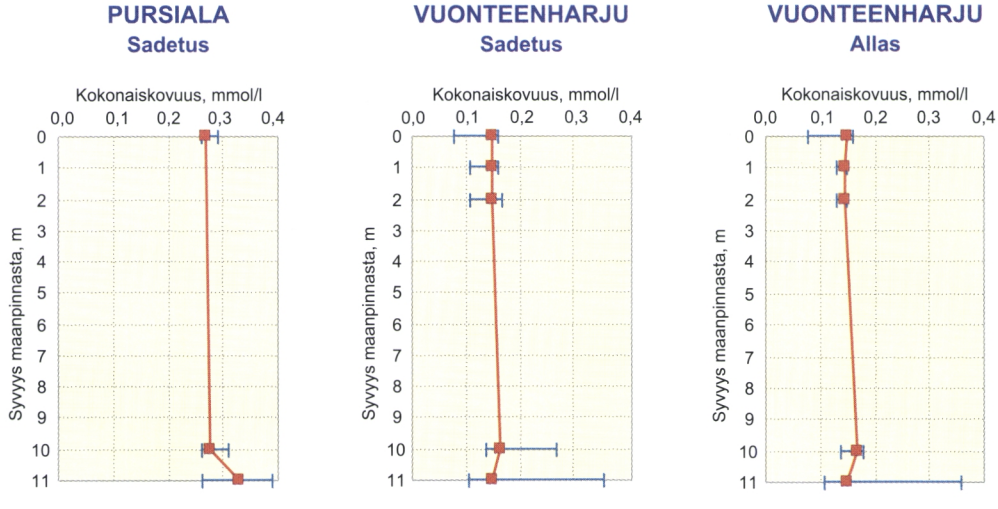
Sekä Vuonteenharjulla että Pursialassa sadetus- ja allasimeytetyn veden kokonaiskovuus ei muuttunut pinta- ja vajovesivyöhykkeissä (**kuva 4.36**). Tekopohjaveden kokonaiskovuus vaihteli eri havaintopisteissä, mutta erot raakaveteen eivät olleet suuria. Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden kokonaiskovuus (Vuonteenharjulla Md 0,12-0,40 mmol/l, Pursialassa Md 0,26-0,43 mmol/l) sekä kohosi että aleni eri havaintopisteissä. Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden veden kokonaiskovuuden mediaani oli 0,25 mmol/l (Sara 2001).

Päijänne-tunnelin vesi oli kokonaiskovuudeltaan suhteellisen tasalaatuista, mutta eri vuodenaikoina esiintyi jonkin verran eroja. Vajovesivyöhykkeen pintaosissa ei tapahtunut kokonaiskovuuden muutoksia Rusutjärven eikä Jäniksenlinnan tekopohjavesialueilla.

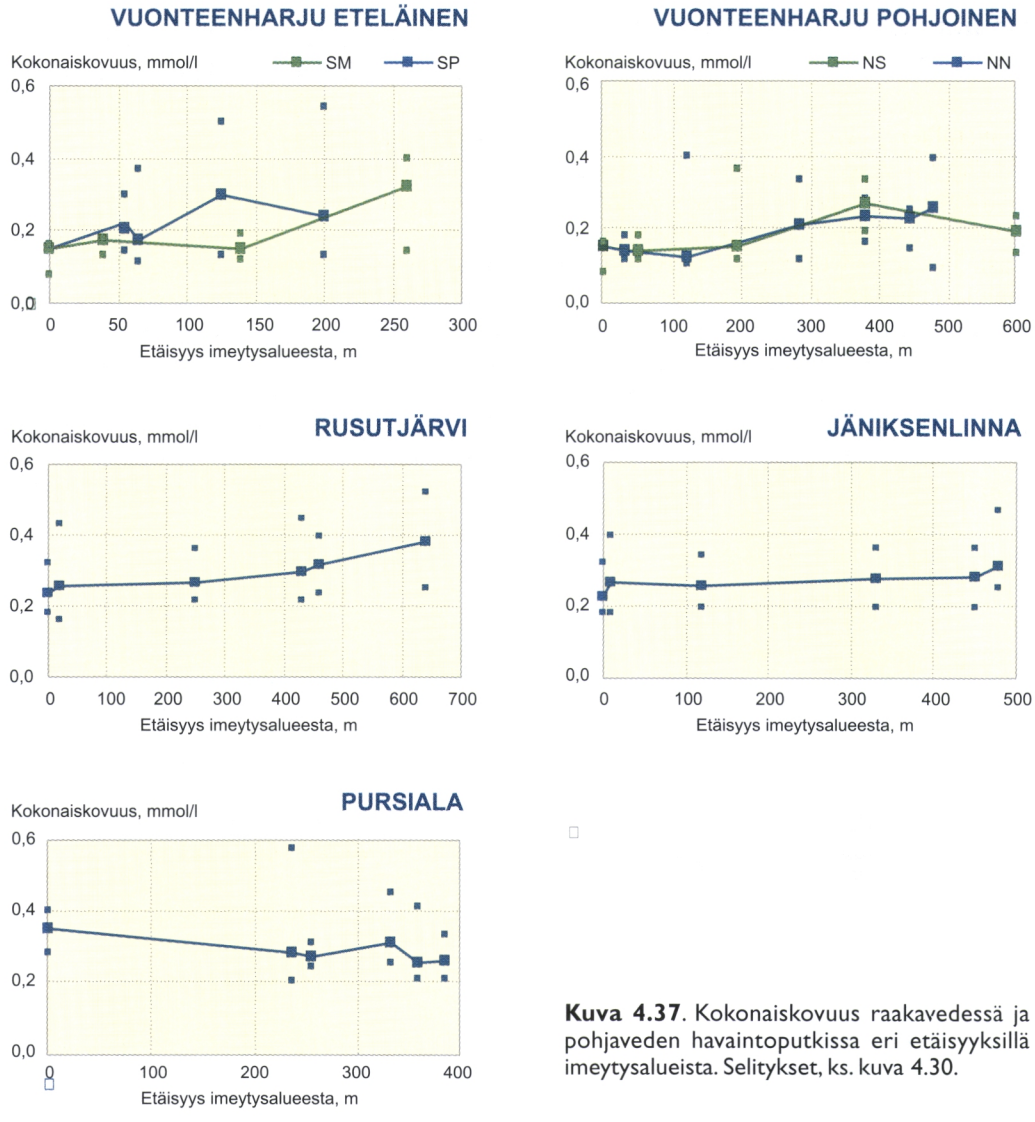
Jäniksenlinnassa (allasimeytys) tekopohjaveden kokonaiskovuus oli samaa suuruusluokkaa kuin raakaveden (**kuva 4.37**). Pohjaveden havaintoputkessa Hp202 (etäisyys imeytysalueelta 10 m) kokonaiskovuus kohosi raakaveden tasolta 0,23 mmol/l keskimäärin tasolle 0,27 mmol/l. Kohoaminen johtui luontaisen pohjaveden vaikutuksesta. Muissa havaintoputkissa imetysaltaan ja kaivojen välillä kokonaiskovuus vaihteli 0,23-0,39 mmol/l. Kaivon K8 (etäisyys imeytyalueelta 480 m) tekopohjavedessä oli havaittavissa lievää pohjaveden vaikutusta (n. 11 % luontaista pohjavettä).

Rusutjärvellä (sadetusimeytys) kokonaiskovuus oli ennen sadetusimeytyksen aloittamista luontaisessa pohjavedessä noin 0,61-0,77 mmol/l. Imeytyksen aikana kokonaiskovuus pieneni asteittain pohjaveden havaintoputkissa marraskuulta 1997 elokuulle 2001, jolloin kokonaiskovuus oli 0,25 mmol/l (**kuvat 4.37** ja **4.38**), mikä vastaa raakaveden tasoa. Imeytysalueen 2 pohjoispuolella olevassa pohjaveden havaintoputkessa Hp102 kokonaiskovuus alkoi alentua heinäkuussa 1998 ja oli syyskuussa 0,27 mmol/l. Syynä tähän oli ilmeisesti sadetusimeytysalueen 2 siirto hieman pohjoiseen.

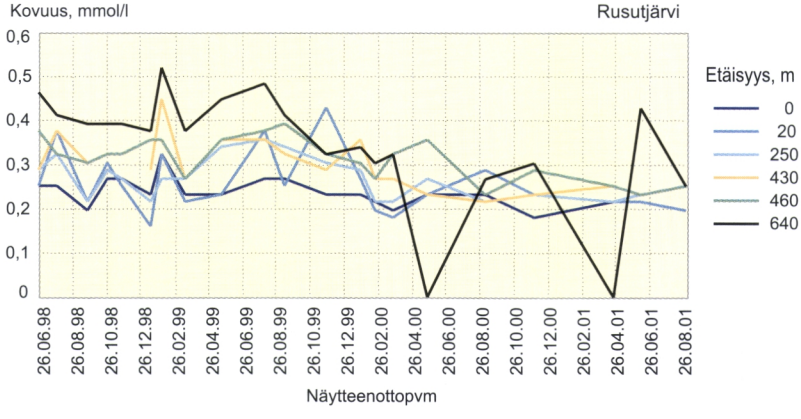
Rusutjärven ja Jäniksenlinnan tekopohjavesilaitoksilla kokonaiskovuus kuvaa sähkönjohtokyvyn tavoin hyvin pohjaveden osuutta tekopohjavedessä ja pintaveden laimenemista ja kulkeutumista pohjavesivyöhykkeen maaperässä. Kokonaiskovuutta voidaan käyttää laskettaessa pintaveden osuutta tekopohjavedessä. Veden laadun tasaantuminen imeytyksen aloittamisesta vei Rusutjärvellä yli vuoden.



Kuva 4.36. Kokonaiskovuus Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä sijaitsevassa pohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.



Kuva 4.37. Kokonaiskovuus raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.30.

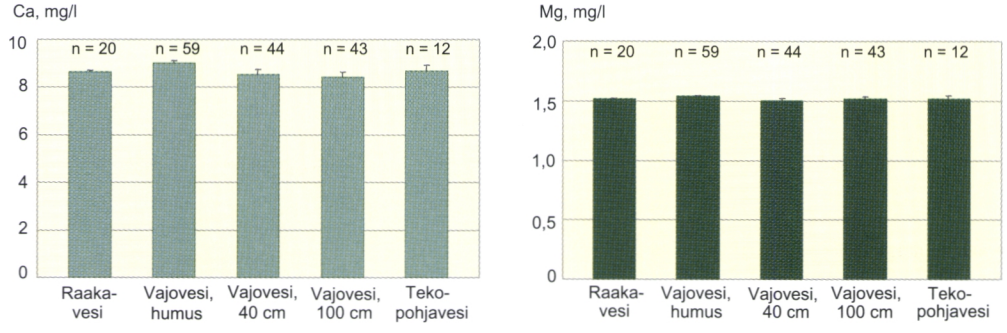


Kuva 4.38. Kokonaiskovuuden vuodenaikaisvaihtelut raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa Rusutjärvellä (sadetusimeytys) eri etäisyyksillä imeytysalueista.

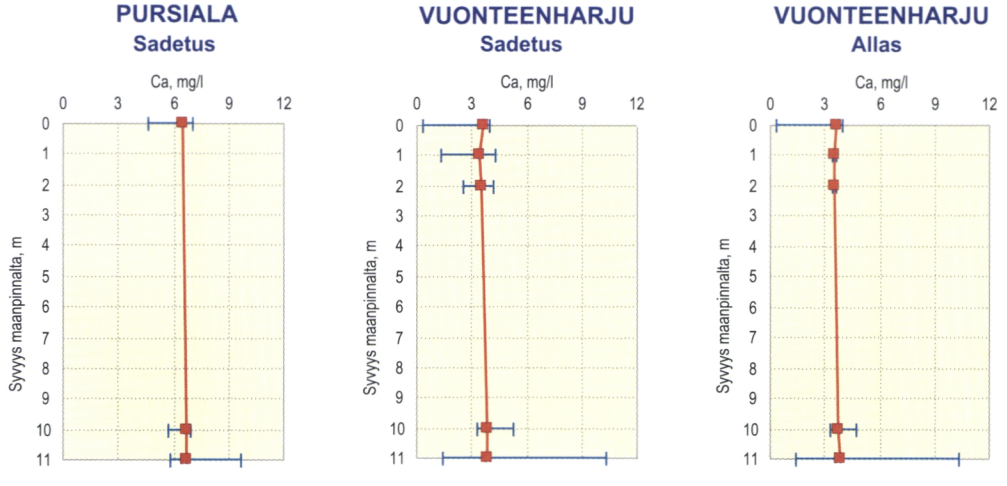
Kalsium, magnesium, kalium ja natrium

Ahvenistolla raakaveden Ca- ja Mg-pitoisuudet eivät muuttuneet veden vajotessa maaperässä metrin syvyydelle, eli vajoveden koostumus metsämaan pintavyöhykkeessä heijasti selvästi raakavettä (**kuva 4.39**). Kalsiumin ja magnesiumin sitoutuminen maaperän pintaosaan heti sadetusimeytyksen aloittamisen jälkeen alensi tosin hieman niiden pitoisuuksia vajovedessä. Tämä vaikutus oli kuitenkin lyhytaikainen, sillä maaperä ja vajovesi saavuttivat kemiallisen tasapainon hyvin nopeasti (Lindroos ym. 2001). Kalsiumin (**kuva 4.42**) ja magnesiumin (**kuva 4.43**) pitoisuudet kohosivat tekopohjavedessä etäisyyden kasvaessa imeytysalueelta, kun luontaista pohjavettä sekoittui tekopohjaveteen.

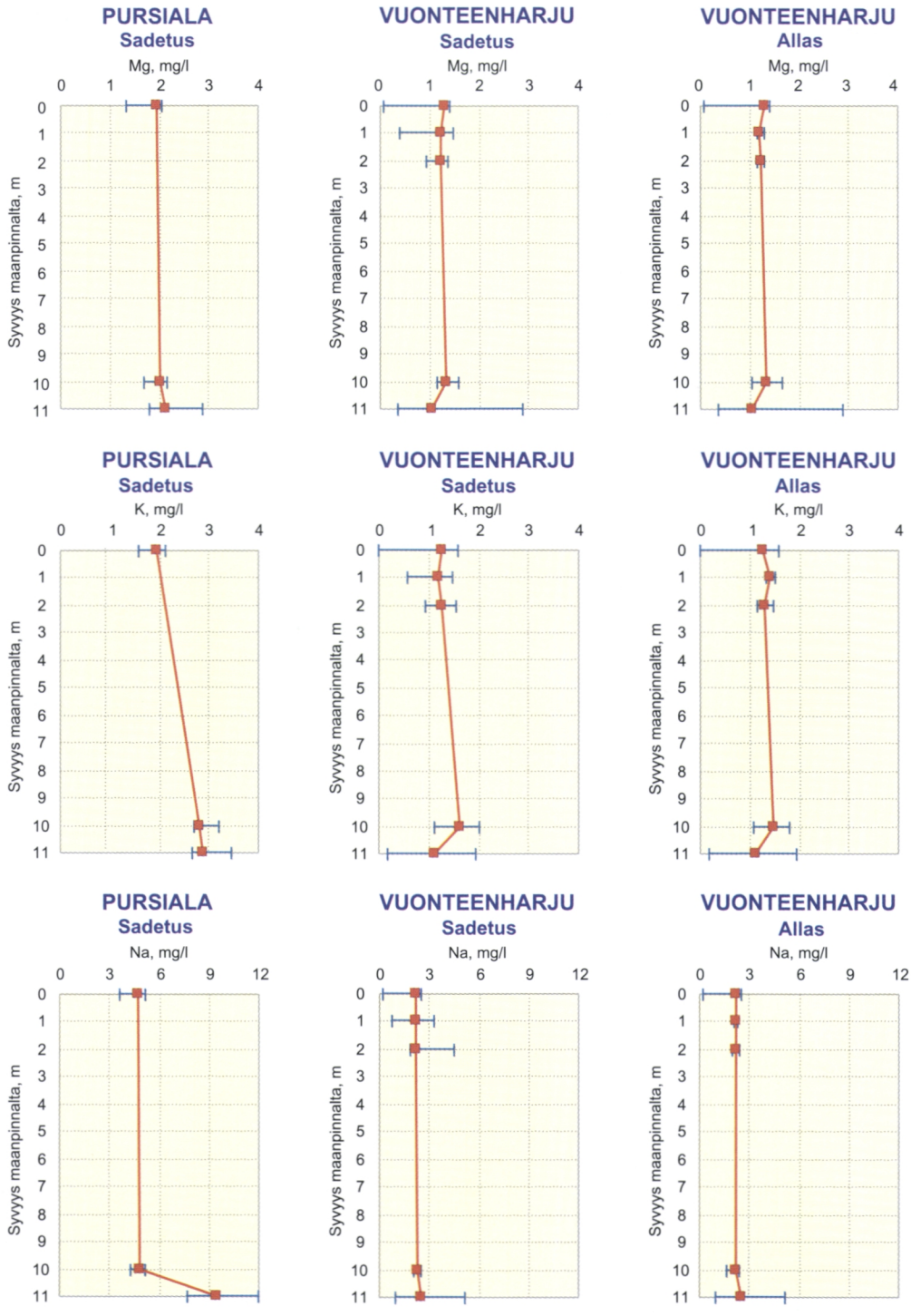
Vuonteenharjun vajoveden Ca-, Mg-, K- ja Na-pitoisuudet olivat vuosina 1999 - 2001 hyvin samansuuruisia maaperän pintavyöhykkeessä sekä sadetusimeytysaloilla 1 ja 4 sekä metsäkoealalla 6 että imeytysaltaan alla. Maaperän pintaosa tai suodatinhiekka eivät siis sitoneet näitä emäskationeja imeytetystä pintavedestä. Emäskationien pitoisuudet imeytysalojen vajovedessä olivat selvästi korkeampia kuin vertailualojen 2 ja 3 luontaiset pitoisuudet (**taulukot 4.7** ja **4.8** sekä **kuvat 4.40** ja **4.41**).



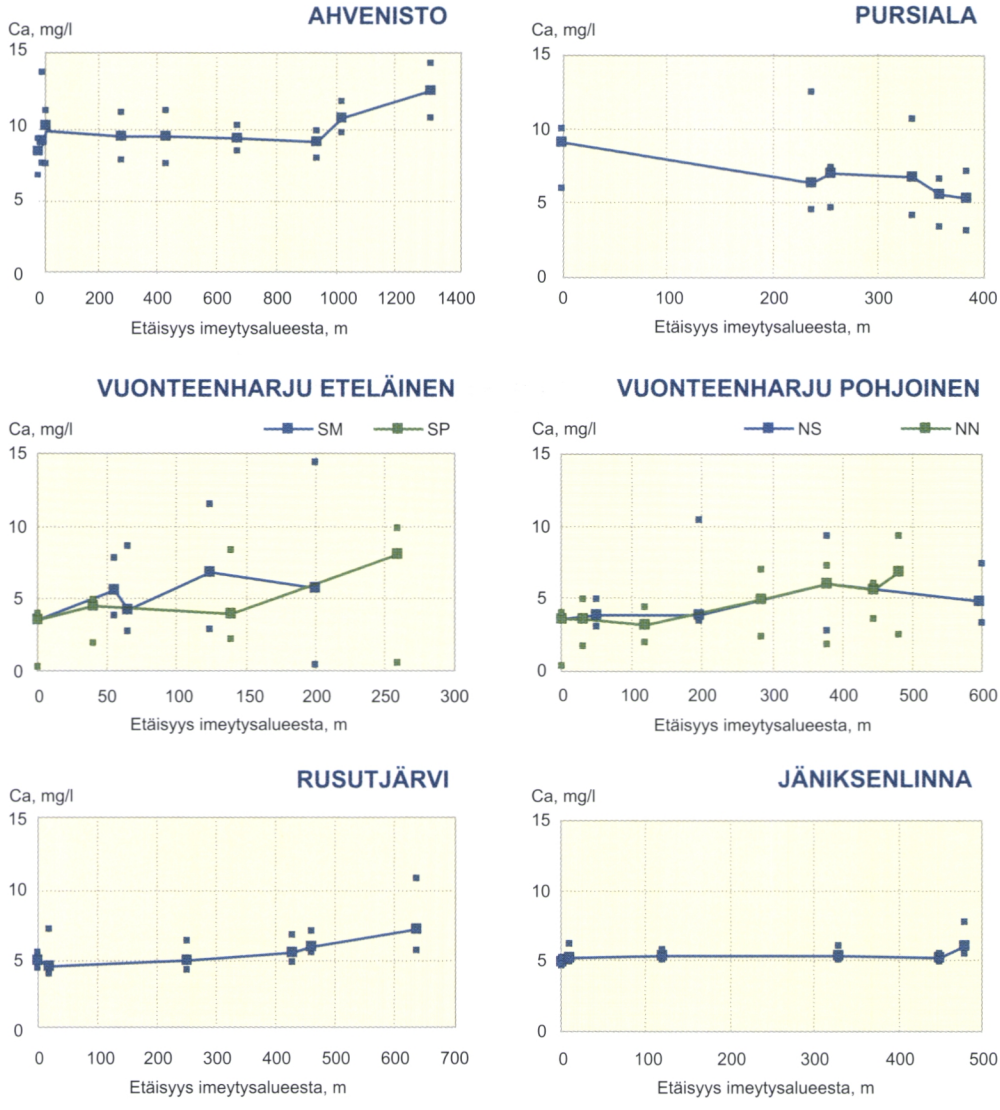
Kuva 4.39. Kalsium- ja magnesiumpitoisuus raaka-, vajo- ja tekopohjavedessä Ahvenistolla. Selitykset, ks. kuva 4.15.



Kuva 4.40. Kalsiumpitoisuus Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä pohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.



Kuva 4.41. Magnesium-, kalium- ja natriumpitoisuus Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä pohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.



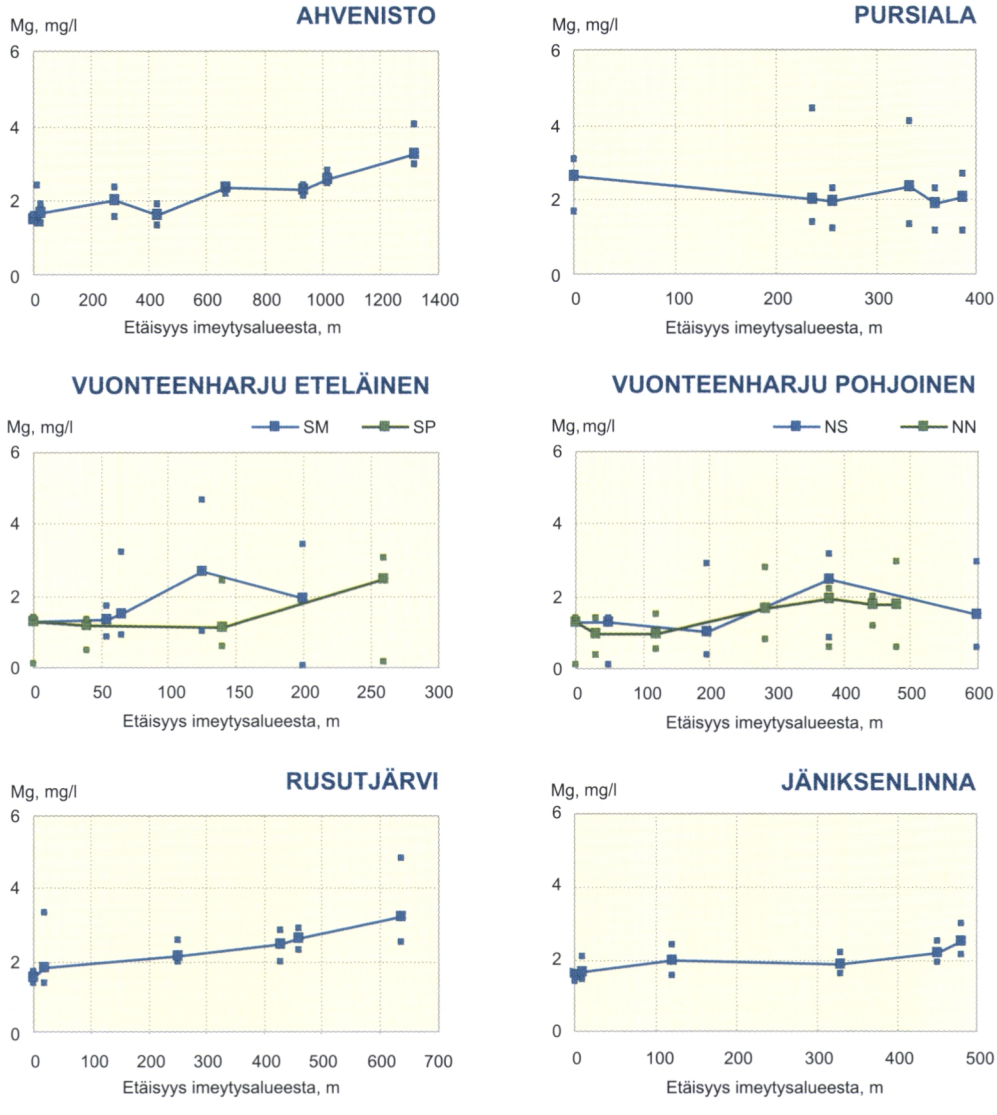
Kuva 4.42. Kalsiumpitoisuus raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.30.

Vuonteenharjun tekopohjaveden Ca- (**kuva 4.42**), Mg- (**kuva 4.43**) ja Na-pitoisuudet (**kuva 4.44**) olivat suurempia kuin raakaveden vastaavien ionien pitoisuudet. Tekopohjaveden kaliumpitoisuus oli samaa suuruusluokka kuin raakaveden (**kuva 4.44**). Imeytyksen aloittaminen sekä kohotti että alensi pohjaveden K-, Ca-, Mg- ja Na-pitoisuuksia eri havaintopisteissä. Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden veden kalsiumpitoisuuden mediaani oli 6,8 mg/l, magnesiumpitoisuuden 2,0 mg/l, natriumpitoisuuden 3,8 mg/l ja kaliumpitoisuuden 1,6 mg/l (Sara 2001).

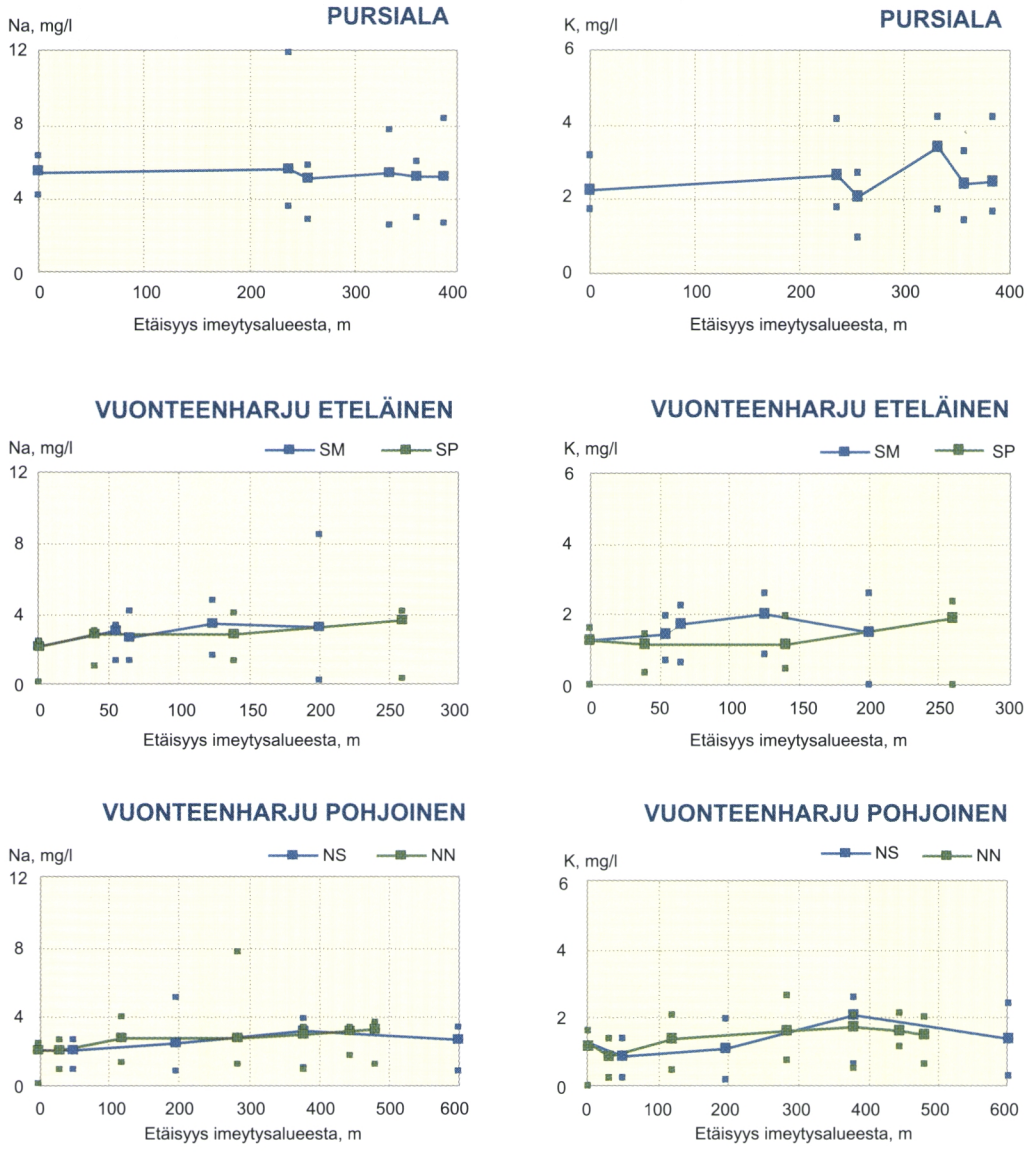
Päijänne-tunnelin vesi oli erittäin tasalaatuista kalsiumin ja magnesiumin suhteen. Vajovesivyöhykkeen pintaosissa ei tapahtunut kalsium- ja magnesiumpitoisuuksien muutoksia Rusutjärven eikä Jäniksenlinnan tekopohjavesialueilla.

Jäniksenlinnassa tekopohjaveden kalsiumpitoisuus oli imeytysaltaan ja kaivojen välillä samaa suuruusluokkaa kuin raakavedessä. Rusutjärven kaivossa K4 (etäisyys imeytysalueelta 640 m) kalsiumpitoisuus oli jo huomattavasti kohonnut, mikä osoittaa, että pohjaveden osuus tekopohjavedestä oli Rusutjärvellä suurempi kuin Jäniksenlinnassa (**kuva 4.42**).

Jäniksenlinnassa magnesiumpitoisuus kohosi imeytysaltaan ja vedenottamon välillä. Rusutjärvellä magnesiumpitoisuudet kohosivat sadetuksen aikana kuten kalsiumpitoisuudetkin (**kuva 4.43**). Syynä oli pohjaveden vaikutuksen lisääntyminen. Luontaisen pohjaveden magnesiumpitoisuus oli seitsemän kertaa suurempi kuin tekopohjaveden.



Kuva 4.43. Magnesiumpitoisuus raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.30.



Kuva 4.44. Natrium- ja kaliumpitoisuus raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.30.

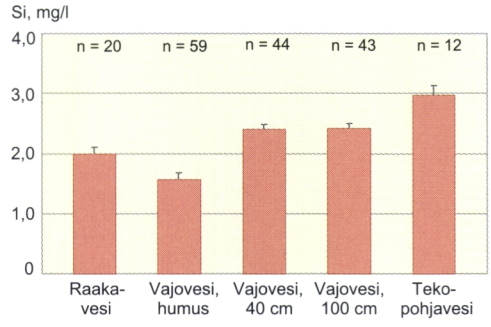
Kalsium ja magnesium kuvaavat hyvin pohjaveden osuutta tekopohjavedessä ja pintaveden kulkeutumista ja laimenemista pohjavesivyöhykkeen maaperässä. Molempien pitoisuudet kohosivat hieman imetysalueiden ja vedenottokaivojen välillä. Vedenottokaivoissa molempien keskimääräiset pitoisuudet olivat Jäniksenlinnassa hieman pienemmät kuin Rusutjärvellä. Vaihtelu oli pohjaveden havaintoputkissa verraten vähäistä. Vedenottokaivoissa varsinkin suurimmat pitoisuudet olivat kuitenkin suhteellisen korkeita, mikä viittaa pohjaveden vaikutuksen ajoittaiseen lisääntymiseen.

Pii

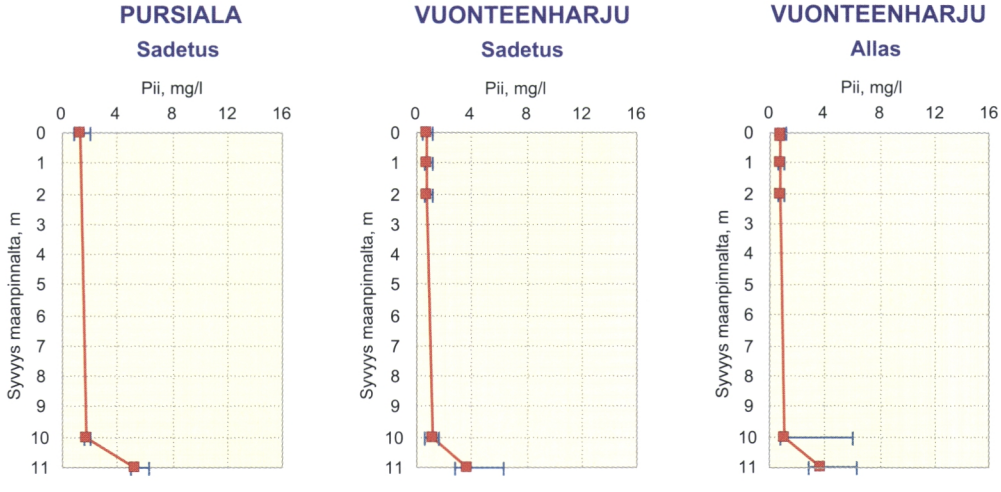
Ahvenistolla piin pitoisuuksissa ei tapahtunut muutoksia sadetusimeytetyn veden vajotessa maaperän pintavyöhykkeen läpi (**kuva 4.45**). Tekopohjaveden piin (**kuva 4.47**) pitoisuusvaihtelut ja keskiarvot kuvaavat hyvin imeytetyn veden muuttumista pohjavesivyöhykkeessä, mikä ilmenee pitoisuuksien kohoamisena etäisyyden kasvaessa. Vuonteenharjulla ja Pursialassa sekä sadetus- että allasimeytetyn veden piipitoisuus oli pinta- ja vajovesivyöhykkeissä samansuuruinen kuin raakavedessä (**kuva 4.46**). Tekopohjaveden piipitoisuus oli suurempi kuin raakaveden (**kuva 4.47**). Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden piipitoisuus aleni.

Päijänne-tunnelin vesi oli hyvin tasalaatuista piin suhteen. Raakaveden piipitoisuudet olivat seitsemän kertaa pienemmät kuin luontaisessa pohjavedessä (8 mg/l). Vajovesivyöhykkeen pintaosissa piipitoisuus ei muuttunut Rusutjärvellä eikä Jäniksenlinnassa.

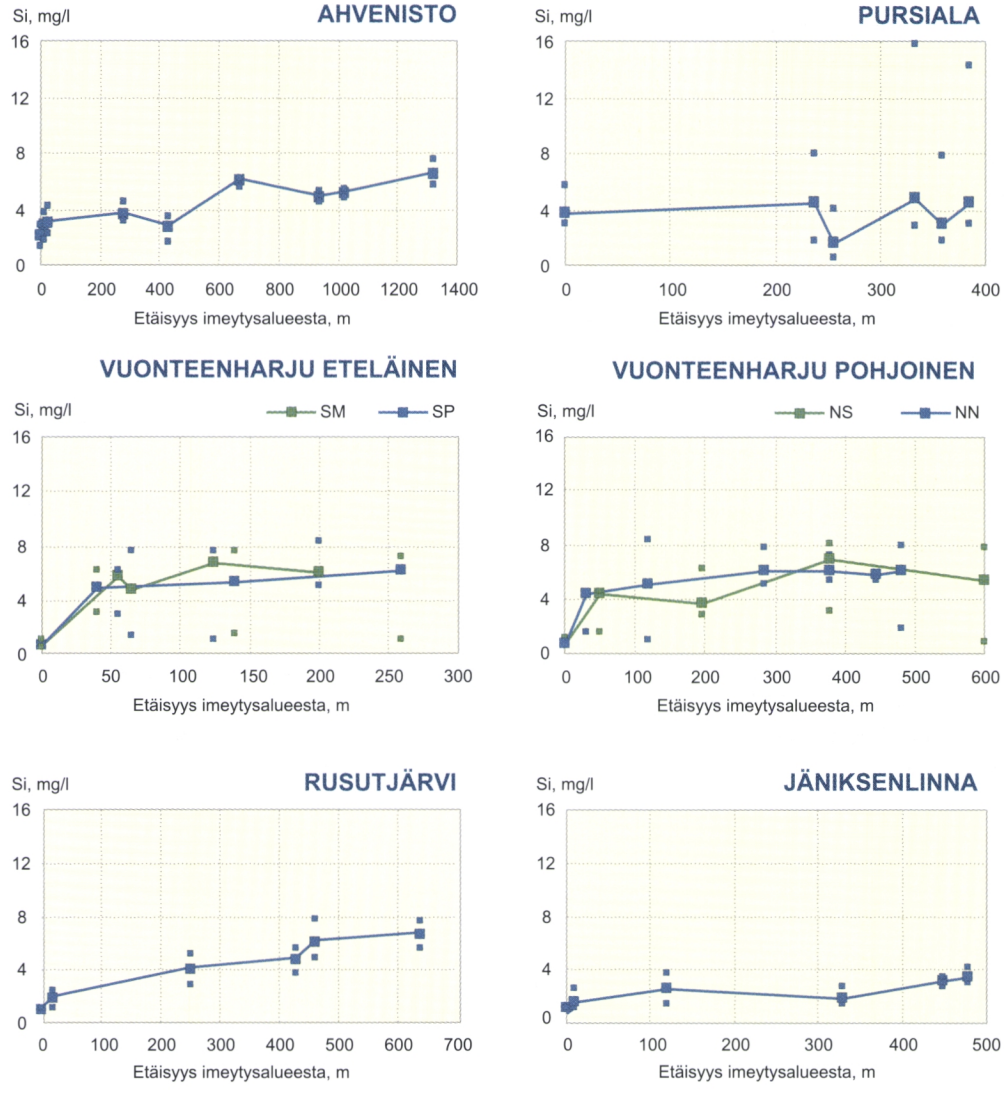
Jäniksenlinnassa (allasimeytys) piipitoisuudet kohosivat imetysalueen lähellä suhteellisesti enemmän kuin esimerkiksi kokonaiskovuus, kalsium ja magnesium. Raakaveteen verrattuna piin pitoisuudet vaihtelivat pohjaveden havaintoputkissa melkoisesti. Piipitoisuuksissa tapahtui virtausmatkan kasvaessa selvää kohoamista (**kuva 4.47**). Vedenottokaivossa K8 (etäisyys imeytysalueelta 480 m) piipitoisuudet olivatkin jo kolminkertaisia raakaveteen verrattuna, mutta vaihtelu oli suhteellisen pientä eri vuodenaikoina.



Kuva 4.45. Piipitoisuus raaka-, vajo- ja tekopohjavedessä Ahvenistolla. Selitykset, ks. kuva 4.15.



Kuva 4.46. Piipitoisuus Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä sijaitsevassa pohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.



Kuva 4.47. Piipitoisuus raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.30.

Rusutjärvellä (sadetusimeytys) piipitoisuus kohosi virtausmatkan kasvaessa asteittain kuten Jäniksenlinnassakin. Vedenottokaivoissa pitoisuus oli kuitenkin selvästi korkeampi kuin Jäniksenlinnassa ja samaa suuruusluokkaa kuin luontaisessa pohjavedessä (**kuva 4.47**).

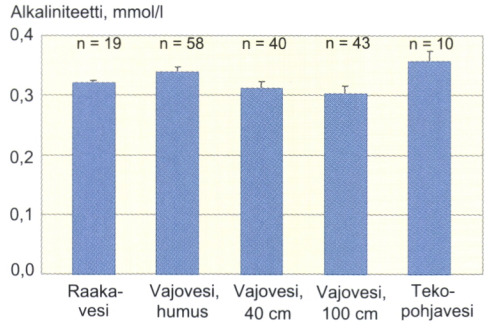
Piipitoisuuden kohoaminen tekopohjavedessä voi luontaisen pohjaveden vaikutuksen lisäksi johtua piin liukenemisesta maaperästä tekopohjaveteen. Tulosten perusteella piitä ei voi käyttää tekopohjaveden laimenemissuhteiden arvioimiseen.

Alkaliniteetti

Ahvenistolla ei havaittu muutoksia sadetusimeytetyn veden alkaliniteetissa metsämaan pintavyöhykkeessä (**kuva 4.48**). Alkaliniteetti kohosi kuitenkin pohjavesivyöhykkeessä etäisyyden kasvaessa imeytysalueelta luontaisen pohjaveden vaikutuksen takia (**kuva 4.50**).

Vuonteenharjulla sekä sadetus- että allasimeytetyn veden alkaliniteetti oli pinta- ja vajovesivyöhykkeissä samansuuruinen kuin raakavedessä (**4.49**). Tekopohjaveden alkaliniteetti oli korkeampi kuin raakaveden (**kuva 4.50**). Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden alkaliniteetti (Md 0,20-0,49 mmol/l) aleni. Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden veden alkaliniteetin mediaani oli 0,34 mmol/l (Sara 2001).

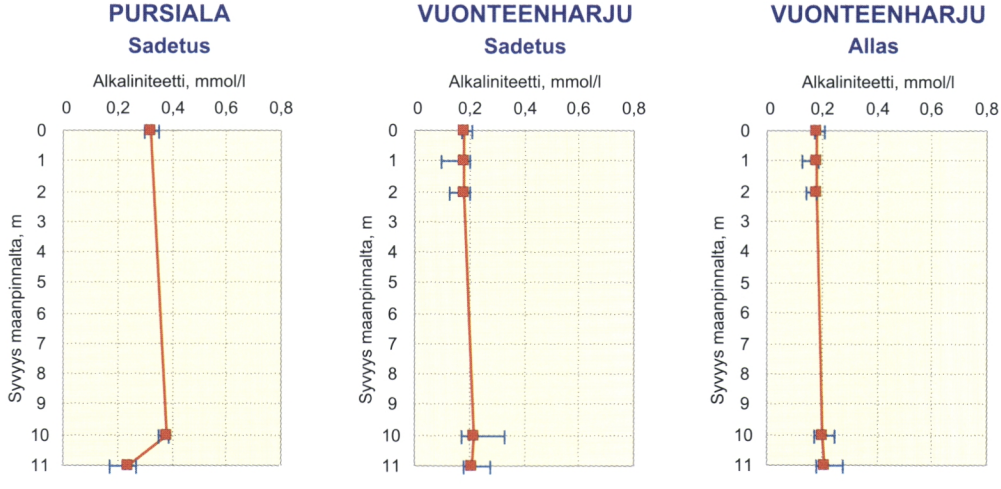
Pursialassa imeytyksen käynnistämisen jälkeen sadetusimeytetyn veden alkaliniteetti oli vajovesivyöhykkeessä 10 metrin syvyydellä suurempi kuin raakavedessä (**kuva 4.49**). Tekopohjaveden alkaliniteetti oli pienempi kuin raakaveden (**kuva 4.50**). Sadetusimeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden alkaliniteetti (Md 0,11-0,28 mmol/l) aleni.



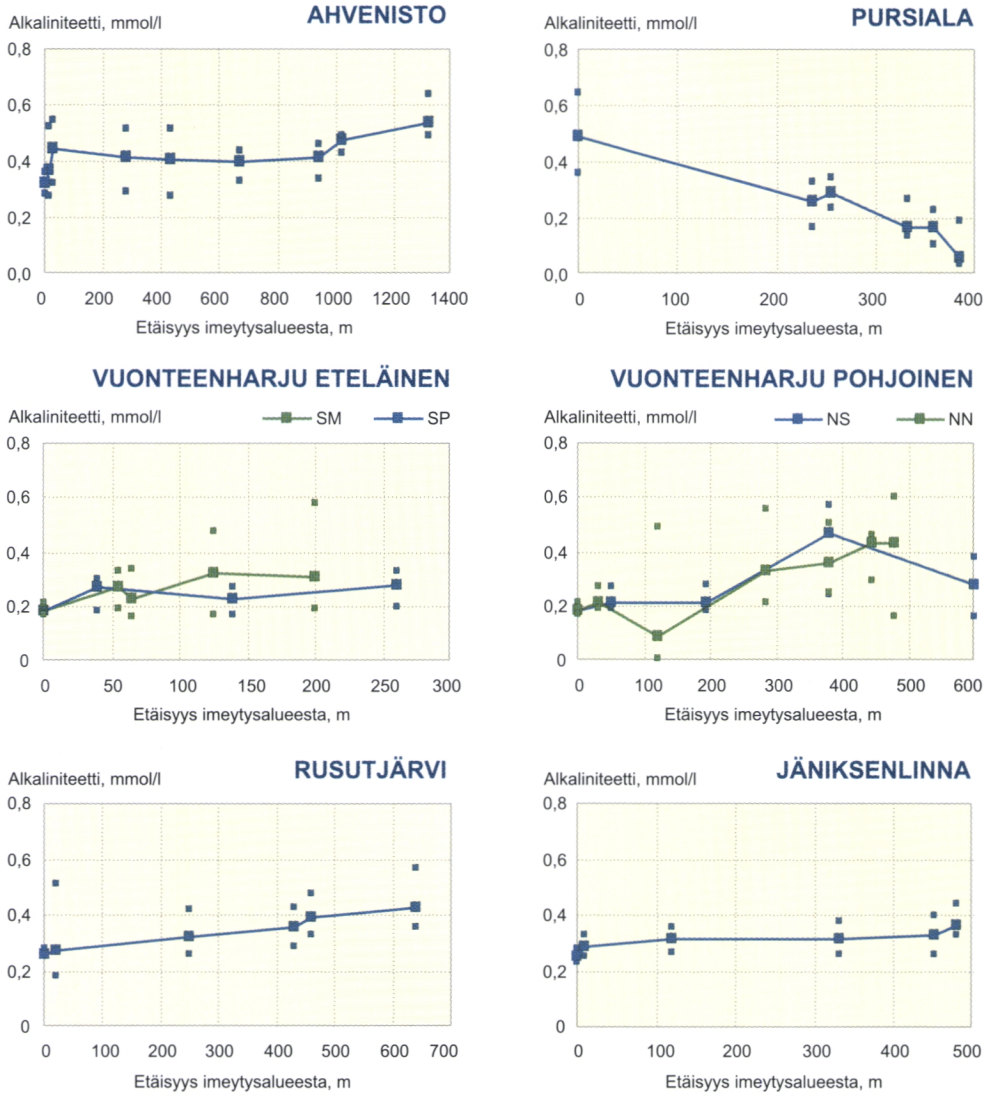
Kuva 4.48. Alkaliniteetti raaka-, vajo- ja tekopohjavedessä Ahveniston harjulla. Selitykset, ks. kuva 4.15.

Alkaliniteetin suhteen Päijänne-tunnelin vesi oli suhteellisen tasalaatuista. Vajovesivyöhykkeen pintaosissa alkaliniteetti ei muuttunut Rusutjärven (sadetusimeytys) eikä Jäniksenlinnan (allasimeytys) tekopohjavesialueilla.

Jäniksenlinnassa alkaliniteetti kohosi virtausmatkan kasvaessa luontaisen pohjaveden osuuden kasvusta johtuen (**kuva 4.50**). Alkaliniteetin vaihtelu oli eri pohjaveden havain-



Kuva 4.49. Alkaliniteetti Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä sijaitsevassa pohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.



Kuva 4.50. Alkaliniteetti raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.30.

toputkissa suhteellisen vähäistä. Vanhan pohjavedenottamon alkaliniteetti oli noin 0,50 mmol/l eli samaa suuruusluokkaa kuin luontaisessa pohjavedessä.

Rusutjärvellä alkaliniteetti vaihteli pohjavedessä ennen sadetusimeytyksen aloittamista 0,5-0,7 mmol/l, mikä oli samaa suuruusluokkaa kuin vertailuhavaintoputkessa Hp115. Vuoden imeytyksen jälkeen alkaliniteetti laski tasolle 0,3-0,4 mmol/l (**kuva 4.50**).

Alkaliniteetti kuvaa hyvin pohjaveden osuutta tekopohjavedessä sekä pintaveden laimenemista ja kulkeutumista pohjavesivyöhykkeen maaperässä.

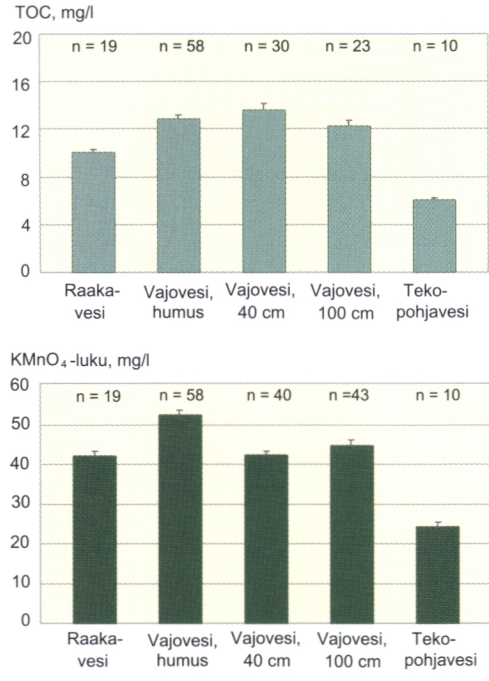
TOC-pitoisuus ja $KMnO_4$-luku

Ahvenistolla raakaveden orgaanisen hiilen (TOC) pitoisuus ei alentunut metsämaan pintavyöhykkeessä (0-100 cm), vaan kohosi hieman pintavyöhykkeen vajovedessä raakaveden pitoisuuteen nähden (**kuva 4.51**). Käytännössä valtaosa veden orgaanisen hiilen kokonaismäärästä on liukoista orgaanista hiiltä (DOC). Sadetusimeytys tehdään yleensä metsämaalla, joka sisältää runsaasti orgaanista ainetta. Tämä vaikuttaa myös vajo- ja tekopohjaveden TOC-pitoisuuksiin.

Ahvenistolla TOC-pitoisuuden mahdollista vähenemää imeytysvedestä vajovesivyöhykkeen alimmissa osissa tutkittiin vuonna 2001 asennettujen vaakalysimetrien avulla. Ne asennettiin sadetusimeytysalueen alle 12 ja 18 metrin syvyyksille. Vajoveden keskimääräinen TOC-pitoisuus oli myös näillä syvyyksillä samalla tasolla kuin metsämaan pintavyöhykkeessä eli 13,1 mg/l 12 metrin syvyydellä ja 12,6 mg/l 18 metrin syvyydellä. Lisäys, minkä metsämaan pintavyöhyke aiheutti vajoveden TOC-pitoisuuteen, näyttäisi siten säilyvän veden vajotessa koko vajovesivyöhykkeen läpi.

Imeytysalueella sijaitsevasta pohjaveden havaintoputkesta määritetty tekopohjaveden TOC-pitoisuus (Hp9601) oli selvästi alhaisempi kuin raakavedessä. TOC-pitoisuuden vähenemä oli noin 40 % imeytetyn pintaveden vajotessa maaperän läpi pohjavesivyöhykkeeseen lumettomana aikana (**kuva 4.51**), ja vähenemä näyttäisi tapahtuvan vasta pohjavesivyöhykkeessä. Talvikaudella vähenemä ei ole yhtä suuri. TOC-pitoisuudet olivat tekopohjavesivyöhykkeen alkupäässä selvästi korkeampia kuin 2 mg/l.

TOC-pitoisuus väheni Ahveniston tekopohjavedessä sadetusimeytysalueelta vedenottokaivoille, ja oli noin 600 metrin etäisyydellä sadetusimeytysalueesta noin 2 mg/l (**kuva 4.53**). Pitoisuudet poikkesivat hieman tästä yleisestä laskevasta suuntauksesta noin 300 m etäisyydellä sadetusimeytysalueesta sijaitsevassa pohjaveden havaintoputkessa. Tässä pisteessä havaittiin läheisen imeytysaltaan vaikutus hieman kohonneina TOC-pitoisuuksina.



Kuva 4.51. Orgaanisen hiilen (TOC) pitoisuus ja $KMnO_4$-luku raaka-, vajo- ja tekopohjavedessä Ahvenistolla. Selitykset, ks. kuva 4.15.

Myöskään kaliumpermanganaatin kulutus ei vähentynyt Ahvenistolla metsämaan pintavyöhykkeessä (**kuva 4.51**), mutta pohjavesivyöhykkeen alkupäässä tekopohjaveden (Hp9601) kaliumpermanganaatin kulutus oli selvästi alempi kuin raakavedessä. Kaliumpermanganaatin kulutus väheni edelleen etäisyyden kasvaessa imeytysalueelta vedenottamolle (**kuva 4.54**). Pitoisuuden <12 mg/l alle päästiin noin 600 metrin etäisyydellä sadetusimeytysalueesta.

Vuonteenharjulla imeytyksen käynnistämisen jälkeen sekä sadetus- että allasimeytetyn veden TOC-pitoisuus ja kaliumpermanganaatin kulutus (**kuva 4.52**) olivat pintavyöhykkeessä yhden metrin syvyydellä sekä vajovesivyöhykkeessä 2 ja 10 metrin syvyyksillä samansuuruisia kuin imeytetyssä pintavedessä.

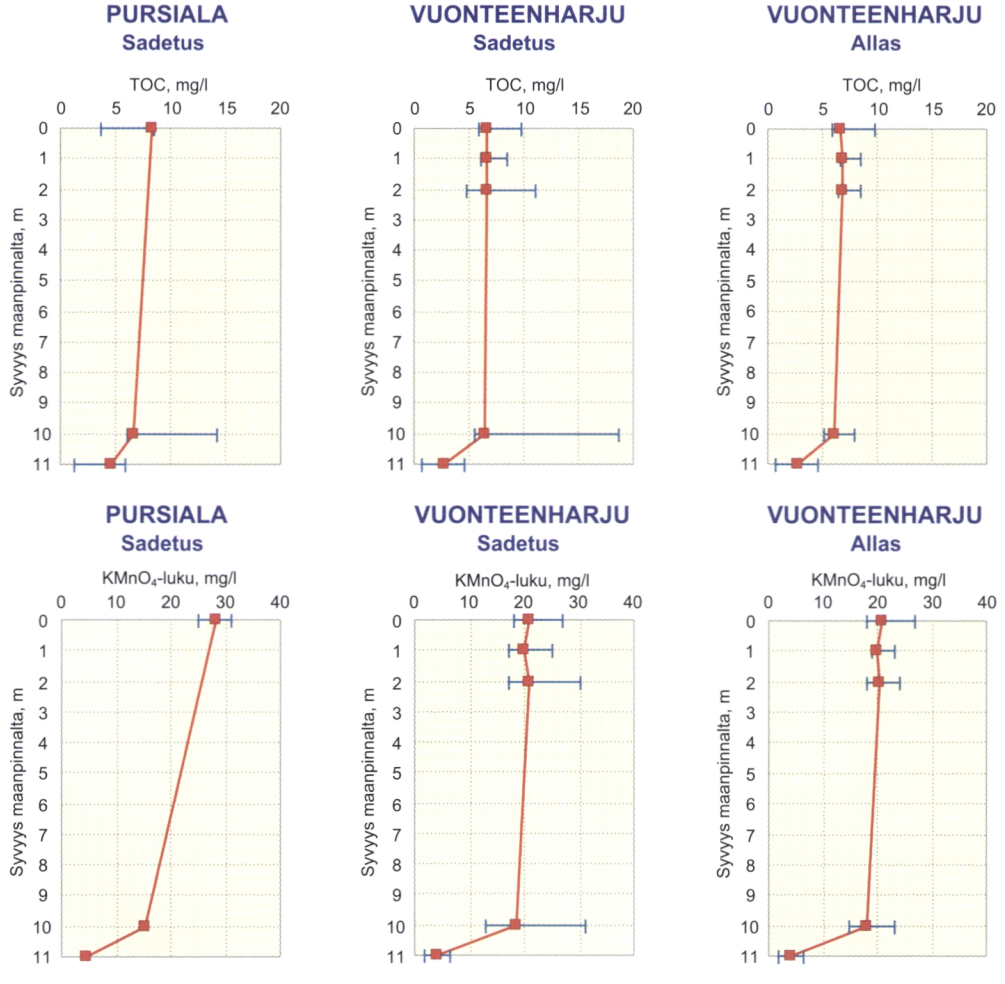
Syväimulysimetrien vuonna 2002 keräämien ensimmäisten vesinäytteiden määritystulosten mukaan vajoveden TOC-pitoisuudet

eivät vähentyneet 9 metrin syvyydelle saakka, minkä jälkeen pitoisuudet vähenivät selvästi 15 metrin syvyydelle. TOC-pitoisuus ja kaliumpermanganaatin kulutus vähenivät selvästi vasta pohjavesivyöhykkeessä (**kuvat 4.53** ja **4.54**). Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden TOC-pitoisuus (Md 0,7-1,0 mg/l) ja kaliumpermanganaatin kulutus (Md 2 mg/l) kohosivat. Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden veden kaliumpermanganaatin mediaani oli 0,8 mg/l (Sara 2001).

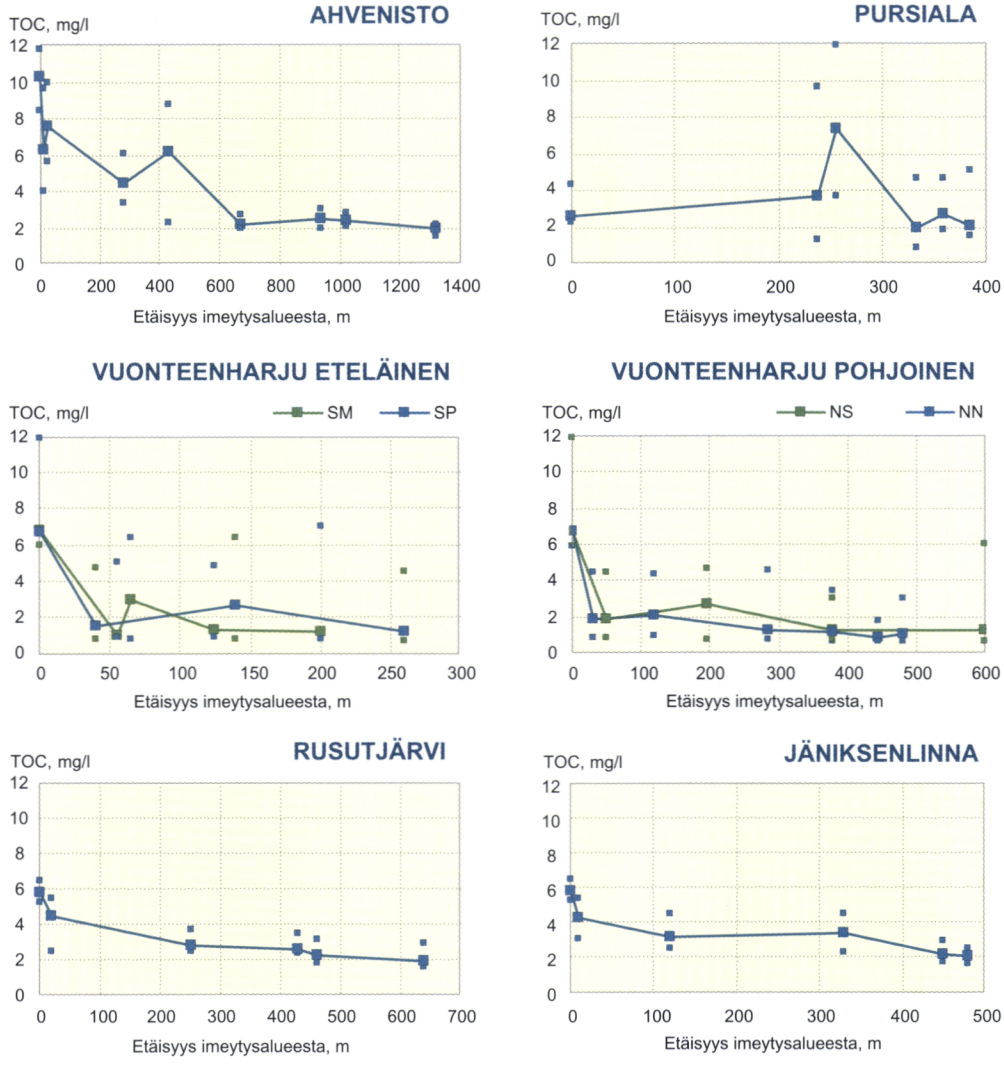
Pursialassa imeytyksen käynnistämisen jälkeen sadetusimeytetyn veden TOC-pitoisuus ja $KMnO_4$-luku olivat vajovesivyöhykkeessä 10 metrin syvyydellä pienempiä kuin raakavedessä (**kuva 4.52**). Sadetusimeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden TOC-pitoisuus (Md 1,1-3,3 mg/l) ja kaliumpermanganaatin kulutus (Md 2 mg/l) kohosivat.

Päijänne-tunnelin vesi oli hyvin tasalaatuista TOC-pitoisuuden suhteen. Pienimmät TOC-pitoisuudet esiintyivät keväällä sekä kesällä ja korkeimmat talvella. Myös veden $KMnO_4$-kulutukset olivat hyvin tasaisia.

Jäniksenlinnan (allasimeytys) ja Rusutjärven (sadetusimeytys) vajovesivyöhykkeessä TOC-



Kuva 4.52. Orgaanisen hiilen (TOC) pitoisuus ja $KMnO_4$-luku Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä sijaitsevassa pohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.



Kuva 4.53. Orgaanisen hiilen (TOC) pitoisuus raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.30.

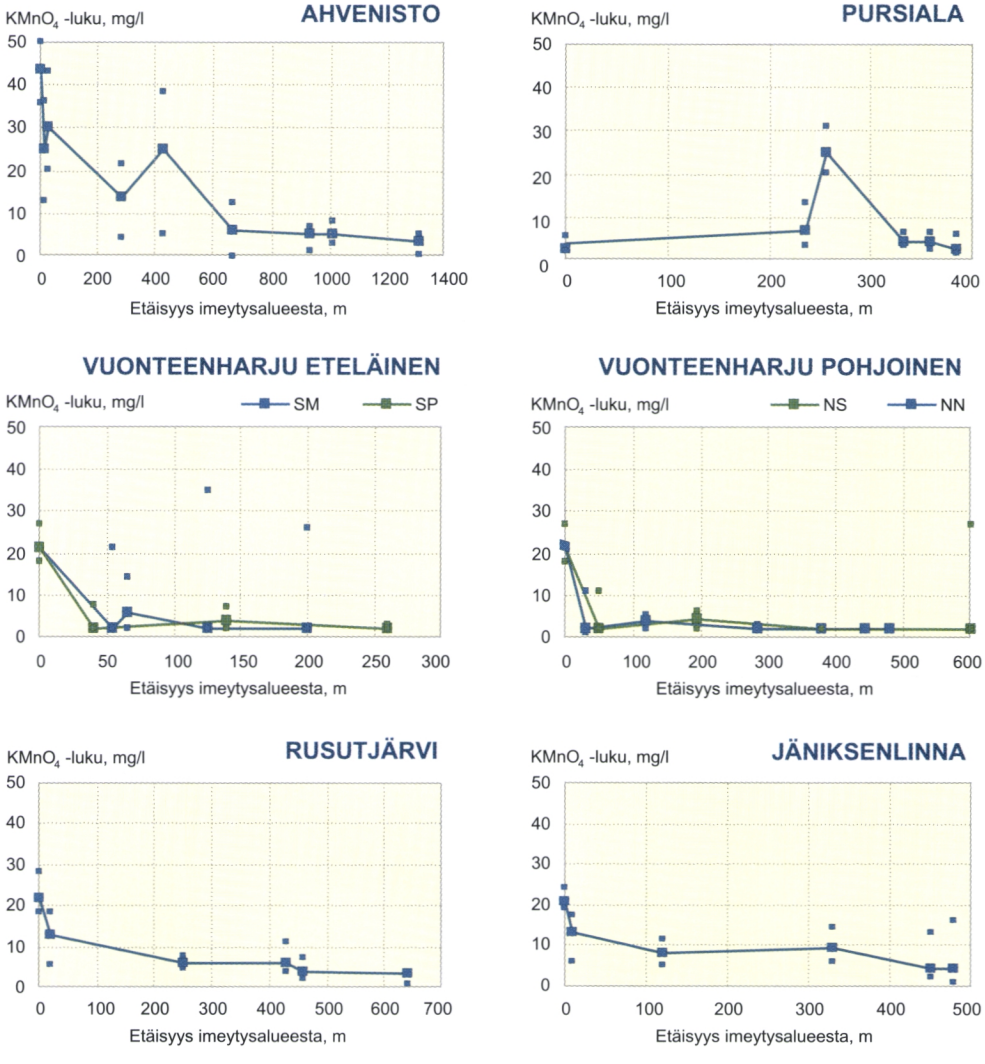
pitoisuus vaihteli raakaveteen verrattuna eikä selvää suuntaa ollut. Koska hiilidioksidipitoisuudessa ei ollut havaittavassa kohoamista, ei vajovesivyöhykkeen pintaosissa tapahtunut orgaanisen aineen hajoamista. $KMnO_4$-kulutuksen keskiarvoissa oli sen sijaan havaittavissa alenemista (**taulukko 4.9**).

Jäniksenlinnassa TOC-pitoisuuden vähenemisessä oli selvä vuodenajoista riippuva rytmi pohjaveden havaintoputkessa Hp202 (etäisyys imeytysalueelta 10 m), mutta ei muissa havaintoputkissa (**kuva 4.56**). Vertailuhavaintoputkessa Hp63 pitoisuus oli noin 1 mg/l, mikä vastaa luontaisille pohjavesille tyypillistä arvoa. Virtausmatkan kasvaessa vaihtelu pitoisuuksissa tasaantui. Pitoisuusero oli kaivossa K8 (etäisyys imeytysalueelta 480 m), missä tekopohjaveden osuus oli noin 90 %, vain noin 1 mg/l. Väheneminen tapahtui kahdessa vaiheessa ja pitoisuus oli vedenottokaivoissa keskimäärin 2 mg/l (**kuva 4.53**).

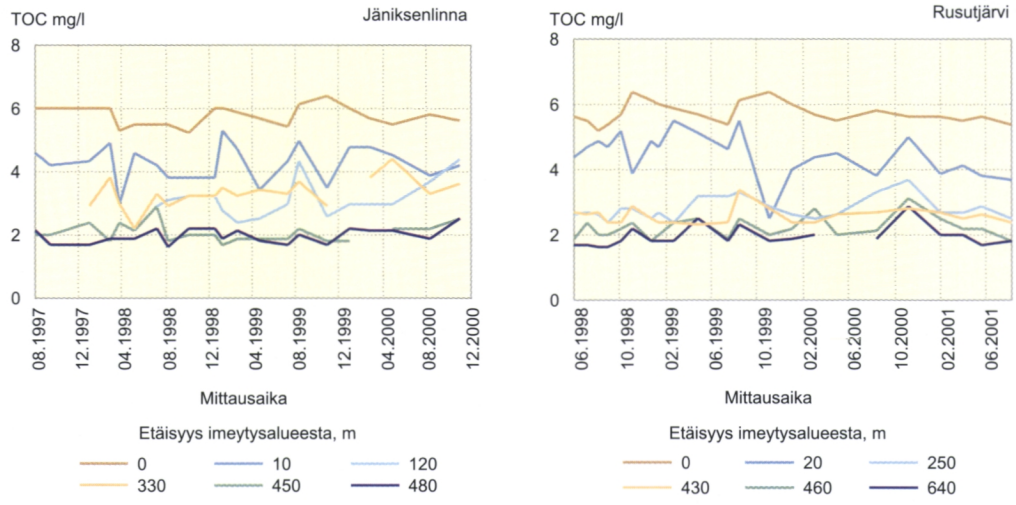
Rusutjärvellä TOC-pitoisuudet vähenivät pohjaveden havaintoputkissa ja kaivoissa sadetuksen aloittamisen jälkeen vaiheittain. Sadetusimeytysalueiden lähellä vähenemät olivat tekopohjavedessä aluksi varsin pieniä.

Taulukko 4.9. Lysimetrivesien TOC-pitoisuudet ja $KMnO_4$-kulutukset Jäniksenlinnan imetysaltaan alapuolella ja Rusutjärven sadetusimeytysalueen vajovesivyöhykkeessä eri syvyyksillä syksyllä 1999 ja 2000. Jäniksenlinnassa alin imulysimetri oli 2,2 metrin syvyydellä.

	Jäniksenlinna				Rusutjärvi			
	6.10.1999	4.9.2000	6.10.1999	4.9.2000	6.10.1999	4.9.2000	6.10.1999	4.9.2000
	TOC	TOC	$KMnO_4$	$KMnO_4$	TOC	TOC	$KMnO_4$	$KMnO_4$
Raakavesi	6,1	5,8	20,0	21,6	6,1	5,8	20,0	21,6
0,2 m	5,7	5,6	20,0	20,0	5,0	6,5	20,0	18,0
0,4 m	6,7	5,6	21,6	20,0	5,7	6,3	21,6	21,2
1,0 m	8,9	8,2	17,6	19,6	4,8	5,6	17,6	16,0
2,2/3,0 m	5,4	7,3	17,6	20,8	5,2	10,0	20,8	20,0



Kuva 4.54. $KMnO_4$-kulutus raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.30.



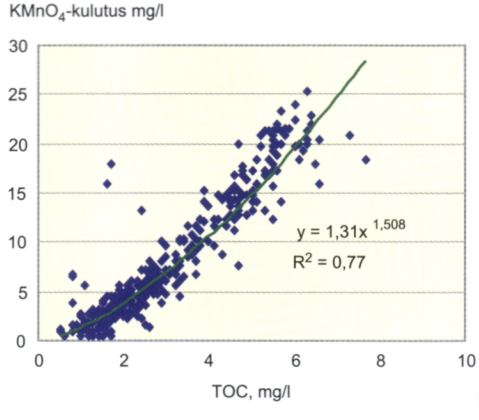
Kuva 4.56. Orgaanisen hiilen (TOC) pitoisuuden vuodenaikaisvaihtelut raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa Rusutjärvellä ja Jäniksenlinnassa eri etäisyyksillä imeytysalueista.

Tämä osoittaa, että vajovesivyöhykkeen vaikutus orgaanisen aineen vähenemiseen oli suhteellisen vähäinen. Rusutjärvellä vaihtelu TOC-pitoisuuksissa tasaantui virtausmatkan kasvaessa. Vedenottokaivoissa pitoisuus oli keskimäärin 1,9 mg/l (**Kuva 4.53**).

Tekopohjaveden $KMnO_4$-kulutuksessa erot eri vuodenaikoina tasaantuivat Jäniksenlinnassa ja Rusutjärvellä virtausmatkan kasvaessa (**kuva 4.54**). $KMnO_4$-kulutus aleni Jäniksenlinnassa kahdessa vaiheessa kuten TOC-pitoisuuskin. $KMnO_4$-kulutuksissa esiintyi kuitenkin selvästi enemmän vaihtelua kuin TOC-pitoisuuksissa.

Jos kaikki orgaaninen aine olisi kemiallisesti kaliumpermanganaatilla hapettuvaa, $KMnO_4$-kulutuksen ja TOC-pitoisuuden välillä olisi lineaarinen yhteys. Karkeasti arvioituna $KMnO_4$-kulutus olisi noin kolme kertaa TOC-pitoisuus, kun TOC-pitoisuudet ovat yli 3,5 mg/l. Pienemmissä TOC-pitoisuuksissa riippuvuussuhdetta ei ole (**kuva 4.55**). Syynä tähän lienevät erilaiset määritysmenetelmät ja orgaanisen aineen laatu. TOC-pitoisuus antaa paremman kuvan orgaanisen aineksen vähenemisestä kuin $KMnO_4$- kulutus.

TOC-pitoisuus vähenee vaiheittain virtausmatkan kasvaessa molemmilla laitoksilla noin tasolle 2 mg/l. Syy tähän Tuusulan vaiheittaisuuteen voi olla virtausolosuhteissa ja pohjaveden havaintoputkien sijoituksessa, mikä voi antaa vääristyneen kuvan tekopohjaveden todellisesta kulkeutumismatkasta ja orgaanisen aineen käyttäytymisestä maaperässä.



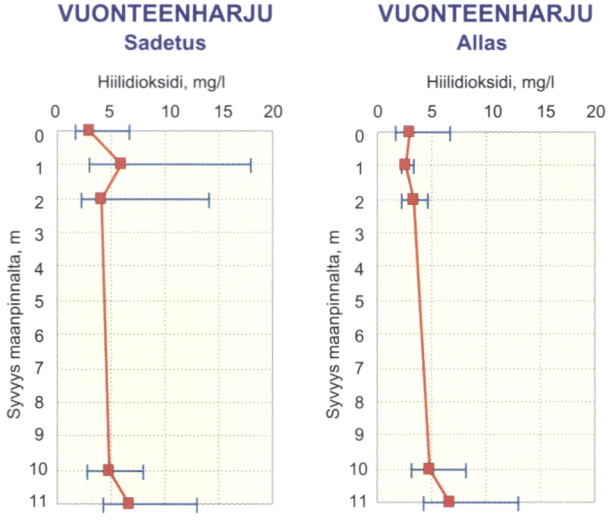
Kuva 4.55. Orgaanisen hiilen (TOC) pitoisuuden ja $KMnO_4$-kulutuksen välinen suhde Jäniksenlinnan ja Rusutjärven tekopohjavesilaitoksilla.

Hiilidioksidi

Ahvenistolla (sadetusimeytys) hiilidioksidipitoisuuden keskiarvo raakavedessä oli 3,5 mg/l. Pitoisuus kohosi veden vajotessa vajovesivyöhykkeen läpi pohjavesivyöhykkeeseen. Lähimpänä sadetusimeytysaluetta sijaitsevassa pohjaveden havaintoputkessa (Hp 9601) CO_2-pitoisuuden keskiarvo oli 9,8 mg/l. Pitoisuus kohosi edelleen tekopohjavedessä veden virratessa imeytysalueelta vedenottokaivolle, jossa pitoisuuden keskiarvo oli 12,8 mg/l (**kuva 4.58**).

Mikäli hiilidioksidipitoisuuden kohoaminen virtausmatkan kasvaessa liittyy orgaanisen hiilen vähenemiseen tekopohjavedessä (katso **kuva 4.53**) eli tapahtuu biologista hajoamista, ilmiö on selvin vajovesivyöhykkeessä ja pohjavesivyöhykkeen alkupäässä. Muutosta tarkasteltiin laskennallisesti vertaamalla orgaanisen hiilen pitoisuuden vähenemää vajovedestä ja vastaavasti hiilidioksidipitoisuuden kohoamista veden vajotessa vajovesivyöhykkeen läpi ja kulkeutuessa lähimpään pohjaveden havaintoputkeen (Hp 9601). Luontaisen pohjaveden mahdollinen vaikutus huomioitiin laskelmissa. Kun TOC- pitoisuus vedessä pieneni 40 % vajovesivyöhykkeessä ja pohjavesivyöhykkeen alkupäässä verrattuna raakaveteen, tästä vähenemisestä näyttäisi hiilidioksidipitoisuuden kohoamisen perusteella olevan biologista hajoamista alle puolet. Biologisen hajoamisen vaikutus orgaanisen hiilen vähenemään pohjavesivyöhykkeessä lähempänä vedenottokaivoja näytti olevan selvästi vähäisempää kuin vajovesivyöhykkeessä ja pohjavesivyöhykkeen alkupäässä. Laskelmiin sisältyy kuitenkin monia epävarmuustekijöitä, joiden vaikutusta on vaikea arvioida (esim. hiilidioksidipitoisuuksien suuri vaihtelu, juurten hengityksen ja maahengityksen merkitys, orgaanisen hiilen pitoisuuksien tarkkuus pienissä pitoisuuksissa, luontaisen pohjaveden hiilidioksidi- ja TOC-pitoisuudet). Tämän vuoksi biologisen hajoamisen merkityksen arviointia orgaanisen hiilen pitoisuuden ja hiilidioksidipitoisuuksien perusteella voidaan Ahveniston osalta pitää vain suuntaa-antavana. Tulokset kuitenkin viittaavat siihen, että orgaanista hiiltä poistuu sekä biologisen hajoamisen että maaperään pidättymisen seurauksena, mutta Ahvenistolla maaperään pidättyminen näyttäisi olevan keskeisessä asemassa.

Imeytyksen käynnistämisen jälkeen sekä sadetus- että allasimeytetyn veden hiilidioksidipitoisuus oli Vuonteenharjun vajovesivyöhykkeessä 2 ja 10 metrin syvyyksillä lievästi korkeampi kuin raakavedessä (**kuva 4.57**).

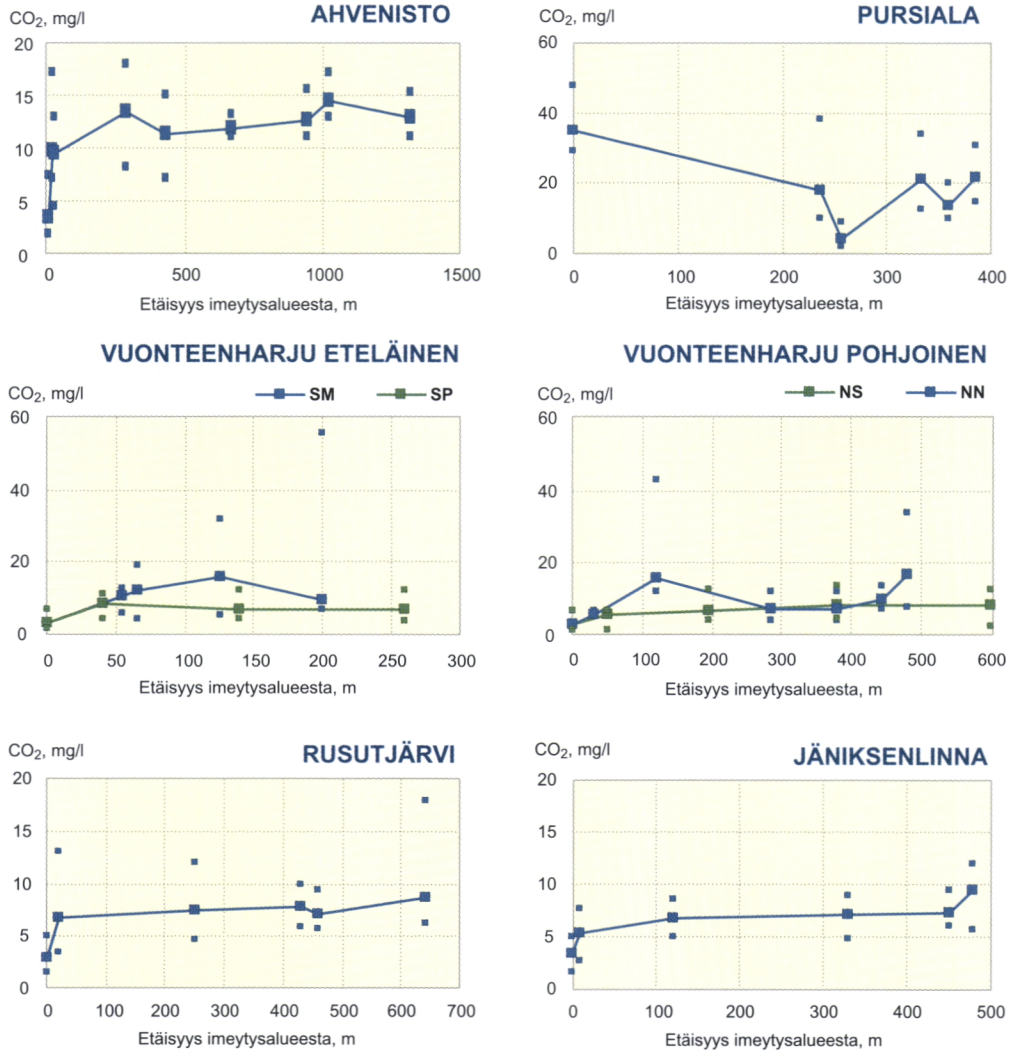


Kuva 4.57. Hiilidioksidipitoisuus Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä sijaitsevassa pohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.

Tekopohjaveden hiilidioksidipitoisuus oli korkeampi kuin raakaveden hiilidioksidipitoisuus. Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden hiilidioksidipitoisuus (Md 5,1-26 mg/l) aleni. Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden veden hiilidioksidipitoisuuden mediaani oli 26 mg/l (Sara 2001).

Pursialassa imeytyksen käynnistämisen jälkeen sadetusimeytetyn veden hiilidioksidipitoisuus oli vajovesivyöhykkeessä 10 metrin syvyydellä suurempi kuin raakavedessä. Tekopohjaveden hiilidioksidipitoisuus oli alhaisempi kuin raakaveden hiilidioksidipitoisuus (**kuva 4.58**). Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden hiilidioksidipitoisuus (Md 17-32 mg/l) aleni.

Päijänne-tunnelin veden hiilidioksidipitoisuus oli 1,5-5,0 mg/l ja keskimäärin 2,9 mg/l. Hiilidioksidipitoisuuksissa oli veden muihin laatumuuttujiin verrattuna suhteel-



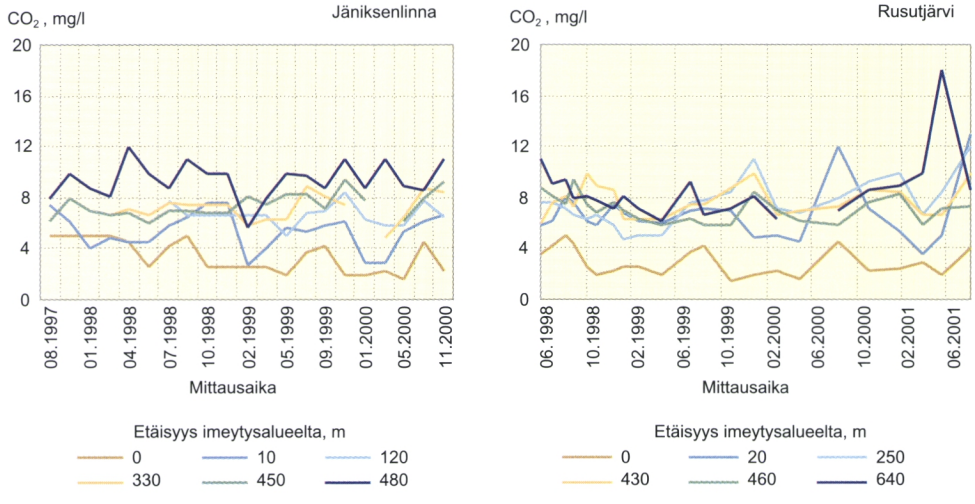
Kuva 4.58. Hiilidioksidipitoisuus raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.30.

lisen suurta vaihtelua (**kuva 4.59**), mikä oli tyypillistä myös happipitoisuuksilla. Alimmat hiilidioksiidipitoisuudet esiintyivät talvella ja korkeimmat loppukesällä, jolloin biologinen toiminta Päijänteessä oli vilkasta kuluttaen happea ja tuottaen hiilidioksidia.

Jäniksenlinnassa hiilidioksidipitoisuus oli imeytysaltaan ja vedenottokaivojen välillä selvästi suurempi kuin raakavedessä, mutta pienempi kuin luontaisessa pohjavedessä. Raakavedessä todettu vuodenaikaisvaihtelu heijastui myös tekopohjaveteen, mutta ei niin selvästi kuin Rusutjärvellä. Korkeimmat pitoisuudet olivat kaivossa K8 (etäisyys imeytysalueelta 480 m) ja alhaisimmat havaintoputkessa Hp202 (etäisyys imeytysalueelta 10 m) (**kuva 4.58**). Vertailuhavaintoputkessa Hp 63 hiilidioksidipitoisuus oli suhteellisen korkea (34 mg/l).

Rusutjärvellä hiilidioksidipitoisuus pienentyi sadetuksen aloittamisen jälkeen havaintoputkissa keskimäärin tasolle 7 mg/l (**kuva 4.58**). Raakavedessä todettu vuodenaikaisvaihtelu heijastui selvästi tekopohjaveteen (**kuva 4.59**). Vedenottokaivossa K4 (etäisyys 640 m) hiilidioksidipitoisuus oli keskimäärin noin 9 mg/l, mikä oli noin kolminkertainen pitoisuus raakaveteen verrattuna. Vertailuhavaintoputkessa Hp115 hiilidioksidia oli luontaisille pohjavesille tyypillinen määrä, noin 20 mg/l.

Happipitoisuus laski viipymäajan kasvaessa. Esimerkiksi Jäniksenlinnassa kaivo K8:n (etäisyys imeytysalueelta 480 m) veden keskimääräinen happipitoisuus oli 2,2 mg/l pienempi kuin raakaveden. Tämä vastaisi 3,0 mg/l:n hiilidioksidituotantoa (todellinen CO_2-pitoisuuden kohoaminen 2,8 mg/l). Täten happipitoisuuden ja hiilidioksidipitoisuuden muutokset vastaavat hyvin toisiaan. Tarkastelun perusteella vain noin 30 % orgaanisen hiilen vähenemisestä on biologista hajoamista hiilidioksidiksi.

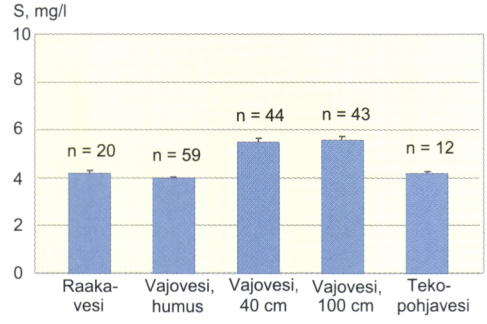


Kuva 4.59. Hiilidioksidipitoisuuden vuodenaikaisvaihtelut raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa Rusutjärvellä ja Jäniksenlinnassa eri etäisyyksillä imeytysalueista.

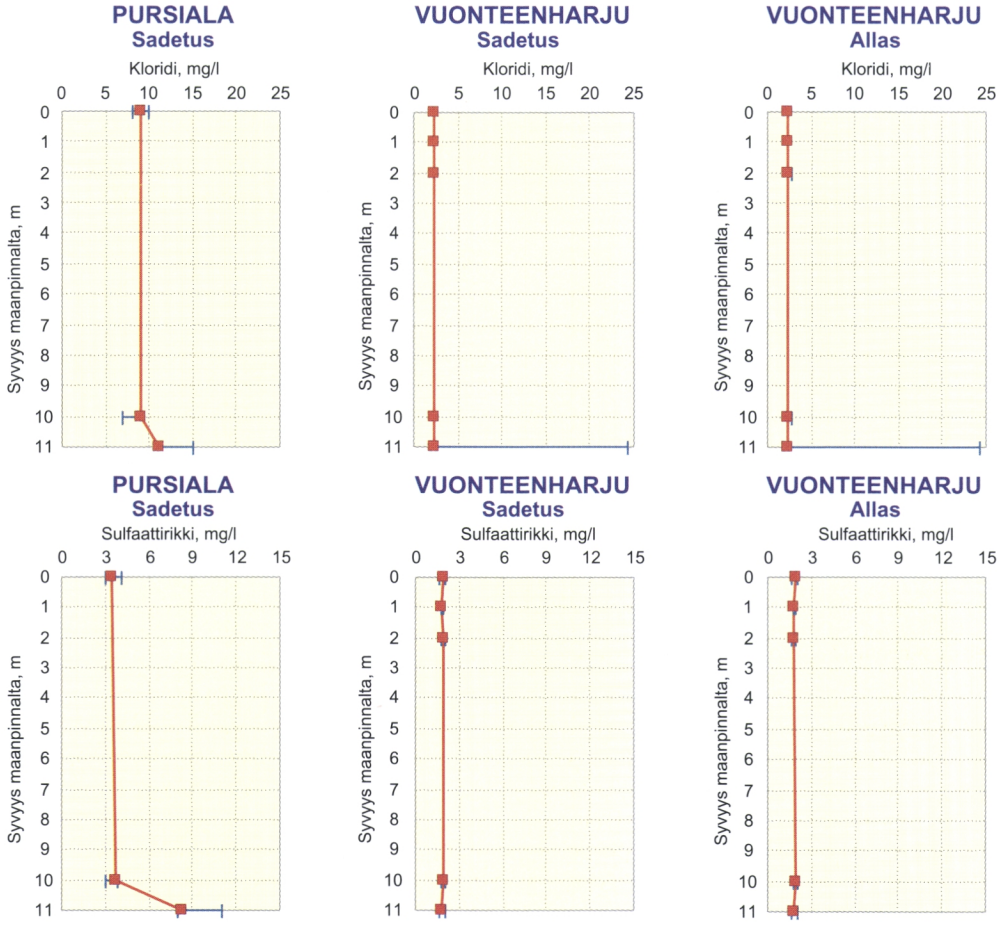
Kloridi, sulfaatti ja fosfori

Ahvenistolla (sadetusimeytys) ei raakaveden rikkipitoisuus juurikaan muuttunut veden vajotessa metsämaan pintavyöhykkeessä (**kuva 4.60**). Rikkipitoisuus kohosi lähtötasostaan pohjavesivyöhykkeessä etäisyyden kasvaessa imeytysalueelta vedenottokaivoille (**kuva 4.62**).

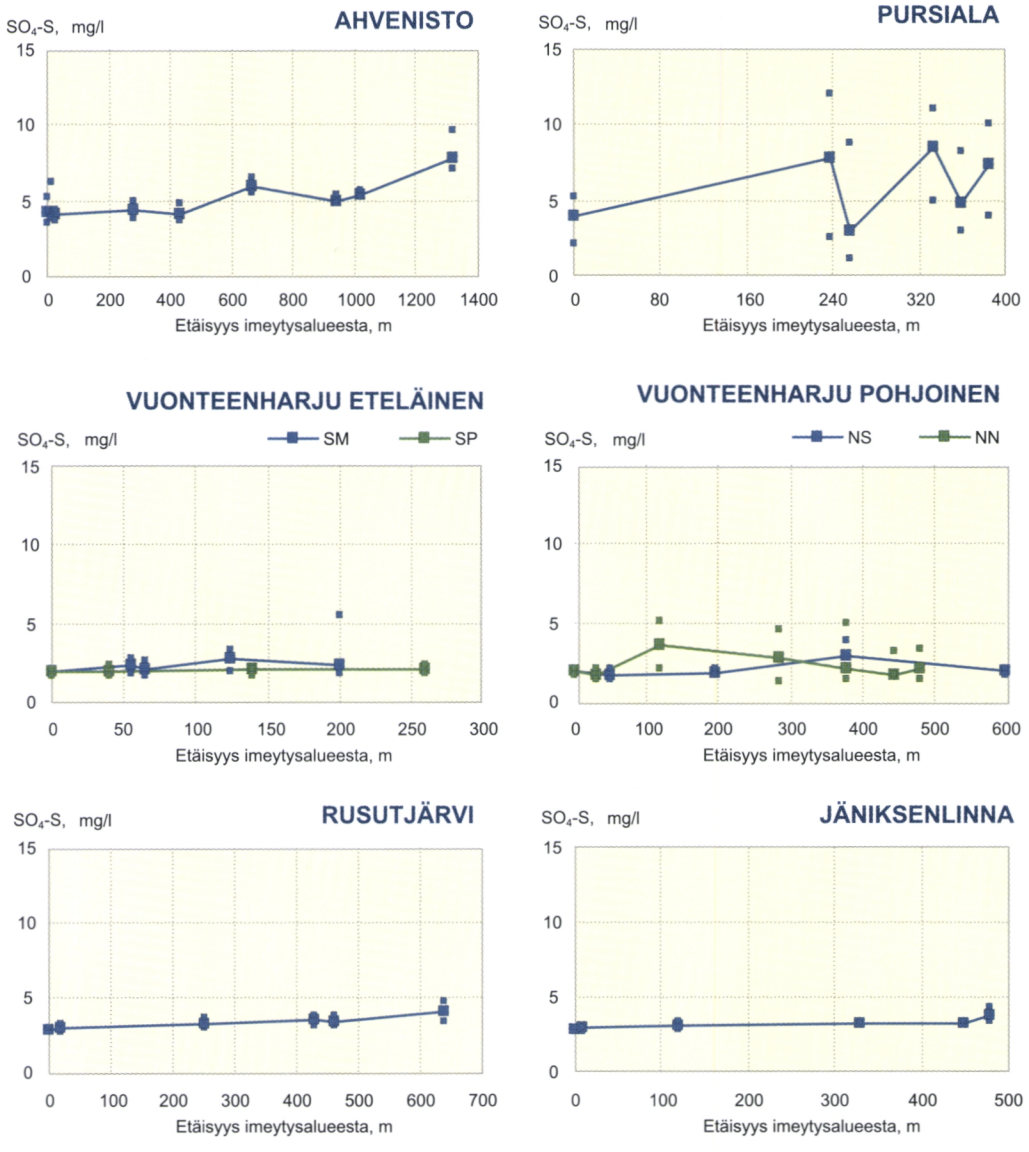
Vuonteenharjulla ja Pursialassa imeytyksen käynnistämisen jälkeen sekä sadetus- että allasimeytetyn veden kokonais- ja sulfaattirikkipitoisuudet sekä kloridipitoisuudet olivat pintavyöhykkeessä sekä vajovesivyöhykkeessä samansuuruisia kuin raakavedessä (**kuva 4.61**).



Kuva 4.60. Kokonaisrikkipitoisuus raaka-, vajo- ja tekopohjavedessä Ahvenistolla. Selitykset, ks. kuva 4.15.



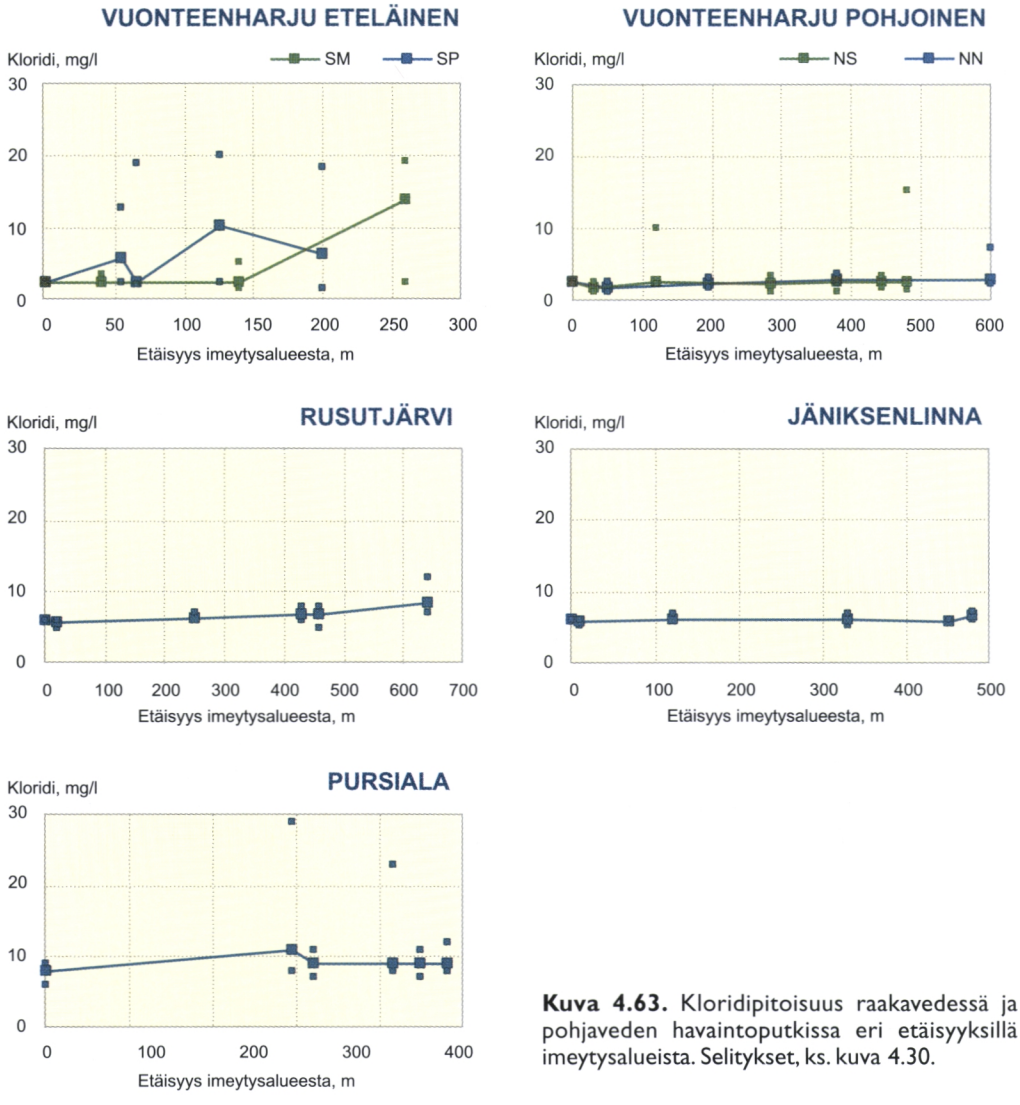
Kuva 4.61. Kokonais- ja sulfaattirikki- sekä kloridipitoisuus Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä sijaitsevassa pohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.



Kuva 4.62. Sulfaattirikkipitoisuus raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Ahveniston tulokset ovat kokonaisrikkinä. Selitykset, ks. kuva 4.30.

Tekopohjaveden kokonais- ja sulfaattirikkipitoisuudet olivat Vuonteenharjulla yhtä suuria kuin raakaveden vastaavat (**kuva 4.62**). Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden kokonais- ja sulfaattirikkipitoisuudet (edellisen Md 1,4-2,9 mg/l ja jälkimmäisen Md 1,4-3,0 mg/l) sekä kohosivat että alenivat eri havaintopisteissä. Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden veden sulfaattirikkipitoisuuden mediaani oli 2,1 mg/l (Sara 2001).

Pursialassa tekopohjaveden kokonais- ja sulfaattirikkipitoisuudet (edellisen Md 5,7-9,8 mg/l ja jälkimmäisen Md 4,8-8,5 mg/l) olivat suurempia kuin raakaveden kokonais- ja sulfaattirikkipitoisuudet (edellisen Md 3,9 mg/l ja jälkimmäisen Md 3,0 mg/l). Sadetusimeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden kokonais- ja sulfaattirikkipitoisuudet (edellisen Md 3,5-9,7 mg/l ja jälkimmäisen Md 3,4-9,5 mg/l) kohosivat.

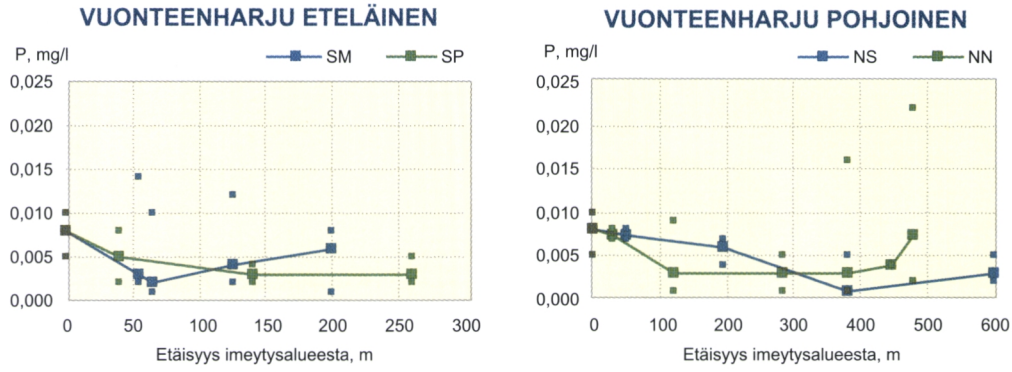


Kuva 4.63. Kloridipitoisuus raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.30.

Tekopohjaveden kloridipitoisuus oli sekä Vuonteenharjulla että Pursialassa yhtä suuri tai lievästi suurempi kuin raakaveden kloridipitoisuus (**kuva 4.63**). Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden kloridipitoisuus sekä kohosi että aleni Vuonteenharjulla eri havaintopisteissä (Md 1,1-15,6 mg/l), mutta ei muuttunut Pursialassa (Md 8,5-23,0 mg/l). Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden veden kloridipitoisuuden mediaani oli 4,5 mg/l (Sara 2001).

Vuonteenharjulla SO_4- ja Cl-pitoisuudet noudattivat vajovedessä samanlaista syvyysjakaumaa kuin emäskationit. Tämä on varsin loogista, sillä SO_4^{2-} ja Cl^- ovat vajoveden tärkeimpiä epäorgaanisia anioneja.

Päijänne-tunnelin vesi oli tasalaatuista sulfaatin ja kloridin suhteen eivätkä pitoisuudet juuri vaihdelleet eri vuodenaikoina. Jäniksenlinnan (allasimeytys) ja Rusutjärven (sadetusimeytys) vedenottokaivoissa tapahtui lievää pitoisuuksien kohoamista, mikä viittaa pohjaveden vaikutukseen (**kuvat 4.62** ja **4.63**). Pitoisuudet olivat vedenottokaivoissa selvästi pienempiä kuin vertailuputkissa Hp63 ja Hp115, joissa kloridipitoisuus oli Jäniksenlinnassa keskimäärin 37 mg/l ja sulfaattipitoisuus 16 mg/l. Vastaavat arvot olivat Rusutjärvellä 17 mg/l ja 18 mg/l.



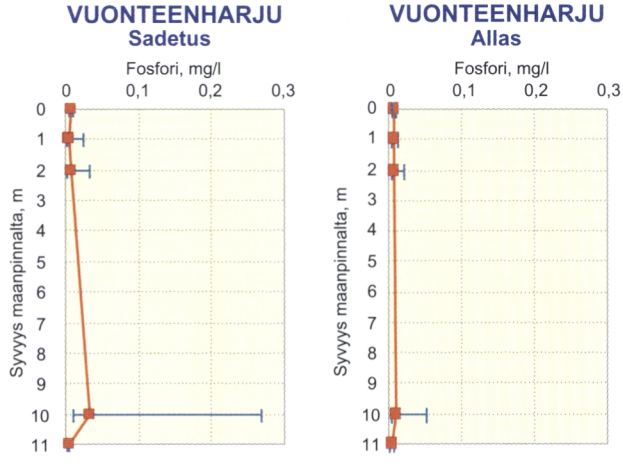
Kuva 4.64. Kokonaisfosforipitoisuus Vuonteenharjun raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueesta. Selitykset, ks. kuva 4.30.

Kloridipitoisuuksien kohoamiseen Rusutjärven vedenottokaivoissa on vaikuttanut tien suolaus. Pohjaveden kloridipitoisuus oli ennen sadetusimeytyksen aloittamista tästä syystä vedenottokaivoissa noin 20 mg/l. Tekopohjaveden muodostamisen ansiosta pitoisuudet alentuivat tasolle 8 mg/l.

Kloridi- ja sulfaattipitoisuudet kuvaavat yleensä hyvin pohjaveden osuutta tekopohjavedessä sekä pintaveden laimenemista ja kulkeutumista pohjavesivyöhykkeen maaperässä.

Vuonteenharjulla imeytyksen käynnistämisen jälkeen sekä sadetus- että allasimeytetyn veden kokonaisfosforipitoisuus oli pintavyöhykkeessä yhden metrin syvyydellä sekä vajovesivyöhykkeessä kahden metrin syvyydellä samansuuruinen kuin raakavedessä (**kuva 4.65**). Vajovesivyöhykkeessä 10 metrin syvyydellä sadetusimeytetyn veden kokonaisfosforipitoisuus oli samansuuruinen tai tätä suurempi. Tekopohjaveden kokonaisfosforipitoisuus oli pienempi kuin raakaveden kokonaisfosforipitoisuus (**kuva 4.64**). Kokonaisfosforipitoisuutta ei teknisistä syistä analysoitu pohjavedestä. Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden raakaveden kokonaisfosforipitoisuuden mediaani oli 0,005 mg/l (Sara 2001).

Pursialassa raakaveden, vajoveden, pohjaveden ja tekopohjaveden kokonaisfosforipitoisuudet olivat pienempiä kuin kokonaisfosforin määritysraja (0,527 mg/l), eikä niiden tuloksia ole esitetty kuvina. Jäniksenlinnassa kokonaisfosforin pitoisuus oli sekä raaka- että tekopohjavedessä hyvin alhainen, alle 0,007 mg/l.



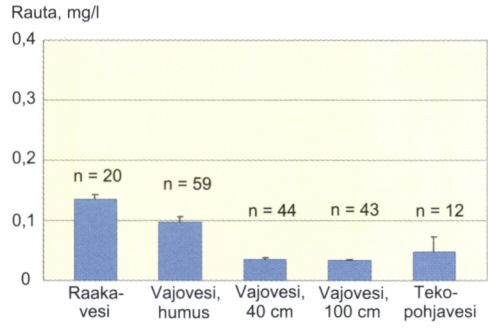
Kuva 4.65. Fosforipitoisuus Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä sijaitsevassa pohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.

Rauta, mangaani ja muut hivenaineet

Ahvenistolla (sadetusimeytys) raakaveden rautapitoisuus aleni veden vajotessa maaperän pintavyöhykkeessä. Metrin syvyydeltä kerätyn vajoveden rautapitoisuudet olivat hyvin matalia (**kuva 4.66**). Vastaavanlainen raudan pidättyminen maan pintakerrokseen havaittiin myös ruotsalaisissa allasimeytyskokeissa (Frycklund & Jacks 1997). Raudan keskiarvopitoisuus oli kaikissa havaintoputkissa alle 0,2 mg/l (**kuva 4.68**) eli alle talousveden laatusuositusten enimmäispitoisuuden (Sosiaali- ja terveysministeriö 1994).

Korkeimmat raudan keskiarvopitoisuudet mitattiin pohjaveden havaintoputkessa Hp9504 (670 m:n etäisyydellä imeytysalueelta). Tähän havaintoputkeen saattoi vaikuttaa kaupungin sadevesien imeytyminen maaperään läheisen supan kautta.

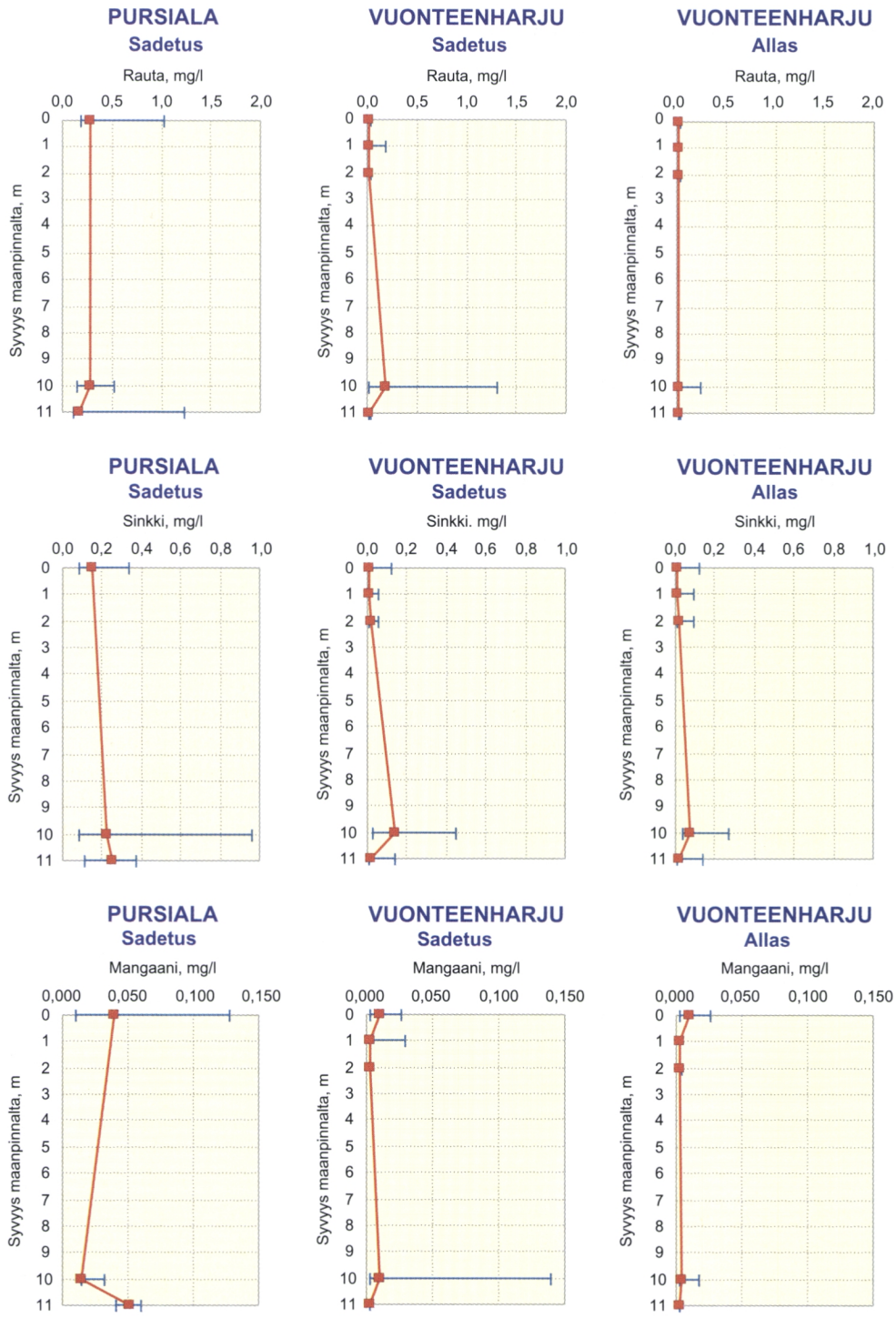
Vuonteenharjun kaikilla sadetusimeytysaloilla vajoveden Al-, Fe- ja Mn-pitoisuudet olivat hyvin matalia (**taulukot 4.7** ja **4.8**). Pitoisuudet olivat vertailualojen luontaisessa vajovedessä korkeampia (**taulukko 4.7**) kuin sadetusimeytysaloilla. Sekä sadetus- että allasimeytetyn veden rautapitoisuus oli pintavyöhykkeessä yhden metrin syvyydellä sekä vajovesivyöhykkeessä kahden metrin syvyydellä samansuuruinen kuin raakavedessä (**kuva 4.67**). Vajovesivyöhykkeessä 10 metrin syvyydellä imeytetyn veden rautapitoisuus oli samansuuruinen (allasimeytys) tai suurempi (sadetusimeytys) kuin raakavedessä. Tekopohjaveden rautapitoisuus oli pienempi kuin raakaveden rautapitoisuus (**kuva 4.68**), mutta erot eivät olleet suuria. Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden rautapitoisuus aleni sekä Vuonteenharjulla (Md < 0,017-1,060 mg/l) että Pursialassa (Md 1,34-6,53 mg/l). Vajoveden, pohjaveden ja tekopohjaveden rautapitoisuudet olivat kuitenkin useimmiten pienempiä kuin raudan määritysraja (0,017 mg/l). Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden veden rautapitoisuuden mediaani oli 0,023 mg/l (Sara 2001).



Kuva 4.66. Rautapitoisuus raaka-, vajo- ja tekopohjavedessä Ahvenistolla. Selitykset, ks. kuva 4.15.

Myös sadetusimeytetyn veden mangaanipitoisuus oli Vuonteenharjun pintavyöhykkeessä yhden metrin syvyydellä sekä vajovesivyöhykkeessä kahden metrin syvyydellä pienempi kuin raakavedessä (**kuva 4.67**). Vajovesivyöhykkeessä 10 metrin syvyydellä imeytetyn veden mangaanipitoisuus oli yhtä suuri (sadetusimeytys) tai pienempi (allasimeytys) kuin raakavedessä. Tekopohjaveden mangaanipitoisuus oli Vuonteenharjulla pienempi kuin raakaveden mangaanipitoisuus (**kuva 4.69**). Imeytyksen käynnistämisen jälkeen pohjaveden mangaanipitoisuus aleni sekä Vuonteenharjulla (Md < 0,003-0,053 mg/l) että Pursialassa (Md 0,035-0,163 mg/l). Vajoveden, pohjaveden ja tekopohjaveden mangaanipitoisuudet olivat kuitenkin useimmiten pienempiä kuin mangaanin määritysraja (0,003 mg/l). Keski-Suomen maakunnan pohjavedenottamoiden veden mangaanipitoisuuden mediaani oli 0,005 mg/l (Sara 2001).

Päijänne-tunnelin raakaveden rauta- ja mangaanipitoisuudet olivat hyvin pieniä: rautapitoisuudet olivat alle 0,04 mg/l ja mangaanipitoisuudet alle 0,006 mg/l. Jäniksenlinnan ja Rusutjärven vedenottamoiden kaivoissa ei esiintynyt käytännössä lainkaan rautaa ja mangaania. Poikkeuksen muodostivat vanhat vedenottokaivot. Pohjaveden havaintoputkissa esiintyi sen sijaan vaihtelevia määriä rautaa ja

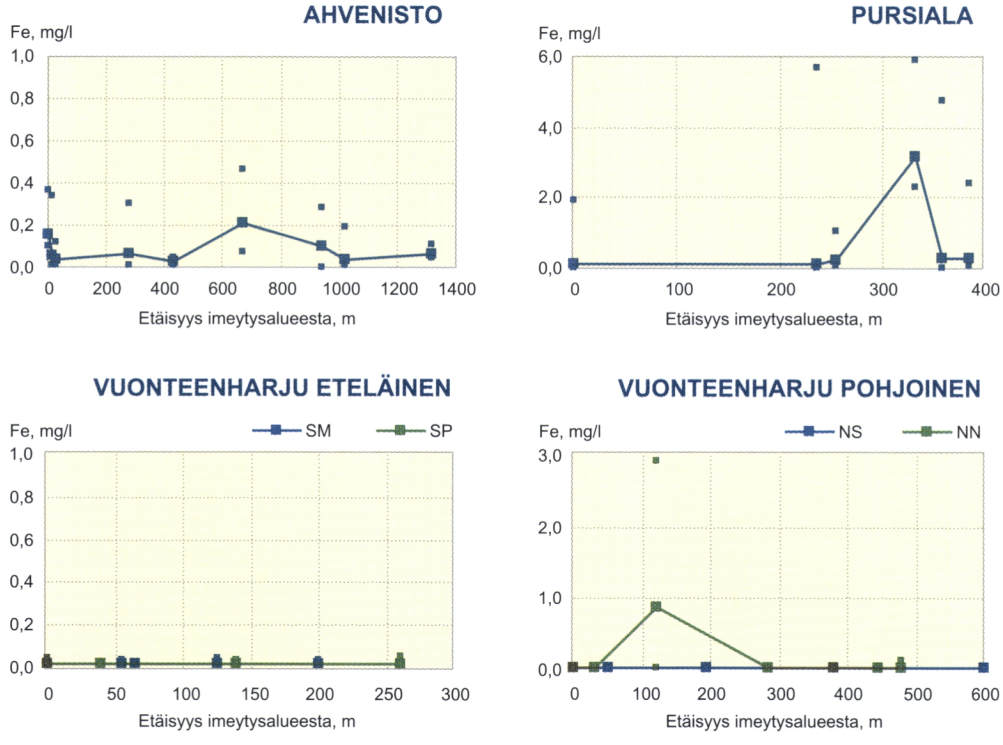


Kuva 4.67. Rauta-, sinkki- ja mangaanipitoisuudet Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä, vaakalysimetrien avulla kerätyssä vajovedessä sekä imeytysalueen läheisyydessä sijaitsevassa pohjaveden havaintoputkessa. Selitykset, ks. kuva 4.25.

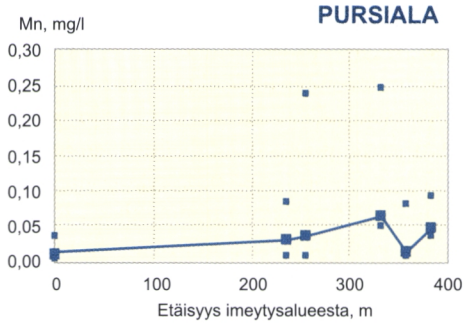
mangaania. Syynä tähän oli vesinäytteen oton yhteydessä maaperästä irronnut hienorakeinen maa-aines. Yleensä rautapitoisuudet olivat kuitenkin alle 0,05 mg/l ja mangaanipitoisuudet alle 0,01 mg/l.

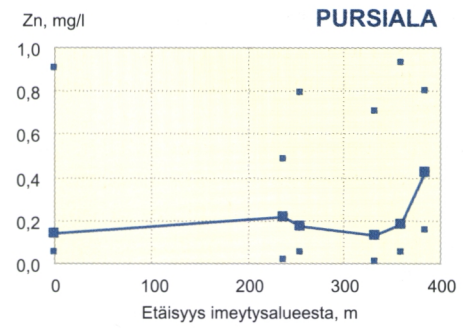
Imeytyksen käynnistämisen jälkeen Vuonteenharjun sekä sadetus- että allasimeytetyn veden sinkkipitoisuus oli pinta- ja vajovesivyöhykkeissä samaa suuruusluokkaa kuin raakavedessä (**kuva 4.67**). Tekopohjaveden sinkkipitoisuus oli yhtä suuri tai suurempi kuin raakaveden sinkkipitoisuus (**kuva 4.70**). Imeytyksen käynnistämisen jälkeen Vuonteenharjun pohjaveden sinkkipitoisuus (Md 0,019-0,067 mg/l) aleni, mutta Pursialan (Md 0,123-0,295 mg/l) kohosi.

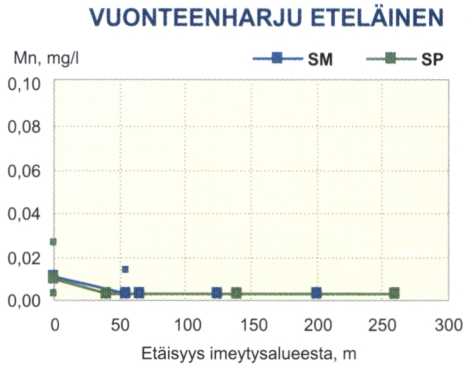
Raskasmetallien (Cu, Cd, Cr, Ni ja Pb) pitoisuudet Vuonteenharjun kaikkien sadetusimeytysalojen sekä allasimeytysalan 5 vajovedessä olivat alhaisia. Raakaveden, vajoveden (**taulukot 4.7** ja **4.8**), pohjaveden ja tekopohjaveden pitoisuudet olivat sekä Vuonteenharjulla että Pursialassa pienempiä kuin määritysrajat, jotka olivat alumiinilla 0,106 mg/l, kuparilla 0,033 mg/l, lyijyllä 0,427 mg/l, kromilla 0,037 mg/l, kadmiumilla 0,016 mg/l ja nikkelillä 0,066 mg/l.

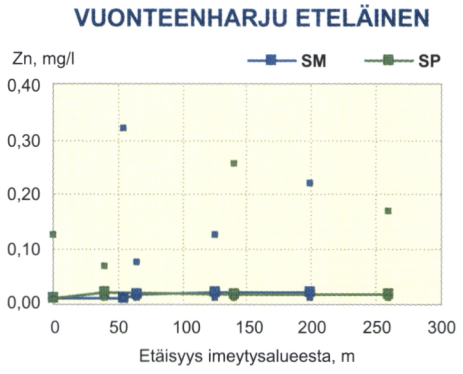


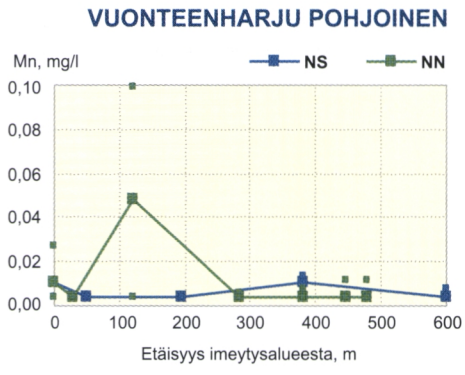
Kuva 4.68. Rautapitoisuus raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.30.

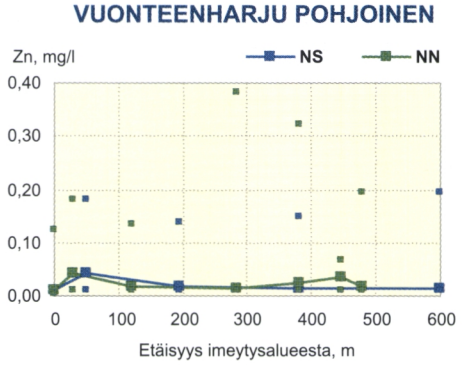












Kuva 4.69. Mangaanipitoisuus Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueesta. Selitykset, ks. kuva 4.30.

Kuva 4.70. Sinkkipitoisuus Pursialan ja Vuonteenharjun raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueesta. Selitykset, ks. kuva 4.30.

• Orgaanisen aineen koostumus ja mikrobiologinen laatu

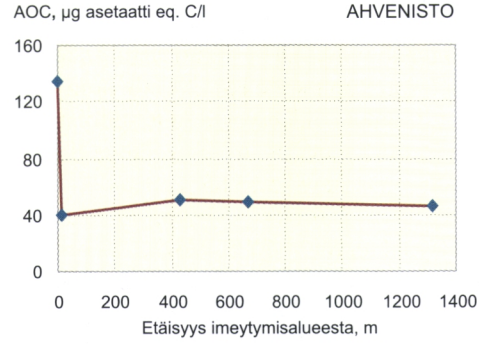
Mikrobien kasvua ylläpitävä orgaaninen hiili, AOC

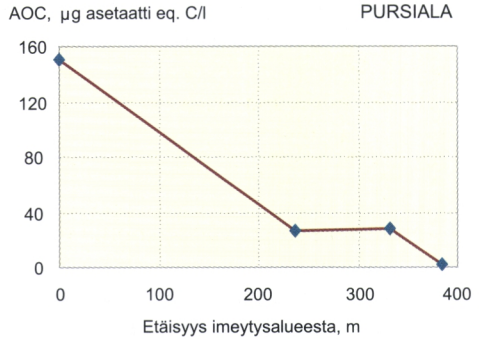
Ilkka Miettinen

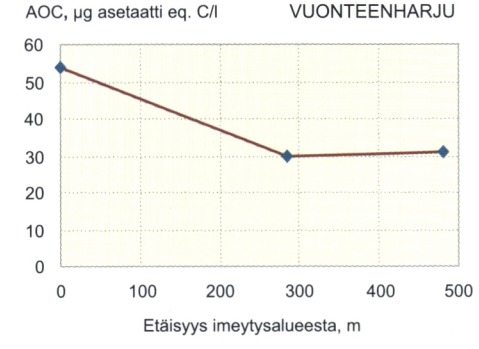
Ahvenistolla AOC-pitoisuus oli lähimmässä havaintoputkessa (Hp9601, 20 metriä imeytysalueelta) huomattavasti alempi kuin raakavedessä. Tekopohjaveden virratessa edelleen pohjavesivyöhykkeessä AOC-pitoisuus säilyi melkein muuttumattomana (**kuva 4.71**). Korkeimmat AOC-pitoisuudet mitattiin tekopohjavedessä syksyisin, mikä saattaa selittyä havaittujen levä- ja α-klorofyllipitoisuuksien kohoamisella loppukesällä.

Vuonteenharjun raakavesinäytteissä AOC-pitoisuus oli keskimäärin 54 µg/l. Pohjaveden havaintoputkista Hp201, Hp114A, Hp115A, Hp116A ja Hp216 pumpatuissa vesinäytteissä ennen imeyttämistä AOC-pitoisuus oli 55-140 µg asetaatti-ekvivalentti C/l. AOC-pitoisuus aleni pohjoisella tutkimusalueella 59 % havaintoputken Hp301 vesinäytteessä, kun etäisyys imeytysalueelta oli 195 m ja 44 % havaintoputken Hp116A vesinäytteessä, kun etäisyys oli 285 m (**kuva 4.71**). Raakaveden korkeimmat AOC-pitoisuudet mitattiin keväisin, mutta ne eivät olleet yhteydessä kasviplanktonin määrään tai α-klorofyllipitoisuuksiin, jotka esiintyivät runsaimpina syksyisin. Tekopohjaveden AOC-pitoisuus oli kuitenkin korkein syksyisin.

Pursialassa raakaveden AOC-pitoisuus aleni erittäin selvästi jo lyhyen virtausmatkan aikana 26 µg:aan/l. AOC-pitoisuus aleni edelleen pohjavesivyöhykkeessä ja oli pohjaveden havaintoputken Hp56 (etäisyys imeytysalueelta 385 m) vedessä alimmillaan 2 µg/l (**kuva 4.71**). Raakaveden korkeimmat AOC-pitoisuudet mitattiin kesäisin ja syksyisin otetuista näytteistä. Havaintoputkien vesien AOC-pitoisuuksiin eivät vuodenajat kuitenkaan vaikuttaneet.



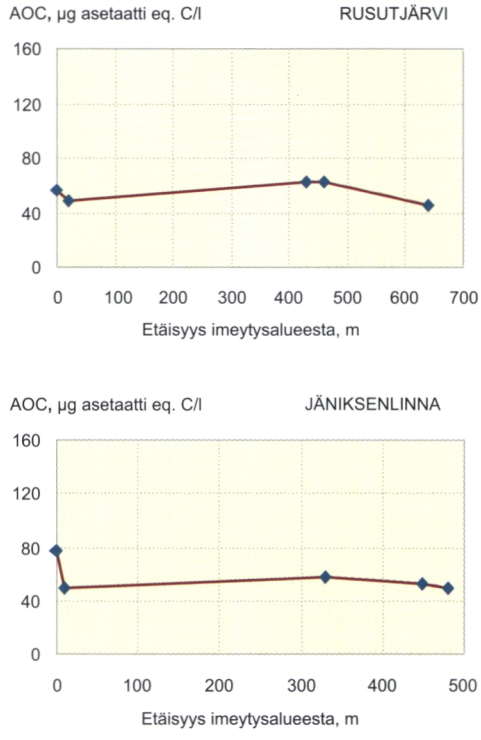




Kuva 4.71. AOC-pitoisuus Ahveniston, Pursialan ja Vuonteenharjun (pohjoinen tutkimusalue, luoteinen virtaussuunta NN) raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Näytteitä otettiin Ahvenistolla vuosina 1998-2000 ja Pursialassa sekä Vuonteenharjulla 1999-2001. Pursialan etäisyydet allasimeytysalueen havaintoputkesta Hp60.

Päijänne-tunnelin raakaveden AOC-pitoisuus (56 µg asetaatti-ekvivalentti C/l) aleni pohjavesivyöhykkeen alkuosassa ensimmäiselle havaintoputkelle Hp120 vain noin 7 µg/l. Virtausmatkan pidentyessä AOC-pitoisuus kohosi havaintoputken Hp107 vedessä (etäisyys imeytysalueelta 430 m) 63 µg/l, jonka jälkeen se alkoi taas alentua. Kaivon K4 (etäisyys imeytysalueelta 640 m) AOC-pitoisuuden keskiarvo oli 46 µg/l (**kuva 4.72**). Jäniksenlinnassa raakaveden AOC-pitoisuus aleni heti pohjavesivyöhykkeen alkuosassa lähimmälle havaintoputkelle (Hp202) keskimäärin 28 µg asetaatti-ekvivalentti C/l. Virtausmatkan pidentyessä AOC-pitoisuus ei enää alentunut (**kuva 4.72**). Korkeimmat raakaveden AOC-pitoisuudet mitattiin keväisin ja syksyisin. AOC-pitoisuuden ja α-klorofyllipitoisuuden välillä ei ollut havaittavissa yhteyttä. Tekopohjaveden AOC-pitoisuuksiin eri vuodenajoilla oli vain vähän vaikutusta.

Tutkimuksessa mitatut AOC-pitoisuudet olivat varsin samalla tasolla kuin aiemmissa pohja- ja tekopohjavesitutkimuksissa havaitut AOC-pitoisuudet (Miettinen ym. 1995, Miettinen ym. 1997, Lehtola ym. 2002). Vain Pursialan vesinäytteissä saavutettiin AOC-pitoisuus alle 10 µg asetaatti-ekvivalentti C/l, jota hollantilaisissa tutkimuksissa on esitetty mikrobiologisesti stabiilin talousveden rajaarvoksi (Van der Kooij ym. 1982). Mikrobeille käyttökelpoisen hiilen pitoisuutta ei kuitenkaan voida kaikissa olosuhteissa pitää ainoana mikrobien kasvuun vaikuttavana tekijänä. Suomalaiset tutkimukset ovat osoittaneet, että myös fosfori tulee huomioida arvioitaessa mikrobien kasvukykyä (Miettinen ym. 1996).



Kuva 4.72. AOC-pitoisuus Rusutjärven ja Jäniksenlinnan raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Näytteitä otettiin Rusutjärvellä vuosina 1998-2001 ja Jäniksenlinnassa 1998-2000.

Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma

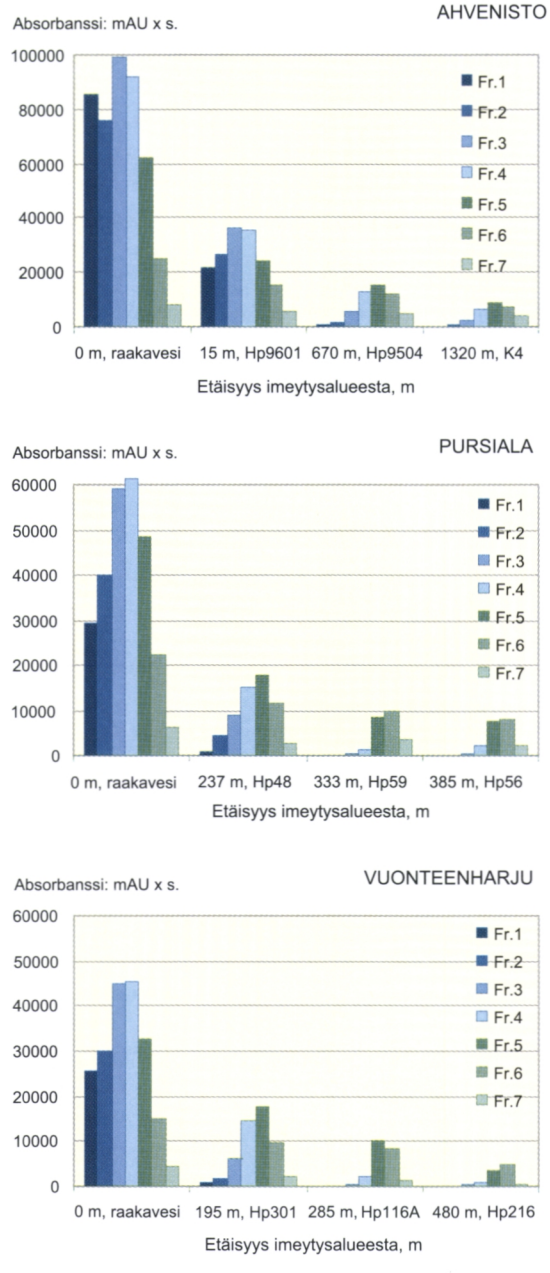
Ilkka Miettinen, Veikko Kitunen

Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma muuttui selvästi kaikilla tekopohjavesialueilla pohjavesivyöhykkeessä. Kaikkien molekyylikokoja kuvaavien HPSEC-fraktioiden kokonaispinta-ala eli orgaanisen aineen kokonaismäärä väheni tekopohjavedessä jo imeytymisen alkuvaiheessa. Eniten vähenivät suurimmat ja keskikokoiset molekyylit. Esim. suuren molekyylikoon fraktiot 1-4 vähenivät Ahveniston harjulla jo pohjavesivyöhykkeen alkuvaiheessa (havaintoputkessa Hp9601) (**kuva 4.73**). Samanlainen orgaanisen aineen molekyylikokojakauman muutos jatkui pohjavesivyöhykkeessä virtausmatkan ja viipymäajan kasvaessa.

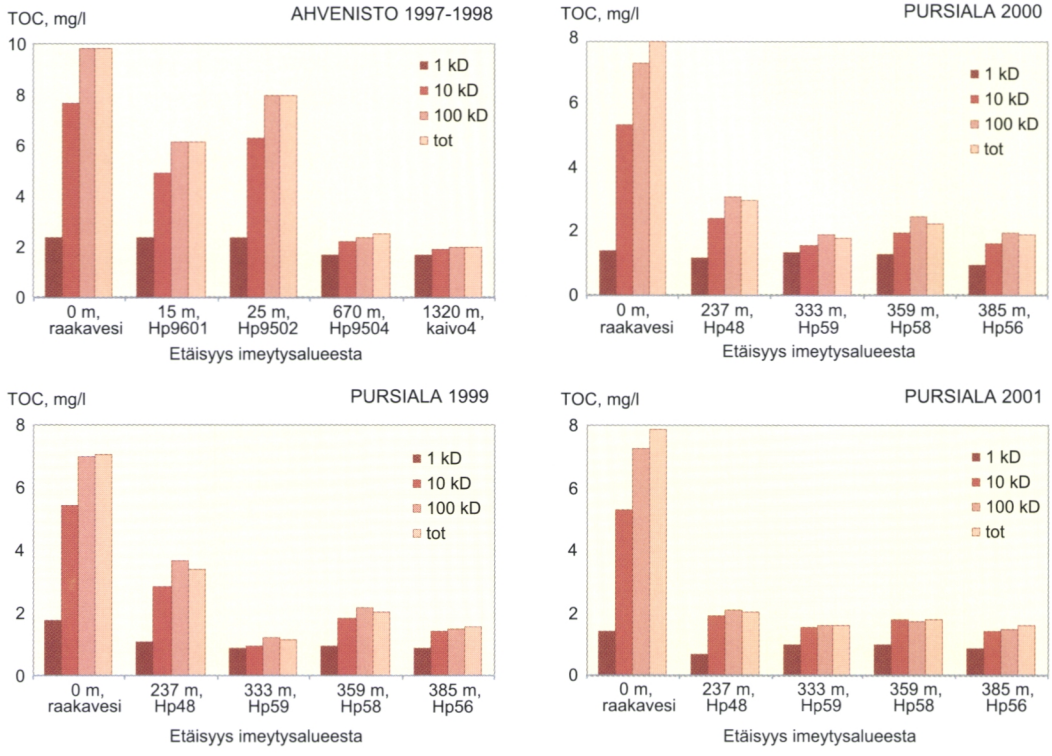
Ahveniston vedenottokaivoissa esiintyvä orgaaninen aine oli pääosin pienimolekyylistä (<1 kD) ja myös äärimmäisen liukoista ainesta (**kuva 4.74**). Pienimolekyylinen orgaaninen aine, johon myös AOC sisältyy, ei ilmeisestikään pidättynyt maaperään. Lisäksi maaperän mikrobiologisen hajotustoiminnan seurauksena muodostuu uutta AOC:ta ja hajoaa olemassa olevaa AOC:ta, mikä alentaa maaperässä hitaasti kulkeutuvan tekopohjaveden AOC-pitoisuutta. Orgaanisen aineen kulkeutumisen maaperässä määrittelee melkein poikkeuksetta yhdisteen liukoisuus, ja suurimolekyylisten yhdisteiden liukoisuus on rajallinen.

Ahvenistolla orgaanisen aineen molekyylijakauma muuttui enää hieman etäisyyden lisääntyessä imeytysalueelta 670 metristä 1320 metriin (**kuva 4.74**).

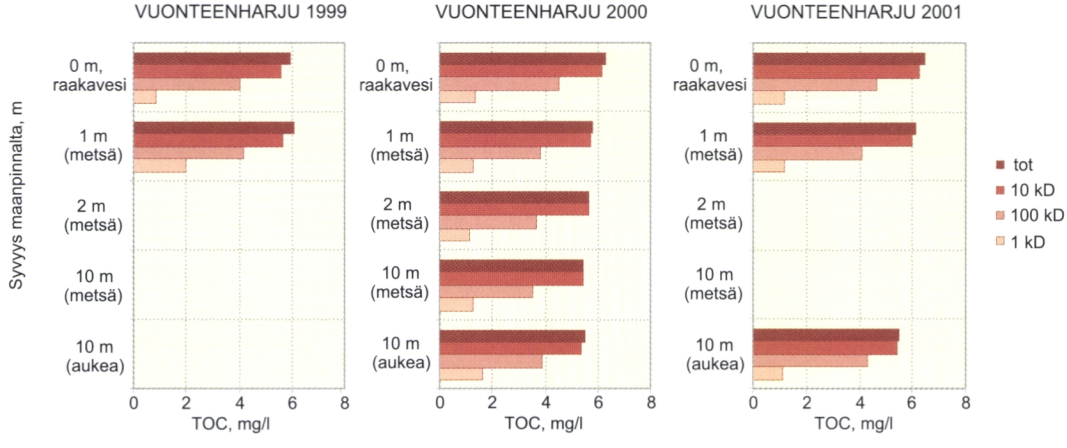
Pursialan pohjaveden havaintoputkien vesissä vähintään puolet orgaanisesta aineesta oli kevyempää kuin 1 kDa. Tekopohjaveden TOC-pitoisuudet olivat noin 2 mg/l. Molekyylikokoja kuvaavien fraktioiden kokonaispinta-alassa tapahtui huomattava muutos pohjavesivyöhykkeessä siten, että suurimmat, fraktioita 1-3 edustavat molekyylikoot vähenivät selvimmin pohjavesivyöhykkeessä (Hp48,



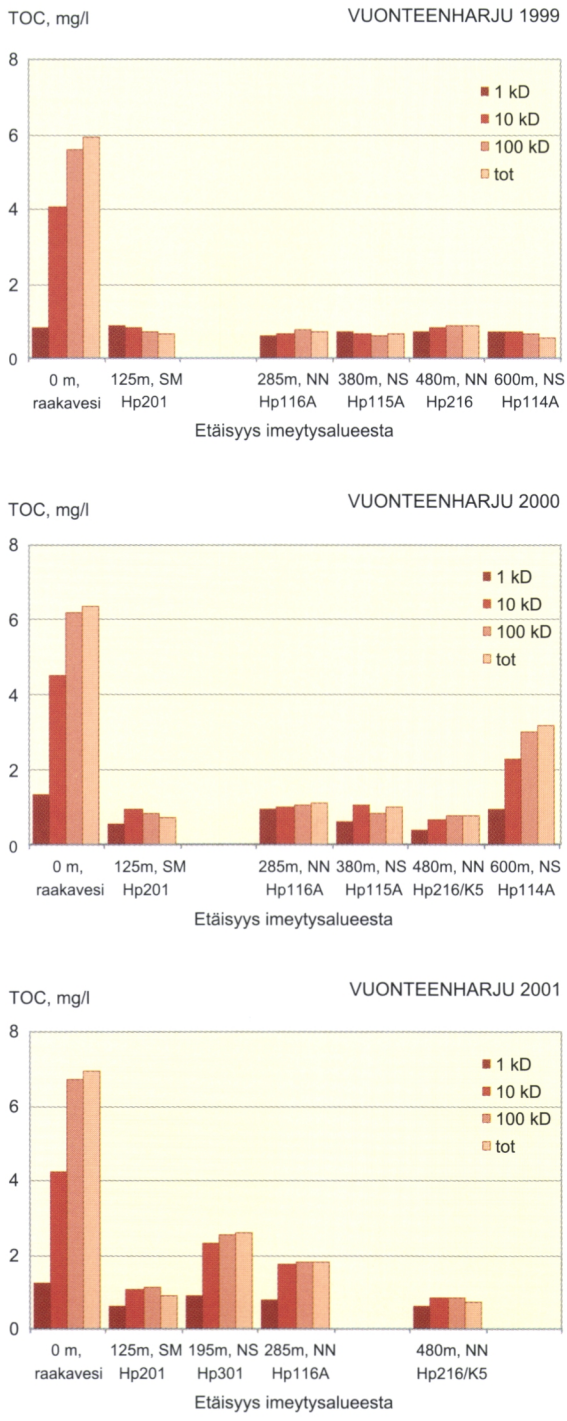
Kuva 4.73. Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma (KTL, geelisuodatus) Ahveniston, Pursialan ja Vuonteenharjun vesinäytteissä. Suurin molekyylikoko on Fr.1. Selitykset ks. kuva 4.71.



Kuva 4.74. Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma (Metla, ultrasuodatus) Ahveniston ja Pursialan vesinäytteissä. Ahvenistolla neljän näytteenottokerran (kevät, kesä, syksy, talvi) keskiarvot vuosilta 1997 ja 1998 ja Pursialassa vuosilta 1999, 2000 ja 2001. Näytteet ovat imeytetystä pintavedestä, pohjaveden havaintoputkista ja kaivovedestä (K4). Molekyylipaino < 1kD, < 10kD ja < 100 kD. Vertailuna käytetään vetyatomin massaa (H = 1D) eli 1 dalton. Tulokset on esitetty kumulatiivisesti siten, että vasemmanpuoliset pylväät sisältävät molekyylipainoltaan < 1000 daltonia (1kD) olevat liukoiset molekyylit, seuraavat pylväät molekyylit < 10000 daltonia (10 kD) jne. Pursialassa etäisyydet allasimeytysalueen havaintoputkesta Hp60.



Kuva 4.75. Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma (Metla, ultrasuodatus) vuosien 1999, 2000 ja 2001 syyskuussa Vuonteenharjun raakavedessä ja vaakalysimetrien vesinäytteissä. Selitykset, ks. kuva 4.74.



Kuva 4.76. Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma (Metla, ultrasuodatus) vuosina 1999, 2000 ja 2001 Vuonteenharjun vesinäytteissä. Selitykset, ks. kuva 4.74.

etäisyys imeytysalueelta 237 m). Orgaanisen aineen molekyylikokojakaumassa ei tapahtunut merkittäviä muutoksia virtausmatkan pidentyessä (Hp59 333 m ja Hp56 385m) (**kuvat 4.73** ja **4.74**). Lähempänä vedenottokaivoa jäljellä olivat enää pienimpiä, vesiliukoisia fraktioita 4-7 edustavat molekyylikoot.

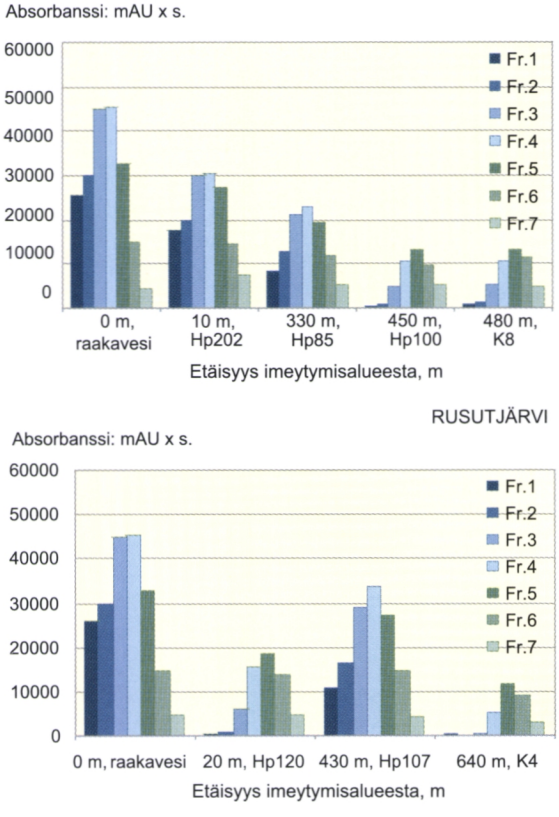
Vuonteenharjun vesinäytteet eivät osoittaneet imeytetyn pintaveden laadun muuttuvan orgaanisen aineen osalta vajovesivyöhykkeessä edes 10 metrin syvyydellä. Mittaustarkkuuden (noin ± 0,5 mg/l) puitteissa orgaanisen hiilen määrä ei juuri vaihdellut eri syvyyksiltä otetuissa vajovesinäytteissä (**kuva 4.75**). Sen sijaan pohjavesivyöhykkeessä Vuonteenharjun tekopohjaveden orgaanisen aineen molekyylikokojakauma muuttui suotuisasti viipymäajan pidentyessä (**kuvat 4.73** ja **4.76**).

Myös Rusutjärven ja Jäniksenlinnan vedenottokaivojen vesinäytteissä oli jäljellä enää pääosin pienimolekyylistä orgaanista ainetta (**kuvat 4.77** ja **4.78**).

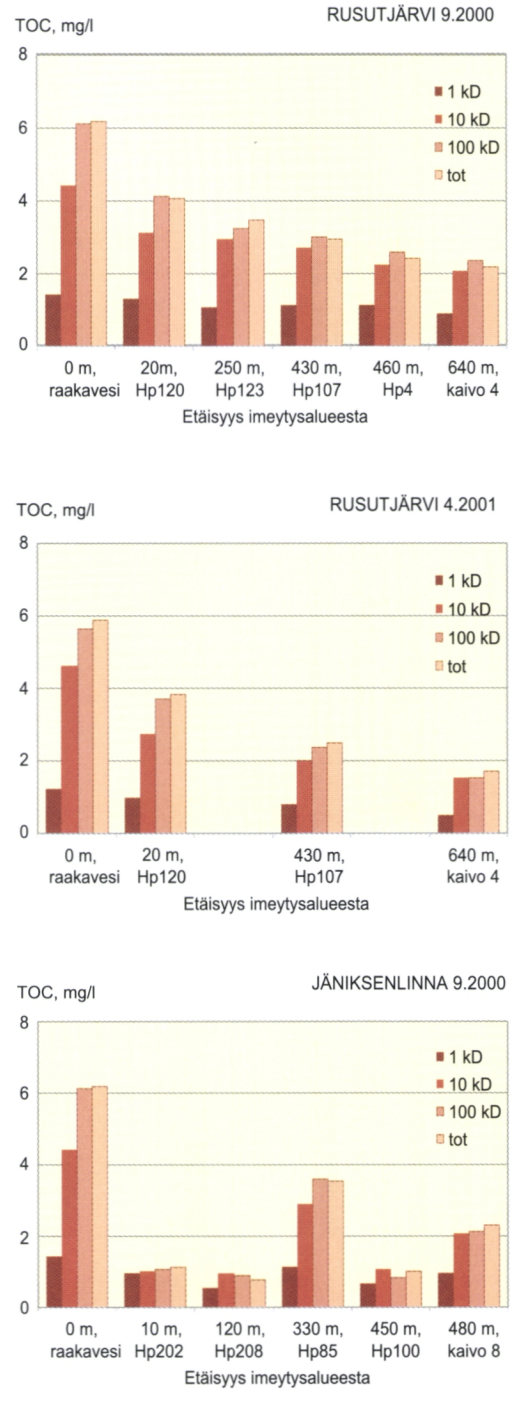
Rusutjärvellä molekyylikokojakauma muuttui tasaisesti pohjavesivyöhykkeessä 640 metrin etäisyydelle, mutta Jäniksenlinnassa molekyylijakauma muuttui jo lyhyellä virtausmatkalla (**kuva 4.78**).

Orgaanisen aineen molekyylikoon muutos oli samanlainen kuin aiemmissa rantaimeytystä koskevissa tutkimuksissa on havaittu. Suurimolekyyliset orgaaniset yhdisteet pidättyvät tehokkaammin kuin pääasiassa pienimolekyyliset yhdisteet (Miettinen ym. 1994, Kivimäki & Lahti 1999).

Orgaanisen aineen laadun muutosta kuvaavat havainnollisesti Rusutjärven pohjaveden havaintoputki Hp115 ja Jäniksenlinnan havaintoputki Hp63, joiden vesi edustaa näille alueille tyypillistä, luontaista pohjavettä. Näiden havaintopisteiden orgaaninen aine koostuu vähäisistä määristä pienimolekyylisiä yhdisteitä.



Kuva 4.77. Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma (KTL, geelifiltraatiosuodatus) Rusutjärven ja Jäniksenlinnan vesinäytteissä. Suurin molekyylikoko on Fr.1. Selitykset, ks. kuva 4.71.



Kuva 4.78. Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma (Metla, ultrasuodatus) Rusutjärven vesinäytteissä vuosina 2000 ja 2001 ja Jäniksenlinnan näytteissä vuonna 2000. Selitykset, ks. kuva 4.74.

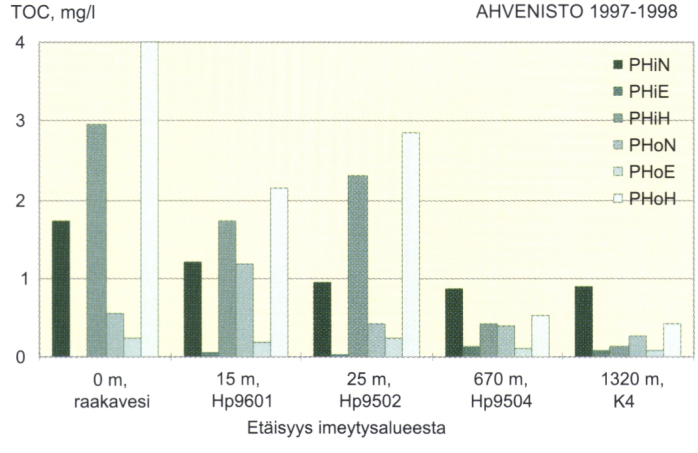
Orgaanisen aineen yhdisteryhmät

Veikko Kitunen

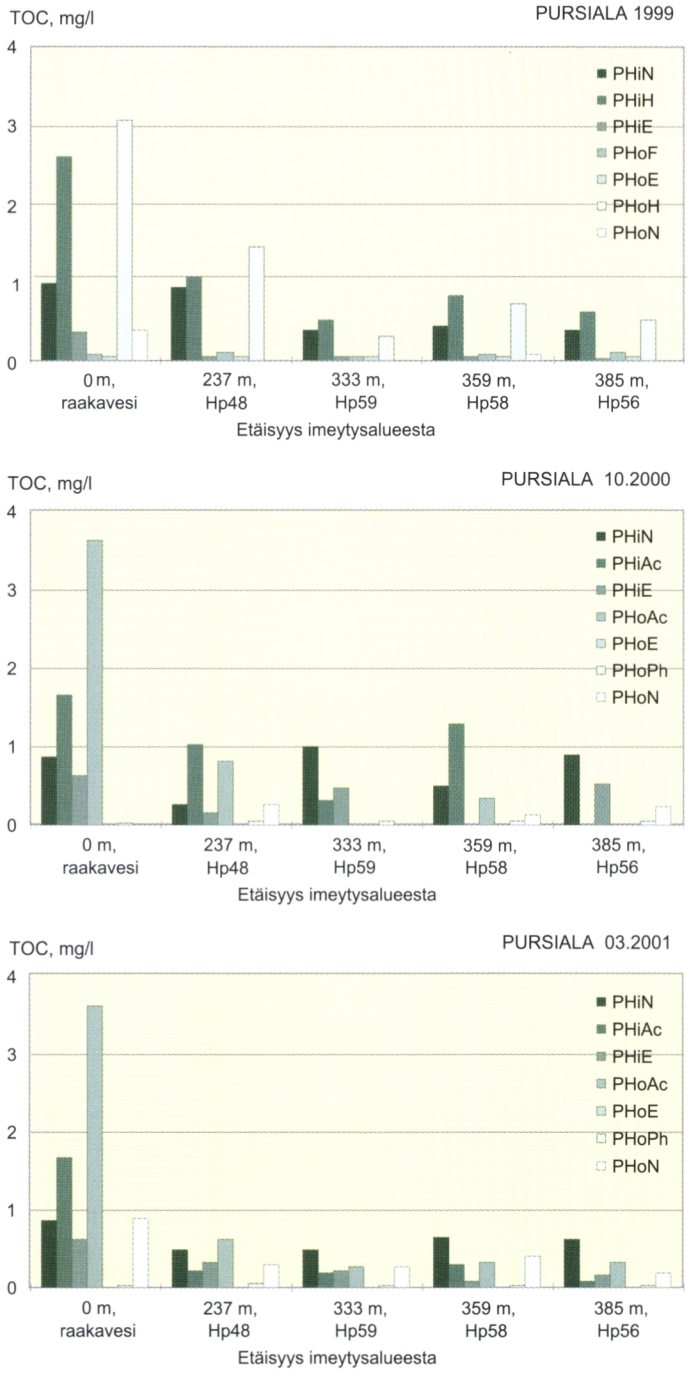
Ahveniston harjuun imeytettävä Alajärven raakavesi on koostumukseltaan normaalia luonnonvettä. Veden pääkomponetteja ovat happamat aineet (hydrofiiliset eli vesihakuiset ja hydrofobiset eli vesipakoiset) ja neutraaliaineet. Emäksisesti käyttäytyviä aineita on vähän (**kuva 4.79**). Lähellä imeytysalueita olevista havaintoputkista (Hp9601 ja Hp9502, etäisyydet imeytysalueelta 15-25 m) otetut näytteet olivat profiililtaan melko samankaltaisia järviveden kanssa, joskin pitoisuudet olivat jo selvästi alentuneet. Noin 670 m etäisyydellä imeytysalueista (Hp9504) poistuma oli saavuttanut kaivoveden tason jokseenkin kaikilta osin, ja muutokset olivat tämän jälkeen vähäisiä. TOC:n kemiallinen luonnehdinta osoittaa, että tekopohjavedestä poistui se osa, mikä siitä imeytyksessä voi poistua ja jäljelle jäi pääasiassa hydrofiilinen, kevyt, pienikokoinen orgaaninen aine.

Pursialan tekopohjavesilaitoksen imeytykseen käyttämä pintavesi on hyvälaatuista. Hydrofobisen helpoimmin poistettavan fraktion osuus on sekä Pursialassa että Vuonteenharjulla noin 50 %, eikä järvivesi sisällä myöskään hydrofobisia neutraaliaineita, jotka ovat usein indikaatio ihmisperäisestä kontaminaatiosta (PHoN <1 ppm) (**kuvat 4.80** ja **4.82**). Järvivedessä olevan orgaanisen aineen profiili noudattaakin melko tarkoin yleisesti luonnossa esiintyvän humusaineen profiilia. Kaikkien tutkittujen tekopohjavesilaitosten imeytettävä pintavesi sisältää runsaasti happaman luonteen omaavia hydrofobisia ja hydrofiilisiä aineita, joiden poistuvuus tekopohjavedestä on maaperässä hyvä.

Voimakkain muutos yhdisteryhmissä tapahtui Pursialassa pohjavesivyöhykkeessä virtausmatkan alkuosassa havaintoputkeen Hp48 (etäisyys 237 m) mennessä. Tämän jälkeen yhdisteryhmien muutokset olivat vähäisiä. (**kuva 4.80**).



Kuva 4.79. Orgaanisen hiilen yhdisteryhmät Ahveniston vesinäytteissä neljän näytteenottokerran (kevät, kesä, syksy, talvi) keskiarvoina vuosina 1997-98. Näytteet ovat imeytetystä pintavedestä, imeytysalueen lähellä sijaitsevista havaintoputkista (Hp 9601 ja Hp 9502), n. 670 m etäisyydellä olevasta havaintoputkesta (Hp 9504) ja kaivovedestä (K4, etäisyys 1320 m). Selitykset kts. kuva 4.80.



Kuva 4.80. Orgaanisen hiilen yhdisteryhmät Pursialan vesinäytteissä syyskuussa 1999, 2000 ja 2001. Näytteet ovat imeytetystä pintavedestä, pohjaveden havaintoputkista ja kaivosta (Hp56). Etäisyydet allasimeytysalueen havaintoputkesta Hp60.

PHoN = hydrofobiset neutraaliaineet (alhainen hapetusaste ja vähäinen funktionaalisuus, esim. hiilivedyt ja klorofylli),

PHoE = emäksisesti käyttäytyvät hydrofobiset aineet (heikko liukoisuus, fenolisia rakenteita, esim. flavonoidit ja tanniinit),

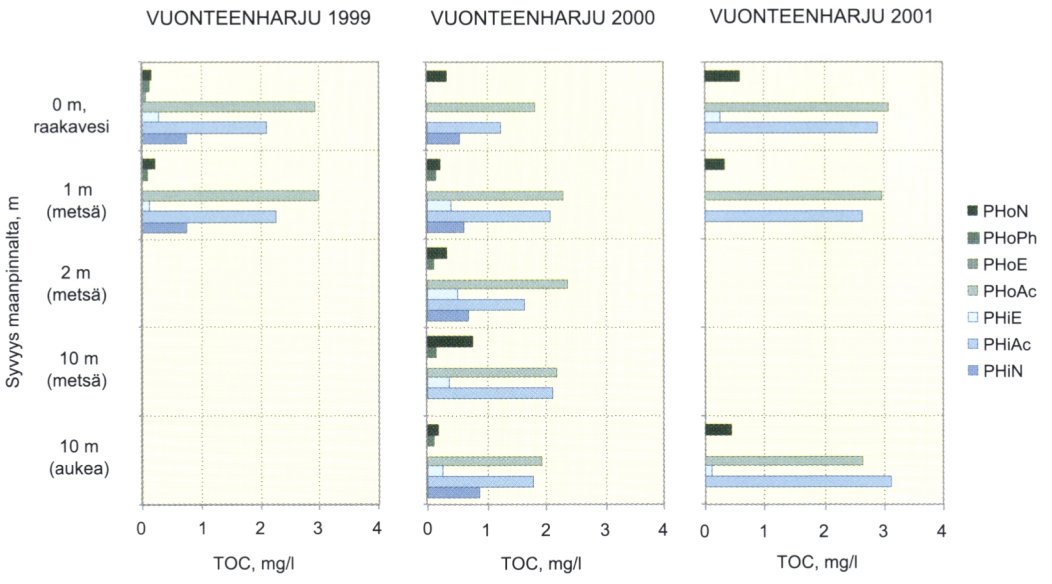
PHoPh = PHoF = hydrofobiset fenoliset yhdisteet,

PHoH = PHoAC = hydrofobiset orgaaniset hapot (humus- ja fulvohapot, aromaattiset hapot ja hapettuneet fenoliset rakenteet),

PHiE = vesiliukoisia emäksisiä aineita (yleensä merkityksetön ryhmä),

PHiH = PHiAC = vesiliukoiset orgaaniset hapot (pitkälle hapettuneita selvästi happaman luonteen omaavia aineita, alhainen molekyylipaino ja erinomainen liukoisuus),

PHiN = hydrofiiliset neutraaliaineet (korkea hapetusaste, erittäin liukoisia ja pysyviä, alkoholit, aldehydit, ketonit).

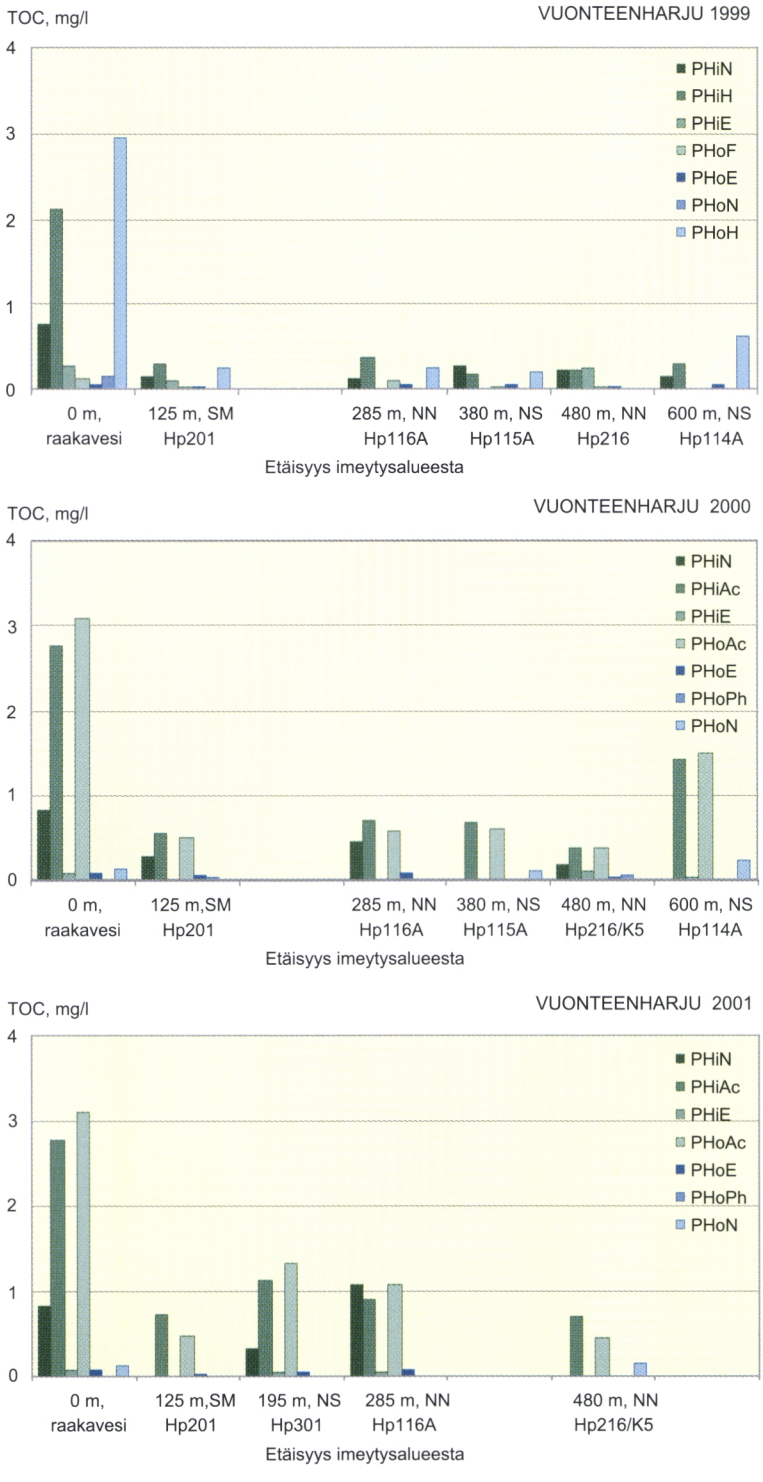


Kuva 4.81. Orgaanisen hiilen yhdisteryhmät vuosina 1999, 2000 ja 2001 syyskuussa Vuonteenharjun raakavedessä ja vaakalysimetrien vesinäytteissä. Selitykset, ks. kuva 4.80.

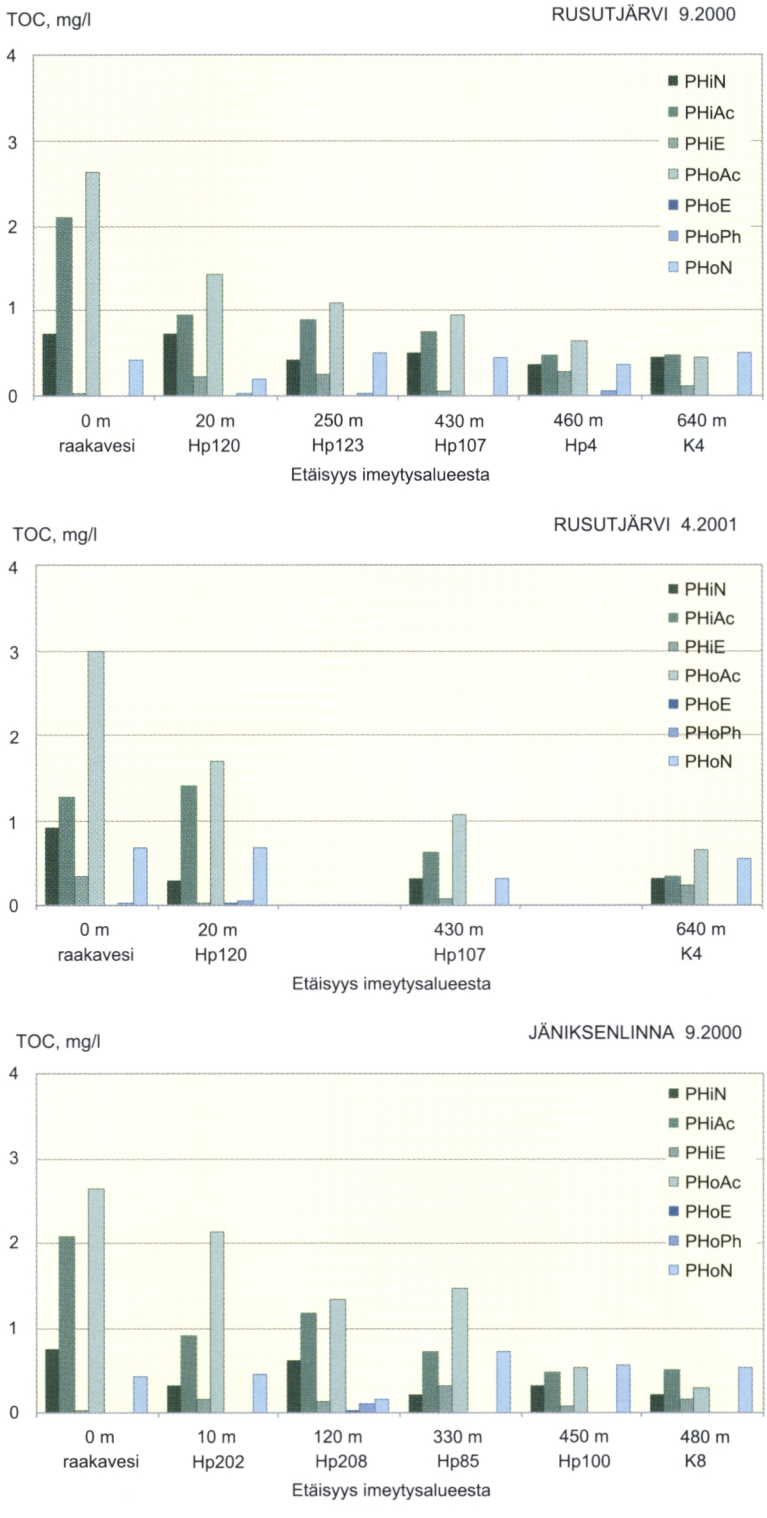
Orgaanisen hiilen yhdisteryhmät eivät merkittävästi vaihdelleet Vuonteenharjulla eri syvyyksillä otetuissa vajovesinäytteissä (**kuva 4.81**).

Vuonteenharjulla voimakkain muutos yhdisteryhmissä kuten molekyylipainoissakin tapahtui heti virtausmatkan alussa (**kuva 4.82**). Kaikilla tekopohjavesialueilla orgaanisen hiilen keskinäiset suhteet muuttuivat imeytysalueelta kaivoille. Esimerkiksi Rusutjärvellä ja Jäniksenlinnassa orgaaniset hapot poistuivat tekopohjavedestä virtausmatkan aikana, kun taas neutraaliaineiden pidättyminen maaperään oli vähäisempää. (**kuva 4.83**).

Yhdisteiden molekyylikoko ja kemiallinen luonne vaikuttavat merkittävästi poistumaan. Orgaanisen aineen luonteen ja käyttäytymisen kulloisessakin ympäristössä määrittelivät fysikaaliset suureet, kuten molekyylien koko ja liukoisuus sekä kemialliset ominaisuudet kuten yhdisteiden sisältämien funktionaalisten ryhmien laatu ja määrä. Harjussa virtaavasta vedestä poistuvat ensin heikommin veteen liukoiset yhdisteet sekä selkeästi kemiallisesti aktiiviset aineet kuten orgaaniset hapot ja viimeisenä vesiliukoiset neutraaliaineet. Tämä yhdisteryhmä muodostuu pitkälle hajonneista tai muutoin stabiileista yhdisteistä, jotka eivät ole sopivia esim. hiilenlähteiksi mikrobeille ja ovat kemiallisesti pysyviä. Tämän fraktion poistuminen esim. imeytyksen intensiteetin muutoksilla tai muillakaan imeytysteknisillä keinoilla ei ole todennäköistä. Jos on tarpeen, poisto voidaan tehdä jälkikäsittelyin.



Kuva 4.82. Orgaanisen hiilen yhdisteryhmät vuosien 1999, 2000 ja 2001 syyskuussa Vuonteenharjun raakavedessä ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueesta. Selitykset, ks. kuva 4.80.



Kuva 4.83. Orgaanisen hiilen yhdisteryhmät vuosina 2000 ja 2001 Rusutjärven raakavedessä, pohjaveden havaintoputkissa ja kaivoissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Selitykset, ks. kuva 4.80.

Mikrobeille käyttökelpoinen fosfori, MAP

Ilkka Miettinen

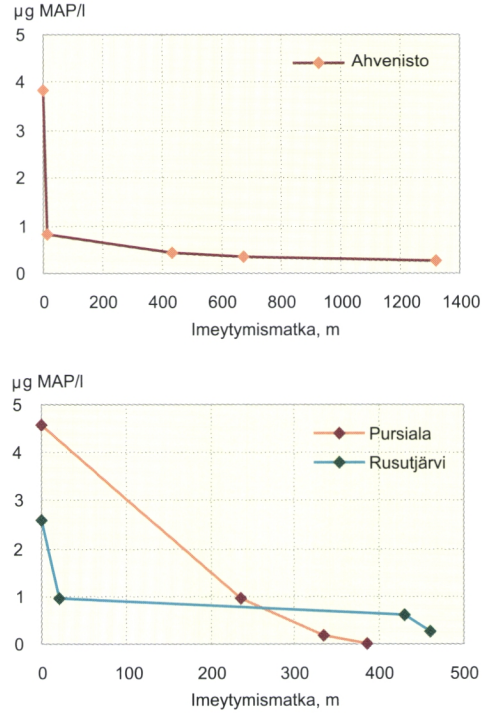
Ahveniston harjulla raakaveden MAP-pitoisuus (3,8 µg MAP/l) aleni miltei viidesosaan jo virtausmatkan alkuvaiheessa. MAP-pitoisuus oli virtausmatkan loppuvaiheessa kaivossa K4 enää 0,3 µg MAP/l. Imeytetyn pintaveden korkeimmat MAP-pitoisuudet mitattiin syksyisin. Maaperä puskuroi tekopohjaveden MAP-pitoisuuden vaihtelua. Niinpä tekopohjavedessä MAP-vaihtelu oli vähäisempää kuin raakavedessä. Vuonteenharjulla MAP-pitoisuuden muutokset poikkesivat muiden tutkimuksessa mukana olleiden tekopohjavesialueiden MAP-pitoisuuksien muutoksista. Imeytetyn pintaveden MAP-pitoisuus (3,1 µg MAP/l) kohosi selvästi sekä eteläisellä että pohjoisella tutkimusalueella. MAP-pitoisuus vedenottokaivon K5 viereisen havaintoputken Hp216 vedessä oli yli 2,5-kertainen (8,3 µg MAP/l) raakaveteen verrattuna. MAP:n lisääntyminen maaperässä kulkeutumisen aikana johtunee MAP:n liukenemisesta maaperästä. Raakaveden korkeimmat MAP-pitoisuudet mitattiin syksyisin, mikä liittynee leväkukinnan loppuvaiheeseen.

Pursialassa raakaveden MAP-pitoisuus (4,6 µg MAP/l) aleni pohjavesivyöhykkeessä viidesosaan 237 metrin matkalla (Hp48). Virtausmatkan edelleen pidentyessä MAP-pitoisuus väheni huomattavasti. Vedenottokaivon K13.96 viereisen havaintoputken Hp56 (etäisyys imeytysalueelta 385 m) näytteissä MAP-pitoisuus oli enää alle 0,01 µg MAP/l (**kuva 4.84**). Raakaveden MAP-pitoisuus oli korkeimmillaan syksyisin.

Rusutjärvellä raakaveden MAP-pitoisuus (2,6 µg MAP/l) aleni miltei kolmasosaan virtausmatkan alkuvaiheessa (Hp120, etäisyys 20 m). Virtausmatkan pidentyessä MAP-pitoisuus vähentyi tasaisesti. Virtausmatkan loppuvaiheessa MAP-pitoisuus oli kaivossa K4 (etäisyys 640m) enää 0,3 µg MAP/l. Korkeimmat MAP-pitoisuudet mitattiin syksyisin.

Tutkimus osoitti, että MAP-pitoisuudet alenevat tekopohjaveden valmistuksessa, kuten muissakin tekopohjavesiä koskevissa selvityksissä on havaittu (Lehtola ym. 2002). Myös maaperän ominaisuudet vaikuttavat MAP-pitoisuuteen. Tästä syystä pohjavesissäkin on mitattu merkittäviä mikrobeille käyttökelpoisen fosforin pitoisuuksia: 1,5-4,3 µg MAP/l (Lehtola ym. 2002).

Tutkimukseen osallistuneiden tekopohjavesilaitosten mikrobiologisista tuloksista voidaan Vuonteenharjua lukuunottamatta päätellä, että pintaveden imeytys ja tekopohjaveden virtaus maaperässä vähensi orgaanisen hiilen merkitystä mikrobien kasvun säätelijänä ja että fosfori oli orgaanista hiiltä tärkeämpi mikrobien kasvua säätelevä tekijä. Aineistossa, josta oli poistettu sekä järvivedet että ne näytevedet, joiden MAP-pitoisuus oli yli 5 ug/l, MAP-pitoisuuden ja mikrobien kasvukyvyn välillä oli tilastollinen yhteys ($r = 0{,}57$, $p = 0{,}000$, $n = 45$). Järvivesissä mikrobien kasvua rajoittivat alkueläimet.

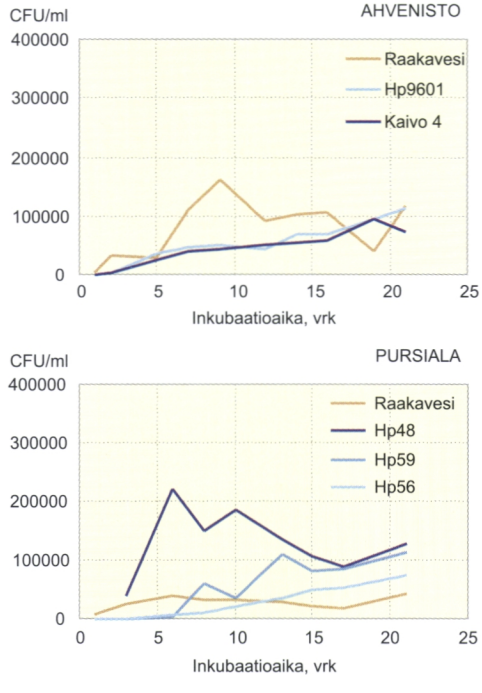


Kuva 4.84. Mikrobeille käyttökelpoisen fosforin (MAP) pitoisuus Ahveniston, Pursialan ja Rusutjärven raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Näytteitä otettiin Ahvenistolla ja Pursialassa vuosina 2000 - 2001 ja Rusutjärvellä 1998 - 2001.

Mikrobien kasvukyky, HGR ja biomassan tuotanto

Ilkka Miettinen

Ahvenistolla raakavesinäytteissä tapahtui inkubaation alussa voimakasta mikrobikasvua. Yhdeksän vuorokauden kuluttua mikrobipitoisuus alkoi kuitenkin alentua selvästi. Tähän on voinut vaikuttaa mikrobeja ravintonaan käyttävien alkueläinten lisääntyminen pintavesinäytteessä. Alkueläimet pitivät Ahvenistoa lukuunottamatta kaikkien muiden laitosten pintavesinäytteiden bakteeripitoisuudet kurissa jo inkubaation alusta alkaen. Havaintoputken Hp9601 ja kaivon K4 vesinäytteissä esiintyi tasaista mikrobikasvua inkubaatioajan pidentyessä. Mikrobikasvu oli hieman voimakkaampaa havaintoputken Hp9601 kuin kaivon K4 näytevedessä. Mikrobien kasvua rajoittava tekijä lähimmässä havaintoputkessa Hp9601 oli orgaaninen hiili. Virtausmatkan loppuvaiheessa kaivon K4 vesinäytteessä mikrobien kasvua rajoitti fosfori. Fosforirajoitteisuus saattaa selittää osaltaan AOC-pitoisuuden hitaan vähenemisen virtausmatkan aikana. Raakavesien mikrobikasvu oli voimakkainta loppukesän ja syksyn aikana, mikä saattaa liittyä aiemmin esitettyihin ravinteiden (hiili/fosfori) pitoisuuksien muutoksiin. Havaintoputkien vesinäytteiden mikrobikasvuun (**kuva 4.85**) eri vuodenajat vaikuttivat vain vähän.



Kuva 4.85. Heterotrofisten mikrobien kasvukyky Ahveniston ja Pursialan raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Näytteitä otettiin vuosina 1999 ja 2001.

Bakteeribiomassan tuotantoaktiivisuuden mittaukset Ahvenistolla osoittivat, että tuotantoaktiivisuus laski yli kolme kertaluokkaa tekopohjaveden virratessa 280 metriä havaintoputkelle Hp9407. Bakteerituotannon aktiivisuus kasvoi hitaasti virtausmatkan kasvaessa. Kaivossa K4 (etäisyys imeytysalueelta 1320 m) mikrobien biomassan tuotanto oli kuitenkin alhaisempi kuin analyysin määritysraja (**taulukko 4.10**).

Pursialassa mikrobien kasvu oli hitainta raakavedessä (suurin pesäkeluku noin 38 000 CFU/ml). Mikrobikasvu oli voimakkainta havaintoputken Hp48 (etäisyys 237 m) vesinäytteissä (suurin pesäkeluku 222 000 CFU/ml). Muista havaintoputkista otettujen vesinäytteiden perusteella mikrobien kasvu väheni pohjavesivyöhykkeessä virtausmatkan kasvaessa. Havaintoputken Hp48 vesinäytteissä mikrobien kasvukykyä rajoitti orgaaninen hiili, kun taas havaintoputken Hp56 (etäisyys 385 m) vesinäytteissä sitä rajoitti fosfori. Kaikissa

Taulukko 4.10. Bakteerituotanto Ahveniston pohjaveden havaintoputkista otetuissa vesinäytteissä 7.9.1998. Tulokset ilmoitettu biomassan (hiilen) tuotantonopeutena: ng C/litra × tunti.

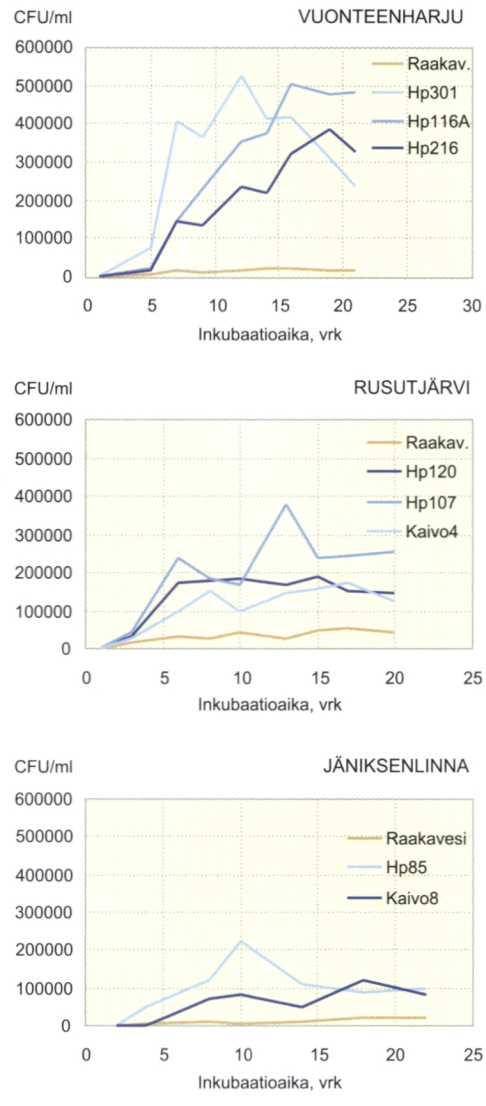
Havaintopiste	Etäisyys, m	Bakteerituotanto, ng/l × h
Raakavesi	0	472,2
Hp 9601	20	0,21
Hp 9407	280	0,12
Hp 9409	940	0,76
Kaivo 4	1320	< 0,001
Hp 9411	1400	0,34

näytteissä voimakkain mikrobikasvu havaittiin syksyisin. Mikrobikasvun vaihtelu tasaantui, kun virtausmatka ja viipymäaika pohjavesivyöhykkeessä pitenivät.

Vuonteenharjulla mikrobien kasvu oli heikointa raakavedessä (suurin pesäkeluku noin 20000 CFU/ml). Pohjaveden havaintoputkista otetuissa vesinäytteissä oli sen sijaan hyvin voimakasta mikrobikasvua. Voimakkainta kasvu oli havaintoputken Hp301 (etäisyys 195 m) vesinäytteessä (527 000 CFU/ml). Viipymäajan pidentyessä mikrobien kasvukyky hidastui ja heikkeni (**kuva 4.86**). Tulos viittaisi siihen, että fosforipitoisuuden kohoaminen (liukeneminen maaperästä) ei kiihdyttänyt mikrobien kasvua. Laboratoriokokeet osoittivatkin, että Vuonteenharjun havaintoputkien Hp301, Hp116A (etäisyys 285 m) ja Hp216 (etäisyys 480 m) vesinäytteissä mikrobien kasvua rajoitti niiden käytettävissä oleva orgaaninen hiili (AOC) eikä fosfori.

Sekä Rusutjärvellä että Jäniksenlinnassa mikrobien kasvukyky oli heikointa raakaveden näytteessä ja erittäin voimakasta virtausmatkan eri osista otetuissa tekopohjavesinäytteissä (**kuva 4.86**). Rusutjärvellä voimakkain mikrobikasvu mitattiin pohjaveden havaintoputken Hp107 (etäisyys 430 m) vesinäytteessä ja heikoin kaivon K4 (etäisyys 600 m) vesinäytteessä (**kuva 4.86**). Jäniksenlinnassa voimakkain mikrobikasvu mitattiin havaintoputkesta (Hp85, etäisyys 330 m) otetussa vesinäytteessä. Kaivon K8 (etäisyys 500 m) vesinäytteen mikrobikasvu oli selvästi heikentynyt verrattuna havaintoputken Hp85 vesinäytteeseen. Mikrobikasvu oli voimakkaimmillaan elokuun aikana otetuissa näytteissä.

Vaikka mikrobikasvua kuvaavat pesäkeluvut olivatkin varsin korkeita tekopohjavesinäytteissä, on vastaavia "kasvukäyriä" havaittu miltei kaikissa tutkimuksissa, joissa on selvitetty mikrobien kasvukykyä pohja- ja tekopohjavesissä (Miettinen ym. 1995, Miettinen ym. 1997, Lehtola ym. 2002). Tutkimuksen tulokset osoittavat että tekopohjavedet sisältävät ravinteita niin paljon, että näitä vesiä ei voida pitää mikrobiologisesti stabiileina eli vesissä voi esiintyä voimakasta mikrobikasvua, erityisesti jos vesiä ei desinfioida.



Kuva 4.86. Heterotrofisten mikrobien kasvukyky Vuonteenharjun (pohjoinen tutkimusalue, luoteinen virtaussuunta, NN), Rusutjärven ja Jäniksenlinnan raakavedessä (0 m) ja pohjaveden havaintoputkissa eri etäisyyksillä imeytysalueista. Näytteitä otettiin Vuonteenharjulla vuosina 1999 ja 2001, Rusutjärvellä vuosina 1998-2001 ja Jäniksenlinnassa vuonna 1998.

Orgaaniset hapot

Ilkka Miettinen

Pääosa analysoiduista raaka- ja tekopohjavesien orgaanisista hapoista kuului etikka-, muurahais- ja oksaalihappoihin, jotka ovat täysin normaaleja luonnonvesissä esiintyviä orgaanisia yhdisteitä. Orgaanisten happojen pitoisuus oli Ahveniston ja Vuonteenharjun raakavedessä 67-68 µg/l. Ahvenistolla pitoisuus oli hieman alhaisempi lähimmässä havaintoputkessa Hp 9601 (58 µg/l). Vuonteenharjulla pitoisuus oli vain 43 µg/l havaintoputkessa Hp216 (etäisyys imeytysalueelta 480 m).

Myös Pursialassa pääosa analysoiduista raakavesien orgaanisista hapoista kuului etikka-, muurahais-, palorypäle- ja oksaalihappoihin, joiden kokonaispitoisuus vesinäytteissä oli keskimäärin 101 µg/l. Oksaalihappo katosi pohjavesivyöhykkeessä ensimmäisten imeytymismetrien aikana, ja havaintoputken Hp48 (etäisyys 237 m) veden orgaanisten happojen kokonaispitoisuuksien keskiarvo oli 83 µg/l. Myös pienet määrät palorypälehappoa (5-9 µg/l) oli mitattavissa vesinäytteistä. Oksaalihappo hävisi kokonaan imeytymisen aikana. Orgaanisten happojen pitoisuus (raakavesi 64 µg/l) kohosi kaikista muista tutkimuksessa mukana olleista laitoksista poiketen Rusutjärvellä virtausmatkan alkuvaiheessa (Hp120 95 µg/l). Virtausmatkan jatkuessa orgaanisten happojen kokonaispitoisuus aleni 74 µg/l:aan (Hp107, etäisyys 430 m), mutta jäi kuitenkin raakavettä suuremmaksi.

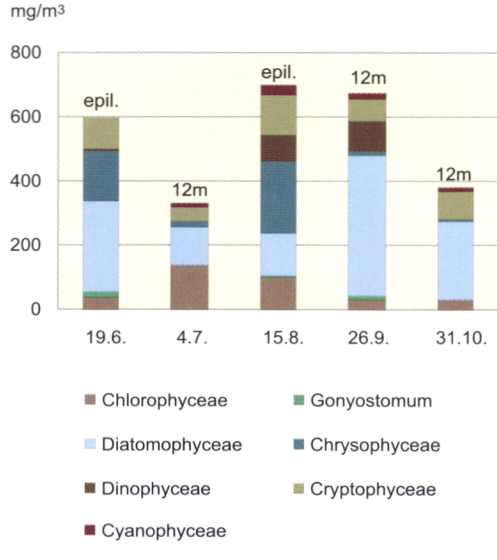
• Kasviplankton

Kaj Granberg

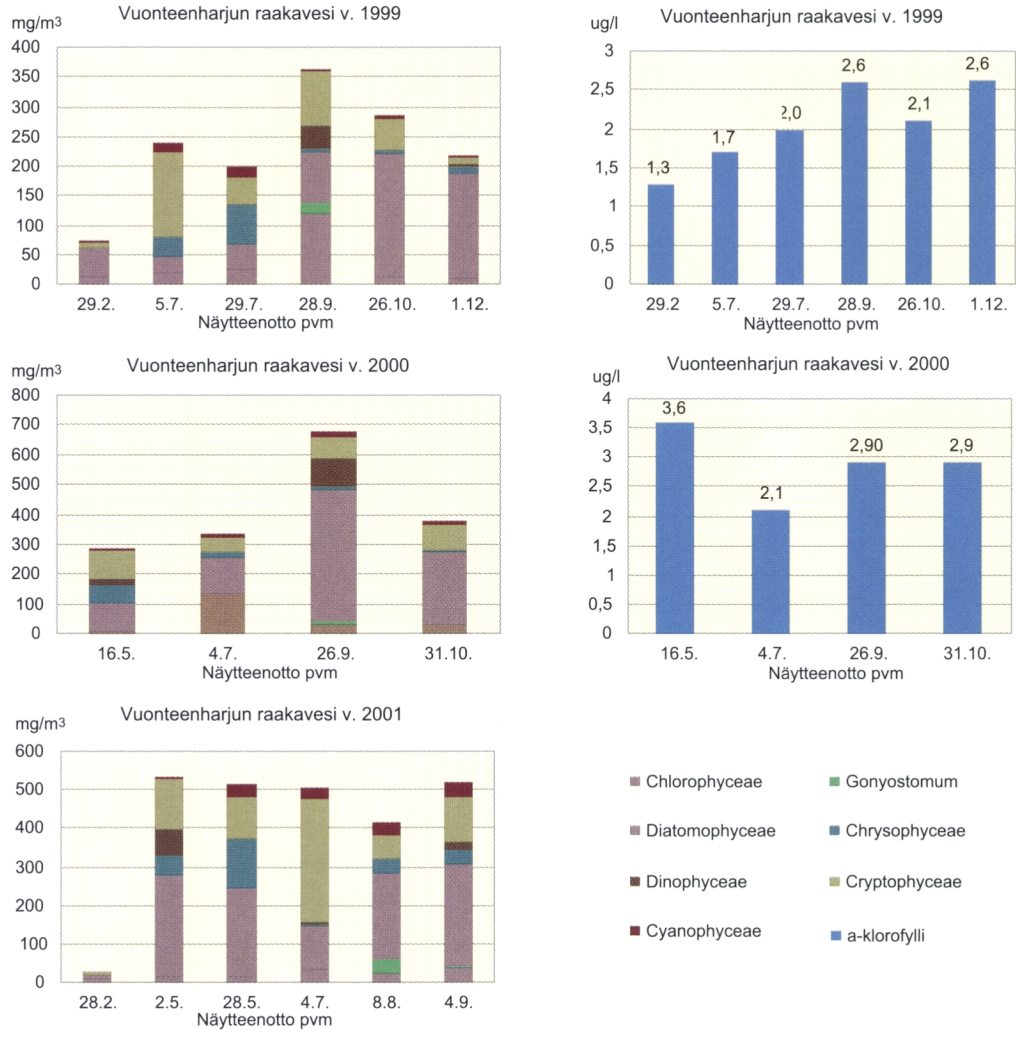
Kultakin tekopohjavesilaitokselta tutkittiin raakaveden kasviplanktonkoostumus sekä kasviplanktonin pidättymistä maaperään. Ahveniston tekopohjavesilaitos ottaa raakavetensä Alajärvestä, Vuonteenharjun Kuusvedestä, Pursialan Saimaan Ukonveden Kattilanlahdesta ja Rusutjärven ja Jäniksenlinnan tekopohjavesilaitokset Päijännetunnelin välityksellä Päijänteen Asikkalanselältä.

Vuonteenharju

Raakavesi Kuusvedestä otetaan kilometrin päässä rannasta 12-14 metrin syvyydestä, keskimäärin harppauskerroksen alapuolelta. Tämän seurauksena alkukesän planktonbiomassat ja mitatut α-klorofyllipitoisuudet olivat pieniä, kun näitä verrataan päällysveden biomassoihin (**kuva 4.87**). Vuonna 1999 valtalajeina olivat nielulevät (*Cryptomonas, Rhodomonas lacustris*). Vuonna 2000 nielulevien osuus biomassassa laski, mutta vuonna 2001 niiden osuus oli jälleen suuri (**kuva 4.88**).



Kuva 4.87. Kuusveden (Vuonteenharju) päällysveden ja 12 metrin syyvyydeltä otettujen näytteiden kasviplanktonkoostumus.



Kuva 4.88. Vuonteenharjun raakaveden planktonbiomassat ja mitatut α-klorofyllipitoisuudet. Näytteet otettiin 12 metrin syvyydestä.

Syksymmällä piilevät runsastuivat, esim. lajit *Asterionella formosa, Rhizosolenia longiseta ja Melosira (Aulacoseira) ambigua* ja *Melosira islandica*. Syksyllä päällysvesi sekoittui ja laimentui alusveden kanssa, minkä vuoksi päällysveden ja alusveden biomassat sekoittuivat ja tasaantuivat.

Maaperän suodatuskyky säätelee tekopohjaveden laatua merkittävästi myös kasviplanktonin biomassan ja α-klorofyllipitoisuuksien osalta. Tämä käy ilmi **taulukosta 4.11**, joissa esitetään vajovesivyöhykkeessä tapahtuneita muutoksia planktonbiomassassa ja α-klorofyllipitoisuudessa. Mitatut α-klorofyllipitoisuudet eivät liian vähäisen vesinäytemäärän vuoksi ole tarkkoja, minkä vuoksi α-klorofyllipitoisuudet on myös laskettu kasviplanktonnäytteistä aiemmin esitetyllä regressioyhtälöllä. Tästä epätarkkuudesta johtunee α-klorofyllipitoisuuden kohoaminen metsäkoealan vaakalysimetrin 10 metrin syvyydestä otetussa vesinäytteessä. Lasketut α-klorofyllipitoisuudet kuvaavat α-klorofyllipitoisuutta oikean suuntaisesti. Kasviplankton kuitenkin pidättyi tehokkaasti vajovesivyöhykkeen maaperään.

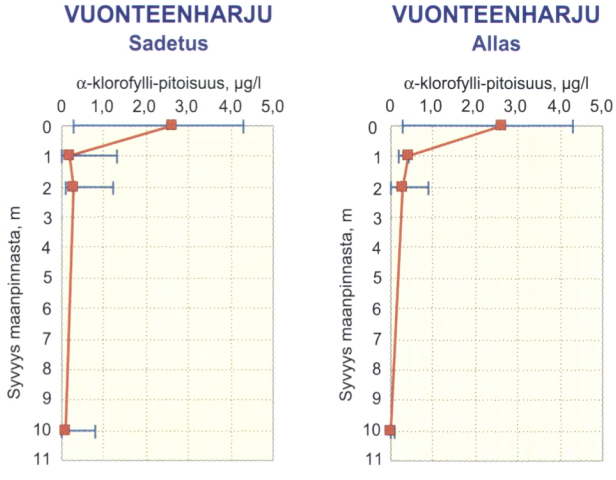
Taulukko 4.11. Kasviplanktonin biomassat sekä mitatut ja lasketut α-klorofyllipitoisuudet Vuonteenharjun vesinäytteissä 29.7.1999.

	Raakavesi	Metsäkoealan vaakalysimetri, 1m	Metsäkoealan vaakalysimetri, 10 m
Kasviplanktonin biomassa, mg/m^3	204,92	12,91	3,26
Jäljellä, %	100	6,3	1,59
Vähenemä, %	-	93,7	98,41
Mitattu α-klorofyllipitoisuus, µg/l	2,0	0,2	0,8
Jäljellä, %	100	10	40
Vähenemä, %	-	90	60
Laskettu α-klorofyllipitoisuus, µg/l	2,54	0,45	0,19
Jäljellä, %	100	17,7	7,48
Vähenemä, %	-	82,3	92,5

Imeytyksen käynnistämisen jälkeen sekä sadetus- että allasimeytetyn veden α-klorofyllipitoisuus oli Vuonteenharjulla pintavyöhykkeessä jo metrin syvyydellä sekä vajovesivyöhykkeessä 2 ja 10 metrin syvyyksillä huomattavasti pienempi kuin pintavedessä (Md 2,6 µg/l) (**kuva 4.89**). α-klorofyllipitoisuutta ei teknisistä syistä analysoitu pohjavedestä eikä tekopohjavedestä.

Ahvenisto

Ahveniston tekopohjavesilaitokselta otettiin kasviplanktonnäytteet kahdesti vuonna 2001. Ensimmäiset vesinäytteet otettiin kesäkuussa ja toiset elokuussa. Alajärveä voi fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksiensa perusteella luonnehtia karuksi järveksi. Sen happipitoisuus saattaa laskea erittäin alhaiseksi, koska sen alusvesi on pienialainen. Kesäkuun raakavesinäytteen kasviplanktonin biomassa oli 973 mg/m^3 ja elokuun raakavesinäytteen 998 mg/m^3. Tämän perusteella järveä voidaan luonnehtia mesotrofiseksi. Piilevät olivat siinä valtalajeja, ja sen rehevyyttä ilmensivät mm. *Melosira (Aulacoseira) granulata, Melosira islandica ja Fragilaria crotonensis* (**kuva 4.90**). Vuoden 2001 kesä oli lämmin, minkä vuoksi Alajärven planktonlajistossa näkyi rehevöitymisen merkkejä ja sekä kesäkuun että elokuun vesinäytteissä Järnefeltin (1956) runsas- ja niukkaravinteisuutta kuvaava EV/OV-suhdeluku osoitti rehevöitymistä. Vaakalysimetrin vesinäytteessä oli erittäin vähän kasviplanktonia.



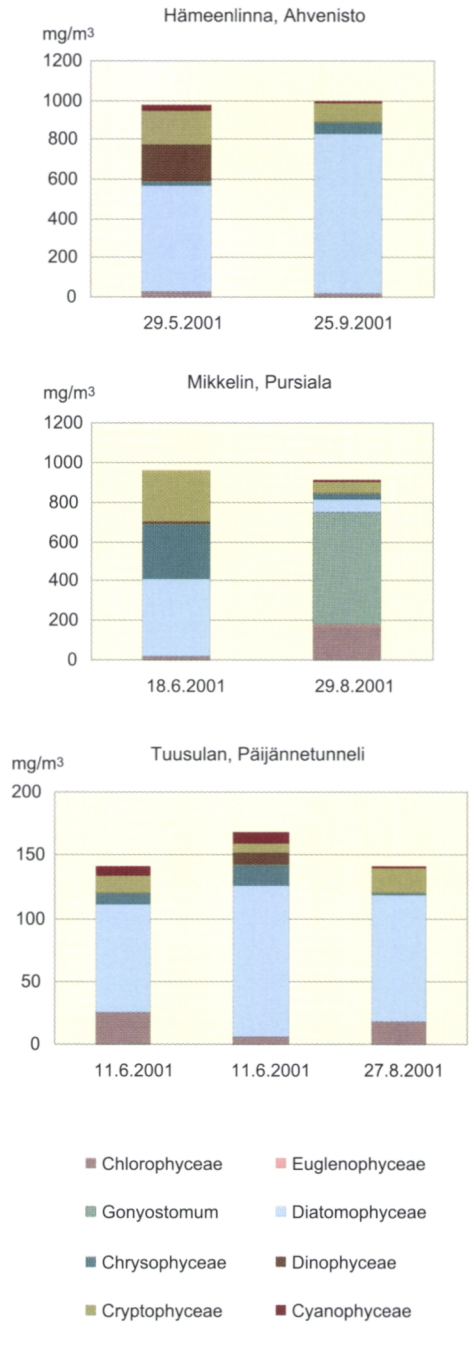
Kuva 4.89. Sadetus- (metsäkoeala) ja allasimeytetyn (aukeakoeala) veden α-klorofyllipitoisuus Vuonteenharjun raakavedessä ja vajovesilysimetrien vesinäytteissä.

Pursiala

Pursialan tekopohjavesilaitokselta otettiin kasviplanktonnäytteet kahdesti vuonna 2001. Ensimmäiset vesinäytteet otettiin kesäkuussa ja toiset elokuussa.Raakavesi otetaan 40 metrin päässä rannasta, 4-5 metrin syvyydestä. Myös Kattilanlahti on fysikaalis-kemiallisen luonnehdinnan mukaan karu. Sen alusvesi saattaa myös kärsiä erittäin alhaisesta happipitoisuudesta. Kesäkuussa raakavesinäytteen kasviplanktonin biomassa oli 962 mg/m^3, elokuussa se oli 907,3 mg/m^3. Tämän perusteella järveä voidaan kuvata mesotrofiseksi. Nielulevät, kultalevät ja piilevät olivat kesäkuun vesinäytteessä valtalajeja, joista mainittakoon *Cryptomonas* sp., *Rhodomonas lacustris, Melosira italica* v. *tenuissima*. Vuoden 2001 lämpimän kesän seurauksena Kattilanlahden planktonlajistossa todettiin rehevöitymisen vaikutuksia. Elokuussa vesinäytteestä tavattiin runsaasti, *Gonyostomum semen* - limalevää (**kuva 4.90**). Vaakalysimetrin vesinäytteessä oli kasviplanktonia erittäin vähän.

Rusutjärvi ja Jäniksenlinna

Tuusulan tekopohjavesilaitokselta otettiin kasviplanktonnäytteet kahdesti vuonna 2001. Ensimmäiset vesinäytteet otettiin kesäkuussa ja toiset elokuussa. Kasviplanktontutkimuksia varten otettiin Päijännetunnelin raakavedestä vuonna 2001 kesäkuussa rinnakkaiset vesinäytteet ja elokuussa kolmas vesinäyte. Vesinäytteet olivat käytännössä Päijänteen Asikkalanselän vettä. Kasviplanktonin biomassa oli vedessä alhainen ja se oli vähentynyt myös veden virratessa pitkän matkan Päijännetunnelissa. Vähäisen planktonbiomassan perusteella järveä voidaan luonnehtia mesotrofiseksi. Vesinäytteestä todetut lajit ilmensivät Asikkalanselän karuutta. Valtalajina olivat piilevät, alkukesällä vesinäytteessä oli lisäksi kultaleviä ja sinileviä (**kuva 4.90**). Tuolloin esiintyi runsaasti piileviä *Asterionella formosa, Cyclotella kützingiana, Tabellaria fenestrata, Rhizosolenia longiseta,* loppukesällä taas *Melosira distans ja Melosira granulata.* Alkukesällä tavattiin myös sinileviä *Aphanizomenon flos-aquae* ja *Oscillatoria agardhii.* Heinosen (1980) hajukerroin oli erittäin alhainen, 0,056-0,091.



Kuva 4.90. Levälajisto eri tekopohjavesilaitosten imeytettävässä pintavedessä.

• Tekopohjaveden laadun ja kemiallisesti käsitellyn veden laadun vertailu

Jorma Pääkkönen

Tekopohjaveden lämpötilan vaihtelut ovat hyvin pienet. Kemiallisesti käsitellyn veden lämpötilavaihtelut ovat samansuuruiset kuin raakavedellä. Tämä heikentää veden nautittavuutta ja lisää verkostokorroosiota. Kemiallisen käsittelyn haittana ovat myös saostuskemikaaleista peräisin olevat mineraalisuolat (sulfaatti ja kloridi), jotka myös kiihdyttävät korroosiota.

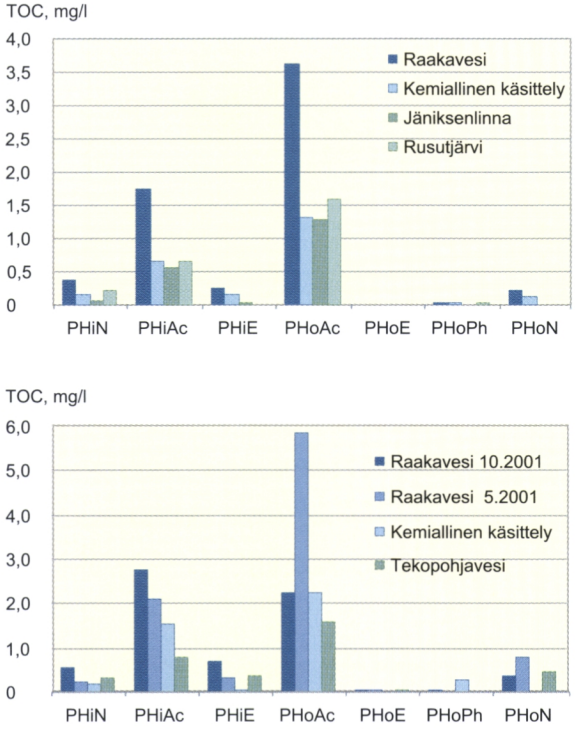
Kemiallisesti käsitellyn veden ja tekopohjaveden laatua orgaanisen aineen suhteen on verrattu Päijänteen vedellä (Tuusulan tekopohjavesi, Helsingin Pitkäkosken vesilaitoksen kemiallisesti käsitelty vesi ennen otsonointia) ja Kokemäenjoen vedellä (Rauman pienoismallikokeiden tekopohjavesi, Outokumpu Copperin kemiallisesti käsitelty vesi) (**kuva 4.91**).

Tulokset osoittavat, että tekopohjavesi ja kemiallisesti puhdistettu vesi muistuttavat orgaanisen aineen fraktioiden suhteen varsin paljon toisiaan. Merkittävimpiä yhdisteitä raakavedessä ovat hydrofiiliset ja hydrofobiset hapot (PHiAc ja PHoAc). Mittausepävarmuus estää tekemästä pidemmälle meneviä johtopäätöksiä.

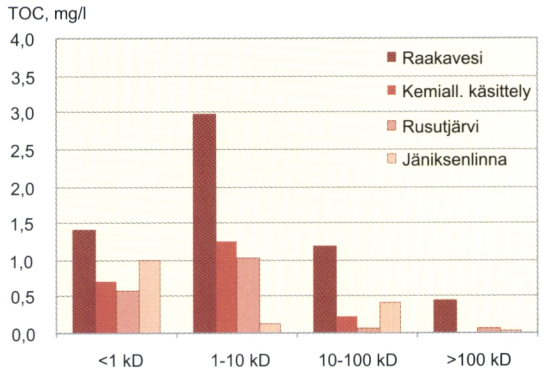
Kemiallisesti käsitellyn veden ja tekopohjaveden ultrasuodatetut fraktiot eivät poikkea olennaisesti toisistaan Helsingin kemiallisesti käsitellyssä ja Rusutjärven ja Jäniksenlinnan tekopohjavesissä (**kuva 4.92**). HPSEC-määrityksillä saadaan myös tietoa orgaanisen aineen laadun muutoksista, vaikkakaan fraktioihin sisältyviä orgaanisia yhdisteitä ei tunneta.

Rusutjärven tekopohjavedessä oli jäljellä fraktioita 1 ja 2 (**kuva 4.93**), jotka poistuivat Helsingin ja Jäniksenlinnan vesistä. Kemiallisesti käsitellyssä Helsingin vedessä oli jäljellä enemmän pienimolekyylisimpiä yhdisteitä edustavia fraktioita 5, 6 ja 7. Tämä on merkittävin ero tekopohjaveden ja kemiallisesti käsitellyn veden välillä.

Tulokset Harjavallan vertailusta ovat varsin samanlaiset kuin Päijännetunnelin



Kuva 4.91. Orgaanisen aineen fraktiot Päijänne-tunnelin vedessä (raakavesi 2), Helsingin kemiallisesti käsitellyssä vedessä ja Jäniksenlinnan ja Rusutjärven tekopohjavesissä (näytteenotto 8.6.2001) (ylempi kuva) sekä Kokemäenjoen vedessä (raakavesi 1; 2 näytteenottoa), kemiallisesti käsitellyssä vedessä ja pienoismallikokeen tekopohjavedessä (alempi kuva). Selitykset, ks. kuva 4.80.

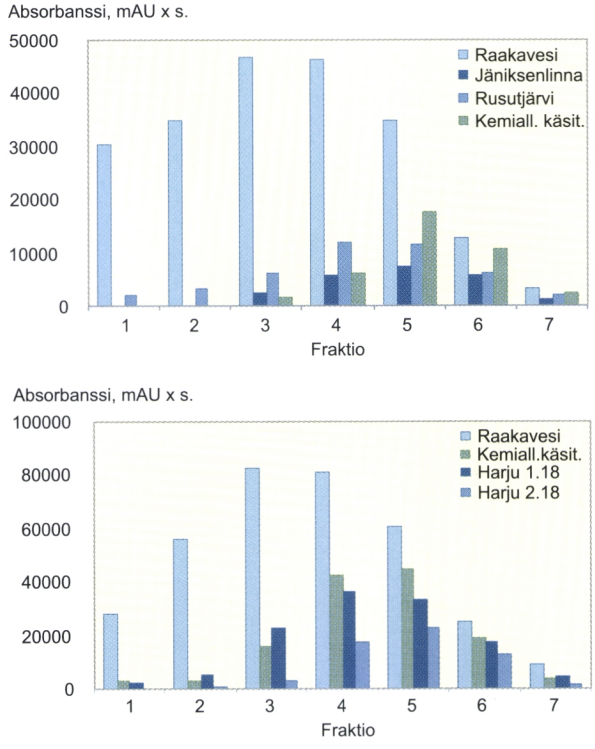


Kuva 4.92. Ultrasuodatuksella erotetut fraktiot Helsingin kemiallisesti käsitellyssä ja Rusutjärven ja Jäniksenlinnan tekopohjavesissä 8.6.2001 otetuissa näytteissä. (1 kD vastaa molekyylipainoa 1000 D).

vedelläkin. Kemiallisesti käsitelty vesi oli laadultaan varsin samankaltaista kuin ensimmäisen keinoharjun läpi virrannut vesi. Jälkimmänen keinoharju poisti tekopohjavedestä tehokkaasti suurimmat molekyylit (fraktiot 1-3) ja poisti vielä puolet fraktiosta 4.

Tulokset osoittavat, että tekopohjavesikäsittelyllä saadaan hyvin samankaltainen lopputulos kuin kemiallisella käsittelylläkin. Tämä tukee sitä käsitystä, että orgaanisen aineen osalta tekopohjaveden muodostaminen on pääosin orgaanisen aineen mekaanista suodattumista vedestä eikä biologista hajoamista. Tekopohjaveteen jää myös tietty määrä orgaanista, vaikeasti erotettavissa olevaa ainesta kuten kemiallisessa saostuksessakin.

Mikäli tekopohjaveden viipymä on vähintään kuukausi, saatavan veden laadussa ei olisi ilmeisesti merkittävää eroa, jos esikäsittelynä olisi kemiallinen saostus tai ei. Muodostettavan tekopohjaveden orgaanisen aineen määrän suhteen viipymä 2-3 viikkoa vastaa tavanomaista kemiallista käsittelyä.



Kuva 4.93. HPSEC-fraktiot Päijänne-tunnelin vedestä, Helsingin kemiallisesti saostetussa vedessä ja Jäniksenlinnan ja Rusutjärven tekopohjavedessä (näytteenotto 8.6.2001) sekä Kokemäenjoen vedessä ja pienoismallikokeesta Harjavallasta 1. ja 2. peräkkäisen keinoharjun jälkeen otetuissa näytteissä (16.5.2001). Suurin molekyylikoko on fraktio 1.

ORGAANISEN AINEEN KOHTALO MAAPERÄSSÄ

Maaperään kulkeutuu tekopohjavettä valmistettaessa imeytettävän raakaveden mukana suuri määrä orgaanista hiiltä. Tästä korkeintaan pieni osa pidättyy pinta- ja vajovesivyöhykkeisiin.

Valtaosa orgaanisesta hiilestä kulkeutuu pinta- ja vajovesivyöhykkeiden läpi alas pohjavesivyöhykkeeseen, jossa orgaanisen hiilen pitoisuus vähitellen alenee tekopohjaveden virratessa imeytysalueilta vedenottokaivoille. Tekopohjavedestä poistuva orgaaninen hiili voi pidättyä maaperän hiukkasiin tai orgaaniset hiiliyhdisteet voivat mineralisoitua mikrobitoiminnassa, kulkeutua maaperän huokosilmaan ja poistua maaperästä hiilidioksidina. Pelkästään vesinäytteitä analysoimalla ei kuitenkaan voida selvittää, kuinka suuri osa orgaanisesta hiilestä pidättyy maaperään, kuinka suuri osa siitä muuttuu hiilidioksidiksi vai onko orgaanisen hiilen pitoisuuden aleneminen pelkästään sen laimenemista. Tällaisiin selvityksiin tarvitaan myös maaperätutkimuksia. TEMU-hankkeessa orgaanisen hiilen kohtaloa selvitettiin analysoimalla eri syvyyksiltä syväkairaamalla otettuja maaperänäytteitä, syvältä maaperästä kerättyjä ilmanäytteitä sekä laskennallisesti vesianalyysituloksien avulla.

Ahveniston harjusta pumpattiin keskimäärin 3,5 miljoonaa kuutiometriä tekopohjavettä vuodessa. Tästä noin 20-30 % oli luonnontilaisesti muodostunutta pohjavettä. Vedenottokaivojen tekopohjaveden orgaanisen hiilen pitoisuus oli keskimäärin 2 mg/l, mutta epäorgaanisen hiilen pitoisuus oli näytteenottoajankohdasta riippuen 6,0-8,0 mg/l. Vedenottokaivojen tekopohjaveden epäorgaanisen hiilen pitoisuus oli korkeampi talviaikana ja matalampi lumettomana aikana (Helmisaari ym. 1999).

Epäorgaanisen hiilen alkuperää ei tunneta tarkasti. Jos kuitenkin oletetaan, että se on peräisin joko kokonaan tai lähes kokonaan orgaanisen aineen hajoamisesta hiilidioksidiksi, niin vuodessa Ahveniston harjun maaperään pidättyisi orgaanista hiiltä 10-15 tonnia (Helmisaari ym. 1999).

Näiden oletusten pohjalta TEMU-hankkeessa selvitettiin orgaanisen hiilen kohtaloa myös analysoimalla eri syvyyksiltä syväkairaamalla otettuja maaperänäytteitä ja syvältä maaperästä kerättyjä ilmanäytteitä sekä laskennallisesti vesianalyysien avulla.



4.94 Maaperänäytteitä otettiin syvältä harjumaaperästä (Veli Reijonen Oy).

• Orgaanisen hiilen pidättyminen maaperään

John Derome, Risto Reijonen, Aino Smolander, Antti-Jussi Lindroos, Heljä-Sisko Helmisaari

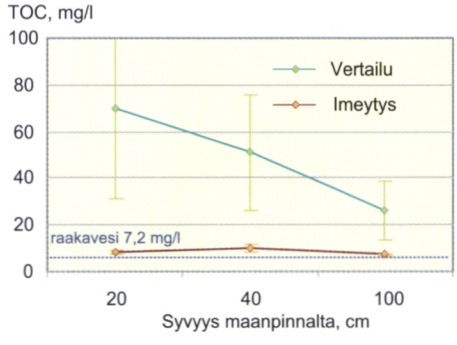
Vuonteenharjulla tutkittiin orgaanisen hiilen pidättymistä maaperään. Tähän käytettiin kahden vuoden kuluttua sadetusimeytyksen alkamisesta syväkairaamalla otettuja maaperänäytteitä. Maaperän kykyä hajottaa orgaanista ainetta mikrobiologisesti selvitettiin inkuboimalla maaperänäytteitä ja mittaamalla hiilidioksidin muodostumista. Näytteitä otettiin maanpinnasta 15 metrin syvyydelle saakka. Myös maa- ja vajoveden TOC-pitoisuuksia tutkittiin maannosprofiilin eri syvyyksiltä kaksivuotisen imeytyksen aikana.

Orgaaninen hiili vajovedessä

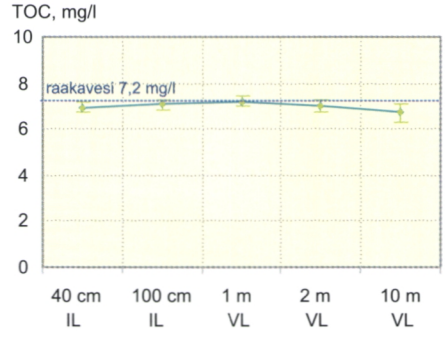
Vuonteenharjun eteläisen tutkimusalueen vertailualojen (koealat 2 ja 3) maaveden TOC-pitoisuus 20 cm:n syvyydellä oli korkea (keskimäärin 70 mg/l). Pitoisuus väheni kuitenkin selvästi veden vajotessa 100 cm:n syvyydelle (keskimäärin 26 mg/l) (**Kuva 4.95**). Mitatut arvot ovat tavanomaisia TOC-pitoisuuksia suomalaisessa metsämaassa 20-40 cm:n syvyyksillä.

Vajoveden TOC-pitoisuudet olivat selvästi alhaisempia sadetusimeytysaloilla kuin vertailualoilla. Sadetusimeytysaloilla pitoisuus vaihteli vain vähän syvyyden suhteen ja oli keskimäärin 8,2, 10,4 ja 7,4 mg/l syvyyksillä 20, 40 ja 100 cm. Vaikka TOC-pitoisuudet olivat sadetusimeytysaloilla syvyyksillä 0 - 40 cm selvästi alempia kuin vertailualoilla, orgaanista hiiltä ei pidättynyt imeytyvästä vedestä maaperään. Sadetettavan raakaveden TOC-pitoisuus oli keskimäärin 7,2 mg/l, ja 40 cm:n syvyydellä pitoisuus kohosi tästä keskimäärin 3 mg/l. Tämän perusteella ja ottaen huomioon suuri imeytysvesimäärä, orgaanista hiiltä itse asiassa vapautui vajoveteen suuria määriä maaperän ylimmistä osista.

Sadetusimeytysalalla 5 (metsäkoeala) vajovettä kerättiin 40 cm:n sekä 1, 2 sekä 10 metrin syvyyksiltä (**kuva 4.96).** TOC-pitoisuudet 40 ja 100 cm:n syvyyksillä eivät eronneet merkittävästi raakaveden pitoisuuksista. Sen sijaan 10 m:n syvyydessä havaittiin TOC-pitoisuuden jossain määrin alentuneen. Orgaaninen hiili näyttäisi näin ollen vähenevän syvemmällä maaperässä.



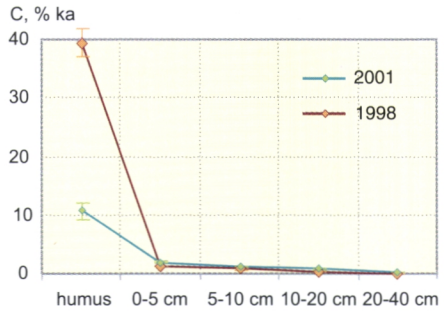
Kuva 4.95. TOC-pitoisuus maavedessä Vuonteenharjun eteläisen tutkimusalueen vertailualoilla ja vajovedessä sadetusimeytysaloilla vuosina 2000 ja 2001. Kuvassa näytteiden keskiarvo ja keskiarvon keskivirhe.



Kuva 4.96. TOC-pitoisuus vajovedessä eri syvyyksillä maaperässä sadetusimeytysalalla (metsäkoeala 5) Vuonteenharjun pohjoisella tutkimusalueella vuonna 2000 ja 2001. IL = imulysimetri ja VL = vaakalysimetri. Kuvassa näytteiden keskiarvo ja keskiarvon keskivirhe.

Orgaaninen hiili maannosprofiilissa

Orgaanisen hiilen kokonaispitoisuuden määrittäminen kivennäismaaperänäytteistä on melko epätarkka analyysi. Tulokset ilmaistaan mg:na kg:ssa kuiva-ainetta. Koska orgaanisen aineen massa on hyvin pieni verrattuna kivennäismaan massaan, kivennäismaanäytteiden kokonaishiilipitoisuudet ovat yleensä alle 0,1 %. Näin ollen orgaanisen hiilen kokonaismäärästä saadaan harhaanjohtava kuva verrattaessa humuskerroksen ja kivennäismaan orgaanisen hiilen kokonaispitoisuuksia. Viron (1969) mukaan kuivien kankaiden (CT, kanervatyyppi) ylimmät kivennäismaakerrokset sisältävät huomattavia määriä orgaanista hiiltä (**taulukko 4.12**). Kuivan kankaan kivennäismaa 60 cm:n syvyydelle sisältää lähes 60 % enemmän orgaanista hiiltä kuin humuskerros.



Kuva 4.97. Humuskerroksen ja kivennäismaakerrosten (0-5, 5-10, 10-20 ja 20-40 cm) kokonaishiilipitoisuus Vuonteenharjulla vuonna 1998 ennen sadetusimeytystä ja vuonna 2001, kun sadetusimeytys oli jatkunut kaksi vuotta. Kuvassa näytteiden keskiarvo ja keskiarvon keskivirhe.

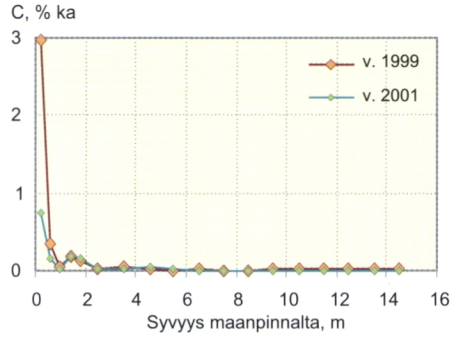
Taulukko 4.12. Orgaanisen hiilen laskennallinen kokonaismäärä humuskerroksessa ja kivennäismaassa *Calluna*-tyypin metsässä. Orgaanisen hiilen kokonaismäärä on laskettu Viron (1969) alkuperäisestä orgaanisen aineen määrää kuvaavasta aineistosta kaavalla: orgaaninen kokonais-C = orgaaninen aine × 0,56 (kerroin humuskerrokselle). Kertoimen arvo kivennäismaalle on saatu regressioyhtälöstä: kerroin = -0,084 × Ln(syvyys, cm) + 0,584. Viron (1969) raportissa orgaaninen aine on määritetty hehkutushäviönä.

Maaperän kerros	Orgaaninen kokonaishiili, t/ha
Humus	15,9
Kivennäismaa, 0-10 cm	11,6
Kivennäismaa, 10-20 cm	6,7
Kivennäismaa, 20-30 cm	3,8
Kivennäismaa, 30-60 cm	3,6

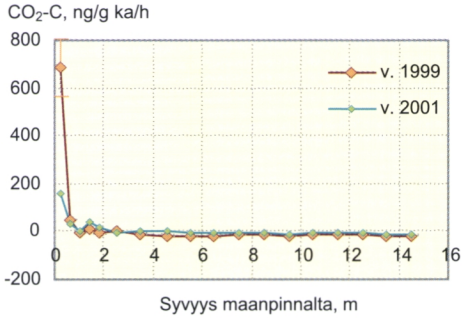
Orgaanisen hiilen vapautuminen humuskerroksesta sadetusimeytyksen seurauksena näkyi myös humuskerroksen kokonaishiilipitoisuudessa Vuonteenharjun eteläisen tutkimusalueen imeytysaloilla (**kuva 4.97**). Sadetusimeytys aiheutti lähes 75 %:n vähentymisen humuskerroksen kokonaishiilipitoisuudessa. Pitoisuus kohosi humuskerroksen alla olevissa kivennäismaakerroksissa. Vähäinen pitoisuuden kohoaminen kivennäismaassa merkitsee kuitenkin huomattavan suurta hiilimäärän kulkeutumista humuskerroksesta sen alla oleviin kivennäismaakerroksiin. Suuri osa humuskerroksesta vapautuneesta orgaanisesta hiilestä oli hiukkasmaista eikä liuennutta. Tätä päätelmää tukee aiempi havainto, jonka mukaan sadetusimeytys aiheutti kationinvaihtokapasiteetin vähenemisen humuskerroksessa ja vastaavasti sen kohoamisen kivennäismaakerroksissa. Kationinvaihtopaikat esiintyvät heikkoihin happoihin liittyneinä happamien metsämaiden humuskerroksen kiinteässä aineessa.

Maanäytteitä otettiin syväkairaamalla Vuonteenharjun pohjoiselta tutkimusalueelta ennen

sadetusimeytystä (1999) ja sadetusimeytyksen jatkuttua kaksi vuotta (2001). Näitä näytteitä otettiin aina 15 metrin syvyydelle saakka useista kairauspisteistä sadetusimeytysalalla (metsäkoeala 5) **(kuva 4.98).** Myös näistä näytteistä saaduissa tuloksissa havaittiin selkeä kokonaishiilipitoisuuden lasku kivennäismaaperän ylimmissä kerroksissa (0-20 cm) sadetusimeytyksen jatkuttua kaksi vuotta. Syvemmällä maaperässä ei havaittu eroa ennen imeytystä ja kaksi vuotta sen aloittamisen jälkeen. Kokonaishiilipitoisuuden määritys on kuitenkin varsin epätarkka analyysi kivennäismaassa, kuten yllä on todettu.



Kuva 4.98. Maaprofiilin kokonaishiilipitoisuudet eri syvyyksillä ennen sadetusimeytystä (1999) ja kahden vuoden kuluttua (2001) sadetusimeytyksen alkamisesta Vuonteenharjulla.



Kuva 4.99. CO_2-tuotto Vuonteenharjun maaperän eri syvyyksiltä ennen sadetusimeytystä ja kaksi vuotta kestäneen imeytyksen jälkeen kerätyissä näytteissä.

Maaperän hajotuskyky

Maaperän kykyä hajottaa orgaanista ainetta määritettiin aina 15 metrin syvyyteen saakka Vuonteenharjun pohjoisella tutkimusalueella (metsäkoeala 5). Määritys tehtiin inkuboimalla maanäytteitä laboratoriossa ja mittaamalla hiilidioksidin tuottoa. Tarkoituksena oli arvioida maaperän mikrobiyhteisön kykyä hajottaa orgaanista ainetta hiilidioksidiksi eri syvyyksillä maaperässä. Tulokset kuvaavat myös helposti hajoavien orgaanisten hiiliyhdisteiden saatavuutta mikrobien kannalta. Kaksi vuotta sadetusimeytettyjen koealojen maaperän pintakerroksen näytteissä hiilidioksidin tuotto oli alhaisempi **(kuva 4.99)** verrattuna ennen imeytystä vuonna 1999 otettuihin maanäytteisiin. Vastaavasti hiilidioksidituotto ehkä lisääntyi hieman kivennäismaassa 1 - 2 metrin syvyydellä sadetusimeytyksen takia, mutta oli olematonta 2 - 15 metrin syvyydellä.

Hiilidioksidin tuotto vastasi maaprofiilin hiilipitoisuuksia (vrt. **kuvat 4.98** ja **4.99**). Koska hiilipitoisuudet olivat erittäin pieniä, oli hiilidioksidin tuottokin olematonta. Kuitenkin näytti siltä, että orgaanista ainetta hajotettiin. Kuten hiilipitoisuuksien määrityksissäkin, myös hiilidioksidimittauksissa oltiin lähellä määritysrajaa, mistä syystä tulokset ovat vain suuntaa-antavia.

Vuonteenharjun tutkimuksista voi päätellä, että orgaanista ainetta kulkeutui humuskerroksesta alla olevaan kivennäismaahan, mutta orgaaninen aine ei yleensä sisällä suuria määriä helposti hajoavia yhdisteitä. Orgaaninen aine koostuukin suurimmaksi osaksi liukoisesta ja liukenemattomasta (hiukkasmaisesta) aineesta. Tyypillisiä orgaanisia hiiliyhdisteitä ovat humusyhdisteet, kuten fulvo- ja humushapot, joiden molekyylipaino on suuri ja jotka kestävät hyvin mikrobiologista hajotusta. Tätä oletusta tukee Vuonteenharjulla tehty havainto siitä, että kationinvaihtokapasiteetti lisääntyi huomattavasti kivennäismaan ylimmissä kerroksissa sadetusimeytyksen takia. Kationinvaihtokapasiteettihan määräytyy pääasiassa dissosioituvien orgaanisten aineiden, kuten juuri fulvo- ja humushappojen perusteella.

• Orgaanisen aineen hajoaminen

Jorma Pääkkönen

Rusutjärvi ja Jäniksenlinna

Orgaanisen hiilen mikrobiologista hajoamista maaperässä voidaan laskennallisesti arvioida siinä virtaavan veden TOC- ja hiilidioksidipitoisuuksien perusteella. Mikäli maaperässä on alkaloivia mineraaleja (esimerkiksi kalsiittia tai dolomiittia), hiilidioksidi neutraloituu ja muuttuu bikarbonaatiksi. Alkaloivien mineraalien esiintyminen havaitaan veden kokonaiskovuutta kohottavien suolojen ja alkaliniteetin kohoamisena. Hiilidioksidin neutraloitumista kuvaa reaktioyhtälö:

$$CO_2 + CaCO_3 + H_2O \Rightarrow Ca(HCO_3)_2$$

Alkaliniteetin kohoaminen 0,1 mmol/l vastaa veden hiilidioksidipitoisuutta 2,2 mg/l. Kokonaiskovuuden kohoaminen 0,1 mmol/l vastaa hiilidioksidipitoisuutta 4,4 mg/l.

Rusutjärven ja Jäniksenlinnan tekopohjavesilaitokset käyttävät molemmat Päijännetunnelin vettä. Jäniksenlinnassa on käytössä allasimeytys ja Rusutjärvellä sadetusimeytys. Täten näiden laitosten vesianalyysituloksia voidaan käyttää imeytystapojen vertailuun.

Rusutjärven veden laadun muuttumista raakavedestä tekopohjavedeksi kuvaa **taulukko 4.13**. Pohjaveden havaintoputki Hp120 sijaitsee sadetusimeytysalueen välittömässä läheisyydessä.

Alkaliniteetin ja kokonaiskovuuden laskennallisesti korjatut arvot ovat tekopohjavedessä yhtä suuret kuin raakavedessä. Tämän perusteella maaperässä ei ollut alkaloivia mineraaleja. Sadetusimeytetyn tekopohjaveden laskennallisesti korjattu TOC-arvo aleni noin 20 % verrattuna raakaveteen. Alenema vastaa hiilidioksidipitoisuuden kohoamista 4,5 mg/l, mikä oli yhtä suuri kuin todettu nousu.

Taulukossa 4.13 on esitetty vastaavat muutokset myös Jäniksenlinnan allasimeytystä käyttävällä laitoksella.

Jäniksenlinnan tekopohjaveden kokonaiskovuuden ja alkaliniteetin kohoamiset selittyvät luontaisen pohjaveden laimentavalla vaikutuksella eikä laskennallisesti korjatuissa arvoissa tapahtunut muutosta. Laskennallisesti korjattu hiilidioksidipitoisuuden nousu, 1,3 mg/l, vastaa orgaanisen hiilen pitoisuutta 0,35 mg C/l. Tämän mukaan imeytysvedestä poistuneesta

Taulukko 4.13. Rusutjärven ja Jäniksenlinnan tekopohjaveden laatu vajovesivaiheen jälkeen vuosina 1999-2001 (Hp120:ssä on 95 % sadetusimeytettyä vettä ja Hp202:ssa vastaava prosenttiosuus allasimeytettyä vettä). Laskennallisesti korjatuista tuloksista on poistettu luontaisen pohjaveden laimentava vaikutus.

	TOC, mg/l		CO_2, mg/l		Kokonaiskovuus, mmol/l		Alkaliniteetti, mmol/l	
	Mitattu	Korjattu	Mitattu	Korjattu	Mitattu	Korjattu	Mitattu	Korjattu
JÄNIKSENLINNA								
Raakavesi	5,7	5,7	2,9	2,9	0,23	0,23	0,26	0,26
Hp202	4,4	4,5	5,2	4,2	0,26	0,23	0,29	0,26
Erotus	1,4	-1,3	2,3	1,3				
Vähenemä, %	24	22						
RUSUTJÄRVI								
Raakavesi	5,8	5,8	2,7	2,7	0,23	0,23	0,26	0,26
Hp120	4,4	4,5	7,9	7,2	0,25	0,24	0,28	0,26
Erotus	-1,4	1,2	5,2	4,5				
Vähenemä, %	24	21						

orgaanisesta hiilestä noin 27 % olisi hajonnut mikrobiologisesti ja 73 % pidättynyt maaperään.

Syynä siihen, että Rusutjärvellä tekopohjaveden hiilidioksidipitoisuus sadetusimeytyksen jälkeen oli 3,2 mg/l suurempi kuin Jäniksenlinnassa on ilmeisesti ero imetystavassa.

Jäniksenlinnan allasimeytyksellä saatiin myös hieman parempi orgaanisen hiilen vähenemä kuin Rusutjärven sadetusimeytyksellä. Syynä tähän lienevät Rusutjärven sadetusimeytyksen maaperän pintakerroksesta irrottamat humusaineet.

Jäniksenlinnan ja Rusutjärven imeytysalueita lähinnä olevien havaintoputkien tekopohjaveden happipitoisuudet olivat: Jäniksenlinna (Hp202) 8,7 mg/l ja Rusutjärvi (Hp120) 10,7 mg/l.

Arvoista on laskennallisesti korjattu luontaisen pohjaveden vaikutukset happipitoisuuksiin. Tulosten perusteella sadetusimeytys (Rusutjärvi) kohottaa tekopohjaveden happipitoisuuden korkeammaksi kuin allasimeytys (Jäniksenlinna).

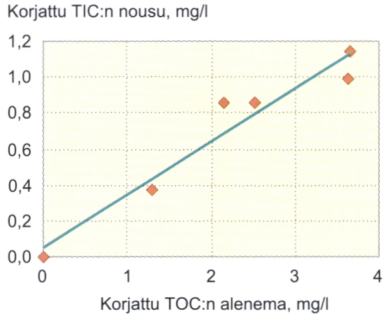
Imeytetyn pintaveden laatumuutoksia pohjavesivyöhykkeessä voidaan laskennallisesti havainnollistaa vastaavalla tavalla kuin vajovesivyöhykkeenkin läpi kulkeneen veden laatumuutoksia. Jäniksenlinnan tekopohjaveden laatumuutoksia osoittaa **kuva 4.100**, jossa on esitetty raakaveden, havaintoputkien Hp202, Hp208, Hp85, Hp100 ja vedenottokaivon K8 tekopohjavesien TOC-pitoisuuden aleneman ja TIC-pitoisuuden välinen suhde.

Orgaanisen hiilen (TOC) alenema 3,5 mg/l lisää siis tekopohjaveden epäorgaanisen hiilen (TIC) määrää noin 1,1 mg/l. Laskennallisesti siis noin 30 % orgaanisen hiilen vähenemästä aiheutuisi sen mikrobiologisesta hajoamisesta epäorgaaniseksi hiileksi eli hiilidioksidiksi.

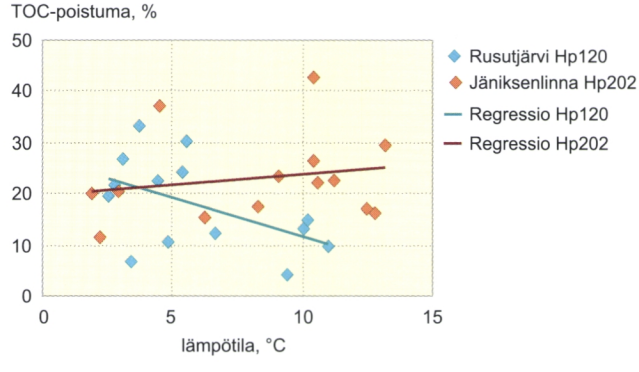
Rusutjärven tekopohjavedelle ei saada vastaavaa kuvaajaa kuin Jäniksenlinnan tekopohjavedelle. Samalla tavalla laskettuna tuloksiksi saadaan TOC-pitoisuuden kohotessa TIC-pitoisuuden aleneminen.

Lämpötilan vaikutusta tekopohjaveden orgaanisen aineen vähenemään tekopohjaveden virtausmatkan alussa osoittaa **kuva 4.101.**

Näiden tulosten perusteella lämpötila ei näyttäisi selvästi vaikuttavan tekopohjaveden orgaanisen hiilen vähenemään virtauksen alkumatkalla. Tulosten hajonta oli tosin suuri, mutta Rusutjärvellä TOC-alenema oli 18 % ja Jäniksenlinnassa 23 %.



Kuva 4.100. Jäniksenlinnan imeytetyn veden epäorgaanisen hiilen pitoisuuden kohoaminen ja orgaanisen hiilen pitoisuuden aleneminen vuosien 1999-2001 keskiarvotulosten perusteella (luontaisen pohjaveden vaikutus korjattu laskennallisesti).



Kuva 4.101. Imeytysalueiden läheisyydessä sijaitsevien pohjaveden havaintoputkien Hp120 ja Hp202 TOC-aleneman ja lämpötilan välinen riippuvuus Jäniksenlinnassa ja Rusutjärvellä vuosien 1998-2001 keskiarvotulosten perusteella (luontaisen pohjaveden osuus korjattu laskennallisesti).

• Ainetaseet ja laimeneminen

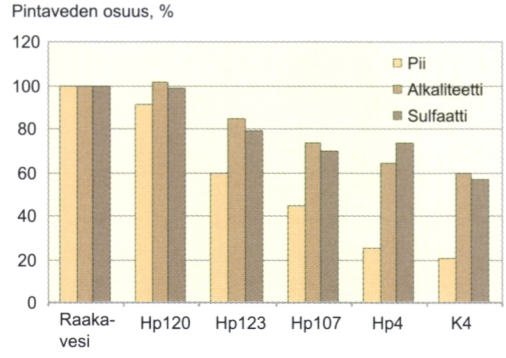
Jorma Pääkkönen

Imeytetyn veden osuutta tekopohjavedessä määritettiin käyttämällä laskennassa vesinäytteiden ionipitoisuuksien eroja sekä pohjaveden virtausmalleja.

Taulukkoissa 4.14 ja **4.15** ja **kuvassa 4.102** on laskettu Rusutjärven imeytysveden laimeneminen eri muuttujien mukaan laskettuna.

Tekopohjavedessä on piin avulla laskettuna pienin osuus imeytettyä raakavettä, kun taas sähkönjohtokyvyn, kloridin, kaliumin ja natriumin avulla laskettuna osuudet ovat suurimmat. Toisaalta natriumin avulla lasketut arvot ovat epäjohdonmukaisia. Vertailuhavaintoputken Hp115 pohjavesinäytteiden laatu vastasi pohjaveden laatua ennen imeytystä. Vaikka Jäniksenlinnan laitos on ollut pitkään käytössä, myös siellä eri vedenlaatumuuttujien avulla lasketut imeytetyn veden osuudet tekopohjavedessä poikkeavat selvästi toisistaan (**taulukko 4.14**).

Erityisesti natriumin, kloridin ja sähkönjohtokyvyn laskennalliset arvot poikkeavat muista muuttujista ja osoittaisivat Jäniksenlinnassa suuria imeytetyn veden osuuksia tekopohjavedessä. Vertailuhavaintoputken Hp63 vedessä on



Kuva 4.102. Rusutjärven imeytetyn veden teoreettinen laimeneminen piin, alkaliniteetin ja sulfaatin avulla laskettuna. Näytteet otettiin 1999.

toisaalta korkea kloridipitoisuus. Tämä johtunee kalsiumkloridista, koska veden kalsium/magnesium-suhde on suuri, ja kloridia on 1,1 mmmol/l ja kalsiumia 1,2 mmol/l. Tämä onkin mahdollista, koska maa-ainesten ottokuopan pölysidontaan käytetään kalsiumkloridia. Tästä syystä sähkönjohtokykyä, kalsiumpitoisuutta tai kokonaiskovuutta ei voida

Taulukko 4.14. Imeytetyn veden osuus (%) Rusutjärven ja Jäniksenlinnan havaintopisteissä eri muuttujien avulla laskettuna vuosina 1999 - 2001. Luontaisena pohjavetenä on käytetty Rusutjärvellä havaintoputken Hp115 vesianalyysituloksia ja Jäniksenlinnassa Hp63:n tuloksia.

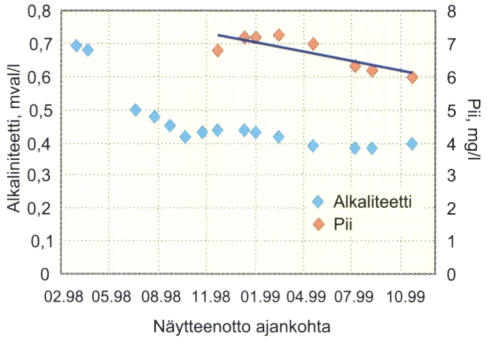
	Si	Alkalini-teetti	Kokonais-kovuus	Sähkön-johtokyky	Ca	Mg	SO_4	Cl	Na	K
RUSUTJÄRVI										
Hp120	87	95	93	102	103	93	96	100	102	110
Hp123	69	81	89	89	104	89	88	96	102	108
Hp107	58	75	82	93	100	85	80	93	99	102
Hp4	30	64	76	89	93	78	84	93	93	83
K4	25	55	60	78	69	60	64	78	62	69
JÄNIKSENLINNA										
Hp202	94	96	96	104	98	98	98	99	107	92
Hp208	80	92	97	103	98	94	88	99	106	90
Hp85	88	94	94	103	97	95	86	99	109	98
Hp100	70	90	96	101	97	91	81	100	107	94
K8	67	88	90	98	95	89	69	98	104	88
K11	18	55	65	70	68	60	22	84	68	21

Taulukko 4.15. Eri veden laatumuuttujien käyttökelpoisuus laskettaessa imeytetyn veden osuutta Rusutjärven tekopohjavedessä.

	Käyttökelpoisuus	Käyttökelpoisuutta rajoittava tekijä
Pii	Huono	Saostuminen/liukeneminen maaperästä
Alkaliniteetti	Hyvä	Alkaaliset mineraalit maaperässä
Kokonaiskovuus	Hyvä	Alkaaliset mineraalit maaperässä, pölynsidonta
Sähkönjohtokyky	Huono	
Kalsium	Hyvä	Alkaaliset mineraalit maaperässä, pölynsidonta
Magnesium	Hyvä	Alkaaliset mineraalit maaperässä
Sulfaatti	Hyvä	Muutokset maaperän hapetus-pelkistys-olosuhteissa
Kloridi	Huono	Liukkaudentorjunta ja pölynsidonta
Natrium	Huono	Liukkaudentorjunta
Kalium	Huono	Liukeneminen maaperästä, lannoitus

käyttää imeytetyn veden osuuksien laskentaan. Myös pii antaa muista muuttujista poikkeavia tuloksia. Lisäksi kaivo K11:n tekopohjavedessä näyttäisi sulfaattipitoisuus kohonneen ja kloridipitoisuus alentuneen, mikä osoittaisi maaperässä tapahtuneen anioninvaihtoa.

Jäniksenlinnassa imeytetyn veden osuuden laskentaan näyttäisivät sopivan parhaiten alkaliniteetti ja magnesium.



Kuva 4.103. Rusutjärven vedenottokaivon K4:n tekopohjaveden alkaliniteetin ja piipitoisuuden kehittyminen.

Piitä näyttäisi liukenevan maaperästä, mistä syystä sen pitoisuus ei kehity samalla tavalla kuin muiden muuttujien pitoisuudet. Tästä esimerkkinä on **kuva 4.103**, jossa esitetään Rusutjärven vedenottokaivon K4 tekopohjaveden piipitoisuuden ja alkaliniteetin kehitys.

Eri vedenlaatumuuttujia voidaan käyttää vain tapauskohtaisesti laskettaessa imeytetyn veden osuutta tekopohjavedessä. Jotta laskenta kuitenkin olisi mahdollisimman luotettava, valitun muuttujan pitoisuuden tulee luontaisessa pohjavedessä erota selvästi imeytettävän raakaveden vastaavan muuttujan pitoisuudesta. Mikäli maaperässä on alkaloivia mineraaleja (esimerkiksi kalsiittia tai dolomiittia) alkaliniteettia, kalsiumia, magnesiumia ja kokonaiskovuutta ei voida käyttää laskennoissa. Jos niitä tästä huolimatta halutaan käyttää, laskelmissa tulee huomioida liuenneiden aineiden määrä (riippuu mm. muodostuvasta hiilidioksidimäärästä). Mahdolliset ihmistoiminnasta johtuvat kuormittavat tekijät tulee myös huomioida laskennoissa. Tällaisia ovat esimerkiksi pölynsidontaan ja liukkauden torjuntaan käytetyt Na- ja Ca-suolat sekä metsä- ja peltolannoitteet.

TEKOPOHJAVEDEN VIRTAUS JA VIIPYMÄAIKA SEKÄ IMEYTETYN VEDEN LAIMENEMINEN

Risto Reijonen, Jussi Reijonen

• Putkivirtausmittaukset

Ahvenisto

Ahveniston kahdeksan pohjaveden havaintoputken ominaisantoisuudet olivat 175-530 l/min/m (**liite 1**). Mittaustulosten perusteella havaintoputkessa Hp9904 on hyvin vettä johtava maaperäkerros 77-80 m mpy. Putkivirtausmittausten mukaan Ahveniston pohjavesivyöhykkeen maaperän keskimääräinen vedenjohtavuus oli 0,00092 m/s.

Vuonteenharju

Vuonteenharjun 27:n havaintoputken ominaisantoisuudet olivat 33-460 l/min/m (**liite 1**). Tulokset on esitetty sekä eteläiseltä että pohjoiselta tutkimusalueelta (**kuvat 4.104** ja **4.105**). Kuvissa näkyvät vettä johtavien maaperäkerrosten sijainti ja paksuus molemmilla tutkimusalueilla. Putkivirtausmittausten mukaan Vuonteenharjun pohjavesivyöhykkeen maaperän keskimääräinen vedenjohtavuus oli 0,00034 m/s.

Pursiala

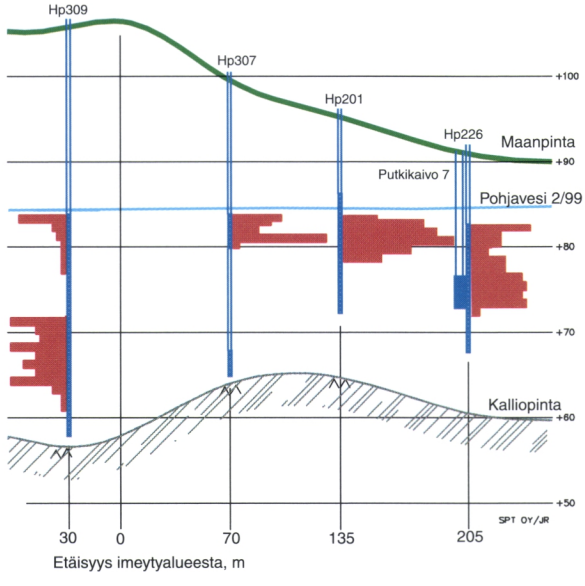
Pursialan viiden havaintoputken ominaisantoisuudet olivat 75-300 l/min/m **(liite 1).**

Putkivirtausmittausten mukaan Pursialan pohjavesivyöhykkeen maaperän vedenjohtavuus oli keskimäärin 0,00029 m/s.

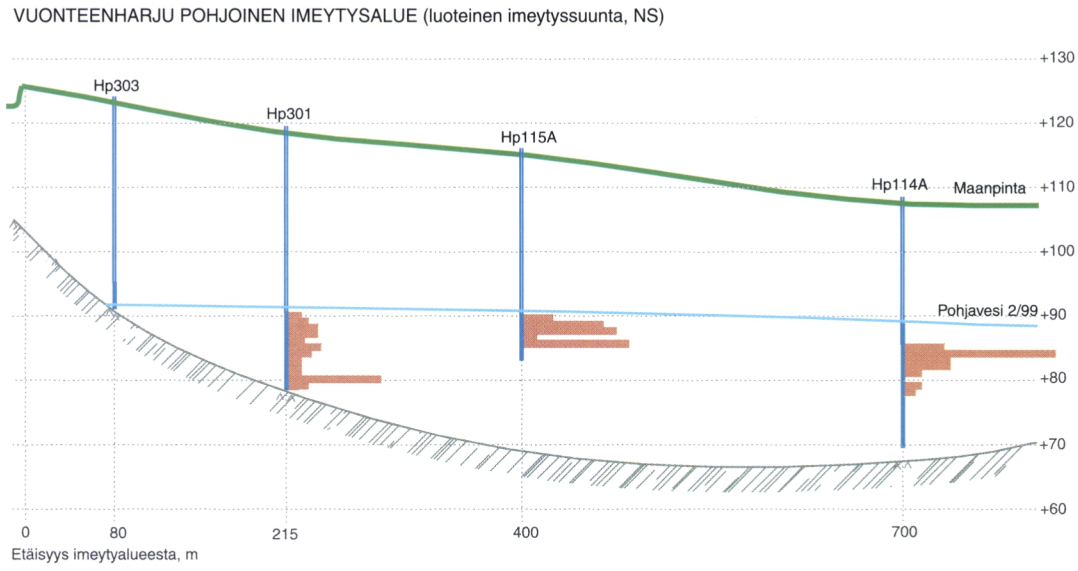
Jäniksenlinna ja Rusutjärvi

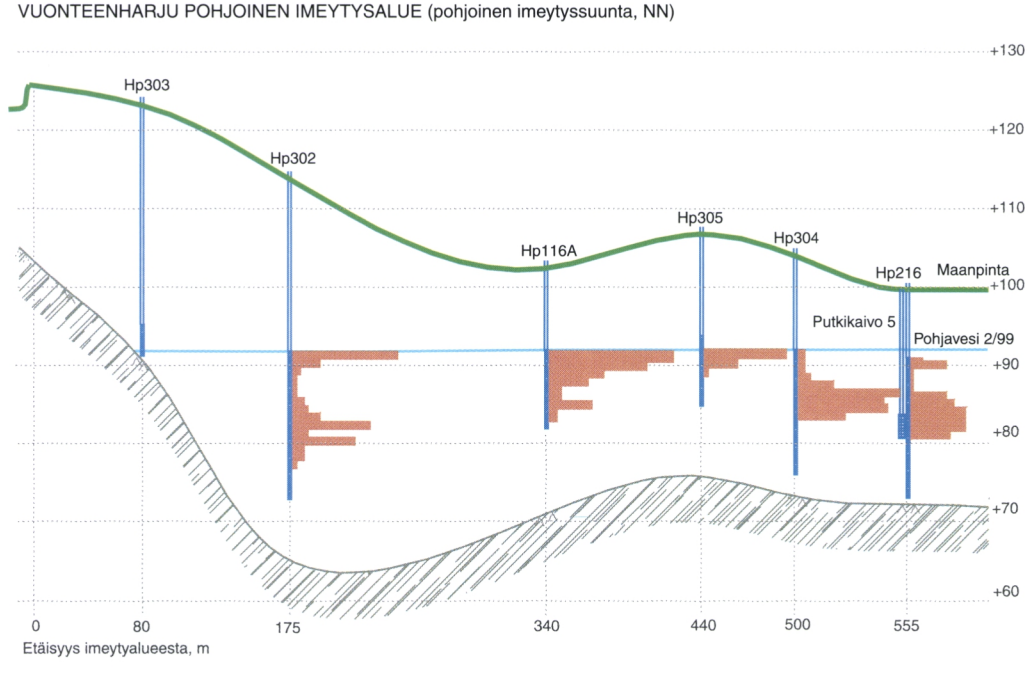
Jäniksenlinnan viiden havaintoputken ominaisantoisuudet olivat 230-3000 l/min/m. Putkivirtausmittausten perusteella pohjavesivyöhykkeen maaperän vedenjohtavuus oli keskimäärin 0,0012 m/s.

Rusutjärven viiden havaintoputken ominaisantoisuudet olivat 166-395 l/min/m **(liite 1)**. Putkivirtausmittausten mukaan Rusutjärven imeytysalueen ja vedenottoalueen välisellä alueella pohjavesivyöhykkeen maaperän vedenjohtavuus oli keskimäärin 0,00081 m/s.



Kuva 4.104. Akviferin vedenjohtavuuden suhteellinen jakauma havaintoputkittain Vuonteenharjun eteläisellä tutkimusalueella.





Kuva 4.105. Akviferin vedenjohtavuuden suhteellinen jakauma havaintoputkittain Vuonteenharjun pohjoisella tutkimusalueella.

• Virtausnopeusmittaukset

Kaikilla tutkimusalueilla on tehty koepumppauksia ja -imeytyksia, joiden avulla on laadittu pohjaveden virtausmallit. Virtausmallien avulla lasketut virtausnopeudet ovat samansuuruisia kuin pohjaveden havaintoputkista mitatut keskiarvotulokset. Tämän perusteella pohjaveden virtausmallia voidaan pitää luotettavana. Mittauksissa havaittiin, että tekopohjaveden virtausnopeudet ja -suunnat vaihtelivat maaperäkerrosten laaja-alaisuuden ja ulottuvuuksien sekä hydraulisten yhteyksien mukaisesti eivätkä välttämättä näiden maaperäkerrosten havaintoputkikohtaisen vedenjohtavuuden mukaisesti **(kuva 4.106).** Esimerkiksi virtausnopeus Pursialassa 13,5 metrin syvyydellä oli lähes kaksi kertaa suurempi kuin virtausnopeus 16,5 metrin syvyydellä, jossa maaperän paikallinen vedenjohtavuus oli yli neljä kertaa suurempi kuin syvyydellä 13,5 m. Tekopohjavesi virtaa siis niissä maaperäkerroksissa, jotka ovat ulottuvuuksiltaan laaja-alaisia ja joilla on hyvät hydrauliset yhteydet pohjavesivyöhykkeen muihin osiin.

Ahvenisto

Ahveniston kahdeksan havaintoputken suurin keskimääräinen virtausnopeus mitattiin havaintoputkessa Hp9502 **(kuva 4.106, liite 1)**, joka sijaitsee imeytysalueen välittömässä läheisyydessä **(taulukko 4.16).** Eri syvyystasoilta mitattujen virtausnopeuksien hajonta oli myös laajinta havaintoputkessa Hp9502.

Vuonteenharju

Vuonteenharjun kymmenen havaintoputken suurin keskimääräinen virtausnopeus oli havaintoputkessa Hp308 **(kuva 4.106, liite 1** ja **taulukko 4.16)**, joka sijaitsee 80 metrin etäisyydellä eteläiseltä imeytysalueelta. Havaintoputkessa Hp309 on kaksi eripaineista pohjavesikerrosta. Ylemmässä kerroksessa pohjavesi virtaa länteen keskimääräisellä nopeudella 3,5 m/vrk. Alemmassa kerroksessa pohjavesi virtaa itäkoilliseen keskimääräisellä nopeudella 2,5 m/vrk.

Pursiala

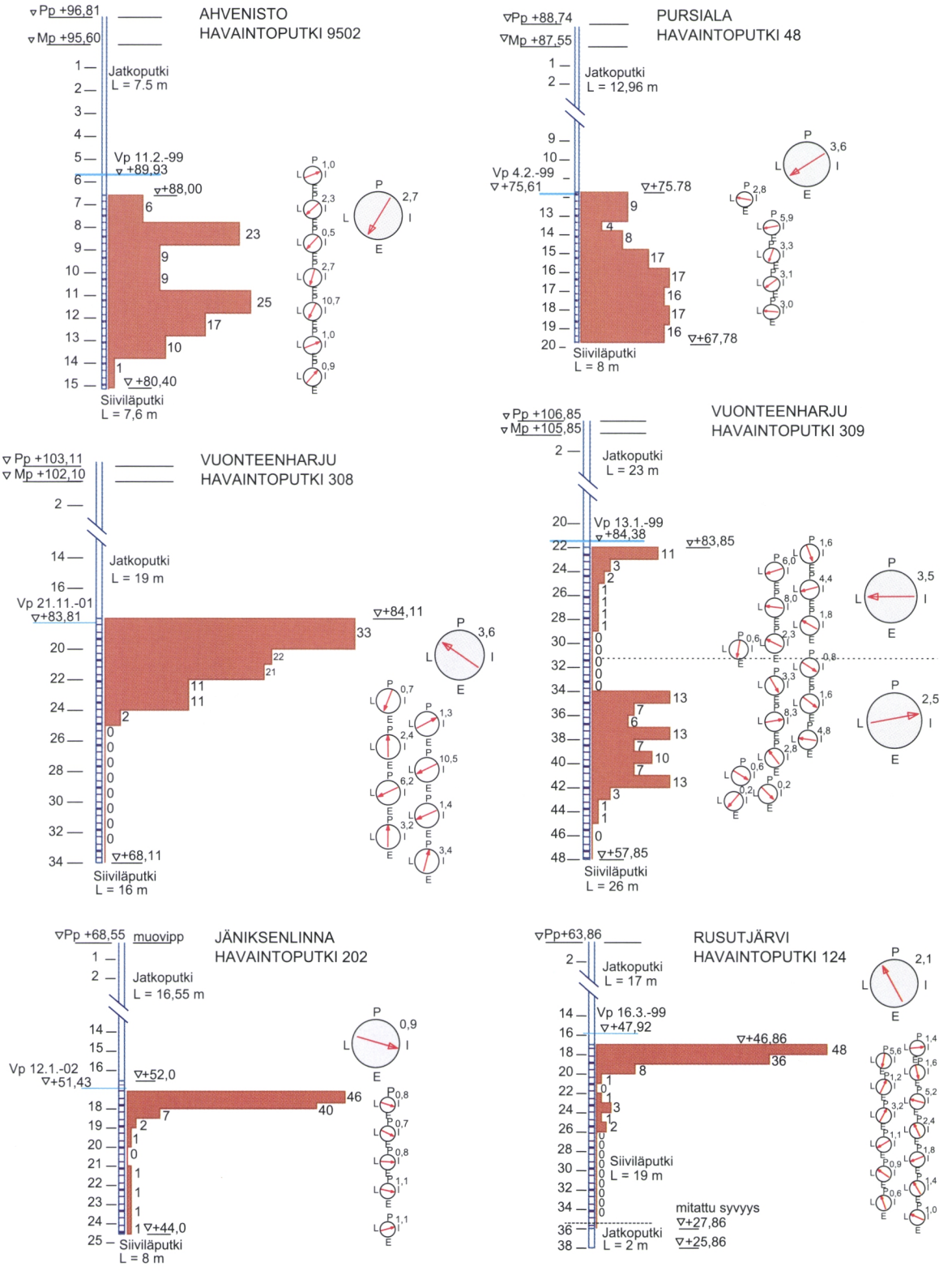
Pursialassa suurin keskimääräinen virtausnopeus mitattiin sadetusimeytysalueella sijaitsevasta havaintoputkesta Hp48 **(kuva 4.106, liite 1** ja **taulukko 4.16).** Pienin keskimääräinen virtausnopeus mitattiin havaintoputkesta Hp57, joka sijaitsee Kaihunharjun imeytysaltaan välittömässä läheisyydessä.

Jäniksenlinna

Jäniksenlinnan havaintoputki Hp202 sijaitsee imeytysalueen välittömässä läheisyydessä. Virtausnopeusmittauksen mukaan pohjaveden virtausnopeus on suhteellisen hidasta ollen keskimäärin 0,9 m/vrk **(kuva 4.106, liite1** ja **taulukko 4.16)**. Tämä selittynee sillä, että imeytysaltaan alla on hienolajitteisia maakerroksia, jotka ilmeisesti ohjaavat imeytysvettä sivusuunnassa. Havaintoputkessa Hp100 sijaitsee kaivojen K8 ja K9 läheisyydessä **(liite 1, taulukko 4.16)**. Kun molemmat kaivot ovat käytössä kasvavat pohjaveden virtausnopeudet havaintoputkessa Hp100 kolminkertaisiksi verrattuna tilanteeseen, jossa vain vedenottokaivo K9 on käytössä.

Rusutjärvi

Rusutjärvellä suurin keskimääräinen virtausnopeus havaittiin havaintoputkessa Hp124, joka sijaitsee Ämmänhaudanmäen imeytysalueen välittömässä läheisyydessä. Pohjaveden virtaussuunnat ja nopeudet vaihtelevat voimakkaasti tässä havaintoputkessa (**kuva 4.106, liite 1** ja **taulukko 4.16**).



Kuva 4.106. Tekopohjaveden virtausnopeus- ja virtaussuuntamittaukset: punaiset nuolet osoittavat vaakavirtauksen suunnan ja ympyrän viereen on merkitty virtausnopeus (m/vrk), isommissa ympyröissä on vaakavirtauksen suunnan ja nopeuden keskiarvot (m/vrk). Kuvissa myös putkivirtausmittauksista saadut vedenjohtavuuden syvyyskohtaiset jakaumat (%).

Taulukko 4.16. Mitatut virtausnopeudet eri tekopohjavesilaitoksilla. Etäisyydet imeytysalueista on määritetty imeytysalueiden käyttötilanteen mukaan virtausnopeusmittauksen ajankohtana. Pursialan etäisyydet on mitattu allasimeytysalueen havaintoputkesta Hp60.

	Etäisyys imeytys-	Mitattu virtausnopeus, m/vrk		
	alueesta, m	keskiarvo	min	max
AHVENISTO				
Hp9601	10	0,4	0,2	0,6
Hp9502	20	2,7	0,5	10,7
Hp9407	162	0,8	0,7	1,2
Hp9408	291	1,4	1,1	1,6
Hp9503	400	0,3	0,1	0,6
Hp9504	577	0,6	0	0,9
Hp9409	844	0,7	0,1	1,3
Hp9904	960	0,6	0,1	1,0
VUONTEENHARJU				
Hp303	50	0,9	0,6	1,4
Hp302	140	0,7	0,2	1,2
Hp116A	300	1,4	0	3,5
Hp305	400	2,2	0,6	4,8
Hp301	170	0,6	0,1	1,1
Hp115A	350	1,3	0,6	4,0
Hp310	135	1,1	0,2	3,6
Hp309 YLÄ	-30	3,5	0,6	8,0
Hp309 ALA	-30	2,5	0,2	8,3
Hp308	80	3,6	0,7	10,5
Hp201	135	2,0	0,5	4,5
PURSIALA				
Hp60	0	2,3	1,7	3,3
Hp48	237	3,6	2,8	5,9
Hp58	359	2,7	0,2	4,0
Hp59	333	1,5	0,5	4,0
Hp57	vertailuputki	0,8	0,7	0,8
RUSUTJÄRVI				
Hp120	50	0,7	0,6	0,8
Hp123	200	0,4	0,1	0,6
Hp126	300	1,4	0,2	7,1
Hp107	400	0,7	0,6	0,9
Hp124	400	2,1	0,6	5,6
JÄNIKSENLINNA				
Hp202	10	0,9	0,7	1,1
Hp85	200	0,2	0	0,3
Hp100	300	1,7	1,1	2,4

• Viipymäaika- ja laimenemislaskelmat

Kaikille koealueille oli ennen TEMU-hanketta laadittu pohjaveden virtausmallit. Näillä virtausmalleilla laskettiin viipymäajat ja laimenemissuhteet käyttötilanteissa. Kaikilla tekopohjavesialueilla käytettiin viipymäaika- ja laimenemislaskelmissa samoja muuttujia, kuten tehokas huokoisuus ja kolmiulotteiset dispersiokertoimet.

Ahvenisto

Tekopohjaveden virtausmatka laskettiin eteläisen sadetusimeytysalueen keskipisteestä. Tekopohjaveden viipymäaika tästä keskipisteestä vedenottokaivoille oli 80-105 vuorokautta (**kuva 4.107**). Ahvenistolla viipymäaikaa tarkasteltaessa on kuitenkin huomioitava, että siellä oli tutkimusaikana käytössä kaksi sadetusimeytysaluetta ja kaksi imeytysallasta.

Vuonteenharju

Vuonteenharjulla on käytössä viisi eri imeytysaluetta ja viisi vedenottoaluetta. Tarkasteluun on otettu kaksi poikkileikkausta. Viipymäaika imeytysalueelta kaivoille vaihtelee imeytys- ja vedenottojärjestelyistä johtuen 30 ja yli 100 vuorokauden välillä.

Vuonteenharjun tekopohjavesilaitoksen normaalissa toiminnassa kaivoille virtaava vesi koostuu useille eri imeytysalueille imeytetystä pintavedestä, mistä johtuen viipymäajatkin ovat koosteita eikä yksiselitteistä viipymäajan numeroarvoa ole annettavissa. Tekopohjaveden osuus pienenee virtauksen myötä imeytysalueilta kaivoille. Tekopohjaveden osuus vaihtelee tutkimusprofiileilla 50-100 % välillä (**taulukko 4.17**).

Pursiala

Havaintoputki 48A sijaitsee imeytysalueella, josta imeytynyt vesi virtaa viuhkamaisesti kohti kaivoa K13.96. Pursialassa viipymäaika koeimeytysalueelta kaivolle K13.96 on keskimäärin 16 vuorokautta (**kuva 4.107**).

Taulukko 4.17. Imeytetyn pintaveden osuus tekopohjavedessä ja viipymäaika Vuonteenharjun pohjoisella ja eteläisellä tutkimusalueella.

Havaintoputki	Viipymäaika, vrk	Imeytetyn veden osuus, %
POHJOINEN		
Hp303	2	99
Hp302	17	98
Hp116A	41	90
Hp305	50	88
Hp304	80	83
K5/Hp216	80	70
Hp301	25	97
Hp115A	>100	80
Hp114A	>100	50
ETELÄINEN		
Hp309	5	95
Hp307	5	95
Hp310	52	85
Hp311	>100	65
Hp201	21	88
Hp226	30	81

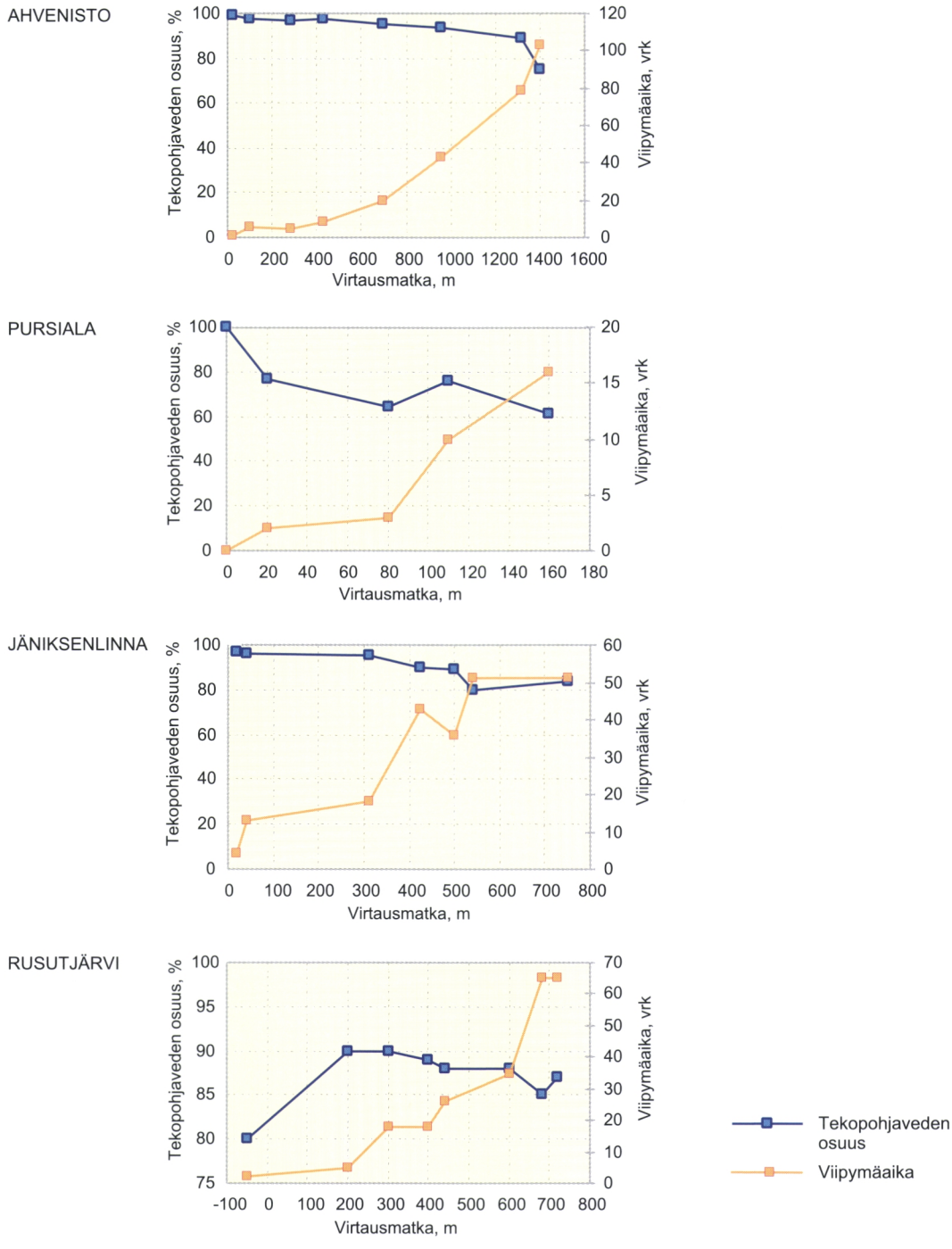
Jäniksenlinna

Teilinummen imeytysalueelta vesi virtaa lounaaseen kohti vedenottamoa. Vedenottamon uudet kaivot K8 ja K9 sijaitsevat 250 metriä vanhojen kaivojen K5 ja K6 koillispuolella. Jäniksenlinnan viipymäaika imeytysaltaalta kaivoille on noin 36-51 vuorokautta (**kuva 4.107**).

Rusutjärvi

Rusutjärvellä on kaikkiaan kolme imeytysaluetta ja kaksi vedenottoaluetta.

Rusutjärvellä viipymäaika ns. laitoksen imeytysalueelta kaivoille 4-6 on 26-65 vuorokautta (**kuva 4.107**).



Kuva 4.107. Imeytetyn veden osuus tekopohjavedessä ja viipymäaika Ahveniston, Pursialan, Jäniksenlinnan ja Rusutjärven tekopohjavesilaitoksilla.

• Merkkiainekokeet

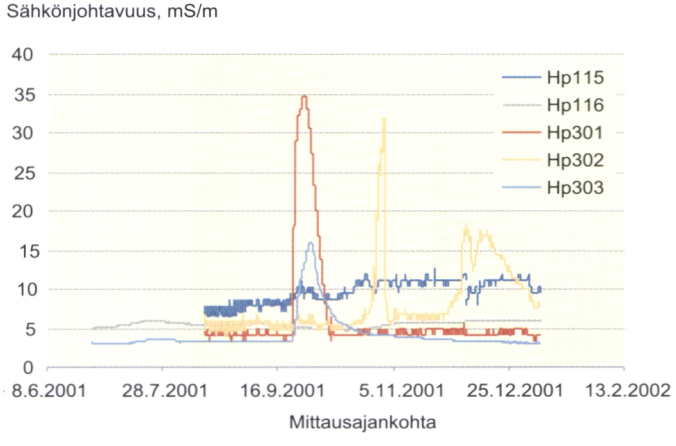
Merkkiainekokeessa syötettiin ruokasuolaa (NaCl) imeytettävään raakaveteen 19.-21.9.2001. Merkkiaineen pitoisuutta seurattiin pohjaveden havaintoputkista jatkuvatoimisilla antureilla, joilla mitattiin sähkönjohtokykyä. Viipymäaika määritettiin kunkin havaintopisteen huippuarvon ajankohdan ja syöttöajankohdan päättymisen välisenä aikaerona.

Tulosten mukaan (**kuva 4.108**) sähkönjohtokyvyssä oli esimerkiksi havaintoputkessa Hp 302 useita huippuarvoja. Nämä on merkitty **taulukkoon 4.18** kahdella viipymäajan luvulla. Useampiosainen viipymä syntyy siitä, että tekopohjaveden virtaukselle on olemassa useampia toisistaan selvästi poikkeavia virtasreittejä, joita erottavat vettä heikosti johtavat ainekset, esimerkiksi kalliokynnykset tai moreenipatjat. Merkkiainekokeet tehtiin Vuonteenharjulla alueella, jossa kallio sijaitsee osittain pohjavedenpinnan yläpuolella, mikä myös näkyy selvästi merkkiainekokeen tuloksissa.

Taulukko 4.18. Viipymäajat Vuonteenharjun pohjoisella tutkimusalueella merkkiainekokeen mukaan.

Havaintoputki	Viipymäaika, vrk
Hp303	9-
Hp301	7
Hp302	40/74
Hp115A	23/243
Hp116A	37

Merkkiainekokeen tulosten (**taulukko 4.18**) vertailu mallintamistekniikalla laskettuihin tuloksiin (**taulukko 4.17**) osoittaa, että tulokset poikkeavat suhteellisesti eniten niissä pisteissä, joissa kalliokynnykset ovat ohjanneet virtausta. Havaintoputkelle Hp 301 on merkkiainetta sisältänyt imeytysvesi ohjautunut osittain kalliopintoja pitkin. Pohjavesimallin laskelmissa ei ole voitu huomioida tämän tyyppistä virtausta. Havaintoputkessa Hp116, joka sijaitsee pitemmällä kalliokynnysten alueelta, ovat mallin antamat tulokset suuruusluokaltaan yhtenevät merkkiainekokeen kanssa.



Kuva 4.108. Merkkiaineen pitoisuutta kuvaava sähkönjohtokyky Vuonteenharjulla.

Taulukko 4.19. Mansettinäytteiden tulokset Ahveniston tutkimusalueelta. Näytteet otettiin 28.2.2002.

Havaintoputki	Hp9408	Hp9408	Hp9502	Hp9502	Hp9504	Hp9504
Näytteenottosyvyys, m	8,5-9,5	11-	6,5-7,5	13-	13-14	19-
TOC, mg/l	10,3	9,1	12,3	10,6	3,0	2,6

• Mansettivesinäytteet

Ahvenisto

Havaintoputkessa Hp9502 otetussa näytteessä TOC-pitoisuus on huomattavasti korkeampi (1,7 mg/l) pohjavesikerroksen yläosasta otetussa näytteessä kuin pohjavesikerroksen syvemmän kerroksen näytteessä. Samanlainen tulos saatiin myös havaintoputkesta Hp9408, jossa TOC-pitoisuuksien ero eri syvyyksillä oli 1,2 mg/l, mutta TOC-arvo oli pienempi syvemmällä näytteenottotasolla. Havaintoputkessa Hp9504 TOC-pitoisuuksien ero oli eri syvyyksissä vähäinen, 0,4 mg/l, ja pitoisuus oli pienempi syvemmällä näytteenottosyvyydellä. (**Taulukko 4.19**).

Pursiala

Havaintoputkessa Hp56 tekopohjaveden happipitoisuus oli huomattavasti pienempi 17 metrin alapuolelta otetussa näytteessä kuin 12,5-13,5 metrin syvyydeltä otetussa näytteessä. $KMnO_4$-luku oli syvemmässä näytteessä kaksinkertainen ylempään verrattuna, kun taas TOC- pitoisuuksissa ei merkittäviä eroja ollut. Kloridipitoisuus oli syvemmässä näytteessä 3,4 mg/l suurempi kuin ylempää otetussa näytteessä.

Havaintoputkessa Hp58 happipitoisuus vaihteli syvyyden suhteen samalla tavoin kuin havaintoputkessa Hp56. TOC-pitoisuus oli 14 metrin alapuolelta otetussa näytteessä 0,3 mg/l pienempi kuin 7,5-8,5 metrin syvyydeltä otetussa näytteessä. Kloridipitoisuuksissa ei ollut merkittävää eroa eri syvyyksiltä otetuissa näytteissä (**taulukko 4.20**).

Vuonteenharju

Havaintoputkessa Hp116A tekopohjaveden happipitoisuus oli huomattavasti pienempi 17 metrin alapuolelta otetussa näytteessä kuin 10,5-11,5 metrin syvyydeltä otetussa näytteessä. Myös $KMnO_4$-luvuissa oli eroja eri syvyyksiltä otetuissa näytteissä, kun taas TOC-pitoisuuksissa ei merkittäviä eroja ollut. Kloridipitoisuus oli 2,1 mg/l suurempi syvemmältä otetussa näytteessä kuin ylempää otetussa näytteessä. Havaintoputkesta Hp116A 25.2.2002 otettu kokoomavesinäytteen laatu on samanlainen kuin mansettivesinäytteiden laatu. Havaintoputkessa Hp201 ainoastaan TOC-pitoisuudet poikkesivat toisistaan 0,5 mg/l.

Havaintoputkessa Hp301 orgaanista ainetta kuvaavat vedenlaatumuuttujat poikkesivat huomattavasti toisistaan eri syvyyksiltä otetuissa vesinäytteissä. TOC-pitoisuus oli syvemmältä otetussa näytteessä 0,6 mg/l suurempi kuin ylempää otetussa näytteessä ja $KMnO_4$-luku vastaavasti 1,2 mg/l suurempi.

Havaintoputkessa Hp302 TOC-pitoisuus oli syvemmältä (yli 33 m) otetussa näytteessä 0,5 mg/l pienempi kuin ylempää (22-23 m) otetussa näytteessä. Havaintoputkessa Hp309 tekopohjaveden laaduissa ei ollut selviä syvyydestä johtuvia eroja (**taulukko 4.20**).

Jäniksenlinna

Jäniksenlinnan havaintoputket Hp4 ja Hp85 sijaitsevat n. viiden metrin etäisyydellä toisistaan. TOC-pitoisuuksien ero näiden eri syvyyksillä olevien havaintoputkien vesinäytteiden välillä oli 0,6 mg/l. TOC-pitoisuus oli pienempi pohjavesivyöhykkeen pintaosassa.

Havaintoputkessa Hp202 tekopohjaveden laatu vaihteli syvyyssuunnassa.

Esimerkiksi lämpötilaero oli 5,1 °C ja vastaavasti TOC-pitoisuuksien ero oli 0,7 mg/l. (**Taulukko 4.20**).

Rusutjärvi

Havaintoputkessa Hp107 eri syvyyksiltä otettujen vesinäytteiden happipitoisuuksien ero oli 0,9 mg/l. Orgaanista ainetta kuvaavissa vedenlaatumuuttujissa ei ollut eroja.

Havaintoputkessa Hp123 eri syvyyksiltä otettujen vesinäytteiden happipitoisuuksien ero oli 2,0 mg/l ja TOC-pitoisuuksien ero oli 0,3 mg/l.

Havaintoputken Hp124 eri syvyystasoilta pumpatuissa vesinäytteissä ei ollut laadullisia eroja. Havaintoputken Hp125 vesinäytteissä TOC-pitoisuuksien ero oli 0,3 mg/l ja happipitoisuuksien ero 0,7 mg/l (**taulukko 4.20**).

Taulukko 4.20. Mansettinäytteiden tulokset eri tekopohjavesilaitoksilla.

Havainto-putki	pvm	Syvyys m	Lämpö-tila °C	Happi mg/l	Happi kyll. %	CO_2 mg/l	Kokonais-kovuus mmol/l	Alkalini-teetti mmol/l	$KMnO_4$-luku mg/l	TOC mg/l	Cl mg/l	SO_4-S mg/l
VUONTEENHARJU												
Hp116A	25.2.2002	10,8	8,3	5,3	45	6,6	0,19	0,24	<2	1,8	4,4	
Hp116A	14.2.2002	10,5-11,5	8,2	4,4	37	6,9	0,20	0,24	3,0	1,0	4,2	2,8
Hp116A	14.2.2002	17-	7,8	1,9	16	6,4	0,27	0,28	2,0	1,1	6,3	3,6
Hp301	25.2.2002	24,2	4,9	11,5	90	5,9	0,15	0,20	5,9	3,3	2,5	
Hp301	13.2.2002	28-29	3,3	12,0	90	5,9	0,14	0,19	7,1	2,9	2,4	1,9
Hp301	13.2.2002	36-	4,1	11,8	90	6,5	0,14	0,20	5,9	2,3	2,4	1,9
Hp302	3.1.2002	20,5	10,6	1,8	16	15	0,14	0,04	4,0	2,0	3,8	4,7
Hp302	13.2.2002	22-23	5,5	5,5	44	13	0,14	0,08	5,1	1,9	2,6	3,7
Hp302	13.2.2002	33-	7,2	4,0	33	15	0,14	0,06	4,0	1,4	2,8	4,4
Hp309	26.2.2002	22,6	4,8	10,0	78	5,7	0,14	0,19	7,9	3,6	2,5	
Hp309	26.2.2002	22-23	3,4	12,5	94	5,8	0,14	0,18	8,3	2,9	2,3	1,9
Hp309	14.2.2002	34-	4,0	12,7	97	5,4	0,14	0,19	7,1	3,1	2,3	1,9
Hp201	26.2.2002	13,5	8,4	11,9	101	5,3	0,15	0,21	5,5	2,9	2,4	
Hp201	14.2.2002	13-14	7,8	11,4	96	5,8	0,16	0,24	5,5	2,6	2,3	2,0
Hp201	14.2.2002	16	7,2	10,5	87	6,4	0,17	0,26	5,5	2,1	2,3	1,9
PURSIALA												
Hp56	17.9.2001	12,5	9,1	2,1	18	25	0,24	0,08	2,9	4,0	10,0	7,6
Hp56	13.2.2002	12,5-13,5	9,2	10,4	91	42	0,26	0,04	2,0	1,3	13,4	6,4
Hp56	13.2.2002	17-	8,6	0,3	3	36	0,24	0,09	4,0	1,4	10,8	5,8
Hp58	17.9.2001	8,5	13,5	4,7	45	20	0,25	0,21	4,5	4,0	9,0	5,3
Hp58	13.2.2002	7,5-8,5	7,2	4,2	35	24	0,26	0,26	4,3	2,0	9,8	3,6
Hp58	13.2.2002	14-	6,9	2,0	17	22	0,27	0,23	4,3	1,7	9,7	4,3
JÄNIKSENLINNA												
Hp85	27.1.2002	28-	8,5	8,4			0,40	0,55		3,2	15,0	4,7
Hp4	27.1.2002	16-17	9,3	7,5			0,47	0,57		2,6	18,0	3,0
Hp4	1997-2000		6,0	7,1			0,27	7,20		3,3	6,1	3,2
Hp202	27.1.2002	17-18	2,5	12,9			0,21	0,30		5,4	6,0	2,8
Hp202	27.1.2002	22-	2,6	12,3			0,21	0,35		5,0	6,0	2,9
Hp202	1997-2000		7,7	8,3			0,27	5,40		4,3	5,8	2,9
RUSUTJÄRVI												
Hp107	25.1.2002	14,4-15,5	8,7	7,7			0,43	0,61		1,6	13,0	4,7
Hp107	25.1.2002	19-	8,7	6,8			0,43	0,62		1,6	13,0	4,7
Hp107	29.8.2001		6,2	8,8			0,25	0,36		2,1	6,0	3,3
Hp123	25.1.2002	19-	7,9	6,7			0,34	0,50		1,8	9,0	4,0
Hp123	25.1.2002	15,5-16,5	7,9	8,7			0,34	0,48		2,1	9,0	4,7
Hp123	29.8.2001		10,0	9,2			0,25	0,37		2,5	6,0	3,2
Hp124	27.1.2002	23-	4,2	12,5			0,18	0,24		4,9	6,0	2,8
Hp124	27.1.2002	19-19,5	3,8	12,2			0,18	0,24		5,0	6,0	2,7
Hp124	29.8.2001						0,21				6,0	2,9
Hp125	27.1.2002	16-17	7,9	8,0			0,38	0,56		1,9	11,0	4,0
Hp125	27.1.2002	24	7,3	7,3			0,38	0,54		1,6	11,0	4,0

5 TEKOPOHJAVESILAITOSTEN TULOSTEN VERTAILU JA JOHTOPÄÄTÖKSET

ERI TEKIJÖIDEN VAIKUTUS IMEYTETYN PINTAVEDEN LAADUN MUUTOKSIIN MAAPERÄSSÄ

• Raakaveden esikäsittely

Jorma Pääkkönen

Esikäsittelyn tarve ja toteutus

Harjavallan esikäsittelykokeet osoittivat, että hiekkapikasuodatus poisti tehokkaasti maaperää tukkivaa ainesta. Tukkiva aines poistui huomattavasti paremmin kuin raakaveden sameuden tai kiintoaineen vähenemisen perusteella olisi ollut odotettavissa. Tästä syystä erityisen sameatkaan raakavedet eivät tukkineet maaperää merkittävästi. Leväkasvu saattaakin olla merkittävämpi ongelma, ja sillä on selkeä yhteys raakaveden ravinnepitoisuuksiin.

Kemiallisen esikäsittelyn etuja hiekkapikasuodatukseen verrattuna ovat:

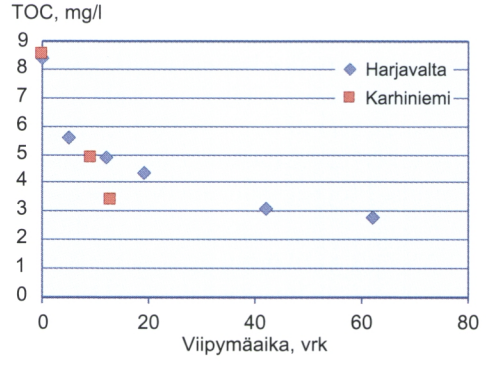
- vähentää maaperään imeytettävän pintaveden mukana kulkeutuvan aineksen määrää,
- mahdollistaa alle kuukauden viipymäajan,
- poistaa imeytettävästä pintavedestä happea kuluttavaa orgaanista ainetta,
- estää leväkasvua ja
- poistaa imeytettävästä pintavedestä tehokkaasti viruksia, jotka tosin poistuisivat maaperän eri vyöhykkeissä muutenkin.

Kemiallisen esikäsittelyn haittoja ovat:

- huomattavasti kalliimpi hankkia ja käyttää kuin hiekkapikasuodatus,
- tuottaa lietettä merkittävästi enemmän kuin hiekkapikasuodatus,
- lisää verkostoveden suolojen määrää ja tästä syystä korroosiota vesijohtoverkostossa ja
- laskee veden pH-arvoa, minkä vuoksi saatetaan tarvita neutralointia.

Kemiallinen esikäsittely poistaa samantyyppisiä orgaanisia yhdisteitä kuin tekopohjavesiprosessi. Jos viipymäaika on riittävän pitkä, tekopohjavesi lienee TOC-pitoisuuden suhteen varsin samanlaatuista kuin kemiallisesti esikäsitelty vesi.

Harjavallassa suoritetuissa kokeissa TOC-pitoisuuden alenemisen riippuvuus viipymäajasta oli keskimäärin **kuvan 5.1** mukainen. Kulkeutumismatka kokeessa oli hyvin lyhyt, ainoastaan noin 40 metriä. TOC-pitoisuuden alenema oli ensimmäisen 20 vuorokauden aikana noin 50%. Seuraavan 20 vuorokauden aikana TOC-pitoisuus aleni noin 30% ja viimeisen 20 vuorokauden aikana enää noin 10%.



Kuva 5.1. TOC-pitoisuus vesinäytteissä, jotka otettiin Harjavallan keinoharjun tai Karhiniemen koesuodattimen läpi virranneesta vedestä eri havaintopisteistä ja vastaavasti eri viipymäaikojen jälkeen.

• Luontaisen pohjaveden ja raakaveden laatu

Jorma Pääkkönen, Tuomo Hatva, Kari Illmer, Antti-Jussi Lindroos, Heljä-Sisko Helmisaari

TEMU-hankkeen tekopohjavesilaitosten raakavedessä oli hyvin vähän veteen liuenneita suoloja. Esimerkiksi kalsium- ja magnesiumpitoisuudet olivat alhaisia, mistä johtuen raakavesi oli pohjaveteen verrattuna hyvin pehmeää, ja sähkönjohtokyky oli vähäinen. Myös raakaveden hiilidioksidipitoisuus ja alkaliniteetti olivat alhaisia. Raakavedessä oli yleensä enemmän happea kuin luontaisessa pohjavedessä. Suurin ero pohjaveteen verrattuna oli raakaveden korkea TOC-pitoisuus.

Tekopohjavesialueiden luontainen pohjavesi sisälsi ennen imeytysten aloittamista jonkin verran veteen liuenneita suoloja ja vähän orgaanista hiiltä (TOC-pitoisuus < 1 mg/l) sekä typpiyhdisteitä. Pohjavesi oli pehmeää, lievästi hapanta, hapekasta ja sen rauta- ja mangaanipitoisuudet olivat pieniä. Luontaisen pohjaveden pH-arvo oli alhaisempi kuin tekopohjaveden. Rusutjärvellä ja Jäniksenlinnassa tekopohjavedessä oli vähemmän hiilidioksidia kuin luontaisessa pohjavedessä. Vuonteenharjulla luontaisen pohjaveden ja tekopohjaveden hiilidioksidipitoisuudessa ei ollut suuria eroja. Happea tekopohjavedessä oli yhtä paljon (Vuonteenharju), enemmän (Rusutjärvi, sadetusimeytys) tai vähemmän (Jäniksenlinna, allasimeytys) kuin luontaisessa pohjavedessä. Tekopohjaveden sähkönjohtokyky ja kokonaiskovuus olivat Rusutjärvellä ja Jäniksenlinnassa pienempiä ja Vuonteenharjulla suurempia kuin luontaisen pohjaveden. TOC-pitoisuus ja $KMnO_4$-luku olivat tekopohjavedessä hieman suurempia tai yhtä suuria kuin luontaisessa pohjavedessä (**taulukko 5.1**).

• Imeytysveden laadun muuttuminen maaperän eri vyöhykkeissä

Pintavyöhyke

Antti-Jussi Lindroos, John Derome, Heljä-Sisko Helmisaari

Useat kemialliset muuttujat osoittivat, että imeytetyn pintaveden laadussa ei TEMU-hankkeen tekopohjavesilaitoksilla tapahtunut juurikaan muutoksia pintavyöhykkeessä. Vajovesi heijasti näin ollen suurelta osin imeytettävää pintavettä. Eroja ei esiintynyt myöskään sadetusimeytyksen ja allasimeytyksen välillä.

Aiemman käsityksen mukaan imeytettävän pintaveden liukoisen orgaanisen hiilen pitoisuus voisi alentua jo maaperän pintavyöhykkeessä. Yhtäältä tähän ovat vaikuttaneet havainnot, joissa sadeveden muuttuessa luonnontilaiseksi pohjavedeksi tapahtuu selvä orgaanisen hiilen pidättyminen pintavyöhykkeen maannoskerrokseen (esim. Lindroos ym. 1995). Maaperän pintavyöhykkeellä onkin luontaisen pohjaveden laadun kannalta keskeinen merkitys. Toisaalta tähän ovat vaikuttaneet ruotsalaiset allasimeytystutkimukset, joissa on havaittu pintavyöhykkeessä (imeytysaltaan pohjan suodatinhiekkakerroksessa) merkittävää orgaanisen hiilen vähenemää imeytetystä pintavedestä (Frycklund 1998).

TEMU-hankkeen tekopohjavesilaitoksilla imeytettävän pintaveden TOC-pitoisuus ei kuitenkaan juurikaan vähentynyt pintavyöhykkeessä. Joillakin laitoksilla hienoista vähenemistä tapahtui syvemmällä vajovesivyöhykkeessä, mutta valtaosa pitoisuuden vähenemisestä tapahtui kaikilla tekopohjavesilaitoksilla kuitenkin vasta pohjavesivyöhykkeessä.

Sadetusimeytyksessä pintavyöhyke jopa lisäsi TOC-pitoisuutta vajovedessä. Tämä sopii hyvin myös metsämaan orgaanisen hiilen pitoisuusjakaumiin. Esimerkiksi Vuonteenharjulla orgaaninen hiili vähentyi humuskerroksessa, ja sitä kulkeutui vajoveden mukana alemmas kivennäismaakerrokseen. Maaperän pintavyöhykkeeseen ja imeytysaltaan pohjan suodatinainekseen pidättyi pintaveden kiinteää orgaanista hiiltä. Liukoisen orgaanisen hiilen pitoisuus ei kuitenkaan vähentynyt pintavyöhykkeessä.

Taulukko 5.1. Raakaveden, luontaisen pohjaveden ja tekopohjaveden vedenlaatumuuttujien arvot eri tekopohjavesilaitoksilla. Luontaisen pohjaveden näytteenottopisteet : Rusutjärvi Hp115, Jäniksenlinna Hp63 ja Vuonteenharju Hp301 (ennen imeytyksen aloittamista). Ahvenistolta ja Pursialasta ei mitta-usarvoja luontaisesta pohjavedestä. Tekopohjaveden näytteenottopisteet : Ahvenisto K4, Rusutjärvi K4, Jäniksenlinna K8, Pursiala Hp56 ja Vuonteenharju Hp216 (imeytyksen aikana).

		Raakavesi	Luontainen pohjavesi	Tekopohjavesi
TOC, mg/l	Ahvenisto	10,3	-	2,0
	Vuonteenharju	6,7	0,8	1,1
	Rusutjärvi	5,7	1,0	1,9
	Jäniksenlinna	5,8	0,5	2,0
	Pursiala	7,4	-	2,1
$KMnO_4$-luku, mg/l	Ahvenisto	43,5	-	3,5
	Vuonteenharju	21	<2	<2
	Rusutjärvi	21,7	1,4	3,4
	Jäniksenlinna	20,9	1,2	4,4
	Pursiala	24,9	-	2,6
Happi, mg/l	Ahvenisto	5,6	-	1,1
	Vuonteenharju	10,7	8,8	9,3
	Rusutjärvi	9,2	5,5	8,3
	Jäniksenlinna	9,4	7,5	5,5
	Pursiala	9,0	-	1,3
Alkaliniteetti, mmol/l	Ahvenisto	0,32	-	0,54
	Vuonteenharju	0,18	0,27	0,43
	Rusutjärvi	0,26	0,61	0,43
	Jäniksenlinna	0,25	1,05	0,36
	Pursiala	0,29	-	0,06
CO_2, mg/l	Ahvenisto	3,5	-	12,8
	Vuonteenharju	3,0	11,0	17,0
	Rusutjärvi	2,9	21,6	8,6
	Jäniksenlinna	3,4	34,2	9,4
	Pursiala	4,0	-	22,0
pH-arvo	Ahvenisto	7,1	-	7,1
	Vuonteenharju	7,0	6,5	6,6
	Rusutjärvi	6,8	6,7	6,8
	Jäniksenlinna	6,8	6,7	6,7
	Pursiala	6,6	-	5,4
Sähkönjohtokyky, mS/m	Ahvenisto	7,6	-	12,2
	Vuonteenharju	4,7	5,3	7,8
	Rusutjärvi	7,2	15,3	9,8
	Jäniksenlinna	7,2	26,3	8,8
	Pursiala	9,3	-	10,1
Kokonaiskovuus, mmol/l	Ahvenisto	-	-	-
	Vuonteenharju	0,15	0,15	0,26
	Rusutjärvi	0,24	0,60	0,38
	Jäniksenlinna	0,23	1,07	0,31
	Pursiala	0,27	-	0,26

Vajovesivyöhyke

Kari Illmer, John Derome, Tuomo Hatva, Antti-Jussi Lindroos, Jorma Pääkkönen, Risto Reijonen, Kaj Granberg, Heljä-Sisko Helmisaari

TEMU-hankkeen tekopohjavesilaitoksilla imeytetyn raakaveden pH-arvo ei muuttunut merkittävästi vajovesivyöhykkeessä. Rusutjärvellä (sadetusimeytys) ja Jäniksenlinnassa (allasimeytys) vajovesivyöhykkeen pintaosissa vajoveden pH-arvo oli sen sijaan selvästi korkeampi kuin raakavedessä. Sadetus- tai allasimeytetyn veden sähkönjohtokyky, alkaliniteetti, kokonaiskovuus, kalsium-, magnesium-, kalium-, natrium-, kloridi-, sulfaatti-, fosfori- ja piipitoisuudet eivät juuri muuttuneet vajovesivyöhykkeessä. Imeytyksen aloittamisen jälkeen maaperä ja vajovesi saavuttivat kemiallisen tasapainon hyvin nopeasti. Allasimeytetyn veden happipitoisuus sen sijaan väheni vajovesivyöhykkeen yläosassa.

Ahveniston, Vuonteenharjun, Jäniksenlinnan ja Rusutjärven sadetusimeytetyn tai allasimeytetyn veden TOC-pitoisuudet ja $KMnO_4$-luku eivät vähentyneet vajovesivyöhykkeessä. Ainoastaan Pursialassa sadetusimeytetyn veden TOC-pitoisuus ja $KMnO_4$-luku vähenivät tässä vyöhykkeessä. Syynä voi olla hienorakeisempi maaperä kuin muilla laitoksilla.

Sadetusimeytetyn veden hiilidioksidipitoisuus kohosi pintavyöhykkeessä ja joillakin laitoksilla myös vajovesivyöhykkeessä. Tämä liittynee maaperässä tapahtuvaan orgaanisen aineen hajoamiseen. Sen sijaan allasimeytetyn veden hiilidioksidipitoisuus ei kohonnut. Tämä selittynee sillä, ettei orgaaninen aine hajonnut keinotekoisessa suodatinhiekkakerroksessa samassa määrin kuin metsämaaperässä.

Sadetus- tai allasimeytetyn veden rautapitoisuudet eivät myöskään muuttuneet merkittävästi pinta- tai vajovesivyöhykkeissä. Tosin rautapitoisuus oli Vuonteenharjun sadetusimeytetyn alueen vajovesivyöhykkeen alaosassa korkeampi kuin yläosassa. Tämä johtunee ferrirautakolloidien kulkeutumisesta vesinäytteisiin. Sadetus- tai allasimeytetyn veden mangaanipitoisuudet vähenivät lievästi pinta- tai vajovesivyöhykkeissä. Muutos saattoi selittyä mangaanin adsorboitumisella näiden vyöhykkeiden maaperään. Mangaani saattoi toisaalta raudan tavoin kulkeutua ferrirautakolloidien mukana vesinäytteisiin. Mangaanipitoisuudet olivat kuitenkin niin pieniä, ettei voida arvioida tapahtuiko näissä vyöhykkeissä sen pitoisuutta muuttavia geokemiallisia reaktioita.

Veden α-klorofyllipitoisuus kuvaa siinä olevan kasviplanktonin ja levien määrää. Vuonteenharjun ja Pursialan sadetus- tai allasimeytetyn veden α-klorofyllipitoisuudet alenivat selvästi pinta- ja vajovesivyöhykkeissä. Syynä lienee levien aggregoituminen ja kasautuminen maaperän ja suodatinhiekkakerroksen hiukkasten pinnoille.

Veden typpipitoisuutta säätelee ns. typen kierto, jota säätelee yhtäältä typen sitoutuminen eliöstöön ja toisaalta vapautuminen eliöstöstä. Tätä sitoutumista ja vapautumista puolestaan säätelevät hapetus-pelkistys -olosuhteet, pH-arvo ja lämpötila. Kokonais-, nitraatti- ja ammoniumtypen sekä orgaanisen typen pitoisuudet olivat sekä sadetus- että allasimeytysalueiden vajovesivyöhykkeissä erittäin pieniä.

Fosforipitoisuudet olivat Vuonteenharjun vajovesivyöhykkeiden alaosissa korkeammat kuin yläosissa. Lisäksi vajovesivyöhykkeen alaosassa fosforipitoisuus oli allasimeytetyllä alueella alhaisempi kuin sadetusimeytetyllä alueella. Muutokset näiden vyöhykkeiden alaosissa voisivat viitata fosforin vapautumiseen kokonaiseliöstöstä, mikä allasimeytetyllä alueella olisi vähäisempää kuin sadetusimeytetyllä alueella. Toisaalta kyseessä saattoi olla veteen liuenneen fosforin kiinnittyminen ferrirautakolloideihin ja näiden kulkeutuminen vesinäytteisiin.

Pohjavesivyöhyke

Kari Illmer, Tuomo Hatva, Antti-Jussi Lindroos, Jorma Pääkkönen, Risto Reijonen, Heljä-Sisko Helmisaari

Veden **pH-arvoa** säätelevät veteen liuenneiden ionien väliset kemialliset reaktiot ja reaktiotasapainot. Merkittävimmät näistä ovat hiilidioksidin, hiilihapon ja bikarbonaatti-ionin väliset tasapainoreaktiot. TEMU-hankkeen tekopohjavesilaitoksilla pH-arvo oli tekopohjavedessä samansuuruinen tai alempi kuin imeytetyn pintaveden pH-arvo. Tämä ei kuitenkaan liittyne biologiseen hiilidioksidin tuotantoon vaan muihin pH-arvoa säätteleviin reaktioihin.

Veden **lämpötilaa** säätelevät vuodenaikojen sääolosuhteet. Pintaveden lämpötila vaihtelee yleensä sinimuotoisesti siten, että se on korkeimmillaan loppukesällä ja matalimmillaan keskitalvella. Myös pohjavedessä on vastaavanlaista vaihtelua, mutta lämpötilaerot eivät ole niin suuria kuin pintavedessä. Pohjaveden lämpötilaa säätelevät lähinnä maankamaran lämmönjohtavuusominaisuudet. Maaperän lämpökapasiteetti vaimentaa lämpötilan muutosnopeutta, mistä johtuen lämpöenergian viipymäaika on huomattavasti pitempi kuin veden viipymäaika.

Raakaveden lämpötila aleni ja tasaantui pohjavesivyöhykkeessä suhteellisen nopeasti. Rusutjärvellä ja Jäniksenlinnassa tekopohjaveden lämpötilaerot olivat pieniä, koska virtaus Päijänne-tunnelissa tasasi raakaveden lämpötilaa. Tekopohjaveden lämpötilaerot olivatkin eri vuodenaikoina vain noin kahdeksan astetta. Raakaveden lämpötilavaihtelu heijastui kuitenkin selvästi tekopohjaveden lämpötilaan imeytysalueiden lähellä. Vedenottokaivoille saakka raakaveden lämpötilavaihtelu ei kuitenkaan ulottunut, ja niiden vedessä lämpötilavaihtelu oli samansuuruinen kuin luontaisessa pohjavedessä. Tekopohjaveden pitkällä virtausmatkalla tai viipymäajalla on siis lämpötilaa alentava ja tasaava vaikutus. Jotta tekopohjavedessä päästäisiin samanlaiseen lämpötilavaihteluun kuin luontaisessa pohjavedessä, tulisi viipymäajan olla raakaveden korkeammasta lämpötilasta ja lämpötilavaihtelusta riippuen yli 1-1½ kuukautta. Tekopohjaveden lämpötilalla ei näyttäisi olevan vaikutusta TOC-pitoisuuden muuttumiseen virtausmatkan alkupäässä, missä lämpötilan vaihtelut eri vuodenaikoina olivat suurimmat.

Veden **happipitoisuutta** säätelee ilmakehästä ja maaperän huokosista veteen liukeneva happi. Ilmakehään ja maaperän huokosiin happea syntyy yhteyttämisreaktioissa, ja sitä kuluu



Kuva 5.2. Raakaveden vuodenaikainen lämpötilavaihtelu heijastuu tekopohjaveden lämpötilaan eniten virtausmatkan alkupäässä.

pääasiassa orgaanisen aineen hajottamisreaktioissa. Tekopohjavedessä happipitoisuus oli yhtä suuri tai pienempi kuin imeytetyssä pintavedessä. Sadetus- ja allasimeytettyjen tekopohjavesien happipitoisuuksien erot viittasivat siihen, että sadetusimeytys kohotti tekopohjaveden happipitoisuutta paremmin kuin allasimeytys.

Veden **sähkönjohtokykyä** säätelevät vedessä olevien sähköisesti varautuneiden ionien pitoisuudet. Tekopohjavedessä sähkönjohtokyky oli samansuuruinen tai lievästi suurempi kuin imeytetyssä pintavedessä.

Veden **kokonaiskovuutta** säätelevät pääasiassa veden kalsium- ja magnesiumpitoisuudet. Tekopohjaveden kokonaiskovuus vaihteli eri havaintopisteissä, mutta erot raakaveteen eivät olleet suuria. Kokonaiskovuuden muutokset tekopohjavedessä viittaavat ioninvaihtoreaktioihin. Toisaalta luontaisen pohjaveden kokonaiskovuus ei kohonnut imeytyksen vaikutuksesta.

Veden **kalsium-, kalium- magnesium- ja piipitoisuutta** säätelevät liukeneminen maaperästä sekä veteen liuenneiden ionien sekä maaperän väliset geokemialliset reaktiot. Veden **natriumpitoisuutta** säätelee pääasiassa natriumin liukeneminen maaperästä. Veteen liuenneen natriumin ja maaperän välillä ei juurikaan tapahdu muita geokemiallisia reaktioita. Tekopohjavedessä kalsium-, magnesium- ja natriumpitoisuudet olivat yhtä suuria tai suurempia kuin imeytetyssä pintavedessä. Myös kalium- ja piipitoisuudet olivat suurempia tai yhtä suuria kuin imeytetyssä pintavedessä. Toisaalta luontaisen pohjaveden Ca-, Mg- ja Na-pitoisuudet eivät muuttuneet, mutta K-pitoisuudet alenivat imeytyksen vaikutuksesta. Muutokset osoittavat tekopohjavesivyöhykkeessä tapahtuneita veteen liuenneiden ionien ja maaperän välisiä ioninvaihtoreaktioita sekä eri koostumuksellisten vesien sekoittumista. Piin pitoisuus kohosi tekopohjavedessä sekä Ahvenistolla, Jäniksenlinnassa ja Rusutjärvellä. Osasyynä saattoi olla pohjaveden havaintoputkissa ollut hienorakeinen maa-aines, joka vaikuttaa herkästi piin arvoihin.

Veden **alkaliniteettia** säätelevät pääasiassa veteen liuenneet hiilidioksidi sekä bikarbonaatti- ja karbonaatti-ionit. Tekopohjavedessä alkaliniteetti ei juuri muuttunut tai kohosi lievästi, ilmeisesti luontaisen pohjaveden vaikutuksen takia. Poikkeuksena oli Pursiala, jossa alkaliniteetti laski selvästi tekopohjavedessä. Lisäksi luontaisen pohjaveden alkaliniteetti aleni. Kyse lienee eri koostumuksellisten vesien sekoittumisesta pohjavesivyöhykkeessä.

Tekopohjaveden sähkönjohtokyky, alkaliniteetti, kovuus, kalsium-, magnesium-, kloridi- ja sulfaattipitoisuudet kohosivat vain vähän raakaveden pitoisuuteen verrattuna. Pitoisuuksien kohoamista tapahtui lähinnä virtausmatkan lopussa vedenottokaivoilla. Pitoisuudet kohosivat lievästi luontaisen pohjaveden vaikutuksesta, jonka osuus oli esimerkiksi Jäniksenlinnassa 10 % ja Rusutjärvellä 23 %. Näiden vedenlaatumuuttujien avulla voidaankin luotettavasti laskea pintaveden ja luontaisen pohjaveden määräsuhde tekopohjavedessä.

Orgaanisen aineen määrää kuvaa tutkimusvertailun perusteella TOC-pitoisuus paremmin kuin $KMnO_4$-luku. Luonnon veden **TOC-pitoisuutta** säätelevät orgaanisen hiilen liukeneminen pintavyöhykkeen karike- ja humuskerroksesta, adsorptio ja saostuminen sekä mikro-organismien hajotustoiminta. Tekopohjavedessä TOC-pitoisuus väheni selvästi veden virratessa vedenottokaivoille. Syynä tähän muutokseen lienee orgaanisen aineen adsorptio pohjavesivyöhykkeen maaperän hiukkasiin. Myös mikro-organismit saattoivat hajottaa tai pilkkoa orgaanista ainetta, jolloin TOC-pitoisuus väheni. Mikro-organismien kyky hajottaa orgaanista ainetta tekopohjavesivyöhykkeessä on kuitenkin vähäinen. Lisäksi pintavesien orgaaninen aine on suurimmaksi osaksi vaikeasti hajoavaa (esim. Tranvik 1998). Pohjavesivyöhykkeessä tapahtuneeseen muutokseen liittyneekin myös eri koostumuksellisten vesien sekoittumista.

$KMnO_4$-luku aleni tekopohjavedessä nopeammin kuin TOC-pitoisuus ja oli alle 1,0 mg/l, kun TOC-pitoisuus oli 1,0-2,0 mg/l. Jos kaikki orgaaninen aine olisi kemiallisesti hapettuvaa kaliumpermanganaattiluvun ja TOC-pitoisuuden välillä olisi lineaarinen riippuvuus. Viipymäajan kasvaessa tekopohjaveteen jää jäljelle suhteellisesti suurempi osuus orgaanista ainetta, joka ei sisälly $KMnO_4$-lukuun. $KMnO_4$-lukua voidaan kuitenkin käyttää kun arvioidaan poistuuko helposti hapettuva orgaaninen aine riittävässä

määrin. Arviointia voidaan tarkentaa HPSEC-määrityksellä. Orgaanisen aineen määrän vähenemiseen vaikuttavat monet tekijät kuten viipymäaika, todellinen kulkeutumismatka, imeytysalueiden ja vedenottokaivojen välinen suora etäisyys, maaperän rakenne ja laatu sekä imeytettävän raakaveden ja pohjaveden laatu. Orgaanisen aineen määrän vähenemisen syiden ja seurausten selvittäminen vaatii vielä jatkotutkimuksia. Yksi tällainen tärkeä seuraus voi hyvin pitkän ajan kuluessa olla maaperän mahdollinen tukkeutuminen.

Veden **hiilidioksidipitoisuutta** säätelevät yleensä orgaanisen aineen biologisesta hajoamisesta syntyvä ja ilmakehästä kulkeutuva hiilidioksidi. Tekopohjavedessä hiilidioksidipitoisuus oli korkeampi kuin imeytetyssä pintavedessä. Tämä saattaisi olla seuraus orgaanisen aineen hajoamisesta pohjavesivyöhykkeessä. Tulokset viittaavatkin siihen, että orgaanista hiiltä poistuu sekä biologisen hajoamisen että maaperään pidättymisen seurauksena. Maaperään pidättyminen näyttäisi kuitenkin olevan näistä kahdesta tekijästä merkittävämpi TEMU-hankkeen tekopohjavesialueilla.

Veden **kloridipitoisuutta** säätelevät pääasiassa ilmavirtausten mukana kulkeutuvat ja sateen ja lumen myötä maahan laskeutuvat kloridi-ionit. Tekopohjavedessä kloridipitoisuus ei selvästi poikennut imeytetyn pintaveden kloridipitoisuudesta. Luontaisen pohjaveden alhainen kloridipitoisuus kuitenkin kohosi imeytyksen vaikutuksesta. Toisaalta pohjavedessä, jossa kloridipitoisuus oli ennestään korkea, mahdollisesti tiesuolauksen takia, kloridipitoisuus aleni. Tällaiset vastakkaiset muutokset saattoivat aiheutua eri koostumuksellisten vesien sekoittumisesta pohjavesivyöhykkeessä, koska kloridi-ionilla ei maaperässä käytännössä tapahdu geokemiallisia reaktioita.

Veden **kokonais- ja sulfaattirikkipitoisuutta** säätelevät rikin liukeneminen maaperästä ja ilmakehästä kulkeutuvat sulfaatti-ionit. Myös hapetus-pelkistysolosuhteet ja pH-arvo säätelevät veden rikkipitoisuutta. Rikki on hapekkaissa vesissä yleensä aina sulfaatti-ioneina, joilla ei käytännössä tapahdu geokemiallisia reaktioita. Rikkipitoisuus ei juuri muuttunut tekopohjaveden virratessa pohjavesivyöhykkeessä. Pursialan tekopohjavedessä rikkipitoisuus kuitenkin kohosi, mikä näkyi myös luontaisen pohjaveden rikkipitoisuuden kohoamisena.

Veden **fosforipitoisuutta** säätelevät fosforin liukeneminen maaperästä sekä veteen liuenneen fosforin ja maaperän väliset ja muut geokemialliset reaktiot. Myös kokonaiseliöstö säätelee veden fosforipitoisuutta sitomalla ja vapauttamalla fosforia. Tekopohjaveden fosforipitoisuuksia analysoitiin ainoastaan Vuonteenharjulla, jossa pitoisuus oli pienempi kuin imeytetyn pintaveden. Fosforipitoisuus näyttäisi siis alentuneen tekopohjavesivyöhykkeessä. Luontaisen pohjaveden fosforipitoisuuksia ei Vuonteenharjulta kuitenkaan tunneta analyysiteknisten syiden takia. Tämän vuoksi ei voida arvioida johtuiko fosforipitoisuuden väheneminen tekopohjavedessä pelkästään eri koostumuksellisten vesien sekoittumisesta vai tapahtuiko tekopohjavesivyöhykkeessä fosforipitoisuuksia vähentäviä geokemiallisia reaktioita.

Veden **rauta- ja mangaanipitoisuuksia** säätelee raudan ja mangaanin liukeneminen maaperästä. Lisäksi hapetus-pelkistysolosuhteet, pH-arvo sekä mikro-organismit säätelevät niiden geokemiallisia reaktioita ja näiden kautta myös pitoisuuksia vedessä. Tekopohjavedessä rauta- ja mangaanipitoisuudet olivat yhtä suuria tai pienempiä kuin imeytetyssä pintavedessä. Pitoisuuksien aleneminen viittaa pidättymiseen maaperään. Toisaalta myös luontaisen pohjaveden rauta- ja mangaanipitoisuudet alenivat imeytyksen vaikutuksesta. Muutokset viitannevatkin eri koostumuksellisten vesien sekoittumiseen tekopohjavesivyöhykkeessä.

Tekopohjavedessä **nitraattityppipitoisuus** oli yhtä suuri kuin imeytetyssä pintavedessä. Tämä viittaa siihen, ettei nitraattityppi sitoutunut tekopohjavesivyöhykkeessä biologisesti. Luontaisen pohjaveden nitraattityppipitoisuus toisaalta aleni. **Orgaanisen typen pitoisuus** tekopohjavedessä oli pienempi kuin imeytetyssä pintavedessä. Mahdollisesti orgaaninen typpi kiinnittyi pohjavesivyöhykkeen maaperän hiukkasiin. Luontaisen pohjaveden orgaanisen typen pitoisuus toisaalta kohosi. Muutos tässä vyöhykkeessä liittynee osaksi eri koostumuksellisten vesien sekoittumiseen.

• Tekopohjaveden laadun muuttumiseen vaikuttavat tekijät - Jäniksenlinnan ja Rusutjärven tekopohjavesilaitosten tarkastelu

Jorma Pääkkönen, Tuomo Hatva

Orgaaninen aine voi poistua vedestä joko biologisesti hajoamalla tai pidättymällä maa-ainekseen. Käytännössä poistumista tapahtuu molemmilla tavoilla. Tekopohjavesilaitosten suunnittelun kannalta olennainen merkitys on sillä, millä nopeudella ja missä suhteessa näitä kumpaakin tapahtuu.

Raakaveteen liuenneen hapen pitoisuuden vaihtelu erottui myös Jäniksenlinnan ja Rusutjärven tekopohjavedessä. Alimmat happipitoisuudet esiintyivät raakavedessä loppukesästä ja korkeimmat talvella. Syynä eroihin oli hapen suurempi liukoisuus kylmään veteen. Kesällä muodostui myös levää, mikä kulutti happea. Vuodenajat vaikuttivat selvemmin allasimeytetyn tekopohjaveden laatuun (lämpötila, happi- ja TOC-pitoisuus), etenkin virtausmatkan alkupäässä.

Orgaanisen aineen hajotessa kuluu happea ja syntyy hiilidioksidia. Orgaanisen aineen hajoamisen määrää voidaankin arvioida hapen kulutuksen ja hiilidioksidin muodostumisen perusteella. Veteen liuenneen hapen määrä väheni Jäniksenlinnan imeytysalueelta vedenottokaivoille keskimäärin 4,0 mg/l. Tämä vastaisi keskimäärin 5,5 mg/l hiilidioksidituotantoa, kun todellinen hiilidioksidipitoisuuden kohoaminen oli keskimäärin 5,4 mg/l. Täten happi- ja hiilidioksidipitoisuuksien muutokset vastasivat Jäniksenlinnassa hyvin toisiaan.

Rusutjärvellä vedenottokaivojen veden keskimääräinen happipitoisuus oli sen sijaan vain 0,9 mg/l alempi kuin raakaveden keskimääräinen happipitoisuus. Siten orgaanisen aineen biologisen hajoamisen kuluttaman hapen määrä olisi ollut hyvin pieni. Kuitenkin TOC-pitoisuuden alenema oli yhtä suuri ja hiilidioksidipitoisuuden kohoaminen samaa suuruusluokkaa kuin Jäniksenlinnassa. Tulosten perusteella näyttäisikin, että vedenottokaivoille virtasi hapekasta pohjavettä. Veteen liuenneen hapen pitoisuus oli sekä Jäniksenlinnassa että Rusutjärvellä yli 5,0 mg/l. Happipitoisuus ei siis ollut kummallakaan tekopohjavesialueella veden laadun muutoksia säätelevä tekijä tutkimusajanjakson imetysvirtaamia käytettäessä.

Jäniksenlinnan ja Rusutjärven tulosten perusteella happipitoisuus näyttäisi sadetusimeytetyssä tekopohjavedessä olevan selvästi suurempi kuin allasimeytetyssä tekopohjavedessä. Happipitoisuus aleni Jäniksenlinnassa imeytysaltaiden ja vedenottokaivojen välillä keskimäärin 42 %, mutta Rusutjärvellä vastaavasti vain 10 %. Tällä on suuri merkitys, jos happi kuluisi loppuun esimerkiksi raakaveden huonosta laadusta johtuen, jolloin rauta ja mangaani voisivat liueta pohjaveteen. Jäniksenlinnan ja Rusutjärven tekopohjavedessä ei juurikaan ollut rautaa ja mangaania, koska happipitoisuudet olivat korkeita.

Tekopohjavedestä analysoidut todelliset hiilidioksidipitoisuudet olivat selvästi pienempiä kuin laskennallisessa tilanteessa, jossa orgaaninen hiili poistuu kokonaan hajoamalla biologisesti. Tämä ero osoittaa, että tekopohjaveden vähenevästä orgaanisesta aineesta hajoaa Jäniksenlinnassa vain 30 % biologisesti hiilidioksidiksi. Happipitoisuuden alenema vastasi verraten hyvin mitattua hiilidioksidipitoisuuden kohoamista. Tekopohjavedessä mikrobiologisen toiminnan osuus TOC-pitoisuuden alenemasta oli vain noin 14 %. Tämä prosenttiluku näyttäisi alenevan viipymäajan kasvaessa, vaikka tekopohjavedessä tapahtuisikin vielä orgaanisen aineen vähenemistä. Näiden tulosten perusteella TOC-pitoisuuden aleneminen näyttäisikin olevan pääasiassa orgaanisen aineen pidättymistä maaperään. Rusutjärven tekopohjavedelle ei saada vastaavaa tulosta kuin Jäniksenlinnan tekopohjavedelle. Syy tähän ei ole tiedossa.

Riittävän viipymäajan jälkeen tekopohjavesi voidaan rinnastaa laadultaan pohjaveteen. Tällainen tekopohjavesi on tasalaatuista, raikkaan makuista ja täyttää laatuvaatimukset kaikissa olosuhteissa. Tällaisen tekopohjaveden valmistaminen edellyttää Jäniksenlinnassa

ja Rusutjärvellä vähintään 1-1½ kuukauden viipymäaikaa ja laadultaan hyvää raakavettä, jossa TOC-pitoisuus on alle 6 mg/l. Jos TOC-pitoisuus olisi näissä olosuhteissa yli 10 mg/l, voitaisiin raakavettä joutua esi- tai jälkikäsittelemään orgaanisen aineen poistamiseksi. Tällaista esi- tai jälkikäsittelytarvetta arvioitaessa on huomioitava mm. imeytettävän pintaveden happipitoisuus, biologisen hajoamisen osuus TOC-pitoisuuden alenemasta tekopohjavesivyöhykkeessä sekä luontaisen pohjaveden happipitoisuus ja luontaisen pohjaveden osuus tekopohjavedessä. Mikäli viipymäaika olisi lyhyt, lyhyempi kuin 1-1½ kuukautta, orgaanista ainetta saatettaisiin joutua poistamaan esi- tai jälkikäsittelyllä alhaisemmillakin raakaveden TOC-pitoisuuksilla.

Pintaveden laimeneminen ionipitoisuuksien perusteella

Tekopohjavesi koostuu sekä imeytetystä pintavedestä että luontaisesta pohjavedestä. Luontaisen pohjaveden osuuden laskenta onkin analyysitulosten tulkinnan kannalta tärkeää. Tämä laskenta on pohjaveden virtausmallinnuksen lisäksi mahdollista tehdä vesianalyysien avulla. Laskentaan soveltuvat vedenlaatumuuttujat riippuvat kuitenkin paikallisista olosuhteista, mistä syystä yleisiä ohjeita ei voida antaa. Useimmiten soveltuvia vedenlaatumuuttujia ovat kuitenkin alkaliniteetti, kokonaiskovuus, kalsium, magnesium ja sulfaatti. Sähkönjohtokyky on yleensä näitä huonompi. Kloridin käyttöä haittaa paikoin maanteiden tai maa-ainesten ottoalueiden suolauksen kohottama kloridipitoisuus.

Laskentaa hankaloittavat tekopohjavedessä olevien ionien ja maaperän väliset geokemialliset reaktiot. Tällainen on esimerkiksi ionien liukeneminen maaperästä. Näiden reaktioiden vaikutuksia voidaan kuitenkin arvioida tarkastelemalla samaan aikaan useiden eri ionien pitoisuusmuutoksia. Jotta jotain ionia voidaan käyttää laskennassa, tulee sen pitoisuuden imeytettävässä pintavedessä ja luontaisessa pohjavedessä erota riittävässä määrin. Tällaisia riittäviä pitoisuuseroja todettiin Jäniksenlinnassa ja Rusutjärvellä.

Jäniksenlinnassa imeytetyn pintaveden osuus tekopohjavedestä oli edellä mainituilla vedenlaatumuuttujilla tehdyn laskennan perusteella imeytysaltaan ja vedenottokaivojen välillä noin 80-100 %. Imeytetyn pintaveden osuuden laskentaan näyttäisivät Jäniksenlinnassa parhaiten soveltuvan alkaliniteetti, magnesium ja kokonaiskovuus. Vedenottokaivoilla pintaveden osuus oli kokonaiskovuuden perusteella laskettuna noin 90 %, kun tekopohjavettä on muodostettu noin 20 vuotta. Rusutjärvellä pintaveden osuus kasvoi asteittain vuonna 1998 aloitetun sadetusimeytyksen jälkeen. Kolmen vuoden sadetusimeytyksen jälkeen pintaveden osuus oli vedenottokaivoilla noin 77 %. Laskelmien mukaan tekopohjaveden laadun tasoittuminen vaatii useita vuosia.

Eri vedenlaatumuuttujien soveltuvuus pintaveden osuuden laskennassa on aina tapauskohtainen. Jos maaperässä on esimerkiksi alkaloivia mineraaleja, alkaliniteettia, kalsiumia, magnesiumia ja kokonaiskovuutta ei voida käyttää laskennassa.

Imeytysmenetelmien vertailua

Jäniksenlinnan ja Rusutjärven tekopohjavesilaitokset ovat hydrogeologisilta ominaisuuksiltaan melko samanlaiset. Niiden maaperämuodostumien pituus, leveys ja pohjavesikerrosten paksuudet sekä etäisyydet imetysalueilta vedenottokaivoille ovat samaa suuruusluokkaa. Tämän vuoksi Jäniksenlinnassa käytettyä allasimeytystä ja Rusutjärvellä käytettyä sadetusimeytystä voitiin tietyissä määrin verrata toisiinsa.

Luontaisen pohjaveden laatu poikkesi selvästi Päijänne-tunnelin raakaveden laadusta. **Taulukossa 5.2.** on esitetty esimerkkinä vedenlaatutuloksia syyskuulta 2000, jolloin tekopohjaveden laatu oli jo tasaantunut myös Rusutjärvellä. Luontaisessa pohjavedessä sähkönjohtokyky, hiilidioksidi-, kalsium-, magnesium- ja piipitoisuudet sekä kokonaiskovuus ja alkaliniteetti olivat selvästi korkeampia kuin Päijänne-tunnelin pintavedessä. Sen sijaan TOC-pitoisuus pohjavedessä oli selvästi pienempi kuin Päijänne-tunnelin pintavedessä. Pinta- ja pohjaveden suurista

ja selkeistä laatueroista johtuen tekopohjaveden pintaveden ja pohjaveden osuuksia sekä imeytyksen vaikutuksia luontaisen pohjaveden laatuun voitiin arvioida eri vedenlaatumuuttujien avulla.

Jäniksenlinnan allasimeytysalueen (Hp202, etäisyys imeytysalueelta 10 m) sekä Rusutjärven sadetusimeytysalueen 1 (Hp120, etäisyys imeytysalueelta 20 m) tekopohjavedessä oli jonkin verran laatueroja ja -vaihtelua. Happipitoisuus oli Rusutjärvellä jonkin verran suurempi kuin Jäniksenlinnassa. Eroja esiintyi myös sähkönjohtokyvyssä, hiilidioksidipitoisuuksissa, alkaliniteetissa sekä pii-, kalsium- ja magnesiumpitoisuuksissa. Nämä olivat TOC-pitoisuutta lukuun ottamatta korkeampia sadetusimeytysalueen 1 havaintoputkien tekopohjavedessä kuin allasimeytysalueen havaintoputkien tekopohjavedessä. Vajoveden laatuun imeytystavalla ei ollut vaikutusta.

Imeytysalueista 120 - 250 metrin etäisyydellä tekopohjaveden hapen pitoisuus oli Jäniksenlinnassa selvästi (51 %) pienempi kuin Rusutjärvellä. Muissa suhteissa tekopohjaveden laatu oli myös vedenottokaivoilla paljolti samanlainen lukuun ottamatta piipitoisuutta, joka oli Rusutjärvellä korkeampi kuin Jäniksenlinnassa.

Kokonaisuutena sadetus- ja allasimeytetyn tekopohjaveden laatu oli melko samanlainen. Lisäksi tekopohjaveden laatuerot ovat tasoittuneet, kun sadetusta on jatkunut pitempään Rusutjärvellä, ja pintaveden osuus tekopohjavedessä on kohonnut vuoteen 1997 verrattuna. Veden laatueroja esiintyy nykyisin lähinnä hapen pitoisuudessa, joka on sadetusimeytetyssä tekopohjavedessä selvästi suurempi kuin allasimeytetyssä tekopohjavedessä. TOC-pitoisuuden alenema tekopohjavedessä oli sekä Jäniksenlinnassa että Rusutjärvellä yhtä suuri eli noin 67 %.

Taulukko 5.2. Päijänne-tunnelin raakaveden ja luontaisen pohjaveden näytteet 6.9.2000 imeytysalueilla, välialueilla ja vedenottokaivoissa Jäniksenlinnassa ja Rusutjärvellä. Pohjaveden havaintoputki Hp115 edustaa vertailuun käytettyä luontaista pohjavettä.

	Hp115 vertailu	Raaka-vesi	Rusutjärvi			Jäniksenlinna		
			Hp120, 20 m	Hp123, 250m	K4, 640m	Hp202, 10 m	Hp208, 120 m	K8, 500 m
Lämpötila, °C	9,7	12,2	10,9	7,1	5,9	13,2	11,3	6,2
O_2, mg/l	5,1	7,4	8,9	9,3	9,6	8,4	4,6	6,1
Sähkönjohtokyky, mS/m	21	8,2	10	8,0	9,2	7,9	8,2	9,7
Sameus, FTU	6,2	0,4	2,9	0,10	0,10	1,7	8,1	0,10
TOC, mg/l	0,5	5,8	3,8	3,3	1,9	3,9	3,7	1,9
$KMnO_4$ -luku, mg/l	1,2	22	10	7,6	5,2	14	12	5,6
CO_2, mg/l	24	4,6	12	7,9	7,0	6,1	7,8	8,6
Kokonaiskovuus, mmol/l	0,64	0,23	0,28	0,21	0,27	0,21	0,21	0,25
pH-arvo	6,7	6,8	6,8	6,7	6,8	6,7	6,8	6,7
Alkaliniteetti, mmol/l	0,60	0,25	0,50	0,33	0,38	0,32	0,32	0,34
NO_3 -N, mg/l	0,30	0,25	0,29	0,23	0,26	0,35	0,40	0,35
Si, mg/l	7,9	1,0	2,5	3,5	5,8	1,5	1,9	3,5
Ca, mg/l	14,1	5,0	7,3	5,0	6,4	5,5	5,8	5,9
Mg, mg/l	6,5	1,5	2,8	2,0	2,6	1,6	1,7	2,3

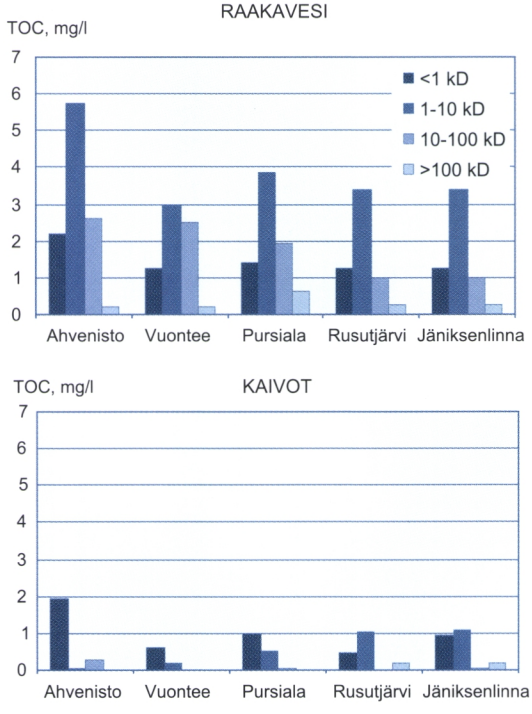
• Orgaanisen aineen laatu ja mikrobien kasvukyky

Ilkka Miettinen, Veikko Kitunen

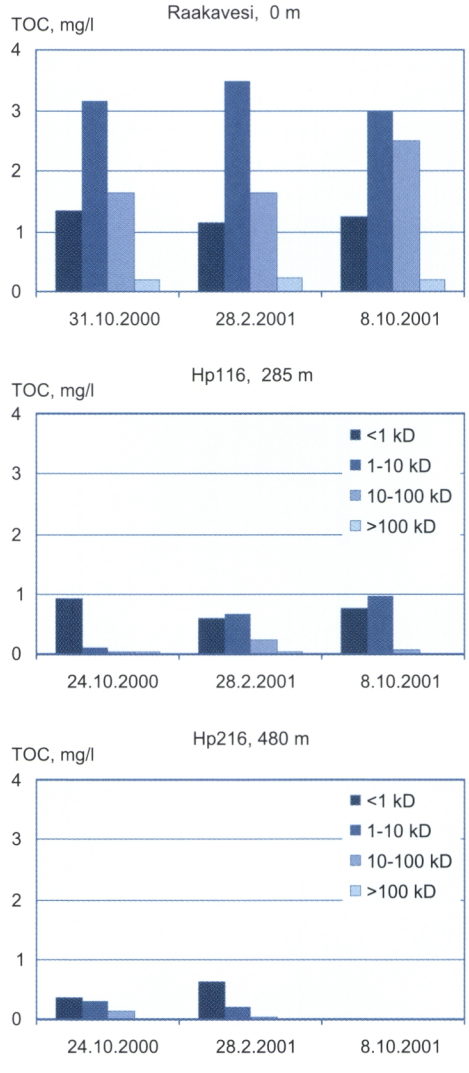
Orgaanisen hiilen molekyylipaino-jakauma ja yhdisteryhmät

Eri tekopohjavesilaitosten raakavesien liukoisen orgaanisen hiilen molekyylipainojakaumat poikkesivat hieman toisistaan. Kaikissa raakavesissä oli suhteellisesti eniten fraktioita, joiden molekyylipaino oli 1-10 kDa ja vähiten raskaimpia, yli 100 kDa fraktioita. Vuonteenharjun raakavedessä oli muita raakavesiä enemmän fraktioita, joiden molekyylipaino oli 10- 100 kDa. Pienimmät, alle 1 kDa fraktiot edustivat sitä osiota, josta suurin osa kulkeutui vedenottokaivoille saakka (**kuva 5.3**). Tästä liukoisesta orgaanisen hiilen fraktiosta poistuivat tekopohjaveden virratessa vedenottokaivolle vain kemiallisesti aktiiviset aineet, jotka sisältävät esim. happoryhmiä tai fenolisia ryhmiä.

Eri molekyylipainoisten liukoisen orgaanisen hiilen fraktioiden vähenemä raakavedestä vedenottokaivoille oli Vuonteenharjulla hyvin samankaltainen eri aikoina (**kuva 5.4**). Eniten vähenivät molekyylipainoltaan painavimmat fraktiot.



Kuva 5.3. Liukoisen orgaanisen hiilen molekyylipainojakauma eri tekopohjavesilaitosten raaka- ja kaivovesissä.

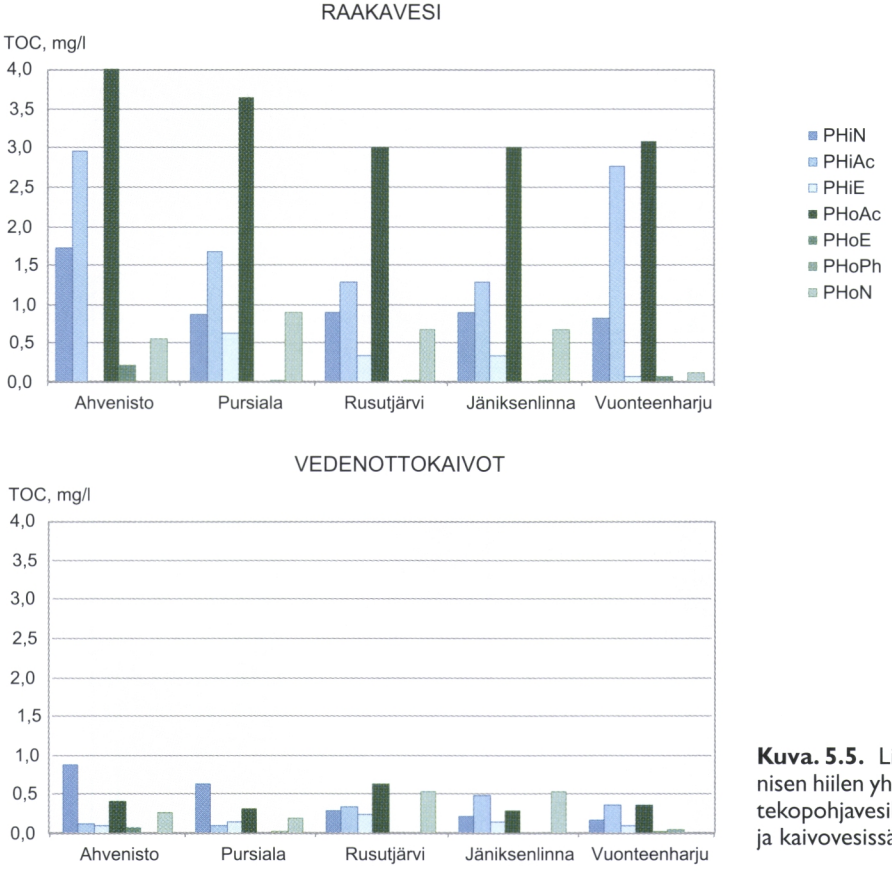


Kuva 5.4. Liukoisen orgaanisen hiilen vähenemä molekyylipainoluokittain imeytysalueiden raakavedestä vedenottokaivojen tekopohjaveteen Vuonteenharjulla eri ajankohtina.

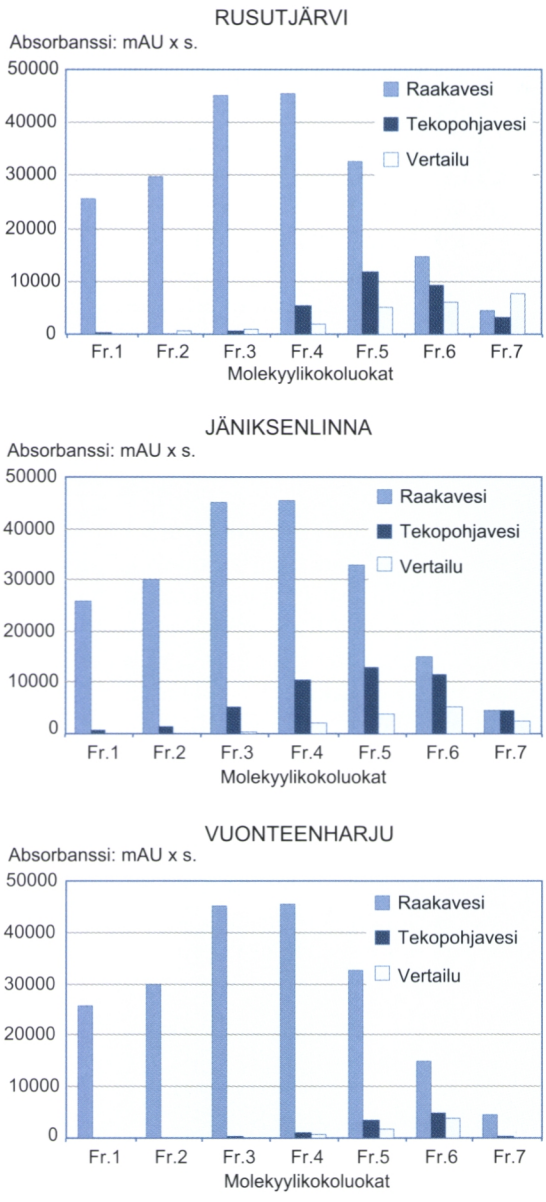
Liukoisen orgaanisen hiilen eri yhdisteryhmien jakauma eri tekopohjavesilaitosten raakavedessä vaihteli jonkin verran (**kuva 5.5**). Eniten raakavedessä oli hydrofobisia (PHoAc) ja hydrofiilisiä (PHiAc) orgaanisia happoja. Hydrofobisten neutraaliaineiden (PHoN) osuus raakavedessä oli vähäinen. Tämä osoittaa, ettei raakavedessä ole ihmistoiminnan tuottamia haitallisia aineita. Raakaveden hydrofiiliset neutraaliaineet (PHiN) ovat orgaanisen aineen vesiliukoisinta ja vaikeasti poistettavaa osiota. Neutraaliaineista (sekä hydrofiilisistä että hydrofobisista) jäi merkittävä osa vedenottokaivojen tekopohjaveteen.

Suurimolekyylisten orgaanisten yhdisteiden väheneminen tekopohjavedestä lienee johtunut siitä, että ne pidättyivät maaperään paremmin kuin pienet molekyylit. Tekopohjavedessä ja maaperässä elävät mikrobit voivat myös pilkkoa suurikokoisia molekyylejä pienemmiksi. Vedenottokaivojen tekopohjaveteen jäänyt pienimolekyylinen orgaaninen aine sisälsi suhteellisen runsaasti mikrobeille käyttökelpoista hiiltä. Vaikka AOC-pitoisuudessa tapahtui selvää alenemista jo virtausmatkan alkuvaiheessa, ei AOC-pitoisuus yleensä merkittävästi alentunut virtausmatkan kasvaessa. Tämä saattoi johtua siitä, että mikrobiologisesti hajoavan orgaanisen aineen ja mikrobien kuluttaman orgaanisen aineen välillä syntyi tekopohjavesivyöhykkeessä tasapainotila, jonka jälkeen AOC-pitoisuus aleni enää hyvin vähän. Myös mikrobeille tärkeän fosforin puute tekopohjavedessä saattoi vaikuttaa orgaanisen aineen hajoamisen hidastumiseen.

Tekopohjaveden orgaanisen aineen molekyylikokojakauma oli hyvin samankaltainen kuin vertailuun käytetyissä pohjavesinäytteissä (**kuva 5.6**).



Kuva. 5.5. Liukoisen orgaanisen hiilen yhdisteryhmät eri tekopohjavesilaitosten raaka- ja kaivovesissä.



Kuva 5.6. Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma raakavedessä, Rusutjärvellä vedenottokaivon K4 tekopohjavedessä ja havaintoputken Hp115 (Vertailu) luontaisessa pohjavedessä vuosina 1998-2000; Jäniksenlinnassa vedenottokaivon K8 tekopohjavedessä ja havaintoputken Hp63 (Vertailu) luontaisessa pohjavedessä vuosina 1999-2000; Vuonteenharjulla havaintoputken Hp216 tekopohjavedessä (vuosina 1999-2002) ja saman havaintoputken luontaisessa pohjavedessä ennen imeytysten aloittamista (Vertailu, 19.4.1999). Fr. 1 = suurin molekyylikokoluokka.

Mikrobien kasvukyky

Mikrobien lukumäärä ja metabolinen aktiivisuus vähenivät virtausmatkan kasvaessa. Tekopohjaveteen jäi kuitenkin mikrobeja, jotka kykenivät suotuisissa olosuhteissa kasvamaan voimakkaasti. Mikrobien kasvukyky vesinäytteissä osoitti myös, että tekopohjaveteen jäi mikrobien kasvun kannalta välttämättömiä ravinteita. Mikrobien kasvukyvyn alentuminen tekopohjaveden iän kasvaessa osoitti lisäksi, kuinka viipymäaika vaikuttaa mikrobien kasvukykyyn. Tämän liittynee mikrobien kasvua säätelevien ravinteiden, mikrobeille käyttökelpoisen hiilen (AOC) ja fosforin (MAP), vähenemiseen virtausmatkan kasvaessa. Pohjavesivyöhykkeen maaperä ja sen ominaisuudet vaikuttivatkin mikrobien kasvua säätelevien ravinteiden määräsuhteisiin: orgaanisen hiilen merkitys mikrobikasvua säätävänä tekijänä vähentyi virtausmatkan kasvaessa Vuonteenharjua lukuunottamatta ja fosforista tuli orgaanista hiiltä tärkeämpi mikrobien kasvua säätelevä tekijä.

Raakaveden AOC- ja MAP-pitoisuudet saavuttivat yleensä huippunsa loppukesän ja alkusyksyn aikana. Järvien levätuotanto ja sen vuodenaikaisvaihtelu saattoivat vaikuttaa pintavesissä olevien mikrobiravinteiden määrään ja sitä kautta myös mikrobien kasvukykyyn. Vuodenaikaisvaihtelun merkitys mikrobiravinteiden pitoisuuden muutoksissa väheni virtausmatkan kasvaessa. Tekopohjavedessä mikrobikasvu oli vähäisempää ja "puskuroidumpaa" kuin pintavedessä tai vedessä, joka oli virrannut maaperässä vain muutamia metrejä.

• Akviferin mittasuhteet, hydrauliset ominaisuudet ja veden viipymäaika maaperässä

Risto Reijonen, Jussi Reijonen

Kaikki tutkimusalueet sijaitsivat toiminnassa olevilla tekopohjavesilaitoksilla. Laitosten imeytys- ja vedenottoalueet sijoitettiin alueille niiden geologisten ja hydrogeologisten ominaisuuksien perusteella.

Ahveniston, Jäniksenlinnan ja Rusutjärven maaperämuodostumien geologinen ja hydrogeologinen rakenne on samanlainen. Muodostumat ovat näillä alueilla harjuja, joilla on selväpiirteinen, karkearakeinen, pohjavettä hyvin johtava ydinosa. Ydinosan leveys mainituissa muodostumissa on 100 - 200 m. Ahveniston, Jäniksenlinnan ja Rusutjärven vedenottokaivot sijaitsevat tässä harjun ydinosassa. Virtausmatka imeytysalueelta vedenottokaivoille on Ahvenistolla 1300 - 1500 metriä, Jäniksenlinnassa lähimmille kaivoille 480 metriä ja Rusutjärvellä 600 - 700 metriä (**kuva 5.7**).

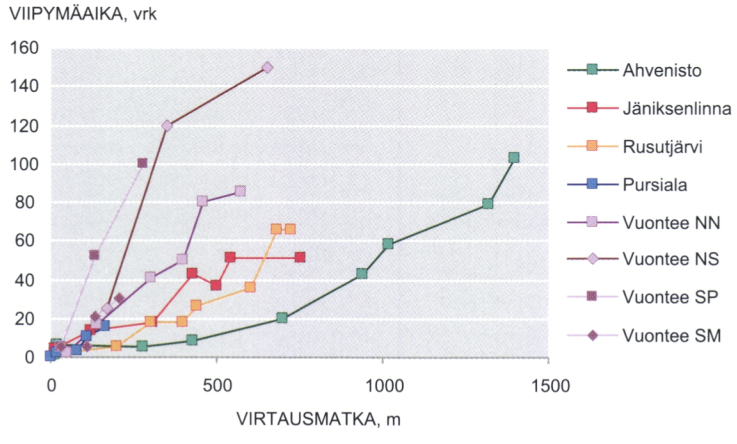
Pursialan imeytys- ja vedenottoalueet sijaitsevat myös harjulla, mutta TEMU-tutkimushankkeessa tutkittiin kuitenkin harjuun liittyvää deltamaista osaa. Virtausmatka imeytysalueelta vedenottokaivoille on 160 m.

Vuonteenharjun geologiset ja hydrogeologiset ominaisuudet poikkeavat selkeästi muista laitoksista. Vuonteenharjulla ei ole yhtenäistä, harjun ydinosaa vastaavaa pohjavettä hyvin johtavaa osaa. Vedenottokaivot on sijoitettu neljälle eri vedenottoalueelle. Näin imeytysvedet saadaan virtaamaan useampaan suuntaan kohti eri vedenottokaivoja. Virtausmatka imeytysalueilta vedenottokaivoille on 200 - 400 metriä.

Tekopohjaveden viipymäaikaan vaikuttavat paitsi veden virtausmatkan pituus imeytysalueelta vedenottokaivoille, myös akviferin mittasuhteet sekä käytetyt imeytys- ja vedenottovirtaamat.

Tutkimusalueiden vedenjohtavuus vaihteli **taulukossa 5.3** esitetyn mukaisesti. Suurin vedenjohtavuus oli Jäniksenlinnassa ja toiseksi suurin Ahvenistolla. Pienin vedenjohtavuus oli Pursialassa. Lähes yhtä pieniä vedenjohtavuudet olivat Vuonteenharjun pohjoisella tutkimusalueella (Vuonteenharju NN). Vedenjohtavuus riippuu maaperän raekoosta, tarkemmin sen tehokkaasta raekoosta (d_{10}) ja tasarakeisuusluvusta (d_{60}/d_{10}).

Pohjaveden keskimääräiset virtausnopeudet olivat suurimpia Vuonteenharjulla ja Pursialassa ja pienimpiä Ahvenistolla ja Jäniksenlinnassa. Suurin mitattu virtausnopeus oli Ahvenistolla 10,7 m/vrk.



Kuva 5.7. Viipymäaika eri tutkimuskohteissa.

Taulukko 5.3. Maaperän vedenjohtavuudet ja virtausnopeudet tutkimusalueilla.

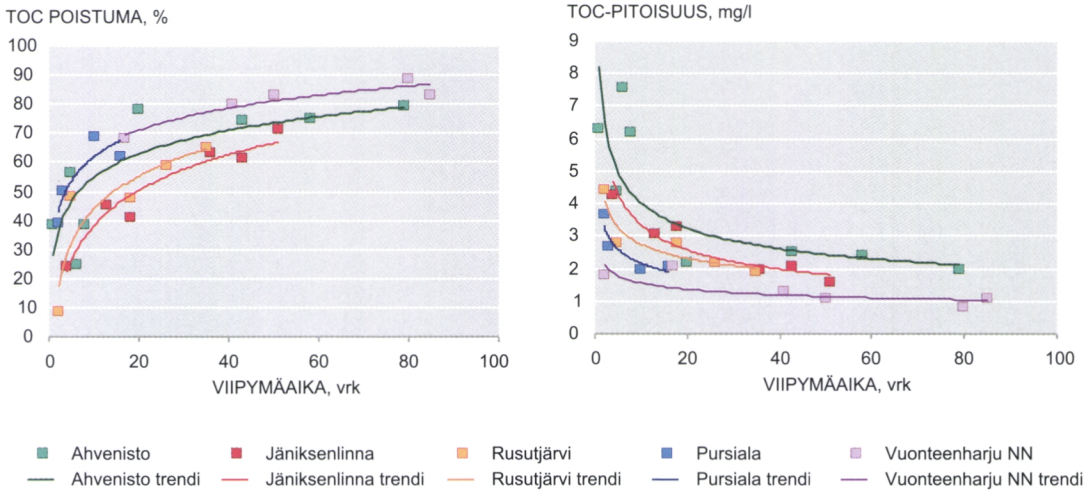
	Ahvenisto	Jäniksenlinna	Rusutjärvi	Pursiala	Vuonteenharju NN
Vedenjohtavuus, m/s	0,00092	0,0012	0,00081	0,00029	0,00033
Virtausnopeus, m/vrk					
keskiarvo	0,94	0,93	1,1	2,5	2,9
minimi	0	0	0,1	0,2	0
maksimi	10,7	2,4	5,6	5,9	4,8

Pohjaveden havaintoputkista tehdyissä virtaussuuntamittauksissa havaittiin virtaussuuntien vaihtelevan eri syvyyksillä jopa 360°. Tämä selittänee osaltaan eri syvyyksiltä otettujen mansettivesinäytteiden TOC-pitoisuuksien eroavaisuuksia.

TOC-pitoisuuden alenema oli huomattavinta Pursialassa. Siellä TOC-pitoisuus aleni noin 65 %, kun viipymäaika oli noin 15 vrk. Vastaavan suuruinen alenema todettiin Vuonteenharjun NN-tutkimuslinjalla. Seuraavaksi suurin alenema oli Ahvenistolla ja pienin alenema oli Jäniksenlinnassa. Kaikilla tutkituilla laitoksilla poistui kahden kuukauden viipymäajassa vähintään 70 % imeytetyn pintaveden orgaanisesta hiilestä (**kuva 5.8**). Puhdistumisen kannalta viipymäajalla on suurempi merkitys kuin virtausmatkalla.

Tulosten mukaan maaperän vedenjohtavuus vaikuttaa olennaisesti tekopohjaveden TOC-pitoisuuden alenemiseen.

Orgaanisen hiilen pitoisuuden aleneminen oli nopeinta pohjavesivyöhykkeen alkumatkalla. Kaikissa tutkimuskohteissa alitettiin TOC:n tavoitepitoisuus 2 mg/l, kun viipymäaika ja virtausmatka olivat riittäviä. Ahvenistolla tähän tarvittava viipymäaika oli lähes kolme kuukautta, kun taas Pursialassa tavoitepitoisuus voitiin alittaa alle viikon viipymäajalla (**kuva 5.8**). Puhdistumiseen vaikuttavat paitsi akviferin ominaisuudet myös raakaveden laatu.



Kuva 5.8. TOC-poistuma, % ja TOC-pitoisuus, mg/l eri tutkimusalueilla viipymäajan suhteen. Tuloksissa on huomioitu luontaisen pohjaveden laimentava vaikutus.

IMEYTETYN PINTAVEDEN VAIKUTUS MAAPERÄÄN

• Maaperän pintavyöhykkeen muuttuminen fysikaalis-kemiallisesti ja mikrobiologisesti

Antti-Jussi Lindroos, John Derome, Aino Smolander, Heljä-Sisko Helmisaari

Happamuuden muutos

Sadetusimeytys kohotti maaperän pH-arvoa luontaisesta tasosta imeytyksen vaikutusalueella sekä humuskerroksessa että kivennäismaassa kaikilla tutkituilla alueilla. Ahvenistolla maaperän pH-arvon muutos oli voimakkain imeytysputkistojen läheisyydessä, mutta myös putkien välialueilla pH-arvo oli selvästi luontaista tasoa korkeampi (Helmisaari ym. 1999). Vuonteenharjulla maaperän pH-arvo kohosi koko veden kastelemalla alueella. Tämän alueen koko määräytyi maaperän pintaosan veden imeytymiskyvyn mukaan. Imeytetyn pintaveden määrä ylitti ajoittain humuskerroksen veden imeytymiskyvyn, minkä vuoksi tapahtui lammikoitumista ja imeytysveden pintavaluntaa. Tämän vuoksi pH-arvon kohoaminen ei rajoittunut ainoastaan aivan imeytysputkien lähituntumaan. Sadetusimeytysalueiden kokonaispinta-ala Vuonteenharjulla oli tosin melko pieni.

Humuskerroksen ja kivennäismaan pintaosan pH-arvot kohosivat Ahvenistolla, Vuonteenharjulla, Pursialassa ja Rusutjärvellä selvästi korkeammaksi kuin kangasmaiden valtakunnallisen kartoituksen maksimiarvot: humuskerroksen pH-arvo noin 5,5 ja kivennäismaan pintaosan pH-arvo noin 5,7 (Tamminen 1998). Näin ollen metsämaan pintavyöhykkeen maaperän happamuustilaa imeytyksen vaikutuksesta voidaan pitää myös tämän perusteella poikkeuksellisena verrattuna sen tavanomaiseen vaihteluun suomalaisissa metsämaissa.

Pintavyöhykkeen maaperän pH-arvon kohoaminen heijastui myös vajoveden pH-arvoissa imeytyksen lopettamisen jälkeen. Humuskerroksen alapuolisen vajoveden pH-arvo oli esimerkiksi Ahvenistolla yleisesti yli 6,5 imeytyksen lopettamisen jälkeen. Tämä kuvasi selkeästi sadetusimeytyksen muuttamia happamuusoloja. Näin korkeita vajoveden pH-arvoja ei suomalaisen metsämaaperän pintavyöhykkeessä luontaisesti tavata (Derome ym. 2000).



Kuva 5.9. Lammikoitumista ja pintavaluntaa on sadetusimeytyksessä vältettävä.

Emäsravinteiden muutokset

Sadetusimeytys aiheutti vaihtuvien Ca:n ja Mg:n pitoisuuksien kohoamisen pintavyöhykkeen maaperässä (Lindroos ym. 2001). Myös emäskyllästysaste kohosi lähelle teoreettista maksimia eli 100 %:iin, jolloin kaikki kationinvaihtopaikat ovat pääasiassa Ca:n ja Mg:n hallussa. Kalium ei kuitenkaan pysty kilpailemaan näistä kationinvaihtopaikoista Ca:n ja Mg:n suurien määrien kanssa. Se ei tämän vuoksi sitoutunut samalla tavalla pintavyöhykkeen maaperään. Nämä ilmiöt havaittiin sekä Ahvenistolla että Vuonteenharjulla, mutta humuskerroksen muutosten osalta tutkimusalueiden välillä oli eroja.

Ahvenistolla vaihtuvien Ca:n ja Mg:n pitoisuudet kohosivat sekä humuskerroksessa että kivennäismaassa. Vuonteenharjulla näiden pitoisuuksien voimakas kohoaminen havaittiin ainoastaan kivennäismaassa. Siellä sadetusimeytys johti humuskerroksen orgaanisen aineen hienojen hiukkasten irtoamiseen ja kulkeutumiseen alapuoliseen kivennäismaahan. Tämä tapahtui todennäköisesti pääosin mekaanisesti veden vajoamisen seurauksena. Sadetuksen aikainen TOC-pitoisuuksien kohoaminen vajovedessä osoitti kuitenkin, että humuskerroksen orgaanista ainetta siirtyi vajoveteen myös liukoisessa muodossa. Tästä seurasi kationinvaihtokapasiteetin väheneminen humuskerroksesta, mikä rajoitti Ca:n ja Mg:n sitoutumista humuskerrokseen. Orgaanisen aineen siirtyminen humuskerroksesta kivennäismaahan vähentää kasvupaikan potentiaalista viljavuutta humuskerroksen osalta. Tätä vähenemistä saattaa kuitenkin lieventää orgaanisen aineen pidättyminen kivennäismaan pintaosaan.

Myös Ahvenistolla humuskerroksesta siirtyi orgaanista ainetta sadetusimeytyksen aikana vajoveteen. Tämä näkyi kohonneina TOC-pitoisuuksina vajovedessä. Ahvenistolla havaittiin paikoitellen myös sadetusimeytyksen aiheuttamaa maaperän pintaosan kulumista, joka aiheutti orgaanisen aineen kulkeutumista maan pinnalta (Helmisaari ym. 1999). Tästä huolimatta Ahvenistolla humuskerrokseen jäi kuitenkin niin paljon orgaanista ainetta imeytyksen lopettamisenkin jälkeen, että emäsravinnepitoisuudet saattoivat kohota myös humuskerroksessa. Ahvenistolla ja Vuonteenharjulla pintavyöhykkeen maaperän pH-arvon kohoaminen jopa osittain lisäsi jäljelle jääneen orgaanisen aineen kationinvaihtokapasiteettia. Toisaalta ainakin Vuonteenharjulla sadetusimeytyksen aiheuttama orgaanisen aineen siirtyminen kivennäismaahan oli niin voimakasta, että humuskerroksen kationien pidätyskyky kokonaisuudessaan heikentyi.

Sadetusimeytyksen aiheuttama pintavyöhykkeen maaperän emäsravinnetasapainon muutos heijastui myös vajoveden laadussa. Vajoveden Ca- ja Mg-pitoisuudet olivat kohonneita imeytyksen lopettamisen jälkeen verrattuna vajoveden vastaaviin luontaisiin pitoisuuksiin. Tämä ilmiö todettiin sadevedestä muodostuvan vajoveden tutkimuksissa Ahvenistolla imeytyksen lopettamisen jälkeen.



Kuva 5.10. Luontainen podsolimaannos, ylinnä humuskerros. Metsämaan pintavyöhykkeen humuskerroksesta kulkeutuu sadetusimeytyksessä orgaanista ainetta kivennäismaahan.

Typpipitoisuuksien muutokset

Kaikilla tutkituilla alueilla havaittiin sadetusimeytyksen aiheuttama nitrifikaation eli nitraattitypen muodostuksen käynnistyminen metsämaassa. Luontaisesti nitrifikaatio on suomalaisessa metsämaaperässä useimmiten olematonta. Nitrifikaatiota tapahtui kuitenkin eri tutkimusalueilla maannosprofiilin eri syvyyksillä. Vuonteenharjulla merkittävää nettonitrifikaatiota tapahtui kivennäismaassa, mutta humuskerroksen osalta tulokset olivat epäselviä. Ahvenistolla, Rusutjärvellä ja Pursialassa nitrifikaatiota tapahtui sekä humuskerroksessa että kivennäismaassa. Tärkein syy sadetusimeytyksen aiheuttamaan nitrifikaation käynnistymiseen oli maaperän pH-arvon kohoaminen, mikä mahdollisti happamuudelle herkkien nitrifikaatiobakteerien toiminnan (esim. Paavolainen ym. 2000). pH-arvon kohoaminen lisäsi myös orgaanisen typen mineralisaatiota ammoniumtypeksi, jolloin nitrifikaation lähtöainetta oli enemmän saatavilla.

Ahvenistolla ja Vuonteenharjulla pintavyöhykkeen maaperän typpitilanteen muutoksia tutkittiin vajovesinäytteistä sadetusimeytyksen lopettamisen jälkeen ja imeytystauoilla. Imeytyksen ollessa käynnissä maaperän kemiallisia muutoksia ei voida vertailla luontaisen maaperän tilaan vajovesinäytteiden avulla. Imeytyksen aikana vajovesi nimittäin kuvaa sadetusimeytykseen liittyviä pinta- ja vajovesivyöhykeprosesseja. Nämä puolestaan poikkeavat luontaisen maaperän prosesseista. Nitraattitypen muodostus pintavyöhykkeen maaperässä näkyikin poikkeuksellisen korkeina vajoveden nitraattityppipitoisuuksina vasta sadetusimeytyksen loputtua. Ahvenistolla mitattiin jopa pitoisuuksia 30 mg NO_3-N/l sekä huomattavia nitraattitypen huuhtoutumismääriä. Suomalaisesta metsämaaperästä ei yleensä huuhtoudu nitraattityppeä juuri lainkaan (Derome ym. 2001). Sadetusimeytyspinta-alat olivat kuitenkin pieniä. Arvioitaessa nitraattitypen huuhtoutumisen merkitystä imeytyksen lopettamisen jälkeen, onkin huuhtoutuminen suhteutettava imeytyspinta-alojen laajuuteen.

Nitraattitypen muodostuksen käynnistyminen ei kuitenkaan näyttänyt heikentävän tekopohjaveden laatua. Tämä saattoi johtua siitä, että tutkituilla alueilla imeytettiin suuria määriä pintavettä, mikä laimensi kohonneita nitraattityppipitoisuuksia jo vajovedessä. Kaikilla tutkimusalueilla tekopohjaveden nitraattityppipitoisuudet olivatkin varsin alhaisia.

Johtopäätökset

Sadetusimeytys muuttaa metsämaan luontaista pH-arvoa, emäsravinnetasapainoa ja käynnistää nitraattitypen muodostuksen. Myös pintavyöhykkeen maaperän mikrobiologinen hajotusaktiivisuus vähenee ja siirtyy mahdollisesti osittain maaperässä alaspäin. Selkeä muutos tapahtuu myös pintavyöhykkeen maaperän oman orgaanisen aineen jakaumassa: humuskerroksesta siirtyy orgaanista ainetta kivennäismaan pintaosiin. Voimakas ja pitkäkestoinen sadetusimeytys voi johtaa myös maaperän pintaosan kulumiseen.

Maaperän fysikaalis-kemiallisia ja mikrobiologisia muutoksia voidaan pitää johdonmukaisina seurauksina sadetusimeytyskäsittelystä. Pintavyöhykkeen maaperä ja sen prosessit ovat ennen imeytystä tasapainossa luontaisten sademäärien ja vajoveden kemiallisen laadun kanssa. Sadetusimeytyksessä pintavyöhykkeen maaperä ja nämä prosessit kuitenkin hakeutuvat kohti uutta tasapainoa imeytettävän pintaveden määrän ja kemiallisen laadun suhteen. Nämä uudet olosuhteet poikkeavat kuitenkin selvästi ennen sadetusimeytystä vallinneista olosuhteista, minkä vuoksi maaperässä tapahtuu fysikaalis-kemiallisia ja mikrobiologisia muutoksia. Pintavyöhykkeen maaperän muutokset ovat näin ollen väistämättömiä tekopohjavettä muodostettaessa. Tutkittujen alueiden tekopohjaveden hyvä laatu kuitenkin osoittaa, että maaperä kykenee uudessakin tilassaan muuttamaan imeytetyn pintaveden laatua suotuisasti.

• Maaperän palautuminen luonnontilaan

Antti-Jussi Lindroos, John Derome, Aino Smolander, Heljä-Sisko Helmisaari

Pintavyöhykkeen maaperän palautumista ennen sadetusimeytyskäsittelyä vallinneeseen luonnontilaan tutkittiin Ahvenistolla ns. palautumiskoealalla. Tällä koealalla imeytyksen aikana kohonnut maaperän pH-arvo säilyi korkeana imeytyksen päättymisen jälkeenkin. Merkittävää palautumista kohti luonnontilaa ei tapahtunut edes viiden vuoden kuluessa imeytyksen päättymisestä. Myös vajoveden pH-arvo säilyi poikkeuksellisen korkeana koko palautumistutkimuksen ajan. Imeytyksen lopettamisen jälkeen joidenkin palautumiskoealojen vajovedessä havaittiin lievää pH-arvon palautumista, mutta tulokset jäivät epävarmoiksi. Maaperän ja vajoveden pH-arvot näyttävät joka tapauksessa jäävän useaksi vuodeksi korkeammalle tasolle kuin vastaavat luontaiset pH-arvot.

Sadetusimeytyksen seurauksena pintavyöhykkeen maaperän vaihtuvat Ca- ja Mg-pitoisuudet kohosivat luontaista tasoa selvästi korkeammiksi. Tämä näkyi myös vajoveden normaalia korkeampina Ca- ja Mg-pitoisuuksina imeytyksen lopettamisen jälkeen. Palautumistutkimuksen aikana nämä korkeat pitoisuudet alenivat, mutta eivät palautuneet luontaiselle tasolle. Samanlainen havainto tehtiin myös vajoveden nitraattityppipitoisuuksien osalta. Myös maaperänäytteiden perusteella nitrifikaatio jatkui imeytyksen lopettamisen jälkeen.

Palautumistutkimuksessa havaittiin merkkejä huippupitoisuuksien alenemisesta ajan kuluessa. Tästä huolimatta pintavyöhykkeen maaperän kemiallinen tila poikkesi kolmen-viiden vuoden pituisen palautumisjakson lopussakin edelleen selvästi alkuperäisestä luontaisesta tilasta.

• Orgaanisen aineen kertyminen maaperään

Antti-Jussi Lindroos, Heljä-Sisko Helmisaari, Kari Illmer, Risto Reijonen

Tekopohjaveden muodostamisen pitkäaikaisen onnistumisen kannalta keskeinen kysymys on kertyykö maaperään orgaanista tai muuta tukkivaa ainetta imeytysten aikana. Tällaisen aineen runsas kertyminen maaperään muuttaa myös maaperän alkuperäisiä ominaisuuksia. Orgaanisen aineen vähittäinen kertyminen pohjavesivyöhykkeen maaperään voi pitkällä aikavälillä aiheuttaa myös tekopohjaveden hidasta laadun muuttumista. Toisaalta pintaveden imeytymistä maaperään tapahtuu myös luontaisesti esimerkiksi rantaimeytymisenä. Tällaisissa paikoissa orgaanista ainetta on kulkeutunut maaperään jo tuhansien vuosien ajan ilman, että maaperä olisi tukkeutunut.

Orgaanisen aineen poistumista imeytetystä pintavedestä ja pidättymistä maaperään tai biologista hajoamista tutkittiin eri menetelmillä. Suoria orgaanisen aineen määrän mittauksia tehtiin maanäytteistä, joita otettiin myös harjumaaperän syvimmistä osista. Tulosten avulla ei kuitenkaan voitu yksityiskohtaisesti selvittää orgaanisen aineen pidättymisprosessia. Vesinäytteiden perusteella orgaanisen aineen poistuminen imeytysvedestä oli kuitenkin varsin tehokasta. Liukoisessa muodossa olleen orgaanisen aineen poistuminen imeytysvedestä tapahtui tutkituilla laitoksilla pääasiassa vasta pohjavesivyöhykkeessä. Orgaanisen aineen poistumaan vaikutti biologinen hajoaminen, mutta ennen kaikkea maaperään pidättyminen. Tämän perusteella imeytetyn pintaveden orgaanista ainetta kulkeutui runsaasti pohjavesivyöhykkeeseen (esimerkiksi Ahvenistolla yhden vuoden aikana imeytetystä pintavedestä jäi pohjavesivyöhykkeen maaperään yli 10 tonnia

orgaanista hiiltä). Imeytysveden mukana maaperään kulkeutuvia orgaanisen aineen määriä voidaan pitää suurina. Toisaalta pohjavesivyöhykkeen maaperän huokostilavuus on varsin suuri, esimerkiksi Ahvenistolla imeytysalueen ja vedenottoalueen välisen pohjavesivyöhykkeen laskennallinen tehokas huokostilavuus eli varastotilavuus on noin 420 000 m^3.

Pintavyöhykkeen alapuolisen maaperän mahdollisen tukkeutumisen selvittäminen on tärkeää imeytyksen pitkäaikaisen onnistumisen ja myös sen maaperävaikutusten kannalta. Tämänhetkisen tiedon mukaan ei harjumaaperän syvempien osien ominaisuuksien pitkän ajan muutoksia tunneta. Myöskään orgaanisen aineen hajoamista tekopohjavettä muodostettaessa ei tunneta vielä riittävästi. Maaperän suuren huokostilavuuden perusteella merkittävä tukkeutuminen olisi todennäköisesti varsin hidasta.

Imeytyksen maaperävaikutuksia tarkasteltaessa on jatkossa syytä myös tutkia, mikä vaikutus maaperään pidättyneellä orgaanisella aineella on luontaisen pohjaveden kannalta, jos imeytys lopetettaisiin kokonaan ja imeytysalueen annettaisiin palautua luonnontilaan.

SADETUSIMEYTYKSEN VAIKUTUKSET KASVILLISUUTEEN

Jere Nieminen, Heljä-Sisko Helmisaari

TEMU-hankkeessa ei tutkittu kasvillisuusvaikutuksia, ja tässä esitettävä tiivistelmä on koostettu samoilla tekopohjavesialueilla tehdyistä muista tutkimuksista (Derome ym. 2002, Helmisaari ym. 1999, Nieminen ym. 2001).

Toisin kuin valmistettaessa tekopohjavettä allasimeytyksellä, sadetusimeytyksessä alueen kasvillisuus säilyy vaurioittavilta maansiirroilta. Suurina määrinä yhtäjaksoisesti sadetettava pintavesi aiheuttaa kuitenkin kasvillisuudessa muutoksia kohottamalla maaperän pH-arvoa, ravinteisuutta ja kosteutta. Harjut, joilla tekopohjavesilaitokset yleensä sijaitsevat, ovat usein niukkaravinteisia, ja kasvillisuus koostuu pääosin karujen kasvupaikkojen lajeista. Tästä seuraa, että kosteutta sietävät ja runsaaseen ravinteisuuteen sopeutuneet lajit saavat kilpailuetua luontaiseen lajistoon nähden.

Pursialassa ja Rusutjärvellä luontainen aluskasvillisuus väheni sadetusimeytyksen vaikutuksesta. Kahden vuoden yhtäjaksoisen sadetusimeytyksen jälkeen alueiden varpu- ja sammalkasvustojen peittävyydet olivat pienentyneet. Ruoho- ja heinäkasvillisuuden peittävyydet olivat puolestaan lisääntyneet yli kymmenkertaisesti. Myös ruohojen ja heinien



Kuva 5.11. Leskenlehti hyötyy sadetusimeytyksestä.



Kuva 5.12. Maitohorsma runsastuu sadetusimeytetyillä alueilla. Kuva Vuonteenharjulta.

lajimäärät olivat kolminkertaistuneet alueiden luontaiseen lajistoon verrattuna. Samanlaisia tuloksia saatiin myös Ahveniston tutkimuksissa (Helmisaari ym. 1999). Myös Vuonteenharjun tutkimuksissa todettiin ruoho- ja heinälajiston runsastuneen (Derome ym. 2002, Nieminen ym. 2000). Muutokset eivät kuitenkaan olleet yhtä suuria kuin Pursialassa ja Rusutjärvellä. Varpujen peittävyys väheni Pursialan, Rusutjärven ja Ahveniston sadetusimeytysalueilla, mutta Vuonteenharjulla varvut pikemminkin hyötyivät kuin kärsivät sadetuksesta. Merkittävimmin sadetusimeytysalueilla lisääntyivät lähteikköisiä elinympäristöjä suosiva leskenlehti (*Tussilago farfara*) sekä avointen alueiden pioneerilajit kuten horsmat (*Epilobium spp.*) ja hietakastikka (*Calamagrostis epigejos*).

Sadetusimeytys voi myös aiheuttaa kasvillisuuden kulumista ja lätäköitymistä. Tästä seuraava maaperän huokostilan täyttyminen vedellä voi aiheuttaa kasvien juurille hapenpuutetta (Helmisaari ym. 1999). Kasviekologisten vaikutusten lisäksi sadetusimeytyksen havaittiin aikaansaavan puolukalla pöhösienten (*Exobasidium spp.*) aiheuttamaa tautia, joka muuttaa lehdet sekä varren turpeiksi ja vaaleanpunaisiksi (Helmisaari ym 1999, Derome ym. 2002). Muita muutoksia olivat varpujen, ruohojen sekä heinien keskimääräistä suurempi koko (Helmisaari ym. 1999).

Tekopohjavettä valmistettaessa aluskasvillisuusmuutokset ovat siis väistämättömiä. Niitä voidaan kuitenkin lieventää sadetusimeytysalueiden riittävän usein tapahtuvilla vaihdoilla.

Sadetusimeytyksen vaikutukset puustoon ovat vähäisiä, mikäli kunkin puun juuristosta vain pieni osa on sadetusimeytyksen vaikutuspiirissä. Ahvenistolla ja Vuonteenharjulla sadetusimeytyksen todettiin aiheuttavan jonkin verran puiden turpoamista, mutta vaikutukset puiden sädekasvuun olivat olemattomia tai sitä lisääviä (Helmisaari ym. 1999, Nieminen ym. 2001). Näissä tutkimuksissa seurattiin puustoa muutaman vuoden ajan sadetusimetyksen aikana. Pitemmän ajan muutoksista ei ole vielä tutkimustietoa.

6 TEKOPOHJAVESILAITOKSEN MITOITUSPERUSTEET

Risto Reijonen

Tekopohjavesilaitoksen toiminnan edellytys on hyvälaatuinen ja määrällisesti riittävä pintavesi eli raakavesi. Mikäli raakavesi ei ole riittävän hyvälaatuista (sisältää esimerkiksi haitallisia määriä kiintoainetta, levää tai orgaanista ainetta) joudutaan sitä esikäsittelemään. Esikäsittely on tarpeen varsinkin, jos akviferi (pohjavettä johtava maakerrostuma) on mittasuhteiltaan pieni suhteessa haluttuun vesimäärään. Samoin esikäsittelyn tarve on suurempi silloin, kun tekopohjavettä valmistetaan karkearakeisissa, hyvin vettä johtavissa maaperämuodostumissa. Sadetusimeytystä käytettäessä tulee raakaveden kiintoaineen määrän olla huomattavasti pienempi kuin allasimeytystä käytettäessä.

Akviferin kyky varastoida tekopohjavettä tulee tuntea tekopohjavesilaitosta mitoitettaessa. Tällä on tärkeä merkitys tilanteissa, joissa imeytys joudutaan jostain syystä keskeyttämään. Pitempi keskeytys vaatii suuremman varastotilan kuin lyhyempi keskeytys.

Tekopohjavesilaitoksen suunnittelu käsittää imeytys- ja vedenottoalueiden sijoittelun ja niiden kapasiteetin määrittelyn. Tätä varten tulee pohjavesitutkimuksilla selvittää luotettavasti akviferin koko ja sen hydrauliset ominaisuudet. Tutkimukset tulee tehdä koko akviferin alueella.

Koska imeytetyn pintaveden laatu ei merkittävästi muutu vajovesivyöhykkeessä, tulee imeytysalueiden sijoittelussa huomioida pohjaveden laadun muuttumisesta aiheutuvat vaikutukset muuhun vedenhankintaan.

Suunniteltaessa tekopohjavesilaitosta akviferiin, jonka maalajien vedenjohtavuudet ovat suuria, tulee laitos mitoittaa siten, että viipymäajat ovat pitkiä.

Akvifereissä, jonka maalajien vedenjohtavuudet ovat vähäisiä, laitoksen sijoittelussa käytetään koko alue hyväksi jakamalla se osa-alueisiin. Imeytys- ja vedenottoalueet sijoitetaan alueelle siten, että imeytetty pintavesi virtaa yhdeltä imeytysalueelta useampaan suuntaan kohti eri vedenottoalueita. Tällä tavoin saadaan akviferin käyttö tehokkaammaksi, vuodot ympäristöön pienemmiksi ja ennen kaikkea viipymäajat pidemmiksi.

Akviferin maaperän hydrauliset ominaisuudet, erityisesti vedenjohtavuus, tulee määrittää huolellisesti. Kun raakaveden orgaanisen aineen määrä ja laatu sekä maaperän vedenjohtavuus tunnetaan, ja suunnitellun tekopohjavesilaitoksen viipymäaika määritetään samalla tavoin kuin TEMU- tutkimuksessa, voidaan **kuvan 5.8** avulla arvioida TOC-pitoisuuden alenema tekopohjavedessä. Käytettäessä pohjaveden virtausmallinnusta viipymäajan laskennassa, tulee malliin syötettävien akviferien ominaisuuksia kuvaavien muuttujien olla luotettavia. Muuttujien määrityksen tuleekin perustua alueella suoritettuihin pumppauskokeisiin.

Tekopohjavesilaitoksen imeytysalueet tulisi sijoittaa sellaisille alueille, joiden maaperän vedenjohtavuus on pienempi kuin harjun karkearakeisessa ydinosassa. Toisaalta maaperän vedenjohtavuuden ja erityisesti vedenjohtokyvyn tulee olla riittävän suuria, jotta suurimmillakin imeytysvirtaamilla pohjavedenpinta jää useita metrejä imeytysaltaiden pohjatason tai sadetusimeytyksessä maanpinnan alapuolelle. Lisäksi maaperän vedenjohtavuuden ja vedenjohtokyvyn tulee olla riittävän suuria, jotta maaperä kykenee johtamaan imeytysaltaiden kautta tai sadettamalla imeytetyt vesimäärät vedenottokaivoille. Liian pieni vedenjohtavuus voi aiheuttaa ympäristöön hallitsemattomia tekopohjaveden vuotoja, jotka aiheuttavat haitallisia ympäristövaikutuksia ja heikentävät laitoksen hyötysuhdetta.

Imeytetyn pintaveden TOC-pitoisuuden väheneminen tekopohjavedessä puolestaan edellyttää, että maaperän vedenjohtavuus on riittävän pieni. Tällöin tekopohjaveden laadun suotuisat muutokset eivät edellytä yhtä pitkää viipymäaikaa kuin maaperässä, jonka vedenjohtavuus on suurempi.

7 TEKOPOHJAVESILAITOKSEN TOIMINNAN SEURANTA

VEDEN LAADUN SEURANTA

Jorma Pääkkönen, Kari Illmer

Tekopohjavesilaitosten toimivuuden varmistamiseksi tulee vesinäytteitä ottaa tekopohjaveden valmistuksen eri vaiheista. Tällä tavoin saadaan käsitys siitä, missä maaperän vyöhykkeessä ja minkä suuntaisina eri vedenlaadunmuutokset tapahtuvat. Vesinäytteitä tulee myös ottaa riittävän tiheästi, jotta muutokset havaitaan riittävän ajoissa ennen kuin niistä aiheutuu haittaa. Vesinäytteitä tulee ottaa raakavedestä eli imeytettävästä pintavedestä ja tekopohjavedestä sekä mahdollisesti myös vajovedestä. Myös luontaisesta pohjavedestä tulee ottaa näytteitä tekopohjavesitutkimusten alkuvaiheessa ennen koeimeytyksiä ja -pumppauksia. Imeytettävä pintavesi voi olla myös eri tavoin esikäsiteltyä. Tämän vuoksi myös esikäsitellystä vedestä on otettava näytteitä. Tekopohjavettä joudutaan joskus myös jälkikäsittelemään. Jälkikäsittely ei kuitenkaan kuulu suoranaisesti tekopohjaveden valmistukseen eikä jälkikäsitellyn veden laadunseurantaa käsitellä tässä. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista (461/2000) tulee myös huomioida seurantaohjelmaa laadittaessa.

Tällaisen vesinäyteseurannan tavoitteena on varmistua, että imeytettävän pintaveden mahdollinen esikäsittely osavaiheineen toimii moitteettomasti, esikäsittelemättömän tai esikäsitellyn imeytettävän pintaveden laatu soveltuu imeytettäväksi keskeytyksittä, luontaisessa pohjavedessä ei tapahdu haitallisia laatumuutoksia ja valmistettu tekopohjavesi on jatkuvasti hyvälaatuista.

Raakavedestä sekä pohjaveden havaintoputkien ja kaivojen vesistä jatkuvasti seurattavia muuttujia ovat lämpötila, sameus, sähkönjohtokyky, pH-arvo, alkaliniteetti, kokonaiskovuus, hiilidioksidi, happi, TOC, $KMnO_4$-luku/COD_{Mn}, kloridi, rauta, mangaani ja kiintoaine. Näiden lisäksi tulisi ajoittain seurata ammonium-, nitraatti- ja nitriittityppeä, fosforia, sulfaattia, orgaanisen aineen molekyylikokojakaumaa sekä hygieenistä laatua, esim. *E. coli* -bakteeria.

Seurantaohjelmaa laadittaessa tulee ottaa huomioon laitoksen erityispiirteet, esim. imeytys- ja vedenottoalueiden sijoittelu, ympäristötekijät sekä mahdollinen rantaimeytyminen pintavesistöistä.

Orgaaninen aine on keskeisin vedenlaatumuuttuja suomalaisen tekopohjaveden valmistuksessa. Orgaanisen aineen määrää kuvataan nykyisin analysoimalla orgaanisen hiilen kokonaispitoisuus eli TOC-pitoisuus. Aiemmin orgaanisen aineen määrää on arvioitu $KMnO_4$-luvulla tai määrittämällä kemiallinen hapen tarve COD_{Mn}. Näistä jompaa kumpaa tulisi edelleen käyttää TOC-pitoisuusmäärityksen tukena. Lisäksi orgaanisen aineen molekyylikokojakauma (esim. HPSEC-menetelmä) on yksinkertainen määrittää ja tulisi tehdä eri vesistä ainakin kerran vuodessa.

Tekopohjaveden valmistusta haittaa joissakin tapauksissa imeytysaltaiden suodatinaineksen tukkeutuminen. Tällaista tukkeutumista aiheuttavat yleensä imeytettävän pintaveden mukana kulkeutuva epäorgaaninen kiintoaine ja levät. Tukkeutumista ja sen nopeutta voidaan arvioida kiintoaineen ja sameuden määrityksillä. Levien määrää taas voidaan seurata analysoimalla α-klorofylli, joka kuvaa lehtivihreää (klorofylliä) sisältävien levien osuutta. Levien tarkempi määrä ja lajit selviävät työläämmällä mikroskooppisella tutkimuksella.

• Raakavesi

Tasalaatuinen raakavesi on tekopohjavesilaitoksen toiminnan perusta. Alueelliset ja paikalliset uhkatekijät tulee ottaa huomioon näytteenottoohjelmassa. Tällaisia tekijöitä ovat esim. jokiveden laadun äkillinen muuttuminen. Näytteet imeytettävästä pintavedestä tulee ottaa myös imeytysalueilta, jotta tiedetään kuinka virtaus vedensiirtoputkissa siihen vaikuttaa. Pitkissä vedensiirtoputkissa saattaa nimittäin tapahtua ainakin alkuperäisen, esikäsittelemättömän raakaveden laatua muuttavia reaktioita.

• Vajovesi

Vajoveden laatua voidaan myös tutkia, mikäli halutaan selvittää, miten pinta- ja vajovesivyöhykkeet vaikuttavat imeytetyn pintaveden laatuun, tapahtuuko pinta- ja vajovesivyöhykkeiden fysikaalis-kemiallisissa ja mikrobiologisissa ominaisuuksissa imeytyksen aiheuttamia muutoksia ja miten nämä ominaisuudet palautuvat kohti luontaista tilaa sadetusimeytyksen loputtua tai tauottua. Vajoveden tutkiminen edellyttää joko alipaine-, levy- tai vaaka- eli putkilysimetrien rakentamista maaperään. Tämän takia vajovesinäytteitä päästään useimmiten ottamaan vasta, kun imeytysalueiden sijainneista on päätetty imeytys- ja pumppauskokeiden perusteella.

• Pohjavesi ja tekopohjavesi

Vedenlaatumuuttujien avulla tulee voida päätellä, miten raakavesi tai imeytettävä pintavesi muuttuu pohjavesivyöhykkeessä tekopohjavedeksi. Tämän takia olisi suunnitellulla tekopohjavesialueella tutkittava myös luontaisen pohjaveden laatua. Tällaisia pohjavesinäytteitä tulee ottaa ainakin vuoden ajan ja vähintään neljä kertaa vuodessa jo ennen imeytysten aloittamista.

Pohjaveden ja tekopohjaveden laatua tulee tutkia laajalla alueella. Pohjavesivyöhykkeen pohjavedestä ja tekopohjavedestä vesinäytteitä tulisikin ottaa havaintoputkista ja kaivoista koko virtausmatkan pituudelta eli imeytysalueilta vedenottokaivoille asti. Luontaisen pohjaveden laatua tulisi seurata myös imeytyksen käynnistyttyä sellaisista havaintoputkista tai -kaivoista, joihin imeytys ei vaikuta. Havaintoputkista pumpattu vesi on usein sameaa epäorgaanisen kiintoaineen vuoksi. Edustavan vesinäytteen saamiseksi pumppausta onkin jatkettava niin kauan, että pumpatun veden sameus kenttämittarilla on alle 0,5 FTU/NTU. Kaikista vedenottokaivoista tulee ottaa erilliset vesinäytteet, jos niiden vedenlaadut poikkeavat toisistaan.

POHJAVEDEN PINNANKORKEUDEN JA LÄHTEIDEN SEURANTA

Risto Reijonen

Tekopohjavesilaitos vaikuttaa tekopohjavesialueen ja sen ympäristön pohjaveden pinnankorkeuksiin eri tavoin. Tämän takia pohjaveden pinnankorkeutta tulee seurata imeytys- ja vedenottoalueilla sekä niiden välisillä alueilla. Imeytyksen ja vedenoton aiheuttamat muutokset pohjaveden pinnankorkeuksissa ovat suurimmillaan imeytys- ja vedenottoalueilla. Usein niiden vaikutukset ovat kuitenkin selvimmin havaittavissa tekopohjavesialueen reuna-alueilla, joilla tulee myös seurata pohjaveden pinnankorkeuksia. Näillä reuna-alueilla usein sijaitsevien kosteikkojen ja lähteikköjen vesitaseet ja kosteusolosuhteet voivat muuttua imeytyksen ja vedenoton takia. Tämän vuoksi lähteiden virtaamia tulee seurata niiden purkuojiin rakennettavien virtaamapatojen avulla tai muilla tavoin.

Tekopohjavesilaitoksen vaikutusalueella olevien talousvesikaivojen pohjaveden pinnankorkeutta tulee myös seurata. Tällä tavoin voidaan varmistaa yksityisten kaivonomistajien vedensaanti kaikissa tekopohjavesilaitoksen käyttötilanteissa.

Pohjaveden pinnankorkeuden seurannassa on usein tarkoituksenmukaista käyttää automaattisia mittauslaitteita. Myös tekopohjavesilaitoksen toimintaa voidaan ohjata tällä tavoin kerättyjen mittaustulosten perusteella säätämällä imeytys- ja vedenottovirtaamia. Kaikki mittaustulokset tulee kerätä yhtenäiseen atk-rekisteriin, josta ne saadaan tarvittaessa tarkasteltaviksi.



Kuva 5.13. Arvokkaat elinympäristöt, kuten lähteet, vaativat erityistarkkailua muodostettaessa tekopohjavettä niiden ympäristössä.

METSÄMAAN OMINAISUUKSIEN JA KASVILLISUUDEN SEURANTA SADETUSIMEYTYKSESSÄ

Antti-Jussi Lindroos, Heljä-Sisko Helmisaari, John Derome, Aino Smolander

Sadetusimeytys muutti selvästi pintavyöhykkeen maaperän pH-arvoa, emäsravinnetasapainoa ja typen kiertoa tutkimuksessa olleilla imeytysaloilla verrattuna harjualueiden tavanomaiseen metsämaahan. Imeytyksen aloittamisen jälkeen pintavyöhykkeen maaperän hakeutuminen kemialliseen tasapainoon raakaveden kanssa tapahtui suhteellisen nopeasti.

Pintavyöhykkeen maaperän kemiallista tilaa tulee seurata tekopohjavettä valmistettaessa. Tällaisella seurannalla saadaan määritettyä sadetusimeytyksen aikaansaama maaperän uusi kemiallinen tila. Lisäksi eri muuttujat rajaavat varsin tarkasti sen todellisen osan sadetusimeytysalueesta, jolla imeytys on vaikuttanut maaperään. Tähän rajaamiseen voidaan käyttää mm. maaperän pH-arvoa, vaihtuvien emäsravinteiden pitoisuuksia ja määriä sekä typen eri muotojen pitoisuuksia ja määriä. Yksityiskohtaisemmissa tutkimuksissa voidaan selvittää myös nitrifikaation voimakkuutta. Koska nitrifikaatio voi käynnistyä sadetusimeytetyssä maaperässä, nitraattitypen mahdollista kulkeutumista maaperän eri vyöhykkeissä voidaan seurata erityyppisten lysimetrien ja pohjaveden havaintoputkien vesinäytteiden avulla. Myös muiden liukoisten aineiden pitoisuuksia ja määriä voidaan seurata samoista näytteistä.

Puuston, aluskasvillisuuden ja metsämaan orgaanisen pintakerroksen tilaa tulee seurata sadetusimeytysaloilla. Sadetusimeytysalueiden tulee pysyä kasvipeitteellisinä ja niiden kulumisen jäädä mahdollisimman vähäiseksi. Vettä suosivien kasvilajien elinmahdollisuuksia on rajoitettava riittävän pitkin imeytystauoin, koska kasvillisuuden runsastuminen voi myös johtaa maaperän pintaosan tukkeutumiseen ja imeytyksen estymiseen. Puuston ja aluskasvillisuuden kunto, pintakasvillisuuden lajikoostumus ja sen muutokset sekä maaperän kuluminen määräävät, kuinka kauan kutakin aluetta kannattaa imeyttää ja kuinka kauan sen on annettava levätä ennen seuraavaa käyttöönottoa. Imeytysalueet voivat kuitenkin olla käytössä korkeintaan vuoden kerrallaan, ja niiden on annettava levätä vähintään vuosi. Em. tekijöistä ja imeytyksen pinta-alavirtaamasta riippuen voidaan kuitenkin tarvita kaksikin vuotta tai kauemmin ennen kuin alueet voidaan ottaa uudelleen imeytyskäyttöön. Vastaavasti vuoden pituinen imeytysjakso voi olla herkillä alueilla liian pitkä.

Sadetusimeytettävät vesimäärät voivat vaihdella suuresti eri tekopohjavesialueilla. Lisäksi pintavyöhykkeen maaperä ja sen ominaisuudet vaihtelevat luontaisesti laajalti eri tekopohjavesialueilla ja jopa pienemmänkin alueen sisällä. Tämän vuoksi yleisesti päteviä sadetusimeytysohjeita maaperä- ja kasvillisuusmuutosten kannalta on hyvin vaikea määritellä. Sadetusimeytyksessä kunkin alueen kasvillisuus ja maaperä voidaan parhaiten ottaa huomioon säännöllisen seurannan kautta.

Tekopohjaveden muodostamisen aiheuttamat maaperän kemiallisen tilan ja kasvillisuuden lajikoostumuksen muutokset ovat väistämättömiä ja pitkäaikaisia. Maaperän ja kasvillisuuden lepääminen imeytysten välillä onkin välttämätöntä imeytyksen pitkäaikaiselle toimivuudelle. Alkuperäiseen maaperän kemialliseen tilaan tai kasvillisuuden lajikoostumukseen ei muutaman vuoden imeytystauoilla kuitenkaan päästä, vaan muutoksista palautuminen vaatii huomattavasti pitemmän ajan. Tämän vuoksi imeytysalueiksi ei tule valita arvokkaita elinympäristöjä tai mieluiten luonnontilaisina säilytettäviä alueita. Imeytysalueita onkin pidettävä lähinnä tekopohjaveden tuotantoalueina eikä osana luonnontilaista tai vain metsätalouskäytössä olevaa metsää.

8 JATKOTUTKIMUSTARPEISTA

TEMU-hankkeessa tehtiin tutkimuksia viidellä eri tekopohjavesilaitoksella. Tulokset antoivat runsaasti uutta tietoa tekopohjaveden muodostamisesta ja siihen vaikuttavista tekijöistä erilaisissa olosuhteissa. Tekopohjaveden muodostamiseen, esimerkiksi laitoksen mitoittamiseen, vaikuttavat kuitenkin kunkin tekopohjavesialueen erikoispiirteet, kuten raakaveden laatu, akviferin rakenne ja vedenjohtavuus. Tämän vuoksi TEMU-hankkeen tuloksia ei voida sellaisenaan yleistää, mutta niitä voidaan hyödyntää tutkittaessa uusia tekopohjavesialueita ja suunniteltaessa uusia tekopohjavesilaitoksia. Perusteelliset paikalliset tutkimukset ovat kuitenkin välttämättömiä selvitettäessä uuden alueen soveltumista tekopohjaveden muodostamiseen ja mitoitettaessa uutta tekopohjavesilaitosta.

Tekopohjaveden lisääntyvä käyttö tuo myös esiin uusia ongelmia, jotka tulee olla ratkaistavissa. Asianmukaiset perustutkimustiedot tekopohjaveden muodostamisesta mahdollistavat luotettavan pohjan tekopohjaveden turvalliselle käytölle. TEMU-hanke on tuottanut tietoa maaperässä tapahtuvista tekopohjaveden laatuun vaikuttavista prosesseista. Tietämystä tulee kuitenkin lisätä suuntaamalla jatkotutkimuksia tarkennetuille osa-alueille.

Tällaisilla jatkotutkimuksilla tulisi saada lisävarmistusta TEMU-hankkeen tulosten yleistettävyyden suhteen ja hankkia tutkimustietoa tekopohjaveden muodostamisesta myös olosuhteissa, jotka poikkeavat TEMU-hankkeen tekopohjavesilaitosten olosuhteista (esimerkiksi esikäsitelty raakavesi, vedenjohtavuuksiltaan huomattavan erilaiset akviferit).

Jatkotutkimuksilla tulisi myös kartoittaa akviferien maaperän hydraulisia ominaisuuksia laajemminkin kuin TEMU-hankkeessa. Näihin ominaisuuksiin liittyviä muuttujia tulisi mitata useilta tekopohjavesialueilta ja verrata niitä tekopohjaveden orgaanisen hiilen vähenemiseen samojen tekopohjavesialueiden pohjavesivyöhykkeissä. Erilaisten pohjaveden virtausmallien ja analyyttisten laskentamallien tuottamien, hydraulisia ominaisuuksia kuvaavien muuttujien vertailukelpoisuus tulisi niinikään selvittää. Akviferin maaperän heterogeenisuutta ja anisotropiaa määrittäviä kenttämittaustekniikoita tulisi tutkia ja kehittää edelleen.

Patogeenien käyttäytymistä erilaisissa maaperäolosuhteissa (esimerkiksi vedenjohtavuus, viipymäaika, pH-arvo) sekä lämpötilan vaikutusta patogeenien elinaikaan ja kulkeutumismatkan pituuteen tulisi selvittää jatkotutkimuksilla. Tutkimusten perusteella tulisi voida päättää, miten laajoja suojavyöhykkeitä (imeytymis- ja virtausmatkoja sekä viipymäaikoja) tarvitaan, jotta tekopohjaveden mikrobiologiseen puhtauteen voidaan luottaa kaikissa käyttötilanteissa.

Tekopohjaveden muodostaminen muuttaa aina maaperän ominaisuuksia (esimerkkinä tällaisista muutoksista ovat pinta- ja vajovesivyöhykkeen maaperän pH-arvon kohoaminen ja mahdollinen nitraattitypen muodostuminen sekä pohjavesivyöhykkeessä orgaanisen hiilen pidättyminen ja hajoaminen). Tämän vuoksi olisi tärkeää jatkossa tutkia, miten pitkäaikaisia maaperämuutokset ja niistä aiheutuvat kasvillisuusmuutokset ovat ja miten mahdollinen tekopohjavesialueiden käytön lopettaminen tulisi tehdä, ettei aiheutettaisi pitkäaikaisia luontaisen pohjaveden laadun muutoksia.

Orgaanisen aineen kohtalo maaperässä vaatii myös jatkotutkimuksia. Koska pääosa liukoisen orgaanisen hiilen vähenemisestä tapahtui TEMU-hankkeen tekopohjavesialueilla vasta pohjavesivyöhykkeessä, tulisi kehittää tutkimusmenetelmiä pohjavesivyöhykkeessä tapahtuvan orgaanisen aineen pidättymisen ja hajoamisen tutkimiseen. Ainakin teoriassa mahdollinen pohjavesivyöhykkeen maaperän syvempien osien tukkeutuminen orgaanisella aineella edellyttää riskinarviointia uusien tutkimusten avulla.

TIIVISTELMÄ

Heljä-Sisko Helmisaari

TEMU-hankkeen tutkimustyö tehtiin vuosina 1998-2002 Metsäntutkimuslaitoksen koordinoimana yhteistyössä Kansanterveyslaitoksen, Keski-Suomen ympäristökeskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen kanssa. Tutkimukseen osallistuivat kiinteästi myös Suomen Pohjavesitekniikka Oy ja Suunnittelukeskus Oy sekä Hämeenlinnan, Jyväskylän, Mikkelin, Rauman, Turun seudun ja Tuusulan seudun vesilaitokset. Hanketta rahoittivat osallistuvat tutkimuslaitokset, TEKES ja MMM.

TEMU-tutkimuksen päätavoitteena oli kehittää tekopohjaveden imeytystekniikka ja muodostamisprosessi optimaaliseksi tekopohjaveden määrän, laadun ja ympäristövaikutusten suhteen.

Veden laadun muutokset

Aiemman käsityksen mukaan imeytettävän pintaveden liukoisen orgaanisen hiilen pitoisuus voisi alentua jo aivan maaperän pintaosassa. Tähän ovat vaikuttaneet toisaalta ruotsalaiset tutkimukset allasimeytyksestä, joissa on havaittu merkittävää imeytysveden orgaanisen aineen vähenemistä jo pintavyöhykkeessä (imeytysaltaan pohjan suodatinaineksessa). Myös luontaisen pohjaveden muodostuessa sadevedestä pintavyöhykkeen maaperään pidättyy runsaasti orgaanista ainetta. Maaperän pintavyöhykkeellä onkin luontaisen pohjaveden laadun kannalta keskeinen merkitys.

TEMU-hankkeen tekopohjavesilaitoksilla TOC-pitoisuus imeytyvässä pintavedessä ei kuitenkaan juurikaan vähentynyt pintavyöhykkeessä. Vähenemistä tapahtui hieman joillakin laitoksilla syvemmällä vajovesivyöhykkeessä, mutta valtaosa orgaanisen hiilen vähenemisestä tapahtui kaikilla laitoksilla vasta pohjavesivyöhykkeessä.

Sadetusimeytyksessä metsämaan pintaosa jopa lisäsi vajoveden TOC-pitoisuutta. Tämä havainto sopii hyvin metsämaan orgaanisen aineen pitoisuusjakaumia koskeviin tutkimustuloksiin. Esimerkiksi Vuonteenharjun tekopohjavesialueella havaittiin orgaanisen aineen vähentymistä humuskerroksesta ja kulkeutumista imeytysveden mukana alemmas kivennäismaahan. Metsämaan pintaosaan ja imeytysaltaan pohjan suodatinainekseen pidättyy pintaveden kiinteää orgaanista ainetta. Liukoisen orgaanisen hiilen kohdalla väheneminen ei kuitenkaan TEMU-hankkeen tekopohjavesialueilla yleensä alkanut pintavyöhykkeen maaperässä. Ahvenistolla vajovesivyöhyke ja pohjavesivyöhykkeen alkuosa pidättivät kuitenkin noin 40 % raakaveden orgaanisesta hiilestä. Vuonteenharjun vajovesivyöhyke ei edes 10 metrin syvyydellä pidättänyt imeytysveden orgaanista hiiltä.

Imeytetyn pintaveden TOC-pitoisuus aleni kaikilla TEMU-hankkeen tekopohjavesilaitoksilla pääosin vasta pohjavesivyöhykkeessä. Aleneminen tapahtui siten, että vedenottokaivoissa virtausmatkan loppupäässä tekopohjaveden TOC-pitoisuus oli alle 2 mg/l, mikä oli myös TEMU-hankkeen tavoitepitoisuus. Riittävän pitkän virtausmatkan aikana orgaanisen hiilen kokonaispoistuma imeytettävästä pintavedestä voi nousta yli 80 %:iin. Orgaanista hiiltä poistuu tekopohjavedestä erityisesti maaperään pidättymisen ja ilmeisesti jonkin verran myös biologisen hajoamisen kautta. Jäniksenlinnan tulosten perusteella enimmillään 30 % poistuvasta orgaanisesta aineesta voi hajota biologisesti hiilidioksidiksi. Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma ja kemiallinen laatu vaikuttavat myös TOC-pitoisuuden vähenemiseen tekopohjavedessä.

Hyvin suunnitellun ja toimivan tekopohjavesilaitoksen tuottama tekopohjavesi on laadultaan lähellä luontaista pohjavettä. Tekopohjaveden kemiallinen koostumus poikkeaa kuitenkin jonkin verran luontaisesta pohjavedestä. Poikkeaman suuruus riippuu mm. raakaveden ja luontaisen pohjaveden laadusta, maaperän rakenteesta ja veden viipymäajasta sekä laimenemissuhteista.

Rusutjärvellä ja Jäniksenlinnassa tekopohjavedessä oli vähemmän hiilidioksidia kuin

luontaisessa pohjavedessä. Vuonteenharjulla luontaisen pohjaveden ja tekopohjaveden hiilidioksidipitoisuudessa ei ollut suuria eroja. Happea tekopohjavedessä oli yhtä paljon (Vuonteenharju), enemmän (Rusutjärvi, sadetusimeytys) tai vähemmän (Jäniksenlinna, allasimeytys) kuin luontaisessa pohjavedessä. Tekopohjaveden sähkönjohtokyky ja kokonaiskovuus olivat Rusutjärvellä ja Jäniksenlinnassa pienempiä ja Vuonteenharjulla suurempia kuin luontaisen pohjaveden. TOC-pitoisuus ja $KMnO_4$-luku olivat tekopohjavedessä hieman suurempia tai yhtä suuria kuin luontaisessa pohjavedessä.

Maaperän rakenteella (raekoostumus, vedenjohtavuus) ja veden viipymäajalla maaperässä on ratkaisevan tärkeä merkitys tekopohjaveden TOC-pitoisuuden vähenemiselle. Tekopohjaveden TOC-pitoisuuden TEMU-hankkeen tavoitepitoisuus - alle 2 mg/l - saavutettiin eri tekopohjavesilaitoksilla eri viipymäajoilla ja eri etäisyyksillä imeytysalueesta: 7 - 80 vrk ja 160 - 1300 m, kun tuloksista oli poistettu luontaisen pohjaveden laimentava vaikutus. Orgaaninen hiili väheni tekopohjavedestä 60 %:sesti, kun viipymäajat olivat 10 - 35 vrk ja 70 %:sesti, kun viipymäajat olivat 20 - 60 vrk. Tutkittujen tekopohjavesilaitosten keskimääräiset vedenjohtavuudet vaihtelivat tekopohjaveden päävirtausvyöhykkeessä 0,00029 - 0,0012 m/s.

Perusteelliset tekopohjavesitutkimukset ovat välttämättömiä pohjavesiesiintymien mittasuhteiden ja hydraulisten ominaisuuksien tuntemiseksi. Näiden avulla voidaan tehdä tekopohjavesilaitosten mitoitus. Pohjavesiesiintymän hydrauliset ominaisuudet ratkaisevat mihin uuden tekopohjavesilaitoksen imeytys- ja kaivoalueet tulisi sijoittaa tai miten jo toimivaa laitosta tulisi säätää vedenlaadun optimoimiseksi.

Orgaanisen aineen laatu ja mikrobiologiset muuttujat

TEMU-hankkeen tulokset osoittivat, että imeytetyn pintaveden TOC-pitoisuus aleni tekopohjaveden virratessa pohjavesivyöhykkeessä. Lisäksi orgaanisen aineen laatu muuttui siten, että suurikokoisten molekyylien osuus orgaanisesta hiilestä väheni. Suurimolekyylisten orgaanisten yhdisteiden väheneminen johtunee suurten molekyylien pieniä molekyylejä paremmasta pidättymiskyvystä maaperään. Vedenottokaivojen tekopohjaveteen kulkeutunut orgaaninen aine ei pidättynyt yhtä hyvin. Se koostui pienimolekyylisistä, pitkälle hajonneista, kemiallisesti ja biologisesti stabiileista yhdisteryhmistä.

Vedessä ja maaperässä elävien mikrobien hajotustoiminta voi myös pilkkoa suurikokoisia molekyylejä pienemmiksi. Tekopohjavedessä todettu pienimolekyylinen orgaaninen aine sisälsi suhteellisen runsaasti mikrobeille käyttökelpoista orgaanista hiiltä (AOC). Vaikka AOC-pitoisuudessa tapahtui alenemista virtausmatkan alussa, ei AOC-pitoisuus enää yleensä merkittävästi alentunut virtausmatkan pidentyessä. Tämä voi johtua siitä, että orgaanisesta aineesta mikrobiologisesti vapautuneen biohajoavan orgaanisen aineen ja mikrobien kuluttaman orgaanisen aineen välillä saavutettiin pohjavesivyöhykkeessä tasapainotila. Tämän jälkeen AOC-pitoisuus aleni enää hyvin hitaasti. Myös fosforin puute vedessä saattoi vaikuttaa orgaanisen aineen hajoamisen hidastumiseen.

AOC-pitoisuuden alenema oli suhteellisesti voimakkaampaa tekopohjavesilaitoksilla, joiden raakavesien AOC-pitoisuus oli korkeampi kuin muilla laitoksilla. Näillä erityisen tehokkaasti AOC-pitoisuutta alentavilla laitoksilla maaperän rakenne ja viipymäaika sekä orgaanisen aineen koostumus voivat myös selittää AOC-pitoisuuden alenemisen.

Mikrobien lukumäärä ja metabolinen aktiivisuus vähenivät tekopohjaveden virtausmatkan pidentyessä. Tekopohjaveteen jäi tästä huolimatta mikrobeja, jotka kykenivät suotuisissa olosuhteissa aloittamaan voimakkaan kasvun. Mikrobien kasvukyky tekopohjavesinäytteissä osoitti, että veteen jäi myös mikrobien kasvun kannalta välttämättömiä ravinteita kuten hiiltä ja fosforia, joiden pitoisuudet kuitenkin alenivat viipymäajan lisääntyessä. Maaperä ja sen ominaisuudet vaikuttivat mikrobien kasvua säätelevien ravinteiden suhteisiin: Vuonteenharjua lukuunottamatta orgaanisen hiilen merkitys mikrobikasvua säätävänä tekijänä vähentyi tekopohjavesivirtauksen aikana, ja

näin fosforista tuli orgaanista ainetta tärkeämpi mikrobien kasvua säätelevä tekijä.

Raakavesien mikrobien käytettävissä olevan hiilen (AOC) ja fosforin (MAP) pitoisuudet saavuttivat yleensä huippunsa loppukesän ja alkusyksyn aikana. Järvien levätuotanto ja sen vuodenaikaisvaihtelu vaikuttavatkin ilmeisesti voimakkaasti järvivesien mikrobien käytettävissä olevien ravinteiden määrään ja näin myös mikrobien kasvukykyyn. Vuodenaikaisvaihtelun merkitys mikrobiravinteiden pitoisuuksien muutoksissa väheni tekopohjaveden virtausmatkan pidentyessä. Tekopohjavedessä mikrobikasvu on vähäisempää ja "puskuroidumpaa" kuin pintavedessä tai vain lyhyen aikaa maaperässä virranneessa vedessä.

Imeytyksen vaikutukset maaperään

Sadetusimeytys kohotti pintavyöhykkeen maaperän pH-arvoa ja emäsravinteiden määriä, ja nämä ilmiöt liittyvät toisiinsa. Imeytettävässä pintavedessä oli korkeampi pH-arvo kuin sadevedessä. Pintaveden korkean pH-arvon takia maaperän orgaanisiin funktionaalisiin ryhmiin sitoutuneita vetyioneja vapautui vajoveteen näiden ryhmien dissosioituessa. Tämä lisäsi maaperän kationinvaihtokapasiteettia, ja yhä enemmän emäsravinteita pystyi sitoutumaan maahiukkasten ioninvaihtopaikoille. Maaperään sitoutuneet emäskationit syrjäyttivät ioninvaihtopaikoilta vetyioneja vajoveteen, ja samalla maaperän pH-arvo kohosi. Maaperän pH-arvon kohoaminen voi myös käynnistää nitraattitypen muodostuksen metsämaaperässä. Ravinteiden pitoisuusmuutoksilla on myös tärkeä merkitys kasvillisuuden ravinteiden saatavuuden kannalta.

Metsämaan pH-arvo kohosi kaikilla Ahveniston imeytysaloilla luontaisesta arvosta 4,7 - 5,4 keskimäärin kaksi pH-yksikköä arvoon 6,4 - 7,0. Metsämaan pH-arvon kohoaminen oli suurinta imeytysputkien välittömässä läheisyydessä. Putkirivien välialueillakin pH-arvo kohosi, mutta huomattavasti vähemmän. Myös karulla Vuonteenharjulla imeytysalojen maaperän pH-arvo kohosi luontaisesta arvosta 3,8 - 4,0 noin 1,5 pH-yksikköä imeytyksen aloittamista seuranneen kuukauden aikana. Kohonneen pH-arvon palautuminen kohti luontaista tilaa tapahtuu imeytyksen päätyttyä varsin hitaasti. Ahvenistolla maaperän pH-arvo ei juurikaan alentunut edes viiden vuoden kuluessa imeytyksen päättymisestä.

Vuonteenharjulla humuskerroksen kaliumpitoisuus väheni erittäin selvästi sadetusimeytyksen vaikutuksesta. Kalium-ionin kyky pidättyä kationinvaihtopaikoille oli heikko, ja imeytetyn pintaveden mukana tullut suuri määrä Ca^{2+}- ja Mg^{2+}-ioneja edelleen vähensi humuskerroksen kykyä pidättää K^{+}-ioneja. Sadetusimeytys vähensi maaperän happamuutta ainakin 40 cm:n syvyydelle kivennäismaassa. Kuten humuskerroksessakin, pH-arvon kohoaminen johtui ilmeisesti H^{+}-, Al^{3+}- ja Fe^{3+}-kationien korvautumisella imeytetyn pintaveden Ca^{2+}- ja Mg^{2+}-kationeilla. Humuskerroksesta kulkeutui kivennäismaan ylimpiin osiin runsaasti orgaanista ainetta, ja tässä kerroksessa kationinvaihtokapasiteetti ja raudan pitoisuus melkein kaksinkertaistuivat. Kaliumpitoisuuden selkeä lisääntyminen kivennäismaan ylimmissä osissa aiheutui tämän kationin syrjäytymisestä yläpuolisesta humuskerroksesta.

Imeytyksen ajankohdalla ja imeytysjakson pituudella ei ollut merkitystä maaperän kemiallisen tilan muutoksille. Tämä johtui siitä, että maaperän ja imeytetyn pintaveden välille syntyy aina kemiallinen tasapainotila.

pH-arvon kohoaminen ja kosteuden lisääntyminen aiheuttivat Ahveniston viljavassa harjumaaperässä merkittäviä muutoksia typen kierrossa. Nettonitrifikaatio eli nitraattitypen tuotto alkoi imeytysalojen humuskerroksessa ja kivennäismaassa jo alle kahdessa kuukaudessa imeytyksen aloittamisesta, ja jatkui voimakkaana koko tutkitun ajanjakson ajan. Laboratoriokokeet osoittivat nitraattitypen tuoton pH-riippuvuuden. Imeytysalalta otettujen maaperänäytteiden pH-arvoa laskemalla nitraattitypen tuotto saatiin vähenemään huomattavasti jo pH-arvossa 6. Tärkein syy imeytyksen käynnistämän nitrifikaation alkamiseen oli maaperän pH-arvon kohoaminen, mikä mahdollisti happamuudelle herkkien

nitrifikaatiobakteereiden toiminnan. Se myös lisäsi orgaanisen typen muuttumista ammoniumtypeksi, jolloin tätä nitrifikaation lähtöainetta oli enemmän saatavissa.

Myös Pursialassa ja Rusutjärvellä sadetusimeytysalojen humuskerroksessa nitraattitypen pitoisuus oli korkea ja nettonitrifikaatio voimakasta. Vertailualojen nitraattitypen pitoisuus ja nettonitrifikaatio olivat sen sijaan olemattomia. Myös sadetusimeytysalojen kivennäismaakerroksissa nitraattitypen pitoisuus ja nettonitrifikaatio olivat korkeammat kuin vertailualoilla.

Toisin kuin Ahvenistolla, Pursialassa ja Rusutjärvellä, karulla Vuonteenharjulla kuukauden imeytysjakso ei käynnistänyt nitraattitypen muodostusta, vaikka maaperän pH-arvo kohosikin. Vuonna 2000, jolloin sadetusimeytys oli Vuonteenharjulla ollut käynnissä jo yli vuoden, todettiin kivennäismaassa muodostuvan nitraattityppeä, mutta mineraalitypen nettomuodostus oli alhainen verrattuna esim. Ahveniston sadetusimeytettyyn metsämaaperään.

Ahvenistolla imeytysalojen vajovedessä oli merkittäviä nitraattityppipitoisuuksia imeytyksen päättymisen jälkeen. Vajoveden pitoisuudet saattoivat tuolloin olla jopa 30 mg NO_3-N/l. Kohonneet nitraattityppipitoisuudet johtuivat imeytysveden laimentavan vaikutuksen päättymisestä. Nitraattityppeä oli edelleen runsaasti humuskerroksessa kolmen-viiden vuoden kuluttua vuonna 1996 päättyneestä imeytyksestä. Nitraattitypen tuotossa oli kuitenkin aleneva suunta vuoden 1996 jälkeen, vaikka maaperän pH-arvo pysyi korkeana. Tämä johtui todennäköisesti siitä, että maaperä oli kuivempi, eikä siihen enää kulkeutunut imeytysveden mukana ylimääräistä ammoniumtyppeä.

Sadetusimeytyksen käynnistämä nitraattitypen muodostus ei kuitenkaan heikentänyt tekopohjaveden laatua. Tekopohjaveden nitraattitypen pitoisuudet olivat kaikilla tutkituilla tekopohjavesilaitoksilla hyvin alhaisia (keskimäärin alle 0,5 mg/l).

Koska nitraatititypen muodostus kuitenkin voi käynnistyä, on se syytä ottaa huomioon tekopohjavesilaitosten suunnittelussa, käytössä ja ennen kaikkea arvioitaessa tilannetta imeytyksen jälkeen. Imeytyksen jälkeiseen tilanteeseen vaikuttaa myös imeytyskäytössä olleiden alueiden laajuus.

Pintavyöhykkeen alapuolisen maaperän mahdollisen tukkeutumisen selvittäminen on tärkeää imeytyksen pitkäaikaisen onnistumisen ja myös imeytyksen maaperävaikutusten kannalta. TEMU-hankkeen tekopohjavesilaitoksilla raakaveden kiintoainepitoisuus oli hyvin vähäinen, eikä imeytysalueiden maaperän tukkeutumista esiintynyt. Harjumaaperän syvempien osien ominaisuuksien pitkän ajan muutoksia, esim. juuri tukkeutumista, ei kuitenkaan tällä hetkellä tunneta. Maaperän suuren huokostilavuuden perusteella merkittävä tukkeutuminen olisi todennäköisesti varsin hidasta.

TEMU-tutkimushankkeen tulokset antoivat runsaasti uutta tietoa tekopohjaveden muodostamisesta ja siihen vaikuttavista tekijöistä erilaisissa olosuhteissa. Tekopohjaveden muodostamisen toteuttamiseen, esimerkiksi tekopohjavesilaitoksen mitoittamiseen, vaikuttavat kunkin alueen erikoispiirteet, kuten raakaveden laatu, maaperän raekoko ja vedenjohtavuus. Tämän vuoksi TEMU-hankkeen tuloksia ei voida sellaisenaan yleistää, mutta niitä voidaan hyödyntää tutkittaessa uusia tekopohjavesialueita ja suunniteltaessa uusia tekopohjavesilaitoksia. Perusteelliset paikalliset tutkimukset ovatkin aina välttämättömiä selvitettäessä uuden alueen soveltumista tekopohjaveden muodostamiseen ja mitoitettaessa uutta tekopohjavesilaitosta.

VIITTEET

Aartolahti, T. 1972. On deglaciation in southern and western Finland. Fennia 114. 84 s.

Afcharian, A., Levi, Y., Kiene, L. & Scribe, P. 1997. Fractionation of dissolved organic matter from surface waters using macroporous resins. Wat. Res. Vol. 31, No. 12:2989-2996.

Aiken, G.R. 1985. Isolation and Concentration Techniques for Aquatic Humic Substances. Julkaisussa: Aiken, G.R., McKnight, D.M., Wershaw, R.L. & MacCarthy, P. (toim.). Humic Substances in Soil, Sediment and Water: Geochemistry, Isolation and Characterization. John Wiley & Sons, Inc. USA, s. 363-385.

Alborzfar, M., Jonsson, G. & Grøn, C. 1998. Removal of natural organic matter from two types of humic ground waters by nanofiltration. Wat. Res. 32(10):2983-2994.

Albrechtsen, H.-J., Boe-Hansen, R., Henze, M. & Mikkelsen, P.S. 1998. Microbial growth and clogging in sand column experiments simulating artificial recharge of groundwater. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s.73-79.

Anon. 1977. Tekopohjaveden muodostaminen. Yhdyskuntien vesi- ja ympäristöprojekti. YVY-julkaisu 34, Helsinki. 215 s. + liitt.

Anon. 1978. Pohjaveden käsittely ja tekopohjaveden muodostaminen maaperää hyväksi käyttäen. Yhdyskuntien vesi- ja ympäristöprojekti. YVY-julkaisu 34b, Helsinki. 62 s.

Anon. 1981. Keski-Suomen harjuluonto. Suojelun ja moninaiskäytön kannalta merkittävät kohteet. Keski-Suomen seutukaavaliitto ja valtakunnallinen harjututkimus. Liitekansio.

Anon. 1993. Vesijohtoveden laatu ja korroosio. Suomen kuntaliitto. Vesi- ja viemärilaitosyhdistys, s.10-17.

APHA - American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environmental Federation 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 19th edition. Franson, M.A.H., Greenberg, A.E., Clesceri, L.S. & Eaton, A.D. (toim.), Washington DC.

Basse, V., Brandt, G., Haagensen, K., Hartelius, E. & Passow, J. 1998. Arrenæs - Kunstig infiltration as Arresøvand. Publikation nr. 4 i serien Miljø, Københavns Vand. 75 s.

Bear, J. 1979. Hydraulics of Groundwater. McGraw-Hill Inc. 569 s.

Bellamy, W.D., Hendricks, D.W. & Logsdon, G.S. 1985. Slow sand filtration: influences of selected process variables. Journal of American Water Works Association 77(12):62-66.

Bellar, T.A., Lichtenberg, J.J. & Kroner, R.C. 1974. The occurrence of organohalides in chlorinated drinking waters. Journal of American Water Works Association 66:703-707.

Blair, A.B. 1970. Artificial Recharge of Groundwater. A technical review of the literature and current practice available up to 1969. The Water Research Association. Technical paper no. 75. Medmenham, Marlow, Buckinghamshire, England.

Bouwer, H. 1994. Role of groundwater and artificial recharge in future water resources management. Future Groundwater Resources at Risk. Proceedings of the Helsinki Conference, June 1994. IAHS Publication no. 222:491-497.

Bouwer, H. 1996. New Developments in Groundwater Recharge and Water Reuse. Julkaisussa: Kivimäki, A.-L. & Suokko, T. (toim.). Artificial Regharge of Groundwater. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland, June 3-5, 1996. Nordic Hydrological Programme. NHP Report No. 38:13-17.

Bouwer, H. 1998. Predicting infiltration and mounding, and managing problem soils. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 149-154.

Brander, G. 1934. Suomen geologinen yleiskartta. Lehti C 3 Kuopio. Maalajikartan selitys. Suomen geologinen toimikunta. 67 s.

Brandt, G. 1998. Arrenæs artificial recharge trial plant, Denmark - Hydrological and chemical aspects. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 217-222.

Britschgi, R. & Gustafsson, J. (toim.) 1996. Suomen luokitellut pohjavesialueet. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 55. 384 s. + liitteet.

Cook, M.C. & Moncaster, S. 1998. ASR feasibility testing of the semi-confined Cretaceous Chalk aquifer of South Essex, England. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 193-201.

Crites, R.W. 1986. Micropollutant removal in rapid infiltration. Julkaisussa: Asano, T. (toim.). Artificial recharge of groundwater. Butterworth Publishers. Boston.

Darcy, H. 1856. Les fontaines publiques de la ville de Dijon. V. Dalmont, Paris. 647 s.

Derome, J., Helmisaari, H.-S., Korpela, L., Lindroos, A.-J., Nieminen, T., Lumme, I., Nöjd, P., Paavolainen, L., Pesonen, E. & Smolander, A. 1998. Vuonteenharjun maaperä, puusto ja aluskasvillisuus. Tutkimuksen vuosiraportti 30.11.1998. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. 30 s.

Derome, J., Lindroos, A.-J., Derome, K. & Niska, K. 2000. Soil solution. Julkaisussa: Ukonmaanaho, L. & Raitio, H. (toim.). Forest Condition Monitoring in Finland. National Report 1999. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 782:70-74.

Derome, J., Lindroos, A.-J., Derome, K. & Niska, K. 2001. Soil solution - an indicator of nutrient availability, soil acidification, and soil-forming processes. Julkaisussa: Ukonmaanaho, L. & Raitio, H. (toim.). Forest Condition Monitoring in Finland. National Report 2000. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 824:89-100.

Derome, J., Lindroos, A.-J., Helmisaari, H.-S., Korpela, L., Nieminen, T. & Nöjd, P. 2002. Sadetusimeytyksen vaikutukset maaperän kemiallisiin ominaisuuksiin, aluskasvillisuuteen ja puustoon. Tutkimussopimuksen loppuraportti 17.1.2002. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. 44 s.

Dillon, P. & Pavelic, P. 1996. Guidelines on the Quality of Stormwater and Treated Wastewater for Injection into Aquifers for Storage and Reuse. Urban Water Research Association of Australia. Research Report No 109. 48 s. + liitteet.

Drewes, J.E. 1997. Behaviour of organic compounds using tertiary effluents for groundwater recharge. Ph.D -thesis Technical University of Berlin. VDI Fortschritt-Berichte, Series 15, No 174, Düsseldorf, VDI-Verlag.

Drewes, J.E. & Fox, P. 1998a. Behaviour and characterization of persistent organic compounds during soil-aquifer treatment. Julkaisussa: Bonomo, L. & Nurizzo, C. (toim.). Proceedings of the international Conference on Advanced Wastewater Treatment, Recycling and Reuse, AWT89, Milano, 14-16 September 1998, s. 583-590.

Drewes, J.E. & Fox, P. 1998b. Impact of drinking water sources and industrial discharges on refractory DOC in reuse systems. Proceedings of the WEFTEC´98, the 17th Annual Conference and Exposition of the Water Environment Federation, Orlando, 3-7 October 1998.

Drewes, J.E. & Jekel, M. 1996. Reuse of Advanced Treated Sewage Effluent for Groundwater Recharge. Julkaisussa: Kivimäki, A-L.& Suokko, T. (toim.). Artificial Regharge of Groundwater. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland, June 3–5, 1996. Nordic Hydrological Programme. NHP Report No. 38:161-167.

Driscoll, F.G 1989. Groundwater and Wells, Second edition. Johnson Division, St. Paul, Minnesota, USA. 1089 s.

Eastwood, J.C., Bienfait, C.M. & Pyne, R.D.G. 1998. Aquifer storage recovery - Wessex Water's experience using the chalk aquifer. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 275-280.

Fetter, C.W. 1994. Applied Hydrogeology, Third edition, Prentice Hall. 691 p.

Frycklund, C. 1995. Total organic carbon retention by filtersand in infiltration pond for artificial groundwater recharge. Aqua Fennica 25:5-14.

Frycklund, C. 1998. Long-term sustainability in artificial groundwater recharge. Teoksessa Peters, J.H. ym. (toim.). Artificial recharge of groundwater. Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater , TISAR '98, Amsterdam, 21-25 September 1998. Balkema, Rotterdam, s. 113-117.

Frycklund, C. 1999. Removal of organic matter in sand - Column experiments at Eskilstuna waterworks. Contribution for EU-project report "Artificial Recharge of Groundwater". 1 s.

Frycklund, C., Jacks G., Johansson, P-O. & Lekander, K. 1994. Konstgjord grundvattenbildning - Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration. VAV Rapport nr 1994-08, 55 s. + liite.

Frycklund, C. & Jacks, G. 1997. Iron and artificial recharge of groundwater. Boreal Environmental Research 2:171-181.

Fuhrman, J.A. & Azam, F. 1980. Bacterioplankton Secondary Production Estimates for Coastal Waters of British Columbia, Antarctica and California. Applied Environmental Microbiology 39:1085-1095.

Gerba, C.P. & Bitton, G. 1984. Microbial pollutants: their survival and transport pattern to groundwater. Julkaisussa: Bitton, G. & Gerba, C.P. (toim.). Groundwater Pollution Microbiology. John Wiley & Sons, New York, s. 66-88.

Gerlach, M. 1997. The importance of humic substances for drinking water production using bank filtration. Ph.D-thesis. Fachbereich Maschinenbau, Gerhard-Mercator-Universität-Gesamthochschule Duisburg.

Granberg, K.& Harjula, H. 1982. On the relation of chlorophyll-α to phytoplankton biomass in some Finnish freshwater lakes. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 16:63-75.

Gundersen P., Callesen, I. & de Vries, W. 1990. Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. Environ. Poll. 102:403-407.

Hanson, G. 2000. Konstgjord grundvattenbildning. 100-årig teknik inom svensk dricksvattenförsörjning. Stockholm, VAV AB. VA-FORSK rapport 2000-5. 204 s.

Hatva. T. 1975. Porvoon kaupungin Linnanmäen pohjavesialueella suoritetut pohja- ja tekopohja vesitutkimukset. Pohjaveden hyväksikäyttö ja suojelu. Helsinki. INSKO. 19 s.

Hatva, T. 1989. Iron and manganese in groundwater in Finland: Occurence in glacifluvial aquifers and removal by biofiltration. Publications of Water and Environment Research Institute 4. 99 s.

Heikkilä, M. 1999. Vesijohtoverkon nitrifioivat bakteerit, Suomen ympäristökeskus, s. 18-21.

Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 37:1-91.

Helmisaari, H.-S., Kitunen, V., Lindroos, A.-J., Lumme, I., Monni, S., Nöjd, P., Paavolainen, L., Pesonen, E., Salemaa, M., Smolander, A. & Derome, J. 1998. Sprinkling infiltration in Finland: Effects on forest soil, percolation water and vegetation. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 243-248.

Helmisaari, H.-S., Derome, J., Kitunen, V., Lindroos, A.-J., Lumme, I., Monni, S., Nöjd, P., Paavolainen, L., Pesonen, E., Salemaa, M. & Smolander, A. 1999. Veden imeytyksen vaikutukset metsämaahan ja kasvillisuuteen sekä vajo- ja pohjaveden laatuun. VIVA-tutkimushankkeen loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 721. 91 s.

Hijnen, W.A.M., Bunnik, J., Schippers, J.C., Straatman, R. & Folmer, H.C. 1998. Determining the clogging potential of water used for artificial recharge in deep sandy aquifers. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 437-445.

Hobbie, J.E., Daley, R.J. & Jasper, S. 1977. Use of Nucleopore Filters for Counting Bacteria by Fluorecence Microscopy. Applied Environmental Microbiology 33:1225-1228.

Hofmann, T. & Schöttler, U. 1998. Microparticle facilitated transport of contaminants during artificial groundwater recharge. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 205-210.

Huisman, L. & Olsthoorn, T.N. 1983. Artificial Groundwater Recharge. Pitman Advanced Publishing Program. Pitman Books Limited. London, England.

Jacks, G. 1999. Organic material retention at the Eskilstuna field site. Contribution for EU-project report "Artificial Recharge of Groundwater".

Jacks, G. 2001. Organic material retention at the Eskilstuna field site. European Commission Community Research. Artificial recharge of groundwater. EC project ENV4-CT95-0071. Energy, environment and sustainable development. Final report. Directorate General for Research. EUR 19400. European Commission, Luxembourg, s. 150-153.

Jacks, G. & Frycklund, C. 1995. Avskiljning av organiskt material vid grundvattenbildning. Vatten 51:66–69.

Jensen, K.H., Bitsch, K. and Bjerg, P.L. 1993. Large-scale dispersion experiments in a sandy aquifer in Denmark: Observed tracer movements and numerical analyses. Water Resources Research 29(3):673-696.

Jones, G.J., Bourne, D.G., Blakeley, R.L. & Doelle, H. 1994. Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin by aquatic bacteria. Nat. Toxins 2:228-235.

Jørgensen, C. 1999. Removal of algae toxins during artificial recharge - Column and batch studies. Contribution for EU-project report "Artificial Recharge of Groundwater". Report.

Jørgensen, C. 2001a. Removal of AOC and NVOC during artificial recharge - Investigations at the Arrenaes site. Final report of the EU project: Artificial recharge of groundwater. European Commission, Luxembourg, s. 153-155.

Jørgensen, C. 2001b. Removal of algae toxins during artificial recharge - column and batch studies. Final report of the EU project: Artificial recharge of groundwater. European Commission, Luxembourg, s. 133-137.

Järnefelt, H. 1956. Zur Limnologie einiger Gewässer Finnlands. - Ann. Zool. Soc. Vanamo 17(7): 1-201.

Kivimäki, A.-L. 1992. Tekopohjavesilaitokset Suomessa. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - A 198. 150 s.

Kivimäki, A.-L. & Suokko, T. (toim.) 1996. Artificial Recharge of Groundwater. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland, June 3-5, 1996. Nordic Hydrological Programme. NHP Report No. 38. 309 s.

Kivimäki, A.-L., Lahti, K., Hatva, T., Tuominen, S. & Miettinen, I.T. 1998. Removal of organic matter during bank filtration. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 107-112.

Kivimäki, A.-L. & Lahti, K. 1999. Removal of organic matter during bank filtration in Nokia and Kangasala field sites. Contribution for EU-project report "Artificial Recharge of Groundwater". 6 s.

Klinkow, N., Oleksy-Frenzel, J. & Jekel, M. 1998. Toxicity-directed fractionation of organic compounds in tannery wastewater with regard to their molecular weight and polarity. Wat. Res. 32(9):2583-2592.

Koskinen, S. 1976. Tekopohjavesi ja sen valmistamista haittaava suodatinaineksen tukkeutuminen. Tiedotus 116. Helsinki. Vesihallitus.

Kruseman, G.P. & De Ridder, N.A. 1983 Analysis and evaluation of pumping test data. International Institute for Land Reclamation and Improvement (ILRI), Wageningen, the Netherlands. 200 s.

KSu 1997. (Keski-Suomen ympäristökeskus). Laukaan pohjavesialueet. Kuntakansio. 7 s. + liitteet.

KSv 1982a. (Keski-Suomen vesipiirin vesitoimisto). Tärkeät pohjavesialueet, Laukaan kunta. Kuntakansio. 6 s. + liitteet.

KSv 1982b. (Keski-Suomen vesipiirin vesitoimisto). Vuonteen pohjavedenottopaikan tutkimus. Tutkimusraportti. 12 s. + liitteet.

KSvy 1994a. (Keski-Suomen vesi- ja ympäristöpiiri). Seismiset refraktioluotaukset Vuonteenharjulla. Aikamatkakuvaajat ja tulkinnat.

KSvy 1994b. (Keski-Suomen vesi- ja ympäristöpiiri). Maaperäkairaukset ja havaintoputkien asentaminen Vuonteenharjulla.

Kurkinen, I. & Tikkanen, J. 1971, 1978. Soravarojen arviointi TVL:n Keski-Suomen piirissä I-II. Geologinen tutkimuslaitos XII ja 213 s.

Kuusinen, K. 1993. Soranoton vaikutus pohjaveteen. Tutkimusraportti IV. Mikrobien kulkeutuminen maaperässä ja pohjavedessä. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 331. 73 s.

Kytövaara, A. 2000. Raakaveden esikäsittely ja tekopohjaveden muodostaminen; Harjavallan kokeet. Diplomityö, Oulun yliopisto, Teknillinen tiedekunta, Ympäristönsuojelutekniikka. 114 s. + liitteet.

Käss, W. 1992. Lehrbuch der Hydrogeologie. Band 9. Geohydrologische Markierungstechnik. Gebrüder Borntraeger, Berlin-Stuttgart, Deutschland. 519 s.

Lahti, K. 1991. Vesiepidemiat Suomessa vuosina 1980-1990. Vesitalous 5:30-32.

Lahti, K. 1997. Cyanobacterial hepatotoxins and drinking water supplies - Aspects of monitoring and potential health risks. Monographs of the Boreal Environment Research. Doctoral thesis, May 1997, University of Helsinki. 40 s.

Lahti, K., Kivimäki, A.-L., Niemelä, M. & Sivonen, K. 1998a. Sinilevien ja niiden tuottamien maksatoksiinien käyttäytyminen rantaimeytyksessä. Vesitalous 4:16-18.

Lahti, K., Vaitomaa, J., Kivimäki, A.-L. & Sivonen, K. 1998b. Fate of cyanobacterial hepatotoxins in artificial recharge of ground water and in bank filtration. Teoksessa: Peters J.H. ym. (toim.) Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater ,TISAR '98, Amsterdam, 21-25 September 1998. Balkema, Rotterdam, s. 211-216.

Laukaan kunta 1991. Maaperäkairaukset ja antoisuuspumppaus Vuonteenharjun Siilonkankaalla. Kairauspöytäkirjat.

Le Blanc, D.R., Garabedian, S.P., Hess, K.M., Gelhar, L.W., Quadri, R.D., Stollenwerk, K.G. and Wood, W. 1991. Large-scale natural gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod, Massachusetts: 1 Experimental Design and Observed Tracer Movement, Water Resources Research 27(6):895-910.

LeChevallier, M.W. & Norton, W.D. 1993. Treatment to address source water concerns: protozoa. Julkaisussa: Craun, G.F. (toim.). Safety of Water disinfection: balancing chemical & microbial risks. ILSI Press, Washington D.C.

Leenheer, J.A. 1981. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and waste waters. Environmental Science and Technology 15:578-587.

Leenheer, J.A. & Huffman, E.W.D.Jr. 1976. Classification of organic solutes in water by using macroreticular resins. Journal of Research of the U.S. Geological Survey 4:751-753.

Lehtola, M., Miettinen, I., Vartiainen, T. & Martikainen, P.J. 1999. A new sensitive bioassay for determination of microbially available phosphorus in water. Applied and Environmental Microbiology 65(5):2032-2034.

Lehtola, M.J., Miettinen, I.T., Vartiainen, T. & Martikainen, P.J. 2002. Changes in microbially available phosphorus, assimilable organic carbon and microbial growth potential during drinking water treatment processes. Water Research 36:3681-3690.

Leiviskä, I. 1951. Drei eiszeitliche Randmoränen. Fennia 74:1. 83 s.

Lindroos, A.-J., Derome, J. & Niska, K. 1995. The relationship between dissolved organic matter and percolation water chemistry in Northern Finland. Water, Air and Soil Pollution 79:191-200.

Lindroos, A-J., Derome, J., Paavolainen, L. & Helmisaari, H-S. 2001. The effect of lake-water infiltration on the acidity and base cation status of forest soil. Water, Air and Soil Pollution 13(1-4):153-167.

Lindroos, A.-J., Kitunen, V., Derome, J. & Helmisaari, H.-S. 2002. Changes in dissolved organic carbon during artificial recharge of groundwater in a forested esker in Southern Finland. Water Research 36:4951-4958.

Maa ja Vesi Oy. 1975. Rusutjärven tekopohjavesitutkimus, väliraportti. Työ nro F4340, 21.1.1975. Tutkimusraportti.

Maa ja Vesi Oy. 1993. Tekopohjavesitutkimus Jäniksenlinnassa. Tutkimusraportti. Työ b 4066, 30.10.1973. Turun Seudun Vesi Oy. 12 s. + 6 liit.

Miettinen, I., Martikainen, P.J. & Vartiainen, T.K. 1994. Humus transformation at the bank filtration water plant. Water Science and Technology 30(10):179-187.

Miettinen, I., Martikainen, P.J., Iivanainen, E. & Vartiainen, T.K. 1995. Mikrobien jälkikasvu, kloorisivutuotteet ja mutageenisuus erilaisissa suomalaisissa talousvesissä vuonna 1994. Kansanterveyslaitoksen julkaisuja B11/1995. Kuopio.

Miettinen, I., Martikainen, P.J. & Vartiainen, T.K. 1996. Contamination in drinking water. Nature 381:654-655.

Miettinen, I., Vartiainen, T. & Martikainen, P. 1997. Microbial growth and assimilable organic carbon in Finnish drinking waters. Water Science and Technology 35(11/12):301-306.

Miettinen, I.T., Martikainen, P.J. & Vartiainen, T.K. 1998a. Mutagenicity and chloroform formation during chlorination of bank filtrated humus-rich lake water. Science of Total Environment 215(1-2):9-17.

Miettinen, I.T., Kainulainen, T., Vartiainen, T.K., Tuhkanen, T. & Martikainen, P.J. 1998b. Microbial growth in drinking waters treated with ozone, ozone/hydrogen peroxide or chlorine. Ozone Science and Engineering 20(4):303-315.

Miettinen, I., Vartiainen, T.K., & Martikainen, P.J. 1999. Determination of assimilable organic carbon (AOC) in humus-rich waters. Water Research 33(10):2277-2282.

Miettinen, I., Zacheus, O., von Bonsdorff, C.H. & Vartiainen, T. 2001. Waterborne epidemics in Finland in 1998-99. Water Science and Technology 43(12):67-73.

Mivy 1995. (Mikkelin vesi- ja ympäristöpiiri). Mikkelin kaupungin pohjavesialueet. Kuntakansio.

Miv 1981. (Mikkelin vesipiirin vesitoimisto). Tärkeät pohjavesialueet, Mikkelin kaupunki. Kuntakansio.

MKR (Maaseudun Keskusrakennustoimisto) 1963. Pohjavesitutkimus Tuusulan Jäniksenlinnan alueella. Työ nro 3708 26.6.1963. Tutkimusraportti.

MKR (Maaseudun Keskusrakennustoimisto) 1964. Tuusulan kunnan Rusutjärven alueen pohjavesitutkimus. Työ nro 3947, 7.3.1964. Tutkimusraportti.

Mäkelä, J. & Reijonen, R. 1993. Muuratharjun tekopohjavesitutkimus, Suomen Pohjavesitekniikka ja Keski-Suomen ympäristökeskus. Muurame. 62 s.

Mäkelä, J. & Reijonen, R. 1995. Vuonteenharjun tekopohjavesitutkimus, Laukaa. Keski-Suomen ympäristökeskuksen julkaisu 4/1995, Jyväskylä. 36 s. + 90 liites.

Münster, U. 1985. Investigations about structure, distribution and dynamics of different organic substances in the DOM of Lake Plusssee. Archiv Hydrobiologie, Supplement 70: 429-480.

Mälkki, E. 1979. Ground-water flow velocity as an indicator of the permeability and internal structure of eskers. Vesihallitus.

Nieminen, T. Derome, J., Nieminen, T., Lindroos, A.-J. & Helmisaari, H.-S. 2002. Maaperän ja aluskasvillisuuden toipuminen sadetusimeytyksen aiheuttamista muutoksista. Tutkimussopimuksen väliraportti 15.12.2002. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, 18 s.

Nieminen, T., Nöjd, P., Korpela, L. & Helmisaari, H.-S. 2001. Vuonteenharjun puusto ja aluskasvillisuus. Tutkimussopimuksen loppuraportti 15.3.2001, 27 s.

Oy Väylä Ab 1962. Pohjavesitutkimus Pernasaaren koulukotia varten.

Oy Väylä Ab 1983. Pohjavesitutkimus MTTK:n tervetaimiasemaa ja Keski-Suomen koeasemaa varten.

Paavolainen, L., Smolander, A., Lindroos, A-J., Derome, J. & Helmisaari, H-S. 2000. Nitrogen transformations in forest soil subjected to sprinkling infiltration. Journal of Environmental Quality 29:1069-1074.

Pavelic, P. & Dillon, P.J. 1997. Review of international experience in injecting natural and reclaimed waters into aquifers for storage and reuse. Centre for Groundwater Studies Report No. 74.

Pavelic, O., Dillon, P., Ragusa, S. & Toze, S. 1996. The fate and transport of microorganisms introduced to groundwater through wastewater reclamation. Centre for Groundwater Studies Report 69:21.

Pavelic, P., Dillon, P.J., Barry, K.E., Herczeg, A.L., Rattray, K.J., Hekmeijer, P. & Gerges, N.Z. 1998. Well clogging effects determined from mass balances and hydraulic response at a stromwater ASR site. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 61-66.

Peltokangas, J. & Mäkelä, J. 1990. Pohjavesiesiintymän hydraulisten ominaisuuksien määrittämisestä pohjavesiselvitysten yhteydessä. Vesitalous 2: 20-24.

Penttinen, S. 1993. Vuonteen tekopohjavesitutkimus. Geofysikaaliset tutkimukset kesällä 1993. Tutkimusraportti. 8 s. + liitekansiot.

Pérez-Paricio, A. & Carrera, J. 1998a. A conceptual and numerical model to characterize clogging. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 55-60.

Pérez-Paricio, A. & Carrera, J. 1998b. Operational guidelines regarding clogging. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 441-445.

Peters ym. (toim.) 1998. Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998. Balkema, Rotterdam. 474 s.

Peters, J.H., van Baar, M.J.C., Nobel, P.J., Vogelaar, A.J., Schijven, J.F., Hoogenboezem, W., Bergsma, J. & Stakelbeek, A. 1998. Fate of pathogens and consequences for the design of artificial recharge systems. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.) Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 141-146.

Peuravuori, J. & Pihlaja, K. 1999. Structural characterization of humic substances. Julkaisussa: Keskitalo, J. & Eloranta, P. (toim.) Limnology of Humic Waters. Leiden, The Netherlands, Backhuys Publishers, s. 22-34.

Preuß, G. 1996. Succession of microbial communities during bank filtration and artificial groundwater recharge. Julkaisussa: Kivimäki, A.-L. & Suokko, T. (toim.) Artificial Recharge of Groundwater. Proceedings of an International Symposium. Helsinki, Finland, June 3-5, 1996. Nordic Hydrological Programme. NHP Report No. 38:13-17.

Rapala, J., Lahti, K., Sivonen, K. & Niemelä, S.I. 1994. Biodegradability and adsorption on lake sediments of cyanobacterial hepatotoxins and anatoxin-A. Lett. Appl. Microbiol. 19:423-428.

Qualls, R.G. & Haines, B.L. 1991. Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem. Soil Sci. Soc. Am. J. 55:1112-1123.

Reasoner, D.J. & Geldreich, E.E. 1985. A New Medium for the Enumeration and Subculture of Bacteria from Potable Water. Applied and Environmental Microbiology 49:1-7.

Reijonen, R. 1997. Tekopohjavesitutkimus osana tekopohjavedenottamon suunnittelua. Kunnalliselämä 7/1997.

Reijonen, R. 2001 Pohjaveden virtausnopeuden ja -suunnan mittaus. Tekniikka ja Kunta 6/2001.

Ristola, P. 1965. Tekopohjavesi. Rakennustekniikka 9: 579-581.

Roberts, P.V., Reinhard, M. & Valocchi, A.J. 1982. Movement of organic contaminants in groundwater: implications for water supply. Journal of American Water Works Association 74(8):408-413.

Ronkainen, R. & Kallio, H. 1981. Yksipistemenetelmä pohjaveden virtauksen tutkimisessa. Vesitalous 3:18-23.

Rook, J.J. 1974. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. Water Treatment Exam 23:234-243.

Ruotsalainen, A. & Lehtimäki, J. 1993. Vuonteen tekopohjavesitutkimus, seisminen refraktioluotaus, 24.11.1993. Geologinen tutkimuskeskus, Etelä-Suomen Aluetoimisto, Espoo ja Väli-Suomen Aluetoimisto, Kuopio. 4 s. + liitteet.

Saari, V. 1967. Tekopohjavesilaitos. Vesitalous 3:26-29.

Sara, S. 2001. Vedenottamoiden vedenlaatu Keski-Suomen glasifluviaalisissa muodostumissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 224. Keski-Suomen ympäristökeskus, Jyväskylä.

Schmidt, K. 1996. Water quality aspects of artificial groundwater recharge -general overview as a keynote. Julkaisussa: Kivimäki A.-L. & Suokko, T. (toim.) Artificial Recharge of Groundwater. Proceedings of an International Symposium. Helsinki, Finland, June 3–5, 1996. Nordic Hydrological Programme. NHP Report No. 38:145-154.

Schwarzenbach, R.P., Wiger, E., Hoehn, E & Schneider, J.K. 1983. Behaviour of Organic Compounds during Infiltration of River Water to Groundwater. Field Studies. Environmental Science and Technology 17(8): 472-479.

Sosiaali- ja terveysministeriö 1994. Päätös nro 74. 20.1.1994.

Sosiaali- ja terveysministeriö 2000. Asetus 461/2000 talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista.

Stakelbeek, A., Roosma, E. & Holzhaus, P.M. 1996. Deep well infiltration in the North-Holland Dune Area. Julkaisussa: Kivimäki, A.-L., Suokko, T. (toim.), 1996. Artificial Recharge of Groundwater. Proceedings of an International Symposium. Helsinki, Finland, June 3-5, 1996. Nordic Hydrological Programme. NHP Report No. 38:111-126.

Stuyfzand, P. 1998. Fate of pollutants during artificial recharge and bank filtration in the Netherlands. Teoksessa: Peters, J.H. ym. (toim.). Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 119-125.

Sundlöf, B. & Kronqvist, L. 1992. Konstgjord grundvattenbildning - Nulägesbeskrivning av tjugo svenska anläggningar. VA-Forsk Rapport nr 1992-13. Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV.

Suomen Pohjavesitekniikka Oy. 1993. Tekopohjavesitutkimukset 1992 ja pohjavesimalli. Mikkelin kaupunki, Pursialan tekopohjavesilaitos. 25 + 26 s.

Suomen Pohjavesitekniikka Oy. 1997. Ahveniston tekopohjavesialueen mallintaminen ja tekopohjaveden laadun parantaminen. 21 + 27 s.

Suunnittelukeskus Oy ja Suomen Pohjavesitekniikka Oy. 1991. Tekopohjavesitutkimukset 29.5.1991. Tuusulan Seudun Vesilaitos Kuntayhtymä, Jäniksenlinnan tekopohjavesilaitos. 12 + 64 s.

Suunnittelukeskus Oy ja Suomen Pohjavesitekniikka Oy. 1995. Tutkimus Rusutjärven pohjavedenottamon laajentamisesta tekopohjavesilaitokseksi. 26 s. + liitteet.

Suunnittelukeskus Oy. 1994. Maaputkikairaukset ja havaintoputkien asentaminen Vuonteenharjulla. Kairauspöytäkirjat.

Suunnittelukeskus Oy - MKR 1975. 9. Pohjaveden laatututkimus, Veden laatumittaukset. Työ nro 8406, 30.5.1975.

Suunnittelukeskus Oy ja Suomen Pohjavesitekniikka Oy. 1991. Jäniksenlinnan tekopohjavesilaitos, Tekopohjavesitutkimukset 29.5.1991. Tutkimusraportti. 12 s. + 62 liites.

Suunnittelukeskus Oy ja Suomen Pohjavesitekniikka Oy. 1995. Tutkimus Rusutjärven pohjavedenottamon laajentamisesta tekopohjavesilaitokseksi. Tutkimusraportti. 26 s. + 38 liites.

Suunnittelukeskus Oy. 1978. Pohjaveden käsittely ja tekopohjaveden muodostaminen maaperää hyväksikäyttäen. YVY- julkaisu 34b, s. 4.

Suunnittelukeskus Oy, Rauman Vesi/Turun Seudun Vesi Oy. 2002. Raakaveden esikäsittelykokeiden yhteenvetoraportti v. 2000 - 2001 kokeista Kokemäenjoen vedellä Harjavallassa.

Tamminen, P. 1998. Maaperätekijät. Teoksessa: Mälkönen, E. (toim.). Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691:64-75.

Thurman, E.M. 1985. Organic geochemistry of natural waters. Martinus Nijhoff/Dr. Junk Publishers. Dordrecht. The Netherlands.

Tilly, L., Maxe, L. and Johansson, P.-O. 1998. Spårämnesförsök som undersökningsmetodik vid konsgjord grundvattenbildning. VA-Forsk Rapport. Moniste.

Todd, D. K, 1980. Groundwater Hydrology, Second edition, John Wiley & Sons. 535 s.

Tranvik, L. J. 1998. Degradation of Dissolved Organic Matter in Humic Waters by Bacteria. Teoksessa: Hessen, D. O. & Tranvik, L. J. (toim.) Aquatic Humic Substances. Ecology and Biogeochemistry. Ecological Studies 133. Germany, Berlin: Springer-Verlag.

van der Kooij, D., Hijnen, W.A.M. & Visser, A. 1982. Determining the Concentration of Easily Assimilable Organic Carbon in Drinking Water. Journal of American Water Works Association 74:540-545.

Van Duijvenbode, S.W. & Olsthoorn, T.N. 1998. Effects of natural channel bede filtration prior to deep well injection. Teoksessa: Peters, J. H. ym. (toim.) Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR'98, Amsterdam, 21-25 September 1998, Balkema, Rotterdam, s. 67-71.

Vartiainen, T., Liimatainen, A. & Kauranen, P. 1987 .The Use of Size Exclusion Columns in Determination of the Quality and Quantity of Humus in Raw Waters and Drinking Waters. The Science of the Total Environment 62:75-84.

Veijanen, A. 1997. Syanobakteerien tuottamien hajuyhdisteiden poistuminen. Tekopohjavesi- ja rantaimeytystutkimus: Haju ja makuhaitta-aineiden tutkimusraportti. 4 s + liitteet. Julkaisematon.

Wetzel, R.G. 1983. Limnology. 2nd ed. Saunders Collage, Philadelphia.

WHO 1998. Guidelines for Drinking-water Quality. 2nd edition. Addendum to Volume 2, Health Criteria and Other Supporting Information. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

Viro, P.J. 1969. Prescribed burning in forestry. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae, 67.7:1-49.

Volk, C., LeChevallier, M. & Welch, N. 1996. Limiting coliform regrowth through control of nutrient. Julkaisussa: Proceedings of IWSA Natural organic matter workshop 18.-19.9.1996. Poitiers, France.

Vuorio, J. 2001. Kokemäenjoesta tekopohjavettä; esikäsittelyn tarve tulva-aikana. Opinnäytetyö, Satakunnan ammattikorkeakoulu.

SANASTO

A - Ha

adsorptio (*adsorption*), atomien, molekyylien, hiukkasten tms. kiinnittyminen aineen pintaan, kuten kiinnittyminen sähköisesti varautuneisiin kohtiin maahiukkasten pinnoilla

aerobinen (*aerobic*), happea tarvitseva, hapekas

akviferi (*aquifier*), pohjavettä hyvin johtava tai varastoiva maaperäkerrostuma

alkaliniteetti (*alkalinity*), veteen liuenneiden bikarbonaatti-, karbonaatti- ja hydroksidi-ionien happoja neutraloivan vaikutuksen mittaluku

alkaloiva mineraali (*alkalizing mineral*), emäksisyyttä ympäristössään aiheuttava mineraali, esimerkiksi kalsiitti tai dolomiitti

alkeistumalliset mikrobit, prokaryootit (*procaryotes*), soluttomia (virukset) tai yksisoluisia eliöitä (bakteerit ja sinilevät), jotka muodostavat alkeiseliökunnan. Niillä ei ole varsinaista tumaa, vaan geneettinen materiaali on paljaana soluliman keskellä

allasimeytys (*basin infiltration*), tekopohjaveden valmistamisessa käytetty menetelmä, jossa imeytettävä vesi johdetaan maaperään kaivettuun altaaseen

alusvesi (*hypolimnion*), järvissä esiintyvä lämpöharppauskerroksen alapuolinen kerros, joka esiintyy aikana, jolloin lämpökerrostuneisuus estää päällysveden ja alusveden sekoittumisen

anaerobinen (*anaerobic*), kuvaa eliötä, elinympäristöä tai kemiallista reaktiota, josta happi puuttuu, hapeton

anaerobinen hajoaminen, (*anaerobic degradation, anaerobic decomposition*), hapettomissa oloissa tapahtuva fysikaalinen, kemiallinen tai biologinen prosessi, jossa orgaaninen aines pilkkoutuu yksinkertaisemmiksi molekyyleiksi tai ioneiksi

anioni (*anion*), negatiivisesti varautunut ioni

antikliini (*anticline*), pohjavettä ympäristöönsä purkava maaperämuodostuma, käytetään yleensä kuvailtaessa harjuja

AOC, ks. orgaaninen hiili

assimilaatio (*assimilation*), ravinteiden sitoutuminen orgaanisiksi molekyyleiksi eliössä

bakteriofagit (*bacteriophages*), bakteereissa loisivat virukset

BDOC, ks. orgaaninen hiili

biofilmi (*biofilm*), bakteereja, alkueläimiä ja sieniä sisältävä limainen kerros, jollainen muodostuu esimerkiksi biosuodattimeen tai jätevesiputken sisäpintaan

biohajoava (*biodegradable*), mikrobitoiminnan vaikutuksesta hajoava

biokemiallinen hapentarve, BHT (*biochemical oxygen demand, BOD*), hapen kokonaismäärä, joka tarvitaan tietyissä oloissa hapettamaan näytteen orgaaninen ja epäorgaaninen aine

biomassa (*biomass*), jonkin alueen elävän aineksen kokonaismäärä; ilmaistaan joko tuore- tai kuivapainona

Darcyn laki (*Darcy's law*), käytetään pohjaveden virtausnopeuden, vedenjohtavuuden ja virtaushäviön kuvaamiseen

denitrifikaatio (*denitrification*), nitraatin pilkkoutuminen hapettomissa olosuhteissa tiettyjen bakteerien vaikutuksesta typpikaasuksi

diffuusio (*diffusion*), atomien ja molekyylien lämpöliikkeestä johtuva aineiden passiivinen sekoittuminen nesteessä, kaasussa tai jossakin muussa väliaineessa

dispersio (*dispersion*), hajaantuminen, leviäminen, hiukkasten tasainen sekoittuminen toiseen aineeseen. Mekaanisella dispersiolla tarkoitetaan pohjaveden virtauksessa tapahtuvaa vesimolekyylien maarakeita kiertävää liikettä.

dissosiaatio (*dissociation*), aineen hajoaminen ioneiksi, molekyyleiksi tai radikaaleiksi liuotuksen, lämpöenergian ym. avulla

DOC, ks. orgaaninen hiili

eluentti (*eluent*), ajoliuos. Käytetään apuna johdettaessa analysoitavaa ainetta analyysin suorittavaan laitteeseen.

emäs (*base*), aine, joka vesiliuoksessa vastaanottaa vetyioneja eli protoneja ja aiheuttaa siten pH:n kohoamisen

emäskyllästysaste, EK (*base saturation*), ns. emäksisten kationien (Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}) suhteellinen osuus kationinvaihtokapasiteetista, kuvaa maaperän vaihtuvien kationien, muiden kuin vetyionien tai alumiinin ja raudan määrää

emäsravinne, emäskationi (*base cation*), emäsravinteita ovat kalsium, kalium, magnesium ja natrium

glasifluviaalinen (*glaciofluvial*), jäätiköiltä virtaavaan veteen tai näiden aiheuttamiin muodostumiin liittyvä

hapettuminen (*oxidation*), reaktio, jossa atomista, molekyylistä tai ionista poistuu elektroni tai elektroneja tai jossa happi yhtyy kovalenttisesti näihin; esimerkki tästä on palaminen

SANASTO
Ha - Ka

hapetusaste (*oxidation state*), alkuaineen varausosuus sen muodostamissa yhdisteissä.

happo (*acid*), yhdiste, joka vesiliuoksessa luovuttaa vetyioneja

harppauskerros (*thermocline, halocline*), kerrosteisen veden vesimassojen välinen vaihettumisvyöhyke; esim. vyöhyke, jossa veden lämpötila pinnasta pohjaan mentäessä alenee nopeasti (lämpötilan harppauskerros eli termokliini) tai suolapitoisuus vastaavasti lisääntyy (suolapitoisuuden harppauskerros eli halokliini)

havaintoputki (*observation well/pipe*), maaperään sijoitettava putki, josta mitataan pohjaveden pinnan korkeutta tai veden laatua

hehkutushäviö (*loss of weight on ignition, volatile solids*), alkuperäisen ja laboratoriossa 550 °C lämpötilassa hehkutettaessa jäljelle jäävän kiintoainemäärän erotus

heterotrofinen eliö (*heterotrophic organism*), toisenvarainen eliö eli toisista eliöistä energiansa saava eliö.

hienorakeinen (*fine textured*), kivennäismaa, jossa hienoainespitoisuus (< 0,06 mm) on yli 50 %

hulevesi (*storm runoff water, rain water in sewer*), sateesta ja lumen sulamisesta peräisin oleva valumavesi taajama-alueella

humus (*humus*), maaperän pintaosan tummanruskea kerros, joka on muodostunut pääasiassa kuolleista ja osittain hajonneista kasvinosista sekä kuolleista ja osittain hajonneista muista eliöistä

humusaineet, humusyhdisteet (*humic substances, humic compounds*), maaperässä tai sedimenteissä eliöiden hajotessa syntyviä orgaanisia aineita, jotka pintavesissä suurina pitoisuuksina värjäävät veden kellanruskeaksi.

huokoisuus (*porosity*), huokoisen aineen, esimerkiksi maaperän, huokostilavuuden suhde kokonaistilavuuteen.

huokosvesi (*interstitial water, void water, pore water*), maa- ja kallioperän huokosissa oleva vesi.

hydraulinen (*hydraulic*), nesteen ominaisuuksiin, tasapainotiloihin ja virtauksiin liittyvä

hydrofiilinen (*hydrophilic*), vesihakuinen, vettä suosiva

hydrofobinen (*hydrophobic*), vesipakoinen, vettä karttava

imeytysvesi (*infiltration water*), tekopohjaveden muodostuksessa käytetty, maaperään imeytettävä pintavesi.

imeytysvirtaama, (*infiltration discharge*), tekopohjaveden imeytysalueelle imeytettävän veden määrä tiettyä aikayksikköä kohden

inkubaatio (*incubation*), haudottaminen, muhitus tietyssä lämpötilassa ja kosteudessa

ioni (*ion*), sähköisesti varautunut atomi tai atomiryhmä, jonka elektronikehältä puuttuu elektroni tai elektroneja tai niitä on ylimäärin

ioninvaihto (*ion exchange*), prosessi, jossa liuoksessa olevat ionit vaihdetaan toiseen ionilaatuun, ks. kationinvaihto

isotooppi (*isotope*), kemiallisen alkuaineen atomipainoon ja neutronilukuun perustuva muunnelma. Saman alkuaineen eri isotoopeilla on sama määrä protoneja, mutta eri määrä neutroneja.

jätevesi (*waste water*), käytöstä poistettu likaantunut vesi

kaivoimeytys (*well recharge*), injection well, tekopohjaveden muodostamisessa käytetty menetelmä, jossa vesi imeytetään pohjavesivyöhykkeen maaperään ulotettujen kaivojen avulla.

kalibrointi (*calibration*), asteikon, mittarin, virtausmallinnuksen ym. tarkistus yhtäpitäväksi systeemistä mitattavan suureen kanssa

kaliumpermanganaattiluku tai -kulutus (*permanganate consumption*), kaliumpermanganaatti-ionin konsentraation pieneneminen vesinäytteessä, kun sitä on lisätty näytteen sisältämän orgaanisen ja epäorgaanisen aineen hapettamiseksi

kalliokynnys (*bedrock water divide*), maanpinnan alapuolinen kallioperän kohouma, joka pohjavesialueella voi toimia vedenjakajana ja estää ja suunnata pohjaveden virtausta

karkearakeinen (*coarse textured*), kivennäismaa, jossa karkean aineksen (> 0,06 mm) pitoisuus on yli 50 %

karsinogeeni (*carcinogen*), syöpää aiheuttava fysikaalinen tai kemiallinen tekijä

kationi (*cation*), positiivisesti varautunut ioni

kationinvaihto (*cation exchange*), maaperässä maahiukkaset pidättävät negatiivisten varausten avulla kationeja maaliuoksesta ja luovuttavat niitä takaisin maaliuokseen, esim. yhden Ca^{2+}-ionin vaihtamiseen tarvitaan kaksi H^+-ionia

SANASTO
Ka - Mo

kationinvaihtokapasiteetti, KVK (*cation exhange capacity, CEC*), maahiukkasiin sitoutuvien vaihtuvien kationien kokonaismäärä, joka johtuu maahiukkasten negatiivisesta varauksesta

keinoharju (*artificial esker*), keinotekoisesti kasattu harjun pienoismalli

kemiallinen hapentarve, COD (*chemical oxygen demand, COD*), veteen liuenneen tai sekoittuneen orgaanisen aineksen kemialliseen hapettamiseen tarvittavan hapen määrä

koliformiset bakteerit (*coliform bacteria*), ryhmä ruoansulatuselimistössä eläviä bakteereja, joiden runsas esiintyminen vedessä on osoitus veden saastumisesta

kolloidi (*colloid*), liuos, jossa liuenneena aineena on suuria molekyylejä tai pienempien muodostamia molekyyliryhmiä

kolorimetri (*colorimeter*), laite värillisen liuoksen väkevyyden määrittämiseksi vertaamalla värin syvyyttä vakioliuokseen

kompleksoituminen, kompleksinmuodostus (*complexation*), aine, joka on muodostunut yhdestä tai useammasta anionista tai neutraalista molekyylistä, jotka ovat sitoutuneet metalliatomiin tai ioniin

korroosio (*corrosion*), sähkökemiallinen tai mikrobiologinen syöpyminen

kova vesi (*hard water*), runsaasti liuenneita kalsium- ja magnesiumsuoloja sisältävä vesi

kromatogrammi (*chromatogram*), analysaattorin tuottama kaavio, jossa analysoidun aineen sisältämät eri komponentit esitetään "piikkien" pinta-aloina

kuoriminen (*skimming*), tukkeutumien poistamiseen käytetty menetelmä allasimeytyksessä, jossa suodatinhiekkakerroksesta kuoritaan osa pois

kyntäminen (*ploughing*), tukkeutumien poistamiseen käytetty menetelmä allasimeytyksessä, jossa suodatinhiekkakerroksen pintakerros käännetään ylösalaisin

lauhdevesi (*condensation water*), energiavoimalaitoksessa tai teollisuuslaitoksessa prosessin jäähdyttämiseen käytettävä vesi

lysimetri (*lysimeter*), laite, jolla kerätään näytteitä maa- ja vajovedestä

maannos (*soil profile*), fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten tekijöiden vaikutuksesta muuttunut luonnontilaisen maan pintakerros

maaperän vedenjohtavuus, (*soil hydraulic conductivity*), suure, jolla kuvataan maalajin ominaisuutta johtaa vettä

maaprofiili (*soil profile*), maaperän vertikaalinen kerrostuneisuus

maavesi (*soil water*), maanpinnan ja pohjavedenpinnan välisissä vyöhykkeissä osittain sitoutuneena ja osittain vapaana oleva vesi

mansetti, käytetään pohjaveden havaintoputken siiviläosan sulkemiseen otettaessa vesinäytteitä

merkkiaine (*tracer*), virtausten jäljittämiseksi, virtaaman mittaamiseksi tms. pinta- tai pohjaveteen pieninä pitoisuuksina päästettävä aine. Esimerkiksi väriaine, suola tai radioaktiivinen aine.

mesotrofinen (*mesotrophic*), kuvaa elinympäristöä, joka ravinteisuudeltaan sijoittuu rehevän ja karun väliin, tai jossa orgaanista ainesta syntyy ja hajoaa kohtalaisesti

metabolia (*metabolism*), aineenvaihdunta. Eliön elintoimintojen ylläpitämiseksi tapahtuva jatkuva orgaanisten aineiden hajoaminen ja uusien rakentuminen.

mikrobeille käyttökelpoinen fosfori, MAP (*microbially available phosphorus*), vesinäytteen sisältämä epäorgaaninen ja orgaaninen fosfori, jonka testimikrobi kykenee hyödyntämään solujensa muodostamiseen ja aineenvaihduntansa ylläpitämiseen

mikrobi, mikro-organismi (*microbe, microorganism*), yhteisnimi pieneliöille, joita ovat bakteerit, alkueläimet sekä monet sienet. Toisinaan myös virukset luetaan mikrobeihin, vaikka ne eivät ole elollisia samassa mielessä kuin edellä mainitut.

mikrosiivilä (*microstrainer, microsieve*), vedenpuhdistuksessa käytetty hienojakoinen siivilä, joka yleensä tehdään ruostumattomasta teräslangasta

mineralisaatio (*mineralisation*), ravinteiden vapautuminen hajoavasta orgaanisesta aineesta

molekulaarinen (*molecular*), molekyylimuodossa oleva aine

molekyylikoko (*molecular size*), vrt. molekyylipaino

SANASTO
Mu - Re

molekyylipaino (*molecular weight*), suhteellinen moolimassa eli molekyylikaavan osoittamien atomien atomipainojen summa

mutageeninen (*mutagenic*), mikä hyvänsä fysikaalinen tai kemiallinen tekijä, joka lisää mutaatioiden määrää spontaania taustatasoa suuremmaksi

neutralointi (*neutralization*), liuoksen pH-arvon säätely happoa tai emästä lisäämällä siten, että se päätyy lähelle arvoa 7

nitrifikaatio (*nitrification*), nitrifikaatiobakteerien aiheuttama ammoniumin hapettuminen nitriitiksi ja nitraatiksi

NOM, ks. orgaaninen hiili

NPOC, ks. orgaaninen hiili

oikovirtaus (*piston flow*), ideaalin virtauksen tyyppi, jossa ei esiinny diffuusiota tai dispersiota

oligotrofinen (*oligotrophic*), niukkaravinteinen tai karu elinympäristö, tai jossa orgaanista ainesta syntyy ja hajoaa vähän

ookysta (*oocyst*), itiöeläinten tsygootin ympärille muodostuva suojaava kotelo eli lepomuoto

orgaaninen (*organic*), eloperäinen

orgaaninen hiili (*organic carbon*), eliöissä esiintyvä tai niistä peräisin oleva hiili

- -assimiloituva orgaaninen hiili, AOC (*assimilable organic carbon*)
- -biologisesti hajotettavissa oleva orgaaninen hiili, BDOC (*biodegradable organic carbon*), luonnonvesiin liuennut orgaaninen hiili, jonka mikro-organismit voivat hajottaa
- -haihtumaton orgaaninen hiili, NPOC (*non-purgeable organic carbon*)
- -hiukkasmainen orgaaninen hiili, POC (*particulate organic carbon*)
- -liukoinen orgaaninen hiili, DOC (*dissolved organic carbon*)
- -luonnontilainen orgaaninen aine, NOM (*natural organic matter*)
- -orgaanisen hiilen kokonaismäärä, TOC (*total organic carbon*), veteen liuenneen tai suspendoituneen orgaanisen aineksen sisältämän hiilen määrä

orgaaninen kerros (*organic layer*), humuskerros, joka sisältää orgaanista ainesta yli 20 prosenttia

PAH-yhdisteet (*polycyclic aromatic hydrocarbons*), polysykliset aromaattiset hiilivedyt. Useiden PAH-yhdisteiden on todettu aiheuttavan syöpää

patogeeninen (*pathogenic*), tauteja aiheuttava

pelkistyminen (*reduction*), kemiallinen tapahtuma, jossa yhdisteestä poistuu happea tai yhdiste ottaa vastaan elektroneja

pH-arvo (*pH value*), vetyionipitoisuuden negatiivinen logaritmi, joka ilmaisee happamuutta, pH = -log(H^+), lius on neutraali, kun sen pH-arvo on 7

pinta-alavirtaama (*hydraulic load*), imeytetyn pintaveden määrä pinta-alayksikköä kohti, yksikkönä on $m^3/m^2/vrk$

POC, ks. orgaaninen hiili

podsoli (*podzol*), pohjoiselle havumetsävyöhykkeelle ominainen maannostyyppi, jolle on ominaista hitaasti hajoava, eliöstön jätteistä syntynyt maanpinnassa oleva humuskerros ja muutenkin hyvin selvä kerroksisuus

predaatio (*predation*), saalistus

puskurikapasiteetti (*buffering capacity*), liuoksen kyky vastaanottaa happo- tai emäslisäyksiä sen ominaisuuksien olennaisesti muuttumatta

päällysvesi (*epilimnion*), järvissä ja merissä esiintyvä vesikerros, joka esiintyy aikana, jolloin lämpökerrostuneisuus estää päällysveden ja alusveden sekoittumisen. Sijaitsee harppauskerroksen ja alusveden yläpuolella.

raakavesi (*raw water, untreated water*), käsittelemätön tai uuteen käsittelyvaiheeseen saapuva pintavesi (järvi- tai jokivesi)

raekoko (*grain size*), maaperän rakeiden läpimitta, jonka mukaan maalajit luokitellaan

rantaimeytys (*enchanced / induced / streambed / bank infiltration*), tekopohjaveden muodostamisessa käytetty imeyttämismenetelmä, jossa vesistön vesi virtaa vesistön pohjan kautta vettäjohtavassa kerroksessa rannalla olevaan kaivoon tai muuhun vedenkokoamisjärjestelmään

rautapodsoli (*iron podzol*), podsolin alatyyppi, jonka B-kerrokseen on saostunut pääasiassa rautayhdisteitä

rehevöityminen (*eutrophication*), runsaista ravinteista johtuva biomassan kasvu vesissä

ruhjevyöhyke (*fracture zone*), kallioperän siirrosrakenne, jota myöten tapahtuu kalliovesien virtaus

sadetusimeytys (*sprinkling infiltration*), tekopohjaveden imeyttämisessä käytetty menetelmä, jossa imeytettävä vesi suihkutetaan putkien avulla suoraan maaperään, yleensä metsämaahan

sameus (*turbidity*), ilman tai veden läpinäkyvyyden heikentyminen, joka johtuu valon kulkuun vaikuttavien hiukkasten runsaudesta

saostuminen (*precipitation*), aineen muuttuminen liukoisesta tai kolloidisesta tilasta sakaksi. Syynä voi olla esimerkiksi liuoksen happamuuden muutos.

sedimentaatioallas (*sedimentation pool*), allas, jossa vedessä olevat kiinteät hiukkaset laskeutuvat painovoiman vaikutuksesta altaan pohjaan

septumi (*septum*), kaasutiivis tulppa

sentrifugointi (*centrifugation*), seoksen ainesosien erottelu sentrifugilla

sinilevät (*blue-green algae*), Cyanobacteria, yksisoluisia eliöitä, jotka tunnetaan muun muassa ns. leväkukinnan aiheuttajina. Eräät lajit tuottavat myrkyllisiä aineita.

steriili (*sterile*), esineestä, josta mikro-organismit on tuhottu tai muulla tavoin tehty vaarattomaksi

suodatin (*filter*), laite tai rakenne, jolla poistetaan vedestä tai muusta nesteestä kiinteää tai kolloidista ainesta, jota ei voida poistaa laskeuttamalla

suodatinkerros (*filter layer*), erilaisista maalajeista rakennettu kerros, jonka tehtävänä on suodattaa hienoaineksia tai epäpuhtauksia vedestä

suojaimeytys (*protective infiltration*), tehdään suolaisen tai saastuneen veden leviämisen ehkäisemiseksi

suppa (*kettle hole*), jääkauden aikoihin hiekkapohjaiseen maaston jään sulaessa syntynyt kuoppa

supressori (*suppressor*), johtokyvyn mittauksessa käytettävä ajoliuoksesta aiheutuvaa johtokykyä (tausta) alentava laite, puolijohtava ioninvaihdin

suspensio (*suspension*), neste, johon on sekoittunut liukenemattomia kiinteän aineen hiukkasia

sähkönjohtavuus (*electrical conductivity*), sähkövastuksen mitta, joka määräytyy liuoksen ioniväkevyyden eli kationien ja anionien pitoisuuksien mukaan

takaisinpumppaus (*back-pumping*), tukkeutuneiden imeytyskaivojen puhdistaminen niistä vettä pumppaamalla.

tislattu vesi (*distilled water*), vesi, joka on puhdistettu höyrystämällä ja jälleen tiivistämällä

titraus (*titration*), liuoksessa olevan ainemäärän tai liuoksen väkevyyden määritys mitta-analyysillä

TOC, ks. orgaaninen hiili

tukkeutuminen (*clogging*), vedenjohtavuuden väheneminen epäorgaanisten tai orgaanisten ainekasautumien ym. vaikutuksesta

täyskierto (*turnover, overturn*), veden vertikaalinen eli pystysuuntainen kierto järvissä syksyisin ja keväisin, jolloin lämpökerrostuneisuutta ei ole

ultrapuhdas vesi (*ultrapure water*), laboratorioissa käytettyä vettä, jonka puhdistuksessa on kiinnitetty huomiota kolloidisiin epäpuhtauksiin, orgaanisiin ja epäorgaanisiin aineisiin sekä mikrobiologiseen puhtauteen

uuttaminen (*extraction*), aineseoksen liukoisten osien erottaminen liuotteen avulla liukenemattomista aineosista

vakuumi (*vacuum*), tyhjiö

vaihtohappamuus (*exchange acidity*), maahiukkasiin adsorpoituneiden vaihtuvien vetyionien määrä

vajovesi (*percolation water, drainage water*), kyllästymättömässä vyöhykkeessä painovoiman vaikutuksesta liikkuva vesi

varastokerroin, S (*storage coefficient*), prosenttiluku, joka kuvaa maaperän kykyä varastoida pohjavettä

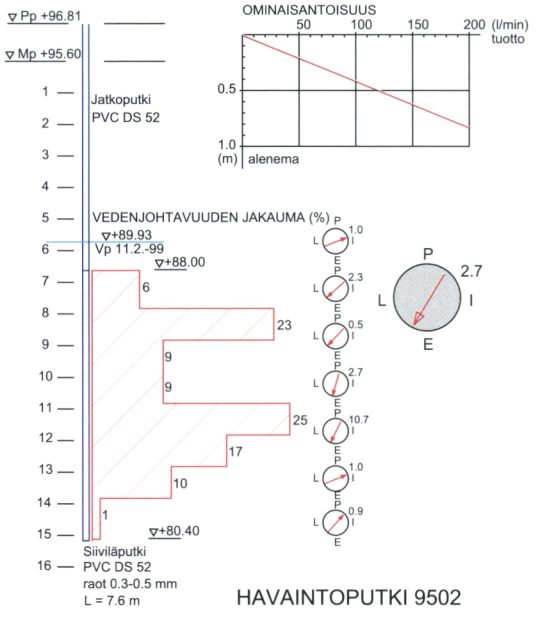
viipymäaika (*retention period, retention time, residence time*), teoreettinen aika, jonka kuluessa jonkin systeemin vesivarasto pääosin uusiutuu

yksipistemenetelmä (*single-point method*), menetelmä, jolla selvitetään maaperän vedenjohtavuuksia tai virtausnopeuksia yhdestä havaintopisteestä

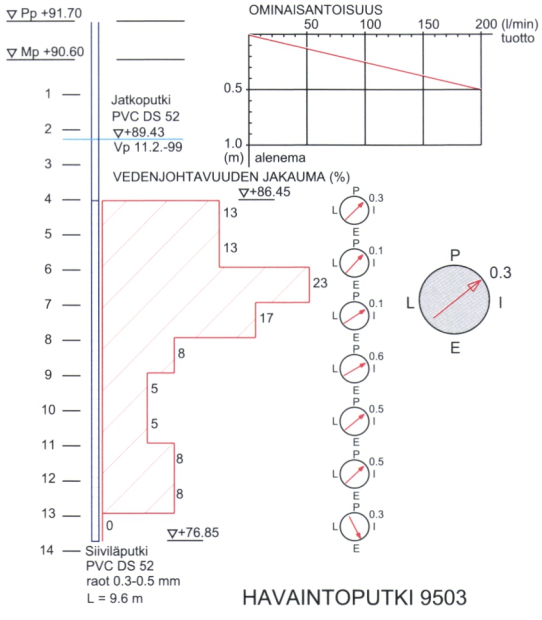
äestäminen (*harrowing*), tukkeutumien poistamiseen käytetty menetelmä allasimeytyksessä, jossa suodatinhiekkakerroksen pintaosa rikotaan

LIITE 1a.

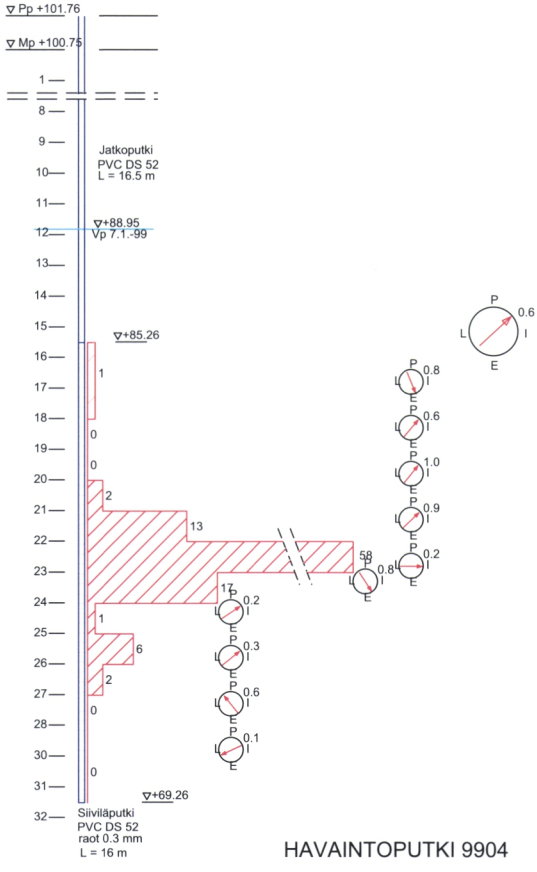
Ahveniston havaintoputkien mitat, virtaussuunta-, virtausnopeus- ja putkivirtausmittaukset.



HAVAINTOPUTKI 9502



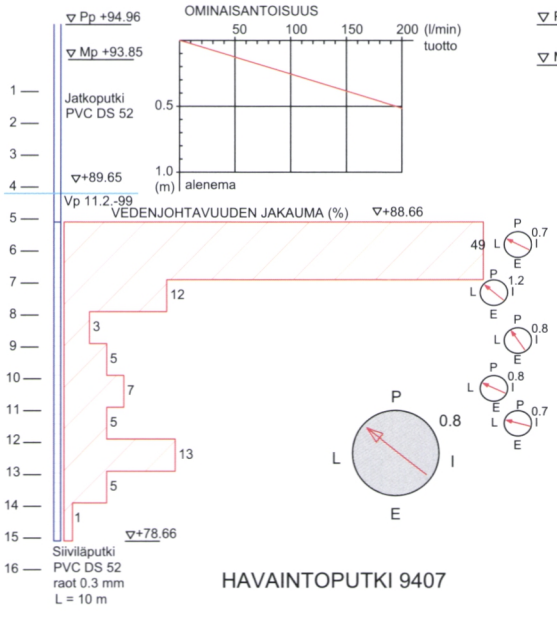
HAVAINTOPUTKI 9503



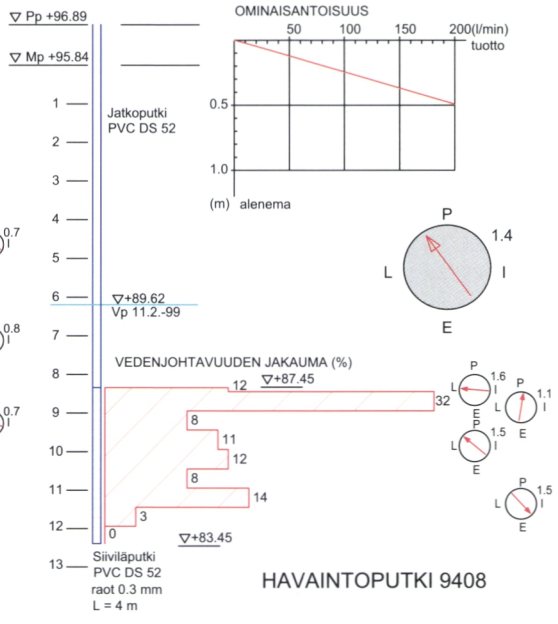
HAVAINTOPUTKI 9904

LIITE 1b.

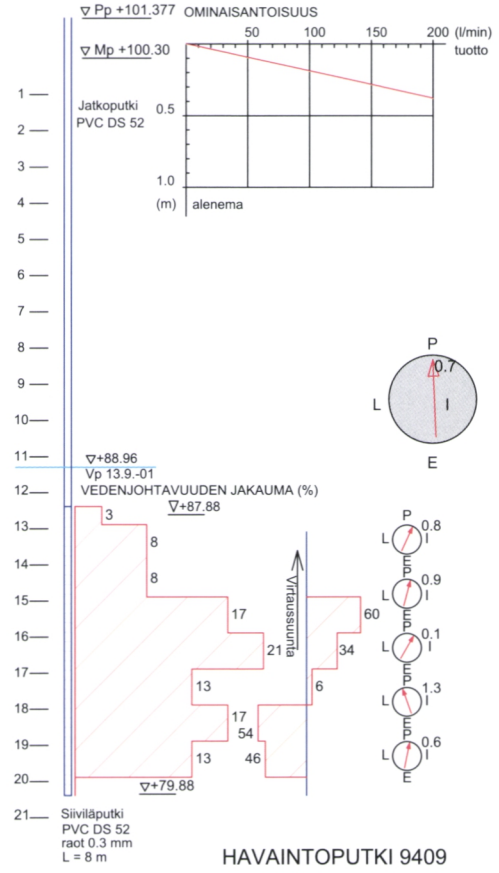
Ahveniston havaintoputkien mitat, virtaussuunta-, virtausnopeus- ja putkivirtausmittaukset.



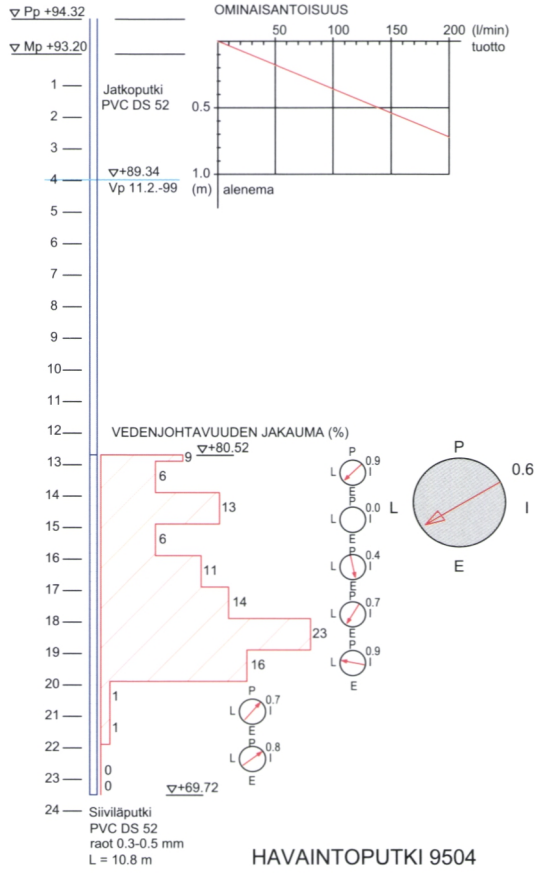
HAVAINTOPUTKI 9407



HAVAINTOPUTKI 9408



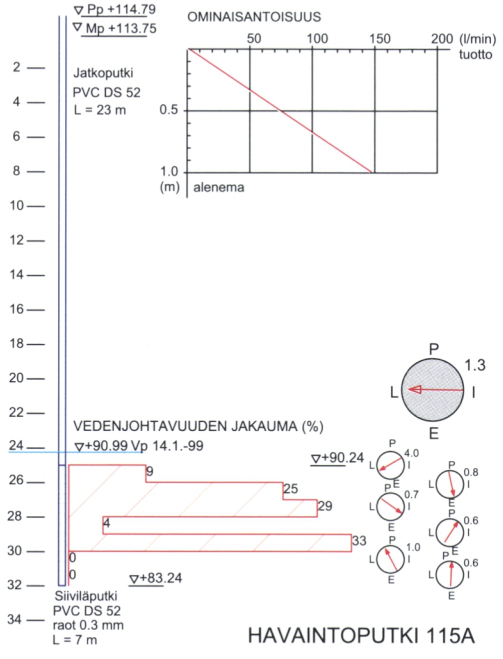
HAVAINTOPUTKI 9409



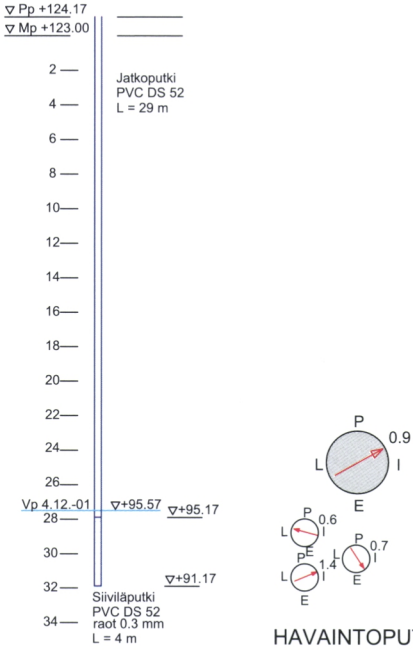
HAVAINTOPUTKI 9504

LIITE 1c.

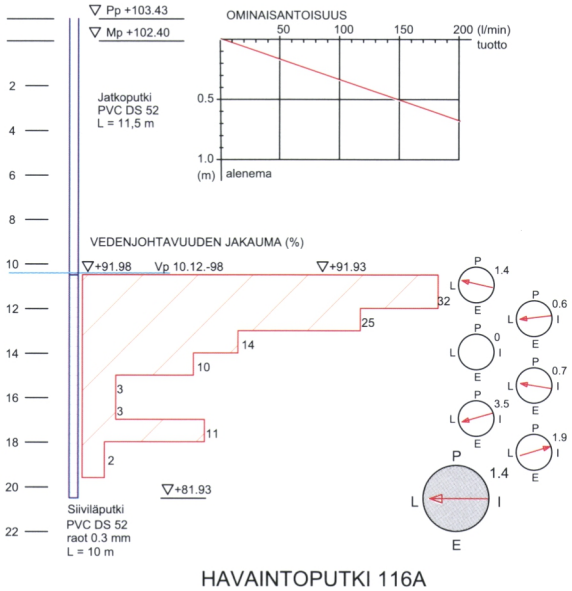
Vuonteenharjun havaintoputkien mitat, virtaussuunta-, virtausnopeus- ja putkivirtausmittaukset.



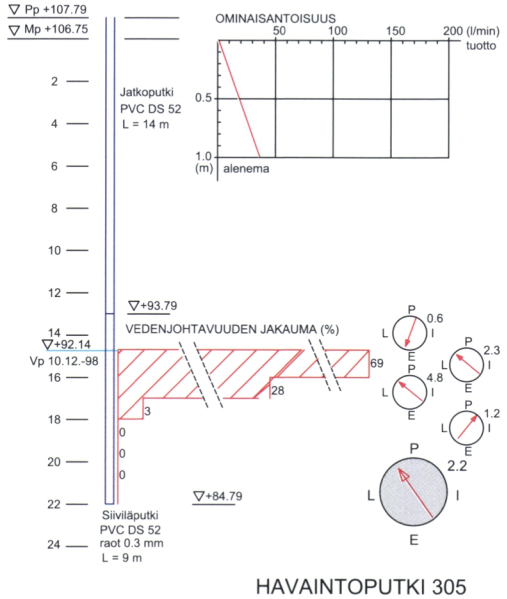
HAVAINTOPUTKI 115A



HAVAINTOPUTKI 303



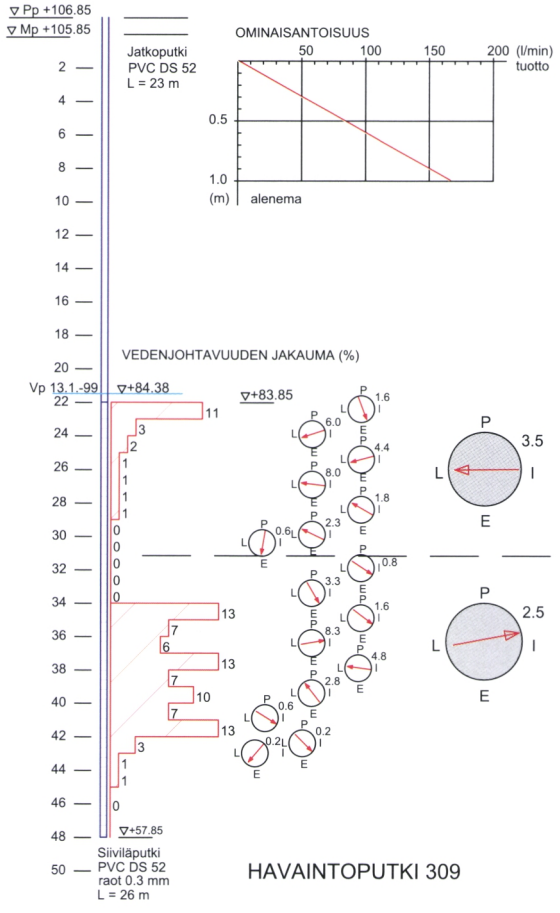
HAVAINTOPUTKI 116A



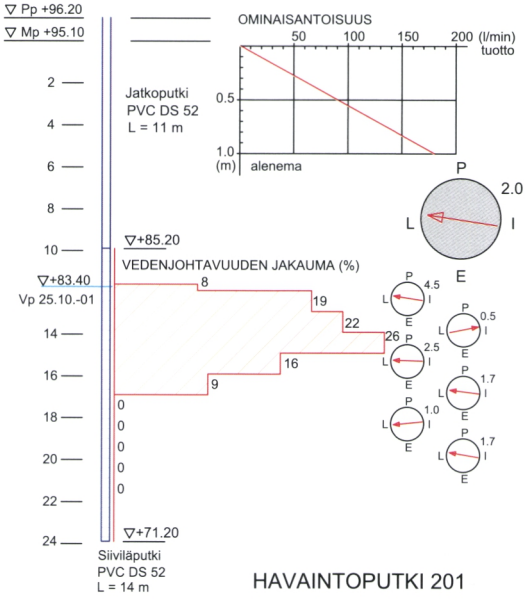
HAVAINTOPUTKI 305

LIITE Id.

Vuonteenharjun havaintoputkien mitat, virtaussuunta-, virtausnopeus- ja putkivirtausmittaukset.



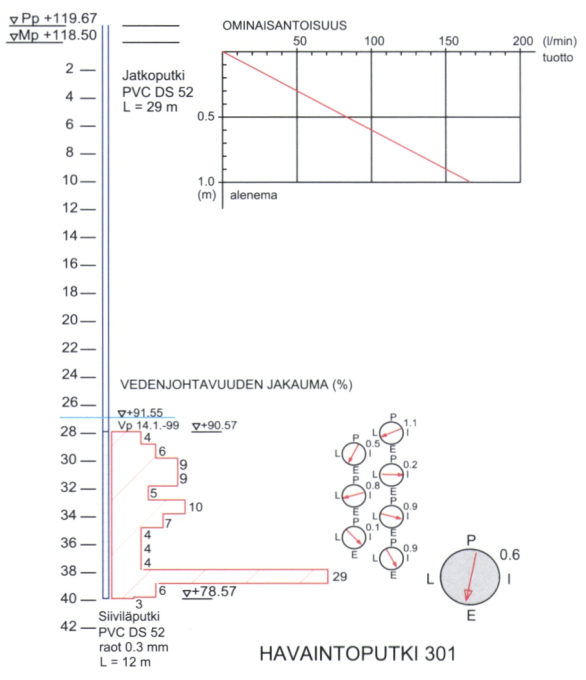
HAVAINTOPUTKI 309



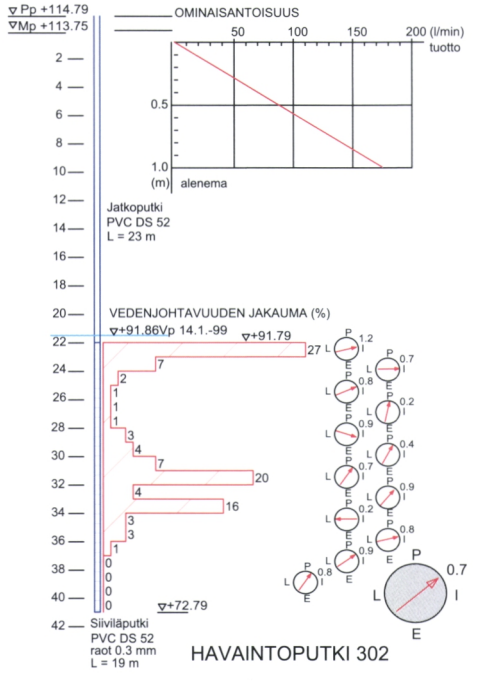
HAVAINTOPUTKI 201

LIITE 1e.

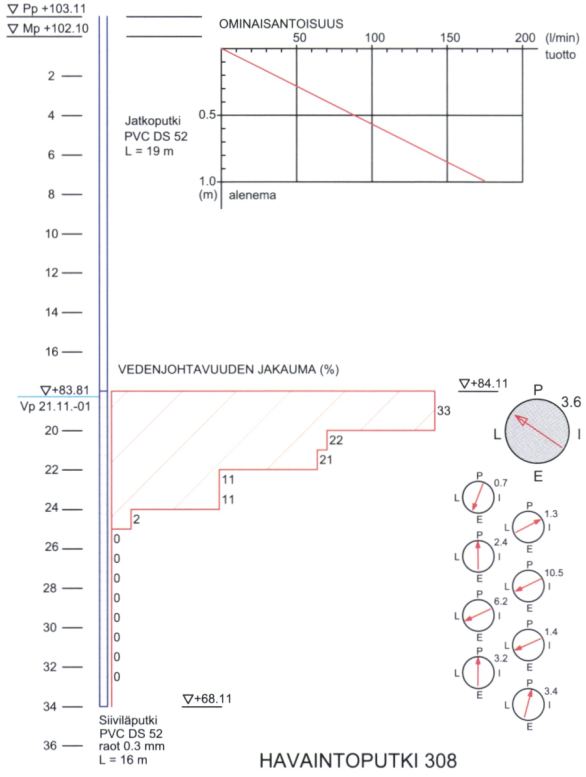
Vuonteenharjun havaintoputkien mitat, virtaussuunta-, virtausnopeus- ja putkivirtausmittaukset.



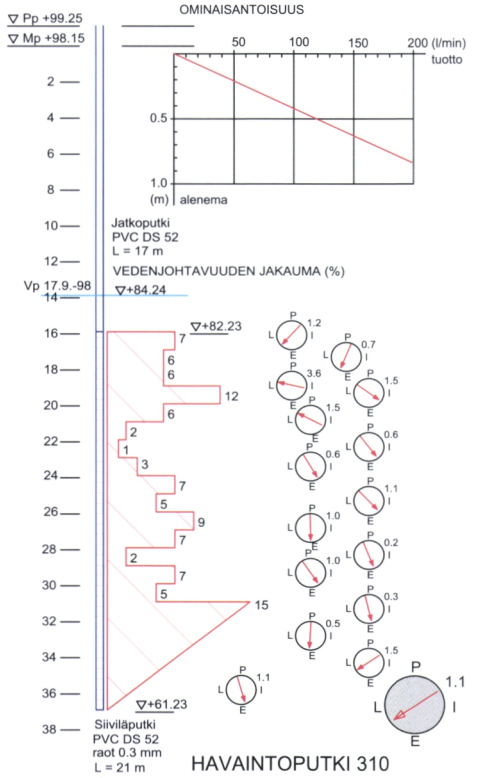
HAVAINTOPUTKI 301



HAVAINTOPUTKI 302



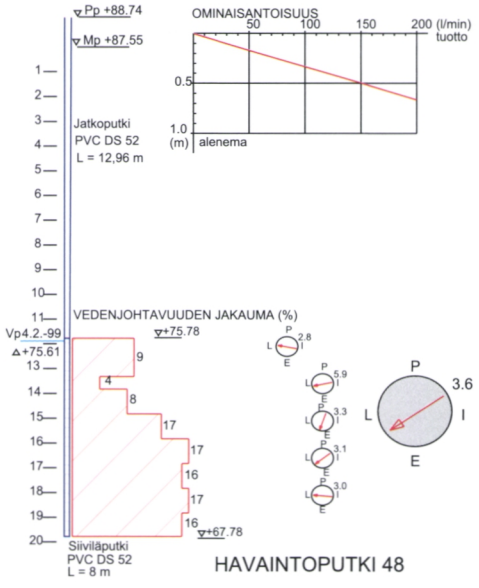
HAVAINTOPUTKI 308



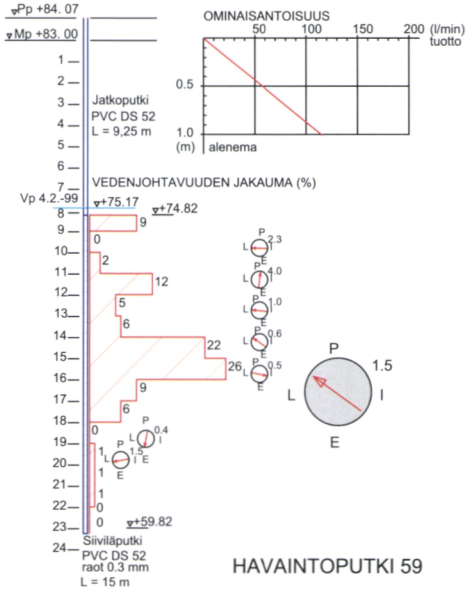
HAVAINTOPUTKI 310

LIITE 1f.

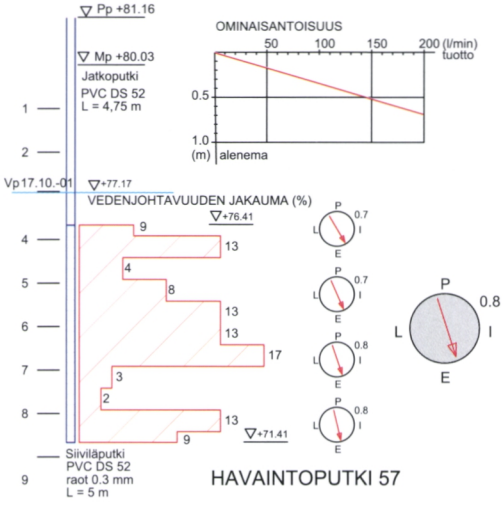
Pursialan havaintoputkien mitat, virtaussuunta-, virtausnopeus- ja putkivirtausmittaukset.



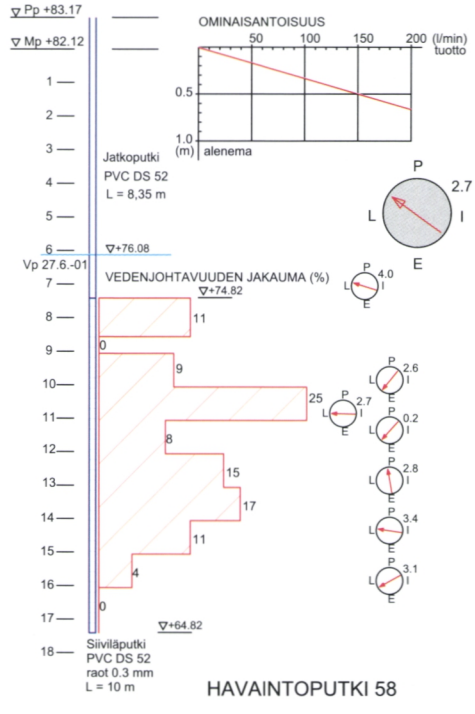
HAVAINTOPUTKI 48



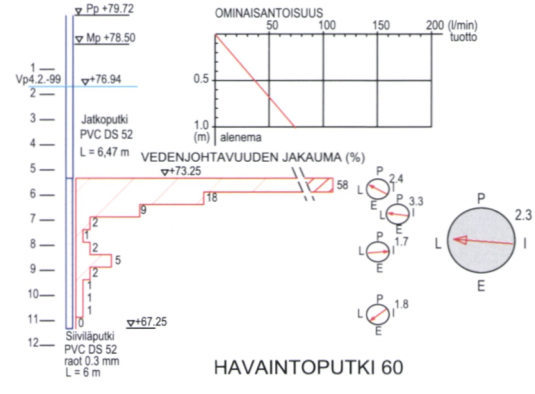
HAVAINTOPUTKI 59



HAVAINTOPUTKI 57



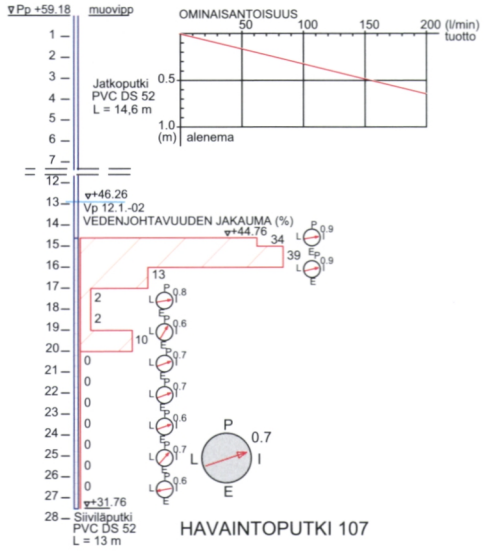
HAVAINTOPUTKI 58



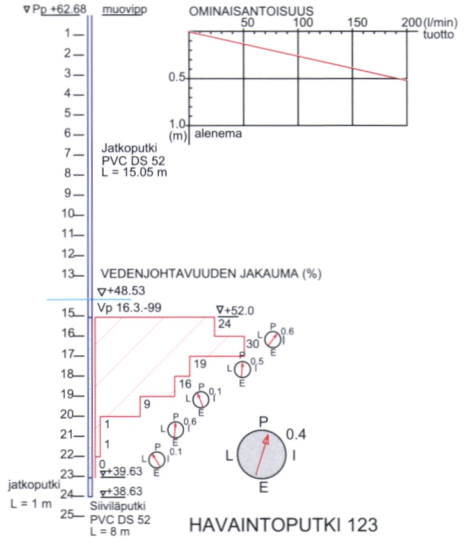
HAVAINTOPUTKI 60

LIITE Ig.

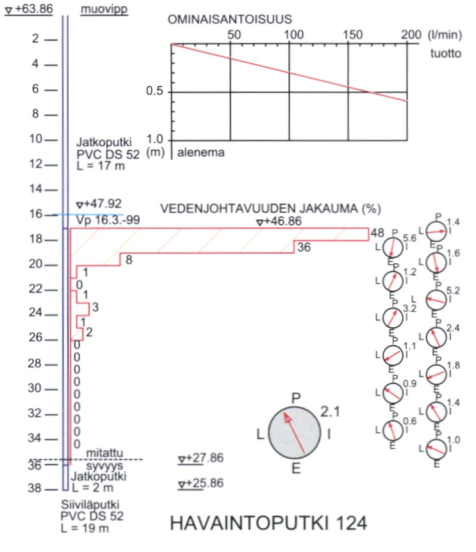
Rusutjärven havaintoputkien mitat, virtaussuunta-, virtausnopeus- ja putkivirtausmittaukset.



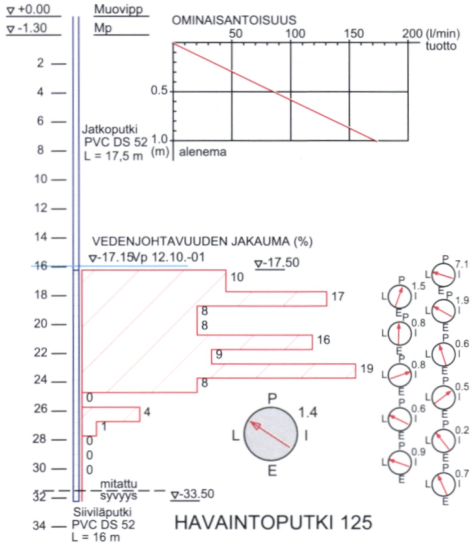
HAVAINTOPUTKI 107



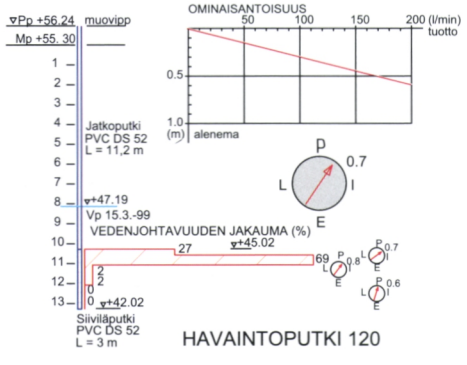
HAVAINTOPUTKI 123



HAVAINTOPUTKI 124



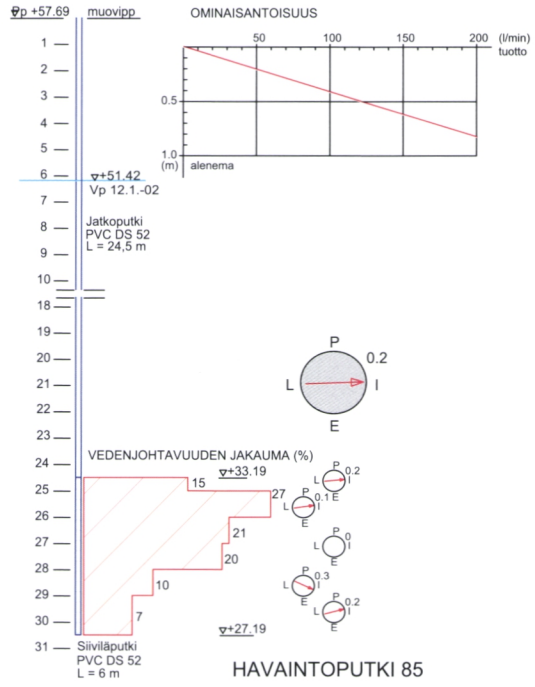
HAVAINTOPUTKI 125



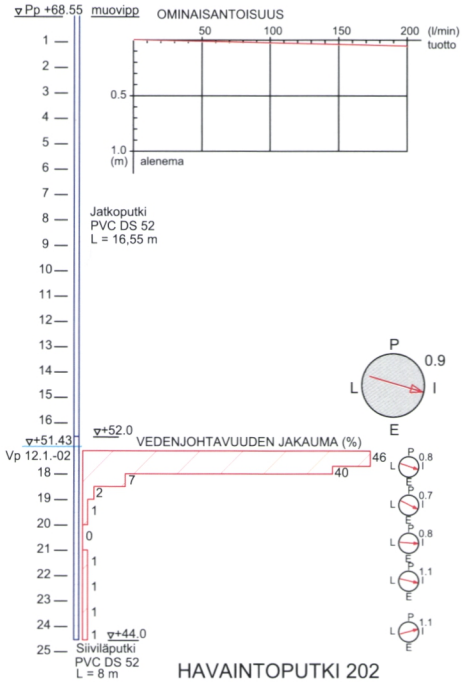
HAVAINTOPUTKI 120

LIITE 1h.

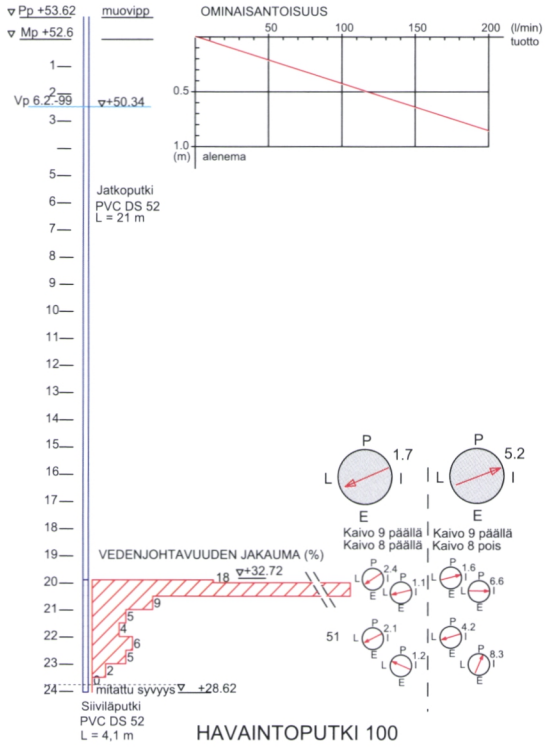
Jäniksenlinnan havaintoputkien mitat, virtaussuunta-, virtausnopeus- ja putkivirtausmittaukset.



HAVAINTOPUTKI 85



HAVAINTOPUTKI 202



HAVAINTOPUTKI 100

LIITE 2

Kirjoittajat

Kaj Granberg
Keski-Suomen ympäristökeskus,
PL 110, 40101 Jyväskylä

Tuomo Hatva
Suomen ympäristökeskus,
Sinebrychoffinkatu 17 as 21,
00120 Helsinki
thatva@welho.com

Heljä-Sisko Helmisaari
Metsäntutkimuslaitos,
Vantaan tutkimuskeskus,
PL 18, 01301 Vantaa
helja-sisko.helmisaari@metla.fi

Laura Höijer
Maj ja Tor Nesslingin Säätiö,
Fredrikinkatu 20 B 16,
00120 Helsinki
laura.hoijer@nessling.fi

Kari Illmer
Keski-Suomen ympäristökeskus,
PL 110, 40101 Jyväskylä
kari.illmer@ymparisto.fi

Veikko Kitunen
Metsäntutkimuslaitos,
Vantaan tutkimuskeskus,
PL 18, 01301 Vantaa
veikko.kitunen@metla.fi

Anna-Liisa Kivimäki
Suomen ympäristökeskus,
PL 14, 000251 Helsinki
anna-liisa.kivimaki@ymparisto.fi

Antti Kytövaara
Vammalan Vesi,
PL 23, 38201 Vammala
antti.kytovaara@vammala.fi

Antti-Jussi Lindroos
Metsäntutkimuslaitos,
Vantaan tutkimuskeskus,
PL 18, 01301 Vantaa
antti.lindroos@metla.fi

Ilkka Miettinen
Kansanterveyslaitos,
PL 95, 70701 Kuopio
ilkka.miettinen@ktl.fi

Jorma Määttä
Turun Seudun Vesi Oy,
Maariankatu 1, 20100 Turku
jorma.maatta@turunseudunvesi.fi

Jere Nieminen
Metsäntutkimuslaitos,
PL 18, 01301 Vantaa
jwniemin@mappi.helsinki.fi

Jorma Pääkkönen
Suunnittelukeskus Oy,
Opastinsilta 6,
PL 68, 00521 Helsinki
jorma.paakkonen@suunnittelukeskus.fi

Jussi Reijonen
Veli Reijonen Oy,
Jokipellontie 10 P,
00720 Helsinki
jussi.reijonen@pohjavesi.com

Risto Reijonen
Suomen Pohjavesitekniikka Oy,
Jokipellontie 10 P,
00720 Helsinki
risto.reijonen@pohjavesi.com

Aino Smolander
Metsäntutkimuslaitos,
Vantaan tutkimuskeskus,
PL 18, 01301 Vantaa
aino.smolander@metla.fi

Tuulikki Suokko
Suomen ympäristökeskus,
PL 14, 000251 Helsinki
tuulikki.suokko@ymparisto.fi

Vammalan Kirjapaino Oy 2003

ISBN 951-40-1895-8
ISSN 0358-4283