



TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO

**ESA RÄNKMAN
TEKOPOHJAVESIPROSESSIN TARKASTELU JA KEHITTÄMI-
NEN NOKIAN VESILAITOKSELLA**

Diplomityö

Tarkastaja: prof. Tuula Tuhkanen
Tarkastaja ja aihe hyväksytty
Luonnontieteiden ja ympäristötekni-
kan tiedekuntaneuvoston
kokouksessa 6. lokakuuta 2010

ABSTRACT

TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Master's Degree Programme in Environmental engineering

RÄNKMAN, ESA: Study and development of artificial groundwater recharge process of Nokia waterworks

Master of Science Thesis, 78 pages, 5 Appendix pages

January 2010

Major: Water and waste management engineering

Examiner: Professor Tuula Tuhkanen, Ph.D.

Financing: Maa- ja vesitekniikan tuki ry, Vesi- ja viemärlaitosyhdistys, Town of Nokia

Keywords: Artificial groundwater, bank filtration, pre-treatment, organic matter

Nokia waterworks uses the groundwater area of Maatialanharju as its raw water source. The yield of groundwater is increased by artificial groundwater recharge. Bank filtration from the lake Vihnusjärvi also occurs. The quality of groundwater pumped to the water treatment plant is poor because of high concentrations of iron, manganese and organic matter. Removing iron and manganese, oxidization and sand filtration is used.

In this thesis groundwater formation process was studied using the analyses of organic matter quantity and quality, DOC and HPSEC, respectively. These results were used to assess the areas where bank filtration takes place. The effect of bank filtration on the quality of groundwater was measured also. The most significant results achieved in many risk assessments concerning the groundwater area of Maatialanharju and the lake Vihnusjärvi are collected in this thesis. In the last part of this work potential surface water pre-treatment techniques were studied.

During artificial groundwater formation the largest organic molecules were removed and DOC concentration decreased. A period of six weeks when artificial groundwater recharge was stopped showed that increase in bank filtration impair the quality of groundwater. The concentrations of iron and dissolved organic matter increased during this period. The areas where bank filtration is most likely happening were located based on the results of the same testing arrangement. The quality of groundwater in Maatialanharju is able to be improved by limiting bank filtration.

The quality of artificially formed groundwater can be improved by lake water pre-treatment. Chemical treatment methods are proper for decreasing organic matter content and removing suspended solids. Contact filtration with DynaSand filter or chemical treatment using Actiflo appliance were regarded as suitable techniques for this purpose. PAX-18 polyaluminiumchloride was selected to the coagulant because it is known to work on wide pH and temperature range. The coagulation test showed that large molecule fractions of organic matter can be removed. DOC concentration decreased 54 – 60 % when coagulant dosing was 3,7 – 5,5 mg Al/l.

ALKUSANAT

Tätä työtä ovat tukeneet Vesi- ja viemärlaitosyhdistys, Maa- ja vesitekniikan tuki ry ja Nokian kaupunki. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry:tä kiitän avusta ja opastuksesta näytteenotossa.

Kiitän diplomityöni tarkastajaa ja ohjaajaa professori Tuula Tuhkasta neuvoista ja ohjeista. Nokian kaupungin vesihuoltolaitoksen henkilökunta ansaitsee kiitoksen hyvästä yhteistyöstä. Erityiskiitoksen osoitan käyttöinsinööri Matti Tamskille.

Lämpimät kiitokset kuuluvat myös läheisilleni tuesta ja kärsivällisyydestä.

Tampereella joulukuussa 2010

Esa Ränkman

SISÄLLYS

KÄSITTEET JA LYHENTEET	VII
1. JOHDANTO	1
2. KIRJALLISUUS	3
2.1. Pohjavesi	3
2.1.1. Pohjavesi raakaveden lähteenä.....	3
2.1.2. Luonnollinen pohjaveden muodostuminen	4
2.1.3. Pohjaveden laatu ja siihen vaikuttavat tekijät	5
2.1.4. Raudan ja mangaanin liukeneminen pohjaveteen	7
2.2. Tekopohjaveden muodostaminen.....	8
2.2.1. Tekopohjaveden imeytysmenetelmät.....	10
2.2.2. Imeytettävän veden laatu.....	11
2.2.3. Veden puhdistuminen tekopohjaveden imeytyksessä.....	13
2.2.4. Tekopohjaveden esikäsittelymenetelmät	15
3. MATERIAALIT JA MENETELMÄT	22
3.1. Maatilanharjun pohjavesimuodostuma ja vedenotto.....	22
3.1.1. Vihnusjärvi.....	23
3.1.2. Maatilan vedenottamo	23
3.2. Vesinäytteiden otto ja näytteiden käsittely	24
3.3. Koagulaatiokoe	26
3.4. Järviveden imeytyksen keskeytys	27
3.5. Analyysimenetelmät.....	28
3.5.1. High performance size exclusion chromatography.....	28
3.5.2. Liuennut orgaaninen hiili	28
3.5.3. pH.....	29
3.5.4. Sameus	29
3.5.5. Rauta	29
4. TULOKSET JA NIIDEN ARVIOINTI	30
4.1. Maatilanharjun pohjavesialueen vaarojen kuvaus.....	30
4.1.1. Maatilanharjun pohjavesialueen vaaraa aiheuttavat toiminnot	30
4.1.2. Vihnusjärven vedenlaatua uhkaavat tekijät.....	34
4.2. Pohjaveden muodostumisen kuvaus	37
4.2.1. Liuenneen orgaanisen hiilen määrä.....	37
4.2.2. Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma	38
4.3. Pohjaveden laadun muutokset imeytystauon aikana.....	48
4.3.1. Muutokset orgaanisen aineen määrässä ja laadussa.....	48
4.3.2. Muutokset raakaveden rautapitoisuudessa.....	54

4.3.3.	Yhteenveto imeytystauon vaikutuksista.....	55
4.4.	Imeytettävän veden esikäsittely	56
4.4.1.	Esikäsittelyn suunnittelun lähtökohdat	56
4.4.2.	Esikäsittelyvaihtoehdot	57
4.4.3.	Kontaktisuodatus esikäsittelynä.....	57
4.4.4.	Esikäsittelylaitoksen alustava mitoitus	58
4.4.5.	Esikäsittelylaitoksen kustannusarvio	69
4.4.6.	Yhteenveto esikäsittelyvaihtoehdoista.....	70
5.	JOHTOPÄÄTÖKSET	71
	LÄHTEET	73
	LIITTEET	

KÄSITTEET JA LYHENTEET

Antikliininen akviferi	Pohjavesimuodostuma, joka purkaa vettä ympäristöön.
AOX	Adsorbable organic carbon. Organoklooriyhdisteiden kokonaismäärä.
COD_{Mn}	Kemiallisen hapenkulutuksen suure, jonka määrittämisessä hapettimena käytetään kaliumpermanganaattia.
DOC	Dissolved organic carbon. Liuennut orgaaninen hiili.
DOM	Dissolved organic matter. Liuennut orgaaninen aines.
Esikäsittely	Pintavedelle suoritettavat toimenpiteet ennen kuin vesi imeytetään maaperään.
Epäsuora menetelmä	Tekopohjaveden muodostamismenetelmä, jossa pohjavedenotto sijoitetaan lähelle vesistöä saaden aikaan pintaveden virtauksen kohti pohjavesiallasta. Nykyään puhutaan rantaimetyymisestä (bank filtration).
HPSEC	High performance size exclusion chromatography. Korkean erotuskyvyn nestekromatografia, jossa molekyylien erottelu perustuu molekyylien kokoon.
Huokoisuus	Maaperän huokostilavuuden suhde kokonaistilavuuteen.
Imeytettävä vesi	Imeytettäväksi vedeksi nimitetään tekopohjaveden muodostamiseen käytettävää pintavettä, joka on joko käsittelemätöntä tai esikäsiteltyä.
Koagulantti	Kemialliseen koagulaatioon käytettävä kemikaali.
NaClO	Desinfointiin ja hapetukseen käytettävä kemikaali, natriumhypokloriitti.
NOM	Luonnosta peräisin oleva orgaaninen aines (Natural Organic Matter).
NPOC	Non-purgalbe organic carbon. Viitataan usein orgaanisen hiilen kokonaismäärään.
NTU	Nephelometric turbidity unit, sameuden yksikkö.
PAC	Powdered activated carbon. Jauhemainen aktiivihiihi.
PAX-18	Kemialliseen saostukseen käytettävä kaupallinen polyalumiinikloridi.
Podsolimaannos	Suomalaiselle maaperälle tyypillinen kerrosjärjestys, joka havaitaan maaperän ylimmässä kerroksessa.
Raakavesi	Nokian Maatilan vesilaitokselle käsiteltäväksi tuleva vesi, joka pumpataan pohjavesikaivoista, on laitoksen raakavettä.
Redox-potentiaali	Hapetus-pelkistys-potentiaalin avulla ilmaistaan, kuinka hapettavaa tai pelkistävää vesi on tunnettuun standardiin verrattuna.
Riski	Vaarallisen tapahtuman esiintymistodennäköisyyden ja seurauksen yhdistelmä (VTT 2010).

Rpm	Rounds per minute. Kierrosnopeuden yksikkö.
Sekoitusuhde	Tekopohjavedessä olevan pinta- ja pohjaveden määrien suhteet.
Suora menetelmä	Vettä johdetaan pohjavesialueelle imeytettäväksi maaperään.
Synkliininen akviferi	Pohjavesimuodostuma, joka kerää vettä ympäristöstään.
Tekopohjavesi	Tekopohjavesi on pohjavesiesiintymästä pohjavesikaivojen avulla otettavaa vettä, jonka määrää on lisätty imeyttämällä pintavettä maaperään.
TOC	Total organic carbon. Orgaanisen hiilen kokonaismäärä.
Vaara	Mahdollinen vahingon lähde tai vahingon mahdollistava tilanne (VTT 2010).

1. JOHDANTO

Tekopohjaveden muodostamisessa on tavallisesti kyse pintaveden imeyttämisestä maaperään luontaisen pohjavesiesiintymän alueella. Näin esiintymän antoisuutta saadaan kasvatettua yhdyskunnan vedenottoa ajatellen. Imeytyessään maakerrosten läpi pohjavesikerrokseen ja kulkeutuessaan edelleen kohti pohjavedenottamoaa vesi puhdistuu, ja sen ominaisuudet muuttuvat luontaista pohjavettä muistuttavaksi. (Huisman & Olsthoorn 1983)

Tekopohjaveden muodostamisella on pitkät perinteet, jos sen historiaa tarkastellaan maailmanlaajuisesti. Varhaisimmat esimerkit epäsuoraa tekopohjaveden muodostamistapaa hyödyntävistä paikkakunnista ovat Glasgow (Skotlanti) ja Toulouse (Ranska) 1810- ja 1820-luvuilta. Näiden esimerkkien myötä epäsuoralla menetelmällä tapahtuva tekopohjaveden muodostaminen levisi Saksaan, Italiaan, Unkariin ja Yhdysvaltoihin. Ensimmäinen suora imeytysmenetelmää hyödyntävä tekopohjavesilaitos rakennettiin Gothenburgiin (Ruotsi) vuonna 1897. Tekopohjaveden muodostaminen yleistyi voimakkaasti 1950- ja 1960-luvuilla, jolloin erityisesti jokivesien saastuminen pakotti etsimään tehokkaita ja edullisia vedenpuhdistusmenetelmiä. (Huisman & Olsthoorn 1983)

Suomeen tekopohjavesilaitoksia on rakennettu vuodesta 1970 lähtien. Nykyään Suomessa vedenjakeluverkostoon johdetusta vedestä 39 % on pintavesistä puhdistettua ja 61 % on pohjavesiä. Pohjaveden määrästä noin 15 % on tekopohjavettä ja rantaimetynttä vettä. (Suomen ympäristökeskus 2010) Tekopohjaveden osuuden odotetaan edelleen kasvavan tulevaisuudessa, koska Suomen pohjavesivarat ovat epätasaisesti jakaantuneet ja riittämättömät kasvavien kaupunkien vedenottoon. Viimeisimpiä Suomessa käyttöönotettuja tai pian käyttöön tulevia tekopohjavesilaitoksia ovat Turun seudun vesi Oy:n Virttaankankaan sekä Tampereen ja Valkeakosken seudun kuntien tekopohjavesihankkeen eli TAVASE Oy:n Vehoniemen-Isokankaan tekopohjavesilaitokset.

Suomalaisia tutkimuksia, jotka keskittyvät tekopohjaveden muodostamiseen ja veden laadun muutoksiin tekopohjaveden valmistuksessa, on tehty paljon. Viimeaikaisista tutkimushankkeista esille voidaan nostaa Helmisaaren et al. (2003) tekemä tutkimus tekopohjaveden imeytystekniikoista, maaperäprosesseista ja veden laadun muutoksista (TEMU-tutkimushanke) sekä Hatvan (2004) tekemä tutkimus erilaisten pohja- ja tekopohjavesien laatueroista. Myös Kolehmainen (2008) väitöskirjatyö on tuonut tekopohjavesilaitosten käyttöön paljon uutta ja arvokasta tietoa.

Tekopohjavesitutkimusten suuresta lukumäärästä huolimatta imeytettävän veden esikäsitteilyä ja sen vaikutuksia tekopohjaveden muodostamiseen on tutkittu varsin vähän. Esikäsitteilyä koskevista suomalaisista tutkimuksista merkittävin lienee edellä mainitun TEMU-tutkimushankkeen (Helmisaari et al. 2003) yhteydessä tehdyt esikäsitteilykokeet. Osasyynä vähäiseen tutkimustietoon on varmasti se, että Suomessa tekopohjaveden muodostamisen tavoitteena on tuottaa riittävästi laadultaan hyvää tekopohjavettä yksinkertaisilla ja edullisilla menetelmillä. Näin ollen kemiallista esi- tai jälkikäsitteilyä pyritään välttämään. Esikäsitteilylle yleisesti asetettuja tavoitteita ovat esimerkiksi kiintoaineksen määrän vähentäminen, happea kuluttavan aineksen vähentäminen, imeytettävän veden happipitoisuuden lisääminen ja levätoksiinien poistaminen (Hatva et al. 1978; Kivimäki 1992).

Tässä työssä keskitytään tarkastelemaan Nokian kaupungin Maatilan tekopohjavesilaitoksen toimintaa. Viime vuosina vesilaitoksien huolen aiheiksi ovat nousseet vaarat, jotka liittyvät siihen, että järvivettä ei esikäsitellä mitenkään ennen tekopohjavedeksi imeyttämistä. Tämän diplomityön tarkoitus liittyy kiinteästi tähän seikkaan. Työ voidaan jakaa teoriaosaan ja käytäntöosaan. Viimeksi mainittu koostuu kolmesta kokonaisuudesta.

Käytäntöosion ensimmäisessä vaiheessa tarkastellaan pääosin vaaroja, joita aiheutuu siitä, ettei tekopohjavedeksi imeytettävää Vihnusjärven vettä esikäsitellä mitenkään ennen harjuun pumppaamista. Lisäksi huomion kohteena on koko pohjavesialueen vaara aiheuttavat tekijät. Maatilanharjun pohjavesialueesta ja Vihnusjärven vedenlaatuun vaikuttavista seikoista on tehty lukuisia riskikartoituksia, joista tärkeimpänä mainittakoon Maatilanharjun pohjavesialueen suojelusuunnitelman uusin päivitys vuodelta 2007. Tämän osion tavoitteena onkin koota yhteen kaikkein merkittävimmät tekijät, jotka ovat tulleet esille aiemmin tehdyissä selvityksissä. Lisäksi pohditaan sinilevien aiheuttamaa riskiä tekopohjaveden muodostamiselle. Tämä osio on luonteeltaan kirjallisuusselvitystä.

Toisen vaiheen tavoitteena oli kuvata pohjaveden muodostumisen tavat, joita ovat luontainen pohjaveden muodostuminen, tekopohjaveden muodostaminen ja rantaimetyminen. Rantaimetyymisen vaikutuksia pohjaveden laatuun havainnoitiin erityisellä koejärjestelyllä. Tämän osion haasteellisena tavoitteena oli myös arvioida, kuinka suuri osa vesilaitoksen käyttämästä raakavedestä on pohjavettä ja kuinka paljon on pintavettä.

Diplomityön käytäntöosion kolmannen vaiheen tavoitteena oli kartoittaa tekopohjavedeksi imeytettävän järviveden esikäsitteilyvaihtoehdot. Vaihtoehdoista rajattiin tarkoitukseen parhaiten soveltuva tekniikka. Selvitystyö ja alustava mitoitus pyrittiin saattamaan vaiheeseen, josta olisi mahdollista jatkaa tarvittaessa esikäsitteilylaitoksen yksityiskohtaiseen suunnitteluun.

2. KIRJALLISUUS

Tässä luvussa keskitytään työssä tarvittavan teorian tiedon esittämiseen. Luvun alussa käsitellään pohjavettä yleisellä tasolla, minkä jälkeen edetään tekopohjaveden valmistuksen teoriaan ja edelleen tekopohjavedeksi imeytettävän veden esikäsittelytekniikoihin.

2.1. Pohjavesi

2.1.1. Pohjavesi raakaveden lähteenä

Kolmijakoiseen pohjavesialueiden luokitteluun kuuluu Suomessa noin 6600 pohjavesialuetta. Näissä arvioidaan muodostuvan noin 6 miljoonaa kuutiometriä vettä vuorokaudessa. Tästä määrästä 12 % on yhdyskuntien käytössä. Tärkeillä (I-luokan) pohjavesialueilla muodostuvasta pohjavedestä on käytössä noin neljännes. Monilla alueilla (Uusimaa, Pirkanmaa, Varsinais-Suomi) pohjavesivarat ovat sijoittuneet tai riittämättömiä siten, että yhdyskunnat eivät voi turvata vedenhankintaansa vain luonnollisesti muodostuvaan pohjaveteen. (Isomäki et al. 2007)

Suomessa vesilaitosten jakamasta vedestä vuonna 1999 48 % oli pohjavettä, 12 % tekopohjavettä ja loput noin 40 % pintavettä (Isomäki et al. 2007). Suomen Ympäristökeskuksen (2010) mukaan tilanne ei ole tästä juurikaan muuttunut, sillä pinta- ja pohjaveden osuudet ovat edelleen 39 % ja 61 % vastaavasti. Pohjaveden osuudesta 15 % on tekopohjavettä. Tekopohjaveden merkitys vesihuollossa tulee kuitenkin kasvamaan tulevaisuudessa, kun pintaveden käytöstä pyritään luopumaan eikä luontaisia pohjavesivaroja ole käytettävissä riittävästi. Mittavia hankkeita, jotka kasvattavat lähitulevaisuudessa tekopohjaveden osuutta suomalaisten vedenlähteenä, ovat Turun seudun vesi Oy:n rakentama tekopohjavesilaitos Virttänkankaalle sekä Tampereen seudun vedenhankintaan suunniteltu Vehoniemen-Isokankaan tekopohjavesilaitos. Nämä kaksi laitosta mitoitetaan palvelemaan yhteensä noin 600 000 vedenkäyttäjää. (Isomäki et al. 2007)

Pohjaveden edut raakavesilähteenä ovat selkeät. Luonnontilainen pohjavesi on kemiallisesti ja fysikaalisesti tasalaatuista, ja kemiallisen käsittelyn tarve on vähäinen. Lisäksi pohjavesi ei sisällä patogeeneja, ja sen suojelumahdollisuudet pilaantumista vastaan ovat hyvät. (Huisman & Olsthoorn 1983)

Pohjaveden monista eduista huolimatta sen käytöllä raakavesilähteenä on haittansa. Jos pohjavesi pääsee pilaantumaan, on sen puhdistaminen kallista, vaikeaa ja hidasta. Pilaantumisen uhka erityisesti Etelä-Suomessa on kasvanut erilaisten pohjavesialueille sijoitettujen toimintojen takia. (Isomäki et al. 2007) Molariuksen ja Pousan (2001) mukaan Suomessa ilmeni vuosien 1976 – 2000 välisenä aikana 330 pohjaveden pilaantumistapausta (katso Isomäki et al. 2007). Pilaantumisen ilmetessä vedenotto voidaan joutua poistamaan käytöstä välittömästi. Pilaantumisriskin selvittämisessä keskeistä onkin pohjavesialueen suojelelusuunnitelman laatiminen (Isomäki et al. 2007). Taulukossa 1 esitetään kootusti pohjaveden edut ja haitat raakavesilähteenä.

Taulukko 1. Pohjaveden etuja ja haittoja raakavesilähteenä (Isomäki et al. 2007).

Edut:	Haitat:
<ul style="list-style-type: none"> + alue rajattavissa ja hyvällä maankäytön suunnittelulla suojeltavissa + laatu yleensä hyvä ja käsittelytarve pieni + pohjavedenotto ei yleensä vaadi suuria rakenteita, jotka häiritsisivät maisemakuvaavaa + vesi on suojassa maan alla + sisältää ihmisille hyviä aineita (mineraalit) + imago + tasalaatuista ja tasalämpöistä vuodenaikasta riippumatta + monilla alueilla antoisuus on hyvä suhteessa tarpeeseen, erityisesti haja-asutusalueilla 	<ul style="list-style-type: none"> - alueet toisinaan pieniä - saanti voi olla heikko - maankäytön paineet ja –riskit - päästöjen havaitseminen hankalaa ja hidasta - mikäli vesi pilaantuu voi pohjavesi olla pitkäaikaisesti käyttökeltontonta - sijaitsevat usein lähellä pintaa, mikä lisää riskialttiutta - pohjavedenottomon ja sen lähialueen riskit voivat olla vaikeasti havaittavissa, mikäli liittyvät esimerkiksi jo päättyneeseen paikalliseen yritystoimintaan - desinfiomattomana vähäinen turva veden mikrobiologista saastumista vastaan

2.1.2. Luonnollinen pohjaveden muodostuminen

Kun sade- tai pintavesi imeytyy maaperään, syntyy aluksi maavettä. Suurin osa tästä maavedestä haihtuu takaisin ilmakehään esimerkiksi kasvien kautta, ja vain pieni osa suotautuu pohjavesikerrokseen. Vesi voi päätyä pohjavesikerrokseen myös kallioperän rakojen kautta. Maanpinnan läpi imeytyvän veden määrään vaikuttaa moni tekijä, kuten sadanta, maaston muoto ja kaltevuus sekä kasvillisuus. Tärkein imeytymiseen vaikuttava tekijä on kuitenkin maa- ja kallioperän vedenjohtavuus. (Airaksinen 1978)

Eri maalajeilla on erilainen vedenjohtavuus, johon vaikuttaa vallitseva raekoko. Moreenialueilla sadannasta 10 – 30 % päätyy pohjavedeksi. Savimailla enintään 10 % sadannasta muodostaa pohjavettä. Runsainta pohjaveden muodostuminen on glasifluviaalisissa muodostumissa, joista tärkeimpiä ovat pitkittäisharjut. Niissä vedenjohtavuus on

tyypillisesti kauttaaltaan hyvä. Arvioidaan, että harju- ja kangasalueilla sadannasta jopa 30 – 60 % päätyy pohjavedeksi. (Airaksinen 1978)

Huisman & Olsthoorn (1983) mukaan tärkeimmät mekanismit, joiden kautta maaperään suotautuva vesi puhdistuu, ovat mekaaninen suotautuminen, adsorptio ja biokemiallinen hajoaminen.

Pohjaveden muodostumisen kannalta maaperä on suodatin. Suspendoitunut kiintoaines pidättyy maaperään huokoskokojakaumien suhteessa.

Adsorptiota pidetään veden tärkeimpänä puhdistumismekanismina. Adsorptiossa on kyse suspendoituneiden, kolloidisten ja liuenneidenkin aineiden kiinnittymisestä maapartikkelien pinnalle kemiallisten tai sähköisten voimien vaikutuksesta.

Biokemiallisessa ja bakteeriperäisessä puhdistumisessa on pääosin kyse orgaanisen, hiilipitoisen aineen hajottamisesta hiilidioksidiksi, vedeksi, erilaisiksi hapoiksi ja uudeksi biomassaksi.

2.1.3. Pohjaveden laatu ja siihen vaikuttavat tekijät

Suomalaiset pohjavedet ovat pääosin hygieenisesti moitteettomia, pehmeitä ja vähän suoloja ja orgaanista ainetta, mutta runsaasti vapaata hiilidioksidia sisältäviä. Pohjaveden laatu vaihtelee alueellisesti. Alueellisina ominaispiirteinä voidaan mainita Kymenlaakson ja Satakunnan rapakivialueiden korkeat fluoridipitoisuudet pohjavedessä. (Hatva et al. 1978) Rautaa ja mangaania pohjavedessä on yleisesti, mutta pääosin luonnontilaisia pohjavesiä voidaan pitää hyvinä raakaveden lähteinä (Karttunen 2003).

Suomalaiset pohjavesiesiintymät jaetaan veden virtauskuvan ja geologisten ominaisuuksien mukaan neljään pääluokkaan: antikliiniset (ympäristöönsä purkavat), synkliiniset (ympäristöstään keräävät), Pohjanmaan muodostumat (antikliiniset ja synkliiniset) sekä peitteiset muodostumat. Peitteisillä muodostumilla tarkoitetaan ympäristöstään kerääviä pohjavesimuodostumia, jotka ovat tiiviiden ja vettä läpäisemättömien savikerrosten peittämiä. (Hatva 2004) Seuraavassa taulukossa 2 esitetään edellä mainittujen muodostumien vesien tyypillisiä laatuominaisuuksia.

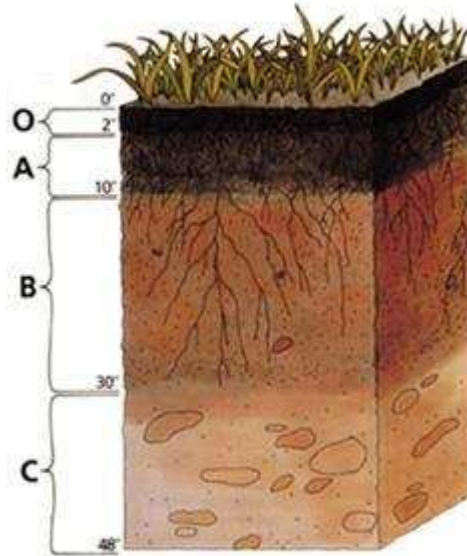
Taulukko 2. Antikliinisten, synkliinisten, Pohjanmaan muodostumien ja peitteisten muodostumien pohjaveden laatuerot keskiarvoina. (Muokattu lähteestä Hatva 2004)

Parametri	Yksikkö	Antikl.	Synkl.	Pohj.	Peit.
Happi	mg/l	7,7	1,5	2	0,04
Rauta	mg/l	0,01	2,8	5	1,5
Mangaani	mg/l	0,05	0,33	0,29	0,43
Sähkönjohtavuus	mS/m	10,9	19	14,7	43,2
Hiilidioksidi	mg/l	23,2	34,7	42	21,7
Alkaliniteetti	mmol/l	0,57	0,82	0,59	1,9
Kovuus	dH	1,9	4,5	2,4	7,3
KMnO ₄ -kulutus	mg/l	3,1	6,4	9,3	3,4
Ammonium	mg/l	0,03	0,22	0,08	0,16
Nitraatti	mg/l	1,6	1,8	0,4	2
Sulfaatti	mg/l	7,8	32,9	29,9	45,7
Kloridi	mg/l	9,2	25,7	8,4	34
pH		6,5	6,2	6,2	6,9

Pohjaveden laatuun vaikuttavat voimakkaimmin ilmastolliset ja geologiset tekijät. Keväällä lumen ja roudan sulaminen sekä runsaat sateet laskevat pohjavedeksi imeytyvän veden hiilidioksidipitoisuutta ja nostavat happipitoisuutta. Lisäksi keväällä imeytyvässä vedessä on vähän maaperästä liuenneita aineita. Kesän kuivana aikana tai talvella, jolloin pohjavettä ei muodostu ollenkaan, pohjaveden happipitoisuus laskee ja veteen liukenee aineita maaperästä. (Hatva et al. 1978)

Pohjavesimuodostuman maaperän rakenne on geologisista tekijöistä tärkein. Pohjavedenlaatu on yleensä hyvä alueilla, missä hyvin vettä johtavat kerrokset ulottuvat maanpintaan asti. Vastaavasti huonolaatuista, runsaasti liuenneita aineita kuten rautaa ja mangaania sisältävää pohjavettä on tavallisesti alueilla, missä pohjavesivyöhyke on tiiviiden maalajien peittämää. Tällaisia alueita ovat usein harjujen reunat ja Etelä- ja Länsi-Suomen tasangot, joilla pohjavesi on savikerrosten alla. (Hatva et al. 1978; Karttunen 2003) Seuraavassa käydään tarkemmin läpi suomalaiselle maaperälle tyypillinen kerrostuneisuus, ja sen vaikutukset pohjaveden muodostumiseen.

Suomen olosuhteille tyypillisestä maaperän ylimmän kerroksen rakenteesta käytetään nimitystä podsolimaannos. Siinä olevat kerrokset jaetaan ylhäältä lukien A-, B- ja C-horisontteihin. Kuvassa 1 esitetään podsolimaannoksen kerrosrakenne.



Kuva 1. Podsolimaannoksen kerrosjärjestys (NRCS 2010).

Humuspitoisessa A1-kerroksessa (A1-horisontissa) humusaineet hajoavat, minkä vuoksi humushappoja ja hiilidioksidia liukenee kerroksen läpi valuvaan veteen. Seuraavassa A2-kerroksessa veteen liukenee Fe-, Mn-, Al-, K-, Mg-, Ca-, Na- ja SiO_2 -mineraaleja humushappojen vaikutuksesta. A2-horisontista käytetäänkin nimitystä huuhtoutunut kerros. Veteen A2-horisontista liuenneet rauta, mangaani ja alumiini saostuvat oksideina seuraavassa B-horisontissa. Tässä kerroksessa myös liennut orgaaninen aines hapetuu. B-horisontista puhutaan myös rikastuneena kerroksena juuri saostuneiden oksidien takia. B-horisontin alla on vasta alkuperäisen maaperän kaltainen C-horisontti. Ylempien kerrosten läpi kulkeneeseen veteen liukenee tästä kerroksesta erittäin hitaasti suoloja. C-horisontin rauta ja mangaani ovat täysin saostuneina. Vasta tämän kerroksen jälkeen alkaa varsinainen vedellä kyllästynyt alue, pohjavesi. Jos pohjaveden liuenneen hapen pitoisuus on riittävä, ei rauta eikä mangaani liukene pohjaveteen. (Latvala 1975; Karttunen 2003) Raudan ja mangaanin käyttäytymistä podsolimaan eri kerroksissa tarkastellaan lisää seuraavassa kappaleessa.

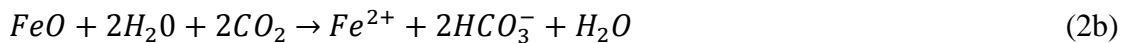
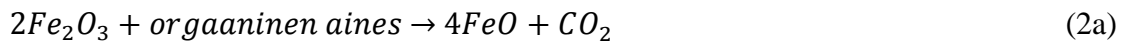
2.1.4. Raudan ja mangaanin liukeneminen pohjaveteen

Edellisessä kappaleessa esitelty maaperän kerrosjärjestys vaikuttaa oleellisesti raudan ja mangaanin käyttäytymiseen pohjaveden muodostuessa. Podsolimaannoksen neljästä kerroksesta voidaan käyttää myös nimityksiä raakahumus, pelkistyskerros, saostumiskerros ja perusmaa. Ylin kerros, jossa läpi kulkevan veden laatu muuttuu kemiallisten ja biokemiallisten reaktioiden vaikutuksesta, koostuu orgaanisesta aineesta ja mineraalipartikkeleista. Pelkistyskerros muodostuu rapautuneesta materiaalista. Saostumiskerrokseen ovat rauta- ja alumiinioksidit rikastuneet ja sekoittuneet orgaanisiin humushappoihin. Podsolimaannoksen alin kerros on mineraalikoostumukseltaan lähes muuntumattomana säilynyt perusmaa. (Latvala 1975)

Pohjaveden laadun kannalta merkittävimmät pelkistyskerroksesta liukenevat aineet ovat rauta ja mangaani. Pohjaveden pinnan ollessa syvällä perusmaakerroksessa liuenneet rauta ja mangaani sakkautuvat saostuskerrokseen. Jos pohjaveden pinta nousee saostuskerrokseen ja happipitoisuus on laskenut biologisen toiminnan seurauksena, alkaa rautaa liueta veteen. Mangaani liukenee vielä rautaakin helpommin. Kumpikin liukenee 2-arvoisena ionina. (Latvala 1975) Jos orgaanista ainesta on runsaasti läsnä, saattaa 2-arvoinen rauta muodostaa komplekseja orgaanisen aineen kanssa (Frycklund 1992).

Veden hapetus- tai pelkistyskykyä ilmaistaan hapetus-pelkistys-potentiaalin (redox-potentiaalin) avulla. Mittaukset ovat osoittaneet, että redox-potentiaalin laskiessa alle +230 mV alkaa pohjaveden rautapitoisuus kohota. Tällainen tilanne syntyy pohjaveden muuttuessa hapettomaksi. Mangaani käyttäytyy lähes raudan tavoin redox-potentiaalin suhteen. (Hatva et al. 1978)

Seuraavat reaktioyhtälöt kuvaavat rautayhdisteiden muuttumista liukenemattomasta liukoiseen muotoon (Ghosh 1965, Latvalan 1975 mukaan):



Yhtälössä 1 ferrokarbonaatti muuttuu liukoiseksi ferrobikarbonaatiksi. Yhtälöt 2a ja 2b kuvaavat reaktioita, jossa ferrioksidi muuttuu ensin ferro-oksidiksi ja edelleen ferrobikarbonaatiksi. Yhtälön 2b mukaisen reaktion tiedetään tapahtuvan anaerobisissa olosuhteissa.

Talousveden laatusuosituksen mukaan vesilaitosten toimittaman veden rauta- ja mangaanipitoisuudet tulisivat olla alle 200 µg/l ja 50 µg/l vastaavasti (STMa 461/2000).

2.2. Tekopohjaveden muodostaminen

Tekopohjaveden muodostamisella tarkoitetaan pintaveden imeyttämistä maaperän hyvin vettä läpäiseviin kerroksiin, millä pyritään puhdistamaan pintavettä ja lisäämään luontaisen pohjavesimuodostuman antoisuutta. Edelleen tekopohjaveden imeyttämistä voidaan käyttää pohjavedenpinnan nostamiseen, estämään meriveden pääsy makeaan pohjavesivarastoon ja erilaisten jätevesien käsittelyyn. (Rönkä et al. 1977)

Tekopohjaveden muodostamisen edellytyksiä ovat laadultaan ja määrältään sopivan pintaveden saatavuus sekä imeytysalueen riittävä koko ja maaperän hyvä vedenjohtavuus. Tällaiset olosuhdevaatimukset täytyvät usein suomalaisissa harjumuodostumissa. (Hatva et al. 1978)

Frycklundin (1992) mukaan tekopohjaveden muodostaminen muistuttaa luonnollisen pohjaveden muodostumista. Imeytettävä vesi sisältää kuitenkin humusta, mikrobeja ja suspendoituneita epäorgaanisia aineita. Tällöin imeytysalueen maaperään muodostuu luontaisesta poikkeava eliöstö. Imeytyvän veden määrä on tekopohjavettä muodostettaessa huomattavasti suurempi kuin luontaisessa imeytymisessä. Näin myös veden mukana kulkeutuvan orgaanisen ja epäorgaanisen aineksen määrä on suurempi, mikä saattaa johtaa maan huokosten tukkeutumiseen. Tekopohjaveden imeytyksessä veden määrä kyllästymättömässä vyöhykkeessä kasvaa, mikä aiheuttaa viipymääjan lyhenemisen yhä suurempien huokosten osallistuessa veden kulkeutumiseen. Tällöin veden puhdistuminen saattaa heikentyä. Kemialliset vuorovaikutukset veden ja maamateriaalin välillä jäävät tekopohjaveden imeytyksessä heikommiksi kuin luontaisessa imeytymisessä, minkä vuoksi kemiallista tasapainotilaa ei välttämättä saavuteta. Näin syntyy laadultaan kahta erilaista vettä, jotka sekoittuessaan saattavat aiheuttaa rautaoksidi- tai kalsiumkarbonaattisaostumia maaperässä.

Tekopohjaveden etuja verrattuna pintaveden käyttöön ovat tasainen vedenlaatu, veden varastointimahdollisuus ja vähäinen kemiallisen käsittelyn tarve. Lisäksi maahan imeytetty vesi on paremmin suojassa saastumiselta kuin pintavesi. (Hatva et al. 1978; Frycklund 1992) Taulukossa 3 esitetään tekopohjaveden edut ja haitat.

Taulukko 3. Tekopohjaveden etuja ja haittoja (Isomäki et al. 2007).

Edut:	Haitat:
<ul style="list-style-type: none"> + kokonaisuus suunniteltu huolella + hyvä, tasalaatuinen vesi + pintaveden lämpötilavaihtelut tasoittuvat maaperässä + pystytään tuottamaan pohjaveden kaltaista vettä yhdyskuntien tarpeeseen + usein saadaan aikaan korkealaatuista talousvettä ilman suuria kemikaalimääriä, jolloin kustannukset ja kaatopaikoille toimitettavan kemikaalijätteen määrät pysyvät pieninä. + pintavesilähteen pilaantuessa voidaan imeytys lopettaa tilapäisesti ja jatkaa talousveden tuottamista 	<ul style="list-style-type: none"> - raakavesilähteenä käytettävän pintaveden mahdollinen pilaantuminen - esimerkiksi sinilevät voivat aiheuttaa ongelmia - vaikutukset imeyttämisympäristöön (pH, kosteus, emäsravinnetasapaino ja typen kierto) - sosiaaliset ja taloudelliset eturistiriidat

2.2.1. Tekopohjaveden imeytysmenetelmät

Tekopohjaveden muodostaminen perustuu joko suoraan tai epäsuoraan imeytysmenetelmään (Huisman & Olsthoorn 1983). Epäsuorassa menetelmässä pintaveden imeytyminen maaperään saadaan aikaan sijoittamalla pohjavedenotto-kaivot luonnollisessa pohjavesimuodostumassa lähelle vesistöä ja alentamalla pohjaveden pinnantasoa pintaveden korkeutta alemmalle tasolle. Puhutaan rantaimeyttämisestä. Suorissa menetelmissä pintavettä johdetaan pohjavesialueelle imeytettäväksi vettä läpäiseviin kerroksiin.

Epäsuora imeytys

Epäsuoraa tekopohjaveden imeytysmenetelmää, jossa pohjavesikaivot sijoitetaan lähelle vesistön (joen tai järven) rantaa, kutsutaan rantaimeytykseksi. Kaivojen etäisyys rannasta on tavallisesti noin 50 m. Pumpkauksen seurauksena pohjavedenpinta alenee järven tai joen veden pintaa alemmalle tasolle, jolloin pintavettä alkaa imeytyä kohti pohjavesimuodostumaa. Pinnantasojen erosta käytetään nimitystä hydraulinen gradientti. Edellytyksenä on, että maaperä on vettä läpäisevää materiaalia, tavallisesti hiekkaa tai hienoa soraa. (Frycklund 1992; Kivimäki 1992)

Menetelmänä rantaimeytys ei ole ongelmaton. Pintaveden suspendoitunut aines saattaa tukkia maaperän, jolloin rantaimeytymistä ei enää tapahdu. Rantaimeytyksessä veden maaperässä kulkema matka on usein niin lyhyt, ettei puhdistuminen ole riittävän tehokasta. Myös rantaimeytyneen veden lyhyellä viipymällä maaperässä on merkitystä. Ongelmallisia ovat tilanteet, jossa imeytyvän pintaveden laatu heikkenee nopeasti esimerkiksi teollisuuden päästöjen vaikutuksesta. Imeytystä ei tällaisissa tilanteissa useinkaan ole mahdollista keskeyttää riittävän nopeasti, jolloin koko pohjavesimuodostuma on vaarassa pilaantua. (Kivimäki 1992) Pohjasedimentin läpi imeytyvä vesi ei kulje ilmalla kyllästyneen vyöhykkeen läpi kuten muissa imeytystekniikoissa, mikä johtaa usein anaerobisten olosuhteiden syntymiseen ja edelleen raudan ja mangaanin liukenemiseen pohjaveteen (Frycklund 1992).

Rantaimeytyksessä veden maaperässä kulkemalla matkalla on suuri merkitys veden puhdistumisen kannalta. Miettinen et al. (1994) tutkivat rantaimeytyksen vaikutuksia orgaaniseen aineeseen ja huomasivat, että imeytysmatkan pidentyessä vesi puhdistuu merkittävästi paremmin. He myös totesivat rantaimeytyksen muuttavan enemmän veden orgaanisen aineen laatua kuin määrää. Rantaimeytyvän pintaveden ollessa hyvälaatuisia on mahdollista saavuttaa lyhyilläkin imeytysmatkoilla hyviä puhdistumistuloksia. Hatva (2004) tutki rantaimeytyvän veden laatua. Tutkimuksessa pintaveden orgaanisen hiilen kokonaismäärä (Total organic carbon, TOC) oli 5,8 mg/l, mikä laski rantaimeytyksen vaikutuksesta arvoon 2,0 mg/l.

Suorat imeytysmenetelmät

Suorilla imeytysmenetelmillä on monia etuja verrattuna epäsuoriin menetelmiin (Huisman & Olsthoorn 1983). Imeytykseen käytettävä pintavesilähde, joka on laadultaan sopivinta, voi sijaita kaukana imeytysalueesta. Tarvittaessa sitä voidaan myös vaihtaa. Imeytettävä vesi voidaan esikäsitellä. Tukkeutunut imeytysallas voidaan puhdistaa helposti. Imeytys voidaan myös keskeyttää, jos imeytettävän veden laatu heikkenee hetkellisesti. Kertynyt pohjavesivarasto mahdollistaa silti pohjavedenoton jatkamisen.

Suora imeytys tehdään joko pinta- tai syväimeytyksenä. Suora imeytysmenetelmä valitaan imeytysalueen ominaisuuksien mukaan. Jos pohjavedenpinta on lähellä maanpintaa eikä esteenä ole vettä läpäisemättömiä kerroksia, voidaan valita pintaimeytys. Vastaa- vasti tiiviit ja paksut kerrokset pohjavedenpinnan yläpuolella tai luonnonsuojelulliset näkökohdat pakottavat valitsemaan syväimeytysmenetelmän. (Huisman & Olsthoorn 1983)

Suomessa yleisimmin käytetty imeytysmenetelmä on allasimeytys. Etenkin viime aikoi- na sadetus on noussut merkittäväksi pintaimeytyskeinoksi allasimeytyksen ohella. Sy- väimeytysmenetelmistä kaivoimeytys on kaikkein yleisin. (Kivimäki 1992)

2.2.2. Imeytettävän veden laatu

Suomessa tekopohjavedeksi imeytettävälle vedelle ei ole asetettu tarkkoja laatuvaati- muksia. Puhdistumisen ja paikallisten olosuhteiden perusteella arvioidaan pintavesiläh- teen soveltuvuus tekopohjaveden muodostamiseen aina tapauskohtaisesti. Yleisesti voi- daan sanoa, että pintaveden merkittävimpiä laatutekijöitä ovat kiintoainepitoisuus, or- gaanisen aineen määrä, sameus, haju ja maku, lämpötila, happipitoisuus ja hapen kylläs- tysaste, rauta- ja mangaanipitoisuus, pH ja bakteerien määrä (Iihola 1975, Kivimäen 1992 mukaan).

Näiden ominaisuuksien lisäksi pintavesilähteen muitakin ominaisuuksia on syytä tuntea. Näillä tarkoitetaan muun muassa valuma-alueen laajuutta, maankäyttöä, vesistön sy- vyyssuhteita, termistä kerrostuneisuutta ja vesistön herkkyyttä sinileväkasvustoille. (Ki- vimäki 1992)

Kaupunkiliiton julkaisussa B 192 (1984) annetaan suosituksia tekopohjavedeksi imeytettävän veden laadusta. Jos veden KMnO_4 -luku on pienempi kuin 40 mg/l, voi- daan vettä käyttää imeytykseen viipymän ollessa 45 – 60 d. 30 – 45 d viipymät sallitaan, jos KMnO_4 -luku on alle 20 mg/l. Kiintoaineksen määrästä mainitaan, että sen tulee olla pieni, jotta suodatinaines ei tukkeutuisi. Happea kuluttavaa ainesta ei vedessä saisi olla runsaasti, jotta imeytetty vesi ei muuttuisi pelkistäväksi. Lieventävänä asiana mainitaan, että edellä mainittua heikkolaatuisempaa vettä voidaan käyttää, jos tekopohjaveden

määrä on pieni verrattuna luonnollisen pohjaveden määrään. (Kaupunkiliiton julkaisu B 192 1984)

Sinilevät imeytettävässä vedessä

Sinilevien (syanobakteerien) merkitystä tekopohjaveden valmistuksessa on tutkittu melko paljon viimeisten vuosikymmenien aikana. Lahti et al. (1993) kuvaavat syanobakteerien tuottavan veteen kalamaista, maamaista tai mutamaista hajua. Vakavin syanobakteerien vedenkäsittelylle aiheuttama ongelma liittyy kuitenkin maksa- ja hermotoksiineihin, joita jotkin syanobakteerit tuottavat.

Maksatoksiineista merkittävin on mikrokystiini (esimerkiksi mikrokystiini-LR), jota tuottavat useat eri sinilevälajit. Hermotoksiineista tunnetuin lienee anatoksiini a. (Sivonen 1996, Vaitomaan 1998 mukaan) Lahti et al. (1993) mainitsevat, miten kahdessa suomalaisessa vesilaitoksessa jouduttiin turvautumaan vedenkäyttörajoituksiin raakavesilähteessä esiintyneen runsaan sinileväkasvuston takia 1980-luvun lopulla. Kummasakin tapauksessa kyseessä oli maksatoksiseksi osoittautunut *Oscillatoria agardhii* – sinilevä.

Kemialliselta koostumukseltaan sinilevätoksiinit voidaan jakaa kolmeen ryhmään: sykliiset peptidit, alkaloidit ja lipopolysakkaridit (Sivonen & Jones 1999, Drikas et al. 2001 mukaan). Toksikologian kannalta sinilevätoksiinit ovat maksatoksiineja, hermotoksiineja tai allergiaa aiheuttavia yhdisteitä. Carmichael (1992) mainitsee erityisesti *Mircocystis aeruginosa*n ja sen tuottamat toksiinit, mikrokystiinit, huolen aiheeksi, koska niiden tiedetään aiheuttavan maksakasvaimia sekä inhiboivan entsyymisysteemiä, minkä seurauksena saattaa olla maksan tuhoutuminen. Osa sinilevistä tuottaa ja vapauttaa toksiineja jatkuvasti. Toiset taas varastoivat tuottamansa toksiinit solun sisälle, mistä ne vapautuvat solun kuollessa. Veteen vapautuneet ja lienneet toksiinit saattavat säilyä raakavesilähteessä jopa kuukausia. (Lahti et al. 1997)

Veteen vapautuvat sinilevien tuottamat toksiinit eivät poistu perinteisessä pintaveden käsittelyssä, joka perustuu kemialliseen saostukseen. Tehostamalla perinteistä saostusprosessia aktiivihilikkäsittelyllä voidaan kuitenkin saavuttaa hyviä tuloksia sinilevätoksiinien poistamisessa. Aktiivihili voidaan joko syöttää jauhemaisena (powdered activated carbon, PAC) prosessin alkuun tai täydentää prosessia aktiivihilisuodatuksella. (Keijola et al. 1988)

Keijolan et al. (1988) mukaan tarvittavat PAC-annokset ovat osoittautuneet erittäin suuriksi, mikä saattaa vaikeuttaa muun prosessin toimintaa. Menetelmä on kuitenkin tehokas, ja sillä pystytään poistamaan terveydellinen vaara, joka toksisista sinileväkukinoista raakavedessä aiheutuu. Aktiivihilisuodatus on niin ikään tehokas menetelmä poistaa sinilevätoksiineja. Menetelmää pidetään kuitenkin erittäin kalliina tapana varau-

tua sinilevätoksiinien poistoon, eikä suodattimen säilymistä toimintakykyisenä tunneta riittävän hyvin. (Keijola et al. 1988)

Tiedetään, että syanobakteerit voivat aiheuttaa tekopohjavesilaitoksilla imeytysaltaiden tukkeutumista ja sivumakuja veteen, mutta syanobakteerien tuottamien toksiinien käyttäytymistä imeytymisen aikana on tutkittu vain vähän (Lahti et al. 1996). Jos verrataan perinteisten saostus-suodatuslaitosten ja tekopohjavesilaitosten sinilevien poistotehokkuutta kasviplanktonin biomassan reduktion avulla, voidaan todeta tekopohjavesilaitosten olevan tehokkaampia. Tutkimukset ovat osoittaneet, että tekopohjavesilaitokset ovat tehokkaita varsinaisten sinileväsolujen poistamisessa, vaikka imeytettävässä vedessä olisi melko runsaastikin sinileväkasvustoa. (Lahti et al. 1993)

Lahti et al. (1996) tutkivat sinilevätoksiinien poistumista tekopohjavesilaitoksissa harju- ja sedimenttikolonniin avulla. Kokeessa kolonniin läpi pumpattiin syanobakteeritoksiinia sisältävää vettä ensin 0,038 m/h kolmen päivän ajan, jonka jälkeen nopeutta nostettiin arvoon 0,057 m/h seuraavaksi neljäksi päiväksi. Kokeen lopussa todetut mikrokystiini-LR -pitoisuuksien poistumat olivat 99,5 % ja 97,9 % sedimentti- ja harjukolonniin vastaavasti. Tutkimuksen yhteenvedon todetaan, että syanobakteerisolujen ja -toksiinien poistuminen on melko tehokasta, kun vesi suotautuu maa- tai sedimenttikolonniin läpi pois lukien tilanteet, joissa syanobakteerikukintojen määrä on erittäin suuri. (Lahti et al. 1996) Miller et al. (2001) kuitenkin muistuttavat, että korkeilla pH-arvoilla maksatoksiinit ovat hydrofiilisiä eikä adsorptio maapartikkeleihin ole välttämättä tehokasta.

Myös Vaitomaa (1998) toteaa sinileväsolujen reduktion olevan tehokasta sedimentti- ja harjukolonnikokeissa. Samassa tutkimuksessa kuitenkin todetaan, että mikrokystiinin reduktio ei ollut yhtä tehokasta kuin sinileväsolujen. Niinpä sillä, että sinileväbiomassa on hävinnyt imeytyksessä, ei voida todeta myös toksiinien poistuneen kokonaan. Mikrokystiinin reduktiossa merkittävää on biologinen hajoaminen, jonka osuus kokonaispoistumasta on jopa 70 %. Vaitomaan (1998) tutkimuksissa harju- ja sedimenttikolonnit osoittivat erilaisia ominaisuuksia mikrokystiinin poistamisessa. Sedimenttikolonniin mikrokystiinin reduktio alkoi kasvaa kahden päivän kuluttua imeytyksen aloittamisesta, mikä on merkki mikrobitoiminnan alkamisesta. Harjukolonniin vastaava viive oli yhdeksän päivää. Tulokset lupailevatkin rantaimetytymisen olevan tehokas mikrokystiinin poistaja. Tulos on hyvä erityisesti siltä kannalta, että rantaimetytymistä ei voida keskeyttää sinileväkukintojen aikaan. (Vaitomaa 1998)

2.2.3. Veden puhdistuminen tekopohjaveden imeytyksessä

Fysikaalinen puhdistumisprosessi

Kuten luontaisessa pohjaveden muodostumisessakin, tekopohjavedeksi imeytettävään veden puhdistumiseen vaikuttavia fysikaalisia tekijöitä ovat mekaaninen suotautuminen,

sedimentaatio ja adsorptio (Huisman & Olsthoorn 1983). Puhdistumisessa suurin huomio keskitetään orgaanisen aineen poistumiseen sen haitallisten vaikutusten takia erityisesti alueilla, joilla pintaveden orgaanisen aineen pitoisuus on korkea (Nissinen et al. 2001).

Suotautumisen periaate on yksinkertainen. Suodatinmateriaalin huokosia suuremmat hiukkaset pidättyvät mekaanisesti suodattimeen. Tekopohjaveden tapauksessa kysymys on tavallisesti pidättymisestä imeytysaltaan suodatinkerrokseen, joka on hiekkaa. Pidättyneistä orgaanisista ja epäorgaanisista aineista muodostuu kerros, jossa alkaa biologinen toiminta. Tämä kerros myös adsorboi pieniä mineraalihiukkasia, kolloideja ja bakteereja. Imeytysaltaan suodatinkerros toimii tällöin periaatteessa samalla tavalla kuin hidassuodatin. (Rönkä et al. 1977; Hatva et al. 1978)

Sedimentaatioissa vedestä poistuu maarakeiden välisiä huokosia pienempi suspendoitu aines. Ilmiö on lähes vastaava, joka havaitaan aivan tavallisessa laskeutusaltaassa. Erona laskeutusaltaaseen verrattuna on se, että maaperässä pintana, johon sedimentaatio voi tapahtua, on periaatteessa kaikki raepinta-ala. Yhden kuutiometrin tilaavuudessa maa-ainesta, jonka huokoisuus on tavallinen 0,4 ja raekoko 0,5 mm, tällaista pinta-alaa on jopa 7200 m². Tästä pinta-alasta vain osa on tehokasta, jolloin tehokkaaksi muodostuva pinta-ala on suuruusluokkaa 400 m². (Huisman & Olsthoorn 1983)

Adsorptiota pidetään tärkeimpänä puhdistumisprosessina, joka vaikuttaa veden virratessa maaperässä. Adsorptio on joko passiivista tai aktiivista. Passiivisessa adsorptiossa hiukkanen pidättyy bakteerien ja orgaanisen aineen muodostamaan tahmeaan kerrokseen, joka on maarakeen pinnalla. Aktiivisesta adsorptiosta puhutaan, kun hiukkasen ja maarakeen välillä on fyysikaalinen vuorovaikutus, kuten van der Waals- tai Coulombin voima. (Huisman & Olsthoorn 1983) Sekä veden humuksen että maamateriaalin koostumuksella on merkitystä siihen, miten humus adsorpoituu tekopohjaveden imeytyksessä. Maaperän savipitoisuus ja humuksen aromaattisuus ja hydrofobisuus parantavat adsorptiota. Maaperässä oleva orgaaninen aines ja humuksen happamuus puolestaan heikentävät adsorptiota. (Juhna et al. 2003)

Lindroos et al. (2002) saavuttivat merkittäviä tuloksia tutkiessaan orgaanisen aineen käyttäytymistä tekopohjaveden imeytyksen aikana. Aiemmin vallinnut käsitys, että orgaanisen aineen poistuminen tekopohjavettä muodostettaessa tapahtuisi jo aivan maaperän pintakerroksessa, ei pidä paikkaansa. TEMU-tutkimushankkeen yhteydessä suoritettujen kokeiden mukaan orgaanista ainesta saattaa hieman poistua vajovesivyöhykkeessä, mutta pääosa poistumisesta tapahtuu vasta pohjavesivyöhykkeessä. Orgaanista ainetta poistui sitä paremmin mitä pidemmän matkan vesi maaperässä kulki.

Biologinen ja kemiallinen puhdistumisprosessi

Maaperässä tapahtuva veden orgaanisen aineen biohajoaminen liittyy kaikkiin tekopohjaveden imeytysmenetelmiin. Kolehmaisen et al. (2009) mukaan biohajoaminen on merkittävä tekijä veden puhdistumisessa, kun tekopohjavettä valmistetaan. Heidän suorittaman hiekkakolonnikokeen (kesto 941 vuorokautta) tulosten mukaan 32 – 52 % liuenneesta orgaanisesta hiilestä (Dissolved organic carbon, DOC) poistui mikrobien vaikutuksesta. Lämpötilalla ja veden virtaamalla kolonniin oli vaikutusta biohajoamiseen siten, että matala lämpötila ja suuri virtaama vähensivät biohajoamisen astetta. Kolonniin johdetun veden TOC-pitoisuus laski 76 % ensimmäisen 0,6 m matkalla, kun koko kolonnin (pituus 18,5 m) matkalla TOC-pitoisuus laski 81 %. Myös biohajoamisen kannalta aktiivisin alue sijoittuu nimenomaan imeytyksen alkuosaan. (Kolehmainen et al. 2009)

Tekopohjaveden valmistuksessa havaitaan positiivinen korrelaatio luonnosta peräisin olevan orgaanisen aineen (Natural organic matter, NOM) poistumisen ja veden kokonaispesäkeluvun välillä. Tämäkin tulos on osoitus siitä, että biohajoamisella on veden puhdistumisessa merkittävä rooli. Alueilla, joilla tekopohjavettä valmistetaan, mikrobiopulaatio on hyvin erilainen verrattuna luontaisen pohjaveden mikrobiopulaatioon. Tekopohjaveden valmistus siis muuttaa alueen mikrobiopulaatiota. (Kolehmainen et al. 2007)

Tekopohjaveden kemiallinen puhdistuminen liittyy hiilen, typen, kalsiumin, raudan, mangaanin ja rikin reaktioihin. Näihin reaktioihin vaikuttavat voimakkaasti eri aineiden hapetus-pelkistystasapaino. (Hatva et al. 1978) Sekä Hatva (1978) että Rönkä (1977) korostavat kuitenkin biologisten reaktioiden merkitystä, koska nämä muuttavat pelkistyspotentiaaleja ja ovat siten usein merkittävämpiä kuin varsinaiset fysikokemialliset tasapainoreaktiot. Myös Setälä & Assmuth (1990) mainitsevat pohjavesikerroksessa tapahtuvien kemiallisten reaktioiden olevan hitaampia kuin mikrobiologisesti katalysoidut reaktiot. Tekemässään kirjallisuusselvityksessä he nostavat hydrolyysin ja hapettumisen kemiallisen puhdistumisen kannalta tärkeimmiksi reaktioiksi.

2.2.4. Tekopohjaveden esikäsittelymenetelmät

Tekopohjaveden muodostamisessa esikäsittelyn tarpeeseen vaikuttavat imeytettävän veden laatu ja veden viipymä (aika ja matka) maaperässä. Esikäsittelyn tarkoituksena on tavallisesti kiintoaineksen määrän ja happea kuluttavan aineksen vähentäminen, poistaa vedestä aineksia, jotka saostuessaan tukkisivat maaperän, imeytettävän veden happipitoisuuden lisääminen, maaperän luontaisen adsorptio- ja ioninvaihtoreaktiokyvyn säilyttäminen sekä nykyään myös levätoksiinien poistaminen (Hatva et al. 1978; Kivimäki 1992).

Allasimeytystä hyödyntävissä tekopohjavesilaitoksissa kiintoaineksen poistamisella hidastetaan imeytysaltaiden mekaanista tukkeutumista. Kiintoaineksen määrän vähentämisellä ehkäistään myös syvemmällä tapahtuvaa maaperän huokosten tukkeutumista. (Rönkä et al. 1977)

Happea kuluttavana osana pidetään imeytettävän veden orgaanista ainesta. Hajotessaan orgaaninen aines kuluttaa veteen liuennutta happea, mikä saattaa johtaa pelkistävien olosuhteiden syntymisen. (Rönkä et al. 1977)

Kaupunkiliiton julkaisun B 192 (1984) mukaan tekopohjavedeksi imeytettävä vesi tulisi esikäsitellä, jos imeytettävän veden KMnO_4 -luku on yli 40 mg/l, väriluku yli 70, ammoniumpitoisuus yli 0,1 mg/l, rautapitoisuus yli 0,5 mg/l, kokonaisfosfori yli 0,025 mg/l, koliformisten bakteerien kokonaismäärä yli 50 pmy/100 ml tai fekaalisten koliformisten bakteerien määrä yli 10 pmy/100 ml.

Imeytettävän veden esikäsitteily jaetaan periaatteeltaan kahteen, mekaaniseen ja kemialliseen käsittelyyn. Kiinteät orgaaniset ja epäorgaaniset partikkelit on mahdollista poistaa pelkällä mekaanisella käsittelyllä. Sen sijaan kolloidinen aines läpäisee usein mekaanisen käsittelyn, joten sen poistamisessa on käytettävä kemiallista käsittelyä. (Rönkä et al. 1977)

Esikäsitteilyä koskevista tutkimuksista merkittävin lienee Kytövaaran (2001) tekemät kokeet Harjavallassa. TEMU-tutkimushankkeen yhteydessä on listattu, mitä etuja kemiallisella esikäsitteilyllä on verrattuna pelkkään mekaaniseen hiekkapikasuodatukseen. Kemiallinen käsittely vähentää imeytettävän veden mukana kulkeutuvan aineksen määrää, mahdollistaa alle kuukauden viipymääjan, poistaa imeytettävästä vedestä happea kuluttavaa orgaanista ainesta ja vähentää imeytettävässä vedessä olevien patogeenien määrää. (Helmisaari et al. 2003)

Vastaavasti kemiallisen esikäsitteilyn haittoja ovat kalliimmat investointi- ja käyttökustannukset kuin mekaanisessa hiekkapikasuodatuksessa. Kemiallisessa esikäsitteilyssä muodostuvan lietteen määrä on merkittävästi suurempi kuin mekaanisessa käsittelyssä. Myös veden suolojen määrä lisääntyy ja pH-arvo laskee kemiallisen esikäsitteilyn vaikutuksesta. (Helmisaari et al. 2003)

Myös Turun seudun vesi Oy:n ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa on vertailtu mekaanista ja kemiallista esikäsitteilyä keskenään. Vertailun tulokset esitetään seuraavassa taulukossa 4.

Taulukko 4. Tärkeimmät erot mekaanisen ja kemiallisen esikäsitteilyn kesken (Turun seudun vesi Oy 2001).

	Mekaaninen käsittely	Kemiallinen käsittely
Puhdistusteho	Poistaa vedestä kiintoainetta ja siihen sitoutuneita epäpuhtauksia. Ei pysty poistamaan satunnaisia epäpuhtauksia (puhdistamaton jätevesi, öljy, suuret sinileväesiintymät). Prosessin tehostaminen kemialliseksi ei ole mahdollista, jos ei siihen erikseen varauduta menetelmää valittaessa.	Poistaa tehokkaammin kiintoaineen ja orgaanisen aineen, levviä raskasmetalleja, mikrobeja ja satunnaisia epäpuhtauksia. Prosessia voidaan ajaa tarvittaessa pelkästään mekaanisena. Saostuskemikaalijäämät kuormittavat harjua.
Jätehuolto	Muodostuva liete voidaan käsitellä yhdessä jätevedenpuhdistamolietteen kanssa tai sijoittaa maainesten läjitysalueelle.	Lietettä muodostuu merkittävästi enemmän. Kemikaalien vuoksi vaatii jatkokäsittelyä esimerkiksi jätevedenpuhdistamolla. Kemiallinen liete voi heikentää hieman puhdistamolietteen kompostoituvuutta.
Maankäyttö	Tilantarve noin puolet pienempi verrattuna kemialliseen käsittelylaitoksen.	Kaksinkertainen tilantarve mekaaniseen verrattuna.
Elinolot ja viihtyvyys	Mekaaninen käsittely luo positiivisen mielikuvan.	Saattaa luoda negatiivisen mielikuvan.
Kustannukset	Alhaiset investointi- ja käyttökustannukset.	Korkeammat investointi- ja käyttökustannukset.

Esikäsitteilymenetelmät ovat periaatteeltaan samankaltaisia kuin pintaveden puhdistamiseen käytettävät menetelmät. Puhdistustavoitteille ei kuitenkaan tarvitse asettaa yhtä tiukkoja vaatimuksia. Seuraavissa kappaleissa esitellään vedenpuhdistusmenetelmät, jotka voisivat tulla kyseeseen tekopohjavedeksi imeytettävän veden esikäsitteilyssä.

Ilmastus

Imeytystä edeltävän ilmastuksen tarkoitus on nostaa veden happipitoisuutta ja näin ehkäistä pelkistävien olosuhteiden syntyminen maaperässä. Tällä pyritään estämään raudan ja mangaanin liukeneminen pohjaveteen. Toinen näkökulma on se, että ilmastuksella varmistetaan aerobisille bakteereille suotuisat olosuhteet, jossa orgaanisen aineen hajottaminen on tehokasta. (Kivimäki 1992) Ilmastus voidaan suorittaa esimerkiksi por-

ras- eli kaskadi-ilmastuksena tai valuttamalla vettä kaltevaa pintaa pitkin (Karttunen 2004).

Pikasuodatus

Pikasuodatuksessa erotetaan imeytettävästä vedestä karkeat partikkelit. Pikasuodatus toteutetaan johtamalla vesi sorasta ja hiekasta koostuvan suodatinaineksen läpi, jolloin karkeiden partikkelien lisäksi osa raudasta ja mangaanista saostuu hapettumisen kautta. Pintakuorma pikasuodatuksessa on 10 – 20 m/h. (Kivimäki 1992)

Partikkelien pidättyminen pikasuodatuksessa perustuu siirtämismekanismeihin, joilla partikkeli poikkeaa alkuperäiseltä virtausviivaltaan lähemmäs suodatinraetta. Siirtämismekanismit puolestaan perustuvat seuraaviin ilmiöihin: siivilöinti, rakeen sivuaminen, diffuusio, hitaus, selkeytys ja hydrodynamiikka. Tavallista on, että mekanismina on usean yllämainitun tekijän summavaikutus. (Latvala 1975)

Helmisaaren et al. (2003) tutkimuksen yhteydessä tehdyissä hiekkapikasuodatuskokeissa suodatusnopeus oli 3,7 – 8 m/h. Pikasuodatuksella saavutettiin keskimäärin 33 % sameuden vähenemä, 55 % kiintoaineen vähenemä ja 80 – 90 % bakteerien vähenemä. Turun seudun vesi Oy:n (2003) julkaisussa 3/2003 viitataan Suunnittelukeskuksen vuonna 1999 tekemään pikasuodatuskokeeseen, jossa tutkittiin Kokemäenjoen veden puhdistumista hiekkasuodattimissa, joissa hiekan raekoko oli 0,8 – 1,2 mm. Kokeessa saavutettiin 6,0 m/h suodatusnopeudella 69 %, 46 % ja 6 % vähenemät kiintoaineen, sameuden ja kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Mn}) osalta vastaavasti.

Mikrosiivilöinti

Mikrosiivilöinnin käyttö esikäsittelymenetelmänä on hyvin samanlainen kuin pikasuodatuksenkin. Karkeiden partikkelien ja erityisesti levien poistossa mikrosiivilöinnillä voidaan saavuttaa hyviä tuloksia. (Rönkä et al. 1977)

Nykyään käytetyin mikrosiivilöintilaitteisto lienee rumpusuodatin. Rumpusiivilä on vaakasuoran akselin ympäri pyörivä sylinteri, jonka vaippa toimii siivilänä. Rumpusiivilä toimii osittain veteen upotettuna. Markkinoilla olevat laitteistot eroavat toisistaan siivilänä toimivan viiran materiaalin ja huuhtelujärjestelmän yksityiskohtien osalta. Tavallisin huuhtelutekniikka on automaattinen vesisuihku pesu, joka voi olla jatkuva tai padotuskorkeuden ohjaama. (Karttunen 2004)

Rumpusiivilä mitoitetaan pintakuorman perusteella. Vesilaitosten käyttämien mikrosiivilöiden pintakuormat vaihtelevat välillä 100 – 150 m/h. Rumpusiivilä sopii suomalaisissa olosuhteissa esikäsittelyksi nimenomaan tekopohjavesilaitoksiin tai hidassuodattimiin. (Karttunen 2004)

Kemiallinen koagulaatio

Kemiallisessa koaguloinnissa partikkelien sähköisiä hylkimisvoimia pienennetään siten, että muodostuu mikroflokkeja. Koagulaatiota seuraa flokkautuminen, jossa muodostuneet mikroflokkit törmäillessään kiinnittyvät toisiinsa muodostaen laskeutumiskelpoisia makroflokkeja. (Gregor et al. 1997) Koagulaatio saadaan aikaan epäorgaanisten alumiini- tai rautasuolojen lisäyksellä. Koagulaatiolla voidaan poistaa paitsi suspendoitunutta, kolloidia ja liennuttua orgaanista ainetta (Dissolved organic matter, DOM) myös patogeeneja. Vrijenhoek et al. (1998) mukaan koagulaation tehokkuuteen erityisesti NOM:n ja partikkelien osalta vaikuttavat koagulantti ja sen annostelu, pH, lämpötila ja NOM:n ominaisuudet. Heidän pilot-mittakaavan tutkimuksessaan tutkittiin Yhdysvaltalaisia pintavesiä. Sekä partikkelien että NOM:n osalta tehokas koagulaatio saavutettiin alumiinisulfaattilla ($\text{Al}_2\text{SO}_4 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$) annoksella 20 – 60 mg/l. Optimi pH:n todettiin olevan 5,5. Lindqvist (2001) havaitsi kuitenkin, että DOM:n poistaminen ei ole yhtä herkkä pH:lle kuin sameuden poistaminen.

Orgaanisen aineen ominaisuuksista molekyylikokojakauman merkitystä koagulaation tehokkuuden kannalta on tutkittu paljon. Koagulaatiossa NOM:n suuret molekyylikoot poistuvat lähes kokonaan. Keskisuuretkin molekyylikoot poistuvat riittävästi, mutta pienet molekyyliyt ovat vaikeita poistaa. (Vuorio et al. 1998; Nissinen et al. 2001; Matilainen et al. 2002) Matilaisen et al. (2002) tutkimuksessa pienten molekyylien poistotehokkuus oli vain 3 – 25 %.

Koagulaatioon käytettävistä kemikaaleista tavallisimpia ovat alumiini- ja rautasuolat. Erityisesti alumiinisulfaatti on aiemmin ollut suosittu kemikaali, mutta rautasuolat ovat osittain syrjäyttäneet sen. Tutkimukset ovat osoittaneet, että rautasuolat ovat koagulantteina tehokkaampia kuin alumiinisulfaatit. Rautasuolojen tehokkuus tulee esille juuri keskisuurten molekyylien poistumassa. (Lindqvist 2004; Matilainen 2007) Rautasuolojen ohella polyalumiinikloridi on osoittautunut erinomaiseksi koagulantiksi, koska se toimii laajoilla pH- ja lämpötila-alueilla (Swiderska-Bróz & Rak 2002).

Kontaktisuodatus

Yksi kemialliseen koagulaatioon ja flokkien muodostamiseen perustuva sovellus on niin kutsuttu kontaktisuodatus. Siinä saostuskemikaali syötetään veteen juuri ennen suodattainta. Kaikki käsittelyyn liittyvät operaatiot tapahtuvat näin ollen suodattimessa, joka tavallisesti on hiekkasuodatin tai kaksikerrossuodatin. Myös käänteissuodatinta on mahdollista käyttää. Yleisesti ottaen kontaktisuodatus sopii vesille, joiden humuspitoisuus ei ole kovin suuri. (Rönkä et al. 1977)

Merkittävä ero perinteisen kemiallisen käsittelyn ja kontaktisuodatuksen välillä on se, että kontaktisuodatuksessa ei ole erillistä selkeytystä, jossa muodostuneet flokit erotetaan. Näin ollen vedestä erotettava aines on kontaktisuodatuksessa varastoitava koko-

naan suodatinmateriaaliin. Tämä aiheuttaa ongelmia suodatinmateriaalin valinnassa. Suodatetun veden laadun näkökulmasta suodatinmateriaalin tulisi olla raekooltaan pientä, mutta tällöin painehäviö kasvaa nopeasti, ja suodatin on huuhteltava. Huuhteluvälin pidentämiseksi on tavallista, että suodatin rakennetaan kahdesta kerroksesta, jolloin vesi virtaa karkeammasta kerroksesta hienompaan, ja koko suodatinmateriaali tulee käynteiksi kiintoaineen varastointiin ennen huuhtelua. Toisin sanoen suuret partikkelit ja flokit pidättyvät karkeaan kerrokseen, ja hienommat partikkelit kulkeutuvat hienoon kerrokseen. (Kawamura 2000) Tällaisten kaksikerrossuodattimien materiaalien tiheyksien on poikettava toisistaan riittävästi, jotta ne eivät sekoitu toisiinsa huuhtelun aikana (Vedenpuhdistamoiden suunnitteluohjeet 1978).

Tyypillistä on, että kaksikerrossuodatin koostuu hiekkakerroksesta, jonka päällä on antrasiittikerros. Antrasiitin tiheys on noin $1,4 \text{ kg/m}^3$, kun tavallisen kvartsihiekan tiheys on $2,65 \text{ kg/m}^3$. Kaksikerrossuodattimessa käytettävän hiekan raekoko on $0,8 - 1,2 \text{ mm}$ ja antrasiitin $1,5 - 3,0 \text{ mm}$. Suodatinkerroksen kokonaisvahvuus on tyypillisesti $0,8 - 1,5 \text{ m}$. Kaksikerrossuodattimen suodatusnopeus on tavallisesti $8 - 12 \text{ m/h}$, mutta kontaktisuodattimelle on esitetty pienempiäkin nopeuksia. (Vedenpuhdistamoiden suunnitteluohjeet 1978)

Suodattimen mitoituksessa painehäviön laskeminen on yksi olennaisista tekijöistä. Kaupallisille suodatinmateriaaleille on saatavissa valmiita arvoja, mutta painehäviö voidaan myös laskea lähtötiedoista Darcyn lain avulla. Seuraavassa yhtälössä 3 esitetään suodattimen painehäviön laskemiseen tarvittava Darcyn lain sovellus, jonka hyödyntämiseen tarvitaan alempana olevaa Hazenin yhtälöä 4 (Kawamura 2000):

$$\Delta h = \frac{LQ}{kA} \quad (3)$$

$$k = c(0,7 + 0,03t)de^2 \quad (4)$$

$\Delta h =$ painehäviö (cm)

$L =$ suodatinkerroksen paksuus (cm)

$Q =$ virtaama (cm^3/s)

$A =$ suodattimen pinta – ala (cm^2)

$k =$ vedenläpäisykerroin

$c =$ kerroin, jonka arvona pidetään lukua 124

$t =$ veden lämpötila ($^{\circ}\text{C}$)

$de =$ suodatinmateriaalin tehokas raekoko (cm)

Monikerrossuodatinten tapauksessa koko suodattimessa tapahtuva painehäviö voidaan laskea summaamalla jokaiselle kerrokselle erikseen lasketut painehäviöt yhteen.

Alkalointi

Alkalointi on tavanomainen jälkikäsittelytekniikka, mutta se saattaa liittyä myös esikäsittelytekniikoihin. Yksi tärkeimmistä käyttökohteista on kemiallisen koagulaation pH:n säätö optimaaliseksi. Alkalointikemikaalina voivat olla esimerkiksi sammutettu kalkki ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), poltettu kalkki (CaO), natriumhydroksidi (NaOH) ja natriumkarbonaatti (Na_2CO_3). (Kivimäki 1992)

3. MATERIAALIT JA MENETELMÄT

Tässä luvussa esitellään työn kohteena oleva Nokian kaupungin Maatialan vesilaitos ja sen raakavesilähteenä toimiva Maatialanharjun pohjavesialue. Lisäksi näytteenoton järjestelyt, työssä käytetyt laboratoriomenetelmät ja koejärjestelyt kuvataan yksityiskohtaisesti. Karttakuva Maatialanharjun pohjavesialueesta esitetään liitteessä 1.

3.1. Maatialanharjun pohjavesimuodostuma ja vedenotto

Maatialanharju on mannerjäätikön sulamisvaiheessa syntynyt itä-länsisuuntainen harjumuodostuma, joka kuuluu laajaan ja yhtenäiseen Pälkäneeltä Ylöjärvelle ulottuvaan harjujaksoon. Maatialanharjun ydinosa koostuu pääosin sora- ja hiekkamaalajeista, mutta paikoin esiintyy heikosti lajittuneita maakerroksia sekä kiviä. Harjun ydinosan leveys on noin 200 m. Maan kerrospaksuudet Maatialanharjun alueella vaihtelevat välillä 10 - 30 m. Pohjoispuolella harju rajoittuu Vihnusjärveen ja eteläpuolella on Pyhäjärvi. Pyhäjärven puoleinen osa harjusta on savea, joten harjun alueella sijaitseva pohjavesiallas ei todennäköisesti ole yhteydessä Pyhäjärveen. Harjun maaperä Vihnusjärven puolella on savi- ja silttipitoinen. (Kivimäki 1992; Pöyry Environment Oy 2007)

Nokian kaupungin Maatialan vesilaitos hyödyntää Maatialanharjun I luokan pohjavesimuodostumaa. Samalla pohjavesimuodostuma on Nokian kaupungin pääraakavesilähde. Pohjavesialueen kokonaispinta-ala on 2,24 km² ja muodostumisalueen pinta-ala on 1,07 km². Imeytymiskertoimeksi arvioidaan 0,4. Alueen vuotuinen sadanta on 630 mm. Luontaisesti muodostuvan pohjaveden määräksi arvioidaan 720 m³/d. (OIVA 2010) Pohjavedenpinta harjussa on nykyisin noin 3 m alempana kuin Vihnusjärven pinta, mikä on seuraus pohjavedenotosta. Tämä korkeusero aiheuttaa rantaimeytymistä Vihnusjärvestä pohjavesimuodostumaan. Arvioidaan, että pääosa rantaimeytymisestä tapahtuu Maatialanharjun länsipuolella. (Pöyry Environment Oy 2007)

Vihnusjärven vettä hyödynnetään myös tekopohjaveden valmistamiseen, millä lisätään pohjavesimuodostuman antoisuutta. Tekopohjaveden imeytys on aloitettu vuonna 1974. Imeytettävän veden pumppaamo on Vihnusojan varressa, ja imuputken pää noin 100 m etäisyydellä rannasta. Käsittelemättömän järviveden imeytys tapahtuu pohjavesialueen länsiosassa, Viikinharjulla, missä sijaitsee 16 imeytykseen soveltuvaa kuilukaivoa. Imeytettävän veden määrä on 1500 – 2000 m³/d. Selvitysten mukaan pohjavesi virtaa Viikinharjun imeytysalueelta itään kohti Maatialan vesilaitosta. (Pöyry Environment Oy

2007; Pöyry Environment Oy 2008) Vesilaitoksen henkilökunnan mukaan veden viipymä imeytysalueelta vedenottamolle on noin neljä viikkoa (Tamski 2010).

Vesilaitoksen itäpuolella kalliopohja on lähellä maanpintaa muodostaen vedenjakajan. Vedenjakajan sijainnista ja laajuudesta ei ole tarkkaa tietoa, mikä aiheuttaa epävarmuutta pohjaveden muodostumisesta. (Pöyry Environment Oy 2007) Kallioharjanne ei välttämättä katkaise pohjaveden virtausta, koska pohjaveden pinta on lähes samalla korkeudella kuin harjanne (Kivimäki 1992).

Länsi-Suomen vesioikeuden päätöksellä (LSVEO 3.5.1973) Nokian kaupungilla on lupa ottaa 5200 m³/d vettä Maatialan pohjavesialueelta. On arvioitu, että luontaisesti muodostuvan pohjaveden osuus otettavasta vedestä on 500 m³/d. Tekopohjaveden ja rantaimeytyneen veden osuudet arvioidaan olevan 1500 m³/d ja 1000 m³/d vastaavasti. (Pöyry Environment Oy 2007) Tosin viimeaikaiset tutkimukset ovat osoittaneet, että luontaisesti muodostuvan pohjaveden osuus saattaa olla aiemmin arvioitua (500 m³/d) suurempi (Pöyry Environment Oy 2008).

3.1.1. Vihnusjärvi

Vihnusjärvi on perustyyppiltään lievästi ruskeavetinen humusjärvi, joka on lievästi rehevöitynyt. Järven ravinnetaso on tyyppilleen ominainen. Humuspitoista vettä Vihnusjärveen tulee erityisesti järveen laskevan Myllypuron valuma-alueen soilta. Vihnusjärven lähivaluma-alueen pinta-ala on 4,4 km². Myllypuron-Vihnusjärven valuma-alueen kokonaispinta-ala on noin 25 km². Järven kokonaissyvyys on 13,5 m ja pinta-ala 69 hehtaaria. Järven tilavuuden arvioidaan olevan 3105000 m³ ja veden keskiviipymän 161 vuorokautta. (Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry 2010)

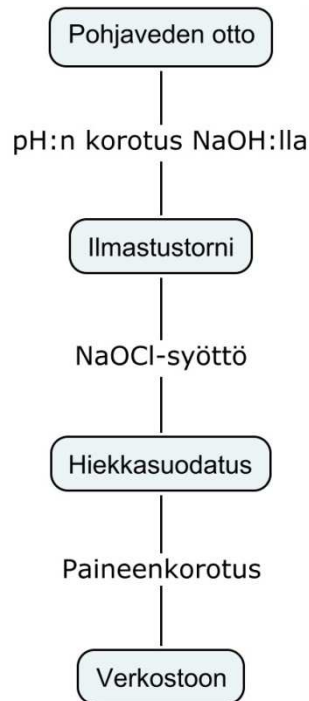
Vihnusjärven vedenlaatua seuraavat sekä Nokian että Tampereen kaupungit. Veden happipitoisuus vuoden 2004 kesällä tehtyjen tutkimusten mukaan on hyvä kaikissa syvyyksissä. Syvänteissä on kuitenkin havaittu alimmillaan 1,4 mg/l olevia happipitoisuuksia (Oravainen 2009). Kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn} = 15 mg/l O₂) osoittaa järven veden olevan humuspitoista. Vihnusjärven pintaveden pH vaihtelee vuodenajan mukaan välillä 7,0 – 7,9. Veden puskurikyky pH:n muutoksia vastaan on hyvä, mikä on nähtävissä pintaveden alkaliteetistä 0,45 mmol/l. (Kärki 2005)

3.1.2. Maatialan vedenottamo

Tässä työssä raakavedestä puhuttaessa tarkoitetaan Maatialan vesilaitokselle pumpattavaa pohjavettä, joka on otettu pohjavesikaivojen avulla Maatialanharjun pohjavesimuodostumasta. Raakavesi on laadultaan pääosin hyvää. Kuitenkin raakaveden rautapitoisuus (2,8 – 3,8 mg/l) ja mangaanipitoisuus (0,17 – 0,2 mg/l) ovat korkeita. Vesi on myös vähähappista (0,23 – 2,4 mg/l). Orgaanisen aineksen määrää kuvaavat väriluku (45 – 50 mg/l Pt) ja COD_{Mn} (1,9 – 2,3 mg/l O₂). (Pöyry Environment Oy 2007; Koke-

mäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys 2009) Viime vuosien vedenotto on ollut noin 3000 m³/d.

Raakavesi pumpataan Maatialan vesilaitokselle jälkikäsittelyyn, jonka prosessin periaatte selviää kuvasta 2.



Kuva 2. Maatialan vesilaitoksen jälkikäsittelyprosessi.

Käsittelyn ensimmäisessä vaiheessa veteen lisätään natriumhydroksidia (NaOH) pH:n nostamiseksi, jotta raudan ja mangaanin saostuminen olisi tehokasta. Toinen vaihe on veden johtaminen ilmastustorniin raudan ja mangaanin poistamiseksi. Ilmastuksen jälkeen lisätään natriumhypokloriittia, jonka tehtävä on edelleen hapettaa rautaa ja mangaania sekä desinfioida vesi. Jälkikäsittelyn viimeinen vaihe on painovoimainen hiekkasuodatus, jossa saostuneet rauta ja mangaani pidättyvät hiekkapatjaan. Laitos käyttää yhteensä viittä hiekkasuodatinta, joista yksi on vanha, selkeytyksen sisältävä suodatin. Hiekkasuodatuksen jälkeen veteen jäävä klooripitoisuus on riittävä eikä lisädesinfiointia tarvita, joten vesi voidaan johtaa verkostoon. Yksityiskohtainen prosessikaavio vesilaitoksen jälkikäsittelystä esitetään liitteessä 2. Maatialan vesilaitokselta verkostoon pumpattavan veden määrä on noin 1,5 miljoonaa m³/vuosi. (Nokian kaupungin vesihuoltolaitos 2010).

3.2. Vesinäytteiden otto ja näytteiden käsittely

Vesinäytteet Maatialan vesilaitokselta kerättiin 2.7.2010. Näytteitä otettiin pohjavedenottoaivoista (1., 3., 4., 5., ja 6.) ja vesilaitokselta raakavedestä (eri pohjavedenotto-

kaivoista sekoittunut vesi), NaOH-lisäyksen jälkeen, ilmastustornin jälkeen sekä laitokselta lähtevästä vedestä. Jokainen näyte otettiin varta vasten tehdyistä näytteenottokohdista antamalla veden juosta vähintään 3 minuuttia ennen näytteen ottamista. Näin varmistettiin, että näytteet olisivat edustavia.

Maatialanharjun pohjavesialueelta kerättiin pohjavesinäytteitä kahdella eri kerralla. Ensimmäinen näytteenottokerta (3. – 5.7.2010) liittyi pohjaveden muodostumisen kuvaamiseen. Toinen pohjavesinäytteiden otto suoritettiin 18.10.2010, jolloin myöhemmin kuvattavan järjestelyn mukainen tekopohjaveden imeytystauko oli kestänyt kuusi viikkoa. Ensimmäisessä vaiheessa pohjavesinäytteet otettiin Maatialanharjuun asennetuista pohjaveden havaintoputkista Hp 6/95, Hp 5/95, Hp 9/96, Hp 4/95, Hp 3/95 ja Hp 2/95 3.7.2010. Myös imeytettävästä järvivedestä otettiin näyte 3.7.2010. Näytteenottolaitteeseen tulleen häiriön vuoksi havaintoputken Hp 1/95 näyte otettiin vasta 5.7.2010. Näytteenottokohtien sijainnit selviävät liitteen 3 kartasta.

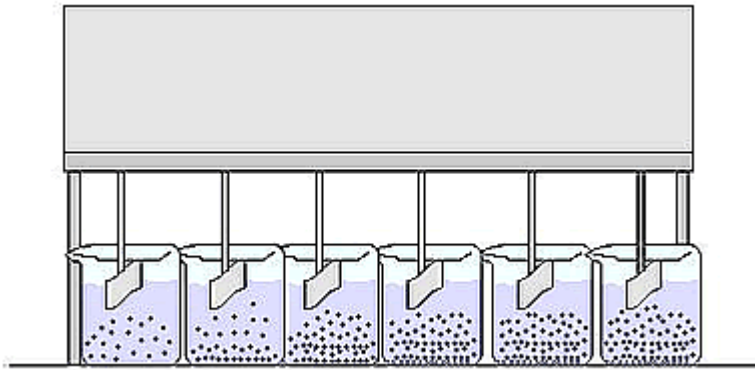
Näytteenottoa varten saatiin Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry:ltä käyttöön pohjavesinäytteiden ottamiseen tarkoitettu uppopumppulaitteisto. Edustavan näytteen saamiseksi havaintoputken vettä pumpattiin 15 - 20 minuuttia ennen näytteen ottamista, jolloin havaintoputkessa seisova vesi vaihtui ja korvautui siiviläputken läpi suotautuvalla pohjavedellä. Laitteiston rakenteen ja ominaisuuksien takia näytteitä voitiin ottaa vain halkaisijaltaan riittävän suurista (50 mm) havaintoputkista, joissa pumppausvyvyys oli riittävän pieni. Käytetyn pumpun nostokorkeus riitti, kun havaintoputkessa olevan vedenpinnan korkeus oli enintään 30 metriä. Pumppaus pyrittiin suorittamaan siiviläputken puolivälin kohdalta. Ennen pumppauksen aloittamista pohjaveden pinnan korkeus mitattiin. Yksityiskohtaiset tiedot kustakin näytteestä esitetään näytteenotonyhteydessä täytetyissä kenttäkorteissa, jotka ovat puhtaiksi kirjoitettuina liitteessä 4.

Sekä laitokselta että pohjaveden havaintoputkista otettiin näytteet 100 ml polyetylenei pulloihin. Pullot oli happopesty ennen näytteenottoa laboratoriossa vetykloridilla (HCl, 1 M). Pesu kesti 24 h, jonka jälkeen pullot huuhdeltiin kolmesti MilliQ-vedellä. Näytteenoton jälkeen pullot kuljetettiin viileässä ja pimeässä kylmälaatikossa laboratorioon.

Laboratoriossa näytteet suodatettiin 0,45 µm ruiskusuodattimen läpi sekä DOC-laitteen ajoputkiin että nestekromatografian ajoampulleihin. DOC-analyysi käynnistettiin välittömästi suodattamisen jälkeen, ja nestekromatografian ampullit vietiin jääkaappiin myöhempää analyysiä varten. Näytteiden suodattamiseen käytettiin IC Acrodisc Premium 25 mm ruiskusuodattimia. Ruiskusuodattimet huuhdeltiin 40 ml:lla lämmintä MilliQ-vettä ja 5 ml näytteellä ennen kuin suodatettiin varsinainen analyysiin käytettävä näyte, jotta suodattimesta ei irtoaisi analyysiin vaikuttavia määriä orgaanista ainetta.

3.3. Koagulaatiokoe

Kemiallisessa esikäsittelyssä käytettävän koagulaatiokemikaalin (koagulantin) toimivuutta ja tarvittavaa annosta testattiin perinteisellä astiakokeella (Jar-test). Kokeessa käytetty laitteisto oli Kemiran mini-flocculator, jota on käyttänyt tutkimuksissaan muun muassa Lindqvist (2001). Periaatekuva astiakokeesta esitetään kuvassa 3.



Kuva 3. Periaatekuva koagulaatiokokeesta (Jar-test) käytetystä laitteistosta. (Mountain Empire Community College 2010)

Koagulantiksi valittiin Kemwaterin valmistama polyalumiinikloridi tuotenimeltään PAX-18. Valinnan perusteena olivat aiemmat tutkimustulokset polyalumiinikloridin toimivuudesta laajoilla pH- ja lämpötila-alueilla (Lindqvist 2001; Swiderska-Bróz ja Rak 2002). Tarkat tuotetiedot koagulantista esitetään liitteessä 5.

Astiakoetta varten haettiin 20 litraa Vihnusjärven vettä puhtaaseen muovikanisteriin. Näyte otettiin imeytyskaivoille pumpattavasta vedestä Vihnusojan varrella olevasta pumppaamosta. Näytettä säilytettiin yön yli + 5 °C:ssa. Koagulaatiokoe suoritetaan tavallisesti huoneenlämpötilassa, joten vesi otettiin lämpenemään hyvissä ajoin ennen kokeen aloittamista.

Kokeessa viiteen yhden litran vetoiseen dekantterilasiin mitattiin mittalasilla 600 ml Vihnusjärven vettä. Astiakokeessa on tarkoitus pipetoida kuhunkin astiaan eri määrät koagulanttia, jolloin päästään arvioimaan orgaanisen aineen poiston kannalta optimaalista annosta. Laitteiston sekoittimet laitettiin astioihin, jonka jälkeen koejärjestelyt olivat valmiit. Kokeessa ei siis pyritty optimoimaan pH:ta parhaimman tuloksen saavuttamiseksi, vaan koe tehtiin Vihnusjärven luontaisessa pH:ssa, joka haluttiin säilyttää.

Koagulantin annostelu tapahtui automaattipipetin avulla. Seuraavassa taulukossa 5 esitetään koagulantin annostelu ja konsentraatiot, jotka kyseisillä koagulantin määrillä saavutetaan.

Taulukko 5. Koagulantin (Kemwater PAX-18) konsentraatiot, koagulaation määrä alumiinina ilmaistuna ja 600 ml:an pipetoitavat tarkat tilavuudet.

PAX-18 (mg/l)	Alumiinia (mg/l)	pipetoidaan (μ l)
10	0,92	4,4
20	1,84	8,8
40	3,68	17,5
60	5,52	26,3
80	7,36	35,0

Orgaanisen aineen flokkautuminen alkaa kemikaalin lisäyksen jälkeen. Flokkautumista tehostetaan astiakokeessa ensin pikasekoituksella, jota seuraa hämmennys. Tässä tutkimuksessa pikasekoitus kesti 30 sekuntia kierrosnopeudella 400 rpm. Hämmennyksen kierrosnopeus oli 30 rpm, ja kesto 30 minuuttia. Tämän jälkeen sekoittimet nostettiin ylös astioista, ja muodostuneiden flokkien annettiin laskeutua 30 minuuttia. Sekoitusajat ja sekoittimen kierrosnopeudet ovat Tampereen teknillisessä yliopistossa yleisesti käytettyjä.

Laskeutuksen jälkeen kunkin astian pinnalta erotettiin analyysiin tarvittava määrä kirkastetta. Erottaminen tehtiin pipetoimalla kirkastetta puhtaisiin dekantterilaseihin.

3.4. Järviveden imeytyksen keskeytys

Järviveden imeytys Viikinharjulle keskeytettiin syksyllä 2010 kuudeksi viikoksi. Valittu imeytystauon kesto perustui arvioon, että veden viipymä imeytysalueelta vedenottamolle on neljä viikkoa (Tamski 2010). Näin ollen imeytystauon aiheuttamat muutokset olisivat nähtävissä jo kuuden viikon aikana. Koska vesilaitoksen vedenotto jatkui imeytystauosta huolimatta normaalina, voitiin olettaa, että rantaimetyminen pohjavesialtaaseen lisääntyisi pohjavedenpinnan laskiessa. Seuraamalla pohjaveden laatua imeytystauon aikana päästiin vertailemaan laadussa tapahtuvia muutoksia. Imeytystauon aikana pohjavedenottokaivoa 6 ei käytetty ollenkaan, jotta sen orgaanisen aineen pitoisuutta nostava vaikutus ei häiritsisi muutosten havaitsemista raakavedessä.

Imeytystauko alkoi viikolla 36. Imeytystauon aikana otettiin kerran viikossa vesinäyte laitokselle pumpattavasta raakavedestä. Seuraavassa taulukossa 6 esitetään näytteenot-topäivämäärät ja –kohdat sekä näytteistä tehdyt analyysit.

Taulukko 6. Imeytystaukoon liittyvä näytteenottosuunnitelma. Raakavedellä tarkoitetaan vesilaitokselle pumppattavaa pohjavettä, joka on otettu pohjavesikaivoista.

Pvm	Näyte	Analyysit
20.9.2010	Raakavesi	Fe, DOC, HPSEC (DOC ja HPSEC-näyte 21.9.2010)
27.9.2010	Raakavesi	Fe
4.10.2010	Raakavesi	Fe, DOC, HPSEC
11.10.2010	Raakavesi	Fe
18.10.2010	Raakavesi	Fe, DOC, HPSEC
18.10.2010	Havaintoputket	DOC, HPSEC

Jokaisesta näytteestä analysoitiin rautapitoisuudet Nokian vesilaitoksen laboratoriossa. Kahden viikon välein analysoitiin lisäksi raakaveden DOC-pitoisuus ja orgaanisen aineen molekyylikokojakauma Tampereen teknillisellä yliopistolla. Imeytystauon lopuksi otettiin näytteet pohjaveden havaintoputkista. Näytteenotto ja näytteiden käsittely järjestettiin kappaleessa 3.2. esitetyllä tavalla.

3.5. Analyysimenetelmät

3.5.1. High performance size exclusion chromatography

Veden liukoisen orgaanisen aineen molekyylikoon karakterisointiin käytettiin korkean erotuskyvyn nestekromatografiaa, jossa hyödynnettiin molekyylien koon perusteella erottelevaa kolonnia (High Performance Size Exclusion Chromatography, HPSEC). Määrittämiseen käytetty laitteisto oli Hewlett Packardin HP-1100 nestekromatografi, jossa kiinnitettynä oli TSK-GEL G3000SW (7,5 mm × 30 cm) kolonni. Detektointiin käytettiin UV-diodirivi- sekä fluoresenssidetektoria. UV-detektoinnissa mielenkiintoisin aallonpituus on 254 nm. Analyysissä käytetty eluentti oli 0,01 mol/l natriumasettaatti ($\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3 \text{H}_2\text{O}$, $M = 136,08 \text{ g/mol}$), joka suodatettiin 0,45 µm membraanisuodatimen (Schleicher & Schuell) läpi imulaitteistolla. Eluentin virtausnopeutena käytettiin arvoa 1 ml/min ja näytteiden injektointitilavuutena 30 µl. Edellä kuvatun kaltaista menetelmää ovat käyttäneet useat tutkijat selvittäessään veden orgaanisen aineen ominaisuuksia (Vartiainen et al. 1987; Nissinen et al. 2001; Matilainen 2007).

3.5.2. Liuennut orgaaninen hiili

Liuenneen orgaanisen hiilen kokonaismäärä (DOC) määritettiin standardin SFS-EN 1484 mukaan. DOC-analyysihin käytettiin kahta eri laitteistoa. Heinäkuussa otetut näytteet ja koagulaatiokokeen näytteet analysoitiin Shimadzu TOC-5000 –laitteistoa käyttäen. Sen sijaan tekopohjaveden imeytystaukoon liittyvät näytteet, jotka vaativat erityistä tarkkuutta mahdollisten muutosten havaitsemiseksi, analysoitiin Shimadzu TOC-V_{CPH/CPN} –laitteistolla. Näytteitä ei tehty happamaksi, koska analyysit suoritettiin aina nopeasti näytteenoton jälkeen. Molempien laitteiden määrittäminen perustui hiilen kokonaismäärän ja epäorgaanisen hiilen määrittämiseen, joiden erotuksena saatiin orgaanisen

hiilen määrä selville. Analyseissä käytetyt ajoputket olivat samalla tavalla happopestyjä kuten näytepullotkin.

3.5.3. pH

Laboratoriotutkimuksissa veden pH mitattiin käyttämällä WTW:n 315i-mallista pH-mittaria. Ennen mittausta laite kalibroitiin standardiliuoksilla, joiden pH:t olivat 7,0 ja 4,0.

3.5.4. Sameus

Koagulaatiokokeen yhteydessä vesinäytteiden sameuden mittaamiseen käytetty laite oli Model 2100 A Turbidimeter. Laite kalibroitiin standardikyvetyllä, jonka sameus oli tasan 9 NTU.

3.5.5. Rauta

Rautapitoisuuden määrittäminen Nokian vesilaitoksen laboratorioissa tehtiin standardin SFS 3028 mukaan. Menetelmää ei ole vesilaitoksen laboratorioon kuitenkaan validoitu eikä menetelmälle voida näin antaa tarkkaa mittausepävarmuutta. Menetelmän tarkkuutta ja toistettavuutta tarkkaillaan kuitenkin jokaisen määrittämissä yhteydessä tehtävillä kontrolliliuoksilla. Menetelmän luotettavuutta arvioidaan myös toisen laboratorion kanssa tehtävillä rinnakkaismäärittämisillä.

4. TULOKSET JA NIIDEN ARVIOINTI

4.1. Maatianharjun pohjavesialueen vaarojen kuvaus

Tässä luvussa kuvataan vaarat, jotka uhkaavat Maatianharjun pohjaveden laatua. Yksi näkökulma tarkastelussa on se, ettei tekopohjavedeksi imeytettävää Vihnujärven vettä esikäsitellä mitenkään ennen maaperään imeyttämistä. Kuvauksen tarkoitus on kerätä yhteen merkittävimmät riskit, jotka ovat tulleet esille monissa selvityksissä, joita on tehty Maatianharjun pohjavesialuetta koskien.

4.1.1. Maatianharjun pohjavesialueen vaaraa aiheuttavat toiminnot

Vaaraa aiheuttavia tekijöitä Maatianharjun pohjavesimuodostumalle ovat alueen maanalaiset öljysäiliöt, huoltoasematoiminta Nokian valtatie ja Yrittäjäkadun risteyksessä, Häpesuon vanha kaatopaikka, pienteollisuuden yritykset Yrittäjäkadulla, Sarpatin soranottoalue, puolustusvoimien varikkoalueet, asutus ja viemäriverkosto, hautausmaat, Myllypuron valuma-alueen hulevedet sekä alueen tienpito ja teillä tapahtuvat vaarallisten aineiden kuljetukset. Lisäksi yksi huomioitava riskitoiminto on liian suuri vedenoton määrä verrattuna muodostuman luontaiseen antoisuuteen. Osa mainituista toiminnoista ei sijaitse varsinaisella pohjavesialueella. (Pöyry Environment Oy 2007) Seuraavissa kappaleissa esitetään vain merkittävimpien riskitoimintojen vaikutuksia.

Vedenotto ja veden käsittely

Vedenoton määrän vaikutus raakaveden laatuun on mielenkiintoinen. Arvioidaan, että luontaisesti muodostuvan pohjaveden määrä Maatian vedenottamon alueella on 500 m³/d, mikä tosin tutkimusten mukaan on liian pieni arvio (Pöyry Environment Oy 2008). Tekopohjaveden imeytykseen pumpataan vettä noin 1500 m³/d. Kun tiedetään, että raakavettä otetaan keskimäärin 3000 m³/d, voidaan laskea, että rantaimetyvän veden määrä raakavedessä olisi noin 1000 m³/d. Rantaimetyvän veden osuus on sitä suurempi mitä enemmän pohjavettä otetaan. Toisinaan vedenotto on 4500 m³/d, ja laitoksen lupa on ottaa vettä jopa 5200 m³/d. (Pöyry Environment Oy 2007)

Ongelmalliseksi asian tekee se, että rantaimetyvä vesi kulkee maaperässä lyhyen matkan ja sen viipymä on lyhyt. Tutkimuksissa on havaittu, että runsaasti orgaanista ainetta sisältävän pintaveden rantaimetyksessä vesi ei puhdistu riittävästi, mikä ilmenee poh-

javedessä orgaanisen aineen suurena määränä sekä korkeina rauta- ja mangaanipitoisuuksina (Miettinen et al. 1994; Hatva 2004). Hatvan (2004) selvityksessä huonolaatuisena pintavetenä pidettiin Kuopion kaupungin Reposaaressa vedenottamon imeytyvää vettä, jonka TOC-pitoisuus oli 11,5 mg/l. TOC-arvon perusteella Hatvan tutkima imeytyvä vesi ja Nokian Vihnusjärven vesi ovat laadultaan samankaltaisia (Vihnusjärven DOC-pitoisuus 9,2 mg/l). Voidaan arvioida, ettei Vihnusjärvestä Maatilanharjun pohjavesialtaaseen imeytyvä vesi puhdistu riittävästi lyhyen imeytymismatkan aikana. Kappaleessa 3.4. esitettiin koejärjestely, jolla tämän työn yhteydessä selvitettiin rantaimetyymisen vaikutuksia pohjaveden laatuun. Kokeen tulokset vahvistavat käsitystä siitä, että rantaimetyymisellä on pohjaveden laatua heikentävä vaikutus.

Tilanne, jossa Vihnusjärven vedenlaatu heikkenee nopeasti, aiheuttaa vaaran koko pohjavesialtaan vedenlaadun heikkenemiselle. Viikiharjulle imeytettävän tekopohjaveden pumppaus voidaan tällaisissa tilanteissa keskeyttää, mutta rantaimetyymistä ei voida. Rantaimetyyminen on hallitsematonta. Tämän takia on pohdittava keinoja, miten imeytykseen pumpattavan veden laatua voitaisiin parantaa ja määrää lisätä siten, että rantaimetyymisen määrä vähenisi nykyisestä. Vaikutukset vesilaitoksen raakaveden laatuun voisivat olla positiivisia.

Kappaleessa 2.1.4. esitetyn mekanismin mukaan pohjaveteen liukenee rautaa ja mangaania, mikä on pakottanut vesilaitoksen hapettamaan vettä jälkikäsitellyssä metallien saostamiseksi ennen kuin vesi johdetaan jakeluverkkoon. Toisaalta raakaveden humus ja toisaalta hapetus- ja desinfiointikemikaaliksi valittu natriumhypokloriitti aiheuttavat sen, että hapetuksen yhteydessä voi muodostua niin kutsuttuja desinfiointin sivutuotteita, joiden on todettu olevan terveydelle vaarallisia (Vartiainen & Liimatainen 1986). Näistä sivutuotteista merkittävimpiä ovat kloroformi, bromidiklorometaani, dikloorietikkahappo ja trikloorietikkahappo. Vähentämällä raakaveden humuksen määrää ja klooriannosta vähennetään desinfiointin sivutuotteiden muodostumista. (Lu et al. 2009) Humuksen määrän vähentämisellä olisi todennäköisesti myönteinen vaikutus myös raakaveden rauta- ja mangaanipitoisuuksiin, mikä vähentäisi edelleen hapetuksen tarvetta. Humuksen määrän vähentämisessä imeytettävän veden esikäsitely ja toisaalta rantaimetyymisen vähentäminen tulevat kysymykseen.

Nokian vesilaitos seuraa sekä raakaveden että vesilaitokselta jakeluverkkoon lähtevän veden organoklooriyhdisteiden pitoisuutta. Analyysi teetetään heinäkuussa otettavista vesinäytteistä. (Nokian kaupunki 2007)

Häpesuon kaatopaikka

Imeytysalueen pohjoispuolella sijaitsee vuosina 1945 – 1964 käytössä ollut Häpesuon kaatopaikka-alue, jonne on toimitettu yhdyskunta- ja teollisuusjätteitä. Tiedetään, että jätetäyttöön on päätyneet jätteitä ainakin rengas-, paperi-, nahka-, saha- ja elektrometallurgian teollisuudesta, jotka toimivat Nokialla kaatopaikan toiminta-aikana. Myös maa-

lijätteitä, öljyä, liuottimia muuntajaöljyä ja teurastamojätteitä epäillään toimitetun kaatopaikan täyttöön. (Pöyry Environment Oy 2007)

Kaatopaikan vesien laatua seurataan kolmesta orsivesiputkesta. Tehdyt tutkimukset ovat osoittaneet, että suotautuvat kaatopaikkavedet sisältävät talousvesiasetuksen (STMa 461/2000) ylittäviä pitoisuuksia arseenia, tolueenia, bentseeniä ja torjunta-ainetta (di-bentsoamidia). Myös kaatopaikka-alueen orsiveden kokonaisfosfori- ja ammoniumpitoisuudet ovat luonnontilaista pohjavettä korkeammat. (Pöyry Environment Oy 2007)

Häpesuon kaatopaikka sijaitsee osittain pohjaveden muodostumisalueella. Näin ollen on mahdollista, että pohjaveteen kulkeutuu edellä mainittuja haitta-aineita. Pohjaveden laatua seurataan vuosittain havaintoputkissa Hp 1/95 ja Hp 2/95 (katso liite 3). Toistaiseksi vesinäytteissä ei ole havaittu selvää kaatopaikkavesien vaikutusta. Arseeni- ja kokonaisfosforipitoisuudet ovat kuitenkin osoittaneet nousevaa trendiä havaintoputkessa Hp 1/95, mikä saattaa olla merkki kaatopaikan vaikutuksesta. (Pöyry Environment Oy 2007)

Kaatopaikka on riskitekijä Maatilan vesilaitoksen raakaveden laadulle. Merkittävä riskiä suurentava tekijä on se, että imeytysalue on lähellä kaatopaikka-aluetta. Veden laadun ja ihmisten terveyden turvaamiseksi kaatopaikan vaikutusseurantaa tulee jatkaa havaintoputkista Hp 1/95 ja Hp 2/95, kuten pohjavesialueen suojeleusuunnitelmassa esitetään. (Pöyry Environment Oy, 2007)

Asutus ja viemäriverkosto

Maatilanharjun pohjavesialueen asutus ja sitä palveleva jätevesiviemäriverkko aiheuttavat vaaran pohjaveden laadulle. Esimerkiksi viemäriputken vuodon takia voi pohjaveteen kulkeutua jäteveden haitta-aineita ja patogeeneja. Asutuksella ja viemäriverkolla saattaa olla vaikutusta myös Vihnusjärven veden laatuun. Imeytettävän veden laatua uhkaavat erityisesti Vanhainkodin ja Vihnuksen jätevesipumppaamot. Häiriötilanteessa ylivuotovedet valuvat suoraan Vihnusjärveen. Imeytettävän veden laadun heikkeneminen tällaisista syistä aiheuttaa riskin pohjaveden hygieeniselle laadulle. Tosin bakteerien ja virusten tiedetään poistuvan tehokkaasti maaperään imeytettäessä (Helmisaari et al. 2003). Myös pohjavesialueen hulevedet heikentävät Vihnusjärven vedenlaatua, koska ne johdetaan Kyyninojaan, Maatilanlahteen, Vihnusojaan tai suoraan Vihnusjärveen. (Pöyry Environment Oy 2007)

Asutukseen kiinteästi liittyvä ja pohjaveden laatua vaarantava tekijä on öljysäiliöt. Maatilanharjun pohjavesialueella sijaitsee kaikkiaan 54 käytössä olevaa öljysäiliötä, jotka ovat pääosin pientaloasutuksen lämmitysöljyn säiliöitä. Suurin osa säiliöistä sijaitsee rakennusten sisätiloissa. (Pöyry Environment Oy 2007)

Ympäristön pilaantumisen kannalta vaarallisimpia ovat säiliöt, jotka sijaitsevat maan alla ja ovat suojaamattomia. Maatialanharjun alueella tällaisia säiliöitä on 3 kappaletta ja Viikiharjun alueella 6 kappaletta. Myös vanhat, käytöstä poistetut öljysäiliöt ovat vaaratekijöitä. Niiden määrästä pohjavesialueella ei ole tietoa. (Pöyry Environment Oy 2007)

Hautausmaat

Maatialanharjun pohjavesialueen neljä hautausmaata on otettava huomioon, kun tarkastellaan pohjaveden laatua uhkaavia vaaroja. Erityisesti Viikiharjulla sijaitseva vanha hautausmaa on sijaintinsa takia merkittävä, koska Viikiharjun itäosassa muodostuva pohjavesi virtaa hautausmaan alitse kohti Maatialan vesilaitosta. Muiden hautausmaiden vaikutus arvioidaan vähäiseksi. Hautausmaiden aiheuttamia mahdollisia muutoksia pohjavedessä ovat pH:n lasku, sähkönjohtavuuden kasvu, rasvahappojen ilmeneminen ja lisääntynyt typpiyhdisteiden määrä. (Pöyry Environment Oy 2007)

Maatialanharjun pohjavesialueen suojelusuunnitelmassa (Pöyry Environment Oy 2007) todetaan kuitenkin, että hautausmaiden ei ole todettu merkittävästi heikentävän pohjaveden laatua. Voidaan arvioida, että vaikutukset laimenevat suurissa pohjavesimassoissa. Hautausmaan istutusten lannoitteet ja mahdolliset torjunta-aineet lienevät merkittävien riskien pohjaveden laadulle.

Tienpito ja vaarallisten aineiden kuljetukset

Tieliikenne voi aiheuttaa vaaran pohjavedenlaadulle liikenneonnettomuuden tai vaarallisten aineiden kuljetusten vahingon, yleisen tienpidon sekä liikenteen päästöjen takia. (Pöyry Environment Oy 2007)

Maatialanharjun pohjavesialueen kannalta merkittävimpiä teitä ovat Valtatie 12, joka kulkee alueen eteläpuolella 2,4 km matkalla, ja Sarpatintie. Talviajan liukkauden torjuntaan käytettävän suolan määrä Valtatiellä 12 Maatialanharjun pohjavesialueen kohdalla on noin 36 tonnia vuodessa (Pöyry Environment Oy 2007). Lisäksi Valtatie 3 leikkaa pohjavesialueen itäosan 600 m matkalla.

Maatialanharjun pohjavesialueen isotooppitutkimuksen (Pöyry Environment Oy 2008) yhteydessä teetettyjen kemiallisten perusanalyysien mukaan kloridipitoisuudet vedenottamalla ovat kohonneet tasolle 18 mg/l. Kohoaminen lienee seurausta talviajan tiesuolauksesta. Samalla voidaan todeta, että pohjavesi virtaa Valtatieltä 12 ja Sarpatintieltä kohti vedenottamoa. (Pöyry Environment Oy 2008) Kloridin tavoin vesiliukoiset haitta-aineet, joita maaperään joutuu esimerkiksi vaarallisten aineiden kuljetusonnettomuuden takia, voivat kulkeutua vedenottamolle. Verkostoon johdettavan veden kohonneet suolapitoisuudet aiheuttavat korroosiota putkistoissa (Karttunen 2003).

4.1.2. Vihnusjärven vedenlaatua uhkaavat tekijät

Tekopohjaveden imeyttämiseen liittyvät vaarat johtuvat Vihnusjärven veden laadusta. Järven vedenlaadun heikkeneminen näkyy suoraan imeytettävän veden laadussa, koska esikäsitteilyä imeytykseen johdettavalle vedelle ei ole. Lisäksi on muistettava, että järven vettä päätyy pohjaveteen rantaimetyymisen kautta. Järviveden laadun suurin uhka on suoraan järveen laskevat vedet. Näistä merkittävin on Myllypuro, joka johtaa hulevesiä Myllypuron teollisuusalueelta, Ikurin kaatopaikalta, Valtatieltä 3 ja Kolmenkulman kaava-alueelta. (Pöyry Environment Oy 2007)

Myllypuron vedet

Myllypuron teollisuusalueella vaikuttaa noin 130 yritystä, jotka toimivat muun muassa seuraavilla aloilla: kemian- ja metalliteollisuus, painotoiminta, ongelmajätteiden käsittely, automaalaamot ja –korjaamot (Kärki 2005).

Kärjen (2005) tekemän Myllypuron riskikartoituksen mukaan Myllypuron teollisuusalueen toiminnot aiheuttavat huomattavia riskejä Myllypuron ja edelleen Vihnusjärven veden laadulle. Riskiä aiheuttavia toimintoja ovat ongelmajätteiden, akkujen ja jäteöljyn sekä polttoöljyjen epäasiallinen varastointi. Yhteensä riskialttiita yrityksiä löydettiin 17, jotka olivat pääosin pieniä teollisuusyrityksiä. Näitä yrityksiä kehoitettiin korjaamaan puutteet välittömästi. (Kärki 2005)

Ikurin käytöstä poistettu kaatopaikka sijaitsee välittömästi Myllypuron vieressä. Kaatopaikan toiminta-aikana (1963 - 1983) sinne tiedetään toimitetun yhdyskunnan ja teollisuuden jätteitä. Varmaa tietoa toimitetun jätteen laadusta on vähän, mutta epäillään, että sinne on toimitettu myös muuntajaöljyjen kaltaisia ongelmajätteitä. (Kärki 2005)

Kärki (2005) toteaa yhteenvetona pienissä yrityksissä varastoitavien kemikaali- ja ongelmajättemäärien olevan niin pieniä, ettei niistä aiheudu suurta uhkaa Vihnusjärven vedenlaadulle. Poikkeuksena mainitaan muutama pienyritys, joiden valvontaan on keskeytettävä. Sen sijaan merkittävä riski Myllypuron ja Vihnusjärven vedenlaadulle on suuret kemian- ja metalliteollisuuden yritykset, joiden kemikaalimäärät voivat aiheuttaa vakavaa ympäristön pilaantumista. Yhdessä Ikurin kaatopaikan kanssa Myllypuron teollisuusalue hulevesineen on merkittävin Vihnusjärven vedenlaatua uhkaava tekijä. (Kärki 2005)

Sinilevät ja niiden tuottamat toksiinit

Vihnusjärveen kulkeutuvat ravinteet yhdessä lämpimien säiden kanssa altistavat järven sinileväkasvustolle, mistä osoituksena on tavallisesti loppukesällä todettu sinilevähavainto järven vedessä (Tamski 2010). Rehevöityneet järvet ovat osoittautuneet herkkiksi laajalle syanobakteerikasvustolle, jotka tuottavat haitallisia toksiineja. Vähemmän rehe-

vöityneissä järvissä syanobakteerilajit ovat pääosin sellaisia, jotka eivät tuota toksiineja. (Eynard et al. 2000) Kappaleessa 2.2.2. käsitellään tarkemmin sinilevien merkitystä vedenkäsittelylle.

Lahti et al. (1996) rakensivat koejärjestelyn, jossa tutkittiin Nokian Vihnusjärven sedimentin ja Viikiharjun maa-aineksen tehokkuutta mikrokystiinin poistamisessa. Sedimenttikolonneissa mikrokystiinin hajotuksen nopeahko alkaminen oli osoitus sedimentissä olevasta mikrokystiiniä hajottavasta mikrobikannasta. Koska harjumaakolonneissa mikrokystiinin biologinen hajotus alkoi paljon hitaammin, voidaan todeta, ettei Viikiharjulle ole muodostunut mikrokystiiniä hajottavaa mikrobikantaa. Tulos ei ole yllättävä, sillä imeytys Viikiharjulla on keskeytetty aina, kun järvivedessä on havaittu sinileväkukintoja.

Yhteenvedon sinilevien ja niiden tuottamien toksiinien aiheuttamista vaaroista tekopohjaveden valmistukselle todetaan, että sinileväsolut poistunevat tehokkaasti imeytyksessä. Sen sijaan toksiinit, erityisesti mikrokystiinit, eivät poistu yhtä tehokkaasti maaperässä, jolloin on vaarana, että toksiineja päätyisi pohjaveteen. (Lahti et al. 1996) Niinpä pohjaveden laadun varmistamiseksi on tekopohjaveden pumppaaminen Viikiharjulle syytä lopettaa, jos Vihnusjärvessä sinileväkukintoja ilmenee.

Sekä vesilaitoksen käyttökokemus että tämän työn yhteydessä tehdyt tutkimukset osoittavat, että kuudennen vedenottoaivon veden laatu on selkeästi heikompaa verrattuna vesilaitoksen muihin kaivoihin (katso kappale 4.2.1. ja 4.2.2.). Syynä tähän on todennäköisesti rantaimetyminen, koska kyseinen kaivo sijaitsee aivan Vihnusjärven rannassa. Tällä perusteella kuudes vedenottoaivo on syytä poistaa käytöstä sinileväesiintymien aikana.

Maatilanharjun pohjavesialueen merkittävimmät vaaran aiheuttavat tekijät esitetään vielä kootusti taulukossa 7.

Taulukko 7. Merkittävimmät Maatilanharjun pohjaveden laatua uhkaavat tekijät.

Vaaran aiheuttava tekijä	Mahdollinen seuraus
Luontaiseen antoisuuteen nähden runsas vedenotto	Rantaimetyminen, humuspitoinen pohjavesi
Häpesuon kaatopaikka	Haitta-aineita (mm. bentseeniä) sisältävän kaatopaikkaveden kulkeutuminen pohjavesialtaaseen
Myllypuron vedet	Imeytettävän veden laadun heikkeneminen, haitta-aineita pohjaveteen
Sinilevät	Hermo- ja maksatoksiinien joutuminen pohjaveteen
Asutus	Viemäriveron takia patogeeneja pohjaveteen, öljyvuoto pohjaveteen
Tienpito ja VAK-kuljetukset	Veden korroosio-ominaisuuksien kasvu suojojen takia, myrkyllisiä aineita VAK-kuljetuksista
Hautausmaat	Istutusten lannoitteita tai torjunta-aineita pohjaveteen

4.2. Pohjaveden muodostumisen kuvaus

4.2.1. Liuenneen orgaanisen hiilen määrä

Taulukossa 8 esitetään DOC-analyysin tulokset 2.7.2010 ja 3.7.2010 otetuista vesinäytteistä. Ennen varsinaisia näytteitä ajettiin konsentraatioltaan 10 mg/l olevat kokonaishiilen ja epäorgaanisen hiilen standardiliuokset, joiden avulla varmistettiin laitteen toimivuus. Kunkin ajon alussa olleiden Milli-Q näytteiden avulla huuhdeltiin laitteistoa siten, etteivät edelliset näytteet häirinneet seuraavia. Pohjaveden havaintoputkesta Hp 1/95 ei kyetty ottamaan näytettä samaan aikaan muiden näytteiden kanssa näytteenottolaitteen häiriön vuoksi, joten se jäi pois myös DOC-määrittämisestä.

Taulukko 8. DOC-analyysin tulokset 2.7.2010 ja 3.7.2010 otetuista näytteistä.

2.7.2010		3.7.2010	
Näyte	DOC (mg/l)	Näyte	DOC (mg/l)
Lähtevä vesi	1,5	Hp 6/95	1,4
Ilm. jälkeen	1,6	Hp 5/95	1,4
NaOH jälkeen	1,6	Hp 9/96	2,0
Raakavesi	2,0	Hp 4/95	1,7
Kaivo 1	2,2	Hp 3/95	1,7
Kaivo 3	1,6	Hp 2/95	2,0
Kaivo 4	2,9	Vihnusjärvi	9,2
Kaivo 5	1,7		
Kaivo 6	4,2		

Liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuus ei kerro mitään orgaanisen aineksen laadusta, mutta määrän mittana se on hyvä. Vihnusjärven veden DOC-pitoisuus 9,2 mg/l kertoo imeytettävän veden olevan humuspitoista. Viikiharjulla maaperään imeytetty vesi puhdistuu virratessaan kohti Maatilan vesilaitosta. DOC-pitoisuus laskee jo lyhyelläkin virtausmatkalla tasolle 2 mg/l, mistä kertoo havaintoputkista Hp 2/95 ja Hp 3/95 otettujen pohjavesinäytteiden DOC-pitoisuudet 2,0 mg/l ja 1,7 mg/l. Rantaimetyymisen vaikutuksia eivät DOC-pitoisuudet osoittaneet edes uimarannan läheisyydessä olevassa havaintoputkessa Hp 4/95 (DOC 1,7 mg/l), jonka on oletettu sijaitsevan alueella, jossa rantaimetyymistä tapahtuu.

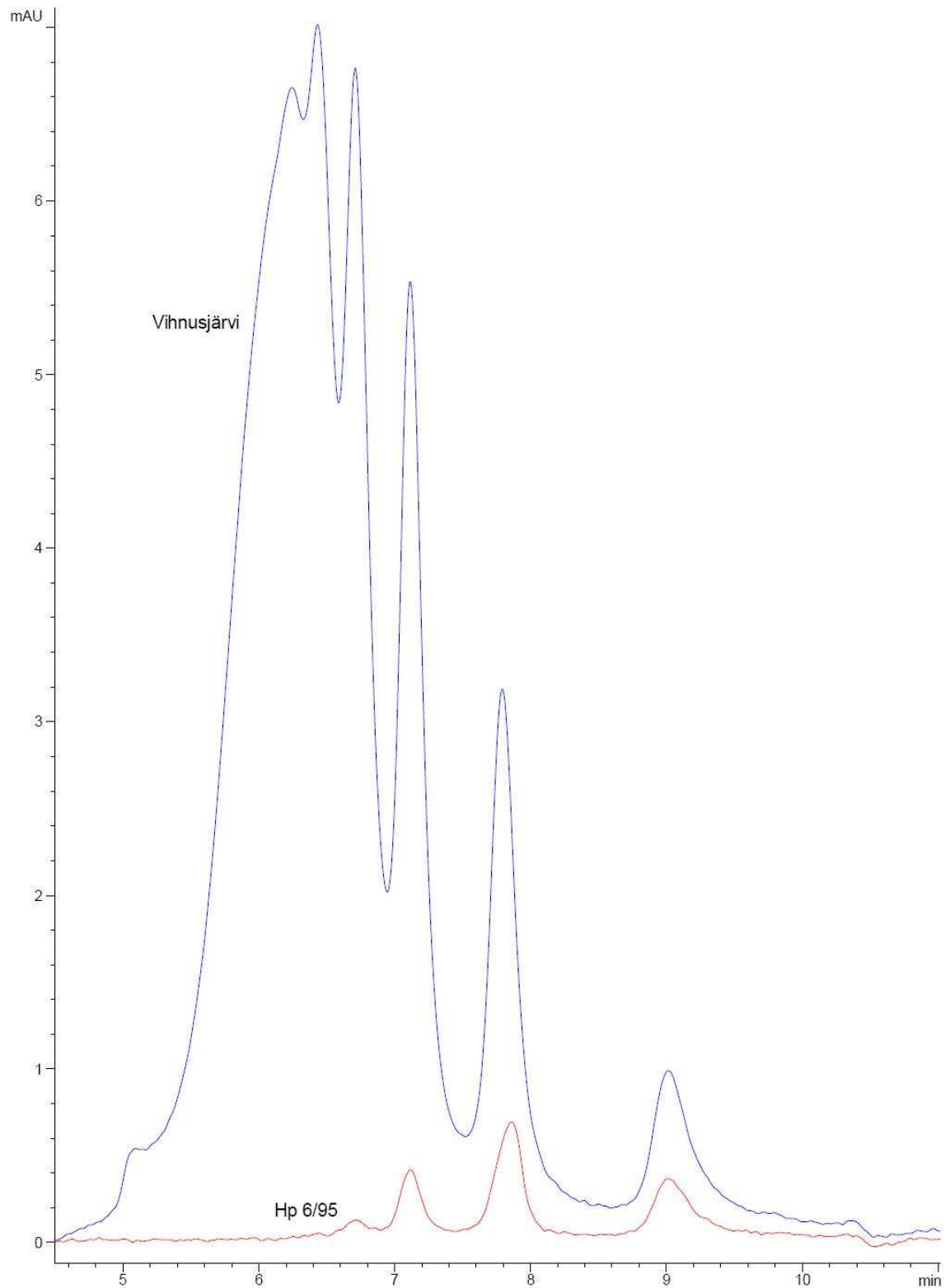
Selkeästi korkeimmat DOC-pitoisuudet mitattiin pohjavedenotto-kaivoista 6 ja 4. Erityisesti kaivon 6 pitoisuus 4,2 mg/l viittaa pintaveden vaikutukseen. Myös kaivon 4 DOC-pitoisuus 2,9 mg/l on selkeästi korkeampi kuin muiden pohjavesinäytteiden pitoisuudet. Veteen liuenneen orgaanisen aineen määrä ei suoraan kerro pintaveden vaikutuksesta, mutta se antaa syyn epäillä tätä. Luotettavampaa arviota varten tarvitaan myös HPSEC-analyysin tuloksia.

4.2.2. Orgaanisen aineen molekyylikokojakauma

Vesinäytteiden orgaanisen aineen molekyylikokojakauma tutkittiin HPSEC-menetelmällä. Koska näytteet suodatettiin 0,45 µm suodattimen läpi ennen analyysiä, on kyseessä veteen liunneen orgaanisen aineen analyysi.

Havaintoputken Hp 6/95 vedenlaatu edustaa saatavilla olevista näytteistä parhaiten Maatialanharjun luontaista pohjavettä (Pöyry Environment Oy 2008). Erot Vihnusjärven veden ja Maatialanharjun luontaisen pohjaveden laadun välillä käyvät ilmi kuvasta 4.

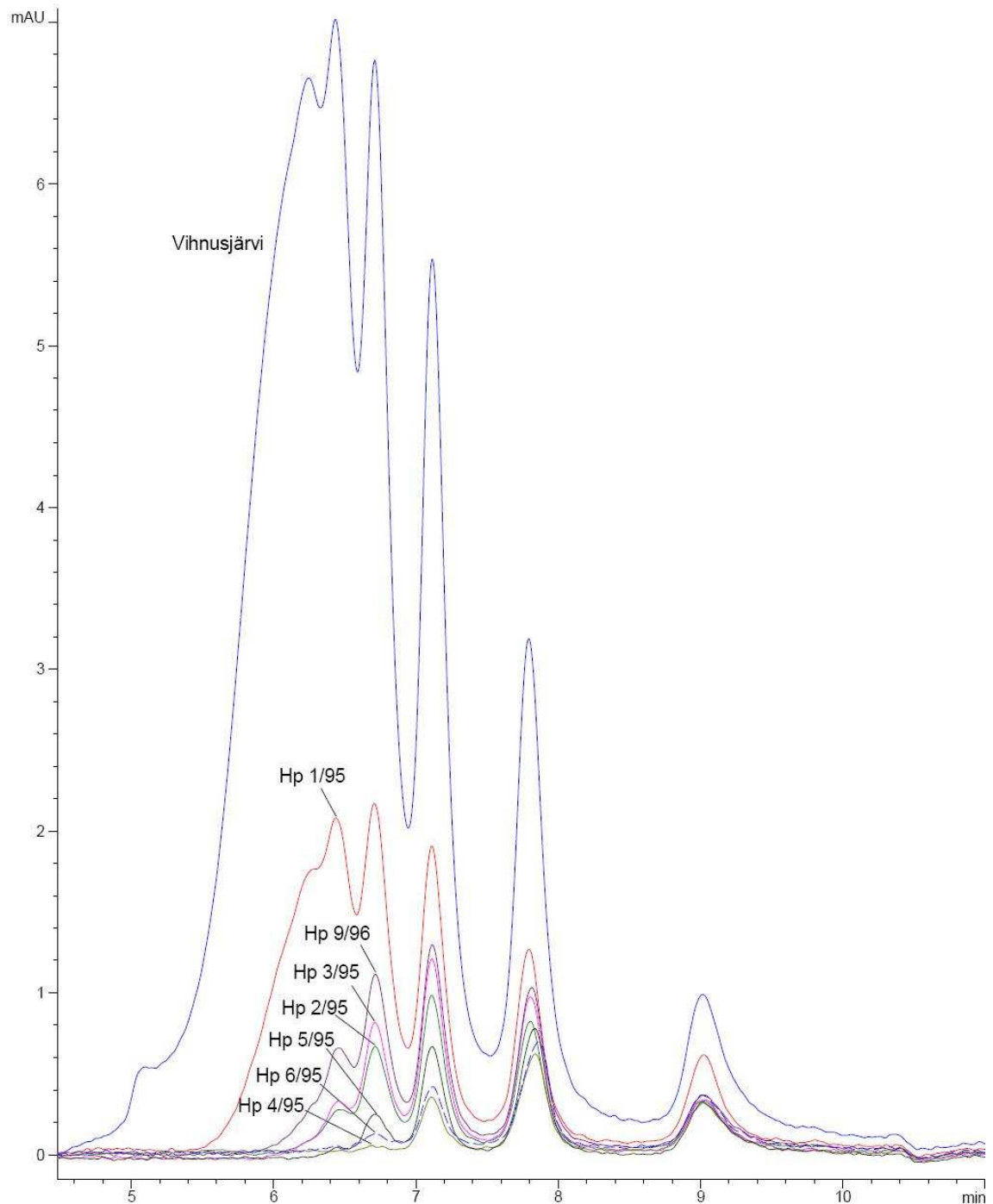
HPSEC-analyysissä molekyylit eluotuvat laskevassa kokojärjestyksessä. Matilaisen (2007) mukaan kromatogrammissa ensimmäinen piikki edustaa molekyyliä, joiden molekyylimassa on >5000 g/mol. Toinen piikki kuvaa molekyylikokoja 4000 – 5000 g/mol. Kolme viimeistä piikkiä kuvaavat molekyylikokoja 3000 – 4000 g/mol, 1000 – 3000 g/mol ja 500 – 1000 g/mol.



Kuva 4. Vihnusjärven ja havaintoputken Hp 6/95 vesien liukoisen orgaanisen aineen molekyylikokojakaumat.

Kuvaa 4 tarkastelemalla nähdään, että pintavedessä suuret molekyylit hallitsevat. Luontainen pohjavesi sen sijaan on selvästi pienimolekyylistä, eikä suurimpia molekyylejä esiinny pohjavedessä ollenkaan. Ero on tyypillinen suomalaisille pinta- ja pohjavesille, mikä on osoitettu monissa tutkimuksissa (Nissinen et al. 2001).

Seuraavassa kuvassa 5 vertaillaan näytteitä, jotka sijoittuvat imeytysalueen ja vedenotokaivojen välille. Kuvassa on myös Vihnusjärven veden kromatogrammi, johon muita kromatogrammeja on helppo verrata.



Kuva 5. Kromatogrammit pohjaveden havaintoputkien ja Vihnusjärven vesinäytteistä.

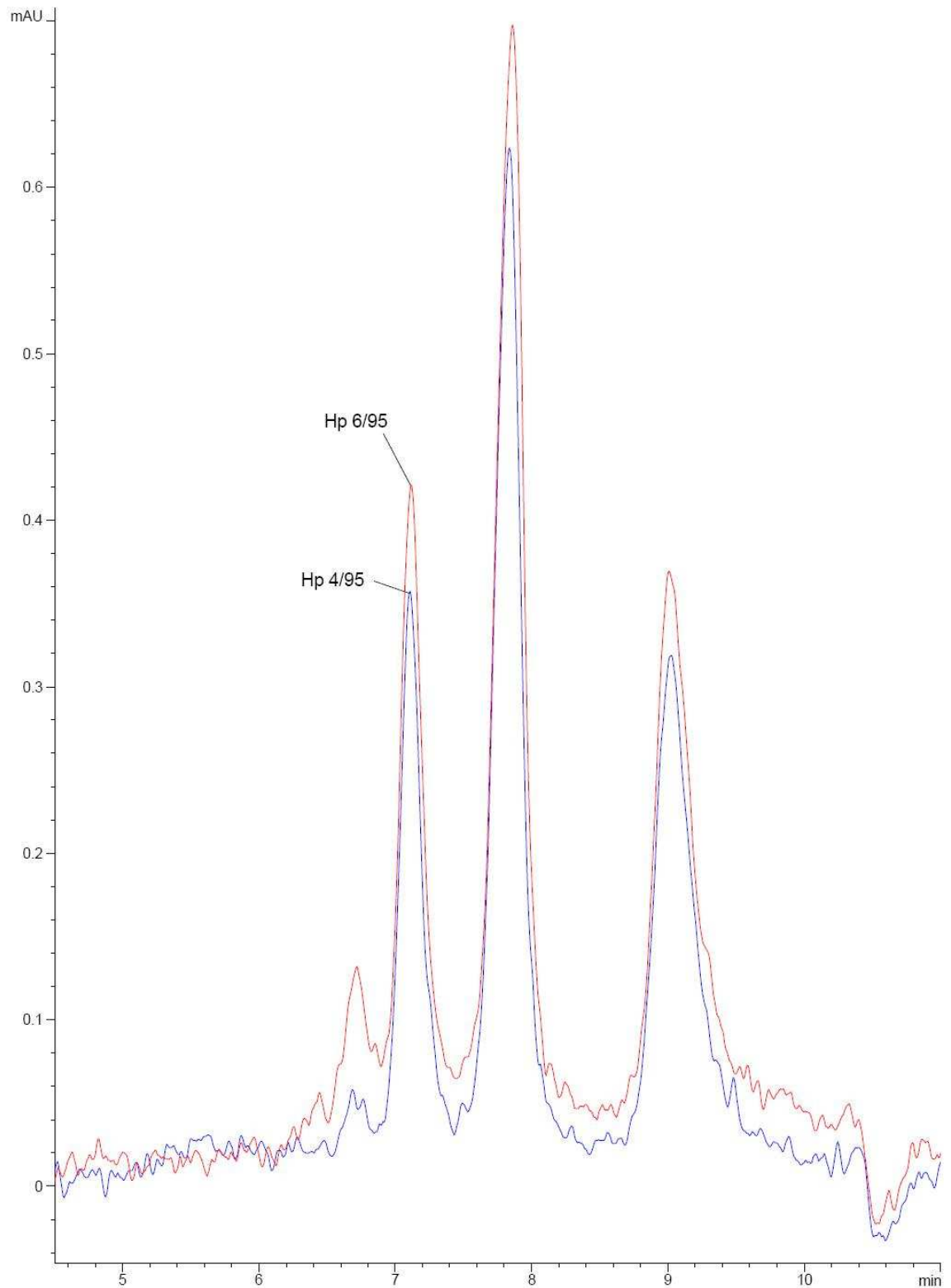
Imeytettävän järviveden ja lähellä imeytysaluetta sijaitsevien havaintoputkien veden molekyylikokojakaumat ovat toistensa kaltaisia. Organisen aineen suurimolekyyliset fraktiot ovat toki osittain poistuneet, mikä näkyy kromatogrammeissa imeytettävään veteen verrattuna matalampina piikkeinä. Virtausmatka ja aika lähimmälle havaintoput-

kelle Hp 1/95 on lyhyt, joten imeytetty vesi ei ole vielä ehtinyt puhdistua. Niinpä HPSEC-kromatogrammi osoittaa näytteen Hp 1/95 olevan selkeästi tekopohjavettä, jossa imeytetyn pintaveden vaikutus näkyy hyvin.

Kuvasta 5 on helppo nähdä, miten selkeästi havaintoputken Hp 1/95 molekyylikokoja-kauma muistuttaa enemmän pintavettä kuin muut näytteet. Näyte Hp 2/95, joka on imeytysalueelta luettuna järjestyksessä seuraavana, on jo selkeästi pohjavettä muistuttavaa, jos sitä verrataan pintavedeen tai näytteeseen Hp 1/95. Kuitenkin pintaveden vaikutusta osoittavat suuret molekyylikoot ovat edelleen näytteessä Hp 2/95 läsnä.

Kuvan 5 kromatogrammeista kaikkein mielenkiintoisimpia ovat havaintoputket Hp 3/95 ja Hp 9/96. Kummassakin suurten molekyylien osuus on merkittävämpi kuin esimerkiksi havaintoputkessa Hp 2/95, vaikka imeytymismatkan perusteella olettaisi asian olevan päinvastoin. Erityisesti havaintoputken Hp 9/96 tulos poikkeaa oletetusta, kun sitä verrataan viereisten havaintoputkien Hp 4/95 ja Hp 5/95 tuloksiin. Suurten molekyylikoko-fraktioiden läsnäolo lienee merkki rantaimetyneen veden vaikutuksesta sekä havaintoputkessa Hp 9/96 että Hp 3/95. Havaintoputki Hp 9/96 ei sijaitse kuitenkaan aivan rannan tuntumassa kuten putki Hp 3/95, joten tulkinnassa on pieni epävarmuus. Myös Maatilanharjun pohjavesialueelle tehdyssä aiemmassa tutkimuksessa havaittiin näytteissä Hp 3/95 ja Hp 9/96 korkeahkoja orgaanisen hiilen kokonaisuutta TOC-pitoisuuksia, minkä epäiltiin johtuvan pintaveden vaikutuksesta (Pöyry Environment Oy 2008).

Kuvassa 6 verrataan näytteitä Hp 4/95 ja Hp 6/95. Kumpikin näytteistä vaikuttaa olevan luontaista pohjavettä, koska suuret molekyylifraktiot puuttuvat niistä kokonaan.



Kuva 6. Havaintoputkien Hp 4/95 ja Hp 6/95 kromatogrammit ovat toistensa kaltaiset.

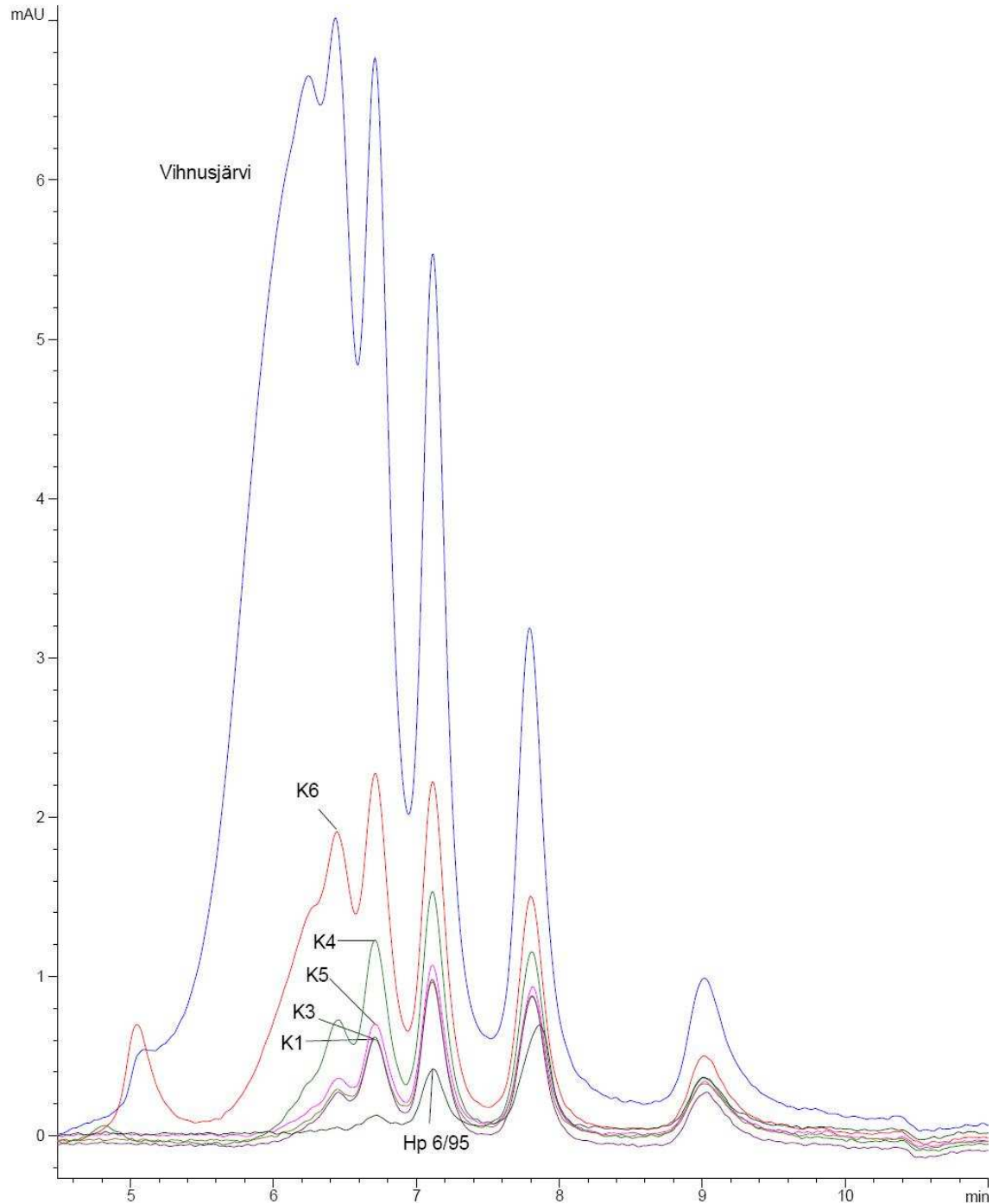
Aiempien oletuksien vastainen tulos saatiin havaintoputken Hp 4/95 näytteestä. On oletettu, että uimarannan alueella, jonka välittömässä läheisyydessä havaintoputki Hp 4/95 sijaitsee, tapahtuu rantaimeytymistä Maatilanharjun pohjavesialtaaseen (Pöyry Environment Oy 2007). Kuvaa 6 tarkastelemalla kuitenkin huomataan, että näytteen Hp 4/95

molekyylikokojakauma ei osoita ollenkaan pintaveden vaikutusta. Pienet molekyylit ovat hallitsevia suurten molekyylien puuttuessa kokonaan.

Havaintoputken Hp 4/95 näytteen HPSEC-analyysin mukaan orgaanisen aineen määrä on erittäin pieni, jos määrän arviointiin käytetään kromatogrammin integroinnin tuottamaa piikkien kokonaispinta-alaa. DOC-analyysi, jonka mukaan näytteiden Hp 4/95 ja Hp 3/95 orgaanisen aineen määrä on yhtä suuri, on hieman ristiriidassa tämän tuloksen kanssa. HPSEC-analyysin perusteella voisi odottaa, että näytteiden Hp 4/95 ja Hp 6/95 DOC-pitoisuudet olisivat yhtä suuret. Selityksen tarjoava seikka voisi olla se, että havaintoputken Hp 4/95 liukoisesta orgaanisesta aineksesta osa olisi sellaista, joka ei absorboi UV-detektorin käyttämää aallonpituutta 254 nm. Toisin sanoen näytteen Hp 4/95 HPSEC-kromatogrammissa ei näkyisi kaikki liukoinen orgaaninen aines. Tätä tulkintaa voidaan pitää kuitenkin epätodennäköisenä. Selvästi todennäköisempi selitys on, että näytteelle Hp 4/95 analysoitu korkea DOC-pitoisuus johtuu DOC-analysointivälikomponenttien epä-tarkkuudesta. Pöyry Environment Oy:n (2008) tekemässä tutkimuksessa havaintoputken Hp 4/95 TOC-pitoisuus oli vain 1,3 mg/l. Myös tämän tutkimuksen yhteydessä suoritettu toinen näytteenotto 18.10.2010 ja DOC-analyysi osoittivat putken Hp 4/95 näytteelle erittäin alhaisen DOC-pitoisuuden 1,1 mg/l.

Nokian kaupunki on seurannut pohjaveden laatua vuosien 1998 – 2005 aikana. Havaintoputkissa Hp 1/95, Hp 2/95 ja Hp 4/95 TOC-pitoisuudet ovat olleet 2,9 – 4,7 mg/l, < 2 – 2,7 mg/l ja 1,1 – 1,6 mg/l vastaavasti. Putken Hp 4/95 alhaiset TOC-pitoisuudet seurannassa osoittavat, ettei rantaimetyymistä tällä kohdalla tapahdu eikä rantaimetyymintä vettä kulkeudu havaintoputken Hp 4/95 alueelle (Pöyry Environment 2007).

Kuvassa 7 esitetään vesilaitoksen pohjavedenottokaivojen sekä vertailun vuoksi Vihnusjärven ja havaintoputken Hp 6/95 orgaanisen aineen molekyylikokojakaumat.



Kuva 7. Vihnusjärven, kaivon 6, kaivon 4, kaivon 5, kaivon 3, kaivon 1 ja havaintoputken Hp 6/95 kromatogrammit.

Pohjavedenotto-kaivojen orgaanisen aineen tarkastelu osoittaa, että kaivot tuottavat laadultaan erilaisia vesiä. Huomattavan heikkolaatuisia on kaivon 6 (K6) vesi. Kun verrataan kromatogrammeja Vihnusjärven ja K6:n välillä, nähdään samankaltaisuus. Suurten molekyylien osuus on merkittävä K6:n kromatogrammissa, mikä on merkki siitä, että kaivon 6 vedessä on merkittävä määrä pintavettä. Todennäköisintä on järviveden rantaimetyminen kaivoon, koska kyseinen kaivo sijaitsee aivan järven rannassa. Lisäksi pohjaveden ja järviveden pintojen ero on suurin juuri vedenottamon alueella. Lyhyen etäisyyden takia vesi ei puhdistu maaperän läpi suotautuessaan. Tällaista päätelmää

osattiin odottaa jo DOC-analyysin jälkeen. Poikkeavan korkea liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuus (4,2 mg/l) indikoi myös pintavesivaikutuksesta. Tulos oli odotettu siinäkin mielessä, että vesilaitoksen käyttökokemuksen mukaan raakaveden laatu heikenee, jos kaivon 6 osuutta raakavedessä kasvatetaan (Tamski 2010).

Pinta- ja pohjaveden sekoitussuhde

Edellä olevat kromatogrammit osoittavat hyvin, mitkä otetuista näytteistä sisältävät pintavettä. Työn yhtenä tavoitteena ollut raakaveden pintavesiosuuden selvittäminen osoitautui kuitenkin vaikeaksi tehtäväksi HPSEC-analyysien avulla, koska tieteellistä tutkimusta menetelmän käyttökelpoisuudesta kyseiseen tarkoitukseen ei ole tehty. Niinpä onkin syytä todeta heti, että seuraavassa esitettävä laskenta ei perustu tutkimustietoon.

Pohjaveden sekoitussuhteen arviointia varten HPSEC-kromatogrammit integroitiin, jolloin saatiin kunkin molekyylifraktion pinta-ala sekä kromatogrammin alle jäävä kokonaispinta-ala. Integrointi suoritettiin HPSEC-laitteistoa ohjaavan tietokoneohjelman (Agilent chemstation) avulla automaatti-integrointina. Kuvaa 4 tarkastelemalla nähdään, että luontaisessa pohjavedessä ovat vain kolme pienintä molekyylikokoa läsnä. Vihnusjärven vedessä taas kaikki molekyylikoot ovat läsnä, mutta kolmen pienimmän fraktion yhteenlaskettu osuus on pieni. Tätä eroa hyödynnetään sekoitussuhteen arvioinnissa.

Laskemalla kolmen pienimmän fraktion pinta-alojen ja kokonaispinta-alan suhde päästään arvoon, jonka avulla lasketaan pintaveden osuus näytteessä. Ikään kuin kalibrointiarvoina käytetään luontaisesti muodostuneen pohjaveden (Hp 6/95) ja Vihnusjärven veden arvoja. Seuraavassa perustellaan pintavesiosuuden laskenta kaavan muodossa. Olkoon x pintaveden osuus näytteessä. Sanoilla *pohjavesi*, *pintavesi* ja *näyte* kuvataan kullekin laskettua pienten molekyylien ja kokonaispinta-alan suhdetta.

$$pohjavesi \cdot (1 - x) + pintavesi \cdot x = näyte \quad (5)$$

$$\Rightarrow x = \frac{näyte - pohjavesi}{pintavesi - pohjavesi} = \text{pintaveden osuus näytteessä}$$

Seuraavassa taulukossa 9 esitetään yllä olevalla kaavalla lasketut pintavesiosuudet kaikissa näytteissä.

Taulukko 9. Molekyylilikokojakauman avulla arvioidut pintavesiosuudet vesinäytteissä. Raakavedellä tarkoitetaan vesilaitokselle pumpattavaa pohjavettä.

Näyte	Pintavesi %
Vihnusjärvi	100
Raakavesi	57
Hp 1/95	90
Hp 2/95	41
Hp 3/95	42
Hp 4/95	0
Hp 5/95	18
Hp 6/95	0
Hp 9/96	55
K1	43
K3	42
K4	59
K5	43
K6	86

Saatuihin arvioihin liittyy monia epävarmuustekijöitä. Merkittävin on epävarmuus koko menetelmän soveltuvuudesta sekoitussuhteen laskemiseen. Tekopohjaveden muodostamisessa pintaveden orgaanisen aineen suurimolekyyliset fraktiot pidättyvät veden kulkeutuessa kohti vedenottamoaa (Nissinen et al. 2001), mikä lisää pienten molekyylien suhteellista osuutta. Tämä näkyy taulukon 9 arvoissa yliarvioituna pohjaveden osuutuksina. Yksi raakaveden pintavesiosuutta nostava tekijä on selkeästi kaivon 6 veden laatu. Jos raakavedessä ei olisi ollenkaan kaivon 6 vettä, saataisiin pienempi pintaveden osuus. Mainittujen tekijöiden selvittämiseen lukuarvoina ei ole mahdollisuuksia tämän tutkimuksen yhteydessä. Näin päädytään arvioon, että vesilaitoksen raakavedessä imeytetyn ja rantaimetyneen pintaveden osuus on hieman yli puolet, noin 57 %.

Pinta- ja pohjaveden sekoitussuhteen selvittämiseen käytetään tavallisimmin happi-isotooppitutkimusta. Menetelmän perustana on, että luonnon vedet ja erityisesti pinta- ja pohjavedet poikkeavat toisistaan happi-isotooppikoostumuksen suhteen. Isotooppitutkimuksessa ei selvitetä absoluuttisia määriä vaan mitataan eri isotooppien suhteellisia osuuksia vedessä (raskaamman isotoopin suhde kevyempään isotooppiin). (Kinnunen 2005) Maatilan vesilaitosalueella on aiemmin tehty happi-isotooppitutkimus, jonka avulla selvitettiin raakaveden koostumusta. Pöyry Environment Oy:n vuonna 2008 tekemässä tutkimuksessa osoittautui, että tekopohjavesilaitoksella sekoitussuhteen laskemista häiritsee imeytettävän veden viipymä, koska pintaveden isotooppikoostumus vaihtelee eri vuodenaikoina runsaastikin. Näin ollen pohjaveden koostumusta tulisi verrata viipymän verran aikaisempaan pintavesinäytteeseen eikä samanaikaisesti otettuun näytteeseen.

Pöyry Environment Oy:n (2008) tutkimuksen mukaan Maatilan vesilaitoksella pintaveden osuus on 71 %, jos veden viipymää ei huomioida. Tutkimuksessa päädyttiin kuitenkin 38 % pintavesiosuuteen, kun huomioidaan imeytetyn veden viipymä. Tutkimuk-

sen yhteenvedossa epäillään 38 % pintavesiosuuden olevan liian pieni, kun muistetaan aiemmat arviot siitä, että luontaisesti muodostuvan pohjaveden osuus olisi vain noin 30 % vesilaitokselle pumpattavan veden määrästä. Näin ollen voidaan pitää tässä työssä arvioitua 57 % pintavesiosuutta oikean suuntaisena.

Tasetarkasteluna on helppo määrittää luontaisen pohjaveden, rantaimetyneen veden ja imeytetyn tekopohjaveden määrät. Jos vedenotto on $3000 \text{ m}^3/\text{d}$, luontaista pohjavettä otetaan tässä työssä esitetyn laskennan mukaan $0,43 \cdot 3000 \text{ m}^3/\text{d} = 1290 \text{ m}^3/\text{d}$. Pintaveden osuus koostuu imeytetystä tekopohjavedestä ja rantaimetyneestä vedestä. Tiedetään, että imeytykseen pumpataan noin $1500 \text{ m}^3/\text{d}$, joten rantaimetyneen veden osuudeksi jää $3000 \text{ m}^3/\text{d} - 1290 \text{ m}^3/\text{d} - 1500 \text{ m}^3/\text{d} = 210 \text{ m}^3/\text{d}$. Toki on muistettava, että imeytykseen pumpatusta vedestä osa valuu hukkaan eikä saavuta koskaan vedenottamoita. Myös suurempi vedenottomäärä kuin $3000 \text{ m}^3/\text{d}$ kasvattaa rantaimetyneen veden määrää edellä laskettuun verrattuna.

Yhteenvetona voidaan todeta, että luontaisesti muodostuvan pohjaveden osuus on todennäköisesti suurempi kuin aiemmin on arvioitu. Vastaavasti rantaimetyneen veden osuus on aiemmin arvioitua pienempi. Johtopäätökset Maatilanharjun pohjavesialueen isotooppitutkimuksessa (Pöyry Environment Oy 2008) tukevat tätä tulosta. Tässä työssä käytetty menetelmä sisältää kuitenkin epävarmuustekijöitä, joten saavutettuja lukuarvoja ei voida pitää kovin luotettavina.

4.3. Pohjaveden laadun muutokset imeytystauon aikana

Tässä luvussa esitetään ja tulkitaan tuloksia, joita saavutettiin kuusi viikkoa kestäneen järviveden imeytystauon aikana. Mielenkiinto kohdistui orgaanisen aineen määrän ja laadun muutoksiin sekä muutoksiin vesilaitoksen raakaveden rautapitoisuuksissa.

4.3.1. Muutokset orgaanisen aineen määrässä ja laadussa

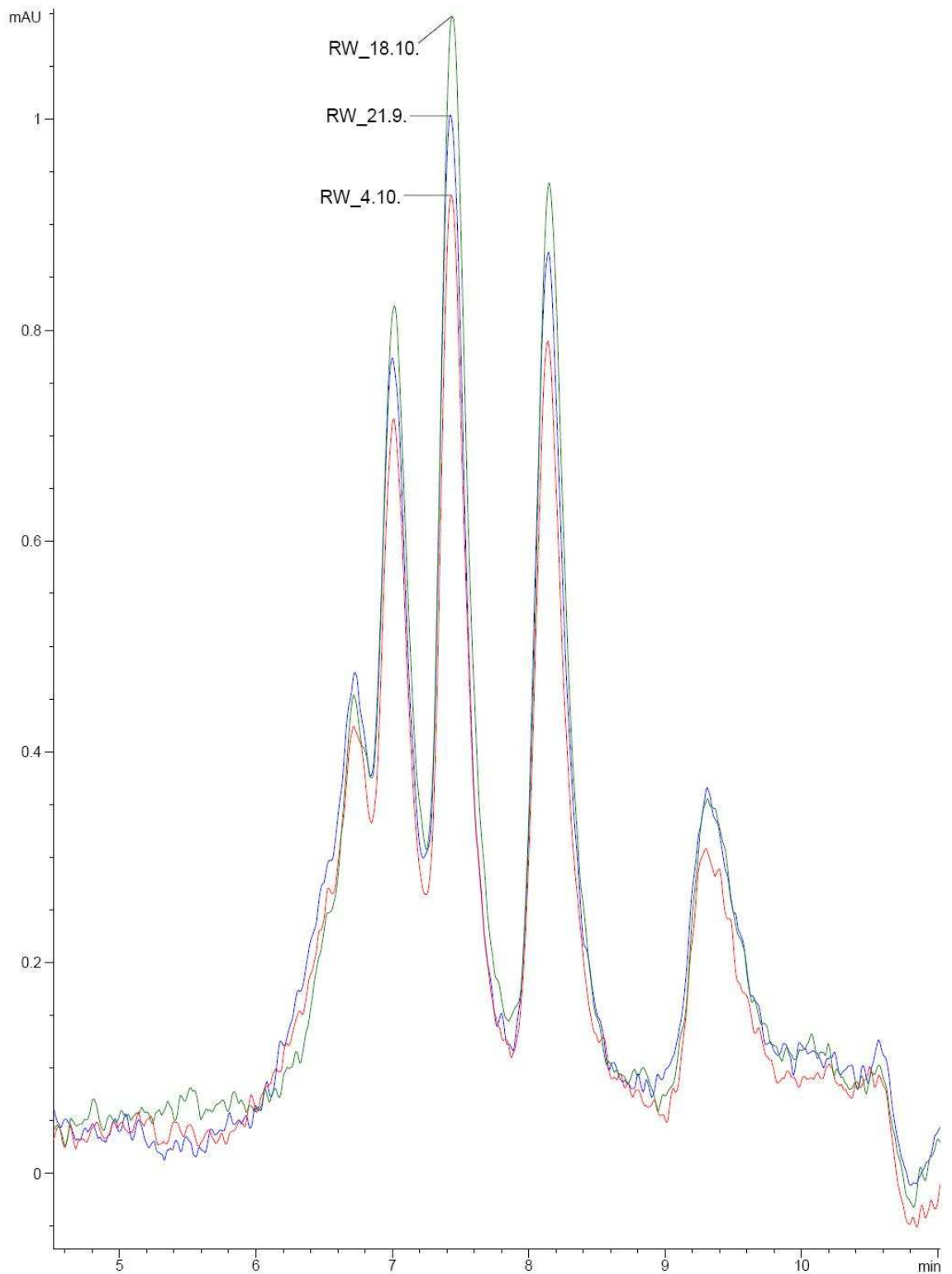
Seuraavassa taulukossa 10 verrataan imeytystauon aikana otettujen raakavesinäytteiden DOC-pitoisuuksia kesällä otetun raakavesinäytteen DOC-pitoisuuteen.

Taulukko 10. Raakaveden DOC-pitoisuuden muutokset imeytystauon aikana. Vertailuna on 2.7.2010 otettu raakavesinäyte.

Raakavesinäyte	DOC (mg/l)
2.7.2010	2,0
21.9.2010	2,5
4.10.2010	2,0
18.10.2010	2,2

Raakaveden DOC-pitoisuus imeytystauon päätteeksi oli 2,2 mg/l, kun se normaalitilanteessa 2.7.2010 oli 2,0 mg/l. Korkein DOC-pitoisuus mitattiin 21.9.2010 otetusta raakavesinäytteestä, jolloin DOC oli 2,5 mg/l. Vaikka taulukossa 10 nähtävät muutokset ovat pieniä, on muistettava, että syys- ja lokakuussa otetuissa raakavesinäytteissä ei ole vedenottoa kaivon 6 vettä ollenkaan. Tällä on merkitystä siksi, että kaivon 6 vesi on selkeästi huonolaatuisempaa kuin muiden kaivojen (katso taulukko 8 ja kuva 7).

Raakaveden orgaanisen aineen molekyylikokojakaumassa ei havaittu merkittäviä muutoksia imeytystauon aikana. Ainoastaan keskikokoiset molekyylit näyttävät hieman lisääntyneen. Imeytystauon aikana otettujen raakavesinäytteiden molekyylikokojakaumat esitetään kuvassa 8.



Kuva 8. Imeytystauon aikana otettujen raakavesinäytteiden HPSEC-kromatogrammit.

Maatilanharjun pohjavesialueella olevissa havaintoputkissa havaittiin selvempiä vedenlaadun muutoksia kuin raakavedessä. Nämä muutokset olivat tietyiltä osin odotettuja, mutta uuttakin tietoa saatiin. Seuraavassa taulukossa 11 esitetään havaintoputkista otettujen vesinäytteiden DOC-pitoisuudet heinäkuussa ja imeytystauon päätteeksi lokakuussa.

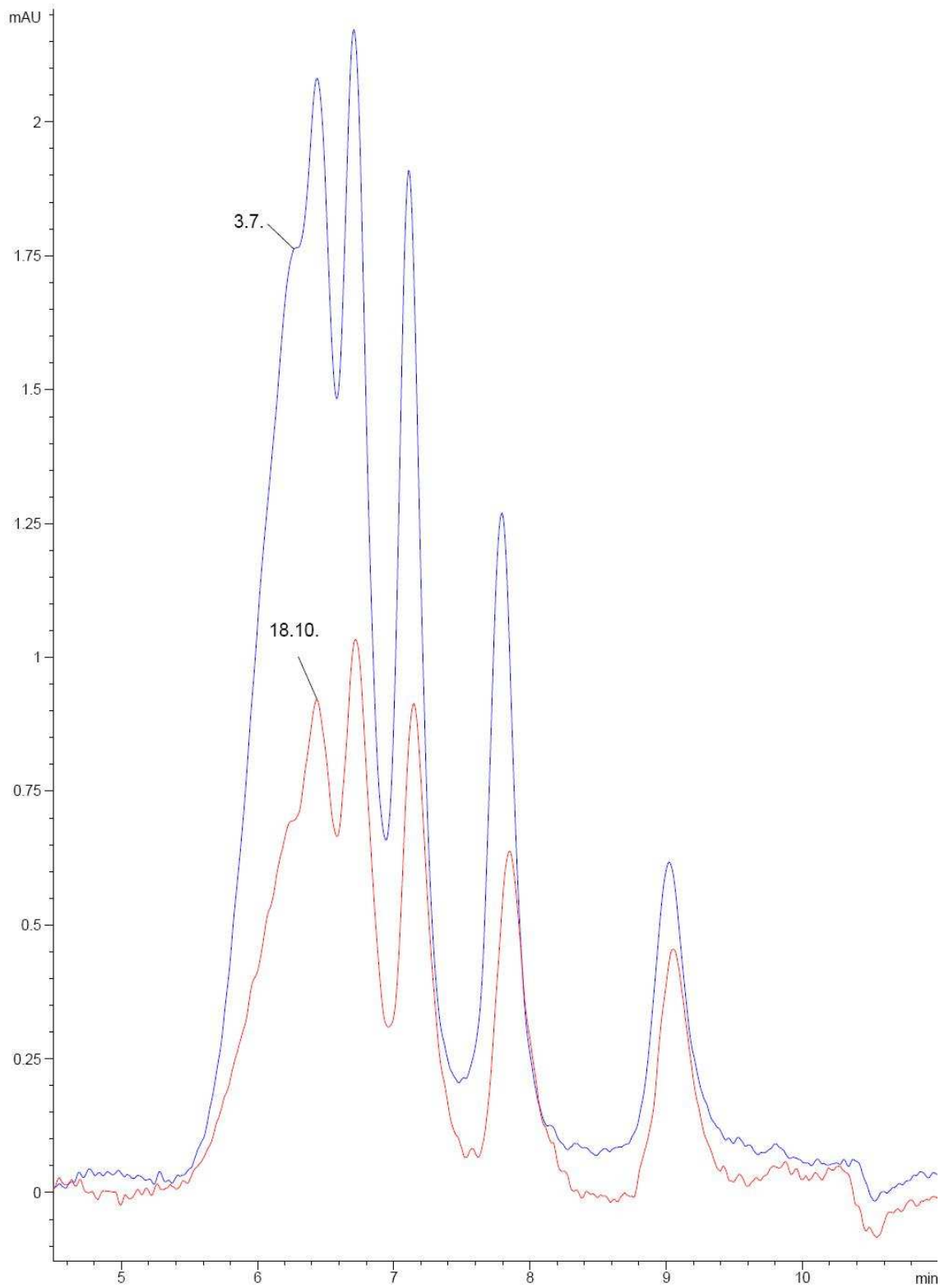
Taulukko 11. Pohjaveden havaintoputkista otettujen näytteiden DOC-pitoisuudet normaalitilanteessa heinäkuussa ja imeytystauon jälkeen lokakuussa.

Näyte	heinäkuu	lokakuu	Muutos (%)
Hp 1/95	-	2,1	
Hp 2/95	2,0	1,8	11
Hp 3/95	1,7	2,8	-66
Hp 4/95	1,7	1,1	37
Hp 5/95	1,4	1,6	-17
Hp 6/95	1,4	1,3	3
Hp 9/96	2,0	2,9	-48

Taulukon 11 arvoista nähdään, että havaintoputkissa Hp 3/95, Hp 9/96 ja Hp 5/95 DOC-pitoisuudet ovat kasvaneet imeytystauon vaikutuksesta. Erityisesti putkissa Hp 3/95 ja Hp 9/96, joissa DOC on kasvanut 66 % ja 48 % vastaavasti, on tapahtunut merkittävää laadun heikkenemistä. Sen sijaan lähimpänä imeytysaluetta sijaitsevilla havaintoputkissa Hp 1/95 ja Hp 2/95 veden laatu on parantunut orgaanisen aineen määrän osalta. Näin voidaan sanoa, vaikka putkelle Hp 1/95 ei heinäkuussa voitukaan DOC-pitoisuutta määrittää. Imeytysaluetta lähimpänä olevissa putkissa tällaista tulosta osattiin odottaa, kun järvivettä ei harjuun ole imeytetty.

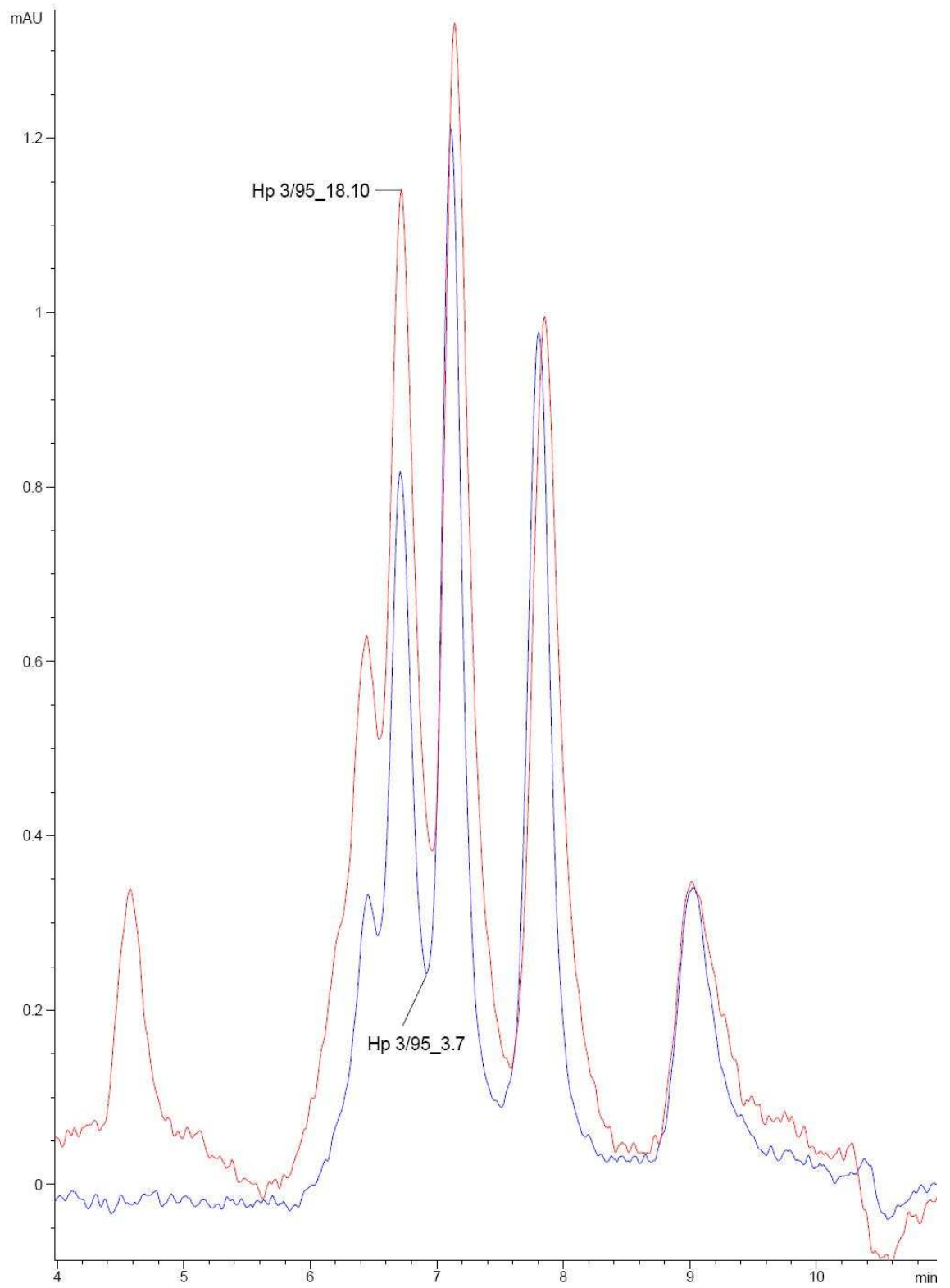
Havaintoputkista Hp 4/95 ja Hp 6/95 voidaan todeta, että DOC-pitoisuudet niissä ovat erittäin alhaisia. Niissä ei imeytystauon jälkeenkään ole DOC-analyysin perusteella havaittavissa pintaveden vaikutusta. Putken Hp 4/95 osalta taulukossa 11 nähtävä 37 % DOC:n väheneminen on vääristynyt, koska heinäkuussa määritetty DOC-pitoisuus on todennäköisesti ollut käytetyn laitteiston epätarkkuudesta johtuen liian suuri.

Kaikkien havaintoputkien osalta voidaan tehdä tarkempia päätelmiä, kun tarkastellaan orgaanisen aineen määrän lisäksi sen molekyylikojakaumaa. Selkein ero oli odotetusti nähtävissä havaintoputkessa Hp 1/95. Imeytetyn pintaveden vaikutusta osoittavat suuret molekyylikoot ovat vähentyneet merkittävästi, kun vettä ei ole imeytetty. Tämä nähdään kuvassa 9 olevista kromatogrammeista.

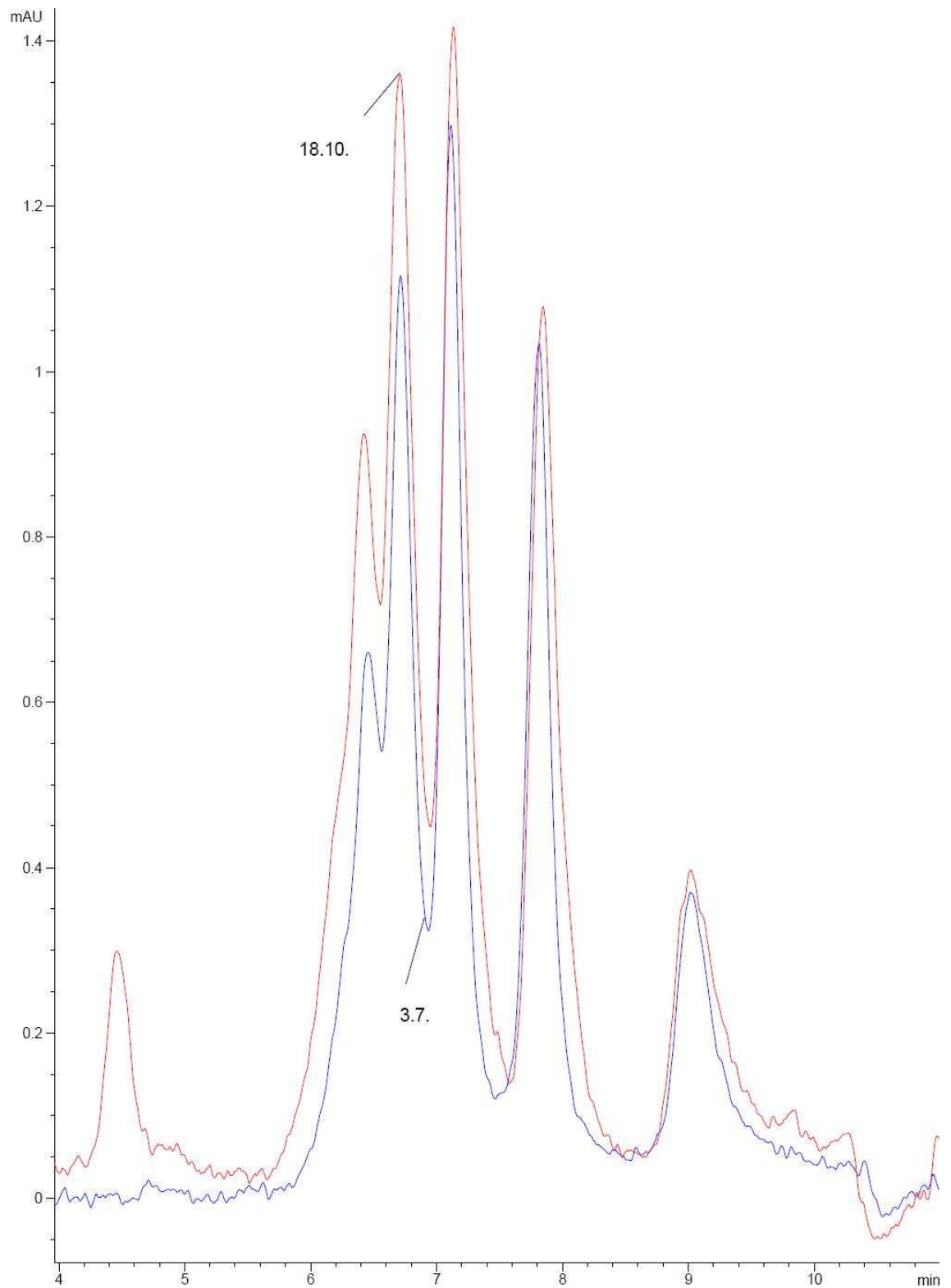


Kuva 9. Havaintoputken Hp 1/95 kromatogrammit normaalitilanteessa ja imeytyksen oltua keskeytettyinä.

Mielenkiintoisimmat muutokset DOC-pitoisuuksien perusteella kohdistuvat näytteisiin Hp 3/95 ja Hp 9/96, joiden kromatogrammit esitetään kuvissa 10 ja 11.



Kuva 10. Havaintoputken Hp 3/95 kromatogrammit.



Kuva 11. Havaintoputken Hp 9/96 kromatogrammit.

Kuvissa 10 ja 11 nähdään yhtäläisyyksiä. Jo DOC-analyysin perusteella oli odotettavissa, että orgaanisen aineen määrä on kasvanut, mikä voidaan huomata kromatogrammeista suurempina piikkien pinta-aloina. Kummankin havaintoputken lokakuun kromatogrammissa nähdään lisäksi jokin molekyylikooltaan suuri fraktio, jonka aiheuttama

piikki havaitaan 4,5 minuutin kohdalla. Koska seuranta ei voitu jatkaa pidempään eikä vuodenajasta johtuvia vaihteluita havaintoputkien vedenlaadussa ole tiedossa, on syytä mainita, ettei tämän fraktion alkuperästä voida tehdä varmoja johtopäätöksiä. Todennäköistä kuitenkin on, että näiden putkien vedenlaadussa havaitaan Vihnusjärven veden vaikutus. Yksi peruste tälle epäilylle nähdään, kun verrataan kuvia 10 ja 11 kuvaan 8, jossa Vihnusjärven ja vedenottoaivon 6 kromatogrammeissa esiintyy vastaava matala piikki 5 minuutin kohdalla. Tämä seikka yhdessä kasvaneen DOC-pitoisuuden kanssa herättävät epäilyt, että havaintoputkien Hp 3/95 ja Hp 9/96 alueilla tapahtuu rantaimetyymistä.

4.3.2. Muutokset raakaveden rautapitoisuudessa

Vesilaitoksen raakaveden rautapitoisuuksia seurattiin imeytystauon aikana taulukossa 6 esitetyn ohjelman mukaan. Seuraavassa taulukossa 12 esitetään imeytystauon aikana raakavedestä analysoidut rautapitoisuudet. Vertailun vuoksi taulukossa on rautapitoisuuksia myös aiemmista analyyseistä.

Taulukko 12. Raakaveden rautapitoisuudet imeytystauon aikana (harmaa pohja). Vertailuna pitoisuuksia aiemmista analyyseistä.

Raakavesinäyte	Fe (mg/l)
20.9.2010	2,5
27.9.2010	3,0
4.10.2010	2,8
12.10.2010	4,2
18.10.2010	4,0
6.5.2010	3,0
30.3.2010	3,6
28.1.2010	2,7
21.10.2009	3,3

Imeytystauon lopulla otetut raakavesinäytteet osoittivat rautapitoisuuden kasvaneen. Pitoisuudet kahden viimeisen näytteen osalta olivat 4,2 mg/l ja 4,0 mg/l. Nämä pitoisuudet ovat tavallista korkeammat. Normaalina vaihteluna voidaan pitää pitoisuuksia 2,7 – 3,5 mg/l. Laborantti Hanna Aaltosen mukaan raakaveden rautapitoisuus on vain kerran aikaisemmin (lokakuussa 2002) ylittänyt pitoisuuden 4 mg/l. (Aaltonen 2010)

Rautapitoisuuden kasvu lienee seurausta rantaimetyymisen lisääntymisestä pohjavesialtaaseen. Hatvan (2004) mukaan syynä raudan ja mangaanin liukenemiseen rantaimetyymyksen yhteydessä ovat pelkistävät olosuhteet, jotka ovat syntyneet orgaanisen aineen hajotessa ja liunneen hapen kuluessa loppuun. Rantaimetyymyksessä vesi ei pääse välillä hapettumaan.

4.3.3. Yhteenveto imeytystauon vaikutuksista

Imeytyksen keskeytyks Viikiharjulle kuudeksi viikoksi aiheutti muutoksia pohjaveden laadussa. Orgaanisen aineen määrä vesilaitoksen raakavedessä kasvoi. Myös raakaveden rautapitoisuus kasvoi epätavallisen korkeisiin pitoisuuksiin.

Pohjaveden havaintoputkista otettujen vesinäytteiden perusteella rantaimetyminen pohjavesialtaaseen lisääntyi. Orgaanisen aineen määrän ja laadun osalta vedenlaadun heikkenemistä havaittiin erityisesti havaintoputkien Hp 3/95 ja Hp 9/96 näytteissä. Todennäköisenä selityksenä on rantaimetyminen. Huomionarvoista on, että pohjaveden pinta oli laskenut havaintoputkissa 0,4 – 0,7 metriä, mikä lisää entisestään hydraulista gradienttia järven ja pohjavesialtaan välillä. Vihnusjärven pinnankorkeustietoja ei ollut saatavilla samalta ajanjaksolta.

Imeytystauko osoitti, että tekopohjaveden muodostamisen lisääminen pelkästään rantaimetyksellä ei ole Maatianharjun tapauksessa toimiva ratkaisu. Tekopohjaveden muodostaminen imeyttämällä Vihnusjärven vettä Viikiharjuun tuottaa laadultaan parempaa tekopohjavettä.

4.4. Imeytettävän veden esikäsittely

Tässä luvussa tarkastellaan tekopohjavedeksi imeytettävän Vihnusjärven veden esikäsittelyvaihtoehtoja. Selvitystyön teki haasteelliseksi se seikka, että tekopohjavedeksi imeytettävän pintaveden esikäsittely on melko harvinaista Suomessa, joten kokemuksia ja malleja käsittelyprosesseista on olemassa vähän. Aivan uusimpia täyden mittakaavan kokemuksia ja tuloksia on toki saatu Turun seudun vesi Oy:n Huittisiin rakentamasta esikäsittelylaitoksesta, jossa käsitellään Kokemäenjoen vettä.

4.4.1. Esikäsittelyn suunnittelun lähtökohdat

Jo aivan tutkimuksen alkuvaiheessa tehtiin linjaukset, mihin esikäsittelyllä Maatian vesilaitoksella pyritään. Seuraavassa käydään läpi näitä suunnittelutyötä ohjaavia reunaehtoja, joita nostettiin esille vesilaitoksen henkilökunnan ja diplomityön tekijän välisessä palaverissa 22.6.2010.

Aivan ensimmäinen periaatteellinen huomio on, että kyseessä on tekopohjavedeksi imeytettävän veden esikäsittely. Tällä tarkoitetaan sitä, että esikäsittelyn tulisi olla mahdollisimman kevyt ja yksinkertainen, jotta vesi olisi edelleen järkevää imeyttää maaperään. On siis pohdittava, mikä on järkevä mittakaava käsittelylle.

Mahdollisella esikäsittelyllä tulisi olla positiivinen vaikutus olemassa olevaan jälkikäsittelyyn ja sen tarpeellisuuteen. Jälkikäsittelyyn pumpattavan raakaveden laadun tulisi siis parantua esikäsittelyn vaikutuksesta.

Kuten kappaleessa 4.1.1 pohdittiin, tulee miettiä, miten rantaimetyvän veden määrää voitaisiin vähentää. Yhtenä vaihtoehtona on kasvattaa Viikiharjulle imeytettävän veden määrää, mikä nostaisi pohjavedenpintaa vedenottomäärän pysyessä muuttumattomana. Näin hydraulinen gradientti pohjaveden ja järviveden välillä pienenesi ja rantaimetyymistä tapahtuisi nykyistä vähemmän. Edellytykset imeytykseen johdettavan veden määrän kasvattamiselle olisivat paremmat, jos järvi­vesi esikäsitellään ennen imeytystä. Nokian vesilaitoksen mukaan yksi ehto esikäsittelyn rakentamiselle onkin, että imeytettävän veden määrää voidaan kasvattaa.

Samalla, kun pohditaan tekopohjaveden imeytyksen volyymin kasvattamisen vaikutuksia rantaimetyymiseen, tulee pohtia, mitä järjestelyitä vaaditaan esimerkiksi imeytysalueella. Tuleeko esimerkiksi imeytykseen käytettävien kuilukaivojen määrää kasvattaa nykyisestä 16:sta?

Yksi merkittävä suunnittelutyötä ohjaava tekijä on olemassa oleva jälkikäsittelyprosessi, joka tullaan säilyttämään sellaisenaan. Vesilaitoksen mukaan nykyistä jälkikäsittelyprosessia ei tulla enää saneeraamaan, koska laadullisia paineita ei ole. Nykyisellään sen

käyttöiästä on jäljellä arviolta 30 vuotta. Itsestään selvää on, että vaihtoehtojen selvittämisessä huomioidaan taloudelliset kustannukset ja tekniikoiden saatavuus.

4.4.2. Esikäsittelyvaihtoehdot

Esikäsittelytekniikkana hiekkapikasuodatus olisi taloudellisesti edullinen ja yksinkertainen toteuttaa. Pikasuodatuksen avulla imeytettävästä vedestä voitaisiin poistaa kiinteitä partikkeleita, jotka saattaisivat tukkia maaperän imeytysalueella. Nokialla imeytystekniikkana käytettävä kuilukaivoimeytys on kuitenkin ollut käytössä jo pitkään, eikä maaperän tukkeutumisesta ole ollut merkkejä. Näin ollen pikasuodatuksen hyöty esimerkiksi olemassa olevan jälkikäsittelyprosessin kannalta olisi hyvin pieni. Kuten kappaleessa 2.2.4. mainittiin, ei pikasuodatuksella saavuteta merkittävää orgaanisen aineen vähenemää, mitä voidaan pitää edellytyksenä pohjaveden laadun parantamiselle.

Imeytettävän veden ilmastus olisi kevyt, edullinen ja yksinkertainen esikäsittelytekniikka. Tällä voitaisiin varmistaa se, että imeytettävän veden liuenneen hapen pitoisuus olisi mahdollisimman korkea maaperään johdettaessa. Vihnusjärven veden happipitoisuus on kuitenkin Oravaisen (2009) mukaan heikoimmillaankin tyydyttävää. Ilmastusta on myös varmistettu nykyisissä kuilukaivoissa siten, että vesi osuu kaivoon tullessaan lautaselle, josta se leviää kaivon reunoille samalla ilmastuen. Voidaan siis arvioida, että ilmastuksella ei saavuteta merkittäviä muutoksia Maatilan vesilaitoksen raakaveden laadussa.

Tarkoitukseen sopivimmaksi esikäsittelytekniikaksi vaihtoehtojen tarkastelussa osoitautui kemiallinen käsittely, joka tulisi kuitenkin voida toteuttaa mahdollisimman kevyenä. Edellytys raakaveden laadun paranemiselle on happea kuluttavan aineksen poistaminen, mikä on toteutettavissa kemialliseen koagulaatioon perustuvilla tekniikoilla. Kemiallista käsittelyä varten saatiin kaksi tarjousta, joista ensimmäinen perustuu kontaktisuodatuksen ja jälkimmäinen kemialliseen koagulaatioon moduulirakenteisella laitteistolla. Kemiallisella esikäsittelyllä saavutettavia hyötyjä tarkastellaan lähemmin kontaktisuodatuksen avulla.

4.4.3. Kontaktisuodatus esikäsittelynä

Kontaktisuodatuksessa on kyse joko hiekka- tai kaksikerrosuodatuksesta, jota tehostetaan matalalla annoksella tehtävällä kemiallisella käsittelyllä. Suodattimeen tulevaan veteen annostellaan koagulaatiokemikaalia, joka sekoittuu tuloputkessa käsiteltävään veteen. Näin ollen kaikki käsittelyn osaprosessit tapahtuvat suodattimessa. Suodattimen tekniseksi toteutukseksi valitaan tavallisesti käänteissuodatus tai kaksikerrossuodatus, jossa suodatin sisältää hiekka- ja antrasiittikerroksen.

Vuosina 1997 – 2005 Maatilanharjun pohjaveden happipitoisuus havaintoputken Hp 2/95 seurannassa on ollut pääosin alle 1 mg/l (alimmillaan 0,35 mg/l). Myös havaintoputken Hp 4/95 seurannassa vuosina 1999 – 2005 on happipitoisuus ollut alhainen

(alimmillaan 0,33 mg/l). Rautapitoisuudet putkissa Hp 2/95 ja Hp 4/95 ovat vaihdelleet väleillä 0,26 – 2,3 mg/l ja 0,9 – 3,0 mg/l vastaavasti. (Pöyry Environment Oy 2007)

Kemiallisen esikäsittelyn merkittävin vaikutus imeytettävään veteen on happea kuluttavan orgaanisen aineen poistaminen. Tämä vähentää maaperässä tapahtuvan biologisen toiminnan hapen kulutusta, mikä edelleen mahdollistaa veden liukoisen hapen pitoisuuden säilymisen riittävän korkealla. Riittävän korkea liukoisen hapen pitoisuus vedessä hillitsee raudan ja mangaanin liukenemista pohjaveteen.

Nykyisessä tilanteessa Maatilan vesilaitokselle pumpattavan raakaveden rauta- ja mangaanipitoisuudet ovat korkeita. Imeytettävän veden kontaktisuodatuksen vaikutusta näihin pitoisuuksiin on mahdotonta arvioida tarkasti, mutta todennäköisesti pitoisuudet raakavedessä alenisivat. Arvioin epävarmuutta lisää se, että ei tiedetä, ovatko korkeat rauta- ja mangaanipitoisuudet seurausta tekopohjaveden valmistuksesta vai luontaisia.

Helmisaaren et al. (2003) mukaan kemiallinen esikäsittely ja tekopohjavesiprosessi poistavat samanlaisia orgaanisia yhdisteitä. Jos imeytetyn veden viipymä ja kulkeutumismatka ovat riittävän pitkiä, ovat tekopohjavesi ja kemiallisesti esikäsitelty vesi hyvin samanlaatuisia. Samansuuntaisia tuloksia saatiin myös tämän työn yhteydessä tehdyissä koagulaatiokokeissa, jonka tulokset esitetään myöhemmin. Orgaanisen aineen biologiseen hajoamiseen esikäsitellyllä voi kuitenkin olla merkitystä. Nykyistä korkeampana pysyvä liukoisen hapen pitoisuus edistää myös mikrobien toimesta tapahtuvaa orgaanisen aineen hajotusta (Kivimäki 1992).

Jos esikäsittelyn myötä kasvatetaan imeytettävän veden määrää, on tällä todennäköisesti raakaveden laatua parantava vaikutus. Lisääntynyt imeytyksen määrä todennäköisesti vähentää rantaimetyymistä Vihnusjärvestä, koska pohjaveden pinnankorkeus nousee vähentäen samalla vedenpintojen korkeuseroa järven ja pohjavesialtaan välillä. Kuten imeytystauon tuloksista on pääteltävissä, rantaimetyymisen vähentäminen on yksi keino parantaa raakaveden laatua raudan ja orgaanisen aineen osalta.

4.4.4. Esikäsittelylaitoksen alustava mitoitus

Tässä luvussa esitetään kaksi vaihtoehtoa Vihnusjärven veden esikäsittelylle. Ensimmäisessä vaihtoehdossa käytetään kontaktisuodattimena DynaSand-hiekkasuodatinta, ja jälkimmäisessä esitetään periaate Veolia Vesi Oy:n toimittamasta Krügerin ActiFlo ratkaisusta, joka on moduulirakenteinen kemiallinen koagulaatiolaitos. Näiden lisäksi pohdittiin avoimen kaksikerrossuodattimen soveltuvuutta Maatilan vesilaitoksen tarkoitukseen. Sen tarkastelusta kuitenkin luovuttiin, koska virtaamat ovat pienet ja suunnittelutyön määrä muodostuisi suureksi. Myös melko suuren huuhteluvesialtaan ja muiden lisärakenteiden investointitarve sekä laajennusvaran hankala huomioiminen osoittautuivat merkittäviksi tekijöiksi.

Ennen vaihtoehtojen tarkastelua esitetään tulokset koagulaatiokokeesta, jonka avulla määritettiin koagulantin annostelu.

Koagulaatiokoe

Koagulaatiokokeen järjestelyt kuvataan kappaleessa 3.3. Liitteessä 5 puolestaan esitetään koagulantin tuotetiedot.

Flokkien muodostuminen oli silmin nähtävissä 40, 60 ja 80 mg/l pitoisuuksilla heti pikasekoituksen jälkeen. Puolen tunnin laskeutuksen jälkeen astioiden pohjalle oli kertynyt koagulaation ansiosta ruskeaa ainesta. Astioiden pinnalle jäänyt puhdistunut vesi (kirkaste) pipetoitiin pieneen dekanterilasiin analyysijä varten. Kokeen onnistumista arvioitiin mittaamalla kirkasteiden sameus, DOC sekä karakterisoimalla orgaanisen aineen molekyylikokojakauma HPSEC-menetelmällä. Myös koagulantin lisäyksen aiheuttama pH:n muutos mitattiin. Sameus ja pH mitattiin välittömästi pipetoidusta kirkasteesta. DOC- ja HPSEC-analyysijä varten suodatettiin omat näytteensä. DOC- ja HPSEC-analyysijä varten näytteet suodatettiin 0,45 µm suodattimen läpi. Seuraavassa taulukossa 13 esitetään koagulaatiokokeessa saavutetut tulokset. Negatiiviset arvot DOC-vähennyksen ja sameuden vähennyksen kohdalla tarkoittavat, että pitoisuus on kasvanut käsittelemättömään Vihnusjärven veteen verrattuna.

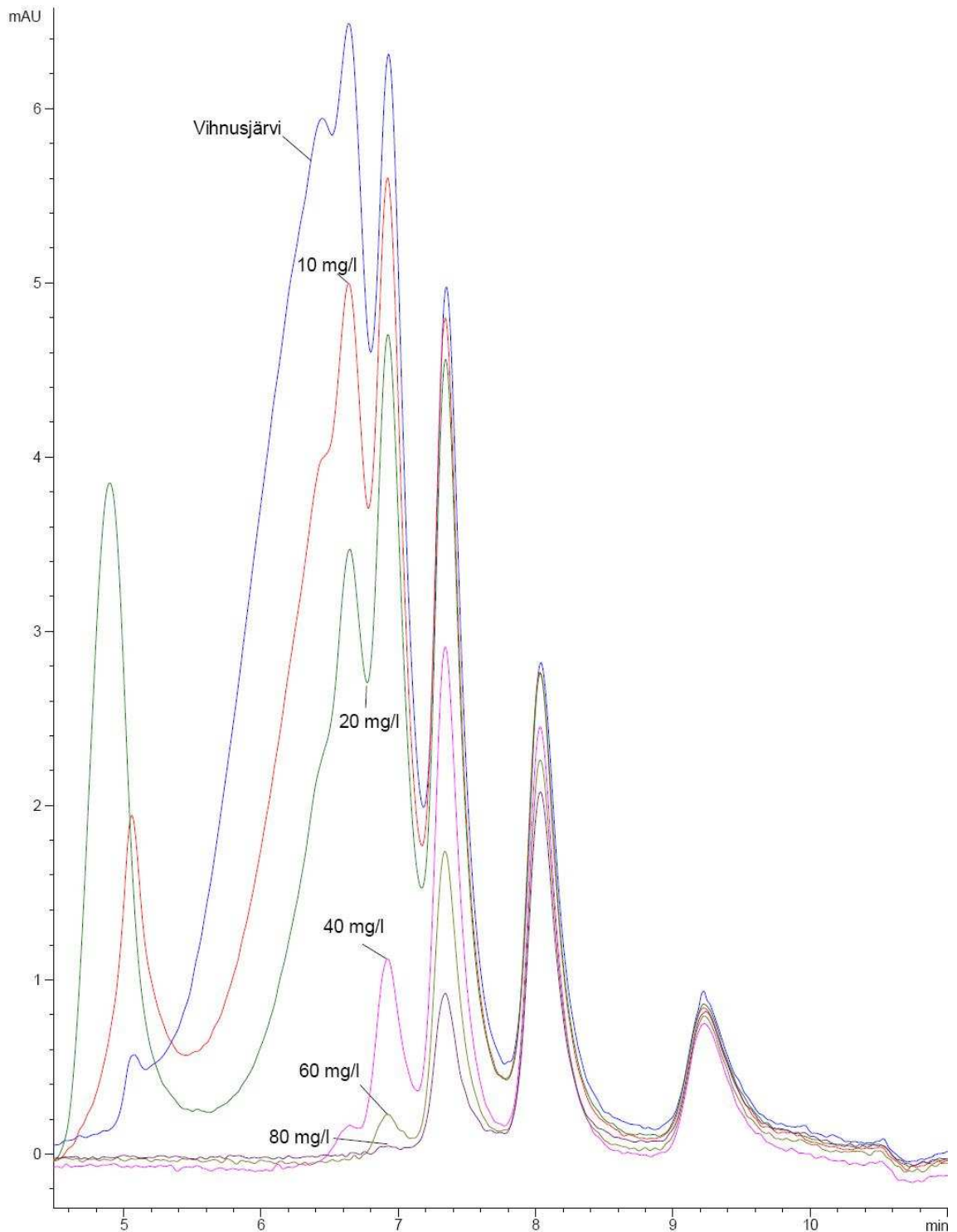
Taulukko 13. Koagulaatiokokeen tulokset. Ylin rivi taulukossa kertoo Vihnusjärven arvot.

PAX-18 (mg/l)	Alumiinina (mg/l)	DOC (mg/l)	DOC- vähennys (%)	Sameus (NTU)	Sameuden vähennys (%)	pH
0	0	8,6	0	1,9	0	6,9
10	0,92	8,9	-3	2,6	-37	7,0
20	1,84	8,5	1	4,0	-111	6,7
40	3,68	4,0	54	1,6	16	6,6
60	5,52	3,5	60	1,7	11	6,4
80	7,36	3,0	66	5,0	-163	6,1

Tarkastelemalla taulukon 13 esittämiä DOC-tuloksia huomataan, että paras liuennon orgaanisen aineen vähennys (66 %) saavutetaan koagulantin annoksella 80 mg/l. Nähtävästi vielä parempi tulos DOC-poistuman osalta saavutettaisiin hieman korkeammallakin pitoisuudella, mutta sen etsimiseen ei tässä tutkimuksessa ryhdytä. Oleellista on myös huomata, etteivät annokset 10 ja 20 mg/l poista orgaanista merkittävästi. Annoksella 10 mg/l DOC näyttää jopa korkeampaa arvoa kuin käsittelemätön järvivesi, mikä kuitenkin lienee vain laitteiston epätarkkuudesta johtuva poikkeama. Koagulanttipitoisuuden ollessa 40 mg/l ja 60 mg/l saavutetaan 54 % ja 60 % DOC-vähennyksiä vastaavasti.

Vihnusjärven käsittelemättömän veden sameus on 1,9 NTU. Pienet koagulanttipitoisuudet (10 ja 20 mg/l) aiheuttavat polymeroitumista vedessä, mikä näkyy kasvaneena sameuden arvona. Parhaimmat tulokset sameuden poistossa saavutetaan annoksilla 40 mg/l ja 60 mg/l, joilla sameuden arvoiksi jäävät 1,6 NTU ja 1,7 NTU vastaavasti. Hyvän DOC-vähenemän tuottanut annos 80 mg/l nostaa veden sameutta merkittävästi, koska liennut orgaaninen aines muuttuu kolloidiseen muotoon. Lindqvist (2001) huomasi korkeiden alumiiniklorohydraattipitoisuuksien aiheuttavan vastaavan sameuden kohoamisen tutkiessaan orgaanisen aineksen poiston optimointia eri saostuskemikaaleilla.

Koagulaation vaikutus orgaanisen aineksen eri molekyylikokoihin tutkittiin HPSEC-analyysin avulla. Seuraavassa kuvassa 12 esitetään kromatogrammit kirkasteista eri koagulantin annoksilla.



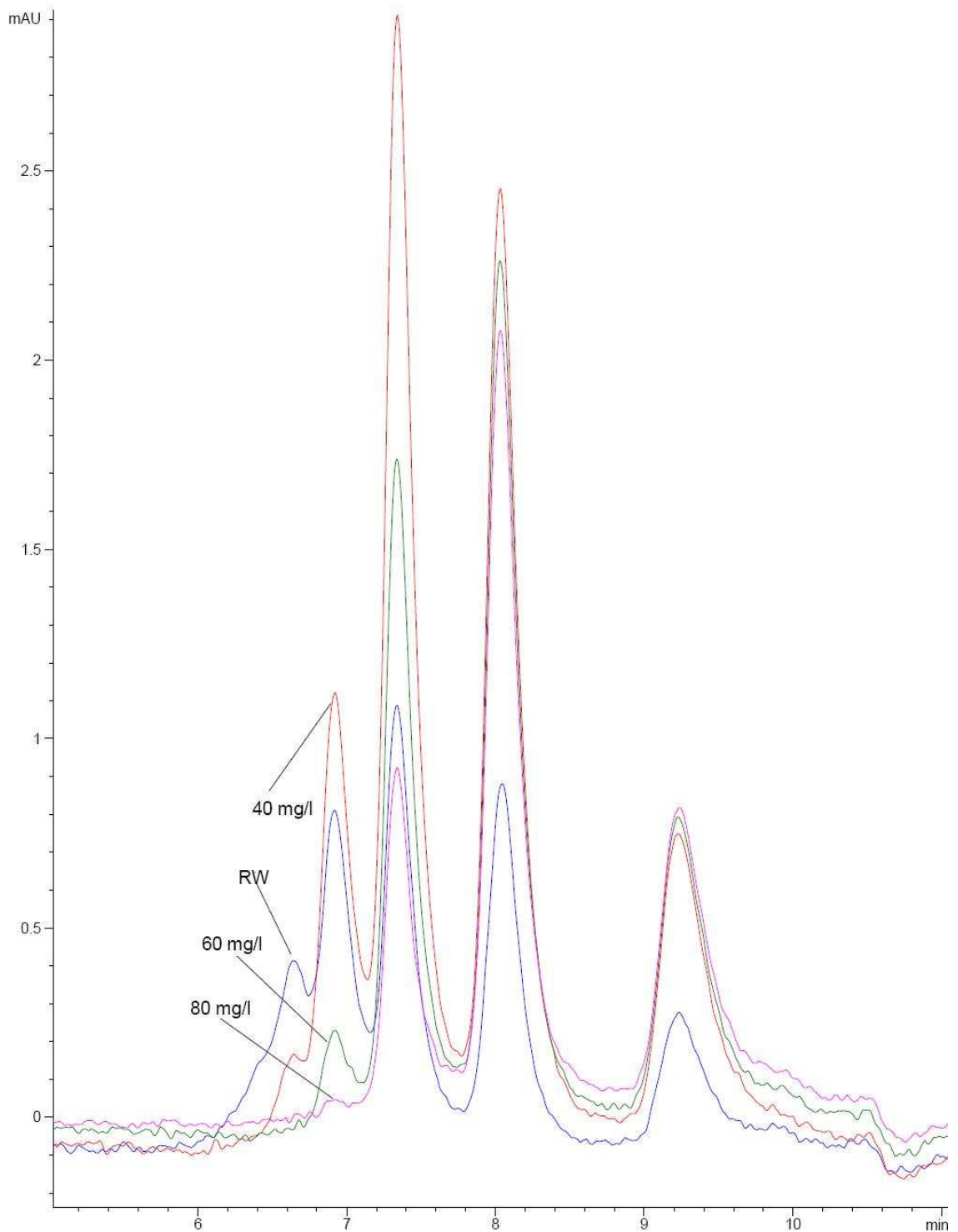
Kuva 12. Kromatogrammit Vihnusjärvestä ja koagulaatiokokeen kirkasteista PAX-18 annoksilla 10 mg/l, 20 mg/l, 40 mg/l, 60 mg/l ja 80 mg/l.

Koagulanttipitoisuudet 10 mg/l ja 20 mg/l aiheuttavat polymeroitumista, mikä näkyy korkeina, viiden minuutin kohdalla eluoituvina piikkeinä. Tämä oli nähtävissä kirkasteiden sameutta mitattaessa. Kyseiset koagulanttiannokset eivät myöskään kykene poistamaan orgaanista ainetta juuri ollenkaan, mikä on nähtävissä kuvasta 12 vertaamalla näiden kromatogrammeja Vihnusjärven kromatogrammiin.

Jo DOC-analyysin tulosten perusteella oli selvää, että PAX-18 annoksen ollessa 40 mg/l, 60 mg/l tai 80 mg/l poistuu orgaanisesta aineesta huomattava osa. Tämä tulos on nähtävissä erinomaisesti kuvan 12 kromatogrammeja tarkastelemalla. Kaksi suurinta molekyylikokoa poistuu kokonaan kaikilla annoksilla. Neljän pienimmän molekyylikoon poistuminen vaihtelee eri annoksilla. Annos 80 mg/l näyttää poistavan myös kolmanneksi suurimman molekyylikokofraktion kokonaan, jolloin jäljelle jää vain 3 pienintä molekyylikokoa, jotka ovat myös luontaisesti muodostuneessa pohjavedessä. Kuten DOC-analyysikin osoitti, poistotehokkuus näyttää paranevan koagulanttiannoksen kasvaessa.

Pienikokoisten orgaanisten molekyylien poistaminen ei ole tehokasta millään tutkitulla kemikaaliannoksella. Pienin molekyylikokofraktio säilyi koagulaatiokokeessa muuttumattomana jokaisella annoksella. Toiseksi pienin molekyylikokokaan ei poistunut tehokkaasti, vaikka koagulanttiannosta kasvattamalla voidaan saavuttaa hieman parannusta tehokkuuteen.

Kuvassa 13 esitetään tarkemmin kromatogrammit annoksilla 40 mg/l, 60 mg/l ja 80 mg/l. Vertailun vuoksi samassa kuvaajassa on esitettyä Maatian vesilaitokselle johdettavan raakaveden kromatogrammi. Kyseinen raakavesinäyte on otettu 18.9.2010.



Kuva 13. Kromatogrammit koagulaatiokokeen kirkasteista annoksilla 40 mg/l, 60 mg/l ja 80 mg/l sekä Maatian vesilaitokselle 18.9.2010 pumpatusta raakavedestä (RW).

Kuvasta 13 nähdään hyvin koagulaation kyky poistaa suuria humusmolekyylejä. Pienten molekyylien määrä sen sijaan säilyy lähes muuttumattomana koagulaatiossa. Verrattaessa koagulaation avulla saavutettuja molekyylikokojakaumia Maatian vesilaitoksen raakaveden molekyylikokojakaumaan nähdään selkeä ero. Rantaimetyneestä sekä pohja- ja tekopohjavedestä koostuva raakavesi ei sisällä yhtä paljon pieniä molekyylejä

kuin kemiallisesti käsitelty vesi. Sen sijaan suuria molekyyliä raakavedessä havaitaan enemmän, mikä on seuraus rantaimetyymisestä kuudenteen vedenottoaivoon.

Yhteenvetona koagulaatiokokeesta voidaan todeta, että suurten molekyylien poistaminen onnistuu tehokkaasti, mutta pienet molekyylit eivät poistu kemiallisella koagulaatiolla. Samaan johtopäätökseen ovat päätyneet monet tutkijat selvittäessään vedenkäsittelyprosessien tehokkuutta NOM:n poistossa (Nissinen et al. 2001, Matilainen et al. 2002).

Tässä työssä tutkituilla annoksilla saavutetaan parhaimmillaan jopa 65 % DOC-vähennemä. Huomioimalla myös muut tutkitut parametrit voidaan arvioida, että optimaalinen polyalumiinikloridiannos Vihnusjärven vedelle on 40 – 60 mg/l, jolloin voidaan saavuttaa 50 – 60 % DOC-vähennemä.

Turun seudun vesi Oy:n kokemukset esikäsitelyssä kontaktisuodatusta käyttäen kuitenkin kehottavat laskemaan koagulantin syöttömäärää. Huittisissa sijaitsevalla esikäsitelylaitoksella polyalumiinikloridin (Kemwater PAX-18) syöttö on 20 – 50 % tavanomaisen kemiallisen käsittelyn annostuksesta. Annosta ei ole pyrittykään optimoimaan maksimaalisen DOC-poistuman aikaansaamiseksi, vaan tarkoitus on ensisijaisesti poistaa kiintoainetta imeytettävästä vedestä. Samalla toki saavutetaan jopa 60 %:n DOC-vähennemä (Valtonen 2010). Edellä olevan perusteella Vihnusjärven veden kontaktisuodatuskäsittelyssä sopiva koagulantin annostus olisi arviolta 10 – 25 mg PAX-18/l, mikä alumiinin määränä ilmoitettuna on 0,92 – 2,30 mg Al/l.

Mitoitusvirtaama

Esikäsitelyyn suunnittelussa yhdeksi tavoitteeksi asetettiin, että imeytettävän veden määrää voitaisiin kasvattaa nykyisestä noin 1500 m³/d vuorokausivirtaamasta. Tällä pyritään vähentämään rantaimetyymistä ja toisaalta varmistamaan Maatilanharjun pohjavesialueen antoisuutta vedentarpeen kasvaessa Nokialla. Määritetään imetykseen johdettavan veden määrä taselaskelman avulla sellaiseksi, että rantaimetyyvän veden osuus jää pieneksi.

Luontaisesti muodostuvan pohjaveden määrästä ei ole täysin luotettavaa tietoa. Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämässä tietokannassa (OIVA) esitetään luontaisen muodostumisen olevan 720 m³/d. Isotooppitutkimuksessa saatujen tulosten perusteella on esitetty, että luontainen muodostuminen olisi selvästi enemmän kuin 500 m³/d (Pöyry Environment Oy 2008). Näiden perusteella voidaan arvioida luontaisen pohjavedenmuodostumisen olevan noin 800 m³/d.

Nykyinen raakavedenotto on keskimäärin 3000 m³/d, ja enintään vettä otetaan 4500 m³/d, joka on myös jälkikäsitelylaitoksen mitoitusvirtaama. Pitkälle yltäviä vedenkulutuksen arvioita ei ollut saatavilla, mutta Nokian kaupungin vesihuollon kehittämissuun-

nitelman (FCG Planeko Oy 2009) mukaan vuoteen 2013 mennessä kulutuksen ennustetaan kasvavan siten, että Maatialasta verkostoon pumpattavan veden määrä on keskimäärin $3200 \text{ m}^3/\text{d}$. Näin voidaan laskea, että tekopohjavettä tulisi muodostaa keskimäärin $3200 \text{ m}^3/\text{d} - 800 \text{ m}^3/\text{d} = 2400 \text{ m}^3/\text{d}$. Esikäsittelylaitoksen mitoitusvirtaamaksi asetetaan näin ollen $2400 \text{ m}^3/\text{d}$ eli $100 \text{ m}^3/\text{h}$. Laitoksen suunnittelussa kannattaa huomioida laajennusmahdollisuus tulevaisuuden tarpeita varten.

Kontaktisuodatus jatkuvatoimisella DynaSand- käännteissuodattimella

Yksi vaihtoehto kontaktisuodatuksen toteuttamiseen on jatkuvatoiminen DynaSand-hiekkasuodatin. Jatkuvatoimisuudella tarkoitetaan sitä, että suodatusta ei tarvitse keskeyttää erillisen pesun ajaksi, vaan hiekkaa pestään jatkuvasti suodatetulla vedellä. DynaSand-suodattimen avulla saavutettavia etuja esitetään seuraavassa taulukossa (HyXo Oy):

Edut	DynaSand-suodattimessa ei tarvita
Korkeiden kiintoainekuormien käsittely ilman esikäsittelyä	Pesuvesipumppuja
Alhainen painehäviö ja energiankulutus	Pesuveden varasto- ja keräilyssäiliöitä
Alhaiset käyttö- ja huoltokustannukset	Suuria paineilmapuhaltimia
Sama raekoko koko suodatinpedissä	Suutinpohjia

DynaSand-suodatuksen toimintaperiaate selviää havainnollisesti kuvasta 14. Samassa kuvassa 14 on kerrottu sanallisesti suodattimen toiminnan eri vaiheet.

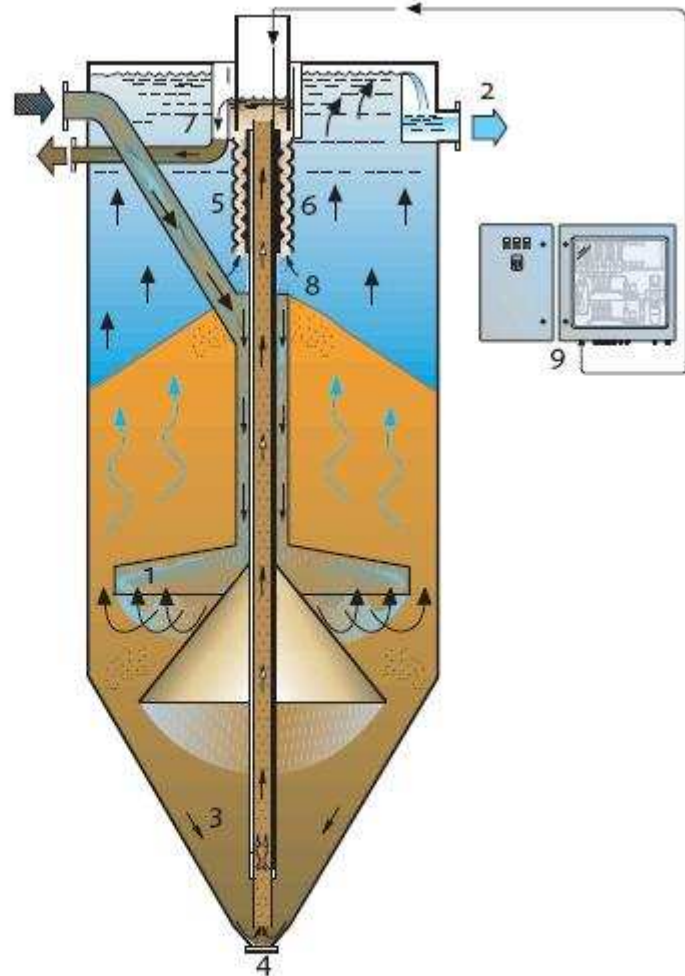
DynaSand-suodatin toimii vastavirtaperiaatteella. Puhdistettava vesi johdetaan syöttöjakajaan (1) suodattimen alaosassa. Vesi virtaa ylöspäin hiekkapedin läpi, suodattuu ja poistuu suodattimen yläpäässä olevasta suodosyhteestä (2).

Epäpuhtaudet tarttuvat hiekkapediin. Likaantunut hiekka siirretään pohjakartiosta (3) mammuttipumpun (4) avulla suodattimen yläpäässä sijaitsevaan hiekanpesuriin (5).

Suodatushiekan puhdistus alkaa jo mammuttipumpussa, jossa voimakas turbulenti virtaus irrottaa lietehiukkaset hiekkarakeista. Hiekka pääsee vapaasti valumaan mammuttipumpun yläpään aukosta pesulabyrinttiin (6), jossa hiekan pesu tapahtuu.

Suodostilasta virtaa jatkuvasti pieni vesimäärä labyrintissä ylöspäin (vastavirtaan) poistuen suodattimesta pesuvesipoistoaukon (7) kautta. Samalla se vie mennessään vastaan valuvassa hiekassa olevat jäännösepäpuhtaudet.

Lietehiukkasia raskaammat hiekkarakeet laskeutuvat hiekkapedille (8), joka on jatkuvassa hitaassa liikkeessä alaspäin kohti suodattimen kartiopohjaa. Mammuttipumpulle tuleva paineilma johdetaan paineilman ohjauskaapin läpi (9).



Toiminta on täysin keskeytymättömän koskien sekä veden että hiekan puhdistusta. Tästä johtuen suodatusta ei tarvitse pysäyttää pesun ajaksi.

Kuva 14. DynaSand-suodattimen toimintaperiaate. Kontaktisuodatuksessa kemikaalin syöttö tapahtuu tulevaan veteen juuri ennen suodatinta. (HyXo Oy)

Kytövaara (2001) käytti kokeissaan DynaSand-suodatinta kontaktisuodattimena. Kokeessa tutkittiin sekä PAX-18 polyalumiinikloridia (annos 30 – 55 g/m³) että PIX-322 ferrisulfaattia (annos 53 – 90 g/m³) koagulanttina. Kokeessa käytettiin pH:n säätöä, kun koagulantin annokset olivat suuria. Suodattimen pintakuormana käytettiin arvoa 7 m/h. Kontaktisuodatuksen tehokkuutta mitattiin kiintoaineen, sameuden, kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Mn}) ja ei-haihtuvan orgaanisen aineen määrän (Non-purgable organic carbon, NPOC) avulla. Kiintoaineen määräysrajana ollut 1 mg/l alittui kaikilla kemikaaliannoksilla. Suodatetun veden sameus PAX-18:lla vaihteli välillä 0,10 – 0,18 NTU sameuden reduktion ollessa 98 – 99 %. NPOC väheni 50 – 60 % PAX-18:lla saostettaessa. Kemiallisen hapenkulutuksen vähenemä oli 60 – 70 %. Alumiinin jäännöspitoisuus

oli 0,05 – 0,07 mg/l. (Kytövaara 2001) Näiden tulosten perusteella voidaan todeta, että DynaSand suodattimen käyttö Maatilan tekopohjavesilaitoksella voisi olla hyvä vaihtoehto.

Periaateratkaisu

Valmistajan mukaan suodatinlaitos voi koostua yksittäisestä suodattimesta tai useammasta rinnakkain toimivasta suodattimesta (HyXo Oy). Seuraavassa esitettävä periaateratkaisu ja alustava mitoitus perustuvat laitetoimittajalta saatuihin tietoihin (Laihonen 2010).

Mitoitusvirtaamalla 100 m³/h rinnakkaisten suodatinyksiköiden (DS 5000 AD-STD) määräksi tulee kolme, kun yhden suodatinyksikön pinta-ala on 5 m². Pintakuormaksi suodattimille tulee tällöin 6,7 m/h. Lopullinen PAX-18 annostelu pitää testata vasta koeajossa, mutta sen suuruus asettunee välille 30 – 40 g/m³. Annostelu tapahtuu ennen suodatinta olevaan putkeen, jossa kemikaalin sekoittumista varmistetaan staattisilla sekoittimilla. Suodatettu vesi johdetaan säiliöön, josta vesi pumpataan imeytysalueelle.

Hiekan pesussa syntyvä pesuvesi voidaan joko johtaa viemäriin tai käsitellä lamelliselkeyttimellä, jolloin saavutetaan säästöä veden kulutuksessa. Pesuveden määrä on 5 – 10 % käsiteltävän veden virtaamasta (100 m³/h), joten pesuvettä syntyy 5 – 10 m³/h ja 120 – 240 m³/d. Jos lamelliselkeytintä hyödynnetään, voidaan käsittelyprosessissa saavuttaa jopa 99 % kokonaissaanto. (Promaint 2010) DynaSand-suodattimen hiekanpesuvesien käsittelyyn suositellaan käytettäväksi Johnson Lamella-selkeytintä, jossa liete erotetaan pesuvedestä, ja selkeytetty vesi palautetaan raakavesilinjaan. (HyXo Oy)

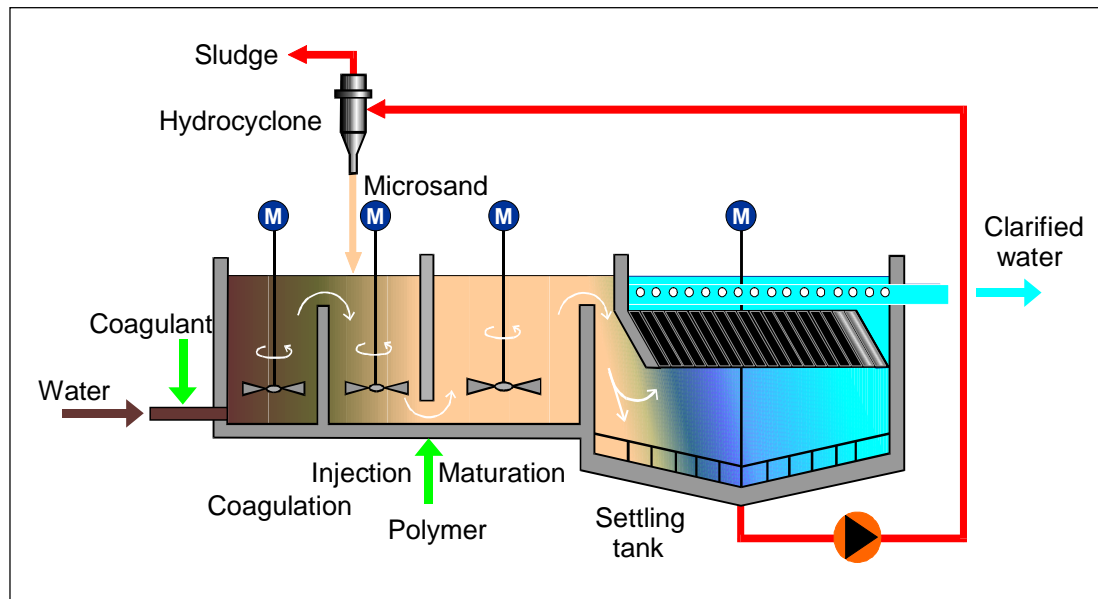
DynaSand-suodattimilla toteutettava pintaveden kontaktisuodatus on käytössä lukuisilla suomalaisillakin vesilaitoksilla. Näiden laitosten virtaamat ovat välillä 10 – 525 m³/h. (Laihonen 2010)

Tilavaraus

Mallin DS 5000 AD-STD suodattimia voidaan käyttää vain sisälle asennettuina. Kolmen peräkkäin sijoitetun suodatinmoduulin pituus on 7560 mm. Rakenteen leveys on 3250 mm ja korkeus 7253 mm. (Laihonen 2010) Kun otetaan huomioon tilavuudeltaan 16 m³:n, 4 m syvän ja pohjaltaan 2x2 m olevan säiliön, pumppujen ja kemikaalisäiliön tilantarve, on tarvittavan rakennuksen mitat arviolta 12 m x 7 m.

Kemiallinen esikäsittely Actiflo-laitteistolla

Seuraavaksi esitettävä periaateratkaisu perustuu Krüger A/S:n toimittamiin tietoihin Actiflo-laitoksesta (Kaas 2010). Actiflo-laitoksen toimintaperiaate esitetään kuvassa 15.



Kuva 15. Activflo-laitoksen toimintaperiaate (Kaas 2010).

Käsiteltävä vesi johdetaan ensimmäisenä koagulaatioaltaaseen, jossa lisätty koagulantti sekoitetaan tehokkaan sekoittimen avulla. Viipymä koagulaatioaltaassa on muutaman minuutin. Vesi jatkaa ylivuotona seuraavaan altaaseen, jota kutsutaan injektioaltaaksi. Siinä veteen lisätään mikrohiekkää, jonka tehtävä on toimia muodostuvien flokkien ytiminä. Vesi virtaa injektioaltaan alaosasta seuraavaan osaan (maturation), jossa lisätään polymeeriä. Tässä altaassa on otolliset olosuhteet flokkien muodostumiselle, mikä varmistetaan rauhallisella sekoituksella. Viipymä kolmannessa osassa on noin kuusi minuuttia. Viimeinen osa varsinaista käsittelyä on laskeutusallas, jossa mikrohiekkä/flokki-partikkelit erotetaan vedestä lamelliselkeytyksen kaltaisessa vyöhykkeessä. Selkeytetty vesi johdetaan keräyskourujen avulla ulos käsittelystä.

Mikrohiekka ja liete kerätään laskeutusaltaan pohjalta ja pumpataan lietepumppujen avulla hydrosyklonille erotettavaksi. Hydrosyklonissa mikrohiekkä erotetaan painovoimaan perustuen ja kerätään syklonin pohjalta uudelleen käytettäväksi Activflo-prosessissa. Erotettavan lietteen määrä on noin 3 % koko käsiteltävästä virtaamasta.

Toimitetussa tarjouksessa käsittely koostuisi kahdesta rinnakkaisesta APW2-käsittelylinjasta, joiden mitoitusvirtaamat ovat 80 m³/h linjaa kohti. Hetkellisesti yhdellä linjalla voidaan käsitellä jopa 100 m³/h. Altaiden materiaalina käytetään betonielementtejä.

Tarvittavia kemikaaleja ovat PAX-18 polyalumiinikloridi (40 – 60 g/m³), flokkien muodostumista tehostamaan anioninen polymeeri (0,2 – 0,2 g/m³) sekä mahdollisesti natriumhydroksidia käsiteltävän veden pH:n säätöä varten. Kemikaalien syöttö perustuu virtaaman mittaukseen. Lisäksi tarvitaan raekooltaan 0,09 – 0,13 mm olevaa mikrohiekkää. Mikrohiekkää joudutaan lisäämään arviolta 8 kg/d, mikä menetetään hydrosyk-

Ionissa. Käsittelyllä saavutetaan sameuden osalta alle 1 NTU taso sekä 50 % DOC-vähennelmä.

Tilavaraus

Kaksilinjainen Actiflo-laitos ilman hydrosykloneja vaatii tilaa noin 7 m x 5 m. Tämän lisäksi on laitosrakennuksessa varauduttava kemikaalisäiliöiden, pumppujen ja pienen käsitellyn veden säiliön rakentamiseen, jolloin tilantarve on arviolta 10 m x 10 m.

4.4.5. Esikäsittelylaitoksen kustannusarvio

Edellä olevissa kappaleissa on esitetty kaksi vaihtoehtoa imeytettävän veden esikäsitteilylle. Kumpikin perustuu kemialliseen saostukseen PAX-18 polyalumiinikloridilla. Seuraavassa arvioidaan eri vaihtoehtojen investoinnista ja käytöstä aiheutuvia kustannuksia. Tarkkojen kustannusarvioiden laatimiseen tarvittaisiin alustavia rakennesuunnitelmia. Niinpä tässä yhteydessä esitetään vain laitetoimittajilta saatuja hintatietoja eri vaihtoehtoisissa käytettävistä laitteista, jotka muodostavat pääosan investointikustannuksista.

Kontaktisuodatus DynaSand- käännteissuodattimella

DynaSand-suodattimia hyödynnettäessä investointikustannuksia aiheutuu maarakennuksesta, laitosrakennuksesta, järvivedenoton järjestelyistä, putkista ja säätölaitteista, lviurakoinnista, sähköurakoinnista sekä suodatinmoduulien hankinnasta ja asennuksesta.

Suurin yksittäinen investointi on suodatinmoduulien hankinta. Laitetoimittajalta saatujen tietojen mukaan kolmesta suodatinmoduulista koostuvan ratkaisun hinta-arvio on 150 000 euroa. Toimitus sisältäisi 3 kappaletta DS5000 AD-STD suodattimia, suodatinhiekat, tarvittavat instrumentit, kemikaaliannostelupumput ja käyttöönoton. (Laihonen 2010)

Yllä esitetty hinta-arvio ei sisällä putkistoja eikä suodatinmoduulien asennuksia. Rakennustöistä, järviveden pumppaamosta, putkista ja putkiasennuksista, suodatinmoduulien asennuksista sekä sähköurakoinnista aiheutuviin kustannuksiin saadaan arviot vasta alustavia rakennussuunnitelmia laadittaessa. Lisäksi tulee varautua pienen suodatetun veden säiliön rakentamiseen.

PAX-18-kulutus DynaSandia käytettäessä asettuneelle välille 30 – 40 g/m³. Kemikaalin hinta ilman toimituskuluja on 230 €/tonni (Pääkkönen 2010). Annoksella 40 mg/l aiheutuva vuotuinen kemikaalikustannus on

$$40 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \cdot 2400 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} = 96 \frac{\text{kg}}{\text{d}} \Rightarrow 365 \text{ d} \cdot 96 \frac{\text{kg}}{\text{d}} = 35040 \text{ kg} \quad (6)$$

$$\Rightarrow 35,04 \text{ tonnia} \cdot 230 \frac{\text{€}}{\text{tonni}} = 8060 \text{ €}.$$

Kemiallinen käsittely Actiflo-laitteistolla

Krügerin tarjous Actiflo-laitoksesta oli kattava, ja tarjouksen sisältö oli erittäin hyvin määritelty. Tässä yhteydessä esitetään kustannusarvio ja sen sisältö vain pääpiirteittäin. Tarjous Actiflo-laitoksesta kokonaisuudessaan toimitetaan erikseen Nokian kaupungin vesihuoltolaitokselle.

Kaksilinjaisen Actiflo-laitos AE2:n hinta ilman arvonlisäveroa on arviolta 600 000 euroa. Tarjouksen mukainen toimitus sisältää hyvin kattavasti tarvittavat laitteet ja instrumentit. Merkittävimmät toimituksen ulkopuolelle jäävät asiat ovat maarakennus ja laitosrakennus, kemikaalisäiliöt, järviveden otto, lietteenkäsittely, käsitellyn veden pumpaus, kemikaalit ja viranomaisluvut. (Kaas 2010)

Kemikaalikustannukset muodostuvat Actiflo-laitoksen tapauksessa suuremmiksi kuin DynaSand-suodatuksessa, koska käytettäviä kemikaaleja on enemmän. Myös tarvittava PAX-18-annos on todennäköisesti suurempi. Actiflo-laitoksen käyttämä sähköteho on arviolta 14 kW.

4.4.6. Yhteenveto esikäsittelyvaihtoehdoista

Valmiiden, elementtityyppisten käsittelytekniikoiden selkeä etu on valmiit ratkaisut, mikä vähentää suunnittelutyön tarvetta. Pienten virtaamien toteuttaminen onnistuu järkevästi ja laitteistot ovat helppokäyttöisiä. Mahdolliset laajennukset ovat tulevaisuudessa toteutettavissa laitosten moduulirakenteen ansiosta.

Tässä työssä tarkastelluilla vaihtoehtoisilla käsittelyillä voidaan saavuttaa hyviä tuloksia pintaveden happea kuluttavan aineen ja kiintoaineen poistamisessa. Sekä DynaSandin avulla suoritettava kontaktisuodatus että Actiflo-laitos sopivat aiottuun tarkoitukseen. Pyydettyjen tarjousten mukana saadut asiakirjat toimitetaan erikseen Nokian kaupungin vesihuoltolaitokselle.

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tässä työssä tarkasteltiin Nokian kaupungin Maatialan tekopohjavesilaitoksen toimintaa. Mielenkiinto kohdistui tekijöihin, jotka liittyvät siihen, että tekopohjavedeksi imeytettävää Vihnusjärven vettä ei käsitellä ennen Viikiharjulle imeyttämistä. Myös Vihnusjärven veden rantaimetyminen Maatialanharjun pohjavesialtaaseen ja sen vaikutukset vesilaitokselle otettavan raakaveden laatuun haluttiin selvittää. Pohjaveden rauta- ja mangaanipitoisuudet edellyttävät nykyisessä tilanteessa jälkikäsitteilyä hapetus- ja suodatustekniikoilla.

Maatialanharjun pohjaveden laatua vaarantavista tekijöistä on tehty useita selvityksiä. Pohjaveden laadun kannalta merkittävimmät vaarat ovat luontaiseen antoisuuteen nähden runsas vedenotto, Häpesuon vanha kaatopaikka ja Myllypuron kautta Vihnusjärveen valuvat vedet. Sinileväsolujen poistuminen on osoittautunut tehokkaaksi tekopohjaveden muodostamisessa, mutta sinileväsoluista vapautuvat liukoiset toksiinit eivät pidä yhtä tehokkaasti imeytyksen aikana. Käsittelemättömän järviveden imeyttäminen on syytä keskeyttää tulevaisuudessakin, jos Vihnusjärvessä sinilevää havaitaan.

Pohjaveden havaintoputkista otettujen näytteiden avulla tarkasteltiin tekopohjaveden muodostamisen vaikutuksia pohjaveden laatuun. Orgaanisen aineen määrää (DOC-analyysi) ja laatua (HPSEC-analyysi) pidettiin hyvinä mittareina tähän tarkoitukseen. Maaperään imeytetystä vedestä poistuu orgaanisen aineen suurimolekyyliset fraktiot hyvin, ja veden DOC-pitoisuus laskee. Maatialan vesilaitokselle pumpattavan raakaveden sekoitussuhteen määrittäminen osoittautui vaikeaksi tehtäväksi. Tässä työssä keilläulla menetelmällä, jossa vesinäytteen orgaanisen aineen molekyylikokojakauman avulla arvioitiin sekoitussuhdetta, ei saavutettu luotettavia tuloksia.

Tehtyjen tutkimusten mukaan merkittävä Maatialanharjun pohjaveden laatua heikentävä tekijä on rantaimetyminen. Tätä asiaa tutkittiin koejärjestelyllä, jossa järviveden imeytys Viikiharjulle keskeytettiin kuudeksi viikoksi syys-lokakuussa 2010. Imeytystauon aikana otettujen raakavesinäytteiden rautapitoisuudet kohosivat jopa arvoon 4,2 mg/l, mitä voidaan pitää epätavallisen korkeana arvona. Myös orgaanisen aineen pitoisuus raakavedessä kasvoi imeytystauon aikana.

Pohjaveden havaintoputkista otettiin näytteitä imeytystauon päätteeksi. Mielenkiintoisimmat tulokset saatiin Vihnusojan suulla olevasta havaintoputkesta Hp 3/95 ja kesäteatterin vieressä sijaitsevasta putkesta Hp 9/96. Kummassakin näytteessä ilmeni selkeää

laadunheikkenemistä imeytystauon vaikutuksesta. Nämä tulokset antavat syyn epäillä, että rantaimetymistä tapahtuu Vihnusojan suulla ja toisaalta kesäteatterin läheisyydessä. Sen sijaan uimarannan kohdalla olevan havaintoputken Hp 4/95 vedenlaatu vastasi orgaanisen aineen osalta täysin luontaisen pohjaveden laatua, eikä rantaimetymisestä ollut havaittavissa mitään merkkejä.

Tekopohjavedeksi imeytettävän pintaveden esikäsittelyllä pyritään parantamaan ja turvaamaan muodostuvan tekopohjaveden laatua. Tässä työssä tarkastelluilla kemiallisilla esikäsittelymenetelmillä voidaan saavuttaa 54 – 60 % DOC-vähennys, kun koagulantin annos on 3,7 – 5,5 mg Al/l. Tehokkaimmin koagulaatiokokeessa poistuivat suuret molekyylikokofraktiot. Sekä DynaSand-hiekkasuodattimilla toteutettava kontaktisuodatus että Actiflo-laitoksella suoritettava käsittely soveltuvat orgaanisen aineen ja kiintoaineen poistamiseen.

Esikäsittelyn vaikutuksia vesilaitoksen raakaveden laatuun ei pystytä suoraan näkemään. Kuitenkin voidaan arvioida, että happea kuluttavan aineksen poistaminen imeytettävästä vedestä ennen maaperään johtamista parantaisi raakaveden laatua. Pohjaveden liukoisen hapen nykyistä korkeampi pitoisuus, joka kemiallisella esikäsittelyllä todennäköisesti saavutettaisiin, vähentäisi raudan ja mangaanin liukenemistä pohjaveen ja ylläpitäisi samalla tekopohjaveden biologista puhdistumista. Näillä perusteilla jälkikäsittelyprosessin hapetustarve vähenisi, vaikka sitä kokonaan tuskin voitaisiinkaan välttää. Esikäsittelyn vaikutus esimerkiksi sinileväsolujen poistamisessa tulisi kirjallisuuden perusteella olemaan merkittävä. Liukoisia levätoksiineja ei kuitenkaan esitetyillä vaihtoehdoilla voida ainakaan täysin poistaa.

Järviveden esikäsittelyn myötä imeytykseen johdettavan veden määrää olisi mahdollista kasvattaa. Suuremmalla tekopohjaveden muodostamisen määrällä rantaimetyminen todennäköisesti vähenisi. Imeytykseen johdettavan veden määrän kasvattaminen nykyisestä virtaamasta 1500 m³/d arvoon 2400 m³/d olisi mahdollista toteuttaa rakentamalla Viikiharjulle muutama uusi kuilukaivo. Vaikka imeytyskaivojen pintakuorma hieman kasvaisikin, ei tukkeutumista voida pitää todennäköisenä.

LÄHTEET

Aaltonen, H. 2010. Laborantti, Nokian kaupungin vesihuoltolaitos. Sähköpostiviesti 2.11.2010.

Airaksinen, J. 1978. Maa- ja pohjavesihydrologia. Oulu, Kustannusosakeyhtiö Pohjonen. 248 s.

Carmichael, W. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology* 72. pp. 445 – 459.

Drikas, M., Chow, C.W.K., House, J. & Burch, M.D. 2001. Using coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobacteria. *JWWA* 93, 2. pp. 100-111.

Eynard, F., Mez, K. & Walther, J. 2000. Risk of cyanobacterial toxins in Riga waters (Latvia). *Water research* 34, 11, pp. 2979-2988.

FCG Planeko Oy. 2009. Nokian kaupungin vesihuollon kehittämissuunnitelman päivitys. Nokian kaupunki. 30 s.

Frycklund, C. 1992. Artificial Groundwater Recharge - state of the art. Stockholm, VAV. 55 p.

Ghosh. 1965. Filtration as related to the removal of iron from ground waters. Dissertation, University of Illinois.

Gregor, J.E., Nokes, C.J. & Fenton, E. 1997. Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation. *Water research*, 31, 12, pp. 2949-2958.

Hatva, T. 2004. Havaintoja pohjavesialueiden sekä tekopohjavesi- ja rantaimetyslaitosten veden laadusta. Helsinki, Suomen ympäristökeskus, 255. 135 s.

Hatva, T., Ärölä, T., Björkell, K.-., Pääkkönen, J. & Efraimsson, J. 1978. Pohjaveden käsittely ja tekopohjaveden muodostaminen maaperää hyväksi käyttäen. Helsinki, YVY 34 b. 62 s.

Huisman, L. & Olsthoorn, T.N. 1983. Artificial groundwater recharge. Boston, Pitman Advanced Publishing Program. 320 p.

HyXo Oy. DynaSand-hiekkasuodattimen tuote-esite. Saatavissa: http://www.hyxo.fi/brochure/dynasand_suomi.pdf

Iihola, H. 1975. Tekopohjavesitutkimukset. Helsinki, INSKO 125-75 IXb. 35 s.

Isomäki, E., Britschgi, R., Gustaffson, J., Kuusisto, E., Munsterhjelm, K., Santala, E., Suokko, T. & Valve, M. 2007. Yhdyskuntien vedenhankinnan tulevaisuuden vaihtoehdot. Helsinki, Suomen ympäristökeskus, 27. 76 s.

Juhna, T., Klavins, M. & Eglite, L. 2003. Sorption of humic substances on aquifer material at artificial recharge of groundwater. *Chemosphere*, 51, 9, pp. 861-868.

Kaas, R. 2010. Proposal Manager, Krüger A/S, Denmark. Sähköpostiviesti 8.12.2010.

Karttunen, E. 2003. Vesihuolto 1. Helsinki, Suomen Rakennusinsinöörien liitto. 314 s.

Karttunen, E. 2004. Vesihuolto 2. Helsinki, Suomen Rakennusinsinöörien liitto. 684 s.

Kaupunkiliiton julkaisu B 192. 1984. Vesilaitosten raakaveden laatuluokitus. Helsinki. 49 s.

Keijola, A.-M., Himberg, K., Esala, A.-L., Sivonen, K. & Hiisvirta, L. 1988. Sinilevätoksiinien käyttäytyminen vedenkäsittelyssä. *Vesitalous*, 29, 4. s. 10 - 14.

Kemira. 2010. PAX-18 tuotetiedot. [WWW]. [Viitattu 11.10.2010]. Saatavissa: http://www.kemira.com/SiteCollectionDocuments/Solutions_Products/KW%20tuotteet/PAX18.pdf

Kinnunen, T. 2005. Pohjavesitutkimusopas. Helsinki, Suomen Vesiyhdistys r.y. 194 s.

Kivimäki, A. 1992. Tekopohjavesilaitokset Suomessa. Helsinki, VYH julkaisuja, A 98. 136 s.

Kivimäki, A. & Suokko, T. 1996. Artificial recharge of groundwater. Helsinki, NHP Report 38. 309 p.

Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. 2010. Järvien vedenlaatu -sivusto. [WWW]. [Viitattu 28.9.2010]. Saatavissa: http://www.kvvy.fi/cgi-bin/jarvitiedot_nokia.pl?jarvi=Vihnusj%E4rvi

Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. 2009. Nokian kaupungin vesihuoltolaitoksen valvontatutkimukset.

Kolehmainen, R. 2008. Natural Organic Matter Biodegradation and Microbial Community Dynamics in Artificial Groundwater Recharge. Väitöskirja. Tampere, Tampereen teknillinen yliopisto, julkaisu 781. 48 s.

Kolehmainen, R., Kortelainen, N., Langwaldt, J. & Puhakka, J. 2009. Biodegradation of natural organic matter in long-term continuous-flow experiments simulating artificial groundwater recharge for drinking water production. *Journal of Environmental Quality*. In press.

Kolehmainen, R., Langwaldt, J. & Puhakka, J. 2007. Natural organic matter (NOM) removal and structural changes in the bacterial community during artificial groundwater recharge with humic lake water. *Water Research* 41. pp. 2715-2725.

- Kytövaara, A. 2001. Raakaveden esikäsittely ja tekopohjaveden muodostaminen; Harjavallan kokeet. Diplomityö. Oulu. Oulun yliopisto, rakentamistekniikan osasto. 114 s.
- Kärki, S. 2005. Myllypuron riskikartoitus. Tampere, Tampereen kaupungin ympäristövalvonnan julkaisu 1/2005. 20 s. Saatavissa: <http://www.tampere.fi/tiedostot/54L1XZgQV/myllypuronriskikartoitus.pdf>
- Lahti, K., Kilponen, J., Kivimäki, A.-L. & Erkomaa, K. 1996. Removal of cyanobacteria and their hepatotoxins from raw water in soil and sediment columns. In: Kivimäki, A.-L. & Suokko, T. Artificial recharge of groundwater. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, June 3-5, 1996. Helsinki, NHP Report 38. pp. 187-195.
- Lahti, K., Lepistö, L., Niemi, J. & Färdig, M. 1993. Eri vesilaitosten tehokkuus levien ja erityisesti syanobakteerien poistossa. Helsinki, VYH julkaisuja, A 143. 68 s.
- Lahti, K., Rapala, J., Färdig, M., Niemelä, M. & Sivonen, K. 1997, Persistence of cyanobacterial hepatotoxin, microcystin-LR in particulate material and dissolved in lake water. Water research 31, 5. pp. 1005-1012.
- Laihonen, M. 2010. Sales Manger, HyXo Oy. Sähköpostiviesti 1.12.2010.
- Latvala, A. 1975. Pikasuodatus pohjaveden raudanpoistossa. Helsinki, Vesihallitus 92. 153 s.
- Lindqvist, N. 2001. Optimized coagulation for natural organic matter removal. Diplomityö. Tampere. Tampereen teknillinen yliopisto. 90 s.
- 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. pp. 4951 - 5958.
- Lu, J., Zhang, T., Ma, J. & Chen, Z. 2009. Evaluation of disinfection by-products formation during chlorination and chloramination of dissolved natural organic matter fractions isolated from a filtered river water. Journal of hazardous materials 162, 1. pp. 140-145.
- Matilainen, A. 2007. Removal of the Natural Organic Matter in the Different Stages of the Drinking Water Treatment Process. Väitöskirja. Tampere, Tampereen teknillinen yliopisto, julkaisu 651. 58 s.
- Matilainen, A., Lindqvist, N., Korhonen, S. & Tuhkanen, T. 2002. Removal of NOM in the different stages of the water treatment process. Environment international 28, 6. pp. 457-465.
- Miettinen, I., Martikainen, P. ja Vartiainen, T. 1994. Humus transformation at the bank filtration water plant. Water Science and technology 30. pp. 179 – 187.
- Miller, M.J., Critchley, M.M., Hutson, J. & Fallowfield, H.J. 2001. The adsorption of cyanobacterial hepatotoxins from water onto soil during batch experiments. Water research 35, 6. pp. 1461-1468.

Molarius, R & Pousa, L. 2001. Merkittävät pohjaveden pilaantumistapaukset Suomessa 1975 - 2000. Pirkanmaan ympäristökeskus. Suomen ympäristö 550.

Mountain Empire Community College. 2010. Water/Wastewater Distance Learning Website. [WWW]. [Viitattu 31.8.2010]. Saatavissa: <http://water.me.vccs.edu/courses/env110/clipart/beakers.gif>

Nissinen, T.K., Miettinen, I.T., Martikainen, P.J. & Vartiainen, T. 2001. Molecular size distribution of natural organic matter in raw and drinking waters. Chemosphere 45, 6-7. pp. 865-873.

Nokian kaupungin vesihuoltolaitos. 2010. [WWW]. [Viitattu 28.9.2010]. Saatavissa: http://www.nokiankaupunki.fi/palvelut/asuminen_ja_rakentaminen/vesi_ja_viemari/tek_niset_tiedot/

Nokian kaupunki. 2007. Maatilan vesilaitoksen ja Miharin vedenottamon valvontatutkimusohjelma. Nokia, Nokian vesihuoltolaitos. 25 s.

NRCS - Natural Resources Conservation Service. 2010. [WWW]. [Viitattu 3.12.2010]. Saatavissa: <http://soils.usda.gov/education/resources/lessons/profile/profile.jpg>

OIVA - ympäristö- ja paikkatietopalvelu. [WWW]. [Viitattu 22.11.2010]. Saatavissa: <http://www2.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp>

Oravainen, R. 2009. Vihnusjärven veden laatu 18.08.2009. Nokia, Nokian kaupunki. 4 s.

Promaint. 2010. Laitetekniikka-esite. [WWW]. [Viitattu 22.11.2010]. Saatavissa: www.promaint.net/downloader.asp?id=2982&type=1

Pääkkönen, E. 2010. Kemira Chemicals. Sähköpostiviesti 25.5.2010.

Pöyry Environment Oy. 2008. Maatilanharjun pohjavesialueen isotooppitutkimus. Vantaa, Nokian kaupunki. 13 s.

Pöyry Environment Oy. 2007. Maatilanharjun pohjavesialueen suojelusuunnitelman päivitys. Nokia, Nokian kaupungin vesihuoltolaitoksen julkaisuja. 44 s.

Rönkä, E., Hatva, T. & Iihola, H. 1977. Tekopohjaveden muodostaminen. Helsinki, YVY tutkimus 34. 215 s.

Setälä A. & Assmuth T. 1990. Kemikaalien käyttäytymiseen maaperässä vaikuttavat fysikaalis-kemialliset ja mikrobiologiset tekijät. Helsinki, VYH 273. 69 s.

SFS-EN 1484. 1997. Vesianalyysi. Ohjeita orgaanisen hiilen kokonaismäärän (TOC) ja liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) määrittämiseen. Helsinki, Suomen standardisointiliitto SFS ry. 15 s.

SFS 3028. 1976. Veden raudan määrittäminen. Fotometrinen menetelmä. Helsinki, Suomen standardisoimisliitto SFS ry. 4 s.

Sivonen, K. 1996. Cyanobacterial toxins and toxin production. *Phycologia* 35. pp. 12-24.

Sivonen, K. & Jones, G. 1999. Cyanobacterial toxins. Toxic cyanobacteria in water. In: Chorus, I. & Bartram, J. A guide to public health consequences and their supplies. WHO series in environmental management. Routledge, London.

STMa 461/2000. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista.

Suomen ympäristökeskus. 2010. [WWW]. [Viitattu 13.7.2010]. Saatavissa: www.ymparisto.fi

Swiderska-Bróz, M. & Rak, M. 2002. On the importance of aluminum coagulant basicity in organic matter removal. *Chemical Water and Wastewater Treatment VII*. London, IWA Publishing. pp. 153 – 162.

Tamski, M. 2010. Käyttöinsinööri, Nokian kaupungin vesihuoltolaitos. Suullinen tiedonanto.

Turun Seudun Vesi Oy. 2001. Turun seudun tekopohjavesihanke, ympäristövaikutusten arviointiselostus 29.6.2001. [Viitattu 28.9.2010]. Saatavissa: http://www.turunseudunvesi.fi/media/documents/YVA_tekstiosa.pdf

Turun Seudun Vesi Oy. 2003. Ympäristövaikutusten arviointia täydentävät selvitykset. Turun Seudun Vesi Oy:n julkaisu 3/2003. 66 s. Saatavissa: http://www.turunseudunvesi.fi/media/documents/yva_taydentava.pdf

Vaitomaa, J. 1998. Sinilevien ja niiden tuottamien maksatoksiinien käyttäytyminen imeytyksessä. Helsinki, Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 174. 68 s.

Valtonen, J. 2010. Toimitusjohtaja, Turun seudun vesi Oy. Suullinen tiedonanto 27.8.2010.

Vartiainen, T. & Liimatainen, A. 1986, High levels of mutagenic activity in chlorinated drinking water in Finland, *Mutation Research/Genetic Toxicology*, vol. 169, no. 1-2, pp. 29-34.

Vartiainen, T., Liimatainen, A. & Kauranen, P. 1987. The use of TSK size exclusion columns in determination of the quality and quantity of humus in raw waters and drinking waters, *Science of The Total Environment* 62. pp. 75-84.

Vedenpuhdistamoiden suunnitteluohjeet. 1978. Suomen Rakennusinsinöörien liitto. 165 s.

Vrijenhoek, E., Childress, A., Elimelech, M., Tanaka, T. & Beuhler, M. 1998. Removing particles and THM precursors by enhanced coagulation. *Journal of American Water Works Association* 90. pp. 139-150.

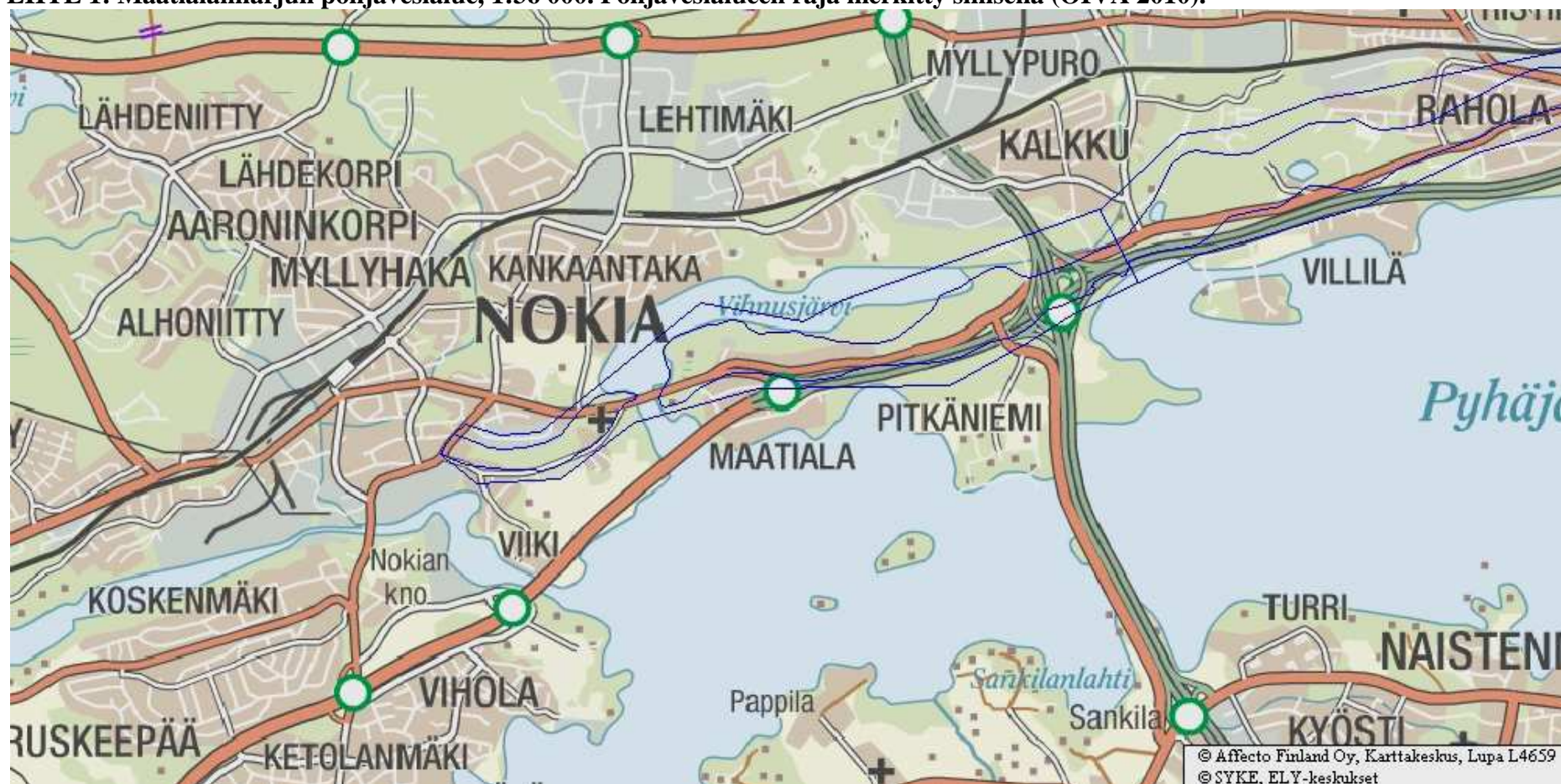
VTT. 2010. Riskianalyysit -sivusto [WWW]. [Viitattu 3.11.2010]. Saatavissa: <http://virtual.vtt.fi/virtual/riskianalyysit/index98a4.html>

Vuorio, E., Vahala, R., Rintala, J. & Laukkanen, R. 1998. The evaluation of drinking water treatment performed with HPSEC. *Environment international* 24, 5-6. pp. 617-623.

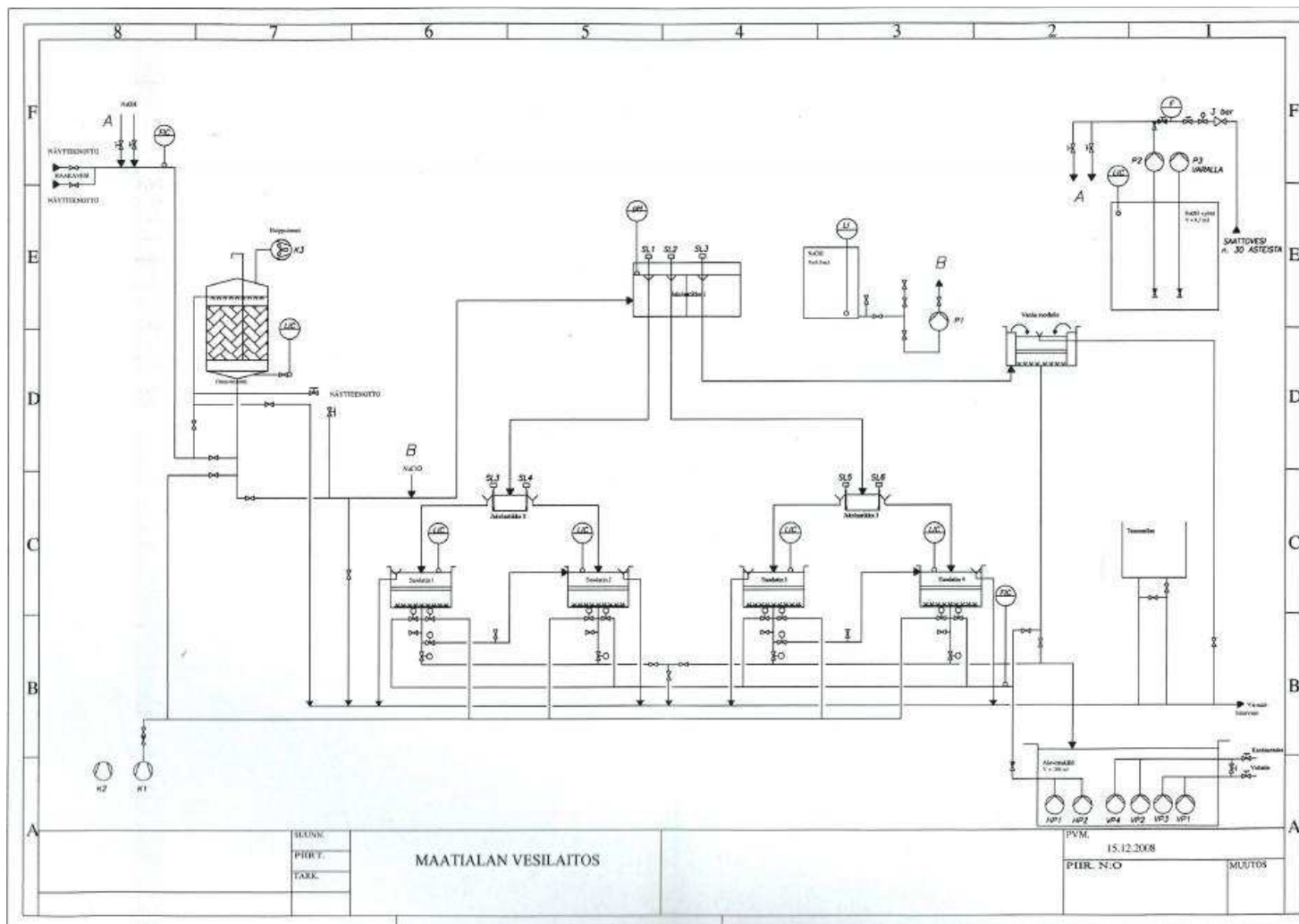
LIITTEET

1. Karttakuva Maatianharjun pohjavesialueesta
2. Maatian vesilaitoksen jälkikäsittelyn prosessikaavio
3. Pohjaveden havaintoputkien sijainnit kartalla
4. Näytteenoton kenttäkortti
5. Tuoteseloste Kemwaterin PAX-18

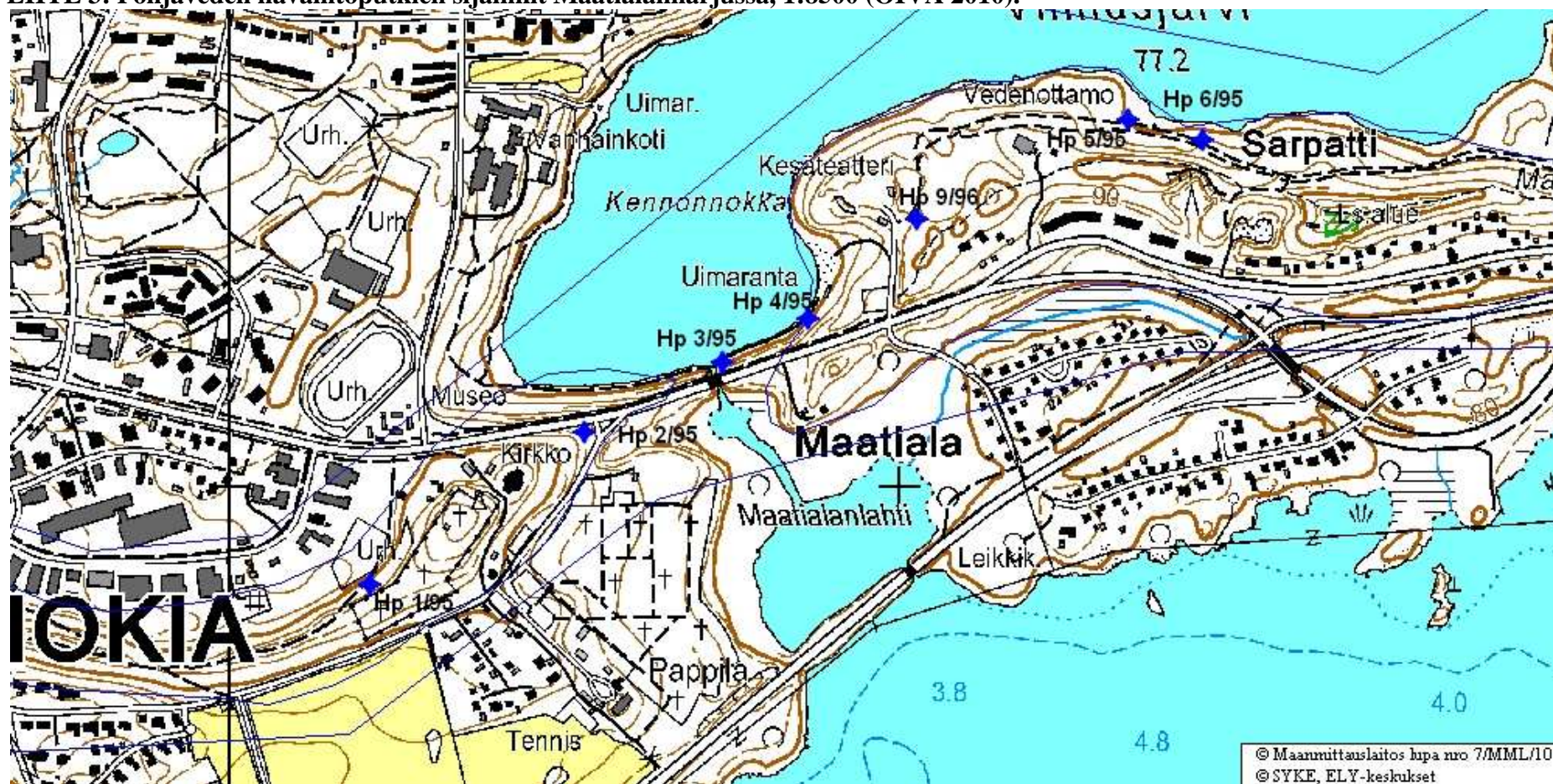
LIITE 1: Maatilanharjun pohjavesialue, 1:36 000. Pohjavesialueen raja merkitty sinisellä (OIVA 2010).



LIITE 2: Maatilan vesilaitoksen jälkikäsitteilyn prosessikaavio.



LIITE 3: Pohjaveden havaintoputkien sijainnit Maatialanharjussa, 1:8500 (OIVA 2010).



LIITE 4: Näytteenottojen 3.7.2010 ja 18.10.2010 kenttäkortit.**Kenttäkortti 3.7.2010**

Tunnus	Vedenpinta (m)	Kok.pituus (m)	Pumppaus (m)	Siiviläputki (m pp:sta)	Pumppaus	Lisätiedot
Hp 6/95	11,98	16,00	14,00	12,5 - 16	8.15 - 8.35	Heti kirkas
Hp 5/95	11,81	25,95	18,00	13,5 - 26	8.52 - 9.12	Heti kirkas
Hp 9/96	19,35	37,20	28,00	21 - 37	9.37 - 10.10	Kirkastumisen 13 min
Hp 4/95	4,32	14,60	9,00	2 - 14,6	10.25 - 10.52	Aluksi rautaa 5 min
Hp 3/95	4,10	30,85	17,00	3,5 - 31	11.05 - 11.30	Kirkastumisen 5 min
Hp 2/95	16,05	30,60	23,00	15 - 30,6	13.15 - 13.35	Heti kirkas
Hp 1/95	23,70	29,40	26,00	23 - 29	14.30 - 14.55	Heti kirkas

Kenttäkortti 18.10.2010

Tunnus	Vedenpinta (m)	Kok.pituus (m)	Pumppaus (m)	Siiviläputki (m pp:sta)	Pumppaus	Lisätiedot
Hp 6/95	12,66	16,00	14,00	12,5 - 16	8.55 - 9.15	Heti kirkas
Hp 5/95	12,36	25,95	18,00	13,5 - 26	9.30 - 9.55	5 min samea
Hp 9/96	19,72	37,20	28,00	21 - 37	10.10 - 10.40	10 min samea
Hp 4/95	4,84	14,60	9,00	2 - 14,6	11.00 - 11.20	Heti kirkas
Hp 3/95	4,62	30,85	17,00	3,5 - 31	11.30 - 11.55	Samea
Hp 2/95	16,60	30,60	23,00	15 - 30,6	12.20 - 12.35	Heti kirkas
Hp 1/95	24,50	29,40	26,00	23 - 29	12.50 - 13.05	Heti kirkas

LIITE 5: Tuoteseloste Kemwaterin polyalumiinikloridista PAX-18 (Kemira 2010)

kemira

TUOTETIEDOT

PAX-18 26.11.2008

Kemwater™

PAX-18

Polyalumiinikloridi Kemwater PAX-18 on vedenpuhdistuksessa käytettävä nestemäinen seostusaine, joka sisältää aktiivisia molarivaltia alumiiniyhdisteitä.

Kemwater PAX-18 sopii juoma- ja jätevesien puhdistukseen ja sitä voidaan käyttää useimmissa puhdistusprosesseissa.

Kemialliset ja fysikaaliset tiedot

Ulkomuoto	Kellertävä neste
Alumiini (Al ³⁺)	9,2±0,3 p-%
Rauta (Fe ³⁺)	< 0,01 p-%
Kloridi (Cl ⁻)	21±2 p-%
OH/Al	1,2±0,1
pH	< 1,0
Tiheys (23 °C)	1370±50 kg/m ³
Viskositeetti (23 °C)	34 cP

Epäpuhtaudet: Pitoisuus tuotteessa [mg/kg]

Arseni (As)	< 0,05
Kadmium (Cd)	< 0,05
Kromi (Cr)	< 0,5
Elohopea (Hg)	< 0,02
Nikkeli (Ni)	< 1
Lyly (Pb)	< 1
Antimoni (Sb)	< 0,05
Seleni (Se)	< 0,05

Laatu

Kemwater PAX-18 vastaa juomavesien käsittelyssä käytettäville kemikaaleille asetettua standardia "European Standard EN863 Chemicals used for treatment of water intended for human consumption".

Käytettävät materiaalit

Kemwater PAX-18 kanssa kosketuksiin joutuvien osien tulee olla muovia (PE, PP, PVC), lasikuitu- tai vahvistettua polyesteriä, titaania tai kumitoitua terästä. Tämä on huomioitava valittaessa pumppuja, putkistoja ja varastosäiliöitä. Haponkestäviä teräslaatuja ei voi käyttää Kemwater PAX-18 kanssa.

Säilytys

Kemwater PAX-18:n säilyvyys on vähintään 6 kk. Suositeltava käyttö- ja varastointilämpötila yli - 5 °C. Säilytysastia tulee merkitä tuotteen teknisellä nimellä sekä varoitusmerkillä.

Toimitukset

Kemwater PAX-18 toimitetaan irtotavarana säiliöautolla max. 42 tonnia. Liuoksen maksimilämpötila on 50 °C ja tyyppilinen lämpötila 25 – 30 °C.

Annostelu

Kemwater PAX-18 voidaan annostella kaivo- tai pumpulla laimentamattomana suoraan varastosäiliöstä tai vedellä laimennettuna.

Annostelumäärien laskeminen

100 ml/m³ PAX-18 vastaa

- 137 g/m³ PAX-18
- 12,6 g/m³ Al

100 g/m³ PAX-18 vastaa

- 72,99 ml/m³ PAX-18
- 9,2 g/m³ Al

Käyttöturvallisuus

Kemwater PAX-18 ärsyttää silmiä ja ihoa. Roiskeet iholta on huuhteltava välittömästi runsaalla määrällä vettä. Roiskeet silmistä on huuhteltava välittömästi runsaalla vedellä ja mentävä lääkärin.

Tuotetta käsitellessä on käytettävä sopivaa suojavaatetusta, suojakäsineitä ja silmien- tai kasvonsuojainta.

Ennen tuotteen käsittelyä on perehdyttävä käyttöturvallisuustiedotteeseen.



ÄRSYTTÄVÄ

KEMIRA OYJ
KEMIRA WATER
PL 330
00101 HELSINKI

PUH: 010 86 11
FAX: 010 862 1988

E-mail: kemwater@kemira.com
Internet: Kemira