



UUSIA MENETELMIÄ POHJAVEDEN LAADUN MONITOROINTIIN

Riina Tuominen (toim.)



Kaakkois-Suomen
ammattikorkeakoulu

Riina Tuominen (toim.)

UUSIA MENETELMIÄ POHJAVEDEN LAADUN MONITOROINTIIN



Vipuvoimaa
EU:lta
2014–2020



XAMK KEHITTÄÄ 117

KAAKKOIS-SUOMEN AMMATTIKORKEAKOULU
MIKKELI 2020

© Tekijät ja Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

Kannen kuva: Manu Eloaho 2018

Taitto ja paino: Grano Oy

ISBN: 978-952-344-261-0 (nid.)

ISBN: 978-952-344-262-7 (PDF)

ISSN: 2489-2467 (nid.)

ISSN 2489-3102 (verkkójulkaisu)

julkaisut@xamk.fi

LUKIJALLE

Uumo – Uudet innovatiiviset menetelmät pohjavesien laadun monitorointiin -hankkeessa tarkasteltiin erilaisten mittaus- ja monitorointimenetelmien soveltumista pohjaveden laadun seurantaan ja etsittiin vaihtoehtoja perinteiselle näytteenotolle. Hankkeen toimenpiteiden tarkoituksena oli saada tietoa uusista, toistaiseksi vähän käytetyistä menetelmistä pohjaveden laadun ja siihen vaikuttavien tekijöiden seurannassa. Tämän julkaisun artikkelit käsittelevät veden laadun seurantaan jatkuvatoimisen monitoroinnin ja passiivisen näytteenoton avulla sekä ympäristön monitorointia dronekuvauksia ja erilaisia kameroita hyödyntäen. Lisäksi artikkeleissa selvitetään pohjaveden tilaan vaikuttavia tekijöitä ja menetelmien soveltuvuutta käyttötarkoituksiinsa.

Uumo-hanke on Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun Metsä, ympäristö ja energia -vahvuusalan hanke. Hanketta rahoittivat Etelä-Savon ELY-keskus Euroopan unionin aluekehitysrahastosta (EAKR 2014–2020), Mikkelin Vesiliikelaitos sekä Rantasalmen kunta. Hanketta toteutettiin ajalla 1.1.2018–31.8.2020. Hankkeen projektipäällikkönä toimi ins. (ylempi AMK) Riina Tuominen ja tutkimusinsinöörinä ins. (AMK) Aki Mykkänen. Hankkeen kaukokartoitusasiantuntijana oli TKI-asiantuntija, ins. (AMK) Esa Hannus ja passiivisen näytteenoton tutkimuksiin asiantuntemustaan antoivat yliopettaja, FT Arto Sormunen sekä lehtori FM Marjatta Lehesvaara. Uumo-hankkeen vastuullisena johtajana toimi tutkimusjohtaja, FT Lasse Pulkkinen, hankkeen yhteyshenkilönä tutkimuspäällikkö, TkT Hanne Soininen ja hankeasiantuntijana Hanna-Maija Penttinen.

Hanketyön etenemistä ohjasi ja valvoi ohjausryhmä, johon kuuluivat Mikkelin Vesiliikelaitoksen johtaja Reijo Turkki varahenkilönään laatuinsinööri Miikka Turunen (1.6.2019–31.8.2020) ja käyttöinsinööri Jani Koski (1.1.2018–31.5.2019), Järvi-Saimaan Palvelut Oy:n vesihuoltopäällikkö Jouni Heikkinen varahenkilönään hallintopäällikkö Harri Korhonen Rantasalmen kunnasta, projektipäällikkö Iiro Kiukas Ramboll Finland Oy:stä, rahoitusasiantuntija Esa Pekonen Etelä-Savon ELY-keskuksesta sekä tutkimuspäällikkö Hanne Soininen Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulusta. Hankkeen ohjausryhmässä rahoittajan edustajana toimivat ohjelmapäällikkö Jaana Tuhkalainen (1.1.2018–29.2.2020) ja yritysasiantuntija Marko Hämäläinen (1.3.–31.8.2020) Etelä-Savon ELY-keskuksesta.

Hanketoimijat kiittävät hankkeen rahoittajia kehittämistyön mahdollistamisesta sekä muita hankkeeseen osallistuneita aktiivisesta osallistumisesta hanketyöhön.

Mikkelissä 17.8.2020

Riina Tuominen, projektipäällikkö

KIRJOITTAJAT

SZABINA BÉKÉSI, MSc (tech), suunnittelija
Ramboll Finland Oy

ESA HANNUS, ins. (AMK), TKI-asiantuntija
Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu, Digitaalinen talous

JOUNI HEIKKINEN, koneautomaatioteknikko, vesihuoltopäällikkö
Järvi-Saimaan Palvelut Oy

OONA HEINONEN, ins. (AMK)

JYRKI IKONEN, informaatioteknologian insinööri, Site Manager Mikkelin Vesilaitos
Mipro Oy

MAIJA JYLHÄ-OLLILA, FM, ryhmäpäällikkö, pohjavesitutkimus
Ramboll Finland Oy

JUHA JÄRVINEN, FM, suunnittelija
Ramboll Finland Oy

MARJATTA LEHESVAARA, FM, lehtori
Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu, Metsätalouden ja ympäristötekniologian koulutusyksikkö

MARINA MARKOVA, ins. (AMK), tutkimusinsinööri
Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu, Metsä, ympäristö ja energia -vahvuusala

AKI MYKKÄNEN, ins. (AMK), tutkimusinsinööri
Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu, Metsä, ympäristö ja energia -vahvuusala

JUUSO PERKINEN, opiskelija ins. (AMK)
Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

PANU RANTA, FM, pohjavesiasiantuntija
Etelä-Savon ELY-keskus

HANNE SOININEN, TkT, tutkimuspäällikkö
Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu, Metsä, ympäristö ja energia -vahvuusala

GELLÉRT TÓTH-KOVÁCS, opiskelija ins. (AMK)
Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

RIINA TUOMINEN, ins. (ylempi AMK), projektipäällikkö
Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu, Metsä, ympäristö ja energia -vahvuusala

REIJO TURKKI, johtaja
Mikkelin Vesilaitos

MIIKKA TURUNEN, ins. (AMK), laatuinsinööri
Mikkelin Vesilaitos

MINNA VIENTO, tradenomi (ylempi AMK/MBA), Marketing Specialist
Ramboll Finland Oy

SISÄLTÖ

LUKIJALLE.....	3
KIRJOITTAJAT.....	4
UUDET INNOVATIIVISET MENETELMÄT POHJAVESIEN LAADUN MONITOROINTIIN.....	7
Riina Tuominen & Hanne Soininen & Reijo Turkki	
POHJAVESIEN RISKITEKIJÄT.....	10
Riina Tuominen & Aki Mykkänen	
LUONNONVESIEN ONLINE-MONITOROINTI.....	18
Aki Mykkänen & Oona Heinonen	
POHJAVEDEN MONITOROINTIASEMAT - RAKENNE JA KÄYTTÖKOKEMUKSIA.....	34
Aki Mykkänen & Jyrki Ikonen	
MONITOROINTIASEMIEN VIRRANSAANTI.....	51
Aki Mykkänen & Juuso Perkinen	
POHJAVEDEN JATKUVATOIMISTEN ONLINE-MONITOROINTIASEMIEN TULOKSET JA HAVAINNOT.....	60
Aki Mykkänen & Miikka Turunen & Jouni Heikkinen	
KLOORIFENOLEILLE SOVELTUVAN PASSIIVINÄYTTEENOTTIMEN KEHITTÄMINEN JA KÄYTTÄMINEN.....	90
Marjatta Lehesvaara & Aki Mykkänen & Marina Markova	
PASSIIVINEN NÄYTTEENOTTO POHJAVEDEN RASKASMETALLITUTKIMUKSESSA.....	108
Riina Tuominen & Aki Mykkänen & Panu Ranta	
PASSIIVINEN NÄYTTEENOTTO POHJAVEDEN BAM-TUTKIMUKSESSA.....	116
Riina Tuominen & Aki Mykkänen	
DRONE YMPÄRISTÖN MONITOROINNISSA.....	124
Esa Hannus	
SPEKTRIKAMEROIDEN KÄYTTÖ YMPÄRISTÖN MONITOROINNISSA.....	132
Esa Hannus	
SADEVEDEN LAADUN VAIKUTUS POHJAVESIEN LAATUUN.....	139
Riina Tuominen & Aki Mykkänen	

PINTAVEDEN LAADUN VAIKUTUS POHJAVEDEN LAATUUN	149
Gellért Tóth-Kovács & Riina Tuominen & Aki Mykkänen	
POHJAVEDEN UUSIEN MONITOROINTIMENETELMIEN KAUPALLISTAMISPOTENTIAALI	157
Riina Tuominen & Maija Jylhä-Ollila & Szabina Békési & Minna Viento & Juha Järvinen	
POHJAVESIEN MONITOROINNILLA KUSTANNUSTEHOKKUUTTA JA YMPÄRISTÖTURVALLISUUTTA	164
Riina Tuominen & Hanne Soininen	

UUDET INNOVATIIVISET MENETELMÄT POHJAVESIEN LAADUN MONITOROINTIIN

Riina Tuominen & Hanne Soininen & Reijo Turkki

Uumo – Uudet innovatiiviset menetelmät pohjavesien laadun monitorointiin -hankkeessa testattiin pohjaveden laadun seurantaan soveltuvia uusia ja kustannustehokkaita näytteenotto- ja monitorointimenetelmiä. Hankkeen tuloksena saatiin tietoa pohjaveden laatuun vaikuttavista tekijöistä sekä uusien mittaus- ja analysointimenetelmien soveltuvuudesta pohjaveden monitorointiin.

TAVOITTEENA TURVATA VEDEN LAATUA

Pohjaveden laadun seuranta on Suomessa perinteisesti tehty näytteenoton ja laboratorioanalyysien avulla. Näin saatu määrittystulos ei muodostu pitkältä ajalta, vaan kertoo näytteenottohetken tilanteen. Hankkeen tavoitteena oli kehittää ja testata uusia pohjavesien näytteenotto- ja monitorointimenetelmiä ja siten lisätä myös ympäristöturvallisuutta monipuolisemman ja kattavamman tiedon avulla.

Jatkuvatoimisen monitoroinnin avulla saadaan kokonaisvaltaisempaa kuvaa pohjaveden laadusta ja laadunvaihtelusta kuin perinteisellä näytteenotolla. Mittaustulosten muutosten ja trendiseurannan avulla vesilaitokset voivat paremmin varautua ja ennakoida mahdollisia tulevia toimenpiteitä.

Passiivista näytteenottoa ei Suomessa ole juurikaan hyödynnetty pohjavesien monitoroinnissa. Passiivisesta näytteenotosta tehdyissä tutkimuksissa on kuitenkin todettu, että passiivisen näytteenoton avulla voidaan havaita yhdisteitä, jotka perinteisessä näytteenotossa ja laboratoriomäärittelyissä jäävät piiloon.

Ympäristön monitoroinnin avulla saadaan kohteesta kokonaisvaltainen kuva ja voidaan selvittää mahdollisten riskitekijöiden esiintyvyyttä. Esimerkiksi dronekuvaus on kustannustehokasta, ja sen avulla saadaan tietoa tarkkailtavasta kohteesta huomattavasti nopeammin kuin maastoryövaltaisilla menetelmillä.

Tavoitteena oli myös lisätä viranomaisten ja kansalaisten tietoisuutta erityisesti passiivisten näytteenottimien ja kaukokartoituksen mahdollisuuksista veden laadun seurannassa.

HANKKEEN TOIMENPITEET

Hankkeen toimenpiteissä tutkittiin, testattiin ja kehitettiin uusia menetelmiä pohjaveden laadun seurantaan. Hanke jakautui viiteen toimenpiteeseen, jotka ovat nähtävissä kuvassa 1.



Kuva 1. Uumo-hankkeen toimenpiteet.

Selvityksellä pohjaveden laatua heikentävistä tekijöistä pyrittiin saamaan kokonaiskuva pohjavedessä esiintyvien erilaisten haitta-aineiden ominaisuuksista ja vaikutuksista ihmisiin sekä niiden liikkuvuudesta maaperässä ja vesistöissä. Selvityksessä keskityttiin erityisesti hankkeen pilot-kohteiden riskitekijöihin, niiden esiintyvyyteen, havaitsemiseen ja vaikutuksiin.

Pohjavesien laadun monitoroinnin uusista menetelmistä tutkittiin passiivista näytteenottoa ja jatkuvatoimista vedenlaadun mittausta. Toimenpiteessä testattiin niin kaupallisia passiivisia näytteenottimia kuin itse kehitettyä keräintä. Jatkuvatoimisen monitoroinnin osalta selvitettiin ja tutkittiin veden laatua reaaliaikaisesti seuraavien anturien soveltuvuutta ja käyttöä pohjaveden laadun seurannassa. Lisäksi tarkasteltiin kaukokartoituksen ja etenkin dronekuvausten käyttöä ympäristön monitoroinnissa.

Kentätutkimuksia varten perustettiin kaksi monitorointiasemaa, toinen Mikkelin Pursialan pohjavesialueelle ja toinen Rantasalmen Kupialan pohjavesialueelle. Molemmilla asemilla seurattiin jatkuvatoimisten anturien toimintaa sekä veden laadun muutoksia.

Testattavien menetelmien kaupallistamispotentiaalia arvioitiin niiden käytettävyyden avulla sekä vertaamalla niiden tuottamaa hyötyä aiheutuneisiin kustannuksiin. Toimenpiteessä toteutettiin myös kysely menetelmien tämän hetkisen markkinatilanteen selvittämiseksi.

Hankkeen aikana järjestettiin työryhmäpalavereja, joissa suunniteltiin toimenpiteitä ja keskusteltiin saaduista tuloksista. Hankkeen etenemisestä ja tuloksista viestitettiin ohjausryhmän palavereissa, seminaareissa sekä hankkeen verkkosivujen kautta. Yhteistyötä tehtiin Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen (THL) Pohjavesien turvaaminen reaaliaikaisella seurannalla (SiPo) -hankkeen kanssa. Molemmista hankkeista tutkittiin pohjaveden reaaliaikaista seuranta ja sen hyödyntämismahdollisuuksia. Ympäristön tilan kartoituksessa selvitettiin yhteistyömahdollisuuksia lämpökamerakuvausten toteuttamiseksi Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) Towards higher adaptive capacity in urban water management (RAINMAN) -hankkeen ja Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun (Xamk) North European Logistics Institutin (NELI) toimijoiden kanssa. Kuvaukset on määrä toteuttaa loppukesästä 2020. Environmental impacts of the Krasny Bor toxic waste landfill (EnviTox) -hankkeen toimijoille (GTK, Xamk, SC Mineral) esiteltiin uusien menetelmien käytettävyyttä ympäristön tilan monitoroinnissa. Vesivarojen mittausten ja havainnoinnin digitalisaatio – Uusien mittausteknologioiden älykäs hallinta (Vemidi) -hankkeessa (Syke, Xamk) tehtiin yhteistyötä multispektrikuvausten ja pintavesi-pohjavesi-tutkimuksen toteutuksen yhteydessä.

TULOSENA TIETOA MENETELMIEN KÄYTETTÄVYYDESTÄ

Jatkuvatoimisilla veden laadun mittausten menetelmillä ja passiivisilla näytteenottimilla saadaan entistä tarkemmin ja monipuolisemmin tietoa pohjavesien kemiallisesta tilasta ja siinä tapahtuvista muutoksista. Uusien menetelmien avulla voidaan reagoida nopeammin vedenlaadun muutoksiin, jolloin saadaan tietoa riskinarvioinnin tueksi sekä myös varoaikaa vesilaitoksille.

Perinteisen näytteenotolla ja laboratorioanalyysillä tapahtuvan pohjavesien laadun määrittämisestä rinnalle on mahdollista ottaa käyttöön uusi kilpailukykyinen tekniikka. Kokonaisvaltainen reaaliaikainen kuva pohjaveden laadusta edistää myös vesihuollon ympäristöturvallisuutta sekä mahdollistaa ja tukee alueen yritysten liiketoimintaedellytyksiä. Hankkeen toimenpiteiden toteutuksesta ja tuloksista kerrotaan tarkemmin tämän julkaisun muissa artikkeleissa.

POHJAVESIEN RISKITEKIJÄT

Riina Tuominen & Aki Mykkänen

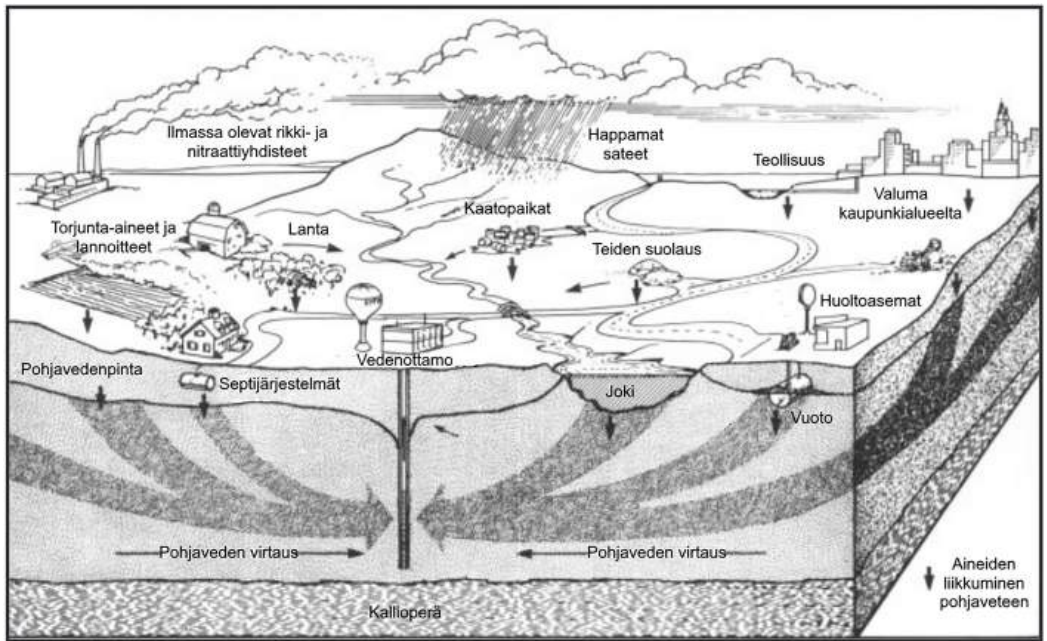
Pohjavedessä esiintyvien erilaisten haitta-aineiden ominaisuuksia ja niiden vaikutuksia sekä liikkuvuutta maaperässä ja vesistöissä on selvitetty useissa eri tutkimuksissa. Vaikka pohjavedet voivat pilaantua myös luonnollisista syistä, on niiden pilaantuminen lähes aina ihmistoiminnan seurausta.

Useimmissa tapauksissa pohjaveden pilaantuminen johtuu haitallisten aineiden kulkeutumisesta pilaantuneesta maaperästä pohjaveteen. Haitta-aineiden vaikutuksia tarkasteltaessa on tärkeää huomioida ainekohtaisia ominaisuuksia, jotka vaikuttavat niiden käyttäytymiseen sekä haitallisuuteen.

POHJAVETEEN KOHDISTUVAT LIKAANTUMISRISKIT

Pohjaveden pilaantumista voivat aiheuttaa kaikki ne ihmisen toiminnot, joiden yhteydessä käytetään, käsitellään, varastoidaan, kuljetetaan tai tuotetaan pohjavesien laadulle haitallisia aineita. Pohjavedestä haitalliset tai kuormittavat aineet ovat huomattavasti vaikeampaa ja kalliimpaa poistaa kuin esimerkiksi pilaantuneesta maa-aineksesta. Pohjavedet ovat myös suorassa yhteyksissä pintavesiin, eli toisen pilaannuttua vaikutukset näkyvät todennäköisesti molemmissa. (EPA 2015.)

Pohjaveteen päästyään haitta-aineet kulkeutuvat pohjavesivirtausten mukana. Tämän nopeuteen ja laajuuteen vaikuttavia tekijöitä ovat maaperän, virtaaman sekä itse haitta-aineen ominaisuudet. Usein myös pohjavesialueille on keskittynyt paljon ihmistoimintaa, jonka myötä pohjaveteen kohdistunut riski kasvaa. Asuin-, kunnallis-, liike-, teollisuus- ja maataloustoiminta voivat kaikki vaikuttaa pohjaveden laatuun, kuten myös liikenne, pilaantuneet maat ja maa-aineksen otto. (EPA 2015.) Lähes kaikella ihmistoiminnalla voi siis olla haitallisia vaikutuksia pohjaveteen. Kuvassa 1 on havainnollistettu mahdollisia pohjaveden pilaantumisen lähteitä.



Kuva 1. Esimerkkejä pohjaveden pilaantumisen aiheuttajista (mukaillen EPA 2015).

Useita pohjavesialueita on saastunut huolimattomuuden sekä tietämättömyyden myötä. Erittäin haitallista tämä on varsinkin sellaisten pilaannuttavien aineiden yhteydessä, jotka pysyvät maaperässä ja/tai pohjavedessä useita vuosikymmeniä, ellei jopa satoja vuosia. Pohjavesialueiden puhdistaminen on nyky menetelmien avulla mahdollista, mutta sen kustannukset voivat olla siitä saatuun hyötyyn verrattaessa hyvinkin mittavat. Haitta-aineen puhdistamisella voi myös vahingoittaa pohjavesialueen toimintaa, kuten sen virtaussuuntia tai -nopeuksia, jolla taas voi olla haitallisia vaikutuksia siitä riippuvaiselle eliöstölle.

PILAANTUMISLÄHTEISTÄ SYNTYVIÄ HAITTA-AINEITA

Yleisimmässä tapauksissa pohjaveden pilaantuminen johtuu haitallisten aineiden kulkeutumisesta pilaantuneesta maaperästä pohjaveteen. Yleisiä pilaantumisen lähteitä ovat huoltoasemat, sahat, tiet sekä esimerkiksi taimitarhat ja kasvihuoneet. Taulukossa 1 on esitetty pohjavesien pilaantumisen lähteitä, niistä tulevia päästöjä sekä pohjavedestä todettavia kemiallisia aineita. Suomessa pohjavesien pilaantumista ei ole yleensä kartoitettu erikseen, vaan saatavilla oleva tieto on tullut esille ongelmatapausten kautta. Näin onkin hyvin todennäköistä, että on olemassa paljon pohjavesialueita, joissa on vielä löytämätöntä, ihmisen aiheuttamaa kemiallista pilaantumista. (THL 2015.)

Taulukko 1. Pohjaveden pilaantumisen lähteitä, niistä tulevia päästöjä sekä pohjavedestä todettavia kemiallisia aineita (THL 2015).

Toiminto/lähde	Päästö maaperään	Pohjavedestä todettavia kemiallisia aineita
Huoltoasemat	Bensiini	MTBE, ETBE, TAME, lyhyt-ketjuiset hiilivedyt
Huoltoasemat, korjaamot	Öljyt, muut polttoaineet	Öljihiilivedyt, muut hiilivedyt
Sahat, sahanpohjat	Puunkyllästysaineet (esim. KY-5)	Kloorifenolit
Muut puunkyllästyspaikat	Kreosootti	Pienimolekyyliset PAH-aineet (fluoreeni, fenantreeni, pyreeni)
Kuivapesulat	Tri- ja tetrakloorietyleni	Tri- ja tetrakloorietyleni
Taimitarhat, kasvihuoneet	Torjunta-aineet tai niiden hajoamistuotteet	Atratsiini, DEA, DEDIA, heksatsinoni, bentatsoni, bromasiili, BAM
Ampuma-alueet (Puolustusvoimat)	Räjähdysainejäämät	2,4,6-trinitrotolueeni (TNT), 2A-DNT, 4A-DNT, RDX, HMX
Vanhat kaatopaikat	Lääkkeitä, öljyä, pintakäsittelyaineita, fenoleja ja torjunta-aineita	Vaihtelevat päästön mukaisesti
Kaivostoiminta	Mm. metallit ja sulfaatti	Mm. sulfaatti, mangaani, alumiini, kiintoaines, typpi, fosfori
Teiden suolaus	Kloridi	Kloridi

Erinäisistä onnettomuustilanteista, kuten tulipaloista tai kuljetusrekkojen liikenneonnettomuuksista, haitta-aineita saattaa päästä vapautumaan ympäristöön ja siten myös pohjavesiin. Näissä tilanteissa tuleekin toimia nopeasti, jotta maaperä tai pintavesi saadaan puhdistettua siihen päätyneistä aineista ennen kuin ne pääsevät pohjavesiin asti. (THL 2015.)

HAITTA-AINEIDEN VAIKUTUKSET

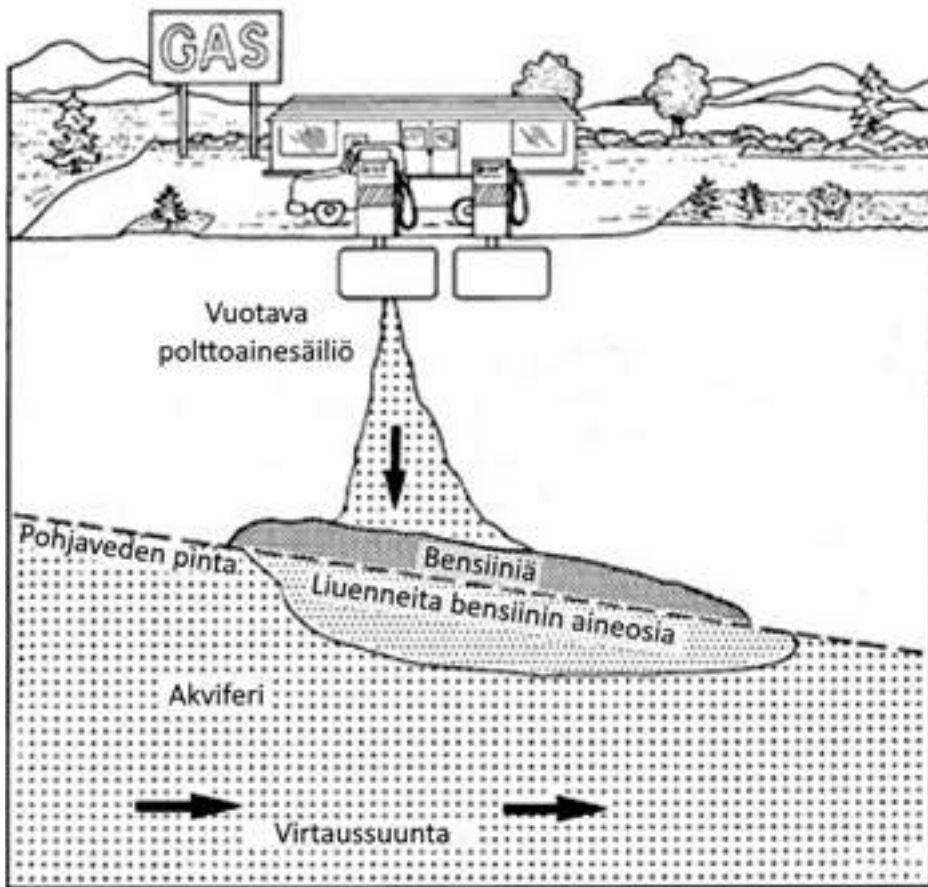
Pohjavesissä on huomattavissa suurtakin paikallista sekä alueellista laadunvaihtelua. Suomessa tästä on erilaisia, laajuudeltaan hyvinkin paljon vaihtelevia tutkimuksia ja tietoja, kuten kaivovesitutkimukset, vesihuoltotilastot, perustilaselvitykset ja laatuseurannat. Veden laadun tilastollinen materiaali on kattavaa, mutta pohjaveden ympäristön laatua ja maan alla veden laatuun vaikuttavia tekijöitä on kuvattu harvemmin. (Mälkki 1999.)

Pilaantuneella alueella haitta on seuraus haitta-aineiden vaikutuksista ympäristöön tai niille suoraan altistumisesta. Haitta voi kohdistua elolliseen luontoon, ympäristön laatuun tai ihmisen terveyteen. Haitan voi yleensä myös mitata tai muulla tavoin todeta. Haitat ilmenevät esimerkiksi sairauksina alueen asukkaissa, epämiellyttävinä hajuina, häiriöinä ekosysteemissä tai pohjaveden käyttöä rajoittavina tekijöinä. Mikään haitta ei tietenkään ole hyväksi, mutta haitat voivat olla luonteeltaan vähäisiä ja siedettäviä tai suuria ja merkittäviä. (Ympäristöministeriö 2014.)

Pohjaveden laatua arvioitaessa on aina otettava huomioon tiedot päästöhistoriasta ja aineiden kulkeutumisoimaisuuksista sekä tehdyt pitoisuusmittaukset. Haitan ja riskin määrittämistä varten on myös huomioitava haitta-aineiden massavirta (kokonaiskuormitus), johon vaikuttaa muun muassa päästölähteen mittasuhteet, huuhtovan vajoveden virtaama sekä pitoisuuksien ja päästölähteen vähenemä esimerkiksi biohajoamisen seurauksena. (Ympäristöministeriö 2014.)

Haitta-aineiden vaikutuksia ja riskejä pohjavesille tarkasteltaessa on tärkeää huomioida ainekohtaisia ominaisuuksia, kuten pysyvyyttä, adsorptiota, liukoisuutta, haihtuvuutta ja molekyylikokoa. Pohjavedelle näistä kuitenkin haitallisinta on pysyvyys. Tietyt haitta-aineet eivät hajoa helposti ja pysyvät ympäristössä pitkään. Tästä hyvänä esimerkkinä ovat PCB-yhdisteet eli polyklooratut bifenyylit. Adsorptio kertoo, kuinka tiiviisti yhdiste kiinnittyy maaperän hiukkasiin, ja voimakkaasti adsorboituneet yhdisteet eivät todennäköisesti pääse pohjaveteen. Liukoisuus on aineen kyky sekoittua liuottimeen. Yhdisteet, jotka ovat erittäin vesiliukoisia, liukenevat maaperän läpi kulkevan veden mukana pohjaveteen. Metyylitertiäributyylieetteri (MTBE) on esimerkki kontaminantista, jolla on suuri vesiliukoisuus, mikä on yksi syy siihen, että MTBE-kontaminaatio löydetään useista pohjavesistä. MTBE on bensiinin lisäaine, jonka myötä se on myös erittäin yleinen pohjavesien saastuttaja. Aineen haihtuvuudella tarkoitetaan sen taipumusta vaihtaa nesteestä tai kiinteästä aineesta kaasuun. Mitä haihtuvampi aine on, sitä todennäköisemmin se sekoittuu ilmaan. Myös molekyylikoolla voi olla vaikutuksia haitta-aineiden käyttäytymiseen. Mitä pienempi aineen molekyylikoko on, sitä todennäköisemmin se kykenee kulkemaan maaperän hiukkasten välillä. (Metzger 2005.)

Mikäli maaperään päässyt aine on vesiliukoista, liikkuu se maaperään imeytyvän veden mukana ja voi siten saastuttaa pohjavettä hyvinkin laajalla alueella. Jos kuitenkin aineen ominaispaino on veden ominaispainoa pienempi, voi haitta-ainepäästö jäädä kellumaan pohjaveden pinnan päälle. Tätä on havainnoitu kuvassa 2, jossa bensiini liikkuu pohjaveden pinnan yläpuolella kuitenkin samalla osittain liueten itse pohjaveden sekaan. (Fetter 1994.)



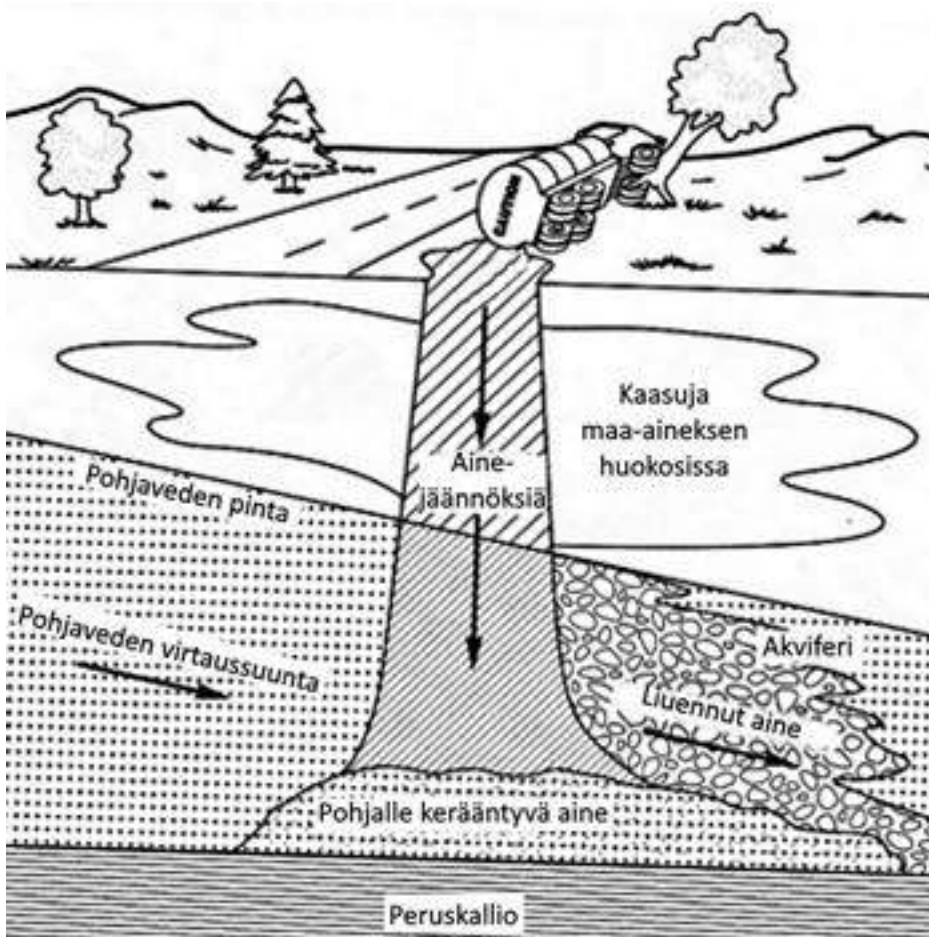
Kuva 2. Aineet, jotka ovat vain hieman vesiliukoisia sekä omaavat pienemmän ominaispainon kuin vesi, jäävät kellumaan pohjaveden pinnalle. Tästä esimerkkinä bensiini (mukaillen Fetter 1994).

Tiheät nesteet voivat upota pohjaveden läpi aina akviferin pohjalle saakka jättäen vajotessaan jäännöksiä maaperään ja pohjaveteen. Esimerkiksi klooratut hiilivedyt ovat vettä raskaampia, ja niillä on yhdisteestä riippuen erilaisia liukoisuuksia veteen. Taulukossa 2 on esitelty erilaisten orgaanisten yhdisteiden tiheyksiä sekä vesiliukoisuutta. (Fetter 1994.)

Taulukko 2. Orgaanisten yhdisteiden ominaispainoja ja vesiliukoisuuksia (Fetter 1994).

Yhdiste	Ominais-paino	Vesiliukoisuus milligramma ainetta/litra vettä
Asetoni	0,79	Ääretön
Metyylietyyliketoni	0,81	353 (10 °C)
Etylibentseeni	0,87	140 (15 °C), 152 (20 °C)
Tolueneeni	0,87	470 (16 °C), 515 (20 °C)
Bentseeni	0,88	1 780 (20 °C)
Vinyylikloridi	0,91	1,1 (25 °C)
Naftaleeni	1,03	32 (25 °C)
Fenoli	1,07	82 000 (15 °C)
Klooribentseeni	1,11	500 (20 °C), 488 (30 °C)
Etyleenikloridi	1,24	9 200 (0 °C), 8 690 (20 °C)
2-kloorifenoli	1,26	28 500 (20 °C)
Metyleenikloridi	1,33	20 000 (20 °C), 16 700 (25 °C)
1, 1, 1-trikloorietaani	1,34	4 400 (20 °C)
1, 1, 2-trikloorietaani	1,44	4 500 (20 °C)
Triklloorietyleeni	1,46	1 100 (25 °C)
Kloroformi	1,48	8 000 (20 °C), 9 300 (25 °C)
Hiilitetrakloridi	1,59	800 (20 °C), 1 160 (25 °C)
Heksaklooribentseeni	1,60	0,11 (24 °C)
Tetrakloorieteeni	1,62	150 (25 °C)
Pentakloorifenoli	1,98	5 (0 °C), 515 (20 °C)

Kuvassa 3 on havainnollistettu sitä, kuinka vettä tiheämmät mutta ei niin vesiliukoiset aineet kuormittavat pohjavettä liukenemalla hyvin hitaasti pohjaveteen jopa vuosikymmenien ajan. Pahimmassa tapauksessa tämä voi johtaa lähitöällä olevien vedenottamoiden sulkemiseen. Samalla ne ovat myös hyvin vaikeita puhdistuskohteita, koska akviferin pohjalle pääseminen voi vaatia hyvinkin mittavia puhdistustoimenpiteitä. (Fetter 1994.)



Kuva 3. Vettä tiheimmät aineet voivat kertyä akviferin pohjalle asti ja vaikuttaa useisiin eri maakerrokseen pitkällikin aikavälillä (mukaillen Fetter 1994).

YHTEENVETO

Suomessa luonnontilainen pohjavesi on pääsääntöisesti hyvänlaatuista, mutta pohjavesi-muodostumat ovat herkkiä pilaantumaan. Riskin pohjaveden pilaantumiselle muodostavat erilaiset päästölähteet, jotka vaihtelevat pohjavesialueittain.

Pohjaveden laatu voi vaihdella hyvinkin nopeasti, jolloin näytteenoton oikea-aikaisuus on merkittävässä asemassa. Valvonnan ja näytteenoton ohella onkin tärkeää arvioida pohjavesialueen toimintojen sijainti- ja päästöriskejä ja tehdä tarpeen vaatiessa lisäselvityksiä alueella. Likaantuneen pohjaveden puhdistaminen on vaikeaa, kallista ja aikaa vievää.

Haittojen ja riskien suuruutta pohjaveden laadulle arvioidaan ensisijaisesti pohjaveden talousvesikäyttöön soveltumisen kannalta. Mikäli pohjavedessä havaitaan aineita, jotka estävät sen käytön talousvetenä, voi se vaatia tehostettuja puhdistustoimia vesilaitoksilta, pohjavesialueen puhdistamista tai pahimmassa tapauksessa vedenottamoiden sulkemista.

LÄHTEET

EPA – United States Environmental Protection Agency. 2015. Ground Water Contamination. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/mgwc-gwc1.pdf> [Viitattu 1.3.2018].

Fetter, C.W. 1994. Applied Hydrogeology – third edition.

Metzger, M. 2005. Water Quality Products Magazine. Groundwater Contamination: Sources & Prevention. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.wqpmag.com/groundwater-contamination-sources-prevention> [Viitattu 8.3.2018].

Mälkki, E. 1999. Pohjavesi ja pohjaveden ympäristö. Tampere: Tammer-paino Oy.

THL. 2015. Pohjaveden pilaantumisen lähteet ja vettä pilaavat aineet. Terveystieteiden tutkimuskeskus ja hyvinvoinnin laitos. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://thl.fi/fi/web/ymparistoterveys/vesi/talousvesi/kaivovesi/pilaantuneesta-maasta-kaivoveteen-paatyvat-kemialliset-aineet/pohjaveden-pilaantumisen-lahteet-ja-vetta-pilaavat-aineet> [Viitattu 24.2.2018].

Ympäristöministeriö. 2014. Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/136564/OH_6_2014.pdf [Viitattu 22.3.2018].

LUONNONVESIEN ONLINE-MONITOROINTI

Aki Mykkänen & Oona Heinonen

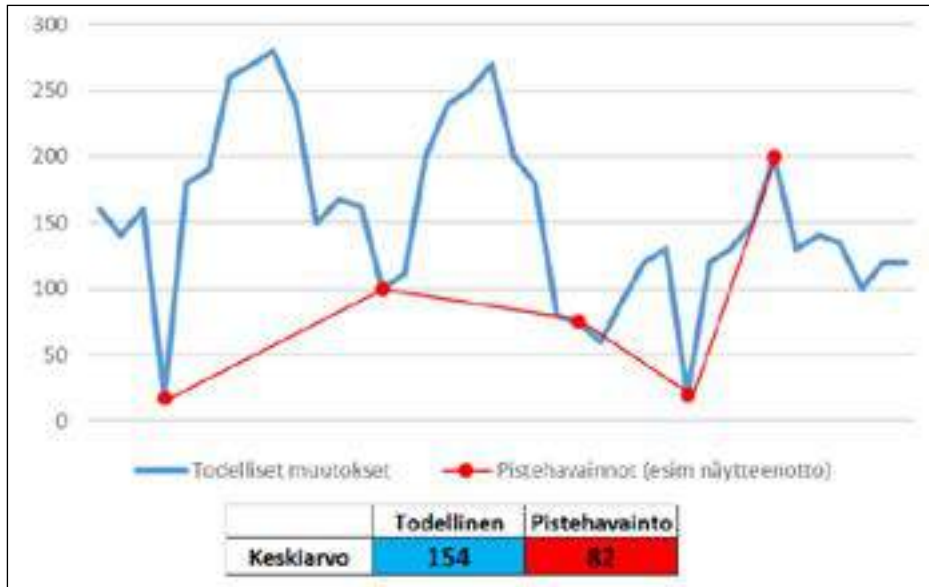
Teknologian kehittyessä uusia laitteita vedenlaadun seurantaan on tullut viime vuosikymmeninä runsaasti, ja niitä kehitetään jatkuvasti. Näillä laitteilla saadaan suuria datamääriä tutkittavasta kohteesta automatisoidusti, siinä missä perinteisimmillä menetelmillä näytteenottoja on saatettu tehdä vuosittain vain muutamia. Laitteet eivät välttämättä saavuta samanlaisia laadullisia tavoitteita kuin näytteenotot, mutta ympärivuorokautinen jatkuva tietomäärä mahdollistaa laajan tarkastelun. Uusien laitteiden käytössä ja laadun varmistamisessa on myös omat haasteensa, mutta laitteet tarkentuvat ja kehittyvät jatkuvasti niiden käyttäjäkannan kasvaessa ja ohjeistuksen lisääntyessä.

JATKUVATOIMINEN ONLINE-MONITOROINTI

Vesi on jatkuvasti liikkeellä oleva yhdiste, jonka laatu vaihtelee kaiken aikaa. Vesistöissä, joissa vedenlaatu vaihtelee nopeasti, on vaikeampaa arvioida ympäristömuutoksia, jolloin pelkästään perinteisillä näytteenottomenetelmillä toteutetut seurannat eivät riitä antamaan luotettavaa kuvaa vesistön todellisesta tilasta. (Kettunen ym. 2008.) Jatkuvatoimisten mittausten toteuttaminen vesiympäristön seurannassa on kasvussa. Jatkuvatoimisella vedenlaadun seurannalla pystytään seuraamaan tiedonsiirtopalvelun avulla reaaliaikaisesti vedessä tapahtuvia muutoksia. Muutokset voivat olla ajallisia, alueellisia ja syvyysuuntaisia vaihteluita vesistöissä, pohja- ja raakavesissä sekä valuma-alueilla (Koski-Vähälä 2012). Jatkuvatoimisilla vedenlaatumittareilla on todettu useissa erilaisissa yhteyksissä saatavan selkeästi parempia ja kattavampia havaintoja eri kohteiden vedenlaadun vaihteluista kuin perinteisillä näytteenottomenetelmillä. Suuremmasta havaintomäärästä saadaan varmempaa kuvaa, eikä tiheästä mittausvälistä aiheudu samaa laskentamenetelmistä aiheutuvaa epävarmuutta kuin näytteenotoilla saaduilla tuloksilla (Tarvainen ym. 2017). Perinteisillä menetelmillä esimerkiksi vuosittaista tarkastelua saatetaan joutua tekemään vain muutamien näytteenottojen tai kenttämittausten tulosten perusteella.

Jatkuvatoimisella monitoroinnilla tarkoitetaan laitekokonaisuutta, joka mittaa, kerää ja tallentaa automatisoidusti tietoa kohteesta. Vesiympäristössä monitorointijärjestelmillä voidaan kerätä tietoa esimerkiksi veden laadun muuttujista, kuten kiintoaineesta tai ravinteista, veden määrän muuttujista, kuten virtaamasta tai veden syvyydestä, tai vesistövaikutuksista kertovista muuttujista, kuten veden a-klorofylli- tai happipitoisuudesta. Jatkuvatoimisilla mittalaitteilla saadaan havaittua hetkellisiä muutoksia, jotka voisivat jäädä pistemittauksin huomioimatta.

Pistehavainnoilla eli perinteisillä näytteenottomenetelmillä on lähes mahdotonta mitata vedessä tapahtuvia vaihteluita, jotka tapahtuvat nopeasti ja ovat yleisiä. Myös esimerkiksi yöaikaan tapahtuvat muutokset voivat jäädä pistehavainnoin huomaamatta, mikäli niitä ei ole näytteenottosuunnitelmassa huomioitu. Jos pistehavainnot tapahtuvat poikkeustilan aikana tai näytteenotossa tapahtuu virhe, joka vaikuttaa tuloksen laatuun, antaa se tulosten tarkastelussa vääristyneen kuvan kohteen todellisista muutoksista. Tätä on havainnollistettu kuvassa 1.



Kuva 1. Havainnollistava kuva todellisista muutoksista ja pistehavainnoista pitkäaikaisessa tarkkailussa. Pistehavainnoilla muutostiloja voi jäädä huomaamatta ja lopullinen tulos erota huomattavasti todellisista arvoista. (Kuva Aki Mykkänen)

Mitattua tietoa voidaan joko kerätä dataloggeriin, käydä hakemassa paikan päältä mittausasemalta manuaalisesti tai lähettää suoraan käyttäjälle, jolloin tieto on lähes reaaliaikaisesti käytettävissä (Heikkinen 2012). Etänä tarkasteltava, reaaliaikainen seuranta mahdollistaa nopean reagoinnin havaittaviin poikkeamiin ja selviin virheisiin mittauksessa (Tarvainen ym. 2017). Tätä kutsutaan online-monitoroinniksi. Jatkuvatoimisen mittauksen mittausväli on täysin käyttäjän valittavissa. Tiheällä mittausvälillä saadaan runsaasti dataa, jolloin lisääntyneen mittaustiedon myötä saatetaan löytää ennakoimattomia poikkeustilanteita tai uusia päästölähteitä. Kun poikkeustilanne havaitaan, voidaan kohteesta käydä pistehavainnoilla ja tarkemmilla analyyseilla tutkimassa sen syytä, jolloin voidaan löytää poikkeustilanteen aiheuttaja. Kuitenkin datamäärän hallinta vie aikaa ja tulosten tulkinta vaatii kokemusta, jolloin on oleellista, että näiden tuomat hyödyt saadaan tehokkaasti sekä kokonaisuudessaan käyttöön. (Valkama & Lahti 2012.) Mittausta ja mittausväliä rajoittaa laitteiston virtalähteiden kapasiteetti, etenkin jos kyseessä on akkukäyttöinen laitteisto (Huttula ym. 2009).

LUONNONVESIEN MONITOROINTI

Mitattavaa vesiympäristöä edustavan pisteen selvittäminen vaatii usein pidempää selvitystyötä ja tietämystä tutkittavasta kohteesta. Kohteen tulisi myös olla turvallinen mittalaitteistolle. Manuaalisen seurantapaikan (näytteenottopisteen) yhteyteen sijoittaminen mahdollistaa myös laajemman analyysimäärän sekä myös ennen mittarin asennusta kerätyn aineiston hyödyntämisen (Tattari ym. 2019). Pohja- ja pintavesien monitorointi eroaa myös toisistaan, ja molemmissa on omat haasteensa. Yleisesti kuitenkin pohjavedet eivät ole yhtä antureita liikaavia kuin pintavedet, jolloin anturitulokset pysyvät luotettavampina pidempään. Laitteistojen käyttäminen pohjavedessä voi kuitenkin olla haastavaa, ja jatkuvatoimisille mittauksille vertailukelpoisten näytteiden saaminen on vaikeampaa kuin pintavesistä.

Pohjaveden havaintoputkissa tehtävissä mittauksissa on haasteita veden vaihtuvuudessa ja sen tuomassa anturimittaustulosten luotettavuudessa. Jos maakerrosten vedenjohtavuus on heikkoa, voi vesi jäädä seisomaan havaintoputkeen, jolloin se ei edusta virtaavan pohjaveden laatua. Suomen pohjavesialueiden virtaamia on selvitetty vaihtelevasti, joten valmista virtaustietoa ei välttämättä ole saatavilla. Edullinen tapa saada alustava virtauskuva saavutetaan mittaamalla tutkittavan alueen kaikkien havaintoputkien pinnankorkeudet ja laatimalla niistä pintamalli. Yksittäisen putken antoisuutta voidaan mitata antoisuuspumppauksilla, ja niissä havaintoputkesta pumpataan vettä 3 x putken vesitilavuus, minkä aikana pumpausta säädetään ja pohjaveden pinnankorkeutta tarkkaillaan jatkuvasti. Tavoitteena on saada selville tasapainotila, jossa pumpattava vesimäärä on yhtä suuri putkeen tulevan veden kanssa. Kun pohjaveden pinnankorkeus ei enää muutu pumppauksen yhteydessä, on tasapainotila saavutettu. Tarkempaa selvitystä varten voidaan tehdä ns. Slug-testi. Testissä putken pohjalle asennetaan paineanturi, jolla mitataan pohjaveden pinnankorkeutta. Tämän jälkeen putkeen lasketaan vesinoudin rauhallisesti ja pinnankorkeuden tasaannuttua noudin nostetaan nopeasti maanpinnalle, jolloin putken vedenkorkeus laskee noutimen poistaman veden tilavuuden verran. Pinnankorkeuden tasaannuttua normaalille tasolle voidaan paineanturin antamasta tiedosta laskea palautumiskäyrä (K-arvo) eli aika, joka putken uudelleentäyttymiseen kuluu. Näillä menetelmillä saadun tiedon perusteella voidaan arvioida, onko putken vaihtuvuus riittävää jatkuvatoimisille mittareille. (Kivimäki ym. 2017.)

Pohjaveden tutkimisessa tulee myös aina huomioida käytettävän havaintoputken fyysiset ominaisuudet. Aikaisemmin Suomessa käytettiin teräsputkia, jotka soveltuvat hyvin pinnankorkeuden tarkasteluun, mutta eivät näytteenottoon. Teräsputket ruostuvat, jolloin niistä irtoaa veteen aineita, eikä putkesta saatava vesi edusta todellista pohjaveden laadullista tilaa. Koska monet teräsputkista ovat myös useita vuosikymmeniä vanhoja, ovat ne myös hyvin todennäköisesti vaurioituneet niin, ettei niiden käyttö ole suositeltavaa. Nykyisin käytettävät putket ovat pääasiallisesti tehty PVC- tai PEH-muoveista, jotka soveltuvat niin pinnankorkeusmittaukseen kuin näytteenottoon. Havaintoputki muodostuu umpinaisesta putkiosuudesta sekä rakosiiviläosuudesta, jonka rakoväli on yleensä 0,1–0,5 mm. Umpiputken pituus

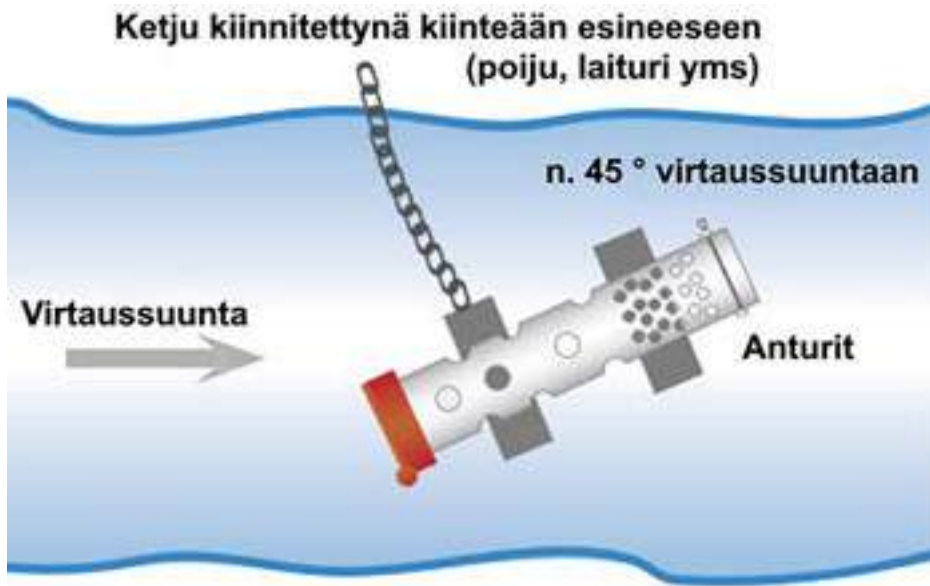
sekä rakoväli tulee aina valita putken asennustilanteessa asennuskohteen ominaisuuksien, kuten maarakenteen ja pohjaveden pinnankorkeuden, mukaan. Oikeanlainen rakoväli on erittäin oleellinen sen vuoksi, ettei putkeen pääse maa-ainesta ja että veden vaihtuvuus on riittävää. Itse pohjavesiputki tulee myös aina suojata lukittavalla suojaputkella. (Rintala & Suokko 2008.) Jatkuvatoimisia mittalaitteita varten on myös erityisen tärkeää, että havaintoputken sisähalkaisija on riittävän suuri mittarille. Yleensä mittarit on mitoitettu sopimaan 50 mm halkaisijaltaan oleviin havaintoputkiin, mutta tämä on laitekohtaista. Näitä ”putkikorttitietoja” on myös ilmoitettu tietokannoissa vaihtelevasti, joten ne tulisi varmistaa ennen tutkimuksen aloittamista. Putkia myös vaurioituu sekä tuhoutuu kokonaan, joten aina on suositeltavaa käydä suorittamassa havaintoputkelle visuaalinen tarkistus ennen tarkempia tutkimuksia sen kunnan ja olemassaolon todentamiseksi.

Pintaveteen kohdistuu suoraan paljon erilaisia epäpuhtauksia, jotka likaavat ja huonontavat veden laatua. Erityisesti pintavesissä anturipäät ovat myös kohteesta riippuen herkkiä likaantumislle ja leväkasvustolle, jolloin niiden antamat tulokset voivat alkaa ajan myötä ryömiä. Tähän on kuitenkin olemassa erilaisia puhdistusratkaisuja. Joissakin mittarimalleista on antureiden omat puhdistusharjat, tai ne on päällystetty kuparilla, joka estää lian ja levien muodostumista. Käyttäjä voi myös itse lisätä mittariinsa kupariteippiä. (Huttula ym. 2009.) Kuvassa 2 on esitetty Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulussa käytetyn YSI 6920-V2 -vedenlaatusondin sameusanturin likaantuminen levällä ja selvästi näkyvä puhdistusharjan toiminta. Sondi on ollut keväällä noin kolme kuukautta mittaamassa jokivettä, jonka aikana sitä on vain pintapuolisesti puhdistettu. Pohjavedessä sen sijaan vesi on suodattunut maakerrosten läpi, jolloin pahimmat epäpuhtaudet eivät pääse likaamaan pohjavettä. Pohjavesiputket soveltuvat hyvin jatkuvatoimiseen mittaamiseen, sillä putki on maan sisällä suojassa ilkeivallalta ja auringonvalolta. Näin sääolosuhteet ja leväkasvustot eivät vaikuta veden laatuun. Pohjaveden laatu pysyy myös melko tasaisena, viileänä sekä vähäravinteisena vuodenaikasta riippumatta. (Huttula ym. 2009.) Tähän kuitenkin on poikkeuksia, ja ennen tutkimuksen aloittamista pohjaveden laatu tulisi aina tarkastaa.



Kuva 2. Pintavedessä käytetyn jatkuvatoimisen YSI 6920-V2 -vedenlaatusondin optisen sameusanturin likaantuminen ja puhdistusharjan puhdistama osa. (Kuva Aki Mykkänen)

Isoissa jokikohteissa jatkuvatoimisia mittareita voidaan käyttää parhaimmillaan ympäri-vuotisesti, mutta keväisin mittareita joudutaan toisinaan ottamaan pois jäidenlähdön ajaksi (Vartiainen ym. 2014). Tilannetta tulee tarkkailla myös huippuvirtaamien aikaan, jolloin mittarit saattavat mennä rikki taikka lähteä ajelehtimaan virran mukana. Mittareita voidaan joutua nostamaan myös pienistä vähävetisistä uomista sen kuivumisen tai jäätyksen takia (Tarvainen ym. 2017). YSI suosittelee jokikohteisiin asennettaville sondeille tehtäväksi suojakoteloita esimerkiksi metallisista tai muovisista putkista. Kuvassa 3 on nähtävissä esimerkki YSI:n suosituksista jokikohteeseen. Putki suojaa sondia virran mukana mahdollisesti kovallakin nopeudella liikkuvilta kappaleilta, kuten ajopuilta, mutta samalla kuitenkin päästää vettä sondille mittauksia varten. Kotelot myös suojaavat vedenlaatumittareita vandalismita ja muilta mahdollisilta vahingoilta (YSI 2019).



Kuva 3. Esimerkki yhdestä YSI:n suosittelemasta putkiratkaisusta vedenlaatusondin suojaamiseksi (mukaillen YSI 2019).

Pintavedeen verrattuna pohjaveden laadun vaihtelu on merkittävästi vähempää. Yleensä pohjavedessä aineiden pitoisuudet ovat niin alhaisia, että mittareiden mittaussalue ja tarkkuudet eivät välttämättä riitä. Kenttäkäyttöön ei ole soveltuvia mittareita ja menetelmiä veden laatua pilaaville aineille, kuten torjunta-aineille. Anturitekniikalla saadaan mitattua yleisiä vedenlaatuparametreja, joiden avulla saatetaan saada viitteitä haitta-aineista sekä muista pohjaveden laatuun vaikuttavista tekijöistä. Online-mittauksissa tärkeää on saada tuloksia laadussa tapahtuvista muutoksista, jolloin näytteenottojen tekeminen saattaisi nopeutua. (Tarvainen ym. 2015a.)

Pintavesimittauksissa pitää aina huomioida vuodenaika ja mittaussyvyys. Mittauksia tehdään virtavesissä tyypillisesti vain yhdeltä syvyydeltä mutta järvissä useilta eri syvyyksiltä riippuen siitä, mitä tutkimukselta halutaan. Etenkin syvissä järvissä vesikerroksia tutkitaan useilta eri syvyyksiltä, jolloin jatkuvatoiminen anturi, joka kiinnitetään samaan paikkaan, ei saa kerättyä dataa järven eri syvyyksistä. Sijainti onkin yksi tärkeimmistä asioista jatkuvatoimisen mittapisteen valinnan kannalta, jotta mittaustuloksista saataisiin mahdollisimman hyvä käyttöarvo. (Tarvainen ym. 2017.)

Jäiden aikaan pintavesimittauksia ei yleensä suositella tehtäväksi mittaritekniikan vaurioitumisen estämiseksi. Vaikka vesi pysyykin nestemäisenä syvemmissä kohdissa jääkerroksen alla, voi huoltotöistä ja mittarin noutamisesta tulla jääpeitteen takia hankalaa. Jatkuvatoimiselle mittarille

voidaan kuitenkin rakentaa erilaisia ratkaisuja, joilla voidaan mahdollistaa jäiden alaisen pintaveden mittaukset vuoden ympäri. Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun VEMIDI-hankkeessa mittauksia tehtiin Mikkelin Pankajoelta vuosien 2019–2020 leutona talvena (kuva 4). Talvisaikaan mittauksissa hyödynnettiin polyuretaanilevyistä rakennettua, lämpöeristettyä lauttaa.



Kuva 4. VEMIDI-hankkeessa pintaveden ympärivuotiseen monitorointiin hyödynnetty vedenlaatumittarille tehty lämpöeristetty lautta. (Kuva Niina Laurila)

Pohjavedet ovat yleisesti ympärivuotisilta laadunvaihteluiltaan tasaisia pintavesiin verrattuna. Esimerkiksi lämpötilan vuosivaihtelu voi olla vain muutaman asteen luokkaa. Pohjavesien mittaaminen ympärivuotisesti onkin pintavesiin verrattuna mittarin kannalta turvallisempaa eikä jäätymisriskiä ole, ellei pohjaveden pinta ole niin lähellä maanpintaa, että routa pääsee siihen vaikuttamaan. Vaikka vedenlaatumittari itse saattaa olla suojassa tasalämpöisessä pohjavedessä, tulee myös mittalaittekokonaisuuden maanpäälliset osat huomioida. Tällaisia ovat tyypillisesti online-aseman GSM-lähettimet tai lisävirtalähteet. Yleisesti ne on kuitenkin suunniteltu sään ja kovia pakkasia kestäviksi, mutta laitevalintaa tehdessä kannattaa huomioida, että laitteisto soveltuu varmasti Suomen olosuhteisiin. Koviin pakkasten aikaan huoltotoimenpiteet myös vaikeutuvat. Pohjavesiputkesta nostetut märkä mittari ja sen kaapelit voivat jäätymä nopeasti, mikä voi vaurioittaa laitteita tai tehdä

takaisinasennuksesta vaikeaa. Lisäksi, jos havaintoputki on syrjäisessä paikassa, sen luokse pääseminen voi paksun lumipeitteen tai teiden auraamattomuuden takia olla haastavaa.

Digitalisaation myötä laitteistojen käyttäminen sekä tulosten saaminen ja tarkastelu ovat nopeutuneet ja helpottuneet suuresti. Siinä missä ennen laitteiden käyttöönotossa piti käyttää suuria datakaapeleita ja monimutkaisia konsolikomentoja, voidaan joissain nykylaitteissa toiminnot suorittaa langattomasti esimerkiksi Bluetooth-yhteydellä ja älylaitteita hyödyntäen. Tämä myös parantaa tulosten luotettavuutta, koska useissa eri laitevalmistajien käyttöohjelmissa on myös esimerkiksi lokitiedostot kalibroinneille ja käyttötiedoille. Käyttäjä voi niistä tarkastaa, milloin laite on kalibroitu, millä arvoilla ja kenen toimesta. Käyttöohjelma voi myös sisältää anturikohtaiset tiedot niiden käyttäjästä tai jopa tehdä kalibrointien yhteydessä diagnostiikkaa. Ongelman havaittuaan ohjelmisto huomauttaa käyttäjälle, jolloin anturi tulisi huoltaa tai vaihtaa uuteen. Lähettimellä varustetun laitteiston tulosten tarkasteluun on useita erilaisia ratkaisuja. Niiden kautta käyttäjä havainnoi kohteelta tulevia tuloksia. Yleensä nämä on varusteltu kaaviokuvapiirroilla, jotka mahdollistavat suoran visuaalisen tulosten tarkastelun. Myös käyttäjä voi ladata tulokset, jolloin niitä voidaan jatkojalostaa ja käsitellä esimerkiksi Excelissä. Selainpohjaisissa ratkaisuissa käyttäjä voi tarkastella tuloksia millä tahansa internetyhteydellä varustetulla päätelaiteella, esimerkiksi älypuhelimella.

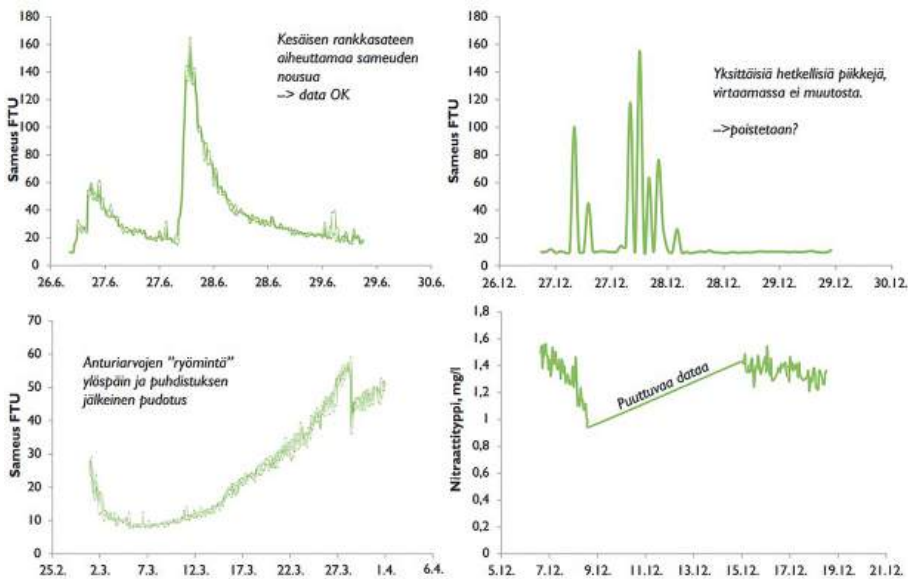
TULOSTEN LUOTETTAVUUDEN VARMENTAMINEN JA TARKASTELU

Mittauksen luotettavuuden kannalta anturin asennus, huolto, kalibrointi sekä mittaustulosten luotettavuuden seuranta vievät aikaa. Mittarin käyttöönotossa on tärkeää olla huolellinen, sillä väärin kalibroidun ja asennetun anturin mittausaineisto saattaa tällöin olla huomaamatta käyttökelvoton. Mittareiden antureiden säännöllinen huoltaminen on tärkeää edustavan mittaustiedon saamiseksi. Mittauksen alkuvaiheessa antureiden käyttöönotto saattaa lisätä analyysien määrää laboratorioissa, mutta laboratorioanalyysit ovat joka tapauksessa välttämättömiä antureiden toiminnan ja mittaustarkkuuden seurannassa, ja niistä saadaan tärkeää lisätietoa kohteen tilasta (Valkama & Lahti 2012). Jatkuvatomismittareilla pystytään myös vähentämään inhimillisiä virheitä ja dataa saadaan kerättyä tehokkaammin ja enemmän, mikä helpottaa myös syrjäseutujen hydrologisen tilan valvontaa (Glasgow ym. 2014). Jatkuvatomiset mittaukset ovat hyödyllisiä tutkittaessa ilmiöiden syy-seuraussuhteita. Esimerkiksi joen uomasta tehtävien jatkuvatomisten mittausten ansiosta näytteenotossa sekä laboratorioanalytiikassa ilmenevät virhemahdollisuudet jäävät pois. Perinteisessä näytteenotossa näytteen kuljettaminen sekä säilyttäminen saattavat vaikuttaa lopputulokseen. (Valkama & Lahti 2012.)

Jatkuvatomisten laitteiden tuottaman tiedon laatu ja luotettavuus ovat olleet epäilyksen kohteina, ja luotettavan datan keräämiseen tarvitaan mittaaja, joka hallitsee jatkuvatomisiin mittauksiin liittyvät perustiedot ja -taidot (Arola 2012). Siksi jatkuvatomisia mittauksia onkin hyvä käyttää yhdessä näytteenottojen ja muiden havaintomenetelmien kanssa, jolloin

ne yhdessä luovat havaintopisteestä kattavamman ja monipuolisemman kokonaiskuvan. Samalla voidaan myös varmistaa kaikkien eri lähteistä tulevien tulosten laatu ja tarkastella, täsmäävätkö ne keskenään toisiinsa.

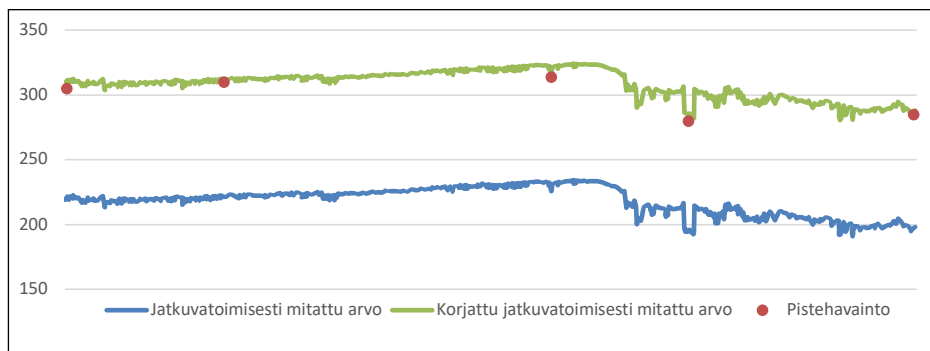
Jatkuvatoimisista mittauksista saadun datan käsittely on myös tärkeässä osassa niiden laadun varmistamiseksi. Mittauksien tilaajan tulee tiedostaa, tarjoako laitetoimittaja laadunvarmistusta vai jääkö se osittain tai kokonaan tilaajan tehtäväksi. Suurien datamäärien laadunvarmistus on vaativaa työtä, joka edellyttää varmistajalta asiantuntemusta laitteista sekä mitattavasta ympäristöstä. Isojen aineistojen käsittelyyn on olemassa automaattisia järjestelmiä, mutta datan tarkastelua ei voi jättää kokonaan automatiikan varaan, vaan ne vaativat aina myös asiantuntijan tarkastelun. Tarkasteluväli määrytyy kohteen ja tavoitteen mukaan, jolloin dataa voidaan tarkastella useita kertoja päivässä tai muutamia kertoja viikossa. Esimerkiksi virtavesissä vaihteluvälit ovat nopeita, kun taas järvesivesissä hitaita. Laadunvarmistuksessa poistetaan selkeästi virheelliset tulokset, jotka ovat esimerkiksi aiheutuneet tunnetuista, käyttäjän tekemistä muutoksista tai anturiongelmista, jotka eivät edusta kohteen todellista tilaa. Tarkasteluvälin tiheys korostuu tässä, koska myöhemmin voi olla vaikeampaa selvittää, mistä virheelliset mittaustulokset ovat aiheutuneet. Mittaustulosten ryömintää tulee myös tarkastella jatkuvasti anturitekniikan toimivuuden varmistamiseksi. Tarkastelussa tulee myös huomioida, että poikkeava tulos ei aina välttämättä ole virheellinen, ja oikean tiedon kanssa se voidaan korjata käyttökelpoiseksi. Siksi tarkastelussa tulisi aina hyödyntää mahdollisimman laajaa aineistoa kohteesta, esimerkiksi näytteenottoja ja muita mittauksia. Tyypillisesti kuitenkin muusta aineistosta poikkeavat tulokset ovat yksittäisiä piikkejä, jotka erottuvat selvästi muusta aineistosta. (Tattari ym. 2019.) Kuvassa 5 on esitetty tyypillisiä esimerkkejä virheellisistä tuloksista jokiympäristöissä.



Kuva 5. Esimerkkejä jatkuvatoimisen vedenlaadun mittauksen tuloksista, jotka ovat laadultaan hyviä, ja ongelmatapauksista, joita esiintyy yleisesti (mukaiillen Tattari ym. 2019).

Jatkuvatoimisilla mittareilla pystytään mittaamaan yleisiä vedenlaatuparametreja, kuten sähkönjohtokykyä, sameutta tai lämpötilaa. Näistä tuloksista voidaan myös laskea muuntoyhtälöillä sellaisten muuttujien pitoisuuksia, joita laite itse ei mittaa, mutta jotka vahvasti korreloivat mitattujen arvojen kanssa. Nämä yhtälöt tulee kuitenkin aina muodostaa mittapistekohtaisesti mitattavan veden ominaisuuksien mukaan. Tyypillinen johdettava tulos on sameuden muuntaminen kokonaisfosforiksi. Siinä vesinäytteistä analysoidaan niiden kokonaisfosfori ja yhdistettynä jatkuvatoimisesti mitattuun sameuteen saadaan näiden välille yhtälö. Tätä yhtälöä käytetään sameustulokseen, jolloin saadaan johdetusti jatkuvatoiminen kokonaisfosforin tulos. Johdettuja tuloksia käytettäessä tulee kuitenkin tehdä paljon virhetarkastelua sekä uusia näytteenottoja parhaan mahdollisen tuloksen saamiseksi. (Tattari ym. 2019.)

Vaikka jatkuvatoimisilla mittauksilla tulee aina pyrkiä saavuttamaan kohteen todellisen tilan mukaisia tuloksia, on jo pelkästä jatkuvatoimisuudesta ja suuresta datamäärästä oma hyötynsä. Tällainen tilanne voi olla esimerkiksi silloin, jos anturia ei saada kalibroituja kohteelle soveltuvaksi tai anturin oma, valmistajan antama mittavirhe aiheuttaa vakiona pysyvän virheen tuloksiin. Edellyttäen, ettei mittalaitteen tuloksissa ole ryömintää tai muita ei-kohteen muutoksista tapahtuvia tulosmuutoksia, jo pelkästään arvojen muutoksesta saatetaan saada esille kohteesta hyödyllisiä havaintoja. Esimerkiksi voidaan ottaa tapaus, jossa kohteen sähkönjohtokyky on näytteenotolla todennettuna 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mutta jatkuvatoimisen mittarin ilmoittama arvo on 230 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Tämä ero näytteenoton ja mittarin välillä pysyy useiden eri näytteenottojen välillä samana, noin 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Mikäli käyttäjä havaitsee ja pystyy todentamaan tällaisen vakiona pysyvän virheen usean pisteen avulla, voi hän itse tehdä tuloksiin korjauksen hyödyntäen jatkuvatoimisesti saatua suurempaa datamäärää. Tätä on havainnollistettu kuvassa 6.



Kuva 6. Havainnollistettuna virheellisten jatkuvatoimisten mittausten (sininen) hyödyntäminen. Vakiona pysyvän virheen korjauksen myötä pistehavainnot (näytteenotot) osuvat korjatun jatkuvatoimisten mittausten (vihreä) janalle. (Kuva Aki Mykkänen)

Jos virheellä on suurempaa vaihteluväliä, jota ei voida luotettavasti korjata, voidaan silti suuresta datamäärästä havaita asioita, jotka jäävät pistemittauksin huomioimatta. Vaikka jatkuvatoimisilla mittauksilla ei aluksi havaittaisikaan todellisia arvoja, kannattaa kuitenkin tarkastella kohteen muutoksia ja muutosvälien luotettavuutta. Tämän takia pistemittauksia sekä jatkuvatoimisia mittauksia on hyvä tehdä yhdessä, jolloin niitä rinnakkaisvertailemalla saadaan kattavampi kuva kohteesta. Ei voida siis sanoa pelkästään määrän korvaavan laatua tai toisin päin, vaan määrää ja laatua tulisi käyttää yhdessä.

JATKUVATOIMISTEN MITTAREIDEN TOIMINTA PIDEMMÄLLÄ AIKAVÄLILLÄ

Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys teki vuonna 2014 käyttökokeita jatkuvatoimisten vedenlaatumittareiden toiminnasta laboratoriossa ja luonnonvedessä. Kokeissa mittareina toimivat Hydrolab MS5, YSI 6920 V ja S::CAN nitro:lyser. Luonnonvesilammessa vedenlaatumittareiden toimintaa tutkittiin kesä–lokakuun välillä. YSI-sondiin oli valittu antureiksi sameus- ja sähkönjohtavuusanturit, mutta sondilla mitattiin myös lämpötilaa ja syvyyttä. (Holmroos & Jantunen 2014.)

Laboratoriossa jokivedellä toteutetun kokeilujakson alussa uusintakalibroinnin jälkeen YSI:n mittaama sameusarvo erosi lievästi näytearvoista olemalla hieman korkeampi. Koeveden samentamiseen YSI-mittari reagoi samoilla suuruusluokkaa olevilla vasteilla. Viimeisessä sekä voimakkaassa samentamisessa YSI:n sameusarvot vastasivat näytearvoja. Humusveden kokeilussa YSI mittasi sameusarvot paremmin verrattuna muihin mittareihin, ja arvot vastasivat näytearvoja suurimman osan mittausjaksosta (taulukko 1).

Taulukko 1. Laboratoriokokeilun tuloksia sameuden ja sähkönjohtavuuden eroista näytearvoon verrattuna YSI-mittarilla mitattuna jokivedestä 23 vrk:n aikana (Holmroos & Jantunen 2014).

Aurajoki (jokivesi)	Sameus	Sähkönjohtavuus
>13 vrk	+3 %	Melko yhteneväinen
13 vrk	+10 %	-26 %
< 13 vrk	-1 %	-22 %

Jokiveden sähkönjohtavuutta mitatessa YSI vastasi hyvin näytearvoja, mutta mittausjakson loppupuolella se poikkesi niistä jäämällä liian alhaiseksi. Humusvedessä YSI vastasi myös hyvin näytearvoja, mutta sähkönjohtavuuden nostamisen jälkeen mittausarvo oli lievästi näytearvoja korkeampia (taulukko 2).

Taulukko 2. Laboratoriokokeilun tuloksia sameuden ja sähkönjohtavuuden eroista näytearvoon verrattuna YSI-mittarilla mitattuna humusvedestä 27 vrk:n aikana (Holmroos & Jantunen 2014).

Savojärvi (humusvesi)	Sameus	Sähkönjohtavuus
>14 vrk	Poikkeama suurimmillaan -0,2 NTU	Vastasi näytearvoja
14 vrk	Lähellä näytearvoa	Vastasi näytearvoja
< 14 vrk	Lähellä näytearvoa	+7-12 %

Maskun Linnavuoren luonnonvesilammessa YSI:n mitaamat sameusarvot vastasivat hyvin näytearvoja, ja sen sameusmittausarvo alitti kolmen prosentin näytekieskiarvon. Kuitenkin vähintään kahteen viikkoon pidennetty puhdistusväli johti likaantumisen takia virheelisen korkeisiin sameusarvoihin. Sähkönjohtavuuden osalta YSI:n mitausarvot vastasivat suurimmalta osin näytearvoja ja poikkesivat yhden prosentin näytearvojen keskiarvosta. (Holmroos & Jantunen 2014.)

Luonnonvedessä olevia mittareita huollettiin 1–2 viikon välein, ja huoltoon kuului puhdistus, mittaustietojen purku tietokoneelle sekä tarvittaessa paristojen vaihto ja mittareiden kalibrointi. Huoltokäyntien yhteydessä vedestä otettiin laboratorioanalyysijä varten näytteet. YSI:n sameuden kalibrointi ongelmien takia sameusarvoja ei saatu vakiintumaan ja mitausarvot olivat välillä negatiivisia. Kalibrointi saatiin onnistumaan pitämällä antureiden suoja paikallaan sekä käyttämällä tummapohjaista kalibrointiastiaa. (Holmroos & Jantunen 2014.) Käyttökokeiden perusteella YSI-6920-V soveltuu sekä lyhyt- että pitkäaikaiseen mittaamiseen.

Vedenlaadun jatkuvatoimista mittausta on harjoitettu Tehoa maatalouden vesien suojeleluun (TEHO) -hankkeessa, jossa kokeiltiin tapoja tehostaa maatalouden vesien suojeleluun. Hankkeessa testattiin sameuden ja nitraattitypen jatkuvatoimista mittausta Eurajoella, Aurajoella ja Loimijoella ja arvioitiin antureiden toimivuutta vedenlaadun mittauksessa. Aineiston keräämisessä käytettiin S::can spectro:lyser™ UV-Vis -laitteita. Tuloksena todettiin antureiden mahdollisuus yksityiskohtaisten tulosten saamiseen vedenlaadusta sekä sen vaihteluista. Kuitenkin hankkeessa spekuloidtiin vedenlaatuaineiston luotettavuutta kaikissa olosuhteissa. (Salmi ym. 2011.)

Pyhäjärvi-instituutin MITTARI-hankkeessa arvioitiin myös mittareiden käyttökustannuksia, aineiston käyttökelpoisuutta sekä niiden lisäarvoa suhteessa perinteiseen vesinäytteenottoon. Hankkeessa oli käytössä kuusi jatkuvatoimista vedenlaatumittaria, YSI 600-OMS (2 kpl) ja YSI 6920V2-M (4 kpl), jotka mittasivat veden sameutta, sähkönjohtavuutta, lämpötilaa ja vedenpinnan korkeutta. Mittarit asennettiin avoimeen paikkaan uomassa, jossa vesi virtasi tasaisesti. Paikan valinnassa otettiin myös huomioon huollon vaivattomuus ja tur-

vallisuus sekä paikan suojaavuus ja huomaamattomuus. Haasteena oli oikea asennussyvyys ja ajoittaiset voimakkaat virtaukset, jotka liikuttivat mittaria. Antureiden puhdistaminen kerran viikossa vaikutti selvästi tuloksiin. (Tarvainen ym. 2015b.) Kalibrointia suositellaan tehtäväksi kolmen kuukauden välein, mutta käytännössä kalibrointia oli tehtävä useammin, esimerkiksi sameus kalibroitiin noin kerran kuussa. Hankkeessa todettiin yhtenäisten suositusten ja ohjeistusten välttämättömyys aineiston laadunvarmennuksen kannalta sekä kannatettiin laadukkaan aineiston avoimuuden lisäämistä.

POVEYTKE-hankkeessa testattiin jatkuvatoimista pohjavesimittausta niin, että vettä pumpattiin pohjaveden havaintoputkesta mittausvälin mukaisesti maan pinnalle, jossa itse mittaus tapahtui. Yksittäinen pumppaus oli tilavuudeltaan aina yhden putken vesitilavuuden verran. Pumppaus tapahtui hiljaisella teholla, jotta pohjaveden virtaus häiriintyisi mahdollisimman vähän. Vedestä mitattiin S::can spectro::lyser™ UV-Vis -spektrometrillä (35 mm:n kyvetti) sameus, liuennut orgaaninen hiili (DOC) ja nitraatti+nitriitti-typpi (NO₃-NO₂-N). (Kivimäki ym. 2017.) Tuloksissa havaittiin hyvää lineaarisuutta näytteenottojen tuloksiin.

YHTEENVETO

Koska jatkuvatoiminen mittausteknologia on suhteellisen uutta, ei sille ole vielä ollut yhtenäisiä toimintatapoja. Vuonna 2019 valmistunut Suomen ympäristökeskuksen laatukäsikirja jatkuvatoimisille vedenlaadun mittauksille yhdenmukaistaa käytäntöjä sekä toimintamalleja. Sen tavoitteena on parantaa ja yhtenäistää mittauksen menetelmiä ja laatua sen kaikissa vaiheissa. Käsikirja sisältää kaiken aina laitevalinnan kriteereistä tulosten käsittelyyn asti. Käsikirjan mukaisella toiminnalla taataan onnistuneempia mittauksia ja parannetaan saadun datan laatua yhtenäistetyksi. Jatkuvatoimisia mittauksia suunnittelevan, niitä jo suorittavan tai niistä kiinnostuneen kannattaa tutustua käsikirjaan. Toistaiseksi käsikirjassa käsitellään vain pintavesistä tehtäviä jatkuvatoimisia mittauksia ja pohjavesimonitorointia suunniteltaessa tulee käsikirjaa soveltaa parhaan mahdollisen tavan mukaan.

Jatkuvatoimisella luonnonvesien vedenlaadun online-monitoroinnilla on suuret mahdollisuudet. Suurien datamäärien tuomista eduista saadaan kattavampaa kuvaa kohteista sekä havaintoja ajoilta, joilta pistemittaukset olisivat vaikeita tai lähes mahdottomia. Myös tulosten reaaliaikainen etätarkastelu mahdollistaa monia asioita, kuten ongelmatilanteisiin reagoimisen. Tästä huolimatta jatkuvatoimiset mittaukset vaativat mittareiden huoltoa ja kalibrointia, asiantuntemusta sekä tulosten tulkinnan avuksi myös perinteisin menetelmin tehtyjä havaintoja. Jatkuvatoimisilla mittauksilla ei myöskään saada mitattua kuin yleisiä vedenlaatuparametreja, eivätkä tulosten tarkkuus ja laatu vastaa analysoidusta vesinäytteestä saatua laatua. Ei voida siis sanoa, että jatkuvatoimiset mittaukset ainakaan vielä korvaisivat perinteisiä menetelmiä, vaan eri menetelmiä tulisi käyttää yhdessä monipuolisemman ja laadukkaamman kokonaiskuvan saamiseksi tutkittavasta kohteesta.

LÄHTEET

Arola, H. 2012. Jatkuvatoiminen sameusmittaus. PDF-dokumentti. Saatavissa: http://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10138/41515/OH_Ohjeita_2_2012.pdf?sequence=2&isAllowed=y [viitattu 27.5.2019].

Glasgow, H., Burkholder, J., Reed, R., Lewitus, A. & Kleinman, J. 2014. Real-time remote monitoring of water quality: a review of current applications, and advancements in sensor, telemetry, and computing technologies. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022098104001066> [viitattu 27.5.2019].

GWM Engineering. 2019. Vedenlaadun pitkäaikaisseuranta. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://gwm-engineering.fi/fi/tuoteryhmat/vedenlaatu-ja-virtaamamittaukset/pitkaaikaisseuranta/> [viitattu 6.6.2019].

Heikkinen, H. 2012. Jatkuvatoiminen vedenlaaduntarkkailu turvetuotannossa. Opin-
näytetyö, Savonia-ammattikorkeakoulu. Saatavissa: https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/43017/Heikkinen_Heli.pdf?sequence=1&isAllowed=y [Viitattu 22.8.2019].

Holmroos, J. & Jantunen, M. 2014. Automaattisten vedenlaatumittareiden käyttökokeet laboratoriossa ja luonnonvedessä vuonna 2014. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://www.lsvsy.fi/wp-content/uploads/2017/06/Automaattisten-vedenlaatumittareiden-k%C3%A4yt-r%C3%B6kokeet-laboratoriossa-ja-luonnonvedess%C3%A4-vuonna-2014.pdf> [viitattu 13.6.2019].

Huttula, T., Bilaletdin, E., Härmä, P., Kallio, K., Linjama, J., Lehtinen, K., Luotonen, H., Malve, O., Vehviläinen, B. & Villa, L. 2009. Ympäristön seurannan menetelmien kehittäminen, automatisointi ja muut uudet mahdollisuudet. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/39796/SYKEra_13_2009.pdf?sequence=1 [viitattu 11.6.2019].

Kettunen, I., Mäkelä, A. & Heinonen, P. 2008. Vesistötietoa näytteenottajalle. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://www.syke.fi/download/noname/%7BE0DFD624-57C6-4EA5-B7C6-2019BF49A4E8%7D/29616> [viitattu 27.5.2019].

Kivimäki, A.-L., Lahti, K., Loikkainen, H., Lindholm, J., Ahonen, J., Backman, B., Kaipainen, T., Luoma, S., Pullinen, A., Kiirikki, M., Oksanen, A. & Pönni, J. Pohjavesien yhteistarkkailun kehittäminen – loppuraportti. 2017. Vantaajoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry. Saatavissa: http://www.vhvsy.fi/files/upload_pdf/7457/Julkaaisu%2077-2017%20POVEYTKKE_loppuraportti.pdf [Viitattu 2.7.2020].

Koski-Vähälä, J. 2012. Kehitys kehittyä, toivottavasti myös vesien tila kohentuu. *Aquarius* 1, 3.

Kotilainen, H. 2012. Automaattimittauksille on tarvetta. *Aquarius* 1, 8–9.

Pitkäaho, T., Tervonen, J. & Niemelä, M. 2014. Luonnonvesien monitorointijärjestelmän teknologiaesiselvitys -hanke: Selvitys laaja-alaisen luonnonvesien monitoroinnin pilottisenso-
riverkon toteuttamiseksi. WWW-dokumentti. Saatavissa: [https://docplayer.fi/2876173-Selvitys-laaja-alaisen-luonnonvesien-monitoroinnin-pilottisenso-
riverkon-toteuttamiseksi.html](https://docplayer.fi/2876173-Selvitys-laaja-alaisen-luonnonvesien-monitoroinnin-pilottisenso-
riverkon-toteuttamiseksi.html) [viitattu 12.6.2019].

Rintala, J. & Suokko, T. 2008. Pohjavesinäytteenotto – nykytila ja kehitystarpeet. Suomen ympäristökeskus. Saatavissa: https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/38376/SY_48_2008.pdf?sequence=1 [viitattu 15.5.2019].

Salmi, P., Rastas, K., Koskinen, J. & Peltonen, J. 2011. Automaattiasemat vedenlaadun seurannoissa ja seurannan kehittäminen. PDF-dokumentti. Saatavissa: http://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/94219/TEHO_hankkeen_raportteja_osa_5.pdf [viitattu 10.6.2019].

Tarvainen, M., Kotilainen, H. & Suomela, J. 2015a. Uudet menetelmät vesistöjen seurannassa – mahdollisuudet ja haasteet. PDF-dokumentti. Saatavissa: http://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/120174/RA%2086_2015_Uudet%20menetelm%20E4t%20vesist%20F6jen%20seurannassa.pdf?sequence=2 [viitattu 28.5.2019].

Tarvainen, M., Mikkilä, E. & Kirkkala, T. 2015b. Luotettavat tulokset vesistöjen kuormituksen vähentämisestä ja seurannasta (MITTARI-hanke). PDF-dokumentti. Saatavissa: http://www.pyhajarvi-instituutti.fi/image/mittari/luotettavat_tulokset_vesistojen_kuormituksen_vahentamisessa_ja_seurannassa_mittari_hanke_loppurapostti.pdf [viitattu 11.6.2019].

Tarvainen, M. & Suomela, J. 2017. Toimintamallitarkastelu – jatkuvatoimiset vedenlaatuasemat. PDF-dokumentti. Saatavissa: http://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/134706/Raportteja_12_2017.pdf?sequence=2&isAllowed=y [viitattu 28.5.2019].

Tattari, S., Koskiaho, J. & Tarvainen, M. 2015. Virtavesien vedenlaadun jatkuvatoiminen mittaaminen. Käytännön opas. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/120177/Opas%205_2015_Virtavesien%20vedenlaadun%20jatkuvatoiminen%20mittaaminen.pdf?sequence=2&isAllowed=y [viitattu 28.5.2019].

Tattari, S., Tarvainen, M., Kallio, K., Lepistö, K., Näykki, T., Raateoja, M. & Seppälä, J. 2019. Laatukäsikirja jatkuvatoimisille vedenlaadun mittauksille. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 4/2019. Saatavissa: https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/299105/SYKEra_4_2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y [Viitattu 19.5.2020].

Valkama, P. & Lahti, K. 2012. Jatkuvatoimiset mittaukset osana yhteistarkkailuja. *Aquarius* 1, 4–7.

Vartiainen, E., Yli-Renko, M., Laamanen, L., Elo, R. & Koskinen, J. 2014. Jatkuvatoimiset vedenlaatumittarit vesistökuormituksen arvioinnissa. PDF-dokumentti. Saatavissa: http://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/96839/Raportteja_31_2014.pdf?sequence=2&isAllowed=y [viitattu 28.5.2019].

YSI 2019. EXO User Manual – Advanced water quality monitoring platform, ITEM# 603789REF, REVISION H. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://www.ysi.com/File%20Library/Documents/Manuals/EXO-User-Manual-Web.pdf> [viitattu 17.6.2020].

POHJAVEDEN MONITOROINTI-ASEMAT – RAKENNE JA KÄYTTÖ-KOKEMUKSIA

Aki Mykkänen & Jyrki Ikonen

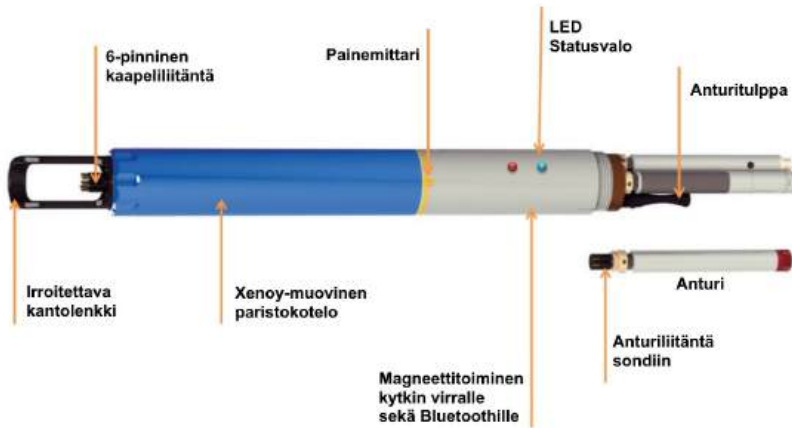
Hankkeessa perustettiin Mikkelin Pursialan sekä Rantasalmen Kupialan pohjavesialueille jatkuvatoimiset pohjaveden monitorointiasemat, joiden toimintaa seurattiin koko hankkeen ajan. Itse mittalaitteisto koostui YSI EXO 1 -vedenlaatusondista, signaalinmuuntajasta sekä Keller ARC-1 -lähetinyksiköstä, jotka asennettiin suojakotelon sisälle. Noin kahden vuoden ajalta asemilta kerättiin tulosten lisäksi käyttökokemuksia sekä huomioita niiden toiminnasta ja huoltamisesta. Jatkuvatoimisen pohjaveden monitoroinnin tuomat hyödyt ja haasteet tulivat hyvin tämän ajan aikana esille. Monitorointiasemien tulokset esitetään tämän julkaisun artikkelissa ”Pohjaveden jatkuvatoimisten online-monitorointiasemien tulokset ja havainnot”.

POHJAVEDEN MONITOROINTIASEMIEN RAKENNE

Hankkeeseen haluttiin lähettimin varustettuja vedenlaadun moniparametrimittareita, jotka ovat riittävän pieniä mahtumaan 50 mm halkaisijaltaan oleviin pohjaveden havaintoputkiin. Muita kriteerejä oli muun muassa akku- tai paristotoiminen kokoonpano, koska tutkittavissa kohteissa ei ollut verkkovirtaa saatavilla. Myös mittalaitteistoista haluttiin mahdollisimman pieniä, jotta ne saadaan mahdollisimman hyvin suojattua kotelon sisälle. Esimerkiksi aurinkopaneelija ei nähty turvallisiksi erityisesti Mikkelin kohteen sijainnin takia. Tutkittava pohjavesiputki sijaitsee suositun lenkkireitin varrella, jolloin vandalismin riski kasvaa. Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun Mikkelin ympäristöturvallisuuden yksiköllä on myös aikaisempaa hyvää kokemusta YSI 6000 -sarjan jatkuvatoimisista vedenlaatumittareista, joita on käytetty yhdessä Keller GSM2 -sarjan lähettimien kanssa. Tätä kokonaisuutta on käytetty useissa pintavesiaiheisissa tutkimuksissa, mutta se ei sovellu suuren kokonsa takia pohjaveden havaintoputkiin.

Hankkeeseen päädyttiin hankkimaan kaksi kappaletta YSI EXO 1 -mallin vedenlaatusondia, joissa on paikka neljälle anturille (kuva 1). Yhteensä erilaisia antureita on 16 kappaletta, jotka ovat täysin käyttäjän valittavissa. Molempiin sondeista valittiin antureiksi pH, lämpötila/sähköjohtavuus, optinen sameus sekä optinen liuennut happi. Lisäksi sondi itse mittaa syvyyttä, josta voidaan asennussyvyys mittaamalla laskea pohjaveden pinnan korkeus. Laitetta hankkiessa käyttäjän pitää valita kahdesta syvyysvälistä (0–10 metriä tai

0–100 metriä), jolle paineanturi sovelletaan. Hankkeessa valittiin 0–100 metrin syvyysväli. Laitehankinnat toimitti GWM-Engineering Oy.



Kuva 1. YSI EXO 1 -vedenlaatusondin havainnekuva (mukaillen YSI Inc. 2014).

Vedenlaatusondien mitaama data saadaan siirrettyä Keller ARC-1 -lähetyksiköillä, joka myös samalla mitaavat ilman lämpötilaa, -kosteutta sekä -painetta. Lähettimet toimivat 3G- yhteydellä, ja kerätty data voidaan siirtää SMS-, sähköposti tai FTP-väyliä pitkin. Lähetin saa virtansa omasta erillisestä 3,9 V:n virtalähteestään, jolloin se on riippumaton vedenlaatusondin virransaannista. Lähettimen virtalähde on suunniteltu laitteisiin, joiden virrankulutus ei ole suuri ja joissa on suuria ulkoilman aiheuttamia lämpötilavaihteluita.

ARC-1- lähetin vastaanottaa SDI-12-rajapinnan kautta tietoa vedenlaatusondilta, jonka takia EXO 1 -sondien data joudutaan muuntamaan signaalinmuuntajalla lähetystä varten. Signaalinmuuntaja saa virtansa tässä kokoonpanossa lähettimen akusta. Joissakin YSI- vedenlaatusondeissa SDI-12-muunnos tapahtuu sondissa itsessään. Kuvassa 2 on esiteltyä hankkeen monitorointiasemakokonaisuus.



Kuva 2. Hankkeen monitorointiasemien kokoonpano. Ylhäällä Keller ARC-1 -lähetin, keskellä signaalinmuuntajalaatikko sekä alhaalla YSI EXO-1 -vedenlaatusondi. (Kuva Aki Mykkänen)

Hankkeen alkupuolella monitorointilaitteiston käyttöönotossa oli pieniä ongelmia muun muassa signaalinmuuntajan kanssa, jolloin lähetin ei saanut ladattua sondilta vedenlaatudataa. Asiaa käytiin läpi yhdessä GWM-Engineeringin sekä Kellerin Suomen-maahantuojan Profimeas Oy:n kanssa. Lopulliseksi syyksi osoittautui ARC-1 -lähettimen uusin ohjelmistoversio, joka oli muuntanut rajapintaa hieman niin, ettei lähetin enää voinut lukea mittarin dataa. Ongelma saatiin korjattua eikä asemissa havaittu sen jälkeen uusia laitteiden välisiä yhteysongelmia.

PILOT-KOHITEIDEN RAKENTAMINEN JA KÄYTTÖNOTTO

Hankkeessa rakennettiin kaksi pohjaveden monitorointiasemaa, jotka sijaitsevat Mikkelin Pursialan sekä Rantasalmen Kupialan pohjavesialueilla. Monitoroitavat pohjavesiputket valikoituivat niiden läheisyydestä paikallisiin vedenottamoihin, jolloin kerätyllä tiedolla saadaan parempaa kuvaa luonnollisista pohjaveden muutoksista sekä mahdollisista riskitilanteista vedenoton kannalta. Koska havaintoputken veden vaihtuvuus on tärkeää pohjaveden jatkuvatoimisessa monitoroinnissa, tutkittiin kohteiden hydrogeologisia tietoja riittävän vaihtuvuuden varmistamiseksi. Näiden lisäksi kohteille tehtiin testipumppauksia, joissa havaittiin niiden vaihtuvuuden olevan riittävää jatkuvatoimista monitorointia varten.

Mikkelin Pursialan pohjavesialueella on useita monitorointilaitteistoille soveltuvia havaintoputkia, joista hyödynnettiin noin 50 metrin päässä vedenottamolta sijaitsevaa, 60 mm halkai-

sijaltaan olevaa PVC-putkea. Putki on maanpinnasta pohjaan noin 30 metriä ja itse pohjavesi alkaa noin 12 metrissä. Rantasalmen Kupialan pohjavesialueella, vedenottamon läheisyydessä olevat putket olivat pääasiallisesti 1970–1980-luvuilla asennettuja 32 mm:n rautaputkia, jotka eivät sovellu vedenlaatumittauksille. Tämän myötä nähtiin parhaaksi asentaa kohteeseen monitorointiasemalle täysin uusi pohjaveden havaintoputki. Putken sijainniksi päätettiin noin 30 metriä pohjavedenottamolta. Syvyys määräytyi sen mukaan, missä peruskallio tuli vastaan, eli noin 17 metriä. Pohjavesiputken asennuksen suoritti Suomen Pohjavesitekniikka Oy.

Vaikka laitteistot ovat täysin vesitiiviitä ja säänkestäviä, koettiin silti, että ne on syytä suojata säältä. Rantasalmen kohde on täysin aidattu ja lukittu alue, mutta Mikkeliissä käytettävä havaintoputki sijaitsee suositulla kävelyreitillä. Vandalismin estämiseksi koettiin myös parhaaksi, että suojakotelon tulisi olla riittävän kestävä ja lukittavissa. Käytettäville pohjaveden havaintoputkille ei haluttu myöskään tehdä muutoksia ja koteloiden haluttiin olla tarvittaessa siirrettävissä esimerkiksi ilman hitsaamista. Lopullinen koteloratkaistu toteutettiin 315 mm halkaisijaltaan olevasta SN8- luokitellusta rumpuputkesta, johon rakennettiin lukittava kansi (kuva 3). Kuvassa oikealla suojaputken päässä näkyvä, alun perin 50 millimetriseen pohjavesiputkeen tarkoitettu lähettimen suojahattu mahdollistaa myös lähettimelle ja sitä kautta koko asemalle kommunikoinnin Kellerin dataliitännällä ilman, että koteloa tarvitsee avata.



Kuva 3. Monitorointiasemien suojakotelo asennustilanteessa ja valmiina. Vasemmalla näkyvässä putkeen tehty välitasanne, joka estää tarvikkeiden tippumisen syvemmälle koteloon. (Kuva Aki Mykkänen)

Kotelot rakennettiin pohjavesiputkien itsensä ympärille, jolloin pohjavesiputken rakenteeseen ei tarvinnut tehdä muutoksia. Rumpuputki kaivettiin vähintään puolen metrin syvyyteen ja täytettiin ulkoa sekä sisältä maalla. Kotelon sisäosaan jätettiin riittävästi tilaa ylimääräistä kaapelia, tarvikkeita sekä lisävirtalähteitä varten, ja sekä näille tehtiin erillinen tasanne, etteivät ne putoa putken alaosaan asti. Koteloratkaisu koettiin kustannustehokkaaksi ja helpoksi vaihtoehdoksi aseman suojaamiseksi verrattuna esimerkiksi teräksiseen mittatilaustyönä tehtyyn laatikkoon.

Laitteistot otettiin käyttöön vuoden 2018 loppupuolella. Koska datakaapelissa itsessään ei ole kiinnikkeitä eikä sitä voi solmia, asennettiin sondit halutulle syvyydelle narun avulla. Kuitenkin myöhemmin havaittiin, että naru jousti huomattavasti ja Mikkelin sondi oli niin syvällä pohjavesiputkessa, ettei käytössä olleella pohjavesipumpulla saatu vesinäytteitä samalta syvyydeltä, jossa sondi oli. Narun joustavuuden vuoksi myöskään pinnankorkeuslaskelmia ei voitu tehdä luotettavasti sondin tuottamasta syvyytlukemasta. Kesällä 2019 narujen tilalle vaihdettiin teräsvaijerit, joilla Rantasalmen sondi asennettiin 9 metriin ja Mikkelin sondi 20 metriin havaintoputken yläpinnasta. Vaijerit koettiin myös helpommiksi käsitellä, koska ne eivät sotkeutuneet.

Vedenlaatusondin antureiden kalibrointia varten käytettiin YSI EXO -käyttöohjeen suosittelemia kalibroitinesteitä sekä -menetelmiä. Lämpötila-anturia ei suositella käyttäjän kalibroitavaksi, mutta sen toiminta varmistettiin hankkeen aikana lämpömittarilla. Optisen hapen anturi kalibroidtiin vedellä kyllästyneeseen ilmaan sondin kalibroitikupissa. Taulukossa 1 on esiteltyä kaikki käytetyt anturit sekä niissä käytetyt kalibroitinestet.

Taulukko 1. EXO 1 -vedenlaatusondeissa käytetyt anturit sekä niiden kalibrointimenetelmät.

Anturi	Malli	Kalibrointi
pH	EXO pH Smart Sensor	pH 4, 7 ja 10 puskuriliuosarja. 3-pistekalibrointi, myöhemmin 2-pistekalibrointi
Sähkönjohtokyky/ lämpötila	EXO Conductivity & Temperature Smart Sensor	Conductivity calibrator solution - 1,000 µS/cm. 1-pistekalibrointi
		Lämpötila ei käyttäjän kalibroitavissa.
Optinen sameus	EXO Turbidity Smart Sensor	Turbidity Standard - 124 FNU & tislattu vesi. 2-pistekalibrointi
Optinen happi	EXO Optical Dissolved Oxygen Smart Sensor	Vedellä kyllästetyn ilman 1-piste kalibrointi
Paine (sondissa)	EXO Depth Sensor - 0-100 m	Kalibrointi ilmanpaineeseen

KENTTÄTYÖSKENTELY

Monitorointiasemien huoltotarvetta tarkasteltiin koko hankkeen ajan. Yleisesti huoltotöitä tehtiin noin 4–6 viikon välein paristojenvaihdon yhteydessä. Samalla sondeja puhdistettiin sekä tarkistettiin niiden sekä kaiken muun laitteiston yleiskunto. Kalibrointeja suoritettiin noin 3–6 kuukauden välein sen mukaan, jos tuloksissa havaittiin selvää ryömintää tai muuta kalibrointitarvetta. Erityisen tärkeää likaantumisen tarkkailu oli sen vuoksi, ettei EXO1-vedenlaatusondissa ole sen pienen kokonsa takia puhdistusharjaa antureiden likaantumisen estämiseksi. Pohjavesissä ei ole kuitenkaan yleisesti pintaveteen asennettujen sondien tavoin riskiä leväkasvusta tai muusta likaavasta toiminnasta. Tämän myötä vuonna 2019 asemia testattiinkin kuuden kuukauden ajan niin, ettei niille tehty muita huoltotoimia kuin pariston vaihtoja sekä yleistä kunnan tarkastamista. Sondeissa havaittiin kuitenkin selvää, todennäköisesti raudasta johtuvaa tummumista (kuva 4). Tällä ei kuitenkaan havaittu olevan tuloksissa merkittävää vaikutusta antureiden toimintaan, eivätkä itse anturipäät olleet likaantuneet. Likaantuminen on kuitenkin aina täysin paikkakohtaista, joten sondin kuntoa on hyvä tarkastella ennen pidemmän huoltovälin aloittamista.



Kuva 4. Sondin tummuminen (vasen) sekä anturipäiden puhtaus noin 6 kuukauden puhdistamatta olemisen jälkeen. (Kuva Aki Mykkänen)

Kuten kaikki pohjaveteen liittyvä kenttätyö, oli asemien huolto talvisin vaikeampaa. Pohjavedestä nostettu sondi on märkä ja jäätyy hyvin nopeasti. Tämä voi aiheuttaa herkkien anturipäiden vaurioitumista, joten heti noston jälkeen sondit tuli suojata asettamalla ne vettä sisältävään kalibrointikuppiin. Kalibrointia ei voi myöskään suorittaa kentällä, koska kalibrointinesteiden tulisi aina olla 20 °C:n lämpötilassa. Mikkelin kohteessa tämä ei ollut ongelma, koska asema voitiin käydä helposti hakemassa huoltoon laboratorioille. Rantasalmella sen sijaan erityisesti talven kalibroinnit jouduttiin suorittamaan paikallisen huoltoaseman tiloissa. Takaisinasentamista edeltävät asetussäädöt ja lopputarkistukset tehtiin talvisaikaan lämpimässä autossa (kuva 5).



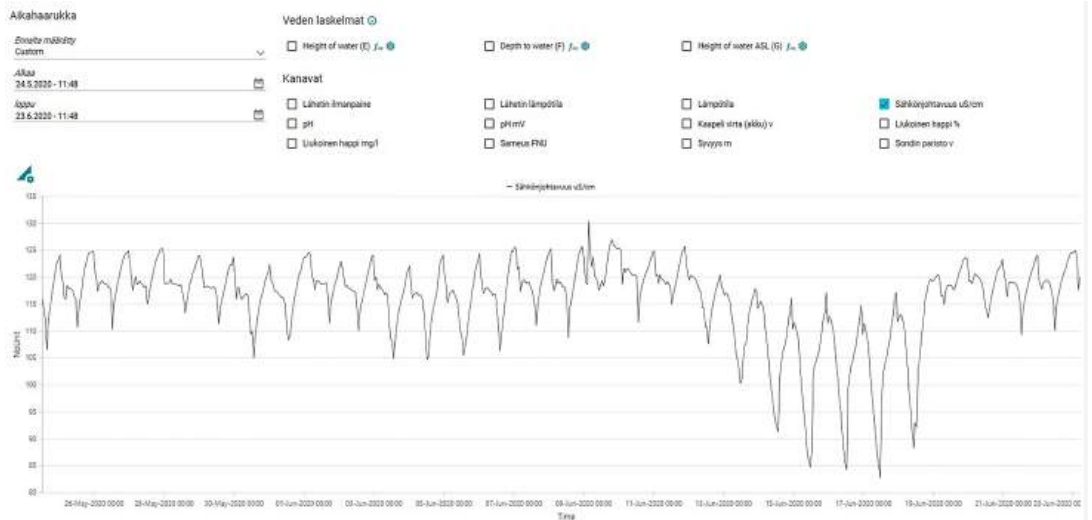
Kuva 5. Tammikuun 2019 huoltokäynti Rantasalmella. Aseman asetuksia varmistetaan lämpimässä autossa, minkä jälkeen asema voidaan uudelleen asentaa. (Kuva Aki Mykkänen)

Sondin kumilla päällystettyä datakaapelia oli erittäin vaikea käsitellä pakkasella. Märkä kaapeli menee jäätyessään kierteelle, jolloin sen uudelleensyöttäminen takaisin pohjavesiputkeen on haastavaa. Mikkelin kohteessa kaapelia on yhteensä noin 30 metriä, joten sen käsittely talvisin oli erityisen vaikeaa. Huoltotöitä tulisikin tehdä sisätiloissa sekä leudommilla keleillä. Jos monitorointia halutaan jatkaa talven ajan, tulee kenttätyössä huomioida jäätymisen estäminen ja kalibrointinesteiden tavoitelämpötilan saavuttaminen.

Sondin pH- sekä happianturit ovat kuluvia osia, joille on annettu valmistajan toimesta vuoden käyttöikä. Riippuen kohteesta tämä kuitenkin vaihtelee, ja esimerkiksi pH-antureilla yleensä on jatkuvatoimisessa käytössä todellisuudessa alle vuoden käyttöikä (Tattari ym. 2019). EXO-antureiden kärjet ovat kuitenkin vaihdettavissa, jolloin käyttäjän ei tarvitse vaihtaa koko anturia. Hankkeen aikana molempien sondien pH-antureiden kärjet vaihdettiin, kun niiden tuloksissa alettiin havaita selvää viitteitä käyttöiän päättymisestä.

DATAYHTEYS JA PILVIPALVELU

Molemmissa asemissa hyödynnettiin lähetinvalmistajan omaa, Keller Kolibri Cloud -pilvi-järjestelmää. Mitattu data lähetetään 3G-yhteydellä FTP-palvelimelle, josta ne siirtyvät pilvipalveluun tarkasteltaviksi. Käyttäjä voi pilvipalvelusta itse valita tarkasteltavan aikajakson sekä esitettävät parametrit. Kuvassa 6 on esitetty datanäkymä, josta tuloksia tarkastellaan. Pilvipalvelu on täysin selainpohjainen, jolloin tulosten tarkastelu voidaan tehdä millä tahansa päätteellä, jolla on internetyhteys, kuten älypuhelimella.



Kuva 6. Sähkönjohtavuuden arvojen tarkastelu Kolibri Cloudissa kuukauden ajanjaksolla. (Kuva Aki Mykkänen)

Käyttäjä voi myös määrittää haluamilleen parametreille hälytykset, jolloin järjestelmä lähettää sähköpostiviestin, kun asetettu arvo ylittyy tai alittuu. Hankkeessa tätä käytettiin lähinnä ilmoittamaan, kun sondin paristot alkavat lähentyä tyhjenemistä. Myös pohjavesitapahtumia saadaan havaittua tämän avulla ilman, että tuloksia tarvitsee päivittäin tarkastella. Tämä vaatii tosin ensiksi pidemmän tarkasteluvälin, että kohteen luontaiset muutosvälit saadaan havainnoitua.

Itse datayhteyksissä ei koettu hankkeen aikana ongelmia, mutta Rantasalmen kohteen heikompi 3G-signaali lisäsi lähettimen virrankulutusta. Heikommalla signaalilla lähetin joutuu suorittamaan lähetyksiä pidemmän aikaa, jolloin se myös kuluttaa enemmän virtaa. Tämä voitaisiin korjata vaihtamalla asemaan tehokkaampi antenni, mutta hankkeen aikana tätä ei tehty. Virrankulutuksellisista asioista on kerrottu lisää erillisessä artikkelissa.

Käyttäjät eivät pysty muokkaamaan Kolibrissa olevaa dataa. Tämä koettiin hieman haastavaksi, koska väärin todennettujen mittausten poistaminen vaatii aina yhteydenottoa pilvipalvelun henkilökuntaan. Tällaisia tilanteita olivat esimerkiksi sellaiset, joissa mittauksia on jatkettu liian nopeasti pohjavesipumppauksen jälkeen, jolloin putkessa oleva vesi ei ollut ehtinyt palautua luonnolliseen tilaansa. Tämä ei ole kuitenkaan ongelma, mikäli käyttäjä jatkaa mittauksia vasta sitten, kun pohjavesi on varmasti palautunut normaaliksi. Vedenlaatusondilta tuleva SDI-12-data ei myöskään sisällä parametrikohdata suuretta, jolloin Kolibri lukee ne kaikki vain lukuina ja ne asettuvat piirroksessa samalla y-akselille. Ongelmallista tämä on silloin, kun halutaan tarkastella kahta parametria yhtä aikaa. Esimerkiksi sähkönjohtokyvyn arvojen ollessa 200–300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ja pH-arvon ollessa 6–7 välillä vääristyy palvelun piirtämän kuvaajan y-akseli huomattavasti. Tämän asian on Keller kuitenkin huomionnut. Tarkempaa tulostarkastelua tulee kuitenkin tehdä Excelissä, jossa tämä ei ole ongelma. Kolibrin tulokset saa ladattua CSV- tai Excel-muodossa, ja ladattavat parametritkin ovat täysin valittavissa.

Hankkeen tuloksien lopullisia Excel-tiedostoja tuli aina käsitellä käsin, jotta tuloksista voitiin laskea oikein korrelaatioita tai esimerkiksi piirtää graafeja. Excel-tiedostot eivät siis olleet suoraan Kolibrin käyttövalmiita. Tyypillisiä korjauksia olivat päivämäärät, koska tietoja ladattaessa tulokset tulevat peräkkäin huolimatta siitä, onko niiden välissä ollut tunnin tai kuukauden tauko. Myös virheellisten tulosten, kuten tutkimustoiminnasta aiheutuneiden tunnettujen virhelukemien, poistaminen vaatii ammattitaitoa. Tämän takia huoltotoista ja kaikesta toiminnasta, joka voi vaikuttaa jatkuvatoimisiin tuloksiin, tulisi pitää kirjaa. Esimerkiksi vuoden sisällä kerättyyn dataan tällaisia tapahtumia mahtuu paljon, jolloin niiden tunnistaminen voi olla haastavaa jälkikäteen. Tulosten käsittelyyn ja tulkintaan tulee siis varata riittävästi aikaa, sekä tiedostaa se, että toiminta vaatii manuaalista datankäsittelyä, pitkäjänteisyyttä sekä ammattitaitoa.

Lopullinen monitorointilaitteistoissa käytettävä datantarkkailurajapinta on täysin käyttäjän valittavissa, jolloin voidaan valita kohteeseen ja käyttötapaan soveltuva vaihtoehto. Hankkeen aikana käytetty Kolibri-pilvipalvelujärjestelmä kuitenkin koettiin helpoksi ja monipuoliseksi tavaksi tarkkailla monitorointiasemilla saatuja tuloksia, mutta käytettävyyden kannalta parannettavia asioita siitä vielä löytyy. Hyvänä etuna oli selainpohjaisuus, jolloin tuloksia voitiin tarkastella älypuhelimella.

LABORATORIOKOKKEET HAITTA-AINEIDEN HAVAITSEMISEKSI

Jatkuvatoimisilla mittareilla voidaan mahdollisesti varautua ongelmatilanteisiin ennen kuin ne aiheuttavat riskiä vedenotolle. Pohjaveden laadussa tapahtuu paljon luonnollisia muutoksia, ja mitattavat parametrit ovat rajalliset. Tämän myötä voivat poikkeustilanteiden aiheut-

tamat laadunmuutokset hautautua luonnollisten muutosten sekaan. Hankkeessa testattiin YSI EXO 1 -vedenlaatusondien kykyä havaita raja-arvopitoisuudet ylittävien haitta-ainemäärien aiheuttamia muutoksia mitattavissa parametreissa sekä sitä, miten todennäköistä niiden havaitseminen olisi todellisessa monitorointitilanteessa. Laboratoriokokeet suoritettiin käyttämällä EXO1 FlowCell -virtauskammiota. Vedenlaatusondi voidaan kiinnittää kammioon, johon pumpun ja letkujen avulla voidaan syöttää vettä. Tämä muodostaa suljetun järjestelmän, jonka avulla voidaan esimerkiksi testata, havaitaanko tuloksissa muutoksia, kun veden ominaisuuksia muutetaan tai siihen lisätään aineita. Virtauskammion pohjalle lisättiin vielä magneettisekoitin tulevan veden sekoittamiseksi. Tällä varmistuttiin siitä, että kaikki anturit varmasti kohtaavat tutkittavia aineita eikä vesi pääse virtaamaan vain yhtä seinämää pitkin poistoletkulle.



Kuva 7. EXO 1 -vedenlaatusondi asennettuna virtauskammioon väriainetestin aikana. (Kuva Aki Mykkänen)

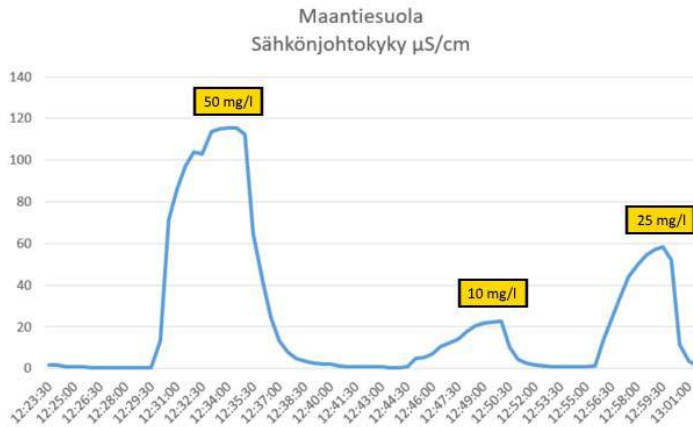
Haitta-ainevedet valmistettiin puhtaista aineista 1 litran mittapulloihin. Lisäksi järjestelmän huuhtelemista varten täytettiin pelkästään puhdasta vettä sisältäviä pulloja, joita käsiteltiin samalla tavalla kuin haitta-aineita sisältäviä. Kaikki pullo oli valmistettu edeltävänä päivänä, jotta niiden lämpötila tasaantui huoneenlämpöön. Syöttö virtauskammioon tapahtui pumppaamalla järjestelmään vettä noin 0,2 litraa minuutissa niin, että järjestelmässä oli jatkuvasti vettä. Aaitta-ainetta sisältävän veden jälkeen järjestelmään syötettiin 1–2 litraa vettä sen huuhtelemiseksi haitta-ainejämmistä.

Tutkittaviksi valittiin aineita, jotka aiheuttavat riskiä molemmille hankkeessa monitoroitaville pohjavesialueille. Maantiesuola on tyypillinen pohjavesiä kuormittava aine erityisesti suolattavien teiden läheisyydessä. Etanolia ja metanolia käytetään esimerkiksi lämmönsiirtoaineina, joista aiheutuu vuodon yhteydessä riskiä pohjavedelle. Maanalaiset polttoöljysäiliöt ovat Suomessa öljylämmitteisten rakennusten ja varastoiden läheisyydessä yleisiä. Pohjavedelle pilaantumisen kannalta vaarallisimpia ovat kevyt polttoöljy sekä diesel, koska ne läpäisevät maakerrokset helposti ja haihtuvat huonosti. Kokeita suoritettiin maantiesuolalla (kalsiumkloridi), metyyliertääributyylieetterillä (MTBE), metanolilla, etanolilla sekä raskaalla polttoöljyllä. Käytetyt pitoisuudet on esitelty taulukossa 2. Ensimmäiset koesarjat tehtiin puhtaaseen veteen ja toinen pohjavesinäytteisiin.

Taulukko 2. Virtaamakammiokoikeissa käytetyt aineiden pitoisuudet, raja-arvot ja niiden lähteet.

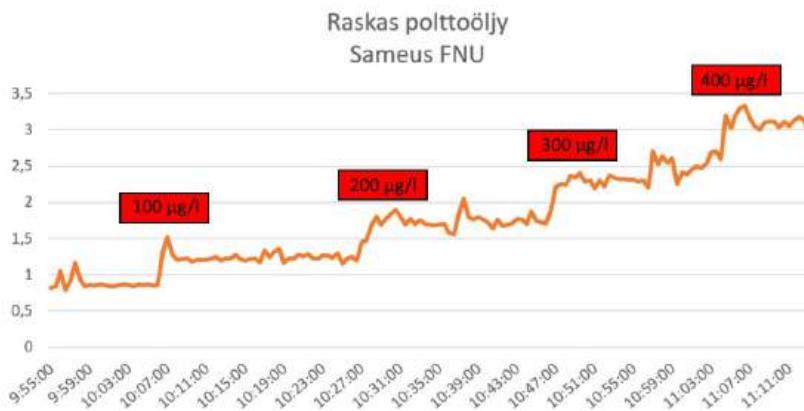
Aine	Käytetyt pitoisuudet	Raja-arvo	Lähde
Maantie-suola (CaCl ₂)	50 mg/l 25 mg/l 10 mg/l	Kaivovesi 100 mg/l. Vesi ei saa aiheuttaa syöpymistä vesijohtomateriaaleille. Kloridipitoisuutta tulisi pitää alle 25 mg/l:ssa. Hyvässä vedessä kloridipitoisuus on alle 10 mg/l.	STM 401/2001. Liite 1
MTBE	100 µg/l	7,5 µg/l. Pitoisuutta suurennettu, koska alustavissa kokeissa raja-arvopitoisuudella muutoksia ei havaittu.	Pohjaveden ympäristölaatu normien päivittäminen. 2018. Suomen ympäristökeskus.
Etanoli	500 mg/l	500 mg/l. Sovellettu asumajätevesien raja-arvoja. Pohjavesille ei ole omaa raja-arvoa.	Hyvinkään Vesi. Asumajätevesistä poikkeavat jätevedet.
Metanoli	500 mg/l	500 mg/l. Sovellettu asumajätevesien raja-arvoja. Pohjavesille ei ole omaa raja-arvoa.	Hyvinkään Vesi. Asumajätevesistä poikkeavat jätevedet.
Raskas polttoöljy	100 µg/l 200 µg/l 300 µg/l 400 µg/l	Öljyjakeet (C10-40) 50 µg/l. Pitoisuutta suurennettu, koska alustavissa kokeissa raja-arvopitoisuudella muutoksia ei havaittu.	Pohjaveden ympäristölaatu normien päivittäminen. 2018. Suomen ympäristökeskus.

Maantiesuolan havaittiin näkyvän erityisen hyvin sähkönjohtokyvyn muutoksina (kuva 8). Myös erilaisten pitoisuuksien muutoserot näkyivät erinomaisesti. Tulos on looginen, koska sähkönjohtokyvyn mittausta (konduktimetria) perustuu ionien tuottaman sähkönjohtavuuden määrän mittaukseen. Suolat muodostuvat ionisidosten koossa pitämistä kiteistä.



Kuva 8. Sähkönjohtokyvyn muutokset puhtaassa vedessä maantiesuolan virtaamakammiokoikeessa sekä syötetyt pitoisuudet.

MTBE:n, etanolin ja metanolin osalta käytetyillä pitoisuuksilla muutoksia tuloksissa ei havaittu kummassakaan kokeista. Raskas polttoöljy kuitenkin erottui sameuden osalta (kuva 9). Tuloksista huomataan, että huuhteluiden välillä polttoöljy ei poistunut kammiosta vaan kertyi sinne. Sameus ei vähene puhtaalla vedellä huuhteluiden välissä, ja kammiosta voitiin suoraan nähdä sinne kertyvä öljy. Sama toistui pohjavesinäytteellä tehdyissä kokeissa.



Kuva 9. Sameuden muutokset puhtaassa vedessä raskaan polttoöljyn virtaamakammiokoikeessa sekä syötetyt pitoisuudet.

Maantiesuolan aiheuttama, alimmallakin testatulla 10 mg/l:n pitoisuudella syntyvä 20 μ S/cm sähkönjohtokyvyn muutos voitaisiin todennäköisesti saada havaittua myös todellisessa pohjavesiympäristössä. Esimerkiksi toisissa hankkeen aikana monitoroiduissa ympäristöissä vuosittainen keskihajonta sähkönjohtavuudessa on ollut vain 10–40 μ S/cm.

Raskaan polttoöljyn aiheuttamat sameusmuutokset olivat jo raja-arvopitoisuudessa 100 μ g/l noin 0,5 FNU:n verran, ja ne kasvoivat pitoisuuden myötä. Sameudet ovat olleet myös monitoroiduissa kohteissa erittäin tasaisia. Pohjavesikohteiden havaittujen sameuksien keskiarvot ja –hajonnat ovat molemmissa kohteissa olleet 1 FNU:n luokkaa tai jopa sen alle. Myös tällainen sameusmuutos voitaisiin teoriassa havaita.

Virtaamakammiokoikeita tulisi vielä tarkentaa sekä tehdä uusia koesarjoja. Esimerkiksi suuremman pohjavesiriskin takia muun muassa kevyempi polttoöljy sekä diesel tulisi testata. Tuloksista kuitenkin nähdään, että maantiesuolasta sekä polttoöljystä aiheutuvat muutokset saatiin antureilla havaittua. Virtaamakammioilla ei saada toteutettua luonnollista pohjavettä edustavaa testiympäristöä, jollaisen rakentaminen vaatisi suuria resursseja. Koronaviruspandemian myötä suunnitellut jatkotestit jouduttiin kuitenkin keskeyttämään.

Anturin havaitsemisessa arvoissa tulee myös huomioida se, ettei pelkästä arvomuutoksesta voida päätellä, mistä se on aiheutunut. Jos jatkuvatoimista monitorointia suorittava taho havaitsee esimerkiksi sähkönjohtokyvyssä suuren muutoksen, ei tieto itsessään kerro sitä, mikä muutoksen on aiheuttanut. Mikäli arvo on kuitenkin erityisen poikkeava siitä, missä pohjaveden mitatut arvot normaalisti ovat, tulisi kohteesta käydä ottamassa näyte muutoksen aiheuttajan selvittämiseksi. Näin voitaisiin tunnistaa haitta-ainepäästöjä ennen kuin ne aiheuttavat suurempaa riskiä esimerkiksi vedenotolle. Merkittävässä asemassa onkin sondin asennussyvyys. Erilaiset yhdisteet käyttäytyvät ja liikkuvat eri tavalla pohjavedessä. Esimerkiksi kevyemmät öljypäästöt saattavat liikkua pohjaveden pinnassa virtauksen mukana, kun taas raskaammat pohjaveden pohjalla. Aineet eivät myöskään itsessään välttämättä liiku, vaan niistä voi liueta pohjaveden sekaan muita aineita. Jatkuvatoimisen mittarin käyttäjän tulisi mittauksia aloittaessaan tiedostaa kohteeseen aiheutuvat riskit sekä niiden liikkumisreitit sondin sijaintia valittaessa poikkeustilojen havaitsemisen maksimoimiseksi. Tämän myötä yleisiä vedenlaatuparametreja mittaavilla antureilla saatetaan saada vain mahdollisia viitteitä haitta-ainepäästöistä. Jos kuitenkin jatkuvatoimisessa monitoroinnissa havaitaan edes jotain normaalista poikkeavaa, tulisi käyttäjän käydä selvittämässä, mistä se on aiheutunut.

MONITOROINTIASEMAN TULOSTEN SISÄLTYTTÄMINEN VESILAITOKSEN JÄRJESTELMÄÄN

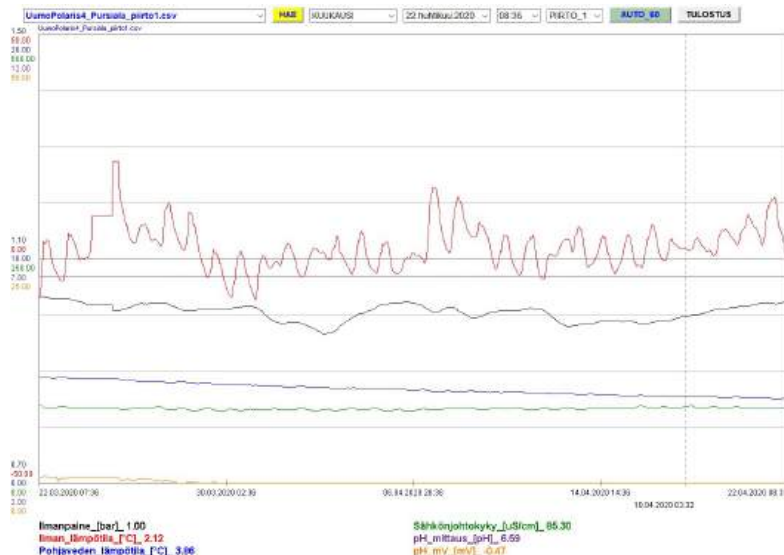
Hankkeen loppupuolella Mikkelin Pursialan monitorointiaseman tuloksia sisällytettiin Mikkelin vesilaitoksen hallintajärjestelmään. Datasiirto suoritettiin tunnin välein SMS-yhteydellä vesilaitokselle, jolloin seuranta oli lähes reaaliaikaista. Tulokset saatiin myös sa-

manaikaisesti FTP-serverin kautta Kolibri-pilvipalveluun, josta niitä voitiin myös tarkastella hankkeen toimesta. Vesilaitoksen MISONET-valvomonäkymä monitorointiaseman tuloksista on esillä kuvassa 10.



Kuva 10. Pursialan monitorointiaseman tulosten käyttöliittymä vesilaitoksen MISONET-valvomonäkymässä. (Kuva Jyrki Ikonen)

Tuloksista voitiin piirtää myös kuvaajia, joista vaihteluvälejä pystytään helpommin tarkastelemaan (kuva 11). Koska tulokset päivittyivät piirtoon yhden tunnin välein, voitiin ongelmiin, kuten virtalähteiden loppumiseen reagoida välittömästi.



Kuva 11. Esimerkki Pursialan monitorointiaseman tuloksista piirretystä kuvaajasta vesilaitoksen MISONET-valvomonäkymässä. (Kuva Jyrki Ikonen)

Tarvittaessa myös tuloksille pystyttäisiin asettamaan ylä- ja alarajahälytyksiä, joiden myötä ne voidaan ohjata tekstiviesteillä haluttuihin numeroihin. Näin voidaan esimerkiksi ilmoittaa teknikolle huollon tarpeesta. Yhdeksi kehityskohteeksi nähtiin yhteyskatkorajan asettaminen, jonka avulla järjestelmä ilmoittaisi määräajan päättyessä, mikäli asemalta ei tuloksia ole vastaanotettu.

Aseman tuottamat jatkuvatoimiset mittaukset nähtiin hyödyllisiksi, sekä hyvänä lisänä muihin vesilaitoksen mittaamiin vedenlaatutietoihin. Asemien kaltainen mittalaitetekonaisuus nähtäisiinkin hyväksi esimerkiksi Mipro REGO -tilannekuvakartta-käytössä, jossa siitä saatu tieto yhdistettäisiin vaikkapa raakavesikaivojen pumppaustietoihin sekä muihin vedenlaatutietoihin. Tällöin tutkittavan alueen pohjavesitilannetta voitaisiin seurata jatkuvatoimisesti sekä luoda muutoksista jopa ennusteita. Tämän avulla myös voitaisiin tehdä esimerkkinä karttapohjainen ennustemalli esimerkiksi alueen rautapitoisuudesta, josta käyttäjä voi tarkastella jo mitattua dataa ja sen pohjalta tehtyjä ennusteita. Tämä kuitenkin vaatisi suurempaa laiteverkostoa ja useampia mitta-asemia samalta alueelta riittävän laajan kuvan saamiseksi.

Laitteiston huoltaminen nähtiin liian aikaa vieväksi käytetyllä kokoonpanolla. Vesilaitoksille sopiva huoltoväli olisi 1-3 kertaa vuodessa, niin että laitteiden mittaukset pysyvät luotettavina. Huoltovälien minimointi korostuu silloin kun huollettavia laitteita on useita. Hankkeen aikana huoltojen yleisimpänä syynä oli virtalähteiden vaihtamiset. Mittauksissa ei havaittu selviä viitteitä liiallisesta likaantumisesta tai tulosten ryömimisestä kuusi kuukautta kestäneellä testausjaksolla. Hankkeen pohjavesikohteissa olisi mahdollisesti saavutettavissa 2-3 kerran vuosittainen huoltotarve suuremman akun, aurinkopaneelin tai verkkovirran avulla.

YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Hankkeessa käytetty monitorointiasemakokoonpano koettiin helppokäyttöiseksi ja monipuoliseksi. Verrattuna aikaisempiin YSI:n valmistamiin sondikokonaisuuksiin uudet EXO-mallit ovat tuoneet mukanaan huomattavia parannuksia käyttömukavuudesta aina antureiden tarkkuuteen. Myös pilvipalveluratkaisu koettiin helpoksi tavaksi tarkastella dataa. Erityisesti mahdollisuus tarkastella tuloksia älypuhelimella oli tulosten seurannan kannalta hyödyllistä. Suurimmat laitteistojen käytössä ilmenneet ongelmat liittyivät säähän ja vuodenaikaan. Erityisesti talvella toiminta oli haastavaa mutta toteutettavissa.

Vedenlaatusondien laboratorikokeilla saatiin viitteitä siitä, että niillä olisi mahdollista saada kiinni pohjaveden laatua heikentävien haitta-aineiden aiheuttamia muutoksia. Erityisesti maantiesuola sekä raskas polttoöljy havaittiin sellaisiksi aineiksi, joiden aiheuttamat muutokset voitaisiin havaita pohjaveden muutoksien seasta. Näissä on kuitenkin paljon virhetekijöitä aina sondien asennussyvyydestä niiden käyttäjän ammattitaitoon. Koska sondit mittaavat vain yleisiä vedenlaatuparametreja, joilla saadaan vain mahdollisia viitteitä

haitta-aineista, tulee käyttäjän itse tunnistaa, mitkä tuloksista ovat normaalista poikkeavia. Kun poikkeustila havaitaan, kohteesta voidaan käydä ottamassa vesinäytteitä ja tehdä tarkempia analyyseja muutosten aiheuttajan selvittämiseksi.

Vaikka jatkuvatoiminen monitorointi mahdollistaa paljon sellaista, jota perinteisellä näytteenotolla ei voida tehdä, sama pätee myös toisin päin. Anturiteknologian mittatarkkuus ja anturivalikoima eivät ole vielä riittävän tarkkoja tunnistamaan erilaisia yhdisteitä, vaan niistä saadaan korkeintaan viitteitä, jos niitäkään. Jatkuvatoimisen monitoroinnin ei voida myöskään sanoa olevan vähemmän aikaa vievää kuin perinteinen näytteenotto. Vaikka tutkimuskohteessa ei tarvitse käydä yhtä usein, vievät kalibroinnit, huollot sekä erityisesti tulosten tarkastelu ja käsittely paljon aikaa. Tietoa kohteesta saadaan kerättyä paljon, mutta sen laatu ei välttämättä ole yhtä hyvää kuin perinteisillä menetelmillä saatu. Perinteisillä menetelmillä sen sijaan poikkeustiloja ja suuremman ajan kuvaa voi olla haastavaa saada, ja se vie paljon aikaa ja resursseja. Tämän myötä jatkuvatoimisen monitoroinnin ei voida sanoa korvaavan perinteisiä menetelmiä, ainakaan vielä. Uutta ja vanhaa tulisikin käyttää yhdessä laadukkaamman ja laajemman kokonaiskuvan saamiseksi kohteesta.

LÄHTEET

Hyvinkään Vesi. Asumajätevesistä poikkeavat jätevedet. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.hyvinkaa.fi/hyvinkaan-vesi/jatevedet/asumajatevesista-poikkeavat-jatevedet/> [viitattu 18.6.2020]

Juvonen, J. 2018. Pohjaveden ympäristölaatunormien päivittäminen. Suomen ympäristökeskus. Raportti. Saatavissa: https://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus__kehittaminen/Tutkimus_ja_kehittamishankkeet/Hankkeet/Pohjaveden_ymparistonlaatunormi_uusille_aineille [Viitattu 23.6.2020].

Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. 401/2001. Liite 1. Saatavissa: <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2001/20010401> [Viitattu 23.6.2020].

Tattari, S., Koskiaho, J. & Tarvainen, M. 2015. Virtavesien vedenlaadun jatkuvatoiminen mittaaminen. Käytännön opas. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/120177/Opas%205_2015_Virtavesien%20vedenlaadun%20jatkuvatoiminen%20mittaaminen.pdf?sequence=2&isAllowed=y [viitattu 28.5.2019].

YSI 2019. EXO User Manual – Advanced water quality monitoring platform, ITEM# 603789REF, REVISION H. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://www.yei.com/File%20Library/Documents/Manuals/EXO-User-Manual-Web.pdf> [viitattu 18.4.2020].

YSI Inc. 2014. EXO Sonde: Materials Science Overview. YSI – video. Saatavissa: https://www.youtube.com/watch?v=tF76_MLcfuE

MONITOROINTIASEMIEN VIRRANSAAANTI

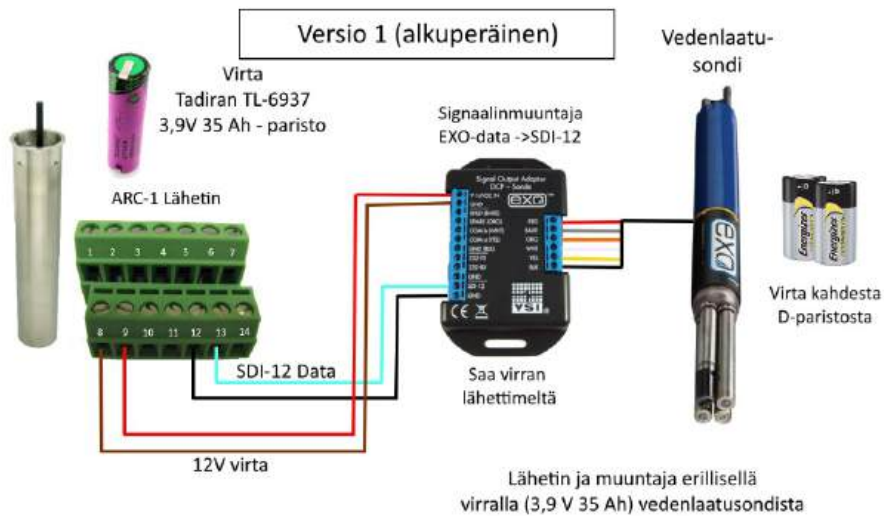
Aki Mykkänen & Juuso Perkinen

Vedenlaadun monitorointilaitteilla voidaan mahdollistaa mittauksia alueilta, joissa laitteita ei voida käyttää verkkovirralla. Tällöin mittaukset toimivat paristoilla, ladattavilla akuilla tai esimerkiksi aurinkopaneelien avustuksella. Koska paristoissa ja akuissa on vain rajallinen määrä virtaa, tulee käyttäjän käydä tietyin väliajoin vaihtamassa virtalähde. Virrankulutus on riippuvainen käytössä olevasta laite- ja anturikokonaisuudesta sekä asetetusta mittausvälistä. Mitä pidempi laitteiston virtalähteiden kesto on, sitä vähemmän käyttäjän tarvitsee käydä laitteistoa huoltamassa. Erityisen hyödyllistä tämä on silloin, jos tutkittavia kohteita on useita tai ne sijaitsevat kaukana käyttäjästä. Uumo-hankkeessa testattiin kahden vuoden aikana havaittujen asioiden pohjalta ulkopuolisen virtalähteen liittämistä asemakokonaisuuteen huoltovälin kasvattamiseksi.

MONITOROINTILAITTEISTOJEN VIRRANKULUTUS

Hankkeen aikana tehtyjen mittausten perusteella kyseisellä anturikokoonpanolla sekä yhden tunnin välisillä mittauksilla ja 24 mittauksen kerralla lähettämällä sondin kahden D-pariston havaittiin riittävän noin 1–2 kuukaudeksi. Kestoon vaikuttaa esimerkiksi paristojen laatu ja lataus, pohjaveden lämpötila sekä sondiin kiinnitetyt anturit ja mittausvälit. Sekä Mikkeliässä että Rantasalmella kahdella D-paristolla saatu mittausmäärä 1 tunnin välisillä mittauksilla oli noin 1 000–1 500 kappaletta eli noin 40–60 päivää.

Asemissa käytettävät Keller ARC-1 -lähettimet saavat virtansa erillisistä Tadiran TL-6937 -paristoista (3,9 V 35 Ah), jotka ovat ideaalisia lähettimien kaltaisten kohteiden virranlähteiksi. Ne on suunniteltu laitteisiin, joiden virrankulutus ei ole suuri ja joissa on suuria ulkoilman aiheuttamia lämpötilavaihteluita. Paristot ovat erinomaisia myös sen vuoksi, etteivät ne purkaudu itsestään. Lähettimien käyttöä onkin arvioitu valmistajan mukaan yhden tunnin mittausvälillä sekä 24 mittauksen välisellä lähetysajalla noin viisi vuotta (Keller 2018). Tätä arviota ei voida kuitenkaan soveltaa lähettimien käytettäessä yhdessä YSI EXO1 -vedenlaatusondien kanssa. Syynä tähän on se, että vedenlaatusondien tarvitsema signaalimuuntaja käyttää myös lähettimen akkua virtalähteenään. Koko monitorointiaseman alkuperäistä laite- ja liitännäkokonaisuutta (versio 1) on havainnollistettu kuvassa 1.



Kuva 1. Kaaviokuva alkuperäisistä kytkennöistä ja virtalähteistä (versio 1). Vedenlaatusondi toimii omalla virtalähteellään (2 kpl D-paristoja) sekä signaalinmuuntaja ja lähetin lähettimen virtalähteellä (3,9 V 35 Ah -paristo).

Mittausten aikana havaittiin, että lähettimen akku tyhjeni noin 5–10 kuukauden aikana. Signaalinmuuntajan aiheuttama lisäkulutusta vaikutti huomattavasti virrankulutukseen. Muita mahdollisia virrankulutusta lisääviä tekijöitä on myös esimerkiksi huono 3G-yhteys lähettimelle, jolloin itse lähetyksessä kestää normaalia pidempään.

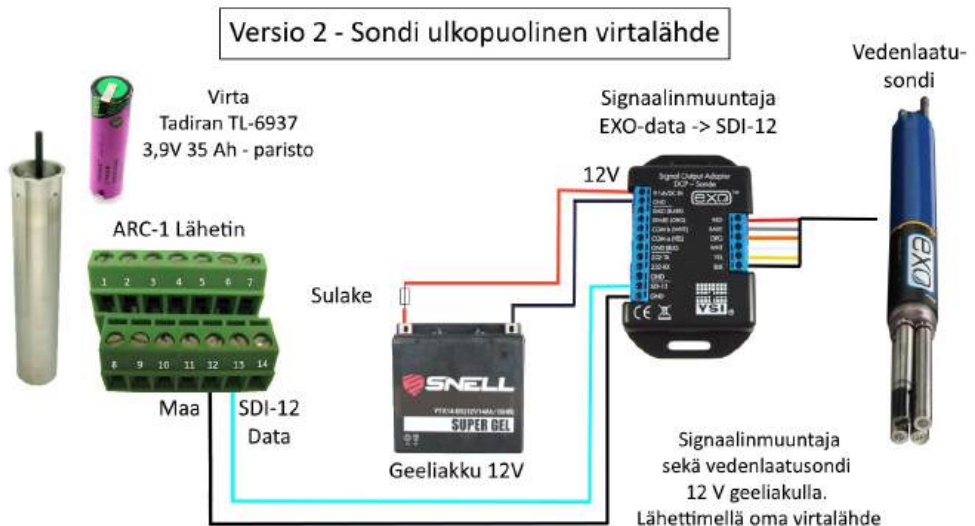
Hankkeessa tehdyissä mittauksissa 1–2 kuukauden huoltoväli ei ollut ongelma, koska asemilla käytiin tekemässä mittauksia ja kenttätöitä vähintään kahden kuukauden välein, jolloin mahdolliset aseman huollot ja paristonvaihdot suoritettiin samalla. Havainnoidulla 1,5 kuukauden vaihtovälillä tämä tarkoittaa vähintään kahdeksaa huoltokäyntiä vuodessa. Kuitenkin esimerkiksi vesilaitosten monitorointikäytössä 1–2 kuukauden huoltoväli koetaan liian tiheäksi. Suomessa on kaupallisesti saatavilla suuremmalla akkukapasiteetilla varustettuja asemia, joihin yleensä on saatavilla optiona aurinkopaneelit. Aurinkopaneelilla varustelluilla asemilla saadaan parhaassa tapauksessa poistettua virtalähteistä johtuva huoltoväli kokonaan, jolloin huoltoa tarvitsee tehdä vain itse antureiden huoltoa ja kalibrointia tehdessä. Uumo-hankkeen kohteiden sijaintien takia aurinkopaneelit olisivat olleet alttiita vandalismille, joten koko monitorointilaitteisto haluttiin suojata pohjavesiputken suojaputken sisälle.

VERSIO 2 - ULKOISEN VIRTALÄHTEEN KÄYTTÄMINEN

Hankkeen työryhmäkokouksissa tuotiin huoltovälihavainnon myötä esille kysymys, miten aikaväliä voitaisiin kasvattaa, mutta samalla säilyttää sama datamäärä. Pursialassa toteutetussa likaantumistestissä YSI EXO 1 -vedenlaatusondin todettiin toimivan kyseisessä

pohjavesiputkessa kuusi kuukautta ilman kalibrointia niin, ettei tuloksissa huomattu ryömintää tai selviä likaantumista aiheuttavia tulospoikkeamia. Tämän perusteella tulosten laadun osalta laite voisi toimia itsenäisesti ainakin kuusi kuukautta. Laitehankinnassa sekä asemien suojakoteloiden suunnittelussa tämä mahdollisuus pidettiin koko ajan mielessä muun muassa jättämällä kotelon sisälle reilusti ylimääräistä tilaa lisäakkua varten. Tällaisen lisävirtalähteen toiminta varmistettiin laitevalmistaja YSI:ltä siltä varalta, etteivät laitteet rikkoudu muutostyön vuoksi (Longfield 2019).

Laitteistoihin hankittiin moottoripyöriin tarkoitettuja geeliakkuja (14 Ah 12 V) talvella 2020, joihin päädyttiin niiden pienen koon takia. Geeliakut valittiin normaalien nesteakkujen sijasta varosyistä, koska akku olisi voinut olla vaikea asettaa oikein päin ahtaaseen putkeen ja nesteakku olisi voinut pahimmassa tapauksessa vuotaa pohjavesialueelle. Geeliakut myös kestävät kylmää nesteakkua paremmin. Kytkennät tehtiin YSI:n ohjeiden mukaisesti eli liittämällä akku signaalinmuuntajaan yhdessä sulakkeen kanssa estämään oikosulkuja. Aseman kytkentöjä tällä kokoonpanolla on havainnoitu kuvassa 2.



Kuva 2. Kaaviokuva asemakokonaisuudesta (versio 2), jossa vedenlaatusondi ja signaalinmuuntaja saavat virtansa erillisestä 14 Ah:n 12 V:n geeliakusta. Lähetin saa virtansa alkuperäiseen tapaan omasta 3,9 V:n paristostaan.

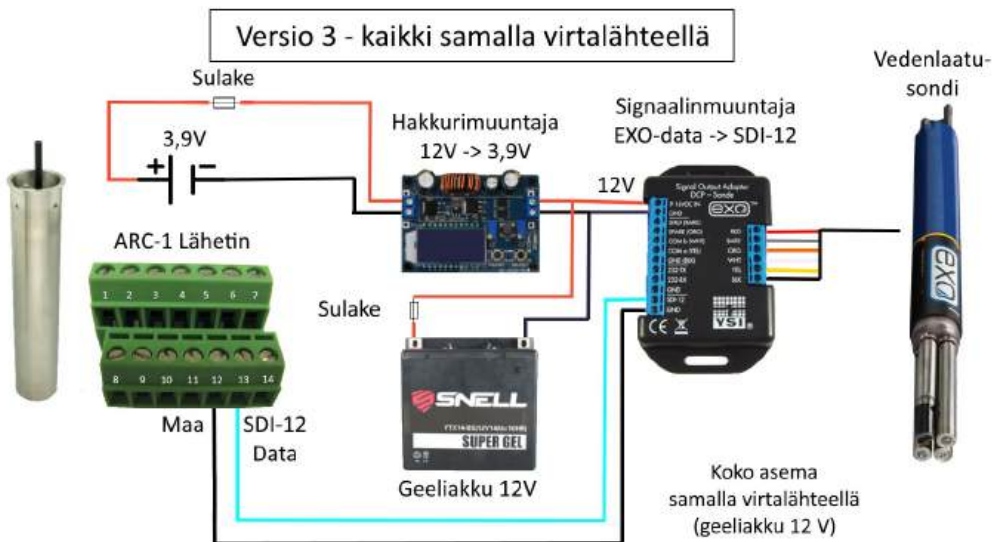
Kokoonpanolla tehtiin alkutalvesta 2020 laboratoriokokeita, joissa sen toiminta varmistettiin. Vedenlaatusondiin voidaan laittaa alkuperäisen kokoonpanon tapaan kaksi D-paristoa, jotka toimivat eräänlaisena varavirtana. Sondi ensisijaisesti kuluttaa ulkoisen virtalähteen (12 V:n geeliakku), minkä jälkeen se siirtyy käyttämään omaa virtaansa. Koska signaalinmuuntaja saa virtansa geeliakusta, tarkoittaa se sitä, että ulkoisen virtalähteen loppuessa lähetin ei saa enää yhteyttä vedenlaatusondiin. Tällöin tuloksia ei saada enää etänä nähtäville. Tällä tavalla vedenlaatusonnit saadaan kuitenkin talteen, mikäli sondissa on

päällä oma sisäinen loggerointi. Ulkopuolisen virran loppuessa vedenlaatusondi muuttuu tavallaan omaksi itsenäiseksi mittarikseen. Vaihtamalla geeliakku ladattuun toiminta jatkuu normaalisti. Tämä myös kasvattaa ARC-1-lähettimen virrankulutuksen laitevalmistajan lupaamiksi useiksi vuosiksi, koska vedenlaatusondin signaalinmuuntaja ei enää käytä lähettimen paristoa virtalähteenä.

VERSIO 3 - KOKO ASEMA YHDELLÄ VIRTALÄHTEELLÄ

Helmikuussa 2020 Mikkelin Pursialan asemasta loppui noin kuuden kuukauden jälkeen ARC-1-lähettimen paristo ennen kuin laitteistoon oltiin ehditty asentaa ulkopuolista geeliakkua. Samalla heräsiikin ajatus siitä, voisiko lähettimen virtalähteenä myös käyttää samaa geeliakkua kuin muilla aseman laitteilla. Tällainen kokoonpano koettiin myös Mikkelin vesilaitoksella käyttäjäystävällisemmäksi, koska se tarkoittaisi huomattavasti yksinkertaisempia huoltotoimenpiteitä. Käyttäjän ei tarvitsisi akun loppuessa tehdä muuta kuin vaihtaa ulkoinen akku ladattuun, minkä jälkeen aseman toiminta jatkuisi normaalisti.

Koska geeliakku on 12 voltin virtalähde ja lähetin tarvitsee 3,9 voltia toimiakseen, täytyy virta muuntaa lähettimelle soveltuvaksi. Vaihtoehtoja tällaiseen ratkaisuun selvitettiin Kellerin laitteiden maahantuojalta Profimeas Oy:ltä. Parhaaksi vaihtoehdoksi nähtiin hakkurimuuntajan asentaminen virtalähteelle (Iduozee 2020). Lopullisen muuntajan suurimpana hankintakriteerinä oli mahdollisimman pieni koko kytkentäkotelon rajallisen tilan takia. Muuntajan jälkeen asennettiin sulake sekä tarvittava liitin lähettimen virtalähteelle. Version 3 kokoonpano ja kytkennät ovat näkyvillä kuvassa 3.



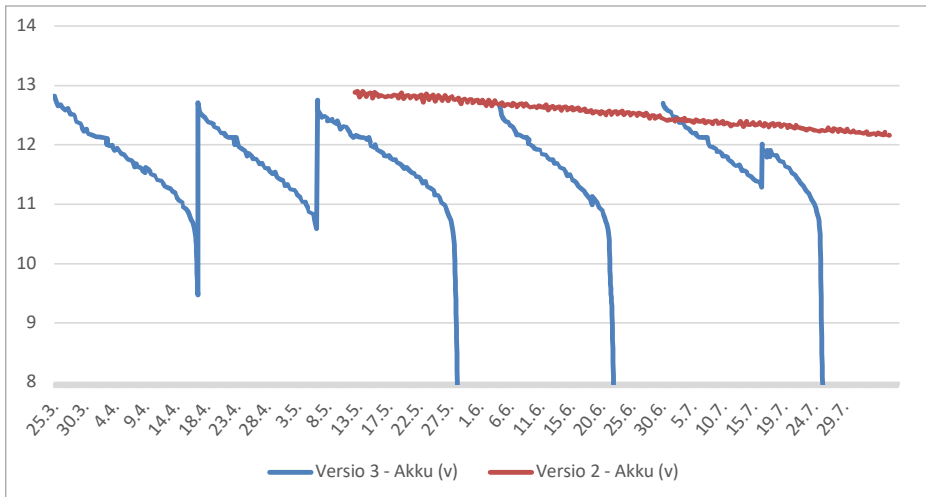
Kuva 3. Kaaviokuva asemakokonaisuudesta (versio 3), jossa koko kokoonpano saa virtansa yhdestä lähteestä (12 Ah:n 12 V:n geeliakku). Akulta tuleva virta muunnetaan hakkurimuuntajalla lähettimen vaatimaksi 3,9 voltiksi.

Samalla tavalla kuin aikaisemmassakin kokoonpanossa, voidaan vedenlaatusondin sisälle asentaa kaksi D-paristoa sille omaksi virtalähteeksi. Ulkoisen geeliakun loppuessa muu aseman toiminta lakkaa, mutta sondi siirtyy käyttämään sisäistä virtaansa. Tällöin sisäisen loggeroinnin avulla virran katketessa muulle asemalle saadaan vedenlaatusuoritteet talteen sondiin itseensä. Toiminta jatkuu taas normaalisti vaihdettaessa geeliakku ladattuun.

Kuten muissakin elektroniikkakomponentteja sisältävissä kokoonpanoissa, tulee muutostöissä huomioida erityisen hyvin kytkentäkoteloiden vedentiiviys. Liitokset ovat herkkiä oikosuluille, ja versiossa 3 käytetty hakkurimuuntaja on erityisen herkkä avoimien komponenttiansa takia. Hankkeessa käytettävässä ”rumpuputki pohjavesiputken ympärillä” -mallin suojakotelossa havaittiin huomattavia määriä kondenssivettä sekä talvisin jäätä. Tämän takia hakkurimuuntajan myötä kytkentäkotelot päivitettiin IP65-luokitukselta (roisketiivis) luokitukseen IP67 (kestää hetkellisen upotuksen veteen). On siis suositeltavaa, että vedenlaadun monitorointilaitteiden maanpäällisetkin kytkennät olisivat IP67-suojattuja oikosulkujen ja laitteiston hajoamisen estämiseksi.

KÄYTTÖKOKEMUKSIA

Hankkeen aikana alkuperäisestä kokoonpanosta (versio 1) saatiin eniten käyttökokeista. Se soveltuu käytettäväksi, jos 1–2 kuukauden huoltoväli ei ole käyttäjälle ongelma. Sondi pitää kuitenkin aina huoltojen yhteydessä nostaa pohjavesiputkesta ja avata. Tämä sekoittaa hetkellisesti pohjavesiputken veden, jolloin mittauksia ei ole suositeltavaa jatkaa heti huollon jälkeen. Sondin avaaminen myös kuluttaa siinä olevia kiertiteitä ja tiivisteitä, jolloin laitteisto voi vaurioitua. Laitteiston huoltaminen, erityisesti märän sondin nostaminen pohjavesiputkesta on talvella hyvin vaikeaa muun muassa sondin ja kumisen kaapelin jäätyneen vuoksi. Koska sondin signaalinmuuntaja käyttää lähettimen paristoa, tulee se vaihtaa noin kaksi kertaa vuodessa. Lähettimen 3,9 V:n pariston ostohinta on noin 150 euroa. Alkuperäinen kokoonpano on siis toimintavarma, mikäli käyttäjä on valmis käymään monitorointiasemalla riittävän usein sekä ostamaan uusia paristoja sondiin sekä lähettimeen tarpeen mukaan. Versioita 2 & 3 kokeiltiin kenttäkäytössä vuonna 2020, jolloin niiden virrankulutuksesta ja akukestosta saatiin lisätietoa (kuva 4).



Kuva 4. Versioiden 2 ja 3 ulkopuolisten virtalähteiden volttimäärät maalisi- elokuu 2020. Versio 3 aikaväli akkuvaihtojen välillä 19–25 päivää. Versio 2 tyhjentyy tasaisesti touku- kuusta lähtien ja kestää arviolta vielä useita kuukausia.

Versiota 2 ehdittiin testata hankkeen loppupuolella vain noin neljän kuukauden ajan Kupialan monitorointiasemalla koronavirusepidemian takia. Laitetta ei päästy asentamaan suunnitellusti maaliskuussa, vaan sen asentaminen siirtyi 12.5.2020 asti varotoimenpiteiden takia. Saatujen tulosten perusteella kokoonpano havaittiin kuitenkin erinomaiseksi. Laitteistolle ei tarvinnut tehdä kolmen kuukauden aikana yhtään akkunvaihtoa, ja havaitun virrankulutuksen perusteella akussa riittäisi virtaa vielä yli kuudeksi kuukaudeksi. Arviolta version 2 akunkesto on noin 6-12 kuukautta.

Versio 3 asennettiin 28.2.2020 Pursialan monitorointiasemaan, jossa sitä havainnointiin hankkeen loppuajan. Koronavirusepidemia esti pohjavesitutkimuksen myös Mikkelissä. Kuitenkin version 3 kokoonpanon takia akunvaihto nähtiin turvalliseksi, koska se vaati vain maanpäällisiä toimenpiteitä eikä kosketusta itse pohjaveteen. Keväällä 2020 sondia ei nostettu kertaakaan pohjavesiputkesta. Tämän kokoonpanon kuitenkin havaittiin kuluttavan odotet- tua enemmän virtaa. Syynä tähän on hakkurimuuntajan vaatima virtamäärä, joka kulutti ulkoista virtalähdettä huomattavasti. Akkunvaihto jouduttiinkin tekemään 19–25 päivän eli noin kolmen viikon välein. Kenttätyöskentely kuitenkin kesti vain muutamia minuutteja.

Molemmat versiot toivat alkuperäiseen kokoonpanoon (versio 1) omat hyötynsä sekä hait- tansa. Näitä on vertailtu taulukossa 1. Vaihtamalla ulkopuolinen virtalähde enemmän ampeeritunteja sisältävään akkuun pidentää tarvittavaa huoltoväliä, mutta akun koko kasvaa. 12-volttisia geeliakkuja on saatavilla useilla erilaisilla ampeerituntimäärillä, joten akkuvalintaa tehdessä rajoittava tekijä on akun fyysinen koko. Käyttäjän kannattaa siis valita kotolon mukaisesti mahdollisimman suuri akku huoltovälin pituuden maksimoimi- seksi. Huomioitavaa on, että nämä kokeet tehtiin lämpimien kelien aikaan. Kylmemmissä olosuhteissa virrankulutus on todennäköisesti myös suurempaa ja akkukesto lyhyempi.

Taulukko 1. Yhteenveto monitorointilaitteiston virransaannin eri kokoonpanojen hyödyistä ja haitoista.

Kokoonpano	Versio 1 Alkuperäinen, omat sisäiset virtalähteet	Versio 2 Sondille lisävirta 12 V:n akusta	Versio 3 Koko asema samalla 12 V:n akulla
Huoltoväli 1 h:n mittausvälillä (vir- ranvaihtotarve)	1–2 kuukautta sondi 5–10 kuukautta lähetin	6–12 kuukautta sondi Noin 5 vuotta lähe- tin (arvio, valmista- jan ilmoittama)	Noin 3–4 viikkoa koko asema
Kenttähuolto sondin virran loppuessa	Sondin nostami- nen kaivosta ja avaaminen paris- tonvaihtoa varten	Ulkopuolisen 12 V:n akun vaihtami- nen. Mittaukset eivät keskeydy/sekoitu	Ulkopuolisen 12 V:n akun vaihtami- nen Mittaukset eivät keskeydy/sekoitu
Kenttähuolto lähettimen virran loppuessa	Lähettimen avaaminen paris- tonvaihtoa varten	Lähettimen avaaminen paris- tonvaihtoa varten	Ulkopuolisen 12 V:n akun vaihtami- nen
Käyttökus- tannusarvio (hankinnat)	D-alkaliparistot 2 kpl n. 10 e Lähettimen paristo n. 150 e/kpl	Akun kapasiteetin mukaan (50–500 €) 12 V:n akun lataa- miseen menevät kulut Lähettimen paristo n. 150 e/kpl	Akun kapasiteetin mukaan (50–500 €) 12 V:n akun lataa- miseen menevät kulut
Hyödyt	Kokonaisuus ei vaadi käyttäjältä muokkaustöitä. Virtalähteitä ei tarvitse ladata erik- seen (paristot).	Pienehköillä muutostöillä ja kustannuksilla saadaan kasva- tettua huoltoväliä huomattavasti. Sondia ei tarvitse nostaa kaivosta kuin puhdistus- ta ja kalibrointia varten. Signaalinmuuntaja ei kuluta lähetti- men akkua, jolloin se kestää huomattavasti pidempään.	Kenttätöskente- ly nopeaa, vaatii pelkän akunvaihi- don. Sondia ei tarvitse nostaa kaivosta kuin puhdistusta ja kalibrointia varten. Koko aseman virrankulutusta on helppo seurata. Käyttökustannuk- set maksavat vain akun lataamiseen käytetyn sähkövir- ran verran.
Haitat	Sondin nostami- nen sekoittaa ja kes- keyttää mittaukset. Laitteistojen avaaminen kulut- taa kosteustiiviste- itä sekä esim. sondin muoviki- erteitä. Lyhyt huoltoväli.	Käyttäjän pitää itse ladata virtalähteet. Ulkoinen virtaläh- de on enemmän sään vaikutuksen alaisena (kylmät lämpötilat).	Muutostyöt vaati- vat huomattavaa sähköosaamista sekä tekevät yleis- estikin ongel- matilanteiden kenttähuoltamis- esta vaikeampaa. Laitteisto on her- kempi kosteudelle (virranmuuntaja sekä liitokset). Lyhyt huoltoväli.

YHTEENVETO

Saatujen tulosten perusteella versio 2 havaittiin akkukestoltaan parhaaksi vaihtoehdoksi, kun taas versio 3 parhaaksi helpon kenttäkäytön myötä. On kuitenkin huomioitava, että vedenlaatusondeja tulee käydä huoltamassa ja kalibroimassa 2–6 kuukauden välein riippuen kohteen pohjaveden aiheuttamasta likaantumisesta. Uumo-hankkeen pohjavesikohteiden vesien ei havaittu merkittävästi likaannuttavan vedenlaatusondin antureita, joten huoltoväli voitiin pitää pitkänä. Version 3 etuna oleva helppo kenttähuolto tuo oman hyötynsä käyttömukavuudellaan, mutta sen noin kolmen viikon huoltoväli on lyhyt ja vaatii vuoden aikana kymmenittäin käyntejä ja työtunteja toiminnan jatkumiseksi. Hyödyllistä tämä kuitenkin on, mikäli kohteissa tulee esimerkiksi kuukausittaista näytteenottoa, jolloin käyttäjän ei tarvitse kuluttaa pitkiä aikoja monitorointiaseman virtalähteen vaihtamiseen.

Koska asemia on joka tapauksessa hyvä käydä tarkkailemassa ja huoltamassa vähintään muutamia kertoja vuodessa, versio 2 osoittautui parhaaksi mahdolliseksi testatuista kokoonpanoista. Ideaalitulanteessa se mahdollistaa monitorointilaitteiston käyttämisen jopa niin, että käyttäjän tarvitsee käydä kohteessa vain kaksi kertaa vuodessa. Tällöin huoltoon vaadittavia työtunteja tulee vähän ja mittausympäristö pysyy jatkuvasti häiriintymättömänä ja tulokset tasaisina. Monitorointiasemia suunniteltaessa on siis hyvä tiedostaa laitteistojen virrankulutus ja se, miten se saataisiin minimoitua niin, että laitteistoille tarvitsisi tehdä mahdollisimman vähän huoltoja.

LÄHTEET

Iduozee I. 2020. Product Manager. Oy Profimeas Ltd. Sähköpostikeskustelu 6.2.2020.

Keller. 2018. KELLER AG für Druckmesstechnik. Operating manual ARC-1. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://download.keller-druck.com/api/download/6qEUnTrFjySfezr-FnzxGmb/en/latest> [viitattu 18.2.2020].

Longfield, M. 2019. Technical Applications and Support Specialist, YSI Environmental Products. Sähköpostikeskustelu.

YSI 2019. EXO User Manual – Advanced water quality monitoring platform, ITEM# 603789REF, REVISION H. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://www.ysi.com/File%20Library/Documents/Manuals/EXO-User-Manual-Web.pdf> [viitattu 18.2.2020].

POHJAVEDEN JATKUVATOIMISTEN ONLINE-MONITOROINTIASEMIEN TULOKSET JA HAVAINNOT

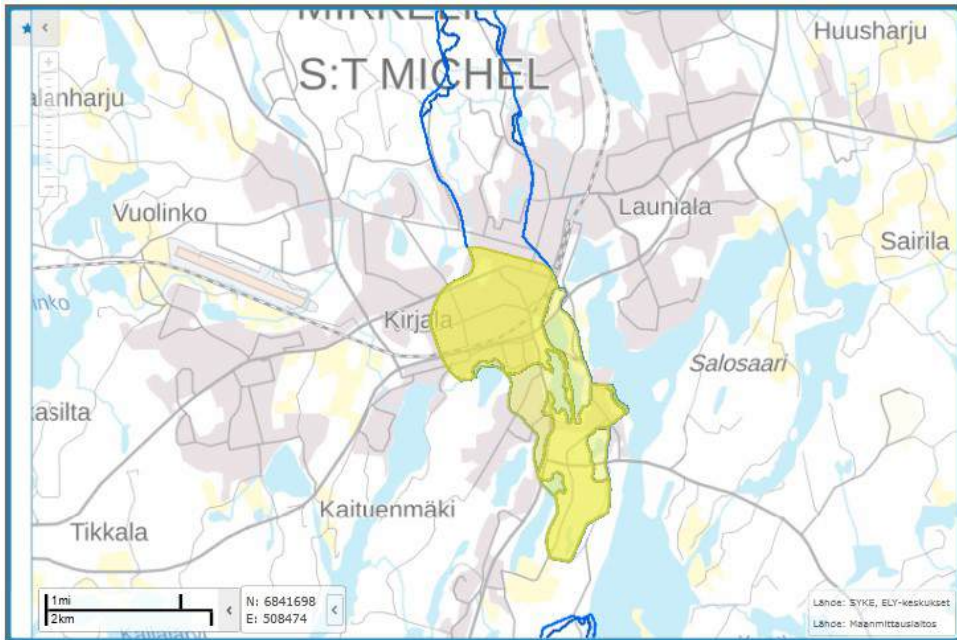
Aki Mykkänen & Miikka Turunen & Jouni Heikkinen

Jatkuvatoimisella monitoroinnilla saadaan mahdollistettua huomattavasti suuremmat havaintomäärät kuin kenttätyössä tehtävillä mittauksilla sekä näytteenotoilla. Vaikka mittausten tarkkuus ei ole välttämättä yhtä tarkkaa kuin laboratorioanalyseissa, suuremmasta, jatkuvasta datamäärästä voidaan saada selville muutoksia ja poikkeustiloja, jotka jäisivät pistehavainnoilla huomaamatta. Poikkeuksellisen muutoksen havaitsemisen jälkeen pohjavedestä voidaan tehdä tarkempia tutkimuksia aiheuttajan selvittämiseksi. Se, että mittaukset tehdään suoraan tutkittavasta kohteesta, on myös suuri etu verrattuna siihen, että näytteet analysoidaan vasta tunteja tai jopa useita vuorokausia myöhemmin laboratoriossa.

Laitteistojen toimivuuteen ja käyttämiseen liittyy kuitenkin useita tekijöitä, jotka voivat vaikuttaa lopullisiin tuloksiin. Järjestelmien kehittämisestä huolimatta tulosten käsittelyyn ja tulkintaan on hyvä varata riittävästi aikaa. Kohdetietojen selvittäminen ja hyvä suunnittelu ovat erityisen tärkeitä jatkuvatoimisissa monitoroinnissa. Pahimmassa tilanteessa kohdetta monitoroidaan useita kuukausia niin, että lopullisia tuloksia ei voida hyödyntää. Uumo-hankkeessa kahdella monitorointilaitetekonaisuudella monitorointiin noin kahden vuoden ajan Mikkelin Pursialan sekä Rantasalmen Kupialan pohjavesialueita. Monitorointiasemien rakenteesta ja käytöstä on lisätietoja tämän julkaisun artikkelissa ”Pohjaveden monitorointiasemat – rakenne ja käyttökokemuksia”.

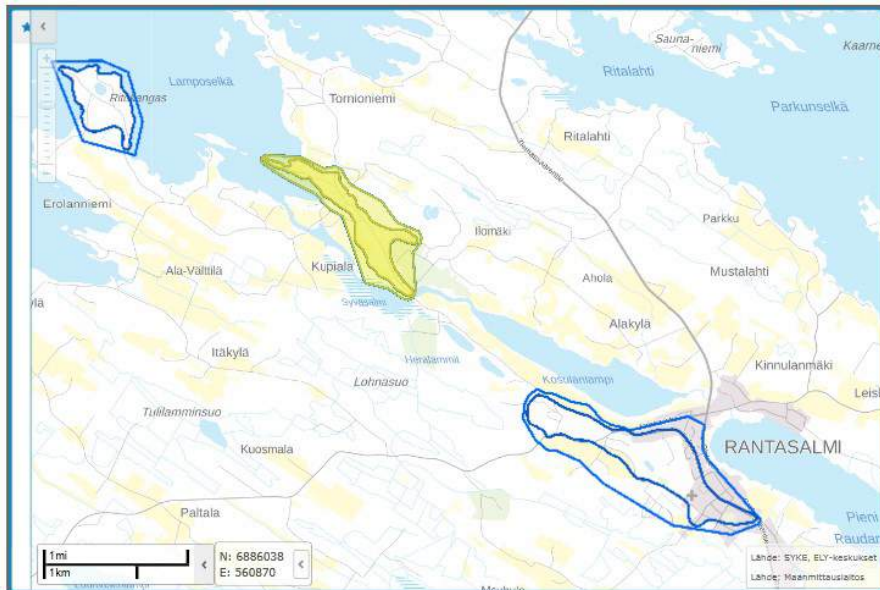
MONITOROITAVAT POHJAVESIALUEET

Mikkelin Pursialan pohjavesialue (kuva 1) on luokiteltu riskialueeksi. Pohjaveden hyvän tilan vaarantaviksi haitta-aineiksi on tunnistettu PAH-yhdisteet, liuotinaiset, kloorifenolit, torjunta-aineet, öljy-yhdisteet, raskasmetallit ja kloridi. (Petäjä-Ronkainen ym. 2010.) Pursialan pohjavesialueeseen kohdistuvan suurimman riskin aiheuttaa ihmistoiminta. Asutus ja maankäyttö, teollisuus ja yritystoiminta, liikenne ja kuljetukset sekä pilaantuneet maa-alueet on arvioitu riskiluokkaan 3 vuonna 2009. Vähäisempiä riskejä pohjaveden laadulle aiheuttavat maa-aineisten ja pohjaveden otto, ilmansaasteet sekä maa- ja metsätalous. (Etelä-Savon elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus 2010.) Monitorointiasema käyttöön otettiin Pursialassa 27.10.2018, ja sen toiminta oli hankkeen ajan lähes keskeytymätöntä.



Kuva 1. Porsialan pohjavesialue keltaisella (SYKE 2020).

Rantasalmen Kupialan pohjavesialuetta (kuva 2) ei ole luokiteltu riskialueeksi tai selvityskohteeksi. Pohjavesialueen tuntumassa harjoitetaan maanviljelyä. Kupialan pohjavesialue on haja-asutusalue, ja siellä on kiinteistöjä, joilla on omaa jätevedenkäsittelyä sekä öljysäiliöitä. Pohjavesialueen läheisyydessä käytetään suolaa tiepölyn sidontaan, ja alueella on sähköverkosto muuntajineen. Pohjavesialueen eteläpuolella sijaitsee myös Taimi-Tapion taimitarha. (Mikkola ym. 2003.)



Kuva 2. Kupialan pohjavesialue keltaisella. Rantasalmen kyläkeskus sekä Ruutanaharjun pohjavesialue oikeassa alareunassa (SYKE 2020).

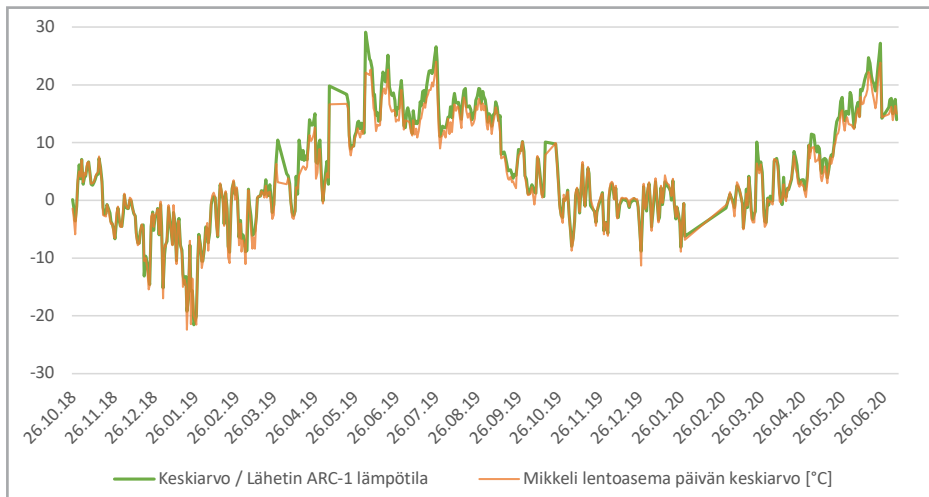
Kupialan pohjavedestä suuren osan arvellaan olevan rantaimetyntynyttä Lamposelän vettä. Pohjaveden laatuun vaikuttavat pintaveden laatu, suodattavan maaperän laatu sekä suotautumismatka ja -aika. Pintaveden laatua Lamposelällä tulisi tarkkailla. (Mikkola ym. 2003.) Monitorointiasema käyttöön otettiin Kupialassa 7.12.2018, ja sen toiminta oli jatkuvaa syksyllä 2019 asti, jolloin asemaa kokeiltiin erillisessä pohjavesiputkessa. Vuonna 2019 aseman tuloksissa oli myös taukoja muun muassa huoltotoimenpiteiden sekä laboratoriokokeiden vuoksi. Vuonna 2020 sondi asennettiin takaisin vasta toukokuussa koronavirusepidemian takia.

Molemmista monitoroitavista pohjavesiputkista otettiin vesinäytteitä analysoitavaksi vuodenaikojen mukaisesti. Kaikki näytteenotot suoritettiin pumppaamalla pohjavesiputkesta. Ennen näytteenottoa putkea on esipumpattu vähintään 20 minuuttia veden kirkastumisen jälkeen. Yleisesti esipumppaus kesti 20–25 minuuttia. Molemmissa kohteissa asemien mittaussväli oli yksi tunti, mutta joskus tarkemman tiedon saamiseksi myös 30 minuuttia. Asemien ollessa käynnissä päivittäin kohteista tuli vähintään 24 mittausta. 7.7.2020 mennessä Pursialasta mittauksia oli saatu noin 24 000 ja Kupialasta noin 17 000 kappaletta.

ILMAN LÄMPÖTILA

Monitorointiasemissa käytettävissä Keller ARC-1 -lähetinyksiköissä on sisäänrakennettu ilmanpaine- sekä ilmanlämpötila-anturi, joiden avulla kohteista saadaan paikallista sää-tietoa. Erityisen hyödyllistä tämä on silloin, jos läheisyydessä ei ole sääasemaa. Antureita ei suositella käyttäjän kalibroitaviksi eikä kalibroinneille nähty hankkeen aikana tarvetta.

Mikkelin Pursialassa etuna on se, että vain noin viiden kilometrin päässä sijaitsee Ilmatieteen laitoksen Mikkelin lentoaseman havaintopiste, johon lähettimen mittaamaa lämpötilaa voitiin verrata (kuva 3).



Kuva 3. 26.10.2018–7.7.2020 Pursialasta sekä Mikkelin lentoasemalta (Ilmatieteen laitos) mitattu ilman lämpötilan päivittäinen keskiarvo.

ARC-1-lähettimen mittaamasta lämpötilasta nähdään, että se seuraa lähes täydellisesti Ilmatieteen laitoksen Mikkelin lentoasemalta mitattua lämpötilaa. Kohteiden läheisyyden takia niiden sääolot ovat hyvin samankaltaiset. Pieniä, korkeintaan muutaman asteen paikallisia eroavaisuuksia löytyy, mutta lähettimen lämpötila-anturin voidaan sanoa toimineen erinomaisesti Pursialassa. Verrattaessa Kupialan aseman mittaamaa lämpötilaa lähimpään havaintoasemaan (kuva 4) havaitaan tulosten myös olevan yhtenäisiä.



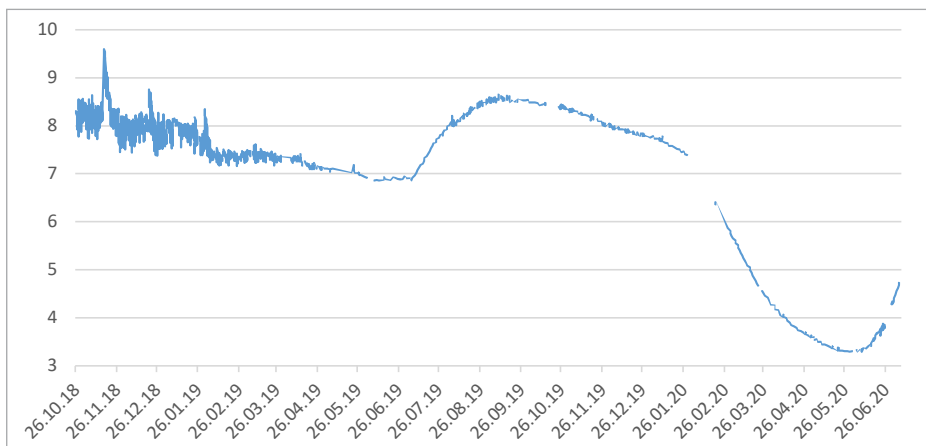
Kuva 4. 7.12.2018–7.7.2020 Kupialasta sekä Rantasalmen Rukkasluodolta (Ilmatieteen laitos) mitattu ilman lämpötilan päivittäinen keskiarvo.

Kupialasta mitatuista ilman lämpötiloista nähdään suurempia eroavaisuuksia verrattaessa Rukkasluodon havaintoasemaan, mutta ne silti seuraavat samoja trendejä. Rukkasluodon havaintoasema sijaitsee noin 20 kilometrin päässä Kupialan monitorointiasemasta, joten paikallisia eroavaisuuksia kohteiden välillä voi olla.

Erityisesti kesäkuukausina monitorointiasemien mittaama lämpötila on päiväsaikaan muutamia asteita korkeampi kuin Ilmatieteen laitoksen säähavaintoasemalla. Tämä voi johtua aseman kotelon rakenteesta. Mustasta muovista tehty kotelo todennäköisesti kerää itseensä auringon lämpöä ja nostattaa sisällä sijaitsevan lähettimen lämpötilamittarin arvoa muutamalla asteella. Vaikka eroavaisuuksia löytyy, ovat ne pieniä. Lähettimien mittaama ilman lämpötila on hyvä lisä monitorointidataan, ja sen avulla voidaan huomata asioita, jotka vaikuttavat myös pohjaveteen.

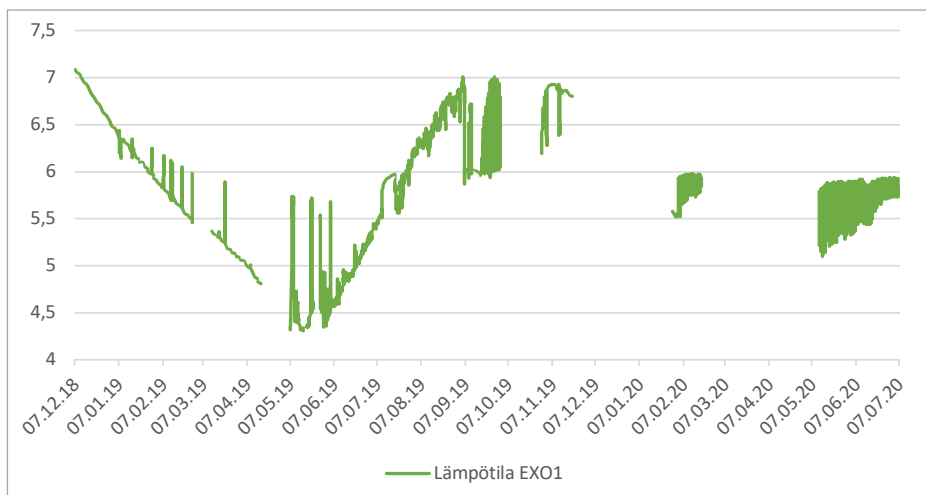
POHJAVEDEN LÄMPÖTILA

YSI antaa käytetylle lämpötila-anturille virheeksi 0,01 °C tuloksesta (YSI Inc. 2020a). Lämpötila-anturia ei suositella käyttäjän kalibroitavaksi, eikä laitevalmistajan mukaan kalibroinnille ole tarvetta, ellei tuloksissa havaita selviä mittausvirheitä. Lämpötila-antureiden toimintaa tarkkailtiin muutamia kertoja hankkeen aikana, eikä niissä havaittu olevan mittausvirheitä. Pursialan lämpötilatuloksista (kuva 5) havaitaan mittauksen alkupuolella tyypillistä pohjaveden vuosikäyttäytymistä, jossa lämpötila laskee kesällä.



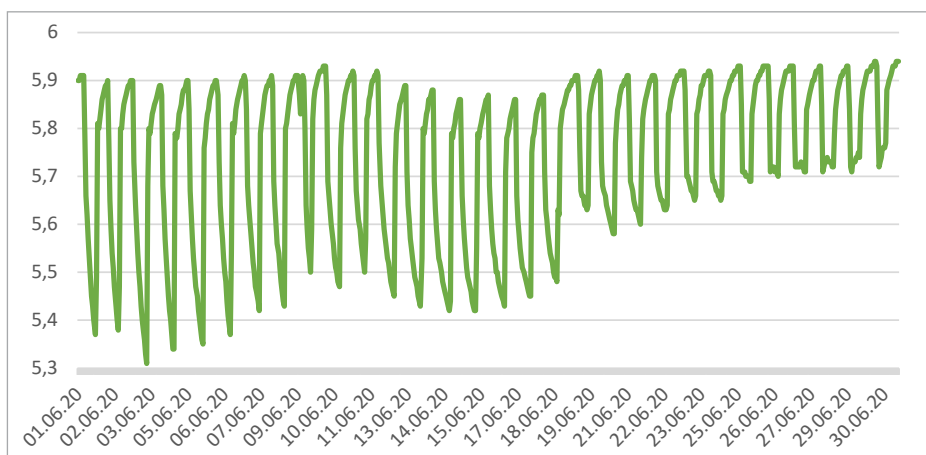
Kuva 5. 26.10.2018–7.7.2020 Pursialasta mitattu pohjaveden lämpötila.

Vuoden 2019 alkupuolella sondi oli noin 16 metriä pohjaveden pinnan alapuolella, kunnes heinäkuussa 2019 se siirrettiin noin kahdeksan metriä pinnan alapuolelle teräsvaijerin varaan. Vaikuttaisi siltä, että 16 metrin syvyydessä veden vaihtuvuus on erilaista kuin korkeammalla havaintoputkessa. Vaijerivaihdon jälkeen putkesta havaittiin tyypillistä pohjaveden vuosivaihtelua, joita ei havaittu syvemmältä putkesta. Vuoden 2019 heinäkuusta veden lämpötila on noussut noin 1,5 astetta, josta se on lähtenyt kevään 2020 aikana laskemaan. Lämpötila alkaa taas kasvaa kesällä 2020. Kupialasta havaituista lämpötiloista (kuva 6) nähdään samankaltaisia tyypillisiä pohjaveden vuosivaihteluita.



Kuva 6. 7.12.2018–7.7.2020 Kupialasta mitattu pohjaveden lämpötila.

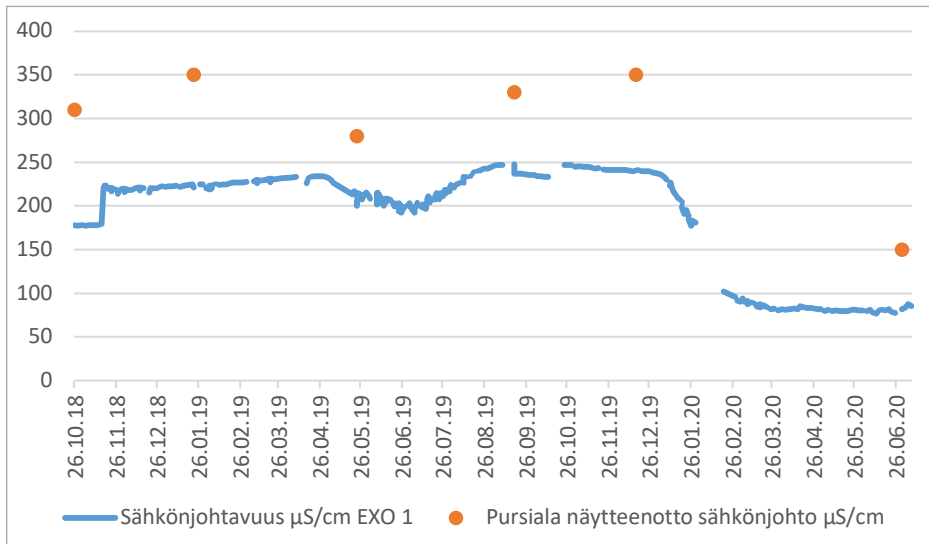
Kupialan pohjaveden lämpötilassa havaitaan tyypillisiä luonnollisia muutoksia, joissa veden lämpötila tasaisesti laskee kesäaikana ja kasvaa talvella. Vuoden 2019 alkupuolen pienet, noin 0,5 asteen piikit ovat todennäköisesti lumien sulamisvesistä aiheutuneita. Pohjaveden vuorokausittainen vaihtelu on ollut pientä syksyllä 2019 asti, jolloin vedenotto toiminta Kupialassa on alkanut jälleen. Pumppauksen myötä pohjavedessä nähdään vuorokausittaista vaihtelua. Lämpötila palautuu lähtötilaan pumppauksen päätyttyä. Kuvassa 7 tämä pumppaustoiminnasta aiheutuva vuorokausittainen rytmi näkyy hyvin esimerkiksi kesäkuun 2020 lämpötilatuloksissa.



Kuva 7. Kupialasta kesäkuussa 2020 mitattu pumppaustoiminnasta aiheutuva pohjaveden lämpötilan päivittäinen muutos.

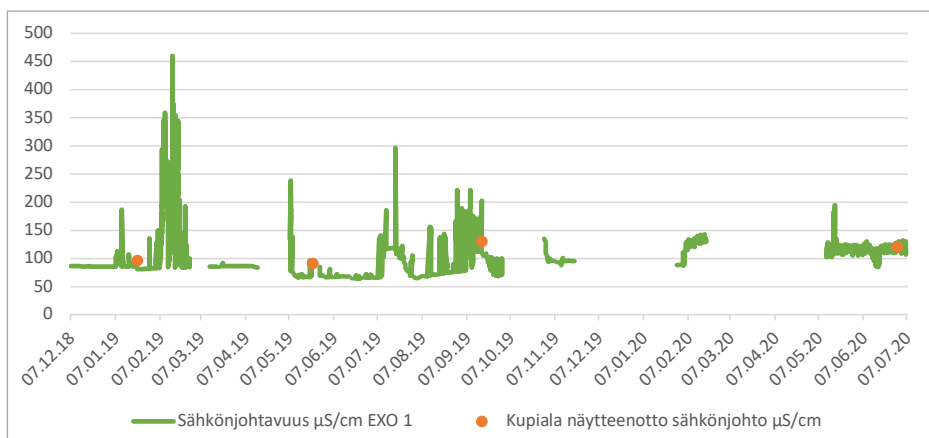
SÄHKÖNJOHTOKYKY

YSI antaa käytetylle sähkönjohtokykyanturille virheeksi $\pm 0,5\%$ tuloksesta (YSI Inc. 2020a). Anturit kalibroitiin koko hankkeen ajan YSI:n suosittelemilla kalibrointinesteillä. Pursialan tulokset hankkeen ajalta on esitetty kuvassa 8. Kaikki esitetyt tulokset ovat lämpötilakorjattu standardin SFS-EN 27888:1994 mukaisesti $25\text{ }^{\circ}\text{C}$:seen.



Kuva 8. 26.10.2018–7.7.2020 Pursialasta mitattu sähkönjohtavuus $\mu\text{S}/\text{cm}$ sekä näytteenottojen tulokset.

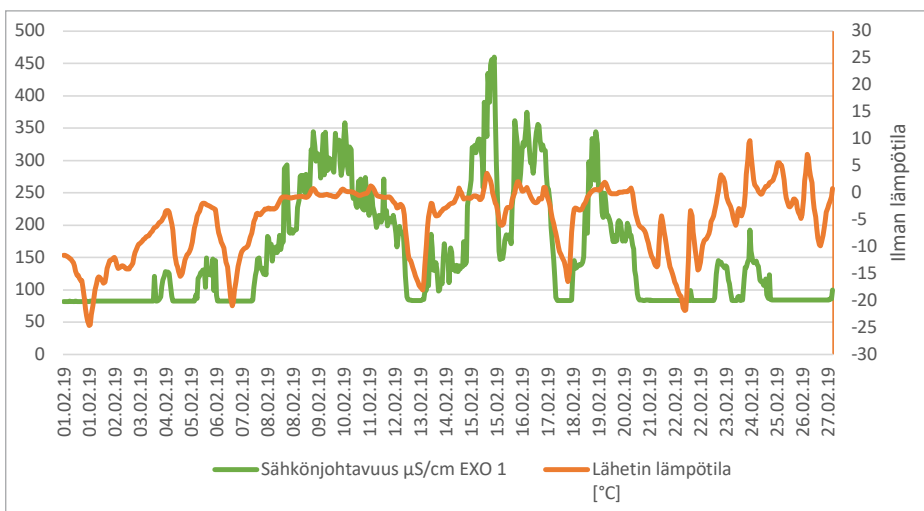
Tulosten alkupuolella näkyvä jyrkkä nousu on aiheutunut kalibrointivirheestä, joka havaittiin ensimmäisen tarkastelujakson aikana. Vertaillessa näytteenotoin saatuihin tuloksiin huomataan noin $100\text{--}150\text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$:n ero. Näytteenottojen eroavaisuus anturin tuloksista ei selity anturin tarkkuusvirheellä. Vaikka putkea on esipumpattu kirkastumisen jälkeen $20\text{--}30$ minuuttia, voi silti olla, että pohjavesinäytteeseen on päässyt mukaan kiintoaineita, jotka vaikuttavat lopullisiin tuloksiin. Vaikka näytteenotoilla havaittujen arvojen ero, noin $100\text{--}150\text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$, on suuri, saatujen arvojen trendit seuraavat jatkuvatoimisesti havaittuja. Esimerkiksi vuonna 2020 pohjavedessä havaittu selvä sähkönjohtavuuden alentuminen näkyy myös näytteenoton tuloksissa. Arvojen alentuminen johtuu mahdollisesti luonnollisesta vuosivaihtelusta tai suuremmasta pintavesivaikutuksesta verrattaessa aikaisempaan vuoteen. Kupialan sähkönjohtavuudessa (kuva 9) sen sijaan havaitaan selkeämpiä, yksittäisiä muutoksia monitorointituloksia tarkastelemalla.



Kuva 9. 7.12.2018–7.7.2020 Kupialasta mitattu sähkönjohtavuus $\mu\text{S}/\text{cm}$ sekä näytteenottojen tulokset.

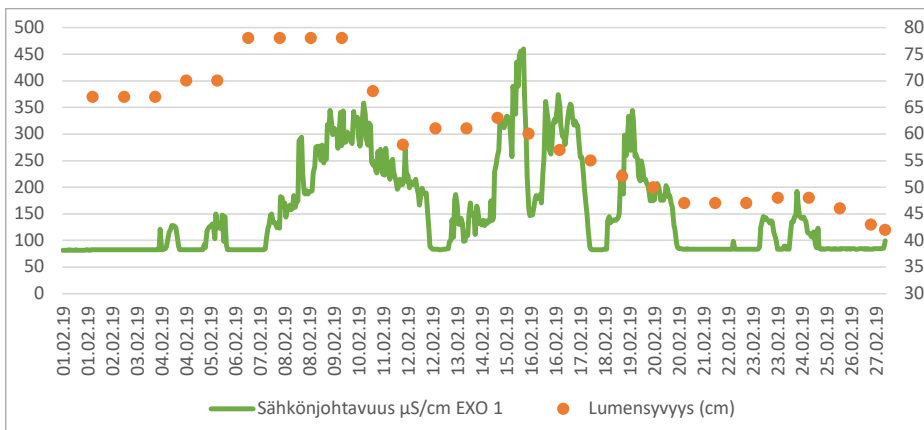
Kuten Pursialassa, myös Kupialassa havaitaan eroavaisuuksia näytteenottoihin verrattuna, mutta ne ovat huomattavasti pienempiä. Näytteenottojen noin $10 \mu\text{S}/\text{cm}$:n ero monitorointituloksista ei ole suuri, ja niistä saatujen arvojen trendit seuraavat jatkuvatoimisesti havaittuja. Esimerkkinä sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista sähkönjohtavuuden raja-arvoksi on annettu $2\,500 \mu\text{S}/\text{cm}$ lisämaininnalla, ettei vesi saa olla syövyttävää. $10 \mu\text{S}/\text{cm}$:n muutos on siis pieni, vaikka verrattuna muihin mitattaviin parametreihin se saattaa vaikuttaa suurelta. Molempien kohteiden raakaveden sähkönjohtavuus on siis hyvin laatuvaatimusten sisällä.

Kupialassa on havaittu noin helmikuun 2019 ajan kestävä tulosten kasvu sekä heittelehtiminen. Tarkasteltaessa lähettimen mittaamaa ilman lämpötilaa sekä sähkönjohtavuutta helmikuussa 2019 (kuva 10) muutokset todennäköisesti johtuvat lumien sulamisesta ja niiden suotautumisesta pohjaveteen.



Kuva 10. Helmikuussa 2019 Kupialasta sondin mitaama ilman lämpötila sekä pohjaveden sähkönjohtavuus.

Tuloksista nähdään hyvin sähkönjohtavuuden arvojen kasvu ilman lämpötilan nousemisen myötä. Vaikka esimerkiksi kuun alkupuolella lähettimen mitaama ilman lämpötila ei ole noussut plussan puolelle, on silti putken lähettyvillä sulamista todennäköisesti tapahtunut. Ilmatieteen laitoksen Sulkavan Halttulan havaintoaseman tiedoista nähdään, että lumi on alkanut sulaa helmikuussa (kuva 11). Suurimmat piikit havaitaan, kun sulamista on ollut eniten. Sulkavan Halttulan havaintoasema sijaitsee noin 19 kilometrin päässä Kupialasta.



Kuva 11. Helmikuussa 2019 Kupialan sähkönjohtavuus sekä Sulkavan Halttulan havaintoasemalta havaittu lumensyvyys.

Sitä, miksi juuri sähkönjohtavuus kasvaa, ei voida varmistaa pelkän monitorointituloksen perusteella. Todennäköisiä aiheuttajia ovat lumeen sitoutuneiden suolojen ja muiden epä-

puhtauksien siirtyminen pohjaveden sulamisvesien mukana. Tämä havainto on loistava esimerkki siitä, että jatkuvatoimisella monitoroinnilla on saatu kiinni muutostila, joka olisi jäänyt havainnoimatta pistenäytteenotoin tai -mittauksin, sekä siitä, miten lähettimen mittaama ilman lämpötilaa voidaan hyödyntää pohjavesitulosten tulkintaan.

Sondien antureille tehtiin muutama otteeseen vertailua muihin menetelmiin niiden luotettavuuden varmistamiseksi. Vertailemalla pistemittauksin EXO-vedenlaatusondin mittaamia arvoja muihin sähkönjohtokyky mittareihin (taulukko 1) sekä putkesta monitoroituihin arvoihin voidaan huomata, että näytteenotto toiminta on vaikuttanut tulokseen.

Taulukko 1. Erilaisten sähkönjohtokykyanalyysien vertailua pumpatusta ja pumpattomasta pohjavedestä. Oranssilla sekä keltaisella merkityt on mitattu samanaikaisesti kentällä samasta vesinäytteestä (kaksi rinnakkaista). Inolab noin 3 tuntia näytteenoton jälkeen sekä Eurofins akkreditoitussa laboratoriossa 1-2 vuorokautta näytteenoton jälkeen. Harmaalla merkitty putkesta ennen näytteenottoa monitoroitu arvo.

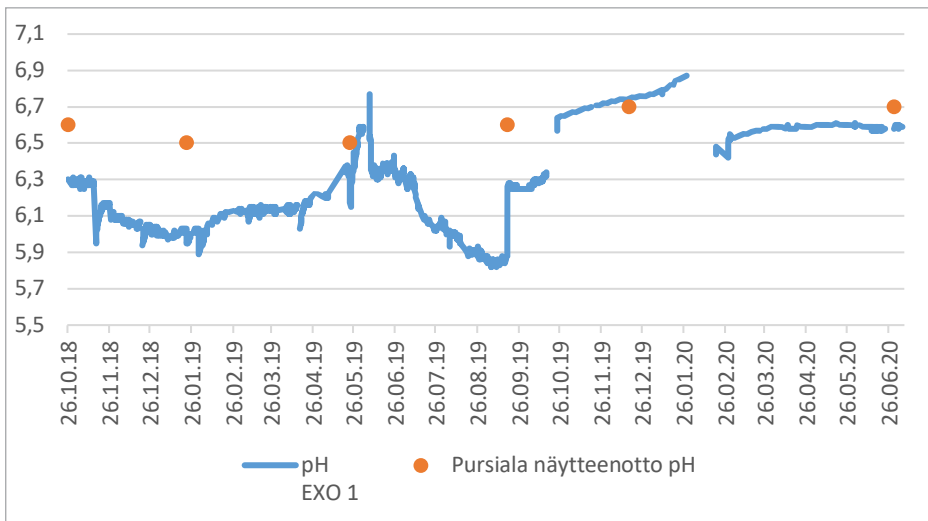
Sähkönjohtokyky $\mu\text{S}/\text{cm}$ vertailu 30.6.2020							
Piste	Pro-DSS 1	Exo 1	Exo 2	Pro-DSS 2	Inolab	Eurofins Näyte	Exo Putkesta monitoroitu
Pursiala bailer-noudin	139	144	116	108	116	120	81
Pursiala pumpattu	158	156	127	124	129	150	
Kupiala bailer-noudin	118	116	131	135	100	120	120
Kupiala pumpattu	112	112	115	114	104	120	

Vertailuista nähdään rinnakkaisten kenttämittausten olevan hyvin lähellä toisiaan sekä jopa identtisiä. Pursialan bailer-noutimen näytteestä havaitaan kaikilla menetelmillä pienempiä sähkönjohtokyvyn arvoja kuin pumpatusta näytteestä. Bailer-näytteen seassa oli selvästi kiintoainetta, joka on voinut nostattaa sähkönjohtokyvyn arvoa. Näytteenottoa edeltävä monitoroitu sähkönjohtokyvyn arvo Pursialasta on ollut $81 \mu\text{S}/\text{cm}$, joten näillä kaikilla menetelmillä havaitaan Pursialasta korkeampia arvoja kuin suoraan havaintoputkesta. Syynä tähän on todennäköisesti kiintoaineen päätyminen näytteisiin sekä pohjaveden kerrostuneisuuden sekoittuminen. Kupialan bailer-näytteestä havaitaan korkeampi sähkönjohtokyvyn arvo kentällä, mutta laboratorionäytteissä merkittäviä eroja ei enää ole. Myös Kupialassa bailer-näytteen seassa oli selvästi kiintoainetta. Kupialan monitoroitu sähkönjohtavuus on kyseisellä ajankohdalla ollut $120 \mu\text{S}/\text{cm}$, eli näytteet edustavat paremmin myös sondin monitoroimaa vettä.

Näytteenottojen aikana aiheutuva sekoittuminen vaikuttaisi nostattavan arvoja hieman erityisesti Pursialassa. Tätä voisi vielä tarkastella esipumppaamalla putkea vieläkin pidempään, vaikka se on aina näytteenoton yhteydessä selkeästi kirkastunut. Myös se, että näytteet on analysoitu 1-2 vuorokautta näytteenoton jälkeen voi nostattaa lopullista sähkönjohtokyvyn tulosta. Siitä huolimatta on kuitenkin selvää, että samalla mittarilla suoraan putkesta ja pumpatusta näytteestä havaitaan selvä ero. Tässä tulee esille yksi pohjavesien jatkuvatoimisten mittausten haasteista, eli vertailukelpoisten näytteiden saaminen veden sekoittumisen ja häiriintymisen takia. Vaikkakin monitoroituja tuloksia ei voida täydellisesti varmentaa ja menetelmien arvot eivät täsmää keskenään on silti sähkönjohtavuudesta havaittu selviä muutoksia kohteissa, jotka olisivat todennäköisesti jääneet huomioimatta pistemittauksin. Sähkönjohtokykyantureiden toiminta on siis havaittu hyväksi.

PH

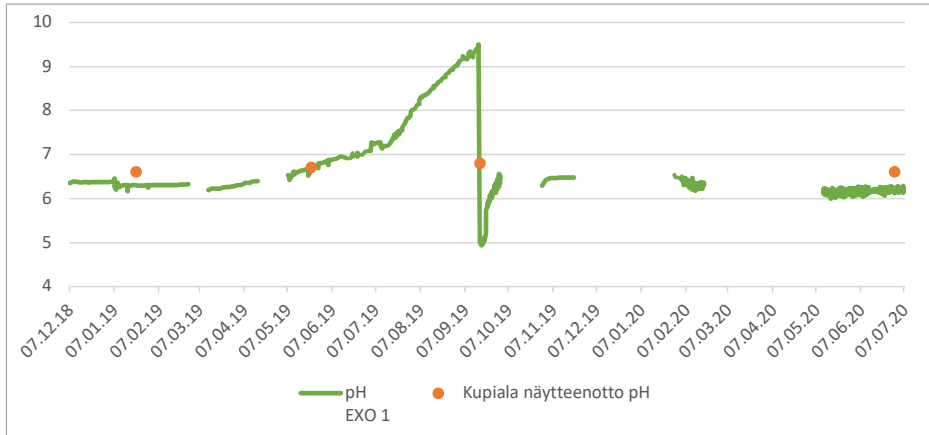
YSI antaa pH-anturille virheeksi $\pm 0,2$ pH-yksikköä anturin ollessa kalibroitu alueelle 4–10 pH. Antureiden käyttöiäksi on ilmoitettu valmistajalta 12–18 kuukautta, jonka jälkeen anturin vaihtokärki tulee vaihtaa uuteen (YSI Inc. 2020c). Pursialan tuloksissa (kuva 12) havaitaan tyypillistä vuosivaihtelua, mutta myös lähinnä tutkimustoiminnasta sekä kalibroinnista aiheutuneita muutoksia.



Kuva 12. 26.10.2018–7.7.2020 Pursialasta mitattu pH sekä näytteenottojen tulokset.

Pursialan pH-arvossa havaitaan mittausten alkupuolella tasaisia lukemia, mutta ne ovat keskimäärin 0,3 yksikköä näytteenottoja alempana. Tammikuussa 2020 anturin havaittiin laboratorio-oloissa antavan viitteitä siitä, että sen käyttöikä oli päättymässä. Koska anturi oli myös ollut yli vuoden käytössä, päätettiin sen vaihtokärki vaihtaa uuteen. Tämän jälkeen

tulokset tasaantuivat hyvin näytteenotoilla havaituille arvoille eli noin 6,6 pH-yksikköön. Vuosien 2018 ja 2019 tuloksien ero näytteenotoin saatuihin onkin todennäköisesti johdettu kalibroinnista. Tietenkin voi olla myös niin, että koska näytteet on analysoitu 1–2 vuorokautta näytteenoton jälkeen, on sillä ollut muutaman desimaalin vaikutus tuloksiin. Kupialan tuloksista (kuva 13) havaitaan samankaltaisia muutoksia kuin Pursialasta, mutta Kupialan pH-anturin käyttöikä loppui huomattavasti aikaisemmin.



Kuva 13. 7.12.2018–7.7.2020 Kupialasta mitattu pH sekä näytteenottojen tulokset.

Kupialan pH-arvoissa nähdään hyvin anturin käyttöiän päättyminen. Touko–kesäkuun 2019 aikana anturin arvot ovat kasvaneet, eikä tämä kasvu päättynyt anturin kalibroinnin yhteydessä. Lopulta arvot saavuttivat 9,5 pH:n lukeman syyskuussa 2019 eli yhdeksän kuukauden jälkeen käyttöönotosta. Anturin vaihdettava kärki uusittiin, ja sen jälkeen arvot palautuivat näytteenottojen tasolle. Anturin käyttöiän ennenaikaisen päätymisen ja siitä syntyneen merkittävän tulosten ryöminnän myötä pH-arvon osalta ei Kupialan tuloksista voida varmuudella sanoa kyseiseltä ajankohdalta, edustaako se kohteen todellista tilaa.

Kupialan näytteenottojen pH-arvo vaihtelee 6,6–6,8. Näytteenottojen tuloksista voidaankin nähdä niiden olevan keskenään hyvin tasaisia, mutta samalla hieman korkeammalla kuin monitorointiasemalla havaittu arvo. Tähän voi myös vaikuttaa samat syyt kuin Pursialan aseman 0,3 pH-yksikön kasvuun. Sama muutos laboratorio- ja kenttäarvojen välillä havaitaan myös eri menetelmiä vertailtaessa (taulukko 2).

Taulukko 2. Erilaisten pH-analysien vertailua pumpatusta ja pumpaamattomasta pohjavedestä. Oranssilla sekä keltaisella merkityt on mitattu samanaikaisesti kentällä samasta vesinäytteestä (kaksi rinnakkaista). PHM 210 noin 3 tuntia näytteenoton jälkeen sekä Eurofins akkreditoitussa laboratorioissa 1-2 vuorokautta näytteenoton jälkeen. Harmaalla merkitty putkesta ennen näytteenottoa monitoroitu arvo.

pH vertailu 30.6.2020							
Piste	Pro-DSS 1	Exo 1	Exo 2	Pro-DSS 2	PHM 210	Eurofins Näyte	Exo Putkesta monitoroitu
Pursiala bailer-noudin	6,6	6,4	6,6	6,6	6,6	6,7	6,6
Pursiala pumpattu	6,8	6,7	6,6	6,6	6,8	6,7	
Kupiala bailer-noudin	6,1	6,3	6,3	6,2	6,6	6,5	6,2
Kupiala pumpattu	6,4	6,2	6,3	6,2	6,4	6,6	

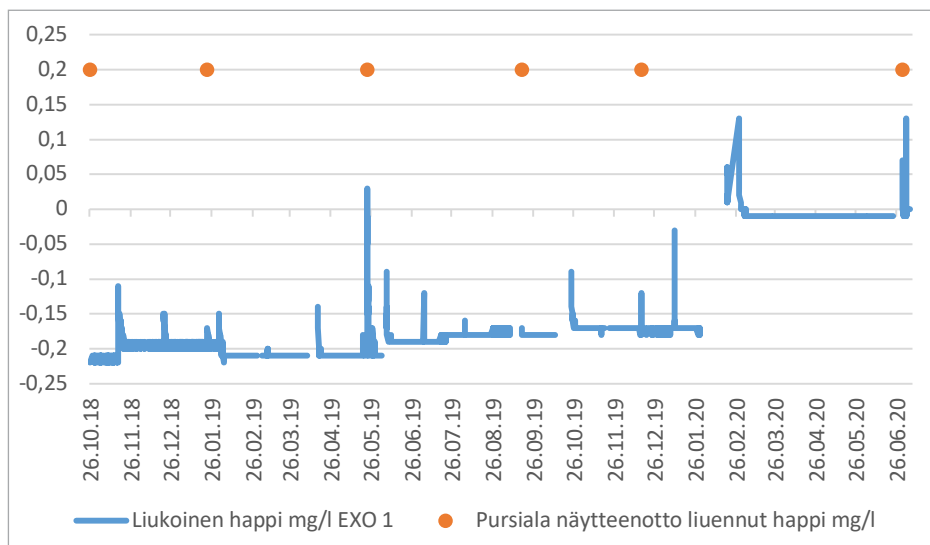
Putkista ennen näytteenottoa monitoroiduista arvoista sekä kentällä mitatuissa arvoissa ei ole merkittäviä eroja, mutta lähes kaikissa laboratorioissa mitatuissa arvoissa nähdään 0,2–0,4 pH-yksikön kasvua kenttämitattuihin. Kentällä tehdyissä mittauksissa sen erot ovat hyvin pieniä ja jopa osittain identtisiä. Tämän myötä onkin viitteitä siitä, että näytteiden säilöminen on muuttanut niiden pH-arvoa hieman. pH-mittaus olisikin hyvä tehdä aina kentällä mahdollisen kontaminoitumisen ja näytteen muuttumisen estämiseksi.

Antureiden käyttöikien päättymisen takia tuloksista on vaikeaa sanoa niiden totuudenmukaisuudesta. Kupialan tulokset seuraavat hyvin näytteenotoilla saatuja, mutta Pursialassa nähdään selvempiä eroavaisuuksia. pH-antureiden käytössä tulee aina mittausjakson alussa huolehtia siitä, että ne on kalibroitu kohteen vedelle soveltuvaksi. YSI-antureiden tapauksessa tämä tehdään 2-pistekalibroimalla anturi 4–7 tai 7–10 pH-yksikön väliselle alueelle. Molemmissa kohteissa 2-pistekalibrointiin siirryttiin vuoden 2019 syksyllä, mikä todennäköisesti on myös osaselittäjänä sitä edeltävien tulosten eroavaisuuden näytteenottoihin. Oikein kalibroimalla, huoltamalla sekä anturipäitä tarvittaessa vaihtamalla pH-antureilla vaikuttaisi kuitenkin saavan hyviä jatkuvatoimisia tuloksia, jotka edustavat tutkittavaa vettä.

LIUENNUT HAPPI

YSI antaa optiselle liuenneen hapen anturille virheeksi mittavälillä 0–20 mg/l $\pm 0,1$ mg/l tai 1 % tuloksesta sen mukaan, kumpi näistä on suurempi (YSI Inc. 2020b). Anturille voidaan tehdä joko 1-pistekalibrointi vedellä kyllästettyyn ilmaan tai ilmalla kyllästettyyn veteen esimerkiksi akvaariopumpun avulla niin, että veden/ilman kyllästysprosentti on 100. YSI

suosittelee kalibroinnin tehtäväksi vedellä kyllästettyyn ilmaan niin, että kalibroitokupin pohjalle asetetaan muutama senttimetri vettä ja kuppi suljetaan vain osittain. Anturipää itse ei saa olla kosketuksissa veden kanssa. Ilman annettaan kyllästyä vedellä noin 15 minuutin ajan ja siitä suoritetaan kalibrointi. Tätä menetelmää käytettiin molemmissa hankkeen sondeissa. 2-pistekalibrointia suositellaan silloin, kun mitataan vähähappista vettä tai anturin mittatarkkuus ei ole riittävä 1-pistekalibroinnilla. 2-pistekalibroinnissa anturi kalibroidaan sekä 0 %:n että 100 %:n kyllästysprosentteille. Kalibrointitilanteessa kuitenkin arvoltaan 0 mg/l liukoisien hapen pitoisuuden saavuttaminen on haastavaa. Ohjeessa tämä suositellaan tehtäväksi muun muassa poistamalla vedestä happi typpikaasun avulla tai natriumsulfaattiliuoksella (YSI, 2019). Kuten kuvassa 14 nähdään, Pursialan sondissa liuenneen hapen tarkalle kalibroinnille oli tarvetta.

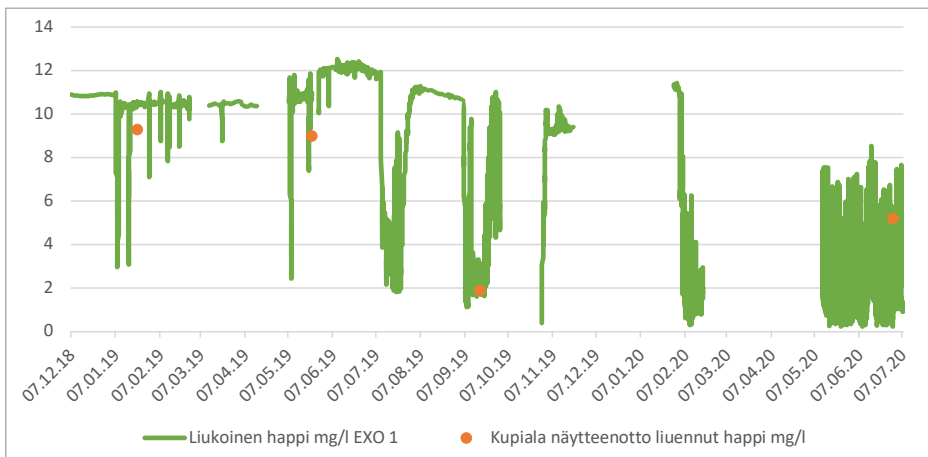


Kuva 14. 26.10.2018-7.7.2020 Pursialasta mitattu liuennut happi mg/l sekä näytteenottojen tulokset.

Pursialassa liuenneen hapen arvoissa nähdään hyvin tasaisia lukemia, vaikka huomioitavaa on niiden negatiivisuus. Tämä johtuu siitä, että optinen anturi on heikko tunnistamaan 0 mg/l lähestyviä arvoja. Tämä vahvistuu sillä, että näytteenotoissa käytetyllä, SFS-EN ISO 5814:2012 -standardiin pohjautuvalla menetelmällä ei myöskään pystytä analysoimaan alle 0,2 mg/l olevia arvoja. Kaikissa pohjavesiputkesta tehdyistä näytteenotoissa liuenneen hapen arvo on ollut alle määrittäysrajan 0,2 mg/l. Näytteenottosyvyydellä olevassa pohjavedessä on hyvin vähän tai jopa 0 mg/l happea. Pursialan sondille kokeiltiin happianturin 2-pistekalibrointia, mutta anturin kalibroinnin jälkeiset arvot pohjavesiputkesta pysyivät silti negatiivisina. Tämän myötä 1-pistekalibrointiin palattiin sen yksinkertaisuuden takia.

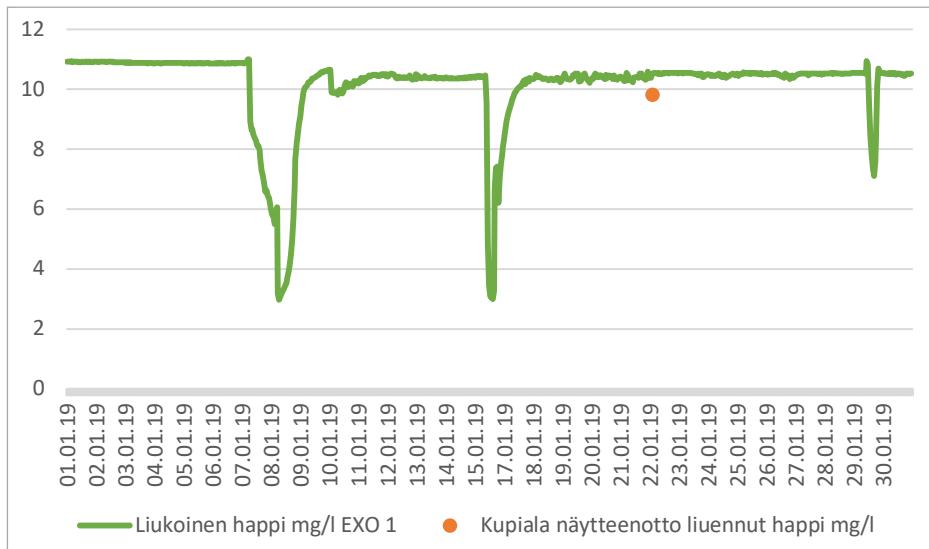
Anturilla mitattujen tulosten hajonta on hyvin pientä, eikä kohteesta ole havaittu merkittäviä, kohteen pohjaveden happimäärien muutoksiin viittaavia tekijöitä. Tämä kuitenkin tarkoittaa sitä, että mahdolliset hapen määrän muutokset saataisiin helposti kiinni tasaisien lukemien seasta. Tarkastellessa käsittelemätöntä raakadataa huomataan anturin mitanneen pohjavesiputkesta kohonneita happiarvoja, jotka ovat syntyneet huoltotoimenpiteiden sekä pumppausten yhteydessä.

Kupialan happituloksista (kuva 15) havaittiin sen sijaan muutoksia, jotka eivät aiheutuneet tutkimustoiminnasta. Myös sähkönjohtavuudessa näkyneet, helmikuun 2019 todennäköiset sulamisvedet näkyvät liuenneen hapen laskussa.



Kuva 15. 7.12.2018–7.7.2020 Kupialasta mitattu liuennut happi mg/l sekä näytteenottojen tulokset.

Näytteenotoilla saadut tulokset asettuvat asemalla havaittujen tulosten janalle. Vedenotannon pumppaustoiminta näkyy myös erinomaisesti happipitoisuuden laskuna muun muassa kesällä 2019 sekä syksystä 2019 eteenpäin. Tammikuussa 2019 havaituille muutoksille (kuva 16) ei ole kuitenkaan selvää aiheuttajaa. Tuloksista nähdään, että laskut eivät ole yksittäisiä piikkejä, vaan useita tunteja kestäneitä tapahtumia.

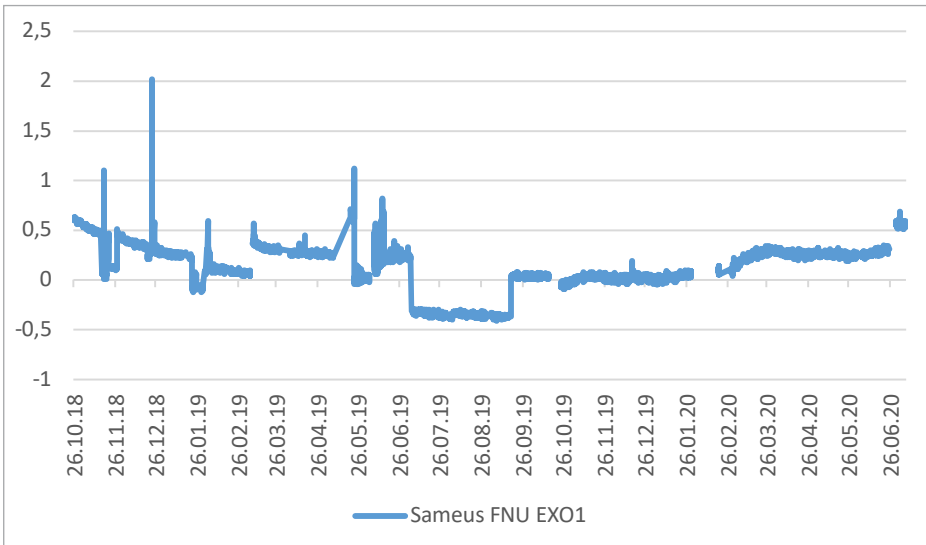


Kuva 16. Tammikuun 2019 liukoisen hapen tulokset Kupialasta.

22.1.2019 tehdystä näytteenotosta ei ole aiheutunut monitorointiasemalla havaittuja muutoksia. Koska tammikuun ilman lämpötila on ollut alle $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$, ei ole todennäköistä, että piikit olisivat aiheutuneet lumien sulamisesta. Muutokset kuitenkin muistuttavat 2019 havaittuja vedenottopumppaustoiminnan aiheuttamia laskuja. Vaikka tarkkaa syytä piikeille ei voida sanoa, on mahdollista, että Kupialasta on käyty tekemässä koepumppauksia tammikuussa.

SAMEUS

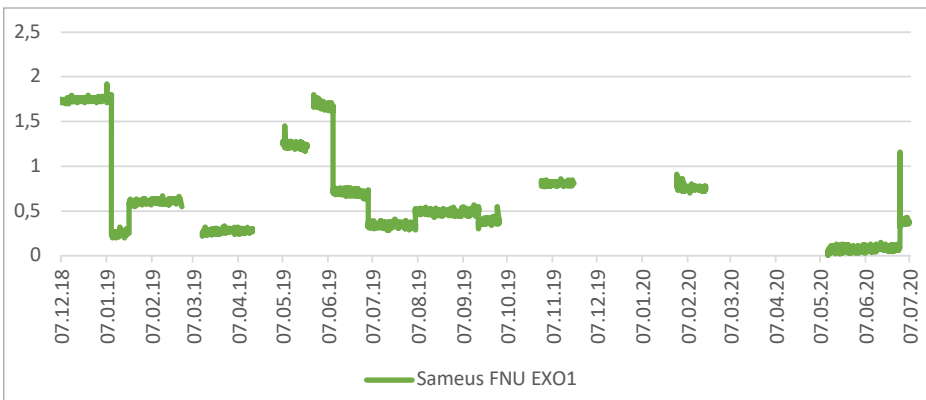
YSI antaa optiselle sameusanturille virheeksi mittavälillä 0–999 FNU ± 2 prosenttia lukemasta tai 0,3 FNU (YSI Inc. 2020d). Antureille tehtiin 2-pistekalibrointi tislattuun veteen sekä YSI:n 124 FNU kalibrointinesteeseen. Koko hankkeen ajalta Pursialan tuloksissa (kuva 17) havaittiin hyvin tasaisia lukemia.



Kuva 17. 26.10.2018–7.7.2020 Pursialasta mitattu sameus.

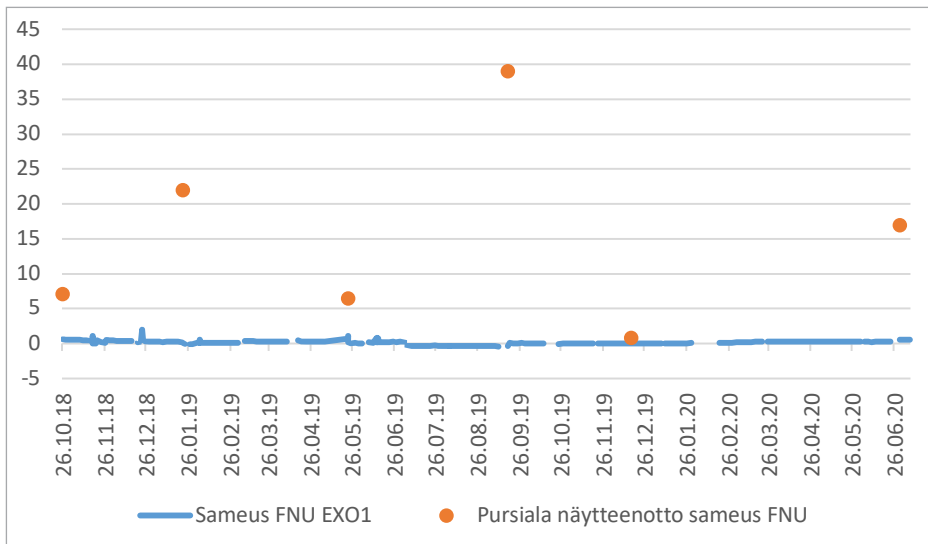
Huoltotöiden jälkeisissä tuloksissa nähdään selkeä mutta pieni välitön muutos. Tähän syytä voi olla monia, kuten anturissa olevan pinttymän puhdistuminen. Muutokset kuitenkin ovat yleisesti 0,5–1 FNU:n välillä eli todella pieniä. Kesällä 2019 arvot ovat käyneet negatiivisena muutaman kuukauden ajan. Tämä johtuu kalibrointivirheestä, jolloin todennäköisesti anturissa on ollut kalibrointitilanteessa likaa tai nolapistekalibrointi tislattuun veteen on epäonnistunut. Anturi on kalibroitu uudelleen syyskuussa 2019, jolloin arvot ovat palautuneet positiivisen puolelle.

Kupialasta havaitut muutokset (kuva 18) ovat myös hyvin samankaltaisia. Kuten Pursialassa, sameuden arvoissa havaitaan eniten selvästi anturin käytöstä aiheutuvia tulosmuutujia. Huoltotöiden jälkeisissä tuloksista nähdään selkeä, välitön muutos.



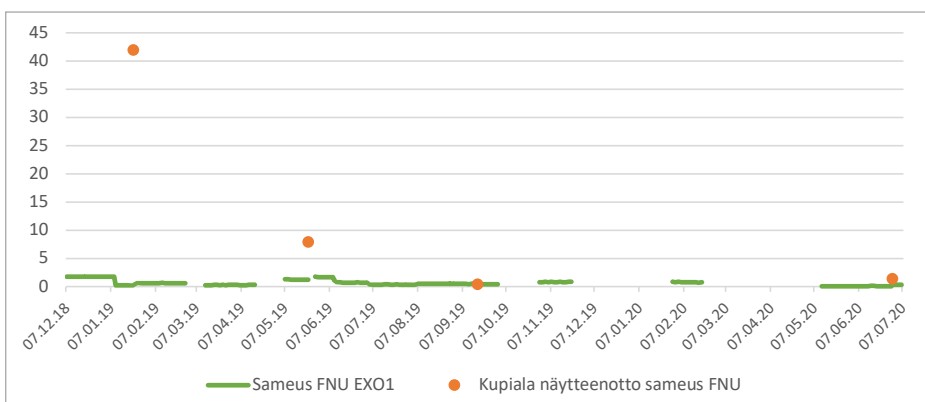
Kuva 18. 7.12.2018–7.7.2020 Kupialasta mitattu sameus.

Molemmissa kohteissa havaitut sameusarvot ovat noin 0,5–2 FNU:n välillä. Vasta noin 5 FNU:n sameusarvot ovat silmävaraisesti nähtävissä, joten kohteista monitoroidut arvot edustavat hyvin kirkasta pohjavettä. Vaikka kaikki havaitut muutokset ovat pieniä, anturi havaitsee silti sameusmuutoksia kohteesta. Tämä huomataan käsittelemättömästä datasta, jossa huoltotöiden jälkeisen 1–12 tunnin aikana havaitaan kohonneita jopa 20 FNU:n arvoja, jotka palautuvat ajan myötä lähtötasolle. Näytteenotoilla sen sijaan ei ole päästy havaitsemaan samankaltaisia lukemia kuin monitorointilaitteistolla kummastakaan kohteesta. Tarkastellessa Pursialan monitorointi- sekä näytteenottotuloksia (kuva 19) huomataan näytteenotoilla saatujen arvojen olevan moninkertaisia sekä hyvin epäloogisia.



Kuva 19. 26.10.2018–7.7.2020 Pursialasta mitattu sameus sekä näytteenottojen tulokset.

Näytteisiin on todennäköisesti päässyt esipumppauksesta huolimatta mukaan kiintoainetta, mikä vaikuttaa tulokseen. Standardin SFS-EN ISO 7027:2016 mukaan ennen sameuden määrittämistä vesinäyte tulee sekoittaa ja homogenisoida hyvin, minkä jälkeen mittaus voidaan suorittaa. Tällöin vesinäytteessä mukana ollut ja todennäköisesti sedimentoituneet pienet kiintoainemäärät nostattavat sameuden laboratoriomittattua arvoa. Tätä vahvistaa myös se, että silmämääräisesti vesi on aina kirkastunut näytteenottoilanteessa esipumppauksen aikana. Sama huomataan myös Kupialan tuloksista (kuva 20).



Kuva 20. 7.12.2018–7.7.2020 Kupialasta mitattu sameus sekä näytteenottojen tulokset.

Kupialasta tammi- sekä toukokuun 2019 näytteenotoissa havaitaan myös moninkertaisia arvoja, mutta syksyn 2019 sekä kesän 2020 näytteenotoilla on saatu samanlaiset arvot kuin monitoroimalla. Putki on siis todennäköisesti 17.9.2019 ja 30.6.2020 tehdyissä näytteenottojen esipumppauksissa puhdistunut niin, ettei näytteeseen ole päässyt kiintoainetta. Pohjavesinäytteenotossa onkin monta virhetekijää, jotka voivat pilata näytteenottojen edustavuuden. Vaikka vesinäyte saattaa näyttää kirkkaalta, voi silti olla, että se sisältää kiintoainetta, joka vaikuttaa lopulliseen analyysitulokseen. Sameuden arvoja ei voida luotettavasti arvioida ainakaan hankkeessa toteutettujen akkreditoitujen näytteenottojen perusteella. Verrattaessa muihin mittausmenetelmiin (taulukko 3) on selvää, että näytteenotto toiminta on suuresti vaikuttanut tuloksiin.

Taulukko 3. Erialaisten sameusanalyysien vertailua pumpatusta ja pumppaamattomasta pohjavedestä. Tummenmalla sekä vaaleammalla sinisellä merkityt on mitattu samanaikaisesti kentällä samasta vesinäytteestä (kaksi rinnakkaista). Oaklon noin 3 tuntia näytteenoton jälkeen sekä Eurofins akkreditoitussa laboratorioissa 1-2 vuorokautta näytteenoton jälkeen. Viimeisessä sarakkeessa on merkitty putkesta ennen näytteenottoa monitoroitu arvo.

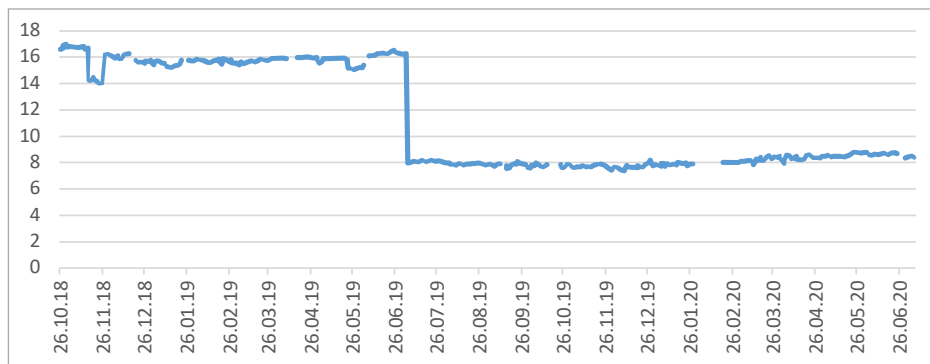
Sameus FNU vertailu 30.6.2020							
Piste	Pro-DSS 1	Exo 1	Exo 2	Pro-DSS 2	Oaklon keski-arvo	Eurofins Näyte	Exo Putkesta monitoroitu
Pursiala bailer-noudin	19	14	28	28	64	97	0,3
Pursiala pumpattu	10	10	11	11	17	17	
Kupiala bailer-noudin	11	10	14	20	44	79	0,1
Kupiala pumpattu	0,2	0,1	0,4	0,4	2,4	1,4	

Bailer-noutimella otetussa näytteissä huomataan näytteiden sisältämän kiintoaineen nostataneen laboratoriomitattuja arvoja ja kentällä niistä havaitaan myös selkeästi korkeampaa sameutta. Kaikissa laboratorionäytteissä havaitaan huomattavasti kenttämitattuja korkeammat arvot. Kupialan esipumppauksessa on onnistuttu huomattavasti paremmin, mutta Pursialassa pumpattuun näytteeseen on selvästi päässyt vieläkin kiintoainetta. Molemmissa kohteissa suoraan putkesta monitoroitu sameus on ollut ennen näytteenottohetkeä alle 0,3 FNU, eli näytteenottojen myötä putkien vesi on sekoittunut huomattavasti. Sameudessa tulee esille siis sama haaste kuin sähköjohtavuudessa, eli vertailukelpoisten näytteiden saaminen.

Tutkituissa pohjavesiputkissa havaitut sameusvaihtelut ovat pieniä, eikä koko monitoroitavana aikana kohteista havaittu minkäänlaisia selviä poikkeustiloja sameuden osalta. Koska verrokkikelpoisten sameusmittausten- ja näytteiden ottaminen on hankalaa ja sisältää suuren virheriskin, on laitteistoa valittaessa tutkimuskohteen ominaisuudet hyvä huomioida. Molemmissa kohteissa sameusmittauksen tilalle hyödyllisempää olisi voinut olla esimerkiksi kloridi- tai nitraattianturin valitseminen. Sameusmittaukset pohjavesiputkesta ovat hyödyllisiä silloin, kun putkeen tiedetään kohdistuvan esimerkiksi hulevesiä, joiden aiheuttamat muutokset saataisiin havaittua. Sameusantureiden havaittu toiminta oli kuitenkin erinomaista. Tulosten tasaisuuden ja muutamien desimaalien vaihteluvälin myötä poikkeukset saataisiin todennäköisesti havaittua kohteista.

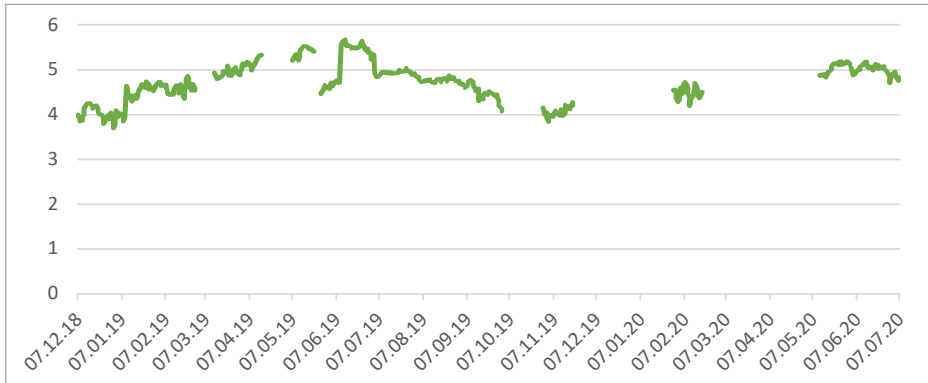
SYVYYS JA PINNANKORKEUS

YSI antaa EXO 1 -vedenlaatusondin 0–100 metrin paineanturille tarkkuudeksi 0,001 metriä ja virheeksi $\pm 0,04$ % lukemasta tai 0,04 metriä (YSI Inc. 2020e). Paineanturi kalibroidaan paikalliseen ilmanpaineeseen. Hankkeen alkupuolella molemmat sondit asennettiin tutkittavalle syvyydelle narulla. Narujen kuitenkin havaittiin joustavan, jolloin sondin asennussyvyys vaihteli hieman. Tämä korjattiin kesällä 2019 vaihtamalla molempiin asemiin teräsvarjerit. Tämä vaijerivaihto näkyy erinomaisesti Pursialasta saaduissa syvyystuloksissa (kuva 21).



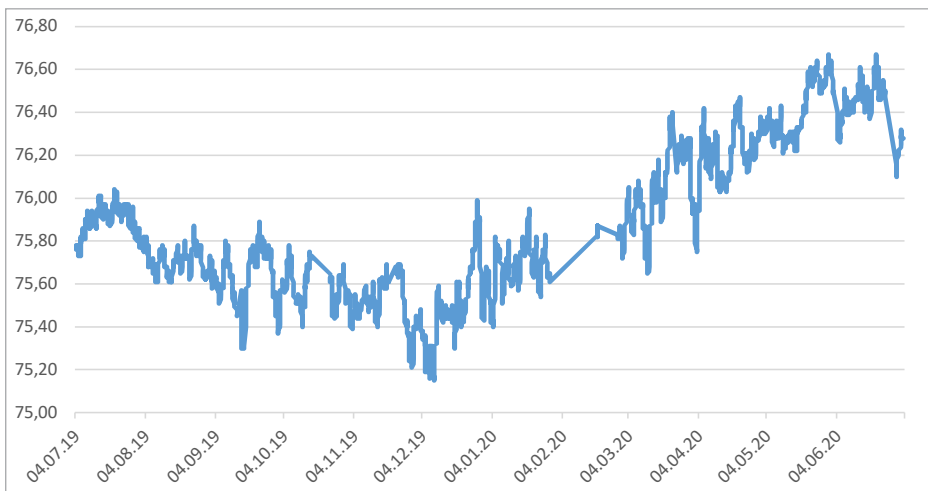
Kuva 21. 26.10.2018–7.7.2020 Pursialasta mitattu syvyys. Vaijerinvaihto sekä sondin syvyyden muutos erinomaisesti näkyvissä.

Molemmissa kohteissa syvyystuloksissa nähdään tyypillisiä pohjaveden pinnankorkeuden vaihteluita. Kupialassa (kuva 22) vaijerin vaihdon yhteydessä sondin asennussyvyys mataltui noin metrillä.



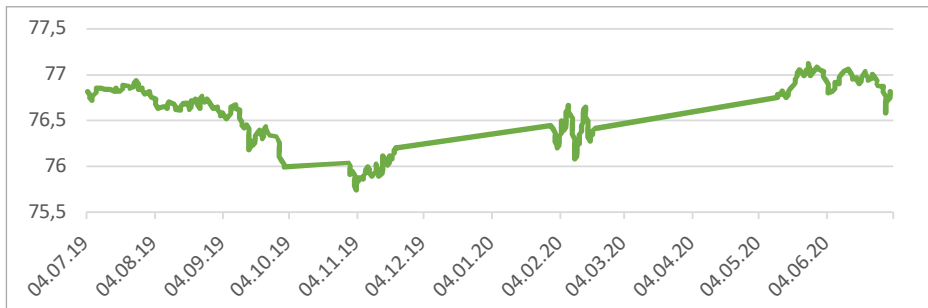
Kuva 22. 7.12.2018–7.7.2020 Kupialasta mitattu syvyys.

Vaijerivaihdon jälkeen sondin antamasta syvyyslukemasta voitiin luotettavammin laskea Pursialan pohjaveden pinnankorkeus N2000-järjestelmässä (kuva 23).



Kuva 23. Vaijerin vaihtamisen jälkeen 4.7.2019–7.7.2020 Pursialasta mitattu pohjaveden pinnankorkeus N2000-järjestelmässä.

Pinnankorkeuslukemaa ei voida verrata luotettavasti mihinkään julkisen datan lähteeseen. Saimaan pintaveden korkeuteen verrattaessa samat vuositason trendit ovat huomattavissa, mutta koska pohjavesien pinnankorkeuksissa voi olla suuriakin paikallisia vaihteluita, ei niitä voi keskenään vertailla tarkemman mittatarkkuuden selvittämiseksi. 30.6.2020 tehdyssä näytteenotossa monitoroitavasta putkesta syvyysmittarilla havaittu N2000-pinnankorkeus oli 75,95 metriä, kun taas sondin ilmoittama samalta ajankohdalta 76,15 metriä. Näiden kahden mittauksen välillä eroavaisuutta on 0,20 metriä. Tämä on tarkkojen pinnankorkeudesta tehtävien havaintojen, kuten pohjaveden virtaussuunnan, kannalta todella suuri eroavaisuus. Samankaltaisia luonnollisia muutoksia havainnoidaan myös Kupialasta (kuva 24).



Kuva 24. Vaijerin vaihtamisen jälkeen 4.7.2019–4.7.2020 Kupialasta mitattu pohjaveden pinnankorkeus N2000-järjestelmässä.

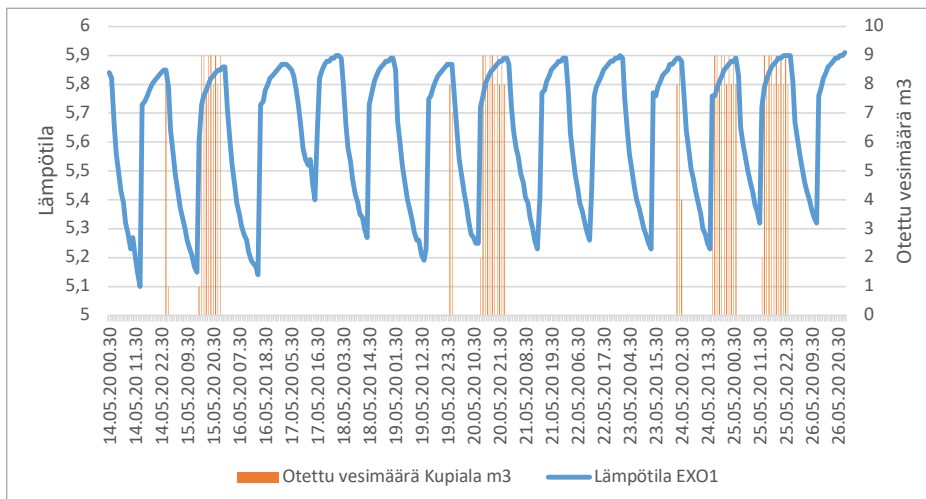
Kupialan pinnankorkeutta ei voida verrata luotettavasti mihinkään lähteeseen. Lähin pintaveden mittauspiste on noin 20 kilometrin päässä Rantasalmen Haukivedellä, josta havaitaan samanlaisia trendejä. 30.6.2020 tehdyssä näytteenotossa Kupialan putkesta syvyysmittarilla havaittu N2000-pinnankorkeus oli 76,363 metriä, kun taas sondin ilmoittama samalta ajankohdalta 76,703 metriä. Näiden kahden mittauksen välillä eroavaisuutta on noin 0,34 metriä. Molemmissa monitorointiaseman ja pohjaveden pinnankorkeusmittarin mittaus tulokset eroavat. Syvyysanturin tarkkuuden varmistamista varten tarvittaisiinkin kattava määrä vertailukelpoisia pinnankorkeusmittauksia. Kohteesta käsimitarilla havaittujen arvojen perusteella syvyysanturit eivät ole antaneet täysin totuudenmukaista arvoa, mutta luontaisia pinnankorkeuden muutoksia on havaittu. Onkin mahdollista, että kalibroimalla ja hienosäätämällä paineanturit ne saatettaisiin saada tilaan, jossa ne näyttäisivät totuudenmukaista painelukemaa, mikäli aiheutuva virhe on vakio.

Paineanturin ainoa toiminta ei ole paineen mittaaminen. EXO-mittarit ovat moniparametrisondeja, ja laitteen ohjelmisto käyttää painetietoa muiden tulosten laskemiseen. Esimerkiksi sähkönjohtokyvyn arvo kompensoidaan mitattavan syvyyden arvolla veden tiheyden vaihtuessa paineen myötä. Vaikka paineanturilla ei saataisi senttitarkkuudella luotettavaa pinnankorkeustulosta, pitää anturi silti kalibroida ja huoltaa hyvin muita mittauksia varten.

KUPIALAN VEDENOTON VAIKUTUS ASEMAN TULOSSIIN

Rantasalmen Kupialan monitorointiasema rakennettiin noin 30 metrin päähän Kupialan vedenottamosta. Hankkeen alkupuolella vedenottamo ei ollut toiminnassa, mutta kesällä 2019 sen toiminta käynnistettiin uudelleen aluksi koepumppauksilla. Koepumppaukset havaittiin monitorointilaitteiston tuloksista. Syyskuusta 2019 lähtien ottamolta alettiin pumpata vettä vesijohtoverkostoon. Pumpaus tapahtuu sykleissä, eli aina 12 tunnin kulluttua pumpaus pysäytetään 12 tunniksi. Tämä vuorokausivaihtelu aiheuttaa muutoksia pohjaveden laatuun, mikä monitorointiasemalla on havaittu. Kaikki pumppaustoiminta nähtiin selkeästi monitorointiaseman tuloksista jopa niin tarkasti, että yksittäiset erot pumpaustilavuudessa nähtiin muun muassa muutoksina lämpötilassa ja sähkönjohtavuudessa. Tämän myötä haluttiin nähdä, miten pumpattavat vesimäärät vaikuttavat pohjavedestä havaittaviin vedenlaatuparametreihin. Hankkeen käyttöön saatiin neljän päivän tarkat vedenottotiedot toukokuulta 2020. Niiden avulla nähdään kuitenkin selkeää korrelaatiota pumpattavien vesimäärien ja pumppaamattoman ajanjakson välillä.

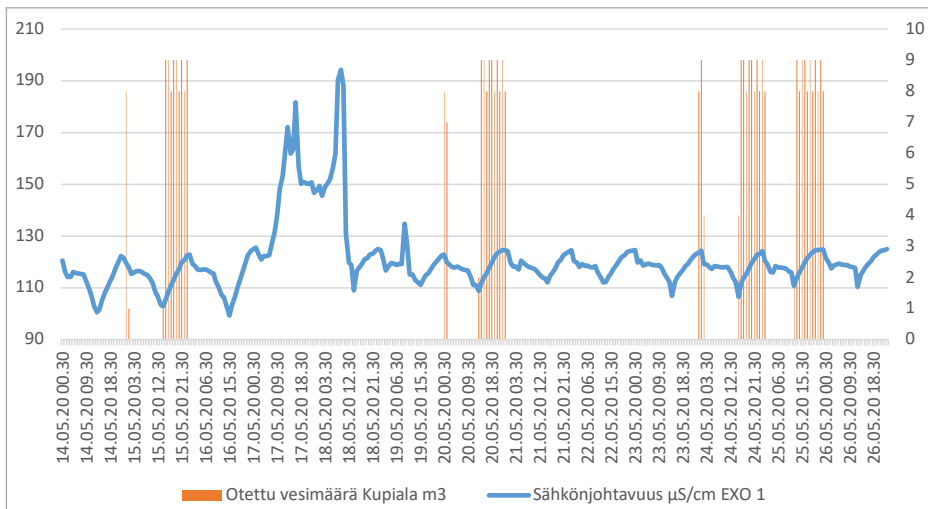
Kuvassa 25 nähdään heti pumppaustoiminnan lakattua lämpötilan laskua takaisin luonnolliseen tilaansa. Pumpkauksen jatkuessa kello 12–15 lämpötila nousee välittömästi takaisin sille tasolle, jossa se oli 12 tuntia aikaisemmin. Ero on noin 0,6 °C, mikä on helposti monitorointiaseman havaittavissa.



Kuva 25. Vedenoton vaikutus havaittuun lämpötilaan 14.–26.5.2020.

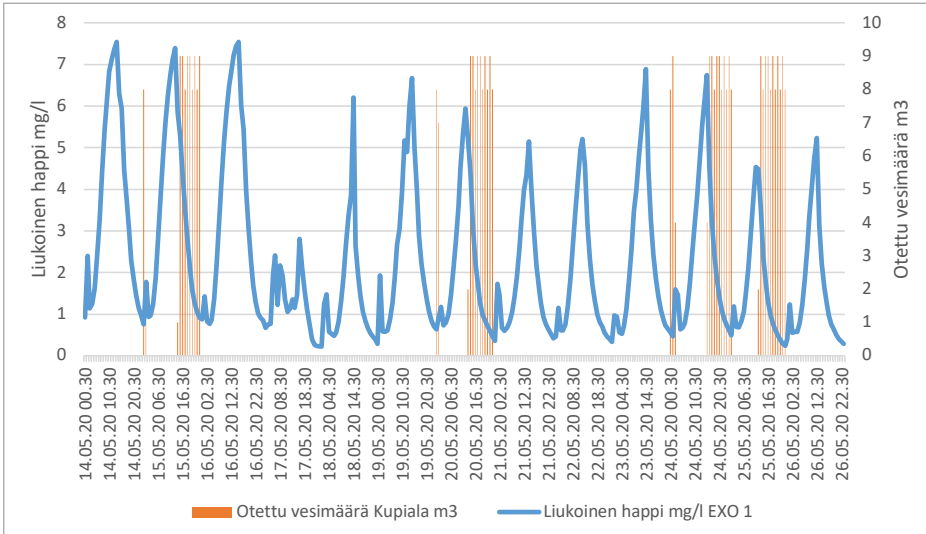
Lämpötilakompensoidussa sähkönjohtavuudessa (kuva 26) huomataan samanlaisia muutoksia kuin lämpötilassa, mutta nousut ja laskut eivät ole yhtä äkillisiä. Vasta noin 5–10 tuntia pumpkauksen lakattua nähdään selkeä arvon madaltuminen. Pumpkauksen käynnistyttyä

arvo lähtee välittömästi kasvuun noin 3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ per tunti. Eroa alimman ja korkeimman havaitun tuloksen välillä on noin 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$. 17.5. ja 18.5. näkyvät suuret piikit aiheutuvat jostain muusta tekijästä kuin vedenotosta. Tätä voidaan perustella sillä, että samankaltaisia muutoksia ei havaita muista parametreista, jotka selvästi muuttuvat pumppauksen myötä. Sulkavan Halttulan havaintoaseman mukaan 17.5. ja 18.5. ovat olleet sateisia päiviä, mistä kuvassa näkyvät suuret piikit todennäköisesti aiheutuvat.



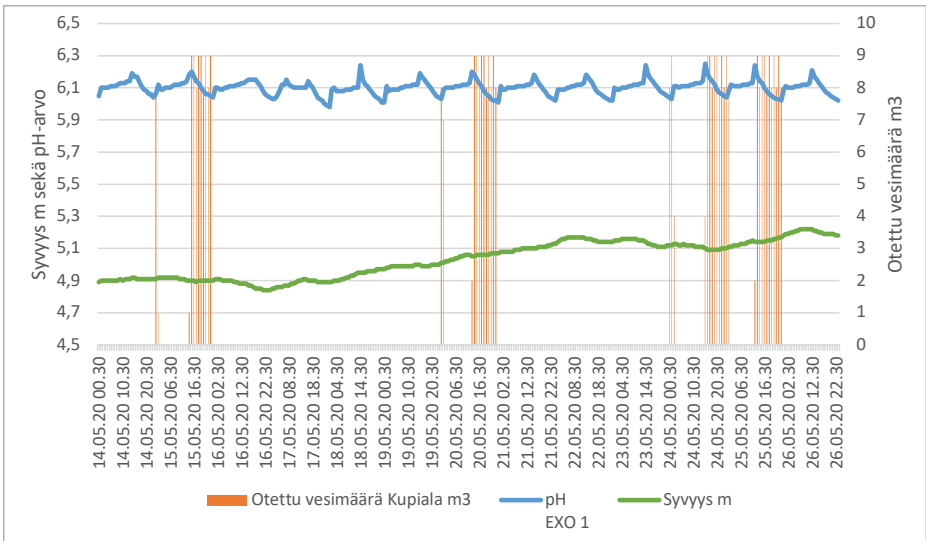
Kuva 26. Vedenoton vaikutus havaittuun sähkönjohtavuuteen 14.–26.5.2020.

Liuenneen hapen pitoisuudessa (kuva 27) nähdään selkeä muutos pumppaustoiminnan lakattua. Pumppauksen päätyttyä pitoisuus on tasaisesti alkanut palautua, kunnes pumppauksen jatkuttua se lähtee yhtä tasaisesti laskeutumaan takaisin tasolle noin 1 mg/l. Matalimmillaan pitoisuus on noin 1 mg/l ja korkeimmillaan yli 7 mg/l, joka on merkittävä muutos pohjavedessä. Happipitoisuuden ollessa alle 1 mg/l tai kyllästysprosentin alle 10 % voi pohjavedessä ilmentyä hapettoman veden haittoja. Vähähappisessa ympäristössä syntyvä pelkistävä olosuhde edistää muun muassa metallien liukenemistä pohjaveteen ja voi aiheuttaa maku- ja hajuhaittoja (Suomen vesiyhdistys. 2005). Myös 17.5. ja 18.5. todennäköisesti vesisateista aiheutuvat piikit näkyvät liuenneessa hapessa.



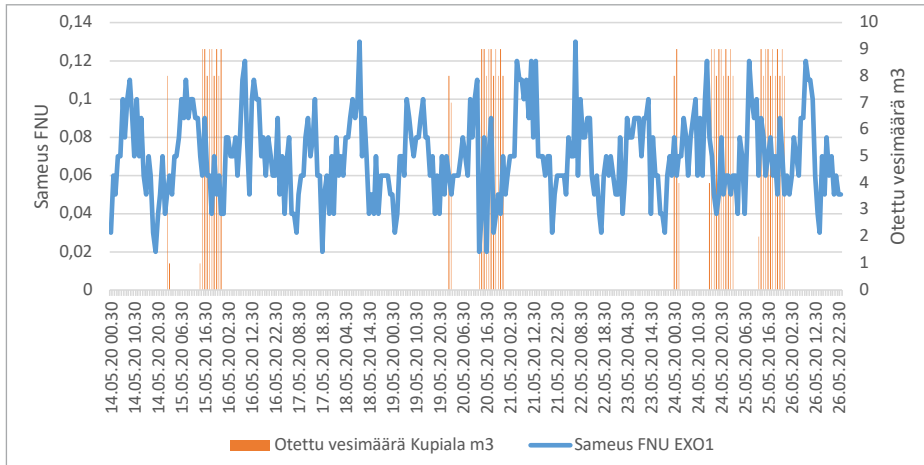
Kuva 27. Vedenoton vaikutus havaittuun liuenneen hapen pitoisuuteen 14.–26.5.2020.

Syvyyttä (pinnankorkeus) sekä pH-arvoja tarkastellessa (kuva 28) pieniä muutoksia havaitaan pH-arvossa. Arvo on pumppauksen ollessa käynnissä noin 6,2, ja pumppauksen keskeydyttyä arvot palautuvat tasolle noin 6 pH-yksikköä. Vedenlaadullisesti muutos ei ole suuri mutta havaittavissa. Pinnankorkeudessa tapahtuu luonnollisia muutoksia jatkuvasti, joten siitä selvää pumppaustoiminnasta aiheutunutta muutosta ei havaita.



Kuva 28. Vedenoton vaikutus havaittuun pH-arvoon sekä syvyyteen 14.–26.5.2020.

Sameudessa (kuva 29) pumppaus myös havaitaan. Arvojen muutokset ovat äärimmäisen pieniä, noin 0,05 FNU. Pumppausmääriin verrattuna vaikuttaa, että ne aiheutuvat vedenottotoiminnasta. Näin pienten muutosten havaitseminen on loistava tulos optisen sameusanturin tarkkuuden puolesta.



Kuva 29. Vedenoton vaikutus havaittuun sameuteen 14.–26.5.2020.

Kaikista pohjavedestä mitattavista parametreista havaitaan viitteitä vedenottotoiminnan vaikutuksesta pohjaveden laatuun. Muutokset ovat valtaosin pieniä, mutta jatkuvatoimisella monitorointitekniikalla ne saadaan havaittua. Liuenneen hapen osalta pumppauksella on kuitenkin merkittävä vaikutus vedenlaatuun. Tarkempaa korrelaatiotarkastelua varten kuitenkin tulisi tarkastella kuukauden ajanjakson pumppausmääriä, jotta yhteydet parametrien muutosten ja pumpatun vesimäärän välillä saataisiin havaittua. Muutokset kuitenkin näyttävät hyvin sitä, miten jatkuvatoimisilla mittalaitteilla kohteiden muutostuloja saadaan havaittua.

YHTEENVETO

Jatkuvatoimisella online-monitoroinnilla saatiin kahden vuoden aikana erittäin kattavat otannat molemmista kohteista. Yhteensä eri aikaleimoilla mittausdataa heinäkuuhun 2020 mennessä oli syntynyt yli 40 000 kappaletta, joissa on kaikki sondin sekä lähettimen mitaamat parametrit. Näin yksittäisiä datalukemia on kaikki asemilta tulevat 13 parametria eriteltynä yli 500 000 kappaletta. Tulosten käsittely vaatii paljon aikaa sekä tietoteknistä osaamista. Vaikka tulokset voitiin ladata pilvipalvelusta tietokoneelle, tuli niille suorittaa runsaasti muun muassa päivämäärä- sekä virhekorjauksia. Excel-tiedostojen suuren koon vuoksi käytettävän tietokoneen prosessointikykyyn tulee olla riittävä ja tulosten korjaukselle ja tarkastelulle on varattava riittävästi aikaa.

Laboratoriotuloksista voidaan huomata suurimmat erot sähkönjohtavuudessa sekä sameudessa. Syynä tähän voi olla todennäköisesti veden sekoittuminen pumppauksen yhteydessä sekä esipumpattuunkin näytteeseen on päätyneet pienet kiintoainepartikkelit, joita ei silmämääräisesti erota näytteenottotilanteesta. Laboratorioanalyysissä nämä partikkelit vaikuttavat lopulliseen analyysitulokseen. Jatkuvatoimisesti monitoroivasta pohjavedestä on haastavampaa ottaa vertailukelpoista vesinäytettä kuin esimerkiksi pintavedestä juurikin veden kerrosten häiriintymisen ja sekoittumisen takia. Myös samalla anturilla mitattaessa arvoissa havaitaan muutos putkesta monitoroidusta, häiriintymättömästä pohjavedestä verrattuna maanpinnalle pumpattuun, kirkastuneeseen näytteeseen. Tämän myötä muutos ei siis johdu anturista vaan veden ominaisuuksien muuttumisesta. Vaikka eroavaisuuksia näytteenottojen ja jatkuvatoimisesti mitattujen arvojen välillä löytyy, voidaan niistä silti havaita samanlaisia muutostrendejä. Tässä korostuu se, että vaikka mittalaitteilla ei saataisikaan absoluuttisia, täydellisesti kohteen tilaa näyttäviä arvoja, tai tuloksia ei voida varmentaa näytteenotoin, voidaan silti jatkuvatoimisesti mitattujen arvojen muutoksista havaita asioita, jotka jäisivät muuten huomaamatta.

Kupialan pohjavesialueelta havaitut vedenoton vaikutukset näkyvät hyvin lähes kaikissa monitoroitavissa parametreissa. Kohteesta olisi hyvä tehdä tarkempaa tutkimusta muutosten vahvistamiseksi näytteenotoin. Tarkemman otetun tilavuusmäärän avulla myös jatkuvatoimisista tuloksista saatettaisiin löytää korrelaatioita pohjaveden laatutekijöihin. Koronavirustilanteen takia keväällä 2020 ei tarkempaa tutkimusta pumppauksen vaikutuksesta kuitenkaan voitu enää tehdä hankkeen aikataulussa.

Kohteiden vedenlaadulliset ominaisuudet huomioiden parhaiksi antureiksi koettiin lämpötila/sähkönjohtokyky sekä optinen liuenneen hapen anturi. Sameusanturin tulokset olivat tasaisia, mutta haasteita tuli muun muassa vertailukelpoisten näytteiden saamisesta, jolloin anturin virhetarkastelu oli heikkoa. Molempien kohteiden pH-antureilla saatiin myös todennäköisesti kohteiden todellista tilaa edustavia tuloksia, mutta erityisesti antureiden käyttöänsä päättymisen vaikutti saatuihin tuloksiin huomattavasti. Myös lähettimen tarkasti mittaamaa ilman lämpötilaa voitiin käyttää muun muassa lumien sulamisaikojen selvittämiseen. Ilman lämpötilamittaus on siis erittäin hyvä lisäparametri erityisesti, kun lähettimen itse päätoiminto on vain mitattujen tietojen siirtäminen eteenpäin. Yleisesti kuitenkin kaikki anturit toimivat erinomaisesti, vaikkakin kaikilla ei havaittu merkittäviä muutoksia kohteista.

Koska kohteissa haluttiin tutkia nimenomaan vedenottamoiden läheisiä pohjavesiputkia, olivat tutkittavat pohjavedet myös hyvin tasalaatuisia. Kohteista saatiin havaittua muutamia poikkeustiloja, mutta pääasiallisesti kerätty data oli hyvin tasaista. Saatujen tulosten perusteella suoraan pohjavesiputkesta tehty monitorointi kuitenkin mahdollistaa vedenlaatutekijöiden havainnoinnin, kunhan monitoroitavan putken veden vaihtuvuus on riittävä. Jatkuvatoimiselle monitorointilaitteistolle otollisempi mittauskohde olisikin

pohjavesiputki, johon tiedetään kohdistuvan esimerkiksi teiden sulamisvesiä tai muita tunnistettuja riskitekijöitä, jotka voitaisiin havaita anturitekniikalla. Kohteen ominaisuudet tunnistamalla voitaisiin myös vedenlaatumittarin anturit valita niin, että kohteesta saadaan mahdollisimman hyvää tietoa. Esimerkiksi sameusanturi voitaisiin vaihtaa nitraattianturiin, mikäli sameusmittausta ei koeta oleelliseksi tai kohteeseen soveltuvaksi. Suunniteltaessa jatkuvatoimista monitorointia myös oikea asennussyvyys tulee huomioida, jotta kohteesta saadaan mahdollisimman hyvin tavoitteiden mukaista dataa.

Jatkuvatoimisella online-monitoroinnilla saadaan muodostettua valtavat tietomäärät kohteista ja vieläpä etätarkasteltavaksi. Laitteistot ja niiden käyttöliittymät kehittyvät jatkuvasti samoin kuin niiden menetelmät käyttäjäkantojen kasvaessa. Jatkuvatoimisia mittauksia tekevän tai suunnittelevan tulee kuitenkin aina suunnitella mittalaitteisto ja kohde tavoitteille soveltuviksi sekä varata myös tulosten käsittelyä ja tarkastelua varten aikaa. Tuloksia pitää myös jatkuvasti tarkastella virheiden varalta sekä huoltaa ja kalibroida laitteistoja. Online-monitorointi tai etäluettava ei tarkoita sitä, etteikö laitteita tarvitsisi käydä lainkaan tarkistamassa, ja vaikka uusilla teknologioilla saadaan paljon aikaisiksi, ne eivät ole huoltovapaita.

LÄHTEET

Etelä-Savon elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. 2010. Mikkelin Pursialan, Hanhikankaan ja Porrassalmen pohjavesialueiden suojelusuunnitelmien päivitys. Etelä-Savon elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus (ELY) ESAELY/42/07.00/2010. 8.2.2010.

Ilmatieteen laitos. s.a. Havaintojen lataus. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus> [viitattu 24.6.2020].

Mikkola, T., Koivula-Laukka, M. & Hyvärinen, J. 2003. Rantasalmen tärkeiden pohjavesialueiden suojelusuunnitelma. Etelä-Savon ympäristökeskuksen moniste 52.

Petäjä-Ronkainen, A., Haajanen, K. & Panula-Ontto-Suuronen, A. 2010. Etelä-Savon pohjavesien hoidon toimenpideohjelma 2010-2015. Etelä-Savon elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisuja 3/2010. PDF-dokumentti. Saatavissa: http://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/86281/Etela_Savon_ELY-keskuksen%20julkaisuja_3_2010.pdf?sequence=1&isAllowed=y [Viitattu 15.3.2018].

SFS-EN 27888:1994. Veden laatu - sähkönjohtavuuden määrittäminen.

SFS-EN ISO 5814:2013. Water quality. Determination of dissolved oxygen. Electrochemical probe method.

SFS-EN ISO 7027-1:2016. Water quality. Determination of turbidity. Part 1: Quantitative methods.

Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 17.11.2015/1352. Saatavissa: <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2015/20151352> [Viitattu 23.6.2020].

Suomen vesiyhdistys. 2005. Pohjavesitutkimusopas – käytännön ohjeita. Saatavissa: <https://www.vesiyhdistys.fi/pdf/Pohjavesiopas.pdf> [Viitattu 10.7.2020].

SYKE. 2020. Suomen ympäristökeskus. Avoimet ympäristötietojärjestelmät. Hertta 5.7. Pohjavedet. Havaintopaikat. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.wp2.ymparisto.fi/scripts/hearts/welcome.asp> [viitattu 1.6.2020].

YSI 2019. EXO User Manual – Advanced water quality monitoring platform, ITEM# 603789REF, REVISION H. PDF- dokumentti. Saatavissa: <https://www.ysi.com/File%20Library/Documents/Manuals/EXO-User-Manual-Web.pdf> [viitattu 17.6.2020]

YSI Inc. 2020a. EXO Conductivity & Temperature Smart Sensor. Verkkosivu. Saatavissa: <https://www.yisi.com/Product/id-599870/EXO-Conductivity--Temperature-Smart-Sensor> [Viitattu 24.6.2020].

YSI Inc. 2020b. EXO Optical Dissolved Oxygen Smart Sensor. Verkkosivu. Saatavissa: <https://www.yisi.com/product/id-599100-01/exo-optical-dissolved-oxygen-smart-sensor> [Viitattu 24.6.2020].

YSI Inc. 2020c EXO pH Sensor Replacement Module. Verkkosivu. Saatavissa: <https://www.yisi.com/Product/id-599795-02/EXO-pH-Sensor-Replacement-Module> [Viitattu 24.6.2020].

YSI Inc. 2020d. EXO Turbidity Smart Sensor. Verkkosivu. Saatavissa: <https://www.yisi.com/Product/id-599101-01/EXO-Turbidity-Smart-Sensor> [Viitattu 24.6.2020].

YSI Inc. 2020e. EXO1 Multiparameter Sonde - Specifications. Verkkosivu. Saatavissa: <https://www.yisi.com/EXO1> [Viitattu 24.6.2020].

KLOORIFENOLEILLE SOVELTUVAN PASSIIVINÄYTTEENOTTIMEN KEHITTÄMINEN JA KÄYTTÄMINEN

Marjatta Lehesvaara & Aki Mykkänen & Marina Markova

Pohjaveden passiivisella näytteenotolla saadaan muun muassa pidemmän ajan kuvaa haitta-aineiden pitoisuuksista sekä niiden liikkumisesta vedessä. Näin voidaan havaita yhdisteitä ja päästöjä, jotka jäisivät perinteisin näytteenottomenetelmin havaitsematta. Pidemmän näytteenottoajan sekä näytteenottoympäristön häiriintymättömyyden myötä edustavien tulosten saaminen paranee.

Uudet innovatiiviset menetelmät pohjavesien laadun monitorointiin – Uumo-hankkeessa kehitettiin oma kloorifenolien tutkimiseen soveltuva passiivinen näytteenotin sekä menetelmä aineiden analysoimiseen.

PASSIIVINEN NÄYTTEENOTTO

Passiivisella näytteenotolla tarkoitetaan menetelmää, jossa hyödynnetään molekyylien vapaata virtausta näyteaineesta näytteenottimeen kahden kemiallisen potentiaalin eron seurauksena. Tässä virtauksessa tutkittavat haitta-aineet siirtyvät näytteenottimeen tai siinä olevaan adsorbenttiin. Tämä virtaus jatkuu niin pitkään, kunnes tasapainotila näiden kahden potentiaalin välillä on saavutettu tai kunnes näytteenotto keskeytetään. Tämä ei vaadi ulkoisia virtalähteitä, vaan menetelmä perustuu kemiallisiin ja fysikaalisiin reaktioihin. Näytteenoton jälkeen kerääntyneet aineet voidaan analysoida näytteenottimesta. (CityChlor 2013.) Yksinkertaisuudessaan veteen jätetään näytteenotin, joka kerryttää vuorokausien tai jopa viikkojen aikana itseensä aineita.

Pohjavesiympäristöä tutkitaan perinteisesti ottamalla pumppulla havaintoputkesta vesinäyte. Tämä kuitenkin sekoittaa putkessa olevan veden, jolloin pohjaveden kerrostuneisuudesta ei saada tietoa. Pumpaus voi myös liikuttaa putkeen sedimentoituneita aineita, jolloin näyte ei edusta itse pohjaveden laatua. Näytteenotto pumppaamalla on myös pistemittaus eli näytteenottohetken ajankohdan kuva. Koska pohjavesi liikkuu jatkuvasti ja haitta-aineita voi esiintyä aika ajoin hyvin pienissäkin pitoisuuksissa virtaaman seassa, voi kerrannäytteenotoilla haitta-aineiden havaitseminen olla haastavaa ja näyte voi myös vääristää kuvaa pohjaveden tilasta. Passiivisessa näytteenotossa vedenlaadusta saadaan pidemmältä ajanjaksolta kuva, jolloin haitta-aineiden havaitsemisen todennäköisyys kasvaa (Huckins ym. 2006). Menetel-

mät eroavat suuresti toisistaan, eikä niistä saatuja tuloksia voida suoraan vertailla keskenään. Koska passiivisia näytteenottimia pidetään kohteissa useita vuorokausia tai jopa viikkoja, tulisi rinnakkaisvertailua varten kertyneiden aineiden pitoisuus suhteuttaa läpi kulkeneeseen vesimäärään aikakeskiarvopitoisuuden laskemiseksi. Tämän vesimäärän arvioiminen tai mittaaminen voi kuitenkin olla haastavaa tai jopa mahdotonta näytteenottimen mallista riippuen. Vaikka passiivisella näytteenotolla ei välttämättä päästä määrällisesti tarkkoihin tuloksiin aineiden pitoisuusmäärityksissä, voidaan menetelmää käyttää trendien seurantaan ja tunnistamaan, havaitaanko haitta-aineita tutkittavasta vedestä ollenkaan (Miège 2015).

Pohjaveden kerrostuneisuuden myötä putken esipumppausta ei välttämättä tarvitse tehdä edustavien näytteiden saamiseksi. Pohjavesi liikkuu yleisesti horisontaalisesti ja laminaarisesti havaintoputken siivilöiden läpi niin, etteivät pohjaveden omat kerrostumat sekoitu. Tässä kuitenkin on paikallisia eroavaisuuksia, joten havaintoputken veden vaihtuvuus on hyvä selvittää ennen tutkimuksen aloittamista. Tämä voidaan suorittaa esimerkiksi antoisuusmittauksilla tai Slug-testeillä. (Kivimäki ym. 2017.) Riittävän vaihtuvuuden omaavasta havaintoputkessa olevasta vedestä saadaan edustavia näytteitä itse pohjavesialueen eri kerrosten tilasta. Erityisen hyödyllistä tämä on passiivisen näytteenoton kannalta.

Toimintaperiaatteensa mukaan passiiviset näytteenottimet voidaan luokitella kolmeen kategoriaan. Diffuusioon perustuvat keräimet muodostavat tasapainotilan pohjaveden kanssa, integroivat näytteenottimet adsorboivat tutkittavaa ainetta pohjavedestä itseensä ja noutimilla saadaan kerättyä vesinäyte tietystä syvyydestä tiettyyn aikaan. Näytteenotin tulee myös valita oikein tutkittavaa ainetta varten. Passiivisia näytteenottomenetelmiä on olemassa erilaisia, ja niillä mitataan sekä orgaanisia että epäorgaanisia epäpuhtauksia vedestä. Saatavilla on lisäksi kaupallisia malleja, ja niitä on viime vuosina tullut markkinoille useampia. (Stroo ym. 2014.)

KLOORIFENOLIEN PASSIIVINEN NÄYTTEENOTTO

Uumo-hankkeessa höydynnettiin Mikkelin ammattikorkeakoulussa (nyk. Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu) aikaisemmin tehtyä passiivinäytteenotintutkimusta ja siitä saatua tietoa. Vuonna 2016 Veden ja ilman monitorointi ympäristön tilan turvaamiseksi Etelä-Savossa – VIM-hankkeessa tehdyssä opinnäytetyössä havainnoitiin silikonikumisen passiivisen näytteenottimen käyttöä PAH-yhdisteiden monitoroimiseen pohjavedestä. Työssä silikonikumisen passiiviottimen havaittiin sopivan PAH-yhdisteiden näytteenottoon (Kettunen 2016). Koska kloorifenolit ja PAH-yhdisteet ovat aineina erilaisia ja käyttäytyvät eri tavalla vesiympäristössä, ei kloorifenolinäytteenottimessa voitu hyödyntää silikonikumia adsorbanttina. Myöskään kaupallista passiivinäytteenottomenetelmää ei kloorifenoleille ollut vuonna 2018 saatavilla.

Puolalaisessa tutkimuksessa oli havaittu suurien kaupunkien juomavesistä kloorifenoleita oktadekyyli- eli C18-modifioituilla SiO₂-partikkeleilla laboratorio-oloissa. Tutkimuk-

sessä juomavesinäytteet kiinteäfaasiuutettiin 50 mm halkaisijaltaan olevien ”EMPORE Solid Phase Extraction” -suodatuskierokkeiden läpi, joissa oktadekyyli toimii adsorbanttina. Suodatuksen jälkeen kiekot uutettiin heksaanilla analysoitavien aineiden irrottamiseksi adsorbantista, minkä jälkeen ne asetyloitiin ja konsentroitiin 0,1 ml:n tilavuuteen kaasukromatografianalyysiä varten (Michałowicz 2004). Vaikka kyseisessä tutkimuksessa kloorifenolit havaittiin vedestä tyhjiösuodattamalla vesinäytteitä laboratorio-oloissa, vastaavanlaisia kiinteäfaasiuuttoa käytettäviä kiekkokäytettäviä kiekkokäytetään myös passiivinäytteenotossa. Esimerkiksi Chemcatcher-merkkisessä passiivinäytteenotossa käytetään kiinteäfaasiuuttokiekkokäytettäviä kiekkokäytetään myös passiivinäytteenotossa. Esimerkiksi Chemcatcher-merkkisessä passiivinäytteenotossa käytetään kiinteäfaasiuuttokiekkokäytettäviä kiekkokäytetään myös passiivinäytteenotossa. Chemcatcher muodostuu kotelosta, adsorbantista (kiekko) sekä PES- tai LPDE-membraanista, joka suojaa adsorbanttia näytteenoton ajan. Chemcatcheriä on saatavilla muun muassa metalleille, torjunta-aineille sekä PCB/PAH-yhdisteille. Erilaisten yhdisteiden näytteenotto tapahtuu vaihtamalla adsorbanttia (kiekko). Näistä PCB/PAH-näytteenottoon käytetään C18-oktadekyyliä adsorbanttina. Chemcatcherin käyttämällä PCB/PAH-menettelmällä saadaan myös analysoitua kloorifenoleita, mutta vain monokloorifenoleita. Vuonna 2019 tehdyn kyselyn perusteella raskaampia kloorifenoleja (di-, tri-, tetra- ja pentakloorifenoli) ei voitu vielä kyseisellä menetelmällä analysoida (Chemcatcher 2020).

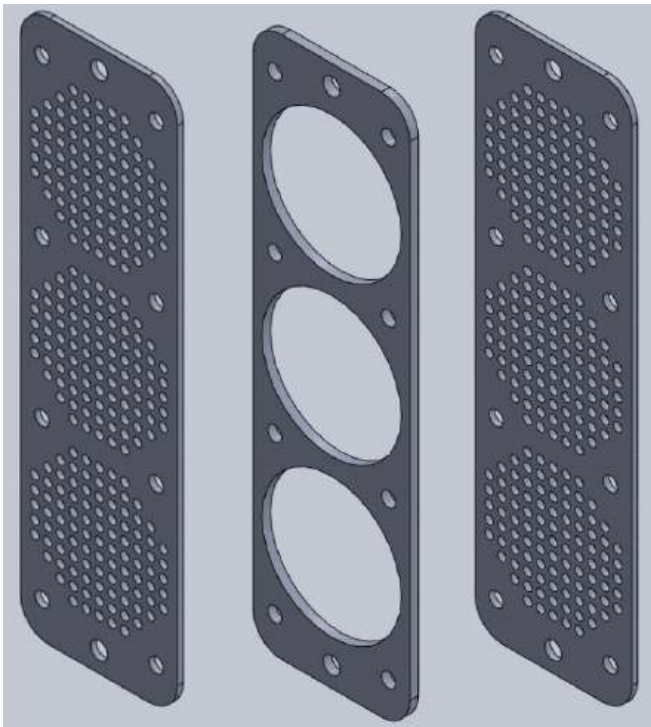
NÄYTTEENOTTO

Kirjallisuusselvityksen perusteella hankkeessa päädyttiin testaamaan ENVI C18 -membraanien (Sigma Aldrich) sopivuutta kloorifenolien näytteenottoon. Membraanit ovat halkaisijaltaan 47 mm, ja ne on valmistettu huokoisesta lasikuidusta, joka on päällystetty oktadekyyli- eli C18-modifioituilla SiO₂-partikkeleilla (kuva 1). Kiekoille tehtiin keväällä 2019 laboratoriokokeita tunnetuilla kloorifenolipitoisuuksilla niiden toimivuuden ja näytteenottoajan selvittämiseksi.



Kuva 1. ENVI-Disk C-18 -näytteenottimia. (Kuva Marjatta Lehesvaara)

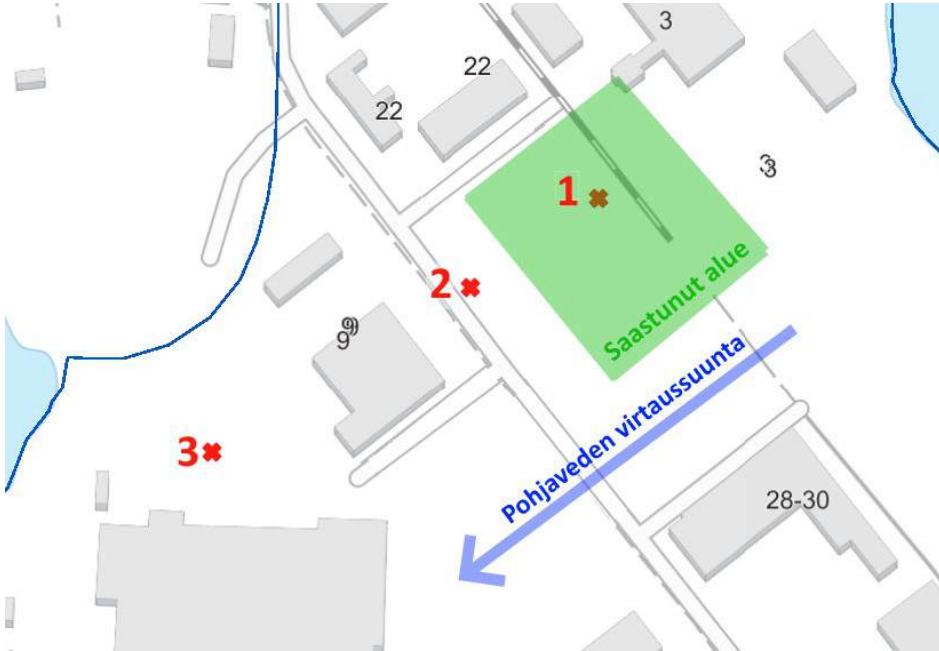
Koska kiekkoja ei itsessään asenneta pohjavesiputkeen, teetätettiin hankkeessa ENVI C18 -membraanikiekkoja varten erillinen näytteenotin opinnäytetyönä. Näytteenotin mitoitettiin niin, että se mahtuu maksimihalkaisijaltaan 50 mm pohjavesiputkeen sekä mahdollistaa kolmen rinnakkaisnäytteen ottamisen samanaikaisesti. Näytteenotinta suunniteltiin useita erilaisia malleja, joista päädyttiin ”palkki”-rakenteeseen (kuva 2). Näytteenotin muodostuu kolmesta erillisestä osasta, joista keskimäinen pitää itse kiekkoja paikoillaan, ja reunapalat suljetaan pulteilla sen ympärille. Näytteenottimia on myös mahdollista ketjuttaa, mikä mahdollistaa näytteenoton samanaikaisesti samasta putkesta eri syvyyksiltä. Materiaaliksi valittiin ruostumaton haponkestävä A4-teräs EN 1.4404 eli AISI 316L, jottei itse teräskotelo reagoi tutkittavien aineiden kanssa ja kestää pohjavesiolosuhteissa. Suunniteltua mallia valmistettiin ostopalveluna laserleikkausmenetelmällä viisi kappaletta hankkeen käyttöön.



Kuva 2. Kolmelle rinnakkaiselle ENVI C18 -membraanikiekolle soveltuvan ”palkki”-näytteenotin. (Kuva Marina Markova)

Tutkimuksessa hyödynnettiin kloorifenoleilla 1950–1980-luvuilla saastunutta pohjavesialuetta, joka on ollut 2000-luvulla puhdistustoimenpiteiden kohteena. Kohde on saastunut puunkäsittelyssä käytetyllä KY-5-sinistymisenestoaineella. KY-5 on fungisidi, joka sisältää 2,3,4,6-tetrakloorifenolia (75–85 % kloorifenolien kokonaismäärästä), pentakloorifenolia (5–15 %) ja 2,4,6-trikloorifenolia (5–15 %) (Lampi ym. 2001, 117).

Näytteentottopisteiksi valikoitui POVET-tietokannan perusteella kolme pohjavesiputkea, joissa kahdessa oli havaittu erilaisia pitoisuuksia kloorifenoleita. Viimeisessä, kauimpana saastuneesta alueesta olevassa putkessa ei ollut havaittu kloorifenoleita. Näytepisteiden ja saastuneen alueen sijainti on esitetty kuvassa 3.



Kuva 3. Näytepisteiden sijainnit (punainen) sekä saastunut kohta pohjavesialueesta (vihreä). (Kuva Aki Mykkänen / pohjakartta SYKE)

Näistä pisteistä otettiin syksyllä 2019 pohjavesinäytteet, joista tarkasteltiin putkista löytyviä kloorifenolipitoisuuksia passiivimenetelmällä tarkasteltavien kloorifenoleiden osalta (taulukko 1). Tuloksista nähdään, että pitoisuudet olivat historiatietojen mukaisia, eli pisteessä 1 kloorifenoleita oli suuria määriä, pisteessä 2 havaittiin vain pieniä määriä sekä pisteessä 3 ei kloorifenoleja havaittu.

Taulukko 1. Näytepisteiden vesinäytteistä havainnoidut kloorifenolipitoisuudet syksyllä 2019. Tutkittavat kloorifenolit korostettu tummenman sinisellä.

ELEMENT	Näytepiste 1	Näytepiste 2	Näytepiste 3
Sampling Date	2019-08-22	2019-08-22	2019-08-22
2-monokloorifenoli	1,09	<0,100	<0,100
3-monokloorifenoli	<0,100	<0,100	<0,100
4-monokloorifenoli	2,59	<0,100	<0,100
2,6-dikloorifenoli	<0,10	<0,10	<0,10
2,4+2,5-dikloorifenoli	72,9	<0,20	<0,20
3,5-dikloorifenoli	<0,10	<0,10	<0,10
2,3-dikloorifenoli	<0,10	<0,10	<0,10
3,4-dikloorifenoli	6,64	<0,10	<0,10
2,4,6-trikloorifenoli	1210	0,23	<0,10
2,3,6-trikloorifenoli	<0,10	<0,10	<0,10
2,3,5-trikloorifenoli	<0,10	<0,10	<0,10
2,4,5-trikloorifenoli	168	<0,10	<0,10
2,3,4-trikloorifenoli	13,6	<0,10	<0,10
3,4,5-trikloorifenoli	2,05	<0,10	<0,10
2,3,5,6-tetrakloorifenoli	<0,10	<0,10	<0,10
2,3,4,5-tetrakloorifenoli	39,3	<0,10	<0,10
2,3,4,6-tetrakloorifenoli	9680	0,24	<0,10
pentakloorifenoli	488	<0,10	<0,10
monokloorifenolit, 3 yhdisteen summa	3,68	<0,300	<0,300
dikloorifenolit, 6 yhdisteen summa	79,5	<0,60	<0,60
trikloorifenolit, 6 yhdisteen summa	1390	<0,60	<0,60
tetrakloorifenolit, 3 yhdisteen summa	9720	<0,30	<0,30
kloorifenolit, 19 yhdisteen summa	11700	<1,90	<1,90
mono-, di-, tri- ja tetrakloorifenolit summapitoisuus	11200	<1,80	<1,80

Näistä putkista eniten kloorifenoleita sisältäneeseen (näytepiste 1) näytteenottimia ketjutettiin kolme kappaletta, jotka sijoitettiin pohjaveden pinta-, keski- sekä pohjakerrokseen. Tällä haluttiin tarkastella sitä, havaitaanko pohjavesiputkesta erilaiset pitoisuudet eri syvyyksiltä niin, että syvimässä pisteessä pitoisuudet ovat korkeimmat. Kahdessa muussa putkessa näytteenottimet asennettiin putken pohjalle. Näytteenoton yhteydessä pohjavesiputkista otettiin myös uudelleen pumppaamalla vesinäytteet kloorifenolianalyysiä varten, joihin passiivikeräinten tuloksia verrattiin. Ennen vesinäytteenottoa kaikille putkille suoritettiin esipumppaus. Passiivinäytteenotto suoritettiin 25.2.2020–10.3.2020, eli näytteenottimet saivat kaksi viikkoa altistusaikaa pohjavedessä. Kuvassa 4 on kiekot sisältävä näytteenotin valmiina laskettavaksi alas pohjavesiputkeen.



Kuva 4. Valmis passiivinäytteenotin ennen pohjavesiputkeen asentamista. (Kuva Aki Mykkänen)

NÄYTTEIDEN ESİKÄSITTELY

Kahden viikon jälkeen näytteenottimet nostettiin putkista ja siirrettiin steriilissä pussissa laboratorioon esikäsiteltäviksi. Laboratoriossa ENVI C18 -membraanit siirrettiin dekantterilaseihin ja ne kuivattiin huoneenlämmössä typpivirrassa. Membraaneja säilytettiin foliolla peitettynä dekantterilaseissa pakastimessa (−18 C°:ssa) analysointiin saakka. Ennen analysointia jokaisen membraanin pinnalle pipetoitiin sisäiseksi standardiksi 0,250 µl 2,4,6-tribromifenolin metanoliliuosta (10 µg/ml). Metanolin annettiin haihtua pois ja dekantterilasiin membraanin päälle pipetoitiin 5 ml etyyliasetatiliuosta. Membraaneja uutettiin ultraäänihauteessa huoneenlämmössä 10 minuuttia, minkä jälkeen etyyliasetatti pipetoitiin koeputkeen, membraani käännettiin ja lisättiin uusi 5 ml:n erä etyyliasetattia. Uutto toistettiin samoin kuin edellä ja etyyliasetatiliuos pipetoitiin samaan koeputkeen edellisen liuoksen kanssa. Etyyliasetatiliuos haihdutettiin kuiviin typpivirrassa.

Kloorifenolin analysoimiseksi niistä valmistettiin asetaattijohdannaiset. Kuiviin haihdutettu näyteliuos liuotettiin koeputkessa 2 ml:aan metanolia ja tähän lisättiin 2 ml 5-prosenttista kaliumkarbonaattiliuosta (K_2CO_3) sekä 0,2 ml vasta tislattua asetanihydriä. Liuoksia ravisteltiin 1 minuutti, minkä jälkeen lisättiin 1 ml heksaania ja ravisteltiin jälleen 1 minuutti. Koeputkien annettiin seistä muutamia minuutteja siten, että heksaani- ja vesikerrokset erottuivat. Heksaanikerros pipetoitiin puhtaaseen koeputkeen ja ravistelu toistettiin vielä kahdella 1 ml:n erällä puhdasta heksaania. Heksaanikerrokset pipetoitiin samaan koeputkeen edellisen heksaaniliuoksen kanssa. Heksaaniliuos kuivattiin natriumsulfaatilla (Na_2SO_4) ja konsentroidtiin typpivirrassa siten, että liuoksen lopulliseksi tilavuudeksi tuli 1 ml. (SFS-EN 12673.)

KLOORIFENOLIN ANALYSOINTI

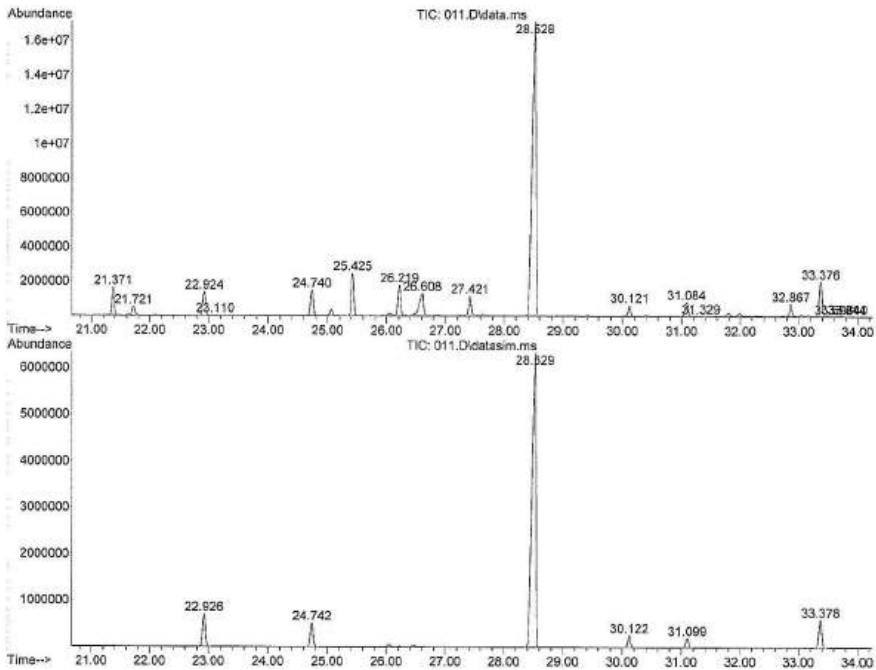
Kloorifenolinäytteet analysoitiin kaasukromatografi-massaspektrometriyhdistelmällä (Agilent Technologies 7890/ 5975 VL) kolonnina Zebron Z-5 (30 m; 0,25 mm (i.d.); 0,25 µm (film thickness). Kvantitointia varten valmistettiin standardiliuokset (pitoisuudet 1,0, 2,5, 5,0 ja 10,0 µg/ml) 2,4,6-trikloorifenolista, 2,3,4,6-tetrakloorifenolista ja pentakloorifenolista. Jokaiseen standardiliuokseen lisättiin sisäiseksi standardiksi 2,4,6-tribromifenolia 2,5 µg/ml. Standardinäytteitä käsiteltiin kuten varsinaisia näytteitä uuton jälkeen eli kloorifenooleista valmistettiin asetaattijohdannaiset standardin SFS-EN 12673 mukaan (taulukko 1).

Taulukko 1. Kloorifenoliaseaatit.

Fenoli	MW (g/mol)	RT (min)	Ionit	CAS-numero
2,4,6-trikloorifenoliaseaatti; $C_8H_5O_2Cl_3$	239,48	22,9	196,198	23399-90-8
2,3,4,6-tetrakloorifenoliaseaatti; $C_8H_4O_2Cl_4$	272	28,5	234, 232, 230	5435-60-9
2,4,6-tribromifenoliaseaatti; $C_8H_5O_2Br_3$	372,84	31,1	330, 332, 328	607-95-4
pentakloorifenoliaseaatti; $C_8H_3O_2Cl_5$	308,37	33,4	266, 268	1441-02-7

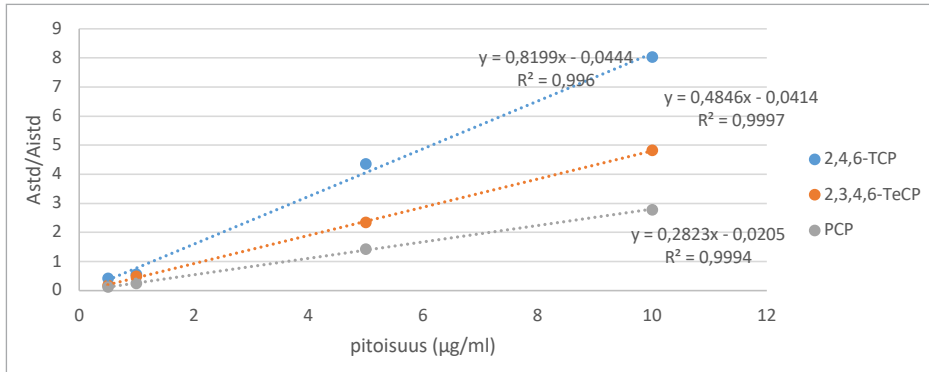
Ajo suoritettiin sekä ns. SCAN- että SIM-ajona lämpötilaohjelmalla, jossa aloituslämpötila 50 °C, lämpötilan nosto 4 °C/min ja loppulämpötila 220 °C (0 min), lämpötilan nosto 8 °C/min, 280 °C (10 min). Yhdisteet tunnistettiin massaspektrien ja puhdasaineiden retentioaikojen perusteella (kuva 5).

```
File       : C:\msdchem\1\data\UUMO\20200317\20200323\011.D
Operator   : MLeh
Acquired   : 24 Mar 2020 00:00 using AcqMethod KLOORIFBQ3.M
Instrument  : 5975C GCMSD
Sample Name: 3C
Misc Info  :
Vial Number: 9
```



Kuva 5. Kloorifenolinäytteen kromatogrammit SCAN- ja SIM-ajoista. (Kuva Marjatta Lehesvaara)

Kromatogrammeista laskettiin kolmen kloorifenolin, 2,4,6-trikloorifenoli (TCP), 2,3,4,6-tetrakloorifenolin (TeCP) ja pentakloorifenolin (PCP), tuottamien piikkien sekä 2,4,6-tribromifenolin pinta-alat. Kalibroitikäyrät muodostettiin esittämällä pinta-alojen suhde, $\frac{A_{std}}{A_{istd}}$ jossa A_{std} = kloorifenolipiikin pinta-ala ja A_{istd} = sisäisen standardin (2,4,6-tribromifenoli) piikin pinta-ala, kloorifenolin pitoisuuden funktiona. Kaikkien kolmen kloorifenolin kalibroitikuvaajat (kuva 6) olivat lineaarisia ja selitysaste R^2 yli 0,99.



Kuva 6. Kloorifenolien kalibroitisuorat.

Näytteistä tunnistettiin 2,4,6-trikloorifenolin, 2,3,4,6-tetrakloorifenolin ja pentakloorifenolin sekä 2,4,6-tribromifenolin piikit ja määritettiin niiden pinta-alat sekä laskettiin suhde $\frac{A_{std}}{A_{istd}}$. Kalibroitisuoralla kloorifenolin pitoisuus ($\mu\text{g/ml}$) = x ja $y = \frac{A_{std}}{A_{istd}}$. Näytteen pitoisuus (x) laskettiin hyödyntäen kalibroitisuoran yhtälöä $y = kx + b$, jossa k ja b ovat kullekin suoralle ominaisia vakioita. Suoran yhtälöstä saadaan pitoisuudelle: $x = \frac{y-b}{k}$.

TULOKSET

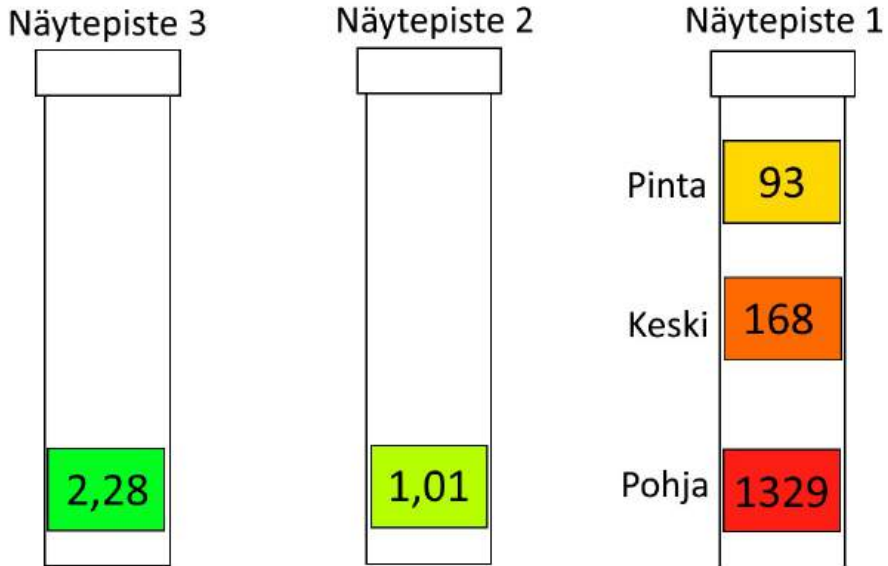
Kloorifenolit tunnistettiin kromatogrammeista SCAN- ja SIM-ajojen ja retentioaikojen perusteella. Tulos laskettiin hyödyntäen kunkin kalibrointisuoran yhtälöä. Näytepiste 1. pohja rinnakkainen näyte A kontaminoitui näytteen käsittelyssä, eikä sen tuloksia voitu hyödyntää.

Taulukko 1. Kloorifenolien määrät pohjavesiputkissa passiivinäytteenottimilla (µg).

Näytepiste	Rinnakkaisnäyte	2,4,6-trikloorifenoli	2,3,4,6-tetra-kloorifenoli	Penta-kloorifenoli
1. pinta	A	1	154	1
	B	0,15	67	0,62
	C	0,23	55	0,49
1. keski	A	0	141	3
	B	0,51	154	2,28
	C	0,71	199	2,55
1. pohja	B	34	1642	17
	C	4	950	11
2.	A	-	0,93	-
	B	-	0,93	-
	C	-	1,16	-
3.	A	-	4,65	-
	B	-	0,98	-
	C	-	1,23	-

Passiivisen näytteenoton tuloksista nähdään selkeä ero eniten pitoisuuksia sisältäneen näytepisteen 1 ja kahden muun pisteen välillä. Pitoisuudet ovat myös korkeampia näytepisteessä 1 syvemmällä pohjavesiputkessa. Näytepisteissä 2 ja 3 ei havaita tri- tai pentakloorifenoleita, mutta nähdään 2,3,4,6-tetrakloorifenolin osalta kohonneita arvoja. Tulokset ovat korkeampia pisteessä 3 kuin pisteessä 2, mikä on vastakkainen vesinäytteenotoin havaittuihin määriin. Kuvassa 7 on havainnollistettu kaikkien pisteiden kolmen rinnakkaisnäytteen keskiarvopitoisuuksia kaikkien kloorifenoleiden osalta.

Passiivisilla näytteenottimilla havaittu kloorifenolien keskiarvo μg havainnollistettuna



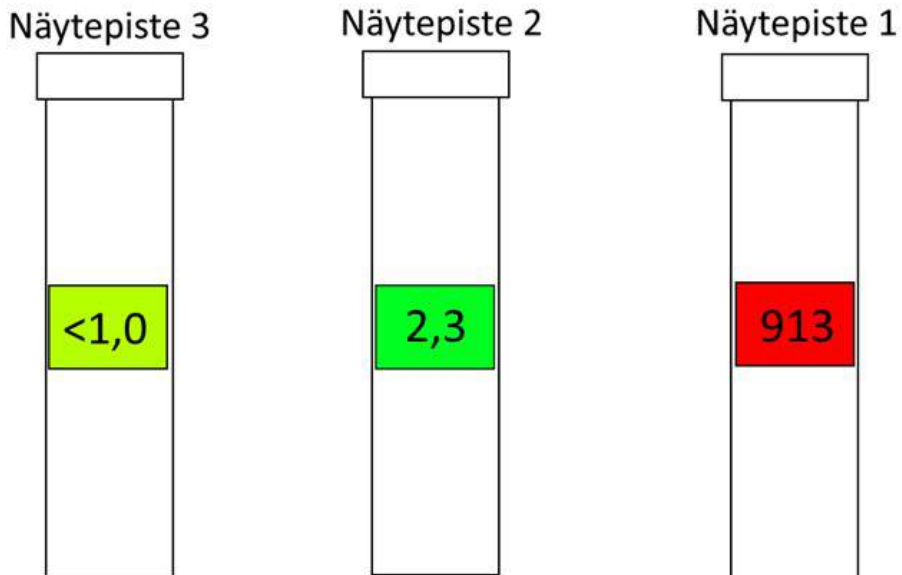
Kuva 7. Passiivinäytteenottimilla havaittujen kloorifenolipitoisuuksien kolmen rinnakkaisnäytteen lasketut μg -keskiarvot havainnollistettuna. (Kuva Aki Mykkänen)

Pumppaamalla otetuissa pohjavesinäytteissä (taulukko 2) nähdään myös selvästi korkeimmat pitoisuudet näytepisteessä 1. Näytepisteessä 2 havaitaan pieniä menetelmän määritysrajan ylittäneitä arvoja tri- ja tetrakloorifenolin osalta, kun taas näytepisteessä 3 12.3.2020 otetussa näytteessä nähdään pelkästään 2,3,4,6-tetrakloorifenolissa määritysrajan ylittänyt pieni arvo. Kummastakaan näytepisteistä 2 ja 3 ei havaittu pentakloorifenolia. Kuvassa 8 on havainnollistettu 12.3.2020 otetun vesinäytteenoton yhteenlaskettua kloorifenolipitoisuutta mikrogrammoina litrassa.

Taulukko 2. Kloorifenolien määrät pohjavesiputkissa vesinäytteistä (µg/l) 12.3.2020.

ELEMENT	Näytepiste 1	Näytepiste 2	Näytepiste 3
Sampling Date	2020-03-12	2020-03-12	2020-03-12
2-monokloorifenoli	0,221	<0,100	<0,100
3-monokloorifenoli	<0,100	<0,100	<0,100
4-monokloorifenoli	1,83	<0,100	<0,100
2,6-dikloorifenoli	<0,10	<0,10	<0,10
2,4+2,5-dikloorifenoli	10,1	<0,20	<0,20
3,5-dikloorifenoli	0,22	<0,10	<0,10
2,3-dikloorifenoli	<0,10	<0,10	<0,10
3,4-dikloorifenoli	9,72	<0,10	<0,10
2,4,6-trikloorifenoli	100	1	<0,10
2,3,6-trikloorifenoli	0,17	<0,10	<0,10
2,3,5-trikloorifenoli	<0,10	<0,10	<0,10
2,4,5-trikloorifenoli	36,6	0,15	<0,10
2,3,4-trikloorifenoli	6,71	<0,10	<0,10
3,4,5-trikloorifenoli	1,34	<0,10	<0,10
2,3,5,6-tetrakloorifenoli	<0,10	<0,10	<0,10
2,3,4,5-tetrakloorifenoli	8,46	<0,10	<0,10
2,3,4,6-tetrakloorifenoli	764	1,3	0,12
pentakloorifenoli	48,9	<0,10	<0,10
monokloorifenolit, 3 yhdisteen summa	2,05	<0,300	<0,300
dikloorifenolit, 6 yhdisteen summa	20	<0,60	<0,60
trikloorifenolit, 6 yhdisteen summa	145	1,15	<0,60
tetrakloorifenolit, 3 yhdisteen summa	772	1,3	<0,30
kloorifenolit, 19 yhdisteen summa	988	2,45	<1,90
mono-, di-, tri- ja tetrakloorifenolit summapitoisuus	939	2,45	<1,80

12.3.2020 vesinäytteenotosta havaitut kloorifenolien keskiarvot µg/l



Kuva 8. Kolmen näytepisteen vesinäytteenotolla havaitut kloorifenolipitoisuudet µg/l havainnollistettuna. (Kuva Aki Mykkänen)

TULOSTEN TARKASTELU JA VERTAILU

Kaikissa tuloksissa nähdään hyvin kloorifenoleiden käyttäytyminen pohjavedessä. Kauempana saastuneesta alueesta olevissa putkissa ei enää havaita raskaampia kloorifenoliyhdisteitä. Esimerkiksi pentakloorifenoli todennäköisesti sedimentoituu saastuneen alueen pohjalle eikä enää liiku virtaaman mukana. Kaikissa näytteissä suurimpia pitoisuuksia havaitaan 2,3,4,6-tetrakloorifenolissa. Tämä on loogista, koska pohjavesialue on saastunut puunkäsittelyssä käytetyllä sinistymisen estonaineella KY-5, joka sisältää 2,3,4,6-tetrakloorifenolia 75–85 prosenttia kloorifenolien kokonaismäärästä (Lampi ym. 2001).

Tuloksia vertaillaessa tulee huomioida se, että nämä kaksi menetelmää eroavat suuresti toisistaan, mikä on yksi passiivinäytteenoton haasteista. Koska pohjavesi virtaa jatkuvasti, liikkuu myös sen mukana aika ajoin erilaisia pitoisuuksia kloorifenoleita. Pumppaamalla otetut näytteet ovat kyseisen ajankohdan kuvauksia eli pistenäytteitä, kun taas passiivinäytteenottojen tulokset ovat kahden viikon kokoomanäyte. Jos esimerkiksi pohjavesivirtauksessa ei ole ollut juuri vesinäytteenottohetkellä kloorifenoleita, ei niitä saada yhden ajankohdan pistenäytteenotolla esille. Nämä pitoisuudet saatettaisiin kuitenkin saada passiivinäytteenotolla esille. Pumppaamalla otetuissa näytteissä voi olla myös kohonneita arvoja, jos pumppaus

on sekoittanut pohjaveden ja irrottanut putkeen sedimentoituneita kloorifenoleita, jotka eivät muuten liikkuisi pohjavesivirtauksen mukana.

Passiivinäytteenoton tuloksia ei voida verrata suoraan vesinäytteenoton tuloksiin, vaan ne tulisi suhteuttaa näytteenottimen läpi kulkeneeseen vesimäärään. Tämän menetelmän passiivinäytteenoton tuloksista ei voida mitenkään sanoa, mikä määrä vettä kiekkojen läpi on virrannut kahden viikon aikana. Tuloksia ei voi siis suhteuttaa oikein, jotta niitä voisi suoraan rinnakkaisvertailla vesinäytteiden kanssa. Kuitenkin vertaillaessa yleisiä trendejä menetelmien välillä huomataan, että passiivinäytteenotolla saatiin esille samanlaisia pitoisuuseroja pisteiden välillä kuin vesinäytteenotolla. Tällaisen mallin passiivinäytteenotinta voidaankin käyttää tunnistamaan, havaitaanko vedessä kloorifenoleita tietyn ajanjakson aikana. Tämä on hyödyllistä esimerkiksi saastumisen kartoitusvaiheessa, jossa halutaan selvittää, kuinka laajalle alueelle haitta-ainepäästöt ulottuvat. Kahden viikon ajanjakson aikana on suurempi todennäköisyys sille, että haitta-ainevirtaama kulkee passiivikeräimen läpi ja adsorboituu siihen, kuin sillä, että haitta-aine esiintyy kohteesta otetussa pistenäytteessä. Näin saastuneen alueen laajuudesta saadaan kattavampi kuva, vaikka tarkempia, vesimäärään suhteutettuja pitoisuuksia ei voida kyseisellä passiivimenetelmällä selvittää.

Näytepiste 3 sijaitsee kauimpana saastuneesta alueesta. Siitä ei ollut havaittu hankkeen yhteydessä tai muissa tutkimuksissa tehdyissä vesinäytteenotoissa merkittäviä määriä kloorifenoleita. Kuitenkin passiivisella menetelmällä näytepisteestä 3 havaittiin 2,3,4,6-tetrakloorifenolia 0,93–4,65 µg, kun taas näytepisteessä 2 pitoisuudet vaihtelivat 0,93–1,16 µg. Tämä voi selittyä sillä, että kahden näytteenottoviikon aikana pohjaveden mukana on kulkeutunut kloorifenoleita pohjaveden mukana niin, etteivät ne ole olleet kosketuksissa näytepisteeseen 2 kanssa, mutta ovat absorboituneet näytepisteeseen 3 näytteenottoimeen. Koska kuitenkin arvo on koholla vain yhdessä pisteessä 3 rinnakkaiskiekosta, voi myös 4,65 µg:n arvo olla näytteenotossa tai analyysissä tapahtunut virhe. Näytteenottomenetelmän toimintaperiaatteen takia onkin mahdotonta sanoa, onko näytepisteeseen 3 kohonnut arvo yhden virtaaman mukana kulkeneen, isomman kloorifenolikesittymän jäljiltä vai kahden viikon aikana näytteenottoimeen kertyneiden kloorifenoleiden summa. Haitta-aineiden raja-arvoja ei voida myöskään soveltaa suoraan passiivisesti saatuihin tuloksiin, koska ottimen läpi kulkenutta vesimäärää ei tiedetä. Kuitenkin molemmat pisteet ovat ympäristöministeriön pohjaveden määrällisen ja kemiallisen tilanluokittelun arviointiperusteissa annetun 5 µg/l raja-arvopitoisuuden alapuolella. Kerralla vedessä liikkunut kloorifenolipitoisuus on siis todennäköisesti 4,65 µg:n arvoa pienempi.

JOHTOPÄÄTÖKSET JA YHTEENVETO

Passiivisella näytteenotolla saadaan mahdollistettua erilainen kuva kohteesta kuin perinteisellä vesinäytteenotolla. Pidemmällä ajanjaksolla on suurempi todennäköisyys sille, että pohjavesivirtauksen mukana kulkevat haitta-aineet kohtaavat tutkittavassa pisteessä olevan passiivisen näytteenottimen, jolloin se saadaan havaittua. Tämä on hyödyllistä kartoitustilanteessa, vaikka tarkkoja aikakeskiarvollisia tuloksia ei saataisikaan.

Analyysimenetelmän kehitystyössä haluttiin saada aikaan menetelmä, jolla tietyt kloorifenolit pystytään havaitsemaan ja kvantitoimaan. Näytteen esikäsittely ennen analysointia sisältää useita työvaiheita (membraanin uutto, haihdutus, sisäisen standardin lisäys, asetylointi, heksaaniuutto ja konsentroidi) ja tuloksen oikeellisuus on hyvin paljon riippuvainen sen onnistumisesta. Luotu menetelmä soveltuu käytettäväksi samalla tavalla käsiteltyjen näytteiden vertailemiseksi keskenään. Absoluuttisten kloorifenolipitoisuuksien mittaamiseksi tulisi menetelmälle suorittaa validointi, jossa määritetään mm. menetelmän määritysrajat, tarkkuus ja toistettavuus sekä saanto.

Koronavirusepidemian takia hankkeessa ei voitu suorittaa lisänäytteenottoja menetelmän toiminnan tarkentamiseksi keväällä 2020. Kuitenkin tämän yhden näytteenoton tulosten perusteella saatiin hyvää näyttöä menetelmän toimivuudesta ja havaittiin samanlaisia kloorifenolien pitoisuseroja kuin vesinäytteenotolla. Vaikuttaisi siltä, että kyseisellä menetelmällä saadaan näytepistettä todellisesti edustavia tuloksia. Menetelmä vaatii vielä lisätutkimusta ja kenttäkokeita tämän varmistamiseksi.

LÄHTEET

Chemcatcher. 2020. System requirements. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://chemcatcher.ie/system-requirements/> [viitattu 18.6.2020].

CityChlor. 2013. Groundwater quality measurement with passive samplers – Code of best practices. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://rwsenvironment.eu/publish/pages/126583/groundwater_quality_measurement_with_passive_samplers.pdf

Huckins, J. N., Petty, J. D. & Booij, K. 2006. Monitors of Organic Chemicals in the Environment: Semipermeable Membrane Devices.

Juvonen, J. & Gustafsson, J. 2015. Ohje pohjaveden määrällisen ja kemiallisen tilan luokitteluun – päivitetty arviointiperusteet. Suomen ympäristökeskus ja ympäristöministeriö.

Kettunen, H. 2016. Silikonikumisen passiivisen näytteenottimen käyttö PAH-yhdisteiden monitorointiin pohjavedestä. Mikkelin ammattikorkeakoulu. Ympäristötekniikan koulutusohjelma. Opinnäytetyö. Saatavissa: <https://www.theseus.fi/handle/10024/111323> [viitattu 18.6.2020].

Kivimäki, A.-L., Lahti, K., Loikkainen, H., Lindholm, J., Ahonen, J., Backman, B., Kaipainen, T., Luoma, S., Pullinen, A., Kiirikki, M., Oksanen, A. & Pönni, J. 2017. Pohjavesien yhteistarkkailun kehittäminen – loppuraportti. Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry. Saatavissa: http://www.vhvsy.fi/files/upload_pdf/7457/Julkaistu%2077-2017%20POVEYTKKE_loppuraportti.pdf [Viitattu 2.7.2020].

Lampi, P., Vohlonen, I., Tuomisto, J. & Heinonen, O. 2001. Väestön terveydentila ja pohjaveden kloorifenoli. Kansanterveyslaitoksen julkaisu. Saatavissa: <https://www.julkari.fi/bitstream/handle/10024/78378/2001b15.pdf?sequence=1> [Viitattu 18.6.2020].

Michałowicz, J. 2004. The Occurrence of Chlorophenols, Chlorocatechols and Chlorinated Methoxyphenols in Drinking Water of the Largest Cities in Poland. Polish Journal of Environmental Studies Vol. 14, No. 3 (2005), 327–333.

Miége, C., Mazzella, N., Allan, I., Dulio, V., Smedes, F., Tixie, C., Vermeirssen, E., Brant, J., O’Toole, S., Budzinski, H., Ghestem, J.-P., Staubm, P.-F., Lardy-Fontan, S., Gonzalez, J.-L., Coquery, M. & Vrana, B. 2015. Position paper on passive sampling techniques for the monitoring of contaminants in the aquatic environment – Achievements to date and perspectives. Trends in Environmental Analytical Chemistry 8 (2015) 20–26. Saatavissa: <http://dx.doi.org/10.1016/j.teac.2015.07.001> [Viitattu 13.7.2020].

SFS-EN 12673. Veden laatu. Tiettyjen kloorifenolien kromatografinen määrittäminen vedestä. 1999, 5.

Stroo, H.F., Anderson, R.H. & Leeson, A. 2014. Passive sampling for groundwater monitoring: Technology status. Guidance. PDF-dokumentti. Saatavissa: [https://www.serdp-estcp.org/content/download/34174/330865/file/Passive%20 Sampling%20for%20Groundwater%20Monitoring.pdf](https://www.serdp-estcp.org/content/download/34174/330865/file/Passive%20Sampling%20for%20Groundwater%20Monitoring.pdf) [Viitattu 15.7.2020].

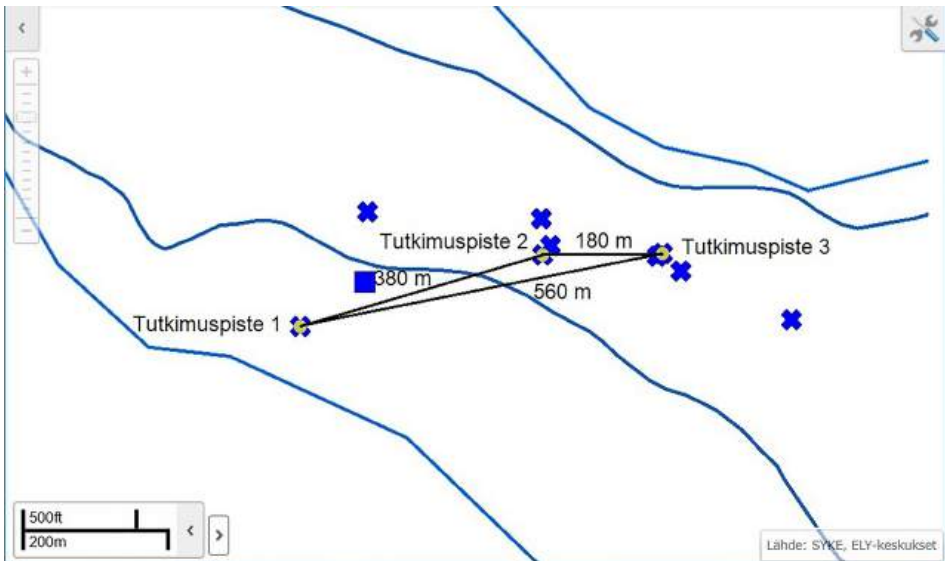
PASSIIVINEN NÄYTTEENOTTO POHJAVEDEN RASKASMETALLI- TUTKIMUKSESSA

Riina Tuominen & Aki Mykkänen & Panu Ranta

Uumo – Uudet innovatiiviset menetelmät pohjavesien laadun monitorointiin -hankkeessa testattiin kaupallisia passiivisia näytteenottimia pohjaveden metallipitoisuuksien toteamiseksi. Tutkimuskohteiksi valittiin sellaiset kohteet, joissa oli todettu aiemmin pohjavedelle asetettujen ympäristölaatumormien ylittäviä metallipitoisuuksia. Tutkimuksessa selvitettiin pohjaveden metallipitoisuuksien havaitsemista perinteisen ja passiivisen näytteenoton avulla. Kohteesta valittiin taustatietojen perusteella kolme havaintoputkea, joissa oli aiemmissa näytteenotoissa havaittu melko korkeita metallipitoisuuksia. Sekä passiivikeräimet että havaintoputkista pumppaamalla kerätyt vesinäytteet analysoidiin ulkopuolisessa laboratorioissa.

TUTKIMUSKOHDE

Aiempien tutkimusten perusteella valittiin sellainen tutkimuskohde, jossa oli todettu ympäristönormin ylittäviä metallipitoisuuksia perinteisellä näytteenotolla. Metalleista tarkasteltiin erityisesti kobolttia, kromia ja sinkkiä. Valitut tutkimuspisteet sijaitsivat toisiinsa nähden kuvassa 1 esitetyllä tavalla. Kuvassa näkyvä tummempi sininen (sisempi) viiva on pohjaveden varsinaisen muodostumisalueen raja ja vaalean sininen (ulompi) viiva pohjavesialueen raja. (SYKE 2020.)



Kuva 1. Pohjaveden metallitutkimuksen näytenpisteiden sijoittuminen (SYKE 2020).

Vuosina 2012–2020 määritettyjen vesinäytteiden kobolttipitoisuudet tutkimuspisteissä olivat 0,08–22 µg/l, kromipitoisuudet 0,15–5,5 µg/l ja sinkkipitoisuudet 1,2–110 µg/l. Ympäristölaatu­normi kobolttille on 2 µg/l, kromille 10 µg/l ja sinkille 60 µg/l (taulukko 1). Metallien osalta ympäristölaatu­normien pitoisuus tarkoittaa liukoista pitoisuutta (Karvonen ym. 2012).

Taulukko 1. Vuosina 2012–2020 havaitut tutkimuskohteen tutkimuspisteiden koboltti-, kromi- ja sinkkipitoisuudet sekä pohjaveden ympäristölaatu­normit.

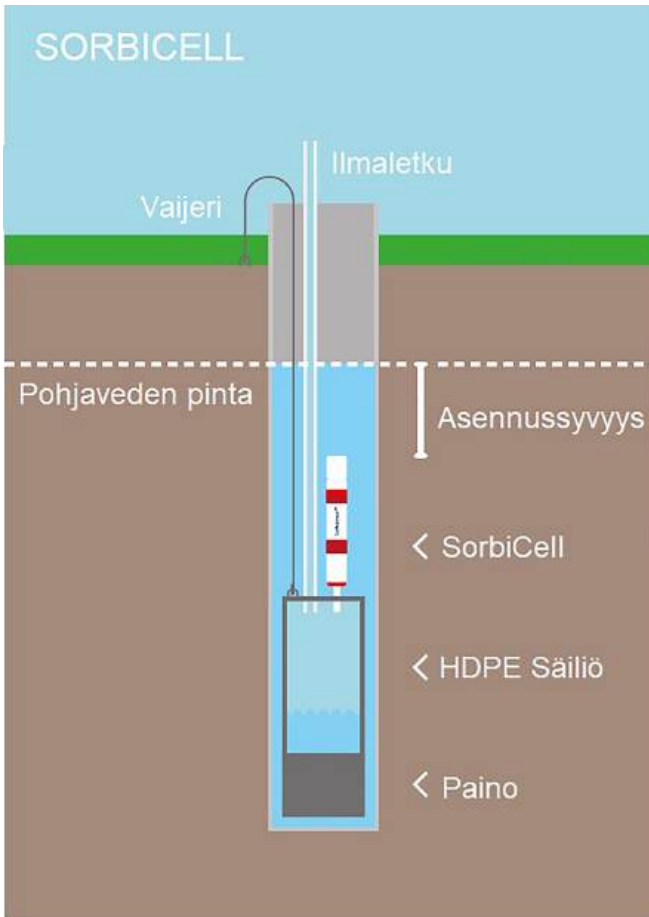
	Koboltti- pitoisuus, µg/l	Kromi- pitoisuus, µg/l	Sinkki- pitoisuus, µg/l
Tutkimuspiste 1	0,08–0,59	0,2–5,5	1,2–16
Tutkimuspiste 2	5,4–5,7	0,15–1,2	36–37
Tutkimuspiste 3	10–22	0,4–1	65–110
Ympäristölaatu­normi	2	10	60

PASSIIVIKERÄINTEN VALINTA

Passiivisia näytteenottimia voidaan käyttää kohteessa viikkojen tai kuukausien ajanjaksoja, jolloin tutkimukseen tavoitetaan huomattavasti suurempi vesimäärä kuin yksittäisellä vesinäytteellä. Näin saatu tulos ei kuvaa yksittäistä näytteenottohetkeä vaan kertoo pitoisuudesta pitemmällä ajanjaksolla.

Raskasmetalleista haluttiin määrittää taustatietojen pohjalta koboltti-, kromi- ja sinkkipitoisuuksia. Mahdollisia tutkimukseen soveltuvia passiivikeräimiä olivat muun muassa SorbiCell, iFlux ja Chemcatcher.

SorbiCell-keräimessä tutkittavat yhdisteet sitoutuvat keräimen adsorbenttiin. Merkkiaineena toimii suola, joka liukenee keräimen läpi kulkevaan veteen. Poistuneen suolan määrän avulla voidaan arvioida keräimen läpi virrannut vesimäärä. Pohjavesialtistuksessa keräin kiinnitetään säiliöön, johon keräimen läpi mennyt vesi kerääntyy, ja sen tilavuus voidaan mitata. Näytteenottoa varten tarvitaan sekä passiivikeräimet että keräyssäiliö. Näiden lisäksi keräyssäiliöön liitetään ilmaletku sekä vajjeri tai naru koko näytteenottimen asentamiseksi halutulle syvyydelle. Havainnekuva SorbiCell-keräimestä pohjavesiputkessa on nähtävissä kuvassa 2. SorbiCell CAN -keräimellä voidaan määrittää raskasmetalleista elohopea, kadmium, kromi, koboltti, kupari, lyijy, nikkeli ja sinkki. Keräimiä myydään kuuden kappaleen pakkauksessa, ja sen veroton hinta on noin 240 euroa. Keräinten lisäksi tarvitaan altistussäiliöt, joiden veroton kappalehinta on noin 150 euroa.



Kuva 2. Havainnekuva SorbiCell-keräimestä pohjavesiputkessa (mukaillen Eurofins 2018).

iFlux-keräimiä on kuutta eri tyyppiä, ja ne soveltuvat VOC-yhdisteiden, raskasmetallien, ravinteiden, dioksiinien, PFAS-yhdisteiden tai veden virtauksen määrittämiseen. Raskasmetalleista voidaan määrittää kadmium, kromi, kupari, lyijy, nikkeli, sinkki, elohopea ja arseni. Keräimiä myydään yksitellen, ja niiden veroton hinta on noin 500 euroa sisältäen analysoinnin. Keräinten kustannuksiin on laskettava lisäksi lähetyskulut. (Op ‘t Eyndt 2020.)

Chemcatcher-keräimessä on kotelo, jonka sisällä on vastaanottava emporie-kiekkko. Chemcatcherin avulla voidaan määrittää raskasmetalleja, kuten kadmium, lyijy, nikkeli, sinkki ja elohopea. Kotelon ulkohalkaisija on noin 50–52 mm, joten sen katsottiin olevan hieman liian suuri pohjavesiputkiin asennettavaksi. Koteloa muokkaamalla näytteenotto olisi kuitenkin ollut mahdollinen, mutta keräinten kustannukset olisivat nousseet muita keräimiä suuremmiksi muokkauksen myötä. (Lasey 2020.)

TUTKIMUSKOHTEN PASSIIVITUTKIMUS

Keräimenä tutkimuksessa käytettiin Sorbicellin passiivisia näytteenottimia, joita on saatavissa Eurofinsin kautta. Metallit voidaan todeta SorbiCell CAN -näytteenottimilla, jotka on optimoitu joko 0,5–10 metrin tai yli 10 metrin syvyyteen.

Tutkimukseen valittuihin pohjavesiputkiin asennettiin SorbiCell-passiivikeräimet 12.5.2020. Tutkimuskohteessa käytettiin 0,5–10 metrin syvyyteen optimoituja passiivikeräimiä. Näytteenottimet asennettiin mahdollisimman syvälle, sillä metallit ovat todennäköisimmin pohjaveden alakerroksessa. SorbiCell-keräimet asennettiin tutkimuspisteessä 1 noin 5 metriä pohjaveden pinnan alapuolelle, tutkimuspisteessä 2 noin 4,5 metriä pohjaveden pinnan alapuolelle ja tutkimuspisteessä 3 noin 10 metriä pohjaveden pinnan alapuolelle. Keräinten suositeltu näytteenottoaika 5–10 metrin syvyydessä on 2–7 vuorokautta ja 2–5 metrin syvyydessä 3–11 vuorokautta. (Eurofins 2018.) Ohjevideo keräinten käyttöön on saatavissa osoitteessa <https://youtu.be/1-d8f9JMpxI> (Eurofins s.a.).

Tutkimuksessa keräinten annettiin olla kohteessa viikko ja ne poistettiin 19.5.2020, sillä asennussyvyydet olivat sekä alle että yli 5 metriä. Keräimen altistussäiliön eli samplerin tilavuus oli 0,5 litraa. Keräyksen aikana kaikki säiliöt olivat täyttyneet täysin vedellä. Keräimet lähetettiin tutkittavaksi Eurofinsille, jossa laskettiin keräinten läpi mennyt vesimäärä tarkemmin sen suolan kulutuksesta. Kun vesimäärä tiedetään, voidaan veden haitta-ainepitoisuus ilmoittaa myös yksikössä µg/l. Kuvassa 3 on nähtävissä näytteenoton jälkeinen keräin, josta huomataan ottimen sisäisen suolan kuluneen.



Kuva 3. Näytteenoton jälkeinen Sorbicell-keräin, josta nähdään näytteenottimen suolan kuluneen. (Kuva Aki Mykkänen)

Keräinten läpi mennyt vesimäärä vaihteli, ja tutkimuspisteissä 1 ja 2 vesimäärä oli alle 0,05 litraa ja tutkimuspisteessä 3 vesimäärä oli 0,421 litraa. SorbiCell-keräinten analysoinnissa määritettiin elohopea-, kadmium-, kromi-, koboltti-, kupari-, lyijy-, nikkeli- ja sinkkipitoisuudet. Keräimistä määritetyt pitoisuudet ovat liukoisia pitoisuuksia, ja ne ovat nähtävissä taulukossa 2.

Taulukko 2. SorbiCell CAN -keräimistä määritetyt pohjaveden metallipitoisuudet.

	Tutkimus- piste 1	Tutkimus- piste 2	Tutkimus- piste 3	Ympäristö- laatunormi
Lyijy (Pb), µg/l	<0,2	<0,2	<0,2	5
Kadmium (Cd), µg/l	<0,04	<0,04	0,22	0,4
Kromi (Cr), µg/l	<1	<0,6	<1	10
Koboltti (Co), µg/l	<0,4	<0,4	3,6	2
Kupari (Cu), µg/l	0,68	18	4,6	20
Elohopea (Hg), µg/l	<0,008	<0,008	0,014	0,06
Nikkeli (Ni), µg/l	<0,4	<0,4	10	10
Sinkki (Zn), µg/l	7,8	2,8	28	60
Läpikulkenut vesimäärä, l	<0,05	<0,05	0,421	

TUTKIMUSKOHTTEEN VESINÄYTTEET

Keräinten poiston yhteydessä otettiin myös perinteinen vesinäyte pumpaamalla. Näytteet lähetettiin Eurofinsille yhtä aikaa SorbiCell-keräinten kanssa. Verrattaessa tuloksia aiempien vesinäytteiden metallipitoisuuksiin havaitaan, että kobolttipitoisuudet ovat samalla tasolla tutkimuspisteessä 1 ja matalampia tutkimuspisteissä 2 ja 3. Kromipitoisuus oli aiempia tuloksia korkeampi tutkimuspisteessä 3, muutoin tulokset noudattelivat aiempia. Sinkkipitoisuus on matalampi tutkimuspisteessä 3, mutta selvästi aiempaa korkeampi pisteissä 1 ja 2. Määritystulokset on esitetty myös taulukossa 3. Suluissa olevat arvot ovat tutkimuspisteiden aiempien vesinäytteiden tuloksia.

Taulukko 3. Tutkimuspisteistä otettujen vesinäytteiden koboltti-, kromi- ja sinkkipitoisuudet ja vertailu aiempien vesinäytteiden tuloksiin.

	Koboltti, µg/l	Kromi, µg/l	Sinkki, µg/l
Tutkimuspiste 1	0,17 (0,08–0,59)	1,7 (0,2–5,5)	270 (1,2–16)
Tutkimuspiste 2	1,7 (5,4–5,7)	<0,5 (0,15–1,2)	91 (36–37)
Tutkimuspiste 3	4,4 (10–22)	4,4 (0,4–1,0)	31 (65–110)
Ympäristölaatunormi	2	10	60

PASSIIVISEN JA PERINTEISEN NÄYTTEENOTON VERTAILU

SorbiCell-keräinten analysoinnissa määritettiin elohopea-, kadmium-, kromi-, koboltti-, kupari-, lyijy-, nikkeli- ja sinkkipitoisuudet. Tutkimuspisteistä määritettiin perinteisen vesinäytteenoton avulla vain koboltti-, kromi- ja sinkkipitoisuudet, joiden osalta voidaan tehdä määritystulosten vertailua. Tutkimuspisteen 3 osalta tulokset ovat lähimpänä toisiaan. Tutkimuspisteissä 1 ja 2 varsinkin sinkkipitoisuudet ovat huomattavasti korkeammat perinteisen vesinäytteen analysoinnin avulla tehdyssä määrityksessä. Määritystulokset on esitetty taulukossa 4.

Taulukko 4. Tutkimuspisteiden koboltti-, kromi- ja sinkkipitoisuudet määritettynä SorbiCell-keräimestä ja vesinäytteestä.

	TP1, Sorbi- Cell	TP1, vesi- näyte	TP2, Sorbi- Cell	TP2, vesi- näyte	TP3, Sorbi- Cell	TP3, vesi- näyte
Koboltti (Co), µg/l	<0,4	0,17	<0,4	1,7	3,6	4,4
Kromi (Cr), µg/l	<1	1,7	<0,6	<0,5	<1	4,4
Sinkki (Zn), µg/l	7,8	270	2,8	91	28	31

JOHTOPÄÄTÖKSET

Kobolttipitoisuudet olivat lähellä toisiaan tutkimuspisteessä 3. Tutkimuspisteissä 1 ja 2 Sorbicell-määritys ei ylittänyt määritysrajaa. Kromin osalta SorbiCellin ja vesinäytteen määritystulos ei ylittänyt määritysrajaa tutkimuspisteessä 2. Muissa tutkimuspisteissä kromipitoisuus oli vesinäytteissä suurempi kuin keräimissä.

SorbiCell-keräinten ja perinteisen vesinäytteen analysoidut määritystulokset eroavat toisistaan varsinkin sinkin osalta tutkimuspisteissä 1 ja 2. Sinkkipitoisuudet näissä pisteissä olivat perinteisessä vesinäytteessä muutoinkin korkeammat kuin aiemmissa vesinäyteanalysoinneissa. Pienempi määritystulos passiivinäytteenotossa voi johtua myös keräimen läpi virranneen veden vähyydestä. Tutkimuspisteessä 3 syvemmälle sijoitetun keräimen läpi oli kulkenut selvästi enemmän vettä kuin matalammalle sijoitettujen. Matalammalla olleiden keräinten altistusajan pidentäminen olisi voinut vaikuttaa määritystulokseen. On myös mahdollista, että keräinten altistussäiliöiden korkit tai ilmanpoistiventtiilit ovat vuotaneet ja siten laskeneet vettä säiliöön (Rautio 2020). Tutkimuksen jälkeisessä testauksessa ei kuitenkaan havaittu merkkejä vuodoista.

SorbiCell-tuloksia todennäköisesti vääristää se, että pitoisuudet (µg/l) on laskettu käyttäen altistussäiliöön kerääntynyttä vesimäärää, joka kaikissa pisteissä oli 0,5 litraa. Laboratorio ilmoitti myös suolan kulutukseen perustuvan vesimäärän, joka tutkimuspisteissä 1 ja 2

oli hyvin pieni ($< 0,05$ l), mutta tutkimuspisteessä 3 lähellä mitattua vesimäärää (0,421 l). Laskemalla metallipitoisuudet tähän vesimäärään suhteutettuna tutkimuspisteiden 1 ja 2 metallipitoisuudet nousevat yli kymmenkertaisiksi. Koska täyttä varmuutta keräinten läpi menneestä vesimäärästä ei ole, on tuloksiin suhtauduttava suuntaa antavina. Perinteiset vesinäytteet määritettiin alkuaineiden suoramäärityksenä käyttäen ICP-MS-laitteistoa.

Metallitutkimuskohteen osalta tutkimuksia kannattaa jatkaa, sillä tutkimuksen tulokset ylittivät osassa tutkimuspisteitä ympäristölaatumormit koboltin ja sinkin osalta. Kohteessa on jo aiemminkin havaittu melko korkeita pitoisuuksia. Koska aluetta on jo tutkittu ja metallipitoisuuksien esiintymistä on selvitetty, tutkimusta voidaan jatkaa perinteisen näytteenoton avulla jatkossa.

Passiivisen näytteenoton tuloksia ei voi suoraan verrata perinteisen vesinäyteanalysoinnin tuloksiin. Passiivisella näytteenotolla voidaan kuitenkin saada arvokasta tietoa varsinkin kohteissa, joissa haitta-ainepitoisuudet ovat pieniä eivätkä välttämättä tule ilmi perinteisessä määrittämisessä.

LÄHTEET

Eurofins. 2018. Sorbisense – Groundwater monitoring. Saatavissa: https://cdnmedia.eurofins.com/european-east/media/2304382/sorbisense-groundwater-monitoring_2018_e-format.pdf [viitattu 26.6.2020].

Eurofins. s.a. Eurofins Miljø Danmark. Passive sampling in ground water with Sorbisense™: Instruction video. Saatavissa: <https://www.youtube.com/watch?v=1-d8f9JMpxI&feature=youtu.be> [viitattu 3.6.2020].

Karvonen, A., Taina, T., Gustafsson, J., Mannio, J., Mehtonen, J., Nystén, T., Ruoppa, M., Sainio, P., Siimes, K., Silvo, K., Tuominen, S., Verta, M., Vuori, K.-M. & Äystö, L. 2012. Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annettujen säädösten soveltaminen. Kuvaus hyvistä menettelytavoista. Ympäristöministeriön raportteja 15/2012. ISBN 978-952-11-4053-2.

Lasey, S. 2020. Research Officer, T.E. Laboratories. Sähköpostikeskustelu 7.2.2020.

Op ‘t Eyndt, T. 2020. Managing Director. iFlux. Sähköpostikeskustelu 4.2.2020.

Rautio, A. 2020. Asiakkuusvastaava. Eurofins Environment Testing. Sähköpostikeskustelu. 26.6.2020.

SYKE. 2020. Suomen ympäristökeskus. Avoimet ympäristötietojärjestelmät. Hertta 5.7. Pohjavedet. Havaintopaikat. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.wp2.ymparisto.fi/scripts/hearts/welcome.asp> [viitattu 1.6.2020].

PASSIIVINEN NÄYTTEENOTTO POHJAVEDEN BAM-TUTKIMUKSESSA

Riina Tuominen & Aki Mykkänen

Uumo – Uudet innovatiiviset menetelmät pohjavesien laadun monitorointiin -hankkeessa testattiin kaupallisia passiivisia näytteenottimia pohjaveden BAM-pitoisuuksien toteamiseksi. Tutkimuksessa selvitettiin pohjaveden BAM-pitoisuuksien havaitsemista perinteisen ja passiivisen näytteenoton avulla. Tutkimus tehtiin alueella, jossa oli havaittu aiemmin BAM-yhdistettä pohjavedessä. Taustatietojen pohjalta valittiin alueelta kolme havaintoputkea, joista kahdessa oli havaittu pieniä määriä BAM-yhdistettä. Sekä passiivikeräimet että havaintoputkista pumppaamalla kerätyt vesinäytteet analysoitiin ulkopuolisessa laboratoriossa.

BAM-YHDISTE

BAM eli 2,6-diklooribentsoamidi on klooritiamidin (2,6-diklooritibentsoamidi) ja diklobeniilin (2,6-diklooribentsonitriili) hajoamistuote. Suomessa näitä aineita on käytetty lähinnä rikkakasvien torjuntaan. (Vuorimaa 2007.) BAM on erittäin vesiliukoinen, stabiili ja heikosti maahan sitoutuva (Pukkila 2015).

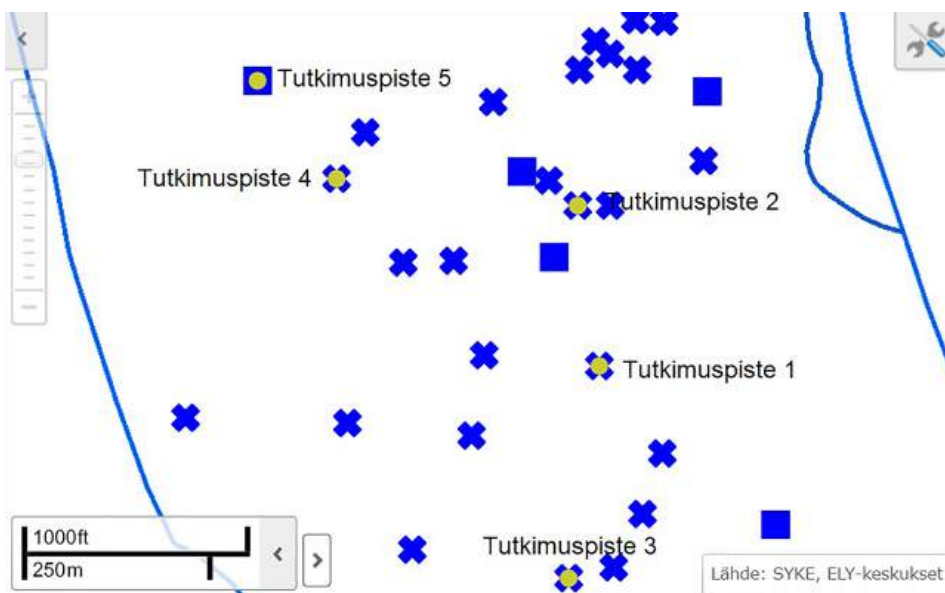
BAM lukeutuu tavallisimpiin pohjavedestä todettuihin torjunta-aineisiin (THL 2020). Diklobeniilin käyttö kiellettiin EU:ssa jo vuonna 2008. Viimeinen Suomessa käytössä ollut diklobeniiliä sisältävä torjunta-aine poistui kasvinsuojeluinerekisteristä vuonna 2009 (Tukes 2012). BAM-yhdistettä löytyy kuitenkin pohjavesistä edelleen todennäköisesti maaperään adsorptoituneen diklobeniilin hitaan vapautumisen vuoksi (Malin ym. 2013).

BAM luetaan torjunta-aineeksi pohjaveden ympäristölaatonormeja tarkasteltaessa. Ympäristölaatonormiksi torjunta-aineiden vaikuttaville aineille ja niiden aineenvaihdunta-, hajoamis- tai reaktiotuotteille on säädetty pitoisuus 0,10 µg/l yksittäiselle aineelle ja 0,50 µg/l aineiden yhteispitoisuudelle. Yhteispitoisuudella tarkoitetaan kaikkien seurannassa havaittujen ja mitattujen yksittäisten torjunta-aineiden summaa mukaan luettuna niiden merkitykselliset aineenvaihdunta-, hajoamis- tai reaktiotuotteet. (Valtioneuvoston asetus 341/2009.) Talusvesiasetuksessa (683/2017) annetaan talusvedelle laatuvaatimuksia ja -suosituksia. Kemiallisissa laatuvaatimuksissa määritetään torjunta-aineiden enimmäisarvoksi 0,10 µg/l yhdistettä kohden sekä 0,50 µg/l yhteismäärää kohden.

TUTKIMUSKOHDE

BAM-yhdistettä on aiemmin havaittu tutkimuskohteen kahdessa havaintoputkessa pieniä pitoisuuksia. Määritetyt pitoisuudet ovat olleet 0,058 µg/l tutkimuspisteessä 1 ja 0,072 µg/l tutkimuspisteessä 2. Tutkimuspisteissä 3 ja 4 ei BAM-yhdistettä ole aiemmin havaittu. Tutkimuspisteeksi 5 valittiin läheinen pintavesi, sillä tutkittava pohjavesi on osin rantaimettyvää vettä.

Valitut tutkimuspisteet sijaitsivat toisiinsa nähden kuvassa 1 esitetyllä tavalla. Tutkimuspisteiden väliset etäisyydet vaihtelivat tutkimuspisteiden 4 ja 5 noin 200 metristä tutkimuspisteiden 3 ja 5 väliseen etäisyyteen noin 850 metriä.



Kuva 1. Pohjaveden BAM-tutkimuksen näytepisteiden sijoittuminen (SYKE 2020).

PASSIIVIKERÄINTEN VALINTA

BAM-yhdisteen tutkimiseen valittiin SorbiCell-keräin, sillä se oli mahdollisista vaihtoehdoista määritykseen soveltuvin. Vaikka iFlux-keräimiä voidaan käyttää torjunta-ainesten määrittämiseen, BAM-yhdisteen määrää niillä ei voida selvittää (Op 't Eyndt 2020). Chemcatcher-keräintä olisi voitu käyttää tutkimuksessa, jos sen kotelo olisi muokattu pienemmäksi, mutta muokkaus olisi nostanut keräinten hankintakustannuksia (Lasey 2020).

SorbiCell-keräimessä (kuva 2) tutkittavat yhdisteet sitoutuvat keräimen adsorbenttiin. Merkkiaineena toimii suola, joka liukenee keräimen läpi kulkevaan veteen. Poistuneen suolan

määrän avulla voidaan arvioida keräimen läpi kulkenut vesimäärä. Pohjavesialtistuksessa keräin kiinnitetään säiliöön, johon läpi keräimen mennyt vesi kerääntyy, ja sen tilavuus voidaan mitata. Näytteenottoa varten tarvitaan sekä passiivikeräimet että keräyssäiliö. Keräimiä myydään kuuden kappaleen pakkauksessa, ja sen veroton hinta on noin 300 euroa. Keräinten lisäksi tarvitaan altistussäiliöt, joiden veroton kappalehintaa on noin 150 euroa.



Kuva 2. SorbiCell POL-keräimiä. (Kuva Riina Tuominen)

TUTKIMUSKOHTEN PASSIIVITUTKIMUS

Keräimenä tutkimuksessa käytettiin SorbiCell POL -näytteenottimia. Keräimet ovat optimoitu joko 0,5–10 metrin tai yli 10 metrin syvyyteen. Tutkimuskohteessa käytettiin 0,5–10 metrin syvyyteen optimoituja passiivikeräimiä.

Tutkimukseen valittuihin pohjavesiputkiin asennettiin SorbiCell-passiivikeräimet 4.6.2020. Koska BAM on todennäköisesti sekoittunut pohjaveteen täysin, ei haitta-ainekerrostumia synny. Näytteenottimet pyrittiin asentamaan syvyydelle, jossa veden liikkuvuuden arvioitiin olevan riittävän hyvä tutkimukseen, ja SorbiCell-keräimet asennettiin kaikissa kolmessa tutkimuspisteessä noin 4 metriä pohjaveden pinnan alapuolelle. Keräinten suositeltu näytteenottoaika 5–10 metrin syvyydessä on 2–7 vuorokautta (Eurofins 2018). Ohjevideo keräinten käyttöön on saatavissa osoitteessa <https://youtu.be/1-d8f9JMpxI>. (Eurofins s.a.)

Tutkimuksessa keräinten annettiin olla kohteessa viikko ja ne poistettiin 11.6.2020. Keräyksen aikana kaikkien keräinten säiliöt olivat täyttyneet täysin vedellä. Keräimen altistus-säiliön tilavuus on 0,5 litraa.

Keräimet lähetettiin tutkittavaksi Eurofinsille, jossa laskettiin keräimen läpi mennyt vesimäärä tarkemmin sen suolan kulutuksesta. Keräinten läpi mennyt vesimäärä vaihteli, ja tutkimuspisteessä 1 vesimäärä oli 0,162 litraa, tutkimuspisteessä 2 alle 0,05 litraa ja tutkimuspisteessä 3 keräimen läpi oli kulkenut vettä 0,081 litraa. SorbiCell-keräinten analysoinnissa määritettiin vain BAM-pitoisuus. Keräimistä määritetyt tulokset tutkimuspisteittäin ovat nähtävissä taulukossa 1. Kun vesimäärä tiedetään, voidaan veden haitta-ainepitoisuus ilmoittaa myös yksikössä µg/l.

Taulukko 1. SorbiCell POL -keräinten läpi kulkeneen veden määrä ja keräimistä määritetyt BAM-pitoisuudet.

	Vesimäärä (l), säiliöön kertynyt	Vesimäärä (l), laskettu	BAM-pitoisuus keräimessä (µg)	BAM-pitoisuus vedessä (µg/l)
Tutkimuspiste 1	0,5	0,162	0,13	0,26
Tutkimuspiste 2	0,5	<0,05	<0,001	<0,002
Tutkimuspiste 3	0,5	0,081	<0,001	<0,002

TUTKIMUSKOHTEN VESINÄYTTEET

Keräinten poiston yhteydessä otettiin myös perinteinen vesinäyte pumpaamalla. Näytteet lähetettiin MetropoliLab Oy:lle. Näytteistä tutkittiin BAM-yhdisteen lisäksi yli 30 muuta torjunta-ainetta, sillä tehtyjen tiedustelujen perusteella ei löytynyt laboratorioita, joka määrittäisi vain BAM-pitoisuuden. Analyysissä tehdään samalla useamman torjunta-aineen määrittäisiä, tosin aineiden lukumäärä hieman vaihtelee laboratorioittain ja siten myös analysointikulut. Muiden tutkittujen aineiden osalta aineiden määrittämisraajat eivät ylittyneet.

Verrattaessa tuloksia aiempien vesinäytteiden BAM-pitoisuuksiin havaitaan, että pitoisuus on yli kymmenkertainen tutkimuspisteessä 1, mutta aiempaa tulosta matalampi tutkimuspisteessä 2. Tutkimuspisteessä 3 tulos jää edelleen määrittämisrajan alle, tosin määrittämisraja on korkeampi tässä analysoinnissa kuin edellisessä. Määrittämistulokset on esitetty myös taulukossa 2.

Taulukko 2. Tutkimuspisteistä otettujen vesinäytteiden BAM-pitoisuudet ja vertailu aiemman tutkimuksen tuloksiin.

	BAM-pitoisuus, µg/l Näyte 11.6.2020	BAM-pitoisuus, µg/l Näyte 14.2.2018
Tutkimuspiste 1	0,68	0,058
Tutkimuspiste 2	0,02	0,072
Tutkimuspiste 3	<0,02	<0,01

PASSIIVISEN JA PERINTEISEN NÄYTTEENOTON VERTAILU

Tutkimuspisteistä määritettiin perinteisen vesinäytteenoton avulla useita torjunta-ainepitoisuuksia, mutta tässä tutkimuksessa määrittäysraja ylittyi vain BAM-yhdisteellä. Passiivikeräimellä määritettiin vain BAM-pitoisuus. Tutkimuspisteistä 1 ja 2 löytyi perinteisessä vesinäyteanalysoinnissa BAM-yhdistettä. SorbiCell-keräimillä BAM-yhdistettä oli yli määrittäysrajan vain tutkimuspisteessä 2. Määrittäystulokset on esitetty taulukossa 3.

Taulukko 3. Tutkimuspisteiden BAM-pitoisuudet määritettynä SorbiCell-keräimestä ja vesinäytteestä.

	TP1, SorbiCell	TP1, vesi- näyte	TP2, SorbiCell	TP2, vesi- näyte	TP3, SorbiCell	TP3, vesi- näyte
BAM, µg/l	<0,002	0,68	0,26	0,02	<0,002	<0,02

JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimuspisteessä 1 vesinäyte osoittaa, että vedessä on BAM-yhdistettä, mutta passiivikeräimellä ei tässä tutkimuspisteessä sitä löydetty. Tutkimuspisteen 2 osalta sekä keräimen että perinteisen vesinäytteen analysoinnin perusteella tutkimuspisteessä esiintyy BAM-yhdistettä. Tutkimuspisteessä 3 BAM-yhdistettä ei löytynyt kummassakaan analysoinnissa.

SorbiCell-keräinten ja vesinäytteiden analysoidut BAM-pitoisuudet eroavat toisistaan kaikissa tutkimuspisteissä. Keräinten läpi virranneen veden määrää käytetään laskennassa, kun selvitetään veden haitta-ainepitoisuutta. Laboratorio käyttää laskennassaan asiakkaan ilmoittamaa vesimäärää, joka on keräimen säiliöön kertynyt vesimäärä. Kaikkien keräinten säiliöt olivat täyttyneet vedellä täysin, mutta keräimen suolan määrän kulutukseen perustuvan laskennan mukaan vettä oli kulkenut keräimissä paljon vähemmän, enimmillään 0,162 litraa tutkimuspisteessä 2 ja vähimmillään alle 0,05 litraa tutkimuspisteessä 1. Esimerkiksi tutkimuspisteessä 2 ilmoitettu vesimäärä oli 0,5 litraa ja laboratoriossa laskettu vesimäärä 0,162 litraa. Mikäli keräimen BAM-pitoisuus lasketaan käyttämällä laboratorion

laskemaa vesimäärää, saadaan pohjaveden BAM-pitoisuudeksi 0,8 µg/l eli noin kolminkertainen määrä nyt saatuun tulokseen verrattuna. Keräimen läpi kulkeneen veden määrän vähyys varsinkin tutkimuspisteessä 1 vaikuttaa siihen, että keräimen BAM-pitoisuus jää alle määrittäysrajan. Jos keräimen läpi ei kulje vettä, eivät sen haitta-aineet myöskään voi jäädä keräimeen.

Koska täyttä varmuutta keräinten läpi menneestä vesimäärästä ei ole, on tuloksiin suhtauduttava suuntaa antavina. Perinteiset vesinäytteet määritettiin käyttäen LS-MS/MS-analysointia. Menetelmiä ei voi verrata toisiinsa eikä passiivisen näytteenoton tuloksia voida suoraan verrata perinteisen vesinäyteanalysoinnin tuloksiin. Perinteisellä vesinäyteanalysoinnilla saadaan määrittäystulos näytteenottohetken veden laadusta. Passiivisessa näytteenotossa määrittäystulos kertoo koko keräysjakson veden laadusta.

Keräinten läpi kulkeneen veden määrän varmistaminen keräyksessä on tärkeää. Keräinten ja altistussäiliön liitokset tulisi varmistaa täysin tiiviiksi, jotta vesi kulkisi ainoastaan keräimen läpi säiliöön. Tässä tutkimuksessa vettä on todennäköisesti päässyt kulkemaan säiliöön esimerkiksi säiliön korkkien tai ilmaletkun liitosten kautta. Passiivikeräinten käytössä tulee olla huolellinen ja varmistaa myös, että keräin on asennettu oikeaan syvyyteen, pohjaveden virtausolosuhteet ovat optimaaliset ja altistusaika määritetään oikein.

Mikäli tarve vedenlaadun selvittämiseksi on akuutti, saadaan perinteisellä vesinäytteen analysoinnilla tieto veden laadusta nopeammin. Sekä näytteenotto että analysoinnin raportointi ovat nopeampia perinteisen vesinäytteen osalta. Esimerkiksi tämän tutkimuksen osalta vesinäytetulokset tulivat kahdessa viikossa, ja kiireellisenä pyyntönä aikaa voidaan lyhentää noin viikkoon. Passiivikeräinten analysointitulokset tulivat noin kuukauden kuluttua.

Näytteenottomenetelmän valinta riippuu tutkimuskohteesta ja tutkittavista haitta-aineista. Passiivinen näytteenotto on käyttökelpoinen kohteissa, joissa haitta-ainepitoisuudet ovat pieniä tai vaihtelevat veden virtauksen mukaan, jolloin ne eivät välttämättä näy perinteisessä vesinäytteen analysoinnissa. Passiivisen näytteenoton yleistyessä ja käyttökokemusten lisääntyessä saadaan lisää tietoa ja ohjeistusta käytön tueksi, jolloin myös mahdolliset käyttäjistä johtuvat virheet vähenevät.

LÄHTEET

Eurofins. 2018. Sorbisense – Groundwater monitoring. Saatavissa: https://cdnmedia.eurofins.com/european-east/media/2304382/sorbisense-groundwater-monitoring_2018_e-format.pdf [viitattu 26.6.2020].

Eurofins. s.a. Eurofins Miljø Danmark. Passive sampling in ground water with Sorbisense™: Instruction video. Saatavissa: <https://www.youtube.com/watch?v=1-d8f9JMpxI&feature=youtu.be> [viitattu 3.6.2020].

Lasey, S. 2020. Research Officer, T.E. Laboratories. Sähköpostikeskustelu 7.2.2020.

Malin, I., Hallman, S. & Mäyränpää, R. 2013. Torjunta-aineet Lahden pohjavesissä 2000–2013. PDF-dokumentti. Saatavissa <https://www.lahti.fi/PalvelutSite/YmparistoSite/Documents/Lahden%20torjunta-aineraportti%202000-2013%20ilman%20liitteitä.pdf> [viitattu 8.7.2020].

Op ‘t Eyndt, T. 2020. Managing Director. iFlux. Sähköpostikeskustelu 4.2.2020.

Pukkila, V. 2015. Degradation of 2,6-dichlorobenzonitrile and 2,6-dichlorobenzamide in groundwater sedimentary deposits and topsoil. Academic dissertation in Environmental Ecology. Department of Environmental Sciences. Faculty of Biological and Environmental Sciences. University of Helsinki, Lahti. PDF-tiedosto. Saatavissa: <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/154671/Degradat.pdf?sequence=1&isAllowed=y> [viitattu 8.7.2020].

SYKE. 2020. Suomen ympäristökeskus. Avoimet ympäristötietojärjestelmät. Hertta 5.7. Pohjavedet. Havaintopaikat. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.wp2.ymparisto.fi/scripts/hearts/welcome.asp> [viitattu 1.6.2020].

Talousvesiasetus. 683/2017. Sosiaali- ja terveystieteiden ministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista annetun sosiaali- ja terveystieteiden ministeriön asetuksen muuttamisesta. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://finlex.fi/fi/laki/alkup/2017/20170683> [viitattu 13.7.2020].

THL. 2020. Pilaantuneesta maasta kaivoveteen päätyvät kemialliset aineet. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://thl.fi/fi/web/ymparistoterveys/vesi/kaivovesi/kaivoveden-kemiallisten-laatu/pilaantuneesta-maasta-kaivoveteen-paatyvat-kemialliset-aineet> [viitattu 7.7.2020].

Tukes. 2012. Kasvinsuojeluinerekisteri. Saatavissa: <https://kasvinsuojeluaaineet.tukes.fi/Results.aspx> [viitattu 8.7.2020].

Valtioneuvoston asetus 341/2009. Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä annetun asetuksen muuttamisesta. Saatavissa: <https://finlex.fi/fi/laki/alkup/2009/20090341> [viitattu 8.7.2020].

Vuorimaa, P., Kontro, M., Rapala, J. & Gustafsson, J. 2007. Torjunta-aineiden esiintyminen pohjavedessä. Suomen ympäristö 42/2007. ISBN 978-952-11-2914-8.

DRONE YMPÄRISTÖN MONITOROINNISSA

Esa Hannus

Yhtenä osana Uumo-hanketta (Uudet innovatiiviset menetelmät pohjavesien laadun monitorointiin) oli tarkastella kaukokartoitusmenetelmien soveltumista ympäristön monitorointiin. Hankkeessa keskityttiin dronelentojen hyödyntämiseen ja mahdollisuuksiin ympäristön tilan havainnoinnissa. Tarkastelun kohteena olivat hankkeen kohdealueina olleet pohjavesialueet vesistöineen. Lähtökohtana Uumo-hankkeen kaukokartoitusosiossa oli hyödyntää edullisia ja saatavilla olevia välineitä, eli pääasiassa käytettiin kevyttä lentolaitetta ja kameraperusteisia sensoreita. Ennakkoasetelmassa tiedettiin, että kameraperustaiset menetelmät eivät penetroi pinnan alle, joten ne soveltuvat vain osin tai välillisesti varsinaiseen pohjavesihavainnointiin.

Kaukokartoituksen lisäksi droneja on Suomessakin kokeiltu esimerkiksi fyysisten vesinäytteen ottamisessa (Rönty 2018), mutta tämä dronen käyttötapa ei ollut Uumo-hankkeessa aiheena. Tarkennuksena todettakoon, että lentolaitteiden lisäksi dronella voidaan tarkoittaa myös vedessä tai maalla liikkuvia laitteita. Ensiksi mainittuja on saatavilla sekä pinnalla kulkevana että sukeltavana laitteina. Lentävissä laitteissa drone mielletään usein pienoishelikopteriksi, mutta se voi olla myös kiinteäsiipinen pienoislentokone.

KAUKOKARTOITUS

Kaukokartoituksella tarkoitetaan nimensä mukaisesti menetelmiä, joissa kohteesta kerätään tietoa sitä koskettamatta. Kaukokartoituksessa havaitaan ja tallennetaan kohteesta heijastuvaa tai kohteen lähettämää sähkömagneettista säteilyä. Kerätty data siirretään havaintolaitteesta, prosessoidaan ja analysoidaan. Lopputuloksena saadaan tulkittua rasteridataa. Data kattaa koko tutkimusalueen niin sanottuna alueellisesti jatkuvana pintana, mikä eroaa esimerkiksi kenttänäytteenotolla saatavasta pistemäisestä tiedosta. Useimmiten tulos visualisoidaan tutkittavaa aihetta korostavana luokiteltuna kuvana. (CCRS s.a.; Tietopaketti kaukokartoituksesta 2004.)

Tiedon saanti kohteesta perustuu siihen, että eri materiaalit ja niiden eri olotilat heijastavat sähkömagneettista säteilyä eri tavoin. Tarkoitukseen sopivalla sensorilla havaitaan säteilyn aallonpituuksia. Yhdistämällä kerättyyn dataan tieto kyseessä olevan materiaalin tunnetuista heijastusominaisuuksista eli reflektanssista voidaan tuottaa mitta-arvoja kohteen muista ominaisuuksista tai saada materiaali erottumaan kohteesta. Esimerkiksi vihreiden

kasvien esiintyvyyttä tai kuntoa havainnoimalla voidaan selvittää lehtivihreän määrää ihmissilmälle näkymättömien lähi-infrapunan aallonpituuksien avulla. (CCRS s.a.; Jones 1997; Tietopaketti kaukokartoituksesta 2004.)

Vesitutkimuksessa kaukokartoituksella mitataan paitsi veden ja lumen määriä myös laadullisia parametreja, joilla selvitetään muun muassa veden sameutta ja kiintoaineen määrää, näkösyvyyttä (*secchi*), pintalevien ja makrofyyttien esiintyvyyttä, pinnan klorofyllipitoisuutta ja lämpötiloja sekä liuennutta orgaanista hiiltä (DOC) ja humusta. Kaukokartoitusta hyödynnetään myös valuma-alueen maankäytön ja maaston tarkastelussa. Kasvillisuuteen verrattuna veden reflektanssi on matala, sillä suuri osa säteilystä absorboituu etenkin kiintoainetta ja humusta sisältävissä tummissa vesissä. Matalakin reflektanssiarvo on kuitenkin mitattavissa, ja tietynlainen matala heijastavuus itsessään viittaa esimerkiksi siihen, että kartoitusalueella on vettä. Suomessa eri vesialueille on myös pystytty mallintamaan järvi-kohtaisia ominaisheijastavuuksia. (Chawla 2020; Tietopaketti kaukokartoituksesta 2004.)

Tutkimusaiheen ominaisheijastavuustiedon ja siihen sopivan sensorin lisäksi kaukokartoitusdatan tuottamiseksi tarvitaan käsittelyyn ja laskentaan soveltuvia ohjelmistoja sekä sensoria kuljettava lentolaite. Ehkä yleisimmin kaukokartoitus mielletään satelliitista käsin tapahtuvaksi, mutta sensorin laitealustana voi olla myös lentokone tai helikopteri (Davis 1996) tai nykyään yleistyvä drone (Doumit 2019). Korkeammalta voidaan kattaa suurempia alueita, mutta tällöin ilmankehä ja pilvet aiheuttavat enemmän häiriöitä ja mukaan tulee myös niin sanottu spatiaalinen resoluutio, eli pienimmän maastossa erottuvan yksityiskohdan koko on usein karkeampi kuin matalalta kartoittaessa (Tietopaketti kaukokartoituksesta 2004). Sinällään kaukokartoitus voi tapahtua myös muusta kuin lentolaitteesta, eli sensorin alustana voi olla myös maa- tai vesikulkuneuvo. Matalalta ilmasta tehtävässä kaukokartoituksessa sensori voi olla sijoitettu myös esimerkiksi nosturiin tai nostovarteeseen (CCRS s.a.).

SENSORIT JA DRONET

Kaukokartoituksen sensorit voivat olla joko passiivisia tai aktiivisia instrumentteja. Passiiviset sensorit ainoastaan havainnoivat kohteesta heijastuvaa tai kohteen itsensä lähettämää säteilyä. Tällöin säteilyn energialähteenä on Aurinko tai kohde itse. Passiivisia sensoreita ovat esimerkiksi kamerat, keilaimet, radiometrit ja spektrometrit. Kamerat voivat taltioida paitsi näkyvää valoa myös esimerkiksi infrapunan eri aallonpituusalueita eri levyisinä kaistoina. Aktiiviset sensorit lähettävät kohteeseen säteilyä ja mittaavat sen takaisin heijastumista. Esimerkiksi erilaiset tutkat ja laserkeilaimet ovat aktiivisia sensoreita. (CCRS s.a.; Tietopaketti kaukokartoituksesta 2004.)

Lentäviä droneja on sekä kiinteäsiipisinä pienoislentokoneina että erilaisina pienoishelikopteritoteutuksina (Doumit 2019). Lähteiden (esim. Doumit 2019) perusteella mutta myös pelkästään markkinoilla olevaa dronetarjontaa tarkastelemalla voi todeta, että laitteita on

saatavilla hyvin erikokoisina malleina ja erilaisin ominaisuuksin. Esimerkiksi eri laitteiden kuorman nostokyky vaihtelee suuresti, mikä osaltaan määrittää sitä, mitä sensoreita dronessa on mahdollista käyttää. Akkukestonon perustuva lentoaika puolestaan vaikuttaa luonnollisesti toimintasäteeseen.

Painon lisäksi sensorin koko ja muoto vaikuttavat sen kiinnitettävyyteen. Sensori voi myös vaatia tietynlaista suuntaamista, värinän vaimennusta ja asennon vakaana pitämistä gimbaalilla. Osa droneista on nimenomaan suunniteltu lentolaitealustaksi, jolloin niihin voidaan helpommin kiinnittää erilaisia instrumentteja, mutta käytännössä aina tarvitaan sensoriteline. Etenkin kevyemmät dronet ovat lähtökohtaisesti tarkoitettuja käytettäväksi ainoastaan niiden oman, yleensä kiinteästi asennetun kameran kanssa. Viimeksi mainittujakin dronetyyppejä on joissakin tapauksissa mahdollista modifioida erilaisin asennussarjoin. On myös mahdollista, että sama lentolaite kantaa useampaa sensoria (kuva 1). Painon lisääntyminen ja myös lisäosien ilmanvastus lyhentävät dronen lentoaikaa.



Kuva 1. Kevyt drone, jossa on sensoreina kaksi jälkiasennettua multispektrikameraa ja kopterin oma, kiinteä kamera. (Kuva Esa Hannus)

Fyysisen kiinnittämisen lisäksi sensorin droneen lisäämiseen liittyy muun muassa käyttövoiman saannista ja käytönohjauksesta huolehtiminen. Sensorilla voi olla joko oma virtalähde, tai se voi tarvita virtaa dronen akusta. Jälkimmäinen lyhentää lentoaikaa ja siten vähentää

yhden lennon alueellista kattavuutta. Sensorin käytönohjaus eli esimerkiksi kuvanottohetkien määrittäminen voi tapahtua sensorista riippuen dronen automatiikkaan integroituna tai ilman suoraa yhteyttä lentolaitteeseen käyttäjän erikseen kauko-ohjaamana taikka etukäteen ajastettuna tai ohjelmoituna. Nämäkin seikat on huomioitava droneoperoinnin suunnittelussa ja suorittamisessa.

Läheskään kaiken tyyppisiä kaukokartoitussensoreita ei ole saatavilla dronekäyttöön sopivina. Droneen asennettavan instrumentin tulisi luonnollisestikin olla mahdollisimman kevyt ja pieni. Osa instrumenteista on jo teknisesti ainoastaan satelliitti- tai lentokonealustoille sopivia muun muassa kokonsa, painonsa tai ominaisen käyttötapansa takia. Joidenkin instrumenttityyppien kohdalla niiden droneversiot eivät vastaa kyvyiltään järeämpiä versioitaan. Tyypillisin dronessa oleva sensori on tavallinen digitaalikamera, joka kuvaa ihmissilmälle näkyvää valoa eli likimain aallonpituusalueella 400–700 nm sijaitsevaa sähkömagneettista säteilyä. Muita dronealustoille sovitettuja sensoreita ovat muun muassa erilaiset lämpökamerat, multi- ja hyperspektrikamerat (*MS, multispectral; HS, hyperspectral*) sekä laserkeilaimet.

Spektrikamerat taltioivat näkyvästä valosta poikkeavia aallonpituuksia. MS-kamerat tallentavat leveähköinä kaistoina yleensä 3–10 aallonpituusalueita ja HS-kamerat suuren määrän haluttuja aallonpituusalueita kapeina kaistoina. (Gisgeography 2020.) MS-kameroissa useimmiten vähintään yksi havaittavista taajuuskaistoista on lähi-infrapunan (*NIR, near-infrared*) alueella. Eri MS-kameroilla voidaan havaita eri aallonpituuksia NIR-alueelta, jolloin ne sopivat hieman eri asioiden havainnointiin. MS-kuvausten yleisin käyttökohde on erilaisten kasvillisuuden kuntoa ja ominaisuuksia kuvaavien indeksien tuottaminen. (Mapir 2020.) Tavallisten kameroiden ottamista valokuvista voidaan ohjelmallisesti tuottaa mittatarkaksi oikaistuja ilmakuvakoosteita sekä erilaisia 3D-mallinnuksia, kuten fotogrammetrisia pistepilviä, joissa kuvaantuu yksi, sensoria lähin pinta. Myös laserkeilan tuottaa 3D-pistepilviä. Laserpistepilvistä on mahdollista erottaa esimerkiksi eri kasvillisuuskerrokset pelkän ylimmän kerroksen lisäksi.

TIEDONKERUU JA DRONEOPEROINTI

Jokaiseen sensoriin liittyy ominaisuutena sensorin tuottama kuvakoko (tai sitä vastaava suure, mikäli kyseessä ei ole kuvan ottava kameran tapainen instrumentti) ja spatiaalinen erottelukyky. Yhdessä lentokorkeuden kanssa kuvakoko tarkoittaa myös yhden kuvan peittoalaa kohteessa ja erottelukyky pienintä erottuvaa yksityiskohtaa eli esimerkiksi kameran ottamassa kuvassa olevan yhden pikselin kokoa kohteessa. (Doumit 2019; CCRS s.a.; Tietopaketti kaukokartoituksesta 2004.)

Usein koko kohdealueen kattaminen tarkoituksen mukaisella erottelukyvyltä kartoitettuna tarkoittaa useiden – jopa useiden satojen – kuvien ottamista ja niiden yhdistämistä jatkokäsittelyssä kuvamosaiikiksi. Yhdistäminen on verrattain monimutkainen kuvalas-

kentaprosessi, jossa samalla myös muun muassa poistetaan optiikan aiheuttamat virheet kamerakalibroinnilla ja korjataan maaston korkeuseroista johtuvat mittakaavaerot jokaisen kuvan osalta. Jälkimmäistä toimenpidettä kutsutaan orto-oikaisuksi, ja sen tuloksena syntyy ortokuvamosaiikki. Samassa yhteydessä lopputuotteet saadaan tarvittaessa vietyä kartta-koordinaatistoon. Dronella lennetään suhteellisen matalalla, joten yhden kuvan peittoala maastossa on pieni. Kuvamosaiikin muodostaminen onkin usein tyypillinen toimenpide dronella tapahtuvassa kaukokartoituksessa. (Doumit 2019.)

Mosaikointi ja oikaisu ovat mahdollisia, kun kuvaus suoritetaan järjestelmällisesti siten, että vierekkäisille ja peräkkäisille kuville tulee tietty määrä yhteistä peittoalaa. Tämä voidaan varmistaa käyttämällä lennonsuunnitteluohjelmistoa, joka automatisoi lentoreitin ja kuvanottohetket. Kuvamosaiikin tuottaminen onnistuu vain, mikäli kuvissa on erottuvia, paikallaan pysyviä piirteitä, joiden avulla voidaan tuottaa oikaisuun tarvittava 3D-pintamalli. Kartan tai paikkatietoaineiston tapaan käytettävää mittatarkkuutta varten myös yksittäinen kuva on oikaistava ortokuvaksi. Kuvien ottopaikkojen mahdollisimman tarkat koordinaatit nopeuttavat ja parantavat laskentaprosessia ja mahdollistavat karttakoordinaatistoon asetamisen jopa ilman maastoon mitattuja kontrollipisteitä. Kopteriin ja/tai sensoriin onkin usein liitetty satelliittipaikannuslaite, ja niistä on olemassa eri tarkkuuksilla varustettuja malleja. (Doumit 2019; CCRS s.a.). Vesikohteiden automaattista mosaikointia vaikeuttavat yksityiskohtien puute ja mahdollinen liike tuulussa sekä veden matala reflektanssi, mutta tarvittava 3D-tieto voidaan tuoda tarvittaessa esimerkiksi paikkatietoaineistoista.

Dronekuvaus on satelliitti- ja lentokonekuvauksiin verrattuna helpommin järjestettävissä sekä ajallisesti että paikallisesti. Myöskään häiriötekijät, kuten pilvet, eivät peitä kohteita. Maaresoluutioltaan dronella saatava data on yleensä tarkempaa kuin korkeammalta tapahtuvissa kuvauksissa. Säätila ja vuodenaika kuitenkin vaikuttavat paitsi kohteen kuvaantuvuuteen myös dronen käytettävyyteen. Puolipilvisellä säällä pilvet häiritsevät havainnointia aiheuttamalla kohteeseen varjostumia, mistä aiheutuu virhetulkintoja. (Doumit 2019; CCRS s.a.). Vähäinen valo ei sovi useimmille kuvaperusteisille sensoreille tarpeeksi laadukkaiden kuvien saamiseksi, ja toisaalta liika kirkkaus aiheuttaa kuviin muun muassa puhkipalamista ja liian voimakasta kontrastia valon ja varjon vaihteluna. Liian kylmä tai tuulinen sää estää dronen lennättämisen kokonaan. Kylmyys ja tuuli vaikuttavat myös lentoaikaan ja sitä kautta lennon alueelliseen kattavuuteen vähentyneen akkukeston takia. Tuuli vaikuttaa myös dronen hallittavuuteen. (Lohilahti ym. 2019.)

Lentotoimintaa ohjaavat, turvaavat ja rajoittavat ilmailusäädökset koskevat myös drone-lentoja. Nimenomaan dronelennätykseen liittyen on annettu määräys ”OPS M1-32, Kauko-ohjatus ilma-aluksen ja lennokin käyttäminen ilmailuun” (Traf 2018), ja parhaillaan on käynnissä EU-tasoinen säädösmenettely. Lennättäminen on varsin rajoitettua ja joissakin tilanteissa tapauskohtaisen luvan varaista erityisesti lentokenttien läheisyydessä taikka taajan asutuksen ja väkijoukkojen päällä. Perustapauksissa lennättämisen on tapahduttava

näköyhteydessä ilma-alukseen. Huomattavaa on, että lentokenttien vaikutusalue ulottuu jopa kymmenien kilometrien päähän kiitotiestä (lähialue CTR, lentotiedotusvyöhyke FIZ tai radiovyöhyke RMZ). Esimerkiksi yli kolmen kilometrin etäisyydellä kiitotiestä saa lennättää vasta enintään 50 metrin korkeudella maan tai veden pinnasta. Vapaassa ilmatilassa dronen nykyinen suurin sallittu lennätyskorkeus on 150 metriä. (Trafi 2018.)

DRONE MONITOROINNISSA

Jotta monitoroinnilla saadaan havaittua haluttu asia, on oleellista tietää kohdemateriaalin heijastusominaisuudet (reflektanssi), käyttää heijastusominaisuuksiin sopivaa sensoria sekä suorittaa tiedonkeruu tarkoituksenmukaiselta lentokorkeudelta ja sopivissa olosuhteissa. Koska lopputuloksen saaminen on laskentaprosessi, tulee käytössä olla tarvittavat ohjelmistot ja käyttää niissä tarkoitukseen sopivia laskukaavoja ja parametreja.

Dronet ja niihin sopivat sensorit ovat suhteellisen edullisia esimerkiksi satelliitteihin verrattuina. Järeämmät dronet ja sensorit ovat kuitenkin kymmenien tuhansien eurojen arvoisia. Edullisempiin, keveisiin droneihin saa kiinnitettyä vain joitakin sensorityyppejä, eikä droneyhteensopivien sensorien tarjonta ole ylipäättään vielä kovin suurta. Esimerkiksi edullistenkin multispektrikameroiden avulla voidaan kuitenkin paljastaa muutoin näkymättömiä asioita tai vahvistaa ja mitallistaa havaintoja. Joko muun sensoroinnin ”oheistuotteina” tai itse päätarkoituksena kohteista voidaan tuottaa mittatarkkoja 3D-malleja ja ilmakuvia (ortokuvia) sekä tavallisia valokuvia, joista kaikista on hyötyä kohteen yleisessä dokumentoinnissa. Tulokset ovat niin haluttaessa yhdistettävissä ja hyödynnettävissä esimerkiksi muun paikkatietoaineiston kanssa.

Matala kuvauskorkeus vähentää kuvauksen peittoalaa, minkä takia dronemonitorointi soveltuu parhaiten suhteellisen pienten alueiden kartoitukseen kerrallaan. Osaltaan tätä kuitenkin helpottaa se, että useimmiten dronella halutaankin kuvata pienempiä kohteita, matalalta ja tarkemmin. Kuvauksen alueellista kattavuutta rajoittavat myös laitteiden verraten lyhyt lentoaika heikon akkukeston takia sekä lentokorkeusrajoitukset. Edellä mainitut tekijät yhdessä kohteen sijainnin, koon ja ominaispiirteiden sekä käytettävän sensorin ominaisuuksien kanssa voivat tehdä dronen käytöstä hyödytöntä tai estää sen kokonaan. Myös olosuhteiden sopivuus sensorille yhdistettynä siihen, milloin tutkittava asia on mahdollista havaita kohteessa, voi estää sinällään toimivan menetelmän hyödyntämisen.

Droneperusteisella ympäristön havainnoinnilla on mahdollista saada korkeakuvauksia tarkempaa, paikallisempaa ja ajantasaisempaa tietoa kustannustehokkaasti. Myös kuvausjärjestelyt ovat joustavampia ja edullisempia toteuttaa kuin järeillä ilma-aluksilla tapahtuvassa kuvaamisessa. Tällöin myös toisto- ja seurantakuvaukset saattavat olla realistisemmin toteutettavissa kuin perinteisessä kaukokartoituksessa.

LÄHTEET

CCRS s.a. Fundamentals of Remote Sensing. Canada Centre for Remote Sensing, Natural Resources Canada. E-kirja. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://www.nrcan.gc.ca/sites/www.nrcan.gc.ca/files/earthsciences/pdf/resource/tutor/fundam/pdf/fundamentals_e.pdf [viitattu 29.6.2020].

Chawla, I., Karthikeyan, L. & Mishra, A. 2020. A review of remote sensing applications for water security: Quantity, quality, and extremes. Elsevier. Journal of Hydrology, Volume 585, June 2020, 124826. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124826> [viitattu 3.8.2020].

Davis, B. 1996. GIS: A Visual Approach. Santa Fe: OnWord Press. ISBN 1-56690-098-0.

Doumit, J. 2019. From drones to geospatial analysis. Lebanese University. Kuban State University. E-kirja. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://www.researchgate.net/publication/330555127_From_drones_to_geospatial_analysis [viitattu 29.6.2020].

Gisgeography. 2020. Multispectral vs Hyperspectral Imagery Explained. WWW-dokumentti. Muokattu 2020. Saatavissa: <https://gisgeography.com/multispectral-vs-hyperspectral-imagery-explained/> [viitattu 30.6.2020].

Holopainen, M., Tokola, T., Vastaranta, M., Heikkilä, J., Huitu, H., Laamanen, R. & Alho, P. 2015. Geoinformatiikka luonnonvarojen hallinnassa. Helsingin yliopiston metsätieteiden laitoksen julkaisuja 7: 1–152. ISBN: 978-952-10-4525-7.

Jones, C. 1997. Geographical Information Systems and Computer Cartography. Harlow: Addison Wesley Longman Ltd. ISBN 0-582-04439-1.

Lohilahti, I., Hannus, E., Mykkänen, A. & Tuominen, R. 2019. Kaukokartoitus ympäristön monitoroinnissa. Teoksessa Soinin, H., Haatanen, N. & Pulkkinen, L. (toim.) Metsä, ympäristö ja energia. Soveltavaa tutkimusta ja tuotekehitystä. Vuosijulkaisu 2019. Mikkeli: Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu, 139–146.

Mapir. 2020. Survey3: Multi-Spectral Survey Cameras. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.mapir.camera/pages/survey3-cameras> [viitattu 11.6.2020].

Rönty, H. 2018. Ympäristönäytteet otetaan nyt lennosta – Kohta mittaat dronella oman uimapaikkasi vedenlaadun. Yle Uutiset. WWW-dokumentti. Päivitetty 22.8.2018. Saatavissa: <https://yle.fi/uutiset/3-10362057> [viitattu 29.6.2020].

Tietopaketti kaukokartoituksesta. 2004. PDF-dokumentti. Saatavissa: [http://www.i4.ymparisto.fi/i4/fin/tuotteet/Kaukokartoituksen_tietopaketti_\(2004\).pdf](http://www.i4.ymparisto.fi/i4/fin/tuotteet/Kaukokartoituksen_tietopaketti_(2004).pdf) [viitattu 1.6.2020].

Trafi. 2018. OPS M1-32. Ilmailu: Kauko-ohjatun ilma-aluksen ja lennokin käyttäminen ilmailuun. (TRAFI/334638/03.04.00.00/2017). PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://www.finlex.fi/fi/viranomaiset/normi/498001/44667> [viitattu 15.6.2020].

SPEKTRIKAMEROIDEN KÄYTTÖ YMPÄRISTÖN MONITOROINNISSA

Esa Hannus

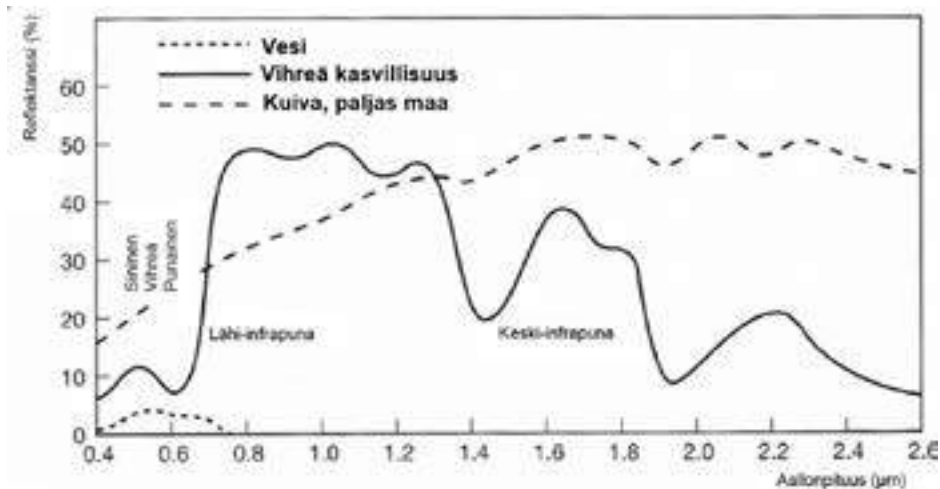
Uudet innovatiiviset menetelmät pohjavesien laadun monitorointiin (Uumo) -hankkeen kaukokartoitusmenetelmien soveltamista tarkastelevassa osiossa selvitettiin spektrikameroiden käyttämistä dronelentojen yhteydessä. Hankkeen kohdealueina oli pohjavesialueita, joilla sijaitsi vesistöjä. Spektrikamerat ovat nimensä mukaisesti kameralaitteita, joten niiden havaitsemiskyky rajoittuu kohteen pintaan. Pääpaino oli kokeilla kustannustehokkaita laiteratkaisuja. Hankkeessa kuvattiin pääasiassa kevyeen kuluttajatason droneen kiinnitetyillä multispektrikameroilla. Yksi koekuvaus tehtiin suuremmalla kopterilla ja hyperspektrikameralla. Mainittakoon, että kaukokartoituksen lisäksi erilaisia spektrikameroita käytetään myös laboratorio- ja teollisuusolosuhteissa esimerkiksi eri materiaalien tunnistamisessa.

SPEKTRIKAMERAT KAUKOKARTOITUSSENSOREINA

Kaukokartoituksessa havaitaan kohteesta heijastuvaa tai kohteen lähettämää sähkömagneettista säteilyä koskettamatta kohdetta. Pelkän havainnoinnin sijasta kaukokartoitus on prosessi, jossa kerätty data myös tallennetaan, siirretään, prosessoidaan, analysoidaan ja tulkitaan sekä esitetään esimerkiksi jollakin tavoin luokiteltuna rasterikuvana. (CCRS s.a.; Doumit 2019; Pellikka 2012.) Erotuksena esimerkiksi kenttämittauksin kerättävästä datasta, kaukokartoitusaineisto on tutkimusalueen kattava, yhtenäinen, jatkuva pinta (Tietopaketti kaukokartoituksesta 2004).

Nimensä mukaisesti spektrikameroilla kuvataan kohteesta tulevan säteilyn spektriä eli eri aallonpituuksia. Spektrikamerat ovat niin sanottuja passiivisia sensoreita, eli ne eivät itse lähetä mitään säteilyä, vaan ainoastaan keräävät sitä. Tyypillisesti spektrikameroissa kerätään aallonpituuksia myös ihmissilmän havaitseman alueen ulkopuolelta. Eri materiaaleilla on erilaiset ominaisheijasteet eli reflektanssit (kuva 1), jotka tuntemalla havaintoaineistosta voidaan tuottaa tietoa kohteen ominaisuuksista tai havaita erilaisia yksityiskohtia kohteessa tai erottaa jokin kohteessa oleva materiaali. Tässä näkökulmassa esimerkiksi hyvin ja huonosti voivat kasvit ovat eri materiaaleja, ja ne voidaan erottaa toisistaan spektrikuvausdatan avulla. Esimerkiksi vihreä kasvillisuus erottuu reflektanssikäyränsä perusteella erityisesti lähi-infrapun (NIR, *near-infrared*) alueella, mutta myös pienempänä piikkinä sinivihreän ja kuoppa punaisen aallonpituuksilla (kuva 1). (CCRS s.a.; Jones 1997; Tietopaketti kaukokartoituksesta 2004.) Yhdistämällä heijastushavaintojen arvot edellä mainituista kolmen alueen aallonpituuksista (ns. kolme kanavaa) voitaisiin erotella vihreä kasvillisuus

näkyvässä valossa näennäisesti samanvärisistä muista materiaaleista. Spektrikuvauksella on paljon soveltamismahdollisuuksia, muun muassa ympäristöalaan, geologiaan sekä maa- ja metsätalouteen liittyvässä kaukokartoituksessa (ESA 2015; Gisgeography 2020; Pelikka 2012). Edellytyksenä spektrikuvauksen onnistumiselle ovat sopivat valaistusolosuhteet. Etenkin liian vähäinen valo mutta myös liika kirkkaus sekä valon ja varjon vaihtelu vaikuttavat tulosten saantiin tai niiden laatuun. (CCRS s.a.; Doumit 2019; Lohilahti ym. 2019).

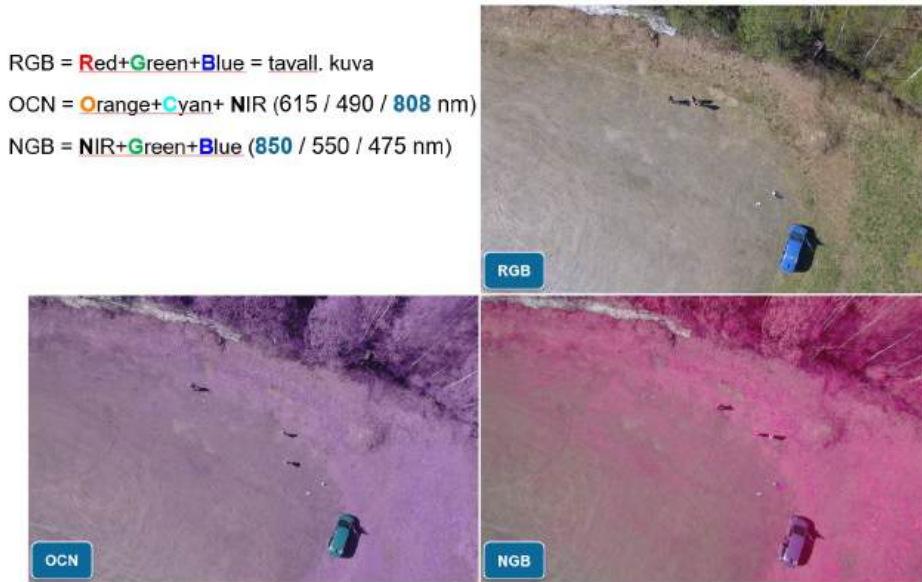


Kuva 1. Veden, vihreän kasvillisuuden ja kuivan, paljaan maan tyypilliset reflektanssit (mukaiillen Jones 1997).

Tässä yhteydessä spektrikameroilla tarkoitetaan multi- ja hyperspektrikameroita (*MS, multispectral*; *HS, hyperspectral*). Laajemmin ajateltuna spektrikameroiden joukkoon kuuluvat myös lämpökamerat sekä yksittäisiä taajuusalueita havaitsevat eli yksikanavaiset kamerat, kuten lähi-infrapunajan raja-arvoa havainnoiva RE-kamera (*red-edge*) tai pelkästään lähi-infrapuna taltioiva NIR-kamera. Lisäksi esimerkiksi Sentinel-2-satelliitit ovat spektrikuvaavia MSI-laitteita (*Multispectral Instrument*) (ESA 2015), kuten myös Landsat 8-satelliitti (Gisgeography 2020). Esimerkiksi Sentinel-satelliittien tuottamaa spektridataa on nykyään saatavissa verkkopohjaisesti käytettäväksi ja tietyn reunaehdoin verkkopalveluista ladattavaksi.

Multispektrikameroilla voidaan kameramallista riippuen kuvata yleensä kolmesta kymmeneen eri aallonpituuskaistaa suhteellisen leveinä alueina eli kanavina. Näkyvän valon alueelta valitaan sopivia kaistoja, eikä tavoitteena ole kattaa koko tavallisen kameran tuottamaa aallonpituusalueutta. MS-kuvat näyttävät vääran värisiltä, eli kyseessä on niin sanottu vääravärikuva (kuva 2). Yksi tai useampi kanavista useimmiten taltioi lähi-infrapuna ja/ tai jotakin muuten merkityksellistä aallonpituutta. Myös lähi-infrapunajan alueelta voidaan havainnoida kamerasta riippuen hieman eri aallonpituuksia tai eri levyisiä kaistoja.

Esimerkiksi Mapirin OCN-kamerassa (*orange, cyan, NIR*) infrapunaa aallonpituus on 808 nm ja NGB-kamerassa (*NIR, green, blue*) se on 850 nm. (Gisgeography 2020; Mapir 2020; Pellikka 2012.) Yhdistämällä useamman laitteen data saadaan tavallaan käyttöön useampikanavainen sensorointi.



Kuva 2. OCN- ja NGB-kuvia tarkasteltuna ilman NIR-spektrin visualisointia. Puuttuvien näkyvän valon aallonpituuksien takia kuvat näyttävät vääränvärisiltä. (Kuva Esa Hannus)

Hyperspektrikuvauksessa tai -kuvantamisessa pystytään havaitsemaan ja tallentamaan useita kymmeniä tai jopa satoja tai tuhansia eri aallonpituuksia hyvin kapeina kaistoina. Kapeampien kaistojen ansiosta kohteesta on poimittavissa MS-kuvauksia tarkempia reflektanssin yksityiskohtia, eli siitä voidaan täsmähavaita joitakin kohdeasioita, jotka sulautuisivat leveämmän kaistan informaatioon. Suuri kaistamäärä antaa mahdollisuuden havaita spektristä useampia merkitseviä tekijöitä. HS-kuvantamisella voidaan muodostaa MS-kuvausta tarkempi käsitys kohdetta kuvaavasta reflektanssista. (Gisgeography 2020; Kosamo ym. 2019; Pellikka 2012.)

MS-sensorit voivat olla jopa kevyeen, kuluttajatason pienoiskooperiin asennettavissa olevia pieniä kameroita (kuva 3). Jotkut mallit tarvitsevat lentolaitteeksi kuitenkin nostokyvyiltään järeämpiä droneja tai jopa lentokoneen. Myös HS-kamerat tarvitsevat lentolaitteekseen niin sanottuja ammattitason droneja. Droneen sijoitettuna MS- ja HS-sensoreilla voidaan saavuttaa varsin hyvä spatiaalinen resoluutio, eli pienimmän maastossa erottuvan yksityiskohdan koko on pieni eivätkä esimerkiksi pilvet estä näkyvyyttä kohteeseen. (Mapir 2020; CCRS s.a.; Doumit 2019; Tietopaketti kaukokartoituksesta 2004.)



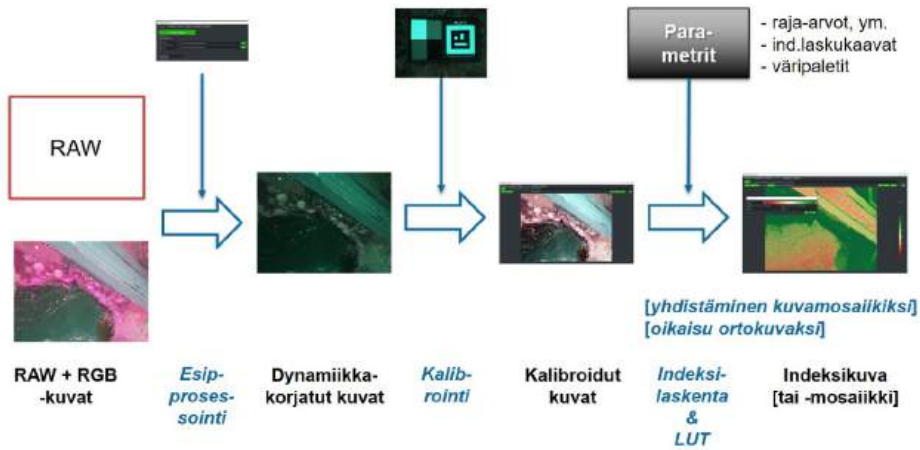
Kuva 3. Dronekäyttöön sopivia pienikokoisia kolmen kanavan multispektrikameroita. Kuvassa NGB- ja OCN-kamerat. (Kuva Esa Hannus)

SPEKTRIKUVADATAN KÄSITTELY

Kuten koko kaukokartoitus, myös spektrikuvauksilla saadun datan käsittely on prosessi. Hyödynnettävien tulosten tuottamiseksi tarvitaan aineiston käsittelyyn ja laskentaan soveltuvia ohjelmistoja. Kyseessä on rasteritiedon käsittely eri tavoin. Esimerkiksi tyypillisiä MS-kuvausten lopputuloksia ovat erilaiset kasvillisuuden kuntoa ja ominaisuuksia kuvaavat indeksikuvat. Niiden tuotantoprosessiin kuuluu useita eri vaiheita. (Doumit 2019; Mapir 2020; Pellikka 2012; Tietopaketti kaukokartoituksesta 2004.)

Yksi spektrikuva ei useinkaan kata koko tarkastelun kohteena olevaa aluetta. Tällöin voidaan yhdistää jopa useita satoja kuvia sisältävä kuvajoukko kuvamosaiikiksi. Samalla lopputulos myös oikaistaan karttakoordinaatistoon. (Doumit 2019; Pellikka 2012; Tietopaketti kaukokartoituksesta 2004.)

Kuvassa 4 on esitetty tyypillinen Uumo-hankkeessa tarvittu MS-kuvien käsittelyprosessi. Kaksi ensimmäistä vaihetta tehdään sensorivalmistajan omalla ohjelmistolla ja ne voidaan tehdä eräajona kuvankansiolle. Esimerkiksi noin 500 kuvan yksi käsittelyvaihe voi kestää puolesta tunnista tuntiin tietokoneen tehosta riippuen. Aluksi järjestelmällisesti lentosuunnitteluohjelmiston avulla kuvatut RAW- ja vääränvärisinä RGB-kuvina taltioidut spektrikuvat esiprossoidaan dynamiikkakorjatuiksi kuviksi. Kuvista tarvitaan RGB-versiot, koska RAW-kuvat eivät sisällä kuvanottoapaikan koordinaatteja, joita tarvitaan myöhemmin kuvamosaiikin tekemiseksi. Seuraavaksi dynamiikkakorjatut kuvat kalibroidaan kuvausta vastaaviin valaistusolosuhteisiin käyttämällä kuvauksen aikana reflektiolevystä otettua referenssikuvaa.



Kuva 4. Esimerkki multispektrikuvauksen datankäsittelyprosessista. (Kuva Esa Hannus)

Kalibroiduista kuvista lasketaan asiaan sopivien laskukaavojen, parametrien ja luokittelujen avulla tarkasteluaihetta vastaavat visualisoinnit. Niin sanotun LUTin (look up table) avulla määritetään, kuinka ihmissilmälle näkymättömät spektriarvot esitetään näkyvillä väreillä. Nämä viimeiset toimenpiteet tehdään yksittäisten kuvien osalta edelleen sensori valmistajan omalla ohjelmistolla per kuva tai kuvalaskentaohjelmistolla orto-oikaisun ja/ tai kuvamosaiikiksi yhdistämisen yhteydessä. Noin 500 kuvasta koostettavan mosaiikin ja indeksikuvien tuottaminen kuvalaskentaohjelmistolla voi kestää 6–12 tuntia. Prosessi on käynnistyksen jälkeen automaattinen, ja sen kestoan vaikuttavat tuotettavaksi valitut oheistuotteet (kuten 3D-mallit ja pistepilvet) sekä tietokoneen teho.

Hyperspektrikuvauksen data on MS-dataa hankalampaa käsitellä lopputuotteiksi. HS-kuvauksessa syntyy niin sanottu hyperkuutio, joka sisältää kaikki havaitut lukuisat aallonpituuskaistat päällekkäin pinottuina. Myös HS-data on rasterimuotoista, mutta sisältää pinosta aiheutuvan uuden ulottuvuuden. Hyperkuutiossa jokainen kaista on siis tavallaan oma kuvansa taikka eri kuvatasonsa. HS-sensori ei pysty tallentamaan kaikkia aallonpituuskaistoja tismalleen samalla ajanhetkellä. Tästä seuraa, että mikäli HS-kuva on otettu liikkuvasta tai muutoin epävakaa laitteesta, hyperkuution eri aallonpituuksien kuvat eivät osu spatiaalisesti samalle kohdalle toistensa kanssa. Tämä hyperkuution vinoutuma on korjattava esimerkiksi kohdistamalla kuvatasot referenssipisteiden avulla. (Gisgeography 2020; Kosamo ym. 2019; Pellikka 2012.)

SPEKTRIKAMERAT MONITOROINNISSA

Multispektrikuvaus on hyperspektrikuvausta merkittävästi edullisempi niin kameroiden kuin tarvittavan lentolaitteen osalta. MS-kuvaus on myös menetelmänä helpompi yksiker-
taisemman datankäsittelyn ansiosta. HS-kuvauksella voidaan kuitenkin havaita MS-kame-
roiden ulottumattomissa olevia asioita tai yksityiskohtia tai tuottaa tarkempaa informaatiota.
Osa sovellusalueista on sellaisia, joissa tarvittava lopputulos on saavutettavissa kummalla
tahansa menetelmällä.

Tuloksiin pääsemiseksi täytyy pystyä taltioimaan kohteen ja tutkittavan asian heijastuso-
minaisuuksiin (reflektanssiin) sopivia aallonpituuksia. Tiedon eri käsittelyvaiheisiin tulee
olla tarvittava tietotaito sekä käsittelyohjelmistot. Väärät laskukaavat tai tiedonkäsittelyssä
käytettävät parametrit voivat johtaa vääriin tai vääristyneisiin tulkintoihin.

LÄHTEET

CCRS s.a. Fundamentals of Remote Sensing. Canada Centre for Remote Sensing, Natural Resources Canada. E-kirja. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://www.nrcan.gc.ca/sites/www.nrcan.gc.ca/files/earthsciences/pdf/resource/tutor/fundam/pdf/fundamentals_e.pdf [viitattu 29.6.2020].

Doumit, J. 2019. From drones to geospatial analysis. Lebanese University. Kuban State University. E-kirja. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://www.researchgate.net/publication/330555127_From_drones_to_geospatial_analysis [viitattu 29.6.2020].

ESA. 2015. SENTINEL-2 User Handbook. ESA Standard Document. The European Space Agency. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://sentinels.copernicus.eu/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook [viitattu 26.6.2020].

Gisgeography. 2020. Multispectral vs Hyperspectral Imagery Explained. WWW-dokumentti. Muokattu 2020. Saatavissa: <https://gisgeography.com/multispectral-vs-hyperspectral-imagery-explained/> [viitattu 30.6.2020].

Jones, C. 1997. Geographical Information Systems and Computer Cartography. Harlow: Addison Wesley Longman Ltd. ISBN 0-582-04439-1.

Kosamo, J., Karhunen, K. & Posio, M. 2019. Hyperspektrikuvaaminen pintavesien laadun mittaamisessa. Oulun ammattikorkeakoulun tutkimus- ja kehitystyön julkaisut ePooki 44/2019. ISSN 1798-2022. Oulun ammattikorkeakoulu. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/226882/ePooki%2044.pdf> [viitattu 26.6.2020].

Lohilahti, I., Hannus, E., Mykkänen, A. & Tuominen, R. 2019. Kaukokartoitus ympäristön monitoroinnissa. Teoksessa Soinin, H., Haatanen, N. & Pulkkinen, L. (toim.) Metsä, ympäristö ja energia. Soveltavaa tutkimusta ja tuotekehitystä. Vuosijulkaisu 2019. Mikkeli: Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu, 139–146.

Mapir. 2020. Survey3: Multi-Spectral Survey Cameras. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.mapir.camera/pages/survey3-cameras> [viitattu 11.6.2020].

Pellikka, I. 2012. Metsä- ja viljelysvarantojen estimointi miehittämättömästä lentolaitteesta. Jyväskylän yliopisto. Opinnäytetyö. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://jyx.jyu.fi/handle/123456789/37290> [viitattu 1.6.2020].

Tietopaketti kaukokartoituksesta. 2004. PDF-dokumentti. Saatavissa: [http://www.i4.ymparisto.fi/i4/fin/tuotteet/Kaukokartoituksen_tietopaketti_\(2004\).pdf](http://www.i4.ymparisto.fi/i4/fin/tuotteet/Kaukokartoituksen_tietopaketti_(2004).pdf) [viitattu 1.6.2020].

SADEVEDEN LAADUN VAIKUTUS POHJAVESIEN LAATUUN

Riina Tuominen & Aki Mykkänen

Pohjavettä muodostuu maa- ja kallioperään vajonneista sade- ja sulamisvesistä. Myös vesistöistä voi imeytyä vettä pohjavedeksi. Pohjaveden kemialliseen laatuun vaikuttavat muun muassa valuma-alueen maa- ja kallioperän laatu, ilmasto sekä ihmistoiminnot.

Irtomaapeite on Suomessa usein suhteellisen ohut, minkä vuoksi suotovesien eli sadevesien ja lumen sulamisvesien ja maaperän mineraaliaineksien välinen vuorovaikutus on melko lyhyt. Pohjaveden laadussa esiintyykin luontaista vuodenaikaiskierron aiheuttamaa vaihtelua. Sateen mukana kulkeutuvat yhdisteet, kuten happamoittavat yhdisteet, ravinteet sekä raskasmetallit aiheuttavat maaperään ja vesistöihin epäpuhtauskuormitusta, jota voidaan mitata laskeumatutkimuksen avulla.

SADEVEDEN LAADUN VAIKUTUS POHJAVETEEN

Sateen intensiteetti sekä haihdunnan määrä vaikuttavat muodostuvan pohjaveden määrään. Runsaimmin pohjavettä muodostuu keväällä lumien sulaessa sekä syysateiden aikaan. Haihdunta on usein niin suurta kesäisin, että pohjavettä ei juuri muodostu. (Mälkki 1999.)

Pohjaveden koostumukseen vaikuttavat muun muassa sadevesien laatu, laskeuma, geologiset tekijät, biologinen aktiivisuus, reaktiot maaperässä, pohjavesien virtaukset ja viipymä sekä ihmisten toiminta. Sadeveden kulkeutuessa alaspäin maaperässä vajoveden koostumuksessa tapahtuu kemiallisia muutoksia. Vajoveden määrä vähenee kasvien vedenoton seurauksena jo maan pintakerroksissa. Kasvillisuus ja mikrobit vähentävät vajoveden ravinnepitoisuuksia ja muuttavat sen sisältämien aineiden suhteita. (Korkka-Niemi & Salonen 1996; Rintala 2014; Kinnunen 2018.)

Sadannasta noin puolet imeytyy maaperään, mutta vain pieni osa siitä päätyy pohjavedeksi (Korkka-Niemi & Salonen 1996). Suomessa irtomaapeite on usein melko ohut, jolloin suotovesien ja maaperän mineraaliaineksien välinen vuorovaikutus jää lyhyeksi (Syke 2019).

Sadeveden pH on yleensä 4–5. Pohjavesi on luonnostaan hieman hapanta sadeveden happamuuden ja ilmakehästä liunneen hiilidioksidin aikaansaamien reaktioiden vuoksi. (Korkka-Niemi & Salonen 1996; Mälkki 1999.)

Sadevesi sisältää monia kemiallisia yhdisteitä, mutta sen koostumus muuttuu jo veden kulkiessa puuston latvuserroksen läpi maan pinnalle (Pirainen ym. 2002). Yleensä vesi puhdistuu imeytyessään maakerrosten läpi, sillä vedestä pidättyy maahan enemmän aineita kuin siihen maasta liukenee. Pohjaveden likaantumisenopeus riippuu maaperän kyvystä ottaa vastaan epäpuhtauksia. Siihen vaikuttavat muun muassa maaperän rakeisuus ja tiiviys. (Mannerkoski 2007.)

Myös sateen määrä vaikuttaa pohjaveden laatuun. Esimerkiksi kuivina vuosina pohjaveden rauta- ja mangaanipitoisuudet voivat kohota luontaisesti. Virtausolosuhteiden muuttumisen vuoksi voi pohjavettä kulkeutua myös alueilta, joiden maaperässä ja pohjavedessä on haitta-aineita. (Syke 2019.)

ILMANLAADUN TARKKAILU

Suomessa ilmanlaatu on tutkimusten perusteella keskimäärin hyvä. Myös ilman epäpuhtauksien paikalliset vaikutukset ovat vähäisiä. Kaupungeissa tietyissä sääolosuhteissa varsinkin talvisin ja keväisin ilmanlaatu voi heiketä. Sateen ja laskeuman myötä haitta-aineita päätyy myös maaperään ja osa aineista päätyy aina pohjaveteen saakka. Ilma-eräinen laskeuma voi aikaansaada laaja-alaisempaa maaperän pilaantumista, kuten happamoitumista ja raskasmetallipitoisuuksien kohoamista. (Lindberg 2012; SYKE 2016.)

Etelä-Savossa on tehty ilmanlaadun jatkuvatoimista mittausta vuodesta 2009. Mittauksia tehdään vuorotellen Mikkelissä, Pieksämäellä ja Savonlinnassa samalla mittauslaitteistolla. Mikkelin ilmanlaadun tarkkailussa mitataan typenoksideja ja hengitettävän pölyn (PM10) pitoisuutta. Pölyn hiukkaset voivat olla valtaosin vaaratonta pölyä, mutta niihin voi olla sitoutuneena myös esimerkiksi haitallisia raskasmetalleja tai hiilivetyjä. (Ilmanlaadun vuosiraportti 2014; Ilmatieteen laitos s.a.b.)

Mikkelissä ei ole suurteollisuutta, joka aiheuttaisi päästöjä, ja merkittävimmin ilmanlaatuun vaikuttaa liikenne. Mikkelin seudulla hiukkasten pistelähteiksi on tunnistettu Etelä-Savon Energia Oy:n laitokset Pursialassa ja Tikkalassa sekä Versowood Oy:n Otavan saha, Helprint Quebecor Oy, Lemminkäinen Infra Oy (asfalttiasema), Aurajoki Oy:n Mikkelin tehdas, Järvisuomen Voima Oy Ristiina sekä Mölnlycke Health Care Oy. Myös pintalähteiden eli muiden kuin ilmoituslupavollisten laitosten vaikutus lähiympäristön ilmanlaatuun voi olla ajoittain merkittävä. Pintalähteet ovat pieniä päästölähteitä, kuten kiinteistökohtainen lämmitys, ei ilmoitusvelvollinen pieni ja keskisuuri teollisuus sekä maatalouden ja kotitalouksien kulutustuotteiden käyttö ja työkoneet. (Ilmanlaadun vuosiraportti 2014.)

SADEVEDEN EPÄPUHTAUDET SUOMESSA

Vuoden 2010 tutkimuksen mukaan raskasmetallien ja typen laskeuma on vähentynyt vuoden 2005 tasosta. Helposti ilmassa kulkeutuvat raskasmetallit, kuten lyijy, kadmium ja elohopea, voivat tulla kaukokulkeutumana Suomeen muualta maailmasta. Tutkimuksessa todettiin laskeuman olevan alhainen koko Suomessa. (Luke 2012.)

Suomen ympäristökeskus tutki lumen ainepitoisuuksia ja talviaikaista laskeumaa valtakunnallisesti vuosina 1976–1993 yhteensä 53 havaintopaikalta. Tutkimuksessa keskimääräinen lumen pH-arvo oli 4,78 ja sähkönjohtavuus 1,95 mS/m. (Soveri & Peltonen 1996.)

Myös sadeveden laatua ja laskeumaa on selvitetty Suomessa vuonna 1998 koko maan kattavilta 45 havaintopaikalta. Etelä-Savon havaintopaikat sijaitsivat Mikkelin Hietasessa ja Punkaharjun Laukansaassa. Tutkimuksessa Suomen keskimääräinen veden pH-arvo oli 4,9 ja sähkönjohtavuus 1,5 mS/m. (Vuorenmaa ym. 2001.) Näytteiden keskimääräisiä tuloksia on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Vuosina 1976–1993 kerättyjen valtakunnallisten luminäytteiden sekä vuoden 1998 valtakunnallisten sadevesinäytteiden ja Etelä-Savon sadevesinäytteiden keskimääräiset ainepitoisuudet (Soveri & Peltonen 1996; Vuorenmaa ym. 2001).

Parametri	Luminäytteet, tulosten keskiarvo	Sadevesinäytteet, valtakunnallisten tulosten keskiarvo	Sadevesinäytteet, Etelä-Savon tulosten keskiarvo
Sähkönjohtavuus, mS/m	1,95	1,5	1,4
pH	4,78	4,9	4,8
Nitraatti, mg/l	0,351	0,57	0,21
Sulfaatti, mg/l	1,67	0,44	0,39
Kloridi, mg/l	0,73	0,26	0,19
Elohopea, µg/l	0,1		
Kadmium, µg/l	0,16		

PILOT-KOHTEIDEN SEURANTA

Uumo-hankkeen pilot-kohteina olivat Mikkelin Pursialan ja Rantasalmen Kupialan pohjavesialueet. Pilot-kohteissa tehtiin pohjaveden laadun online-mittausta ja lisäksi perinteistä näytteenottoa.

Kohteiden laskeuman laatua tarkkailtiin talvella ja kesällä 2019. Näytteiden keräämisessä noudatettiin standardin SFS 3865 ohjeistusta, ja siinä käytetään linturenkailla varustettuja metallikehikkoisia laskeumakeräimiä. Keräimet asennettiin $1,8 \pm 0,2$ metrin korkeudelle maanpinnasta niin, ettei niiden välittömässä läheisyydessä ollut laskeumaa estäviä rakenteita tai roskia tuovia kohteita, kuten puita. Keräimet sijoitettiin molemmille pohjavesialueille 11.2.–13.3.2019, mutta keräinten kaatumisen vuoksi Kupialan talvikeräys epäonnistui. Kesällä 2019 keräimet sijoitettiin pohjavesialueille 4.7.–5.8.2019. Kuvassa 1 on Pursialan keräimet talvella ja kesällä.



Kuva 1. Talvi- ja kesäkeräimet Pursialan pohjavesialueella. (Kuva Aki Mykkänen)

Keräyksen aikaisia säähavaintoja on mahdollista tarkastella Ilmatieteen laitoksen aineistoista. Ilmatieteen laitoksen mukaan Mikkelissä sadesumma talvikeräysjaksolla oli 35,1 mm ja ilman keskilämpötila oli $-3,4$ °C. Kesäjaksolla sadesumma oli Mikkelissä 15,2 mm ja ilman keskilämpötila $14,8$ °C. (Ilmatieteen laitos s.a.a.) Mikkelin tiedot ovat Ilmatieteen laitokselta Mikkelin lentoaseman havaintoasemalta, johon keräyspisteeltä on matkaa noin

viisi kilometriä. Mikkelin osalta tarkastelua voidaan tehdä myös Mikkelin kaupungintalon katolla sijaitsevan Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun sääaseman (Vaisala MAWS110) havaintojen perusteella, ja siihen etäisyys keräyspisteeltä on noin kaksi kilometriä. Sääasema kerää tietoja muun muassa sademäärästä, sateen intensiteetistä ja kestosta, tuulen suunnasta ja nopeudesta sekä lämpötilasta ja ilmanpaineesta. Aseman havainnot ovat samansuuntaisia Ilmatieteen laitoksen havaintojen kanssa, mutta sijainti kaupungin keskustassa saattaa vaikuttaa lämpötilaa nostavasti. Sadesummiin vaikuttaa sateen paikallisuus. Sääaseman mittaustulos sadesummalle oli 8,7 mm, ja ilman keskilämpötila oli $-2,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ talvikeräysjaksolla. Kesäjaksolla sadesumma oli 15,8 mm ja ilman keskilämpötila $16,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ (taulukko 2). Kupialan pohjavesialuetta lähinnä sijaitsevan Ilmatieteen laitoksen Rantasalmen Rukkasluodon havaintoasemalla tallennetaan ainoastaan lämpötila. Rantasalmella talvijakson keskilämpötila oli $-3,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ ja kesäjakson $15,7\text{ }^{\circ}\text{C}$. Läheisin paikka, jossa tallennetaan sademäärää, on Sulkavan Halttula. Talvijaksolla sadesumma oli 50,6 mm ja kesäjaksolla 34,8 mm. (Ilmatieteen laitos s.a.a.) Molempiin havaintopaikkoihin on keräyspisteeltä matkaa noin 20 kilometriä. Säähavainnot ovat nähtävissä myös taulukossa 2.

Taulukko 2. Säähavainnot Mikkelissä ja Rantasalmella keräysten aikaan (Ilmatieteen laitos s.a.a).

Havaintopiste	Keräysjakso 11.2.–13.3.2019		Keräysjakso 4.7.–5.8.2019	
	Sadesumma, mm	Ilman keskilämpötila, $^{\circ}\text{C}$	Sadesumma, mm	Ilman keskilämpötila, $^{\circ}\text{C}$
Mikkeli, lentoasema	35,1	-3,3	15,2	14,8
Mikkeli, sääasema	8,7	-2,9	15,8	16,4
Rantasalmi, Rukkasluoto		-3,2		15,7
Sulkava, Halttula	50,6		34,8	

Molemmista kohteista kerättiin luminäytteet 1.4.2019. Näytteenotossa noudatettiin SYKEN (2017) ohjetta luminäytteenottoon pohjavesiasemilla, jossa lumesta kerätään mitta-asteikolla merkityllä steriilillä muoviputkella kokoomanäyte muoviasiaan. Putki huuhdeltiin kohteen lumella ennen näytteenottoa ja jokaisen osanäytteen lumisyvyys kirjattiin ylös. Kohteesta riippuen yksi näyte muodostui 4–6 putkellisesta lunta. Kuvassa 2 on nähtävissä luminäytteenottoa SYKEN ohjeistuksen mukaisesti.



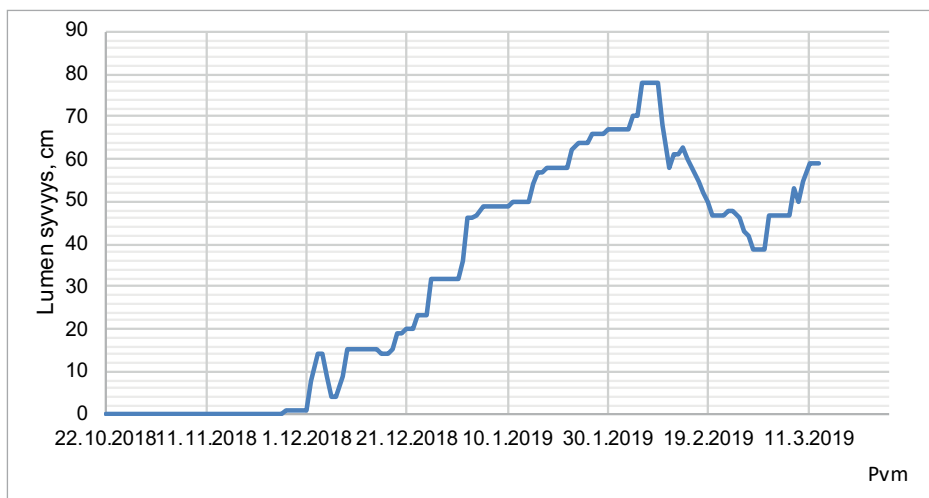
Kuva 2. Luminäytteenotto mitta-asteikolla varustetulla muoviputkella. (Kuva Aki Mykkänen).

Lumen syvyydestä saadaan tietoa Ilmatieteen laitoksen havainnoista Mikkelin osalta lentokentän havaintopisteestä. Syvyys on enimmillään ollut 69 cm helmikuun 2019 alussa, ja näytteenottohetkellä syvyys oli 58 cm (kuva 3). (Ilmatieteen laitos s.a.a.)



Kuva 3. Lumen syvyys Mikkelin lentoaseman havaintopisteellä 22.10.2018–13.3.2019 (Ilmatieteen laitos s.a.a).

Lumen syvyys Sulkavan Halttulan havaintopisteessä oli näytteenottohetkellä 59 cm. Enimmillään syvyys oli 78 cm helmikuun 2019 alussa (kuva 4). (Ilmatieteen laitos s.a.a.)



Kuva 4. Lumen syvyys Sulkavan Halttulan havaintopisteellä 22.10.2018–13.3.2019 (Ilmatieteen laitos s.a.a).

Kerätyt näytteet kestävästiin ja niistä määritettiin sulfaatti- ja kloridipitoisuus sekä metalleista elohopea ja kadmium. Kestäväidystä näytteistä ei voitu määrittää sähkönjohtavuutta, pH-arvoa eikä nitraattipitoisuutta, sillä kestäväinnissä käytetty typpihappo vääristää tuloksia.

Sadevesinäytteiden sulfaattipitoisuudet olivat <0,5–3,5 mg/l ja luminäytteiden 0,68–2,1 mg/l. Kloridipitoisuus sadevesinäytteissä oli <0,5–0,61 mg/l ja luminäytteissä 0,83–2,1 mg/l. Talvijakson näytteiden kloridi- ja sulfaattipitoisuudet olivat hieman korkeammat kuin kesäjakson.

Metalleista kadmiumia oli sadevesinäytteissä 0,06–0,08 µg/l ja luminäytteissä 0,09–0,16 µg/l. Elohopeaa sadevesinäytteissä oli <0,02–0,06 µg/l ja luminäytteissä <0,02 µg/l. Kesäjakson näytteiden elohopeapitoisuudet olivat hieman korkeammat kuin talvijakson (taulukko 3).

Taulukko 3. Uumo-hankkeen lumi- ja sadevesinäytteiden määrittystuloksia.

Näyte	Lumi-näyte 1	Lumi-näyte 2	Sadevesinäyte, talvi 1	Sadevesinäyte, kesä 1	Sadevesinäyte, kesä 2
Kloridi (Cl ⁻), mg/l	2,1	0,83	0,61	0,61	<0,5
Sulfaatti (SO ₄), mg/l	2,1	0,64	3,5	0,92	<0,5
Elohopea (Hg), µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	0,024	0,058
Kadmium (Cd), µg/l	0,087	0,16	0,055	0,059	0,084

JOHTOPÄÄTÖKSET

Hankkeessa tutkitut sadeveden ja lumen ainepitoisuudet olivat raskasmetallien osalta melko pienet eivätkä poikenneet Suomessa aiemmin tehtyjen mittauksen keskiarvoista. Sulfaatti- ja kloridipitoisuudet olivat hieman korkeammat kuin Suomessa tehtyjen aiempien määrittysten keskiarvot, mutta paikallisia eroja on havaittavissa myös aiemmissa tutkimuksissa. Kloridia sadeveteen voi päätyä hajapäästöinä tuulen ja liikenteen nostattamasta pölystä, ja esimerkiksi tiesuolaus voi lisätä kloridin määrää laskeumassa.

Hankkeessa tehdyn tutkimuksen pohjalta ei voida tehdä johtopäätöksiä sadeveden laadun vaikutuksesta pohjaveden laatuun. Sadeveden laatua tarkkailtiin vain muutaman näytteen verran, jolloin tulokset ovat vain yksittäisiä eivätkä anna kokonaiskuvaa tutkimuskohteiden sadeveden laadusta tai sen vaikutuksista pohjaveteen. Molemmissa tarkkailluissa kohteissa pohjavettä muodostuu myös pintavedestä imeytymällä ja lisäksi Pursialassa tehdään tekopohjavettä. Sadevesi voi vaikuttaa myös näihin vedenmuodostuslähteisiin. Sadeveden vaikutusta on tutkittu aiemmin muissa tutkimuksissa ja sillä on todettu olevan merkittävä vaikutus pohjaveden laatuun.

Pohjaveden luontainen puhdistuminen on hidasta. Onkin tärkeää, että pohjaveden laatua uhkaavat tekijät pystytään tunnistamaan riittävän ajoissa. Pohjaveden laatu muuttuu myös ilmasto-olosuhteiden muuttuessa. 1970-luvulla alkanut pohjavesien voimakas happamoituminen on pääosin vähentynyt tai pysähtynyt 1990-luvulta lähtien. Maaperän toipuminen happamoitumisesta kestää pitkään, ja pohjavesien palautuminen ennalleen on hitaampaa kuin pintavesien. Pohjaveden laadun tarkkailun lisäksi myös ympäristön tutkimukset ovat tärkeitä pohjaveden laadun turvaamiseksi.

LÄHTEET

Ilmanlaadun vuosiraportti. 2014. Mikkeli. JPP-KALIBROINTI KY. PDF-tiedosto. Saatavissa: https://hallinta-mikkeli.kunta-api.fi/wp-content/uploads/2017/04/ilmanlaadun_vuosiraporttivuodelta2014final.pdf [viitattu 9.4.2020].

Ilmatieteen laitos. s.a.a Havaintojen lataus. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus> [viitattu 15.6.2020].

Ilmatieteen laitos. s.a.b Hengitettävät hiukkaset. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/hengitettavat-hiukkaset> [viitattu 30.4.2020].

Kinnunen, T. 2018. Pohjavesi luonnossa ja lainsäädännössä. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://www.ym.fi/download/noname/%7B0562B6B1-2DB2-4475-9839-370B3D1D5D-5F%7D/135468> [viitattu 26.5.2020].

Korkka-Niemi, K. & Salonen, V.-P. 1996. Maanalaiset vedet: pohjavesigeologian perusteet. Turun yliopisto. ISBN 951-29-0825-5.

Lindberg, E. 2012. Mikkelin Huosiuskankaan pohjavesialueen suojelusuunnitelma. Etelä-Savon ELY-keskus. Raportteja 101/2012. ISBN 978-952-257-641-5.

Luke. 2012. Raskasmetalli- ja typpilaskeuma vähentynyt Suomessa. WWW-dokumentti. Saatavissa: <http://www.metla.fi/tiedotteet/2012/2012-09-12-raskasmetalli-ja-typpilaskeuma.htm> [viitattu 26.5.2020].

Mannerkoski, H. 2007. Päätehakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus pohjaveteen. Metsätieteen aikakauskirja 3/2007. PDF-tiedosto. Saatavissa: <https://metsatieteenaikakauskirja.fi/pdf/article6408.pdf> [viitattu 30.4.2020].

Mikkelin Pursialan, Hanhikankaan ja Porrassalmen pohjavesialueiden suojelusuunnitelmien päivitys. 2010. Etelä-Savon elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus (ELY) ESAE-LY/42/07.00/2010 8.2.2010. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/87712/Pursiala_Hanhikangas_Porrassalmi_Suojelusuunnitelma.pdf?sequence=1&isAllowed=y [viitattu 9.4.2020].

Mälkki, E. 1999. Pohjavesi ja pohjaveden ympäristö. Tampere. Tammerpaino Oy.

Piirainen, S., Finér, L. & Starr, M. 2002. Deposition and leaching of sulphate and base cations in a mixed boreal forest in Eastern Finland. *Water, Air, and Soil Pollution* 131: 185–204.

Rintala, J. 2014. Pohjaveden laadun muutokset soranottoalueilla 1985–2013. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 20/2014. PDF-tiedosto. Saatavissa: https://www.google.com/url?sa=t&rcct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=2ahUKewic7dOKzY3pAhXGD5oK-He_-DI8QFjAAegQIAhAB&url=https%3A%2F%2Fhelda.helsinki.fi%2Fbitstream%2Fhandle%2F10138%2F135847%2FSYKEra_20_2014.pdf%3Fsequence%3D1%26isAllowed%3Dy&usg=AOvVaw2NQ_2O_2qzoEhv8LOC7yt9 [viitattu 30.4.2020].

SFS 3865. Laskeuman määrittäminen. Suomen standardoimisliitto. Vahvistettu 1978 -09-04. Kumottu 27.01.2014.

Soveri, J. & Peltonen, K. 1996. Lumen ainepitoisuudet ja talviaikainen laskeuma Suomessa vuosina 1976–1993. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 6. ISBN 952-11-0013-3.

SYKE. 2019. Pohjaveden laatu. Suomen ympäristökeskus. WWW-dokumentti. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pohjavesien_tila/Pohjaveden_laatu [viitattu 26.5.2020].

SYKE. 2017. SYKEN ohje luminäytteenottoon pohjavesiasemilla. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.syke.fi/download/noname/%7BE1DBDC2B-C7B4-4617-B689-29EFC77EE-6CB%7D/124659> [viitattu 27.5.2020].

SYKE 2016. Ilman epäpuhtaudet Suomessa. WWW-dokumentti. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/fi-fi/ilmasto_ja_ilma/ilmansuojelu/ilman_epapuhtaudet_suomessa [viitattu 26.5.2020].

THL. 2019. Metyylielohopea. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://thl.fi/fi/web/ymparistoterveys/ymparistomyrkyt/metyylielohopea> [viitattu 26.5.2020].

PINTAVEDEN LAADUN VAIKUTUS POHJAVEDEN LAATUUN

Gellért Tóth-Kovács & Riina Tuominen & Aki Mykkänen

Useilla vesistöjen lähistöillä sijaitsevilla pohjavesialueilla vesistöistä imeytyy pintavettä pohjavesimuodostumiin. Pintaveden laadun merkitys korostuu tilanteissa, joissa pohjavettä muodostuu paljon rantaimeytymällä. Tällöin pintavedessä olevat epäpuhtaudet voivat siirtyä pohjaveteen. Varsinkin kuivina kesinä ja pohjaveden pintojen ollessa alhaalla voi rantaimeytyminen lisääntyä huomattavasti. Pohjavedet ovat myös ympäristöinä vuositasolla yleisesti hyvin tasalaatuisia vedenlaadultaan, kun taas pintavesissä tapahtuu vuodenajan ja muun muassa kasvillisuuden takia suuriakin muutoksia. Rantaimeytyvissä pohjavesialueissa nämä muutokset voivat myös siirtyä pohjaveteen, jolloin niillä voi olla vaikutuksia esimerkiksi vedenottotoimintaan. Uumo-hankkeessa tätä vedenlaadullista yhteyttä pinta- sekä pohjaveden välillä tarkasteltiin Mikkelin Hanhikankaalta kahden jatkuvatoimisen vedenlaatusondin avulla kolmen kuukauden ajalta.

HANHIKANGAS

Hanhikankaan pohjavesialue sijaitsee Mikkeliissä ja on kaupungin vedenhankinnan kannalta tärkeä. Alueella muodostuvan pohjaveden määrä on 1700 m³ päivässä, ja pohjavesimuodostuman paksuus on enimmillään 30–35 m. Pohjavesi muodostuu osittain Hanhilammen ja Hanhijoen vedestä rantaimeytymällä. Pohjavesialueen maaperä koostuu pääosin hiekasta ja sorasta. Nykyisellään vettä otetaan noin 1500 m³ päivässä, mutta vesilaitokselle on myönnetty lupa 4500 m³ päivittäiseen vedenottoon. Otettavan veden määrä on suuri suhteessa luontaisesti muodostuvan pohjaveden määrään. (Etelä-Savon ELY-keskus 2018.)

Rantaimeytymistä tapahtuu, kun pinta- ja pohjavesi ovat yhteydessä toisiinsa ja pohjavesialueen vesistöön rajoittuva osa on hyvin vettä läpäisevää hiekkaa ja soraa. Tällöin sopivissa olosuhteissa esimerkiksi vedenoton seurauksena pintavettä voi imeytyä pohjavesimuodostumaan. (Britschgi ym. 2018.)

Aiemmissa tutkimuksissa on todettu, että Hanhikankaalla havaintoputkissa H0106, H0306, H0406, H0506 ja H0606 on havaittavissa voimakas pintavesivaikutus. Pintaveden osuus varsinkin lähellä Hanhilampea sijaitsevista pisteistä, kuten H0306:ssa, on arvioitu olevan 50–70 prosenttia tai jopa 100 prosenttia (Pöyry 2008). Veden kulkeutumisen lammesta pisteelle H0306 arveltiin kestävän 7–10 vuorokautta (Ranta 2019).

Uumo-hankkeessa tarkkailtiin pintaveden laadun vaikutusta pohjaveden laatuun Hanhikankaan pohjavesialueella. Sekä pintaveden että pohjaveden laatua mitattiin YSI-sondien avulla. Pintavesimittaukset tehtiin YSI-6920-V2-sondilla ja pohjavesimittaukset YSI EXO 1 -sondilla. Pintavesisondi oli kiinnitetty Pankajoen siltaan ja pohjavesisondi oli asennettu havaintoputkeen H0306. Kuvassa 1 on nähtävissä tarkemmin sondien sijaintipaikat.

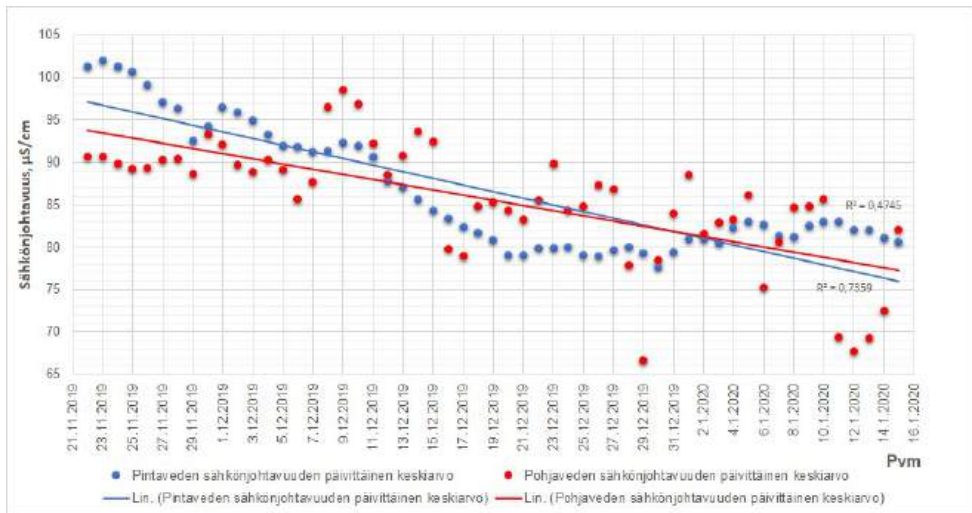


Kuva 1. Pinta- ja pohjaveden laadun mittauspisteet (SYKE 2020).

SONDIEN MITTAUSTULOKSET

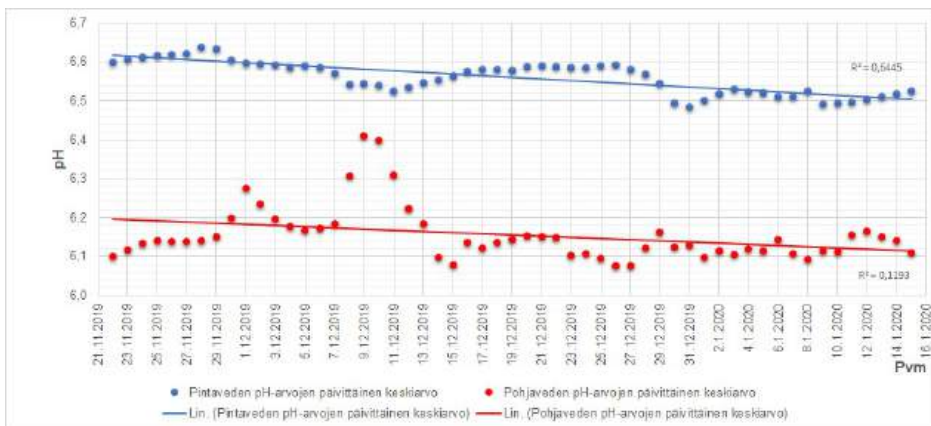
Vedenlaatua monitoroitiin molemmissa pisteissä yhtäaikaaisesti 21.11.2019–16.1.2020. Pintavedestä mitattiin pH, sameus, sähkönjohtavuus, liennut happi, redox-potentiaali ja lämpötila. Pohjavedestä sondi mittasi pH:n, sameuden, sähkönjohtavuuden, liukoisen hapen ja lämpötilan. Mittausväli oli molemmilla sondeilla 30 minuuttia. Pintavesisondia puhdistettiin ja kalibroidiin kuukausittain. Pohjavesisondi kalibroidiin ennen mittauksia, mutta mittauksen aikana ei tehty kalibrointeja tai puhdistusta.

Pinta- ja pohjaveden sähkönjohtavuudessa havaittiin sekä tilastollisesti että graafisesti merkitsevä yhteys. Mittausten päivittäisistä keskiarvoista tehdyt regressioviivat ovat samankaltaiset, ja molemmissa on havaittavissa laskusuuntaus (kuva 2). Tarkastelujakson sähkönjohtavuuden keskiarvo on pintavedessä noin 83 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ja pohjavedessä noin 86 $\mu\text{S}/\text{cm}$, eli arvot ovat hyvin lähellä toisiaan.



Kuva 2. Pinta- ja pohjavesisondien mitaamat veden sähkönjohtavuuden päivittäiset keskiarvot ja regressioviivat.

Pohjaveden pH-arvo oli matalampi kuin pintaveden koko mittausjakson ajan (kuva 3). Tämän syynä on todennäköisesti maaperästä veteen liukeneva humus sekä veden hiilidioksidipitoisuuden kasvaminen sadevesistä, jotka tekevät vedestä happamampaa. Pohjavedestä havaittiin myös suurempia vaihteluita kuin pintavedestä. Näiden vaihteluiden aiheuttajalle ei ole selvää syytä, mutta ne ovat yhtenäisiä pintaveden sameuden kasvaessa. Tämä vahvistettiin ristikorrelaatiolla. Voi siis olla, että esimerkiksi lumen sulamisen yhteydessä kasvava pohjavesivirtaus kasvattaa pH-arvoa tai veteen päätyy vähemmän vettä hapattavia tekijöitä.



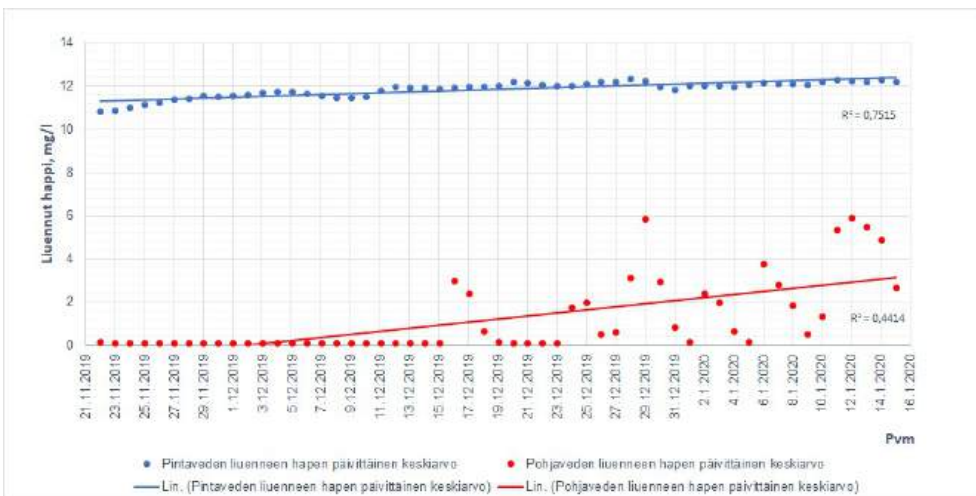
Kuva 3. Pinta- ja pohjavesisondien mitaamat veden pH-arvojen päivittäiset keskiarvot ja regressioviivat.

Sondien mittaaman veden sameuden (kuva 4) perusteella ei yhteyttä pinta- ja pohjavesien välillä voitu todentaa tilastollisesti. Graafisesti pintaveden mittaustulosten alkupuolella havaitaan selviä piikkejä, jotka myös nähdään pienenä sameuden kasvuna pohjavedessä. Piikkien arvellaan johtuvan lumen sulamisesta. Pohjaveden muutokset ovat hyvin pieniä, vain noin 0,1–1 FNU, mutta ne selvästi tapahtuvat samaan aikaan pintavesien kanssa.



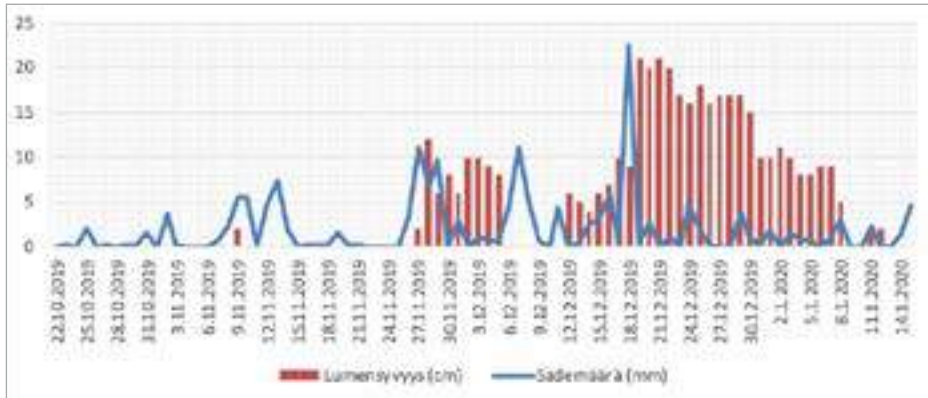
Kuva 4. Pinta- ja pohjavesisondien mittaamat veden sameusarvojen päivittäiset keskiarvot ja regressioviivat.

Liukoisen hapen pitoisuus (kuva 5) oli pintavedessä selvästi suurempi kuin pohjavedessä. Pintavesien happipitoisuutta kasvattaa muun muassa kasvien sekä levien yhteyttäminen sekä ilmasta veteen sitoutuva happi. Mittaustuloksissa havaittiin pohjaveden liuenneen hapen pitoisuuden laskevan silloin, kun happipitoisuus laski pintavedessä, vaikka muutokset olivat pintavedessä pieniä.



Kuva 5. Pinta- ja pohjavesisondien mittaamat veden liuenneen hapen päivittäiset keskiarvot ja regressioviivat.

Tarkastelujakson loppupuolella pohjavedestä on havaittu kasvavia happipitoisuuksia, jotka voivat viitata sade- tai sulamisvesien vaikutukseen. Tämä vahvistuu tarkastelemalla Ilmatieteen laitoksen Mikkelin lentoaseman havaintotietoja (kuva 6), joista nähdään, että kasvavien pitoisuuksien aikaan (23.12.2019–16.1.2020) on ollut vesisateista ja lumi on sulanut.



Kuva 6. Mikkelin lentoasemalta havaittu sademäärä sekä lumen syvyys (Ilmatieteen laitos).

Vertailamalla pinta- sekä pohjaveden tuloksia keskenään niiden välillä huomataan viitteitä yhteyksistä. Erityisesti sähkönjohtavuudessa tämä oli tilastollisesti havaittavissa. Muiden mitattujen parametrien osalta tuloksissa nähdään graafisesti vertailemalla yhtäläisyyksiä, mutta ne ovat pieniä. Koska tarkastelujakso oli talvella, on se voinut heikentää pintavesien liikkumista pohjaveteen muun muassa roudan vaikutuksesta. Pintavesi–pohjavesi-vertailua tulisikin tehdä uudelleen keväällä tai syksyllä, kun pintavesien imeytymistä pohjaveteen tapahtuu enemmän.

VESINÄYTETULOKSET

Sekä pinta- että pohjavedestä otettiin näytteet mittausjakson puolivälissä 16.12.2019. Näytteistä määritettiin sekä sondin mittaamia parametreja että muuttujia, jotka vaikuttavat vedenlaatuun varsinkin rantaimetyvillä pohjavesialueilla. Taulukossa 1 on nähtävissä tarkemmin pinta- ja pohjavesinäytteiden tutkimustulokset.

Taulukko 1. Hanhikankaan pinta- ja pohjavesinäytteiden tutkimustulokset näytteenotosta 16.12.2019.

Analyysi	Pintavesi, Pankalampi silta	Pohjavesi, putki H0306
Kolimuotoiset bakteerit, MPN/100 ml	8	0
Alkaliteetti, mg/l	0,25	0,40
Ammonium (NH ₄), mg/l	89	0,24
COD _{Mn} , mg/l	13	4,5
Liuennot happi (O ₂), mg/l	12,7	1,1
Hiilidioksidi, vapaa (CO ₂), mg/l	7,7	26
Nitraatti (NO ₃), mg/l	0,9	<1
Nitriitti, mg/l	<0,007	<0,007
pH	6,7	6,5
Sameus, NTU	2,8	14
Sähkönjohtavuus 25 °C, mS/m	8,9	8,5
Mangaani (Mn), mg/l	0,04	1,2
Rauta (Fe), mg/l	0,65	1,4
Kokonaiskovuus, mmol/l	0,25	0,23
Kloridi (Cl ⁻), mg/l	7,5	7,0
Kokonaistyyppi (N), mg/l	0,65	0,34
Kokonaisfosfori (P), mg/l	0,012	0,031
Orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC), mg/l	11	4,9

Veden laadun muuttumista rantaimetyymisen ja kulkeutumisen aikana arvioitaessa hyvä laatuparametri on orgaanisen aineksen pitoisuus (Kivimäki 1995). Orgaanisen aineksen pitoisuutta kuvaavat otetuissa näytteissä COD_{Mn} - ja orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC) -määritykset. Molemmat tulokset viittaavat veden orgaanisen aineksen vähenemiseen maaperässä kulkeutumisen myötä.

Hapen määrä pohjavedessä voi virtausolosuhteista riippuen olla lähellä nollaa ympäristöstään vettä keräävillä pohjavesialueilla. Happea vedessä kuluttavat muun muassa veden puhdistumisprosessit, kuten orgaanisen aineksen biologinen hajoaminen. (Hatva 2004.) Myös pintaveden ammoniumin määrä voi vaikuttaa pohjaveden happipitoisuuteen pienentävästi, sillä ammoniumtyypen hapettuminen nitraatiksi kuluttaa happea (Helmisaari ym. 2003). Kun pohjaveden happipitoisuus on alhainen, on pohjavesi usein rauta- ja mangaanipitoista (SYKE 2019b). Tämä on havaittavissa myös tehdyistä määrityksistä.

Hiilidioksidin määrään saattaa vaikuttaa orgaanisen aineksen biologinen hajoaminen, mutta myös juurten hengityksen ja maahengityksen vaikutus sekä luontaisen pohjaveden hiilidioksidi- ja TOC-pitoisuudet. Luontaisille pohjavesille tyypillinen määrä hiilidioksidia on noin 20 mg/l. (Helmisaari ym. 2003.) Korkea hiilidioksidipitoisuus laskee myös veden pH-arvoa (Hatva 2004).

Alkaliniteetti kuvaa hyvin pohjaveden osuutta tekopohjavedessä sekä pintaveden laimennusta ja kulkeutumista pohjavesivyöhykkeeseen maaperässä. Veden alkaliniteettia säätelevät pääasiassa veteen liuenneet hiilidioksidi- sekä bikarbonaatti- ja karbonaatti-ionit. (Helmisaari ym. 2003.) Määrittystuloksissa pohjaveden alkaliniteetti on yli puolitoistakertainen pintaveteen verrattuna.

JOHTOPÄÄTÖKSET

Hanhikankaan pohjaveden happitilanne on melko huono, mikä viittaa pintaveden vaikutukseen. Veden rauta- ja mangaanipitoisuudet ovat melko korkeat todennäköisesti happitilanteesta johtuen.

Pintaveden laadun vaikutus havaittiin jatkuvatoimisella mittauksella lähinnä vesien sähkönjohtavuuden muutoksia tarkasteltaessa. Myös korrelaatio pohjaveden pH:n ja pintaveden sameuden välillä havaittiin mittausjaksolla. Sameuden osalta kuitenkin havaittiin, että pohjaveden sameusarvot ovat pieniä ja pysyvät melko tasaisina, pääsääntöisesti alle 1 FTU:ssa ennen pumppausta, kasvoivat pumppauksen vaikutuksesta ja tasaantuivat sen jälkeen tasolle noin 1,5 FTU. Vesinäytteen sameusarvon perusteella vesi ei ehtinyt kirkastua riittävästi pumppauksessa ennen näytteenottoa.

Myös sähkönjohtavuus- ja pH-mittaustuloksissa on viitteitä siitä, että pumppauksen vaikutuksesta havaintoputken pintaveden osuuden määrä saattaa muuttua. Muutokset ovat kuitenkin hyvin pieniä ja voivat johtua myös muista tekijöistä.

Tarkasteluajanjakso ajoittui talveen, jolloin pintaveden rantaimetyminen on todennäköisesti vähäisempää pienemmän haihtumisen vuoksi. Vaikka maa pysyi lähes koko monitorointiajan sulana, tarkastelun kannalta kesäkausi olisi ollut todennäköisesti parempi. Vaikka sondi sijoitettiin putkeen, jossa pintaveden osuuden tiedettiin olevan suuri, sondin asennussyvyys saattoi kuitenkin vaikuttaa pintaveden laadun vaikutuksen toteamiseen.

Jotta pintaveden laadun vaikutuksesta pohjaveden laatuun voitaisiin tehdä luotettavia johtopäätöksiä, tulisi monitorointia jatkaa ja tarkkailuja ajoittaa kaikkiin vuodenaikoihin. Alueen rantaimetyminen on todettu ja pintaveden laatua tarkkaillaan pohjaveden laadun turvaamiseksi. Lisäksi on huomioitava se, että nämä tulokset kuvaavat raakaveden laatua, joka muuttuu vielä kulkeutuessaan vedenottamolle.

LÄHTEET

Britschgi, R., Rintala, J. & Puharinen, S.-T. 2018. Pohjavesialueet – opas määrittämiseen, luokitukseen ja suojelusuunnitelmien laadintaan. Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2018. Ympäristöministeriö. ISBN 978-952-11-4818-7.

Etelä-Savon ELY-keskus. 2018. Esitys Mikkelin pohjavesialueiden luokitus- ja rajausmuutoksista. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B277C-C7A4-9AE7-4E8A-88F2-F9B0B79D3F07%7D/141482> [viitattu 9.7.2020].

Hatva, T. 2004. Havaintoja pohjavesialueiden sekä tekopohjavesi- ja rantaimetyyslaitosten veden laadusta. Suomen ympäristökeskuksen moniste 255. ISBN 952-11-1186-0.

Helmisaari, H.-S., Illmer, K., Hatva, T., Lindroos, A.-J., Miettinen, I., Pääkkönen, J. & Reijonen, R. (toim.). 2003. Tekopohjaveden muodostaminen: imeytystekniikka, maaperäprosessit ja veden laatu. TEMU-tutkimushankkeen loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 902/2003. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/521536/951-40-1895-8.pdf?sequence=1&isAllowed=y> [viitattu 9.7.2020].

Ilmatieteen laitos. s.a. Havaintojen lataus. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus> [viitattu 17.7.2020].

Kivimäki, A.-L. 1995. Rantaimetyys tekopohjaveden muodostamismenetelmänä. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja, nro 573. ISBN 951-47-9118-5.

Ranta, P. 2019. Pohjavesiasiantuntija. Etelä-Savon ELY-keskus. Sähköpostikeskustelu 29.11.2019.

SYKE. 2020. Suomen ympäristökeskus. Avoimet ympäristötietojärjestelmät. Hertta 5.7. Pohjavedet. Havaintopaikat. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.wp2.ymparisto.fi/scripts/hearts/welcome.asp> [viitattu 1.6.2020].

SYKE. 2019a. Pohjavesi ja ilmastonmuutos. Suomen ympäristökeskus. WWW-dokumentti. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pohjavesien_tila/Pohjavesi_ja_ilmastonmuutos [viitattu 9.7.2020].

SYKE. 2019b. Rauta pohja- ja kaivovedessä. Suomen ympäristökeskus. WWW-dokumentti. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Rakentaminen/Rakennushanke/Talotekniset_jarjestelmat_LVI/Vedenhankinta_kaivosta/Kaivoveden_laatu_ja_riittavyys/Rauta [viitattu 15.7.2020].

POHJAVEDEN UUSIEN MONITOROINTIMENETELMIEN KAUPALLISTAMISPOTENTIAALI

Riina Tuominen & Maija Jylhä-Ollila & Szabina Békési & Minna Viento
& Juha Järvinen

Uusien käyttökelpoisten ja luotettavien menetelmien käyttöönotto edesauttaa pohjaveden laadun seurantaa ja antaa entistä enemmän tietoa mahdollisista riskitekijöistä. Uusina menetelminä pohjaveden laadun seurannassa tarkoitetaan tässä artikkelissa passiivista näytteenottoa, jatkuvatoimista monitorointia sekä dronekuvauksia.

Hankkeessa arvioitiin siinä suunniteltujen ja testattujen menetelmien käyttökelpoisuutta sekä niiden tuottamaa hyötyä suhteessa niiden kustannuksiin. Arvioinnin tueksi tehtiin kyselytutkimus. Kyselytutkimuksella selvitettiin passiivisen näytteenoton, jatkuvatoimisen monitoroinnin ja dronekuvauksen tarvetta sekä kysyntää pohjaveden laadun seurannassa.

PASSIIVINEN NÄYTTEENOTTO

Passiivisessa näytteenotossa pohjavettä ei pumpata, vaan veteen asennetaan näytteenotin, joka kerää itseensä haitta-aineita. Pohjaveden virtaus on usein horisontaalista ja suoraviivaista, jolloin esimerkiksi pohjaveden havaintoputken vesi kuvaa hyvin pohjaveden laatua sen ympäriltä tietyllä syvyydellä. Tässä tapauksessa passiivisella näytteenotolla voidaan saada määritettyä tietyn pohjaveden syvyyden haitta-aineita. Pohjaveden virtaus voi kuitenkin olla myös jossain määrin vertikaalista, jolloin ympäröivien kerrosten pitoisuudet sekoittuvat ja tasaantuvat eikä tietyn syvyyden vedenlaadulla ole suurta eroa. Tällöin passiivikeräimen asennussyvyys ei ole ratkaiseva tekijä tutkimuksessa. (CityChlor 2013.)

Hankkeessa testattiin sekä SorbiCell-näytteenottimia että omaa keräintä. SorbiCell-keräimet ovat kaupallistettuja, ja niitä on mahdollista hankkia Eurofins Scientificin kautta. Keräimiä on viittä erilaista tyyppiä, ja ne on optimoitu metalleille (CAN), torjunta-aineille (POL), ravinteille (NiP), perfluoratuille yhdisteille (PFAS) ja useille erilaisille yhdisteille, kuten klooratut liuottimet, polttoaineet, PAH-yhdisteet, PCB-yhdisteet ja fenolit (VOC). (Eurofins 2018; Rautio 2020.) Hankkeessa testattiin SorbiCell CAN- ja SorbiCell POL-keräimiä. Hankinta- ja analysointikulut vaihtelivat keräintyyppistä riippuen. Testattujen keräinten hankintakulut olivat 240–300 euroa/6 kpl (alv 0 %) ja analysointikulut noin 200 euroa/keräin. Lisäksi näytteenottoon tarvittiin altistussäiliö jokaiseen tutkimuspisteeseen, jonka hankintakulu oli noin 150 euroa. Säiliötä voidaan käyttää uudelleen.

Perinteisessä näytteenotossa hankintakuluja ei juuri synny, sillä tarvittavan välineistön saa yleensä laboratoriosta. Vesinäytteiden analysointikulut vaihtelevat analyysistä riippuen. Esimerkiksi metallitutkimuksen analysointikulu on noin 50–80 euroa/näyte (alv 0 %) ja torjunta-ainetutkimuksen noin 120–300 euroa/näyte (alv 0 %). On huomioitava, että kulut määräytyvät valitun analyysin ja laboratorion mukaisesti.

Hankkeessa suunniteltua ja valmistettua omaa passiivikeräintä testattiin kloorifenolien havaitsemiseen pohjavedestä. Kuluja syntyi membraanikiekkojen hankinnasta noin 200 euroa/24 kpl (alv 0 %), suojakoteloiden valmistuksesta noin 170 euroa/5 kpl (alv 0 %) sekä kiekkojen analysoinnista. Kiekot ovat kertakäyttöisiä, mutta suojakeloita voidaan käyttää uudestaan. Kiekkojen käsittely ja analysointi tehtiin Kaakkois-Suomen ammatti- korkeakoulussa osana hanketta, joten kulut olivat palkkakustannuksia eikä niille laskettu yksittäisen analysoinnin hintaa. Analysointi saattaisi onnistua myös ulkopuolisissa laboratorioissa, mutta kustannuksia on vaikea arvioida, sillä käytäntöä tällaiseen analysointiin ei ole luotu. Yksittäisen vesinäytteen kloorifenolien tutkimuskulu on noin 50–100 euroa/näyte (alv 0 %) riippuen laboratoriosta.

JATKUVATOIMINEN MONITOROINTI

Jatkuvatoiminen monitorointi mahdollistaa veden laadun seurannan reaaliaikaisesti ja yhtiökohtaisesti. Näin tarkkailtavasta kohteesta saadaan kattavampi kokonaiskuva perinteiseen näytteenottoon verrattuna. Suurempien havaintomäärien avulla mahdollisten poikkeamien havaitseminen sekä tulosten trendiseuranta on helpompaa.

Hankkeessa testattiin laitteistoa, joka koostui YSI EXO 1 -vedenlaatusondista, signaalinmuuntajasta sekä Keller ARC-1 -lähetinyksiköstä. Laitteiston hankintakulut olivat noin 15 000 euroa (alv 0 %). Laitteiston käyttö- ja huoltokulut olivat kahden vuoden aikana noin 1 000 euroa, ja suurimman osuuden muodostivat lähettimen akut, pH-anturikärjen uusiminen, kalibrointinesteet sekä ulkoiset akut, jotka vaihdettiin D-paristojen tilalle laitteiston virtalähteeksi. Laitteisto mittasi veden pH:ta, sähkönjohtokykyä, lämpötilaa, sameutta ja happipitoisuutta. Myös vedenpinnan korkeus saatiin määritettyä syvyysmittauksen avulla.

Yksittäisen vesinäytteen osalta kyseisten parametrien analysointikulu on pieni, noin 20 euroa/näyte (alv 0 %), ja usein samassa yhteydessä tehdään muutakin analysointia tarkemman kuvan saamiseksi vedenlaadusta. Jatkuvatoimisen monitoroinnin etuna on kuitenkin halutulla taajuudella tehtävä mittaus perusparametreista, ja sillä voidaan todennäköisesti havaita mahdolliset poikkeamat veden laadussa.

DRONEKUVAUKSET

Dronen avulla tehtäviä kuvauksia voidaan hyödyntää alueiden ajantasaisen tilanteen selvittämiseksi. Kuvaukset ovat melko helppoja ja nopeita, ja lisäksi lentokustannukset ovat alhaiset. Jo ilmasta otetun tavallisen kuvan avulla saadaan parempi kokonaiskuva tarkkailtavasta alueesta ja esimerkiksi multispektrikuvauksen avulla voidaan havaita sellaisiakin asioita, joita tavallisesta kuvasta ei huomata.

Hankkeessa testattiin dronekuvausta ja kuvia otettiin dronen omalla kameralla, kahdella multispektrikameralla sekä ostopalveluna hyperspektrikameralla. Tarkoitukseen soveltuvan dronen hankintakulu on tällä hetkellä noin 1300 euroa (alv 0 %). Erillisen multispektrikameran hankintakulu tarvittavine asennustarvikkeineen droneen kiinnittämiseksi on noin 600 euroa (alv 0 %). Hyperspektrikamerat ovat huomattavasti multispektrikameroita kalliimpia ja tarvitsevat yleensä myös kantokyvyltään paremman dronen painonsa vuoksi. Hyperspektrikamerat kehittyvät jatkuvasti, ja myös niiden hinta todennäköisesti alenee uusien valmistajien ja mallien sekä käytön lisääntymisen myötä. Hankkeessa päädyttiin toteuttamaan hyperspektrikuvaus ostopalveluna.

Ympäristön monitorointi dronen avulla vähentää käytettyjen työtuntien määrää. Lisäksi kuvista on mahdollista havaita asioita, joita kenttätutkimuksella ei välttämättä huomata. Spektrikameroiden avulla voidaan tehdä myös sellaisia havaintoja, jotka kenttätutkimuksen tai tavallisen kuvan avulla ovat mahdottomia.

KYSELYTUTKIMUS

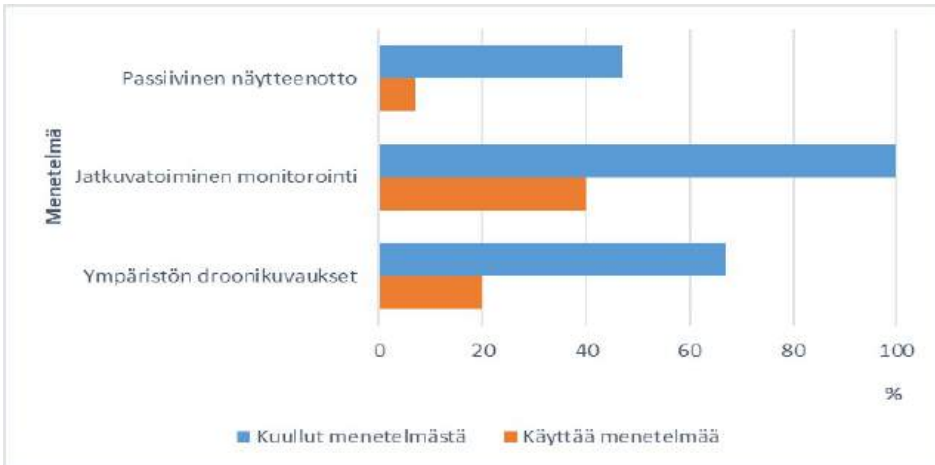
Kyselytutkimuksen avulla selvitettiin tarkemmin menetelmien nykyistä käyttöä ja tarvetta tulevaisuudessa. Tutkimuksen toteutti Ramboll Finland Oy Webropol-kyselynä kesäkuussa 2020. Kysely käsitti 12 kysymystä koskien menetelmien tuntemista, käyttöä, käyttötarkoitusta, syitä menetelmien käyttämättä jättämiseen ja menetelmien mahdollista tulevaa käyttöä. Kysely toteutettiin valtakunnallisena ja se lähetettiin yhteensä 185 vastaanottajalle, jotka olivat pohjavesinäytteenottoja tekeviä tahoja. Kyselytutkimuksen kokonaisvastausprosentti oli 8,1. Suurin osa vastaajista (67 %) edusti vesilaitoksia. Konsultti- ja insinööritoimistoja (20 %) sekä valtionhallinnollisia organisaatioita (13 %) edusti muutama vastaajista.

Kaikissa vastaajien organisaatioissa tehdään pohjaveden laadun seuranta. Vastaajista 47 prosenttia oli kuullut passiivisesta näytteenotosta, ja yhden vastaajan organisaatiossa sitä käytetään veden laadun tarkkailuun valvontakohteilla.

Kaikki vastaajat olivat kuulleet jatkuvatoimisesta monitoroinnista, ja vastaajien organisaatioista 40 prosentissa menetelmää käytetään pohjaveden laadun seurannassa. Jatkuvatoimista monitorointia käytetään esimerkiksi pitkissä koepumppauksissa, tekopohjavesilaitokselta

lähtevän veden automaattisessa seurannassa, valvontakohteilla vedenlaadun tarkkailussa, taustaseurannassa sekä pH:n seurannassa.

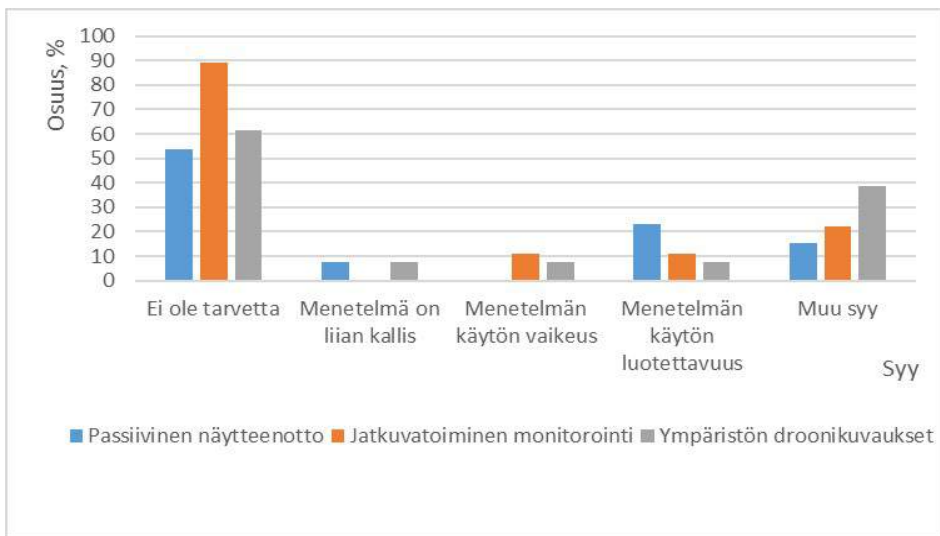
Ympäristön dronekuvaus pohjaveden laadun seurantamenetelmänä oli käytössä 20 prosentilla vastaajista. Yhdellä vastaajista menetelmä on käytössä lämpökamerakuvauksissa. Kuvassa 1 on esitetty vastaajien menetelmien tuntemus ja käyttö.



Kuva 1. Passiivisesta näytteenotosta, jatkuvatoimisesta monitoroinnista ja ympäristön dronikuvauksesta kuulleet ja menetelmiä käyttävät vastaajat.

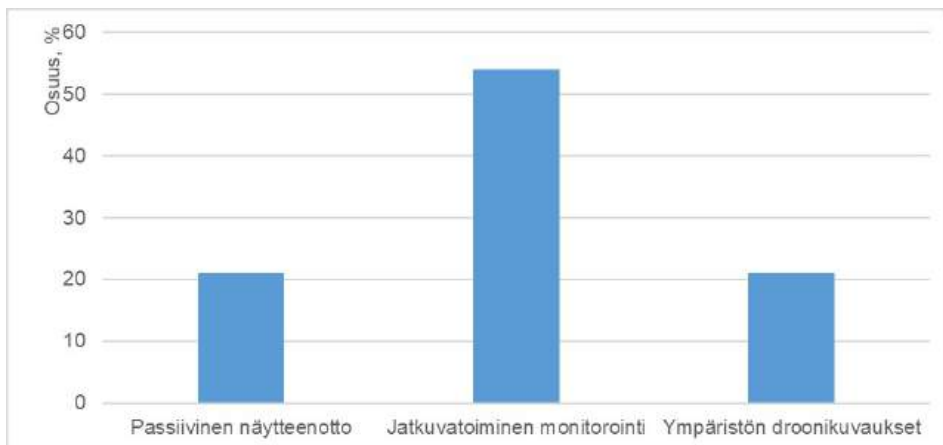
Menetelmien käyttämättömyyteen suurimmalla osalla vastaajista oli perusteena menetelmän tarpeettomuus toiminnassa. Lisäksi osa vastaajista epäilee menetelmien luotettavuutta. Jatkuvatoimisen monitoroinnin osalta esiin tuotiin myös käytön vaikeus talviolosuhteissa sekä vain yksittäisen tutkimuspisteen tulosten tarpeettomuus.

Dronokuvaus sekä passiivinen näytteenotto olivat joidenkin vastaajien mielestä liian kalliita menetelmiä. Passiivinen näytteenotto oli myös tuntematon, joten lisätietojen ja kokemusten jälkeen se voisi olla myös mahdollinen käyttöönotettava menetelmä. Osa vastaajista ei näe hyötyä dronokuvauksista pohjaveden laatuun liittyvässä monitoroinnissa. Kuvassa 2 on nähtävissä menetelmien käyttämättömyyden syyt.



Kuva 2. Syitä menetelmien käyttämättömyyteen.

Vaikka vastausten perusteella on nähtävissä, ettei osalla vastaajista ole tarvetta kyselyn menetelmiin, yli puolet vastaajista olivat kuitenkin kiinnostuneita jatkuvatoimisen monitoroinnin käytöstä tulevaisuudessa (kuva 3). Avoimista vastauksista ilmenee myös, että 21 prosenttia vastaajista voisi ottaa kokeilumielessä käyttöön passiivisen näytteenoton ja dronekuvauksen.



Kuva 3. Kiinnostus menetelmien käyttöön tulevaisuudessa.

JOHTOPÄÄTÖKSET

Perinteinen näytteenotto on tällä hetkellä yleisin menetelmä pohjaveden laadun seurannassa. Se on laajalti tunnettu ja pitkään käytetty, ja sen luotettavuus on todennettu. Vesinäytteiden otto vaatii henkilöresursseja, ja analysointikulut vaihtelevat tutkittavasta aineesta riippuen. Näytemäärät jäävätkin usein melko vähäisiksi, varsinkin jos tulokset eivät osoita poikkeamia veden laadussa.

Vesinäytteen analyysitulokset kuvaavat vedenlaatua näytteenottohetkellä, joten ajankohta, näytteenottokohta ja itse näytteenoton suorittaminen ovat merkittävässä asemassa tulosten oikeellisuutta tarkasteltaessa. Myös näytteiden kuljetuksen ja säilytyksen aikaiset olosuhteet vaikuttavat tulokseen.

Uusilla menetelmillä saadaan osittain vähennettyä näytteenottajan ja näytteenottoajan kohdan vaikutusta tuloksiin. Sekä passiivisessa näytteenotossa että jatkuvatoimisessa monitoroinnissa on kuitenkin osattava valita oikea tutkimuspiste. Vaikka pohjavesi pysyy häiriintymättömänä, voi henkilöstä johtuvaa kontaminoitumista tapahtua ja käyttäjästä johtuvia virheitä esiintyä. Passiivikeräinten ja monitorointilaitteistojen käyttö edellyttää asiantuntemusta aivan kuin perinteinen näytteenottokin.

Ympäristön monitorointia pohjavesiä tarkasteltaessa ei välttämättä pidetä kovin tarpeellisena. Monitoroinnin avulla on kuitenkin mahdollista saada tietoa ympäristön tilasta, ja etenkin pohjavesialueilla, joissa pohjavesi muodostuu osittain pintavedestä, voi monitorointi olla hyödyllistä.

Uusien menetelmien hankintakustannukset voivat osaltaan vähentää mielenkiintoa kokeilla menetelmiä varsinkin, jos niiden käyttökelpoisuudesta ja käytön luotettavuudesta ei ole riittävästi tietoa saatavilla. Menetelmien käyttöönottoa voidaan helpottaa jakamalla tietoa niiden toimivuudesta ja kokemuksista eri käyttökohteissa.

LÄHTEET

CityChlor. 2013. Groundwater quality measurement with passive samplers – Code of best practices. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://rwsenvironment.eu/publish/pages/126583/groundwater_quality_measurement_with_passive_samplers.pdf [viitattu 23.6.2020].

Eurofins. 2018. Groundwater monitoring. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://cdn-media.eurofins.com/european-east/media/2304382/sorbisense-groundwater-monitoring_2018_e-format.pdf [viitattu 23.6.2020].

Rautio, A. 2020. Asiakkuusvastaava. Eurofins Environment Testing. Sähköpostikeskustelu. 23.4.2020.

POHJAVESIEN MONITOROINNILLA KUSTANNUSTEHOKKUUTTA JA YMPÄRISTÖTURVALLISUUTTA

Riina Tuominen & Hanne Soininen

Uumo – Uudet innovatiiviset menetelmät pohjavesien laadun monitorointiin -hankkeen tavoitteena oli kehittää ja testata uusia pohjavesien näytteenotto- ja monitorointimenetelmiä ja lisätä ympäristöturvallisuutta entistä monipuolisemman tiedonsaannin avulla. Hanke tuotti tietoa pohjaveden laatua heikentävistä tekijöistä, pohjaveden riskeistä ja haitta-aineista sekä pohjaveden mahdollisista uusista monitorointimenetelmistä.

Uumo-hankkeeseen osallistuivat pilotointikohteena Mikkelin Vesilaitos ja Rantasalmen kunta. Asiantuntijuutta toimenpiteiden toteutukseen antoivat myös Järvi-Saimaan Palvelut Oy ja Ramboll Finland Oy. Hankkeen tulokset tuotettiin yhteistyössä hankkeeseen osallistuneiden tahojen kanssa, ja tieto on vapaasti kaikkien toimijoiden hyödynnettävissä. Hankkeessa tuotetun tiedon ja saatujen tulosten kautta pyritään tukemaan ja edistämään pohjavesien laadun kokonaisvaltaista tarkastelua sekä entistä parempaa riskitekijöiden havainnointia.

Hankkeen tuloksena saatiin tietoa pohjaveden laatuun vaikuttavista tekijöistä sekä mahdollisten uusien näytteenottimien soveltuvuudesta pohjaveden monitorointiin. Tietoa tuotettiin myös potentiaalisimpien uusien menetelmien soveltuvuudesta käytännön mittauksiin sekä kaupallisiin tarkoituksiin. Hankkeen tulosten myötä vesilaitokset, viranomaiset, yritykset ja kansalaiset saavat tietoa pohjaveden laadun seurantaan käytettävissä olevista mahdollisista menetelmistä ja uudenlaisista pohja- ja pintavesien laadun seurantaan täydentävistä kaukokartoitusteknologioista ja niiden mahdollisuuksista.

Ilmastonmuutoksen myötä lisääntyvät sateet ja tulvat sekä valunta voivat heikentää pohjaveden laatua. Tulvien seurauksena pohjavesiin voi kulkeutua myös pintavesiä. Uusilla näytteenottimilla ja veden laadun mittausten menetelmillä saadaan entistä nopeammin ja enemmän tietoa pohjavesien kemiallisesta tilasta ja siinä tapahtuvista muutoksista.

Erilaisilla online-mittareilla voidaan mitata pohjaveden laatua kuvaavia parametreja reaaliaikaisesti. Jatkuvatoiminen monitorointi sekä anturi- ja sensoritekniikka ovat yleistymässä ympäristön tilan seurannassa. Myös kasvava tiedon saatavuuden vaatimus puoltaa jatkuvatoinen monitorointitekniikan yleistymistä. Hankkeessa tuotettu tieto tukee uuden

liiketoiminnan kehittymistä ja nykyisten toimijoiden liiketoimintaa. Hankkeen tulokset edesauttavat osaltaan turvaamaan yhteiskunnan veden häiriötöntä jakelua ja ennakoimaan sen mahdollisia riskejä.

Säännöllisesti kerätty ja jatkuvasti kertyvä reaaliaikainen mittaustiedon mahdollistaa aiempaa laajempien otantojen vertailun, lisää datan integroinnin mahdollisuutta ja mahdollistaa välittömän reagoinnin muuttuviin mittaustuloksiin. Mittaustiedon ilmentämät epäsuorat syy-seuraussuhteet ovat lisääntyneen tiedon ja sen analysoinnin avulla helpommin havaittavissa ja hyödynnettävissä. Tämä vaikuttaa myös yritysten käyttöön ottamiin järjestelmiin ja dataan pohjaavien sovellusten kehitykseen.

Passiivisen näytteenoton avulla saadaan tietoa pohjaveden laadusta pidemmältä ajanjaksolta sekä esimerkiksi pohjaveden kerrosten välisistä laatueroista. Menetelmä mahdollistaakin pohjaveden kustannustehokkaan monitoroinnin ja riskinarvioinnin.

Erilaisten kaukokartoitusmenetelmien avulla saadaan myös paikallista tietoa pohjavesialueista, joita voidaan visualisoida ja mallintaa. Kaukokartoituksen mahdollisuudet paranevat tulevaisuudessa yhä uusien laitteistojen kehitystyön myötä.

Uumo-hankkeessa etsittiin kustannustehokkaita työkaluja pohjavesien laadun tarkkailuun (kuva 1). Hankkeessa koottiin myös muiden tutkimusten ja kehittämishankkeiden tuloksia ja yhdistettiin tämän hetkinen tieto ja toimivat ratkaisut yhteen. Näin saadut tulokset auttavat osaltaan ympäristöturvallisuuden varmentamisessa.



Kuva 1. Pohjavesien laadun tarkkailun varmistusta. (Kuva Aki Mykkänen)

