

# Toimintamallit happamuuden ennakoimiseksi ja riskien hallitsemiseksi turvetuotannossa

Sulfa II -hankkeen loppuraportti

**Mirkka Hadzic, Miriam Nystrand, Jaakko Auri, Peter Österholm,  
Marie Korppoo, Tiina Laamanen, Anne Korhonen, Jukka Räisänen,  
Markus Huttunen, Tiia Vento ja Raimo Ihme**







Suomen Ympäristökeskuksen raportteja 16 / 2020

# Toimintamallit happamuuden ennakoimiseksi ja riskien hallitsemiseksi turvetuotannossa

**Sulfa II -hankkeen loppuraportti**

**Mirkka Hadzic, Miriam Nystrand, Jaakko Auri, Peter Österholm,  
Marie Korppoo, Tiina Laamanen, Anne Korhonen, Jukka Räisänen,  
Markus Huttunen, Tiia Vento ja Raimo Ihme**



Suomen ympäristökeskuksen raportteja 16 | 2020

Suomen ympäristökeskus

Vesikeskus

Kirjoittajat: Mirkka Hadzic<sup>1)</sup>, Miriam Nystrand<sup>2)</sup>, Jaakko Auri<sup>3)</sup>, Peter Österholm<sup>2)</sup>, Marie Korppoo<sup>1)</sup>,  
Tiina Laamanen<sup>1)</sup>, Anne Korhonen<sup>1)</sup>, Jukka Räisänen<sup>3)</sup>, Markus Huttunen<sup>1)</sup>, Tiia Vento<sup>1)</sup> ja Raimo Ihme<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup> Suomen ympäristökeskus

<sup>2)</sup> Åbo Akademi

<sup>3)</sup> Geologian tutkimuskeskus

Vastaava erikoistoimittaja: Ahti Lepistö

Rahoittaja/toimeksiantaja: Euroopan aluekehitysrahasto

Julkaisija ja kustantaja: Suomen ympäristökeskus (SYKE)

Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki, puh. 0295 251 000, syke.fi

Taitto: Tiina Laamanen ja Mirkka Hadzic

Kannen kuva: Näytteenottoa turvetuotantoalueella. Kuva: Alexandra Nyman

Julkaisu on saatavana veloitusetta internetistä: [www.syke.fi/julkaisut](http://www.syke.fi/julkaisut) | [helda.helsinki.fi/syke](http://helda.helsinki.fi/syke) sekä  
ostettavissa painettuna SYKEN verkkokaupasta: [syke.omapumu.com](http://syke.omapumu.com)

ISBN 978-952-11-5160-6 (PDF)

ISBN 978-952-11-5159-0 (nid.)

ISSN 1796-1726 (verkkoj.)

ISSN 1796-1718 (pain.)

Julkaisuvuosi: 2020



Bioenergia



Elinkeino-, liikenne- ja  
ympäristökeskus

Vipuvoimaa  
EU:lta  
2014–2020





## Tiivistelmä

### Toimintamallit happamuuden ennakoimiseksi ja riskien hallitsemiseksi turvetuotannossa – Sulfa II-hankkeen loppuraportti

Sulfa II -hankkeessa tuotettiin keinoja happamien sulfaattimaiden aiheuttamien ongelmien käsittelyyn viranomaisten ja turvetuottajien toiminnan tueksi. Hankkeen tavoitteena oli: 1) kehittää malli, joka ennustaa happamuuspiikkien esiintymistä valuma-alueella, 2) kehittää toimintatapoja happaman valumaveden syntymisen ehkäisemiseksi turvetuotannossa, 3) kehittää ja testata menetelmiä, joilla voitaisiin hallita jo syntyneitä happamuusongelmia ja 4) luoda yhtenäinen ohjeistus sulfaattimaaongelman laajuuden määrittämiseksi turvetuotannon lupaprosessin yhteydessä.

Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien happamuusongelmien arvioimiseksi Suomen ympäristökeskuksen VEMALA -työkaluun kehitettiin malli sulfaatin kulkeutumisesta ja sen vaikutuksesta veden happamuuteen järvi- ja uomaverkostossa. Mallinkehityksen tueksi Pohjois-Pohjanmaalla sijaitsevalla pilotivaluma-alueella suoritettiin vedenlaadun seuranta ja tarkennettu sulfaattimaiden kartoitus. Turvetuotantoalueiden happamuuden syntymekanismia tarkennettiin olemassa olevaa aineistoa hyödyntäen, oja-reunuksiin ja tuotantosaroille kohdistuvalla maanäytteenotolla ja hapettumiskokein laboratorioolosuhteissa. Tulosten perusteella havaittiin, että ohut yhtenäinen turvekerros suojaa pohjamaata hapettumiselta ja tuotannon aikana hapettumista tapahtuu vain pienillä rajatuilla alueilla ojien reunavyöhykkeillä. Jo muutaman kymmenen sentin yhtenäisen turvekerroksen havaittiin suojaavan sen alla olevaa mineraalimaata merkittävästi hapettumiselta. Maankuivatuksen tehostaminen jälkikäyttövaiheessa voi kuitenkin aiheuttaa merkittävää hapanta vesistökuormitusta, ja riskit tulisi aina tiedostaa toimittaessa happamien sulfaattimaiden vaikutuspiirissä. Neutralointimateriaaleja ja -menetelmiä testattiin hankkeessa sekä laboratoriossa, että maastossa pilot- ja täyden mittakaavan kokeina. Täyden mittakaavan kokeina testattiin ojien vuoraamista paperitehtaan sivulietteellä, OPA-sakalla, sekä niin kutsuttua neutralointikaivoa, jossa neutralointimateriaalina oli granuloitu kalsiumhydroksidi. Hankkeessa julkaistiin myös opas happamien sulfaattimaiden kartoittamiseen turvetuotantoalueilla.

**Asiasanat:** happamat sulfaattimaat, turvetuotanto, mallintaminen, vedenlaatu

## Sammandrag

### Operativa modeller för att förutse och hantera försurningsrisker vid torvbrytning – Sulfa II-projektets slutrapport

Under Sulfa II - projektet utvecklades för myndigheter och torvproducenter olika sätt och metoder att hantera försurningsproblem från sura sulfatjordar. Detta för att bl.a. underlätta torvproducenternas och myndigheternas arbete. De huvudsakliga målsättningarna med projektet var att: 1) utveckla en modell som kan förutspå uppkommande försurningspikar i avrinningsområden, 2) utveckla metoder som förebygger försurningsproblem från sulfidhaltiga torvmarker, 3) utveckla och testa metoder för att hantera redan uppstådda försurningsproblem, och 4) skapa enhetliga anvisningar att hantera sura sulfatjordsproblem vid tillståndshanteringen för torvutvinning.

För att bättre kunna förutspå och uppskatta försurningsproblem som uppstår genom oxidation av sulfidrika jordar utvecklades med hjälp av Finlands miljöcentrals modellerings program VEMALA en modell där man kan följa med transporten av sulfat och dess påverkan på pH i sjöar och vattendrag. För vidareutvecklingen av VEMALA modellen gjordes en noggrann sulfatjordskartering i ett utsökt avrinningsområde i Norra Österbotten. Inom samma område följde man även en längre tid med vattenkvaliteten i naturliga vattendrag. Dessutom gjordes en bedömning och karakterisering av försurningsmekanismen i sulfidrika torvområden på basen av redan tillgängligt material, provtagning av de yttre områdena av dikningszonerna och försurningsexperiment i laborationsförhållanden. Resultaten visar att försurningsproblem är relativt små under en pågående torvbrytning och begränsas runt dikeszonerna. Redan ett enhetligt torvskikt på några decimeter ger den underliggande sulfatjorden ett betydande skydd från försurning. När produktionen avslutas är det viktigt att noga tänka igenom hur området ska användas framöver. Att förbättra dräneringen i området för till exempel jordbruk kan i sura sulfatjordar förorsaka en omfattande försurning av vattendragen. Olika neutralisationsmaterial och – metoder testades i laborationsutrymmen och i fält: i mindre utsträckning en pilotanläggning och i större utsträckning fullskaliga neutraliseringssystem. Som fullskaliga neutraliseringssystem testades en s.k. neutraliseringsbrunn där granulerad kalciumhydroxid användes som neutraliseringsmaterial och så testades det att täcka dikeskanter med ett tunt skikt neutraliseringsmaterial ”OPA-sakka” (pappersindustris biprodukt). Under projektets tid utgavs även en guide ”sura sulfatjordars kartering på torvbrytningsområden”.

**Nyckelord:** sura sulfatjordar, torvproduktion, modellering, vattenkvalitet

## Abstract

### **Operational models for preventing and controlling the risks of acidification in peat extraction areas – Final report of the Sulfa II-project**

During the Sulfa II – project, methods were developed to help peat extraction companies and authorities to better handle, treat and prevent acidification problems caused by acid sulfate soils. The overall aim of the project was to 1) develop a model predicting upcoming acidification pikes in catchments, 2) develop operational methods for preventing and controlling the risks of acidification in sulfide-rich peat extraction areas, (3) develop methods to handle already developed acidic runoff waters, and 4) create uniform instructions for handling acid sulfate soil issues during peat extracting permission processes.

With the Finnish Environment Institute's modelling tool VEMALA, a sub-model was developed to evaluate acidification problems caused by acid sulfate soils by simulating the transport of sulfate and its influence on pH in natural water systems. To further develop the model, a selected area in Northern Ostrobothnia was mapped by acid sulfate soils and were from the runoff water quality was investigated for a longer time. A characterization of the acidification mechanism in sulfide-rich peat extraction areas was done by going through already existing research data, by taking peat/soil samples in the riparian zone (i.e. near the ditches) and by an acidification laboratory experiment. We found that an acidification due to acid sulfate soils only occur in small areas, in the riparian zone, during peat extraction. Already a relatively thin peat layer (20-30 cm) protects the underlying sulfidic soil remarkably well from oxidizing. However, if these sulfidic peat areas due to post-extraction use will be more effectively drained, the environmental consequences will be severe. This has to be taken in consideration when choosing the post-extraction usage. Neutralization materials and methods were tested in laboratory conditions and in the field. Large-scale tests were done with a neutralization well with granular calcium hydroxide as neutralization material. Another large-scale test was done by covering ditch walls with a neutralization material, a by-product from the paper industry ("OPA-sakka"). During the project, also a guide was published how to recognize and map acid sulfate soils on peat extraction areas.

**Key words:** acid sulfate soils, peat extraction, modelling, water quality





## Esipuhe

'Toimintamallit happamuuden ennakoimiseksi ja riskien hallitsemiseksi turvetuotantoalueilla' -hankkeen (Sulfa II) tavoitteena oli 1) selkeyttää ja ohjeistaa sulfaattimaaongelman käsittelyä viranomaisten ja turvetuottajien toiminnassa, 2) luoda varautumisjärjestelmä pilottialueelle Pohjois-Pohjanmaalle, joka antaa ajantasaista tietoa mahdollisista tulevista happamuushaitoista valuma-alueella, sekä 3) saada käytäntöön erilaisia menetelmiä, joiden avulla voitaisiin torjua sulfaattimaaongelman syntyminen ja ratkaista jo aiemmin realisoituneita ongelmia sulfaattimaailla sijaitsevilla turvetuotantoalueilla. Hanke toteutettiin 1.6.2016–31.5.2019. Toteuttajatahoina olivat Suomen ympäristökeskus, Åbo Akademin Geologian ja mineralogian laitos sekä Geologian tutkimuskeskus.

Hankkeen vastuullisena johtajana toimi Raimo Ihme ja toteutuksesta vastasivat Suomen ympäristökeskuksessa Mirikka Hadzic, Tiina Laamanen, Marie Korppoo, Markus Huttunen, Kirsti Leinonen, Anssi Karppinen, Anne Korhonen ja Mika Visuri. Åbo Akademiassa hankkeessa työskentelivät Peter Österholm, Miriam Nystrand, Fanny Bollström, Krister Dalhem, Stefan Mattbäck, Alexandra Nyman, Jonas Hjort, Björn Lindqvist ja Andreas Sandfält ja Geologian tutkimuskeskuksessa Jaakko Auri, Jukka Räisänen, Anton Boman, Pauliina Liwata-Kenttälä ja Petri Lippo. Hankkeen maasto- ja laboratoriotöihin osallistivat lisäksi Annamari Fali, Annika Vilmi, Katri Tolonen, Anne Rahikainen, Katri Salonen, Virpi Vuorinen-Lindgren, Timo Sara-Aho, Sanna Vienonen, Jarno Turunen, Teemu Ulvi, Hanna Hentilä ja Janne Markkula.

Hankkeen ohjausryhmään kuuluivat Suomen ympäristökeskuksesta Raimo Ihme, Seppo Hellsten ja Mirikka Hadzic (asiantuntijajäsen), Åbo Akademiasta Peter Österholm ja Miriam Nystrand, Geologian tutkimuskeskuksesta Jouni Pihlaja, Pauliina Liwata-Kenttälä ja Jaakko Auri (asiantuntijajäsen), Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksesta Jermi Tertsunen, Jaana Rintala ja Anne-Maaria Kurvinen (asiantuntijajäsen) Oulun Energia Oy:stä Tarja Väyrynen (ohjausryhmän puheenjohtaja) ja Minna Arola, Bioenergia ry:stä Hannu Salo (ohjausryhmän varapuheenjohtaja) ja Hanna Haavikko, Vapo Oy:stä Anneli Wichmann (2016–2018), Juha Ovaskainen (2018–2019) ja Teija Hartikka, Nordkalk Oy:stä Anne-Mari Aurola ja Satu Antola sekä Stora Enso Oy:stä Mervi Partanen ja Ilkka Laakso.

Hankkeen päärahoittaja oli Euroopan Aluekehitysrahasto, Pohjois-Pohjanmaan Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen kautta. Muita rahoittajia olivat Bioenergia ry, Nordkalk Oy sekä Stora Enso Oy.

Kiitämme kaikkia projektin rahoittajia ja yhteistyökumppaneitamme, jotka mahdollistivat projektin toteuttamisen. Haluamme myös kiittää kaikkia hankkeen lukuisiin maastotöihin ja laboratorioanalyysiin osallistuneita. Teidän panoksenne on ollut hankkeelle mittaamattoman arvokasta. Haluamme kiittää myös loppuraportin kommentoinnista Pohjois-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen ylitarkastajaa Kirsi Kalliokoskea. Erityiskiitokset haluamme antaa hankkeen aktiiviselle ohjausryhmälle, joka on tarjonnut asiantuntemuksensa käyttöömme.

Sulfa II hankeryhmä, Oulussa 9.4.2020

# Sisällys

Tiivistelmä.....	3
Sammandrag.....	4
Abstract.....	5
Esipuhe.....	7
<b>1. Johdanto.....</b>	<b>11</b>
<b>2. Vedenlaatumalli - VEMALA ja pH -osamallin kehitys.....</b>	<b>14</b>
2.1. Mallin kehitys.....	14
2.1.1. Hydrologinen malli.....	14
2.1.2. Sulfaatin ja pH:n välinen korrelaatio.....	16
2.1.3. Prosessimallin kehitys.....	17
2.1.4. Uuden turvetuotantoalueen vaikutus vedenlaatuun.....	22
2.2. VEMALAn pH-mallin soveltaminen Siikajoen valuma-alueella.....	22
2.2.1. Maankosteuden vaikutus.....	22
2.2.2. Simuloitu sulfaattipitoisuus.....	23
2.2.3. Happamuustilanteiden ennustaminen.....	28
2.2.4. Vedenlaatuennusteet.....	29
2.2.5. Uljuan säännöstelty tekojärvi.....	30
2.3. Yhteenveto ja johtopäätökset.....	31
Lähteet.....	32
<b>3. Ruukin pilottialueen sulfaattimaiden kartoitus.....</b>	<b>34</b>
3.1. Aluekuvaus ja geologia.....	34
3.2. Aineisto ja menetelmät.....	36
3.2.1. GTK:n yleiskartoitus (1:250 000).....	37
3.2.2. Maaperäkairaukset.....	37
3.2.3. Valumavesien pH- ja sähkönjohtavuusmittaukset uomissa.....	38
3.3. Tulokset.....	38
3.3.1. Maalajit ja kerrosjärjestys.....	38
3.3.2. Valumavesien pH ja sähkönjohtavuus maastossa.....	40
3.3.3. Maalajien maasto-pH:t, inkubaatio-pH:t ja laboratorioanalyysit.....	41
3.4. Tulosten tarkastelu.....	44
3.4.1. Sulfaattimaiden esiintyminen.....	44
3.4.2. Hapettumissyvyys ja happamat kerrokset.....	46
3.4.3. Mustaliuskeiden vaikutus.....	46
Lähteet.....	47
<b>4. Ruukin pilottialueen vedenlaadun seuranta.....</b>	<b>48</b>
4.1. Sulfaattipitoisuus, sähkönjohtavuus ja pH.....	49
4.2. Metallipitoisuudet.....	53
Lähteet.....	54
<b>5. Turvepaksuuden ja kuivatusojaston merkitys happamuuskuormituksen muodostumisessa.....</b>	<b>57</b>
5.1. Tutkimusalue ja menetelmät.....	57
5.2. Rikki happamuuslähteenä.....	62



5.3. Turvekerroksen paksuus ja hapettuminen.....	68
Lähteet.....	69
<b>6. Sulfaattimaiden kartoittaminen turvetuotantoalueella.....</b>	<b>76</b>
Lähteet.....	77
<b>7. Happaman kuormituksen hallinta turvetuotannossa.....</b>	<b>79</b>
7.1. Yleistä neutraloinnista .....	79
7.2. Neutralointikokeet SulfaII -hankkeessa.....	81
7.2.1. Ojien vuoraaminen OPA-sakalla.....	81
7.2.2. Neutralointikaivo.....	88
7.3. Muut keinot turvetuotannon valumavesien happamuuden hallintaan .....	93
Lähteet.....	95
<b>8. Turvetuotantoalueilta lähtevän veden vaikutus alapuolisessa vesistössä.....</b>	<b>96</b>
<b>9. Happamilla sulfaattimailla sijaitsevien turvetuotantoalueiden jälkikäyttö.....</b>	<b>100</b>
9.1. Tutkimuskohteet .....	101
9.1.1. Hangasneva, Siikajoki.....	105
9.1.2. Karjoneva, Siikajoki.....	107
9.1.3. Marttilansuo, Ylikiiminki.....	108
9.2. Vesityksen vaikutus .....	109
Lähteet.....	110
<b>10. Yhteenveto ja johtopäätökset .....</b>	<b>112</b>



# 1. Johdanto

Suomen rannikkoalueella sijaitsee niin kutsuttu Litorina-alue, joka on Itämeren muinaisen vaiheen entistä merenpohjaa. Litorinameren hapettomille pohjille kerrostui mikrobitoiminnan tuloksena runsaasti rautasulfidipitoisia (pyriitti  $\text{FeS}_2$  ja monosulfidi  $\text{FeS}$ ) sedimenttejä. Maankohoamisen seurauksena tätä muinaista merenpohjaa on nyt kuivalla maalla, korkeimmillaan noin 100 metriä merenpinnan yläpuolella sijaitsevalla rannikkovyöhykkeellä (Pohjois-Pohjanmaa). Etelä-Suomen rannikolla Litorina-sedimentit ulottuvat noin 20–40 metrin korkeustasoon. Lisäksi paikoitellen eri puolilla Suomea kallioperässä esiintyy mustaliuskejakoja. Mustaliuskeet ovat hiiltä ja rikkiä sisältäviä kiviä, jotka ovat alun perin syntyneet noin kaksi miljardia vuotta sitten merenpohjaan kerrostuneista liejuista (Räisänen & Nikkarinen 2000). Molemmille näistä alueista on yhteistä sulfidimineraalien esiintyminen maaperässä ja molemmista käytetään nimitystä hapan sulfaattimaa.

Maaperän kuivatustoiminta esimerkiksi maatalouden tai turvetuotannon tarpeisiin voi aiheuttaa maaperässä olevien rautasulfidien ( $\text{FeS}$  ja  $\text{FeS}_2$ ) hapettumista (Österholm & Åström 2004). Hapettumisen seurauksena maaperässä muodostuu rikkihappoa, joka alentaa maaperän pH-arvoa, lisää voimakkaasti valumavesien happamuutta ja liuottaa maaperästä veteen myös vesiliöille myrkyllisiä metalleja (esim. Al, Cd, Co, Cu, Ni, Zn ja U). Happamat valumavesipulssit esiintyvät perinteisesti kuivien jaksojen jälkeisten sadantatilanteiden yhteydessä. Suomen maaperän karbonaattipitoisuudet ovat matalia ja siten puskurikapasiteetti happamoitumista vastaan on huono. Valumaveden happamuus ja suuret metallipitoisuudet voivat yhdessä aiheuttaa vakavaa haittaa kuivatusalueiden alapuolisten vesistöjen eliöstölle kuten esimerkiksi kaloille. Maaperän happamuus aiheuttaa myös esimerkiksi betoni- ja teräsrakenteiden syöpmistä sekä viljelymaiden kalkitustarvetta.

Ilmastonmuutoksen myötä happamien sulfaattimaiden aiheuttamien happamuushaittojen ennakoidaan lisääntyvän, kun kuivat kesät ja niiden jälkeiset sateiset syksyt lisääntyvät. Happamuustilanteiden ennakoiminen voisi joissain tilanteissa mahdollistaa haittojen ehkäisemisen. Happamuushaittojen esiintymistä on pyritty ennakoimaan esimerkiksi pohjavedenpintoja ja sademääräennusteita seuraamalla. Kunnollista happamuusennustetta tuottavaa järjestelmää ei ole kuitenkaan olemassa. Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämä, ja myös viranomaisten hyödyntämä VEMALA-malli on koko Suomen kattava vedenlaadun ja ravinnekuormituksen mallinnus- ja arviointijärjestelmä, jolla voidaan simuloida ravinteiden prosesseja, huuhtoutumista ja kulkeutumista vesistöissä (Huttunen ym. 2016). VEMALA-mallissa ei ole tähän asti ollut työkalua, jolla olisi voitu ennustaa luotettavasti happamien sulfaattimaiden vesistöjen alhaisia pH-tilanteita.

Nykyään käytössä olevat sulfaattimaaluokitukset perustuvat maanäytteiden pH-inkubaatioon ja kokonaisrikin pitoisuuden määrittämiseen. Inkubaatioissa maanäytteiden annetaan hapettua huoneilmassa 9–19 viikon ajan (Creeper ym. 2012). Happamaksi sulfaattimaaksi luokitellaan sulfidirikkipitoinen (yleensä  $S > 0,2\%$ ) mineraalimaa, jonka pH on laskenut alle 4,0 sulfidien hapettumisen seurauksena (= todellinen hapan sulfaattimaa) tai jonka pH laskee alle 4,0 inkubaatioissa (= potentiaalinen hapan sulfaattimaa). Potentiaalisella sulfaattimaalla tarkoitetaan hapettumatonta, pohjaveden pinnan alapuolista sulfidimaakerrosta, joka ei aiheuta haittaa ympäristölle, vaan pysyy muuttumattomana pH:n ollessa yleensä 6–7. Pohjaveden pinnan laskiessa, esimerkiksi maankuivatuksen seurauksena, nämä sulfidikerrokset altistuvat ilman hapelle ja hapettuessaan maaperä happamoituu todelliseksi happamaksi sulfaattimaaksi ( $\text{pH} < 4,0$ ). Turve on luontaisesti hapanta sen sisältämien orgaanisten happojen takia, joten sille on alemmat raja-arvot. Turve voidaan luokitella happamaksi sulfaattimaaksi, mikäli pH laskee hapetuksen seurauksena alle 3,0 (Broman ym. 2019).

Kaikki maankäyttö happamilla sulfaattimailla lisää happamuusriskiä. Maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön strategian tavoitteena happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämiseksi vuoteen 2020 mennessä on, että happamat sulfaattimaat otetaan huomioon kaikessa maankäytössä, ja että maankäytön suunnittelu perustuu riittävään tietoon happamien sulfaattimaiden sijainnista ja



laadusta sekä niiden aiheuttamasta riskistä (Maa- ja metsätalousministeriö, Ympäristöministeriö 2011). Ominaisuuksiensa vuoksi happamat sulfaattimaat ovat usein hyviä viljelysmaita ja ne onkin pääosin rai-vattu peltoalueiksi (Auri 2015). Viljely edellyttää syvää maankuivatusta ja happamilla sulfaattimailla si-jaitsevat maatalousmaat ovat usein happamuusriskialueita. Metsätalouden kuivatusvaikutus on maatalou-den salaojitukseen verrattuna tehottomampi, mutta metsätalousalueiltakin voi muodostua merkittävää hapanta vesistökuormitusta. Myös teiden ja asuinalueiden rakentamisesta happamilla sulfaattimailla voi aiheutua vesistöjen happamuus- ja metallikuormitusta.

Turvetuotannossa happamoitumisriskiä voi muodostua jo tuotantoalueiden kuntoonpano- ja aloitus-vaiheessa, kun laskeutusaltaat ja kokoojajot kaivetaan usein mineraalimaahan saakka, mutta tyypillisesti happamuushaitat painottuvat tuotannon loppuvaiheeseen, kun sarkaojien kuivatusvaikutus ylettyy turpeen alapuoliseen mineraalimaahan asti. Turvetuotannon happamuuskuormitusta ja sen ennakointia ja hallintaa tutkittiin SuHE -hankkeessa vuosina 2011–2014. Tällöin tutkituilta tuotantoalueilta ei löydetty merkittä-viä hapettuneita sedimenttikerroksia, vaikka tutkimus kohdistettiin vanhoille happamuusongelmaisille tuotantoalueille, ja alueilta lähtevä hapan vesistökuormitus oli suhteellisen alhaista verrattuna maaperän happamuuspotentiaaliin (Hadzic ym. 2014). Tulosten perusteella näytti siltä, että ohutkin yhtenäinen tur-vekerros riittäisi estämään alapuolisen mineraalimaan hapettumista, ja että happamuuskuormitusta muo-dostuisi tuotannon aikana vain pieniltä rajatuilta alueilta, todennäköisesti ojien reunavyöhykkeistä. Tu-losten perusteella näytti myös todennäköiseltä, että tuotantovaiheen jälkeinen maankuivatuksen tehostaminen voisi merkittävästi lisätä alueilta lähtevää happamuuskuormitusta. Jälkikäyttömuodoksi suositeltavimpana pidettiin alueiden vesittämistä. Happaman tuotantoaleen vesittämisen seurauksena on ollut kuitenkin usein happamuusongelmainen kosteikko, joten vesittämisen toimivuus happamuuden hal-lintakeinona on aiheuttanut keskustelua. Hankkeessa myös testattiin pienessä mittakaavassa erilaisia ak-tiivisia neutralointimenetelmiä, joita ei kuitenkaan voitu suositella käytäntöön ennen täyden mittakaavan kokeita.

Tämän 'Toimintamallit happamuuden ennakoimiseksi ja riskien hallitsemiseksi turvetuotannossa (SulfaII)' -hankkeen tavoitteena oli kehittää malli, joka ennustaisi happamuustilanteiden esiintymistä va-luma-alueitasolla. Tavoitteena oli lisäksi tarkentaa happamuuskuormituksen muodostumismekanismeja ja kehittää toimintatapoja happaman valumaveden syntymisen ehkäisemiseksi turvetuotannossa. Lisäksi ta-voitteena oli kehittää ja testata menetelmiä, joilla voitaisiin hallita jo muodostuneita happamuusongelmia ja luoda yhtenäinen ohjeistus sulfaattimaaongelman laajuuden määrittämiseksi turvetuotannon lupapro-sessin yhteydessä. Hanke oli jatkoa hankkeille 'Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen enna-kointi- ja hallintamenetelmät (SuHE)' ja 'Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien ympäristövaikutusten vähentäminen (Sulfa I)'.

## Lähteet

- Auri J. 2015 Happamien sulfaattimaiden esiselvitys Oulussa. Geologian tutkimuskeskus. 20 s. + liitteet.
- Broman A., Nordblad F., Johansson M., Becher M., Sohlenius G., Öhring C., Boman A., Josefsson S., Mattbäck S., Lindström C., Olide C., Liwata-Kenttälä P., Huusko A., Jokikokko E., van der Meer O., Lahti M. & Kangas M. 2019. Loppuraportti Perämereen laskevia vesistöjä. Menetelmien kehittäminen ja ekologinen kunnostaminen Yhteenveto. 186 s.
- Creeper N., Fitzpatrick R. & Shand P. 2012. A simplified incubation method using chip-trays as incubation vessels to identify sulphidic materials in acid sulphate soils. *Soil use and management. British Society of soil Science*, 1–7.
- Hadzic M., Postila H., Österholm P., Nystrand M., Pahkakangas S., Karppinen A., Arola M., Nilivaara-Koskela R., Häkkinen K., Saukkoriipi J., Kunas S. & Ihme R. 2014. Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät. SuHE-hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2014.
- Huttunen I., Huttunen M., Piirainen V., Korppoo M., Lepistö A., Räike A., Tattari S. & Vehviläinen B. 2016. A national scale nutrient loading model for Finnish watersheds – VEMALA. *Environmental Modelling and Assessment* 21(1), 83–109. DOI: 10.1007/s10666-015-9470-6.
- Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö. 2011. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2/2011. 26 s.
- Räisänen M.-L. & Nikkarinen M. 2000. Happamoitumisen seurausvaikutukset peltojen ravinnetilaa ja vesien laatuun mustaliuskekallioperäalueilla. *Vesitalous* 6/2000. s. 9–15.
- Österholm P. & Åström M. 2004. Quantification of current and future leaching of sulfur and metals from Boreal acid sulfate soils, western Finland. *Australian Journal of Soil Research*. 42: 547-551.

## 2. Vedenlaatumalli - VEMALA ja pH -osamallin kehitys

### Marie Korppoo, Markus Huttunen & Tiia Vento

Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien happamuusongelmien arvioimiseksi VEMALA-malliin (Huttunen ym. 2016) kehitettiin dynaaminen kuvaus sulfaatin kulkeutumisesta ja sen vaikutuksesta vesien happamuuteen järvi-uomaverkostossa. VEMALA-malli on operatiivinen, kaikki Suomen vesistöt kattava vedenlaatumalli. Se simuloi hydrologista kiertoa ja ravinteiden (typen ja fosforin jakeet, kiintoaine, orgaaninen kokonaishiili) prosesseja kuten huuhtoutumista ja kulkeutumista maalla, joissa ja järvissä (Korppoo ym. 2017) sekä haitta-aineiden kuten sulfaatin, raudan, alumiinin, kuparin, sinkin, nikkelin ja kalsiumin kulkeutumista.

Happamilla sulfaattimailla sijaitsevien jokivesien pH voi vaihdella suuresti vuoden aikana, happaman valunnan esiintyessä yleensä syksyisin. Syksyllä 2006 Siikajoella havaittiin hapan valuntatapahtuma kuivan kesän jälkeen. Saarinen ym. (2013) löysivät korrelaation Siikajoen syksyn matalan pH:n ja suuren virtaaman välillä, mutta vastaavaa korrelaatiota ei ollut kevään virtaamahuipun kanssa. Vedenlaatu onkin sidoksissa vahvasti kesän sademääriin ja lämpötiloihin, sillä kuivuus kasvattaa potentiaalisesti huuhtoutuvan sulfaatin ja metallien varastoa maaperässä. Happamuuden aiheuttama vedenlaadun huonontuminen on vaarallista vesieliöstöille ja kalapopulaatioille, ja sulfaattimaavaltaisen länsirannikon vesistöistä on raportoitu laajojakin kalakuolemia (Bärlund ym. 2004).

Tässä hankkeessa VEMALA-mallia muokattiin simuloimaan ja ennustamaan valuntatapahtumia happamilta sulfaattimailta Siikajoen valuma-alueella, ja erityisesti Siikajoen osavaluma-alueella (57.013 Ruukin alue). Mallinnuksen tavoitteena oli ennakoida hapanta valuntaa ja auttaa vähentämään sen haittoja. Muokatun mallin avulla voidaan suunnitella vesienhallintatoimenpiteitä, jotka vähentävät happamuuteen liittyviä riskejä. Työssä tutkittiin myös turvetuotannon vaikutusta valuma-alueen jokiveden happamoitumiseen. Tässä työssä käytetty menetelmä perustuu jokiveden korkeiden sulfaattipitoisuuksien ja matalan pH:n väliseen riippuvuuteen.

### 2.1. Mallin kehitys

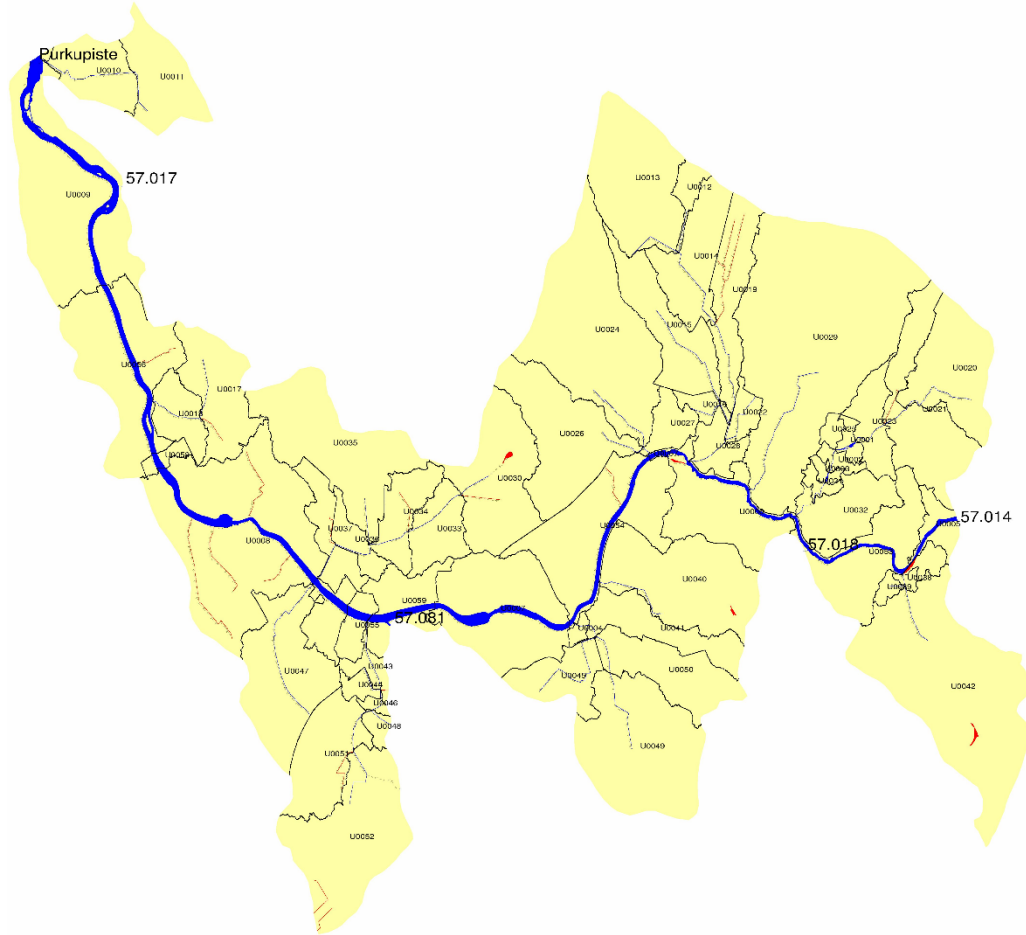
#### 2.1.1. Hydrologinen malli

Siikajoen Ruukin alue on VEMALA-mallissa jaettu noin kolmen neliökilometrin kokoisiin osavaluma-alueisiin (kuva 1). Vesistöistä malliin sisältyy pinta-alaltaan yli yhden hehtaarin kokoiset järvet, joet sekä vähintään kaksi metriä leveät uomat. Valuma-aluejako perustuu alueen korkeusmalliin (Maanmittauslaitos KM2) sekä Ranta10-paikkatietoaineistoon (Suomen ympäristökeskus). Korkeusmallin mahdolliset epätarkkuudet etenkin laajoilla tasaisilla alueilla vaikuttavat valuma-aluejaon tarkkuuteen.

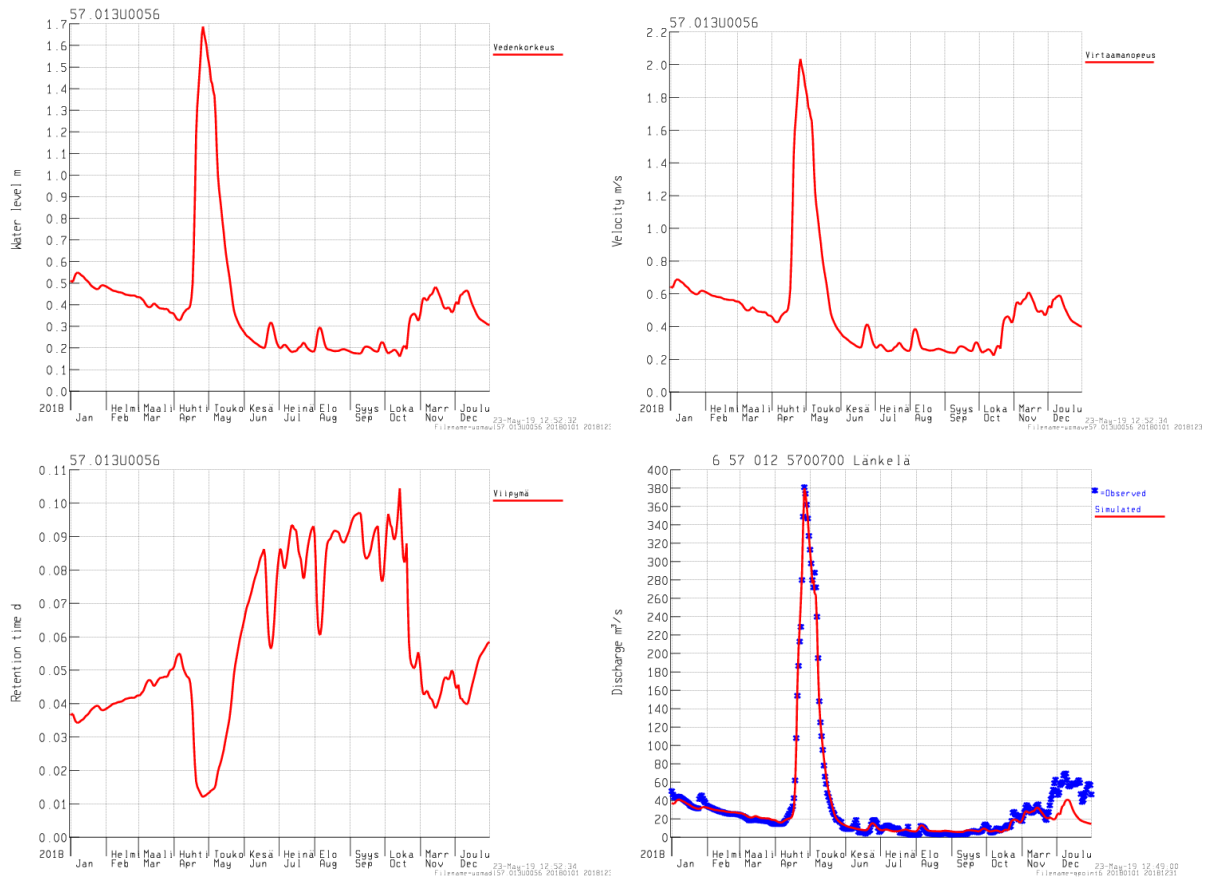
Järvien ja uomien vesitilavuus sekä veden kulkeutumista järvi- ja uomaverkostossa simuloidaan mallissa päivän aika-askeleella. Kuvassa 2 on esimerkkinä uomille simuloidut muuttujat: tilavuus, virtausnopeus ja viipymä. Näitä muuttujia käytetään aineiden kulkeutumisen, sekoittumisen, sedimentaation ja eroosion simulointiin. Mitattuja poikkileikkaustietoja on vain harvoista jokipisteistä ja malli käyttääkin lähtötietonaan pääosin keskimääräisiä, eri levyisten jokien, tilastotietoja.



SYKE-WSFS aluejako 57.013 A=altaat ja U=uomat



Kuva 1. Ruukin valuma-alueen 57.013 hydrologinen järvi- ja uomaverkosto VEMALAssa.



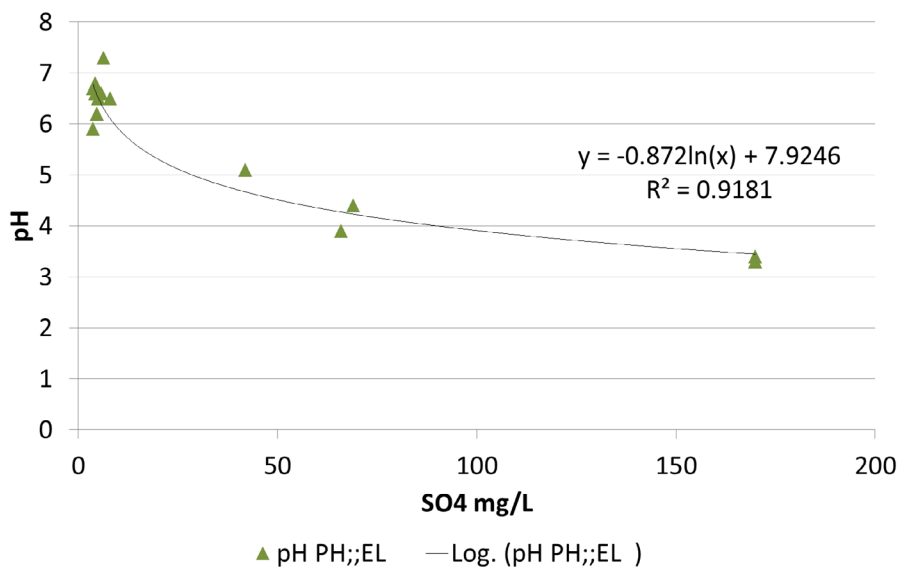
Kuva 2. Esimerkki VEMALAn simuloimista muuttujista jokiuomalle. Vasemmalla ylhäällä kuvassa on vedenkorkeus, oikealla ylhäällä virtaamanopeus, vasemmalla alhaalla viipymä ja oikealla alhaalla simuloitu virtaama punaisella viivalla ja Siikajoen Länkelän virtaama-aseman havainnot sinisellä neliöllä.

### 2.1.2. Sulfaatin ja pH:n välinen korrelaatio

Kesän 2018 aikana Siikajoella havaittujen sulfaattipitoisuuksien ja pH-arvojen välillä oli hyvä korrelaatio (kuva 3;  $r^2 = 0,92$ ,  $n = 20$ ). Korrelaatio vahvisti oletuksen, jonka mukaan pH:ta tai happamuutta voidaan mallintaa sulfaattipitoisuuden avulla. Sulfaattipitoisuutta ja pH:ta seurattiin hankkeessa Siikajoen pääuoman lisäksi Ruukin alueella jokeen laskevista sivu-uomista sekä ojista eri puolilta Ruukin osavalmu-alueetta.

$$\text{pH} = -0,872 \cdot \ln([\text{SO}_4]) + 7,9246$$

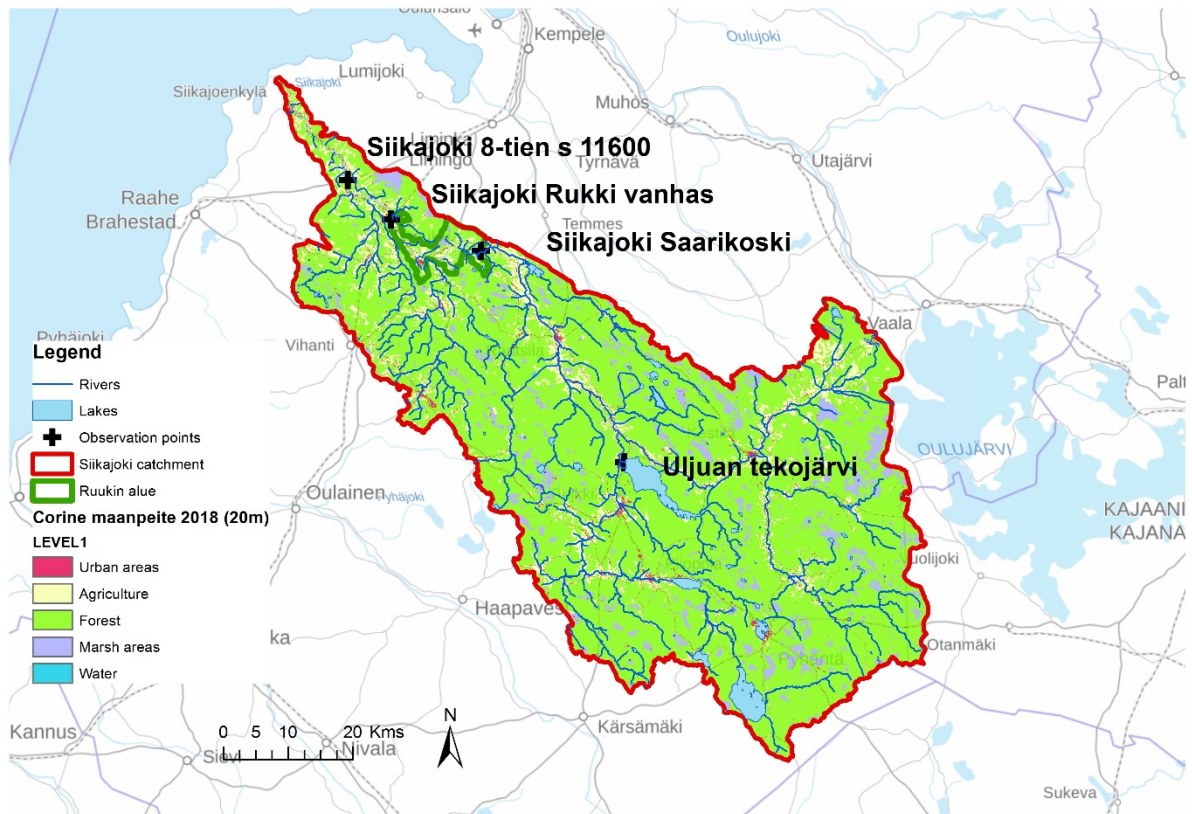
Kaava 1



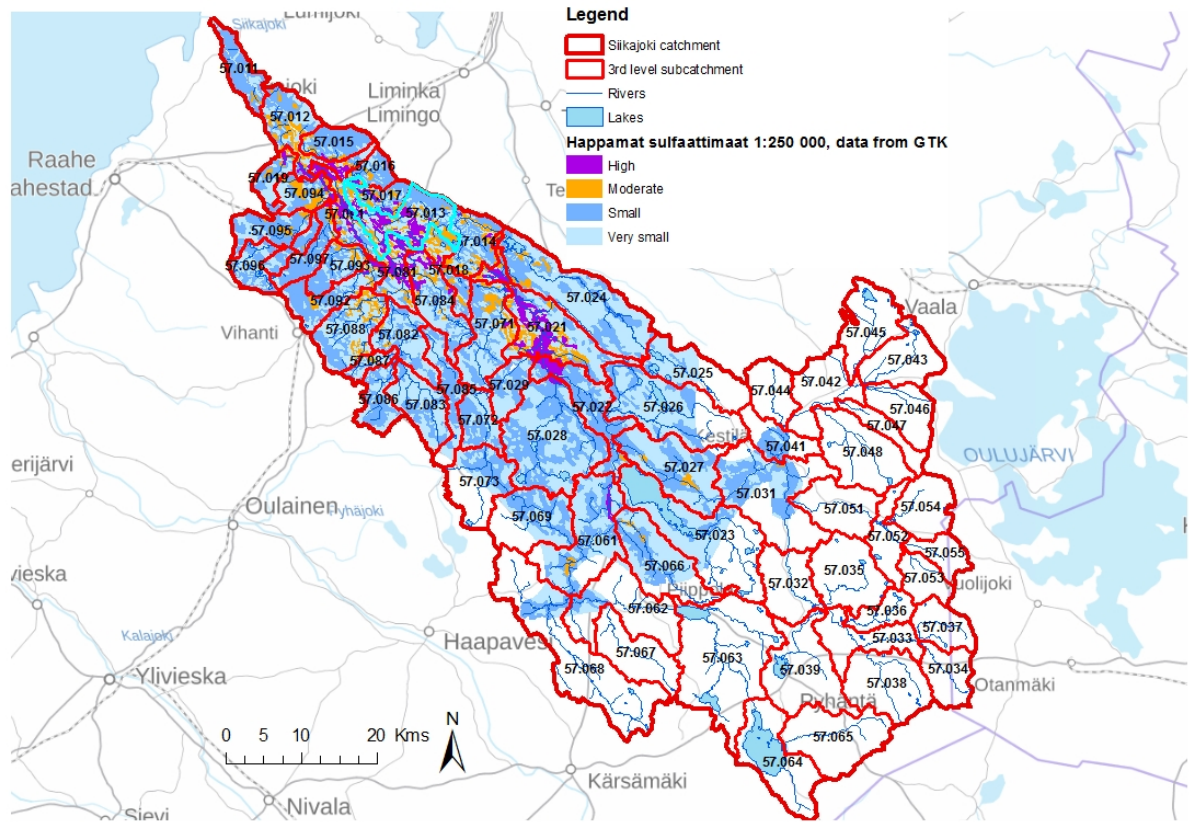
Kuva 3. Sulfaattipitoisuuden (SO<sub>4</sub> mg/l) ja pH:n tammi-elokuussa 2018 havaittujen arvojen korrelaatio Siikajoen vesistöalueella. Havainnot on merkitty vihreillä kolmioilla ja niiden logaritminen trendiviiva mustalla.

### 2.1.3. Prosessimallin kehitys

VEMALA-mallia kehitettiin simuloimaan pH-arvoja reaaliaikaisesti Siikajoessa pääuoman havaintopai-koilla (kuva 4). Tätä varten malliin lisättiin matalien pH-arvojen ja korkeiden sulfaattipitoisuuksien välille korrelaatio. VEMALAAan määritettiin ne valuma-alueen alueet, joilla happamia sulfaattimaita ja korkeita sulfaattipitoisuuksia todennäköisesti esiintyy sekä alueet, joilla happamien sulfaattimaiden esiintyminen on epätodennäköisempää. Mallissa otettiin huomioon maaperässä olevan hapettuneen sulfidirikin eli sulfaatin ja metallien varastokapasiteetti. Varasto täyttyy kuivina aikoina (kun maavesivarasto on pieni) riip-puen 1) happamien sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyydestä alueella (kuva 5) sekä 2) maankäyttö-luokasta – peltoviljely, metsä- ja turvemaat (kuva 6). Turvemaat on mallissa jaettu kolmeen turvemaaluokkaan – ojittamattomat suot, ojitettut suot ja turvetuotantoalueet. Ruukin osavaluma-alueella (korostettu kuvissa 4, 5 ja 6) käytettiin Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) tässä hankkeessa keräämää paikkatietoaineistoa happamien sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyydestä. Muilla valuma-alueilla käytettiin GTK:n aikaisemmin keräämää vastaavia aineistoja. Happamat sulfaattimaat on mallissa luoki-teltu niiden esiintymisen todennäköisyyden mukaan (hyvin pieni HS1, pieni HS2, kohtalainen HS3 ja suuri HS4). Maankosteuden vajetta simuloidaan mallissa erikseen jokaiselle VEMALA osavaluma-alueelle ja sitä käytetään maaperän sulfaatin ja metallien varaston koon laskemiseen.

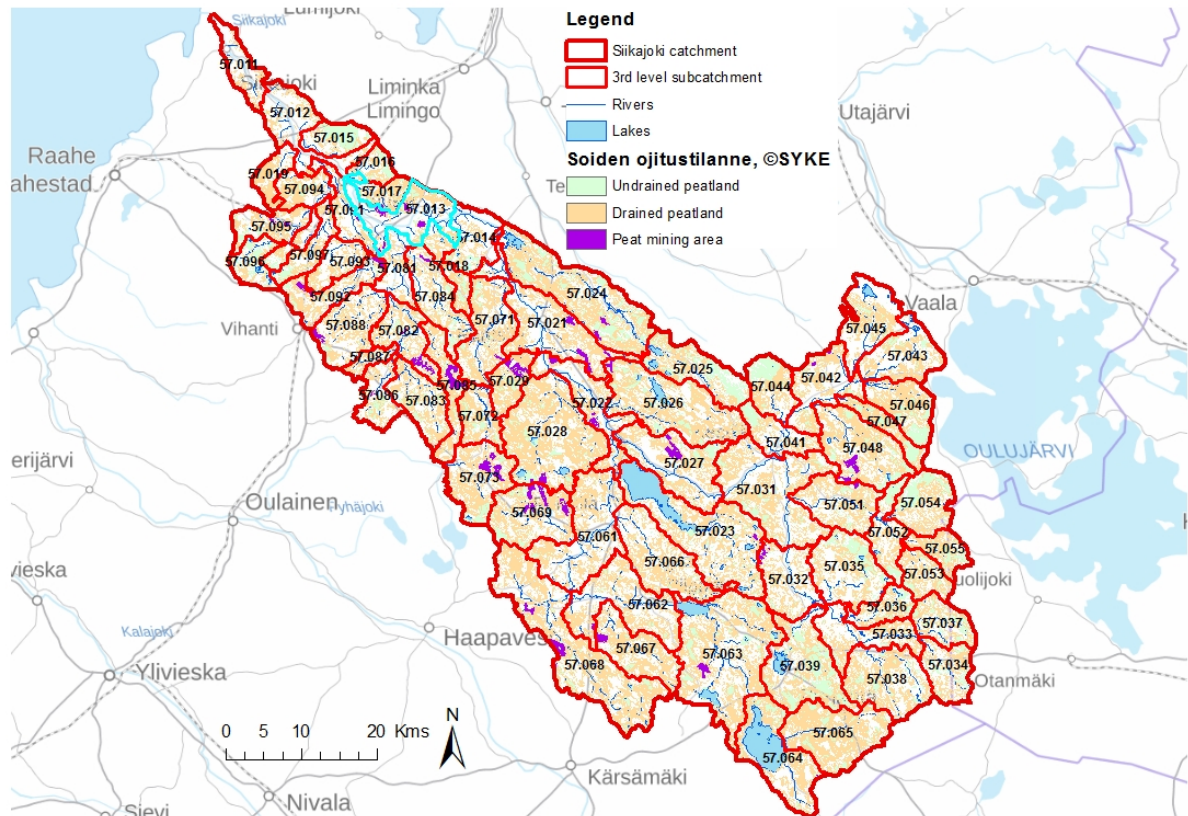


Kuva 4. Siikajoen valuma-alueen maankäyttö sekä vedenlaadun havaintopaikat. Ruukin alue on vahvistettu kuvassa vihreällä viivalla.



Kuva 5. Paikkatietoaineisto happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyydestä asteikolla: 1 hyvin pieni, 2 pieni, 3 kohtalainen ja 4 suuri. Aineisto: Happamat sulfaattimaat 1:250 000, GTK. Osavalmu-alue 57.013 Ruukin alue on vahvistettu kuvassa vaaleansinisellä viivalla.



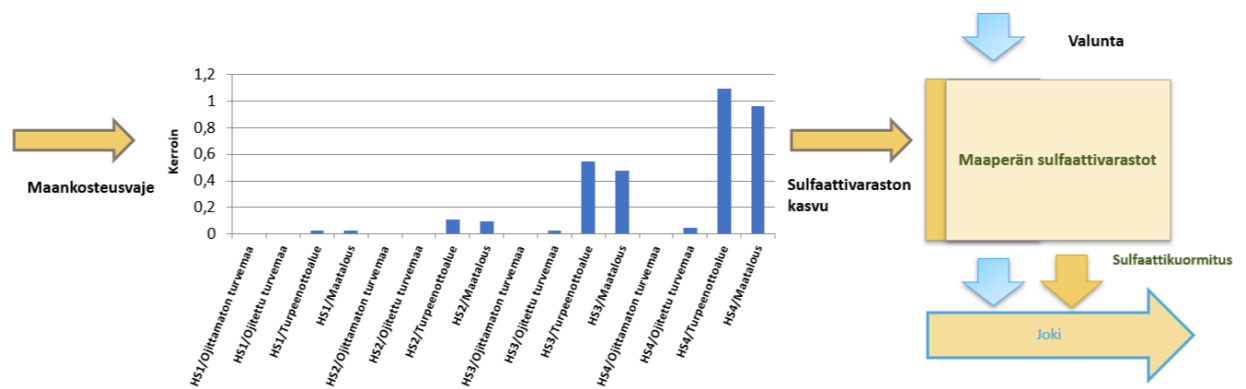


Kuva 6. Turvemaiden esiintyminen Siikajoen valuma-alueella. Turvemaa on jaettu kolmeen luokkaan: ojittamattomat ja ojitetut suot sekä turvetuotantoalueet. Soiden ojitustilanne on 25 m x 25 m rasteriaineisto, joka jakaa kaikki Suomen turvemaa edellä mainittuihin luokkiin. Aineisto SOJT\_09b1©SYKE, kartta on tehty käyttäen lähteinä MML:n maastotietokantaa 2008 sekä CORINE2006 maanpeiteaineistoa. Osavalmu-alue 57.013 Ruukin alue on vahvistettu kuvassa vaaleansinisellä viivalla.

Maaperän sulfaattivarasto täyttyy kuivien jaksojen aikana nopeudella, joka on riippuvainen maankosteusvajeesta. Varasto alkaa täyttyä pienellä viiveellä sen jälkeen, kudenokontietty maankosteuden vajeen raja-arvo on saavutettu. Raja-arvon saavuttamisen jälkeen maankosteuden vajeen edelleen kasvessa, sulfaattivaraston koko kasvaa eksponentiaalisesti. Sulfaattivaraston täyttymisen nopeuteen vaikuttaa myös happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyys alueella sekä alueen maankäyttö (kuva 7, varaston täyttymiskertoimet).

Happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyyksien perusteella määritettiin kertoimet happamien sulfaattimaiden eri luokille (taulukko 1). Maankäyttöluokkien kertoimet määritettiin sulfaattihavaintojen perusteella annettujen ylä- ja alarajojen välille, jotka löytyvät myös taulukosta 1. Mallin kalibroinnissa suurin vaikutus sulfaattivarastojen täyttymiseen oli maatalous- ja turpeenotto alueilla, ojitetuilla tai ojittamattomilla suoalueilla vaikutus oli pienempi, joten suuren osan valuma-alueen sulfaattikuormituksesta päätettiin tulevan maanviljely- tai turvetuotantoalueilta, joissa sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyys on kohtalainen tai suuri (kuva 7).





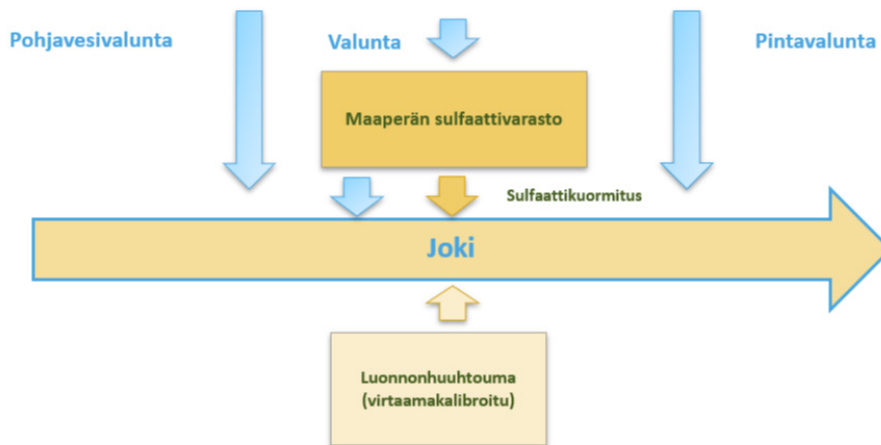
Kuva 7. Maankosteusvajeen, maankäyttömuodon ja happamien sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyyden vaikutus mallinnetun maaperän sulfaattivaraston täyttymiseen. Yhdistelmäkerroimet eri maalajeille (siniset pylväät) ottavat huomioon sekä maankäytön että happamien sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyyden. Kertoimet kuvaavat sulfaattivaraston täyttymisnopeutta, kun mallissa kuivuudelle tai maankosteuden vajeelle asetetut ehdot toteutuvat. Happamien sulfaattimaiden luokittelu ja maankäyttömuodot on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Mallissa määritetyt kertoimet (cf) happamien sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyydelle (HS1-HS4) sekä mallin kalibroimat kertoimet maankäytölle (suluissa kalibrointirajat). Kerroin (cf) kuvaa sulfaatin määrän lisääntymistä maankosteusvajeen kasvaessa maaperässä.

Happamien sulfaattimaiden luokittelu	Maankäyttöluokat
HS1 = Hyvin pieni, cf = 0,025	Ojittamaton turvemaa, cf = 0,0001 [0,0001-0,01]
HS2 = Pieni, cf = 0,10	Ojitettu turvemaa, cf = 0,05 [0,05-0,8]
HS3 = Kohtalainen, cf = 0,50	Turpeenottoalue, cf = 1,09 [0,8-3,0]
HS4 = Suuri, cf = 1,00	Maatalous, cf = 0,96 [0,8-5,0]

VEMALA-mallissa sulfaattia huuhtoutuu vesistöihin sekä luonnollisena taustahuuhtoumana että maaperän happamista varastoista. Sulfaattien huuhtoutumista (kuva 8) simuloidaan mallissa samaan tapaan kuin ravinteiden luonnollista taustahuuhtoumaa, eli sulfaattia huuhtoutuu vesistöön kaikista valuma-alueen maalajeista (ravinteiden hajakuormitus kuvattu esim. Huttunen ym. 2015). Sulfaatin lisäkuormitusta huuhtoutuu maaperän varastoista, riippuen varaston täyttöasteesta, valunnasta sekä lumesta. Jos maassa on lunta, oletetaan mallissa maan pintakerroksen olevan jäässä, jolloin valuntaa suodattuu maaperään vähän, ja myös sulfaatin huuhtoutuminen varastosta on merkittävästi vähäisempää kuin sulan maan aikana.

Sulfaattia huuhtoutuu varastosta tiettyä asetettua raja-arvoa suuremmilla valunta-arvoilla, joilla valunnan oletetaan kulkeutuvan hapettuneen sulfaattimaakerroksen läpi. Tätä raja-arvoa pienemmillä valunta-arvoilla valunnan oletetaan olevan pohjavesivaluntaa, joka ei aiheuta sulfaatin huuhtoutumista. Valunnalle on asetettu mallissa myös maksimiraja, jota suuremman valunnan oletetaan olevan pintavaluntaa, joka ei myöskään lisää sulfaatin huuhtoutumista. Maaperästä huuhtoutuva sulfaattikuormitus riippuu suhteellisesta valunnasta (valunnan suuruus suhteutettuna maksimivaluntaan). Maaperästä valumavesien mukana vesistöön huuhtoutunut sulfaatti kulkeutuu veden virtauksen mukana VEMALAn järvi- ja uomaverkostossa.



Kuva 8. VEMALA -mallissa maaperän sulfaattivaraston koko riippuu maankäyttöluokasta ja happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyydestä. Sulfaattivaraston täyttöaste riippuu näiden lisäksi maankosteusvajeesta. Sulfaatin huuhtoutumiseen maaperästä valumavesien mukana vesistöön vaikuttaa lumitilanne, valunnan määrä sekä maaperän sulfaattivaraston koko.

Sulfaattikuormituksen simulointi on mallissa luokiteltu sen muodostumisen mukaan kolmeen lähteeseen: taustahuuhtouma, turvemailta huuhtoutuva sulfaatti sekä pelloilta huuhtoutuva sulfaatti. Mallin simuloima sulfaattipitoisuus on kokonaiskuormituksen aiheuttama pitoisuus vesistössä (esim. kuva 11).

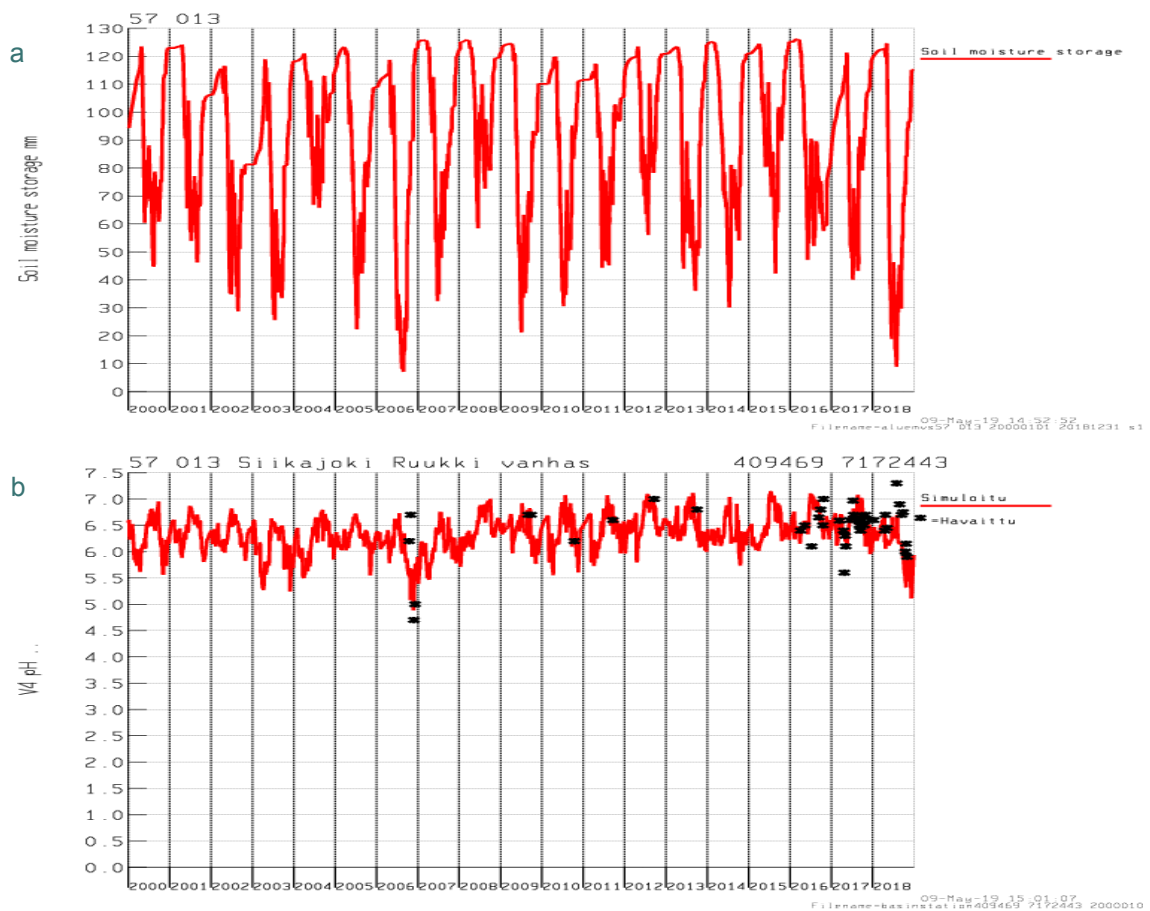
#### 2.1.4. Uuden turvetuotantoalueen vaikutus vedenlaatuun

Malliin lisätyn maaperän sulfaattivaraston ansiosta VEMALA ottaa huomioon turvemaiden vaikutuksen sulfaatin lisäkuormitukseen ja myös kuormituksen vaikutuksen jokiveden pH-arvoon. Muuttamalla ojitetun tai ojittamattoman turvemaan maankäyttöluokan turvetuotannoksi voidaan simuloida uuden turvetuotantoalueen vaikutusta sulfaattikuormaan. Malli ei kuitenkaan osaa huomioida happaman sulfaattimaan päällä olevan turvekerroksen ohenemista turvetuotannon edetessä, joka luo viivettä sulfaattikuormituksen syntyyn. Jos simuloinnissa käytetään vesistöhavaintojen perusteella sovitettua kuormituskerrointa uudelle turvetuotantoalueelle, on uuden alueen aiheuttama kuormituksen kasvu saman suuruinen kuin tämänhetkisiltä tuotantoalueilta keskimäärin. Jos tarkasteltavan uuden tuotantoalueen lisäkuormituksen suuruus pystytään arvioimaan alueelle suunniteltujen toimenpiteiden, kuten ojitusvyövyden ja alueelle jätettävän turvekerroksen paksuuden perusteella, voidaan tätä ominaiskuormitusta käyttää kuormituksen lähtötietona, jolloin VEMALA-mallin vesistösimuloinnissa saadaan tarkempi arvio vesistövaikutuksista.

## 2.2. VEMALAn pH-mallin soveltaminen Siikajoen valuma-alueella

### 2.2.1. Maankosteuden vaikutus

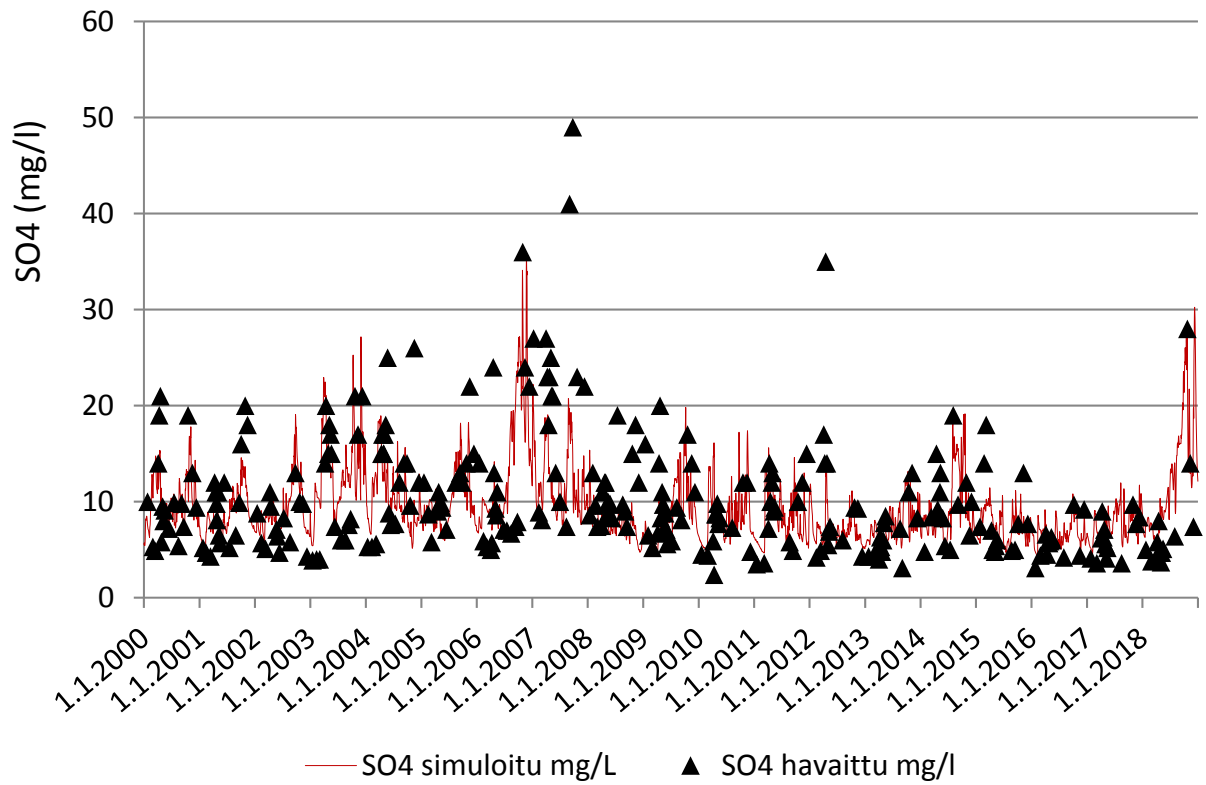
VEMALAn pH-mallin taustalla on oletus, että maankosteus laskee kuivina vuosina ja aiheuttaa sulfidia sisältävien mineraalimaiden hapettumista ja sulfaatin huuhtoutumista vesistöihin. Kuvassa 9b esitetty vuonna 2006 Siikajoessa havaittu pH:n lasku korreloi hyvin saman vuoden matalien maankosteusvaraston arvojen (mm) kanssa, jotka löytyvät kuvasta 9a. Toisaalta myös vuonna 2018 oli kuivaa, mutta kesän jälkeen ei havaittu jokiveden matalia pH-arvoja.



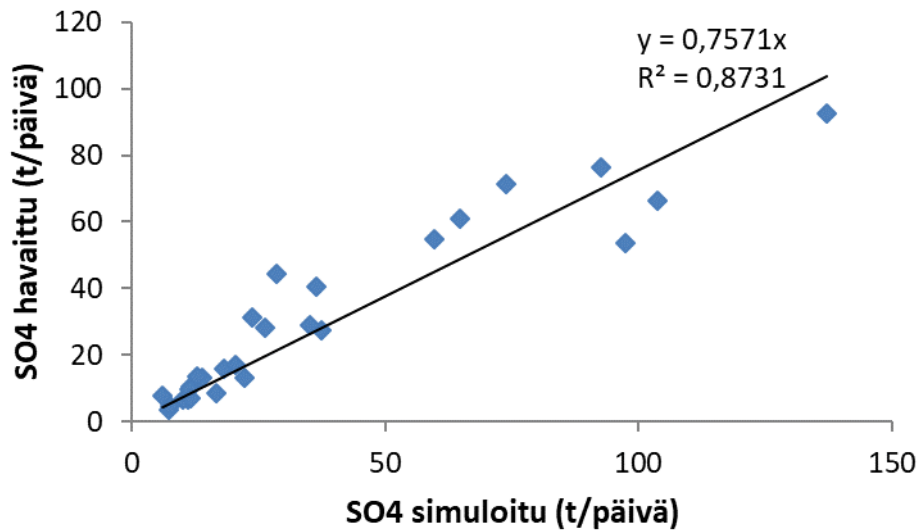
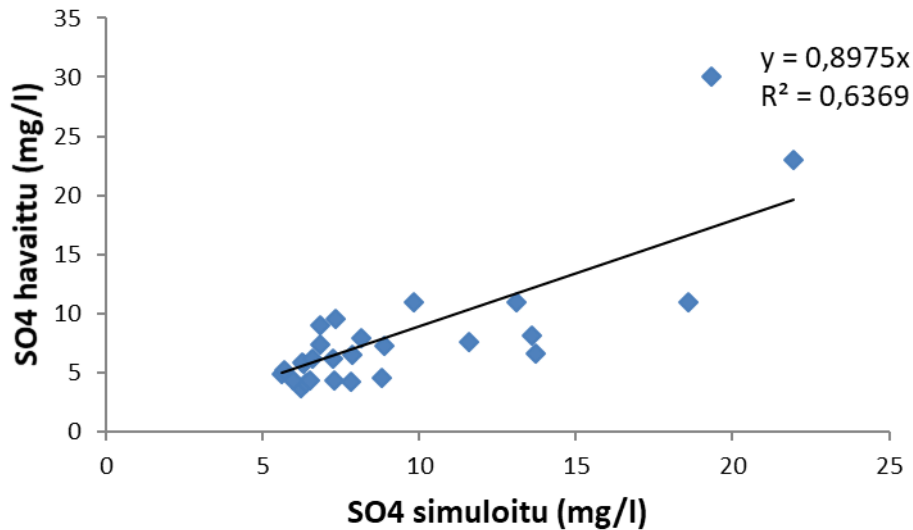
Kuva 9. VEMALA-mallin simuloima a) maaperän maankosteusvarasto (mm) valuma-alueella ja b) Siikajoen veden pH. Simuloidut arvot punaisella viivalla ja pH-havainnot mustalla tähdellä.

## 2.2.2. Simuloitu sulfaattipitoisuus

VEMALAlla simuloidut päivittäiset sulfaattipitoisuudet ovat hyvin linjassa Siikajoen pääuomassa havaintujen sulfaattipitoisuuksien vaihtelun kanssa vuosina 2000–2018 (havaintoasema Siikajoki 8-tien s 11600) (kuva 10). Korrelaatio on hyvä sekä sulfaatin kokonaispitoisuuden (kuva 10,  $r^2 = 0,64$ ,  $n = 27$ ) että päivittäisten kuormitusarvojen (kuva 11;  $r^2 = 0,87$ ,  $n = 27$ ) osalta Siikajoen pääuomassa (Siikajoki Ruukki Vanhasilta -havaintoasemalla).

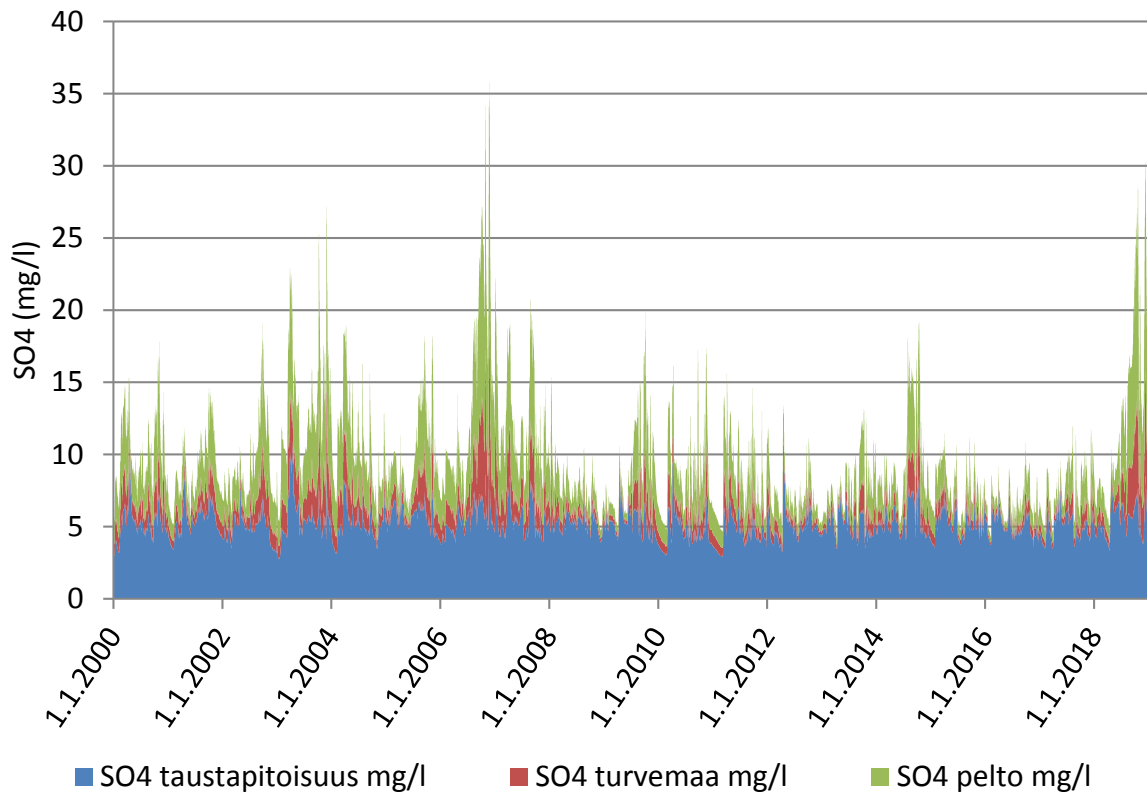


Kuva 10. VEMALAIlla simuloidut päivittäiset sulfaattipitoisuudet Siikajoen pääuomassa vuosina 2000–2018. Simuloidut arvot punaisella viivalla ja havaitut arvot mustalla kolmiolla. Siikajoen pääuoman havaintoasema.



Kuva 11. Ylempi kuva: havaittujen ja simuloitujen sulfaattipitoisuuksien (mg/l) korrelaatio Alempi kuva: havaittujen ja simuloitujen päivittäisten sulfaattikuormien (t/päivä). Siikajoen Ruukin havaintoasema.

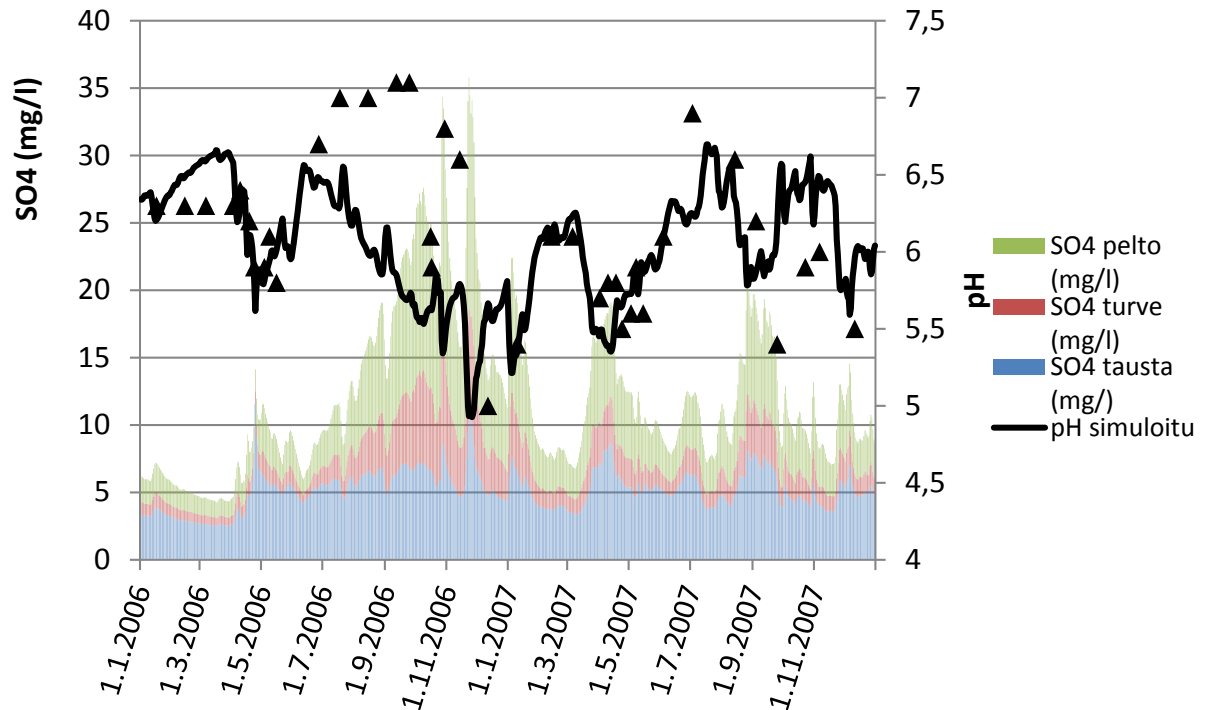
VEMALAn simuloima eri kuormituslähteiden kuormituksesta aiheutuva sulfaattipitoisuus Siikajoessa on esitetty kuvassa 12. Luonnon taustahuuhtouman osuus pitoisuudesta on vuoden aikana tasainen ja sen arvo on keskimäärin noin 5,5 mg/l. Keväisin sulfaattipitoisuus laskee, kun lumen sulamisesta johdettu suuri pintavalunta laimentaa pitoisuuksia. Syksyisin sekä turve- että maatalousmailta tuleva kuormitus kasvattaa jokiveden sulfaattipitoisuuksia, etenkin kuivien kesien jälkeen (esimerkiksi vuosina 2006 ja 2018; kuva 12).



Kuva 12. VEMALAlla simuloitu Siikajoen päivittäinen sulfaattipitoisuus (mg/l). Pitoisuus on jaettu osiin sen alkuperän mukaan: luonnon taustahuuhtouma (sininen), turvemaa (punainen) ja maatalousmaat (vihreä). Siikajoen pääuoman havantoasema.

Syksyllä 2006 Siikajoessa havaittiin korkeita sulfaattipitoisuuksia. VEMALAn sulfaattikuormituksen simulaatiossa näkyy kuormituksen kasvu pelloilta ja turvemailta. Syys-joulukuussa turvemaiden keskimääräinen osuus kokonaiskuormituksesta oli 22 %, kun sen koko vuoden keskiarvo oli 17 % (kuva 13). Turvemaista puhuttaessa tarkoitetaan tässä raportissa kaikkia kolmea VEMALAn käyttämää turvemaaluokkaa eli ojitetut ja ojittamattomat suot sekä turvetuotantoalueet. Samaan aikaan syys-joulukuussa myös maatalouden osuus sulfaatin kokonaiskuormituksesta kasvoi 36 %:sta 46 %:iin. Vastaavasti luonnon taustahuuhtouman osuus pieneni 47 %:sta 32 %:iin kokonaiskuormituksesta. Maatalousmaiden ja turvemaiden sulfaattikuormituksen kasvu vaikuttaa siis VEMALA-mallissa oleellisesti jokiveden sulfaattipitoisuuden nousuun ja sitä kautta happamoitumiseen.

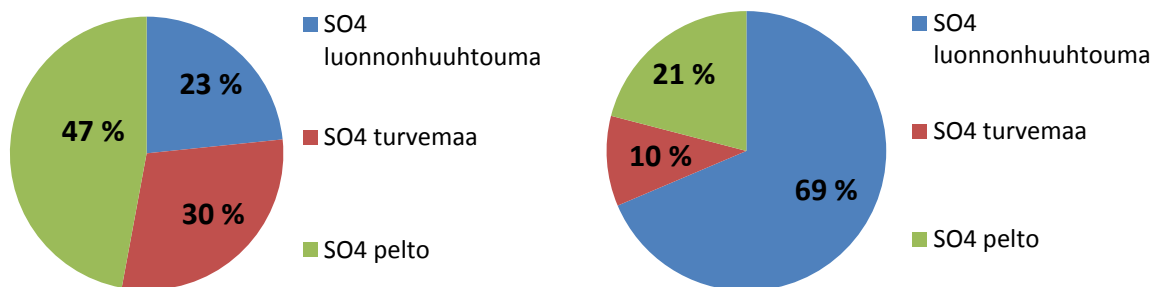




Kuva 13. Siikajoen VEMALAlla simuloitu sulfaattipitoisuus jaoteltuna kuormituslähteittäin: luonnon taustahuuhtouma (sininen), turvemaa (punainen) ja maatalousmaat (vihreä). Mustalla viivalla lisäksi simuloitu jokiveden pH ja mustalla kolmiolla havaitut pH-arvot. Siikajoen pääuoman havaintoasema.

Kuormituslähteittäin simuloitu sulfaattipitoisuus koko Siikajoen valuma-alueelta osoittaa, että noin kaksi kolmannesta kuormituksesta (69 %) on peräisin luonnon taustahuuhtoumasta ja turvemaiden osuus kuormituksesta (10 %) on noin puolet maatalousmailta peräisin olevasta kuormituksesta (21 %) (kuva 14a). VEMALAlla tehdyt tarkastelut osoittavat, että Ruukin osavaluma-alueelta (57.013) tulevasta sulfaattikuormituksesta maatalousmaidon ja turvemaiden osuudet ovat koko Siikajoen valuma-alueen keskiarvoja suurempia (kuva 14b). Valuma-alueella 57.013 happamien sulfaattimaiden luokat 3 ja 4 eli alueet, joilla happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyys on kohtalainen tai suuri, käsittävät 43 % (29 km<sup>2</sup>) valuma-alueen pinta-alasta, kun koko Siikajoen valuma-alueella vastaava osuus on vain 6 % (255 km<sup>2</sup>) kuten kuvasta 4 näkyy. Kohtalaisen tai suuren todennäköisyyden happamien sulfaattimaiden esiintymisalueita on lähinnä Siikajoen vesistöalueen alaosilla, jolloin myös happamuusriskit ovat suurimmat vesistön alaosilla.

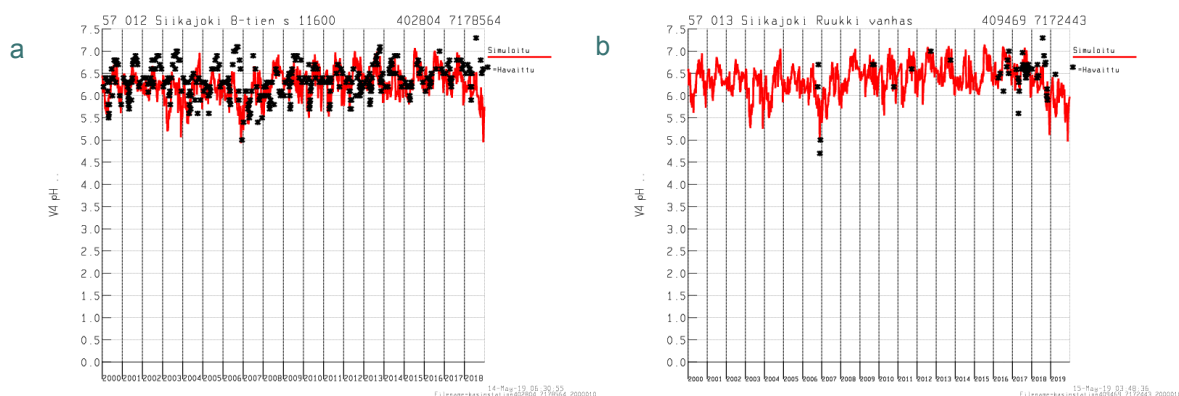
Peltojen osuus on suuri Ruukin osavaluma-alueella (33 %), kun koko valuma-alueella niitä on vain 10 %, joka selittää maatalouden kuormituksen suuremman osuuden Ruukin valuma-alueella verrattuna koko Siikajoen valuma-alueeseen. Ruukin osavaluma-alueella sulfaatin kokonaiskuormituksesta 47 % prosenttia on peräisin maatalousalueilta (kuva 14b). Turvemaiden aiheuttama kuormitusosuus on 30 % eli sekin on suhteessa suurempi kuin koko valuma-alueella. Turvemaa käsittävät ojitetut ja ojittamattomat suot sekä turvetuotantoalueet. Turvetuotantoalueita on koko Siikajoen valuma-alueella 1,5 % ja Ruukin osavaluma-alueella 4 % valuma-alueen pinta-alasta. Siikajoen alaosalla on suurempi todennäköisyys matalien pH-arvojen esiintymiselle kuin joen keski- tai yläosalla, koska happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyys on valuma-alueen alaosissa suurempi ja siellä on enemmän viljelymaita sekä turvetuotantoalueita.



Kuva 14. Eri kuormituslähteiden osuus (taustahuuhtouma, turvemaa ja maatalousalueet) keskimääräisestä vuotuisesta sulfaatin kokonaiskuormituksesta vuosina 2000-2018 a) koko Siikajoen valuma-alueella b) Ruukin osavalmu-alueella 57.013. Turvemaa sisältävät ojitetut ja ojittamattomat suot sekä turvetuotantoalueet.

### 2.2.3. Happamuustilanteiden ennustaminen

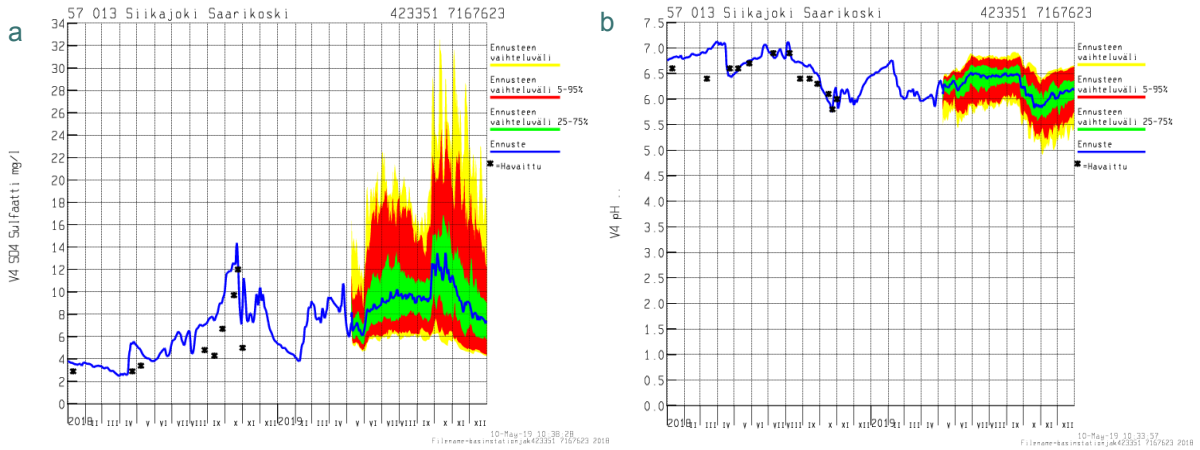
VEMALA-mallissa jokiveden pH-arvoa simuloidaan sulfaattipitoisuuden avulla kaavan 1 (kappale 2.1.2.) mukaisesti. Simulointi toimii hyvin pH-arvojen vuosittaisen sekä vuodenaikaisen vaihtelun osalta. Siikajoen veden pH-arvot ovat matalia keväisin ja syksyisin ja korkeampia kesäisin. Mallilla simuloitujen pH-arvojen korreloivat hyvin vuoden 2006 mitattujen matalien pH-arvojen kanssa sekä Siikajoki 8-tien s 11600 että Siikajoki Ruukki vanhasilta -havaintoasemilla (kuva 15). Vuoden 2018 simuloitujen pH-arvojen kuivan kesän jälkeen ovat selvästi havaittuja arvoja matalampia. Malli kuitenkin simuloi hyvin kesän 2018 jälkeistä sulfaattipitoisuuden nousua (kuva 10). Voidaan päätellä, että kesällä 2018 havaittu sulfaattipitoisuuden nousu ei jostain syystä korreloi pH-arvon kanssa kaavan 1 mukaisesti. Havaintohistoriassa on valitettavasti havaittuja happamuustilanteita vain muutamia, joten on vaikea sanoa, miksi aiemmista havainnoista sovitettu korrelaatio ei toiminut kesän 2018 tilanteessa.



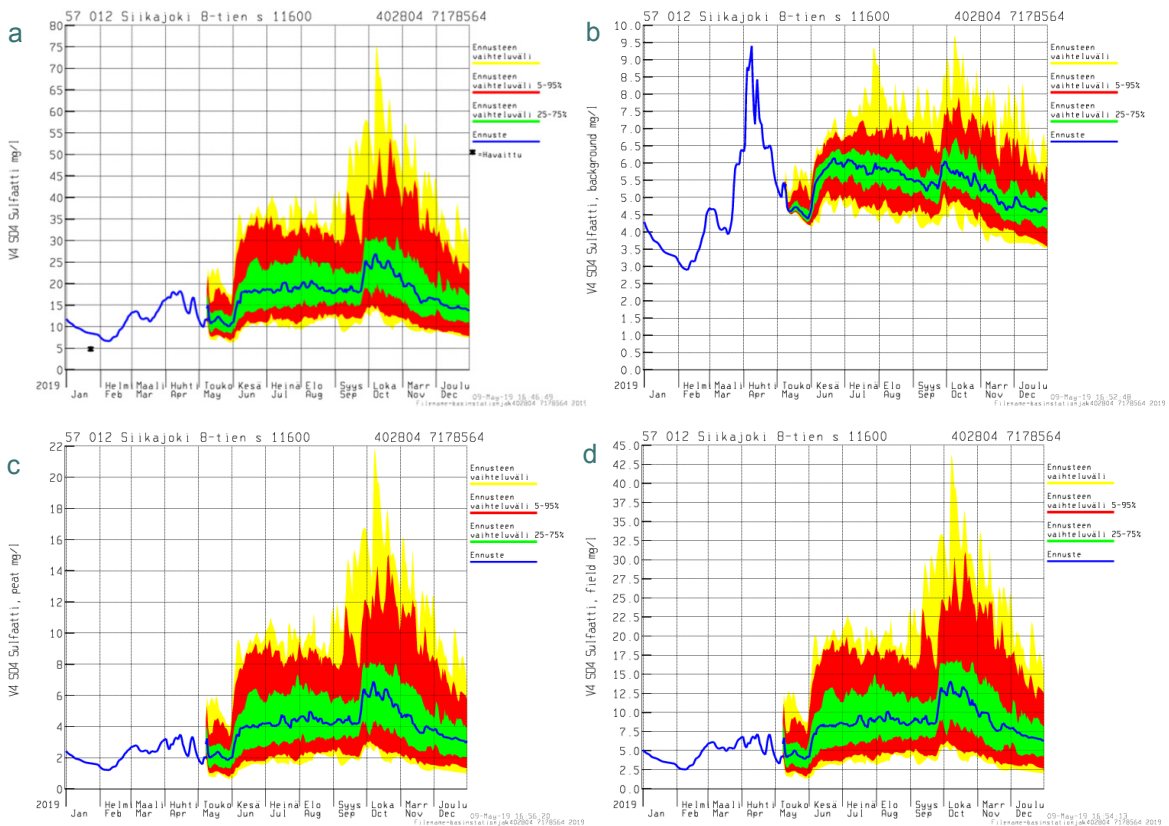
Kuva 15. VEMALAlla simuloitu (punainen viiva) ja havaittu (musta tähti) Siikajoen veden pH kahdella havaintoasemalla a) Siikajoen pääuoma ja b) Siikajoki Ruukki

## 2.2.4. Vedenlaatuennusteet

VEMALA-malli on reaaliaikainen vedenlaatumalli, joka tekee myös ennusteita perustuen viidenkymmenen historiavuoden sääolosuhteisiin (Huttunen ym. 2016). Siikajoen sulfaattipitoisuuksia ja pH:ta voidaan siis mallintaa reaaliajassa ja myös tehdä tilastosäähän perustuvia ennusteita lähikuukausille (kuva 16). Mallilla voi tehdä sulfaattipitoisuusennusteen myös erikseen jokaiselle kuormituslähteelle (kuva 17).



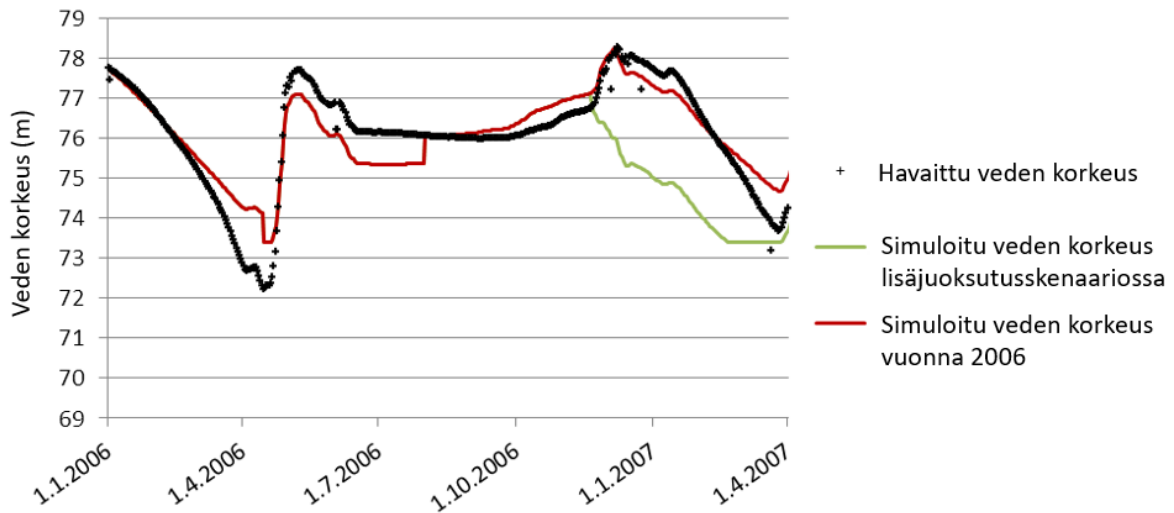
Kuva 16. a) VEMALAn simuloima Siikajoen veden pH-arvo (sininen viiva) ja havaitut arvot (mustat tähdet) ja b) simuloitu sulfaattipitoisuus (sininen viiva) ja havaitut arvot (mustat tähdet) Siikajoen havaintoasemalla Saarikoski. Mukana on jakaumaennuste (5-12/2019), joka on muodostettu käyttäen viidenkymmenen historiavuoden tilastollista säätä kyseiselle jaksolle.



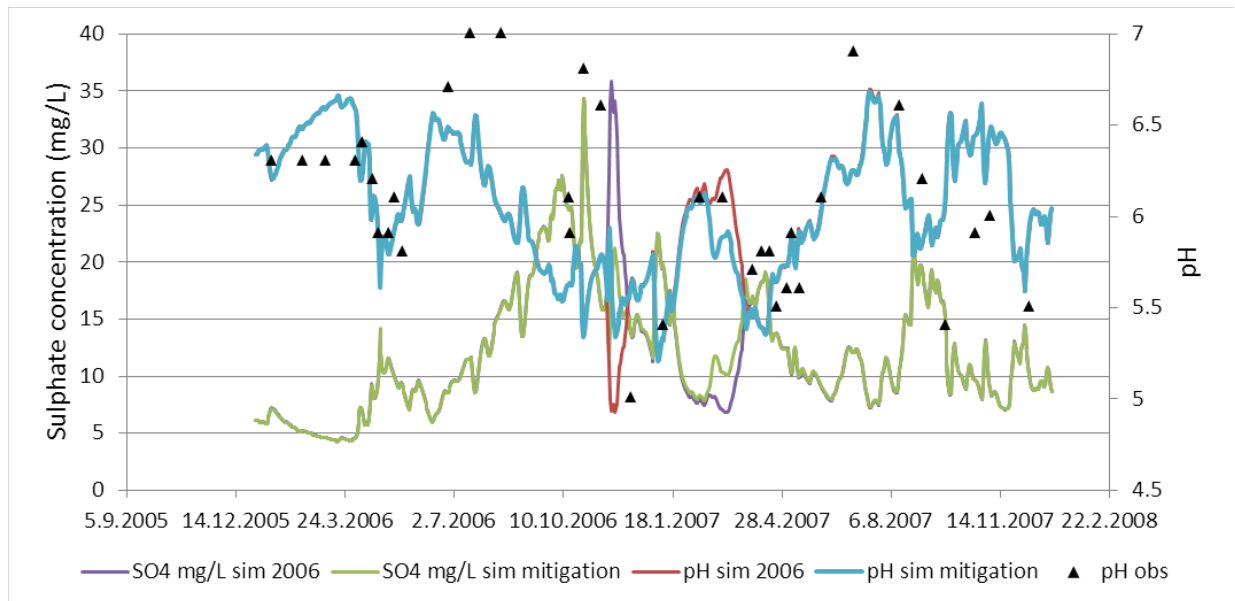
Kuva 17. Siikajoen pääuoman VEMALAlla simuloitu jokiveden sulfaattipitoisuus ja viidenkymmenen historiavuoden tilastolliseen säähän perustuva jakaumaennuste a) kokonaiskuormitukselle, b) taustahuuh-  
toumalle, c) maatalousalueiden ja d) turvemaiden kuormitukselle.

## 2.2.5. Uljuan säännöstelty tekojärvi

VEMALAn hydrologinen malli simuloi luonnontilaisten ja säännösteltyjen järvien vedenkorkeuksia koko Suomessa. Siikajoen valuma-alueella sijaitsevaa, säännösteltyä Uljuan tekojärveä on mahdollista hyödyntää happamien huuhtoumien vaikutusten torjunnassa. Valuma-alueen happamuuskuormituksen kasvaessa tekojärvestä voitaisiin juoksuttaa Siikajokeen lisävetä, joka laimentaisi happamuutta joen alajuoksulla. Mallilla voidaan helposti simuloida erilaisia lisäjuoksutuskenaarioita ja niiden vaikutuksia vedenlaatuun. Tarkasteltavaksi happamuuden hallintatoimenpiteeksi valittiin 50 m<sup>3</sup>/s lisäjuoksutus Uljuan tekojärvestä aikavälillä 20.11.–10.12.2006. Lisäjuoksutus vaikuttaa simulointien perusteella järveen siten, että sen vedenkorkeus alkaa laskea heti juoksutusten alettua eikä se nouse enää marras-joulukuun sateidenkaan vaikutuksesta, mutta maaliskuussa 2007 vedenkorkeus on taas lähellä samoja arvoja normaaliin säännöstelyyn verrattuna (kuva 18). Toimenpideskenaarion simuloituista jokiveden sulfaattipitoisuuksista jää juoksutuksen vaikutuksesta pois korkeimmat huiput ja pH-arvojen matalimmat arvot marraskuun lopulla 2006 (kuva 19).



Kuva 18. Vedenkorkeus Uljuan säännöstellyssä tekojärvestä, havaitut arvot mustalla plusmerkillä ja VEMALAlla simuloituvat arvot punaisella viivalla, toimenpideskenaario vihreällä viivalla.



Kuva 19. Siikajoen veden VEMALAlla simuloitu sulfaattipitoisuus (mg/l) vuonna 2006 (lila viiva) ja Uljuan lisäjuoksutusskenaariossa (vihreä viiva) sekä jokiveden simuloitu pH vuonna 2006 (punainen viiva) ja lisäjuoksutusskenaariossa (sininen viiva). Lisäksi kuvasta löytyvät Siikajoen pääuoman havaintoaseman havaitut pH-arvot (musta kolmio).

### 2.3. Yhteenveto ja johtopäätökset

Tässä hankkeessa tehdyn mallinnustyön tavoitteena oli tukea vesien hallintaa happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella. Mallinnuksella pyrittiin ennustamaan happamimpia, matalan pH:n tilanteita sekä tarkastelemaan toimenpiteitä, joiden avulla voidaan hallita happaman valunnan vaikutuksia vesieliöstölle. Hankkeessa VEMALA-malliin kehitettiin reaaliaikainen laskenta, jolla voidaan arvioida happamien sulfaattimaiden ja maankäytön vaikutusta Siikajoen pH-arvoihin. Jokiveden pH-arvolle luotiin sulfaattipitoisuudesta riippuva funktio ja valuma-alueelta huuhtoutuvan sulfaattikuormituksen määrä laskettiin maankosteuden, happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyyden ja maankäytön (maatalousalueet, ojittamattomat turvemaat, ojitetut turvemaat ja turvetuotantoalueet) avulla.

Hankkeessa kehitetyllä mallilla pystyttiin simuloimaan havaittuja happamuustilanteita Siikajoessa sekä kuvaamaan jokiveden pH:n vaihtelua eri vuodenaikoina ja vuosina. Mallilla pystyttiin myös arvioimaan eri kuormituslähteiden osuutta jokiveden sulfaatin kokonaispitoisuudesta sekä tuottamaan reaaliaikaisia ennusteita Siikajoen happamuusriskeistä. Mallin pohjalta olisi mahdollista rakentaa varoitusjärjestelmä, joka varoittaisi esimerkiksi yli 30 mg/l ennustetuista sulfaattipitoisuuksista Siikajoen alajuoksulla, jolloin vesistöissä voitaisiin ryhtyä toimenpiteisiin happamuuden vaikutusten lieventämiseksi. Riskienhallinnan toimenpiteenä mallinnettiin Uljuan tekojärven lisäjuoksutusten vaikutuksia, ja huomattiin, että Siikajoen virtaaman kasvattamisella pystyttiin simuloinneissa torjumaan loppusyksyn 2006 kaltainen pH:n lasku jokivedessä. Mallikehityksen ansiosta on mahdollista myös karkeasti arvioida uusien turvetuotantoalueiden vaikutuksia jokiveden sulfaattipitoisuuteen.

VEMALAn happaman valunnan mallintamiseen liittyy useita epävarmuuslähteitä. Ensinnäkin mallin pH-simuloinnin kehityksessä on käytetty paikkatietoaineistoja, joihin liittyy tiettyjä epävarmuuksia. Paikkatietoaineisto, jota käytettiin valuma-alueen turvemaiden tunnistamiseen ja sijoittamiseen perustuu CORINE 2006-aineistoon eikä sitä ole päivitetty käyttämään uudempia CORINE-versioita. Uusin saatavilla oleva versio CORINE maanpeittoaineistosta on vuodelta 2018, joka olisi syytä päivittää VEMALA-mallin käyttöön. Happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyyden paikkatietoaineistoa tarkennettiin tämän hankkeen aikana Ruukin osavaluma-alueen osalta. Siikajoen muun valuma-alueen osalta

sulfaattimaiden esiintymistieto perustuu Geologian tutkimuskeskuksen happamien sulfaattimaiden yleiskartoitukseen, joka on todennäköisyysarvio. GTK:n mukaan aineisto soveltuu käytettäväksi maankäytön suunnitteluun yleisellä tasolla, mutta ei esimerkiksi yksittäisten suojelutoimenpiteiden suunnitteluun. Jokiveden pH mallinnettiin sulfaattipitoisuuden funktiona ja menetelmällä on omat rajoituksensa. Menetelmä ei esimerkiksi huomioi valuma-alueen maalajeista riippuvan alkaliniteetin vaikutusta pH:n vaihtelua tasaavaan puskurikykyyn. Tarkempi mallinnus vaatisi prosessikuvauksen alkaliniteetin ja pH:n yhteydelle.

Happamat valumavedet aiheuttavat ekosysteemeille haitallisten metallien liukenemistä ja huuhtoutumista maaperästä. VEMALA sisältää useiden metallien simuloinnin mahdollisuuden, riippuen havaintoaineiston saatavuudesta (esim. rauta, alumiini, kupari, sinkki ja nikkeli). Muita simuloitavia muuttujia ovat sulfaatti, kalsium, sähkönjohtavuus ja pH. VEMALAan on yhdistetty bioligandimalli PNEC Pro v6 (Predicted no-effect concentration) (Korppoo ym. 2019), jolla voidaan laskea ennustettua vaikutuksetonta pitoisuutta ympäristössä. Mallilla lasketaan esimerkiksi kuparin, nikkelin ja sinkin ekologisia vaikutuksia kuten biosaatavuutta ja toksisuutta vesiympäristössä.

Mallin kehityksestä hyötyvät monet vesienhoidosta ja vesien käytöstä vastaavat tahot. VEMALA on tällä hetkellä käytössä ELY-keskuksilla, aluehallintovirastoilla ja eräillä konsultti- ja suunnitteluyrityksillä sekä vesienhoitoyhdistyksillä. Mallin antamat reaaliaikaiset ennusteet happaman valunnan esiintymisestä Siikajoella ovat kaikkien VEMALA-järjestelmän käyttäjien käytettävissä ja hyödyllisiä esimerkiksi alueen ELY-keskukselle ja muille viranomaisille. VEMALAN käyttöliittymään lisättiin simulointityökalu uusien turvetuotantoalueiden sulfaattikuormituksen vaikutusten arviointia varten ja työkalu on kaikkien VEMALA-järjestelmän käyttäjien käytettävissä. Yksinkertaisten simulointien lisäksi VEMALalla voidaan laskea myös monimutkaisempia turvemaihin ja sulfaattikuormitukseen liittyviä skenaarioita ja näiden osalta kannattaa olla yhteydessä Suomen ympäristökeskuksen VEMALA kehitysryhmään.

Sulfa II -hankkeen päätyttyäkin VEMALA malli tuottaa ennusteita Siikajoelle automaattisesti noin kerran päivässä. Malli edellyttää kuitenkin ylläpitoa, jotta ennusteiden tarkkuus säilyisi hyvänä. Lisäksi hyvälaatuiset ennusteet edellyttävät sulfaattipitoisuuksista ja pH:sta säännöllisesti tehtyjä havaintoja, joiden analyysitiedot tulee myös saada havaintotietokantaan alle kahden viikon viiveellä. Tätä raporttia kirjoitettaessa Siikajoen uusimmat sulfaattihavainnot ovat viisi kuukautta vanhoja.

## Lähteet

- Bärlund I., Tattari S., Yli-Halla M. & Åström M. 2004. Effects of sophisticated drainage techniques on groundwater level and drainage water quality on acid sulphate soils – Final report of the HAPSU project. *The Finnish Environment* 732, 68 s.
- Huttunen I., Lehtonen H., Huttunen M., Piirainen V., Korppoo M., Veijalainen N., Viitasalo M. & Vehviläinen B. 2015. Effects of climate change and agricultural adaptation on nutrient loading from Finnish catchments to the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 529:168-181.
- Huttunen I., Huttunen M., Piirainen V., Korppoo M., Lepistö A., Räike A., Tattari S. & Vehviläinen, B. 2016. A national scale nutrient loading model for Finnish watersheds – VEMALA. *Environmental Modelling and Assessment* 21(1), 83–109. DOI: 10.1007/s10666-015-9470-6.
- Korppoo M., Huttunen M., Huttunen I., Piirainen V. & Vehviläinen B. 2017. Simulation of bioavailable phosphorus and nitrogen loading in an agricultural river basin in Finland using VEMALA v.3. *Journal of Hydrology* 549 (2017) 363–373. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.050>.
- Korppoo M., Huttunen M., Rousi T. & Vento T. 2019. Laimeneminen ja sekoittuminen. Teoksessa Laamanen T., Mäkinen J., Koivuhuhta A., Nilivaara-Koskela R., Karppinen A. & Hellsten S. (toim.) 2019. Kaivosvesiä vastaanottavien vesistöjen hallinta ja kunnostaminen. KaiHali -hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 38/2019. 161 s. + liitteet.
- Saarinen T., Celebi A. & Kløve B. 2013. Links between river water acidity, land use and hydrology. *Boreal Environment Research* 18: 359-372.



## 3. Ruukin pilottialueen sulfaattimaiden kartoitus

### Jukka Räisänen

Tämän hankkeen pilottivaluma-alue, Ruukin osavaluma-alue, sijaitsee Siikajoen valuma-alueella, jolla on tehty happamien sulfaattimaiden yleiskartoitus vuosina 2009–2010. Valuma-alue oli ensimmäinen, jonka GTK kartoitti vuonna 2009 alkaneessa koko Suomen rannikkoalueen yleismittakaavaisessa (1:250 000) happamien sulfaattimaiden esiintymisen kartoitustyössä. Kartoituksen on tarkoitus tukea yleismittakaavaista maankäytön suunnittelua sekä edistää vesienhoitosuunnitelmien ja sulfaattimaiden strategian toteutumista.

Tässä hankkeessa valitulla pilottivaluma-alueella tehtiin tarkentava sulfaattimaakartoitus, jonka oli tarkoitus toimia erityisesti hankkeessa tehdyn VEMALA-mallin kehittämisen lähdeaineistona. Kartoituksessa selvitettiin sulfaattimaiden esiintymistä ja ominaisuuksia alueella yleiskartoitusta yksityiskohtaisemmin. Potentiaalisten sulfaattimaiden lisäksi erityinen huomio kiinnitettiin jo hapettuneiden ja happamien kerrosten tunnistamiseen. Maaperäkairauksen lisäksi kohdealueella mitattiin ojavesien pH:ta ja sähkönjohtavuutta, joiden perusteella oli tarkoitus arvioida aktiivisten happamuusalueiden määrää alueella. Kartoituksessa hyödynnettiin myös soveltuvien osien vuonna 2009 tehdyn yleiskartoituksen aineistoja, vaikka kartoitusmenetelmät ovatkin tästä kehittyneet ja muuttuneet. Maastotutkimuksia tehtiin kattavasti koko pilottivaluma-alueella, huomioiden kaikki maankäyttöalueet, kuten peltomaat, turvetuotantoalueet ja suot. Kartoituksessa huomioitiin myös kallioperän mustaliuskeet, joita alueella esiintyy muutamina vyöhykkeinä GTK:n ennakkotulkinta-materiaalin sekä maastohavaintojen perusteella. Kallioperän mustaliuskeisiin tai mustaliuskepitoiseen maaperään on myös todettu liittyvän paikoin vastaavaa happamoitumisriskiä kuin merellistä alkuperää oleviin sulfidisedimentteihin.

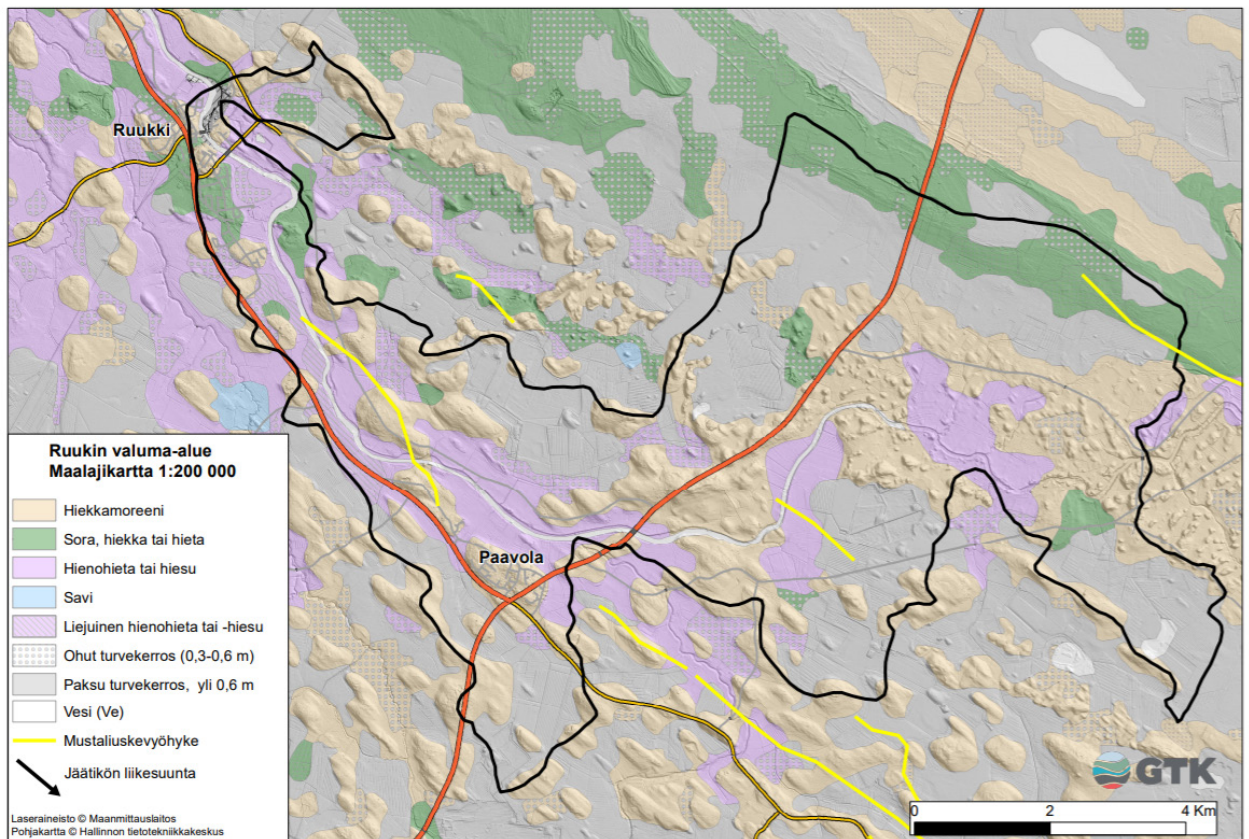
#### 3.1. Aluekuvaus ja geologia

Ruukin osavaluma-alue sijaitsee Siikajoen kunnan alueella, noin 40 kilometriä Oulusta etelä-lounaaseen. Sen sisällä sijaitsee kaksi taajamaa, Ruukki ja Paavola. Alue on pinta-alaltaan noin 69 km<sup>2</sup> ja se sijaitsee 42–67 m mpy välisellä korkeustasolla. Alue on kokonaisuudessaan Litorinameren ylimmän rannan tason alapuolella. Siikajoki virtaa alueen halki rajauksen länsiosasta luoteisosaan. Siikajoen rajattu pinta-ala alueen sisällä on 1,3 km<sup>2</sup>. Muutoin vesistöjen osuus alueen pinta-alasta on olematon. Suoalueita tai soistumia on selvitysalueen pinta-alasta noin kolmannes. Kivennäismaa-alueet on varsinkin joen lähistöllä raivattu usein pelloiksi. Osa pelloista on suopeltoja. Muutamia pienimuotoisia maa-ainesten ottoalueita on selvitysalueen itäpuolella. Turvetta on nostettu selvitysalueen sisällä usealta eri suolta.

Pääosa alueen kallioperästä kuuluu laajaan migmaattisen kiillegneissin alueeseen. Kivilaji on rakenteellisesti suonigneissia, jossa vaaleat ja tummat mineraalit ovat ryhmittyneet erillisiksi juoniksi ja juoviksi. Migmatiittista luonnetta antavat kaikkialla risteilevät graniittijuonet (Nykänen 1959). Kiillegneissialueella on havaittu esiintyvän mustaliuskevyöhykkeitä, joita esiintyy kolme kappaletta myös selvitysalueen sisällä (kuva 19). Mustaliuskeet ovat metamorfoituneita kivilajeja, joiden alkuperä on liejupitoisissa merikerrostumissa, joten ne sisältävät runsaasti mm. hiiltä ja rikkiä. Moreeniaineksessa toisinaan esiintyvät korkeat rikkipitoisuudet johtuvat yleensä mustaliuskevyöhykkeiden läheisyydestä. Selvitysalueen kaakkoisosan kallioperän kivilaji on porfyryristä graniittia. Kalliopaljastumia on havaittavissa ainoastaan Ruukin taajamassa, Siikajoen rannalla.

Geologian tutkimuskeskus on laatinut selvitysalueen luoteisosasta, eli Ruukin peruskarttalehdeltä maaperäkartan mittakaavaan 1:20 000 (Saarelainen 2003). Muutoin alueen maaperää on selvitetty valtakunnallisessa maaperän yleiskartoituksessa 1:200 000, sekä turvekerrostumia ja niiden alaisia maalajeja valtakunnallisen turvekartoituksen yhteydessä (Virtanen & Herranen 1987). Yleiskartoitukseen

pohjautuva maalajikartta valuma-alueelta ja sen lähiympäristöstä on esitetty kuvassa 20. On huomattava, että voimakkaan yleistämisen takia maaperäkartassa voi olla paikallisia virheitä.



Kuva 20. Ruukin valuma-alueen ja lähialueiden maalajikartta.

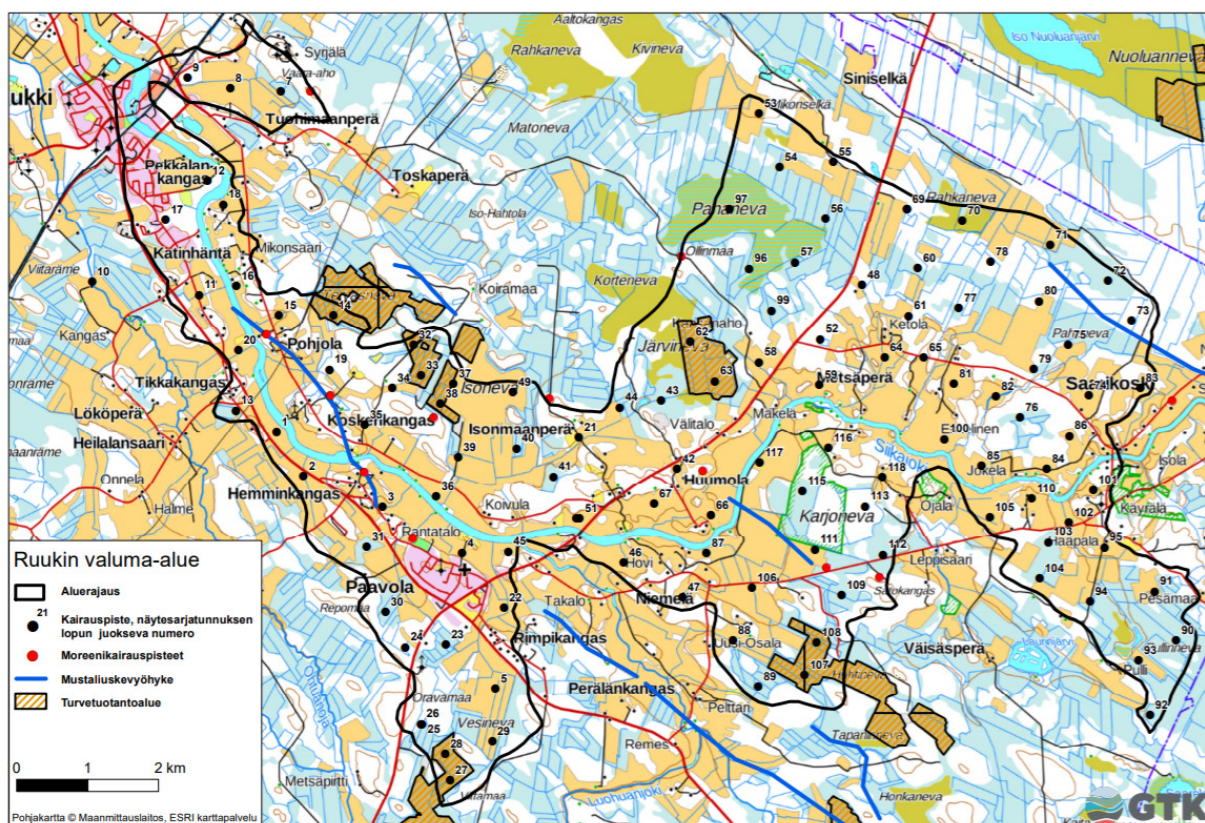
Moreeni on selvitysalueen yleisin yksittäinen maalaji. Moreenimaat ovat alueen länsipuolella jäätikön liikkeen suuntaisia muodostumia, eli drumliineja. Jätikköliikesuunta on alueella ollut luoteesta kaakkoon. Drumliinit ovat syntyneet viimeisen jäätiköitymisen loppuvaiheessa, nopeasti etenevän jäätikkökielekkeen pohjalla. Alueen itäosassa pinnanmuodot vaihtuvat suuntautumattomiksi kumpumoreeni-muodostumiksi. Ne ovat syntyneet sulavan jään reunaan, kun jäätikön liike on lakannut ja moreeniaines on vähitellen vapautunut jäästä. Mannerjäätikön reuna perääntyi selvitysalueen kohdalta länsiluoteeseen noin 10 500 vuotta sitten. Mannerjään hävittyä alue peittyi muinaisen Itämeren, Ancylusjärveksi nimetyn vaiheen peittoon. Ancylusjärvi -vaihetta seurasi Litorinameri -vaihe, jolloin lämpimän ilmaston ja suolaisen veden yhteisvaikutuksesta vesi rehevöityi ja biologinen tuotanto kasvoi voimakkaasti. Merivaihe päättyi maankohoamisen seurauksena alueella noin 3 000 vuotta sitten. Mannerjäätikön alueelta vetäytymisen loppuvaiheessa syntyi matala ja leveä harjumuodostuma, joka kulkee pitkin alueen koillisreunaa. Litorinameren aikainen rantatoiminta on tasoittanut ja levittänyt harjua entisestään. Aines tällä alueella on lähinnä hiekkaa ja hietaa. Rantatoiminta on myös huuhtonut monin paikoin moreenimäkiä, jolloin niiden alarinteille on muodostunut soraisia ja hiekkaisia pintakerroksia. Näitä esiintyy runsaimmin selvitysalueen luoteisosassa. Hienorakeiset maalajit savi, hiesu ja hienohieta ovat kerrostuneet pääasiassa Ancylusjärvi- ja Litorinameri -vaiheiden aikana. Niitä esiintyy laaksoalueilla ja usein turvekerrostumien alla. Sulfdiainesta esiintyy tyypillisimmin Litorinameri -vaiheen aikana kerrostuneissa sedimenteissä. Niiden pohjavedenalaisissa kerroksista voidaan havaita sulfidiaineksen olemassaolo usein aistinvaraisesti tumman värin ja rikin hajun perusteella. Pohjavedenpinnan yläpuolisissa hapettuneissa Litorina-kerrostumissa

on usein rauta- tai mangaanisaostumia, toisinaan myös jarosiittia. Ancylusjärven aikana kerrostuneet sedimentit ovat yleensä harmaita tai vaaleanharmaita ja niiden rikki- ja rautapitoisuus on alhaisempi. Niissä saattaa esiintyä mustaa raidallisuutta. Toisinaan pohjalla esiintyy glasiaalisavea, jossa rikkiä on yleensä hyvin vähän. Väriältään glasiaalisavi on punertavan harmaata. Soiden synty on alkanut alueen vedestä vapautumisen jälkeen. Turvekerrostumien paksuus on alueella enimmilläänkin alle kolme metriä. Turve on yleensä saravaltaista ja rahkaturpeita esiintyy lähinnä soiden pintaosissa. Jokikerrostumia esiintyy Siikajoen lähialueilla. Ne ovat kerrostuneet aikaisemmin kerrostuneiden maalajien päälle. Ainekseltaan jokikerrostumat ovat yleensä hietaa tai hienohietaa. Niissä voi olla seassa runsaasti orgaanista ainesta.

### 3.2. Aineisto ja menetelmät

Ruukin pilottialueen kartoitus perustui maaperäkairauksiin ja valumaveden pH- ja sähkönjohtavuusmittauksiin uomissa. Kairauksista otettiin näytteitä, joita analysoitiin sekä maastossa, että myöhemmin laboratoriossa. Kartoituksen suunnittelussa (kairapisteiden sijoittelu), ja myös lopullisessa tulkinnessa, hyödynnettiin olemassa olevia tulkinta-aineistoja, kuten laserkeilausaineistoa, GTK:n maaperäkartoitustietoja, turvetutkimustietoja, aerogeofysiikan aineistoja sekä GTK:n happamien sulfaattimaiden yleiskartoituksen aineistoa. Tutkimukset kohdistettiin alueen sedimentaatioalueille, jotka ovat nykyisin pääosin pelto- tai turvemaita. Metsämaat ovat pääasiassa moreenimaita ja niille tutkimuksia suunniteltiin vähemmän. Maaperäkairaukset suoritettiin kesän 2017 aikana, lukuun ottamatta mustaliuskevyöhykkeiden läheisyyteen tehtyjä moreenimaiden kairauksia, jotka tehtiin vuonna 2018. Kairauspisteitä kertyi yhteensä 129 kappaletta (kuva 21). Valumavesien pH- ja sähkönjohtavuusmittauksia tehtiin maaperäkairausten yhteydessä sadalta pisteeltä alueen uomaverkostossa.





Kuva 21. Maaperäkairauspisteet Ruukin pilottivaluma-alueella.

### 3.2.1. GTK:n yleiskarttoitus (1:250 000)

Vuoden 2009 yleiskarttoituksessa Ruukin pilottialueella maaperäkairaus tehtiin 29 pisteellä. Näistä 15 pisteellä todettiin happamia sulfaattimaita. Yleiskarttoituksessa ei tuolloin otettu systemaattisesti näytteitä, ja paikoin sulfaattimaiden olemassaolo todettiin vain aistinvaraisten havaintojen perusteella. Tämä on kuitenkin osoittautunut nykyisen tutkimustiedon perusteella hyvin vaikeaksi ja epäluotettavaksi menetelmäksi. Yleiskarttoitusaineisto oli kuitenkin hyödyllinen Ruukin pilottialueen kairauspisteiden suunnittelussa sekä tarkennetun sulfaattimaiden esiintymisaluekartan kuvioiden piirrossä.

### 3.2.2. Maaperäkairaukset

Ruukin alueelle tehtiin kairaussuunnitelman mukaisesti 118 maaperäkairausta, joista viisi oli näytteenoton laadunvarmentamisen toimenpiteenä otettuja rinnakkaisnäytesarjoja. Moreeniaineksen happamuuden arviointia varten otettiin lisäksi 11 näytesarjaa. Kairaukset tehtiin iskevään akkuporakoneeseen (Milwaukee) kiinnitetyllä maaperänäytteenottimella, jolla saatiin jatkuvat näytesarjat 100 cm:n osissa. Venäläistä suokairaa hyödynnettiin turve- ja liejualueilla. Kairaukset ulotettiin 2–3 metrin syvyyteen maanpinnasta tai kovaan pohjamaahan (yleensä moreeni) saakka. Toisaalta pohjan moreenista pyrittiin myös saamaan 10–20 cm:n näyte. Suoalueiden turpeesta otettiin näytteet alimmasta, kivinäismaalajin päällä olevasta kerroksesta. Kairauspisteillä tehtiin jatkuva litostratigrafinen havainnointi (maalajimäärittäminen, rakenteet, rajapinnat, väri) ja aistihavaintoihin perustuva tulkinta sulfidin esiintymisestä. Maalajien luokittelu tehtiin rakennusteknisen (RT) luokittelun mukaisesti (mm. Salonen ym. 2002). Näytteitä otettiin noin 20–40 cm osissa kattavasti jokaisesta kerrosyksiköstä. Pinnan turvekerroksesta otettiin yleensä vain alin 20 cm näyte. Näytteet kerättiin ”Chip tray”-laatikoihin, joissa on lokero 20 näytteelle. Näytteistä

mitattiin maasto-pH heti näytteenoton jälkeen. Inkubaatio-pH-arvot mitattiin noin 15 viikkoa kestäneen hapettumisen jälkeen. Näytteenoton aikana tehdyt havainnot ja mittaustiedot syötettiin maastotallentimen sovellusohjelman havainnointilomakkeelle. Laboratorioanalyysjä varten otettiin näytteitä yhteensä 24 kpl. Näistä 4 oli mustaliusketutkimukseen liittyviä hiekkamoreeninäytteitä. Näytteistä analysoitiin rikkipitoisuus ICP-OES-tekniikalla. Mineraalimaanäytteet liuotettiin kuningasvedellä ja esikäsiteltiin kuivamalla. Kaikki analyysit tehtiin Labtium Oy:ssä.

### 3.2.3. Valumavesien pH- ja sähkönjohtavuusmittaukset uomissa

Veden pH arvo yhdessä sähkönjohtavuuden kanssa voi kertoa hyvin maaperän aktiivisesta happamuudesta. Tulokset ovat kuitenkin hyvin riippuvaisia sääolosuhteista ja valunnasta, eikä sulfidiperäinen happamuus aina näy valumavesissä, vaikka itse maaperä olisikin hapanta. Happamuus, etenkin suovaltaisilla valuma-alueilla, saattaa olla myös orgaanisten happojen aiheuttamaa, ja tällöin sähkönjohtavuusarvot ovat tyypillisesti alhaisia. Sulfidiperäisen (sulfaatit vedessä) happamuuden yhteydessä veden sähkönjohtavuusarvo on yleensä yli 20 mS/m.

Maaperäkairausten yhteydessä tarkasteltiin valumavesien pH:ta ja sähkönjohtavuutta yhteensä sadalla pisteellä alueen uomaverkostossa. Mittaukset tehtiin pH/Cond 3320-mittarilla. Mittaukset pyrittiin tekemään kairauspistettä lähimpänä olleesta ojasta. Jos vettä ei ollut lähistöllä ollenkaan, mittaukset jätettiin tekemättä. Yleensä oja sijaitsi kairauspisteeltä alle 20 metrin päässä. Sääolosuhteet vaihtelivat suuresti kesän aikana ja toisinaan ojat saattoivat olla tuoreen sadeveden täyttämiä. Myös ojatyypit ja virtaama vaihtelivat. Mittaukset pyrittiin tekemään varovasti ojan reunalta, sotkematta reunamaata veden sekaan.

## 3.3. Tulokset

### 3.3.1. Maalajit ja kerrosjärjestys

Kairauspisteistä suurin osa eli 62 kpl sijoittui peltoalueille. Näissä pintakerroksena oli tyypillisesti 10–40 cm:n kerros sekoittunutta multamaata. Peltopisteet sijoituivat usein Siikajoen lähialueelle, jolloin pinta- maana multamaan alla oli usein joen tulvaveden kerrostamia hienohieta- tai karkeahietakerroksia. Näissä kerroksissa esiintyi runsaasti orgaanista ainesta sekä myös punaruskeaa tai oranssia rautamanganisaostumaa, sekä harvemmin kellertävää jarosiittia. Saostumia esiintyi myös yleisesti pohjaveden pinnan tasolla tai heti yläpuolella pinnan hienorakeisemmissa merisedimenteissä. Rantavoimien huuhtomia ja kerrostamia hiekka- tai karkeahietakerroksia saattoi esiintyä peltojen pintakerroksissa, jos pellot sijaitsivat rinteissä. Osa pelloista oli suopeltoja, jolloin pinnassa oli vaihtelevan paksuinen saraturvekerros. Maaperän stratigrafia jatkui peltoalueilla pinnan karkearakeisempien kerrosten jälkeen selkeästi merellisinä sedimentteinä. Paikoin joki- tai rantakerrostumat puuttuivat, jolloin stratigrafia alkoi suoraan hienorakeisina kerroksina. Nämä Litorinameren aikana kerrostuneet sedimentit olivat lajitteeltaan pääosin hiesua, toisinaan hienohietaa tai savea. Aines oli väriltään pohjaveden pinnan tasoon asti yleensä harmaata ja rakenteeltaan tasalaatuista tai lievästi kerroksellista. Pohjaveden pinnan tason rajoilla ja alapuolella väri yleensä muuttui tummemmaksi, samoin raidallisuus lisääntyi. Aineksen värisävyt olivat mustanharmaata tai tummanharmaata. Tällöin maalajin nimessä käytettiin sulfidietuliitettä esim. sulfidihiesu. Tasaisen mustaa, homogeenista ainesta esiintyi hyvin harvoin. Tumman- tai mustansävyisessä sedimentissä oli usein mukana vaihteleva rikinhaju. Tummasävytteisten Litorinakerrosten alla esiintyi paikoin harmaampaa Ancy-lusjärven aikana kerrostunutta hiesu- tai saviainesta. Näissä kerroksissa raidallisuus oli selvästi vähäisempää, samoin rikinhaju oli heikkoa. Hienorakeisten kerrosten stratigrafian alimpana kerroksena esiintyi paikoin jäättikkövaiheen lopussa kerrostunutta saviainesta, jolle tyypillistä oli punainen värisävy. Glasiaalivissa ei havaittu rikinhajua. Glasiaalivien alla oli yksinomaan pohjamoreenia. Esimerkki peltoalueelle sijoittuneesta kairausprofiilista on esitetty taulukossa 2.

Taulukko 2. Esimerkki pellon kairausprofiilista pisteeltä JPRA-2017-18.

Syvyys m	Maalaji	Väri	Ominaisuuksia	Maasto- pH	Ink.p H
0-0,4	Multamaa	Tummanruskea			
0,4-0,55	Hieno hieta	Punaruskeanharmaa	Fe/Mn-saostumia	4,3	4,0
0,55-0,9	Karkea hieta	Ruskeanharmaa	hieman Fe/Mn-saostumia, pv-pinta n. 0,8 m	4	3,6
0,9-1,1	Karkea hieta	Harmaa		4,4	2,2
1,1-1,7	Hieno hieta	Harmaa	tummenee rajatta pohjan suuntaan	5,6	2,3
1,7-1,85	Sulfidihiesu	Tumman harmaa	Raidallisuutta	6,2	2,5
1,85-2,0	Sulfidihiesu	Tumman harmaa	Raidallisuutta	6,4	2,5

Suoalueille tai ohutturpeisille soistumille sijoitettavia kairauspisteitä oli 49. Näistä seitsemän sijoittui olemassa oleville turvetuotantoalueille (Huhtineva, Järvineva, Losonneva ja Tervasneva) ja neljä käytöstä poistetuille tuotantoalueille, joista kaksi sijaitsee vasta käytöstä poistetulle osalle Hangasnevaa. Losonnevan kairauspisteen ympäristö on ennallistettu pelloksi. Karjonevan kairauspiste sijoittuu entiselle tuotantoalueelle, joka on ennallistettu kosteikoksi. Suo- tai soistumapisteet sijoittuivat yleensä melko kauaksi Siikajoesta, ja niitä on eniten selvitysalueen itäpuolella. Turve oli yleensä saraturvetta, jossa pohjaosan näytteissä saattoi lisätekijöinä olla järvikortetta, tai -ruokoa. Pilottialueen itäpuolen osissa turve oli paikoin rahkaturvetta. Soistuma-alueilla turpeen paksuus oli hyvin ohut, joten turvenäytteitä ei niistä yleensä otettu. Turpeen alla esiintyi varsinkin altaiden syvimmillä kohdilla liejuja, jotka paikoin olivat muinaisten lampien matalaan veteen kerrostuneita ruskean/vihreän sävyisiä detritusliejuja. Osa liejuista oli merisedimenttejä, joissa orgaanisen aineksen määrä oli suuri. Liejujen alla maalajistratigrafia jatkui yleensä hienorakeisina merisedimentteinä. Selvitysalueen itäpuolella turpeen alla saattoi olla rantavoimien huuhtomia ja kerrostamia hiekka- tai karkeahietakerroksia. Mikäli nämä kerrokset olivat suhteellisen ohuita, alta saattoi kairauksissa löytyä hienorakeisia kerroksia. Muutamassa paikassa turve päättyi suoraan pohjamooreeniin. Saostumia ei esiintynyt, jos päällä oleva turvekerros oli paksu. Ohutturpeisten soistumien pintaosissa saattoi esiintyä paikoin rautamanganisaostumia, lähinnä hiekka-aineksessa.

Turvetuotantoalueiden ja käytöstä poistettujen turvetuotantoalueiden pintaosassa oli 0,1–1,0 metrin paksuinen saraturvekerros, lukuun ottamatta Losonnevan pohjoisinta kairausta, jossa oli lähes kaksi metriä rahkaturvetta. Turpeen alla esiintyi yleisesti vaihtelevan paksuisia liejakerroksia, joiden alla oli hienorakeisia kerrostumia, joissa oli syvemmällä selkeästi sulfaattiainekseen viittaavaa väriä ja hajua. Metsäalueille sijoitettavia kairauksia tehtiin vain yksi. Tässä ohuen kangasturpeen alla oli maalajina hiekkaa.

Mustaliuskeiden tutkimukseen liittyvät moreenikairaukset tehtiin metsämailta tulkittujen mustaliuskevyöhykkeiden päältä tai vyöhykkeiden kaakkoispuolelta, jossa kairausten sijaintiin vaikutti jäätikön viimeisin liikesuunta alueella. Kairaukset saatiin ulotettua 0,6–1,0 metrin syvyyteen. Kairauksia ei voitu tehdä syvemmälle, mikä johtui kairauskaluston keveydestä.

### 3.3.2. Valumavesien pH ja sähkönjohtavuus maastossa

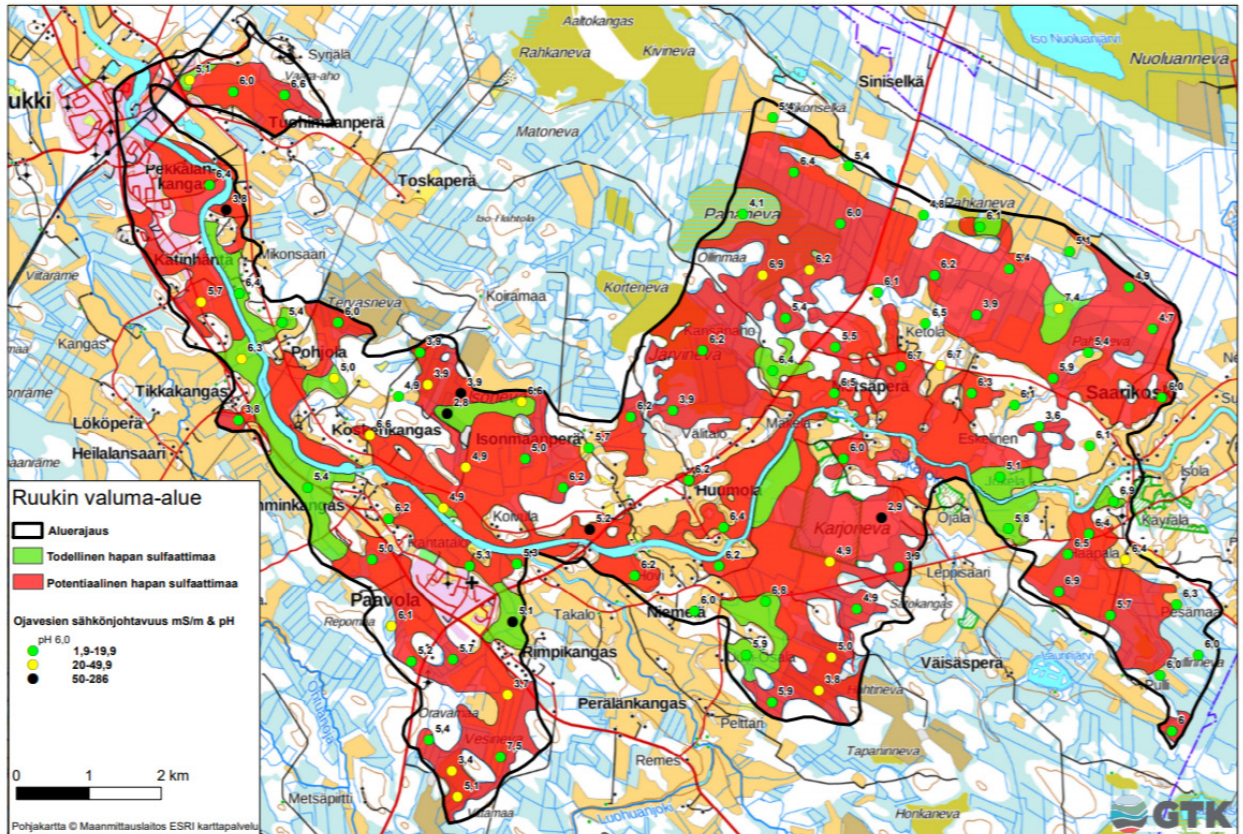
Maaperäkairausten ja näytteenoton yhteydessä tehtiin sähkönjohtavuus- ja pH-mittauksia kairauspistettä lähimmästä vesiuomasta. Nämä uomat olivat yleensä peltojen kuivatusojia, metsäojia tai turvetuotantoalueilla sarkaojia. Osa ojista oli suurempia viemäriojia tai niskaojia. Ojittamattomilla soilla vedenlaadun mittaukset jouduttiin tekemään soiden pintalammikoista. Karjonevan kosteikkoalueella mittaukset tehtiin lintulammikosta. Tarkastelut tehtiin kesän 2017 aikana, joka oli sääoloiltaan vaihteleva, sisältäen hyvin pitkiä sadejaksoja sekä myös pitkiä kuivia ja lämpimiä jaksoja. Näin ollen ojat saattoivat olla täynnä sadetta tai täysin kuivia. Myös veden virtaama vaihteli, vesi oli yleensä seisovaa, mutta virtaama saattoi

toisinaan olla hyvinkin runsas. Kaikkien kairauspisteiden yhteydessä ei voitu vesimittauksia suorittaa, mikä johtui joko täysin kuivista ojista tai niiden puuttumisesta kokonaan.

Kaikkien sähkönjohtavuusmittausten keskiarvo oli 20,3 mS/m ja pH-mittausten 5,5. Suurin sähkönjohtavuusarvo mitattiin pisteeltä JPRA-2017-38 286 mS/m, jossa pH oli 2,8. Mittaus tehtiin pelto-ojasta, jossa oli seisova vesi. Käytöstä poistetulla turvetuotantoalueella ja nykyisellä pellolla sijaitseva kairauspiste edusti todellista hapanta sulfaattimaata, jossa pinnan alin maasto-pH oli 3,3 ja näytesarjan alin inkuboitu pH oli 2,2. Alin sähkönjohtavuusarvo 1,9 mS/m mitattiin rahkaturvesoistumalta (JPRA-2017-69), jossa ohuen turvekerroksen alla oli hiekkaa. Saman pisteen pH-arvo oli 4,8. Kuvassa 22 esitetystä kartasta sähkönjohtavuusarvot on jaettu 3 luokkaan. Ylimmässä luokassa olivat sähkönjohtavuusarvoiltaan 50–286 mS/m olleet pisteet. Näiden keskimääräinen pH oli 4,0. Kaikki pisteet sijaitsivat pelloilla, lukuun ottamatta Karjonevan kosteikolla sijainnutta pistettä. Pisteistä 33 % kuului todellisen happaman sulfaattimaan alueeseen ja 67 % potentiaalisen happaman sulfaattimaan alueeseen. Keskimmäiseen luokkaan kuuluivat sähkönjohtavuudeltaan välillä 20–49,9 mS/m olleet pisteet. Näiden keskimääräinen pH oli 5,5. Selvästi suurin osa tämän luokan pisteistä sijaitsi pelloilla. Myös tuotantoalueelle sijoittuneista pisteistä suhteellisen suuri osuus (55 %) kuului tähän luokkaan. Pisteistä 27 % sijoittui todellisen happaman sulfaattimaan alueeseen, 55 % potentiaalisen happaman sulfaattimaan alueeseen ja 18 % ei happamiin sulfaattimaihin. Alimpaan luokkaan 1,9–19,9 mS/m kuului ojavesipisteistä selvästi suurin osa. Nämä sijoituivat vaihtelevasti pelloille, soille ja soistumille. Kaksi pistettä oli tuotantoalueilla. Keskimääräinen pH oli 5,7. Pisteistä 14 % kuului todellisen happaman sulfaattimaan alueeseen, 62 % potentiaalisen happaman sulfaattimaan alueeseen ja 24 % ei happamiin sulfaattimaihin.

Mittausten oletuksena oli, että mitä korkeampi sähkönjohtavuus ojavedessä on, niin sitä pienempi veden pH-arvo on. Sähkönjohtavuuden ja pH:n välillä olikin selkeä yhteys sähkönjohtavuudeltaan suurimmissa vesissä. Tällöin pH oli yleensä matalalla tasolla. Sähkönjohtavuuden ollessa alle 50 mS/m, keskimääräiset pH-arvot olivat selkeästi korkeammat, vaihtelun ollessa kuitenkin suurta. Jos vesien sähkönjohtavuusarvot olivat pieniä, niin niissä saattoi olla hyvinkin matalat pH-arvot. Sadeveden määrän vaihtelu, orgaanisen aineksen määrä vedessä sekä mahdollisesti myös virtaaman vaihtelu vaikuttivat pH-arvojen suhteellisen heikkoon korrelaatioon sähkönjohtavuuden kanssa. Suo-ojista tai suolammikoista tehdyissä mittauksissa oli selkeä negatiivinen korrelaatio. Tällöin sähkönjohtavuudeltaan reilusti alle 10 mS/m olevien vesien pH oli yleensä alle 4.





Kuva 22. Ruukin pilottialueen ojavesien sähkönjohtavuus.

### 3.3.3. Maalajien maasto-pH:t, inkubaatio-pH:t ja laboratorioanalyytit

Maalajien pH-arvoja mitattiin mustaliusketutkimuksen moreeninäytteet mukaan laskien vajaasta 700 näytteestä. Inkubaatio-pH-arvoja mitattiin lähes sama määrä. Alimmat mitatut maasto-pH:t olivat 2,9 (liejuhiesu), 3,2 (lieju) ja 3,2 (rahkaturve). Alin mitattu inkubaatio-pH oli 2,1, jota arvoa esiintyi liejuhiesussa, hiesussa ja sulfidihiesussa.

Peltojen pinnalla yleisesti esiintyneestä multamaakerroksesta mitattiin pH-arvot kahdesta pisteestä. Molemmissa maasto-pH-arvot olivat yli 4,0. Myöskään inkubaatiossa ei isompaa laskua tapahtunut, pH-arvojen ollessa niissäkin yli neljän.

Turvenäytteistä saraturpeita oli monin verroin rahkaturpeita enemmän. Rahkaturpeista kaksi oli yli metrin syvyydeltä otettuja pohjaturpeita. Näiden keskimääräinen maasto-pH oli 4,9 ja inkuboitu pH 3,9. Pinnalta otettujen rahkaturvenäytteiden maasto-pH:n keskiarvo oli 3,4. Inkubaatiossa pH-arvot yllättäen kohosivat keskiarvon ollessa 3,9. Saraturpeilla on yleensä korkeampi pH kuin rahkaturpeilla (Virtanen ym. 2003). Ruukin alueen saraturvenäytteiden keskimääräinen maasto-pH oli 5,1 ja inkuboitu pH 4,3. Yli metrin syvyydeltä otetuissa saraturvenäytteissä saatiin muutamia inkubaatio-pH-arvoiltaan alle kolmen olevia tuloksia. Pohjaturpeessa lisätekijöinä esiintyneet järviruoko sekä -korte alensivat todennäköisesti pH-arvoja. On myös mahdollista, että turpeeseen oli sekoittunut mineraaliainesta.

Saostumia esiintyi maaperässä ojitetuilla alueilla pohjavedenpinnantason yläpuolella. Punauskeaa rautamanganisaostumaa esiintyi kohtalaisen yleisesti hiesu-, hienohieta-, karkeahieta- ja hiekka-aineksisissa sekä liejuissa. Rautamanganisaostumia sisältävien näytteiden keskimääräinen maasto-pH oli 4,7 ja inkuboitu pH 4,3. Kellertävää jarosiittia esiintyi harvakseltaan ja pelkästään hiesu- tai hienohietalajitteissa. Jarosiitti-näytteiden maasto-pH:n keskiarvo oli 4,1 ja inkubaation jälkeen 3,4.

Makeaan veteen kerrostuneita järviliejuja (karkeadetritus- ja hienodetrituslieju) havaittiin muutamalla näytepisteellä turpeen alta. Ne olivat selvästi pohjavedenpinnan alapuolella. Järviliejujen keskimääräinen maasto-pH oli 6,1 ja inkuboitu pH 2,8. Maalajeissa käytettiin liejuetuliitettä, jos orgaanista ainesta esiintyi maalajin seassa noin 2–6 %. Liejuhiesu oli selvästi yleisin liejutyyppejä. Pohjaveden pinnan yläpuolisten liejujen keskimääräinen maasto-pH oli 4,5 ja inkuboitu pH 3,9. Pohjavedenpinnan alapuolisten liejujen keskimääräinen maasto-pH oli 5,6 ja inkuboitu pH 2,9.

Savea esiintyi kerrossarjojen pohjaosissa ja lähes poikkeuksetta pohjavedenpinnan alapuolella. Savi-kerrostumista alimpana olivat jäätiköitymisen loppuvaiheessa kerrostuneet punertavan sävyiset glasiaalisavet. Niiden keskimääräinen maasto-pH oli 6,2 ja inkuboitu pH 4,6. Muut harmaasävyiset savikerrostumat ovat oletettavasti syntyneet Ancyclusjärven aikana, koska Litorinameren aikana syntyneissä pohjavedenpinnan alapuolisissa savissa on yleensä runsaasti tummaa tai mustaa värisävyä, jolloin ne merkittiin sulfidisaveksi. Tarkkaa erottelua Ancyclus- ja Litorinakerrostumien välillä ei kuitenkaan voitu ilman piilevätutkimuksia tehdä. Harmaiden savien keskimääräinen maasto-pH oli 6,1 ja inkuboitu pH 3,9.

Harmaasävyiset hiesu- ja hienohietakerrokset ovat syntyneet pääosin Litorinameren kerrostumina, sekä varsinkin hienohietakerrostumat osittain jokikerrostumina. Harmaissa hiesu- ja hienohietakerrostumissa oli pH-arvoista päätellen selvästi rikkiä seassa, värin ollessa kuitenkin lähinnä harmaata. Tämä viittaa pyriittityypin sulfidikoostumukseen näissä aineksissa. Pohjavedenpinnan yläpuolisissa hiesu- ja hienohietakerrostumissa keskimääräinen maasto-pH oli 4,7 ja inkuboitu pH 4,3. Pohjavedenpinnan alapuolisissa kerrostumissa keskimääräinen maasto-pH oli 6,0 ja inkuboitu pH 2,9. Pisteessä JPRA-2017-51 oli ohut hienohietakerros, jossa oli seassa valkeita simpukankuoria. Tässä inkuboitu pH arvo oli 6,4, vaikka ylä- ja alapuolisissa kerroksissa inkuboidut pH-arvot olivat alle 3. Ilmeisesti kalkkipitoiset simpukankuoret pystyivät puskuroi-maan sedimenttikerrosta.

Sulfidisavea tai sulfidihiesua esiintyi pohjaveden alapuolisina kerrostumina. Ne ovat kerrostuneet Litorinameren aikana ja niille on tumman tai mustan värin lisäksi tyypillistä kerroksellisuus, raidallisuus sekä vaihteleva rikinhaju. Näissä sulfidi esiintyy pyriittinä sekä värin ja hajun antavana rautamonosulfidina. Sulfidisaven ja -hiesun keskimääräinen maasto-pH oli 6,5 ja inkuboitu pH 3,0.

Karkeahieta- tai hiekkakerrostumat ovat rantakerrostumia tai Siikajoen lähistöllä jokikerrostumia. Näissä pohjavedenpinnan yläpuolisten näytteiden keskimääräinen maasto-pH oli 5,5 ja inkuboitu pH 4,8. pohjavedenpinnan alapuolisissa näytteissä keskimääräinen maasto-pH oli 6,1 ja inkuboitu pH 3,4. Laboratoriossa analysoitujen näytteiden rikkipitoisuudet (mg/kg) ja pH-arvot on esitetty taulukossa 3.3.

Taulukko 3. Näytteiden rikkipitoisuudet (S mg/kg) ja maastossa mitatut pH-arvot (Maasto-pH) sekä inkuboinnin jälkeen mitatut pH-arvot (Inkub.pH).

Näytetunnus	Maalaji	Ominaisuuksia	S mg/kg	Maasto-pH	Inkub.pH
EN_JPRA-2017-4.5	Sulfidisavi	Tummanharmaa, raitoja, rikinhajua	798	6,8	4,1
EN_JPRA-2017-4.5 (2)	Sulfidisavi	Rinnakkaispiste	802	6,8	4,1
EN_JPRA-2017-13.4	Sulfidihiesu	Tummanharmaa, rikinhajua	6860	6,6	2,5
EN_JPRA-2017-14.4	Hiesu	Harmaa	8510	6,9	2,1
EN_JPRA-2017-27.6	Hiesu	Harmaa	4860	6,9	2,3
EN_JPRA-2017-33.6	Hiesu	Harmaa	9470	6,4	2,1
EN_JPRA-2017-36.6	Hiesu	Tummanharmaa	5300	5,9	2,3
EN_JPRA-2017-45.4	Hiesu	Punertavan harmaa, glasiaali-sedimentti	536	5,7	4,3
EN_JPRA-2017-51.7	Sulfidihiesu	Mustanharmaa, rikinhajua	2970	5,7	2,9
EN_JPRA-2017-56.7	Karkea hieta	Harmaa	778	6,5	3,1
EN_JPRA-2017-58.7	Sulfidihiesu	Mustanharmaa, rikinhajua	1850	6,5	3,5
EN_JPRA-2017-75.7	Savi	Harmaanpunainen, glasiaali-sedimentti	335	6,1	4,3
EN_JPRA-2017-80.7	Sulfidisavi	Mustanharmaa, rikinhajua	1200	Puuttuu	Puuttuu
EN_JPRA-2017-85.5	Savi	Harmaa	2110	5,5	3,5
EN_JPRA-2017-88.6	Sulfidisavi	Mustanharmaa, rikinhajua	3790	6,3	3,4
EN_JPRA-2017-96.4	Karkea hieta	Tummaa, rikinhajuisia linssejä	397	6,4	2,8
EN_JPRA-2017-102.5	Sulfidihiesu	Mustanharmaa, lievää rikinhajua	1640	6,5	2,9
EN_JPRA-2017-105.5	Savi	Sinisenharmaa	1290	6,0	3,3
EN_JPRA-2017-107.4	Sulfidihiesu	Mustanharmaa, voimakas rikinhaju	10000	6,8	2,4
EN_JPRA-2017-117.4	Sulfidihiesu	Harmaanmusta, rikinhajua	7770	5,3	2,5
EN_JPRA-2018-2002.2	Hiekkamooreeni	Ruskeanharmaa	115	5,7	5,3
EN_JPRA-2018-2003.1	Hiekkamooreeni	Ruskeanharmaa	36	7,1	6,6
EN_JPRA-2018-2006.2	Hiekkamooreeni	Ruskeanharmaa	57	6,2	5,4
EN_JPRA-2018-2007.1	Hiekkamooreeni	Ruskeanharmaa	32	5,9	5,1

### 3.4. Tulosten tarkastelu

#### 3.4.1. Sulfaattimaiden esiintyminen

Tarkennettu kartta Ruukin osavaluma-alueen happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyydestä on esitetty kuvassa 23. Happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyysluokkien pinta-alat ja suhteelliset osuudet Ruukin alueella on esitetty taulukossa 4.

Taulukko 4. Happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyysluokkien pinta-alat (km<sup>2</sup>) ja suhteelliset osuudet (% maapinta-alasta) Ruukin alueella.

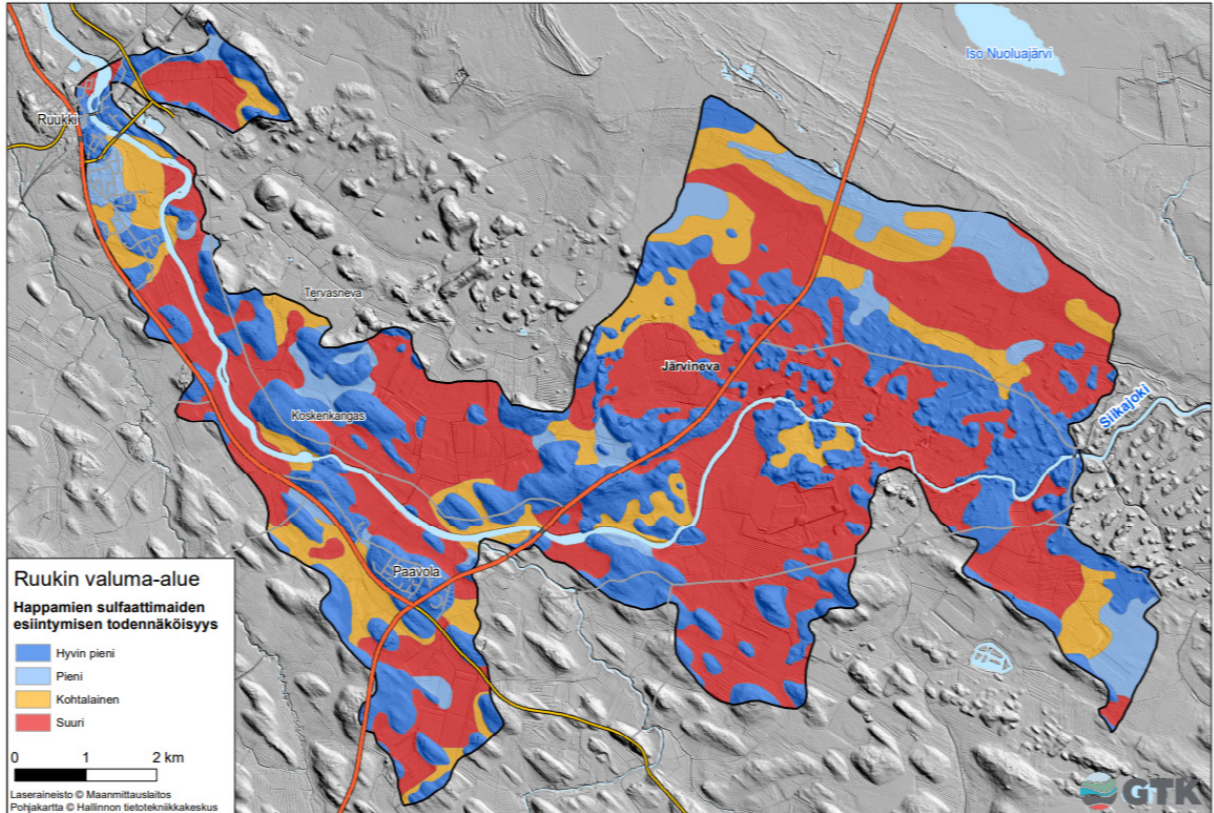
Esiintymisen todennäköisyys	km <sup>2</sup>	% maapinta-alasta
Hyvin pieni	23,1	34
Pieni	5,1	8
Kohtalainen	9,1	13
Suuri	30,4	45

Happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyysluokkiin *hyvin pieni* tai *pieni* kuuluivat käytännössä kaikki metsätalousmaana olevat moreenipeitteiset kohomuodot. Samoin karkeahieta- ja hiekkalajitteiset soistumat tai kangasmaat kuuluivat yleensä näihin luokkiin. Paksuturpeisimmista soista kuului vain suhteellisen pieni osuus epätodennäköisiin sulfaattimaaluokkiin. Peltoalueet, joiden maalaji oli karkealajitteista, sijoittuivat myös usein epätodennäköisten sulfaattimaiden alueisiin. Tällöin pellot sijaitsivat yleensä rinteissä tai valuma-alueen itäosan rantakerrostuma-alueella. Myös Ruukin ja Paavolan taajama-alueiden arvioitiin pääosin kuuluvan epätodennäköisiin luokkiin.

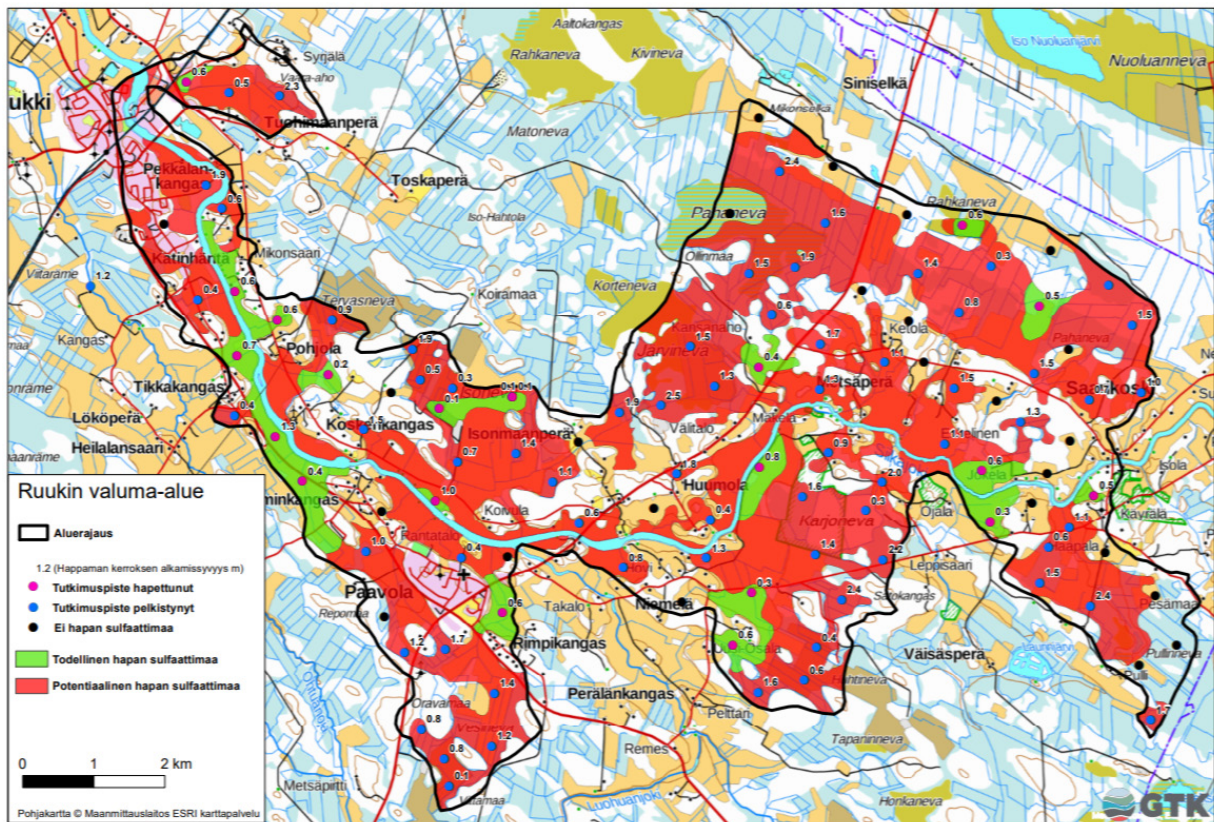
Happaman sulfaattimaan esiintymisen todennäköisyysluokkiin *suuri* tai *kohtalainen* kuuluivat maaston alavimmat kohdat, jotka olivat peltoja tai soita. Siikajoen rantavyöhyke kuului luonnollisesti pääosin myös näihin luokkiin. Karkean arvion mukaan peltojen pinta-alasta noin 78 % ja soiden pinta-alasta 80 % on sulfaattimaata. Turvetuotantoalueiden pinta-alasta noin 98 % on arvion mukaan sulfaattimaata. Happamien sulfaattimaiden esiintymisen kannalta todennäköiset luokat sijoittuivat maaperältään lähinnä hienorakeisten sedimenttien alueille, joissa pinnalla saattoi olla vaihtelevan paksuinen turvekerrostuma tai paikoin pintakerroksina karkearakeisia joki- ja rantakerrostumia.

Kairausnäytteiden maasto-pH- ja inkubaatio-pH- arvojen pohjalta tutkimuspisteet jaettiin hapettuneiksi, pelkistyneiksi, tai pisteiksi, joilla ei ole hapanta sulfaattimaata. Näihin perustuen laadittiin kartta, jossa selvitysalueen happaman sulfaattimaan esiintymispotentiaaliluokkiin *suuri* tai *kohtalainen* kuuluvat alueet on jaettu todellisiin happamiin sulfaattimaihinkin (THS) ja potentiaalisiin happamiin sulfaattimaihinkin (PHS) (kuva 24). On huomattava, että kartta on vain suuntaa antava. Tarkemman kartan laatimiseksi kairauspisteitä olisi pitänyt olla huomattavasti enemmän. Kartassa on myös pistekohtaisesti merkitty happaman kerroksen alkamissyvyys. Todellisia happamia sulfaattimaita arvioitiin alueella olevan 4,6 km<sup>2</sup> ja niiden osuus sulfaattimaiden pinta-alasta oli noin 11 % ja koko tutkimusalueen pinta-alasta vain noin 6 %. Todelliset happamat sulfaattimaat sijoittuvat pääasiassa peltoalueille (79 % kaikista THS -alueista). Pieni osa todellisista happamista sulfaattimaita kuului ojitetuille soistuma-alueille ja nekin sijoittuvat peltojen viereen. Potentiaalisia happamia sulfaattimaita oli 34,8 km<sup>2</sup> ja ne sijoittuvat yleensä peltoalueille, joskin suot ja soistumat kuuluivat myös usein potentiaalisiin sulfaattimaihinkin. Turvetuotantoalueet kuuluivat lähes kokonaan potentiaalisiin sulfaattimaihinkin.





Kuva 23. Happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyys Ruukin valuma-alueella



Kuva 24. Ruukin piilottialueen happaman sulfaattimaan esiintymispotentiaaliluokkiin korkea tai kohtalainen kuuluvien alueiden jaottelu todellisiin happamiin sulfaattimaihinkin (vihreä) tai potentiaalisiin happamiin sulfaattimaihinkin (punainen).

### 3.4.2. Hapettumissyvyys ja happamat kerrokset

Pohjavedenpinnan taso vaihteli suuresti pilottialueen eri osissa. Hapettumissyvyyden alarajan arviointia varten pohjavedenpinnan tasoa pyrittiin tarkastelemaan ojien vedenpinnan korkeudesta sekä saostumien esiintymiseen perustuen. Hapettumissyvyyteen saatiin kuitenkin parhaiten selvyys maasto-pH -arvojen ja inkubaatio-pH -arvojen tarkastelun avulla. Keskimääräinen hapettumissyvyys oli peltoalueilla 0,7–1,0 metriä. Hapettumissyvyys saattoi kuitenkin suurempien ojien vieressä olla yli 1,5 metriä. Ojitetuilla soilla ja soistumilla hapettumissyvyyden alaraja oli keskimäärin hieman ylempänä kuin peltoalueilla. Luonnon-tilaisilla soilla hapettumissyvyyden alaraja oli pinnassa tai lähes pinnassa.

Tutkimusten perusteella Ruukin alueen maaperässä sulfidia esiintyy yleisimmin Litorinameren aikana kerrostuneissa savi- hiesu- ja hienohietakerrostumissa. Sulfidia esiintyy sekä pyriitti- että rautamonosulfidimuodoissa. Pohjavedenpinnan alapuoliset pyriittiä sisältävät harmaasävyiset hiesut sisälsivät yleensä alhaisimmat inkubaatio-pH -arvot. Pohjavedenpinnan yläpuolella harmaasävyisten hienorakeisten maalajien inkubaatio-pH -arvot olivat kuitenkin keskimäärin yli neljä, mikä voi johtua jokikerrostumien sekoittumisesta ainekseen, sulfidien pois huuhtoutumisesta tai mahdollisesti siitä, että Litorina-vaiheen loppuvaiheessa sulfidia ei ole muodostunut kovin paljoa. Orgaanisen aineksen määrän perusteella hienorakeisille maalajeille käytettiin liejuetuliitettä. Liejuisten maa-ainesten inkubaatio-pH -arvot olivat myös yleisesti alhaiset. Makeaan veteen kerrostuneet karkea- ja hienodetritusliejut olivat yleensä selvästi happamia. Ancylusjärven aikana syntyneiksi tulkitut savi- ja hiesukerrostumat olivat Litorinameren sedimentteihin verrattuna jonkin verran emäksisempiä, mutta niissäkin esiintyi yleisesti alle neljän olevia inkubaatio-pH -arvoja. Glasiaalisavissa vaikutti happamoituminen olevan vähäistä. Karkearakeisissa kerrostumissa vaikutti sulfidia olevan hyvin vähän pintakerroksissa. Syvemmillä näissäkin kerrostumissa saattoivat inkubaatio-pH -arvot olla paikoin hyvinkin alhaisia.

### 3.4.3. Mustaliuskeiden vaikutus

Mustaliuskevyöhykkeiltä tai niiden läheisyydestä otettujen näytteiden (0–1,0 m) keskimääräinen maasto-pH oli 5,7 ja inkubaatio-pH 5,3. Yhdenkään näytteen inkubaatio-pH-arvo ei pudonnut alle neljän. Myös neljästä laboratorionäytteestä (taulukko 3) mitatut rikkipitoisuudet olivat varsin alhaiset verrattuna Suomen moreeniaineksen keskimääräiseen rikkipitoisuuteen 180 ppm (mg/kg) (Koljonen 1992). Alhaiseen rikkipitoisuuteen on todennäköisesti vaikuttanut eniten rantavoimien toiminta, joka on voinut huuhtoa sulfidiainesta pois moreenista. Lisäksi kairauspisteet sijoituivat drumliini- tai kumpumoreenimuodostumiin, joiden moreeniaines voi olla kulkeutunut useiden kilometrien päästä, eikä näin ollen kuvasta mineraalikoostumukseltaan kovin hyvin paikallista mustaliuskepitoista kallioperää. Pohjajamoreeni kuvastaa paikallista kallioperää paremmin. Pohjajamoreenista saatiin muutamia näytteitä syvempien maaperäkairausten yhteydessä. Osassa näistä inkubaatio-pH-arvot olivat lähellä kolmea, mikä viittaa mustaliuskeesta johtuvaan happamuuteen.

## Lähteet

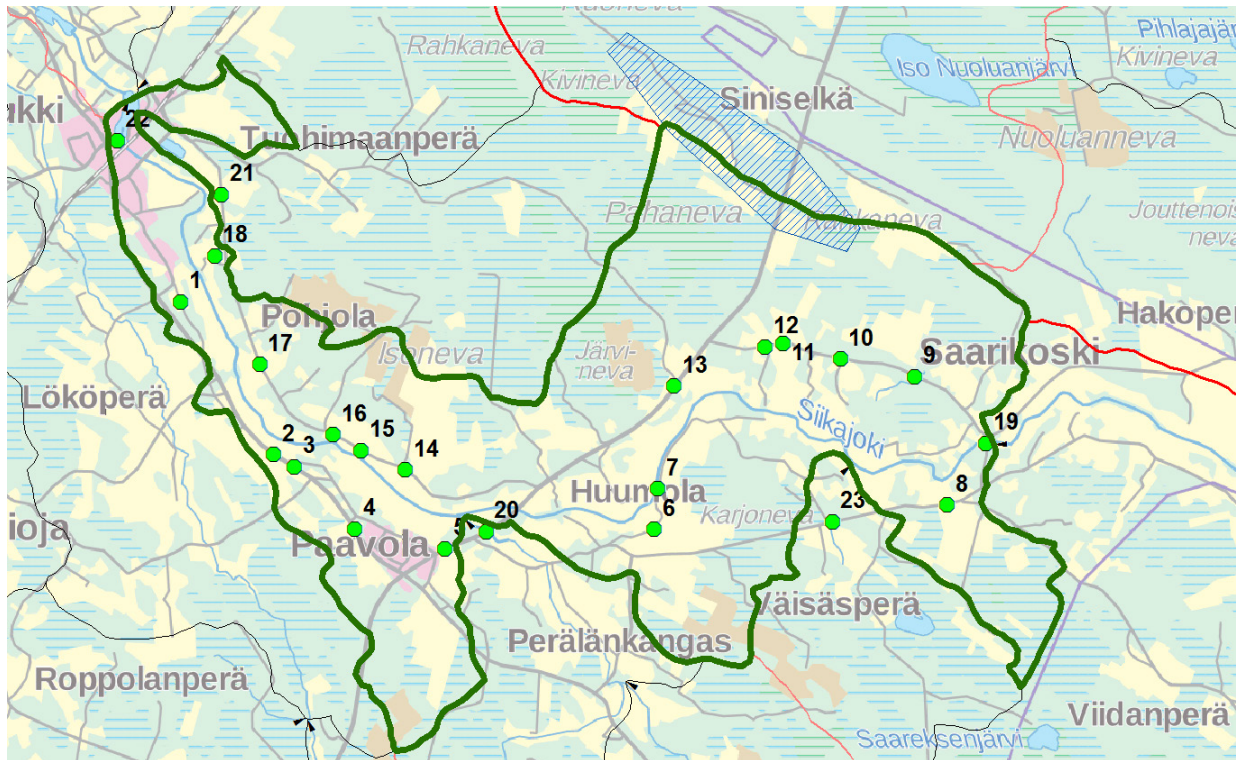
- Koljonen T. (toim.) 1992. Suomen geokemiallinen atlas. Osa 2. Moreeni. Geologian tutkimuskeskus. 211 s.
- Nykänen O. 1959. Kallioperäkartan selitys, lehdet 2441–2443 Raahe-Paavola. Suomen Geologinen kartta. 1:100 000. Geologinen tutkimuslaitos. 38 s.
- Saarelainen J. 2003. Maaperäkartta 1:20 000 2443 05 Ruukki. Geologian tutkimuskeskus.
- Salonen V.-P., Eronen M. & Saarnisto M. 2002. Käytännön maaperägeologia. Kirja-Aurora. 237s.
- Virtanen K. (toim.) 2003. Suomen turvevarat 2003. Tutkimusraportti 156. Geologian tutkimuskeskus. 101 s.
- Virtanen K. & Herranen T. 1987. Ruukissa tutkitut suot ja niiden turvevarat. Osa I. Turvetutkimusraportti 203. Geologian tutkimuskeskus. 163 s.

## 4. Ruukin pilottialueen vedenlaadun seuranta

### Mirkka Hadzic

Hankkeen pilottialueeksi valittu Siikajoen valuma-alueen kolmannen jakovaiheen osavaluma-alue, Ruukin alue (57.013) kattaa Siikajokivarren Ruukista Saarikoskelle. Siikajokeen laskee tällä välillä Hanhioja, Luohuanjoki ja Pesuanoja sekä useita pienempiä oja, joita ei ole luokiteltu vesimuodostumiksi. Pilottivaluma-alueella toteutettiin vedenlaadun seuranta tukemaan hankkeessa tehtyä VEMALA-mallinnusta (kappale 2). Pilottialueen vedenlaatua seurattiin hankkeen aikana 23 havaintopaikalla erilaisissa virtaamatilanteissa lähes ympärivuotisesti. Vedenlaadun seurannassa kiinnitettiin erityistä huomiota sadetapah-tumiin etenkin kuivan kauden jälkeen, jolloin tiedetään riskin olevan suurin happamille huuhtoumille. Vedenlaatua seurattiin Siikajoessa valuma-alueen ylä- ja alaosalla sekä kaikissa isommissa Siikajokeen laskevissa uomissa ja ojissa eripuolilla valuma-aluetta (kuva 25, taulukko 5). Vesinäyttein seurattiin alkaliteettia, asiditeettia, kloridi- ja sulfaattipitoisuuksia (Cl, SO<sub>4</sub>), orgaanisten aineiden pitoisuuksia (TOC ja DOC) ja alkuainepitoisuuksia (Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P (> 50 µg/l), Pb, S, Se, Sr, Ti, U, V ja Zn). Metallien osalta vesinäytteistä määritettiin kokonaispitoisuudet (ICP-MS, ICP-OES). Osasta näytteistä määritettiin aluksi myös rinnakkain suodatetut metallipitoisuudet (0,45 µm), mutta koska suodatettujen ja kokonaispitoisuuksien välillä ei ollut suuria eroja, päädyttiin seuraamaan kokonaispitoisuuksia. Samoin orgaanisen aineiden osalta seurattiin alkuun sekä kokonaispitoisuuksia (TOC) että liukoisia pitoisuuksia (DOC), mutta tulosten perusteella liukoisten pitoisuuksien analysointi jätettiin pois. Veden pH, sähkönjohtavuus (EC) ja lämpötila (t) mitattiin näytteenoton yhteydessä kenttämittauksin (YSI Professional Plus 1030) tai määritettiin laboratorioissa. Vesinäytteet analysoitiin Suomen ympäristökeskuksen FINAS-akkreditoidussa laboratorioissa (T003/www.finas.fi) ja analyysitulokset tallennettiin SYKEN HERTTA ympäristötiedon hallinta -järjestelmään, jossa ne ovat Avoin tieto -palvelun kautta kaikkien hyödynnettävissä ([www.syke.fi/avointieto](http://www.syke.fi/avointieto)).

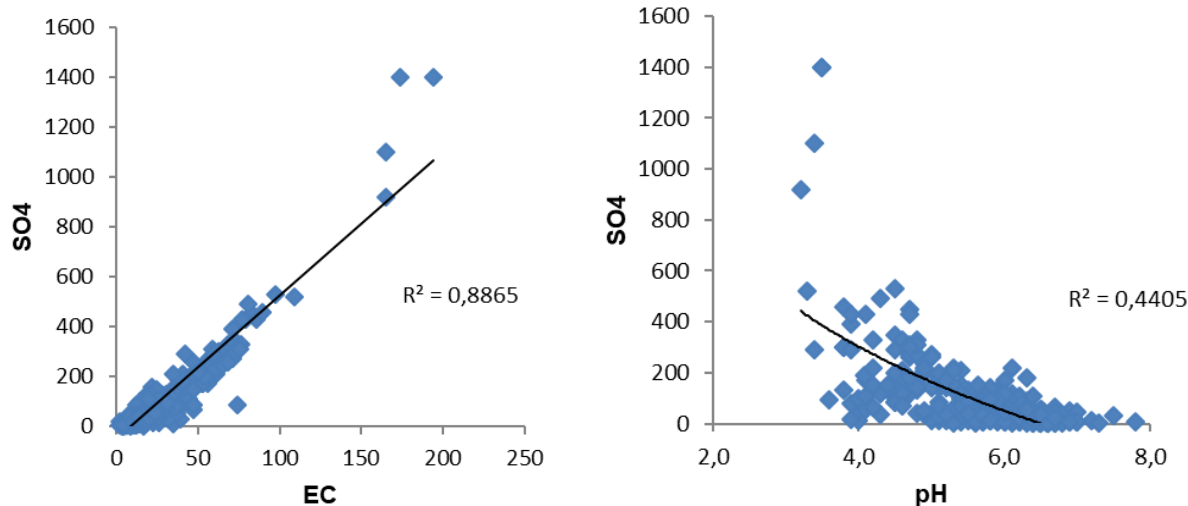




Kuva 25. Vedenlaadun numeroidut seurantapisteen Ruukin pilottialuma-alueella (vihreä viiva). Seurantapaikkojen HERTTA-nimet taulukossa 1.

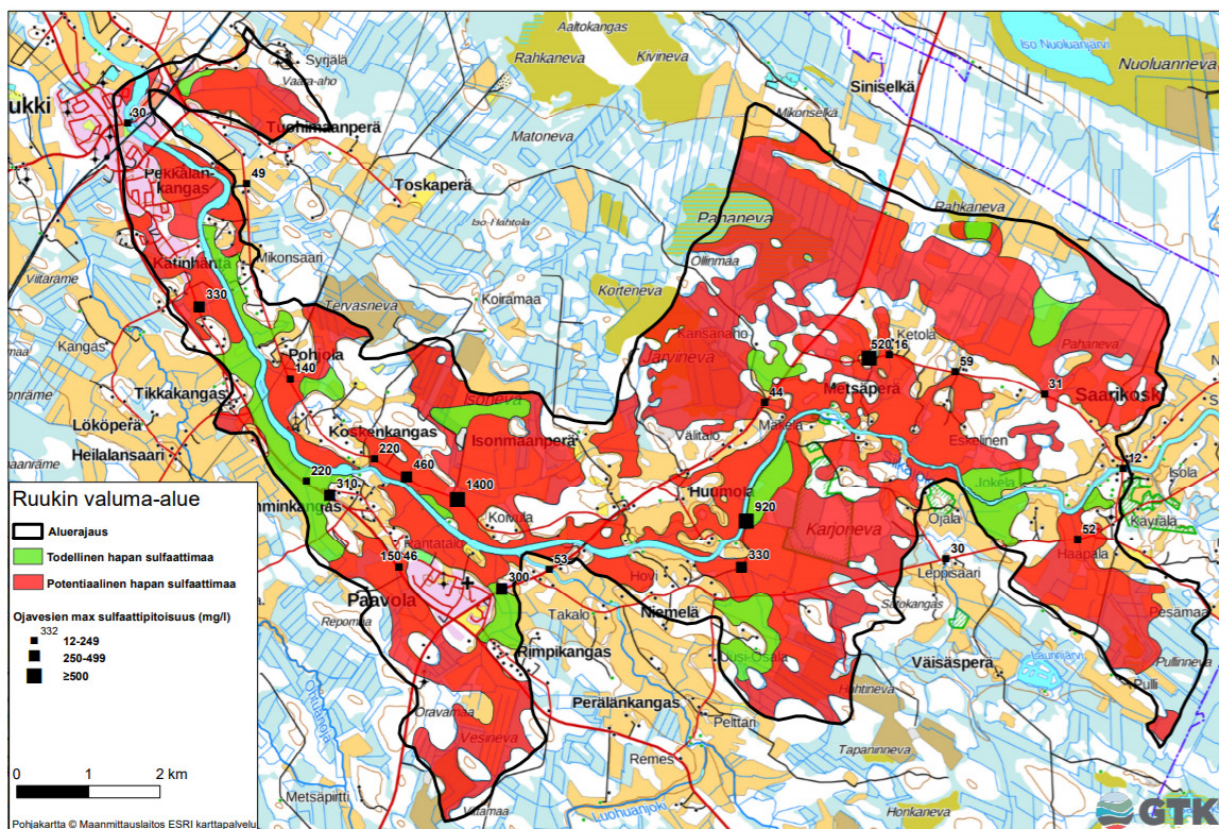
#### 4.1. Sulfaattipitoisuus, sähkönjohtavuus ja pH

Veden sähkönjohtavuus kuvaa vedessä olevien ionien määrä ja siihen vaikuttavat etenkin natriumin (Na), kaliumin (K), kalsiumin (Ca), magnesiumin (Mg), kloridien (Cl) ja sulfaattien (SO<sub>4</sub>) pitoisuudet vedessä. Suomessa sähkönjohtavuus on vesistöissä tyypillisesti matala (5–10 mS/m). Happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella veden sähkönjohtavuus korreloi yleensä hyvin sulfaattipitoisuuden kanssa ja happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyysalueilla veden sähkönjohtavuuden ollessa yli 20 mS/m, tai lähellä sitä, voidaankin päätellä sen kertovan veden sulfaattipitoisuudesta ja sulfaattimaiden esiintymisestä, etenkin jos samaan aikaan mitataan alhaisia pH-lukemia (pH < 5). Myös tämän hankkeen seuranta-aineistosta havaittiin selkeä korrelaatio sulfaatin (SO<sub>4</sub>) ja sähkönjohtavuuden (EC) kanssa (kuva 2). Suomen pintavedet ovat humuspitoisuudesta johtuen tyypillisesti lievästi happamia (pH noin 6,5–6,8). Humushapot voivat laskea turvevaltaisilla alueilla valumaveden pH:n hyvinkin matalaksi, mutta sulfaattimaiden vaikutuksesta poiketen, tällöin myös veden sähkönjohtavuus on matala. Veden pH-arvoon vaikuttaa myös veden puskurikyky eli alkaliniteetti, joten sulfaattipitoisuuden tai sähkönjohtavuuden ja pH:n välillä ei ole yhtä suoraa korrelaatiota kuin sulfaattipitoisuudella ja sähkönjohtavuudella keskenään. Tässä hankkeessa alhaisimmat pH-arvot mitattiin kuitenkin pilottialueella suurimpien sulfaattipitoisuuksien kanssa samaan aikaan (kuva 26).



Kuva 26. Ruukin pilottialueen seurantapaikkojen veden sulfaattipitoisuuden ( $\text{SO}_4$  mg/l) ja sähkönjohtavuuden (EC mS/m) välillä oli selkeä lineaarinen korrelaatio. Veden sulfaattipitoisuuden ( $\text{SO}_4$  mg/l) ja pH:n välillä korrelaatio ei ole yhtä selkeä, mutta kaikkein korkeimmat sulfaattipitoisuudet vastaavat matalimpia pH-arvoja.

Valumavesien sulfaattipitoisuuksia verrattiin pilottialueen todellisten ja potentiaalisten sulfaattimaiden esiintymiseen (kuva 27, kappale 3). Oletuksena oli, että suurimmat pitoisuudet olisi määritetty niillä alueilla, joilla esiintyisi jo hapettuneita ja happamoituneita todelliseksi määriteltyjä happamia sulfaattimaita. Näin ei kuitenkaan automaattisesti ollut, vaan hyvin suuria pitoisuuksia määritettiin myös potentiaalisiksi happamiksi sulfaattimaiksi luokiteltujen alueiden vesissä. Todelliseksi happamiksi sulfaattimaiksi luokitellaan ne mineraalimaat, joiden pH on laskenut maaperässä jo alle 4,0 tai joissakin tapauksissa alle pH 4,5. Maaperästä, jonka pH on 4,0 tai vähän yli, voi kuitenkin aiheutua happamia ja sulfaattipitoisia valumia, vaikka se luokitellaankin virallisen luokituksen mukaan vielä potentiaalisiksi happamiksi sulfaattimaiksi. Toisaalta todellisista happamista sulfaattimaista on myös voinut huuhtoutua happamuutta ajan kuluessa pois, jonka takia valumavesien sulfaattipitoisuudetkaan eivät ole enää niin koholla.



Kuva 27. Pilottialueen vedenlaadun seurantaapaikkojen maksimi sulfaattipitoisuus (mg/l) sekä todellisten ja potentiaalisten happamien sulfaattimaiden esiintyminen Ruukin valuma-alueella. Kuva: Jukka Räisänen.

Pilottialueen kohdalla Siikajokeen laskevien sivujokien - Luohuanjoki, Pesuanoja ja Hanhioja - veden pH pysyi käytännössä koko seuranta-ajan hyvällä tasolla ja sähköjohtavuudet maltillisina, vaikka ne olivat ajoittain vähän koholla (taulukko 5). Korkeimmat sulfaattipitoisuudet määritettiin havaintopaikalta Harakkakanava, jolle tulee valumavesiä sekä peltoalueelta että viljelykäytössä olevalta Isonnevan entiseltä turvetuotantoalueelta. Isonnevan viimeinen tuotantovuosi on ollut 2013, jonka jälkeen alue on siirtynyt peltoviljelyyn. Toiseksi suurimmat sulfaattipitoisuudet määritettiin Karjonevan lasku-uomasta, jolle tulee vesiä sekä peltoalueelta että kosteikoksi vesitetyltä Karjonevan entiseltä tuotantoalueelta. Karjonevan viimeinen tuotantovuosi on ollut 2007 ja alue on vesitetty kosteikoksi vuonna 2011. Vedet laskevat pilottialueelle yhdeltä tällä hetkellä tuotannossa olevalta tuotantoalueelta, Järvinevalta, jonka lasku-uomassa ajoittain havaittu happamuus oli ainakin osittain selvästi orgaanisista hapoista aiheutuvaa. Eli pH:n laskeissa myös veden sulfaattipitoisuus ja sähkönjohtavuus olivat matalia. Järvinevan tuotanto on alkanut vuonna 2007 eli kyseessä on melko uusi tuotantoalue, jolla turvekerrosta on vielä reilusti jäljellä. Pilottialueen muiden vedenlaadun havaintopaikkojen maankäyttö oli hyvin peltoviljelyvaltaista, paitsi alueen koillispuolella sijaitsevien näytesteiden osalta, joiden valuma-alueella oli pääasiassa metsää. Vedenlaadun havaintopaikoista yhdellä, Kivikankaalta lähtevä, oli jatkuvasti hapanta vettä ja myös sulfaattipitoisuudet olivat jatkuvasti koholla, muilla vedenlaadussa oli enemmän vaihtelua. Kivikankaalta lähtevä - havaintopaikka oli peltoalueen alapuolinen oja, jonka virtaamat olivat melko pieniä.

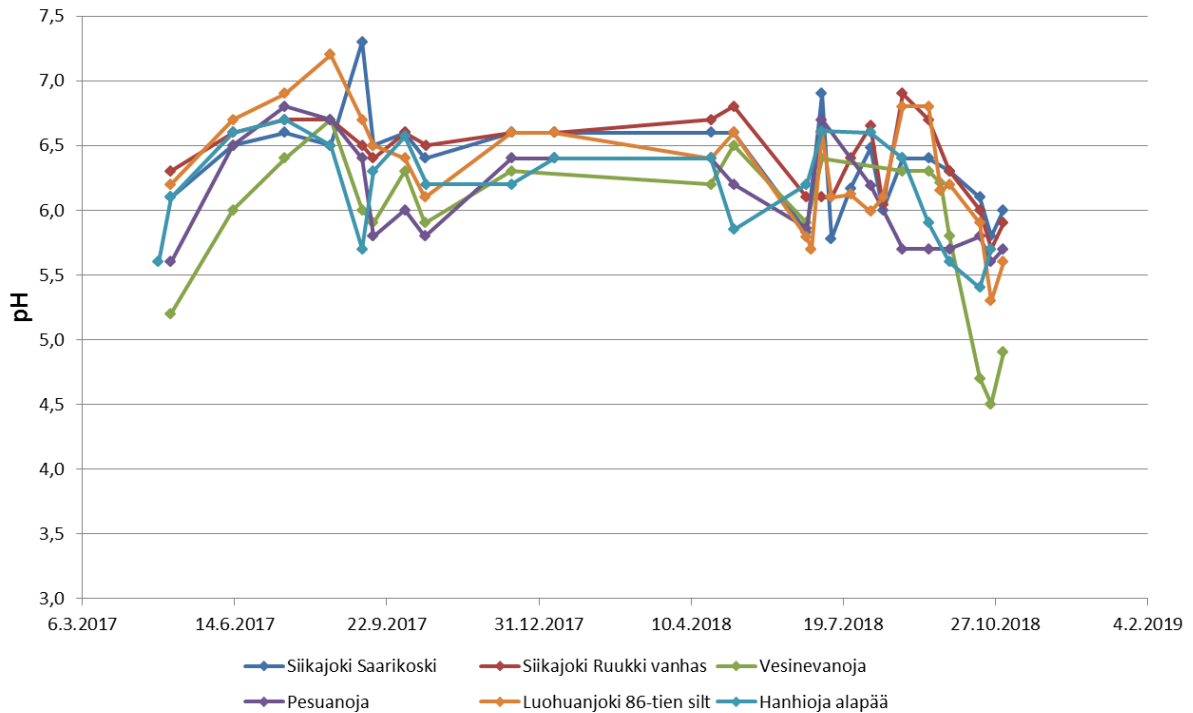


Taulukko 5. Pilottialeen vedenlaadun havaintopaikat, niiden paikkanumerot sekä pH:n, sähkönjohtavuuden (EC mS/m) ja sulfaattipitoisuuden (SO<sub>4</sub> mg/l) minimi, mediaani ja maksimi (n = havaintojen lukumäärä).

Havaintopaikka	Paikkanro	pH				EC (mS/m)				SO <sub>4</sub> (mg/l)			
		min	med	max	n	min	med	max	n	min	med	max	n
Haapala oja	8	5,6	6,2	6,9	21	4,0	12,0	18,5	20	5	14	52	21
Hanhioja alapää	21	5,4	6,2	6,8	23	2,7	9,8	16,3	23	7	19	49	21
Harakkakanava	14	3,4	4,7	6,7	25	18,9	40,9	194	25	56	330	1400	21
Hemminkangas	3	4,5	5,9	7,0	21	11,9	37,0	73,8	21	10	88	310	20
Hemminneva	4	5,1	6,1	6,9	19	7,2	24,2	44,0	19	15	48	150	18
Hyttilä	17	5,0	6,0	6,5	21	7,0	15,6	34,3	21	3	37	140	20
Iso Niemelä oja	6	4,2	5,4	7,5	19	8,7	39,1	69,8	19	26	170	330	19
Järvinevan laskuoja	13	4,3	5,8	7,8	27	3,0	12,4	22,3	27	8	22	44	21
Kanniainen oja	12	3,3	6,2	6,5	17	3,7	22,4	109	17	7	28	520	16
Karjoneva lasku-uoma	7	3,2	4,3	6,1	18	7,3	21,7	165	18	15	84	920	18
Keski-Koski	16	4,9	5,9	6,7	15	11,3	30,7	58,7	15	43	81	220	15
Kivikankaalta lähtevä	15	3,8	3,9	4,6	13	18,3	42,0	89,3	13	70	290	460	13
Luohuanjoki 86-tien silt	20	5,3	6,3	7,2	28	1,9	12,1	18,2	28	7	21	53	21
Mankisenoja	9	5,6	6,3	6,6	19	2,6	8,3	15,5	19	2	10	31	19
Mikonsaari	18	4,8	5,6	6,2	17	3,2	10,8	30,0	17	9	27	46	13
Nurkkala	10	5,5	6,2	6,7	17	6,0	13,8	22,7	17	17	27	59	17
Pehkolantien oja	2	4,2	5,3	6,1	19	6,1	19,5	49,8	19	27	66	220	19
Pesuanoja	23	5,6	6,0	6,9	23	2,4	8,9	13,4	23	5	9	30	21
Sakarimäki	1	4,8	6,0	6,6	18	11,2	35,3	76,0	18	14	75	330	18
Siikajoki oja 11	11	5,8	6,5	7,0	19	3,5	10,8	12,2	19	6	9	16	18
Siikajoki Ruukki vanhas	22	5,7	6,5	6,9	26	2,4	5,3	12,3	26	4	6	30	21
Siikajoki Saarikoski	19	5,8	6,5	7,3	26	2,0	4,5	7,8	26	3	4	12	20
Vesinevanoja oja	5	4,5	6,1	6,7	22	7,7	22,1	62,6	22	21	63	300	20

Veden pH vaihteli hyvin samansuuntaisesti havaintopaikkojen välillä (kuva 28). Matalampia pH-arvoja mitattiin kevään tulvahuipun jälkeen sekä syksyn sateiden aikaan. Kesä 2018 oli hyvin kuiva ja sen odotettiin näkyvän jokivesien happamuudessa syksyn sateiden alettua. Syksyn sateet tulivat pikkuhiljaa, eikä isompia rankkasadetapahtumia ollut alkusyksyn aikana, joten isompia happamia valumavesipulsseja ei muodostunut. Lokakuun lopulla 2018 kaikilla jokihavaintopaikoilla näkyi samankaltainen pH:n notkahdus, joka kuitenkin oli marraskuun näytteenottokerralla jo tasoittunut. Loka-marraskuun vaihteessa oli jo sen verran kylmä, että maa oli routaantunut ja talvi alkanut, joka myös todennäköisesti vähensi valumavesien suotautumista maaperään ja sitä kautta vaikutti happamia valumia vähentäen.

Keskellä pilottialuetta sijaitseva Vesinevanoja on 1980-luvulla täydennysperattu uoma, joka saa alkunsa metsätalousalueelta ja virtaa peltoalueiden halki Siikajokeen. Vesinevanojalla toteutettiin syksyn 2018 aikana peruskuivatushanke, joka toteutettiin luonnonmukaisena uoman syvyyttä lisäämättä alueella sijaitsevien happamien sulfaattimaiden takia. Vesinevanoja oli yksi tämän hankkeen vedenlaadun seuranta-apaikoista. Valumaveden pH putosi kaivujen jälkeen lokakuulla alle viiden (kuva 28). Kuivan kesän jälkeisten syksyn sateiden jälkeen myös muiden seuranta-apaikkojen pH-arvot laskivat lokakuulla samantapaisesti ja pienemmät uomat kävivät järjestään happamina. Vesinevanon pH:n lasku olikin todennäköisesti kuivan kesän ja sääolosuhteiden seurausta, eikä peruskuivatushankkeesta johtuvaa.



Kuva 28. Pilottialueen jokihavaintopaikkojen sekä Vesinevanon pH:n vaihtelu.

#### 4.2. Metallipitoisuudet

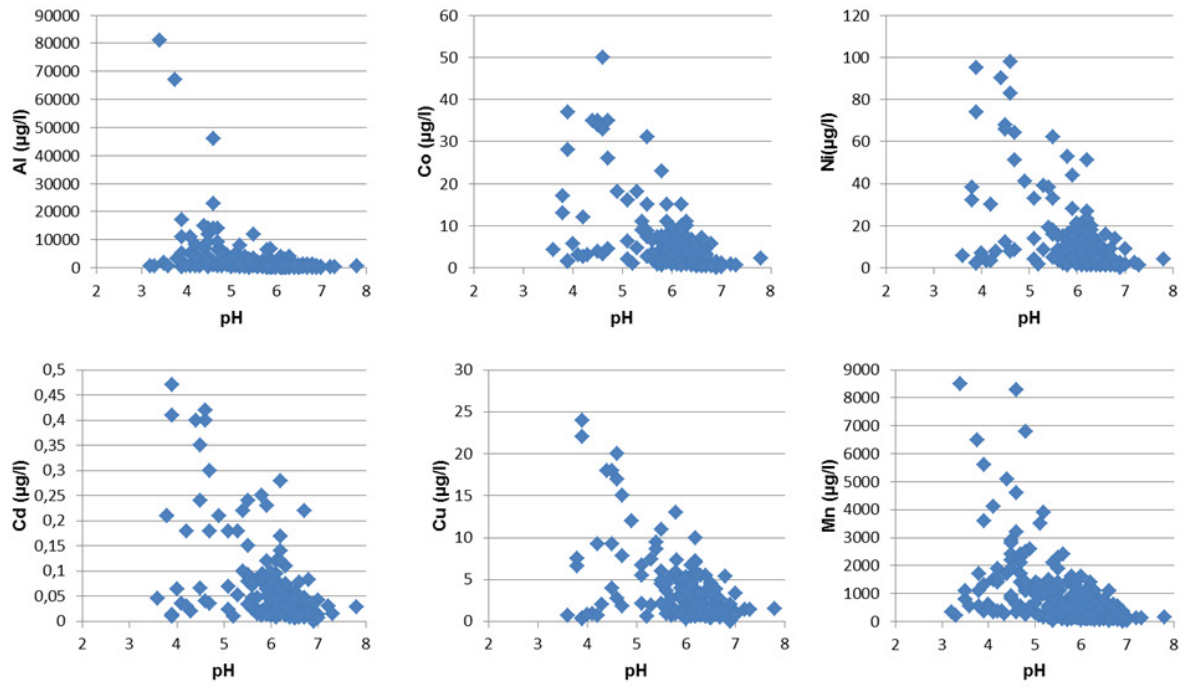
Maaperässä happamien sulfaattimaiden hapettumistuotteena muodostunut rikkihappo liuottaa maaperästä useita metalleja, joten valumavedet ovat näillä alueilla tyypillisesti hyvin metallipitoisia. Metallit ovat happamassa vedessä liukoisia eli eliöiden kannalta kaikkein myrkyllisimmissä, biosaatavassa, muodossaan. Happamien sulfaattimaiden valumavesille tyypillisiä metalleja ovat alumiini (Al), kadmium (Cd), koboltti (Co), mangaani (Mg), nikkeli (Ni) ja sinkki (Zn) (Fältmarsch ym. 2008). Näiden kaikkien metallien suurimmat pitoisuudet määritettiin pilottialueella matalimpien pH-arvojen yhteydessä (kuva 29). Vesipuidedirektiivin johdannaisdirektiivissä on annettu ympäristölaatonormit kadmiumin, lyijyn ja nikkelin liukoille pitoisuuksille pintavedessä (2008/105/EY). Suomen vesistöissä metallipitoisuudet ovat pääsääntöisesti ympäristölaatonormeja pienempiä, mutta esimerkiksi happamien sulfaattimaiden esiintymisalueilla ylityksiä voi esiintyä (Verta ym. 2010). Happamien sulfaattimaiden vesistöille suositellaan käytettäväksi turvemaiden vesien ympäristölaatonormeja, jotka ovat kadmiumille 0,1 µg/l, lyijylle 1,7 µg/l ja nikkelille 5 µg/l (AA-EQS<sub>sovel</sub>, Kangas 2018). Ruukin pilottialueen vedenlaadun seuranta- ja lyijypitoisuudet eivät seuranta-aikana ylittäneet ympäristölaatonormeja, mutta kadmium ja nikkeli ylittivät ajoittain (taulukko 6). On kuitenkin huomioitava, että ympäristölaatonormissa lyijyn ja nikkelin osalta tarkoitetaan biosaatavia pitoisuuksia ja kadmiumin osalta liukoisia pitoisuuksia (< 0,45 µg/l) ja tämän hankkeen tulokset ovat kokonaispitoisuuksia, joten ne eivät ole suoraan verrattavissa keskenään.

Ruukin pilottialueen vedenlaadun seurannan metallien kokonaispitoisuuksia verrattiin SuHE-hankkeen jo happamoituneiden turvetuotanto- ja jälkikäyttökosteikkokohteiden metallien kokonaispitoisuuksiin (Hadzic ym. 2014), Vaasan ja Kokkolan seudulta määritettyihin maatalousojien metallien kokonaispitoisuuksiin (Sundström ym. 2002) sekä valtakunnallisesta puroaineistosta vuonna 2006 määritettyihin metallien suodatettuihin (< 0,45 µg/l) pitoisuuksiin (Tenhola & Tarvainen 2008). Havaitut pitoisuudet

olivat selkeästi taustapitoisuuksia korkeampia, joka oli oletettavissakin sekä valuma-alueen maankäytön että happamien sulfaattimaiden esiintymisen perusteella (taulukko 6). Pilottialueen metallipitoisuudet olivat melko samaa tasoa SuHE-hankkeessa havaittujen pitoisuuksien kanssa ja rautaa ja vanadiinia lukuun ottamatta selkeästi pienempiä kuin Vaasan ja Kokkolan seudun maatalousojista määritetyt metallipitoisuudet. Pääosa Suomen happamista sulfaattimaista sijaitsee Vaasan ja Kokkolan seudulla ja sulfaattimaat ovat siellä saviperäisessä maassa tyypillisesti monosulfidina. Pohjois-Pohjanmaan turvevaltaisessa maaperässä sulfidit näyttävät esiintyvän usein pyriittimuodossa. Erot maaperän laadussa voivat vaikuttaa myös metallien huuhtoutumiseen, esimerkiksi rautaa huuhtoutuu turvemailta luonnostaan savimaita enemmän.

Taulukko 6. Pilottialueen vedenlaadun seurantapaikkojen metallien kokonaispitoisuudet ( $\mu\text{g/l}$ ) (n = havaintojen lukumäärä) verrattuna SuHE-hankkeen koekohteiden kokonaispitoisuuksiin (Hadzic ym. 2014), Vaasan ja Kokkolan seudun maatalousojien kokonaispitoisuuksiin (Sundström ym. 2002) sekä suodatetuihin ( $0,45 \mu\text{g/l}$ ) taustapitoisuuksiin vuodelta 2006 (Tenhola & Tarvainen 2008). Tähdellä merkitty taustapitoisuus (Lahermo ym. 1996).

		Ruukin pilottialue			SuHE-hankkeen koekohteet	Maatalous- ojat HS-mailla	Taustapitoisuus
		$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
Alkuaine	n	Mediaani	Maksimi	Minimi	Mediaani	Mediaani	Mediaani
Al	373	550	81000	17	733	40553	85,6
As	208	0,6	2,1	0,1	0,6	1,5	0,37
Cd	208	0,03	0,47	0,01	0,03	2,7	< 0.02*
Co	208	3	50	0,21	12	177	0,17
Cr	208	1,2	10	0,3	0,8	6,5	0,40
Cu	208	1,5	95	0,28	1,4	49	0,55
Fe	373	3800	35000	430	5780	2886	0,76
Mn	373	340	8500	19	340	6490	32,6
Ni	208	4,15	98	1,1	7,4	338	0,60
Pb	208	0,15	0,78	0,011	0,42	0,60	0,15
V	208	1,85	10,00	0,19	0,39	0,79	0,61
Zn	373	15	790	1	38	710	3,58
pH	495	6,0	7,8	3,2	4,3	3,8	6,5



Kuva 29. Happamille sulfaattimaille tyypillisten metallien (Al, Co, Ni, Cd, Cu, Mn) riippuvuus veden happamuudesta.



## Lähteet

- Fältmarsch R., Åström M. & Vuori K.-M. 2008. Environmental risks of metals mobilised from acid sulphate soils in Finland: a literature review. *Boreal Environment Research* 13: 444-456.
- Hadzic M., Postila H., Österholm P., Nystrand M., Pahkakangas S., Karppinen A., Arola M., Nilivaara-Koskela R., Häkkinen K., Saukkoriipi J., Kunnas S. & Ihme R. 2014. Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät. SuHE-hankkeen aineistoraportti. Suomen ympäristökeskus 2014: 115 s.
- Kangas A. (toim.) 2018. Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltaminen. Kuvaus hyvistä menettelytavoista. Ympäristöministeriön raportteja 19/2018
- Lahermo P., Väänänen P., Tarvainen T. & Salminen R. 1996. Suomen geokemian atlas. Osa 3: Ympäristögeokemia - purovedet ja sedimentit. Espoo. Geologian tutkimuskeskus. 218 s.
- Sundström R., Åström M. & Österholm P. 2002. Comparison of the Metal Content in Acid Sulphate Soil Runoff and Industrial Effluents in Finland. *Environmental Science & Technology*. 36(20), 4269-4272.
- Tenhola M. & Tarvainen T. 2008. Purovesien ja orgaanisten purosedimenttien alkuainepitoisuudet Suomessa vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006. Geologian tutkimusraportti 172. 60 s.
- Verta M., Kauppila T., Londesborough S., Mannio J., Porvari P., Rask M., Vuori K.-M. & Vuorinen P. 2010. Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä – Ehdotus laatu normien toimeenpanosta. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2010. 45 s.

## 5. Turvepaksuuden ja kuivatusojaston merkitys happamuuskuormituksen muodostumisessa

**Miriam Nystrand & Peter Österholm**

### 5.1. Tutkimusalue ja menetelmät

Happamia sulfaattimaita on turvetuotantoalueilla tutkittu 'Sulfaattimailta syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät (SuHE)' -hankkeessa vuosina 2011–2014. Hankkeessa tutkittujen turvetuotantoalueiden maaperässä ei tällöin havaittu laajoja hapettuneita sulfidikerroksia ( $\text{pH} \leq 4$  mineraalimaassa ja  $\text{pH} \leq 3$  turpeessa) (Hadzic ym. 2014). Useilla tutkimuksessa mukana olleilla alueilla sarkaojien veden  $\text{pH}$  oli kuitenkin paikoitellen alhainen ( $< 5$ ) ja veden sähkönjohtavuus korkea ( $> 20$  mS/m). Tulosten perusteella hapettumista oli tuotantoalueilla tapahtunut vain pienillä rajatuilla alueilla, oletettavasti ojanpenkereillä. Tämän SulfaII-hankkeen tavoitteena oli tarkentaa happamuuden syntymekanismia sulfidipitoisilla turvetuotantoalueilla ja selvittää toimintatapoja, joilla voidaan vähentää happamilla sulfaattimailta turvetuotannosta johtuvia happamoitumisriskejä. Näiden tavoitteiden saavuttamiseksi hankkeessa selvitettiin turvepaksuuden ja kuivatusojaston merkitystä happamuuskuormituksen muodostumisessa happamilla sulfaattimailta sijaitsevilla turvetuotantoalueilla.

Tutkimuskohteiksi valittiin 13 turvetuotantoaluetta Vaasasta Rovaniemelle ulottuvalta alueelta (kuva 30), joilla tiedettiin etukäteen olevan sulfidipitoinen maaperä ja jäljellä enää ohut turvekerros. Jokaiselta tutkimusalueelta pyrittiin ottamaan maanäyteprofiileja noin 5–10 maanäytepisteestä (alueen koosta riippuen; taulukko 7). Lähes kaikilla hankkeessa tutkituilla alueilla sarkaojat ulottuivat jo mineraalimaahan asti (kuva 31). Alueet sijaitsivat noin 50–100 metrin korkeudella nykyisestä merenpinnasta. Alle sadan metrin korkeudella nykyisestä merenpinnasta, mahdolliset rikki-pitoiset maat ovat peräisin muinaisen merenpohjan, etenkin Litorinameren, pohjasedimenteistä ja/tai mustaliuskeista. Yli sadan metrin korkeudella mahdollisesti rikki-pitoiset maat ovat pääasiassa peräisin mustaliuskeista. Laukkuvuoma ja Pikarinneva sijaitsivat vähän yli sadan metrin korkeudella nykyisestä merenpinnasta ja muut tutkitut alueet noin 50–100 metrin korkeudella nykyisestä merenpinnasta.



Kuva 30. Tutkimuskohteiksi valitut turvetuotantoalueet (1-13) ja Litorinameren ylin rantaviiva.



Kuva 31. Lähes kaikilla tutkimuskohteilla sarkaojat ylettyivät mineraalimaahan asti. Kuva: Miriam Nystrand.

Tutkimukseen valituilta turvetuotantoalueilta otettiin jokaiselta useampia maaperänäytteitä (kuva 32 ja taulukko 7). Näytteenoton yhteydessä mitattiin kenttämittauksin ojaveden pH ja sähkönjohtavuus (EC). Maanäytteistä mitattiin maasto-pH 10 cm:n välein ja määritettiin maalaji rakennusteknisen luokituksen mukaan (mm. Salonen ym. 2002) aistinhavaintojen perusteella. Maalajien tunnistamisessa asiantuntijan aistinvarainen ”sormitunnistus” on todettu riittäväksi. Lisäksi näytteistä määritettiin laboratoriossa kokonaisrikkipitoisuus (aqua regia -liuotus) ja hapettumisnopeus/-alttius (inkubaatio 16 vk huoneenlämmössä; Åbo Akademi tai GTK). Maanäyteprofiileista määritettiin turve- ja mineraalimaakerroksista orgaanisen aineksen osuus (hehkutushäviö 550 °C; Åbo Akademi) ja asiditeetti inkuboiduista näytteistä (potentiaalinen asiditeetti; Åbo Akademi).



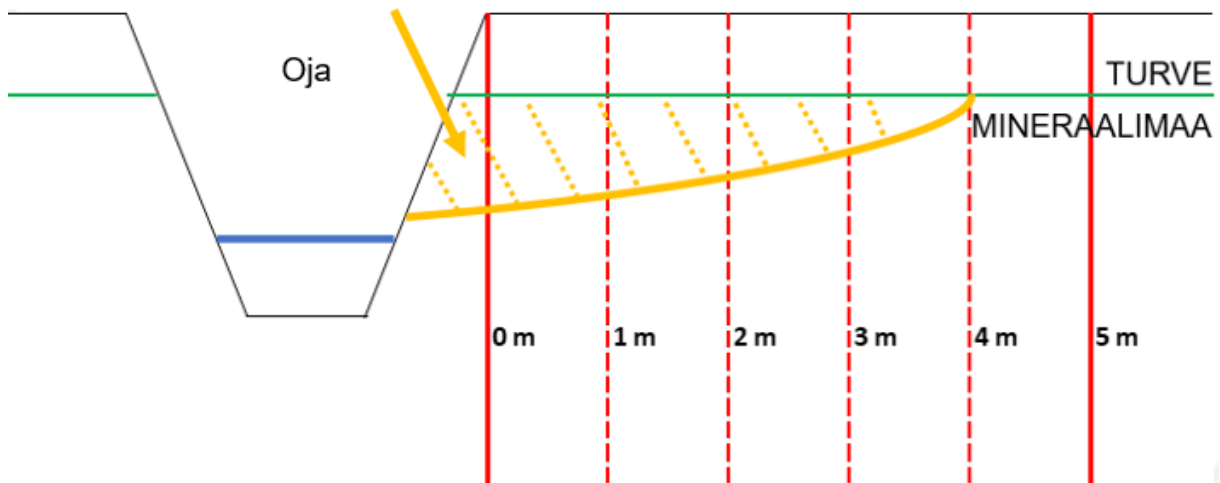


Kuva 32. Kaikilta tutkimusalueilta otettiin useampia maaperänäytteitä (ylempi kuva). Alakuvassa maaperäprofiilin oikea puoli: pelkistynyt hienorakeinen sulfidinen mineraalimaa (mineraalimaa vielä tiivis, joka ei juuri johda vettä). Alakuvassa profiilin vasen puoli: hapettunut karkearakeinen sulfidinen maa, johon on muodostunut rakennetta, eli halkeamia, joita pitkin vesi ja ilma pääsevät helposti kulkemaan. Hapettuneessa sulfaattimaassa on myös usein oranssinruskeita rautasaostumia (näkyvä myös kuvassa). Kuvat: Miriam Nystrand.

Taulukko 7. Tutkimusalueiden kuvaus. Maaperänäytopisteitä oli yhteensä 106, joista 84 pisteeltä todettiin sulfaattimaata. Maalajit luokiteltiin rakennusteknisen luokituksen mukaan. Taulukossa lihavoinnilla korostetut kohteet ovat Litorinarajan ulkopuolella mustaliuskealueilla.

Tutkimusalue	Kaikki näytopisteet		Sulfaattimaata sisältävät näytopisteet		
	Kaikki 106 pistettä	Todettu sulfaattimaata 84 pistettä	Mineraalimaan paksuus m	Mineraalimaan dominoiva maalaji	Turpeen paksuus m
Lamminneva	7	3	0,02–0,75	Hiesu/Hiekka	0,00–0,35
Jahtavisneva	7	7	0,60–1,05	Hieta	0,00–0,60
Kuuhkamonneva	14	10	0,25–1,20	Hiesu	0,00–0,45
Hourunneva	12	9	0,20–1,00	Hieta	0,00–0,95
Haarasuo	11	10	0,10–0,90	Hiesu/hieta/moreeni	0,00–0,65
Pikarineva	7	6	0,10–0,70	Hiesu	0,20–0,75
Isosuo	3	3	0,30–0,90	Hiesu/hieta	0,00–0,25
Luisansuo	9	5	0,20–0,90	Hieta	0,10–1,10
Koutuansuo	10	9	0,20–0,90	Hiesu/hieta	0,10–1,00
Keskiaapa	3	2	0,20–0,40	Hiesu/hieta	0,05–0,45
<b>Petäikönsuo</b>	9	9	0,45–1,80	Hiekka	0,00–1,20
<b>Ristivuoma</b>	10	7	0,07–1,00	Moreeni	0,00–0,80
<b>Laukkuvuoma</b>	4	4	0,15–0,90	Hieta	0,20–0,90

Maastokartoitus koostui maaperäkairauksista (kuva 32), jotka ulottuivat korkeintaan noin kahden metrin syvyyteen maanpinnasta, josta vähintään 60 cm oli mineraalimaata (kuva 33). Jos mineraalimaan pH oli  $\leq 4$  (hapettumista tapahtunut), otettiin näytepisteestä pidempi maanäyteprofiili; 40 cm alla olevaan pelkistyneeseen kerrokseen. Ojituksen vaikutusta maaperän hapettumiseen selvitettiin ottamalla maanäyteprofiilit joka näytteenottopisteellä sekä välittömästi sarkaojan reunasta että viisi metriä ojanreunasta. Jos näissä profiileissa oli havaittavissa hapettumista, otettiin näyteprofiilit lisäksi ojan reunasta alkaen metrin välein viiteen metriin saakka ojasta (kuva 33). Joka näytepisteeltä otettiin kahdesta näyteprofiilista (profiilit 0 ja 5 metriä ojan reunasta) jatkoanalyysijä varten alemmasta turvekerroksesta kaksi 25 cm:n näytettä ja ylemmästä mineraalimaakerroksesta pyrittiin ottamaan ainakin kolme näytettä 20 cm:n välein. Koska kahden eri maalajin näytteitä ei tule yhdistää, huomioitiin näytteenotossa myös maalaji. Tyypillinen maaperänäyteprofiili koostui orgaanista ainesta sisältävästä turpeesta (orgaanisen aineen osuus kuivamassasta  $\geq 75\%$ ) ja sen alla olevasta postglasiaalisesti kerrostuneesta mineraalimaasta. Turvekerrosten paksuus vaihteli 0–1,2 m:n välillä (taulukko 7). Mineraalimaan maalaji vaihteli savesta moreeniin hienorakenteisempien maalajien ollessa yleisempiä (savesta hietaan; taulukko 7). Mineraalimaa sisälsi runsaasti orgaanista ainetta ( $> 2\%$ ), mikä on tyypillistä happamilla sulfaattimailla, ja ne luokiteltiin liejuisiksi (2–6 % orgaanista ainetta) tai liejuiksi ( $\geq 6\%$  orgaanista ainetta).



Kuva 33. Havainnekuva maaperäprofiilien näytteenotosta. On todennäköistä, että turvetuotantoalueilla turpeen alaisessa mineraalimaassa hapettumista ( $\text{pH} \leq 4$ ) on tapahtunut vain sarkaojen penkereillä ja ylimmässä osassa mineraalimaakerrosta (keltainen alue). Maastokartoituksessa otettiin enintään 2 metrin pituisia maanäyteprofiileja 0 ja 5 metrin päässä ojasta. Jos hapettumista oli maastossa havaittavissa ( $\text{pH} \leq 4$  mineraalimaassa ja  $\text{pH} \leq 3$  turpeessa) otettiin näyteprofiilit myös 1, 2, 3 ja 4 metrin päästä ojasta.

Kaikilta tutkimuskohteilta löytyi sulfidipitoista maa-ainesta, ja kaikki ne kartoituspisteet, joilla todettiin todellista ja/tai potentiaalista hapanta sulfaattimaata otettiin mukaan tutkimukseen (84 pistettä; taulukko 7). Happaman sulfaattimaan esiintyminen todettiin joko maastossa mitatulla pH-arvolla ( $\text{pH} \leq 4$  mineraalimaassa ja  $\leq 3$  turpeessa) ja/tai pH inkubaatiolla. Inkubaatiossa turve-, mineraalimaa- ja moreeniäytteen annettiin hapettua 16 viikkoa huoneenlämmössä kostuttaen niitä välillä deionisoidulla vedellä, niin etteivät näytteet päässeet kuivumaan. Maanäytteen pH-arvo mitattiin alkutilanteessa ja seurattiin hapetusjakson aikana (viikoilla 1, 2, 4, 8 ja 16). Mikäli pH laski neljään tai alle mineraalimaanäytteissä ja kolmeen tai alle turvenäytteissä, ja pudotusta oli tapahtunut vähintään puoli yksikköä, todettiin, että kyseessä on potentiaalinen sulfaattimaa. Tutkimuskohteilla potentiaaliset sulfaattimaat olivat tunnistettavissa useimmiten jo alle neljän viikon inkuboinnin jälkeen: mineraalimaassa yleensä 1–8 viikon inkuboinnin jälkeen ja turpeessa n. 4–8 viikon inkuboinnin jälkeen.



Tulosten tulkinnessa on huomioitava, että tässä osatutkimuksessa tutkimusalueiksi valittiin tarkoituksella alueita, joilla ennestään tiedettiin olevan sulfidiesiintymiä, joten tämän tutkimuksen perusteella ei voida ottaa kantaa siihen kuinka yleisiä sulfidiesiintymät turvetuotantoalueilla ovat. On myös huomioitava, että näiden tulosten perusteella ei voida arvioida tuotantoalueiden sulfidiesiintymien kokonaisvaikutusta ympäristöön koska eri tuotantoalueiden alapuoliset vesistöt ovat erilaisia ja koska nämä tutkimukset on tehty tuotantoalueen sisällä eli vesienkäsittelyrakenteiden yläpuolella, jolloin tulosten perusteella ei voida tehdä johtopäätöksiä tuotantoalueelta lähtevän veden laadusta.

Maastotutkimusten tueksi tehtiin myös kokonaisten maaperäprofiilien hapettumiskokeita laboratorio-olosuhteissa (22 °C). Hapettumiskokeissa oli tarkoitus simuloida eri turvepaksuuksien (0, 5, 15, 30 ja 50 cm) suojaavaa vaikutusta alapuolisen mineraalimaan hapettumiseen kahden äärimmäisen kuivan peräkkäisen kesäkauden aikana. Tähän tarkoitukseen otettiin paksumpia (halkaisija 16 cm) 1,5 metriä pitkiä maaperäprofiilia kahdesta näytteenotto paikasta (5 profiilia/paikka) Hakasuolta, josta oli ennestään tiedossa mm. maaperän rikkipitoisuudet ja hapettumisalttius. Profiilien annettiin kuivua/hapettua kymmenen kuukauden ajan ilman kastelua laboratoriossa huoneenlämmössä (n 22 °C) (kuva 34). Hapettumista seurattiin hapettumiskokeen aikana ottamalla viisi kertaa (1–2 kuukauden välein) mineraalimaanäytteet kahdesta kohtaa profiileista (kuva 34), joista analysoitiin mm. vesipitoisuus, pH, rikkipitoisuus ja asiditeetti. Kokeen alussa ja lopussa profiileista otettiin turvenäytteet ja analysoitiin niistä myös mm. vesipitoisuus, pH ja asiditeetti.



Maalaji	Syvyys (m)	Maapinta
	0	
Turve	0,1	Turve
Turve	0,2	
Turve	0,3	
Turve	0,4	
Turve	0,5	
Turve	0,6	
Turve	0,7	
Turve	0,8	
Turve	0,9	
Turve	1,0	
Liejuinen hiesu	1,1	Sedimentti
Liejuinen hiesu	1,2	
Liejuinen hiesu	1,3	
Liejuinen hiesu	1,4	
Hiekka	1,5	
Hiekka	1,6	

Diagram illustrating the soil profile and sampling locations. A vertical red double-headed arrow indicates the 'Otettu profiili' (sampled profile) from 0 to 1.5 meters. Red arrows point to 'Otettu turvenäyte' (sampled peat sample) at 1.0 m, and 'Otettu sedimenttinäyte' (sampled sediment sample) at 1.1 m and 1.2 m.

Kuva 34. Maaperän hapettumiskoe laboratorio-olosuhteissa (22 °C). Kokeessa tavoitteena oli simuloida kahden peräkkäisen äärimmäisen kuivan kesän vaikutusta ja tutkia eri paksuisen (0, 5, 15, 30 ja 50 cm) turvekerroksen suojaavaa vaikutusta alla olevan mineraalimaan hapettumiseen. Kuva: Miriam Nystrand.

## 5.2. Rikki happamuuslähteenä

Happamaksi sulfaattimaaksi luokitellaan mineraalimaat, joiden pH laskee < 4,0 sulfidirikin hapettumisen johdosta, joka tapahtuu yleensä, jos rikkipitoisuus hienorakenteissa mineraalimaassa on yli 0,2 %. Tähän tutkimukseen valittiin alueita, joilla ennestään tiedettiin olevan sulfidiesiintymiä, joten kokonaisrikkipitoisuudet (S) olivat otetuissa mineraalimaanäytteissä tyypillisesti yli 0,2 % ja jopa yli 2 %. Rikki esiintyi tutkimusalueiden mineraalimaassa pääasiassa sulfideina ja yleisin sulfidimuoto oli maastossa

harmaansininen silmämääräisesti vaikeammin tunnistettava pyriitti (FeS<sub>2</sub>; Hadzic ym. 2014). Rikkipitoisuus vaihteli mineraalimaassa huomattavasti (taulukko 8, kuva 36) ollen yleensä korkeimmillaan heti turvekerroksen alla (kuva 35) ja pieneni yleensä nopeasti 30–50 cm paksun rikkipitoisen kerroksen jälkeen. Maaperässä piilevä potentiaalinen happamuuskuormitus oli siis korkeimmillaan heti turvekerroksen alapuolisessa mineraalimaakerroksessa.

Taulukko 8. Mineraalimaan kokonaisrikkipitoisuudet (%), potentiaalinen (inkubaatio) asiditeetti (mmol/kg), kenttä pH ja pH inkuboinnin jälkeen profiilien, jotka on otettu 5 m ojasta, sedimenttikerroksesta 20–60 cm turve/mineraalimaanrajan alapuolelta. Med = mediaanipitoisuus; Min = minimipitoisuus; Max = maksimipitoisuus.

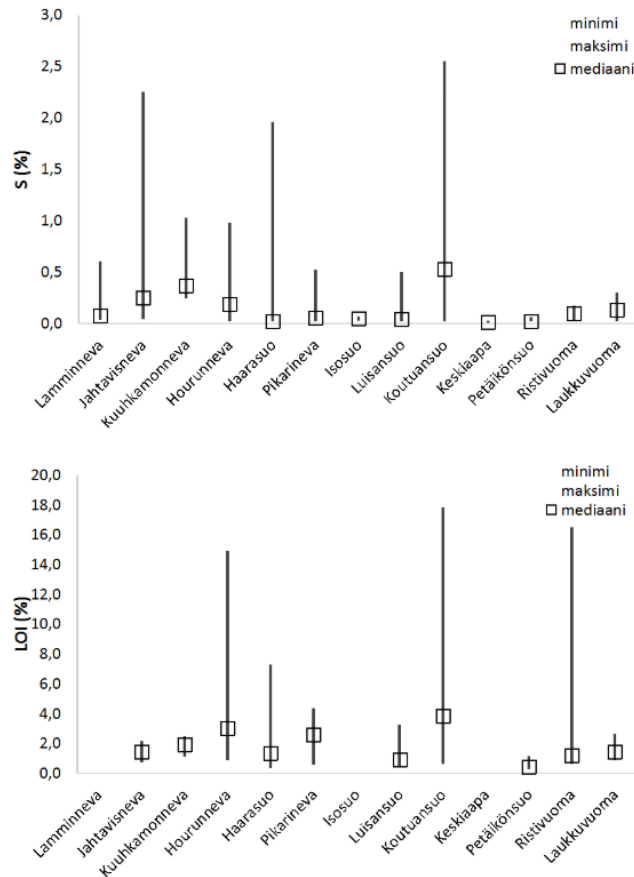
Sedimenttimaa												
Alue	Kenttä pH			Inkubaatio pH Inkuboitu 16 viikkoa			Potentiaalinen asiditeetti (mmol/kg), pH 5,5 Inkuboitu 16 viikkoa			Kokonaisrikkipitoisuus (%)		
	med	min	max	med	min	max	med	min	max	medi	min	max
Lamminneva	6,3	4,4	7,2	3,5	2,3	4,8	-	-	-	0,08	0,03	0,60
Jahtavisneva	5,8	3,7	6,6	2,7	2,2	4,1	106,7	43,8	141,6	0,25	0,04	2,25
Kuuhkamonneva	5,9	3,0	6,6	2,5	1,9	5,1	86,8	6,1	117,8	0,37	0,24	1,03
Hourunneva	6,3	5,0	6,6	3,1	2,1	5,0	8,2	1,7	211,2	0,19	0,02	0,98
Haarasuo	6,0	5,2	6,6	3,5	2,3	5,5	20,7	2,5	413,3	0,02	0,02	1,96
Pikarineva	6,1	5,7	6,6	4,0	2,9	5,2	4,0	0,9	21,1	0,06	0,02	0,52
Isosuo	5,3	3,8	6,0	3,2	2,7	4,0	-	-	-	0,05	0,02	0,07
Luisansuo	6,6	6,1	7,0	3,2	2,5	4,7	2,4	0,5	19,1	0,04	0,02	0,50
Koutuansuo	6,0	5,1	6,6	2,5	2,2	4,1	21,0	0,7	77,6	0,53	0,02	2,55
Keskiaapa	6,5	6,4	6,8	4,8	4,6	5,2	-	-	-	0,01	0,01	0,03
<b>Petäikönsuo</b>	5,2	3,7	6,9	3,4	2,0	5,6	9,9	1,5	33,4	0,02	0,02	0,06
<b>Ristivuoma</b>	6,0	4,2	6,8	4,2	2,8	5,4	17,0	2,7	38,4	0,10	0,02	0,17
<b>Laukkuvuoma</b>	6,1	4,7	6,7	3,3	2,9	4,6	58,3	17,3	60,1	0,13	0,02	0,30

Lihavoinnilla merkityt kohteet sijaitsevat Litorinarajan ulkopuolella.

Maalaji (0 m profiili)	Syvyys (m)	Sarkaoja: Leveys 1,2 m Veden pH 3.9 Veden EC 78 mS/m Vedenpinta ojassa 10 cm	Rikki (%)			Rikki (%)		Maalaji (5 m profiili)	Syvyys (m)
			0 m	1 m	2 m	3 m	4 m		
							0.59	Turve	0.0
							0.59	Turve	0.1
Liejuinen hiesu (Fe-saostumia)	0.0		0.15				1.20	Liejuinen hiesu	0.2
Liejuinen hiesu (Fe-saostumia)	0.1		0.15				1.20	Liejuinen hiesu	0.3
Liejuinen hiesu (Fe-saostumia)	0.2		0.36				0.62	Liejuinen hiesu	0.4
Liejuinen hiesu (Fe-saostumia)	0.3		0.36				0.62	Liejuinen hiesu	0.5
Liejuinen hiesu (Fe-saostumia)	0.4		0.25				0.28	Liejuinen hiesu	0.6
Liejuinen hiesu (Fe-saostumia)	0.5		0.25				0.28	Liejuinen hiesu	0.7
Liejuinen hiesu	0.6		0.21				0.23	Liejuinen hiesu	0.8
Liejuinen hiesu	0.7		0.21				0.23	Liejuinen hiesu	0.9
Liejuinen hiesu	0.8		0.15				0.17	Liejuinen hiesu	1.0
Liejuinen hiesu	0.9		0.15				0.17	Liejuinen hiesu	1.1
Liejuinen hiesu	1.0		0.15				0.15	Liejuinen hiesu	1.2
Liejuinen hiesu	1.1		0.15				0.15	Liejuinen hiesu	1.3
Liejuinen hiesu	1.2							Liejuinen hiesu	1.4
Liejuinen hiesu	1.3							Liejuinen hiesu	1.5
Liejuinen hiesu	1.4							Liejuinen hiesu	1.6
Liejuinen hiesu	1.5							Liejuinen hiesu	1.7
Liejuinen hiesu	1.6								
Liejuinen hiesu	1.7								
Liejuinen hiesu	1.8								

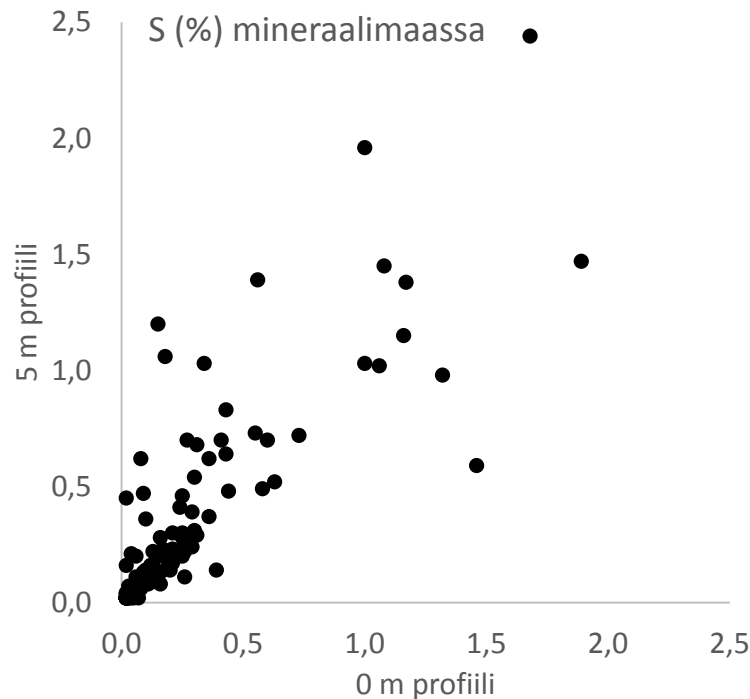
Kuva 35. Kokonaisrikkipitoisuudet (S) tyypillisessä maaperäprofiilissa Litorina-alueen tuotantoalueella, jolla turvekerrosta ei juuri ole jäljellä. Rikkipitoisuus oli yleensä korkeimmillaan mineraalimaassa heti turvekerroksen alla. Vihreä alue = alhainen rikkipitoisuus; oranssi ja punainen alue = korkea rikkipitoisuus.

Litorina-alueella sijaitsevien tutkimuskohteiden keskimääräiset rikkipitoisuudet mineraalimaassa olivat pääsääntöisesti suurempia kuin Litorina-alueen ulkopuolella sijaitsevien kohteiden mineraalimaan rikkipitoisuudet (kuva 36). Litorina-alueella sijaitsevien kohteiden mineraalimaassa oli myös keskimäärin enemmän orgaanista ainesta (LOI) kuin Litorina-alueen ulkopuolisilla kohteilla (kuva 36). Orgaanisen aineksen määrä on edistänyt hapettoman tilan syntymistä muinaisen Litorinameren pohjalla, ja on sitä kautta ollut sulfidikerrosten muodostumisen edellytys, ja selittää myös sulfidien runsaampaa esiintymistä Litorina-alueella (Hadzic ym. 2014). Proterotsooisen kauden mustaliuskeiden jäänteitä esiintyy maaperässä vain paikoitellen. Mustaliuskeista peräisin oleva rikki on aikojen saatossa voinut myös mobilisoitua yllä olevaan turvekerrokseen ja/tai vesistöihin ja näin ollen huuhtoutua pois alueelta. Toisaalta Mattbäck ym. (2018) ovat todenneet, että vaikka sulfidipitoisuudet ovat yleensä pienempiä karkeammassa mineraalimaassa (< 0,2 % S esim. hiekassa ja moreenissa), voivat nämä silti happamoitua voimakkaasti inkubaatiossa. Myös tässä tutkimuksessa karkeammassa mineraalimaassa (kappale 3.3.3) rikkipitoisuudet olivat paikoitellen alhaisia (0,02–0,2 %), mutta näytteet happamoituivat voimakkaasti inkubaatiossa. Tämä johtuu karkearakeisten maiden luontaisesti heikosta puskurikyvystä pH-muutosta vastaan. Vaikka karkearakeisten maiden happamuuskapasiteetti ei ole yhtä suuri Litorina-alueiden hienorakeisiin maalajeihin (esim. savi tai hiesu) verrattuna, voi niistä silti aiheutua äkillisiä happamuus- ja metallikuormitusongelmia vesistöissä. Pelkän rikkipitoisuuden perusteella ei aina voidakaan päätellä potentiaalista happamuusriskiä karkearakeisessa mineraalimaassa tai moreenissa eli alhainen rikkipitoisuus (< 0,2 %) ei näissä karkearakeisissa maalajeissa tarkoita, ettei happamuusriskiä ole.



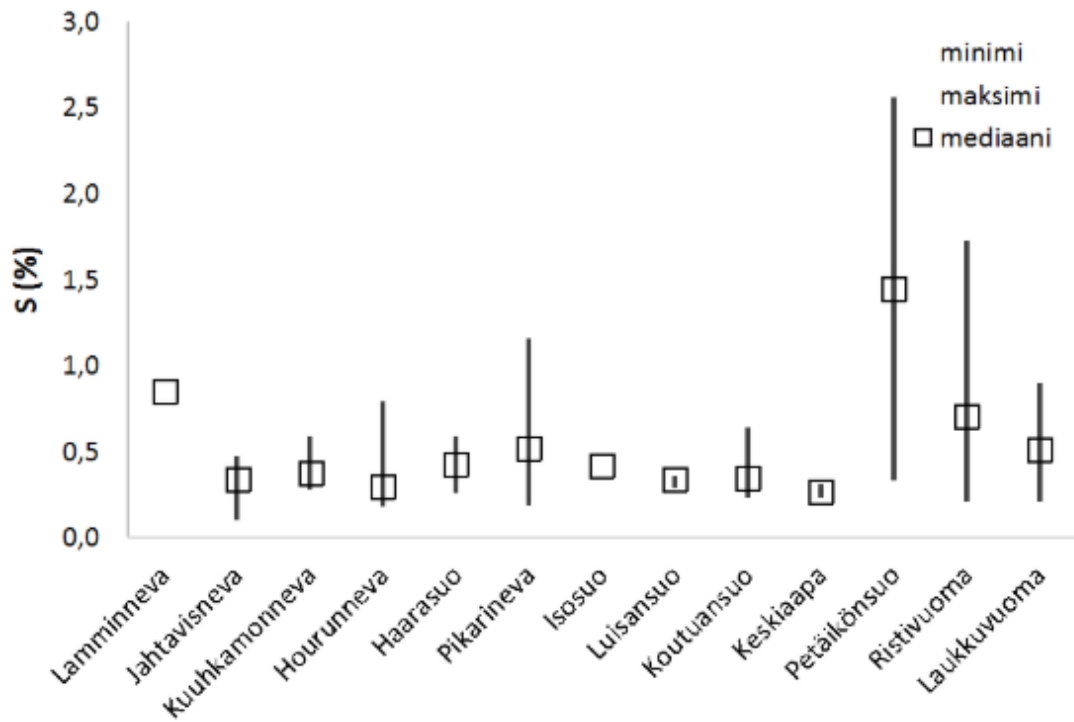
Kuva 36. Tutkimusalueiden mineraalimaan (n. 20–60 cm turve/sedimenttirajan alapuolelta) kokonaisrikkipitoisuudet (S) ja orgaanisen aineiden (LOI) osuus (minimi, maksimi, mediaani) maaperäprofiileissa, jotka on otettu 5 metrin päästä ojan reunasta. Petäikönsuo, Ristivuoma ja Laukkuvuoma sijaitsevat Litorina-alueen ulkopuolella ja muut tutkimusalueet Litorina-alueella.

Tässä hankkeessa tutkituilla kohteilla mineraalimaan rikkipitoisuus oli paikoitellen jonkin verran matalampi heti ojan penkereellä verrattuna pitoisuuteen vähän kauempana (5 metriä) ojasta (kuvat 35 ja 37). Tämä oli havaittavissa etenkin sellaisilla alueilla, joilla turvetuotanto oli jo loppuvaiheessa ja turvekerrosta oli mineraalimaan päällä enää ohuesti jäljellä (kuva 35). Todennäköisesti ojan penkereiden rikki on jo alkanut liukenemaan mineraalimaasta hapettumisen takia ja sitä huuhtoutuu ojaveden rikkihappona. Vahvistusta tähän saatiin myös näytteenottopaikkojen ojien happamista vesistä (pH yleensä alle 5) ja korkeasta sähkönjohtavuudesta (yleensä yli 20 mS/m). Veden sähkönjohtavuus kuvaa veteen liuenneiden ionien määrää, eli sulfaatin ja metallien pitoisuuksia vedessä, ja siksi sähkönjohtavuuden perusteella pystytään yleensä erottamaan sulfidiperäinen happamoituminen (korkea sähkönjohtavuus) orgaanisperäisestä happamuudesta (matala sähkönjohtavuus), jota soilla yleisesti esiintyy (Auri ym. 2018).



Kuva. 37. Ojan penkereen ("0 m profiili") mineraalimaan rikkipitoisuuden korrelaatio mineraalimaan rikkipitoisuuteen viiden metrin päässä ojasta ("5 m profiili").

Turvenäytteiden suurimmat rikkipitoisuudet löytyivät niiltä tutkimusalueilta, joilla esiintyi mustaliusketta (kuva 38 ja taulukko 9). Turpeen orgaaninen aines sisältää jo luontaisesti rikkiä, ja mitä maatunneempaa turve on, sitä enemmän siihen kertyy rikkiä (riippuu mm. kasvifysiologisista ja geokemiallisista prosesseista; Virtanen 2005). Yleensä turpeen rikin suhde maankuoren keskiarvopitoisuuksiin on 5:1 (Virtanen 2005), mutta tässä hankkeessa tutkituilla mustaliuskealueilla turpeen rikin suhde oli pääasiassa näitä keskiarvopitoisuuksia suurempia (kuva 38). Tutkittujen mustaliuskekohteiden turvenäytteiden pH laski merkittävästi hapettuessaan ja tiettyjen sarkaojien pH oli paikoitellen alhainen ( $< 5$ ) ja sähkönjohtavuus korkea ( $> 20$  mS/m), mikä viittaa sulfidien hapettumiseen ja siihen, että merkittävä osa rikistä esiintyy todennäköisesti turpeessa sulfidina (Hadzic ym. 2014). Herranen (2010) esittää, että turpeessa oleva rikki olisi mahdollisesti kulkeutunut turpeeseen mineraalimaasta kasvien juurien kautta ja/tai noussut kapillaarisesti alla olevasta kallioperästä ja siten pelkistynyt turpeeseen. On todennäköistä, että rikki on kulkeutunut mustaliuskeista kauemmas valumavesien mukana (lateraalinen liike) ja esiintyy siksi suurina pitoisuuksina suon pohjaturpeessa (Virtanen & Lerssi 2006).



Kuva 38. Tutkimusalueiden alimman turvekerroksen kokonaisrikipitoisuudet (S, %) (minimi, maksimi, mediaani) viiden metrin päästä ojasta otetuissa profileissa. Petäikönsuo, Ristivuoma ja Laukkuvuoma sijaitsevat Litorina-alueen ulkopuolella ja muut tutkimusalueet Litorina-alueilla.



Taulukko. 9. Tutkimusalueiden alimman turvekerroksen kenttä pH, inkuboinnin jälkeinen pH, potentiaalinen (inkubaatio) asiditeetti (mmol/kg) ja kokonaisrikkipitoisuudet (%) viiden metrin päästä ojasta otetuissa profiileissa. Med = mediaanipitoisuus, Min = minimipitoisuus; Max = maksimipitoisuus.

Turve												
Alue	Kenttä pH			Inkubaatio pH Inkuboitu 16 viikkoa			Potentiaalinen asiditeetti (mmol/kg), pH 5,5 Inkuboitu 16 viikkoa			Kokonaisrikkipitoisuus (%)		
	med	min	max	med	min	max	med	min	max	med	min	max
Lamminneva	4,5	2,9	5,8	3,3	3,2	4,8	-	-	-	0,85	0,85	0,85
Jahtavisneva	5,0	4,0	5,0	3,9	3,2	4,5	223	150	277	0,34	0,10	0,48
Kuuhkamonneva	4,0	3,3	4,7	3,6	3,2	4,7	310	149	446	0,38	0,28	0,59
Hourunneva	4,5	3,8	5,6	4,5	4,0	5,2	298	14	774	0,30	0,18	0,79
Haarasuo	4,7	4,5	5,7	4,5	3,8	5,4	72	36	234	0,43	0,26	0,59
Pikarineva	5,4	4,4	6,2	4,7	4,0	5,2	30	16	40	0,52	0,19	1,16
Isosuo	3,7	3,3	4,4	3,7	3,3	3,8	-	-	-	0,42	0,42	0,42
Luisansuo	5,4	4,1	5,8	4,6	4,4	5,2	21	20	21	0,34	0,29	0,36
Koutuansuo	5,6	4,2	6,0	4,3	4,2	5,5	30	12	41	0,35	0,23	0,64
Keskiaapa	5,5	4,7	5,9	4,9	4,5	5,3	-	-	-	0,27	0,23	0,31
<b>Petäikönsuo</b>	4,1	2,9	5,6	4,1	1,8	5,0	142	43	351	1,45	0,33	2,56
<b>Ristivuoma</b>	5,2	3,7	6,8	4,2	3,6	4,9	194	137	285	0,71	0,21	1,73
<b>Laukkuvuoma</b>	4,9	4,4	5,5	4,2	3,8	4,2	282	153	399	0,51	0,21	0,90

Lihavoinnilla merkityt kohteet sijaitsevat Litorinarajan ulkopuolella

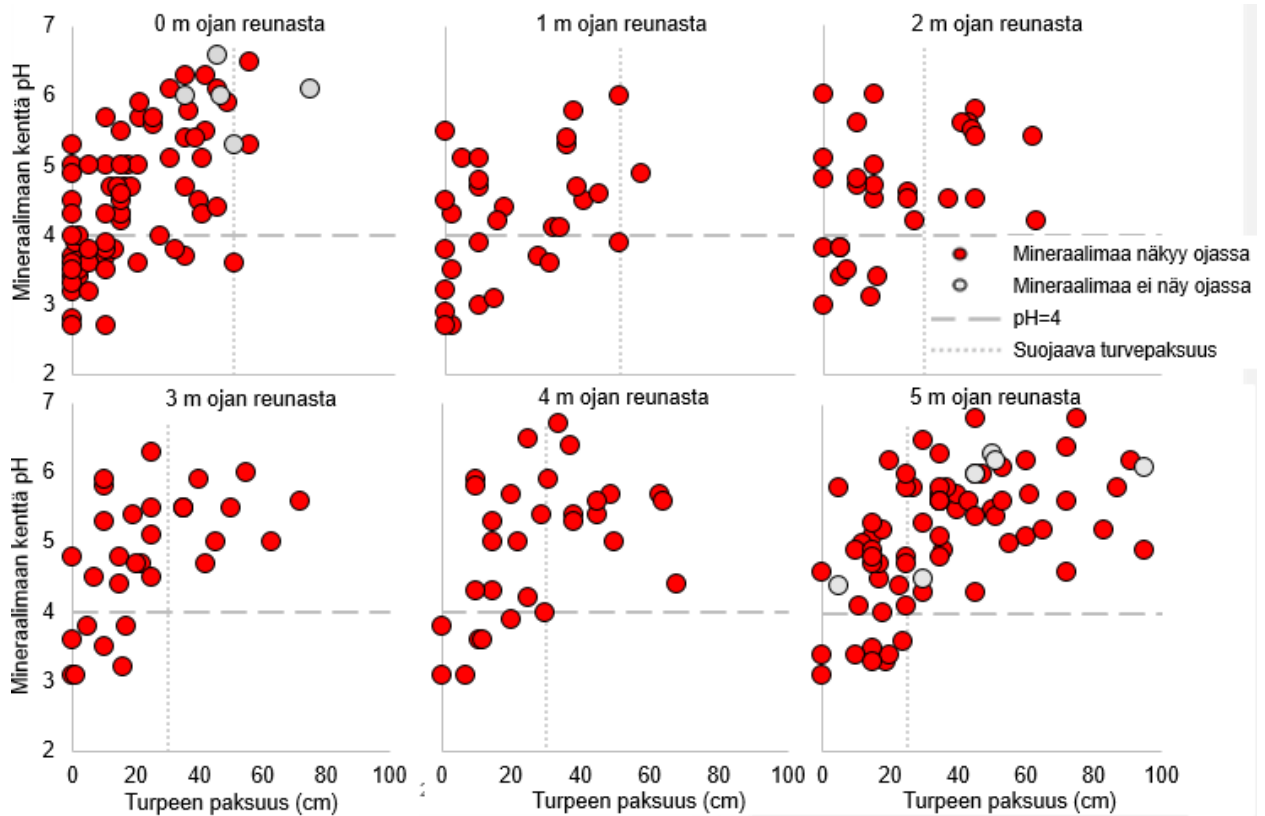
### 5.3. Turvekerroksen paksuus ja hapettuminen

Luonnontilaiset suot ovat normaalisti vedellä kyllästyneitä eli veden pinta ulottuu suon ylimpiin kerroksiin eikä pohjavedenkorkeus vaihtelee suuresti (Klöve ym. 2012). Myös ojituksen vaikutukset kokonaisvesitaseeseen ovat yleensä pieniä. Vesitaseessa tapahtuu vain vähäisiä muutoksia, jos kuivatusojat eivät ulotu turpeen alla oleviin mineraalimaakerrostumiin (Hynninen 1988, Rossi & Klöve 2009). Ojituksen ulottaminen mineraalimaahan voi kuitenkin johtaa mm. runsaampaan pohjaveden purkautumiseen suoalueelta, ja jos kyseinen mineraalimaa on sulfidipitoinen, voivat mahdolliset ympäristöhaitat olla suuria. Tyypillisimminkin sulfidipitoiset mineraalimaat ovat liejuisia ja hienorakenteisia (liejuista hiesua, hienoa hietaa ja savea), mutta myös karkeammat maalajit, kuten karkea hieta ja hiekka saattavat happamoitua voimakkaasti hapettuessaan. Karkeammille maalajeille on tyypillistä heikko puskurikyky happamoitumista vastaan, jolloin jo pienikin määrä hapettuvaa sulfidia voi alentaa maaperän pH:ta huomattavasti (Auri ym. 2018). Happamien sulfaattimaiden kanssa toimittaessa suositeltavaa on happamoitumisen ennaltaehkäisy siten, että ympäristövaikutuksia ei pääse syntymään tai ne olisivat mahdollisin pieninä ja hallittavissa olevia. Turvetuotannossa happamoituminen voidaan käytännössä parhaiten estää jättämällä koskematon suojaava turvepeite turvetuotantosaroille tuotannon päättyessä. Tässä hankkeessa yhtenä tavoitteena oli selvittää, kuinka paksu turvekerros riittää suojaamaan alla olevaa sulfidipitoista mineraalimaata hapettumiselta turvetuotannon päätyttyä.

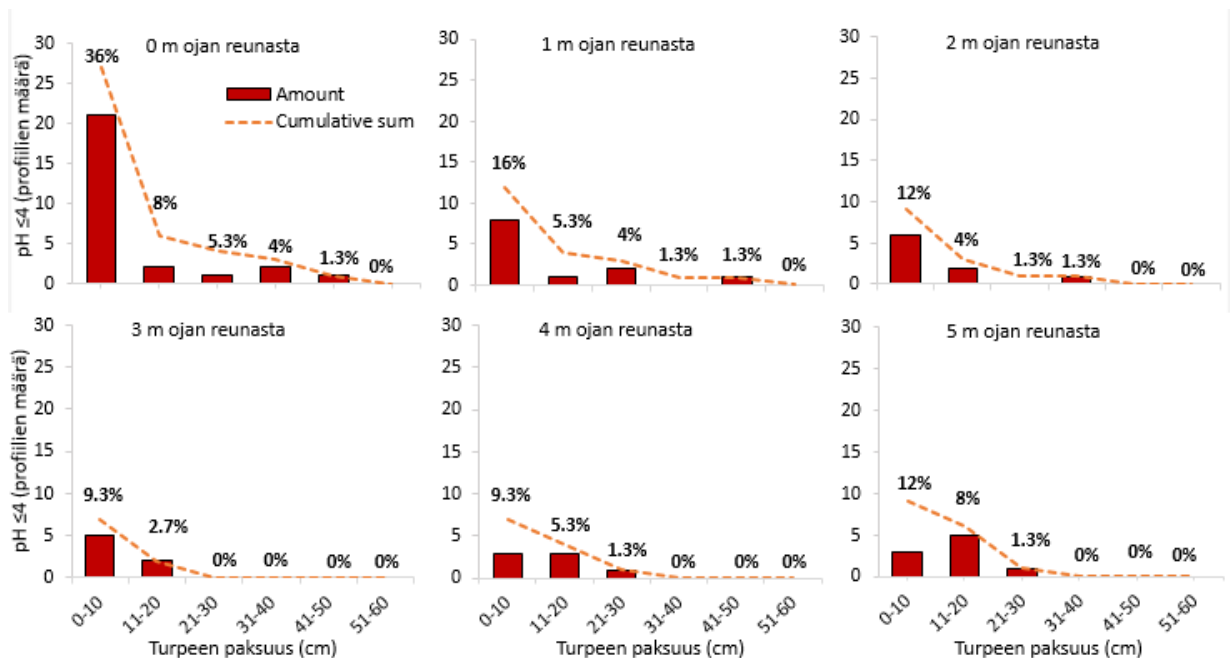
Turvetuotannon aikana hapettumista on tapahtunut vain pienillä rajatuilla alueilla, mikä havaittiin myös hapettumisalttius- (pH inkubaatio) sekä asiditeetitulosista. Tutkituilta alueilta ei löytynyt merkittäviä hapettuneita sulfidisia mineraalimaakerroksia (pH < 4), mutta pH-arvot laskivat voimakkaasti inkuboinnissa ja maiden potentiaalinen asiditeetti (happamuuskuormitus) oli suuri; pääsääntöisesti yli 20

mmol/kg sulfidissa mineraalimaassa ja musteliuskalveilla yleensä yli 100 mmol/kg turpeessa (taulukko 8 ja 9). Tutkituissa maaperäprofileissa potentiaalinen asiditeetti oli korkeimmillaan heti turvekerroksen alla, jossa kokonaisrikkipitoisuus (S) on korkeimmillaan (tyypillisesti yli 0,5 %) ja jossa hapettuminen turvetuotannon aikana todennäköisimmin tapahtuu (kuvat 35 ja 42). Tulosten perusteella voidaan havaita, ettei pH (ei myöskään inkubaatio pH) varsinaisesti kuvaa maaperän tarkkaa happamuuskapasiteettia, vaan siihen tarvitaan asiditeetin määrittäminen (toteutunut ja/tai potentiaalinen asiditeetti). Asiditeetti kuvaa happomäärää, jonka näyte on tuottanut hapettuaan tietyn ajan. Asiditeetin luokittelurajoja Suomen olosuhteisiin määritellään parhaillaan käynnissä olevassa Maastokäyttöisten tunnistusmenetelmien kehittäminen happamille sulfaattimaille (Tunnistus) -hankkeessa (2017–2020), mutta esim. happamilla sulfaattimaille sijaitsevilla peltomailla, joilla tiedetään olevan hyvin korkea kuormitus, asiditeetti on tyypillisesti yli 100 mmol/kg (Hadzic ym. 2014). Kohtalaisen asiditeettipotentiaali on taas arvioitu olevan >10 mmol/kg SuHE-hankkeen (2011–2014) loppuraportissa (Hadzic ym. 2014).

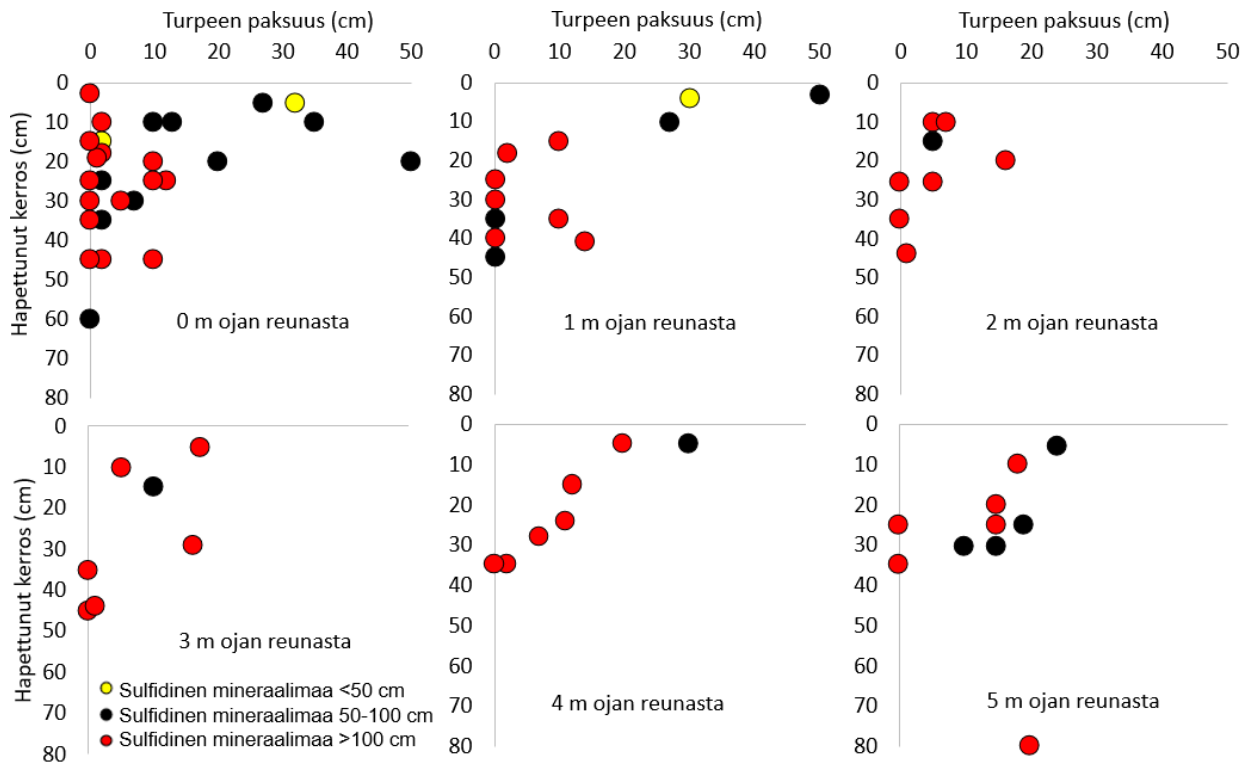
Tämän hankkeen tulosten perusteella voidaan todeta, että happamilla sulfaattimaille jo muutaman kymmenen sentin paksuinen yhtenäinen kerros tiivistä pohjaturvetta suojaa merkittävästi alla olevaa hapanta sulfaattimaata hapettumiselta. Turvetuotannon alku- ja keskivaiheessa turvekerroksen ollessa vielä paksu (> 50 cm; kuvat 39 ja 40), hapettumista ei havaittu tuotantoalueilla tapahtuvan, vaikka sulfidipitoinen mineraalimaa olikin jo näkyvissä sarkaojien pohjilla. Turvekerroksen ollessa 30–50 cm paksu, oli tuotantosaroilla jonkin verran havaittavissa hapettumista (n. 1–4 %; kuva 40) 0-2 metrin etäisyydellä ojasta ja n. 20 cm:n syvyyteen (kuva 41), joka oli kuitenkin vielä hyvin pieni osa koko alueen hapettumispotentiaalista. Turvetuotannon loppuvaiheessa tuotantoalueiden sarkaojien kuivatusvaikutus ulottuu kuitenkin jo syvemmälle alapuoliseen sulfidipitoiseen mineraalimaahan, ja sellaisilla alueilla sarkaojien reunoilla olevassa mineraalimaassa oli monesti havaittavissa hapettumista erityisesti Litorina-alueilla. Hapettumista havaittiin etenkin, jos turvekerrosta oli enää alle 30 cm jäljellä (kuva 39). Turvepaksuuden ollessa 20–30 cm hapettumista oli tapahtunut ojan vieressä n. 5–6 % 20 cm syvyyteen ja joillakin pisteillä kapea hapettunut kerros löytyi vielä 5 metrin päässä ojasta (kuvat 40 ja 41). Ohuemmalla turvepaksuudella (10–20 cm) hapettumissyvyys oli paikoitellen jo n. 45 cm ja hapettumista oli tapahtunut n. 8 %. Mutta vaikka hapettumista oli tapahtunut, ja todellisen happaman sulfaattimaan määrä kasvanut, rajoittui hapettuminen edelleen enimmäkseen sarkaojien reunoille eli yleensä vain pienille rajatuille alueille (kuvat 39 ja 41). Ainoastaan yhdellä hiljattain tuotannosta poistuneella kohteella, jolla turvekerroksen paksuus oli enää alle 10 cm, hapettumista oli paikoitellen havaittavissa koko saran leveydeltä sarkaojien välissä (n. 16–20 m), mutta hapettunut kerros oli tällöinkin hyvin ohut (kuvat 41 ja 42): ojien vieressä n. 45 cm ja sarkaojien välissä n. 10–15 cm. Tämäkin oli vielä suhteellisen pieni osa koko alueen hapettumispotentiaalista, kun sulfidirikas kerros oli tutkimusalueilla yleensä n. 60–120 cm (kuva 42). Hiekkaisilla alueilla (esim. Petäikönsuolla), joilla vesi ja ilma pääsevät helpommin kulkemaan maahuokosten läpi, hapettumissyvyys ylsi syvemmälle (n. 80 cm; kuva 41).



Kuva 39. Mineraalimaan kenttä pH:n ja turpeen paksuuden korrelaatio maaperäprofiileissa, jotka on otettu 0, 1, 2, 3, 4 ja 5 metrin päästä ojan reunasta.



Kuva 40. Maaperäprofiilien määrä, joissa mineraalimaan hapettumista (kenttä pH < 4) on tapahtunut eri paksuisen turvekerroksen alla. Profiilit on otettu 0, 1, 2, 3, 4 ja 5 metrin päästä ojan reunasta.



Kuva 41. Hapettuneen (kenttä pH < 4) mineraalimaakerroksen paksuuden korrelaatio jäljellä olevan turvekerroksen paksuuden kanssa. Profiilit on otettu 1, 2, 3, 4 ja 5 metrin päästä ojan reunasta.

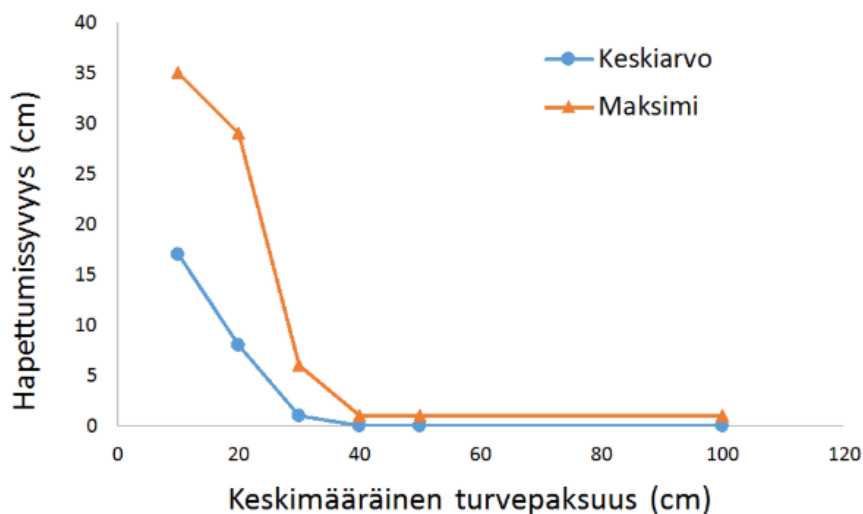
Maalaji (0 m profiili)		Syvyys (m)	pH						Maalaji (5 m profiili)		Syvyys (m)
			Matka ojan reunasta:			3 m	4 m	5 m			
Liejuinen hiesu (Fe-saostumia)	0,0		3,7	3,5	3,4	3,5	3,4	3,5	Turve	0,0	
Liejuinen hiesu (Fe-saostumia)	0,1		3,5	3,6	3,5	4,2	4,8	5,2	Turve	0,1	
Liejuinen hiesu (Fe-saostumia)	0,2		3,5	4,1	4,1	5,6	6,1	6,6	Liejuinen hiesu	0,2	
Liejuinen hiesu (Fe-saostumia)	0,3		3,7	5,9	5,9	6,5	6,7	6,8	Liejuinen hiesu	0,3	
Liejuinen hiesu (Fe-saostumia)	0,4		4,3	6,6	6,4	6,7	6,7	6,9	Liejuinen hiesu	0,4	
Liejuinen hiesu (Fe-saostumia)	0,5		6,1	6,6	6,5	6,8	6,7	6,9	Liejuinen hiesu	0,5	
Liejuinen hiesu	0,6		6,4	6,8	6,7	6,7	6,8	6,9	Liejuinen hiesu	0,6	
Liejuinen hiesu	0,7		6,4	6,7	6,8	6,7	6,9	6,9	Liejuinen hiesu	0,7	
Liejuinen hiesu	0,8		7,1	6,7	6,7	6,8	7,0	6,9	Liejuinen hiesu	0,8	
Liejuinen hiesu	0,9		7,1	6,8	6,7	6,9	7,0	6,8	Liejuinen hiesu	0,9	
Liejuinen hiesu	1,0		7,1	6,7	6,8	7,0	6,8	6,5	Liejuinen hiesu	1,0	
Liejuinen hiesu	1,1		6,9	6,7	7,0	7,0	6,7	6,6	Liejuinen hiesu	1,1	
Liejuinen hiesu	1,2		7,0	6,8	6,9	6,8	6,8	6,6	Liejuinen hiesu	1,2	
Liejuinen hiesu	1,3								Liejuinen hiesu	1,3	
Liejuinen hiesu	1,4								Liejuinen hiesu	1,4	

**Sarkaoja:**  
 Leveys 1,2 m  
 Veden pH 3.9  
 Veden EC 780 µS/cm  
 Vedenpinta ojassa 10 cm

Kuva 42. Tyypillisen ojareunan maaperäprofiilien pH Litorina-alueen tuotantoalueella, jolta turvekerros on tuotannossa miltei kokonaan poistettu. Kuvassa: Punainen alue = kenttä pH ≤ 4, eli mineraalimaa on jo päässyt hapettumaan ja happamoitumaan. Oranssi alue = inkubaatio pH ≤ 4, eli potentiaalinen happamuuskuormituksen lähde.

Alueen kokonaiskuormituksen laskemiseksi tuotantoalueen keskimääräinen hapettumissyvyys eri turvepaksuuksilla laskettiin olettaen, että sarkaojien välit ovat 20 metriä, eli ojan vaikutusalue on 10 metriä molempiin suuntiin ojan keskikohdasta. Ensimmäisen viiden metrin hapettumissyvyys ja turvepaksuus laskettiin tämän jakson kuuden näytteenottopisteen keskiarvona, ja seuraavan viiden metrin (5–10 metriä ojasta) hapettumissyvyys ja turvepaksuus oletettiin olevan sama kuin hapettumissyvyys näytepisteellä viiden metrin päässä ojasta. Joillain tutkimuskohteilla hapettumissyvyys oli mitattu vain ojan reunasta ja viiden metrin päässä ojasta, vaikka hapettumista oli esiintynyt. Tällöin laskettiin näiden kahden pisteen

välinen keskiarvo ensimmäiselle viidelle metrille. Yksi näytteenottoaika, jonka maaperässä oli hiekkaa ja hapettumissyvyys selvästi suurempi kuin muilla alueilla, poistettiin vertailusta. Yhteensä vertailussa oli mukana 74 näytesarjaa. Alueen keskimääräisen turvepaksuuden ollessa vähintään 30 cm oli alueen hapettumissyvyys erittäin pieni; korkeimmillaan alueen keskimääräinen hapettumissyvyys oli pari senttiä (kuva 43). Keskimääräinen hapettumissyvyys oli edelleen pieni, keskimäärin 1 cm ja korkeimmillaan keskimääräinen hapettumissyvyys oli 6 cm, kun alueen keskimääräinen jäljellä oleva turvepaksuus oli 20–30 cm (kuva 43). Tätä ohuemmalla turvepaksuudella hapettumista tapahtui selvästi enemmän (kuva 43). Keskimääräisen turvepaksuuden ollessa 10–20 cm koko alueen keskimääräinen hapettumissyvyys oli 8 cm, ja enimmillään keskimääräinen syvyys oli 29 cm. Vastaavat luvut olivat 17 ja 35 cm kun keskimääräinen turvepaksuus oli 0–10 cm.

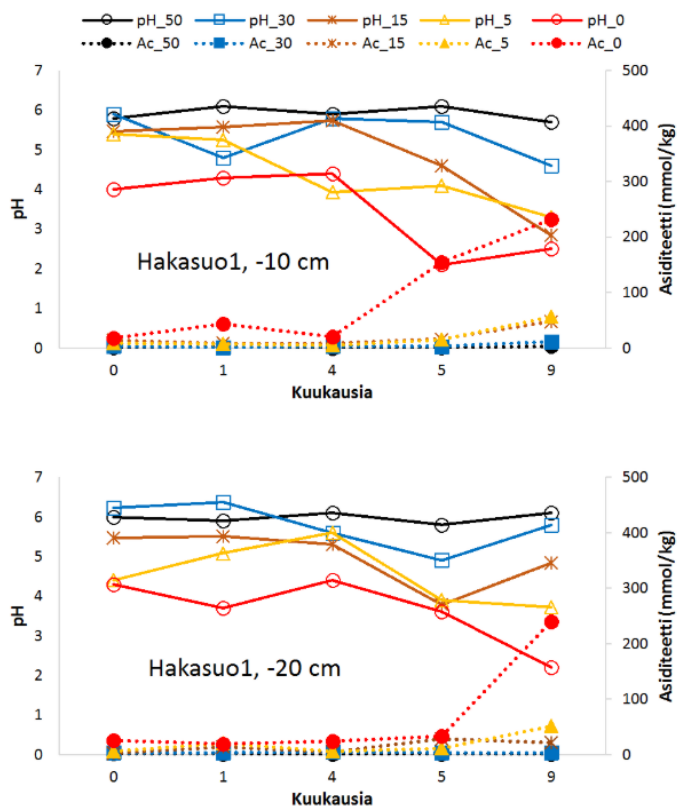


Kuva 43. Keskimääräisen jäljellä olevan turvekerroksen paksuuden ja hapettumissyvyyden korrelaatio. Maaperäprofiilit on otettu 0, 1, 2, 3, 4, ja 5 metrin päästä ojan reunasta. Keskiarvo = Keskimääräinen kokonaishapettuminen, Maksimi = Maksimi kokonaishapettuminen.

Laboratorio-olosuhteissa tehdyn maaperäprofiilien hapettumiskokeen tulokset tukivat maastossa tehtyjä havaintoja siitä, että ohutkin turvekerros pystyy suojaamaan sulfidista mineraalimaata hapettumiselta, vaikka pohjoisen sääolosuhteet olisivat pitkään kuivia. Muutaman kymmenen sentin paksuinen yhtenäinen turvepeite pystyi noin vuoden kestäneessä hapettumiskokeessa suojaamaan turpeen alla olevaa sulfidista mineraalimaata hapettumiselta. Hapettumisen kulkua seurattiin kokeen aikana (8 kuukauden seuranta) mittaamalla mm. pH:ta ja asiditeettia. Mineraalimaan pH pysyi kokeen aikana pitkään yli neljän, ja tippui alle neljään vasta kokeen loppupuolella ja vain niissä profiileissa, joissa turvepaksuus oli alle 30 cm (kuva 44). Vastaavasti asiditeetti nousi vasta kokeen loppupuolella, vaikka näyteprofiileja ei kasteltu kokeen aikana (kuva 44). Laboratoriokokeen tulosten tulkinnassa pitää myös huomioida, että hapettumiskokeen aikana ilma pääsi tunkeutumaan maaperäprofiileihin yläpuolelta sekä profiilien kutistuessaan myös sivuseinistä, mikä nopeutti kuivumis- sekä hapettumisprosessia.

Pelkistynyt sulfidinen mineraalimaa (usein savinen) on yleensä tiivis ja johtaa huonosti vettä, mutta kuivuessaan ja hapettuessaan sulfidiseen maahan syntyy kutistumisen vuoksi halkeamia, joita pitkin vesi ja ilma pääsevät helposti kulkemaan (kuva 31). Tällainen rakenne on tyypillinen jo hapettuneilla sulfidilla viljelymailla Suomessa, joilla hapettunut kerros voi yltyä jopa yli kahden metrin syvyyteen ja joiden maaperässä vesi kulkeutuu helposti kymmeniä metrejä sivusuunnassa. Tätä ilmiötä ei kuitenkaan havaittu nyt tutkituilla turvetuotantoalueilla. Turvetuotantoalueilla maaperän hapettumista rajoittaa viljelysmaalle

tyypillisen huokoisen ja kokkareisen rakenteen puuttuminen mineraalimaasta. Suojaava turvekerros ja suhteellisen tehon kuivatusojitus yhdistettynä pohjoisen viileään ilmastoon ovat estäneet maan kuivumisen näillä alueilla. SuHE-hankkeessa huomattiin, että Arpelan tuotantoalueella vain 10 cm:n paksuinen yhtenäinen pohjaturvekerros esti alla olevaa hyvin reaktiivista monosulfidimineraalimaata hapettumasta (Hadzic ym. 2014). Sama ilmiö havaittiin tässä hankkeessa Kuuhkamonnevalla, jolla jälkikäyttömuotona osalla aluetta oli vesittäminen, ja pohjavesiraja olikin saatu jo nostettua maanpinnan tasolle. Alueelle oli jätetty noin 10 cm:n paksuinen turvekerros sulfidisen maakerroksen päälle, eikä maaperä ollut happamoitunut. Voidaankin päätellä, että turvekerroksen alapuolinen mineraalimaa säilyy turvetuotannon ajan hyvin tiiviinä: se ei juuri johda vettä, on yleensä pohjavedenpinnan alapuolella eikä ole vielä juuri hapettunut. Maaperän kuivumisesta johtuvan vettä läpäisevän huokoisen rakenteen muodostuminen maaperään kuivatuksen tehostamisen johdosta on pysyvä ilmiö, ja sen muodostuminen vaikeuttaa hapettumisen ennaltaehkäisyä tulevaisuudessa.



Kuva 44. Laboratorio-olosuhteissa tehdyn maaperäprofiilien hapettumiskokeen pH- ja asiditeettitulokset turvekerroksen alla olevasta mineraalimaasta. Hapettumisen kulkua seurattiin kokeen aikana mittaamalla pH:ta ja asiditeettiä. Ac = asiditeetti; 50 = 50 cm turvekerros; 30 = 30 cm turvekerros; 15 = 15 cm turvekerros; 5 = 5 cm turvekerros; 0 = 0 cm turvekerros. Hakasuo1, -10 cm = Mineraalimaanäytteet otettu maanäyteprofiileista 10 cm turve/sedimenttirajan alapuolelta; Hakasuo1, -20 cm = Mineraalimaanäytteet otettu maaperäprofiileista 20 cm turve/sedimenttirajan alapuolelta.

Turvetuottajien asiantuntemus happamiin sulfaattimaihin liittyen on viime vuosina kasvanut ja nykyään turvetuotannossa pyritään ensisijaisesti ennalta ehkäisemään happamoituminen niin, että ympäristöhaitat olisivat mahdollisimman pieniä. Tämä on helpompaa ja halvempaa kuin jo muodostuneiden happamuusongelmien hallitseminen. Tuotannon aikana esimerkiksi sarkaojat pidetään niin matalina kuin mahdollista ja syvennetään vain tarvittaessa. Tuotannon aikana ei tutkimustulosten mukaan muodostu



tuotantoalueilla suuria ympäristöhaittoja happamista sulfaattimaista, ja happamuuteen liittyvät ympäristövaikutukset voidaan ennakoida ja hallita ennaltaehkäisten. Tilanne voi kuitenkin muuttua näillä alueilla merkittävästi, jos maan kuivatusta tehostetaan turvetuotannon jälkeen. Tästä nähtiin hyvä esimerkki yhdellä tutkimuskohteella, jolla tuotanto oli osalla alueesta päättynyt ja maa muokattu viljelymaaksi, joka vaatii turvetuotantoa tehokkaampaa maankuivatusta ja syvempiä ojitusjärjestelyjä. Kuivatuksen tehostamisen myötä mineraalimaan rakenne oli jo paikoitellen muuttunut (eli kutistunut ja halkeillut) ja hapettunut kerros ylsi selvästi syvemmälle (n. 80 cm) hiljattain muokatussa viljelymaassa verrattuna vielä turvetuotannossa olevaan osaan alueesta. Tämän tutkimuksen tulosten perusteella happamien sulfaattimaiden aiheuttamat ympäristövaikutukset pystytään ennakoimaan ja minimoimaan turvetuotantoaikana, mutta mahdolliset pitkäaikaiset ympäristöhaitat riippuvat alueen jälkikäyttömuodosta. Jälkikäyttömuodon päättää alueen maanomistaja.

## Lähteet

- Auri J., Boman A., Hadzic M. & Nystrand M. 2018. Opas happamien sulfaattimaiden kartoitukseen turvetuotantoalueilla. 14 s. Saatavilla verkosta: [www.syke.fi/hankkeet/sulfa2](http://www.syke.fi/hankkeet/sulfa2)
- Hadzic M., Postila H., Österholm P., Nystrand M., Pahkakangas S., Karppinen A., Arola M., Nilivaara-Koskela R., Häkkinen K., Saukkoriipi J., Kunnas S. & Ihme R. 2014. Sulfaattimaiden syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät. SuHE-hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2014.
- Herranen T. 2010. Turpeen rikkipitoisuus Suomen soissa – tuloksia laajasta turveinventoinnista. *Suo* 61 (2): 49-56.
- Hynninen P. 1988. Changes in water quality in the River Kiiminkojoki in 1971-1985. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 25. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Klöve B., Tuukkanen T., Marttila H., Postila H. & Heikkinen K. 2012. Turvetuotannon kuormitus. Kirjallisuuskatsaus ja asiantuntija-arvio turvetuotannon vesistökuormitukseen vaikuttavista tekijöistä. Kopijyvä, Jyväskylä. 30 s.
- Mattbäck S., Boman A. & Österholm P. 2018. Hydrogeochemical impact of coarse-grained post-glacial acid sulfate soil material. *Geoderma* 308: 291-301.
- Rossi P. & Klöve B. 2009. Effect of land use and climate variation on groundwater dependent lakes at Rokua esker, Finland. 2nd International Multidisciplinary conference on hydrology and ecology. Ecosystems interfacing with groundwater and surface water. Vienna, Austria 20-23 April 2009.
- Salonen V.-P., Eronen M. & Saarnisto, M. 2002. Käytännön maaperägeologia. Kirja-Aurora, Turku. 237 s.
- Virtanen K. 2005. Turpeen geokemiasta. Julkaisussa: Salminen R. (toim.). Seitsemännet geokemian päivät 24.–25.2.2005. Vuorimiesyhdistys. Sarja B. No 83, 2005, 35–40.
- Virtanen K. & Lerssi J. 2006. Mustaliuskekilajin vaikutus turpeen alkuainepitoisuuksiin. 33 s. + 29 liites. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti, S 42/0000/2006/1.

## 6. Sulfaattimaiden kartoittaminen turvetuotantoalueella

### Jaakko Auri

Turvetuotanto on ympäristöluvanvaraista toimintaa ja happamien sulfaattimaiden aiheuttama mahdollinen ympäristön pilaantumisen riski käsitellään lupaprosessissa. Käytännössä sulfaattimaat huomioidaan uuden ympäristöluvan myötä tai olemassa olevan luvan muuttamisen yhteydessä. Lupaprosessissa vaatimus sulfaattimaiden huomioimisesta perustuu tyypillisesti tietoon olemassa olevasta happamuusongelmasta tai kohteen sijainnista riskialueella (esim. GTK:n kartta-aineistot tai mustaliuskeiden läheisyys). Sulfaattimaa-ongelman ratkaisemisessa tuotantoalueilla olennainen tekijä on sulfaattimaiden esiintymisen ja ominaisuuksien kartoittaminen luotettavasti ja riittävällä tarkkuudella. Tämän perusteella pystytään luomaan happamuuden hallintasuunnitelma ja mitoittaa tarvittavat toimenpiteet.

Vaatus sulfaattimaiden huomioimisesta turvetuotantoalueilla yleistyi voimakkaasti vuoden 2010 tienoilla, kun tietoisuus ja huomio sulfaattimaiden aiheuttamista haitoista oli lisääntynyt muun muassa edeltävien vuosien laajasti uutisoitujen kalakuolemien vuoksi. Toisaalta myös tietämys happamien sulfaattimaiden esiintymisalueista oli lisääntynyt GTK:n aloitettua sulfaattimaiden valtakunnallisen kartoitustyön vuonna 2009. Vaikka sulfaattimaiden kartoituksia tuotantoalueilla on siis tehty jo varsin pitkään, ei yhtenäisiä vaatimuksia tai periaatteita ole ollut yleisesti käytössä, joten tässä hankkeessa yhtenä tavoitteena oli laatia opas sulfaattimaiden kartoittamiseen tuotantoalueilla. Oppaan tarkoituksena on edistää hyviä ja yhtenäisiä periaatteita sulfaattimaaselvityksissä, siten että sulfaattimaiden aiheuttama riski tulee arvioitua luotettavasti ja kustannustehokkaasti. Opas (Auri ym. 2018) on julkaistu erillisenä päivittyväenä verkkojulkaisuna tämän hankkeen nettisivuilla ([www.syke.fi/hankkeet/sulfa2](http://www.syke.fi/hankkeet/sulfa2)) ja sitä päivitetään jatkossa uusien tutkimustulosten myötä esimerkiksi 'Maastokäyttöisten tunnistusmenetelmien kehittäminen happamille sulfaattimaille (Tunnistus)' -hankkeen yhteydessä.

Hankkeessa julkaistu opas kuvaa sulfaattimaaselvitysten kaikki eri vaiheet. Selvitysten kannalta merkittävimiksi tekijöiksi on todettu havaintopisteiden sijoittelu ja tiheys, näytteenoton laadukkuus sekä käytetyt analyysimenetelmät. Kaikissa vaiheissa korostuu myös selvitysten tekijän perehtyneisyys maaperän ja sulfaattimaiden ominaisuuksiin. Tutkimusten suunnittelua helpottavat mahdolliset tiedot turpeen pohjamaalajeista ja turvepaksuuksista, joiden perusteella kairauksia voidaan suunnata kattavasti eri maa-ajalajeille ja ohutturpeisille alueille. Myös tiedot pohjamaahan ulottuneista kaivuista on hyvä ottaa suunnitelmissa huomioon. Aiempien selvitysten perusteella sulfaattimaiden ominaisuudet voivat vaihdella tuotantoalueilla suuresti. Osalla alueista sulfaattimaa saattaa olla hyvin homogeenista ja kattaa koko alueen, kun taas osalla sulfaattimaita esiintyy varsin satunnaisesti. Tämän vuoksi tutkimusten tarkkuutta kairauksen määrän suhteen olisi hyvä pystyä muuttamaan tapauskohtaisesti.

Sulfaattimaiden tunnistaminen maastossa on todettu usein vaikeaksi, sillä sulfidisedimentit eivät läheskään aina ole väriltään tummia tai mustia. Myös rikin haju on niissä usein hyvin lievä. Mikäli maaperä on maastossa selvästi hapettunut, voidaan sulfaattimaa tunnistaa alhaisen pH:n perusteella (< 4). Korkeammakaan pH:n perusteella ei kuitenkaan voida sulkea sulfidiriskiä pois. Hapettumaton näyte pitää käytännössä hapettaa sulfidiriskin tunnistamiseksi. Perinteinen hapetusmenetelmä (pH-inkubaatio) on tässä luotettava, mutta se on hidas, kestäen useita viikkoja. Hapettumista voidaan kuitenkin nopeuttaa keinotekoisesti vetyperoksidilla, ja koe voidaan tehdä periaatteessa jo maastossa. Menetelmä ei ole vielä ollut Suomessa yleisesti käytössä, mutta alustavien tutkimusten perusteella siitä on saatu hyviä kokemuksia. Myös kokonaisrikkipitoisuus on hyvä tieto arvioitaessa sulfaattimaiden ominaisuuksia ja sitä on hyödynnetty selvityksissä.

Selvitysten yhteydessä on huomattu, että sulfaattimaiden rikkipitoisuuksiin, happamoitumisen voimakkuuteen ja nopeuteen voi liittyä huomattavaa vaihtelua. Tämän perusteella voidaan arvioida, että myös happamuuskuormitusriski vaihtelee kohteittain. Tyypillisesti edellä mainittujen muuttujien vaihtelu

liittyy maalajin raekokoon ja orgaanisen aineksen määrään. Karkeammissa maalajeissa jo varsin pienikin rikkipitoisuus voi johtaa happamoitumiseen ja sulfaattimaa luokitukseen. Alhainen pH ei siis aina tarkoita korkeaa happamuuskuormaa. Joskus taas maan puskurikyky voi olla hyvä ja happamoituminen on lievää korkeasta rikkipitoisuudesta huolimatta. Toisaalta, erityisesti hyvin orgaanisissa maissa, kuten turpeessa, rikki voi esiintyä enemmän orgaanisessa muodossa, joka ei aiheuta vastaavaa happamoitumista. Tällä hetkellä sulfaattimaiden kartoituksissa tuotantoalueilla ei ole ollut käytössä riskiluokitusjärjestelmää, jolla tätä kuormitusriskiä voitaisiin arvioida. Aihetta tutkitaan kuitenkin parhaillaan muun muassa Tunnistus-hankkeessa ja tässä projektissa laadittua opasta tullaan päivittämään heti kun riskiluokitusmenetelmä saadaan luotua.

## Lähteet

Auri J., Boman A., Hadzic M. & Nystrand M. 2018. Opas happamien sulfaattimaiden kartoitukseen turvetuotantoalueilla. 14 s. Saatavilla verkosta: [www.syke.fi/hankkeet/sulfa2](http://www.syke.fi/hankkeet/sulfa2)

## 7. Happaman kuormituksen hallinta turvetuotannossa

### Mirkka Hadzic

#### 7.1. Yleistä neutraloinnista

Happamilla sulfaattimailla muodostuva valumavesi voi olla hapettumisreaktioiden takia hyvin hapanta ja metallipitoista, sisältäen tyypillisesti suuria määriä alumiinia, mangaania, kadmiumia, kobolttia, kuparia, nikkeliä ja sinkkiä. Turvetuotantoalueilla happamien valumaveden metallipitoisuuksien on havaittu kuitenkin olevan hapettuneiden alueiden suppeudesta johtuen alhaisempia kuin esimerkiksi happamilla sulfaattimailla sijaitsevilla viljelysalueilla (Hadzic ym. 2014). Metallien olomuoto vedessä riippuu oleellisesti veden pH:sta ja happamassa vedessä metallit ovat yleensä liukoissa ja eliöstölle myrkyllisimmässä muodossa. Valumaveden pH:n nosto vaikuttaa metallien olomuotoon, jolloin metallien liukoisuus vähenee ja muodostuu kiinteää metallisakkaa. Sulfaattimaille tyypillisten metallien lisäksi turvealueilla maaperässä on luonnostaan runsaasti rautaa ja neutraloinnin yhteydessä saadaan aikaan runsaasti rauta- ja alumiinipitoista metallisakkaa, jotka saostuvat jo neutraaleissa pH-lukemissa. Monet happamille sulfaattimaille tyypilliset metallit, kuten sinkki, kupari, lyijy, nikkeli, koboltti, mangaani ja kadmium vaativat kuitenkin selkeästi emäksisiä pH-arvoja saostuakseen (Cortina ym. 2003).

Happamien valumavesien neutraloinnissa metallien saostuminen on syytä ottaa huomioon. Metallisakkaa voi syntyä paljonkin, jonka takia sakalle on hyvä olla laskeutumistilaa välittömästi neutralointirakenteen jälkeen joko ojustossa tai laskeutusaltaassa. Metallisakkaa muodostuu myös neutralointirakenteessa neutralointimateriaalin pinnalle. Sakka tukkii rakenteita ja pinnoittaa neutralointimateriaalia aiheuttaen padottumista sekä estäen neutralointimateriaalin kontaktin käsiteltävän veden kanssa heikentäen ratkaisujen tehoa. Kaikki neutralointiratkaisut vaativatkin toimivuuden seurantaa ja säännöllisiä huoltotoimia.

Neutralointiin soveltuvat käytettäväksi monet erilaiset kalkkipohjaiset materiaalit. Kalkkikivi eli kalsiumkarbonaatti on yleisimmin käytetty neutralointimateriaali. Kalsiumkarbonaatti on edullista, se liukenee hitaasti ja sitä on saatavilla useita eri raekokoja. Kalsiumkarbonaatti nostaa käsiteltävän veden pH:ta maltillisesti ja käsitellyn veden pH nousee maksimissaan välille 7,5–8,0 (Taylor ym. 2005), joten sen käyttäminen on turvallista. Tekniset kalkkituotteet, kalsiumoksidi CaO eli poltettu kalkki sekä kalsiumhydroksidi Ca(OH)<sub>2</sub> eli sammutettu kalkki, ovat kalkkikiveä voimakkaampia emäksiä, joiden vaikutuksesta käsitellyn veden pH voi nousta jopa arvoon 12, joten niiden käyttäminen vaatii kalkkikiveä enemmän tarkkuutta työturvallisuuteen sekä veden käsittelyn suunnittelua ja seurantaa ylineutralointitilanteiden välttämiseksi. Voimakkaiden emäksien käytöllä valumavesistä voidaan saostaa hydroksideina myös sellaisia metalleja, jotka eivät saostu matalammissa pH-arvoissa (Cortina ym. 2003, Heikkinen & Alasaarela 1988). Neutraloinnissa voidaan hyödyntää myös monia emäksisiä teollisuuden sivutuotteita. Sivutuotteita käytettäessä on selvítettävä aina käytettävän materiaalin koostumus ja siitä mahdollisesti irtoavien metallien tai muiden haitta-aineiden pitoisuudet. Soveltuvia teollisuuden sivutuotteita voivat olla esimerkiksi paperiteollisuuden kalkkipitoiset kuitulietteet kuten OPA-sakka, erilaiset kuonat (masuunikuona, teräskuona), tuhkat ja betonimurske.

Neutralointimateriaalin valinnan ja annostelun pitäisi teoriassa perustua käsiteltävän veden asiditeettiin. Asiditeetti kuvaa veden puskurikykyä emäksen lisäystä vastaan eli neutraloitavissa olevan happamuuden määrää, joten se kuvaa pH:ta paremmin happamuutta (Nilivaara-Koskela 2014). Asiditeettiin vaikuttaa esimerkiksi veden metallipitoisuudet ja se voi vaihdella runsaastikin, vaikka veden pH pysyisi samana (Hadzic ym. 2014). Neutralointia suunniteltaessa onkin hyvä selvittää käsiteltävän veden asiditeetti. Asiditeetti voi kuitenkin luonnonvesissä vaihdella suurestikin virtaamatilanteiden mukaan, joten yksittäisen näytteen perusteella ei voida tehdä kovin suuria johtopäätöksiä. Käytännössä luonnon olosuhteissa käsiteltävän veden asiditeettiin perustuva neutralointimateriaalin annostelun arviointi on erittäin



haasteellista. Käsiteltävän veden määrä ja laatu voivat vaihdella suuresti, jolloin neutralointirakenteen suunnittelussa joudutaan parhaimmillaankin tyytymään suuntaa-antaviin arvioihin. Lisäksi täytyy huomioida, että neutralointimateriaalia ei käytännössä ikinä saada kulumaan kokonaan neutralointiin, jolloin materiaalia täytyy annostella joka tapauksessa laskennallisia määriä enemmän. Neutralointireaktiot tapahtuvat vain materiaalin pinnalla, joten mitä isompi rakeista materiaalia käytetään, sitä vähemmän neutralointiin osallistuvaa pinta-alaa materiaalissa on. Kiinteä rakeinen materiaali on kuitenkin helpompi käsitellä ja kuljettaa kuin jauhemaiset tai nestemäiset neutralointimateriaalit, joilla olisi parempi liukoisuus. Jauhemaiset ja nestemäiset tuotteet myös vaativat jatkuvaa annostelua, kun taas rakeisia tuotteita voidaan hyödyntää paremmin passiivisissa vesienkäsittelyrakenteissa. Toki nykyään on kehitetty myös jauhemaisen tuotteen käyttöä passiivisessa vesienkäsittelyssä. Kiinteiden neutralointimateriaalien yhteydessä täytyy huomioida myös materiaalin pinnoittuminen metallihydroksisakalla, joka estää materiaalin kontaktia käsiteltävän veden kanssa.

Happamilla sulfaattimailla neutralointi voidaan kohdistaa valumavesien lisäksi maaperään. Maaperäkalkituksella voidaan parantaa maanpinnan pH-tasoa kasveille optimaalisemmaksi ja vaikuttaa pintavalun laatuun. Pintamaan kalkituksella tai tuhkallevityksellä ei kuitenkaan hallita syvemmällä tapahtuvia hapettumisreaktioita, eikä syvemmistä maakerroksista kulkeutuvia happamia valumavesiä. Tuhkallevityksen vaikutusta happamilla sulfaattimailla sijaitsevien metsityskohteiden happamaan vesistökuormitukseen ja taimien kasvukuntoon seurataan parhaillaan käynnissä olevassa 'Luonnonmukainen valuma- ja maavesien käsittelymenetelmä happamien sulfaattimaiden metsänuudistamisaloilla (HaSuMetsä)' -hankkeessa.

Happamien sulfaattimaiden kaivumassat voidaan läjittää pohjavedenpinnan alapuolelle, jolloin kaivumassat eivät pääse kuivumaan ja hapettumaan. Kaivumassat voidaan myös peittää ei-sulfidisella maakerroksella. Hyvin reaktiivisille sulfaattimailla ja suurille läjitysmäärille suositellaan vähintään yhden metrin paksuista peittokerrosta (Pousette 2010). Kaivumassojen kalkitseminen ei estä kaivumassojen hapettumista, mutta sitä voidaan käyttää läjityksessä pH-puskurina hapettuville sulfidimaille. Kaivumassojen kalkituksessa maahan sekoitetaan neutralointimateriaalia, jonka määrä arvioidaan läjitettävän maan teoreettisen hapontuottopotentiaalinen perusteella huomioiden maaperän aktiivinen sekä potentiaalinen happamuus. Todellinen kalkin tarve on noin kaksinkertainen laskennalliseen määrään nähden, sillä neutralointimateriaali ei käytännössä ikinä reagoi kokonaisuudessaan kalkittavan maan kanssa ja materiaalin pinnalle muodostuva metallisakka sekä kipsi huonontavat materiaalin tehokkuutta. Kalkin määrän laskennassa voidaan hyödyntää esimerkiksi Australiassa käytettävää laskentatapaa: <https://www.der.wa.gov.au/your-environment/acid-sulfate-soils/67-lime-rate-calculations-for-neutralising-acid-sulfate-soils> (Government of Western Australia Department of Environment Regulation 2015).

Happamilla sulfaattimailla sijaitsevilla turvetuotantoalueilla valumavesien neutraloinnin haasteena ovat suuret virtaamat ja erityisesti suuret virtaaman vaihtelut, jotka tekevät neutralointiratkaisujen mitoittamisesta haasteellista. Vesimäärän lisäksi myös valumaveden laatu voi vaihdella suuresti. Happamushaitat ajoittuvat perinteisesti pitkien kuivien jaksojen jälkeisten suurten valumien aikaan, jolloin voi esiintyä happamia virtaamapiikkejä myös sellaisilla alueilla, joilla happamuutta ei muina aikoina havaita. Turvetuotantoalueilla ollaan erämaatyypisissä olosuhteissa, joissa ei ole aina saatavilla verkkovirtaa. Alueet ovat tasaisia, joten pudotuskorkeutta ei ole yleensä käytettävissä. Neutralointiratkaisujen jatkuva valvonta ja päivittäinen huolto ovat olosuhteissa haasteellista ja toisinaan jopa mahdotonta, esimerkiksi teollisuudessa käytetty kalkkisuotimien vastavirtapesu on käytännössä mahdotonta toteuttaa turvetuotantoalueilla. Happamien sulfaattimaiden aiheuttaman happamuuden lisäksi turvetuotannossa valumavesien kemiallinen käsittely rauta- tai alumiinisulfaatilla voi aiheuttaa veden neutralointitarvetta.

Perinteinen kalkkikivisuodin eli avoin kalkkikivioja on yleisesti käytössä oleva passiivinen neutralointimenetelmä, joka on helppo toteuttaa monenlaisiin paikkoihin. Suodinratkaisu vaatii toimiakseen vain vähän putouskorkeutta, on kustannuksiltaan edullinen eikä toteutus vaadi monimutkaista asiantuntijatyötä. Neutralointimateriaaliksi suodinrakenteeseen käy perinteisen kalkkikiven (kalsiumkarbonaatti  $\text{CaCO}_3$ ) lisäksi monenlaiset alkaloivat ainekset ja erilaiset teollisuuden sivujakeet kuten kuonat ja

betonimurske. Laboratoriomittakaavan kolonnikokeissa betonimurskeella on saavutettu hyviä neutralointituloksia (Wang ym. 2013). Parhailaan käynnissä olevassa tutkimushankkeessa 'Passiiviset hybridipuhdistusratkaisut arktisten valumavesien typen ja raskasmetallien puhdistamiseen (HybArkt)' testataan betonimurskesuodinta yhtenä hankkeen pilottiratkaisuna ja alustavat neutralointitulokset ovat olleet lupaavia. Kalkkikivisuotimen neutralointivaikutus on yleensä melko tehoton karbonaattipohjaisten neutralointiaineiden hidasliukoisuuden takia, eivätkä ne sovellu hyvin asiditeettipitoisten vesien käsittelyyn (Rantala 1991). Neutralointivaikutus on myös lyhytaikainen, jopa alle yhden kesäkauden, johtuen materiaalin pinnoittumisesta herkästi metallisaostumista. Suotimien pesu ei käytännössä onnistu turvetuotantoalueiden olosuhteissa. Suotimien toimintaa on saatu jatkettua kaivinkoneen kauhalla haraamalla ja sekoittamalla neutralointimateriaalia. Materiaalia on myös mahdollista lisätä suotimeen tai osittain vaihtaa koko suodintarvikkeen uusimisen sijaan. Kalkkikivisuotimen mitoituksessa kannattaa huomioida pinnoittuminen ja liukoisuuden heikkeneminen ja mitoittaa suodin reilusti laskennallista tarvetta pidemmäksi.

Kalkkikivisuotimen lisäksi muita passiivisia neutralointirakenteita ovat mm. anaerobinen kalkkikivioja ja anaerobinen alkaliniteettia tuottava menetelmä (SAPS). Anaerobisessa kalkkikiviojassa kalkkikivi on vuorattu vettä läpäisemättömällä materiaalilla. SAPS -menetelmässä happi-, rauta- ja alumiinipitoinen vesi johdetaan ensin orgaanisen kerroksen läpi ja sitten kalkkikivikerroksen läpi ja yhdistetään näin kosteikkojen ja kalkkikiviojien periaatteet (Skousen 1997).

Passiivisten neutralointirakenteiden lisäksi voidaan käyttää aktiivisia neutralointimenetelmiä. Aktiiviset neutralointimenetelmät tarkoittavat käytännössä jauhemaisen tai nestemäisen neutralointiaineen jatkuvaa annostelua veteen, johon liittyy usein myös sekoittamista. Annostelu ja sekoitus vaativat ulkoisen energian lähteen, jota turvetuotantoalueilla ei välttämättä ole neutralointitarpeen läheisyydessä saatavilla, mutta virranlähteenä voidaan hyödyntää myös esimerkiksi aurinkopaneeleja. Aktiivisen neutraloinnin etuna on, että se voidaan suunnitella toimimaan erilaisissa happamuus- ja virtaamatilanteissa. Suunnittelu vaatii kuitenkin aina asiantuntemusta. Aktiivisia neutralointimenetelmiä käytetään yleisesti esimerkiksi vesilaitoksilla ja kaivosteollisuudessa.

## 7.2. Neutralointikokeet Sulfall -hankkeessa

Tässä hankkeessa tehtiin pienen mittakaavan neutralointikokeita laboratorio- ja maasto-olosuhteissa sekä isompia täyden mittakaavan neutralointikokeita maasto-olosuhteissa. Neutralointimateriaaleina kokeissa käytettiin pääasiassa Stora Enso Oyj:n Oulun paperitehtaan kuitusavea, OPA-sakkaa, sekä Nordkalk Oy:n granulointua kalsiumhydroksidia, Filtra G:tä. Maastokokeita tehtiin pääasiassa Turveruukki Oy:n Hangasnevan entisellä turvetuotantoalueella Siikajoen Paavolassa, mutta myös Vapo Oy:n Hakasuon turvetuotantoalueella Ylikiimingissä.

### 7.2.1. Ojien vuoraaminen OPA-sakalla

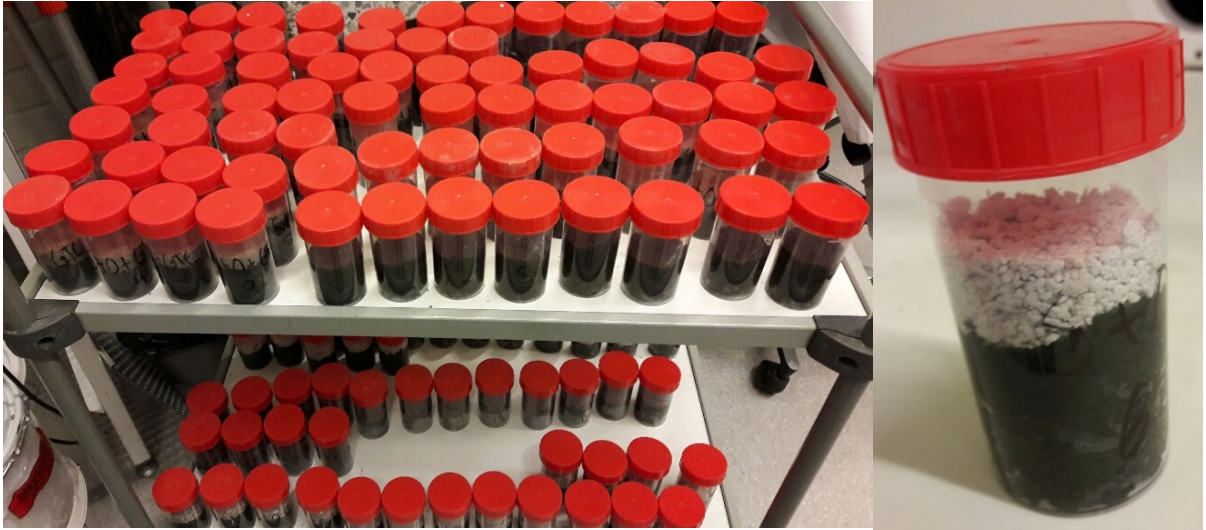
OPA-sakka on Stora Enso Oyj:n Oulun tehtaalla paperinvalmistuksessa syntyvää kuitusavea, joka on pääasiassa (noin 80 %) kalsiumkarbonaattia ( $\text{CaCO}_3$ ) (kuva 45). Loppuosa materiaalista on suurimmaksi osaksi selluloosakuitua. Lisäksi OPA-sakka sisältää pieniä määriä lateksia sekä muita paperinvalmistuksessa käytettyjä raaka-aineita. Lannoitekelpoisuutta koskevien tutkimusten perusteella OPA-sakka soveltuu koostumukseltaan hyödynnettäväksi sekä kalkitusaineena että maanparannusaineena, eikä sisällä haitallisia aineita (Envitop Oy 2016a). OPA-sakan kokonaisneutraloiva kyky on 29,4 Ca-%, josta suurin osa on nopeavaikutteista (28,7 Ca-%) (Envitop Oy 2016a). OPA-sakkaa on käytetty maanrakentamisen yhteydessä tiivistys- ja kapselointirakenteissa kuten esimerkiksi kaatopaikkojen käytöstä poistuneiden osien peittämisessä ja saastuneiden maiden kapseloinnissa.



Kuva 45. OPA-sakkaa. Kuva: Mirikka Hadzic

OPA-sakkaa haluttiin hankkeessa testata jo hapettuvien sulfidimaakerrosten eristämisessä sekä oja-vesien neutraloinnissa. Sulfidisedimenttien esiintymisalueilla on voitu kaivaa esimerkiksi ojia, niin että turpeen alla oleva reaktiivinen sulfidisavi on paljastunut ja pääsee hapettumaan. Aikaisempien tutkimusten perusteella happamien sulfaattimaiden esiintymisalueilla turvetuotannossa happamuusongelmat näytävät rajoittuvan nimenomaan ojien reunavyöhykkeisiin (Hadzic ym. 2014). Tarkoituksensa oli vuorata ojien pohjia ja seinämiä tiiviillä OPA-sakkakerroksella ja estää siten ojaveden ja hapettuneiden sulfidisedimenttikerrosten kontakti.

Laboratoriossa testattiin OPA-sakan toimivuutta sulfidikerrosten eristämisessä ja käyttäytymistä inkubointikokeilla pelkistyneen sulfidisedimentin kanssa. Kokeissa käytetty sulfidisedimentti oli peräisin Hakasuon turvetuotantoalueelta Ylikiimingistä ja sen kokonaisrikkipitoisuus oli noin 7 %. Inkubointikokeissa toteutettiin koesarja, jossa osan maanäytteistä annettiin inkuboitua sellaisenaan ja osa näytteistä peitettiin joko puhtaalla OPA-sakkakerroksella tai OPA-sakan ja muun soveltuvan materiaalin sekoituksella. Näytteitä inkuboitiin huoneenlämmössä 50 ml koeputkissa seitsemän viikkoa ja maanäytteen pH-muutoksia seurattiin viikoittain. Näytesarjaan tehtiin kutakin yhdistelmää neljätoista rinnakkaista näytettä, jotta joka viikko voitiin purkaa kaksi rinnakkaisista näytteistä ja mitata sulfidimaan pH eristekerroksen alta (kuva 46). Laboratoriokokeissa tarkkailtiin myös OPA-sakan käyttäytymistä kuivumistilanteissa eli esimerkiksi materiaalin halkeilua. Inkubointikokeisiin valittiin eristemateriaaleiksi puhtaan OPA-sakan lisäksi seuraavat materiaaliyhdistelmät: OPA-sakka + turve (turpeen rikkipitoisuus 0,2 %), OPA-sakka + lentotuhka (Stora Enso Oyj), OPA-sakka + meesapitoinen hiekka (Stora Enso Oyj), OPA-sakka + kolme erilaista maaperän stabilointituotetta Nordkalk Oy:ltä: Nordkalk Terra GTC, Nordkalk Terra KC50 ja Nordkalk Terra KC30. Stabilointituotteista Terra GTC koostui luonnon kipsistä, sammu-  
tetusta kalkista ja sementistä ja Terra KC30 sekä KC50 koostuivat poltetusta ja jauhetusta kalkista sekä sementistä. Inkubointikokeiden materiaaliyhdistelmät ja materiaalien alkupH:t sekä materiaaliyhdistelmien alkulämpötilat on esitetty taulukossa 10. Poltettua kalkkia sisältävät stabilointituotteet reagoivat sekoitusvaiheessa OPA-sakan sisältämän veden kanssa ja nostivat testin alussa materiaaliseoksen lämpötilaa. Lämpötilaerot tasoittuivat inkubaatiokokeen edetessä.



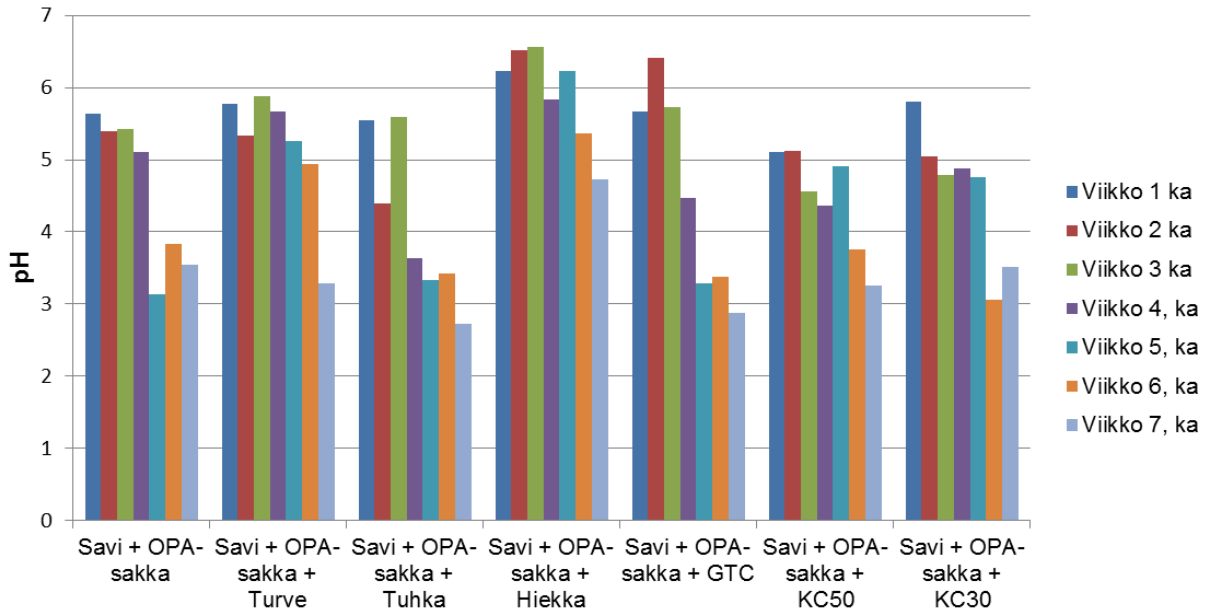
Kuva 46. Inkubointikoejärjestely. Kuva: Tiina Laamanen

Taulukko 10. Materiaaliyhdistelmät inkubointikokeessa ja materiaalien pH sekä lämpötila (t) kokeen alussa.

Materiaali	alku pH	t (°C)
Savi	6,9	12,3
Savi + OPA-sakka	7,5	
Savi + OPA-sakka + Turve	5,8	17,3
Savi + OPA-sakka + Tuhka	12,7	20,9
Savi + OPA-sakka + Hiekka	12,5	19,3
Savi + OPA-sakka + GTC	12,9	21,4
Savi + OPA-sakka + KC50	12,1	37,9
Savi + OPA-sakka + KC30	12,6	34,5
Turve	4,5	
Tuhka	11,3	
OPA-sakka	7,5	
Hiekka	12,3	
Terra GTC	12,5	
Terra KC30	12,8	
Terra KC50	12,6	

Inkubointikokeissa parhaiten sulfidisaven eristekerroksena toimi OPA-sakan ja meesapitoisen hiekan yhdistelmä (kuva 47). Kokeiden aikana meesapitoisesta hiekasta tehtiin tarkemmat koostumusanalyysit, joiden perusteella materiaalin elohopeapitoisuus (0,83 mg/kg ka) ylitti hieman valtioneuvoston asetuksessa 214/2007 asetetun kynnysarvon (0,5 mg/kg ka) (Envitop Oy 2016b). Kynnysarvon ylityksen takia materiaali päätettiin jättää jatkotesteistä pois. Toiseksi parhaiten toimi OPA-sakan ja turpeen materiaaliyhdistelmä.





Kuva 47. Inkubointikokeiden aikana peitemateriaalikerroksen alapuolisen sulfidisedimentin pH mitattiin viikoittain, esitetty pH-arvo on aina kahden rinnakkaisen näytteen keskiarvo.

Inkubointikokeiden yhteydessä laboratoriossa tutkittiin myös kolonnikokeilla materiaalin paikoillaan pysyvyyttä virtaavassa vedessä. Kolonnikokeissa vettä johdettiin kahdella eri nopeudella pystykolonniin materiaalseoskerroksen päälle. Vesi johdettiin sisään kolonnin alaosasta ja se poistui kolonnin yläosasta. Testejä tehtiin sekä vesijohtovedellä että happamilla sulfaattimaisilla sijaitsevan pelto-ojan vedellä. Inkubointikokeissa parhaalta vaikuttanut OPA-sakan ja turpeen materiaaliyhdistelmästä liukeni kolonnitesissä runsaasti orgaanista ainetta kolonniin johdettuun veteen (taulukko 11). Terra-stabilointituotteet suljettiin maastokokeista lopulta pois kustannusten takia. Testatut stabilointituotteet valmistetaan Etelä-Suomessa Lohjan Tytyrin tehtaalla ja OPA-sakka taas on peräisin Oulun paperitehtaalta, joten välimatkojen takia kuljetuskustannukset kasvavat. Tuhka soveltui irtonaisena paremmin OPA-sakan kanssa sekoitettavaksi kuin rakeinen tuhka, joka ei sekoittunut sopivan tasaisesti. Irtothuukan kanssa oli kolonnitesissä havaittavissa samaa materiaalin karkaamista kuin turpeella.

Taulukko 11. Kolonnitestien visuaaliset havainnot.

Materiaaliseos	Viipymä (min)	
	4	1
OPA + Terra KC50 (180 g + 20 g)	Vesi kirkasta	Sameaa, vaaleaa haituvaa
OPA (200 g)	Vesi kirkasta, ei samentumaa	Vesi kirkasta, ei samentumaa
OPA + lentotuhka (150 + 50 g)	Ruskeampaa, tuhkahippusia seassa ja pohjalla	Vesi ruskeuttunutta, tuhkaa selvästi seassa
OPA + turve (150 + 50 g)	Vesi ruskeaa, turvetta	Vesi ruskeaa, turvetta
OPA + tuhkaräe (150 + 50 g)	Vähän väriä, yksittäisiä tuhkahippusia	Vähän väriä, yksittäisiä tuhkahippusia

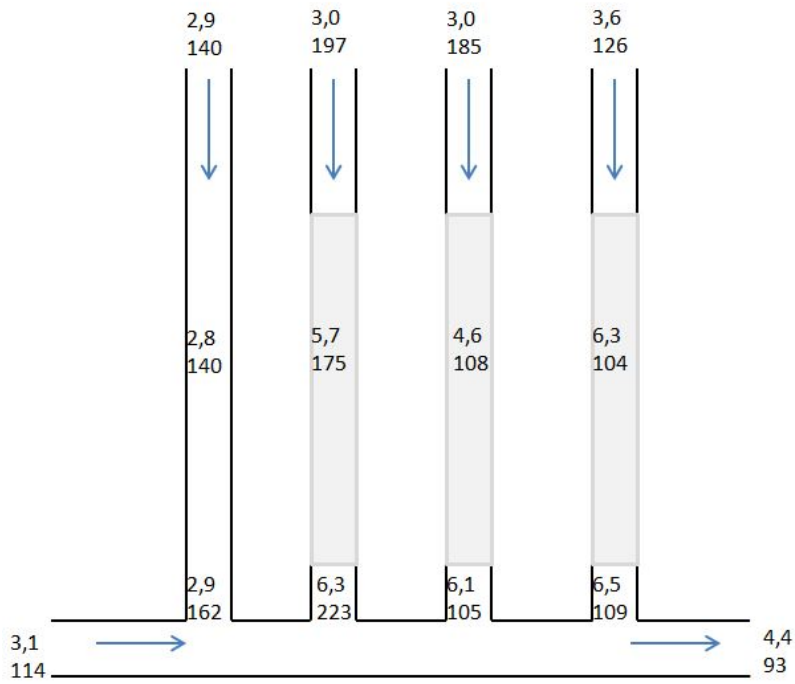
Laboratoriokokeiden tulosten ja kokemusten perusteella maastokokeissa päädyttiin käyttämään puhdasta OPA-sakkaa, jota testattiin ojien vuoraamisessa kahdella kohteella. Ensimmäisenä levityskohteena oli Siikajoella sijaitsevan Turveruukki Oy:n Hangasnevan jälkihoitovaiheessa oleva entinen turvetuotantoalue (viimeinen tuotantovuosi ollut 2014), jossa OPA-sakkaa levitettiin kolmen rinnakkaisen sarkaojan reunoille ja pohjalle noin 50 m:n matkalle parinkymmenen sentin paksuinen kerros kaivinkoneella elokuun lopulla 2017 (kuva 48). Neljäs rinnakkainen sarkaoja jätettiin vertailun takia ilman OPA-sakkaa. Ojien oli todettu etukäteen olevan hyvin happamia (veden pH noin 3). Levityksen jälkeen ojissa seurattiin veden pH:ta ja sähkönjohtavuutta sekä veden virtausnopeutta kenttämittauksin (YSI Professional Plus 1030, MiniAir20). Lisäksi ojista otettiin vesinäytteet yhden kerran syksyn 2017 aikana. Vesinäytteistä määritettiin metallien liukoisia- (< 0,45 µm) ja kokonaispitoisuuksia sekä alkaliniteetti, asiditeetti, kloridi-, sulfaatti- ja liukoisen orgaanisen hiilen pitoisuus. Vesinäyteanalytiikka tehtiin Suomen ympäristökeskuksen akkreditoidussa vertailulaboratoriossa (T003 ja K054, EN ISO/IEC 17025).



Kuva 48. OPA-sakan levitystä Hangasnevalla. Kuva: Mirkka Hadzic.

Hangasnevalla ojavesien pH lähti OPA-sakan levityksen jälkeen nousuun. Kahden viikon päästä levityksestä ojien veden pH oli noussut OPA-sakka alueen alapuolella yli kuuden, kun se levitysalueiden yläpuolella oli noin kolme (kuva 49). Vertailuojassa vastaavaa pH:n nousua ei havaittu. Seurannan aikana oli havaittavissa OPA-sakan kulumista ja pinnoittumista. Koealue oli hydrologisilta olosuhteiltaan seurannan kannalta haastava. Ojissa oli käytännössä jatkuvasti paljon vettä ja alue oli tulvaherkkä. Tulva-aikoina alueella ei käytännössä pystynyt liikkumaan tai ojista kenttämittauksia tekemään. Ojissa veden virtaus oli kaiken aikaa hyvin hidasta (0,2 m/s), jonka takia reaktioaika materiaalin kanssa oli neutraloinnin kannalta riittävä. Syksyn 2017 seuranta-aikana OPA-sakka toimi hyvin ojavesien neutraloijana. Vesinäytetulosten perusteella OPA-sakan ei havaittu lisäävän veden metallipitoisuuksia, kuten oli oletettu, ja esimerkiksi rauta- ja alumiinipitoisuudet laskivat neutralointimateriaalin pinnalle tapahtuvan saostumisen myötä (taulukko 12). Talven jälkeen alueella käytiin toukokuussa 2018, jolloin alue oli vielä kevättulvan alla. Kesä 2018 oli erittäin kuiva. Koealue kuivui jo kesäkuun alussa, eikä ojissa ollut koko kesänä lainkaan vettä (kuva 50). Seuraavat vedenlaadun seurantatulokset saatiin vasta syksyllä 2018, jolloin neutralointivaikutusta ei enää havaittu. Kesällä 2018 ojien kuivuttua oli myös havaittavissa materiaalin kulumisen; OPA-sakan levityskohdat erottuivat maastossa vaaleana ohuena kerroksena, mutta varsinaisesti materiaalia ei enää ollut jäljellä ojissa.





Kuva 49. Ojaveden pH (ylemmät luvut) ja sähkönjohtavuus (alemmat luvut, mS/m) kaksi viikkoa OPA-sakan levityksen jälkeen.



Kuva 50. Hangasnevan OPA-sakka-alue kesäkuussa 2018. Kuva: Mirkka Hadzic.

Taulukko 12. Vesinäytetulokset yhden ojan OPA-sakka -alueen ylä- (YP) ja alapuolelta (AP). Suod = suodatettu 0,45 µm suodattimella.

Alkuaine		7.9.2017	YP	AP	Alkuaine		7.9.2017	YP	AP
Al		µg/l	6400	2800	Ni		µg/l	94	61
Al	suod	µg/l	6400	1200	Fe		µg/l	17000	9500
As		µg/l	0,52	0,48	Fe	suod	µg/l	17000	6200
Ba		µg/l	23	20	S		µg/l	170000	180000
Ba	suod	µg/l	22	20	S	suod	µg/l	170000	190000
P		µg/l	< 50	< 50	Se		µg/l	0,3	0,2
P	suod	µg/l	< 50	< 50	Zn		µg/l	310	160
Cd		µg/l	0,47	0,24	Zn		µg/l	310	160
K		mg/l	4,5	4	Zn	suod	µg/l	300	150
K	suod	mg/l	4,4	4,2	Sr		µg/l	540	730
Ca		mg/l	84,2	134	Sr	suod	µg/l	540	800
Ca	suod	mg/l	83,7	147	Ti		µg/l	2	< 1,0
Co		µg/l	43	32	Ti	suod	µg/l	1,5	< 1,0
Cr		µg/l	2,1	0,67	U		µg/l	0,31	0,16
Cu		µg/l	3,8	1,8	V		µg/l	0,57	0,14
Pb		µg/l	0,13	0,054	EC		mS/m	126	108
Mg		mg/l	39,7	35,8	Alk		mmol/l	< 0,001	< 0,001
Mg	suod	mg/l	39,4	37,1	Asid		mmol/l	2,63	1,26
Mn		µg/l	3200	2700	pH			3,1	5,3
Mn	suod	µg/l	3200	2600	Cl		mg/l	2,2	3,6
Na		mg/l	16,2	18,4	SO4		mg/l	610	620
Na	suod	mg/l	16	18,9	DOC		mg/l	5,6	6,4

Heinäkuussa 2018 OPA-sakkaa levitettiin Vapo Oy:n Hakasuon tuotantoalueen kokoojaojaan noin 50 metrin matkalle (kuva 51). Materiaalin pysyvyyttä uomassa ja neutralointivaikutusta haluttiin testata isomman virtausnopeuden ja lyhyemmän viipymän yhteydessä. Levityksessä kiinnitettiin ensimmäisen kohteen levitystä enemmän huomiota siihen, että materiaali tampattiin kaivinkoneen kauhalla mahdollisimman tiiviisti ojan reunoihin. Kokoojaojan vedenlaatua seurattiin kenttämittauksin ja vesinäyttein OPA-sakka -alueen ylä- ja alapuolelta syksyn 2018 aikana. Seuranta-aikana kokoojaojan vedenlaatu vaihteli ja neutralointitarvetta vedessä oli vasta lokakuussa, jolloin materiaalilla ei havaittu olevan vaikutusta kokoojaojan vedenlaatuun. Todennäköisesti materiaali oli ehtinyt ojassa jo pinnoittua ja sitä myötä menettää neutralointitehonsa levityksen jälkeisenä aikana. Kokoojaojan virtaama suhteessa ojan reunoille ja pohjalle levitetyn materiaalin reaktiopintaan oli todennäköisesti myös liian suuri eli vesi ei ollut materiaalin kanssa kunnolla kontaktissa verrattuna esimerkiksi suodinratkaisuun, jossa vesi virtaa suotimen sisällä.



Kuva 51. OPA-sakan levitysalue Hakasuon kokooajossa.  
Kuva: Anne Korhonen.

Tässä hankkeessa toteutettujen laboratoriokokeiden perusteella OPA-sakkaa voitaisiin käyttää happamien sulfaattimaiden peittämiseen samaan tapaan kuin sitä nyt käytetään kaatopaikkojen ja pilaantuneiden maiden kapseloinnissa. Materiaalina OPA-sakka voisi soveltua myös kaivumassojen kalkitukseen, johon kuitenkin suositellaan yleensä kalsiumkarbonaatin sijaan käytettäväksi kalsiumhydroksidia eli sammutettua kalkkia paremman neutralointitehon takia (Bonde 2018). Maastokokeiden perusteella OPA-sakkaa ei voida suositella käytettäväksi tässä hankkeessa testatulla tavalla ojavesien neutralointiin tai ojareunojen vuoraamiseen. Materiaalin kulumisen suorassa kontaktissa virtaavan veden kanssa oli turhan nopeaa ja neutralointivaikutukset jäivät hitaassakin virtauksessa lyhytaikaisiksi. OPA-sakalla on kuitenkin hyvä neutralointikyky ja ominaisuuksiensa perusteella se soveltuu maaperäkalkitukseen sekä maanparannusaineeksi. Materiaali on murumaisen rakenteensa ansioista helposti kuljetettavaa ja käsiteltävää ja soveltunee levitettäväksi kalkinlevityslaitteistolla. OPA-sakka on tämän hankkeen kokeiden perusteella liukoisempaa kuin esimerkiksi kalkkikivi. Materiaali voisikin soveltua hyvin käytettäväksi esimerkiksi peltojen kalkituksessa. Tässä hankkeessa testattiin Stora Enson Oulun tehtaalta syntyvää OPA-sakkaa. Hankkeen loppuvaiheessa uutisoitiin Stora Enson tuotantomuutos suunnitelmista, jotka tarkoittavat, ettei OPA-sakkaa synny Oulun tehtaalla enää vuoden 2020 jälkeen.

### 7.2.2. Neutralointikaivo

Neutralointikaivo/säiliö on aktiivinen neutralointiratkaisu, joka tarvitsee toimiakseen ulkopuolista energiaa. Neutralointikaivo voidaan toteuttaa pysyväluonteisena rakenteena ja sijoittaa kohteeseen maan alle, tai se voidaan ajatella huoltovarmuutta ja erityistilanteita tukevana vain ajoittain käytössä olevana ratkaisuna, jolloin se voidaan tarvittaessa siirtää paikoilleen ja hyödyntää vain hetkittäin. Tällöin kaivon toiminta on pumpun ja ulkoisen energian varassa. Periaatteessa kaivo voitaisiin saada toimimaan myös riittävällä putouskorkeudella, mutta sellaista ei käytännössä ole käytettävissä turvetuotannossa tai yleensä peltoalueillakaan. Hankkeessa neutralointikaivoa testattiin pumpaamalla käsiteltävä vesi kaivoon



verkkovirtaan kytketyllä uoppopumpulla, mutta käyttöä kokeiltiin myös kevyellä aggregaatilla (Stanley SIG 2000 Silent 1600 W). Aggregaatilla saavutettiin vastaavat pumpun tehot kuin verkkovirralla, mutta polttomootorikäyttöisen aggregaatin käyttö turvetuotantoalueella vaatii erityistä huolellisuutta alueiden paloherkkyiden takia. Myös aurinkopaneeleita olisi mahdollista hyödyntää pumpun energianlähteenä.

Hankkeessa testattu neutralointikaivo oli noin 500 l:n muovisäiliö, johon vesi johdettiin kaivon alaosasta tangentiaalisesti sisään riittävällä virtausnopeudella, joka sai aikaan veteen pyörivän liikkeen kaivon sisällä (kuva 52). Vesi poistui kaivosta yläkautta. Veden pyörivä liike sai kaivossa olevan rakeisen neutralointimateriaalin pyörivään liikkeeseen. Liike aiheutti materiaalin hankautumisen itseään ja kaivon uritettuja seinämiä vasten, jolla pyrittiin estämään pinnoittumisen muodostumista ja tehostamaan materiaalin liukenemistä. Tässä hankkeessa testattiin Nordkalk Oy:n kehittämää neutralointikaivoa, jossa käytettiin neutralointimateriaalina Nordkalk Oy:n granulointua kalsiumhydroksidia  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , tuotenimeltään Filtra G:tä (kuva 53). Kalsiumhydroksidi eli sammutettu kalkki on voimakas emäs, joka nostaa käsiteltävän veden pH:n välittömästi yli kymmenen ja jopa kahteentoista. SuHE-hankkeessa testattiin pilottimitakaavassa erityyppistä neutralointikaivoratkaisua sekä pystysuoraa neutralointipilottia granuloidulla kalsiumhydroksidilla (Hadzic ym. 2014), joiden pohjalta tässä hankkeessa testattua neutralointikaivoa on kehitetty.



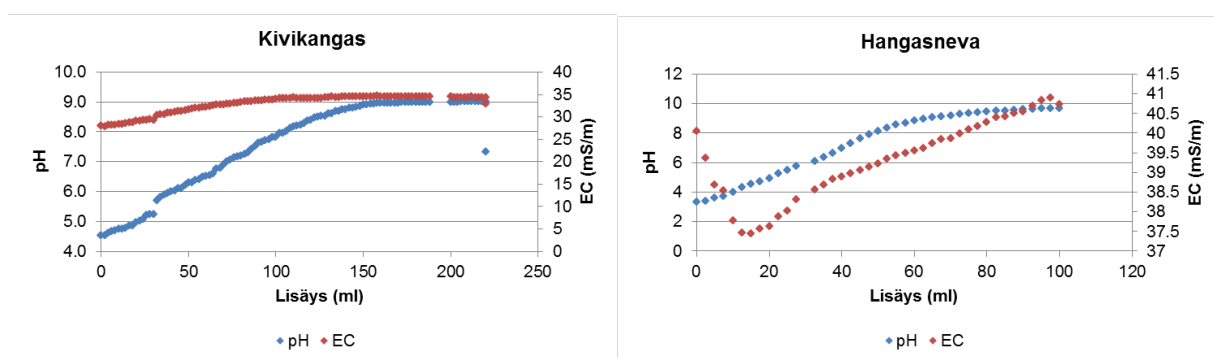
Kuva 52. Vasen: havainnekuva neutralointikaivosta. Kuva: Nordkalk Oy. Veden kulkusuunta sinisillä nuolilla. Oikea: Neutralointikaivo maastossa. Kuva: Mirkka Hadzic.



Kuva 53. Granuloitua kalsiumhydroksidia, Nordkalk Oy:n Filtra G rakeita. Kuva: Mirkka Hadzic.

Neutralointikaivoon on mahdollista yhdistää myös neutralointimateriaalin automaattinen annostelu-siilo, joka mahdollistaa jatkuvan annostelun. Mikäli kaivo on käytössä vain erikoistilanteissa, neutralointimateriaali voidaan annostella kaivoon myös manuaalisesti, kuten tämän hankkeen testeissä tehtiin.

Neutralointikaivossa käsiteltävän veden pH nostetaan vahvalla emäksellä hyvin korkealle (pH > 10). Neutraloinnissa turvallinen tavoitetaso luonnonvesissä olisi kuitenkin välillä pH 5-7. Neutralointikaivo -ratkaisulla ei tavoitellakaan koko neutralointia tarvitsevan vesimäärän käsittelyä vaan ratkaisulla on tarkoitus käsitellä osa virtaamasta, jonka jälkeen käsitellyn veden annetaan sekoittua käsittelemättömän happaman veden kanssa. Osavirtaamaneutralointi säästää materiaali- ja energiakustannuksia verrattuna koko vesimäärän käsittelyyn. Hankkeen laboratoriokokeiden perusteella riittäisi, että neutraloitavasta vesimäärästä käsiteltäisiin noin viidesosa (kuva 54). Tällöin saavutetaan riittävän korkea pH taso, mutta ei ole riskiä ylineutraloinnista. Sopiva sekoitussuhde on kuitenkin hyvä tarkistaa aina käsiteltävän kohteen vedellä.



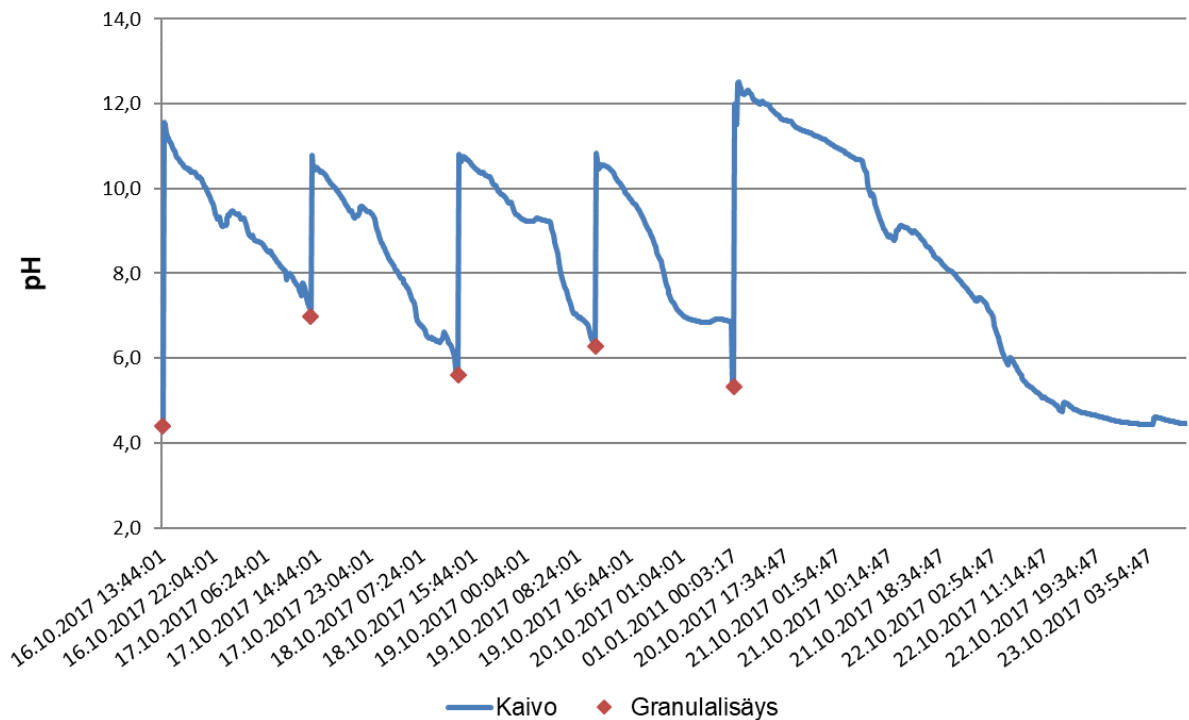
Kuva 54. 200 ml:an käsittelemätöntä vettä lisättiin saman kohteen ylineutraloitua vettä, jonka pH oli nostettu tasolle >10. Vasemmassa kuvassa käytetty Ruukin pilottialueen Kivikankaan peltoalueen vettä ja oikeassa Hangasnevan kosteikon vettä. Kuvista nähdään, että käsittelemällä noin 20 % vettä (50 ml) ja sekoittamalla se käsittelemättömään veteen saavutetaan turvallinen pH -taso (pH 5-7).

Neutralointikaivoa testattiin hankkeessa Hangasnevan jälkihoitovaiheessa olevalla entisellä turvetuotantoalueella syksyllä 2017 ja kesän ja syksyn aikana 2018. Hangasneva on tuotannon jälkeen vesitetty kosteikoksi ja vedenlaatu on jo lähtenyt tasoittumaan, mutta alueella on vielä hyvin hapanta vettä (taulukko 15, kappale 9.1.1.). Testit tehtiin Hangasnevan entisen pumppualtaan vedellä.

Syksyllä 2017 testattiin neutralointikaivon toimintaa ja annostelua. Tavoitteena oli yrittää pitää neutralointikaivosta lähtevän veden pH yli kymmenenä, mutta kokeiltiin myös matalampia pH:n tavoitetasoja. Maastokokeissa huomattiin, että kaivon toimivuudessa ja parhaan neutralointituloksen aikaan saamisessa on tärkeää saada neutralointimateriaali kaivossa kunnolla liikkeeseen, ja käytetyn pumpun tehokkuus nousikin kokeissa kriittiseksi tekijäksi. Syksyn 2017 aikana ehdittiin testata maastossa useampaa uppopumpua, mutta niillä ei saavutettu riittävää virtausnopeutta, jotta neutralointimateriaali olisi saatu kunnolla liikkeelle kaivossa ja kulumaan neutraloinnissa. Liian pienellä tulovirtaamalla neutraloinnissa käytetyt granulat kasautuivat tuloputken vastaiselle sivulle kaivossa ja jäivät kaivon pohjalle, pinnoittuvat, eikä toivottua neutralointivaikutusta saatu ylläpidettyä (kuva 55). Hankkeessa testatun neutralointikaivon tulovirtaamaksi pitäisi saada vähintään 2,2 l/s, jotta se riittäisi pyörittämään granulointia kaivossa. Pumpun valinnassa täytyykin ottaa huomioon nostokorkeus. Tämän hankkeen kokeissa nostokorkeus söi käytetyn pumpun tuottoa esimerkiksi niin, että todellinen tuotto oli vain 1,5 l/s, vaikka valmistajan ilmoittama pumpun tehokkuus oli noin 4,5 l/s.

Neutralointimateriaalin annostelu olisi hyvä olla niin tiheää, että kaivosta lähtevän veden pH pysyy riittävällä tasolla, joka osavirtaamaneutraloinnissa on hyvä olla yli kymmenen. Annostelu pitäisi

kuitenkin tapahtua niin pieninä määrinä, että kaivon virtaus pystyy pitämään materiaalin liikkeessä ja se todella kuluu neutralointiin. Automaattisella annostelulla neutralointimateriaalia voidaan syöttää kaivoon pieninä määrinä tiheästi, jotta sitä on kaivossa jatkuvasti riittävä määrä neutralointivaikutuksen aikaan saamiseksi, mutta sitä ei kerry liikaa, jotta virtaama riittää pitämään materiaalin liikkeessä. Maastokoikeissa annostelu hoidettiin manuaalisesti (kuva 56) samalla kaivon pH:ta seuraten ja se todettiin haasteelliseksi toteuttaa tarpeeksi tiheästi ja riittävän pieninä määrinä. Käytännössä annostelu oli kokeiden perusteella mahdollista toteuttaa kerran vuorokaudessa tapahtuvana materiaalin lisäyksenä, mutta pidempien annosteluvälien aikana kaivon veden pH laski selvästi tavoitetasosta. Jos vain mahdollista, materiaalia kannattaisi lisätä tiheämmin kuin kerran vuorokaudessa, jotta annostelu voidaan hoitaa tarpeeksi pieninä määrinä. Mikäli kaivossa on liikaa granuloita kerralla, ei virtaama jaksa liikuttaa materiaalia tarpeeksi tehokkaasti ja materiaalia alkaa kertyä kaivon pohjalle.



Kuva 55. Neutralointikaivosta lähtevän veden pH yhden syksyn 2017 testijakson aikana. Testi käynnistettiin maanantaina, jolloin granuloita laitettiin kaivoon 40 l. Tiistaina, keskiviikkona ja torstaina kaivoon lisättiin kertalisäyksenä 10 l granulaa per vuorokausi. Perjantaina lisättiin vielä kertalisäyksenä 40 l granulaa viikonlopuksi. Kaivoa ei tässä välissä tyhjennetty ja pumppu oli koko viikon yhtäjaksoisesti käynnissä. Viikon testin jälkeen kaivossa oli lisätystä 110 litrasta granuloita jäljellä vielä 70 l, joten neutralointiin saatiin kulumaan vain noin 40 l.





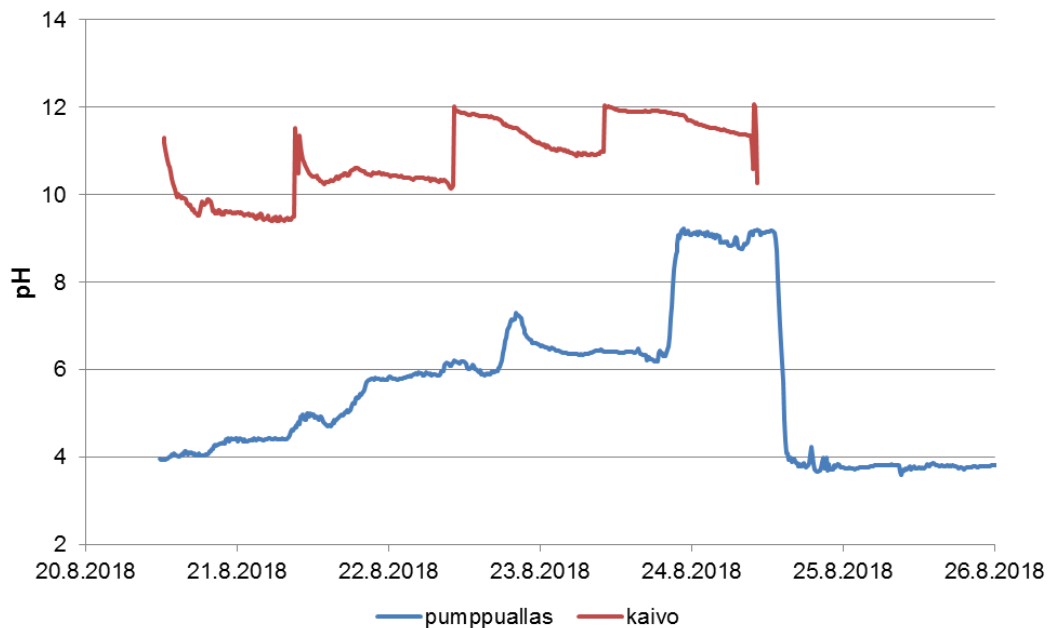
Kuva 56. Neutralointimateriaalin manuaalista annostelua koekohteella. Kuva: Mirkka Hadzic.

Neutralointikaivo voitaisiin kohteella sijoittaa esimerkiksi kokoojaojan yhteyteen. Happaman kuorituspulssin aikana noin viidesosa ojan virtaamasta voitaisiin ohjata kaivoon neutralointiin ja sen jälkeen palauttaa takaisin uomaan ja antaa sekoittua käsittelemättömän veden kanssa. Tällainen osavirtaama-neutralointi pitäisi kaivon koon ja neutralointimateriaalin kulutuksen maltillisena.

Osavirtaamaneutraloinnin lisäksi neutralointikaivoa voitaisiin teoriassa hyödyntää pienehköjen suljettujen happamien kosteikkoaltaiden pH:n nostossa kierrättämällä osa kosteikon vedestä kaivon kautta ja palauttamalla vesi sen jälkeen saman kosteikkoaltaan eri puolelle. Oletuksena aiemmin esitettyjen laboratorioskokeiden perusteella on, että altaan vesimäärästä riittäisi käsiteltäväksi noin 20 %. Tällainen allasneutralointi voitaisiin toteuttaa kertaluonteisesti ja sillä voitaisiin nopeuttaa altaan pH:n nousua. Allasneutralointia kokeiltiin tässä hankkeessa elokuussa 2018 Hangasnevan entisen pumppualtaan veden pH:n nostossa. Hangasnevan pumppualtaan yläpuolella sijaitsee noin 100 ha laajuinen kosteikkoallas, mutta pumppualtaan ajateltiin olevan siitä selkeästi erillään ja oletuksena oli, että veden vaihtuminen ison kosteikon kanssa on hyvin vähäistä. Vesityksen yhteydessä alue oli padotettu niin, ettei pumppualtaalta lähtenyt vesiä kosteikon ulkopuolelle.

Pumppualtaan pH:n nostamiseksi vesi johdettiin pumpulla altaan toisesta päästä neutralointikaivoon ja palautettiin altaaseen noin 30 metrin päässä kaivosta. Kaivossa veden pH pyrittiin nostamaan yli kymmenen. Pumppualtaan veden alku pH oli noin 4. Altaan tilavuudeksi arvioitiin noin 900 m<sup>3</sup>, jolloin viidesosan vesimäärästä (180 m<sup>3</sup>) käsittelyyn olisi laskennallisesti kulunut aikaa käytetyllä pumpulla (Pedrollo VXm 10/35 Vortex, pumpun todellinen tuotto 2,2 l/s) noin vuorokausi. Veden pH:n nosto neutraalille tasolle altaassa kesti kuitenkin selkeästi laskettua kauemmin (kuva 57). Sekä kaivosta lähtevän että kaivoon altaasta tulevan veden pH:ta seurattiin pumpun vieressä jatkuvatoimisesti. Vesi ylineutraloitiin tarkoituksella ja pH nostettiin noin yhdeksään, jonka jälkeen neutralointikaivoon vettä johtava pumppu sammutettiin. Pumpun sammuttamisen jälkeen altaan pH:ta seurattiin edelleen ja se putosi hyvin nopeasti alkuperäiselle tasolle. Tulosten perusteella on hyvin todennäköistä, että käsitellyn pumppualtaan vesi pääsi sekoittumaan yläpuolisen kosteikon veden kanssa ja neutralointiaineen vaikutus katosi

isoon kosteikkoon. Allasneutralointi sopisikin selvästi suljetumpien pienten lampien tai kosteikkojen neutralointiin.



Kuva 57. Hangannevan pumppualtaan pH:n nosto neutralointikaivon avulla. Sinisellä pumppualtaan jatkuvatoimisesti mitattu pH ja punaisella neutralointikaivosta jatkuvatoimisesti mitattu pH.

Kaivotestien perusteella kaivoon annosteltava Filtra G-määrä kannattaa pitää maltillisena esim. 5–10 kg kerralla, jos jatkuva annostelua ei ole mahdollista. Tällainen määrä saadaan vielä nyt testatussa noin 500 litran kaivossa pumpun avulla liikkumaan riittävästi virtaaman mukana. Järkevintä olisi sijoittaa neutralointikaivon yhteyteen automaattinen annostelusiilo, koska materiaalin kulumisen arviointi ja riittävän tiheä annostelu manuaalisesti ovat työläitä ja aikaa vieviä toteuttaa. Tarvittava virtausnopeus ja pumpun tehovaatimus riippuu käytetyn kaivon mitoista ja täytyy arvioida tapauskohtaisesti. Tässä hankkeessa testatussa kaivossa tulovirtaamaksi olisi pitänyt saada noin 2,2 m/s, jotta neutralointimateriaali olisi saatu tarpeeksi hyvin liikkumaan. Pumpun valinnassa täytyy huomioida myös nostokorkeuden vaikutus pumpun todelliseen tuottoon. Neutralointikaivon mitoitus ja neutralointimateriaalin annostelu on suunniteltava asiantuntijan toimesta kohdekohtaisesti.

Neutralointikaivo on aktiivinen neutralointimenetelmä, joka vaatii ulkopuolista energiaa, jossa käytetään teollisesti tuotettua neutralointimateriaalia ja jonka suunnittelu, toteutus ja käyttö vaativat asiantuntemusta. Kaivo voisi parhaiten soveltua erikoistilanteiden aikaan käytettäväksi varmuusratkaisuksi tai esimerkiksi kemikaloinnin jälkeiseen veden pH:n nostoon. Neutralointikaivon perustamiskustannusten lisäksi kustannuksissa täytyy huomioida neutralointimateriaalin sekä sähkön kulutus.

### 7.3. Muut keinot turvetuotannon valumavesien happamuuden hallintaan

Veden neutraloinnin lisäksi turvetuotannossa on muitakin mahdollisuuksia happamien vesien hallintaan. Happamien sulfaattimaiden esiintyminen on laikuittaista, joten niitä ei välttämättä ole turvetuotantoalueen pohjamaassa koko pinta-alalla. Tuotantoalueella voi olla yksittäinen jo tuotannon loppuvaiheessa oleva lohko tai lohkoa pienempikin alue, jolla happamuushaittoja ajoittain esiintyy. Mikäli happamuutta tuotava alue on pieni suhteessa muuhun tuotantoalueeseen ja sijaitsee alueen yläosilla, sieltä tulevat

happamat valumavedet saattavat neutraloitua jo tuotantoalueella sekoittuessaan alueen muiden valumavesien kanssa, jolloin alueelta ei välttämättä lähde lainkaan happamia vesiä ulos. Happamia vesiä voi olla myös mahdollista pidättää ja viivyttää lohkolta tai tuotantoalueella ojia tukkimalla ja padotuskorkeuden lisäämisellä, jolloin voidaan edesauttaa happamuuden laimentumista tai ohjata happamat vedet suuremman valunnan aikaan alueelta, jolloin vedet sekoittuvat isompaan vesimäärään ja laimeneminen tehostuu. Tyypillisesti happamuushaitat ajoittuvat kesän kuivan kauden jälkeisten sateiden yhteyteen, jolloin tuotantokausi on jo lopuillaan tai päättynyt, eikä vedenkorkeuden nostamisesta alueella ole tuotannolle haittaa.

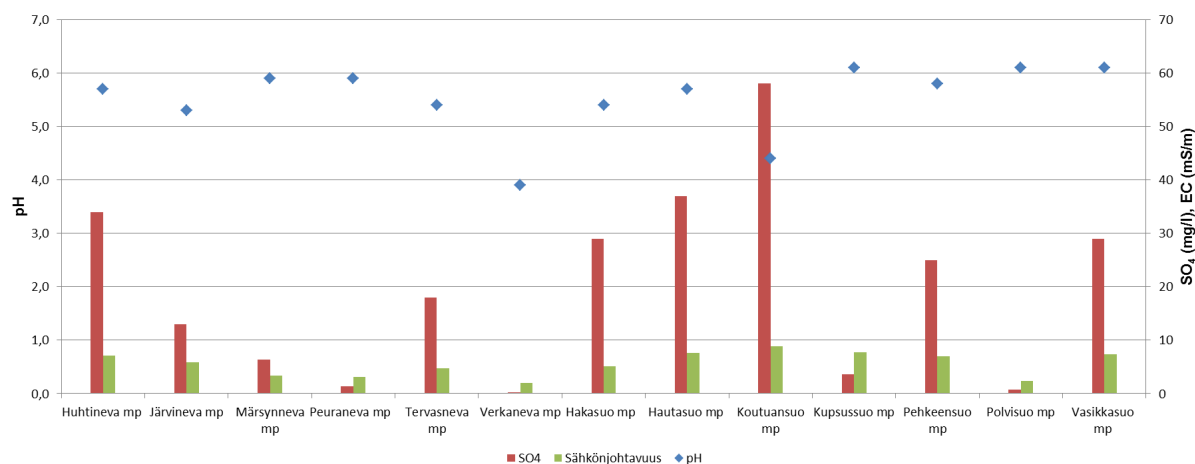
## Lähteet

- Bonde A. 2018. Yleiset suositukset sulfaattimaita sisältävien kaivuumassojen kalkituksesta. VIMLA-hankkeen infoaineistoa. Saatavilla: [vimlavatten.org/dokument/](http://vimlavatten.org/dokument/) (viitattu 23.4.2019)
- Cortina J.-L., Lagreca I. & De Pablo A. 2003. Passive in situ remediation of metal-polluted water caustic magnesia: evidence from column experiments. *Environ. Sci. Technol.* 37: 1971-1977.
- Envitop Oy. 2016a. Stora Enso Oyj:n Oulun tehtaan opasakan lannoitekelpoisuuden arviointi kalkitusaineena (2A2) ja maaparranusaineena (3A5 / 3A2).
- Envitop Oy. 2016b. Tutkimusraportti. Tunnus 248 / 16.
- Government of Western Australia Department of Environment Regulation. 2015. Treatment and management of soil and water in acid sulfate soil landscapes. Guidelines. 110 s.
- Hadzic M., Postila H., Österholm P., Nystrand M., Pahkakangas S., Karppinen A., Arola M., Nilivaara-Koskela R., Häkkinen K., Saukkoriipi J., Kunnas S. & Ihme R. 2014. Sulfaattimaita syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät. SuHE-hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2014.
- Heikkinen K. & Alasaarela E. 1988. Happamoituneiden vesistöjen neutralointi. Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus.
- Nilivaara-Koskela R. 2014. Turvetuotannon valumavesien lyhytkestoinen happamien valuntojen ennakointi- ja hallintamenetelmien kehittäminen. Diplomityö Oulun yliopisto, teknillinen tiedekunta. 91 s. + liitteet.
- Pousette K. 2010. Miljöteknisk bedömning och hantering av sulfidjordsmassor, forskningsrapport. 6/2010 Luulaja: Luulajan teknillinen yliopisto.
- Rantala A. 1991. Vesistöjen kalkitus happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 78.
- Skousen J. 1997. Overview of passive systems for treating acid mine drainage. *Green Lands* 27:34-43.
- Taylor J., Pape S. & Myrphy N. 2005. A summary of passive and active treatment technologies for acid and metalliferous drainage (AMD). Fifth Australian workshop on acid drainage. Australia: Australian Centre for Minerals Extension and Research (ACMER).
- Wang Y., Sikora S. & Townsend T.G. 2013. Ferrous iron removal by limestone and crushed concrete in dynamic flow columns. *Journal of Environmental Management* 124 s. 165-171.

## 8. Turvetuotantoalueilta lähtevän veden vaikutus alapuolisessa vesistössä

### Mirkka Hadzic

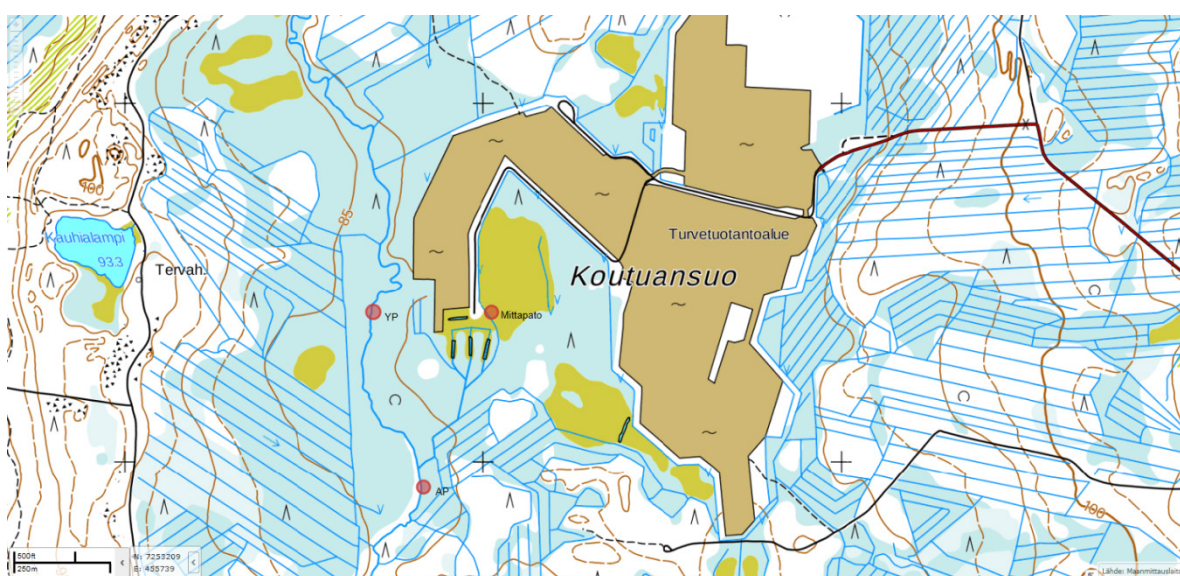
Tässä hankkeessa yhtenä tavoitteena oli selvittää, miten kaukana alapuolisessa vesistössä happamilla sulfaattimailla sijaitsevien turvetuotantoalueiden happamat valumavedet näkyvät. Tuotantoalueiden valumavesien vaikutusta tarkasteltiin mallintamisen (kappale 2) lisäksi maastokäynnein. Happamilla sulfaattimailla sijaitsevien neljäntoista turvetuotantoalueen lähtevästä vedestä otettiin vesinäytteet marraskuun alussa 2016. Näistä alueista ainoastaan kahdella, Koutuansuolla ja Verkanevalla, lähtevän veden pH oli tarkasteluhetkellä  $< 5,0$  ja kaikilla tarkastelluilla soilla lähtevän veden sähkönjohtavuus oli alhainen ( $< 10$  mS/m) (kuva 58). Verkanevalla alhainen pH ei veden sähkönjohtavuuden ja sulfaattipitoisuuden perusteella johtunut happamista sulfaattimaista, vaan oli todennäköisesti peräisin turpeen orgaanisista hapoista. Koutuansuon korkea sulfaattipitoisuus on osittain seurausta alueella aiemmin toteutetusta tuhkalannoituksesta. Koutuansuon osalta syksyllä 2016 seurattiin vedenlaatua myös tuotantoalueen alapuolisessa Pohjois-Koutuanjoessa tuotantoalueen ylä- ja alapuolelta (kuva 59). Tuotantoalueen alapuoliselle seurantapisteelle tulee myös metsäojaverkoston vesiä, joka vaikuttaa myös tarkkailutuloksiin. Tarkkailutulosten mukaan Pohjois-Koutuanjoen pH olisi ylä- ja alapuolisen seurantapisteen välillä laskenut noin 0,1–0,2 yksikköä (taulukko 13), joka on niin pieni ero, että se voi selittyä myös mittausepävarmuuksilla. Sulfaattipitoisuus ja sähkönjohtavuus ovat hieman korkeammat alapuolisella seurantapisteellä yläpuoliseen verrattuna.



Kuva 58. Tuotantoalueiden lähtevän veden pH, sähkönjohtavuus (EC mS/m) ja sulfaattipitoisuus (SO<sub>4</sub> mg/l) marraskuussa 2016, mp = mittapato.

Taulukko 13. Veden pH, sähkönjohtavuus (EC mS/m) sekä sulfaattipitoisuus (SO<sub>4</sub> mg/l) Koutuansuon lähtevän veden mittapadolla, sekä Pohjois-Koutuansuojoessa suon ylä- (yp) ja alapuolelta (ap).

	pH	EC(mS/m)	SO <sub>4</sub> (mg/l)
14.9.2016			
Koutuansuo mittapato	5,0	7,5	37
Koutuansuo yp	5,8	2,2	0,7
Koutuansuo ap	5,7	2,4	1,8
18.10.2016			
Koutuansuo mittapato	4,6	9,7	60
Koutuansuo yp	6,3	1,7	1,1
Koutuansuo ap	6,1	2,5	5,9



Kuva 59. Koutuansuon lähtevän veden laadun seuranta- ja mittapaikka (Mittapato) ja Pohjois-Koutuansuojoen seuranta- ja mittapaikat: YP- tuotantoalueen yläpuolinen ja AP – tuotantoalueen alapuolinen. Alapuoliselle seuranta- ja mittapaikalle tulee myös metsäojaverkoston vesiä.

Tuotantoalueilta lähtevän veden seuranta tehtiin syksyllä 2018 kohdistettuna tuotantoalueilta lähtevän veden happamuustilanteisiin. Happamuustilanteista saatiin tieto turvetuottajilta, koska tuotantoalueilta happamia vesiä lähtee tyypillisesti vain satunnaisissa tilanteissa kuten kuivan kesän jälkeisten syksyn ensimmäisten sateiden yhteydessä. Kesä 2018 oli poikkeuksellisen kuiva, jolloin syksyn sateiden alettua oli odotettavissa happamuushaittoja. Kesän jälkeen pohjavedenpinnat olivat matalalla ja ojaverkostot kauttaaltaan kuivillaan. Syksyn sateiden alettua maaperässä oli kosteusvajetta ja sadevesi imeytyi maavesivarastoihin, eikä valumia syksyn ensimmäisten sateiden jälkeen ollut käytännössä lainkaan. Metsäojitusalueiden ja turvetuotantoalueiden kuivatusolosuhteet poikkeavat jonkin verran toisistaan ja vedet purkautuvat niiltä eri tavalla. Etenkin vanhoista metsäojista vedet purkautuvat yleensä tuotantoalueita hitaammin, jolloin kuivan kauden jälkeen sateiden alettua vedet alkavat purkautua ensin tuotantoalueelta ja vasta sen jälkeen metsäojista. Tässä hankkeessa tarkastelluilla kohteilla valumavesiä alkoi tulla turvetuotantoalueilta metsä- ja pelto-ojien ollessa vielä kuivia. Esimerkiksi Hourunnevan tuotantoalueen lähtevän veden mittapadon automaattinen seuranta havaitsi alhaisia pH lukemia syyskuun lopulla 2018, jolloin alueen alapuolinen metsäojaverkosto oli vielä pääosin kuivillaan (kuva 60). Tuotantoalueet sijaitsevat



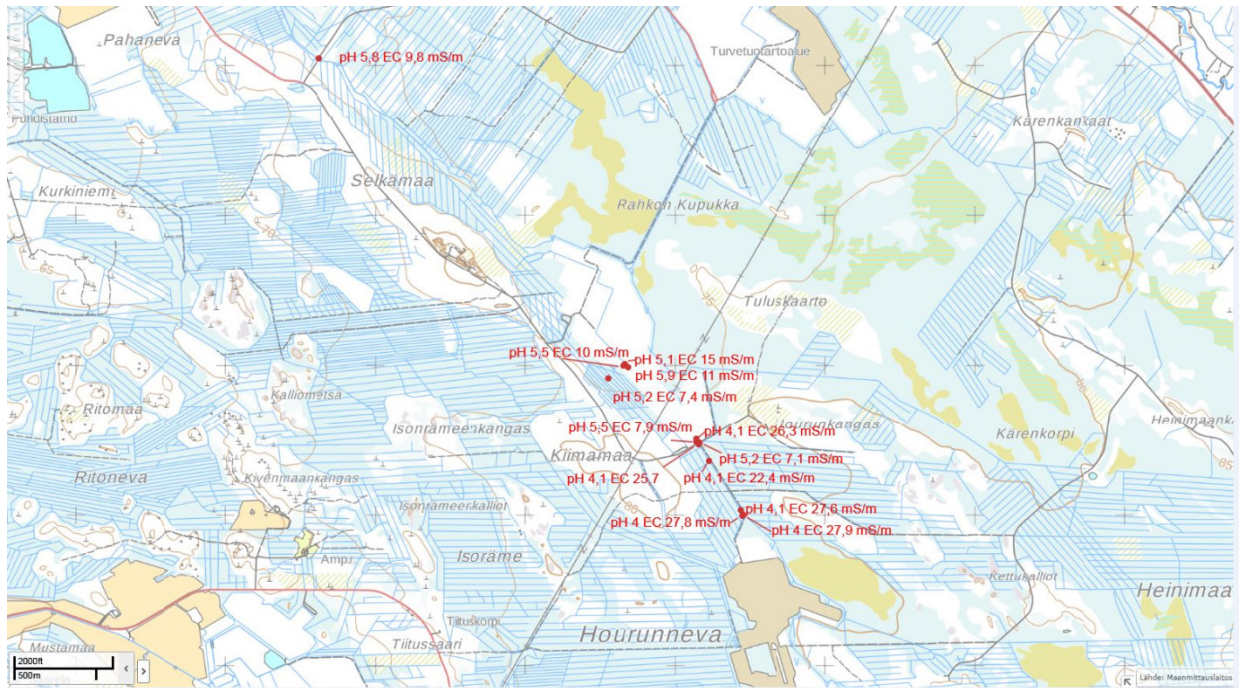
usein metsäojaverkostojen yläpuolella, jolloin sekoittumis- ja laimenemisolosuhteiden pitäisi teoriassa olla hyvät ennen varsinaisiin vesistöihin pääsyä. Syksyn 2018 kaltaisessa tilanteessa, jossa tuotantoalueelta tulee valumia hetkeä ennen kuin muita vesiä on liikkeellä, voi kuitenkin olla riskinä, etteivät tuotantoalueelta lähtevät happamat vedet ehdi laimentua ennen varsinaista alapuolista vesistöä.

Tuotantoalueilta lähtevien happamien valumavesien kulkeutumista tutkittiin tässä hankkeessa kahdella kohteella maastossa. Kohteilta lähtevän happaman veden kulkeutumista ja alapuolisen ojan vedenlaadun muuttumista seurattiin kenttämittauksin (pH, sähkönjohtavuus) kulkemalla turvetuotantoalueen laskuojaa pitkin. Kummallakin tarkastellulla kohteella, Ahvensuolla ja Hourunnevallalla, turvetuotantoalueelta lähtevän veden happamuusvaikutus katosi melko nopeasti sekoittuessaan ojaverkostossa metsäojien vesien kanssa, vaikka seuranta-ajankohtana metsäojissa oli hyvin vähänlaisesti vettä liikkeellä. Hourunnevallalla kohteelta lähtevän veden pH tarkasteluhetkellä oli 4,0 (kuva 61), eikä tuotantoalueen alapuoliseen ojaan tullut metsäojista lainkaan vettä, joten vedenlaatu ei muuttunut ojassa. Alempana oli kuitenkin isompia metsäoja, joihin tuotantoalueelta tullut vesi happamuusvaikutuksineen katosi ennen varsinaista vesistöä. Ahvensuolla lähtevän veden pH oli seurantahetkellä 4,6 ja sähkönjohtavuus 23,8 mS/m (kuva 62), kohteen alapuolisissa metsäojissa pH oli jopa tätä alempi (3,8–4,1). Ensimmäinen varsinainen vesistö suon alapuolella on Ahvenoja, jossa suon yläpuolisella seurantapaikalla pH oli 4,9 ja alapuolisella 4,5. Ahvenojan veden pH:n laskuun seurantapaikkojen välillä vaikuttivat sekä tuotantoalueen että tuotantoalueen alapuolisten metsäojien vedet. Valumavesien pH:ta laskeva vaikutus tuotantoalueelta tulevalle happamalla vedellä voi olla kuitenkin jotain paikallisia vaikutuksia, jos esimerkiksi heti tuotantoalueen alapuolella on joku pieni ja herkkä vesistö. Tällaisessa syksyn 2018 kaltaisessa poikkeustilanteessa happamuushaittoja voitaisiin ennakoida padottamalla vettä jonkin aikaa tuotantoalueella, jotta laimenemisolosuhteet alapuolisissa vesissä olisi paremmat.

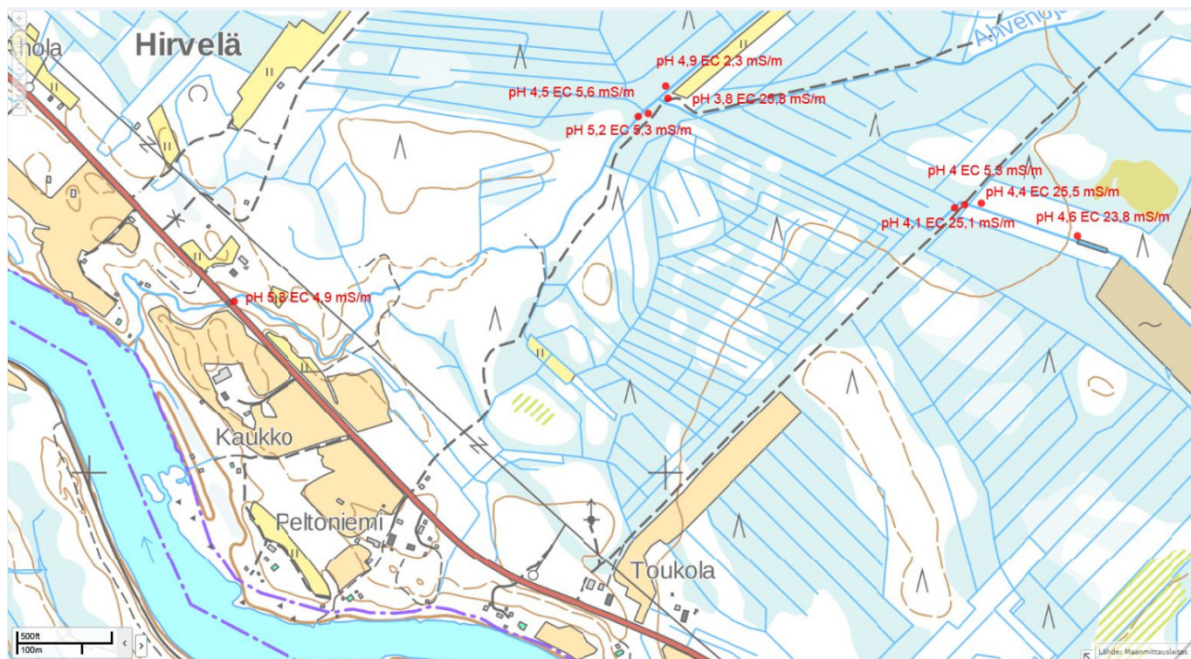


Kuva 60. Turvetuotantoalueelta lähtevän veden seurantapaikka ja sen yläpuolinen laskeutusallas (vasen kuva) sekä samaan aikaan kuvattu viereinen metsäoja (oikea kuva). Kuvat: Mirkka Hadzic.





Kuva 61. Hourunnevan tuotantoalueelta lähtevän veden pH:n ja Sähkönjohtavuuden (EC mS/m) laimenemisen seurantapisteen kenttämittaustulokset alapuolisessa metsäojaverkostossa.



Kuva 62. Ahvensuolta lähtevän veden pH:n ja Sähkönjohtavuuden (EC mS/m) laimenemisen seurantapisteen kenttämittaustulokset alapuolisessa ojaverkostossa. Ahvensuon tuotantoalue kuvan oikeassa laidassa.

## 9. Happamalla sulfaattimailla sijaitsevien turvetuotantoalueiden jälkikäyttö

**Anne Korhonen & Mirikka Hadzic**

Tämän hankkeen tulosten perusteella happamalla sulfaattimailla sijaitsevilla turvetuotantoalueilla suurin osa maaperässä piilevästä happamuudesta on edelleen turvetuotannon päättyessä potentiaalisessa muodossa ja turvetuotannon aikainen happamuuskuormitus on vähäistä verrattuna maaperässä piilevään happamuuspotentiaaliin. Tulokset vahvistivat tätä hanketta edeltävän SuHE-hankkeen havaintoja (Hadzic ym. 2014). Turvetuotannon aikana happaman sulfaattimaan päällä olevaa suojaavaa turvekerrosta kuitenkin ohennetaan merkittävästi ja alue ojitetaan, jolloin alue on tuotannon jälkeen happamoitumisriskin kannalta hyvin erilaisessa tilassa kuin ennen tuotantoa. Hankkeen tulosten perusteella happamalla sulfaattimailla jo muutaman kymmenen sentin paksuinen yhtenäinen kerros tiivistä pohjaturvetta suojaa merkittävästi alla olevaa hapanta sulfaattimaata hapettumiselta, ja turvetuotannon aikana alueelta tuleva happamuuskuormitus on peräisin lähinnä kapeilta ojareunavyöhykkeiltä.

Turvetuotannon päättyessä alueet siirtyvät jälkihoidon kautta jälkikäyttöön. Jälkihoidosta vastaa turvetuottaja ja jälkikäytöstä päättää aina kyseisen maan omistaja. Maanomistajan omien tavoitteiden lisäksi jälkikäyttömuodon valintaan vaikuttavat esimerkiksi alueen sijainti ja ympäristö, maa- ja kallioperä, suonpohjan kosteusolot, pinnanmuodot sekä suonpohjalle jääneen turvekerroksen paksuus ja laajuus (Salo & Savolainen 2008). Tyypillisiä jälkikäyttövaihtoehtoja ovat metsitys, maatalous, luontainen kasvittuminen ja vesittäminen kosteikoksi. Yksi käyttömuoto sopii harvoin koko tuotantoalueelle, jolloin samalla alueella voidaan toteuttaa useita jälkikäyttömuotoja (Salo & Savolainen 2008).

Tämän tutkimuksen perusteella turpeen alapuolisen mineraalimaan happamuus on edelleen tuotannon päättyessä pääasiassa potentiaalisessa muodossa (kappale 5), jolloin alueiden jälkikäyttömuodolla voi olla merkittävä vaikutus alueilta lähtevään happamuuskuormitukseen. Jos näillä alueilla lisätään merkittävästi kuivatussyvyyttä tai -laajuutta, voidaan pahimmillaan aiheuttaa merkittävää hapanta vesistökuormitusta alapuolisiin vesistöihin. Happaman kuormituksen määrä riippuu kuitenkin siitä, kuinka laajasti alueilla esiintyy happamia sulfaattimaita sekä maaperän asiditeettipotentiaalista, joka inkubaatio pH:ta paremmin kuvaa maaperän hapon tuottokykyä. Tuotantoalueilla, joilla on laajoja happamien sulfaattimaiden esiintymiä ja korkea maaperän asiditeettipotentiaali, ei näiden tutkimustulosten perusteella voida suositella sellaisia jälkikäyttömuotovaihtoehtoja, jotka vaativat maaperän kuivatussyvyyden huomattavaa lisäämistä. Tällaisten alueiden kuivattaminen esimerkiksi viljelyskäyttöön aiheuttaa hyvin todennäköisesti maaperän laajamittaisen hapettumisen ja runsasta happamuuskuormitusta. Viljelyn onnistuu tällaisilla alueilla runsaan maaperäkalkituksen avulla. Maaperäkalkituksella voidaan kuitenkin vaikuttaa vain pintamaan happamuuteen, eikä se vaikuta syvemmistä maakerroksista huuhtoutuvaan happamuuskuormitukseen. Käytännössä suuren happamuusriskin kohteilla hapan vesistökuormitus voi kasvaa moninkertaiseksi viljelykäytössä verrattuna turvetuotannaikaiseen happamuuskuormitukseen.

Happamuuskuormituksen kannalta turvetuotantoalueilla, joiden pohjamaassa on runsaasti happamia sulfaattimaita, suositeltavimpia jälkikäyttömuotoja ovat luontainen kasvittuminen ja vesittäminen kosteikoksi (Hadzic ym. 2014), jotka eivät vaadi maankuivatuksen lisäämistä. Maaperän happamuus sekä korkeat metallipitoisuudet voivat kuitenkin hidastaa luontaista kasvittumista sulfidihappamalla tuotantoalueiden pohjilla samoin kuin alueelle jätetty paksu tiivis pohjaturvekerros. Paksu turvekerros voi hankaloittaa kasvittumista hidastamalla taimien juurtumista ja kasvua ravinnepuutosten vuoksi (fosfori ja kalium). Etenkin hyvin hapan turvealusta voi estää ravinteiden saatavuutta ja aiheuttaa taimituhoja. Kasvittumista voidaan happamalla sulfaattimailla auttaa tuhkalannoituksella tai kalkituksella. Happamien tuotantoalueiden kosteikoksi vesittämisessä on ollut toisinaan seurauksena alkuvaiheessa happamuudesta kärsivä kosteikkoalue. Osa kosteikoista on ollut vesityksen jälkeen hyvin happamia, kuten esimerkiksi

Hirvinevan kosteikko Limingassa (Siira 2001) ja Karjonevan kosteikko Siikajoella (Hadzic ym. 2014), joka on aiheuttanut pohdintaa vesityksen toimivuudesta happamuuden hallintakeinona. Tässä hankkeessa tarkasteltiin vesityksen toimivuutta happamuuden hallintakeinona turvetuotannon jälkikäyttövaihtoehdona.

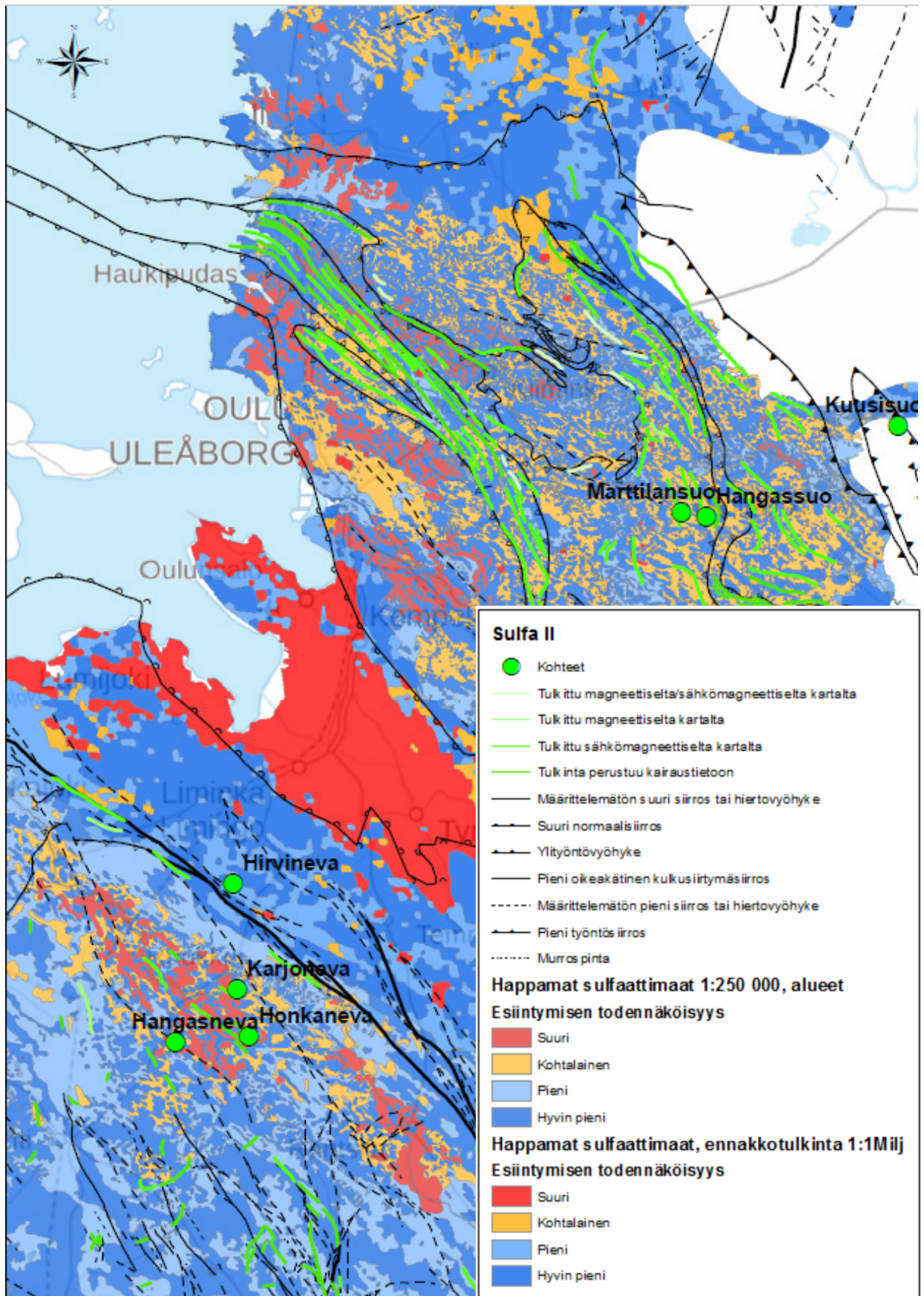
### 9.1. Tutkimuskohteet

Tässä tarkastelussa oli mukana kahdeksan Pohjois-Pohjanmaalla sijaitsevaa kosteikoksi vesitettyä entistä turvetuotantoaluetta ja yksi Itä-Suomessa sijaitseva (taulukko 14). Kohteet valittiin olemassa oleviin tietoihin perustuen. Tarkastelussa pyrittiin selvittämään vesityksen toteutustapa kohteella (esim. pinta-ala, maaperätiedot, jäljellä oleva turvepaksuus), tuotannon päättymis- ja vesitysvuosi sekä kohteen vedenlaadun kehittyminen vesityksen jälkeen. Vedenlaadun osalta saatavilla oli vain hyvin hajanaista tietoa, koska kohteiden seuranta päättyy usein jälkikäyttöön siirtymisen myötä, joka vaikeutti johtopäätösten tekemistä. Seurantatiedon puuttumisen takia, osalla kohteista veden pH on voinut nousta jo tässä tarkastelussa arvioitua nopeammin, mutta siitä ei ole olemassa varmaa tietoa. Osalla tarkasteluun valituista kohteista (Hangasneva, Honkaneva, Karjoneva ja Marttilansuo) tehtiin kesällä 2018 myös tarkentavia maastokäyntejä. Tarkasteltujen alueiden sijainti suhteessa happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyyteen on esitetty kuvassa 63. Hangasnevasta, Karjonevasta ja Marttilansuosta on lisäksi alla tarkempi kuvaus. Honkanevan kosteikko oli kohdekäynnin aikaan kuivillaan, eikä sieltä saatu luotettavia seurantahavaintoja.

Taulukko 14. Tarkastellut kohteet, niiden tuotantoajat, vesitysvuosi, jätetty turvepaksuus (cm), pohjamaaperälaji sekä kivilaji. Lisäksi taulukossa on seurantalosten perusteella tiedossa oleva kosteikon veden pH:n nousun kesto vuosissa (v).

Kohde	Kunta	Tuotanto	Vesitysvuosi	Vesitysala (ha)	Menetelmä	Turvepaksuus (cm)	pH:n nousun kesto (v)	Maaperälaji	Kivilaji, modelloitu malmipotentiali (GTK)
Hangasneva	Siikajoki	1985-2014	2015	120	Kosteikko (kasvituminen)	20		hieta 96 % hiekkä 3 % hiesu 1 %	Kiillegneissi, porfyriininen graniitti, mustaliuskeita lähistöllä. Sinkki, kupari
Hangassuo	Ylikiminki	1977-2015	2009	15	Kosteikot (metsitys, kasvittuminen)	15-30	5	hiesu 33 % moreeni 32 % hieta 22 % hiekkä 13 %	Grauvakka, kiillegneissi. Orogeniset Au-malmi sekä sulfidit, sinkki ja harvinaiset metallit
Hirvineva	Liminka	1971-1993	1993	9	Kosteikko/lintuvesi	0-90	4	hiekkä 78 % moreeni 13 % hieta 6 % hiesu 2 % savi 1 %	Pegmatiittigraniitti, kiillegneissi
Hirvilampi	Liminka	1971-1995	1995	100	Kosteikko/lintuvesi	0-90		hiekkä 78 % moreeni 13 % hieta 6 % hiesu 2 % savi 1 %	Pegmatiittigraniitti, kiillegneissi
Honkaneva	Siikajoki	1990-2012	2014	7	Kosteikko (kasvituminen)	20		hiekkä 74 % hiesu 19 % moreeni 7 %	Kiillegneissi. Mustaliuske esiintymä. Sinkki, kupari- ja Vihanti-Pyhäsalmi vyöhyke
Karjoneva	Siikajoki	1991-2007	2011	33	Kosteikko (kasvituminen)	0-120	7	savi 53 % hiesu 19 % moreeni 14 % hieta 10 % hiekkä 4 %	Kiillegneissi. Ni-Cu- ja Vihanti-Pyhäsalmi vyöhyke
Kuusisuo	Ylikiminki	1980-?	2008	24	Kosteikko (metsitys, kasvittuminen)	35	5	moreeni 48 % hiekkä 30 % hieta 12 % hiesu 8 % savi 2 %	Grauvakka, kiillegneissi ja tonaliittinen gneissi (arkeinen). Vihanti-Pyhäsalmi, Haukipudas VMS (volcanic massive sulphide) ja orogeeninen Au
Linnunsuo	Kontionlahti	1987-2011	2012	60	Kosteikko (kasvituminen)		5?	hieta 62 % hiekkä 38 %	Grauvakka, kiillegneissi. Orogeninen Au ja Hammaslahden VMS (volcanic massive sulphide)
Martilansuo	Ylikiminki	1979-2008	2008	19	Kosteikko (metsittyminen)	20-110	5	moreeni 48 % hiekkä 30 % hieta 12 % hiesu 8 % savi 2 %	Grauvakka, kiillegneissi. Vihanti-Pyhäsalmi, Haukipudas VMS (volcanic massive sulphide), orogeeninen Au ja Muhos Li. Alueella mustaliusketta ja sinkkisulfidiesiintymä

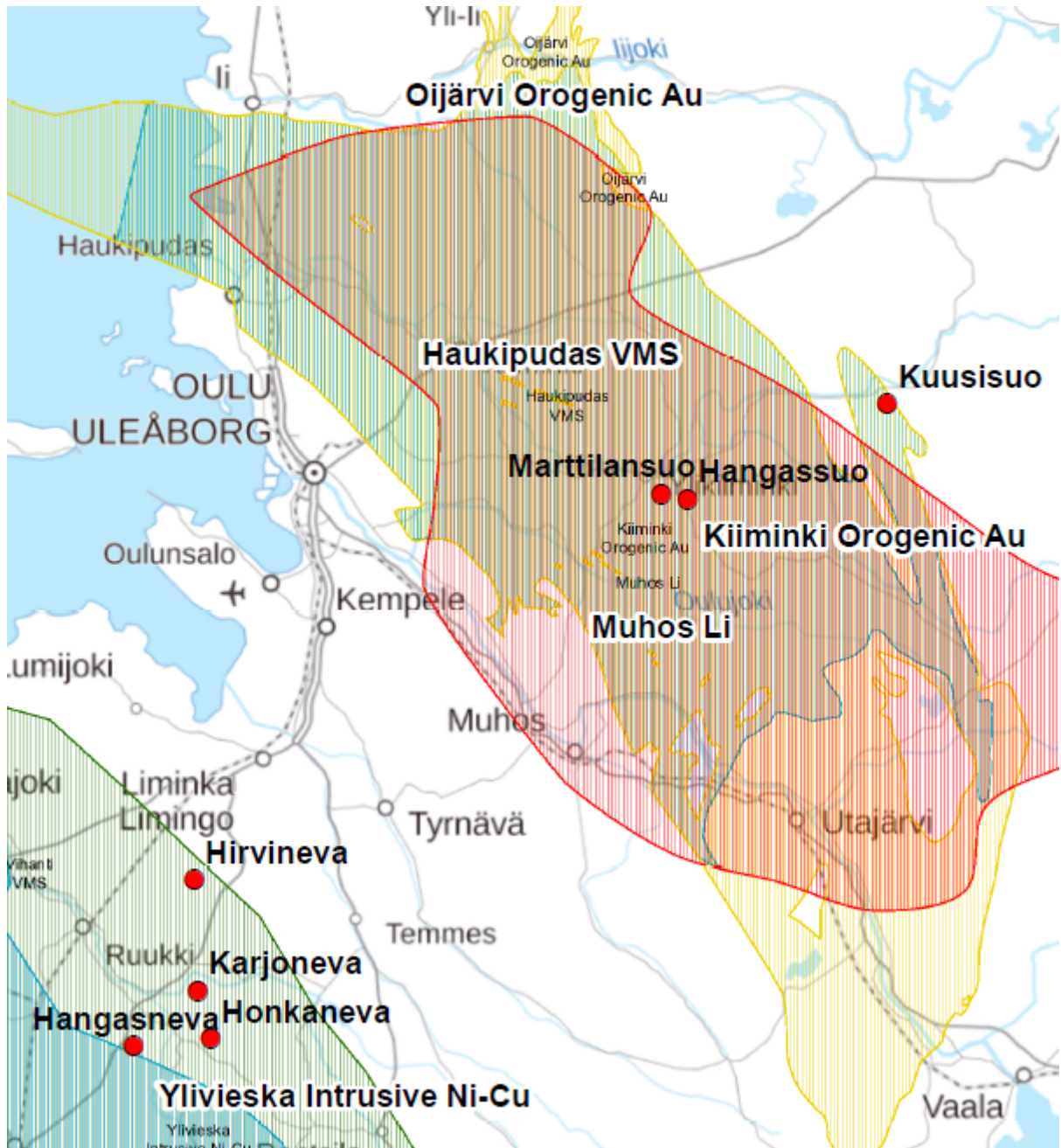




Kuva 63. Tutkimuskohteiden sijainti suhteessa happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyyteen, mustaliuskeisiin (vihreällä) ja siirroksiin (GTK kartta-aineisto).



Tarkastellut alueet sijaitsivat Linnunsuota lukuun ottamatta Litorina-alueella. Litorinameren korkeimman rantaviivan alapuolella sijaitsevilla sedimentaatioalueilla esiintyy melko yleisesti sulfidipitoisia maakerroksia. Kohteista Linnunsuo ja Honkaneva sijaitsivat mustaliuskealueella ja osa kohteista niiden läheisyydessä. Kaikki tarkastellut jälkikäyttökohteet sijaitsivat niin kutsutulla Raahe-Laatokka -vyöhykkeellä, joka on Keski-Pohjanmaan, Oulun ja Pudasjärven korkeudelta Pietarin länsi- ja lounaispuolelle ja Laatokasta hiukan kaakkoon ulottuva malmiollinen alue (kuva 64). Vyöhyke on muodostunut mantoireiden repeytymis- ja törmäysvaiheiden aikana 3100–1600 miljoonaa vuotta sitten maankuoren liikkeiden seurauksena.



Kuva 64. Jälkikäyttökohteiden sijainti (punaiset pisteet) potentiaalisilla malmivyöhykkeillä (GTK malmipotentialiaaliaineisto).

### 9.1.1. Hangasneva, Siikajoki

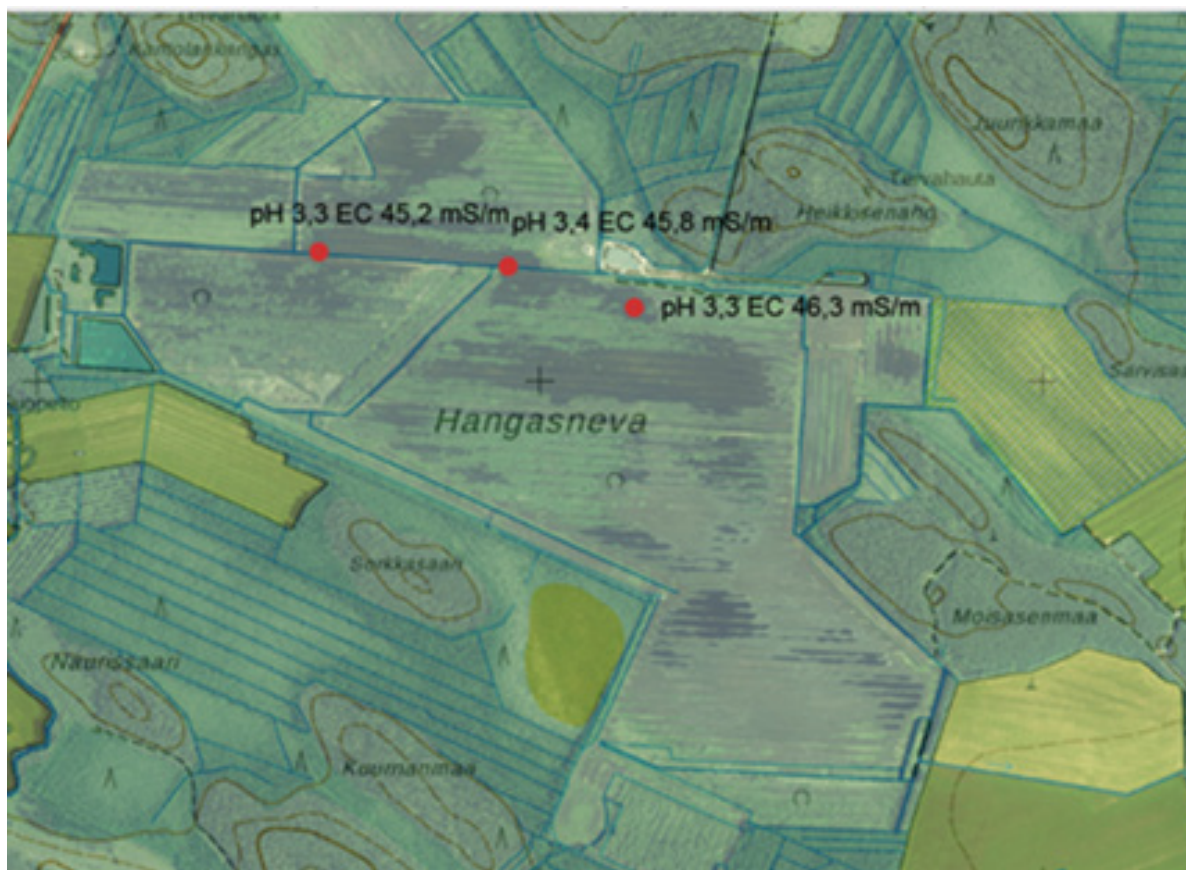
Turvetuotanto on Hangasnevalla alkanut vuonna 1985 ja viimeinen tuotantovuosi oli 2014. Tuotanto-pinta-alaa alueella on ollut yhteensä noin 120 ha. Pääosa entisestä tuotantoalueesta vesitettiin vuonna 2015 kosteiksi tuotannon aikana todettujen happamuusongelmien vuoksi ja luontainen kasvittuminen on ollut nopeaa (kuva 65). Jätetyn turvekerroksen paksuus on alueella keskimäärin 20 cm.

Hangasnevan turvetuotantoalue sijaitsee Litorina-alueella ja Geologian tutkimuskeskuksen happamien sulfaattimaiden yleiskartoituksen tulosten mukaan alueella ja sen lähiympäristössä on suuri todennäköisyys happamien sulfaattimaiden esiintymiselle. Hangasnevan lähetyvillä, noin kahden kilometrin etäisyydellä, sijaitsee koillisessa ja lounaassa myös mustaliuske-esiintymiä. Hangasneva sijaitsee metallogenisellä eli malmisuotuisalla vyöhykkeellä, jossa perusmetalleina esiintyvät sinkki ja kupari. (GTK kartta-aineisto).



Kuva 65. Vasen kuva: Hangasnevan kosteikko. Oikea kuva: kiillegneissin ja porfyyrisen graniitin kontakti sekä pieni siirrosvyöhyke (minor fault) (GTK kartta-aineisto). Kuva: Anne Korhonen.

Hangasnevan vedenlaatua seurattiin turvetuotannon loppuvaiheessa SuHE-hankkeessa vuonna 2013 ja tässä hankkeessa tuotantoalueen vesityksen jälkeen vuosina 2016–2018 (taulukko 15). Tuotannon loppuvaiheessa Hangasnevan hapan ja metallipitoinen vesistökuormitus oli muihin SuHE-hankkeessa mukana olleisiin tuotantoalueisiin verrattuna huomattavan suurta (Hadzic ym. 2014). Kohteelta lähtevä vesi oli tuotannon loppuvaiheessa jatkuvasti hyvin hapanta, asiditeetti hyvin korkea ja sulfaatti- ja metallipitoisuudet suuria. Vesityksen jälkeen Hangasnevan kosteikolta ei tämän hankkeen seuranta-aikana lähtenyt vesiä alueen ulkopuolelle eli vesi ei noussut kosteikon lopullisen padotuskorkeuden yläpuolelle. Padotuksesta johtuen kosteikon vedenpinnan korkeus ei myöskään vaihdellut suuremmin seuranta-aikana, joten sulfidimaa pysyi vesipeitteisenä. Kosteikon veden pH oli edelleen seuranta-aikana hyvin hapan (kuva 66, taulukko 15). Muita vedenlaatumuuttujia tarkastelemalla voidaan kuitenkin huomata alueen vesityksen vaikuttaneen huomattavasti vedenlaatuun. Kosteikon veden asiditeetti on selkeästi tuotannon aikaista alhaisempi ja myös sulfaatti ja metallipitoisuudet ovat huomattavasti laskeneet. Hangasnevan kosteikon osalta voidaan todeta vesityksen rauhoittaneen kohteen tilannetta ja parantaneen merkittävästi vedenlaatua pian vesityksen jälkeen, vaikka kosteikko on edelleen hapan. Veden pH seuraa muiden vedenlaatumuuttujien kehitystä ja tulee ajallaan nousemaan.



Kuva 66. Hangasnevan kosteikolta kesällä 2018 mitattu pH ja sähkönjohtavuus (EC mS/m) (maanmittauslaitoksen kartta-aineisto).

Taulukko 15. Hangasnevan veden metallipitoisuuksia (Al - alumiini, Fe – rauta, Zn – sinkki), sulfaattipitoisuus (SO<sub>4</sub>), asiditeetti, pH ja sähkönjohtavuus (EC) viimeiseltä turvetuotantovuodelta 2013 verrattuna kosteikoksi vesittäamisen jälkeiseen tilanteeseen vuosina 2016–2018. Tuotannon aikaiset tulokset on otettu lähtevän veden mittapadolta ja jälkihoidon aikaiset alueen entiseltä pumpppualtaalta. Min = minimipitoisuus, Max = maksimipitoisuus, Med = mediaanipitoisuus, n = havaintojen lukumäärä.

	Turvetuotanto 2013				Kosteikko 2016-2018			
	min	max	med	n	min	max	med	n
Al (µg/l)	2600	91000	54000	12	340	1800	1450	12
Fe (µg/l)	8000	120000	45000	12	850	6000	2600	12
Zn (µg/l)	67	1700	710	12	17	52	41	12
SO <sub>4</sub> (mg/l)	270	2400	1450	12	120	260	210	12
Asiditeetti (mmol/l)	1,24	17,8	14,2	11	0,2	1,88	0,69	12
pH	2,8	3,3	3	12	3	4,6	3,6	16
EC (mS/m)	56	257	229	11	17	62	50	16



### 9.1.2. Karjoneva, Siikajoki

Karjonevalla turvetuotanto alkoi vuonna 1991, ja viimeinen tuotantovuosi oli 2007. Tuotantopinta-alaa alueella oli yhteensä 66 ha. Alue vesitettiin kosteikoksi vuoden 2011 lopulla ja liitettiin osaksi Konttikankaan luonnonsuojelualuetta. Karjonevalle jätetty turvepaksuus vaihtelee 0–120 cm:n välillä (Hadzic ym. 2014). Alue on kasvittunut nopeasti (kuva 67).

Karjoneva sijaitsee Litorina-vyöhykkeellä. Happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyys alueella suuri on Geologian tutkimuskeskuksen happamien sulfaattimaiden esiintymiskartoituksen perusteella. Karjoneva sijaitsee mineraaliesiintymien mahdollisella esiintymisalueella; synorogeeninen intrusiivinen Ni-Cu (Ylivieska intrusiivinen Ni-Cu) sekä modelloidulla Vihanti- Pyhäsalmi vyöhykkeellä. Alueen lounaispuolella on mustaliuske-esiintymä (GTK kartta-aineisto).



Kuva 67. Karjonevan kosteikko. Kuva: Anne Korhonen.

Karjonevan vedenlaatua seurattiin vesityksen jälkeen SuHE-hankkeessa vuosina 2012 ja 2013 sekä tässä hankkeessa vuosina 2016–2018 (taulukko 16). Kosteikon vedenlaatu on seuranta-aikana parantunut kaikkien seurattujen muuttujien osalta merkittävästi ja vuonna 2018 kosteikolta lähtevän veden pH nousi yli 5,5:n. Karjonevan osalta vesityksen jälkeen kesti siis noin seitsemän vuotta, jotta saavutettiin eliöstölle turvallisena pidetty pH taso. Alle 5,5 pH-arvoja pidetään eliöstölle, erityisesti kaloille, haitallisena, koska alumiini on sitä alhaisemmassa pH:ssa liukoisena ja myrkyllisimmillään. Karjonevalla on kuitenkin ollut heti vesityksen jälkeen hyvinkin monimuotoinen eliöstö, alueella esimerkiksi pesii runsaasti vesilintuja.

Taulukko 16. Karjonevan kosteikolta lähtevän veden metallipitoisuuksia (Al - alumiini, Fe – rauta, Zn – sinkki), asiditeetti, pH ja sähkönjohtavuus (EC). Vuosina 2012–2013 lähtevän veden laatua seurattiin SuHE-hankkeessa (Hadzic ym. 2014) ja vuosina 2016–2018 tässä hankkeessa. Min = minimipitoisuus, Max = maksimipitoisuus, Med = mediaanipitoisuus, n = havaintojen lukumäärä.

	Kosteikko 2012-2013				Kosteikko 2016-2018			
	min	max	med	n	min	max	med	n
Al (µg/l)	1200	7000	4200	22	26	1300	280	9
Fe (µg/l)	4000	15000	11000	22	1400	12000	4400	9
Zn (µg/l)	53	230	145	22	4	17	9	9
Asiditeetti (mmol/l)	1,62	2,04	1,82	9	0,3	1,07	0,34	9
pH	3	3,4	3,1	22	3,5	5,7	4,8	8
EC (mS/m)	22,2	74,2	54,6	22	12,3	35,1	19	8

### 9.1.3. Marttilansuo, Ylikiiminki

Marttilansuo on ollut tuotannossa vuosina 1979–2008, jonka jälkeen alue on jätetty vesittymään. Tuotantopinta-ala on ollut kokonaisuudessaan noin 62 ha. Alueelle on muodostunut noin 19 ha kosteikko (kuva 68). Alueelle jätetyn turvekerroksen paksuus vaihtelee 20–110 cm:n välillä.

Marttilansuo sijaitsee Litorina-vyöhykkeellä ja alueella esiintyy myös mustaliusketta. Marttilansuo sijoittuu Vihanti-Pyhäsalmi -, Haukipudas VMS-, Muhos Li- vyöhykkeelle sekä Kiimingin orogeeniselle vyöhykkeelle. Alueen kivilajit ovat grauvakka ja kiilleliuske.



Kuva 68. Marttilansuon kosteikko. Kuva: Anne Korhonen.



Marttilansuon vedenlaatua on seurattu toiminnanharjoittajan toimesta vuosina 2008–2011 sekä SuHE-hankkeen puitteissa vuosina 2012–2013. Marttilansuon veden pH nousi SuHE-hankkeen seuranta-aikana vuonna 2013 (Hadzic ym. 2014) ja on sen jälkeen pysynyt hyvällä tasolla. Tässä hankkeessa alueella tehtiin vielä yksi seurantakäynti, jolloin veden pH mitattiin kosteikon eri osissa (taulukko 17).

Taulukko 17. Marttilansuon veden metallipitoisuuksia (Al - alumiini, Fe – rauta, Zn – sinkki), asiditeetti, pH ja sähkönjohtavuus (EC). Vuosien 2008–2011 seuranta on tehty toiminnanharjoittajan toimesta. Vuosina 2012–2013 seurattiin SuHE-hankkeessa kosteikolta lähtevän veden laatua ja tässä hankkeessa heinäkuussa 2018 tehtiin alueelle kartoituskäynti, jossa tehtiin kenttämittauksia kosteikon eri puolilta. Min = minimipitoisuus, Max = maksimipitoisuus, Med = mediaanipitoisuus, n = havaintojen lukumäärä.

	Marttilansuo 2008-2011				Marttilansuo 2012-2013				Marttilansuo 10.7.2018			
	min	max	med	n	min	max	med	n	min	max	med	n
Al (µg/l)					180	560	220	21			100	1
Fe (µg/l)	7600	130000	11000	12	660	17000	3400	21			7800	1
Zn (µg/l)					<2	19	4	21			2	1
Asiditeetti (mmol/l)					0,1	0,9	0,17	10				1
pH	2,8	7,4	3,4	47	3,7	6,8	4,3	21	6,3	6,6	6,4	5
EC (mS/m)					4,6	19,7	4,6	21	5,3	5,9	5,4	5

## 9.2. Vesityksen vaikutus

Tässä hankkeessa yhtenä tavoitteena oli selvittää kuinka kauan veden pH:n nousu hyvälle tasolle (pH > 5) on ajallisesti kestänyt kosteikoksi vesitetyillä sulfidiperäisesti happamoituneilla turvetuotannon jälki-käyttökohteilla, eli tarkastella vesityksen toimivuutta turvetuotannon happamuuden hallintakeinona. Jälkikäytössä olevilla kohteilla ei yleensä ole säännöllistä vedenlaadun seurantaa, joka vaikeutti kuitenkin johtopäätösten tekemistä. Osalla tarkastelluista kohteista pH:n nousuajankohta saatiin määriteltyä tarkkaankin, mutta toisilla kohteilla seuranta-aineisto oli puutteellista.

Vesityksen myötä jo osin hapettuneessa ja happamoituneessa sulfidiperäisessä mineraalimaassa käynnistyy kosteikon hapettomalla pohjalla ajan myötä mikrobien toimesta sulfaatinpelkistysreaktio, joka muuttaa jo hapettuneita sulfaattiyhdisteitä takaisin sulfideiksi. Pelkistävien olosuhteiden myötä pelkistysreaktio käynnistyy, mutta käynnistyminen ja sen tehokkaasti toimiminen vie jonkin aikaa. Hapettomien olosuhteiden lisäksi sulfaattia pelkistävät mikrobit vaativat toimiakseen esimerkiksi orgaanista ainesta ja ravinteita, joten kasvittuminen edistää todennäköisesti myös pelkistysreaktion kehittymistä.

Tässä hankkeessa tarkastelujen kohteiden perusteella happaman kosteikon vedenlaadun tasoittuminen ja pH:n nousu näyttäisi kestävän noin viisi vuotta tuotantoalueen vesittämisestä, jos kosteikko on säilynyt vesipintaisena, eikä vedenkorkeus ole kosteikolla vaihdellut. Veden korkeuden vaihtelut saattavat ajoittain paljastaa kosteikon reuna-alueilla happamia mineraalimaa-aineita hapettumiselle ja hidastaa pelkistävien olosuhteiden muodostumista. Esimerkiksi Karjonevalla pH:n nousu kesti seitsemän vuotta vesityksestä, mutta kohteella oli alkuvaiheessa ongelmia padotuksen kanssa, jolloin kosteikon vesi laski reuna-alueilla. Honkanevan kosteikko taas kuivui kesällä 2018, joka myös oletettavasti hidastaa pelkistävien olosuhteiden muodostumista. Vuonna 2015 vesitetyn Hangasnevan kosteikon pH:n nousun yli viiteen voisi arvioida näiden tulosten mukaan tapahtuvan vuoteen 2020 mennessä.

On huomioitava, että vaikka kosteikkojen pH:n nousulla kestää vuosia vesityksestä, niin vedenlaatu paranee jo hyvin pian vesityksen jälkeen. Veden sulfaatti- ja metallipitoisuudet, sähkönjohtavuus ja asidi-teetti vähenevät jo ennen kuin pH:ssa havaitaan näkyviä muutoksia.

Jokainen suoallas muodostaa oman erilaisen kokonaisuutensa. Maaperän puskurointikapasiteetti, maakerrosten paksuus, raekoko, hydrologiset olosuhteet, topografia, litologia, rapautuminen ja kasvillisuus vaikuttavat kosteikon ja sen valuma-alueen vedenlaatuun ja happamuuden neutralisoitumiseen. Happamat sulfaattimaat eivät aiheuta hapettomassa tilassa, vedenpinnan alapuolella, haittaa ympäristölle. Turvetuotannon aikana suojaava turvekerros poistetaan ja sen alla mahdollisesti oleva hapan sulfaattimaakerros altistetaan kuivumiselle ja ilman hapelle, jolloin voidaan aiheuttaa maaperän happamoitumista. Tällaisen alueen vesittäminen voi johtaa aluksi hyvin happaman kosteikon muodostumiseen. Mitä enemmän kaivutöitä joudutaan kosteikon perustamiseksi tekemään, sitä suuremmat riskit happamuushaittoihin on. Kosteikko sopiikin jälkikäyttövaihtoehdoksi parhaiten pumppukuivatetuille tuotantoalueille, joille pumppaamisen lopettamisen jälkeen muodostuu luontaisesti kosteikko. Happamoituneen alueen vesittäminen katkaisee maaperän lisähappamoitumisen ja kosteikon pohjan hapettomissa olosuhteissa käynnistyy ajan kuluessa sulfaatinpelkistysreaktio, jonka johdosta kosteikon veden pH nousee. Pelkistävien olosuhteiden muodostuminen ja reaktion tehokas käynnistyminen vievät joitakin vuosia. Vesitystä suunniteltaessa kannattaa huomioida se, että hapettuneet maakerrokset pysyvät jatkuvasti vesipeitteisinä eli ettei kosteikon veden pinnankorkeus vaihtele suuresti eikä kosteikko pääse kuivumaan kuivinakaan kesinä.

## Lähteet

- Hadzic M., Postila H., Österholm P., Nystrand M., Pahkakangas S., Karppinen A., Arola M., Nilivaara-Koskela R., Häkkinen K., Saukkoriipi J., Kunnas S. & Ihme R. 2014. Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät. SuHE-hankkeen aineistoraportti. Suomen ympäristökeskus 2014: 115 s.
- Salo H. & Savolainen V. (toim.) Turvetuotantoalueiden jälkikäyttö. Opas alan toimijoille. Turveteollisuusliitto ry. 71 s.
- Siira J. (toim.) 2001 Limingan Hirvinevan turvetuotantoalueen Tekolammen ekologinen tutkimus vuosina 193-2000. Limingan Hirvinevan turvetuotantoalueen tekojärven (Hirvilampi) tutkimuksia vuosina 1999-2000. Perämeren tutkimusaseman julkaisu 15. Oulun yliopisto, 116 s.

## 10. Yhteenveto ja johtopäätökset

Tässä hankkeessa kehitettiin Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämään VEMALA-malliin reaaliaikainen laskenta, jolla voidaan arvioida happamien sulfaattimaiden ja turvemaiden vaikutusta Siikajoen pH-arvoihin. Kehitetyn mallin avulla voidaan simuloida havaittuja happamuustilanteita Siikajoessa sekä kuvaamaan pH:n vaihtelua eri vuodenaikojen ja vuosien aikana. Mallilla voidaan myös arvioida eri kuormituslähteiden osuutta jokiveden sulfaatin kokonaispitoisuudesta sekä tuottaa ennusteita tulevista happamuustilanteista. Mallinnuksen perusteella Siikajoen yläjuoksulla olevan Uljuan tekoaltaan lisäjuoksuuksilla on mahdollista vaikuttaa jokiveden happamuuteen kasvattamalla jokiveden virtaamia happamuustilanteiden uhatessa. Kehitetyn mallin avulla, on myös mahdollista arvioida mahdollisten uusien turvetuotantoalueiden vaikutusta jokiveden sulfaattikuormitukseen valuma-alueella.

Hankkeen pilottivaluma-alueeksi valitulla Ruukin alueella tehtiin aiemmin toteutettua yleiskartoitusta tarkempi sulfaattimaakartoitus, jonka pohjalta laadittiin happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyyskartta. Karttoitus oli pistetiheydeltään jo lähes tilakohtainen. Lisäksi laadittiin kartta, jossa happaman sulfaattimaan esiintymispotentiaalia kuvaaviin luokkiin *suuri* tai *kohtalainen* kuuluvat alueet jaettiin todellisiin happamiin sulfaattimaihin ja potentiaalisiin happamiin sulfaattimaihin. Karttaan merkittiin myös pistekohtaisesti happaman kerroksen alkamissyvyys. Todelliset happamat sulfaattimaat sijoittuvat pääasiassa peltoalueille ja turvetuotantoalueet kuuluivat lähes kokonaan potentiaalisiin sulfaattimaihin.

Pilottivaluma-alueella toteutettiin mallinnuksen tueksi vedenlaadun seuranta. Seurantahavaintoja hyödynnettiin kehitetyn mallin kalibroinnissa. Vedenlaadun seurannassa kiinnitettiin erityisesti huomiota kuivien kausien jälkeisiin sadantatilanteisiin, mahdollisten happamuustilanteiden kiinni saamiseksi. Tulokset tallennettiin SYKEN HERTTA-järjestelmään, jossa ne ovat Avoin tieto -palvelun kautta kaikkien hyödynnettävissä. Vedenlaatu vaihteli valuma-alueen eri osissa. Siikajoessa ja pilottialueen kohdalla jokeen laskevissa sivujoissa ei seuranta-aikana havaittu happamuutta. Pienemmissä uomissa happamuutta esiintyi ajoittain ja yhdellä peltoalueen alapuolisella seurantapaikalla oli jatkuvasti hapanta vettä ja sulfaatti- ja metallipitoisuudet olivat ajoittain alueella selkeästi koholla. Kyseisellä peltoalueella uusittiin salaajitus hankkeen alkuvaiheessa, joka saattoi vaikuttaa valumavesien happamuuteen.

Hankkeessa laadittiin opas happamien sulfaattimaiden kartoitukseen turvetuotantoalueilla, joka kuvaa sulfaattimaaselvitysten kaikki eri vaiheet. Oppaan tarkoituksena on edistää hyviä ja yhtenäisiä periaatteita sulfaattimaita koskevissa selvityksissä, siten että sulfaattimaiden aiheuttama riski tulee arvioitua luotettavasti ja kustannustehokkaasti. Opas on julkaistu erillisenä päivittyvänä verkkojulkaisuna tämän hankkeen nettisivuilla ([www.syke.fi/hankkeet/sulfa2](http://www.syke.fi/hankkeet/sulfa2)), ja sitä päivitetään jatkossa uusien tutkimustulosten myötä esimerkiksi 'Maastokäyttöisten tunnistusmenetelmien kehittäminen happamille sulfaattimaille (Tunnistus)' -hankkeen yhteydessä.

Happamilla sulfaattimaille sijaitsevilla turvetuotantoalueilla ei havaittu laajoja hapettuneita sulfidikerroksia. Ohutkin yhtenäinen kerros pohjaturvetta, joka ei sisällä itsessään sulfidimuotoista rikkiä, suojaa hyvin alapuolista mineraalimaata hapettumiselta ja turvekerroksen alapuolinen mineraalimaa säilyy turvetuotannon ajan hyvin tiiviinä: se ei juuri johda vettä, on yleensä pohjavedenpinnan alapuolella eikä hapettumista juuri tapahdu. Turvetuotantoalueilla maaperän hapettumista rajoittaa viljelysmaalle tyypillisen huokoisen rakenteen puuttuminen mineraalimaasta. Suojaava turvekerros ja suhteellisen tehoton kuivatusojitus yhdistettynä pohjoisen viileään ilmastoon rajoittavat maan kuivumista ja hapettumista näillä alueilla. Hapettumista havaittiin tapahtuvan lähinnä sarkaojien reunavyöhykkeillä eli yleensä melko pienillä rajatuilla alueilla.

Vaikka turvetuotannon aikana hapettumista on tapahtunut vain pienillä rajatuilla alueilla ja hapan vesistökuormitus on melko vähäistä, on näiden maiden happamuuskapasiteetti suuri. Tämän hankkeen tulosten perusteella tuotannon jälkeinen jälkikäyttömuoto voi vaikuttaa merkittävästi näiden alueiden muodostamaan mahdolliseen happamuuskuormitukseen. Jos tällaisilla alueilla tuotannon jälkeinen

maankäyttö vaatii aiempaa tehokkaampaa maankuivatusta, yltää kuivatusvaikutus tuotannon aikaista vaikutusta syvemmälle pohjamaahan ja happamuuskuormitus on todennäköisesti merkittävästi tuotannon aikaista kuormitusta suurempaa. Happamuuskuormituksen kannalta sulfidiperäisille tuotantoalueille suositeltavin jälkikäyttömuoto on sellainen, jossa maaperän kuivatusvaikutusta ei lisätä.

Happaman kuormituksen hallintamenetelmistä hankkeessa testattiin paperitehtaan sivuliete OPA-sakkaa sekä niin kutsuttu neutralointikaivoa. OPA-sakka voisi tulosten perusteella soveltua happamien sulfaattimaiden peittämiseen ja kaivumassojen kalkitukseen sekä esimerkiksi peltojen kalkitukseen. Materiaalilla on neutralointikyky ja ominaisuuksiensa perusteella se soveltuu maaperäkalkitukseen sekä maanparannusaineeksi. OPA-sakkaa ei voida kuitenkaan suositella käytettäväksi tässä hankkeessa testatulla tavalla ojavesien neutralointiin tai ojareunojen vuoraamiseen. Materiaalin kuluminen suorassa kontaktissa virtaavan veden kanssa oli turhan nopeaa ja neutralointivaikutukset jäivät hitaassakin virtauksessa lyhytaikaisiksi. Neutralointikaivo on aktiivinen neutralointimenetelmä, joka toimii todennäköisesti parhaiten yhdistettynä automaattiseen annostelusiiloon ja soveltuu parhaiten erityistilannejärjestelyksi. Kaivossa käsiteltävän veden pH nostetaan hyvin emäksiseksi ja sillä onkin tarkoitus käsitellä vain noin viidesosa happamasta virtaamasta, jolloin saavutetaan turvallinen neutralointitulos. Aktiivisena ratkaisuna se vaatii asiantuntemusta suunnitteluun ja toteutukseen.

Tässä hankkeessa tarkastelujen kohteiden perusteella happaman kosteikon vedenlaadun tasoittuminen ja pH:n nousu näyttäisi kestävän noin viisi vuotta tuotantoalueen vesittämisestä, jos kosteikko on säilynyt vesipintaisena, eikä vedenkorkeus ole kosteikolla vaihdellut. Veden korkeuden vaihtelut saattavat ajoittain paljastaa kosteikon reuna-alueilla happamia mineraalimaita hapettumiselle ja hidastaa pelkistävien olosuhteiden muodostumista. Vaikka kosteikkojen pH:n nousu kestää vuosia vesityksestä, niin vedenlaatu paranee jo hyvin pian vesityksen jälkeen. Veden sulfaatti- ja metallipitoisuudet, sähkönjohtavuus ja asiditeetti vähenevät jo ennen kuin pH:ssa havaitaan näkyviä muutoksia.





Toimintamallit happamuuden ennakoimiseksi ja riskien hallitsemiseksi turvetuotantoalueilla (Sulfa II) -hankkeen tavoitteena oli selkeyttää ja ohjeistaa sulfaattimaaongelman käsittelyä viranomaisten ja turvetuottajien toiminnassa, luoda ajantasaista tietoa mahdollisista tulevista happamuushaitoista valuma-alueitasolla antava varautumisjärjestelmä hankkeen pilottialueelle Pohjois-Pohjanmaalle sekä saada käytäntöön erilaisia menetelmiä, joiden avulla voitaisiin torjua sulfaattimaaongelman syntyminen ja ratkaista jo aiemmin realisoituneita ongelmia happamilla sulfaattimailta sijaitsevilla turvetuotantoalueilla. Hankkeessa kehitettiin VEMALA -työkaluun malli sulfaatin kulkeutumisesta ja sen vaikutuksesta veden happamuuteen järvi- ja uomaverkostossa. Mallinkehityksen tueksi Pohjois-Pohjanmaalla sijaitsevalla pilottivaluma-alueella suoritettiin vedenlaadun seuranta ja tarkennettu sulfaattimaiden kartoitus. Turvetuotantoalueiden happamuuden syntymekanismeja tutkittiin ja tulosten perusteella havaittiin, että ohut yhtenäinen turvekerros suojaa pohjamaata hapettumiselta ja tuotannon aikana hapettumista tapahtuu vain pienillä rajatuilla alueilla ojien reunavyöhykkeillä. Jo muutaman kymmenen sentin yhtenäisen turvekerroksen havaittiin suojaavan sen alla olevaa mineraalimaata merkittävästi hapettumiselta. Maankuivatuksen tehostaminen jälkikäyttövaiheessa voi kuitenkin aiheuttaa merkittävää hapanta vesistökuormitusta, ja riskit tulisi aina tiedostaa toimittaessa happamien sulfaattimaiden vaikutuspiirissä. Neutralointimateriaaleja ja -menetelmiä testattiin hankkeessa sekä laboratoriossa, että maastossa pilot- ja täyden mittakaavan kokeina. Hankkeessa julkaistiin myös opas happamien sulfaattimaiden kartoittamiseen turvetuotantoalueilla.



Åbo Akademi



Bioenergia



storaenso



Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus

Vipuvoimaa  
EU:lta  
2014–2020



Euroopan unioni  
Euroopan aluekehitysrahasto

ISBN 978-952-11-5160-6 (PDF)

ISBN 978-952-11-5159-0 (nid.)

ISSN 1796-1726 (verkkokj.)

ISSN 1796-1718 (pain.)