

## Happamat sulfaattimaat ja niistä aiheutuvan vesistökuormituksen hillitseminen Siika- ja Pyhäjoen-valuma-alueilla

Raija Suomela (toim.), Peter Edén, Alpo Huhmarniemi, Tuomas Saarinen, Jermi Tertsunen, Jaakko Auri, Hannu Marttila, Markku Yli-Halla, Anton Boman, Erkki Joki-Tokola, Sirkka Luoma ja Emmi Rankonen



---

## **Happamat sulfaattimaat ja niistä aiheutuvan vesistökuormituksen hillitseminen Siika- ja Pyhäjoen valuma-alueella**

---

**Raija Suomela (toim.), Peter Edén, Alpo Huhmarniemi, Tuomas Saarinen,  
Jermi Tertsunen, Jaakko Auri, Hannu Marttila, Markku Yli-Halla, Anton Boman,  
Erkki Joki-Tokola, Sirkka Luoma ja Emmi Rankonen**



ISBN: 978-952-487-516-5  
ISSN 1798-6419  
URN: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-487-516-5>  
<http://www.mtt.fi/mtraportti/pdf/mtraportti132.pdf>  
Copyright: MTT  
Kirjoittajat: Raija Suomela (toim.)  
Julkaisija ja kustantaja: MTT Jokioinen  
Julkaisuvuosi: 2014  
Kannen kuva: Raija Suomela

---

# Happamat sulfaattimaat ja niistä aiheutuvan vesistökuormituksen hillitseminen Siika- ja Pyhäjoen valuma-alueella

---

**Raija Suomela (toim.), Peter Edén, Alpo Huhmarniemi, Tuomas Saarinen, Jermi Tertsunen, Jaakko Auri, Hannu Marttila, Markku Yli-Halla, Anton Boman, Erkki Joki-Tokola, Sirkka Luoma ja Emmi Rankonen**

MTT Ruukki, Kotieläintuotanto, Tutkimusasemantie 15, 92400 Ruukki, [raija.suomela@mtt.fi](mailto:raija.suomela@mtt.fi)

## Tiivistelmä

”Happaman vesistökuormituksen ehkäisy Siikajoki-Pyhäjoki -alueella 2009–2012”-hankkeessa selvitettiin vuosina 2009–2012 happamuutta aiheuttavien sulfaattimaiden sijaintia ja niiden ominaisuuksia Siikajoen ja Pyhäjoen valuma-alueilla sekä testattiin eri toimenpiteiden soveltuvuutta happaman kuormituksen torjunnassa. Lisäksi arvioitiin kyseisten torjuntatoimien mahdollisuuksia sosio-ekonomiselta kannalta.

Hankkeessa koottujen kartoitustulosten perusteella hienorakeisia happamia sulfaattimaita esiintyy pääasiassa Siikajoen ja Pyhäjoen jokilaaksojen alavilla alueilla jokiuomien läheisyydessä sekä Raahen eteläpuolella Haapajärven tekojärven ympäristössä. Esiintymisessä voi olla kuitenkin suurta vaihtelua pienelläkin alueella. Siikajoen valuma-alueella n. 100 metrin korkeuskäyrän alapuolella n. 11 % on suuren tai kohtalaisen todennäköisyyden aluetta, Pyhäjoella 4,3 % ja näiden välialueella 3,8 %. Perinteisten happamien sulfaattimaiden lisäksi esiintyy myös karkeampia happamia hietoja ja hiekkoja. Alhaisesta rikkipitoisuudesta huolimatta nämä aiheuttavat huomattavaa happamoitumista. Niillä on kartassa oma merkintänsä.

Virtavesien vedenlaatutulosten perusteella selkeästi sulfaattimaavaikutteisia jokia hankealueella ovat Pyhäjoen sivuhaara Tähjänjoki ja Siikajoen sivuhaara Luohuanjoki. Näissä puroissa on alhaisen pH:n lisäksi havaittu korkea sähkönjohtavuus ja korkeita sulfaattipitoisuuksia. Hankeaikana pääuomissa ei kuitenkaan havaittu merkittäviä happamuuspiikkejä, vaikka eräät purot olivat lähes pysyvästi happamia.

Kalaston rakenteessa tarkasteltiin erityisesti koskien paikalliskalaston, kivisimppujen ja kivenuoliaisten, esiintymistä ja kokonaissaalista. Vuoden 2006 happamoituminen vaikutti tutkimusalueen jokien kalastoon vaihtelevasti. Liminkaojalla vaikutuksia ei havaittu. Pyhäjoella ja Olkijoella kalasto kärsi, mutta palautuminen alkoi jo vuonna 2009. Hitainta elpyminen on ollut Siikajoella sekä Piehinkijoella ja Majavaojalla. On mahdollista, että Piehinkijoesta ja Majavaojasta paikallinen koskikalasto on hävinnyt kokonaan.

Hankealueen metsäalueilla tehtäviä kunnostusojituksia suunniteltaessa on tärkeää kartoittaa sulfidien esiintyminen mineraalimaassa sekä huomioida niiden esiintymissyvyys. Tämän tiedon perusteella voidaan valita kohteille tarvittavat sulfidien hapettumisen hallintamenetelmät tai muut toimenpiteet. Mikäli turvekerroksen paksuus on vähintään 80 cm ja kunnostusojitus toteutetaan nykyisten ojitussuosittelun mukaan (ojasyvyys: 80–100 cm kun turvekerroksen paksuus 30–80 cm) hapettumisriski on normaaleina vuosina pieni, mutta poikkeuksellisen kuivina kesinä pohjaveden pinta voi tilapäisesti laskea sulfidikerrokseen.

MTT Ruukin salaojamenetelmien vertailu -koekentältä saatiin alueellisesti arvokasta lisätietoa jo pitkään viljelyssä olleen happaman sulfaattimaan kuivattamisen tehostamisen seurauksista. Koejakso oli kuitenkin lyhyt menetelmien tuomien erojen luotettavaan todentamiseen ja selkeiden happamuuden torjunnan ratkaisujen tuottamiseen. Maaperän ominaisuuksien tasaantuminen tavanomaista syvemmälle ulotetun salaojituksen jälkeen oli koejaksolla vasta alkanut, ja eri ojitusmenetelmien vaikutus maan kemiallisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin näkyi mitatuista tuloksista todennäköisesti vasta pitemmän aikajakson tarkastelussa. Varsinaisten ylivirtaamien aikaan kaikkien ojituslohkojen vesi oli sulfaattimaa-alueille tyypillisesti erittäin huonolaatuista (pH yleensä alle 4). Säätekastelun ympäristöhyödytystä saatiin viitteitä vo-

den 2010 syysvirtaamien aikaan, jolloin mm. säätösalaajitusalueen alumiinipitoisuudet olivat hetken 10-kertaiset säätökastelualueen tuloksiin verrattuna.

Menetelmien soveltaminen alueelle ja yleensäkin maankäyttöön liittyvät ratkaisut sulfaattimailla askarruttavat maanomistajia. Hankkeessa tehdyssä viljelijähaastatteluissa ja maanomistajatyöryhmässä havaittiin, että maanomistajat ovat yleensä valmiita esimerkiksi säätösalaajittamaan maitaan, mutta toiminnalle halutaan selkeä tuki yhteiskunnalta, sillä viljelyn kannalta kannattamattomat investoinnit ovat haasteellisia toteuttaa nykyisillä viljelijätuloilla.

#### **Avainsanat:**

*Hapan sulfaattimaa, vesistökuormitus, sulfaattimaiden kartoittaminen, virtavesien tila, kalaston tila, ojitusmenetelmät*

---

# Acid Sulfate Soil and Acid Discharge Reduction Strategies in the Catchment Areas of Rivers Siikajoki and Pyhäjoki

---

Raija Suomela (ed.), Peter Edén, Alpo Huhmarniemi, Tuomas Saarinen, Jermi Tertsunen, Jaakko Auri, Hannu Marttila, Markku Yli-Halla, Anton Boman, Erkki Joki-Tokola, Sirkka Luoma and Emmi Rankonen

MTT Agrifood Research Finland, Animal Production Research, Tutkimusasemantie 15, FI-92400 Ruukki, Finland, raija.suomela@mtt.fi

## Abstract

The focus of the project "Reduction of acid water load in Rivers Siikajoki and Pyhäjoki and their catchment areas in 2009–2012" was to find the locations and features of acid sulfate soils causing acidity in the project area and to test different methods for the prevention of the acid discharge to the rivers. Social and economic aspects were also reviewed.

According to the mapping, fine-grained acid sulfate soils occurred principally in low-lying areas in the river valleys of Siikajoki and Pyhäjoki rivers and south of Raahe town in the surroundings of the Haapajärvi water reservoir. Even within restricted areas the distribution of acid sulfate soils was very scattered. In about 11% of the Siikajoki river catchment below 100 m above the sea level there was a high or moderate probability for the occurrence of acid sulfate soils, while the figure for the Pyhäjoki river catchment was only 4,3. On the coast between these two catchments the area was 3,8%. In addition to the traditional fine-grained acid sulfate soils, we also found coarse-grained soils (sand), which had the potential of severe acidification even if their sulfur content was very low. They have their own symbol on the map.

On the basis of the results of the stream water quality the River Tähjänjoki (the tributary of the River Pyhäjoki), and the River Luohuanjoki (the tributary of the River Siikajoki) were clearly affected by acid sulfate soils. In these streams pH was low and additionally there were high electrical conductivity and high sulfate concentrations. During the duration of the project there were no significant peaks of acidity in the streams.

Especially the occurrence and total catch of local fish stocks such as bullhead *Cottus gobio* L. and stone loach *Barbatula barbatula* (L.) were regarded. The acidification that took place in 2006 had variable effects on the fish stocks in the local streams. There were no effects in the Stream Liminkaoja. In the Rivers Pyhäjoki and Olkijoki fish stocks did suffer, but the recovery started already in 2009. Recovery was slowest in the Rivers Siikajoki and Piehinkijoki and in the Stream Majavaoja. It seemed possible that the local fish stocks in rapids had disappeared from the River Piehinkijoki and from the Stream Majavaoja.

MTT Agrifood Research Finland, Siikajoki office, established a field experiment which produced important knowledge of an acid sulfate soil that had been in cultivation over 100 years and which was drained by man. In this field, sulfidic materials started at about 1.2 m of soil surface. The drainage methods that were tested were subsurface irrigation, controlled drainage and conventional subsurface pipe drainage. Maintenance of a water table above the level of the sulfidic materials required frequent pumping with a 8,5–275 mm of water. However, it was possible to create a high groundwater level submerging the sulfidic materials and preventing them from further oxidation. Because of the recently made effective additional drainage, the soil of the test area was still in the transition stage and the long-term differences in soil chemical and physical features caused by the different drainage methods could not be seen yet. The quality of drainage water was very poor (pH usually below 4).

In the peatland forestry sites when ditch maintaining operations are planned, it is important to map the location and the depth of the sulfidic layers. This information can be used to prevent or minimize the acidification caused by the drainage operation. Further, the results indicate that the conventional ditch maintaining recommendations can be used when the thickness of the peat layer is over 80 cm. In these sites, the risk of oxidation in normal weather conditions is low, however still during dry periods the local groundwater level can temporarily fall to the sulfidic layers.

Application of the methods in practice was discussed among local farmers and landowners. As a result of many interviews and a few meetings it was found that landowners were usually willing to make things better but it was obvious that they would need social and economic support in investments to cover the costs. Unprofitable investments at the current production costs and incomes were considered impossible.

**Keywords:**

*Acid sulfate soil, acid discharge, mapping, water quality, fish stocks, drainage methods*



---

## Alkusanat

---

Happamat sulfaattimaat ovat saaneet alkunsa sulfidipitoisista hienojakoisista sedimenteistä, jotka viime jääkauden jälkeen ovat kerrostuneet meren pohjalle alkaen n. 8 500 vuotta sitten Itämeren Litorinavaiheen aikana. Hapettomissa olosuhteissa bakteerit hajottavat orgaanista ainesta käyttäen sitä hiilen ja energian lähteenään. Samalla ne pelkistävät meriveden sulfaattia, joka saostuu edelleen raudan kanssa rautasulfideiksi. Maankohoamisen myötä ja kuivatettaessa maata viljely- ja metsätaloustalouteen merenpohjaan sedimentoitunut sulfidimuotoinen rikki hapettuu rikkihapoksi, mikä laskee voimakkaasti maan pH:ta ja liuottaa samalla maasta metalleja vesiliukoiseen muotoon. Sulfaattimaassa syntynyt happamuus ja happamuuden vuoksi maaperästä liuenneet metallit huuhtoutuvat erityisesti kevyt- ja syysvaluntyönteiden yhteydessä alapuolisiin vesistöihin, joissa veden happamuuden lisääntyminen ja vesiliukoiset metallit ovat vakava uhka eliökannoille. Litorinameren muinainen ranta sijaitsee Pohjois-Pohjanmaalla nykyisin noin 100 metriä merenpinnan yläpuolella.

Sulfaattimaiden ominaisuuksia ja problematiikkaa on tutkittu 1900 -luvun alusta lähtien, ja ilmiö on ollut tuttu esimerkiksi rannikon sisävesien tilaa seuranneille asiantuntijoille. Kuitenkin Pohjois-Pohjanmaan alueen maankäytön ammattilaiset ja maanomistajat ovat törmänneet ongelmaan lähinnä tuotannollisesta tai rakennusteknisestä näkökulmasta – sulfaattimaa on vaatinut esimerkiksi maatalouden harjoittajilta kunnostamisen (peruskuivatus, vahva kalkitus), jonka jälkeen siitä on saatu erittäin tuottavaa viljelymaata. Sulfaattimaiden kuivattamisen ympäristövaikutuksista ei paikallisilla ihmisillä ole ollut laajaa käsitystä, eikä maankäytön suunnittelussa tai kuivatusratkaisuisissa siten ole ongelmaa yleensä aikaisemmin otettu huomioon.

Sulfaattimaihin sisältyvä riski realisoitui viimeksi vuoden 2006 lopulla, jolloin äärimmäisen kuivan kesän jälkeiset runsaat sateet huuhtoivat sulfaattimaissa syntynyttä happamuutta ja metalleja jokiveiteen aiheuttaen Siikajoen alajuoksulla kalojen massakuoleman. Pyhäjoella oli myös kalakuolemia, ja Pyhäjoen hautomolla tuhoutui haudottavana olevaa siianmätää. Kesällä 2007 tehdyissä sähkökalastuksissa Olkijoki todettiin lähes kalattomaksi ja mm. alkuperäisen harjuskannan pelättiin hävinneen. Vuoden 2006 kaltaisten happamuuspiikkien ennustetaan yleistyvän ilmastomuutoksen myötä, koska poikkeuksellisen kuivat ja märät kaudet todennäköisesti yleistyvät.

Vaikka happamuusongelman olemassaolo ja uhkat tiedetään, ongelma-alueiden maantieteellistä sijaintia ei tunneta vielä riittävän tarkasti, jotta ilmiötä voitaisiin tehokkaasti hillitä maankäytön suunnittelulla. Tarkan kartoitustiedon lisäksi rannikkoalueille tarvitaan konkreettista vesiensuojelutoimien ja -tekniikoiden kehittämistä, koska sulfaattimaiden kuivattamiselta ei voida elinkeinojen, kuten ruoantuotannon väistämättömien tarpeiden takia välttyä.

Siikajoen, Raahen ja Pyhäjoen alueella asuu yli 30 000 ihmistä, joiden viihtyvyyteen hyvin keskeisesti vaikuttaa asutuksen läpi virtaavien vesien laatu. Näillä vesillä kalastetaan, uidaan, kasvatetaan kalapoikasia, metsätetään, viljellään maata ja kasvatetaan kotieläimiä. Tässä hankkeessa selvitettiin hankealueen happamien sulfaattimaiden todennäköistä sijaintia ja ominaisuuksia, alueen virtavesien vedenlaatua sekä testattiin eri toimenpiteiden soveltuvuutta happaman kuormituksen torjuntaan sulfaattimailla.

Hankkeen toteuttivat Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT), Geologian tutkimuskeskus (GTK), Pohjois-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus (ELY-keskus), Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratorio sekä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL). MTT:n vastuulla olivat hankkeen koordinointi, eri ojitusmenetelmien testaaminen happaman vesistökuormituksen ehkäisemiseksi peltoalueilla sekä sulfaattimaille suunniteltujen menetelmien sosio-ekonomisten vaikutusten arvioiminen, GTK:n vastuualueena oli selvittää hankealueen happamien sulfaattimaiden ja sulfidisedimenttien sijainnit ja ominaisuudet, ELY-keskus vastasi eri neutralointivaihtoehtojen vertai-



lemisestä sekä neutralointikokeiden suorittamisesta alueen keskeisesti happamuudesta kärsivässä vesistössä, Oulun yliopisto toteutti virtavesien tilan seurantaan sekä selvitti eri kunnostusohjelmien mahdollisuuksia metsäalueiden happaman kuormituksen vähentämiseksi ja RKTL:n vastuualueena oli hankealueen virtavesien kalakantojen seuranta.

Kiitämme hankkeen ohjausryhmää sekä rahoittajia, joita olivat Euroopan aluekehitysrahasto (EAKR), Siikajoen ja Pyhäjoen kunnat sekä Raahen kaupunki, Siika-Pyhäjokialueen liitto sekä kalastusalueet ja osakaskunnat. Hankkeessa tehty laaja asiantuntijayhteistyö koettiin merkitykselliseksi ja kertyneet tulokset ja kokemukset ainutlaatuisiksi ja arvokkaiksi.

Ruukissa 21.01.2014

Raija Suomela ja Erkki Joki-Tokola

Peter Edén

Alpo Huhmarniemi

Tuomas Saarinen

Jermi Tertsunen

Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus

Geologian tutkimuskeskus

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

Oulun yliopisto

Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus

---

# Sisällysluettelo

---

1 Happamien sulfaattimaiden kartoitus (1:250 000) ja ominaisuudet.....	12
1.1 Johdanto .....	12
1.1.1 Aluekuvaus ja geologinen tausta.....	12
1.1.2 Happamista sulfaattimaista .....	14
1.1.3 Happamien sulfaattimaiden määreet ja riskiluokitus .....	16
1.2 Kartoitusmenetelmät ja aineistot.....	18
1.2.1 Lähtöaineisto.....	18
1.2.2 Maastokartoitus ja -mittaukset.....	18
1.2.3 Laboratorioanalyysit .....	19
1.2.4 pH –inkubaatio.....	19
1.2.5 Kartta ja pistetiedot.....	20
1.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	22
1.3.1 Maaperän litostratigrafia .....	22
1.3.2 Happamien sulfaattimaiden esiintyminen .....	26
1.3.2.1 Siikajoen valuma-alue .....	27
1.3.2.2 Pyhäjoen valuma-alue .....	28
1.3.2.3 Välialue .....	28
1.3.3 Havaintopisteiden riskiluokitus.....	29
1.3.3.1 Siikajoki .....	29
1.3.3.2 Pyhäjoki.....	29
1.3.3.3 Välialue .....	30
1.3.4 pH-mittausten ja analyysien tulokset .....	31
1.4 Johtopäätökset.....	33
1.5 Kirjallisuus .....	35
2 Hankealueen virtavesien vesikemiallinen tila .....	37
2.1 Aineisto ja menetelmät.....	37
2.2 Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	38
2.2.1 Pyhäjoki .....	39
2.2.2 Pyhäjoen sivuhaarat .....	41
2.2.3 Liminkaoja .....	41
2.2.4 Piehinginjoki .....	42
2.2.5 Haapajoki .....	43
2.2.6 Pattijoki .....	44
2.2.7 Olkijoki .....	45
2.2.8 Majavaoja.....	46
2.2.9 Siikajoki .....	47
2.2.10 Siikajoen sivuhaarat .....	48
2.3 Johtopäätökset.....	49
2.4 Kirjallisuus .....	52
3 Tutkimusalueen virtavesien kalataloudellinen tila .....	53
3.1 Johdanto .....	53
3.2 Aineisto ja menetelmät.....	53
3.3 Sähkökalastustulokset ja vertailu pH-mittauksiin .....	54
3.3.1 Pyhäjoki .....	54
3.3.2 Siikajoki .....	56
3.3.3 Luohuanjoki .....	57
3.3.4 Majavaoja.....	58
3.3.5 Olkijoki .....	59
3.3.6 Pattijoki .....	60
3.3.7 Piehinkijoki .....	60
3.3.8 Haapajoki .....	61

3.3.9 Liminkaoja .....	61
3.4 Johtopäätökset .....	62
3.5 Kirjallisuus .....	63
4 Säättökastelun ja säättösalaajituksen mahdollisuudet alunamailta tulevan happaman vesistökuormituksen hillitsemiseen Pohjois-Pohjanmaalla.....	65
4.1 Johdanto .....	65
4.2 Aineisto ja menetelmät.....	66
4.3 Menetelmien seurannan ja hoidon onnistuminen koejaksolla.....	72
4.3.1 Koevuosien sääolot .....	72
4.3.2 Pohjaveden pinnankorkeus .....	73
4.3.3 Pellolta poistuvan valumaveden määrä.....	75
4.4 Vedenlaatutulokset.....	78
4.4.1 Salaojaveden pH, sähkönjohtavuus ja sulfaattipitoisuus .....	78
4.4.2 Salaojavesien muita vedenlaatutietoja koejaksolla .....	80
4.5 Ojitusmenetelmän, kuonakalkituksen ja maaperän vaikutukset pellon tuottavuuteen.....	81
4.6 Tulosten tarkastelu .....	82
4.7 Johtopäätökset .....	84
4.8 Kirjallisuus .....	85
Liitteet .....	86
5 Kunnostusojitukset metsäalueilla OY .....	91
5.1 Alueen kuvaus .....	91
5.2 Aineisto ja menetelmät.....	92
5.2.1 Maanäytteet kunnostusojituskohteilla.....	92
5.2.2 Mittaukset ja vesinäytteet.....	92
5.2.3 Pohjaveden pinnan vaihtelun mallintaminen DRAINMOD- mallilla.....	92
5.2.4 Sulfidien hapettumista selvittävä laboratorionkoe .....	93
5.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	94
5.3.1 Kunnostusojituskohteiden maan ominaisuudet.....	94
5.3.2 Kunnostusojituskohteiden kokoojajien vedenlaatu.....	94
5.3.3 Ojitusapojen merkitys happamuuden muodostumisessa.....	96
5.3.4 Sulfidien hapettumista käsittelevä laboratorionkoe .....	98
5.3.5 Veden viipymän kasvattamisen merkitys happamuuden hallinnassa .....	98
5.3.6 Kalkitustoimenpiteiden merkitys happamuuden hallinnassa .....	98
5.4 Johtopäätökset .....	99
5.5 Kirjallisuus .....	100
6 Pienvesien neutralointikokeet.....	101
6.1 Johdanto .....	101
6.2 Aineisto ja menetelmät.....	102
6.2.1 Yleistä .....	102
6.2.2 Neutralointikohteet ja vaikutusten tarkkailu .....	102
6.3 Tulokset.....	107
6.3.1 Pusanjärven kosteikkoneutralointi teräskuonalla.....	107
6.3.2 Nälkänevan kosteikkoneutralointi dolomiittikalkilla ja teräskuonalla.....	109
6.3.3 Niemenrämeen kosteikkoneutralointi dolomiittikalkilla sekä kalkkisuodinpato .....	109
6.3.4 Muu neutralointiin liittyvä seuranta.....	111
6.4 Tulosten tarkastelu .....	111
6.4.1 Yleistä .....	111
6.4.2 Pusanjärven kosteikkoneutralointi teräskuonalla.....	112
6.4.3 Nälkänevan kosteikkoneutralointi teräskuonalla ja dolomiittikalkilla.....	114
6.4.4 Niemenrämeen kosteikkoneutralointi dolomiittikalkilla ja kalkkisuodinpato .....	114
6.4.5 Jahtavislammen kalkitus sekä Järvelänjärvi.....	115
6.5 Johtopäätökset .....	117
6.6 Kirjallisuus .....	119
Liitteet .....	121

7 Sulfaattimaille suunniteltujen happamuuden hallintamenetelmien sosio-ekonomiset vaikutukset Siikajoen ja Pyhäjoen valuma-alueilla .....	127
7.1 Johdanto .....	127
7.2 Aineisto ja menetelmät.....	127
7.2.1 Maanomistajahaastattelut.....	127
7.2.2 Maanomistajatyöryhmä.....	128
7.3 Maanomistajahaastatteluiden tulokset .....	128
7.3.1 Maatilojen peltoalueiden taustatiedot .....	128
7.3.2 Ehdotettujen toimenpiteiden soveltuvuus peltoalueilla .....	128
7.3.3 Taustatiedot metsäalueilta.....	134
7.3.4 Ehdotettujen toimenpiteiden soveltuvuus metsäalueilla .....	134
7.3.5 Maanomistajien maanomistajahaastattelussa esittämät kommentit ja toiveet koskien maankäytön suunnittelua sulfaattimailla.....	134
7.4 Maanomistajatyöryhmän tulokset .....	135
7.4.1 Ojittaminen ja sen vaikutukset hankealueella .....	135
7.4.2 Kuivatusratkaisut happamuuden torjuntaan .....	135
7.4.3 Maankäytön ohjaaminen todetuilla ongelma-alueilla .....	135
7.5 Johtopäätökset.....	136
7.6 Kirjallisuus .....	136
8 Suositukset Siika-Pyhäjoen valuma-alueiden sulfaattimaiden hallintaan .....	137

---

# 1 Happamien sulfaattimaiden kartoitus (1:250 000) ja ominaisuudet

---

**Peter Edén, Jaakko Auri, Anton Boman ja Emmi Rankonen**

Geologian tutkimuskeskus, Länsi-Suomen yksikkö, PL 97, 67101 Kokkola, etunimi.sukunimi@gtk.fi

## 1.1 Johdanto

### 1.1.1 Aluekuvaus ja geologinen tausta

Siikajoen koko vesistöalueen pinta-ala on 4 318 km<sup>2</sup>. Siikajoen yläjuoksu on huomattavan soista ja jokilaakson alajuoksu on tyypillistä Pohjanmaan lakeutta. Valuma-alueesta suoalueita on liki 50 % ja peltoviljelyssä on 7 %. Pyhäjoen vesistöalueen kokonaispinta-ala on 3 724 km<sup>2</sup>. Valuma-alueen pinta-alasta 54 % on metsämaata, soita 28 % ja peltoa 12 %. Isojen jokien väliin jäävä rannikkoalueen pinta-ala on 977 km<sup>2</sup>.

Tutkimusalue käsittää Litorinameren n. 8 500 vuotta sitten peittämän osan Siikajoen-Pyhäjoen valuma-alueista n. 100 metrin korkeudelle asti sekä näiden jokien välisen rannikkoalueen. Tutkimusalueen pinta-ala on noin 4 664 km<sup>2</sup> ulottuen Siikajoen valuma-alueella sisämaahan aina Kestilään ja Piippo- laan asti sekä Pyhäjoen alueella jokivartta pitkin Kärämäen yläpuolelle saakka. Haapaveden-Kärkipäran-Karhukankaan-Ojakylän väliin jäävä alue muodostaa kuitenkin sisämaasta rannikolle päin työntyvän ja Litorinarajan yläpuolelle jäävän kielekkeen (kuva 1). Noin puolet valuma-alueiden pinta- alasta jää Litorinarajan yläpuolelle.

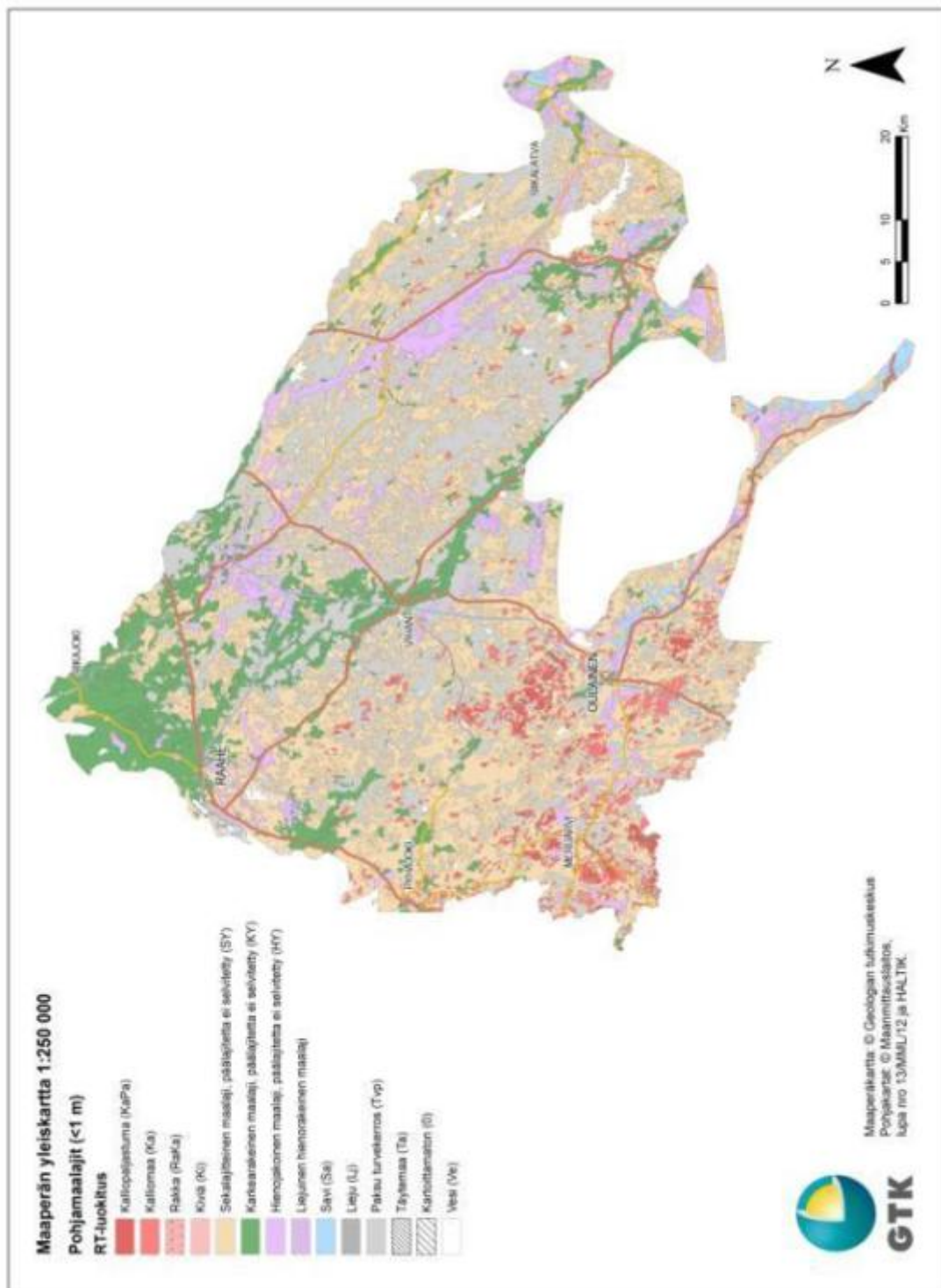
Mannerjää perääntyi tutkimusalueelta noin 11 000–10 500 vuotta sitten (esim. Boulton ym. 2001 ja Wohlfart et al. 2008). Tänä myöhäisjääkauden aikana jäätikön reuna päättyi veteen ja alueelle kerros- tui ohuita glasiaalisavikerrostumia (Mölder & Salmi 1955). Myöhäisjääkautta seurasi alueella ensim- mäiseksi makeavetinen Ancyclus-järvivaihe, jota seurasi Litorina merivaihe (n. 8 500 – 4 000 vuotta sitten) Itämeren meriyhteyden avautumisen seurauksena. Sedimenttikerrossarjoissa näkyy yleisesti selvä rajapinta Ancyclus- ja Litorinavaiheen kerrostumien välillä (esim. Breilin ym. 2004 ja Saarnisto 1974). Litorinavaiheen aikana ilmasto oli lämpimämpi ja kosteampi ja siten suotuisa orgaanisen ainek- sen tuotannolle. Lisäksi Litorinavaiheen aikana veden suolapitoisuus kohosi nykyistä Itämeren kor- keammaksi (Widerlund & Andersson 2011). Litorinavaiheen kerrostumat erottuvat siten edellisistä mm. korkeamman liejupitoisuuden ja kemiallisen koostumuksen perusteella (Sohlenius ym. 1996).

Jääkauden jälkeinen maankohoaminen oli voimakkainta jääkauden lopulla ja heti jäätikön peräännyt- tyä alueelta ollen aluksi noin 10 metriä 100 vuodessa. Kohoaminen kuitenkin hidastui melko nopeasti ollen 8 000 vuotta sitten noin 1,7–1,5 m 100 vuodessa. Viimeisen 3 500 vuoden aikana maa on kohon- nut keskimäärin metrin 100 vuodessa ja nykypäivänä kohoaminen on n. 8 mm/vuosi (Saarnisto 1981, Taipale & Saarnisto 1991).

Maaperän yleiskartan 1:250 000 (kuva 1) mukaan tutkimusalueen maaperä koostuu suurelta osin mo- reenista (sekalajitteinen maalaji) ja paksuista turvekerroksista (>1 m). Hienorakeisia ja liejuisia maala- jeja esiintyy etenkin jokilaaksoja myötäillen ja niitä voi esiintyä myös laajojen turvealueiden pohjalla. Varsinkin Siikajoen valuma-alueella on paljon turvesoita. Tutkimusaluetta halkoo kaakkois- luoteissuunnassa Vihanniharju ja toinen samansuuntainen harju kulkee alueen koillisrajaa pitkin. Raahen-Ruukin-Siikajoen kylän välisellä alueella on karkearakeisia hiekkoja ja hietoja, jotka koostu- vat harjuista huuhtoutuneesta materiaalista. Rannikon tuntumassa sijaitsee tuulten kasaamia dyynejä ja

Piehingin seudulta löytyy myös hiekkoja. Hiekka-alueiden alta saattaa myös löytyä hienorakeisia sedimenttejä. Pyhäjoen valuma-alueella Oulaisen ja Merijärven seuduilla on laajoja kallioalueita.

Hienorakeiset ja yleensä liejupitoiset sedimentit (savi, hiesu, hieno hieta), jotka ovat potentiaalisia happamien sulfaattimaiden esiintymiä, muodostavat Siikajoen koko valuma-alueesta 9–10 % ja Pyhäjoen koko valuma-alueesta 7–8 % (GTK, Maaperän yleiskartta 1:200 000). Lisäksi näitä sedimenttejä esiintyy monin paikoin turvesoiden alla, ja saattaa esiintyä myös hiekkakerrosten alla.



Kuva 1. Maaperän yleiskartta (1:250 000, GTK) tutkimusalueelta.



### 1.1.2 Happamista sulfaattimaista

Happamat sulfaattimaat ovat maaperässä luonnollisesti esiintyviä rikkiä sisältäviä (rikkipitoisuus yleensä  $\geq 0,2\%$ ) sulfidisedimenttejä, joissa kuivatuksen/pohjavedenpinnan alentamisen ja sitä seuraavan sulfidien (rauta-rikki-mineraalien) hapettumisen seurauksena syntyy rikkihappoa. Hapon vaikutuksesta maaperän pH laskee alle 4, paikoin jopa alle 3, ja happamuutta sekä hapon maaperästä liuottamia metalleja huuhtoutuvat vesistöihin aiheuttaen mm. kalakuolemia. (Pohja)vedenpinnan alapuolella sulfidisedimentti ei aiheuta harmia, vaan pysyy muuttumattomana pH:n ollessa yleensä 6–7. Happamat sulfaattimaat ovat useimmiten liejuisia hienorakeisia sedimenttejä (savea, hiesua tai hienoa hietää), jotka esiintyvät alavilla viljelysmailla jokiuomien läheisyydessä ja soiden/soistumien pohjilla. Paikoin saattavat myös karkearakeiset, lajittuneet maalajit (hieta, hieno hiekka, hiekka) alhaisen puskurikyvyn vuoksi tuottaa happamuutta, vaikka rikkipitoisuus on alhainen (0,2–0,01 %).

Happamien sulfaattimaiden maaperäprofiileissa esiintyy yleisesti sekä todellinen että potentiaalinen hapan sulfaattimaa (Kuva 2). Hapettomassa tilassa pohjavedenpinnan alapuolella sulfidisedimentit eivät aiheuta haittaa ympäristölle ja näitä sedimenttejä kutsutaan potentiaalisiksi happamiksi sulfaattimaiksi. Kun nämä kerrokset maankohoamisen ja maankäytön myötä altistuvat hapettumiselle, niistä tulee todellisia happamia sulfaattimaita (Österholm & Åström 2004, Österholm 2005).



**Kuva 2.** Tyypillinen happaman sulfaattimaan profiili. Kuva: Peter Edén.

Suomessa tavatut sulfidisedimentit ovat kerrostuneet pääasiassa jääkauden jälkeisestä Litorinamerivaiheesta lähtien (n. 8 500 vuotta sitten) ja uusia kerrostumia muodostuu vielä tänäkin päivänä. Sedimentit ovat kerrostuneet murtovetisen itämerenaltaan pohjalle, jokisuistoihin ja merenlahtiin ja nousevat kuivalle maalle jääkauden jälkeisen maankohoamisen seurauksena. Tänä päivänä ne esiintyvät tasaisilla ja alavilla pelto- ja suoalueilla sekä soistuneiden metsien pohjalla (kuva 2). Pohjois-



Pohjanmaalla sulfidisedimenttejä löytyy 100 metrin korkeuskäyrälle asti. Suomen rannikkoseuduilla tavatut sulfaattimaesiintymät ovat Euroopan laajimmat (Palko 1994, Yli-Halla ym. 1999).

Suomessa on tähän mennessä tehty joitakin kartoituksia aina 1950-luvulta saakka. Ne on kuitenkin tehty vaihtelevin menetelmin ja erilaisin kriteerein kuin tänä päivänä, joten tulosten vertailu ja käyttö nykyisessä riskinarvioinnissa on vaikeaa. Tämän hankkeen tarkoitus oli selvittää happamien sulfaattimaiden sijaintia ja ominaisuuksia hankealueella yhtenäisin kartoitusmenetelmin. Happamien sulfaattimaiden kartoitus kattaa esiselvitystyön, maastossa tehtävän kartoituksen (mm. maaprofiilien kuvaus, pH:n mittaus, näytteiden ottaminen), laboratorioanalyysija sekä sulfaattimaiden esiintymistä kuvaavien karttojen laadinnan ja sulfaattimaiden riskiluokittelun (Edén ym. 2012a).



**Kuva 3a.** Tyypillinen happaman sulfaattimaan esiintymisympäristö: alava jokilaaksomaisema. Kuva: Olli Breilin.



**Kuva 3b.** Tyypillinen happaman sulfaattimaan esiintymisympäristö: turpeen alla soistuneessa metsässä. Kuva: Jaakko Auri.

### 1.1.3 Happamien sulfaattimaiden määreet ja riskiluokitus

Aikaisempien tutkimusten, kansainvälisten Soil Taxonomyn (Soil Survey Staff 2010), WRB:n (World Reference Base) ja Catermass-hankkeen (EU LIFE+ -hanke vuosina 2010–2012, [www.ymparisto.fi/syke/catermass](http://www.ymparisto.fi/syke/catermass)) perusteella sekä tämän hankkeen tulosten ja kokemusten perusteella on laadittu suomalaisiin oloihin mukautetut määritelmät ja luokitukset happamille sulfaattimaille (Edén ym. 2012b). Tässä raportissa käytämme maalajeista rakennusteknistä RT-luokitusta (taulukko 1).

**Taulukko 1.** Raportissa käytetyn rakennusteknisen RT-luokituksen vertailu geologiseen GEO-luokitukseen.

RT-luokitus:	savi	hiesu, hieno hietä	hietä, hieno hiekka, hiekka
GEO-luokitus:	savi	siltti	hiekka

#### 1.1.3.1 Happaman sulfaattimaan määreet

Maastossa ja laboratoriomääritysten perusteella hapan sulfaattimaa tunnistetaan taulukoissa 2a ja 2b esitettyjen tunnusmerkkien perusteella.

**Taulukko 2a.** Hapettuneen sulfaattimaan tunnistaminen.

##### Hapettunut maakerros pohjavedenpinnan yläpuolella:

Mineraalimaan tai liejun (ei turpeen) maastossa mitattu pH < 4,0 sulfidien hapettumisen seurauksena

Jos maan pH on 4,0-4,4 eikä ole selvää havaintoa sulfidien läsnäolosta (tai jos on kysymys hiekasta), selvitetään maan laatu lisämäärytyksillä (inkuboitu pH tai rikkipitoisuus)

Hapettuneessa sulfaattimaassa on usein punaisen- tai oranssinruskeita rautasaostumia ja joskus myös vaalean-keltaista jarosiittia

**Taulukko 2b.** Hapettumattoman sulfidipitoisen pohjamaan tunnistaminen.

##### Hapettumaton sulfidipitoinen maakerros pohjavedenpinnan alapuolella:

Rikki on sulfidimuodossa (pelkistynyt eli "ei hapettunut"), josta johtuu usein tummanharmaa tai musta väri. Rikin haju joskus selvästi aistittavissa

Yleensä pH > 6,0

Kokonaisrikkipitoisuus S(tot) ≥ 0,2 %, karkeimmissa maalajeissa (hiekka) 0,1-0,02%

Inkuboitu pH ≤ 4,0 ja pudotusta on vähintään 0,5 pH-yksikköä maasto-pH:n arvoon verrattaessa

#### 1.1.3.2 Happamat hiekat

Kun Suomessa on tähän saakka kuvailtu happamia sulfaattimaita, ovat ne aina olleet hienorakeisia ja liejupitoisia sedimenttejä eli savea, hiesua, hienoa hietää tai liejua (esim. Yli-Halla 1997). On myös päätelty että rikkipitoisuuden pitäisi olla vähintään 0,2 % jotta ne esimerkiksi aiheuttaisivat näkyvää haittaa vesistöihin. Viime vuosina on kuitenkin ilmennyt, että on olemassa karkeampia maalajeja (hietä, hieno hiekka, hiekka, GEO-luokituksen mukaan hiekka), jotka alhaisesta rikkipitoisuudesta (jopa niin vähän kuin 0,01 %) huolimatta voivat aiheuttaa huomattavaa happamoitumista. Nämä maalajit koostuvat lähinnä kvartsista ja maasälvästä eivätkä ne sisällä puskuroivia savimineraaleja tai orgaanista ainesta. Oletettavasti ne eivät voi tuottaa happamuuttayhtä pitkään kuin hienorakeinen hapan sulfaattimaa. Tutkimusalueelta löytyy kuitenkin esimerkkejä, jossa hiekka-alueet ovat happamoittaneet

vesistöjä jo parikymmentä vuotta (Jermi Tertsunen, suullinen tiedonanto 1.10.2013). Tämä ilmiö vaatii kuitenkin lisäselvityksiä. Kartoitusten perusteella havaituja happamat hiekat on huomioitu raporttiin työstetyssä kartassa (kuva 12) ja niiden ominaisuuksia on pyritty huomioimaan muutenkin tässä raportissa.

### 1.1.3.3 Riskiluokitus

Happamien sulfaattimaiden riskiluokituksessa (kuva 4) määrävänä luokkana on sulfidin esiintymissyvyys (luokat 1–6), jolla tarkoitetaan hapettumattoman sulfidikerroksen alkamissyvyyttä maanpinnasta. Mikäli kuivatussyvyys on suurempi kuin sulfidikerroksen alkamissyvyys, on happamoitumisriski korkea - eli mitä ylempänä sulfidikerros on, sitä suurempi on todennäköisyys sille, että alueelle suositellaan happamuuden torjumiseksi toimenpiteitä. Maaperän kuivatussyvyys viljelysmailla on yleensä noin 0,9–1,2 metriä.

Mitattu minimi-pH (Lisämääreet A-E) kuvastaa maaperän hapettumisen ja happamoitumisen nykytilannetta. Alhainen pH osoittaa, että maaperässä tapahtuu aktiivista sulfidien hapettumista ja happamoitumista, jota maaperä ei kykene puskuroimaan.

Sulfidin esiintyminen	
LUOKKA	SULFIDIN ALKAMISSYVYYS (m)
1	0-1,0
2	1,0-1,5
3	1,5-2,0
4	2,0-3,0
5	sulfidi kokonaan hapettunut
6	ei sulfidia 0-3 m syvyydellä

LISÄMÄÄRE	Minimi pH (0-3 m syv.)
A	< 3,5
B	3,5-3,9
C	4,0-4,4
D	≥ 4,5

Kuvaa hapettuneen kerroksen tilannetta mittaushetkellä

LISÄMÄÄRE	Kokonaisrikkipitoisuus (%)
I	$S(\text{tot}) \geq 1,0 \%$
II	$0,6 \% \leq S(\text{tot}) < 1,0 \%$
III	$0,2 \% \leq S(\text{tot}) < 0,6 \%$
IV	$S(\text{tot}) < 0,2 \%$

Ilmoitetaan sulfidikerroksen (PHS) ylimmän 40 cm:n kokonaisrikkipitoisuuden keskiarvo

**Luokitus maaperälle on muotoa: Sulfidin alkamissyvyys /pHminimi /Rikkipitoisuus.**  
**Esim. 2/A/II**

**Kuva 4.** Happamien sulfaattimaiden riskiluokitus.

Kokonaisrikkipitoisuuden (Lisämääreet I-IV) voidaan tulkita edustavan sulfidipitoisuutta happamassa sulfaattimaassa ja siten ennustavan potentiaalista happamuuskuormituksen määrää. Kokonaisrikkipi-

toisuutta luokituksessa edustaa hapettumattoman kerroksen ylimmän 40 cm:n kokonaisrikkipitoisuuden keskiarvo.

Happamat hiekat ovat erikoistapaus, jota ei vielä sisällytetty luokitukseen. Luokitus saattaa vielä muuttua kun saamme asiasta lisää tutkimustietoa ja kokemuksia.

Yleiskartoituksessa riskiluokitusta sovelletaan vain pistemäiselle havaintoaineistolle (profiilipisteet ja soveltuvin osin piikityspisteet). Riskiluokitusta voidaan käyttää hyväksi esimerkiksi hahmoteltaessa sulfidien hapettumisastetta alueittain sekä maankäytön suunnittelussa tai pohdittaessa toimintakeinoja happamien sulfaattimaiden aiheuttamien happamuus- ja metallikuormitushaittojen vähentämiseksi.

## 1.2 Kartoitusmenetelmät ja aineistot

### 1.2.1 Lähtöaineisto

Tutkimuksen lähtöaineistona ja kartoituksen suunnittelun pohjatietoina käytettiin GTK:n maaperäkartoja (1:20 000 ja 1:250 000), turvetutkimusaineistoja, aerogeofysikaalisia sähkönjohtavuuden kartta-aineistoja (aerosähköinen aineisto) ja Maanmittauslaitoksen korkeusaineistoja (mm. laserkeilausaineistoja). Maaperäkartoista tarkasteltiin erityisesti hienorakeisten liejuisten sedimenttien sijoittumista, jotka ovat erityisen potentiaalisia happamien sulfaattimaiden esiintymisalueita. Kallio-, moreeni- ja harjualueet voitiin jo tässä vaiheessa sulkea pois kartoitettavan alueen ulkopuolelle. GTK:n turvetutkimusaineistosta hyödynnettiin turpeen paksuus ja pohjamaalajitietoja. Aerosähköisiltä kartoilta tulkittiin alustavasti happamien sulfaattimaiden mahdollista esiintymistä, sillä sulfaattimaat ovat yleisesti hyviä sähkönjohteita ja erottuvat siten melko hyvin maaperän sähkönjohtavuutta kuvaavilta kartoilta. Lisäksi työssä hyödynnettiin vesistöalueelta valmistuneita vanhoja raportteja ja tutkimuksia happamista sulfaattimaista.

### 1.2.2 Maastokartoitus ja -mittaukset

Happamien sulfaattimaiden yleiskartoitus alkoi kesäkuussa 2009 ja jatkui kesinä 2010 ja 2011. Vuonna 2012 tehtiin vielä täydennyksiä ja tarkempia kartoituksia MTT:n koepelloilla ja muutamilla hankkeen aikana ilmenneillä ongelma-alueilla. Sulfaattimaiden kartoitus maastossa perustuu maaperäprofiilien yksityiskohtaiseen kuvaamiseen (litostratigrafia) ja pH-mittauksiin sekä näytteenottoon kairauspisteillä. Maastokartoituksissa pyritään saamaan maaperähavainnot kattavasti koko kartoitettavalta alueelta. Maaperätutkimuksia tehdään sekä maaperäpiikillä (piikityspisteet) että käsikäyttöisellä moottoritärykairalla (profiilipisteet) (kuva 5). Havainnot pyrittiin ulottamaan 3 metrin syvyyteen maanpinnasta. Havaintotiheys on noin 1 havainto / 2 km<sup>2</sup>, mutta tiheys vaihtelee alueittain siten, että havainnot keskitettiin enemmän oletetuille happamien sulfaattimaiden esiintymisalueille.

Piikityshavainnot tehtiin pidennetyllä (2 m) maaperäkartoituspiikillä, jonka näytteenottouran pituus on 50 cm. Kolmen metrin syvyyden saavuttamiseksi hyödynnettiin pelto-, suo- ja metsäojia. Kartoituspisteiltä kuvattiin maaperän tekstuuri, rakenteet ja väri, sekä kerrosjärjestys ja mahdollisuuksien mukaan pohjavedenpinnan taso. Maalajit määritettiin aistinvaraisesti ja nimettiin RT-luokituksen mukaisesti. Lisäksi mitattiin pH tai otettiin maaperänäytteitä alkuaineanalyysijä ja pH-inkubaatiota varten.

Profiilipisteet tehtiin käsikäyttöisellä moottoritärykairalla, jossa on avonainen, sylinterimäinen näytteenotin. Näytteet saadaan metrin pituisissa osissa kolmen metrin syvyyteen. Profiilista kuvattiin tekstuuri, väri, rajapinnat, kerrosjärjestys ja mahdolliset rakenteet. Maalajit määritettiin aistinvaraisesti ja nimettiin RT-luokituksen mukaisesti. Lisäksi profiileista mitattiin pH 20 cm:n välein. Havainnoissa erityishuomio kiinnitettiin hapettumattoman tumman harmaan tai mustan sulfidisedimentin esiintymissyvyyteen ja hapettuneen kerroksen rautasaostumiin (oranssin ruskeat rautahydroksidit ja keltainen jarosiitti). Pohjavedenpinnan taso arvioitiin mahdollisuuksien mukaan. Maaperänäytteet (15 kpl / 3 m profiili) otettiin alkuaineanalyysijä ja pH-inkubaatiota varten 20 cm:n pituisissa osissa tai noudattaen selviä kerrosyksiköiden rajapintoja.





**Kuva 5.** Vasemmalla 2 m pitkä maaperäpiikki, jonka päässä 50 cm:n näytteenottoura. Metrin turvekerroksen alta paljastunut tumma sulfidisedimentti, joka on pinnaltaan jo hapettunut harmaaksi. Oikealla on kairaus menossa ja pienemmässä kuvassa näytteenottimen (1 m) kärki ja siinä tumma sulfidinäyte. Kuvat: Emmi Rankonen.

### 1.2.3 Laboratorioanalyysit

Osa maastossa otetuista maaperänäytteistä analysoitiin Labtium Oy:ssä (FINAS akkreditoitu laboratorio). Laboratoriossa näytteet kuivattiin, murskattiin ja liotettiin kuningasvedessä. Sen jälkeen niistä määritettiin ICP-OES tekniikalla 31 alkuainetta käsittäen mm. rikki (S), alumiini (Al), rauta (Fe), nikkeli (Ni) ja muita metalleja. Laboratorioanalyysien perusteella pyritään osaltaan vahvistamaan ja täydentämään maastohavaintoja. Profiilipisteiltä valittiin keskimäärin noin 7 näytettä analyysiin.

Hienorakeisten maalajien raekokojakauma määritettiin sedigrafilla laboratoriossa (Labtium Oy). Karkearakeisten maalajien raekokojakauma määritetään seulomalla. Maalajit nimetään d50-menetelmällä rakeisuuskäyrältä. Rakeisuusanalyysiä varten valittiin näytteitä eri profiileista ja kerrosyksiköistä tutkimusalueen eri osista. Humusmäärityksiä tehtiin spektrofotometrisesti.

### 1.2.4 pH –inkubaatio

Maastossa kerätyt maaperänäytteet (laboratorioon lähetettyjä näytteitä lukuun ottamatta) inkuboitiiin GTK:n toimesta. pH-inkubaatioissa maaperänäytteiden annetaan hapettua huoneilmassa 8–16 viikon ajan kostuttaen niitä välillä deionisoidulla vedellä niin, etteivät näytteet pääse täysin kuivumaan. pH-arvo mitataan alkutilanteessa ja hapetusjakson jälkeen. Mikäli pH inkubaation jälkeen on 4,0 tai alempi ja pudotusta on tapahtunut vähintään 0,5 yksikköä maastossa mitattuun pH-arvoon verrattaessa, voidaan näytteessä todeta olevan sulfidia. Inkuboitu pH osoittaa miten happamaksi maaperä voi muuttua mahdollisessa kuivatustilanteessa.

### 1.2.5 Kartta ja pistetiedot

Happamien sulfaattimaiden yleiskartan piirto perustuu manuaaliseen piirtoon paikkatieto-ohjelmistolla (ArcGIS) tai paikkatietoaineiston mallinnukseen tai näiden yhdistelmään. Molemmissa hyödynnettiin maastohavaintojen ja analyysitietojen lisäksi lähtöaineistoina aerosähkömagneettista imaginaarikomponenttia, maaperäaineistoa sekä MML:n laserkeilausaineistoa ja tavallista korkeusaineistoa. Mallinnuksessa hyödynnetään tarvittaessa spatiaalisen data-analyysin menetelmiä yhdessä maastohavaintojen kanssa. Menetelmillä voidaan tehostaa sulfaattimaiden sijainnin paikantamista. Lopputuloksena saadaan happamien sulfaattimaiden esiintyminen todennäköisyyksinä.

Kartoissa esitetään happamien sulfaattimaiden esiintyminen luokiteltuna neljään esiintymisen todennäköisyyttä kuvaavaan luokkaan: suuri, kohtalainen, pieni ja hyvin pieni. Todennäköisyysluokat kuvataan aluemuotoisena tasona ja luokat erotetaan toisistaan värien perusteella. Aluetason lisäksi kartalla esitetään profiili- ja piikityspisteet riskiluokiteltuna. Lisäksi GTK:n [www-karttapalvelussa](http://www.karttapalvelus.fi) profiilipisteisiin on linkitetty myös pdf-muotoinen pistekortti (kuva 6), jossa kuvataan pisteen taustatiedot sekä tehdyt maastohavainnot ja laboratorioanalyysien tulokset.

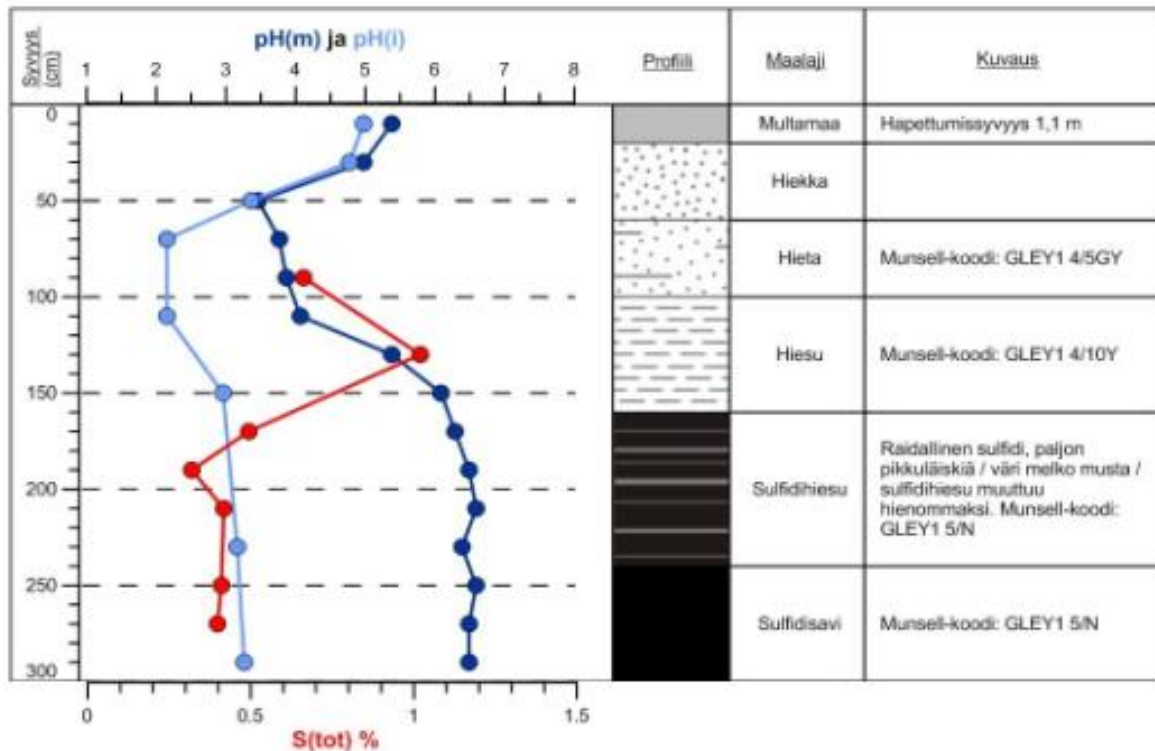
**Profiilipiste: SSMA-2012-801**

**Havaintotiedot**

Havainnontekijä: GTK  
Havaintopäivä: 13.6.2012

**Havaintopaikan tiedot**

Maakunta/kunta: Pohjois-Pohjanmaa/Siikajoki  
Valuma-alue: Siikajoen valuma-alue  
Koordinaatit: x 409611  
(ETRS-TM35FIN) y 7174718  
Korkeustaso (N2000): z 46,8 m



**pH(m) = maastossa mitattu pH**

Happaman sulfaattimaan hapettuneen (happamoituneen) kerroksen pH-arvo on tyypillisesti alle neljän. Hapettumattoman (pohjavedenpinnan alaisen) sulfidirikkipitoisen kerroksen pH on tyypillisesti 6-8 välillä.

**pH(i) = inkuboitu pH**

pH-inkubaatiossa maaperänäytteiden annetaan hapettua 8-16 viikkoa, jonka jälkeen maastossa mitattuja pH-arvoja verrataan hapetuksen jälkeisiin arvoihin. Mikäli pH-arvo on laskenut neljään tai alle ja pudotusta on tapahtunut vähintään 0,5 yksikköä, voidaan näytteissä todeta esiintyvän sulfideja ja maaperä luokitella happamaksi sulfaattimaaksi.

**S(tot) % = kokonaisrikkipitoisuus**

Happaman sulfaattimaan hapettumattoman sulfidirikkipitoisen kerroksen kokonaisrikkipitoisuus on  $\geq 0,2\%$  kuivapainosta. Tutkimuspisteiden näytteiden kokonaisrikkipitoisuus on määritetty 20 cm kokoomanäytteistä ICP-OES -menetelmällä.



**GTK**

GEOLOGIAN TUTKIMUSKESKUS

GEOLOGISKA FORSKNINGCENTRALEN

GEOLOGICAL SURVEY OF FINLAND

**Kuva 6.** Esimerkki pistekortin ensimmäisestä sivusta.



## 1.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu

Tutkimusalueen yleiskartoituksessa ja muutaman pienemmän alueen tarkemmassa kartoituksessa tehtiin havaintoja yhteensä 2 035 pisteessä. Niistä 139 oli profiilipisteitä ja 1 996 piikityspisteitä. Kemiallisia analyyseja (rikki + 30 muuta alkuainetta) tehtiin 832 kappaletta sekä joitakin raekokoanalyyseja ja humusanalyyseja. Osa näytteistä inkuboitui GTK:n toimesta. Profiileista valtaosa on Siikajoen valuma-alueelta, johtuen siitä että kartoitus aloitettiin sieltä v. 2009, jolloin vielä kehiteltiin menetelmää. Kokemuksen myötä profiilipisteiden määrä väheni huomattavasti.

Tämän raportin lisäksi esitetään yksityiskohtaiset kuvaukset maaperäprofiileista pistekortteina (maalaajit, kerrosjärjestys, maastossa mitattu pH, inkuboitu pH, rikkipitoisuus) sekä pisteiden sijainti ja happamien sulfaattimaiden levinneisyyttä kuvaava kartta kaikille avoimessa karttapalvelussa: (<http://geodata.gtk.fi/Hasu/index.html>). Kartta on laadittu mittakaavassa 1:250 000 jaoteltuna esiintymisen todennäköisyyksiin perustuviin luokkiin; Suuri, Kohtalainen, Pieni ja Hyvin pieni. Kuvaus palvelusta ja lisätietoa GTK:n happamien sulfaattimaiden tutkimuksista löytyy sivulta [http://www.gtk.fi/tietopalvelut/palvelukuvaukset/happamat\\_sulfaattimaat.html](http://www.gtk.fi/tietopalvelut/palvelukuvaukset/happamat_sulfaattimaat.html), josta myös pääsee karttapalveluun.

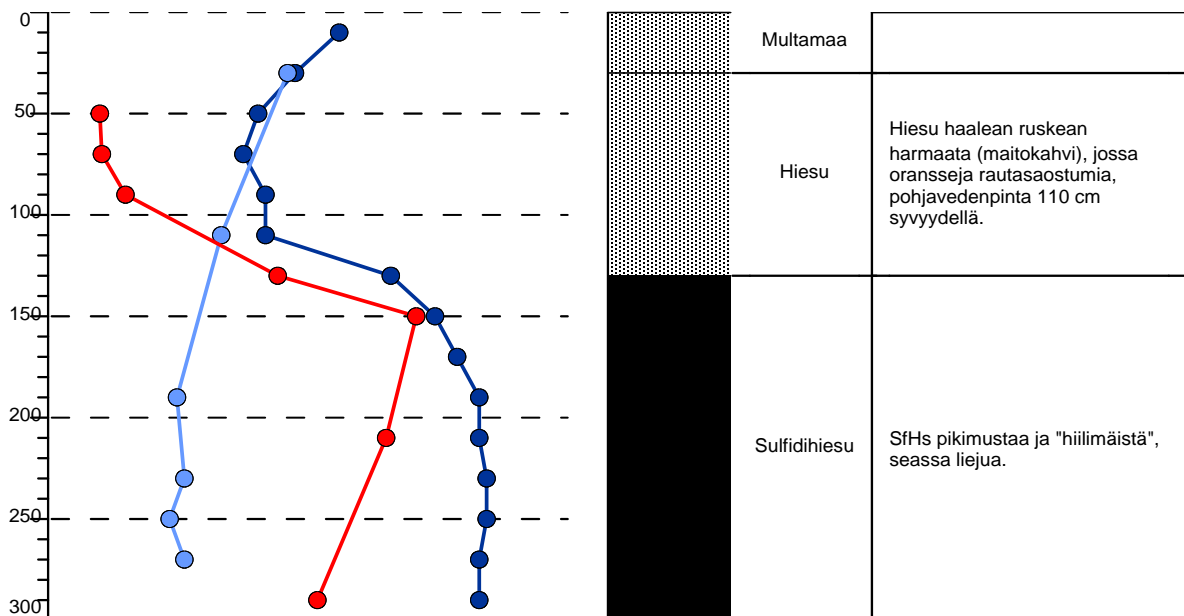
### 1.3.1 Maaperän litostratigrafia

Maaperän litostratigrafiaa (ominaisuudet ja kerrosjärjestys) tutkittiin yhteensä 2035 havaintopisteellä. Seuraavassa esitetään yleiskuva alueiden happamilla sulfaattimailta esiintyvien kerrosyksiköiden ominaisuuksista ja kerrosjärjestyksestä. Tutkimuspisteiden sijainti ja maastossa tehdyt tarkemmat litostratigrafiset havainnot sekä analyysitulokset esitetään tutkimuspistekohtaisissa pistekorteissa happamien sulfaattimaiden karttapalvelussa.

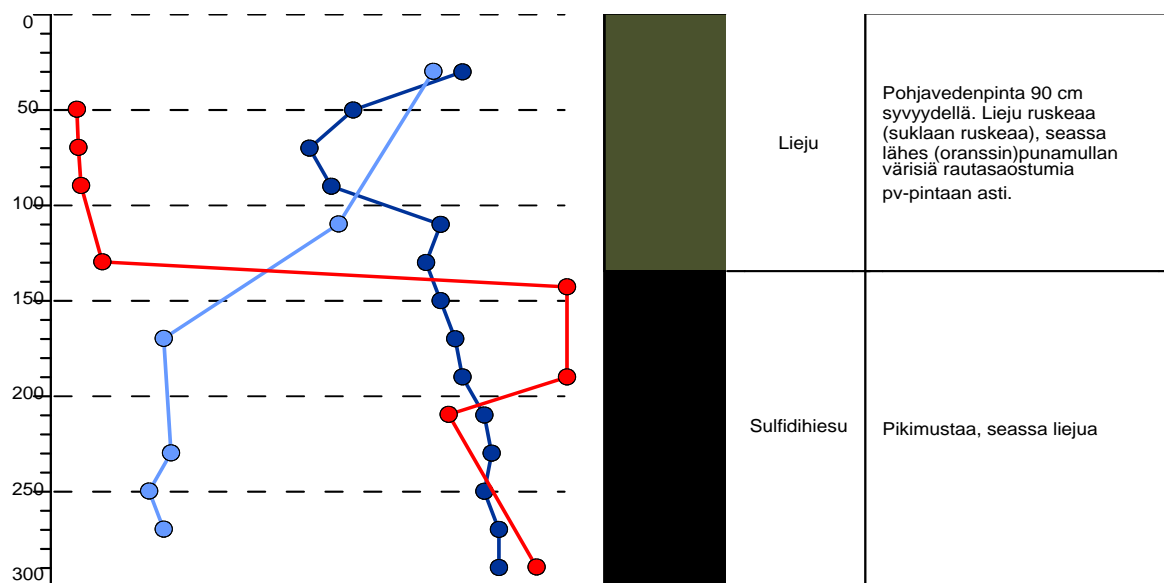
Rikkipitoiset sedimentit ovat tutkimusalueella massiivisia ja väriltään tasaisen mustia liejuhiesuja. Musta väri johtuu sedimentissä esiintyvistä rautamonosulfidista. Paikoin sulfidi esiintyy kuitenkin kerroksellisenä tai pistemäisinä mustina saostumina harmaassa savessa, kuitenkin niin, että kyseinen yksikkö vaihettuu usein tasaisen mustaksi ja hieman karkeammaksi mentäessä stratigrafiassa ylöspäin. Lisäksi orgaanisen aineksen pitoisuuden on havaittu olevan massiivisissa mustissa kerroksissa usein korkeamman. Sulfidisedimentit ovat kerrostuneet lähinnä Ancyclus- ja Litorinavaiheiden regression aikana. Sulfidin kerroksellisen ja pistemäisen esiintymismuodon voidaan tulkita stratigrafian ja litologisten ominaisuuksiensa perusteella liittyvän varhaisempaan syvän veden kerrostumisympäristöön, pääasiassa Ancyclus-vaiheen aikaan. Homogeenisen mustat liejuiset sulfidit taas tulkitaan liittyvän Litorina-vaiheeseen. Paikoin sulfidien liejupitoisuus on niin korkea, että ne ovat todennäköisesti kerrostuneet hyvin mataliin, pieniin ja suojaisiin altaisiin.

Kuvissa 7–10 on esitetty neljä tyyppiesimerkkiä maaperäprofiileista Siika- ja Pyhäjoen valuma-alueiden happamilta sulfaattimailta. Kuvissa pH(m) on maastossa mitattu pH, pH(i) inkuboitu pH ja S(tot) kokonaisrikki. Sulfaattimaa-alueilla kairaukset päättyivät yleensä kolmen metrin syvyydellä hapettumattomaan liejuiseen ja tummaan sulfidiseen tai -hiesuun. Paikoin sulfidisedimenttien alapuolella tavattiin alle kolmen metrin syvyydellä karkeampia kerrosyksiköitä (hietaa tai moreenia) tai savea, jonka sulfidipitoisuus on alhainen. Viimeksi mainittu savi on tyyppillisesti väriltään vaalean harmaata tai punertavaa, ja paikoin selvästi kerroksellista. Hapettumattoman sulfidisedimentin päällä esiintyy tyyppillisesti hapettunut ja vaalean harmaa-ruskea hapan sulfaattimaakerros, jonka paksuuden määrittelee kuivatustilanne (pohjavedenpinnan taso) ja peittävien kerrosten paksuus. Pohjavedenpinnan ja hapettumattoman sulfidikerroksen havaittiin esiintyvän usein alle 1,5 metrin syvyydellä. Hapettumaton ja hapettunut sulfaattimaa ovat tyyppillisesti samaa kerrosyksikköä. Monin paikoin sulfaattimaita peittävät vaihtelevan paksuiset turvekerrokset, liejukerrostumat tai karkeammat lajittuneet maakerrokset. Sulfidisedimenttien kokonaispaksuutta ei voida arvioida, sillä kairaukset päättyivät monella pisteellä sulfidisedimenttiin. Useimmiten sulfidisedimentit ovat kuitenkin vähintään metrin paksuisia.

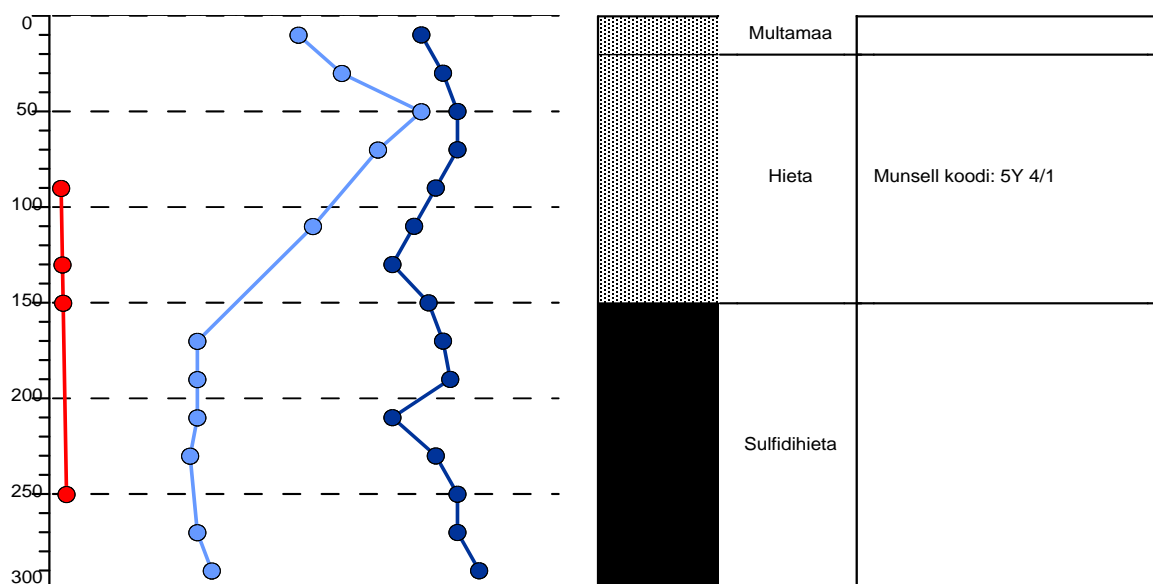
Havaintopisteillä kuvatut sulfidisedimentit ovat tyypillisesti rakenteeltaan massiivisia tai paikoin hieman kerroksellisia (kuva 11a). Maalajiltaan ne ovat liejuista hiesua tai savea ja väriltään tasaisen mustia tai tumman harmaita ja niistä lähtee selvä rikin haju. Laboratoriossa analysoitujen näytteiden savi-pitoisuus (raekoko alle 0,002 mm) on yleensä alle 50 % ja humuspitoisuus 2-6 %. Musta tai tumman harmaa väri johtuu sedimentissä esiintyvistä rautasulfideista (FeS ja FeS<sub>2</sub>). Paikoin esiintyy sulfideja myös muissa maalajeissa, kuten liejussa, hienossa hiedassa, hiedassa ja hiekassa (kuva 11b). Sulfidipitoisten hiekkojen ja hietojen tunnistaminen maastossa on vaikeaa, sillä niiden väri tai muut fysikaaliset ominaisuudet eivät välttämättä poikkea ”normaaleista” hiekoista tai hiedoista lainkaan. Paikoin sulfidi esiintyy raitaisuutena tai pistemäisinä mustina saostumina harmaassa savessa (kuva 11c), ja kyseinen kerrostuma vaihtuu ylempänä maaprofiilissa usein tasaisen mustaksi ja hieman karkeammaksi maaksi. Sedimentin liejupitoisuuden on havaittu olevan näissä kerroksissa alhaisempi kuin massiivisissa mustissa kerroksissa. Lisäksi sulfidiraidallisen saven todettiin esiintyvän kerrosjärjestyksessä aina liejuisen massiivisen sulfidihiesun alapuolella, mikäli ne esiintyivät samassa profiilissa. Hapettunut hapan maa-kerros on tyypillisesti väriltään harmaan rusehtava ja sisältää runsaasti ruskeita-oransseja rautasaostumia. Paikoin voi happamassa kerroksessa esiintyä myös keltaisia jarosiitti-saostumia (KFe<sup>3+</sup><sub>3</sub>(OH)<sub>6</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>).



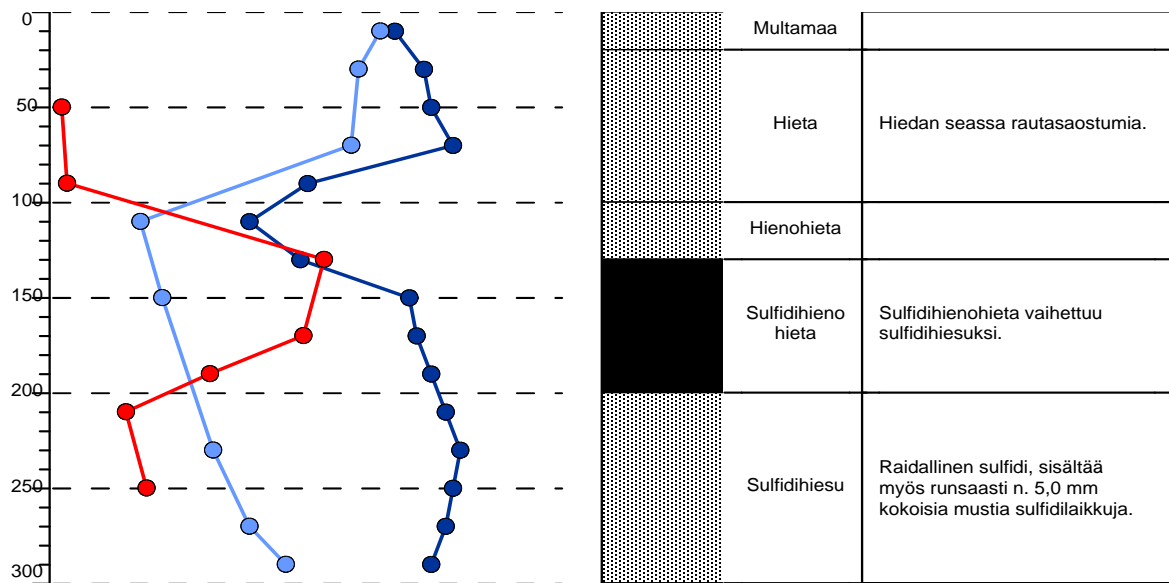
**Kuva 7.** Siika- ja Pyhäjoen valuma-alueille tyypillinen havaintopiste, jossa kairaus on päättynyt 3 metrin syvyydellä sulfidihiesuun. Sulfidihiesu on liejuista, rakenteeltaan massiivista ja väriltään voimakkaan mustaa. Hapettumaton sulfidikerros vaihtuu hapettuneeksi ja happamaksi kerrokseksi yleensä pohjavedenpinnantason syvyydellä. Pinnalla esiintyy ohut multamaakerros.



**Kuva 8.** Siika- ja Pyhäjoen valuma-alueille tyypillinen havaintopiste, jossa kairaus on päättynyt 3 metrin syvyydellä sulfidihiesuun. Sulfidihiesu on liejuista, rakenteeltaan massiivista väriltään voimakkaan mustaa. Pisteellä ei esiinny varsinaista hapettunutta hapanta kerrosta vaan sulfidisedimentin päällä esiintyy liejukerros, joka edustaa eri kerrosyksikköä.



**Kuva 9.** Havaintopiste, jossa kairaus on päättynyt 3 metrin syvyydellä sulfidihietaan. Sulfidihieta saattaa olla väriltään tummaa tai mustaa, mutta tyypillisesti se on melko vaalean harmaata ja siten hyvin vaikea tunnistaa sulfidipitoiseksi pelkkien litologisten havaintojen perusteella. Rikkipitoisuus on hyvin alhainen, mutta karkean maalajin olemattoman puskurikyvyn takia se aiheuttaa kuitenkin happamoitumista.



**Kuva 10.** Siika- ja Pyhäjoen valuma-alueille tyypillinen havaintopiste, jossa kairaus on päättynyt 3 metrin syvyydellä sulfidihiesuun. Sulfidihiesussa on mustia sulfidiraitoja ja laikkuja ja se vaihettuu yläpuolella hienoksi hiedaksi. Pisteellä esiintyy ohut hapettunut hapan kerros, joka on samaa kerosyysikköä kuin sulfidihienohieta. Happaman kerroksen päällä esiintyy hietakerros ja tämän päällä multamaata.



**Kuva 11a.** Näyte alueella tyypillisesti esiintyvistä hapettumattomasta sulfidihiesusta, joka on liejuista ja rakenteeltaan massiivista. Kuva: Emmi Rankonen



**Kuva 11b.** Kairanäyte sulfidipitoisesta hiedasta/hiekasta. Kuvassa näkyy sedimentin hapettumisraja. Kuva: Emmi Rankonen



**Kuva 11c.** Näyte alueella yleisesti esiintyvstä sulfidiraidallisesta savesta. Kuva. Emmi Rankonen

Tyypillisiä hienorakeisia mustia tai tumman harmaita sulfidisedimenttejä esiintyy tutkimusalueella yleisesti jokivarsien läheisyydessä noin 60 m korkeustasoon saakka. Tämän yläpuolella tavattiin havaintopisteillä yleisemmin vaalean harmaata, punertavaa savea tai sulfidiraitaista savea. Erityisen paljon vaaleampaa savea esiintyy Pyhäjoen valuma-alueella, Haapaveden ja Kärämäen välisillä laajoilla peltoalueilla. Punertavan kerroksellisen saven alapuolella havaittiin useasti moreenia.

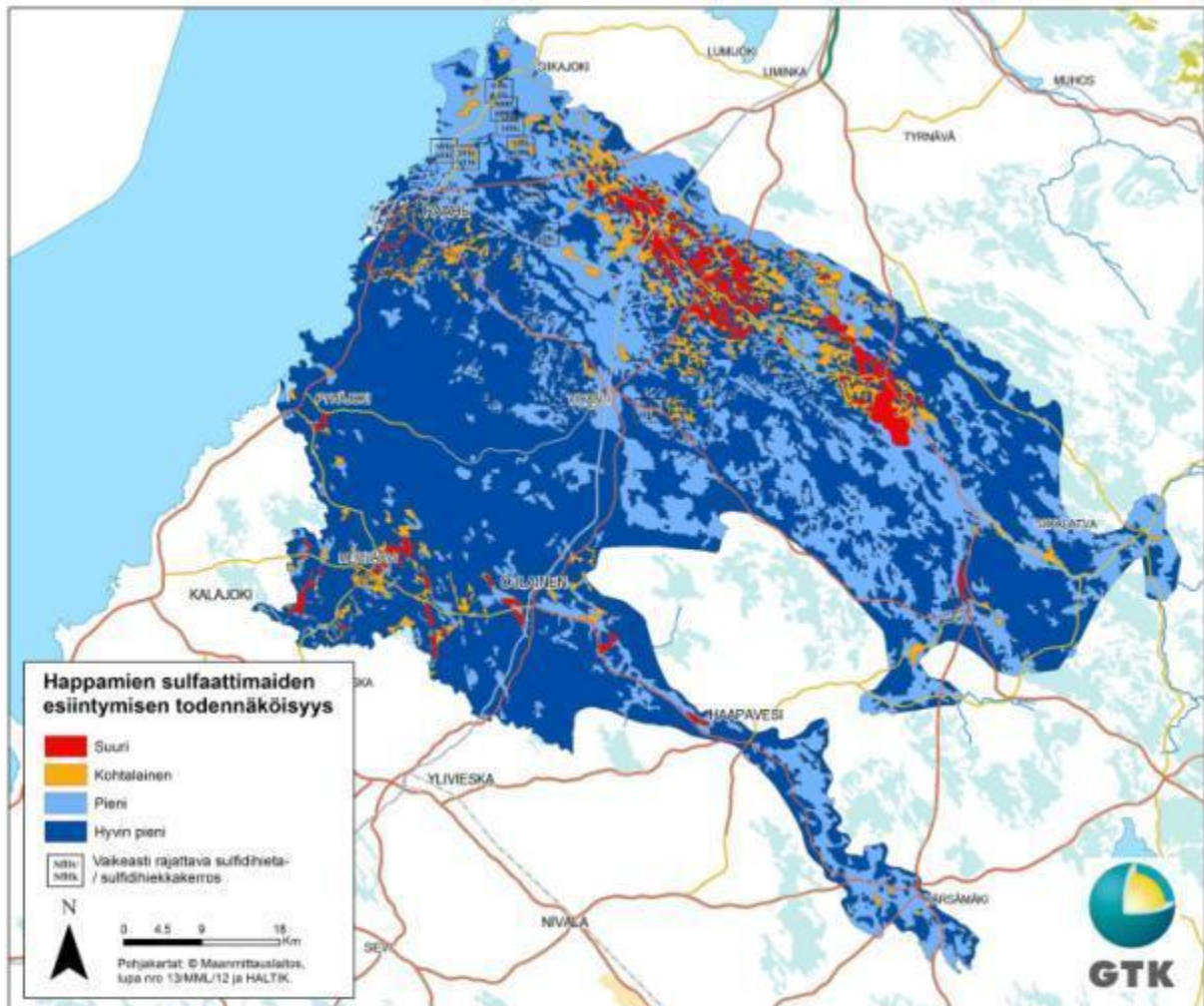
### 1.3.2 Happamien sulfaattimaiden esiintyminen

Happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyys ilmenee kartasta Kuvassa 12. Yleiskatsauksena voidaan todeta, että happamia sulfaattimaita esiintyy eniten Siikajoen ja sen sivu-uomien varrella Revonlahdelta Rantsilan yläpuolelle (Kerälään), mutta myös Revonlahden ja Siikajoen kylien välillä sekä jopa niin ylhäällä kuin Pulkkilassa ja Kestilässä esiintyy pienialaisia happamien sulfaattimaiden muodostumia. Pyhäjoen alueella happamia sulfaattimaita esiintyy lähinnä joen eteläpuolella Oulaisen ja Merijärven seuduilla ja jonkin verran Pyhäjoen keskustan ympäristössä (esim. Siikanivan ja Miiluperän välillä) sekä pienillä aloilla Haapaveden länsipuolella ja jopa Kärämäellä. Alueella joka ulottuu Raahesta 10–15 km itään-kaakkoon-etelään on monta pienehköä sulfaattimaeesiintymää.

Sulfidipitoisia happamia hietoja ja hiekkoja esiintyy erityisesti tutkimusaluetta halkovan kaakkoisluoteissuuntaisen Vihanniharjun läheisissä rantakerrostumissa, Rukkisenojalla, Olkijoella, Majava-



ojalla sekä Revonlahdelta kohti rannikkoa ulottuvalla laajalla rantakerrostumavyöhykkeellä. Alhaisesta rikkipitoisuudesta huolimatta nämä kerrostumat aiheuttavat huomattavaa happamoitumista.



**Kuva 12.** Happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyys hankealueella. Kartassa näkyvät neliöt osoittavat missä happamia hiekkvoja on tavattu.

Taulukossa 3 esitetään kartoilla esitettävien esiintymistodennäköisyysluokkien mukaisten alueiden osuudet kartoitetusta pinta-alasta osa-alueittain. Happamien sulfaattimaiden pinta-ala arvioidaan lasquemalla suuren ja kohtalaisen esiintymistodennäköisyyden luokat yhteen ja jättämällä pienen ja hyvin pienen esiintymisen todennäköisyysluokat huomioimatta.

### 1.3.2.1 Siikajoen valuma-alue

Siikajoen valuma-alueella happamia sulfaattimaita esiintyy yleisesti Siikajoen ja Luohuanjoen varsien pelto-, suo- ja metsämailla, pääsääntöisesti muutaman kilometrin laajuusella vyöhykkeellä jokiuomista, Revonlahdelta noin 60 m korkeustasoon saakka. Tämän alueen ylä- ja ulkopuolella sulfaattimaita esiintyy vain satunnaisesti. Ylimmillään sulfaattimaita tavattiin noin 85–90 m korkeustasolla (katso happamien sulfaattimaiden karttapalvelu). Eniten sulfaattimaita esiintyy Revonlahdelta Ruukkiin, Paavolaan ja Luohuaan ulottuvalla vyöhykkeellä sekä Saarikylän, Rantsilan ja Kerälän välisellä alueella. Sulfaattimaat esiintyvät alueella monin paikoin melko pienialaisina moreenimäkien rajaamina alueina. Laajimmat yhtenäiset esiintymät sijoittuvat Rantsilan ja Kerälän välisille laajoille peltoaukeille. Happamia hiekkvoja esiintyy satunnaisesti Revonlahden ja rannikon välisellä alueella sekä Rukisenjoen alueella.

**Taulukko 3.** Kartoilla esitettävien esiintymistodennäköisyyssluokkien mukaisten alueiden osuudet kartoitetusta pinta-alasta sekä arvio sulfaattimaiden pinta-alasta.

	Siikajoki		Pyhäjoki		Välialue	
	Pinta-ala (ha)	%-osuus pinta-alasta	Pinta-ala (ha)	%-osuus pinta-alasta	Pinta-ala (ha)	%-osuus pinta-alasta
Kartoitettu alue	214 489		145 329		97 176	
Suuri todennäköisyys	9 616	4,5	2 363	1,6	334	0,3
Kohtalainen todennäköisyys	14 765	6,9	3 827	2,6	3 458	3,6
Pieni todennäköisyys	85 066	39,7	29 228	20,1	24 740	25,5
Hyvin pieni todennäköisyys	105 034	49,0	109 910	75,6	68 642	70,6
Sulfaattimaat kartoitetulla alueella (arvio)	24 382	11,4	6 190	4,3	3 793	3,9

Noin 45 % Siikajoen valuma-alueen happamista sulfaattimaista sijaitsee Corine maankäyttöluokituksen (CLC2000, SYKE) mukaisilla maatalousalueilla. Noin 43 % sulfaattimaista sijaitsee metsät, avoimet kankaat ja kalliomaat -luokan alueilla ja 11 % kosteikot ja avoimet suot -luokan alueilla. Rakennetut alueet -luokan alueista alle 1 % on happamia sulfaattimaita. Tämä osoittaa että yli puolet happamista sulfaattimaista esiintyy suo-, soistuneella metsä- ja metsäalueella.

### 1.3.2.2 Pyhäjoen valuma-alue

Pyhäjoen valuma-alueella happamia sulfaattimaita esiintyy melko yleisesti Pyhäjoen varren ja tämän sivupurojen (muun muassa Talusoja, Korteoja ja Vaikonoja) varsien pelto-, suo- ja metsämailla noin 60 m korkeustasoon saakka. Pyhäjoen alueella sulfaattimaita esiintyy kuitenkin huomattavasti vähemmän kuin Siikajoella ja ne rajautuvat melko lähelle jokien ja purojen uomia. Lisäksi sulfaattimaiden esiintyminen on alueella enemmän paikallista ja 60 m korkeustason alapuolellakin sijaitsevilla pelloilla esiintyy yleisesti savea, jossa rikkipitoisuus on alhainen. Ylimmillään happamia sulfaattimaita tavattiin 85 m ja jopa noin 100 m korkeustasolla. Näillä korkeustasoilla sulfaattimaiden esiintyminen on kuitenkin hyvin satunnaista. Laajimmat sulfaattimaaesiintymät sijaitsevat Merijärven kylän läheisyydessä.

Noin 65 % Pyhäjoen valuma-alueen happamista sulfaattimaista sijaitsee Corine maankäyttöluokituksen (CLC2000, SYKE) mukaisilla maatalousalueilla. Noin 29 % sulfaattimaista sijaitsee metsät, avoimet kankaat ja kalliomaat -luokan alueilla ja noin 5 % kosteikot ja avoimet suot -luokan alueilla. Rakennetut alueet -luokan alueista alle 1 % on happamia sulfaattimaita.

### 1.3.2.3 Välialue

Siika- ja Pyhäjoen valuma-alueiden välisellä alueella tyypillisiä hienorakeisia happamia sulfaattimaita esiintyy lähinnä Perämeren rannikkoalueella Raahen itä- ja eteläpuolella Pattijoen (Korkeaperä) ja Haapajoen varrella sekä Haapajärven tekojärven länsipuolella. Piehinkijoen ja Liminkaojan valuma-alueilla sulfaattimaita esiintyy satunnaisesti. Perämeren rannikkoalueella esiintyy lisäksi melko paljon hiekka-/hietamaita, joilla esiintyy satunnaisesti karkearakeisia sulfaattimaita. Tällaisia sulfaattimaita esiintyy erityisesti Olkijoen ja Majavaojan valuma-alueilla.

Noin 36 % tutkitun alueen happamista sulfaattimaista sijaitsee Corine maankäyttöluokituksen (CLC2000, SYKE) mukaisilla maatalousalueilla. Noin 53 % sulfaattimaista sijaitsee metsät, avoimet kankaat ja kalliomaat -luokan alueilla ja noin 8 % kosteikot ja avoimet suot -luokan alueilla. Rakennetut alueet -luokan alueista 3 % on happamia sulfaattimaita.



### 1.3.3 Havaintopisteiden riskiluokitus

Profiilipisteet (tutkimuspisteet) ja piikityspisteet (kartoituspisteet) luokiteltiin riskiluokkiin maastohavaintojen, pH-mittausten ja laboratorioanalyysien perusteella. Riskiluokkien määreet kuvataan tarkemmin luvussa 1.1.3.3. Kartoituspisteet luokiteltiin vain riskiluokan I mukaisesti (sulfidin alkusyvyys), sillä niiltä ei löydy säännönmukaisesti lisämääreluokitukseen tarvittavia tuloksia (pH ja kokonaisrikkipitoisuus). Profiilipisteiden osalta kaikkia vuosina 2009 ja 2010 tehtyjä pistettä ei voitu luokitella lisämääreluokan III mukaisesti, sillä pisteiltä ei ole analysoitu säännönmukaisesti sulfidikerroksen ylimmän 40 cm rikkipitoisuuksia. Tässä luvussa ei ole huomioitu happamia hiekkvoja.

#### 1.3.3.1 Siikajoki

Siikajoen valuma-alueen tutkimuspisteistä kaksi 68:sta kuuluu vakavimpaan riskiluokkaan 1. Kartoituspisteistä tähän luokkaan kuuluu kolme 883:sta. Riskiluokka 1 kertoo sulfidikerroksen esiintymisestä alle metrin syvyydellä maanpinnasta. Näillä pisteillä sulfidikerros sijaitsee selvästi viljelysmaiden keskimääräisen kuivatussyvyyden (0,9–1,2m). Riskiluokka kertoo näillä kohteilla merkittävästä maankäyttöön ja kuivatukseen liittyvästä happamoitumisriskistä mikäli mahdollista kuivatusta ei kontrolloida. Riskiluokkaan 2 luokiteltiin tutkimuspisteistä 20/68 ja kartoituspisteistä 25/883. Luokan 2 pisteet ovat osin myös peltomaiden keskimääräisen kuivatussyvyyden yläpuolella ja siten melko korkean happamoitumisriskin alueilla. Riskiluokkaan 3 luokiteltiin tutkimuspisteistä 26/68 ja kartoituspisteistä 42/883. Riskiluokkaan 4 luokiteltiin tutkimuspisteistä 3/68 ja kartoituspisteistä 78/883. Riskiluokan 4 mukaan sulfidikerros esiintyy 2–3 metrin syvyydellä maanpinnasta, mikä tarkoittaa, että sulfidikerros sijaitsee tyypillisen ojitus- ja kuivatussyvyyden alapuolella. Riskiluokkaan 5 (kokonaan hapettunut) luokiteltiin tutkimuspisteistä 1/68 ja kartoituspisteistä 0/883. Riskiluokkaan 6 (ei sulfidia) luokiteltiin tutkimuspisteistä 16/68 ja kartoituspisteistä 700/883.

Lisämääreet A-E kuvaavat maaprofiilin minimi-pH:ta 0–3 metrin syvyydellä maanpinnasta. Tulokset kertovat mittaushetken tilanteesta, joka riippuu siitä missä vaiheessa hapettumisprosessi on sekä pienemmässä määrin lähimenneisyyden sää- ja kosteusoloista. Luokkaan A luokittui vähiten pisteitä (6 kpl) ja luokkaan B eniten (25 kpl). Luokkien A ja B pH-arvot osoittavat, että maaperä on hyvin hapan ja pisteellä hapettuu aktiivisesti sulfideja ja maaperään vapautuu happamuutta, jota maaperä ei kykene puskuroimaan. Luokkiin C ja D luokittui 15 ja 22 pistettä.

Lisämääreet I-IV kuvaavat maaprofiilin rikkipitoisuutta pelkistyneen sulfidikerroksen ylimmän 40 cm osalta. Valtaosassa profiilipisteissä arvot olivat 0,2–1,0 % välillä (luokat II ja III) ja luokkaan I kuului vain kolme pistettä. Useassa profiilissa tosin esiintyi yli 1,0 % rikkipitoisuuksia, mutta rikki saattoi esiintyä rikastuneena sulfidikerroksen yläpuolella tai esiintyä syvemmillä hapettumattomassa sulfidikerroksessa. Lisämääreet I-IV kuvaavat maaprofiilista potentiaalisesti vapautuvan happamuuden määrää mikäli pohjavedenpinnan taso alenee nykyisestä.

#### 1.3.3.2 Pyhäjoki

Pyhäjoen valuma-alueen tutkimuspisteistä neljä 23:sta kuuluu vakavimpaan riskiluokkaan 1. Kartoituspisteistä tähän luokkaan kuuluu 16/438. Riskiluokka 1 kertoo sulfidikerroksen esiintymisestä alle metrin syvyydellä maanpinnasta. Näillä pisteillä sulfidikerros sijaitsee selvästi viljelysmaiden keskimääräisen kuivatussyvyyden (0,9–1,2m) yläpuolella. Riskiluokka kertoo näillä kohteilla merkittävästä maankäyttöön ja kuivatukseen liittyvästä happamoitumisriskistä mikäli mahdollista kuivatusta ei kontrolloida. Riskiluokkaan 2 luokiteltiin tutkimuspisteistä 6/23 ja kartoituspisteistä 18/438. Luokan 2 pisteet ovat osin myös peltomaiden keskimääräisen kuivatussyvyyden yläpuolella ja siten melko korkean happamoitumisriskin alueilla. Riskiluokkaan 3 luokiteltiin tutkimuspisteistä 4/23 ja kartoituspisteistä 8/438. Riskiluokkaan 4 luokiteltiin tutkimuspisteistä 1/23 ja kartoituspisteistä 6/438. Riskiluokan 4 mukaan sulfidikerros esiintyy 2–3 metrin syvyydellä maanpinnasta, mikä tarkoittaa, että sulfidikerros sijaitsee tyypillisen ojitus- ja kuivatussyvyyden alapuolella. Riskiluokkaan 5 (kokonaan hapettunut) ei luokittunut yhtään havaintopistettä. Riskiluokkaan 6 (ei sulfidia) luokiteltiin tutkimuspisteistä 8/23 ja kartoituspisteistä 390/438

Lisämääreet A-E kuvaavat maaprofiilin minimi-pH:ta 0–3 metrin syvyydellä maanpinnasta. Tulokset kertovat mittaushetken tilanteesta, joka riippuu siitä missä vaiheessa hapettumisprosessi on sekä pienemmässä määrin lähimenneisyyden sää- ja kosteusoloista. Luokkaan A luokittui vähiten pisteitä (3 kpl) ja luokkaan D eniten (11 kpl). Luokan A pH-arvo kertoo, että maaperä on hyvin hapan ja pisteellä hapettuu aktiivisesti sulfideja ja maaperään vapautuu happamuutta, jota maaperä ei kykene pusku-roimaa. Luokan D pH-arvo kertoo että maaperän sulfidit eivät ole vielä hapettuneet tai että sulfidien hapettumisen myötä syntynyt happamuus on jo huuhtoutunut hapettuneesta kerroksesta pois. Luokkiin B ja C luokittui 5 ja 4 pistettä.

Lisämääreet I-IV kuvaavat maaprofiilin enimmäisrikkipitoisuutta sulfidikerroksen ylimmän 40 cm osalta. Tämän kerroksen mukainen luokitus voitiin tehdä Pyhäjoen valuma-alueen pisteiden osalta vain neljälle pisteelle. Kaksi pisteistä luokittui luokkaan I ja kaksi luokkaan II. Lisämääreet I-V kuvaavat maaprofiilista potentiaalisesti vapautuvan happamuuden määrää mikäli pohjavedenpinnan taso alenee nykyisestä.

### 1.3.3.3 Välialue

Siikajoen ja Pyhäjoen välialueen tutkimuspisteistä kaksi 8:sta kuuluu vakavimpaan riskiluokkaan 1. Kartoituspisteistä tähän luokkaan kuuluu neljä 227:sta. Riskiluokka 1 kertoo sulfidikerroksen esiintymisestä alle metrin syvyydellä maanpinnasta. Näillä pisteillä sulfidikerros sijaitsee selvästi viljelysmaiden keskimääräisen kuivatussyvyyden yläpuolella (0,9–1,2m). Riskiluokka kertoo näillä kohteilla merkittävästä maankäyttöön ja kuivatukseen liittyvästä happamoitumisriskistä mikäli mahdollista kuivatusta ei kontrolloida. Riskiluokkaan 2 luokiteltiin tutkimuspisteistä 3/8 ja kartoituspisteistä 8/227. Luokan 2 pisteet ovat osin myös peltomaiden keskimääräisen kuivatussyvyyden yläpuolella ja siten melko korkean happamoitumisriskin alueilla. Riskiluokkaan 3 luokiteltiin tutkimuspisteistä 0/8 ja kartoituspisteistä 1/227. Riskiluokkaan 4 luokiteltiin tutkimuspisteistä 1/8 ja kartoituspisteistä 6/227. Riskiluokan 4 mukaan sulfidikerros esiintyy 2-3 metrin syvyydellä maanpinnasta, mikä tarkoittaa, että sulfidikerros sijaitsee tyypillisen ojitus- ja kuivatussyvyyden alapuolella. Riskiluokkaan 5 (kokonaan hapettunut) ei luokitunut yhtään havaintopistettä. Riskiluokkaan 6 (ei sulfidia) luokiteltiin tutkimuspisteistä 2/8 ja kartoituspisteistä 197/227

Lisämääreet A-E kuvaavat maaprofiilin minimi-pH:ta 0-3 metrin syvyydellä maanpinnasta. Tulokset kertovat mittaushetken tilanteesta, joka riippuu siitä missä vaiheessa hapettumisprosessi on sekä pienemmässä määrin lähimenneisyyden sää- ja kosteusoloista. Luokkiin A ja B luokittui vähiten pisteitä (1 ja 0). Luokkiin B ja C luokittui 4 ja 3. Luokan D pH-arvo kertoo että maaperän sulfidit eivät ole vielä hapettuneet tai että sulfidien hapettumisen myötä syntynyt happamuus on jo huuhtoutunut hapettuneesta kerroksesta pois.

Lisämääreet I-V kuvaavat maaprofiilin enimmäisrikkipitoisuutta sulfidikerroksen ylimmän 40 cm osalta. Tämän kerroksen mukainen luokitus voitiin tehdä tutkitun alueen pisteiden osalta vain kahdelle pisteelle, jotka luokittuivat luokkaan II. Lisämääreet I-V kuvaavat maaprofiilista potentiaalisesti vapautuvan happamuuden määrää mikäli pohjavedenpinnan taso alenee nykyisestä.

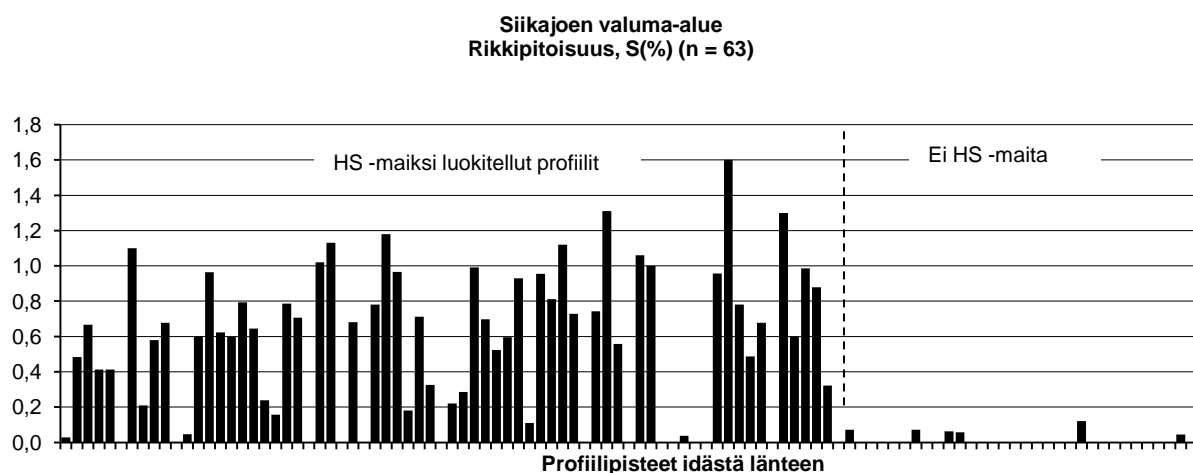
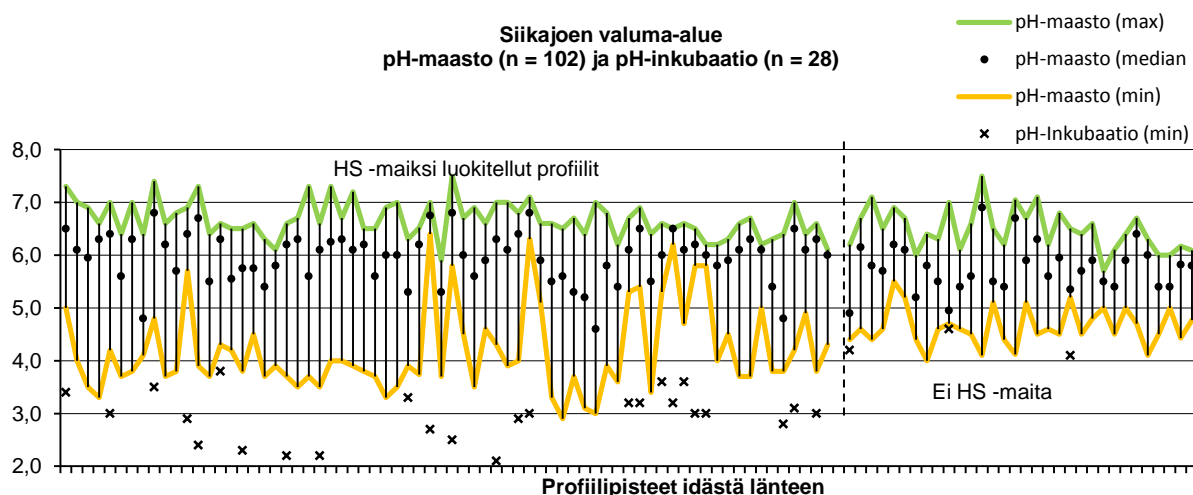
Havaintopisteiden riskiluokituksen perusteella voidaan arvioida, että Pyhäjoen valuma-alueella ja Siika- ja Pyhäjoen valuma-alueiden välisellä alueella esiintyy sulfidikerrokset tyypillisesti lähempänä maapintaa kuin Siikajoen valuma-alueella. Siikajoen valuma-alueella sulfidikerros esiintyy alle 1,5 m syvyydellä maanpinnasta 32 % tutkimuspisteistä. Pyhäjoen valuma-alueella vastaava luku on 43 % ja välialueella 63 %. Sulfidikerrosten esiintyminen lähempänä maapintaa Pyhäjoen valuma-alueella ja Siika- ja Pyhäjoen valuma-alueiden välisellä alueella heijastuu myös maaperän minimi-pH arvoihin. Pyhäjoen valuma-alueella ja välialueella on maaperän minimi-pH tyypillisemmin yli 3,9 minkä voidaan tulkita yhdessä sulfidikerrosten esiintymissyvyysluokitusten kanssa tarkoittavan, että sulfidikerrokset eivät ole monin paikoin vielä hapettuneet.

### 1.3.3.4 Yhteenveto riskiluokituksesta

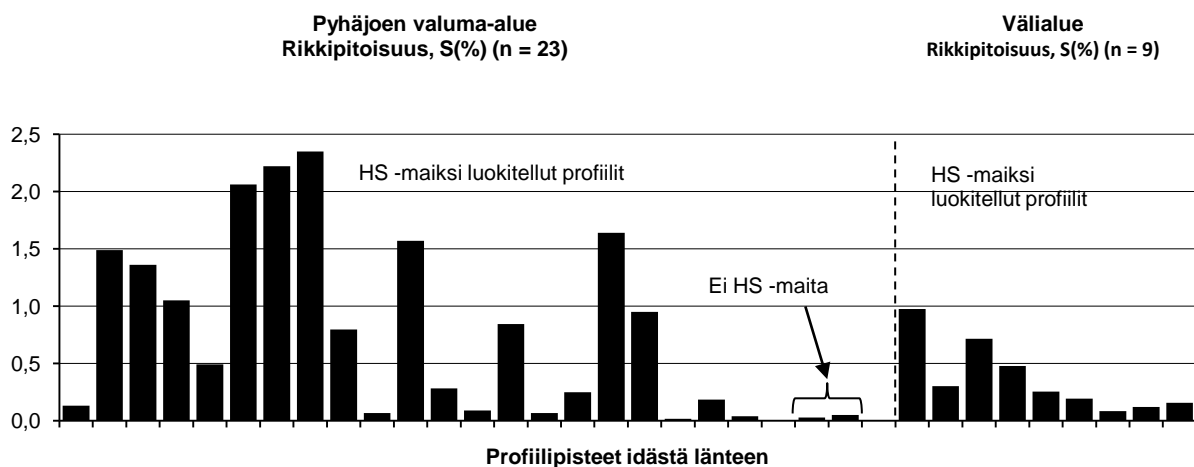
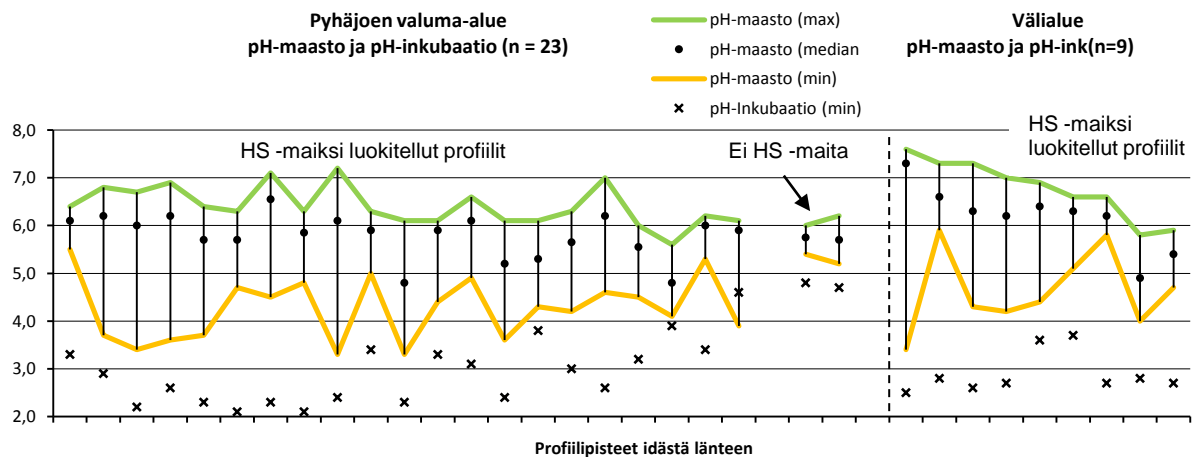
Havaintopisteiden riskiluokituksen perusteella voidaan arvioida, että Pyhäjoen valuma-alueella ja Siika- ja Pyhäjoen välialueella esiintyy sulfidikerrokset tyypillisesti lähempänä maapintaa kuin Siikajoen valuma-alueella. Siikajoen valuma-alueella sulfidikerros esiintyy alle 1,5 m syvyydellä maanpinnasta 32 % tutkimuspisteistä. Pyhäjoen valuma-alueella vastaava luku on 43 % ja välialueella 63 %. Sulfidikerrosten esiintyminen lähempänä maanpintaa Pyhäjoen valuma-alueella ja Siika- ja Pyhäjoen välialueella heijastuu myös maaperän minimi-pH arvoihin, jotka ovat tyypillisemmin yli 3,9. Tämän minimi-pH arvon ja sulfidikerrosten esiintymissyvyysluokitusten voidaan tulkita tarkoittavan, että sulfidikerrokset eivät ole monin paikoin vielä hapettuneet.

### 1.3.4 pH-mittausten ja analyysien tulokset

Kuvassa 13 esitetään profiileista maastossa mitatut ja inkubaation jälkeen mitatut pH-arvot. Inkubaatio aloitettiin vasta vuonna 2010, eikä sitä ole senkään jälkeen kaikista näytteistä tehty. Kuvassa tärkein on minimi-pH eli alin punainen käyrä. Minimiarvo on tärkeä määre, jota käytetään happamia sulfaattimaita luokiteltaessa. Siikajoen valuma-alueella n. 40 % profiilipisteistä voitiin minimi-pH:n perustella ( $\leq 4,0$ ) jo maastossa luokitella happamiksi sulfaattimaita. Inkubaation jälkeisen pH:n sekä maastohavaintojen ja rikkipitoisuuden perusteella vielä 30 % profiileista luokiteltiin happamiksi sulfaattimaita. Profiileista on täten n. 30 % muita kuin happamia sulfaattimaita. Happamien sulfaattimaiden osuus profiilipisteistä korostuu kartoitusstrategiasta johtuen.



Kuva 12a. Siikajoen valuma-alueen pH-arvot ja rikkipitoisuudet (S %). HS = Hapan sulfaattimaita.



**Kuva 12b.** Pyhäjoen valuma-alueen ja välialueen pH-arvot ja rikkiptoisuudet (S %). HS = hapnan sulfaattimaa.

Inkubaatiossa pH laskee selvästi happamiksi sulfaattimaiksi luokitelluissa profiileissa, monessa tapauksessa jopa lähelle 2,0. Sekä Siikajoella että Pyhäjoella lasku on jonkin verran pienempää lähempänä rannikkoa, mikä viittaa siihen että kyseisillä alueilla on maaperässä hieman parempi puskurikyky kuin keski- ja yläjuoksulla (Litorinarajan alapuolisella alueella). Inkuboitu pH antaa viitteitä miten alas maan pH voi mahdollisessa kuivatustilanteessa laskea. Luonnontilassa lasku ei kuitenkaan ole aivan niin suuri johtuen maaperän luonnollisista olosuhteiden vaihteluista.

Korkeimmat rikkiptoisuudet maaperäprofiileissa tavataan hapettumattomassa sulfidisedimentissä sekä hapettumattoman ja hapettuneen sulfidisedimentin rajapinnan molemmin puolin. Rajapinta ja korkeimmat rikkiptoisuudet sijaitsevat yleensä 1,5–1,0 metrin syvyydellä maanpinnasta (esim. Kuva 7). Pyhäjoen valuma-alueella rikkiptoisuudet (S) ovat korkeammat kuin muualla hankealueella. Täällä S on  $\geq 1,5$  % joka viidennessä profiilissa (6 kpl), mutta Siikajoella vain yhdessä yli kuudestakymmenestä eikä välialueella yhdessäkään.

Monessa happamaksi sulfaattimaiksi luokitellussa profiilissa rikkiptoisuus on hyvin alhainen ( $< 0,1$  %). Inkubaatiossa pH laskee näissä kuitenkin jopa alle kolmen, joten ne voivat kuivatustilanteessa aiheuttaa vakavaa happamoitumista. Ne ovat karkeita maalajeja eli hiekkoja, joiden puskurikyky on hyvin alhainen. Kyseisiä maalajeja esiintyy varsinkin Rukkisenojan, Majavaojan ja Olkijoen valuma-alueilla.

Muiden alku-aineiden ja metallien pitoisuudet ovat maaperälle normaalilla tasolla (taulukko 4). Vesistöjen korkeat metallipitoisuudet johtuvat siitä, että hapettumisen takia muodostuva rikkihappo liuottaa maaperän mineraaleja, jotka sisältävät myös metalleja. Taulukon 4 perusteella voidaan todeta, että rikkiä ja muita metalleja on osittain jo liennut ja huuhtoutunut pois hapettuneesta kerroksesta.

**Taulukko 4.** Muutamien alkuaineiden pitoisuudet tutkituista sulfaattimaaprofiileista.

Hapettunut kerros						Pelkistynyt kerros					
Siikajoki	S(tot)	pH	Co	Ni	Zn	Siikajoki	S(tot)	pH	Co	Ni	Zn
75 profiilejä	%		mg/kg	mg/kg	mg/kg	75 profiilejä	%		mg/kg	mg/kg	mg/kg
Median	0,10	4,7	3,8	9,6	22,7	Median	0,42	6,5	9,4	21,3	17,3
Min	0,01	3,4	1,3	2,6	5,1	Min	0,02	5,8	2,4	4,0	5,5
Max	0,66	6,9	10,1	19,2	62,6	Max	1,08	7,2	16,1	35,7	95,8

Hapettunut kerros						Pelkistynyt kerros					
Pyyhäjoki	S(tot)	pH	Co	Ni	Zn	Pyyhäjoki	S(tot)	pH	Co	Ni	Zn
18 profiilejä	%		mg/kg	mg/kg	mg/kg	18 profiilejä	%		mg/kg	mg/kg	mg/kg
Median	0,13	4,8	7,1	16,4	48,5	Median	0,59	6,1	9,6	23,0	64,0
Min	0,02	3,8	3,6	7,3	20,6	Min	0,06	5,8	5,0	7,7	20,3
Max	0,86	5,9	18,9	20,5	109,0	Max	1,45	6,9	20,4	34,4	115,0

Hapettunut kerros						Pelkistynyt kerros					
Perämeren rannikko	S(tot)	pH	Co	Ni	Zn	Perämeren rannikko	S(tot)	pH	Co	Ni	Zn
9 profiilejä	%		mg/kg	mg/kg	mg/kg	9 profiilejä	%		mg/kg	mg/kg	mg/kg
Median	0,02	5,4	2,6	5,8	14,9	Median	0,10	6,4	5,2	11,0	25,5
Min	0,01	3,7	1,2	2,3	7,1	Min	0,05	4,9	2,9	5,4	12,1
Max	0,57	6,7	13,9	30,5	81,3	Max	0,44	7,3	8,6	19,5	48,2

## 1.4 Johtopäätökset

Tutkimustulokset osoittavat että kartoitetulla alueella esiintyy happamia sulfaattimaita melko yleisesti Siikajoen valuma-alueella sekä jonkin verran Pyhäjoen ja näiden jokien välialueella. Esiintymät keskittyvät jokiuomien varrelle aina noin 60 metrin tasoon merenpinnan yläpuolelle, mutta pieniä esiintymiä löytyy jopa 100 metrin korkeudelta. Paikoin happamat sulfaattimaat levittäytyvät laajoiksi yhtenäisiksi alueiksi topografialtaan alaville maille. Kartoitetusta alueesta Siikajoella n. 11 % on happamia sulfaattimaita, Pyhäjoella yli 4 % ja välialueella alle 4 %. Huomattavaa on, että Siikajoella yli puolet ja Pyhäjoella kolmasosa happamista sulfaattimaita esiintyy suo-, soistuneella metsä- tai metsäalueella.

Maakerrokset voivat olla paikoin syvälle, jopa 2 metrin syvyyteen saakka hapettuneita, mutta suurin osa hapettumattomista sulfidikerroksista alkaa 1–2 metrin syvyydellä. Pyhäjoella ja välialueella ne esiintyvät lähempänä maanpintaa kuin Siikajoella. Sulfidisedimentit ovat pääosin liejuista savea tai hiesua ja niiden yläpuolella voi esiintyä lieju- tai turvekerroksia sekä karkeampia sedimenttejä.

Hapettuneesta maasta rikin voidaan tulkita osittain jo huuhtoutuneen. Havaintopisteiden riskiluokitus osoittaa, että tutkituilla pisteillä tapahtuu hyvin yleisesti aktiivista sulfidien hapettumista ja maaperän happamoitumista mitä maaperä ei kykene puskuroimaan. Samalla myös metalleja liukenee maaperästä ja happamuus sekä metallit kulkeutuvat vesistöihin. Lisäksi havaittiin, että usealla tutkituista pisteistä sulfidikerrokset sijaitsevat viljelysmaiden keskimääräisen kuivatussyvyyden yläpuolella. Siten voidaan olettaa paikoin olevan vaarana, että hapettumiselle altistuu vielä nykyisin hapettumattomia maakerroksia, mikäli kuivatussyvyyttä ei kontrolloida.

Kartoituksen aikana selvisi että monin paikoin esiintyy karkeampia maalajeja (hieta, hieno hiekka, hiekka), jotka alhaisesta rikkipitoisuudestaan huolimatta aiheuttavat huomattavaa happamoitumista.

Niiden kohdalla pitäisi siten noudattaa samaa varovaisuutta kuin perinteisten happamien sulfaattimaiden kohdalla.

Ihmisen toiminta (maatalousmaan kuivatus, metsä- ja suo-ojitukset, turvetuotanto, ruoppaukset, rakentaminen ym.) ovat pääsyy happamoitumiselle. Happamat sulfaattimaat tulisikin huomioida maankäytössä, kaikessa rakentamisessa sekä esimerkiksi jo rakentamisen suunnitteluvaiheessa, sillä näillä mailloilla on huonot geotekniset ominaisuudet (rakenteet syöpyvät) ja kaivuussa muodostuvat maamassat tulisi käsitellä asiallisesti.

Kartoitustulokset ovat hyödyllisiä ja ne tulisi ottaa huomioon kansallisessa ja alueellisessa suunnittelussa ja päätöksenteossa (ministeriöt, maakuntaliitot, kunnat, ELY-keskukset, AVI:t, konsultit), maa- ja metsätaloudessa (viljelijät, MTK, ProAgria, metsäkeskukset, ojitusyhtiöt), turveteollisuudessa ja maarakentamisessa sekä jatkossa esimerkiksi EU-tuista päätettäessä.

Hankkeessa laadittu kartta perustuu GTK:n maaperä- ja lentogeofysikaalisten aineistojen ja Maanmittauslaitoksen pohjakartta- ja korkeusaineistojen tulkintaan sekä valuma-aluekohtaisiin maastokartoihin (havaintotiheys noin 1 havainto / 2 km<sup>2</sup>). Kartta antaa suurmittakaavaisen yleiskuvan happamien sulfaattimaiden esiintymisestä hankealueen valuma-alueilta muinaisen Litorina-meren korkeimpaan rantatasoon saakka. Tuotettu yleiskartta (1:250 000) kuvaa happamien sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyyttä jaoteltuna neljään eri luokkaan. Happamien sulfaattimaiden esiintymisen on paikoin todettu olevan hyvin epäsäännöllistä jopa yksittäisessä sedimentaatioaltaassa. Tuotettu yleiskartta antaa siten vain yleispiirteisen kuvan sulfaattimaiden todennäköisistä esiintymisalueista, ja kartan kuvioita on yleistetty tai osin liioiteltu. Sulfaattimaiden esiintymisen yksityiskohtainen selvittäminen vaatii yleisesti yleiskartoitusta enemmän kairauksia, näytteenottoa ja laboratorioanalyysyjä. Yksityiskohtainen kartoitus tehdään yleensä mittakaavassa 1:5 000 – 1:10 000. Tuotettujen yleiskarttojen on tarkoitus palvella laajamittakaavaista maankäytön suunnittelua ja arviointityötä sekä toimia pohjana tarkemmille tutkimuksille. Aineisto ei anna yksityiskohtaista tietoa sulfaattimaista eikä siten sovellu tilakohtaiseen tarkasteluun eikä pienimittakaavaiseen riskin arviointiin. Ainoastaan havaintopisteiden kohdalla tiedot pitävät varmasti paikkaansa. Kartan käyttömittakaava on 1:250 000.



## 1.5 Kirjallisuus

- Boulton, G. S., Dongelmans, P., Punkari, M. & Broudgate, M. 2001. Palaeoglaciology of an ice sheet through a glacial cycle: the European ice sheet through the Weichselian. *Quaternary Science Reviews* 20 (2001) 591–625.
- Boman A., Åstrom, M. & Fröjdö, S. 2008. Sulfur dynamics in boreal acid sulfate soils rich in metastable iron sulfide - The role of artificial drainage. *Chemical Geology* 255, 68-77.
- CLC2000. Aineiston tuotannossa on käytetty seuraavien tiedon tuottajien aineistoja: SYKE, MML, MMM (peltotiedot 1999), VRK (rakennetut alueet 2001) ja satelliittikuvien tulkinassa hyödynnetty Metsähallituksen ja UPM Kymmene Oy:n aineistoja.
- Dent, D.L. & Pons, L.J. 1995. A world perspective on acid sulphate soils. *Geoderma* 67:263-276.
- Edén, P., Auri, J., Rankonen, E., Martinkauppi, A., Österholm, P., Beucher, A. & Yli-Halla, M. 2012a. Mapping Acid Sulfate Soils in Finland: Methods and Results. In: Österholm, P., Yli-Halla, M. & Edén, P. (eds.) 2012. 7th International Acid Sulfate Soil Conference in Vaasa, Finland 2012. Towards Harmony between Land Use and the Environment, Proceedings volume. Geological Survey of Finland, Guide 56. Pp. 31-33.
- Edén, P., Rankonen, E., Auri, J., Yli-Halla, M., Österholm, P., Beucher, A. & Rosendahl, R. 2012b. Definition and classification of Finnish Acid Sulfate Soils. In: Österholm, P., Yli-Halla, M. & Edén, P. (eds.) 2012. 7th International Acid Sulfate Soil Conference in Vaasa, Finland 2012. Towards Harmony between Land Use and the Environment, Proceedings volume. *Geological Survey of Finland, Guide 56*. Pp. 29-30.
- Harmanen, H. 2007. Sulfaattimaat ja seleeni. Lisensiaatintutkimus Kasvinviljelytiede & Maanviljelyskemia ja –fysiikka. Helsingin yliopisto. Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta.
- Palko, J. 1994. Acid Sulphate Soils and Their Agricultural and Environmental Problems in Finland. Academic Dissertation. Water and Environment District of Oulu and Laboratory of Hydraulic and Water Resources Engineering, University of Oulu.
- Saarnisto, M. 1981. Holocene emergence history and stratigraphy in the area north of the Gulf of Bothna. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae. Series A. III. Geologica - Geographica* 130. 42 p.
- Sohlenius, G., Sternbeck, J., André, E. & Westman, P. 1996. Holocene history of the Baltic Sea as recorded in a sediment core from the Gotland Deep. *Marine Geology* (1996). Volume: 134, Issue: 3-4.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy. Eleventh Edition. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
- Taipale, K. & Saarnisto, M. 1991. Tulivuorista jääkausiin. Suomen maankamaraan kehitys. 416 s. WSOY, Porvoo.
- Yli-Halla, M. 1997. Classification of Acid Sulphate Soils of Finland According to Soil Taxonomy and the FAO/Unesco Legend. *Agricultural and Food Science in Finland* 6, 247-258.
- Yli-Halla M., Puustinen, M. & Koskiahho, J. 1999. Area of cultivated acid sulphate soils in Finland. *Soil Use and Management* 15: 6267.
- Widerlund, A. & Andersson, P.S. 2011. Late Holocene freshening of the Baltic Sea derived from high-resolution strontium isotope analyses of mollusk shells. *Geology* v. 39; no 2, p. 187–190.
- Wohlfarth, B., Björck, S., Funder, S., Houmark-Nielsen, M., Ingólfsson, Ó., Lunkka, J-P., Mangerud, J., Saarnisto, M. & Vorren, T. 2008. Quaternary of Norden. Episodes, Vol. 31:73-81.



Österholm, P. & Åström, M. 2004. Quantification of current and future leaching of sulfur and metals from Boreal acid sulfate soils, western Finland. *Aust. J. Soil Res.* 42, 547–551.

Österholm, P. 2005. Previous, Current and Future Leaching of Sulphur and Metals from Acid Sulphate Soils in W. Finland. PhD thesis. Åbo Akademi University, 35 pp.

---

## 2 Hankealueen virtavesien vesikemiallinen tila

---

Tuomas Saarinen ja Hannu Marttila

Oulun Yliopisto, Vesi- ja ympäristötekniikan laboratorio, PL 4300, 90014 Oulun yliopisto, etunimi.sukunimi@oulu.fi

### 2.1 Aineisto ja menetelmät

Hankealueen virtavesien hankekautta edeltäneet vedenlaatutulokset koottiin Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta. Tarkoituksena oli selvittää happamuuden yleispiirteinen ajallinen kehitys ja tärkeimmät siihen vaikuttaneet tekijät. Tulokset esitetään hyvin yleispiirteisesti painottaen pääuomien tuloksia. Vedenlaatutuloksia on HERTTA-tietokannassa 1960-luvun alusta lähtien lähinnä Siikajoen ja Pyhäjoen osalta. Tulokset koottiin sellaisten näytepisteiden osalta, joissa näytteenottoja on tehty vähintään 10 kertaa ja niitä on tehty myös viime vuosien aikana. Siikajoen osalta rajattiin Luohuanjoen ylä- ja alapuolinen alue ja Pyhäjoen osalta Tähjänjoen ylä- ja alapuolinen alue. Alueiden eri pisteistä kerätyt tulokset yhdistettiin yhdeksi kokonaisuudeksi. Lisäksi Luohuanjoelta valittiin kaksi aluetta, joilta aiemmat vedenlaatutulokset koottiin: Rukkisenjoen alapuoliset ja yläpuoliset alueet. Muiden jokien ja pienempien sivupurojen tuloksia käsiteltiin jokikohtaisesti yhdessä, koska näytteitä näiltä joilta on otettu ennen hankekautta suhteellisen vähän. Tutkittavat vedenlaatumuuttujat olivat seuraavat: pH, sähkönjohtavuus, alkaliniteetti, asiditeetti, sulfaatti ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), kemiallinen hapen kulutus ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ), väri sekä seuraavat metallit: Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni ja Zn. Analyysit on tehty standardimenetelmien mukaisesti Suomen ympäristökeskuksen laboratorioissa Oulussa. Happamuuden (pH ja alkaliniteetti) trendit testattiin Siika- ja Pyhäjokien osalta ei-parametrisella vuodenaikaisella Mann-Kendallin trenditestillä (Seasonal Mann-Kendall). Happamuusmuuttujien keskinäiset suhteet ja suhde virtaamaan analysoitiin Spearmanin korrelaatioanalyysillä.

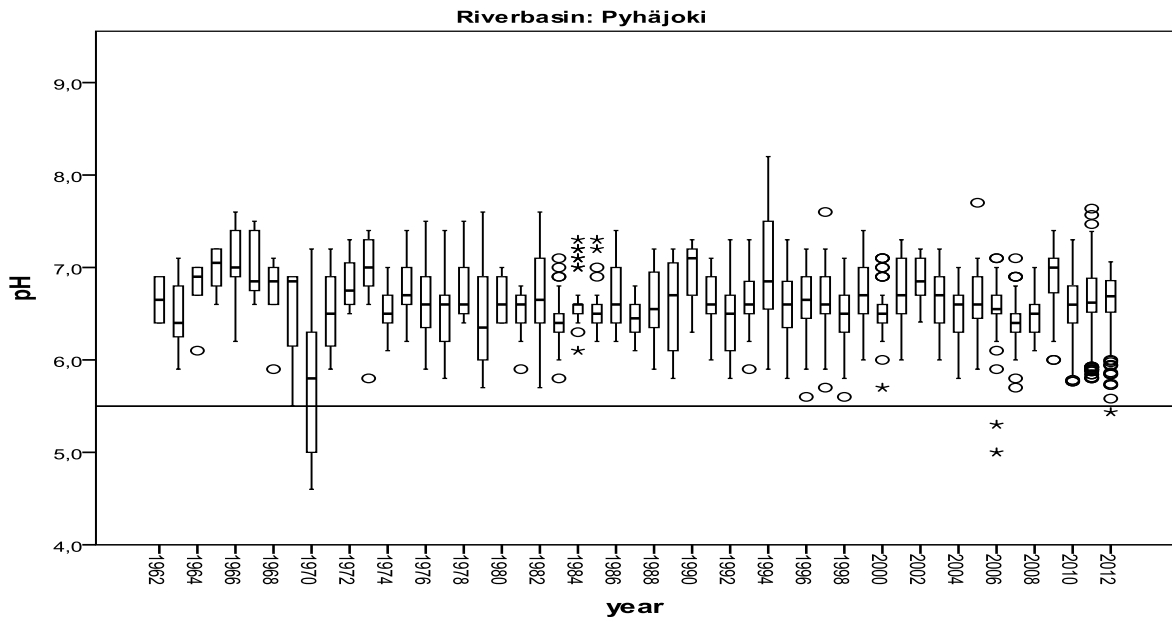
Hankeaikana (syyskuu 2009-joulukuun 2012) toteutettiin hankealueella mittava vedenlaadun seuranta. Mittaus- ja näytepisteet on esitetty kuvassa 1. Kustakin pääuomasta valittiin vähintään kaksi näytepistettä (alaosalta sekä ylempää), joista määritettiin seuraavat muuttujat: pH, sähkönjohtavuus, alkaliniteetti, asiditeetti, sulfaatti ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), väri, kokonaisorgaaninen hiili (TOC) sekä seuraavat metallit: Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni ja Zn. Kaikki analyysit tehtiin Suomen ympäristökeskuksen laboratorioissa Oulussa standardoiduilla menetelmillä. Vesinäytteiden lisäksi tehtiin pH- ja sähkönjohtavuusmittauksia useilla sivupuroilla, joilta ei tehty muita analyysejä. Vesinäytteitä otettiin yhteensä 22 kertaa sekä näiden lisäksi mittaukset (pH ja johtokyky). Vesinäytteenotto ja/tai mittaukset aloitettiin huhtikuussa kevätlunnon aikaan ja päätettiin marraskuussa.

Näiden lisäksi myös jatkuvatoimisia pH-mittauksia suoritettiin seuraavilla pisteillä: Siikajoki, 1, Luohuanjoki 1, Luohuanjoki 2, Rukkisenjoja 1 ja 2, Pyhäjoki 1, Talusoja 1 ja 2 sekä Toholanoja 1. Siikajoen ja Pyhäjoelle asennettiin jatkuvatoimiset mittausasemat (EHP-QMS) mittaamaan pH:ta puolen tunnin välein, jonka tulokset päivittyivät Internetiin kahdesti vuorokaudessa. Muilla paikoilla jatkuvatoimiset mittaukset suoritettiin TruTrack pH-HR-loggereiden avulla.



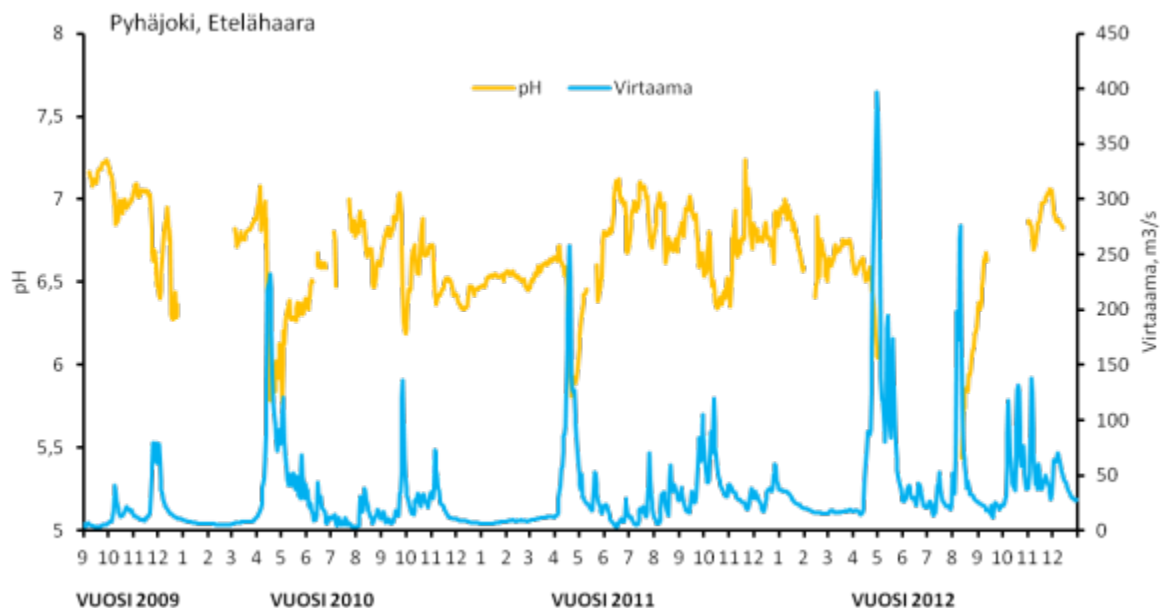
## 2.2.1 Pyhäjoki

Pyhäjoen alaosalta Hourunkylän pisteestä on vedenlaatum havaintoja elokuusta 1962 lähtien. 1960-luvulla havaintoja oli koko alaosalla yhteensä 2–10 vuodessa, mutta 1970-luvulla havaintoja tehtiin jo keskimäärin 16 vuodessa. 1980–2000 -luvuilla havaintoja tehtiin keskimäärin 34 vuodessa koko joen alaosalla. Kattavimmat tulokset ovat pH:sta ja sähkönjohtavuudesta. Pyhäjoen ala- ja keskiosan ekologinen tila on luokiteltu tyydyttäväksi (HERTTA-tietokanta). Pyhäjoen pH:n vaihtelut ovat alaosalla pysytelleet suhteellisen tasaisena eri vuosikymmenten aikana, eikä tilastollisesti merkitsevää trendiä ole havaittavissa (kuva 2). Pääasiassa pH:n vuosimediaani on pysytellyt 6–7 välillä.



**Kuva 2.** Historiallinen veden pH:n vaihtelu Pyhäjoen alajuoksulla.

Alle kuuden pH on laskenut pääasiassa tulva-aikaan keväisin ja syksyisin (kuva 3). Virtaamahuippujen yhteydessä havaittiin yleensä minimi pH arvot. Alkaliniteetin mediaani on ollut noin  $0.2 \text{ mmol l}^{-1}$  myös hankeaikana, mikä kertoo hyvin puskuroidusta vedestä (Heikkinen & Alasaarela 1988). Ainoastaan tulva-aikoina lähinnä keväisin alkaliniteetti on laskenut alle  $0.1 \text{ mmol l}^{-1}$ . Sähkönjohtavuus on Pyhäjoessa ollut suhteellisen korkea verrattuna valtakunnalliseen mediaaniarvoon ( $4.4 \text{ mS m}^{-1}$ ) koko havaintojaksolla (mediaani  $11.5 \text{ mS m}^{-1}$ ). Asiditeettia on pääasiassa määritetty hankeaikana ja 1990-luvulla ja se on ollut korkeimmillaan välillä  $0.1\text{--}0.2 \text{ mmol l}^{-1}$  Pyhäjoen alaosan pisteellä. Alkaliniteetti ja asiditeetti korreloivat vahvasti virtaamien kanssa (happamuus kasvoi virtaaman kasvaessa), mutta sähkönjohtavuuden ja virtaaman välillä ei havaittu riippuvuutta ja se olikin korkeimmillaan kesäaikaan. Hankeaikana ei ollut havaittavissa merkittävää eroa Tähjänjoen ylä- ja alapuolisten havaintopisteiden happamuusmuuttujissa (taulukko 1).



**Kuva 3.** Virtaaman ja pH:n vaihtelut hankeaikana Pyhäjoen alajuoksulla. pH on mitattu jatkuvatoimisesti.

Alumiini on ollut Pyhäjoen alaosalla korkeimmillaan 1990-luvun alussa (>5000 µg/l). Tämän jälkeen vuotuinen maksimi on vaihdellut välillä 1000–2900 µg/l ja mediaani 675 µg/l. Vuotuinen maksimi on yleensä saavutettu tulva-aikaan huhti-toukokuussa tai loka-marraskuussa. Pyhäjoen kahdelta ylempältä alueelta alumiinia on määritetty 1990-luvulta lähtien. Näillä alueilla alumiini on ollut korkeimmillaan >4000 µg/l 1990-luvun alussa. Hankeaikana alumiinin mediaanipitoisuus on ollut 652 µg/l ja maksimi 1430 µg/l keväällä 2010. Raudan mediaanipitoisuus on ollut 1900 µg/l koko seuranta-ajan. Suurimmillaan raudan pitoisuus on ollut 4200 µg/l keväällä 1993 ja 2009. Rautapitoisuudet korreloivatkin hyvin virtaaman kanssa. Sulfaattia on määritetty satunnaisesti aina 1980-luvulle saakka, jonka jälkeen arvoja on lähes jokaiselta vuodelta. Sulfaatin pitoisuudet ovat vaihdelleet (3–110 mg/l), ja mediaani ollut 24 mg/l myös hankeaikana. Sulfaattipitoisuudet eivät kasvaneet virtaamien myötä vaan korkeampia pitoisuuksia havaittiin alivirtaaman aikaan. COD<sub>Mn</sub> mediaanipitoisuus on ollut 19 mg/l ja maksimi 45 mg/l syyskuussa 2004. Väriluvun mediaani Pyhäjoessa on ollut 140 mg/l, mikä on turve maiden jokivesistöille tyypillistä. Myös em. orgaanista ainetta indikoivien muuttujien pitoisuudet olivat suurimmillaan suurten virtaamien aikana, mikä viittaa humuksen huuhtoutumiseen valuma-alueelta.

pH on vain muutaman kerran laskenut alle 5,5, joka on hyvän ja tyydyttävän ekologisen tilan raja kansallisen vesienhoitosuunnitelman ohjeistuksen mukaan (Vuori ym. 2009). Vuonna 1970 huhti-toukokuussa pH oli Hourunkylän pisteessä välillä 4.6–5.3 ja sähkönjohtavuus välillä 14.2–22.7 mS m<sup>-1</sup>, joka on huomattavasti korkeampi valtakunnallista mediaania (4,4 mS m<sup>-1</sup>) ja ylitti tuolloin happamille sulfaattimaille tyypillisen indikaattoriarvon (>20 mS m<sup>-1</sup>). SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> pitoisuudet olivat tuolloin myös korkeat (43–67 mg l<sup>-1</sup>). Keväällä 1970 myös väri luku oli hyvin alhainen (7 mg Pt l<sup>-1</sup>), joka kertoo humusaineiden sakkautumisesta happaman pulssin yhteydessä. Vuoden 1970 happamuus johtui suurelta osin valuma-alueella tapahtuvien peltojen salaojitusten merkittävästä lisääntymisestä 1960-luvulta alkaen (Salaojayhdistys). Salaojitukset mahdollistivat maaperän sulfidien hapettumisen ja sitä kautta happamuushaittojen syntymisen. Salaojayhdistyksen tilastojen mukaan Pyhäjoen valuma-alueen kuntien alueella tapahtunut salaojitustoiminta kolminkertaistui 1970-luvun alussa (Salaojayhdistyksen vuosikirjat).

Toinen erityisen hapan pulssi (pH 5) sattui joulukuussa 2006 erityisen kuivan kesän jälkeen, jonka aikana pohjavedet laskivat erittäin alhaiselle tasolle, mikä edisti maaperässä olevien sulfidien hapettumista ja maaperän happamoitumista. Samaan aikaan Tähjänjoen yläpuolisessa pisteessä pH oli



0.6 yksikköä korkeampi, mikä viittaisi Tähjänjoen Pyhäjoen pääuomaa happamoittavaan vaikutukseen. Loppuvuoden 2006 valunnan aikana maaperässä muodostunut happamuus valui vesistöön laskien pH:ta. Joulukuussa 2006 alkaliniteetti laski  $<0.05 \text{ mmol l}^{-1}$ , joka kertoo, että vesistö on happamoitunut (Heikkinen & Alasaarela 1988). Tuolloin myös alumiinin pitoisuus oli korkea, keskimäärin noin  $2500 \mu\text{g/l}$ . Myös joidenkin muiden metallien pitoisuudet olivat korkeita (Ni:  $6.8 \mu\text{g/l}$  ja Zn:  $30 \mu\text{g/l}$ ). Hankeaikana elokuussa 2012 (12.8.2012) pH laski alimmillaan 5.4. Tuolloin valunta kasvoi sateisuuden vuoksi huomattavan suureksi huuhtoen samalla myös maaperässä olevan happamuuden jokivesistöön. Samana päivänä ei kuitenkaan otettu vesinäytteitä.

## 2.2.2 Pyhäjoen sivuhaarat

Toholanoja ja Talusoja ovat Pyhäjoen sivuhaaroja, jotka laskevat Tähjänjokea noin 3 km matkan Pyhäjokeen noin 16 km joen suulta yläjuoksulle päin. Talusojan valuma-alueella on maatalousalueita 17 % ja Tähjänjoen alaosan valuma-alueella jopa 31 % (CORINE 2006-aineisto). Salaojayhdistyksen tietojen mukaan 55 % pelloista on salaojitettu Tähjänjoen alaosalla ja 57 % Talusojan valuma-alueella. Näiden jokien valuma-alueilla on tehty lukuisia kuivatushankkeita ja tulvantorjuntahankkeita. Jo 1800-luvulla suoritettiin Merijärven ja Tähkijärven laskeminen ja 1950-luvulla Merijärven taajaman kohdalle Pyhäjoen etelä- ja pohjoispuolelle tehtiin tulvansuojelupenkereitä. 1980-luvulla Tähjänjokea ja Toholanojaa perattiin noin 10 km:n matkalla (Leiviskä & Latvala 2009). Vuosina 1983–2000 toteutettiin Merijärven kirkonkylän uusjako, johon sisältyi 1500 ha viljelysmaata ja 7700 ha metsämaata (Kirkonkylän uusjako, loppuraportti). Nämä toimenpiteet ovat vaikuttaneet vedenlaatuun huomontavasti. GTK:n kartoitustulosten mukaan näiden jokien valuma-alueilla on paikoin alueita, joiden happamien sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyys on suuri.

Varhaisimmat havainnot em. sivuhaaroista on tehty heinäkuun alussa vuonna 1970. Tuolloin pH oli Talusojan alaosalla 4.3 ja ylempänä 3.7, eikä alkaliniteettia ollut lainkaan. Toholanojassa puolestaan alkaliniteetti oli  $2.21 \text{ mmol/l}$  ja pH 7.6, mikä viittaisi vahvasti peltojen kalkituksen vaikutukseen. Tähjänjoessa pH oli tuolloin 6.1 ja alkaliniteetti  $0.19 \text{ mmol/l}$ . Vuodesta 1982 lähtien havaintoja on näiltä joilta tehty useammin noin kymmenen vuoden ajan. Tuolloin minimipH havaittiin Tähjänjoessa 4.5, Talusojassa 4.7 ja Toholanojassa 5.0. Johtokyvyn mediaani oli korkea ja vaihteli sekä hankekautta edeltävänä jaksana että hankeaikana välillä  $22\text{--}28 \text{ mS m}^{-1}$ , mikä viittaa mm. happamilta sulfaattimailta peräisin olevaan huuhtoumaan. Lisäksi metallipitoisuudet olivat korkeita näillä joilla sekä 1980- ja 1990-luvuilla että hankeaikana (Mediaani Al:  $1845\text{--}3465 \mu\text{g/l}$ , mediaani Fe:  $3950\text{--}4700 \mu\text{g/l}$ ). Hankeaikana sinkin mediaanipitoisuus vaihteli näillä joilla välillä  $49\text{--}61.6 \mu\text{g/l}$ . Myös  $\text{SO}_4^{2-}$  pitoisuudet olivat hyvin korkeita (maksimi  $>100 \text{ mg/l}$  ja mediaani välillä  $51\text{--}86 \text{ mg/l}$ ). Suuremmat sulfaattipitoisuudet havaittiin hankeaikana. Muuten hankeaikaiset ja aiempien vuosien tulokset olivat hyvin samankaltaisia. Talusojan ja Toholanojan yläpuolisten havaintopisteiden vedenlaatu oli hankeaikana selkeästi parempi kuin em. alapuolisten pisteiden tilanne. Happamuustilanne oli yleisesti ottaen huonompi keväällä ja syksyllä tulva-aikaan kuin kesällä. Kesäisin pH on ollut korkeimmillaan jopa 8, mikä viittaa kalkituilta pelloilta tulevaan huuhtoumaan.

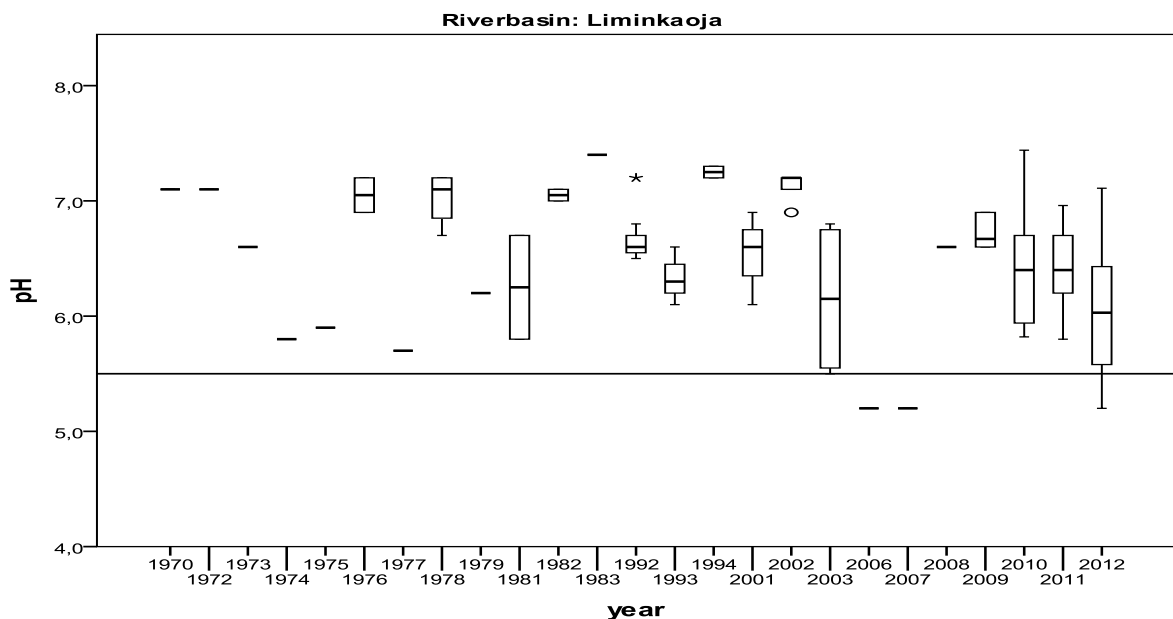
Hankeaikana seurattiin myös joidenkin Talusojaan sekä Toholanojaan laskevien purojen pH:ta ja sähkönjohtavuutta. Tutkituista puroista huonoimmassa tilanteessa happamuuden suhteen olivat Talusojan valuma-alueen yläosalla sijaitsevat Talusojaan laskevat Vähäoja ja Saukonoja, joissa pH oli alimmillaan 4 ja sähkönjohtavuuden mediaani oli molemmissa keskimäärin  $26 \text{ mS/m}$  ja nousi korkeimmillaan  $42 \text{ mS/m}$  Vähäojassa. Myös Toholanojaan laskevassa Sysilampiojassa pH oli alhaisimmillaan 4.7 ja sähkönjohtavuus korkeimmillaan  $46 \text{ mS/m}$ . Kyseinen puro laskee Tähkijärven järvikuvion poikki Toholanojaan. Muissa tutkituissa puroissa minimi pH vaihteli välillä  $5.4\text{--}6.0$  ja sähkönjohtavuus välillä  $14.8\text{--}24.4 \text{ mS/m}$ . Muiden tutkittujen valuma-alueiden puroilla ei havaittu merkittävää happamuutta.

## 2.2.3 Liminkaoja

Liminkaojan valuma-alueella on vuosina 1983–2000 suoritettu uusjako Parhalahden kylässä, joka sijaitsee Liminkaojan alaosalla (Parhalahden uusjako, loppuraportti). Maatalousmaata Liminkaojan valuma-alueella on 6.3 %, josta 58 % on salaojitettua peltoa. Suurin osa valuma-alueesta luokitellaan

hyvin pieneen ja pieneen riskiluokkaan happamien sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyyden mukaan. Liminkaojasta ja sen sivupuroista ei siten ole kovin merkittäviä happamuuspiikkejä havaittu.

Liminkaojasta on ennen hankekautta tehty vedenlaatuhavaintoja lähinnä alaosalta 8-tien sillan pisteestä. Varhaisimmat havainnot ovat 1970-luvulta, jolloin niitä tehtiin 1–2 kertaa vuodessa. Lisäksi 1980- ja 1990 -lukujen alkupuolella sekä vuosina 2003, 2003 ja vuodenvaihteessa 2006–2007 on tehty havaintoja. Pääuoman ylempiltä pisteiltä on yksittäisiä havaintoja vuosilta 1978, 1993–1994 ja 2001–2003. Liminkaojan pH:n mediaani on pysytellyt pääosin 6–7 koko tutkimusjakson ajan (kuva 4). Lähinnä keväisin ja syksyisin pH on laskenut alle kuuden sekä alaosalta että yläosalla.



**Kuva 4.** Historiallinen veden pH:n vaihtelu Liminkaojalla.

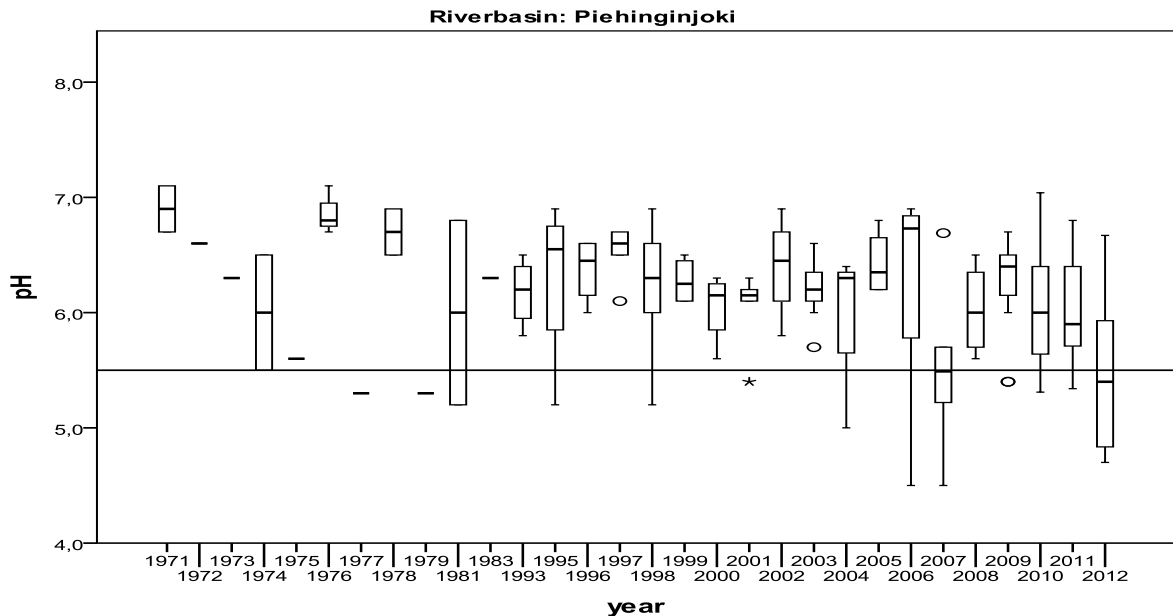
Alkaliniteetti on laskenut lähinnä keväisin alle 0.1 mmol/l ja minimi havaittiin keväällä 2012, jolloin alkaliniteetti oli yläosalla 0.1 mmol/l ja alaosalta 0.2 mmol/l. Sähkönjohtavuusarvot ovat olleet matalia (pääasiassa <10 mS/m), lukuun ottamatta kesäkuun 2012 havaintoa, jolloin se oli yläosalla 72.3 mS/m. Kokonaisorganisen hiilen pitoisuus on ollut noin 30 mg/l, väriluku on vaihdellut välillä 250–300 mg Pt/l ja COD<sub>Mn</sub> on pysytellyt noin 20 mg/l. Metallipitoisuudet ovat olleet melko alhaisia, lukuun ottamatta kuivan kesän 2006 jälkeen tammikuussa 2007, jolloin alumiinin pitoisuus alaosalta oli 1940 µg/l. Tuolloin pH laski alaosalta arvoon 5.2. Rautapitoisuuden mediaani on ollut hankeaikana noin 2800 µg/l. Sulfaattipitoisuudet ovat olleet hyvin alhaisia, mediaani 6 mg/l. Toinen pH:n lasku havaittiin keväällä 2012 tulvan yhteydessä, jolloin pH oli 5.2 yläosalla ja alaosalta 5.5.

Liminkaojan sivuhaaroissa pH vaihteli hankeaikana välillä 5.1–7.5 ja sähkönjohtavuus välillä 2.5–34.8 mS/m, joten merkittävää sulfaattimaaperäistä happamuutta ei hankeaikana havaittu.

## 2.2.4 Piehinginjoki

Piehinginjoen valuma-alue luokitellaan kuuluvaksi hyvin pienen tai pienen riskin valuma-alueeseen sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyyden mukaan. Vain 2.4 % valuma-alueen pinta-alasta on maatalousmaata, josta 9 % on salaojitettua peltoa. Noin 31 % valuma-alueen pinta-alasta on turvemaiden metsiä ja 17 % soita, mistä syystä Piehinginjoen on humuspitoinen ja happamuus on peräisin turvemailta. VESTY-tietokannan mukaan noin 32 % valuma-alueen pinta-alasta on ojitettuja turvemaita. Piehinginjoesta on mitattu alhaisia pH arvoja, mutta happamuuden ei ole todettu olevan sulfidiperäistä. Piehinginjoen ekologinen tila on luokiteltu tyydyttäväksi.

Piehinginjoesta on tehty vedenlaatuhavaintoja vuodesta 1971 lähtien, mutta havaintoja on tehty vain muutaman kerran vuodessa. Alaosalta havaintoja on 1970-luvulta ja 1980-luvun alusta. Lisäksi havaintoja on tehty 1990-luvun loppupuolella ja loppuvuodesta 2006 lähtien vuosittain. Yläosalta havaintoja on vuodesta 1993 lähtien. Piehinginjoen sivuhaaroista on tehty havaintoja vain hankeaikana. Piehinginjoen pääuoman pH:n mediaani on ollut suhteellisen alhainen (6.2) ja yli 50 % vuoden 2012 mittauksista pH oli alhaisempi kuin 5.5 (kuva 5).



**Kuva 5.** Historiallinen veden pH:n vaihtelu Piehinginjoella.

Myös alkaliniteetin mediaani on suhteellisen alhainen (0.1 mmol/l) ja on laskenut nollaan lähinnä kevättulvan aikana. Lähes 30 % kaikista havainnoista alkaliniteetti on pudonnut alle 0.051 mmol/l. Sähkönjohtavuus on ollut pääuomassa alhainen (pääasiassa <10 mS/m), mutta heinäkuussa 1971 se oli 26.4 mS/m. Metallipitoisuudet ovat myös olleet suhteellisen alhaisia (esim. Al pääasiassa <500 µg/l). Alkuvuodesta 2007 alumiinin pitoisuus oli kuitenkin 1900 µg/l ja pH laski arvoon 4.5. Sulfaattipitoisuudet ovat myös olleet alhaisia (koko havaintojakson mediaani 6 mg/l).

Hankeaikana pH laski alle viiteen touko- ja elokuussa 2012 sekä joen ala- että yläosalla. Vedenlaatu-  
lostosten perusteella Piehinginjoen happamuus ei ole ollut sulfaattimaaperäistä. Tosin erityisen happaman valunnan aikana loppuvuonna ei tehty kattavasti määrittäksiä. Piehinginjoen sivuhaaroissa pH vaihteli hankeaikana välillä 4.3–7.0 ja sähkönjohtavuus välillä 2.2–39 mS/m.

## 2.2.5 Haapajoki

Haapajoen valuma-alueen alaosalta on alueita, joilla sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyyden on arvioitu olevan suurta. Valuma-alueella on myös alueita, joilla esiintymistodennäköisyys on kohtalainen. Sulfaattimaiden vaikutus näkyy etenkin Haapajoen alaosan vedenlaadussa. Muuten valuma-alue luokitellaan pääasiassa pienen tai hyvin pienen esiintymistodennäköisyyden alueeksi. Haapajoki on voimakkaasti muutettu vesistö ja sen ekologinen tila on luokiteltu huonoksi. Haapajoen valuma-alueella on noin 9 % maatalousmaata, josta 9 % on salaajitettua peltoa. Valuma-alueella sijaitsee Haapajärven tekoallas ja Laivakankaan kultakaivos, jonka toiminta on saatu käyntiin vuoden 2012 aikana. Kaivoksen ylimääräisten prosessijätevesien purkupaikka alittaa Haapajoen matkalla Perämereen.

Haapajoen alaosalta on ennen hankekautta vain muutama yksittäinen havainto syksyiltä 1972 ja 1993 ja vuodenvaihteesta 2006–2007. Tuolloin kuivan kesän 2006 jälkeen pH oli 4.1 ja alumiinipitoisuus 8520 µg/l (tammikuussa 2007). Haapajärven laskuojasta ja Haapajärven yläkanavasta on otettu näyt-

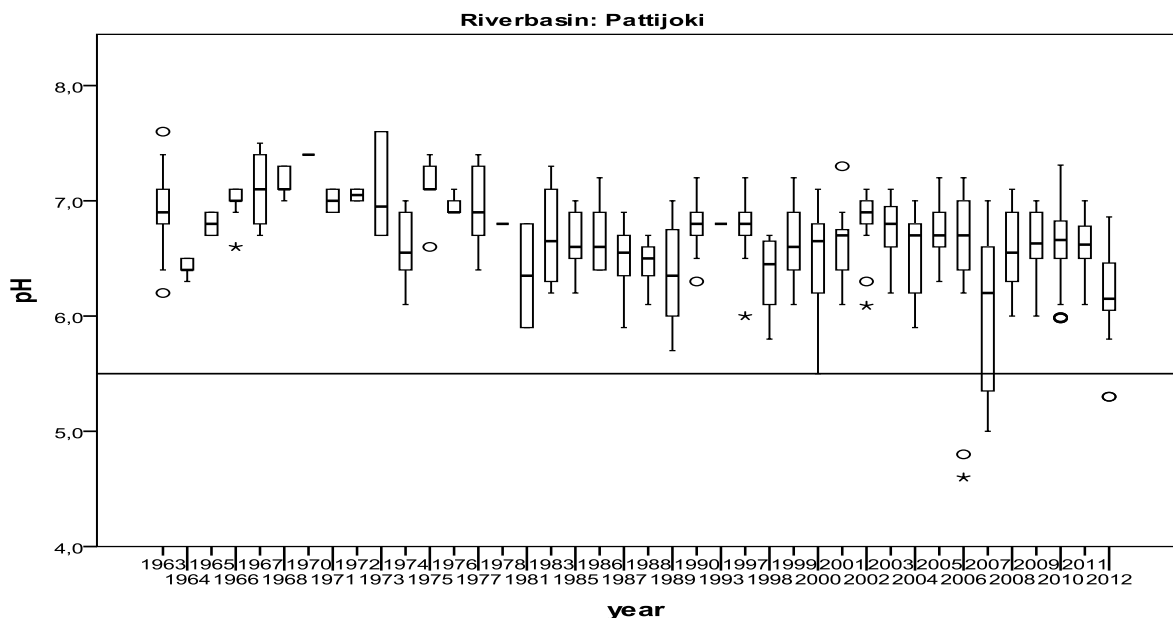
teitä 1970- luvulla ja 1980 luvun alussa. Tuolloin alkaliniteetti on vaihdellut välillä 0.5-3.98 mmol/l ja pH 5.4–7. Sähkönjohtavuus vaihteli välillä 4.6–41 mS/m ja rauta 3400–43000 µg/l.

Hankeaikana Haapajoen alaosalta ja ylempää Mattilanperältä on otettu vesinäytteitä. Lähinnä keväisin pH on ollut alaosalla <6, mutta ylempänä ei ole havaittu alle kuuden arvoja, paitsi keväällä 2012, jolloin se oli 5.4. Alhaisimmillaan pH on ollut keväällä 2012 alaosalla 5.1, jolloin alkaliniteetti oli 0.02 mmol/l. Asiditeetti on ollut alhainen (maksimi 0.3 mmol/l). Sähkönjohtavuus on Haapajoessa vaihdellut välillä 4.9–22 mS/m. Sulfaattipitoisuudet ovat olleet suhteellisen korkeita (vaihteluväli: 8.6–65 mg/l), ollen selkeästi matalampia valuma-alueen yläosassa. Metallipitoisuudet ovat olleet huomattavasti korkeampia joen alaosan näytepisteessä kuin ylempänä. Verrattuna muiden tutkittujen jokien metallipitoisuuksiin Haapajoen alaosan metallipitoisuudet ovat olleet suhteellisen korkeita. Haapajoen sivuhaaroissa pH on alimmillaan ollut hankeaikana 4.7 ja sähkönjohtavuus korkeimmillaan 21.2 mS/m (Poikajoki).

## 2.2.6 Pattijoki

Pattijoki on voimakkaasti muutettu vesistö ja sen ekologinen tila on luokiteltu huonoksi. Valuma-alue on enimmäkseen aluetta, jossa sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyys on hyvin pieni tai pieni. Valuma-alueen keskivaiheilla on kuitenkin alueita, joissa esiintymistodennäköisyys on kohtalainen. Maatalousalueiden osuus valuma-alueella on 13,7 %, joista 20 % on salaajitettua peltoa.

Pattijoesta on tehty vedenlaatuhavaintoja maaliskuusta 1963 lähtien. Seuranta on ollut tiheämpää kuin muilla Siikajoen ja Pyhäjoen välissä sijaitsevilla joilla. 1990-luvulla seuranta on ollut harvempaa ja näytteitä on otettu lähinnä vuosikymmenen loppupuolella. Ylempänä sijaitsevalta Ylipään pisteeltä on havaintoja ainoastaan hankeajalta. Pattijoen pH:n kehityksessä voidaan havaita hienoista laskua, joka ei kuitenkaan ole ollut tilastollisesti merkitsevää (kuva 6). Alimmillaan pH on laskenut kuivan kesän 2006 jälkeen joulukuussa, jolloin se oli 4.6. Samaan aikaan puskurikyky menetettiin ja johtokyky oli 21 mS/m.



**Kuva 6.** Historiallinen veden pH:n vaihtelu Pattijoella.

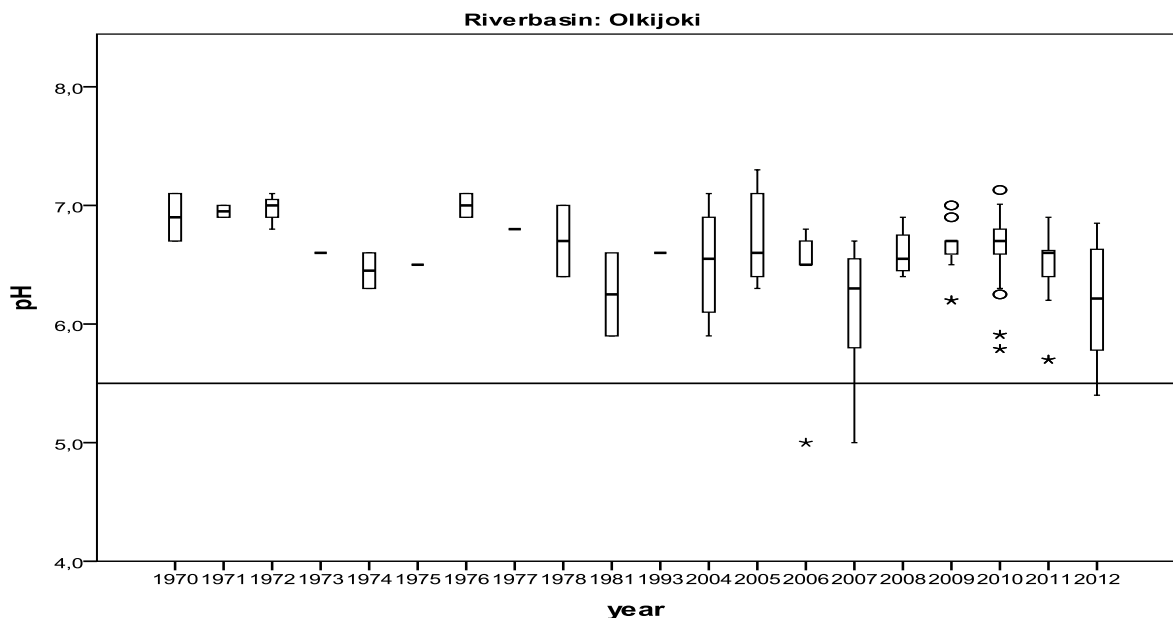
Muulloin pH on alimmillaan laskenut 5–6 välille kevättulvan yhteydessä. Veden sähkönjohtavuus on ollut pääsääntöisesti >10 mS/m. Kesäkuussa vuonna 1970 se oli jopa 418 mS/m, mutta pH samaan aikaan 7.4. Metalleja ei ole määritetty muulloin kuin hankeaikana. Pattijoen sivuhaarasta, Huopakinojasta on tehty havaintoja vuosikymmenten 1960–1980 aikana sekä hankeaikana. Alimmillaan pH

on ollut siellä 4.5–5 välillä 1970-luvulla ja johtokyky on pääsääntöisesti ollut 10–20 mS/m koko tarkastelujakson ajan. Hankeaikana pH on alimmillaan ollut keväällä 2010, jolloin se oli 5.7. Rautapitoisuudet ovat Huopakinojassa olleet pääsääntöisesti korkeita, enimmäkseen yli 2 mg/l ja korkeimmillaan jopa 57 mg/l 1970-luvulla.

Hankeaikana alin pH mitattiin toukokuussa 2012, jolloin se oli 5.3 sekä alaosalla että ylempänä. Ala- ja yläosan näytenäytteiden vedenlaadussa havaittiin jonkin verran eroja. Sähkönjohtavuus oli alaosalla hieman korkeampi (mediaani 13 mS/m) kuin ylempänä (7.6 mS/m). Sulfaattipitoisuus vaihteli Pattijossa välillä 5–45 mg/l. Joidenkin metallien pitoisuudet olivat korkeampia alaosan näytenäytteessä (Cd: 0.06 µg/l, Ni: 5.5 µg/l, Zn: 15 µg/l ja Mn: 175 µg/l). Raudan ja alumiinin pitoisuudet olivat molemmissa näytenäytteessä lähes yhtäsuuria (Al mediaani: 440 µg/l ja Fe mediaani 4000 µg/l).

## 2.2.7 Olkijoki

Olkijoen ekologinen tila on luokiteltu tyydyttäväksi. Valuma-alueen maatalousmaan osuus on noin 12 %, josta salaojayhdistyksen tietojen mukaan 6 % on salaojitettua peltoa. Valuma-alueen ala- ja yläosalla on alueita, joilla on arvioitu sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyys kohtalaiseksi tai pieneksi. Keskiosassa on pääasiassa aluetta, jossa esiintymistodennäköisyys on hyvin pieni. Valuma-alueella on tehty paljon ojituksia tilusjärjestelyiden yhteydessä. Siikajoen uusjaon 1-vaihe toteutettiin vuosina 1995–1997, jolloin Olkijoen valuma-alueella ojitettiin yhteensä 148 ha (Heikkinen 2007). Uusjohankkeen toinen vaihe toteutettiin vuosina 1998–2005, jolloin ojitettiin Olkijoella yhteensä 380 ha (Heikkinen 2007). Valtaosa kuivatustoimista on kuitenkin toteutettu tilakohtaisesti muun hankealueen tavoin. Olkijoen vedenlaadun seuranta on aloitettu joen alaosalla 1970-luvulla, jolloin pH vaihteli välillä 6–7 (kuva 7). Seuranta tehtiin tuolloin lähinnä alivirtaaman aikaan ja vain yksi kevättulvan havainto on vuodelta 1981, jolloin pH oli 5.9. 1980- ja 1990-luvuilta on vain yksittäisiä havaintoja ja seurantaa lokakuusta 2005 lähtien harvakseltaan. Ylempää on vedenlaatu havaintoja hankekautta ennen vuosilta 2004 ja 2005. Tuolloin pH vaihteli välillä 5.9–7.3. Alimmillaan pH on ollut 5 kuivan kesän 2006 jälkeen joulukuussa 2006 ja tammikuussa 2007.



Kuva 7. Historiallinen veden pH:n vaihtelu Olkijoella.

Tuolloin alumiinin pitoisuus oli 2780 µg/l. Olkijoen alkaliniteetti on ollut suhteellisen hyvällä tasolla, ainoastaan toukokuussa 2007 alkaliniteetti oli 0.015 mmol/l. Myös pH ei ole laskenut alle viiden. Alkaliniteetti laski keväällä 2007 nollan tuntumaan ja pH 5.4. Sähkönjohtavuus on Olkijoessa pääasiassa ollut alle 10 mS/m metallipitoisuudet sekä asiditeetti ovat olleet suhteellisen alhaisia.

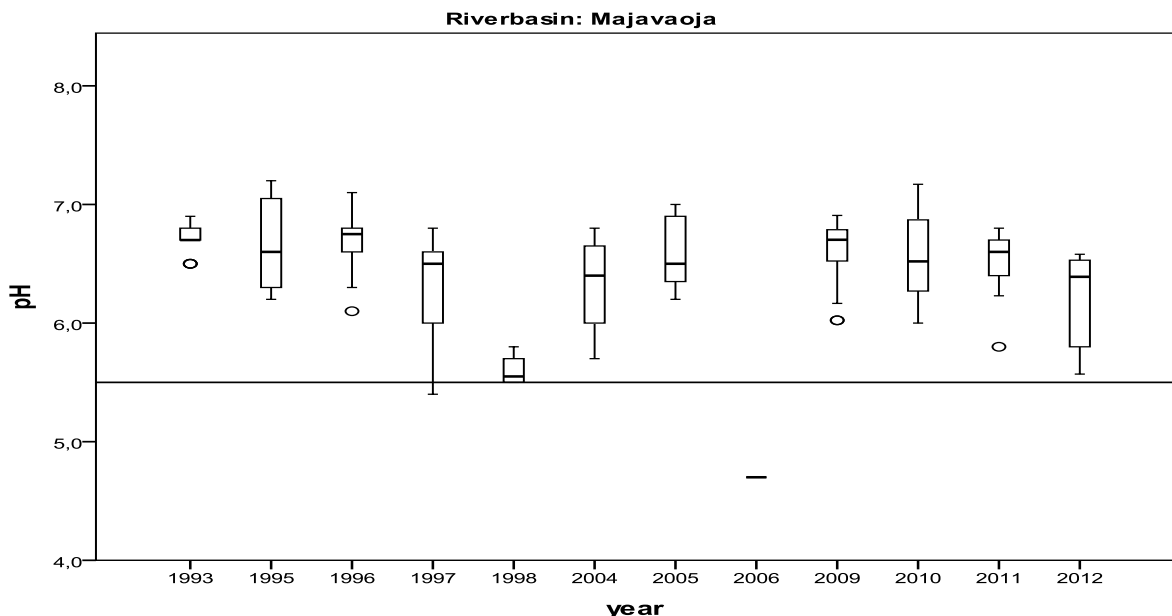


Alhaisin hankeaikainen pH mitattiin toukokuussa 2012, jolloin se oli alaosalla 5.6 ja ylempänä Murron näytepisteessä 5.4. Sulfaattipitoisuus on hankeaikana ollut yläosalla hieman korkeampi (mediaani 16 mg/l), mutta kuitenkin suhteellisen alhainen ja alaosalla 13 mg/l. Rautapitoisuus on ollut keskimäärin 4000 µg/l. Muiden metallien pitoisuudet ovat olleet suhteellisen alhaisia, myös kokonaisorgaanisen hiilen pitoisuus on ollut suhteellisen alhainen verrattuna muihin tutkittuihin jokiin.

## 2.2.8 Majavaoja

Majavaojan valuma-alueella sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyys on pieni tai hyvin pieni, mutta alueella esiintyy kohteita, joilla esiintymistodennäköisyys on kohtalainen. Maatalousalueet ovat keskittyneet alaosalle ja niitä on yhteensä 8,2 % valuma-alueen pinta-alasta. Siikajoen uusjakohankkeiden ojitukset kohdistuivat myös Majavaojan valuma-alueelle, jossa 1-vaiheessa ojitettiin yhteensä 873 ha (Palko & Ruokanen 1994).

Majavaojan seuranta on aloitettu lokakuussa 1993, jolloin näytteitä on otettu sekä alaosalta että ylempää (kuva 8). Majavaojan puskurikyky on ollut hyvä. Pääasiassa Majavaojan pH oli 1990-luvulla 6–7 välillä, mutta keväisin se on laskenut alle kuuden ja oli alimmillaan 1990-luvulla 5.4, jolloin ylempänä pH oli hieman korkeampi. Seuranta on jatkettu vuodesta 2004 lähtien harvakseltaan, jolloin tilanne oli vastaava kuin 1990-luvulla. Myös Majavaojassa pH laski kuivan kesän 2006 jälkeen joulukuussa alhaiseksi (pH 4.7).



Kuva 8. Historiallinen veden pH:n vaihtelu Majavaojalla.

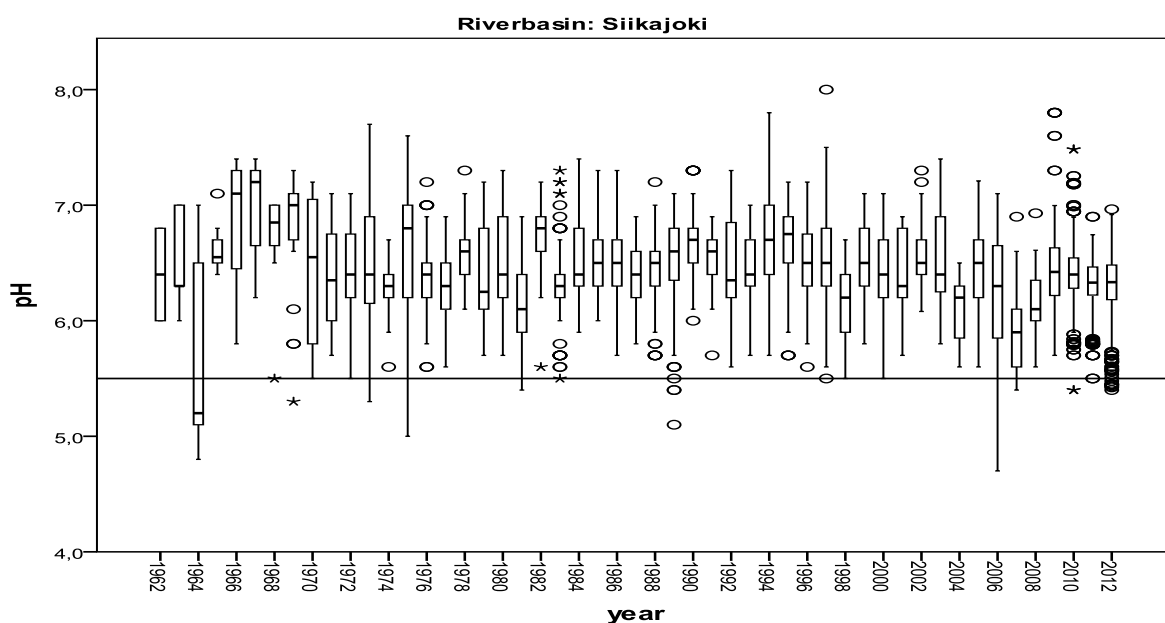
Hankeaikana pH on vaihdellut pääasiassa 6–7 välillä, mutta tulva-aikaan keväällä ja syksyllä se on laskenut alle kuuden, vaikkakaan pH ei ole alittanut arvoa 5.5. Sähkönjohtavuus on pääasiassa ollut <10 mS/m ja sulfaattipitoisuus <20 mg/l. Metallipitoisuudet ovat olleet suhteellisen alhaisia ja TOC samaa suuruusluokkaa kuin Olkijoessa. Myös alkaliniteetti on ollut hyvällä tasolla ja asiditeetti on ollut alhainen. Majavaojaan laskevissa sivuhaaroissa, Kaartisojassa ja Ruonaojassa pH on ollut hyvin alhainen. Alimmillaan Kaartisojassa pH on ollut 4.1 toukokuussa 2011 ja Ruonaojassa lokakuussa 2011 4.6. Sähkönjohtavuus näissä puroissa on ollut kuitenkin suhteellisen alhainen, Kaartisojassa mediaani oli hankeaikana 13.4 mS/m ja Ruonaojassa 11.4 mS/m. Sulfaattipitoisuuden mediaani oli Kaartisojassa hankeaikana 29 mg/l ja metallipitoisuudet suhteellisen alhaisia. Vuonna 1997 heinä- ja elokuussa on otettu näytteitä Kaartisojassa, jolloin pH vaihteli välillä 3.7–3.8. Tuolloin myö sähkönjohtavuus oli korkea (25–29 mS/m) ja alkaliniteetti ilmensi voimakkaasti happamoitunutta vesistöä (0.005 mmol/l).

## 2.2.9 Siikajoki

Siikajoen alaosan ekologinen tila on luokiteltu tyydyttäväksi. Revonlahdelta Paavolaan ulottuvalla vyöhykkeellä on alueita, joissa on arvioitu sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyyden olevan suuri ja kohtalainen. Siikajoella turvemaiden osuus valuma-alueen pinta-alasta on merkittävä; 33,5 % on turvemaiden metsiä ja 18,2 % on suota tai turvemaidella sijaitsevaa niukkatuottoista metsämaata. Maatalous on keskittynyt Siikajoen alaosalla pääasiassa jokivarteen ja Ohtuanojan sekä Luohuanjoen valuma-alueille. Maatalousmaan osuus koko valuma-alueen pinta-alasta on 10,2 %, josta 38 % on salaajituksen piirissä.

Joen alaosalta on tehty vedenlaatuhavaintoja elokuusta 1962 lähtien (kuva 9). Tuolloin havaintoja on vain muutama vuodessa, mutta myöhemmin seuranta on toteutettu useammin. Selkeää tilastollisesti merkitsevää trendiä pH:ssa ei ole havaittavissa, mutta pH on silloin tällöin laskenut alle 5,5 lähinnä tulva-aikaan keväällä ja syksyllä. Sähkönjohtavuus Siikajoen pääuomassa on pääosin pysytellyt <10 mS/m ja mediaani ollut koko tarkastelujaksona 5,3 mS/m. Sulfaattipitoisuudet ovat olleet suhteellisen alhaisia (mediaani 8 mg/l). Kesällä 2009 myös pH oli alaosalla erityisen korkea (7,6–7,8). Alumiini on Siikajoella Luohuanjoen alapuolella noussut korkeimmillaan 18 000 µg/l toukokuussa 1998. Muuten vuotuinen maksimipitoisuus on vaihdellut välillä 1 000–5 000 µg/l. Maksimi saavutetaan tulva-aikaan keväällä tai syksyllä, jolloin myös pH on alhainen. Tämä pätee kaikille metalleille, paitsi raudalle, ja siten merkitsevää negatiivista korrelaatiota pH:n ja raudan välillä ei ole havaittu. Rautapitoisuus on pysytellyt 2 000–4 000 µg/l välillä. Rautaa on mitattu hyvin kattavasti 1960-luvulta lähtien. Maksimilukemat ovat olleet >10000 µg/l, korkeimmillaan 84 000 µg/l vuonna syyskuussa 1969 Luohuanjoen laskukohdan alapuolella. Maksimi raudan määrät näkyvät joen värissä >1 000 mg Pt/l, kuten syyskuun 1969 lukema on 2 500 mg Pt/l. Joen yleinen väriluku on vaihdellut 100–300 mg Pt/l välillä.

Loppuvuonna 2006 kuivan kesän jälkeen pH oli alimmillaan Siikajoen alaosalla 4,7–5 ja Luohuanjoen laskukohdan yläpuolella 4,8. Samaan aikaan alkaliniteetti laski negatiiviseksi ja alumiinipitoisuus oli >3,5 mg/l. Sulfaattipitoisuus oli korkea (59 mg/l) myös lokakuussa 2006, jolloin joen pH oli 5,6. Veden värikin on silloin laskenut syyskuussa mitatusta 180 mg Pt/l 25 mg Pt/l sekä rautapitoisuus putosi 3800 µg/l 790 µg/l. Lokakuussa 1964 pH vaihteli alaosalla välillä 4,8–5,3 ja Luohuanjoen laskukohdan yläpuolella se oli samaan aikaan 5,2. Muulloin pH on Siikajoen alaosalla laskenut alle 5,5 keväällä 1969, 1973, 1981 ja 1989 sekä tammikuussa 1975 ja 2007. Lähinnä keväisin alkaliniteetti laski alle 0,05 mmol/l, mikä luokitellaan happamoituneeksi vedeksi (Heikkinen & Alasaarela 1988). Asiditeetti on ollut Siikajoessa alhainen (koko tarkastelujakson mediaani 0,13 mmol/l). Kemiallisen hapen kuluksen mediaani on ollut 22 mg/l koko tarkastelujakson ajan.



Kuva 9. Historiallinen veden pH:n vaihtelu Siikajoen alajuoksulla.



loin tehty enemmän kuin aiemmin. Joki on humuspitoinen (väriluvun mediaani 300 mg Pt/l) ja rautapitoisuuden mediaani on ollut alaosalla > 6000 µg/l. Luohuanjoen sulfaattipitoisuus on vaihdellut välillä 5.4–130 mg/l. Alimmillaan pH on ollut ennen hankeaikaa lokakuussa 2006, jolloin se oli alaosalla 3.6. Samaan aikaan sähkönjohtavuus oli 37.2 mS/m, väriluku vain 60 mg Pt/l ja alkaliniteetti kulunut loppuun. Tuolloin myös sulfaatin pitoisuus oli korkea (120 mg/l). Kesällä 2002, 2003, 2004 ja 2005 pH oli joen alaosalla alhainen ja vaihteli välillä 3.8–5. Samaan aikaan Rukkisenojan yläpuoliselta alueelta ei tehty pH-mittauksia. Muina aikoina pH on ollut yhtä alhainen lähinnä syysvalunnan yhteydessä. Keväisin pH on ollut alimmillaan 5–6 välillä. Hankeaikana pH oli alaosalla alimmillaan toukuussa 2012 5.1 ja Rukkisenojan yläpuolella 5.4. Tuolloin sähkönjohtavuus oli alaosalla 68 mS/m ja yläosalla 48.7 mS/m. Keväisin pH vaihteli 5–6 välillä. Alumiinipitoisuus vaihteli välillä 120–1200 µg/l ja rauta 200–10000 µg/l.

Luohuanjokeen laskevassa Rukkisenojan valuma-alueella on alueita, joilla sulfaattimaiden esiintymistodennäköisyys on arvioitu kohtalaiseksi, mutta pääosin valuma-alueella on alueita, joilla esiintymistodennäköisyys on hyvin pieni tai pieni. Rukkisenojan pH on vaihdellut vuosina 1980–1997 pääosin 5–7 välillä, mutta vuodesta 2002 lähtien pH on laskenut joka vuosi alimmillaan kolmen tuntumaan ja alkaliniteetti on laskenut lähelle nolaa. Sähkönjohtavuus (max 69 mS/m) ja sulfaattipitoisuudet (max 260 mg/l) ovat myös olleet hyvin korkeita. Hankeaikana tulokset olivat samankaltaisia alaosalla. Rukkisenojan yläosalla happamuustilanne oli heikompi ja pH:n mediaani oli vain 4.3, sähkönjohtavuuden 26 mS/m ja sulfaatin 92 mg/l. Myös rauta- ja alumiinipitoisuudet olivat korkeita yläosan näytesteessä (max Al 2500 µg/l ja max Fe 29000 µg/l). Samankaltainen happamuuskehitys on havaittavissa Rukkisenojaan laskevassa Levänojoessa, jossa ennen vuotta 2004 pH:n mediaani on vaihdellut 6–7 välillä, mutta laski vuonna 2004 alimmillaan neljän alapuolelle. Hankeaikana Levänojan pH oli alimmillaan 3.3 syyskuussa 2009. Myös sähkönjohtavuus, sulfaatti ja rautapitoisuus ovat olleet Levänojassa korkeita, mutta kuitenkin alhaisempia kuin Rukkisenojan yläosan näytesteessä. Raudan määrä Levänojoessa on pysytellyt 2000–7000 µg/l välillä 1980-luvulta lähtien. Luohuanjokeen laskevassa Riitaajassa ei havaittu sulfaattimaaperäistä happamuutta hankeaikana.

## 2.3 Johtopäätökset

Tutkitut joet ovat humuspitoisia ja väriluvultaan korkeita. Humuksen lisäksi korkeat rautapitoisuudet nostavat värilukua. Vedenlaatutulosten perusteella selkeästi sulfaattimaavaikutteisia jokia on Pyhäjoen sivuhaaran Tähjänjoen valuma-alueella sekä Siikajoen sivuhaaran Luohuanjoen valuma-alueella. Näissä puroissa on alhaisen pH:n lisäksi havaittu korkea sähkönjohtavuus ja korkeita sulfaattipitoisuuksia. GTK:n riskikartoituksen mukaan näiden jokien valuma-alueella on suurenn tai kohtalaisen riskin sulfaattimaa-alueita. Liminkaojassa ja Piehinginjoessa happamuus on todennäköisesti peräisin ojitetuilta turvemailta huuhtoutuvista humusaineista. Riskikartoituksen mukaan nämä valuma-alueet kuuluvat pääosin hyvin pienen tai ja pienen riskin sulfaattimaa-alueisiin. Haapajoen valuma-alueen alaosalla mitattiin alhaisia pH- lukemia, mutta myös suhteellisen korkeita sulfaattipitoisuuksia ja korkeita sähkönjohtavuus arvoja. Tämän selittää happamilta sulfaattimailta peräisin oleva huuhtouma, sillä Haapajoen valuma-alueella esiintyy paikoin korkean ja lievän riskin sulfaattimaa-alueita. Myös Majavaojaan laskevassa Kaartisojassa todettiin sulfaattimaaperäistä happamuutta, mikä ei kuitenkaan näkynyt Majavaojan pääuoman vedenlaadussa. Majavaojan valuma-alueella sijaitsee paikoin lievän riskin sulfaattimaa-alueita.

Hankealueen jokien ja purojen happamuus oli korkeimmillaan tulva-aikana keväällä ja syksyllä. Joilakin puroilla, kuten Rukkisenojassa happamuustilanne oli kuitenkin huono myös alivirtaaman aikana kesällä. Keväällä happamuus nousi lumen sulannan edetessä ja oli suurimmillaan vasta siinä vaiheessa, kun maaperän routa oli jo hieman sulanut ja siten maaperän happamuus lähti tehokkaammin liikkeelle. Syksyllä happamuuspiikki havaittiin usein samaan aikaan kuin virtaamat olivat huipussaan. Useissa joissa havaittiin selkeästi loppuvuoden 2006 tulvajakson yhteydessä happamuuden nousua, joka johtui kuivan kesän 2006 pohjaveden pinnan alentumisesta ja sitä kautta maaperän sulfidien hapestumisesta. Tämä maaperässä kesäaikana syntynyt happamuus huuhtoutui syysvalunnan yhteydessä jokiin happamoittaen niitä. Vuoden 2006 olosuhteet vaikuttivat todennäköisesti myös kevään 2007 tavallista alhaisempiin pH-arvoihin. Hankeaikana ei havaittu merkittäviä happamuuspiikkejä pää-

uomissa. Elokuussa 2012 sattuneen tulvajakson aikana pH laski monin paikoin lähelle viittä. Virtaama korreloi negatiivisesti pH:n kanssa, eli virtaaman kasvaessa pH laski. Vesimäärältään pienemmissä joissa happamuuden vaihtelut olivat selkeämpiä kuin vesimäärältään suuremmissa joissa, koska isompien jokien suuremman vesimäärän vuoksi pitoisuudet yleensä laimenevat.



**Taulukko 1. Hankeaikaiset virtavesien laatutulokset.**

Näytteenottoaika	Alkaliniteetti, mmol/l		Asiditeetti, mmol/l		pH		Sähkönjohtavuus, mS/m		SO <sub>4</sub> , mg/l		Al, µg/l		Fe, µg/l		Mn, µg/l		Cd, µg/l		Ni, µg/l		Zn, µg/l		CODMn, mg/l		TOC, mg/l		Colour, mg Pt/l	
	Med	Min-Max	Med	Min-Max	Med	Min-Max	Med	Min-Max	Med	Min-Max	Med	Min-Max	Med	Min-Max	Med	Min-Max	Med	Min-Max	Med	Min-Max	Med	Min-Max	Med	Min-Max	Med	Min-Max	Med	Min-Max
Pyhäjoki, Tähjänjoen ap.	0,21	0,07-0,4	0,12	0,05-0,2	6,7	5,4-7,6	11,7	4-21,1	25	6-56	612	71-1430	2100	1200-4200	97	25-860	0,03	2,3	0,6-3,4	10	2,7-21	19	8-34	32	17-36	160	60-330	
Pyhäjoki, Tähjänjoen yp.	0,19	0,09-0,3	0,14	0,04-0,2	6,7	5,8-7,3	12,3	4,5-20,7	17	5-29	780	119-1210	1600	1200-3500	98	95-140	0,04	2,5	2,5	9	5-10	14	9-18	31	18-38	125	80-260	
Tähjänjoki	0,06	-0,02-0,8	0,40	0,2-0,5	6,3	4,6-8	27,7	8,9-67,1	67	20-110	2620	1200-4000	4000	2400-13000	340	180-490	0,15	16	16	49	22-71	26	9-38	36	24-38	255	50-450	
Talusoja, alajuoksu	0,01	-0,05-0,62	0,53	0,4-0,8	5,4	3,9-7,8	25,7	6,5-68,4	86	12-160	3465	1200-4700	4700	3200-17000	420	120-770	0,15	16	16	50	20-64			36	25-38	280	140-400	
Talusoja, yläjuoksu	0,27	0,08-1,51	0,30	0,2-0,5	6,6	5-8,1	17,6	5,4-39	34	6-63	1300	920-2540	2700	1900-7600	175	69-260	0,10	13	13	16	12-43			40	27-41	270	220-390	
Vähäoja	0,17	-0,06-0,26	0,42	0,4-2,3	5,8	4-6,4	24,9	6-42	38	38	2100	1600-6500	9300	4200-21000	220	220				39	21-120			24	24,0	260	260,0	
Toholanoja, alajuoksu	0,18	-0,01-1,4	0,32	0,05-0,6	6,8	4,6-8,4	27,9	9,6-57,7	82	15-120	2820	650-4700	3950	2200-9500	460	62-870	0,16	18	18	61,5	17-110			36	23-37	260	160-450	
Toholanoja, yläjuoksu	0,69	0,17-1,2	0,42	0,3-0,5	5,9	5,7-7,5	25,3	6,1-39,5	68	64-71	1900	1200-2600	7950	3900-12000	680	680	0,12	12	12	32	18-46			39	39,0	500	500	
Liminkaoja, alajuoksu	0,12	0,02-0,49	0,16	0,05-0,3	6,4	5,5-7,4	5,5	3-11,1	6	3-13	632	200-890	2800	1200-5600	76	39-89	0,02	1,3	1,3	5	3-7	28	28	29	25-36	240	200-325	
Liminkaoja, yläjuoksu	0,11	0,01-0,37	0,18	0,07-0,3	6,4	5,2-7,2	3,6	2,5-72,3	3	1-4	625	260-850	2700	1000-4800	53	18-80	0,01	2,5	2,5	4	3-8	27	27	30	26-36	280	200-300	
Piehinginjoki, alajuoksu	0,07	-0,007-0,36	0,17	0,09-0,3	6,0	4,8-7	5,2	2,6-9	6	3-13	460	210-750	3600	1500-8500	66	49-79	0,03	1,8	1,8	5	4-8	30	17-38	31	24-39	270	180-390	
Piehinginjoki, yläjuoksu	0,02	-0,01-0,23	0,20	0,08-0,4	6,0	4,7-6,7	3,4	2,2-7,5	3	2-10	440	220-730	4700	1200-7600	47	33-58	0,02	1,4	1,4	4,5	3-6,4	28	25-36	34	24-40	300	200-450	
Haapajoki, alajuoksu	0,18	0,02-0,67	0,17	0,06-0,3	6,4	5,1-7,2	14,8	9,6-22	40	14-65	1100	120-1800	5550	3400-9200	215	99-320	0,11	9,5	9,5	17	6-29	17	15-27	24	20-31	220	160-300	
Haapajoki, yläjuoksu	0,17	0,05-0,47	0,15	0,07-0,2	6,5	5,4-7,2	8,7	4,9-12,9	16	9-20	500	76-830	4000	2500-7000	100	73-130	0,02	2,4	2,4	9	5-10	32	32	24	20-32	225	180-270	
Pattijoki, alajuoksu	0,29	0,07-1,52	0,12	0,09-0,2	6,6	5,3-7,1	13,0	7,2-19,7	19	9-45	451	66-840	3900	2600-7100	175	82-300	0,06	5,5	5,5	15	5-34	15	5-38	22	18-37	200	120-330	
Pattijoki, yläjuoksu	0,24	0,04-0,57	0,12	0,07-0,2	6,6	5,3-7,3	7,6	4,1-12,7	11	5-15	428	57-850	4100	2500-6800	93	88-160	0,02	1,4	1,4	4,9	3-13	38	38	30	24-38	265	200-330	
Olkijoki, alajuoksu	0,25	0,08-0,52	0,11	0,08-0,2	6,6	5,6-7,1	8,9	6,5-12,4	13	5-18	323	96-790	4000	2700-6700	96	68-160	0,02	2,6	2,6	6	3-12	13	5-23	17	15-19	160	100-260	
Olkijoki, yläjuoksu	0,30	0,10-0,44	0,11	0,07-0,3	6,6	5,4-6,9	10,3	8,7-13,5	16	11-27	270	60-600	3850	2200-6500	120	33-180	0,02	3,2	3,2	12	3-17	20	20	19	14-21	180	140-220	
Majavaoja, alajuoksu	0,18	0,06-0,44	0,11	0,08-0,2	6,7	5,6-7,2	9,1	6,3-11,6	16	12-19	310	100-580	4650	2800-9600	94	64-140	0,02	3,1	3,1	5	2-26	20	20	18	15-20	180	130-300	
Majavaoja, yläjuoksu	0,21	0,08-0,37	0,11	0,1-0,2	6,6	5,9-6,9	8,7	7,5-12,7	17	13-22	340	130-468	6000	2200-8800	94	87-99	0,03	3,9	3,9	5,3	4-11			17	16-23	200	180-330	
Kaartisoja	0,02	-0,04-0,10	0,31	0,2-0,4	5,2	4,1-6,4	13,4	6,8-16,3	29	22-47	250	180-460	6200	4000-9900	150	120-230				7	2-10			17	12-31	160	80-240	
Siikajoki, Luohuanjoen ap.	0,14	0,05-0,77	0,13	0,07-0,3	6,4	5,4-7,8	5,5	4,1-10,8	8	2-140	524	32-1140	3250	130-6600	138	41-374	0,02	2,4	0,6-4,4	7,1	2,5-16	26	18-33	29	20-36	250	100-500	
Siikajoki, Luohuanjoen yp.	0,11	0,05-0,29	0,14	0,07-0,3	6,3	5,4-6,9	4,5	3,5-74,6	6	4-20	570	240-1100	2900	2100-5700	130	71-330	0,02	2,1	1,2-7,7	6,5	2,2-20	25	20-31	29	21-40	220	150-400	
Luohuanjoki, alajuoksu	0,20	0,04-0,59	0,17	0,08-0,4	6,4	5,1-7,1	10,9	5,2-68	21	8-44	445	120-1200	5150	200-9300	180	56-300	0,03	2,3	1,1-4,8	13,5	3,9-23	30	8-45	38	28-44	300	160-450	
Luohuanjoki, yläjuoksu	0,23	0,05-0,62	0,15	0,1-0,3	6,6	5,4-7,2	12,0	4,9-48,7	13	5-20	410	210-770	4700	2600-10000	155	100-380	0,03	2,2	2,2	11	8-81	32	18-43	39	28-44	300	200-400	
Rukkisenoja, alajuoksu	0,00	-0,04-0,08	0,36	0,1-0,7	5,4	3,2-6,9	15,5	8,6-45,2	42	20-110	554	140-880	7300	2100-17000	330	210-340	0,03	2,2	2,2	5	1-10	9	3-18	26	22-36	180	30-300	
Rukkisenoja, yläjuoksu	0,00	0-0,19	0,79	0,2-1,8	4,3	3-7	26,0	3,4-89,6	92	26-240	420	56-2500	17000	3700-29000	520	220-680	0,01	1,3	1,3	4	2-11			4	2-5	60	30-260	
Levänoja	-0,04	-0,05-0,06	0,51	0,3-0,6	4,9	3,3-7	16,8	5,6-45,3	45	25-78	540	360-940	9400	4700-15000	390	250-550				5	4-10			28	27-40	260	130-350	
Riitaoja	0,27	0,1-0,3	0,13	0,1-0,3	6,7	5,4-6,8	8,4	6-12,3	12	8-14	240	200-420	4300	3300-5900	270	97-290				6	5-8			30	30,0	300	270-300	

## 2.4 Kirjallisuus

Heikkinen, M-L. 2007. Olkijoen happamoitumiseen liittyvä kuormitus selvitys. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.

Heikkinen, K. & Alasaarela, E. 1988. Happamoituneiden vesistöjen neutralointi. Kirjallisuuskatsaus. Vesi- ja ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 18. 93 s.

Hertta tietokanta, OIVA - Ympäristö- ja paikkatietopalvelu asiantuntijoille. Ympäristöhallinto <http://www.wp2.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp>.

Kirkonkylän uusjako. TN:o 206343-0. Loppuraportti. Maanmittauslaitos, Pohjois-Pohjanmaan maanmittaustoimisto.

Leiviskä, P. & Latvala, V-P. 2009. Pyhäjoen vesistön tulvantorjunnan toimintasuunnitelma. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 13.11.2009.

Parhalahden uusjako, TN:o 206 605-5. Loppuraportti. Maanmittauslaitos, Pohjois-Pohjanmaan maanmittaustoimisto.

Salaojayhdistys. Salaojitetut peltohehtaarit Suomessa. Salaojayhdistyksen tilastoja. Saatavilla [www.salaojayhdistys.fi](http://www.salaojayhdistys.fi).

Vuori, K-M., Mitikka, S. & Vuoristo, H. 2009. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009, Ympäristönsuojelu, 120 s., Suomen ympäristökeskus.

---

## 3 Tutkimusalueen virtavesien kalataloudellinen tila

---

**Alpo Huhmarniemi**

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Paavo Havaksen tie 3, 90014 Oulun yliopisto,  
alpo.huhmarniemi@rktl.fi

### 3.1 Johdanto

Äkillisten happamuuspiikkien näkyvimmit seuraukset ovat kalakuolemat, joita havaittiin syksyllä 2006 HaKu-projektin tutkimusalueella ainakin Pyhäjoen alajuoksulla ja Siikajoessa. Happamoitumisen yhteydessä veteen lienneet metallit lisäävät myrkyvaikutusta kaloille (Tuunainen ym. 1988, 1990). Tällaisessa tilanteessa kuolinsyy on tukehtuminen. Kalojen kiduksiin sakkautuu metalleja, erityisesti alumiinia ja rautaa (Peuranen ym. 1994). Kala suojautuu erittämällä limaa (Vuorinen ym. 1990), jolloin hengitys vaikeutuu. Vuoden 2006 pH-piikki osui kylmän veden aikaan, jolloin kalat eivät pysty sopeutumaan nopeasti metallien aiheuttamaan kiusvaurioihin (Vuorinen ym. 1998). Happamuuden vaikutus vaihtelee lajista riippuen. Kaikkein herkimpiä ovat lohi, särki, mutua, lahna, made, harjus ja taimen, kestävimpiä ovat ahven, kiiski ja hauki (Tuunainen ym. 1991, Appelberg 1998, Sutela 2010). Särki, made ja lahna alkavat hävitä jo pH:ssa 6-5,5, kun taas ahven, kiiski ja hauki kestävät pH 4-4,5 asti (Tuunainen ym. 1991). Kalakannat saattavat myös sopeutua alhaisiin pH-arvoihin (Vuorinen ym. 1999), mm. happamaan jokiveteen sopeutuneet taimenet ovat kestävämpiä (McWilliams 1980).

Näkymättömämpi mutta merkittävä vaikutus kalastolle on lisääntymiseen liittyvät häiriöt, jotka havaitaan vasta myöhemmin jonkun vuosiluokan heikkoutena tai puuttumisena (Hudd ym. 1994, 1996). Happamuus vaikuttaa sekä kalojen kutuun että poikasten varhaiskehitykseen. Kalojen kutu saattaa viivästyä ja hedelmöityvyys heikentyä (Tuunainen ym. 1991). Kriittisiä vaiheita ovat myös kuoriutumisen ja ruskuaispussivaihe (Tuunainen ym. 1991, Hudd & Kjellman 2002).

Happamoitumisen vaikutukset eri lajeihin ja niiden palautumiseen riippuvat vaikutusalueen laajuudesta ja kunkin lajin elämänkierrosta. Huomattava osa kevätkutuisista lajeista, kuten särkikalat, ahven, hauki ja mereen vaeltava harjus käyvät vain lisääntymässä joessa ja poikaset viivästyvät siellä vaihtelevan ajan. Vaellussianpoikaset laskeutuvat keväällä pian kuoriutumisen jälkeen mereen. Yksittäisen happamuuspiikin jälkeen tällaisten lajien palautuminen jokeen tapahtuu suhteellisen nopeasti. Lohen ja taimenen poikaset viivästyvät joessa 2–4 vuotta, jolloin lyhytaikainenkin happamuuspiikki tuhoaa usean vuoden poikastuotannon. Sama tilanne on myös nahkiaisten kohdalla, ne nousevat syksyllä jokiin, ovat siellä seuraavana keväänä tapahtuvaan kutuun saakka ja toukkavaihe joessa kestää 4–7 vuotta. Muutamat lajit, kuten kivisimppu, kivennuoliainen ja vaeltamattomat taimenkannat, ovat joessa koko elinaikansa. Niiden palautuminen riippuu tuhoalueen laajuudesta ja kannan vahvuudesta alueen yläpuolella. Paikallislajit alkavat levittäytyä ylävirrasta päin. Jos happamoituminen kattaa koko vesistöalueen, paikallislajisto saattaa hävitä kokonaan.

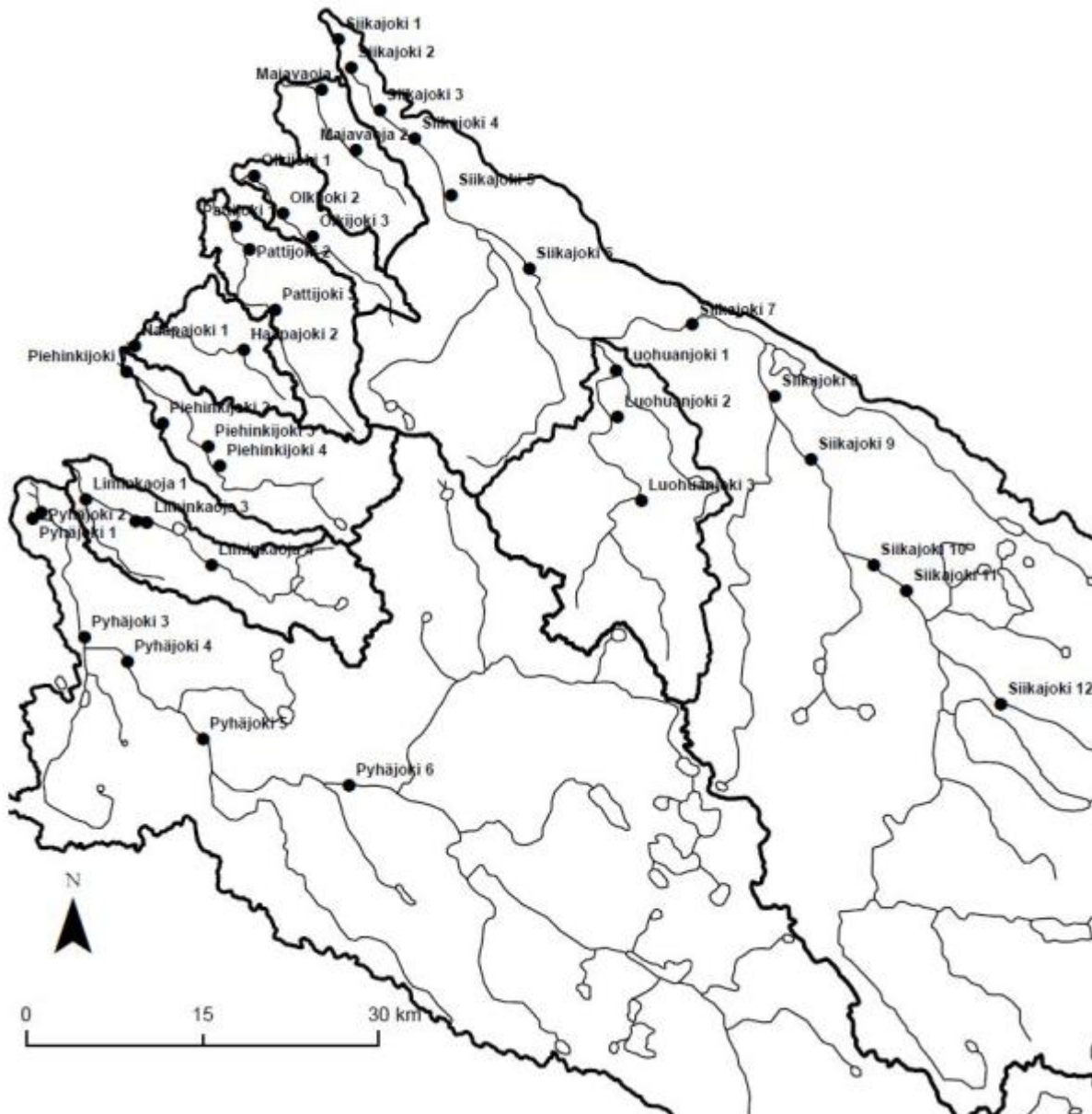
### 3.2 Aineisto ja menetelmät

Hankkeen sähkökalastuksia on tehty vuosina 2009–2011 Pyhä- ja Siikajoella, Liminkaojalla, Olkijoella, Pattijoella, Piehinkijoella, Haapajoella ja Majavaojalla sekä Siikajoen sivujoella Luohuanjoella (kuva 1). Isoilla joilla valittiin koalueita happamuuspiikin vaikutusalueelta ja vertailualueita sen yläpuolelta. Koalueiksi valittiin koskia, joissa vedenkorkeus ja virtausnopeus olivat sähkökalastukselle sopivaa ja mahdollisuuksien mukaan valittiin samoja kohtia kuin aiemmissa tutkimuksissa. Kalastukset tehtiin kannettavalla akkukäyttöisellä sähkökalastuslaitteella. Koalueet kalastettiin kertaalleen. Kaikki saadut kalat mitattiin ja punnittiin yksilökohtaisesti, minkä jälkeen ne vapautettiin. Tuloksissa tarkasteltiin erityisesti koskien paikalliskalaston, kivisimppujen ja kivennuoliaisten, esiintymistä ja kokonaissaalista. Sähköka-

lastukset pyrittiin tekemään elokuussa mahdollisimman hyvissä olosuhteissa, joskin suuret virtaamat haittasivat kalastusta Pyhä- ja Siikajoella vuosina 2010–2011.

Aiempien mahdollisten muutosten selvittämiseksi kerättiin kaikki löydettävissä oleva sähkökalastusaineisto aiemmilta vuosilta. Lähteinä olivat RKTL:n omien tietojen lisäksi mm. koekalastusrekisteri ja velvoitetarkkailuraportit.

Sähkökalastustuloksia verrattiin joista tehtiin pH-mittauksiin ja arvioitiin alhaisten pH-arvojen yhteyttä kalakantojen kehitykseen. Kattavimmat mittaukset ovat Pyhä- ja Siikajoelta, alkaen jo 1960-luvulta. Muiden jokien tiedot ovat hajanaisempia, mutta niiltäkin on useimmilta mittauksia 1970-luvulta asti. Tarkempia pH- ja metallipitoisuustietoja on hankealueen virtavesien vesikemiallista tilaa käsittelevässä osassa.



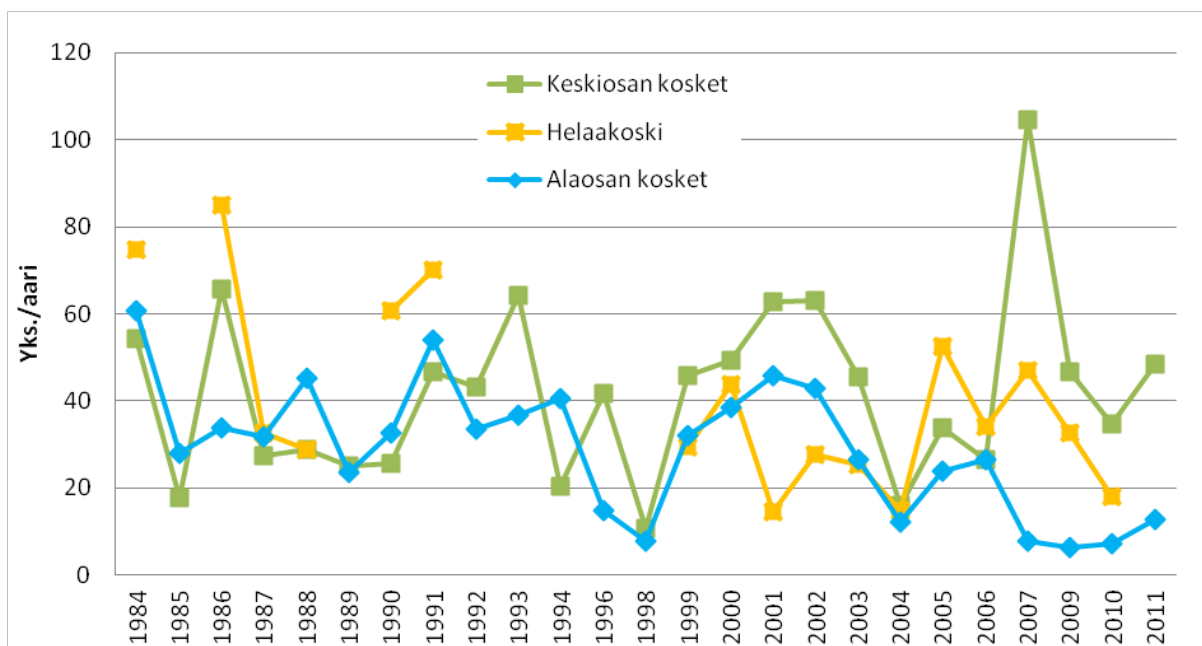
Kuva 1. Sähkökalastuspaikat v. 2009–2011.

### 3.3 Sähkökalastustulokset ja vertailu pH-mittauksiin

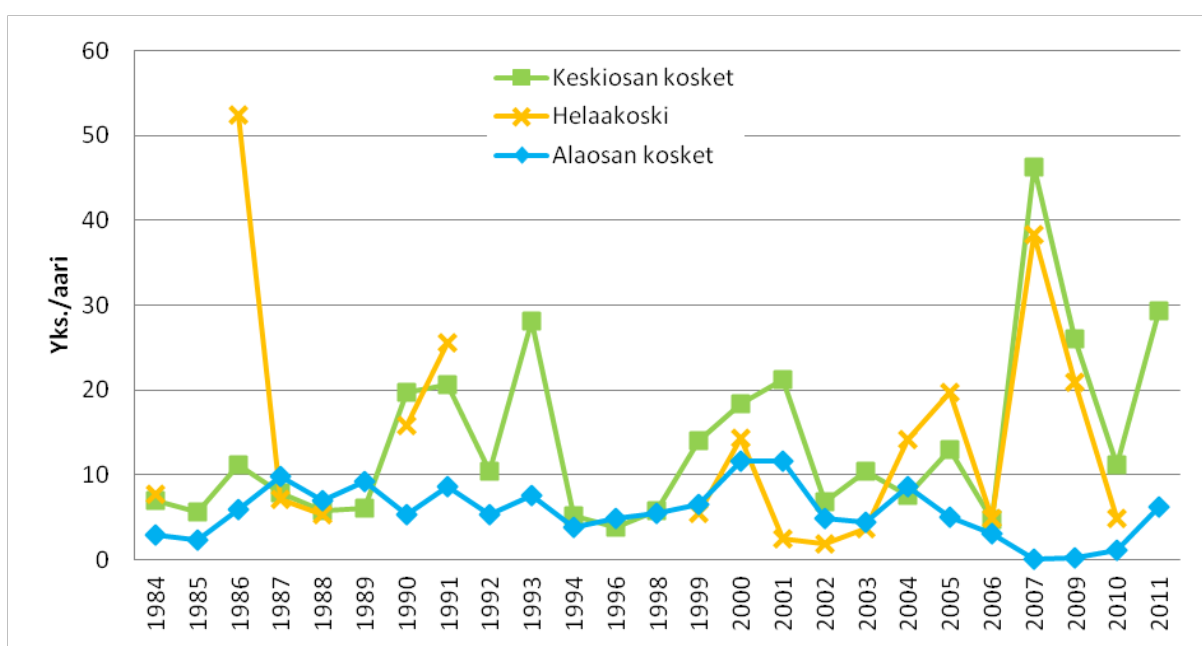
#### 3.3.1 Pyhäjoki

Pyhäjoelta on olemassa kattavasti sähkökalastustuloksia vuodesta 1984 lähtien, vain vuodet 1995, 1997 ja 2008 puuttuvat. Vuosien 1984–2007 koekalastukset liittyivät erilaisiin lohien ja taimenen istutuskokeilui-

hin, mm. SAP-projektiin. Koealueet on jaettu kolmeen luokkaan, keskiosan kosket Oulaistenkoski (Pyhäjoki 6), Männistökoski (Pyhäjoki 5) ja Pyhäkoski (Pyhäjoki 4) ovat vertailualueita, Helaakoski (Pyhäjoki 3) on happamilta sulfaattimailta laskevan Tähjänjoen laskukohtaan korkeudella ja alaosan kosket, Tuikkakoski (Pyhäjoki 1) ja Kittilänkoski Pyhäjoki (2) happamoitumispiikin vaikutusalueella. Kokonaissaaliit aaria kohden (kuva 2) ovat ennen vuotta 2007 yleensä vaihdelleet kaikilla alueilla 20–70 yksilön välillä, poikkeuksena vuosi 1998, jolloin kalastukset tehtiin syyskuun lopulla ja vuosi 2004, jolloin virtaamat olivat suuria. Vuonna 2011 sekä Helaakoski että Kittilänkoski jäivät kalastamatta liian suuren virtaaman takia. Vuosina 2007–2010 saalis alaosalta oli n. 7 yks./aari ja kohosi hieman v. 2011. Kivisimput puuttuivat samoina vuosina alaosalta lähes kokonaan (kuva 3) ja vasta vuonna 2011 saatiin ensimmäiset 1-kesäiset poikaset. Sen sijaan ylempänä oli vuosina 2007, 2009 ja 2011 runsaasti 1-kesäisiä kivisimppuja. Aiempien vuosien saalismääriä tarkasteltaessa on otettava huomioon, että silloin sähkökalastusten tarkoituksena oli selvittää eri-ikäisten lohenpoikasten tiheyksiä, jolloin varsinkin kivenuoliaisten ja kivisimppujen määrä on saattanut jäädä hieman aliarvioiduksi.



Kuva 2. Pyhäjoen sähkökalastuksien kokonaissaaliit (RKTL, koekalastusrekisteri).



Kuva 3. Pyhäjoen sähkökalastuksien kivisimppusaaliit (RKTL, koekalastusrekisteri).

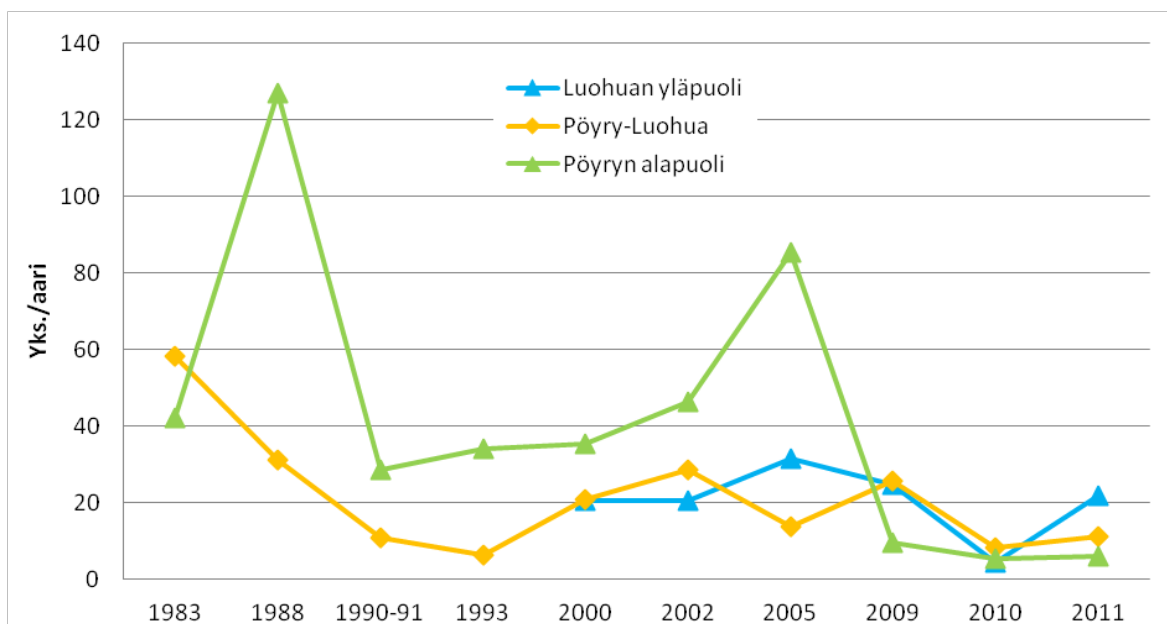
Pyhäjoelta on tietoja kalakuolemista 1960-luvulta. Alajuoksulta alin pH-arvo (4,6) on vuodelta 1970, jonka jälkeen pH-minimi on ollut yli 5,5 vuoteen 2006 asti. Sähkökalastustuloksissa ei ole havaittavissa poikkeavuuksia ennen vuotta 2007, jolloin happamoituminen tyhjensi alaosan kosket syksyllä 2006 lähes kokonaan. Tilanne on palautumassa normaaliksi, vaikka kalamäärät ovat vielä tavallista alhaisempia.

Vuonna 2011 kalastettiin myös Tähjänjoen alaosassa samassa paikassa kuin v. 1994. Tuolloin istutettujen taimenten lisäksi muita saalislajeja olivat harjus, ahven, hauki, kivenuoliainen, kivisimppu, made, mutu ja särki. Vuonna 2011 saatiin vain yksi särki. Tähjänjoen pH on 1980-luvulta lähtien ollut useana vuonna alimmillaan 4,5–5,1. Vuonna 2006–2007 mitattiin arvot 4,3–4,4 ja vuosina 2009–2010 alimmat arvot olivat 4,9–5,0.

### 3.3.2 Siikajoki

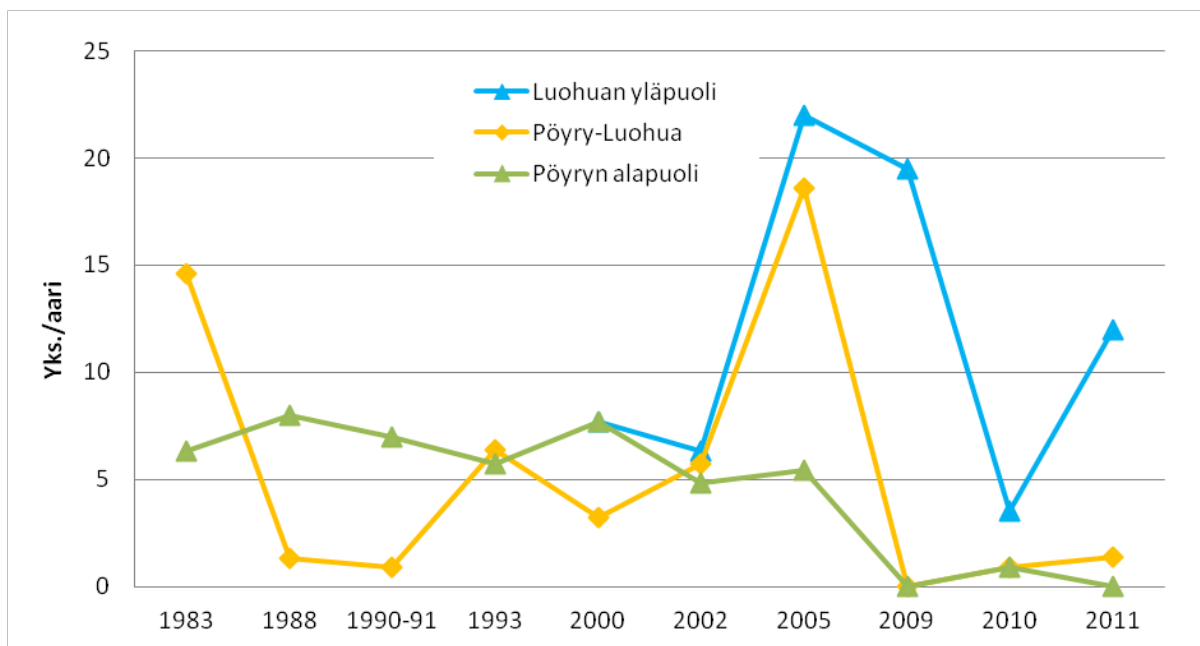
Siikajoelta on tuloksia pääasiassa kalataloustarkkailuihin (koekalastusrekisteri, Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1984, 1989, 1991, 1994, PSV-Maa ja Vesi Oy 1998) ja kunnostuksiin liittyvistä sähkökalastuksista. Niitä on 3–5 vuoden välein vuodesta 1983 lähtien. Tiedot on jaoteltu kolmeen ryhmään: Pöyryn voimalaitoksen alapuolinen osuus (Siikajoki 1–4), Pöyryn ja Luohuanjoen välinen jokiosuus (Siikajoki 5–6) ja Luohuanjoen laskukohdan yläpuolinen alue (Siikajoki 7–12). Ylimmältä alueelta on tietoja vain vuodesta 2000 lähtien. Kokonaissaaliit ovat olleet suurimmillaan alajuoksulla (kuva 4). Vuosien 1988 ja 2005 määrät johtuvat mutujen runsaudesta. Vuodesta 2009 alkaen tiheydet Pöyryn alapuolella ovat olleet alhaisia, Pöyryn ja Luohuan välisen alueen korkeammat tiheydet vuonna 2009 johtuvat muutamilta koelajeilta saaduista 1-kesäisistä särjenpoikasista. Vuoden 2010 alhaiset tiheydet kaikilla alueilla aiheutuvat osaksi joen suuresta virtaamasta johtuneena kalastuksen vaikeutumisenä. Kivisimppu katosi lähes kokonaan Luohuan alapuolelta, eikä kanta ole elpynyt merkittävästi vuoteen 2011 mennessä (kuva 5). Meren puolelta on toistaiseksi siirtynyt vain vähän ahvenia tai särkikaloja alimpiin koskiin.

Siikajoen alajuoksulla alin pH-arvo on ollut viiden tienoilla neljänä vuonna 1960-luvulta lähtien. Viimeisin alhainen arvo (5,1) ennen vuotta 2006 oli vuonna 1989. Kokonaissaalis alajuoksulla putosi selvästi vuosina 1990–1991 verrattuna vuoteen 1988 johtuen pääasiassa mutujen vähenemisestä. Mutu on herkkä happamoitumiselle (Tammi ym. 2003, Appelberg 1998), mutta sen saaliit toisaalta vaihtelevat muutenkin sähkökalastuksessa. Myös kivisimppujen määrä oli tuolloin alhainen Pöyryn ja Luohuan välisellä alueella. Syksyllä 2006 mitattiin alajuoksulla minimi pH 4,7, jolloin kalasto romahti Luohuanjoen laskukohdan alapuolella. Sen jälkeen pH on ollut alimmillaan 5,4. Kalasto on palautunut hitaasti, koska jokiosuus Luohuasta jokisuulle on pitkä. Luohuan yläpuolella alin pH syksyllä 2006 oli 4,8. Siellä ei ole sähkökalastusten perusteella huomattavissa merkittävää kalaston häviämistä, mutta on otettava huomioon, että ensimmäiset sähkökalastustulokset sieltä ovat vasta vuodelta 2000.



**Kuva 4.** Siikajoen sähkökalastuksien kokonaissaaliit (koekalastusrekisteri, Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1984, 1989, 1991, 1994, PSV-Maa ja Vesi Oy 1998, Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus, RKTL).



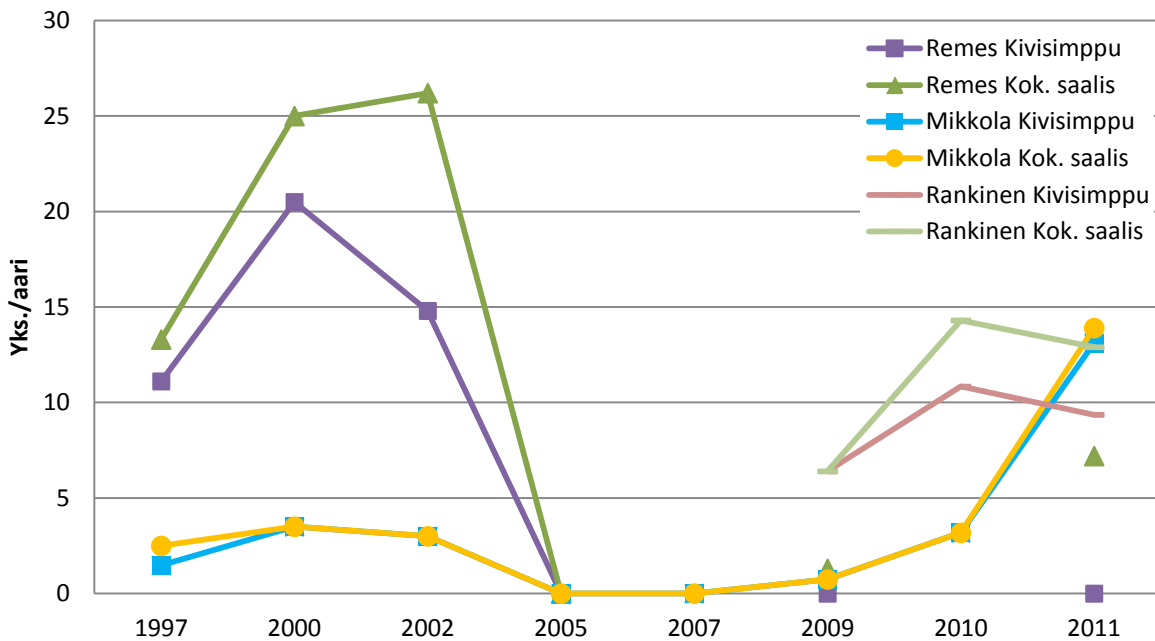


**Kuva 5.** Siikajoen sähkökalastuksien kivisimppusaaliit (koekalastusrekisteri, Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1984, 1989, 1991,1994, PSV-Maa ja Vesi Oy 1998, Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus RKTL).

### 3.3.3 Luohuanjoki

Luohuanjoki on Siikajoen sivuhaara, joka laskee siihen 40 km jokisuulta. Sähkökalastustuloksia on Ha-Ku-projektin lisäksi Siikajoen kalataloustarkkailusta. Luohuanjoella (kuva 6) tilanne poikkeaa muista joista siinä, että kalasto hävisi kahdelta alimmalta koalueelta jo vuosien 2002 ja 2005 välillä (Sutela ym. 2012). Palautuminen alkoi molemmille alajuoksun koalueille vuonna 2010. Kivisimput näyttävät levittäytyvän yläjuoksulta päin. Keskimmaiselta Mikkolan koalueelta (Luohuanjoki 2) saatiin vuonna 2010 vain aikuisia simppuja, mutta vuonna 2011 myös 23–30 mm:n pituisia yksilöitä, jotka ovat ilmeisesti kuoriutuneet koalueella. Alimmalta Remeksen koalueelta (Luohuanjoki 1) saatiin todennäköisesti Siikajoesta nousseita kevätkutuisia kaloja, ahvenia ja särkiä, sen sijaan kivisimput puuttuivat vielä vuonna 2011.

Luohuanjoella Rukkisenojan laskukohdan alapuolella pH-minimit ovat olleet 1970-luvulta alkaen yli viiden v. 2002 asti. Sen jälkeen alhaisimmat pH-arvot olivat useana vuonna alle neljän. Tilanne vastaa sähkökalastustuloksia, vuoteen 2002 saakka saatiin useita eri lajeja, jopa harjuksia, mutta sen jälkeen kalat hävisivät kokonaan useaksi vuodeksi. Vuoden 2007 jälkeen pH on ollut yli viiden ja kalasto on hiljalleen palautumassa. Rukkisenojan yläpuolella pH on ollut alimmillaan 5,5 ja mm. kivenuoliais- ja kivisimppukannat säilyivät Rankisen alueella (Luohuanjoki 3).

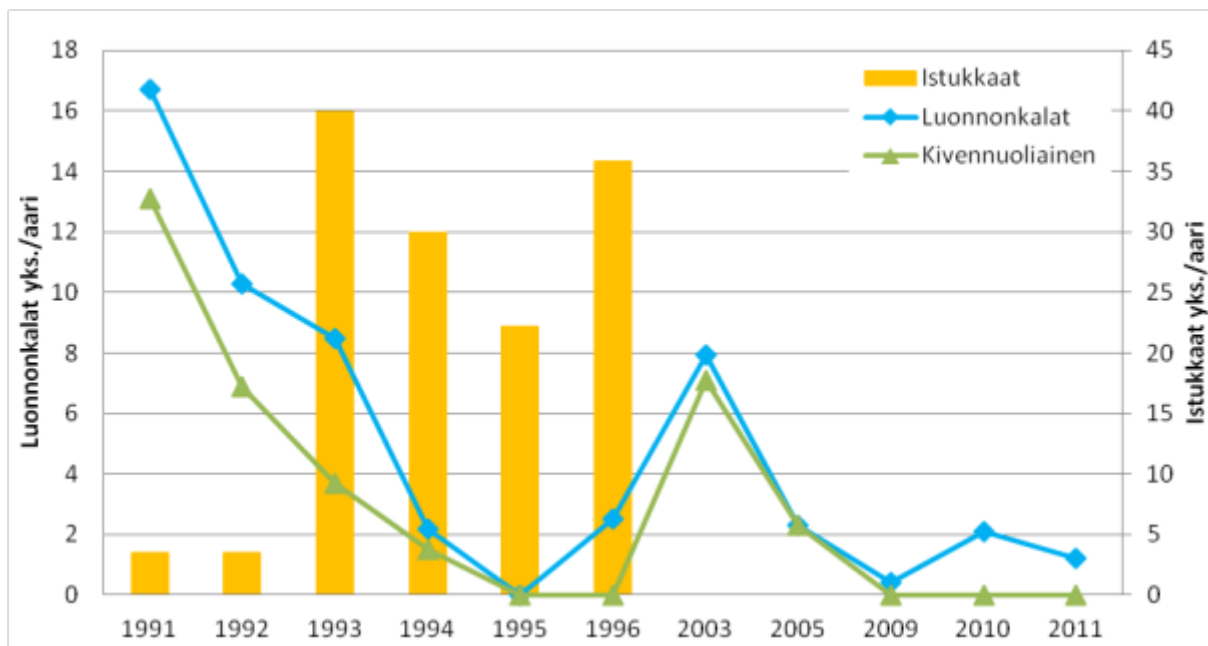


**Kuva 6.** Luohuanjoen sähkökalastuksien kivisimppu- ja kokonaissaaliit (RKTL, PSV-Maa ja Vesi Oy 1998, koekalastusrekisteri).

### 3.3.4 Majavaoja

Majavaojan sähkökalastukset 1990-luvulla liittyvät vastakuoriutuneiden taimenten istutuskokeiluihin, joten kalastukset on tehty istutuspaikoissa (Majavaoja 1 ja 2). Vuosina 1996–96 saatiin kesänvanhojen taimenenpoikasten ohella myös 1- ja 2-vuotiaita poikasia, joten ne menestyivät myös kahden talven yli. Tuloksia on 2000-luvulta myös velvoitetarkkailuista. Majavaojan luontaiseen kalastoon kuuluivat 1990-luvulla kivenuoliainen, harjus, hauki, kolmipiikki, made ja mutu. Kuvassa 7 on eroteltu luonnonkalat ja istukkaat toisistaan. Koska istukkaiden määrät olivat suuria, luonnonkalojen, pääasiassa kivenuoliaisten, määrät laskivat istutuskokeilujen aikana, mutta nousivat jälleen vuodeksi 2003. Vuonna 2009 ja sen jälkeen on saatu vain kesänvanhoja haukia. Kivisimppuja Majavaojasta ei ole saatu koko aikana.

Majavaojalta on pH-mittauksia harvakseltaan 1990-luvulta lähtien. Arvot ovat olleet vuoteen 2006 saakka alimmillaan 5,5 tienoilla. Vuonna 2006 alajuoksun alin mittaus oli 4,7. Majavaojaan alajuoksulla laskevasta Kaartisojasta on vuosina 1996–1998 mitattu pH-minimiksi 3,7–4,4.

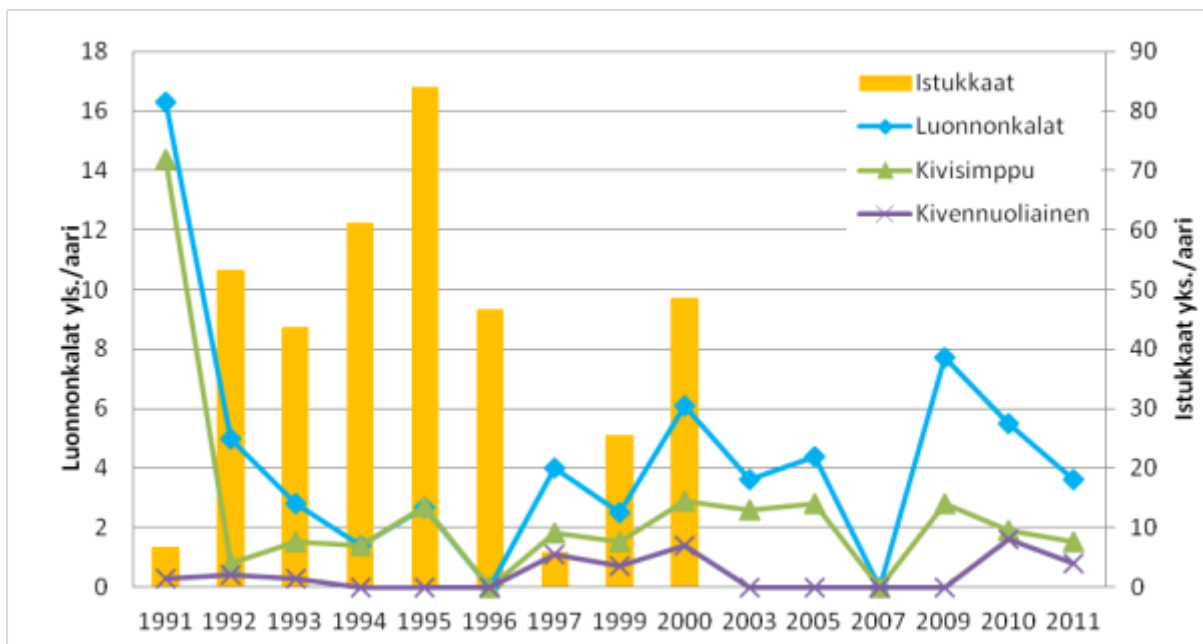


Kuva 7. Majavaojan sähkökalastussaaliit (RCTL, koekalastusrekisteri).

### 3.3.5 Olkijoki

Myöskin Olkijoen aiemmat sähkökalastukset on tehty istutuskoskilla (kuva 8). Istukkaina käytettiin lohien ja taimenien vastakuoriutuneita poikasia, myös Pattijoen purotaimenia. Sielläkin luonnonkalojen määrät olivat alhaisemmat istutusten aikana, mutta kohosivat istutusten vähennyttyä. Olkijoella vastakuoriutuneiden taimentenpoikasten istutukset onnistuivat parhaiten ja siellä tavattiin 1990-luvun lopulla jopa sukukypsiä 4-vuotiaita taimenia. Lohenpoikaset elivät kahden talven yli ja lähtivät ilmeisesti merivaellukselle. Olkijoessa oli myös merivaelluksen tekevä harjuskanta. Vuonna 2007 kalastetulta Kukkosenkosken koalueelta (Olkijoki 1) ei saatu yhtään kalaa, vain 5 kudulle noussutta nahkiaista. Ympäristökeskuksen samana vuonna tekemissä sähkökalastuksissa saatiin yhdeltä koskelta (Olkijoki 2) 2 kivisimpua (Heikkinen 2007). Kuitenkin jo vuonna 2009 saatiin useita lajeja. Erityisen ilahduttavaa oli kesänvanhojen harjuksenpoikasten löytäminen, joten arvokas harjuskanta näyttää selvinneen vuoden 2006 happamuusongelmista. Sensijaan taimenia ei koekalastuksissa enää saatu.

Olkijoella satunnaisia pH-mittauksia on tehty 1970-luvulta lähtien. Niissä arvot olivat ennen vuotta 2006 alhaisimmillaan kuuden tienoilla. Vuosina 2006–2007 alin arvo oli 5,0 ja sen jälkeen 5,7–6,4.



Kuva 8. Olkijoen sähkökalastussaaliit (RKTL, koekalastusrekisteri).

### 3.3.6 Pattijoki

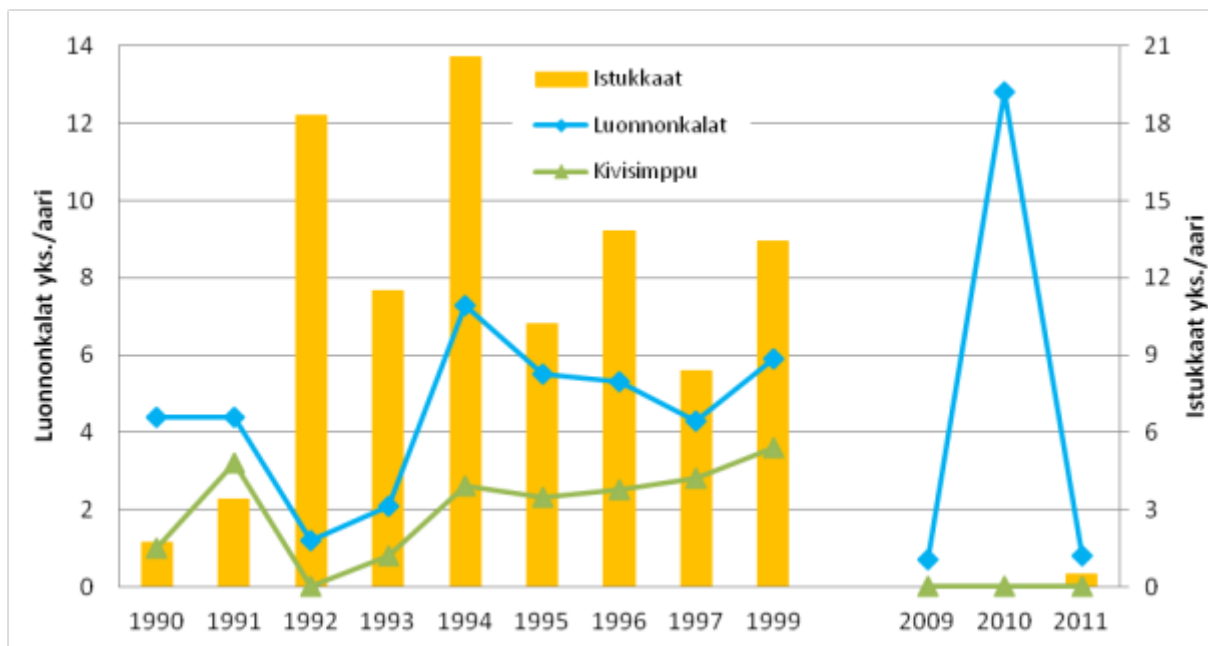
Pattijoella on säilynyt alkuperäinen purotaimenkanta, josta on hankittu mätiä 1980-luvulta lähtien ja kuoriutuneet poikaset on istutettu Pattijokeen ja muihinkin lähiseudun jokiin, mm. Olki- ja Piehinkijokeen. Pattijoelta on muutamia satunnaisia sähkökalastustuloksia 1990-luvulta. Niistäkin pääosa liittyy taimentenpoikasten istutuskokeiluihin. Taimenten ohella saatiin tuolloin harjuksia, kivenuoliaisia, kivisimppuja, ahvenia ja särkiä. Vuosien 2009–2011 sähkökalastuksissa saatiin ylimmältä Ylipään koelalalta (Pattijoki 3) muutamia eri-ikäisiä taimenenpoikasia. Alempaa Jokelanperältä (Pattijoki 2) saatiin mm. kivenuoliaisia. Vuonna 2011 ensi kerran kalastetusta alimmalta koelalalta (Pattijoki 1) saatiin useita vanhempia, lähinnä 2-kesäisiä, ilmeisesti istutuksista peräisin olevia taimenenpoikasia sekä kivenuoliaisia, ahvenia ja särkiä. Kivisimppuja saatiin vain ylimmältä koalueelta vuonna 2011.

Jo 1960-luvulla aloitettujen pH-mittausten aikana arvot ovat yleensä olleet yli 6:n, alin arvo ennen syksyä 2006 oli v. 2000 mitattu 5,5. Vuonna 2006 alin arvo oli 4,6 ja 2007 5,0. Sen jälkeen pH on ollut vähintään 6,0. Aiemmat sähkökalastukset tehtiin yläjuoksulla, joten mahdolliset muutokset alajuoksulla eivät ole tiedossa. Pattijoki näyttää kuitenkin selvinneen happamuuspiikistä kohtuullisesti, mm. taimenkanta on edelleen olemassa ja vuonna 2011 saatiin myös yksi harjus.

### 3.3.7 Piehinkijoki

Piehinkijoen 1990-luvun sähkökalastukset liittyvät myös taimenen- ja lohenpoikasten istutuskokeiluihin (kuva 9). Sähkökalastuksissa saatiin vuosittain useaa eri ikäluokkaa olevia taimenia, vanhimmat olivat 4-vuotiaita. Istukkaiden ohella 1990-luvulla saatiin säännöllisesti harjuksia ja kivisimppuja, sen sijaan kivenuoliaisia joesta ei tavattu. Sivuhaarassa Poikajoessa oli paikallisten tietojen mukaan ollut aiemmin purotaimenkanta. Vuosien 2009–2011 sähkökalastuksissa ei enää saatu harjuksia eikä kivisimppuja, vain alimmalta koalueelta (Piehinkijoki 1) ahvenia ja särkiä, mm. vuonna 2010 runsaasti 1-kesäisiä ahvenpoikasia. Ylemmiltä alueilta (Piehinkijoki 2–4) saatiin vain pari madetta. Piehinkijoki on käännetty Rautaruukin makeavesialtaaseen ja kalojen nousu merestä vanhan lasku-uoman paikalla olevasta kalatiestä on ilmeisesti vähäistä.

Piehinginjokeelta on pH-mittauksia 1970-luvulta alkaen. Alimmat arvot ovat eri vuosikymmenillä vaihdelleet 5,0–5,3 välillä ennen syksyä 2006. Tuolloin alin arvo oli 4,5, kuten myös vuonna 2007. Viime vuosina alimmat arvot ovat vaihdelleet välillä 5,3–5,6.



Kuva 9. Piehinkijoen sähkökalastussaalit (RKTL).

### 3.3.8 Haapajoki

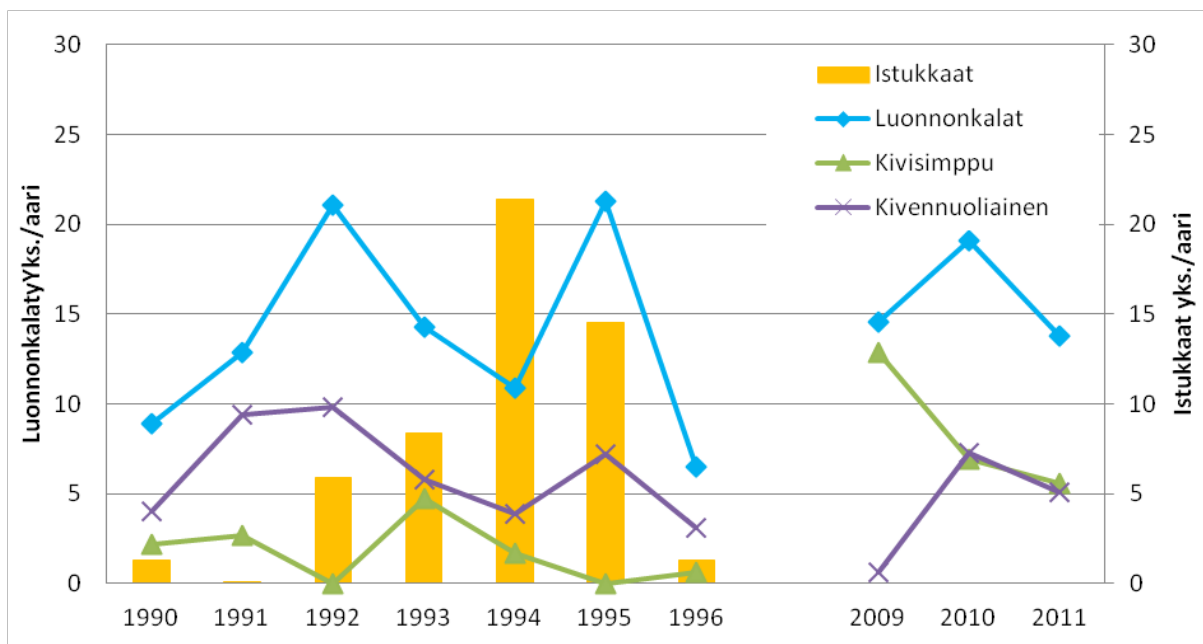
Haapajoki laskee myös Rautaruukin makeavesialtaaseen. Sieltä ei ole olemassa tietoja aiemmilta vuosilta. Vuosien 2009–2011 kalastuksissa ylemmältä koalueelta (Haapajoki 2) ei ole saatu yhtään kalaa. Alempi koela on Haapajärven tekoaltaan alapuolella (Haapajoki 1) ja sieltä on saatu ahvenia, kiiskiä, mateita ja särkikaloja, mutta ei kivenuoliaisia eikä kivisimppuja.

Haapajoelta ei ole aiempia pH-mittauksia, mutta vuosina 2006–2007 alin pH-arvo oli 4,1. sen jälkeen minimiarvojen vaihtelu on ollut välillä 5,4–6,5. Paikallista koskikalastoa ei ollut vuosina 2009–2011, mutta ei ole tietoa hävisivätkö ne vasta syksyllä 2006.

### 3.3.9 Liminkaoja

Liminkaojalta on tietoja 1990-luvun alkupuolelta vastakuoriutuneiden taimentenpoikasten istutuskokeilujen yhteydessä tehdyistä sähkökalastuksista (kuva 10). Tuolloin saatiin eri-ikäisten taimenten lisäksi harjuksia, kivenuoliaisia, kivisimppuja, särkikaloja, haukia ja mateita. Vuosien 2009–2011 sähkökalastuksissa kalakannoissa ei näytä olevan merkittäviä muutoksia, vain taimenet ovat hävinneet istutusten loputtua. Harjuskanta, joka on myös ilmeisesti mereen vaeltava, on edelleen olemassa. Harjuksenpoikaset ovat pääasiassa alajuoksun peltoalueen (Liminkaoja 1) kohdalla kuten 1990-luvullakin. Kivisimppuja saatiin 1990-luvulla vain alaosan peltoalueen kohdalla, HaKu-projektin kalastuksissa myös koskialueen alaosasta (Liminkaoja 2).

Liminkaojan 1970-luvulla aloitetuissa pH-mittauksissa alimmat arvot ovat olleet yli 5,5 vuoteen 2006 saakka, jolloin pienin mitattu arvo oli 5,2.



Kuva 10. Liminkaojan sähkökalastussaaLiit (RCTL).

### 3.4 Johtopäätökset

Vuoden 2006 happamoituminen vaikutti tutkimusalueen jokien kalastoon vaihtelevasti. Liminkaojalla vaikutuksia ei ollut havaittavissa. Pyhäjoella ja Olkijoella kalasto kärsi, mutta palautuminen alkoi jo vuonna 2009. Hitainta elpyminen on ollut Siikajoella sekä Piehinkijoella ja Majavaojalla. On mahdollista että viimeksi mainituista paikallinen koskikalasto on hävinnyt kokonaan. Salo & Paksuniemi (2010) arvioivat Siikajoella Pöyryn alapuolisten kohteitten alhaisten kivisimppujen ja kivenuoliaisten tiheyksien syyksi joella tehtyjä kunnostuksia. Todennäköinen syy on kuitenkin syksyn 2006 pH-ongelmat, varsinkin kun kunnostukset aloitettiin vasta vuoden 2009 sähkökalastusten jälkeen. Pattijoelta ja Haapajoelta ei ole riittävästi sähkökalastustuloksia vertailun tekoon.

Mahdollisia aikaisempia happamoitumisen aiheuttamia kalastotuhvoja ei sähkökalastusten ja pH-mittausten perusteella pysty varmasti havaitsemaan. Aiemmat todetut alhaiset pH-arvot Pyhä- ja Siikajoelta ovat 1960-luvulta. On kuitenkin mahdollista että varsinkin pienemmillä joilla on ollut happamuusongelmia myöhemmin, koska Piehinkijoelta puuttui jo 1990-luvulla kivenuoliainen ja Majavaojalta kivisimppu. Myös lajimäärät ja paikalliskalojen tiheydet ovat olleet alhaisia useilla pienillä joilla. Sutelan ym. (2010) mukaan Keski-Suomen ja Pohjanmaan sähkökoekalastuksissa kalattomien koalueiden osuus oli 4,4 %, kun pH oli yli 6. Vastaavasti pH:n ollessa alle 6 kalattomia paikkoja oli 38,2 %. CATERMASS-projektin yhteydessä tehtyjen sähkökalastusten perusteella herkkiä lajeja (taimen, harjus, kivisimppu) ei saatu alueilta, missä keskimääräinen pH oli alle 6 ja kaikkein happamimmat joet (keskimääräinen pH 4,55) olivat kalattomia (Vehanen ym. 2012).

Tutkimusalueen jokien taloudellisesti merkittävin saalislaji on nahkiainen. Sen on todettu olevan herkkä happamoitumiselle. Aikuiset nahkiaisat alkavat kuolla pH-arvossa 5 ja kolmen päivän altistaminen pH 4:lle on niille tappava (Mattsoff & Nikinmaa 1988). Jo pH-arvo 5,5–5,0 metallien, erityisesti raudan määrästä riippuen, heikentää nahkiaisten mädin kuoriutumistulosta ja toukkien eloonjäämistä (Myllynen ym. 1997). Siikajoen nahkiaistoukkatiheydet putosivat vuonna 2009 noin neljäsosaan vuosikymmenen alkuun verrattuna ja osa ikäluokista puuttui kokonaan (Salo & Paksuniemi 2010). Syyksi arvioitiin kudulle nousseiden nahkiaisen määrän laskua vuosina 2004–2007, mutta osasyynä on varmasti myös vuosien 2006–2007 pH-ongelmissa. Muilla alueen joilla ei nahkiaistoukkakartoituksia ole tehty vuoden 2006 jälkeen.



### 3.5 Kirjallisuus

- Appelberg, M. 1998. Restructuring of fish assemblages in Swedish lakes following amelioration of acid stress through liming. *Restoration Ecology* vol. 6 no. 4: 343–352
- Heikkinen, M-L. 2007. Olkijoen happamoitumiseen liittyvä kuormitusselvitys. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 6 s.
- Hudd, R., Leskelä, A., Kjellman, J., Rahikainen, M. & Karås, P. 1994. Effects of episodic acid runoff on the abundance of fish fry of spring spawning fish species and the perch (*Perca fluviatilis* L.) stock in the estuary of the River Kyröjoki. Teoksessa: Müller, R. & Lloyd, R. Sublethal and chronic toxic effects of pollutants on freshwater fish. Cambridge. s. 301–310.
- Hudd, R., Kjellman, J. & Urho, L. 1996. The ingrease of coincidence in relative year-class strengths of coastal perch (*Perca fluviatilis* L.) stocks in the Baltic Sea. *Ann. Zool. Fennici* 33: 383–387
- Hudd, R. & Kjellman, J. 2002. Bad matching between hatching and acidification: a pitfall for the burbot, *Lota lota*, off the river Kyrönjoki, Baltic Sea. *Fisheries Res.* 55: 153–160.
- McWilliams, P. G. 1980. Effects of pH on sodium uptake in Norwegian brown trout (*Salmo trutta*) from an acid river. *J. Exp. Biol.* 88: 259–267.
- Mattsoff, L. & Nikinmaa, M. 1988. Effects of external acidification on blood acid–base status and ion concentrations of lamprey. *J. Exp. Biol.* 136: 691–703.
- Myllynen, K., Ojutkangas, E. & Nikinmaa, M. 1997. River water with high iron concentration and low pH causes mortality of lamprey roe and newly hatched larvae. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 36: 43–48.
- Peuranen, S., Vuorinen, P.J., Vuorinen, M. & Hollender, A. 1994. The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of brown trout (*Salmo trutta*). *Ann. Zool. Fennici* 31: 389–396.
- Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto. 1991. Siikajoen kalataloustarkkailu v. 1990. 26 s. + liitteet
- Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto. 1984. Siikajoen vesistön kalataloustarkkailu v. 1983. 21 s. + liitteet.
- Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto. 1989. Siikajoen vesistön kalataloustarkkailu v. 1988. 27 s. + liitteet.
- Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto. 1994. Siikajoen vesistön kalataloustarkkailu v. 1993. 37 s. + liitteet.
- PSV-Maa ja Vesi Oy. 1998. Siikajoen vesistön kalataloustarkkailu v. 1997. 31 s. + liitteet.
- Salo, J. & Paksuniemi, S. 2010. Siikajoen yhteistarkkailu. Osa II: Kalataloustarkkailu 2009. Lapin vesitutkimus Oy. 34 s. + liitteet.
- Sutela, T., Vehanen, T. & Jounela, P. 2010. Response of fish assemblages to water quality in boreal rivers. *Hydrobiologia* 641: 1–10.
- Sutela, T., Vuori, K-M., Louhi, P., Hovila, K., Jokela, S., Karjalainen, S. M., Keinänen, M., Rask, M., Teppo, A., Urho, L., Vuorinen, P. & Österholm, P. 2012. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa. Suomen ympäristö 14/2012. 61 s.
- Tammi, J., Lappalainen, A. & Bergman, T. 2003. Water quality and fish populations of acid sensitive waters in the Vätsäri area, north-eastern Finland: responses to reduced sulphur emissions from the Kola Peninsula, Russia, in the 1990s. *Boreal Env. Res.* 8: 1–7.

Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T. & Vuorinen, M. 1988. Happaman laskeutuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1987. Monistettuja julkaisuja 84. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. 103 s.

Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M. & Niemelä, E. 1990. Happaman laskeutuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Kalantutkimuksia 8, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. 97 s.

Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S. & Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeutuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. Suomen Kalatalous 57, 44 s.

Vehanen, T., Vuori, K-M., Sutela, T., Aroviita, J., Karjalainen, S-M. & Teppo, A. 2012. Impacts of acid sulfate soils on river biota in Finnish rivers. 7<sup>th</sup> International acid sulfate soil conference in Vaasa, Finland 2012. Towards harmony between land use and the environment. Österholm, P., Yli-Halla, M. & Edén, P. (toim.). Geologian tutkimuskeskus. Opas 56.

Vuorinen, P.J., Vuorinen, M. & Peuranen, S. 1990. Long-term exposure of adult whitefish (*Coregonus wartmanni*) to low pH/aluminium: Effects on reproduction, growth, blood composition and gills. Teoksessa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 941–961.

Vuorinen, P.J., Keinänen, M., Peuranen, S. & Tigerstedt, C. 1998. Effects of iron, aluminium, dissolved humic material and acidity on grayling (*Thymallus thymallus*) in laboratory exposures, and a comparison of sensitivity with brown trout (*Salmo trutta*). Boreal Env. Res. 3: 405–419.

---

## 4 Säätokastelun ja säätösalaajituksen mahdollisuudet alunamailta tulevan happaman vesistökuormituksen hillitsemiseen Pohjois-Pohjanmaalla

---

Raija Suomela<sup>1</sup>, Markku Yli-Halla<sup>2</sup>, Jaakko Auri<sup>3</sup>, Erkki Joki-Tokola<sup>1</sup> ja Sirkka Luoma<sup>1</sup>

1 MTT, Kotieläintuotannon tutkimus, Tutkimusasemantie 15, 92400 Ruukki, etunimi.sukunimi@mtt.fi

2 Helsingin yliopisto, Maaperä- ja ympäristötiede, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, mylihall@mappi.helsinki.fi

3 Geologian tutkimuskeskus, Länsi-Suomen yksikkö, PL 97, 67101 Kokkola, jaakko.auri@gtk.fi

### 4.1 Johdanto

Pohjois-Pohjanmaalla sijaitsevalla Siikajoen valuma-alueella on paljon happamia sulfaattimaita eli alunamaita. Geologian tutkimuskeskuksen kartoitusten mukaan Siikajoen valuma-alueella esiintyy jokiuoman läheisyydessä yleisesti peltoja, joilla pelkistyneitä rikkiyhdisteitä (sulfideja) sisältävä maakerros alkaa 1–1,5 metrin syvyydessä. Sulfidipitoiset maakerrokset tunnistaa yleensä helposti niiden sinisenmustasta, harmaan mustasta tai mustasta väristä, joka aiheutuu rautasulfidista (FeS ja FeS<sub>2</sub>).

Valuma-alueella vallitsevien metsä- ja maatalouselinkeinojen myötä alue on yleensä tehokkaasti ojitettu. Tehokas kuivatus on voinut johtaa rikkipitoisen pohjamaan hapettumiseen, mistä seuraa happamuuden ja metallien vapautumista valumavesiin. Kuten monissa muissakin länsirannikon joissa, Siikajoen vedenlaatu on riippuvainen edeltävän kesän sääolosuhteista. Kuivana kesänä maa kuivuu syvältä, ja sulfidien hapettuminen on tavanomaista runsaampaa, jolloin syysateet huuhtovat maaperästä runsaasti happamuutta ja veteen liuenneita metalleja vesistöihin. Tällainen vesien eliöille haitallinen kuormitus on pahimmillaan johtanut jopa kalakuolemiin.

Maanomistajat ja maankäytön ammattilaiset ovat törmänneet sulfaattimaiden problematiikkaan lähinnä tuotannollisesta näkökulmasta – sulfaattimaa on vaatinut kunnostamisen (peruskuivatus, vahva kalkitus), minkä jälkeen siitä on saatu erittäin tuottavaa viljelymaata. Tehokkaan kuivatuksen välttämättömyys tällaisilla mailla on ollut hyvin tiedossa, sillä rannikon alavilla mailla kasvittomat alunalaikut, joissa veden kapillaarinen nousu on tuonut sulfidien hapettumistuotteita maan pintaan saakka, on aiemmin ollut tuttu näky. Sulfaattimaiden kuivattamisen vesistövaikutuksista ei paikallisilla ihmisillä ole ollut juurikaan tietoa.

Sulfaattimaiden ominaisuuksia ja sulfaattimaan kuivatuksen vaikutusta valumavesien laatuun on tutkittu jo 1900 -luvun alusta lähtien Suoviljelyyhdistyksen aloittamana (Harmanen 2007). Salaojajen menetelmien vaikutusta happaman vesistökuormituksen ehkäisijänä on aiemmin testattu mm. Tupoksen (Palko 1988), Mustasaaren ja Ilmajoen (Joukainen & Yli-Halla 2003, Bärlund ym. 2005) ja Söderfjärdenin (Uusi-Kämpä 2013) koekentillä. Kokeissa on käytetty erilaisia ojitusmenetelmiä, ja sulfidikerrosten esiintymissyvyys on vaihdellut.

Tupoksen koekentällä tutkittiin vuosina 1984–1987 tavanomaisen tai matalan salaojituksen ja avo-ojituksen vaikutusta valumaveden laatuun sekä pintakalkituksen ja turpeen lisäämisen vaikutusta pellon satoisuuteen (Palko 1988). Tupoksen koekenttä oli käytännössä uudisraivausalue, jonka pintamaa oli turvetta, ja sulfidipitoinen hiesukerros alkoi jo 30 cm syvyydellä. Alue oli siis kokeen alussa happamuuden suhteen lähes täysin potentiaalisessa tilassa, ja se sijaitsi vain yhden metrin merenpinnan yläpuolella (mpy).

Mustasaaren ja Ilmajoen koekentillä tutkittiin vuosina 1998–2002 kalkkisuodinojituksen, säätösalaajituksen ja näiden yhdistelmien vaikutusta valumaveden laatuun happamilla sulfaattimailta (Joukainen ja Yli-Halla 2003, Bärlund ym. 2005). Verranteena molemmissa kokeissa oli tavanomainen salaojitus. Mustasaaren tutkimuskenttä oli merenpinnan tasolla, ja se oli otettu viljelyyn pengerryksen avulla 1950 -luvulla.

Sulfidipitoinen kerros maassa alkoi noin 1,0 metrin syvyydellä. Ilmajoen kenttä oli noin 47 m mpy, oli ollut viljelyssä yli 100 vuotta ja salaojitettuna 1930 -luvulta lähtien. Sulfidipitoinen kerros oli noin 200 cm syvyydellä maanpinnasta. Mustasaaren kentällä ruudut olivat pieniä (24 m x 30 m) ja ne oli erotettu toisistaan maahan kaivetun muovin avulla. Ilmajoella ruudut olivat suuria, eikä niitä ollut erotettu muovilla.

Vaasan seudulla Söderfjärdenin koekentällä testattiin säätökastelun, säätösalaajituksen ja tavanomaisen salaojituksen vaikutuksia pohjavedenpinnan tasoon ja valumaveden laatuun vuosina 2010–2012 (Uusi-Kämpä ym. 2013). Koealueen pintamaalaji oli multavaa hiuetta ja sulfidipitoinen kerros alkoi noin 1,5 m syvyydellä.

Söderfjärdenillä testatut menetelmät (säätökastelu, säätösalaajitus ja tavanomainen salaojitus), tutkimuksen ajankohta ja sulfidin esiintymisen syvyys (noin 1,5 m maanpinnasta) olivat samat kuin nyt raportoitavan Ruukin koekentän vastaavat ominaisuudet. Paikkakuntien välillä oli kuitenkin koekenttien maantieteellisen sijainnin lisäksi eroja ojitus- ja tutkimusmenetelmien käytännön toteuttamisessa: Söderfjärdenillä ojituslohkot oli eristetty sekä toisistaan että peltolohkon ulkoreunoilta maan sisään asennetulla sulfidikerrokseen saakka ulottuvalla muovilla, kun taas Ruukissa tällaista muovia ei asennettu. Kastelu toteutettiin Söderfjärdenin kentällä kertaluonteisesti, kun Ruukissa kastelu oli lähes jatkuvaa ja pohjavedenpintaa pidettiin selvästi sulfidikerroksen yläpuolella.

Ruukin koekentällä testattiin ojitusmenetelmien lisäksi kuonakalkituksen vaikutusta juuri salaojitettun sulfaattimaan sadontuottokykyyn. Ruukin koekenttä sijaitsi alueelle hyvin tyypillisellä sulfaattimaalla noin 45 metriä mpy.

Ruukin koekentän tulokset toivat valtakunnallisesti tärkeää lisätietoa säätökastelun ja säätösalaajituksen mahdollisuuksista hillitä hapanta vesistökuormitusta. Tutkimus toi alueellisesti merkittävää tietoa paikallisille maanomistajille ja viranomaisille kohtuullisen pitkän viljelyhistorian omaavan sulfaattimaapohjaisen pellon ominaisuuksista happaman vesistökuormituksen aiheuttajana.

## 4.2 Aineisto ja menetelmät

MTT Ruukin tutkimusasemalle (N 64° 41,2', E 25° 5,3') perustettiin syksyllä 2009 koealue, jossa testattiin vuosien 2010–2012 ajan erilaisten salaojamenetelmien vaikutusta pelloilta poistuvan veden laatuun ja maan viljelyllisiin ominaisuuksiin. Koealue (kuva 1) sijaitsee Siikajoen läheisyydessä noin 45 m mpy, ja koealueen maaperä on alueelle tyypillistä sulfaattimaata. Testilohkon kyntökerros on erittäin runsasmul-taista karkeaa hietaa tai multamaata (orgaanisen aineksen pitoisuus keskimäärin 18 %), ja pohjamaa on pääasiassa hienoa hietaa tai hiesusavea. Noin 100 vuotta viljelyssä olleen peltolohkon hapettumaton sulfideja sisältävä maakerros alkaa nykyisin yleensä 1,3–1,6 m syvyydellä maanpinnasta.

Testattavat ojitusmenetelmät olivat 1) säätökastelu, jossa pohjavedenkorkeus pyrittiin kasvukaudella pitämään kastelun avulla korkealla, 2) säätösalaajitus, jossa pohjavettä padottiin salaojaverkostossa ja 3) tavanomainen salaojitus ilman veden patoamista. Kukin ojituslohko oli kooltaan noin 2 ha. Ojitus- ja kastelun syvyys oli noin 1,3 m, mikä on selvästi syvempi kuin alueella tyypillinen 1,0 m ojasyvyys. Ojituksen haluttiin selvästi ulottuvan ongelmalliseen pohjamaahan. Oli myös tarkoituksenmukaista tehdä tehokas ojitus, koska lohkoilla oli aiemmin ollut selkeitä vesitaloudellisia ongelmia. Imuojien väli oli säätösalaajitusalueella ja tavanomaisesti ojitetulla alueella 10 m ja säätökastelualueella 8 m tasaisen kasteluveden jakautumisen varmistamiseksi. Peltolohkon alimman kohdan (kastelualueella) ja ylimmän kohdan (tavanomaisesti salaojitettu alue) kaltevuusero oli 0,14 astetta (korkeusero 0,69 m). Koekentän korkeusero vierellä virtaavaan Siikajokeen oli jopa 3 m (visuaalinen arvio).

Säätökastelualueella kasteluvesi pumpattiin Siikajoesta teholtaan 400 W uppopumpulla ojituslohkon yläosassa olevaan kastelualtaaseen (30 m<sup>3</sup>). Erittäin kuumana ja kuivana kesänä 2010 kastelua tehostettiin hetkellisesti kiinteällä sähköpumpulla (22 kW). Kasteluvesi siirtyi kastelualtaasta ns. jakokaivon kautta säätösalaajiverkostoon. Säätökastelualueen pohjaveden korkeus pyrittiin pitämään kastelun avulla lähellä alueen säätökaivon padotuskorkeutta, noin 80–90 cm maanpinnasta. Kastelualueella vettä padottiin ojitus- ja kastelun syvyydellä siis noin 50 cm korkeassa maakerroksessa. Kastelu ajoitettiin yleensä virtalähteeseen liitettyllä ajastimella, ja kastelu-aika suunniteltiin sääennusteiden perusteella. Vuonna 2010 kasteluvesimäärä mitattiin kasteluputkeen liitetyllä vesimittarilla, joka itse asiassa hieman heikensi pumppaustehoa, mutta vuonna 2011 vesimäärä arvioitiin pumpun keskimääräisellä tuotolla ja sen tarkalla käyttöajalla. Kastelu-

alueella mahdollinen kasvukauden aikainen ylivirtaama ohjattiin pumppukaivoon, josta se pumpattiin takaisin kastelualtaaseen (ns. kuivatusveden kierrätys). Kasvukauden ulkopuolella ylivirtaama ohjattiin laskuaukkokaivon kautta pois peltoalueelta.

Säätöojitusalueen padotuskorkeus oli 70–80 cm maanpinnasta. Säätöalueen ylivirtaama ohjattiin säätökaivosta laskuaukon kautta pois pellolta. Säätöalueella ei ollut kuivatusveden kierrätysmahdollisuutta tai salaojakastelua. Kevään 2010 jälkeen säätökastelun ja säätösalaajitusalueen padotukset pidettiin jatkuvasti (myös talvikaudet) päällä. Syksyn 2011 ylivirtaamakauden jatkuttua tammikuulle todettiin, ettei talviaikaisesta padotuksesta todennäköisesti ollut haittaa, ja säädöt jätettiin odottamaan kevään ylivirtaamaa. Myöhemmin nähtiin järkevänä pitää padotus säädetyllä kohtuullisella tasolla vuosien yli, jottei padotus myöhästytä tai ettei sitä unohdeta hoitaa. Säätöojitusalueella ylivirtaama-aikoina vettä patoutui peltomaassa noin 60 cm korkeassa maakerroksessa.

Ylivirtaaman määrää mitattiin sekä kastelu- että säätöojitusalueelta aluksi käsin astiamenetelmällä, mutta myöhemmin pumppaamalla ylivirtaamavesi uppopumpulla vesimittarin läpi. Tavanomaisesti salaajitetulla alueella virtaamamittaus oli koeteknisistä syistä haasteellista, eikä hankkeen aikana kyseiseltä ojitusalueelta saatu luotettavia virtaamatuloksia; tällä alueella esiintyi ajoittain tulvaa piiriojiin kertyvän veden takia.

Pohjavedenpinnankorkeutta mitattiin salaajakaivoista TruTrack WT-HR pinnankorkeusloggereilla 15 tai 30 minuutin pinnankorkeushavaintojen keskiarvoina sekä arkipäivisin (1 mittaus /vrk) käsin mittaamalla. Loggerien mittaustuloksia tarkistettiin ja tarvittaessa täydennettiin käsimitaustulosten perusteella. Tilanteissa, joissa pohjavedenpinta meni ojitussyvyyttä alemmas, pohjaveden todellista korkeutta ei tiedetty. Tällainen tilanne vallitsi suurimman osan aikaa tavanomaisesti salaajitetulla alueella.

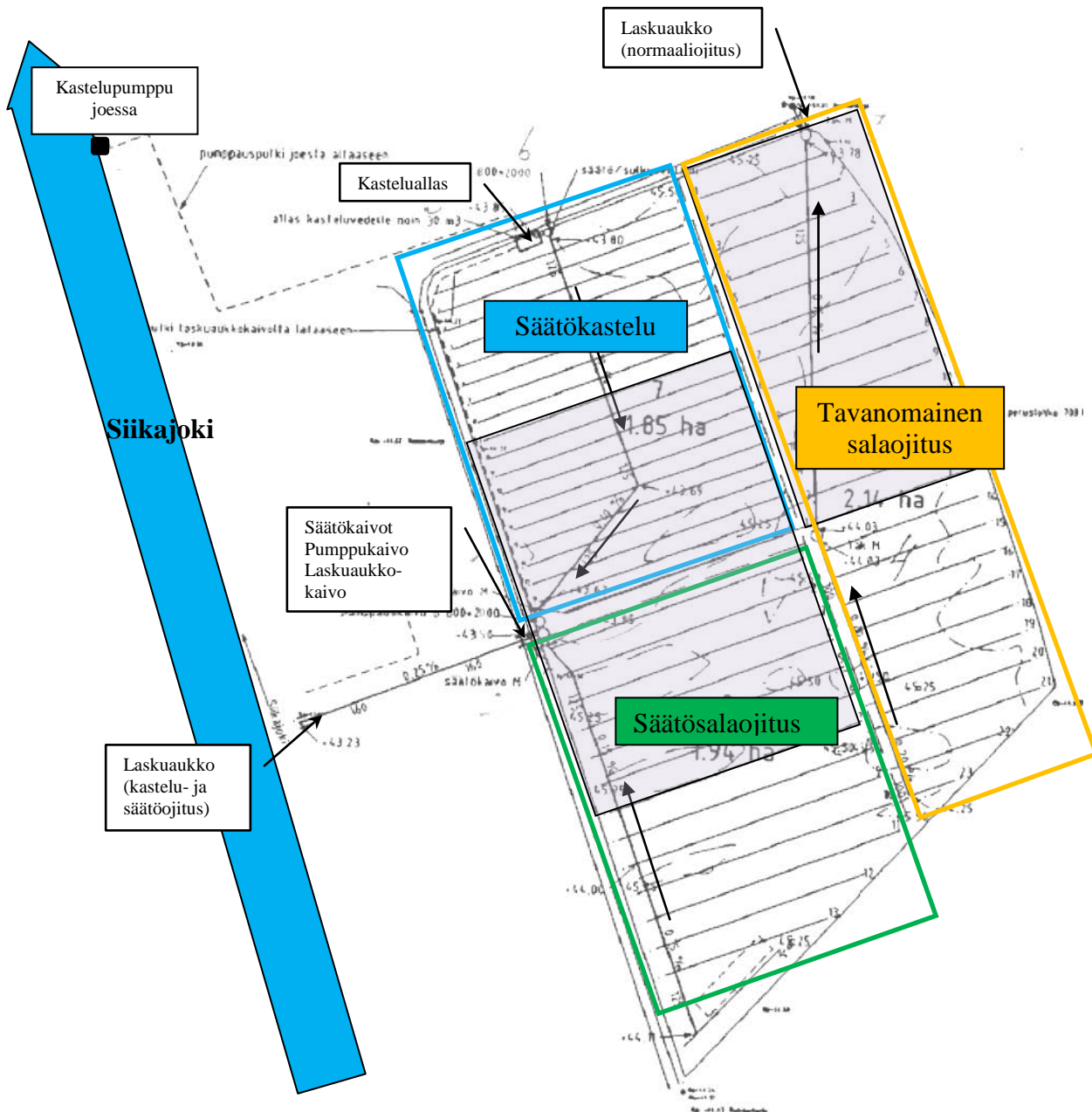
Veden pH mitattiin salaajakaivoista kannettavalla pH-mittarilla (FennoLab Multi 3410). Mittaus tehtiin kerran päivässä keväällä ja syksyllä virtaamien ollessa voimakkaimmillaan ja 2-3 kertaa viikossa keski-kesällä ylivirtaamien päätyttyä. Salaajakaivoista pyrittiin mittaamaan pH myös pH-loggereiden (TruTrack PH-HR) avulla, mutta ilmeisesti veden erittäin matalan pH:n, korkean suolapitoisuuden (johtoluvun) ja metallipitoisuuksien takia loggerit alkoivat hyvin nopeasti antaa epäluotettavia tuloksia ja /tai lakkasivat toimimasta kokonaan. Loggereiden tuloksia ei pystytty hyödyntämään koejaksolla lainkaan.

Vesinäytteitä otettiin salaajakaivoista huhtikuun ja joulukuun välisenä aikana. Voimakkaimman ylivirtaama-aikaan näytteenottotiheys oli jopa yksi näyte viikossa, mutta virtaaman ollessa vähäisempää näytteenottotiheys oli noin kerran kuukaudessa. Näytteet otettiin 0,5 l muoviasioihin ja niistä analysoitiin Suomen Ympäristöpalvelussa sähkönjohtavuus, pH, alkaliniteetti ja asiditeetti sekä sulfaatti-, alumiini-, rauta-, koboltti- ja mangaanipitoisuudet (menetelmäkuvaukset liite 1a).

Koekentällä mitattiin myös ojitusmenetelmien vaikutusta alueelta saatavaan satoon. Samalla testattiin ojituksen yhteydessä tehdyn kuonakalkituksen vaikutusta saataviin satotuloksiin. Keväällä 2010 ennen kylvömuokkauksia levitettiin kynökselle teräskuonaa (liite 1b) n. 9 t /ha puolelle kunkin ojitusalueen pinta-alasta. Kolme pääruutua sadonmäärittämisessä olivat siis ojitusmenetelmät, ja osaruudut olivat “ei kalkitusta” ja “kalkitus”. Koevuosien lannoitukset toteutettiin ympäristökäytöjen lannoitussuosituksen mukaisesti (liite 1c). Vuonna 2010 ohrasato puitiin tarkasti mitatuilta 0,5 ha alueilta talouspuimurilla ja viljakuormat punnittiin kuormavaa’alla. Vuoden 2011 kokoviljasadot ja vuoden 2012 kaksi nurmisatoa punnittiin korjuun yhteydessä Haldrup-koeruutuniittokoneella. Kyseisinä vuosina kunkin koejäsenen alalta niitettiin neljä kertaa noin 20 m<sup>2</sup> alue satomääritystä varten. Tarkka sadonkorjuualue määritettiin mittaamalla korjuualue tarkasti käsimitalla heti niiton jälkeen. Sadon laatua kuvaavia muuttujia määritettiin Suomen Ympäristöpalvelussa seuraavasti: kuiva-aine-, typpi-, fosfori-, kalium-, kalsium-, magnesium-, rikki-, mangaani-, koboltti- ja nikkelpitoisuudet (g kg ka<sup>-1</sup>).

Kuonakalkituksen vaikutuksia maahan selvitettiin syksyisin eri syvyyksistä otettujen maanäytteiden avulla. Näytteenottosyvyydet maanpinnasta olivat 0–10 cm, 10–25 cm ja 25–50 cm. Maanäytteistä tehtiin Suomen Ympäristöpalvelussa viljavuusanalyysin perustutkimus: pH, johtoluku (10\*mS cm<sup>-1</sup>) ja happamaan (pH 4,65) ammoniumasetaattiliuokseen uuttuva fosfori, kalium, rikki, kalsium, ja magnesium (mg l<sup>-1</sup>maata). Lisäksi analysoitiin alumiini-, rauta- ja mangaani pitoisuudet (mg l<sup>-1</sup>maata) käyttäen ammoniumasetaatti/EDTA (0,02 M) -uuttoa.





**Kuva 1.** Salaojamenetelmien vertailukenttä, jossa oli kolme eri kuivatusmenetelmää sekä kyseisten alueiden sisällä jako kuonakalkittuun (harmaa alue) tai kalkitsemattomaan alueeseen.

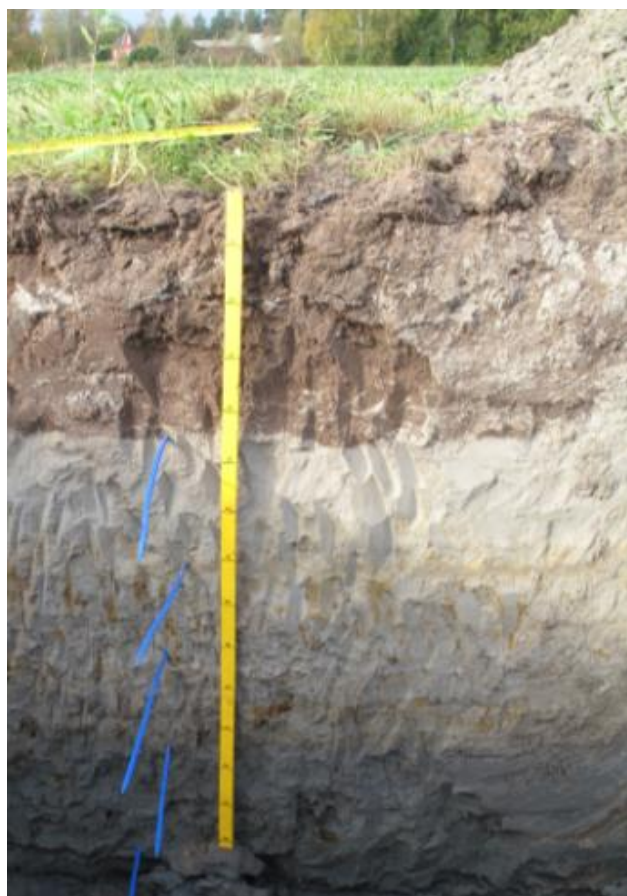
Geologian tutkimuskeskus tutki koelohkon maaperää tekemällä yhteensä 10 kpl maaperäkairausta kasvu-kausien 2009 ja 2012 aikana. Näytteenotto- /kairaustiheys oli siis noin 1,7 kairausta hehtaarille. Kolmen metrin syvyyteen kairatut profiilinäytteet jaettiin 20 cm osanäytteisiin. Maan pH mitattiin heti maastossa (pH(m)), ja laboratoriossa määritettiin näytteiden kokonaisrikkipitoisuus (S(tot) %) liuottamalla näyte kuningasveteen ja mittaamalla rikkipitoisuus plasmaemissiospektrometrillä (ICP-OES).

Vuonna 2012 profiilinäytteistä määritettiin pH myös inkubaation jälkeen (pH(i)). Inkubaatiossa maanäytteitä pidettiin kosteina hapellisissa oloissa 8–16 viikkoa, jolloin niissä mahdollisesti oleva sulfidimuotoinen rikki hapettui, mikä saa aikaan pH:n laskun. Inkuboinnin jälkeen mitattuja pH-arvoja verrattiin maastossa mitattuihin pH-arvoihin. Mikäli pH oli laskenut neljään tai alle ja pudotusta on tapahtunut vähintään 0,5 yksikköä, voitiin näytteissä todeta esiintyvän sulfideja ja maaperä luokitella happamaksi sulfaattimaaksi. Happamaksi sulfaattimaaksi luokitellun maan hapettumattoman sulfidirikkipitoisen kerroksen kokonaisrikkipitoisuuden tuli olla  $\geq 0,2$  % kuivapainosta. Maalajit määritettiin aistinvaraisesti ja nimettiin RT-luokituksen mukaisesti.



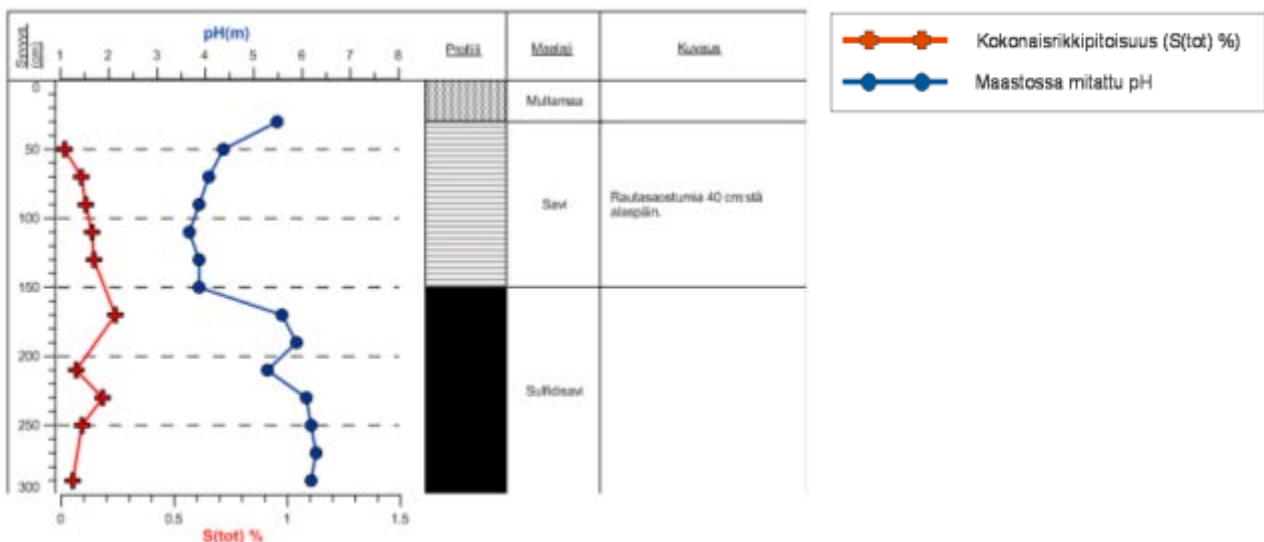
Testilohkojen tarkka kartoitus paljasti, että hapettumattoman sulfidikerroksen ja happaman maakerroksen esiintyminen voivat vaihdella paljon, vaikka pelto olisi tasainen muodoltaan ja samanlainen ojitus- ja viljelyhistorialtaan. Tavanomaisesti salaojitettujen alueen pohjamaa poikkesi selvästi säätökastelu- ja sää- tösalaajituslohkoista niin, että maaperän kokonaisrikkipitoisuudet olivat tavanomaisesti salaojitettulla alueella aina säätökastelu- ja säätojitusaluetta selvästi pienemmät (kuvat 3 ja 4). Lisäksi hapettumaton sulfidikerros havaittiin tavanomaisella ojituslohkolla vain alueen keskiosassa kairatussa näytteessä. Oji- tusalueen ulkoreuna (noin puolet tavanomaisen ojitusalueen alasta) olikin todennäköisesti syvälle hapet- tunut. Kyseisen alueen maaprofiilissa ei havaittu hapettumatonta sulfidikerrosta lainkaan, mutta minimi pH:ksi mitattiin noin 100 cm syvyydellä pH hieman alle 4. Tämä alhainen pH kertoo siitä, että maassa on todennäköisesti ollut jonkin verran sulfidia mutta se on jo kokonaan hapettunut ja hapettumistuotteet ovat huuhtoutuneet pois. Tämä lohko sijaitsi kauempana joesta ja maastossa hieman ylempänä kuin kaksi muuta koelohkoa, mikä selittää myös maaperän ominaisuuksissa havaitun eron.

Säätökastelu- ja säätojalohkoilla hapettumaton sulfidikerros alkoi yleensä noin 160 cm syvyydellä (kuvat 5 ja 6). Salaojituksen yhteydessä syksyllä 2009 selvisi, että tällainen kerros saattoi kyseisillä oji- tusalueilla tulla vastaan paikoin jo alle 150 cm maan pinnasta. Säätökastelu- ja säätojitusalue olivat maaprofiileiltaan kohtuullisen samanlaisia, vaikka esimerkiksi kastelualueella maan kokonaisrikkipitoi- suus oli yleensä hieman suurempi kuin säätojitusalueella. Säätojalueen ja Siikajoen väliselle pellolle kai- vettiin 18.9.2013 noin kahden metrin syvyinen kuoppa, jossa häiriintymätöntä maaprofiilia päästiin tut- kimaan (kuva 2). Tässä, säätojalueen alaosa edustavassa kohdassa sulfidia alkoi esiintyä suurten maa- kokkareiden sisällä 120 cm:n syvyydestä alkaen, vaikka sulfidi oli jo hapettunut kokkareiden pintaosista, jotka olivat usein ruostesaostumien verhoamat. Peltolohkon vanha, noin 110 cm syvyyteen ulottuva tiili- putkiojitus ei ilmeisesti ollut johtanut maan läpikotaiseen kuivumiseen ojitussyvyyden alapuolella. Maas- sa esiintyi vaaleankeltaista jarosiittia,  $KFe_3+3(OH)_6(SO_4)_2$ , 95–120 cm syvyydessä. Tämä happamille sulfaattimaille diagnostinen mineraali esiintyy yleensä maan happamimmassa kerroksessa, mikä näyttää nytkin pitävän paikkansa (vrt. kuva 4). Maassa esiintyi harvakseltaan kuivumisen aiheuttamaa halkeilua aina 150 cm:n syvyyteen saakka.

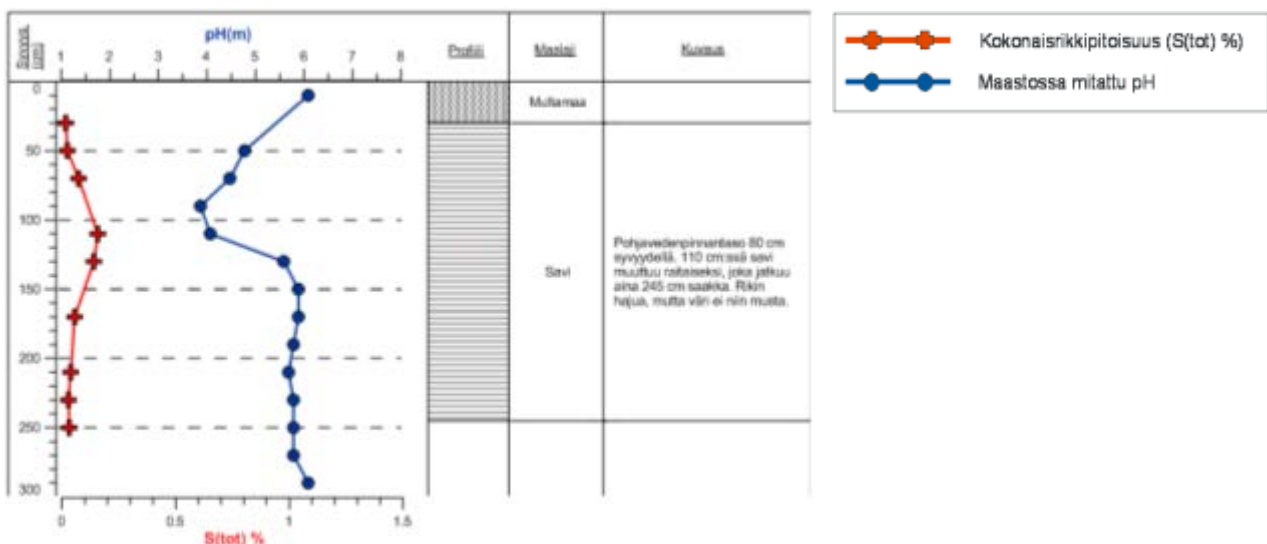


**Kuva 2.** Maaprofiili säätojalueen alaosa edustavassa kohdassa 18.9.2013. Sulfidia esiintyi suurten maa- kokkareiden sisällä 120 cm:n syvyydestä alkaen.

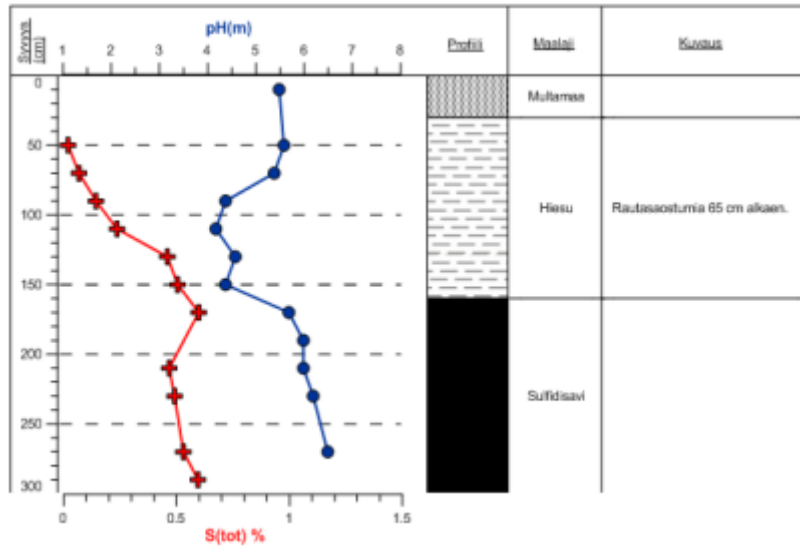
MTT:n vuonna 1992 ottamista maanäytteistä selviää, että jankon yläosan (30–40 cm maanpinnasta) pH oli tuolloin 3,4. Tällaisesta todella matalasta pH-arvosta voi päätellä pellon olleen hyvin märkä hyvin pitkään ennen 1980-luvulla tehtyä (tiiliputki)salaojitusta, ja että ennen 1980-luvun salaojitusta sulfideja on ollut hyvinkin voinut esiintyä lähempänä kuin 1 m maan pinnasta. Nykyinen maaprofiili testilohkolla ja testilohkon lähettyvillä sijaitsevilla peltolohkoilla, joissa hapettuminen on edennyt noin 150 cm syvälle, on siis todennäköisesti muodostunut pitkälti viimeisten 20 vuoden aikana (kuvat 5–7). Esimerkiksi Li-mingan Tupoksessa, jossa sijaitsi 1980-luvulla sulfaattimaiden kuivatustutkimusta varten tehty koekenttä, sulfidikerrokset alkoivat vain 30–65 cm syvyydellä (Yli-Halla 1997).



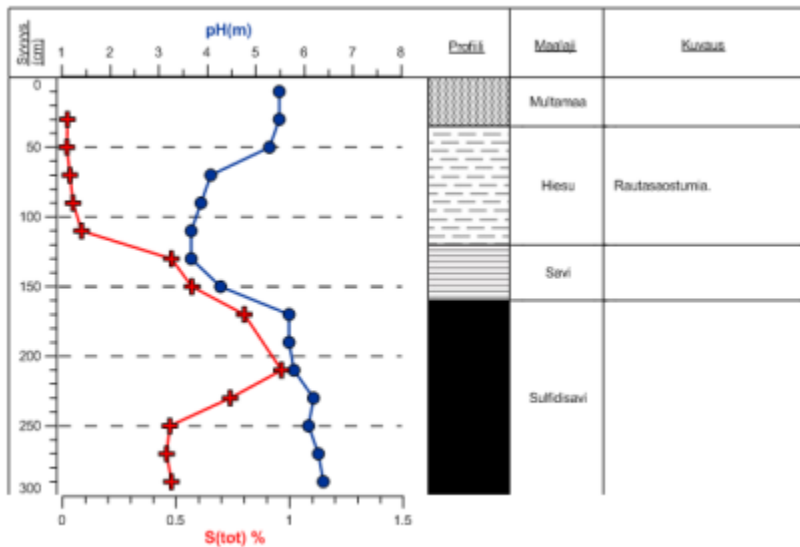
**Kuva 3.** Maaprofiili tavanomaisen salaojitusalueen keskiosasta, läheltä säätökastelu- ja säätöojitusalueiden rajaa. Sulfidikerros alkoi noin 1,5 metrin syvyydellä maanpinnasta. Tavanomaisella ojitusalueella rikkipitoisuus (S(tot)) oli säätökastelu- ja säätöojitusalueita selvästi pienempi.



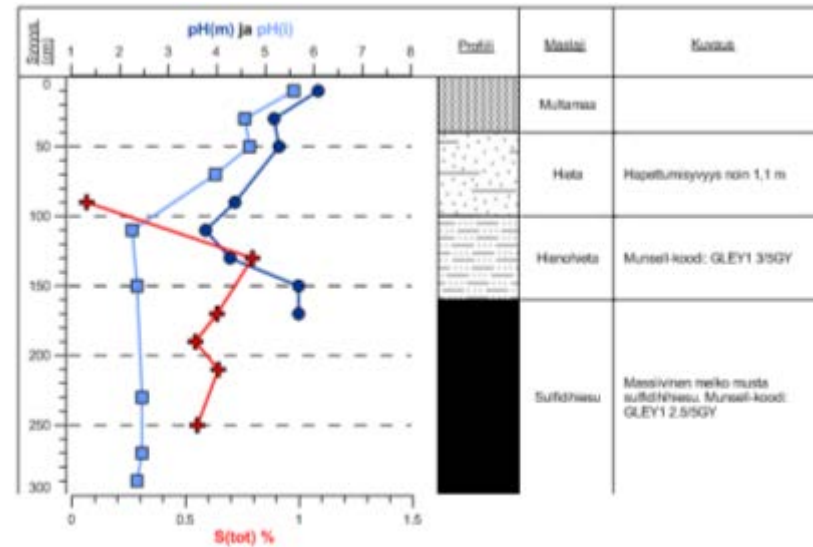
**Kuva 4.** Tavanomaisesti salaojitetun alueen yläosan 3 metrin syvyyteen ulottuvassa maaprofiilissa sulfidia ei löytynyt lainkaan. Maastossa mitattu pH (pH(m)) oli kuitenkin erittäin matala (3,8) noin 100 cm syvyydellä.



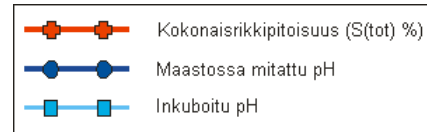
5



6



7



**Kuva 5.** Maaprofiili säätokastelualueen ja säätojitusalueen välillä kuvasi laajimmin kyseisiä ojituslohkoja. Sulfidisavi alkoi noin 1,6 m syvyydellä.

**Kuva 6.** Maaprofiili säätokastelualueen alakulmasta paljasti pellon alavimpien osien sisältävän rikkiä selvästi enemmän kuin keski- tai yläosien.

**Kuva 7.** Testilohkon viereiseltä peltolohkolta vuonna 2012 kairattu profiili oli hyvin samanlainen säätokastelu- ja säätojitusalueen profiilien kanssa. Siinä näytteistä mitattu inkuboitu pH (pH(i)) oli todella alhainen noin metrin syvyydeltä alkaen.



**Kuva 8.** Hapettunutta ja hapettumatonta sulfaattipitoista maata n. 1,3–1,5 m syvyydessä MTT Ruukin koekentällä syksyllä 2009.

## 4.3 Menetelmien seurannan ja hoidon onnistuminen koejaksolla

### 4.3.1 Koevuosien sääolot

Sääolot eri vuodenaikoina ja erityisesti kasvukaudella vaikuttivat maan vesitalouteen ja olivat näin yhdessä ojitusmenetelmän kanssa keskeinen tekijä happaman kuormituksen ajoittumiselle ja määrälle. Koejakson sääolot vuosina 2010 ja 2011 olivat suosiolliset mahdolliselle sulfidin hapettumiselle, sillä kesäjaksot olivat erittäin kuivat (taulukko 1). Vuosi 2012 oli sateinen ja kylmä, eikä maa kuivunut edes viljelyn kannalta riittävästi.

**Taulukko 1.** Koevuosien 2010–2012 ja vertailukauden 1981–2010 keskilämpötilat ja sadesummat.

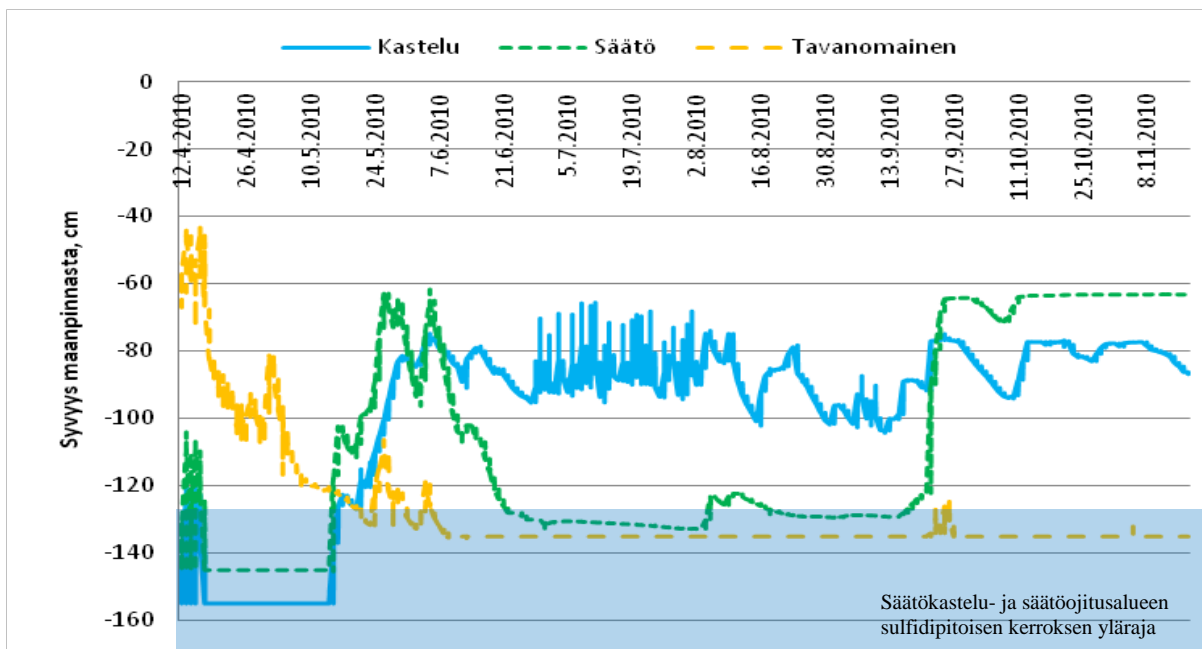
Kuukausi	Keskilämpötilat, °C				Sadesummat, mm			
	2010	2011	2012	1981-2010	2010	2011	2012	1981-2010
<b>Tammikuu</b>	-14,6	-8,8	-9	-9,3	10	43	24	38
<b>Helmikuu</b>	-12,3	-15,8	-11,3	-9,0	36	12	35	28
<b>Maaliskuu</b>	-6,6	-3,4	-2,3	-4,5	62	36	19	29
<b>Huhtikuu</b>	2,6	3,6	0,7	1,7	23	11	46	22
<b>Toukokuu</b>	10,9	8,6	7,9	7,9	24	29	65	42
<b>Kesäkuu</b>	12,1	15,7	11,8	13,1	35	53	76	50
<b>Heinäkuu</b>	18,6	18	16	15,9	59	64	74	77
<b>Elokuu</b>	13,6	14,3	13,5	13,5	72	86	83	71
<b>Syyskuu</b>	8,9	10,9	9	8,4	65	81	52	50
<b>Lokakuu</b>	3,8	5,2	2,9	3,1	37	59	84	52
<b>Marraskuu</b>	-5,7	2,0	0,2	-2,7	25	30	33	44
<b>Joulukuu</b>	-13,9	-0,3	-6,2	-7,0	14	71	29	37
<b>Huhtikuu-lokakuu</b>	10,1	10,9	8,8	9,1	315	383	480	349
<b>Koko vuosi</b>	1,4	4,2	2,1	2,6	462	575	616	540

### 4.3.2 Pohjaveden pinnankorkeus

Kasvukauden 2010 kastelujakso sekä säätökastelu- ja säätöojitusalueiden patoaminen aloitettiin kevätvirtaamien ollessa loppumassa 15. toukokuuta. Pohjaveden pinta ehti laskea hetkellisesti ojitussyvyyteen (kuva 9), mutta se saatiin nousemaan ojitussyvyyden yläpuolelle muutamassa päivässä kaivojen säätöjen ja kastelualueella kastelun toimiessa, eikä maaperän sulfidien hapettumista ehtinyt lyhyessä jaksossa todennäköisesti tapahtua lainkaan. Kastelualueen pohjaveden pinta pyrittiin pitämään korkealla keskimäärin 70–100 cm syvyydellä maanpinnasta pumpaamalla salaojaverkostoon jokivettä kesän kuivana jaksena toukokuun lopusta syyskuun alkuun saakka. Kasteluun suunniteltu 400 W uppopumppu osoittautui liian tehottomaksi lämpimän kesän aiheuttaman suuren haihdunnan vuoksi, ja kastelua tehostettiin käyttämällä uppopumpun ohella teholtaan 22 kW sähköpumppua. Kastelu lopetettiin syysateiden alettua 10.9.2010.

Pohjaveden pinnan korkeus säätöojitusalueella laski hyvin pian kevään voimakkaimman virtaamajakson jälkeen. Padotuksen alettua vedenpinta kuitenkin kävi vielä korkealla ennen varsinaisen kesän kuivuuden vaikutusta. Kesäkuun lopussa pohjavesi oli jo lähellä ojitussyvyyttä. Toukokuu oli ollut tavanomaista selvästi lämpimämpi ja saattoi nopeuttaa pellon kuivumista. Erittäin kuumaa ja kuivaa heinäkuun aikana pohjavesi kävi ojitussyvyydessä (noin 135 cm) säätöojituslohkolla, ja kuivuminen todennäköisesti ulottui lyhyen ajan sulfidipitoiseen maakerrokseen, sillä hapettumatonta sulfidia oli säätöojitusalueella paikoin lähempänä kuin 150 cm syvyydellä maanpinnasta. Elokuussa alkaneet saateet nostivat kuitenkin pohjaveden hieman ojitussyvyyden yläpuolelle. Varsinaiset syysateet alkoivat lokakuun puolivälissä ja nostivat pohjaveden säädettyyn noin 70 cm syvyyteen maanpinnasta. Padotuksen ansiosta alueelta poistuneen veden määrä oli vähäinen.

Tavanomaisen salaojituslohkon pohjaveden korkeus keväällä 2010 lähti laskemaan vasta, kun piiriojien kevään tulvatilanne ja huippuvirtaama vähenivät. Pohjavedenpinta laski ojitussyvyyden noin -130 cm alapuolelle kesäkuun alussa ja pysyi ojitussyvyyden alapuolella lähes koko kasvukauden. Todellista pohjavedenpinnan korkeutta ei pystytty mittaamaan, koska pellolle ei asennettu pohjavesiputkia. Syksyllä kun säätöalueilla alkoi ylivirtaamajakso, virtasi tavanomaisella salaojitusalueella vesi edelleen tehokkaasti laskuaukolle ja alueelta pois.

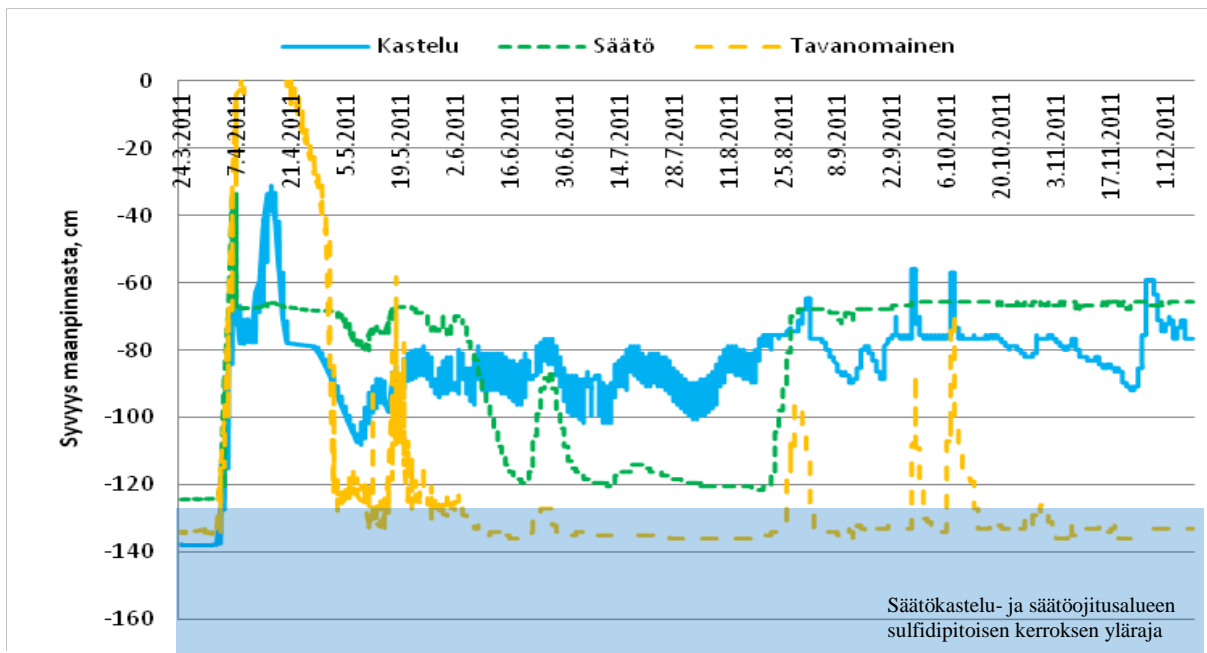


**Kuva 9.** Vedenpinnan korkeudet testialueiden salaojakaivoissa kasvukaudella vuonna 2010. Sulfidia sisältävä maakerros alkaa testilohkolla yleensä 120–150 cm syvyydellä tavanomaisesti salaojittettua testialuetta lukuunottamatta, jossa sulfidia ei paikoin löytynyt 300 cm syvyydeltä lainkaan. Vettä patoutui ojitussyvyydelle säätökastelualueella syksyllä noin 50 cm maakerrokseen ja säätöojitusalueella noin 60 cm maakerrokseen.



Vuoden 2011 kastelujakso aloitettiin 9.5. ja lopetettiin 1.9.2011. Säätökaivojen padotukset olivat sekä kastelu- että säätojitusalueilla olleet ympäri vuoden päällä, ja kastelun aloittaminen keväällä sujui hyvin juuri loppuneen ylivirtaamajakson jälkeen. Kastelua tarvittiin huomattavasti vähemmän kuin edellisellä kasvukaudella kesän suuremman sadannan takia, mutta kastelun ajoittaminen sadekuurojen välissä vaati paljon seurantaa suunnitellun pohjavedenkorkeuden ylläpitämiseksi. Pohjaveden pinnan korkeus kastelualueella vaihteli kasvukaudella noin 80–100 cm syvyydellä maanpinnasta (kuva 10). Säätojitusalueen pohjaveden korkeus kävi kesällä 2011 alimmillaan noin 120 cm syvyydessä, mutta sadekuurojen takia tämä jakso jäi lyhyeksi.

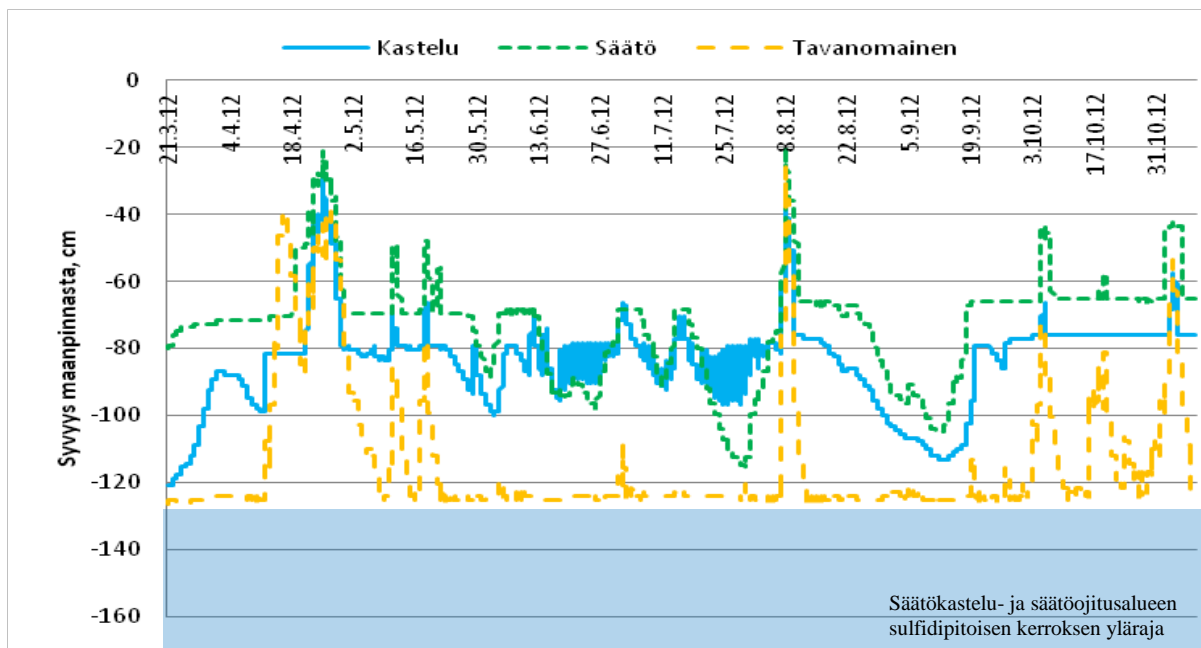
Tavanomaisesti salaojitetulla alueella vettä patoutui salaojaverkoston erityisesti kevään tulva-aikana. Kesäkuussa pohjaveden pinta laski kuitenkin ojitussyvyyteen. Sadekuurot saattoivat nostaa hetkellisesti vedenpintaa ojastossa kasvukaudella. Kevättulvan syyt olivat koetekniset, mutta syysvirtaamien hidastuminen johtui piiriojan veden kohonneesta tasosta ja siten heikentyneestä kyvystä kuljettaa vettä pois alueelta.



**Kuva 10.** Vedenpinnan korkeudet testialueiden salaojakaivoissa kasvukaudella 2011. Sulfidia sisältävä maakerros alkaa testilohkolla yleensä 120-150 cm syvyydellä tavanomaisesti salaojitettua testialuetta lukuunottamatta, jossa sulfidia ei paikoin löytynyt 300 cm syvyydeltä lainkaan. Tavanomaisen ojitusalueen loggeridataa on täydennetty käsimittaustuloksilla heinä-joulukuussa 2011.

Vuoden 2012 jatkuvat sateet tekivät kastelun pääosin tarpeettomaksi, sillä pelkkä säätojitus riitti pitämään pohjaveden korkeuden sulfidikerroksen ja ojitussyvyyden yläpuolella (kuva 11). Varovainenkin kastelu saattoi johtaa siihen, että kastelualueella tapahtui ylivirtaamaa kasvukaudella. Sadekuurojen vaikutus havaittiin selvästi myös tavanomaisella ojitusalueella, sillä vesi ei missään vaiheessa vajonnut ojitussyvyyden alarajaan, kun piiriojan vedentaso oli myös hieman koholla. Monet kesän sadekuuroista nostivat ojituslohkolla vettä tuntuvasti.



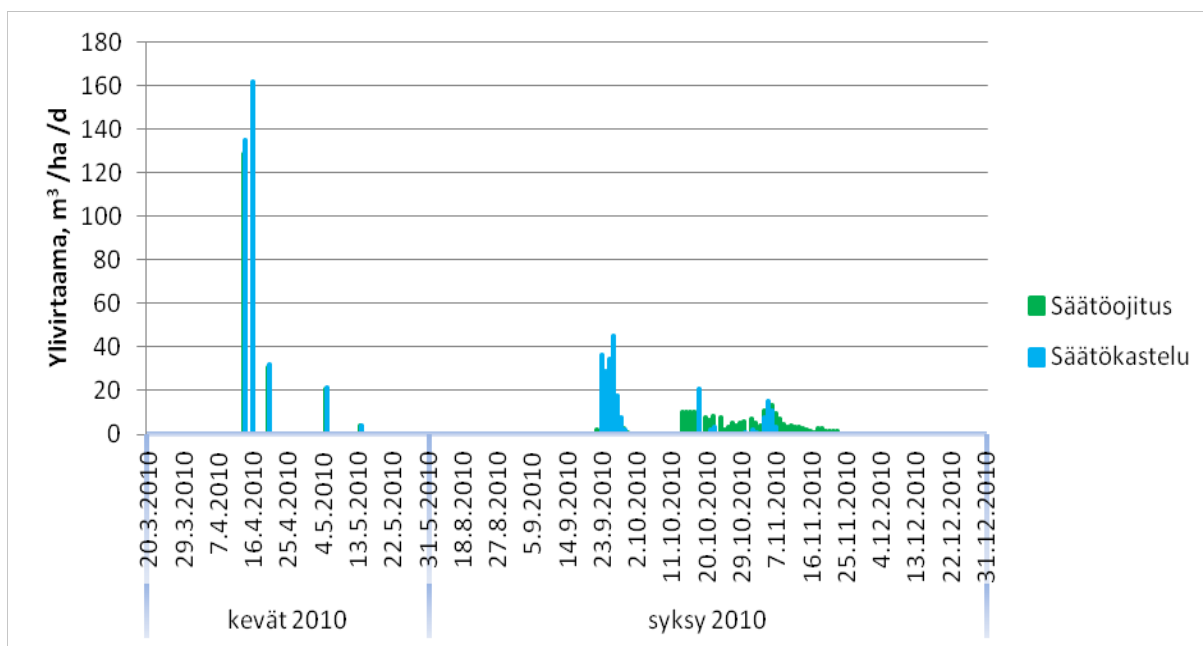


**Kuva 11.** Vedenpinnan korkeudet testialueiden salaojakaivoissa kasvukaudella 2012. Sulfidia sisältävä maakerros alkaa testilohkolla yleensä 120–150 cm syvyydellä tavanomaisesti salaojitettua testialuetta lukuunottamatta, jossa sulfidia ei paikoin löytynyt 300 cm syvyydeltä lainkaan. Tavanomaisesti salaojitetun alueen veden purkautuminen hidastui ja vesitaso nousi pellolla piiriojassa salaojakorkeuden yläpuolella olleen veden takia.

#### 4.3.3 Pellolta poistuvan valumaveden määrä

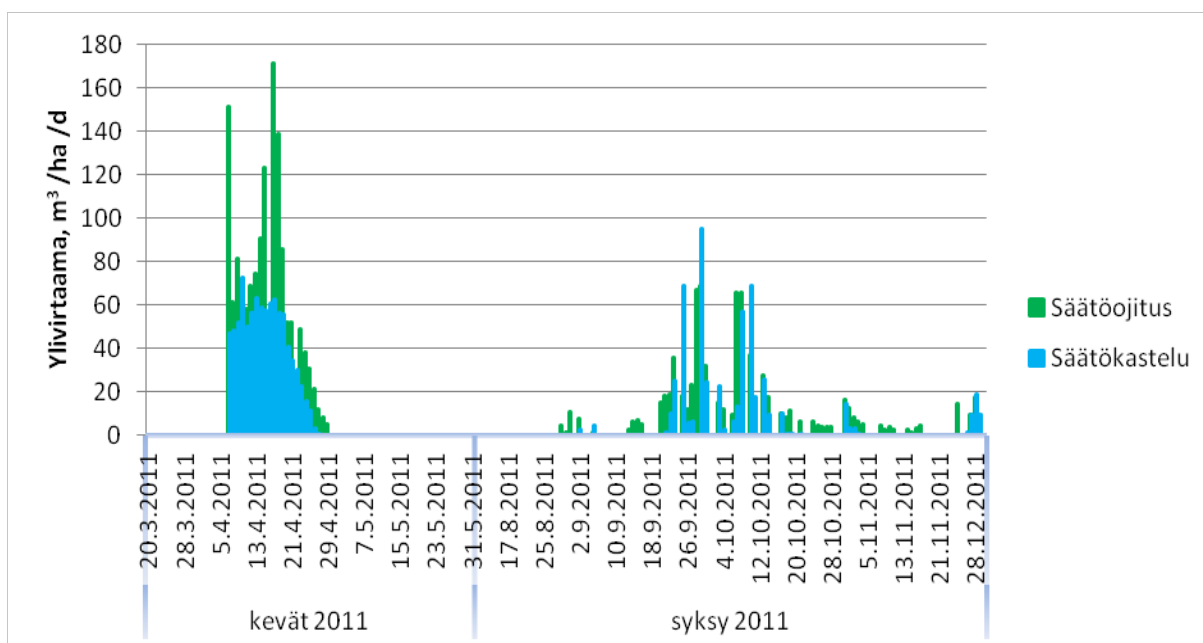
Pellolta poistuvan veden määrä mitattiin koevuosina tarkasti vain säätokestelu- ja säätoojitusalueilta. Tavanomaisesti salaojitetun alueen laskuaukko johti suoraan piiriojaan, jonka vesitaso vaikutti merkittävästi tavanomaisen ojituksen virtaamiin, jolloin kyseiseltä ojitusalueelta ei virtaamatuloksia kyetty useista yrityksistä huolimatta mittaamaan luotettavasti. Nyt raportoitavat sääto- ja kastelualueiden virtaamatulokset ovat kevättä 2010 lukuun ottamatta padotusten (noin 70–90 cm maanpinnasta) yli virrannutta vettä. Ylivirtaamat ajoittuivat odotetusti lumensulamisen aikaan keväällä (maaliskuun loppu – toukokuun alku) sekä syysateisiin (elokuu - joulukuu). Kasvukaudella ylivirtaamaa tapahtui vain erittäin sateisena kesänä 2012. Säätoojitusalue reagoi herkemmin sääolosuhteisiin, ja virtaamien määrä ja ajoittuminen erosivat säätokestelualueesta hieman. Ero selittyi todennäköisimmin monista osatekijöistä, kuten maaperän vedenvarastointikyvystä, pellon kaltevuuksista, alueiden erilaisista padotuskorkeuksista ja kastelujärjestelmästä.

Keväällä 2010 ylivirtaamaa mitattiin astiamenetelmällä, jolloin mittausten määrä jäi vähäiseksi ja todellisen kokonaisvirtaaman arvioiminen vain suuntaa-antavaksi (kuva 12). Kevätvirtaaman huippu oli ohi noin viikossa, jolloin virtaamamäärät olivat suuret,  $125\text{--}150\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}\text{ vuorokausi}^{-1}$  sekä säätokestelu- että säätoojitusalueella. Mikäli vettä olisi padottu ojitusalueilla, olisi virtaaman kesto voinut pidetä hieman ja vuorokausivirtaamat olla pienempiä. Kasvukaudella 2010 ei tapahtunut ylivirtaamisia, ja erittäin kuumen ja kuivan kesän jälkeen syysateet olivat vuodenaikaan nähden vähäisiä, jolloin myös virtaamien määrät jäivät tasaisiksi ja vähäisiksi (taulukko 2).



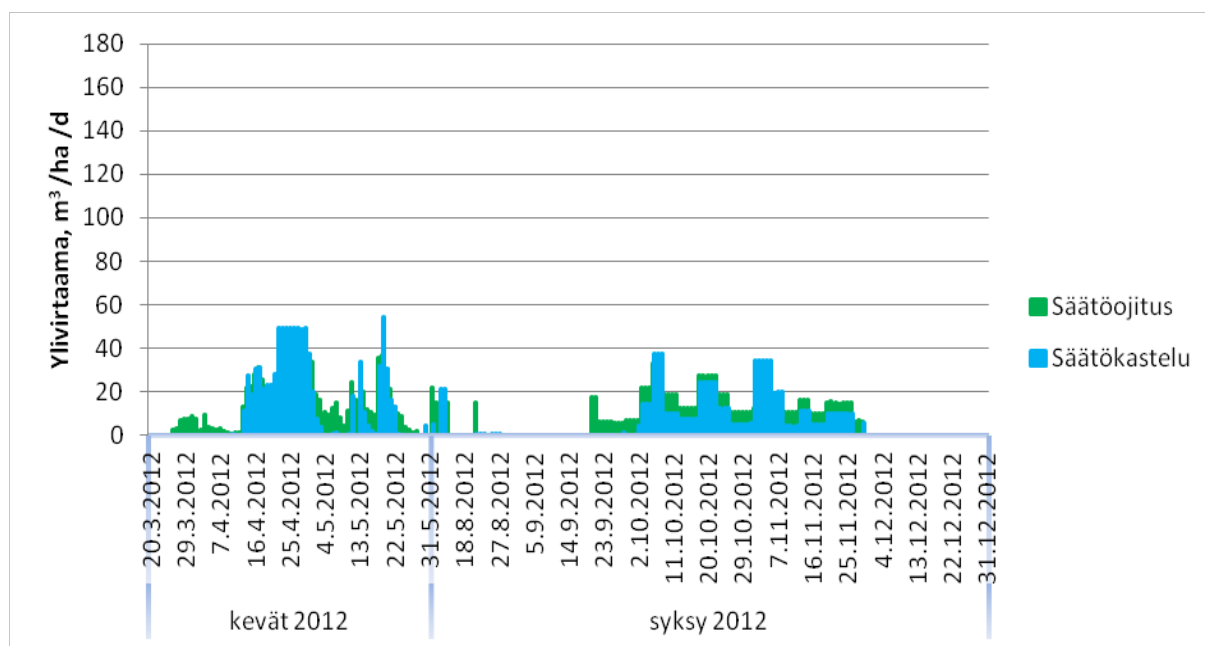
**Kuva 12.** Kevään ja syksyn ylivirtaamat säätökastelu- ja säätöojitusalueilla  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{vrk}^{-1}$  vuonna 2010.

Talvikausi 2010–2011 oli erittäin runsasluminen, mikä näkyi lumen sulamisveden määränä kevään 2011 ylivirtaamien aikaan (kuva 13). Säätöojitusalueen kastelualuetta huomattavasti suuremmissa virtaamamittaustuloksissa oli mukana piiriojavettä. Säätöojitusten sulut olivat olleet kevästä 2010 asti jatkuvasti päällä molemmilla säätöalueilla, mikä todennäköisesti tasoitti hieman kevään 2011 virtaamien määrää ja pidensi virtaamakauden kestoja. Erittäin lämpimän ja sateiltaan keskimääräisen kasvukauden päätyttyä alkoivat syysateet elo-syyskuun vaihteessa. Lämmin syksy ja runsaat sateet jatkuivat joulukuun loppuun. ”Syksyn” ylivirtaama päättyikin lopullisesti vasta tammikuussa 2012. Kasvukauden aikainen kokonaisylivirtaama oli säätökastelualueelta noin  $1\,450 \text{ m}^3$  (taulukko 2). Säätöojitusalueen virtaama oli hieman enemmän, ehkä noin  $1\,600 \text{ m}^3$ . Epävarman säätöojitusalueen tuloksesta teki piiriojaveden sekoittuminen mittaustuloksiin keväällä 2011.



**Kuva 13.** Säätökastelu- ja säätöojitusalueiden ylivirtaama  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{vrk}^{-1}$  vuonna 2011. Säätöojitusalueen kevään ylivirtaamatuloksissa oli osin mukana piiriojavettä.

Kevään 2012 vuorokausivirtaamat olivat maltillisia edellisiin vuosiin verrattuna, mutta virtaaman kesto oli normaalin kahden viikon sijaan noin kaksi kuukautta (kuva 14). Lumensulamisesien lisäksi kevätvirtaamaa ylläpitivät kevätsateet, jotka ovat alueelle kohtuullisen epätyypillisiä. Kevään kokonaisylivirtaaman määrät olivat lopulta kevään 2011 tasoiset (taulukko 2). Kesä jatkui sateisena, ja sateet johtivat ensimmäistä kertaa koejaksolla kasvukauden aikaisiin ylivirtaamiin. Kuivatusveden kiertäjäjärjestelmä kierrätti kastelualueella säätökaivosta ylivirrannutta vettä takaisin pellon yläosaan yhteensä n. 250 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Ylivirtaamat kastelualueella johtuivat yleensä väärin arvioidusta kastelun tarpeesta. Mikäli kastelua ei olisi kasvukaudella tehty tai sadekuurojen vaikutus pellon pohjaveden tasoon olisi osattu arvioida paremmin, ylivirtaamaa kastelualueella ei välttämättä olisi tapahtunut lainkaan tai sitä olisi tapahtunut todella vähän. Syksyllä 2012 saatiin koejakson suurimmat syysylivirtaaman määrät ja kasvukaudella 2012 suurimmat koko kasvukauden aikaiset ylivirtaamat (taulukko 2).



**Kuva 14.** Säätökastelu- ja säätösaloitusalueiden ylivirtaama m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> vrk<sup>-1</sup> vuonna 2012.

**Taulukko 2.** Säätökastelu- ja säätöojitusalueiden kokonaisylivirtaamat ylivirtaamakausittain vuosina 2010–2012.

Kausi	Ylivirtaamat			
	Säätökastelu		Säätöojitus	
	m <sup>3</sup>	mm	m <sup>3</sup>	mm
Kevät 2010*	-	-	-	-
Syksy 2010	240	24	250	25
Kevät 2011	900	90	1500**	151**
Syksy 2011	540	54	800	79
Kevät 2012	900	90	920	92
Kesä 2012	260	26	140	14
Syksy 2012	850	85	1100	112
	<b>3690</b>	<b>369</b>	<b>4710</b>	<b>473</b>

\*Keväällä 2010 virtaamamittaukset olivat suuntaa-antavia eikä niistä pystynyt laskemaan kokonaisvirtaamaa.

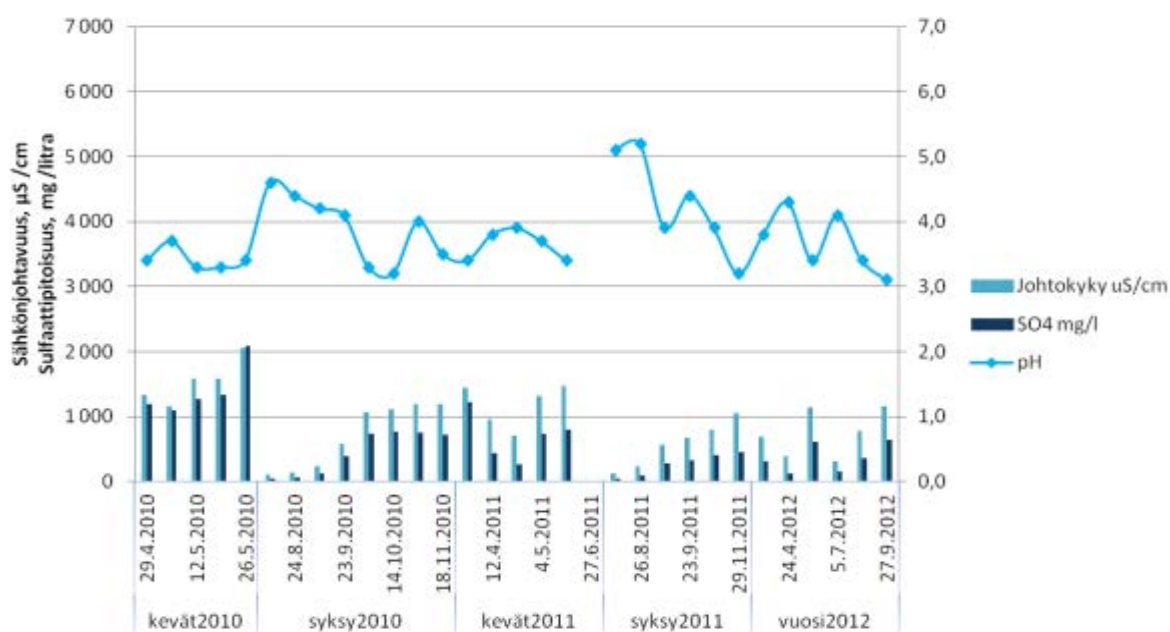
\*\*Keväällä 2011 säätöojitusalueen virtaamamittaustuloksissa oli mukana piiriojattua, ja tulokset olivat todellista suurempia.

## 4.4 Vedenlaatutulokset

Pohjaveden pinnan korkeuden säätelyn ja kastelun odotettiin vaikuttavan positiivisesti ja tehokkaan tavanomaisen salaojituksen heikentävän valumaveden laatua. Koska tavanomaisen salaojituksen maaperässä oli vähemmän tai ei ollenkaan sulfidia ojitussyvyydellä, saatiin sieltä kuitenkin jatkuvasti ojitusalueista parhaimmat vedenlaatutulokset. Sulfidikerroksen alkamissyvyyden ja ojitusmenetelmän yhteisvaikutukset saaduissa vesianalyysituloksissa näyttivät erittäin selkeiltä, ja vedenlaatu oli jatkuvasti eliöille haitallisella tasolla ojituslohkosta riippumatta, samoin kuin aiemmissa sulfaattimaiden ojitusmenetelmätutkimuksissa on raportoitu (Palko 1988, Joukainen & Yli-Halla 2003, Uusi-Kämpä ym. 2013). Ylivirtaama-aikoina esimerkiksi salaojavesien pH oli yleensä alle 4 ja alumiinin pitoisuus keskimäärin 31 mg/l.

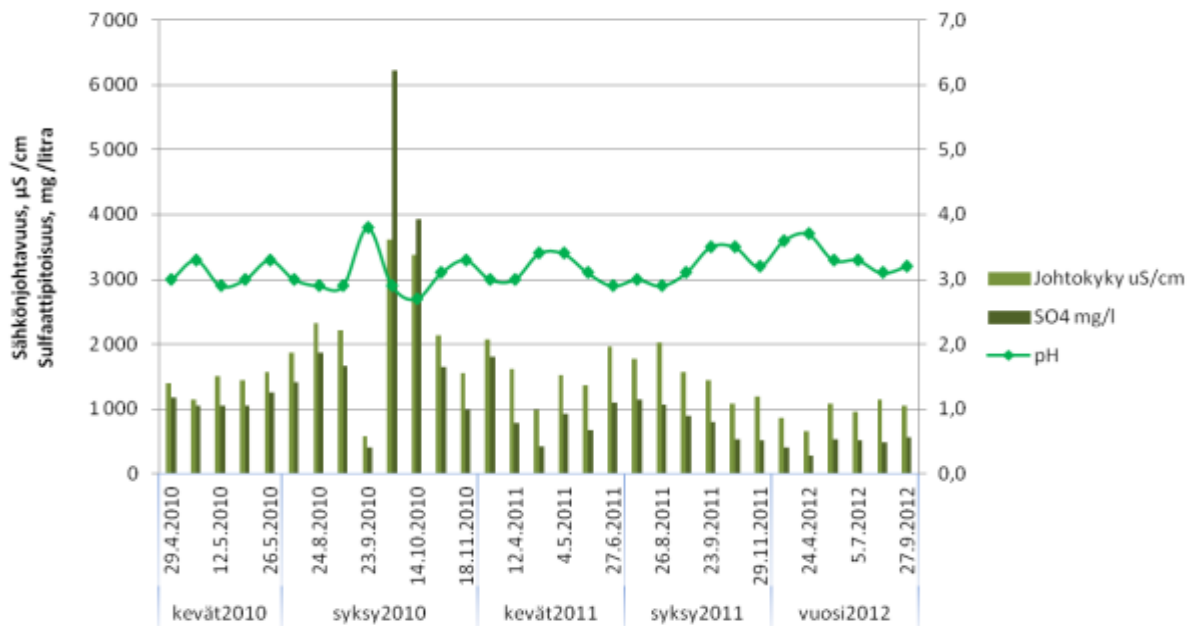
### 4.4.1 Salaojaveden pH, sähkönjohtavuus ja sulfaattipitoisuus

Kastelualueella kasvukauden aikainen jokiveden pumppaaminen salaojaverkoston paransi vedenlaatua etenkin loppukesäisin (kuva 15). Kastelun päätyttyä ja syyssateiden alettua alkusyksyllä vedenlaatuarvot, kuten pH, sähkönjohtavuus ja sulfaattipitoisuus lähtivät heikkenemään sadeveden huuhtoessa jo hapettunutta maaprofiilia salaojasäätöjen yläpuolella. Kasvukauden 2012 jatkuvat sateet ja kastelun vähäisyys ja epäsäännöllisyys johtivat vedenlaatutulosten aikaisempia kasvukausia suurempiin vaihteluihin.



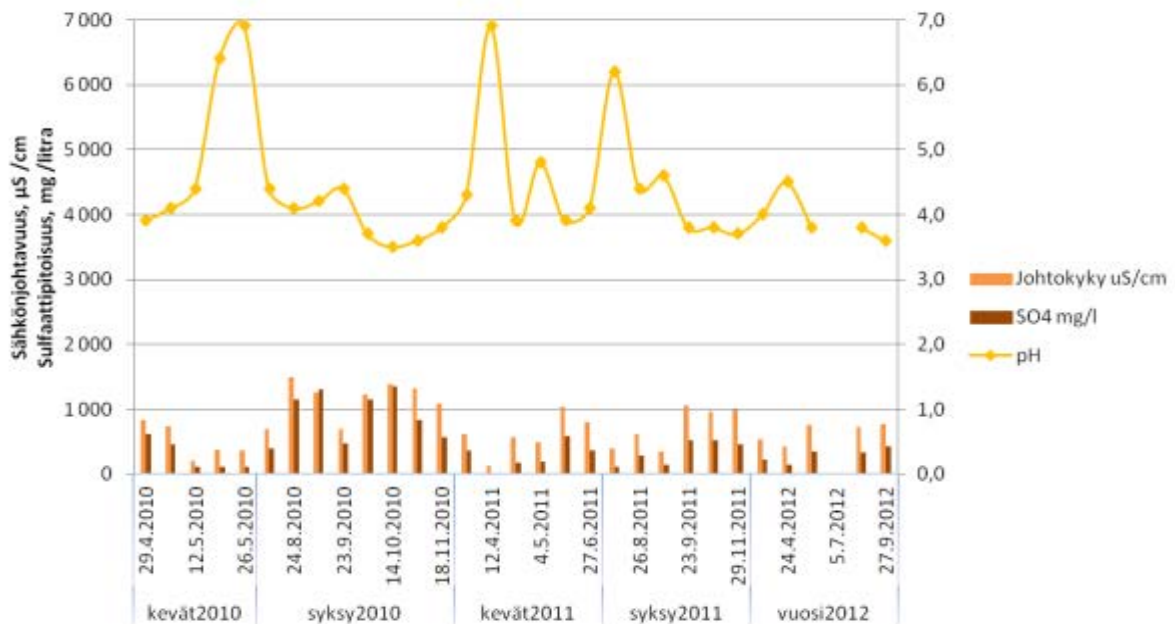
**Kuva 15.** Säätokastelualan salaojakaivon pH, veden sähkönjohtavuus ja sulfaattipitoisuus koekuovina.

Säätojitusalueen vedenlaatu oli ojitusalueista huonointa (pH) lähtötilanteessa keväällä 2010, eikä pelkkä veden patoaminen jo pitkälle hapettuneessa maassa näyttänyt johtavan valumavesien laadun paranemiseen, ainakaan hankkeessa toteutetulla lyhyellä tarkasteluvälillä (kuva 16). Kuitenkin kevästä 2010 alkanut jatkuva padotus vähensi ja tasasi veden virtaaman määrä ja jaksoa ylivirtaamakausina. Syksyllä 2010 kesän kuivan jakson jälkeen alkaneet syyssateet johtivat hetkellisesti vedenlaadun raujuun heikkenemiseen. Maa ehti kuivan heinäkuun aikana hapettua lisää osin jo hapettuneessa kerroksessa, ja kuivuus ulottui todennäköisesti myös hapettumattomaan kerrokseen. Pellon säätömahdollisuudesta huolimatta ojitus oli aiempaa huomattavasti tehokkaampi ja ulottui aiempaa syvemmälle.



**Kuva 16.** Säätösaloitusalueen salaojakaivon pH, veden sähkönjohtavuus ja sulfaattipitoisuus koevuosina.

Tavanomaisesti salaojitetulla alueella vedenlaatua nostivat maaprofiilin ominaisuuksien lisäksi piiriojasta salaojaverkostoon ajoittain tulvineet piiriojavedet (kuva 17). Piiriojan vesi oli huomattavasti parempilaatuista (jopa pH 7) kuin koelohkon vesi erityisesti lumen sulamisvesien ja laajoilta metsäalueilta tulevan veden vuoksi. Myös tavanomaisesti salaojitetulla alueella veden metallipitoisuuksissa oli näkyvässä syksyn 2010 jälkeen laskeva suuntaus.

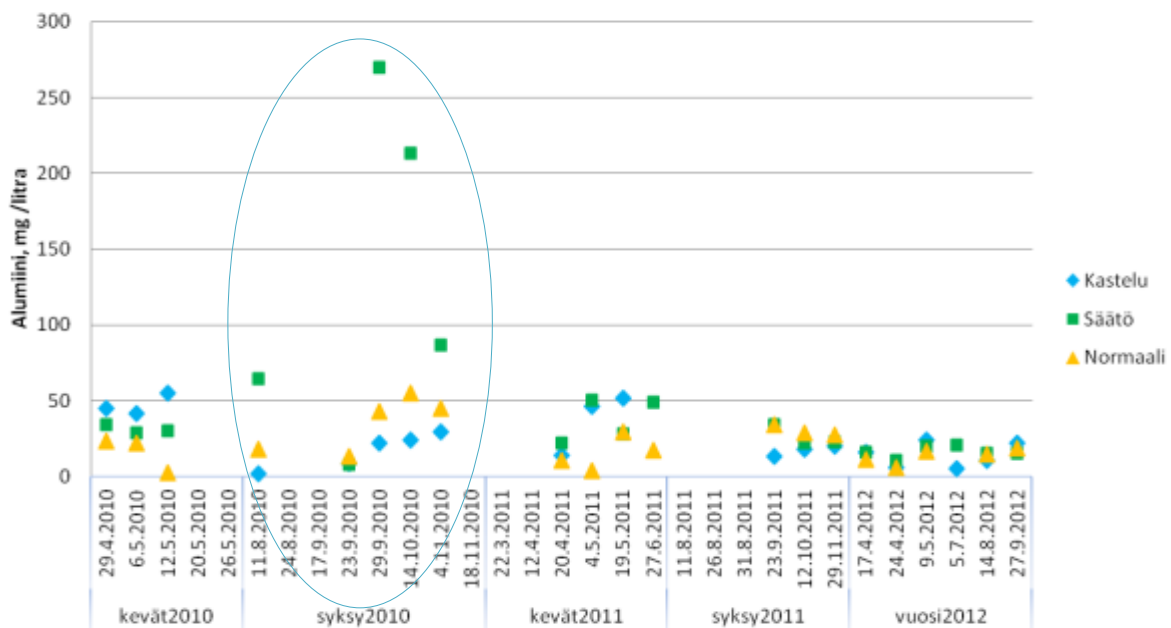


**Kuva 17.** Tavanomaisen salaoja-alueen salaojakaivon pH, veden sähkönjohtavuus ja sulfaattipitoisuus koevuosina.

Salaojavesien laatu parani yleisesti (erityisesti sähkönjohtavuus ja sulfaattipitoisuudet laskivat) koejakson edetessä. Pitoisuuksien maltilliseen laskuun saattoivat olla syynä maaperän kemiallisten ja fyysikaalisten olosuhteiden tasaantuminen salaojituksen jälkeen sekä sateiden määrän jatkuva lisääntyminen koejaksolla. Salaojavesien sähkönjohtavuuden ja sulfaattipitoisuuksien muutokset seurasivat hyvin toisiaan, eli sähkönjohtavuus ennusti hyvin veden sulfaattipitoisuuden. Tämä on ymmärrettävää, koska suurta liuenneiden suolojen pitoisuutta osoittava korkea sähkönjohtavuus on sulfaattimailta seurausta sulfidin hapettumisesta, jonka seurausta myös korkea sulfaattipitoisuus on.

#### 4.4.2 Salaojavesien muita vedenlaatutietoja koejaksolla

Salaojavesien alumiinipitoisuudet olivat koejaksolla yleensä korkeintaan 50 mg l<sup>-1</sup> (kuva 18). Korkeisiin pitoisuustuloksiin arvioitiin vaikuttavan ensisijaisesti sulfaattia sisältävän maaperän ominaisuudet testilohkolla ja juuri tehty syvä salaojitus. Ennen koekäsittelyiden ja kastelujakson alkamista 12.5.2010 korkea alumiinipitoisuus oli säätökastelualueella ja matalin tavanomaisella ojitusalueella. Koko koejakson merkittävien ojitusmenetelmien tuoma ero alumiinipitoisuuksissa oli kesän 2010 lopussa kastelujakson päättyessä, jolloin säätöojitusalueen veden alumiinipitoisuus oli jopa 270 mg l<sup>-1</sup> vettä. Yhtäjaksoinen, mutta hyvin vähäinen syksyn ylivirtaama alkoi lokakuun puolivälissä, alumiinipitoisuuksien laskettua äärimmäisen korkeista pitoisuuksista selvästi matalampiin pitoisuuksiin, noin 100–200 mg l<sup>-1</sup> alumiinia. Karkean laskennallisen arvion mukaan säätöojitusalueelta valumaveden mukana poistuneen alumiinin määrä syksyn 2010 aikana on voinut olla lähes sama kuin esimerkiksi kasvukauden 2012 kokonaisvirtaaman mukana poistunut alumiinimäärä, noin 28–30 kg Al ha<sup>-1</sup>. Alumiinin määrän arviointi oli kuitenkin haasteellista suhteellisen harvoin tehtyjen analyysien sekä analyysi- ja virtaamamittaustulosten suurten vaihteluiden takia. MTT Ruukin muilla peltolohkoilla salaojavesien alumiinipitoisuudet olivat koejakson ylivirtaamajaksojen aikaan keskimäärin 11 mg Al l<sup>-1</sup>.



Kuva 18. Salaojavesien alumiinipitoisuudet mg l<sup>-1</sup> koejaksolla 2010–2012.

Tupoksen koalueella 1980-luvulla tehdyissä kokeissa sääoloilla ja ojitussyvyydellä oli alumiinipitoisuuksiin selkeä vaikutus: normaalisyvyyteen salaojitetulla alueella pitoisuudet olivat syksyllä 1986 keskimäärin 86 mg l<sup>-1</sup> ja vuonna 1987 keskimäärin 21–26 mg l<sup>-1</sup>. Matalaan salaojitetun alueen alumiinipitoisuudet olivat molempina koevuosina edellä mainittuja selkeästi matalammat, noin 46 ja 17 mg l<sup>-1</sup> (Palko 1988). Ilmajoen ja Mustasaaren koekenttien valumavesien alumiinipitoisuuksien selkeät erot liittyivät koalueiden viljelyhistorian ja sulfidin esiintymissyvyyden huomattaviin eroihin (Bärlund



ym. 2005). Söderfjärdenillä alumiinipitoisuuden lasku vuosina 2010–2012 oli säätökastellulla lohkolta jatkuvasti tavanomaista ja säätösalaajitettua lohkoa nopeampaa, minkä arveltiin johtuvan nimenomaan sulfidien hapettumisen estämisestä (Yli-Halla 2012, Uusi-Kämpä ym. 2013).

Säätökastelun edullinen vaikutus veden laatuun ilmeni Ruukissa loppukesäisin myös esimerkiksi alkaliniteetin, asiditeetin ja metallien määrissä. Säätökastelualueella saatiinkin keskimäärin parhaimmat vedenlaatutulokset (taulukko 3). Vedenlaatua mitattiin myös muilta MTT Ruukin peltolohkoilta, joiden ojitushistoria tunnettiin. Kaikki seurannassa olleet peltolohkot oli salaajitettu testilohkon tavoin eli kohtuullisen tehokkaasti 2000 –luvulla ja tätä ennen tiiliputkiojitettu 1980-luvulla, ja olivat siten maaprofiililtaan testilohkon kaltaisia. Vedenlaatutulokset olivat edellä mainituilla peltolohkoilla selkeästi testilohkon tuloksia parempia, mutta ei kovin hyviä, sillä esimerkiksi veden pH oli ylivirtaamaisa aikana keskimäärin alle 5. Kuitenkin kyseiset peltolohkot ja laajan metsä- ja suoalueen yhdistävän valtaojan alaosassa ennen veden päätymistä vieressä virtaavaan Siikajokeen, veden pH oli keskimäärin aina yli 6.

**Taulukko 3.** Salaoja-alueiden vedenlaatutietoja seurantakaudelta 2010–2012: alkaliniteetti (Alk mmol l<sup>-1</sup>), asiditeetti (Asid mmol l<sup>-1</sup>), nikkeli (Ni mg l<sup>-1</sup>), sinkki (Zn mg l<sup>-1</sup>), kadmium (Cd mg l<sup>-1</sup>) ja rauta (Fe mg l<sup>-1</sup>).

Ojitusmenetelmä		Alk mmol l <sup>-1</sup>	Asid mmol l <sup>-1</sup>	Ni mg l <sup>-1</sup>	Zn mg l <sup>-1</sup>	Cd mg l <sup>-1</sup>	Fe mg l <sup>-1</sup>
Säätökastelu	Keskiarvo	5,2	4,5	0,14	0,32	<0,002	16
Säätökastelu	Mediaani	5,2	4,6	0,13	0,27	0,000	7,8
Säätökastelu	Maksimi	5,2	13	0,28	0,59	0,000	53
Säätökastelu	Minimi	<0,001	0,3	0,10	0,20	<0,002	1,4
Säätösalaajitus	Keskiarvo	<0,001	11	0,15	0,37	0,003	47
Säätösalaajitus	Mediaani	<0,001	7,7	0,12	0,31	0,003	38
Säätösalaajitus	Maksimi	<0,001	48	0,31	0,74	0,003	115
Säätösalaajitus	Minimi	<0,001	2,9	0,08	0,20	0,003	12
Tavanomainen salaajitus	Keskiarvo	0,6	3,3	0,24	0,38	0,003	1,5
Tavanomainen salaajitus	Mediaani	0,4	2,9	0,25	0,38	0,003	1,1
Tavanomainen salaajitus	Maksimi	1,5	8,0	0,44	0,73	0,003	4,2
Tavanomainen salaajitus	Minimi	<0,001	0,3	0,07	0,08	<0,002	0,0
Testialue	Keskiarvo	<0,001	6,3	0,18	0,36	<0,002	22
MTT Ruukin muut peltolohkot	Keskiarvo	<0,001	3,2	0,09	0,16	<0,002	2,5

## 4.5 Ojitusmenetelmän, kuonakalkituksen ja maaperän vaikutukset pellon tuottavuuteen

Vuonna 2010 talouspuimurilla korjatuilta tarkalleen puolen hehtaarin alueilta saatiin suurin sato kuonakäsittelyllä ojitusmenetelmästä riippumatta (taulukko 4). Mikäli kuonakäsittelyä ei huomioitu laskennassa, saatiin kastelualueelta noin 100 kg ka ha<sup>-1</sup> tavanomaista ojitusta suurempi sato. Paljon energiaa vaatineella kastelulla saattoi vuonna 2010 olla satoa nostava vaikutus, mutta satotulosten tilastollista testausta ei kyseisenä vuonna voitu tehdä toistojen puuttuessa. Sato määritettiin kuitenkin alueilta, jotka kattoivat yli puolet kunkin koejäsenen (ojitusmenetelmä \* kuonakäsittely) pinta-alasta, ja tulokset olivat siten hyvin edustavia. Vuosina 2011 ja 2012 suurimmat ohran kokovilja- ja nurmen satotulokset saatiin tavanomaiselta ojitusalueelta. Sadon ravinnepitoisuudet olivat tavanomaiset ja metallipitoisuudet (mangaani, nikkeli ja koboltti) yleensä alle määritysarvojen (liite 2). Suurimmat sadon typpipitoisuudet saatiin yleensä säätökastelualueelta ja pienimmät tavanomaisen salaajituksen alueelta. Lisäksi kuonakalkitus näytti nostavan hieman sadon typpipitoisuutta. Koska säätökastelualueelta saatiin yleensä pienimmät sadot, ei satojen mukana pellolta sitoutuneen typen määrissä (typpisadoissa) ollut ojitusmenetelmien välillä vuosittain suuria eroja.

Ojitusmenetelmälueiden pintamaan ominaisuudet olivat Ruukin koelohkolla hieman erilaisia, ja suurin satotuloksiin vaikuttava tekijä näytti olevan ensimmäisenä koevuotena 2010 kuonakalkituskäsittely ja myöhemmin vuosina maaperän ominaisuudet, kuten muokkauskerroksen ja jankon ominaisuudet (liitteet 3a, 3b ja 3c). Kuonakäsittely nosti muokkauskerroksen 0-25 cm pH:ta, johtolukua ja kalsiumpitoisuuksia kaikilla ojitusalueilla, ja neutraloi erityisesti maan pinnalle ojituksen myötä nousutta hapanta maata.

Kastelun alueen muokkauskerroksessa oli säätö- ja tavanomaiseen ojitusalueisiin verrattuna keskimäärin alempi pH, vähemmän eloperäistä ainesta ja vähemmän kalsiumia, kaliumia ja magnesiumia. Jatkuvasti säätöojitusaluetta paremman sadon tuottaneella tavanomaisesti salaajitetulla alueella oli maanalyyysin mukaan säätöaluetta runsaammin kaliumia ja fosforia, mutta selvästi vähemmän kalsiumia ja magnesiumia.

Jankko (25–50 cm) oli viljavuudeltaan odotetusti muokkauskerrosta köyhempi kaikilla ojitusalueilla. Jankon pH oli korkein säätöojitusalueella ja esimerkiksi kaliumpitoisuus korkein tavanomaisella salaajitusalueella. Maan matala kaliumpitoisuus on usein ollut alueella kasvien kasvua rajoittava tekijä, ja tämän ravinteiden parempi saatavuus on voinut olla osasyynä tavanomaisen ojituslohkon muita parempiin satotuloksiin.

Tupoksen koekentällä, jossa ensisijaisina sulfaattimaan viljelyllisinä ongelmina olivat pintamaan happamuus ja luontaisesti korkea pohjavedenpinta, saatiin odotetusti suurimmat kurasadot tavanomaiseen syvyyteen ojitetulta lohkolta ja ensimmäisenä koevuotena kaksinkertaisen kalkituksen saaneilta lohkoilta (Palko 1988). Söderfjärdenin kentällä, joka maaprofiililtaan oli lähempänä Ruukin pitkään viljelyssä ollutta koekenttää, kaikilta koelohkoilta saatiin runsaat viljasadot (Uusi-Kämpä ym. 2013), vaikka kastelua ei suoritettu niin intensiivisesti kuin Ruukissa.

**Taulukko 4.** Eri ojitusmenetelmien A. säätökastelu, B. säätösalaajitus ja C. tavanomainen salaajitus sekä kuonakalkituksen vaikutus pellon satopotentiaaliin (kg ka ha<sup>-1</sup>) vuosina 2010–2012.

Ojitusmenetelmä		A		B		C		A B C			P-arvot	
Kuonakalkitus -käsittely	Vuosi	ei	kuona	ei	kuona	ei	kuona				Ojitus- alue	Kuonakalkitus
Ohra -jyväsato	2010	3483	3612	3354	3595	3268	3638	3548	3474	3453	-	-
Ohra -kokoviljasato	2011	8928	8543	9156	9070	9186	9593	8736	9113	9390	0,2253	0,9261
Nurmen kokonaissato	2012	8984	9249	9687	9255	9720	10072	9117	9471	9896	0,0454	0,8919
<b>Keskimäärin</b>		<b>7321</b>	<b>7331</b>	<b>7581</b>	<b>7502</b>	<b>7569</b>	<b>7965</b>	<b>7326</b>	<b>7541</b>	<b>7767</b>		

## 4.6 Tulosten tarkastelu

Säätökastelun avulla pitäisi sulfaattimailla ainakin teoriassa saavuttaa parempi valumaveden laatu kuin pelkällä säätösalaajituksella, koska kastelulla saadaan varmemmin estettyä sulfidien hapettuminen pohjamaassa. Söderfjärdenin kentällä kastelun ympäristövaikutusta ei vielä lyhyen seurantajakson takia voitu täysin osoittaa, mutta esimerkiksi alumiinin ja asiditeetin määrien salaajavedessä nähtiin alenevan koejakson edetessä kaikkein nopeimmin säätökastelun alueella (Yli-Halla 2012, Uusi-Kämpä ym. 2013). Myös Ruukissa havaittiin eroja erityisesti salaajavesien alumiinipitoisuuksissa kuivan kesän 2010 jälkeen: Kun kastelun alueella alumiinipitoisuus oli noin puolet kevään lähtöarvoista, säätöojitusalueella pitoisuudet olivat kohonneet lähes kymmenkertaisiksi. Virtaama säätöalueelta oli kuitenkin kyseisenä syksynä erittäin vähäistä, ja alumiinipitoisuus laski salaajavedessä ylivirtaamien alkaessa.

Säätökastelun järjestäminen peltolohkolle vaatii tasaisen lohkon ja tiheän säätösalaajituksen lisäksi yleensä joko kiinteän virtalähteen usein toistuvaan tai jatkuvaan kasteluun tai esimerkiksi traktorikäyttöisen pumpun kertaluontoiseen salaajakasteluun. Lisäksi tarvitaan mm. riittävä kasteluvesilähde, kastelu tarpeen seuranta ja usein myös kasvukauden aikainen pumpun huolto esimerkiksi tukkeumien poistamiseksi. Kastelun tarve keskikesällä syntyy yleensä kasvien runsaasta vedenotosta ja kasvustosta ja suoraan maaperästä haihtuvasta vedestä. Kasteluveden tarvetta voi lisätä myös kasteluveden vuota-

minen savipitoisen pohjamaan halkeamista suoraan piiriojiin, ellei pellon reunoja eristetä esimerkiksi muovilla, kuten Söderfjärdenissä Catermass-hankkeen koekentällä on tehty (Uusi-Kämpä ym. 2013). Äärimmäisen kuivina kasvukausina kasteluveden riittäminen laajoille peltoaloille ja pumpun ulottaminen kuivuvaan jokuomaan voi olla haastavaa. Erityisen mittavan kastelun järjestämisessä tulee ottaa huomioon vesilain mukaiset oikeudelliset seikat.

Ruukin kokeessa vuonna 2010 kokeessa käytetty kasteluvesimäärä oli noin 5 500 t ha<sup>-1</sup>, mikä vastasi 275 mm sadantaa. Pumppauksen sähkönkulutus oli noin 11 MWt ja pumppauskustannus noin 550 € ha<sup>-1</sup>. Tämän poikkeuksellisen suuren veden pumppaamisen määrän ja -kustannuksen aiheuttivat koetekniset syyt. Teoriassa kustannus olisi voinut olla esimerkiksi 70 €ha<sup>-1</sup> (kaksi normaalia uppopumpua rinnakkain pumppaamassa vettä käytetyn erittäin tehokkaan sähköpumpun sijaan) tai vain 35 €/ha (kastelu olisi toteutettu vain yhdellä pumpulla ja pohjavedenpinnan olisi annettu laskea suunniteltua huomattavasti alemmas, lähelle sulfidikerroksen alkamisen ylärajaa noin 130 cm). Kasvukaudella 2011 käytetty kasteluvesimäärä oli 1 900 m<sup>3</sup> (170 mm), ja pumppauskustannus noin 24 €ha<sup>-1</sup>. Sateisena vuonna 2012 osin turhan kastelun määrä oli 170 m<sup>3</sup> ja kustannus 1,2 €ha<sup>-1</sup>.

Hyvä esimerkki tehokkaasta kertaluonteisesta sulfaattimaan salaajakastelusta on Söderfjärdenin tutkimuskentällä käytetty menetelmä (Uusi-Kämpä ym. 2013), jossa peltoalueen aiempi pohjaveden kontrollointi suuren kanavan ja patoamisen avulla sekä aiemmin mainittu pellon reunojen eristäminen muovilla mahdollisti kastelun järjestämisen viljelijälle kohtuullisen edullisella tavalla. Kastelua tarvittiin Ruukin koekenttää huomattavasti vähemmän, vuonna 2011 vain 31 mm ja vuonna 2011 vain 48 mm.

Sulfaattimaille ympäristötoimena suunniteltavan kastelun tavoitteena tulisi olla sulfidin hapettumisen estäminen, jolloin kastelu ulotettaisiin vain ojitussyvyydellä olevan sulfidikerroksen kyllästämiseen vedellä. Tällöin kasteluvesi riittäisi perinteistä intensiivistä salaajakastelua laajemmalle alueelle, ja kastelun energiankulutus vähenisi esimerkiksi MTT Ruukin koeasetelman sähkönkulutuksesta huomattavasti. Pohjaveden tavoitekorkeus tulisikin harkita peltolohkokohtaisesti maaprofiilin hapettumisen rajan ja kasteluveden saatavuuden perusteella. Mitä vaatimattomampi tavoite pohjaveden korkeudelle on ja mitä korkeammalla pohjavedentaso luontaisesti on, sitä vaivattomampi kastelu on järjestää. Ilman viljelyllistä hyötyä säätökastelu vaatii todennäköisesti kattavan ympäristötuen, jotta menetelmän käyttö yleistyisi nykyisillä viljelijätuloilla. Laajasti toteutettava kastelu vaatii myös vesistökohtaisen suunnittelun.

Säätösalaajitus toimii todennäköisesti tehokkaana happaman kuormituksen ehkäisijänä ja lieventäjänä silloin, kun pohjavedenpinta on luontaisesti kohtuullisen lähellä ojitussyvyyttä tai kun uutta happamuutta ei kuivatussyvyydellä synny ja suuri osa happamuudesta on jo huuhtoutunut alueelta (Yli-Halla 2010). Säätöojituksen hyödyntäminen alkaa aikaisesta ja riittävän korkeasta lumen sulamisvesien patoamisesta. Usein kevät on kiireistä aikaa viljelijöillä kylvötöiden vuoksi, ja säätösalaajituksen hoitamisen ja seurannan tulisi olla yksinkertaista ja kohtuullisen vaivatonta. Veden patoaminen pelloille on perinteisesti aloitettu kevävirtaamien lakattua ja lopetettu syysateiden voimistuessa, jotta kevät- ja syystyöt pelloilla ovat olleet mahdollisia hoitaa. MTT Ruukin testilohkolla, samoin kuin Söderfjärdenin kentällä, pidettiin säädöt päällä ympäri vuoden, mutta niin matalalla (Ruukissa 80–90 cm maanpinnasta), että peltotyöt oli mahdollista hoitaa patoamisesta huolimatta. Tällainen yksinkertainen jatkuva patoaminen, joka ei vaadi virtaaman seuraamista keväällä ja syksyllä, onnistuu silloin, kun pohjavedenpinta ei luontaisesti nouse viljelytoimien kannalta haitallisen korkealle.

Salaajakaivojen säätömekanismin tulisi myös olla vaivaton. Testilohkolla kaivoihin kertyvä ruoste vaikeutti säätöjen käsittelyä heti ojitusta seuraavana vuonna (kuva 19). Kaivojen vedentasa ei pystytty tarkasti säätämään, koska säätäminen uhkasi rikkoa koko säätömekanismin.



**Kuva 19.** Säättökaivoihin kertyi runsaasti ruostetta ojituksen jälkeisenä kesänä 2010.

Jotta säättösalaajituksen hyödyllisyys jokiveden laadulle voitaisiin todentaa, säättösalaajituksen tulisi kattaa valtaosa valuma-alueen sulfidipitoisista viljelysmaista ja veden laatua pitäisi seurata riittävän pitkän aikaa. Säättöajituksella ei pystytä estämään äärimmäisen kuivien vuosien aiheuttamaa happamuutta, mutta kohtuullisen kuivina vuosina se voisi merkittävästi auttaa sisävesien tilaa. Säättöajituksesta voi olla alapuolisen vesistön ja vesieliöstön kannalta merkittävää hyötyä paitsi nopeiden vedenlaatumuutosten, mutta myös hydrologisten muutosten lieventäjänä (Jermi Tertsunen, suullinen tiedonanto 1.11.2013). Syksyllä 2010 Siikajoen valuma-alueella havaittiin joen pienissä sivu-uomissa satunnaisesti kalakuolemia. Tällaiset pienimuotoisemmat mutta todennäköisesti useammin toistuvat ilmiöt voitaisiin mahdollisesti estää lieventämällä happaman kuormituksen piikkiä laajamittaisella valumaaluetasoisesti suunnitellulla säättösalaajituksella. Eri menetelmien mahdollisuuksista valumaveden hallintaan ja varastointiin tarvitaan kuitenkin lisätietoa.

Tavanomainen salaajitus on viljelyn kannalta tehokas kuivatusmuoto ja ympäristönäkökulmasta toimiva silloin kun sulfaattimaiden esiintymisen riskiä ei ole. Mikäli tavanomaisen salaajituksen ojitussyvyys on lähellä sulfidikerrosta, ojitusmenetelmän on todettu aiemmissa tutkimuksissa tehostavan maan hapettumista ja happaman valuman muodostumista (Palko 1988, Joukainen & Yli-Halla 2003). Myös piiriojien veden taso ja virtaustehokkuus määräävät salaajituksen tehokkuuden. Veden tarkoituksenmukainen patoaminen piiriojissa ja kosteikoiden rakentaminen voisi olla yksi mahdollisuus hidastaa virtaamia sulfaattimaa-alueilla.

Kuivatusveden kierrätystä ei tarvittu koekentällä koejaksolla lukuun ottamatta liiallisesta kastelusta johtuvaa ylivirtaamaa kesällä 2012. Menetelmästä ei todennäköisesti saada kustannukset kattavaa hyötyä testilohkon tapaisella peltolohkolla sadesummaltaan keskimääräisenä vuonna. Haihdunta on kasvukaudella selkeästi suurempaa kuin sadanta, ja pohjavedenpinta vajoaa säätötoimenpiteistä huolimatta kohtuullisen helposti lähelle ojitussyvyyttä. Kasvukauden ulkopuolella ylimääräveden on annettava poistua alueelta, jotta pellon rakenne turvataan liettymiseltä ja pellon muokkaustyöt ovat mahdollisia. Kuivatusvedenkierrätys voi olla kustannustehokas alueilla, joissa pohjavesi on luontaisesti kohtuullisen korkealla ympäri vuoden.

## 4.7 Johtopäätökset

Ruukin koekentältä saatiin alueellisesti arvokasta lisätietoa jo pitkään viljelyssä olleen happaman sulfaattimaan kuivattamisen tehostamisen seurauksista. Koejakso oli kuitenkin lyhyt menetelmien tuomien erojen luotettavaan todentamiseen ja selkeiden happamuuden torjunnan ratkaisujen tuottamiseen. Maaperän ominaisuuksien tasaantuminen tavanomaista syvemmälle ulotetun salaajituksen jälkeen oli koejaksolla vasta alkanut, ja eri ojitusmenetelmien vaikutus maan kemiallisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin näkyy mitatuista tuloksista todennäköisesti vasta pitemmän aikajakson tarkastelussa. Vedenlaatumuuttujien ohella tulee jatkossa huomioida tarkemmin eri kuivatusmenetelmien vaikutus valumavesien määrään ja valumien kestoon. Erityisesti säättöajituksella heikkolaatuista vettä varastoituu maa-

perään, mikä tasaa kuormitusta ja virtaamaa. Tätä vedenvarastoinnin merkitystä tulee jatkossa selvittää tarkemmin.

Koealueen tavanomaisesti salaojitetun ojituslohkon maaperä erosi säätökastelu- ja säätösalaajitusalueista sisältäen vähemmän tai ei ollenkaan sulfideja, jolloin alueen valumaveden laatu oli ojituslohkoista yleensä paras. Säätökastelualueen salaojavesi oli laadultaan parasta heti kastelujakson päätyttyä ennen syysylivirtaamien alkamista, mutta varsinaisten ylivirtaamien aikaan kaikkien ojituslohkojen vesi oli sulfaattimaa-alueille tyypillisesti erittäin huonolaatuista. Säätökastelun ympäristöhyödystä saatiin kuitenkin selkeitä viitteitä vuoden 2010 syysvirtaamien aikaan, jolloin mm. säätösalaajitusalueen alumiinipitoisuudet olivat hetken 10 kertaa säätökastelualueen tuloksia suuremmat. Salaojakastelu tehtiin kokeessa kiinteällä kastelujärjestelmällä, mutta viljelijän kannalta vähemmän työtä ja investointeja vaativa kertaluonteinen kastelu voi olla usein käytännöllisempi ratkaisu.

Sulfaattimaiden esiintymisen riskialueilla alavilta peltoalueilta tuleva vesi voi usein olla luontaisestikin metsä- tai suoalueiden valumavesiä huonolaatuisempaa. Peltojen valumavedet yhdistyvät kuitenkin piiriojissa edellä mainittuihin parempilaatuisiin vesiin. Yksittäisen peltolohkon kuormituksen sijaan happamuusongelmaa tulisikin seurata valuma-aluekohtaisesti. Tällöin ratkaisuihin voisivat riittää perinteisen maankäytön sallivat, mutta laajasti toteutettavat happamuutta hillitsevät toimet, kuten säätösalaajituksen lisääminen ja ojitusyvyuden säilyttäminen kunnostus- ja täydennysojituksissa. Säätökastelulla ja muilla selkeästi lisäkustannuksia ja energiaa vaativilla toimenpiteillä lienee erityinen merkitys silloin, kun sulfidikerros on ojitusyvyydellä ja pohjavesi luontaisesti melko korkealla. Eri toimien tehokas hyödyntäminen sekä tarkka kohdentaminen happaman vesistökuormituksen hillitsemiseksi vaatii viranomaisten ja maanomistajien laaja-alaista neuvontaa ja sulfaattimaiden sijainnin ja ominaisuuksien tarkempaa selvittämistä.

## 4.8 Kirjallisuus

Bärlund, I., Tattari, S., Yli-Halla, M. & Åström, M. 2005. Measured and simulated effects of sophisticated drainage techniques on groundwater level and runoff hydrochemistry in areas of boreal acid sulphate soils. *Agriculture and Food Science* vol. 14 (2005): 98-111.

Harmanen, H. 2007. Sulfaattimaat ja seleeni. Helsingin Yliopisto. Lisensiaatin tutkimus, Kasvinviljelytiede ja Maanviljelyskemia ja -fysiikka. Maa- ja metsätaloustieteellinen tiedekunta. <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/1975/7633/Acr36.tmp.pdf?sequence=4>

Joukainen, S. & Yli-Halla M. 2003. Environmental impacts and acid loads from deep sulfidic layers of two well-drained acid sulfate soils in western Finland. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 95 (2003) 297-309.

Palko, J. 1988. Happamien sulfaattimaiden kuivatus ja kalkitus Limingan koekentällä 1984–1987. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 19. 86 s.

Uusi-Kämpä, J., Virtanen, S., Rosendahl, R., Österholm, P., Mäensivu, M., Westberg, V., Regina, K., Ylivainio, K., Yli-Halla, M., Eden, P. & Turtola, E. 2013. Ympäristöriskien vähentäminen happamilla sulfaattimailla – Opas pohjaveden pinnan säätämiseksi. MTT Raportti 74.

Yli-Halla, M. 1997. Classification of acid sulphate soils of Finland according to Soil Taxonomy and the FAO/Unesco legend. *Agricultural and Food Science in Finland* 6: 247–258.

Yli-Halla, M. 2010. Happamien sulfaattimaiden luokittelu ja viljelyn vaihtoehdot. In. Maataloustieteenpäivät 2010.

Yli-Halla, M. 2012. Happamien sulfaattimaiden viljely ja vesistökuormituksen hillintä. Seminaariesitys. HaKu –hankkeen loppuseminaari Raahessa 11.12.2012. [https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt/mtt/esittely/toimipaikat/ruukki/Tietopankki/HaKu/Yli\\_Halla\\_Raahe.pdf](https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt/mtt/esittely/toimipaikat/ruukki/Tietopankki/HaKu/Yli_Halla_Raahe.pdf)

## Liitteet

### Liite 1a.

Suomen Ympäristöpalvelussa analysoidut vedenlaatuanalyysit ja käytetyt analyysimenetelmät

Vesianalyysit	Yksikkö	Menetelmä
pH		
Johtokyky (sähkönjohtavuus)	µS/cm	
Alkaliniteetti	mmol /ml	Potentiometrinen titraus suolahapolla
Asiditeetti	mmol /ml	Potentiometrinen titraus natriumhydroksidiliuoksella
Alkuaineanalyysit (Al, Cd, Ni, Fe ja Zn)	mg /l	Näytteen suodatus kalvosuodattimella (0,45 µm), typpihappo lisäys 10 % (v/v), mittaus ICP-emissiospektrometrilla
Sulfaatti (SO <sub>4</sub> )	mg /l	Nestekromatografia

### Liite 1b.

Kuonakalkin 2010 tuoteseloste

Ominaisuus	Yksikkö	Määrä
Kokonaisneutralointikyky	% (Ca)	35
Nopea vaikutteinen neutralointikyky	% (Ca)	alhainen
Kalsium, Ca	%	33
Magnesium, Mg	%	1
Hienous: Alle 0,15 mm	%	20
Hienous: Alle 2,0 mm	%	75
Kosteus	%	5

### Liite 1c.

Testilohkon viljelytiedot vuosina 2010–2012

Viljelykasvi	Vuosi	Lannoite	N (kg /ha)	P (kg /ha)	K (kg /ha)
Ohra	2010	Liete, 30 tn /ha	66	13,2	81
Suojavilja (ohra kokovilja)	2011	Liete, 30 tn /ha	57	13,2	75
Nurmi	2012 kevät	PY4 (20-2-12)	78	7,8	47
	2012 kesä	Liete 20 tn /ha	25	5,6	40
	2012 kesä	NK2 (20-0-15)	43	0	26



## Liite 2.

Rehusatojen (ohran jyvä- ja olkisadot 2010, ohran kokoviljasato 2011 ja kaksi nurmisatoa 2012) keskimääräinen typpisato kg /ha /vuosi sekä satojen kivennäiskeskiarvot koejaksolla 2010–2012 ojitusmenetelmittäin

Ojitus	Kalkituskäsittely	N-sato kg	N g/kg	K g/kg	P g/kg	Ca g/kg	Mg g/kg	S g/kg	Mn mg/kg	Co mg/kg	Ni mg/kg
Säätökastelu	ei	149	19,3	18,8	2,9	2,7	1,3	1,7	41	<1	1,7*
Säätökastelu	kuona	160	20,2	17,8	3,1	3,5	1,2	1,9	59	<1	1,8*
Säätöojitus	ei	145	17,7	19,8	3,0	2,8	1,2	1,7	51	<1	<1
Säätöojitus	kuona	150	18,3	19,9	3,1	2,8	1,2	1,7	60	<1	<1
Tavanomainen salaojitus	ei	143	17,3	19,3	2,9	2,8	1,1	1,6	48	<1	<1
Tavanomainen salaojitus	kuona	146	17,1	18,7	3,0	2,6	1,2	1,6	56	<1	<1

\*Vuoden 2012 toisessa nurmisadossa saatiin ainoat määritysrajan ylittävät nikkelpitoisuudet säätökastelualueelta

### Liite 3a.

Salaojitusalueiden viljavuustiedot syvyyksiltä 0–10 cm syksyllä 2010, 2011 ja 2012. SAS Mixed proseduuri.

VUOSI	Ojitusmenetelmä	Kalkituskäsittely	Näytesyvyys cm	JL 10*mS cm <sup>-1</sup>	pH	Ca	K	Mg	P mg l <sup>-1</sup> maata	Mn	S	Al	Fe	Org % ka <sup>-1</sup>
2010	Kastelu	ei kuonaa	0-10	1,0	5,5	973	83	84	15,0	16	15,0	773	590	
2011	Kastelu	ei kuonaa	0-10	0,7	5,8	1040	79	89	12,8	13	11,0	673	757	9
2012	Kastelu	ei kuonaa	0-10	0,8	5,6	1017	50	85	15,3	23	16,0	850	637	9
2010	Kastelu	kuona	0-10	2,1	6,2	2777	69	94	14,6	32	42,7	650	587	
2011	Kastelu	kuona	0-10	0,9	6,1	2130	51	83	10,7	38	9,4	723	840	17
2012	Kastelu	kuona	0-10	0,9	6,0	2037	35	88	12,9	47	14,0	857	647	15
2010	Säätö	ei kuonaa	0-10	1,6	5,9	2507	117	263	7,1	27	18,7	630	763	
2011	Säätö	ei kuonaa	0-10	0,9	6,1	2767	99	273	5,4	32	10,8	923	760	23
2012	Säätö	ei kuonaa	0-10	0,9	6,0	2493	47	223	7,1	42	15,0	743	853	22
2010	Säätö	kuona	0-10	1,8	6,0	2600	87	207	10,5	27	21,0	663	833	
2011	Säätö	kuona	0-10	0,9	6,0	2490	71	193	8,6	31	12,3	927	780	21
2012	Säätö	kuona	0-10	1,1	6,0	2650	56	167	11,9	45	16,0	770	907	21
2010	Tavanomainen	ei kuonaa	0-10	1,4	5,8	2217	111	200	9,3	24	16,0	750	847	
2011	Tavanomainen	ei kuonaa	0-10	0,9	5,9	2227	68	167	11,8	24	9,9	760	687	18
2012	Tavanomainen	ei kuonaa	0-10	0,9	5,7	2233	58	173	9,6	43	13,7	917	987	20
2010	Tavanomainen	kuona	0-10	1,4	6,1	2833	93	173	15,4	24	13,7	590	677	
2011	Tavanomainen	kuona	0-10	0,9	5,9	2277	88	207	7,4	31	9,1	1023	900	19
2012	Tavanomainen	kuona	0-10	1,0	5,9	2143	54	143	13,5	27	12,3	693	747	16
		P-arvot	Vuosi	0,0016	0,1601	0,1726	0,0241	0,4546	0,1473	0,0412	0,1258	0,0278	0,2492	0,2972
			Ojitusalue	0,1724	0,0046	<0,0001	0,0010	<0,0001	0,0084	0,1069	0,2241	0,1534	0,0216	0,0018
			Kalkituskäsittely	<0,0001	0,7691	<0,0001	0,0003	<0,0001	0,0014	<0,0001	0,0108	0,2053	0,7168	0,0936
			Näytesyvyys	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0019	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
			Ojitusalue*kalkituskäsittely	<0,0001	0,1478	<0,0001	0,0004	0,0185	<0,0001	<0,0001	0,0726	0,1096	0,0471	<0,0001

### Liite 3b.

Salaojitusalueiden viljavuustiedot syvyyksiltä 10–25 cm syksyllä 2010, 2011 ja 2012. SAS Mixed proseduuri.

VUOSI	Ojitusmenetelmä	Kalkituskäsittely	Näytesyvyys cm	JL 10*mS cm <sup>-1</sup>	pH	Ca	K	Mg	P mg l <sup>-1</sup> maata	Mn	S	Al	Fe	Org % ka <sup>-1</sup>
2010	Kastelu	ei kuonaa	10-25	1,0	5,5	993	50	85	15,0	18	17,7	810	607	
2011	Kastelu	ei kuonaa	10-25	0,7	5,7	1023	60	87	13,1	15	10,0	657	763	8
2012	Kastelu	ei kuonaa	10-25	0,7	5,5	967	42	85	14,9	21	15,7	773	740	7
2010	Kastelu	kuona	10-25	1,8	5,8	1840	33	81	12,3	39	38,0	720	563	
2011	Kastelu	kuona	10-25	1,2	6,1	2233	35	74	10,9	39	17,0	697	817	15
2012	Kastelu	kuona	10-25	0,9	6,1	2157	29	73	13,1	43	18,3	790	653	14
2010	Säätö	ei kuonaa	10-25	1,8	5,9	2510	64	267	7,2	32	25,0	643	770	
2011	Säätö	ei kuonaa	10-25	1,0	6,0	2670	56	267	5,8	39	16,3	990	787	21
2012	Säätö	ei kuonaa	10-25	0,9	6,0	2370	31	230	7,6	38	16,3	763	887	21
2010	Säätö	kuona	10-25	1,8	5,6	1967	54	203	10,5	36	27,0	717	833	
2011	Säätö	kuona	10-25	1,1	5,8	2263	49	200	8,8	36	15,0	970	837	19
2012	Säätö	kuona	10-25	1,0	6,0	2273	37	183	10,6	44	19,3	763	897	20
2010	Tavanomainen	ei kuonaa	10-25	1,7	5,7	2290	76	217	9,9	30	22,3	780	887	
2011	Tavanomainen	ei kuonaa	10-25	1,1	5,9	2397	60	177	13,1	24	15,0	760	663	18
2012	Tavanomainen	ei kuonaa	10-25	0,9	5,7	2107	47	190	10,0	43	15,3	957	1020	19
2010	Tavanomainen	kuona	10-25	1,6	5,5	1840	64	173	13,2	32	17,0	650	673	
2011	Tavanomainen	kuona	10-25	0,9	5,8	2300	70	200	7,3	37	14,0	1000	880	20
2012	Tavanomainen	kuona	10-25	1,0	5,7	1780	52	155	13,0	34	19,0	685	905	9
		P-arvot	Vuosi	0,0016	0,1601	0,1726	0,0241	0,4546	0,1473	0,0412	0,1258	0,0278	0,2492	0,2972
			Ojitusalue	0,1724	0,0046	<0,0001	0,0010	<0,0001	0,0084	0,1069	0,2241	0,1534	0,0216	0,0018
			Kalkituskäsittely	<0,0001	0,7691	<0,0001	0,0003	<0,0001	0,0014	<0,0001	0,0108	0,2053	0,7168	0,0936
			Näytesyvyys	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0019	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
			Ojitusalue*kalkituskäsittely	<0,0001	0,1478	<0,0001	0,0004	0,0185	<0,0001	<0,0001	0,0726	0,1096	0,0471	<0,0001

### Liite 3c.

Salaojitusalueiden viljavuustiedot syvyyksiltä 25–50 cm syksyllä 2010, 2011 ja 2012. SAS Mixed proseduuri.

VUOSI	Ojitusmenetelmä	Kalkituskäsittely	Näytesyvyys	JL 10*mS cm <sup>-1</sup>	pH	Ca	K	Mg	P mg l <sup>-1</sup> maata	Mn	S	Al	Fe	Org % ka <sup>-1</sup>	
2010	Kastelu	ei kuonaa	25-50	0,9	5,4	717	57	119	10,8	20	27,3	500	747		
2011	Kastelu	ei kuonaa	25-50	0,7	5,5	737	66	109	9,4	10	19,0	927	607	5	
2012	Kastelu	ei kuonaa	25-50	0,7	5,4	623	55	132	9,9	11	22,0	410	780	3	
2010	Kastelu	kuona	25-50	1,4	5,4	670	18	39	11,5	24	57,0	397	380		
2011	Kastelu	kuona	25-50	0,9	5,6	1060	24	44	9,1	25	22,7	450	610	6	
2012	Kastelu	kuona	25-50	0,8	5,3	603	24	32	13,3	23	53,3	360	490	3	
2010	Säätö	ei kuonaa	25-50	1,2	5,5	700	29	92	7,5	17	25,7	407	387		
2011	Säätö	ei kuonaa	25-50	0,8	5,6	840	27	101	7,0	14	19,3	390	443	4	
2012	Säätö	ei kuonaa	25-50	0,6	5,7	613	25	71	9,7	10	10,8	410	263	4	
2010	Säätö	kuona	25-50	1,0	5,4	537	25	64	12,2	14	19,7	410	357		
2011	Säätö	kuona	25-50	0,9	5,5	957	32	101	10,8	19	20,0	567	573	5	
2012	Säätö	kuona	25-50	0,7	5,5	660	26	75	14,3	16	15,0	480	513	7	
2010	Tavanomainen	ei kuonaa	25-50	1,3	5,2	903	60	127	10,7	20	35,3	600	813		
2011	Tavanomainen	ei kuonaa	25-50	1,0	5,3	1080	81	170	6,7	17	38,3	1037	463	7	
2012	Tavanomainen	ei kuonaa	25-50	0,9	5,1	593	59	107	9,7	16	32,3	437	900	3	
2010	Tavanomainen	kuona	25-50	1,2	5,2	830	76	160	7,6	16	38,0	433	943		
2011	Tavanomainen	kuona	25-50	1,0	5,2	803	63	110	7,6	21	31,3	1010	530	5	
2012	Tavanomainen	kuona	25-50	1,2	4,9	550	87	135	8,3	18	89,5	340	1380	2	
P-arvot				Vuosi	0,0016	0,1601	0,1726	0,0241	0,4546	0,1473	0,0412	0,1258	0,0278	0,2492	0,2972
				Ojitusalue	0,1724	0,0046	<0,0001	0,0010	<0,0001	0,0084	0,1069	0,2241	0,1534	0,0216	0,0018
				Kalkituskäsittely	<0,0001	0,7691	<0,0001	0,0003	<0,0001	0,0014	<0,0001	0,0108	0,2053	0,7168	0,0936
				Näytesyvyys	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0019	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
				Ojitusalue*kalkituskäsittely	<0,0001	0,1478	<0,0001	0,0004	0,0185	<0,0001	<0,0001	0,0726	0,1096	0,0471	<0,0001

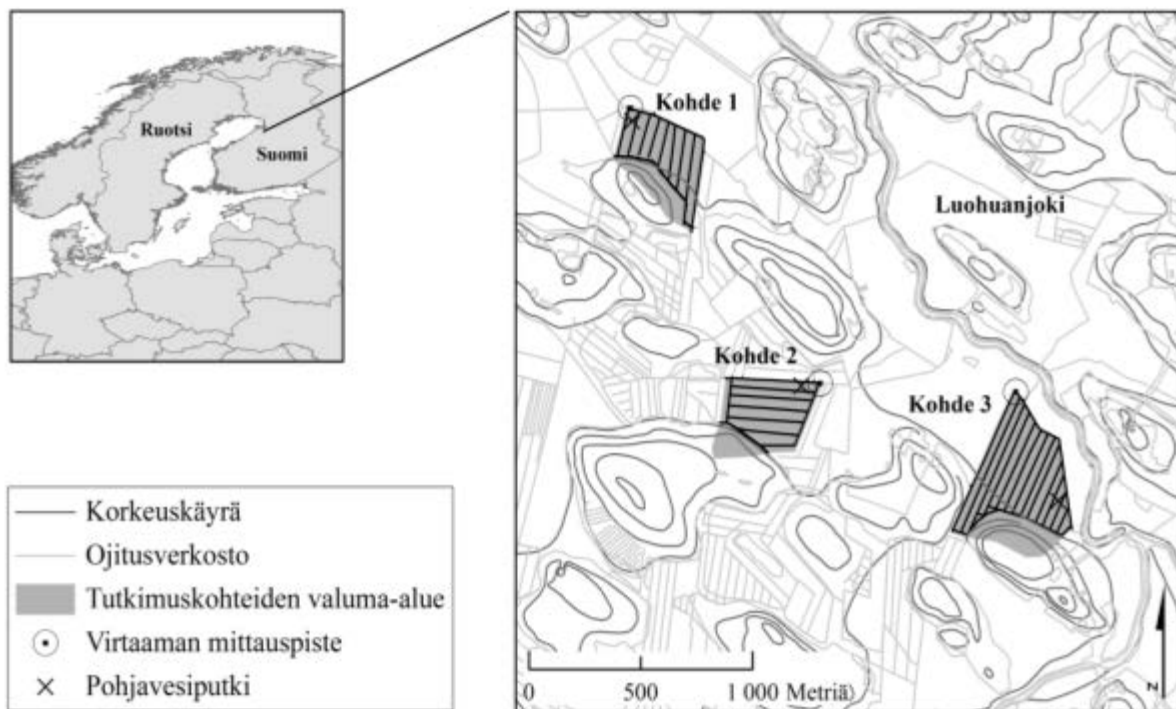
## 5 Kunnostusojitukset metsäalueilla OY

Tuomas Saarinen ja Hannu Marttila

Oulun Yliopisto, Vesi- ja ympäristötekniikan laboratorio, PL 4300, 90014 Oulun yliopisto, etunimi.sukunimi@oulu.fi

### 5.1 Alueen kuvaus

Metsäojituskohteilla tehtävien kunnostusojitustapojen mahdollisuuksia happamuuden ehkäisyyn selvitettiin kolmella kunnostusojituskohteella (kuva 1). Kohteet sijaitsevat Siikajoen Paavolassa Luohuanjoen valuma-alueen alaosalla. Luohuanjoen valuma-alue valittiin tutkimuskohteeksi, koska joessa on toistuvasti esiintynyt happamuushaittoja etenkin kuivien kesien jälkeisinä syksyinä. Lisäksi Luohuanjoen valuma-alueella on aiemmin tehty happamien sulfaattimaiden kartoituksia metsätalousalueilla (Ndiaye 2007). Potentiaaliset tutkimuskohteet rajattiin hyödyntämällä GTK:n maaperä- ja lentogeofysiikan aineistoja sekä kohteiden lähettyvilä tehtyjä alustavia sulfaattimaakartoituksia.



Kuva 1. Kartta tutkimuskohteista.

Kohteet 1 ja 2 ojitettiin vuosina 1971–1972 sekä kohde 3 vuosina 1974–1976. Kohteella 1 on tehty kunnostusojitus toukokuussa 2007 ja kohteilla 2 ja 3 loka-marraskuussa 2006. Sarkaojen välinen etäisyys kohteilla on noin 40 m ja ojien syvyys noin 1 m. Kohteiden pinta-alat ja puustotiedot on esitetty taulukossa 1.

**Taulukko 1.** Kunnostusojituskohteiden pinta-alat ja puustotiedot. Tiedot on saatu Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskukselta.

	<b>Kohde 1</b>	<b>Kohde 2</b>	<b>Kohde 3</b>
Ojitettu ala, ha	10	8,5	13
Valuma-alueen pinta-ala, ha	13,8	12,1	18,7
Puuston ikä, a	68	40	71
Keskipituus, m	16,5	5	14,4
Tilavuus, m <sup>3</sup> /ha	131	12	167
Kasvu, m <sup>3</sup> /ha	2,8	0,9	3,9

## 5.2 Aineisto ja menetelmät

Tässä osatutkimuksessa selvitettiin kunnostusojituskohteilla tehtävien toimenpiteiden mahdollisuuksia happaman huuhtouman kontrollointiin. Eri ojitustapojen (ojien syvyys ja ojien välinen etäisyys) sekä kokoojajaan asennettavan säätöpadon mahdollisuuksia sulfidien hapettumisen ehkäisyssä selvitettiin matemaattisella DRAINMOD-mallinnuksella ([http://www.bae.ncsu.edu/soil\\_water/drainmod/](http://www.bae.ncsu.edu/soil_water/drainmod/)). Lisäksi ojitusalueiden veden viipymän kasvattamisen vaikutuksia happaman huuhtouman muodostumiselle sekä kalkkisuodinpatojen käyttöä huuhtoutuvan veden neutraloimiseksi selvitettiin kirjallisuuden avulla.

### 5.2.1 Maanäytteet kunnostusojituskohteilla

Kultakin kohteelta otettiin maanäytteet 3 m syvyyteen maanpinnasta sulfidisaven olemassaolon selvittämistä varten 10–20 cm:n välein sekä turvekerroksesta että mineraalimaasta. Näytteistä määritettiin maaperän pH 24 tunnin kuluessa näytteenotosta sekä uudelleen kahdeksan viikon inkuboinnin jälkeen (SFS-EN 13037). Turvenäytteissä maa:vesi- suhdeluku oli 1:2,5 ja mineraalimaanäytteissä 1:5. Maaprofiilin maalaji määritettiin rakennusteknisen luokituksen (RT-luokitus) mukaisesti näytteenoton yhteydessä. HNO<sub>3</sub>/HCl hajotuksen jälkeen maanäytteistä analysoitiin kokonaisrikkipitoisuus ICP-OES- menetelmällä.

### 5.2.2 Mittaukset ja vesinäytteet

Maanäytteenoton yhteydessä keväällä 2010 asennettiin kullekin kohteelle pohjavesiputket (halkaisija 5,7 cm) turvemaan ja mineraalimaan rajapintaan pohjaveden pinnan seuraamista varten 8–13 m etäisyydelle kokoojajosta. Pohjavesiputkiin asennettiin jatkuvatoimiset pH ja vedenkorkeus mittarit (TruTrack pH-HR ja TruTrack WT-HR-1500), jotka asetettiin mittaamaan 15 minuutin välein. Keväällä 2010 kunkin kohteen kokoojajiin asennettiin vastaavat jatkuvatoimiset mittarit sekä sähkönjohtokykyä mittaavat loggerit (Solinst LTC-139 Levelogger-JUNIOR). Jatkuvatoimiset mittauslaitteet olivat kunakin vuonna touko-marraskuun ajan.

Kokoojajoista otettiin vesinäytteitä vuosien 2010–2012 aikana yhteensä 16 kertaa enintään kerran kuukaudessa touko-lokakuun aikana. Sekä pohjavedestä että kokoojajoista mitattiin pH ja sähkönjohtokyky Mettler Toledo MP120- mittarilla loggereiden toiminnan tarkistamiseksi kunkin näytteenoton yhteydessä sekä muuttaman kerran näytteenottojen lisäksi. Vesinäytteistä analysoitiin seuraavat muuttujat: alkaliniteetti (potentiometrinen titraus), asiditeetti (SFS 3005:1981), SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (ISO 7887:1995), kokonaispitoisuudet seuraavien metallien osalta: Al, Fe, Mn, Zn (ISO 1185:2007), kokonaisorgaaninen hiili (TOC) (SFS-EN 1997) ja väriluku (SFS-180 EN ISO 7887:1995; section 4).

### 5.2.3 Pohjaveden pinnan vaihtelun mallintaminen DRAINMOD- mallilla

Koealueiden pohjaveden pinnan vaihteluita mallinnettiin DRAINMOD- mallilla, jota on käytetty maaperän vesitasen ja kuivatusvesien laadun selvittämiseen (Skaggs 1980). Malli tarvitsee lähtöaineistokseen tietoa sääolosuhteista, maaperästä ja kuivatusolosuhteista. Mallin rakentamiseen käytettiin Ilmatieteen laitoksen Siikajoen Revonlahden sääasemalla mitattuja sää tietoja (vuorokauden sademäärä sekä minimi- ja maksimi-

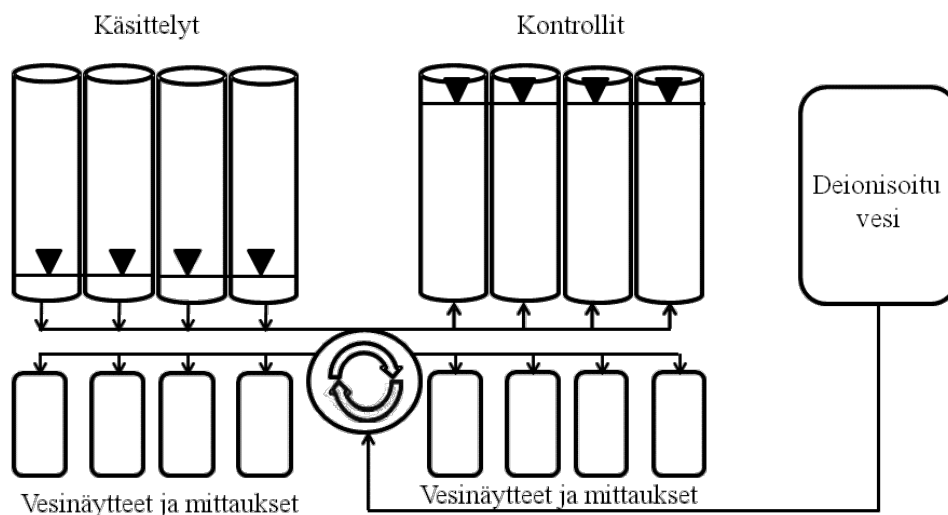


lämpötilat). Potentiaalinen evapotranspiraatio (PET) määritettiin laskennallisesti (Thornthwaite 1948). Maaperän hydraulinen johtavuus määritettiin sekä kentällä että laboratoriossa. Mallia varten määritettiin tiedot kohteiden kuivatusolosuhteista osittain suorittamalla mittauksia kohteilla (ojien syvyys, ojien välinen etäisyys ja ojien tehoisa säde), osittain laskennallisesti. Aineisto pohjaveden pinnan vaihteluista (vedenkorkeus) kerättiin kasvukausina 2010 ja 2011 mallia varten (ks. luku 2.2). Malli kalibroitiin vertaamalla havaittua ja laskettua pohjaveden pintaa keskenään regressioanalyysin avulla. Kalibroinnissa mitatun ja havaitun pohjaveden pinnan keskivirheen tuli olla  $< 20$  cm, jotta mallin avulla saataisi luotettavia tuloksia.

Validoitua mallia käytettiin pohjaveden pinnan vaihteluiden arvioinnissa eri kuivatusolosuhteissa (ojien syvyys ja ojien välinen etäisyys). Tavoitteena oli selvittää ympäristön kannalta turvallisia kunnostusojitusratkaisuja sulfidimaa-alueille. Mukaan lukien metsän kasvun kannalta sopivat kuivatusolosuhteet ja maaperän sulfidien hapettumista ehkäisevät. Hapettuminen voidaan ehkäistä parhaiten pitämällä pohjaveden pinnan niin korkealla kuin mahdollista. Pohjaveden pinnan vaihteluita simuloitiin seuraavilla ojasyvyyksillä 50, 80, 100, 120 ja 150 cm. Ojien väliset etäisyydet olivat seuraavat: 20, 30, 35, 40, 45 ja 50 m. Lisäksi simuloitiin kokoojajiin asennettavan säätöpadon vaikutuksia pohjavedenpintaan kuivana kesänä 2006.

#### 5.2.4 Sulfidien hapettumista selvittävä laboratorionkoe

Maaperän sulfidien hapettumista tutkittiin laboratorionkokeen avulla. Kokeen tarkoituksena oli jäljitellä ojituskohteilla tapahtuvaa tilannetta, jossa pohjavesi pääsee laskemaan mineraalimaahan joko syvän ojituksen tai erityisen kuivan kesän seurauksena, jolloin maaperän sulfidit hapettuvat. Kokeen periaatekuva on esitetty kuvassa 2.



**Kuva 2.** Periaatekuva sulfidien hapettumista kuvaavasta laboratorionkokeesta.

Koetta varten otettiin häiriintymättömät maanäytteet syksyllä 2010 kohteen 1 kokoojaojan reunasta muovisiin sylintereihin (halkaisija 10 cm, korkeus 50 cm). Maanäyte koostui pelkästään mineraalimaasta, jossa rikki oli pelkistyneessä sulfidimuodossa. Koe suoritettiin huoneen lämpötilassa (20 °C). Kokeessa oli yhteensä 4 kontrollia, joissa maanäyte pidettiin vedellä kyllästyneenä koko kokeen ajan. Käsittelyissä (4 kpl) maanäytteet annettiin kuivua, jolloin sulfidien hapettuminen käynnistyi. Kokeen alussa maanäytteet upotettiin typpikaasulla kaasutettuun deionisoituun veteen näytteiden stabiloimiseksi ja sulfidien hapettumisen estämiseksi. Näytteiden tasapainotusvaiheessa deionisoitua hapetonta vettä (pH 4,5 ja johtokyky  $20 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) syötettiin maanäytteisiin jatkuvatoimisesti. Tällä pyrittiin korvaamaan maavesi ja sulfidien hapettumistuotteet deionisoiduilla hapettomalla vedellä tasalaatuisten koeolosuhteiden aikaansaamiseksi. Tasapainotusvaiheessa seurattiin maan läpi suotautuvaa vettä pH:n ja johtokyvyn mittauksilla. Tämän vaiheen lopussa (5 kk) kaik-

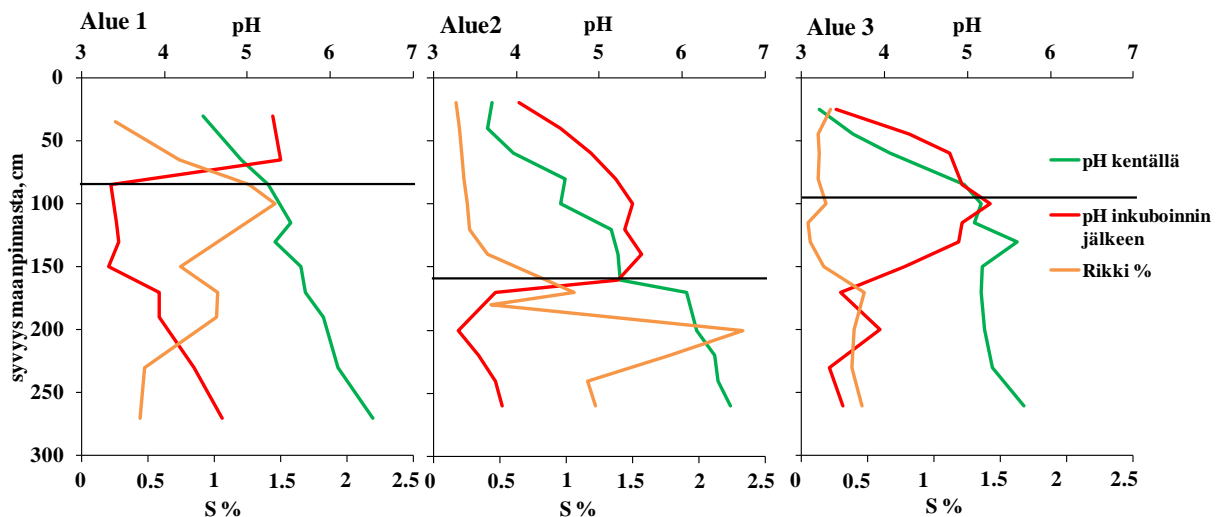
kien näytteiden läpi suotautuneen veden johtokyky oli tasoittunut, minkä jälkeen varsinainen koe käynnistettiin.

Tasapainotusvaiheen jälkeen käsittelyjen maanäytteiden annettiin kuivua ja maan kosteutta seurattiin maanäytteisiin asennettujen kosteusantureiden avulla (Degacon EC-H<sub>2</sub>O Soil 226 Moisture Sensor EC-5). Kontrollieissa maanäytteet pyrittiin säilyttämään täysin vedellä kyllästyneinä. Kuivatusvaihe kesti yhteensä kaksi kuukautta. Kuivatuksen jälkeen aloitettiin käsittelyjen jatkuva veden lisäys (1000 ml deionisoitua vettä viikottain), jonka aikana seurattiin sekä kontrollinäytteistä että käsittelyistä suotautuneen veden pH- ja johtokykyarvoja. Lisäksi otettiin vesinäytteitä, joista määritettiin seuraavat parametrit: Al, Ca, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn sekä SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Metalleista määritettiin kokonaispitoisuudet ICP-OES- menetelmällä ja SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ionikromatografialla.

## 5.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu

### 5.3.1 Kunnostusojituskohteiden maan ominaisuudet

Turvekerroksen paksuus oli kohteella 1 noin 80 cm, kohteella 2 noin 160 cm ja kohteella 3 noin 90 cm. Turvekerroksen alapuolella havaittiin mustaa sulfidisavea (kohde 1) ja sulfidihiesua (kohde 2). Kohteen 3 turvekerroksen alapuolella oli hiesua ja noin 3 metrin syvyydellä hieman mustaa sulfidihiesua. Kuvassa 3. on esitetty kohteiden maaperän rikkipitoisuudet ja pH-arvot. Maaperän rikki oli pelkistyneessä muodossa eli sulfidit eivät olleet vielä hapettuneet.



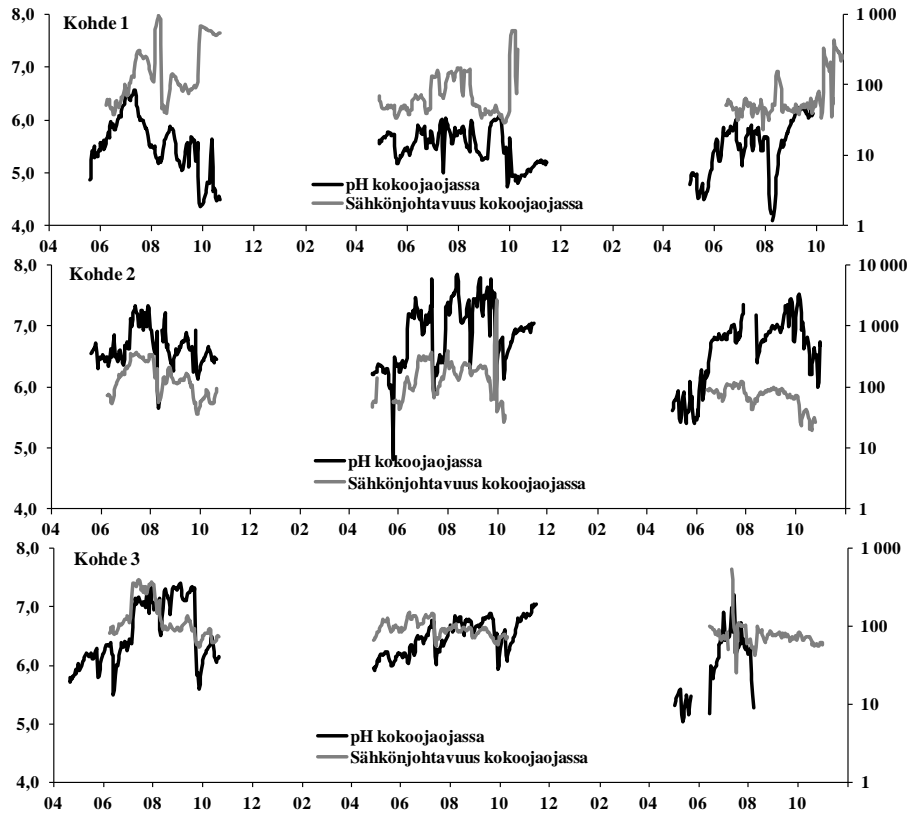
**Kuva 3.** Kohteiden maaperän rikkipitoisuudet sekä kentällä että laboratoriossa inkuboinnin jälkeen mitatut pH arvot. Turve- ja mineraalimaan rajapinta on merkitty kuvaan poikkiviivoilla.

Kohteilla 1 ja 2 maan rikkipitoisuus oli välittömästi turvekerroksen alapuolella korkea (rikkipitoisuus kohteella 1: 1,3 % ja kohteella 2: 1,1 % kuivapainosta). Samoin inkuboitujen näytteiden pH arvot olivat < 4 turvekerroksen alapuolella. Kohteella 3 rikkipitoisuus oli 0,5 % 170 cm:n syvyydellä, missä myös inkuboidun näytteen pH arvo oli < 4.

### 5.3.2 Kunnostusojituskohteiden kokoojajien vedenlaatu

Kokoojajien veden pH vaihteli kohteella 1 välillä 4,2–6,5 ja sähkönjohtavuus välillä 23–939 µS/cm (kuva 4). Alimmillaan pH oli elokuun alussa 2012 (pH 4,2), jolloin myös virtaamat olivat suuria merkittävien sateiden vuoksi. Myös keväällä 2010 ja 2012 sekä syyskuun lopussa 2010 ja 2011 pH laski alle viiden kohteen 1 kokoojajossa. Kohteella 2 pH vaihteli välillä 4,8–7,8 ja sähkönjohtavuus välillä 20–2602 µS/m. Alimmillaan pH oli toukokuussa 2011, jolloin se oli 4,8. Muulloin pH pysytteli pääasiassa 5,5 yläpuolella

kohteen 2 kokoojaojassa. Kohteella 3 pH pysytteli pääasiassa 5,5 yläpuolella lukuun ottamatta vuonna 2012, jolloin se oli keväällä pH 5 tuntumassa. Sähkönjohtavuus vaihteli kohteen 3 kokoojaojassa välillä 25–395  $\mu\text{S}/\text{m}$ . Kohteiden 2 ja 3 kokoojaojissa pH ja sähkönjohtavuus korreloivat positiivisesti, eli pH:n kasvaessa myös sähkönjohtavuus kasvoi.



**Kuva 4.** Kunnostusojituskohteiden kokoojaojien pH ja sähkönjohtavuus.

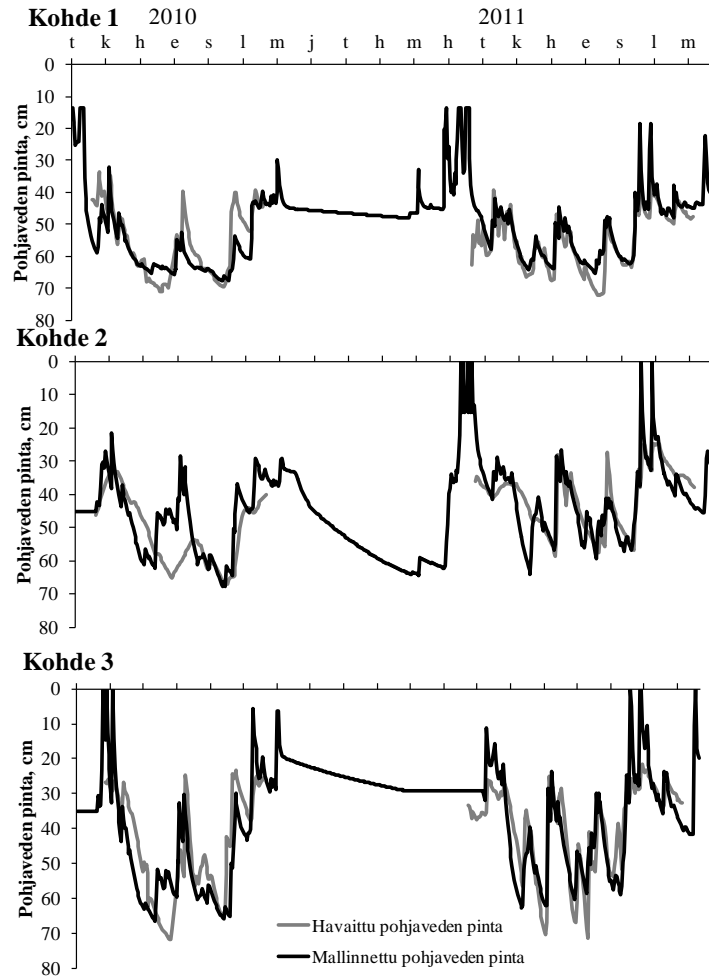
Muiden vedenlaatumuuttujien tulokset on esitetty taulukossa 2. Kokoojaojien sulfaattipitoisuudet olivat pääosin suhteellisen alhaisia. Korkeimmat sulfaattipitoisuudet havaittiin kuitenkin kohteen 3 kokoojaojassa. Tämä saattoi johtua siitä, että kohteella 3 sulfidien esiintymisessä on suurta paikallista vaihtelua ja siten siellä on saattanut olla alueita, joilla sulfideja esiintyi runsaammin. Alkaliniteetti- ja asiditeettiarvot eivät olleet merkittävästi poikkeavia. TOC:n ja pH:n välillä havaittiin merkitsevä negatiivinen korrelaatio ( $r_s = -0,52$ ). Sen sijaan sulfaatin ja pH:n välillä ei havaittu riippuvuutta. Tämä kertoo siitä, että kohteilta huuhtoutunut happamuus ei pääosin ollut sulfidiperäistä vaan peräisin turpeen orgaanisista hapoista.

**Taulukko 2.** Kokoojaojista määritettyjen vedenlaatuparametrien ääriarvot ja keskiarvot välillä 2010–2012.

Muuttuja	Kohde 1			Kohde 2			Kohde 3		
	Maksimi	Minimi	Keskiarvo	Maksimi	Minimi	Keskiarvo	Maksimi	Minimi	Keskiarvo
Alkaliniteetti, mmol/l	0,43	0,02	0,21	1,68	0,30	0,87	0,65	0,10	0,34
Asiditeetti, mmol/l	0,76	0,27	0,46	0,68	0,22	0,35	0,47	0,18	0,29
Al, µg/l	770	280	407	5600	55	498	1700	400	792
Fe, µg/l	7200	1900	4167	10000	3100	5709	6500	2200	4233
Mn, µg/l	460	110	237	650	160	371	670	260	411
Zn, µg/l	7	2	4	32	1	5	22	4	11
SO <sub>4</sub> , mg/l	22	7	16	6	1	4	51	17	33
TOC, mg/l	79	42	58	64	36	48	50	30	42
Väri, mg Pt/l	600	300	452	650	330	458	500	220	338

### 5.3.3 Ojitustapojen merkitys happamuuden muodostumisessa

Kunnostusojituskohteilla pohjaveden pinta pysyi turvekerroksessa koko hankkeen ajan, eikä laskenut sulfidikerrokseen, minkä vuoksi sulfidit eivät päässeet hapettumaan ja happamuuden muodostuminen siten estyi. DRAINMOD-malli soveltui hyvin pohjaveden pinnan vaihteluiden mallintamiseen kohdealueilla ja mallin avulla simuloidut tulokset korreloivat hyvin mitattuihin pohjaveden pinnan tuloksiin tutkimusvuonna 2011 ( $R^2=0,74$  (kohde 1),  $0,69$  (kohde 2) ja  $0,68$  (kohde 3)). Kuvassa 5 on esitetty kohteilla havaitut sekä mallinnetut pohjaveden pinnat vuosina 2010 ja 2011. Vuoden 2012 seurannasta ei saatu riittävästi luotettavia tuloksia, joten se on jätetty pois mallinnuksesta.



**Kuva 5.** Mallinnettu ja havaittu pohjaveden pinta kohdealueilla toukokuusta 2010 marraskuuhun 2011.

DRAINMOD-mallinnuksen mukaan pohjaveden pinta laskee sulfidikerrokseen, jos sarkaojien välinen etäisyys on 20–25 m ja syvyys 100 cm tai enemmän. Myös siinä tapauksessa, jossa ojien välinen etäisyys on 30 m tai enemmän ja ojien syvyys 120 cm tai enemmän pohjaveden pinta laskee sulfidikerrokseen. Nykyisten ojasuositusten mukaan alueilla, joilla turvekerroksen paksuus vaihtelee välillä 30–80 cm, ojasyvyyden tulisi olla 80–100 cm. Ojien välisen etäisyyden tulisi olla noin 40 m ja mikäli se on 50 m, tulisi väliin kaivaa uusi oja (Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskus 2005). Tällaisilla paksuturpeisilla alueilla tämä vähentää merkittävästi riskiä, että pohjaveden pinta laskee sulfidikerrokseen normaaleina hydrologisina vuosina.

Mallin avulla tarkasteltiin pohjaveden pinnan teoreettisia vaihteluita taaksepäin aina vuoteen 1960 saakka. Tulosten mukaan poikkeuksellisen kuivien kesien (kuten kesällä 2006) aikana pohjaveden pinta saattaa kuitenkin laskea mineraalimaahan, jolloin sulfidit pääsevät hapettumaan ja happamuutta muodostumaan maaperässä. Mallin antamien tulosten mukaan tulisivikin välttää mineraalimaakontaktia ja liian syvien ojien kaivamista etenkin niillä kohteilla, joilla sulfideja esiintyy mineraalimaassa. Näillä kohteilla olisi suositeltavaa toteuttaa tiheitä ja matalia ojituksia. Tämän lisäksi kuivatustoimien seurauksena ajan kuluessa tapahtuva turvekerroksen tiivistyminen voi johtaa sulfidien hapettumiseen myöhemmässä vaiheessa.

DRAINMOD-mallilla selvitettiin myös kuivana aikana kokoojajaan asennettavan padon vaikutusta pohjaveden pintaan kohteella 1. Padon tarkoituksena on estää pohjaveden pinnan liiallinen lasku kuivana aikana ja siten ehkäistä maaperän sulfidien hapettumista. Mallin mukaan vuonna 2006 pohjaveden pinta oli noin kuu-kauden lyhyemmän ajan turvekerroksen alapuolella kuin tilanteessa, jossa patoa ei ollut. Toimiessaan optimaalisesti padon tulisi olla turvekerroksen paksuinen.

### 5.3.4 Sulfidien hapettumista käsittelevä laboratorionkoe

Laboratorionkokeen tulosten mukaan sulfidien hapettuminen voi kunnostusojituskohteilla olla hyvin nopeaa maaperän hapellisten olosuhteiden muodostumisen seurauksena. Kuivatusvaiheen jälkeen kun maita kasteltiin, maanäytteen läpi suotautuneen veden pH oli käsittelyissä 2,5–3,3 välillä, kun se ennen kuivatusta oli 5,5–5,9 välillä. Kontrolleissa, joissa maanäyte pidettiin koko ajan vedellä kyllästyneenä, pH:n keskiarvo oli 5,6. Sähkönjohtavuuden keskiarvo oli käsittelyissä kastelujakson aikana 2681  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ja kontrolleissa 35  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Alumiinin ja kuparin pitoisuudet kasvoivat yli 200-kertaisiksi verrattuna jaksoon ennen kastelua. Koboltin, raudan, mangaanin, sinkin ja sulfaatin pitoisuudet olivat yli 100-kertaisia verrattuna jaksoon ennen kastelua. Myös nikkelin pitoisuus oli noin 40-kertainen, kromin 19-kertainen ja kadmiumin 4,5-kertainen verrattuna jaksoon ennen kastelua. Kaikkien tutkittujen parametrien välillä havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero kontrollien ja käsittelyjen välillä. Tämä laboratorionkoe tukee mallinnuksen pohjalta tehtyjä havaintoja siitä, että sulfidien hapettumista tulisi tavalla tai toisella ehkäistä, jotta happamia huuhtoumia ei pääsisi syntymään.

### 5.3.5 Veden viipymän kasvattamisen merkitys happamuuden hallinnassa

Virtaamansäädön avulla pyritään hallitsemaan veden virtausnopeutta kunnostusojitusalueelta ja siten välttämään etenkin kiintoaineksen eroosiota ja huuhtoutumista. Vettä voidaan ylivirtaamatilanteissa hetkellisesti pidättää ojastossa metsäojiin rakennettavien putkipatojen avulla (Marttila 2010). Mitoituksessa tulee huolehtia siitä, että tulvavedet ja rankkasateet pidättyvät ojitusalueen ojiin, eikä liiallista tulvimista pääse syntymään. Tämä on tehokas vesiensuojeluratkaisu kunnostusojitusalueilla ja sen avulla voidaan vähentää kiintoaineksen eroosiota. Tätä ratkaisua ei ole sovellettu happaman huuhtouman hillitsemisessä. Sanginjoen kunnostushankkeessa selvitettiin putkipatojen merkitystä happamien piikkien hallinnassa (Tertsunen ym. 2012). Tausta-ajatuksena oli teoria, jonka mukaan maan ja veden kontaktiajan pidentyminen saattaa kasvattaa veden puskurikapasiteettia. Lisäksi veden hetkellinen pidättäminen ojitusalueelle saattaisi oletettavasti vaikuttaa sen, että happamuus ei huuhtoutuisi samalla kertaa jokivesistöön. Selvitys toteutettiin vertailualueutkimuksena, jossa verrattiin kahdelta alueelta huuhtoutuvan veden määrää ja laatua, joita tarkkailtiin sekä ennen että jälkeen rakenteiden tekemisen. Alueiden pinta-ala ja turvekerroksen paksuus oli samaa suuruusluokkaa kuin tämän hankkeen kunnostusojituskohteilla. Testialueen metsäojiin asennettiin putkipadot ja vertailualueena toimi normaali kunnostusojitusalue. Selvityksen mukaan veden viipymää testialueella saatiin alkuperäisoletuksen mukaan kasvatettua. Lisäksi putkipadotetulta alueen ojissa havaittiin kiintoaineksen laskeutumista putkipatojen asennuksen jälkeen. Sen sijaan putkipadotuksella ei ollut vaikutusta veden happamuuden vähentymiseen eikä siten merkittäviä eroja alueilta huuhtoutuvassa happamuudessa havaittu (pH:n keskiarvo 5,3 molemmilla kohteilla). Alueilta huuhtoutuva happamuus oli peräisin turpeen orgaanisista hapoista eikä siten ollut sulfidiperäistä (sulfaatti 3,2–5,2 mg/l ja sähkönjohtavuus 3,9 mS/m). Metsän kasvun turvaamisen varmistamiseksi vettä voidaan pidättää ojitusalueella vain lyhyen aikaa (muutama päivä), mikä ei ole riittävästi veden puskurikyvyn kasvattamisen kannalta. Näiden tulosten perusteella putkipatoratkaisu soveltuisi hyvin ravinteiden ja kiintoaineksen pidättämiseen, mutta todennäköisesti happaman huuhtouman hallinnassa tämä ei ole tehokas ratkaisu. Tosin Sanginjoen koekohteet eivät sijainneet sulfidimaalla, joten tämän vesiensuojeluratkaisun vaikutusta sulfidiperäiseen happamuuteen ei tämän perusteella voida varmuudella todentaa. Tämän vuoksi tämän ratkaisun soveltamiseksi tarvitsee tehdä lisätutkimuksia.

### 5.3.6 Kalkitustoimenpiteiden merkitys happamuuden hallinnassa

Maaperässä syntyvän happamuuden ehkäisy ei joka tilanteessa ole mahdollista, minkä vuoksi happamuushaittoja voidaan lieventää kalkitsemalla. Kalkitus vähentää epäorgaanisessa muodossa olevan myrkyllisen alumiinin pitoisuuksia vedessä sekä vähentää alumiinin huuhtoutumista maaperästä. 1990-luvulla toteutettiin merkittävä Siikajoen uusjakohanke, jossa ojitettiin yhteensä 1 148 ha. Hankkeen suunnitteluvaiheessa selvitettiin happaman huuhtouman hallitsemista kalkituksen avulla. Selvitystyön tuloksena arvioitiin, että erityisesti ojien perkauksesta syntyneistä kaivuumassoista voi aiheutua merkittävää happamuutta. Toimenpi-



de-ehdotuksen mukaan valtaojien kaivuumassojen kalkituksen arvio on 5 t/ha, ja siten 10 km:n pituisen valtaojan massojen kalkitukseen vaadittava kalkkimäärä olisi noin 25 tonnia (Palko & Ruokanen 1994).

Kalkkisuodinojia on käytetty lähinnä maatalouden kuivatustoimenpiteiden yhteydessä neutraloimaan valumavesiä. Se on salaoja, jonka kaivannon täyttömaahan on sekoitettu kalkkia. Valumavedet suodattuvat tämän rakenteen läpi ja esim. valumaveden puskurikyky nousee kalkin ansiosta. Vastaavia rakenteita ei ole tutkittu metsäojituskohteilla. Sanginjoen tutkimushankkeessa testattiin vuosina 2010 ja 2011 kunnostusojituskohteiden sarkaojiin rakennettujen kalkkisuodinpatojen merkitystä happaman huuhtouman neutraloinnissa. Tässä yhteydessä esitellään näiden rakenteiden toiminta ja tulokset pääpiirteittäin. Lisätietoa kalkkisuodinpatokenteiden seurannasta ja toteuttamisesta löytyy Sanginjoen kunnostushankkeen loppuraportista (Tertsunen ym. 2012). Yhden kalkkisuodinpadon neutraloiva vaikutus mitoitettiin vastaamaan 10,5 ha:n kokoiselta ojitusalueelta tulevaa huuhtoumaa, mikä oli samaa suuruusluokkaa kuin tässä hankkeessa seurattujen kunnostusojituskohteiden keskimääräinen pinta-ala. Rakenteet suunniteltiin etupäässä toimimaan ylivirtaamatilanteissa, jolloin myös hapan huuhtouma on yleensä suurimmillaan. Alivirtaamatilanteissa vesi kulki putkessa ja ylivirtaamalla vesi suotautui kalkkikerroksen läpi. Kalkkisuodinpadot olivat poikkileikkaukseltaan loivasti V-muotoisia, jotta rakenteen reaktiopinta-ala kasvaisi virtaaman kasvaessa. Kalkkisuodinpatojen kautta huuhtoutuvan veden happamuus väheni tutkimusjakson aikana. Alkaliniteetti nousi keskimäärin 0,29 mmol/l, pH 0,8 yksikköä ja asiditeetti laski keskimäärin 0,16 mmol/l. Kokonaisalumiinin pitoisuuteen rakenteilla ei ollut merkitystä. Tulosten pohjalta voi todeta, että kalkkisuodinpatojen neutraloivaa vaikutusta voidaan hyödyntää kunnostusojitusalueilta huuhtoutuvan happamuuden neutraloimisessa, mutta menetelmää tulee kehittää, jotta se toimisi optimaalisesti. Rakenteiden mitoitus ja pohjan materiaali on toiminnan kannalta ensiarvoisen tärkeää. Tärkeää olisi selvittää happamuuden kannalta kriittinen valuma sekä huomioida alivirtaama-putkien vedenjohtokyvyn oikea mitoitus. Kalkkisuodinpadon pohja tulisi olla vakaa, eikä sitä tulisi rakentaa turpeen päälle, jotta padon vajoaminen estyisi. Tämän vuoksi rakenne tulisi perustaa mineraalimaan ja/tai suodatinkankaan päälle ja sitä tulisi tukea alapäästään kivien tai puutavaran avulla, jotta kalkkimateriaali ei lähtisi niin helposti liikkeelle. Yhden kalkkisuodinpadon kustannuksiksi on arvioitu noin 1000 € sisältäen kalkin oston ja rahtikustannukset ja aikaa padon rakentamiseen kului aikaa noin 2 tuntia.

## 5.4 Johtopäätökset

Kunnostusojituksen suunnitteluvaiheessa on tärkeää kartoittaa sulfidien esiintyminen mineraalimaassa sekä huomioitava niiden esiintymissyvyys. Tämän tiedon perusteella voidaan arvioida kohteille tarvittavat sulfidien hapettumisen hallintamenetelmät tai muut toimenpiteet. Mikäli turvekerroksen paksuus on vähintään 80 cm ja kunnostusojitus toteutetaan nykyisten ojitus-suositusten mukaan (ojasyvyys: 80–100 cm kun turvekerroksen paksuus 30–80 cm) hapettumisriski on normaaleina vuosina pieni, sillä turve pidättää vettä tehokkaasti ja estää maan kuivumisen syvään, mutta poikkeuksellisen kuivina kesinä pohjaveden pinta voi kuitenkin tilapäisesti laskea sulfidikerrokseen. Jos sulfideja esiintyy mineraalimaassa, tulisi kiinnittää huomiota ojitus-syvyyteen. Tämä tarkoittaa sitä, että alkuperäistä ojitusta syvempiä ojia tulisi välttää. Lisäksi tulisi suosia tiheämpiä ja matalampia ojituksia, jotta sulfidien hapettuminen estyisi. Riskikohteilla olisi myös hyvä välttää laskeutusaltaiden käyttöä vesiensuojelurakenteena, koska ne ulottuvat syvälle mineraalimaahan. Mallinnustulosten mukaan myös kokoojaojan asennettavan turvekerroksen paksuisen padon avulla pohjaveden pinta voidaan pitää sulfidikerroksen yläpuolella kuivana kesänä. Tämä vaatii kuitenkin lisäselvityksiä. Alustavat tulokset kalkkisuodinpadoista ovat lupaavia, mutta menetelmää tulee vielä selvittää lisää ja kehittää edelleen.

## 5.5 Kirjallisuus

Marttila, H. 2010. Managing erosion, sediment transport and water quality in drained peatland catchments. Väitöskirja. Acta Universitatis Ouluensis Technica C 375.

Ndiaye, K. 2007. Happamat sulfaattimaat metsätalousmailla – Luohuanjoen vesistöalue. Oulun seudun ammattikorkeakoulun opinnäytetyö. 46 s. + 8 sivua liitteitä.

Palko, J. & Ruokanen, I. 1994. Siika-Pattijoen uusjakoalueen metsäojitus: arvio happamien sulfaattimaiden esiintymisestä alueella ja toimenpide-ehdotus happamuushaittojen ehkäisemiseksi. Oulun vesi- ja ympäristöpiiri & Pohjois-Pohjanmaan metsälautakunta.

Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskus. 2005. Kunnostusojituksen työvaatimukset. Työohje. Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskus.

Skaggs, R.W. 1980. Methods for design and evaluation of drainage–water management systems for soils with high water tables. DRAINMOD reference report. USDA–SCS South National Technical Center, Fort Worth, Texas.

Tertsunen, J., Martinmäki, K., Heikkinen, K., Marttila, H., Saukkoriipi, J., Tammela, S., Saarinen, T., Tolkinen, M., Hyvärinen, M., Ihme, R., Yrjänä, T. & Kløve, B. 2012. Happamuuden aiheuttamat vesistöhaitat ja niiden torjuntakeinot Sanginjoella. Suomen Ympäristö 37/2012, Suomen Ympäristökeskus, Helsinki.

Thorntwaite, C.W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. Geogr. Rev. 38 (1), 55–94.

---

## 6 Pienvesien neutralointikokeet

---

Jermi Tertsunen

Pohjois-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Veteraanikatu 1, 90100 Oulu, etunimi.sukunimi@ely-keskus.fi

### 6.1 Johdanto

Vesistöalkutusten tavoite on yleensä vesieliöstön elinolosuhteiden parantaminen ihmistoiminnasta aiheutuvan happamoitumisen vuoksi. Vaikka Suomessa pintavesien neutralointi on ollut vähäistä, kalkituksia ja siihen liittyvää tutkimusta on tehty eri puolilla maailmaa yli 30 vuotta. Euroopassa laajimmat kalkitusohjelmat on toteutettu Ruotsissa ja Norjassa, joissa eri menetelmin toteutettuja vesistöjen neutralointeja jatketaan edelleen hyvin laajasti kansallisten rahoitusten turvin (mm. Clair & Hindar 2005, Ahlström & Johansson 2010). Yleisimpiä menetelmiä ovat neutralointikemikaalin annostelu virtaavaan veteen, sen lisääminen purojen pohjille tai järven pinnalle sekä valuma-alueiden kalkitus. Tavallisimmat vesien neutralointikemikaalit ovat olleet kalkkikivi ( $\text{CaCO}_3$ ) ja dolomiittikalkki ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ), erityisen happamissa vesissä ja annostelijoissa poltettu ja sammutettu kalkki ( $\text{CaO}$ ) ja  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  sekä toisinaan sooda ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) ja natriumbikarbonaatti ( $\text{NaHCO}_3$ ). Lisäksi teollisuuden aiheuttamaa hapanta vesistökuormitusta torjutaan neutraloimalla purkuvesiä mm. laimennusta käyttäen tai kalkituksin. Esimerkiksi kaivosteollisuudessa purkuvesien käsittelyyn on eri puolilla maailmaa usein rakennettu automaattisia kalkin tai lipeän annostelijoita sekä happamuuden torjuntaa että metallien ja sulfaatin saostamista varten.

Happamuusongelmat on ensisijaisesti estettävä niiden syntypaikoilla, sillä vesistöjen kalkitus ei ole täysin ongelmatonta. Lisäksi se on useimmiten kallista ja siksi lähinnä ennakoimattomiin poikkeustapauksiin soveltuva ratkaisu. Myös happamilla sulfaattimailloilla pintavesien neutralointi tulee kyseeseen vasta silloin, kun maankäytön eri muotojen suunnittelussa tai kuivatustoimien toteutuksessa ei ole onnistuttu ehkäisemään sulfidien hapettumista ja siitä johtuvaa happamoitumista. Maanviljelyyn liittyvässä maanparannuksessa ja vesiviljelyssä (luonnonravintolammikot) sen sijaan kalkituksia voidaan tehdä tuotannon parantamiseksi myös luontaisen happamuuden vuoksi tai tuotannon mukana vähenevien emäskationien korvaamiseksi.

Suomessa vesistöalkutukset ovat olleet pääasiassa maan eteläosan happamoituneiden järvien ja virkistyskäyttöön kalanistutusten avulla tarkoitettujen, luontaisesti happamien järvien kalkituksia. Lisäksi Etelä-Pohjanmaalla on happamien sulfaattimaiden kuivatusvesiä käsitelty kalkkisuodinojituksen avulla. 80-luvun lopulla eräillä Pohjanmaan happamoituneilla joilla ja järvilla tehtiin myös vesistökohtaisia kalkituskokeiluja pääosin annostelijoiden avulla (Rekilä 1988, Rantala 1991, Triipponen 1997). Tuolloin Suomessa toimi myös kolme automaattiseen annosteluun perustuvaa kalkitusasemaa (Harrströminjoki, Lappsundinjoki ja Kruunupyynjoki). Näistä Kruunupyynjoen kalkitusasema on edelleen käytössä. Kaivosteollisuudessa käytetyn biologisen alkalointimenetelmän kaltaista anaerobista kalkkipatoa testattiin Ilmajoella 2000-luvun alussa (Kustula ym. 2005). Vuonna 2011 päättyneessä SaKu -hankkeessa testattiin erityyppisiä pienvesien neutralointitoimia (Tertsunen ym. 2012), mutta toimet kohdistuivat pääasiassa orgaanisen happamuuden vähentämiseen. Lisäksi Kaakkois-Suomessa on kokeiltu pienimuotoisesti kalkin lisäämistä purojen pohjille (Iivonen & Kenttämies 1993).

Vaikka happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja niiden kuivatuksesta johtuvat vesistöhaitat ovat Suomessa muuta Eurooppaa yleisempiä, ei happamuuden vähentämiseen tapauskohtaisesti ole riittävästi keskitytty. Tämän hankkeen yhtenä osatehtävänä olikin tarkastella kustannustehokkaita pintavesien neutralointitoimia hankealueella esiintyvillä ja niiden kaltaisilla muilla happamoituneilla vesillä. Pyhäjoen ja Siikajoen sekä niiden välissä sijaitsevien vesistöjen vedenlaatutietojen ja hankkeessa tehtyjen kartoitusten perusteella happamilta sulfaattimailta tuleva happamuus on yleensä pistekuormituksen tyyppistä, sivupurojen ja -ojien happamoitumisesta johtuvaa kuormitusta. Myös neutralointitoimien kustannustehokkuus paranee, mikäli eri vesistöjen happamuuden lähde on paikannettu pienemmälle valuma-alueelle (käsiteltävien vesien määrä vä-

häisempi). Neutralointikokeiluihin valittiin siksi kolmen happamoituneiksi havaitun puron osavaluma-alueet Siika- ja Pyhäjoen valuma-alueella sekä rannikolla em. päävesistöalueiden välissä.

## 6.2 Aineisto ja menetelmät

### 6.2.1 Yleistä

Valuma-alueiden kosteikkokalkituksia on pidetty Pohjoismaisiin kalkitusohjelmiin ja niiden seurantaan perustuen yhtenä kustannustehokkaimmista neutralointimenetelmistä. Valuma-aluekalkitusten pH:ta nostava vaikutus kestää yleensä useita vuosia, joskin kosteikoille (yleensä soille) tehtyinä yhden käsittelyn vaikutus on kestänyt 2–3 vuotta (mm. Hindar ym. 1996). Kosteikkokalkitukset eivät vaadi korkeita perustamis- ja ylläpitokustannuksia kuten tekniset neutralointirakenteet (mm. annostelijat), minkä vuoksi menetelmän katsottiin soveltuvan myös tähän rahoituksellisesti kertaluonteiseen kokeiluun.

Voimakkaan maankuivatuksen vuoksi hankealueen happamien sivuvesien valuma-alueilla on vain vähän kosteikkoja tai avosoita, missä neutralointimateriaali pääsisi kosketuksiin veden kanssa. Vedenlaatutietojen perusteella valituilta valuma-alueilta kartoitettiin aluksi kaikki koealueiksi mm. luontoarvoiltaan (\*), vedenjohtamisjärjestelyiltään, neutralointimateriaalin kuljetus- ja levitysmahdollisuuksiltaan ja vähäpuustoisuutensa puolesta soveltuvat suoalueet. Koska soveltuvillakin alueilla pohjaveden tasoa oli yleisesti laskettu esimerkiksi reuna-alueiden ojituksilla, yhdeksi koealueeksi valittiin selvästi kahta muuta neutralointikohteeksi valittua suota vedenpinnantasoltaan korkeampi kosteikko, avovesialueen käsittävä vanha järvikuivio.

Eräänä mahdollisuutena puuttua kartoituksin ja vesinäyttein havaitun pienen sivuveden happamuusongelmaan hankkeessa tarkasteltiin myös uuden neutralointirakenteen toimivuutta. Ns. kalkkisuodinpatoja on aiemmin testattu lähinnä humus- tai fulvohappojen happamoittamissa ojissa, mutta hankkeen kosteikkoneutralointikokeiden lisäksi voitiin kokeilla kalkkisuodinpatoa myös sulfidien hapettumisesta johtuvan happamuuden lieventämisessä.

(\* kohteet ihmistoiminnan vuoksi jo muuttuneet, niillä ei esiinny suojeltavia lajeja eikä niitä muutoin katsota luontotyypeiltään arvokkaiksi tai metsälakikohteiksi.)

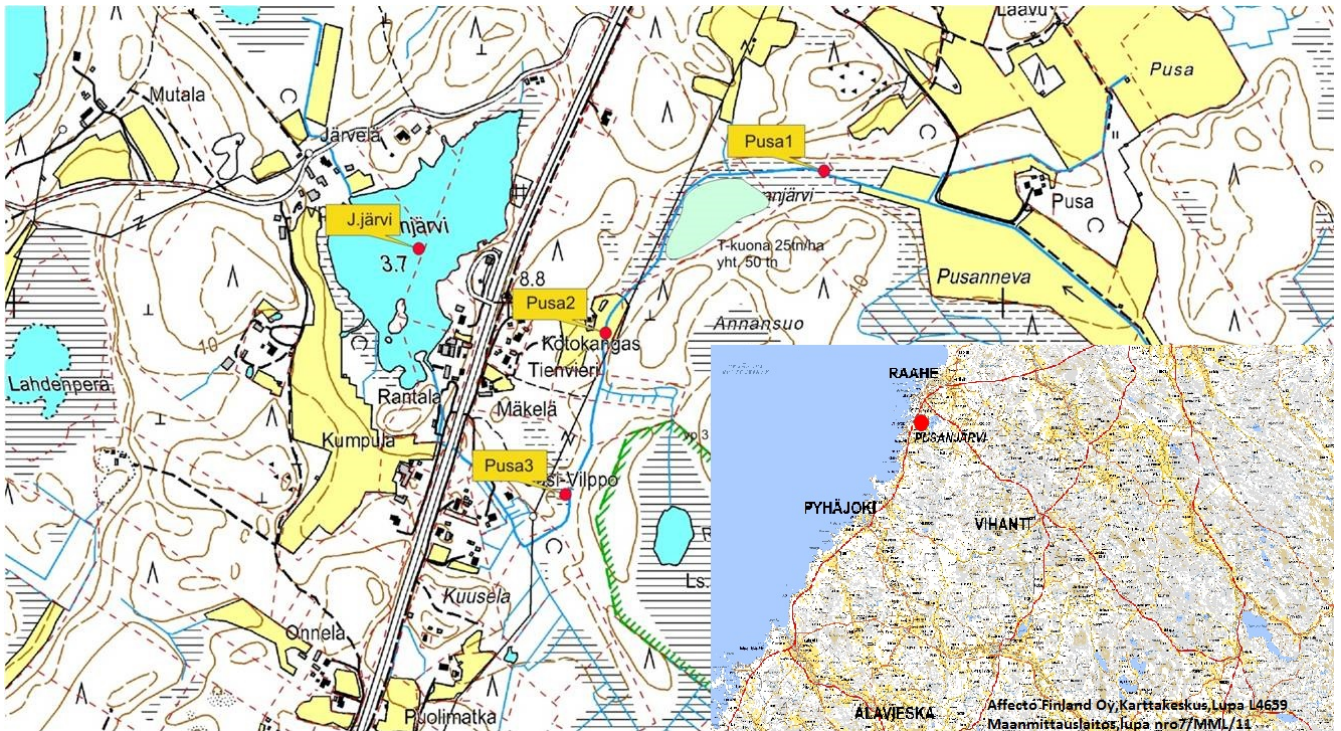
### 6.2.2 Neutralointikohteet ja vaikutusten tarkkailu

#### 6.2.2.1 Pusanjärven kosteikkoneutralointi teräskuonalla

Kohde 1, Pusanjärvi, sijaitsi Perämereen laskevan Järvelänjärven valuma-alueella (kuva 1). Neutralointialue oli reunavesakkoja lukuun ottamatta avoin, rehevä järvikuivio avovesialueineen. Levitysala oli 2 ha. Neutralointiin käytettiin raekooltaan 0–2 mm Raahen teräskuonaa (Ruukki Oyj) ja levitysmäärä oli 50 tonnia (25 t/ha). Pusanjärven valumavedet laskevat viereiseen Pusanojaan, joka laskee edelleen Järvelänjärveen ja muodostaa valtaosan happamoituneen järven tulovirtaamasta (n. 80 %). Suurimmissa virtaamatilanteissa pieni osa Pusanojan vedestä kiertää myös Pusanjärven kuivion kautta. Teräskuona levitettiin helikopterilla maaliskuussa 2011.

Neutraloinnin vedenlaatuvaikutusten tarkkailua varten sijoitettiin näytepisteet Pusanojaan käsittelyn ylä- ja alapuolelle (Pusa1 ja Pusa2), minkä lisäksi kauemmas alavirtaan sijoitettiin lisäpiste vain pH-mittausta varten (Pusa 3) (kuva1). Myös Järvelänjärvellä tehtiin vedenlaatatarkkailua (lähinnä yleisen kehityksen havaitsemiseksi), mutta neutraloinnin suorita vaikutuksia ei katsottu voitavan erottaa järven sisäisten tekijöiden vaikutuksista etenkin vertailtaessa samanaikaisia näytteitä laskuojalla järven vedenlaatuun (mm. pitkä viipymä järvessä, happitilanteen muutokset ja niiden vaikutukset aiemmin kuormittuneeseen pohjasedimenttiin). Järvelänjärven tulokset käsitellään kohdassa 3.4, Muu neutralointiin liittyvä seuranta.





**Kuva 1.** Pusanjärven kosteikkokouonauskohteen seuranta-asetelma sekä sijainti.

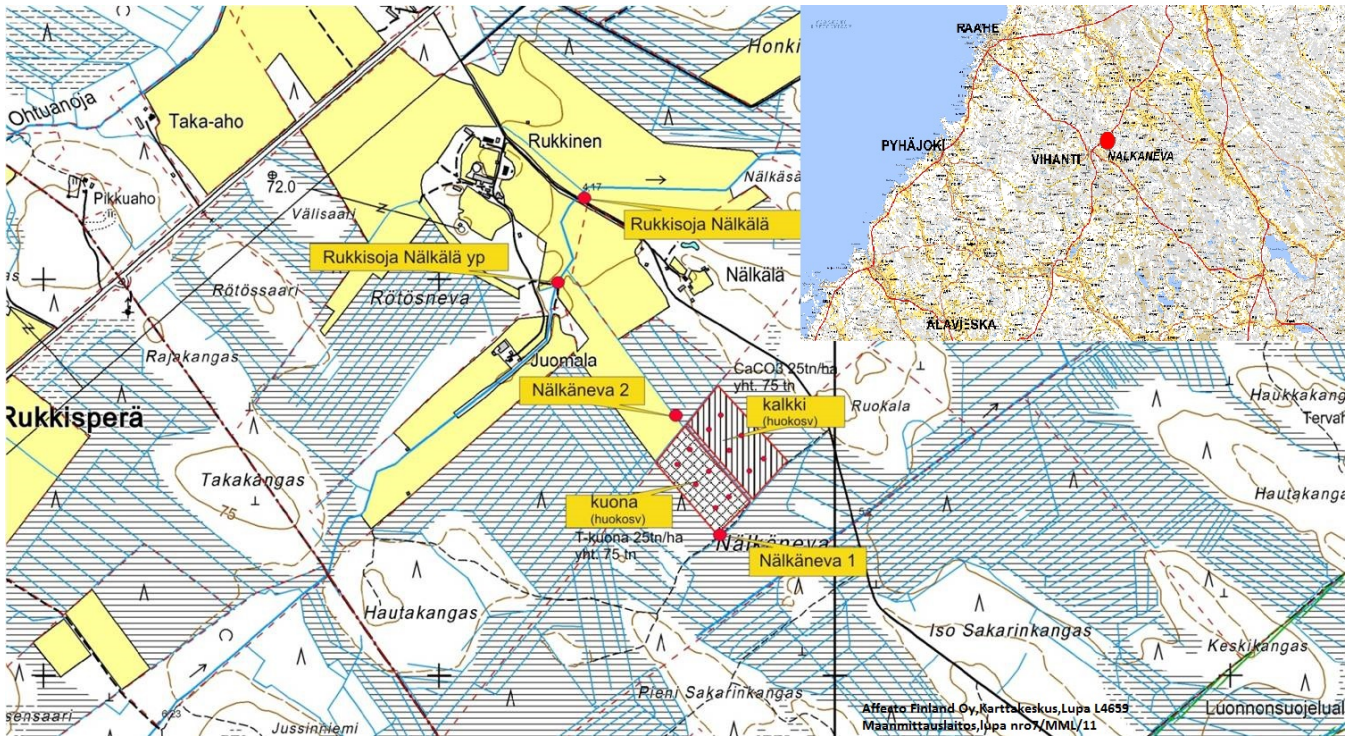
#### 6.2.2.2 Nälkänevan kosteikkoneutralointi dolomiittikalkilla ja teräskuonalla

Kohde 2, Nälkäneva, sijaitsi Siikajoen sivuhaaraan, Luohuanjokeen laskevan Rukkisenojan valuma-alueella (kuva 2). Neutralointialue oli avointa, reunoiltaan ojitettua rahkarämettä (RR), jonka jakoi kahteen osaan suon keskelle kaivettu oja. Ojan kummallekin puolelle sijoitettiin suotyypiltään, turvepaksuudeltaan sekä kaltevuudeltaan (ArcGis 10.0, KM2-laserkeilausaineisto) samankaltaiset alueet. Pohjavedenpinnan taso oli ojitusten vuoksi laskenut, mutta keskiojan ja reuna-alueiden ojen yhtyessä Rukkisenojaan laskevaksi kanavaksi, voitiin vedenlaadun tarkkailu järjestää suolta laskeville vesille.

Koska kohteella oli kaksi ominaisuuksiltaan samanlaista suon osaa, katsottiin mahdolliseksi vertailla kahden eri neutralointimateriaalin vaikutuksia valumavesiin. Toinen keskiojan rajaamista lohkoista käsiteltiin halkaisijaltaan 0–2 mm dolomiittikalkilla ja toinen 0–2 mm teräskuonalla (Ruukki Oyj). Levitysmäärät kummallekin kolmen hehtaarin kokoiselle lohkolle olivat 75 tonnia (25 t/ha). Materiaalit levitettiin helikopterilla maaliskuussa 2011 siten, että keskiojan molemmin puolin jätettiin 10 m leveä käsittelemätön alue.

Tarkkailua varten suolle tulevalla ojalla sijaitsi näytenpiste Nälkäneva1, suon laskukanavalla piste Nälkäneva2, ja laskukanavan ylä- ja alapuolella Rukkisenojan pääuomassa pisteet Rukkisoja Nälkälä yp ja Rukkisoja Nälkälä. Koska valumavesien tarkkailu tehtiin koko suolta laskeville vesille yhdessä, kalkki- ja kuonakäsittelyjen vaikutusten mahdollisia eroja varten perustettiin syyskuussa 2012 huokosvesikoe. Kummallekin lohkolle sijoitettiin kahdelle, keskiojasta samalla etäisyydellä sijainneelle linjalle kuusi pohjavesiputkea pinnasta suon pohjamaahan saakka (kuva 2). Turvepaksuus ja kunkin pisteen pohjaveden korkeus suon pinnasta kirjattiin ylös. Kolmen viikon jälkeen (3.10.2012) putkista kerättiin vesinäytteet sekä turvekerroksen veden yläettä keskiosasta (0–20 cm ja 30–50 cm) alipaineputken avulla.





**Kuva 2.** Nälkänevan kosteikkokalkitus- ja kuonauskohteen seuranta-asetelma sekä sijainti.

### 6.2.2.3 Niemenrämeen kosteikkoneutralointi dolomiittikalkilla sekä kalkkisuodinpato

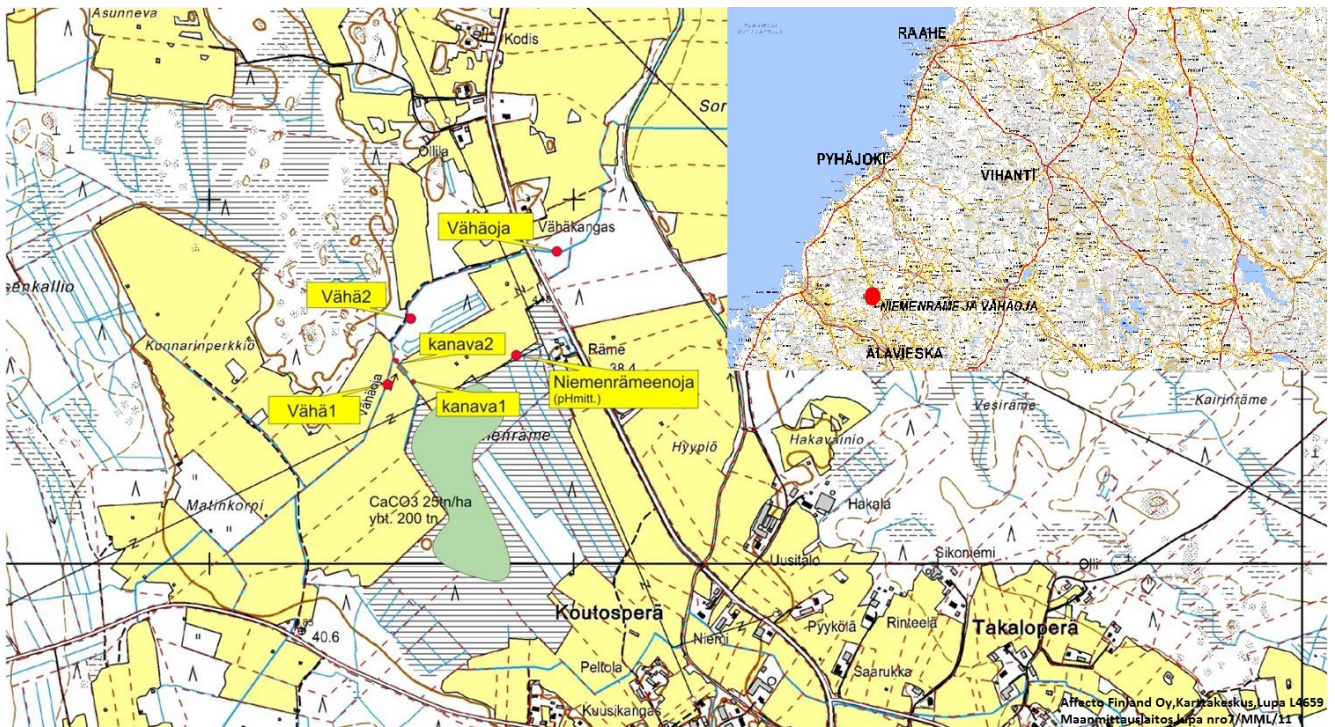
Kohde 3, Niemenräme, sijaitsi Pyhäjokeen laskevan Talusojan valuma-alueella (kuva 3a). Neutralointialue oli avointa, reunoiltaan ojitettua rahkanevaa levitysalueen alan oltua 8 ha. Neutralointiin käytettiin raekooltaan 0–2 mm dolomiittikalkkia ja levitysmäärä oli 200 tonnia (25 t/ha). Niemenrämeen valumavedet laskevat pääosin Talusojan sivu-uomaan Vähäjoaan, joten käsittelyn vedenlaatuvaikutusten seuranta varten näytenpisteet sijoitettiin Vähäjoaan koealueen ylä- ja alapuolelle (Vähä1 ja Vähäjoa) sekä suolta laskevien metsäojien kokoojajajaan (Niemenrämeenoja). Vähäojalla kokeen alkaessa toteutetun peruskivatushankkeen vuoksi seurantaan kuitenkin lisättiin Vähäjoan sivukanava (Kanava1) sekä sen laskupaikan alapuolinen näytenpiste (Vähä2), sillä kalkitun suon kohdalle peruskivatushankkeessa tehdyn sivukanavan kaivut ulottuivat sulfidipitoisiin maakerrokseen saakka happamoinnalla alueen kuivatusvesiä (kuva 3a).

Vedenlaadun parantamiseksi happamalle sivukanavalle tehtiin maaliskuussa 2012 kalkkisuodinpato. Rakenteen toiminta perustuu suurimpien virtaamien aikana tapahtuvaan veden suotautumiseen ja hitaaseen ylisuoksuun suhteellisen pitkän, loivan ja poikkileikkaukseltaan leveän padon pintaosaan asetetussa rakeisessa kalkkissa. Alivirtaama-aikana vesi johtuu yläpuolisen kuivatuksen kannalta riittävän alhaiselle tasolle tai ojan/kanavan pohjan tasolle asetettua putkea pitkin, jolloin alkalointia tai kalkin kulumista reaktioiden vuoksi ei merkittävästi tapahdu (kuva 3b, liite 3). Rakenteesta ja sen osien mitoituksista on kerrottu tarkemmin toisaalla (Tertsunen ym. 2012). Tässä kokeessa neutralointimateriaalina padossa käytettiin halkaisijaltaan 8–20 mm dolomiittimurskaa.

Padon yläpuolisen kanavan varressa olleen happaman sulfaattimaan esiintymiskorkeus oli tiedossa, minkä vuoksi alivirtaamaputken korko pyrittiin asettamaan lähelle sulfaattimaan korkeustasoa, eikä kanavan pohjalta. Tällä pyrittiin nostamaan kanavan vedenpinta myös alivirtaama-aikana sulfaattimaan esiintymän yläpuolelle, jolloin sulfidien voimakasta hapettumista ei tapahtuisi. Vaikka alivirtaamaputken päälle asetettiin n. 25 cm:n kerros kalkkimurskaa, jäivät yläpuolisen kuivatusalueen alimmat salaajakaivojen purkuputket vielä kalkkipadon harjan yläpuolelle. Mitoittamalla padon ja rakennuspaikan uoman poikkileikkaus (Ympäristöhallinnon Manning2004 -mitoitushjelma) kanavan laskennallisille ylivirtaamille riittäväksi, ei rakenteesta katsottu olevan merkittävää haittaa peltojen kuivatukselle. Kalkkisuotimen rakentamisen (25.3.2012) jälkeen padon alapuolelle sijoitettiin näytenpiste Kanava2, ja aiempi näytenpiste (Kanava1) toimi rakenteen vedenlaa-



tuvaikutusten yläpuolisenä vertailupisteenä. Kontrollina voitiin käyttää Vähäojassa ko. kanavan laskupisteen yläpuolella sijainnutta näytestettä Vähä1 (kuva 3a).



**Kuva 3a.** Niemenrämeen kosteikkokalkituskohteen ja kalkisuoainpadon seuranta-asetelma sekä sijainti.



**Kuva 3b.** Vähäojan sivukanavan kalkisuoainpadon rakennus keväällä 2012 tehtiin ala- ja yläpuolisten työpatojen suojassavirtaamien jo noustua. Alivirtaamaputki ja suodatinkangas on asetettu ja yläpuolinen liete-kuoppa kaivettu.

#### 6.2.2.4 Muu neutralointeihin liittyvä seuranta

Merijärvellä sijaitsevan Jahtavisnevan turvetuotantoalueen (10 km kohteelta 3 itäkoilliseen) tuotannosta poistuneelle lohkolle kaivettiin tekojärvi virkistyskäyttöä varten vuonna 2010. Alueen omistajat epäilivät järven hyvin kirkasta vettä happamuuden aiheuttamaksi ja ottivat yhteyttä hanketoimijoihin vedenlaadun

varmistamiseksi sekä neuvonnan saamiseksi, sillä ko. Jahtavislammelle oli muun virkistyskäytön ohella tarkoitus perustaa myöhemmin kalasto. Tammi-helmikuun vaihteessa 2011 noudetun näytteen mukaan lammessa ei ollut lainkaan puskurikykyä, pH oli 3,7, sulfaattipitoisuus 310 mg/l, asiditeetti 0,99 mmol/l ja väriluku alle määrittämissä rajat (< 5 mg Pt/l). Metalleista alumiinin pitoisuus oli 5 700 µg/l, strontiumipitoisuus 380 µg/l, mangaanipitoisuus 1700 µg/l ja sinkkipitoisuus 280 µg/l. Keskitalvesta huolimatta happitilanne oli erinomainen (13,2 mg/l, kyllästys 97 %). Suon pohjamaat olivat siten kaivetun järven kohdalla ainakin osittain sulfidipitoisia sedimenttejä, ja kaivutöiden yhteydessä sulfidit olivat hapettuneet.

Koska vesi oli Jahtavislammella vesieliöstölle ja etenkin istutettavalle kalastolle liian toksista, määritettiin lammelle neutralointiin tarvittavan kalkin määrä. Omistajan mielestä keskeiset kalalajit tulisivat olemaan kirjolohi ja mahdollisesti siika, joiden happamuuden sietokyvyn mukaan pH-tavoite asetettiin tasolle 6,5. Vaikka pH-neutraloinnin jälkeen jäisi tavoitteesta jonkin verran, myös lajeista herkempi eli siika menestyisi järvessä vielä kohtuullisesti. Samalla hieman korkeahko pH-taso turvaisi puskurikykyä myös talviaikaan, jolloin pH mahdollisesti laskee yhteyttämisen puuttuessa.

Kalkitustarve arvioitiin veden vallitsevan kemiallisen tilan (asiditeetti, pH, sulfaattipitoisuus, metallien määrä) ja teknisten muuttujien (lammen vesitilavuus, liukenemisaikaan vaikuttava syvyys, levitystekniikka ja neutralointimateriaali) perusteella. Arvio tarkistettiin laboratoriokeella. Lammesta noudettuun veteen lisättiin kalsiittista kalsiumkarbonaattia (CaCO<sub>3</sub>-fraktio 97 %, raekoko 32 µm) määrä, jolla saavutettiin pH-taso 6,5 siten, että kaikki kalkki oli liennut täysin. Tiedetyn vesimäärän neutraloimiseksi tarvittavan kalkin määrä suhteutettiin lammen koko vesimäärään, joka keskisyydyden (1,7 m) ja pinta-alan (200 a) mukaan oli noin 34 000 m<sup>3</sup>.

Teoreettinen määrä korjattiin lopuksi kertomalla annos materiaalin puhtaalla CaCO<sub>3</sub>-fraktiolla ja sen arvioidulla liukenevalla osuudella (30 %). Tähän arvioitiin Jahtavislammella vaikuttavan saatavilla olevan kalkin raekoon (0–2 mm) sekä levitystavan ja -ajan lisäksi alhainen vesisyvyys eli liukenemisaika sekä metallien ja sulfaatin pitoisuus, sillä osa käsittelyn tehosta kuluisi metallien kuten alumiinin saostamiseen ja mahdollisesti osa kalkista muodostaisi runsaana esiintyvän sulfaatin kanssa veteen liukenematonta kipsiä. Näillä perusteilla pH-tason 6,5 saavuttamiseksi lammella tarvittiin 0–2 mm raekoon mukaista kalsiittista kalsiumkarbonaattia 4 470 kg. Suhteellisten kuljetuskustannusten kasvaessa määrän vähäisyyden vuoksi, paikalle tuotettiin kalkkia täysperävaunun kapasiteetin verran, kuitenkin tarkoittamatta kasvattaa lammen kalkitusannosta. Kalkin levitys maaliskuussa 2011 tehtiin maataloustraktoreiden levityskalustolla. Tässä vaiheessa kalkkia levitettiin epähuomiossa yli kaksinkertainen määrä lasketusta (n. 10 000 kg), mutta osa tästä rannoille.

#### 6.2.2.5 Tarkkailumenetelmät ja vesianalytiikka

Lukuun ottamatta Nälkänevan huokosvesikoetta, varsinaisten koekohteiden vedenlaatusseuranta toteutettiin 20.4.2011–25.10.2012 eli kahden avovesikauden aikana. Näytteitä noudettiin tai pH mitattiin 1–2 kertaa kuu-kaudessa erilaisissa valuntatilanteissa. Näytteistä analysoitiin pH, alkaliniteetti, asiditeetti, orgaanisen hiilen kokonaispitoisuus, alumiini-, rauta-, sulfaatti-, mangaani-, strontium-, titaani-, sinkki- ja bariumpitoisuus sekä kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuus. Alumiinista määritettiin myös sen liukoista osuutta kuvaava 0,2 µm suodos. Joissakin tapauksissa analytiikka sisälsi myös kadmium-, lyijy-, nikkeli-, kupari-, koboltti- sekä liukoisen hiilen määrittäykset. Tilanteissa, missä pH-ero käsittelyjen välillä kohteittain oli pH-mittauksen mukaan enintään 0,1 yksikköä tai valunnat olivat liian pieniä edustavien näytteiden saamiseksi (Nälkänevan tai Niemenrämeen pienten ojien näytepisteet), suoritettiin vain pH-mittaus (Hach HQ11D pH-mittari PHC101-03 elektrodilla).

Kokeiden yhteydessä seuratuista muista kohteista Järvelänjärven vesianalyseissa oli mukana myös a-klorofylli- sekä happipitoisuus. Kalkitun Jahtavislammen seurannassa vesinäytteitä noudettiin vertailunäytteen jälkeen vain kaksi kertaa kesinä 2011 ja 2012, muuten seuranta tehtiin pH-mittausten avulla. Nälkänevan huokosvesistä määritettiin pH, alkaliniteetti, asiditeetti, alumiini-, rauta-, kadmium-, arseeni-, mangaani-, sinkki-, titaani-, strontium- ja bariumpitoisuudet. Vesinäytteet analysoitiin FINAS-akkreditoituissa Suomen Ympäristökeskuksen Oulun ja Helsingin laboratorioissa.

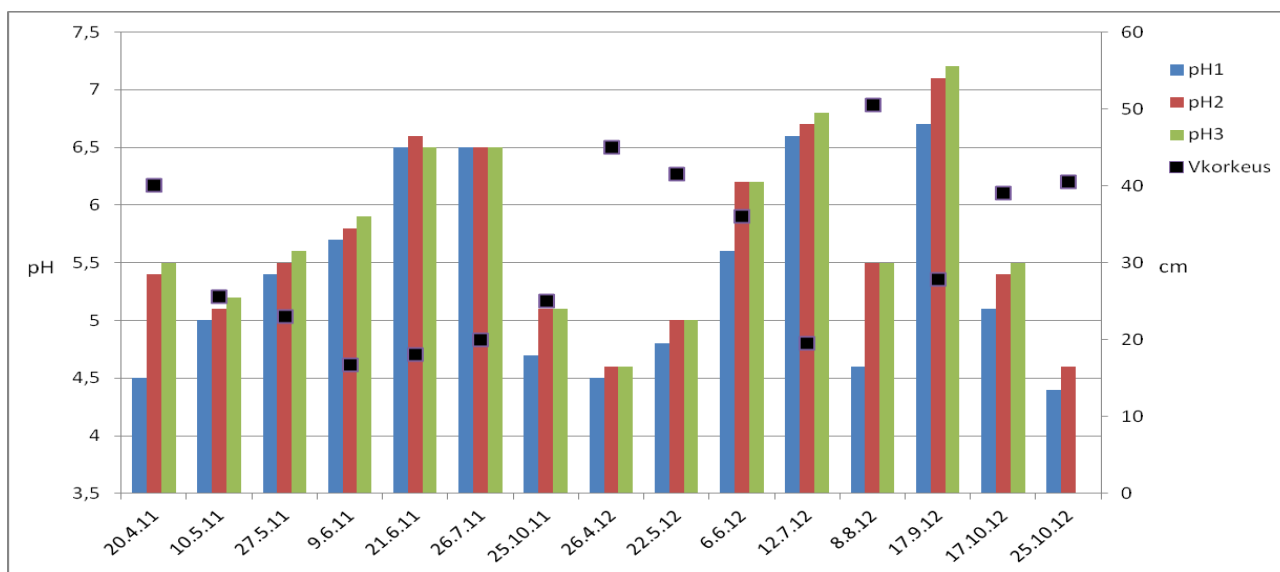
Kosteikkokalkituksen tehoa eri virtaamatilanteissa tarkasteltiin havainnoimalla kunkin näytteenottotilanteen vedenkorkeutta kohteen 1 tarkkailu-uomalla, Pusanojalla. Vedenkorkeuden tarkkailua tehtiin sekä automaattisella vedenkorkeusmittarilla (TruTrack WT-HR Water Height) että mittaamalla vedenkorkeus manuaalis-

ti vakioidusta pisteestä näytteenoton yhteydessä. Pusanojan kuormitusta tarkasteltiin lisäksi keskimääräisen vuosivaluman avulla. Pusanojan vuotuinen valuma arvioitiin ympäristöhallinnon lähimmän hydrologisilta ominaisuuksiltaan samankaltaisen valuma-alueen tarkkailuaseman (Kälviän Kuikkisenoja) jakson 1981–2000 keskimääräisen vuosivaluman avulla.

## 6.3 Tulokset

### 6.3.1 Pusanjärven kosteikkoneutralointi teräskuonalla

Pusanojan vedenlaatu oli erittäin huono lähes koko hankkeen ajan. Eri metallien pitoisuudet olivat suuria, pH alhainen ja puskurikyky heikko lukuun ottamatta vähäisimpien valuntojen ajankohtia vuosina 2011 ja 2012. Käsittelyn yläpuolisen seurantapisteen (Pusa1) sulfaattipitoisuuden (66–210 mg/l) ja pH:n (4,3–6,7) korrelaatiokerroin ( $R^2=0,78$ , lineaarinen regressio) perusteella happamuus oli pääosin peräisin sulfidien hapettumisesta. Kokonaishiilipitoisuus (8–25 mg/l) oli myös alhaisimmillaan pH:n ollessa alhainen (liite 1). Kosteikkokäsittely kuitenkin nosti pH:ta ja vähensi Pusanojasta Järvelänjärveen laskevien vesien toksisuutta etenkin suuremmilla virtaamilla (kuva 4). Pisteiden Pusa1 ja Pusa2 välillä pH nousi enimmillään 0,9 yksikköä ja yleensä voimakkaammin silloin, kun tulevan veden pH oli noin 5,5 tai alle. Kevään 2012 tulvien aikaan vaikutus oli kuitenkin vähäinen, vaikka pH oli yläpuolisella pisteellä vain 4,5. Alhaisimmilla vedenkorkeuksilla kesäaikaan puron pH oli yli 5,5 ja neutraloinnin vaikutus odotetusti vähäinen (0–0,1 yksikköä). Syyskuussa 2012 pH kuitenkin nousi 0,4 yksikköä, vaikka käsittelyn yläpuolisella pisteellä pH oli 6,7. Kaikkien pH-mittausten ja vesianalysien mukaan pisteellä Pusa1 pH:n mediaani oli 5,1 ja pisteellä Pusa2 5,5 (n = 15). Mittauspisteellä Pusa3 pH oli yleensä pysynyt pisteen Pusa2 tasolla tai noussut 0,1 yksikköä. Neutraloiva vaikutus näytti säilyvän myös kahden seurantavuoden jälkeen (kuva 4).



**Kuva 4.** Pusanjärven kuonauksen vaikutus Pusanojan pH-tasoon ja vedenkorkeus näyteajankohtina vuosina 2011 ja 2012.

Käsittely laski asiditeettia keskimäärin 0,16 mmol/l ja nosti puskurikykyä keskimäärin 0,19 mmol/l. Vaikka puskurikyky happamuutta vastaan nousi ja käsittelyn vaikutuksesta kaikilla näyterkerroilla, kevättulvan aikaan vuonna 2012 ero kosteikon ylä- ja alapuolisen pisteen alkaliniteetissa (ja asiditeetissa) oli kuitenkin pieni. Syyskuussa 2012 alkaliniteetin ollessa korkea jo kosteikon yläpuolisella pisteellä (0,858 mmol/l), kosteikon alapuolella se oli peräti 1,96 mmol/l (liite 1).

Sekä alle 0,2 $\mu$ m partikkelikoon alumiinipitoisuus että alumiinin kokonaispitoisuus laskivat pH:n noustessa. Pisteellä Pusa1 kokonaispitoisuus oli korkeimmillaan 6800  $\mu$ g/l, kun samaan aikaan lokakuussa 2012 neutra-

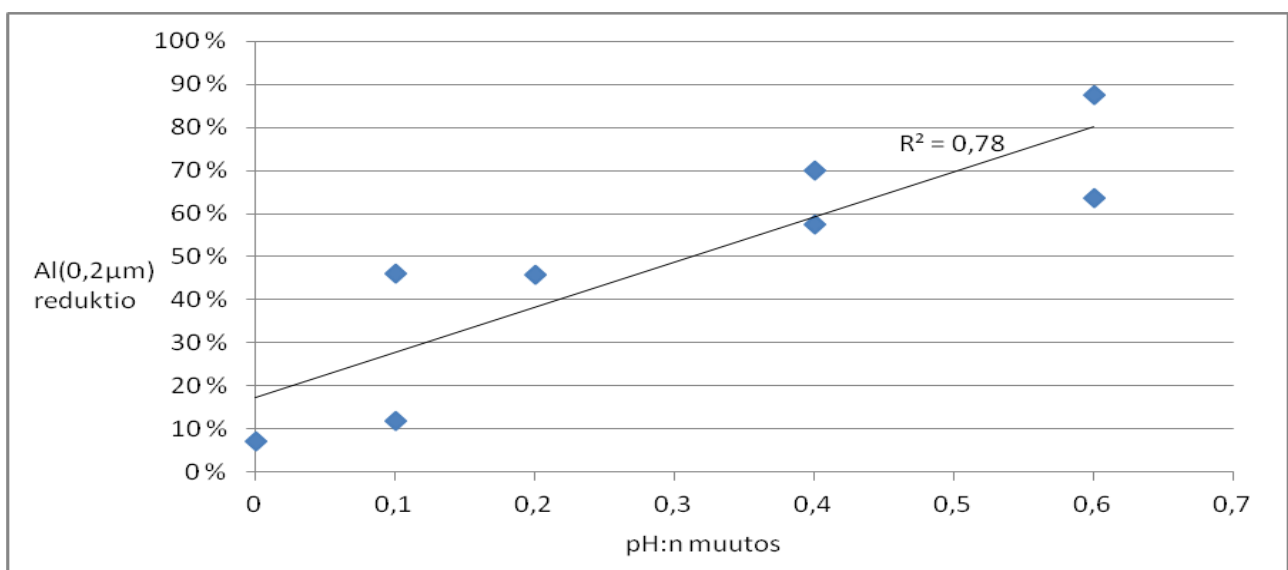


lointikohteen alapuolella (Pusa2) pitoisuus oli 3300 µg/l. Tulevan veden pH:n ollessa korkea myös alumiini-pitoisuudet olivat alhaisempia. Keskimäärin alumiinin kokonaispitoisuus oli 1318 µg/l alhaisempi pisteellä Pusa2 kuin pisteellä Pusa1. Käsittelyn reduktioteho oli kokonaispitoisuuden osalta keskimäärin 43 % (taulukko 1). Suodatetun alumiinin pitoisuus laski käsittelyssä keskimäärin 1234 µg/l. Runsaiden sateiden aikaan elokuussa 2012 alle 0,2µm alumiinin pitoisuus putosi tasolta 4400 µg/l tasolle 550 µg/l samalla, kun pH nousi tasolta 4,6 tasolle 5,5. Keskimäärin reduktioteho oli 0,2µm suodoksen osalta 49 % (taulukko 1). Suodatetun alumiinin reduktioteholla havaittiin olevan selvä positiivinen korrelaatio ( $R^2=0,78$ ) pH-vaikutuksen suuruuteen (kuva 5).

Ympäristöhallinnon Kuikkisenojan mittausaseman keskimääräisen vuosivaluman ( $M_r$ ) mukaan Pusanojan vuosivaluma on noin 8,3 l/s/km<sup>2</sup>. Pusanjärven luusuan kohdalla ojan valuma-alue ( $F$ ) on 3,5 km<sup>2</sup> (Järvelänjärvi  $F = 4,73$  km<sup>2</sup>). Vuodessa Pusanjärven ohitse virtaa vettä siten n. 916 121 kuutiota, jolloin pisteen Pusa1 keskimääräisellä alumiinipitoisuudella (3416 µg/l) laskettuna vuotuinen Järvelänjärveen kohdistuva alumiiniormitus on noin 3 130 kg. Kosteikkoneutraloinnin keskimääräisellä alumiinireduktiolla (1318 µg/l) laskettuna alumiinia kuitenkin saostuu Pusanojalle tästä määrästä noin 1 207 kg.

**Taulukko 1.** Alumiinin kokonais- ja 0,2µm suodosten pitoisuus (µg/l) pisteillä Pusa1 ja Pusa2, pitoisuuksien erotukset eli reduktiot sekä reduktiotehot (%) näyteajankohtina 2011 ja 2012.

PVM	Al Pusa1	Al Pusa2	erotus	teho %	Al 0,2µm Pusa1	A 10,2µm Pusa2	erotus	teho %
10.5.11	2700	1600	1100	41 %	1300	700	600	46 %
26.7.11	240	180	60	25 %	140	130	10	7 %
25.10.11	4700	2700	2000	43 %	3300	1400	1900	58 %
26.4.12	5100	4400	700	14 %	3400	3000	400	12 %
6.6.12	1800	530	1270	71 %	440	160	280	64 %
8.8.12	5300	3700	1600	30 %	4400	550	3850	88 %
17.9.12	690	180	510	74 %	190	57	133	70 %
25.10.12	6800	3500	3300	49 %	5900	3200	2700	46 %
keskiarvo	<b>3416</b>	<b>2099</b>	<b>1318</b>	<b>43 %</b>	<b>2384</b>	<b>1150</b>	<b>1234</b>	<b>49 %</b>



**Kuva 5.** Suodatetun (0,2 µm) alumiinin pitoisuuden laskun (%) riippuvuus pH:n noususta pisteiden Pusa1 ja Pusa2 välillä vuosina 2011 ja 2012.

Lähes kaikkien muidenkin metallien pitoisuudet näyttivät käsittelyssä hieman laskevan. Näistä lyijyn, kuparin ja sinkin pitoisuus laski selvimmin, mutta kupari ja lyijy määritettiin vain kerran elokuussa 2012. Rauta-pitoisuus laski keskimäärin 800 µg/l, mutta näytteiden välillä oli eroja. Kosteikkoneutralointi teräskuonan avulla ei myöskään näyttänyt nostavan kokonais- tai fosfaattifosforin pitoisuuksia, vaan ne laskivat keskimäärin 9,9 µg/l (P tot) ja 6,3 µg/l (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) (liite 1).

### 6.3.2 Nälkänevan kosteikkoneutralointi dolomiittikalkilla ja teräskuonalla

Ennen käsittelyä syys- ja lokakuussa 2010 tehtyjen kahden ennakkomittauksen (pH 4,0 ja 4,2) ja käsittelyn jälkeen vuosina 2011 ja 2012 määritettyjen pH-tasojen (4,1-5,3, keskimäärin 4,4, n=14) perusteella neutralointi nosti suon valumavesien pH:ta n. 0,3 yksikköä. Suon yläpuolisen vertailupisteen (Nälkäneva1) seuranta ei voitu toteuttaa, sillä valumavesien suunta pisteellä poikkesi kartoitusten yhteydessä merkitystä eikä kohdistunut neutralointikohteelle. Käsittelyn vaikutusta ei havaittu Rukkisenojan pääuomalla, jonka pH vaihteli seurannan aikana välillä 3,4–6,3. Rukkisenojan vedenlaadun mukaan sen happamuus johtui pääasiassa sulfidien hapettumisesta (mm. SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 26–240 mg/l, TOC 2-5 mg/l, ks. myös luku 2, Hankealueen virtavesien vesikemiallinen tila). Nälkänevan valumavedet olivat lähes kokonaisuudessaan soilta ja turvemailta johtuvia, orgaanisesti happamia vesiä seurantapisteen sulfaatti- ja kokonaishiilipitoisuuksien oltua 0,6-1,4 mg/l (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) ja 44–63 mg/l (TOC). Metallipitoisuudet olivat alhaisia (mm. Alumiini 270–720 µg/l). Myös fosfori- ja fosfaattifosforin määrät olivat tavanomaisia tai suhteellisen alhaisia (P tot 27–54 µg/l, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 5-33 µg/l).

Vertailtaessa tässä kokeessa käytettyjen teräskuona- ja dolomiittikalkilaatujen vedenlaatuvaikutusten eroja Nälkänevan huokosvedessä havaittiin, että samalla pinta-alakohtaisella annoksella toteutettuna teräskuonan pH:ta kohottavat ja alkaloivat vaikutukset olivat dolomiittikalkkia suuremmat. Teräskuonatun lohkon huokosveden pH oli 0 - -20 cm tasolla pohjaveden pinnasta keskimäärin 5,7 ja kalkitun lohkon pH 5,2. Vastaa-vasti -30 - -50 cm syvyydellä vedenpinnasta huokosveden pH oli teräskuonatulla alueella keskimäärin 5,0 ja kalkitulla alueella 4,8. Alkaliniteetti oli kuonatulla alueella pinnassa keskimäärin 0,174 mmol/l ja 30–50 cm syvyydellä 0,034 mmol/l, kun kalkitulla alueella vastaavat arvot olivat 0,091 mmol/l ja -0,007 mmol/l. Alumiini-, arseeni-, kadmium-, barium- ja sinkkipitoisuudet näyttivät olevan alhaisempia teräskuonatulla alueella kuin kalkitulla alueella, mutta mangaanipitoisuus sekä jonkin verran myös strontium- ja titaanipitoisuus olivat kuonatulla loholla kalkittua aluetta korkeampia. Asiditeetissa ja rautapitoisuudessa ei havaittu eroja (taulukko 2). Lokakuussa 2012 pohjaveden korkeus oli suon (rahkan) pinnasta mitattuna kalkitulla loholla -25 - -45 cm (keskiarvo -35 cm) ja kuonatulla loholla -35 - -45cm (-41,6 cm).

**Taulukko 2.** Nälkänevan huokosveden laatu (lohkokohtaiset näytepisteiden keskiarvot) 0–20 cm ja 30–50 cm syvyydellä pohjaveden pinnasta teräskuonalla ja dolomiittikalkilla käsitellyillä lohkoilla 3.10.2012.

	pH	Alk mmol/l	Asid mmol/l	Al µg/l	Fe µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Ba µg/l	Zn µg/l	Sr µg/l	Ti µg/l	Mn µg/l
Kalkki 0-20	5,2	0,091	0,49	190	1100	0,9	0,07	20	30	7,3	11	130
Teräskuona 0-20	5,7	0,174	0,38	120	1200	0,7	0,03	5,2	13	9,9	16	250
erotus	-0,5	-0,083	0,11	70	-100	0,2	0,04	14,8	17	-2,6	-5	-120
Kalkki 30-50	4,8	-0,007	1,03	420	2800	1,7	0,15	44	59	15	12	160
Teräskuona 30-50	5,0	0,034	1,01	410	2700	1,5	0,11	18	43	18	37	310
erotus	-0,2	-0,041	0,02	10	100	0,2	0,04	26	16	-3	-25	-150

### 6.3.3 Niemenrämeen kosteikkoneutralointi dolomiittikalkilla sekä kalkkisuodinpat

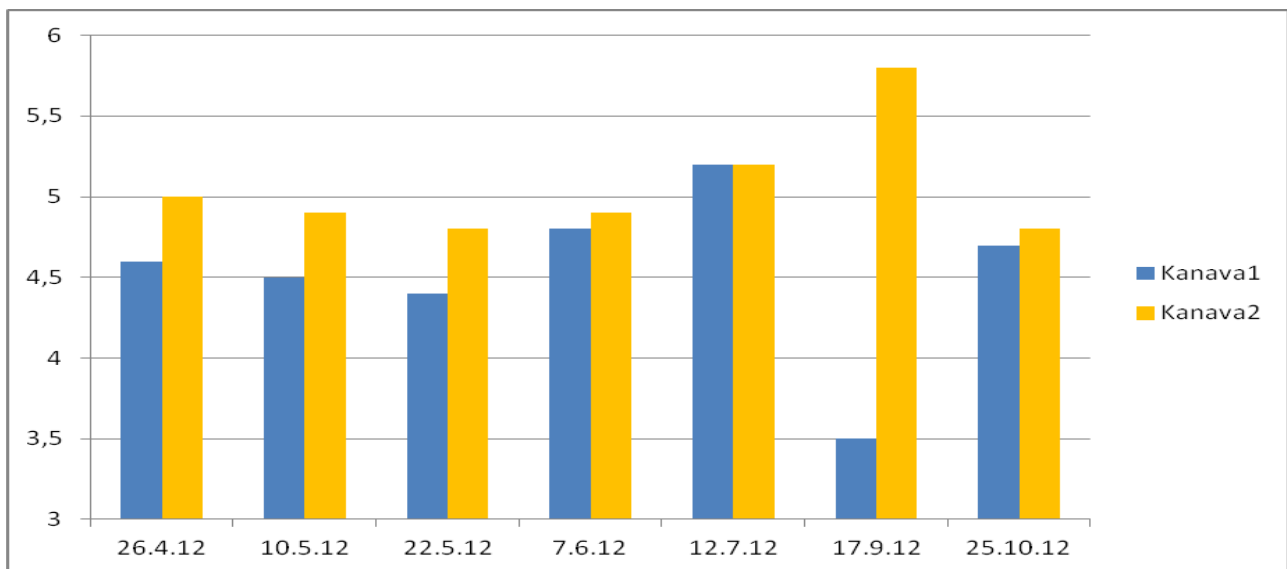
Niemenrämeen kalkitus ei kohentanut Vähäojan vedenlaatua suon valumavesien ylä- ja alapuolisten näytteiden perusteella. Veden pH-taso ja alkaliniteetti sen sijaan yleensä laskivat pisteeltä Vähä1 alimmalle pisteelle Vähäoja samalla, kun metallipitoisuudet jonkin verran nousivat. Pisteellä Vähä1 pH oli 5,1–6,6 (mediaani 6,0) ja pisteellä Vähäoja 4,8–6,4 (5,9), tosin hankkeen muussa seurannassa havaittiin huomattavasti happamampia ajankohtia (ks. luku 2, Hankealueen virtavesien vesikemiallinen tila). Ajoittain pH:n lasku tällä alle 600 m matkalla oli jopa 0,4-0,7 yksikköä. Pisteellä Vähä1 sulfaattipitoisuus oli suurimmillaan 130 mg/l, kun pisteellä Vähäoja se oli 220 mg/l. Asiditeetissa tai fosforipitoisuuksissa ei ollut merkittäviä eroja. Kaikilla

pisteillä fosfori- ja erityisesti rautapitoisuudet olivat hyvin korkeita (P 84–170 µg/l, Fe 5400–13 000 µg/l), ja fosforista valtaosa oli liukoissa ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) muodossa (liite 2a).

Sen sijaan neutralointialueen laskuojalla (piste Niemenrämeenoja) pH:n mediaani oli käsittelyn jälkeisenä aikana 5,0 kun se neutralointia ennen oli kesän ja syksyn 2010 mittauksissa 3,8 ja 4,1. pH pysyi suhteellisen korkeana vuoden 2011 ajan vaihdellen välillä 5,0–5,7, joskin välittömästi käsittelyn jälkeen huhtikuussa 2011 pH oli Niemenrämeenoja vielä tasolla 3,9. Vuonna 2012 pH vaihteli välillä 3,9 (tulva)-5,0. Muista vedenlaatumuuttujista (4 näyttekertaa) alkaliniteetti kului loppuun kevättulvalla 2012 ollen muuten välillä 0,02–0,152 mmol/l, kokonais- ja fosfaattifosforia oli 140–180 ja 110–140 µg/l, alumiinia 260–610 µg/l ja rautaa 1000–5100 µg/l. TOC -arvot vaihtelivat välillä 41–53 mg/l, sulfaattipitoisuuden ollessa vain 4,2–15 mg/l. Valumavedet olivat siten tyypillisiä orgaanisesti happamia suovesiä, joskin fosforipitoisuudet olivat suhteellisen korkeita.

Kalkkisuodinpatto näytti kohottavan sivukanavan pH:ta. Ennen padon rakentamista pH:n mediaani oli pisteellä Kanava1 4,1 (n=4) ja padon toteutuksen jälkeen 4,6 (n=7), kun kanavan viereisen, laskupaikan yläpuolisen Vähäojan näytekortin (Vähä1) pH-tasoissa ei ollut eroa ko. ajanjaksoilla. Syyskuussa 2012 padolle tulevan veden pH oli kuitenkin alhaisempi kuin ennakkomittausten ajankohtina (3,5). Kalkkisuodinpadon alapuolella pisteellä Kanava2 pH oli yleensä korkeampi kuin rakenteen yläpuolella (kuva 6). Pisteellä Kanava2 pH:n mediaani oli 4,9 (n=7). Keskimäärin pH nousi käsittelyssä 0,5 yksikköä (mediaani 0,3, liite 2b).

Muissa vedenlaatumuuttujissa oli runsaasti vaihtelua sen suhteen, kasvoivatko vai laskivatko pitoisuudet käsittelyssä. Erityisesti metallipitoisuudet muuttuivat usein jyrkästi juuri lyhyen padon kohdalla, vaikka virtausta saattoi olla vain alivesiputkea pitkin. Laboratorioanalyysien perusteella myös pH ja alkaliniteetti ajoittain laskivat käsittelyssä. Rautapitoisuus sekä asiditeetti olivat pisteellä Kanava2 alhaisempia kuin pisteellä Kanava1 ainoastaan yhdellä näyttekerralla, vaikka keskimäärin rautapitoisuus laski 605 µg/l ja asiditeetti 0,15 mmol/l. Kaikkiaan rautapitoisuus oli hyvin korkea kanavassa, vaihdellen välillä 780–21 000 µg/l (liite 2b). Myös pH:n kanssa yleensä negatiivisesti korreloivat alumiinipitoisuudet olivat kalkkisuotimen alapuolella keskimäärin 505 µg/l (Al tot) ja 398 µg/l (Al 0,2µm) korkeampia kuin yläpuolella, mutta esim. 17.9.2012 alapuolen Al-pitoisuus oli 830 µg/l padolle tulevaa vettä alhaisempi. Samoin alkaliniteetti oli tuolloin kulu- nut yläpuolelta loppuun, mutta alapuolella puskurikykyä oli jäljellä (liite 2b).



**Kuva 6.** Kalkkisuodinpadon vaikutus Vähäojan sivukanavan pH-tasoon vuonna 2012.

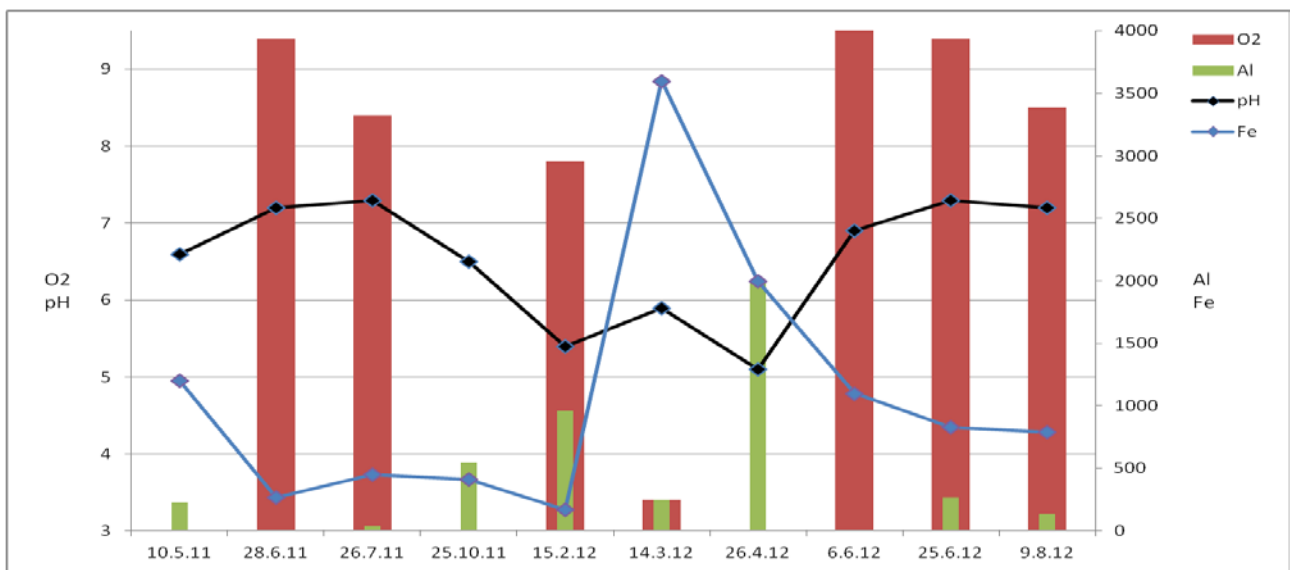


### 6.3.4 Muu neutralointiin liittyvä seuranta

Jahtavislammella pH nousi odotetusti tavoitetason yläpuolelle kalkituksen oltua suunniteltua voimakkaampaa. Se kohosi tasolta 3,7 välille 7,2–8,2 (mediaani 7,5, n=5) ja oli korkeimmillaan elokuussa 2012. Alkaliniteetti oli varsin hyvä (yli 0,8 mmol/l) samalla, kun asiditeetti laski alle tason 0,05. Alumiinipitoisuus putosi tasolle 220 µg/l ja 0,2µm suodoksen alumiinipitoisuus tasolle 170 µg/l. Kaikkien muidenkin metallien pitoisuus putosi merkittävästi, mm. sinkkiä ja mangaania oli käsittelyn jälkeen vedessä enää 11 µg/l (Zn) ja 47 µg/l (Mn). Kokonais- ja fosfaattifosforin määrät pysyivät alhaisina (10 ja 3 µg/l) samoin kuin orgaanisen hiilen kokonaispitoisuus (4,3 mg/l). Sulfaattipitoisuus oli kalkituksen jälkeen 230 mg/l.

Järvelänjärven vedenlaatu ei järven keskellä sijainneella tarkkailupisteellä odotetusti seurannut Pusanojalla tapahtuneita vedenlaadun muutoksia. Suurimman osan ajasta pH-taso oli korkea ja metalli- sekä ravinnepitoisuudet suhteellisen alhaisia. Veden laatu oli kuitenkin heikko loppupalvella 2012 happipitoisuuden laskiessa ja rautapitoisuuden noustessa korkeaksi. Alhaisimman välivedestä mitatun happipitoisuuden (3,4 mg/l, kyllästysprosentti 24) aikana rautapitoisuus oli kohonnut tasolle 3600 µg/l samalla, kun fosfaattifosforin määrä oli noussut 3 µg/l:sta tasolle 12 µg/l. Myös sulfaattipitoisuus oli talven edetessä kohonnut tasolle 290 mg/l (liite 4).

Jäiden sulamisaikaan (26.4) puskuriiky heikkeni voimakkaasti tasolta 0,504 tasolle 0,019 mmol/l (liite 4) ja pH laski 5,9:stä 5,1:een samalla, kun rautapitoisuus pieneni ja alumiinipitoisuus nousi tasolta 250 tasolle 2000 µg/l (kuva 7). Myös 0,2µm suodatetun alumiinin pitoisuus oli tuolloin suhteellisen korkea (1000 µg/l), mutta sulfaatin pitoisuus oli laskenut tasolle 110 mg/l. Samaan aikaan myös kokonaistyyppipitoisuus oli korkeimmillaan (3100 µg/l) ja nitriitti-nitraattitypen pitoisuus 2100 µg/l, kun se muutoin vaihteli välillä 2,5 – 700 µg/l (liite 4).



Kuva 7. Rauta-, alumiini- ja happipitoisuus sekä pH Järvelänjärven vesinäytteissä 2011–2012.

## 6.4 Tulosten tarkastelu

### 6.4.1 Yleistä

Hankkeen lyhyehkön toiminta-ajan sekä vesien ja maaston runsaan kartoitus- ja valmistelutarpeen vuoksi koekohteilla ei ollut useimmiten mahdollista toteuttaa ennakkotarkkailua. Vaikka eri kohteilla (ei kohdan 3.4 muilla seurantakohteilla) seuranta järjestettiin käsittelyn ylä- ja alapuolelle virtausuuntiin nähden, tuloksissa voi siten olla mukana paikoin käsittelyistä riippumattomia, vedenlaatuun vaikuttavia tekijöitä. Koekohteista lähinnä Vähäojan sivukanavan kalkisuodinpadon osalta ennakkotarkkailua voitiin tehdä, minkä lisäksi sen

kontrollikohteena voitiin käyttää viereistä Vähäojan käsittelemätöntä pääuomaa. Kalkkisuotimen lyhyen toiminta-ajan vuoksi se oli myös välttämätöntä. Pusanojalla käsittelyn ylä- ja alapuolisten näytepisteiden (Pusa1 ja Pusa2) muiden kuin neutraloinnista johtuvien tekijöiden vaikutusten poissulkemiseksi pisteiden sijoituksella ja neutralointia edeltävillä pH-mittauksilla varmistettiin, etteivät muualta tulevat valumavedet vaikuta näytepisteiden välillä tuloksiin. Lisäksi samankaltaisen välimatkan päässä alavirrassa sijainneen Pusa3 -pisteen mittauksilla suljettiin pois pH:n mahdollinen luontainen nousu uomassa myös tarkkailujakson aikana. Sen sijaan Nälkänevan kohteella ei odottamattomien virtaussuuntien vuoksi voitu toteuttaa käsittelyn ylä- ja alavirranpuoleista vertailua. Myös ennakkotarkkailu koostui vain kahdesta pH-mittauksesta kartoituksen aikana, minkä vuoksi koekohteen keskeisimmät tulokset painottuvat neutralointimateriaalien vedenlaatuvaikutusten vertailuun suon huokosvesissä.

#### 6.4.2 Pusanjärven kosteikkoneutralointi teräskuonalla

Kosteikkoneutralointi nosti pH:ta ja laski eräiden metallien pitoisuutta etenkin ajankohtina, kun pH oli alhaisimmillaan. Kevättulvan aikana 2012 vaikutusta ei näyttänyt juuri olevan, mikä voi johtua joko liian suuresta virtaamasta käsittelyn tehoon nähden tai siitä, että kosteikon vesialue oli vielä tuolloin jäässä. Tulee myös huomioida, että mm. alumiinia pidättyi eli käytännössä saostui kiintoaineen mukana ojalle pieniä määriä myös silloin, kun pH-vaikutusta ei havaittu. pH:n nousun vaikutus metalleista etenkin alumiinin saostumiseen oli kuitenkin selvä, ja laskennallinen vuotuinen reduktio (1207 kg) oli alapuolisen järven kannalta merkittävä.

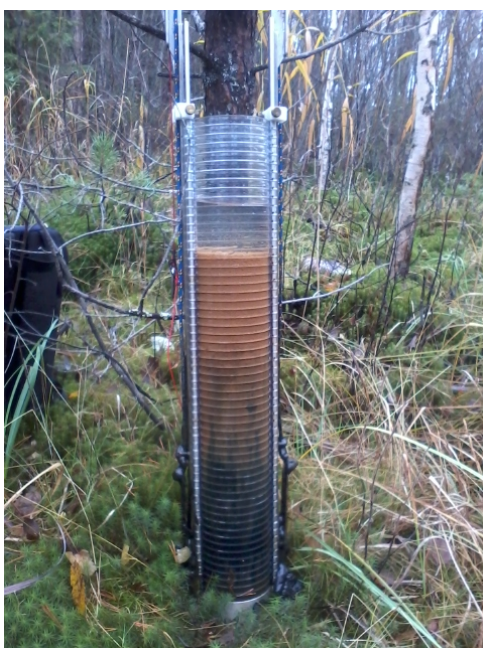
Eri metallien saostumista Pusanojan uomaan jo ennen Pusanjärven neutralointikohdetta näytti ajoittain tapahtuvan runsaasti. Näytteenottojen yhteydessä havaittiin, että pisteen Pusa1 yläpuolelle laskevan sivukanavan (pH 3,5, Al tot ja Al 0,2 $\mu$ m 27000  $\mu$ g/l) yläpuolella Pusanojan vesi oli sekä pH:n (5,8) että alkaliniteetin (0,196 mmol/l) osalta vielä hyvässä tilassa. Ojan vesi oli myös väriltään selvästi ruskeampaa kuin alempana happaman sivukanavan laskiessa Pusaojaan. Kirkkaan (TOC 7,1 mg/l, DOC 6,6 mg/l), happaman veden sekoittuessa humuspitoiseen (TOC 16 mg/l, DOC 11 mg/l, liite 5), neutraalimpaan veteen alkoi nopea aineksen saostuminen (kuva 8). Vesipatsaaseen muodostui suurehkoja punaruskeita sekä pienempiä vaaleita/harmaita kiintoainepartikkeleita samalla, kun veden väri jonkin verran kirkastui. Aines laskeutui uoman pohjalle virtausnopeuden ja partikkelien massan mukaisesti siten, että uoman vapaan veden syvyys pieneni merkittävästi lähestyttäessä näytepistettä Pusa1. Samanaikaisesti pH ojassa laski tasolle 4,4 ja alkaliniteetti kului loppuun (-0,012 mmol/l, liite 5).



**Kuva 8.** Happaman veden ja neutraalimman humuspitoisen veden sekoittuessa muodostuu kiintoainetta, joka vähitellen laskeutuu uoman pohjalle veden samalla kirkastuessa.

Saostumien oletettiin silmämääräisesti olevan pääosin rauta- ja alumiinihydrokseja, mikä todennettiin vesinäytteiden ohella myös pisteeltä Pusa1 otetun sedimenttinäytteen (Limnos-noudin, näytesyvyys 0-90 cm, analysoidut osanäytteet 0–20, 20–35 ja 35–50 cm) avulla. Sedimentin Fe-pitoisuus oli 130 000–160 000 ja Al-pitoisuus 83 000 – 87 000 mg/kg kuiva-ainetta, joiden ohella mm. kupari-, arseeni- uraani- ja kadmiumpitoisuudet (liite 5) olivat reilusti Lahermon ym. (1996) arvioimia alueen taustapitoisuuksia korkeampia. Vesinäytteiden TOC- ja DOC- pitoisuudet laskivat tällä matkalla tasolle 11 ja 7,8 mg/l, eli humusta saostui muun aineksen mukana Pusanojaan happaman sivukanavan vaikutuksesta. Hehkutusjäännöksen mukaan (47–49 %, 550 C°) noin puolet näytteestä oli orgaanista materiaalia. Alumiini- sekä ferri- ja ferrosulfaattia käytetään humuksen ja fosforin saostamiseen vesienkäsittelyratkaisuissa mm. turvetuotannon valumavesien puhdistuksessa.

Sedimenttinäytteessä erityisesti rautahydroksit erottuivat koko profiilissa punaruskeana massana aina hapetomaan kerrokseen saakka. Uoman pohjan läheisessä osassa metallien ja rikin yhdisteet olivat pelkistyneessä muodossa ja näiden sulfidien väri oli tyypillisen mustaa. Kevyempiä alumiinihydrokseja profiilissa erottui vaaleina hiutaleina vielä näyteprofiilin pinnalla ja vedessä (kuva 9).



**Kuva 9.** Pusanojan voimakkaasti liettyneen osan (piste Pusa1) sedimenttinäyte.

Pusanojan täydennysperkaushankkeessa vuonna 1990 oja ja sen happamoittavaa sivukanavaa kaivettiin peltoalueiden kuivattamista varten hyötyalueen oltua 50 ha (Ympäristöhallinnon VESTY – tietojärjestelmä). Peltojen viljelijän tiedonannon mukaan ojan kunnossapitotarvetta ilmeni runsaasti jo parin vuoden kuluttua voimakkaan liettymisen vuoksi, mutta aineksen poisto uomasta koneellisesti oli erittäin hankalaa. Tämän jälkeen maanomistaja on omien maidensa kohdalla pyrkinyt poistamaan kanavaan kertynyttä massaa useita kertoja purkautumiskyvyn kuitenkin pysyvästi parannuttua, ja peltojen kuivatustila on peruskuivatushankkeesta huolimatta edelleen viljelijän mukaan heikko. Happaman sivukanavan ylä- ja alapuolisilla 100 metrin jaksoilla (jaksot purkupisteen yläpuolella 50–150 m, alapuolella 100–200 m) tehtiin liettymän syvyysmittaukset uoman keskilinjalta hydroksisakan pinnasta uoman pohjaan syyskuussa 2012. Kymmenen metrin väleihin sijainneita mittauspisteitä oli kummallakin jaksolla yhdeksän. Tulosten mukaan sivukanavan yläpuolisen jakson liettymän syvyys oli 33–55 cm mutta alapuolisella jaksolla peräti 85–105 cm. Vaikka uoman reuna- ja paikoin myös pohjakasvillisuus voi hidastaa virtausta jonkin verran alemman jakson alapuolella, lienee pääosa ojan liettymästä sivukanavan sulfaattimaiden ja niiltä johtuvan happaman ja metallipitoisen veden aiheuttamaa.

Valtion toteuttaman peruskuivatushankkeen (kustannukset 282 000 mk, Ympäristöhallinnon VESTY – tietojärjestelmä) hyödyt ovat liettymisen ja sen aiheuttaman heikon kuivatustilan vuoksi huomattavasti suunnitel-

tua vähäisemmät, mutta erityisesti ennakoimattomista vesistövaikutuksista kärsii alapuolinen Järvelänjärvi. Pienen mutta merkittävän sulfaattimaa-alueen kuivatuksen mahdollista vaikutusta yleisestikin vesistöihin kuvaa, että happamoittavan laskuojan varressa kuivatuksessa olevaa moreeniharjujen rajaamaa peltoaluetta on tässä tapauksessa vain n. 15,5 ha. Järven tila on heikko happamoitumisen vuoksi, vaikka HS-maalille sijoitettava kuivatusta on järven valuma-alueen (4,73 km<sup>2</sup>) ja happamoittavan peltoalueen pinta-alan suhteen mukaan vain hieman yli 3 %:lla koko valuma-alueesta.

#### 6.4.3 Nälkänevan kosteikkoneutralointi teräskuonalla ja dolomiittikalkilla

Nälkänevan kosteikkoneutraloinnin vaikutusta ei voitu käsittelyä edeltävien ja alueen yläpuolisten näytteiden puuttuessa kunnolla todentaa. Kuitenkaan Rukkisenojan pääuomalla pH-ta kohotavaa vaikutusta ei havaittu aikoina, jolloin Rukkisenojassa virtasi kosteikon laskukanavaa happamampaa vettä, mikä johtuu Rukkisenojan suuresta valuma-alueesta koalueen yläpuolella (n. 9,2 km<sup>2</sup>) verrattuna neutralointipinta-alaan (6 ha). Varsinaista ennakkotarkkailua ei ollut lukuun ottamatta kahta pH-mittausta. Niiden perusteella valumavesien pH saattoi jonkin verran nousta käsittelyn jälkeen, mutta pääosin vedet olivat tyypillisiä orgaanisesti happamia suovesiä. Lisäksi pohjavedenpinta ei ollut käsittelyalueella mittausten perusteella suon pinnan tasolla edes sateisena syksynä 2012, mikä vaikuttanee neutralointimateriaalin liukenemiseen. Vuonna 2012 dolomiittijauhetta ja teräskuonaa oli edelleen nähtävissä liukenemattomana suon pinnalla. Liukenemista ja neutralointireaktioita tapahtuu todennäköisesti pidemmällä aikavälillä ja esim. runsaiden sateiden ja lumen sulamisvesien vaikutuksesta keväisin.

Käsittely vaikutti alueen pintaturpeiden ja pohjaveden pH-tasoon vähintään veden syvyydelle 30–50 cm saakka, sillä pH oli ombrotrofiselle rahkarämeelle tyypillistä tasoa huomattavasti korkeampi kummallakin lohkolle. Rahkarämeen (RR) turpeiden pH vaihtelee alueellisen aineiston mukaan välillä 2,9–4,0 ja lähellä Nälkänevan suotyyppejä olevalla ombro-oligotrofisella nevallakin (OmOIN) välillä 3,2–5,0 (Holappa 2010). Tämän lisäksi tulee huomioida että Nälkänevan turpeet koostuvat 99 %:sti muita turvelaatuja happamammista rahkaturpeista (Virtanen & Herranen 1988) sekä happamuuden kasvaminen turpeissa pohjaosista suon karumpaa pintaosaa kohti (mm. Herranen 2009). Tässä kokeessa huokosvedet olivat neutraalimpia lähempänä suon pintaa. On mahdollista, että pH-vaikutus ilmenee nyt havaittua selvemmin valumavesissä vasta viiveellä materiaalin liuetessa myös jatkossa.

Havaitut erot koelohkojen happamuudessa johtuvat todennäköisesti Ruukin teräskuonan tässä kokeessa käytettyä Juuan dolomiittikalkki Oy:n Paltamon kalkkiviirouhetta hieman suuremmasta kokonais- ja nopeasta neutralointikyvystä. pH:n mukaan liukoisten metallien (mm. alumiini) pitoisuuserot käsittelyjen välillä lienevät seurausta eri materiaalien pH-vaikutuksesta, mutta suon eri kerrosten metallipitoisuudet voivat lisäksi johtua luontaisista eroista alkuaineissa eri turvekerrosten välillä. Turpeiden karuissa pintakerroksissa vastaavilla ei-reunavaikutteisilla suoalueilla mm. metallipitoisuudet ovat pohjaturpeita alhaisempia (mm. Holappa 2010). Tulee kuitenkin huomioida, että tilanne voi jonkin verran muuttua neutralointimateriaalien liukenemisen jatkuessa.

#### 6.4.4 Niemenrämeen kosteikkoneutralointi dolomiittikalkilla ja kalkkisuodinpato

Niemenrämeen kosteikkoneutralointi näytti nostavan valumavesien pH:ta. Koska ennakkotarkkailu näytesteellä Niemenrämeenoja oli Nälkänevan tavoin lyhyt (2 näytettä vuonna 2010), vaikutusta ei voitu tilastollisesti todentaa. Erot pH-tasoissa ovat kuitenkin suuret, erityisesti vuoden 2011 näytteiden pH:n ollessa tyypillisesti yli 5. Ennakkonäytteiden pH-taso on tyypillisen alhainen Nälkänevan ombro-oligotrofisille happamimmille suotyypeille, neutraloidun alueen ollessa rahkanevaa sekä rahkarämettä reunojen muodostuessa tupasvilla- ja isovarpurämeistä sekä näiden ojikoista (Virtanen ym. 2003). Valumaveden pH:n oltua tasolla 5 ja etenkin sen ylittävät arvot viittavat siksi vahvasti kalkituksen pH-vaikutukseen.

Dolomiittikalkilla neutralointivaikutus näytti Niemenrämeellä alkavan lähes heti lumen sulaessa, mutta ensimmäinen, vuoden 2011 huhtikuun näyte edusti jokseenkin samaa tilannetta kuin ennen käsittelyä (pH 3,9). Tämän jälkeen pH pysyi suhteellisen hyvänä vuoteen 2012 saakka jolloin arvot laskivat jonkin verran. pH-muutokset ja niiden ajoittuminen viittaisivat siihen, että ohuempi kalkki alkoi liueta ja reagoida suovesien kanssa kevävaluntojen loppuvaiheessa toukokuun alussa. Vuonna 2012 helpoiten liukeneva aines oli mah-



dollisesti jo kulunut, ja karkeammat dolomiittijakeet pitivät pH:ta vain hieman käsittelyä edeltävää korkeammalla tasolla. Muista vedenlaatumuuttujista huomionarvoinen on fosforin suurehko pitoisuus näytteissä (140–180 µg/l). Suovedet johtuvat Niemenrämeeñojaan kahta, enimmäkseen umpeutunutta metsäojaa pitkin, mutta fosforipitoisuudet ovat huomattavasti suurempia kuin esim useiden metsäojien vaikutuspiirissä olevalla näytepisteellä Nälkäneva 1. Koska dolomiittimurske ei käytännössä sisällä fosforia, lienee ravinteisuus luontaista ja maaperästä lähtöisin.

Kalkituksen vaikutus ei näkynyt alapuolisen vesistön (Vähäoja) vedenlaadussa, sillä neutralointikohteen valumavesien purkupisteen ylä- ja alapuolisen näytepisteen välille laskeutuvien kuivatushankkeen happamoittamia valumavesiä. Niemenrämeeñ reunalta alkavan sivukanavan varresta paikannettiin happamia sulfaattimaita, minkä vuoksi kanavan kalkkisuodinpato nähtiin tarpeelliseksi toteuttaa. Pelkkä alivedenpinnan nosto patorakenteen avulla havaitun sulfaattimaaesiintymän tasalle näytti nostavan pH:ta rakentamista edeltävää korkeammalle. Vaikka padon toiminnan seuranta (2011 ja 2012) oli lyhyt ja mm. kesällä 2012 valunnat olivat vuotta 2011 suurempia, muuttujia sulkee pois läheinen Vähäojassa sivukanavan yläpuolella sijainnut kontrolli (Vähä1), missä vastaavaa pH:n nousua ei tapahtunut. pH nousi myös itse kalkkisuodinpadolla.

Kaikkien kalkkisuodinpadolla seurattujen muuttujien suhteen oli runsasta vaihtelua. Lisäksi tarkkailussa havaittiin hyvin suuria poikkeamia mm. metallipitoisuuksissa (erityisesti rauta-) veden virratessa kalkkisuodinpadon kautta tai vain sen alivirtaamaputkesta. Myös kentällä mitatut pH-tasot poikkesivat rajusti laboratoriotuloksista, vaikka mittauksen aikana näytepisteillä kalibrointiliuoksista tehtyjen tarkistusmittausten mukaan virhettä ei ollut lainkaan. Metallien määrien vaihtelu johtui näytteenotosta ja näytepisteen ominaisuuksista seuraavasti: padon yläpuolella kanava on syvä padotuksen vuoksi ja vesi on käytännössä seisovaa. Siellä pinnasta otettujen vesinäytteiden ainemäärät olivat usein pienemmät kuin alapuolella pisteellä Kanava2, missä veden syvyys oli vain joitakin senttejä, virtausnopeus suuri ja ajeessa liikkui runsaasti kiintoainesta (mm. metallien hydrokseja). Alivirtaamaputkeen johtui vettä yläpuolelta näytesyvyyttä syvemältä, mikä todennäköisesti johti ajoittain suurempiin metallien määriin putken alapuolella pisteellä Kanava2.

Syksyllä 2012 tehdyn happimittauksen mukaan kanavan vesi oli lähes hapetonta (0-1 mg/l), mikä yhdessä metallien kanssa selittää maastossa tehtyjen pH-mittausten ja laboratoriotulosten erot (näytteenoton ja laboratorioskäsitelyn välinen näytteiden hapettuminen ja vedenlaadun muuttuminen). Näytteissä hyvin runsaana esiintynyt rauta laskee pH:ta hapettuessaan kahdenarvoisesta raudasta kolmenarvoiseksi (mm. Nordstrom & Alpers 1999). Myös muiden metallien kuten alumiinin hapettuminen on happamuutta lisäävää. Kalkkisuotimen toiminnan tarkastelussa on tämän perusteella käytetty pH-mittausten tuloksia laboratoriotulosten sijaan. Laboratoriossa määritetty alkaliniteetti on muuttunut pH:n myötä, mikä tulee huomioida kalkkisuodinpadon ylä- ja alapuolisissa vedenlaatumuuttujissa näytteenotosta riippuvaisien metallipitoisuuksien ohella. Kalkkisuodinpadon vaikutusta muuhun kuin pH-tasoon kullakin mittauskerralla ei voida tämän kokeen perusteella arvioida, muut vedenlaatumuuttajat kertovat enimmäkseen sivukanavan tai muiden läheisten ojavesien laadusta.

## 6.4.5 Jahtavislammen kalkitus sekä Järvelänjärvi

### 6.4.5.1 Jahtavislampi

Jahtavislammen vesi on kalkituksen jälkeen tulosten perusteella ollut kemiallisesti erinomaista, mutta pH:n nousu suurinta nyt mitattua arvoa (8,2) korkeammaksi saattaisi vaikuttaa mm. kalastoon epäedullisesti. Vesielistö on sopeutunut elämään pääosin pH -alueella 6–9, ja pH 9:n yläpuolella kidusvaurioita ja kuolleisuutta voi esiintyä esimerkiksi ahvenella ja kiiskellä (Alabaster & Lloyd 1982). Talvella pH on kesää alhaisempi veden hiilidioksidipitoisuuden kasvaessa, mutta kesäaikana CO<sub>2</sub> -pitoisuutta laskeva yhteyttäminen voi kohottaa pH:ta nyt havaittua tasoa korkeammaksi. Havaitut korkeahkot pH-tilanteet (8 tai yli) voivat olla seurausta juuri yhteyttäminen pH:ta kohottavasta vaikutuksesta. Esteitä aiottujen kalalajien kuten siian tai kirjolohen istutuksille ei ole, mutta vedenlaatua kannattaa tarkkailla jatkossa esim. pH-mittauksin. Uudelleen happamoituminen johtaisi pohjasedimenteissä olevien raskasmetallien liukenemiseen, tosin tätä ei todennäköisesti tapahdu lähiaikoina veden pitkän viipymän (umpilampi) ja kalkin kaksinkertaisen, valtaosaltaan liukenematta jääneen määrän perusteella. Alkaliniteetti eli puskurikyky happamoitumista vastaan on tämän vuoksi korkea (yli 0,8 mmol/l). Tulee silti huomioida, että seuranta oli Jahtavislammella harvaa, minkä vuok-

si vedenlaadun ajallisesta vaihtelusta ei ole tarkkaa kuvaa (vuoden- tai vuorokaudenajan erot esim. yhteyttämiseen vaikuttavan valon määrän mukaan).

Kalojen kannalta keskeistä on järven perustuotannon kasvaminen ja ravintovarojen kuten pohjaeläinten levittäytyminen alueelle. Lisäksi vesiselkärangattomien selviytyminen vedessä neutraloinnin jälkeen on erityisen tärkeää vesilinnuista kokosukeltajille niiden ravinnossa koko elinkierron ajan, mutta myös puolisuikeltajille niiden poikasvaiheessa. Vaikka klorofyllipitoisuutta ei näytteissä seurattu, täysin kirkkaasta vihertäväksi kesinä 2012 ja 2013 muuttunut veden väri viittaa tuotannon käynnistymiseen (levät) vedenlaadun parantumisessa.

#### 6.4.5.2 Järvelänjärvi

Järvelänjärven vedenlaadun ajalliset muutokset näyttivät tulosten perusteella riippuvan erityisesti vallitsevasta pohjan läheisestä happitilanteesta. Pohjille on kertynyt runsaasti metalli- ja rikkipitoista sedimenttiä Pusanojalta, minkä hapetus-pelkistyreaktiot vaikuttavat metallipitoisuuksien (ja fosforin) ohella pH-tasoon yläpuolisessa vesipatsaassa. Tulosten sekä kuvan 7 perusteella näyttää, että pH laski talven 2011 aikana hitaasti orgaanisen aineksen hajotessa ja mahdollisesti CO<sub>2</sub> -pitoisuuden noustessa. Happipitoisuuden oltua 12.3.2012 välivedessä tasolla 3 mg/l happitilanne lienee ollut tätä heikompi sedimentin pinnalla, sillä fosforia ja rautaa oli liennut vesipatsaaseen runsaasti aiempaa enemmän. Rautapitoisuus nousi tuolloin helmi-kuun näytteen 170 µg/l:sta peräti tasolle 3600 µg/l, mikä viittaa vahvasti kolmenarvoisen raudan pelkistymiseen kahdenarvoiseksi ja edelleen veteen liukenemiseen.

Järviveden kevätkierron alkaessa, valumien noustessa ja hapen päästyä jään sulamisvaiheessa veteen talven jälkeen, rautapitoisuus ja pH laskivat. Tämä viittaa ferroraudan hapettumiseen jälleen kolmenarvoiseksi ferri-raudaksi ja sen saostumiseen järven pohjalle hydrokseina. Metallien kuten raudan hapettuminen ja saostuminen vedessä laskee pH:ta (mm. Nordstrom & Alpers 1999, Manahan 2000). Happinäytettä eräiden muiden näytteiden ohella ei kuitenkaan kyseisenä ajankohtana saatu, koska jää rikkoutui näytteenoton yhteydessä aiheuttaen vaaratilanteen. Järvellä oli tuolloin useita sulapaikkoja ja rannat olivat pääosin vapaana jäistä, mikä perusteella veteen on valumavesien ohella ollut mahdollista liueta runsaammin myös ilmakehän hapeta.

Talven edetessä sufaatin pitoisuus myös nousi ollen maaliskuussa 2012 korkeimmillaan. Koska pitoisuus nousi raudan tavoin happipitoisuuden pienentyessä, on rikkiä voinut olla vedessä sulfidimuodossa. Analytiikassa rikki kuitenkin määritettiin sulfaattina hapettuneissa näytteissä. Lumen ja jään sulamisen aikana sulfaattipitoisuus laski voimakkaasti, mikä viittaisi sulfidimuotoisen rikin hapettumiseen ja saostumiseen esim. ferri-sulfaattina. Tällä on voinut olla huomattava merkitys pH:n alenemiseen raudan hapettumisen kanssa. Raudan ja rikin merkitystä järven käyttäytymisessä tukevat Järvelänjärven kunnostuksen yleissuunnitelmaa (Veronon 2010) varten otettujen sedimenttinäytteiden tulokset. Sedimentin pintaosan (järven keskellä sijainneen pisteen näytesyvyys 10–50 cm, Pusanojan suulla näytesyvyys 10–30 cm) rauta- ja rikkipitoisuudet olivat hyvin korkeita. Lähellä Pusanojaa rautapitoisuus oli 75 200 mg/kg, rikkipitoisuus 32 800 mg/kg ja järven keskellä 46 600 mg/kg (Fe) ja 29 400 mg/kg (S).

Alumiinipitoisuus nousi korkeaksi todennäköisesti happamuuden lisääntymisen vuoksi. pH-tasolla 5,1 ja kokonaisalumiinipitoisuuden ollessa 2000 µg/l (0,2µm suodoksen Al-pitoisuus 1000 µg/l) eliöstö kärsii voimakkaasti ja mm. kalakuolemat ovat erittäin todennäköisiä. Altistuskokeiden perusteella tällä pH-tasolla ja labiilin alumiini pitoisuuden ollessa 300 µg/l myös happamuutta kestäville lajeilla kuten ahvenella esiintyy merkittävää kuolleisuutta (Poleo ym. 1997) särkikalaston hävitessä vesistöstä jo aiemmin (mm. Sutela ym. 2010, Tuunainen ym. 1991, Hudd ym. 1984). Happamuuden ja metallien yhteisvaikutusta kaloille lieventää luonnonvesissä kuitenkin humus (mm. Henriksen ym. 1998), koska humushapot muodostavat komplekseja metallien kanssa (Gensemer & Playle 1999). Järvelänjärven humuspitoisuus on kuitenkin pieni, orgaanisen kokonaishiilen (TOC) pitoisuuksien vaihdeltua tämän hankkeen aikana välillä 7,5–15 mg/l. pH:n laskuun keväällä 2012 ja metallipitoisuuksien nousuun on voinut jonkin verran vaikuttaa myös Pusanojan ko. ajankohdan runsas valunta, joskin järven viipymän ollessa n. 1 kk nopea vaikutus järven keskellä on epätodennäköinen.

Pusanojasta tulee järveen voimakasta metalli- ja pH-kuormitusta. Myös ojalle saostunut ja neutraloinnin ansiosta edelleen saostuva aines kulkeutuu jatkossa myös muuten kuin virtauksen voimasta järveä kohti, sillä metallien liukoisuus muuttuu pH:n ja happitilanteen muutosten mukaan. Vaikka valumavesien pH:ta voidaan alueen kosteikkoneutraloinnilla nostaa ja vaikuttaa metallien esiintymismuotoon, niiden määrään tällä ei



yksistään ole vaikutusta. Metallien alapuoliseen vesistöön kulkeutumisen välttämiseksi ja niiden saostamiseksi muualle kuin Pusanojaan voitaisiin vaikuttaa esimerkiksi ohjaamalla suurin osa vedestä Pusanjärven järvi-kuivion kautta. Tällöin saostuminen tapahtuisi pääosin kosteikolle sekä mekaanisesti (viipymän kasvu, kasvillisuuden vaikutus) että pH-vaikutuksen ansiosta. Kosteikkoneutralointi tulisi myös toistaa teräskuonan vaikutuksen vähentyessä tulevaisuudessa.

## 6.5 Johtopäätökset

Kosteikkoneutralointimenetelmät soveltuivat eri kohteille vaihtelevasti. Nälkänevan ja Niemenrämeeen osittain ojitetuilla suokohteilla pohjaveden taso oli todennäköisesti liian alhainen neutralointimateriaalin merkittävää liukenemista varten. Vedenlaatuvaikutukset olivat näillä kohteilla vähäiset, mutta pH-tasot nousivat valumavesissä jonkin verran. Neutralointivaikutus todettiin myös Nälkänevan huokosvesien vedenlaatu tutkimuksella, missä teräskuonan neutraloiva vaikutus näytti olevan raekooltaan samanlaista dolomiittikalkkia suurempi. Niemenrämeeellä alapuolisten vesistöjen vedenlaadussa ei havaittu positiivisia muutoksia neutralointikohteen kohdalla HS-maalle toteutetusta kuivatuksesta johtuen. Sen sijaan Pusanjärven kosteikkoneutralonnilla saatiin hyviä tuloksia. Siellä neutralointimateriaali pääsi kosketuksiin veden kanssa koko hankkeen ajan korkeasta vedenpinnasta (ja osittaisesta avovesialueesta) johtuen. Pusanjärven kosteikkoneutralointi paransi Pusanojan ja sieltä Järvelänjärveen johtuvan veden laatua pH:n noustessa. Tämän seurauksena myös metallien kuten alumiinin pitoisuus vedessä pieneni. Metallien osalta pidättymistä tapahtui kuitenkin todennäköisesti seurantapisteidensä välillä jonkin verran myös muuten kuin neutraloinnin vaikutuksesta. Kosteikkoneutraloinnit eivät aiheuttaneet kohteilla haitallisia vedenlaatuvaikutuksia kummallakaan hankkeessa testatulla materiaalilla.

Vähäojalla testattu dolomiittinen kalkkisuodinpato nosti valumavesien pH-tasoa, mutta vähemmän kuin humshappamilla metsäojilla kalsiittimurskalla toteutetut kalkkisuodinpädet. Pelkkä padon avulla toteutettu alivesipinnan nosto näytti vaikuttavan vedenlaatuun positiivisesti, mutta seuranta oli tässä hankkeessa lyhyt. Lisäksi muiden vedenlaatumuuttujien kuten metallien osalta seuranta osittain epäonnistui. Sekä kalkkisuodinpätojen että pelkkien alivedenpintaa nostavien pohjapätojen tai pohjakynnysten vaikutuksia valumavesien laatuun sulfaattihappamilla piiri- ja valtaojilla tulee selvittää myös jatkossa. Eri neutralointimateriaaleja ja materiaalien raekokoja tulee tarkastella näissä ratkaisussa rinnakkain ja huomioida näytteenotossa mahdolliset näytteiden käsittelyssä (mm. hapettuminen) tapahtuvat vedenlaatumuutokset.

Jahtavisnevan turvetuotannosta poistuneelle alueelle kaivetun happamoituneen lammen neutralointi paransi vedenlaatua huomattavasti saaden aikaan vesieliöstölle suotuisat olosuhteet. Tarvittavaa suuremman kalkkimäärän käyttö ei käytetyn materiaalin ( $\text{CaCO}_3$ ) vuoksi nostanut pH:ta liian korkeaksi, ja liukenemattoman kalkin määrä sekä pohjasedimentissä että rannoilla todennäköisesti pidentää vaikutuksen kestoa. Mahdollisen kalaston perustamisen jälkeen vedenlaadun muutoksia on kuitenkin syytä edelleen tarkkailla ja tarvittaessa toistaa neutralointi. Hankkeen aikainen seuranta kohteella oli suhteellisen harvaa ja painottui pH-mittauksiin.

Tässä hankkeessa kosteikkokalkituksissa käytetyn neutralointimateriaalin arvonlisäverollinen yksikköhinta oli 61,82 €/tn, mikä sisälsi rahti- ja suursäkituskulut. Materiaalin helikopterilevityksen (ja siihen liittyvien työnjohto- ja maayksikön toimien) arvonlisäverollinen yksikköhinta oli 86,75 €/tn. Kalkkia ja teräskuonaa levitettiin kohteille yhteensä 400 tn. Lisäksi lastausalueiden valmisteluun kuten lumenaurauksiin sekä alueiden käyttöön liittyvien sopimusten valmisteluun liittyi verollisia kustannuksia noin 1300 €. Edellä mainittujen kulujen ja käsittelyalueiden yhteispinta-alan perusteella kosteikkojen hehtaarikohtaiseksi neutralointikustannukseksi muodostui 3795,5 €(sis. alv). Kalkkisuodinpädon toteutuksesta happamalle sivukanavalle koitui puolestaan arvonlisäverollisia kustannuksia työnjohdon, kaivinkonetyön, lumenaurausten ja rakennusmateriaalien osalta yhteensä noin 1100 €. On kuitenkin huomioitava, että rakenteen suunnitteluun kuten mittauksiin, vesimäärien laskentaan ja sopimusten tekoon liittyvät kulut eivät sisälly ko. summaan.

Esimerkiksi Pusanojan vedenlaadun parantaminen vähintään kahden vuoden ajan kosteikkoneutraloinnin (2 ha) avulla maksoi edellä esitetyn perusteella noin 7 600 €. Tulee kuitenkin huomioida että kustannukset ovat tapauskohtaisia ja niihin vaikuttavat neutralointimateriaalien, niiden saatavuuden, kuljetusmatkojen pituuden ja paikallisten olosuhteiden ohella erityisesti käytettävä levitysmenetelmä. Näillä kohteilla helikop-

terilevitykset olivat paikallisten olosuhteiden ja etäisyyksien vuoksi perusteltuja, mutta olosuhteiden salliessa sekä levitys- ja lastausalueen välimatkan ollessa lyhyt maalevityskaluston kuten maatalous- tai metsätraktoreiden käyttö voi laskea kustannuksia.

Vedenlaatuvaikutusten osalta Niemenrämeen ja Nälkänevan kosteikkokäsittelyt eivät olleet kustannustehokkaita verrattessa niitä esimerkiksi Pusanjärven kosteikkoneutralointiin tai Vähäojan sivukanavan kalkkisuodinpädon toteuttamiseen. Mikäli näillä tai vastaavilla paikoilla pyritään parempiin vaikutuksiin alapuolisissa vesissä, tulisi kosteikkokohteilla varmistaa pohjavedenkorkeuden riittävä taso materiaalin ja veden reagointia varten sekä ohjata osa vaikutusvesistön vedestä neutralointialueen kautta Pusanjärven kohteen tavoin.

Pelkän suoraan vesistöön kohdistuvan pH:n noston avulla ei metalleista kuten alumiinista, kadmiumista tai lyijystä päästä eroon, vaikka niiden esiintymismuoto muuttuisikin vesieliöstön tai kasteluveden ollessa kyseessä kasvien kannalta paremmaksi, eli liuenneesta (biosaatavasta) muodosta pääosin liukenemattomaan muotoon. Mm. Pusanojalla metallipitoinen hapan vesi tulisi johtaa suurimmaksi osaksi neutralointikosteikon kautta metallien saostamiseksi muualle kuin ojaan, jolloin niiden johtuminen alapuoliseen järveen vähentyisi ja riski metallien uudelleen mobilisoitumiseen ojalta olosuhteiden muuttuessa pieneneisi huomattavasti. Happamien metallipitoisten vesien kosteikkokäsittelyä onkin toteutettu mm. sulfidimalkaivosten kuormituksen hallinnassa. Laajempi kosteikkokäsittely voi muodostua kuitenkin haasteelliseski silloin, kun käsiteltävät vedet virtaavat syvissä kaivetuissa kuivatuskanavissa, joista vesiä ei voi johtaa kosteikkoneutraloinnin piiriin muuten kuin pumppaamalla. Vesien pumppaaminen kosteikoille on käytössä esimerkiksi turvetuotannon valumavesien puhdistuksessa, mutta se aiheuttaa kustannuksia mm. pumppausjärjestelyiden rakentamisen, tarvittavan sähkön sekä ylläpidon vuoksi. Happamalla ojilla tai kanavilla pH:ta voitaneen nostaa yläpuolisen alueen kuivatuksesta eli mm. sarka- tai piiriojien, salaojien purkuputkien sekä happamuutta aiheuttavien kerrosten korkeustasosta riippuen yksinkertaisimmillaan nostamalla alivedenpintaa pohjakynnysten tai -patojen avulla. Myös kalkkisuodinpatoja voidaan käyttää sekä yhdessä aliveden noston rinnalla tai erikseen, mutta tällöin käsiteltävien vesien määrä rajoittaa menetelmän käytettävyyttä. Pinta-alaltaan mittavampien kalkkisuodinpatojen soveltuvuudesta suurille vesimäärille tai niiden rakentamiskustannuksista ei toistaiseksi ole tietoa.

## 6.6 Kirjallisuus

Ahlström, J. & Johansson, M. 2010. Monitoring the Effects of Acidification and Liming on Water Quality in a Boreal Stream: The River Stridbäcken in Northern Sweden. In: Conservation Monitoring in Freshwater Habitats. A Practical Guide and Case Studies. Springer, London. 231-245.

Alabaster, J.S. & Lloyd, R. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. Second edition. Butterworth Scientific, London.

Clair, T.A. & Hindar, A. 2005. Liming for the mitigation of acid rain effects in freshwaters: A review of recent results. *Environ. Rev.* 13: 91-128.

Gensemer, R.W. & Playle, R.C. The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29: 315-450.

Henriksen, A., Skjelkvåle, B. L., Mannio, J., Wilander, A., Harriman, R., Curtis, C., Jensen, J. P., Fjeld, E. & Moiseenko, T. 1998. Northern European lake survey, 1995. *Ambio* 27: 81-91.

Herranen, T. 2009. Turpeen rikkipitoisuus Suomessa. Turvetutkimusraportti 398. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.

Hindar, A., Kroglund, F., Lydersen, E., Skiple, A. & Hogberget, R. 1996. Liming of wetlands in the acidified Lake Roeynelandsvatn catchment in southern Norway: effect on streamwater chemistry. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 985-993.

Holappa, K. 2010. Pohjois-Pohjanmaan, Kainuun ja Koillismaan suotyyppeiden suokasvien ekologiat, turpeiden ominaisuudet ja suokasvien ekologia. Väitöskirja. Oulun yliopiston geotieteiden laitoksen julkaisuja, Res Terrae, Ser. A, No. 30, Oulu, 2010.

Hudd, R., Hilden, M., Urho, L. & Jåfs, L.-A. 1984. Kyrönjoen suisto- ja vaikutusalueen kalatalousselvitys 1980-1982. Vesihallitus. Tiedotus 242 A.

Iivonen, P. & Kenttämies, K. (toim.). 1993. Vesistöjen koeneutralointi. Vesi- ja ympäristöhallinnon koeneutralointiohjelman raportti vuosilta 1991 – 1992. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 458. 63 s.

Kustula, V., Witick, A. & Meriläinen, J. 2005. Successive alkalinity producing system for the treatment of acid sulphate soil runoff: preliminary results of a field trial. *Agricultural and Food Science* Vol. 14 (2005): 112 – 121.

Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. 1996. Suomen geokemian atlas. Geochemical Atlas of Finland. Osa 3: Ympäristökemia – purovedet ja sedimentit. Part 3: Environmental geochemistry – stream waters and sediments. Geologian tutkimuskeskus, Geological survey of Finland, Espoo.

Hindar, A., Kroglund, F., Lydersen, E., Skiple, A. & Hogberget, R. 1996. Liming of wetlands in the acidified Lake Roeynelandsvatn catchment in southern Norway: effect on streamwater chemistry. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 985-993.

Hudd, R., Hilden, M., Urho, L. & Jåfs, L.-A. 1984. Kyrönjoen suisto- ja vaikutusalueen kalatalousselvitys 1980-1982. Vesihallitus. Tiedotus 242 A.

Iivonen, P. & Kenttämies, K. (toim.). 1993. Vesistöjen koeneutralointi. Vesi- ja ympäristöhallinnon koeneutralointiohjelman raportti vuosilta 1991–1992. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 458. 63 s.

Kustula, V., Witick, A. & Meriläinen, J. 2005. Successive alkalinity producing system for the treatment of acid sulphate soil runoff: preliminary results of a field trial. *Agricultural and Food Science* Vol. 14 (2005): 112–121.

- Manahan, S.E. 2000. Environmental Chemistry. Seventh edition. Lewis Publishers, LLC Press, Boca Raton, Florida.
- Nordstrom, D.K. & Alpers, C.N. 1999. Geochemistry of acid mine waters. Teoksessa: Plumlee, G.S. & Longsdon, M.J. (toim.): The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Part A: Processes, Techniques and Health Issues, 133–160. Society of Economic Geologists, Reviews in Economic Geology, Volume 6A.
- Poléo, A.B.S., Østbye, K., Øxnevad, S.A., Andersen, R.A., Heibo, E. & Vøllestad, L.A. 1997. Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species: a comparative laboratory study. Environmental Pollution, Vol. 96, No. 2, 129-139.
- Rantala, A (toim). 1991. Vesistöjen kalkitus happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 78. Vesi- ja ympäristöhallitus. 85 s.
- Rekilä, K. 1988. Sundominlahden happamuushaitan vähentäminen. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 116. Vesi- ja ympäristöhallitus. 93 s.
- Sutela, T., Vehanen, T. & Jounela, P. 2010. Response of fish assemblages to water quality in boreal rivers. Hydrobiologia 641: 1-10.
- Tertsunen, J., Martinmäki, K., Heikkinen, K., Marttila, H., Saukkoriipi, J., Tammela, S., Saarinen, T., Tolkinen, M., Hyvärinen, M., Ihme, R., Yrjänä, T. & Klöve, B. 2012. Happamuuden aiheuttamat vesistöhaitat ja niiden torjuntakeinot Sanginjoella. Suomen Ympäristö 37/2012. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 168 s.
- Triipponen, J-P. 1997. Sirppujoen valuma-alueen happamuustutkimus. Lounais-Suomen ympäristökeskus. Moniste, 42 s.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P.J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peurainen, S. & Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. Suomen Kalatalous 57. 44 s.
- Verronen, H. 2010. Järvelänjärven kunnostuksen yleissuunnitelma. Suunnitteluraportti P13002P001. Finnish Consulting Group (FCG), Oulu.
- Virtanen, K. & Herranen, T. 1988. Ruukissa tutkitut suot ja niiden turvevarat. Osa II. Geologinen tutkimuskeskus GTK, Maaperäosasto: Turveraportti 210. Kuopio.
- Virtanen, K., Kallinen R.-L. & Herranen, T. 2003. Alavieskassa tutkitut suot ja niiden turvevarat. Turvetutkimusraportti 345, Geologian tutkimuskeskus, Espoo.

**LIITE 1.** Pusanon vedenlaatu pisteillä Pusa1 ja Pusa2 vuosina 2011 ja 2012 (ei sis. pH-mittauksia. med=mediaani, k.a.=keskiarvo).

Paikka	Aika	pH	Alk mmol/l	Al µg/l	Al <sub>0,2</sub> µm µg/l	Asid mmol/l	P tot µg/l	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> µg/l	Fe µg/l	TOC mg/l	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/l	Mn µg/l	Zn µg/l	Ba µg/l	Sr µg/l	Ti µg/l	As µg/l	Cd µg/l
Pusa1	10.5.11	5,0	0,019	2700	1300	0,5	13	7	4700	8,3	140	690	58	27	150	0,5		
Pusa1	26.7.11	6,5	0,906	240	140		27	15	6800	22	75	170	6	26	170	0,5		
Pusa1	25.10.11	4,7	0,003	4700	3300	0,71	7	7	1500	8,6	190	870	110	30	210	0,5		
Pusa1	26.4.12	4,5	-0,029	5100	3400	0,97	45	19	5500	23	210	440	65	20	110	5,4		
Pusa1	6.6.12	5,6	0,094	1800	440				2100			550	57	28	170	0,5		
Pusa1	8.8.12	4,3	-0,052	5300	4400	1,07	60	25	7200	25	160	700	105	31	170	10	0,90	0,39
Pusa1	17.9.12	6,7	0,858	690	190	0,24	27	13	5800			210	13	22	150	0,5		
Pusa1	25.10.12	4,4	-0,012	6800	5900	1,03	23	13	4200	11		890	120	26	200	0,5	0,62	0,44
med1		4,9	0,011	3700	2300	0,84	27	13	5100	16,5	160	620	62	27	170	0,5	0,76	0,42
k.a.1		5,2	0,223	3416	2384	0,75	29	14	4725	16,3	155	565	67	26	166	2,3	0,76	0,42
Pusa2	10.5.11	5,1	0,036	1600	700	0,43	6	2	3000	7,6	130	660	55	27	150	0,5		
Pusa2	26.7.11	6,5	1,01	180	130	0,27	26	10	9400	32	66	260	3	17	150	0,5		
Pusa2	25.10.11	5,1	0,035	2700	1400	0,57	6	3	1600	7,7	180	890	93	28	200	0,5		
Pusa2	26.4.12	4,6	-0,014	4400	3000	0,82	34	14	4700	21	200	450	62	20	100	4,6		
Pusa2	6.6.12	6,2	0,212	530	160				2100			510	48	26	160	0,5		
Pusa2	8.8.12	4,9	0,052	3700	550	0,67	35	15	4800	18	150	700	84,5	28	170	5,2	0,62	0,31
Pusa2	17.9.12	7,1	1,96	180	57	0,24	19	6	4300			96	5	13	140	0,5		
Pusa2	25.10.12	4,6	0,011	3500	3200	0,64	7	5	1500	8,1		950	100	25	190	0,5	0,37	0,35
med2		5,1	0,044	2150	625	0,57	19	6	3650	13,1	150	585	59	26	155	0,5	0,50	0,33
k.a.2		5,5	0,413	2099	1150	0,52	19	8	3925	15,7	145	565	56	23	158	1,6	0,50	0,33
<b>med1 - med2</b>		<b>-0,3</b>	<b>-0,033</b>	<b>1550</b>	<b>1675</b>	<b>0,27</b>	<b>8,0</b>	<b>7,0</b>	<b>1450</b>	<b>3,5</b>	<b>10</b>	<b>35</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>15</b>	<b>0,0</b>	<b>0,27</b>	<b>0,09</b>
<b>k.a.1 - k.a.2</b>		<b>-0,3</b>	<b>-0,189</b>	<b>1318</b>	<b>1234</b>	<b>0,23</b>	<b>9,9</b>	<b>6,3</b>	<b>800</b>	<b>0,6</b>	<b>10</b>	<b>1</b>	<b>10</b>	<b>3</b>	<b>9</b>	<b>0,7</b>	<b>0,27</b>	<b>0,09</b>

	Aika	pH	Ba µg/l	Sr µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Pb µg/l	Ni µg/l	Se µg/l	U µg/l	V µg/l
Pusa1	8.8.12	4,3	31	170	16	3,1	63	2,4	35	0,4	1	1,8
Pusa2	8.8.12	4,9	28	170	13	2,3	22	0,21	30	0,3	0,67	5,8
<b>Pusa1 - Pusa2</b>		<b>-0,6</b>	<b>3,0</b>	<b>0,0</b>	<b>3,0</b>	<b>0,8</b>	<b>41,0</b>	<b>2,2</b>	<b>5,0</b>	<b>0,1</b>	<b>0,3</b>	<b>-4,0</b>

**LIITE 2a.** Vähäojan vedenlaatu pisteillä Vähä1, Vähä2 ja Vähäoja vuosina 2011 ja 2012 (med=mediaani, k.a.=keskiarvo).

	Aika	Alk mmol/l	Al µg/l	Al <sub>0,2</sub> µm µg/l	Asid mmol/l	P tot µg/l	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> µg/l	Fe µg/l	TOC mg/l	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/l	Mn µg/l	Zn µg/l	Ba µg/l	Sr µg/l	Ti µg/l
Vähä 1	25.10.11	0,264	2000	1400	0,40	93	80	8900	25	77	510	37	51	160	21
Vähä 1	23.2.12	0,872	880	230	1,01	97	84	12000	14	130	940	59	73	270	17
Vähä 1	26.4.12	0,085	2300	1000	0,48	170	120	5300	25	31	190	22	45	69	82
Vähä 1	7.6.12	0,399	1000	310				11000			590	31	60	210	15
Vähä 1	17.9.12	0,489	660	310	0,22	84	62	9200			520	30	33	200	11
<b>med</b>		<b>0,399</b>	<b>1000</b>	<b>310</b>	<b>0,44</b>	<b>95</b>	<b>82</b>	<b>9200</b>	<b>25</b>	<b>77</b>	<b>520</b>	<b>31</b>	<b>51</b>	<b>200</b>	<b>17</b>
<b>k.a.</b>		<b>0,422</b>	<b>1368</b>	<b>650</b>	<b>0,53</b>	<b>111</b>	<b>87</b>	<b>9280</b>	<b>21</b>	<b>79</b>	<b>550</b>	<b>36</b>	<b>52</b>	<b>182</b>	<b>29</b>
Vähä 2	25.10.11	0,168	2600	1700	0,49	93	74	9700	27	94	550	45	48	180	19
Vähä 2	23.2.12	0,839	970	450	0,86	100	93	13000	15	200	960	58	76	290	17
Vähä 2	26.4.12	0,080	2400	970	0,49	170	130	5400	25	27	180	24	45	69	88
Vähä 2	7.6.12	0,382	1100	350				11000			590	31	59	220	18
Vähä 2	17.9.12	0,483	660	330	0,20	92	65	9200			520	30	32	200	11
<b>med</b>		<b>0,382</b>	<b>1100</b>	<b>450</b>	<b>0,49</b>	<b>97</b>	<b>84</b>	<b>9700</b>	<b>25</b>	<b>94</b>	<b>550</b>	<b>31</b>	<b>48</b>	<b>200</b>	<b>18</b>
<b>k.a.</b>		<b>0,390</b>	<b>1546</b>	<b>760</b>	<b>0,51</b>	<b>114</b>	<b>91</b>	<b>9660</b>	<b>22</b>	<b>107</b>	<b>560</b>	<b>38</b>	<b>52</b>	<b>192</b>	<b>31</b>
Vähäoja	25.10.11	0,243	2100	1300	0,42	97	75	9300	27	82	520	39	50	170	21
Vähäoja	23.2.12	0,801	1300	270	0,71	94	78	13000	14	220	990	61	72	300	17
Vähäoja	26.4.12	0,057	2500	1100	0,51	160	120	5400	25	32	190	25	44	71	79
Vähäoja	7.6.12	0,319	1400	380				11000			610	36	56	230	12
Vähäoja	17.9.12	0,413	830	380	0,25	93	66	11000			530	32	35	210	10
<b>med</b>		<b>0,319</b>	<b>1400</b>	<b>380</b>	<b>0,47</b>	<b>96</b>	<b>77</b>	<b>11000</b>	<b>25</b>	<b>82</b>	<b>530</b>	<b>36</b>	<b>50</b>	<b>210</b>	<b>17</b>
<b>k.a.</b>		<b>0,367</b>	<b>1626</b>	<b>686</b>	<b>0,47</b>	<b>111</b>	<b>85</b>	<b>9940</b>	<b>22</b>	<b>111</b>	<b>568</b>	<b>39</b>	<b>51</b>	<b>196</b>	<b>28</b>
<b>med Vähä1-med Vähäoja</b>		<b>0,080</b>	<b>-400</b>	<b>-70</b>	<b>-0,03</b>	<b>-1</b>	<b>6</b>	<b>-1800</b>	<b>0</b>	<b>-5</b>	<b>-10</b>	<b>-5</b>	<b>1</b>	<b>-10</b>	<b>0</b>
<b>k.a.Vähä1-k.a. Vähäoja</b>		<b>0,055</b>	<b>-258</b>	<b>-36</b>	<b>0,06</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>-660</b>	<b>-1</b>	<b>-32</b>	<b>-18</b>	<b>-3</b>	<b>1</b>	<b>-14</b>	<b>1</b>

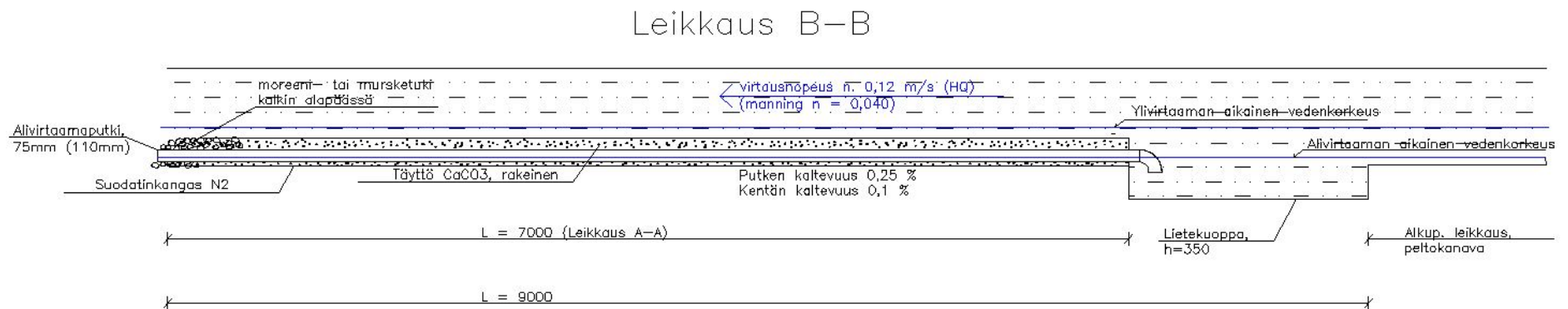
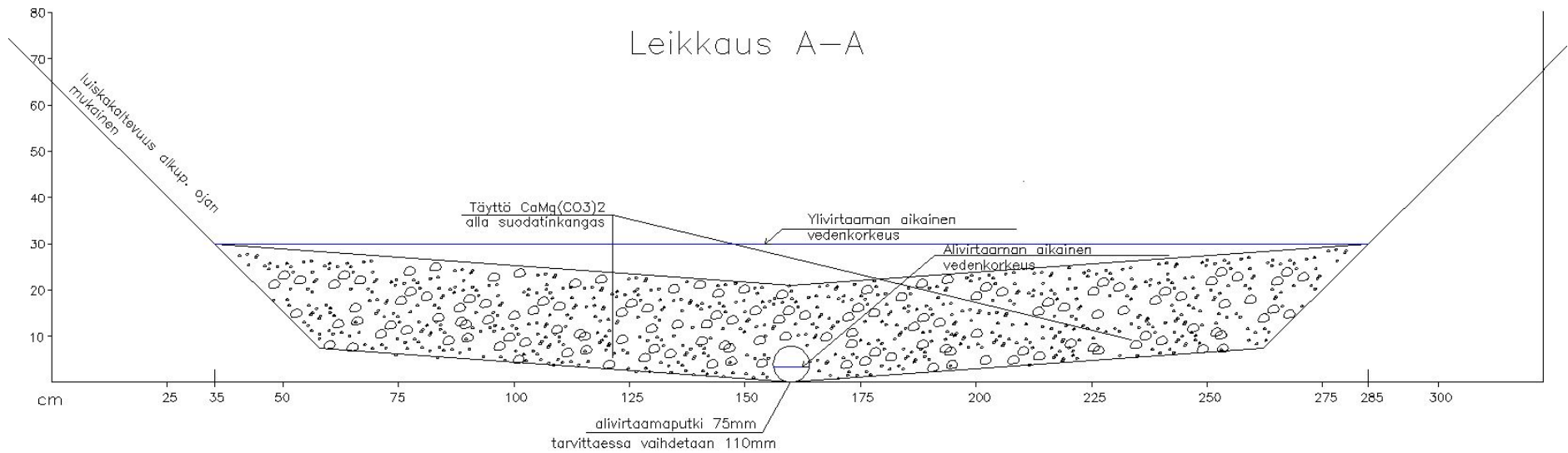
Aika	pH Vähä1	pH Vähä2	pH Vähäoja	Vähä1-Vähäoja
27.5.11	6,2	6,2	5,8	0,4
9.6.11	6,6	6,5	6,2	0,4
21.6.11	6,0	6,0	5,9	0,1
13.7.11	5,1	4,9	4,8	0,3
26.7.11	6,5	6,1	6,0	0,5
25.10.11	6,0	5,8	6,0	0,0
23.2.12	6,1	6,1	5,4	0,7
29.3.12	5,5	5,5	5,7	-0,2
26.4.12	5,5	5,5	5,4	0,1
10.5.12	6,1	5,9	6,1	0,0
22.5.12	5,9	5,9	5,9	0,0
7.6.12	6,4	6,4	6,2	0,2
12.7.12	6,0	6,0	6,0	0,0
17.9.12	6,5	6,5	6,4	0,1
25.10.12	5,7	5,6	5,6	0,1
<b>med</b>	<b>6,0</b>	<b>6,0</b>	<b>5,9</b>	<b>0,1</b>
<b>k.a.</b>	<b>6,0</b>	<b>5,9</b>	<b>5,8</b>	<b>0,2</b>



**LIITE 2b.** Vähäojan sivukanavan vedenlaatu pisteillä Kanava1 ja Kanava2 vuosina 2011 ja 2012 (med=mediaani, k.a.=keskiarvo, \* = ennakkotarkkailu).

Paikka	Aika	pH	Alk mmol/l	Al µg/l	AlO <sub>2</sub> µm µg/l	Asid mmol/l	P tot µg/l	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> µg/l	Fe µg/l	TOC mg/l	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/l	Mn µg/l	Zn µg/l	Ba µg/l	Sr µg/l	Ti µg/l	As µg/l	Cd µg/l
Kanava1*	10.5.11	3,9																
Kanava1*	26.7.11	4,1																
Kanava1*	25.10.11	4,0	-0,062	6500	4900	2,28	200	170	21000		260	810	120	17,0	480	8,1		
Kanava1*	29.3.12	4,1																
med Kan1*		4,1																
k.a. Kan1*		4,0																
Kanava1	26.4.12	4,6	-0,044	990	880	0,75	160	120	3300	30	59	160	26	7,9	90	4,3		
Kanava1	10.5.12	4,5																
Kanava1	22.5.12	4,4																
Kanava1	7.6.12	4,8	-0,005	1300	880				14000			310	37	13,0	250	11,0		
Kanava1	12.7.12	5,2																
Kanava1	17.9.12	3,5	0,000	1300	1300	1,84	52	34	13000			450	50	10,0	340	1,6		
Kanava1	25.10.12	4,7	0,004	900	820	0,52	49	29	4600	48		240	34	12,0	110	7,9	0,7	0,08
med Kan1		4,6	-0,003	1145	880	0,75	52	34	8800	39		275	36	11,0	180	6,1		
k.a. Kan1		4,5	-0,011	1123	970	1,04	87	61	8725	39		290	37	10,7	198	6,2		
Kanava2	26.4.12	5,0	-0,041	1400	1200	0,80	51	29	3700	30	66	190	32	9,7	100	7,4		
Kanava2	10.5.12	4,9																
Kanava2	22.5.12	4,8																
Kanava2	7.6.12	4,9	-0,055	2500	2200				780			560	61	15,0	380	0,5		
Kanava2	12.7.12	5,2																
Kanava2	17.9.12	5,8	0,046	810	470	0,74	330	290	15000			320	23	10,0	240	7,9		
Kanava2	25.10.12	4,8	-0,048	1800	1600	1,13	280	240	13000	47		350	50	12,0	170	7,5	0,82	0,1
med Kan2		4,9	-0,045	1600	1400	0,80	280	240	8350	39		335	41	11,0	205	7,5		
k.a. Kan2		5,1	-0,025	1628	1368	0,89	220	186	8120	39		355	42	11,7	223	5,8		
<b>med Kan1-med Kan2</b>		<b>-0,3</b>		<b>-455</b>	<b>-520</b>	<b>-0,05</b>	<b>-228</b>	<b>-206</b>	<b>450</b>	<b>0,5</b>		<b>-60</b>	<b>-5,5</b>	<b>0,0</b>	<b>-25</b>	<b>-1,4</b>		
<b>k.a. Kan1-k.a. Kan2</b>		<b>-0,5</b>		<b>-505</b>	<b>-398</b>	<b>0,15</b>	<b>-133</b>	<b>-125</b>	<b>605</b>	<b>0,5</b>		<b>-65</b>	<b>-4,8</b>	<b>-1,0</b>	<b>-25</b>	<b>0,4</b>		

**LIITE 3.** Vähäojan kanavan kalkkisuodinojan poikki- (A-A) ja pituusleikkaukset (B-B).



**LIITE 4.** Järvelänjärven vedenlaatu 2012 elokuulle saakka (med=mediaani, k.a.=keskiarvo).

Hanketta edeltävän näytteen v. 2008 on analysoinut Labtium Oy Raahen kaupungin ympäristöviranomaisen toimeksiannosta.

Aika	pH	Alk mmol/l	Al µg/l	AlO <sub>2</sub> µm µg/l	Asid mmol/l	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/l	TOC mg/l	Fe µg/l	Ptot µg/l	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> µg/l	O <sub>2</sub> mg/l	Klor-a µg/l	Ntot µg/l	NO <sub>2</sub> -NO <sub>3</sub> µg/l
1.10.08	4,3	0	2620					60			11,4			
18.1.11	5,6	0,183						180	4	4	7,8		1200	180
28.2.11	5,9	0,29						160	5	2	3,4		1100	110
10.5.11	6,6	0,175	230	19	0,07	120	7,5	1200	10	3				
28.6.11	7,2	0,254						270	7	1	9,4	1	660	6
26.7.11	7,3	0,431	39	34	0,04	110	11	450	7	1	8,4	3	600	2,5
25.10.11	6,5	0,144	550	210	0,08	140	8,7	410	7	4				
15.2.12	5,4	0,098	960	770	0,39	180		170	5	3	7,8		1900	600
14.3.12	5,9	0,504	250	180	0,79	290		3600	14	12	3,4		1500	300
26.4.12	5,1	0,019	2000	1000	0,47	110	15	2000	24	11			3100	2100
6.6.12	6,9	0,22			0,06	83			23	6	10	5	1600	700
25.6.12	7,3	0,335	270	140	0,05	81		830	14	4	9,4	1,5	1000	270
9.8.12	7,2	0,567			0,06				12	3	8,5	3,5	860	32
med	6,5	0,220	410	180	0,07	115	9,9	410	9	4	8,5	3,0	1150	225
k.a.	6,2	0,248	865	336	0,22	139	10,6	848	11	5	8,0	2,8	1352	430

Aika	Sähk mS/m	Zn µg/l	Ba µg/l	Mn µg/l	Sr µg/l	Väri mgPt/l
1.10.08		90	32	835		
18.1.11	48					15
28.2.11	48					15
10.5.11		44	24	720	130	
28.6.11	32					20
26.7.11	31	1	17		140	30
25.10.11		60	25	390	160	
15.2.12	45					7,5
14.3.12	40					70
26.4.12	20	41	17	320	73	160
6.6.12	26					90
25.6.12	26					50
9.8.12	25					55
med	32	44	24	555	135	40
k.a.	34	47	23	566	126	51

**LIITE 5.** Happamoittavan sivukanavan yläpuolisen Pusanojan, sivukanavan ja kanavan alapuolisen Pusanojan pisteen (Pusa1) vedenlaatu sekä Pusa1 sedimenttinäytteen tulokset 25.10.2012.

Paikka	Alk mmol/l	pH	Al µg/l	AlO <sub>2</sub> µm µg/l	Asid mmol/l	TOC mg/l	DOC mg/l	P µg/l	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> µg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Zn µg/l	Ba µg/l	Sr µg/l	Ti µg/l	As µg/l	Cd µg/l
Pusa sivukanavan yp	0,196	5,8	1800	410	0,35	16	11	36	22	4300	640	42	29	160	1,9	0,72	0,12
Sivukanava	0	3,5	27000	27000	-	7,1	6,6	13	8	6100	1700	420	14	330	0,5	0,66	1,6
Pusa1 (200m kanavan ap)	-0,012	4,4	6800	5900	1,03	11	7,8	23	13	4200	890	120	26	200	0,5	0,6	0,44

Sedimenttinäyte pisteeltä Pusa1 (sedimentin kok.syvvyys näytepisteellä 95 cm).

Metallit yksikössä mg/kg kuiva-ainetta, HJ=hehkutusjäännös, KA=kuiva-aine.

näytesyvyys	Fe	Al	Cr	Mn	Zn	As	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	U
0-20cm	160000	83000	30	200	52	10	0.28	4.8	58	22	5.7	8.4
20-35cm	140000	87000	36	140	49	9.9	0.25	4.1	56	18	5.0	8.1
35-50cm	130000	87000	40	120	34	10	0.18	3.5	57	13	4.5	6.7
		HJ 550C(%)	KA (%)									
0-20cm		48	1,2									
20-35cm		47	3,6									
35-50cm		49	4,3									

---

# 7 Sulfaattimaille suunniteltujen happamuuden hallintamenetelmien sosio-ekonomiset vaikutukset Siikajoen ja Pyhäjoen valuma-alueilla

---

Raija Suomela

MTT, Kotieläintuotannon tutkimus, Tutkimusasemantie 15, 92400 Ruukki, etunimi.sukunimi@mtt.fi

## 7.1 Johdanto

Pohjois-Pohjanmaalla oli vuonna 2011 Suomen maakunnista eniten nautaeläimiä (lypsylehmät, emolehmät, sonnit, hiehot ja vasikat), eniten keskisuuria (50–74 lehmää) maatiloja ja mm. Suomen nuorimmat viljelijät (Maataloustilastot 2012). Siika- ja Pyhäjoen valuma-alueilla maatalouselinkeinolla on myös ollut ruoantuotamisen vahvat perinteet. Alueen maatalouden päätuotantosuunnat ovat nautakarjatalous sekä nurmirehun ja rehuviljojen viljely. Esimerkiksi vuonna 2010 rehuviljojen ohran ja kauran sekä nurmirehun osuus maatalousmaasta olivat noin 75–83 % viljelyalasta (Siikajoen, Pyhäjoen ja Raahen maaseutupalvelujen tilastot 2010).

Metsätalous on perinteisesti ollut merkittävä osa maatilojen taloutta. Siika- ja Pyhäjoen valuma-alueiden maasto on yleensä alavaa, ja metsän kasvupaikat siten usein soita ja soistuneita kankaita, minkä vuoksi metsäojittamisella on ollut tärkeä osuus metsän kasvun ja tuotannon tehokkuuden varmistajana.

Hankkeessa oli tavoitteena selvittää, millaisia mahdollisia sosiaalisia ja taloudellisia vaikutuksia sulfaattimaille suunnitelluilla toimenpiteillä olisi hankealueen maatalous- ja metsätuotantoon. Aiemmin on arvioitu radikaaleimpien maankäyttöön liittyvien menetelmien, kuten korkean riskiluokan maatalousalueiden kasvijaimuutosten tai maatalous- ja metsäalueiden ennallistamisen aiheuttavan merkittäviä sosio-ekonomisia vaikutuksia vähintään tilatasolla, mutta vaikutusten arvioitiin voivan olla merkityksellisiä mahdollisesti myös laajemmalla kylä- tai kuntamittakaavassa (Yli-Halla 2010). Vaikutusten arviointia ei ole vielä tehty todellisilla sosiaalisiiin ja taloudellisiiin vaikutuksiin liittyvillä mittareilla lainkaan.

## 7.2 Aineisto ja menetelmät

Maankäytön ohjaamisen vaikutuksia arvioitiin hankkeessa maanomistajahaastattelujen avulla, jolloin vastaukset heijastivat yksittäisen tilan mahdollisuuksia toimenpiteisiin omistamallaan maatalous- ja metsäalueilla. Maanomistajatyöryhmässä hanke-alueen aktiiviviljelijöitä ja maankäytön asiantuntijoita koosti laajemman alueellisen katsauksen menetelmien mahdollisuuksiin ja haasteisiin.

### 7.2.1 Maanomistajahaastattelut

Maanomistajahaastattelu tehtiin yleensä tilalla, jotta tarvittavat ojitus- ja maankäyttötiedot olisivat haastatteluhetkellä saatavilla. Haastatteluun ehti hankkeen aikana osallistua 13 maatilaa, joista suuri osa oli myös merkittäviä metsänomistajia. Haastattelulomakkeessa pyydettiin tilan taustatietoina tuotantosuunta, tilan ikä, peltoala, metsäala sekä ojitushistoria sekä maatalous- että metsätalousalueilta. Lisäksi pyydettiin kuvailemaan omistetun maan ominaisuuksia ja yleisimmät viljelykasvit peltoalueilla. Maanomistaja sai arvioida sulfaattimaille ehdotettujen menetelmien (MMM työryhmämuistio 2009:8) soveltuvuutta omistamilleen maatalous- ja metsätalousalueille tuotannon tuomien rajoitusten perusteella ja mahdollisen ympäristökorvauksen tukemana. Haastattelun lopuksi maanomistaja sai halutessaan vastata yleisiin ympäristöntilaan ja -hoitoon liittyviin kysymyksiin.

## 7.2.2 Maanomistajatyöryhmä

Maanomistajatyöryhmä perustettiin täydentämään maanomistajahaastatteluiden tuloksia. Haastattelussa tilannetta tarkasteltiin yksittäisten tilojen reunaehtojen kautta, mikä oli hyvin konkreettista, mutta laajempi tarkastelu alueelle mahdollisista toimenpiteistä jäi uupumaan. Yhden tilan joidenkin lohkojen siirtyminen esimerkiksi sääätosalajoitukseen ei tuntunut vielä ratkaisevan rannikon jokien ongelmaa, mutta laajassa mitta-kaavassa sääätosalajoituksen tai -kastelun suosiminen ja tarkka yleissuunnitelma todetuilla ongelma-alueilla arveltiin olevan merkityksellinen happaman kuorituksen hillitsemiseen. Maanomistajatyöryhmään kutsuttiin aktiivitulallisia Oulun seudulta Pyhäjoelle ulottuvalta rannikkoalueelta. Työryhmä kokoontui kaksi kertaa, ja ryhmän työskentelyyn osallistui myös sulfaattimaiden erityisasiantuntija maaperä- ja ympäristötieteen professori Markku Yli-Halla Helsingin yliopistosta.

## 7.3 Maanomistajahaastatteluiden tulokset

### 7.3.1 Maatilojen peltoalueiden taustatiedot

Maanomistajakysely tehtiin haastatteleamalla yhteensä 13 keskisuurta tai suurta maatilaa, joilla omaa peltoalaa oli yhteensä noin 1300 ha. Tuotantosuuntina olivat nautakarjatalous, sikatalous ja kasvinviljely, ja kasvilajeista merkittävimmät odotetusti nurmirehu, rehuohra ja rehukaura. Peltoalasta salaojitettuna oli noin 530 ha ja sääätosalajoitettua alaa noin 370 ha. Avo-ojituksen osuus peltoalasta oli noin 350 ha. Maatilojen peltolohkoista yhteensä lähes 1000 ha oli ojitettu ensimmäisen kerran yli 20 vuotta sitten. Suurin osa uusista peltoalueista oli avo-ojitettuna. Avo-ojitetuista pelloista puolet (noin 150 ha) oli alle 10 vuotta sitten viljelyyn otettuja raiviolohkoja ja noin 50 ha oli ollut viljelyssä 10–20 vuotta.

Akuuttia ojitustarvetta peltoalueilla oli yhteensä noin 300 ha. Tarpeesta suurin osa noin 240 ha koski avo-ojitettua peltoalaa, joka tahdottiin salaojittaa peltotoimien käytännöllisyyden lisäämiseksi ja tuotannon tehostamiseksi. Muu ojitustarve muodostui avo-ojien kunnostamisen tarpeesta ja olemassa olevan ojituksen tehostamisesta. Sääätosalajoitusta tai kalkkisuodinojitusta harkittiin ojitustarvekyselyn mukaan yhteensä 30 hehtaarille.

Kyselyssä pyydettiin kuvaamaan tilan peltolohkojen ojitushistorian lisäksi peltojen maaperän ominaisuuksia ja tilallisen havaintoja mahdollisesta sulfaattimaasta. Yleensä kaikki tunnistivat happaman sulfaattimaan ja hapettumattoman sulfidin lyhyen kuvailun perusteella, ja hyvin moni arveli hapettumatonta sulfidia löytyvän peltolohkoilta, mutta yleensä syvemältä kuin 1,5 m maanpinnasta. Ongelmallisen maaperän tarkasta sijainnista ja laajuudesta alueella, tai sen mahdollisista ympäristövaikutuksista ei yleensä ollut selkeää kuvaa.

Pintamaan päämaalajit peltoalueilla olivat erilaiset hiedat ja eloperäiset maat. Pohjamaata (muokkauskerroksen noin 30 cm alapuolella) kuvailtiin hyvin usein ns. raskaaksi maaksi, joka todennäköisimmin alueella on hiesua tai hiesusavea. Pohjamaaksi ilmoitettiin myös hietaa ja hiekkaa. Pintamaan pH oli yleensä alin avo-ojitetuilla peltolohkoilla ja korkein sääätosalajoitetuilla lohkoilla.

### 7.3.2 Ehdotettujen toimenpiteiden soveltuvuus peltoalueilla

Haastattelussa maanomistaja sai arvioida halukkuuttaan ja mahdollisuuksiaan oman tuotannon puitteissa osallistua eri happamuuden torjuntamenetelmien käyttöön omistamallaan peltoalueilla. Lisäksi pyydettiin arvio, missä määrin viljelijä pystyisi soveltamaan menetelmiä vuokrapelloille (vastaukset hehtaareina). Haastattelussa maanomistaja arvioi myös menetelmien synnyttämiä kustannuksia ja omaa tai yhteiskunnallisen tuen (tulevaisuudessa esimerkiksi erityinen sulfaattimaille suunnattu ympäristökorvaus) osuuksia kokonaiskustannuksiin. Haastattelulomakkeeseen oli pyritty laittamaan todennäköisesti yleisimmät ja toteutukseltaan keveimmät menetelmät kyselyn alkuun ja viimeiseksi tuotantoon radikaalisti vaikuttavat ja äärimmäiset toimenpiteet. Vastauksissa peilautuivat nykyisin yleisesti alhaiset tuottajahinnat ja tuottajien tulotaso, sillä tuotannollisesti kannattamattomat lisäinvestoinnit tai -kustannukset nähtiin mahdollisiksi vain erittäin korkeasti tuettuina.



### 7.3.2.1 Sulfaattimaiden kartoittaminen peltoalueilla

Sulfaattimaiden kartoittamiseen näkivät omilla peltoalueillaan mahdolliseksi 8 tilaa. Tuotannollisia ongelmia ei yleensä koettu kartoittamisesta tulevan, mutta mikäli kartoittamisesta syntyisi kuluja (mahdollinen oma ajankäyttö kartoittamiseen, maanäytteiden analysointi), haluttiin ne yleensä kokonaan korvattaviksi esimerkiksi sulfaattimaiden haittojen ehkäisyyn suunnatulla valtion tai EU:n tuella (kuva 1a). Oma kartoittamiseen osallistuminen nähtiin mahdolliseksi yleensä vain ojitusten yhteydessä, mikäli maaperästä haluttaisiin näytteitä koko ojitussyvyydeltä.

### 7.3.2.2 Säättösalaajitus

Säättösalaajitus ja vanhojen salaajitusten täydentäminen säättömahdollisuudella nähtiin yleensä mahdollisina ja tuotannon kannalta turvallisina vaihtoehtoina (kuvat 1b ja 1c). Haastateltavat arvelivat vanhojen salaajitusten muuntamisen säättösalaajitukseksi olevan usein kohtuullisen työlästä, koska säättösalaajitukseen tarvitaan tiheämpi putkitus pohjaveden tasaisen jakaantumisen varmistamiseksi. Salaajaputkien tihentämisen (ns. tihittäminen) arvioitiin tulevan kalliiksi, kun taas pelkkä säättöjen asentamisen olemassa oleviin salaajakaivoihin arvioitiin olevan hyötyyn nähden edullista.

Peltojen pintamaalajit ovat alueella yleensä eloperäisiä eivätkä ne siksi ole säättösalaajituksen hoitoon myönnettävän erityisympäristötuen piirissä. Keskusteluissa pohdittiinkin, voisiko tuen piiriin tulevaisuudessa tulla ainakin hanke-alueelle tyypilliset sulfaattimaat, joissa muokkauskerroksen eloperäinen aines vaihtuu pohjamaassa kivennäismaaksi. Säättösalaajituksen yhdeksi muodoksi paljastui jo nykyisin tiloilla käytössä oleva ns. vedenalainen ojitus, jossa laskuaukkoputken pää oli salaajaputkia korkeammalla ja säätti siten pellon pohjaveden tason haluttuun korkeuteen.

Säättösalaajituksen viljelyllisen hyödyn arvioitiin olevan yleensä 0–20 %, ja menetelmästä syntyviä kustannuksia (investointikulut, seuranta) toivottiin noin 80 % tukirahoitteiseksi, ja tukirahoitus joustavaksi niin, että mahdollisimman monet erilaiset vedenpatoamisen ratkaisut voisivat saada tukirahoituksen.

### 7.3.2.3 Säättökastelu ja kuivatusvedenkierrätys

Säättökastelun nähtiin periaatteellisesti mahdolliseksi yhteensä jopa 90 hehtaarilla kyselyn kokonaispeltoalasta (kuva 1d). Kastelun toimenpiteeksi valinneet maanomistajat arvioivat kuitenkin veden johtamisen peltoalueille käytännössä vaikeaksi, sillä kasteluvettä ei peltojen lähietäisyydellä ollut aina riittävästi tai ei ollenkaan. Kastelun ongelmana nähtiin yleisestikin kasteluvedensaanti kuivina kesinä. Muita haasteelliseksi koettuja asioita olivat mm. kastelutarpeen seurantatyö laajoilla tai kaukana tilakeskuksesta sijaitsevilla peltoalueilla sekä kiinteän kastelujärjestelmän suuret investointi- ja käyttökustannukset. Kastelun perustamisen sekä varsinaisen säättökastelun maanomistajat näkivät mahdollisena vain kustannukset täysin kattavilla tuilla.

Kuivatusvedenkierrätys koettiin hieman tarpeettomana maanomistajahaastatteluun osallistuneilla tiloilla (kuva 2a). Suurimmalla osalla tiloista pohjavedenpinta oli matalalla kasvukauden ajan, eikä kasvukauden aikaista ylivirtaamaa arvioitu tapahtuvan kuin äärimmäisen märkinä kesinä. Osalla maatiloista peltolohkot sijaittivat lähellä merta, jolloin pohjavesi oli luontaisesti jopa haitallisen korkealla. Ylimääräisen veden toivottiin yleensä kaikissa tilanteissa poistuvan tehokkaasti peltoalueilta. Kuivatusvedenkierrätyksen kustannukset (sähkötarve, pumppu ja putket) arvioitiin yleensä hyötyihin nähden melko suuriksi.

### 7.3.2.4 Kuivatusjärjestelmien hoito- ja huoltotyöt

Kyselyyn osallistuneista maatiloista 11 piti kuivatusjärjestelmien hoitotyötä mahdollisena omilla peltoalueillaan. Tämä myönteisyys näkyi myös hehtaarimääräisesti, sillä seurannan toteuttamiseen harkittiin yli puolet kyselyn 1300 hehtaarista (kuva 2b). Erityisesti säättöajituksen merkityksen ajateltiin kasvavan, mikäli seurantatyötä tehtäisiin tarkemmin ja sulfaattimaiden piirteet huomioiden. Seurannan ja hoitotoimien arvioitiin kuitenkin vievän työaikaa nimenomaan kriittisinä kasvukauden aikoina ja laajamittaisten toimien ja seurannan pelättiin jopa haittaavan viljelytöiden edistymistä, jolloin toiminnan tukeminen nähtiin tarpeelliseksi jokaisella maatilalla. Tukivaatimus vaihteli vastauksissa 10–100 % kustannuksista.

### 7.3.2.5 Kalkkisuodinoijat

Kalkkisuodinoajituksen piiriin nähtiin mahdollisena vastausten peltopinta-alasta lähes 300 ha (kuva 2c). Kalkkisuodinoajitusmenetelmänä jakoi mielipiteitä niin, että osa vastaajista piti menetelmää kannatettavana, mutta ehdottomasti tuettavana toimintana. Osa arvioi niiden olevan tehottomia happamuuden torjuntaan pitkällä aikavälillä ja osalla oli huonoja kokemuksia niiden kuivatustehokkuudesta.

### 7.3.2.6 Pellon kuivatussyvyyden säilyttäminen, matalaan kuivatukseen soveltuvien kasvien viljely ja pellonkuivatuksesta luopuminen esim. pengerrys ja pumppausjärjestelyin

Pellon kuivatussyvyyden säilyttämiseen oltiin valmiita sitoutumaan yleensä sillä reunaehdolla, että kunnostusohjelmasta olisi mahdollisuus tehdä alkuperäiseen ojitussyvyyteen. Tällöin toimenpiteestä ei arvioitu olevan haittaa viljelylle (kuva 2d). Mikäli toimenpiteestä jostain syystä syntyisi kustannuksia, niihin haluttiin keskimäärin 80 % tukirahoitus.

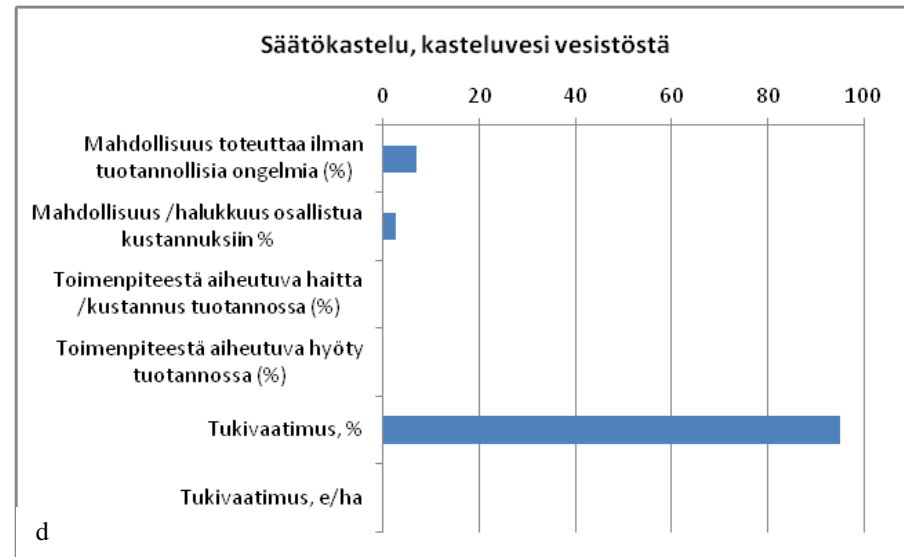
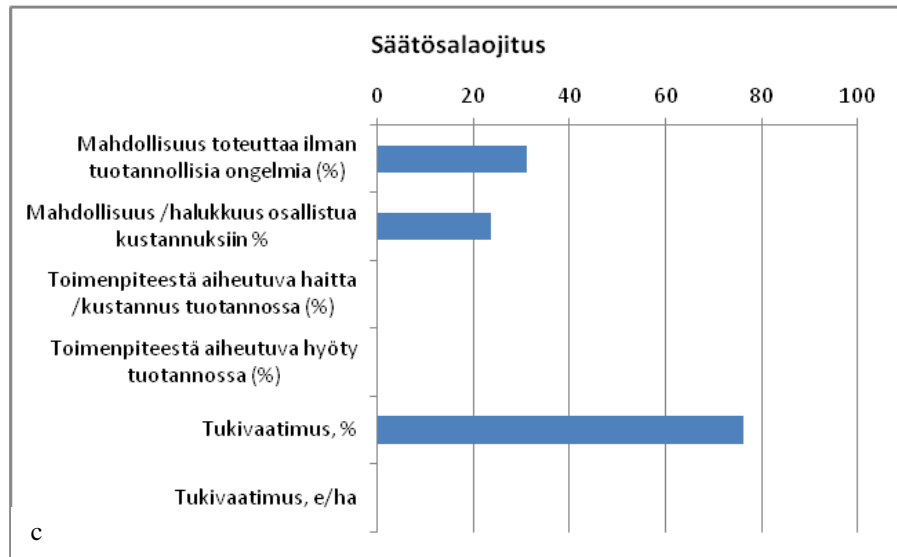
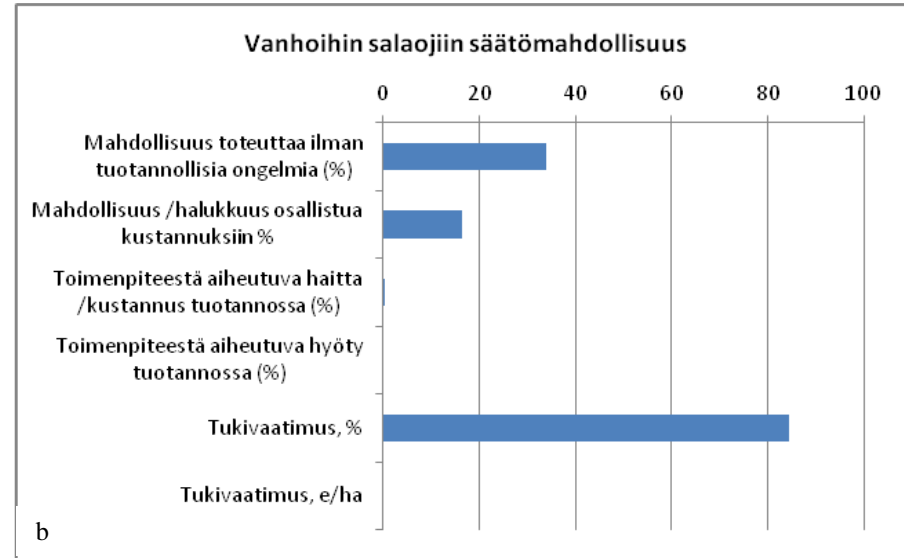
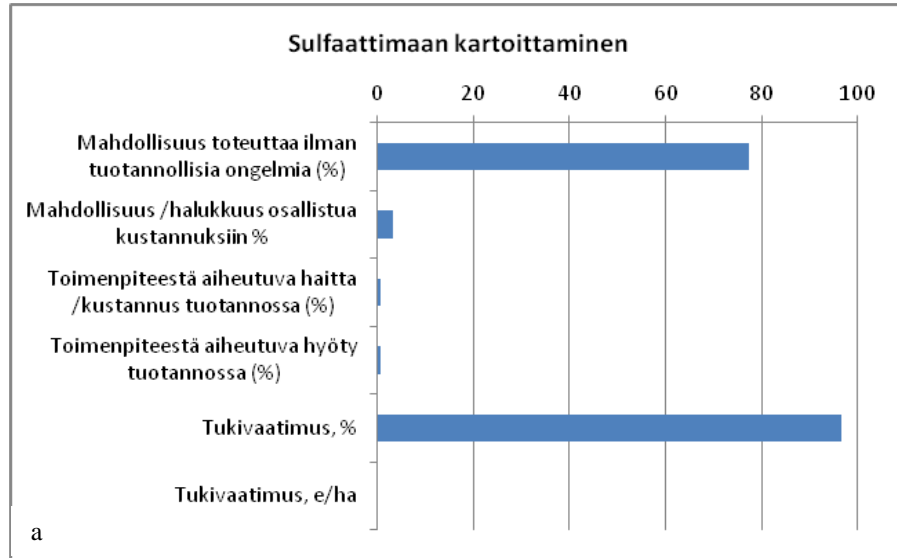
Matalaan kuivatukseen soveltuvien kasvien viljely ei saanut vastaajien joukossa laajaa suosiota (kuva 3a). Omilla peltoalueilla, joita oli usein pitkään kunnostettu, haluttiin edelleen tuottaa nurmirehua ja rehuviljoja. Erityisesti nautakarja- että sikatiloilla viljelykasvilajimuutokset koettiin riittävän rehuntuotannon kannalta erittäin ongelmallisina. Ministeriön happamien sulfaattimaiden -muistiossa (mmm -muistio 2009:8) matalaan kuivatukseen soveltuviksi kasvilajeiksi oli esitetty nurmikasvien viljelyä. Käytännön viljelyn tiedettiin vaativan tiloilla hyvin kantavat pellot (eli toimiva ojitus) kasvukauden joka vaiheessa useiden korjuukertojen, lannoitusten ja raskaiden korjuu- ja lannoituskalustojen vuoksi. Energiakasvien viljelylle haluttiin ensin selkeää kysyntä ja markkinointijärjestelmä, ja esimerkiksi ruokohelven viljelylle tukea keskimäärin 200 e hehtaarille.

Pellon kuivatuksesta luopuminen pengerryksen ja pumppausjärjestelyin koettiin vastaajien joukossa yksimielisesti työlääksi ja viljelyn kannalta haitalliseksi toteuttaa (kuva 3b), sillä suurin osa tiloista sijaitsi kaukana merenranta-alueesta, jossa pengerrys olisi ollut järkevää toteuttaa.

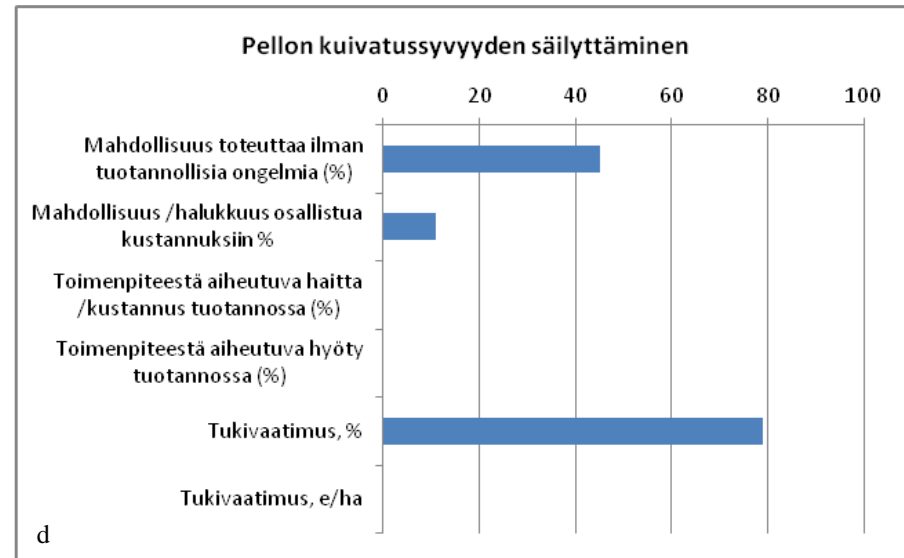
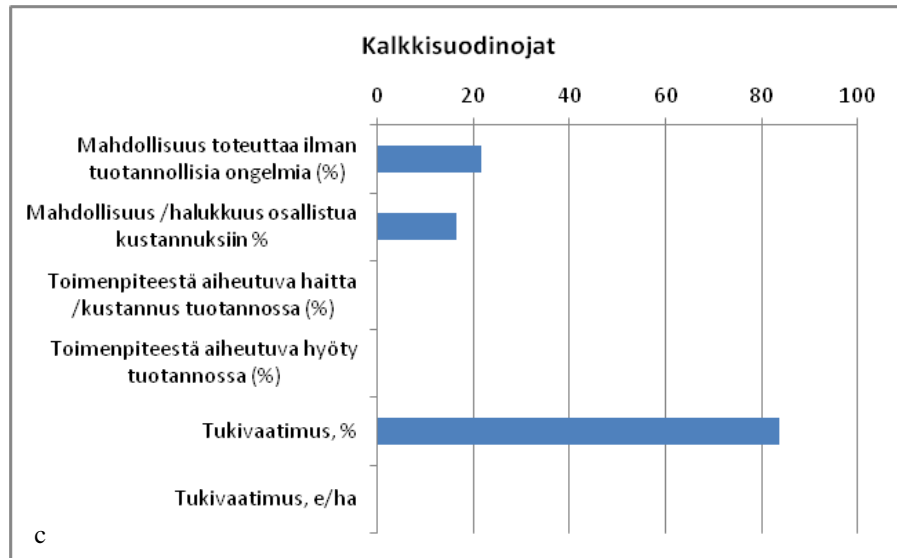
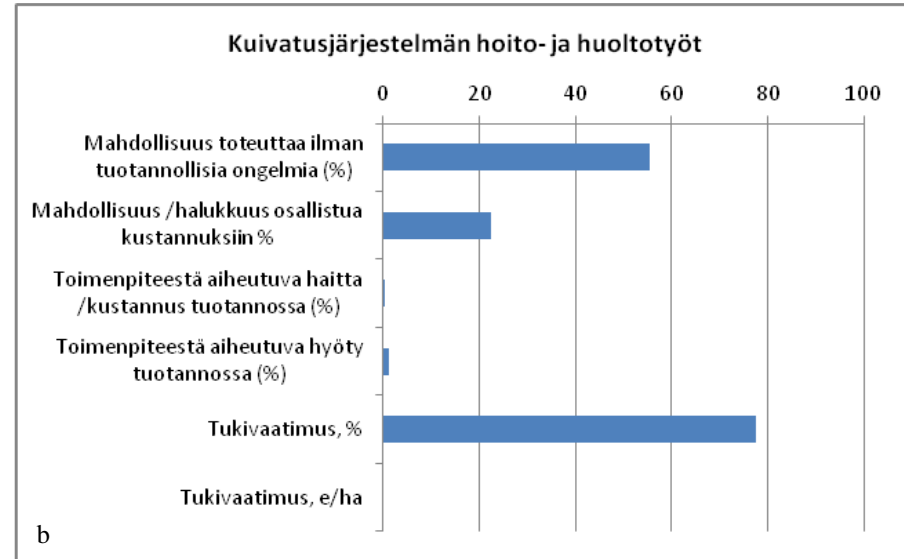
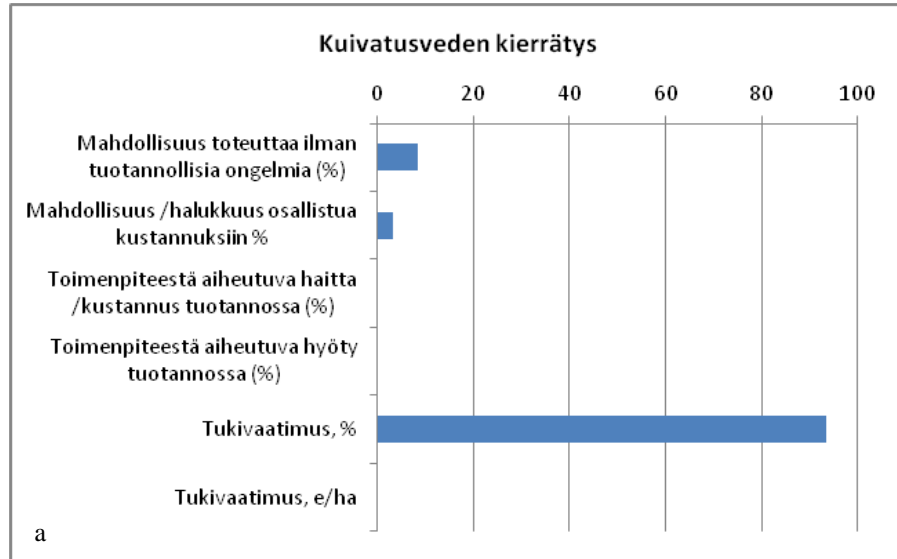
### 7.3.2.7 Pellon maatalouskäytöstä luopuminen (vaihtomaan tilusjärjestelyiden kautta) tai luopuminen kokonaan

Omasta peltomaasta luopumista harkittiin vain tilusjärjestelyiden kautta ja vain hyvin pienillä tuottamattomilla lohkoilla (kuva 3c). Tilusjärjestelyt nähtiin yleensä periaatteessa mahdollisena, muttei käytännössä helposti toteutettavina. Usein alueilla oli juuri toteutettu tilusjärjestelyitä ja monella oli peltomaasta jo nyt pulaa. Ongelmalliseksi koettiin myös vaihtomaan saaminen tilakeskuksen läheltä silloin kun sulfaattimaita arveltiin esiintyvän maatilalla lähiympäristössä runsaasti.

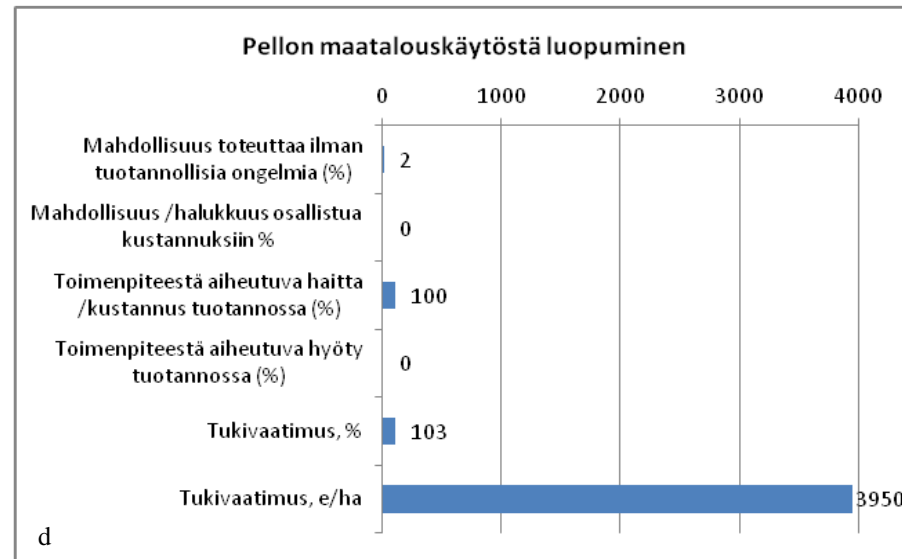
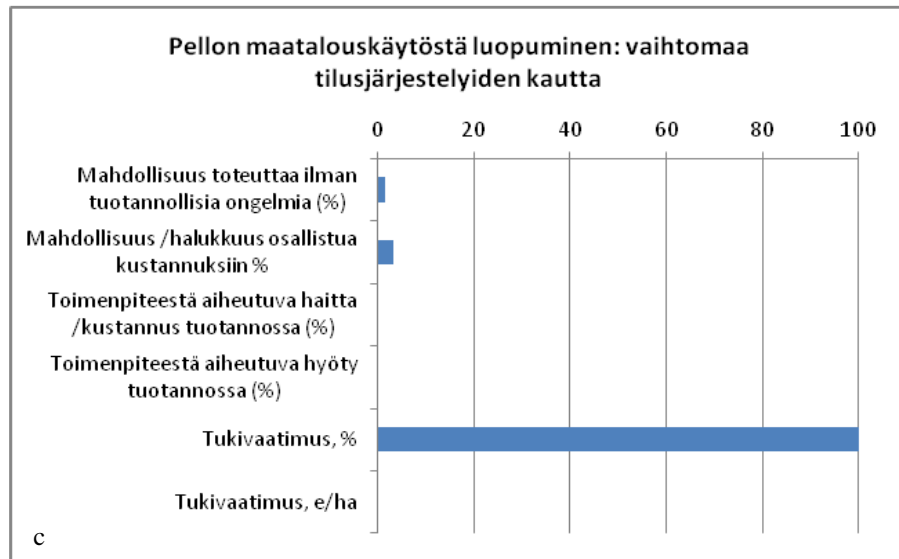
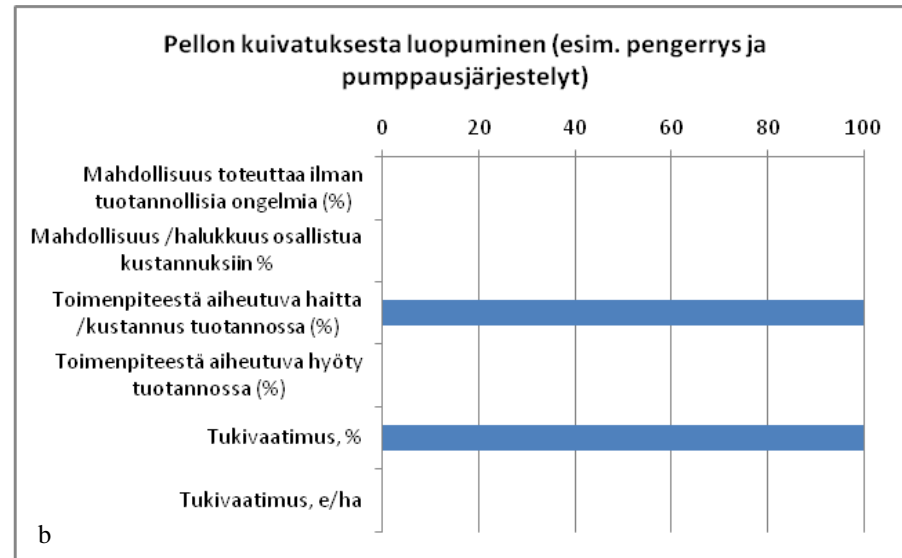
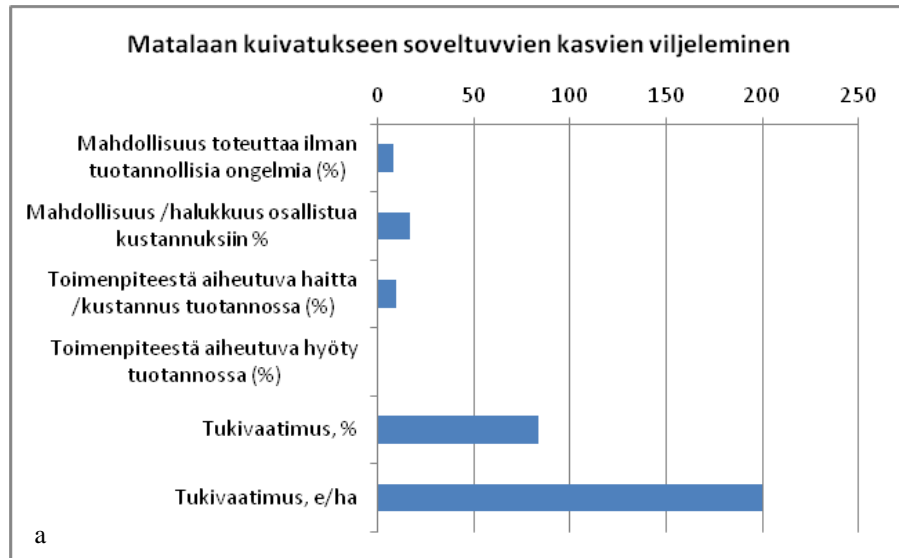
Perustelut lähes yksimieliseen kielteiseen suhtautumiseen peltomaasta luopumiseen olivat tuotannollisia ja taloudellisia. Peltomaasta oli valmis luopumaan vain yksi tila 30 hehtaarin osalta (kuva 3d). Tällöin reunaehdona luopumiselle oli hehtaarikohtainen tuki (nykyisin 550 e) ja korvaus menetetyistä viljelytuloista. Yhteensä tukivaatimus oli 900 e /hehtaari.



Kuvat 1 a-d. Toimenpiteisiin "sulfaattimaan kartoittaminen", "vanhoihin salaojiin säätömahdollisuus", "säätösalaajitus" ja "säätökastelu" osallistumisen mahdollisuus % kyselyn kokonaispeltoalasta, toimenpiteiden kustannuksiin osallistumisen mahdollisuus (%), toimenpiteistä mahdollisesti aiheutuvat haitat tai hyödyt tuotannossa (%) ja toimenpiteiden yhteiskunnalliset tukivaatimukset (% ja e ha<sup>-1</sup>). Vastauksissa heijastuvat yleisesti alhaiset tuottajatulot, sillä tuotannollisesti kannattamattomat lisäinvestoinnit tai -kustannukset nähtiin mahdollisiksi vain erittäin korkeasti tuettuina.



Kuvat 2 a-d. Toimenpiteisiin "Kuivatusveden kierrätys", "Kuivatusjärjestelmän hoito- ja huoltotyöt", "Kalkkisuodinojitus" ja "Pellon kuivatussyvyyden säilyttäminen" osallistumisen mahdollisuus % kyselyn kokonaispeltoalasta, toimenpiteiden kustannuksiin osallistumisen mahdollisuus (%), toimenpiteistä mahdollisesti aiheutuvat haitat tai hyödyt tuotannossa (%) ja toimenpiteiden yhteiskunnalliset tukivaatimukset (% ja e ha<sup>-1</sup>). Vastauksissa heijastuvat yleisesti alhaiset tuottajatulot, sillä tuotannollisesti kannattamattomat lisäinvestoinnit tai -kustannukset nähtiin mahdollisiksi vain erittäin korkeasti tuettuina.



Kuvat 3 a-d. Toimenpiteisiin ”Matalaan kuivatukseen soveltuvien kasvien viljeleminen”, ”Pellon kuivatuksesta luopuminen”, ”Pellon maatalouskäytöstä luopuminen: vaihtomaa tilusjärjestelyiden kautta” sekä ” Pellon maatalouskäytöstä luopuminen” osallistumisen mahdollisuus % kyselyn kokonaispeltoalasta, toimenpiteiden kustannuksiin osallistumisen mahdollisuus (%), toimenpiteistä aiheutuvat haitat tai hyödyt tuotannossa (%) ja toimenpiteiden yhteiskunnalliset tukivaatimukset (% ja e ha<sup>-1</sup>). Vastauksissa heijastuvat yleisesti alaiset tuottajatulot, sillä tuotannollisesti kannattamattomat lisäinvestoinnit tai -kustannukset nähtiin mahdollisiksi vain erittäin korkeasti tuettuina.

### 7.3.3 Taustatiedot metsäalueilta

Metsäalaa oli haastateltavilla yhteensä noin 1 800 ha, josta ojitettua alaa oli noin 1 300 ha ja ojitamatonta metsäalaa (yleensä joko kuivaa kangasta tai joutomaata) noin 500 ha. Metsän kasvupaikkoja olivat yleensä tuoret ja kuivat kankaat, noin 1 000 ha ja suomaat noin 700 ha. Metsäalueiden avo-ajat olivat yleensä korkeintaan metrin syvyisiä ja uusia (korkeintaan 10 vuotta vanhoja) peruskuivatukseen liittyviä ojituksia oli n. 200 ha mikä oli kyselyn metsäalan kokonaismäärän nähden kohtuullisen vähän. Kunnostusajituksia oli tehty viimeisten 10 vuoden sisällä yhteensä hieman yli 300 ha metsäalueella.

### 7.3.4 Ehdotettujen toimenpiteiden soveltuvuus metsäalueilla

Metsäalueille suositeltuja toimenpiteitä happamalla sulfaattimailla olivat mm. sulfaattimaiden kartoittaminen, vesiensuojelun toimenpiteiden toteuttaminen (esim. pohjapadot), metsän kuivatussyvyyden säilyttäminen, kunnostusajituksista luopuminen ja metsämaan kuivatuksesta luopuminen eli ennallistaminen. Haastateltavat arvioivat metsän kuivattamisen rajoittamisella olevan merkitystä metsätalousyrittäjän tuloon heikentyneenä metsän kasvuna, sillä sulfaattimaiden arveltiin sijaitsevan kaikkein alavimmilla metsäalueilla, jotka olisivat metsätaloudellisesti ehdottomasti ojituksenvaraisia alueita.

Sulfaattimaiden kartoittaminen nähtiin mahdollisena toteuttaa lähes 800 hehtaarilla, ja oma osallistuminen järkeväksi lähinnä ojien kaivamisen yhteydessä. Oma osallistuminen kartoittamiseen miellettiin kohtuullisen suuritöiseksi laajojen ja usein kaukana sijaitsevien metsäalueiden takia.

Vesiensuojelun toimenpiteiden toteuttaminen oli metsänhoidossa tuttua ja pohjapatorakenteita oli jo entuudestaan käytössä muutamalla haastateltavalla. Yhteisajituksissa pohjapatojen ym. kuivatukseen vaikuttavien rakenteiden mainittiin vaativan yhteisen suunnitelman kaikkien metsänomistajien kesken. Pohjapatoja ei nähty mahdollisena luontaisesti märille ja alavimmille metsäalueille.

Vain 25 % metsäalasta nähtiin kuivatussyvyyden säilyttäminen mahdollisena. Toimenpiteen epäiltiin vievän ainakin osittain mahdollisuuden myös kunnostusajituksiin. Suuri osa ojitetusta metsäalasta alueella oli suotyypistä alavaa ja märkää maata tai soistunutta kangasta, jolloin ojituksen toimivuuden merkitys tuotannolle oli hyvin merkittävä. Metsätuotannon mainittiinkin olevan usein merkittävä osa tilan kokonaistaloutta. Haastateltavien mukaan tukien piti korvata tulonmenetykset kaikissa tapauksissa joissa ympäristötoimenpide johti tulonmenetyksiin metsän kasvun hidastumisen tai kasvun lakkaamisen seurauksena. Kunnostusajituksista luopumista harkittiin käytännössä vain joutomaille (rämeet) tai kuiville kankaille.

Metsämaan kuivatuksesta luopuminen nähtiin yksimielisesti metsän kasvun ja esimerkiksi tilan talouden kannalta äärimmäisen haitallisena vaihtoehtona. Metsäalueista vain 20 ha koko kyselyyn liittyvästä ojitetusta metsäalasta voitiin ajatella ennallistamisen piiriin silloin, kun tulonmenetykset ja toimenpiteen vaatimat työt (esim. ojien tukkiminen) korvattaisiin täysimääräisesti.

### 7.3.5 Maanomistajien maanomistajahaastattelussa esittämät kommentit ja toiveet koskien maankäytön suunnittelua sulfaattimailla

Maanomistajat olivat huolissaan toimenpiteistä, joilla voisi olla kuivatusta heikentävä vaikutus niin maatalous- kuin metsätalousalueilla. Molemmissa tapauksissa he arvioivat kuivatustilanteen heikkenemisen aiheuttavan toimenpiteen luonteesta riippuen suoraan joko hieman tai merkittävästi muutoksia tilan tuotannon kannattavuuteen ja toimintakykyyn. Erityisesti kotieläintiloilla, alueilla joissa sulfaattimaita erittäin todennäköisesti esiintyi, rehuntuottamisen arvioitiin vaikeutuvan ja johtavan äärimmäisillä maankäytön rajoituksilla tuotantosuunnan vaihtumiseen. Laskelmia mahdollisista kustannuksista tai tulonmenetyksistä ei voitu tehdä koska tarkkaa tietoa sulfaattimaiden laajuudesta maanomistajan mailla ei ollut, ja siten kyseiselle tilalle soveltuvia menetelmiä tai niiden toteuttamisen laajuutta ei voitu määritellä.

Kommentit maankäytöstä päättävälle viranomaisille olivat hyvin samansuuntaisia kaikilla tiloilla. Keskeisiä esille nostettuja toiveita olivat mm. että 1) maanomistajia pidetään ajan tasalla kaikessa suunnittelussa, 2) uusista sulfaattimaihien liittyvästä tiedosta ja käytännöistä tiedotettaisiin riittävästi, 3) vaatimukset maankäytön muutoksista olisivat kohtuullisia ja tapauskohtaisia, 4) toimenpiteitä sovellettaisiin vain todetuilla ongelma-alueilla, 5) vaadittaviin muutoksiin maankäytössä hyväksyttäisiin joustavasti erilaisia kustannustehokkaita ja käytännönlähtöisiä ojitusratkaisuja, 6) yhteiskunta sitoutuisi korvaamaan maankäytön muutoksista mahdollisesti aiheutuvat tulonmenetykset.



## 7.4 Maanomistajatyöryhmän tulokset

Maanomistajatyöryhmässä koettiin yllättävänä ajatus, että alueemme on Pohjanmaan sulfaattimaita ongelmallisempi. Professori Markku Yli-Halla kertoi maanomistajatyöryhmän jäsenille Pohjois-Pohjanmaan sulfaattimaiden olevan nuoria, maan kohoavan merestä nopeammin kuin Pohjanmaalla ja maassa olevan happamoittavaa potentiaalia enemmän. Ruukin salaojamenetelmien testilohkon kaltaiset peltolohkot, joilla on useita metrejä korkeuseroa merkittäviin vesistöihin (Ruukissa Siikajoki) ja joissa happamuutta on ojituseroksessa, todettiin olevan kaikkein kriittisimpiä happamuusongelman kannalta. Näillä alueilla arveltiin korostuvan ojitussyvyyden vaikutus, säätöojituksen tarve ja mahdollinen säätökastelu.

### 7.4.1 Ojittaminen ja sen vaikutukset hankealueella

Maankäytön ammattilaiset kertoivat, että Pohjois-Pohjanmaan rannikolla ojitussyvyys on madaltunut viime vuosina. Aiemmin yleisiä, selvästi yli metrin syvyisiä ojia on tehty lähinnä pelloilla, joilla pintamaa on ollut turvetta ja ojastojen on täytynyt yltää kivennäismaahan.

Lähellä rannikkoa sijaitsevilla alueilla vedenpinnan tiedettiin olevan luontaisesti korkealla, ja maan syvään hapettumisen ei koettu yleensä olevan suuri riski. Alueilla käydään lähinnä jatkuvaa kamppailua viljelyn kannalta liian korkeaa pohjavettä vastaan. Säätösalaajituksen ei arveltu näillä alueilla tuovan välttämättä kustannukset kattavaa hyötyä. Korkean pohjaveden alueilla avo-ojat koettiin joskus jopa salaajitusta toimivampana ojitusmuotona, sillä suurten sadejaksojen aikaan sarkaojat ohjaavat veden ainakin pellon keskeltä pellon laiduille toisin kuin salaajitus, joka voi johtaa koko pellon tulvimiseen.

Aivan merenrannassa sijaitsevien peltojen maankäytöllä ei nähty olevan ratkaisevaa vaikutusta jokien ja sisävesien tilaan. Hapan vesikuorma laskee rannikolla suoraan Itämereen, jossa puskurikykyä on sisävesiä huomattavasti enemmän. Rannikon tuntumassa ojitusten jakamisen pitkälle aikavälille arvioitiin säästävän myös Itämerä.

### 7.4.2 Kuivatusratkaisut happamuuden torjuntaan

Työryhmässä käsiteltiin myös uusia ojituskäytäntöjä, joilla hapanta valumaa voitaisiin hillitä. Catermass-hankkeessa Pohjanmaalla testattua pellon eristämistä muovilla pidettiin yhtenä hyvänä käytännön sovelluksena jota voisi kehittää vaikeiden ja savespitoisten ongelma-alueiden vaihtoehdoksi. Menetelmässä pellon reunuille asennettiin maan sisään muovi, joka esti vettä poistumasta pellolta ohivirtauksena piiriojiin. Tämä oli Vaasan seudulla vähentänyt selvästi toisaalta pellon kastelutarvetta ja toisaalta happaman veden siirtymistä alueelta. Pellon eristämisen kustannukseksi tiedettiin noin 4 €/m (menetelmän kehittäjä, salaajateknikko Rainer Rosendal Vaasan seudulta)

Kosteikoiden hyödyntäminen Pohjois-Pohjanmaan sulfaattimailla koettiin olevan ongelmallista, sillä arveltiin, että alueemme alavilla mailla pinta-alojen tulisi olla todella suuria, koska kosteikoiden perustaminen syvään kaivamalla ei tässä tapauksessa ollut järkevä vaihtoehto. Lisäksi Markku Yli-Halla arvioi, ettei tietoa menetelmien vaikuttavuudesta happaman vesikuorman vähentämiseen ole riittävästi. Kosteikoita kalkitus nähtiin tärkeänä tehokeinona hallita hapanta vesivirtaa.

### 7.4.3 Maankäytön ohjaaminen todetuilla ongelma-alueilla

Yhteinen käsitys maankäytön ohjauskeinoista sulfaattimailla oli, että valmisteltaisiin huolellisesti erilaisia ympäristötuen muotoja, jotka olisivat viljelyn kannalta mahdollisia toteuttaa. Lisäksi nähtiin, että tarkka kartoittaminen tulisi olla valmis, ennen kuin siirrytään suoriin toimenpiteisiin käytännön tasolla. Tästä huolimatta maankäytön vaikutuksia ympäristön tilaan nähtiin viljelijän mahdollisena arvioida omilla pelloillaan. Sulfaattimaahan liittyvästä problematiikasta ja menetelmistä tiedottaminen nähtiin tärkeänä.

## 7.5 Johtopäätökset

Maankäytön ammattilaisilla ja maanomistajilla ei yleensä ollut ennen hankkeen alkamista laajaa tietoa sulfaattimaiden ympäristövaikutuksista. Sulfaattimaiden ominaisuuksista ja niiden huomioimisesta kuivatusratkaisuissa tulisi tiedottaa ja opastaa aiempaa perusteellisemmin hankealueella.

Maanomistajien mahdollisuudet hoitaa happamuusongelmaa erilaisilla kuivatusratkaisuilla on riippuvainen menetelmien tuomista suorista investointi-, hoito- ja ajankäytön kustannuksista, sillä viljelijätulot eivät riitä tuotannollisesti kannattamattomiin lisäkustannuksiin.

Alueen viljely painottuu vahvasti rehukasvien viljelyyn, eli tilan kasvinviljely oli suunniteltu pääosin rehujen tuottamiseen omalle tilalle. Toimenpiteet, joilla arveltiin olevan tuotantoa heikentäviä piirteitä, nähtiin erittäin ongelmallisina toteuttaa.

Alueen viljelijöillä on ollut paineita laajentaa peltoalaa karjakoona kasvaessa ja lannan levitysalantarpeen kasvaessa ympäristötuen lannoitusrajoitusten myötä. Lannankäytön laajemmalla sallimisella tai tuetulla lannankäytön ohjaamisella sulfaattimaa-alueilla voitaisiin raivaustarvetta hillitä.

## 7.6 Kirjallisuus

Maataloustilastot 2012. <http://www.maataloustilastot.fi>

Yli-Halla, M. 2010. Happamien sulfaattimaiden luokittelu ja viljelyn vaihtoehdot. Teoksessa: Hoppanen (toim.). Maataloustieteen Päivät 2010 [verkkojulkaisu]. Suomen Maataloustieteellisen Seuran julkaisu nro 26. [www.smts.fi/jul2010/esite2010/110.pdf](http://www.smts.fi/jul2010/esite2010/110.pdf)

---

## 8 Suositukset Siika-Pyhäjoen valuma-alueiden sulfaattimaiden hallintaan

---

Happamat sulfaattimaat tulisi huomioida kaikenlaisessa maankäytössä, rakentamisessa sekä esimerkiksi jo rakentamisen ja maankäytön suunnitteluvaiheessa, koska näillä mailla on massojen käsittelyn ja kuivatuksen aiheuttamien ympäristövaikutusten lisäksi huonot geotekniset ominaisuudet. Erityisen ongelmalliseksi todettujen alueiden laajamittaiseen maankuivatukseseen tai kuivatuksen tehostamiseen tulisi kehittyneempien kuivatusmenetelmien eduista huolimatta suhtautua varauksellisesti. Tällaisia kohteita olisivat esimerkiksi lähellä merenpinnantasa olevat alueet, missä sulfidipitoiset kerrokset ovat hyvin lähellä maanpintaa eli aiheuttavat hapanta kuormitusta kuivatus- tai kastelumenetelmästä riippumatta. Myös sulfidiperäistä happamuutta aiheuttavien turvetuotantoalueiden lisäkuivatus aiheuttaa valumavesien lisääntyvää happamuutta ja metallikuormitusta. Maankaivuussa muodostuvat maamassat tulisi käsitellä asiallisesti.

Hankkeessa kootut kartoituksen tulokset ja kokemukset ovat olleet apuna kun on laadittu suomalaisten happamien sulfaattimaiden määritelmä, riskiluokitus sekä opas näiden maiden esiintymisympäristöistä ja tunnistamisesta. Kartat ovat avuksi kaikenlaisessa suurmittakaavaisessa maankäytön suunnittelussa ja ne osoittavat millä alueilla on syytä tarvittaessa tehdä lisäselvityksiä. Kartoitustulokset tulisi ottaa huomioon kansallisessa ja alueellisessa suunnittelussa ja päätöksenteossa (ministeriöt, maakuntaliitot, kunnat, ELY-keskukset, AVI:t, suunnittelijat), maa- ja metsätaloudessa (viljelijät, MTK, ProAgria, metsäkeskukset, ojitusyhtiöt), turveteollisuudessa ja maarakentamisessa sekä jatkossa esimerkiksi EU- ja kansallisista tuista päätettäessä.

Peltoviljelyn valumavesien hallintaan suositellaan happamilla sulfaattimailla säätösalaajitusta ja säätökastelua. Pelkällä säätösalaajituksella ei pystytä kesän kuivuusjaksojen aikana aina estämään noin 150 cm syvyydestä alkavien sulfidikerrosten hapettumista, mutta säätökastelulla tähän tavoitteeseen voidaan päästä. Jotta lisäveden pumppauksen kustannukset pysyisivät kohtuullisina, pellon ympäröiminen salaajitusyvyteen ulottuvalla muovilla (kustannus n. 4 €/m) voi olla varteenotettava vaihtoehto. Jos näitä toimenpiteitä toteutetaan valuma-alueen sulfaattimailla laajasti, kalakuolemia aiheuttavat suurimmat happamuuspiikit voitaneen estää. Sulfaattimaa-alueiden jokivesien laadun yleinen paraneminen vie kuitenkin useita vuosia, ja sen todentaminen vaatii pitkäaikaista seuranta. Tukijärjestelmiä on kehitettävä siten, että ainakin vahvimpien sulfaattimaa-alueiden viljelijät pystyvät toteuttamaan hyviksi todettuja toimenpiteitä mahdollisimman kattavasti.

Turvemetsätalouden kunnostusojituksen suunnitteluvaiheessa on tärkeää kartoittaa sulfidien esiintyminen mineraalimaassa sekä huomioitava niiden esiintymissyvyys. Tämän tiedon perusteella voidaan arvioida kohteille tarvittavat sulfidien hapettumisen hallintamenetelmät tai muut toimenpiteet. Hankeessa saatujen tulosten perusteella vähintään 80 cm turvepaksuus ja nykyisten ojitussuosituksen mukaan toteutetuilla kohteilla (ojasyvyys: 80–100 cm kun turvekerroksen paksuus 30–80 cm) hapettumisriski on normaaleina vuosina pieni, sillä turve pidättää vettä tehokkaasti ja estää maan kuivumisen syvään. Kuitenkin poikkeuksellisen kuivina kesinä pohjaveden pinta voi kuitenkin tilapäisesti laskea sulfidikerrokseen. Kunnostusojitusalueilla tulisi välttää syviä ojituksia, mikäli sulfideja esiintyy mineraalimaassa. Riskikohteilla olisi myös hyvä välttää laskeutusaltaiden käyttöä vesiensuojelurakenteena, koska altaat ulottuvat syvälle mineraalimaahan. Mallinnustulosten mukaan myös kokoojaojaan asennettavan turvekerroksen paksuisen padon avulla pohjaveden pinta voidaan pitää sulfidikerroksen yläpuolella kuivana kesänä. Tämä vaatii kuitenkin lisäselvityksiä. Alustavat tulokset kalkkisuodinpadoista ovat lupaavia, mutta menetelmää tulee vielä selvittää lisää ja kehittää edelleen.

Hapanta kuormitusta aiheuttavien kohteiden valumavesien neutralointi on lähinnä ensiapua varsinaiseen ongelmaan. Jo happamoituneilla vesillä neutralointi voi olla kuitenkin välttämätöntä pahimpien vedenlaatuun ja vesien käyttöön liittyvien ongelmien lieventämiseksi tai vesialueen saattamiseksi happamoitumisen jälkeen uudelleen vesieliöstölle soveltuvaksi. Järvi- tai lampikohteilla passiiviset neutralointimenetelmät toimivat varmemmin kuin virtavesillä, joilla käsittelyn tulisi olla jatkuvaa. Virtavesillä käsiteltävien vesimäärien tulisi tästä syystä olla riittävän pieniä, jotta neutralointi tai siihen liittyvät rakenteet pysyisivät riittävinä vaikutuksiltaan sekä erityisesti kustannuksiltaan. Passiivisilla ratkaisuilla kuten kosteikkokalkkituksilla tai kalkkisuodinpadoilla käsittelyn tulee kohdistua keskeisiin happamoitaviin kohteisiin kuten puroilla sen ongelmallisimpiin sivu-uomiin tai niiden valuma-alueille. Tämä vaatii kohdekohtaisesti riittäviä kartoitus- ja vedenlaatutietoja suunnittelua varten. Lisäksi neutralointimenetelmän valinnassa tulee olla huolellinen, mm. kosteikkokalkituskohteella veden tulee olla riittävässä kontaktissa neutralointimateriaalin kanssa ja riittävän suuren määrän vesistön valumasta johtua käsittelyalueen kautta. Kalkin ohella neutralointimateriaaleista myös teräskuona soveltuu käytettäväksi kosteikoilla ilman haitallisia vedenlaatuvaikutuksia. Happamilla

ojilla tai kanavilla pH:ta voitaneen nostaa yläpuolisen alueen kuivatuksesta eli mm. sarka- tai piiriojien, sala-  
ojien purkuputkien sekä happamuutta aiheuttavien kerrosten korkeustasosta riippuen yksinkertaisimmillaan  
nostamalla alivedenpintaa pohjakynnysten tai -patojen avulla. Kalkkisuodinpatoja voidaan käyttää neutra-  
loinnissa myös yhdistettynä alivedenpinnan nostoon.

Maanomistajien mahdollisuudet hoitaa happamuusongelmaa erilaisilla kuivatusratkaisuilla ovat riippuvaisia  
menetelmien tuomista suorista investointi-, hoito- ja ajankäytön kustannuksista, sillä nykyiset viljelijätulot  
eivät riitä tuotannollisesti kannattamattomiin lisäkustannuksiin. Hankkeeseen osallistuneiden viljelyn asian-  
tuntijoiden ja aktiiviviljelijöiden yhteinen käsitys maankäytön ohjauskeinoista sulfaattimailla on, että mene-  
telmien tulee olla viljelyn kannalta mahdollisia toteuttaa, ja että niiden toteuttamista tulee tukea riittävällä  
yhteiskunnallisella korvauksella. Menetelmien soveltaminen tulee kohdentaa todetuille ongelma-alueille, eli  
toimenpiteitä koskevan alueen tarkan kartoittamisen tulee olla valmis, ennen kuin siirrytään suoriin toimen-  
piteisiin. Sulfaattimaahan liittyvästä problematiikasta ja menetelmistä tiedottamista maanomistajille tulee  
jatkossa lisätä. Maankäytön suunnitelmia voidaan (ja maanomistajilla on yleensä myös halu) muuttaa yksin-  
kertaisinkin keinoin happamuusongelmaan liittyvän ilmiön tiedostamisen jälkeen. Toimiva peruskuivatus on  
joka tapauksessa alueellisen ruoantuotannon ja maatalouselinkeinon elinehto. Alueen viljelijöillä on ollut  
paineita laajentaa peltoalaa karjakoona kasvaessa ja lannan levitysalantarpeen kasvaessa ympäristökorvauksen  
rajoitusten myötä. Lannankäytön laajemmalla sallimisella tai riittävästi tuetulla lannankäytön ohjaamisella  
sulfaattimaa-alueilla voitaisiin uusien viljelyalueiden raivaustarvetta hillitä.

MTT TEKEE TIETEESTÄ ELINVOIMAA

# MTT RAPORTTI<sub>132</sub>

[www.mtt.fi/julkaisut](http://www.mtt.fi/julkaisut)

MTT Raportti -verkkojulkaisusarjassa julkaistaan maatalous- ja elintarviketutkimusta sekä maatalouden ympäristötutkimusta käsitteleviä tutkimusraportteja. Lukijoille tarjotaan tietoa MTT:n kaikilta tutkimusaloilta eli biologiasta, teknologiasta ja taloudesta.

MTT, 31600 Jokioinen.  
Puh. 029 5300 700, sähköposti [julkaisut@mtt.fi](mailto:julkaisut@mtt.fi)

