

Opinnäytetyö (YAMK)

Ympäristötekniologia

2013

Antti Kaseva

MAATALOUDEN VALUMAVESIEN FERRISULFAATTIKÄSITTELY

– Case: Active Wetlands, Nautela pilot



TURUN AMMATTIKORKEAKOULU
TURKU UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES

OPINNÄYTETYÖ (YAMK) | TIIVISTELMÄ

TURUN AMMATTIKORKEAKOULU

Ympäristötekniikka

2013 | 100 Sivua

Ohjaaja: Juha Leimu

Antti Kaseva

MAATALOUDEN VALUMAVESIEN FERRISULFAATTIKÄSITTELY – CASE: ACTIVE WETLANDS, NAUTELA PILOT

Opinnäytetyön tarkoituksena oli arvioida rakeisen ferrisulfaatin ja sen annostelemiseksi kehitetyn menetelmän käyttökelpoisuutta maataloudesta aiheutuvan ravinnekuormituksen vähentämisessä. Tutkimuksen ensisijaisena tavoitteena oli selvittää menetelmällä saavutettava liukoisen fosforin saostustehokkuus. Tämän lisäksi pyrittiin arvioimaan ferrisulfaattiannostelijan käytöstä aiheutuvia ympäristövaikutuksia sekä selvittämään menetelmän käyttöpotentiaalia ja mahdollisia käyttörajoituksia.

Opinnäyte liittyi Interreg IVA rahoitteiseen *Active Wetlands* -projektiin, jonka tarkoituksena oli selvittää vesienpuhdistuslaitteiden ravinteiden pidätyskyvyn tehostamisen mahdollisuuksia. Turun ammattikorkeakoulu vastasi tässä hankkeessa yhden pilottikohteen rakentamisesta ja ylläpitämisestä. Liedon Nautelaan sijoittuneen pilottikohteen avulla kerättiin tietoa ferrisulfaattiannostelijalla saavutettavasta kuormituksen vähenemästä, kemikaalin kulutuksesta, menetelmän kustannustehokkuudesta sekä ympäristöön kohdistuvista vaikutuksista.

Ferrisulfaattikäsitteilyllä saatiin saostettua ojaveden sisältämästä liukoisesta fosforista noin 50 – 85 prosenttia. Ferrisulfaatin annostelussa oli jonkin verran toimintahäiriöihin pienten virtaamien aikana, mutta suurten virtaamien aikana menetelmä toimi hyvin. Menetelmän käytöstä aiheutuva ojaveden pH-arvon lasku jäi yleensä alle 0,5 yksikköön, mutta vikatilanteissa pH saattoi laskea jopa 4 yksikköä. Menetelmän käytöstä ei aiheutunut havaittavia vaikutuksia alueen pohjaeläimiin tai kasvillisuuteen.

Ferrisulfaattiannostelija vaikuttaisi soveltuvan ensisijaisesti pienikokoisiin ojiin, joissa on korkeat liukoisen fosforin pitoisuudet. Ferrisulfaattiannostelijan käyttöä ei tule nähdä muita maatalouden vesienpuhdistuslaitteita korvaavana menetelmänä vaan erityisen kuormittavien ojavesien käsittelyyn soveltuvana kustannustehokkaana lisätoimenpiteenä.

ASIASANAT:

Ferrisulfaatti, saostus, fosfori, vesistökuormitus, ympäristövaikutukset, maatalous

MASTER'S THESIS | ABSTRACT

TURKU UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES

Master of Engineering | Environmental Technology

2013 | 103 pages

Instructor: Juha Leimu

Antti Kaseva

PHOSPHORUS PRECIPITATION FROM AGRICULTURAL RUNOFF WITH FERRIC SULPHATE – CASE: ACTIVE WETLANDS, NAUTELA PILOT

The aim of this study was to evaluate the feasibility of ferric sulphate treatment of agricultural runoff waters. The primary goal was to estimate dissolved phosphorus precipitation efficiency obtained by the use of the granular ferric sulphate doser. The secondary goal was to assess the environmental effects resulting from the use of the method. In addition, potential limitations of the use and the need for the method were assessed.

This thesis was linked to Interreg IVA funded *Active measures on Wetlands for decreasing nutrient load in the Baltic Sea (Active Wetlands)* -project. In this project, Turku University of Applied Sciences was responsible for constructing and maintaining one pilot site. The site was located in Lieto municipality, SW Finland. This thesis is based on the research results obtained from the pilot site during the years 2011 and 2012.

The estimated phosphorus removal by ferric sulphate dosing was 50 – 85 %, respectively. During the low flow, hygroscopic ferric sulphate occasionally blocked the doser. However, during the high flow, the doser functioned well. Ferric sulphate dosing results in decrease of pH-value in the ditch water. This pH drop was normally less than 0,5 in pH scale. Yet, as a result of single malfunction, a dramatic pH drop of over 4 units was recorded. Despite this, no detectable changes in flora or zoobenthos were observed at the site.

The ferric sulphate doser seems to be most suitable for the treatment of small ditches with high concentrations of dissolved phosphorus. Despite the method being effective, and fairly cost-effective, it should not replace other water protective measures used in agricultural areas. Yet, the method should be taken into the consideration in the treatment of nutrient loading hotspots.

KEYWORDS:

Ferric sulphate, precipitation, phosphorus, runoff, environmental impact, agriculture

SISÄLTÖ

SANASTO	8
1 JOHDANTO	1
1.1 Maatalouskosteikot kaipaavat lisää tehoa	1
1.2 Tutkimuksen tarkoitus ja tavoitteet	2
1.3 Active Wetlands -hanke ja opinnäytetyö	4
2 RAVINNEKUORMITUS JA RAUTASULFAATTI FOSFORIN POISTOSSA	6
2.1 Ravinnekuormitus, rehevöityminen ja liukoinen fosfori	6
2.1.1 Rehevöityminen ja sen vaikutukset	7
2.1.2 Fosforikuormituksen lähteet ja kuormituksen muodostuminen	8
2.1.3 Rehevöittävä fosfori	12
2.2 Ferrisulfaatin käyttö ravinteidenpoistossa	14
2.2.1 Ferrisulfaatti	14
2.2.2 Rauta fosforin poistossa	15
2.2.3 Rauta ja sulfaatit luonnossa	18
3 TUTKIMUS JA KOEJÄRJESTELYT	19
3.1 Tutkimusalueen kuvaus	20
3.2 Koejärjestelyt	22
3.2.1 Ferrisulfaattiannostelija	24
3.2.2 Vesinäytteenoton ja analyysien järjestelyt	29
3.2.3 Jatkuva toiminen vedenlaadunseuranta	34
3.2.4 Ympäristövaikutusten seuranta	38
4 TULOKSET	43
4.1 Vedenlaatu	43
4.1.1 Liukoinen fosfori	43
4.1.2 Kokonaisfosfori	47
4.1.3 Typpi	47
4.1.4 Happamuus	48
4.1.5 Sähkönjohtokyky, sameus ja kiintoaine	52

4.2 Kuormitus	53
4.2.1 Virtaama	53
4.2.2 Ojan kokonaiskuormituksen arviointi	54
4.3 Ympäristövaikutukset	55
4.3.1 Pohjaeläimet	56
4.3.2 Kasvillisuus	57
4.3.3 Eliöstöhavainnot	58
4.3.4 Sedimenttinäytteet	59
4.4 Menetelmän toiminnan havainnointi ja käyttökokemukset	60
4.4.1 Menetelmän toimivuus	60
4.4.2 Menetelmän käyttö ja huollontarve	61
4.4.3 Mitoitus	63
4.5 Kustannustehokkuuslaskelmat	64
4.5.1 Menetelmän kokonaiskulut	64
4.5.2 Kustannustehokkuus	65
4.6 Yhteenveto tuloksista	68
4.6.1 Saavutettu puhdistustulos	68
4.6.2 Menetelmän käyttökulut ja kustannustehokkuus	68
4.6.3 Ympäristövaikutukset	69
4.6.4 Menetelmän monistettavuus ja käyttökelpoisuus	69
4.6.5 Luotettavuusarvio	70
5 JOHTOPÄÄTÖKSET	71
5.1 Kiitokset	72
6 LÄHTEET	73

LIITTEET

- Liite 1. Vesinäytetulokset
- Liite 2. Pohjaeläintulokset
- Liite 3. Käyttöturvallisuustiedote Kemira Kemwater, Ferix-3
- Liite 4. Vesinäytteiden analyysimetodit ja tutkimustodistus
- Liite 5. Kuormituslaskelmissa käytetyt tiedot ja kuormituksen vaihtelu vuonna 2012
- Liite 6. Esimerkkejä kasvillisuusseurannassa hyödynnetyistä kuvista

KUVAT

- Kuva 1. Kahtia jaetun järven toiselle puolelle (alla) on lisätty fosforia, Schindler (1974, 897–898) Kuva (Mack 2013)..... 8
- Kuva 2. Tutkimuskohteen sijainti © Museovirasto (vasen); © MML (oikea), sisältää maanmittauslaitoksen yleiskartta 1:1 000 000 aineistoa, 2011. Lisenssi: http://www.maanmittauslaitos.fi/avoindata_lisenssi_versio1_20120501 20
- Kuva 3. Kohdeojan tutkimusalueen koko valuma-alue (- - -) sekä alue, jolta annostelijalle (↑) tulevat valumavedet kertyvät (—). Maanmittauslaitoksen peruskartta (6/2013). Lisenssi: http://www.maanmittauslaitos.fi/avoindata_lisenssi_versio1_20120501 21
- Kuva 4. Ferrisulfaattiannostelijan (↑) sekä mittaus- ja näytteenottopisteiden (●) sijoittuminen tutkimuskohteessa. Maanmittauslaitoksen ortoilmakuva (3/2013). Lisenssi: http://www.maanmittauslaitos.fi/avoindata_lisenssi_versio1_20120501 22
- Kuva 5. Ferrisulfaattiannostelijan periaatepiirros (vasen) ja kuva annostelusukasta toiminnassa (oikea). Periaatepiirros mukailtu Active Wetlands -hankkeen loppuraportista (Uusitalo ym. 2013, 16) 24
- Kuva 6. Ferrisulfaattiannostelija käytössä. Takana kemikaalisäiliö, jonka alla näkyy kemikaalin annostelupää. Etualalla on virtaaman mittauksessa hyödynnetty v-pato. ... 25
- Kuva 7. Virtaamamittauksessa käytetyn 120° v-padon mitat ja virtaaman laskennassa käytetyt tiedot. 28
- Kuva 8. Vedenlaadun mittarit asennettuina käsitellyn ojaveden mittauspisteeseen. (takana pystyssä YSI 6920 ja edessä punainen S::can nitro::lyser). 36
- Kuva 9. Keller DCX 22 paineanturi asennettuna pilottikohteessa 37
- Kuva 10. Ferrisulfaattiannostelijan (↑) ja pohjaeläinnäytepisteiden (N1–N6) sijainnit (● , 1–6) merkittynä ilmakuvaan. Maanmittauslaitoksen ortoilmakuva (3/2013). Lisenssi: http://www.maanmittauslaitos.fi/avoindata_lisenssi_versio1_20120501 39
- Kuva 11. Täydentävän pH kartoituksen mittauspisteiden sijainnit (●). Maanmittauslaitoksen ortoilmakuva (3/2013). Lisenssi: http://www.maanmittauslaitos.fi/avoindata_lisenssi_versio1_20120501 42
- Kuva 12. Ferrisulfaatin käytöllä ei ollut havaittavia vaikutuksia nuijapäiden kehittymiseen annostelijan alapuolisessa altaassa (vasen ja oikea). Välittömästi toiminnassa olevan annostelijan alapuolella havaittiin muun muassa vesilisko (keskellä). 59
- Kuva 13. Seurauksena 11.5.2011 tapahtuneesta kemikaalisukan valahtamista lisääntyi ferrisulfaatin annostelu ojavedeen siinä määrin, että se saosti myös ojaveden kiintoainetta muodostaen ruskean väristä sakkaa. 61

Kuva 14. Ferrisulfaatti säilyi rakeisena säiliössä talveen 2011–2012 yli (vasen), mutta narua pitkin kulkeutunut kosteus aiheutti kemikaalin paakkuuntumisen kesällä 2012. 62

KUVIOT

Kuvio 1. Fosforikuormituksen päästölähteet Suomessa vuonna 2011 (Suomen ympäristökeskus 2013). © Copyright Valtion ympäristöhallinto.	9
Kuvio 2. Fosforinkierto maaperässä. Kuvio tehty Laboski (2013, 3), Wood (2013, 4) ja Puustinen (1999, 19) mukaillen.....	10
Kuvio 3. Liukoisen fosforin pitoisuus ($\mu\text{g/l}$) vesinäytteissä vuosina 2011 ja 2012.	44
Kuvio 4. Liukoisen fosforin keskimääräinen saostustehokkuus suhteessa ojan virtaamaan (huomioi x-akselin logaritminen asteikko). Taulukon ulkopuolelle jää yksi näytetulos (pvm: 9.6.2011: $Q = 0,6 \text{ l/s}$; reduktio %: -18,9).....	45
Kuvio 5. Liukoisen fosforin pitoisuuden ja virtaamatiedon avulla näytteenottohetkelle laskettu liukoisen fosforin kuormitus (g/h). Syksyn 2012 rankkasateet erottuvat selkeinä kuormituspiikkeinä, joissa oli havaittavissa myös parhaimmat liukoisen fosforin reduktiot. Tulvatilanteiden 27.8.2012 ($Q=128 \text{ l/s}$) ja 5.10.2012 ($Q=552 \text{ l/s}$) kuormitukset ylittävät taulukon asteikon.	46
Kuvio 6. Virtaaman ja käsitellyn veden happamuuden muutokset Nautelan pilottikohteessa vuosina 2011 ja 2012 ($n= 23862$).	48
Kuvio 7. Ojaveden pH-arvon lasku Nautelan pilottikohteessa jäi vuosina 2011 ja 2012 pääasiallisesti alle puoleen pH yksikköön.	49
Kuvio 8. Tarkastellessa sadetilanteen aikaisia pH muutoksia, voidaan havaita sekä sadeveden alhaisesta pH:sta (---) sekä kemikaalin lisäyksestä (---) johtuva pH-arvon lasku tulvahuipun yhteydessä.	50
Kuvio 9. Happamuuden ja sähkönjohtokyvyn muutos ojassa kolmena eri ajankohtana ja erilaisilla virtaamilla. Näytepisteet on numeroitu juoksevalla numeroinnilla ylävirrasta alavirtaan päin. Näytepisteiden sijainnit on osoitettuna kuvassa 11 ja annostelijan sijoittuminen on merkitty kaavioon katkoviivalla.	51
Kuvio 10. Menetelmästä johtuva ojaveden sähkönjohtokyvyn muutos voidaan havaita käsittelemättömän (---) ja käsitellyn ojaveden (---) sähkönjohtokyvyn erona.	52

TAULUKOT

Taulukko 1. Vesinäytteistä analysoidut parametrit ja niiden käyttö.	31
Taulukko 2. Jatkuvatomisessa vedenlaatu seurannassa käytetyt mittalaitteet, mitatut parametrit ja parametrien tarkoitus.....	35
Taulukko 3. YSI 6920 multiparametrimittarin mittaustarkkuudet tutkituille parametreille (YSI Inc. 2011).....	37
Taulukko 4. Keller DCX 22 paineanturin mittaustarkkuudet (Keller 2013).	38
Taulukko 5. Ennen annostelua sijainneen ylemmän altaan ja annostelun jälkeisen alemman altaan pohjasedimentin ominaisuuksia.	59
Taulukko 6. Menetelmän kustannustehokkuuslaskelmissa hyödynnetyt tiedot.....	66

SANASTO

Akkumulaatiopohja	Järven tms. vesistön nettosedimentaatiopohja, johon laskeutuu hienojakoisin kiintoaines.
Alusvesi	(hypolimnion) Lämpötilan tai suolapitoisuuden mukaan kerrostuneen vesistön alempi vesimassa, jonka harppauskerros erottaa pinnalla olevasta päällysvesikerroksesta.
Denitrifikaatio	Mikrobien toimesta hapettomissa olosuhteissa tapahtuva prosessi, jossa nitraatti muuttuu typpikaasuksi.
DRP	(dissolved molybdate reactive phosphorus) Liukoinen fosfori ($\text{PO}_4\text{-P}$). Kuvaa sellaisenaan kasveille käyttökelpoisen fosforin määrää.
Ferrisulfaatti	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ eli rauta(III)sulfaatti on veteen liukeneva suola, jota käytetään yleisesti fosforin saostuskemikaalina.
Ferrosulfaatti	FeSO_4 eli rauta(II)sulfaatti on veteen liukeneva suola, jota käytetään yleisesti fosforin saostuskemikaalina.
Flokki	Kiintoainepartikkeleiden yhdistymisen seurauksena muodostunut kookkaampi partikkelien ryhmittymä.
Fraktio	Ainesosasta erotettu tai erotettavissa oleva aines. Tässä yhteydessä fosforin ja typen eri esiintymismuodot.
Hapan	pH-arvo alle 7
Hygroσκοoppisuus	Aineen ominaisuus imeä itseensä ilman kosteutta
Kemwater Ferix-3	Rakeinen ferrisulfaatti $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, Kemira Oyj:n tuotemerkki (tekstissä Ferix-3)
Liukoinen fosfori	(TDP) Kiintoainekseen sitoutumaton vedessä oleva fosforin fraktio. Määrittäminen tässä yhteydessä näytteen 0,2 μm kalvosuodatuksen ja autoklaavissa tehdyn peroksidisulfaattihajotuksen jälkeen ortofosfaatin pitoisuutena. Tässä työssä käytetty lyhennettä Pliuk.
PP	(Particulate phosphorus) Partikkelifosfori. Fosforifraktio, jossa fosfori on sitoutuneena kiintoainekseen. (ensisijaisesti maa-ainepartikkeleihin)
Ptot	Kokonaisfosfori, näytteen tms. fosforifraktioiden summa. Määrittäminen suodattamattomasta näytteestä ortofosfaatin pitoisuutena autoklaavissa tehdyn näytteen peroksidisulfaattihajotuksen jälkeen.

Redox-potentiaali	Redox-potentiaalilla eli pelkistymispotentiaalilla tarkoitetaan lioksen taipumusta vastaanottaa tai luovuttaa elektroneja. Nesteen redox-potentiaali ratkaisee esiintyykö nesteessä olevat alkuaineet hapettuneessa vai pelkistyneessä muodossa.
Rehevöityminen	Primäärituotannon kasvu. Vesistöissä yleensä seurausta lisääntyneestä ravinteiden saatavuudesta.
Primäärituotanto	Perustuotanto. Vesistöissä kasviplanktonin tuotanto.
Sisäinen kuormitus	Ravinteiden uudelleen vapautuminen sedimentistä vesimassaan. Usein seurausta redox-potentiaalín muutoksesta.
Taksoni	(taxon) Yleisnimitys taksonomiassa (eliöiden luokittelu) käytettäville kaikentasoísille ryhmille.
TDP	(Total Dissolved Phosphorus): ks. liukoinen fosfori.
Vesiensuojelukosteikko	Vesiensuojelukosteikolla tarkoitetaan ravinteiden pidättämiseksi patoamalla tai kaivamalla rakennettua ainakin suurimman osan vuodesta märkänä pysyvää allastyypistä rakennetta. Tyypillisesti kosteikko muodostuu syvemmästä avovesialueesta ja matalammasta runsaan vesikasvillisuuden omaavasta osasta. Maatalouden valumavesien käsittelemiseksi rakennettua kosteikkoa kutsutaan usein myös maatalouskosteikoksi.

1 JOHDANTO

Vesiensojelu kaipa edelleen uusia ja tehokkaampia menetelmiä vesistöihin kohdistuvan ravinnekuormituksen vähentämiseksi. Tämän opinnäytetyön tarkoituksena on esitellä yksi uusi vesiensojelumenetelmä ja arvioida sen käyttökelpoisuutta. Tutkimuksen kohteena olevan, fosforin kemialliseen saostukseen perustuvan, vesiensojelumenetelmän käyttökelpoisuutta arvioidaan tässä työssä ensisijaisesti empiiriseen tutkimustietoon tukeutuen.

Johdannossa käsittelen tutkittavan menetelmän kehittämiseen liittyvää taustaa sekä menetelmään kohdistuvaa vesiensojellista tarvetta. Opinnäytteen tavoitteet on esitetty kappaleessa 1.2, jonka jälkeen käydään läpi opinnäytteen rajaus ja menetelmät. Active Wetlands -hanke, jonka aineistoon tämä opinnäytetyö perustuu ja jonka tuloksista tällä opinnäytteellä haluan viestiä, on niin ikään esitelty tässä yhteydessä.

1.1 Maatalouskosteikot kaipaavat lisää tehoa

Maatalouden ravinnekuormituksen vähentämisessä tulisi ensisijaisesti suosia viljelysteknisiä ja ravinnetaseeseen perustuvia vesiensojelumenetelmiä, joiden avulla estetään ravinnehuuhtoumien muodostumista ja täten viljelysalueilta syntyvää ravinnekuormitusta. Näiden vesiensojelumenetelmien käytöstä huolimatta ei aina saavuteta tavoiteltua kuormituksen vähenemää, vaan ravinteita pääsee valumavesien mukana ojiin ja vesistöihin.

Jo vesistöihin päätyneiden ravinteiden pidättämiseksi on niin ikään kehitetty erilaisia vesiensojelumenetelmiä. Tunnetuin tällainen menetelmä lienee maatalouden vesiensojelukosteikot. Kosteikkojen ravinteidenpidätyskyky perustuu vedessä olevan kiintoaineen laskeutumiseen sekä kosteikkokasvillisuuden ravinteiden sitomiseen. Hidastamalla veden virtausta on mahdollista laskeuttaa ojaveden sisältämiä kiintoainepartikkeleita ja täten pidättää niihin sitoutuneet ravinteet kosteikon pohjasedimenttiin.

Kosteikkokasvillisuus ja kasviplankton puolestaan sitovat liukoisessa muodossa olevia ravinteita biomassansa luontaisen ravinteiden oton muodossa. Fosforia voi myös sitoutua kemiallisesti kosteikon pohjasedimenttiin, mikäli pohjan kiintoainepartikkelit eivät ole kyllästyneet fosforista. Typpä puolestaan voi poistua bakteerien suorittaman denitrifikaation myötä typpikaasuna ilmaan. (Koskiaho 2006, 18–21)

Useiden tutkimusten mukaan kosteikon tärkein puhdistusprosessi on laskeutuminen (Koskiaho 2006, 20). Laskeuttamalla ei kuitenkaan pystytä, sitomaan liukoisessa muodossa olevia ravinteita ja vesikasvillisuuden ravinteiden pidätyskyky rajoittuu kasvukautteen. Kosteikkojen vesiensuojelullisen merkityksen lisäämiseksi tulisikin niiden liukoisten ravinteiden pidätyskykyä tehostaa. Koska kevättulvien ja lisääntyneiden talvisateiden kuljettaman ravinnekuorman osuus suomalaisten vesistöjen vuosittaisesta ravinnekuormasta on merkittävä, ovat perinteiset vesiensuojelukosteikot riittämättömiä menetelmiä liukoisen ravinnekuormituksen torjunnassa.

Kosteikkokasvillisuuteen perustuva liukoisen fosforin pidätyskyky on Suomessa lyhyen kasvukauden tähden rajallinen ja sen merkittävä kasvattaminen on täten hyvin hankalaa. Sen sijaan jätevedenkäsittelyssä käytetyt saostuskemikaalit ovat potentiaalinen, mutta vähän tutkittu, mahdollisuus parantaa pienikokoistenkin kosteikkojen ravinteidenpidätyskykyä.

1.2 Tutkimuksen tarkoitus ja tavoitteet

Tässä opinnäytetyössä arvioidaan rakeisen ferrisulfaatin ja sen annostelemiseksi kehitetyn menetelmän käyttökelpoisuutta maataloudesta aiheutuvan liukoisen fosforikuormituksen vähentämisessä. Tutkimus perustuu Turun ammattikorkeakoulun (Turun AMK) rakentamasta ja ylläpitämästä Active Wetlands -hankkeen pilottikohteesta kerättyyn tutkimustietoon.

Menetelmään liittyvien tutkimuksellisten tavoitteiden lisäksi on tämän opinnäytetyön tarkoituksena koota pilottikohteesta kerätty tutkimustieto, käyttökokemukset ja havainnot yksiin kansiin. Niin ikään tämän työn tarkoituksena on toimia suomenkielisenä tietolähteenä ojaviesien ferrisulfaattikäsittelystä kiinnostuneille tahoille.

Tutkimuksen tavoitteet

Opinnäytetyöni päätavoitteena on selvittää voidaanko kiinteän ferrisulfaatin annostelijan avulla vähentää maatalouden valumavesien ravinnekuormitusta. Tämän lisäksi pyrin arvioimaan menetelmän käytöstä aiheutuvia ympäristövaikutuksia sekä selvittämään menetelmän käyttöpotentiaalia ja mahdollisia käyttörajoituksia.

Tutkimuksen kohteena olevaa menetelmää tarkastelen kolmesta lähtökohdasta, jotka ovat menetelmän toimivuus, ympäristövaikutukset ja käyttöpotentiaali. Ferrisulfaattiannostelijan toimivuuden arviointi perustuu menetelmällä pilottikohteessa saavutettuun ravinnekuormituksen vähenemään sekä käytännön havaintoihin menetelmän toimivuudesta. Arvioinnissa on kiinnitetty erityisesti huomiota menetelmän toimintaan erilaisissa ympäristöolosuhteissa ja pyritty kartoittamaan keskeisimmät menetelmän ongelmakohdat ja kehitystarpeet.

Menetelmän ympäristövaikutuksien arvioinnin tavoitteena on kartoittaa menetelmän käytöstä kohdevesistöön ja sen lähiympäristöön kohdistuvat tärkeimmät positiiviset ja negatiiviset vaikutukset. Menetelmän käyttöpotentiaalia arvioin sen kustannustehokkuuden, sillä saavutettavissa olevan vesiensuojelullisen hyödyn, sen käytön helppouden, potentiaalisten käyttökohteiden sekä mahdollisten haittavaikutusten näkökulmasta.

1.3 Active Wetlands -hanke ja opinnäytetyö

Syksyllä 2009 käynnistettiin Interreg IVA rahoitteinen *Active measures on Wetlands for decreasing nutrient load in the Baltic Sea* (Active Wetlands) -projekti, jonka tarkoituksena oli selvittää voitaisiinko pienten vesiensuojelukosteikkojen ravinteiden pidätyskykyä tehostaa. Tämän Viro–Suomi yhteistyössä toteutetun projektin päätavoitteet olivat seuraavat (Uusitalo ym. 2013, 9):

1. Tutkia ja tuottaa tietoa erilaisista pieniin kosteikkoihin sovellettavista aktiivisista fosforinpidätysmenetelmistä ja niiden käyttökelpoisuudesta.
2. Toteuttaa kenttämittakaavan kokeita erilaisilla aktiivisilla vesiensuojelumenetelmillä.
3. Lisätä tietoisuutta aktiivisista maatalouden valumavesien ravinteiden pidätysmenetelmistä ja selvittää maanviljelijöiden asenteita testattavia menetelmiä kohtaan.
4. Matemaattisen ja taloudellisen mallintamisen avulla tutkia aktiivisten kosteikkojen käyttömahdollisuuksia maatalouden valumavesien käsittelyssä.
5. Selvittää voidaanko aktiiviset menetelmät sisällyttää maatalouden tukipolitiikkaan.
6. Lisätä kansainvälistä yhteistyötä, osaamista ja tietoisuutta aktiivisiin kosteikkoihin liittyen.

Projektin pääpartnerina toimi Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT) ja muut hankepartnerit olivat Suomen Ympäristökeskus (SYKE), WWF-Finland, Estonian Fund for Nature (ELF), Estonian University of Life Sciences (EULS) ja Turun AMK. Ammattikorkeakoulu osallistui hankkeeseen erityisesti edellä mainittujen päätavoitteiden 1 ja 2 osalta. Turun AMK vastasi hankkeessa yhden niin sanotun aktiivisen kosteikon rakentamisesta ja tämän pilottikohteen tutkimusjärjestelyiden suunnittelusta sekä toteuttamisesta.

Tutkimuskohteessa pilotoitiin rautasulfaatin annostelijan soveltuvuutta peltovalumavesien käsittelyyn. Opinnäytetyöntekijä toimi kyseisen hankkeen projektipäällikkönä Turun ammattikorkeakoulussa ja vastasi muun muassa pilottikohteen valinnasta, tutkimusjärjestelyiden suunnittelusta sekä tulostietojen analysoinnista.

Käsillä oleva opinnäytetyö perustuu pilottikohteesta hankkeen aikana kerättyyn tutkimusaineistoon. Tutkimusaineistoon perustuvia tuloksia on osin raportoitu myös Active Wetlands -hankkeen loppuraporteissa (Uusitalo ym. 2013; Koskiaho ym. 2013b) joka julkaistiin huhtikuussa ennen tämän opinnäytetyön valmistumista. Tämän opinnäytetyön tarkoituksena on hyödyntää laajemmin pilottikohteesta kerättyä tutkimusaineistoa ja keskittyä Active Wetlands -projektin loppuraporteista poiketen ainoastaan rautasulfaatin käyttöön perustuvan peltovalumavesien käsittelyn mahdollisuuksien ja vaikutuksien arvioimiseen.

2 RAVINNEKUORMITUS JA RAUTASULFAATTI FOSFORIN POISTOSSA

Suomen sisä- ja rannikkovesien yleisin yksittäinen vedenlaatuongelma on liiallisesta ravinnekuormituksesta aiheutuva vesistöjen rehevöityminen (Rekolainen ym. 2006, 5). Epätoivotun vesistöjen rehevöitymiskehityksen estämistoimenpiteitä suunniteltaessa tulisi selvittää rehevöitymistä aiheuttavien ravinteiden kuormituslähteet sekä kuormituksen olomuoto. Lisäksi tulisi huomioida ravinteiden käyttäytyminen ja vaikutukset vesistöissä, jotta pystyttäisiin kohdentamaan vesiensuojelutoimenpiteet mahdollisimman kustannustehokkaasti. Toimenpiteitä valitessa tulisi huomioida niin fysikaalisiin, biologisiin ja kemiallisiin prosesseihin kuin näiden yhdistelmiinkin perustuvat vesiensuojelumenetelmät.

Seuraavien kappaleiden tarkoituksena on valottaa tutkitun ferrisulfaattiannostelijan vesiensuojelullista tarvetta sekä avata lyhyesti fysikaalis-kemiallisia prosesseja, joihin menetelmä perustuu. Menetelmään kohdistuvan vesiensuojelullisen tarpeen hahmottamiseksi käsittelen fosforikuormituksen ja erityisesti sen leville käyttökelpoisen osuuden merkitystä vesistöjen rehevöitymiskehitykselle. Tämän jälkeen perehdytään rautaan perustuvan kemiallisen fosforinpoiston menetelmiin ja prosesseihin.

2.1 Ravinnekuormitus, rehevöityminen ja liukoinen fosfori

Vesistökuormituksesta keskusteltaessa keskitytään Suomessa yleensä ravinnekuormitukseen. Vesistöjen ravinnekuormitus jaetaan usein sen alkuperän perusteella ulkoiseen ja sisäiseen kuormitukseen. Sisäisellä kuormituksella tarkoitetaan prosessia, jossa vesistön pohjasedimenttiin sitoutuneet ravinteet vapautuvat, esimerkiksi sedimenttipinnan pelkistävästä olosuhteista johtuen, takaisin vesimassaan ja primäärituotannon käyttöön.

Vaikka vesistöjen rehevöitymiskehitystä paikoin ruokkii vesistöjen sisäinen kuormitus, ovat nämä ravinteet peräisin aiemmin vesistöön kohdistuneesta ulkoisesta kuormituksesta. Osin tästä johtuen, pidetään ulkoisen kuormituksen vähentämistä ensisijaisena vesistökunnostuksen toimenpiteenä (Ulvi & Lakso 2005, 25 & 63). Koska tässä työssä tutkitaan yhtä ulkoisen kuormituksen vähentämismenetelmää, koskevat myös jatkossa esitettävät ravinnekuormitusta käsittelevät kappaleet juuri ulkoista kuormitusta.

2.1.1 Rehevöityminen ja sen vaikutukset

Ravinteiden määrän lisääntyminen vesistössä johtaa primäärituotannon kasvuun, eli rehevöitymiseen. Tyypillinen rehevöitymisen seuraus on tiettyjen kasvi- sekä kalalajien yleistyminen ja vesistön lajistollisen monimuotoisuuden köyhtyminen. Niin ikään rehevöitymisen yleisiä seurauksia ovat levien ja sinilevien massaesiintymät, näkösyvyyden heikkeneminen, vesikasvillisuuden leviämisestä johtuva vesistön umpeenkasvu sekä lisääntyneestä orgaanisen aineksen hajoamisesta aiheutuvat happiongelmat alusvesimassassa (Rekolainen ym. 2006, 5).

Rehevöitymisen epätoivottujen ekologisten ja vedenlaadullisten vaikutusten lisäksi rehevöityminen johtaa usein vesistöjen virkistyskäyttöarvon laskuun. Heikentyneet virkistyskäyttömahdollisuudet puolestaan näkyvät niin rantatonttien arvon laskuna, kuin alueellisesti havaittavana matkailutulojen menetyksenä.

Pääravinteet typpi ja fosfori toimivat yleensä vesistöjen rehevyytilaa säätelevinä minimiravinteina. Perinteisesti on ajateltu, että Suomen järvet ovat fosforirajoitteisia ja merialueet typpirajoitteisia, vaikka tilanne ei ole aivan näin yksiselitteinen (Pietiläinen & Kauppi 1993, 1–7). Merialueiden yleisestä typpirajoitteisuudesta huolimatta vallitsee erilaisia näkemyksiä siitä miten tärkeää on typpikuormituksen vähentäminen. Tämä johtuu siitä, että tietyt sinilevälajit pystyvät sitomaan ilmakehästä veteen liuennutta kaasumaista typpeä, jota on käytännössä rajoittamattomasti saatavilla (Granberg & Granberg

2006, 29). Paikoin vesistöihin kohdistuvan typen kuormituksen vähentäminen voikin parantaa sinilevien kilpailukykyä, kun typensidontaan kykenemättömät levälajit kärsivät liukoisessa muodossa olevien typiyhdisteiden heikentyneestä saatavuudesta.

Suomessa käynnissä olevasta minimiravinnekeskustelusta huolimatta vallitseva näkemys lienee, että molempien pääravinteiden kuormitusta tulee vähentää. Vaikka tämä on mielestäni oikea tapa toimia, haluan korostaa fosforikuormituksen vähentämisen tärkeyttä rehevöitymiskehityksen hillinnässä. Tunnetuin tutkimus koskien järvien ravinnerajoitteisuutta lienee Schindlerin (1974, 897–898) Canadassa järvellä *Lake 226* toteuttama tutkimus, jossa kyseinen järvi jaettiin kahtia ja molemmille puolille lisättiin typpeä ja hiiltä, mutta vain toiselle puolelle fosforia. Kuten pari viikkoa lisäyksen jälkeen otetussa

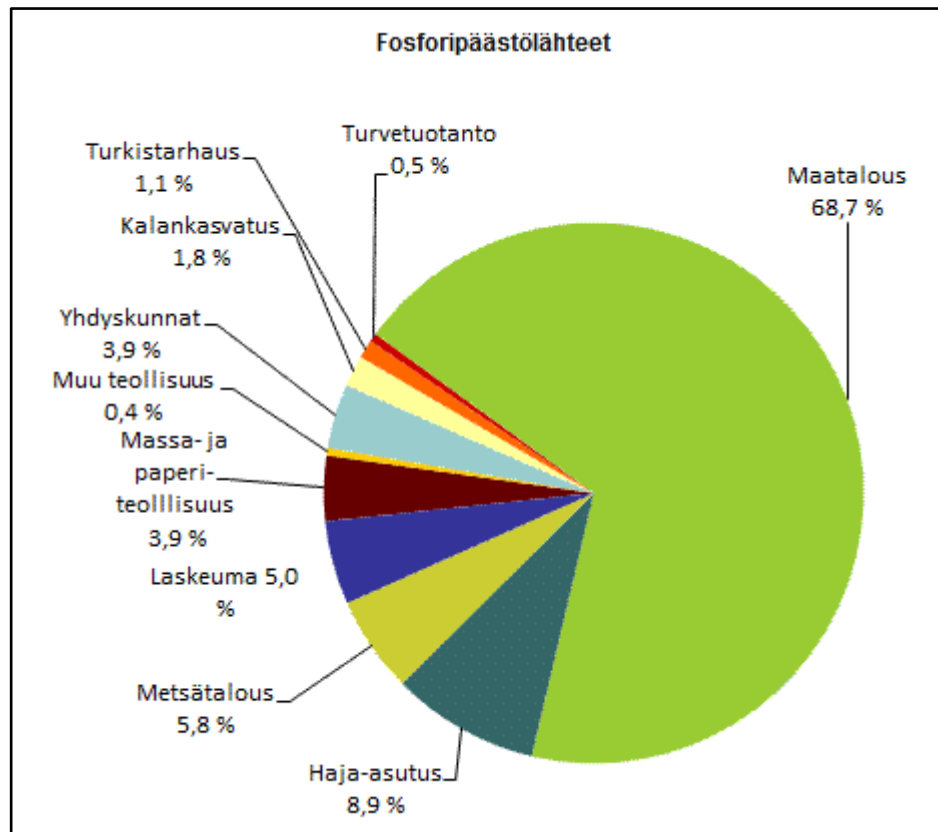


ilmakuvasta (kuva 1) voidaan havaita, oli fosforilisäyksen vaikutus primäärituotantoon yksiselitteinen. Fosforikuormituksen tärkeydestä ja tämän työn aiheesta johtuen tulen seuraavana käsittelemään juurin fosforikuormituksen muodostumista, kulkeutumista sekä käyttäytymistä vesistöissä.

Kuva 1. Kahtia jaetun järven toiselle puolelle (alla) on lisätty fosforia, Schindler (1974, 897–898) Kuva (Mack 2013).

2.1.2 Fosforikuormituksen lähteet ja kuormituksen muodostuminen

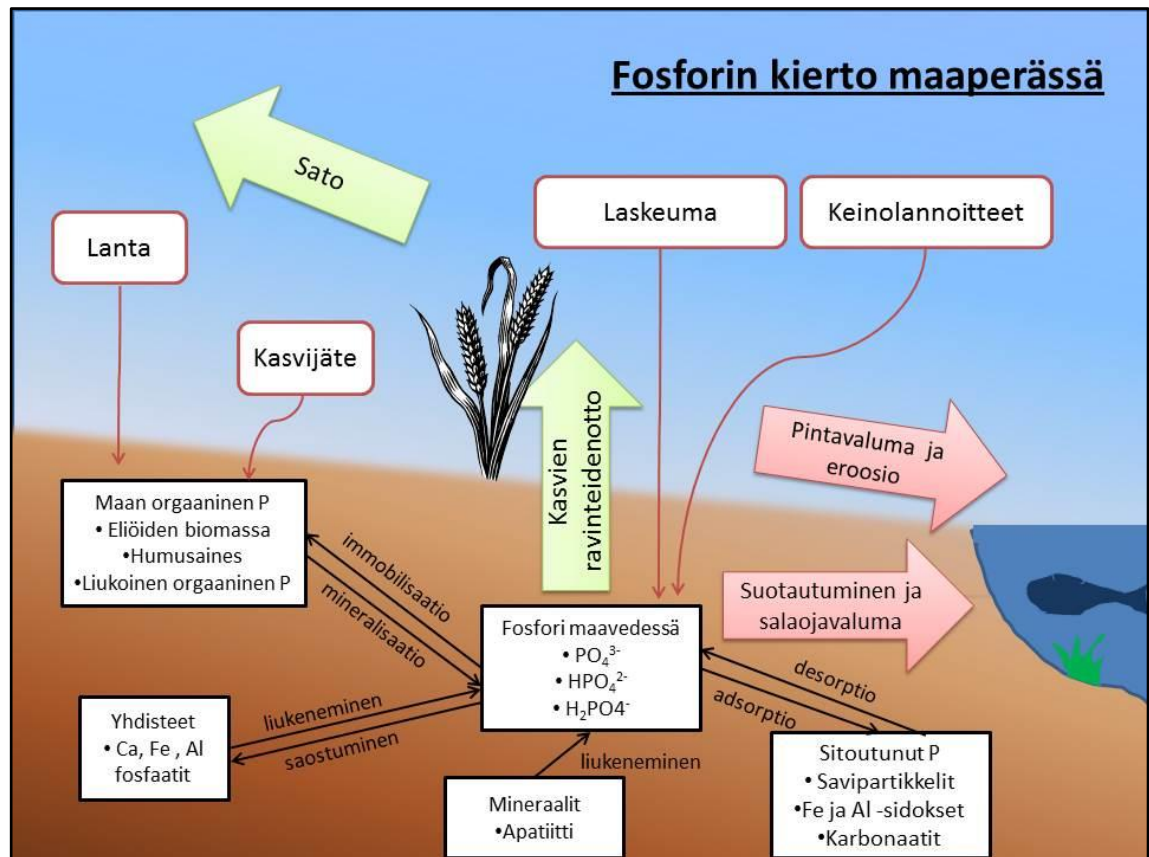
Suomen suurin vesistökuormituksen lähde on maatalous. Vesistöjen fosforikuormituksesta onkin lähes 70 % lähtöisin maataloudesta (kuvio 1). Tämä 2 750 tonnin fosforikuorma kattaa yli 80 prosentin osuuden vuosittaisesta haja-kuormituksesta. (Suomen ympäristökeskus 2013)



Kuvio 1. Fosforikuormituksen päästölähteet Suomessa vuonna 2011 (Suomen ympäristökeskus 2013). © Copyright Valtion ympäristöhallinto.

Fosforikuormituksen muodostuminen peltoviljelyssä

Erosio on merkittävin yksittäinen tekijä maatalouden kokonaisfosforikuormituksen muodostumisessa. Erodituneiden maapartikkelien mukana vesistöihin päätyy suurin osa maatalouden fosforikuormituksesta. Eroosiota tapahtuu muun muassa vesipisaroiden aiheuttamana iskueroosiona, virtaavan veden aiheuttamana uomaeroosiona sekä maanpinnan alapuolisena mikrokanava- ja tunnelieroosioina (Tiainen & Puustinen 1989, 9–11; Puustinen 1999, 8 & 16). Eroosion kuljettamaan fosforin määrään vaikuttaa sateen intensiteetin sekä virtaavan veden virtausnopeuden ja pyörteisyyden lisäksi maaperän partikkeleihin sitoutuneen fosforin määrä. Maaperän fosforipitoisuus puolestaan määräytyy alueen maannoksen luonnollisesta fosforitasosta ja muun muassa lannoitteiden myötä maaperään kertyneestä fosforista (Puustinen 1999, 8–10, 16–18, 20–23) (kuvio 2).



Kuvio 2. Fosforinkierto maaperässä. Kuvio tehty Laboski (2013, 3), Wood (2013, 4) ja Puustinen (1999, 19) mukailleen.

Partikkelien mukana kulkeutuvan fosforikuormituksen lisäksi valumavedet sisältävät liukoisessa muodossa olevaa fosforia. Liukoinen fosfori voi valumavesissä olla ortofosfaatteina (PO_4^{3-} ; HPO_4^{2-} ; $H_2PO_4^-$), jonka lisäksi fosforia voi esiintyä sitoutuneena orgaaniseen muotoon. Liukoista fosforia on viljelysmaan maavedessä ja sitä vapautuu hajoavasta biomassasta (Puustinen 1999, 19). Maaveden liukoisen P:n määrään vaikuttaa muun muassa maan viljavuusfosforitaso, maapartikkelien sisältämien vapaiden fosforin kiinnittymispaikkojen määrä, maaveden ionivahvuus, pH ja hapetus-pelkistystila (Uusitalo 2004, 10–12). Sateiden myötä maaveden ravinteet huuhtoutuvat joko maahuokosissa tapahtuvana virtaamana, pintavaluntana tai suotautuvat salaojiin ja sitä kautta vesistöihin (Mullins 2009, 5; Turtola ym. 333–334). (kuvio 2)

Liukoisen P:n pitoisuuteen ja fosforin fraktioiden väliseen suhteeseen luonnonvesissä vaikuttavat muun muassa vesistön valuma-alueen maankäyttö, maan P-tila, sääolosuhteet, vuodenaika ja vesistön primäärituotanto. Rankat sateet ovat omiaan lisäämään eroosiota ja huuhtovat kasvipeitteettömältä peltomaalta kiintoainesta ja siihen sitoutunutta fosforia. Liukoista fosforia sen sijaan voi huuhtoutua myös olosuhteissa, joissa eroosio on hyvin vähäistä (Puustinen 1999, 23). Liukoisen fosforin määrä valumavesissä voi kasvaa esimerkiksi orgaanisen aineksen hajoamisen myötä. (Ulén ym. 2012, 83; Kaseva 2005, 48–49)

Seisovan veden vesistöissä kiintoainesta ja siihen sitoutunut fosfori laskeutuu vesistön pohjalle. Kiintoaineksen laskeutumisenopeus on puolestaan riippuvainen maapartikkelien koosta. Esimerkiksi saven laskeutumis aika voi olla parista tunnista vuosiin, kun hieno hiekka laskeutuu jo parissa minuutissa (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL r.y. 2004, 134) Liukoisessa muodossa oleva fosfori puolestaan tulee nopeasti primäärituotannon käyttöön, mistä johtuen liukoisen fosforin määrät järvi- ja meriympäristössä tyypillisesti laskevat kesäaikana.

Liukoisen fosforin osuus maatalouden valumavesien P kuormasta on vaihdellut eri tutkimuksissa (Puustinen 1999, 22–23). Monissa hienojakoisilla maalajeilla toteutetuissa tutkimuksissa on liukoisen fosforin osuus kuitenkin jäänyt alle 30 prosenttiin (Ekholm & Krogerus 2003, 33; Turtola ym. 2003; Vanni ym. 2001, 100–110). Karkeilla ja siten ei niin eroosioherkillä maalajeilla, liukoisen fosforifraktion osuus fosforin kokonaiskuormituksesta voi sen sijaan olla huomattavasti tätä suurempi (Ulén & Jakobsson 2005, 37–38; Ulén ym. 2012, 83–84; Turtola 1999, 24). On kuitenkin hyvä muistaa, että maatalouden fosforikuormituksesta tyypillisesti suurin osa on sitoutuneena partikkelimaiseen muotoon, toisin kuin esimerkiksi haja-asutuksen jätevesissä, joissa fosforista valtaosa on liukoisina ortofosfaatteina (Ekholm & Krogerus 2003, 33; Alavakeri 2002, 10).

2.1.3 Rehevöittävä fosfori

Ravinnekuormituksen tarkastelussa on perinteisesti keskitytty pääravinteiden kokonaiskuormien arvioimiseen. Myös kuormituksen vähentämistavoitteet asetetaan lähes poikkeuksetta kokonaisfosforin (P_{tot}) ja kokonaistypen (N_{tot}) reduktioina. Kokonaisravinteiden määrä ei kuitenkaan anna täysin aukotonta kuvaa vesistöön kohdistuvan kuormituksen välittömästi aiheuttamasta rehevöitymisvaikutuksesta. Tästä johtuen ravinnekuorman tarkempi fraktiointi niiden eri olomuotoihin, kuten esimerkiksi liukoiseen ja kiintoainepartikkeleihin sitoutuneeseen fosforiin on tietyissä tilanteissa perusteltua.

Fosforia esiintyy luonnonvesissä monissa eri muodoissa. Fosfori voi olla esimerkiksi biologisesti sitoutuneena kasvi- ja eläinplanktoniin, kasvijätteeseen tai humukseen. Toisaalta fosforia esiintyy vesimassassa vapaina epäorgaanisina fosfaatteina ja eri metallien suoloina sekä kiinnittyneenä kiintoainepartikkelien pinnoille (kuvio 2). Yleensä veden fosfori kuitenkin jaetaan sen olomuodon mukaan yksinkertaistetusti liukoiseen fosforiin (mm. DRP/DP/BAP/TDP) ja kiintoainefosforiin (PP). Liukoinen fosfori määritetään yleensä suodatetusta näytteestä joko ortofosfaattipitoisuutena tai kokonaisfosforipitoisuutena (PO_4 määrittäminen peroksidihajotuksen jälkeen). Kiintoainefosfori (PP) puolestaan määritetään kokonaisfosforin (P_{tot}) ja liukoisen fosforin erotuksena. Vaikka yksiselitteisen eron tekeminen liukoisen ja partikkelimaisen fosforin välillä on todellisuudessa hankalaa, perustuvat määritykset yleensä 0,2 – 0,45 μm reikäkoon suodattimella tehtyihin suodatuksiin. (Uusitalo 2004, 10–12)

Rehevöitymisen kannalta ratkaisevaa on vesistöön kohdistuvan leville ja kasveille käyttökelpoisen fosforikuormituksen määrä. Vesinäytteen liukoisen fosforin määritystavasta riippuen saattaa määritetystä liukoisesta fosforista olla leville sellaisenaan käyttökelpoista jopa 100 prosenttia. Erityisesti liukoisen ortofosfaattifosforin (PO_4-P) kuormitusta pidetään merkittävimpana

vesistökuormittajana, koska se on sellaisenaan täysin tai lähes täysin käyttökelpoista leville. (Ekholm & Krogerus 2003, 29, 33–36; Reynolds & Davies 2001, 30 & 34)

Kiintoainepartikkeleihin sitoutuneesta fosforista saattaa ympäristöolosuhteista riippuen vapautua vaihtelevia määriä leville käyttökelpoiseen muotoon (Uusitalo ym. 2007, 17–18). Uusitalon (2004, 38–42) ja Ekholmin (1998, 5, 35–38) mukaan leville käyttökelpoiseen muotoon vapautuu vastaanottavan vesistön redox-tilasta riippuen arvioilta 4 – 60 % kiintoaineksen sisältämästä fosforista. Joissain happikadoista kärsivissä vesistöissä saattaakin kiintoainekseen sitoutuneen fosforin rehevöittävä vaikutus ylittää liukoisen fosforin kuormituksesta aiheutuvan rehevöitymisen. On kuitenkin hyvä muistaa, että liukoinen fosfori on sellaisenaan välittömästi primäärituotannon käytettävissä, kun kiintoainekseen sitoutunut fosfori saattaa vapautua käyttökelpoiseen muotoon esimerkiksi kasvukauden ulkopuolella tai vasta useiden vuosien kuluttua (Ekholm 1998, 8).

Liukoisen fosforin kuormituksen pienentämiseen tähtäviä vesiensuojelutoimenpiteitä voidaankin pitää erityisen tärkeinä, koska ne vaikuttavat välittömästi levien käytettävissä olevan fosforin määrään vesistöissä. Maataloudesta aiheutuvan vesistökuormituksen vähentämiseksi on toki kehitetty useita vesiensuojelutoimia ja niiden käyttöönottoa on tuettu mm. maatalouden ympäristötukiohjelman avulla. Lisääntyneistä vesiensuojelutoimenpiteistä huolimatta ei odotettuja vesiensuojelutavoitteita ole saavutettu, mistä johtuen myös ympäristötukiohjelman toimivuutta on viime aikoina kyseenalaistettu. Asetettujen vesiensuojelutavoitteiden saavuttamiseksi tarvitaankin uusia ja tehokkaampia vesiensuojeluratkaisuja vanhojen ratkaisujen rinnalle. Liukoisen fosforin kemialliseen sitomiseen perustuvien menetelmien on odotettu tuovan tällaisia uusia mahdollisuuksia valumavesien ravinteiden poistoon.

2.2 Ferrisulfaatin käyttö ravinteidenpoistossa

Raudan ja alumiinin yhdisteitä on käytetty jäteveden käsittelyssä jo 1960-luvulta lähtien. Tämän lisäksi rautaa on käytetty myös vesilaitoksilla juomaveden tuotannossa. Raudan ja alumiinin yhdisteitä on myös hyödynnetty järvien alusveden tai koko vesimassan fosforin saostuksessa. Tällaisia käsittelyjä on toteutettu Suomessa muun muassa Forssan Linikkalanlammella, Rymättylän Kirkkojärvellä, Rengon Raitalammella, Hattulan Armijärvellä ja Hämeenlinnan Hirvilammella (Ulvi & Lakso 2005, 194).

Fosforin saostuksessa käytetty rauta lisätään tyypillisesti käsiteltävään veteen raudan suoloina kuten rauta(III)sulfaattina eli ferrisulfaattina, rauta(II)sulfaattina eli ferrosulfaattina, ferrikloridina tai ferrikloridisulfaattina. Rautaa käytetään jäteveden käsittelyssä ensisijaisesti liukoisen fosforin kemialliseen saostamiseen, mutta sillä myös tehostetaan kiintoaineen poistoa edistämällä kiintoainepartikkelien kiinnittymistä yhteen kookkaammiksi ja helpommin laskeutuviksi flokeiksi.

2.2.1 Ferrisulfaatti

Ferrisulfaatti, eli rauta(III)sulfaatti on veteen liukeneva suola, jota käytetään yleisesti fosforinpoisto- ja saostuskemikaalina. Ferrisulfaatti ei sellaisenaan reagoi fosforin kanssa, vaan sen käyttö fosforin poistossa perustuu ferrisulfaatista vapautuvan kolmiarvoisen raudan ja fosfaatin välisiin reaktioihin.

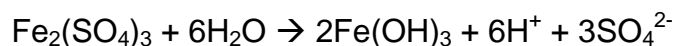
Ferrisulfaatin kemiallinen kaava on $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ja sen molaarimassa on 399.9 g/mol. Ferrisulfaattia on saatavana sekä rakeistettuna, että nestemäisenä vedenpuhdistustuotteena. Active Wetlands hankkeessa tutkittiin rakeisen ferrisulfaatin käyttöä. Käytetty tuote oli Kemira Kemwaterin Ferix-3 tuotenimellä myymä vedenpuhdistuskemikaali. Rakeisen ferrisulfaatin kaava on $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$. Tuote on hygroskooppinen, mistä johtuen liiallinen kosteus saattaa johtaa rakeiden paakkuuntumiseen tai massan liettymiseen.

Ferix-3 rauta(III)sulfaatin irtotiheys on $1200 \pm 100 \text{ kg/m}^3$. Ferix-3 sisältää kolmearvoista rautaa (Fe^{3+}) $19,5 \pm 1,0$ painoprosentin verran. Sulfaattia (SO_4^{2-}) Ferix-3 sisältää $54 \pm 2,0$ p-%. Epäpuhtauksina tuotteessa on pieninä pitoisuuksina raskasmetalleja (liite 3), mutta näiden pitoisuudet jäävät alle maanparannusaineille määritettyjen pitoisuusrajojen (MMM asetus lannoitevalmisteista 24/11). Tuote luokitellaan ärsyttäväksi (Xi). Aineen vesiliuos on hapan ja pölyn hengittämistä tulee välttää. (Kemira Oyj 2013)

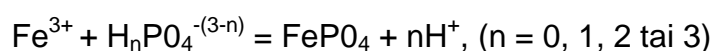
2.2.2 Rauta fosforin poistossa

Ferrisulfaatin käytöllä voidaan tilanteesta riippuen pyrkiä joko liukoisen fosforin kemialliseen inaktivointiin tai tehostamaan kiintoaineksen laskeutumista tai sitten näihin molempiin. Tässä tutkimuksessa tavoitteena oli sitoa ojaveden liukoista fosforia niukkaliukoiseen muotoon, ilman kiintoaineen saostusta. Veden sisältämien ortofosfaattien kemiallisella saostuksella voidaan heikentää fosforin biosaatavuutta ja täten vähentää fosforikuormituksen vesistöjä rehevöittävä vaikutusta.

Fosforin saostuksessa käytetyn ferrisulfaatin reagoiessa veden kanssa purkautuvat raudan ja sulfaatin väliset sidokset ja reaktion seurauksena vapautuu protoneja, mikä aiheuttaa veden pH-arvon laskun. Veden ja ferrisulfaatin väliset reaktiot voidaan esittää yksinkertaistaen seuraavasti:



Ferrisulfaatista vapautuneet rauta-ionit (Fe^{3+}) reagoivat vedessä muun muassa hydroksyyli- ja fosfaatti-ionien kanssa. Veden ortofosfaatit reagoivat raudan kanssa muodostaen niukkaliukoisia yhdisteitä. Nämä reaktiot voidaan pelkistäen kirjata seuraavasti (Kujala-Räty ym. 2008, 89):



Vedessä oleva fosfori sitoutuu siis raudan kanssa rautafosfaatiksi (FePO_4). Teoreettinen raudan ja ferrisulfaatin tarve yhden P kilon saostamiseksi voidaan laskea seuraavien tietojen avulla:

Moolimassat (g/mol):

Fe 55,85

P 30,97

O 16,00

S 32,07

$$\text{FePO}_4 = 55,85 + 30,97 + 4 \cdot 16,00 = 150,82$$

$$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 = 55,85 \cdot 2 + (32,07 + 16,00 \cdot 4) \cdot 3 = 399,9$$

Koska rautafosfaatissa rauta- ja fosforiatomien suhde on yksi, voidaan näiden alkuaineiden välinen painosuhte selvittää jakamalla alkuaineiden moolimassat.

$$55,85 / 30,97 = 1,80$$

Teoriassa yhden fosforikilon saostamiseen tarvittaisiin siis 1,8 kiloa rautaa. Koska kilossa ferrisulfaattia on 0,279 kg rautaa ($*1 \text{ kg} * \frac{55,85 \cdot 2}{399,91}$), on yhden fosforikilon saostamiseen tarvittava teoreettinen ferrisulfaatin määrä 6,45 kiloa (1,8 kg / 0,279 kg).

Teoriassa 1 kg ferrisulfaattia pystyy täten sitomaan noin 155 g fosforia. Fosforin ja raudan väliset reaktiot eivät kuitenkaan käytännössä tapahdu täydellisesti, mistä johtuen ei teoreettinen annostus ole riittävä halutun saostusvaikutuksen saavuttamiseksi. Esimerkiksi kiinteistökohtaisessa jäteveden käsittelyssä halutun puhdistustuloksen saavuttamiseksi tarvittava määrä on jopa 2-kertainen laskennalliseen määrään nähden (Kujala-Räty ym. 2008, 89). Puhdistettavissa maatalouden valumavesissä ovat liukoisen fosforin pitoisuudet tyypillisesti selvästi alhaisempia kuin jätevesissä ja saattavat ajoittain olla jopa alhaisempia,

kuin jo puhdistetuissa jätevesissä. Tästä johtuen ovat vaadittavat saostuskemikaalin annostelumäärät huomattavasti laskennallisia ja jätevedenkäsittelyssä käytettyjä määriä suurempia.

Liukoisen fosforin ja saostuskemikaalin välisten reaktioiden kannalta tulisikin käsiteltävän veden liukoisen fosforin pitoisuuden olla mahdollisimman korkea. Saostuskemikaalin tehokas sekoittuminen vesimassaan on niin ikään tärkeää reaktioiden kannalta. Tästä syystä tulisi pyrkiä tilanteeseen, jossa veden virtaus ojaomassa olisi annostelun jälkeen mahdollisimman turbulენტtista. Mikäli liuennut rautasulfaatti ei ole, esimerkiksi alhaisesta P-pitoisuudesta johtuen, kosketuksissa fosforin kanssa voivat raudan vapaat reaktiopinnat korvautua muilla yhdisteillä kuten esimerkiksi hydroksidi-ioneilla. (Vuori 2011).

Vaikka raudan käyttöön perustuvassa fosforin saostuksessa on tavoitteena muodostaa rautafosfaattia (FePO_4), ei ferrihydroksidin ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) muodostumistakaan välttämättä koeta ongelmaksi jätevesien puhdistuksessa. Tämä johtuu siitä, että molemmat yhdisteet toimivat jäteveden epäpuhtauksien sitojana ja edistävät tarpeeksi kookkaiden laskeutuskelpoisten flokkien muodostumista. (Alavakeri 2002, 12)

Mikäli luonnonvesistä halutaan tehokkaasti laskeuttaa kiintoainesta, se on mahdollista ferrisulfaatin avulla. Ojaveden kiintoaineen saostuksella voidaan vähentää ojaveden kuljettamaan kiintoainekseen sitoutuneen fosforin ja typen sekä orgaanisen aineen kuormitusta. Kiintoaineen saostaminen ojavedestä vaatii kuitenkin huomattavasti suurempaa annostelua, kuin pelkän liukoisen fosforin sitominen. Liukoisen fosforin sitomiseksi riittää ferrisulfaatin annostelu ojavedeen noin suhteessa 1:50 000 (1kg ferrisulfaattia / 50 m³ ojavettä) (Uusitalo ym. 2013, 16). Kiintoaineen saostamiseksi vaadittu annostelusuhde on noin 1:10 000, mikä yleensä johtaa pH-arvon usean yksikön laskuun sekä moninkertaiseen sedimentaatioon (Närvänen 2010a, 11).

2.2.3 Rauta ja sulfaatit luonnossa

Raudan ja rikin yhdisteitä on luonnostaan niin maaperässä, vesistöissä, kuin vesistöjen pohjasedimenteissäkin. Ferrisulfaattiannostelijan käytöllä nostetaan alueellisesti rauta- ja sulfaattipitoisuuksia ojavedessä sekä mahdollisesti vastaanottavassa vesistössä ja sen pohjasedimenteissä. Vaikka menetelmän käyttö lisääkin sulfaatin määrää vesistöissä, ei ojavesien käsittelyssä käytetyillä ferrisulfaatin annostelumäärillä voida nähdä olevan merkittävää vaikutusta esimerkiksi järvisedimenttien luontaiseen sulfaattipitoisuuteen, ellei koko järven vesimassaa käsitellä ko. menetelmällä. (Uusitalo ym. 2013,43)

Rautaan sitoutunut fosfori muodostaa niukkaliukoisen suolan, joka ei ole enää aktiivisesti luonnonkiertokulussa eikä edesauttamassa vesistöjen rehevöitymistä. Rautaan perustuvan fosforin saostuksen riskinä on kuitenkin vastaanottavan vesistön ja sedimentin heikko happitilanne ($< 3\text{mg O}_2/\text{l}$). Rautafosfaatti on nimittäin redox-herkkä yhdiste ja pelkistävässä olosuhteissa ($< +0,2\text{ V}$) rauta pelkistyy muotoon Fe^{2+} , jolloin fosfaatti vapautuu takaisin vesimassaan. Toisaalta hapetus-pelkistys tilan jälleen muuttuessa, esimerkiksi vesistön täyskierron yhteydessä, voi vapautunut fosfaatti kiinnittyä uudelleen rautaan – olettaen, ettei rauta ole reagoinut muiden aineiden kuten esimerkiksi rikin kanssa muodostaen pysyvää rauta(II)sulfidia.

3 TUTKIMUS JA KOEJÄRJESTELYT

Active Wetlands -hankkeessa rakennettiin vuosien 2010 - 2012 aikana yhteensä 15 pilottikohdetta, joissa tutkittiin Ferix-3 annostelijan toimivuutta. Kohteiden vedenpuhdistuskykyä seurattiin kaikissa kohteissa vesinäyttein ja manuaalisin virtaamamittauksin. Turun ammattikorkeakoulun ylläpitämässä Liedon Nautelan pilottikohteessa hyödynnettiin tämän lisäksi jatkuvatoimisia vedenlaatu- ja pinnankorkeusantureita, mikä mahdollisti lyhytaikaisten vedenlaatu- ja virtaamamuutosten havainnoinnin. Tämän tarkemman tiedon myötä on ollut mahdollisista saada kattavampi käsitys menetelmän vaikutuksista ojaveden laatuun.

Tässä työssä ferrisulfaattiannostelijan toimivuutta ja menetelmän käyttökelpoisuutta liukoisen fosforin poistossa arvioidaan Nautelan pilottikohteesta kerättyyn tutkimustiedon perusteella. Kohteessa suoritettujen kenttäkokeiden tarkoituksena oli kerätä tietoa ojan kokonaiskuormituksesta, menetelmällä saavutettavasta kuormituksen vähenemästä, kemikaalin kulutuksesta, menetelmän kustannustehokkuudesta sekä ympäristöön kohdistuvista vaikutuksista.

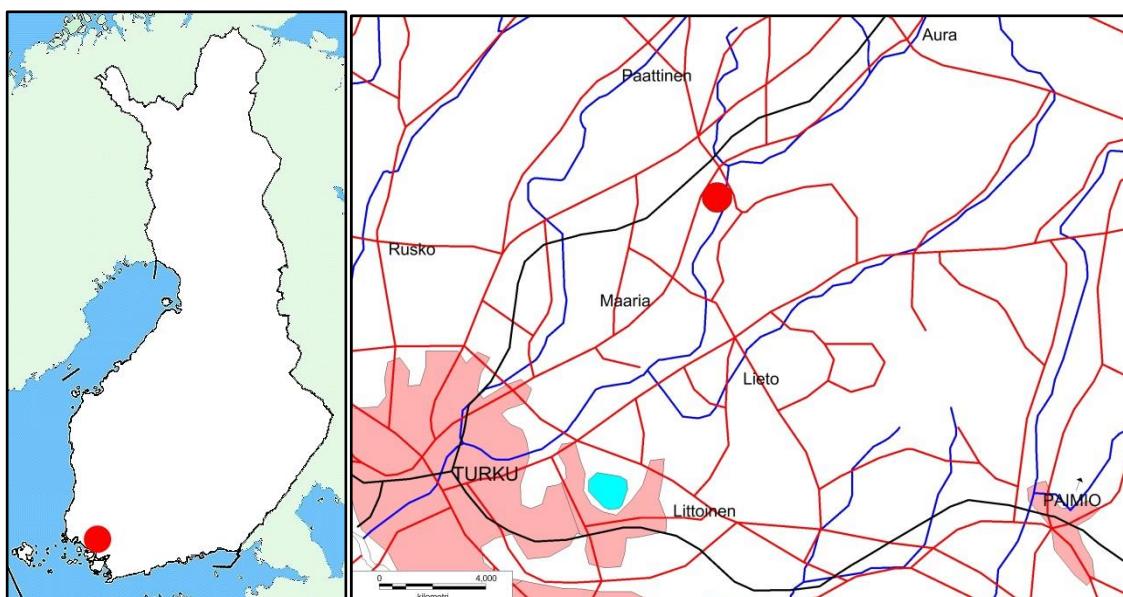
Pilottikohdetta valittaessa pyrittiin löytämään tutkimuskohteeksi oja, joka täyttää seuraavat ehdot. Valuma-alueen tulee olla alle 100 hehtaarin kokoinen ja peltoprosentin tulisi olla yli 50 %. Kohteessa tulisi olla valmiina rakennettu kosteikko tai laskeutusallas. Lisäksi liukoisen fosforin pitoisuus ojavedessä tulisi pääasiallisesti olla yli 0,1 mg/l ja ojauomassa pitäisi olla riittävästi pudotuskorkeutta ja mahdollisuus sijoittaa vedenlaadun mittausasemat. Lisäksi kohteen tulisi olla kohtuullisella etäisyydellä Turun AMK:n toimipisteestä riittävien huolto- ja mittauskäyntien mahdollistamiseksi.

Potentiaalisten pilottikohteiden valinta perustui karttatarkasteluun sekä kosteikkosuunnittelijoilta kerättyyn tietoon olemassa olevista kosteikko- ja laskeutusallaskohteista. Potentiaalisten kohteiden fosforipitoisuuksien arvioimiseksi otettiin keväällä 2010 vesinäytteet neljästä mahdollisesta

pilottikohteesta. Näiden vesinäytetulosten sekä maaston topografian perusteella päätettiin pilottikohde sijoittaa Liedon Nautelassa sijaitsevaan pelto-ojaan.

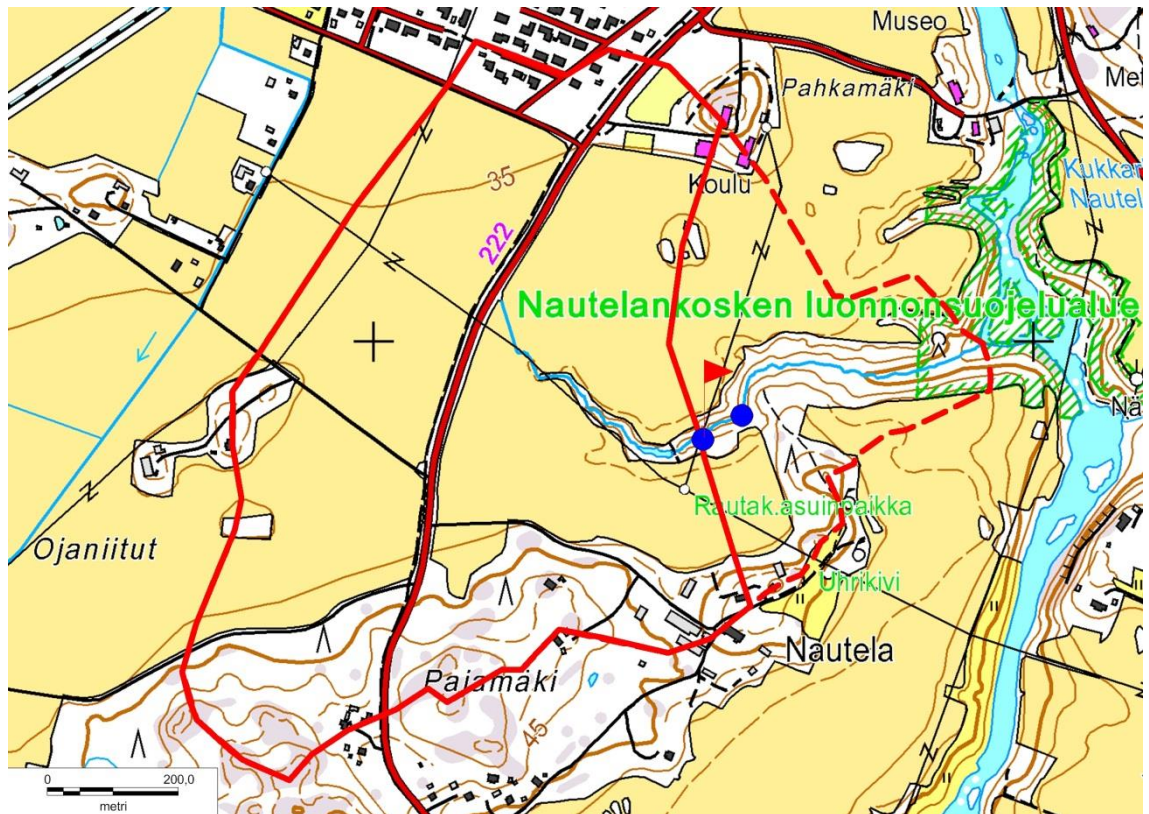
3.1 Tutkimusalueen kuvaus

Nautelan pilottikohde sijoittui Liedon kuntaan, noin kilometri etelään Liedon asemankulman keskustasta (kuva 2). Pilottikohteena toimi Vanhan Tampereentien läheisyyteen sijoittuva pieni pelto-oja, joka laskee Aurajokeen vajaa 400 metriä Nautelankoskesta alavirtaan päin.



Kuva 2. Tutkimuskohteen sijainti © Museovirasto (vasen); © MML (oikea), sisältää maanmittauslaitoksen yleiskartta 1:1 000 000 aineistoa, 2011. Lisenssi: http://www.maanmittauslaitos.fi/avoindata_lisenssi_versio1_20120501

Tutkimuskohteena toimineen pelto-ojan pääuomalla on pituutta noin kilometrin verran ja sen valuma-alue on noin 77 ha kokoinen (kuva 3). *Aurajoen vesitaloudellinen kunnostus* -hankkeen puitteissa ojaan rakennettiin vuonna 2005 kaksi pohjapatoa joiden yläpuolelle muodostui näin kaksi laskeutusallasta (Komulainen ym. 2008, 22, 26–27).






Kuva 3. Kohdeojan tutkimusalueen koko valuma-alue (- - -) sekä alue, jolta annostelijalle (↑) tulevat valumavedet kertyvät (—). Maanmittauslaitoksen peruskartta (6/2013). Lisenssi: http://www.maanmittauslaitos.fi/avoindata_lisenssi_versio1_20120501



Ojan valuma-alueesta 78,5 prosenttia eli noin 60,5 hehtaaria sijoittuu tutkimuksen kohteena olevan annostelijan yläpuolelle (kuva 3). Tästä alueesta, jolta tutkimuskohteen ojavesi muodostuu, on peltoa 63 %, metsää 19 % ja loput 18 % muodostuu asutusalueesta, tiestöstä, niittyistä ja joutomaista. Ojan valuma-alueen maaperästä on savea 90 %, moreenia 7 ja kalliota 3 % (Koskiahho ym. 2013a, 8). Valuma-alueen pellot ovat pääasiallisesti loivasti viettäviä, kun taas alajuoksultaan syväksi syöpynyt ojauoma on reunoiltaan varsin jyrkkä. Valuma-alueen pellot ovat salaojitettuja, eikä tutkimuksen kohteena olevan rautasulfaattiannostelijan yläpuoleista laskeutusallasta lukuun ottamatta alueella ole juurikaan vedenvaihteluita tasaavia allasrakenteita tai luontaisia kosteikkoja.

3.2 Koejärjestelyt

Pilottikohteen koejärjestelyt muodostuivat seuraavassa luetelluista osioista, joiden sijainnit on esitettyä alla olevassa ilmakuvassa (kuva 4):

- Ferix-3 annostelija kemikaalisäiliöllä (A / )
- V-pato ja pinnankorkeuden mittapiste, virtaamanseurantaa varten (B)
- Tutkimuskohteeseen tulevan veden mittaus- ja näytteenottopiste (C / )
- Tutkimuskohteesta lähtevän veden mittaus- ja näytteenottopiste (D / )



Kuva 4. Ferrisulfaattiannostelijan () sekä mittaus- ja näytteenottopisteiden () sijoittuminen tutkimuskohteessa. Maanmittauslaitoksen ortoilmakuva (3/2013).
Lisenssi: http://www.maanmittauslaitos.fi/avoindata_lisenssi_versio1_20120501

Ferrisulfaattiannostelijan tavoitteena on parantaa liian pienien kosteikkojen vesiensuojelullista merkitystä. Sijoittamalla saostuskemikaalin annostelija kosteikon yläpuolelle, pyritään laskeuttamaan muodostuvaa fosforisakkaa kosteikon tai laskeutusaltan pohjalle, josta se on mahdollista poistaa normaaliin kosteikon ylläpitoon kuuluvan sedimentin tyhjennyksen yhteydessä.

Pilottikohteeksi valitussa ojassa oli kaksi rakennettua allasta, joista ylempi oli kookkaampi. Tämä allas olisi kokonsa puolesta ollut sopivampi kohde menetelmän testikäytölle, mutta altaaseen laskeutuu useita merkittäviä pintavesiä kerääviä noroja sekä salaojia. Nämä altaaseen laskevat ojat olisivat aiheuttaneet merkittävän epävarmuustekijän tutkimukseen, sillä niiden kuljettama valumavesi olisi sekoittunut käsiteltyyn veteen ennen kohtaa, johon käsitellyn veden seurantapistettä olisi käytännössä ollut mahdollista sijoittaa. Tästä johtuen tutkimuksen kohteena oleva kemikaaliannostelija (A) päätettiin sijoittaa altaiden väliselle ojajaksolle, noin 100 metriä alemmasta laskeutusaltaasta ylävirtaan. Annostelija sijoitettiin kohtaan jossa ojassa oli v-padon (B) rakentamiseen soveltuva kapeampi uomien kohta sekä tämän jälkeen kohtalaisesti pudotuskorkeutta. (kuva 4)

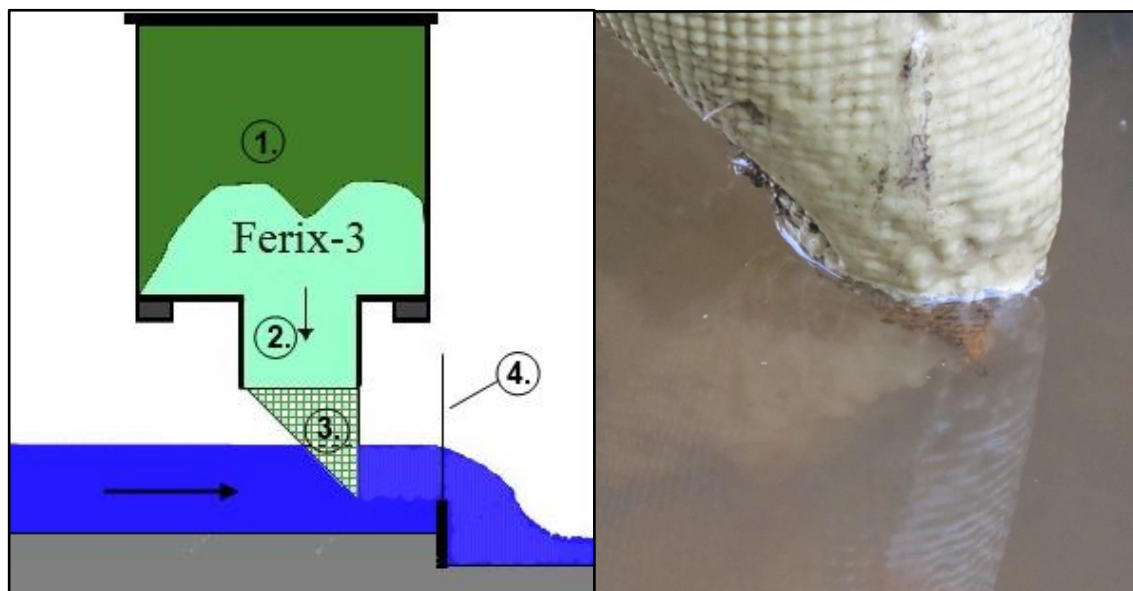
Ojavedenlaatua seurattiin kahdesta mittaus- ja näytepisteestä (C & D), jotka on esitetty kuvassa 4. Kohteeseen tulevan veden mittauspiste (C) sijaitsi noin 5 m annostelijasta ylävirtaan. Mittauspiste sijoitettiin lähelle annostelijaa, jotta se kuvastaisi mahdollisimman tarkkaan annostelijalle tulevan veden ominaisuuksia. Välittömästi annostelijan yhteyteen mittapistettä ei voinut sijoittaa, jotta veteen lisätty kemikaali ei vaikuttaisi mittauspisteen vedenlaatuun edes pienimmillä virtaamilla.

Käsitellyn veden mittauspiste sijoitettiin välittömästi annostelijan jälkeisen laskeutusaltaan alapuolelle (kuva 4), mittauspisteiden väliin laskevien norojen ja suoran pintavaluman määrä minimiseksi. Sijoittamalla seurantapistettä esitetyn mukaisesti, ei mittapisteiden väliin laskenut lainkaan oja, salaojaputkia tai näkyviä pintavaluntanoroja. Mittapisteiden väliin purkautuvien valumavesien aiheuttamien epävarmuustekijöiden voidaan täten olettaa jäävän varsin pieniksi. Mahdolliset mittapisteiden väliseen ojauomaan tai laskeutusaltaaseen kohdistuvat pohjavesien purkukohdat voivat kuitenkin aiheuttaa jonkin verran virhettä tutkimustuloksiin. Näistä mahdollisista virhelähteistä ei kuitenkaan ole käytettävissä luotettavaa tietoa. Edellä mainitut tekijät saattavat muodostua hyvin pienillä virtaamilla merkityksellisiksi virhelähteiksi, mutta niiden

vaikutukset ojaveden laatuun jäävät kookkaampien virtaamien aikana merkityksettömän pieniksi.

3.2.1 Ferrisulfaattiannostelija

Ferrisulfaattiannostelijaa kehitettäessä on tavoitteena ollut sähkövirrasta riippumattoman, vähän rikkoutuvia osia sisältävän yksinkertaisen ja helppohoitoisen laitteiston kehittäminen (Närvänen 2010b). Annostelijan osat ja toimintaperiaate ilmenevät kuvasta 5. Annostelija toimii mekaanisesti painovoiman avulla ja se annostelee saostuskemikaalia suhteessa ojan virtaamaan.



Kuva 5. Ferrisulfaattiannostelijan periaatepiirros (vasen) ja kuva annostelusukasta toiminnassa (oikea). Periaatepiirros mukailtu Active Wetlands -hankkeen loppuraportista (Uusitalo ym. 2013, 16)

Annostelijan kemikaalisäiliöstä (1) kemikaali valuu painovoimaisesti annosteluputkeen (2) ja sen päässä olevaan tiheästä verkosta tehtyyn kartion muotoiseen annostelupäähän (3). Laitteiston yhteyteen rakennettu 120 asteen kulmalla rakennettu v-pato (4) toimii pinnankorkeuden säätäjänä ja luo mahdollisuuden virtaaman mittaukseen. Virtaaman kasvaessa nousee veden pinnankorkeus ja samalla veden kanssa kosketuksissa olevan kemikaalin

määrä annostelupäässä kasvaa ja veteen liukenee enemmän kemikaalia. Laitteen annostelupää on sijoitettu hieman V-padon kärjen tason yläpuolelle, joten saostuskemikaalia ei annostella lainkaan, mikäli ojassa ei ole virtaamaa. (kuvat 5 & 6)



Kuva 6. Ferrisulfaattiannostelija käytössä. Takana kemikaalisäiliö, jonka alla näkyy kemikaalin annostelupää. Etualalla on virtaaman mittauksessa hyödynnetty v-pato.

Annostelulaitteisto

Kemikaalin annostelussa käytetty annostelupää on valmistettu polyesteristä, koska esimerkiksi metallivalmisteinen verkko saattaisi ruostua ja liueta nopeasti rautasulfaatin happamassa vesiliuoksessa. Annostelupään verkon sopiva reikäkoko on riippuvainen käytetyn ferrisulfaattirakeen koosta, mutta käytännön

kokeet ovat osoittaneet 2-3 mm reikäkoon sopivaksi tarkoitukseen käytettäessä Ferix-3 ferrisulfaattia. Nautelan pilottikohteessa käytetyn annostelusukan reikäkoko oli 3 mm. Liian suurella silmäkoolla varustetusta annostelupäästä saattaa rautasulfaattirakeita päästä tippumaan veteen ilman ojaveden liuottavaa vaikutusta, jolloin riskinä on ojaveden pH:n lasku vesieliöstölle haitalliselle tasolle. Verkon hyvin pieni reikäkoko puolestaan lisää verkon tukkeutumiseriskiä ja voi täten estää annostelun. Annostelupään muodon tulisi olla kolmiomainen ja muuttumaton, jotta kemikaalin annostelu veteen tapahtuisi oikeassa suhteessa. Tutkimuskohteessa oli tavoitteena annostella ferrisulfaattia ojaveden noin suhteessa 1:50 000 (20g Ferix-3 / m³ ojavettä), koska tarkoituksena oli saostaa ainoastaan ojaveden liukoista fosforia.

Annostelulaitteiston kemikaalisäiliön (kuva 6) tarkoituksena on säilyttää ja johtaa saostuskemikaalia annostelusukkaan. Säiliön tärkeitä ominaisuuksia ovat, kestävyys, oikea koko ja vedenpitävyys. Säiliön ei tarvitse olla ilmatiivis, mutta liiallinen kosteus tai sadeveden pääsy säiliöön saattavat aiheuttaa hygrooskooppisen rautasulfaatin paakkuuntumisen. Pahimmassa tapauksessa kosteus voi liettää kemikaalin tahmeaksi nesteeksi, joka kuivuessaan kovettuu kiinteäksi paakuksi. Annostelusukan yhteyteen on asennuksen yhteydessä sijoitettu niin sanottu puhdistusnaru, jota liikuttamalla pyritään hajottamaan kosteuden vaikutuksesta annostelusukkaan mahdollisesti muodostuvia kemikaalipaakkuja.

Kemikaalin kulutuksen seuraamiseksi kohteessa käytetyn kemikaalisäiliön sisäreunoihin piirrettiin asteikko, jonka avulla arvioitiin säiliössä kulloinkin jäljellä olevan saostuskemikaalin määrää. Käytetyllä menetelmällä pystyttiin määrittämään säiliössä olevan kemikaalin määrä arviolta noin 20 kilon tarkkuudella. Kemikaalin määrä kirjattiin ylös huoltokäyntien yhteydessä. Turvallisuussyistä kemikaalialastia pidettiin lukittuna ja kemikaalialastian kylkeen liitettiin tuoteselosteen mukaisesti ärsyttävä varoitusmerkki ja rautasulfaatin käyttöturvallisuustiedote. Uuden GHS-luokituksen mukaiset varoitusmerkit Ferix-3 kemikaalille ovat terveyshaitta ja syövyttävä.

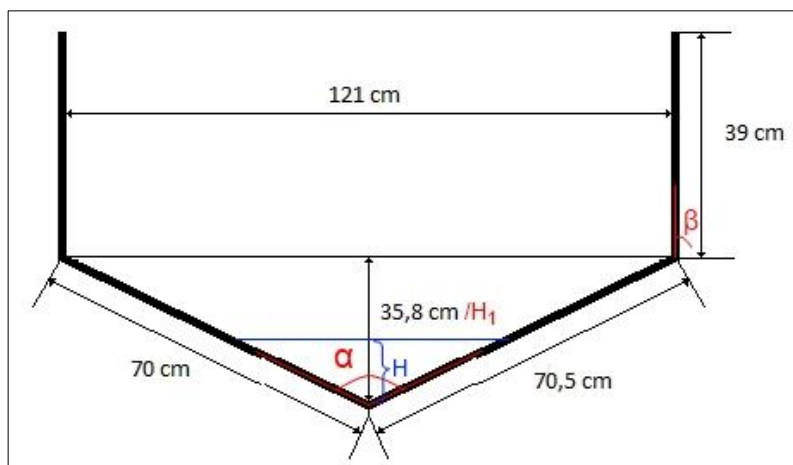
V-aukkopato

Ojaan rakennettu v-aukkopato eli kolmiopato on lähes välttämätön osa toimivaa kemikaalin annostelujärjestelmää ja helpottaa virtaamatiedon keruuta kohteessa. Kohteeseen rakennettiin menetelmän keksijän Aaro Närväsen ohjeiden mukaan v-aukkopato 120° kulmalla. Kemikaalin annostelusuhdetta voi säätää annostelusukkaan perustuvassa järjestelmässä muuttamalla v-padon kulmaa. Käytännön kokeiluissa on päädytty käyttämään 120° kulmaa peltoalueiden ojavesien käsittelyssä ja 90° kulmaa pitoisuuksiltaan väkevämpien valumavesien, kuten esimerkiksi kotieläinten jaloittelutarhojen valumavesien käsittelyssä. 120° kulmalla varustettua v-patoa käyttämällä pitäisi kemikaaliannostelun tapahtua karkeasti suhteessa 1:50 000. Valitun v-padon soveltuvuus kuhunkin kohteeseen tulisi kuitenkin varmistaa lähtevästä vedestä otetuin vesinäyttein tai pH-mittauksin.

Virtaamaan sidotun kemikaalin annostelun lisäksi v-pato mahdollistaa oikein sijoitettuna kemikaalin tehokkaan sekoittumisen käsiteltävään veteen. Veden pudotuskorkeus padon yhteydessä ja sitä seuraavassa ojauomassa tulisikin pyrkiä maksimoimaan. Pudotuksesta aiheutuva veden turbulentsisuus ja veden tehokas sekoittuminen edesauttaa raudan ja fosforin välisten reaktioiden tapahtumista ja vähentää reagoimattoman raudan määrää.

V-aukkopatoa hyödynnettiin kohdeojan virtaaman (Q) mittauksessa. Virtaaman mittausta perustui niin sanottuun Thompsonin padon laskentakaavaan. Laskennassa käytetty kaava 120 asteen v-aukkopadolle on $Q = \mu 0,0409 H^{2,5}$, jossa μ = purkautumiskerroin ja H on vedenkorkeus patoaukossa. Purkautumiskertoimen (μ) arvo on 120 asteisella v-aukkopadolla välillä 0,59 – 0,61 riippuen vedenpinnankorkeudesta mitta-aukossa sekä toteutetun patorakenteen ja uoman mittasuhteista. Kohteen virtaama on laskettu hyödyntäen purkautumiskerrointa 0,60, joka vesihallituksen mukaan ”käytännön arviointitehtävissä lienee varsin hyvä purkautumiskertoimen likiarvo normaalitilanteissa 60–120-asteisille aukoille”. (Vesihallitus 1984, 46–51)

Kohteen virtaaman mittauksessa käytetty 120 asteen v-aukkopato mitoitettiin Varsinais-Suomessa ja Satakunnassa käytetyn tulvavirtaaman 200 l/s/km^2 mukaan (Hagelberg ym. 2009, 10–11). Kyseisen mitoituksen mukaisesti olisi v-aukkopadon syvyydeksi tullut n. 30 cm. Käytännön toteutuksessa aukosta rakennettiin n. 35,8 cm syvyinen (kuva 7), eli vastaamaan noin 290 l/s/km^2 virtaamaa. Tästä huolimatta v-aukkopadon mitoitus osoittautui riittämättömäksi, sillä vuosien 2010–2012 aikana pinnankorkeus ylitti 10 kertaa v-aukon syvyyden (35,8 cm). Näistä v-aukon ylittävistä pinnakorkeuksista tehtiin yhteensä 91 havaintoa, pinnakorkeushavaintojen kokonaismäärän ollessa noin 24 000. Tämä tarkoittaa sitä, että padon v-aukon mitoituksen ylittäviä virtaamatilanteet kestivät koko tutkimuksen aikana yhteensä vajaan kahden vuorokauden ajan.



Kuva 7. Virtaamamittauksessa käytetyn 120° v-padon mitat ja virtaaman laskennassa käytetyt tiedot.

Mittapadon v-aukon ylittävän osuuden virtaama arvioitiin Suomessa perinteisesti virtaaman mittaukseen käytetyn kaksoisaukkoisen padon kaavaa hyödyntäen. Kohteelle soveltuvaksi muokattu ja laskennassa hyödynnetty kaava oli muotoa: (Vesihallitus 1984, 46–51)

$$Q = 0,0236 \mu [\tan \alpha H^{5/2} - (\tan \alpha - \tan \beta)(H - H_1)^{5/2}], \text{ jossa:}$$

μ = purkautumiskerroin (0,6)

α = v-aukon kulma asteina / 2 (60°)

β = v-aukon yläpuolisen seinämän kulma asteina suhteessa vertikaaliin (0°)

H = mitattu pinnankorkeus padolla

H_1 = V-aukon korkeus sentteinä (35,8 cm)

Käytetylle (kuva 7) patorakenteelle ei ole käytettävissä valmiita virtaaman laskentakaavoja, joten purkautumiskerrointakaan ei ole määritetty padolle. Tässä tutkimuksessa suurien virtaamien arvioinnissa hyödynnettiin purkautumiskertoimen arvoa 0,60.

Pato rakennettiin pystysuoraan asennetuista vesivanerilevyistä, jotka tuettiin ”kakkosnelosilla” (lankku 50 X 100mm) alavirran puolelta. Vesivaneri oli paksuudeltaan 21 mm paksu, joten sitä ei voida pitää täysin yhtenevänä ns. teräväreunaisen (tai ohutlevy) Thompsonin padon vaatimusten suhteen (Shen 1981, 1–3). Vuoden 2012 keväällä oli parin vuorokauden jakso, jolloin ojaan padon alapuolelle oli kertynyt virtausta patoavaa loskaa siinä määrin, että se saattoi ajoittain estää veden vapaan pudotuksen padolta.

Edellä esitetyistä tekijöistä huolimatta voidaan v-padon avulla kerättyä virtaamatietoa pitää melko luotettavana. V-patomittauksista pidetäänkin yleisesti yhtenä toimivimmista menetelmistä pienten ojavesien virtaaman mittauksessa (Shen 1981, 32; U. S. Department of the Interior 2001, 88). Virtaaman lyhytaikaisten muutosten seuraamiseksi ja kokonaisvirtaaman laskemiseksi sijoitettiin V-padon yhteyteen Keller DCX paineanturi mittaamaan ojaveden pinnankorkeutta. Pinnakorkeustieto kerättiin puolen tunnin välein paineanturin sisäiseen muistiin, josta se käytiin purkamassa tietokoneelle maastokäyntien yhteydessä. Lisäksi padon yläpuolelle sijoitettiin erillinen pinnakorkeuden mittakeppi manuaalista pinnakorkeuden tarkastusta varten.

3.2.2 Vesinäytteenoton ja analyysien järjestelyt

Tutkimushankkeen vesinäytteiden otto toteutettiin Turun AMK:n oman henkilöstön toimesta. Vesinäytteet analysoitiin kilpailutuksella valitussa akkreditoidussa laboratoriossa.

Näytteenottosuunnitelma ja näytteenoton tavoitteet

Näytteenottosuunnitelman mukaisilla vesinäytteillä pyrittiin keräämään tietoa veden laadussa tapahtuvista muutoksista sekä kalibroimaan jatkuvatoimisten vedenlaatumittareiden tuottama mittausdata. Näytteenoton tärkeimpänä tavoitteena oli selvittää tutkimuksen kohteena olevan ojavesienkäsittelymenetelmän vaikutuksia ojan kuljettamaan ravinne- ja kiintoainekuormitukseen.

Näytteenottosuunnitelman avulla pyrittiin ohjaamaan näytteenottoa siten, että saavutettaisiin riittävä kokonaiskäsitys menetelmän toimivuudesta erilaisissa virtaama- ja kuormitustilanteissa. Ojan virtaamaan ja veden ominaisuuksiin vaikuttavat mm. vallitseva säätila, vuodenaika ja valuma-alueella tehtävät viljelystoimenpiteet. Ojan kuormituksessa tapahtuvien luontaisten vaihteluiden tähden haluttiin vesinäytteitä kerätä eri vuodenaikoina ja erilaisista virtaamatilanteista.

Näytteitä pyrittiin ottamaan noin 2-5 kertaa kuukaudessa. Järjestelmällisesti tiettyyn viikonpäivään tai aikaväliin sidottua näytteenottoa ei voinut tässä yhteydessä pitää perusteluna, vaan näytteenotto pyrittiin ajoittamaan sääolosuhteet huomioiden. Vaikka näytteenotto pyrittiin toteuttamaan ns. sateiden ehdoilla, ei reagoiminen äkillisiin virtaamatilanteiden muutoksiin aina ollut mahdollista. Esimerkiksi hyvin lyhytaikaisten tai yöajalle ajoittuvien rankkasateiden aiheuttamista valumista ei yleensä saatu vesinäytteitä.

Vuonna 2012 kerättiin vesinäytteitä erityisesti voimakkaiden sateiden aikaista valumista. Näin toimittiin, jotta saataisiin selville, vuosittaisen kokonaiskuormituksen kannalta ratkaisevien, suurten virtaamien aikainen ojaveden laatu.

Vedenlaadunseuranta aloitettiin Nautelan pilottikohteessa syksyllä 2010 ja lopetettiin marraskuussa 2012. Pienestä koostaan johtuen kohdeoja jäätyn kokonaan kylmien talvikuukausien ajaksi, eikä kohteella täten voinut olla ympärivuotista vedenlaadunseurantaa. Täten menetelmän käyttö ja seuranta jakautuivat kolmeen tutkimusjaksoon. Vuoden 2010 tutkimusjakso jäi kuitenkin

varsin lyhyeksi, sillä ojat jäätyivät vuonna 2010 edellisiä vuosia selvästi aikaisemmin.

Analyysiparametrit ja niiden tarkoitus

Vesinäytteistä analysoitiin ensisijaisesti ravinteiden fraktiot ja kiintoaine sekä saostuskemikaalin annostusta indikoivat parametrit, pH ja sähkönjohtokyky. Seuraavassa taulukossa on eritelty vesinäytteistä analysoidut parametrit, kuvattu niiden merkitys vedenlaadun parametreina sekä kerrottu lyhyesti, mihin kyseessä olevia parametreja hyödynnettiin tutkimushankkeessa (taulukko 1).

Taulukko 1. Vesinäytteistä analysoidut parametrit ja niiden käyttö.

Mitattu parametri	Yksikkö	Merkitys	Käyttö hankkeessa
Liukoinen fosfori (P_{liuk}) PO_4^{3-} *	$\mu g/l$	Kuvaa suoraa leville käyttökelpoisen P:n määrää.	Liukoisen fosforikuormituksen ja sen muutoksen arviointi.
Kokonaisfosfori (P_{tot})	$\mu g/l$	Veden sisältämä fosforimäärä (sis. P_{liuk} ja PP).	Kokonaisfosforikuormituksen ja sen muutoksen arviointi.
Kokonaistyyppi (N_{tot})	mg/l	Veden sisältämä typen määrä.	Kokonaistyyppikuormituksen ja sen muutoksen arviointi.
Nitraattityppi NO_3^-	$\mu g/l$	Kuvaa leville käyttökelpoisen NO_3^- -typen määrää.	Typpikuormituksen eri fraktioiden arviointi, jatkuvatoimisen mittaustiedon varmennus.
Ammoniumtyppi NH_4^+	$\mu g/l$	Kuvaa leville käyttökelpoisen NH_4^+ -typen määrää	Typpikuormituksen eri fraktioiden arviointi.
Sameus	NTU	Kuvaa veden kiintoainespitoisuutta.	Annostelun vaikutuksen seuranta, jatkuvatoimisen mittaustiedon varmennus.
Kiintoaine (TSS)	mg/l	Kokonaiskiintoaine (organinen ja epäorgaaninen)	Kiintoainekuormituksen laskenta, annostelun vaikutuksen seuranta.
Happamuus	pH	Kuvaa veden happamuutta	Kemikaalin annostelun seuranta, jatkuvatoimisen mittaustiedon varmennus.
Sähkönjohtokyky	mS/m	Kuvaa vedessä olevien vapaiden ionien määrää.	Kemikaalin annostelun seuranta, jatkuvatoimisen mittaustiedon varmennus.

* Määritetty suodatetusta (0,2 μm) näytteestä peroksidisulfaatti hapetuksen jakeen.

Vesinäytteet otettiin pullonäytteenä ojauomasta suoraan näytepulloon. Näytteenotossa pyrittiin minimoimaan matalan ojauoman pohjasedimentin pölyäminen ja siitä mahdollisesti aiheutuva vesinäytteen kontaminoituminen. Näytteet otettiin molemmista näytepisteistä yhtäaikaisina tai peräkkäisinä näytteinä. Käytännössä tämän asian ratkaisi maastossa olleiden näytteenottajien määrä.

Vesinäytteet otettiin analyysilaboratorion toimittamiin yhden litran PE-muovipulloihin. Näytteet pakattiin kylmäpakkauksilla varustettuihin kylmälaukkuihin ja toimitettiin Matkahuollon avulla Rambol Analytics:n laboratorioon Lahteen. Näytteet säilöttiin Lahden Matkahuollossa jääkaappiin, josta näytteet noudettiin laboratoriolle analysoitavaksi.

Analyysilaboratorio valittiin akreditoituille laboratorioille 23.8.2010 suunnatun kilpailutuksen perusteella. Laboratorion analyysimenetelmät ovat pääosin talon sisäisiä menetelmiä ja pohjautuvat joko ISO tai SFS-standardeihin. Käytetyt analyysimenetelmät ja standardit on esitettyä liitteessä 4. Kiintoaines määritettiin suodattamalla (0,4 µm NPC). Liukoisen fosforin määrittäminen toteutettiin 0,2 µm kalvosuodatuksen ja peroksidihajotuksen jälkeisenä ortofosfaattimäärityksenä.

Tulostietojen käsittely ja luotettavuus

Vuosina 2011 - 2012 analysoitiin Rambol Analyticsin laboratorioissa yhteensä 58 näytekerran vesinäytteet. Tämän lisäksi ennen kilpailutuksen valmistumista teetettiin vuonna 2010 4 analyysiä aikaisemmalla Turun AMK:n vedenlaatuanalyysien tarjoajalla.

Analyysituloksissa ilmenneiden epävarmuustekijöiden tähden otettiin vuonna 2011 näytesuunnitelman mukaisten näytteiden lisäksi 12 näytteenottokerran vesinäytteistä rinnakkaisnäytteet, jotka analysoitiin toisessa akreditoitussa laboratorioissa. Rinnakkaisnäytteet otettiin saavissa homogenisoidusta ojavedestä yhtäaikaisesti näytepulloihin. Näytepulot lähetettiin analysoitavaksi kahteen akreditoituun laboratorioon, joissa näytteistä analysoitiin samat parametrit. Eri laboratorioissa rinnakkaisnäytteistä analysoidut sameus-, pH-,

sähkönjohtokyky-, kokonaistyyppi- ja nitraattiarvot vastasivat toisiaan laboratorioden lupaamien mittaustarkkuuksien sisällä. Kokonaisfosforin ja ammoniumtyypen osalta rinnakkaisnäytteiden tuloksissa ilmeni vain yksittäisiä selkeitä eroja. Analysoiduissa kiintoaineen ja liukoisen fosforin pitoisuuksissa kuitenkin ilmeni merkittäviä eroja useamman näytekerran osalta. Tämä antaa syyn epäillä analyysien luotettavuutta ja täten luonnollisesti lisää raportoituihin tuloksiin liittyvää epävarmuutta. Vaikka laboratorioden välisissä tuloksissa oli eroja, tulee muistaa, että kaikki tässä työssä hyödynnetyt analyysitulokset on määritetty samassa laboratoriossa. Huomion arvoista on myös se, että pitoisuseroista huolimatta eri laboratorioden määrittämät liukoisen fosforin ja kiintoaineen muutokset olivat pääasiallisesti samansuuntaisia.

Vuonna 2012 tehtiin kiintoainemääritysten laadunvarmistukseksi, kilpailutetun analyysilaboratorion sisäisiä rinnakkaisnäyteanalyysijä sameudesta ja kiintoaineesta. Saatujen tulosten perusteella voidaan sameuden analyysituloksia pitää tarkkoina, mutta kiintoainetuloksissa ilmeni, laboratorioden välisen vertailun tavoin, enemmän vaihtelua. Kahdeksasta otetusta rinnakkaisnäytteestä kahden tulokset erosivat toisistaan yli 20 %. Tuloksissa havaituista epävarmuuksista huolimatta korreloivat vuoden 2012 vesinäytteiden kiintoainepitoisuudet ja mitatut ojaveden sameusarvot hyvin, mikä toisaalta tukee analyysien käyttökelpoisuutta.

Vedenlaatuparametrien määrittämisessä käytetyissä analyysimenetelmissä ilmeni laboratorikohtaisia eroja, mistä johtuen eri laboratorioden tekemiä määrittämiä ei voida kaikkien parametrien osalta pitää yhteismitallisina. Esimerkiksi kiintoaineen ja liukoisen fosforin määrittämismenetelmät osittain erosivat hankkeen aikana käytetyillä analyysilaboratoriolla toisistaan. Tulosten vertailuun liittyvien epävarmuustekijöiden sekä vuoden 2010 vähäisen näytemäärän tähden tarkastellaan tässä yhteydessä ainoastaan vuosien 2011–2012 vesinäytteiden tuloksia.

3.2.3 Jatkuvatoiminen vedenlaadunseuranta

Pilottikohteen virtaaman mittauksessa ja vedenlaadun muutosten seurannassa hyödynnettiin luonnonvesien jatkuvatoimiseen seurantaan tarkoitettua mittalaitteistoa. Käytetyt mittalaitteet on todettu maastokelpoisiksi ja luotettaviksi Turun AMK:n aikaisemmissa vedenlaadun seurantatutkimuksissa ja kyseisistä mittalaitelaitteista on Turun AMK:lla usean vuoden käyttökokemus.

Jatkuvatoimisen mittauksen tarkoitus ja tavoitteet

Jatkuvatoimisen vedenlaadunseurannan ja vesinäytteiden tarkoituksena oli muodostaa mahdollisimman hyvä käsitys menetelmän toimivuudesta ja vedenlaadussa tapahtuvista, ajoittain hyvinkin nopeista, muutoksista. Lisäksi jatkuvatoimisen vedenlaatu- ja virtaamaseurannan avulla pyrittiin arvioimaan ojan kuljettamaa kokonaisravinnekuormaa sekä kemiallisen fosforin saostuksen vaikutusta sen määrään. Edellä mainittujen varsinaisten tutkimustavoitteiden lisäksi haluttiin tutkia jatkuvatoimisten vedenlaatumittareiden käyttökelpoisuutta kemiallisesti käsiteltyjen luonnonvesien seurannassa.

Seurattavat parametrit ja niiden tarkoitus

Jatkuvatoimisessa vedenlaadunseurannassa käytettyjen parametrien valinta perustui tutkimustarpeeseen sekä käytettävissä oleviin ja maastokelpoisiksi todettuihin vedenlaadun mittauslaitteistoihin. Koska tutkimuksen tavoitteena oli arvioida vesiensuojelumenetelmän toimivuutta, haluttiin ensisijaisesti seurata menetelmän vaikutuksia ravinnekuormitukseen. Erityisesti pääravinteet ja niiden fraktiot olivat kiinnostuksen kohteena. Ravinteiden lisäksi käsitellyn veden happamuutta ja sähkönjohtokykyä haluttiin seurata, koska ferrisulfaatin annostelun oletettiin heijastuvan näihin vedenlaatuparametreihin.

Pääravinteiden fraktioista ainoastaan nitraatti on optisesti mitattavissa jatkuvatoimisilla vedenlaatumittareilla. Koska fosforia ja typen muilta fraktioilta ei voi mitata luotettavasti jatkuvatoimisilla vedenlaatumittareilla, hyödynnettiin tutkimuksissa myös vesinäytteitä. Jatkuvatoimisesti mitatun vedenlaatumittareiden ja vesinäytteistä analysoidujen vedenlaatuparametrien välistä korrelaatiota

hyödyntäen voidaan usein muodostaa hyvä arvio muun muassa kokonaisfosforin ja kokonaistypen kuormituksista savialueille sijoittuvissa virtavesissä. Taulukossa 2 on esitetty kootusti jatkuvatoimisesti mitatut vedenlaadun parametrit ja niiden tarkoitus.

Taulukko 2. Jatkuvatoimisessa vedenlaatu seurannassa käytetyt mittalaitteet, mitatut parametrit ja parametrien tarkoitus.

Mitattu parametri	Mittari	Yksikkö	Merkitys	Käyttö hankkeessa
Paine	Keller DCX VG2	bar	Kiinteästi patoon, vedenpinnan alle, kiinnitetyn anturin mittaama paine muutetaan vedenpinnan korkeudeksi (m).	Pinnankorkeuden ja padon purkautumiskaavan avulla ojan virtaaman laskenta (Q)
Sameus	S::can nitro::lyser	FTU	Kuvaa veden kiintoainepitoisuutta.	Kiintoaine- ja kokonaisfosforikuormituksen ja sen muutoksen arviointi.
Nitraatti (NO ₃ ⁻)	S::can nitro::lyser	µg/l	Kuvaa leville käyttökelpoisen nitraattityypen (NO ₃ ⁻) määrää.	Kokonaistypen (N _{tot}) ja nitraattityypen kuormituksen ja sen muutoksen arviointi.
Happi (O ₂)	YSI 6920 moniparametrimittari	mg/l	Kuvaa vesistössä tapahtuvan yhteyttämisen ja orgaanisen aineksen hajotuksen voimakkuutta. Ratkaiseva kalaston eliminomahdollisuuksien sekä hapetuspelkistystilan kannalta.	Raudan olomuodon ja mahdollisen sisäisen kuormituksen arviointi.
Happamuus	YSI 6920 moniparametrimittari	pH	Kuvaa veden happamuutta.	Kemikaalin annostelun seuranta, vesinäytedatan varmennus sekä ympäristöön kohdistuvien vaikutusten arviointi.
Sameus	YSI 6920 moniparametrimittari	NTU	Kuvaa veden kiintoainepitoisuutta.	Kiintoaine- ja kokonaisfosforikuormituksen ja sen muutoksen arviointi.
Sähkönjohtokyky	YSI 6920 moniparametrimittari	µS/cm	Kuvaa vedessä olevien vapaiden ionien määrää.	Kemikaalin annostelun seuranta, vesinäytedatan varmennus.
Lämpötila	YSI 6920 moniparametrimittari	°C	Vaikuttaa mm. primäärituotantoon. Mittalaite hyödyntää eri parametrien mittauksessa.	Lämpötilan vaikutuksen arviointi kemikaalin annosteluun ja yhteyttämiseen. Varoittaa vesistön jääytymisestä syystalvella.

Laitteisto ja menetelmät

Virtaaman arvioinnissa ja vedenlaadunseurannassa hyödynnettiin Keller DCX-22VG pinnankorkeusanturia, YSI moniparametrisensoreita sekä S::can nitro::lyser vedenlaatumittareita. Vedenlaatumittarit sijoitettiin pieniin ojauomassa sijanneisiin syvennyksiin. Nämä kohdat toimivat myös vesinäytteenoton näytepisteinä (kuvat 4 & 8). Virtaaman laskennassa hyödynnetty pinnankorkeusanturi kiinnitettiin v-patoon (kuva 9).

Käytetyt mittalaitteet, niiden asennus ja valmistajien ilmoittamat laitteiden mittaustarkkuudet esitetään seuraavaksi laitekohtaisesti (taulukot 3 & 4). Tämän jälkeen kuvataan laitteiden käyttö- ja huoltotoimenpiteet pääpiirteisesti.



Kuva 8. Vedenlaadun mittarit asennettuina käsitellyn ojaveden mittauspisteeseen. (takana pystyssä YSI 6920 ja edessä punainen S::can nitro::lyser).

Taulukko 3. YSI 6920 multiparametrimittarin mittaustarkkuudet tutkituille parametreille (YSI Inc. 2011)

Parametri	Mittausalue	Resoluutio	Tarkkuus
Happamuus (pH)	0 – 14 yksikköä	0,01 yksikköä	+0,2 yksikköä
Sähkönjohtokyky (mS/cm)	0 – 100 mS/cm	0,001 – 0,1 mS/cm	+0,5 % lukemasta + 0,001mS/cm
Sameus (NTU)	0 - 1000 NTU	0,1 NTU	+2 % lukemasta tai 0,3 NTU
Lämpötila (°C)	-5 – 50 °C	0,01 °C	+0,15 °C
Happipitoisuus (mg/l)	0 – 50 mg/l	0,01 mg/l	+0,1 mg/l tai 1 % lukemasta

Scan Nitrolyser on spektrometriaan perustuva laite, joka hyödyntää mittauksissa sekä ultraviolettia että näkyvän valon aallonpituuksia. Laitteella mitataan veden sameutta ja nitraattitypen pitoisuutta. Laitteeseen on tehty niin sanottu tehdaskalibrointi (Global calibration), mutta se kalibroidaan mittaushetken paikallisiin olosuhteisiin vesinäytteillä (Scan Messtechnik GmbH 2013). Mittalaitteen sameuden mittausalue on 5 – 1400 FTU yksikköä, ja nitraattitypen mittausalue on 0,3 – 70 mg/l. Optisesta mittaustekniikasta johtuen nitraattitypen mittaustarkkuus heikkenee suurissa sameuksissa.



Kuva 9. Keller DCX 22 paineanturi asennettuna pilottikohteessa

Taulukko 4. Keller DCX 22 paineanturin mittaustarkkuudet (Keller 2013).

Mittausalue	0,8...11 bar
Tarkkuus	yleensä $\pm 0,05$ %FS / max. $\pm 0,1$ %FS
Resolutio	max. 0,0025 %FS
Pitkäaikainen vakaus	yleensä 0,5 mbar

Käytetyt vedenlaatuanturit oli liitettynä dataloggereihin, joiden kautta vedenlaatatiedot päivitettiin salasanalla suojatulle Turun AMK:n nettisivulle kahdesti päivässä. Järjestely mahdollisti lähes reaaliaikaisen vedenlaadun seurannan ja nopean reagoinnin äkillisiin vedenlaadun muutoksiin sekä mittalaitteistojen virhetiloihin.

Laitteiden säännöllisestä huollosta ja tulosten seurannasta huolimatta oli mittaustuloksissa muutamia lyhyitä virhejaksoja ja joitakin yksittäisiä virhearvoja. Yksittäisiä virhearvoja mittaustuloksissa aiheuttivat mm. laitteiden mittausalueelle osuneet roskat, kasvillisuus ja vesieliöstö. Joidenkin vuorokausien mittaisia virheellisten tai epäluotettavien tulosten jaksoja syntyi muun muassa S::can nitro::lyser:n mittauslinssille muodostuneesta sakasta sekä laitteen puhdistuksessa käytetyn paineilmaletkun irtoamista seuranneesta likaantumisesta.

Virheelliset mittatulokset poistettiin ja mittatiedot tarkastettiin tulostenkäsittelyn yhteydessä. Vuosien 2011 ja 2012 aikana kohteeseen tulevan sekä sieltä lähtevän ojaveden laadusta tehtiin yli 23 500 havaintoa kuudesta eri parametrista.

3.2.4 Ympäristövaikutusten seuranta

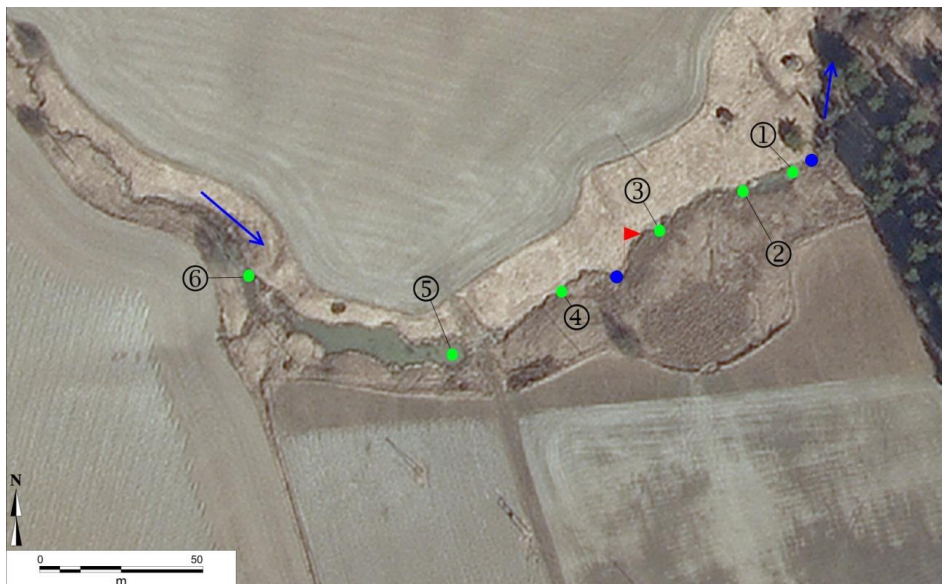
Menetelmän käytöstä aiheutuvien ympäristövaikutusten arvioimiseksi seurattiin vesikasvillisuudessa tapahtuvia muutoksia koko koejakson ajan sekä otettiin vuonna 2012 ojasta pohjaeläin- ja sedimenttinäytteet. Tämän lisäksi menetelmän vaikutuksia seurattiin huoltokäyntien yhteydessä tehdyin

silmämääräisin havainnoin. Edellä mainittujen seurantojen tarkoituksena oli kerätä tietoa mahdollisista menetelmän aiheuttamista negatiivisista ympäristövaikutuksista ja arvioida näiden vaikutusten laajuutta ja vakavuutta.

Pohjaeläinseuranta

Pohjaeläinseuranta perustuu 26.9.2012 otettujen pohjaeläinnäytteiden tuloksiin. Pohjaeläinnäytteenotto ajoitettiin siten, että kohteessa oli ollut kemikaalin annostelu käytössä noin kahden vuoden ajan. Näytteet otettiin tutkimusjaksolla 2012 kemikaaliannostelijan ollessa käytössä.

Näytteet otettiin SFS 5076 -standardin mukaisesti Ekman pohjaeläinnäytteenoutimella kuudesta näytepisteestä (kuva 10). Kustakin pisteestä otettiin kolme nostoa, jotka muodostivat kokoomanäytteen. Näytepisteistä kolme (N1, N2 & N3) sijaitsi annostelijasta alavirtaan ja kolme (N4, N5 & N6) annostelijasta ylävirtaan. Näytteiden N1–N3 tarkoituksena oli kuvata annostelun vaikutuspiiriin kuuluvan sedimenttipohjan eliöstöä. Näytteet N4–N6 puolestaan toimivat vertailukohtana ja kuvastivat ojan luontaista, saostuskemikaalille altistumattoman sedimenttipohjan, eliöstöä.



Kuva 10. Ferrisulfaattiannostelijan (▲) ja pohjaeläinnäytepisteiden (N1–N6) sijainnit (●, 1–6) merkittynä ilmakehuun. Maanmittauslaitoksen ortoilmakuva (3/2013).

Lisenssi:

http://www.maanmittauslaitos.fi/avoindata_lisenssi_versio1_20120501

Näytteet pyrittiin ottamaan annostelulaitteen ylä- ja alapuolelta siten, että näytteitä tulisi mahdollisuuksien mukaan samankaltaisista uoman osuuksista. Näytteet N1 ja N5 kuvastavat ojaan rakennettujen altainen akkumulaatiopohjien eliöstöä. Näytteet N2 ja N6 puolestaan sijoittuvat altainen alkupäähän, jossa sedimentin kertyminen on vaihtelevampaa, mutta ajoittain hyvin runsasta. N3 ja N4 näytteet puolestaan kuvaavat kapeampaa uoman kohtaa, jota ei ole muokattu altainen rakentamisen yhteydessä.

Pohjaeläinnäytteet seulottiin 0,5 mm siivilällä ja säilöttiin 70 prosenttiseen denaturoituun etanoliin. Näytteet poimittiin ja määritettiin jälkikäteen mikroskoopin avulla Turun ammattikorkeakoulun opiskelijatyönä. Kaikkia pohjaeläinlajiryhmiä ei määritetty lajitasolle asti näiden määritysten haasteellisuuden tähden.

Kasvillisuusseuranta kuvausmenetelmällä

Vesi- ja rantakasvillisuuden seuranta toteutettiin kuvausmenetelmällä. Ojauoman ja penkereen kasvillisuuden muutoksia seurattiin määritellyiltä alueilta säännöllisesti otettavin valokuvoin. Kuvauskohteet sijoituivat kemikaaliannostelijasta alavirtaan mahdollisten menetelmästä aiheutuvien kasvillisuusvaikutusten havainnoimiseksi. Kuvauskohteet valittiin siten, että seurantaan saatiin välittömästi annostelijan jälkeistä ojauomaa, että vesikasvillisuutta hitaamman virtauksen omaavan laskeutusaltaan alueelta.

Kohteet kuvattiin huolto- ja mittauskäyntien yhteydessä. Kuvaaminen pyrittiin toistamaan mahdollisimman tarkkaan samasta kohteesta, mutta uoman muutokset, korkea kasvillisuus ja suuret pinnakorkeuden vaihtelut estivät ajoittain vertailukelpoisten valokuvien ottamisen. Ajoittain myös rankka vesisade esti käyttökelpoisten kuvien otton. Varsinaista kasvillisuuskartoitusta ei hankkeessa kustannus- ja aikataulusyistä johtuen toteutettu.

Sedimenttitutkimukset

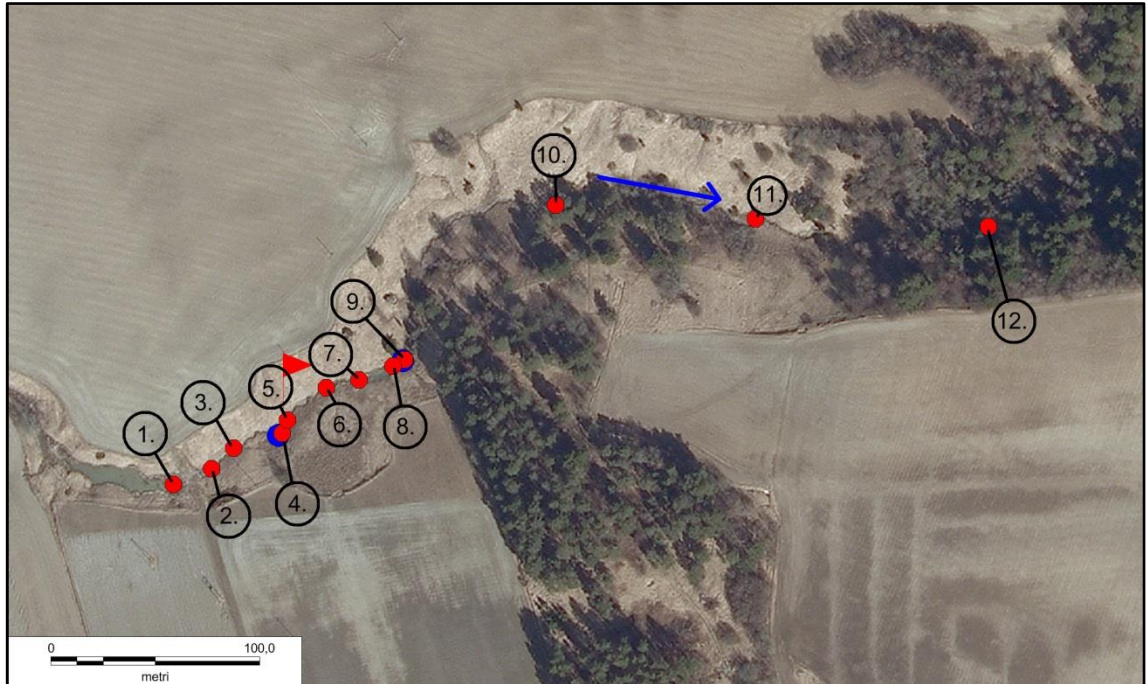
Kemiallisen fosforinsaostuksen vaikutuksia kosteikkoon kertyvän sedimentin fosforipitoisuuteen selvitettiin 10.10.2012 otettujen kahden sedimenttinäytteen avulla. Sedimenttinäytteenotto toteutettiin osana Turun AMK:n hanketta, jossa selvitettiin pienten laskeutusaltaiden ja kosteikkojen kiintoaineen ja ravinteiden sitomiskykyä.

Sedimenttinäytteet otettiin molempien laskeutusaltaiden syvimmistä kohdista Ekman pohjaeläinnäytteenottomella (kuva 10, pisteet 1 & 5). Näytteen otossa käytettiin Ekman-noudinta, koska selvityksessä haluttiin ensisijaisesti tutkia sedimentin pintakerroksen laatua. Lisäksi monien putkimallisten sedimenttinoutimien käyttö kyseisissä hankalissa näytteenotto-olosuhteissa olisi lisännyt näytteenoton virhemahdollisuuksia. Sedimenttinäytteistä analysoitiin Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy:n laboratoriossa kokonaisravinteet, kuiva-aine ja hehkutusjäännös.

Laajennetut pH seurantamittaukset

Jatkuvan vedenlaatu seurannan lisäksi toteutettiin kohteella 3 kertaa tarkennettu pH:n seurantamittaus. Mittauksen tarkoituksena oli selvittää miten selkeästi ja miten kaukana ojan alajuoksulla rautasulfaatin annostelusta aiheuttava veden pH-arvon lasku on havaittavissa ja palautuuko ojaveden pH annostelua edeltäneelle tasolle ojan alajuoksulla.

Mittaukset toteutettiin käsikäyttöisellä YSI 6600 moniparametrisondilla. Mittausalueena oli kohdeoja annostelun yläpuolisesta altaasta aina ojan alajuoksulle. Mittauspisteiden väli vaihteli n. 10 metristä 120 metriin, mittausvälin ollessa lyhin heti annostelun jälkeisellä ojajaksolla. Mittauspisteiden sijainnit on esitetty kuvassa 11.



Kuva 11. Täydentävän pH kartoituksen mittauspisteiden sijainnit (●). Maanmittauslaitoksen ortoilmakuva (3/2013). Lisenssi: http://www.maanmittauslaitos.fi/avoindata_lisenssi_versio1_20120501

Ympäristöhavainnot

Varsinaisten seurantamenetelmien lisäksi tehtiin maastokäyntien yhteydessä visuaalisia havaintoja muun muassa veden ominaisuuksista, ojauoman muutoksista ja alueen eliöstöstä. Havainnot kirjattiin maastomuistiinpanoihin ja kuvattiin mahdollisuuksien mukaan. Dokumentoidut havainnot koskivat esimerkiksi ojauoman muutoksia, sedimentin kertymistä, veden väriä, alueen vesikasvillisuutta, vesieliöstöä sekä muita eläinhavaintoja.

Kasvillisuutta ja eliöstöä koskevien havaintojen ohella luonnollisesti kirjattiin ylös kemikaaliannostelijaa ja sen toimintaa koskevat havainnot. Erityistä huomiota havainnoinnissa kiinnitettiin annostelusukan toimintaan ja rakeisen rautasulfaatin käyttäytymiseen erilaisissa kosteusolosuhteissa.

4 TULOKSET

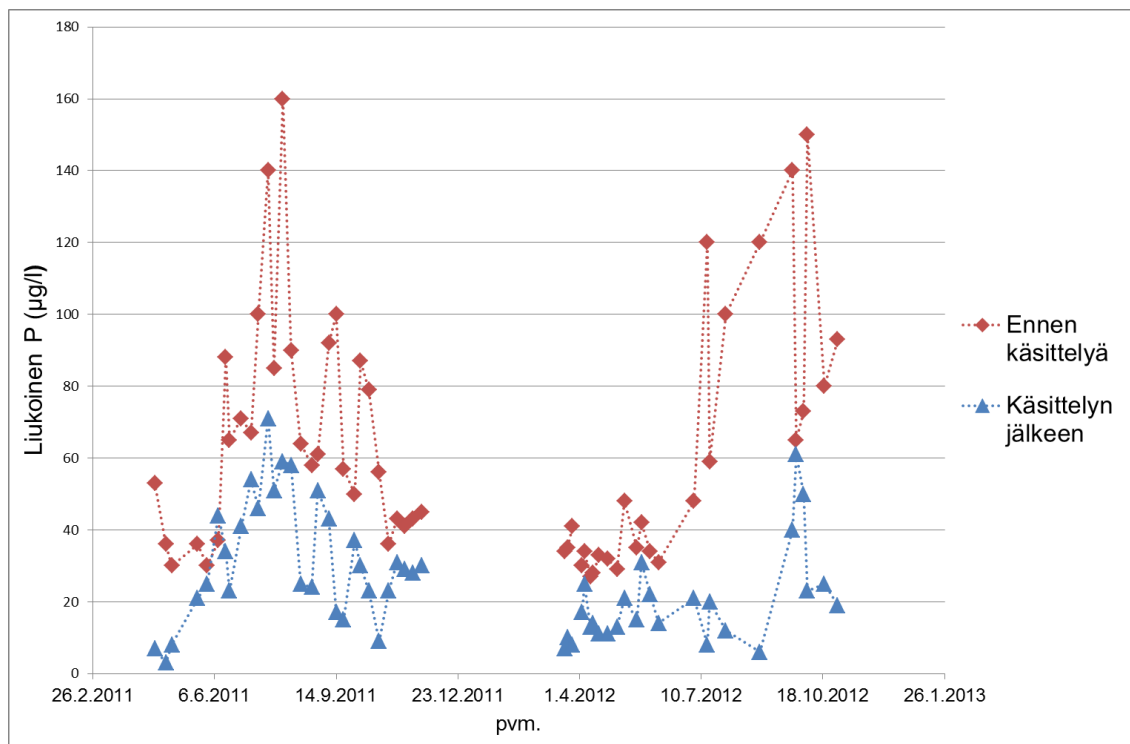
Seuraavassa esitetään Nautelan pilottikohteesta vuosien 2011 ja 2012 tutkimusjaksojen aikana kerätyt vedenlaatutulokset sekä oleellimmat menetelmän toimintaa ja ympäristövaikutuksia koskevat havainnot. Menetelmän tehokkuuden arvioinnin näkökulmasta tärkeimmät vesinäytteisiin ja jatkuvatoimisiin mittauksiin perustuvat vedenlaatutulokset esitellään kappaleen alussa. Tämän jälkeen esitetään muut menetelmän toiminnan ja ympäristövaikutusten arvioinnissa käytetyt tulokset.

4.1 Vedenlaatu

Vedenlaadun seurantajaksot 11.4 – 9.12.2011 ja 19.3 – 29.11.2012 kattoivat lähes koko avovesikauden. Jatkuvatoimisen vedenlaatu seurannan lisäksi tutkimuskohteesta kerättiin vuosien 2011 ja 2012 aikana yhteensä 58 vesinäyteparia (liite 1). Otetuista näytteistä kaksi ilmeisen virheellistä näyteparia jätettiin huomiotta tulosten käsittelyssä.

4.1.1 Liukoinen fosfori

Kohdevesistön liukoisen fosforin pitoisuuksia ei voi pitää erityisen korkeina, vaan pikemminkin pitoisuuksien voidaan tulkita olevan melko tyypillisiä maatalousalueiden ojavesille. Ojaveden sisältämästä fosforista keskimäärin 24 % oli liukoisessa muodossa. Liukoisen fosforin pitoisuudet käsittelemättömässä ojavedessä vaihtelivat välillä 27 – 160 µg/l, keskiarvon ollessa noin 64 µg/l (n=56). Käsitellyssä ojavedessä liukoisen fosforin pitoisuudet puolestaan vaihtelivat välillä 3 – 71 µg/l, keskiarvon ollessa noin 26 µg/l. Ojaveden liukoisen fosforin pitoisuuksien tavoin vaihtelivat menetelmällä saavutetut liukoisen fosforin reductiot eri näyttekertojen välillä huomattavasti (kuvio 3).

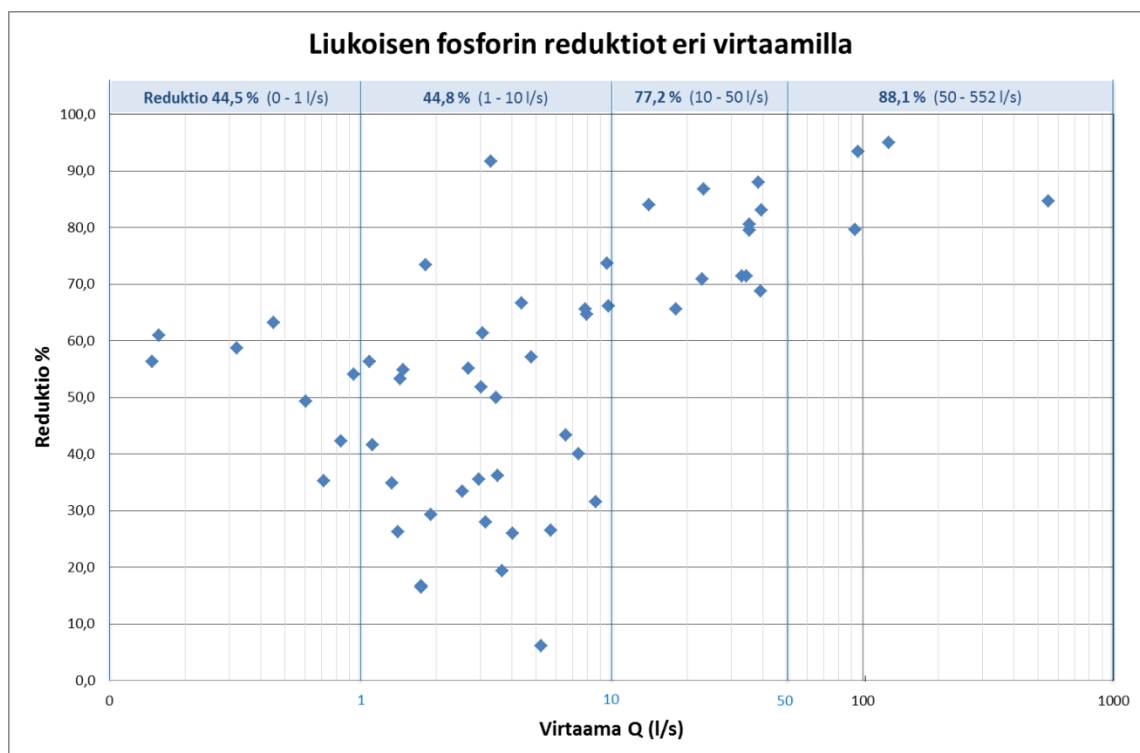


Kuvio 3. Liukoisen fosforin pitoisuus ($\mu\text{g/l}$) vesinäytteissä vuosina 2011 ja 2012.

Vesinäytteistä lasketut liukoisen fosforin keskimääräiset reduktiot olivat 49 % tutkimusjaksolla 2011 ja 60 % tutkimusjaksolla 2012. Tutkimusjaksojen välinen ero liukoisen fosforin saostustehokkuudessa selittyy ensisijaisesti näytteenottostrategian muutoksella. Kesällä 2012 päätettiin luopua kokonaiskuormituksen kannalta vähemmän merkittävien, pienten virtaamien vesinäytteenotosta ja keskittyä näytteenottoon suurten virtaamien aikana. Tämä näytteenottostrategian muutos on havaittavissa kuviossa 3 kohteeseen tulevan veden liukoisen fosforin pitoisuuksien selkeänä kasvuna kesällä 2012. Strategiaa muutettiin, koska alle 10 l/s virtaamista oli vuosina 2011 ja 2012 saatu kerättyä kattavasti vesinäytteitä, mutta kokonaiskuormituksen kannalta erittäin tärkeiden tulvahuippujen vedenlaadusta kaivattiin lisää tietoa.

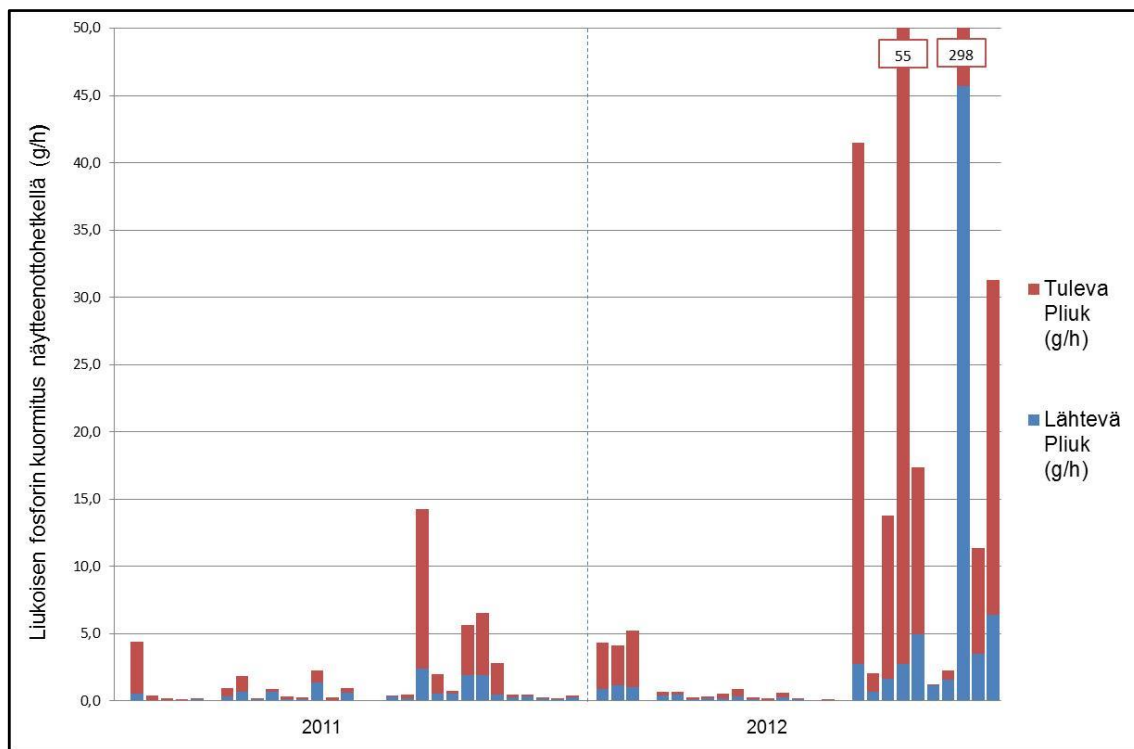
Menetelmällä saavutettu liukoisen fosforin puhdistuskyky vaihteli eri näytekertojen välillä. Erityisesti alle 10 l/s virtaamilla saavutetuissa reduktioissa oli huomattavan paljon vaihtelua (kuvio 4). Tämä vaihtelu voi osin selittyä sillä, että hygroskooppisen ferrisulfaatin annostelu pienillä virtaamilla on haasteellista

rakeiden paakkuuntumisesta johtuen. Toisaalta myös vesinäytteidenotto lähes seisovasta ojavedestä on tavallista alttiimpi vedenlaadussa tapahtuville vaihteluille ja näytteenotossa tapahtuville kontaminaatioille. Suuremmilla virtaamilla liukoisen fosforin reduktiot paranivat ja näytekerrojen välinen vaihtelu vähentyi merkittävästi (kuviot 4 & 5).



Kuvio 4. Liukoisen fosforin keskimääräinen saostustehokkuus suhteessa ojan virtaamaan (huomioi x-akselin logaritminen asteikko). Taulukon ulkopuolelle jää yksi näytetulos (pvm: 9.6.2011: Q = 0,6 l/s; reduktio %: -18,9)

Alle 10 l/s virtaamista saatujen vesinäytteiden suuresta määrästä johtuen, korostavat suoraan vesinäytteistä lasketut liukoisen fosforin reduktioprosentit pienillä virtaamilla saavutettua puhdistustulosta. Suurin osa virtavesien kuljettamasta ravinnekuormasta kuitenkin muodostuu ajallisesti melko lyhyiden huippuvirtaamien aikana (Brunet & Astin 1998, 547, 549–557), mistä johtuen juuri kuormitushuippuina saavutettavilla saostustehokkuuksilla on ratkaiseva merkitys vuosittaiseen kokonaiskuormitukseen. Kuormitushuippujen tärkeys onkin hyvin nähtävissä kuviossa 5, jossa on esitettyä näytteenottohetkille laskettu yhden tunnin aikainen liukoisen fosforin kuormitus.



Kuvio 5. Liukoisen fosforin pitoisuuden ja virtaamatiedon avulla näytteenottohetkelle laskettu liukoisen fosforin kuormitus (g/h). Syksyn 2012 rankkasateet erottuvat selkeinä kuormituspiikkeinä, joissa oli havaittavissa myös parhaimmat liukoisen fosforin reduktiot. Tulvatilanteiden 27.8.2012 (Q=128 l/s) ja 5.10.2012 (Q=552 l/s) kuormitukset ylittävät taulukon asteikon.

Mikäli haluttaisiin saada mahdollisimman luotettava arvio menetelmän vaikutuksista ojan kuljettamaan vuosittaiseen liukoisen fosforin kuormitukseen, tulisi ojasta ottaa vesinäytteitä erittäin tiheään ja kaikista mahdollisista virtaamatilanteista. Tämä ei kuitenkaan ole taloudellisesti tai teknisesti mahdollista. Kuitenkin laskemalla liukoisen fosforin reduktiot virtaamapainotteisina, voidaan saada kuvaavampi arvio menetelmällä saavutettavasta liukoisen fosforin kokonaiskuormituksen reduktiosta.

Menetelmällä saavutetut liukoisen fosforin virtaamapainotteiset reduktioprosentit olivat vuonna 2011 noin 69 % ja vuonna 2012 noin 84 %. Virtaamapainotteiset reduktioprosentit ovat noin 20 prosenttiyksikköä suuremmat, kuin painottamattomat reduktioprosentit. Syytä tähän eroon on suuremmilla virtaamilla mitatut melko korkeat puhdistustehokkuudet (kuviot 4 & 5).

4.1.2 Kokonaisfosfori

Kokonaisfosforin pitoisuudet käsittelemättömässä ojavedessä vaihtelivat välillä 75 – 560 µg/l ja käsitellyssä ojavedessä välillä 20 - 580 µg/l (n=53). Näytekohtaiset kokonaisfosforin pitoisuuden muutokset vaihtelivat 73 prosentin vähenemästä (kevät 2011, poikkeuksellinen kiintoaineen saostava kemikaalin annostelu) jopa 65 prosentin kasvuun (yksittäinen tulos). Laajasta vaihteluvälistä huolimatta lähes puolella näytekerroista jäi kokonaisfosforin pitoisuuden muutos alle viiteen prosenttiin.

Kokonaisfosforin reduktioprosenttien keskiarvo oli 3,7 ja mediaani oli tasan 0 prosenttia. Täten voidaan todeta, että annostelun toimiessa normaalisti, ei kokonaisfosforin kuormitus kohteessa juurikaan muutu. Kokonaisfosforikuormituksen pysyessä periaatteessa muuttumattomana tapahtui liukoisen fosforin pitoisuuksissa kuitenkin merkittävää laskua. Tämä tarkoittaa käytännössä sitä, että ojaveden liukoinen fosfori sitoutui ferrisulfaatin lisäyksen vaikutuksesta kiinteään muotoon, mutta ei kuitenkaan ehtinyt laskeutumaan pilottikohteen pieneen laskeutusaltaaseen.

4.1.3 Typpi

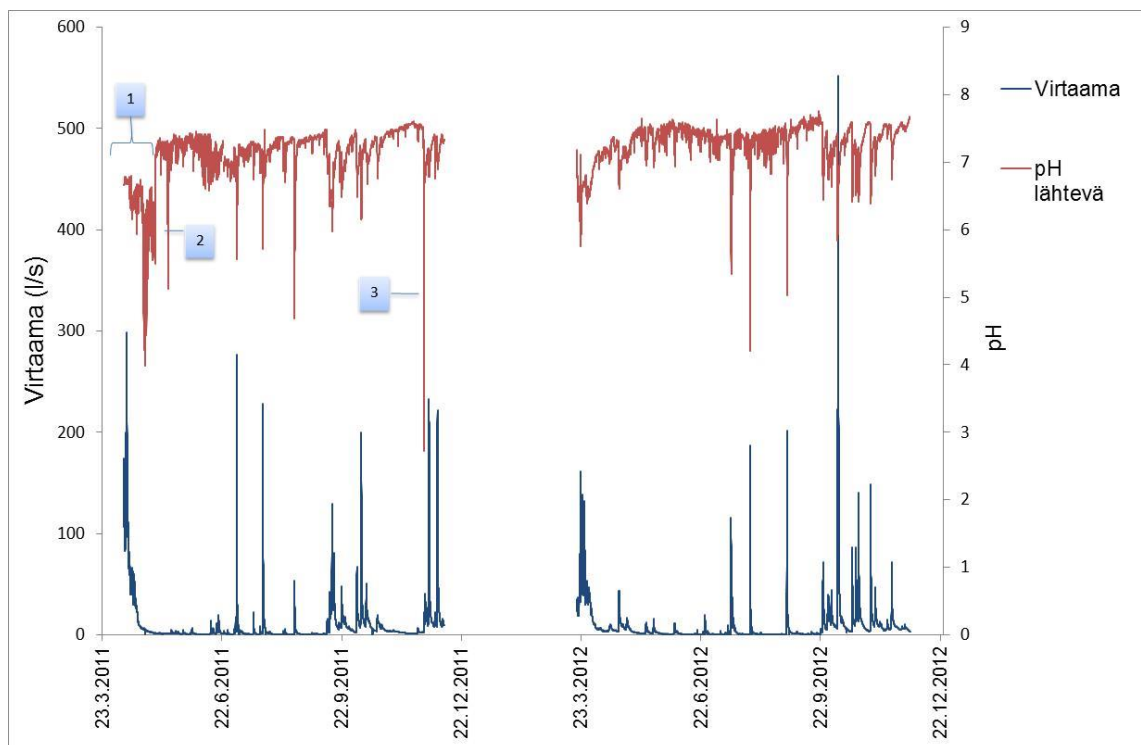
Ojaveden typpikuormitusta arvioitiin kokonaistypen, nitraatin- ja ammoniumtypen analyyseillä, jotka määritettiin yhteensä 41 näyteparista vuosien 2011 ja 2012 aikana. Typen analyyseistä luovuttiin näytteenottostrategian muutoksen yhteydessä kesällä 2012. Tuohon mennessä oli käynyt ilmeisen selväksi, että menetelmällä ei normaaliolosuhteissa ole merkityksellistä vaikutusta typen kuormitukseen.

Kokonaistypen reduktioprosentti vaihteli välillä 38 – -29, mediaanin ollessa nolla. Nitraattitypen pitoisuuksissa oli enemmän vaihtelua, mutta myös nitraatin reduktioprosenttien mediaani oli nolla. Ammoniumtypen pitoisuuksien muutokset kohteeseen tulevan ja lähtevän ojaveden välillä olivat (yhtä poikkeusta lukuun ottamatta välillä) 52 – -65 prosenttia. Ammoniumtypen

reduktioiden mediaani oli -25, mikä tarkoittaisi periaatteessa sitä, että NH_4^+ -pitoisuus kasvaisi ojaveden käsittelyn seurauksena. Tuloksissa oli kuitenkin paljon vaihtelua ja 13 näyttekertana 31stä ammoniumtyypen pitoisuudet laskivat. Vesinäytteiden perusteella ei täten voida päätellä ferrisulfaatin lisäyksen aiheuttavan myöskään ammoniumtyypen määrän kasvua ojavedessä.

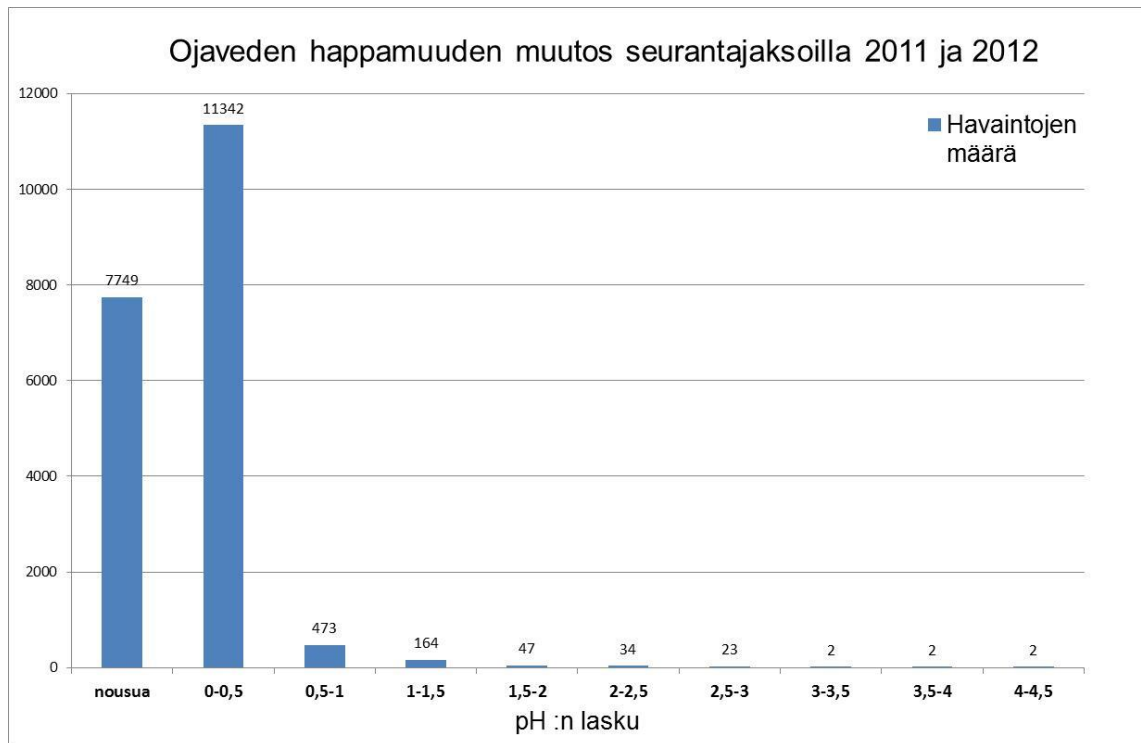
4.1.4 Happamuus

Vesinäytetulokset sekä vedenlaatumittareiden tuottama seurantatieto vahvistavat menetelmän ojavettä happamoittavan vaikutuksen. Vesinäytteiden perusteella menetelmästä johtuva veden happamoitusvaikutus oli keskimäärin 0,2 yksikköä pH-asteikolla. Suurin pH:n muutos analysoitiin 27.8.2012 otetuista vesinäytteistä, kun ojaveden pH laski tulevan veden arvosta 6,7 lähtevän veden arvoon 4,8.



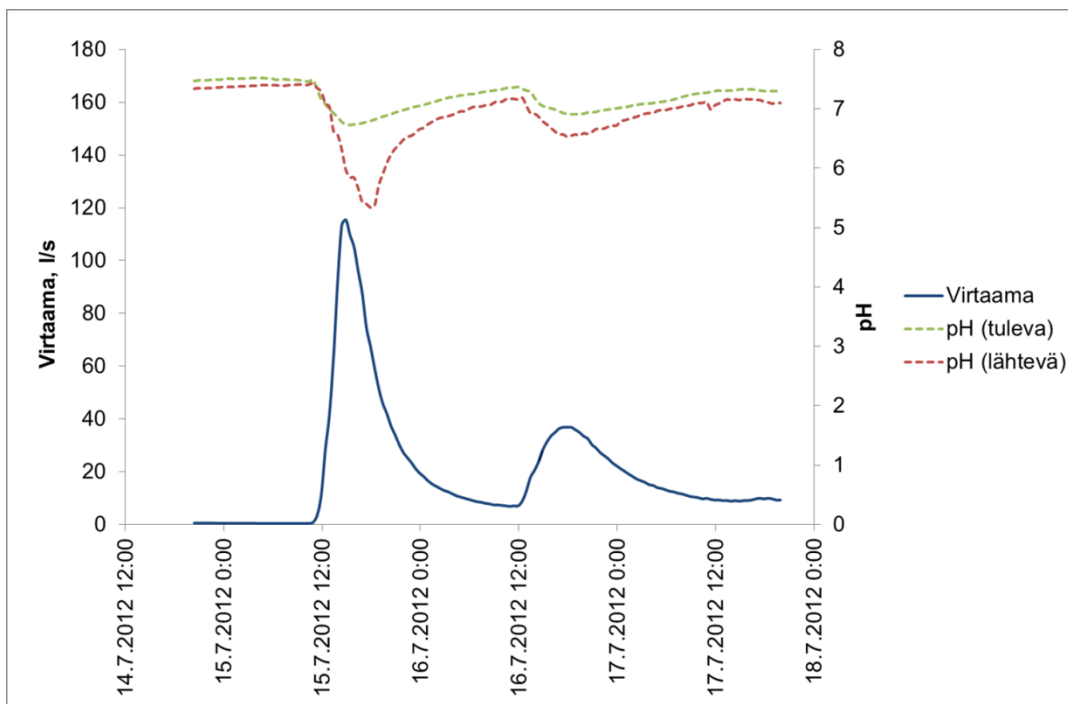
Kuvio 6. Virtaaman ja käsitellyn veden happamuuden muutokset Nautelan pilottikohteessa vuosina 2011 ja 2012 (n= 23862).

Vesinäytteitä kattavamman käsityksen menetelmän vaikutuksista ojaveden happamuuteen saa puolen tunnin välein YSI multiparametrisondilla kerätystä mittausdatasta (kuvio 6). Pääasiallisesti menetelmän käytöstä aiheutuva ojaveden pH-arvon lasku jäi alle 0,5 yksikön (kuvio 7), mutta jopa yli 4 pH yksikön muutoksia rekisteröitiin (kuvio 7, 2 kpl).



Kuvio 7. Ojaveden pH-arvon lasku Nautelan pilottikohteessa jäi vuosina 2011 ja 2012 pääasiallisesti alle puoleen pH yksikköön.

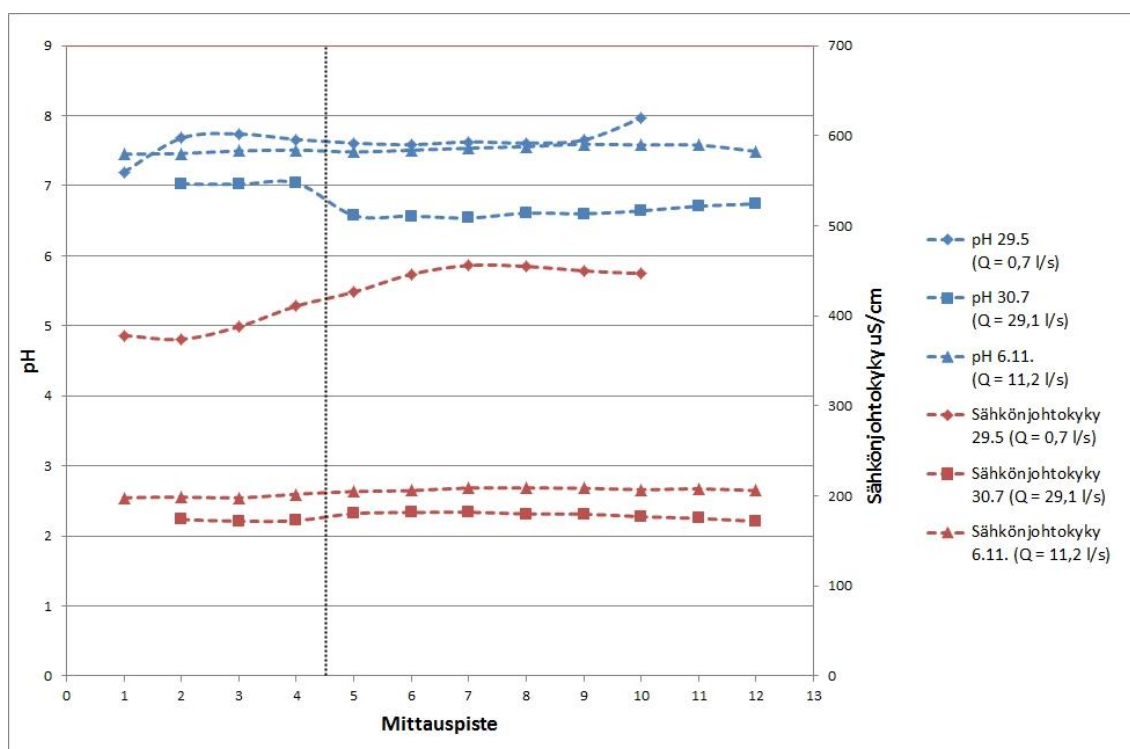
Kuviossa 6 on havaittavissa virtaaman vaikutus pilottikohteen veden happamuuteen. Suuremmilla virtaamilla annostelijasta liukeni suurempi määrä saostuskemikaalia, mikä on havaittavissa virtaamahuippujen aikaisina pH-arvon laskuina käsitellyssä ojavedessä. Suurten virtaamien aikaiset pH-arvon laskut eivät johdu ainoastaan lisääntyneestä rautasulfaatin annostelusta, vaan myös sadeveden alhainen pH laskee ojaveden pH:ta (kuvio 8).



Kuvio 8. Tarkastellessa sadetilanteen aikaisia pH muutoksia, voidaan havaita sekä sadeveden alhaisesta pH:sta (---) sekä kemikaalin lisäyksestä (---) johtuva pH-arvon lasku tulvahuipun yhteydessä.

Tutkimuskohteen mittaustiedoissa on erotettavissa 3 happamoitumisjaksoa, jotka eivät suoraan selity kasvaneella virtaamalla (kuvio 6). Kemikaalin annostelusukka poistettiin talveksi ja asennettiin uudestaan keväällä 2011 asennusohjeen mukaisesti v-padon tasalle. Annostelu osoittautui kuitenkin vallitsevilla virtaamilla liian suureksi, mikä on havaittavissa (kuvio 6, 1) kevään alhaisissa pH-arvoissa. Tilanteen korjaamiseksi nostettiin annostelusukka 2 senttimetriä korkeammalle tasolle, jolloin tilanne korjautui. Myöhemmin keväällä annostelusukan kiinnitys löystyi ja annostelupää laski pari senttimetriä aiheuttaen mittaustuloksissa selvästi havaittavan happamuuspiikin (kuvio 6, 2). Suurin happamoitumispiikki (kuvio 6, 3) kuitenkin aiheutui vuoden 2011 marraskuussa, kun kemikaalisäiliön asennuslava pettäessä suuri määrä kemikaalia huuhtoutui nopeasti ojaan. Tällöin ojaveden pH laski hetkellisesti jopa alle kolmen. Onnettomuuden yhteydessä ojaveden päässeestä suuresta kemikaalimäärästä huolimatta palautui käsitellyn veden pH noin neljässä tunnissa yli 6 pH:n tasolle ja vakiintui puolen vuorokauden kuluttua onnettomuudesta noin arvoon 6,7.

Heinäkuun lopulla noin 30 l/s virtaamalla toteutetussa täydentävässä pH seurannassa oli havaittavissa selkeä annostelusta johtuva noin 0,5 pH yksikön lasku (kuvio 9). Havaittu pH-arvon lasku tasaantui 400 metrin ojamatkalla, mutta ei kuitenkaan palannut annostelua edeltävälle tasolle (kuvio 9). Touko ja marraskuussa pienemmillä virtaamilla toteutetuissa seurannoissa ei yhtä selkeää pH-arvon laskua havaittu. Oletettavasti menetelmän pH vaikutukset kattavat ojan koko lyhyehkön alajuoksun suurempien virtaamien aikana, jolloin ojaveden virtausnopeudet ja annostellun kemikaalin määrä kasvavat. Pienemmillä virtaamilla menetelmän vaikutukset ojaveden pH-arvoon jäänevät melko paikallisiksi.

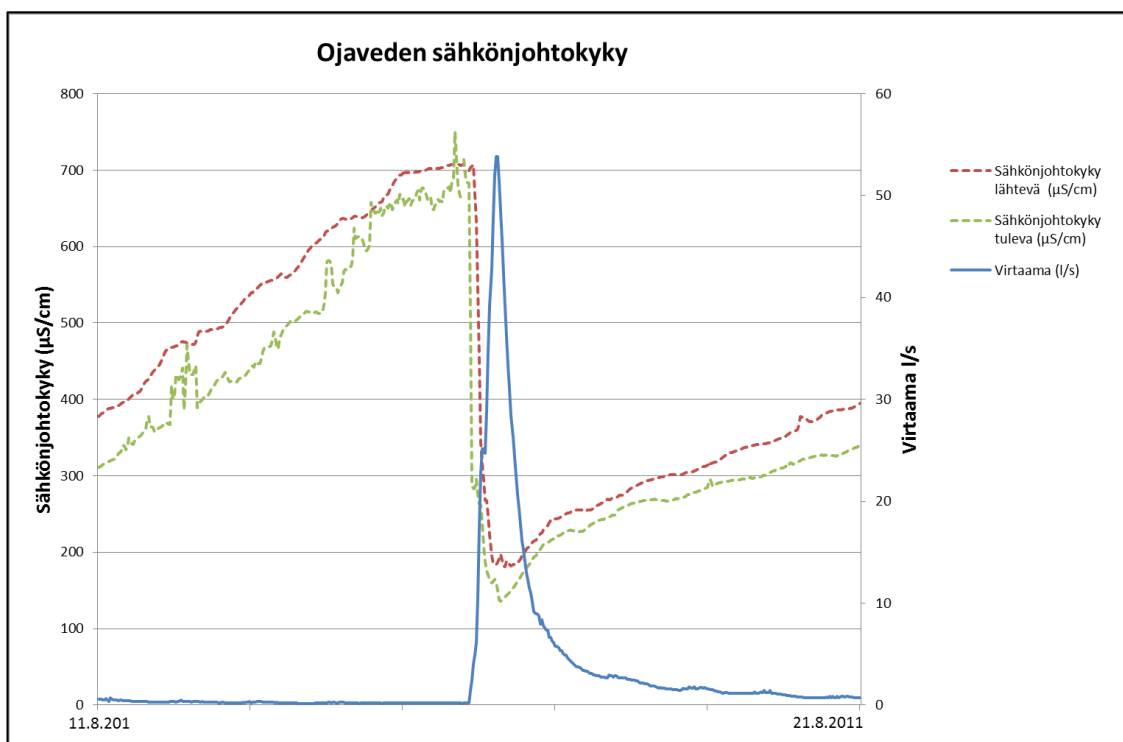


Kuvio 9. Happamuuden ja sähkönjohtokyvyn muutos ojassa kolmena eri ajankohtana ja erilaisilla virtaamilla. Näytepisteet on numeroitu juoksevilla numeroinnilla ylävirrasta alavirtaan päin. Näytepisteiden sijainnit on osoitettuna kuvassa 11 ja annostelijan sijoittuminen on merkitty kaavioon katkoviivalla.

4.1.5 Sähkönjohtokyky, sameus ja kiintoaine

Ojaveden sähkönjohtokyky oli kohteessa luontaisesti melko korkea. Käsittelemättömästä ojavedestä otettujen vesinäytteiden sähkönjohtokyky oli keskimäärin noin 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (28 mS/m). Menetelmän käyttö lisäsi vesinäytteiden sähkönjohtokykyä keskimäärin 20–30 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mikä tarkoittaa kohteessa noin 10 % kasvua sähkönjohtokyvyssä.

Jatkuvatoimisilla vedenlaatuantureilla kerätty tieto ojaveden sähkönjohtokyvystä oli linjassa vesinäytteiden tulosten kanssa, joskin pieniä eroja tuloksissa oli havaittavissa. Mittausten mukaan ojaveden sähkönjohtokyky vaihteli ensisijaisesti välillä 200 – 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ja sähkönjohtokyvyn kasvu pilottikohteessa oli keskimäärin 18 – 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Vaikka menetelmästä johtuva ojaveden sähköjohtokyvyn kasvu oli selvästi havaittavissa tutkimustuloksissa, oli tämä muutos verrattain pieni ojaveden luonnollisiin sähköjohtokyvyn muutoksiin nähden (kuvio 10).



Kuvio 10. Menetelmästä johtuva ojaveden sähkönjohtokyvyn muutos voidaan havaita käsittelemättömän (---) ja käsitellyn ojaveden (---) sähkönjohtokyvyn erona.

Sähkönjohtokyvyn tavoin oli analysoiduissa veden kiintoainemäärissä (0,4 µm suodatin), kuten tätä indikoivissa sameusarvoissakin, lievää kasvua. Sähkönjohtokyvystä poiketen analysoidut kiintoainemäärät eivät kaikilla näytekerroilla kasvaneet, vaan tuloksissa oli paljon vaihtelua. Vesinäytteistä laskettujen kiintoaineen kasvuprosenttien keskiarvo oli noin 24 ja mediaani noin 9 prosenttia.

Vesinäytteissä havaittava veden sameusarvojen lievä nousu on näkyvissä myös jatkuvatoimisesti mitatuissa vedenlaaduntuloksissa. Ojaveden sameuden kasvu jäi kuitenkin mittauksissa selvästi vesinäytteistä laskettua muutosta pienemmäksi. Täten on oletettavaa, että vesinäytteiden perusteella laskettu veden kiintoainemäärän kasvuprosentti on todellista muutosta suurempi. Havaittu kiintoaineen kasvu saattaa osin selittyä vesinäytteenottopisteiden virtausolosuhteiden eroissa, sillä käsittelyn jälkeisessä mittauspisteessä oli selvästi suurempi virtausnopeus ja turbulenttisempi virtaus, kuin käsittelemättömän ojaveden mittauspisteessä.

4.2 Kuormitus

Edellä on esitetty menetelmän käytöstä aiheutuvia vedenlaatumuutoksia. Nämä muutokset on hyvä suhteuttaa kohdeojan virtaamaan ja ojan luonnolliseen kuormitukseen, jotta voidaan paremmin hahmottaa vesiensuojelumenetelmällä saavutettava kokonaisvaikutus. Seuraavissa kappaleissa on esitetty arviot ojan virtaamasta sekä veden kuljettamasta kiintoaineen ja kokonaisfosforin kuormasta.

4.2.1 Virtaama

Virtaamavaihtelut kohdeojassa olivat suuria virtaaman (Q) vaihdellessa seurantajaksoilla alle 0,1 litrasta yli 550 litraan sekunnissa (kuvio 6). Vaikka ojan valuma-alue on pääosin päällystämätön ja ojassa on virtaamaa tasaava

laskeutusallas, olivat virtaaman vaihtelut ojassa varsin ääreviä. Esimerkiksi 30.7.2012 muuttui ojan alle 0,35 l/s virtaama sateen myötä yli 155 l/s vain 1,5 tunnin aikana.

Ojan mitatut kokonaisvirtaamat olivat 212 000 m³ vuonna 2011 ja 208 000 m³ vuonna 2012. Virtaamamittauksia ei voitu kohteessa toteuttaa ojan ollessa kokonaan tai osittain jäässä, joten mahdollinen jääkannen alla tai jään päällä tapahtunut talviaikainen valuma ei sisälly edellä esitettyihin virtaamalukuihin. Rankkasateiden ja lumensulamavesien aiheuttamat äkilliset tulvatilanteet johtivat ajoittain kemikaalisäiliön tyhjentymiseen, mistä johtuen annostelussa oli lyhytaikaisia katkoksia. Katkoksista johtuen olivat ferrisulfaatilla käsitellyn ojaveden määrät noin 110 000 m³ vuonna 2011 ja noin 161 000 m³ vuonna 2012.

4.2.2 Ojan kokonaiskuormituksen arviointi

Ojaveden kuljettaman kuormituksen arvioinnissa on hyödynnetty sekä vesinäytteitä, että jatkuvatoimista vedenlaatutietoa. Esitettävät kiintoaineen ja fosforin kuormitusarviot on laskettu vesinäytteistä tehtyjen laboratorioanalyysien ja jatkuvatoimisesti mitatun sameustiedon välistä korrelaatiota hyödyntäen. Seuraavana esitettävät kokonaiskuormitusarviot on laskettu vuoden 2012 aineistosta ja ne kuvaavat täten yhden vuoden avovesikauden aikaista kiintoaineen ja kokonaisfosforin kuormitusta.

Kiintoaine

Pilottikohteen vesinäytteistä laboratoriossa määritetty kiintoainepitoisuus (0,4 µm suodatin) korreloi vahvasti näytehetkenä YSI multiparametrimittarilla mitatun ojaveden sameusarvon kanssa. Mitatun sameuden ja kiintoainepitoisuuden välisen korrelaatiokaavan ($y = 1,0764x$) selitysaste (R^2) oli 0,937 (liite 5). Mitatut sameusarvot on siis muutettu kiintoainepitoisuuden laskennalliseksi pitoisuudeksi (mg/l) jakamalla ne arvolla 1,0764. Laskennallinen ojan kuljettama kiintoainekuorma vuonna 2012 oli noin 30 tonnia. Laskennallinen

kiintoainepitoisuus puolestaan vaihteli kohteessa vajaasta kymmenestä milligrammasta yli grammaan litrassa, keskiarvon ollessa 71 mg/l (liite 5).

Kokonaisfosfori

Kiintoaineen tavoin korreloi analysoidut kokonaisfosforin pitoisuudet hyvin mitatun ojaveden sameuden kanssa. Ennen korrelaatiokaavan ($y = 0,5351x - 31,383$) laskentaa poistettiin yksi selvästi poikkeava tulos tarkastelusta, jotta korrelaatiokaava kuvaisi paremmin sameuden ja kokonaisfosforin välistä suhdetta. Kokonaisfosforikuormituksen laskennassa käytetylle kaavalle saatiin näin selitysasteeksi (R^2) 0,935.

Kohdeojan vuoden 2012 laskennalliseksi kokonaisfosforikuormaksi saatiin näin 72,4 kiloa. Tämä on hieman vähemmän, kuin WIHMA mallilla laskettu (91 kg) keskimääräinen vuosikuorma kohdeojalle (Koskiaho ym. 2013a, 22). WIHMA mallin arvio on laskettu hyödyntäen kohdeojan koko valuma-alueen tietoja, kun edellä esitetty laskennallinen vuosikuorma perustuu v-padon kohdalla mitattuun virtaamaan ja käsittelemättömän ojaveden mittauspisteen vedenlaatutietoihin. Kun tämä lähtökohtaero huomioidaan, voidaan näiden kahden arvion todeta olevan keskenään melko hyvin linjassa. Laskennallisen kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvo oli kohteessa 202 µg/l, mediaanin ollessa 146 µg/l.

4.3 Ympäristövaikutukset

Kasvillisuuteen ja eliöstöön kohdistuvien vaikutusten arviointi on tehty tutkimusjaksojen 2011 ja 2012 aikana kerätyn havaintoihin perustuvan seuranta-aineiston sekä syksyllä 2012 otettujen pohjaeläinnäytteiden perusteella. Vaikka toteutetut seurannat eivät olleet laajuudeltaan täysin kattavia tai täyttäneet kaikilta osin tieteellisen tutkimuksen kriteerejä, antoivat ne tärkeää tietoa ferrisulfaattiannostelijan käytön vaikutuksista.

4.3.1 Pohjaeläimet

Pohjaeläinnäytteenotto toteutettiin 26.9.2012. Pohjaeläinnäytteissä esiintyi niin virtaaville, kuin seisoville vesille tyypillisiä pohjaeläintaksoneja (liite 2). Määrällisesti näytteistä löytyi eniten harvasukasmatoja (*Oligochaeta sp.*), surviaissääskentoukkia (*Tanypodinae sp.*) ja juotikkaita (*Erpobdella octoculata*).

Luotettavamman ja kattavamman tiedon saamiseksi olisi pohjaeläinnäytteitä pitänyt ottaa useammin tutkimuksen aikana sekä kerätä vertailuaineisto kohteesta jo ennen saostuskokeiden aloittamista. Pohjaeläinseurannan puutteista huolimatta, voidaan toteutetun näytteenoton perusteella jo tehdä suuntaa antavia päätelmiä menetelmän vaikutuksista pohjaeliöstöön.

Pohjaeläinten määrä sekä monimuotoisuus olivat ennen ja jälkeen käsittelyä otetuissa pohjaeläinnäytteissä karkeasti samaa luokkaa. Annostelulaitteesta ylävirtaan sijainneista näytteistä (N4, N5 & N6) poimittiin yhteensä 120 pohjaeläinyksilöä ja annostelijan alapuolisista (N1, N2 & N3) näytteistä yhteensä 163 yksilöä. Eri taksoneja puolestaan määritettiin annostelijan yläpuolisista näytteistä 14 ja alapuolisista 16.

Näytepisteistä N4–N6 määritettiin 4 taksonia (*Aeshna cyanea*, *Serromyia sp.*, *Agabus sp.* ja *Tipula maxima*) joita ei käsittelyn jälkeisistä näytteistä havaittu. Toisaalta näytteissä N1–N3 määritettiin 7 taksonia, joita ei havaittu annostelijan yläpuolisissa näytteissä. Edellä mainituista eroavaisuuksista ei kuitenkaan pidä tehdä pidemmälle meneviä johtopäätöksiä, sillä edellä mainituista taksoneista havaittiin kustakin vain yksi tai kaksi pohjaeläinyksilöä.

Yksilömäärältään runsaimmat taksonit olivat käsittelyn molemmin puolin otetuissa näytteissä samat. Lisäksi näiden taksonien yksilömäärät olivat samaa kokoluokkaa ennen ja jälkeen käsittelyn. Koska annostelijan alapuoliset näytteet eivät juuri poikenneet havaittujen taksonien tai yksilöiden määrän perusteella annostelija yläpuolisista vertailupisteistä, ei menetelmän käytöstä voida olettaa aiheutuvan ainakaan radikaaleja välittömiä vaikutuksia pohjaeliöstölle. Pitää kuitenkin muistaa, että kyseessä oli yksittäinen näytteenottokerta, eikä

menetelmän aiheuttamia mahdollisia pitkäaikaisvaikutuksia voida tämän perusteella arvioida. Myöskään suuremmasta ferrisulfaatin annostelusta pohjaeliöstölle aiheutuvia vaikutuksia ei voida ilman lisätutkimuksia selvittää.

4.3.2 Kasvillisuus

Kasvillisuus seuranta ei sisällynyt Active Wetlands -hankkeen tutkimussuunnitelmaan, eikä varsinaisia kasvillisuus selvityksiä tai lajitunnistusta täten kohteessa toteutettu. Annostelulaitteiston alapuolisen ojajakson ranta- ja vesikasvillisuutta kuitenkin seurattiin huolto- ja mittauskäyntien yhteydessä ja kohteen kasvillisuudesta otettiin valokuvia mahdollisten kasvillisuusmuutosten havaitsemiseksi.

Radikaaleja kasvillisuusvaikutuksia, kuten esimerkiksi kasvukauden aikaisia kasvikuolemia tai kasvillisuudesta vapaiden alueiden muodostumista, ei kohteessa havaittu edes vuoden 2011 yliannostelun seurauksena (liite 6, s.4–5). Alueen valtalajistossa ei myöskään havaittu merkittäviä muutoksia. Annostelijan alapuolisessa altaassa ja sen tulva-alueella esiintyi niin vesikasveja, kuin kuivan maan kasvillisuuttakin. Vesikasvien selvänä valtalaji oli leveäosmankäämi ja avovesipinnat olivat pääasiallisesti pikkulimaskan peitossa (liite 6, s. 2–3). Muita alueella havaittuja vesikasveja olivat muun muassa uistinviita, ratamosarpio ja rantapalpakko.

Merkittävin kasvillisuudessa havaittu muutos oli runsasravinteisia kasvuolosuhteita suosivan leveäosmankäämin leviäminen ja tästä aiheutuva avovesialueen kaventuminen annostelijan alapuolisessa altaassa (liite 6, s. 1–3). Syy tähän muutokseen saattaa olla sakan muodostumisesta aiheutunut altaan madaltuminen, mutta myös altaan luonnollinen umpeenkasvu. Havaintojen perusteella saattoivat muiden vesikasvien laji- ja yksilömäärät joissain määrin vähentyä osmankäämin kasvualueiden laajentuessa. Tästä ei kuitenkaan ole käytettävissä yksiselitteistä tietoa, koska kohteessa ei tehty varsinaista kasvillisuuskartoitusta.

Haittavaikutuksien kannalta potentiaalisimmaksi alueeksi arvioitiin välittömästi annostelijan alapuolinen osuus ojauomasta. Tälläkään alueella ei havaittu kasvillisuusmuutoksia ja lisäksi vesikasvillisuus alkoi levittäytyä annostelijaa varten kaivettuun altaaseen (liite 6, s. 5). Toteutetun seurannan perusteella ei menetelmän käytöstä siis aiheudu merkittäviä haittavaikutuksia vesikasvillisuudelle. Menetelmän käytön mahdollisista pitkäaikaisvaikutuksista tai vaikutuksista yksittäisiin kasvilajeihin ei kuitenkaan tämän selvityksen perusteella ole tietoa.

4.3.3 Eliöstöhavainnot

Tutkimusalueella ei suoritettu tieteellisiä eliöstöseurantoja tai -laskentoja. Menetelmän ympäristövaikutusten arvioimiseksi kuitenkin kirjattiin ylös kemikaalitäydennysten ja laitteistohuoltojen yhteydessä tehtyjä eliöhavaintoja.

Kohdealueella tehtiin maastokäyntien yhteydessä havaintoja mm. vesilinnuista, jysijöistä, vesihyönteisistä, sammakkoeläimistä ja kaloista. Hajanaisten havaintojen lisäksi erityistä huomiota kiinnitettiin annostelulaitteiston alapuolisessa laskeutusaltaassa havaittuun sammakon kutuun ja sen kehitykseen. Erillistä seuranta tai tarkempia laskelmia kudun kehittymisestä ei tehty, mutta visuaalisten havaintojen ja kuvadokumentoinnin perusteella kutu ei kärsinyt käsittelystä, vaan munat kehittyivät nuijapäiksi (kuva 12). Niin ikään sammakoita tutkimusalueella havaittiin säännöllisesti. Myös sammakoille sukua oleva vesilisko havaittiin välittömästi V-padon alapuolella annostelun ollessa toiminnassa (kuva 12).



Kuva 12. Ferrisulfaatin käytöllä ei ollut havaittavia vaikutuksia nuijapäiden kehittymiseen annostelijan alapuolisessa altaassa (vasen ja oikea). Välittömästi toiminnassa olevan annostelijan alapuolella havaittiin muun muassa vesilisko (keskellä).

4.3.4 Sedimenttinäytteet

Ferrisulfaattiannostelijan ylä- ja alapuolella sijainneiden laskeutusaltaiden syvimmistä kohdista otettujen sedimenttinäytteiden ominaisuuksissa ei ollut kovin suuria eroja. Ylemmän altaan sedimenttinäytteen kuiva-aineprosentti oli hieman pienempi ja ravinteiden sekä orgaanisen aineen pitoisuudet hieman korkeammat kuin alemmassa altaassa (taulukko 5). Visuaalisessa tarkastelussa havaittiin alemman altaan sedimentissä jonkin verran ruskeita kerrostumia, joita ei ollut havaittavissa ylemmän altaan sedimentissä. Nämä ruskeat kerrostumat saattavat olla seurausta sedimenttiin kertyneestä rautasakasta.

Taulukko 5. Ennen annostelua sijainneen ylemmän altaan ja annostelun jälkeisen alemman altaan pohjasedimentin ominaisuuksia.

Määrittäminen	Yksikkö	Ylempi allas	Alampi allas
Kokonaisfosfori	g/kg ka	1,8	1,5
Typpi	g/kg ka	4,7	3,3
Kuiva-aine	%	26	28,9
Hehkutusjäännös	%	88	92

Tutkimuskohteen altaiden pohjasedimentin laatua ei selvitetty ennen kokeiden aloittamista. Täten menetelmän käytöstä mahdollisesti aiheutuneita sedimentin laadun muutoksia ei voida luotettavasti arvioida. Huomion arvoista kuitenkin on, että ferrisulfaattikäsittelyn alapuolisen altaan sedimentin fosforipitoisuudet eivät olleet koholla verrattuna ylempää altaaseen, vaan olivat hieman yläpuolisen altaan pitoisuuksia pienempiä. Tämä havainto ei tue oletusta liukoisen fosforin saostamisen seurauksena tapahtuvasta pohjasedimentin fosforipitoisuuden noususta. Sen sijaan havainto tukee vesinäytteiden tavoin oletusta siitä, että annostelijan jälkeiseen pieneen altaaseen ei ehdi merkittävässä määrin laskeutua saostettua liukoista fosforia.

4.4 Menetelmän toiminnan havainnointi ja käyttökokemukset

Menetelmästä aiheutuvien ympäristövaikutuksien havainnoinnin lisäksi maastokäyntien yhteydessä kerättiin havaintoja menetelmän huoltotarpeesta sekä kemikaaliannostelun toimivuudesta. Havaitut järjestelmän toimintahäiriöt sekä muut poikkeamat kirjattiin maastomuistiinpanoihin ja mahdollisuuksien mukaan poikkeustilanteet dokumentoitiin myös valokuvoin tai videotallentein.

4.4.1 Menetelmän toimivuus

Menetelmän toimivuudessa havaitut ongelmakohdat liittyivät ensisijaisesti hygroskooppisen ferrisulfaatin paakkuuntumisesta aiheutuneisiin annostelupään tukkeutumistilanteisiin. Toisena merkittävänä ongelmana olivat vuonna 2011 kohteessa ilmenneet tilanteet, joissa kemikaalin annostelu ylitti tavoitellun tason. Vedenlaatutiedoissakin erottuva kemikaalin yliannostelu johti kiintoaineksen flokkautuminen, mikä oli havaittavissa kohteessa vahvana ruskean sakan muodostumisena pian annostelun jälkeen sekä ojaveden pinnalle muodostuvana vaahtona (kuva 13).



Kuva 13. Seurauksena 11.5.2011 tapahtuneesta kemikaalisukan valahtamista lisääntyi ferrisulfaatin annostelu ojaveteen siinä määrin, että se saosti myös ojaveden kiintoainetta muodostaen ruskean väristä sakkaa.

4.4.2 Menetelmän käyttö ja huollontarve

Ferrisulfaatilla oli havaittavissa taipumus muuttua tahmaiseksi massaksi ja paakkuuntua annostelusukan melko kapeaan kärkiosaan. Tällaisia kemikaalin kostumisesta johtuvia annostelusukan tukkeutumisia ilmeni kohteessa useamman kerran tutkimusjakson aikana, mutta pääasiallisesti vain pienillä (alle 5 l/s) virtaamilla. Mikäli menetelmän halutaan toimivan moitteitta myös tilanteissa joissa annostelusukasta vain kärki osuu veteen, tulee annostelulaitetta seurata ja puhdistaa jopa päivittäin. Käytännössä muodostuneen tukoksen sai poistettua tökkimällä kapealla tikulla varovasti annostelupäähän muodostunutta tukosta.

Havaintojen mukaan muodostuneet tukokset liukenivat virtaaman kasvaessa eikä tukkeutuminen täten aiheuttanut toimintahäiriöitä suurten kuormituspiikkien aikana. Ferrisulfaatin hygroskooppisuudesta huolimatta säilyi noin 40 kg kemikaalia rakeisena ja käyttökelpoisena kemikaalisäiliössä yli talven 2010–2011 (kuva 14). Pitkien sadejaksojen kosteus kuitenkin aiheutti ajoittain saostuskemikaalin paikoittaista liettymistä ja paakkuuntumista annostelusukassa sekä kemikaalisäiliön reunoilla. Heinäkuussa 2012 pääsi vettä kulkeutumaan sukan tukkeutumien poistoon tarkoitettua narua pitkin kemikaalisäiliöön aiheuttaen kemikaalin paakkuuntumisen narun ympärillä (kuva 14). Muutoin kemikaali säilyi säiliön sisällä pääasiallisen rakeisena ja juoksevana.



Kuva 14. Ferrisulfaatti säilyi rakeisena säiliössä talven 2011–2012 yli (vasen), mutta narua pitkin kulkeutunut kosteus aiheutti kemikaalin paakkuuntumisen kesällä 2012.

Tukkeutuneen annostelupään puhdistaminen ja kemikaalin lisäys osoittautuivat menetelmän käytönaikaisiksi merkittävimmiksi huoltotoimenpiteiksi. Ajoittain annostelusukan eteen kertyi myös ojaveden kuljettamia heiniä, lehtiä ja muuta orgaanista ainesta siten, että ojaveden kemikaalia liuottava vaikutus heikkeni jossain määrin.

Kemikaalisäiliön täytön sujuvuuden ja turvallisuuden kannalta on tärkeää, että annostelija sijoitetaan hyvien kulkuyhteyksien päähän, eikä kemikaalisäkkejä jouduta kuljettamaan hankalassa maastossa. Kemikaalitäydennysten yhteydessä tulee käyttää ohjeistuksen mukaisesti suojavaatetusta, käsineitä ja suojalaseja. Rakeinen ferrisulfaatti ei käsittelyn yhteydessä havaittavasti pölynnyt, mutta hengityssuojaimen käyttö on silti suositeltavaa kemikaalia käsiteltäessä. Suojavaatetus on tarpeen sillä ferrisulfaatin vesiliuos ärsyttää ihoa ja saattaa syövyttää reikiä vaatteisiin. Tämä havaittiin hyvin käytetyissä suojavaateissa sillä pilottikohteessa kemikaalitäyttöä tehtiin usein myös sateella.

4.4.3 Mitoitus

Eräs tärkeä pilotoinnissa saatu havainto oli käytetyn kemikaalisäiliön riittämättömyys tulvahuippujen käsittelyyn kyseisessä kohteessa. Kohteessa käytetty 350 litran kemikaalisäiliö ei olisi kuivana kesäaikana vaatinut täyttöä kolmeen – neljään kuukauteen. Kevättulvien ja pidempien sadejaksojen aikana kemikaalisäiliö kuitenkin vaati täyttöä noin 1–5 päivän välein. Rankkasateiden aiheuttamat suurimmat virtaamapiikit puolestaan tyhjensivät kemikaalisäiliön jo muutamassa tunnissa.

Voidaankin todeta, että käytetty kemikaalisäiliö oli kohteen valuma-alueen kokoon nähden liian pieni. Tutkimuskohteen kemikaalisäiliön koon kasvattaminen noin kolminkertaiseksi olisi varmistanut kemikaalin riittävyyden myös suurimpien tulvapiikkien käsittelyyn ja mahdollistanut kevättulvien käsittelyn ilman kemikaalitäydennyksiä. Kemikaalisäiliön koon kasvattaminen ei kuitenkaan käytetyllä rakenteella olisi ollut mahdollista, vaan säiliön koon kasvattaminen olisi vaatinut toisenlaisen annostelijarakenteen käyttöönottoa.

4.5 Kustannustehokkuuslaskelmat

Vesiensuojelumenetelmien käyttökelpoisuuden arvioinnissa ja keskinäisessä vertailussa on kustannustehokkuus yksi keskeisistä tekijöistä. Menetelmän kustannustehokkuuslaskelmat perustuvat annostelulaitteen rakentamiskuluihin, tutkimusjaksolla vallinneeseen saostuskemikaalin hintaan sekä hankkeen aikana kerättyyn tietoon menetelmän puhdistustehosta.

4.5.1 Menetelmän kokonaiskulut

Menetelmän kokonaiskulut muodostuvat annostelulaitteiston materiaali- ja rakennuskuluista, huolto- ja käyttökustannuksista sekä käytetyn kemikaalin hinnasta. Näiden kulujen lisäksi voi kohteesta ja toteutustavasta riippuen syntyä kuluja esimerkiksi asennusta edeltävästä suunnittelutyöstä, menetelmän toimivuuden seurannasta tai mahdollisista laitteiston korjaustöistä.

Menetelmän käyttöönottokulut

Menetelmän rakentamiskustannukset pilottikohteella olivat materiaalien osalta noin 550 euroa ja rakentamistyön osalta noin 600 euroa. Rakentaminen toteutettiin ammattikorkeakoulun projektihenkilöstön ja harjoittelijoiden toimesta ilman kaivinkonetta. Järjestelmän rakentamiskulut olivat siis noin 1150 € (ilman matkakustannuksia). Järjestelmän rakentamiseen tarvittavien materiaalien saatavuus ja hinnoittelu voi vaihdella jonkin verran alueellisesti, mistä johtuen rakentamisen materiaalikuluja tulisi pitää suuntaa antavina.

Materiaalikuluja selvästi ratkaisevampi kuluerä on rakentamistyön kustannukset, jotka voivat vaihdella huomattavasti järjestelmän toteutustavasta riippuen. Mikäli esimerkiksi vesiensuojeluyhdistys rakentaa järjestelmän talkootyönä voidaan kuluja karsia verrattuna tilanteeseen, jossa asennustyö tilataan kaupalliselta toimijalta. Työn tuntikustannuksen lisäksi rakentamisen kuluihin vaikuttavat huomattavasti kohteen ympäristöolosuhteet ja esimerkiksi v-padon asennuksessa mahdollisesti tarvittavan kaivinkonetyön kustannukset.

Asennuskohteesta ja edellä mainituista tekijöistä riippuen voivat järjestelmän asennuskustannukset vaihdella arviolta noin 500 eurosta 3000 euroon.

Käytönaikaiset kulut

Menetelmän käytönaikaiset kulut muodostuvat lähinnä kemikaalin hinnasta ja sen kuljetuskustannuksista. Nautelan pilottikohteeseen hankittiin kemikaalit 1200 kg erissä. Kemikaali oli pakattuna 40 kg säkkeihin kuljettamisen helpottamiseksi. Vuonna 2011 hankitun kemikaalin nettohinta oli noin 0,47 €/kg (ALV 0, ei rahtia) ja vuonna 2012 noin 0,55 €/kg. Huomioitaessa arvonlisävero ja kemikaalin rahtikulut olivat vastaavat hinnat vuosina 2011 ja 2012 noin 0,73 ja 0,82 €/kg.

Kemikaalikustannuksen lisäksi kemikaalisäiliön täytöstä aiheutuu palkkakuluja ja mahdollisesti myös matkakuluja. Jatkossa esitettävissä kustannustehokkuusarvioissa ei näitä, kohteittain hyvin vaihtelevia, kustannuksia ole huomioitu.

4.5.2 Kustannustehokkuus

Kustannustehokkuuden yksikkönä tulen tässä työssä käyttämään euroa saostettua liukoisen fosforin kiloa kohti (€/kg P_{liuk}). Seuraavana esitettävät kustannustehokkuuslaskelmat perustuvat vesinäytetuloksista laskettuihin keskimääräisiin virtaamapainotteisiin liukoisen fosforin pitoisuuksien vähenemisiin, annostelujaksoilla käytettyyn kemikaalimäärään ja käytetyn kemikaalin hankintahintaan.

Menetelmän kemikaalikustannukset (ALV 0, ei rahtia) olivat vuonna 2011 noin 1200 € ja vuonna 2012 noin 1400 €. Vastaavasti vuonna 2011 menetelmällä saostettiin arviolta 5,5 kiloa fosforia ja vuonna 2012 18,6 kiloa. Puhtaasti kemikaalikustannuksiin perustuvaksi kustannustehokkuudeksi menetelmälle tulee täten vuoden 2011 osalta 216 € per poistettu liukoisen fosforin kilo ja vuoden 2012 osalta ainoastaan 74 €/kg P_{liuk} (taulukko 6).

Taulukko 6. Menetelmän kustannustehokkuuslaskelmissa hyödynnetyt tiedot.

		Vuosi 2011	Vuosi 2012
Kokonaisvirtaama annostelujaksoilla ¹	m ³	109900	160700
Virtaamapainotettu liukoisen P:n saostustehokkuus	%	69	84
Liukoisen fosforin reduktio ²	µg/l	50,4	115,7
Saostettu liukoinen fosfori ³	kg	5,5	18,6
Ferix-3 kulutus	kg	2560	2520
Keskimäärinen annostelusuhde ⁴	g/m ³	23	16
Kemikaalikustannus brutto ⁵	€/kg	0,47	0,55
Kemikaalikustannus netto ⁶	€/kg	0,73	0,82
Brutto kustannustehokkuus (€/saostettu kg Pliuk) ⁵	€/kg P	216	74
Netto kustannustehokkuus (€/saostettu kg Pliuk) ⁶	€/kg P	337	112

¹⁾ Ojan kokonaisvirtaama ajalla, jolloin annostelu oli käytössä.

²⁾ Virtaamapainotettu liukoisen fosforin pitoisuuden keskimääräinen vähenemä.

³⁾ Arvio perustuu virtaamapainotettuun fosforin saostustehokkuuteen.

⁴⁾ Yhteen kuution ojavettä annosteltu Ferix-3 määrä (g), vain annostelijan käytössäolo jaksot huomioitu laskelmassa.

⁵⁾ ALV 0, ei rahtia.

⁶⁾ sis. ALV ja rahti.

Mikäli toteutuneissa kemikaalikustannuksissa huomioidaan kemikaalin arvonlisäverollinen hinta ja kemikaalitoimituksen rahtikulut, nousevat kemikaalikustannukset huomattavasti. Tämä vastaavasti heikentää menetelmän laskennallista kustannustehoa, jolloin liukoisen fosforikilon saostamisen hinnaksi tulisi 2011 osalta 337 euroa ja vuoden 2012 osalta 112 euroa.

Edellä esitetyt kemikaalin käyttöön perustuvat kustannustehokkuusarviot ovat suuntaa antavia, eikä niissä ole huomioitu annostelujärjestelmän rakentamisen kuluja tai käyttökustannuksia. Nämä kustannukset ovat kuitenkin vahvasti riippuvaisia annostelijan sijainnista, mitoituksesta, ojaveden liukoisen fosforin pitoisuuksista, käyttökulujen hinnoittelusta ja niin edelleen. Tästä johtuen on mahdotonta esittää yleisiä kaikkiin kohteisiin soveltuvia kustannus- tai kustannustehokkuustietoja. Ferrisulfaattiannostelijan käytön kokonaiskustannuksia ja kustannustehokkuutta on analysoitu Active Wetlands -

hankkeessa useasta pilottikohteesta kerätyn kustannustiedon perusteella. Nämä tulokset on luettavissa hankkeen loppuraporteissa (Koskiahho ym. 2013b; Uusitalo ym. 2013).

Tutkimuskohteena toimineeseen Nautelan pilottikohteeseen tehtiin näytteenotto- ja huoltokäyntejä säännöllisesti, eikä näistä muodostuvia kustannuksia voida hyödyntää menetelmän käyttö- ja hoitokulujen arvioimisessa. Menetelmän rakentamisen materiaalikulut (550 €) ja osin myös työkustannukset (n. 600 €) ovat kuitenkin sovellettavissa annostelijan rakentamisesta aiheutuvan kokonaiskustannusvaikutuksen arvioinnissa. Mikäli annostelijan eliniäksi arvioidaan 10 vuotta, tulisi rakentamisen kustannusvaikutus olemaan noin 120 euroa/vuosi. Tämä vastaisi Nautelassa noin 5-10 prosenttia vuosittaisesta kemikaalikustannuksesta (vuosittaisesta kemikaalikulutuksesta ja laskentatavasta riippuen). Active Wetlands -hankkeeseen kuuluneen 13 ferrisulfaattiannostelijan perusteella lasketut menetelmän käytön vuosikustannukset jakautuivat seuraavasti: (Koskiahho ym. 2013b, 26–27)

- Kemikaali 46 %
- Työ 26 %
- Rakennusmateriaalit 14 %
- Muut 14 %

Nautelan pilottikohteesta ei ole käytettävissä tietoa työn kustannuksista, joten vastaavan kustannusjaon esittämistä ei voida pitää Nautelan pilottikohteen osalta mielekkäänä. Tämän työn pohjana käytetyssä Nautelan pilottikohteessa voidaan kuitenkin todeta kemikaalikustannuksen merkityksen korostuvan ja toisaalta rakennuskustannuksien vaikutuksen kokonaiskustannuksiin olevan melko pieni. Ero yllä esitettyyn kustannusjakoon (Koskiahho ym. 2013b) perustuu sillä, että Nautelassa käsitelty kokonaisvirtaama oli selvästi suurempi ja kemikaalin hankintahinta korkeampi, kuin edellä mainitun (Koskiahho ym. 2013b) laskelman pohjatietona hyödynnetyissä tutkimuskohteissa keskimäärin.

4.6 Yhteenveto tuloksista

Nautelan pilottikohteessa erilaisilla tutkimusmenetelmillä kerätyn tiedon avulla saatiin muodostettua melko hyvä käsitys ferrisulfaattiannostelijan soveltuvuudesta ojavesien liukoisen fosforin saostamiseen. Tähän kappaleeseen on koottu pilottikohteesta kerätyt tärkeimmät tulokset.

4.6.1 Saavutettu puhdistustulos

Menetelmällä saavutetut liukoisen fosforin reduktiot vaihtelivat näyttekertojen välillä paljon, mutta olivat keskimäärin varsin hyviä. Huomionarvoista oli, että annostelija toimi paremmin suurilla virtaamilla. Tämä tarkoittaa sitä, että vuosittaisen kokonaiskuormituksen kannalta tärkeimpinä ajankohtina saavutettiin parhaat liukoisen fosforin reduktiot (kuviot 4 & 5). Menetelmän kokonaisvaikutuksen arvioinnissa onkin perusteltua hyödyntää virtaamapainotteisia liukoisen fosforin saostustehokkuuksia, jotka olivat noin 70 % vuonna 2011 ja lähes 85 % vuonna 2012.

4.6.2 Menetelmän käyttökulut ja kustannustehokkuus

Ferrisulfaattiannostelijan rakentamisen ja käytön kustannuksia on hankala arvioida tutkimuskohteena toimineen Nautelan annostelijan kustannusten perusteella. Yksittäisen kohteen toteutus- ja käyttökuluja ei myöskään voi suoraan käyttää erilaisiin kohteisiin sijoitettavien annostelijoiden kustannusarvioina.

Pilottikohteen kemikaalikustannukset olivat noin 1300 euroa vuodessa (ALV 0, ei rahtia). Menetelmän kemikaalikustannus saostettua liukoista fosforikiloa kohden oli 2011 vuonna 216 € ja 2012 vuonna 74 € (taulukko 6). Nämä tulokset ovat hyvin samansuuntaisia muista Active Wetlands -hankkeen pilottikohteista

saatujen tulosten kanssa (Uusitalo ym. 2013, 36–39) ja kilpailukykyisiä muiden vaihtoehtoisten vesiensuojelumenetelmien kanssa (Koskiaho ym. 2013b, 26–28, 43–45; Kääriä 2012, 1–2).

4.6.3 Ympäristövaikutukset

Tärkein menetelmällä saavutettava positiivinen ympäristövaikutus on leville käyttökelpoisen fosforin saatavuuden merkittävä väheneminen käsitellyssä ojavedessä ja tämän seurauksena mahdollisesti hidastuva rehevöitymiskehitys alapuolisessa vesistössä. Menetelmän käytöstä aiheutuvista haittavaikutuksista merkittävin lienee ojaveden pH-arvon lasku ja tästä mahdollisesti aiheutuvat haitalliset vaikutukset ojan eliöstöön. Hankkeessa toteutetuissa selvityksissä ei kuitenkaan ilmennyt pohjaeläimiin, kasvillisuuteen tai muuhun alueella havaittuun eliöstöön kohdistuvia negatiivisia vaikutuksia. Menetelmän käytön pitkäaikaisvaikutuksista ja esimerkiksi vaikutuksista kalastoon ei tässä yhteydessä tutkittu.

4.6.4 Menetelmän monistettavuus ja käyttökelpoisuus

Ojavesien liukoisen fosforin saostus on herättänyt kiinnostusta muun muassa vesiensuojeluyhdistysten keskuudessa ja menetelmälle vaikuttaisi löytyvän potentiaalisia käyttökohteita. Pilottikohteessa käytetty annostelujärjestelmä on sinällään käyttökelpoinen pienten, alle 50 hehtaarin valuma-alueen, omaavien ojakohteiden vesien käsittelyyn. Mahdollisten kookkaampien vesistöjen ympärivuotiseen liukoisen fosforin saostamiseen menetelmä ei nykyisellä kemikaalisäiliöllä sovellu.

Menetelmän järjestelmällistä monistamista pelto-ojiin ei voida pitää järkevänä, vaan menetelmän käyttöönottoa tulisi edeltää riittävät kuormitus selvitykset, joiden avulla menetelmälle optimaaliset käyttökohteet valitaan. Nautelan pilottikohteen ja muiden Active Wetlands -hankkeen tutkimuskohteiden (Uusitalo ym. 2013, 33–39, 48, 51) tulosten perusteella tulisi annostelijat

kohdentaa ensisijaisesti korkean fosforipitoisuuden omaaviin pieniin tai pienehköihin ojiin. Parhaimman vesiensuojelullisen hyödyn saavuttamiseksi ja mahdollisten haittavaikutusten minimoimiseksi on suositeltavaa tukeutua menetelmään perehtyneiden asiantuntijoiden tukeen menetelmän käyttöönottoa harkittaessa.

4.6.5 Luotettavuusarvio

Vedenlaadun ja ympäristövaikutusten seurantaan liittyy menetelmästä riippumatta aina epävarmuustekijöitä. Virhetulosten minimoimiseksi vesianalyysit toteutettiin akreditoitussa laboratoriossa sertifioituilla menetelmillä ja vedenlaatuanturit kalibroitiin säännöllisesti laitevalmistajien kalibroitineilla. Vesinäytteen ottoon, kuljetukseen ja analyysiin liittyviä kontaminaatoriskejä tai analyysivirheen mahdollisuutta ei kuitenkaan voida koskaan täydellisesti poistaa. Ohjeiden mukaisella näytteiden käsittelyllä, jatkuvatoimisella vedenlaadun seurannalla ja toteutetuilla rinnakkaisnäytteillä pyrittiin minimoimaan virhelähteet ja arvioimaan tulosten luotettavuutta.

Vesianalyyseissä havaittiin joitakin epäkohtia, jotka osittain heikentävät tulosten luotettavuutta. Myös jatkuvatoimisessa vedenlaatu seurannassa oli lyhyitä virhejaksoja, mutta nämä poistettiin tulostarkastelun yhteydessä. Esitetyt arviot menetelmän vedenlaatuvaikutuksista olivat hyvin linjassa muiden Active Wetlands -hankkeen tulosten kanssa ja edellä mainituista virhelähteistä huolimatta, voidaan tässä työssä esitettyjä tuloksia pitää melko luotettavina.

Eliöstöön kohdistuvien vaikutusten arviointi perustui ajaltaan ja lukumäärältään suppeisiin näytteisiin sekä kenttäkäyntien yhteydessä suoritettuihin aistinvaraisiin havaintoihin. Täten eliöstöön kohdistuvien vaikutusten arviointia voidaan pitää ainoastaan suuntaa antavana.

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimuksen kohteena ollut ferrisulfaattiannostelija osoittautui toimivaksi tavaksi saostaa liukoista fosforia maatalouden ojavesistä. Menetelmän avulla saatiin saostettua ojaveden liukoisesta fosforista, laskentamenetelmästä ja koejaksosta riippuen, noin 50 – 85 %. Käytetyllä kemikaalin annostelulla ei pilottikohteessa kuitenkaan ollut vaikutusta typen tai kokonaisfosforin kuormitukseen. Saostettu liukoinen fosfori ei siis laskeutunut kohteessa sijainneeseen pieneen laskeutusaltaaseen, vaan kulkeutui ojaveden mukana eteenpäin.

Ferrisulfaatin hygroskooppisuus johti ajoittain annostelun toimintahäiriöihin. Nämä ongelmat ajoittuivat lähinnä ojan minimivirtaamatilanteisiin ja suurten virtaamien aikana menetelmä toimi lähes poikkeuksetta hyvin. Oikean kemikaaliannostelun saavuttamisessa oli jonkin verran ongelmia vuonna 2011, mutta vuonna 2012 näitä ongelmia ei enää ilmennyt.

Menetelmän käytöstä aiheutuva ojaveden pH-arvon lasku jäi yleensä alle 0,5 yksikköön, mutta yksittäisessä vikatilanteessa pH-arvo laski hetkellisesti jopa alle kolmeen. Menetelmän käytöstä ei kuitenkaan aiheutunut havaittavia vaikutuksia alueen pohjaeläimiin tai kasvillisuuteen.

Menetelmän suurin yksittäinen käyttökulu muodostui kemikaalin käytöstä. Menetelmän kemikaalikustannukset (ALV 0, ei rahtia) olivat, liukoisen fosforin saostustehokkuuden laskentamenetelmästä ja koejaksosta riippuen, noin 75 – 490 euroa saostettua liukoisen fosforin kiloa kohden.

Ferrisulfaattiannostelija oikein sijoitettuna ja mitoitettuna vaatii melko vähän huoltoa. Kookkaammissa ojakohteissa saostuskemikaalin kulutus ja täten kemikaalin lisäämisestä aiheutuva työmäärä kasvavat kuitenkin nopeasti. Kemikaalisäiliön kokoa kasvattamalla on mahdollista vähentää täytöstä aiheutuvaa työmäärää, mutta tämä lisää myös mahdollisten vikatilanteiden aiheuttaman riskin suuruutta.

Menetelmän käytössä pitää kiinnittää huomiota käyttöturvallisuuteen ja käyttää asianmukaisia suojavarusteita. Menetelmän käyttöönottoa suunniteltaessa ja soveltuvaa kohdetta valittaessa on suositeltavaa tukeutua asiantuntijoihin. Lisäksi on erittäin suositeltavaa, että oikea kemikaaliannostelu varmistetaan menetelmän käyttöönoton jälkeen eri virtaamatilanteissa toteutetuin pH mittauksin.

Ferrisulfaattiannostelija vaikuttaisi soveltuvan ensisijaisesti pienikokoisiin ojiin, joissa on korkeat liukoisen fosforin pitoisuudet. Annostelija on hyvin potentiaalinen tapa parantaa maatalouskosteikkojen tehokkuutta erityisesti tulvahuippujen ja kasvukauden ulkopuolisten valumavesien käsittelyssä. Ferrisulfaattiannostelijan käyttöä ei kuitenkaan tule nähdä muita maatalouden vesiensuojelutoimia korvaavana menetelmänä vaan pikemminkin erityisen kuormittavien ojavesien käsittelyssä käytettävänä tehokkaana lisätoimenpiteenä.

5.1 Kiitokset

Ilman Active Wetlands -hanketta ja sen pilottikohteen tutkimustietoja, ei tämän työn tekeminen olisi ollut mahdollista. Hankkeen rahoittamisesta kuuluu kiitokset Interreg IV A, Central Baltic ohjelmalle ja ohjelman sihteeristölle. Erityisesti haluan kiittää Nautelan kartanon Merja Jokilaa ja hänen jo edesmennyttä miestänsä Mikko Jokilaa siitä, että antoivat luvan pilottikohteen perustamiseen kiinteistöllään sijaitsevaan kohdejoaan. Suuri kiitos kuuluu myös kaikille pilottikohteen rakentamisessa, ylläpidossa ja tutkimustiedon hankinnassa mukana olleille Turun AMK:n henkilökunnan ja opiskelijoiden edustajille. Kiitokset myös kaikille Active Wetlands -hankkeen partnereille yhteistyöstä hankkeen toteutuksessa.

6 LÄHTEET

Alavakeri, M.; Latvanen, H. & Pääkkönen, J. 2002. Ferrosulfaatin käyttöopas. Päivitetty versio 2002. Kemira Oy. Viitattu 20.5.2010 http://www.kemira.com/SiteCollectionDocuments/Media/Publications/Water/kayttooppaat_ferrosulfaatti.pdf

Brunet, R.-C. & Astin, K. B. 1998. Variation in phosphorus flux during a hydrological season: The River Adour. *Water Research* Vol. 32, No. 3, pp. 547-558, 1998. Great Britain. Elsevier Science Ltd. Viitattu 7.6.2013 http://ac.els-cdn.com/S0043135497003175/1-s2.0-S0043135497003175-main.pdf?_tid=81e7c1ee-cf69-11e2-9fbc-00000aacb360&acdnat=1370606463_761326d60e41eb13fafa7905c9aea395

Ekholm, P. 1998. Algal-available phosphorus originating from agriculture and municipalities. *Monographs of the Boreal Environment Research*, 11. Helsinki. Finnish Environmental institute.

Ekholm, P. & Krogerus, K. 2003. Determining algal-available phosphorus of different origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia* 492: 29-42, 2003. Netherlands. Kluwer Academic Publishers.

Granberg, K. & Granberg, J. 2006. Yksinkertaiset vedenlaatumallit. Jyväskylä. Keski-Suomen ympäristökeskus ja Suomen ympäristökeskus.

Hagelberg, E.; Karhunen, A.; Kulmala, A. & Larsson, R. 2009. Käytännön kosteikkosuunnittelu. Teho-hankkeen julkaisuja 1/2009. Turku. TEHO-hanke.

Kaseva, A. 2005. Kevennetyn muokkauksen vaikutus peltoviljelyn vesistökuormitukseen. Opinnäytetyö. Turun ammattikorkeakoulu.

Keller. 2013. Autonomous Data Collector DCX-22 (VG, SG). Viitattu 16.5.2013 http://www.keller-druck.com/home_e/paprod_e/dcx22_e.asp

Kemira Oyj. 2013. Tuotetiedot, Kemwater TM FERIX-3. Viitattu 26.8.2010 www.kemira.com/water_treatment_Finland/Suomeksi

Komulainen, M.; Yliruusi, H.; Kanerva-Lehto, H.; Kääriä, J. & Pettay, E. 2008. Aurajoen vesitaloudellinen kunnostus hajakuormituksen ravinnepäästöjen vähentämiseksi. Turun ammattikorkeakoulun puheenvuoroja 44. 2.korj.painos. Turku: Turun ammattikorkeakoulu.

Koskiaho, J.; Puustinen, M. & Koikkalainen, K. 2013a. Active Wetlands WP3 – catchment-scale simulations of wetland effects with SWAT and VIHMA models – economic assessments. Esitys Active Wetlands -projektikokous, Tartto 12.4.2012.

Koskiaho, J.; Puustinen, M.; Koikkalainen, K.; Salo, T. & Piirimäe, K. 2013b. Modeling, assessments and cost-effectiveness analysis of constructed wetlands and active methods for the treatment of runoff from agricultural areas. . Final report of the Active Wetlands Interreg IVA project. MTT report 94. Jokioinen. MTT.

Koskiaho, J. 2006. Retention performance and hydraulic design of constructed wetlands treating runoff waters from arable land. *Acta Universitatis Ouluensis C* 252. Oulu. Oulun yliopisto. Viitattu 1.6.2013 <http://herkules.oulu.fi/isbn9514281586/isbn9514281586.pdf>

Kujala-Räty, K.; Mattila, H. & Santala, E. 2008. Haja-asutusalueiden vesihuolto. HAMKin julkaisuja 7/2008. Hämeenlinna. Hämeen ammattikorkeakoulu.

Kääriä, J. Jokinen, M. & Leskinen, P. 2012. Ravinnesieppauslaitos Itämeren fosforikuormituksen vähentäjänä - Toteutusmahdollisuudet Varsinais-Suomessa. Tiivistelmä 8.5.2012. Julkaisematon aineisto. Turun ammattikorkeakoulu.

Laboski, C. 2013. Understanding P, K, Ca, Mg. Diaesitys. Dept. of Soil Science, UW-Madison. Viitattu 6.6.2013 <http://www.soils.wisc.edu/extension/materials/PKCaMg.pdf>

Maa- ja metsätalousministeriön (MMM) asetus lannoitevalmisteista 24/11.

Mack, J. 2013. Eutrophication. Sivulla: Lake Scientist. Miami University. Viitattu 10.5.2013 <http://www.lakescientist.com/learn-about-lakes/water-quality/eutrophication.html>

Mullins, G. 2009. Phosphorus, Agriculture & the Environment. Virginia Polytechnic Institute and State University, 2009 PUBLICATION 424-029. Viitattu 12.4.2013 http://pubs.ext.vt.edu/424/424-029/424-029_pdf.pdf

Närvänen, A. 2010a. Rautayhdisteiden käyttö maataloudessa fosforin saostamiseen. Esitys 9.11.2010. MTT. Viitattu 1.6.2013 http://www.uusimaaseutu.fi/ep/tiedostot/Uusimaa_09112010_N%C3%A4rv%C3%A4nen.pdf

Närvänen, A. 2010b. Suullinen tiedonanto 15.4.2010.

Pietiläinen, O-P. & Kauppi, L. 1993. Suomen sisävesistöjen typpi/fosfori -suhteista - Käyttökelpoista tietoa vesiensuojelun kannalta? Vesitalous 6/1993 XXXIV. Helsinki. Maa- ja vesiteknikan tuki ry. & Vesi- ja viemärlaitos yhdistys ry.

Puustinen, M. 1999. Viljelymenetelmien vaikutus pintaeroosion ja ravinteiden huuhtoutumiseen. Suomen ympäristö 285. Helsinki. Suomen ympäristökeskus.

Reynolds, C. & Davies, P. 2001. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: A British perspective. Cambridge Philosophical Society. Biological reviews 76, 27-64.

Rekolainen, S.; Vuoristo, H.; Kauppi, L.; Bäck, S.; Eerola, M.; Jouttijärvi, T.; Kaukoranta, E.; Kenttämies, K.; Mitikka, S.; Pitkänen, H.; Polso, A.; Puustinen, M.; Rautio, L.M.; Räike, A.; Räsänen, J.; Santala, E.; Silvo, K. & Tattari, S. 2006. Rehevöittävän kuormituksen vähentäminen -taustaselvitys osa I. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015 Suomen ympäristökeskuksen raportteja 22 | 2006

SFS 5076 - standardi. Pohjelaennäytteenotto Ekman-noutimella pehmeiltä pohjilta. 1989-06-26.

Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL r.y. 2004. RIL 124-2 Vesihuolto II.

Suomen ympäristökeskus. 2013. Vesistöjen ravinnekuormitus ja luonnon huuhtouma. Viitattu 12.4.2013 <http://www.sanoma.com/content.aspx?f=2111>.

Scan Messtechnik GmbH 2013. S::can Global Calibrations. Viitattu 25.5.2013 <http://www.s-can.at/text.php?kat=12&id=118&langcode=>

Schindler, D. W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: Implications for lake management. Science, New Series, Vol. 184, No. 4139. (May 24, 1974), pp. 897-899. Viitattu 2.6.2013 http://www.waterboards.ca.gov/waterrights/water_issues/programs/bay_delta/docs/cmnt081712/sldmwa/schindler1974.pdf

Shen, J. 1981. Discharge Characteristics of Triangular-notch Thin-plate Weirs. Studies of flow of water over weirs and dams. Geological survey water-supply paper 1617-B. A comprehensive study of the discharge characteristics of triangular-notch thin-plate weirs. Washington. U.S. Department of interior.

- Tiainen, I. & Puustinen, M. 1989. Peltoviljelyn vaikutus eroosioon. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja. Nro. 190 Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallitus.
- Turtola, E. 1999. Phosphorus in surface runoff and drainage water affected by cultivation practices. Jokioinen. Agricultural Research Centre of Finland.
- Turtola, E.; Uusitalo, R.; Lemola, R.; Eskelinen, J. & Kaseva, A. 2003. Phosphorus and nitrogen in runoff from heavy clay soil under reduced tillage. Poster presentation in "Nordic agriculture in global perspective" congress. Turku.
- Ulén, B.; Djodjic, F.; Bučiene, A. & Mašauskiene, A. 2012. Phosphorus Load from Agricultural Land to the Baltic Sea. Teoksessa: EHSA Book 1: Sustainable Agriculture. Editor: Christine Jakobsson. Uppsala University. Viitattu 10.6.2013
<http://www.balticuniv.uu.se/index.php/component/content/article/249/691>
- Ulén, B. & Jakobsson, C. 2005. Critical evaluation of measures to mitigate phosphorus losses from agricultural land to surface waters in Sweden. *Science of the Total Environment* 344 (2005) 37–50. Viitattu 12.6.2013
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969705001105>
- Ulvi, T. & Lakso, E. 2005. Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Helsinki. Suomen ympäristökeskus.
- U. S. Department of the Interior. 2001. Bureau of Reclamation. Water measurement manual. A water resources technical publication. A guide to effective water measurement practices for better water management. Viitattu 16.5.2013
http://www.usbr.gov/pmts/hydraulics_lab/pubs/manuals/WMM_3rd_2001.pdf
- Uusitalo, R. 2004. Potential bioavailability of particulate phosphorus in runoff from arable clayey soils. Doctoral Dissertation. Agrifood Research Reports 53. MTT Agrifood Research Finland. Viitattu 13.5.2013 <http://www.mtt.fi/met/pdf/met53.pdf>
- Uusitalo, R.; Ekholm, P.; Turtola, E. Pitkänen, H.; Lehtonen, H.; Granlund, K.; Bäck, S.; Puustinen, M.; Räike, A.; Lehtoranta, J.; Rekolainen, A.; Walls, M. & Kauppila, P. 2007. Maatalous Itämeren rehevöittäjänä. Maa- ja elintarviketalous 96. Jokioinen. MTT
- Uusitalo, R.; Närvänen, A.; Rasa, K.; Salo, T.; Koskiahho, J.; Puustinen, M.; Brax, A.; Erkkilä, E.; Vilhunen, S.; Joki-Heiskala, P.; Kaseva, A.; Huhta, E.; Leskinen, P.; Liira, M.; Saaremäe, E.; Tamm, T.; Kasak, K. & Talpsep I. 2013. Active Wetlands – the use of chemical amendments to intercept phosphate runoffs in agricultural catchments. Final report of the Active Wetlands Interreg IVA project. MTT report 92. Jokioinen. MTT.
- Vanni, M. J.; Renwick, W. H.; Headworth, J. L.; Auch, J. D. & Schaus, M. H. 2001. Dissolved and particulate nutrient flux from three adjacent agricultural watersheds: A five-year study. *Biogeochemistry* 54: 85–114, 2001. Netherlands. Kluwer Academic Publishers.
- Vesihallitus. 1984. Hydrologiset havainnot ja mittausmenetelmät. Helsinki. Valtion painatuskeskus.
- Vuori, K-M. 2011. Rauta jokivesistöissä. www.ymparisto.fi, RiverLife. INSTAROS Ky. Päivitetty 20.6.2011. Viitattu 29.5.2013 <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=12517&lan=fi>
- Wood, C.W.; Mullins, G.L. & Hajek, B.F. 2013. Phosphorus in agriculture. Soil Quality Institute, Auburn, edited by Norfleet, M.L. Auburn University, Auburn. Viitattu 12.4.2013
<http://soils.usda.gov/sqi/publications/files/prole.pdf>
- YSI Inc. 2011. 6920 V2 specifications. Viitattu 18.5.2013
<http://www.yei.com/productsdetail.php?6920-V2-3>

Vesinäytetulokset

Vuosien 2011 ja 2012 vesinäytetulokset Liedon Nautelan pilottikohteen käsittelemättömästä (tuleva) ja käsitellystä (lähtevä) ojavedestä. Näytteistä on poistettu kaksi ilmeisen virheellistä tulosta.

Tuleva ojavesi 2011												
Pvm	Klo	Sameus (NTU)	pH	Sähkönjohtavuus (mS/m)	Kiintoaine NPC 0,4 µm (mg/l)	Kokonaistyppi (µg/l)	Nitraatti NO ₃ (µg/l)	Ammoniumtyppi NH ₄ (µg/l)	Kokonaisfosfori (µg/l)	Liukoinen fosfori (µg/l)	Virtaama l/s	
18.4.2011	14:30	76	6,9	18		4200	3100	<100	190	53	23,2	
27.4.2011	14:32	23	7,5	27		1600	1100	<100	89	36	3,3	
2.5.2011	12:00	16	7,5	32		1500	1000	<100	75	30	1,8	
23.5.2011	10:10	11	7,4	36		870	<250	75	160	36	1,1	
31.5.2011	9:30	21	7,5	33		1200	690	<100	130	30	1,7	
9.6.2011	13:39	8,8	7,4	49		1100	<250	210	350	37	0,6	
15.6.2011	13:50	28	7,2	29	25	1200	270	150	230	88	3,1	
18.6.2011	8:45	34	7,2	25	33	1300	510	<100	190	65	8,0	
28.6.2011	10:10	16	7,3	30	27	930	190	120	200	71	0,8	
6.7.2011	12:30	32	7,4	29	60	2200	1400	<100	190	67	3,7	
12.7.2011	9:55	14	7,3	36	27	1300	140	170	300	100	0,9	
20.7.2011	11:05	16	7,4	34	17	1200	<100	200	330	140	0,6	
25.7.2011	10:45	69	7,4	25	67	2600	1600	<100	270	85	7,4	
1.8.2011	10:45	23	7,4	37	30	2400	140	320	520	160	0,4	
8.8.2011	9:55	29	7,4	33	30	1500	250	140	390	90	3,0	
16.8.2011	10:50	27	7,6	64	31	1600	140	710	480	64	0,2	
25.8.2011	11:05	31	7,4	44	10	1200	160	390	370	58	0,3	
30.8.2011	10:30	72	7,5	34	57	1800	100	640	540	61	1,7	
8.9.2011	9:00	17	7,5	37	23	1200	190	240	300	92	1,4	
14.9.2011	9:40	170	7	25	150	6400	4800	38	380	100	39,6	
20.9.2011	12:05	90	7,3	25	93	2900	1500	53	260	57	9,6	
29.9.2011	9:30	44	7,5	29	47	1800	910	95	210	50	4,0	
4.10.2011	10:45	200	7,2	22	170	3400	1700	36	460	87	18,0	
11.10.2011	10:38	180	7,1	20	160	2700	1600	100	430	79	23,0	
19.10.2011	10:05	240	7,2	21	220	3200	1500	100	400	56	14,0	
27.10.2011	9:15	43	7,6	29	40	2000	1100	67	200	36	3,5	
3.11.2011	11:27	48	7,5	31	310	1800	1100	89	230	43	3,1	
9.11.2011	10:46	46	7,6	35	160	1800	830	110	260	41	1,9	
16.11.2011	10:00	19	7,6	37	13	1600	740	110	180	43	1,3	
23.11.2011	11:25	52	7,6	32	50	2300	1300	120	210	45	2,5	

Lähtevä ojavesi 2011												
Pvm	Klo	Sameus (NTU)	pH	Sähkönjohtavuus (mS/m)	Kiintoaine NPC 0,4 µm (mg/l)	Kokonaistyyppi (µg/l)	Nitraatti NO ₃ (µg/l)	Ammoniumtyppi NH ₄ (µg/l)	Kokonaistyyppi (µg/l)	Kokonaistyyppi (µg/l)	Liukoinen fosfori (µg/l)	Virtaama l/s
18.4.2011	14:30	76	6	20		4100	3200	<100	150		7	23,2
27.4.2011	14:48	15	6,3	31		1400	1200	<100	34		3	3,3
2.5.2011	12:00	8,9	6,5	36		1300	950	<100	20		8	1,8
23.5.2011	10:10	26	7,5	41		960	<250	120	190		21	1,1
31.5.2011	9:00	25	7,5	35		1100	620	<100	130		25	1,7
9.6.2011	13:00	15	7,7	59	14	1100	<250	130	220		44	0,6
15.6.2011	13:25	67	7,2	32	73	1300	<250	160	300		34	3,1
18.6.2011	8:50	45	7	29	43	1200	410	<100	180		23	8,0
28.6.2011	9:55	26	7,3	35	31	1000	130	730	190		41	0,8
6.7.2011	12:30	36	7,5	31	31	2200	1300	160	200		54	3,7
12.7.2011	9:45	18	7,3	47	18	1500	170	280	270		46	0,9
20.7.2011	10:30	20	7,4	41	8,3	1300	160	170	260		71	0,6
25.7.2011	10:20	92	7,3	26	87	3100	1700	100	280		51	7,4
1.8.2011	10:20	27	7,4	43	25	1500	240	180	360		59	0,4
8.8.2011	9:30	31	7,3	34	20	1700	260	190	460		58	3,0
16.8.2011	10:05	34	7,6	74	25	1600	390	430	210		25	0,2
25.8.2011	10:20	29	7,4	53	30	1300	340	190	250		24	0,3
30.8.2011	10:30	53	7,5	43	40	1700	220	550	520		51	1,7
8.9.2011	9:00	24	7,6	40	40	1100	290	170	290		43	1,4
14.9.2011	9:30	180	6,6	26	160	6200	4700	30	370		17	39,6
20.9.2011	12:00	110	7	27	110	2800	1500	50	270		15	9,6
29.9.2011	9:30	46	7,5	30	44	1800	870	85	220		37	4,0
4.10.2011	10:50	260	7	23	250	3300	1700	48	550		30	18,0
11.10.2011	10:34	200	6,8	21	200	2900	1600	99	440		23	23,0
19.10.2011	10:00	230	6,7	24	230	3000	1500	95	350		9	14,0
27.10.2011	9:15	68	7,5	31	250	2200	1100	87	330		23	3,5
3.11.2011	11:39	54	7,5	33	53	1800	1000	110	240		31	3,1
9.11.2011	10:42	35	7,6	37	24	1700	880	150	200		29	1,9
16.11.2011	10:00	22	7,6	39	13	1600	590	160	180		28	1,3
23.11.2011	11:25	55	7,6	34	60	2100	1200	150	230		30	2,5

Tuleva ojavesi 2012													
Pvm	Klo	Sameus (NTU)	pH	Sähkönjohtavuus (mS/m)	Kiintoaine NPC 0,4 µm (mg/l)	Kokonaistyppi (µg/l)	Nitraatti NO ₃ (µg/l)	Ammoniumtyppi NH ₄ (µg/l)	Kokonaisfosfori (µg/l)	Liukoinen fosfori (µg/l)	Virtaama l/s		
20.3.2012	15:25	150	6,7	13	150	3000	1900	110	210	34	35,4		
22.3.2012	10:37									35	33,0		
26.3.2012	14:30									41	35,4		
3.4.2012	11:40	97	7,1	24	100	2500	1200	52	240	30	6,6		
5.4.2012	13:18									34	5,7		
10.4.2012	11:25	44	7,4	26	70	1700	1000	48	140	27	3,0		
12.4.2012	9:35									28	3,5		
17.4.2012	10:25	43	7,4	27	70	1500	940	34	130	33	4,4		
24.4.2012	10:04	73	7,4	26	78	2200	1300	23	180	32	7,9		
2.5.2012	10:58	35	7,6	30	36	1600	960	38	120	29	2,7		
8.5.2012	9:30	25	7,6	31	21	1100	440	66	130	48	1,1		
18.5.2012	9:37	48	7,6	27	55	3600	3100	38	160	35	4,8		
22.5.2012	9:00								140	42	1,4		
29.5.2012	10:50								140	34	0,7		
5.6.2012	11:45	32	7,6	35	27	3500	2800	100	130	31	1,5		
4.7.2012	10:07	29	7,5	52	37				360	48	0,1		
15.7.2012	16:27	180	6,7	16	150				380	120	96,0		
17.7.2012	10:27	180	7,4	24	200				440	59	9,7		
30.7.2012	10:33	250	6,9	17	190				480	100	38,4		
27.8.2012	10:00	240	6,7	12	190				420	120	127,6		
23.9.2012	17:25	240	6,9	27	200				560	140	34,4		
26.9.2012	9:25	100	7,3	27	100				290	65	5,2		
2.10.2012	13:20	120	7,3	24	130				350	73	8,7		
5.10.2012	12:45	300	6,8	8,9	260				550	150	551,9		
19.10.2012	13:00	190	6,9	16	180				410	80	39,4		
30.10.2012	12:23	150	6,9	13	120				320	93	93,4		

Lähtevä ojavesi 2012												
Pvm	Klo	Sameus (NTU)	pH	Sähkönjohtavuus (mS/m)	Kiintoaine NPC 0,4 µm (mg/l)	Kokonaistyyppi (µg/l)	Nitraatti NO ₃ (µg/l)	Ammoniumtyppi NH ₄ (µg/l)	Kokonaisfosfori (µg/l)	Liukoinen fosfori (µg/l)	Virtaama l/s	
20.3.2012	15:25	150	6,5	14	160	2900	2000	100	200	7	35,4	
22.3.2012	10:37									10	33,0	
26.3.2012	14:30									8	35,4	
3.4.2012	11:40	120	7,1	24	140	2700	1200	65	270	17	6,6	
5.4.2012										25	5,7	
10.4.2012	11:20	45	7,4	27	80	1700	1000	70	160	13	3,0	
12.4.2012	9:39									14	3,5	
17.4.2012	10:31	45	7,3	28	58	1600	900	52	130	11	4,4	
24.4.2012	10:07	79	7,2	27	130	2100	1400	36	190	11	7,9	
2.5.2012	11:04	34	7,5	32	33	1500	850	56	130	13	2,7	
8.5.2012	9:40	27	7,5	34	23	1100	410	100	130	21	1,1	
18.5.2012		65	7,5	28	77	3900	3300	56	190	15	4,8	
22.5.2012	9:07								140	31	1,4	
29.5.2012	10:53								160	22	0,7	
5.6.2012		38	7,5	38	40	4500	3800	150	140	14	1,5	
4.7.2012		37	7,5	56	40				240	21	0,1	
15.7.2012	16:32	190	5,4	19	150				330	8	96,0	
17.7.2012	10:43	180	7,2	25	200				460	20	9,7	
30.7.2012	10:25	260	6,1	19	220				420	12	38,4	
27.8.2012	10:00	260	4,8	17	260				390	6	127,6	
23.9.2012	17:25	220	6,9	27	190				550	40	34,4	
26.9.2012	9:25	100	7,4	28	110				280	61	5,2	
2.10.2012	13:25	120	7,3	25	120				360	50	8,7	
5.10.2012	12:45	340	6,1	11	300				580	23	551,9	
19.10.2012	13:05	200	6,7	17	160				420	25	39,4	
30.10.2012	12:27	170	6,4	14	140				330	19	93,4	

Pohjaeläintulokset

26.9.2012 otettujen pohjaeläinnäytteiden määrittystulokset. Määritykset suoritettiin kala- ja ympäristötalouden neljännen vuoden opiskelija Harri Uusitalo.

		Ennen käsittelyä			Käsitellyn jälkeen			
Näytepaikka	Laji / taksoni	Suomenkielinen kuvaus	kpl	Näytepaikka	Laji / taksoni	Suomenkielinen kuvaus	kpl	
Ojama (kapea, selkeä virtaus)	N4	Erpobdella octoculata	juotikas	14	N3	Erpobdella octoculata	juotikas	16
		Oligochaeta sp	harvasukasmato	5		Oligochaeta sp	harvasukasmato	10
		Radix peregra	muunnoslimakotilo	3		Asellus aquaticus	vesisiira	4
		Scirtidae sp	kaavikas	1		Tanypodinae sp	surviaissääski	3
		Asellus aquaticus	vesisiira	1		Radix peregra	muunnoslimakotilo	2
		Agabus sp	sukeltaja	1		Planorbidae sp	kiekkokotilo	2
		Diptera sp*	kaksisiipinen	1		Chironominae sp	surviaissääski	1
		Tipula maxima	vaaksainen	1		Scirtidae sp	kaavikas	1
						Sericostomatidae sp	vesiperhonen	1
						Bathymphalus contortus	kierrekotilo	1
Altaan ensimmäinen sedimentaatiopohja	N6	Oligochaeta sp	harvasukasmato	45	N2	Chironominae sp	surviaissääski	14
		Chironominae sp	surviaissääski	11		Diptera sp*	kaksisiipinen	9
		Tanypodinae sp	surviaissääski	5		Tanypodinae sp	surviaissääski	5
		Diptera sp*	kaksisiipinen	2		Sialis lutaria	kaislakorento	2
		Serromyia sp	polttiainen	2		Asellus aquaticus	vesisiira	1
		Erpobdella octoculata	juotikas	1		Erpobdella octoculata	juotikas	1
		Radix peregra	muunnoslimakotilo	1				
Altaan syvin kohta	N5	Oligochaeta sp	harvasukasmato	17	N1	Tanypodinae sp	surviaissääski	58
		Erpobdella octoculata	juotikas	3		Oligochaeta sp	harvasukasmato	17
		Aeshna cyanea	kirjokontorento	2		Diptera sp*	kaksisiipinen	6
		Tanypodinae sp	surviaissääski	1		Chironominae sp	surviaissääski	3
						Glossomatidae sp	vesiperhonen	2
						Radix peregra	muunnoslimakotilo	1
						Hydroptilidae sp	vesiperhonen	1
						Baetidae sp	vesiperhonen	1

* Taulukossa 'Diptera sp' tarkoittaa kaksisiipisiä, joita ei määritetty tarkemmin. Yksilöt ovat todennäköisesti erilaisia kärpäsiä ja/tai paarmoja.

Käyttöturvallisuustiedote Kemira Kemwater, Ferix-3

kemira

TUOTETIEDOT

Ferix-3 15.04.2005

Kemwater™

FERIX-3

Ferrisulfaatti, $Fe_2(SO_4)_3$, Kemwater FERIX-3 on vedenpuhdistuksessa käytettävä veteen-liukeneva saostusaine, joka sisältää aktiivisia kolmiarvoisia rautayhdisteitä.

Kemwater FERIX-3 sopii veteen liuotettuna juoma- ja jätevedenpuhdistukseen.

Kemialliset ja fysikaaliset tiedot

Ulkomuoto	harmahtava/kellertävä rae	
Rauta (Fe^{3+})	19,5±1,0	p-%
Rauta (Fe^{2+})	≤ 1,0	p-%
Aktiivinen aine (Me^{2+})	3,5±0,2	mol/kg
Vapaa H_2SO_4	< 1,5	p-%
Sulfaatti (SO_4^{2-})	54±2,0	p-%
pH	< 2	
Veteenliukenematon	≤ 1,0	p-%

Epäpuhtaudet: Pitoisuus tuotteessa

	Max.	Tyypillinen analyysi	
Arseeni (As)	< 0,2	< 0,1	mg/kg
Kadmium (Cd)	< 0,1	< 0,02	mg/kg
Kromi (Cr)	< 20	< 10	mg/kg
Elohopea (Hg)	< 0,1	< 0,01	mg/kg
Mangaani (Mn)	< 2300	780	mg/kg
Nikkeli (Ni)	< 50	30	mg/kg
Lyijy (Pb)	< 5	0,4	mg/kg
Seleen (Se)	< 1,0	< 0,5	mg/kg

Tyypillinen seula-analyysi

D_{50}	2,0	mm
99 %	< 5	mm
< 3 %	< 0,2	mm
Irtotiheys	1200±100	kg/m ³
Valumakulma	37°	

Kuljetuksen ja varastoinnin aikana Kemwater FERIX-3 voi paakkuuntua johtuen sen hygroskooppisista ominaisuuksista. Paakkuuntumisella ei ole vaikutusta tuotteen vedenpuhdistusominaisuuksiin.

Säilytys

Kiinteän ja rakeisen olomuotonsa ansioista Kemwater FERIX-3:aa on helppo käsitellä ja kuljettaa. Tuote on hygroskooppinen, joten se tulee varastoida kuivassa paikassa.

Toimitukset

Kemwater FERIX-3 toimitetaan irtotavarana, 40 kg:n tai 1000 kg:n säkeissä.

Annostelu ja liuotus

Kemwater FERIX-3 rakeet voidaan liuottaa veteen sekoittajalla varustetussa säiliössä. Käytettävien materiaalien tulee olla muovivia (PE, PP, PVC), lasikuituvahvisteista polyesteriä, titaania, kumioitua tai haponkestävää terästä. Annostelu 50 p-% vettä ja 50 p-% rakeita tuottaa rautapitoisuudeltaan 10 % ferrisulfaattiliuoksen. Tätä väkevämpää liuosta ei pidä normaalioloissa tehdä.

Käyttöturvallisuus

Kemwater FERIX-3 ärsyttää silmiä ja ihoa. FERIX-3:n vesiliuokset ovat syövyttäviä. Tuotetta käsiteltäessä on käytettävä suojavaatetusta, suojakäsineitä ja silmien- tai kasvonsuojainta. Vältettävä pölyn muodostusta, tarvittaessa käytettävä hengityssuojainta.

Ennen tuotteen käsittelyä on perehdyttävä käyttöturvallisuustiedotteeseen.



ÄRSYTTÄVÄ

KEMIRA OYJ
KEMWATER FINLAND
PL 330
00101 HELSINKI

PUH: 010 86 1211
FAX: 010 862 1618

E-mail: kemwater-fi@kemira.com
Internet: www.kemira.com/water_treatment_Finland/Suomeksi

Vesinäytteiden analyysimetodit ja tutkimustodistus.

Tutkimuksessa käytettyjen analyysimenetelmien tiedot poimittuna Ramboll analytics Oy:n FINAS testauslaboratorion akkreditointipäätöksestä, sekä esimerkki tutkimustodistuksesta.

PÄTEVYYSALUE		
SCOPE OF ACCREDITATION		
Testattava materiaali / tuote	Testityyppi, mittausalue	Testausmenetelmä
<i>Material / product tested</i>	<i>Type of test, measured range</i>	<i>Test method</i>
LAHTI		
Veden kemiallinen testaus, epäorgaaninen kemia <i>Chemical testing of water, inorganic chemistry</i>		
Talousvesi, vesistövesi ja uima-allasvesi <i>Household water, river and lake water, swimming pool water</i>	Sameus <i>Turbidity</i>	Sisäinen menetelmä RA2024, perustuu SFS-EN ISO 7027:2000 <i>In-house method RA2024 based on SFS-EN ISO 7027:2000</i>
Luonnonvesi, talousvesi, uimavesi ja yhdyskuntajätevesi <i>Natural water, household water, swimming water and municipal waste water</i>	Ammoniumtyyppi <i>Ammonium nitrogen</i>	Sisäinen menetelmä RA2046, perustuu SFS 3032:1976 <i>In-house method RA2046, based on SFS 3032:1976</i>
Talousvesi, luonnonvesi ja jätevesi <i>Household water, natural water and waste water</i>	Kokonaistyyppi <i>Total nitrogen</i>	Sisäinen menetelmä RA2003, N-analysointimenetelmä, perustuu SFS-EN ISO 11905-1:1998 <i>In-house method RA2003, N-analyzer, based on SFS-EN ISO 11905-1:1998</i>

Talousvesi, pohjavesi, luonnonvesi <i>Household water, ground water, natural water</i>	Nitraatti, nitriitti sekä nitraatin ja nitriitin summa <i>Nitrate, nitrite, sum of nitrate and nitrite</i>	Sisäinen menetelmä RA2035, perustuu SFS-EN ISO 13395:1997 <i>In-house method RA2035, based on SFS-EN ISO 13395:1997</i>
Vesi <i>Water</i>	pH	Sisäinen menetelmä RA2000, perustuu SFS 3021:1979 <i>In-house method RA2000, based on SFS 3021:1979</i>
Talousvesi, pohjavesi, luonnonvesi ja jätevesi <i>Drinking water, ground water, natural water and waste water</i>	Sähkönjohtavuus <i>Conductivity</i>	Sisäinen menetelmä RA2013, perustuu SFS-EN 27888:1994 <i>In-house method RA2013, based on SFS-EN 27888:1994</i>
Luonnonvesi, pohjavesi, talousvesi ja jätevesi <i>Natural water, ground water, household water and waste water</i>	Kokonaisfosfori ja liuennut kokonaisfosfori <i>Total phosphorus and dissolved total phosphorus</i>	Sisäinen menetelmä RA2008, perustuu SFS-EN ISO 6878:2004 <i>In-house method RA2008, based on SFS-EN ISO 6878:2004</i>
Luonnonvesi ja jätevesi <i>Natural water and waste water</i>	Kiintoaine <i>Suspended solids</i>	Sisäinen menetelmä RA2029; perustuu SFS-EN 872:2005 <i>In-house method RA2029; based on SFS-EN 872:2005</i>

Ramboll Analytics

Pvm: 15.5.2012

RAMBOLL**Tutkimustodistus**

1/1

Projekti: 82134035/103

Turun ammattikorkeakoulu

Sepänkatu 1
20700 TURKU

Tutkimuksen nimi:	Turun amk, TYT, Active wetlands -projekti, Nautela tuleva, paketti 2	Näytteenottopvm:	8.5.2012 9:30
Näytteenottopiste:	Nautela tuleva	Näyte saapui:	8.5.2012
Näytteenottaja:	EH, VA, JTU	Analysointi aloitettu:	8.5.2012

Pintavesi

Määritys	12VV00783	Yksikkö	Menetelmä
Sameus	25	NTU	RA2024*
pH	7,6		RA2000*
Sähkönjohtavuus	31	mS/m	RA2013*
Kiintoaine	8,7	mg/l	RA2029*
Kiintoaine (NPC 0,4 µm)	21	mg/l	RA2029
Typpi (N), kokonais-	1,1	mg/l	RA2003*
Nitraattityppi (NO3-N)	0,44	mg/l	RA2035*
Ammoniumtyppi (NH4-N)	0,066	mg/l	RA2046*
Fosfori (P), kokonais-	130	µg/l	RA2008*
Fosfori (P), liuk. (suod. 0,2 µm)	48	µg/l	RA2008

* FINAS -akkreditoitu menetelmä. Mittausepävarmuus ilmoitetaan tarvittaessa. Akkreditointi ei koske lausuntoa.

Ramboll Analytics

Sami Tyrväinen
FM, kemisti, 020 755 7934

Tämä tutkimustodistus on allekirjoitettu sähköisesti.

Jakelu antti.kaseva@turkuamk.fi; eemeli.huhta@turkuamk.fi;

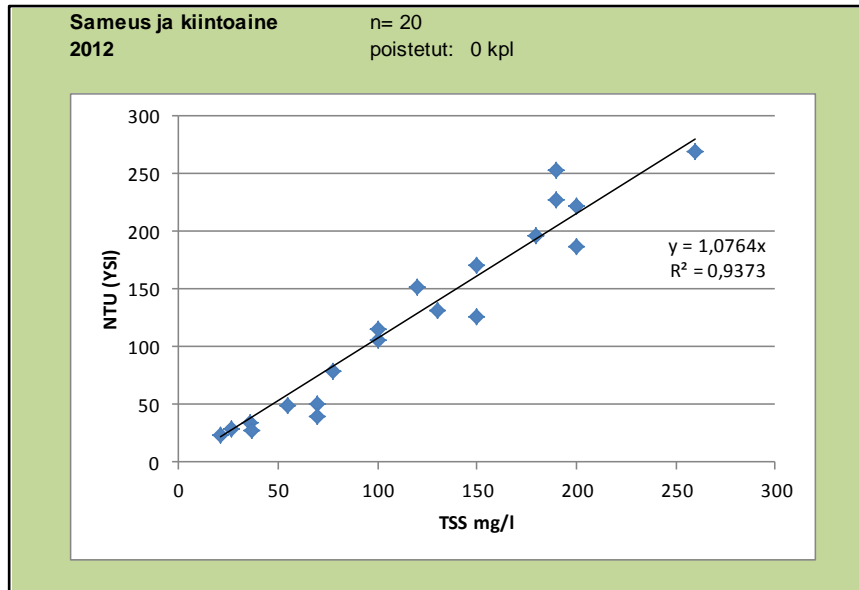
Tutkimustodistuksen osittainen julkaiseminen on sallittu vain laboratorion kirjallisella luvalla. Testaustulokset koskevat vain tutkittua näytettä.

Ramboll Analytics
Niemenkatu 73 C, 15140 Lahti
Kiliterinkuja 2, 01600 VantaaPuh 020 755 7800
Fax 020 755 7911www.ramboll-analytics.fi
Y-tunnus 0101197-5, Kotipaikka Espoo

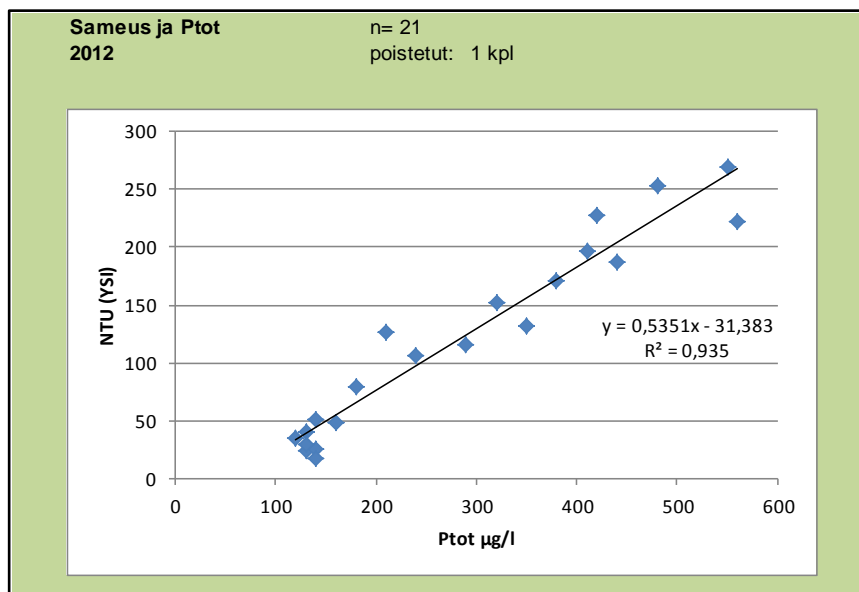

FINAS
 Finnish Accreditation Service
 T039 (EN ISO/IEC 17025)

Kuormituslaskelmissa käytetyt tiedot ja kuormituksen vaihtelu vuonna 2012

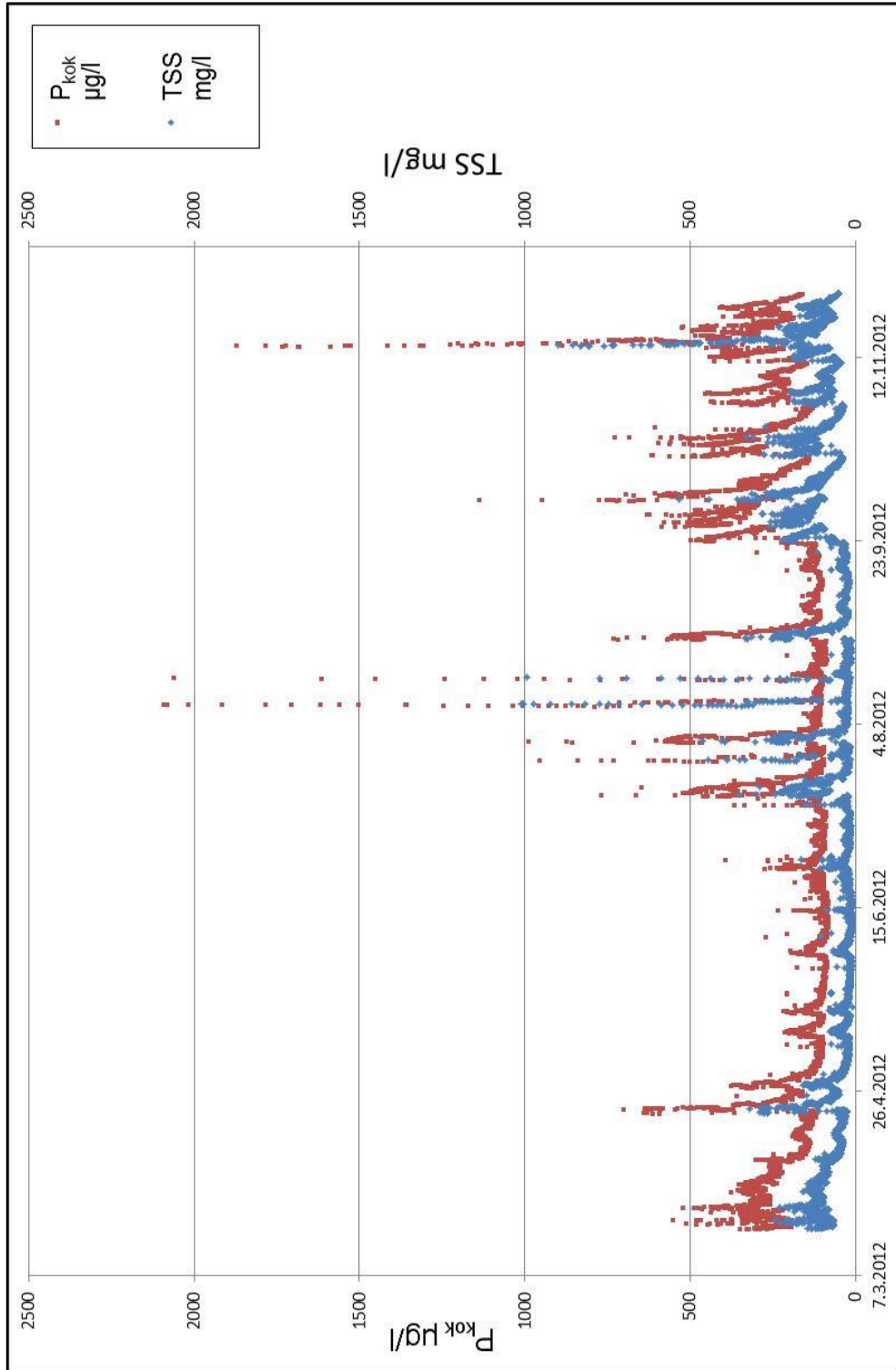
Käsittelemättömän ojaveden mitattujen sameusarvojen ja vesinäytteiden kiintoainepitoisuuden välinen korrelaatiokaava, kaavan R^2 -arvo ja kaavan määrittämisessä hyödynnetyt pisteparit (alla).



Käsittelemättömän ojaveden mitattujen sameusarvojen ja vesinäytteiden kokonaisfosforin pitoisuuden välinen korrelaatiokaava, kaavan R^2 -arvo ja kaavan määrittämisessä hyödynnetyt pisteparit (alla).



Käsittelemättömän ojaveden kokonaisfosforin ja kiintoaineen (TSS) pitoisuuksien vaihtelut vuonna 2012 (arvot laskettu yllä esitettyjä korrelaatiokaavoja hyödyntäen).



Esimerkkejä kasvillisuusseurannassa hyödynnetyistä kuvista

Kevätaikaisia kuvia alemmasta laskeutusaltaasta.



15.4.2010. Näkymä alemmasta laskeutusaltaasta kuvattuna ylävirtaan päin. Tilanne keväältä 2010 ennen kokeiden aloittamista.



13.5.2011. Näkymä alemmasta laskeutusaltaasta kuvattuna alavirtaan päin. Kuvassa havaittavissa kevään 2011 poikkeuksellisen suuren kemikaaliannostelun seurauksena muodostunutta ruskeaa sakkaa.



18.5.2012. Näkymä alemmasta laskeutusaltaasta kuvattuna ylävirtaan päin. Talven jälkeinen avovesipinta-ala pieneni selvästi vuoden 2010 tilanteesta. Umpeenkasvusta vastasi ensisijaisesti leveäosmankäämi.

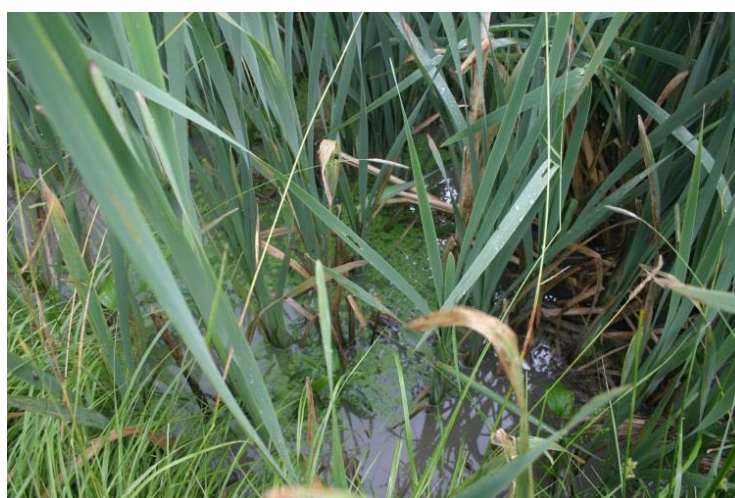
Kesällä otettuja kuvia alemmasta laskeutusaltaasta.



15.7.2010. Kesän aikana altaan avovesipinnat peittyivät lähes täysin pikkulimaskasta.



12.7.2011. Altaan valtalajeissa ei ollut havaittavissa merkittäviä muutoksia vuoteen 2010 nähden.



17.7.2012. Vähentyneet avovesialueet peittyivät kaikkina kolmena seurantavuotena pikkulimaskasta.

Loppukesän kuvia alemmasta laskeutusaltaasta.



13.8.2010. Leveämankäämin ja pikkulimaskan lisäksi altaassa oli paikoin uistinvitaa ja vesitatarta.



11.10.2011. Selkein muutos allaskasvillisuudessa oli leveämankäämin kasvialueiden leviäminen vuoden 2010 avovesialueille.



20.9.2012. Vuosien 2011 ja 2012 välillä ei havaittu merkittäviä muutoksia vallitsevissa kasvilajeissa tai niiden esiintymisalueissa.

Hetkellisen yliannostelun johdosta muodostunutta sakkaa ja kasvillisuuden kehitys sakan laskeutumisalueella.



27.4.2011. Keväällä 2011 muodostunut sakka saattoi osaltaan edistää avovesialueen katoamista ja heikentää altaan uposkasvillisuuden elinolosuhteita.

23.5.2011. Kasvillisuuden kehitys sakan laskeutumisalueella ei havaittavasti poikennut tilanteesta muualla altaassa.



31.5.2011. Tilanne, kun reilu kuukausi on kulunut sakan muodostumisesta.

9.6.2011. Ruskea sakka oli paikoin hyvin havaittavissa altaan pohjalla kesäkuussa.



6.7.2011. Heinäkuussa sakka oli peittynyt uuden sedimentin alle ja kasvillisuus oli levinnyt koko altaan alueelle.

Välittömästi annostelijaa seuraavassa ojauomassa ei havaittu ranta- tai vesikasvillisuuden muutoksia.



19.7.2012. Vuonna 2012 alkoi vesikasvillisuutta levitä myös padon yläpuolelle kaivettuun pieneen altaaseen.