

# Kosteikkojen ja biosuodatusalueiden toimivuus hulevesien käsittelyssä

**HULE-hankkeen loppuraportti**

**Pinja Kasvio, Teemu Ulvi, Jari Koskiaho ja Jukka Jormola**





# Kosteikkojen ja biosuodatusalueiden toimivuus hulevesien käsittelyssä

**HULE-hankkeen loppuraportti**

**Pinja Kasvio, Teemu Ulvi, Jari Koskiaho ja Jukka Jormola**



SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 7 | 2016

Suomen ympäristökeskus  
Vesikeskus

Taitto: Teemu Ulvi

Kannen kuva: Pinja Kasvio

Julkaisu on saatavana vain internetistä: [www.syke.fi/julkaisut](http://www.syke.fi/julkaisut) | [helda.helsinki.fi/syke](http://helda.helsinki.fi/syke)

ISBN 978-952-11-4556-8 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkojulk.)

Julkaisun nimi: Kosteikkojen ja biosuodatusalueiden toimivuus hulevesien käsittelyssä -  
HULE-hankkeen loppuraportti

Kirjoittajat: Pinja Kasvio<sup>1)</sup>, Teemu Ulvi<sup>1)</sup>, Jari Koskiahho<sup>1)</sup>, Jukka Jormola<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup> Suomen ympäristökeskus

Rahoittaja/toimeksiantaja: Ympäristöministeriö, maa- ja metsätalousministeriö, Maa- ja vesitekniikan tuki ry.

Julkaisija ja kustantaja: Suomen ympäristökeskus (SYKE)

PL 140, 00251 Helsinki, puh. 0295 251 000, [syke.fi](http://syke.fi)

Julkaisuvuosi: 2016

## TIIVISTELMÄ

Hulevedet voivat olla merkittävä vesistöjen kuormituslähde. Nykyisen lainsäädännön mukaan hulevesiä ei tulisi johtaa suoraan viemäriverkon kautta vesistöihin, vaan niitä pitää imeyttää, viivyttää ja käsitellä tulva- ja vedenlaatuhaittojen vähentämiseksi. Näiden toimenpiteiden kokonaisuutta kutsutaan hulevesien hallinnaksi.

HULE-hankkeessa tutkittiin kahden käsittelymenetelmän toimivuutta hulevesien laadun hallinnassa. Tutkimuksessa oli mukana kolme kosteikkokohdetta ja yksi biosuodatusalue, joiden avulla on mahdollista sekä viivyttää hulevesiä ennen niiden johtamista vesistöön että puhdistaa niistä erilaisia haittaineita ja osittain myös imeyttää vesiä maaperään. Espoon kosteikkoon johdettiin liikenne- ja teollisuusalueen hulevesiä, kun taas Järvenpään ja Kuopion kosteikoilla käsiteltiin pientaloalueilta tulevia vesiä. Tampereen biosuodatusalueella puhdistettiin Lielahden lumenkaatopaikan sulamisvesiä. Rakenteiden toimintaa seurattiin kaikilla kohteilla vesinäytteiden avulla. Espoossa ja Tampereella tehtiin myös jatkuvatoimisia mittauksia automaattilaitteistoilla.

Tutkimuksissa sameuden, kiintoaineen, kokonais- ja fosfaattifosforin ja metallien osalta parhaat puhdistustulokset saavutti Tampereen biosuodatusalue. Typeä biosuodatuksessa ei kuitenkaan poistunut, vaan sitä huuhtoutui lisää. Kosteikkojen toimivuudessa oli vaihtelua kohteiden välillä. Tulokset osoittavat, että myös kosteikoilla on mahdollista vähentää veden sameutta ja poistaa kiintoainetta ja fosforia, mutta reduktiot olivat biosuodatusaluetta alhaisempia. Osasyynä heikkoihin tuloksiin olivat pientaloalueilta tulevien vesien erittäin matalat pitoisuudet. Kaksi tutkimuskosteikkoa pystyi poistamaan jonkin verran myös typeä. Hulevesissä usein esiintyviä, tiesuolasta peräisin olevia klorideja kumpikaan menetelmä ei pystynyt pidättämään.

Kosteikkoja on Suomessa käytetty ja tutkittu erityisesti maa- ja metsätalouden sekä turvetuotannon valumavesien käsittelyssä. Myös hulevesikosteikkoja on rakennettu jonkin verran. Kokemukset ja tutkimukset osoittavat, että ne voivat olla hyvin käyttökelpoisia valumavesien puhdistuksessa. Biosuodatus on sen sijaan Suomessa vielä harvinainen menetelmä, jonka toimivuudesta ei ole toistaiseksi tarpeeksi tietoa. Tässä hankkeessa saadut tulokset sen käytöstä ovat rohkaisevia, mutta Suomesta on myös tuoreita esimerkkejä, joissa väärin valituista rakennemateriaaleista liukeni ravinteita ja metalleja käsiteltäviin vesiin. Biosuodatus on osoittautunut useissa ulkomaisissa tutkimuksissa parhaimmillaan erinomaiseksi hulevesien käsittelymenetelmäksi. Suomessa tarvitaan vielä jatkotutkimuksia, että opitaan suunnittelemaan, toteuttamaan ja käyttämään menetelmää parhaiden puhdistustulosten saavuttamiseksi.

Asiasanat: hulevesi, vesistönkuormitus, kosteikot, suodatus

## SAMMANDRAG

Dagvatten kan vara en betydande källa för belastning på vattendrag och sjöar. Enligt gällande lagstiftning får dagvatten inte avledas direkt via avloppsnät till vattendrag, utan det ska infiltreras, fördröjas och behandlas för att minska översvännings- och vattenkvalitetsolägenheter. Dagvattenhantering är den övertäckande benämningen på alla dessa åtgärder.

Inom HULE-projektet undersöktes hur två olika behandlingsmetoder fungerar vad gäller hantering av dagvattenkvaliteten. I undersökningen ingick tre våtmarksobjekt och ett biofiltreringsområde, med vilka man kunde fördröja dagvattnet före det avleddes till vattendrag och rena vattnet från olika skadliga ämnen och delvis också infiltrera det i marken. Dagvatten från trafik- och industriområden leddes till våtmarken i Esbo, medan dagvatten från småhusområden behandlades vid våtmarksobjekten i Träskända och Kuopio. I biofiltreringsområdet i Tammerfors behandlades smältvatten från Lielahi snötipp. I alla objekten följde man med vattenprov upp hur dessa konstruktioner fungerar. I Esbo och Tammerfors gjordes också kontinuerliga mätningar med hjälp av automatisk monitoreringsapparat.

I denna undersökning fick man de bästa reningsresultaten för grumlighet, fasta partiklar, totalfosfor, fosfatfosfor och metaller vid biofiltreringsområdet i Tammerfors. Vid biofiltrering avlägsnades dock inte kväve, utan kväve sköldes ut i större mängd. Det förekom skillnader i hur de olika våtmarkerna fungerade. Resultaten visar att det är möjligt att minska grumligheten och reducera mängden fasta partiklar och kväve, men reduktionen var mindre än i biofiltreringsområdet. En delorsak till de svaga resultaten är att halterna i vattnet från småhusområdena var mycket låga. I två av våtmarkerna förekom kvävereduktion i någon mån. Ingendera metoden kunde dock hålla tillbaka klor, som ofta förekommer i dagvatten och härstammar från vägsalt.

Våtmarker har använts och även undersökts i Finland speciellt vad gäller behandling av avrinningsvattnet från jord- och skogsbruk samt torvproduktion. Även några dagvattenvåtmarker har anlagts. Erfarenheter och undersökningar ger vid handen att våtmarker kan vara mycket nyttiga vid rening av avrinningsvattnet. Biofiltrering är däremot en sällsynt metod i Finland, och än så länge finns det inte tillräckligt med kunskap om dess funktionsduglighet. De resultat detta projekt gav om biofiltrering är uppmuntrande, men i Finland finns det också fåsamma exempel på hur näringsämnen och metaller löst sig i det behandlade vattnet från felvalda konstruktionsmaterial. Flera utländska undersökningar visar att biofiltrering kan vara en utmärkt behandlingsmetod för dagvatten. I Finland behövs dock ytterligare forskning för att man ska lära sig att planera, verkställa och använda metoden på rätt sätt för och uppnå bättre reningsresultat.

Nyckelord: dagvatten, belastning, våtmark, filtrering

## ABSTRACT

Urban stormwater can cause significant loading to watercourses. According to current legislation in Finland, stormwater must not be discharged directly into watercourses through stormwater networks, but must instead be infiltrated, delayed and treated in order to reduce flood risks and negative impacts on water quality. The combination of such measures is called stormwater management.

In the HULE research project, the functionality of two different stormwater treatment technologies was examined. The impacts of three wetlands and one bioretention unit on water quality were monitored through water samples and in two cases also with continuous online monitoring. The wetland in Espoo received waters from a motorway and an industrial area, while the wetlands in Järvenpää and Kuopio were located in residential areas. The bioretention unit in Tampere treated the water released by snow melting in the snow deposit area of the city.

The bioretention unit achieved the best reduction rates in turbidity and in concentrations of suspended solids, total and phosphate phosphorus and metals. However, nitrogen leached during the bioretention process. Despite differences in the reduction rates of different wetlands, the results show that wetlands can also reduce turbidity, suspended solids and phosphorus, but not as effectively as bioretention. Whilst having two wetlands could also reduce the nitrogen concentrations, neither of the technologies could retain chloride.

In Finland, wetlands have been employed and researched for use with waters from agriculture, forestry and peat mining areas in particular. There are also examples of urban stormwater wetlands. Experiences and research results show that they can be highly suitable for the purification of different kind of run-off waters. Bioretention, however, is still very rarely applied, and there are not enough research results on the impacts and usability. Whilst promising results were attained in this project, there are also new examples in Finland where a lot of nutrients and metals leached from inappropriate ground materials used in the filtration units. Based on widespread research abroad, bioretention has proven to be a very effective purification measure for urban stormwater, but further research is needed in Finland before bioretention can be applied effectively.

Keywords: stormwater, loading, wetlands, filtration





## ESIPUHE

Suomen ympäristökeskus SYKE käynnisti vuonna 2012 hankkeen Hulevesien hallintamenetelmien toimivuus vihreänä infrastruktuurina (HULE-hanke). Hankkeen tavoitteena oli selvittää kosteikkojen ja biosuodatusalueiden toimivuutta hulevesien laadun hallinnassa Suomen olosuhteissa, kehittää hulevesien hallintamenetelmien seuranta järjestelmien toimivuuden mittaamiseksi ja edistää valtakunnallisesti vihreän infrastruktuurin hyödyntämistä.

HULE-hankkeessa tehtiin vedenlaadun seuranta kolmella eri kosteikkokohteella Espoossa, Järvenpäässä ja Kuopiossa sekä yhdellä biosuodatusalueella Tampereella. Tässä raportissa esitellään seurantatutkimusten tulokset. Raporttiin on myös koottu hankkeessa tehty yhteenveto kosteikkojen ja biosuodatusalueiden toimivuustutkimusten tuloksista muualta maailmasta.

Hankkeen toteutukseen ovat osallistuneet SYKEN lisäksi Espoon, Järvenpään, Kuopion ja Tampereen kaupungit. Kaupunkien tehtävänä on ollut pääsääntöisesti hulevesien käsittelyrakenteiden vedenlaadun seuranta ja tulosten toimittaminen SYKEN käyttöön. Lisäksi hankkeessa on tehty yhteistyötä Vantaan kaupungin ja Aalto-yliopiston kanssa Tikkurilaan rakennettujen biosuodatusalueiden toimivuustutkimuksissa, joista on julkaistu erillinen diplomityö (Lehikoinen 2015). Hanketta ovat rahoittaneet ympäristöministeriö, maa- ja metsätalousministeriö, Maa- ja vesitekniiikan tuki ry, Suomen ympäristökeskus sekä hankkeeseen osallistuneet kaupungit.

Helsingissä ja Oulussa 1.2.2016

Tekijät



## SISÄLLYS

TIIVISTELMÄ.....	3
SAMMANDRAG .....	4
ABSTRACT .....	5
ESIPUHE .....	7
<b>1 Johdanto .....</b>	<b>11</b>
1.1 Mitä hulevedet ovat? .....	11
1.2 Hulevesien hallinta.....	11
1.3 Hulevesien vaikutukset ympäristöön .....	12
<b>2 Lainsäädäntö, strategiat ja ohjeistot.....</b>	<b>13</b>
2.1 Hulevesien hallintaa koskeva lainsäädäntö.....	13
2.2 Hulevesiä koskevat strategiat ja ohjeistot.....	14
2.3 Kaupunkien hulevesiohjelmat.....	15
2.4 Hulevesiopas .....	15
<b>3 Kosteikot ja biosuodatusalueet hulevesien laadun hallinnassa .....</b>	<b>16</b>
3.1 Kosteikot.....	16
3.1.1 Kosteikkojen vaikutukset vesien ja muun ympäristön tilaan .....	17
3.1.2 Suosituksia kosteikon suunnitteluun ja rakentamiseen .....	18
3.1.3 Kosteikkojen hoito .....	18
3.2 Biosuodatusalueet .....	18
3.2.1 Biosuodatusalueiden vaikutukset hulevesien laatuun .....	20
3.2.2 Biosuodatuksen toimivuus kylmissä olosuhteissa.....	22
3.2.3 Biosuodatusalueiden hoito ja kunnossapito .....	24
<b>4 Tuloksia kosteikkojen ja biosuodatusalueiden toimivuudesta .....</b>	<b>25</b>
4.1 HULE-hankkeen seurantakohteet .....	25
4.2 Seurantaohjelmat .....	27
4.3 Vesinäytteiden tulokset seurantakohteilta .....	28
4.4 Jatkuvatoimisen seurannan tulokset.....	35
4.4.1 Espoon kosteikko .....	35
4.4.2 Tampereen biosuodatusalue .....	37
<b>5 Tulosten analysointi.....</b>	<b>42</b>
5.1 Arvio kosteikkojen toimivuudesta .....	42
5.2 Arvio biosuodatuksen toimivuudesta.....	43
<b>6 Yhteenveto .....</b>	<b>45</b>
LÄHTEET .....	46



# 1 Johdanto

## 1.1 Mitä hulevedet ovat?

Hulevesillä tarkoitetaan rakennetulla alueella maan pinnalle, rakennusten katoille tai muille pinnoille kertyviä sade- tai sulamisvesiä. Taajama-alueilla rakentaminen on vaikuttanut kaikkiin veden kiertokulun osa-alueisiin (sadanta, valunta, haihdunta, suotautuminen maaperään), ja siksi hulevedet poikkeavat ominaisuuksiltaan ja luonteeltaan rakentamattomille alueille kertyvistä vesistä. Luonnollisessa kiertokulussa huomattava osa sadannasta imeytyy maaperään ja virtaa pohjavetenä hitaasti kohti vesistöjä ja merta, kun taas pienempi osa kulkeutuu pintavaluntana. Taajamissa jopa yli puolet kokonaisalasta voi olla läpäisemättömiä pintoja (katot, kadut ja tiet, pysäköintialueet), joilla luontainen yhteys pinta- ja pohjaviesien välillä on katkennut. Siksi imeytyminen maaperään on taajamissa paljon vähäisempää kuin luonnontilaisilla alueille. Lisäksi taajamissa sadanta on runsaampaa ja haihdunta pienempää. (Kuntaliitto 2012)

Hulevesivalunnan muodostumiseen vaikuttavat sateen intensiteetti ja kesto, sadetapahtumaa edeltäneen kuivan ajan pituus, maanpinnan kaltevuus ja maaperän ominaisuudet. Tärkein hulevesien syntyyn vaikuttava tekijä on läpäisemättömän pinnan osuus etenkin kesäsateiden aikana. Mitä enemmän alueella on läpäisemätöntä pintaa, sitä nopeammin ja enemmän syntyy pintavaluntaa. Siksi valunnan ajalliset vaihtelut ovat taajamissa selvästi nopeampia ja voimakkaampia kuin luonnontilaisilla alueille. Hulevesiä syntyy erityisesti keväällä lumen sulaessa, kesällä rankkasateilla ja syksyn sateisina kausina. Kaikki läpäisemätön pinta ei kuitenkaan aiheuta pintavaluntaa, vaan vesi voi päätyä tai se voidaan tarkoituksella johtaa ympärillä oleville läpäiseville alueille, jossa se voi imeytyä maahan. (Kuntaliitto 2012)

Hulevedet poikkeavat myös laadultaan rakentamattomien alueiden valumavesistä. Sekä rakennetuilta että rakentamattomilta alueilta tulevissa vesissä on usein runsaasti kiintoainetta ja ravinteita, mutta hulevesissä esiintyy lisäksi monia haitta-aineita, joita rakentamattomien alueiden vesissä on hyvin pieniä määriä tai ei ole lainkaan. Lisäksi hulevesissä on usein runsaasti suolistoperäisiä bakteereja. Maankäyttö vaikuttaa merkittävästi hulevesien laatuun. Asuinalueiden hulevesissä on yleensä runsaasti bakteereja ja ravinteita, kun taas teollisuus- ja liikennealueilta huuhtoutuu enemmän metalleja ja myrkyllisiä orgaanisia yhdisteitä. Useimmat aineet huuhtoutuvat vilkkaasti liikennöidyiltä läpäisemättömiltä pinnoilta. Hulevesille on tyypillistä niiden sisältämien aineiden pitoisuuksien suuri vaihtelu. (Kuntaliitto 2012)

## 1.2 Hulevesien hallinta

Hulevesien hallinnalla tarkoitetaan kokonaisvaltaista, useita erilaisia toimenpiteitä käsittävää kokonaisuutta, jolla pyritään parantamaan rakennettujen alueiden hydrologista kiertoa ja valunnan laatua vastaamaan tilannetta ennen alueen rakentamista (Kuntaliitto 2012). Maankäyttö- ja rakennuslain (MRL, 132/1999) määritelmän mukaan hulevesien hallinnalla tarkoitetaan hulevesien imeyttämiseen, viivyttämiseen, johtamiseen, viemäröintiin ja käsittelyyn liittyviä toimenpiteitä (MRL 103b §). Hulevesien hallinnan yleisenä tavoitteena on taajamien kuivatus ja taajamatulvien torjunta sekä pohja- ja pintavesien suojele. MRL vielä tarkentaa hulevesien hallinnan tavoitteita. Lain mukaan tavoitteena on kehittää hulevesien suunnitelmallista hallintaa erityisesti asemakaava-alueella, imeyttää ja viivyttää hulevesiä niiden kerääntymispaikalla, ehkäistä hulevesistä ympäristölle ja kiinteistölle aiheutuvia haittoja ja vahinkoja sekä edistää luopumista hulevesien johtamisesta jätevesiviemäriin (MRL 103c §).

Kokonaisvaltainen hallinta edellyttää laaja-alaista, usein valuma-aluelähtöistä tarkastelua ja toimenpiteitä aina hulevesien syntypaikoilta lopullisiin purkupisteisiin asti. Hulevesien hallinnassa pääperiaatteena tulisi olla hulevesien muodostumisen vähentäminen ja niiden laadun heikkenemisen estäminen. Poisjohdettavien hulevesien määrää tulisi pyrkiä vähentämään käsittelemällä ja hyödyntämällä niitä syntypaikalla. Vasta sen jälkeen jäljelle jäävät hulevedet tulisi ohjata pois syntyalueeltaan. Poisjohtamisessa tulisi suosia suodattavia ja hidastavia järjestelmiä, ennen kuin hulevedet päätyvät purkuvesistöihin. Jos hulevesiä käsitellään mahdollisimman suurelta osin jo niiden syntypaikalla imeyttämällä ja kasvattamal-

la viipymää, niiden sisältämiä haitallisia aineita pidättyy samalla joko suodattamalla, laskeutumalla tai kasvillisuuden avulla. (Kuntaliitto 2012)

### 1.3 Hulevesien vaikutukset ympäristöön

Hulevedet vaikuttavat ympäristöönsä lähinnä kahdella eri tavalla. Hulevedet voivat aiheuttaa tulvia taajama-alueilla tai purkuvesistöissä, ja hulevesien sisältämät haitta-aineet voivat heikentää purkuvesistöjen tai pohjavesien laatua.

Hulevedet voivat aiheuttaa kaupunkialueilla hetkellisiä tulvia kaduilla ja pihoilla sekä viemäri- ja oja-verkostoissa. Maan pinnalla esiintyvistä tulvista käytetään nimitystä taajamatulva. Siinä vettä kasautuu kaduille ja pihoille tai muille alueille niin, että vedet purkautuvat hallitsemattomasti aiheuttaen vahinkoja. Tulva voi esiintyä myös viemäriverkostossa, jolloin puhutaan viemäritulvasta. Siinä verkoston padotuskorkeus ylittyy, ja vedet voivat päästä viemärien kautta rakennuksiin tai tulvia kaduille. Taajama- ja viemäritulvien syntyyn ja vahinkojen suuruuteen vaikuttavat mm. läpäisemättömien pintojen osuus, pintavalunnan luontaisten varastoalueiden ja virtausreittien muuttuminen, hulevesijärjestelmän kapasiteetin riittämättömyys ja puutteellinen kunnossapito sekä ilmastonmuutos. (Kuntaliitto 2012)

Purkuvesistöihin hulevesillä voi olla monenlaisia haitallisia vaikutuksia. Hulevedet voimistavat suurimpia virtaamia, mikä aiheuttaa vesistötulvia ja voi lisätä uomien ja rantojen eroosiota. Hulevedet kuljettavat mukanaan erilaisia aineksia, jotka heikentävät vastaanottavien vesistöjen tilaa. Ne voivat aiheuttaa vesistöissä liettymistä, umpeenkasvua ja rehevöitymistä, ja lisäksi vesistöihin voi päätyä eliöille ja ekosysteemien toiminnalle haitallisia aineita. Hulevesien synnyttämät esteettiset haitat heikentävät myös vesistöjen virkistyskäyttömahdollisuuksia.

Yleisimpiä haitta-aineita hulevesissä ovat kiintoaine, ravinteet, metallit, kloridit, erilaiset orgaaniset yhdisteet (mm. öljyt, rasvat, polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH-yhdisteet) ja metyyli-tertääributyylieetteri MTBE), liukkauden torjunta-aineet ja kasvinsuojeluaineet. Lisäksi hulevesistä havaitaan usein suolistoperäisiä bakteereja.

Hulevesien haittavaikutukset voidaan jakaa akuutteihin ja kroonisiin. Akuutit vaikutukset ovat lyhytaikaisia ja ohimeneviä, esimerkiksi uimarantojen veden huono hygieeninen laatu sateiden jälkeen tai viemäreiden ylivuotojen aiheuttamat kalakuolemat. Krooniset vaikutukset ilmenevät pitkällä aikavälillä ja johtuvat vähitellen kertyvästä kuormituksesta. Kroonisista vaikutuksista tavallisia ovat vesistöjen rehevöityminen, haitta-aineiden kertyminen pohjasedimentteihin tai pohjaveden pilaantuminen. Huleveden haitta-aineiden esiintymismuoto vaikuttaa niiden aiheuttamiin vesistövaikutuksiin. Kiintoaine ja siihen sitoutuneet haitta-aineet aiheuttavat yleensä kroonisia vaikutuksia. Kiintoaine samentaa vettä ja kertyy verkostoihin, hulevesien varastorakenteisiin ja vesistöihin. Lisäksi esimerkiksi fosfori ja monet metallit ovat usein sitoutuneina kiintoaineeseen. Liukoisessa muodossa olevat haitta-aineet voivat puolestaan aiheuttaa merkittäviä akuutteja vaikutuksia. (Kuntaliitto 2012)

## 2 Lainsäädäntö, strategiat ja ohjeistot

### 2.1 Hulevesien hallintaa koskeva lainsäädäntö

Kaupunkitulviin ja sää- ja vesiolojen ääri-ilmiöihin varautumisen parantamiseksi ja niihin sopeutumisen edistämiseksi maankäyttö- ja rakennuslakia (MRL) muutettiin ja vesihuoltolaki (VHL, 119/2001) uudistettiin 22.8.2014. Nyt hulevesien kokonaishallinnasta säädetään maankäyttö- ja rakennuslaissa. Hulevesiä koskevat erityiset säännökset on koottu sen uuteen 13 a lukuun. Yhtenä lakimuutoksen tavoitteista on parantaa hulevesien hallintaa ilmastonmuutoksen voimistuessa ja päälystettyjen pintojen määrän kasvaessa yhdyskunnissa. Uudet säännökset antavat kunnille lisää päätösvaltaa hulevesien hallinnan järjestämisen suhteen. Toisaalta säännöksissä määrätään selkeästi, että vastuu hulevesien hallinnan järjestämisestä asemakaava-alueella kuuluu kunnalle. Lain 103 i §:n mukaan kunnan tulee huolehtia siitä, että ryhdytään tarvittaessa toimenpiteisiin kunnan hulevesijärjestelmän ja vesihuoltolaitoksen hulevesiviemäriverkoston toteuttamiseksi tai hulevesien hallitsemiseksi muulla tavoin. Kunnalla on oikeus periä maksu hulevesijärjestelmän vaikutusalueella olevien kiinteistöjen omistajilta tai haltijoilta aiheutuneiden kustannusten kattamiseksi (MRL 103 n §). Kunta voi myös tarvittaessa laatia erillisen hulevesisuunnitelman, jossa esitetään imeytysalueet, kosteikot, ojat, valumavesien reitit, putket ja pumpaamot sekä muut kunnan hulevesijärjestelmään kuuluvat hulevesien hallinnan ratkaisut ja rakenteet (MRL 103 l §). Kunta voi määrätä toimielimen, joka voi antaa tarkempia määräyksiä hulevesien hallinnasta. Määräykset voivat koskea hulevesien määrää, laatua, maahan imeyttämistä, viivyttämistä ja tarkkailua sekä hulevesien käsittelyä kiinteistöllä, kiinteistön hulevesijärjestelmän liittämistä kunnan hulevesijärjestelmään tai muita hulevesien hallintaan liittyviä seikkoja, ellei yleis- tai asemakaavassa ole asiasta toisin määrätty (MRL 103 j §). Osana hulevesiä koskevan lainsäädännön uudistusta vesihuoltolakiin laadittiin uusi 3 a luku, jonka mukaan kunta voi päättää, että vesihuoltolaitos huolehtii huleveden viemäröinnin järjestämisestä.

Hulevesien hallinnan sääntely katsottiin tarkoituksenmukaiseksi sisällyttää maankäyttö- ja rakennuslakiin, koska hulevesien hallinta on luontevaa ottaa huomioon alueiden käytön suunnittelussa ja rakentamisessa. Lakimuutosten tavoitteena oli, että hulevesien viemäröinnistä siirryttäisiin kattavaan hulevesien hallintaan, jossa hyödynnetään etenkin maanpäällisiä ratkaisuja ja imeytetään hulevesiä jo niiden kerääntymispaikalla. Perusteluissa todettiin, että kunnalla on parhaat edellytykset toteuttaa tilaa vaativia hulevesijärjestelmiä ja ohjeistaa kiinteistökohtaista hulevesien hallintaa. Hulevesien hallinnan suunnittelu liittyy terveellisen ja turvallisen elinympäristön edistämiseen, mikä on myös kaavojen tavoitteena. Hulevesijärjestelmän suunnitelman laatiminen tulisi käynnistää jo yleiskaavoituksen yhteydessä, jotta suunnittelu olisi riittävän kattavaa ja laaja-alaista. Alueiden varaaminen hulevesien viivyttämiseen ja johtamiseen olisi tällöin osa kaavan valmistelua. Myös kuntien rakennusjärjestyksissä on määräyksiä hulevesien hallinnasta. (Hallituksen esitys 218/2013)

Vuonna 2010 astuivat voimaan laki (620/2010) ja asetus tulvariskien hallinnasta (659/2010). Tulvariskilainsäädännöllä pantiin täytäntöön vuonna 2007 voimaan tullut EU:n tulvadirektiivi (2007/60/EY). Lainsäädännön tarkoituksena on vähentää tulvariskejä, ehkäistä ja lieventää tulvista aiheutuvia vahinkoja sekä edistää tulviin varautumista. Lisäksi lailla ja asetuksella pyritään sovittamaan yhteen tulvariskien hallinta ja vesistöalueen muu hoito niin, että vesivarojen kestävä käyttö sekä suojelun tarpeet otetaan huomioon. Lain mukaan tulvariskien hallintaan kuuluvat tulvariskien alustava arviointi, tulvavaara- ja tulvariskikarttojen laatiminen sekä tulvariskien hallintasuunnitelmien tekeminen. Lakia sovelletaan kaikkiin vesistöihin ja rannikkoalueisiin, ja laki koskee kaikkia tulvatyyppejä lukuun ottamatta viemäreistä nousevia tulvia. Hulevesitulvariskien hallinnan suunnittelu kuuluu tulvariskilain mukaan kuntien vastuulle. Laissa säädetään, että kunnan tulee tehdä alustava arviointi hulevesitulvista aiheutuvista tulvariskeistä, nimetä merkittävät hulevesitulvien riskialueet ja laatia tulvavaara- ja riskikartat. Merkittävillä riskialueilla kunnan on laadittava hulevesitulvariskien hallintasuunnitelmat (Laki tulvariskien hallinnasta 19 §).

## 2.2 Hulevesiä koskevat strategiat ja ohjeistot

Maa- ja metsätalousministeriön vesitalousstrategian 2011–2020 päämääriin kuuluvat mm. varautuminen muuttuviin ilmasto- ja vesioloihin sekä vesien käytön ja hyvän tilan tavoitteiden yhteensovittaminen valuma-alueilla. Päämäärien saavuttamiseksi tarvitaan asianmukaista valumavesien hallintaa, mikä vaatii vesienhoidon ja tulvariskien hallinnan tavoitteiden sekä luonnonmukaisten ratkaisujen huomioon ottamista. Strategien mukaan taajamien hulevesien hallinnassa edistetään erityisesti maan pinnalla toteutettavien, luonnonmukaisten menetelmien käyttöä ja pyritään samalla pienentämään tulvariskejä sekä parantamaan vesistöön johdettavien vesien laatua. Samalla strategiassa tunnistetaan tarve tukea kuntia hulevesien hallinnassa, mikä vaatii uutta osaamista. (Maa- ja metsätalousministeriö 2011)

Vesien kunnostusstrategian ensimmäisenä tavoitteena on, että vesien ekologinen ja kemiallinen tila sekä vesiympäristö paranevat ja luonnon monimuotoisuudesta huolehditaan. Sen toimeenpanossa on tunnistettu tärkeäksi selvittää mahdollisuuksia kompensoida rakentamisesta luonnonolosuhteille aiheutuvia haittoja. Strategiassa on otettu huomioon, että aluerakentamisen myötä hulevesien määrä kasvaa taajamissa. Siinä todetaan, että vesien ekologisen tilan heikentymisen ehkäisemiseksi sekä vesiolosuhteiden muuttumisen kompensoimiseksi hulevedet tulee ensisijaisesti imeyttää ja viivyttaa jo syntypaikoillaan. Tutkimustarpeeksi on tunnistettu mm. hulevesien hallinnan tehostumisen vaikutukset taajamavesien kunnostusedellytyksiin. (Olin 2013)

Kunnostusstrategiassa todetaan, että on tarpeen laatia erillinen suojelu- ja kunnostusstrategia pienvesille, joita on säilynyt luonnontilaisina vain hyvin vähän. Pienvesistrategia valmistui vuonna 2015. Siinä määritellään toimenpiteitä jäljellä olevien luonnontilaisten pienvesien säilyttämiseksi ja heikentyneiden pienvesien kunnostamiseksi. Strategialla luodaan suuntaviivat siihen, että pienvesien säilyttämis- ja ennallistamistarpeet voidaan ottaa paremmin huomioon vesienhoidon suunnittelussa ja muissa pienvesiin vaikuttavissa linjauksissa ja toiminnoissa. Yhtenä strategian päämääränä on, että pienvesien suojelu- ja kunnostustoimenpiteitä toteutetaan osana maankäyttöä. Tavoitetilaksi on asetettu, että pienvedet ovat arvostettu osa monimuotoista ympäristöä ja yhdyskuntarakennetta. Hulevesiin liittyviä toimenpiteitä on tunnistettu strategiassa paljon. Taajamien pienvesien suojelu- ja kunnostustarpeet tulisi ottaa huomioon kuntien hulevesiohjelmissa ja -suunnitelmissa. Niiden laatiminen on syytä yhdistää viheralueiden suunnitteluun, koska viheralueille on mahdollista toteuttaa monenlaisia hulevesien käsittelyrakenteita. Hulevesirakenteet tulisi suunnitella siten, että ne lisäävät taajamien ekologista monimuotoisuutta. Pienvedet voidaan kytkeä osaksi avointa hulevesijärjestelmää, mutta samalla on huolehdittava, että niiden ekologinen merkitys säilyy ja mahdollisuuksien mukaan paranee. Hulevesiä koskevissa suunnitelmissa tulisi esittää imeytys- ja viivytysalueiden mitoitusvaatimukset tontti- ja katualueilla vähentämään virtaamaolosuhteiden muuttumista. Tietoa hulevesistä ja niiden vaikutuksista ja käsittelymahdollisuuksista tulee tarjota kaavoittajille, rakentajille ja ympäristönsuojeluviranomaisille. (Hämäläinen 2015)

Hulevesien kokonaisvaltainen hallinta on olennainen osa vihreää infrastruktuuria, jolla tarkoitetaan suunnitelmallisesti rakennettuja tai säilytettyjä, toisiinsa kytkeytyneitä viher- ja vesialueita, jotka mahdollistavat ekosysteemien prosessit ja tuottavat siten ihmiselle välttämättömiä ekosysteemipalveluita. Niitä ovat mm. puhdas vesi ja ilma, elintarvikkeet ja materiaalit, ilmaston säätely ja tulvien ehkäiseminen. Euroopan Unionissa on valmisteilla vihreän infrastruktuurin strategia, jonka valmistelusta komissio on antanut tiedonannon vuonna 2013. Siinä todetaan, että yhteiskunta on riippuvainen luonnon tuottamista hyödyistä ja ekosysteemipalveluista. Vihreän infrastruktuurin taustalla on periaate, jonka mukaan luonnon ja sen prosessien suojeleminen ja parantaminen sisällytetään tietoisesti osaksi aluesuunnittelua ja aluekehitystä. Tulvia on pääsääntöisesti pyritty ehkäisemään perinteisellä harmaalla infrastruktuurilla, vaikka sen rakentaminen saattaa olla kalliimpaa kuin vihreään infrastruktuuriin kuuluvien menetelmien, ja samalla luonnonpääoma usein vähenee. Se taas vaarantaa komission mukaan pitkän aikavälin kestävyttä ja heikentää samalla yhteiskunnan kykyä selviytyä ympäristöhäiriöistä (Salomaa 2013, Euroopan komissio 2013).



## 2.3 Kaupunkien hulevesiohjelmat

Monet Suomen suurimmista kaupungeista ovat viime vuosina laatineet hulevesiohjelmia ja -strategioita hulevesiin liittyvien haasteiden lisääntymisen takia (esim. Helsinki 2008, Turku ja Vantaa 2009, Jyväskylä ja Lahti 2011, Espoo ja Tampere 2012). Hulevesiohjelmien päätavoitteena on parantaa hulevesien hallintaa kokonaisuudessaan. Ohjelmilla pyritään vähentämään tulvariskejä, parantamaan hulevesien laatua, ehkäisemään vesistökuormitusta, turvaamaan pohjaveden laatua ja määrää sekä lisäämään kaupunkiluonnon monimuotoisuutta ja arvostusta. Ohjelmissa ja strategioissa on linjattu maankäytön suunnittelua ja toteutusta sekä määritelty hulevesien hallinnan tavoitteet ja toimenpiteet hulevesien kokonaisvaltaiselle hallinnalle. Tavoitteina ohjelmissa on mainittu myös mm. viranomaisyhteistyön ja tiedonkulun parantaminen hulevesiasioissa sekä toimintamallien kehittäminen hulevesien hallintaan.

Hulevesiohjelmissaan kaupungit ovat esittäneet prioriteettijärjestyksen, jota tulee soveltaa hulevesien käsittelyssä. Ohjelmat ovat sisällöltään ja peruseriaateiltaan hyvin samankaltaisia. Lähtökohtana on hulevesien synnyn ehkäiseminen, mihin voidaan päästä rajoittamalla läpäisemättömien pintojen määrää maankäytön suunnittelussa. Hulevedet tulee käsitellä ensisijaisesti syntypaikallaan joko hyödyntämällä ne käyttövedeksi tai imeyttämällä maahan. Mikäli hulevedet johdetaan pois syntypaikaltaan, se tehdään ojiin ja painanteisiin perustuvalla avoimella, suodattavalla ja viipymää lisäävällä järjestelmällä. Vasta jos hulevesiä ei voida käsitellä syntypaikallaan tai johtaa pois avoimessa järjestelmässä, hulevesiä saa johtaa sadevesiviemäriverkoston kautta. Viemäreiden kautta kulkevat hulevedet tulee kuitenkin johtaa hidastus- ja viivytyalueiden kautta ennen niiden purkamista vesistöihin. Viimeisenä vaihtoehtona on hulevesien johtaminen hulevesiviemäriin suoraan vesistöön, mutta silloin verkoston yhteyteen suositellaan rakennettavaksi maanalaisia viivytyrakenteita, jotka myös lisäävät viemäriin kapasiteettia.

Hulevesiohjelmissa on käyty lävitse lisäksi hulevesiin liittyviä vastuukysymyksiä, ja kaupungit ovat nimenneet hulevesien hallinnan vastuutahoja. Ohjelmissa on käsitelty myös hulevesimaksujen käytönnottoa.

## 2.4 Hulevesiopas

Vuonna 2012 Kuntaliitto julkaisi Hulevesioppaan. Se on tarkoitettu alan ammattilaisille hulevesien hallinnan järjestämisen ja kokonaisvaltaisen suunnittelun tueksi. Oppaan kohderyhmiä ovat kunnat, vesihuoltolaitokset, pelastuslaitokset, valtion viranomaiset ja maakuntaliitot, konsultti- ja urakointiyrietykset, tuoteteollisuus ja vakuutusyhtiöt. Oppaassa on ohjeistusta hulevesien hallinnasta myös yksittäisille kiinteistöille, joten se soveltuu osittain myös kiinteistönomistajien, isännöitsijöiden ja huoltoyhtiöiden käyttöön. (Kuntaliitto 2012)

Oppaaseen on koottu hulevesien hallintaan ja sen suunnitteluun vakiintumassa olevat periaatteet, joita on noudatettu jo edellä kuvatuissa kaupunkien hulevesiohjelmissa. Sen tavoitteena on siirtää painopiste hulevesien aiheuttamien ongelmien tapauskohtaisesta ratkaisemisesta niiden ennaltaehkäisyyn. Oppaassa käsitellään hulevesien määrään ja laatuun vaikuttavia tekijöitä, niiden hallinta- ja käsittelytarpeita sekä hallintamenetelmien suunnittelua ja mitoittamista. Lisäksi korostetaan maankäytön suunnittelun merkitystä ja sen tarjoamia mahdollisuuksia vaikuttaa hulevesien syntyyn ja hallintaan (Kuntaliitto 2012). Hulevesilainsäädännön muutosten takia opasta tullaan päivittämään lähitulevaisuudessa.

## 3 Kosteikot ja biosuodatusalueet hulevesien laadun hallinnassa

### 3.1 Kosteikot

Kosteikot ovat kasvillisuuden osittain tai täysin peittämiä alueita, jotka ovat pysyvästi tai tilapäisesti veden peittämiä. Kosteikoilla on tulva- ja vesiensuojelullista merkitystä. Niiden avulla voidaan hidastaa ja viivyttää suuriakin vesimääriä ja näin ehkäistä eroosiota ja tulvimista alapuolisissa vesissä. Kosteikojen avulla voidaan myös parantaa vedenlaatua. Osa haitta-aineista, kuten typestä, fosforista ja raskasmetalleista, on kiinnittynyt kiintoaineeseen ja laskeutuu siten kosteikon pohjalle kiintoaineen sedimentoituessa. Lisäksi kosteikon kasvillisuus sitoo itseensä biologisten prosessien avulla ravinteita ja epäpuhtauksia sekä tehostaa kosteikoissa tapahtuvia fysikaalisia ja kemiallisia puhdistusprosesseja. Myös aktiivinen mikrobitoiminta edesauttaa veden puhdistumista. Rakennettuja kosteikkoja käytetään laajalti ympäri maailmaa mitä erilaisimpien vesien puhdistamiseen. Näitä ovat mm. maa- ja metsätalouden ja turvetuotannon valumavedet sekä kaivostoiminnan ja yhdyskuntien jätevedet. Suomessa kosteikkoja on yleisimmin sovellettu kiintoaineen ja ravinteiden pidättämiseen maatalouden ja turvetuotannon valumavesistä. Jälkimmäisessä tapauksessa puhutaan yleisesti pintavalutuskentistä. Kosteikkoja on rakennettu myös hulevesien käsittelyä varten useissa maissa (esim. Wong ym. 1999, Malaviya & Singh 2012, Herrmann 2012, Schmitt ym. 2015) ja myös Suomessa (esim. Salminen ym. 2013).



Hulevesien käsittelemiseksi rakennettu Kulloonsillanpuron kosteikko Espoossa. Kuva: Pinja Kasvio.

### 3.1.1 Kosteikkojen vaikutukset vesien ja muun ympäristön tilaan

Kosteikoilla on saavutettu Suomessa hyviä puhdistustuloksia maatalouden (esim. Koskiaho ym. 2015) ja turvetuotannon (esim. Postila ym. 2015) valumavesien käsittelyssä. Ulkomailla myös hulevesien kuljettamia ainemääriä on saatu vähennettyä kosteikoilla hyvin tuloksin (taulukko 1). Kosteikot ovat hyvin toteutettuina laskeutusaltaita ja lammikoita tehokkaampia hulevesien puhdistajia erityisesti niissä tapahtuvien monipuolisten biologisten prosessien takia. Monimuotoiset kosteikot ovat useiden lajien elinympäristöjä ja erityisen tärkeitä linnuille, matelijoille, sammakkoeläimille, selkärangattomille, kaloille ja nisäkkäillekin. Kosteikoilla on myös virkistysellistä ja maisemallista arvoa.

Taulukko 1. Yhdysvalloissa raportoituja haitta-aineiden pidätysprosentteja kosteikoissa (Center for Watershed Protection 2007a ja b). Tiedot on koottu yhdysvaltalaisesta tietokannasta, johon on koottu tutkimustuloksia hulevesien eri käsittelymenetelmien toimivuudesta. Kloridin pidättyminen on oletettu nolaksi, vaikka tutkimuksissa poistumat ovat saattaneet olla jopa negatiivisia.

Haitta-aine	Poistuman ala- ja yläkvartiilit (%)	Poistuman mediaani
Kiintoaine	45–85	70
Kokonaisfosfori	15–75	50
Liuenut fosfori	5–55	25
Kokonaistyyppi	0–55	25
Orgaaninen hiili	0–45	20
Kokonaissinkki	30–70	40
Kokonaiskupari	20–65	50
Bakteerit	40–85	60
Hiilivedyt	50–90	75
Kloridi	0	0

Hyviä esimerkkejä toimivista hulevesikosteikoista ovat mm. Nummelan Portin kosteikko Vihdissä (Salminen ym. 2013), Lahden Kytölän kosteikko (Hämäläinen 2014) ja Skälby Dammen -kosteikko Ruotsissa (Herrman 2012). Nummelan kosteikko valmistui vuonna 2010 ja sen toimivuutta seurattiin jatkuvatoimisilla laitteilla vuosina 2012–2013 KEIDAS -hankkeessa. Rakennettu kosteikko on suhteellisesti kooltaan melko pieni (0,1 % valuma-alueesta), mutta rakenteeltaan monimuotoinen. Nummelan kosteikko onnistui puhdistamaan Enäjärveen laskevasta vedestä 20 kg fosforia (9 %) ja 30 000 kg kiintoainetta vuodessa (Keidas-hanke 2014).

Lahden Kytölän kaupunginosaan rakennettiin vuonna 2012 kaksi viivytyksallista käsittelemään lähiasuinalueen hulevesiä. Tutkimusraportissa (Hämäläinen 2014) rakennetta kutsutaan biosuodatusalueeksi, mutta raportin kuvauksen perusteella se toimii pääosin kosteikkona, johon on rakennettu salaoja kokoamaan osa luonnolliseen maaperään imeytyvästä vedestä. Kohteeseen ei ole tehty erityistä suodatavaa rakennetta, kuten biosuodatusalueilla yleensä eikä suurin osa vedestä suodatu maaperän kautta. Siten rakennetta ei pidetä tässä yhteydessä varsinaisena biosuodatusalueena vaan kosteikkona. Rakenne toteutettiin asuinalueen rakennusaikana. Altaiden yhteispinta-ala 650 m<sup>2</sup> on 0,3 % yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta. Vajaan vuoden mittaisen seurantajakson aikana otettujen 12 vesinäytemparin perusteella kiintoainepitoisuus aleni kosteikossa keskimäärin 55 %, kokonaisfosforipitoisuus 30 % ja kokonaistyyppipitoisuus 25 %. Tulosten mukaan Kytölän kosteikkosysteemiin pidättyi myös metalleja ja bakteereja.

Taajama-alueen hulevesille vuonna 2000 rakennettu Skälby Dammen -kosteikko vähensi neljän vuoden tutkimuksen mukaan hyvin ravinnepitoisuuksia. Alueen valuma-alueesta oli kolmannes läpäisemätöntä pinta-alaa. Kosteikkoon tulevat kiintoainepitoisuus- ja ravinnepitoisuudet puolittuivat kosteikon vaikutuksesta (Herrmann 2012). Tulevan veden pitoisuudet olivat alhaisempia kuin eteläruotsalaisissa maatalousalueiden ojissa yleensä, samoin metallipitoisuudet olivat alhaisia verrattuna taajama-alueiden hulevesipitoisuuksiin (Arheimer & Wittgren 2001, Tonderski ym. 2005). Toisin kuin fosforin pidättyminen, tulosten mukaan typen pidättyminen kosteikkoon parani ajan myötä.

Raskasmetalleista lyijy sitoutuu orgaanisen materiaaliin ja siksi pidättyy hyvin kosteikoissa (Hvitved-Jacobsen ym. 1994, Odum 2000, Vymazal 2003). Muissa kosteikkotutkimuksissa metallien on osoitettu vähenevän 40–90 % hulevesille rakennetuissa lammikossa (esim. Hvitved-Jacobsen ym. 1994). Vymazalin (2003) mukaan jätevesille rakennetut kosteikot ovat myös alentaneet erittäin tehokkaasti metallipitoisuuksia: lyijyä 98 %, nikkeliä 92 % ja kadmiumia 77 %.

### 3.1.2 Suosituksia kosteikon suunnitteluun ja rakentamiseen

Kosteikon tulisi muodostua vähintään kahdesta eri syvyydestä osasta: avovesialtaasta ja suurten vesikasvien täyttämästä alueesta. Mitä monipuolisempi kosteikko on, sitä tehokkaammin se toimii. Syvänteitä, matalia alueita, kasvillisuusvyöhykkeitä ja saarekkeitä voidaan toteuttaa kosteikkoon vaihdellen. Syväntettä suositellaan heti veden sisääntuloaukon eteen. Tämä edistää karkeimman aineksen sedimentoitumista ja hidastaa syväntettä seuraavan kasvillisuusvyöhykkeen umpeutumista. Kosteikko tulisi suunnitella siten, että syvänteeseen pidättynyt maa-aines voidaan helposti poistaa. Poikkeuksellisille ylivirtaamille tulisi rakentaa ohitusuoma. Kosteikon lopussa tulisi olla pato pienimmälle vedenkorkeudelle. Pituuden ja leveyden suhteen tulisi olla noin 4:1.

Kosteikon tulisi kattaa riittävän iso alue valuma-alueesta, mielellään yli 1 %, jotta veden viivyttäminen ja biologiset prosessit ehtivät tapahtua tehokkaasti (Puustinen ym. 2007). Jos riittävän laajaa maa-aluetta ei ole saatavissa, voidaan harkita allasketjun rakentamista pitkin uoman vartta. Pienten altainen ketjun on osoitettu poistavan 10 % tehokkaammin tyyppä kuin yhden ison lammikon, jolla on sama pinta-ala (Persson 1998). Istutettavasta kasvillisuudesta, työn toteuttamisesta ja kosteikon hoitamisesta kannattaa laatia huolelliset suunnitelmat. Rakennusaikana maa on paljas ja näin altis eroosiolle. Tämän vuoksi kosteikko olisi hyvä rakentaa valmiiksi vähäsateisena aikana.

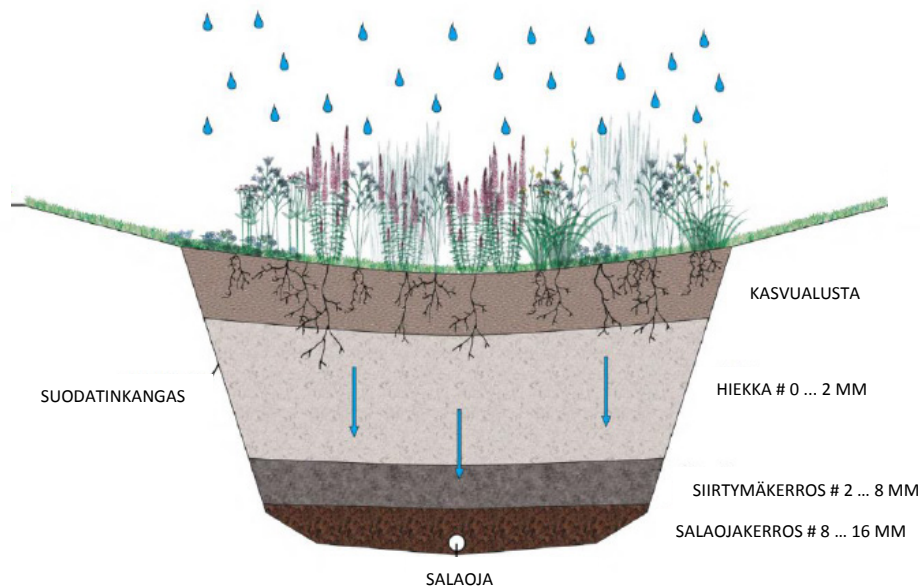
### 3.1.3 Kosteikkojen hoito

Kunnossapito ja hoito on tärkeää kosteikkojen toiminnan ja tehon ylläpitämiseksi. Yleinen tavoite on, että kosteikot toimivat vähällä hoidolla. Kosteikosta tulisi poistaa roskat, muut vieraat esineet sekä kosteikkoon kerääntynyt, allasta mataloittava kiintoaine sekä liian runsas kasvillisuus. Vierasesineet ja roskat voivat lisätä tulvimista, ja niistä voi liueta haitallisia aineita vesistöön.

Sedimentti täytyy poistaa lammikosta tietyin aikaväleihin, jotta puhdistusteho säilyy. On hyvin tapauskohtaista, kuinka usein poisto pitää toteuttaa. Ruotsissa sedimentin poistamista on suositeltu tehtäväksi joka viides vuosi tai kun sedimenttiä on kertynyt yli 10 % lammikon mitoitettusta syvyydestä (Persson 1998). Kosteikosta voidaan myös niittää ja siirtää pois siihen muodostunutta kasvillisuutta ja siten vähentää ravinteiden huuhtoutumista alapuoliseen vesistöön. Tosin Suomessa vuonna 1998 valmistuneen, maatalouden valumavesien käsittelyä varten rakennetun Hovin kosteikon puhdistusprosessit ja pidätystehokkuus ovat vain parantuneet ajan kuluessa, vaikka kosteikkoa ei ole tyhjennetty eikä niitetty kertaakaan rakentamisen jälkeen (Koskiaho ym. 2015). Mitoitukseltaan ja sijainniltaan poikkeuksellisen edullista Hovin kosteikon tapausta ei kuitenkaan kannata tässä suhteessa pitää esimerkkinä, vaan yleisohjeena suositellaan edellä kuvattuja kosteikon hoitotoimia.

## 3.2 Biosuodatusalueet

Biosuodatus on maailmanlaajuisesti yksi yleisimmin käytetyistä hulevesien hallintamenetelmistä. Siinä hulevettä suodatetaan painanteessa tai maan alle rakennetussa suodatuskammiossa maakerrosten läpi, jolloin vesi puhdistuu. Kun hulevettä ohjataan maanpinnalla olevaan painanteeseen suodattumaan tai imeytymään maaperään, puhutaan biosuodatusalueista (kuva 1). Niitä kutsutaan myös sadeputarhoiksi (*rain garden*). (Davis ym. 2009)



Kuva 1. Biosuodatusalueen periaatekuva (Lehikoinen 2015).

Yksinkertaisimmat biosuodatusalueet ovat viherpainanteita tai pintavalutuskaistoja, joissa hulevesi suodattuu kasvillisuuden ja maakerrosten läpi (Kuntaliitto 2012). Biosuodatusalueilla on yleensä 0,7–1 metriä paksu, suodatinkerroksena toimiva maapatja, jonka päällä on ohut, monipuoliselle kasvillisuudelle sopiva kasvukerros. Suodatinkerroksen tulee olla hyvin vettä läpäisevää materiaalia. Biosuodatusalueiden on todettu tehokkaasti tasaavan virtaamia ja leikkaavan virtaamahuippuja, jolloin tulvahaitat ja eroosio purkuvesistöinä toimivissa virtavesissä voivat vähentyä. Viivyttyessään hulevesien purkautumista biosuodatusalueet voivat ylläpitää perusvirtaamaa purkuvesistöissä. Suunnittelussa on useimmiten ollut tavoitteena, että biosuodatusalueet voisivat ajoittain padottaa hulevesiä noin 15–30 cm syväksi altaaksi (Davis ym. 2009). Jos pohjamaa on riittävän vettäläpäisevää, rakennekerrosten alla ei tarvita salaojia, vaan hulevedet imeytyvät biosuodatusalueilla maaperään. Imeytyminen lisää syntyvän pohjaveden määrää rakennetuilla alueilla, joilla läpäisemättömien pintojen suuri määrä on muuten vähentänyt pohjaveden syntymääriä (Endreny & Collins 2009, Trowsdale & Simcock 2011). Hydrologisesti tärkeimmät prosessit biosuodatusalueilla ovat imeytyminen ja haihdunta. Eräiden tutkimusten mukaan (Heasom ym. 2006, Hunt ym. 2006) niiden osuus voi olla 50–90 % tulevasta vesimäärästä, joten biosuodatusalueiden merkitys purkuvesistöjen virtaamaolojen hallinnassa voi olla hyvin merkittävä. Rakenteiden läpi suodatunut vesi voidaan myös kerätä salaojiin ja johtaa niiden kautta viemäriverkostoon tai vesistöön, jolloin biosuodatusalue toimii enimmäkseen hulevesiä viivyttyvänä rakenteena (Komulainen 2012).

Biosuodatusalueiden etuna moniin muihin hulevesien käsittelymenetelmiin verrattuna on, että ne eivät vaadi suuria pinta-aloja. Siksi niitä voidaan sijoittaa myös jälkikäteen tiheästikin rakennetuille alueille. Biosuodatusalueilla on käytetty paljon erilaisia suunnittelu- ja toteutusratkaisuja. Myös erilaisia suunnitteluohjeistuksia on laadittu runsaasti, mutta ne eivät välttämättä pohjautu tutkimustietoon eikä niissä ole aina otettu riittävästi huomioon sen alueen erityispiirteitä, jonne ohjeet on tarkoitettu. Biosuodatusalueiden suunnittelussa tulisi ottaa huomioon hyvin monia tekijöitä. Suunnittelun lähtökohdaksi tulisi määrittellä tavoitteet, joihin biosuodatusalueella pyritään. Niitä voivat olla esimerkiksi perusvirtaaman turvaaminen ja uomaeroosion tai tulvien estäminen purkuvesistöissä, haitta-aineiden poistaminen tai pohjaveden muodostumisen tehostaminen. Rakenteiden mitoituksen kannalta valuma-alueen ja biosuodatusalueiden sijoituspaikkojen määrittely on hyvin olennaista. Lisäksi tulee päättää, mitä puhdistusprosesseja biosuodatusalueilla toivotaan tapahtuvan, ja minkälaisia teknisiä tai muita vaatimuksia niihin liittyy. Näiden perusteella voidaan mitoittaa tarvittavat pinta-alat, halutut allastumissyvyudet ja rakennekerrosten paksuudet ja koostumus. Kasvillisuuden lajikoostumus ja määrä ovat myös tärkeitä tekijöitä rakenteen toimivuuden kannalta. Maanpinnan alapuolisten kuivatusrakenteiden ja tulvaaukkojen ja -reittien tarve on selvitettävä. Myös huolto- ja kunnossapitokysymyksiin on syytä kiinnittää huomiota jo suunnitteluvaiheessa. (Davis ym. 2009)

Useissa tutkimuksissa on todettu, että biosuodatusalueet voivat pidättää tehokkaasti ravinteita, kiintoainetta, hiilivetyjä ja raskasmetalleja. Joissakin tutkimuksissa on havaittu, että biosuodatus voi myös vähentää bakteereja hulevesistä (Davis ym. 2009). Biosuodatusalueilla on myös muita positiivisia vaikutuksia ympäristöönsä. Ne voivat lisätä ja parantaa habitaatteja rakennetussa ympäristössä ja vähentää habitaattien pirstaleisuutta (Kazemi ym. 2010, Levin & Mehring 2010). Niillä voi myös olla merkittäviä positiivisia vaikutuksia maisemaan, ja ne voivat mm. vaimentaa melua ja tuulten vaikutusta sekä tarjota varjota ja muuta suojaa (United States Environmental Protection Agency 1999).

### 3.2.1 Biosuodatusalueiden vaikutukset hulevesien laatuun

Biosuodatusalueiden teho eri haitta-aineiden puhdistuksessa vedestä perustuu useisiin eri mekanismeihin. Tutkimusten perusteella parhaiksi suodatinmateriaaleiksi ovat osoittautuneet hiekka ja siltainen hiekka. Hyvien suodatusominaisuuksien lisäksi niistä huuhtoutuu vain vähän hienoainesta, ja ne tarjoavat hyvän kasvualustan kasvillisuudelle, joka voi merkittävästi tehostaa ravinteiden pidättymistä (Henderson ym. 2007a). Kasvillisuus voi parantaa ravinteiden poistumaa biosuodatusalueilla, koska kasvit käyttävät ravinteita kasvuunsa ja lisäävät haihduntaa. Kasvillisuus parantaa ja ylläpitää maaperän imeytymisolosuhteita, koska juuristojen kasvu ja vanheneminen estävät suodatinrakenteen tiivistymistä ja tukkeutumista (Hatt ym. 2009). Juuristot lisäävät myös maa-aineksen stabiilisuutta ja vähentävät sen eroosiota (Shaw & Schmidt 2003). Yhteenveto tärkeimmistä biosuodatuksen puhdistusmekanismeista on esitetty taulukossa 2.

Taulukko 2. Tärkeimmät haitta-aineiden pidättymismekanismit biosuodatusalueessa (North Carolina Cooperative Extension Service 2001).

<b>Pidättymismekanismi</b>	<b>Poistuvat haitta-aineet</b>
Sedimentaatio ja imeytyminen	Kiintoaine, kelluva karike, roskat, kiintoaineeseen kiinnittynyt fosfori, osa maaperässä olleista patogeeneistä
Adsorptio maapartikkeleihin	Liuenneet metallit, liuennut fosfori
Kasvillisuuden ravinteiden otto	Ravinteet (fosfori ja typpe)
Mikrobiologiset prosessit	Orgaaniset aineet, patogeenit
Auringonvalolle altistuminen ja kuivuus	Patogeenit

Biosuodatuksen vaikutuksia hulevesien laatuun on tutkittu eri puolilla maailmaa paljon. Tutkimuksia on tehty sekä laboratoriossa että rakennetuilla biosuodatusalueilla maastossa. Tulokset ovat olleet erittäin lupaavia (taulukko 3). Erityisesti partikkelimaiset ainekset pidättyvät biosuodatuksessa hyvin, kun taas liuenneiden aineiden pidättyminen on tutkimusten mukaan yleensä selvästi heikompaa ja vaihtelee paljon. Biosuodatusta pidetään kuitenkin yhtenä tehokkaimmista hulevesien käsittelymenetelmistä (Scholes ym. 2008, Davis ym. 2009, Lucas & Greenway 2012).

Taulukko 3. Tyypillisiä hulevesien ainepitoisuuksia ja kuormitusreduktioita biosuodatuksessa (Lucas & Greenway 2012).

Aine	Tyypillinen pitoisuus hulevesissä, mg/l	Kuormitusvähenemä biosuodatuksessa, %
Kiintoaine	15–350	90–99 %
Biologinen hapenkulutus	1,5–22,0	80–90 %
Kokonaiskupari	0,01–0,28	60–90 %
Kokonaissinkki	0,03–0,35	85–95 %
Öljyt ja rasvat	0,4–20,0	95–99 %
Partikkelimainen fosfori	0,1–2,2	95–99 %
Liukoinen fosfori	0,05–1,5	10–30 %
Liukoinen typpi	0,1–3,7	-40–40 %
Partikkelimainen typpi *	0,5–3,5	25–50 %

\* käsittää partikkelimaisen orgaanisen typen

Biosuodatus on osoittautunut erittäin tehokkaaksi menetelmäksi kiintoainekuormituksen vähentämisessä. Kiintoaine tarttuu tehokkaasti suodatinmateriaaliin sedimentoitumalla suodattimen pinnalle ja suodattumalla maa-aineksen huokosiin (Davis ym. 2009). Uusien biosuodatusalueiden on joissakin tutkimuksissa havaittu lisäävän kiintoainekuormaa jonkin aikaa niiden käyttöönoton jälkeen suodatinmateriaalin hienoaineksen huuhtoutumisen vuoksi (Hsieh & Davis 2005a).

Ravinteiden osalta biosuodatusalueiden toimivuudessa on eri tutkimuksissa ollut suurta vaihtelua. Tutkimustulokset osoittavat, että biosuodatuksen puhdistusteho partikkelimaisen, kiintoaineeseen sitoutuneen fosforin suhteen on pääsääntöisesti erittäin hyvä. Partikkelimainen fosfori pidättyy tehokkaasti kiintoaineksen mukana enimmäkseen suodattumalla suodatinmateriaaliin ja sedimentoitumalla. Biosuodatuksessa liukoinen fosfori ei sen sijaan pidäty kovinkaan hyvin. Suodatinmateriaalissa on enimmäkseen negatiivisesti varautuneita sitoutumispaikkoja, joihin samoin varautuneet fosfaattifosfori-ionit eivät voi kiinnittyä. Kasvillisuus voi parantaa fosforin pidättymistä, mutta ero kasvittomiin suodattimiin on melko pieni. Fosforin poistossa kasvittomatkin suodattimet voivat olla tehokkaita lyhyellä aikavälillä, mutta kasvillisuus voi ylläpitää suodattimen fosforin pidätyskykyä pitkällä aikajänteellä. On havaittu, että väärin valituista suodatinmateriaaleista tai kuolleesta kasvillisuudesta saattaa liueta fosforia käsiteltävään veteen joskus hyvin suuriakin määriä (Hunt ym. 2006, Henderson ym. 2007a ja 2007b; Bratieres ym. 2008, Lucas & Greenway 2008, Davis ym. 2009). Jos suodatinmateriaalissa on orgaanista ainesta, sen hajoaminen voi aiheuttaa fosfaattifosforin huuhtoumaa suodattimesta (Hsieh & Davis 2005a, Bratieres ym. 2008). Suodatinkerroksen paksuuden kasvattaminen on joissakin tapauksissa parantanut suodattimien fosforin puhdistuskykyä, mutta on myös havaintoja, joiden mukaan paksuudella ei ole ollut vaikutusta (Davis ym. 2006, Bratieres ym. 2008).

Biosuodatuksen puhdistustehossa typen ja sen eri fraktioiden suhteen on tutkimuksissa esiintynyt suurta vaihtelua. Typen puhdistus biosuodatuksella on osoittautunut haasteelliseksi sen monimutkaisten biogokemiallisen kierron ja prosessien takia (Davis ym. 2009). Typenpoiston kannalta olennaisia nitrifikaatio- ja denitrifikaatioprosesseja tapahtuu biosuodattimissa jonkin verran. Nitrifikaatiossa ammoniumtyppi hapettuu ensin nitriittitypeksi ja edelleen nitraattitypeksi. Sitä voi tapahtua vain hapellisissa olosuhteissa, joita voi biosuodatusalueilla esiintyä sadetapahtumien välissä, kun suodattimet kuivuvat. Nitrifikaatio on sopivissa oloissa hyvin nopea prosessi, ja biosuodatuksessakin ammoniumtypen poistuma nitrifikaation kautta voi olla merkittävän suurta. Mutta ellei biosuodatusalueella tapahdu myös denitrifikaatiota, se voi johtaa nitraatin kertymiseen suodattimeen ja nitraattihuuhtoutumien kasvuun seuraavien sateiden aikana (Blecken ym. 2010). Denitrifikaatiossa nitraatti pelkistyy typpikaasuksi, joka haihtuu ilmaan. Denitrifikaatio edellyttää hapettomia oloja, joita voi esiintyä suodattimessa, jos se pysyy vedellä kyllästytneenä pitkään. Denitrifikaatio on selvästi hitaampi prosessi kuin nitrifikaatio. On arvioitu, että tehokas typenpoisto suodatuksessa vaatii 3–4 tunnin viipymää ja sopivan kasvillisuuden (Lucas & Greenway 2008).

Typen pidättymisessä kasvillisuudella on merkittävä rooli. Sopivat kasvilajit voivat tehostaa huomattavasti kokonaistypen ja nitraatin pidättymistä, mutta ammoniumtypen pidättymiseen kasvillisuudella ei näytä olevan suurta vaikutusta. Kasvilajien välillä on suuria eroja, kuinka tehokkaasti ne vaikuttavat ravinteiden pidättymiseen. On todettu, että hyvin tyypeä pidättävillä kasvilajeilla on tiheä juuristo, jossa on paljon erittäin pieniä juuria. Toisaalta paksujuuriset kasvit ylläpitävät paremmin suodattimen vedelläpääsevyyttä ja hidastavat sen tukkeutumista. Juuristot tarjoavat myös hyvän kasvualustan monipuoliselle mikrobitoiminnalle. Orgaaninen tyyppi on hyvin todennäköisesti usein pidättynyt suodatinmateriaalin orgaaniseen ainekseen. Ammoniumtypen pidättymisessä esiintyvän vaihtelun on arveltu liittyvän suodatinmateriaalin kationinvaihtokapasiteettiin. Myöskään nitraattityppi-ionit eivät voi negatiivisesti varautuneina juurikaan adsorboitua suodatinmateriaaliin. Suodatinkerroksen paksuuden kasvattaminen saattaa lisätä nitraattihuuhtoumia. Jos biosuodatuksella halutaan vähentää erityisesti typen kuormitusta, typen eri fraktioiden pidättymiseen vaikuttavia prosesseja lienee mahdollista tehostaa säättämällä biosuodatusalueiden suunnittelussa ja käytössä redox-olosuhteita, orgaanisen aineksen määrää ja veden viipymää. (Davis ym. 2001 ja 2009, Bratieres ym. 2008, Read ym. 2008, Lucas & Greenway 2012, Le Coustumer ym. 2012)

Biosuodatus on osoittautunut erittäin tehokkaaksi menetelmäksi puhdistaa sekä liuenneita että partikkeleihin kiinnittyneitä metalleja. Erityisesti on tutkittu kuparin, sinkin ja lyijyn käyttäytymistä. Laboratorioskokeissa on päästy jopa yli 99 % reduktioihin metallipitoisuuksissa. Suomessa Aalto-yliopiston laboratorioskokeissa vuonna 2009 sinkin ja kuparin reduktio oli 92-96 % (Sänkiaho ja Sillanpää 2012). Kenttäkokeissakin on saatu usein yli 90 %:n vähenemisiä, mutta vaihtelu on suurta. Yleensä metallien pitoisuudet ovat hulevesitutkimuksissa kuitenkin alkujaankin olleet hyvin pieniä (Davis ym. 2003, Davis 2007). Metallien on todettu pidättyvän enimmäkseen suodattimien pintakerrokseen partikkelin suodattumisen ja ionien adsorption kautta (Li & Davis 2008). Orgaaninen aines parantaa metallien pidättymistä, koska siinä on paljon sitoutumispaikkoja positiivisesti varautuneille metalli-ioneille (Lucas & Greenway 2012). Kuparin, sinkin ja lyijyn osalta biosuodatusalueiden puhdistustehokkuuden on havaittu pysyvän melko vakaana (Hatt ym. 2009).

Rasvat ja hiilivedyt, kuten öljytuotteet, puhdistuvat yleensä suodattimissa hyvin. Ne voivat pidättyä tehokkaasti jo suodattimen päällä olevaan kompostoituneeseen lehtikatekerrokseen. Katteessa elävä bakteerikanta voi hajottaa hiilivety-yhdisteitä hyvin nopeasti, jopa muutamassa päivässä (Hsieh & Davis 2005a ja b, Hong ym. 2006).

Biosuodatusalueet voivat vähentää tehokkaasti myös patogeenisiä eli taudinaiheuttajabakteereja. Teho perustuu siihen, että biosuodatusalueet keräävät ja suodattavat vettä, ja bakteereja jää runsaasti suodattimien pintakerrokseen. Kun alueet kuivuvat, bakteerit jäävät kuiviin olosuhteisiin ja alttiiksi auringonvalolle, jolloin ne kuolevat. (Davis ym. 2009)

Hulevesien käsittelymenetelmien maastotutkimusten tuloksia on tulkittava varovasti, koska olosuhteet vaihtelevat rakennetussa ympäristössä hyvin paljon (Davis ym. 2009). Jos ainepitoisuudet tulevassa vedessä ovat pieniä, käsittelyyn tulevan ja käsitellyn veden laadussa ei välttämättä ole juurikaan eroa (Hatt ym. 2009). Koska biosuodatusalueelle tulevasta vedestä suuri osa voi suodattimen rakenteesta, maaperästä ja ilmasto-oloista riippuen imeytyä maaperään tai haihtua, puhdistustehokkuutta tulisikin tarkastella ainekuormien kautta pitoisuusmuutosten sijaan. Myöskään rakenteiden toimivuutta yli- ja alivirtaamatilanteissa ei tulisi verrata toisiinsa, koska tuloksissa voi olla hyvin suurta vaihtelua (Davis ym. 2009).

### 3.2.2 Biosuodatuksen toimivuus kylmissä olosuhteissa

Hulevesien käsittelyn tulisi olla tehokasta myös kylminä vuodenaikoina useista eri syistä. Hulevesivallat voivat olla hyvin suuria talvisateiden ja sulamiskausien aikana, kun imeytyminen on vähäistä jäisen maan takia ja vesien pääsy viemäriverkostoon tai luonnonmukaisiin käsittelyratkaisuihin voi olla estynyt lumen ja jään takia (Roseen ym. 2009). Kylmillä alueilla lumi ja sen sulamisvedet sisältävät usein runsaasti kiintoainesta ja muita haitta-aineita. Pohjois-Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa todettiin, että lumen sulamisvesissä kiintoainepitoisuudet olivat huomattavasti korkeampia kuin vesisateiden aiheuttamissa hulevesissä (Westerlund & Viklander 2006). Lumeen varastoituu aineksia pitkällä aikavälillä, ja talvella talojen lämmityksen ja liikenteen aiheuttamat päästöt kasvavat. Lisäksi talvisin käytetään



suolaa, hiekkaa ja muita liukkaudentorjunta-aineita, joiden jäämiä voi olla hulevesissä paljon. Talviset hulevedet sisältävät usein myös runsaasti kiintoaineeseen sitoutunutta fosforia (Viklander 1999).

Tutkimuksissa on havaittu, että kylmissä olosuhteissa biosuodatusalueiden toimivuus vaihtelee vuodenajoin. Vaikka kylmyys vaikuttaa moniin biosuodatuksen puhdistusmekanismeihin, voi menetelmä kuitenkin toimia tehokkaasti myös talvella siitä huolimatta, että muun muassa kasvillisuus ei käytä kasvukauden ulkopuolella ravinteita. Kylmissä oloissa veden viskositeetti kasvaa, jolloin kiintoainepartikkelien laskeutumisnopeus hidastuu. Talviolosuhteissa on tärkeää, että biosuodatusalueiden vedenläpäisevyys säilyy riittävän hyvänä pakkasesta ja roudasta huolimatta. Jos suodatinkerros ei ole vedellä kyllästynyt, sen vedenläpäisevyys voi olla pakkasillakin erittäin hyvä ja voi jopa kasvaa talvikuukausina, vaikka suodattimessa esiintyisi routaa. Jos taas suodatin on täysin vedellä kyllästynyt, se voi jäättyä ja muodostaa läpäisemättömän routakerroksen maaperään, jolloin huleveden imeytyminen sekä suodattuminen estyvät kokonaan. Biosuodatusalueet voivat havaintojen mukaan tasata virtaamia tehokkaasti myös talviaikaan. Koska kylmissä oloissa veden viipymä suodattimissa kuitenkin lyhenee, ne voivat leikata virtaamahuippuja vähemmän kuin lämpimissä oloissa (Roseen ym. 2009, Muthanna ym. 2007 ja 2008, Lefevre ym. 2009).

Partikkelimaisten aineiden, kuten kiintoaineen ja siihen sitoutuneen fosforin, poistumien on todettu syvän biosuodatusalueilla korkeina myös viileissä olosuhteissa, ja ero toimivuudessa kesä- ja talvikausien välillä on ollut vähäinen (Roseen ym. 2009). Syynä vakaaseen toimintaan lienee se, että kiintoaineen ja siihen sitoutuneiden aineiden pidättyminen ei juurikaan riipu biologisista prosesseista. Vaikka kasvillisuus ei käytäkään ravinteita kasvukauden ulkopuolella, sillä voi olla merkittävä vaikutus puhdistustehoon myös talvisin. Kasvien juuristo parantaa imeytymistä, ja juuret voivat olla aktiivisia myös talviaikaan (Muthanna ym. 2007).

Lämpötila kuitenkin vaikuttaa suoraan typen pidättymiseen biosuodatusalueilla. Tärkeä selittävä tekijä lienee nitrifikaatio- ja denitrifikaatioprosessien riippuvuus lämpötilasta. Myös muut typen poistumiseen vaikuttavat tekijät heikentyvät kylmissä oloissa, kun kasvit eivät käytä silloin ravinteita ja mikrobitoiminta hidastuu. On havaittu, että kylmissä oloissa typpi-poistumat heikentyvät suodatuksessa ja etenkin nitraattitypen huuhtoumat saattavat kasvaa, koska denitrifikaatiota ei tapahdu (Blecken ym. 2010). Roseen ym. (2009) havaitsivat merkittäviä eroja liukoisen, epäorgaanisen typen (nitraatti-, nitriitti- ja ammoniumtyppi) reduktioissa biosuodatusalueilla kesä- ja talviaikojen välillä. Jos biosuodattimien valuma-alueilla käytetään paljon hiekkaa liukkaudentorjunnassa, niiden tukkeutumisriski kasvaa ja niiden kunnossapitoon tulee kiinnittää erityistä huomiota (Blecken ym. 2010).

Kylmät olosuhteet eivät heikennä biosuodatusalueiden kykyä pidättää raskasmetalleja. Norjalaisessa tutkimuksessa sinkin, lyijyn, kuparin ja kadmiumin kuormitusvähenemät olivat talvellakin 89–99 % tulevasta kuormituksesta. (Muthanna ym. 2007)

Biosuodatus ei näytä pidättävän tiesuolasta peräisin olevia natriumia ja kloridia. Tutkimuksissa on havaittu, että niitä saattaa pidäytyä väliaikaisesti suodatinmateriaaliin, mutta ne huuhtoutuvat helposti myöhemmin. Väliaikainen pidättyminen voi kuitenkin tasata natriumin ja kloridin kuormitusta vesistöön niin, että korkeita, kasvillisuudelle tai muille eliöille haitallisia piikkejä ei esiinny (Muthanna ym. 2007, Denich ym. 2013).

Biosuodatuksen puhdistustehon parantamiseksi on kokeiltu erilaisia teknisiä ratkaisuja. Fosforin pidättymistä on tehostettu menestyksekkäästi sekoittamalla suodatinmateriaaliin runsaasti alumiinia sisältäviä vesienkäsittelykemikaalien jäännöksiä (Lucas & Greenway 2012). Typenpoiston ja erityisesti denitrifikaation tehostamiseksi suodattimet tulisi rakentaa niin, että niissä on täysin vedellä kyllästynyt ja hapeton kerros, jossa on riittävästi hiiltä, että denitrifikaatiolle saataisiin optimaaliset olosuhteet (Blecken ym. 2010). Tähän on ratkaisuna kokeiltu vedenpoistojärjestelyjä, joilla taataan, että yläosa suodattimesta on vain ajoittain märkä, mutta alaosa pysyy vedellä kyllästyneenä. Näillä ratkaisuilla on päästy liukoisen fosforin osalta yli 90 %:n ja typen osalta yli 60 %:n reduktioihin (Lucas & Greenway 2012). On myös testattu suodattimia, joissa on ollut karkean hiekan lisäksi savea ja silttiä sisältävä hienoaineskerros. Näillä suodattimilla saatiin tehostettua ammonium- ja nitraattitypen poistumaa (Cho ym. 2009).

### 3.2.3 Biosuodatusalueiden hoito ja kunnossapito

Biosuodatusalueiden suurimpia haasteita on niiden tukkeutuminen, joka johtuu useista fysikaalisista, biologisista ja kemiallisista prosesseista (Langengraber ym. 2003). Ylhäältä alaspäin toimivissa vertikaalisissa suodattimissa pintakerrokseen voi helposti muodostua kalvomainen kerros, joka johtaa huonosti vettä ja sisältää usein hyvin suuria haitta-ainespitoisuuksia. Tukkeutumisen myötä suodatusalueiden allastumisjaksot pitenevät, ja ne voivat alkaa tulvia. Samalla suodattimien ohi virtaavan veden määrä voi kasvaa, jolloin systeemin puhdistusteho voi merkittävästi heikentyä (Le Coustumer ym. 2009 ja 2012).

Australiassa tehdyssä tutkimuksessa seurattiin 37 biosuodattimen toimivuutta ja todettiin, että jo muutamana vuoden käytön jälkeen 40 % suodattimista ei enää toiminut suunnitellulla tavalla tai niiden hydraulinen vedenjohtokyky ei vastannut suunnittelunormeja. Tukkeutumisriskit ovat suurimpia suodattimissa, jotka ovat kooltaan pieniä verrattuna niiden valuma-alueeseen, jolloin sekä hydraulinen kuormitus että suodatukseen päätyvän kiintoaineksen määrä ovat suuria. Biosuodatusalueiden väljä mitoitus ja sopivan kasvillisuuden valinta ovat tärkeimpiä suunnitteluelementtejä tukkeutumisen estämiseksi. Samalla voidaan merkittävästi vähentää suodatuksen ohi kulkevan veden määrää (Le Coustumer ym. 2009 ja 2012).

Hydraulisen toiminnan varmistamiseksi ja puhdistustehon ylläpitämiseksi biosuodatusalueiden toimintaa tulee tarkkailla ja niitä tulee hoitaa säännöllisesti. Hoito- ja kunnossapitotarpeelle on esitetty kriteerejä eri julkaisuissa. Yhdysvalloissa julkaistujen ohjeiden mukaan hoito- ja kunnostustoimenpiteisiin tulisi ryhtyä, jos vesi allastuu yli kolmen vuorokauden ajaksi sadetapahtumasta, ilmenee hyönteisten tai hajun aiheuttamia haittoja, kasvillisuus nuutuu tai kuolee, biosuodatusalueella havaitaan eroosiota tai runsasta kiintoaineksen sedimentaatiota tai alueelle on kertynyt paljon kuolleita kasvinjäänteitä tai roskaa (Northern Virginia Regional Commission 2007). Vuosittain tarpeellinen hoitotoimenpide on kasvillisuuden niitto. Jos biosuodattimet tukkeutuvat ja niiden hydraulinen toimivuus heikkenee, yleensä toimenpiteeksi riittää suodattimen pintakerroksen ja siihen laskeutuneen sedimentin poistaminen. Tarvittaessa tulee lisätä uutta maa-ainesta tai korvata lehti- tai kuorikatteesta koostuva kasvukerros uudella. Kokemusten mukaan suodattimet tukkeutuvat hyvin harvoin syvemmistä kerroksista niin, että koko suodatinmateriaali pitäisi vaihtaa. Erityisesti biosuodattimien käytön alkuvaiheessa voi kasvillisuutta kuolla merkittäviäkin määriä, jolloin voi olla tarvetta istuttaa tai kylvää uusia kasveja. Joskus voi olla tarpeen poistaa kuolleita kasvien jäänteitä (North Carolina Cooperative Extension Service 2006).

## 4 Tuloksia kosteikkojen ja biosuodatusalueiden toimivuudesta

### 4.1 HULE-hankkeen seurantakohteet

Hankkeen seurantakohteina olivat kolme hulevesikosteikkoa Espoossa, Järvenpäässä ja Kuopiossa ja yksi biosuodatusalue Tampereella.

Espoossa tarkkailtiin Matalajärveen laskevassa Kulloonsillanojassa sijaitsevaa kosteikkoa. Ojaan johdetaan hulevesiä mm. Kehä III -tieltä ja Koskelon tehdasalueelta, ja sen valuma-alueesta 11 % on rakennettu. Kosteikko sijaitsee aivan Matalajärven rannassa erittäin herkästi tulvivalla alueella. Kosteikko muodostuu kahdesta osa-alueesta syvyyksiltään 1,5 m ja 0,5 m. Sen alapuolella ojassa on pato, joka ohjaa vedet kampaajiin ja niiden kautta kasvillisuuden peittämälle tulvaniittyalueelle. Kosteikko on rakennettu vuonna 2011.

Järvenpäässä seurantakohteena oli Lepolan asuinalueelle rakennettu kosteikko (Lepola 1), joka sijaitsee Tuusulanjärveen laskevan Räikilänojan valuma-alueella. Asuinalue on rakennettu pääosin tasaiselle ja saviselle peltoalueelle, jossa on ympäristöstään kohoavia pieniä, osin rakennettuja metsäsaarekkeita. Lepola 1 -kosteikko muodostuu pienestä yläaltaasta, kevyesti mutkittlevasta, luonnonkivillä ja kasveilla verhoillusta pitkästä uomasta sekä isosta ala-altaasta. Allasmaisten osien syvyys on noin 40 cm. Kaksi betonista pohjapatoa erottavat altaat uomamaisesta osuudesta. Uoman pohjaan on lisäksi aseteltu luonnonkiviä sekä suurempia kiviä hidastamaan ja ohjaamaan virtaamaa. Kosteikon jälkeen vesi ohjautuu hulevesiviemäriin, joka purkaa veden lopulta Räikilänojaan. Kosteikko on rakennettu vuosina 2011–12. Kokonaisuudessaan Lepolan alueelle on suunniteltu viisi kosteikkoa, joista tutkittu kosteikko valmistui ensimmäisenä.



Järvenpään Lepola 1-kosteikko keväällä 2012. Kosteikko tehtiin ennen ympäröivien talojen rakentamista (katso julkaisun kansikuva). Kuva: Pinja Kasvio.

Kuopiossa tarkkailtiin Kallaveden Pölläkänlahden rannalla sijaitsevan Puronnotkon kosteikon toimivuutta. Kosteikkoon johdetaan hulevesiä pientalovaltaiselta asuinalueelta. Kosteikko muodostuu kolmesta erikokoisesta ja syvyysestä kosteikkoaltaasta ja yhdestä laskeutusaltaasta. Vesi kulkee kapeita noroja pitkin altaasta toiseen. Altaissa on jonkin verran kasvillisuutta, mutta sitä kasvaa suhteessa enemmän ojissa ja tulva-alueilla. Kosteikko on rakennettu vuonna 2005.

Tampereella seurantakohteena oli Lielahden lumenkaatopaikalle Näsijärven lounaisrannalle rakennettu biosuodatusalue. Se koostuu kahdesta osasta. Vesi johdetaan ensin laskeutusaltaaseen, jonka tarkoituksena on pidättää karkein kiintoaines ja öljyt. Sen jälkeen vesi virtaa kasvillisuuden peittämälle suodatuskentälle, jossa vesi suodattuu kasvillisuuden ja maakerrosten läpi. Biosuodatusalueelle ohjatut vedet ovat suurimmaksi osaksi lumenkaatopaikan sulamisvesiä, mutta pieni osa tulee viereiseltä tiealueelta avo-ojia pitkin. Biosuodatusalue valmistui alkuvuonna 2012. Tulevan veden virtauksen ohjauseinää korjattiin keväällä 2013, sillä virtaus oli uurtanut seinämään oikotien suodatusalueen alaosaan. Myös kasvillisuutta istutettiin lisää biosuodatusaluetta reunustavalle kivetylle alueelle, sillä suurin osa vedestä ohjautui reunakivetystä pitkin alueelta pois eikä vesi levinnyt biosuodatuskentälle.

Seurantakohteiden mitoitukset ja perustietoja on koottu taulukkoon 4. Tarkempia tietoja kohteista on erillisissä seurantaraporteissa (Kasvio ym. 2015a-d), jotka löytyvät HULE-hankkeen internetsivuilta.



Lielahden lumenkaatopaikan biosuodatusalue. Etualalla on laskeutusallas, johon sulamisvedet ensin johdetaan purkuputken kautta. Virtauksenohjauseinän takana varsinainen suodatinkenttä. Kuva: Pinja Kasvio.

Taulukko 4. HULE-hankkeessa seurattujen kosteikkojen ja biosuodatusalueen perustiedot.

	Matalajärven kosteikko, Espoo	Lepola 1 - kosteikko, Järvenpää	Puronnotkon kosteikko, Kuopio	Lielahden bio- suodatusalue, Tampere
Pinta-ala, m <sup>2</sup>	1200	1000	4000	1750
Tilavuus, m <sup>3</sup> *	1000	500	1200	1000
Valuma-alue, ha	160	5,2	59	- **
Vesiensuojelurakenteen pin- ta-alan suhde valuma-alueen pinta-alaan, %	0,08	1,9	0,7	- **
Rakennetun alueen osuus valuma-alueesta, %	11	Ei tiedossa	44	- **

\* arvio

\*\* biosuodatusalueelle ei ole järkevää esittää valuma-alueen pinta-alaa kuvaavia arvoja, koska lumenkaatopaikalle tuodaan huomattavia määriä lunta alueen ulkopuolelta

Lisäksi hankkeen aikana tehtiin yhteistyötä Aalto-yliopiston kanssa Vantaalla sijaitsevien biosuodatus-alueiden tutkimuksissa. Niiden tulokset on julkaistu erillisenä julkaisuna (Lehikoinen 2015). Tässä raportissa vertaillaan HULE-hankkeessa mukana olleen Tampereen ja Vantaan biosuodatusalueiden toimivuutta.

## 4.2 Seurantaohjelmat

HULE-hankkeen seuranta-kohteiden toimivuutta tarkkailtiin vuosina 2012-15. Seuranta-ajanjaksot ja vesinäytteiden määrät vaihtelivat kohteittain (taulukko 5). Kaikilla kohteilla otettiin vesinäytteitä manuaalisesti. Lisäksi Espoossa ja Tampereella tehtiin jatkuvatoimisia seurantamittauksia. Vesinäytteenotosta, laboratorioanalyysistä ja mittauksista vastasivat pääosin kaupungit tai niiden palkkaamat konsulttiyritykset.

Taulukko 5. Seuranta-ajanjaksot ja vesinäytteiden lukumäärät hankkeen seuranta-kohteilla.

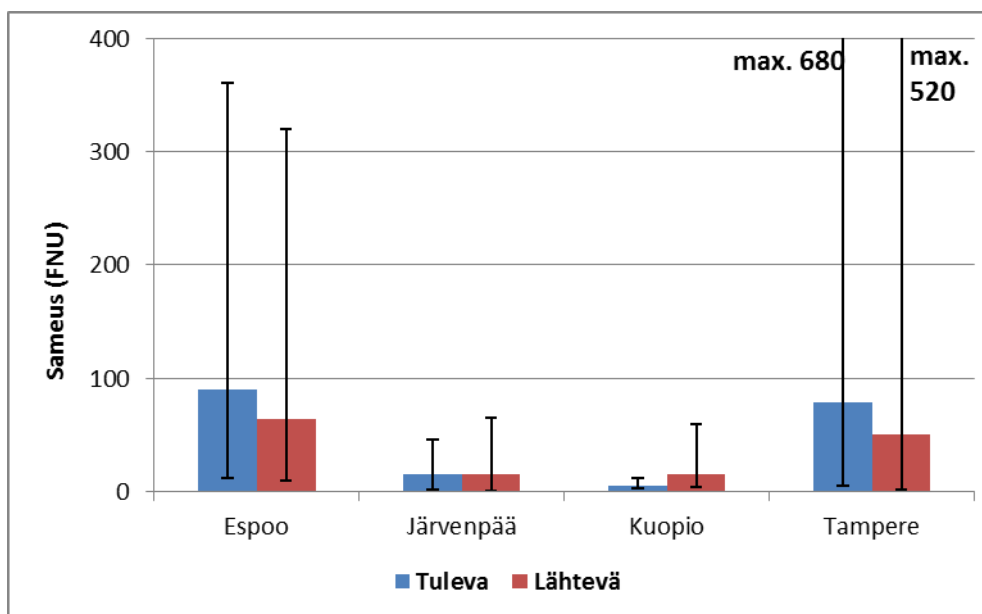
	Vuosi	Matalajärven kosteikko, Espoo		Lepola 1 -kosteikko, Järvenpää		Puronnotkon kosteikko, Kuopio		Lielahden biosuodatusalue, Tampere	
		Seuranta- jakso	Näyte- määrä	Seuranta- jakso	Näyte- määrä	Seuranta- jakso	Näyte- määrä	Seuranta- jakso	Näyte- määrä
Vesi- näytteen- otto	2012	20.4.-16.10.	8	1.6.-29.11.	10	18.6.-28.11.	11	13.4.-27.9.	7
	2013	12.6.-9.10.	7	17.4.-29.10.	9	8.4.-15.5.	2	12.4.-18.10.	9
	2015							23.4.-23.7.	6
Näyte- määrä yhteensä			15		19		13		22
Jatkuva- toiminen seuranta	2013	15.7.-15.8.						4.9.-17.10.	
	2015							3.6.-21.7.	

Kaikkien seuranta-kohteiden vesinäytteistä analysoitiin pH, sähkönjohtavuus, sameus, kiintoaine, kemiallinen hapenkulutus, kokonais- ja fosfaattifosfori sekä kokonaistyyppi. Typen muista fraktioista Kuopiossa analysoitiin nitraatti- ja nitriittityppi erikseen, kun taas Espoossa, Järvenpäässä ja Tampereella seurattiin niiden yhteispitoisuutta. Tampereella analyysivalikoimaan kuului myös ammoniumtyppi. Kaikissa kohteissa mitattiin kloridipitoisuutta sekä metalleista raudan ja sinkin määrää. Espoossa oli

muutamista näytteistä analysoitu myös kuparia ja lyijyä. Tampereella oli seurannassa myös sulfaattipitoisuus. Tampereella ja Kuopiossa mitattiin lisäksi bakteerimääriä. Molemmissa kohteissa seurattiin fekaalisten koliformisten bakteerien määrää ja Tampereella lisäksi enterobakteereja.

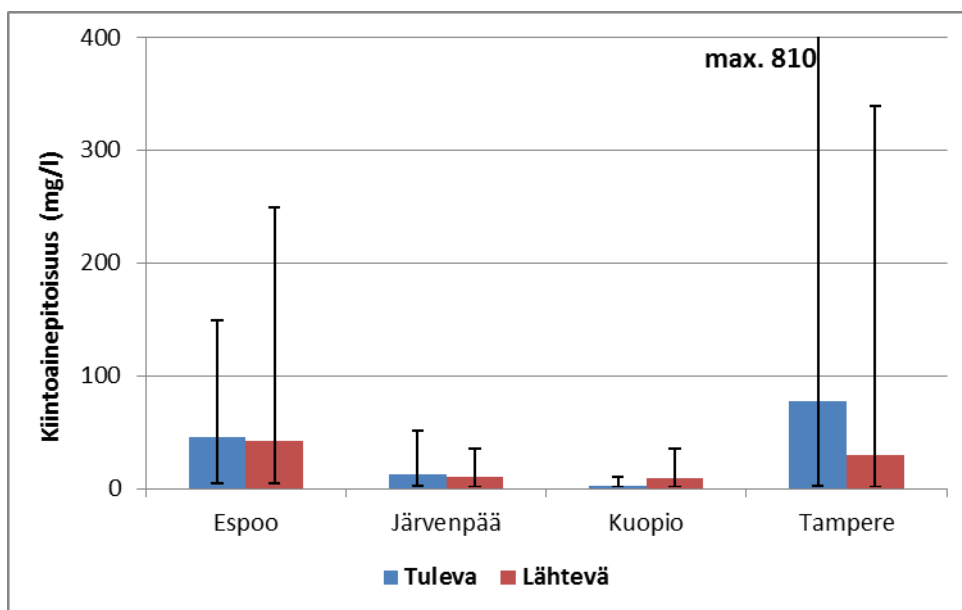
### 4.3 Vesinäytteiden tulokset seurantakohteilta

Kuvissa 2-11 on esitetty seurantakohteilta otettujen vesinäytteiden analyysituloksia. Sininen pylväs kuvaa mitatun suureen keskimääräistä arvoa ennen vesiensuojelurakennetta ja punainen rakenteen jälkeen. Pystyviivoilla on esitetty vesinäytteistä tehdyt minimi- ja maksimihavainnot.



Kuva 2. Sameuden keskiarvot ja minimi- ja maksimihavainnot tulevassa ja lähtevässä vedessä seurantakohteilla.

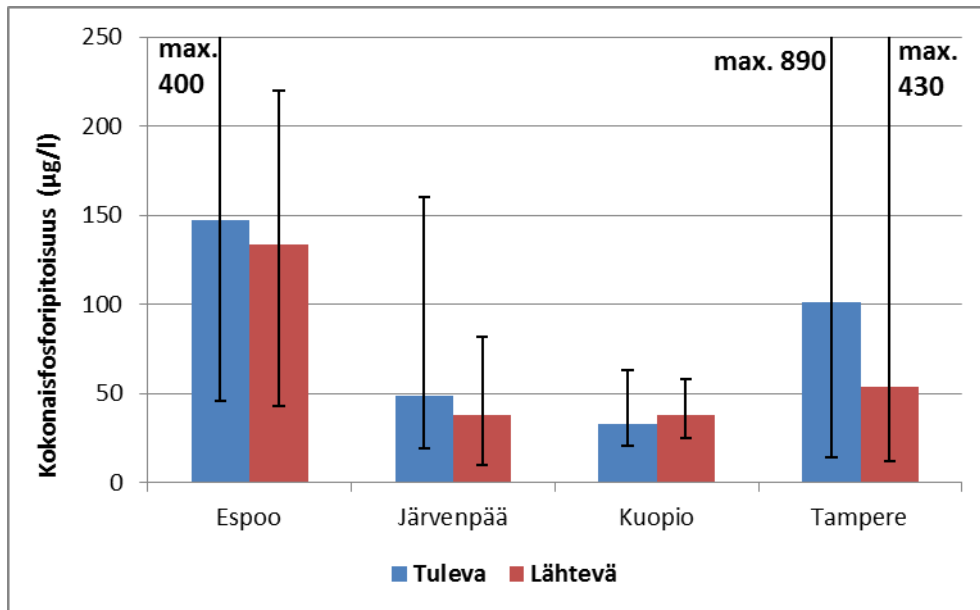
Sameutta voidaan luonnehtia vedessä olevien hiukkasten aiheuttamaksi, vähentyneeksi valonläpäisevyydeksi. Sameuden keskipitoisuudet olivat huomattavasti korkeampia Espoossa ja Tampereella kuin Järvenpäässä ja Kuopiossa (kuva 2). Havainnoissa näkyy selvästi, että pientalovaltaiselta asuinalueelta tulevat vedet ovat paljon kirkkaampia kuin paljon liikennealueiden valumia sisältävät hulevedet, ja niissä sameuden vaihtelu on vähäisempää. Espoon kosteikko ja Tampereen lumenkaatopaikan biosuodatusalue ovat keskiarvojen perusteella jonkin verran vähentäneet sameutta. Järvenpään kosteikossa veden sameus ei juuri muuttunut ja Kuopiossa jopa kasvoi, mutta niissä jo tuleva vesi oli hyvin kirkasta.



Kuva 3. Kiintoaineen keskipitoisuudet ja minimi- ja maksimihavainnot tulevassa ja lähtevässä vedessä seuranta-kohteilla.

Myös kiintoainepitoisuuksien tasossa oli selkeä ero asuinalueiden ja liikennealueiden hulevesien välillä (kuva 3). Asuinalueiden vesien kiintoainepitoisuudet olivat hyvin pieniä, kun taas liikennealueilta tulevissa vesissä pitoisuudet ja niiden vaihtelu olivat monta kertaa suurempia. Tampereen biosuodatusalue pidätti tehokkaasti kiintoainetta. Espoon ja Järvenpään kosteikossa tapahtui vähäistä reduktiota keskipitoisuuksien perusteella, mutta Kuopiossa kiintoainepitoisuus kasvoi kosteikossa.

Metsärannan ym. (2005) mukaan pientaloalueilta tulevat hulevedet sisältävät kiintoainetta keskimäärin 36,2 mg/l. Helsingin kaupungin hulevesien laatututkimuksessa (Airola ym. 2014) oli mukana pientaloalueiden lisäksi myös tiiviimmin rakennettuja, kerrostalosvaltaisia asuinalueita. Siinä tutkimuksessa asuinalueiden hulevesien kiintoaineen keskipitoisuus oli 21,5 mg/l. Järvenpään ja Kuopion keskipitoisuudet olivat näitä alhaisempia, mikä myös selittää kosteikkojen heikkoa kiintoaineen pidätyskykyä. Melasen (1981) tutkimusten mukaan kiintoainetta on keskusta- ja liikealueiden hulevesissä 390–460 mg/l ja moottoriteiden 570 mg/l. Espoossa korkeimmatkin pitoisuudet jäivät selvästi näiden lukujen alapuolelle, mutta Tampereen lumenkaatopaikalla maksimi-arvot olivat samaa suuruusluokkaa Melasen havaintojen kanssa. Kaikissa kohteissa pienimmät pitoisuushavainnot olivat hyvin alhaisia.

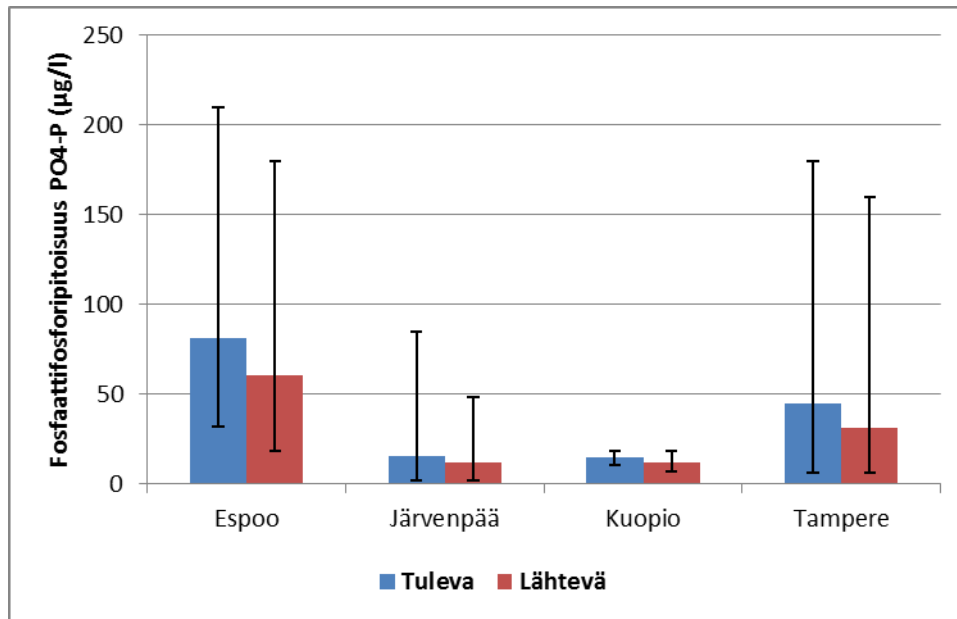


Kuva 4. Kokonaisfosforin keskipitoisuudet ja minimi- ja maksimihavainnot tulevassa ja lähtevässä vedessä seuranta-kohteilla.

Kaikki muut rakenteet paitsi Kuopion kosteikko pystyivät keskipitoisuuksien perusteella laskettuna vähentämään kokonaisfosforia hulevesistä (kuva 4). Tampereen biosuodatusalue oli myös kokonaisfosforin osalta selvästi tehokkain, siellä reduktio oli lähes 50 %. Espoon ja Järvenpään kosteikot vähensivät kokonaisfosforia hieman, kun taas Kuopiossa keskipitoisuus hieman kasvoi.

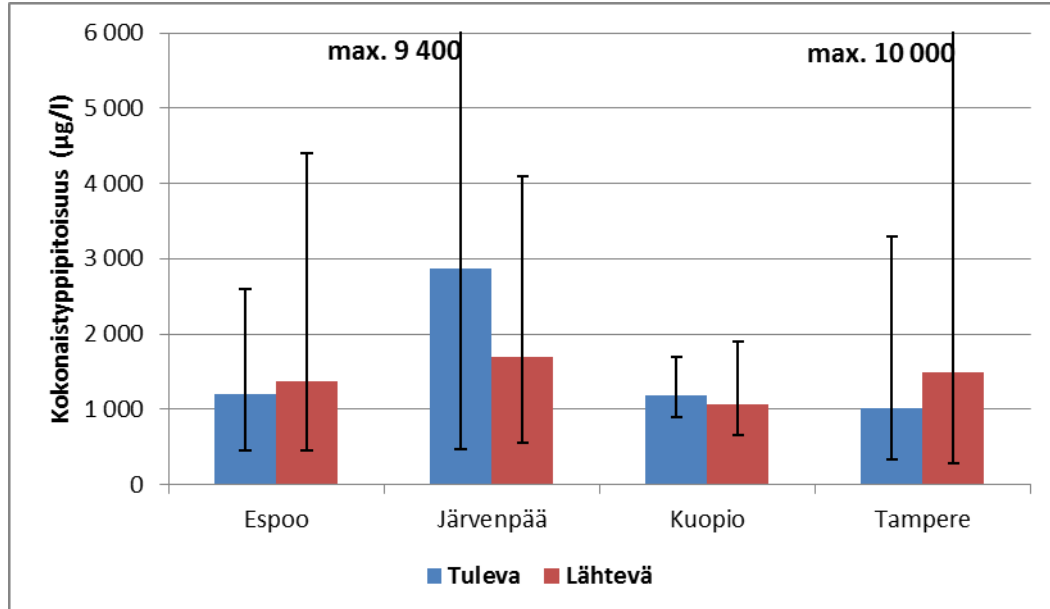
Myös kokonaisfosforipitoisuuksien osalta ero asuinalueiden ja liikennealueiden hulevesien välillä oli merkittävä. Espoossa ja Tampereella pitoisuudet olivat 2–3 -kertaisia Järvenpään ja Kuopioon verrattuna. Metsärannan ym. (2005) mukaan pientaloalueiden hulevesissä on kokonaisfosforia keskimäärin 86 µg/l. Järvenpään ja Kuopion pitoisuudet olivat tätä jonkin verran alhaisempia. Helsingin hulevesiselvityksessä asuinalueiden hulevesien keskimääräinen kiintoainepitoisuus oli 158 µg/l (Airola ym. 2014) eli selvästi korkeampi, mutta siinä ilmeisesti näkyy kerrostalovaltaisten asuinalueiden vaikutus. Keskusta- ja liikealueiden hulevesissä kokonaisfosforipitoisuudet ovat olleet 310–560 µg/l ja moottoriteiden 310 µg/l (Melanen 1981). Sekä Espoossa että Tampereella keskipitoisuudet jäivät selvästi näiden lukujen alapuolelle, mutta maksimihavainnot olivat samaa suuruusluokkaa. Tampereella korkein havainto tulevassa vedessä oli korkeampi, mutta tyypillisesti lumeen kertyy aineksia pitkällä aikavälillä, jolloin pitoisuudet voivat kasvaa suuremmiksi.





Kuva 5. Fosfaattifosforin keskipitoisuudet ja minimi- ja maksimihavainnot tulevassa ja lähtevässä vedessä seuranta-kohteilla.

Kaikki rakenteet pidättivät jonkin verran suoraan kasveille käyttökelpoista fosfaattifosforia hulevesistä (kuva 5). Espoon kosteikko ja Tampereen biosuodatusalue olivat suurin piirtein yhtä tehokkaita, niissä reduktiot olivat 26 % ja 30 %. Järvenpään ja Espoon kosteikkojen puhdistusteho jäi hieman vähäisemmäksi, mutta niissäkin päästiin 23 %:n ja 18 %:n vähenemiin, vaikka tulevien vesien pitoisuudet olivat selvästi pienempiä kuin Espoossa ja Tampereella.

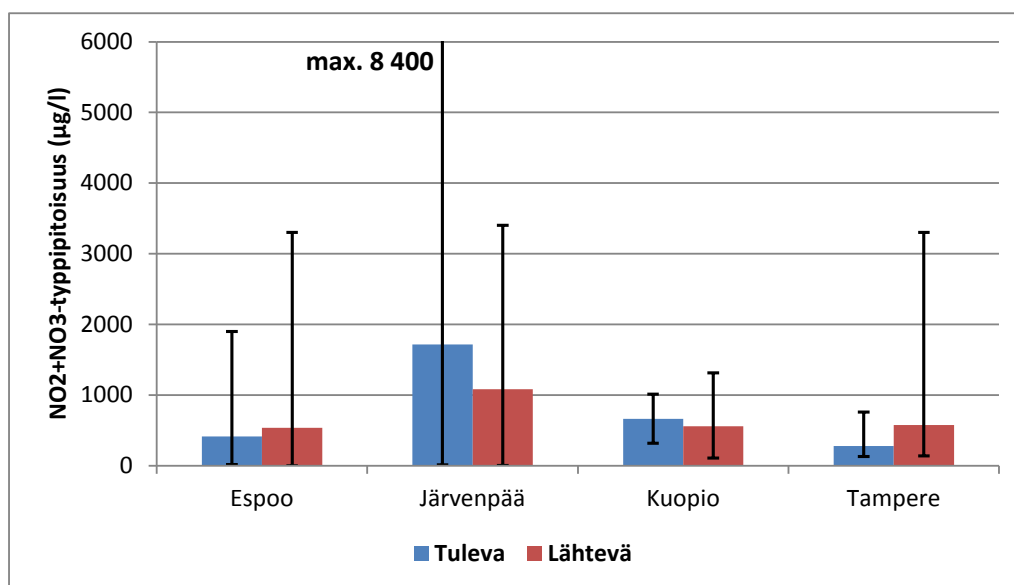


Kuva 6. Kokonaistypen keskipitoisuudet ja minimi- ja maksimihavainnot tulevassa ja lähtevässä vedessä seuranta-kohteilla.

Kokonaistyyppi poikkeaa kiintoaineen ja fosforin käyttäytymisestä (kuva 6). Keskipitoisuudet olivat korkeimmat Järvenpäässä, muilla kohteilla ne olivat hieman alemmaa suuruusluokkaa. Järvenpään kosteikko pidatti noin 40 % kokonaistypestä ja Kuopion noin 10 %, kun taas Espoossa ja Tampereella pitoisuudet kasvoivat keskiarvojen perusteella laskettuna. Järvenpäässä parempi reduktio selittyy kah-

della korkealla havainnolla tulevassa vedessä ja Tampereen heikko tulos taas yhdellä poikkeuksellisen korkealla havainnolla lähtevässä vedessä.

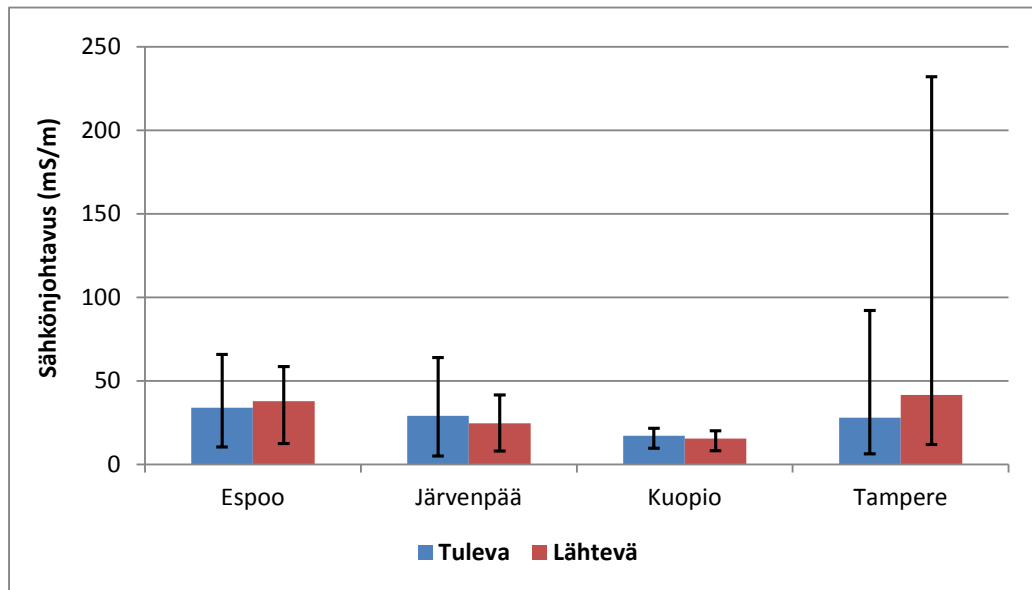
Aiempien tutkimusten mukaan on kokonaistyyppiä havaittu pientaloalueiden hulevesissä keskimäärin 1400 µg/l (Metsäranta ym. 2005) ja myös kerrostaloalueita sisältävien asuinalueiden vesissä 2300 µg/l (Airola ym. 2014). Järvenpäässä pitoisuudet olivat näitä hieman suurempia ja Kuopiossa taas alhaisempia. Keskusta- ja liikealueiden hulevesissä kokonaistyyppipitoisuudet ovat olleet 1700–2900 µg/l ja moottoriteiden 2200 µg/l (Melanen 1981). Sekä Espoossa että Tampereella keskipitoisuudet jäivät jonkin verran näiden lukujen alapuolelle. Tampereella maksimihavainnot ylittivät nämä arvot.



Kuva 7. Nitraatti- ja nitriittitypen (NO<sub>2</sub>-NO<sub>3</sub>-N) keskipitoisuudet ja minimi- ja maksimihavainnot tulevassa ja lähtevässä vedessä seurantakohteilla.

Nitraatti- ja nitriittityppiä seurattiin hieman eri tavoin eri seurantakohteissa. Kuopiossa analysoitiin nitraatti- ja nitriittityppi erikseen, kun taas Espoossa, Järvenpäässä ja Tampereella seurattiin niiden yhteispitoisuutta. Kuvassa 7 Kuopion tuloksissa nitraatti- ja nitriittipitoisuudet on laskettu yhteen.

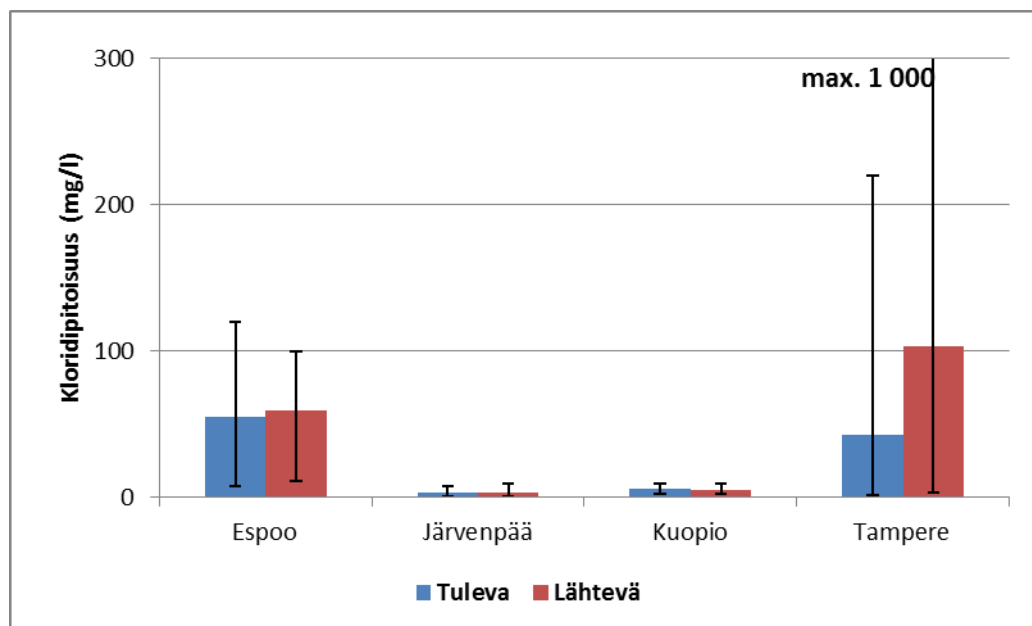
Nitraatti- ja nitriittityppi käyttäytyvät analogisesti kokonaistyyppien kanssa. Keskipitoisuudet ovat tässäkin korkeimmat Järvenpäässä, muilla kohteilla ne ovat hieman alhaisempia. Järvenpään kosteikko pidatti nitraattia ja nitriittiä parhaiten, ja Kuopiossa tapahtui hieman reduktiota. Espoossa ja Tampereella pitoisuudet kasvoivat.



Kuva 8. Sähkönjohtavuuden keskiarvot ja minimi- ja maksimihavainnot tulevassa ja lähtevässä vedessä seuranta-kohteilla.

Sähkönjohtavuus kertoo, kuinka paljon vedessä on liuenneita suoloja. Suomen kallioperä on heikosti rapautuvaa, joten pintavedet ovat yleisesti vähäsuolaisia. Järvivesissä sähkönjohtavuus on tyypillisesti 5–10 mS/m ja jokivesissä 10–20 mS/m (Oravainen 1999). Helsingin kaupungin hulevesien laatututkimuksessa (Airola ym. 2014) sähkönjohtavuuden keskiarvo oli asuinalueiden vesinäytteissä 38 mS/m, paikoitusalueilla 30 mS/m ja teollisuusalueilla 44 mS/m. Lumensulamaisvesissä sähkönjohtavuuden keskiarvo oli koko aineistossa 81 mS/m ja muuna ajanjaksona 41 mS/m.

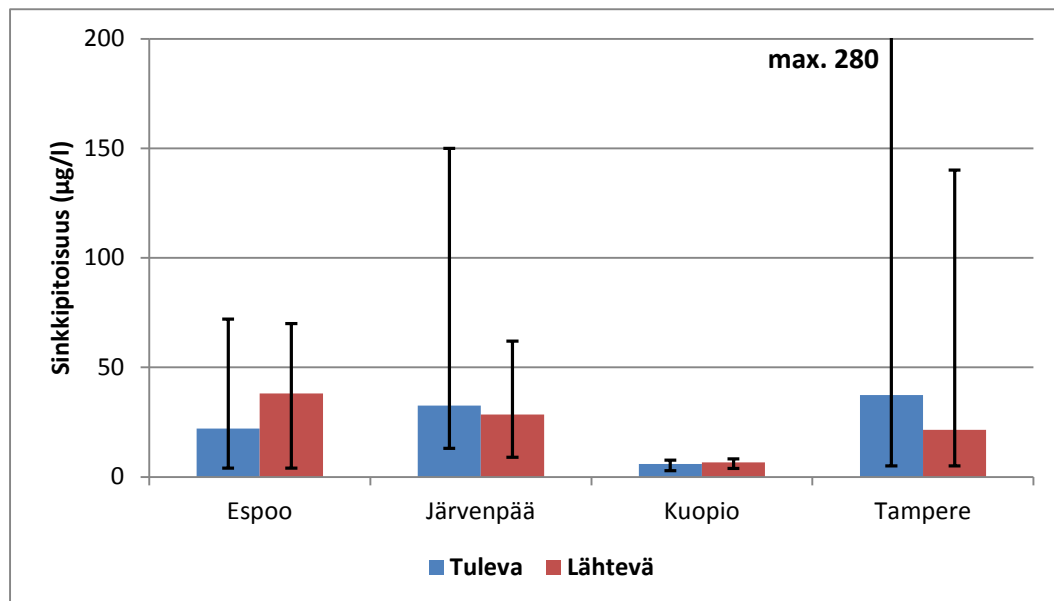
Espoon, Järvenpään ja Tampereen seuranta-kohteiden vesinäytteissä sähkönjohtavuuden keskiarvot olivat hieman jokivesien tyypillisiä arvoja korkeampia (kuva 8). Kuopiossa arvot olivat jokivesien luokkaa. Korkeimmat yksittäiset arvot havaittiin Tampereen lumenkaatopaikalla. Missään seuranta-kohteessa ei sähkönjohtavuudessa tapahtunut merkittäviä muutoksissa.



Kuva 9. Kloridin keskipitoisuudet ja minimi- ja maksimihavainnot tulevassa ja lähtevässä vedessä seuranta-kohteilla.

Kloridipitoisuuksissa on merkittävät suuruusluokkaerot pientalovaltaisten alueiden (Järvenpää ja Kuopio) ja runsaasti liikennealueiden hulevesiä käsittävien kohteiden (Espoo ja Tampereen lumenkaatopaikka) välillä (kuva 9). Ero johtunee liukkaudentorjunta-aineista, joita ei pientaloalueilla juurikaan käytetä. 1980-luvun alun hulevesitutkimuksessa (Melanen 1981) asuinalueiden hulevesissä kloridipitoisuudet olivat 5,9–32 mg/l ja Helsingin hulevesitutkimuksissa (Airola ym. 2014) keskimäärin 35 mg/l. Järvenpään ja Kuopion kohteiden pitoisuudet olivat näihin verrattuna hyvin pieniä. Melasen (1981) havaitsemat pitoisuudet moottoriteiden hulevesissä olivat keskimäärin 41 mg/l ja Airolan ym. (2014) tutkimuksessa paikoitusalueiden hulevesissä oli kloridia 50 mg/l ja teollisuusalueilla 82 mg/l. Espoossa ja Tampereella tulovesien pitoisuudet olivat näiden havaintojen kanssa samaa suuruusluokkaa.

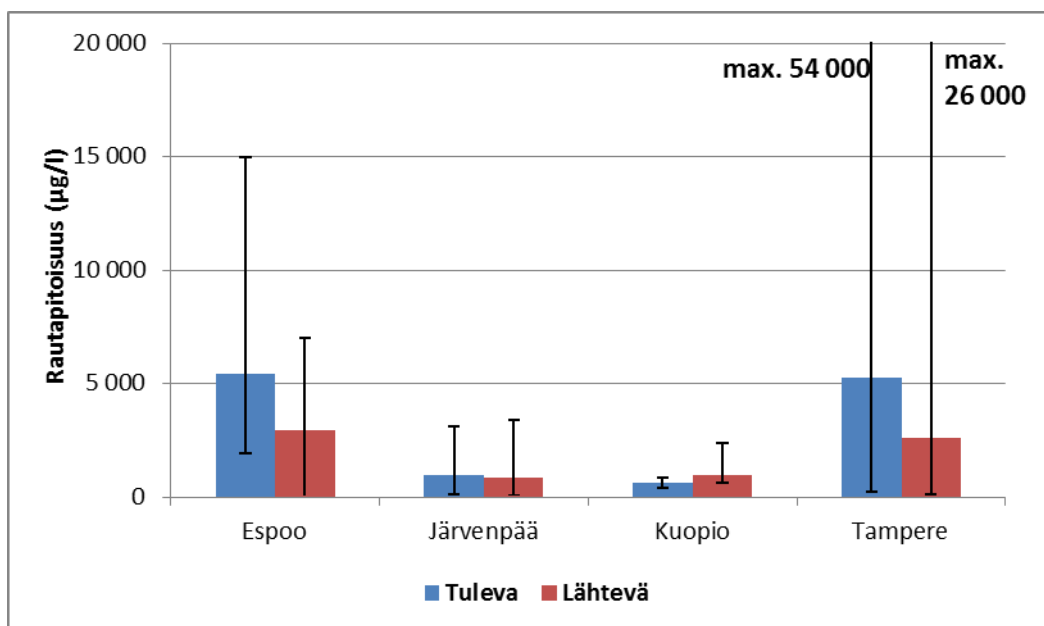
Kosteikoissa ei kloridipitoisuuksissa tapahtunut juurikaan muutoksia. Tampereen lumenkaatopaikan biosuodatusalueella keskipitoisuudet kasvoivat selvästi. Syynä siihen on yksi selvästi muita korkeampi havainto lähtevässä vedessä. Muuten biosuodatusalueella ei havaittu suuria pitoisuusmuutoksia.



Kuva 10. Sinkin keskipitoisuudet ja minimi- ja maksimihavainnot tulevassa ja lähtevässä vedessä seuranta-kohteilla.

Valtasen ym. (2010) eri ulkomaisista lähteistä kokoamien tietojen mukaan hulevesien sinkkipitoisuudet ovat maaseututeilla 35–85 µg/l, kaupunkikaduilla 20–1900 µg/l ja moottori- ja valtateilla 170–3550 µg/l. Helsingin hulevesitutkimuksessa keskimääräiset sinkin pitoisuushavainnot olivat asuinalueilla 53 µg/l, teollisuusalueilla 85 µg/l ja paikoitusalueilla 70 µg/l (Airola ym. 2014). Espoossa, Järvenpäässä ja Tampereella keskimääräiset sinkkipitoisuudet olivat näihin aiempiin tutkimuksiin verrattuna melko alhaisia. Kuopiossa pitoisuudet olivat vielä muita kohteita selvästi pienempiä. Yksittäisissä havainnoissa oli kuitenkin suurta vaihtelua (kuva 10).

Keskipitoisuuksien perusteella kosteikot eivät pidättäneet sinkkiä. Järvenpäässä tapahtui hieman reduktiota, mutta Kuopiossa pitoisuudet kasvoivat hieman ja Espoossa lähes kaksinkertaistuvat. Tampereen biosuodatusalue sen sijaan pidatti melko tehokkaasti sinkkiä, mikä oli ulkomaisten tutkimusten perusteella odotettua.



Kuva 11. Raudan keskipitoisuudet ja minimi- ja maksimihavainnot tulevassa ja lähtevässä vedessä seuranta-kohteilla.

Myös rautapitoisuuksissa oli suurta vaihtelua (kuva 11). Erityisesti Tampereella havaittiin hyvinkin suuria yksittäisiä lukemia, mutta keskipitoisuudet siellä ja Espoossa olivat samaa suuruusluokkaa kuin erittäin sameissa jokivesissä, joissa rautapitoisuudet ovat tyypillisesti 3000–6000 µg/l (Oravainen 1999). Järvenpäässä ja Kuopiossa raudan keskipitoisuudet olivat humusvesien luokkaa.

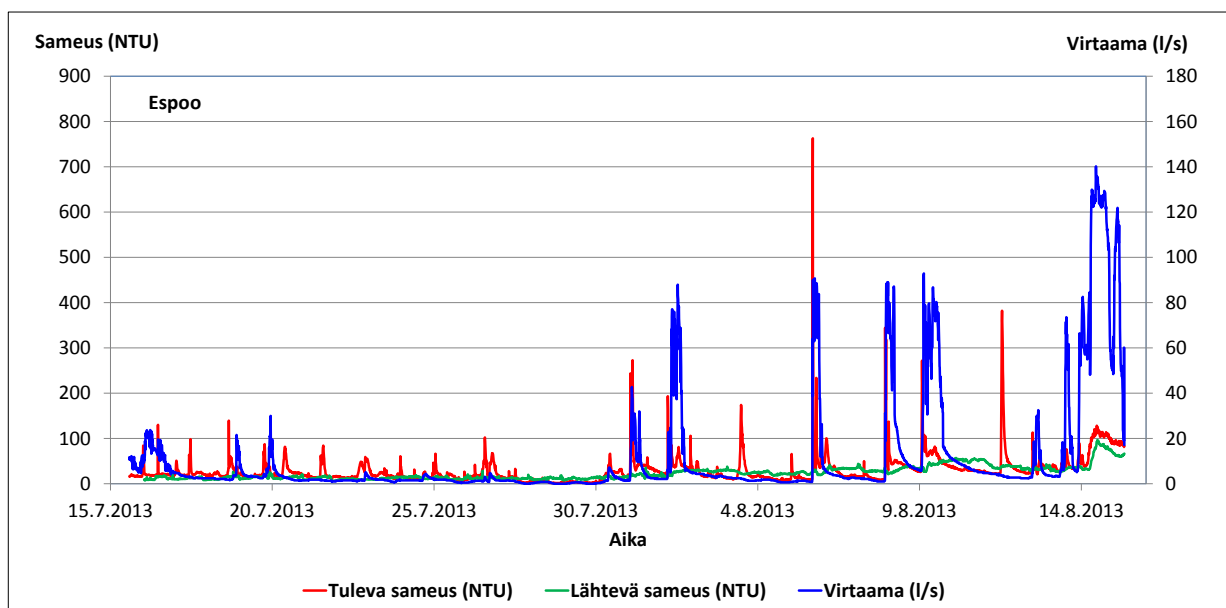
Espoon kosteikko ja Tampereen biosuodatusalue pidättivät rautaa tehokkaasti. Järvenpäässä reduktiota tapahtui vähän, kun taas Kuopion kosteikossa rautapitoisuudet hieman kasvoivat.

#### 4.4 Jatkuvatoimisen seurannan tulokset

Espoossa ja Tampereella vesiensuojelurakenteiden toimintaa seurattiin myös jatkuvatoimisilla mittareilla. Mittaukset toteutti Luode Consulting Oy.

##### 4.4.1 Espoon kosteikko

Espoossa mittauksia tehtiin kesällä 2013 kuukauden ajan (15.7.–15.8.2013). Mittausten tulokset on esitetty kuvissa 12–14.



Kuva 12. Jatkuvatoimisesti mitattu sameus ja virtaama Espoon kosteikolla.

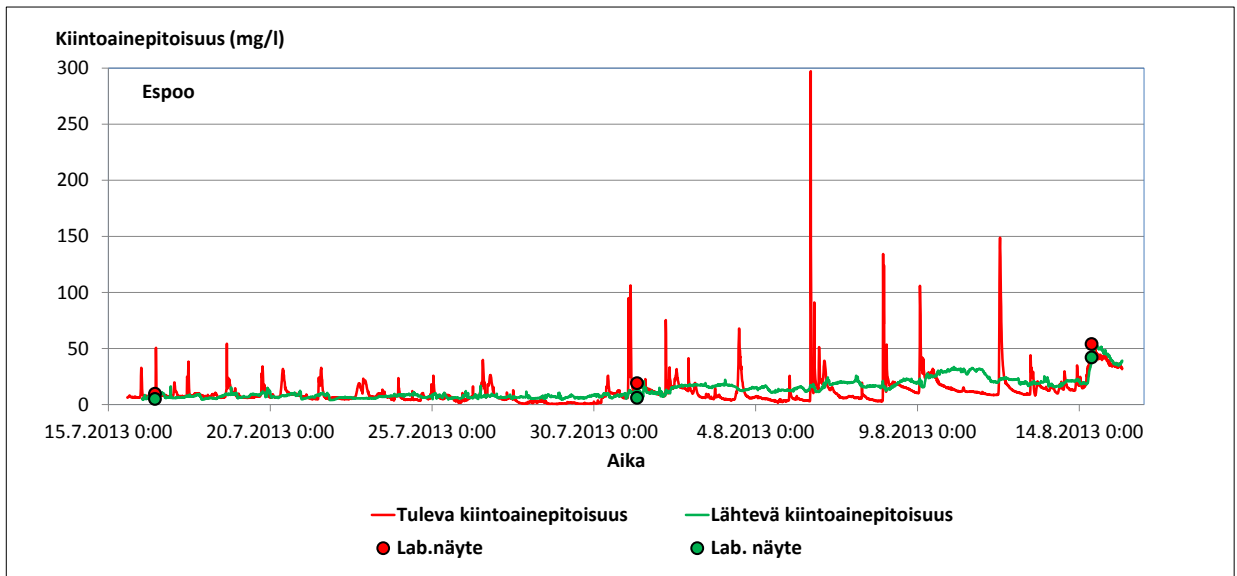
Kuvasta 12 näkyy selkeästi sateista johtuvat suuret virtaamavaihtelut kosteikolla. Poudalla virtaamat ovat lähellä nollaa, kun taas huippuvirtaama oli 140 l/s. Useimmiten veden sameus lisääntyi suurten virtaamien aikana. Sameus oli kosteikkoon tulevassa vedessä pääsääntöisesti korkeampi kuin sieltä lähtevässä vedessä, ja kosteikko leikkasi korkeimpia sameuspiikkejä merkittävästi. Suurimmat sameuspiikit tulevassa vedessä esiintyivät elokuun alussa voimakkaiden sateiden yhteydessä. Sameuden keskiarvo aleni kosteikossa 12 % ja maksimiarvo 86 %.

Veden laskennallinen viipymä kosteikossa vaihteli voimakkaasti mittausjakson aikana. Keskimääräinen viipymä oli 48 h eli 2 päivää, mutta kuivana kautena viipymä oli suurimmillaan jopa 605 h eli 25 päivää.

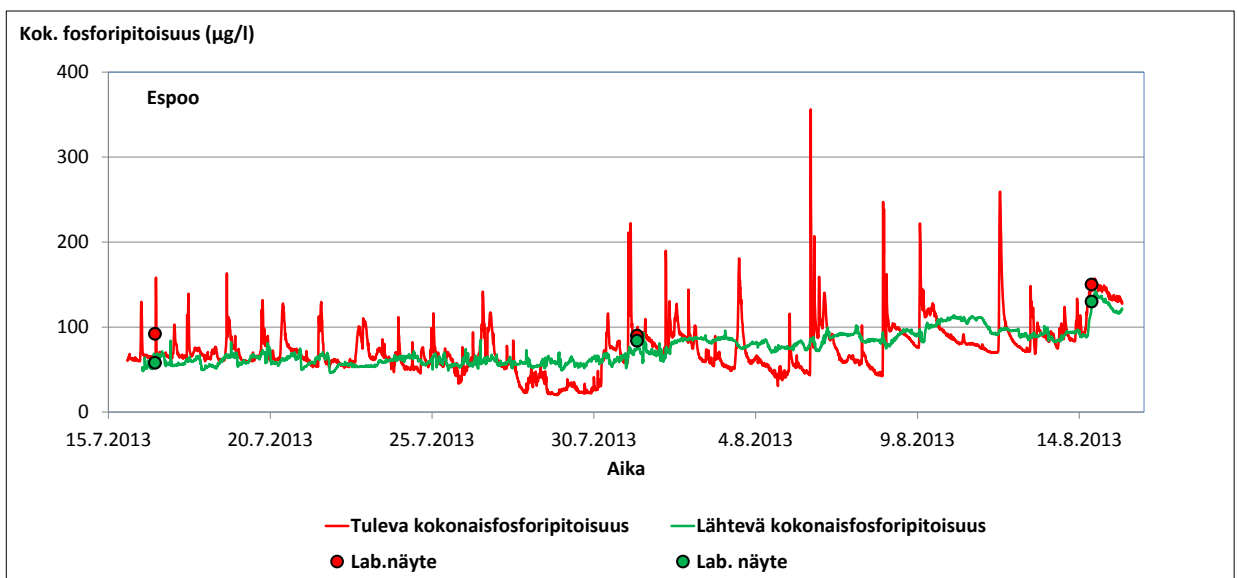
Veden kiintoaine- ja fosforipitoisuutta ei voida mitata suoraan jatkuvatoimisilla antureilla, mutta niitä voidaan arvioida mitatun sameusarvon perusteella. Espoossa sameuden ja kiintoaine- sekä kokonaisfosforipitoisuuksien väliset korrelaatiot laskettiin vuonna 2013 otettujen vesinäytteen analyysituloksista regressioanalyysin avulla (taulukko 6). Sameuden korrelaatio kiintoainepitoisuuden kanssa oli voimakas, mutta kokonaisfosforipitoisuuden kanssa se oli selvästi heikompi. Kuitenkin ainepitoisuudet voitiin riittävän luotettavasti laskea sameuden perusteella regressioyhtälöiden avulla. Lasketut kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuudet on esitetty kuvissa 13 ja 14.

Taulukko 6. Regressioanalyysillä muodostetut sameuden ja kiintoainepitoisuuden (yhtälö 1) sekä sameuden ja kokonaisfosforipitoisuuden (yhtälö 2) väliset korrelaatioyhtälöt ja selitysasteet Espoon kosteikolla. Yhtälöissä:  $x$  = sameus ja  $y$  = kiintoaine- tai kokonaisfosforipitoisuus.

Selitettävä suure	Yksikkö	Kosteikkoon tulevassa vedessä		Kosteikosta lähtevässä vedessä	
		Korrelaatioyhtälö	Selitysaste $R^2$	Korrelaatioyhtälö	Selitysaste $R^2$
1 Kiintoaine	mg/l	$y = 0,3897x$	0,95	$y = 0,5879x$	0,96
2 Kokonaisfosfori	$\mu\text{g/l}$	$y = 16,99x^{0,458}$	0,87	$y = 20,70x^{0,422}$	0,63



Kuva 13. Sameushavaintojen perusteella lasketut ja vesinäytteistä havaitut kiintoainepitoisuudet Espoon kosteikolla kesällä 2013.



Kuva 14. Sameushavaintojen perusteella lasketut ja vesinäytteistä havaitut kokonaisfosforipitoisuudet Espoon kosteikolla.

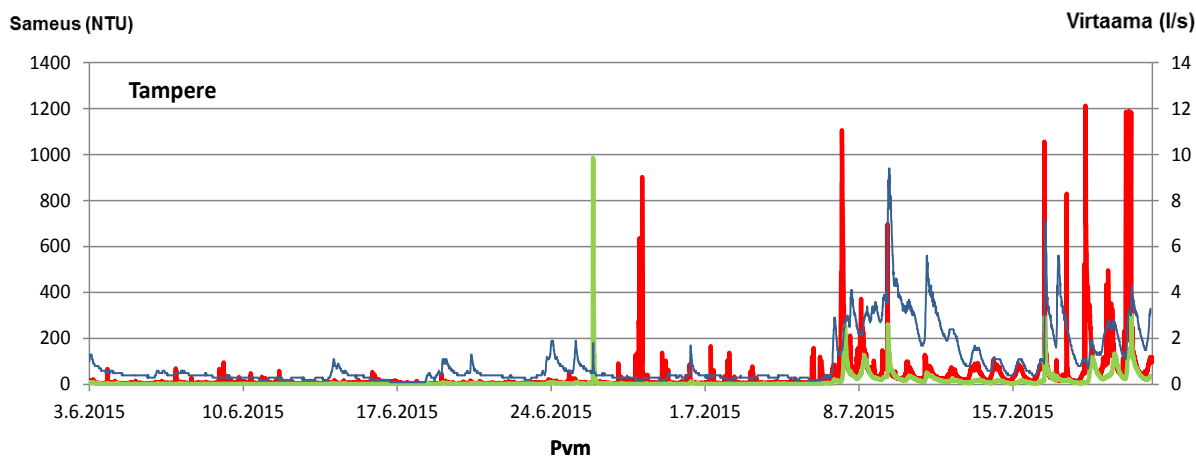
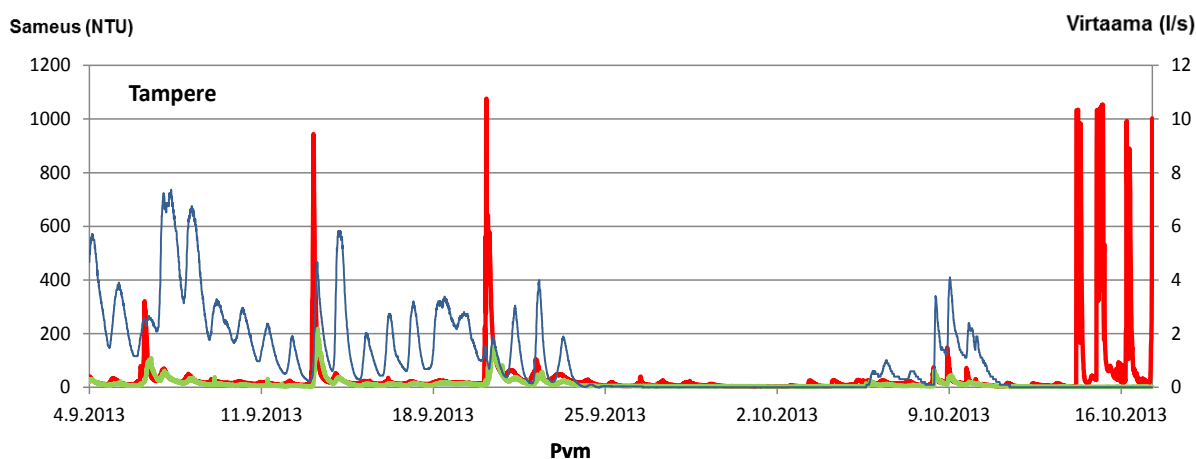
Kuormituksiksi muutettuna kuukauden jatkuvatoimisen mittausjakson aikana kosteikkoon tuli kiintoainetta 789 kg ja sieltä lähti 739 kg, joten kiintoainetta pidättyi kosteikkoon 6 %. Kokonaisfosforia kosteikkoon tuli 3,3 kg ja sieltä lähti 2,8 kg, joten reduktio oli 14 %. Todennäköisesti kiintoaineeseen sitoutunutta, partikkelimaisessa muodossa ollutta fosforia on huuhtoutunut ulos kosteikosta, mutta liukoista fosfaattifosforia on pidättynyt kosteikkoon.

#### 4.4.2 Tampereen biosuodatusalue

Lielahden lumenkaatopaikan biosuodatusalueella Tampereella oli kaksi noin 1,5 kuukauden mittaista mittausjaksoa (4.9.–17.10.2013 ja 3.6.–21.7.2015). Koska mittausjaksot olivat eri vuodenaikoina (2013

alkusyksyllä ja 2015 alkukesästä keskikesään), erilaisista olosuhteista johtuen jaksoja ei voida verrata suoraan toisiinsa. Mittaustulokset on esitetty kuvissa 15–17.

Vuonna 2013 lumenkaatopaikalle tuotiin noin 13 000 autokuormaa eli noin 170 000 m<sup>3</sup> lunta. Lumien sulaminen kesti pitkään. Elokuussa sitä oli vielä erittäin paljon, ja sen sulamista yritettiin nopeuttaa koneellisella pöyhinnällä. Lumet olivat sulaneet syyskuun loppuun mennessä. Vuonna 2015 lunta ajettiin Lielahteen puolet vuoden 2013 määristä eli noin 6 500 autokuormaa. Lunta pöyhittiin kesällä jonkin verran. Suurin osa lumista oli sulanut elokuun loppuun mennessä. Pöyhintä ja sateet todennäköisesti tehostivat sulamista.



Kuva 15. Jatkuvatoimisesti mitattu sameus ja virtaama Tampereen biosuodatusalueella 2013 (ylempi kuva) ja 2015 (alempi kuva).

Vuonna 2013 suurimmat virtaamat esiintyivät syksyllä, jolloin jatkuvatoimisia mittauksia tehtiin. Mittausjaksolla virtaama vaihteli välillä 0–7,36 l/s ja oli keskimäärin 1,11 l/s (kuva 15). Lumien sulamisen jälkeen virtaama oli ajoittain nollassa (24.9.–6.10. ja 11.–17.10.). Suuremmat sateet nostivat virtaaman yli 4 litraan sekunnissa. Vuoden 2015 mittausjaksolla korkeimmat virtaamat havaittiin heinäkuussa todennäköisesti tehokkaan sulamisen takia. Mittausjaksolla virtaama vaihteli välillä 0,10–9,40 l/s ja oli keskimäärin 0,94 l/s (kuva 15). Tampereella oli rakenteellisista syistä mahdollista mitata vain biosuodatusalueelta lähtevää virtaamaa, joten ei tiedetä, kuinka paljon vedestä suodatukseen menevästä vedestä imeytyi pohjaveteen.

Veden sameus väheni biosuodatuksessa merkittävästi (kuva 15). Korkeimmat sameusarvot olivat biosuodatusalueelle tulevassa vedessä paljon suurempia kuin alueelta poistuvassa vedessä. Keskimäärin



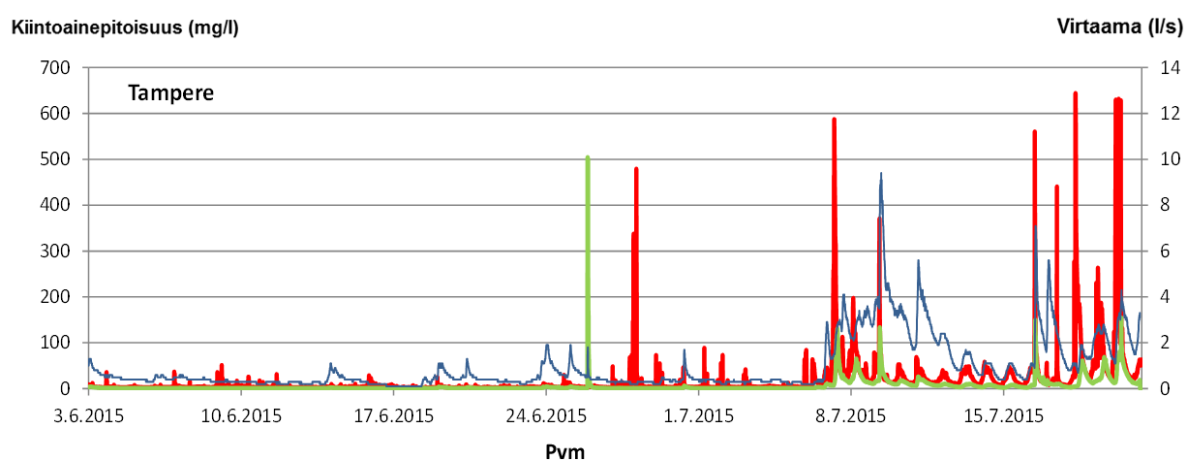
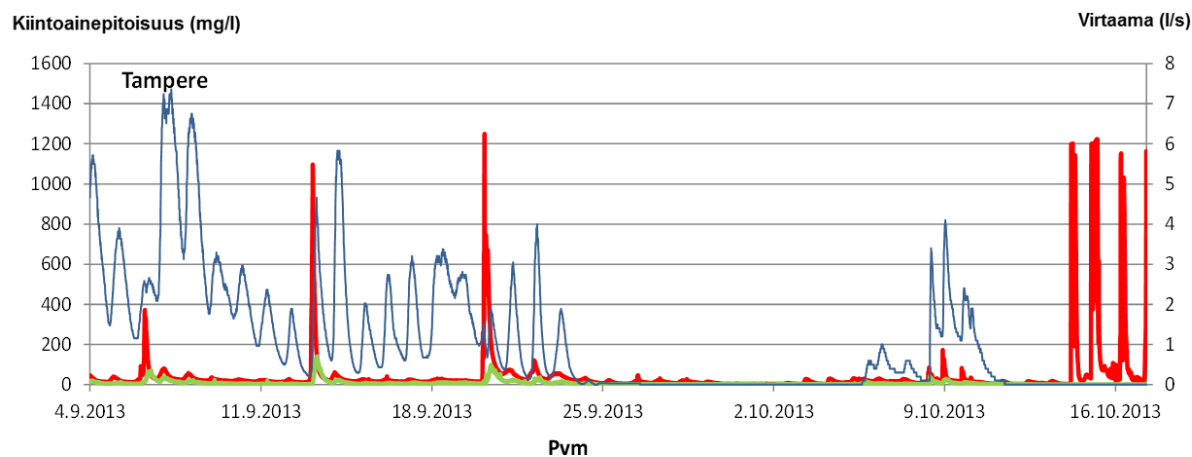
sameus oli vuoden 2013 mittausjaksolla tulevassa vedessä 39 NTU ja lähtevässä vedessä 12 NTU. Maksimiarvot olivat tulevassa vedessä 1075 NTU ja lähtevässä 218 NTU. Sameuden keskiarvo aleni 69 % ja maksimi peräti 80 %. Myös sameuspiikkejä esiintyi tulevassa vedessä huomattavasti useammin kuin lähtevässä. Vuoden 2015 jaksolla keskimääräinen sameus oli tulevassa vedessä 33 NTU ja lähtevässä vedessä 13 NTU, joten aleneminen (60 %) oli hieman vähäisempää kuin vuoden 2013 mittausjaksolla. Maksimiarvojen (tulevassa vedessä 1213 NTU ja lähtevässä 986 NTU) vähenemä 19 % oli selvästi heikompi kuin vuoden 2013 jaksolla. Jatkuvatoimisessa mittauksessa havaittujen sameuspiikkien esiintymisen mukaan vesi viipyy biosuodatusalueella noin 4–5 tuntia.

Tampereen biosuodatusalueella regressioyhtälöt laskettiin otetuista vesinäytteistä erikseen vuosille 2012–2013 ja vuodelle 2015, koska niiden yhtälöt poikkesivat selvästi toisistaan (taulukko 7). Korrelaatioyhtälöiden selitysasteet olivat erittäin korkeat.

Taulukko 7. Regressioanalyysillä muodostetut sameuden ja kiintoainepitoisuuden (yhtälöt 1a ja b) sekä sameuden ja kokonaisfosforipitoisuuden (yhtälöt 2a ja b) väliset korrelaatioyhtälöt ja selitysasteet Tampereen biosuodatusalueella. Yhtälöissä: x = sameus ja y = kiintoaine- tai kokonaisfosforipitoisuus.

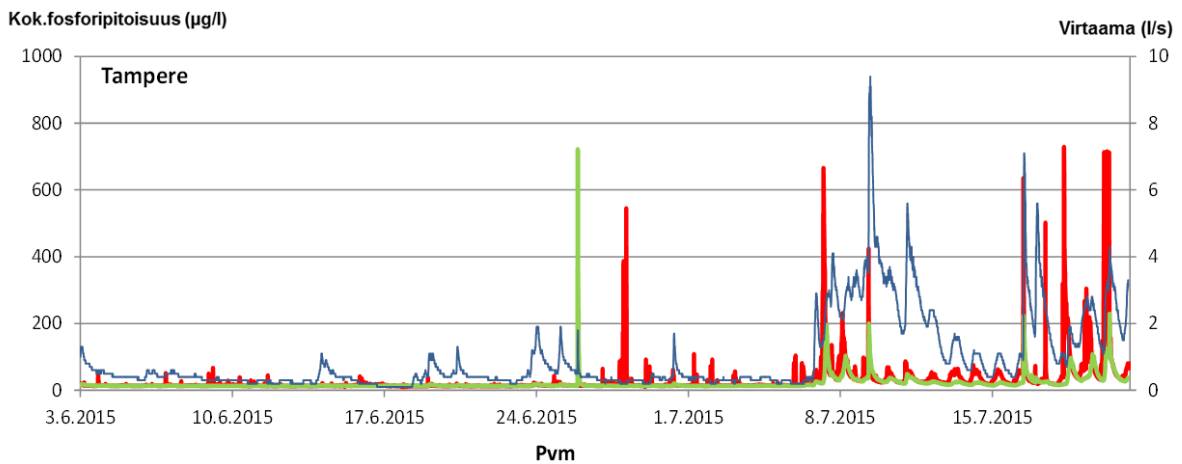
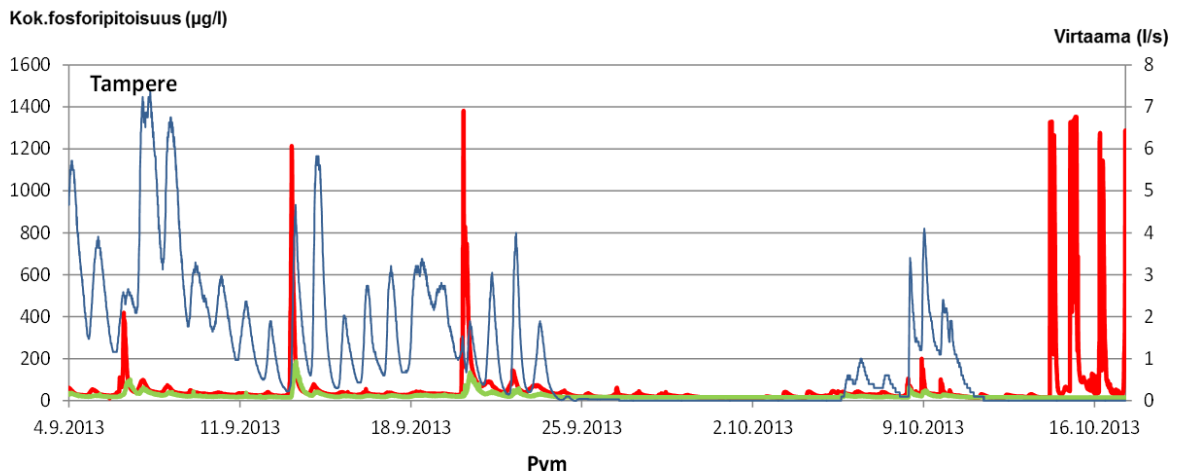
Selitettävä suure	Yksikkö	Biosuodatusalueelle tulevassa vedessä		Biosuodatusalueelta lähtevässä vedessä	
		Korrelaatioyhtälö	Selitysaste R <sup>2</sup>	Korrelaatioyhtälö	Selitysaste R <sup>2</sup>
1a Kiintoaine 2012-13	mg/l	$y = 1,16x$	0,96	$y = 0,647x$	0,996
1b Kiintoaine 2015	mg/l	$y = 0,531x$	0,99	$y = 0,503x$	0,99
2a Kokonaisfosfori 2012-13	µg/l	$y = 1,27x + 10,45$	0,96	$y = 0,802x + 12,94$	0,99
2b Kokonaisfosfori 2015	µg/l	$y = 0,593x + 9,72$	0,99	$y = 0,720x + 11,48$	0,99

Koska korrelaatiot olivat voimakkaita, kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuudet voitiin luotettavasti laskea regressioyhtälöillä sameuden perusteella. Lasketut kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuudet on esitetty kuvissa 16 ja 17.



Kuva 16. Sameushavaintojen perusteella lasketut kiintoainepitoisuudet Tampereen biosuodatusalueella 2013 (ylempi kuva) ja 2015 (alempi kuva).

Regressioyhtälöillä arvioituna kiintoainesta oli biosuodatusalueelle tulevassa vedessä vuoden 2013 havaintojaksolla keskimäärin 45 mg/l ja maksimissaan 1 249 mg/l ja lähtevässä vedessä keskimäärin 7,8 mg/l ja maksimissaan 141 mg/l (kuva 16). Sekä keski- että maksimipitoisuudet alenivat biosuodatuksessa merkittävästi. Pitoisuus- ja virtaamatietojen perusteella biosuodatusalueelle tuli kiintoainetta 173 kg ja sieltä lähti 63 kg. Kiintoainetta siis pidättyi biosuodatuksessa 109 kg eli 63 % syksyn 2013 havaintojakson aikana. Vuoden 2015 kesän havaintojaksolla sameuden kautta arvioitu keskimääräinen kiintoainepitoisuus oli tulevassa vedessä 17 mg/l ja lähtevässä vedessä 6,7 mg/l. Maksimi kiintoainepitoisuudet olivat tulevassa vedessä 644 mg/l ja lähtevässä vedessä 504 mg/l (kuva 16). Vuoden 2013 havaintojaksoon verrattuna kiintoainepitoisuudet ja myös niiden alenemat olivat vuoden 2015 jaksolla alhaisemmat. Silti kiintoainepoistuma oli edelleen korkea, koska biosuodatusalueelle pidättyi puolet sinne tulleesta 135 kg:sta kiintoaineesta.



Kuva 17. Sameushavaintojen perusteella lasketut kokonaisfosforipitoisuudet Tampereen biosuodatusalueella 2013 (ylempi kuva) ja 2015 (alempi kuva).

Kokonaisfosforia oli regressioyhtälöiden perusteella biosuodatusalueelle tulevassa vedessä vuoden 2013 havaintojaksolla keskimäärin 60 µg/l (maksimi 1381 µg/l) ja lähtevässä vedessä keskimäärin 23 µg/l (maksimi 188 µg/l) (kuva 17). Kokonaisfosforia tuli biosuodatusalueelle 0,23 kg ja poistui 0,13 kg eli kokonaisfosforin reduktio oli 0,10 kg (43 %). Vuoden 2015 mittausjaksolla kokonaisfosforin keskipitoisuus oli tulevassa vedessä 29 µg/l ja lähtevässä 21 µg/l (kuva 17). Ainevirtaamat olivat vastaavasti 0,19 kg tulevassa vedessä ja 0,14 kg lähtevässä. Kokonaisfosforia siis pidättyi biosuodatuksessa 0,05 kg eli suhteellinen reduktio oli 25 %. Sekä kiintoaineen että kokonaisfosforin reduktiot olivat alhaisempia vuoden 2015 kuin vuoden 2013 havaintojaksolla.

Vaikka lumenkaatopaikan hydrologiset olosuhteet poikkeavat selvästi taajama-alueista, sateilla on selvä vaikutus myös lumenkaatopaikkojen virtaamiin. Kun biosuodatusalueelle tulevat virtaamat nousivat sateilla suuremmiksi, samalla myös kiintoaineen ja kokonaisfosforin pitoisuudet kasvoivat. Biosuodatusalue kykeni kuitenkin pienentämään kuormituspiikkejä merkittävästi, mikä osoittaa, että menetelmä voi toimia hyvin hulevesien puhdistuksessa.

## 5 Tulosten analysointi

HULE-hankkeen seurantakohteiden puhdistusreduktiot eri haitta-aineiden ja ominaisuuksien suhteen on koottu yhteenvetotaulukkoon 8.

Taulukko 8. HULE-hankkeen seurantakohteiden puhdistusreduktiot prosentteina vesinäytteiden keskipitoisuuksien perusteella laskettuna. Jos luku on negatiivinen, rakenne on lisännyt kyseisen mitatun suureen pitoisuutta tai arvoa.

	Sameus	Kiintoaine	Kokonaisfosfori	Fosfaattifosfori	Kokonais-typpi	Nitraattityppi	Sähkönjohtavuus	Kloori	Sinkki	Rauta
Espoo	29 %	8 %	9 %	26 %	-14 %	-29 %	-34 %	-7 %	-73 %	46 %
Järvenpää	0 %	19 %	22 %	23 %	41 %	37 %	16 %	-3 %	13 %	9 %
Kuopio	-210 %	-210 %	-15 %	18 %	10 %	15 %	9 %	5 %	-14 %	-48 %
Tampere	35 %	61 %	47 %	30 %	-46 %	-107 %	-49 %	-140 %	42 %	50 %

Taulukosta 8 voidaan havaita, että sameuden, kiintoaineen sekä kokonais- ja fosfaattifosforin osalta parhaisiin puhdistustuloksiin ylsi Tampereen lumenkaatopaikan biosuodatusalue. Se vähensi sameutta noin kolmanneksen ja pidätti kiintoaineesta yli 60 %, kokonaisfosforista lähes puolet ja fosfaatista noin kolmanneksen. Kosteikoista parhaiten toimi Järvenpään kosteikko, jossa kiintoaineen ja fosforin fraktioiden reduktiot olivat noin viidenneksen luokkaa. Sameuteen Järvenpään kosteikko ei kuitenkaan vaikuttanut. Espoon kosteikon tulokset jäivät vaatimattomiksi kiintoaineen ja kokonaisfosforin suhteen, mutta sameutta ja fosfaattifosforia kosteikko vähensi yli neljänneksen. Kuopion kosteikossa kiintoainepitoisuus kasvoi moninkertaiseksi ja samalla kokonaisfosforipitoisuuskin lisääntyi jonkin verran. Fosfaattifosforin pitoisuuksia Kuopion kosteikko kuitenkin alensi noin viidenneksen.

Typen osalta selvästi parhaiten toimi Järvenpään kosteikko, joka vähensi sekä kokonais- että nitraattityppeä noin 40 %. Myös Kuopion kosteikko kykeni pidättämään typpeä, reduktiot olivat 10–15 %. Espoon kosteikossa ja Tampereen biosuodatusalueella puolestaan tyypipitoisuudet kasvoivat. Tampereella kokonaistyyppi lisääntyi jopa 46 % ja nitraattityppi peräti kaksinkertaisesti.

Klooria pystyi pidättämään vain Kuopion kosteikko, ja sekin vain 5 %. Espoossa ja Järvenpäässä klooripitoisuudet hieman kasvoivat. Tampereella klooripitoisuus kasvoi peräti puolitoistakertaiseksi.

Metalleja pidätti parhaiten Tampereen biosuodatusalue. Sekä sinkistä että raudasta pidättyi noin puolet. Järvenpään kosteikkoon pidättyi myös hieman metalleja. Espoon kosteikko pidätti raudasta melkein puolet, mutta sinkkipitoisuus kasvoi yli 70 %. Kuopion kosteikossa molempien seurattujen metallien pitoisuudet kasvoivat.

### 5.1 Arvio kosteikkojen toimivuudesta

Verrattuna taulukossa 1 (Center for Watershed Protection 2007a ja b) esitettyihin, Yhdysvalloissa raportoituhiin haitta-aineiden pidätysprosentteihin HULE-hankkeessa seurattut kosteikot toimivat hieman heikommin. Kiintoainepoistumat jäivät selvästi alhaisemmiksi kuin yhdysvaltalaisen aineiston poistuman mediaani (70 %). Myös kokonaisfosforin poistumat jäivät vertailuaineistoa alhaisemmiksi, mikä oli odotettavissa, koska se seuraa yleensä hyvin kiintoaineen käyttäytymistä. Kuitenkin fosfaattifosforin reduktiot olivat Espoossa, Järvenpäässä ja Kuopiossa kohtalaisen hyvällä tasolla, mikä on tärkeää, koska vapaa fosfaattifosfori on suoraan levien käytettävissä. Typen suhteen Järvenpään ja Kuopion kosteikot toimivat yhdysvaltalaiseen aineistoon verrattuna kohtalaisen hyvin. Kloridien osalta tutkimuskosteikkojen toiminta oli odotettua, sillä yleensä kosteikot eivät ole juurikaan sitä pystyneet pidättämään. Sinkin osalta tulokset jäivät odotettua heikommiksi.

Tuloksia tulkittaessa täytyy ottaa huomioon, että hankkeessa mukana olleet tutkimuskosteikot sijaitsivat erilaisilla alueilla ja niihin tulevan huleveden pitoisuuksien tasossa oli merkittäviä eroja. Järvenpäässä ja Kuopiossa pitoisuudet olivat hyvin pieniä, mikä selittää osaksi heikkoja puhdistustuloksia. Pientalo-alueilta tulevat hulevedet saattavat olla niin puhtaita, että kosteikoilla ei välttämättä voida pidättää niistä esim. ravinteita ja kiintoainetta tehokkaasti. Väkevämmille vesille kosteikko voi olla tehokas puhdistusratkaisu, jos ne on mitoitettu riittävän väljästi.

## 5.2 Arvio biosuodatuksen toimivuudesta

Taulukossa 3 (Lucas & Greenway 2012) on esitetty tyypillisiä kuormitusreduktiota biosuodatuksessa. Taulukon mukaan erityisesti partikkelimaiset ainekset pidättyvät biosuodatuksessa hyvin, kun taas liuenneet ainekset pidättyvät heikommin, ja niissä on suurta vaihtelua. Lucasin ja Greenwayn (2012) esittämiin reduktioihin Tampereen biosuodatusalueella ei päästy. Kiintoaineen ja kokonaisfosforin pidättyminen jäi reiluun puoleen taulukon reduktioarvoista. Typen reduktiot olivat hyvin heikkoja. Kuitenkin fosfaattifosforin suhteen Tampereen biosuodatusalue toimi erittäin hyvin. Pidätymisprosentti oli aivan taulukossa 3 esitetyn reduktion vaihteluvälin yläpäässä. Metallit pidättyvät yleensä biosuodatuksessa hyvin, mutta Tampereella jäätin sinkin ja raudan suhteen reduktioissa noin puoleen siitä tasosta, mitä olisi voitu odottaa.

Samanaikaisesti HULE-hankkeen kanssa seurattiin Vantaan Tikkurilantielle rakennetun biosuodatusalueen toimivuutta. Vantaan kaupunki rakennutti noin 700 m pitkän, kadunsuuntaisen biosuodatusalueen uuden kadun rakennustöiden yhteydessä ajoradan ja kevyenliikenteenväylän väliin. Sen valuma-alue on hyvin pieni, vain noin 0,77 ha, ja se muodostuu ajoradan toisesta kaistasta, itse biosuodatusalueista ja kevyenliikenteenväylästä sekä näiden väliin jäävistä pientareista. Seurantatulokset on raportoitu Lehiköisen (2015) diplomityössä.

Vantaan biosuodatusalue muodostuu seitsemästä tarkkailukohteesta, joista jokaisen pituus on noin 100 m. Tarkkailukohteissa oli erilaisia pintakasvillisuuden ja rakennekerrosten yhdistelmiä. Tutkimusrakenteista yksi oli pelkkä hiekkasuodatin ilman kasvillisuutta. Muissa rakenteissa oli hiekkasuodattimen päällä katteena joko kasvialusta tai puuhake. Yksi näistä katekerroksen omaavista rakenteista oli kasviton, muissa kasvillisuus vaihteli yksipuolisesta monipuoliseen. (Lehikoinen 2015)

Rakenteiden vaikutuksia hulevedenlaatuun tarkkailtiin vesinäytteillä noin vuoden ajan pian niiden valmistuttua. Seurannan tulokset osoittivat, että kaikilla seitsemällä tarkkailualueella kiintoaine- ja kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuudet kasvoivat jokaisella vesinäytteenotokerralla ja saattoivat jopa moninkertaistua biosuodatusalueella. Myös tyypipitoisuudet kasvoivat suurimmassa osassa tarkkailukohteita, mutta kaikkein monimuotoisimmasta rakenteesta, jossa oli pinnalla sekä puuhake että kasvialustakerrokset ja suodatinhiekan alla lisäksi siirtymäkerros karkeammasta materiaalista, saatiin hyviä pidättymistuloksia sekä kokonais- että nitraattitypen osalta. Suurimmaksi kuormituslähteeksi tarkkailukohteissa todettiin suodattimien pinnalle levitetty kasvialusta, jonka materiaali oli valittu väärin. Kasvialustassa oli huomattavasti korkeammat ravinne- ja raskasmetallipitoisuudet kuin varsinaisessa suodatinkerroksessa ja kadulta tulevassa hulevedessä. Toisaalta myös pelkkä hiekkasuodatus antoi heikkoja tuloksia ravinteiden pidättymisessä. (Lehikoinen 2015)

Vastavalmistuneen rakenteen läpi suodattava hulevesi huuhtoo rakennemateriaalien sisältämiä haitta-aineita ja ravinteita, ennen kuin biosuodatusalueen toiminta ajan myötä stabiloituu. Ilmeisesti suurimmat ravinnehuuhtoutumat sattuivat juuri tutkimuksen ajankohtaan välittömästi rakenteiden valmistumisen jälkeen, koska biosuodatusalueiden toiminta alkoi tasaantua vuoden tarkkailujakson aikana. Hydrologisesti biosuodatusalueet toimivat hyvin. Yhtenä syynä heikkoihin tuloksiin voi olla, että biosuodatuksen johdetut vedet olivat melko laimeita. Tähän viittaa Tukholmassa käytettyyn laatuokitukseseen perustuva vertailu, jossa todettiin, että biosuodatusalueilta lähtevässä hulevedessä kiintoaineen (25,4 mg/l), kokonaisfosforin (85,0 µg/l) ja raskasmetallien pitoisuudet olivat alhaisella tasolla. Poikkeuksena tästä oli kokonaistyyppipitoisuus (1300 µg/l), joka oli kohtalaisen korkea. (Lehikoinen 2015)

Verrattuna Tikkurilan tuloksiin Tampereen Lielahden lumenkaatopaikan biosuodatusalue toimi huomattavasti paremmin. Kohteita on kuitenkin hankala verrata suoraan keskenään, koska niiden sijaintipaikan olosuhteet ja käyttötarkoitukset eroavat hyvin paljon toisistaan. Tikkurilan biosuodatusalueelle päätyi

vettä vain sateiden aikana, kun päällystetyille kaduille satava vesi valuu nopeasti ajoradan ja kevyen liikenteen väylän väliselle kaistalle. Samalla vesi huuhtoo päällysteen päältä mukaansa siihen kertyneitä aineksia. Biosuodatus viivyttää vettä jonkin aikaa, kunnes se suotautuu maakerrosten läpi salaojiin, mutta suurimman osan ajasta Tikkurilantien biosuodatusalue on kuivana. Myös näytteenotto on haastavaa, koska näytteet täytyy hakea juuri sateiden aikaan. Tampereen lumenkaatopaikalla olosuhteet ovat poikkeukselliset verrattuna hulevesille rakennettuihin biosuodatusalueisiin yleensä. Suuret lumimassat sulavat useita kuukausia ja joinakin vuosina jopa syksyyn saakka. Biosuodatusalueelle virtaa vettä melko tasaisesti niin kauan, kuin alueella on sulamatonta lunta. Biosuodatusalueen oma valuma-alue on melko pieni, joten sateiden vaikutus virtaamiin ei ole kovin suuri. Suodatinkerros on koko ajan märkä ja mahdollisesti kokonaan vedellä kyllästynyt, jos vesi jakautuu sinne tasaisesti, mikä voi vaikuttaa erityisesti typen prosesseihin suodatuksessa. Sulamisvedet ovat myös viileitä koko kesän, mikä voi vaikuttaa joihinkin puhdistusprosesseihin.

Tampereen biosuodatusalue toimii joiden aineiden suhteen kohtalaisen hyvin. Suurin heikkous ovat suuret typpihuuhtoumat. Tutkimuksissa on todettu, että biosuodatuksella ei useinkaan saada poistettua typpeä kovinkaan hyvin. Nitrifikaatio-denitrifikaatio -prosessi vaatii sekä hapellisia että hapettomia olosuhteita ja riittävän pitkää viipymää, että prosessit ehtivät tapahtua. Lumenkaatopaikan olosuhteissa hapellisia oloja on vaikea järjestää jatkuvan tulovirtaaman takia, kun suodatin ei pääse kuivumaan välillä. Sopivalla kasvillisuuden valinnalla typen poistumia voi olla mahdollista parantaa. Vantaan biosuodatusalueella suurin syy heikkoihin tuloksiin olivat väärin valitut rakennemateriaalit, joista huuhtoutui ravinteita ja muita haitta-aineita huleveteen. Tilanne parantunee ajan mittaan, mutta esimerkki osoittaa, että materiaalien valinnassa täytyy olla huolellinen.

Joka tapauksessa biosuodatus vaikuttaa lupaavalta hulevesien käsittelymenetelmältä myös Suomen ilmasto-olosuhteissa. Hyvin suunniteltu, oikein mitoitettu ja rakennettu biosuodatusalue voi poistaa tehokkaasti erityisesti kiintoainetta, kokonaisfosforia ja metalleja. Tampereen esimerkki osoittaa, että myös fosfaattifosforia voi pidäytyä suodatuksessa kohtalaisen tehokkaasti. Jos typen poistaminen hulevesistä on tärkeää alapuolisen vesistön tilan takia, biosuodatuksen sijasta kannattaa harkita muita menetelmiä. Kosteikot voivat myös soveltua hulevesien käsittelyyn, mutta niillä ei välttämättä päästä yhtä korkeisiin reduktioihin kuin biosuodatuksella. Niiden haasteena on myös, että ne tarvitsevat melko paljon tilaa, jota ei kaupunkirakenteesta välttämättä löydy. Kosteikot voivat kuitenkin toimia myös virkistysalueina ja parantaa maisemaa kaupunkialueella. Biosuodatusalueiden etuna kosteikkoihin nähden on, että niitä voidaan rakentaa hyvin pieneenkin tilaan. Jatkotutkimuksia biosuodatuksen toimivuudesta kuitenkin tarvitaan, että löydetään oikeat suunnittelu- ja toteutustavat Suomen olosuhteisiin.

## 6 Yhteenveto

Hulevedet voivat olla merkittävä vesistöjen kuormituslähde. Nykyisen lainsäädännön ja ohjeistuksen mukaan hulevesiä ei tulisi johtaa suoraan viemäriverkon kautta vesistöihin, vaan niitä pitäisi imeyttää, viivyttää ja käsitellä tulva- ja vedenlaatuhaittojen vähentämiseksi. Näiden toimenpiteiden kokonaisuutta kutsutaan hulevesien hallinnaksi. On siis tarvetta uusille, toimiviksi todetuille hulevesien hallintamenetelmille.

Suomen ympäristökeskuksen vetämässä HULE-hankkeessa tutkittiin kahden käsittelymenetelmän toimivuutta hulevesien laadun hallinnassa. Tutkimuksessa oli mukana kolme kosteikkokohdetta ja yksi biosuodatusalue. Espoon kosteikkoon johdettiin liikenne- ja teollisuusalueen hulevesiä, ja Järvenpään ja Kuopion kosteikoilla käsiteltiin pientaloalueiden vesiä. Tampereella oli seurantakohteena Lielahden lumenkaatopaikalle rakennettu biosuodatusalue. Rakenteiden toimintaa seurattiin kaikilla kohteilla vesinäytteiden avulla. Espoossa ja Tampereella tehtiin myös jatkuvatoimisia mittauksia.

Tutkimuksissa todettiin, että sameuden, kiintoaineen, kokonais- ja fosfaattifosforin ja metallien osalta parhaat reduktiot saavutti Tampereen biosuodatusalue. Kuitenkaan typpeä biosuodatuksessa ei poistunut, vaan sitä huuhtoutui lisää. Kosteikkojen toimivuudessa oli merkittävää vaihtelua kohteiden välillä. Tulokset osoittavat, että kosteikoilla on mahdollista vähentää veden sameutta, poistaa kiintoainetta, fosforia ja myös typpeä. Hulevesissä usein esiintyviä, tiesuolasta peräisin olevia klorideja kumpikaan menetelmä ei pystynyt käytännössä vähentämään.

Kosteikkoja on Suomessa käytetty ja myös tutkittu paljon maa- ja metsätalouden sekä turvetuotannon valumavesien käsittelyssä. Niiden toiminnasta on siis jo runsaasti tietoa, joita voidaan soveltaa arvioitaessa niiden käyttömahdollisuuksia hulevesien käsittelyssä. Biosuodatus on sen sijaan Suomessa vielä harvinainen menetelmä, jonka toimivuudesta ei ole tarpeeksi tietoa. Tampereen tulokset ovat rohkaisevia, mutta toisesta tuoreesta tutkimuskohteesta Tikkurilasta saatiin heikkoja tuloksia. Menetelmä on osoittautunut muualla maailmassa erittäin potentiaaliseksi käsittelymenetelmäksi, joten jatkotutkimukset sen osalta ovat myös meillä hyvin tarpeellisia.

## LÄHTEET

- Airola, J., Nurmi, P. & Pellikka, K. 2014. Huleveden laatu Helsingissä. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 12/2014.
- Arheimer, B. & Wittgren, H.B. 2001. Modelling nitrogen retention in potential wetlands at the catchment scale. *Ecol. Eng.* 19: 63–80.
- Blecken, G-T., Zinger, Y., Deletic, A., Fletcher, T.D., Hedström, A. & Viklander, M. 2010. Laboratory study on stormwater biofiltration: Nutrient and sediment removal in cold temperatures. *J. Hyrdol.* 394: 507-514.
- Bratieres, K., Fletcher, T.D., Deletic, A. & Zinger, Y. 2008. Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimization study. *Water Res.* 42: 3930-3940.
- Center for Watershed Protection. 2007a. Urban Stormwater Retrofit Practices. Urban Subwatershed Restoration Manual Series. Manual 3. Version 1.0. August 2007.
- Center for Watershed Protection. 2007b. Urban Stormwater Retrofit Practices. Appendices. Urban Subwatershed Restoration Manual Series.
- Cho, K.W., Song, K.G., Cho, J.W., Kim, T.G. & Ahn, K.H. 2009. Removal on nitrogen by a layered soil infiltration system during intermittent storm events. *Chemosphere* 76: 690-696.
- Davis, A.P. 2007. Field performance of bioretention: Water quality. *Env. Eng. Sci.* 24 (8): 1048-1064.
- Davis, A.P., Hunt, W.F., Traver, R.G. & Clar, M. 2009. Bioretention technology: Overview of current practice and future needs. *J. Environ. Eng.* 135 (3): 109–117.
- Davis, A.P., Shokouhian, M., Sharma, H. & Minami, C. 2001. Laboratory study of biological retention for urban storm water management. *Water Environ. Res.* 73 (1): 5–14.
- Davis, A. P., Shokouhian, M., Sharma, H. & Minami, C. 2006. Water quality improvement through bioretention media: Nitrogen and phosphorus removal. *Water Environ. Res.* 78 (3): 284–293.
- Davis, A.P., Shokouhian, M., Sharma, H., Minami, C. & Winogradoff, D. 2003. Water quality improvement through bioretention: Lead, copper, and zinc. *Water Environ. Res.* 75 (1): 73–82.
- Denich, C., Bradford, A. & Drake, J. 2013. Bioretention: assessing effects of winter salt and aggregate application on plant health, media clogging and effluent quality. *Water Qual. Res. J. Canada* 48 (4): 387-399.
- Dietz, M.E. & Clausen, J.C. 2005. A field evaluation of rain garden flow and pollutant treatment. *Water, Air, Soil Pollut.* 167: 123–138.
- Endreny, T. & Collins, V. 2009. Implications of bioretention basin spatial arrangements on stormwater recharge and groundwater mounding. *Ecol. Eng.* 35: 670-677.
- Euroopan komissio. 2013. Vihreä infrastruktuuri (GI) – Euroopan luonnonpääoman parantaminen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle. COM(2013) 249. 6.5.2013.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi tulvariskien arvioinnista ja hallinnasta 23.10.2007. 2007/60/EY.
- Hallituksen esitys eduskunnalle laeiksi vesihuoltolain sekä maankäyttö- ja rakennuslain muuttamisesta 16.1.2014. HE 218/2013.
- Hatt, B.E., Fletcher, T.D. & Deletic, A. 2009. Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *J. Hydrology* 365: 310-321.
- Heasom, W., Traver, R. & Welker, A. 2006. Hydrologic modeling of a bioinfiltration best management practice. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 42 (5): 1329–1347.
- Henderson, C., Greenway, M. & Phillips, I. 2007a. Removal of dissolved nitrogen, phosphorus and carbon from stormwater by biofiltration mesocosms. *Water Science and Technology* 55 (4): 183–191.
- Henderson, C., Greenway, M. & Phillips, I. 2007b. Sorption behaviour of nutrients in loamy-sand bioretention media subject to different conditions (vegetation, enrichment and incubation time). In: Proceedings of 13<sup>th</sup> International Rainwater Catchment Systems Conference - Rainwater and Urban Design 2007. Sydney, Australia, 21–23 August, 2007.
- Herrmann, J. 2012. Chemical and biological benefits in a stormwater wetland in Kalmar, Sweden. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 42(4): 299–309.
- Hong, E., Seagren, E.A. & Davis, A.P. 2006. Sustainable oil and grease removal from synthetic storm water runoff using bench-scale bioretention studies. *Water Environ. Res.* 78 (2): 141–155.
- Hsieh, C.-H. & Davis, A. P. 2005a. Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff. *J. Environ. Eng.*, 131 (11): 1521–1531.
- Hsieh, C.-H. & Davis, A. P. 2005b. Multiple-event study of bioretention for treatment of urban storm water runoff. *Water Sci. Technol.* 51 (3–4): 177–181.
- Hunt, W.F., Jarrett, A.R., Smith, J.T., & Sharkey, L.J. 2006. Evaluating bioretention hydrology and nutrient removal at three field sites in North Carolina. *J. Irrig. Drain. Eng.* 132 (6): 600–608.
- Hvitved-Jacobsen, T., Johansen, N.B. & Yousef, Y.A., 1994. Treatment systems for urban and highway run-off in Denmark. *Sci. Total Environ.* 146–147: 499–506.
- Hämäläinen, L. 2015. Pienvesien suojelu- ja kunnostusstrategia. Ympäristöministeriön raportteja 27 / 2015. Ympäristöministeriö ja Maa- ja metsätalousministeriö.
- Hämäläinen, T. 2014. Biosuodatuksen tehokkuuden selvittäminen – case Lahden Kytölä. Lahden kaupunki. 17 s.
- Joint Steering Committee for Water Sensitive Cities. 2009. Evaluating options for water sensitive urban design – a national guide. July 2009.
- Kasvio, P., Koskiahio, J., Ulvi, T. & Jormola, J. 2015a. Matalajärven kosteikon tulokset vuosilta 2012-2013. HULE-hankkeen osaraportti. Suomen ympäristökeskus. 2.11.2015.
- Kasvio, P., Koskiahio, J., Ulvi, T. & Jormola, J. 2015b. Järvenpään Lepola 1 –kosteikon tarkkailu vuosina 2012-2013. HULE-hankkeen osaraportti. Suomen ympäristökeskus. 21.10.2015.
- Kasvio, P., Koskiahio, J., Ulvi, T. & Jormola, J. 2015c. Kuopion Puronnotkon kosteikon tarkkailun tulokset 2012-2013. HULE-hankkeen osaraportti. Suomen ympäristökeskus. 18.12.2015.
- Kasvio, P., Koskiahio, J., Ulvi, T. & Jormola, J. 2015d. Lielahden biosuodatusalueen tulokset vuosilta 2012-2013 ja 2015. HULE-hankkeen osaraportti. Suomen ympäristökeskus. 18.12.2015.
- Kazemi, F., Beecham, S. & Gibbs, J. 2010. Bioretention swales as multifunctional landscapes and their influence on australian urban biodiversity: hymenoptera as biodiversity indicators. *Acta hort.* 881: 221-227.
- Keidas-hanke. 2014. Nummelan Portin kosteikko parantaa Enäjärven tilaa. Life+11 ENV/FI/911 Keidas – Urban Oases.
- Komulainen, E. 2012. Hulevesien biosuodatuksen soveltuvuus Suomen ilmasto-oloihin. Aalto-yliopisto. Insinööritieteiden korkeakoulu. Diplomityö.
- Koskiahio, J., Siimekselä, T. & Puustinen, M. 2015. Maatalouden vesiensuojelukosteikkojen tehokkuusseuranta automaattilaitteistojen avulla. *Vesitalous* 4: 35–40.
- Kuntaliitto. 2012. Hulevesiopas.
- Laki tulvariskien hallinnasta 24.6.2010/620.
- Langergraber, G., Haberl, R., Laber, J. & Pressi, A., 2003. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 48 (5): 25-34.



- Le Coustumer, S., Fletcher, T.D., Deletic, A., Barraud, S. & Lewis, J.F. 2009. Hydraulic performance of biofilter systems for stormwater management: influences of design and operation. *J. Hydrol.* 376 (1-2): 16-23.
- Le Coustumer, S., Fletcher, T.D., Deletic, A., Barraud, S. & Poelsma, P. 2012. The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. *Wat. Res* 46: 6743-6752.
- LeFevre, N.J., Davidson, J.D. & Oberts, G.L. 2009. Bioretention of Simulated Snowmelt: Cold Climate Performance and Design Criteria. Proceedings of the 14th Conference on Cold Regions Engineering.
- Lehikoinen, E. 2015. Kadun vastavalmistuneiden biosuodatusalueiden toimivuus Vantaalla. Aalto-yliopisto. Insinööritieteiden korkeakoulu. Diplomityö.
- Levin, L.A. & Mehring, A.S. 2015. Optimization of bioretention systems through application of ecological theory. *WIREs Water* 2015. doi: 10.1002/wat2.1072.
- Li, H. & Davis, A.P. 2008. Heavy metal capture and accumulation in bioretention media. *Environ. Sci. Technol.* 42 (17): 5247-5253.
- Lucas, W.C. & Greenway, M. 2008. Nutrient retention in vegetated and non-vegetated bioretention mesocosms. *J. Irrig. Drain. Eng.* 134 (5): 613-623.
- Lucas, W.C. & Greenway, M. 2012. Nutrient Removal Performance of Advanced Bioretention Systems: Results from Three Years of Mesocosm Studies. Proceedings of the Water Environment Federation 2012 (5): 219-230.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2011. Vesitalousstrategia 2011-2020.
- Maankäyttö- ja rakennuslaki 5.2.1999/132.
- Malaviya, P & Singh, A. 2012. Constructed Wetlands for Management of Urban Stormwater Runoff. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42(20): 2153-2214.
- Melanen, M. 1981. Quality of runoff water in urban areas. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 42: 123-188. *Vesihallitus*.
- Metsäranta, N., Kotola, J. & Nurminen, J. 2005. Effects of urbanization on runoff water quantity and quality. Experiences from test catchments in southern Finland. *Intl. J. River Basin Management* 3 (3): 229-234.
- Muthanna, T.M., Viklander, M., Blecken, G. & Thorolfsson, S.T. 2007. Snowmelt pollutant removal in bioretention areas. *Wat. Res.* 41: 4061-4072.
- Muthanna, T.M., Viklander, M., & Thorolfsson, S.T. 2008. Seasonal climatic effects on the hydrology of a rain garden. *Hydrological Processes* 22 (11): 1640-1649.
- North Carolina Cooperative Extension Service. 2001. Designing rain gardens (bio-retention areas). *Urban Waterways Series AG-588-3*.
- North Carolina Cooperative Extension Service. 2006. Bioretention Performance, Design, Construction, and Maintenance. *Urban Waterways Series AGW-588-05*.
- Odum, H.T. 2000. Heavy Metals in the Environment, Using Wetlands for their Removal. Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 29-48.
- Olin, S. (toim.). 2013. Vesien kunnostusstrategia. Ympäristöministeriön raportteja 9/2013.
- Oravainen, R. 1999. Vesistötulosten tulkinta -opasvihkonen. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys.
- Northern Virginia Regional Commission. 2007. Maintaining stormwater systems. A guidebook for private owners and operators in Northern Virginia.
- Persson, J. 1998. Utformning av dammar: En litteraturstudie med kommentarer om dagvatten-, polerings- och miljödamm. Rapport B:64. Chalmers tekniska högskola, Institutionen för Vattenbyggnad, Göteborg.
- Postila, H., Ronkanen, A.-K. & Kløve, B. 2015. Wintertime purification efficiency of constructed wetlands treating runoff from peat extraction in a cold climate. *Ecol. Eng.* 85: 13-25.
- Puustinen, M., Koskiahho, J., Jormola, J., Järvenpää, L., Karhunen, A., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, J., Svensberg, M & Vikberg, P. 2007. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus. Suomen ympäristö 21/2007. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Read, J., Wevill, T., Fletcher, T.D. & Deletic, A. 2008. Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. *Wat. Res.* 42 (4-5): 893-902.
- Roseen, R.M., Ballestro, T.P., Houle, J.J., Avelleneda, P., Briggs, J., Fowler, G. & Wildey, R. 2009. Seasonal Performance Variations for Storm-Water Management Systems in Cold Climate Conditions. *Journal of Environmental Engineering* 135 (3): 128-137.
- Salminen, O., Ahponen, H., Valkama, P., Vessman, T., Rantakokko, K., Vaahtera, E., Taylor, A., Vasander, H. & Nikinmaa, E. 2013. TEEB Nordic case: Benefits of green infrastructure - socio-economic importance of constructed wetlands (Nummela, Finland). In: Kettunen, M. & Förster, J. (eds.). *Socio-economic importance of ecosystem services in the Nordic Countries - Scoping assessment in the context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Salomaa, A. 2013. Kytkeytyneisyyttä edistävät politiikkakeinot ja vihreä infrastruktuuri: Miten luonnon monimuotoisuussaadana säilytettyä? Helsingin yliopisto, Ympäristötieteiden laitos, Ympäristömuutos ja -politiikka. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Ekologia ja evoluutiobiologia. Pro gradu -tutkielma.
- Scholes, L., Revitt, D.M. & Ellis, J.B. 2008. A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. *J. Environ. Manage.* 88: 467-478.
- Schmitt, N., Wanko, A., Laurent, J., Bois, P. & Molle, P. 2015. Constructed wetlands treating stormwater from separate sewer networks in a residential Strasbourg urban catchment area: Micropollutant removal and fate. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 3(4A): 2816-2824.
- Shaw, D. & Schmidt, R. 2003. Plants for stormwater design. Species selection for the Upper Midwest. Minnesota Pollution Control Agency.
- Sänkiäho L. ja Sillanpää N. (toim.) 2012. STORMWATER-hankkeen loppuraportti; Taajamien hulevesihaasteiden ratkaisut ja liiketoimintamahdollisuudet. Aalto-yliopiston julkaisusarja. TIEDE + TEKNOLOGIA 4/2012.
- Tonderski, K., Arheimer, B. & Pers, C.B. 2005. Modeling the impact of potential wetlands on phosphorous retention in a Swedish catchment. *Ambio* 34: 544-551.
- Trowsdale, S.A. & Simcock, R. 2011. Urban stormwater treatment using bioretention. *J. Hydrology* 397: 167-174.
- United States Environmental Protection Agency. 1999. Storm Water Technology Fact Sheet - Bioretention.
- Valtanen, M., Sillanpää, N. & Setälä, H. 2010. Hulevesien imeyttäminen ja suodattaminen: haitta-aineet ja menetelmät. Helsingin yliopisto. STORMWATER-hanke. Kirjallisuusselvitys 10.10.2010.
- Valtioneuvoston asetus tulvariskien hallinnasta 1.7.2010/659.
- Vesihuoltolaki 9.2.2001/119.
- Westerlund, C. & Viklander, M. 2006. Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Sci. Total Environ.* 362 (1-3): 143-156.
- Viklander, M. 1999. Dissolved and particle-bound substances in urban snow. *Wat. Sci. Tech.* 39 (12): 27-32.
- Vymazal, J., 2003. Distribution of iron, cadmium, nickel and lead in a constructed wetland receiving municipal sewage. In: Wymazal, J. (Ed.), *Wetlands - Nutrients, Metals and Mass Cycling*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 341-363.
- Wong, T.H.F., Breen, P.F., Somes, N.L.G., & Lloyd, S.D. 1999. Managing Urban Stormwater Using Constructed Wetlands - industry report. Report 98/7. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. 38 p.







ISBN 978-952-11-4556-8 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkokj.)