



TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO

SINIKKA KYLLÖNEN
HULEVEDEN HAITTA-AINEKUORMITUKSET
KAUPUNGISTUNEILLA POHJAVESIALUEILLA
Diplomityö

Tarkastaja: professori Jukka Rintala
Tarkastaja ja aihe hyväksytty 31. tou-
kokuuta 2017

TIIVISTELMÄ

TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO

Ympäristö- ja energiatekniikan koulutusohjelma

KYLLÖNEN, SINIKKA: Huleveden haitta-ainekuormitukset kaupungistuneilla pohjavesialueilla

Diplomityö, 97 sivua, 26 liitesivua

Heinäkuu 2017

Pääaine: Ympäristötekniikka

Tarkastaja: professori Jukka Rintala

Avainsanat: Hulevesi, huleveden haitta-aineet, huleveden imeytys, pohjaveden pilaantuminen

Kaupunkirakentaminen pohjavesialueilla voi vähentää pohjaveden muodostumista. Kun asfaltti- ja kattopintojen ala kasvaa, pienempi osuus sade- ja sulamisvesistä imeytyy pohjavedeksi ja suurempi osuus muodostaa hulevesiä. Kaupungistuneilla pohjavesialueilla hulevesien imeyttäminen voi olla keino vähentää kaupungistumisen vaikutusta vesitaseeseen. Huolta aiheuttavat kuitenkin hulevesien kuljettamat haitta-aineet, kuten raskasmetallit, ravinteet ja kloridi, ja niiden vaikutus pohjaveteen hulevesiä imeytettäessä.

Tässä työssä arvioitiin hulevesien haitta-ainekuormituksia pohjaveden laatua vaarantavana tekijänä kolmella kaupungistuneella pohjavesialueella. Haitta-ainekuormitukset laskettiin muodostumisalueilla syntyvissä ja niille johdettavissa hulevesissä. Hulevesien haitta-ainekuormituksia arvioitiin suhteuttamalla haitta-ainekuormitukset pohjaveden ottoon ja muodostumiseen. Haitta-ainekuormitusten ja pohjaveden tilavuuden arvon suhdetta verrattiin lain asettamiin talousveden laatuvaatimuksiin ja -suosituksiin sekä pohjaveden ympäristölaatunormeihin. Haitta-ainekuormitukset laskettiin huleveden tilavuuden ja huleveden maankäyttökohtaisen haitta-ainepitoisuuden tuloina. Tutkitut haitta-aineet ovat metallit (Zn, Pb, Cd, Ni, Cu, Hg, Cr, Co, As), nitraatti, ammonium, sulfaatti ja kloridi.

Tutkimusalueiden hulevesiverkostojen valuma-alueet analysoitiin, ja hulevesiverkoston purkupisteiden avulla arvioitiin pohjaveden muodostumisalueilla imeytyvien hulevesien haitta-ainekuormitukset. Arviot muodostumisalueille kohdistuvista kloridin kuormituksista ylittävät pohjaveden ympäristölaatunormin. Huleveden laatuun liittyvän epävarmuuden takia myös useiden muiden haitta-aineiden kuormitusten arvioitiin todellisuudessa voivan ylittää pohjaveden ympäristölaatunormit, talousveden laatuvaatimukset tai -suositukset. Pohjaveden muodostumisalueille kohdistuvat hulevesien haitta-ainekuormitukset ovat peräisin esimerkiksi viemäroimättömiltä teiltä, pohjaveden muodostumisalueille hulevesiä purkavista hulevesiviemäreistä sekä pohjavesialueilla kulkevista avo-ojista.

Haitta-aineiden kokonaiskuormitukseen lasketaan muodostumisalueelle kohdistuvien haitta-ainekuormitusten lisäksi muodostumisalueilta pois johdettavien hulevesien haitta-ainekuormitukset. Useiden haitta-aineiden pohjaveden tilavuuteen suhteutetut kokonaiskuormitukset ylittivät pohjaveden ympäristölaatunormin. Kuormituslaskentaan liittyvän epävarmuuden vuoksi useiden haitta-aineiden kuormitusten arvioitiin todellisuudessa voivan ylittää talousveden laatuvaatimukset tai suositukset.

ABSTRACT

TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Master's Degree Programme in Environmental and Energy Engineering

KYLLÖNEN, SINIKKA: Pollutant loads in stormwater runoff on urbanized groundwater areas

Master of Science Thesis, 97 pages, 26 Appendix pages

July 2017

Major: Environmental Engineering

Examiner: Professor Jukka Rintala

Keywords: Stormwater, stormwater pollutants, stormwater infiltration, groundwater pollution

Urbanization on groundwater areas may lower groundwater tables. Increase of impermeably paved areas, such as roofs and asphalt, decreases the infiltration of rain and snowmelt and leads to increased volumes of stormwater runoff. Intentional infiltration of stormwater can be used for retrieving the water balance on groundwater areas. Stormwater pollutants, however, are a cause of concern for the groundwater quality. In this work the potential of stormwater pollution to affect groundwater quality on three urbanized groundwater areas was examined.

The potential of pollutants in stormwater runoff to affect groundwater quality was examined by estimating the pollutant loads in stormwater on the urbanized groundwater areas. Pollutant loads were calculated in stormwater runoff both generated on and discharged to the groundwater recharge areas. The significance of the pollutant loads was assessed by proportioning the loads to the estimated volume of groundwater and comparing the quotient to the drinking water standards and the environmental norms for groundwater quality set by the Finnish law. Annual pollutant loads were calculated as a product of runoff volume and a land use specific pollutant concentration. The runoff volumes were estimated with land use areas, runoff coefficients and the mean annual precipitation. Pollutant loads were calculated for several metals (Zn, Pb, Cd, Ni, Cu, Hg, Cr, Co, As), chloride, sulphate, ammonium and nitrate.

Stormwater sewer system was analysed for the drainage areas and discharge points in order to determine the pollutant loads ending up the groundwater recharge areas. Estimated chloride loads ending up to the groundwater recharge areas exceeded the environmental norms for groundwater quality. Due to uncertainty in the pollutant concentrations in stormwater, it was considered possible for the loads of many other pollutants to exceed the environmental norms for the groundwater quality and the drinking water standards. Stormwater pollution to the groundwater recharge areas originates from roads not connected to the stormwater sewer, stormwater sewers discharging stormwater on the groundwater recharge areas and stormwater streams located on the groundwater recharge areas.

The total loads include the pollutant loads ending up to the recharge areas and pollutant loads that are carried away from the recharge areas in a sewer. The estimated total loads of multiple metals, ammonium and chloride exceeded the norms for groundwater quality. Due to uncertainty in the estimation, total loads several heavy metals, ammonium and chloride were also considered to possibly exceed the drinking water standards.

ALKUSANAT

Kiitän Jukka Rintalaa työn tarkastuksesta ja ohjauksesta sekä Maria Åkermania ja Riitta Kettusta työn ohjauksesta. Kiitos myös Sanna Markkaselle ja Pekka Heinospelä näkemyksistänne. Pekka Heinosta haluan kiittää erityisesti ohjauksesta valuma-alueanalyysin tekemisessä. Kiitos koko Tampereen kaupungin hulevesityöryhmälle kiinnostavasta tutkimusaiheesta. Kauneimmat kiitokseni esitän ystävilleni Paulille, Millalle ja Jaakolle.

Tampereella, 8.7.2017

Sinikka Kyllönen

SISÄLLYS

1	JOHDANTO.....	1
2	TYÖN TAUSTA.....	3
2.1	Pohjaveden suojelua ohjaavaa lainsäädäntöä.....	3
2.2	Haitta-aineiden kulkeutuminen sora- tai hiekkavaltaisessa pohjavesimuodostumassa.....	4
2.2.1	Haitta-aineen kulkeutumisen ja pidättymisen mekanismit maaperässä.....	4
2.2.2	Hiekka- tai soraharjun ominaisuudet.....	7
2.3	Huleveden haitta-aineet ja niiden kulkeutumiseen vaikuttavia ominaisuuksia.....	8
2.3.1	Typpi ja fosfori.....	8
2.3.2	Raskasmetallit.....	8
2.3.3	Kloridi.....	9
2.3.4	Orgaaniset yhdisteet.....	10
2.3.5	Muita huleveden laatutekijöitä.....	12
2.4	Huleveden imeytyksen vaikutukset maaperään.....	12
2.5	Huleveden imeytyksen vaikutukset pohjaveteen.....	15
2.6	Huleveden käsittely kosteikoilla ja biosuodatuksella.....	17
2.7	Haitta-ainekuormitusten laskenta tilavuus-pitoisuusmenetelmällä.....	20
3	TUTKIMUSMENETELMÄT JA AINEISTOT.....	23
3.1	Tutkimusalueet.....	23
3.1.1	Aakkulanharju.....	25
3.1.2	Epilänharju-Villilä A.....	26
3.1.3	Epilänharju-Villilä B.....	26
3.2	Hulevesiverkoston valuma-alueiden määrittäminen.....	27
3.3	Haitta-ainekuormitusten laskennallinen arviointi.....	28
3.3.1	Maankäytön analyysi.....	28
3.3.2	Tutkittavat haitta-aineet.....	30
3.3.3	Aineistot huleveden laadusta.....	32
3.3.4	Aineistojen käsittely.....	35
3.3.5	Valumakertoimet.....	36
3.3.6	Haitta-ainekuormitusten laskenta.....	38
3.4	Huleveden haitta-ainekuormituksen merkittävyyden arviointi.....	40
3.5	Menetelmän herkkyuden tutkiminen.....	40
4	TULOKSET.....	43
4.1	Maankäyttö ja hulevesiverkosto Aakkulanharjulla.....	43
4.2	Haitta-ainekuormitukset Aakkulanharjulla.....	45
4.3	Herkkyysanalyysi Aakkulanharjun haitta-ainekuormituksille.....	48

4.4	Maankäyttö ja hulevesiverkosto Epilänharju-Villilä A:lla.....	50
4.5	Haitta-ainekuormitukset Epilänharju-Villilä A:lla.....	52
4.6	Herkkyysanalyysi Epilänharju-Villilä A:n haitta-ainekuormituksille.....	55
4.7	Maankäyttö ja hulevesiverkosto Epilänharju-Villilä B:llä.....	56
4.8	Haitta-ainekuormitukset Epilänharju-Villilä B:llä.....	58
4.9	Herkkyysanalyysi Epilänharju-Villilä B:n haitta-ainekuormituksille.....	61
4.10	Ominaiskuormitukset.....	62
4.11	PAH-yhdisteiden ja öljyhiilivetyjen kuormitukset.....	65
5	TULOSTEN TARKASTELU.....	67
5.1	Tulosten luotettavuus.....	67
5.1.1	Tilavuus-pitoisuusmenetelmän käyttöön liittyvä arviointi.....	67
5.1.2	Pintavalunnan kulkeutumiseen ja haitta-ainekuormitusten muodostumiseen liittyvät yksinkertaistukset ja rajaukset.....	68
5.1.3	Huleveden laadun arviointi.....	70
5.1.4	Arvioitujen haitta-ainekuormitusten vaihteluväli.....	72
5.1.5	Menetelmän herkkyys.....	72
5.2	Haitta-ainekuormitusten suuruuteen liittyvät riskit.....	73
5.3	Haitta-ainekuormitusten vaikutukset pohjaveteen.....	79
5.4	Erot maankäyttöjen haitta-ainekuormitusten välillä.....	80
5.5	Mahdollisuudet haitta-ainekuormitusten vähentämiseen ja huleveden imeytyksen lisäämiseen.....	80
5.5.1	Muodostumisalueille kohdistuvien haitta-ainekuormitusten alkuperä.....	81
5.5.2	Haitta-ainekuormitusten vähentämisen ja imeytyksen lisäämisen keinot.....	82
6	JOHTOPÄÄTÖKSET.....	85
	LÄHTEET.....	87
	LIITE A: HULEVEDEN HAITTA-AINEPITOISUUDET.....	96
	LIITE B: OMINAISKUORMITUKSET.....	101
	LIITE C: HERKKYYSTARKASTELUN TULOKSET KUORMITUSTEN OSALTA	102
	LIITE D: HAITTA-AINEKUORMITUKSET SUHTEUTETTUINA POHJAVEDEN TILAVUUTEEN.....	104

TERMIT JA NIIDEN MÄÄRITELMÄT

Hulevesi	Rakennetulla pinnalla sateesta tai sulamisvesistä muodostuva pintavalunta ja perustusten kuivatusvedet.
Hulevesijärjestelmä	Hulevesien hallintaan tarkoitettujen rakenteiden kokonaisuus
Pohjavesi	Vesi maa- ja kallioperän vedellä kyllästyneessä vyöhykkeessä
Pohjaveden muodostumisalue	Alue, jossa sadevesi voi suotautua ja virrata pohjavedeksi pohjavesimuodostumaan.
Pohjavesialue	Alue, jolla on vedenottoon soveltuvia pohjavesivaroja. Alueeseen voi kuulua pohjavesimuodostuma ja siihen yhteydessä olevia pohjavettä muodostavia tai kuljettavia osia.
Pohjavesimuodostuma	Geologinen pohjaveden kyllästämä muodostuma, jolla on hyvä tai tyydyttävä hydraulinen johtavuus
Pohjavesialueen reunavyöhyke	Muodostumisalueen reunan ja pohjavesialueen reunan välinen vyöhyke.
BTEX-yhdisteet	Bentseeni, tolueeni, etyylibentseeni ja ksyleenit.
PAH-yhdisteet	Polysykliset aromaattiset hiilivedyt
EMC	<i>Event mean concentration.</i> Valuntatapahtuman keskimääräinen pitoisuus, joka määritetään virtaamamittauksiin perustuvalla näytteenotolla
SMC	<i>Site mean concentration.</i> Aineen keskimääräistä pitoisuutta tutkimuspaikalla kuvaava arvo, joka lasketaan EMC-arvoista.

KUVALUETTELO

Kuva 3.1	Vedenotot tutkimusalueiden pohjavedenottamoilla vuosina 2006-2015.	24
Kuva 4.1	Hulevesiviemäreiden valuma-alueet Aakkulanharjulla.....	43
Kuva 4.2	Maankäyttöjen pinta-alat ja pintavalunnat Aakkulanharjulla.....	44
Kuva 4.3	Nikkelin kokonaiskuormitukset (m_{yht}) ja pohjaveden muodostumisalueelle kohdistuvat kuormitukset (m_{sis}) suhteutettuna pohjavedenottoon ($V_{\text{ved. otto}}$) ja arvioon pohjaveden muodostumisesta (V_{muodost}).....	45
Kuva 4.4	Maankäyttökohtaiset haitta-ainekuormitukset Aakkulanharjulla.....	47
Kuva 4.5	Hulevesiviemäreiden valuma-alueet Epilänharju-Villilä A:lla.....	51
Kuva 4.6	Maankäyttöjen pinta-alat ja pintavalunnat Epilänharju-Villilä A:lla....	52
Kuva 4.7	Maankäyttökohtaiset haitta-ainekuormitukset Epilänharju-Villilä A:lla.	54
Kuva 4.8	Hulevesiviemäreiden valuma-alueet Epilänharju-Villilä B:llä.....	57
Kuva 4.9	Maankäyttöjen pinta-alat ja pintavalunnat Epilänharju-Villilä B:llä....	58
Kuva 4.10	Maankäyttökohtaiset haitta-ainekuormitukset Epilänharju-Villilä B:llä.	60
Kuva 4.11	Haitta-aineiden ominaiskuormitukset asuinalueilta ja teiltä.....	64
Kuva 5.1	Haitta-aineiden kokonaiskuormitukset verrattuna talousveden laatuvaatimukseen, -suositukseen ja pohjaveden ympäristölaatunormeihin.....	75
Kuva 5.2	Muodostumisalueille kohdistuvat haitta-ainekuormitukset verrattuna talousveden laatuvaatimukseen, -suositukseen ja pohjaveden ympäristölaatunormeihin.....	76

TAULUKKOLUETTELO

Taulukko 2.1	Haitta-aineiden kulkeutumismekanismeja ja niiden merkittävyyttä lisääviä haitta-aineen ja maaperän ominaisuuksia sekä muita olosuhteita.....	6
Taulukko 2.2	Tutkimuksissa mitattuja imeytysrakenteiden maaperän haitta-ainepitoisuuksia.....	14
Taulukko 2.3	Pitt ym. (1999) tekemä arvio haitta-aineisiin liittyvästä riskistä pohjaveden laadulle, kun hulevettä imeytetään pohjaveteen pohjavettä suojaavan kyllästymättömän maakerroksen läpi.	16
Taulukko 2.4	Biosuodatuksella aikaansaatuja haitta-aineiden vähenemisiä (%) sekä käytössä olevilla että tutkimuskäyttöön rakennetuilla biosuodatusrakenteilla.....	19
Taulukko 2.5	Kosteikoilla aikaansaatuja huleveden haitta-aineiden vähenemisiä (%).....	20
Taulukko 3.1	Tietoja tutkimusalueista.....	24
Taulukko 3.2	Liikennemäärät Aakkulanharjulla kulkevilla teillä.....	25
Taulukko 3.3	Liikennemäärät Epilänharju-Villilä A:lla kulkevilla teillä.....	26
Taulukko 3.4	Liikennemäärät Epilänharju-Villilä B:lla kulkevilla teillä.....	27
Taulukko 3.5	Haitta-ainekuormitusten laskennassa käytetty maankäyttöluokitus	39
Taulukko 3.6	Tutkitut haitta-aineet.....	31
Taulukko 3.7	Aineet, joille on asetettu talousveden laatuvaatimus, -suositus tai pohjaveden ympäristönlaatonormi ja joiden kuormituksia ei laskettu tässä työssä.....	32
Taulukko 3.8	Kuvaukset huleveden laadun aineistona käytetyistä tutkimuksista.	34
Taulukko 3.9	Esimerkki huleveden laadun aineiston käsittelystä.....	35
Taulukko 3.10	Kirjallisuudessa esitettyjä valumakertoimia maankäyttöille ja pinnoille.....	37
Taulukko 3.11	Pintavaluntojen laskennassa käytetyt valumakertoimet (ensisijainen valumakerroin) ja valumakerrointen vaihteluvälit....	37
Taulukko 3.12	Valuma-alueanalyysissä määritettyjen alueiden kategoriat nimettyinä aakkosilla A-D.....	38
Taulukko 3.13	Haitta-ainekuormitusten laskentaan käytetyt alueryhmittelyt, maankäytöt ja haitta-ainepitoisuudet.....	39
Taulukko 3.14	Pohjaveden muodostumisen ja vedenoton keskiarvot ja vaihteluvälit.....	41
Taulukko 4.1	Pohjaveden tilavuuteen suhteutetut haitta-ainekuormitukset, jotka ylittävät talousveden laatuvaatimukset, -suositukset ja pohjaveden ympäristönlaatonormit Aakkulanharjulla.....	46

Taulukko 4.2	Aakkulanharjun haitta-ainekuormitukset ja vedenottoon suhteutetut haitta-ainekuormitukset valumakertoimien ja vedenoton arvojen vaihteluvälin suurimmilla ja pienimmillä arvoilla laskettuna.....	48
Taulukko 4.3	Aakkulanharjun haitta-ainekuormitukset ja pohjaveden muodostumiseen suhteutetut haitta-ainekuormitukset valumakertoimien ja sadannan arvojen vaihteluvälin suurimmilla ja pienimmillä arvoilla laskettuna.....	49
Taulukko 4.4	Herkkyysanalyysin mukaiset suurimmat haitta-ainekuormitusten ja pohjaveden tilavuuden suhteet verrattuna pohjaveden ympäristölaatuunormeihin, talousveden laatuvaatimuksiin ja -suosituksiin Aakkulanharjulla.....	50
Taulukko 4.5	Pohjaveden tilavuuteen suhteutetut haitta-ainekuormitukset, jotka ylittävät talousveden laatuvaatimukset, -suositukset ja pohjaveden ympäristölaatuunormit Epilänharju-Villilä A:lla.....	53
Taulukko 4.6	Epilänharju-Villilä A:n haitta-ainekuormitukset ja vedenottoon suhteutetut haitta-ainekuormitukset valumakertoimien ja vedenoton arvojen vaihteluvälin suurimmilla ja pienimmillä arvoilla laskettuna.....	55
Taulukko 4.7	Epilänharju-Villilä A:n haitta-ainekuormitukset ja pohjaveden muodostumiseen suhteutetut haitta-ainekuormitukset valumakertoimien ja sadannan arvojen vaihteluvälin suurimmilla ja pienimmillä arvoilla laskettuna.....	55
Taulukko 4.8	Herkkyysanalyysin mukaiset suurimmat haitta-ainekuormitusten ja pohjaveden tilavuuden suhteet verrattuna pohjaveden ympäristölaatuunormeihin, talousveden laatuvaatimuksiin ja -suosituksiin Epilänharju-Villilä A:lla.....	56
Taulukko 4.9	Pohjaveden tilavuuteen suhteutetut haitta-ainekuormitukset, jotka ylittävät talousveden laatuvaatimukset, -suositukset ja pohjaveden ympäristölaatuunormit Epilänharju-Villilä B:llä.....	59
Taulukko 4.10	Epilänharju-Villilä B:n haitta-ainekuormitukset ja vedenottoon suhteutetut haitta-ainekuormitukset valumakertoimien ja vedenoton arvojen vaihteluvälin suurimmilla ja pienimmillä arvoilla laskettuna.....	61
Taulukko 4.11	Epilänharju-Villilä B:n haitta-ainekuormitukset ja pohjaveden muodostumiseen suhteutetut haitta-ainekuormitukset valumakertoimien ja sadannan arvojen vaihteluvälin suurimmilla ja pienimmillä arvoilla laskettuna.....	61
Taulukko 4.12	Herkkyysanalyysin mukaiset suurimmat haitta-ainekuormitusten ja pohjaveden tilavuuden suhteet verrattuna pohjaveden ympäristölaatuunormeihin, talousveden laatuvaatimuksiin ja -suosituksiin Epilänharju-Villilä B:llä.....	62
Taulukko 4.13	Pohjaveden tilavuuteen suhteutetut PAH-yhdisteiden ja	65

	öljyhiilivetyjen kuormitukset, jotka ylittävät ympäristölaatunormit.....	
Taulukko 4.14	Pohjaveden tilavuuteen suhteutetut PAH-yhdisteiden kuormitukset, jotka ylittävät talousveden laatuvaatimukset.....	66
Taulukko 5.1	Laskennallisessa kuormitusarviossa huomiotta jätettyjä tekijöitä, jotka voivat kasvattaa tai vähentää tutkimusalueiden pohjavedenlaatuun mahdollisesti vaikuttavia haitta-ainekuormituksia tai vaikuttaa muodostumisalueelle kohdistuvien kuormitusten osuuteen kokonaiskuormituksista.....	69
Taulukko 5.2	Kattojen, pientaloalueiden ja kerrostaloalueiden alat ja vuotuiset pintavalunnat sekä pintavaluntonjen osuus tutkimusalueiden vedenottamoiden vedenotoista.....	83

1 JOHDANTO

Kaupungistuminen muuttaa veden kiertokulkua. Kaupungistumisen myötä muun muassa kattojen, asfaltin, betonin ja kiveyksen muodostama vettä läpäisemätön pinta-ala kasvaa. Vettä läpäisemättömillä pinnoilla sade- ja sulamisvedet eivät imeydy vaan muodostavat pintavaluntaa, eli hulevesiä. (Kotola ja Nurminen, 2003) Kaupungistumisen voi sitten aiheuttaa pohjaveden pinnan laskua (Rose ja Peters, 2001). Mikäli kaupungistuneilla pohjavesialueilla muodostuvat hulevedet johdetaan pohjaveden muodostumisalueen ulkopuolelle, vähenee muodostumisalueella tapahtuva imeytyminen.

Kaupungistuneilla pohjavesialueilla hulevesien imeytys voi tarjota mahdollisuuden lisätä pohjaveden muodostumista ja palauttaa alueen vesitasetta kohti kaupungistumista edeltänyttä tilaa. Esimerkiksi Australiassa ja Yhdysvalloissa hulevesiä on tarkoituksellisesti imeytetty myös vedenhankintaan käytettyihin pohjavesimuodostumiin (Appleyard, 1993; Dallman ja Sponberg, 2012; Dillon ym. 2008; Fischer ym., 2003; German, 1989; Schroeder, 1995). Tavoitteena voi olla hulevesivirtaamien pienentämisen ja pintavesiin kohdistuvan haitta-ainekuormituksen vähentämisen lisäksi myös pohjavesimuodostuman antoisuuden lisääminen (Dallmann ja Sponberg, 2012).

1970-luvulta asti on myös tutkittu huleveden imeytyksen vaikutuksia pohjaveden ja maaperän laatuun (Tedoldi, 2016; Wilde, 1994). Kaikkein suurinta riskiä pohjaveden laadulle aiheuttavat hyvin maaperässä kulkeutuvat haitta-aineet, jotka esiintyvät hulevedessä suurina pitoisuuksina ja vähäisesti kiintoaineeseen sitoutuneena (Pitt ym., 1999). Monet huleveden haitta-aineet, kuten raskasmetallit, pidättyvät tyypillisesti maaperään (Pitt ym., 1999). Pidättyminen riippuu kuitenkin haitta-aineiden ominaisuuksien lisäksi maaperän laadusta ja olosuhteista (Heikkinen, 2000), ja joissain tilanteissa myös raskasmetallien on havaittu kulkeutuvan maaperän läpi mahdollistaen pohjaveden laadun heikkenemisen (Mason ym., 1999; Wilde, 1994).

Huleveden imeytys on aiheuttanut maaperän laadun heikkenemistä. Huleveden imeytykseen käytetyn maaperän pintakerrokseen voi kerääntyä haitta-ainepitoisuuksia, jotka ylittävät suomalaisiin maaperän pilaantuneisuuden arviointiin käytettävät kynnykset ja ohjearvot (esim. Tedoldi ym., 2017; Zimmermann ym., 2005). Huleveden imeytykseen käytetyillä alueilla esimerkiksi raskasmetallien, PAH-yhdisteiden ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet ovat ylittäneet kynnykset ja ohjearvoja (Datry ym., 2004; Dechesne ym., 2005).

Tässä työssä hulevesien potentiaalia vaikuttaa pohjaveden laatuun tarkasteltiin tuottamalla arvio kolmella kaupungistuneella pohjavesialueen muodostumisalueella muodostuvien ja niille johdettavien hulevesien haitta-ainekuormituksista. Haitta-aine-

kuormitukset suhteutettiin arvioihin pohjaveden tilavuudesta. Pohjaveden tilavuuteen suhteutettuina haitta-ainekuormituksia voitiin suoraan verrata laissa asetettuihin talousveden laatuvaatimuksiin, -suosituksiin ja pohjaveden ympäristölaatuunormeihin. Näin voitiin arvioida haitta-ainekuormitusten merkittävyyttä pohjaveden laatua vaarantavana tekijänä koko pohjavesialueen tasolla.

Hulevesiverkoston valuma-alueita ja purkupisteitä tutkimalla muodostettiin arvio pohjaveden muodostumisalueilla imeytyvistä hulevesistä ja niiden haitta-ainekuormituksista. Muodostumisalueille kohdistuvien kuormitusten avulla voidaan arvioida tutkimusalueiden tämänhetkisten hulevesijärjestelmien toimintaa haitta-ainekuormitusten suhteen. Haitta-aineiden kokonaiskuormitukset laskettiin kaikkien muodostumisalueilla syntyvien ja niille hulevesiverkoston purkamien hulevesien haitta-ainekuormituksina. Haitta-aineiden kokonaiskuormitukset muodostuvat siis myös hulevesiverkostossa muodostumisalueen ulkopuolelle johdettavien hulevesien haitta-ainekuormituksista. Kokonaiskuormitukset kuvaavat haitta-ainekuormituksia, joita muodostumisalueille voisi kohdistua, jos tällä hetkellä muodostumisalueiden ulkopuolelle johdettavat hulevedet purettaisiinkin muodostumisalueilla. Kokonaiskuormitusten avulla voidaan siten arvioida esimerkiksi huleveden imeytyksen lisäämiseen liittyviä riskejä.

Tutkimuksen lähtökohtana olivat seuraavat tutkimuskysymykset:

1. Kuinka hulevesiä kerätään, johdetaan ja puretaan tutkittavien pohjavesialueiden muodostumisalueilla?
 - Puretaanko pohjaveden muodostumisalueilla muodostuvat hulevedet muodostumisalueella vai niiden ulkopuolella?
 - Johdetaanko hulevesiä pohjaveden muodostumisalueille muodostumisalueiden ulkopuolelta?
2. Voivatko hulevesien haitta-ainekuormitukset pohjaveden tilavuuteen suhteutettuna ylittää talousveden laatuvaatimukset, -suositukset tai pohjaveden ympäristölaatuunormit?
3. Minkälaisia eroja eri maankäytöillä on hulevesien haitta-ainekuormitusten muodostumisessa?
4. Voidaanko hulevesien imeytystä lisätä hulevesien biosuodatuksen tai kosteikkokäsittelyn avulla?

Haitta-ainekuormitukset laskettiin tilavuus-pitoisuusmenetelmällä, jossa kuormitukset lasketaan eri maankäytöillä muodostuvan pintavalunnan tilavuuden ja huleveden maankäyttökohtaisen haitta-ainepitoisuuden tulona. Laskenta perustui maankäytön analyyseille, jonka avulla tuotettiin tiedot erilaisten pintavaluntaa muodostavien pintojen ja maankäyttöjen aloista. Vuodessa muodostuvan huleveden tilavuus arvioitiin vuosisadannan ja valumakertoimien avulla. Laskennassa käytetyt huleveden haitta-ainepitoisuudet muodostettiin Suomessa ja ulkomailla tehtyjen huleveden laadun tutkimusten tuloksista.

2 TYÖN TAUSTA

Tässä luvussa käsitellään pohjaveden suojelua ohjaavaa lainsäädäntöä hulevesien käsittelyyn liittyvin osin, huleveden laatua ja haitta-aineiden kulkeutumista maaperässä sekä huleveden imeytyksen havaittuja vaikutuksia maaperän ja pohjaveden laatuun. Lisäksi käsitellään mahdollisuuksia vähentää huleveden kuljettamia haitta-ainekuormituksia biosuodatuksella ja kosteikoilla. Lopuksi esitellään huleveden haitta-ainekuormitusten laskentaan käytettävä tilavuus-pitoisuusmenetelmä.

2.1 Pohjaveden suojelua ohjaavaa lainsäädäntöä

Pohjavesien suojeluun liittyvä lainsäädäntö Suomessa perustuu pitkälti Euroopan unionin ympäristölainsäädäntöön kuten direktiiviin 2000/60/EY vesipolitiikan puitteista ja siihen pohjautuvaan direktiiviin 2006/118/EY pohjaveden suojelusta pilaantumiselta ja huononemiselta. Vesipolitiikan puitedirektiivi asettaa pohjavesien osalta ympäristötaavoitteeksi pohjavesimuodostumien hyvän kemiallisen ja määrällisen tilan. Jäsenmaiden tulee varmistaa pilaavien aineiden väheneminen pohjavesimuodostumuksissa ja estää pohjavesimuodostumien tilan huononeminen. Suomen lainsäädännössä pohjaveden suojelun kannalta keskeiset lait ovat ympäristönsuojelulaki, laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä sekä vesilaki. (Karvonen ym., 2012)

Ympäristönsuojelulain 17 § asettaa ehdottoman pohjaveden pilaamiskiellon (Ympäristönsuojelulaki 27.6.2014/527), mikä tarkoittaa, ettei pohjavettä pilaavia aineita saa suoraan tai välillisesti päästää pohjaveteen tärkeällä tai vedenhankintakäyttöön soveltuvalla pohjavesialueella. Kielto koskee myös pohjaveden laadun vaarantamista. Pohjavettä pilaavat aineet ja aineryhmät määritellään vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun asetuksen liitteessä 1E (Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista 23.11.1022/2006). Ympäristönsuojelulain mukaan kielto ei koske liitteessä mainittujen aineiden päästämistä pohjaveteen niin vähäisissä määrin, ettei siitä aiheudu pohjaveden laadun heikkenemistä nyt tai tulevaisuudessa. Ympäristöministeriön raportin (Karvonen ym., 2012) mukaan tällaiset päästöt voivat koskea esimerkiksi merkkiaineita tai pohjaveden kunnostusta. Hulevesistä on löydetty useita liitteen 1E aineita ja aineryhmiä (Inha ym., 2013; Makepeace ym., 1995; Pitt ja Maestre, 2015; Zgheib ym., 2012).

Vesilaki ohjaa vesivarojen käyttöä. Mikäli toiminta aiheuttaa vedenhankintaan soveltuvan pohjavesiesiintymän antoisuuden vähenemistä, toimintaan tarvitaan vesilain mukaisesti aluehallintoviranomaisen lupa (Vesilaki 27.5.2011/587 3. luku 2 §). Vesilais-

sa (5. luku 3 §) säädetään myös lupaa vaativasta ojittamisesta. Aluehallintoviraston lupa tarvitaan ojitukseen, mikäli ojasta voi aiheutua ympäristönsuojelulaissa määriteltyä pilaantumista vesialueella tai aiheuttaa vesilaisissa määritellysti muutoksen pohjavedessä tai vesistöissä. Asemakaava-alueella ojituksiin liittyvät kysymykset ratkaistaan pääsääntöisesti maankäyttö- ja rakennuslain mukaan, mutta mikäli ojitus voi aiheuttaa pohjavesiintymän pilaantumista, sovelletaan vesilakia (Maankäyttö- ja rakennuslaki 5.2.1999/132 161a §)

Vesienhoitolain 1299/2004 nojalla annetussa asetuksessa vesienhoidon järjestämisestä määritellään ympäristölaatonormit pohjavedelle (Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä 30.11.2006/1040). Laatonormien avulla viranomaiset määrittelevät pohjavesimuodostuman kemiallisen tilan. Ympäristönsuojelulaissa säädetystä ehdotomasta pohjaveden pilaamiskiellosta johtuen pohjavesien ympäristölaatonormeilla on erilainen merkitys kuin vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksessa määritellyillä pintaveden ympäristölaatonormeilla, joita käytetään pintavesien tilan arvioinnin lisäksi ympäristölupamenettelyiden pohjana. Sen sijaan pohjaveden ympäristölaatonormeja ei voida soveltaa niin, koska päästöt pohjaveteen on kategorisesti kielletty ympäristönsuojelulain pykälässä 17. (Karvonen ym., 2012)

2.2 Haitta-aineiden kulkeutuminen sora- tai hiekkavaltaisessa pohjavesimuodostumassa

Pohjavesimuodostumalla tai -esiintymällä tarkoitetaan geologista muodostumaa, joka varastoi ja johtaa hyvin pohjavettä mahdollistaen merkittävän pohjavedenoton (Salonen ym., 2006). Suomen maaperässä merkittäviä pohjavesimuodostumia esiintyy ennen kaikkea jääkauden aikaansaamissa harjuissa ja reunamuodostumissa. Harjut koostuvat paksuista kerroksista raekooltaan karkeaa ja lajittunutta maa-ainesta (Mälkki, 1999; Salonen ym., 2006).

Jotta haitta-aine päätyy pohjaveteen, on sen kulkeuduttava pohjavettä suojaavan vedellä kyllästymättömän maakerroksen läpi. Riippuu haitta-aineen ja maaperän ominaisuuksista sekä olosuhteista, kulkeutuuko haitta-aine pohjaveteen, pidättykö se maaperään tai hajoaako se esimerkiksi mikrobien toiminnan seurauksena.

2.2.1 Haitta-aineen kulkeutumisen ja pidättymisen mekanismit maaperässä

Kyllästymättömässä vyöhykkeessä haitta-aineen kulkeutumista määrittävät erilaiset fyysiset, kemialliset ja biologiset prosessit. Fysikaalisia prosesseja ovat suodattuminen, haihtuminen, advektio, dispersio ja diffuusio. Kemiallisia prosesseja ovat saostuminen, liukeneminen ja fotokemiallinen hajoaminen sekä erilaiset sorptioprosessit. Biologisia prosesseja taas ovat mikrobiologinen hajoaminen ja kertyminen eliöihin. (Heikki-

nen, 2000; Molarius ym., 1996) Haitta-aineiden kulkeutumisen mekanismeista esitetään taulukossa 2.1.

Virtaava vesi on merkittävin haitta-aineiden kuljettaja maaperässä (Molarius ym., 1996). Haitta-aineen kulkeutumista veden mukana maaperässä kuvaavia prosesseja ovat advektio, dispersio ja diffuusio. Advektiolla tarkoitetaan haitta-aineen kulkeutumista virtaavan veden mukana. Advektio on tärkein suspensiona tai liuenneena esiintyvän haitta-aineen kulkeutumismekanismi vettä hyvin johtavassa maaperässä. Advektiolla liikkuvan haitta-aineen kulkeutumisnopeus riippuu veden virtausnopeudesta ja virtaavan veden tilavuudesta. Virtaukseen vaikuttaa sademäärän ohella maaperän vedenläpäisevyys. Diffuusion merkitys kasvaa pienempirakeisissa maalajeissa, joissa advektiota tapahtuu vähemmän. Dispersiolla tarkoitetaan sekä diffuusion että virtausnopeuden vaihtelun aiheuttaman sekoittumisen aikaansaamaa kulkeutumista. (Heikkinen, 2000)

Kompleksinmuodostus ja kolloidiin sitoutuminen vähentävät yleensä haitta-aineen adsorptiota kiintoaineeseen ja voivat siksi lisätä haitta-aineen kulkeutumista maaperässä. Haitta-aineet voivat sitoutua savimineraalien tai orgaanisen aineen muodostamiin kolloideihin. Kolloidit edistävät erityisesti huonosti veteen liukenevien aineiden kulkeutumista. Haitta-aineen kiinnittyminen kolloidiin tapahtuu adsorptiolla, mihin vaikuttavat maaperän happamuus ja redox-olosuhteet. Komplekseja muodostavat erityisesti metallit. Ligandina voivat toimia orgaaniset aineet, kuten fulvohapot ja humukset, tai epäorgaaniset ionit kuten kloridi tai sulfaatti. Kompleksinmuodostumista suosii kompleksinmuodostukseen sopivien ligandien runsas määrä maaperässä. (Heikkinen, 2000)

Haitta-aineen poistuminen maaperästä voi tapahtua haihtumalla tai hajoamalla joko bioottisesti tai abioottisesti (Heikkinen, 2000; Tidenberg ym., 2009). Haihtuminen on merkittävä kulkeutumismekanismi aineille, joilla on matala höyrynpaine (Heikkinen, 2000).

Haitta-aine voi pidentyä maaperään suodattumisen, sorption tai saostumisen kautta (Heikkinen, 2000; Tedoldi ym., 2016). Liuenneessa muodossa oleva aine voi pidentyä maaperään sorptiolla, eli adsorpoitumalla, keraosaostumalla tai absorpoitumalla (Bradl, 2004; Heikkinen, 2000). Adsorptio tarkoittaa aineen kiinnittymistä kiinteässä muodossa olevan aineen pintaan ja absorptio aineen kulkeutumista mineraalin hilarakenteeseen (Bradl, 2004). Kiintoaineeseen sitoutunut haitta-aine voi pidentyä maaperään suodattumalla, mihin vaikuttaa suspensiossa olevien partikkelien koko ja maa-aineksen raekoko (Tedoldi ym., 2016). Kolloidit voivat suodata elektrostaattisilla, kemiallisilla tai Van der Waalsin voimilla (Molarius ym., 1996).

Adsorptio voidaan jakaa fysikaaliseen ja kemialliseen adsorptioon. Fysikaalinen adsorptio tarkoittaa, että haitta-aine sitoutuu kiintoaineeseen elektrostaattisilla tai Van der Waalsin voimilla. Kemiallinen adsorptio tarkoittaa, että haitta-aine muodostaa kiintoaineen pintaan kovalentti-, ioni- tai koordinaatiosidoksen. Kemiallinen adsorptio on fysikaalista adsorptiota pysyvämpi. Ioninvaihto ja kompleksinmuodostus ovat adsorptiomekanismeja. (Heikkinen, 2000)

Taulukko 2.1. *Haitta-aineiden kulkeutumismekanismeja ja niiden merkittävyyttä lisääviä haitta-aineen ja maaperän ominaisuuksia sekä muita olosuhteita. Lähteet: Heikkinen, 2000; Tedoldi ym., 2016; Bradl, 2004*

Mekanismi	Aineen ominaisuus	Maaperän ominaisuus	Muut olosuhteet
Advektio	- Vesiliukoisuus - Aineen sitoutuminen kolloideihin tai komplekseihin (vähentää sitoutumista kiintoaineeseen ja mahdollistaa kulkeutumisen veden mukana)	- Suuri vedenläpäisevyys	- Virtaavan veden määrä ja nopeus maaperässä - Lämpötila - Kompleksoituville aineille ligandien määrä maaperässä - Kolloidien määrä maaperässä - Kompleksinmuodostuksen ja kolloidiin adsorpoitumisen osalta redox, pH
Diffuusio	- Aineen diffuusiokerroin	- Pieni vedenläpäisevyys	- Lämpötila - Huokosten vedelläkyllästyneisyys
Haihtuminen	- Höyrynpaine - Kiehumispiste - Vesiliukoisuus - Molekyyliainepaino - Molekyylin polaarisuus	- Suuri vedenläpäisevyys	- Lämpötila - Maaperän kosteus
Adsorptio	- Hapettumisaste - Ionisäde - Ionisaatiopotentiaali - Elektroniaffiniteetti - Elektronegatiivisuus - Kyky muodostaa koordinaatiosidoksia - Hydrofobisuus - Oktanoli/vesijakautumiskerroin - Vesiliukoisuus	- Saviaineksen, orgaanisen aineen, alumiinin, raudan ja mangaanin (hydr)oksidien määrä - Huono vedenjohtavuus - Mineraalikoostumus - Ioninvaihtokapasiteetti - Veden määrä	- Redox - pH - Ionivahvuus - Kilpailevien sorbaattien pitoisuus - Lämpötila
Saostuminen ja kera- saostuminen	- Taipumus muodostaa niukkaliukoisia suoloja esim. sulfidin kanssa - Adsorptioon vaikuttavat ominaisuudet kera- saostumisessa	- Alumiinin, raudan ja mangaanin (hydr)oksidit sekä karbonaatit	- Lämpötila - pH - redox - Liuenneiden aineiden pitoisuudet huokosvedessä
Suodattuminen	- Kiintoaineeseen adsorpoitumista edesauttavat ominaisuudet	- Huokoskoko - Rakeisuus	-

Haitta-aineen kulkeutumiseen vaikuttavat maaperän ja haitta-aineen ominaisuudet sekä maaperässä vallitsevat olosuhteet. Kulkeutumiseen vaikuttavia haitta-aineen ominaisuuksia ovat esimerkiksi vesiliukoisuus, hydrofobisuus, ionisäde ja hapettumisaste. Kulkeutumiseen vaikuttavia maaperän ominaisuuksia ovat vedenläpäisyvyys mineraalikoostumus, ioninvaihtokapasiteetti ja ominaispinta-ala. Sorptiota tapahtuu erityisesti savimineraaleihin, maaperän orgaaniseen aineeseen sekä oksideihin. Maaperän sorptiokapasiteetti riippuu vapaiden sorptiopaikkojen määrästä ja sorptiopaikkojen reaktiivisuudesta sekä maaperän olosuhteista. (Heikkinen, 2000)

Maaperässä vallitsevat kosteusolosuhteet, redox-olosuhteet ja happamuus vaikuttavat sekä maa-aineksen että haitta-aineiden ominaisuuksiin ja siten niiden välisiin reaktioihin. Redox-olosuhteet vaikuttavat esimerkiksi monien metalli-ionien hapetusasteeseen, mikä taas vaikuttaa metalli-ionin ja maarakeiden välillä tapahtuviin reaktioihin. Maaperän pH taas vaikuttaa esimerkiksi savimineraalien ja orgaanisen aineen pintavaurauksiin. Maaperän kapasiteetti haitta-aineiden sitomiseen voi siis myös muuttua maaperässä vallitsevien olosuhteiden muuttumisen seurauksena. Redox-olosuhteet voivat muuttua esimerkiksi maaperän happipitoisuuden vähenemisen takia. Olosuhteiden muuttuminen pelkistäviksi tai pH:n lasku voi johtaa haitta-aineiden liukenemiseen saostumista. (Heikkinen, 2000) Haitta-ainekuormituksen jatkuminen vähentää maaperän sorptiokapasiteettia, mikä voi johtaa maaperässä etenevään kontaminaatioon (Heikkinen, 2000; Tedoldi ym., 2016).

2.2.2 Hiekka- tai soraharjun ominaisuudet

Sora- tai hiekkaharjuihin syntyneet pohjavesimuodostumat ovat yleensä herkkiä pilaantumaa. Harjujen maa-aines on lajittunutta ja karkeaa, minkä vuoksi vedenläpäisevyys harjuissa on suuri. Veden virtaunopeuden ollessa suuri haitta-aineiden advektio kasvaa. Suuri virtaunopeus myös vähentää veteen liuenneiden haitta-aineiden reaktioita maa-aineksen kanssa. Lajittuneessa karkeassa hiekassa ja sorassa on vähän hienoainesta, mikä heikentää maa-aineksen sorptiokapasiteettia. (Heikkinen, 2000)

Suomessa kallioperä muodostuu pitkälti kiteisistä kivilajeista, joista suuri osa on happamia. Sen vuoksi Suomessa myös maaperä ja maavesi ovat tyypillisesti hieman happamia. Maanperän happamuus voi vaikuttaa haitta-aineiden kulkeutumiseen, sillä monet pidentymiseen liittyvät prosessit riippuvat pH:sta. Myös matalat lämpötilat voivat vaikuttaa haitta-aineiden kulkeutumiseen. Matala lämpötila yleisesti ottaen hidastaa mikrobitointia ja kemiallisia reaktioita, mikä voi vaikuttaa joidenkin haitta-aineiden pidentymiseen tai hajoamiseen. Saostumista tapahtuu kuitenkin enemmän matalissa lämpötiloissa. (Heikkinen, 2000)

2.3 Huleveden haitta-aineet ja niiden kulkeutumiseen vaikuttavia ominaisuuksia

Hulevesissä esiintyvät haitta-aineet ovat usein peräisin ihmistoiminnan päästöistä kuten liikenteestä, lannoituksesta sekä materiaalien eroosiosta ja korroosiosta. Hulevedet voivat heikentää pintavesien laatua ja ekologista tilaa (Bay ym., 2003; Kotola ja Nurminen, 2003) ja hulevesien haitta-aineet voivat esiintyä vesieliöille myrkyllisinä ja talousveden laatuvaatimuksia ylittävinä pitoisuuksina (Bay ym., 2003; Inha ym., 2013; Kayhanian ym., 2008).

Tässä luvussa selvitetään hulevesissä esiintyviä haitta-aineita, niiden mahdollisia lähteitä ja kulkeutumista maaperässä. Katsaus kattaa lähinnä sellaisia haitta-aineita ja aineryhmiä, joiden esiintymistä hulevesissä on selvitetty useissa tutkimuksissa.

2.3.1 Typpi ja fosfori

Typpi voi esiintyä hulevedessä ammoniumtyppinä, nitraattina, nitriittinä tai orgaanisissa yhdisteissä (Makepeace ym., 1995). Tärkeimmät typen päästölähteet hulevesiin ovat lannoitteet, ilman laskeuma, päästöt jätevesiviemäristä, eläinten jätökset sekä liikenne (Kotola ja Nurminen, 2003; US EPA, 1999). Laskeumasta peräisin oleva typpi on pääosin joko ammoniumtyppeä tai nitraattityppeä. Ammoniumtyppeä haihtuu ilmakehään esimerkiksi lannoitteista, maaperästä ja torjunta-aineista. Nitraattia päätyy ilmakehään voimalaitosten, teollisuuden ja liikenteen polttoprosesseissa syntyvistä pakokaasuista. (Power ja Schepers, 1989, Pitt ym., 1999 mukaan)

Nitraatilla on suuri liukoisuus ja se pidättyy huonosti maaperään. Nitraattia pidättyy ennen kaikkea maaperän juurikerroksessa. Juurikerroksen alapuolella voi tapahtua denitrifikaatiota maaperän bakteerien toimesta, mutta käytännössä juurikerroksen alapuolella nitraatti kulkeutuu kuitenkin helposti pohjaveteen. (Pitt ym., 1999)

Fosfori esiintyy hulevesissä sekä orgaanisessa että epäorgaanisessa muodossa (Makepeace ym., 1995). Suurin osa liukoisesta fosforista on yleensä ortofosfaattimuodossa, joka on myös fosforin biosaatavin muoto (US EPA, 1999). Tärkeimmät fosforin päästölähteet hulevesiin ovat lannoitteet, pesuaineet, ilman laskeuma, päästöt jätevesiviemäristä, eläinten jätökset ja liikenne (Kotola ja Nurminen, 2003; Makepeace ym., 1995; US EPA, 1999). Fosforin on havaittu pidättyvän maaperään hyvin. Fosforin vähäinen kulkeutuvuus johtuu myös siitä, että suuri osa fosforista on jo valmiiksi saostuneena tai kiintoaineeseen sitoutuneena. Liukoinen ortofosfaatti saostuu herkästi kalsiumin, raudan tai alumiinin kanssa tai adsorpoituu maa-aineksen mineraaleihin. (Pitt ym., 1999)

2.3.2 Raskasmetallit

Hulevedessä esiintyvät raskasmetallit ovat peräisin liikenteestä, rakennusmateriaaleista ja laskeumasta (Davis ym., 2001). Liikenteen aiheuttamat metallipäästöt liittyvät renkai-

den ja jarrupalojen kulumiseen sekä galvanoituihin tierakenteisiin (Legret ja Pagotto, 1999; McKenzie ym., 2009). Rakennuksista irtoaa metallia esimerkiksi kattomateriaaleista, räystäistä ja ränneistä ja ulkosivuista kuten maali- ja tiilipinnoista (Davis ym., 2001; Robert-Sainte ym., 2009).

Hulevesissä tyypillisesti esiintyviä ja usein hulevesistä mitattuja metalleja ovat sinkki, lyijy, kadmium ja kupari. Sinkkipäästöt liittyvät etenkin renkaiden kulumiseen ja rakennusmateriaaleihin (Davis ym., 2001). Renkaat ovat myös mahdollinen kuparin ja lyijyn lähde (McKenzie 2009). Kuparin päästöt liittyvät jarrupalojen kulumiseen sekä rakennusmateriaaleihin (Davis ym. 2001; McKenzie ym., 2009; Legret ja Pagotto 1999). Jarrupaloista voi irrota myös kadmiumia (McKenzie ym., 2009). Kadmiumin, kuparin ja lyijyn päästöjen osalta myös laskeuma on merkittävä. (Davis ym., 2001) Muita hulevesissä mahdollisesti esiintyviä raskasmetalleja ovat ainakin nikkeli, kromi, elohopea, antimoni, arseeni, seleeni ja tina (Airola ym., 2014; Mitchell, 2005; Pitt ja Maestre, 2015; Taka, 2012)

Raskasmetallit sitoutuvat hulevedessä osittain tai lähes täysin kiintoaineeseen. Sitoutumisate vaihtelee metallien välillä ja riippuu huleveden pH:sta (Dempsey ym., 1993, Kotola ja Nurminen, 2003 mukaan). Lyijyn on havaittu sitoutuvan kiintoaineeseen lähes täysin, kun taas esimerkiksi kuparista, sinkistä, nikkelistä, kromista tai elohopeasta suuri osa voi esiintyä liuenneena. Näiden metallien liukoiset osuudet vaihtelevat huomattavasti (Inha ym., 2013; Kjølholt ym., 1997; Valtanen ym., 2014; Westerlund ym., 2003). Metallien sitoutumisessa on havaittu myös vuodenaikoihin liittyviä eroja. Westerlund ym. (2003) havaitsivat sulamisvesissä sinkin, nikkelin, kadmiumin ja kuparin olevan lähes täysin (>95 %) kiintoaineeseen sitoutuneita, kun taas lämpiminä vuodenaikoina liukoisena esiintyvä osuus oli noin 12-25 %. Pitt ym. (1995, Weiss ym., 2008 mukaan) ovat arvioineet metallien sitoutumistaipumuksen kiintoaineeseen kasvavan seuraavassa järjestyksessä:

kadmium < sinkki < koboltti < nikkeli < kupari < lyijy

Kiintoaineeseen kiinnittyneet metallit voivat suodattua tai sedimentoitua. Liukoiset metallit voivat pidäytyä maahan adsorption, kationinvaihdon ja saostumisen takia. Metallien pidättymiseen vaikuttaa orgaanisen aineen, raudan, mangaanin ja alumiinien oksidien ja hydroksidien sekä saven määrä ja ominaisuudet kuten kationinvaihtokyky. Maaperässä vallitseva pH vaikuttaa voimakkaasti metallien adsorptioon. (Bradl, 2004; Heikkinen, 2000)

2.3.3 Kloridi

Hulevesissä esiintyy kloridia ennen kaikkea teiden suolaamisesta johtuen. Kloridi on liukoinen ja kulkeutuu siksi helposti pohjaveteen eikä pidäty maaperään (Pitt ym., 1999). Tiesuolauksen vuoksi kloridia voi esiintyä ajoittain talousveden laatusuositukseen

verrattuna suurina pitoisuuksina hulevedessä (Inha ym., 2013) ja sen on havaittu esiintyvän useissa suomalaisissa pohjavesimuodostumissa kohonneina pitoisuuksina (Lindroos ja Nysten, 2015).

Kloridi voi vaikuttaa myös raskasmetallien kulkeutumiseen maaperässä. Kloridi voi mobilisoida raskasmetalleja maaperässä muodostamalla komplekseja niiden kanssa (Rasa ym., 2006; Warren ja Zimmerman, 1994). Myös esimerkiksi tiesuolauksesta johdettu maaveden ionivahvuuden kasvu voi aiheuttaa raskasmetallien desorptiota (Tedoldi ym., 2016). Kloridi voi myös lisätä materiaalien korroosiota ja siten kasvattaa metallipäästöjä hulevesiin etenkin kylminä vuodenaikoina (Westerlund, 2007).

2.3.4 Orgaaniset yhdisteet

Hulevesissä esiintyy sekä kasveista ja eläimistä peräisin olevia että ihmisen tuottamia orgaanisia yhdisteitä. Hulevesistä löytyneiden orgaanisten yhdisteiden joukossa on esimerkiksi ftalaatteja (Björklund ym., 2009; Clara ym., 2010; Zgheib ym., 2012), fenolisia yhdisteitä, esim. kloorifenolit, nonyylifenolit ja nitrofenolit (Björklund ym., 2009; Inha ym., 2013; Zgheib ym., 2012), polykloorattuja bifenylejä (PCB) (Zgheib ym., 2012) ja halogenoituja orgaanisia yhdisteitä (Pitt ja Maestre, 2015).

Hulevesissä esiintyviä puolihaihtuvia (SVOC) yhdisteitä ovat esimerkiksi PAH-yhdisteet ja ftalaatit. Hulevesistä on löydetty myös erilaisia fenoleita, alkoholeja ja alifaattisia yhdisteitä (Lopes ja Dionne, 1998; Zgheib ym., 2012). SVOC-yhdisteet ovat yleisesti ottaen hydrofobisia ja liukenevat huonosti veteen (Lopes ja Dionne, 1998).

SVOC-yhdisteistä PAH-yhdisteryhmän pitoisuuksia hulevesissä on luultavasti tutkittu eniten. PAH-yhdisteet esiintyvät hulevesissä toisinaan pohjaveden ympäristönlaatu- ja talousveden laatuvaatimuksia ylittävinä pitoisuuksina (Inha ym., 2013; Kjølholt ym., 1997; Vahtera, 2014; Zgheib ym., 2012). Hyvinkäällä pientaloalueella tehtyjen hulevesimittauksen bentso(a)pyreenin keskiarvo 0,042 µg/l ylittää talousveden laatuvaatimuksen 0,01 µg/l (Vahtera, 2014). Maanteiden hulevesistä mitattujen bentso(ghi)peryleenin, bentso(b)fluoranteenin, bentso(k)fluoranteenin ja indeno(1,2,3-cd)pyreenin summan keskiarvot ylittivät 57-100 %:ssa mittauksista talousveden laatuvaatimuksen (Inha ym., 2013).

PAH-yhdisteet esiintyvät hulevedessä suurelta osin kiintoaineeseen sitoutuneena (Inha ym., 2013; Kjølholt ym., 1997; Nielsen ym., 2015). Osassa Nielsenin ym. (2015) tekemistä mittauksista yli puolet kuormituksesta löytyi suodatetusta näytteestä suurimmaksi osaksi kolloideihin kiinnittyneenä. Pienemmät PAH-yhdisteet esiintyvät suuria yhdisteitä useammin liuenneena. (Nielsen ym., 2015) PAH-yhdisteiden tärkein poistumismekanismi maaperässä on biologinen hajoaminen. Puoliintumisaika vaihtelee välillä 17-1900 vuorokautta. (Heikkinen, 2000) PAH-yhdisteiden pääasiallinen lähde ovat polttoprosessit ja niitä esiintyy esimerkiksi liikenteen pakokaasuissa (Lindgren, 1998; Pitt ym., 1999).

Hulevesistä on löydetty monia erilaisia haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (VOC). Hulevesissä esiintyviä VOC-yhdisteitä ovat esimerkiksi mineraaliöljyjen kevyimmat ja-keet, BTEX-yhdisteet sekä polttoaineen lisäaineet TAME (tertiäärinen amyylimetyylietteri) ja MTBE (metyyli-tertiääri-butyylieetteri) (Airola ym., 2014; Inha ym., 2013; Lopes ja Dionne, 1998). Myös erilaisia halogenoituja aromaattisia tai alifaattisia hiilivetyjä on löydetty useissa tutkimuksissa (Airola ym., 2014; Inha ym., 2013; Lopes ja Dionne, 1998; Pitt ja Maestre, 2015). Helsingin ja Hyvinkään hulevesistä löydettyjä VOC-yhdisteitä ovat dikloori- ja klooribentseeni, styreeni, dikloori- ja tetrakloorimetani, trikloorieteeni, tolueni, etyylibentseeni, ksyleenit, MTBE ja TAME (Airola ym., 2014; Vahtera, 2014).

VOC-yhdisteet ovat nimensä mukaisesti haihtuvia, mikä vaikuttaa niiden kulkeutumiseen. Haihtumisen vuoksi VOC-yhdisteitä tavataan hulevesissä enemmän kylminä kuin lämpiminä vuodenaikoina. Osa VOC-yhdisteistä on hydrofiilisiä ja osa hydrofobisia. (Lopes ja Dionne, 1998) Esimerkiksi MTBE on vesiliukoinen ja kulkeutuu pohjaveteen helposti (Tidenberg ym., 2009).

VOC-yhdisteiden pitoisuudet hulevesissä ovat yleensä talousveden laatuvaatimuksia ja pohjaveden ympäristölaatonormeja pienempiä (Airola ym., 2014; Inha ym., 2013; Pitt ja Maestre, 2015). Helsingin hulevesissä VOC-yhdisteistä MTBE:tä ja TAME:a havaittiin yli puolella mittauseroista määritysrajaa suurempina pitoisuuksina. MTBE:tä ja yksittäistä dikloorimetaniin havaintoa lukuun ottamatta pitoisuudet olivat pohjaveden ympäristölaatonormeja pienemmät. (Airola ym., 2014) Inhan ym. (2013) maanteiden hulevesistä mitaamat VOC-yhdisteiden pitoisuudet olivat kaikilla aineilla pohjaveden ympäristölaatonormeja pienemmät poikkeuksena monokloorifenolit, joiden osalta määritysraja oli pohjaveden ympäristölaatonormia suurempi. Hyvinkäällä VOC-yhdisteitä mitattiin vain muutamilla näytteenottoeroilla. Yksittäistä diklooribentseenin havaintoa lukuun ottamatta kaikkien aineiden pitoisuudet olivat pohjaveden ympäristölaatonormin alapuolella. (Vahtera, 2014)

Hulevesissä voi esiintyä torjunta-aineita ja niiden hajoamistuotteita (Pitt ym., 1999; Zgheib ym., 2012). Torjunta-aineiden vesiliukoisuus, kulkeutuvuus ja puoliintumisaika vaihtelevat. Osa torjunta-aineista luokitellaan veteen liukeneviksi (liukoisuus >10 mg/l) tai hyvin liukeneviksi (liukoisuus >1000 mg/l). (Vuorimaa ym., 2007) Pohjavesiriskejä ajatellen torjunta-aineet muodostavat luultavasti suurimman riskin silloin, kun niitä levitetään pohjavesialueilla sijaitseville viheralueille, mistä ne voivat imeytyä maaperään suoraan.

Öljyhiilivetyjä päätyy huleveteen pääosin ajoneuvojen tippavuodoista (Göbel et al., 2007). Kemiallisesti öljyhiilivedyt ovat suuri joukko erilaisia alifaattisia, sykliisiä, polysykliisiä, haaroittuneita ja aromaattisia hiilivetyjä. Öljyhiilivetyjä luokitellaan molekyylien hiililuvun perustella kevyempiin ja raskaampiin fraktioihin. Kevyimmistä ja-keista C3-C12 voidaan valmistaa esimerkiksi bensiiniä kun taas esimerkiksi voiteluöljyjen hiililuku voi olla yli 100. Öljyhiilivetyjen käyttäytyminen riippuu molekyylin koosta

ja rakenteesta. Pienimmät yhdisteet haihtuvat herkästi. Vesiliukoisuus vähenee molekyylikoon kasvaessa ja suurempikokoiset molekyylit sitoutuvat suureksi osaksi kiintoaineeseen ja liukenevat veteen erittäin niukasti. Biologinen hajoaminen riippuu yhdisteestä; etenkin aromaattisilla ja syklisillä yhdisteillä puoliintumisaika voi olla pitkä. (Sillanpää, 2007).

2.3.5 Muita huleveden laatutekijöitä

Hulevesi huuhtoo kiintoainetta teiden pinnoilta ja rakennustyömailta (Kotola ja Nurminen, 2003). Tiepöly puolestaan koostuu useista erilaisista lähteistä, kuten pakokaasuista tai jarrujen kulumisesta, peräisin olevista partikkeleista (Thorpe ja Harrison, 2008). Suuri osa tiepölystä koostuu maa-aineksesta peräisin olevista mineraaleista (Gunawardana ym., 2012; Thorpe ja Harrison, 2008). Lisäksi tiepölyssä on muun muassa asfaltista irronnutta mineraali- ja bitumipölyä (Kupiainen ym., 2003) sekä rengaspölyä (Wik ja Dave, 2009). Kiintoaine sitoo monia huleveden epäpuhtauksia. Sitoutumisaste vaihtelee riippuen aineiden ominaisuuksista ja esimerkiksi huleveden pH:sta. Kiintoaineeseen sitoutuvia haitta-aineita ovat esimerkiksi fosfori (Inha ym., 2013), raskasmetallit (Inha ym., 2013; Westerlund ym., 2003), PAH-yhdisteet (Kjølholt ym., 1997; Nielsen ym., 2015) ja mineraaliöljyt (Inha ym., 2013). Haitta-aineiden on havaittu kertyvän etenkin pieniin hiukkasiin (McKenzie ym., 2008; Westerlund ja Viklander, 2006)

Hulevesi on usein sadevettä emäksisempää johtuen mahdollisesti kaupunkirakenteiden betonisten pintojen huuhtoutumisesta (Duncan, 1999; Messenger, 1986 Airola ym., 2014 mukaan). Duncan (1999) havaitsi, että kattojen hulevesien pH on matalampi kuin muiden maankäyttöjen hulevesillä, joskin silti korkeampi kuin sadeveden pH. Huleveden pH vaikuttaa vedessä tapahtuviin kemiallisiin prosesseihin, esimerkiksi metallien liukoisuuteen. Yleensä pH:n laskeminen kasvattaa metallien liukoisuutta hulevedessä (Dempsey ym., 1993 Kotola ja Nurminen, 2003 mukaan).

Veden orgaanisen aineen hajoamisesta johtuva hapenkulutus ilmoitetaan COD- ja BOD -arvoilla. Happea kuluttavan orgaanisen aineen ensisijainen lähde huleveteen on liikenne ja muita lähteitä ovat eroosio ja eläinten jätökset. (Kotola ja Nurminen, 2003)

Bakteerit ja virukset hulevesissä ovat peräisin lemmikkieläinten ja lintujen jätöksistä (Ruth 1998) sekä viemäreistä ja roskasäiliöistä (Ferguson, 1998 Kotola ja Nurminen, 2003 mukaan). Pitt ym. (1999) pitävät enterovirusten aiheuttamaa riskiä pohjaveden laadulle suurena.

2.4 Huleveden imeytyksen vaikutukset maaperään

Hulevesien imeytykseen käytetyillä maa-alueilla maaperän suurimmat haitta-ainepitoisuudet löytyvät usein maan pintakerroksesta (Bardin ym., 2001; Dechesne ym., 2005; Schroeder, 2005; Winiarski ym., 2006; Zimmermann ym., 2005) erityisesti hulevesien purkukohdan läheltä tai imeytysrakenteen matalimmasta kohdasta (Dechesne ym., 2005;

Tedoldi ym., 2017). Haitta-ainepitoisuudet tyypillisesti laskevat jyrkästi maaperässä syvemmälle mentäessä (Dechesne ym., 2005; Jones ja Davis, 2013; Winiarski ym., 2006; Schroeder, 1995; Zimmermann ym., 2005), ja haitta-ainekuormitus rajoittuu tyypillisesti ensimmäiseen 10-30 cm maan pintakerrosta (Tedoldi ym., 2016). Huleveden purkukohdan alapuolella kohonneet haitta-ainepitoisuudet voivat jatkua syvemmälle (Dechesne ym., 2005).

Tedoldin ym. (2016) mukaan huleveden imeytysalueiden maaperätutkimusten tuloksille yhteistä on se, että imeytysalueen käyttöikä ei näy maan pintakerroksen raskasmetallipitoisuuksissa, mutta ilmenee maan pilaantuneisuuden syvyysprofiilissa. He esittävät kaksi mahdollista selitystä pintakerroksen raskasmetallipitoisuuden muuttumattomuudelle ajan suhteen. Ensinnäkin raskasmetallipitoisuudet voivat pysyä samana siksi, että pintakerros koostuu huleveden kiintoaineen muodostamasta sedimentistä, eikä sedimentin kertyminen muuta pintakerroksen raskasmetallien pitoisuutta. Toinen selitys on, että pintamaan sorptiokapasiteetti on kulutettu, jolloin haitta-aineet kulkeutuvat syvemmälle.

Imeytyspaikkojen ikä näkyy haitta-ainepitoisuuksien syvyysprofiileissa niin, että 10-12 vuotta käytössä olleiden imeytysalueiden maaperässä haitta-ainepitoisuudet laskevat jyrkästi 2,5-10 cm syvyydellä ja vanhemmilla imeytysalueilla maan haitta-ainepitoisuudet laskevat vasta syvemmällä maaperässä. Syynä tähän voi olla se, että pidempään käytössä olleilla imeytysalueilla maan sorptiokapasiteetti heikkenee alkaen maan pintakerroksista. (Tedoldi ym., 2016) Esimerkiksi Barraudin ym. (1999) tutkimassa 30 vuotta vanhassa imeytysrakenteessa haitta-aineiden pitoisuudet eivät pienentyneet juuriakaan ensimmäisten 70 cm syvyydellä. Imeytysrakenteen ikä voi Tedoldin ym. (2016) mukaan selittää myös joillain imeytysalueilla (Amrhein ym., 1992; Norrström ja Jacks, 1998) havaittua maaperän raskasmetallipitoisuuksien kasvua maaperässä syvemmälle mentäessä.

Imeytysrakenteiden pintamaan haitta-ainepitoisuudet ovat useiden tutkimusten perusteella ylittäneet maanperän haitallisten aineiden kynnysarvot, alemmat ja ylempät ohjearvot, jotka on annettu valtioneuvoston asetuksessa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista. Imeytysrakenteissa mitattuja maaperän haitta-ainepitoisuuksia verrataan maaperän kynnys- ja ohjearvoihin taulukossa 2.2. Maaperän pilaantumiseen esitetään ratkaisuksi ylimpien maakerrosten uusimista imeytysalueen kunnossapitotoimena (Zimmermann ym., 2005).

Karkea arvio huleveden imeytyksen aiheuttamasta maaperän pilaantumisesta voidaan tehdä Mikkelsen ym. (2001) esittämällä kaavalla, jossa haitta-aineen pitoisuus maaperässä arvioidaan laskemalla huleveden kuormitus ja jakamalla se kuormituksen vastaanottavan maan massalla.

$$C_{maa} = \frac{C_{hv} P t A_k}{d A_i \rho} \quad (1)$$

Kaavassa C_{maa} on haitta-aineen pitoisuus maaperässä, C_{hv} haitta-aineen keskimääräinen pitoisuus hulevedessä, P keskimääräinen vuosisadanta, t aika vuosina, d maakerroksen paksuus, ρ maan tiheys ja A_k kuivatettavan alueen vettä läpäisemätön ala ja A_i imeytysalueen ala. Kaava sopii raskasmetalleille, sillä ne eivät hajoa maaperässä.

Taulukko 2.2. Tutkimuksissa mitattuja imeytysrakenteiden maaperän haitta-ainepitoisuuksia. Detryn ym. (2003) tutkimustuloksia merkitään numerolla 1 ja Dechesnen ym. (2005) tutkimusta numerolla 2. Detryn ym. (2003) tutkimuksesta on käytetty pitoisuuksien keskiarvoa ja Dechesnen ym. (2005) tuloksista pintamaan pitoisuuksien vaihteluväliä. Lähde kynnys- ja ohjearvoille: Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007

Haitta-aine	Mitattuja pitoisuuksia (mg/kg)	Kynnysarvo (mg/kg)	Alempi ohjearvo (mg/kg)	Ylempi ohjearvo (mg/kg)
Cd	22 ¹ 0,94-4,75 ²	1	10	20
Pb	806 ¹ 111-223 ²	60	200	750
Zn	2000 ¹ 255-1827 ²	200	250	400
Cu	315 ¹ 24-175 ²	100	150	200
Cr	96 ¹ 22,7-66,9 ²	100	200	300
Ni	66 ¹ 11-33 ²	50	100	150
PCB 138	0,153 ¹	0,1*	0,5*	5*
PCB 180	0,126 ¹	0,1*	0,5*	5*
Bentso(a)-pyreeni	5,66 ¹ 1,91-14,37 ²	0,2	2	15

*PCB yhdisteiden kynnys ja ohjearvot koskevat summapitoisuutta PCB-kongreeneista 28, 52, 101, 118, 138, 153 ja 180

Haitta-aineiden pitoisuuksien tyypillinen nopea pieneneminen maaperässä syvyysuuntaisesti ei tarkoita, että kaikki huleveden tuomat haitta-aineet pidättyisivät pintakerrokseen. Haitta-aineet voivat kulkeutua maakerroksen läpi kompleksoituneina tai kolloideihin kiinnittyneinä. Myös maan sisälle muodostuneista virtausreiteistä johtuva suuri virtausnopeus voi vähentää haitta-aineiden pidättymistä. (Tedoldi ym., 2016) Wiriarskin ym. (2006) tutkiman imeytysaltaan maaperän haitta-ainepitoisuuksien todettiin ensin laskevan ensimmäisten 25 cm syvyyteen mutta kasvavan uudestaan 2,5 m syvyydellä. Syyksi epäiltiin maahan muodostuneita virtausreittejä. (Winiarski ym., 2006) Myös haitta-aineiden desorptio maa-aineksesta on mahdollista. Esimerkiksi Mason ym. (1999) havaitsivat maaperään pidättyneiden metallien pitoisuuksien pienenevän ylemmissä maakerroksissa ja kasvavan alemmissä kerroksissa ajan myötä.

Huleveden kiintoaineesta kertyy sedimenttiä huleveden imeytysrakenteisiin. Sedimentin on arveltu lisäävän haitta-aineiden pidättymistä mutta toisaalta toimivan myös haitta-aineiden lähteenä (Datry ym., 2003; Dechesne ym. 2005; Mikkelsen ym., 1997). Tutkimustulokset vahvistavat näkemystä sedimentin kaksijakoisesta roolista. Esimerkiksi Wilde (1994) totesi viiden vuoden seurannan aikana hulevesien tuoman sedimentin kasvattaneen imeytys- ja viivytyksrakenteiden pohjamaan kationinvaihtokapasiteettia moninkertaiseksi. Murakami ym. (2009, 2008) havaitsivat sedimentin adsorboivan nikkeliä, kromia ja kuparia, mutta toisaalta he havaitsivat myös sinkin ja kadmiumin desorptiota sedimentistä. Aryal ym. (2007) totesivat raskasmetallipitoisuuksien laskevan sedimenttikerroksessa syvyys-suuntaisesti, mikä saattoi olla seurausta metallien desorptiosta. Datryn ym. (2003) tutkimaan imeytysrakenteeseen sedimenttiä oli kertynyt niin paljon, että huleveden imeytyminen oli merkittävästi hidastunut. Sedimentin orgaanisen aineen hapenkulutus johti lähes hapettomiin oloihin imeytysaltaan maaperässä. Sedimenttikerroksen orgaanisen aineen anoksinen hajoaminen kasvatti suotautuvan veden ammonium- ja fosfaattipitoisuuksia sekä liunneen orgaanisen aineen pitoisuutta.

2.5 Huleveden imeytyksen vaikutukset pohjaveteen

Huleveden imeytyksen on havaittu useissa tutkimuksissa vaikuttavan pohjaveden laatuun. Yhdysvalloissa Marylandissa huleveden imeytys on aiheuttanut ajoittaisia juomaveden laatuvaatimusten ylityksiä (Wilde, 1994). Useissa tutkimuksissa huleveden imeytyksen ei kuitenkaan ole havaittu aiheuttavan pohjaveden pilaantumista (Hamad ym., 2014). Esimerkiksi Dallman ja Spongberg (2012) eivät havainneet huleveden imeytyksellä kasvattavan haitta-aineiden pitoisuuksia pohjavedessä, kun taas Barraud ym. (1999) ja Appleyard ym. (1993) arvioivat vaikutukset vähäisiksi, sillä huleveden imeytys ei kasvattanut pohjaveden haitta-ainepitoisuuksia juomaveden laatuvaatimukissa suuremmiksi.

Imeytys- tai viivytyksaltaiden alapuolisessa virrassa on havaittu huleveden imeytyksen takia kohonneita raskasmetalli-, kloridi-, ammonium-, fosfaatti- ja torjunta-ainepitoisuuksia sekä liunneen orgaanisen aineen ja BTEX-yhdisteiden pitoisuuksia (Barraud ym., 1999; Datry ym., 2004; Fischer ym., 2003; Mermillod-Blondin ym., 2015; Wilde, 1994; Zubair ym., 2010). Wilde (1994) raportoi kohonneita metalli- ja kloridipitoisuuksia imeytysaltaan alapuolella. Kadmiumin, kromin ja lyijyn pitoisuudet pohjavedessä ylittivät satunnaisesti paikalliset juomaveden laatuvaatimukset ja myös esimerkiksi sinkin, nikkelin ja kuparin pitoisuudet olivat kohonneet. Myös kloridin pitoisuus ylitti ajoittain paikalliset talousveden laatuvaatimukset. Teiden suolauksesta peräsin olevan kloridin pitoisuudet olivat kohonneet ympäri vuoden, sillä kloridia huuhtoutui imeytysalueiden alapuolisesta maaperästä. (Wilde, 1994)

Datry ym. (2004) ja Fischer ym. (2003) raportoivat pohjaveden happipitoisuuden laskusta etenkin lämpiminä vuodenaikoina. Happipitoisuuden lasku johtui Datryn ym.

(2004) tutkimassa imeytysaltaassa huleveden kiintoaineesta muodostuneen sedimentin orgaanisen aineen hapen kulutuksesta ja sitä arveltiin syyksi myös Fischerin ym. (2003) tutkimuksessa.

Huleveden on havaittu joissain tutkimuksissa myös laimentavan pohjavedessä esiintyvien haitta-aineiden pitoisuuksia (Appleyard, 1993; Barraud ym., 1999; Fischer ym., 2003; Dallman ja Spongberg, 2012; Zubair ym., 2010). Fischer ym. (2003) havaitsivat imeytyneen huleveden laimentaneen esimerkiksi joidenkin torjunta-aineiden ja VOC-yhdisteiden pitoisuuksia pohjavedessä. Haitta-ainepitoisuuksien laimeneminen kertoo mahdollisesti siitä, että tutkimusalueilla pohjavesi on ollut jo valmiiksi heikko-laatuista (Dallman ja Spongberg, 2012). Datry ym. (2004) ja Appleyard (1993) totesivat imeytyneen huleveden muodostavan pohjaveteen vähäsuolaisen veden faasin.

Pitt ym. (1999) arvioivat haitta-aineen aiheuttaman riskin muodostuvan haitta-aineen pitoisuudesta hulevedessä, haitta-aineen suodatettavasta pitoisuudesta ja kulkeutuvuudesta maaperässä (taulukko 2.3). He pitivät laajan kirjallisuuskatsauksen perusteella huleveden imeytyksen suurimpina riskeinä kloridin ja enterovirusten kulkeutumista pohjaveteen. Raskasmetalleilla ja monilla orgaanisilla haitta-aineilla kulkeutumista pidetään vähän orgaanista ainesta sisältävässä hiekkamaassa vähäisenä tai joillekin aineille kohtalaisena. Kromia lukuun ottamatta raskasmetallien aiheuttamaa riskiä pidetään pienenä ja kromille pienenä tai kohtalaisena. Joidenkin PAH-yhdisteiden ja torjunta-aineiden aiheuttama riski arvioidaan kohtalaiseksi. Nitraatti ja jotkin torjunta-aineet kulkeutuvat hyvin maaperässä, mutta tyypillisesti esiintyvät pieninä pitoisuuksina hulevedessä. (Pitt ym., 1999)

Taulukko 2.3. Pitt ym. (1999) tekemä arvio haitta-aineisiin liittyvästä riskistä pohjaveden laadulle, kun hulevettä imeytetään pohjaveteen pohjavettä suojaavan kyllästymättömän maakerroksen läpi. Arvio on tehty vähän orgaanista ainetta ja savea sisältävälle hiekkaiselle maaperälle.

Haitta-aine	Liikkuvuus maaperässä	Suodatettava osuus	Määrä hulevedessä	Potentiaali pohjaveden pilaantumiseen imeytettäessä ilman sedimentaatiota
Nitraatit	Suuri	Suuri	Pieni/kohtalainen	Pieni/kohtalainen
Kloridi	Suuri	Suuri	Ajoittain suuri	Suuri
Nikkeli	Pieni	Pieni	Suuri	Pieni
Kadmium	Pieni	Kohtalainen	Pieni	Pieni
Kromi	Keskinkertainen/ erittäin pieni	Erittäin pieni	Kohtalainen	Pieni/kohtalainen
Lyijy	Erittäin pieni	Erittäin pieni	Kohtalainen	Pieni
Sinkki	Pieni/erittäin pieni	Suuri	Suuri	Pieni
Antraseeni	Keskinkertainen	Kohtalainen	Pieni	Pieni

2.6 Huleveden käsittely kosteikoilla ja biosuodatuksella

Huleveden laatua voidaan parantaa erilaisilla huleveden käsittelymenetelmillä, joista monet jäljittelevät pintavalunnan kulkeutumisprosesseja luonnon olosuhteissa (Ahponen, 2003). Käsittelymenetelmä kannattaa valinta sen mukaan, mitä haitta-aineita hulevedestä halutaan poistaa. Huleveden käsittelymenetelmän kykyä poistaa tiettyä haitta-ainetta voidaan arvioida käsittelymenetelmässä tapahtuvien fysikaalisen, kemiallisten ja biologisten haitta-aineiden kulkeutumiseen vaikuttavien prosessien perusteella. (Clark ja Pitt, 2012; Scholes ym., 2008; Revitt ym., 2008) Huleveden käsittelyrakenteissa tapahtuvia fysikaalisia yksikköprosesseja ovat laskeutus, suodattuminen ja haihtuminen. Fysikaalis-kemiallisia yksikköprosesseja ovat adsorptio, saostuminen, flokkiintuminen ja fotolyysi. Biologisia yksikköprosesseja taas ovat mikrobien aiheuttama hajoaminen ja sitoutuminen kasveihin. (Scholes ym., 2008) Tässä luvussa perehdytään kosteikkojen ja biosuodatuksen toimintaan ja niiden aikaansaamaa haitta-aineiden vähenemään huleveissä.

Biosuodatusrakenteet ovat huleveden imeytykseen ja käsittelyyn rakennettuja painanteita, joihin hulevesi kerääntyy ja joista se suodattuu maakerroksen läpi. Biosuodatusrakenteessa päällimmäinen maakerros on tyypillisesti eloperäistä ainetta kuten turvetta tai multaa sisältävää maata, johon on istutettu kasvillisuutta. (Valtanen ym., 2010) Eloperäisen aineen orgaaniset yhdisteet pidättävät haitta-aineita, erityisesti raskasmetalleita ja orgaanisia haitta-aineita. Eloperäinen aines voi olla esimerkiksi turvetta tai kompostoitua lehtiä (Clark ja Pitt, 2012). Eloperäisen kerroksen alla on yleensä hiekasta rakennettu suodatinkerros. Alimpana on salaoja- tai kuivatuskerros. Haitta-aineiden poistamiseksi rakenteen vedenjohtavuuden ei tule olla liian suuri ja vesi voi väliaikaisesti lammikoitua rakenteeseen. (Valtanen ym., 2010) Typen poiston tehostamiseksi biosuodatusrakenteet voidaan suunnitella myös niin, että kuivatuskerrokseen muodostuu vedellä kyllästynyt hapeton vyöhyke, joka mahdollistaa nitraattitypen denitrifikaation (Kasvio ym., 2016).

Biosuodatuksessa tärkeimmät huleveden laatuun vaikuttavat prosessit ovat kiintoaineen suodattuminen ja liuenneen aineen adsorptio sekä typen sitoutuminen kasveihin (Muthanna ym., 2007b; Valtanen ym., 2017). Valtanen ym. (2017) vertailivat biosuodattimien toimintaa sellaisiin suodattimiin, joista kasvusto puuttui. Heidän kokeensa perusteella kasvillisuudella oli suuri vaikutus nitraatin pidättymiseen (Valtanen ym., 2017). Myös raskasmetallien on havaittu pidättyvän jonkin verran kasvillisuuteen, vaikka raskasmetallien pidättymisen kannalta sorptio ja kiintoaineen suodattuminen ovatkin olennaisempia prosesseja (Blecken ym., 2011; Muthanna ym., 2007b).

Kosteikot voidaan suunnitella niin, että huleveden virtaus tapahtuu pääosin maakerroksessa (SSF, *Subsurface flow wetland*) tai maakerroksen yläpuolella sijaitsevassa vesikerroksessa (SF, *Surface flow wetland*) (US EPA, 2000a, Scholes ym. 2008). Kosteikoissa veden pinta on matalalla, mutta rakenne ei kuivu kokonaan sateiden välillä

vaan pysyy kosteana (US EPA, 2000a). Haitta-aineiden poistumista ja pidättymistä edesauttaa virtausreitien pituus ja vaihtelevuus sekä mahdollisimman suuri kontakti virtaavan veden ja kosteikon pohjamaan sekä kasvillisuuden välillä. Kosteikkoon istutetaan kasvillisuutta, jonka tehtävänä on paitsi hidastaa virtausta myös pidättää haitta-aineita. (US EPA, 2000b)

Kosteikkojen kyky pidättää huleveden raskasmetalleja ja muita kiintoaineeseen sitoutuvia haitta-aineita perustuu ensisijaisesti virtausnopeuden pienenemiseen ja siitä seuraavaan kiintoaineen laskeutumiseen (Walker ja Hurl, 2002). Riippuen siitä, onko kosteikko suunniteltu niin, että virtausta tapahtuu maanpinnan alapuolella, voivat suodattuminen ja adsorptio olla tärkeitä yksikköprosesseja. Maanpinnan alapuolella virtaus edesauttaa myös haitta-aineiden sitoutumista kasvustoon, sillä kontakti juurakon ja huleveden välillä kasvaa. Sen sijaan haitta-aineiden poistuminen haihtumalla tai hajoaminen fotolyytisesti ovat merkittävämpiä SF-rakenteilla kuin SSF-rakenteilla. Mikrobit voivat hajottaa haitta-aineita ja haitta-aineet voivat kertyä mikrobeihin molemmissa rakenteissa, mutta erityisesti SSF-rakenteessa. (Scholes ym., 2008; Revitt ym., 2008)

Haitta-aineiden, kasvien, maa-aineksen ja mikrobien vuorovaikutus kosteikoissa on monimutkainen kokonaisuus, johon vaikuttavat kosteikon mittasuhteet, virtausolosuhteet, maamateriaalit sekä istutettu kasvillisuus. Myös muut olosuhteet, kuten happamuus, redox-olosuhteet ja lämpötila vaikuttavat myös haitta-aineiden prosesseihin. Kosteikon kasvillisuus kuluttaa huleveden tuomia ravinteita, mutta voi pidättää myös raskasmetalleja. Raskasmetallien pidättyminen kasveihin riippuu kosteikkoon istutettujen kasvilajien kyvystä sitoa eri metalleja. (Guittonny-Philippe ym., 2014)

Tietoa haitta-aineiden prosentuaalisesta pidättymisestä biosuodatuksessa esitetään taulukossa 2.4 ja haitta-aineiden pidättymisestä kosteikoissa taulukossa 2.5. Taulukoista huomataan, että vaihtelu haitta-aineiden vähenemissä on suurta. SYKE:n (Kasvio ym., 2016) tutkimien suomalaisten kosteikoiden haitta-ainevähenemät olivat usein negatiivisia ja suurimmillaan alle 50 %, kun taas esimerkiksi Etelä-Ruotsissa Kalmarissa (Herrmann, 2012) ja Vaxjössä (Al-Rubaei ym., 2016) sijaitsevien kosteikkoiden vähenemät ovat ravinteilla 19-75 % ja raskasmetalleilla 56-96 %. SYKE:n tutkima biosuodatusalue Tampereella (Kasvio ym., 2016) on pidättänyt sinkkiä 42 % ja kiintoainetta 61 %, mikä on vähemmän kuin tutkimuskäyttöön rakennetuissa biosuodattimissa (Blecken ym. 2010; Muthanna ym., 2007a; 2007b; Sun ja Davis, 2007; Valtanen ym., 2017). Myös kansainvälisessä BMP-tietokannassa (Leisenring ym., 2014) mukana olleet biosuodatusrakenteet ovat poistaneet vähemmän sinkkiä ja kuparia kuin tutkimustarkoituksiin rakennetut biosuodattimet.

Taulukko 2.4. Biosuodatuksella aikaansaatuja haitta-aineiden vähenemää (%) sekä käytössä olevilla että tutkimuskäyttöön rakennetuilla biosuodatusrakenteilla. ”N”= poistuma on negatiivinen, ”ea” = ei analysoitu.

	Kasvio ym. 2016	Valtanen ym. 2017	Muthanna ym. 2007a	Muthanna ym. 2007b	Sun ja Davis 2007	Zhang ym. 2014	Blecken ym. 2010	Leisenring ym., 2014
TN	N	ea	ea	ea	ea	ea	N	21
NOx	ea	45-54	ea	ea	ea	ea	N	N
NH4	ea	ea	ea	ea	ea	ea	18-74	ea
TP	47	ea	ea	ea	ea	ea	91-92	N
PO	ea	94-98	ea	ea	ea	ea	ea	N
TSS	61	ea	100	ea	ea	ea	94	74
COD	ea	ea	57	ea	ea	ea	ea	ea
Zn	42	86-96	96	90	93-97	ea	ea	38
Pb	ea	ea	99	82	95-97	ea	ea	91
Cd	ea	ea	95	ea	95->98	ea	ea	ea
Cu	ea	81-96	89	72	87-94	ea	ea	39
Ni	ea	ea	ea	ea	ea	ea	ea	N
Cr	ea	ea	ea	ea	ea	ea	ea	87
Fe	50	ea	ea	ea	ea	ea	ea	N
PAH	ea	ea	ea	ea	ea	89,3-93,3	ea	ea
Öljyhiili- vedyt	ea	ea	ea	ea	ea	98,9	ea	ea

Pelkät haitta-aineiden vähenemät voivat kuvata käsittelymenetelmän toimivuutta liian yksinkertaistavasti, sillä toimintaan vaikuttavia tekijöitä on useita. Toimintaan voivat vaikuttaa erilaiset suunnitteluratkaisut, rakenteen ikä ja ylläpito sekä muut ympäristötekijät. Esimerkiksi Vaxjössä (Al-Rubaei ym., 2016) ja Kalmarissa (Herrmann, 2012) sijaitsevat kosteikot ovat SYKE:n (Kasvio ym., 2016) tutkimiin kosteikkoihin nähden sekä suuria että iäkkäitä. Ilmatoon liittyvistä tekijöistä esimerkiksi talven ja kevään matalat lämpötilat ja tiesuolaus voivat vaikuttaa biosuodatuksen ja kosteikkojen toimintaan (Blecken ym. 2010; Semadeni-Davies, 2006; Søbørg ym. 2017; Valtanen ym., 2017).

Taulukko 2.5. Kosteikoilla aikaansaatuja huleveden haitta-aineiden vähenemää (%).

	Kasvio ym. 2016	Terzakis ym. 2008	Herrmann 2012	Al-Rubaei 2016	Leisenring ym. 2014
TN	-14-41	49	35-46	41-68	16
NO _x	-29-37	58	19-59	<i>ea</i>	53
NH ₄ ⁺	<i>ea</i>	<i>ea</i>	31-75	<i>ea</i>	<i>ea</i>
TP	-15-22	60	20-50	65-92	46
PO	18-26	<i>ea</i>	44-50	<i>ea</i>	54
TSS	-210-19	89	40-62	75-97	72
COD	<i>ea</i>	47	<i>ea</i>	<i>ea</i>	<i>ea</i>
Zn	-73-13	61	<i>ea</i>	92-93	46
Pb	<i>ea</i>	33	<i>ea</i>	93-96	67
Cd	<i>ea</i>	<i>ea</i>	<i>ea</i>	91-95	44
Cu	<i>ea</i>	47	<i>ea</i>	53-93	51
Ni	<i>ea</i>	23	<i>ea</i>	<i>ea</i>	51
Cr	<i>ea</i>	<i>ea</i>	<i>ea</i>	<i>ea</i>	66
Fe	-48-46	<i>ea</i>	<i>ea</i>	<i>ea</i>	60
Hg	<i>ea</i>	<i>ea</i>	<i>ea</i>	<i>ea</i>	<i>ea</i>
PAH	<i>ea</i>	59	<i>ea</i>	<i>ea</i>	<i>ea</i>

2.7 Haitta-ainekuormitusten laskenta tilavuus-pitoisuusmenetelmällä

Huleveden haitta-ainepitoisuuksissa esiintyy suurta ajallista ja alueellista vaihtelua, joka liittyy esimerkiksi vuodenaikaan, sääolosuhteisiin ja valuma-alueen ominaisuuksiin (Goonetilleke ym., 2005; Valtanen ym., 2015). Huleveden laatuun vaikuttavat paikallisten päästölähteiden, haitta-aineiden kertymiseen ja huuhtoutumiseen liittyvien fysikaalisten prosessien lisäksi myös valuma-alueella tapahtuvat kemialliset ja biologiset prosessit (Goonetilleke ym., 2005). Huleveden laadun mallinnus on vaativaa huleveden laadun muodostumisprosessin monimutkaisuuden ja moniin laatuun vaikuttaviin tekijöihin liittyvän epävarmuuden vuoksi (Goonetilleke ym., 2005; Obropta ja Kardos, 2007).

Huleveden laadun ja haitta-ainekuormituksen simulointiin käytetyt mallit vaihtelevat huomattavasti mallin monimutkaisuuden suhteen. Monimutkaisemmat mallit pyrkivät kuvaamaan huleveden laadun muodostumiseen liittyviä prosesseja kuten haitta-aineiden kertymistä ja huuhtoutumista (Obropta ja Kardos, 2007). Muodostumisprosessista ja kuvaavien determinististen yhtälöiden lisäksi mallit voivat perustua stokastisille tai

empiirisille menetelmille, mutta käytännössä malleissa voidaan hyödyntää useita näistä (Obropta ja Kardos, 2007). Yksinkertaisimmilla mallinnusmenetelmillä pitoisuudet tai kuormitukset arvioidaan tilastollisten korrelaatioiden tai yksittäisten merkittävänä pidettyjen tekijöiden, kuten maankäytön, avulla (Brezonik ja Stadelmann, 2002; Mitchell, 2005; Park ym., 2009).

Mitä yksityiskohtaisemmin malli pyrkii kuvaamaan huleveden laadun muodostumista tai riippuvuutta eri tekijöistä, sitä enemmän tarvitaan mittausdataa mallin kalibrointiin ja validointiin. Yksityiskohtaisen mallin tuottaminen vaatiikin sekä vaivannäköä että resursseja eikä monimutkaisuus paranna mallin luotettavuutta, mikäli tarvittavia lähtötietoja ja kalibrointimittauksia ei ole riittävästi. Mallinnusmenetelmä tulisi myös valita sen mukaan, minkälaista tietoa hulevesistä tarvitaan. Mikäli huleveden laadusta ja sen ajallisesta vaihtelusta ei tarvita yksityiskohtaista tietoa, vaan keskimääräinen vuosikuormitus riittää, tulisi valita yksinkertainen mallinnusmenetelmä. (Obropta ja Kardos, 2007)

Tilavuus-pitoisuusmenetelmä on yksinkertainen huleveden haitta-aineiden kuormitusten arviointiin käytettävä menetelmä. Se perustuu oletukseen, että eri maankäyttötyypeillä tapahtuu erityyppistä ihmistoimintaa, jolloin huleveteen vaikuttavat päästölähteet liittyvät maankäytön tyyppiin (Park ym., 2009). Menetelmällä voidaan tuottaa kuormituksesta arvioita myös tilanteissa, joissa paikallisiin mittauksiin perustuvaa tietoa huleveden laadusta ei ole (Chandler, 1994; Mitchell, 2005). Huleveden haitta-ainekuormitus lasketaan kertomalla arvioitu huleveden tilavuus huleveden maankäyttökohtaisella haitta-aineen pitoisuudella (Park ym., 2009). Huleveden tilavuuden arviointi voidaan tehdä kirjallisuudessa esitettyjen erilaisille pinnoille ja maankäytöille esitettyjen valumakerrointen tai läpäisemättömän pinta-alan osuuteen perustuvien empiiristen yhtälöiden avulla (Järveläinen, 2014; Park ym. 2009).

Joissakin tutkimuksissa tilavuus-pitoisuusmenetelmän on havaittu tuottavan lähes samanlaisia tai vastaavia arvioita hulevesikuormituksesta kuin monimutkaisempien menetelmien (Chandler, 1994; Charbeneau ja Barrett, 1998). Chandler (1994) huomasi tilavuus-pitoisuusmenetelmällä arvioitujen kuormitusten olevan melko lähellä monimutkaisemmilla mallinnusohjelmilla laskettuja kuormituksia, vaikka tilavuus-pitoisuusmenetelmässä käytetyt huleveden laatutiedot eivät perustuneet paikallisiin mittauksiin.

Tilavuus-pitoisuusmenetelmällä tietyn haitta-aineen keskimääräinen vuosikuorma (m_a) lasketaan kertomalla haitta-aineen pitoisuus hulevedessä (C_{hv}) vuodessa muodostuvan huleveden tilavuudella (V_a) (Park ym., 2009).

$$m_a = V_a \cdot C_{hv} \quad (2)$$

Pintavalunnan tilavuus lasketaan valumakerroimien R avulla. Valumakerroin kuvaa sitä osuutta sadannasta ja sulannasta, josta muodostuu välitöntä pintavaluntaa (Kotola ja Nurminen, 2003).

$$R = \frac{V_{\text{pintavalunta}}}{V_{\text{sadanta} + \text{sulanta}}} \quad (3)$$

Vuoden aikana tietyllä pinta-alalla syntyvä huleveden tilavuus saadaan kertomalla pinta-ala (A) vuotuisella sademäärällä (P_a) ja valumakertoimella (Park ym., 2009).

$$V_a = R A P_a \quad (4)$$

Huleveden pitoisuudet vaihtelevat suuresti sekä valuntatapahtuman aikana että valuntatapahtumien välillä. Tämän vuoksi kuormituslaskuissa käytetään pitoisuutena sekä hulevesivirtaamasta että haitta-aineen mitatuista pitoisuuksista laskettuja EMC- tai SMC-arvoja. EMC (*Event mean concentration*) kuvaa valuntatapahtuman keskimääräistä haitta-ainepitoisuutta ja SMC (*Site mean concentration*) tutkimusalueen keskimääräistä huleveden laatua. (Järveläinen, 2014) Käytännössä EMC lasketaan valuntatapahtuman aikana mitattujen pitoisuuksien virtaamapainotettuna keskiarvona (4) (Park ym., 2009). Yhtälöissä merkintä $c(t)$ kuvaa huleveden haitta-ainepitoisuutta ajan funktiona ja $q(t)$ huleveden virtaamaa ajan funktiona.

$$EMC = \frac{\int_0^t c(t)q(t)dt}{\int_0^t q(t)dt} \approx \frac{\sum_0^t c(t)q(t)}{\sum_0^t q(t)} \quad (5)$$

Tietyltä tutkimuspaikalta mitatut EMC-arvot voivat vaihdella useiden suuruusluokkien verran (Valtanen ym., 2014). Mittauspaikan huleveden keskimääräistä tai tyyppillistä laatua kuvataan siksi SMC-arvolla, joka lasketaan EMC-arvoista esimerkiksi virtaamapainotettuna keskiarvona (6) (May ja Sivakumar, 2013). Kaavassa (6) V_i kuvaa valuntatapahtuman i hulevesivirtaamaa ja EMC_i valuntatapahtuman hulevedenlaadun keskimääräistä pitoisuutta.

$$SMC = \frac{\sum_{i=1}^n EMC_i V_i}{\sum_{i=1}^n V_i} \quad (6)$$

3 TUTKIMUSMENETELMÄT JA AINEISTOT

Tässä työssä tutkittiin, minne kolmella kaupungistuneella ja talousveden tuotannon kannalta tärkeällä pohjavesialueella johdetaan hulevesiä. Hulevesien keräämistä ja johtamista tutkittiin hulevesiverkostokartan ja muiden kartta-aineistojen perusteella. Hulevesien haitta-ainekuormituksista tehtiin arviot, joiden avulla haitta-ainekuormitusten merkittävyyttä pohjaveden laadulle arvioitiin lain asettamien talousveden laatuvaatimusten, -suositusten ja pohjaveden ympäristölaatumormien perusteella. Tutkittavat pohjavesialueet sijaitsevat Tampereella.

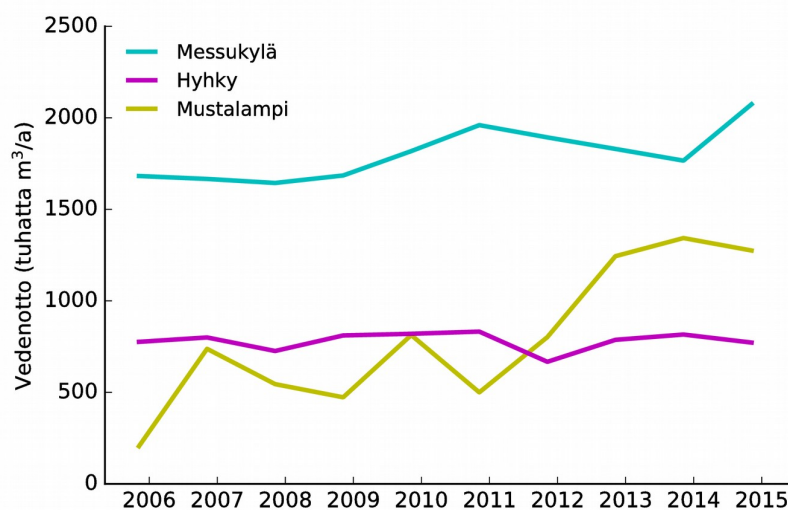
3.1 Tutkimusalueet

Tutkittavat pohjavesialueet, Aakkulanharju, Epilänharju-Villilä A ja Epilänharju-Villilä B (taulukko 3.1.), ovat osa Hämeenkoskelta Hämeenkanhaalle ulottuvaa harjujaksoa. Maankäyttö alueilla on monipuolista; alueilla sijaitsee mm. asuin-, liikenne- ja teollisuusalueita. Aakkulanharjun pohjavesialueen pinta-alasta noin 70% ja Epilänharju-Villilän pohjavesialueista yhteensä noin 62% on rakennettua pinta-alaa, kun rakennetuiksi alueiksi luokitellaan asuinalueet, liikealueet, teollisuusalueet, paikoitusalueet, liikenne- ja katualueet sekä muut erityisalueet. (Tampereen kaupunki ym., 2011)

Taulukko 3.1. Tietoja tutkimusalueista. Tiedot kerätty lähteistä: (a) Tampereen pohjavesialueiden suojelusuunnitelma 2011 (Tampereen kaupunki ym., 2011), (b) Ympäristötietojärjestelmä Hertta (Hertta, 2017) (c) Tampereen Veden tilastot 2015 (Tampereen Vesi, 2016) ja (d) Messukylän pohjavedenottamon lupapäätös (Länsi- ja Sisä-Suomen aluehallintovirasto, 2013).

	Aakkulanharju	Epilänharju-Villilä A	Epilänharju-Villilä B
Pohjavesialueen pinta-ala ^a (km ²)	2,66	2,84	2,39
Muodostumisalueen pinta-ala (km ²)	1,59	1,64	1,21
Kemiallinen tila ^a	Huono	Huono	Huono
Määrällinen tila ^a	Hyvä	Hyvä	Hyvä
Imeytymiskerroin ^b	0,6	0,35	0,5
Pohjavedenottamo	Messukylä	Hyhky	Mustalampi
Arvio pohjaveden muodostumisesta ^a (m ³ /d)	1600	990	1000
Vedenoton keskiarvo 2011-2015 ^c (m ³ /d)	5218	2123	2829
Vedenottolupa ^{a,d} (m ³ /d)	7000	3000	5000

Kaikilla tutkittavilla pohjavesialueilla on Tampereen Veden vedenottamo, joilta pumpattava vesi oli vuonna 2015 noin 71 % Tampereen Veden verkostoon pumpppaamasta pohjavedestä ja noin 21 % kaikesta verkostoon pumpatusta talousvedestä. (Tampereen Vesi, 2016) Vedenotot pohjavedenottamoilta vuosina 2006-2015 esitetään kuvassa 3.1.



Kuva 3.1. Vedenotot tutkimusalueiden pohjavedenottamoilla vuosina 2006-2015. Tiedot perustuvat Tampereen Veden tilastoihin (Tampereen Vesi, 2016).

3.1.1 Aakkulanharju

Aakkulanharju sijaitsee Tampereen keskustan itäpuolella. Aakkulan, Messukylän ja Kaukajärven kaupunginosat sijaitsevat osin pohjavesialueella. Aakkulanharjun maankäyttö koostuu pääosin asutuksesta, ja alueella on myös julkisia palveluita, teollisuus- ja varastoalueita sekä liikealueita. Aakkulanharjulla sijaitsee myös kaksi hautausmaata ja osa golfkenttää. (Tampereen kaupunki ym., 2011) Aakkulanharjulla sijaitsee useita vilkkaasti liikennöityjä teitä. Harjuun nähden poikkisuuntaisesti kulkevat Juvankatu ja Pyhäjärventie harjun itäosassa ja Hervannan valtavyylä harjun länsiosassa. Messukyläntie kulkee alueella pitkittäisuuntaisesti. Liikennemäärät Aakkulanharjulla sijaitsevilla liikennemäärältään suurimmilla teillä esitetään taulukossa 3.2.

Taulukko 3.2. Liikennemäärät Aakkulanharjulla kulkevilla teillä. Lähde: Tampereen kaupunkiseudun ja Pirkanmaan liikennetutkimus 2012 (Saastamoinen ym., 2012). Keskimääräisen arkivuorokausiliikenteen arvot ovat vuoden keskimääräiseen arkivuorokausiliikenteeseen (KAVL) ja keskimääräisen arkipäivän vuorokausiliikenteen (AW) arvoja.

Tien nimi	Keskimääräinen arkivuorokausiliikenne
Hervannan valtavyylä	22186
Pyhäjärventie	33400
Juvankatu	13185
Messukylänkatu	11900-18900

Aakkulanharjun maaperä on enimmäkseen lajittunutta ja pyöristynyttä hiekkaa. Harjun ydinosa on soravaltaisempaa maa-ainesta. Pohjavesimuodostuma rajautuu alueen pohjoispuolella savikkoihin ja eteläpuolella hienojakoisempiin hiekka- ja silttilueisiin. Aakkulanharjun itäpuolella sijaitseva Kaukajärvi on hydraulisesti yhteydessä pohjavesimuodostumaan. Pohjavedenpinta on matalammalla kuin Kaukajärven pinta ja korkeammalla kuin Iidesjärven pinta. Pohjaveden päävirtaussuunta on kaakosta luoteeseen, mutta pohjavettä otettaessa vettä virtaa vedenottamolle myös luoteesta. (Tampereen kaupunki ym., 2011) Pohjavettä suojaavan irtomaapeitteen paksuus on keskimäärin 10-20 m ja harjun korkeimmilla osilla 50 m. Toisaalta esimerkiksi Hervannan valtavyylän kohdalla suojaavan maanpeitteen paksuus on 1-5 m. (Ahonen ym., 2015)

Aakkulanharjun pohjaveden antoisuus on moninkertainen harjun pinta-alaan perustuvaan pohjaveden muodostumisen arvioon verrattuna. GTK:n (Geologian tutkimuskeskuksen) alueella tekemän tutkimuksen (Ahonen ym., 2015) mukaan Aakkulanharjun suurta antoisuutta selittävät erityisen hyvät maaperäolosuhteet pohjaveden muodostumiselle, veden suotautuminen Kaukajärvestä sekä pohjaveden kulkeutuminen kallioperän rakosysteemien kautta. Kaukajärvestä imeytyy harjuun vettä, jonka osuuden vedenottamalla otettavasta vedestä arvioidaan olevan 10 %. Hulevettä imeytyy mahdollisesti myös Vuohenojasta, mutta imeytymisen osuutta ei toistaiseksi ole arvioitu. (Ahonen ym., 2015)

GTK:n tutkimuksissa havaittiin Aakkulanharjun länsiosassa Hervannan valtavyö- län ja Messukyläntien läheisyydessä pohjaveden laadun heikentymistä, jonka epäiltiin johtuvan huleveden imeytymisestä. Hervannan valtavyö- län läheisyydessä pohjavesi oli hapetonta, sen sähkönjohtavuus oli korkea ja vedestä löytyi orgaanisia yhdisteitä, esi- merkiksi MTBE:tä. Messukyläntien läheisyydessä pohjaveden raskasmetallipitoisuudet olivat verrattuna muista pohjavesimuodostuman osista mitattuihin pitoisuuksiin suuret ja vedestä löytyi bakteereja ja naftaleenia. Hulevettä voi imeytyä pohjaveteen Hervan- nan valtavyö- län vieressä kulkevasta Vuohenojasta, joka kokoaa hulevesiä laajalta valu- ma-alueelta Tampereen keskustan itäpuolelta. (Ahonen ym., 2015)

3.1.2 Epilänharju-Villilä A

Epilänharju-Villilä A sijaitsee Tampereen keskustan länsipuolella ja kulkee kaakko-luo- de suunnassa Pispalasta Lamminpään kaupunginosaan. Ylöjärven puolella pohjavesi- muodostuma jatkuu Ylöjärvenharjuna. Epilänharju-Villilä A:n maankäytöstä suurin osa on asutusta, mutta alueella on myös esimerkiksi liikealueita, julkisten palveluiden aluei- ta sekä teollisuus- ja varastoalueita. (Tampereen kaupunki ym., 2011) Alueella sijaitsee myös Lielahden voimalaitos. Paasikiventie kulkee pohjavesialueen läpi pituussuuntai- sesti ja osittain muodostumisalueella. Nokiantie kulkee pohjavesialueen poikki lähellä Hyhkyn vedenottamo. Epilänharju-Villilä A:lla kulkevien teiden liikennemäärät esite- tään taulukossa 3.3. Teillä ei ole pohjavesisuojausja (Järvinen, 2016). Alueella sijaitsee myös rata-alueita.

Taulukko 3.3. Liikennemäärät Epilänharju-Villilä A:lla kulkevilla teillä. Lähde: Tampereen kaupunkiseudun ja Pirkanmaan liikennetutkimus 2012 (Saastamoinen ym., 2012). Keskimääräisen arkivuorokausiliikenteen arvot ovat vuoden keskimääräiseen arkivuorokausiliikenteeseen (KAVL) ja keskimääräisen arkipäivän vuorokausiliikenteen (AW) arvoja.

Tien nimi	Keskimääräinen arkivuorokausiliikenne
Paasikiventie	26000-46100
Porintie	21800
Pisalan valtatie	10 364-16 600

Epilänharjun maa-aines on hyvin lajittunutta hiekkaa ja soraa. Pohjavesimuodos- tuman reunoilla on hienompaa hiekkaa ja savea. Pohjaveden päävirtausuunta on harjun suuntaisesti luoteesta kaakkoon. Pohjavettä ei virtaa pohjavedenottamolle juurikaan Pis- palanharjulta. Pohjavesialueella osittain sijaitseva Vaakkolammi ei ole hydraulisessa yh- teydessä pohjavesimuodostumaan. (Tampereen kaupunki ym., 2011)

3.1.3 Epilänharju-Villilä B

Epilänharju-Villilä B on osa Hämeenkoski – Hämeenkaan saumamuodostumaan liit- tyvää sivuhaaraa, joka kulkee Hyhkystä Nokialle. Pohjavesimuodostuma jatkuu Nokian

puolella Maatialanharjuna. Maatialanharjun ja Epilänharju-Villilä B:n välisen hydraulisen vedenjakajan sijainti riippuu Mustalammin ja Maatialanharjulla sijaitsevan Maatialan vedenottamon vedentotoista. Merkittävä osa Mustalammin vedenottamolla otettavasta pohjavedestä muodostuu Maatialanharjulla. (Tampereen kaupunki ym., 2011)

Epilänharju-Villilä B:n maankäytöstä suurin osa on asutusta, mutta alueella on myös esimerkiksi liikealueita, julkisten palveluiden alueita sekä teollisuus- ja varastoalueita (Tampereen kaupunki ym., 2011). Epilänharju-Villilä B:n alueella kulkee harjuun nähden poikittaissuuntaisesti Tesoman valtatie ja pituussuuntaisesti Nokiantie ja Porintie. Porintiellä on pohjavesisuojaus Hyhkyn vedenottamon vieressä kulkevalla osuudella (Järvinen, 2016). Epilänharju-Villilä B:llä kulkevien teiden liikennemäärät ovat taulukossa 3.4.

Taulukko 3.4. Liikennemäärät Epilänharju-Villilä B:llä kulkevilla teillä. Lähde: Tampereen kaupunkiseudun ja Pirkanmaan liikennetutkimus 2012 (Saastamoinen ym., 2012). Keskimääräisen arkivuorokausiliikenteen arvot ovat vuoden keskimääräiseen arkivuorokausiliikenteeseen (KAVL) ja keskimääräisen arkipäivän vuorokausiliikenteen (AW) arvoja.

Tien nimi	Keskimääräinen arkivuorokausiliikenne
Porin tie	18500
Nokiantie	4000
Tesoman valtatie	6443

Maaperä Epilänharju-Villilä B:n alueella on lajittunutta ja pyörästynyttä hiekkaa ja soraa, jossa esiintyy kerroksittain myös hienojakoisempaa maa-ainesta. Harjun ydinosaan maaperä on karkeampaa ainesta. Muodostuma rajautuu pohjoispuolella kallioon sekä hienoon hiekkaan ja eteläpuolella siltti- ja savialueisiin. Pohjavesimuodostuma on osittain yhteydessä Pyhäjärveen. Pyhäjärvestä kulkeutuu vettä muodostumaan vedenoton vaikutuksesta. Harju on muodostunut kallioperän ruhjelaaksoon. Kallion rakosysteemien kautta alueelle voi kulkeutua vettä pohjavesialueen ulkopuolelta, minkä takia pohjavesimuodostuman antoisuuden on mahdollista olla pinta-alaan perustuvaa antoisuuden arviota suurempi. Mustalampi ja Likolampi ovat orsivesilampia. (Tampereen kaupunki ym., 2011)

3.2 Hulevesiverkoston valuma-alueiden määrittäminen

Huleveden keräämistä, johtamista ja purkamista pohjaveden muodostumisalueella tutkittiin Tampereen kaupungin hulevesiverkostokartan ja Tampereen kaupungin pohjakartan avulla. Muodostumisalueella sijaitsevien ja muodostumisalueelle purkavien hulevesiverkostojen valuma-alueet määritettiin pohjakartan korkeustietojen perusteella. Apuna käytettiin myös tietoja alueen tonttijaosta, sillä käytäntönä on pidetty kiinteistön liittä-

mistä hulevesiviemäriin, mikäli kiinteistön etäisyys siitä on alle 20 m. (Tolvanen, 2002). Valuma-alueet piirrettiin AutoCad -ohjelman avulla.

Hulevesiverkoston valuma-alueanalyysin avulla määritellyt alueet jaoteltiin seuraaviin kategorioihin:

- Muodostumisalueelle purkavien hulevesiverkoston valuma-alueet
- Lähelle muodostumisalueen reunaan purkavien hulevesiverkoston valuma-alueet
- Muodostumisalueen ulkopuolelle purkavien hulevesiverkoston valuma-alueet
- Hulevesiverkoston valuma-alueiden ulkopuoliset alueet muodostumisalueella

Mikäli hulevesiverkoston purkupiste sijaitsee alle 11 metriä muodostumisalueen reunan ulkopuolella, eikä se pura orsilampeen tai järveen, niin verkoston valuma-alueen katsottiin purkavan muodostumisalueen lähelle.

Määritetyt valuma-alueet ovat arvioita. Paikoin valuma-alueen rajan määrittäminen saattoi olla hyvin epävarmaa esimerkiksi sen vuoksi, että kiinteistön on mahdollista olla liittynyt kahteen eri hulevesiviemäriin.

3.3 Haitta-ainekuormitusten laskennallinen arviointi

Huleveden kuormitukset laskettiin tilavuus-pitoisuusmenetelmällä. Kuormitusten laskenta perustui maankäyttötietoihin. Eri maankäytöillä syntyvät pintavalunnat laskettiin valumakerrointen ja keskimääräisen vuosisadannan avulla. Haitta-ainekuormitukset saatiin kertomalla maankäytöillä muodostuvat pintavalunnat maankäyttökohtaisella huleveden haitta-ainepitoisuudella. Laskennassa käytetyt maankäyttökohtaiset huleveden haitta-ainepitoisuudet etsittiin kirjallisuudesta.

Seuraavissa luvuissa esitetään ensin laskentaan tarvittavien lähtötietojen, eli maankäyttöjen pinta-alojen, valumakertoimiin ja huleveden haitta-ainepitoisuuksiin liittyvät tietojen keräämiseen ja tuottamiseen liittyvät vaiheet ja luvussa 3.3.7 esitetään kuormitusten laskenta lähtötiedoista.

3.3.1 Maankäytön analyysi

Tutkimusalueiden maankäyttöä analysoitiin kahdella tasolla. Maankäytön analyysin ensimmäisellä tasolla maankäyttö jaettiin pintavalunnan muodostumisen kannalta olennaisiin ryhmiin: teihin, katuihin, paikoitusalueisiin, metsä-, puisto- ja nurmialueisiin sekä erityyppisiin kiinteistöihin. Maankäytön analyysin toisessa tasossa edellä mainitut alueet jaettiin huleveden kuormituksen laskemisen kannalta olennaisiin ryhmiin (taulukko 3.5). Huleveden laadun arviointiin käytetyissä tutkimuksissa huleveden laatu on tyypillisesti mitattu hulevesiviemäriin kerätystä hulevedestä (Valtanen, 2015; Taka, 2012; Airola ym., 2014), jolloin ne kuvaavat esimerkiksi kiinteistöjen pihojen ja kattojen sekä

katujen ja paikoitusalueiden hulevesien laatua. Tämän takia huleveden haitta-aineiden kuormitusten laskemista varten kadut ja paikoitusalueet jaettiin osaksi erityyppisiin kiinteistöihin liittyviä maankäyttötyyppejä.

Taulukko 3.5. *Haitta-ainekuormitusten laskennassa käytetty maankäyttöluokitus. Taulukon toisessa sarakkeessa on lueteltu maankäyttötyyppeihin kuuluvat valumakertoimeltaan erilaiset kiinteistöt ja pinnat.*

Maankäytöt haitta-ainekuormituksen laskentaan	Maankäytöllä pintavaluntaa muodostavat pinnat ja alueet	Asemakaavamerkintä
Liikealue (L)	-Liikerakennusten ja toimistorakennusten tontit -Paikoitusalueet -Katualueet	K, KL, KM, KT, KTY, LH, AL*, LPA*, LHA*
Kerros- ja rivitaloalue (AKR)	-Asuinkerrostalotontit -Rivitalotontit -Paikoitusalueet -Katualueet	AK, AR, A*, AL*, LPA*, LHA*
Pientaloalue (AP)	-Omakoti- ja pientalotontit -Paikoitusalueet -Katualueet	AO, AP, A*, LPA*, LHA*
Julkisten palveluiden alue (JP)	-Koulujen, päiväkotien, vanhainkotien, seurakuntatalojen ja työväentalojen tontit -Paikoitusalueet -Katualueet	Y, YL, YH, YO, YS, YY, YM, YK, YU, LPA*, LHA*
Teollisuus- ja varastoalue (TV)	-Teollisuuden, varastojen ja voimalaitosten tontit	T, TT, TV, TY, ET* YT
Viheralue (V)	-Metsäalueet -Puistoalueet ja hautausmaat -Osa tiealueilla sijaitsevista viheralueista	V, VP, VL, VK, VU, VR, VV, EH, EV
Tie (Tie)	-Tiet sekä liikennemäärältään suuret kadut -Osa tiealueisiin kuuluvista viheralueista	LT

* Asemakaavamerkinnällä määritelty alue on voitu sijoittaa useaan luokitukseen

Huleveden haitta-ainekuormitusten laskentaa varten maankäyttö luokiteltiin liike-alueisiin (L), pientaloalueisiin (AP), kerros- ja rivitaloalueisiin (AKR), teollisuus- ja varastoalueisiin (TV), julkisten palvelujen kiinteistöjen alueisiin (JP), liikealueisiin (LK), teihin (Tie) ja viheralueisiin (V). Tiet luokiteltiin vielä liikennemäärän (KAVL tai AW) mukaan kolmeen alaluokkaan (liikennemäärä <8000, 8000-20000 tai >20000) sillä osassa hulevesien laadun arviointiin käytettävistä kirjallisuuslähteistä teiden hulevesien haitta-ainepitoisuudet on annettu liikennemäärän mukaan.

Maankäytön analyysi tehtiin Tampereen kaupungin ajantasaisen asemakaavan avulla. Kiinteistöt luokiteltiin asemakaavan perusteella edellä mainittuihin maankäyttöluokkiin. Lähteenä käytettiin myös Google Maps -karttapalvelua niiltä osin, kun asema-

kaavamerkintä mahdollistaa kohteen sijoittamisen useaan eri luokkaan. Maankäytön analyysi on tehty AutoCad-ohjelmalla.

Kiinteistöt, viheralueet, tiet, rata-alueet ja vesialueet rajattiin Tampereen kaupungin pohjakarttaan. Teiksi luokiteltiin maantiet ja liikennemäärältään suuremmat (keskimääräinen arkivuorokausiliikenne >4000) kadut. Kaikkien katujen liikennemääristä ei löydetty tietoa, joten luokitukseen liittyy arviointia. Muodostuvan pintavalunnan arviointia varten erilaisten pintojen ja kiinteistöjen pinta-alat laskettiin AutoCad-ohjelman avulla jokaiselle hulevesiverkoston valuma-alueelle ja hulevesiverkoston valuma-alueiden ulkopuoliselle osalle muodostumisaluetta. Katujen pinta-alat laskettiin vähentämällä valuma-alueen pinta-alasta viheralueet, kiinteistöt, vesialueet, tiet ja rata-alueet. Maankäytöt huleveden kuormitusten laskentaa varten muodostettiin jakamalla katujen ja paikoitusalueiden pinta-alat osaksi pientalo-, kerrostalo-, rivitalo- ja liikealueita sekä julkisten palveluiden alueita kiinteistötyyppien suhteellisten pinta-alojen mukaan.

3.3.2 Tutkittavat haitta-aineet

Tutkittavat haitta-aineet valittiin talousveden laatuvaatimusten ja -suositusten (Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista, 1352/2015) sekä pohjaveden ympäristölaatu normien perusteella (Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä, 30.11.2006/1040). Tässä työssä tutkitut aineet esitellään taulukossa 3.6.

Taulukko 3.6. Tutkitut haitta-aineet.

Aine	Talousveden laatuvaatimus (µg/l)	Talousveden laatusuositus (µg/l)	Pohjaveden ympäristön- laatunormi (µg/l)
Zn	-	-	60
Cd	5,0	-	0,4
Pb	10	-	5
Cu	2000	-	20
As	10	-	5
Hg	1,0	-	0,06
Cr	50	-	10
Ni	20	-	10
Co	-	-	2
Bentso(a)pyreeni	0,010	-	0,005
Bentso(b)fluoranteeni, bentso(k)fluoranteeni, bentso(ghi)peryleeni ja indeno(1,2,3- cd)pyreeni yht.	0,10	-	0,05
Antraseeni	-	-	60
NO ₃ ⁻	50000	-	50000
NH ₄ ⁺	-	500	250
Cl ⁻	-	250000 (25000)*	25000
SO ₄ ⁻	-	250000 (150000)*	150000
Öljyjakeet C10-C40	-	-	50

*Asetuksen 1325/2015 liitteen 1 taulukon 4 huomautuksissa täsmennetty sulfaatille ja kloridille alhaisemmat pitoisuudet vesijohtomateriaalien syöpymisen ehkäisemiseksi.

Useista talousveden laatuvaatimuksissa, -suosituksissa tai pohjaveden ympäristönlaatuunormeissa esiintyvistä aineista ei löytynyt riittävästi pitoisuustietoja kirjallisuudesta, jolloin aineen kuormituksesta ei voitu tehdä arviota. Kuormituslaskuja varten tarvittaisiin kohtalaisen uutta ja mittausten menetelmiltään laadukasta sekä maankäyttökohtaista tietoa aineiden pitoisuuksista hulevedessä. Sellaiset talousveden laatuvaatimuksissa, -suosituksissa ja pohjaveden ympäristönlaatuunormeissa luetellut aineet, joiden kuormitusta tässä tutkimuksessa ei ole arvioitu, esitetään taulukossa 3.7.

Taulukko 3.7. Aineet, joille on talousveden laatuvaatimus, -suositus tai pohjaveden ympäristölaatunormi ja joiden kuormituksia hulevedessä ei laskettu tässä työssä.

Talousveden laatuvaatimus
Akryyliamidi, antimoni, bentseeni, boori, bromaatti, 1,2-dikloorietaani, epikloorihydriini, fluoriidi, kloorifenolit, seleeni, syanidit, tetrakloorieteeni ja trikloorieteeni, torjunta-aineet, trihalometaanit, uraani, vinyylidikloridi, nitriitti
Talousveden laatusuositus
Alumiini, mangaani, natrium, rauta, radon, kemiallinen hapenkulutus
Pohjaveden ympäristölaatunormi
Torjunta-aineet, bentseeni, tolueeni, etyylibentseeni, ksyleenit, PCB-yhdisteet, trikloorieteeni ja tetrakloorieteeni, 1,2-dikloorieteeni, 1,2-dikloorietaani, dikloorimetaani, vinyylidikloridi, hiilitetrakloridi, kloroformi, klooribentseeni, 1,2-diklooribentseeni, 1,4-diklooribentseeni, triklooribentseeni, pentaklooribentseeni, heksaklooribentseeni, monokloorifenolit, dikloorifenolit, tri-, tetra- ja pentakloorifenoli, MTBE, TAME, antimoni

3.3.3 Aineistot huleveden laadusta

Tutkimusalueilla ei ole tehty haitta-ainekuormitusten laskentaan sopivia huleveden laadun mittauksia, minkä takia kuormituksia arvioitiin muualla tehtyjen mittausten pohjalta. Kattavaa, mittausten menetelmiltään laadukasta ja uutta aineistoa huleveden laadusta on saatavilla vähäisesti maantieteellisesti läheisiltä alueilta. Aineistoa pyrittiin laajentamaan sekä mittausten menetelmiltään heikommilla, mutta ajallisesti ja maantieteellisesti sojivammilla lähdeaineistoilla sekä mittausten menetelmiltään laadukkaammilla, mutta ajallisesti ja maantieteellisesti etäisemmillä aineistoilla. Virtaamamittauksiin perustumattomista mittauksista saatava tieto kuvaa vain mittaushetken pitoisuutta, jolloin niistä tehtyjä kuormituslaskuja ei voida pitää kovin luotettavina. Huleveden laadun aineistona käytetyistä tutkimuksista on koottu tietoja taulukkoon 3.8 ja laskennan lähtötietoina käytetyt haitta-ainepitoisuudet esitetään liitteessä A.

Suomessa virtaamamittaukseen perustuvia huleveden laadun tutkimuksia ovat tehneet Melanen (1980), Sillanpää (2013) ja Valtanen (2015). Tässä työssä hyödynnettiin Järveläisen (2014) laskemia SMC-arvoja Valtasen (2015) Lahdessa tekemistä mittauksista. Melanen (1980) tutkimusta ei käytetty aineistona, sillä mittaustulosten on havaittu olevan korkeita uudempiin mittaustuloksiin verrattuna (Järveläinen, 2014). Sillanpään (2013) mittaamat haitta-aineet taas eivät kuuluneet tässä työssä tutkittaviin haitta-aineisiin.

Valtanen (2015) mittasi huleveden laatua kolmella kaupunkialueella Lahdessa vuosina 2008-2010. Huleveden virtaamaa mitattiin jatkuvatoimisesti ja hulevesinäytteet kerättiin virtaamapainotetusti. Tutkimusalueet olivat pientaloalue ja kaksi läpäisevän pinta-alan osuuden suhteen toisistaan eroavaa keskusta-aluetta. Järveläinen (2014) laski mittaustuloksista SMC-arvot ja arvioi kolmen tutkimusalueen SMC-arvojen edustavan

pientaloalueita, kerros- ja rivitaloalueita sekä tiiviitä keskusta-alueita, liikealueita ja teollisuusalueita Lahdessa.

Käytetyistä lähteistä osa on tietokantoja, joihin on koottu huleveden laatutietoja useista eri tutkimuksista. Sekä Göbel ym. (2007) että Mitchell (2005) ovat koonneet huleveden laadun tietokannat useista tutkimuksista ilmoitetuista EMC- ja SMC-arvoista. Mitchell (2005) on koonnut huleveden laadun EMC- ja SMC-arvoja maankäytöltään erityyppisille alueille. Käytetty aineisto painottuu Pohjois-Eurooppaan ja Iso-Britanniaan. Göbel ym. (2007) ovat koonneet EMC-arvoja erilaisille pintavaluntauottaville pinnoille. Muutamia poikkeuksia lukuun ottamatta sekä Mitchellin (2005) että Göbelin ym. (2007) aineistona käyttämät lähteet on julkaistu 70-, 80-, ja 90-luvuilla (Göbel ym., 2007; Mitchell ym. 2017).

Tässä työssä yhtenä huleveden laadun aineistona käytettiin StormTac-ohjelman huleveden laadun tietokantaa (StormTac, 2016). StormTac on tilavuus-pitoisuusmenetelmään perustuva ohjelma, jolla voidaan arvioida huleveden haitta-ainekuormituksia (StormTac, 2003). StormTac-tietokanta on koottu laajasta lähdeaineistosta (StormTac, 2016), mutta lähdemerkinnät ovat epäselvät. StormTac-tietokannan arvot on koottu tutkimuksista, joissa huleveden laatua on mitattu virtaamapainotetusti (StormTac, 2003).

Airola ym. (2014) ovat koonneet yhteen tietoja vuosina 2001-2012 Helsingissä tehdyistä huleveden laadun mittauksista. Näistä mittaustuloksista esitetään maankäyttötyypeittäin huleveden laadulle vaihteluväli, mediaani ja keskiarvo. Mittaustulokset eivät ole virtaamapainotettuja. Taka (2012) on mitannut hulevesien laatua ja hulevesivirtaamaa kolmelta maankäytöltään erityyppiseltä kaupunkialueelta Helsingissä puolentoista vuoden jaksolta. Huleveden laatua mitattiin kuitenkin kahden viikon aikana otetuista näytteistä kootuilla kokoomanäytteillä ja kahden viikon välein kerätyillä yksittäisillä näytteillä, jolloin EMC-arvoja ei voida laskea. Metallipitoisuudet mitattiin liukoisina pitoisuuksina, mikä poikkeaa muista aineistoista.

Inha ym. (2013) tutkivat maanteiden hulevesien laatua Suomessa. Hulevesinäytteitä otettiin viideltä liikennemäärältään erilaiselta maantieltä, joista neljä sijaitsee Pirkanmaalla. Kaksi tutkimuksessa mukana olleista teistä kulkevat myös tutkittavilla pohjavesialueilla, mutta mittauspisteet sijaitsevat tutkittavien pohjavesialueiden ulkopuolella. Teillä syntyvän huleveden laadun arvioimisessa on käytetty myös kahta ruotsalaista tutkimusta. Westerlund ym. (2003) tekivät virtaamapainotettuja huleveden laadun mittauksia Luulajassa. Bäckström ym. (2003) tutkivat huleveden laatua kahdella maantiellä keski-Ruotsissa. Viheralueiden hulevesien laatua arvioitiin Nordeidetin ym. (2004) Norjassa ja muualla Skandinaviassa tehdyistä huleveden laadun tutkimuksista koottujen EMC-arvojen perusteella.

Taulukko 3.8. Kuvaukset huleveden laadun aineistona käytetyistä tutkimuksista.

Lähde	Tutkimusalue ja -vuodet	Mittaustapa ja tulosten käsittely
Järveläinen, 2014	Mittaukset ovat Valtasen (2015) Lahdessa lokakuu 2008 - elokuu 2010 suorittamia. Tutkimusalueet olivat pientaloalue (Kilpiäinen) ja kaksi keskusta-alueita.	Jatkuvatoiminen virtaamamittaus ja näytteenotto, joiden pohjalta Järveläinen (2014) on laskenut tutkimusalueiden SMC-arvot ja arvioinut tutkimusalueiden edustavan pientaloalueita, kerros- ja rivitaloalueita sekä keskusta- liike ja teollisuusalueita Lahdessa
StormTac, 2016	Useiden tutkimusten mittaustuloksiin perustuva tietokanta	Useisiin hulevedenlaadun tutkimuksiin perustuva tietokanta. Huleveden pitoisuudet perustuvat virtaamapainotettuun näytteenottoon. Lähteenä käytettyjen tutkimusten käsittely on epäselvä.
Taka, 2012	Pientaloalue (Veräjämäki), kerrostaloalue (Pihlajämäki) sekä keskusta-alue (Itä-Pasila) Helsingissä, heinäkuu 2010-tammikuu 2012	Jatkuvatoiminen näytteenotto, joista on analysoitu kahden viikon kokoomanäytteet ja metalleiden osalta kerran kahdessa viikossa kerätyt näytteet.
Airola ym., 2014	Useita asuinalueita ja teollisuusalueita Helsingissä, 2001-2012	Useita hulevesinäytteitä. Mittauksista on laskettu keskiarvo, mediaani ja vaihteluväli eri maankäyttötyypeille.
Göbel ym., 2007	Useiden tutkimusten mittaustuloksiin perustuva tietokanta katujen, teiden, paikoitusalueiden ja kattojen huleveden laadusta. Tutkimuksia vuosilta 1976-2001	Useissa tutkimuksissa mitatuista huleveden EMC-pitoisuuksista on laskettu keskiarvot.
Mitchell, 2005	Useiden tutkimusten (160 kpl) mittaustuloksiin perustuva tietokanta. Perustuu Iso-Britanniaan ja pohjois-Eurooppaan painottuviin tutkimuksiin vuosilta 1971-2000 (Mitchell ym., 2017)	Useissa tutkimuksissa mitattuista EMC ja SMC-arvoista muodostettu eri maankäyttöjä kuvaavat keskiarvot. Lisäksi esitetään haitta-aineiden maankäyttökohtaisen pitoisuuden ensimmäinen ja kolmas kvartaali.
Inha ym., 2013	Maanteitä Pirkanmaalla ja Uudellamaalla, 2011-2012	Hulevesinäytteet kerätty tutkimusalueilta 6-10:llä näytteenottokerralla eri vuodenaikoina. Mittaustulokset ilmoitettu jokaiselta näytteenottokerralta.
Westerlund ym., 2003	Tie Luulajassa kaupunkialueella, Marras-kesäkuu 2000	Virtaamapainotettu näytteenotto metalleille yht. 10:stä sulamis- ja sadetapahtumasta. EMC-arvo ilmoitetaan jokaiselle mitatulle valuntatapahtumalle.
Bäckström ym., 2003	Kaksi maantietä keski-Ruotsissa, 1998-1999	Yhteensä 22 näytettä tutkittavaa ainetta kohti. Näytteet otettu kesällä ja talvella. Mittaustulokset ilmoitettu kesän ja taven keskimääräisinä pitoisuuksina.

PAH-yhdisteiden pitoisuuksia hulevedessä arvioitiin seuraavissa tutkimuksissa saatujen mittaustulosten avulla: Zgheib ym. (2012), Kjølholt ym. (1997), Motelay-Massei ym. (2006) ja Inha ym. (2013). Lisäksi StormTac-tietokannasta (StormTac, 2016) löytyy arvioita PAH-yhdisteiden maankäyttökohtaisista pitoisuuksista. Kjølholtin ym. (1997) tutkimuksen mittaukset tehtiin Kööpenhaminassa vuosina 1995-1996. Motelay-Massein (2006) tutkimuksen mittaussaineisto kerättiin vuosina 2002-2003 virtaamapainotetusti Le-Havresta Ranskasta. Zgheib ym. (2012) tutkivat hulevesien laatua Pariisissa vuosina 2008-2009.

3.3.4 Aineistojen käsittely

Lähdeaineistona käytetyistä tutkimuksista löytyy vaihtelevasti huleveden laatutietoja eri maankäyttötyypeille. Jotta eri haitta-aineelle saatiin laskettua kuormitus koko valuma-alueelta, yhdistettiin lähteiden tietoja laskemalla maankäyttötyypille eri lähteistä haitta-aineen pitoisuuden minimi, maksimi ja keskiarvo. Yksittäisen maankäytön kuormitusten laskennassa sen sijaan voitiin käyttää suoraan tiettyyn lähteeseen perustuvaa huleveden haitta-ainepitoisuutta. Laskennassa käytetyt pitoisuudet muodostuivat siis eri lähteisiin perustuvista huleveden laatua kuvaavista pitoisuuksista sekä niistä maankäyttöittäin lasketuista keskiarvosta, minimistä ja maksimista. Huleveden haitta-ainepitoisuuden keskiarvon, minimin ja maksimin laskemista maankäyttöille havainnollistetaan kuvitteellisen esimerkin avulla taulukossa 3.9.

Taulukko 3.9. Esimerkki huleveden laadun aineiston käsittelystä. Taulukossa esitetään periaate, jolla huleveden pitoisuuksien keskiarvo-, minimi- ja maksimiarvot muodostettiin. Yksittäisten lähteiden arvioilla ei voida laskea kokonaiskuormitusta, sillä ne eivät kata kaikkia maankäyttöjä. ”em”: ei mainittu.

Maankäytöt	Lähde 1	Lähde 2	Lähde 3	Keskiarvo	Minimi	Maksimi
Maankäyttö 1	2	2	5	3	2	5
Maankäyttö 2	3	em	5	4	3	5
Maankäyttö 3	em	7	em	7	7	7

Asuinalueiden, keskusta-alueiden ja teiden hulevesien laadusta on löydettävissä kohtalaisesti huleveden laatutietoja, mutta liikealueista, julkisten palvelujen alueista, teollisuusalueista ja viheralueista tietoja on vähemmän saatavilla. Julkisten palveluiden alueilla syntyviä haitta-ainekuormituksia arvioitiin tässä työssä kerrostaloalueille ilmoitetuilla laatutiedoilla ja liikealueiden kuormituksia kerrostalo- ja keskusta-alueille ilmoitetuilla laatutiedoilla. Tutkimusalueilla sijaitsee myös rata-alueita, mutta niitä ei otettu mukaan laskelmiin sillä rata-alueiden hulevesien laadusta ei löytynyt tietoja.

Huleveden laadun arviointiin käytetyt kirjallisuuslähteet ovat kahdenlaisia; osassa on arvioitu valmiiksi huleveden laatu erilaisille maankäyttöille (Airola ym., 2014; Göbel ym., 2007; Järveläinen, 2014; Mitchell, 2005; StormTac, 2016) ja osa kuvaa joltain tutkimusalueilta tehtyjä huleveden laadun havaintoja (Bäckström ym., 2003; Inha ym.,

2013; Kjølholt ym., 1997; Motelay-Massei ym., 2006; Westerlund ym., 2003; Zgheib ym., 2012). Jälkimmäisen ryhmän osalta kirjallisuuslähteen tutkimusalueen sopivuus kuvaamaan tiettyä maankäyttötyyppiä on arvioitu tässä työssä. Sellaisissa lähteissä, joissa ilmoitetaan huleveden haitta-ainepitoisuuksia eri maankäyttötyypeille (Airola ym., 2014; Göbel ym., 2007; Järveläinen, 2014; Mitchell, 2005; StormTac, 2016) on eroavaisuuksia sen suhteen, kuinka maankäyttöjä on luokiteltu. Esimerkiksi Mitchell (2005) käsittelee kaikki asuinalueet yhtenä luokkana, kun taas StormTac-tietokannassa (StormTac, 2016) huleveden laatuarvot on ilmoitettu erikseen omakotitalo-, rivitalo- ja kerrostaloalueille. Eri lähteiden toisistaan eroaville maankäyttöluokituksille esittämät huleveden haitta-ainepitoisuudet sovitettiin tässä työssä käytettyyn maankäyttöluokitukseen.

Huleveden laadun lähdeaineistona käytettyjen tutkimusten mittaustuloksista laskettiin tarpeen mukaan keskiarvot. Inhan ym. (2013) tutkimuksessa ilmoitetaan mittaustulokset jokaiselta mittauskerralta. Kaikkien tutkittavien aineiden osalta kloridia ja PAH-yhdisteitä lukuun ottamatta laskettiin keskiarvot kaikkien teiden paitsi referenssinä käytetyn vähäliikenteisen maaseututien mittaustuloksista. PAH-yhdisteiden osalta huomioitiin myös tutkimuksessa vertailukohtana käytetyn vähäliikenteisen maaseututien mittaustulokset. Kloridin pitoisuudet taas laskettiin keskiarvoina mittaustuloksista tien liikennemäärän mukaan. Mikäli mitattu pitoisuus on ollut määritysrajaa pienempi, käytettiin keskiarvon laskennassa määritysrajaa. Westerlundin ym. (2003) tutkimuksessa ilmoitetaan EMC-arvot eri tutkimuspäiviltä. Tähän työhön laskettiin keskiarvot ilmoitetuista EMC-arvoista. Bäckströmin ym. (2003) tutkimuksessa ilmoitetaan huleveden laatua kuvaavat pitoisuudet erikseen talvelle ja kesälle. Tässä työssä Bäckströmin ym. (2003) tuloksista käytettiin kesän ja talven pitoisuuksista laskettuja keskiarvoja.

3.3.5 Valumakertoimet

Kiinteistöille käytettiin kirjallisuudessa (ASCE ja WPCF, 1970; Karttunen ym., 2004; Kaupunkiliitto, 1979) esitettyjä maankäyttökohtaisia valumakertoimia (taulukko 3.10), sillä kiinteistöillä esiintyvien erityyppisten pintojen määrittäminen olisi ollut työlästä tutkimusalueiden ollessa useamman neliökilometrin laajuisia. Teille, kaduille ja viheralueille käytettiin pintakohtaisia valumakertoimia.

Taulukko 3.10. Kirjallisuudessa esitettyjä valumakertoimia pinnoille ja maankäyttöille.

Maankäyttö tai pinta	ASCE ja WPCF, 1970	Karttunen ym., 2004	Kaupunkiliitto, 1979
Pientaloalue	0,3-0,5	0,2-0,3	0,25-0,35
Kerrostaloalue (avoimet korttelit)	0,6-0,7	0,5-0,6	0,4-0,6
Rivitaloalue	-	0,35	0,4-0,6
Liike- tai toimistoalue	0,5-0,7	-	-
Koulu	-	-	0,5-0,7
Teollisuusalue	0,5-0,9	-	0,5-0,7
Puisto	0,1-0,25	0,15	0,1-0,2
Urheilu- ja leikkikentät	0,2-0,35	0,2	
Asfaltti ja betoni	0,7-0,95	0,8	0,8
Katot	0,75-0,95	0,9	0,9
Nurmikko	0,05-0,2	-	0-0,1
Metsä	-	0,05	0-0,1

Taulukon 3.10 valumakertoimien perusteella valittiin pintavalunnan tilavuuden laskennassa käytettävät valumakertoimet eri pinnoille ja kiinteistöille (taulukko 3.11). Julkisten palvelujen kiinteistöjen valumakertoimet arvioitiin kaupunkiliiton koulualueelle ilmoittaman ja kerrostaloalueiden valumakertoimien yhdistelmänä.

Taulukko 3.11. Pintavaluntojen laskennassa käytetyt valumakertoimet (ensisijainen valumakerroin) ja valumakerrointen vaihteluvälit.

Kiinteistötyyppi tai pinta	Valumakerrointen vaihteluväli	Ensisijainen valumakerroin
Pientalo	0,2-0,4	0,3
Kerrostalo	0,4-0,7	0,55
Rivitalo	0,35-0,6	0,4
Liike- ja toimistorakennus	0,5-0,7	0,6
Julkiset palvelut	0,4-0,7	0,6
Teollisuus	0,5-0,9	0,7
Katto	-	0,9
Asfaltti, betoni, kiveys	0,7-0,95	0,85
Puistot, hautausmaat	0,1-0,25	0,15
Nurmikko	0,05-0,2	0,1
Metsä	0-0,1	0,05

3.3.6 Haitta-ainekuormitusten laskenta

Tutkimusalueille laskettiin hulevesien haitta-aineiden kokonaiskuormitukset, pohjaveden muodostumisalueille kohdistuvat haitta-ainekuormitukset sekä haitta-ainekuormitukset yksittäisiltä maankäyttötyypeiltä (taulukko 3.13). Kokonaiskuormitukset kuvaavat haitta-aineen kuormituksia kaikissa pohjaveden muodostumisalueella muodostuvissa ja sinne muualta johdettavissa hulevesissä. Pohjaveden muodostumisalueille kohdistuvat haitta-ainekuormitukset kuvaavat haitta-aineen kuormituksia hulevesissä, joiden arvioitiin hulevesiverkoston valuma-alueiden ja purkupisteiden sijainnin perusteella imeytyvän pohjaveden muodostumisalueella.

Haitta-ainekuormitukset laskettiin valuma-alueanalyysissä rajatuille alueille, joita ovat hulevesiviemäreiden valuma-alueet sekä hulevesiviemäreiden valuma-alueiden ulkopuolelle jäävät muodostumisalueen alat. Valuma-alueanalyysin mukaisten alueiden ryhmittely erilaisiin kategorioihin valuma-alueen purkupisteen sijainnin mukaan esiteltiin luvussa 3.2. Alueiden jakoa kategorioihin käytettiin kokonaiskuormitusten ja pohjaveden muodostumisalueille kohdistuvien kuormitusten laskennassa taulukossa 3.13 esitellyllä tavalla. Alueiden kategoriat on tässä nimetty aakkosilla A-D (taulukko 3.12).

Taulukko 3.12. Valuma-alueanalyysillä määritettyjen alueiden kategoriat nimettyinä aakkosilla A-D.

A	Muodostumisalueen ulkopuolelle purkavien hulevesiverkostojen valuma-alueet
B	Muodostumisalueelle purkavat hulevesiverkostojen valuma-alueet
C	Lähelle muodostumisalueen reunaa purkavat hulevesiverkostojen valuma-alueet
D	Hulevesiverkostojen valuma-alueiden ulkopuolelle jäävä osa pohjaveden muodostumisaluetta

Kuormitukset laskettiin kertomalla maankäytöllä syntyvän pintavalunnan tilavuus huleveden haitta-ainepitoisuudella. Alueen maankäyttö koostuu erilaisista pinnoista ja kiinteistöistä, joita koskevat erilaiset valumakertoimet (luku 3.3.1). Tietyn alueen tietyllä maankäytöllä syntyvä pintavalunta ($V_{\text{alue, maankäyttö}}$) laskettiin kaavan (7) mukaisesti summaamalla jokaisella maankäyttöön kuuluvalla pinnalla tai kiinteistöllä muodostuva pintavalunta. Pinnalla tai kiinteistöllä muodostuva pintavalunta laskettiin pinnan tai kiinteistötyypin alan (A_{pinta}), pintaan tai kiinteistötyyppiin liittyvän valumakertoimen (R_{pinta}) ja vuosisadannan (P_a) tulona. Vuosisadannan arvona käytettiin vuosien 1961-2010 Tampereen vuosisadantojen keskiarvoa 619,9 mm (Ilmatieteen laitos, 2017).

$$V_{\text{alue, maankäyttö}} = \sum_{\text{pinta}} A_{\text{pinta}} R_{\text{pinta}} P_a \quad (7)$$

Kokonaiskuormitus (m_{yht}) laskettiin kaavan (9) mukaisesti summaamalla jokaisen maankäytön haitta-ainekuormitukset yhteen kaikilla alueilla eli kaikkiin kategorioihin A, B, C ja D kuuluvilla alueilla. Tietyllä alueella sijaitsevan tietyn maankäytön kuormi-

tus ($m_{\text{alue,maankäyttö}}$) laskettiin kertomalla pintavalunnan tilavuus maankäyttökohtaisella huleveden haitta-ainepitoisuudella ($C_{\text{maankäyttö}}$).

$$\begin{aligned} m_{\text{sis}} &= \sum_{\text{alue}} \sum_{\text{maankäyttö}} m_{\text{alue,maankäyttö}} \\ &= \sum_{\text{alue}} \sum_{\text{maankäyttö}} V_{\text{alue,maankäyttö}} C_{\text{maankäyttö}} \quad | \quad \text{alue} \in \{A, B, C, D\} \end{aligned} \quad (9)$$

Muodostumisalueelle kohdistuva kuormitus (m_{sis}) laskettiin vastaavalla tavalla, mutta ilman muodostumisalueen ulkopuolelle purkavien valuma-alueiden (kategoria A) pintavaluntoja.

$$m_{\text{muod.}} = \sum_{\text{alue}} \sum_{\text{maankäyttö}} V_{\text{alue,maankäyttö}} C_{\text{maankäyttö}} \quad | \quad \text{alue} \in \{B, C, D\} \quad (10)$$

Maankäyttökohtainen kuormitus laskettiin summaamalla tutkittavalla maankäytöllä syntyvät kuormitukset kaikilla alueilla (kategoriat A, B, C ja D).

$$m_{\text{maankäyttö}} = \sum_{\text{alue}} V_{\text{alue,maankäyttö}} C_{\text{maankäyttö}} \quad | \quad \text{alue} \in \{A, B, C, D\} \quad (11)$$

Kokonaiskuormitusten ja muodostumisalueelle kohdistuvien kuormitusten laskennassa huleveden haitta-ainepitoisuuden arvoina käytettiin lähteistä maankäyttöittäin laskettuja pitoisuuksien minimejä, keskiarvoja ja maksimeja. Maankäyttökohtaiset kuormitukset laskettiin myös yksittäisiin lähteisiin perustuvilla huleveden haitta-ainepitoisuuksilla.

Taulukko 3.13. *Haitta-ainekuormitusten laskentaan käytetyt alueryhmittelyt, maankäytöt ja haitta-ainepitoisuudet*

Kuormituksen tyyppi	Alueiden kategoriat	Maankäytöt	Pitoisuus
Kuormitus muodostumisalueelle, m_{sis}	-B, C, D	-Kaikki maankäytöt: AKR, AP, JP, LK, TV, Tie, V	- Maankäyttöittäin lasketut minimi-, keskiarvo- ja maksimipitoisuudet
Kokonaiskuormitus, m_{yht}	-A, B, C, D	- Kaikki maankäytöt: AKR, AP, JP, LK, TV, Tie, V	- Maankäyttöittäin lasketut minimi-, keskiarvo- ja maksimipitoisuudet
Maankäyttökohtaiset kuormitukset	-A, B, C, D	- Tutkittava maankäyttö	- Tutkittavalle maankäytölle lasketut minimi-, keskiarvo- ja maksimipitoisuudet - Yksittäiseen lähteeseen perustuva pitoisuus tutkittavalle maankäytölle

3.4 Huleveden haitta-ainekuormituksen merkittävyyden arviointi

Haitta-aineiden kuormitusten merkittävyyttä arvioitiin suhteuttamalla haitta-ainekuormitukset pohjaveden tilavuuteen. Jakamalla vuodessa muodostuva haitta-ainekuormitus (m_a) vuodessa muodostuvalla tai muodostumasta otetulla pohjaveden tilavuudella ($V_{pv,a}$) saadaan suhde, jonka yksikkö on $\mu\text{g/l}$ (12). Pohjaveden tilavuuteen suhteutettua haitta-ainekuormitusta verrattiin pohjaveden ympäristölaatuunormeihin sekä talousveden laatuvaatimuksiin ja -suosituksiin.

$$\text{Pohjaveden tilavuuteen suhteutettu kuormitus} = \frac{m_a}{V_{pv,a}} \quad (12)$$

Pohjaveden tilavuutena käytettiin ELY-keskuksen imeytymiskertoimien (Hertta, 2017) avulla laskettua arviota pohjaveden muodostumisesta vuodessa ja Tampereen Veden (Tampereen Vesi, 2016) tietoja pohjavedenottoamoilla vuosittain otetuista pohjaveden määristä. Pohjaveden muodostumisen arvio tehtiin kertomalla Tampereen keskimääräinen vuosisadanta imeytymiskertoimella ja muodostumisalueen pinta-alalla. Vuosisadanta otettiin Ilmatieteen laitoksen tilastotiedoista (Ilmatieteen laitos, 2017) vuosien 1981-2010 vuosisadantojen keskiarvona (619,9 mm). Vedenoton arvona käytettiin tutkimusalueiden vedenottamoiden vuosien 2011-2015 vedenottojen keskiarvoja.

3.5 Menetelmän herkkyuden tutkiminen

Laskennassa käytettyihin lähtötietoihin liittyy vaihtelua, joka on valumakerrointen kohdalla erilaisiin arvioihin liittyvää vaihtelua ja vedenoton ja sadannan kohdalla tilastollista vaihtelua. Lähtötietojen vaihtelun vaikutusta tuloksiin tutkittiin vaihtamalla laskennan lähtöarvot valumakerrointen, sadannan ja vedenoton vaihteluvälien suurimpiin ja pienimpiin arvoihin. Valumakertoimien vaihteluväli on esitetty taulukossa 3.11. Sadannan minimiarvo on ajanjakson pienin vuosisadanta (500,6 mm) ja vastaavasti maksimi on suurin vuosisadanta (841,3 mm) vuosien 1981-2010 aikana (Ilmatieteen laitos, 2017). Vedenoton vaihteluväli vuosilta 2011-2015 otettiin Tampereen Veden tilastotiedoista (Tampereen Vesi, 2016). Vedenoton ja vuosisadannasta lasketun pohjaveden muodostumisen arvion keskiarvot ja vaihteluväli esitetään taulukossa 3.14.

Taulukko 3.14. Pohjaveden muodostumisen ja vedenoton keskiarvot ja vaihteluvälit.

	Vedenotto (m ³ /a)			Muodostuminen imeyinnästä (m ³ /a)		
	keskiarvo	min	max	keskiarvo	min	max
Aakkulanharju	1904600	1766000	2074000	591385	477572	802600
Epilänharju-Villilä A	774800	667000	832000	355823	287344	482906
Epilänharju-Villilä B	1032800	500000	1343000	375040	302863	508987

Herkkyysanalyysi suoritettiin laskemalla kuormitusten ja pohjaveden tilavuuden arvioiden vaihteluväliä kuvaavat muutosprosentit. Kuormitusten muutosprosentteilla verrataan valumakertoimien vaihteluvälin minimin ja maksimin tuottamien kuormitusten eroa ensisijaisilla valumakertoimilla laskettuun kuormitukseen (13, 14). Vastaavasti laskettiin vedenoton ja pohjaveden muodostumisen arvion suurinta vaihtelua kuvaavat muutosprosentit vertaamalla minimi- ja maksimiarvoja keskiarvoihin.

$$\text{Pienin muutos \%} = \frac{Kuormitus_{min} - Kuormitus_{ensisijainen}}{Kuormitus_{ensisijainen}} \cdot 100 \% \quad (13)$$

$$\text{Suurin muutos \%} = \frac{Kuormitus_{max} - Kuormitus_{ensisijainen}}{Kuormitus_{ensisijainen}} \cdot 100 \% \quad (14)$$

Kuormitusten ja pohjaveden tilavuuden arvioiden vaihtelun suurimpia mahdollisia yhteisvaikutuksia pohjaveden tilavuuteen suhteutettuihin haitta-ainekuormituksiin tutkittiin kaavojen (15) ja (16) mukaisesti. Kaavoissa kuormituksen maksimi- ja minimiarvoilla tarkoitetaan valumakertoimien vaihteluvälin maksimi- tai minimiarvoilla laskettuja kuormituksia. Samoin pohjaveden tilavuuden maksimi ja minimi viittaavat pohjaveden tilavuuden arvioiden tilastollisen vaihtelun ääriarvoihin.

$$\text{Tilavuuteen suhteutettujen kuormitusten maksimi} = \frac{Kuormitus_{max}}{Tilavuus_{min}} \quad (15)$$

$$\text{Tilavuuteen suhteutettujen kuormitusten minimi} = \frac{Kuormitus_{min}}{Tilavuus_{max}} \quad (16)$$

Kaavoilla (15) ja (16) saatua vaihtelua kuvaavat muutosprosentit laskettiin kaavalla (18). Kaavoissa (17) ja (18) m_M kuvaa valumakerrointen minimillä tai maksimilla laskettuja kuormituksia, V_M tilavuuden vaihteluvälin minimiä tai maksimia, m_{ensis} ensisijaisella valumakertoimella laskettua kuormitusta, V_{ka} keskiarvoista vedenottoa tai pohjaveden muodostumisen arviota, X haitta-ainekuormituksen muutosprosenttia, Y pohjaveden

tilavuuden arvion muutosprosenttia ja Z pohjaveden tilavuuteen suhteutettujen haitta-ainekuormitusten muutosprosenttia.

$$\frac{m_M}{V_M} = \frac{m_{ensis}(1+X \cdot 0,01)}{V_{ka}(1+Y \cdot 0,01)} = \frac{m_{ensis}}{V_{ka}} (1+Z \cdot 0,01) \quad (17)$$

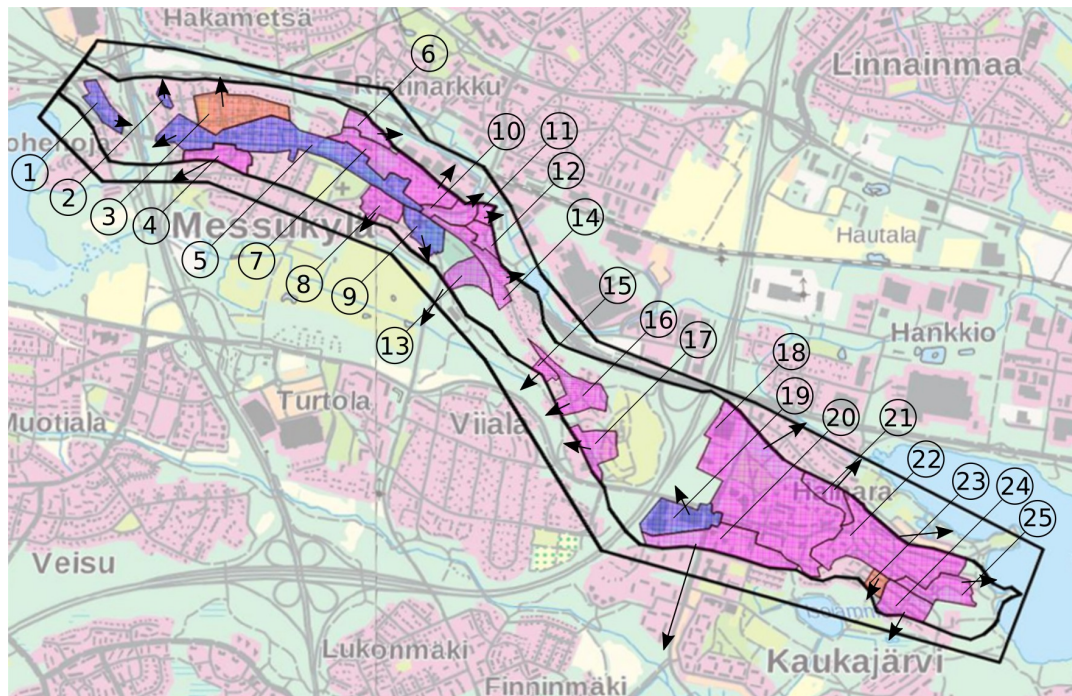
$$\Rightarrow Z = \left(\frac{(1+X \cdot 0,01)}{(1+Y \cdot 0,01)} - 1 \right) \cdot 100\% \quad (18)$$

4 TULOKSET

Maankäyttöjen pinta-alat ja pintavalunnat, hulevesiviemäreiden valuma-alueet sekä hulevesien haitta-ainekuormitukset esitetään tutkimusalueittain. Lopuksi esitetään maankäyttöjen hulevesien ominaiskuormitukset sekä PAH-yhdisteiden ja öljyhiilivetyjen C10-C40 kuormitukset yhteisesti kaikilta tutkimusalueilta.

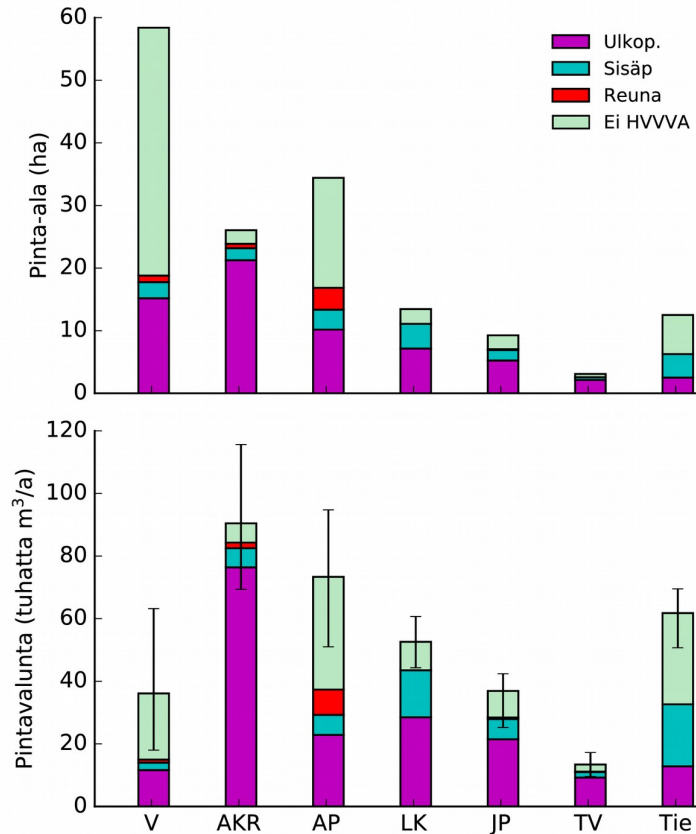
4.1 Maankäyttö ja hulevesiverkosto Aakkulanharjulla

Aakkulanharjun hulevesiviemäreiden valuma-alueet esitetään kuvassa 4.1 ja maankäyttöjen pinta-alat ja pintavalunnat esitetään kuvassa 4.2. Valuma-alueilta 1, 2, 5, 9 ja 19 hulevedet puretaan pohjaveden muodostumisalueella. Valuma-alueella 19 sijaitsevat kiinteistöt on asemakaavassa määritelty merkinnällä KYV ja tässä työssä alueen maankäyttö on luokiteltu liikealueisiin. Valuma-alueen 19 hulevedet imeytetään Pyhäjärven tien lähellä olevassa imeytysaltaassa.



Kuva 4.1. Hulevesiviemäreiden valuma-alueet Aakkulanharjulla. Violetilla merkityiltä alueilta hulevedet johdetaan muodostumisalueen ulkopuolelle, oranssilla merkityiltä alueilta lähelle muodostumisalueen reunaan ja sinisellä merkityiltä alueilta muodostumisalueen sisäpuolelle. Nuolet osoittavat hulevesiviemärin purkupisteen likimääräisen sijainnin hulevesiverkostokartan mukaan. Taustakartta on Maanmittauslaitoksen Taustakarttasarjan (1/2017) aineistoa.

Valuma-alueella 5 sijaitsee Aakkulanharjua pitkin kulkeva Messukyläntie ja sen varrella olevia asuin- ja liikekiinteistöjä sekä julkisia palveluja kuten koulu. Valuma-alueen hulevedet puretaan Hervannan valtaväylän lähelle ojaan, joka yhdistyy tien vieressä kulkevaan Vuohenojaan.



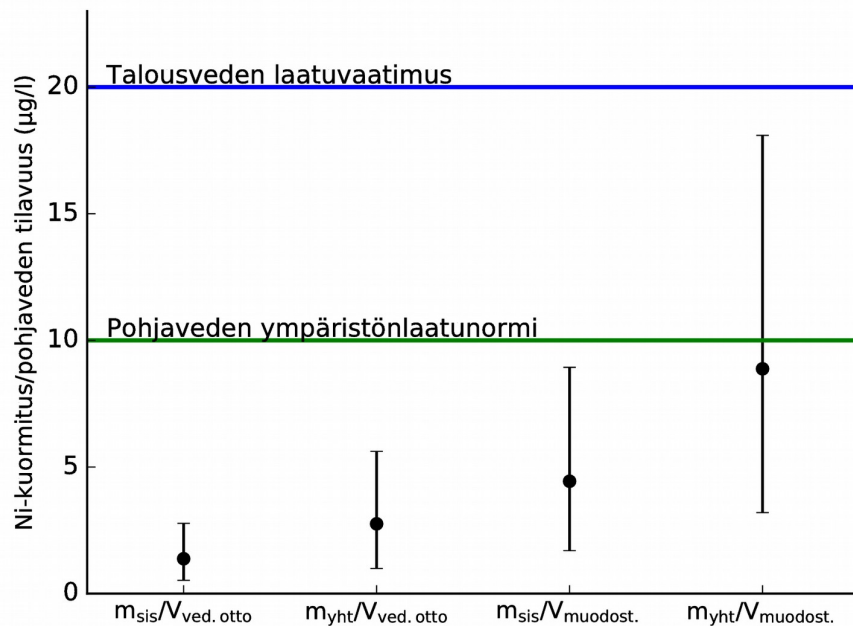
Kuva 4.2. Maankäyttäjien pinta-alat ja pintavalunnat Aakkulanharjulla. *Ulkop.* = alat/pintavalunnat valuma-alueilta, joiden hulevesiviemärin purkupiste on muodostumisalueen ulkopuolella; *Sisöp.* = alat/pintavalunnat valuma-alueilta, joiden hulevesiviemärin purkupiste on muodostumisalueella; *Reuna* = alat/pintavalunnat valuma-alueilta, joiden hulevesiviemärin purkupiste on muodostumisalueen ulkopuolella, mutta alle 11 m etäisyydellä; *Ei HVVVA* = alat/pintavalunnat hulevesiviemärin valuma-alueiden ulkopuoliselta muodostumisalueelta. Pintavalunnat on laskettu keskimääräisellä vuosisadannalla ja kuvassa esitetty vaihteluväli kuvaa pienimmillä ja suurimmilla valumakertoimilla laskettua pintavaluntaa.

Harjulla poikittaissuuntaisesti kulkevia Hervannan valtaväylää ja Pyhäjärventietä ei ole viemäroity pohjaveden muodostumisalueella. Hervannan valtaväylällä ei ole pohjavesisuojausta (Leppänen, 2016) ja Pyhäjärventien osalta tiedot ovat ristiriitaisia. ELY-keskukselta saatujen tietojen mukaan Pyhäjärven tiellä ei ole pohjavesisuojausta (Järvinen, 2016), mutta Tampereen pohjavesialueiden suojelusuunnitelman mukaan Pyhäjärventiellä on luiskasuojaukset (Tampereen kaupunki ym., 2011). Tässä työssä Pyhäjär-

ventien kuormitukset on otettu huomioon laskennassa. Tie ei kuulu hulevesiviemärin valuma-alueisiin, ja kuormitusten on laskettu kohdistuvan muodostumisalueelle.

4.2 Haitta-ainekuormitukset Aakkulanharjulla

Haitta-ainekuormitusten merkittävyyttä arvioitiin vertaamalla haitta-aineen pohjaveden tilavuuteen suhteutettua kuormitusta pohjaveden ympäristölaatunormiin ja talousveden laatuvaatimukseen tai -suositukseen. Esimerkin vuoksi nikkelin kuormituksille tehty vertailu esitetään kuvassa 4.3. Muiden aineiden osalta vastaavat kuvat ovat liitteessä D.



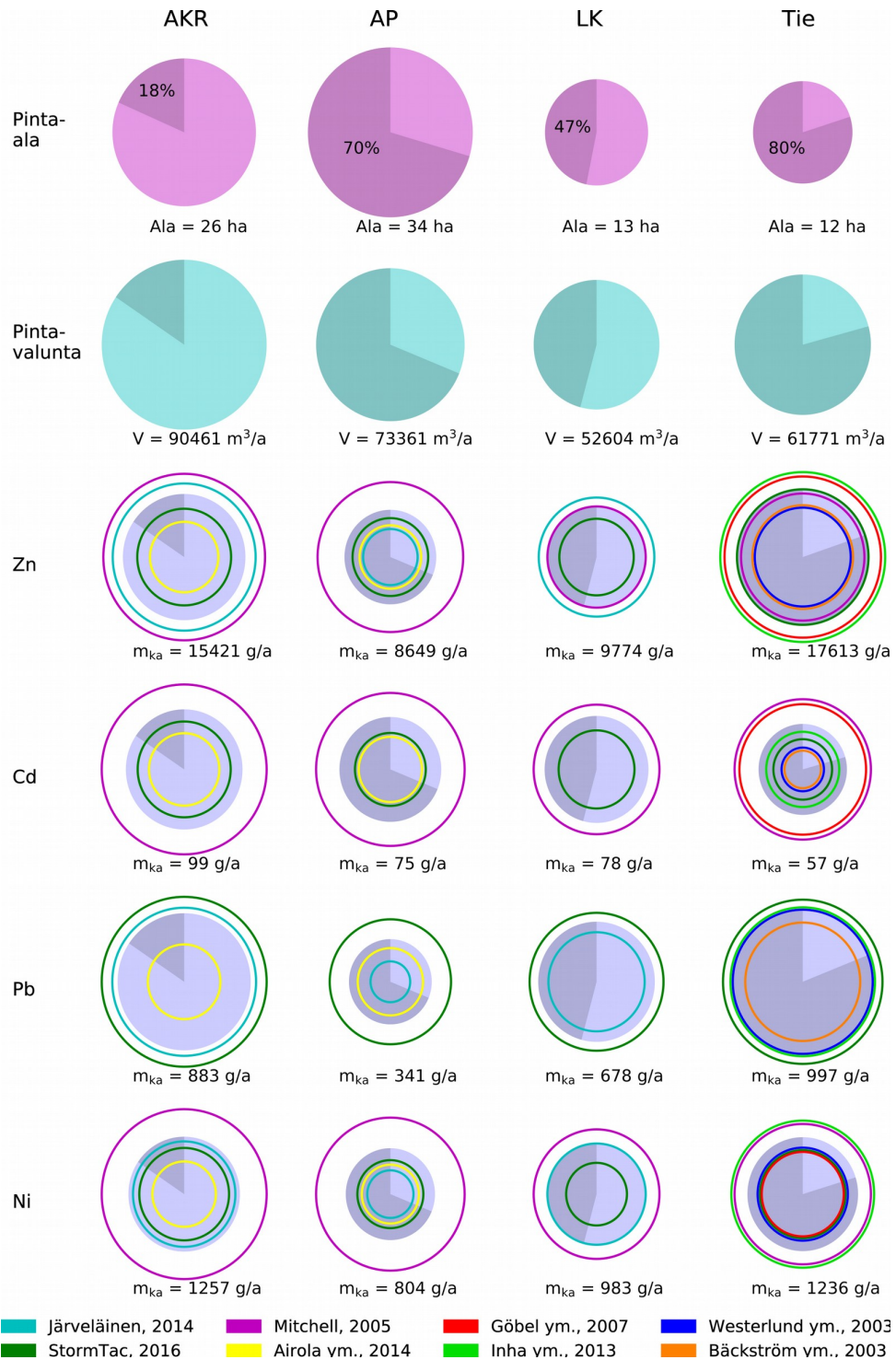
Kuva 4.3. Nikkelin kokonaiskuormitukset (m_{yht}) ja pohjaveden muodostumisalueelle kohdistuvat kuormitukset (m_{sis}) suhteutettuna pohjavedenottoon ($V_{\text{ved.otto}}$) ja arvioon pohjaveden muodostumisesta ($V_{\text{muodost.}}$). Vaihteluväli syntyy huleveden laatuaineistoista lasketuista huleveden nikkelpitoisuuden maankäyttökohtaisista keskiarvoista, minimeistä ja maksimeista.

Pohjaveden ympäristölaatunormin, talousveden laatuvaatimuksen tai -suosituksen ylittävät haitta-ainekuormitukset on esitetty taulukossa 4.1. Arsenia, sulfaattia ja nitraattia lukuun ottamatta haitta-aineiden pohjaveden muodostumiseen suhteutetut kokonaiskuormitukset ylittävät pohjaveden ympäristölaatunormin. Myös sinkin, kadmiumin, koboltin, elohopean ja kloridin pohjaveden muodostumisalueelle kohdistuvat kuormitukset pohjaveden muodostumiseen suhteutettuina ylittävät pohjaveden ympäristölaatunormin. Vedenottoon suhteutettuna kadmiumin, elohopean ja kloridin kokonaiskuormitukset ylittävät pohjaveden ympäristölaatunormin. Talousveden laatuvaatimukset ylittyvät vain ammoniumtyyppellä.

Taulukko 4.1. Pohjaveden tilavuuteen suhteutetut haitta-ainekuormitukset, jotka ylittävät talousveden laatuvaatimukset, -suositukset ja pohjaveden ympäristölaatu normit Aakkulanharjulla. Vaaleanpunainen (*): maksimipitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatu normin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Violetti (**): keskiarvoisilla pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatu normin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Tummanvioletti (***) : pienimmillä pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatu normin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Sarake on merkitty harmaalla, mikäli aineelle ei ole talousveden laatuvaatimusta/-suositusta. Tyhjä solu tarkoittaa, että pohjaveden tilavuuteen suhteutettu kuormitus ei ylitä talousveden laatuvaatimusta-, suositusta tai pohjaveden ympäristölaatu normia.

Pohjaveden ympäristölaatu normit													
	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Co	Hg	Cu	As	SO ₄ ⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ -N
m(yht)/V(muodost)	**	**	**	*	*	***	**	**				***	***
m(sis)/V(muodost)	*		*			**	**					**	*
m(yht)/V(ved. otto)			*				*					*	
m(sis)/V(ved. otto)												*	
Talousveden laatuvaatimukset/-suositukset													
m(yht)/V(muodost)													*
m(sis)/V(muodost)													
m(yht)/V(ved. otto)													
m(sis)/V(ved. otto)													

Pintavalunnaltaan suurimpien maankäyttöjen tuottamat haitta-ainekuormitukset esitetään kuvassa 4.4. Kadmiumia lukuun ottamatta pientaloalueiden ja liikealueiden keskimääräiset kuormitukset ovat teiden sekä kerros- ja rivitaloalueiden kuormituksia pienemmät. Samalle haitta-aineelle ja maankäytölle eri kirjallisuuslähteiden perusteella lasketut kuormitusarvot vaihtelevat enemmän kuin eri maankäyttöjen keskimääräiset kuormitukset samalle haitta-aineelle. Kuormitusten keskiarvoissa on suurimmillaan noin 2-3 kertaisia eroja maankäyttöjen välillä. Esimerkiksi pientaloalueiden lyijykuormituksen keskiarvo on noin kolmasosa teiden lyijykuormituksen keskiarvosta. Sen sijaan pientaloalueille Järveläisen (2014) tutkimukseen perustuvalla pitoisuusarvolla laskettu lyijykuormitus on yksi kymmenesosa StormTac-tietokantaan (StormTac, 2016) perustuvalla pitoisuusarvolla lasketusta kuormituksesta.



Kuva 4.4. Maankäyttökohtaiset haitta-ainekuormitukset Aakkulanharjulla. Ympyrän ala kuvaa maankäytön haitta-aineen kuormitusta suhteessa haitta-aineen kuormitukseen muilta maankäytöiltä. Värikkäät ympyrän kehät osoittavat yksittäisestä kirjallisuuslähteestä peräisin olevalla huleveden pitoisuuden arvolla lasketun kuormituksen ja taustalla oleva sininen ympyrä kuvaa maankäytön kuormitusta eri lähteiden keskiarvolla laskettuna. Tummennettu sektori kuvaa muodostumisalueelle kohdistuvaa osuutta kuormituksesta ja pintavalunnasta tai sitä osuutta maankäytön pinta-alasta, josta hulevedet päätyvät muodostumisalueelle.

4.3 Herkkyysanalyysi Aakkulanharjun haitta-ainekuormituksille

Valumakertoimien muuttaminen vaihteluvälin suurimpaan päähän kasvatti haitta-aineiden kuormituksia haitta-aineesta riippuen noin 16,1-26,7 % ensisijaisilla valumakertoimilla lasketuista kuormituksista. Kuormitukset pienenevät ensisijaisilla valumakertoimilla lasketuista kuormituksista noin 19,3-26,1 % kun ne laskettiin vaihteluvälin pienimmillä valumakertoimilla. Herkkyysanalyysin tulokset kuormitusten osalta ilmoitetaan tarkemmin liitteessä C1.

Muutosprosentit, jotka kuvaavat vedenoton ja sadannasta riippuvan pohjaveden muodostumisen vaihteluvälien ääriarvojen suhdetta vedenoton ja pohjaveden muodostumisen arvioiden keskiarvoihin, on laskettu taulukossa 3.14 esitetyistä arvoista. Vedenoton vaihteluvälin pienimmän ja suurimman arvon erot vedenoton keskiarvosta on esitetty muutosprosentteina taulukossa 4.2 ja pohjaveden muodostumisen arvion vaihteluvälin pienimpien ja suurimpien arvojen erot keskiarvosta on esitetty taulukossa 4.3.

Taulukko 4.2. Aakkulanharjun haitta-ainekuormitukset ja vedenottoon suhteutetut haitta-ainekuormitukset valumakertoimien ja vedenoton arvojen vaihteluvälin suurimmilla ja pienimmillä arvoilla laskettuna. Lähtötietojen vaihteluvälien ääriarvoilla lasketut kuormitukset ja kuormitusten ja vedenoton suhteet ilmoitetaan muutosprosentteina ensisijaisilla valumakertoimilla ja vedenoton keskiarvolla lasketuista kuormituksista ja vedenottoon suhteutetuista kuormituksista.

	Pienin muutosprosentti	Suurin muutosprosentti
Kuormitus (m_a)	-19,3%... -26,1 %	+16,1%...+26,7 %
Vedenotto ($V_{\text{ved.otto, a}}$)	-17,9 %	+8,9 %
Suhde (m_a)/($V_{\text{ved.otto, a}}$)	-25,9 %... -32,1 %	+41,4%...+54,3 %

Valumakertoimien ja vedenoton vaihteluvälien ääriarvoilla laskettuina kuormitusten ja vedenoton suhteet pienenevät enintään -32,1 % ja kasvavat enintään 54,3 % ensisijaisilla valumakertoimilla lasketun kuormituksen ja keskiarvoisen vedenoton suhteesta (taulukko 4.2). Vastaavasti valumakertoimien ja pohjaveden muodostumisen arvion vaihteluvälien ääriarvoilla lasketut kuormitusten ja pohjaveden muodostumisen suhteet poikkeavat enintään -45,5 % ja +56,8 % ensisijaisilla valumakertoimilla ja keskiarvoisella pohjaveden muodostumisen arviolla lasketusta (taulukko 4.3).

Taulukko 4.3. Aakkulanharjun haitta-ainekuormitukset ja pohjaveden muodostumiseen suhteutetut haitta-ainekuormitukset valumakertoimien ja sadannan arvojen vaihteluvälin suurimmilla ja pienimmillä arvoilla laskettuna. Lähtötietojen vaihteluvälien ääriarvoilla lasketut kuormitukset ja kuormitusten ja pohjaveden muodostumisen suhteet ilmoitetaan muutosprosentteina ensisijaisilla valumakertoimilla ja pohjaveden muodostumisen keskiarvolla lasketuista kuormituksista ja pohjaveden muodostumiseen suhteutetuista kuormituksista.

	Pienin muutosprosentti	Suurin muutosprosentti
Kuormitus (m_a)	-19,3 %... -26,1 %	+16,1 %...+26,7 %
Muodostuminen ($V_{\text{muod, a}}$)	-19,2 %	+35,7 %
Suhde (m_a)/($V_{\text{muod, a}}$)	-40,5 %...-45,5 %	+43,7 %...+56,8 %

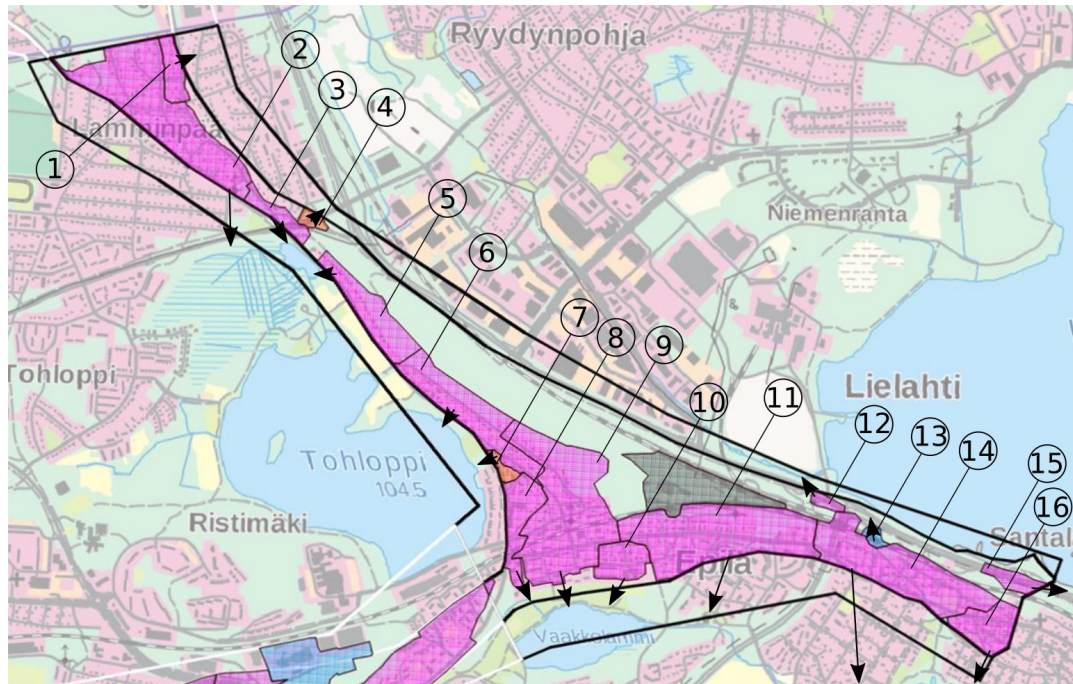
Herkkyysanalyysissä laskettuja suurimpia kuormitusten ja pohjaveden tilavuuden suhteita verrataan pohjaveden ympäristönlaatuunormeihin sekä talousveden laatuvaatimukseen ja -suositukseen taulukossa 4.4. Erona ensisijaisilla valumakertoimilla ja keskiarvoisilla pohjaveden tilavuuden arvioilla laskettuihin kuormitusten ja tilavuuden suhteisiin (taulukko 4.1) on etenkin se, että useamman haitta-aineiden kohdalla pohjaveden ympäristönlaatuunormi ylittyy vedenottoon suhteutetuilla kokonaiskuormituksilla ja että useamman haitta-aineen osalta muodostumisalueelle kohdistuvat kuormitukset ylittävät pohjaveden ympäristönlaatuunormin. Nikkelin ja lyijyn kokonaiskuormitukset ylittävät myös talousveden laatuvaatimukset.

Taulukko 4.4. Herkkyysanalyysin mukaiset suurimmat haitta-ainekuormitusten ja pohjaveden tilavuuden suhteet verrattuna pohjaveden ympäristölaatuunormeihin, talousveden laatuvaatimukseen ja -suositukseen Aakkulanharjulla. Vaaleanpunainen (*): maksimipitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatuunormin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Violetti (**): keskiarvoisilla pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatuunormin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Tummanvioletti (***) : pienimmillä pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatuunormin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suositusta. Sarake on merkitty harmaalla, mikäli aineelle ei ole talousveden laatuvaatimusta/-suositusta. Tyhjä solu tarkoittaa, että pohjaveden tilavuuteen suhteutettu kuormitus ei ylitä talousveden laatuvaatimusta-, suositusta tai pohjaveden ympäristölaatuunormia.

Pohjaveden ympäristölaatuunormit													
	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Co	Hg	Cu	As	SO ₄ ⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ -N
m(yht)/V(muodost)	***	**	**	**	**	***	***	**				***	***
m(sis)/V(muodost)	**	*	**	*	*	**	**	*				**	**
m(yht)/V(ved. otto)	*		*			*	*					**	
m(sis)/V(ved. otto)												*	
Talousveden laatuvaatimukset/-suositukset													
m(yht)/V(muodost)		*		*									***
m(sis)/V(muodost)													
m(yht)/V(ved. otto)													
m(sis)/V(ved. otto)													

4.4 Maankäyttö ja hulevesiverkosto Epilänharju-Villilä A:lla

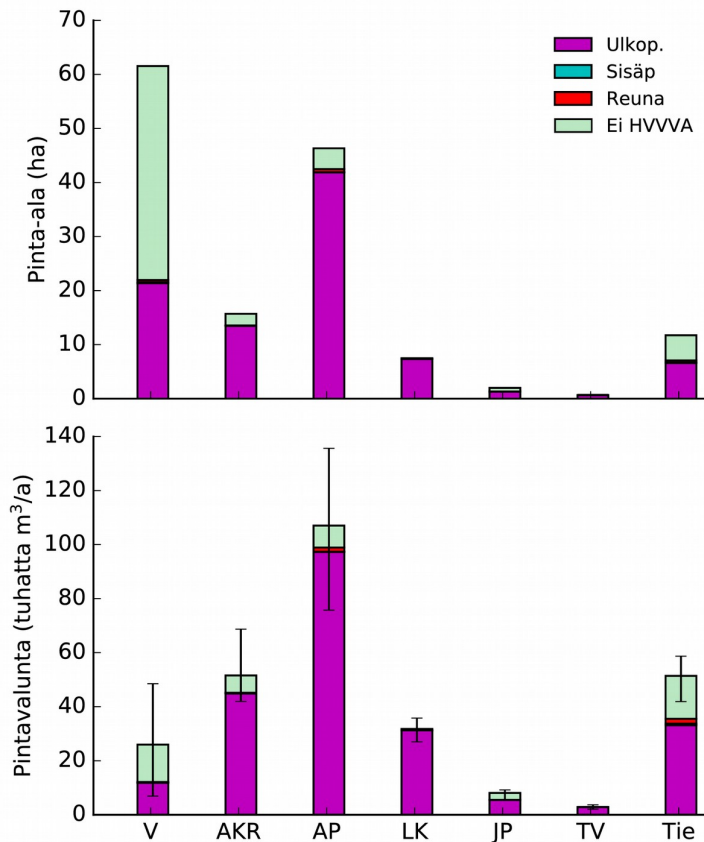
Epilänharju-Villilä A:n hulevesiviemäreiden valuma-alueet esitetään kuvassa 4.5. Epilänharju-Villilä A:lla hulevesiviemäriverkostot purkavat hulevedet lähes täysin muodostumisalueen ulkopuolelle. Valuma-alueiden 8 ja 9 purkupisteet sijaitsevat hulevesiverkostokartan mukaan muodostumisalueella, mutta maastokäynnin perusteella valuma-alueen 9 hulevesiviemäriin purkupiste sijaitsee tosiasiaa Vaakkolammin rantaviivan tuntumassa. Valuma-alueen 8 hulevesiviemäri toimii purku-uomana Tohlopista Vaakkolammiin laskeville vesille, jolloin hulevedet käytännössä sekoittuvat suurehkoon tilavuuteen järvivettä. Uoma kulkee purona vähän matkaa muodostumisalueella, mutta virtaavaan järviveteen laimenemisen vuoksi valuma-alueen 8 hulevesikuormituksen on katsottu kohdistuvan muodostumisalueen ulkopuolelle.



Kuva 4.5. Hulevesiviemäreiden valuma-alueet Epilänharju-Villilä A:lla. Violetilla merkityiltä alueilta hulevedet johdetaan muodostumisalueen ulkopuolelle, oranssilla merkityiltä alueilta lähelle muodostumisalueen reunaan ja sinisellä merkityiltä alueilta muodostumisalueen sisäpuolelle. Nuolet osoittavat valuma-alueen hulevesiviemärin purkupisteen likimääräisen sijainnin hulevesiverkostokartan mukaan. Taustakartta on Maanmittauslaitoksen Taustakarttasarjan (1/2017) aineistoa.

Valuma-alueen 11 pohjoispuolella sijaitsee Lielahden voimalaitos. Kuvassa 4.5 voimalaitoksen valuma-alue on merkitty harmaalla. Voimalaitoksen valuma-alueelta hulevedet johdetaan ympäristöluvan mukaan muodostumisalueen ulkopuolelle ilmeisesti laitoksen omissa hulevesiviemäreissä (Länsi- ja Sisä-Suomen aluehallintovirasto, 2014). Alueen kuormituksia ei ole laskettu tässä työssä.

Epilänharju-Villilä A:n maankäyttöihin liittyvät pinta-alat ja pintavalunnat esitetään kuvassa 4.6. Pientaloalueet ovat selkeästi suurin maankäyttötyyppi niin pinta-alansa kuin muodostuvan pintavalunnan tilavuuden puolesta, mikäli viheralueita ei oteta huomioon. Teiden sekä kerros- ja rivitaloalueiden pintavalunnat ovat noin puolet pientaloalueiden pintavalunnoista.



Kuva 4.6. Maankäyttäjien pinta-alat ja pintavalunnat Epilänharju-Villilä A:lla. Ulkop. = alat/pintavalunnat valuma-alueilta, joiden hulevesiviemärin purkupiste on muodostumisalueen ulkopuolella; Reuna = alat/pintavalunnat valuma-alueilta, joiden hulevesiviemärin purkupiste on muodostumisalueen ulkopuolella, mutta alle 11 m etäisyydellä; ei HVVVA = alat/pintavalunnat hulevesiviemärin valuma-alueiden ulkopuolelle jäävältä muodostumisalueen alalta. Pintavalunnat on laskettu keskimääräisellä vuosisadannalla ja kuvassa esitetty vaihteluväli kuvaa pienimmillä ja suurimmilla valumakertoimilla laskettua pintavaluntaa.

4.5 Haitta-ainekuormitukset Epilänharju-Villilä A:lla

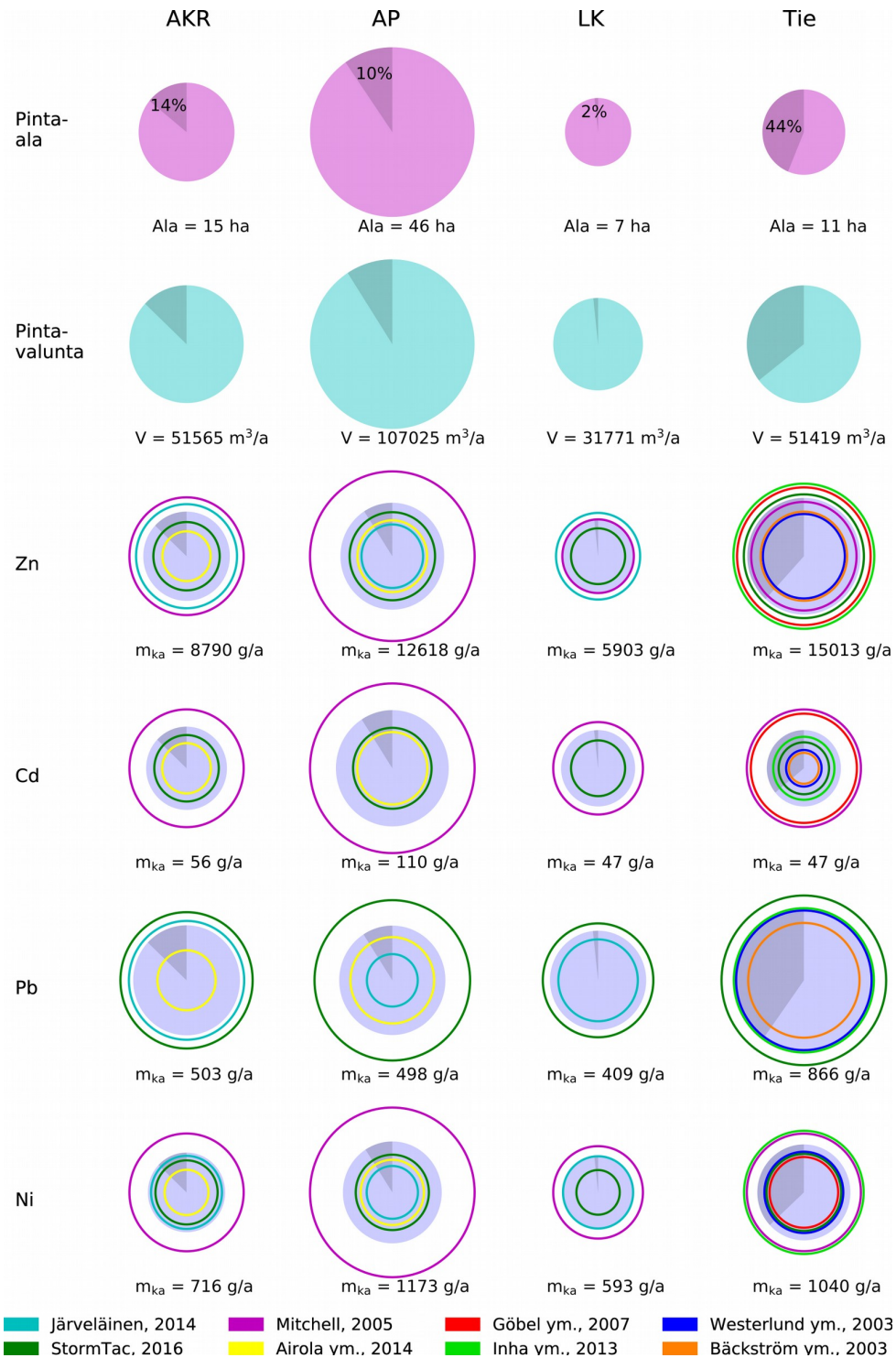
Tutkittujen haitta-aineiden pohjaveden tilavuuteen suhteutetut kuormitukset verrattuna talousveden laatuvaatimukseen ja pohjaveden ympäristölaatunormiin esitetään taulukossa 4.5. Pohjaveden ympäristölaatunormit ylittyvät lähes kaikkien haitta-aineiden kokonaiskuormituksilla suhteessa sekä vedenottoon että pohjaveden muodostumiseen. Talousveden laatuvaatimukset ylittyvät tarkastelussa lyijyn, nikkelin ja ammoniumtyypen kokonaiskuormituksilla ja tällöin ainoastaan tarkasteltaessa kokonaiskuormituksia suhteessa pohjaveden muodostumiseen. Kuten kuvista 4.5 ja 4.6 voidaan huomata, suurin osa hulevesiviemäreistä purkaa muodostumisalueen ulkopuolelle, minkä vuoksi pohjaveden tilavuuteen suhteutetut pohjaveden muodostumisalueelle kohdistuvat haitta-ainekuormitukset eivät kloridia lukuun ottamatta ylitä pohjaveden ympäristölaatunormia.

Taulukko 4.5. Pohjaveden tilavuuteen suhteutetut haitta-ainekuormitukset, jotka ylittävät talousveden laatuvaatimukset, -suositukset ja pohjaveden ympäristölaatonormit Epilänharju-Villilä A:lla. Vaaleanpunainen (*): maksimipitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatonormin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Violetti (**): keskiarvoisilla pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatonormin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Tummanvioletti (***) : pienimmillä pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatonormin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Sarake on merkitty harmaalla, mikäli aineelle ei ole talousveden laatuvaatimusta/-suositusta. Tyhjä solu tarkoittaa, että pohjaveden tilavuuteen suhteutettu kuormitus ei ylitä talousveden laatuvaatimusta-, suositusta tai pohjaveden ympäristölaatonormia.

Pohjaveden ympäristölaatonormit													
	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Co	Hg	Cu	As	SO ₄ ⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ -N
m(yht)/V(muodost)	**	**	**	**	*	***	**	**				***	***
m(sis)/V(muodost)												*	
m(yht)/V(ved. otto)	*	*	*	*		**	**	*				**	**
m(sis)/V(ved. otto)												*	
Talousveden laatuvaatimukset/-suositukset													
m(yht)/V(muodost)		*		*									**
m(sis)/V(muodost)													
m(yht)/V(ved. otto)													
m(sis)/V(ved. otto)													

Pintavalunnan perusteella merkittävimpien maankäyttöjen tuottamia haitta-ainekuormituksia esitetään kuvassa 4.7. Eri maankäyttöjen aiheuttamien kuormitusten väliset erot ovat yleisesti ottaen pienemmät kuin eri kirjallisuuslähteiden perusteella lasketut haitta-aineen kuormitukset yksittäiselle maankäytölle. Maankäyttöjen kuormitusten keskiarvojen erot ovat suurimmillaan noin kolminkertaisia.

Pientaloalueiden kuormitusten keskiarvot lyijyä lukuun ottamatta ovat noin kaksinkertaiset liikealueiden ja kerros- ja rivitaloalueiden kuormituksiin verrattuna, mikä johtuu pientaloalueiden muihin maankäyttöihin verrattuna moninkertaisesta pinta-alasta. Pientaloalueiden suuret kuormitukset johtuvat toisaalta pitkälti Mitchellin (2005) tietokannan kaikille asuinalueille yhteisistä pitoisuusarvoista.



Kuva 4.7. Maankäyttökohtaiset haitta-ainekuormitukset Epilänharju-Villilä A:lla. Ympyrän ala kuvaa haitta-aineen kuormitusta suhteessa haitta-aineen kuormitukseen muilta maankäytöiltä. Värikkäät kehät osoittavat yksittäisestä lähteestä peräisin olevalla huleveden pitoisuuden arvolla lasketun kuormituksen ja taustalla oleva sininen ympyrä kuvaa maankäytön kuormitusta eri kirjallisuuslähteiden keskiarvolla laskettuna. Tummennettu sektori kuvaa muodostumisalueelle kohdistuvaa osuutta kuormituksesta ja pintavalunnasta tai sitä osuutta maankäytön pinta-alasta, josta hulevedet päätyvät muodostumisalueelle.

4.6 Herkkyysanalyysi Epilänharju-Villilä A:n haitta-ainekuormituksille

Valumakertoimien muuttaminen vaihteluvälin suurimpaan päähän kasvatti haitta-aineiden kuormituksia haitta-aineesta riippuen noin 16,5-28,9 % ensisijaisilla valumakertoimilla lasketuista kuormituksista. Kuormitukset pienenivät ensisijaisilla valumakertoimilla lasketuista kuormituksista noin 19,4-27,5 % kun ne laskettiin vaihteluvälin pienimmillä valumakertoimilla. Herkkyysanalyysin tulokset kuormitusten osalta ilmoitetaan tarkemmin liitteessä C2.

Taulukko 4.6. Epilänharju-Villilä A:n haitta-ainekuormitukset ja vedenottoon suhteutetut haitta-ainekuormitukset valumakertoimien ja vedenoton arvojen vaihteluvälin suurimmilla ja pienimmillä arvoilla laskettuna. Lähtötietojen vaihteluvälien ääriarvoilla lasketut kuormitukset ja kuormitusten ja vedenoton suhteet ilmoitetaan muutosprosentteina ensisijaisilla valumakertoimilla ja vedenoton keskiarvolla lasketuista kuormituksista ja vedenottoon suhteutetuista kuormituksista.

	Pienin muutosprosentti	Suurin muutosprosentti
Kuormitus (m_a)	-19,4 %... -27,5 %	+16,5 %... +28,9 %
Vedenotto ($V_{\text{ved.otto, a}}$)	-13,9 %	+7,4 %
Suhde (m_a)/($V_{\text{ved.otto, a}}$)	-24,9 %... -32,5 %	+35,3 %... +49,7 %

Vedenoton vaihteluvälin pienimmän ja suurimman arvon erot vedenoton keskiarvoon on esitetty muutosprosentteina taulukossa 4.6 ja pohjaveden muodostumisen arvon vaihteluvälin pienimpien ja suurimpien arvojen erot keskiarvoon on esitetty taulukossa 4.7. Valumakertoimien ja vedenoton vaihteluvälien ääriarvoilla laskettuina kuormitusten ja vedenoton suhteet pienenevät enintään -32,5 % ja kasvavat enintään 49,7 % ensisijaisilla valumakertoimilla lasketun kuormituksen ja keskiarvoisen vedenoton suhteesta. Vastaavasti valumakertoimien ja pohjaveden muodostumisen arvon vaihteluvälien ääriarvoilla lasketut kuormitusten ja pohjaveden muodostumisen suhteet poikkeavat enintään -46,6 % ja +59,5 % ensisijaisilla valumakertoimilla ja sadannan keskiarvolla lasketusta.

Taulukko 4.7. Epilänharju-Villilä A:n haitta-ainekuormitukset ja pohjaveden muodostumiseen suhteutetut haitta-ainekuormitukset valumakertoimien ja sadannan arvojen vaihteluvälin suurimmilla ja pienimmillä arvoilla laskettuna. Lähtötietojen vaihteluvälien ääriarvoilla lasketut kuormitukset ja kuormitusten ja pohjaveden muodostumisen suhteet ilmoitetaan muutosprosentteina ensisijaisilla valumakertoimilla ja pohjaveden muodostumisen keskiarvolla lasketuista kuormituksista ja pohjaveden muodostumiseen suhteutetuista kuormituksista.

	Pienin muutosprosentti	Suurin muutosprosentti
Kuormitus (m_a)	-19,4 %... -27,5 %	+16,5 %... +28,9 %
Muodostuminen ($V_{\text{muod, a}}$)	-19,2 %	+35,7 %
Suhde (m_a)/($V_{\text{muod, a}}$)	-40,5 %... -46,6 %	+44,2 %... +59,5 %

Herkkyysanalyysissä laskettuja suurimpia haitta-ainekuormitusten ja pohjaveden tilavuuden suhteita verrataan pohjaveden ympäristölaatuunormeihin sekä talusveden laatuvaatimuksiin ja -suositukseen taulukossa 4.8. Erona ensisijaisilla valumakertoimilla ja keskiarvoisella sadannalla ja vedenotolla laskettuihin pohjaveden tilavuuteen suhteutettuihin kuormituksiin (taulukko 4.5) on etenkin se, että useampien haitta-aineiden kohdalla pohjaveden ympäristölaatuunormi ylittyy huleveden keskiarvoisilla ja pienimmillä pitoisuuksilla lasketuilla haitta-ainekuormituksilla. Myös useamman haitta-aineen muodostumisalueelle kohdistuvat pohjaveden muodostumiseen suhteutetut kuormitukset ylittävät pohjaveden ympäristölaatuunormin.

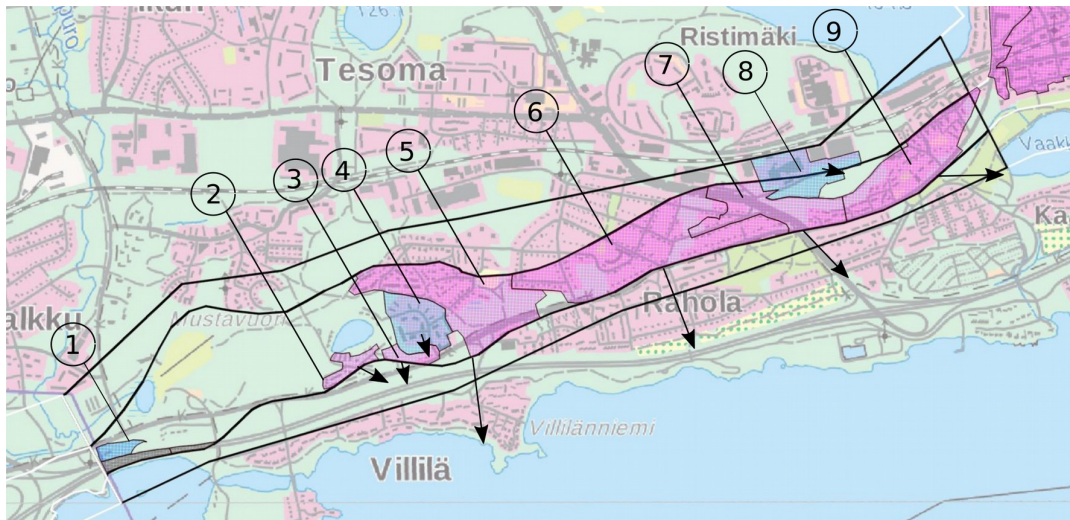
Taulukko 4.8. Herkkyysanalyysin mukaiset suurimmat haitta-ainekuormitusten ja pohjaveden tilavuuden suhteet verrattuna pohjaveden ympäristölaatuunormeihin, talusveden laatuvaatimuksiin ja -suositukseen Epilänharju-Villilä A:lla. Vaaleanpunainen (*): maksimipitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatuunormin tai talusveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Violetti (**): keskiarvoisilla pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatuunormin tai talusveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Tummanvioletti (***): pienimmillä pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatuunormin tai talusveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Sarake on merkitty harmaalla, mikäli aineelle ei ole talusveden laatuvaatimusta/-suositusta. Tyhjä solu tarkoittaa, että pohjaveden tilavuuteen suhteutettu kuormitus ei ylitä talusveden laatuvaatimusta-, suositusta tai pohjaveden ympäristölaatuunormia.

Pohjaveden ympäristölaatuunormit													
	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Co	Hg	Cu	As	SO ₄ ⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ -N
m(yht)/V(muodost)	***	***	***	**	**	***	***	***	*			***	***
m(sis)/V(muodost)	*		*			*	*					**	
m(yht)/V(ved. otto)	**	*	**	*	*	**	**	*				**	***
m(sis)/V(ved. otto)												*	
Talusveden laatuvaatimukset/-suositukset													
m(yht)/V(muodost)		**		*								*	***
m(sis)/V(muodost)													
m(yht)/V(ved. otto)													*
m(sis)/V(ved. otto)													

4.7 Maankäyttö ja hulevesiverkosto Epilänharju-Villilä B:llä

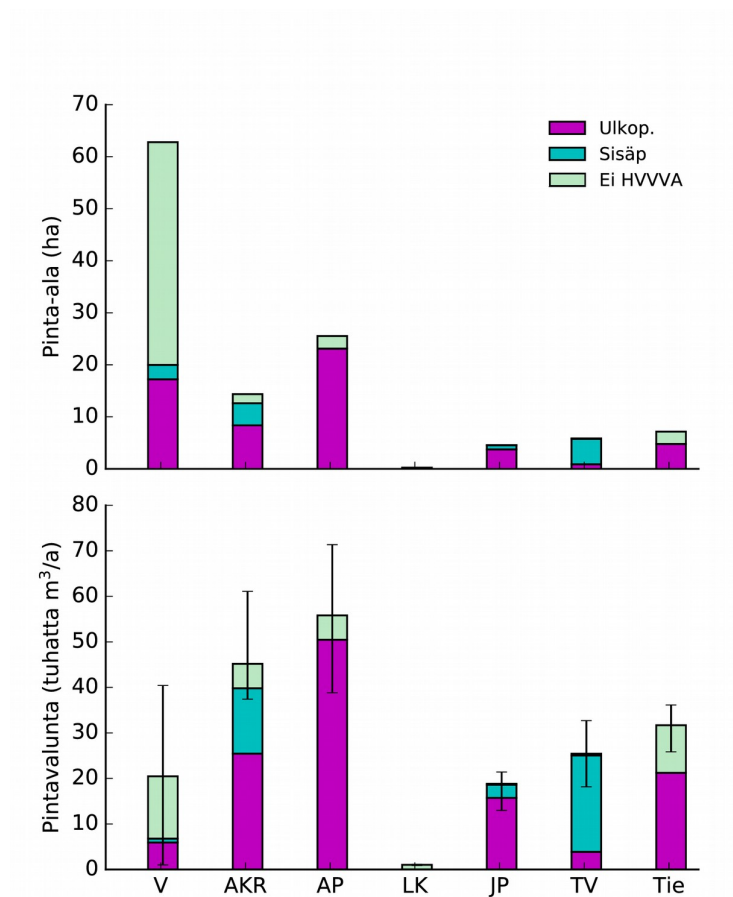
Epilänharju-Villilä B:n hulevesiverkoston valuma-alueet esitetään kuvassa 4.8. Muodostumisalueen länsireunassa osa valtatie 12:sta on merkitty harmaalla. Tiellä on vedenottamon läheisyydessä pohjavesisuojaus (Järvinen, 2016), joten tien kuormituksia ei ole laskettu tässä työssä.

Hulevesiviemäriverkostot valuma-alueilla 1, 4 ja 8 purkavat muodostumisalueelle. Valuma-alueella 1 sijaitsee Mustalammin pohjavedenottamo. Pohjavedenottamon alueella kulkevan hulevesiviemärin purkupisteen sijainti on hulevesiverkostokartan perusteella epäselvä, mutta viemäri ei ulotu kiinteistön ulkopuolelle. Valuma-alueella 4 sijaitsee kerros- ja rivitaloaluetta ja alueen hulevesiviemäriverkosto purkaa hulevedet valuma-alueelle 3 Nokiantien vierellä kulkevaan avo-ojaan. Avo-ojan pituus on noin 30-40 m, minkä jälkeen virtausreitti verkostokartan mukaan jatkuu hulevesiviemäriputkena valuma-alueen 3 ulkopuolelle. Valuma-alueella 8 sijaitsee teollisuus- ja varastoaluetta ja Raholan lämpökeskus (Pirkanmaan ympäristökeskus, 2005). Asemakaavan mukaiset kaavamerkinnot alueella ovat: TT, TTV ja YT. Hulevesiviemärin purkupiste on aivan muodostumisalueen rajan tuntumassa.



Kuva 4.8. Hulevesiviemäreiden valuma-alueet Epilänharju-Villilä B:llä. Violetilla merkityiltä alueilta hulevedet johdetaan muodostumisalueen ulkopuolelle ja sinisellä merkityiltä alueilta muodostumisalueen sisäpuolelle. Nuolet osoittavat valuma-alueen hulevesiviemärin purkupisteen likimääräisen sijainnin. Taustakartta on Maanmittauslaitoksen Taustakarttasarjan (1/2017) aineistoa.

Maankäyttöjen pinta-alat ja pintavalunnat esitetään kuvassa 4.9. Viheralueita lukuun ottamatta merkittävimmät maankäytön muodot ovat asuinalueet niin pinta-alan kuin pintavalunnan osalta. Suurin osa teollisuusalueista on viemäroity niin, että hulevedet puretaan muodostumisalueen sisäpuolelle. Tiejä pinta-alasta noin kolmasosa on hulevesiviemärin valuma-alueen ulkopuolella, jolloin kuormituksen lasketaan kohdistuvan muodostumisalueelle.



Kuva 4.9. Maankäyttäjien pinta-alat ja pintavalunnat Epilänharju-Villilä B:llä. Ulkop. = alat/pintavalunnat valuma-alueilta, joiden hulevesiviemärin purkupiste on muodostumisalueen ulkopuolella; Sisöp. = alat/pintavalunnat valuma-alueilta, joiden hulevesiviemärin purkupiste on muodostumisalueella; ei HVVVA = alat/pintavalunnat hulevesiviemärin valuma-alueiden ulkopuolisilta alueilta. Pintavalunnat on laskettu keskimääräisellä vuosisadannalla ja kuvassa esitetty vaihteluväli kuvaa pienimmillä ja suurimmilla valumakertoimilla laskettua pintavaluntaa.

4.8 Haitta-ainekuormitukset Epilänharju-Villilä B:llä

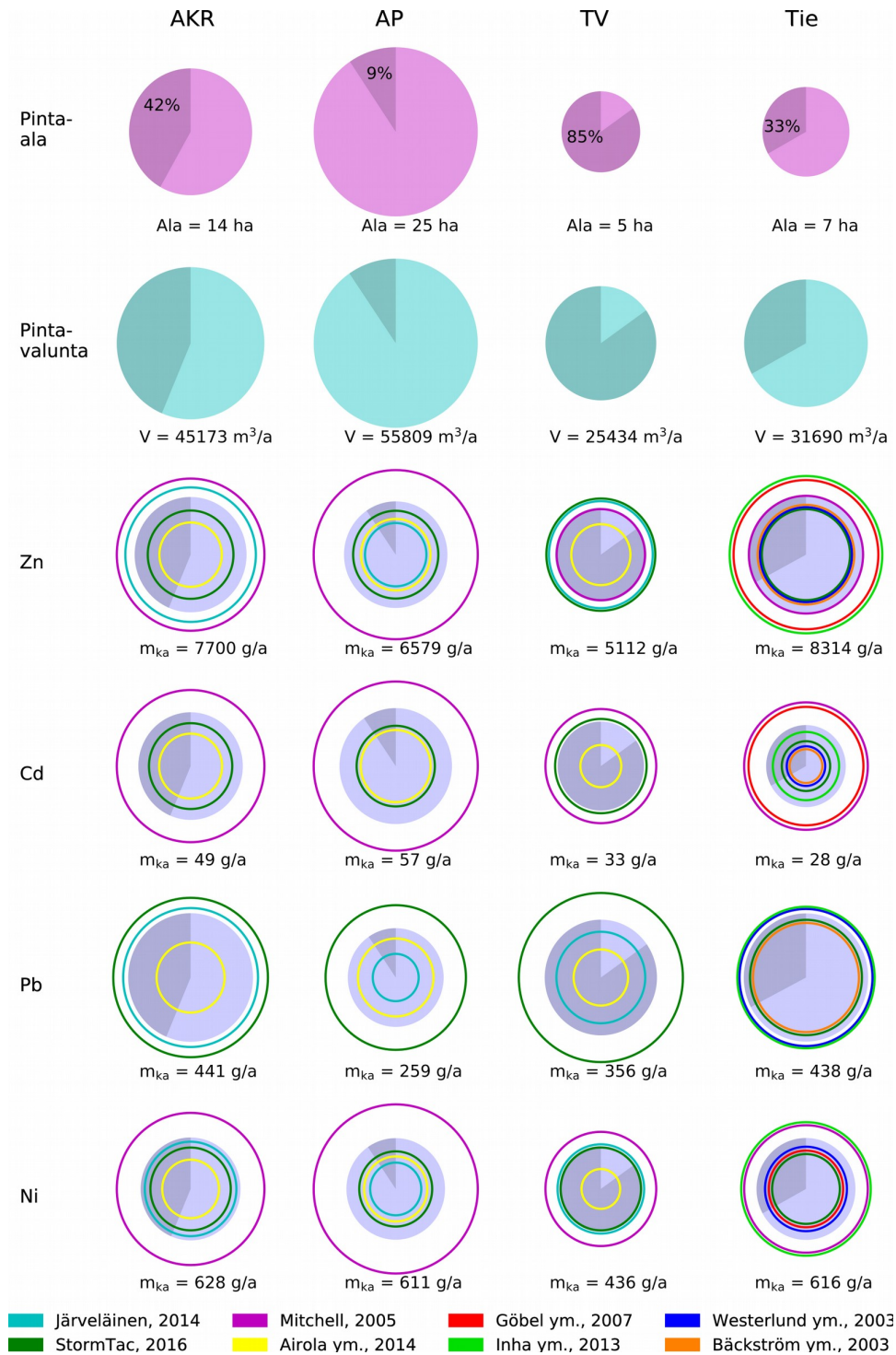
Talousveden laatuvaatimukset, -suositukset tai pohjaveden ympäristölaatunormit ylittävät haitta-ainekuormitukset on esitetty taulukossa 4.9. Lasketut haitta-ainekuormitukset ylittävät sekä talousveden laatuvaatimuksen ja -suosituksen että pohjaveden ympäristölaatunormin harvemmin kuin Aakkulanharjulla tai Epilänharju-Villilä A:lla.

Kokonaiskuormitukset suhteutettuna pohjaveden muodostumiseen ylittävät pohjaveden ympäristölaatunormin kaikilla haitta-aineilla arseenia, sulfaattia ja nitraattia lukuun ottamatta. Talousveden laatuvaatimus ylittyy ammoniumtyyppellä.

Taulukko 4.9. Pohjaveden tilavuuteen suhteutetut haitta-ainekuormitukset, jotka ylittävät talousveden laatuvaatimukset, -suositukset ja pohjaveden ympäristönlaatu normit Epilänharju-Villilä B:llä. Pohjaveden tilavuuteen suhteutettuja kuormituksia verrataan pohjaveden ympäristönlaatu normiin ja talousveden laatuvaatimukseen/-suositukseen. Vaaleanpunainen (*): maksimipitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristönlaatu normin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Violetti (**): keskiarvoisilla pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristönlaatu normin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Tummanvioletti (***) : pienimmillä pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristönlaatu normin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Sarake on merkitty harmaalla, mikäli aineelle ei ole talousveden laatuvaatimusta/-suositusta. Tyhjä solu tarkoittaa, että pohjaveden tilavuuteen suhteutettu kuormitus ei ylitä talousveden laatuvaatimusta-, suositusta tai pohjaveden ympäristönlaatu normia.

Pohjaveden ympäristönlaatu normit													
	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Co	Hg	Cu	As	SO ₄ ⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ -N
m(yht)/V(muodost)	**	*	**	*	*	**	**	*				**	***
m(sis)/V(muodost)			*				*					*	
m(yht)/V(ved. otto)			*				*					*	
m(sis)/V(ved. otto)													
Talousveden laatuvaatimukset/-suositukset													
m(yht)/V(muodost)													*
m(sis)/V(muodost)													
m(yht)/V(ved. otto)													
m(sis)/V(ved. otto)													

Pintavalunnaltaan suurimpien maankäyttötyyppien kuormitukset Epilänharju-Villilä B:llä esitetään kuvassa 4.10. Kuten muillakin tutkimusalueilla, myös Epilänharju-Villilä B:llä haitta-ainekuormitukset laskettuna yksittäisiin kirjallisuuslähteisiin perustavilla pitoisuusarvoilla eroavat toisistaan enemmän kuin eri maankäyttöille lasketut kuormitusten keskiarvot. Kuvassa 4.10 tutkittujen maankäyttöjen välille ei muodostu selkeitä eroja. Kun tarkastellaan eri haitta-ainepitoisuuksien keskiarvoilla laskettuja kuormituksia, ei yksikään maankäyttö tuota useamman haitta-aineen osalta muita maankäyttöjä suurempia kuormituksia. Teollisuus- ja varastoalueiden keskiarvoiset sinkki- ja nikkeli-kuormitukset ovat pienemmät kuin muiden maankäyttöjen vastaavat kuormitukset.



Kuva 4.10. Maankäyttökohtaiset haitta-ainekuormitukset Epilänharju-Villilä B:llä. Ympyrän ala kuvaa haitta-aineen kuormitusta suhteessa haitta-aineen kuormitukseen muilta maankäytöiltä. Värikkäät kehät osoittavat yksittäisestä kirjallisuustilanteesta peräisin olevalla huleveden pitoisuuden arvolla lasketun kuormituksen ja taustalla oleva sininen ympyrä kuvaa maankäytön kuormitusta eri kirjallisuustilanteiden keskiarvolla laskettuna. Tummennettu sektori kuvaa muodostumisalueelle kohdistuvaa osuutta kuormituksesta ja pintavalunnasta tai sitä osuutta maankäytön pinta-alasta, josta hulevedet päätyvät muodostumisalueelle.

4.9 Herkkyysanalyysi Epilänharju-Villilä B:n haitta-ainekuormituksille

Valumakertoimien muuttaminen ensisijaisista valumakertoimista vaihteluvälin suurimpiin arvoihin kasvatti haitta-aineiden kuormituksia haitta-aineesta riippuen 19,3-33,4 %. Kuormitukset pienenivät 21,8-32,3 % kun ne laskettiin vaihteluvälin pienimmillä valumakertoimilla. Herkkyystarkastelun tulokset haitta-ainekuormitusten osalta ilmoitetaan tarkemmin liitteessä C3.

Taulukko 4.10. Epilänharju-Villilä B:n haitta-ainekuormitukset ja vedenottoon suhteutetut haitta-ainekuormitukset valumakertoimien ja vedenoton arvojen vaihteluvälin suurimmilla ja pienimmillä arvoilla laskettuna. Lähtötietojen vaihteluvälien ääriarvoilla lasketut kuormitukset ja kuormitusten ja vedenoton suhteet ilmoitetaan muutosprosentteina ensisijaisilla valumakertoimilla ja vedenoton keskiarvolla lasketuista kuormituksista ja vedenottoon suhteutetuista kuormituksista.

	Pienin muutosprosentti	Suurin muutosprosentti
Kuormitus (m_a)	-21,8 %... -32,3 %	+19,3 %...+33,4 %
Vedenotto ($V_{\text{ved.otto, a}}$)	-51,6 %	+30,0 %
Suhde (m_a)/($V_{\text{ved.otto, a}}$)	-40,0 %... -47,9 %	+146 %...+176 %

Vedenoton vaihteluvälin pienimmän ja suurimman arvon erot vedenoton keskiarvosta on esitetty muutosprosentteina taulukossa 4.10 ja pohjaveden muodostumisen arvion vaihteluvälin pienimpien ja suurimpien arvojen erot keskiarvosta on esitetty taulukossa 4.11. Valumakertoimien ja vedenoton vaihteluvälien ääriarvoilla laskettuina kuormitusten ja vedenoton suhteet pienenevät enintään -47,9 % ja kasvavat enintään 176 % ensisijaisilla valumakertoimilla lasketun kuormituksen ja keskiarvoisen vedenoton suhteesta. Vastaavasti valumakertoimien ja pohjaveden muodostumisen arvion vaihteluvälien ääriarvoilla lasketut kuormitusten ja pohjaveden muodostumisen suhteet poikkeavat enintään -50,1 % ja +65,1 % ensisijaisilla valumakertoimilla ja sadannan keskiarvolla lasketusta.

Taulukko 4.11. Epilänharju-Villilä B:n haitta-ainekuormitukset ja pohjaveden muodostumiseen suhteutetut haitta-ainekuormitukset valumakertoimien ja sadannan arvojen vaihteluvälin suurimmilla ja pienimmillä arvoilla laskettuna. Lähtötietojen vaihteluvälien ääriarvoilla lasketut kuormitukset ja kuormitusten ja pohjaveden muodostumisen suhteet ilmoitetaan muutosprosentteina ensisijaisilla valumakertoimilla ja pohjaveden muodostumisen keskiarvolla lasketuista kuormituksista ja pohjaveden muodostumiseen suhteutetuista kuormituksista.

	Pienin muutosprosentti	Suurin muutosprosentti
Kuormitus (m_a)	-21,8 %... -32,3 %	+19,3 %...+33,4 %
Muodostuminen ($V_{\text{muod, a}}$)	-19,2 %	+35,7 %
Suhde (m_a)/($V_{\text{muod, a}}$)	-42,4 %...-50,1 %	+47,6 %...+65,1 %

Herkkyysanalyysissä laskettuja suurimpia haitta-ainekuormitusten ja pohjaveden tilavuuden suhteita verrataan pohjaveden ympäristölaatuunormiin sekä talousveden laatuvaatimuksiin ja -suosituksiin taulukossa 4.12. Erona ensisijaisilla valumakertoimilla ja keskiarvoisella pohjaveden muodostumisen arviolla ja vedenotolla laskettuihin pohjaveden tilavuudella suhteutettuihin kuormituksiin on etenkin se, että useiden haitta-aineiden kohdalla pohjaveden ympäristölaatuunormi ylittyy verrattaessa kokonaiskuormituksia vedenottoon ja että useamman haitta-aineen osalta muodostumisalueelle kohdistuvat vedenottoon ja pohjaveden muodostumiseen suhteutetut haitta-ainekuormitukset ylittävät pohjaveden ympäristölaatuunormin. Nikkelin, lyijyn ja kloridin pohjaveden muodostumiseen suhteutetut kokonaiskuormitukset ylittävät myös talousveden laatuvaatimuksen.

Taulukko 4.12. Herkkyysanalyysin mukaiset suurimmat haitta-ainekuormitusten ja pohjaveden tilavuuden suhteet verrattuna pohjaveden ympäristölaatuunormeihin, talousveden laatuvaatimuksiin ja -suosituksiin Epilänharju-Villilä B:llä. Vaaleanpunainen (*): maksimipitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatuunormin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Violetti (**): keskiarvoisilla pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatuunormin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Tummanvioletti (***): pienimmillä pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristölaatuunormin tai talousveden laatuvaatimuksen/-suosituksen. Sarake on merkitty harmaalla, mikäli aineelle ei ole talousveden laatuvaatimusta/-suositusta. Tyhjä solu tarkoittaa, että pohjaveden tilavuuteen suhteutettu kuormitus ei ylitä talousveden laatuvaatimusta-, suositusta tai pohjaveden ympäristölaatuunormia.

Pohjaveden ympäristölaatuunormit													
	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Co	Hg	Cu	As	SO ₄ ⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ -N
m(yht)/V(muodost)	**	**	**	**	*	**	**	**				**	***
m(sis)/V(muodost)	*	*	*			*	*					**	*
m(yht)/V(ved. otto)	**	*	**	*	*	**	**	*				**	***
m(sis)/V(ved. otto)			*				*					*	
Talousveden laatuvaatimukset/-suositukset													
m(yht)/V(muodost)		*		*									**
m(sis)/V(muodost)													
m(yht)/V(ved. otto)													
m(sis)/V(ved. otto)													

4.10 Ominaiskuormitukset

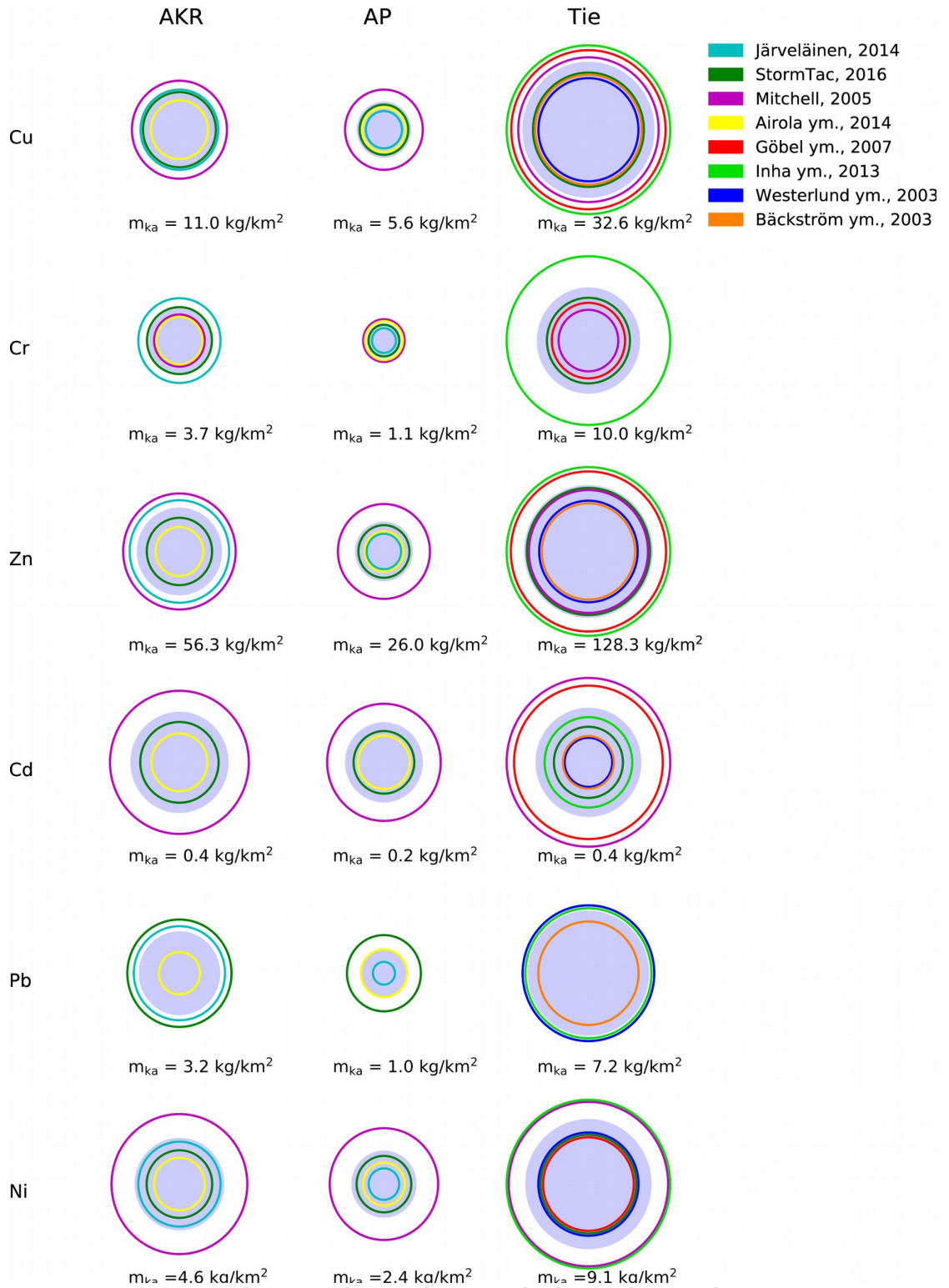
Eri maankäyttötyyppien merkittävyyttä huleveden haitta-ainekuormitusten muodostumisessa voidaan arvioida maankäyttötyypeille laskettujen ominaiskuormitusten avulla. Maankäyttötyypeille laskettujen ominaiskuormitusten erot ovat seurausta eri maankäyt-

tötyyppien hulevesien haitta-ainepitoisuuksien eroista lähdeaineistoissa sekä eriävistä valumakertoimista. Ominaiskuormitukset on laskettu ensisijaisilla valumakertoimilla.

Hulevesien ominaiskuormitukset tutkimusalueiden teiltä ja asuinalueilta esitetään kuvassa 4.11. Kuvaan on valittu sellaiset maankäytöt, joiden osalta tutkimukseen on löydetty juuri kyseiseltä maankäytöltä mitattuja huleveden laatutietoja. Lisäksi kuvassa esiteltävät aineet on rajattu sellaisiin haitta-aineisiin, joiden pitoisuutta kyseisillä maankäyttöillä on arvioitu useiden lähteiden perusteella. Kaikkien haitta-aineiden ominaiskuormitukset ovat liitteessä B.

Ominaiskuormitusten keskiarvoista voidaan havaita eroja eri maankäyttöjen välillä. Kadmiumia lukuun ottamatta teiden keskiarvoiset ominaiskuormitukset ovat 4-10-kertaisia pientaloalueiden ominaiskuormitukseen nähden. Kerros- ja rivitaloalueiden ominaiskuormitukset ovat suurempia kuin pientaloalueiden ominaiskuormitukset ja pienempiä kuin teiden ominaiskuormitukset. Eri kirjallisuuslähteisiin perustuvilla huleveden haitta-ainepitoisuuksilla lasketut ominaiskuormitukset ovat toisinaan suuremmat kuin erot eri maankäyttöjen kuormitusarvioiden välillä. Tämä on havaittavissa etenkin kadmiumin ominaiskuormituksissa.

On myös syytä huomata, että suuri osa eroista johtuu erisuuruisista valumakertoimista. Omakotitaloalueen valumakertoimella 0,3 ja tien valumakertoimella 0,85 saataisiin samalla pitoisuuden arvolla tielle ominaiskuormitus, joka on noin kolme kertaa pientaloalueen ominaiskuormitus. Tämä ei kuitenkaan selitä kuvassa 4.11 havaittavia eroja kokonaan. Esimerkiksi lyijyn pitoisuusarvojen keskiarvolla laskettu kuormitus pientaloalueella on vain yksi seitsemäsosa teiden vastaavasta lyijykuormituksesta.



Kuva 4.11. *Haitta-aineiden ominaiskuormitukset asuinalueilta ja teiltä. Maankäytön ominaiskuormituksen suuruutta kuvataan suhteessa muiden maankäyttöjen ominaiskuormitukseen ympyrän aloina. Sininen ympyrä esittää ominaiskuormituksen eri kirjallisuuslähteiden mukaisten huleveden pitoisuuksien keskiarvona ja värikkäät kehät kuvaavat ominaiskuormituksia laskettuna yksittäisten lähteiden mukaisista huleveden pitoisuuksista.*

4.11 PAH-yhdisteiden ja öljyhiilivetyjen kuormitukset

PAH-yhdisteiden pitoisuutta hulevesissä arvioitiin aineistolla, joka on peräisin esimerkiksi Pariisin kaltaisista suurkaupungeista. PAH-yhdisteet otettiin tutkimukseen mukaan, jotta havaittaisiin, mikäli laaturajat ovat lähellä ylittymistä tämän aineiston perusteella laskettavilla kuormituksilla.

Pohjaveden tilavuuteen suhteutetut bentso(a)pyreenin kuormitukset sekä bentso(b)fluoranteenin, bentso(k)fluoranteenin, bentso(ghi)peryleenin ja indeno(1,2,3-cd)pyreenin summa ylittävät sekä pohjaveden ympäristönlaatonormit että talousveden laatuvaatimukset kaikilla tutkimusalueilla (taulukot 4.13 ja 4.14). Antraseenille on asetettu pohjaveden ympäristönlaatonormi mutta ei talousveden laatuvaatimusta tai -suositusta. Antraseenin pohjaveden tilavuuteen suhteutetut kuormitukset eivät ylittäneet pohjaveden ympäristönlaatonormia (taulukko 4.13).

Taulukko 4.13. Pohjaveden tilavuuteen suhteutetut PAH-yhdisteiden ja öljyhiilivetyjen kuormitukset, jotka ylittävät pohjaveden ympäristönlaatonormit. Vaaleanpunainen (*): maksimipitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristönlaatonormin. Violetti (**): keskiarvoisilla pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristönlaatonormin. Tummanvioletti (***) : pienimmillä pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää pohjaveden ympäristönlaatonormin. Sininen (x): Inhan ym. (2013) tutkimukseen perustuvalla teiden hulevesien öljyhiilivetyjen pitoisuuden arviolla laskettu öljyhiilivetykuormitus tiealueilta pohjaveden tilavuuteen suhteutettuna ylittää pohjaveden ympäristönlaatonormin. Tyhjä solu tarkoittaa, että pohjaveden tilavuuteen suhteutettu kuormitus ei ylitä talousveden laatuvaatimusta-, suositusta tai pohjaveden ympäristönlaatonormia. ANT=antraseeni, BaP=bentso(a)pyreeni, PAH4=Bentso(b)fluoranteeni, bentso(k)fluoranteeni, bentso(ghi)peryleeni ja indeno(1,2,3-cd)pyreeni yhteensä.

	Aakkulanharju				Epilänharju-Villilä A				Epilänharju-Villilä B			
	BaP	PAH4	ANT	C10-C40	BaP	PAH4	ANT	C10-C40	BaP	PAH4	ANT	C10-C40
m(yht)/V(muodost)	***	***		x	***	***		x	***	***		x
m(sis)/V(muodost)	***	***		x	**	**			***	***		
m(yht)/V(ved. otto)	***	**			***	***		x	***	***		
m(sis)/V(ved. otto)	**	**			**	*			**	*		

Hiilivetyindeksi C10-C40 -yhdisteryhmän kuormitus tiealueilta laskettiin Inha ym. (2013) maanteiden hulevesistä mittaamien pitoisuuksien perusteella, eli muista haitta-aineista poiketen kuormitukset on laskettu vain yhdeltä maankäytöltä. Kaikilla tutkimusalueilla pelkästään teiltä lasketut kokonaiskuormitukset ja Aakkulanharjulla myös pohjaveden muodostumisalueelle kohdistuvat kuormitukset ylittivät pohjaveden ympäristönlaatonormin.

Taulukko 4.14. Pohjaveden tilavuuteen suhteutetut PAH-yhdisteiden ja öljyhiilivetyjen kuormitukset, jotka ylittävät talousveden laatuvaatimukset. Vaaleanpunainen (*): maksimipitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää talousveden laatuvaatimuksen. Violetti (**): keskiarvoisilla pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää talousveden laatuvaatimuksen. Tummanvioletti (***) : pienimmillä pitoisuuksilla lasketun kuormituksen ja pohjaveden tilavuuden suhde ylittää talousveden laatuvaatimuksen. Tyhjä solu tarkoittaa, että pohjaveden tilavuuteen suhteutettu kuormitus ei ylitä talousveden laatuvaatimusta-, suositusta tai pohjaveden ympäristölaatunormia. ANT=antraseeni, BaP=bentso(a)pyreeni, PAH4=Bentso(b)fluoranteeni, bentso(k)fluoranteeni, bentso(ghi)peryleeni ja indeno(1,2,3-cd)pyreeni yhteensä.

	Aakkulanharju		Epilänharju-Villilä A		Epilänharju-Villilä B	
	BaP	PAH4	BaP	PAH4	BaP	PAH4
m(yht)/V(muodost)	***	***	***	***	***	***
m(sis)/V(muodost)	***	**	**	*	***	**
m(yht)/V(ved. otto)	**	**	***	**	***	**
m(sis)/V(ved. otto)	**	*	*		*	

5 TULOSTEN TARKASTELO

Tässä työssä tehdyt kuormitusarviot antavat käsitystä hulevesikuormitusten suuruusluokasta ja potentiaalista vaikuttaa pohjaveden laatuun tutkimusalueilla. Arviot haitta-ainekuormituksista kuvaavat kuormituksia niin sanotuista jatkuvista päästöistä eli sellaisista haitta-ainepitoisuuksista, joita hulevesissä yleisesti esiintyy ilman poikkeuksellista syytä.

Häiriöpäästöjen vaikutus huleveden haitta-ainekuormitukseen rajattiin tutkimuksen ulkopuolelle. Häiriöpäästö määritellään määrältään tai laadultaan poikkeukselliseksi päästökse, joka on seurausta poikkeuksellisesta tilanteesta (Wessberg ym., 2006). Häiriöpäästö voi olla seurausta esimerkiksi onnettomuudesta. Mahdolliset häiriöpäästöt tulee myös huomioida pohdittaessa huleveden imeytyksen riskejä pohjavesialueilla.

5.1 Tulosten luotettavuus

Tässä kappaleessa tarkastellaan tutkimusmenetelmän ja lähtötietojen vaikutusta lasketujen haitta-ainekuormitusten luotettavuuteen. Tulosten luotettavuuden tarkastelun avulla voidaan arvioida tarkkuutta, jolla tulokset kuvaavat tutkimusalueiden hulevesien todellisia haitta-ainekuormituksia.

Tiedon puute huleveden laadusta tutkimusalueilla ja pintavalunnan kulkeutumiseen liittyvät yksinkertaistukset ovat luultavasti merkittävimmät tulosten oikeellisuuden vaikuttavat tekijät. Tulosten luotettavuuteen vaikuttaa myös menetelmän käytön vaatima arviointi, joka liittyy esimerkiksi maankäytön luokitteluun ja huleveden laatuaineistojen valintaan.

5.1.1 Tilavuus-pitoisuusmenetelmän käyttöön liittyvä arviointi

Haitta-ainekuormitusten arviointiin käytettiin tilavuus-pitoisuusmenetelmää. Menetelmä on herkkä käytettyjen lähtötietojen kuten valumakertoimien, huleveden laatuaineiston ja maankäytön luokittelun suhteen. Park ym. (2009) vertasivat samalle alueelle eri tutkimuksissa tilavuus-pitoisuusmenetelmällä tehtyjä kuormitusarvioita ja niissä käytettyjä lähtötietoja. Erot lähtötiedoissa liittyivät maankäytön luokitteluun, huleveden haitta-ainepitoisuuksiin ja valumakertoimiin. Eri tutkimuksissa käytetyillä lähtötiedoilla lasketuna kiintoainekuormitukset vaihtelivat -68 ja +118 % kiintoainekuormitusten keskiarvosta. (Park ym., 2009)

Maankäyttö tulee menetelmässä luokitella huleveden laadun kannalta merkityksellisiin luokkiin. Tutkimuksissa käytetyt luokitukset eivät kuitenkaan perustu varsina-

sesti tieteelliseen tietoon, vaan pikemminkin tutkijan arvioon. Maankäytön luokitteluun liittyy arviointia sekä siinä, mitkä ovat käytettävät maankäytön luokat, että mitä alueita tiettyyn luokkaan sijoitetaan. (Park ym., 2009) Myös kirjallisuudessa esitetyt valumakertoimet, joita tässäkin työssä käytettiin, pohjautuvat mahdollisesti asiantuntija-arvioihin (Lahti, 2015).

Menetelmän soveltaminen myös tässä työssä vaati tutkimuksen tekijältä huomattavasti arviointia esimerkiksi maankäytön luokittelussa sekä huleveden laadun aineiston valikoinnissa ja käsittelyssä. Tutkimuksen tekijän käsitysten ja oletusten vaikutuksia työn tuloksiin pyrittiin vähentämään laajentamalla huleveden laadun arviointiin käytettyä aineistoa sen karsimisen sijaan, jolloin tuloksena ei ole yhtä kuormitusarviota vaan melko laajoja vaihteluvälejä. Valumakertoimien herkkyysanalyysillä pyrittiin selvittämään valumakertoimiin liittyvän arvioinnin vaikutuksia tuloksiin.

5.1.2 Pintavalunnan kulkeutumiseen ja haitta-ainekuormitusten muodostumiseen liittyvät yksinkertaistukset ja rajaukset

Pintavalunnan ja haitta-ainekuormitusten muodostuminen ja kulkeutuminen ovat monimutkaisia prosesseja ja tässä työssä on tehty molempien suhteen merkittäviä yksinkertaistuksia. Haitta-ainekuormitusten laskennassa huomiotta jätettyjä pintavalunnan ja haitta-ainekuormitusten kulkeutumiseen liittyviä tekijöitä esitetään taulukossa 5.1.

Hulevesiviemäreiden valuma-alueiden pintavalunnan kulkeutuminen yksinkertaistettiin siten, että kaiken hulevesiviemärin valuma-alueella syntyvän pintavalunnan oletettiin kulkeutuvan hulevesiviemäriin ja sieltä viemärin purkupisteeseen. Kaikki hulevesiviemärin valuma-alueella sijaitsevat rakennetut pinnat eivät kuitenkaan ole suoraan yhteydessä viemäriin, jolloin hulevesi voi kulkeutua esimerkiksi nurmialueelle tai avo-ojaan, mikä mahdollistaa veden imeytymisen (Kuntaliitto, 2012). Kuntaliiton (2012) mukaan tyypillisesti 50-80 % läpäisemättömästä pinnasta suomalaisilla asuinalueilla on niin sanottua tehoisaa läpäisemätöntä pintaa, jolta pintavalunta kulkeutuu suoraan viemäriin tai muihin virtausuomiin (Hatt, 2004; US EPA, 2017a). Hatt ym. (2004) osoittivat kaupunkialueilta vesistöihin päätyvien hulevesikuormitusten olevan sitä suurempia, mitä suurempi osuus pinnoista oli liitetty viemäriin. Huleveden imeytyminen läpäisevällä pinnalla viemäriin kulkeutumisen sijaan vaikuttaa todellisiin pohjaveden muodostumisalueen maaperään kohdistuviin haitta-ainekuormituksiin.

Hulevesiviemäreistä voi vuotaa hulevettä maaperään. Tietoa hulevesiviemäreiden vuotojen suuruudesta tutkimusalueilla ei ole. Hulevesiviemäreiden vuodot eivät vaikuta haitta-aineiden kokonaiskuormituksiin, mutta ne kasvattavat muodostumisalueelle kohdistuvien kuormitusten todellista osuutta kokonaiskuormituksista.

Kuormitusten laskenta rajattiin pohjaveden muodostumisalueelle. Pohjavesialueiden reunavyöhykkeillä, eli muodostumisalueen rajan ja pohjavesialueen rajan väliin jäävillä alueilla, muodostuvia tai niille pohjavesialueiden ulkopuolelta johdettuja hulevesiä ei huomioitu kuormituslaskuissa. Reunavyöhykkeiden pinta-alat ovat muodostumis-

alueiden pinta-aloista noin 70 % Aakkulanharjulla ja Epilänharju-Villilä A:lla sekä noin 100 % Epilänharju-Villilä B:llä. Mikäli maankäyttö reunavyöhykkeillä olisi samanlaista kuin muodostumisalueilla, voitaisiin kokonaiskuormitusten odottaa olevan lähes kaksinkertaiset. Reunavyöhykkeille sijoittuu teollisuusalueita ja tiealueita kaikilla kolmella tutkimusalueella. Osa muodostumisalueilla hulevesiä keräävistä viemäreistä purkaa hulevedet pohjavesialueiden reunavyöhykkeille.

Taulukko 5.1. Laskennallisessa kuormitusarviossa huomiotta jätettyjä tekijöitä, jotka voivat kasvattaa tai vähentää tutkimusalueiden pohjavedenlaatuun mahdollisesti vaikuttavia haitta-ainekuormituksia tai vaikuttaa muodostumisalueelle kohdistuvien kuormitusten osuuteen kokonaiskuormituksista.

Kuormituslaskennassa huomiotta jätetty pintavalunnan kulkeutumiseen liittyvä tai haitta-ainekuormitukseen vaikuttava tekijä	Vaikutus muodostumisalueelle kohdistuvien kuormitusten osuuteen lasketuista kokonaiskuormituksista	Vaikutus pohjavesialueiden maaperään kohdistuvaan kuormitukseen
Hulevesien imeytyminen läpäisevillä pinnoilla ennen hulevesiviemäriin kulkeutumista	++	++
Hulevesien haitta-ainekuormitukset pohjavesialueen reunavyöhykkeellä		+++
Muodostumisalueille kohdistuvien kuormitusten kulkeutuminen muodostumisalueiden ulkopuolelle pintavalunnan mukana esim. avo-ojassa	-	-
Hulevesiviemäriin valuma-alueiden ulkopuolelle jäävillä muodostumisalueen alueilla syntyvän pintavalunnan valuminen osin muodostumisalueen ulkopuolelle	-	-
Hulevesiviemäreiden vuodot maaperään	++	++
Hulevesien johtaminen pohjavesialueille muualta avo-ojissa (Vuohenoja, Pyhäoja, Myllypuro)		++

Muodostumisalueille purkavien hulevesiviemäreiden valuma-alueilla syntyneiden kuormitusten on oletettu imeytyvän muodostumisalueilla. Käytännössä usein hulevedet kuitenkin puretaan avo-ojaan, jossa hulevedet voivat virrata muodostumisalueen ulkopuolelle. Osa kuormituksista, joiden arvioitiin kohdistuvan muodostumisalueille, kulkeutuu siis tosiasiallisesti muodostumisalueiden ulkopuolelle pintavaluntana esimerkiksi ojissa.

Hulevesiviemäreiden valuma-alueiden ulkopuolelle jäävillä muodostumisalueiden aloilla syntyvän pintavalunnan oletettiin imeytyvän muodostumisalueilla. Käytännössä luultavasti jokin osuus pintavalunnasta kulkeutuu todellisuudessa muodostumisalueiden ulkopuolelle. Tämän arvioidaan vaikuttavan vähän arvioon muodostumisalueille kohdistuvien kuormitusten osuudesta kokonaiskuormituksista.

Hulevesiä kulkeutuu pohjavesialueille avo-ojissa pohjavesialueiden ulkopuolisilta alueilta. Vuohenoja kulkee Aakkulanharjun poikki Hervannan valtavyöhyksen vieressä ja Pyhäoja kulkee Aakkulanharjun reunavyöhykkeellä harjun pohjoispuolella. Myllypuro kulkee Epilänharju-Villilä B:n ja Maatilanharjun rajalla Mustalammen vedenottamon läheisyydessä. Vuohenojan valuma-alue kattaa suuren osan Tampereen itäistä kaupunkialuetta (Tampereen kaupunki, 2012). GTK:n Aakkulanharjulla tekemissä selvityksissä pohjavedessä havaittiin luultavasti hulevedestä peräisin olevia haitta-aineita ja mahdollisena syynä pidettiin hulevesien imeytymistä Vuohenojasta (Ahonen, 2015).

5.1.3 Huleveden laadun arviointi

Merkittävin tulosten luotettavuuteen vaikuttava tekijä on se, että kuormitusarviot perustuvat aineistoon, jonka sopivuudesta tämän työn tutkimusalueiden huleveden laadun kuvaamiseen ei ole tietoa. Tieteellisesti ja tilastollisesti perusteltua arviota laskettujen kuormitusten oikeellisuudesta on mahdotonta antaa.

Huleveden keskimääräisen laadun vaihtelusta voidaan saada jotain tietoa tässä työssä huleveden laatuaineistona käytetystä Mitchellin (2005) tekemästä huleveden laadun tietokannasta. Tietokantaan kerätyt SMC-arvot jakautuvat pääosin log-normaalisti (Mitchell, 2005). EMC- ja SMC-arvojen log-normaalijakautuminen on havaittu myös useissa muissa tutkimuksissa (esim. Duncan, 1999; US EPA, 1983; Järveläinen, 2014). Mitchellin (2005) tietokannassa ilmoitetaan SMC-arvoista muodostetuista jakaumista keskiarvo sekä ensimmäinen ja kolmas kvartaali. Maankäyttökohtaisten haitta-ainepitoisuuksien kolmas kvartaali on maankäytöstä ja haitta-aineesta riippuen noin 1,5-2,7 kertaa SMC-arvojen keskiarvo.

Mikäli oletetaan, että Mitchellin (2005) tietokanta kuvaa luotettavasti Pohjois-Euroopan hulevesiä, on 75 % todennäköisyys, että tutkimusalueiden hulevesien haitta-ainepitoisuudet ovat korkeintaan 1,5-2,7 kertaa tietokannan keskiarvot haitta-aineelle. Haitta-aineita, joiden pitoisuuksien arvioina on käytetty Mitchellin (2005) tietokannan arvoja merkittävimille maankäyttöille, voidaan siis jokseenkin perustellusti arvioida antavan tietoa huleveden pitoisuuksien suuruusluokasta tutkimusalueilla.

Teiden huleveden laadun arviointiin käytettiin Göbelin ym. (2007) eri tutkimuksissa mitatuista EMC-arvoista kokoamaa tietokantaa. Göbelin ym. (2007) tietokannassa ilmoitetaan vain EMC-arvojen keskiarvot eikä muita jakaumatietoja anneta. Mitchellin (2005) ja Göbelin ym. (2007) aineistojen antamat keskiarvot ovat kuitenkin hyvin lähellä toisiaan. Näihin kahteen lähteeseen perustuvien pitoisuuksien suhteet ovat sinkille, kuparille, kadmiumille ja kromille alle 1,6 ja nikkelille alle 3.

Suurelle osalle haitta-aineista huleveden laadun arviointiin käytetyt lähteet antoivat lähellä toisiaan olevia pitoisuuksia. Haitta-aineilla kadmiumia, elohopeaa ja kloridia lukuun ottamatta lähes kaikkien maankäyttäjien huleveden suurimman pitoisuuden arvon suhde pienimpään on alle neljä. Vertailtaessa Järveläisen (2014) ja Mitchellin (2005) arvoja sinkille, nikkelle, kromille ja kuparille havaitaan näiden lähteiden ilmoittamien pitoisuuksien suhteiden olevan suurimmillaankin alle kahden tai kolmen. Sen sijaan esimerkiksi kadmiumin ja elohopean osalta Mitchellin (2005) tietokanta antoi yli kymmenkertaisia arvioita Airolan ym. (2014) selvityksessä tai StormTac-tietokannassa (StormTac, 2016) ilmoitettuihin pitoisuuksiin verrattuna.

Erot voivat osin olla seurausta erilaisista tarkkuuksista maankäyttäjien erottelussa. Esimerkiksi Mitchellin (2005) aineisto antaa kadmiumille, kromille ja elohopealle yhden kaikkia maankäyttäjää kuvaavan pitoisuuden. Vaihtelu voi johtua mahdollisesti myös siitä, että Airolan ym. (2014), Inhan ym. (2013), Bäckströmin ym. (2003) ja Takan (2012) tutkimuksissa huleveden laatua ei mitattu virtaamapainotetulla näytteenotolla. Suurinta vaihtelu on kloridilla, jossa suurin teille ilmoitettu pitoisuus oli lähes sata kertaa pienin pitoisuus. Tämä ei ole yllättävää, sillä kloridin pitoisuus hulevedessä riippuu paikallisista tiesuolauskäytännöistä ja vuodenajasta. Lisäksi mittaustulokset, joiden perusteella kloridin pitoisuus hulevedessä arvioitiin, eivät perustuneet virtaamapainotettuun näytteenottoon. Tässä työssä käytetty tutkimusmenetelmä, jossa pitoisuudet arvioitiin muualla kuin tutkimusalueilla mitatulla huleveden laadun aineistolla, sopii luultavasti huonosti kloridin kuormitusten arviointiin.

Haitta-aineiden ja maankäyttäjien välillä on eroja sen suhteen, kuinka kattavasti niille on löydetty huleveden laatutietoja ja minkälaisiin mittauksiin pitoisuuden arvot perustuvat. Sinkin, nikkelin, kuparin ja kromin osalta löytyy useimmille maankäyttöille virtaamapainotettuihin mittauksiin perustuvia pitoisuustietoja yksittäisien alueiden huleveden laatua selvittäneistä tutkimuksista (Westerlund ym., 2003; Järveläinen, 2014) ja suureen aineistoon perustuvista tietokannoista (Göbel ym., 2007; Mitchell, 2005; StormTac, 2016). Elohopean, kadmiumin ja ammoniumin pitoisuustiedot perustuvat Mitchellin (2005) ja Göbelin ym. (2007) tietokantoihin. Lyijylle on käytetty Valtasen (2015) tekemistä EMC-mittauksista laskettuja SMC-arvoja (Järveläinen, 2014) ja koboltille EMC-arvojen keskiarvoja (Valtanen ym., 2014). Kaikille edellä mainituille aineille voi kuitenkin joillain maankäyttöillä olla vain virtaamapainottamattomaan näytteenottoon perustuvia arvoja.

Mikäli haitta-aineelle on suurimmalle osalle maankäyttöistä vain virtaamapainotettuun näytteenottoon perustumattomia pitoisuuden arvioita, niin kuormitusarvioihin tulee suhtautua varovaisuudella. Kloridin ja sulfaatin arvot kaikille maankäyttöille ja nitraatin arvot kaikille muille maankäyttöille kuin teille perustuvat satunnaisiin näytteisiin tai kokoomänäytteisiin. Arseenille huleveden pitoisuuksina on käytetty Inhan ym. (2013) ja Airolan ym. (2014) tutkimuksiin sekä StormTac-tietokantaan (StormTac, 2016) perustuvia arvoja.

Lopputulena voidaan todeta, että virtaamapainotettuihin mittauksiin perustuvat huleveden laadun arviot vaikuttavat olevan sovellettavissa hulevesikuormitusten varovaiseen suuruusluokan arviointiin. Tilastolliseen tietoon suuruusluokka-arvioiden ei kuitenkaan voida väittää perustuvan niitä haitta-aineita lukuun ottamatta, joiden kuormitusarvioissa on käytetty Mitchellin (2005) tietokannan arvoja pintavalunnan suhteen suurimmille maankäyttöille.

5.1.4 Arvioitujen haitta-ainekuormitusten vaihteluväli

Kokonaiskuormitukset ja muodostumisalueille kohdistuvat kuormitukset laskettiin maankäyttökohtaisilla haitta-ainepitoisuuksien minimillä, keskiarvolla ja maksimilla. Näin saatiin vaihteluväli, joka vastaa huleveden laatuaineiston vaihtelua. Kuormitusten maksimin ja minimin suhteen mediaani on noin 3,1. Suurinta vaihtelua on elohopealla ja kloridilla, joiden maksimin ja minimin suhde on Epilänharju-Villilä B:llä yli kahdeksan.

Huleveden laadun arviointiin käytetyn aineiston vaihteluväli ei kuvaa huleveden laadun jakautumista yleensä. Sen vuoksi nimenomaan kuormitusten keskiarvon tarkasteleminen ei ole erityisen perusteltua, vaan suuruusluokan tarkastelussa voi olla tarkoituksenmukaisempaa tutkia vaihteluvälin minimin ja maksimin sijaintia.

5.1.5 Menetelmän herkkyys

Herkkyysanalyysillä tutkittiin, kuinka paljon tulokset muuttuvat, jos laskennassa käytettäviä valumakertoimia sekä sadannan ja vedenoton arvoja muutetaan pienemmiksi tai suuremmiksi. Herkkyysanalyysi osoitti, että lähtöarvojen muuttaminen kasvatti pohjaveden tilavuuteen suhteutettuja kuormituksia suurimmillaan 1,65-kertaisiksi ensisijaisilla valumakertoimilla ja vedenottojen tai sadannan keskiarvoilla lasketuista poikkeuksena Epilänharju-Villilä B:n vedenottoon suhteutetut haitta-ainekuormitukset. Epilänharju-Villilä B:llä vedenoton minimillä ja suurimmilla valumakertoimilla lasketut haitta-ainekuormitusten ja vedenoton suhteet ovat suurimmillaan 2,76-kertaiset ensisijaisilla valumakertoimilla ja vedenoton keskiarvolla laskettuihin haitta-ainekuormitusten ja vedenoton suhteisiin nähden.

Epilänharju-Villilä B:llä vedenoton muutokset ovat olleet viiden vuoden ajanjaksoilla suurempia kuin Aakkulanharjulla ja Epilänharju-Villilä A:lla. Vuosien 2011 ja 2014 välillä vedenotto Epilänharju-Villilä B:llä kasvoi 167 %. Kasvu johtui Mustalammen vedenottamon saneerauksesta vuosina 2010-2012, mikä on mahdollistanut aiempaa suuremman vedenoton (Rauhamäki, 2012). Epilänharju-Villilä B:n osalta herkkyysanalyysissä käytetty vedenoton minimi ei siis välttämättä edusta nykyisen vedenoton suhteen tarkoituksenmukaista vaihteluvälin minimiarvoa.

Mikäli laskettuja haitta-ainekuormituksia käytetään todellisten kuormitusten suuruusluokan arvioinnissa, on herkkyysanalyysin osoittama lähtötietojen muutoksiin liittyvä poikkeama ensisijaisilla valumakertoimilla ja keskiarvoisilla pohjaveden tilavuuden arvioilla lasketuista tuloksista kohtuullinen.

5.2 Haitta-ainekuormitusten suuruuteen liittyvät riskit

Tässä käytettävä riskin käsite poikkeaa ympäristötekniikassa tyypillisesti käytettävistä määritelmistä riskille. Häiriöpäästöihin liittyvässä ympäristöriskin arvioinnissa riskillä tarkoitetaan ympäristölle haitallisen tapahtuman todennäköisyyttä ja sen seurausten vakavuutta (Wessberg ym., 2006). Terveysriskin tai ekotoksikologisen riskin arvioinnissa riskillä tarkoitetaan ympäristössä esiintyvälle kemikaalille altistumisesta aiheutuvan terveys- tai ympäristöhaitan todennäköisyyttä ja vakavuutta (Ympäristöministeriö, 2014; US EPA, 2017b). Todellisia huleveden tutkimusalueilla kuljettamia haitta-ainekuormituksia ei tunneta, joten riskillä tarkoitetaan tässä työssä tiedon puutteen aiheuttamaa epävarmuutta todennäköisyyden sijaan. Haitta-ainekuormitukseen liittyvällä riskillä tarkoitetaan saatavilla olevaan tietoon, eli tässä työssä tehtyihin kuormituslaskelmiin, perustuvaa arviota, että tutkimusalueiden hulevesien todellinen haitta-ainekuormitus pohjaveden ottoon tai muodostumiseen suhteutettuna voi ylittää talousveden laatuvaatimuksen, -suosituksen tai pohjaveden ympäristönlaatu normin.

Luvussa 5.1 pohdittiin laskettujen haitta-ainekuormitusten luotettavuutta todellisten tutkimusalueilla muodostuvien ja niille kohdistuvien haitta-ainekuormitusten arvioina. Huleveden laatua koskevan aineiston tarkastelun perusteella arvioitiin, että laskettujen haitta-ainekuormitusten käyttö kuvaamaan todellisten kuormitusten suuruusluokkaa olisi perusteltua. Koska riski liittyy nimenomaan haitta-ainekuormituksen suuruuteen suhteessa talousveden laatuvaatimukseen, -suositukseen tai pohjaveden ympäristönlaatu normiin, arvioidaan riskiä pohjaveden tilavuuteen suhteutetun haitta-ainekuormituksen sekä pohjaveden ympäristönlaatu normin, talousveden laatuvaatimuksen ja -suosituksen suhteen suuruusluokan avulla. Mikäli osamäärä, joka saadaan jakamalla talousveden laatuvaatimus, -suositus tai pohjaveden ympäristönlaatu normi pohjaveden tilavuuteen suhteutetulla haitta-ainekuormituksella, on alle kymmenen, arvioidaan kuormituksen suuruuteen liittyvän riskiä. Vastaavasti voidaan ilmaista, että laskettu kuormitus pohjaveden tilavuuteen suhteutettuna on yli 10 % talousveden laatuvaatimuksesta, -suosituksesta tai pohjaveden ympäristönlaatu normista.

Arvioitujen kuormitusten pohjaveden tilavuuteen suhteutettu suuruus riippuu siitä, käytetäänkö tilavuuden arviona pohjaveden muodostumista vai pohjavesialueilla tapahtuvaa vedenottoa. Arviot pohjaveden muodostumisesta ovat Aakkulanharjulla 31 %, Epilänharju-Villilä A:lla 46 % ja Epilänharju-Villilä B:llä 36 % pohjavesialueiden vedenottamoiden vedenotoista. Kuormitukset suhteutettuna pohjavedenottoon ovat tällöin myös 31 %, 46 % ja 36 % kuormituksista suhteutettuna pohjaveden muodostumiseen. Vedenottoa voidaan pitää luotettavampana arviona pohjaveden tilavuudesta, sillä Tampereen Vesi mittaa pohjaveden pinnan tasoa varmistaakseen, että vedenotto on kestävällä tasolla (Kettunen, 2017). Pohjaveden muodostumisen arvio perustuu sadeveden imeytymiseen muodostumisalueella, mutta pohjavettä voi kulkeutua tutkimusalueiden pohjavesimuodostumiin myös kallioperän rakosysteemien ja rantaimetytymisen takia (Tampe-

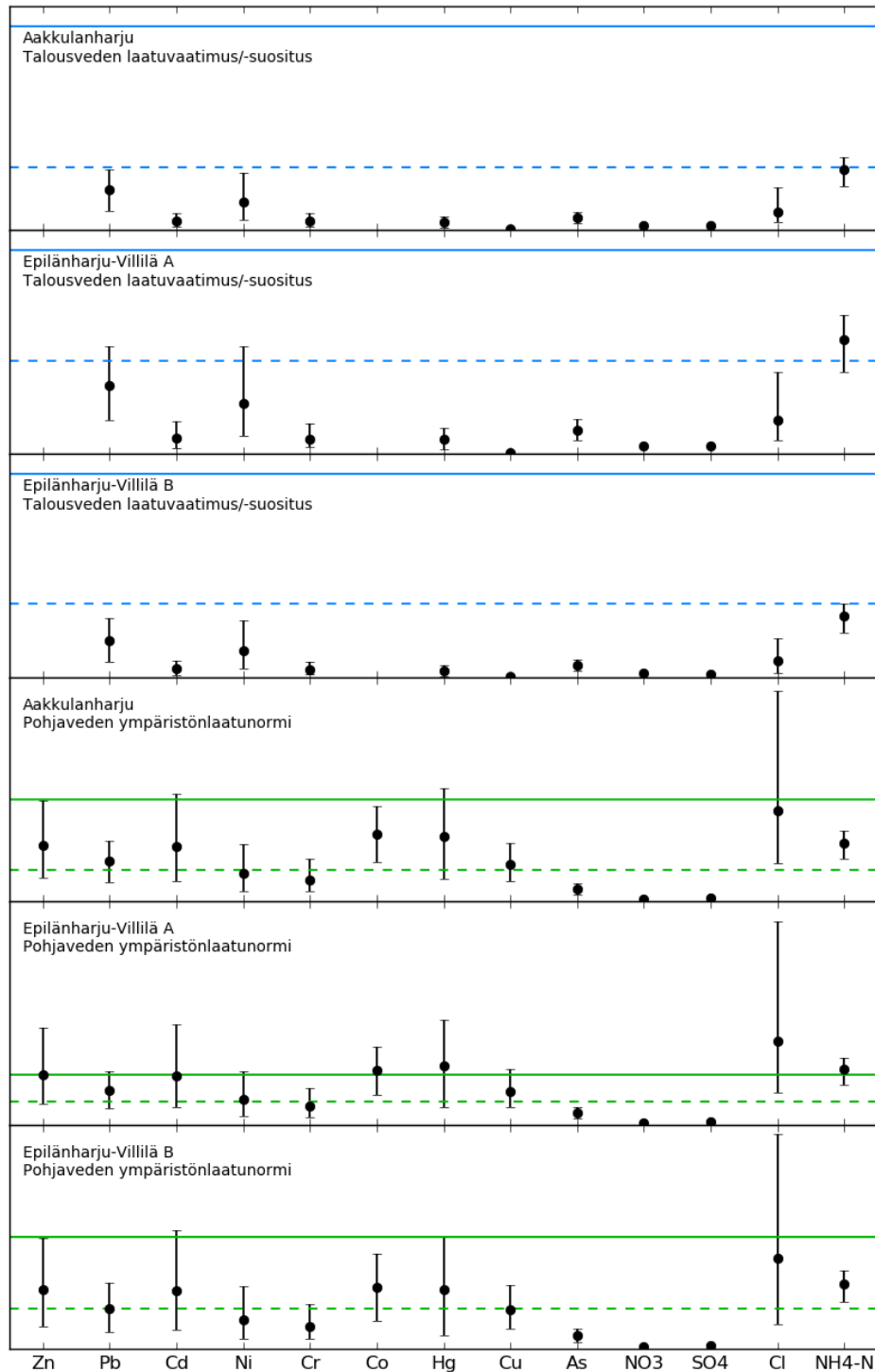
reen kaupunki ym., 2011; Ahonen ym., 2015). Koska vedenottoa näin ollen voidaan pitää parempana arviona pohjaveden tilavuudesta, käsitellään tässä haitta-ainekuormitusten suuruutta vedenottoon suhteutettuna.

Haitta-aineiden kokonaiskuormitusten arviot kaikilta tutkimusalueilta suhteessa pohjaveden tilavuuden arvioihin ja talousveden laatuvaatimukseen, -suositukseen sekä pohjaveden ympäristönlaatunormiin esitetään kuvassa 5.1 ja muodostumisalueelle kohdistuvien kuormitusten arviot esitetään vastaavasti kuvassa 5.2. Kuvissa esitetään arvioitujen kuormitusten keskiarvot sekä minimi ja maksimi.

Tutkimusalueiden välillä on eroja, mutta tulokset ovat lopulta samankaltaiset kaikille alueille. Epilänharju-Villilä A:lla vedenottoon suhteutetut kokonaiskuormitusten arviot ovat kaikkein suurimmat, mikä johtuu sekä alueen suuresta rakennetusta pinta-alasta että muita tutkimusalueita pienemmästä vedenotosta. Epilänharju-Villilä A:lla muodostumisalueelle kohdistuvien kuormitusten arviot pohjaveden tilavuuteen suhteutettuna ovat pienimmät, koska hulevesiviemäriverkostot purkavat alueen hulevedet suurilta osin muodostumisalueen ulkopuolelle.

Arvioiduista kokonaiskuormituksista (kuva 5.1) voidaan yleisesti todeta, että pohjaveden ympäristönlaatunormi ylittyy useilla haitta-aineilla ja talousveden laatuvaatimus ei ylitä yhdenkään haitta-aineen kohdalla. Arvioitujen kokonaiskuormitusten minimi eivät yhdelläkään haitta-aineella ylitä myöskään pohjaveden ympäristönlaatunormeja. Vaikka arvioidut kokonaiskuormitukset eivät ylitä talousveden laatuvaatimusta, eivätkä aina myöskään pohjaveden ympäristönlaatunormia, arvioidaan useimpien haitta-aineiden aiheuttavan riskiä, sillä talousveden laatuvaatimuksen, -suosituksen tai pohjaveden ympäristönlaatunormin ja haitta-ainekuormitusten osamäärä on alle 10. On siis riski, että useiden haitta-aineiden todelliset kokonaiskuormitukset vedenoton tilavuuteen suhteutettuna ylittäisivät talousveden laatuvaatimuksen, -suosituksen tai pohjaveden ympäristönlaatunormin. Pohjaveden ympäristönlaatunormien osalta tätä riskiä voidaan useiden haitta-aineiden kohdalla pitää suurena.

Talousveden laatuvaatimukseen ja -suositukseen nähden lyijyn, nikkelin, kloridin ja ammoniumin kokonaiskuormitukset aiheuttavat riskiä kaikilla tutkimusalueilla (kuva 5.1). Nikkelin arvioidut kokonaiskuormitukset vedenottoon suhteutettuna ovat tutkimusalueesta riippuen 28-53 % ja lyijyn 29-53 % talousveden laatuvaatimuksesta sekä kloridin 19-40 % ja ammoniumin 36-68 % talousveden laatusuosituksista. Myös kadmiumin, kromin, arseenin ja elohopean kuormitukset aiheuttavat riskiä Epilänharju-Villilä A:lla, jossa kadmiumin arvioidut kokonaiskuormitukset vedenottoon suhteutettuna ovat 16 %, kromin 15 %, elohopean 12 % ja arseenin 17 % talousveden laatuvaatimuksista.



Kuva 5.1. Haitta-aineiden kokonaiskuormitukset verrattuna talousveden laatuvaatimukseen, -suositukseen ja pohjaveden ympäristölaatuunormeihin. Kunkin aineen kuormitus on suhteutettu sitä koskevaan talousveden laatuvaatimukseen/-suositukseen ja pohjaveden ympäristölaatuunormiin, jotka on kerrottu pohjaveden tilavuuden arvioilla. Vedenoton tilavuudella kerrottu talousveden laatuvaatimus / -suositus ja pohjaveden ympäristölaatuunormi on esitetty yhtenäisellä viivalla ja muodostumisen arviolla kerrottu katkoviivalla.

Kuparin kokonaiskuormitukseen arvioidaan liittyvän vähäistä riskiä talousveden laatuvaatimukseen nähden. Kuparin arvioidut kuormitukset hulevedestä ovat pienet, noin 1 % talousveden laatuvaatimuksesta kaikilla tutkimusalueilla. Myös sulfaatin ja nitraatin kokonaiskuormitusten riskit haitta-aineiden talousveden laatuvaatimukseen ja suositukseen nähden vaikuttavat vähäisiltä. Sekä sulfaatin että nitraatin kokonaiskuormitukset ovat talousveden laatuvaatimuksesta noin 2-4 %. Nitraatin ja sulfaatin kuormituslaskenta tehtiin sellaisilla huleveden pitoisuusarvioilla, jotka eivät perustuneet virtaamapainotettuun näytteenottoon. Pitoisuuden arviointiin käytetyn aineiston laadun vuoksi tulokset ovat epävarmoja. Kuparin osalta huleveden pitoisuuden arviot perustuivat useisiin eri lähteisiin, joissa oli mukana EMC- ja SMC-arvoihin perustuvia tietokantoja. Riski siihen, että kuparin kuormitukset vedenottoon suhteutettuna ylittäisivät talousveden laatuvaatimuksen, arvioidaan pieneksi.

Kadmiumin, elohopean ja kloridin arvioidut kokonaiskuormitukset vedenottoon suhteutettuna ylittävät pohjaveden ympäristölaatu-normit kaikilla tutkimusalueilla (kuva 5.1). Epilänharju-Villilä A:lla myös sinkin, koboltin, lyijyn, kuparin, nikkelin ja ammoniumin arvioidut kokonaiskuormitukset ylittävät vedenottoon suhteutettuna pohjaveden ympäristölaatu-normin. Aakkulanharjulla ja Epilänharju-Villilä B:llä lyijyn kuormitukset ovat 59-60 %, sinkin 99 %, koboltin 84-93 %, kuparin 57 %, nikkelin 56 % ja ammoniumin 69-70 % pohjaveden ympäristölaatu-normeista. Myös arseenin kokonaiskuormitukset aiheuttavat riskiä, sillä ne ovat vedenottoon suhteutettuna tutkimusalueilla 21-42 % pohjaveden ympäristölaatu-normista. Nitraatin kuormitukset ovat kaikilla tutkimusalueilla noin 2-4 % ja sulfaatin 4-7 % pohjaveden ympäristölaatu-normista.

Muodostumisalueille kohdistuvat vedenottoon suhteutetut haitta-ainekuormitukset eivät ylitä talousveden laatuvaatimuksia tai -suosituksia ja pohjaveden ympäristölaatu-normi ylittyy vain kloridin osalta (kuva 5.2). Pohjaveden muodostumisalueille kohdistuvat kuormitukset aiheuttavat kuitenkin riskiä sekä suhteessa talousveden laatuvaatimukseen ja -suositukseen että pohjaveden ympäristölaatu-normeihin.

Talousveden laatuvaatimukseen ja -suositukseen nähden lyijyn ja ammoniumin muodostumisalueille kohdistuvat kuormitukset aiheuttavat riskiä kaikilla tutkimusalueilla. Nikkelin muodostumisalueille kohdistuvat kuormitukset aiheuttavat riskiä Aakkulanharjulla ja Epilänharju-Villilä B:llä ja kloridin Aakkulanharjulla ja Epilänharju-Villilä A:lla. Pohjaveden muodostumisalueille kohdistuvat kuormitukset ovat tutkimusalueesta riippuen lyijyllä 13-15 %, nikkelillä 9-14 %, ammoniumilla 12-17 % ja kloridilla 7-14 % talousveden laatuvaatimuksesta tai -suosituksesta.

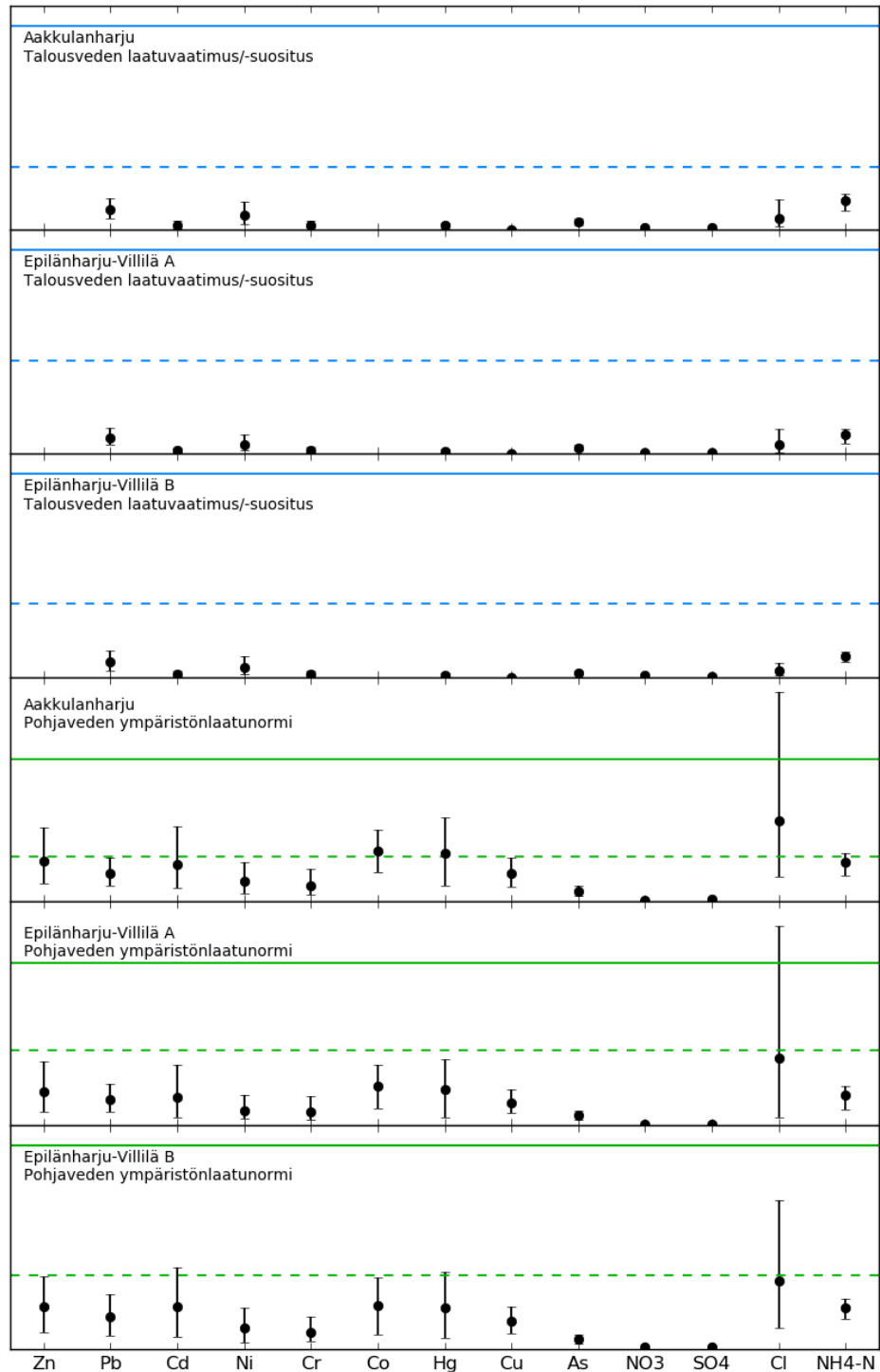
Pohjaveden ympäristölaatu-normiin nähden riskiä aiheuttavat sinkin, lyijyn, kadmiumin, kuparin, nikkelin, koboltin, kromin, elohopean, kloridin ja ammoniumin muodostumisalueille kohdistuvat kuormitukset. Vedenottoon suhteutettuna sinkin muodostumisalueille kohdistuvat kuormitukset ovat tutkimusalueesta riippuen 36-52 %, lyijyn 25-30 %, kadmiumin 37-52 %, nikkelin 18-28 %, kromin 16-23 %, koboltin 35-50 %,

elohopean 38-59 %, kuparin 21-31 %, ja ammoniumin 24-35 % pohjaveden ympäristönlaatonormeista. Kloridin pohjaveden muodostumisalueelle kohdistuvat vedenottoon suhteutetut kuormitukset Aakkulanharjulla ja Epilänharju-Villilä A:lla ylittävät pohjaveden ympäristönlaatonormin (kuva 5.2) ja Epilänharju-Villilä B:llä kloridin muodostumisalueelle kohdistuva kuormitus on 73 % pohjaveden ympäristönlaatonormista. Arseenin muodostumisalueille kohdistuvat kuormitukset ovat vedenottoon suhteutettuina Epilänharju-Villilä A:lla ja B:llä alle 10 % ja Aakkulanharjulla 11 % pohjaveden ympäristönlaatonormista.

Muodostumisalueille kohdistuvien haitta-ainekuormitusten tarkastelussa on huomioitava myös edellisessä luvussa esitellyt menetelmän yksinkertaistukset ja rajaukset (taulukko 5.1). Kun huomioidaan esimerkiksi tässä työssä arvioimatta jätetyt pohjavesialueiden reunavyöhykkeillä imeytyvät hulevesikuormitukset, hulevesien vuodot viemäreistä ja ojia pitkin pohjavesialueille kulkeutuvat kuormitukset, niin voidaan olettaa todellisten pohjaveteen mahdollisesti vaikuttavien hulevesien haitta-ainekuormitusten olevan muodostumisalueille kohdistuvien haitta-ainekuormitusten arvioita suurempia.

Sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa talousveden laatuvaatimuksista ja suosituksista laatusuosituksista esittävän liitteen 1 taulukon 4 huomautuksissa täsmennetään, että vesijohtomateriaalin syöpmisen ehkäisemiseksi kloridin enimmäispitoisuuden tulee olla alle 25 mg/l ja sulfaatin alle 150 mg/l (Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 1352/2015). Nämä ovat samat arvot kuin kloridin ja sulfaatin pohjaveden ympäristönlaatonormit. Kloridin tuottamat riskit näyttävät tämän vuoksi suurempina pohjaveden talousvesikäytön suhteen, sillä muodostumisalueille kohdistuvat kloridin kuormitukset ovat huomattavan suuret pohjaveden ympäristölaatonormiin nähden.

Bentso(a)pyreenille, antraseenille ja bentso(ghi)peryleenin, bentso(b)fluoranteenin, bentso(k)fluoranteenin ja indeno(1,2,3-cd)pyreenin summalle laskettiin kuormitukset pitoisuusarvoilla, jotka perustuivat suurilta osin esimerkiksi Pariisin kaltaisissa suurkaupungeissa tehtyihin mittauksiin tai mittausajankohdaltaan vanhoihin tutkimuksiin. Lasketut PAH-yhdisteiden kuormitukset antraseenia lukuunottamatta ylittivät PAH-yhdisteitä koskevat talousveden laatuvaatimukset ja ympäristönlaatonormit. Bentso(a)pyreeniä, bentso(ghi)peryleeniä, bentso(b)fluoranteenia, bentso(k)fluoranteenia ja indeno(1,2,3-cd)pyreeniä voi siis esiintyä hulevesissä riskiä aiheuttavina pitoisuuksina. Jotta näiden yhdisteiden riskiä tutkimusalueilla voitaisiin arvioida, tarvittaisiin enemmän mittaustietoa niiden pitoisuuksista esimerkiksi suomalaisten kaupunkien hulevesissä.



Kuva 5.2. Muodostumisalueille kohdistuvat haitta-ainekuormitukset verrattuna talousveden laatuvaatimukseen, -suositukseen ja pohjaveden ympäristölaatunormeihin. Kunkin aineen kuormitus on suhteutettu sitä koskevaan talousveden laatuvaatimukseen/-suositukseen ja pohjaveden ympäristölaatunormiin, jotka on kerrottu pohjaveden tilavuuden arvioilla. Vedenoton tilavuudella kerrottu talousveden laatuvaatimus / -suositus ja pohjaveden ympäristölaatunormi on esitetty yhtenäisellä viivalla ja muodostumisen arviolla kerrottu katkoviivalla.

Antraseenille lasketut kuormitukset suhteutettuna vedenottoon sen sijaan ovat 0,02-0,04 % antraseeniä koskevasta pohjaveden ympäristönlaatumormista. Käytetyssä huleveden laadun aineistossa (Inha ym., 2013; Kjølholt ym., 1997; Motelay-Massei ym., 2006; StormTac, 2016; Zgheib ym., 2012) antraseenin pitoisuudet ovat olleet alle 0,06 µg/l eli alle yksi tuhannesosa antraseenin pohjaveden ympäristönlaatumormista (60 µg/l). Antraseenin aiheuttama riski arvioidaan vähäiseksi, sillä hulevedestä mitatut pitoisuudet kaikissa huleveden laadun aineistona käytetyissä lähteissä vähintään neljä suuruusluokkaa antraseenin pohjaveden ympäristönlaatumormia pienempiä.

Öljyhiilivetyjen C10-C40 kuormitukset laskettiin vain tiealueilta Inhan ym. (2013) mittausten perusteella. Tiealueiden öljyhiilivetykuormitukset suhteutettuna arvioon pohjaveden muodostumisesta ylittivät pohjaveden ympäristönlaatumormit kaikilla tutkimusalueilla ja Epilänharju-Villilä B:llä myös suhteutettuna vedenottoon. Koska Inhan ym. (2013) mittaukset eivät olleet virtaamapainotettuja, ei arviota voida pitää luotettavana. Öljyhiilivetyjen C10-C40 kuormitukset tutkimusalueilla saattavat kuitenkin olla pohjaveden ympäristönlaatumormiin nähden suuria.

5.3 Haitta-ainekuormitusten vaikutukset pohjaveteen

Tässä tutkimuksessa on arvioitu haitta-ainekuormituksia koko pohjavesialueen tasolla. Käytännössä imeytyminen on kuitenkin paikallista ja paikalliset olosuhteet pohjaveden virtauksessa ja maaperässä vaikuttavat pohjaveden laatuun imeytyspaikan alapuolella ja sen alavirrassa. Mikäli haitta-ainetta kulkeutuu pohjaveteen, pohjaveden sekoittuminen ja haitta-aineen alkuperäinen pohjaveteen kulkeutunut määrä vaikuttavat haitta-aineen pitoisuuksiin muualla muodostumassa. (Wilde, 1994) Pohjavesimuodostumaan voi kulkeutua haitta-ainetta myös muualta.

Pitt ym. (1999) mukaan huleveden imeytys aiheuttaa riskin, mikäli haitta-aineen pitoisuus hulevedessä on suuri ja haitta-aine kulkeutuu maaperässä helposti. Riskiä kasvattaa myös se, että haitta-aine esiintyy liukoisena eikä kiintoaineseen sitoutuneena (Pitt ym., 1999). Kloridin suurten kuormitusten, vesiliukoisuuden ja kulkeutuvuuden johdosta voidaan kloridin aiheuttamia riskejä pitää suurina. Kloridia myös esiintyy tutkimusalueiden pohjavedessä (Tampereen kaupunki ym., 2011).

Ammoniumin kuormitusarviot olivat suuria. Huleveden ammonium voi pidäytyä kasvillisuuteen tai kationinvaihdon avulla maaperään. Toisaalta ammonium ja muu orgaaninen typpi voi maaperässä nitrifioitua nitriitiksi, joka sittemmin voi hapettua nitraatiksi. (Clark ja Pitt, 2012) Nitraatti voi kulkeutua pohjaveteen helposti. (Pitt ym., 1999) Nitraatin kuormitukset eivät vaikuttaneet aiheuttavan suurta riskiä tässä tarkastelussa. Kokonaistypen pitoisuudet hulevesissä eivät myöskään tyypillisesti ole niin suuria, että talousveden laatuvaatimus tai pohjaveden ympäristönlaatumormi ylittyisi, vaikka oletettaisiin kaiken typen muuttuvan nitraatiksi (Järveläinen, 2014; Mitchell, 2005). Itse

asiassa tässä työssä käytetyt nitraatin pitoisuudet ovat suurempia kuin kokonaistypen pitoisuudet Järveläisen (2014) ja Mitchellin (2005) tutkimuksissa.

Pitt ym. (1999) ovat arvioineet raskasmetalleihin liittyvän pohjaveden pilaantumisen riskin pieneksi, jos hulevesi imeytetään pohjaveteen pohjavettä suojaavan kyllästymättömän maakerroksen läpi, sillä raskasmetalleilla on tyypillisesti pieni kulkeutuvuus maaperässä. Raskasmetallit pidättyvät maaperään huleveden kiintoaineen suodattumisen, adsorption tai saostumisen vuoksi (Pitt ym., 1999). Haitta-aineiden adsorptiota pohjavesialueen maaperään ei kuitenkaan voi pitää kestäväenä huleveden puhdistumisen mekanismina, sillä lopulta maaperän sorptiopaikat kuluvat loppuun (Dillon ym., 2008).

Käytännössä raskasmetallien pidättyminen riippuu maaperän laadusta ja sorptiokapasiteetista, joten pidemmän aikavälin vaikutuksia on vaikeaa arvioida. Mikäli huleveden raskasmetallikuormitusten annetaan kerääntyä harjujen maaperään, voivat maaperään varastoituneet kuormitukset muodostua suuriksi. Muutokset maaperän lämpötila, pH-, redox- tai kosteusolosuhteissa, esimerkiksi maankäytön muutosten tai ilmaston lämpenemisen takia, voivat aiheuttaa metallien irtoamista liukoiseen tai biosaatavaan muotoon (Heikkinen, 2000). Siispä vaikka raskasmetallit pääosin pidättyisivätkin maaperään ja näin ollen eivät ainakaan heti vaikuttaisi pohjaveden laatuun, olisi tavoitteellista pyrkiä pitämään muodostumisalueen maaperä mahdollisimman hyvälaatuisena.

5.4 Erot maankäyttöjen haitta-ainekuormitusten välillä

Eroja hulevesien tuottamissa haitta-ainekuormituksissa tutkittiin pintavalunnaltaan suurimpien maankäyttöjen osalta. Tutkitut maankäytöt olivat Aakkulanharjulla ja Epilänharju-Villilä A:lla kerros- ja rivitaloalueet, pientaloalueet, liikealueet ja tiet. Epilänharju-Villilä B:llä tutkitut maankäytöt olivat kerros- ja rivitaloalueet, pientaloalueet, teollisuus- ja varastoalueet sekä tiet.

Tutkimuksen perusteella ei havaittu selkeitä eroja tutkimusalueiden maankäyttöjen välille sen suhteen, kuinka paljon yksittäiset maankäytöt tuottivat haitta-ainekuormituksia, sillä erot peittyivät arvioiden suuren vaihteluvälin alle. Vaihtelut eri kirjallisuuslähteisiin perustuvien arvioiden välillä olivat suuremmat kuin kuormitusten keskiarvojen erot maankäyttöjen välillä.

Lasketuissa ominaiskuormituksissa on eroja maankäyttöjen välillä. Pientaloalueilla raskasmetallien ominaiskuormitukset ovat pienemmät kuin kerros- ja rivitaloalueilla, joilla raskasmetallien ominaiskuormitukset ovat pienemmät kuin teiden. Erot johtuvat sekä valumakertoimista että huleveden pitoisuusarvojen eroista eri maankäyttöille.

5.5 Mahdollisuudet haitta-ainekuormitusten vähentämiseen ja huleveden imeytyksen lisäämiseen

Laskettujen haitta-ainekuormitusten perusteella voidaan arvioida tarvetta ja keinoja haitta-ainekuormitusten vähentämiselle. Erilaisia tapoja kuormitusten vähentämiseksi voi-

daan arvioida, kun tiedetään, mistä pohjaveden laadulle riskiä aiheuttavat hulevesikuormitukset ovat peräisin. Pohjavesialueen maaperään kohdistuvien hulevesien haitta-ainekuormitusten vähentämisen keinoja voivat olla hulevesien haitta-ainekuormitusten muodostumisen ehkäiseminen, hulevesien kerääminen ja johtaminen pois pohjavesialueelta sekä pohjavesialueella imeytyvän huleveden käsittely.

Imeytyksen lisääminen on itsessään yksinkertaista. Kun imeytys halutaan toteuttaa niin, että pohjavesialueen maaperään kohdistuvat haitta-ainekuormitukset eivät kasva, on kyse pintavalunnan tilavuuden ja haitta-ainekuormien taseista ja niiden muuttamisesta. Taseet kuvaavat sitä, kuinka suuri osuus pintavalunnasta imeytyy muodostumisalueella tai johdetaan sen ulkopuolelle ja kuinka suuri paljon haitta-ainekuormituksesta päätyy muodostumisalueen maaperään, johdetaan muodostumisalueen ulkopuolelle tai pidättyy huleveden käsittelymenetelmään.

Käytännössä tasetarkastelun tekeminen olisi vaikeaa, sillä epävarmuutta liittyy hulevesien haitta-ainekuormituksiin, eri maankäyttöjen vaikutuksiin huleveden laatuun sekä käsittelymenetelmien toimintaan. Käytännönläheisempi ratkaisu voisi olla tällä hetkellä muodostumisalueille päätyvien haitta-ainekuormitusten vähentäminen tai pidättäminen mahdollisuuksien mukaan ja huleveden imeytyksen lisääminen sellaisilta pinnoilta, joiden hulevesissä riskiä aiheuttavia haitta-aineita on vähän.

5.5.1 Muodostumisalueille kohdistuvien haitta-ainekuormitusten alkuperä

Tässä työssä arvioidut kuormitukset muodostumisalueelle ovat peräisin sekä hulevesiviemäreiden keräämistä ja purkamista hulevesistä että viemäroimättömistä hulevesistä, eli hulevesiviemäreiden valuma-alueiden ulkopuolella syntyneestä pintavalunnasta. Hulevesiviemäreiden vuodot luultavasti kasvattavat muodostumisalueiden maaperään imeytyviä haitta-ainekuormituksia. Haitta-ainekuormituksia voi kulkeutua pohjavesiin myös muodostumisalueilla kulkevista ojista ja pohjavesialueiden reunavyöhykkeiltä.

Kuvista 4.4, 4.7 ja 4.10 voidaan tarkastella, miltä maankäyttöiltä muodostumisalueille kohdistuvat kuormitukset ovat peräisin. Aakkulanharjulla tiealueet tuottavat suuren osan muodostumisalueelle kohdistuvista kuormituksista, mutta kuormituksia syntyy myös liike- ja asuinalueilla. Epilänharju-Villilä A:lla muodostumisalueelle kohdistuvat kuormitukset ovat lähinnä peräisin teiltä, sillä muilta maankäyttöiltä hulevedet johdetaan suurimmaksi osaksi muodostumisalueen ulkopuolelle. Epilänharju-Villilä B:llä muodostumisalueelle kohdistuvat kuormitukset vaikuttavat olevan suureksi osaksi peräisin teollisuusalueilta, kerros- ja rivitaloalueilta sekä teiltä.

Kaikilla tutkimusalueilla viemäroidyt hulevedet johdetaan suurimmaksi osaksi pois muodostumisalueelta. Epilänharju-Villilä B:n valuma-alue 8 on ainoa hulevesiviemäreiden valuma-alueista, jossa hulevesiä johdetaan muodostumisalueen ulkopuolelta muodostumisalueelle. Sama alue tuottaa yksin lähes kaiken muodostumisalueelle kohdistuvista teollisuusalueiden haitta-ainekuormituksista, joten sen merkitys muodostu-

misalueelle kohdistuville haitta-ainekuormituksille voi olla suuri. Myös Epilänharju-Villilä B:n valuma-alueella 4 on suuri vaikutus muodostumisalueelle kohdistuvien haitta-ainekuormitusten arvioon. Valuma-alueella 4 sijaitsee kerros- ja rivitaloja. Alueen hulevedet eivät luultavasti kokonaan imeydy muodostumisalueella sillä ne puretaan muodostumisalueelta pois vievään avo-ojaan.

Aakkulanharjun muodostumisalueelle kohdistuviin haitta-ainekuormituksiin vaikuttaa huomattavasti Hervannan valtavyölyän ja Pyhäjärventien kuormitukset. Pyhäjärventien pohjavesisuojausten osalta saatiin ristiriitaisia tietoja, joten todellisuudessa Pyhäjärventien kuormitukset eivät välttämättä tuota riskiä pohjavedelle. Valuma-alue 5 kattaa suuren osan Messukyläntiestä ja sen varrella olevista kiinteistöistä. Valuma-alueen hulevedet puretaan Vuohenojaan vievään pienempään ojaan, joten voidaan olettaa etteivät valuma-alueen haitta-ainekuormitukset kokonaan imeydy muodostumisalueella.

Tärkeimmät hulevesikuormitusten lähteet muodostumisalueille arvioidaan tällä hetkellä olevan viemärimättömät tiet, hulevesiojat sekä muodostumisalueelle purkavien hulevesiviemäreiden kuljettamat haitta-ainekuormitukset riippuen siitä, kuinka iso valuma-alue on, mitä maankäyttöä sillä on sekä miten vedet kulkeutuvat hulevesiviemärin jälkeen. Lisäksi pohjavesialueen reunavyöhykkeen hulevesikuormitus voi olla suurta. Esimerkiksi Epilänharju-Villilä A:n reunaa pitkin kulkeva Paasikiventie voi tuottaa huomattavia kuormituksia. Hulevesiviemäreiden vuodot myös olla merkittävä muodostumisalueelle kohdistuvien haitta-ainekuormitusten lähde.

5.5.2 Haitta-ainekuormitusten vähentämisen ja imeytyksen lisäämisen keinot

Kaikilla tutkimusalueilla muodostumisalueelle kohdistuvista kuormituksista suuri osuus on peräisin ominaiskuormituksiltaan suurilta maankäyttöiltä, kuten teiltä. Suuria kuormituksia suhteellisen pienellä pinta-alalla tuottavien maankäyttöjen hulevesien kerääminen voisi olla tehokas tapa vähentää kuormituksia, mutta ainakin teiden kohdalla se voisi käytännössä vaatia uusien viemäriverkostojen rakentamista. Teiden hulevesien haitta-ainekuormituksia voidaan vaihtoehtoisesti pyrkiä hallitsemaan esimerkiksi biosuodatuksella. Muodostumisalueelle suuria hulevesikuormituksia purkavan hulevesiviemärin purkupisteen siirtäminen tai biosuodatuksen käyttöönotto purkupisteessä voivat olla helpoimpia tapoja vähentää muodostumisalueen maaperään kohdistuvia kuormituksia.

Kuormitusarvioiden perusteella riskiä aiheuttavia haitta-aineita ovat raskasmetallit, ammonium ja kloridi. Clark ja Pitt (2012) esittävät sekä raskasmetallien että ammoniumin ensisijaiseksi käsittelymenetelmäksi kemiallisesti aktiivista suodatusta ja ammoniumille lisäksi sitoutumista kasveihin. Kemiallisesti aktiivinen suodatus tarkoittaa suodatusta haitta-aineita adsorboivan materiaalin, kuten orgaanisen aineen läpi (Clark ja Pitt, 2012). Sekä biosuodatuksessa että kosteikkokäsittelyssä haitta-aineet voivat pidäytyä kasvillisuuteen tai adsorptiolla maa-ainekseen (Muthanna ym., 2007b; Scholes ym.,

2008; Valtanen ym. 2017). Molemmilla menetelmillä voidaan pidättää raskasmetalleita ja ammoniumia (Al-Rubaei ym., 2016; Blecken ym., 2010; Herrmann, 2012; Sun ja Davis, 2007). Kloridi ei pidäty biosuodatuksessa tai kosteikoissa (Muthanna ym. 2007a; Semadeni-Davies, 2006). Sen vuoksi kloridipitoisten hulevesien imeytystä ei tulisi lisätä myöskään biosuodatuksen tai kosteikkokäsittelyn avulla.

Biosuodatuksella ja kosteikoilla on saatu monissa tutkimuksissa lupaavia tuloksia raskasmetalleiden pidättymisestä (>80 %), joskin biosuodatuksen osalta käytännön sovellutuksissa haitta-aineiden poistumat ovat olleet pienempiä (Kasvio ym., 2016; Leisenring ym., 2014). Huleveden käsittelyä biosuodatuksella ja kosteikoilla voidaan pitää varteen otettavana keinona pohjavesialueilla imeytyvän huleveden laadun parantamisessa. Menetelmillä saatujen poistumien vaihtelevuus on kuitenkin hyvä huomioida varsinkin, jos biosuodatuksen avulla lisätään huleveden imeytystä. Biosuodatusta on myös tutkittu monien raskasmetallien osalta vähäisesti.

Huleveden imeytyksen lisäämisen näkökulmasta eri maankäyttöjen hulevesien haitta-ainepitoisuudet ovat olennaisempia kuin ominaiskuormitukset. Duncanin (1999) mukaan asuinalueiden hulevesien raskasmetallien pitoisuudet ovat pienempiä kuin muilla kaupunkialueilla. Kattojen hulevesien raskasmetallipitoisuudet sinkkiä lukuun ottamatta olivat selvästi pienemmät kuin muiden maankäyttöjen hulevesien. (Duncan, 1999) Lisäksi kattojen hulevesissä ei pitäisi juuri esiintyä tiesuolaa ja häiriöpäästöjen todennäköisyydet ovat luultavasti pienemmät. Taulukkoon 5.2. on koottu kattojen, pientaloalueiden sekä kerros- ja rivitaloalueiden pinta-alat ja niillä syntyvien pintavaluntonen tilavuudet.

Taulukko 5.2. Kattojen, pientaloalueiden ja kerrostaloalueiden alat ja vuotuiset pintavalunnat sekä pintavaluntonen osuus vedenotosta. Pintavalunnat on laskettu kolmenkymmenen vuoden ajanjakson vuosisadantojen keskiarvolla. Katoille käytetty valumakerroin on 0,9. Kattopinnat on laskettu kiinteistöjen varsinaisten rakennusten, varasto- ja talousrakennusten sekä katosten pinta-aloina Tampereen kaupungin pohjakartasta.

	Aakkulanharju			Epilänharju-Villilä A			Epiänharju-Villilä B		
	Katot	AP	AKR	Katot	AP	AKR	Katot	AP	AKR
Ala (ha)	14,2	34,4	26,0	12,5	46,3	15,7	7,50	25,5	14,4
Valunta (1000 m ³ /a)	79,1	73,4	90,5	69,6	107	51,6	41,6	55,8	45,2
Osuus vedenotosta (%)	4,15	3,85	4,75	8,98	13,8	6,66	4,03	5,40	4,37

Metallisilla katoilla syntyvät raskasmetallien ominaiskuormitukset voivat kuitenkin olla yhden tai useampia suuruusluokkia suurempia kuin esimerkiksi tässä työssä lasketut ominaiskuormitukset eri maankäytöille (kuva 4.11) (Robert-Sainte ym., 2009; Faller ja Reiss, 2005). Myös raskasmetallien pitoisuudet metallikattojen hulevesissä voivat ylittää yhdellä tai useammalla suuruusluokalla esimerkiksi tässä työssä käytetyt raskasmetallipitoisuudet asuinalueiden tai teiden hulevesissä (Charters ym., 2016; 2017; Gö-

bel ym., 2007; Robert-Sainte ym., 2009, Winters ym., 2015). Metallien on myös havaittu esiintyvän suurilta osin liukoisina metallisten kattojen hulevesissä (Charters ym., 2016; 2017).

6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin hulevesien haitta-ainekuormituksia kolmella pohjavesialueella: Aakkulanharjulla, Epilänharju-Villilä A:lla ja Epilänharju-Villilä B:llä. Kunkin tutkimusalueen pohjaveden muodostumisalueille kohdistuvat haitta-ainekuormitukset ja kokonaiskuormitukset laskettiin. Kokonaiskuormitukset kuvaavat haitta-ainekuormituksia pohjaveden muodostumisalueilla syntyvissä sekä muodostumisalueille johdettavissa hulevesissä. Muodostumisalueille kohdistuvat kuormitukset kuvaavat sitä osuutta kokonaiskuormituksista, jonka oletetaan päätyvän muodostumisalueiden maaperään.

Pohjaveden muodostumisalueille kohdistuvien haitta-ainekuormitusten arviot ovat vedenottoon suhteutettuna pienempiä kuin talousveden laatuvaatimukset ja -suositukset ja ne ovat kloridia lukuun ottamatta myös pohjaveden ympäristölaatuunormeja pienempiä. Arviot useimpien haitta-aineiden (Zn, Pb, Cd, Cu, Co, Ni, Hg, NH_4^+ ja Cl^-) kokonaiskuormituksista vedenottoon suhteutettuna sen sijaan ylittivät pohjaveden ympäristölaatuunormit Epilänharju-Villilä A:lla ja muutamilla haitta-aineilla (Cd, Hg ja Cl^-) myös Aakkulanharjulla ja Epilänharju-Villilä B:llä. Talousveden laatuvaatimukset ja -suositukset eivät ylittyneet yhdenkään haitta-aineen vedenottoon suhteutetuilla kokonaiskuormituksilla.

Huleveden haitta-ainekuormitusten laskentaan käytettiin kirjallisuudesta koottuihin huleveden haitta-ainepitoisuuksiin perustuvia arvoja, sillä tutkimusalueiden huleveden laatua ei tunneta. Tutkimusalueiden huleveden laatua koskevan tiedon puutteen vuoksi arvioitiin riskiä sille, että todelliset haitta-ainekuormitukset voisivat pohjaveden tilavuuteen nähden olla riittävän suuret pohjaveden ympäristölaatuunormin, talousveden laatuvaatimusten ja -suositusten ylittämiseen.

Muodostumisalueille kohdistuviin kuormituksiin liittyy riski etenkin lyijyn, ammoniumin ja kloridin osalta. Epilänharju-Villilä B:llä ja Aakkulanharjulla myös nikkelin arvoitiin aiheuttavan riskiä talousveden laatuvaatimukseen nähden. Pohjaveden ympäristölaatuunormien suhteen riskiä aiheuttavia haitta-aineita ovat sinkki, lyijy, kadmium, kupari, nikkeli, koboltti, kromi, elohopea, kloridi ja ammonium. Muodostumisalueille kohdistuvat kuormitukset ovat peräisin esimerkiksi viemäroimättömiltä teiltä, muodostumisalueelle purkavista hulevesiverkostoon kerätyistä hulevesistä sekä ojista. Viemäroidyistä hulevesistä suurin osa puretaan pohjaveden muodostumisalueiden ulkopuolelle kaikilla tutkimusalueilla.

Haitta-aineiden kokonaiskuormituksiin liittyy suurimmat riskit Epilänharju-Villilä A:lla. Erityisesti nikkelin, lyijyn kloridin ja ammoniumin kokonaiskuormituksiin liittyy riski talousveden laatuvaatimusten ja suositusten suhteen. Epilänharju-Villilä A:lla myös

kadmiumin, kromin, arseenin ja elohopean kokonaiskuormitukset aiheuttavat riskiä. Pohjaveden ympäristölaatunormiin nähden riskiä aiheuttavat sinkin, lyijyn, kadmiumin, koboltin, nikkelin, kuparin, kromin, elohopean, arseenin, ammoniumin ja kloridin kokonaiskuormitukset.

LÄHTEET

- Ahonen, J., Sallasmaa, O., Valjus, T., Nurminen, T., Majaniemi, J., Tranberg, J., Pullinen, A., Rantataro, J., Pajunen, M., Backman, B., Friman, T., 2015. Pohjavesialueen geologisen rakenteen selvitys Aakkulanharjun pohjavesialueella Tampereella. Geologian tutkimuskeskus.
- Ahponen, H., 2003. Kohti luonnonmukaisempaa taajamahydrologiaa (Diplomityö). Teknillinen korkeakoulu.
- Airola, J., Nurmi, P., Pellikka, K., 2014. Huleveden laatu Helsingissä. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 12/2014.
- Al-Rubaei, A.M., Engström, M., Viklander, M., Blecken, G.-T., 2016. Long-term hydraulic and treatment performance of a 19-year old constructed stormwater wetland—Finally matured or in need of maintenance? *Ecological Engineering* 95, 73–82.
- Amrhein, C., Strong, J.E., Mosher, P.A., 1992. Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. *Environmental Science and Technology* 26, 703–709.
- Appleyard, S.J., 1993. Impact of stormwater infiltration basins on groundwater quality, Perth metropolitan region, Western Australia. *Geo* 21, 227–236.
- Aryal, R.K., Furumai, H., Nakajima, F., Hossain, M.A., 2007. Vertical distribution and speciation of heavy metals in stormwater infiltration facilities: possible heavy metals release to groundwater. *Water Practice and Technology* 2 (2).
- ASCE, WPCF, 1970. Design and construction of sanitary and storm sewers, 2. painos.
- Bäckström, M., Nilsson, U., Håkansson, K., Allard, B., Karlsson, S., 2003. Speciation of Heavy Metals in Road Runoff and Roadside Total Deposition. *Water, Air, & Soil Pollution* 147, 343–366.
- Bardin, J.P., Gautier, A., Barraud, S., Chocat, B., 2001. The purification performance of infiltration basins fitted with pretreatment facilities: a case study. *Water Science and Technology* 43, 119–128.
- Barraud, S., Gautier, A., Bardin, J.P., Riou, V., 1999. The impact of intentional stormwater infiltration on soil and groundwater. *Water Science and Technology* 39, 185–192.
- Bay, S., Jones, B.H., Schiff, K., Washburn, L., 2003. Water quality impacts of stormwater discharges to Santa Monica Bay. *Marine Environmental Research, Integrated Assessment of an Urban Water Body: Santa Monica Bay, California* 56, 205–223.
- Björklund, K., Cousins, A.P., Strömvall, A.-M., Malmqvist, P.-A., 2009. Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of The Total Environment* 407, 4665–4672.
- Blecken, G.-T., Marsalek, J., Viklander, M., 2011. Laboratory Study of Stormwater Biofiltration in Low Temperatures: Total and Dissolved Metal Removals and Fates. *Water, Air & Soil Pollution* 219, 303–317.
- Blecken, G.-T., Zinger, Y., Deletić, A., Fletcher, T.D., Hedström, A., Viklander, M.,

2010. Laboratory study on stormwater biofiltration: Nutrient and sediment removal in cold temperatures. *Journal of Hydrology* 394, 507–514.
- Bradl, H.B., 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science* 277, 1–18.
- Brezonik, P.L., Stadelmann, T.H., 2002. Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. *Water Research* 36, 1743–1757.
- Chandler, R.D., 1994. Estimating annual urban nonpoint pollutant loads. *Journal of Management in Engineering* 10(6), 50–59.
- Charbeneau, R.J., Barrett, M.E., 1998. Evaluation of methods for estimating stormwater pollutant loads. *Water Environment Research* 70, 1295–1302.
- Charters, F.J., Cochrane, T.A., O’Sullivan, A.D., 2017. Characterising urban zinc generation to identify surface pollutant hotspots in a low intensity rainfall climate. *Water Science and Technology*, in press.
- Charters, F.J., Cochrane, T.A., O’Sullivan, A.D., 2016. Untreated runoff quality from roof and road surfaces in a low intensity rainfall climate. *Science of The Total Environment* 550, 265–272.
- Clara, M., Windhofer, G., Hartl, W., Braun, K., Simon, M., Gans, O., Scheffknecht, C., Chovanec, A., 2010. Occurrence of phthalates in surface runoff, untreated and treated wastewater and fate during wastewater treatment. *Chemosphere* 78, 1078–1084.
- Clark, S.E., Pitt, R., 2012. Targeting treatment technologies to address specific stormwater pollutants and numeric discharge limits. *Water Research, Special Issue on Stormwater in urban areas* 46, 6715–6730.
- Dallman, S., Spongberg, M., 2012. Expanding Local Water Supplies: Assessing the Impacts of Stormwater Infiltration on Groundwater Quality. *The Professional Geographer* 64, 232–249.
- Datry, T., Malard, F., Gibert, J., 2004. Dynamics of solutes and dissolved oxygen in shallow urban groundwater below a stormwater infiltration basin. *Science of The Total Environment* 329, 215–229.
- Datry, T., Malard, F., Vitry, L., Hervant, F., Gibert, J., 2003. Solute dynamics in the bed sediments of a stormwater infiltration basin. *Journal of Hydrology* 273, 217–233.
- Davis, A.P., Shokouhian, M., Ni, S., 2001. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44, 997–1009.
- Dechesne, M., Barraud, S., Bardin, J.-P., 2005. Experimental Assessment of Stormwater Infiltration Basin Evolution. *Journal of Environmental Engineering* 131.
- Dempsey, B.A., Tai, Y.L., Harrison, S.G., 1993. Mobilization and Removal of Contaminants Associated with Urban Dust and Dirt. *Water Science and Technology* 28, 225–230.
- Dillon, P., Page, D., Vanderzalm, J., Pavelic, P., Toze, S., Bekele, E., Sidhu, J., Prommer, H., Higginson, S., Regel, R., Rinck-Pfeiffer, S., Purdie, M., Pitman, C., Wintgens, T., 2008. A critical evaluation of combined engineered and aquifer treatment systems in water recycling. *Water Science and Technology* 57, 753–762.
- Duncan, H., 1999. Urban stormwater quality: a statistical overview. Cooperative research center for catchment hydrology.
- Faller, M., Reiss, D., 2005. Runoff behaviour of metallic materials used for roofs and

- facades – a 5-year field exposure study in Switzerland. *Materials and Corrosion* 56, 244–249.
- Ferguson, B.K., 1998. *Introduction to Stormwater: Concept, Purpose, Design*. Wiley.
- Fischer, D., Charles, E.G., Baehr, A., 2003. Effects of Stormwater Infiltration on Quality of Groundwater Beneath Retention and Detention Basins. *Journal of Environmental Engineering* 129.
- German, E.R., 1989. Quantity and Quality of Stormwater Runoff Recharged to the Floridan Aquifer System Through Two Drainage Wells in the Orlando, Florida, Area (U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2344). U.S. Geological Survey.
- Goonetilleke, A., Thomas, E., Ginn, S., Gilbert, D., 2005. Understanding the role of land use in urban stormwater quality management. *Journal of Environmental Management* 74, 31–42.
- Guitttonny-Philippe, A., Masotti, V., Höhener, P., Boudenne, J.-L., Viglione, J., Laffont-Schwob, I., 2014. Constructed wetlands to reduce metal pollution from industrial catchments in aquatic Mediterranean ecosystems: A review to overcome obstacles and suggest potential solutions. *Environment International* 64, 1–16.
- Gunawardana, C., Goonetilleke, A., Egodawatta, P., Dawes, L., Kokot, S., 2012. Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition. *Chemosphere* 87, 163–170.
- Göbel, P., Dierkes, C., Coldewey, W.G., 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology, Issues in urban hydrology: The emerging field of urban contaminant hydrology* 91, 26–42.
- Hamad, H., Ashoor, A., Pi, N., Green, R., Edwards, E., Washburn, B., 2014. *Dry Wells and the Risk of Groundwater Contamination: An Annotated Bibliography*. Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency.
- Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Walsh, C.J., Taylor, S.L., 2004. The Influence of Urban Density and Drainage Infrastructure on the Concentrations and Loads of Pollutants in Small Streams. *Environmental Management* 34, 112–124.
- Heikkinen, P., 2000. *Haitta-aineiden sitoutuminen ja kulkeutuminen maaperässä*. Geologian tutkimuskeskus.
- Herrmann, J., 2012. Chemical and biological benefits in a stormwater wetland in Kalmar, SE Sweden. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, The eyes of the landscape – the value of ponds in the 21st century* 42, 299–309.
- Hertta (Internet-sivu), 2017. URL http://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat (luettu 1.24.2017).
- Ilmatieteen laitos, 2017. Tilastoja vuodesta 1961 (Internet-sivu). URL <http://ilmatieteenlaitos.fi/tilastoja-vuodesta-1961> (luettu 1.24.2017).
- Inha, L., Kettunen, R., Hell, K., 2013. Maanteiden hulevesien laatu. *Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä* 12/2013.
- Järveläinen, J., 2014. Land-use based stormwater pollutant load estimation and monitoring system design: Case of Lahti city, Finland. (Diplomityö). Aalto-yliopisto.
- Järvinen, J., 2016. Sähköposti, 29.9.2016
- Jones, P.S., Davis, A.P., 2013. Spatial Accumulation and Strength of Affiliation of Heavy Metals in Bioretention Media. *Journal of Environmental Engineering*

139.

- Karttunen, E., Tuhkanen, T., Kiuru, H., 2004. Vesihuolto 2. Suomen rakennusinsinöörien liitto.
- Karvonen, A., Taina, T., Gustafsson, J., Mannio, J., Mehtonen, J., Nysten, T., Ruoppa, M., Saninio, P., Siimes, K., Silvo, K., Tuominen, S., Verta, M., Vuori, K.-M., Äystö, L., 2012. Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annettujen säädösten soveltaminen, Ympäristöministeriön raportteja 15/2012. Ympäristöministeriö.
- Kasvio, P., Ulvi, T., Koskiahho, J., Jormola, J., 2016. Kosteikkojen ja biosuodatusalueiden toimivuus hulevesien käsittelyssä. HULE-hankkeen loppuraportti, Suomen ympäristökeskuksen raportteja 7/2016.
- Kaupunkiliitto, 1979. Vesijohtojen ja viemäreiden suunnittelu, Kaupunkiliiton julkaisu B63.
- Kayhanian, M., Stransky, C., Bay, S., Lau, S.-L., Stenstrom, M.K., 2008. Toxicity of urban highway runoff with respect to storm duration. *Science of The Total Environment* 389, 386–406.
- Kettunen, R., 2017. Palaveri 28.2.2017.
- Kjølholt, J., Poll, C., Jensen, F.K., 1997. Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer, Miljøprojekt nr. 355. Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen.
- Kotola, J., Nurminen, J., 2003. Kaupunkialueiden hydrologia - Valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetuilla alueilla, Osa 1: Kirjallisuuskatsaus, Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja 7. Teknillinen korkeakoulu, Espoo.
- Kuntaliitto, 2012. Hulevesiopas. Helsinki.
- Kupiainen, K., Tervahattu, H., Räisänen, M., 2003. Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition. *Science of The Total Environment* 308, 175–184.
- Lahti, L., 2015. Paikkatietojärjestelmäpohjaisen maanpeiteluokituksen hyödyntäminen hulevesimallinnuksessa (Diplomityö). Tampereen teknillinen yliopisto.
- Legret, M., Pagotto, C., 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Science of The Total Environment* 235, 143–150.
- Leisenring, M., Clary, J., Hobson, P., 2014. International Stormwater Best Management Practices (BMP) Database Pollutant Category Statistical Summary Report.
- Leppänen, P., 2016. Puhelinkeskustelu.
- Lindgren, A.A., 1998. Road construction materials as a source of pollutants (Väitöskirja). Luleå University of Technology
- Lindroos, N., Nysten, T., 2015. I Salpausselän pohjaveden kloridipitoisuuden muutokset ja niihin vaikuttavia tekijöitä (No. 11–2015), Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä. Liikennevirasto.
- Lopes, T.J., Dionne, S.G., 1998. A Review of Semivolatile and Volatile Organic Compounds in Highway Runoff and Urban Stormwater (Open-File Report 98-409). U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey.
- Länsi- ja Sisä-Suomen aluehallintovirasto, 2014. Päätös Nro 54/2014/1, Dnro LSSAVI/153/04.08/2010. Tampereen Sähkölaitoksen Lielahden voimalaitoksen ympäristöluvan uudelleen käsittely kevyen polttoöljyn säiliön sijoittamisen osalta, Vaasan hallinto-oikeuden palauttama asia, Tampere.
- Länsi- ja Sisä-Suomen aluehallintovirasto, 2013. Päätös Nro 75/2013/2, Dnro

- LSSAVI/63/04.09/2011. Messukylän pohjavedenottamon vedenottomäärän lisääminen, Tampere.
- Makepeace, D.K., Smith, D.W., Stanley, S.J., 1995. Urban stormwater quality: Summary of contaminant data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*.
- Maankäyttö ja rakennuslaki 5.2.1999/132.
- Mason, Y., Ammann, A.A., Ulrich, A., Sigg, L., 1999. Behavior of Heavy Metals, Nutrients, and Major Components during Roof Runoff Infiltration. *Environ. Sci. Technol.* 33, 1588–1597.
- May, D., Sivakumar, M., 2013. Prediction of long-term urban stormwater loads at single sites. *Faculty of Engineering and Information Sciences - Papers* 81–92.
- McKenzie, E.R., Money, J.E., Green, P.G., Young, T.M., 2009. Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples. *Science of The Total Environment* 407, 5855–5860.
- McKenzie, E.R., Wong, C.M., Green, P.G., Kayhanian, M., Young, T.M., 2008. Size dependent elemental composition of road-associated particles. *Science of The Total Environment* 398, 145–153.
- Melanen, M., 1980. Taajamien hule- ja sulamisvedet: 1. osa, Laadun tarkastelu (No. 197). *Vesihallitus*.
- Mermillod-Blondin, F., Simon, L., Maazouzi, C., Foulquier, A., Delolme, C., Marmonier, P., 2015. Dynamics of dissolved organic carbon (DOC) through stormwater basins designed for groundwater recharge in urban area: Assessment of retention efficiency. *Water Research* 81, 27–37.
- Messenger, S., 1986. Alkaline runoff, soil pH and white oak manganese deficiency. *Tree Physiol* 2, 317–325.
- Mikkelsen, P.S., Baun, A., Ledin, A., 2001. Risk Assessment of Stormwater Contaminants Following Discharge to Soil, Groundwater or Surface Water, in: Marsalek, J., Watt, E., Zeman, E., Sieker, H. (Eds.), *Advances in Urban Stormwater and Agricultural Runoff Source Controls*, NATO Science Series. Springer Netherlands, pp. 69–80.
- Mikkelsen, P.S., Häfliger, M., Ochs, M., Jacobsen, P., Tjell, J.C., Boller, M., 1997. Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater - a case study. *Water Science and Technology* 36, 325–330.
- Mitchell, G., 2005. Mapping hazard from urban non-point pollution: a screening model to support sustainable urban drainage planning. *Journal of Environmental Management* 74, 1–9.
- Mitchell, G., McDonald, A., Lockyer, J., 2017. The Stormwater Quality Database (Internet-sivu). URL <http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/nps/reports.htm> (luettu 6.7.2017).
- Molarius, R., Sarkkila, J., Leppänen, M., Dahlbo, K., 1996. Modeling groundwater flow and contaminant transport in soils, VTT Research notes. Valtion teknillinen tutkimuskeskus (VTT).
- Motelay-Massei, A., Garban, B., Tiphagne-larcher, K., Chevreuil, M., Ollivon, D., 2006. Mass balance for polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban watershed of Le Havre (France): Transport and fate of PAHs from the atmosphere to the outlet. *Water Research* 40, 1995–2006.
- Murakami, M., Fujita, M., Furumai, H., Kasuga, I., Kurisu, F., 2009. Sorption behavior of heavy metal species by soakaway sediment receiving urban road runoff from

- residential and heavily trafficked areas. *Journal of Hazardous Materials* 164, 707–712.
- Murakami, M., Nakajima, F., Furumai, H., 2008. The sorption of heavy metal species by sediments in soakaways receiving urban road runoff. *Chemosphere* 70, 2099–2109.
- Muthanna, T.M., Viklander, M., Blecken, G., Thorolfsson, S.T., 2007a. Snowmelt pollutant removal in bioretention areas. *Water Research* 41, 4061–4072.
- Muthanna, T.M., Viklander, M., Gjesdahl, N., Thorolfsson, S.T., 2007b. Heavy Metal Removal in Cold Climate Bioretention. *Water Air Soil Pollut* 183, 391–402.
- Mälkki, E., 1999. Pohjavesi ja pohjaveen ympäristö. Tammi.
- Nielsen, K., Kalmykova, Y., Strömvall, A.-M., Baun, A., Eriksson, E., 2015. Particle phase distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in stormwater — Using humic acid and iron nano-sized colloids as test particles. *Science of The Total Environment* 532, 103–111.
- Nordeidet, B., Nordeide, T., Åstebøl, S.O., Hvitved-Jacobsen, T., 2004. Prioritising and planning of urban stormwater treatment in the Alna watercourse in Oslo. *Science of The Total Environment, Highway and Urban Pollution* 334, 231–238.
- Norrström, A.C., Jacks, G., 1998. Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Science of The Total Environment* 218, 161–174.
- Obropta, C.C., Kardos, J.S., 2007. Review of Urban Stormwater Quality Models: Deterministic, Stochastic, and Hybrid Approaches. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 43, 1508–1523.
- Park, M.-H., Swamikannu, X., Stenstrom, M.K., 2009. Accuracy and precision of the volume–concentration method for urban stormwater modeling. *Water Research* 43, 2773–2786.
- Pirkanmaan ympäristökeskus, 2005. Ympäristölupapäätös. Diaarinumero 1998Y0482-121.
- Pitt, R., Clark, S., Field, R., 1999. Groundwater contamination potential from stormwater infiltration practices. *Urban Water* 1, 217–236.
- Pitt, R., Clark, S., Parmer, K., Field, R., 1995. Groundwater Contamination from Stormwater Infiltration.
- Pitt, R., Maestre, A., 2015. The National Stormwater Quality Database Version 4.02.
- Power, J.F., Schepers, J.S., 1989. Nitrate contamination of groundwater in North America. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Effects of Agriculture on Groundwater* 26, 165–187.
- Rasa, K., Peltovuori, T., Hartikainen, H., 2006. Effects of de-icing chemicals sodium chloride and potassium formate on cadmium solubility in a coarse mineral soil. *Science of The Total Environment* 366, 819–825.
- Rauhämäki, H., 2012. Mustalammen uusi pohjavedenotto otetaan käyttöön maanantaina 13.2.2012. Tampereen kaupungin verkkosivut. URL http://www.tampere.fi/tampereen-kaupunki/ajankohtaista/tiedotteet/2012/02/31082015_17.html (luettu 6.7.2017)
- Revitt, D.M., Scholes, L., Ellis, J.B., 2008. A pollutant removal prediction tool for stormwater derived diffuse pollution. *Water Science and Technology* 57, 1257–1264.
- Robert-Sainte, P., Gromaire, M.C., de Gouvello, B., Saad, M., Chebbo, G., 2009. Annual Metallic Flows in Roof Runoff from Different Materials: Test-Bed Scale

- in Paris Conurbation. *Environ. Sci. Technol.* 43, 5612–5618.
- Rose, S., Peters, N.E., 2001. Effects of urbanization on streamflow in the Atlanta area (Georgia, USA): a comparative hydrological approach. *Hydrol. Process.* 15, 1441–1457.
- Ruth, O., 1998. Mätäjoki - nimeään parempi. Kaupunkipuron virtaama, aineskuljetus ja veden laatu sekä valuma-alueen virkistyskäyttö (No. 6/98).
- Saastamoinen, K., Kiiskilä, K., Luukkonen, T., Kaleoja, H., 2012. Liikennetutkimus Pirkanmaalla (Internet-sivu). URL <http://maakuntakaava2040.pirkanmaa.fi/liikennetutkimus>
- Salonen, V.-P., Eronen, M., Saarnisto, M., 2006. Käytännön maaperägeologia. Turun yliopisto.
- Scholes, L., Revitt, D.M., Ellis, J.B., 2008. A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. *Journal of Environmental Management* 88, 467–478.
- Schroeder, R.A., 1995. Potential for chemical transport beneath a storm-runoff recharge (retention) basin for an industrial catchment in Fresno, California (No. 93–4140). U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey.
- Semadeni-Davies, A., 2006. Winter performance of an urban stormwater pond in southern Sweden. *Hydrol. Process.* 20, 165–182.
- Sillanpää, N., 2013. Effects of suburban development on runoff generation and water quality, Aalto University publication series Doctoral dissertations.
- Sillanpää, P., 2007. Öljyhiilivedyillä saastuneen maan puhdistaminen puiden avulla. Pirkanmaan ympäristökeskus.
- Sosiaali- ja terveystieteiden tutkimuskeskuksen asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 1352/2015.
- Søberg, L.C., Viklander, M., Blecken, G.-T., 2017. Do salt and low temperature impair metal treatment in stormwater bioretention cells with or without a submerged zone? *Science of The Total Environment* 579, 1588–1599.
- StormTac, 2003. StormTac – productspesification. URL http://stormtac.com/admin/Uploads/StormTac_Sve4.pdf
- StormTac, 2016. Updated database with calculated uncertainties, 2016-07-30. URL <http://www.stormtac.com/StormTacData.php>
- Sun, X., Davis, A.P., 2007. Heavy metal fates in laboratory bioretention systems. *Chemosphere* 66, 1601–1609.
- Taka, M., 2012. Maankäytön vaikutus pohjoisten alueiden hulevesiin – esimerkkinä Helsingin kaupunkivaluma-alueet (Pro gradu). Helsingin yliopisto.
- Tampereen kaupunki, 2012. Tampereen kaupungin hulevesiohjelma.
- Tampereen kaupunki, Tampereen Vesi, Pirkanmaan ELY-keskus, Tampereen aluepelastuslaitos, 2011. Tampereen pohjavesialueiden suojelusuunnitelma 2011.
- Tampereen Vesi, 2016. Tilastotiedot 2015.
- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Branchu, P., Kovacs, Y., Gromaire, M.-C., 2017. Spatial distribution of heavy metals in the surface soil of source-control stormwater infiltration devices – Inter-site comparison. *Science of The Total Environment* 579, 881–892.
- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Kovacs, Y., Gromaire, M.-C., 2016. Impact of runoff infiltration on contaminant accumulation and transport in the soil/filter media of Sustainable Urban Drainage Systems: A literature review. *Science of The Total Environment* 569–570, 904–926.

- Terzakis, S., Fountoulakis, M.S., Georgaki, I., Albantakis, D., Sabathianakis, I., Karathanasis, A.D., Kalogerakis, N., Manios, T., 2008. Constructed wetlands treating highway runoff in the central Mediterranean region. *Chemosphere* 72, 141–149.
- Thorpe, A., Harrison, R.M., 2008. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of The Total Environment* 400, 270–282.
- Tidenberg, S., Taipale, T., Gustafsson, J., 2009. MTBE ja TAME pohjavesiriskinä Suomessa. Suomen ympäristökeskus.
- Tolvanen, J.P., kaatra, K., Maunula, M., 2002. Vesihuoltolakiopas, MMM:n julkaisuja 1/2002. Maa- ja metsätalousministeriö.
- US EPA, 2000a. A Handbook of Constructed Wetlands; A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region, General Considerations Volume 1.
- US EPA, 2000b. A Handbook for Constructed Wetlands; A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region. Volume 5.
- US EPA, 1999. Preliminary data summary of urban storm water best management practices. (No. EPA-821-R-99-012).
- US EPA, 1983. Results of the Nationwide Urban Runoff Program: Volume 1 - Final Report. Water Planning Division.
- US EPA, 2017a. Stormwater Runoff - Effective vs. Total Imperviousness (Internet-sivu). URL https://www3.epa.gov/caddis/ssr_urb_is2.html (luettu 3.7.2017).
- US EPA, 2017b. About Risk Assessment (Internet-sivu). URL <https://www.epa.gov/risk/about-risk-assessment> (luettu 3.7.2017).
- Vahtera, H., 2014. Hulevesien laatu Hyvinkäällä. Seurantatuloksia vuosilta 2011-2013 (Raportti 23/2014). Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys.
- Valtanen, M., 2015. Effects of urbanization on seasonal runoff generation and pollutant transport under cold climate (Väitöskirja). Helsingin yliopisto.
- Valtanen, M., Sillanpää, N., Setälä, H., 2017. A large-scale lysimeter study of stormwater biofiltration under cold climatic conditions. *Ecological Engineering* 100, 89–98.
- Valtanen, M., Sillanpää, N., Setälä, H., 2015. Key factors affecting urban runoff pollution under cold climatic conditions. *Journal of Hydrology* 529, Part 3, 1578–1589.
- Valtanen, M., Sillanpää, N., Setälä, H., 2014. The Effects of Urbanization on Runoff Pollutant Concentrations, Loadings and Their Seasonal Patterns Under Cold Climate. *Water Air Soil Pollut* 225, 1977.
- Valtanen, M., Sillanpää, N., Setälä, H., 2010. Hulevesien imeyttäminen ja suodattaminen: haitta-aineet ja menetelmät (Kirjallisuusselvitys). STORMWATER-hanke.
- Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007
- Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä 30.11.2006/1040
- Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista 23.11.2006/1022
- Vesilaki 27.5.2011/587
- Vuorimaa, P., Kontro, M., Rapala, J., Gustafsson, J., 2007. Torjunta-aineiden

- esiintyminen pohjavedessä, Suomen ympäristö 42/2007. Suomen ympäristökeskus.
- Walker, D.J., Hurl, S., 2002. The reduction of heavy metals in a stormwater wetland. *Ecological Engineering* 18, 407–414.
- Warren, L.A., Zimmerman, A.P., 1994. The influence of temperature and NaCl on cadmium, copper and zinc partitioning among suspended particulate and dissolved phases in an urban river. *Water Research* 28, 1921–1931.
- Weiss, P.T., LeFevre, G., Gulliver, J.S., 2008. Contamination of Soil and Groundwater Due to Stormwater Infiltration Practices, A Literature Review (Report). St. Anthony Falls Laboratory.
- Wessberg, N., Seppälä, J., Molarius, R., Koskela, S., Pennanen, J., Silvo, K., Kekoni, P., 2006. Häiriöpäästöjen ympäristöriskianalyysi. YMPÄRI-hankkeen suositukset, Suomen ympäristö 2/2006. Suomen ympäristökeskus.
- Westerlund, C., 2007. Road runoff quality in cold climates (Väitöskirja). Luleå University of Technology.
- Westerlund, C., Viklander, M., 2006. Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of The Total Environment* 362, 143–156.
- Westerlund, C., Viklander, M., Bäckström, M., 2003. Seasonal variations in road runoff quality in Luleå, Sweden. *Water Science and Technology* 48, 93–101.
- Wik, A., Dave, G., 2009. Occurrence and effects of tire wear particles in the environment – A critical review and an initial risk assessment. *Environmental Pollution* 157, 1–11.
- Wilde, F.D., 1994. Geochemistry and factors affecting ground-water quality at three storm-water-management sites in Maryland (Report of investigations No. 59). Maryland geological survey.
- Winiarski, T., Bedell, J.-P., Delolme, C., Perrodin, Y., 2006. The impact of stormwater on a soil profile in an infiltration basin. *Hydrogeology Journal* 14, 1244–1251.
- Winters, N., Granuke, K., McCall, M., 2015. Roofing Materials Assessment: Investigation of Five Metals in Runoff from Roofing Materials. *Water Environment Research* 87, 835–844.
- Ympäristöministeriö, 2014. Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta, Ympäristöhallinnon ohjeita.
- Ympäristönsuojelulaki 27.6.2014/527
- Zgheib, S., Moilleron, R., Chebbo, G., 2012. Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers. *Water Research, Special Issue on Stormwater in urban areas* 46, 6683–6692.
- Zhang, K., Randelovic, A., Page, D., McCarthy, D.T., Deletic, A., 2014. The validation of stormwater biofilters for micropollutant removal using in situ challenge tests. *Ecological Engineering* 67, 1–10.
- Zimmermann, J., Dierkes, C., Göbel, P., Klinger, C., Stubbe, H., Coldewey, W.G., 2005. Metal concentrations in soil and seepage water due to infiltration of roof runoff by long term numerical modelling. *Water Science and Technology* 51, 11–19.
- Zubair, A., Hussain, A., Farooq, M.A., Abbasi, H.N., 2010. Impact of storm water on groundwater quality below retention/detention basins. *Environmental Monitoring and Assessment* 162, 427–437.

LIITE A: HULEVEDEN HAITTA-AINEPITOISUUDET

Alla olevissa taulukoissa on huleveden haitta-ainekuormitusten laskennassa käytetyt kirjallisuuslähteisiin perustuvat huleveden haitta-ainepitoisuudet yksikössä $\mu\text{g/l}$. T1 = tie, jonka liikennemäärä on alle 8000; T2 = tie, jonka liikennemäärä on 8000-20000; T3 = tie, jonka liikennemäärä on yli 20000. Liikennemäärä tarkoittaa vuoden keskimääräisen arkivuorokausiliikenteen

Aine	Maankäyttö	Järveläinen, 2014	StormTac, 2016	Mitchell, 2005	Airola ym. 2014	Göbel ym. 2007	Inha ym. 2013	Nordeidet ym. 2004	Westerlund ym. 2003	Westerlund ym. 2003
Zn	LK	260,86	108,00	188,60						
	JP	231,89	100,00	296,90	53,10					
	AKR	231,89	100,00	296,90	53,10					
	AP	41,60	80,00	296,90	53,10	407,00				153,14
	T1		532,50	253,10		407,00	452,30			157,58
	T2		214,25	253,10		407,00	452,30			157,58
	T3		130,50	253,10		407,00	452,30			157,58
TV	260,86	270,00	188,60	84,60						
V		15,00	203,00			80,00	30,00			
Pb	LK	17,00								
	JP	11,40	15,00		2,90					
	AKR	11,40	15,00		2,90					
	AP	1,07	10,00		2,90					
	T1		37,00				16,86			16,50
	T2		15,63				16,86			16,60
	T3		9,75				16,86			16,60
TV	8,78	30,00		3,30						
V		6,00					10,00			
Cd	LK	0,80		2,20						
	JP	0,70	0,70	2,20	0,40					
	AKR	0,70	0,70	2,20	0,40					
	AP	0,50	0,50	2,20	0,40					
	T1	0,54	0,54	2,20		1,90	0,63			0,21
	T2	0,37	0,37	2,20		1,90	0,63			0,21
	T3	0,33	0,33	2,20		1,90	0,63			0,21
TV	1,50	1,50	2,20	0,30						
V	0,30	0,30	2,20		0,70					
As	LK	2,40								
	JP	3,00	3,00		1,10					
	AKR	3,00	3,00		1,10					
	AP	3,00	3,00		1,10					
	T1	2,40	2,40				12,30			
	T2	2,40	2,40				12,30			
	T3	2,40	2,40				12,30			
TV	4,00	4,00		1,30						
V	4,00	4,00								

Aine	Maankäyttö	Järveläinen, 2014	StormTac, 2016	Mitchell, 2005	Airola, ym. 2014	Göbel, ym. 2007	Inha, ym. 2013	Nordeidet, ym. 2004	eesterlund, ym. 2003	ackström, ym. 2003
Cr	LK	21,26	4,60	7,30						
	JP	19,23	12,00	7,30	6,10					
	AKR	19,23	12,00	7,30	6,10					
	AP	2,44	4,00	7,30	6,10	11,00	54,90			
	T1		23,00	7,30		11,00	54,90			
	T2		12,78	7,30		11,00	54,90			
	T3		10,05	7,30		11,00	54,90			
TV	21,26	14,00	7,30	5,50						
V		3,00	7,30			3,00				
Cu	LK	59,03	20,00	51,10						
	JP	34,24	30,00	51,10	18,40					
	AKR	34,24	30,00	51,10	18,40					
	AP	11,05	20,00	51,10	18,40	97,00	109,06	40,76	49,13	
	T1		85,00	80,30		97,00	109,06	40,76	49,13	
	T2		44,75	80,30		97,00	109,06	40,76	49,13	
	T3		34,00	80,30		97,00	109,06	40,76	49,13	
TV	59,03	45,00	51,10	25,20						
V		15,00	27,90			11,00	10,00			
Hg	LK		0,50	0,27						
	JP		0,03	0,27	0,12					
	AKR		0,03	0,27	0,12					
	AP		0,02	0,27	0,12					
	T1		0,08	0,27			0,53			
	T2		0,08	0,27			0,53			
	T3		0,08	0,27			0,53			
TV		0,07	0,27	0,08						
V		0,02	0,27							
Ni	LK	18,57	7,10	30,40						
	JP	11,71	9,00	30,40	4,50					
	AKR	11,71	9,00	30,40	4,50					
	AP	2,95	6,00	30,40	4,50					
	T1		19,00	30,40		11,00	33,37	13,34		
	T2		9,50	30,40		11,00	33,37	13,34		
	T3		9,00	30,40		11,00	33,37	13,34		
TV	18,57	16,00	30,40	3,70						
V		2,00	14,70			2,00				
NH4-N	LK		500,00	560,00						
	JP		800,00	560,00						
	AKR		800,00	560,00						
	AP		800,00	560,00			699,00	156,60		
	T1		700,00			699,00	156,60			
	T2		700,00			699,00	156,60			
	T3		700,00			699,00	156,60			
TV		500,00	560,00							
V		500,00	100,00			621,00				

Aine	Maankäyttö	Stormfac, 2016	Kjølhoit ym. 1997	Inha ym. 2013	Motelay-Massei ym. 2006	Zgheib ym. 2012
B(a)Pyr	LK	0,072	0,100		0,212	0,066
	JP	0,050	0,100		0,212	0,066
	AKR	0,050	0,100		0,212	0,066
	AP	0,050	0,100		0,212	0,066
	T1	0,048	0,170	0,203	0,212	
	T2	0,024	0,170	0,203	0,212	
	T3	0,018	0,170	0,203	0,212	
	TV	0,150			0,212	
	V					
Antraseeni	LK	0,010	0,055		0,029	0,023
	JP	0,010	0,055		0,029	0,023
	AKR	0,010	0,055		0,029	0,023
	AP	0,010	0,055		0,029	0,023
	T1	0,029	0,120	0,026	0,029	
	T2	0,024	0,120	0,026	0,029	
	T3	0,022	0,120	0,026	0,029	
	TV	0,010			0,029	
	V					
B(b)F	LK	0,086			0,263	0,134
	JP	0,086			0,263	0,134
	AKR	0,086			0,263	0,134
	AP	0,086			0,263	0,134
	T1	0,134		0,636	0,263	
	T2	0,070		0,636	0,263	
	T3	0,052		0,636	0,263	
	TV	0,800			0,263	
	V					
B(k)F	LK	0,024			0,128	0,052
	JP	0,024			0,128	0,052
	AKR	0,024			0,128	0,052
	AP	0,024			0,128	0,052
	T1	0,040		0,590	0,128	
	T2	0,015		0,590	0,128	
	T3	0,011		0,590	0,128	
	TV	0,170			0,128	
	V					
B(ghi)P	LK	0,062	0,073		0,332	0,100
	JP	0,055	0,073		0,332	0,100
	AKR	0,055	0,073		0,332	0,100
	AP	0,055	0,073		0,332	0,100
	T1	0,106	0,390	0,643	0,332	
	T2	0,051	0,390	0,643	0,332	
	T3	0,033	0,390	0,643	0,332	
	TV	0,290			0,332	
	V					
Ind(123cd)P	LK	0,110	0,048		0,220	0,080
	JP	0,110	0,048		0,220	0,080
	AKR	0,110	0,048		0,220	0,080
	AP	0,110	0,048		0,220	0,080
	T1	0,143	0,160	0,670	0,220	
	T2	0,094	0,160	0,670	0,220	
	T3	0,077	0,160	0,670	0,220	
	TV	0,110			0,220	
	V					

B(a)Pyr = bentso(a)pyreeni, B(b)F= bentso(b)fluoranteeni, B(k)F=bentso(k)fluoranteeni, B(ghi)P=bentso(ghi)peryleeni, Ind(123cd)P=indeno(1,2,3-cd)pyreeni

LIITE B: OMINAISKUORMITUKSET

Haitta-aineiden ominaiskuormitukset yksikössä kg/km².

Haitta-aine	Kerros- ja rivitaloalueet (AKR)			Pientaloalueet (AP)		
	keskiarvo	min	max	keskiarvo	min	max
Zn	56,3	17,5	98,0	26,0	9,2	65,6
Pb	3,22	0,96	4,95	1,03	0,24	2,21
Cd	0,363	0,132	0,726	0,228	0,088	0,486
As	0,677	0,363	0,990	0,453	0,243	0,663
Cr	3,68	2,01	6,35	1,10	0,54	1,61
Cu	11,04	6,07	16,87	5,55	2,44	11,29
Hg	0,0459	0,0083	0,0891	0,0300	0,0033	0,0596
Ni	4,59	1,49	10,04	2,42	0,65	6,72
Co	1,63	0,36	2,90	0,28	0,24	0,31
SO4	8124	8061	8187	6109	5478	6740
Cl	8472	5325	11620	7768	7760	7776
NO3	1122	1122	1122	1175	1175	1175
NH4-N	224	185	264	150	124	177
	Tiealueet (Tie)			Teollisuus- ja varastoalueet (TV)		
	keskiarvo	min	max	keskiarvo	min	max
Zn	128,3	70,2	207,3	87,2	36,7	117,2
Pb	7,16	4,89	8,44	6,09	1,43	13,02
Cd	0,422	0,086	1,008	0,579	0,130	0,955
As	3,369	1,100	5,638	1,150	0,564	1,736
Cr	10,01	3,35	25,16	5,21	2,39	9,23
Cu	32,57	18,68	49,99	19,56	10,94	25,61
Hg	0,1344	0,0367	0,2429	0,0605	0,0304	0,1172
Ni	9,12	5,04	15,29	7,45	1,61	13,19
Co	7,40	2,93	11,87	2,54	0,35	4,73
SO4	5111	1368	7089	18297	9373	27220
Cl	164234	5958	573802	63536	35756	91316
NO3	1356	420	2292	6108	6108	6108
NH4-N	238	72	321	230	217	243
	Liikealueet (LK)					
	keskiarvo	min	max			
Zn	78,2	45,4	109,8			
Pb	5,42	3,69	7,15			
Cd	0,631	0,337	0,926			
As	1,010	1,010	1,010			
Cr	4,65	1,94	8,95			
Cu	18,25	8,42	24,84			
Hg	0,1620	0,1136	0,2104			
Ni	7,86	2,99	12,79			
Co	4,59	4,59	4,59			
SO4	26396	26396	26396			
Cl	88549	88549	88549			
NO3	5923	5923	5923			
NH4-N	223	210	236			

LIITE C: HERKKYYSTARKASTELUN TULOKSET KUORMITUSTEN OSALTA

1. Kuormitusten muutokset (%) Aakkulanharjulla

Aine	min	max
Zn	-23,94	22,83
Pb	-24,31	24,10
Cd	-26,01	26,74
As	-25,33	25,75
Cr	-23,18	21,62
Cu	-23,39	21,99
Hg	-23,50	23,27
Ni	-23,92	22,91
Co	-20,95	17,32
SO4	-23,48	22,69
Cl	-19,29	16,06
NO3	-23,18	22,63
NH4-N	-26,12	26,02

2. Kuormitusten muutokset (%) Epilänharju-Villilä A:lla

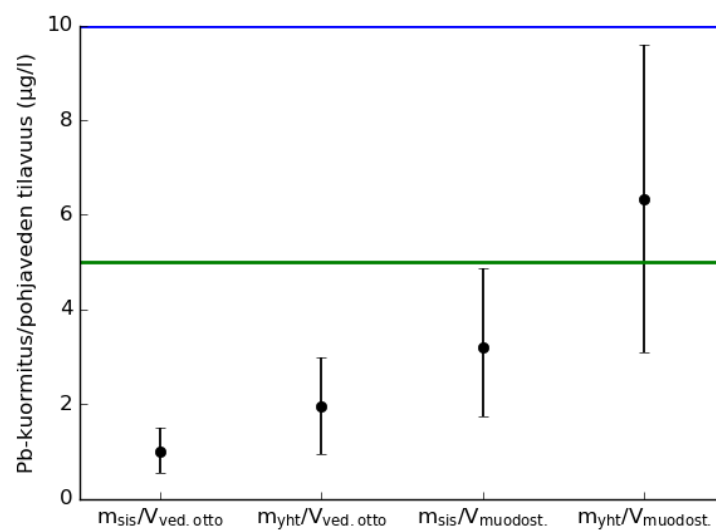
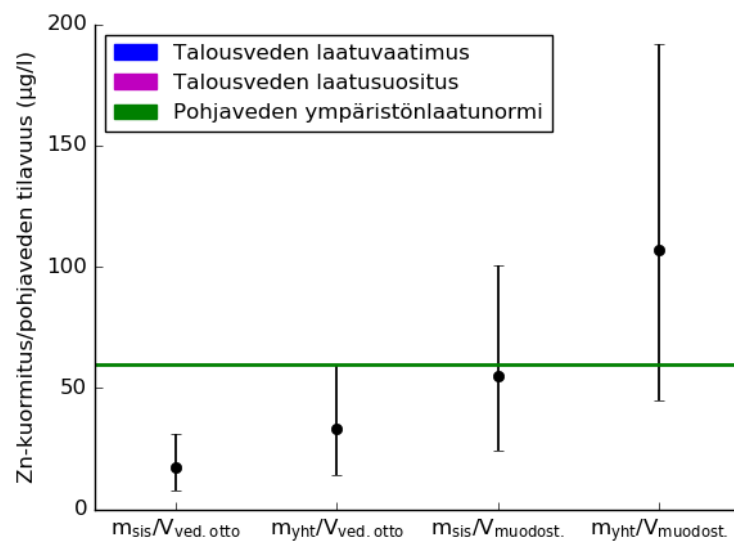
Aine	min	max
Zn	-24,09	24,57
Pb	-25,05	26,15
Cd	-27,46	28,89
As	-27,45	27,71
Cr	-22,91	23,32
Cu	-23,57	23,53
Hg	-24,79	24,83
Ni	-24,13	24,57
Co	-19,37	17,93
SO4	-23,58	23,86
Cl	-19,42	16,50
NO3	-23,73	23,32
NH4-N	-26,78	28,03

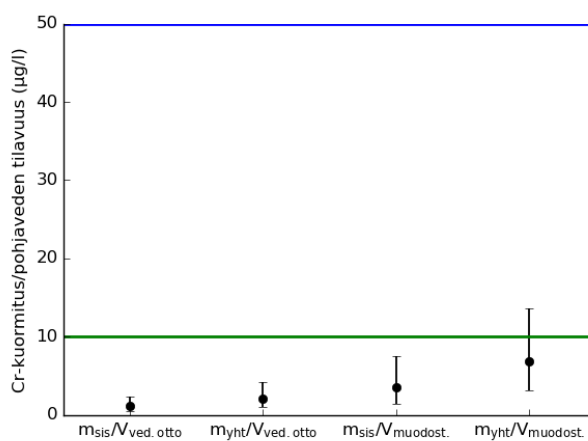
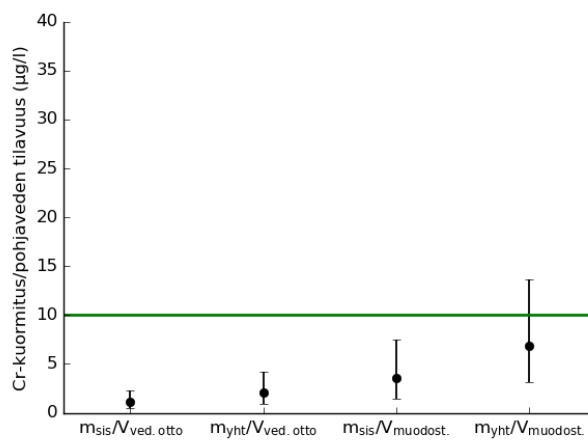
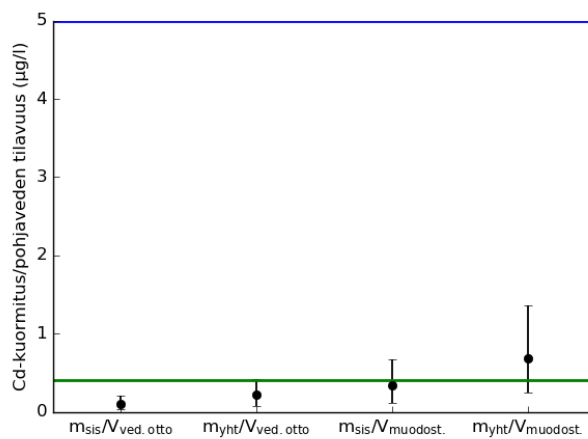
3. Kuormitusten muutokset (%) Epilänharju-Villilä B:llä

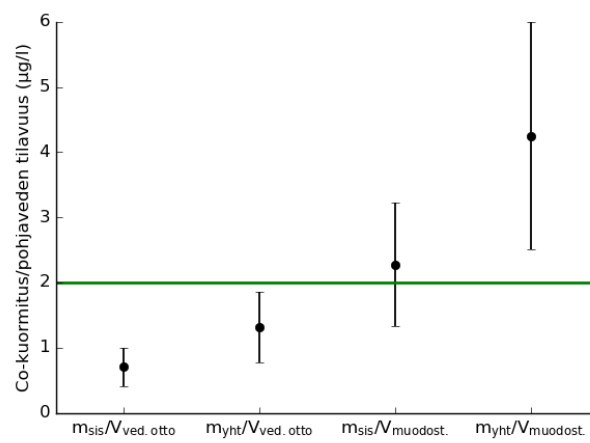
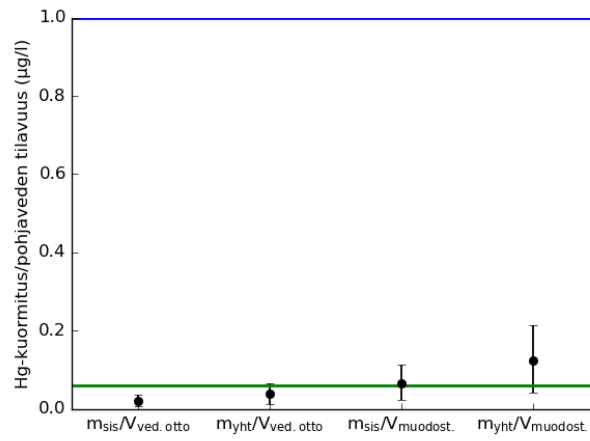
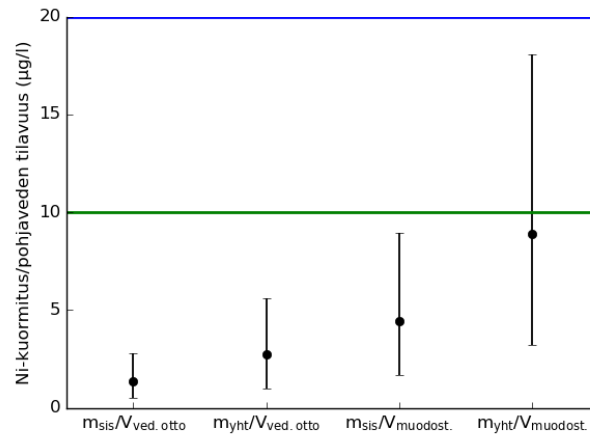
Aine	min	max
Zn	-27,29	28,26
Pb	-29,76	31,08
Cd	-32,00	33,42
As	-32,25	32,01
Cr	-25,90	26,82
Cu	-26,66	27,14
Hg	-30,03	30,39
Ni	-27,34	28,32
Co	-22,11	20,89
SO4	-27,39	28,74
Cl	-21,78	19,30
NO3	-28,50	28,97
NH4-N	-29,70	31,17

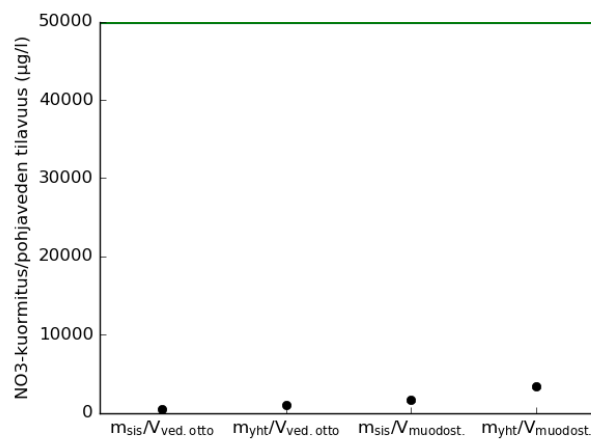
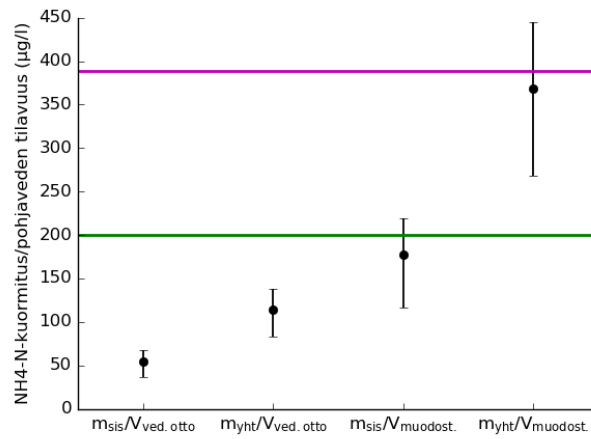
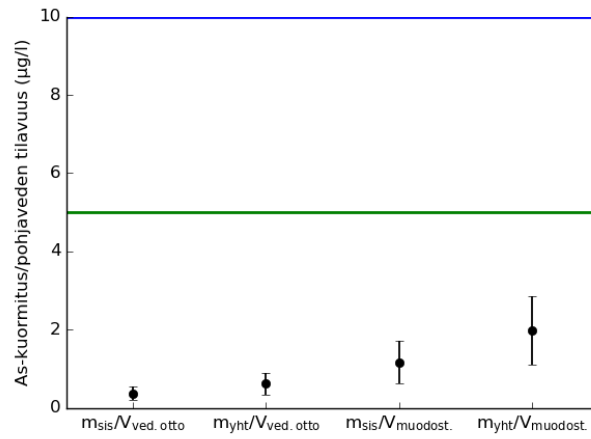
LIITE D: HAITTA-AINEKUORMITUKSET SUHTEUTETTUINA POHJAVEDEN TILAVUUTEEN

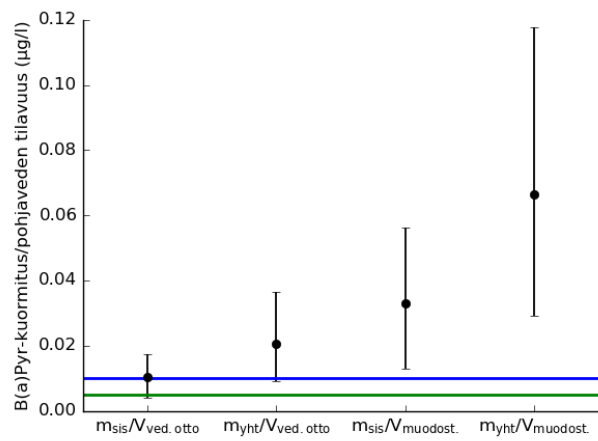
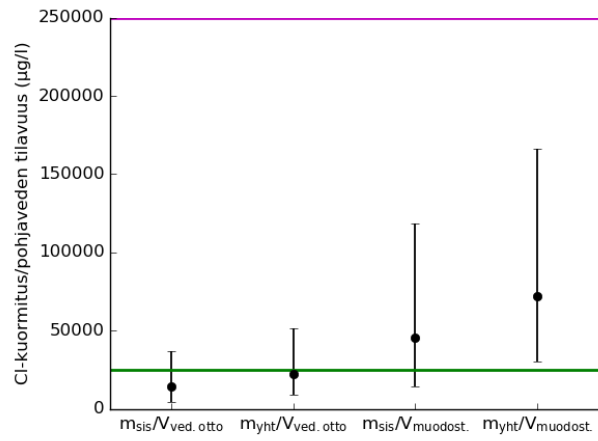
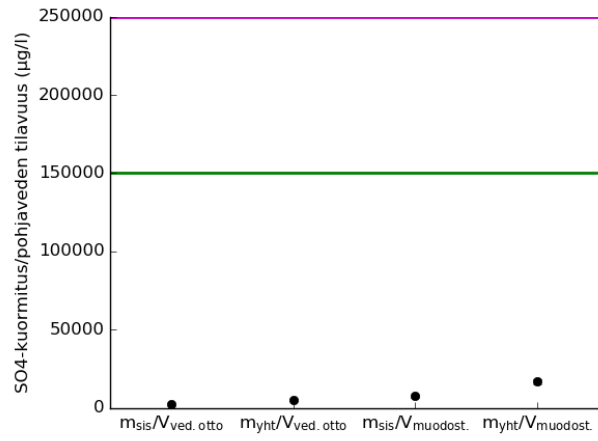
1) Aakkulanharju

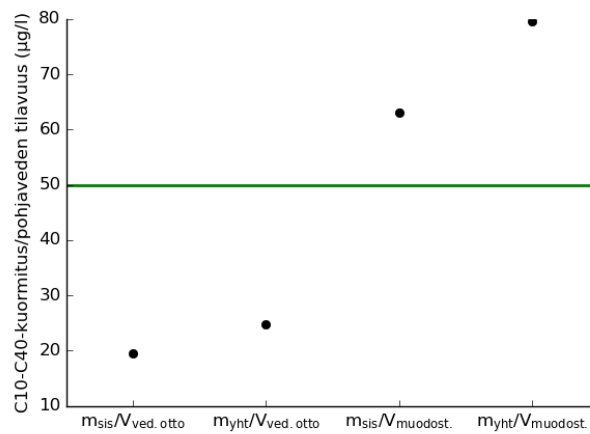
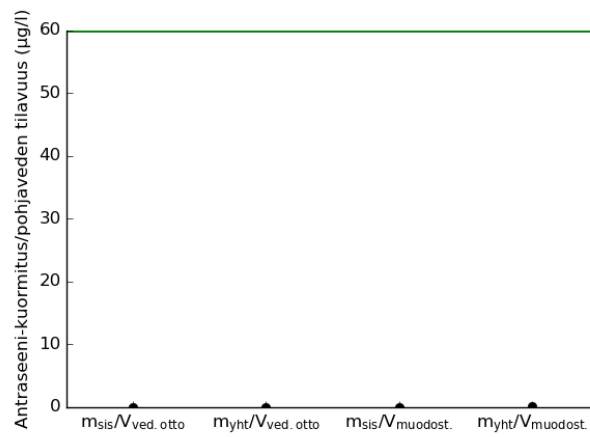
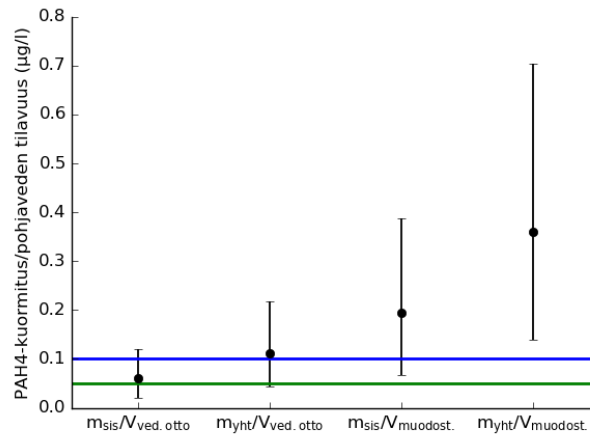




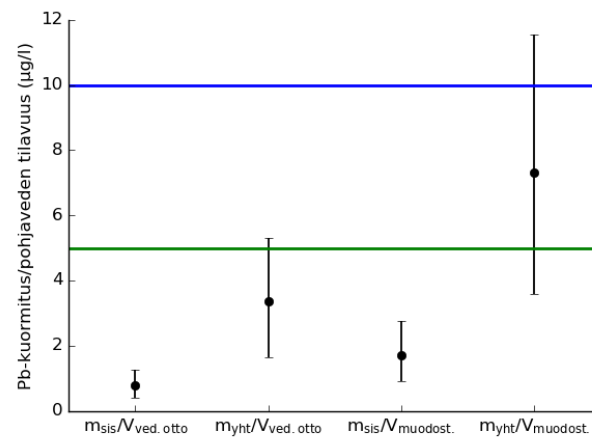
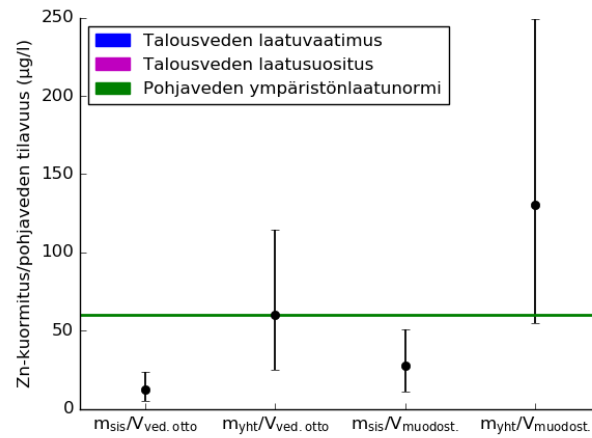


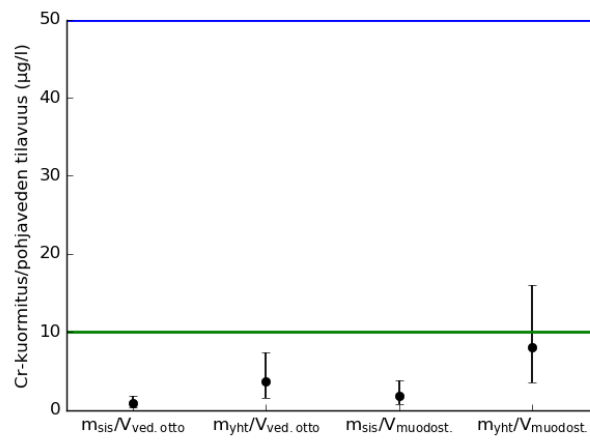
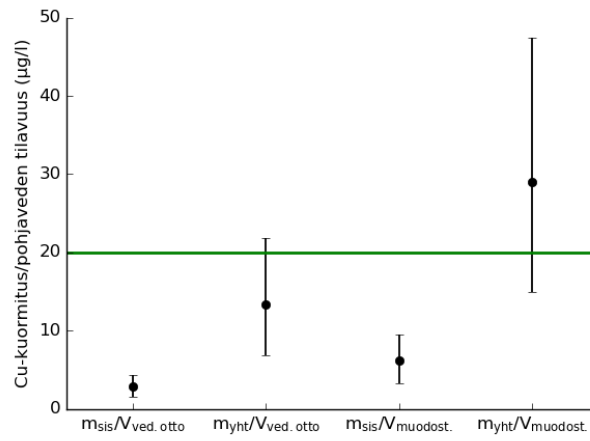
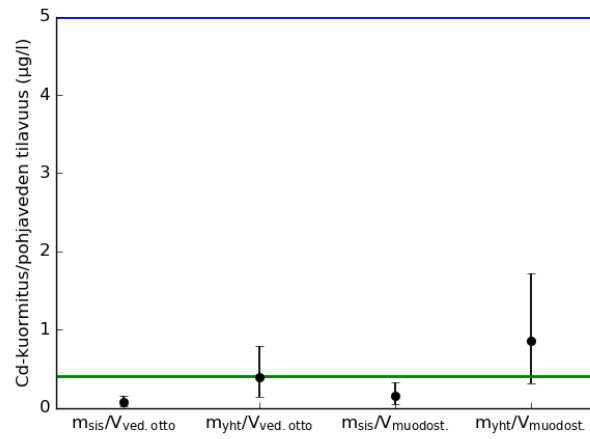


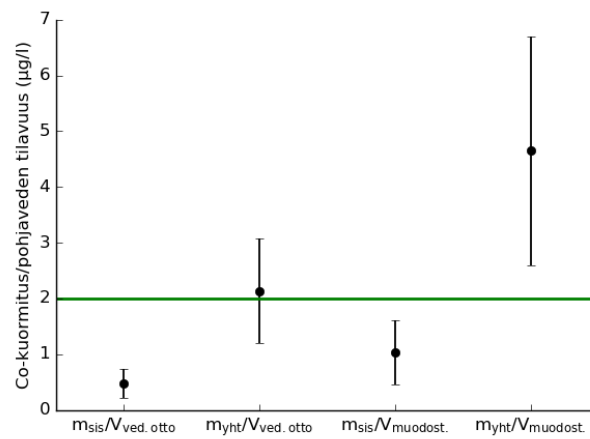
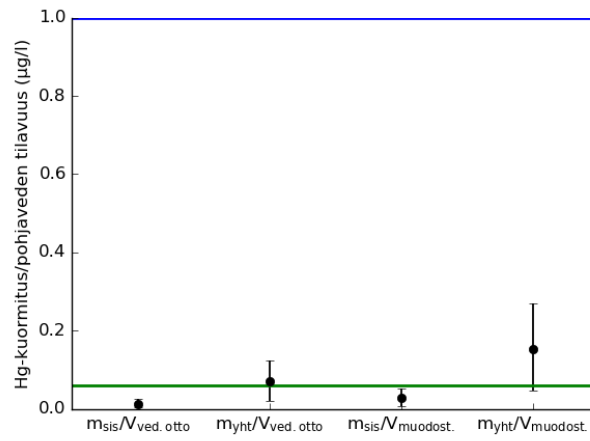
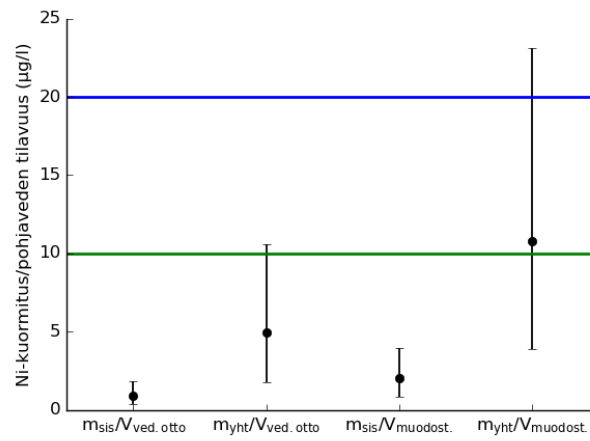


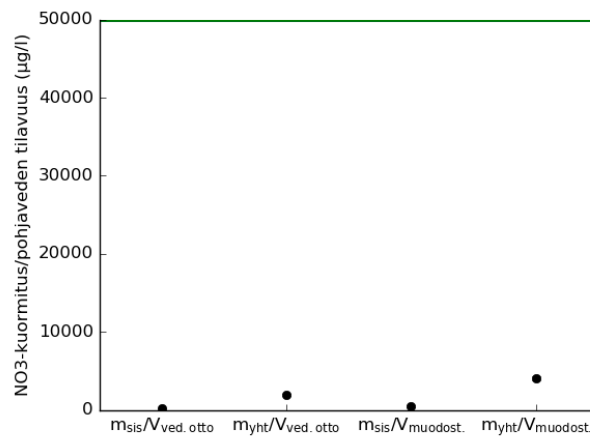
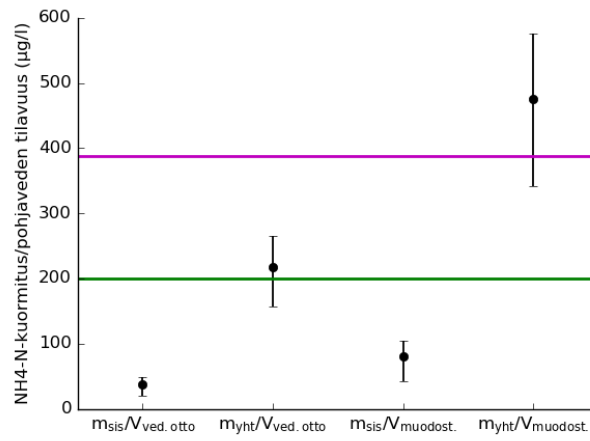
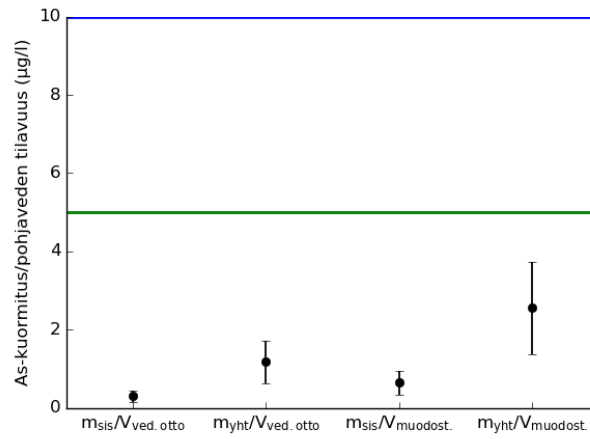


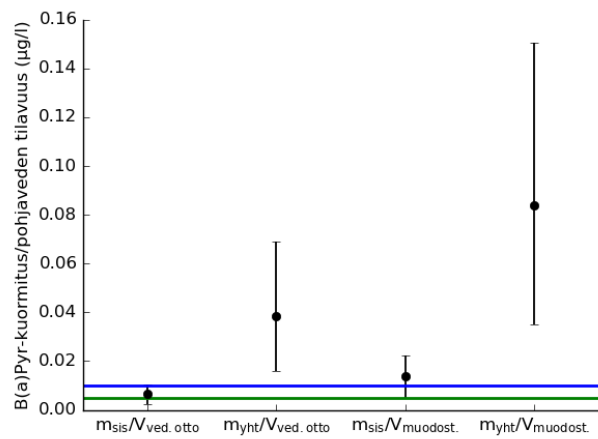
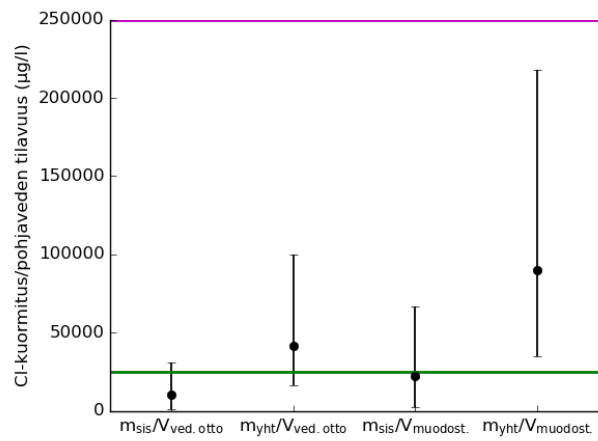
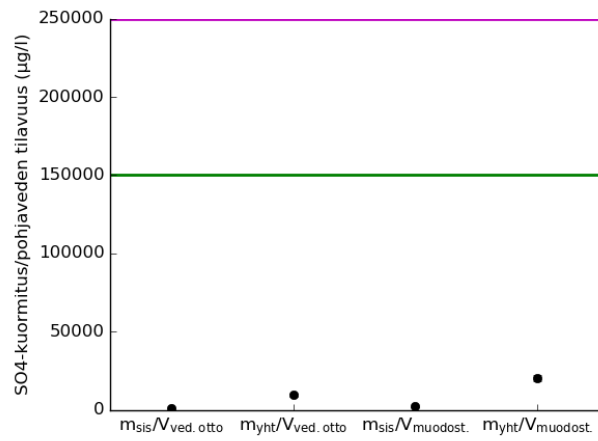
2) Epilänharju-Villilä A

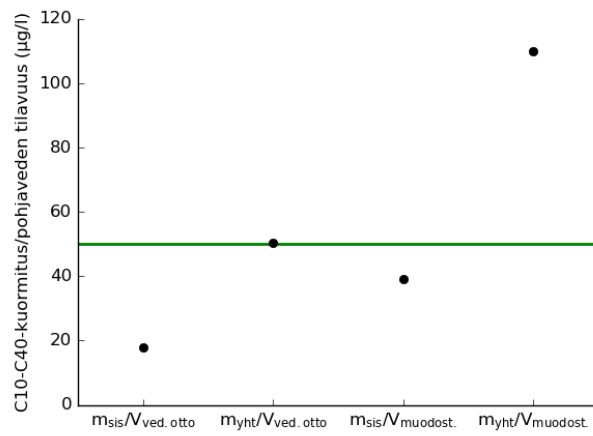
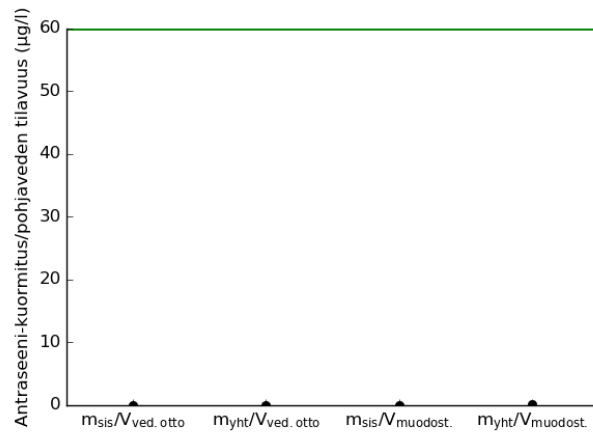
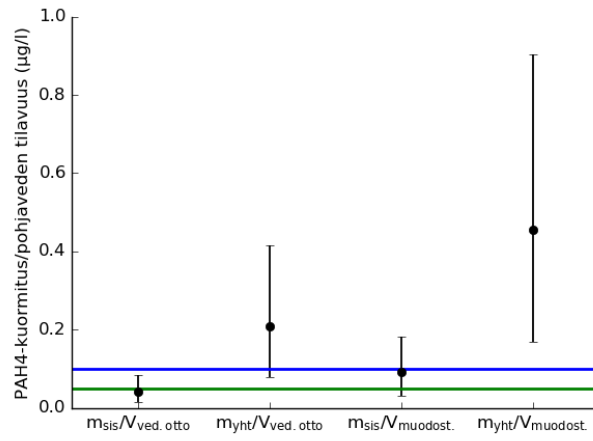












3) Epilänharju-Villilä B

