

Pro gradu -tutkielma
Maantiede
Luonnonmaantiede

MAANKÄYTÖN VAIKUTUS POHJOISTEN ALUEIDEN HULEVESIIN
– ESIMERKKINÄ HELSINGIN KAUPUNKIVALUMA-ALUEET

Maija Taka

2012

Ohjaaja: Yliopistonlehtori Olli Ruth

HELSINGIN YLIOPISTO
GEOTIETEIDEN JA MAANTIETEEN LAITOS

PL 64 (Gustaf Hällströmin katu 2)
00014 Helsingin yliopisto

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion) Faculty Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta		Laitos – Institution) Department Geotieteiden ja maantieteen laitos	
Tekijä – Författare) Author Maija Taka			
Työn nimi – Arbetets title) Title Maankäytön vaikutus pohjoisten alueiden hulevesiin – esimerkkinä Helsingin valuma-alueet			
Oppiaine – Läroämne) Subject Luonnonmaantiede			
Työn laji – Arbetets art) Level Pro gradu -tutkielma		Aika – Datum – Month and Year 11/2012	
		Sivumäärä – Sidoantal – Number of Pages 172 p. + liitteet	
Tiivistelmä – Referat) Abstract			
<p>Maankäytön muutos ja urbanisaatio muuttavat ympäristöä pysyvästi. Kehityksen myötä kaupunkialueen hydrologia muuttuu; imeytyminen vähenee, pintavalunta kasvaa ja aikaisemminluonnontilaiset virtavedet ohjataan pois valuma-alueelta keinotekoisien hulevesiputkien avulla. Alueelta purkautuva vesi vaikuttaa vastaanottavan akvaattisen ekosysteemin tilaan.</p> <p>Työssä tarkastellaan maankäytön merkitystä virtaveden laatuun ja määrään kolmella urbaanilla pienvaluma-alueella Helsingissä. Veräjämäki edustaa pientaloasumista ja viheralueita, Pihlajamäki lähiöasumista ja fragmentoituneita viheralueita, ja Itä-Pasila intensiivisen maankäytön ja vilkkaan liikenteen aluetta.</p> <p>Painopiste tutkimuksessa on ollut tarkastella valuma-alueiden hulevesien temporaalista luonnetta sekä vuosikuormia. Tutkimus suoritettiin jaksolla 1.7.2010-2.1.2012. Työssä tutkitaan myös talvikauden hulevesiä. Valuma-alueiden purkupisteillä sijainneilla näyteasemilla suoritettiin jatkuvatoimista vedenlaadun ja –määrän tarkkailua sekä näytteenottoa. Näytteistä analysoitiin näyteasemilla sameus, johtokyky ja virtaama, ja Helsingin yliopiston luonnonmaantieteen laboratoriossa liukoisia alkuaineita, kuten metalleja ja hivenaineita. Näytteistä analysoitiin myös kiintoaineen ja liunneen aineen pitoisuudet.</p> <p>Tuloksissa havaitaan sekä valuma-alueiden välistä että temporaalista vaihtelua. Pitoisuuksissa sekä sameuden ja johtokyvyn arvoissa on selvää vuodenaikaisvaihtelua, missä korostuu kevänsulamiskausi sekä sateinen ja leuto syksy 2011. Vuosikuormituksen osalta Itä-Pasilan intensiivisen maankäytön valuma-alueen kuormitus on tutkituista valuma-alueista suurinta. Pihlajamäen valuma-alueelta purkautuva virtaama oli valuma-alueen alaan ja sääolosuhteisiin nähden voimakasta, minkä epäillään aiheutuneen valuma-alueen mahdollisesta pohjavesivuodosta. Veräjämäellä korostui kevään sulamiskauden merkitys kuormituksessa. Kun Itä-Pasilan ja Pihlajamäen sulamiskausi alkoi aikaisin ja kesti ajallisesti vähän, oli Veräjämäen sulamiskausi myöhäisempi ja ajallisesti pidempi.</p> <p>Maankäytön tarkastelussa havaittiin liikennealueiden kasvattavan ainekuormaa ja viheralueiden pääosin pidättävän virtaamaa ja kuormitusta. Itä-Pasilassa metallien huuhtoumat olivat suuria ja talvikauden tiesuolan käyttö kaupunkialueilla vaikutti selvästi kaikkien valuma-alueiden talven ja kevään liukoisen natriumin ja kloridin pitoisuuksiin.</p> <p>Maankäytön todettiin tutkitun kolmen valuma-alueen perusteella vaikuttavan kaupunkialueilta purkautuvan huleveden määrään, virtaaman ajoittumiseen sekä ainekuormaan selvästi.</p>			
Avainsanat – Nyckelord) Keywords Hulevesi, maankäyttö, kaupungistuminen, valuma-alue, kuormitus, Helsinki			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Helsingin yliopisto, Kumpulan tiedekirjasto			
Muita tietoja) Övriga uppgifter) Additional information			

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion) Faculty Faculty of Science		Laitos – Institution) Department Department of Geosciences and Geography	
Tekijä – Författare) Author Maija Taka			
Työn nimi – Arbetets title) Title Land use impact on northern areas storm water - case study from catchment areas in Helsinki			
Oppiaine – Läroämne) Subject Physical geography			
Työn laji – Arbetets art) Level Master's thesis		Aika – Datum – Month and Year 11/2012	Sivumäärä – Sidoantal – Number of Pages 172 p. + appendices
Tiivistelmä – Referat) Abstract			
<p>Land use change and urbanisation changes the environment permanently. Due to the development urban hydrology changes; infiltration decreases, surface runoff increases and previously natural state runoff waters are led away from the catchment area with artificial pipelines. Water discharging from the catchment area affects the receiving aquatic ecosystems condition.</p> <p>In this thesis the impact of land use on storm water quality and quantity is being studied with three urban small catchment area in Helsinki. Veräjämäki represents single-family housing and wide green spaces, Pihlajämäki is an area of suburban housing with fragmented green spaces and Itä-Pasila represents an area of intensive land use ja traffic.</p> <p>The focus of the study is to explore the temporal character and annual loads of storm water. The study was held in period of 1.7.2010-2.1.2012. Winter time storm water is examined as well. Sampling site in the discharge point of each catchment area analyzed the water quality and quantity and took samples continually. Samples were analysed for turbidity, conductivity and discharge. In the University of Helsinki's Laboratory of natural geography samples were analysed for content of soluble elements, such as metals and trace elements. Suspended solids and dissolved material were analysed.</p> <p>In the results indicate variation in both between the catchment areas and in temporal scale. In loads and values of conductivity and turbidity there is clear seasonal variation, and spring time melting period and rainy yet mild autumn 2011 are clearly shown. For annual loads Itä-Pasila's intensive land use areas load was clearly the largest among the studied areas. In Pihlajämäki the discharge from the catchment area was unusually large in relation to the area of the catchment and the weather. It is assumed that the volume of runoff is originated from ground water leakage in the catchment area. In Veräjämäki the springtime melting season was clearly shown in loads. When Itä-Pasila's and Pihlajämäki's melting season began early and lasted for very shortly, Veräjämäki's melting period began later and lasted for longer.</p> <p>When observing the land use it was concluded that intensive traffic areas tended to increase the loads and green spaces tended to decrease both loads and discharge. In Itä-Pasila the loads of metals were large and the winter time de-icing of pavements was evidently shown in storm water concentrations of sodium and chloride.</p> <p>Land use was considered to affect the urban storm water runoff on the basis of three studied catchment areas. It affects the volume and timing of runoff as well as the loads.</p>			
Avainsanat – Nyckelord) Keywords Storm water, land use, urbanisation, catchment area, load, Helsinki			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited University of Helsinki, Kumpula Science library			
Muita tietoja) Övriga uppgifter) Additional information			

Sisältö

1.	JOHDANTO	5
1.1	Tutkimuksen tausta	5
1.2	Tutkimuksen tavoitteet.....	6
1.3	Käsitteiden määrittely.....	7
1.4	Tutkimusalueen rajaus.....	10
1.5	Aikaisempi tutkimus Helsingin alueen maankäytön ja hulevesien laadun yhteydestä	11
2.	VALUMA-ALUE TOIMINNALLISENA KOKONAISUUTENA.....	12
2.1	Valuma-alueen ominaisuudet	12
2.2	Valuma-alueiden luokittelu.....	13
2.3	Valuma-alueiden tutkimus.....	14
2.4	Vesi valuma-alueella.....	15
2.5	Uraanit valuma-alueet	17
2.5.1	Urbanin valuma-alueen rajaus.....	17
2.5.2	Urbanin valuma-alueen luonne	17
2.6	Helsingin purot	19
3.	URBANISAATIO JA HULEVESI.....	21
3.1	Urbanisaatio	21
3.1.1	Urbanisaatio Suomessa.....	23
3.1.2	Urbanisaatio ja ympäristöongelmat	24
3.2	Urbanisaatio ja hydrologia	26
3.3	Huleveden muodostuminen kaupungissa.....	27
3.4	Urbanialueiden ensihuuhtouma.....	29
3.5	Urbanin ilmasto	30
3.6	Maankäytön muutoksen ja urbanisaation vaikutukset hydrologiaan ja vedenlaatuun	31
3.6.1	Maankäytön aiheuttamat ympäristömuutokset	32
3.6.2	Maankäytön aiheuttamat vedenlaadun muutokset	33
3.7	Läpäisemättömät pinnat.....	35
3.8	Maankäytön hydrologinen tutkimus	37
3.9	Hulevesi ja talviolosuhteet	38
3.10	Hulevesi yhteiskunnallisesti	40
3.10.1	Hulevesistrategiat	42
4.	ILMASTONMUUTOS.....	46
4.1	Kasvihuoneilmiö ja ilmastonmuutos.....	46
4.2	Ilmastonmuutoksen tutkimisen epävarmuus	48
4.3	Ilmastonmuutoksen vaikutukset	49
4.3.1	Ilmastonmuutos ja sateet.....	50
4.3.2	Ilmastonmuutoksen vaikutus virtaamaan.....	51
4.3.3	Ilmaston lämpeneminen	53
4.3.4	Vuodenaikojen muutokset	54
4.4	Ilmastonmuutoksen merkitys ympäristölle	55
5.	EKOSTEEMIPALVELUT	55
5.1	Ekosysteemipalvelut ja urbanisaatio	56
5.2	Hulevesiratkaisut ekosysteemipalveluiden vahvistajana.....	58

6.	KAUPUNKIVESIEN LAATU.....	62
6.1	Temporaalinen ja spatiaalinen kattavuus.....	65
6.2	Ainelähteet yleisesti	66
6.2.1	Ilmaperäinen kuormitus.....	66
6.2.2	Liikenteen merkitys vedenlaatuun	68
6.2.3	Maankäyttömuotojen merkitys.....	68
6.2.4	Raskasmetallien ainelähteet	69
6.2.5	Rakennusmateriaalien ja –pintojen vaikutus vedenlaatuun	71
6.3	Vesianalytiikka yleisesti	72
6.3.1	Ainepitoisuus.....	73
6.4	Sähkönjohtokyky ja sameus.....	75
6.5	Veden kemiallisen laadun parametrit	76
6.5.1	Alkalimetallit.....	76
6.5.2	Maa-alkalimetallit.....	77
6.5.3	Siirtymäalkuaineet.....	77
6.5.4	Muut metallit.....	80
6.5.5	Muut epämetallit.....	81
6.5.6	Halogeenit	83
6.6	Huleveden kemiallisen laadun parantaminen	83
7.	AINEISTO JA MENETELMÄT.....	84
7.1	Näytteenottopaikat ja näytteenotto	84
7.2	Mittausasemien laitteisto ja anturit	85
7.3	Näytteiden esikäsittely, säilytys ja analysointi.....	86
7.3.1	Kiintoainesuodatus	88
7.3.2	ICP-MS.....	88
7.3.3	Ionikromatografia	89
7.4	Sademäärä ja säähavainnot	90
7.5	Tarkasteltavat parametrit.....	90
7.6	Tulosten luotettavuus ja virhelähteet	91
7.7	Tutkimusjaksot	92
8.	TUTKIMUSALUEET	94
8.1	Itä-Pasilan valuma-alue.....	96
8.1.1	Maankäyttö	97
8.1.2	Valuma-alueen pintojen vedenläpäisevyys.....	98
8.1.3	Itä-Pasila aluemaantieteellisesti	100
8.2	Pihlajamäen valuma-alue.....	100
8.2.1	Maankäyttö	101
8.2.2	Valuma-alueen pintojen vedenläpäisevyys.....	102
8.2.3	Pihlajämäki aluemaantieteellisesti	104
8.3	Veräjämäen valuma-alue.....	104
8.3.1	Maankäyttö	105
8.3.2	Erilaiset pinnat.....	106
8.3.3	Veräjämäki aluemaantieteellisesti	108
9.	TULOKSET.....	108
9.1	Tutkimusajanjakson sääolosuhteet	108

9.2	Virtaama.....	110
9.2.1	Valunta	110
9.2.2	Valunnan ja sadannan suhde.....	111
9.2.3	Valunnan jakautuminen vuodenajoille	113
9.2.4	Lumen poiskuljetuksen merkitys	115
9.3	Sameus (NTU).....	115
9.4	Sähkönjohtokyky	118
9.5	Ainepitoisuus ja -huuhtouma	120
9.6	Liukoiset alkuaineet.....	124
9.7	Plasma-analytiikalla määritetyt metallit	130
10.	TULOSTEN TARKASTELU	134
10.1	Vuosikuormitus	136
10.1.1	Orgaaninen kiintoaine.....	139
10.1.2	Liennut aine	139
10.1.3	Kiintoainekuorma suhteessa valuntaan.....	140
10.2	Parametrien korrelaatio.....	145
10.3	Maankäytön merkitys vedenlaatuun.....	146
10.4	Ilmastonmuutoksen merkitys.....	148
11.	YHTEENVETO	149
	KIITOKSET	150
	KIRJALLISUUS.....	151

LIITTEET

Liite 1	Parametrien korrelaatiomatriisit
Liite 2	Pitoisuuksia verrattuna aikaisemmin tutkittuihin pitoisuuksiin

1. JOHDANTO

1.1 Tutkimuksen tausta

Ympäristön tilaan vaikuttavat paitsi luonnon omat prosessit myös ihmistoiminta. Kaupungistumisen myötä kiinnostus urbaaniympäristöön on kasvanut ja samalla urbanisaation vaikutuksia alueen vesistöihin on tutkittu paljon (Chang 2007: 211) pyrkimyksenä hulevesien sekä määrälliseen että laadulliseen hallintaan.

Ensimmäinen valtakunnallinen hulevesitutkimus suoritettiin Suomessa kolmivuotisjaksolla vuosina 1977-1979, tuolloin aineistoa kerättiin seitsemältä koealueelta ja sen pohjalta pyrittiin luomaan käsitys taajama-alueiden hulevesimäärän riippuvuudesta aluetekijöihin sekä hydrometereologisista tekijöistä. Kaupunkivirtaamaa tarkasteltiin sekä sen kvalitatiivisilta että kvantitatiivisilta ominaisuuksiltaan osana hydrologista kiertoa (Melanen & Laukkanen 1981: 3, 36). Kaupunkihydrologia on Suomessa paljon julkaisuja kerännyt tieteenala (esim. Tikkanen et al. 1997; Tikkanen 1999; Kuusisto 2002; Ahponen 2003; Kotola & Nurminen 2003b; Niemelä et al. 2004; Ruth 2004; Vakkilainen et al. 2005; Tornivaara-Ruikka 2006; Yli-Pelkonen et al. 2006, Ruth & Tikkanen 2007).

Hydrologisella tutkimuksella on Suomessa pitkät perinteet. Sigfrid Aronus Forsius pohti veden kiertokulkua jo 1611 (Kauppi 2008: 7) ja 1700-luvulla hydrologisten havaintojen tarpeellisudesta keskusteltiin julkisesti (Kajander 1986: 87). Suomen ensimmäiset virtaamamittaukset suoritettiin Kokemäenjoella vuosina 1758-63. Samoihin aikoihin maassamme kyti myös huoli tulvista, jotka Nils Johan Kekoniuksen mukaan johtuivat metsien hävittämisestä, jonka taustalla nähtiin asutuksen ja viljelyn leviäminen (Heikkinen & Tikkanen 1979: 87-88, 90; Kajander 1986: 88). Tähänastinen urbaanialueiden hydrologinen tutkimus on keskittynyt vahvasti urbanisaation aiheuttamiin uomanmuutoksiin (Booth & Jackson 1997: 1077) ja Helsingissä tutkimus on painottunut pääosin yksittäisiin kaupunkipuroihin, ja kokonaiskuvan antavia selvityksiä on laadittu harvakseltaan (esim. Jalava 1987; Helsingin purojen... 1993; Tarvainen et al. 2005). Ympäristöntutkimuksella on paikkansa seurannan tulosten arvioinnissa ja johtopäätösten teossa sekä ympäristönmuutosten syiden selvittämisessä (Niemi & Heinonen 2003: 13). On tärkeää tietää ilmastonmuutoksen vaikutuksista ekosysteemipalveluihin (mm. Ympäristöministeriö 2007: 121) ja tutkia pohjoisilla alueilla jo havaittujen muutosten keskinäisiä suhteita (Bring et al. 2007: 88).

Pohjoisten alueiden hulevesiä on tutkittu aktiivisimmin Ruotsissa. Suomessa tutkimus on vasta aktivoitunut, ja nyt aihe on ajankohtainen ja kaupunkisuunnittelun ja -ekologian kannalta tärkeä. Suomalaisia tutkimustuloksia hulevesistä on toistaiseksi esitetty vain vähän, ja tarvetta tutkimuksen lisäämiselle on esitetty Euroopan Unioninkin taholta (Sänkiäho & Sillanpää 2012: 4). Vapaaehtoisia kuntakohtaisia hulevesistrategioita on luotu aktiivisesti (esim. Nurmi et al. 2008; Jutila 2009;

Vantaan kaupunki 2009; Turun kaupungin... 2009; Espoon hulevesiohjelma 2011) ja asiantuntijoiden tarve on kasvanut nopeasti. Aikaisemmin ongelmana on ilmennyt jatkuvakestoisen seurannan järjestäminen sekä laitteiston hinta. Rahoituksen turvin VACCIA-tutkimus on mahdollistanut täysin uudenlaisen seurantatutkimuksen Helsingissä. Työ tehtiin osana Euroopan Unionin LIFE+ -ohjelman VACCIA-hanketta ja sen työpakettia numero kuusi, jonka tutkimustyö perustuu kolmeen helsinkiläiseen ja kolmeen lahtelaiseen valuma-alueeseen ja niiden hydrologiseen tutkimukseen.

Kaupunkirakentaminen on perinteisesti keskittynyt tehokkuuteen ja virtavesien nopeaan poisohjaamiseen alueelta. Perinteisesti vedet on johdettu suoraan käsittelemättöminä lähivesistöön (Laakkonen 2001: 212). Uusien tutkimusten myötä on ymmärretty hulevesien tila ja niiden merkitys kaupungin monimuotoisuudelle. Kun yhdyskuntien jätevedenpuhdistus on tehokasta on voitu siirtyä ajatukseen parantaa hulevesien tilaa ja hillitä huleveden muodostumista. Helsingin kaupungin alueella vesistä seurataan lähinnä purovesien tilaa säännöllisellä näytteenotolla. Vuonna 2010 Helsingin kaupungin ympäristökeskus suoritti hulevesitutkimuksen, jonka tavoitteena oli luoda yleiskuva kaupungin hulevesien tilasta ja puhdistustarpeesta (Nurmi 2010). Ympäristön tilan seurannassa jatkuvuus ja säännöllisyys ovat tärkeitä, joka huomataan myös tässä tutkimuksessa.

1.2 Tutkimuksen tavoitteet

Tutkielma jakautuu teoreettiseen ja empiiriseen osaan. Tutkimuksen tavoitteena on tutkia maankäytön vaikutuksia sekä sen ja ilmastonmuutoksen yhteisvaikutuksia hulevesien tilaan kaupunkialueilla. Yksin maankäytön vaikutuksia vesiin on tutkittu aiemmin (mm. Carlson & Arthur 2000; de la Cretaz & Arten 2007), mutta ilmastonmuutoksen merkitystä vesien tilaan ei tässä kontekstissa ole juuri tarkasteltu, ja muutosten ennustaminen on koettu hyvin vaikeaksi (mm. Setälä et al. 2010: 13). Maankäytön merkitystä hulevesiin on vaikeaa kvantifioida tarkasti, mutta valuma-alueen tarkastelulla ja geoinformatiikan soveltamisella tulosten tarkkuus kasvaa (Quilbé et al. 2007: 1339).

Hulevesi indikoi hyvin valuma-alueen tilaa ja se luo kokonaiskuvan koko valuma-alueen kuormituksesta, jolloin sen laatua suhteessa valuma-alueeseen on yksinkertaista tarkastella (mm. US Environmental protection agency 1983). Läpäisemättömiä pintoja on luonnehdittu avainympäristöindikaattoriksi (Arnold & Gibbons 1996: 243), sillä ne vaikuttavat huleveden kvantitatiivisiin ja kvalitatiivisiin ominaisuuksiin merkittävästi.

Työssä keskitytään myös talviajan hulevesiin, joiden tutkimus on aikaisemmin ollut vähäistä tutkimuslaitteiston puutteellisuuden johdosta. Pohjoisten alueiden talvikauden hulevesiä ei ole tutkittu paljoa. Tutkimusten tulosten pohjalta pyritään luomaan tietoa, jonka tukemana voidaan ohjautua kohti kestäviä ratkaisuja. Barry Commonerin ekologian ensimmäinen laki sanoo kaiken vaikuttavan kaikkeen, mikä kuvastaa hyvin nykypäivän ympäristöongelmien monimutkaisia kytköksiä

(Moore & Moore 1976: 483). Tämän takia tutkimus on rajattava tarkoin, huomioiden teemojen vahvat keskinäiskytkökset.

Tutkimuskysymykset on listattu alle. Työssä paneudutaan hulevesien epäorgaaniseen laatuun ja sekä virtaaman luonteeseen.

Tutkimuskysymykset:

- Miten valuma-alueen maankäyttö vaikuttaa alueelta poistuvan huleveden määrään ja laatuun?
- Miten huleveden kvantitatiiviset ja kvalitatiiviset ominaisuudet vaihtelevat vuodenaikojen kesken?
- Millainen on talvikauden hulevesien määrä ja luonne?

Hypoteesit:

- Lämpisemättömän pinnan määrä lisää huleveden määrää ja sen mukana valuma-alueelta pois kulkeutuvan ainekuorman määrää.
- Näytepisteiden kesken intensiivisimmän maankäytön valuma-alueen oletetaan kuormittavan vesiä eniten ja tämän pisteen virtaaman oletetaan olevan äärevin.
- Ekstensiivisimmän maankäytön valuma-alueen olosuhteiden oletetaan olevan lähinnä luonnontilaista sekä veden laadun että virtaamaolosuhteiden tapauksissa.
- Maankäytöltään keskimmäisen valuma-alueen virtaama voi valuma-alueen koon takia olla voimakasta, mutta valunta hillitympää
- Talvikaudella virtaaman oletetaan olevan suurin intensiivisimmän maankäytön valuma-alueella.

Tulosten on tarkoitus antaa informaatiota siitä, miten rakentaa ekologisesti, taloudellisesti ja sosiaalisesti kestävä urbaaniympäristö ristiriidoista huolimatta (Setälä et al. 2010: 4). Yksi esimerkki vastakkainasettelutilanteesta on Helsingin kaupungin puuttuminen katupölyyn kastelemalla työmaapintoja mahdollisimman paljon (Helsingin kaupunki 2010b) – tämän seuraukset ovat näkyneet suoraan esimerkiksi intensiivisen maankäytön hulevesiputken tukkeutumisena ainemäärän paljouden takia. Tutkielman kirjallisuuskatsauksen avulla on tutkimuksesta tarkoitus luoda yhtenäinen ja tarkoitustaan palveleva kokonaisuus.

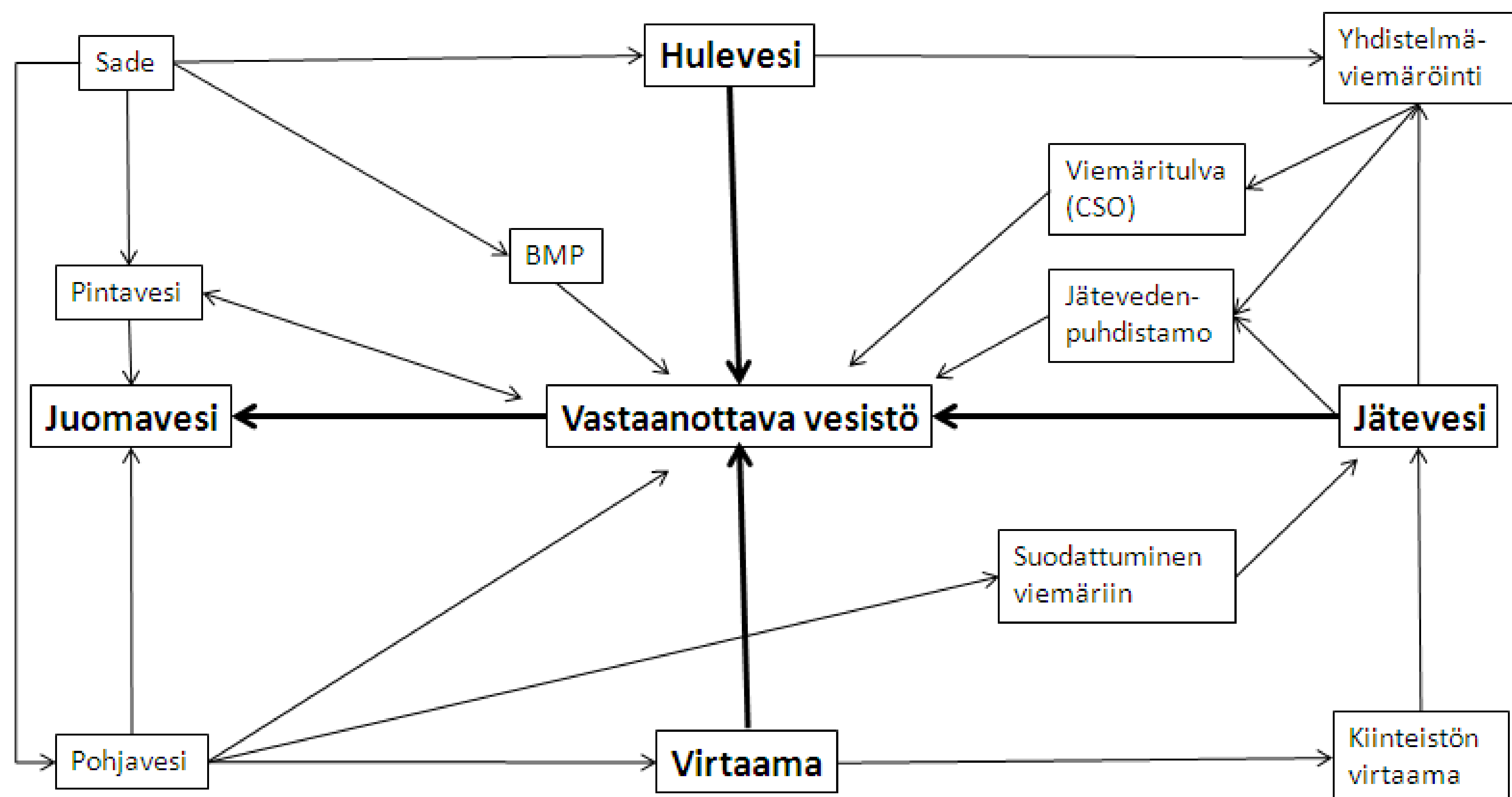
1.3 Käsitteiden määrittely

Hydrologia käsittelee veden fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia, veden esiintymistä, jakautumista ja kiertoa maapallolla sekä veden yhteyksiä elolliseen ja elottomaan ympäristöön (Koto-

la & Nurminen 2003a: 10). Kaupunkihydrologia käsittelee hydrologista kiertoa urbaanissa kontekstissa, erityisesti sade-virtaama-prosesseja ja urbaanin valuma-alueen luonnetta. Urbanialueilla valuma-alue käsittää usein läpäisemätöntä pintaa ja muokattuja uomia (Ellis et al. 2004: 168). Hulevesi-hydrologiassa tarkastellaan huleveden esiintymistä urbaaneilla valuma-alueilla, sen liikkumista uomaston eri osissa sekä ihmistoiminnan merkitystä vesiin (Akan 1993: 2).

Hulevesi (*stormwater*) on käsitteenä avonainen. Se on alueelta poisvirtaavaa sade- ja sulamisvettä, joka yleensä käsitetään esiintyväksi vain rakennetuilla alueilla, mutta toisinaan sen alueellinen konteksti jätetään kirjallisuudessa määrittelemättä (Kotola & Nurminen 2003a: 15; Gnecco et al. 2005: 61). Vesihuoltolain määritelmän mukaan hulevedellä tarkoitetaan maan pinnalta, rakennuksen katolta tai muilta vastaavilta pinnoilta pois johdettavaa sade- tai sulamisvettä. Hulevesijärjestelmään voi päätyä myös muita kuin näitä, esim. palokunnan sammutusvesiä, tunnelien ja katujen huuhteluvesiä. Hulevesissä korostuu kaupunkialueille luonteenomainen ihmistoiminnan vaikutus, mikä erottaa ne muista valumavesistä (Jutila 2009: 7). Yhteistä vaihteleville määritelmille on kuitenkin se, että hulevesi on alueelta poisjohdettavaa vettä ja että se kulkee pintavaluntana. Valuma-alueelta hulevesi päätyy vastaanottavaan vesistöön tai putkiston kautta jätevedenpuhdistamolle.

Huleveden katsotaan olevan suoraa seurausta valuma-alueella tapahtuneesta sateesta (Ellis et al. 2004: 154) tai ihmistoiminnasta. Hulevesi on peräisin joko sade- tai sulamisvesistä, tai esimerkiksi valuma-alueen pesu-, kuivatus- ja palokunnan vesistä (Kuva 1). Hulevedessä korostuu ihmisvaikutus, ja varsinkin maankäytön ja kaupungistumisen merkitys on vahva. Ennen hulevesien tutkimusta niiden ei nähty olevan ongelma vedenlaadun tai ympäristön tilan kannalta, mutta viime vuosien kaupunkisuunnittelussa ne ovat nousseet paljon keskustelluksi teemaksi. Väestönkasvun ja Suomessa sen kaupunkeihin keskittymisen myötä huoli veden tilasta on kasvanut. Kaupungistuminen muuttaa veden kiertokulkua ja vaikuttaa sen laatuun (Kotola & Nurminen 2003a: 10). Silti hulevesitutkimus on Suomessa vasta nostamassa päätään, mikä näkyy esimerkiksi alan sanaston puutteellisuutena.



Kuva 1. Urbaanialueen hydrologinen järjestelmä (Berggren 2007: 6, muokattu). Tutkimuksen valuma-alueilla ei ole yhteisviemärointiä, vaan hulevedet johdetaan suoraan vastaanottavaan vesistöön.

Urbaanialueilla maankäyttö kuvaa alueella tapahtuvaa toimintaa sen eri muodoissa, kuten asutuksessa ja teollisuudessa. Se kuvastaa alueen toiminnan luonnetta ja antaa suuntaa huleveden volyymin ja luonteesta (Ellis et al. 2004: 80). Maankäyttö vaikuttaa sekä huleveden määrään että laatuun. Urbaanialueiden maankäytön erilaisuuden myötä myös kaupunkialueen hydrologinen kierto on erilainen kuin luonnontilaisemilla alueilla (Ellis et al. 2004: 71)

Läpäisemättömäksi pinnaksi (*impervious area*) katsotaan valuma-alueen ne osat, joiden pinta on kokonaan tai lähes kokonaan läpäisemätöntä pintaa, kuten katot ja asfaltti- ja betonipinnat. Vesi ei pysty imeytymään tällaisille pinnoille, jolloin sadeveden oletetaan ohjautuvan suoraan pois. Läpäisemättömän pinnan käsitteen tilalla koetaan kuitenkin paremmaksi käyttää käsitettä päällystetty pinta (*sealed surface*), jolloin osittain tai tapauskohtaisesti läpäisevät pinnat voidaan huomioida luokittelussa. Arvioitaessa huleveden ja virtaaman luonnetta on tärkeää tietää valuma-alueen läpäisemättömyyskerroin (%IMP), joka kuvaa valuma-alueen läpäisemättömän alueen osuuden. Läpäisemättömyyskerroin kertoo paljon esimerkiksi nopeita tulvapiikkejä ennustettaessa (Ellis et al. 2004: 72).

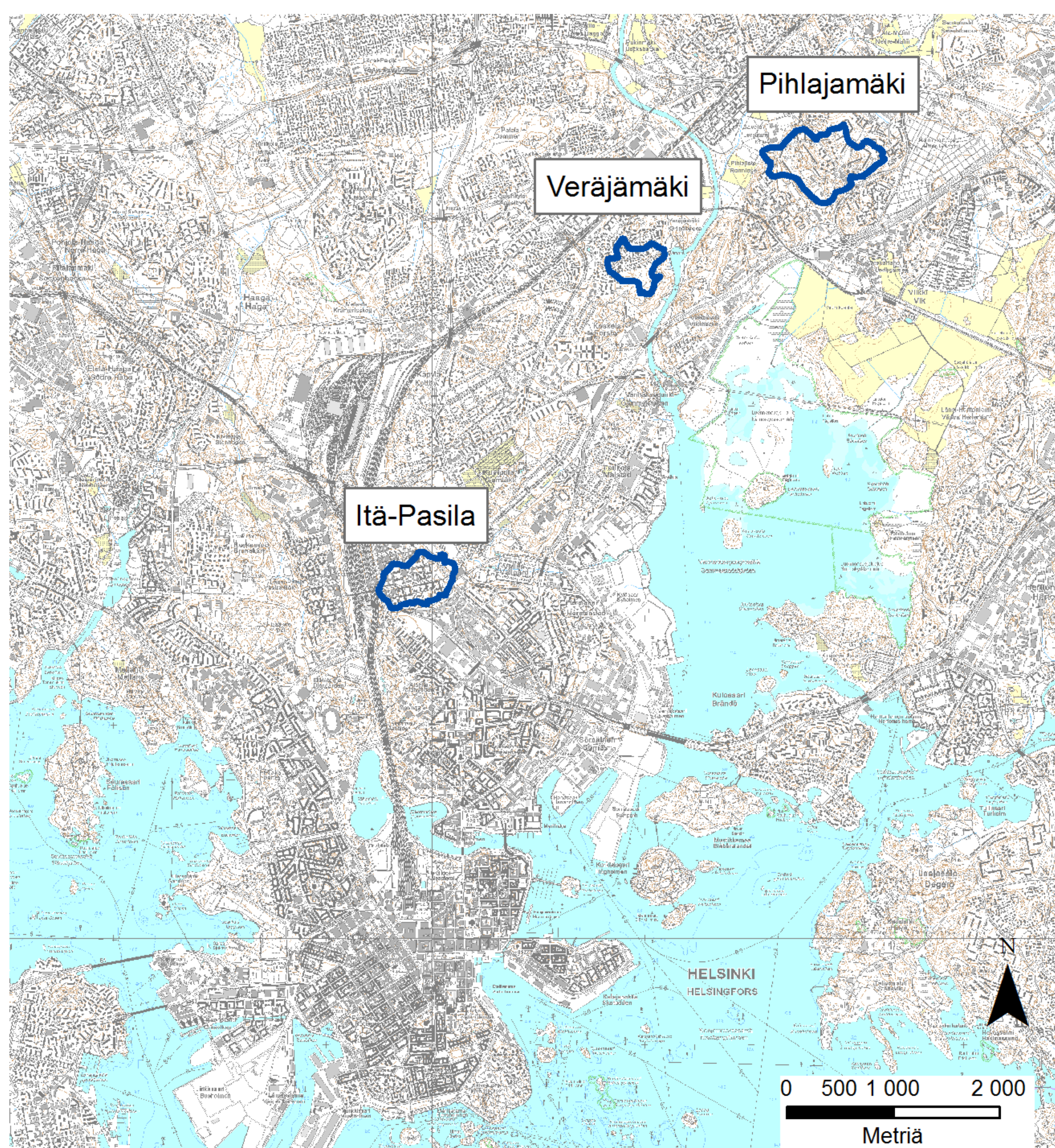
Kaupunkialueiden hulevesien laadussa suurimmat erot koetaan ensihuuhtouman (*first flush*) aikana. Sateen muuttuessa hulevedeksi ensimmäiset hulevedet huuhtovat valuma-alueelta sille akkumuloitunutta kiintoainesta kohti vastaanottavaa vesistöä. Esimerkiksi Ranskassa urbaanialueen ensihuuhtouman on analysoitu kantavan 25 % koko tapahtuman haitta-aineista. Portugalissa ensimmäinen 50 % sateen aikaisesta virtaamasta huuhtoi mukanaan 61-69 % koko tapahtuman kiintoainekuormasta, sekä sinkin, kuparin ja lyijyn kuormasta (Barbosa et al. 1999: 157). Tilastollisesti ensihuuhtouman katsotaan alkavan, kun hydrografin, eli virtaamakäyrän käyrä nousee yli 45 asteen nou-

suun. Toisaalta ensihuuhtouma voidaan myös nähdä tilanteena, missä haitta-aineiden kumulatiivisen määrän ja kumulatiivisen virtaaman ero on suurin (Ellis et al. 2004: 48-49). Sadetapahtuman alkamishetken ja ensihuuhtouman välistä aikaa kutsutaan viiveeksi (*lag-time*) (Ellis et al. 2004: 78).

Virtaama on alueelta poistuvan veden määrä aikayksikköä kohden, yleensä litraa tai kuutiometriä sekunnissa. Valunta kuvastaa alueelta poistuvan veden määrää suhteessa pinta-alaan, ja sen yksikkö on yleensä mm/d tai mm/a. Valuma on tunnetulta alueelta poistuvan veden määrä aikayksikössä suhteessa pinta-alaan ($l/s/km^2$) (Mustonen 1986: 152).

1.4 Tutkimusalueen rajaus

Maantieteellisesti tutkimus keskittyy pohjoisen alueen hulevesiin., joiden aluetta luonnehtii selkeät vuodenaajat, kylmä ja luminen talvi sekä lyhyt kesä. Tutkimusalueina toimivat kolme helsinkiläistä valuma-aluetta, joiden on tarkoitus edustaa keskenään mahdollisimman erilaista maankäyttöä ja läpäisemättömän pinnan määrää. Urbani valuma-alue rajautuu hieman eri tavoin kuin luonnontilainen, jonka rajat määräytyvät puhtaasti topografian mukaan. Urbanialueiden valuma-alueen muotoon vaikuttaa myös alueen hulevesiputkisto, joka saattaa koota purku-uomaan vettä myös alueilta, joilta vesi ei yksin topografian puolesta sinne laskisi. Tutkimusvaluma-alueiden löytäminen kaupunkialueilta on yleisesti hyvin hankalaa ja aikaavievää (mm. Kuusisto-Hjort 2009). Tutkimuksessa tarkastellut valuma-alueet on esitetty alla (Kuva 2).



Kuva 2. Tutkimuksessa tarkasteltavat valuma-alueet sijaitsevat Helsingin keskustasta koilliseen suorassa linjassa (Pohjakartta MML 2011a).

1.5 Aikaisempi tutkimus Helsingin alueen maankäytön ja hulevesien laadun yhteydestä

Suomessa maankäytön vaikutusta hulevesien laatuun ja määrään on tutkittu vasta viime aikoina. 2000-luvun alun "Kaupunkivedet ja niiden hallinta"- eli RYVE-hankkeessa tutkittiin rakennetun ympäristön aiheuttamaa vesistökuormitusta ja kaupunkirakentamisen aiheuttamia muutoksia pienillä valuma-alueilla sekä pyrittiin luomaan ratkaisuja hulevesien hallintaan. Työssä seurattiin kahden rakennetun ja yhden vielä rakennettavan espoolaisen valuma-alueen hulevesiä. Hankkeessa havaittiin kaupunkirakentamisen lisäävän kokonaisvaluntaa ja erityisesti pintavaluntaa, jonka kasvu korostui kesällä ja kuivina kausina. Mitä tehokkaammin alue on rakennettu, sitä nopeampia ovat lyhyen aikavälin muutokset valunnassa. Valuntakertoimen, eli sadannan ja välittömän valunnan välisen suhteen havaittiin kasvavan päällystetyn pinnan määrän kasvaessa. Veden kemiallisessa laadussa havaittiin voimakasta vaihtelua eri kaupunkialueilla, mutta suurimmat ainepitoisuudet havaittiin sulan kauden sateiden yhteydessä (Kotola & Nurminen 2003b).

RATU oli Suomen ympäristökeskuksen, Ilmatieteen laitoksen ja Teknillisen korkeakoulun kolmivuotinen hanke, jossa selvitettiin rakennettujen alueiden kykyä reagoida rankkasateisiin ja niiden aiheuttamiin kaupunkitulviin. Hankkeessa havaittiin, että Suomessa rankkasateiden esiintyminen painottuu kesään. Etelä-Suomessa heinä- tai elokuu on yli 80 % todennäköisyydellä vuoden sateisin. Sama todennäköisyys toukokuulle on nyt vain prosentoin. Hankkeessa testattiin hydrologista mallinusta kahdella koealueella ja samalla tutkittiin mallien soveltuvuutta Suomen olosuhteisiin. Työssä todettiin valuma-alueen sisällä tapahtuvien muutosten olevan hyvin vaikeita mallintaa. Lisäksi mainittiin alueen voimakkaan muuttumisen hankaloittava tutkimustyötä, kun esimerkiksi maaperäkartoja muuttuneelta alueelta ei voida enää käyttää työssä. (Aaltonen et al. 2008).

Puro II-hanke toimi vuosina 2009-2011 tavoitteenaan purojen tilan parantaminen valuma-alueelähtöisesti. Hankkeessa havaittiin, että purojen arvostaminen on tietoisuuden myötä kasvanut, ja niiden tilaan olisi syytä puuttua. Kaupunkipuroja kuormittaa erityisesti kaupunkialueiden hulevedet (Sarvilinna et al. 2012: 7).

Kuusisto-Hjort (2009) tutki väitöskirjassaan kaupunkipurojen raskasmetallikuormia Helsingissä ja toteaa työssään, että vaikka havaitut raskasmetallimäärät eivät oletettavasti aiheuta välitöntä uhkaa eliöstölle, havaittiin uomien sedimenteissä paikoin merkittäviä kupari- ja sinkkipitoisuuksia. Metallipitoisuudet kasvoivat kaupungistumisen mukana, mutta pitoisuuksien ei voitu nähdä olevan yhteydessä maankäyttöluokkiin.

2. VALUMA-ALUE TOIMINNALLISENA KOKONAISUUTENA

Perinteisesti valuma-alue (eng. *watershed, drainage basin, river basin, catchment area*) (Dingman 2002: 10) on topografiaan perustuva, vedenjakajien rajaama maantieteellinen alue, jolta virtavedet kerääntyvät samaan uomaan, jokeen tai puroon (Dingman 2002: 10; Ellis et al. 2004: 18). Valuma-alue voidaan rajata maastosta uomaston ja topografian pohjalta, ja näiden kahden tekijän pohjalta voidaan myös saada kuvaa valuma-alueen funktionaalisesta ulottuvuudesta, kuten eroosios-
ta (O'Callaghan & Mark 1984: 323). Valuma-alueelta purkautuu se osa sade- ja sulamisvesistä, joka ei ole imeytynyt tai haihtunut alueella (Kuusisto 1986: 14, Ekholm 1993).

Toiminnallisena kokonaisuutena valuma-alue on hyvä esimerkki geomorfologisesta systeemistä, missä energiaa saapuu ilmakehän kautta ja poistuu järjestelmästä veden ja sedimenttien mukana (Gregory & Walling 1973: 9). Valuma-alue voidaan nähdä myös avoimena luonnonsysteeminä, johon jatkuvasti virtaa energiaa ja materiaalia alueen ulkopuolelta ja samalla niitä myös poistuu alueelta (Kuusisto 1986). Alueen hydrologialle voidaan laskea vesitase, jonka avulla voidaan tarkastella valuma-alueen luonnetta ja toiminnallisuutta (Hyvärinen 1986).

Uomastossa tapahtuu fluviaaliprosesseja, kuten veden ja aineksen kuljetusta (O'Callaghan & Mark 1984: 323). Alueen rajaus nojaa perusajatukseen siitä, että vesi virtaa maastossa pääasiassa painovoiman ansiosta aina alarinteen suuntaan, mutta virtausnopeuteen vaikuttavat muunmuassa hitaus-, kitka- ja koheesiovoimat (Mustonen 1986: 152). Geoinformatiikan ja paikkatietoaineistojen kehityksen myötä valuma-alueita kyetään nykyään rajaamaan kustannustehokkaasti (Kokkonen et al. 2011: 87) ja aineiston pohjalta valuma-alueita voidaan mallintaa maastoon helposti ja luotettavasti (mm. O'Callaghan & Mark 1984: 323).

2.1 Valuma-alueen ominaisuudet

Valuma-alueen luonteeseen vaikuttaa topografian ohella myös alueen morfologia, topografia, kallio- ja maaperän laatu sekä kasvillisuus ja maankäyttö. Tekijät vaikuttavat valuma-alueelta poistuvan veden määrään ja laatuun (O'Callaghan et al. 1984: 323, Dingman 2002: 10;). Valuma-alueen pituus, muoto ja reliefi vaikuttavat veden ja kulkeutuvan kiintoaineen määrään (Gregory & Walling 1973: 38).

Pienillä ja järvettömillä valuma-alueilla esiintyy rankkasateiden ja sulamisen yhteydessä suuria virtaamavaihteluita (Tikkanen 1990: 2), kun järvisemmillä valuma-alueilla altaat kykenevät varastoimaan sataneita vesimääriä. Valuma-alueen koko ja uomasto vaikuttaa sen hydrologiseen toiminnallisuuteen. Myös sateen ajallisella jakautumisella on merkitystä erityisesti pienillä valuma-alueilla, sillä jos sataminen tapahtuu valuma-alueen yläosissa, on valuntahuippu pienempi kuin valu-

ma-alueen alaosassa esiintyvässä sateessa (Mustonen 1986: 157-159). Valuma-alueen koko ja sateen temporaalinen jakautuminen vaikuttavat yhdessä virtaaman voimakkuuteen.

Valuma-alueen vesistöön katsotaan kuuluvaksi kaikki valuma-alueen sisälle jäävät joet, purot, järvet, lammet ja ojat. Luonnontilaisessa ympäristössä virtavesi muodostaa itse uomia, jotka kasvavat valuma-alueen koon ja veden intensiteetin mukana (Herricks 1995: 6). Valuma-alueen loppupäässä sijaitsevan purkupisteen vedenlaadun avulla voidaan arvioida koko valuma-alueen tilaa ja päätellä esimerkiksi maankäytön ja alueen ihmistoiminnan merkitystä vedenlaadulle. Purkupisteen veden tila (*stream health*) kuvastaa vesistön biologista, kemiallista ja fysikaalista tilaa (Denault et al 2006: 693). Esimerkiksi Lohjan alueella esiintyvät kalkkikalliot liukenevat veteen herkemmin vähentäen veden happamuutta. Savimaat ovat herkkiä vesieroosiolle ja turvemailta liukenee vesiin humusta ja ravinteita (O'Callaghan & Mark 1984: 323).

Vedenlaatua tutkimalla voidaan arvioida valuma-alueen luonnetta. Kiintoainekuorman perusteella voidaan arvioida valuma-alueella tapahtuvia eksogeenisiä prosesseja (Beylich 2011: 399), sillä kiintoaineen määrän vedessä tiedetään kasvavan virtaaman kasvaessa. Suomen virtavesissä esiintyvistä vuodenaikaisvaihteluista kevään merkitys korostuu selvästi. Etelä-Suomen maa-alueilla vuosivaluma on keskimäärin 200-300 mm, josta 40-50 % on lumen sulamisesta ja sulantakauden sateista muodostunutta kevätvaluntaa. Sen sijaan kesävalunta on hyvin vähäistä, noin 10-40 mm ja syysvalunta jälleen runsaampaa, noin 50-100 mm (Ruth 2004: 15).

Kevätkaudella valuma-alueen virtavedet voivat kuljettaa alueelta pois yli puolet vuotuisesta typpi- ja fosforikuormasta (Melanen et al. 1985: 85). Tikkasen (1990: 14) tutkimuksessa Etelä-Suomen pienen ja luonnontilaisen valuma-alueen tapauksessa kiintoainepitoisuus ja veden sähköjohtokyky korreloivat selvästi keskenään. Toisaalta muutoksiin voi vaikuttaa myös valuma-alueella laajemmat muutokset. Tuulen ja sateiden voimistuminen kiihdyttää eroosiota laajoilla alueilla (Tucker & Slingerland 1997: 2045).

2.2 Valuma-alueiden luokittelu

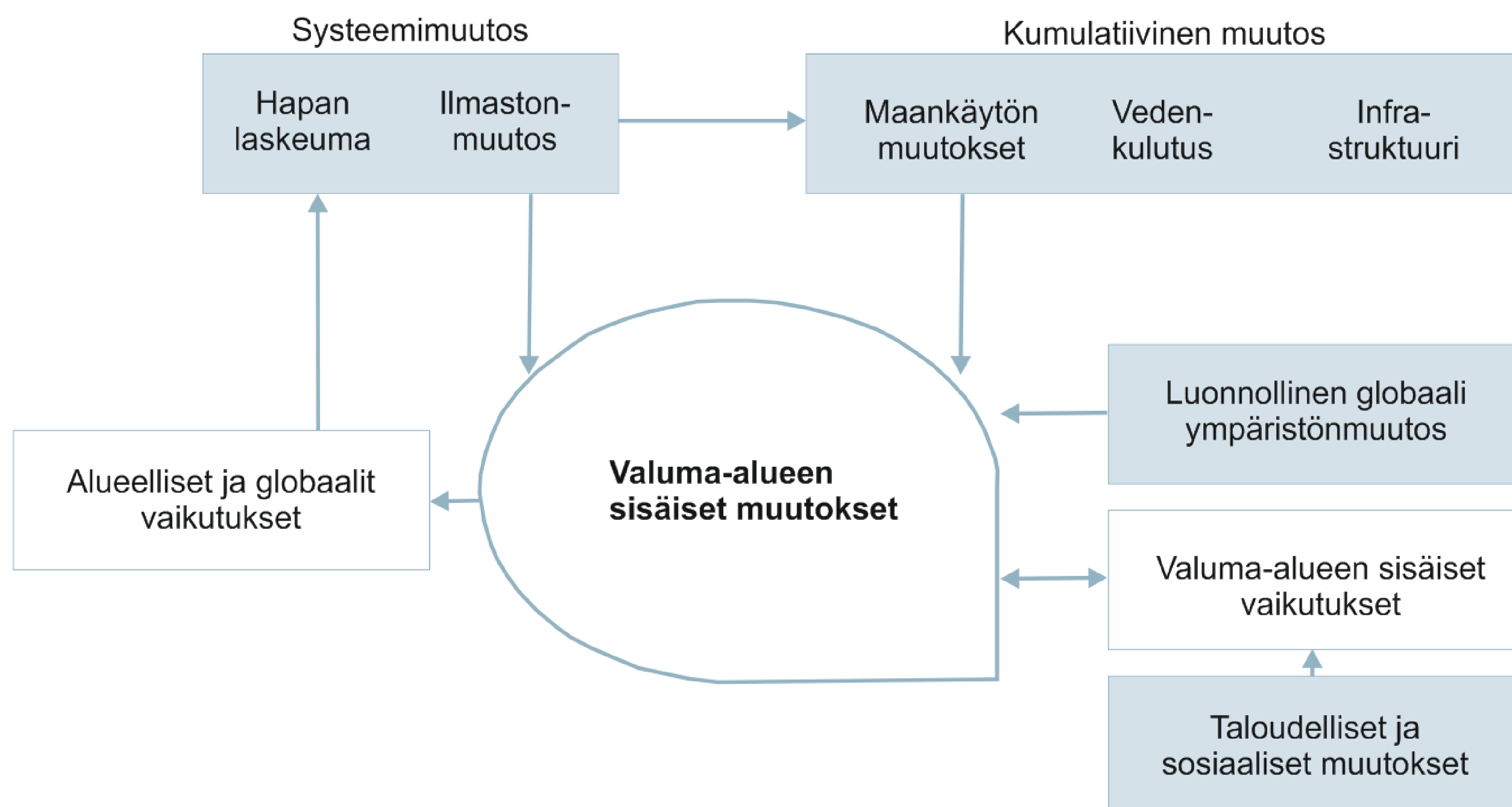
Uusi vesilaki (587/2011) määrittelee puron jokea pienemmäksi, mutta noroa suuremmaksi vesistöksi. Puron valuma-alueeksi luetaan yli kymmenen mutta alle sadan neliökilometrin valuma-alueet. Suomessa valuma-alueet luokitellaan hierarkkisesti kolmeen luokkaan, joista suurimpaan, päävesistöalueisiin luetaan kuuluviksi 74 kappaletta yli 200 km² kokoisia alueita. Päävesistöt ovat vesistöjä, jotka purkautuvat suoraan mereen, ja ne sisältävät ensimmäisen, toisen ja kolmannen vaiheen osa-alueita (Suomen vesistöalueet 2011). Myös valuma-alueen maa-ala voidaan luokitella kolmeen luokkaan, joista ensimmäiseen, lakialueisiin ja vedenjakajiin lasketaan kuuluviksi vedenjakajelänteet, harjut ja kallioiset moreenimäet. Toisen luokan, vesien kerääntymisalueet, muodostavat

ranta-, joki- ja purolaaksot sekä suo- ja kosteikkopainanteet. Kolmanteen luokkaan kuuluu selänteiden ja laaksojen väliset rinnealueet, jotka soveltuvat parhaiten myös rakentamiselle. Tämä jako perustuu luonnonmaantieteeseen, mutta antaa tukea yhdyskuntarakenteen suunnittelulle hydrologi- nen kierto huomioiden (Panu 1998; Ahponen 2003: 35).

Myös valuma-alueen uomasto voidaan luokitella hierarkisesti latvapuroista pääuomaan. Luokittelun ydinajatuksena on pienempien uomien vesien laskeminen suurempiin uomiin ja näin pääuoman alajuoksulla virtaama on koko valuma-alueen suurinta (mm. Strahler & Strahler 2002: 449). Suomessa vesimuodostumat luokiteltiin niiden ekologisen ja kemiallisen tilan perusteella ensimmäisen kerran vuonna 2008. Euroopan unionin yhteisissä luokitteluperusteissa arvioidaan ihmis- toiminnan vaikutuksen voimakkuutta vesieliöstöön ja lainsäädäntö ohjaa, että pintavesien tulee saavuttaa hyvä tila vuoteen 2015 mennessä. Suomen vesistöistä valtaosa on luokiteltu hyväksi tai erin- omaiseksi (Niemi 2009).

2.3 Valuma-alueiden tutkimus

Ympäristötutkimuksen kannalta valuma-alue on tärkeä yksikkö, jonka avulla voidaan tutkia ympäristön aiheuttamia muutoksia valuma-alueeseen (Kuva 3). Kun alue on maantieteellisesti ja toiminnallisesti rajattu, voidaan sen hydrologista luonnetta tutkia paremmin ja alueelle voidaan mal- linta esimerkiksi vesibudjetti (Dingman 2002: 10, 12). Tutkimustyön myötä hulevesien tilaa on pyrit- ty parantamaan puuttamalla nimenomaan valuma-alueen tilaan ja siellä tapahtuvaan toimintaan, vaikka paikoin valuma-alueen toimenpiteet ovat herättäneet kritiikkiä siitä, etteivät ne kata lajis- ton kannalta riittävän laajaa aluetta (Walsh et al. 2005: 691). Valuma-alue tutkimuksessa on tärkeää huomioida ajallinen kesto ja hydrologinen vaste (Akan et al. 2003: 97). Hydrologisessa mallinnuksessa tuloksia on tarkasteltava kriittisesti, sillä aineiston mallinnus on hankalaa, jos ei paikoin mahdotonta. Esimerkiksi virtaaman mallinnus on helpointa ja luotettavinta täysin läpäisemättömiltä pinnoilta (Bo- yd et al. 1993: 464), mutta todellisuudessa tällaisia alueita ei juuri ole.



Kuva 3. Ympäristössä tapahtuvien muutosten aiheuttamat muutokset valuma-alueeseen (Arnell 2002:6, muokattu).

Vuosina 2009-2011 Helsingissä tutkittiin kaupunkipuroja PURO II-hankkeessa (mm. Närhi 2011), jonka tarkoitus oli parantaa purojen tilaa valuma-alueelta lähtien. Tavoitteena toimissa on johdattaa hulevedet valuma-alueella pienten ja mutkaisten uomien, notkelmien ja tulvimisniittyjen kautta vesistöön tai maaperään. Näin pystytään parantamaan vedenlaatua ja ehkäisemään kaupunkitulvia (Nurmi et al 2008).

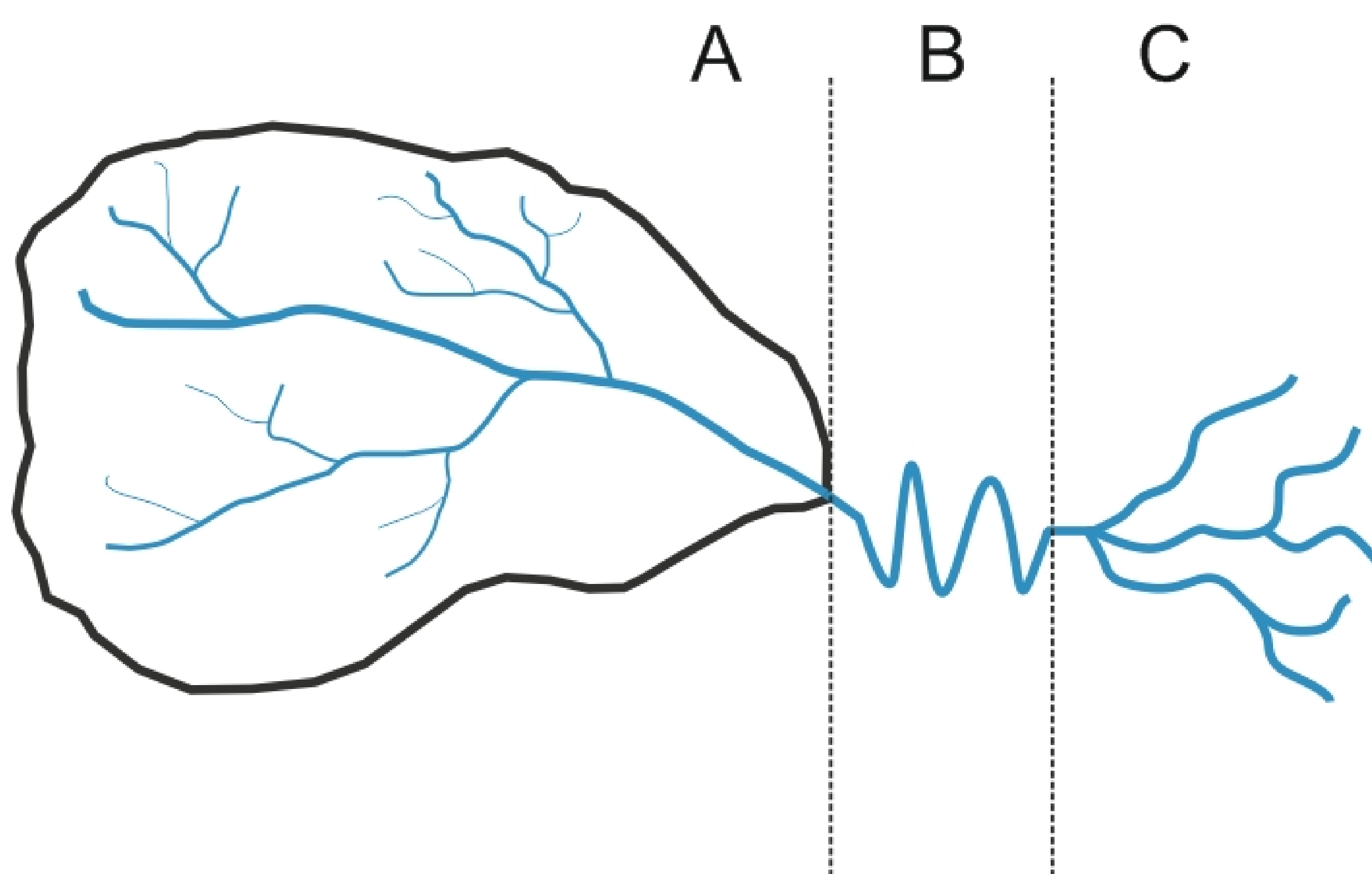
2.4 Vesi valuma-alueella

Valuma-alueelle satanut vesi jakautuu maanpinnalle päätyessään osaprosesseihin. Se osa sateesta, joka ei muutu suoraan virtaamaksi luokitellaan vesihäviöksi. Tähän lasketaan kuuluvaksi haihdunta, transpiraatio, imeytyminen ja sublimaatio (Eagleson 1970: 211). Alkuhävikki kuvaa sadet tai myrsky tapahtuman alussa sitä vesimäärää, joka kastelee pinnat ja täyttää painanteet, joten alkuhävikki ei muutu valunnaksi. Alkuhävikin määrää voidaan arvioida valuma-aluekohtaisesti tarkastelemalla alueen topografiaa ja painanteita (Ellis et al. 2004: 74-75). Interseptiohäviö on se osa sade- ja sulamisvesistä, joka imeytyy kasvillisuuteen (Hogland 1986, cit. Kotola & Nurminen 2003a: 14). Urbanisaation myötä kasvillisuuden määrä valuma-alueella usein supistuu, jolloin myös interseptiohävikin osuus pienenee.

Läpäiseville pinnoille satanut ja sulanut vesi imeytyy maaperään ja virtaa joko maaperässä tai suodattuu pohjavedeksi. Myös kasvillisuus sitoo vettä ja samalla haihduttaa sitä esimerkiksi lehtien ja neulasten kautta. Painannevarastoihin varastoitunut vesi ei virtaa valuma-alueelta pois, vaan se haihtuu tai imeytyy maaperään sadetapahtuman jälkeen. Tällaiset painanteet hillitsevät pintavaluntaa, jota muodostuu vasta varastojen täytyttyä (Ellis et al. 2004: 28-29). Valuma-alueella vesi

muodostaa uomia pinnan epätasaisuuden mukaan muodostaen virtaussuuntia ja -uomia (Eagelson 1970: 325). Virtaaman kannalta on tärkeää tuntea sateiden intensiteetti. Yleisesti, mitä suurempi intensiteetti on, sitä lyhytkestoisempi sade on ja vastaavasta pienemmän intensiteetin sateet kestävät yleensä pidempään (Butler & Davies 2004: 77).

Valuma-alueen luonne ja toiminnallisuus vaikuttavat valuma-alueelta poistuvan veden määrään ja poisvirtaaman temporaaliseen vaihteluun. Alla (Kuva 4) on esitetty valuma-alueelta purkautuvan veden laatuun vaikuttavia tekijöitä koko jaksolta valuma-alueelta purkuvesistöön. Paikallistasolla eri tekijöiden merkitys vedenlaadun kokonaisuuteen vaihtelee varsinkin ihmistoiminnan mukaan. Kuvan A-vyöhykkeellä vedenlaatuun vaikuttavat valuma-alueen tekijät, kuten ilmasto ja maankäyttö. B-vyöhykkeellä putkiston luonne, materiaalit ja vedenvirtaamistekijät vaikuttavat ja C-vyöhykkeellä eli alajuoksulla veden kannalta merkittäviä tekijöitä ovat esimerkiksi erilaiset eksogeeniset prosessit. Yleisesti voidaan jakaa, että A-vyöhykkeellä eli valuma-alueella tapahtuu huleveden muodostuminen, B-vyöhykkeellä eli purku-uomassa sen kuljetus ja C-vyöhykkeellä eli alajuoksulla ja vastaanottavassa vesistössä ainekuorman depositiota (Gordon et al. 2006: 269).



Kuva 4. Valuma-alueelta purkautuvan veden laatuun vaikuttavien tekijöiden luokittelu. (Schumm 1977, cit. Gordon et al. 2006: 269, muokattu).

Valuntakerroin kuvastaa sadannan ja välittömän valunnan suhdetta. Suomalaisilla kaupunkialueilla sadanta-valuntatapahtumien keskimääräinen valuntakerroin on yleisesti noin puolet valuma-alueen päällystettyjen pintojen osuudesta. Kun vielä 1930-50-luvulla valuma-alueesta 2-3 % oli läpäisemätöntä muodostui 7-22 % sateesta pintavalunnaksi, nyt läpäisemättömän pinnan osuuden ollessa 17-24 % on valuntakerroin 14-32 % (Vakkilainen et al. 2005: 8).

Virtaamadatasta voidaan johtaa tunnuslukuja, jotka antavat kuvaa alueen ja virtaaman luonteesta. Keskivirtaama (MQ) on ajanjakson virtaamahavaintojen keskiarvo. Keskiälvirtaama (MNQ) on havaintojakson alimpien arvojen (NQ) keskiarvo. Se on helpompi arvioida kuin ylivirtaama, sillä yleensä runsaiden vesien kesto on lyhyempi kuin kuivempien jaksojen. Ylivirtaama (MHQ) on havaintojakson korkeimpien arvojen (HQ) aritmeettinen keskiarvo (Hellmann 1987: 18).

2.5 Urbanit valuma-alueet

2.5.1 Urbanin valuma-alueen rajaus

Luonnontilaisilla alueilla valuma-alueen rajauksessa voi aiheutua epäselvyyttä lähinnä harju- ja suoalueilla sekä laajoilla tasaisilla pinnoilla (Mäkinen 2005: 27). Urbanialueilla vesihuollon verkosto voi muuttaa valuma-alueen alaa, jolloin sen muoto ei ole yksin topografiasta johdettu. Valuma-alueen ala kasvaa, kun sen purkupisteeseen laskee vesiä hulevesiverkoston valuma-alueelle liittämistä alueista, ja valuma-alue supistuu, kun viemäröidyiltä alueilta kerääntyvät hulevedet johdetaan joko toiseen purkupisteeseen tai puhdistamolle. Kaupunkipuron valuma-alue on selkeästi laajempi ja maankäytöllisesti heterogeenisempi kuin yksittäisen hulevesiviemärin kertymäalue.

Rakennettujen alueiden purojen sijainti pysyy kaupungistumisesta huolimatta yleensä samana hulevesiviemärien mukaillessa katuverkostoa (Ruth 2004: 9). Vanhoille kaupunkialueille tyyppillisen yhteisviemäröinnin (*CS, combined sewer*) alueilla tulee huolehtia hyvin suunnitellusta ja toteutetusta verkostosta ja välttää esimerkiksi takaisinvirtaamia, joissa vesi virtaa putkistosta takaisin ympäristöön tuoden mukana jätevesiä. Erillisviemäröinnin hulevesiputkissa (*SS, separated sewer*) tulvatilanteita aiheutuu sopimattoman putkikoon takia. Suomessa taajamat on yli 90-prosenttisesti erillisviemäröity lukuun ottamatta vanhimpia kaupunkikeskustoja (Vienonen et al 2012: 14).

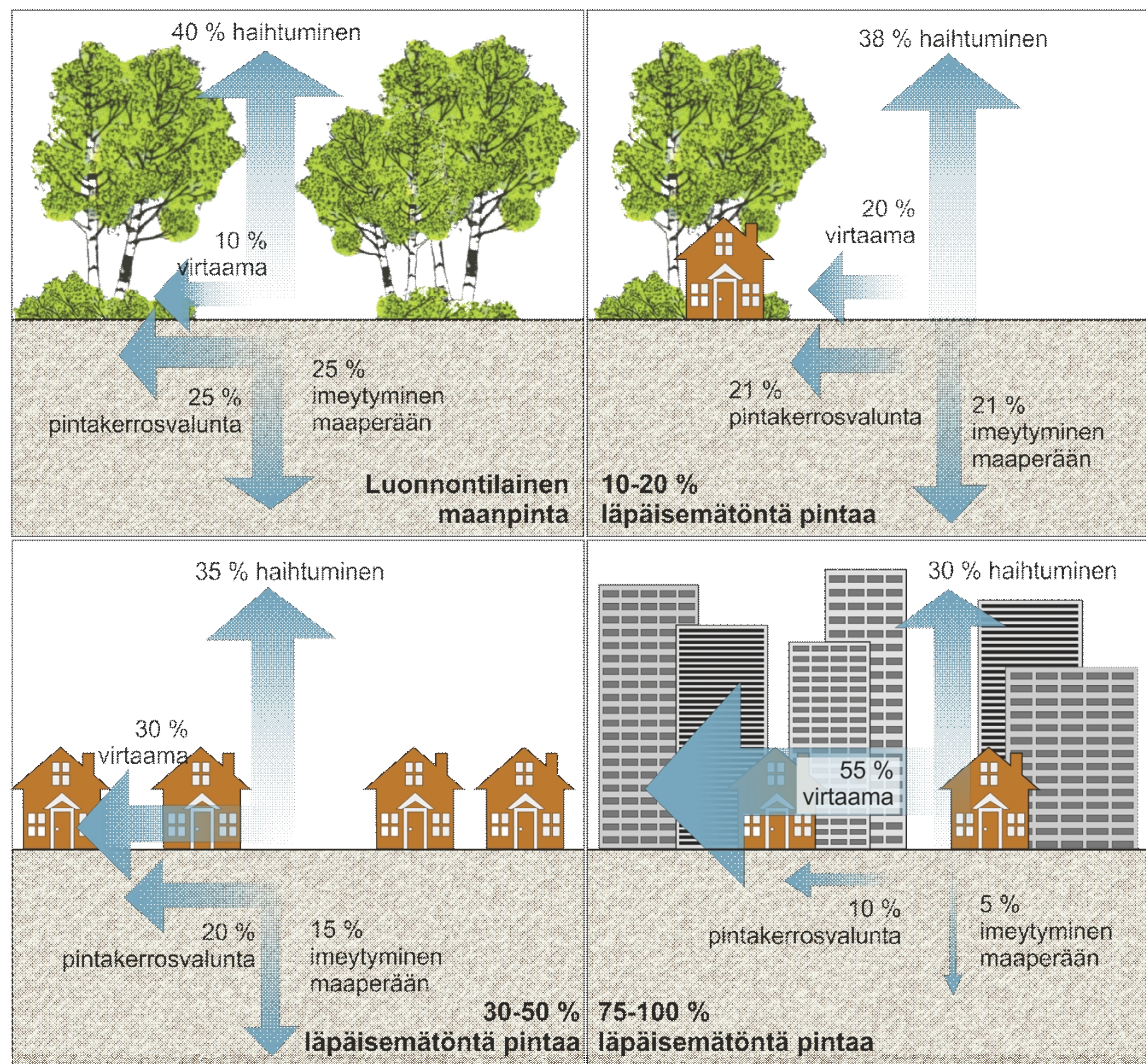
Kaupungissa voimakkaat sateet tuottavat nopeasti suuria taloudellisia vahinkoja, mutta toisaalta voimakkaimpiinkin virtaamiin varautuneen verkoston rakentaminen on liian kallista ja tilaa vievää. Euroopassa valuma-alueen hulevesiverkosto optimoidaan yleensä varautumaan 10-50 vuoden välein toistuviin tulviin (Schmitt et al. 2004: 300; CEN-EN752). Putkiston suuri määrä valuma-alueella vaikuttaa vastaanottavan vesistön laatuun, kun putkistoon kerääntyvä vesi virtaa vastaanotettavaan vesistöön tavallista nopeammin. Kaupunkialueilla sadevesi päättyy puroon myös pienistä sateista (Walsh et al. 2005: 699).

2.5.2 Urbanin valuma-alueen luonne

Urbanialueilla kaupunkipuron ekologinen merkitys korostuu. Ne muodostavat valuma-alueelle ekologisia käytäviä ja edesauttavat ympäröivän luonnon uudistumista. Toinen urbanialueiden valuma-alueita vahvasti leimaava ulottuvuus on läpäisemättömät pinnat. Urbaaneilla valuma-alueilla virtaama muodostuu tavallisesti sekä läpäisemättömien pintojen johtamasta että kyllästyneiden läpäisevien pintojen päällä virtaavasta vedestä (Boyd et al. 1994: 323). Läpäisemätön pinta käsittää valuma-alueen pinnan ne osat, jotka läpäisevät vain vähän tai ei lainkaan sade- ja sulamisvesiä, jolloin veden oletetaan muuttuvat hulevedeksi ja virtaavan pois.

Käytännössä virtaama ei voi täysin läpäisemättömilläkään valuma-alueilla olla sataa prosenttia sateen määrästä, sillä alueen pintojen murtumat ja raot läpäisevät ja voivat varastoida vettä (Ellis et al. 2004: 72). Rakennettujen alueiden läpäisemätön pinta taas koostuu pääasiassa teiden, katujen ja pysäköintialueiden muodostamasta liikenneverkostosta sekä kattopinnoista (Schueler 1995: 19). Läpäisemättömien pintojen analysointi valuma-alueelta on arvokasta tietoa hydrologian kannalta ja varsinkin tulvien mallintamisen yhteydessä (Meierdicks et al 2010: 932). Hydrologian kannalta paitsi läpäisevien pintojen määrä myös niiden fragmenoituneisuus vaikuttavat.

Kaupunkialueet ovat yleensä taajaan rakennettuja ja merkittävä osa pinnoista on päällystetty, mikä korostaa virtaamavaihteluita entisestään. Suuret virtaamavaihtelut vaikeuttavat valuma-alueen ja vastaanottavan vesistön eliöiden elinolosuhteita (Helsingin kaupungin Rakennusvirasto 2007: 15). Ennen vuoden 2009 Helsingin liitosalueajajenemista kaupungin valuma-alueista noin 22 % oli väljästi rakennettuja eli rivi- ja pientaloalueita. Toiseksi eniten valuma-alueilla oli metsäalueita, noin 16 % ja tiiviisti rakennettuja alueita oli noin 15 %. Liikennealueita valuma-alueilla sijaitsi 13 % ja teollisuusalueita 12 %. Valuma-alueetarkastelun pohjalta arvioitiin, että silloisen Helsingin valuma-alueilla läpäisemätöntä pintaa oli tiiviisti rakennetuilla asuinalueilla noin 45 %, väljästi rakennetuilla alueilla 37 %, teollisuuden ja palveluiden alueilla 55 % ja liikennealueilla 80 % (Koho 2008: 53, 60, 63). Alla (Kuva 5) on esitetty arvio hydrologisen kierron osatekijöistä erilaisilla valuma-alueilla perustuen läpäisemättömien pintojen osuuksiin. Kuvasta käy hyvin ilmi läpäisemättömien pintojen osuuden kasvun myös tapahtuva pintavalunnan kasvu ja veden suodattumisen heikkeneminen. Prosentit kuvaavat osuutta kaikesta sade- ja sulamisvedestä.



Kuva 5. Virtaveden jakautuminen hydrologisen kierron osatekijöihin erilaisilla valuma-alueilla. (Metropolitan Council 2001, cit. Koho 2008: 20, muokattu)

2.6 Helsingin purot

Helsingin puroja ja niiden valuma-alueita on tutkittu kokonaisuutena vain harvoin, joten kokonaiskäsitys alueen purojen tilasta on ollut pitkään puutteellinen. Helsingin kaupungin pienvesiohjelmaan on listattu mukaan 25 kunnan alueella sijaitsevaa kaupunkipuroa. Vuonna 2004 niiden tila oli happipitoisuuden perusteella tyydyttävä, välttävä tai huono kun taas sameuden perusteella luokittelu vaihteli hyvästä huonoon. Oheisessa taulukossa (Taulukko 1) on esitetty Helsingin kaupunkipurot valuma-alueen koon perusteella. Taulukkoon on myös laskettu sadevesiviemäristiheyden kasvu johtaa vedenlaadun heikkenemiseen ja toisaalta pienen verkostotiheyden näkyminen taulukossa parempana vedenlaatuluokituksena esimerkiksi Viikinojan ja Tuomarinkartanonpuron tapauksessa.

Taulukko 1. Helsingin kaupunkipurot ja niiden sadevesiviemäristön pituus valuma-alueittain (Helsingin kaupungin Rakennusvirasto 2007, muokattu). Jos vedenlaaduksi on merkitty useampi luokka, on vedenlaatu vaihdellut eri parametrien välillä. Jos valuma-alue sijaitsee useamman kunnan alueella, on taulukkoon merkitty koko ala.

Puro	Valuma-alue (km ²)	Sadevesiviemäristö (km)	Viemäristötiheys (km/km ²)	Keskivirtaama (l/s)	Vedenlaatu
Kaitalahdenpuro	-	-	-	-	-
Mätäjoki	24.4	124.84	5.1	206	välttävä
Longinoja	12.24	109.41	8.9	115	välttävä/hyvä
Mätäpuro	10.7	91.73	8.6	101	välttävä/huono
Mellunkylänpuro	9.9	59.37	6.0	115	välttävä
Viikinoja	9.63	45.99	4.8	84	hyvä/välttävä
Näsinoja- Tuomarinkylänoja	7.16	30.76	4.3	68	välttävä
Mustapuro	6.56	65.8	10.0	61	hyvä
Vuosaarenpuro	4.53	24.63	5.4	36	välttävä
Puistolannpuro	2.71	35.02	12.9	28	huono
Säynäslahdenpuro	2.16	19.25	8.9	19	hyvä/huono
Tapaninkylänpuro	1.79	21.68	12.1	16	välttävä/huono
Talinpuro	1.5	-	-	-	-
Marjaniemenpuro	1.41	22.75	16.1	14	tydyttävä
Porolahdenpuro	1.3	10.92	8.4	13	välttävä/hyvä
Tapaninvainionpuro	1.22	23.24	19.0	11	huono
Broändanpuro	1	-	-	10	tydyttävä
Tuomarinkartanon-puro	0.81	4.05	5.0	6	hyvä/välttävä
Yliskylänpuro	0.8	-	-	8	tydyttävä/välttävä
Viikin puhdistamon oja	0.7	-	-	-	-
Skatanpuro	0.69	0	0.0	6	huono
Rastilanpuro	0.62	7.88	12.7	6	välttävä
Korppaanoja	0.54	5.42	10.0	6	välttävä/hyvä
Kumpulanpuro	0.51	63.3	124.1	46	välttävä/hyvä
Ramsinkannaksenpuro	0.42	2.6	6.2	3	välttävä

Rakennetuilla alueilla valuma-alueen luonne vaikuttaa sekä huleveden määrään että laatuun ja temporaalisiin vaihteluihin. Vedenlaadun parantamiseen tähtäävät toimenpiteet onkin ohjattu entistä vahvemmin käsittelemään koko valuma-alueita, sillä valuma-alueen toiminnalla katsotaan olevan suoria vaikutuksia vastaanottavan vesistön tilaan. Lisäksi peräänkuulutetaan eri toimijoiden yhteistyötä varsinkin tapauksissa, joissa valuma-alue sijaitsee useamman hallinnollisen alueen, kuten kunnan alueella (Helsingin kaupunki 2007: 15-16). Vaikka virtavesissä tapahtuu luonnollista kausien

ja vuosien välistä vaihtelua jonka katsotaan olevan osa biodiversiteettiä, tuo ihmistoiminta vääjäämättä muutoksia hydrologiaan ja valuma-alueisiin (Malmqvist & Rundle 2002: 137).

Suomalaisittain urbaanien valuma-alueiden hydrologiaan vaikuttaa myös talvella käytössä olevat lumen vastaanottopaikat. Lumihuollon myötä valuma-alueelle satanut lumi ei välttämättä sula samalla valuma-alueella, vaan lumen vastaanottopisteellä. Lumikuormien mukana lumenkaatopaikoille kulkeutuu haitta-aineita, jotka lumen sulamisen myötä kulkeutuvat alueen maaperään ja lähiympäristöön. Lumista on mitattu esimerkiksi suuria pitoisuuksia raskasmetalleja ja öljyjä, jotka ovat peräisin liikenteen ja teollisuuden päästöistä. Fraktman (2001:2) tutki helsinkiläisiä lumenkaatopaikkoja päätyen johtopäätökseen, ettei maaperää ole tutkituissa pisteissä tarvetta puhdistaa, sillä sen pitoisuudet vastaavat Helsingin maaperän pitoisuuksia keskimäärin. Sulamisvesissä sen sijaan analysoitiin kohonneita haitta-ainepitoisuuksia. Lumen kuljetus ja läjitys aiheuttaa melua ja pakokaasupäästöjä sekä kuluttaa maaperää ja kasvillisuutta. Kaatopaikat ovat roskaisia ja esteettisesti maisemaa heikentäviä. Tiesuolan käyttö kaupunkialueilla muuttaa sulamisvesien metalleja liukoisempaan muotoon edistäen niiden kulkeutumista ja toksisuutta. Ohjearvon ylitystä tapahtui tutkimuksessa sinkin kohdalla. Lisäksi havaittiin, että alueen maaperä on pahoin painunut (Fraktman 2001: 5-10), jolloin veden imeytyminen maaperään heikentyy.

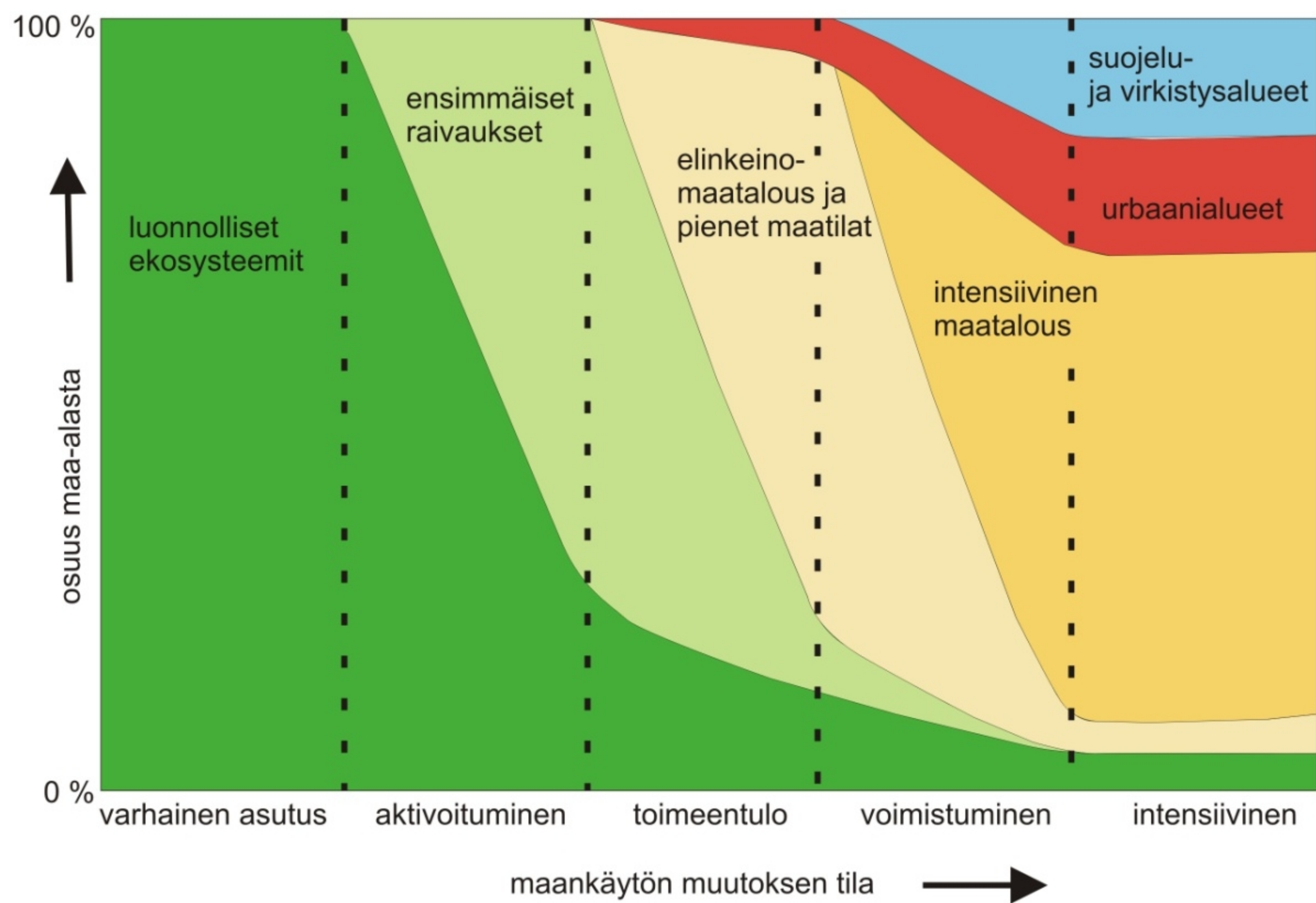
Talvikaudella 2011-2012 Helsingin kaupunki oli maaliskuuhun mennessä ajanut 155 000 lumikuormaa ja talvikaudella 2010-2011 yhteensä 320 000 kuormaa, joka käsittää yli 5 miljoonaa kuutiometriä lunta. Kauden 2011-2012 lumenkuljetuskustannukset nousivat 20 miljoonaan euroon (Alatyttö 2012a, b), joten valuma-aluekohtaisella paikallistason lumihuollolla saataisiin paitsi hydrologista ja ympäristön tilan kannalta tärkeää hyötyä, myös taloudellisia säästöjä. Lisäksi lumien paikallinen hallinnointi edesauttaa Helsingin kaupungin hulevesistrategian tavoitetta hulevesien paikallisesta hyödyntämisestä (Helsingin kaupungin Rakennusvirasto 2011: 16).

3. URBANISAATIO JA HULEVESI

3.1 Urbanisaatio

Kaupungit ovat äärimmäinen esimerkki ihmisen aiheuttamasta ympäristömuutoksesta. Kasvillisuuden häviäminen, maanpintojen päällystäminen ja vesien ohjaaminen keinotekoisin putkiin muuttaa alueen toiminnallisia systeemejä täysin (Semadeni-Davies et al. 2008a: 101). Alueiden kehittyminen on muuttanut niiden maankäyttöä intensiivisemmäksi ja kaupunkimaisemmaksi, mutta on ymmärrettävä, että maankäytön muutos ei aina tarkoita kehittymistä kaupunkimaisemmaksi. Maankäytön muutoksen kehityskaavio on esitetty alla (Kuva 6). Pienemmässä mittakaavassa kaupunkialu-

eiden maankäyttö voi olla jopa sataprosenttisesti urbaania, jolla ei juuri ole sijaa esimerkiksi maatalousalueille.



Kuva 6. Perinteinen maankäytön muutoksen kehitys kohti kaupunkimaisempaa aluetta (Foley et al. 2005: 571, muokattu).

Ilmiöön liittyvät merkittävimmät spatiaaliset muutokset ovat väestönkasvu ja rakennustiheyden kasvu (Hall & Ellis 1985: 266) sekä ihmisten keskittyminen alueelle. Urbanisaatio tarkoittaa käsitteenä maaseutumaisen alueen kehittymistä kaupunkimaisemmaksi (Gaston 2010: 10), ja se voidaan jakaa maankäytön mukaan neljään vaiheeseen; ruraali; aikainen urbaani, keskiurbaani ja myöhäisurbaani. Keskiurbaanin vaiheen ominaispiirre on suuren skaalan rakennushankkeet ja teollisuuden kehittyminen, myöhäisurbaania vaihetta leimaa kasvillisuuden lähes täydellinen katoaminen (Savini & Krammerer 1961, cit. Lazaro 1990: 19). Urbanisaatio tapahtuu joko ihmisten muuttamalla alueelle, väestön luonnollisen kasvun kautta tai maaseutualueen väestönkasvun aiheuttaman spatiaalisen leviämisen myötä (Gaston 2010: 11).

Ilmiössä kaupunki- ja maaseutualueiden välille kehittyy voimistuva kilpailu maa-alasta. Kehitys tapahtuu yleensä maaseutualueiden kustannuksella (Aubry et al. 2012: 429) haastaen ihmisen ylläpitämään kasvavaa populaatiota yhä kutistuvalla maatalousmaalla (Foley et al. 2005: 570). Erityisesti ihmistoiminnan aiheuttamien muutosten myötä biodiversiteetti heikkenee ja altistaa näin ekosysteemipalvelut, kuten ravinnontuotannon heikkenemiselle (Sala et al 2000: 1770). Esimerkiksi Helsingin Töölönlahden sedimenttitutkimuksessa havaittiin, miten urbanisaation kehittyessä alueelta on kadonnut lajeja, kuten kuusi lähes kokonaan (Tikkanen et al. 1997: 333).

Kaupungistuminen vauhdittui entisaikojen yhdyskunnista kaupunkikeskusten yhdistymiseksi 1800-luvulla teollistumisen myötä (Cheng & Wang 2002: 1403). Ratkaiseva muutos kaupungistumisen historiassa on ollut verkostoituneen kaupunkirakenteen kehittyminen tuohon aikaan (Laak-

konen 2001: 11). Kaupungeista tuli asutuksen ja ihmistoiminnan keskuksia, mikä väijäämättä jätti jälkensä myös ympäristöön. Nykyään modernin kaupungin tunnuspiirre on infrastruktuurin kuten vesijohto- ja viemärijärjestelmän muodostama materiaallinen verkosto, ”näkymätön kaupunki” (Lehtonen 2008, cit. Haila et al. 2010: 9).

Arvioiden mukaan vuonna 2050 maailman 9,1 miljardista asukkaasta jo hieman yli 61 % asuisi kaupungeissa. Samalla kaupunkiasukkaiden määrä kasvaisi nykyisestä 3,5 miljardista 6,4 miljardiin. Kaupungit ovat siis kasvamassa ja kaupunkiväestön kasvun myötä niiden määrän on pakko kasvaa. Kun kaupungit aikoinaan toimivat eristyneinä keskuksina, ovat ne nykyään laajenemassa kiinni toisiinsa. Varsinkin liikenteen ja ajoneuvojen kehitys mahdollistaa nykyään kaupunkien leviämisen, samalla tekniikan kehitys kaukokartoituksessa on tuonut uusia eväitä alueiden tutkimiseen (Carlson & Arthur 2000: 49-50; Manahan 2005: 30).

3.1.1 Urbanisaatio Suomessa

Suomessa urbanisaatio sai vahvan sysäyksen itsenäistymisen myötä, jonka jälkeen kasvu jatkui voimakkaana 1960-luvun loppuun (Schulman 2001: 14; Kuusisto 2002: 7). Kaupungistumiseen liittyi vahvasti myös suomalaisten muuttoliike kaupunkiin (Pakarinen 1993: 142, 162). Suomessa moni kaupunki on sijoittunut vesistön ääreen, jotta vettä ja vesivoimaa on kyetty käyttämään tuon ajan teollisuudessa. Vesihuollon saralla ensimmäinen merkittävä askel oli vesijohto- ja viemärijärjestelmän rakentaminen, joka alkoi 1870-luvulla (Schulman 2001: 16). Helsinki oli Lahden rinnalla Pohjoismaiden edelläkävijä, sillä Helsingin ensimmäinen jätevedenpuhdistamo Alppilassa rakennettiin vuonna 1910 (Laakkonen 2001: 12).

Suomalaisen maankäytön muutoksen yksi merkittävimmistä ilmiöistä on ollut soiden ojittaminen. Metsähakkuut taas johtavat kokonaisvirtaaman kasvuun sekä imeytymisen ja haihtumisen heikkenemiseen. Kun kasvillisuus ei sido maaperää, huuhtoutuu siitä kiintoainetta ja ravinteita poistuvan veden mukana (Arnell 2002: 179-181). Metsitys taas johtaa alueen haihdunnan kasvuun ja veden kasvavaan sitoutumiseen kasvillisuuteen (Arnell 2002: 187).

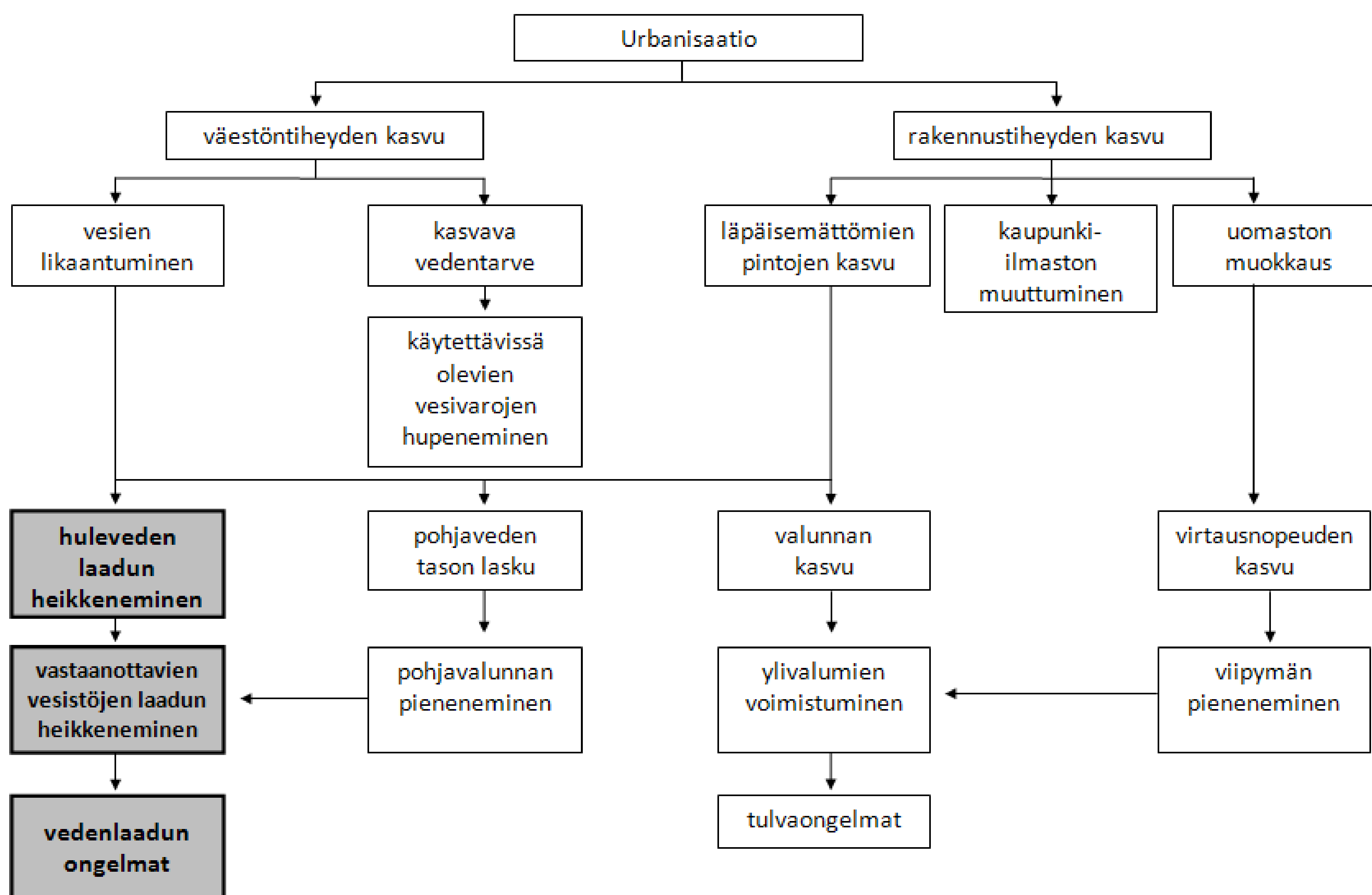
Vuonna 2010 neljä viidesosaa suomalaisista asui taajamissa. Kun taajamien yhteenlaskettu pinta-ala kattoi alle 2% Suomen kokonaispinta-alasta, voidaan suomalaisten katsoa asettuneen hyvin pienelle alueelle. Suomalaisena suuntauksena on ollut pienempien taajamien väheneminen ja suurien taajamien kasvun vahvistuminen. Esimerkiksi Helsingissä kaupungin taajama-aste oli lähes sata, eli lähes kaikki kaupungin asukkaat asuivat taajamassa. Vuonna 2010 Suomessa oli 342 kuntaa, joista vain 11:ssä ei sijainnut lainkaan taajamaa. Ilmastonmuutoksen aiheuttaman paineen mukana asumisrakenteen voidaan olettaa tiivistyvän entisestään. (Tilastokeskus 2011). Yhdyskuntarakenteen muu-

toksen ohjaamisella ja eheyttämällä nähdään voitavan vaikuttaa kasvihuonekaasupäästöihin (Lahti & Moilanen 2010: 9, 25).

Helsingin maankäytön suunnittelua ohjataan Helsingin seudun maankäytön, asumisen ja liikenteen toteutusohjelma MAL 2017:lla. Siihen liittyvän väestöennusteen mukaan koko Helsingin suuralueen väestön odotetaan kasvavan vuoteen 2030 mennessä noin viidenneksen (MAL-neuvottelukunta 2008: 6) ja liikenteen 25 % vuoden 2008 tasosta vuoteen 201 mennessä (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 2009: 1-2). Koska ohjelmassa ei ole erikseen huomioitu kaupunkihydrologiaa, on oletettava, että maankäytön suunnittelussa tullaan jatkossa soveltamaan tarvittavilta osin Helsingin kaupungin hulevesistrategiaa ja tulvastrategiaa (Helsingin kaupunki 2010a).

3.1.2 Urbanisaatio ja ympäristöongelmat

Maankäytön muutoksen tarkoituksena nähdään pääasiassa tavoite valjastaa luonnonvaroja ihmisen käyttöön, ja nyky maailmassa ilmiöllä on vaikutuksia kaikilla spatiaalisilla tasoilla aina hiilen kierrosta vesibalanssiin. Urbanisaation koottuja vaikutuksia alueen hydrologiaan on esitetty alla (Kuva 7). Kun kuvaan vielä summataan kappaleessa 3 esitetyt ilmastonmuutoksen tuomat muutokset hydrologialle, saadaan aikaan monimutkainen muuttujien verkosto, jossa muuttujat ovat myös keskinäisessä riippuvuussuhteessa toisistaan. Kuvassa läpäisemättömien pintojen kasvu aiheuttaa veden maaperään imeytymisen heikentymistä, jolla on valuma-alueen ja veden tilaan moninaiset vaikutukset.



Kuva 7. Kaupungistumisen hydrologisia vaikutuksia (Hall 1984, cit. Ruth 2004: 9; Hall 1984, cit. Hall & Ellis 1985: 267, muokattu).

Vuoden 1850 jälkeisistä antropogeenisistä hiilidioksidipäästöistä 35 % katsotaan aiheutuneen suoraan maankäytön muutoksesta (Foley et al 2005: 570). Myös nettosäteilyssä, energian jakautumisessa, sateissa ja haihtumisessa sekä kuivuusjaksoissa on havaittu tapahtuvan muutoksia (Foley et al. 2005: 571). Urbanisaatio heikentää resilienssiä, eli ekosysteemin kykyä sietää häiriöitä ja palautua niiden jälkeen (Colding 2007).

Urbanisaatio aiheuttaa pysyviä muutoksia alueelle; muutoksia aiheutuu muun muassa habitaateissa, valoisuudessa, melussa, ilmakehän koostumuksessa ja hydrologisessa kierrossa (Gaston 2010: 30). Kehitys muuttaa valuma-aluetta sekä fyysisesti että sen kautta välillisesti altistaen esimerkiksi alueen ilmaston muutoksille (Arnell 2002: 195; Pielke 2005: 1625). 1900-luvun lopulla urbanisaation aiheuttamat ympäristöongelmat paisuivat lokaalista globaaliin skaalaan (Laakkonen 2001: 11). Urbanisaatio vaikuttaa hydrologiaan pääasiassa väestönkasvun ja rakentamisen kautta (Hall 1985:266). Kaupungit käyttävät runsaasti luonnonvaroja ja energiaa ja ovat näin riippuvaisia ympäristöstään vaikuttaen myös sen tilaan (Gaston 2010: 20). Urbanisaatio voidaan talouskasvun symbolina, mutta ekologian ja biologian kannalta se on lähinnä haitallista (Fuller & Irvine 2010: 136).

Hydrologian näkökulmasta muutoksia on paljon; ihminen käyttää vettä teollisuuden, maatalouden ja kotitalouksien tarpeisiin yhä enemmän sekä muuttaa vesistöjä ja luonnonvesien laatua (Foley et al. 2005: 570). Ihmistoiminnan aiheuttama paine vesistöille on ilmeinen, ja vaikutusten on oletettu olevan pääosin negatiivisia ja jopa peruuttamattomia. Ihmiskunta käyttää nyt noin 54 % globaalista virtaamasta. Vaikutukset hydrologiaan ilmenevät myös välillisesti ilmastonmuutoksen kautta (Malmqvist & Rundle 2002: 144, 146).

Urbanisaatiolla on lukuisia vaikutuksia ympäristöönsä, ja se vaikuttaa alueen vesistöihin sekä suorasti että epäsuorasti ja sekä piste- että hajakuormituksella. Hajakuormitukseen herättiin 1960-70 -lukujen taitteessa kun ymmärrettiin, ettei vedenlaatututkimuksissa kyettykään tunnistamaan kaikkia päästölähteitä (Novotny 1995: 1). Esimerkiksi Helsingin Laajalahden sedimenttitutkimuksissa havaittiin vesien kokonaistyyppi ja -fosforikuormien olleen suurimmillaan 1970-luvulla (Vaalgamaa & Conley 2008a: 50).

Hajakuormitus tiedostetaan tutkimuksissa edelleen hankalaksi, sillä hajakuormituksesta ovat vastuussa kaikki valuma-alueen toimijat (Carle et al. 2005: 693), ja sen lähteitä tunnetaan huonosti (Davis et al. 2001: 997). On myös haasteellista, jopa mahdotonta kyetä erottamaan sitä luonnollisesta vedenlaadusta (Melanen 1981: 172; Novotny 1995: 2; Yang et al 2007: 29), sillä veden tilaan vaikuttavat paitsi monet lähteet myös sääolosuhteet (Hatt et al. 2004: 112). Hajakuormituksen lähteiden tarkka rajaaminen ja osuuksien arviointi on hankalaa urbaanialueiden monipuolisuuden takia, mutta kuormitusta voidaan mallintaa alueen maankäyttömuotojen perustella. Mallinnuksessa tulisi kuitenkin tietää esimerkiksi kuormituksen temporaaliset vaihtelut (Donigian & Huber 1991: 6). Kaupunkialueilla valuma-alueelta poistuvan veden laadussa voi tapahtua akuutteja muutoksia, jotka al-

tistavat vastaanottavan vesistön ekosysteemit rajuille muutoksille verrattuna luonnontilaisen alueen purkuvesiin. Kaupunkialueilla hajakuormitusta katsotaan aiheutuvan muun muassa liikenteestä, ravinteista, torjunta-aineista, eläinten jätöksistä, pölystä ja laittomista kaatopaikoista (Akan et al. 2003: 1). Pistekuormitusta aiheutuu urbaanialueilla varsinkin teollisuudesta ja jätevedenpuhdistamoilta (Kuusisto 2002: 7).

Urbanisaation vaikutukset veden laadullisille muutoksille tapahtuvat myös kiinteän jätteen voimakkaan kasvun kautta. Tämän taustalla on yhtäältä väestönkasvu ja toisaalta kaupunkiväestön elintason nousu, joka kannustaa kuluttamiseen (Moore & Moore 1976: 318). Lisäksi kaupunkialueiden vesien tilaan vaikuttaa yleinen roskaaminen, kuten savukkeet ja eläinten jätökset. Yksi spatiaalista muutosta havainnollistava esimerkki on Grönlanti, missä ainutlaatuisen luonnon keskellä yli 80 % väestöstä asuu kaupungeissa väestön edustaessa hyvin länsimaalaista ja korkeatasoista elintasoja. Grönlannissa kaupunkiin muutetaan tavoitteena sosiaalinen muutos (Sejersen 2010: 1667-1668).

3.2 Urbanisaatio ja hydrologia

Urbanisaatio on merkittävin ihmisen muokkaama ympäristö hydrologisessa kierrossa (Semadeni-Davies 2004: 104) maankäytön muutosten johtaessa virtaaman ja vedenlaadun monimutkaisiin muutoksiin (Lijklema & Aalderink 1995: 41). Kaupungistumisen ensi vaiheessa metsähakkuiden yhteydessä pohjaveden pinta nousee ja orgaanisesta aineesta vapautuu veteen alumiinia ja rautaa myös typen, fosforin ja ainepitoisuuden kasvaessa (Ahtiainen 1990:80-81, 91, 96; Brabec et al. 2002: 500). Urbaniekosysteemien hydrologia riippuu alkuperäisten vesien kanavoinnista ja alueen vesihuollon toteuttamisesta (Klotz & Kühn 2010: 122).

Kaupungistumiseen liittyy alueen paikallisilmaston kehitys, joka johtaa muun muassa sadetodennäköisyyden kasvuun. Lämmön, saasteiden ja ilman pyörteisyyden myötä kaupungeissa sadetapahtuman todennäköisyys on luonnontilaisempaa aluetta suurempi (Chandler 1965: 215) ja samalla sademäärät ovat suurempia. Kaupunkialueilla haihdunta on yleensä vähäistä, kun vesi ei jää valuma-alueelle, vaan se ohjautuu putkistossa pois (Kotola & Nurminen 2003a: 13; Semadeni-Davies et al. 2008a: 106). Kaupunkimaisen rakentamisen ja maankäytön myötä hulevesihuolto pyrkii tehostamaan vesien poisohjausta alueelta siirtäen uomien sijaintia (Urbonas & Benik 1995: 77). Vanhat teollisuuden ympärille sijoittuvat kaupungit on perustettu veden äärelle, mikä osaltaan lisää kasvavan kaupungin tulvariskiä.

Urbanisaatioon liittyen kaikkein radikaaleimmat vedenlaadun muutokset koituvat kuitenkin kaivoksista, joiden ympäristövaikutukset jatkuvat vielä itse kaivostoiminnan päätyttyä. Kaivokset liittyvät urbanisaatioon välillisesti, esimerkiksi rakentamiseen louhittavien raaka-aineiden myötä. Toisaalta kaupungit ovat aikoinaan muodostuneet vahvasti kaivosten ympärille. Kaivoksilla käytetään

paljon kemikaaleja ja alueelle jätetyt jätekivet aiheuttavat muutoksia vedenlaatuun pitkällä aikaskaalalla (Novotny 1995: 29-31). Pääosa kaivosteollisuudesta keskittyy hiilen ja metallien etsimiseen, mutta viime aikoina kiihtynyt uraanin louhiminen aiheuttaa ympäröiviin vesiin kohonneita seleeni-, arseeni- ja molybdeenipitoisuuksia.

Urbanisaation myötä typen ja fosforin kuormat kasvavat, typen erityisesti alueella missä on myös maataloutta, fosforin enemmän kaupunkialueilla (Coulter et al. 2004: 1593). Maankäytön kehittyminen urbaaniksi kasvattaa tulvien mahdollisuutta pohjoisilla alueilla varsinkin kesän runsaiden sateiden yhteydessä (Semadeni-Davies 2008b: 124).

3.3 Huleveden muodostuminen kaupungissa

Mitä enemmän alueella on läpäisemätöntä pintaa sitä nopeammin sade muuttuu pinta-valunnaksi (Ellis et al. 2004: 154; Vakkilainen et al. 2005: 8). Kaupunkialueilla pyritään toteuttamaan tehokkaita kuivatus- ja viemäröintijärjestelmiä, jolloin virtaama muodostuu tavallisesti läpäisemättömiltä pinnoilta, jotka ovat suoraan yhteydessä uomastoon (Boyd et al. 1994: 323). Huleveden vaikutus vastaanottavaan vesistöön on sekä kvantitatiivinen että kvalitatiivinen. Hulevesi nähdään kaupunkialueilla haittana, jonka ei toivottaisi päätyvän viemäriin (Vienonen et al. 2012: 53) eikä vastaanottavaan vesistöön.

Hulevesiin huuhtoutuu haitallisia aineita kaduilta, viheralueilta ja maaperästä, rakennusmateriaaleista, liikenteestä, teollisuudesta sekä satunnaisesti esimerkiksi tulipalojen sammutusvesistä, onnettomuuksista ja putkirikoista (Nurmi et al. 2008: 6). Aineista akkumuloituu alueelle saateettomana aikana muun muassa kuivalaskeumasta, liikenteen päästöistä ja materiaalien korroosiosista (Novotny 1995: 27, 194). Läpäisemättömien pintojen myötä virtaama voimistuu voimistaen myös eroosiota ja kasvattaen näin kiintoainemääriä (Espoon... 2011: 9). Ennusteiden mukaan Helsingin lämpötila nousee ja sateisuus lisääntyy erityisesti talviaikaan (mm. Jóhannesson et al. 1995: 193; Nurmi et al. 2008: 6), ja sääilmiöiden äärevöityminen muuttaa myös hulevesien luonnetta.

Kun tutkitaan maankäytön muutosten aiheuttamia muutoksia alueen vedenlaatuun, on tunnettava alkutilanne. Esimerkiksi maanperän luonnontilaisuus on hyvin tulkinnanvarainen käsite, sillä vaikka maaperä itsessään olisi käsittelemätöntä, voivat ilmaperäiset kuormitukset altistaa sen muutoksille (Salla 2009: 5). Lisäksi, kyetäksemme ennustamaan muutoksia on tunnettava vaikuttavien muuttujien monimutkainen verkosto, joka vaikuttaa veden muodostumiseen, laatuun ja kulutukseen. Työssä on haastavaa mallien ja aineiston puuttuminen (Nilsson et al. 2003: 660-662).

Huleveteen katsotaan kuuluvaksi katto-, katu- ja viemärihuuhtouma, ja näistä kattohuuhtouma sisältää eniten raskasmetalleja ja mineraaliöljyjä (Foster & Charlesworth 1996: 232). Kun vielä 1970-luvulla kaupunkisuunnittelussa pyrittiin ohjaamaan hulevedet nopeasti pois rakennetuilta

pinnoilta viemäriin ja sieltä ympäristöön, pyritään uudessa suunnittelussa hulevesien laadun parantamiseen ja virtaaman tasoittamiseen. Kaupunkisuunnittelun tehtävä ylipäättään oli rakentaa talouden ja kaupungin kasvun mahdollisuuksia tulevaisuuteen (Carsten & Matrisch 2000: 136). Esimerkiksi Yhdysvalloissa hulevesien laatu koettiin ongelmaksi jo 1960-luvulla. Kansallinen veden säästämisen hallitsemisohjelma asetti tavoitteikseen vesien tehokkaan käsittelyn, paremmat menetelmät haitta-aineiden tunnistamiseksi vesistä ja paremmat menetelmät arvioida virtavesien laatua (Weibel et al. 1964: 914). Yhdysvalloissa hulevesiä oli tutkittu jo 1940-luvulla, ja ensimmäinen automaattinen näytteenotin otettiin käyttöön vuonna 1962. Tuolloin autonrenkaiden aiheuttaman eroosion nähtiin olevan suurin yksittäinen hulevesien pitoisuuksien lisääjä sateen aikana (Weibel et al. 1964: 914-919).

Kaupungistumisen myötä alueen maankäyttö tehostuu, mikä aiheuttaa hydrologian äärevöitymistä. Esimerkiksi Helsingissä urbanisaatiota on leimannut rakennetun alueen osuuden kasvaminen maatalousmaan kustannuksella (Laakkonen 2001: 5). Kaupungistumisen myötä ihminen muuttaa alueen hydrologista kiertoa. Läpäisemättömillä pinnoilla sade- ja sulamisvesi ei kykene imeytymään ja viipymään perinteiseen tapaan, ja ihminen haluaa nämä vedet pois alueelta aiheuttamasta häiriötä tai vahinkoa. Maankäytön muutoksen myötä kaupunkialueilla luonnolliset pintavettä puhdistavat elementit vähenevät tai jopa katoavat (Kotola & Nurminen 2003a: 24).

Uomia poistetaan, siirretään, oikaistaan ja syvennetään (Akan 1993: 1). Voimakkaasti ohjaava ja vedet tehokkaasti keräävä uomasto nostaa vesien haitta-ainepitoisuuksia ja heikentää vesien laatua, kun yksin läpäisemättömän pinnan määrä ei tutkimuksen mukaan sitä tehnyt (Hatt et al. 2004: 121). Läpäisemättömien ja päällystettyjen pintojen rinnalla myös maaperä vaikuttaa virtaaman muodostumiseen varsinkin pienillä valuma-alueilla, ja sen merkitys korostuu, kun vedenpinnan taso on lähellä maanpintaa (Berthier et al 2004: 252). Urbaanialueilla pieniä virtavesiä kutsutaan kaupunkipuroiksi. Sellaiseksi tulkitaan puro, joka saa merkittävän osan virtaamastaan rakennetuilta taajama-alueilta. Lisäksi puron on ainakin osin virrattava avouomassa. Yksittäisen hulevesiviemäriin valuma-alue nähdään usein vähemmän heterogeenisenä kuin kaupunkipuron valuma-alue, lisäksi hulevesiviemäriin valuma-alue on alaltaan pienempi (Ruth 2004: 9).

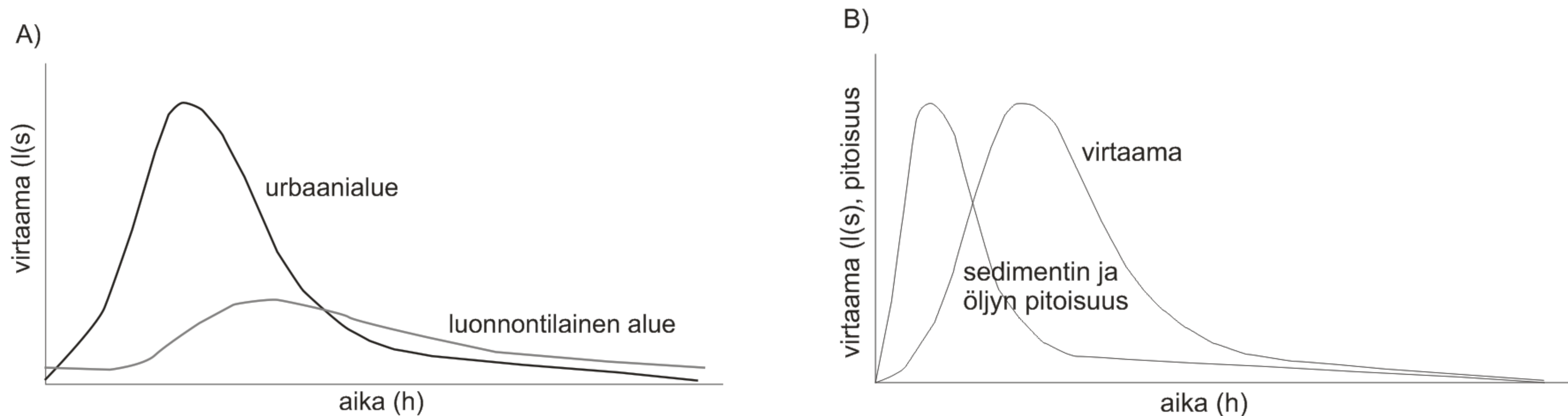
Vesien tehokas poisohjaus äärevöittää virtaamaa lisäten suurten virtaamien ajoittumista sateiden ja sulamisen yhteyteen ja lisäten kuivuusjaksoja sateettomille kausille (Berthier et al 2004: 253). Toisaalta hulevesien asianmukaista poisjohtamista perustellaan veden aiheuttamilla ongelmilla ja vaaratilanteilla esimerkiksi liikenteelle (Akan & Houghtalen 2003: 147). Kaupunkialueiden talvikausinakin voi esiintyä virtaamaa johtuen kaupunkialueen lämpimämmästä mikroilmastosta ja lämmitetyistä pinnoista.

3.4 Urbaanialueiden ensihuuhtouma

Hulevedet ovat tutkitusti kaupunkivesien primaarinen haitta-aineiden tuoja (Davis & Birch 2010: 2541), ja varsinkin ensihuuhtouman (eng. *first flush*) oletetaan tuovan vesistöön suuria haitta-ainekuormia, sillä ensimmäiset hulevet huuhtovat läpäisemättömille pinnoille akkumuloitunutta ainesta (Kotola & Nurminen 2003b: 52). Todellisuudessa sen merkitys on kiistelty ja sen esiintyminen on todistettu vain muutamissa tutkimuksissa. Sadetapahtuman on oltava riittävän voimakas, jotta sen virtaamasta kyetään erottamaan ensihuuhtouma (Goonetilleke et al. 2005: 32). Ensihuuhtoumassa haitta-ainepiikki esiintyy yleensä juuri ennen virtaamapiikkiä ainakin alueilla, joiden valuma-alueen ala on alle 100 hehtaaria ja läpäisemätöntä pintaa on yli 80 % (Ho & Bang 2000: 1773). Ensihuuhtouman merkityksestä on kiistelty ja tulokset sen kuormista vaihtelevat. Sateen alussa veden pH-arvo on suurimmillaan, samoin sähkönjohtokyky. Sateen kestäessä pH-arvo laskee, jolloin raskasmetallien esiintyminen liukoisessa muodossa yleistyy vesissä (Göbel et al. 2007: 27). Barbosan ja Hvitved-Jacobsenin (1999: 154-155) tutkimuksessa ensihuuhtoumaa tarkasteltiin sadetapahtuman ensimmäisenä 50 %, joka sisälsi 61-69 % kaikesta kiintoaineesta, sinkistä, kuparista ja lyijystä. Kaikkein merkittävin ensihuuhtouma oli sinkin ja lyijyn tapauksessa. Varsinkin suurten virtaamien yhteydessä vedestä on analysoitu korkeita raskasmetallipitoisuuksia, kuten elohopeaa. Ensihuuhtouman tapauksessa kuormituksen lähteitä voi olla jopa mahdoton selvittää, ja pitoisuudet voivat osaltaan olla peräisin sadevedestä (Eckley & Branfireun 2009:3636, 3640).

Rakennetun alueen putkiston ja läpäisemättömien pintojen kasvun myötä ensihuuhtouman voimakkuus kasvaa moninkertaisesti, kun LID (low impact development) -alueilla ensihuuhtouma ilmionä heikkenee (Bedan & Clausen 2009: 1003).

Ensihuuhtouman merkitys korostuu pienillä valuma-alueilla (Novotny 1995: 206-207). Kuva 8 esittää urbaanialueiden ensihuuhtoumaa, missä näkyy maankäytölle tyypillinen valunnan painottuminen tapahtuman alkuun. Ensihuuhtouman tuomia haitta-aineita sedimentoituu vastaanotavan vesistön pohjaan ja ne vaikuttavat ympäristöön jo suoraan vedessä. Urbaanialueiden hulevedet sisältävät paljon varsinkin raskasmetalleja (Davis & Birch 2010: 2541) ja luonnontilaisiin valuma-alueisiin nähden paljon kiintoainetta (Ruth 2004: 104, 106). Urbaanialueilla haitta-aineita päätyy vesiin paitsi kuiva- ja märkälasseumasta, myös paikallisemmin korroosiosta ja alueen omista lähteistä (Melanen 1981: 124; Kuusisto 2002: 9-10; Spiro & Stigliani 2003: 335). Ensihuuhtouma huuhtoo valuma-alueelta valtaosan kuivalasseumasta, kuten pölystä ja aerosoleista (Göbel et al 2007: 27; Akan 1993: 159; Akan et al. 2003: 1).



Kuva 8. Kuvaajassa A on esitetty urbaanin ja luonnontilaisen alueen ensihuuhtouman ajallista ja vesivolyymien eroa. Kuvassa B kuvataan urbaanialueille tyypillisen voimakkaan ensihuuhtouman merkitystä haitta-aineiden tuojana (Ruth 2004: 11. mod.). Kuten kuvaajasta nähdään, ensihuuhtouma tuo vesistöön paljon haitta-aineita suhteessa vesimäärään, ja tulvahuipun kohdalla aineskuljetus on jo varsin pientä.

Globaalilla tasolla hulevesien laatuun vaikuttaa voimakkaimmin kotitalouksien jätevedet, teollisuuden päästöt sekä maankäytön vaikuttama pintavalunta. Päästöjä aiheutuu sekä ihmistoiminnasta että maankäytöstä, kuten infrastruktuurista (Manahan 2005: 25-27). Kaupunkialueilla suurin yksittäinen saastelähde on liikenne (Kuusisto 2002: 10).

Huleveden laatu muuttuu jo urbanisaation alkuvaiheessa. Varsinkin rakennusaikana vesistöön päätyy suuria määriä aineshuuhtoumia (Novotny 1995: 24; Peltola-Thies 2005: 39; Vakkilainen et al. 2005:9). Esimerkiksi Mellunkylänpuron kiintoainekuorma kasvoi metrotyömaan takia päivän aikana yli 1000 kg (Ruth 2004: 92). Urbaanialueilla on ruraalialueisiin nähden jopa 100-250 -kertainen sedimenttikuorma (Viessman & Lewis 2003: 406).

3.5 Urbaani ilmasto

Kaupungistumisen myötä myös ilmasto-olosuhteet muuttuvat, joten valuma-alueen ja ilmastonmuutoksen voidaan nähdä olevan vuorovaikutuksessa keskenään (Arnell 2002: 6). Kanadan Vancouverissa urbaanijoen haavoittuvuus kasvoi maankäytön muutoksen myötä, ja ilmastonmuutoksen nähtiin voimistavan vaikutuksia (Denault et al. 2006: 693). Primaarisyyt muutoksiin voidaan luokitella kolmeen luokkaan. Ensinnäkin kaupungin rakenteet ja pinnat vaikuttavat lämmön siirtymiseen ja varastointiin, sekä säteilyominaisuuksiin ja aerodynaamisiin tekijöihin. Toisena tekijänä ovat ilmaston saastuminen, käsittäen kaupungin ilmaa lämmittävien vaikutukset, sekä kaasut ja hiukkaset. Kolmanneksi alueen tehostuva viemäröinti ja sadevesien nopea johtaminen pois kaupunkialueilta aiheuttavat muutoksia. Kaupungistumisen voidaan siis nähdä vaikuttavan alueen sadantaan, haihduntaan sekä lämpötiloihin (Jones 1997: 221; Kuusisto 2002: 9).

Toisaalta kaupunki-ilmaston muutokset nähdään aiheutuvan pääosin neljästä fysikaalisesta mekanismista. Ensinnäkin pintojen päällystäminen aiheuttaa muutoksia energia- ja säteily-

taseessa ja toiseksi korkeat rakennukset muuttavat ilman virtauksia. Kolmanneksi maankäytön muutos aiheuttaa ilman vesihöyrytasapainon muutoksia ja neljänneksi kaupunki päästää lämpöä ja epäpuhtauksia yläpuoliseen ilmakehään (Melanen 1986: 409).

Yksi kaupungistumiseen liittyvä muutos on sadetapahtuman todennäköisyyden kasvaminen, joka on yleensä monen tekijän summa. Yhtäältä saasteet lisäävät ilmakehän tiivistyshiukkasten määrää ja toisaalta kaupunkipinnat muuttavat ilmavirtojen pyörteitä ja lämmittävät kaupunkialueen ilmaa (Chandler 1968, cit. Kotola & Nurminen 2003a: 11). Kaupungistumisen on havaittu lisäävän alueen sadantaa noin 10 %. Rakentaminen ja urbanisaation kehitys heikentää haihdunnan osuutta sadannasta. Ilmiö ei kuitenkaan ole yksiselitteinen, sillä vaikka veden nopeampi poisvirtaama heikentääkin haihtumista, lämpimämmät pinnat myös voimistavat sitä (Kotola & Nurminen 2003a: 11, 13).

Yksi lämpenevään paikallisilmastoon liittyvä ilmiö on kaupungin lämpösaareke (*urban heat island, UHI*) (Foley et al. 2005: 571), joka voi olosuhteillaan vaikuttaa alueen hydrologiaan. Ilmiössä kaupunkiympäristö kehittyy erityisesti yöaikaan ympäristöönsä lämpimämmäksi (Kalnay 2003: 530). Tämä johtuu siitä, että kaupunkialue ei viilene yhtä nopeasti kuin ympäröivä luonnonalue. Lisäksi urbaanialueen materiaaleilla on hyvä lämpökapasiteetti ja lämmönjohtokyky, ja kasvillisuuden niukkuus urbaanialueilla äärevöittää olosuhteita (Coutts et al. 2010: 29-30), kun taas kaupunkialueiden laajat vesialueet pyrkivät tasaamaan lämpötiloja – vesialueiden lähellä maanpinta on yleensä viileämpi ja kosteampi (Carlson & Arthur 2000: 63). Kaupunkialueella pintojen kitka on tavallista suurempi, jolloin horistonaalista ilmavirtaa on vähemmän. Maankäytön intensiteetti voi voimistaa UHI:a, mutta tärkeä keino lieventää ilmiötä on hiilidioksidipäästöjen hillitseminen. Myös puistot ja avoimet tilat sekä hyvin heijastavat materiaalit ovat tärkeitä. Kasvillisuus on paitsi hyvä lämpötilojen tasaaja, myös hiilinielu ja maisemaelementti (Coutts et al. 2010: 41-42).

3.6 Maankäytön muutoksen ja urbanisaation vaikutukset hydrologiaan ja vedenlaatuun

Kaupunkivesien tilaa voidaan tarkastella sekä biologisesta, kemiallisesta että fysikaalisesta näkökulmasta (Denault et al. 2006: 693). Kaupungistumisen vaikutukset alueen vesien laatuun ja määrään ovat sekä suoria että välillisiä, ja ne vaikuttavat sekä haja- että pistekuormitukseen. Koska urbanisaatio tapahtuu ihmistä varten, ei kehityksessä aina huomioida ympäristöulottuvuutta (Lazaro 1990: 20). Urbanisaation myötä alueen maankäyttö muuttuu, väestö kasvaa mikä aiheuttaa myös kasvavan vedenkäytön alueella. Maankäyttö muuttaa alueiden pintoja läpäisemättömiksi joka muuttaa valunnan luonnetta. Liikenteen määrän kasvu ja teollisuus altistaa hulevedet epäpuhtauksille, ja samalla kaupunkialue kokee uudenlaisia paineita alueen käytön luonteen muuttuessa. Urbanisaatiossa vesiin vaikuttavia tekijöitä ovat paitsi maankäytön muutos, myös esimerkiksi talouden muutokset ja sosiodemografinen kehitys (Nilsson et al. 2003: 660).

Maankäytön muutokset vaikuttavat kaikki hydrologiaan. Metsähakkuut, maanpinnan tasoittaminen, maan tiivistäminen ja muut toimet johtavat valunnan kasvuun ja virtaaman voimistumiseen. Samalla ilmiöt äärevöityvät lisäten tulvien ja kuivuusjaksojen toistumista. Muutokset voidaan summata huleveden laadun heikkenemisenä (Akan et al. 2003: 1, 97). Maankäytön kannalta merkittävimpiä muutoksia aiheutuu läpäisemättömyyden kasvaessa, uomien yhtymisessä sekä liikennealueiden kasvaessa (Hatt et al. 2004: 117).

Ainesta akkumuloituu alueelle sateettomana aikana muun muassa kuivalaskeumasta, liikenteen päästöistä ja materiaalien korroosiosta (Novotny 1995: 27, 194). Mitä enemmän alueella on päällystettyä pintaa sitä nopeammin sade muuttuu pintavalunnaksi (Ellis et al. 2004: 154; Vakkilainen et al. 2005: 8). Kun vielä 1970-luvulla kaupunkisuunnittelussa pyrittiin ohjaamaan hulevedet nopeasti pois rakennetuilta pinnoilta viemäreihin ja sieltä ympäristöön, pyritään uudessa suunnittelussa hulevesien laadun parantamiseen ja virtaaman tasoittamiseen.

3.6.1 Maankäytön aiheuttamat ympäristömuutokset

Urbanisaation myötä maanpinnan päällystettyjen alueiden osuus kasvaa ja kasvillisuuden määrä vähenee. Tärkein kehityksestä seuraava muutos on virtaaman ajallisuudessa, kun sade virtaa urbaanialueilla nopeasti pois alueilta imeytymisen, haihtumisen ja suodattumisen sijaan (Arnell 2002: 195). Maankäytön muutos johtaa virtaamakäyrän jyrkkemiseen, virtaamahuipun aikaistumiseen ja sateeseen liittyvän virtaamatapahtuman ajallisen lyhenemiseen (Lazaro 1990: 20). Läpäisemättömien pintojen aiheuttama virtaaman kasvu on selkeintä pienten sadetapahtumien yhteydessä (Urbonas & Benik 1995: 83; Urbonas & Benik 1995: 83; Bedan & Clausen 2009: 1003).

Kaupungistuminen vähentää haihduntaa ja kasvattaa kokonaisvaluntaa, jonka muutokset korostuvat pintavalunnassa. Luonnontilaisilla alueilla pintavaluntaa syntyy vähän (Hogland 1986, cit. Kotola & Nurminen 2003a: 15-16). Päällystetyn pinnan myötä valunnan ajallinen vaihtelu korostuu virtaamahuippujen kasvaessa ja perusvalunnan heiketessä (mm. Finkenbine et al. 2000: 1149; Brabec et al. 2002: 500; Gilbert & Clausen 2006: 826), toisin sanoen ylivirtaamat kasvavat ja alivirtaamat heikkenevät (Kotola & Nurminen 2003a: 16). Pintavalunnan on todettu lisääntyneen selvimminkin kesäaikaan, sateettomina jaksoina sekä pienten sateiden aikaan (Allan 2004: 266; Vakkilainen et al. 2005: 8). Pintavalunnan kasvaessa kasvaa myös ainehuuhtoumat, ja kaupunkialueilla vedenlaadun on todettu muuttuvan lyhyellä aikavälillä (Ruth 2004: 110). Hydrologian muutosten taustalla piilee muun muassa kasvillisuuden katoaminen sekä maan tiivistäminen, kuivattaminen ja päällystäminen läpäisemättömäksi. Ihmistoiminnan myötä vedenkäyttö alueella kasvaa (Almeida et al. 2007: 459). Kun alueen imeytymisprosentti kutistetaan lähelle nollaa, maahan ei pääse varastoitumaan vettä,

vaan vesi juoksetetaan alueelta pois rakennetulla uomastolla. Urbanisaation myötä alueelle syntyy metalleille ja haitta-aineille uusia reittejä joutua kaupunkivesiin (Foster & Charlesworth 1996: 259).

Kaupungissa vedenkulutus on suurta ja näin kaupunkialueiden vaikutus voi ylettyä kauan, jos käyttövedettä johdetaan alueelle toisaalta (Tikkanen 1999: 3). Vedenkulutuksen kasvu johtaa infrastruktuurin ja vesihuollon haasteiden ääreen ja kasvaviin kustannuksiin. Ongelmaa voimistaa osaltaan myös väestönkasvun vahva keskittyminen urbaanialueille (Vörösmarty et al 2000: 287).

Urbanisaation myötä tapahtuva maankäytön muutos muuttaa virtaaman määrää ja ajallista luonnetta. Helsingissä tulvat on luokiteltu merivesi-, rankkasade ja jokitulviin, joista viimeisiin katsotaan luettavaksi Vantaanjoen ja Keravanjoen pinnannousun aiheuttamat tulvat. Lisäksi tulvia voi aiheutua myös putkirikoista (Valkeapää et al. 2008: 12). Hulevesitulvat voidaan luokitella vesihuoltoratkaisun mukaisesti joko yhdistelmäviemäritulvaksi (CSO, combined sewer overflow) tai hulevesiputkitulvaksi (SSO, separated sewer overflow) (Ho & Bang 2000: 1773). Hulevesitulva syntyy tavallisesti läpäisemättömien pintojen myötä, mutta myös läpäisevät, jo vettyneet pinnat aiheuttavat pintavalunnan kiihtymistä (Boyd et al. 1994: 321).

Tulvat ovat kaupunkialueilla hasardi, sillä ne aiheuttavat uhkia esimerkiksi sekaviemäroidyillä alueilla. Merivedenpinnan padottaessa hulevesiviemärit aiheuttaa maanpinnalle nouseva hulevesi tulvia, kuten on käynyt Helsingissä Rautatientorilla. Aineellista vahinkoa aiheutuu sekä kaduilla että kellaritiloissa (Valkeapää et al. 2008: 12, 14). Rakentamisen myötä kaupunkitulvan ulottuvat yhä laajemmille alueille, ellei puroja varusteta virtaamia tasoittavin altain tai kosteikoin (Ruth & Tikkanen 2001: 177).

Helsingin erillisviemäröinnissä hulevesi johdetaan putkistossa sellaisenaan ympäristöön sen sijaan, että se kulkisi jätevesien kanssa yhteisviemäröitynä. Helsingin hulevesiputkien mitoitusuhteena on käytetty noin joka toinen vuosi toistuvaa kymmenen minuutin rankkasadetta, jonka valumaksi on arvioitu 125 l/s/ha. Vesihuollon lähtökohtana on ohjata hulevesitulva pois vahinkoalueelta tulvareittejä pitkin (Valkeapää et al. 2008: 20).

3.6.2 Maankäytön aiheuttamat vedenlaadun muutokset

Helsingissä kaupunkivesien laatu on herättänyt huolta kauan. 1930-luvulla Helsingin vesijohtolaitos ehdotti toimia Vantaanjoen pilaantumisen ehkäisemiseksi, johon Helsingin kiinteistölautakunta reagoi ehdottamalla rakentamisen rajoittamista joen lähistöllä. Tätä pidetään ainutlaatuisena tilanteena summata kaupunkisuunnittelu osaksi vesiensuojelua (Rahikainen 2001: 211-212).

Veden volyymin kasvaessa myös sen aineskuljetus kiihtyy (Booth & Jackson 1997: 1078-80). Tutkimuksissa on todettu urbanisaation myötä maankäytön ja vedenlaadun selvä korrelaatio. Vesien tilan kannalta olisi tärkeää puuttua pieniin ja keskikokoisiin tulviin kaikkein suurimpien sijaan

johtuen ainepitoisuuksista (Akan 1993: 175). Vaikka urbaanin maankäytön osuus on usein suhteellisesti pientä, ovat sen vaikutukset alueen vesistöihin voimakkaat. On toki muistettava, että antropogeenisten tekijöiden lisäksi alueen vesistöön vaikuttaa myös geologinen aines, topografia ja muut luonnolliset tekijät (Allan 2004: 263,268), kuten sateen kesto ja intensiteetti ja sen konsentraatio (Lazaro 1990: 48).

Vedenlaadun muutokset ovat voimakkaimpia rakentamisvaiheessa, jolloin eroosio kiihtyy kasvattaen alajuoksun sedimenttikuormia selvästi (Lazaro 1990: 63). Rakentamisen jälkeen vesistöjä haittaavat jatkuvat kaupunkialueiden ravinnekuormat, happikato, myrkyt, suolaantuminen ja bakteerikuormat (Conway 2007: 308). Huleveden lämpötila ja sähkönjohtokyky kasvaa (Hatt et al. 2004: 117). Vedenlaadun heikkenemisen taustalla on joukko muutoksia, mutta samalla urbanisaationakin on monenlaista. Urbanisaatio on kumulatiivinen muutos, jonka vaikutukset ympäristöön ovat yksilöllisiä (Booth & Jackson 2004: 1351-52).

Kaupunkialueiden hulevesien laatu vaihtelee suuresti valuma-alueiden ja ajan mukaan. Joissain tutkimuksissa on kuitenkin havaittu tutkittujen parametrien välillä jatkuvaa korrelaatiota, esimerkiksi kokonaisfosforin ja kokonaistypen korreloidessa kiintoaineen kanssa, mikä selittäisi ravinteiden sitoutuneen kiintoaineeseen. Korrelaatio on yleensä vahvin urbaaneimmilla alueilla (mm. Goonetilleke et al. 2005: 36, 39). Myös Ruotsissa on havaittu kaupunkialueiden merkitys järvien korkeina ravinnepitoisuuksina ja sedimenttien korkeina metallipitoisuuksina. Rakentaminen, jätevedet, voimalat ja teollisuus aiheuttavat kiihtyvää sedimentaatiota ja heikentävät vesien laatua (Foster et al. 1991, cit. Tikkanen et al. 1997: 326). Suomessa sedimentaatio on kiihtynyt selvästi 1950-luvulta alkaen (Vaalgamaa & Conley 2008b: 653). Myös Tallinnan rannikolla tehdyissä sedimenttitutkimuksissa on havaittu selvä urbanisaation aiheuttama kasvu sedimenttien ainepitoisuuksissa (mm. Bitjukova et al. 2000).

Maankäytön muutoksesta aiheutuva ravinteiden huuhtoutuminen altistaa vastaanottavan vesistön rehevöitymiselle (Enckell et al. 2002: 39), joka vaikuttaa alueen tilaan myös esteettisesti. Happamoituminen taas ilmenee vesistön puskurointikyvyn alenemisena ja pH-arvon laskuna. Etelä-Suomessa vesistöjen happamoituminen on yleistä johtuen teollisuudesta, öljynjalostuksesta ja liikenteen paljoudesta (Enckell et al. 2002: 42).

Huleveteen kuuluvista katto-, katu- ja viemärihuuhtoumasta kattohuuhtouma sisältää eniten raskasmetalleja ja mineraaliöljyjä (Foster & Charlesworth 1996: 232). Taulukkoon Taulukko 2 on koottu mekanismeja, jotka maankäytön muutoksessa aiheuttavat muutoksia pintavesien kemialliseen laatuun. Pääasiassa muutokset johtavat ainesmäärien kasvuun vesissä, mikä vaikuttaa eliöiden, mukaan lukien ihmisten terveyteen. Varsinkin raskasmetallit ovat hulevesissä ongelma, sillä ne rikastuvat ravintoketjussa ja aiheuttavat ongelmia laajalti sekä ajallisesti että alueellisesti. On muistettava, että pelkkä maankäytön muutos kuvastaa vain alueella tapahtuvaa aktiivisuutta eikä suoraan

kuvasta alueen vedenlaadun muutoksia. Urbanisaation myötä veden sisältämien aineiden määrät ja lähteiden määrät kasvavat (Novotny 1995: 17, 24), maankäytön tiivistyessä myös ainemäärien pitoisuudet kasvoivat (Kuusisto-Hjort 2009: 83-84).

Taulukko 2. Päämekanismit, joilla maankäytön muutos vaikuttaa veden kemialliseen laatuun (Viessman & Lewis 2003: 401-403; Allan 2004: 262).

Ravinteiden lisääntyminen	Kasvattaa autotrofista biomassaa ja tuotantoa, voi lisätä hapenkulutusta ja kestävämpiä lajeja
Hydrologinen vaihtelu	Muutokset haihtumisessa ja valunnassa. Ravinteiden, sedimentin ja haitta-aineiden kuljetus. Huleveden laadun muutokset
Kasvillisuuden poistaminen	Vedenlämmön nousu, ravinteiden mobilisaatio ja huuhtoutuminen, varastoitunutta hiiltä vesiin

Helsingissä purovedet ovat muuhun maahan verrattuna tummavetisiä ja hieman vähemmän happamia. Tumman värin nähdään johtuvan perinteisen humuksen sijaan savesta ja raudasta, joka selittää helsinkiläisiin purovesiin liuenneiden aineiden suuresta määrästä. Myös valuma-alueen savinen maaperä vaikuttaa. Lisäksi puroista otetuissa vesinäytteissä havaitaan korkeita, jopa todella korkeita ulosteperäisiä ainepitoisuuksia (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 2011: 2).

3.7 Lämpäsemättömät pinnat

Urbanisaation myötä lämpäsemättömän maa-alan osuutta alueesta on pidetty yleisesti vahvana urbanisoitumista kuvaavana tekijänä ja alueen vedenlaadun määrittäjänä. On arvioitu, että jo 10-20 % lämpäsemättömän pinnan osuus valuma-alueella johtaa havaittaviin muutoksiin valuma-alueen hydrologiassa, geomorfologiassa ja veden biologisessa ympäristössä (mm. Booth & Jackson 1997). Maankäytön muutosta voidaan tarkastella esimerkiksi lämpäsemättömyyskerroimen avulla, joka kuvaa alueen vettä lämpäsemättömien pintojen osuutta. Alueen keskimääräinen valuntakerroin on yleensä pienempi kuin lämpäsemättömyyskerroin (Kotola & Nurminen 2003a: 17).

Kaupungistumisen tuomat muutokset virtavesien laatuun johtuvat pääosin valuma-alueen lämpäsemättömien pintojen kasvusta sekä valuma-alueen infrastruktuurista (Hatt et al. 2004: 112). Lämpäsemättömien pintojen osuuksia valuma-alueilla on vaikeaa määrittää kustannustehokkaasti, mutta avuksi on luotu yleistetty luokittelu lämpäsemättömien pintojen osuuksista eri maankäyttötyyppien mukaan. Esimerkkiluokittelu on esitetty alla (Taulukko 3). Virtaaman mallinnuksen rinnalla tehokkaasti päällystetyn pinnan osuuden määrittäminen on yksi vaikeimmista hydrologisista analyyseistä (Boyd et al. 1994: 328).

Taulukko 3. Vettä läpäisemättömän pinnan osuus maankäyttömuodon perusteella arvioituna (Zaman & Ball 1994, cit. Choi & Ball 2002: 35)

Maankäyttömuoto	Läpäisemättömän pinnan osuus (%)
Väljä asuinalue (low density residential)	37
Tiivis asuinalue (medium density residential)	45
Hyvin tiivis asuinalue (high density residential)	55
Liikealue (commercial)	55
Avoimet alueet (open space)	0
Teollisuusalue (industrial)	55
Erityiskäyttö (special use)	50
Liikennealue	80

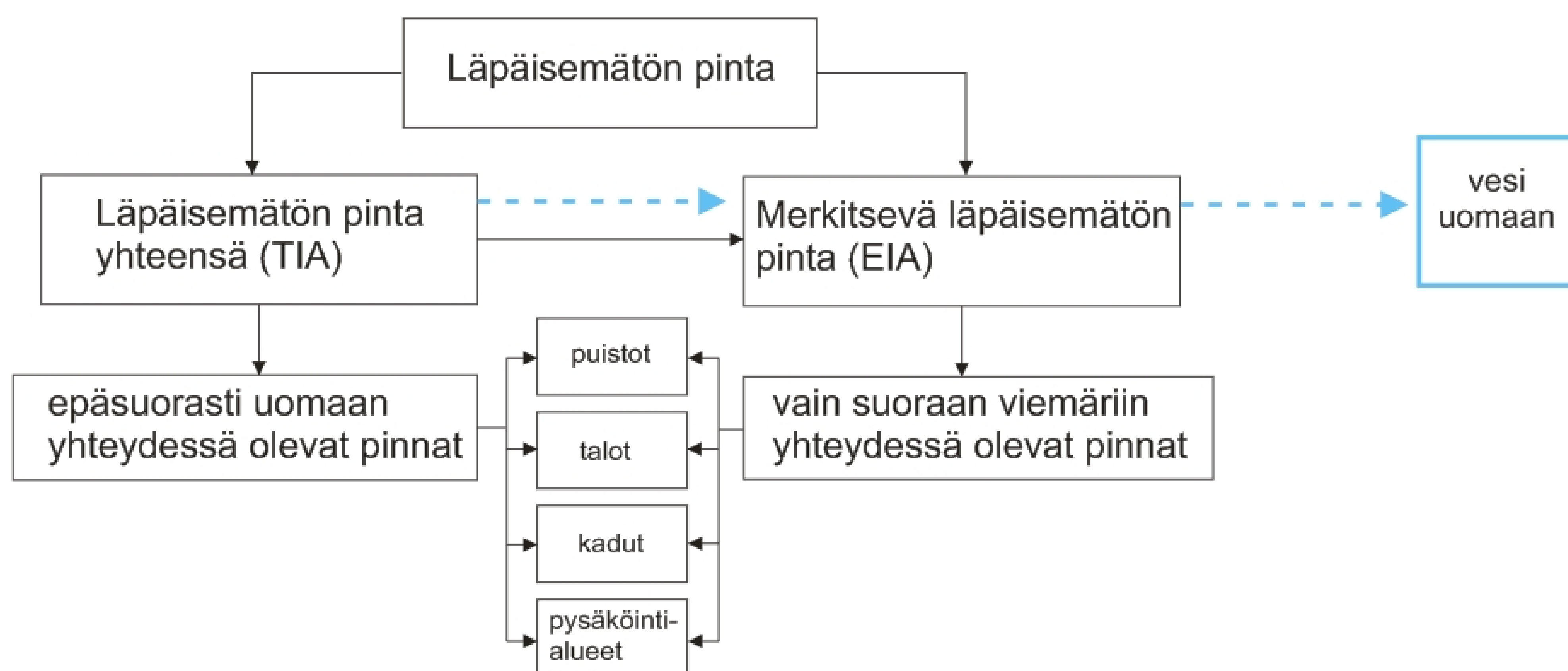
Kaupunkialueiden valuma-alueiden voidaan katsoa muodostuvan kolmenlaisesta pinnasta; yhtäältä läpäisemättömistä pinnoista, jotka ovat suoraan yhteydessä uomastoon, toisaalta läpäisemättömistä pinnoista jotka eivät ole suoraan yhteydessä uomastoon, ja kolmanneksi läpäisevistä pinnoista. (mm. Boyd et al. 1993: 464). Kaikilla pinnoilla niiden vesivarastojen on kyllästyttävä ennen kuin pintavaluntaa voi muodostua.

Brabec et al. (2002: 500-501) toteavat tutkimuksessaan, että päällystetyn pinnan sijainti valuma-alueella on tärkeä tekijä vedenlaadun määrittelyssä, toisaalta päällystetty pinta ei yksin vaikuta vedenlaatuun. Analysoinnissa tulisi huomioida myös aikaisemman maapeitteen merkitystä, urbanisaation luonnetta sekä luonnollisia tekijöitä. Lisäksi tutkimuksessa kompastutaan usein analyysien kannalta olennaisten käsitteiden huonoon määrittelyyn. Esimerkiksi TIA eli läpäisevän pinnan kokonaismäärä (*total impervious area*) ja EIA eli merkitsevän läpäisemättömän pinnan osuus (*effective impervious area*) tulisi tulosten kannalta rajata selkeästi.

EIA vaikuttaa virtaamaan ja sen laatuun TIA:aa enemmän. Lisäksi molemmilla pinnoilla vaikuttaa niiden suora yhteys uomastoon, sillä TIA käsittää myös alueen talojen kattopinnat, tiet, parkkialueet ja muut pinnat, EIA taas vain ne alueet, joilta vesi virtaa suoraan uomaan. Läpäisemättömistä alueista vedenlaadun ja määrän kannalta merkittävimpiä ovat tiet ja liikennealueet (Stone 2004: 103) sekä pysäköintialueet (Livingston & McCannon 1992: 55). Näiden kahden läpäisemättömän pinnan roolia on havainnollistettu kuvassa 9. TIA:n osuutta valuma-alueen kokonaisalasta on pidetty avainindikaattorina valuma-alueen purkuvesistön ekosysteemin tilaan (Stone 2004: 102), kun EIA-alueita tarkasteltaessa on tärkeää huomioida alueen rinteiden kaltevuus ja sateen määrä (Boyd et al. 1994: 324).

Arvioiden mukaan harvan asutuksen alueella TIA olisi 10 % ja EIA 4 %, liikekeskusalueilla TIA olisi 90 % ja EIA yltäisi 86 %:iin (Booth & Jackson 2004: 1081). Intensiivisimmän maankäytön alueilla kaupunkikeskustoissa (*CBD, central business district*) veden ainekuormat ja kuormitus ovat muita rakennettuja alueita suurempia (US... 1983: 17). TIA:n ja urbaanialueen tiiviiden on todettu korreloivan vesien metallipitoisuuksien kanssa, ja TIA:n todetaan myös toimivan mahdollisena ennustekijänä

vesien saastekuormalle, sillä saasteet päätyvät vesistöihin pääasiassa TIA-alueilta. (Kuusisto-Hjort 2009: 81). Myös Conway (2007: 308-309, 311, 314) on todennut TIA:n ja vedenlaadun korrelaation tutkiessaan New Jersey'n rannikon vedenlaatua. Tuloksissa nähdään pH-arvolla vahva korrelaatio TIA:n kanssa ja vahva negatiivinen korrelaatio metsäalan osuuden kanssa. Yllättävää on myös, että tutkimuksessa todetaan jo 2.4-5.1 %:n TIA:n vaikuttavan vedenlaatuun merkitsevästi, kun yleisesti rajana on pidetty 10%:a kokonaisalasta (Wang 2001; Ferguson 1998: 9). Todellisuudessa rajanveto läpäisemättömän ja läpäisevän maanpinnan välillä on aina tulkinnanvarainen, sillä läpäiseväkin pinta muodostaa pintavaluntaa varsinkin pitkän kuivuuden jälkeen, ja toisaalta läpäisemättömäänkin pintaan voi imeytyä vettä pieniä määriä.



Kuva 9. Läpäisemättömän pinnan jakaantuminen läpäisemättömään pintaan yleisesti sekä merkitsevään läpäisemättömään pintaan. Kaavion mukaan vesi hulevesi virtaa TIA-pinnoilta EIA-pintojen kautta uomaan, kun taas EIA-pintojen hulevedet päätyvät pinnoilta suoraan uomaan.

3.8 Maankäytön hydrologinen tutkimus

Kaupunkialueiden tutkimuksissa on löydetty selkeä korrelaatio valuma-alueen läpäisemättömien pintojen ja veden kuormituksen välillä, mutta usein alueiden väliset tulokset poikkeavat toisistaan eikä korrelaatio ole kiistaton (mm. Hatt et al. 2004: 122). On kuitenkin muistettava, että läpäisemättömien pintojen välilläkin on laadullisia eroja (Brabec et al. 2002: 500-507), ja urbaanialueita onkin kuvattu heterogeenisiksi alueiksi (Groffman et al. 2004: 394). Esimerkiksi tiestön hulevesien laatu riippuu paljolti esimerkiksi alueen liikenteen määrästä ja tienpinnasta (Kuusisto-Hjort 2009: 84; Davis & Birch 2010: 2541). Pohjois-Carolinassa tehdyssä tutkimuksessa todetaan, että jopa 85 % vedenlaadun muutoksista liittyy asukastiheyteen ja maankäyttöön alueilla. Asukastiheys korreloi varsinkin typpipitoisuuksien ja liuenneen aineksen määrän kanssa. Tutkimuksessa huomattiin myös asutokannan iän merkitys vedenlaatuun. (Carle et al. 2005: 701, 706). Etelä-Carolinassa tehdyn tutkimuksen pohjalta havaittiin myös pinnan etäisyyden vaikuttavan suuresti huleveden laatuun, sillä ravinnepitoisuuksissa huomattiin selkeitä eroja jo 150 metrin matkalla (Tufford et al. 1998).

Finkenbine et al. (2000: 1149-56) tutkivat Vancouverissa urbanisaation vaikutusta alueen virtavesien tilaan. Alueen kaupungistuminen on tapahtunut pääosin 20 vuotta sitten, ja alueella on paitsi läpäisemätöntä pintaa, myös viheralueita. Gilbert & Clausen (2006: 826-829, 831) tutkivat Yhdysvaltojen Connecticutissa eri maanpintojen vaikutusta hulevesien laatuun huomaten eri pinnoilla selviä vaikutuksia veden koostumukseen. Nurmi-alueilta veteen huuhtoutui suuria pitoisuuksia fosforia ja typpeä, kaduilta taas kiintoainetta ja monia metalleja. Asuinalueilla asfalttipinnan huuhtouma oli merkittävämpi kuin muiden päällystettyjen pintojen. Liikenteen määrä ei näyttänyt vaikuttavan tuloksiin merkittävästi. Pintavalunta pieneni asfaltilta muille päällystetyille pinnoille siirryttäessä 72 % ja asfaltilta soratielle 98 %. Asfalttipäällysteen huuhtoumassa havaittiin myös suurimmat ainepitoisuudet. Liuenneen aineksen määrä oli asfaltilla 47.8 mg/l, muulla päällysteellä 15.8 mg/l ja soralla 33.7 mg/l. Tuloksissa yllätti asfaltti- ja sorapinnan tulosten samankaltaisuus. Myös Kuusisto-Hjort (2009: 46) totesi omassa tutkimuksessaan liikenneväylien ja korkeiden kupari- ja sinkkipitoisuuksien yhteyden.

Boyd et al. (1993: 463) tutkivat maankäytön merkitystä huleveden laatuun 26 urbaanilla valuma-alueella ja havaitsivat läpäisemättömien pintojen lisääntymisen merkittävimpänä virtaaman voimistajana alle 25 hehtaarin valuma-alueilla. Samalla havaittiin, että mitä enemmän alueella oli päällystettyjä pintoja, sitä pienempää oli hajonta virtaaman ja sadannan kesken (Boyd et al. 1993: 471).

Läpäisemättömien ja läpäisevien pintojen määrittely on usein hankalaa, sillä pintojen ominaisuudet voivat muuttua ympäristötekijöiden kuten esimerkiksi vuodenaikojen mukaan. Parempi termipari tälle on esimerkiksi jako päällystettyihin (*sealed*) ja päällystämättömiin pintoihin, joka korostaa ihmisen vaikutusta pinnan tilaan, mutta ei suoraan ilmaise sen kykyä suodattaa ja imeä vettä. Lindströmin (2001: 366-368) tutkimuksessa tarkasteltava valuma-alue taas jaettiin luonnonmukaiseen ja urbaaniin maankäyttöön, ja työssä oli laadittu selkeä raja-alue näiden kahden välille. Luokiksi valittiin muun muassa vesistöt, tiet, asutus ja sen alaluokat ja rakentamisen alueet.

3.9 Hulevesi ja talviolosuhteet

Pohjoisilla alueilla hydrologian vuodenaikaiserot asettavat haasteita toimivalla hulevesihuollolle. Kevään sulamiskauden virtaama eroaa voimakkaasti sulan kauden suurten sateiden virtaamista eikä näitä kahta ilmiötä voida hallita samanlaisin vesihuollon ratkaisuin. Lumipeitteeseen akkumuloituu haitta-aineita koko tavikauden ajan, mikä aiheuttaa suuria pitoisuuksia sulamisvesissä verrattuna sulan kauden sateiden pitoisuuksiin. Vaikka sadetapahtumien pitoisuudet olisivat suuria, kokonaiskuormat ovat silti pienempiä kuin sulamisen yhteydessä (Semadeni-Davies 2006: 166).

Talvikauden tiesuolan käyttö vaikuttaa vedenlaatuun sekä valuma-alueella että vastaanottavassa vesistössä ja sekä suoraan että välillisesti. Kloridi on vesissä toksinen aine ja samalla se muuttaa muiden aineiden olomuotoa toksiseksi. Tiesuolan käyttö voi lisätä metallien liukoisuutta vesissä (Semadeni-Davies 2006: 166-167).

Lumi nähdään urbaanialueilla usein haittatekijänä. Se vie arvokasta kaupunkitilaa ja aiheuttaa sekaannusta liikenteessä. Lisäksi valuma-alueiden vesibudjetit vääristyvät, kun lunta kuljetaan alueilta pois ja läjitetään lumen vastaanottoaikoille. Näiden vastaanottoaikojen virtavedet sisältävät arvaamattomia pitoisuuksia tiesuolaa ja haitta-aineita, kuten raskasmetalleja, jotka altistavat purkuvesistön kuormitukselle. Lisäksi kaupunkipintojen puhdistaminen lumesta paljastaa pinnat eroosiolle. "Paljaan tien politiikka" altistaa tienpinnat nastarenkaiden ja hiekan myötä voimakkaalle kulumiselle mikä vaikuttaa lumen ja hulevesien laatuun (mm. Lazaro 1990: 66). Kylmän ilmaston alueilla talvikaudella hulevettä muodostuu laajemmilla alueilla kuin sulan aikaan, sillä talvella jäätynyt maanpinta imee vettä huonosti (Viklander & Bäckström 2008: 11).

Lumen läjityksen vaikutuksia ympäristön tilaan tutkittiin Helsingissä talvikaudella 2010-2011. Tarkastelluista lumen vastaanottoaikoista kerätyn aineiston pohjalta arvioitiin, että Helsingissä kerätty lumi sisältää noin 1-2 % jätettä. Kauan kuljetusta odottanut lumi sisältää jätettä enemmän kuin tuoreena pois kerätty. Alueiden maaperänäytteissä raskasmetalleissa havaittiin kynnsarvojen ylittymistä arseenin ja lyijyn tapauksessa. Muissa tarkastelluissa haitta-aineissa (kadmium, koboltti, kromi, kupari, nikkeli, sinkki, vanadiini) mitatut pitoisuudet jäivät selkeästi alle kynnsarvojen. Sediimenttinäytteissä analysoitujen haitta-aineiden kynnsarvot ylittyivät viidessä näytteessä kuudesta. Arseenin kynnsarvo ylittyi kolmessa näytteessä. Vesinäytteissä kiintoainepitoisuus ja kokonaisfosforipitoisuus vastasivat normaalia pienvesien tasoa. Raskasmetallipitoisuudet analysoitiin kaikissa näytteissä pieniksi.

Lumen vastaanottoaikoilla lumesta löytyi runsaasti orgaanista ainetta, kuten haravointijätettä ja multaa, sekä rakennusjätettä ja autonrenkaita. Kaupunkialueilla lumen vastaanottoaikoja saatetaan käyttää myös luvattomina kaatopaikkoina. Lumikuormien määrällä ei nähty olevan merkitystä sulamisveden raskasmetallipitoisuuksiin, sillä lumen määrää merkitsevämpää on lumikuorman lumenvastaanottoaikalta toimituksen nopeus satamisen jälkeen. Viikinmäen puhdistamolta tulevaan raskasmetallikuormitukseen verrattuna lumen vastaanottoaikoilta tuleva kuormitus katsottiin merkityksettömäksi. On toki huomioitava, että tutkimuksessa tarkasteltiin kultakin keräyspaikalta yksittäisiä uomia, jolloin niiden tulokset eivät anna kokonaiskuvaa kokonaiskuormituksesta.

Lumen läjitys vaikuttaa poistuvan veden laatua voimakkaammin alueen sedimentteihin, kun kiintoaine ja siihen sitoutunut raskasmetallikuorma akkumuloituu alueelle. Maankäytön kannalta merkittävin havainto oli tiesuolauksen näkyminen kevään sulamisvesissä. Lumien sulamisvesien pohjalta arvioitiin, että valtaosa lumikuormien sisältämästä kiintoaineesta ja haitta-aineista pidättäytyy

vastaanottopaikan maaperään ja purkuojan pohjasedimentteihin, ja vain osa kulkeutuu vesien mukana kaupunkipuroihin (Salla et al. 2012: 21-23, 28-29, 33, 35, 46).

Lumen sulamisen vaikutukset vesistöjen tilaan ovat olleet selkeitä myös muissa tutkimuksissa. Esimerkiksi Helsingin Töölönlahden sedimenttinäytteissä havaittiin lumenkaadon selkeä merkitys sedimentin pitoisuuksiin talviaikoina (Tikkanen et al. 1997: 332). Suomessa on tutkittu alueen rakennustehokkuuden kasvattavan lumen tiehyttä ja pienentävän sen albedoa (Kotola & Nurminen 2003a: 58). Ruotsissa sulamisvesiä pyritään hallitsemaan muun muassa teiden yhteyteen rakennetuilla padoin. Heillä talvikauden lumipeitteen vaikutuksia hydrologiaan pyritään selvittämään kokonaisvaltaisella tarkastelulla, jossa tulisi huomioida sekä lumen kuljetus, läjitys, että sulamisvesien pitoisuudet ja kuormitus (Viklander & Bäckström 2008: 15, 17). Sulamistapahtumaan vaikuttaa muun muassa pakkaskauden sadanta, vallitsevat hydrometeorologiset olosuhteet, lumen määrä valuma-alueella sekä alueen taajamatyypin (Melanen 1980: 43).

3.10 Hulevesi yhteiskunnallisesti

Maankäytön muutos on yhteiskunnallisesti heräävä teema, johon aiotaan puuttua myös ekologian kannalta. Vuonna 2008 julkaistu Ympäristöministeriön selvitys ehdotuksista valtakunnallisista alueidenkäyttötavoitteista ja niiden tarkistamisesta pyrkii päivittämään agendalle myös viimeaikaiset muutokset. Nyt uusiksi keskeisiksi elementeiksi nostettiin ilmastonmuutos ja Helsingin seudun maankäyttö. Tarkastusehdotuksissa keskeisiksi nostettiin ilmastonmuutoksen hillitseminen yhdyskuntarakennetta eheyttämällä, velvoite vähentää henkilöautoliikenteen tarvetta, uusiutuvien energialähteiden hyödyntämisen edistäminen, energiatehokkuus alueidenkäytössä sekä ilmastonmuutokseen sopeutumisen edellytysten luominen. Näiden lisäksi tavoitteissa listataan vielä erikseen vesien hyvän tilan saavuttaminen ja ylläpito. Tavoitteena on kyetä kytkemään vesipuidedirektiivin mukaiset vesienhoitosuunnitelmat kiinteästi kaavoitukseen (Ympäristövaliokunnan lausunto 11/2008). Lisäksi agendalle on nostettu pintavesien suojelutarve ja puhtaan veden turvaaminen sekä jätevesihaittojen ehkäisy (Ympäristöministeriö 2001: 30).

Ilmastonmuutokseen sopeutuminen on integroitu Helsingissä tulvien ja hulevesien hallintaan. Toisaalta ilmastonmuutoksen aiheuttamat kustannukset arvioitiin suurimmiksi hulevesijärjestelmien vaatimien viheralueiden rakentamisen kohdalla, vaikka niistä saatava hyötykin nähdään merkittävänä. Muita keinoja hulevesihuollossa maankäytön kannalta ovat hulevesihuollon huomioiminen kiinteistöverossa (Yrjölä & Viinanen 2012: 9, 13-14, 21).

Vesien johtamista vesistöön pidetään tavallisesti hajapäästönä, jota ympäristönsuojelulain luvanvaraisuus veden pilaantumisen nojalla ei koske (YSL 28.2 §). Sen sijaan vesihuollossa, jossa hulevedet kootaan laajalta alueelta ja johdetaan yksittäisestä pisteestä vesistöön, ei vesiä voida näh-

dä hajapäästönä. Tällöin vedenlaadusta riippuen tällainen hulevesien johtaminen voitaisiin nähdä luvanvaraiseksi toiminnaksi (Espoon... 2011: 24). Hulevesien näkökulmasta vesihuoltoa tulisi kehittää ja vastuunjakoa selkeyttää. Ilman yhtenäistä ohjeistusta toimet tulevat keskittymään lähinnä end-of-pipe -toimiin (Goonetilleke et al. 2005: 32). Lainsäädäntömuutosta odotettaessa on ehdotettu vastuun siirtämistä kunnalle, jolla olisi jatkossa oikeus periä alueen toimijoilta hulevesimaksuja hulevesien hallinnan järjestämistä vastaan (Yrjölä & Viinanen 2012: 31). Ympäristösuojelulain ohella Suomessa hulevesiin liittyy vesihuoltolaki, maankäyttö- ja rakennuslaki sekä vesilaki (Espoon... 2011: 10).

Kaupunkialueilla hulevesien kulkeutumista pinnoilta vesistöön ohjataan vahvasti viemäreiden ja putkistojen avulla. Viemäröintiä tarvitaan yhteen sovittamaan alueen hydrologinen kierto ja ihmistoiminta samalle alueelle sekä minimoida terveyshaitat (Butler & Davies 2004: 1). Koska kaupunkialueilla vesien poisjohtaminen hoidetaan putkiston avulla, on vesien tilan kannalta järkevintä puuttua vesien tilaan tarkastelemassa valuma-alueen maankäyttöä. Valuma-alueilla kestävä verkostopolitiikka (*SUDS, sustainable drainage system*) pyrkii parantamaan vedenlaatu ennen kuin se purkautuu pois valuma-alueelta (Ellis et al. 2012: 174). Esimerkiksi valuma-alueen toimijoiden kanssa tehtävä yhteistyö on tärkeää, jonka osoittaa Kreuger & Nilssonin (2001: 319-323) tutkimus, jossa pintaveden suuriin torjunta-ainepitoisuuksiin puututtiin yhteistyössä valuma-alueen maanviljelijöiden kanssa. Yleensä valuma-alueen kunnostustoimenpiteet tähtäävät takaisin luonnontilaisempaan tilaan (Walsh et al. 2005: 690).

Urbaanialueiden vesihuollon dilemma on löytää kustannustehokkaita ja sosiaalisesti hyväksyttäviä tekniikoita parantamaan nykyisiä järjestelmiä ja puuttua esimerkiksi tulvariskeihin. Merkittävimpiä alueen vesihuoltoon vaikuttavia tekijöitä ovat varallisuus, ilmasto- ja luonnonolosuhteet, kaupungistumisaste sekä alueen historia ja poliittiset tekijät (Butler & Davies 2004: 2, 13).

Helsingissä alueet on kaupungin vanhinta keskustaa lukuun ottamatta erillisviemäröity. Mallia, jossa alueella on käytössä sekä yhteis- että erillisviemäröintiä kutsutaan hybridimalliksi (Butler & Davies 2004: 26). Ruotsin vesihuollossa on 1950-luvulta asti elänyt tavoite erotella hulevesi ja jätevesi toisistaan (Berggren 2007: 5), ja samaa suuntaa toteutetaan myös Suomessa. Yhdistelmäviemäröinti kattaa vielä toistaiseksi infrastruktuurin vanhimmat alueet, vaikka tavoitteena onkin siirtää koko kaupunki erillisviemäröinnin piiriin. Yhteisviemäröinnin etuina nähdään putkiston pienemmät rakennuskustannukset ja tehokas tilankäyttö, yksinkertaisempi vesihuolto sekä huleveden käsittely. Huleveden katsotaan myös ylläpitävän putkistoa huuhtoessaan niitä (Butler & Davies 2004:24-25). Ongelmia aiheutuu kuitenkin putkiston oikean mitoituksen haasteesta, tulvariskeistä, suuresta puhdistustarpeesta sekä ajallisesta suuresta vaihtelusta (Butler & Davies 2004: 24). Hulevesien virtaama vaihtelee ajallisesti paljon ja tuo epävarmuustekijän myös jätevedenpuhdistuslaitoksen toimintaan. Sulamiskaudella hulevettä ohjautuu laitokselle paljon ja sen matala lämpötila heikentää laitoksen biologisia puhdistusprosesseja. Erillisviemäröinnissä eduiksi luetaan pienempi vedenpuhdistustarve,

kun laitokselle päätyy pääosin vain oikeaa jätevettä. Myös putkiston pienempi koko ja tieroskien vähyyks ovat etuja. Jos hulevesiputkistossa sattuu tulvia, on ympäristöön tulviva vesi yksin hulevettä, ei jätevettä. Erillisviemäröinnin haittoiksi lasketaan kahden rinnakkaisen putkiston rakentaminen ja ylläpito, liitoksien aiheuttamien virheiden vaarat sekä sellaisenaan ympäristöön johdettavien hulevesien vaikutus ympäristön tilaan (Butler & Davies 2004: 24).

Kaupungistumisen ja alueen käytön muutosten myötä myös alueen vesistö kokee muutoksia. Muutokset ovat hyvin moninaisia ja usein välillisiä, joten kentän hahmottamiseksi muutokset voidaan luokitella. Tässä yhteydessä vesien ongelmat ja muutokset on jaoteltu niiden luonteen mukaan kvalitatiivisiin, kvantitatiivisiin, temporaalisiin ja spatiaalisiin. On huomioitava, että ongelma-
kenttä on laaja ja sen osat vahvasti toisiinsa yhteydessä.

Berggren (2007: 6-7) näkee urbaanialueiden vesienhallinnassa lukuisia ongelma-kohtia, kuten järjestelmän suunnittelun. Järjestelmän eri komponenteilla voi olla hyvin erilaiset käyttöiät, ja erityisesti putkisto voi olla kaupunkialueilla hyvin vanhaa. Suunnittelun lähtökohdat ja urbanisaatio ovat aikojen saatossa muuttuneet, joten vanhalla infrastruktuurilla ei välttämättä kyetä reagoimaan nykypäivän poikkeustilanteisiin. Toiseksi putkistossa tapahtuvat risteymäkohdat voivat lisätä puhdistettavan veden aineiden laajaa skaalaa, jonka takia puhdistusprosessi voi heiketä. Ainespitoisuudet voivat myös vaurioittaa putkistoa. Myös putkistossa olevat vauriot, sedimentit ja juuristo voivat heikentää virtauskapasiteettia, joka voi aiheuttaa vaurioita putkiston infrastruktuuriin ja muuhun esi-
neistöön erityisesti sateiden yhteydessä. Putkiston murtumien ja rakojen kautta vettä voi suodattua putkistoon sekä vuotaa pois putkesta, jolloin eroosion ja esimerkiksi teiden sortumisen riski kasvaa. Haitta-aineet ja ravinteet voivat hankaloittaa vedenpuhdistusta ja heikentää vastaanottavien vesien tilaa.

3.10.1 Hulevesistrategiat

Hulevesistä on kehittynyt huomioimisen arvoinen teema kaupunkien aluesuunnittelulle. Hulevesistrategia on vapaaehtoisesti laadittu vesihuollon kehittämissuunnitelma alueen hulevesiin kohdistuvista tavoitteista ja periaatteista (Jutila 2009: 24), jonka laatii yleensä kaupunki tai kunta. Suomessa hulevesistrategioita on esimerkiksi Helsingillä, Espoolla, Vantaalla, Turulla ja Hämeenlinnalla ja monessa kaupungissa työ on vielä kesken. Lisäksi Tukholmassa on laaja hulevesistrategiansa. Pääpiirteissään strategiat ovat hyvin samanlaisia, sillä hulevedet pyritään käsittelemään niiden syntysijoilla ja pääpainopiste on huleveden ja sen haitta-aineiden synnyn ehkäisemisessä. Helsingin strategiassa tavoite on parantaa hulevesien hallintaa uusien ratkaisujen ja tehostamisen avulla panostaen samalla veden hyötykäyttöön (Nurmi et al. 2008: 5). Kaupungin hulevesiä pyritään hallitsemaan valuma-aluekohtaisesti. Tavoite on päästä mahdollisimman luonnonmukaiseen vesienhallintaan ja pyr-

kimys on käsitellä tarvittavat toimenpiteet aina tapauskohtaisesti (Nurmi et al. 2008: 9-10; Hulevesiohjelma 2009: 16-17, Jutila 2009: 36)

Suomalaisille hulevesistrategioille on yhteistä huoli ilmastonmuutoksen ja kaupunkitulvien kasvaneista riskeistä (esim. Jutila 2009:5; Espoon hulevesiohjelma 2011:5; Turun kaupungin... 2009:4), kun Tukholmassa ongelmaan herättiin jo 1990-luvun lopulla (Dagvattenstrategi... 2005: 2). Taulukkoon 4 on koottu tarkasteltujen hulevesistrategioiden päätavoitteet.

Taulukko 4. Suomalaisten hulevesistrategioiden päätavoitteet (Jutila 2008: 25; Nurmi et al. 2008: 5; Hulevesiohjelma 2009: 14; Turun kaupungin... 2009:9; Espoon ... 2011: 11)

	Helsinki	Espoo	Vantaa	Hämeenlinna	Turku
Tulvat	tulvimishaittojen poistaminen ja ehkäiseminen	hulevesien hallinnan parantaminen ja -tulvien vähentäminen	hulevesien hallinnan parantaminen ja -tulvien vähentäminen	huleveden määrän vähentäminen, kaupunkitulvien ehkäisy ja hallinta	poistaa ja ehkäistä tulvimishaittoja
Pohjavesi	pohjaveden pinnan ennallaan pitäminen	pohjavesi: laadun ja pinnantason säilyttäminen	pohjavesi: laadun ja pinnantason säilyttäminen	pohjaveden pinnanlaskun ehkäiseminen	hallita pohjaveden pintaa
Kuormitus	haitta-aineiden minimoiminen hulevesissä	hulevesien laadun heikentäjien ehkäisy ympäristössä	hulevesien laadun parantaminen ennen laskemista vesistöön	kuormitusvaikutusten vähentäminen	estää haitallisten aineiden pääsy hulevesiin
Resurssilottuvuus	huleveden hyödyntäminen resurssina	kaupunkiluonnon monimuotoisuuden ja purojen tilan vaaliminen	vesialueet: arvostus ja hyödyntäminen resurssina; kaupunkiluonnon monimuotoisuuden lisääminen	vesiympäristön luonnonmukainen hyödyntäminen; maisemanäkökohdat vesirakentamisessa	hyödyntäminen resurssina (mm. maisemaelementti, kosteikot); säilyttää pienvesien määrä ja tila
Vesihuolto	kuivatuksen varmistaminen	hulevesiosaamisen ja -tietoisuuden lisääminen; yhteistyön ja toimintatapojen kehittäminen	toimiva viranomaisyhteistyö ja tiedonkulkua; Vantaan hulevesien toimintamallin kehittäminen	kuivatustilanteen säilyttäminen hyvänä; toimijoiden vastuukuvioiden selkiyttäminen	Varmistaa alueellinen ja paikallinen kuivatus; hulevesien minimoiminen jätevedenpuhdistamolla

Taulukosta huomataan eri kaupunkien ohjelmien identtisyys. Myös priorisoinnissa linja on hyvin samanlainen, myös Tukholman hulevesiohjelman kanssa. Ensisijaisesti hulevedet pyritään käsittelemään niiden syntysijoilla aina kun se on taloudellisesti, juridisesti ja teknisesti mahdollista, toiseksi ne johdetaan pois alueelta hidastavalla ja viivyttävällä järjestelmällä tai jos tämä ei ole mahdollista, johdetaan ne putkiston avulla hidastus- ja viivytyalueille. Jos tämäkään ei ole mahdollista, joudutaan hulevedet johtamaan suoraan vastaanottavaan vesistöön tai jätevedenpuhdistamolle, kuten Helsingissä ja Turussa on tehty (Nurmi et al. 2008: 8; Espoon ... 2011:10; Turun kaupungin... 2010: 11; Dagvattenstrategi 2005: 4).

Kaupunkitulvien lisääntymisen myötä hulevesistrategioissa on tutkittu myös paikallisia riskialueita, kuten alikulkuja ja tulviin liian ahtaita putkia ja aukkoja. Espoon ohjelmassa korostetaan sitä, ettei olemassa olevien viemäreiden saneeraaminen suuremmiksi ole teknisesti mahdollista eikä taloudellisesti järkevää. Muutoksiksi kaavaillaankin avouomia, pidättämis- ja imeytysaltaita sekä maastonmukaisia vesireittejä (Jutila 2009:15; Espoon ... 2011: 9).

Paitsi itse käytännön toimenpiteisiin, tarkoitus on panostaa myös hallintoon. Tällä hetkellä vastuu hulevesistä on jakautunut lukuisille toimijoille ja vastuu on usein epäselvää määritellä. Tavoitteena olisikin hulevesien hallinnan keskittäminen ja samalla teeman tietoisuuden lisääminen kaikkien kaupungin toimijoiden keskuudessa. Vastuunjako nähdään tärkeänä kehittämisseläktorina ja sitä pyritään kehittämään aiheuttajaperiaatteen mukaisesti. Hulevesi halutaan tuoda mukaan myös aluesuunnitteluun ja asukkaille ja heitä kannustetaan paikallisiin ratkaisuihin (Espoon... 2011: 6,10,12,14; Hulevesiohjelma 2009: 20). Espoossa hulevesiohjelmalle haetaan valtuustokäsittelyn kautta virallista asemaa, jonka kautta ohjelmaan sitouduttaisiin pitkäaikaisesti (Espoon... 2011: 12). Lisäksi strategioissa pohditaan hulevesien hallinnan taloudellista merkitsevyyttä sekä panosten, kuten uusien järjestelmien rakentamisen että tuottojen, kuten tulvavahinkojen vähentymisen kautta (Hulevesiohjelma 2009: 29).

Tukholman hulevesistrategia on pitkälti samoilla linjoilla suomalaisten ohjelmien kanssa, ja sen päämäärä on yhtäältä puuttua päästölähteisiin, toiseksi estää puhtaan ja saastuneen veden sekoittuminen sekä priorisoida toimenpiteet hyödyn mukaan (Dagvattenstrategi 2005: 28). Strategia puuttuu myös lumipolitiikkaan ja pyrkii jatkossa kuljettamaan lumen pois vain, jos saavutettavuus ja liikenneturvallisuus tämän vaatii. Lumikuljetuksissa suositaan lyhyitä ajomatkoja ja pieniä keräyspaikkoja (Dagvattenstrategi 2005:9). Hulevesien käsittelyssä huomioidaan myös vastaanottavan vesistön luonne, kuten taulukosta 5 käy ilmi. Kuten Suomessa, myös Tukholmassa hulevesiä käsitellään tapaus- ja valuma-aluekohtaisesti.

Taulukko 5. Tukholman hulevesistrategian määritelmä vedenpuhdistustarpeesta (Dagvattenstrategi 2005: 8, muokattu)

Vastaanottava vesistö	Maa /pohjavesi		Meret ja vesistöt		
	Läpäisemiseen soveltuva	Ei läpäisemiseen soveltuva	Hyvin herkkä	Herkkä	Vähemmän herkkä
Epäpuhtaustaso					
Matala	imeyttäminen ja viivyttäminen	Johtaminen muualle kuin maahan	Ei puhdistamista	Ei puhdistamista	Ei puhdistamista
Kohtalainen	imeyttäminen ja viivyttäminen	Johtaminen muualle kuin maahan	Puhdistaminen tai johtaminen toiseen vastaanottajaan	Puhdistaminen tai johtaminen toiseen vastaanottajaan	Ei puhdistamista
Korkea	puhdistaminen ennen imeyttämistä	Johtaminen muualle kuin maahan	Puhdistaminen (ja johtaminen toiseen vastaanottajaan)	Puhdistaminen	Ei puhdistamista

Taulukko 6. Huleveden käsittelytarve maankäytön mukaan (Dagvattenstrategi 2005: 20, muokattu). Mitä korkeampi epäpuhtaustaso sitä enemmän vesi tarvitsee puhdistamistoimenpiteitä.

Maankäyttö	Huleveden epäpuhtaustaso	Vastaanottajana maa-alue		Vastaanottajana vesistö		
		Soveltuu läpäisemiseen	Ei soveltu läpäisemiseen	Hyvin herkkä	Herkkä	Vähemmän herkkä
Korttelialueet						
Kaupungin keskusta: asuma- ja kauppa-alueet	Kohtalainen	Suodattuminen ja viivyttäminen	Johtaminen toisaalle	Puhdistaminen tai johtaminen toisaalle	Puhdistaminen/ johtaminen toisaalle	Ei puhdistamista
Kaupungin reunat: pientalo ja kauppa-alueet	Matala-kohtalainen	Suodattuminen ja viivyttäminen	Johtaminen toisaalle	Ei puhdistamista, puhdistaminen tai johtaminen toisaalle	Ei puhdistamista/ puhdistaminen / johtaminen toisaalle	Ei puhdistamista
Pientaloalueet	Matala	Suodattuminen ja viivyttäminen	Johtaminen toisaalle	Ei puhdistamista	Ei puhdistamista	Ei puhdistamista
Laajemmat pysäköintialueet	Kohtalainen-korkea	Puhdistaminen ja suodattuminen	Johtaminen toisaalle	Puhdistaminen ja/ tai johtaminen toisaalle	Puhdistaminen/ johtaminen toisaalle	Ei puhdistamista/ puhdistaminen
Teollisuusalueet, ympäristölle vaaralliset	Tapauskohtainen	Johtaminen toisaalle	Johtaminen toisaalle	Puhdistaminen ja/ tai johtaminen toisaalle	Tapauskohtainen	Tapauskohtainen
Yleiset maa-alueet						
Paikalliskadut, < 8 000 ajoneuv./vrk	Matala	Suodattuminen ja viivyttäminen	Johtaminen muualle kuin maa-alueelle	Ei puhdistamista	Ei puhdistamista	Ei puhdistamista
Tiestö, 8-15 000 ajoneuv./vrk	Matala-kohtalainen	Suodattuminen ja viivyttäminen	Johtaminen muualle kuin maa-alueelle	Ei puhdistamista, puhdistaminen tai johtaminen toisaalle	Ei puhdistamista/ puhdistaminen/ johtaminen toisaalle	Ei puhdistamista
Liikennealueet, 15-30 000 ajoneuv./vrk	Kohtalainen-korkea	Puhdistaminen ennen suodattamista	Johtaminen toisaalle	Puhdistaminen ja/ tai johtaminen toisaalle	Puhdistaminen/ johtaminen toisaalle	Ei puhdistamista/ puhdistaminen
Liikennealueet, > 30 000 ajoneuv./vrk	Korkea	Puhdistaminen ja suodattuminen	Johtaminen toisaalle / puhdistaminen	Puhdistaminen (ja johtaminen toisaalle)	Puhdistaminen	Puhdistaminen
Puistot, luonnonalueet etc.	Matala	Puhdistaminen	Johtaminen toisaalle	Ei puhdistamista	Ei puhdistamista	Ei puhdistamista

4. ILMASTONMUUTOS

4.1 Kasvihuoneilmiö ja ilmastonmuutos

Kasvihuoneilmiö on luonnollinen ilmiö, jonka ansiosta Maapallolla on elinkelpoiset olosuhteet. Ilmiö esitettiin tiedemaailman käsitteenä ensimmäistä kertaa vuonna 1824, jolloin ranskalainen fyysikko Joseph Fourier (1786-1830) julkaisi teoksensa *General remarks on the temperatures of the globe and planetary spaces*, jossa hän esitti kasvihuoneteoriansa Maapallon ilmakehästä (Bard 2004: 621). Maapallon ilmakehän nähdään toimivan kasvihuoneen lasiseinien tavoin sen päästäessä lävitseen lyhytaaltoista tulosäteilyä mutta estäessään pitkäaaltoista maanpinnalta takaisinheijastunutta säteilyä takaisin avaruuteen. Käytännössä kasvihuoneilmiötä ylläpitävät ilmakehä ja sen kasvihuonekaasut, ja ilmiön ansiosta lämpötila Maan pinnalla on keskimäärin noin +15 °C, kun se ilman ilmakehää olisi noin -18 °C. Merkittävimpiä ilmastonmuutosta voimistavia tekijöitä ovat kasvihuonekaasut (GHG), aerosolit sekä maanpinnan ja auringonsäteilyn energiabalanssi. Nämä tekijät vaikuttavat säteilyn absorptioon, siroutumiseen ja takaisinheijastumiseen (IPCC 2007: 37). Myös vesihöyryn merkitys kasvihuoneilmiössä on suuri (Kump 2002).

Tutkimuksissa on saatu vahvoja viitteitä tämän hetkisen ilmaston lämpenemisestä, jonka taustalla on vahvasti ihmistoiminta ja sen aiheuttama kasvihuonekaasujen kasvava määrä ilmakehässä (mm. Corell 2006: 148; Hegerls et al. 2007; Räisänen & Ruokolainen 2008: 573). IPCC:n (2007: 36) mukaan ihmistoiminnasta peräisin olevien kasvihuonekaasujen päästöt kasvoivat vuosina 1970-2004 70 prosenttia. Tärkein antropogeeninen kasvihuonekaasu on hiilidioksidi (CO₂), jonka päästöt ilmakehään kasvoivat samalla ajanjaksolla 80 %. Tämä johtui pääosin energiankulutuksen, liikenteen ja teollisuuden kasvusta. Toisaalta troposfäärin aerosolit viilentävät ilmastoa, koska ne heijastavat lyhytaaltoista säteilyä takaisin avaruuteen (Charlson et al. 1992: 423). Ihmistoiminnan voimistama ilmastonmuutos voidaan nähdä kahtena komponenttina, yhtäältä systeemisenä muutoksena, joka kattaa koko globaalin mittakaavan ja toisaalta kumulatiivisena muutoksena, joka tapahtuu monilla skaaloilla (Arnell 2002: 4-5). Merkittävimmät ihmisperäiset eli antropogeeniset ilmastonmuutostekijät ovat kasvihuonekaasupäästöt ja maankäytön muutokset, kuten urbanisaatio (Kalnay & Cai 2003: 528).

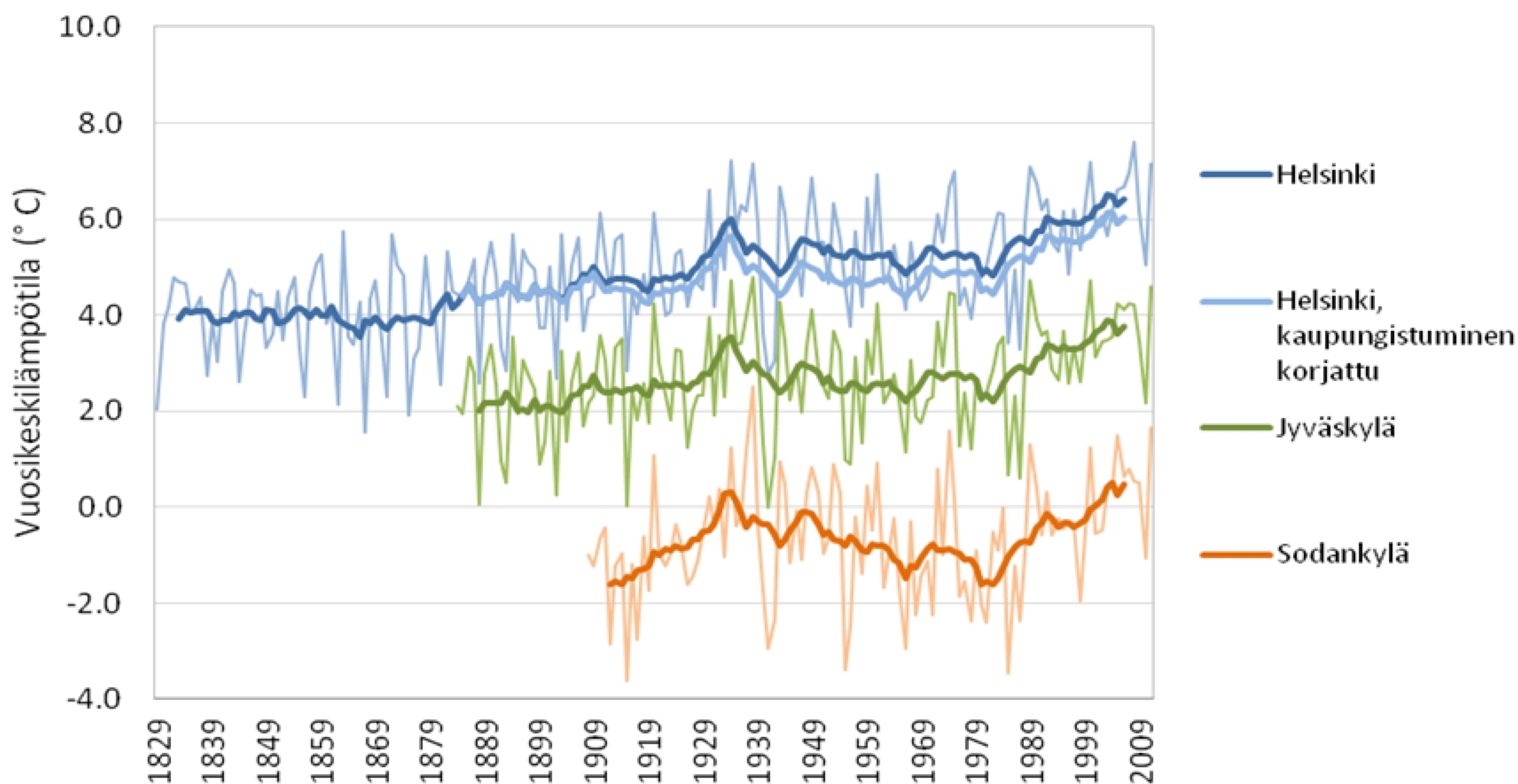
Kasvihuonekaasujen merkitys lämpenemisessä korostuu 1800-luvun puolivälistä, ja sen merkitys lämpenemiseen on nelinkertainen auringonsäteilyyn verrattuna (Lean et al. 1995; Lockwood & Stamper 1999). Koko 1000 tutkitun ajanjakson aikana 1900-luvun ilmaston lämpenemisen kuvattiin olleen ennennäkemätön. Nyt kuluvana jaksena lämpeneminen on kaksinkertaista suhteessa ensimmäiseen jaksoon. Nykyisen ilmiön myötä alueelliset minimilämpötilat nousevat kaksi kertaa maksimilämpötiloja enemmän, jolloin keskileveyksillä ja niiden napojen puolella pakkasvapaa jakso pitenee (Walther et al. 2002: 389). Muutoksesta vain 25 % pystyttiin selittämään luonnollisella vaihtelulla ja

valtaosa siitä perusteltiin johtuvaksi kasvihuonekaasujen lisääntymisestä ilmakehässä (Crowney 2000:276). Yksi tärkeä tekijä muutoksessa on ihmisen kasvava energiankulutus (Edenhofer et al. 2012: 7).

Ympäristön lyhytaikaiset muutokset johtuvat yleensä maankäytön muutoksista ja luonnollisesta vaihtelusta, eivät ilmastonmuutoksesta. Tutkimuksen mukaan eliölajien muutokset 1900-luvulla johtuivat todennäköisemmin maankäytön muutoksista kuin ilmastonmuutoksesta. Lisäksi ilmastonmuutoksen on todettu voimistavan ihmistoiminnan aiheuttamia ympäristömuutoksia (Gimmi et al. 2010: 6).

On huomioitava, että Maapallon ilmasto vaihtelee myös luontaisesti, ja antropogeenisen ilmastonmuutoksen ymmärtämiseksi on tunnettava ilmaston luontainen vaihtelu (Jonsson 2009: 7). Tuhansien vuosien sykleissä toistuvien muutosten taustalla on muun muassa auringon tulosäteily, mantereisuus ja mereisyys sekä Maapallon asento suhteessa Aurinkoon (Jóhannesson et al. 1995: 183).

Fennoskandian ilmasto säätelee luontaisesti pitkälti pohjoisen Atlantin ilmakehän ja meren virtaukset (Jonsson 2009: 7). Suomessa ilmasto on tutkittu ja dokumentoitu pitkään, jonka ansiosta muutosten tutkiminen pitkälläkin aikavälillä on mahdollista. Alla (Kuva 10) on esitetty Helsingin, Jyväskylän ja Sodankylän havaittu ilmaston lämpeneminen 1800-luvulta 2000-luvulle. Kaikissa tutkituissa kaupungeissa on havaittavissa ilmakehän vuosikeskilämpötilojen kohoamista ja lämpenemisen kiihtymistä varsinkin 1970-luvun lopulta lähtien. Diagrammista voidaan myös lukea vuosien välistä vaihtelua ja huomata yhtäläistä vaihtelua eri kaupunkien välillä. Ilmatieteen laitoksen mukaan vuosien 1981-2010 vertailukaudella koko Suomen vuoden keskilämpötila oli lähes 0,4 °C korkeampi kuin vertailukaudella 1971-2000 ja noin 0,7 °C korkeampi kuin vertailukaudella 1961-1990. Suomessa lämpötilojen kohoaminen on keskittynyt talvikaudelle (Ilmatieteenlaitos 2012b).



Kuva 10. Helsingin, Jyväskylän ja Sodankylän vuosikeskilämpötilojen kehitys sekä vuositasolla (ohut käyrä) että kymmenen vuoden liukuvana jaksona (paksu käyrä). Helsingin aineistosta on visualisoitu myös kaupungistumiskorjattu käyrä, missä kaupungin olosuhteet muuten kuin ilmastollisesti on muokattu vastaamaan vuoden 1885 tilannetta (Ilmatieteen laitos 2012a, muokattu).

Wang & Overland (2004: 52-53) tutkivat arktisten alueiden ilmastonmuutosta Köppenin ilmastoluokittelun avulla perustuen maanpinnan lämpötilaan ja satelliittikuva-aineistoon. Tuloksissa havaittiin 1900-luvun ensimmäisen kolmanneksen aikana tapahtunutta tundra-alueiden katoamista pääasiassa Skandinaviassa ja Euraasiassa, mutta viime aikoina muutoksen on havaittu olevan voimakasta myös Siperiassa ja Pohjois-Amerikassa, ja heikompaa Euraasiassa ja Skandinaviassa. Lisäksi muutoksen on havaittu kehittyneen laikuttaisista muutoksista laajemmiksi. Kasvillisuuden muuttuminen boreaalimetsäksi stabilisoi lunta luoden paremman eristeen maanpinnalle. Puusto stabilisoi kasvukauden albedoa, kasvattaa kevään ja kesän energian absorptiota ja edistää näin ilmakehän lämpenemistä (Wang & Overland 2004: 59-60)

Ilmastonmuutosta voidaan varsinkin tämän tutkimuksen yhteydessä tarkastella monella spatiaalisella tasolla. Globaalitasolla laadittuja ennusteita sovelletaan lokaalin tason tutkimuksiin. Skenaariot ovat erittelyjä ilmaston mahdollisesta kehittymisestä (Jóhannesson et al. 1995: 181) tarkkojen ennusteiden sijaan, sillä ilmastonmuutoksen vaikutusten tarkka ennustaminen on mahdotonta.

4.2 Ilmastonmuutoksen tutkimisen epävarmuus

Muuttuvan ympäristön myötä Räisänen ja Ruokolainen (2008: 584) esittävät, että normaalijaksoa tulisi muuttaa. Lisäksi skenaarioiden nojaaminen menneisiin havaintoihin ei välttämättä ole heidän mielestään tutkimuksen kannalta mielekästä, vaikka menneet aikasarjat ovat tutkimuksen

kannalta tärkeää dataa. Aineistoa voidaan kerätä esimerkiksi järvien sedimenteistä ja piilevätutkimuksista (Korhola et al. 2002: 1841; Moser et al. 2000: 94; Jonsson, C.E. 2009: 7).

Muutosten mallintamiseen ja ennustamiseen liittyy epävarmuutta johtuen epätietoisuudesta tulevaisuuden kasvihuonekaasupitoisuuksiin ja ilmastojärjestelmäämme liittyen. Myös eri skenaarioiden väliset erot ovat haasteellisia (Carter 2007: 8). Epävarmuutta liittyy myös kasvihuonekaasujen vaikutuksiin, ilmakehän prosessien epätäydelliseen kuvaukseen sekä nykyolosuhteisiin (Stein et al. 2007: 45). Käytännössä mallinnuksessa on mahdotonta ottaa huomioon kaikkia ympäristökijöitä. Yksi esimerkkiongelmaksi on diabaattinen lämpeneminen ja sen huomioiminen rajatussa tilassa. Paikallistason ilmastoon vaikuttavia prosesseja on vaikeaa kyetä huomioimaan laajemman skaalan mallinnuksissa (Räisänen 2007: 16, 20, 22).

4.3 Ilmastonmuutoksen vaikutukset

Hydrologinen kierto on herkkä reagoimaan ilmakehän lämpötilan ja säteilytasapainon muutoksiin (Bates et al. 2008: 15) ja nyt käsillä olevien muutosten on arvioitu kiihdyttävän hydrologista kiertoa (Frederick et al. 1997: 8). Ilmastonmuutoksen vaikutukset hydrologiaan vaikuttavat välillisesti myös teollisuusmaiden talouteen (Jóhannesson et al. 1995: 181). Luonnontutkijain kannalta ilmastonmuutoksen vaikutukset ovat voimakkaimpia pohjoisilla ja arktisilla alueilla (Andréasson 2004: 228), ja muutos vaikuttaa hydrologiaan selkeimmin tulvien ja kuivuuden kautta. Ilmastonmuutoksen vaikutukset riippuvat kuitenkin myös muista muutoksista, kuten maankäytöstä (Delpla et al. 2009: 1226)

Ilmastonmuutoksen vaikutukset hydrologiaan ja vedenlaatuun voidaan nähdä sekä suorina että välillisinä. Muutoksen on tutkittu aiheuttavan pohjoisille valuma-alueille suuria vuodenaikaismuutoksia virtaaman ja ravinnekuormituksen osalta. Esimerkiksi Tanskassa typpikuormat kasvoivat talvikaudella ja supistuivat kesäkaudella. Erot korostuivat alueilla, joilla virtaamassa ei juuri ollut pohjavettä mukana (Andersen et al. 2006: 224, 232). Ilmakehän hiilidioksidipitoisuuksien kohoaminen vaikuttaa hydrologiaan välillisesti esimerkiksi kasvillisuuden kautta. Kohonneet pitoisuudet ilmakehässä vähentävät kasvien transpiraatiota – toisaalta pitoisuudet myös voimistavat kasvien kasvua ja voivat näin voimistaa transpiraatiota (Frederick et al. 1997: 15).

Pohjoisten alueiden ekosysteemit ovat herkkiä luonnonilmiöiden epäsäännöllisille muutoksille. Ilmastonmuutoksella nähdään olevan pohjoisille alueille sekä positiivisia että negatiivisia vaikutuksia (Ympäristöministeriö 2007: 121). Veden taas ennustetaan olevan luonnonvara, joka kärsii ilmastonmuutoksesta voimakkaimmin (mm. Srikanhan & McMahon 2001; Xu & Singh 2004, cit. Minville et al. 2008: 71). Pohjoismaissa ilmastonmuutosskenaarioita on laadittu 1980-luvulta, pääosin

Suomessa ja Islannissa. Suomalaisessa SILMU-hankkeessa Suomen lämpötilojen on arvioitiin kasvavan 0,4 °C vuosikymmenessä ja sateen 3 % vuosikymmenessä (Jóhannesson et al. 1995: 182).

Ilmaston luonnollinen vuosisatainen vaihtelu on voimakkainta Pohjois-Atlantilla. Viimeisen vuosisadan aikana kymmenen vuoden keskiarvot ovat vaihdelleet 1-1.5 °C (Delworth et al. 1993). Jóhannesson et al. (1995: 167) havaitsivat tutkimuksessaan, että lämpeneminen oli heikointa Islannissa ja voimistui kohti manner-Eurooppaa. Toisaalta lämpenemisen mallinnettiin olevan voimakkainta napa-alueilla, ja nykytutkimuksissakin on saatu samanlaisia viitteitä (esim. Andréasson et al. 2004: 228).

4.3.1 Ilmastonmuutos ja sateet

Sade on hydrologisesti tärkeä ilmiö, mutta ilmastonmuutoksen aiheuttamat muutokset sateissa ovat tutkimusten kesken ristiriitaiset. Pohjoisilla alueilla, kuten Suomessa, sademäärän ja sadetapahtumien määrän mallinnetaan kasvavan ilmastonmuutoksen myötä (esim. Rutgersson et al. 2002). Pohjoismaissa ilmastonmuutoksen odotetaan vaikuttavaan sateisiin positiivisesti (Ympäristöministeriö 2007: 119). Mallien tuloksissa on paikoin ennustettu ilmastonmuutoksen vaikuttavan enemmän sateiden intensiteettiin kuin toistumistiheyteen. Pohjoismaissa urbanisaation merkitys poissuljettuna ilmastonmuutos vaikuttaisi kaupunkihydrologiaan erityisesti syksyn ja osin myös kesän tulvariskien kasvuna (Semadeni-Davies 2008b, 124: 121).

Pohjoisilla alueilla sateiden ennustetaan muuttuvan maltillisemmin kuin lämpötilojen. Vuoden 2050 aikaan jopa 65 % kuukausista ja 80 % vuosista olisivat Euraasiassa ja Pohjois-Amerikassa kosteita, kun sama luku on Välimerellä ja Keski-Amerikassa vain 35 % (Räisänen & Ruokolainen 2008: 583). 1990-luvulla mallinnettiin, että Pohjoismaissa jokaista yhden asteen lämpenemistä kohden sateisuus kasvaisi 3-6 %. Todellisuudessa vuodenaikaista ja spatiaalista vaihtelua on miltei mahdoton ennustaa (Jóhannesson et al. 1995: 192). Ruotsin SWECLIM-mallissa sateisuuden ennustetaan kasvavan 7-23 % vuosisadassa (Andréasson 2004: 232), toisaalla ennustetaan 6-37 % kasvua nykyisestä (Carter et al. 2005; Ruosteenoja et al. 2005). Suomessa Savijoen valuma-alueella mallinnettiin talvikauden sademäärän kasvavan 25-56 % ja kesäaikaan muutos oli -8,5 ... +6,3 %. Muutos kuvastaa vuosien 2071-2100 muutosta vuosien 1981-2004 tasosta. Koko vuoden keskimääräinen kasvu oli tuloksissa 10-24 % riippuen käytetystä muutosskenaariosta (Granlund et al. 2007: 142). Yhteistä eri ennusteilla on sateiden voimakas painottuminen talvikaudelle. Kanadan Quebecissä sademäärän kasvuksi on ennustettu 20 % vuoteen 2020 mennessä ja 55 % vuoteen 2080 mennessä. Vertailluista malleista osassa havaitaan jopa kesäsateiden pienenemistä. Eniten sateita odotetaan talvikaudelle (Minville et al. 2008: 76). Kasvavat sademäärät voimistavat myös mutavyöryjen ja maanvieremien uhkaa (Ford et al. 2004: 395).

Ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden kasvun myötä paikalliset talvet muuttuvat leudommiksi, ja sademäärät kasvavat (Jóhannesson et al. 1995: 193). Sateiden intensiteetti ja toistuvuus kasvavat. Samalla myös yksittäisen sadetapahtuman kesto pitenee (Berggren 2007: 8). Pohjoismailla on mallinnettu rankkojen sateiden toistuvuutta ja Suomen mallinnus perustuu 40 vuoden sadehavaintoaineistoon. Tuloksissa heinä-elokuulle mallinnetut sadesummat osoittautuivat suuremmiksi kuin tähän mennessä havaitut sademaksimit (Alexandersson et al. 2001). Tutkimuksissa on havaittu kesän rankkasateiden voimistuvan enemmän kuin sateiden keskimäärin. Talvella rankkasateet taas voimistuvat vähemmän kuin koko vuoden keskimääräinen kasvu. IPCC:n A2-skenaarion pohjalta vuorokausikohtaisen maksimisademäärän oletetaan kasvavan kesäaikaan 10-15% ja talvella 5-20 %. Finskenhankkeessa sademäärien mallinnettiin kasvavan vuoteen 2050 mennessä 1-28 % vuosien 1961-90 tasosta (Carter 2007: 8-9).

Ilmaston lämmitessä ilmakehän kosteudensitomiskapasiteetti kasvaa (Lenderik & Van Meijgaard 2008). Sateiden kasvu on pohjoisilla alueilla suurinta talvella ja pienintä kasvukaudella (Christensen & Christensen 2007). Tämä nähdään uhkana, sillä Suomessa maatalous nojaa pitkälti sateisiin (Ylhäisi et al. 2010: 1563). Lisäksi tämä tuo ristiriidan, kun Suomen maatalouden tuotannon on ennustettu kasvavan lämpenemisen myötä.

Pohjoisen Atlantin ilmastossa on odotettavissa tiheneviä myrskyjä, joiden oletetaan vaikuttavan myös Suomen sadeolosuhteisiin. Myös Suomessa ilmastonmuutokseen pelätään lisäävän myrskyjen toistumista ja voimakkuutta.

4.3.2 Ilmastonmuutoksen vaikutus virtaamaan

Muutokset veden haihtumisessa ja sateissa alueella vaikuttavat suoraan virtaamaan varsinkin sateisuuden vähenemisen ja ilmaston lämpenemisen myötä (Frederick & Major 1997: 10). Suomessa suuret virtaamat ja tulvatilanteet ovat perinteisesti liittyneet kevään sulamisvesiin, mutta ilmaston lämpenemisen myötä on havaittu myös talvikauden aikaisen sulamiseen liittyviä tulvatapahtumia. Porin alueen tulvamallinnuksessa havaittiin 1/100a toistuvan tulvan riskin kasvavan vuosina 1971-2000 3-20 % ja 1/250a toistuvan tulvan riskin kasvavan 3-22 %, kun muutokset noudattavat A2 ja B2 –skenaarioita (Aihto et al. 2007: 19, 22). Valtakunnantasolla Suomen kesävirtaamien odotetaan heikkenevän. Muutosten taustalla piilee lumipeitteen muutokset, jotka taas johtuvat sademäärän kasvusta ja lämpötilan kohoamisesta (Stein et al. 2007: 46).

Selkeän talven leimaamassa ympäristössä lämpötilan kohoaminen vaikuttaa virtaamoihin merkittävästi. Samalla se vaikuttaisi Suomen järvien pinnantasoon. Eri skenaarioiden välisen ennusteet virtaaman kasvusta ovat -5 %:sta + 21 %:iin vuosina 2049-2060 nykytasoon verrattuna.

Suurimmat virtaamat on ennustettu tapahtuviksi talvella ja alkukevästä, ja niihin nähdään liittyvän myös runsaita sateita (Veijalainen et al. 2010: 3437, 3436-3450).

Ruotsissa ilmastonmuutoksen vaikutuksia kaupunkivirtaamaan on tutkittu 1980-luvulta (Berggren 2007). Pohjoisten alueiden virtaamamuutoksissa on ilmastonmuutoksen myötä havaittavissa yhtenevä trendi vuodenaikojen suhteen. Ennusteiden valossa talvivirtaamat tulevat kasvamaan ja kesävirtaaman heikkenemään (Minville et al 2008: 78). Kanadassa on jo havaittu kevättulvien aikaistumista ja pienempiä kesävirtaamia. Myös talvikaudella on mitattu aikaisempaa suurempia virtaamia (Whitfield & Cannon 2000). Samansuuntaisia tuloksia on saatu Ruotsin SWECLIM-hankkeessa, jossa ennustetaan pieneneviä kevättulvia ja pieniä kesävirtaamia erityisesti Etelä-Ruotsiin. Syksyn ja talven virtaamien odotetaan kasvavan ja pohjoisessa myös vuosivirtaama kasvanee (Andréasson et al 2004: 233).

Islannissa hydrologiaan vaikuttaa myös ilmastonmuutoksen tuomat muutokset tuuliin. Ennusteen mukaan virtaamat ovat vuosina 2071-2100 lähes 25 % suurempia kuin vuosina 1961-1990. Virtaaman kasvusta 90 % aiheutuu jäätiköiden sulamisesta. (Jónsdóttir 2007: 21, 29)

Ilmastonmuutoksen oletetaan muuttavan tulvien toistumistiheyttä, mikä tuo haasteita infrastruktuurillemme, joka on kehitetty palvelemaan aluetta harvemmalla tulvatoistumisella. Lisäksi kaupunkialueiden valuma-alueet ovat usein pienialaisia ja niiden veden poisjohtamisverkosto on tehokas (Rosenberg et al. 2010: 319, 331). Ruotsissa tulvariskiä on tutkittu Vänernin, Vätternin ja Mälarenin valuma-alueilla ja havaittu tulvariskin kasvavan tarkastellusta aikajaksosta riippumatta. Suurimpien järvien kohdalla myös hazardit ovat suurimpia (Bergström et al 2007: 67).

Luonnonvesien riittävyttä säätelee sekä kvantitatiiviset että kvalitatiiviset tekijät, kuten vuosittaiset vaihtelut ilmastossa (Cohen 2007: 101). Laaja-alainen kuivuus on Suomessa harvinainen ongelma, vuosien 2002-2003 poikkeukselliset kuivuudet kuitenkin herättivät pohtimaan mahdollisia tulevia ääriolosuhteita. Tuolloin vesipulan takia sähkön hinta nousi ja vettä jouduttiin kuljettamaan haja-asutusalueille. Kuivuus heikensi puustoa ja kasvillisuuden vastustuskykyä, joka edesauttoi kasvien altistumista tuholaisille, sairauksille, roudalle ja hallalle. Savikoilla rakennusten perustukset vahingoittuivat ja maataloudessa kastelutarve kasvatti kustannuksia. Nopean muutoksen myötä järvet jäättyivät talvella 2002 nopeasti, jolloin lämmin vesi jäi jään alla vähähappiseksi. Matalissa ja rehevissä järvissä tavattiin kalakuolemia. Virtaaman lasku heikensi jokivesien laatua (Silander & Järvinen 2004: 5-6, 21, 24, 30).

4.3.3 Ilmaston lämpeneminen

Suomessa kuluva vuosikymmen on 21 mallin pohjalta arvioituna 95 % todennäköisyydellä lämpimämpi kuin vuodet 1971-2000 keskimäärin olivat (Räisänen & Ruokolainen 2006). Tuloksissa lämpimien ja hyvin lämpimien kuukausien ja vuosien ennustetaan yleistyvän kylmien ajanjaksojen kustannuksella. Vuoden 2050 aikaan vain 7 % kuukausista ja 0,5 % vuosista ennustetaan olevan kylmempiä kuin vertailujaksolla 1971-2000. Samalla hyvin kylmien kuukausien esiintymistodennäköisyys on vain 0.5 % ja kylmien vuosien 0 % (Räisänen & Ruokolainen 2008: 582-583). Ilmaston lämpenemisen on ennustettu olevan suurinta manneralueilla ja erityisesti pohjoisilla alueilla (Bates et al. 2008: 24).

Kanadan Quebecin varsin luonnontilaisille valuma-alueille ennustettiin 1-4 °C kasvua vuoteen 2020 ja 4-14 °C vuoteen 2080 mennessä. Muutokset olisivat suurimpia talviaikaan ja pienimpiä kesällä (Minville et al. 2008: 75). Ruotsin SWECLIM-hankkeen ennusteessa lämpötilojen ennustetaan kasvava 2.5-6.4 °C vuosisadassa (Andréasson et al. 2004: 232). Islannissa lämpötilojen oletetaan nousevan voimakkaimmin keväällä ja syksyllä, keskimäärin 2,8 °C (Rögnvaldsson & Ólafsson 2006, cit. Jónsdóttir 2007: 9).

Suomessa vuoden 2050 lämpötilojen on arvioitu olevan +1.8-5.2 °C vuosien 1961-90-normaalijakson arvoista (Carter 2007: 8). 160 vuoden ilmastodataan pohjautuvassa tutkimuksessa havaittiin, vuosina 1909-2008 Suomen keskilämpötila nousi noin 0.93 °C (Taulukko 7). Voimakkainta lämpeneminen oli aineiston pohjalta keväällä. Sekä viimeisten viidenkymmenen että viimeisten kolmenkymmenen vuoden tarkastelujaksolla lämpeneminen oli voimakkaimmalla talvella. Talvien lämpötiloissa havaittiin selvää kausittaista vaihtelua, mikä näkyy myös normaalijaksoissa. Tuloksista voidaan päätellä talvikauden lämpötilan voimistuneen 1900-luvun aikana merkittävästi (Tietäväinen et al. 2010: 2247-2255).

Taulukko 7. Vuosien 1847-2008 Suomen ilmastoaineiston pohjalta havaitut vuodenaikaiset lämpenemiset (Kevät=maalis-touko; kesä=kesä-elo; syksy=syys-marras, talvi=joulu-helmi) (Tietäväinen et al. 2010:2255, muokattu).

	1909-2008		1959-2008		1979-2008	
	koko jakso	vuosikymmen	koko jakso	vuosikymmen	koko jakso	vuosikymmen
Koko vuosi	0.93 ± 0.72	0.09 ± 0.07	1.52 ± 0.96	0.30 ± 0.19	2.05 ± 1.07	0.68 ± 0.36
Kevät	1.59 ± 0.98	0.16 ± 0.10	1.46 ± 1.19	0.29 ± 0.24	0.78 ± 1.59	0.26 ± 0.53
Kesä	0.69 ± 0.70	0.07 ± 0.07	0.63 ± 1.03	0.13 ± 0.21	1.26 ± 1.21	0.42 ± 0.40
Syksy	0.39 ± 0.99	0.04 ± 0.10	0.79 ± 1.40	0.16 ± 0.28	1.55 ± 1.67	0.52 ± 0.56
Talvi	0.97 ± 1.87	0.10 ± 0.19	3.47 ± 2.78	0.69 ± 0.56	4.28 ± 3.44	1.43 ± 1.15

Lämpenemisen myötä hydrologiassa on ennustettu pintavesien lämpenemistä, pH-arvon kasvua ja liukoisen hapen hupenemista (Bates et al. 2008). Kaikkein herkimpiä vesistöjä ilmastonmuutokselle ovat matalat järvet (Malmaeus et al. 2006). Yksi ilmaston lämpenemiseen suoraan reagoiva tekijä on jääpeite, joka lämpenemisen myötä muodostuu yhä myöhemmin syksyllä ja vastaavasti sulaa yhä aikaisemmin keväällä. Toisaalta kausittaisia vaihteluita on todennäköisesti odotettavissa eikä ennusteita voida pitää täysin varmoina (Johnson & Stefan 2006).

Ilmastonmuutos on itseään ruokkiva ilmiö. Jäätiköiden sulaessa niiden sijoille paljastuu tummempia pintoja, jotka absorboivat enemmän lämpöä ja lisäävät näin Maapallon lämpenemistä. Tämä lämpeneminen todennäköisesti lisää kasvihuonekaasujen mobilisoitumista maaperästä, kasvilisuudesta ja meristä (Corell 2006: 150). Lisäksi korkeammat lämpötilat johtavat lumipeitteen hupenemiseen (Kellomäki & Väisänen 1996).

4.3.4 Vuodenaikojen muutokset

Simulaatiotutkimuksissa on havaittu vuodenaikaismuutoksia varsinkin pohjoisilla, nykyään selvien vuodenaikojen alueilla. Ruotsissa on tutkittu kevättulvan heikentyvän ja sulamisen kehittyvän useammassa jaksossa tapahtuvaksi, jolloin myös talvikauden virtaamat todennäköisesti kasvavat. Etelä-Ruotsissa alivirtaamien oletetaan heikkenevän, tulvien toistumistodennäköisyyden pienentyvän ja arktisilla alueilla tulvien odotetaan siirtyvän kevästä muille vuodenaajoille (Bergström et al. 2001: 107-109; Andréasson et al. 2004: 231). Talven merkittävimpiin muutoksiin lukeutuu pakkaskauden lyheneminen ja lumen sulamisen aikaistuminen (Minville et al. 2008: 76).

Mallinnetun pohjoisten alueiden lämpenemisen myötä Suomen terminen talvi lyhenee ja kesäkausi pitenee. Malleissa kevät ja kesä alkavat tulevaisuudessa aikaisemmin ja vastaavasti syksyn ja talven alkaminen viivästyvät. Suomen lounaisrannikolla, missä terminen talvi on jo nyt lyhyt, sen oletetaan katoavan 2030-luvulla. Tämän jälkeen alueella siirrytään ilmastollisesti termisestä syksystä kylmimmän päivän kautta suoraan termiseen kevääseen. Etelä-Suomessa syksy taas venyy talven kustannuksella (Ruosteenoja et al. 2011: 1476-1477).

Suomen talven kannalta tärkeä tekijä on lumipeite. Se kasvattaa maanpinnan albedoa ja toimii lämmöneristeenä ja kausittaisena vesivarastona. Räisänen (2007: 307-308, 317-318) tutki Suomen lumipeitteen kehittymistä ilmastonmuutoksen myötä ja havaitsi lämpenemisen tuovan talvikauden sateet enenevissä määrin vetenä ja samalla talven aikainen sulaminen voimistuu. Toisaalta sateiden voimistuminen toimii myös vastavoimana lumipeitteen ohenemiselle sulamisen kautta. Selkeä viesti tuloksissa on kuitenkin lumikauden lyheneminen.

4.4 Ilmastonmuutoksen merkitys ympäristölle

Pohjoisilla alueilla ilmastonmuutokseen voi liittyä vesivoimapotentiaalın kasvua (Bergström et al 2001: 102; Carter 2007: 24; Minville 2009a; Minville 2009b; Veijalainen et al. 2010: 3454), muutoin käyttöveden sijaan uhkat liittyvät tulviin ja aluesuunnitteluun (Bergström et al. 2001: 102). Islannissa vesivoima on jo nyt pääasiallinen energialähde, jatkossa saarivaltiossa ilmastonmuutoksen odotetaan vaikuttavan veden varastointiin jäätiköissä ja tätä kautta myös virtaamien kasvuun. Monien jäätiköiden on ennustettu katoavan seuraavan 100-200 vuoden aikana (Aðalgeirsdóttir et al. 2006; Jóhannesson et al. 2006; Jónsdóttir 2007: 1).

Ilmastonmuutoksen on ennustettu vaikuttavan Suomen hydrologiaan merkittävästi. Lämpötilan odotetaan kasvavan 3-7 °C ja sateen 13-26 % 2080-luvulle mennessä (IPCC 2007; Ruosteenoja & Jylhä 2007; Veijalainen et al. 2010). Lämpenevän ilmaston myötä pinta- ja pohjavesissä on enemmän ravinteita, ja nitrifikaatioprosessit korreloivat positiivisesti lämpötilan kohoamisen kanssa (Delpla et al. 2009: 1228). Lumipeitteen puuttuminen johtaa maan pidempiaikaiseen jäätymiseen (Eckersten et al. 2001: 221, 229).

Muutosten ja kiihtyvien ääri-ilmiöiden myötä biodiversiteetin on ennustettu köyhtyvän globaalilla tasolla. Vuoteen 2100 asti voimakkain biodiversiteetin uhka on kuitenkin maankäytön muutos, ilmastonmuutos vasta toiseksi merkittävin (Sala et al. 2000: 1771). Kuitenkin jo kuluneen kolmenkymmenen vuoden aikana on voitu todistaa ilmastonmuutoksesta aiheutuneita eliölajien habitaattimuutoksia ja sukupuuttoja. Suurimmat uhkat kumpuavat kuitenkin uhkatekijöiden yhteisvaikutuksesta. Ympäristön elinvoimaisuuden kannalta olisi tärkeää pyrkiä kohti esiteollisen ajan ilmastoja ja kasvihuonekaasupäästöjen minimointia (Thomas et al. 2004: 145-147).

Taloudellisten vaikutusten ja kustannusten kohdalla arvioituja muutoksia tärkeämmäksi tekijäksi on osoittautunut muutokseen liittyvä epävakauden ulottuvuus (Carter 2007: 25). Lämpenevä ilmasto ja mahdolliset kuivuusjaksot kasvattavat vedenkulutusta (Frederick et al. 1997: 16; Herrington 1996).

5. EKOSYSTEEMIPALVELUT

Ekosysteemipalveluksi katsotaan materiaallinen tai immateriaalinen hyöty, jota ihminen saa tuloksena ekosysteemien monimuotoisesta rakenteesta ja toiminnasta. Palvelut voivat luoda joko suoraa tai epäsuoraa hyötyä ihmiselle luoden kuitenkin perustan inhimilliselle hyvinvoinnille (Saarela & Söderman 2008: 8, 11), jolloin ihmisen hyvinvointi nähdään riippuvaiseksi ympäristön ekosysteemipalveluista. Luonnon monimuotoisuuden arvo muodostuu sen merkityksestä ekosysteemipalveluiden tuottajana, jolloin biodiversiteetin arvon ihmiselle voidaan nähdä olevan epäsuora, mutta korkea

(Matero et al. 2003; Saarela & Söderman 2008: 19). Näiden palvelujen kautta ihminen arvostaa ja hyödyntää biologista monimuotoisuutta (Saarela & Söderman 2008: 11).

Ekosysteemipalveluilla ei ole markkinahintaa, mutta niiden korvaamisen tiedetään tulevan huomattavan kalliiksi (mm. deGroot et al. 2002; Matero et al. 2003; OECD 2004). Käsitettä käytetään nykyään enenevässä määrin ympäristön ja luonnonsuojelussa sekä luonnonvarojen käytön tutkimuksissa (MEA 2005; Naskali et al. 2006). Käsitteen suosion kasvua on selitetty muun muassa sillä, ettei perinteiset näkemykset luonnon suojelemiseksi sen itseisarvon vuoksi johtaneet riittävän tehokkaisiin ratkaisuihin (Armsworth 2007).

Yksinkertaisimmillaan ekosysteemipalvelut voidaan jakaa tuotanto-, sääntely- ja kulttuuripalveluihin. Tuotantopalvelut ovat materiaalisia hyödykkeitä, kuten ravintoa, puutavaraa, geenivarat ja puhdas vesi. Sääntelypalvelut ovat tuotteita, jotka sääntelevät esimerkiksi ilmanlaatua ja ilmastoa, hydrologisia ja biokemiallisia kiertoja sekä maan prosesseja. Näiden nähdään olevan edellytyksenä muille ekosysteemipalveluille. Lisäksi ekosysteemipalvelut ovat hyvin riippuvaisia toisistaan (Saarela & Söderman 2008: 12-13, 18).

5.1 Ekosysteemipalvelut ja urbanisaatio

Maankäytön muutokset ja urbanisaatio ovat yksi suurimmista ekosysteemipalveluiden uhkista. Intensiiviset maankäytön muutokset aiheuttavat usein ennalta arvaamattomia muutoksia alueen maisemarakenteessa, ekosysteemeissä sekä monissa kulttuurisissa, taloudellisissa ja sosiaalisissa tekijöissä (McDonnell & Pickett 1990). Muutosten myötä luonnontilaisten habitaattien osuus pienenee ja viheralueet pirstaloituvat. Vaikka väitetään, että kaupunkiseuduilla on monipuoliset ekosysteemipalvelut, on näistä verrattain vähän tutkimustietoa, jolloin alueiden maankäytön suunnittelussa ja hoitotoimissa joudutaan nojaamaan puutteellisiin tietoihin. Ilman riittävää tutkimuspohjaista tietoa sorrutaan ekosysteemipalveluiden määrälliseen ja laadulliseen aliarviointiin (Kremen & Ostfield 2005). Kaupunkialueiden ekosysteemipalveluista tuotantopalveluja ovat esimerkiksi makea käyttövesi ja ravinto; sääntelypalveluita hiilen sitominen, ilmansaasteiden puhdistaminen ja sadeveden imeytyminen, ja kulttuuripalveluja esimerkiksi kaupunkilaisten virkistäytyminen sekä psykofyysiset edut (Saarela & Söderman 2008: 17).

Ilmastonmuutokset odotetaan vaikuttavan lokaalisti veden määrään ja virtausten voimakkuuteen (Vörösmarty et al. 2005). Samalla muutokset vaikuttavat myös vesiekosysteemin lajistoon, kuten selkärangattomiin, sammakkoeläimiin ja kaloihin (Saarela & Söderman 2008: 25). Ilmastonmuutoksen myötä virtaamien ajallinen vaihtelu korostuu ja vesi kuljettaa vastaanottavaan vesistöön häiriötekijöitä, kuten haitta-aineita ja lämpöä.

Tässä tutkimuksessa ekosysteemipalvelu on valuma-alueen kyky pidättää hulevettä ja näin tasata virtaamia. Vesi on ekosysteemipalveluteemana tärkeä, sillä ihminen on riippuvainen ma-keasta ja puhtaasta vedestä. Ihmiskasutus on jo kauan keskittynyt lähelle vettä (Saarela & Söderman 2008: 25). Hydrologisiin ekosysteemipalveluihin nähdään vaikuttavan lähes kaikki ekosysteemit (Brauman et al. 2007), ja samalla ekosysteemit ovat riippuvaisia vedestä. Lisäksi puhdas vesi valuma-alueella mahdollistaa alueen virkistyskäytön ja lajihabitaattien monipuolisuuden (Brauman et al 2007).

Ihmistoiminnan myötä vesiekosysteemit ovat kokeneet valtavasti muutoksia (Malmqvist & Rundle 2002: 134). Oheiseen taulukkoon 8 on koottu vesiekosysteemissä tavattuja muutoksia ja niiden aiheuttajia sekä vaikutuksia. Pääasiallisiksi muutoksenaiheuttajiksi vesiekosysteemeissä nähdään urbanisaatio, teollisuus, maankäytön muutokset sekä ihmisten vedenkäyttö (Malmqvist & Rundle 2002: 137). Puhtaan veden riittävyttä tulevaisuudessa on mahdotonta arvioida, sillä sen tarjonnan ja kulutuksen maantieteellinen luonne muuttuu nopeasti. Vaikka ilmastonmuutos on paljon tutkittu ja kirjoitettu teema, ei ihmistoiminnan suoria vaikutuksia veden tarjontaan ole paljoa tutkittu (Vörösmarty et al. 2000: 280). Vörösmarty et al. (2000: 284-285, 287) tutkivat globaalisti väestön vesihaavoittuvuutta ja tulevaisuutta eri alueilla. Tulosten valossa kolmasosa populaatiosta elää tällä hetkellä vesihaavoittuvaisena (tarjonnan ja kysynnän suhde yli 0.2) ja noin 450 miljoonaa ihmistä joutuu elämään vakavan vesikriisin parissa (suhdeluku yli 0.4). Tulevaisuudessa tilanne pakottaa suuriin kustannuksiin ja uuden teknologian kehittämiseen.

Taulukko 8. Vesiekosysteemien suurimmat muutokset, niiden aiheuttajat ja vaikutukset ekosysteemiin (Malmqvist & Rundle 2002: 136, muokattu).

Laaja tekijä	Alaluokka	Arvioidut aiheuttajat	Abioottiset muutokset	Bioottiset vaikutukset
Ekosysteemin heikkeneminen		Urbanisaatio ja maatalouden laajeneminen, vedenotto	Täydellinen ekosysteemin heikkeneminen	Lajien ja populaatioiden kuolema
Habitattien muutokset	Hydrologia	padot, kanavat, vedenkäyttö, metsähakkuut, vedensiirtojärjestelmät	Luonnolliset jaksottaisuuden katoaminen, kuivuuden uhka, ylä- ja alajuoksun yhteyden uhkat	Habitattiuhat, heikentynyt levinneisyys
	Siltaatio	metsähakkuut, maatalouden kehitys	Kasvualustan yksipuolistuminen	Muuttuvat habitattiolosuhteet
	Jokivesistöjen muutokset	urbanisaatio, maatalouden kehitys	Energiapäästöt (org. aines, valo), vesistöhabitattien yksipuolisuus	Muutokset ravintoketjussa ja habitattiolosuhteissa
Veden kemia	Happamoituminen	Teollisuuden päästöt (SO ₂ , Nox), pakokaasut (Nox)	Alhaisempi pH, kasvanut Al ³⁺	Suorat fysiologiset vaikutukset, epäsuorat vaikutukset (ravintoketju)
	Ravinteet	Maatalous, hakkuut, teollisuus, viemärointi, ilmaperäiset päästöt (Nox)	Kasvavat N ja P -pitoisuudet	Kiihtyvä primaarituotanto, leväkukinnot
	Toksiset metallit	Kaivokset, teollisuudet kaasupäästöt, maantäyttö	Monet raskasmetallit (Cu, Hg, Zn, Al, Pb, Cd etc.)	Suorat fysiologiset ja toksiset vaikutukset
	Orgaaniset myrkyt	Teollisuus, maanmuokkaus, jätteenpolttot, maatalous	PCB, orgaaniset torjunta-aineet (esim. DDT)	Toksiset vaikutukset
	Orgaaniset haitta-aineet	urbanisaatio, viemärointi, maatalous	Heikentynyt O ₂ , kasvavat kiintoainekuormat	Heikentyneet habitattimahdollisuudet
	Hormonihäiritsijät	teollisuus, maatalous, jätteenpolttot	Orgaaniset halogeeniyhdisteet (duoksiini, furaanit, PCB etc.), torjunta-aineet (DDT etc.), lääkeaineet (estrogeeni)	Hormonihäiriöt
Lajien häviäminen ja muutokset		Kalastus, vesiviljely, urheilukalastus, puutarhanhoito	Leviävät lajit	Kiihtyvä/heikkenevä kilpailu, muutokset ekosysteemien toiminnassa

5.2 Hulevesiratkaisut ekosysteemipalveluiden vahvistajana

Urbanisaatio on uhka monille luonnonhabitaateille. Silti urbaaniluonnon tutkimus on jäänyt vähäiseksi, sillä sen tutkimusta ei ole nähty yhtä tärkeänä kuin ei-urbaanin luonnon (Niemelä 1999: 120-122). Esimerkiksi hulevesien määrän ja laadun kontekstissa pyrkimys on päästä mahdollisimman luonnonmukaiseen vesihuoltoon ja samalla parantaa veden laatua ja luonnollistaa alueen hydrologiaa (mm. Åstebøl et al. 2004: 239; Semadeni-Davies et al. 2008b: 115). Maankäytön tehostuminen tapahtuu usein viheralueiden kustannuksella, joka altistaa alueen lämpenemiselle ja ilmastokosteuden laskulle (Berndtsson 2010: 351). Nykypäivänä ilmastonmuutos ja sadannan ennustettu kasvu kasvattavat painetta kehittää hulevesihuoltoa (Semadeni-Davies 2008b: 115). Hulevesiratkaisujen ja kestävä vesihuollon kehittäminen on helpointa suunnitella ja toteuttaa rakentamisen yhtey-

dessä, mutta yleensä ongelmat havaitaan parhaiten jo rakennetuilla alueilla, joilla ympäristö sanelee vesihuollon kehittämisen mahdollisuuksia. Urbaanialueilla maankäyttö on kuitenkin tehokasta ja maa-alan riittävyys hulevesiratkaisuille on ongelmallista. Vedelle olisi löydettävä tilaa myös kaupunkialueilla (Jones & Macdonald 2007: 543).

Hulevesihuollossa tulisi pyrkiä luonnonmukaisempiin LID-alueisiin (low impact development). Hyväksi havaittuja innovaatioita pintavesien hoitoon on esimerkiksi bioretentio, klusteriasutus, viherojat sekä yleinen tietoisuuden lisääminen alueen toimijoiden keskuudessa (Bedan & Clausen 2009: 998). Kaupunkialueilla pintavesiä olisi tärkeää pyrkiä imeyttämään edes pieniä määriä. Varsinkin ensihuuhtouman pidättäminen valuma-alueella olisi vastaanottavan vesistön tilan kannalta tärkeää (Ferguson 1998). Retentio- eli viivytyksaltaiden avulla hulevettä kyetään pidättämään valuma-alueella ja samalla altaat mahdollistavat vesien tehokkaamman suodattumisen maaperään tai haihtumisen ilmakehään. Koska liikennealueet ovat yksi merkittävimmistä vedenlaatutekijöistä, tulisi pysäköintialueille järjestää myös läpäiseviä pintoja ja ratkaisuja, joilla vettä voisi pidättää alueella ennen sen poisvirtaamista (Livingston & McCannon 1992: 38, 55).

Maankäytön suunnittelussa on luonnonmukaisen ja intensiivisen maankäytön välillä usein ristiriitoja. Kumpaakin voidaan perustella tehokkuuden ja ekologisuuden keinoin, sillä intensiivinen maankäyttö vähentää matkustamisen tarvetta ja helpottaa infrastruktuuria, mutta luo heikommin mahdollisuuksia hulevesien luonnonmukaiseen huoltoon.

Valuma-alueelle perustettavien viivytyksaltaiden tarkoitus on varastoida pintavirtaaman vesiä tilapäisesti ja palvella näin koko valuma-alueen virtaamaolosuhteita. Altaat pyrkivät heikentämään virtaamapiikkiä ja pienentää virtaamaa uomastolle sopivaksi. Haitta-ainekuormien hillitsemisen kannalta vesien olisi hyvä viipyä altaassa ainakin 24-48 tuntia, jotta liukoisetkin aineet ehtisivät akkumuloitua altaaseen. Samalla vedenlaatua kyetään parantamaan ainakin ravinteiden, happea kuluttavan orgaanisen aineen ja bakteerien osalta (Ellis et al. 2004: 30-31). Viivytyksaltaita on krisoitu siitä, ettei näin lyhyillä viivytyksajoilla kyetä luotettavasti parantamaan virtavesien laatua. Toisaalta niitä on myös kehitetty, sillä hulevesihuolto tarvitsee vapaaehtoisuuteen perustuvia ratkaisuja.

Myös kosteikkojen on tutkimuksissa todettu vaikuttavan vedenlaatuun positiivisesti pidättäen vedestä sekä ravinteita että metalleja (Maltby 1986 cit. Kotola & Nurminen 2003a: 24). Jos ilmastonmuutos kasvattaa sateiden intensiteettiä, on valuma-alueiden alaosien viivytyksaltailla suuri merkitys akuutin virtaaman hillitsemiselle. Intensiivinen maankäyttö ja ilmastonmuutos yhdessä kasvattavat ensihuuhtouman merkitystä pohjoisilla urbaanialueilla (Semadeni-Davies 2008b: 121-122). Pohjoisilla alueilla talvikausi heikentää viivytyksaltaiden käyttöä, kun altaan jääpeite, kylmä vesi ja tiesuolan käyttö muuttavat altaan kykyä varastoida vettä ja muuttaa veden koostumusta biologisten prosessien hidastuessa. Myös alueille tyypillinen kevään sulamiskausi hankaloittaa altaiden käyttöä (Semadeni-Davies 2006: 165).

Pohjoisilla alueilla viivytsaltaiden käyttö hulevesihuollossa on haasteellista. Talvikaudella altaan pinnalle kehittyvä jääpeite muuttaa sedimentin akkumuloitumista, happiolosuhteita sekä haitta-aineiden mobilisoitumista pohjan sedimenteistä. Samalla altaan kapasiteetti varastoida vettä pienenee. Tämä on ongelma tehokkaan maankäytön alueilla, missä virtaamaa esiintyy myös talvikaudella. Altaan vedessä muodostuu talvella kemiallista ja lämpökerrostuneisuutta, mikä muuttaa altaan toimintaa (Semadeni-Davies 2006: 168-169). Liukoinen kloridi on viivytsaltaissa ongelmallinen, sillä valtaosa veden liukoisen kloridin kuormasta poisvirtaa altaasta ja valumaa-alueelta vastaanottavaan vesistöön. Yhteenvetona voidaan todeta, että pohjoisilla alueilla viivytsaltaiden toimivuuteen vaikuttaa sekä jääpeite että suolan käyttö alueella. Kevään sulamisen yhteydessä viivytsaltaiden puhdistusteho putoaa noin puolella, esimerkiksi lyijyllä 79 %:sta 42 %iin ja sinkillä 81 %:sta 48 %:iin. Kesäaikaan viivytsaltaiden potentiaali vedenlaadun parantamiseen on kuitenkin korkeampi, esimerkiksi lyijystä, kadmiumista ja sinkistä on viivytyksen avulla kyetty pidättämään noin 80 % kokonaiskuormasta (Semadeni-Davies 2006: 172, 180-181).

Tällaisia veden valuma-alueelle pidättämisen ratkaisuja suunniteltaessa on tunnettava valuma-alueen maankäyttö ja sen läpäisemättömyyskerroin (%IMP), joka kuvastaa valuma-alueen läpäisemättömän maa-alan osuutta koko alueen alasta (Ellis et al. 2004: 72). Meierdicks et al. (2010: 942) havaitsivat tutkimuksessaan hyvän hulevesihuollon valuma-aluekohtaisena ratkaisuna. Tuloksissa kävi ilmi, miten läpäisemättömän pinnan valuma-alueilla virtaama kyettiin saamaan pienemmäksi kuin alueella, jolla läpäisevää pintaa oli enemmän, mutta myös uomasto oli tiheämpi ja viivytsaluetta vähemmän kuin ensin mainitulla alueella.

Yksi Suomessa vielä uusi innovaatio hulevesiin on viherkatot, joiden kehitetään kykenevän palvelemaan monenlaisissa urbanisaation ja tehokkaan maankäytön aiheuttamissa ongelmissa. Ne voivat heikentää kaupungin lämpösaarekeilmiötä ja tuoda kaupunkiin uudenlaista viihtyisyyttä, mutta niiden suurin hyöty nähdään hulevesien yhteydessä. Hulevesien kannalta viherkatot pidättävät vettä tasaten ja pienentäen poisvirtaamaa alueelta, ja ne myös sitovat hulevesissä tavattavia haitta-aineita. Mitä pienempi sadetapahtuma, sitä suurempi osa siitä sitoutuu viherkattopintaan (Berndtsson 2010: 351). Esimerkiksi Carter & Rasmussenin (2006) tutkimuksessa alle 25 mm sateesta 88 % pidättäytyi viherpintaan, mutta yli 76 mm sateesta enää 48 % kyettiin imeyttämään. Ruotsissa järjestetyssä simulaatiotutkimuksessa havaittiin viherkattojen pidättävän ensihuuhtoumaa ja pienentävän virtaamapiikkiä, mutta viherpinnoilta huuhtoutui vesien mukana ravinteita ja haitta-aineita hulevesiin (Berndtsson et al. 2006: 61).

Viherkaton tehokkuuteen vaikuttaa merkittävästi valittu lajisto, mutta sammalien on todettu toimivan viherkatoissa hyvin, sillä ne menestyvät niukoissa ja karuissa olosuhteissa, levittäytyvät nopeasti ja pärjäävät niukalla ravinne- ja vesimäärällä. Ne myös kestävät suoraa auringonpaistetta ja pystyvät pidättämään suuria vesimääriä (Bengtsson et al 2005: 259; Andersson et al 2010a: 320-

321). Eri viherkattokasvilajeille suoritetuissa simulaatiokokeissa havaittiin, että sammallajit pidättävät jopa 23 % enemmän vettä kuin perinteiset suonikasvit. Hulevesien kannalta olisi tehokasta yhdistää kesällä aktiivinen suonikasvi ja talvellakin aktiivinen sammal (Dunnet et al. 2008: 393). Suomen olosuhteissa tulisi kuitenkin ratkaista lumipeitteen ja lumenpudotuksen tuomat haasteet viherkatoille. Ilmaston ja pitkän talven sanelemat olosuhteet eivät mahdollista viherkattojen ympärivuotista käyttöä. Lisäksi tulisi tutkia viherkatoilta hulevesien mukana poishuuhtoutuvaa kuormitusta. Viherkatto menettää ajan kanssa massaansa ja siihen akkumuloituu kemiallista ja orgaanista materiaalia. Ne ovat tehokkaita sitomaan hulevesien kannalta haitallisia raskasmetalleja (mm. Steusloff 1998, Berndtsson et al. 2009: 378-379). Myös viherkatossa käytetyt materiaalit vaikuttavat vedenlaatuun, esimerkkinä LDPE-muovista huuhtoutuu vesiin toksisia aineita (Bianchini & Hewage 2012: 63).

Suomessa kosteina kesinä viherkaton täytyisi ehtiä kuivua sateiden välissä, jotta se palvelisi tarkoitustaan. Bengtsson (2005: 269) havaitsi viherpintojen ehkäisevän pienempien sadetapah- tumien yhteydessä poisvirtaaman jopa kokonaan. On mietittävä, voiko viherkatoista aiheutua kasva- van kuivuuden myös vahinkoa valuma-alueen vastaanottavalle purolle.

Kaupunkipurojen vedenlaatuun pyritään puuttumaan valuma-alueelähtöisesti. Valuma- alueen virtavedet pyritään ohjaamaan päällystetyiltä pinnoilta sinne, missä niillä on mahdollisuus imeytyä ja suodattua maaperään, jopa tehostaa alueen pohjaveden muodostumista. Kaupungistumi- sen ja maankäytön muutoksia tutkittaessa on huomioitava paitsi päällystettyjen pintojen osuus, myös niiden väliset yhteydet. Laajat yhtenäiset alueet huuhtovat veden pois alueelta tehokkaimmin (Holman-Dodds et al. 2003: 205). Tavallisin hulevesien hallinnan menetelmä (BMP) on lammikot ja kosteikot (Jacob & Lopez 2009: 688). Väljän maankäytön alueella hulevesihuollossa voidaan soveltaa läpäiseviä päällysteitä ja erilaisia viivytyksaltaita kun intensiivisimmän maankäytön alueelta, kuten kaupunkikeskustoissa hulevesien hallinnassa voitaisiin käyttää viherkattoja ja epäpuhtaiden kaupun- kivesien suodattamisratkaisuja.

Kaupunkialueiden maankäyttö ja ihmistoiminta pakottaa siirtämään veden luonnollisia uomia ja muokkaamaan niitä esimerkiksi suoristaen, oikoen ja leventäen. Kaupunkipurot nähdään urbaanialueiden viherkäytävinä, mutta usein niitä halkovat tiestö, rakennukset ja muut ihmistoiminta (Yli-Pelkonen et al. 2006: 673-674). Urbaanialueiden vedet ovat voimakkaan muutoksen alla, kun maankäytön muutosten rinnalla myös ilmastonmuutos altistaa ne monenlaisille odottamattomillekin muutoksille (Malmqvist & Rundle 2002: 134). Urbanisaatio ja maankäytön tehostuminen ajaa alueen viheralueiden fragmentoitumiseen ja ekosysteemien rakentellisiin ja toiminnallisiin muutoksiin (Yli- Pelkonen & Niemelä 2006: 211, 217).

Vaikka maankäytön muutosten vaikutuksia virtavesiin on vaikeaa jos ei mahdotonta mal- lintaa, olisi muutosten vaikutuksista tärkeää saada tietoa (mm. Nilsson et al 2003: 660). Kaupunki- suunnittelun kannalta ongelmiksi koetaan tiedon sirpaleisuus ja epätäydellisyys sekä ongelmat sen

tulkinnassa ja työkalujen riittämättömyydessä (Yli-Pelkonen & Niemelä 2006: 217). Varsinkin kattopintojen merkitys vedenlaatuun ja määrään tulisi tuntea, sillä ne kattavat urbaanialueiden päällystetyistä pinnoista noin 40-50 % (Stovin 2010: 199).

Suomessa ympäristöministeriön monimuotoisuusraportissa biodiversiteetin hupenemisen vahvimiksi aiheuttajiksi nähdään maankäyttö, ympäristön pilaantuminen sekä ilmastonmuutos. Vaarana on, että ilmastonmuutos vaikuttaa haitallisesti ekosysteemipalveluihin ja biodiversiteettiin (Ympäristöministeriö 2007: 119-121), mikä taas heikentäisi ekosysteemipalveluiden tilaa.

6. KAUPUNKIVESIEN LAATU

Tähänastinen kaupunkihydrologian tutkimus on keskittynyt vahvasti urbanisaation aiheuttamiin uomanmuutoksiin (Booth & Jackson 1997: 1077), mutta varsinkin pitkittäistutkimusta vedenlaadun muutoksista kaivattaisiin (mm. Groffman et al. 2004: 394). Hajakuormitukseen herättiin 1960-70 -lukujen taitteessa, kun ymmärrettiin, ettei kaikkia päästölähteitä kyetty tunnistamaan (Novotny 1995: 1). Viime aikoina tutkimus on painottunut analysoimaan maankäytön ja vedenlaadun suhdetta, sillä hulevesien on nähty olevan kaupunkivesien suurin yksittäinen kuormittaja (Akan 1993: 159; Akan et al. 2003: 268). Tutkimusta leimaavat kuitenkin tietyt puutteet, kuten läpäisemättömän pinnan huono määrittely ja raja-
aus (Booth & Jackson 1997: 1082). Vedenlaadusta voidaan johtaa johtopäätöksiä monen muuttujan perusteella, jolloin muuttujien pohjalta voidaan luoda vedenlaadun indeksi (WQI), minkä avulla voidaan kuvata suurta määrää vedenlaadudataa yhdellä indeksiluvulla (Kannel et al. 2007: 94).

Vedenlaadun tutkimus tarvitsee resursseja, jotta tuloksista voidaan luoda luotettava kokonaiskuva. Fysikaalis-kemiallinen seuranta on haastavaa, sillä yksittäisten näytteiden pohjalta ei voida luoda luotettavaa kokonaiskuvaa vesistön tilasta ja luotettavien tulosten pohjalle tarvitaan ajallisesti laaja tutkimusaineisto. Puroissa muutokset ovat äkkinäisiä ja epäsäännöllisiä, eikä yksittäiset näytteet kuvasta vesistön todellista luonnetta. Yksi vaihtoehto vedenlaadun tarkasteluun on piilevä-tutkimus. Piilevälajisto heijastaa vedenlaatua, mutta tutkimuksen ongelmana on vaatimus kyetä tunnistamaan satoja piilevälajeja näytteistä. Tämän onnistuessa piilevien avulla voidaan kuitenkin luoda luotettava kokonaiskuva vedenlaadusta (Risco & Pellikka 2002: 6, 31).

Suomen ensimmäinen ja toistaiseksi laajin valtakunnallinen hulevesitutkimus suoritettiin vuosina 1977-79, ja samoihin aikoihin samanlaisia valtakunnallisia hulevesitutkimuksia oli käynnissä muuallakin (mm. Schulman 2001: 16). Esimerkiksi Yhdysvalloissa nelivuotistutkimuksen tulosten selkein viesti oli merkittävät raskasmetallipitoisuudet vesissä ja niiden suurempi merkitys ravinnekuormiin verrattuna. Myös liuenneen aineen määrä oli suurempi kuin esimerkiksi jätevedenpuhdistamon poistovesissä. (US Environmental protection agency 1983: 4,6)

Urbanisaation vaikutukset kaupunkivesiin koetaan tärkeäksi teemaksi tutkia, jotta tulevaisuuden aluesuunnittelussa kyettäisiin ottamaan huomioon ihmistoiminnan ympäristövaikutukset. Pohjoismaissa vesistötutkimusta on perusteltu myös vedenlaadun merkityksellä ravinnolle ja elinkeinolle (mm. Jartun & Pettersen 2010: 156). Vesistä tulee tutkia haitta-aineita – sellaisia tekijöitä, jotka joko esiintyvät väärässä paikassa, väärään aikaan tai väärinä määrinä (Metcalf & Derwent 2005: 4).

Vielä 1950-70 –luvulla kaupunkisuunnittelun trendinä oli ohjata mahdollisimman paljon vettä pois valuma-alueelta mahdollisimman nopeasti. Monet menneisyyden virheistä kuormittavat ympäristöä vielä tänäkin päivänä, sillä kaupungistumisen vaikutuksia ympäristölle on vaikeaa ennustaa tai korjata (Booth & Jackson 1997: 1077). Toisaalta pyrkimykset kaupunkivesistöjen suojeluun ovat usein kompastuneet monialaisen asiantuntijuuden puuttumiseen (Booth et al. 2004: 1351) ja epäselvään vastuunjakoon. Kehitys maatalousvaltaisesta urbaaniin maankäyttöön muuttaa aineskuljetuksen luonnetta. Maatalouden voimakkaiden ravinnepäästöjen tilalle urbaanivesiin päätyy kaupungeissa monenlaisia ihmistoiminnasta aiheutuvia haitta-aineita kuten raskasmetalleja. Samalla hajakuormituksen rinnalle tulee selkeitä pistekuormituslähteitä, joihin on myös helpompi puuttua, kun ne on kyetty tunnistamaan (Davies 1995: 53). Kaupunkialueiden vedenlaatua heikentäviä tekijöitä ovat muun muassa ajoneuvoliikenne, erilaisten pintojen korroosio ja abraasio, eläinperäiset jätökset ja katuroska sekä vuodot (Butler & Davies 2004: 110). Korroosion voimakkuuteen vaikuttaa lämpötila, kosteus, ilman suolapitoisuus sekä muut epäpuhtaudet (Melanen 1981: 124). Tuulen mukana hulevesiin voi päätyä haitta-aineita kaukokulkeutena, jolloin vedenlaatu ei heijasta ainoastaan valuma-alueen merkitystä sen laatuun. Ilmaperäisen laskeuman osuus vedenlaadusta voi osoittautua merkittäväksi. Esimerkiksi Ruotsissa on arvioitu, että 20 % orgaanisesta aineesta ja 25 % kokonaisfosforista (Malmqvist 1979, cit. Butler & Davies 2004: 110) ja 46 % kokonaistypestä olisi peräisin ilmalaskeumasta. Kokonaistypen tapauksessa se on suurin yksittäinen lähde (Håkansson 2002, cit. Boesch et al 2006: 52).

Kaupunkipurojen vesissä on paljon haitta-aineita, kuten korkeita ravinnepitoisuuksia, raskasmetalleja ja öljyä, bakteereja ja happea kuluttavaa materiaalia (Johannesson et al. 2003: 424; Butler 2004: 112). Haitallisia alkuaineita on valuma-alueiden maaperässä pieniä määriä myös luontaisesti. Näitä luontaisesti haitallisia alkuaineita joutuu ympäristöön rapautumisen ja kuljetuksen lisäksi globaalisti esimerkiksi tulivuoritoiminnasta. Antropogeenisiä lähteitä ovat esimerkiksi teollisuus, fossiiliset polttoaineet, kuljetus ja varastointi sekä liikenne ja jätteenkäsittely (Salla 1999: 5). Esimerkiksi kivihiilen poltto aiheuttaa ympäristöön paljon kuormitusta, kuten arseenia, kromia, kadmiumia, kuparia, elohopeaa, nikkeliä, lyijyä, tinaa, vanadiinia ja sinkkiä (Alloway 1990; Rimann & Caritat 1998). Suomen metalliteollisuus aiheuttaa arseenin, kadmiumin, kromin, kuparin, lyijyn ja sinkin päästöjä (Melanen et al. 1999).

Vesistä tutkitaan myös niiden kemiallista ja biologista hapenkulutusta, orgaanisen aineksen määrää sekä torjunta-aineita ja erilaisia vaarallisina pidettäviä yhdisteitä (Moore & Moore 1976: 366). Liialliset ravinnekuormat vastaanottavaan vesistöön voivat johtaa voimistuvaan ja hallitsemattomaan kasvuun, happikatoon ja eutrofikaatioon (Bratieres et al. 2008: 3930). Puron heikko tila heikentää myös sen vastaanottavan vesistön laatua (Johannesson et al. 2003: 434). Esimerkiksi Göteborgissa havaittiin, että satamaan purkavan kaupunkipuron uoman sedimentti on huomattavasti kontaminoituneempaa kuin vastaanottavan altaan. Pitoisuudet sedimentissä pienenevät etäisyyden purkupisteeseen kasvaessa (Johannesson et al. 2003: 442). Kaupunkivesissä haitta-aineet ovat usein liukoisessa muodossa, jolloin ne vaikuttavat ympäristön tilaan merkittävimmin (Goonetilleke et al. 2005: 41). Esimerkiksi liukoisessa muodossa olevat kemikaalit voivat reagoida vastaanottavan vesistön ja sen partikkelimuotoisten kemikaalien kanssa herkästi (Lee & Jones-Lee 1999: 15).

Koska uomaan päätyy valuma-alueelta lukuisia kemikaaleja, on yksittäisen kemikaalin merkitystä vesistöön usein vaikeaa analysoida (Allan 2004: 267). Urbanisaation seurauksia kaupunkivesiin tulee tutkia usealla eri spatiaalisella mittakaavatasolla. Allanin (2004: 270) mukaan tekijöiden vaikutuksia alueen vesistöön tulisi tutkia paitsi paikallisesti, esimerkiksi satojen metrien osuudelta, myös laajemmin, kuten yläjuoksulla sekä koko valuma-alueen skaalalla. Eri spatiaalisia tasoja tutkimalla voidaan havaita tietyn alueen merkitys vedenlaadulle. Esimerkiksi uomien sedimenttinäytteissä voidaan havaita selkeitä spatiaalisia trendejä jotka heijastavat alueiden erilaista maankäyttöä (mm. Andersson et al. 2010b: 114). Valuma-alueen vaikutukset kumuloituvat alajuoksulle. Lisäksi tiettyjen alkuaineiden, kuten arseenin, kadmiumin, kuparin, elohopean ja lyijyn tiedetään sitoutuvan maapartikkeleihin tehokkaasti (Salla 1999: 6).

”End-of-pipe”- eli purkupisteen tutkimusta on kritisoitu riittämättömäksi vedenlaatututkimukselle, ja vaihtoehtona tälle on ehdotettu vastaanottavan vedenlaadun tutkimusta (Lee & Jones-Lee 1999: 18). Esimerkiksi järvien tapauksessa vedenlaatua on aina tutkittava altaasta, sillä järveen voi olla useita laskuojia joiden vedenlaatu voi vaihdella suuresti (Lindström & Håkanson 2001: 2). Tämän tutkimuksen kohdalla fokus on kuitenkin nimenomaan valuma-alueen merkityksellä alueelta poistuvan veden laatuun, jolloin purkupisteen vedenlaadun tarkastelu on perusteltua.

Toisaalta tulisi keskittyä myös ajallisiin skaaloihin, sillä vesien muutokset ovat riippuvaisia ajanjaksosta (Chang 2007: 212). Toisinaan syy-seuraussuhteiden löytäminen voi olla mahdotonta. Esimerkiksi Norjan Trondheimin tutkimuksessa havaittiin uomien sedimenteissä selkeää temporaalista ja ajallista vaihtelua, mitä ei kyetty selittämään (Andersson et al. 2010b). Urbaanialueilla hulevesivirtaamat noudattavat paljolti sadetapahtumia korkean valuntakertoimen takia. Ajoittaisten hulevesivirtaamien vaikutukset vastaanottavaan vesistöön ovat muun muassa liukoisen hapen vähentyminen, eutrofikaatio ja toksisuus. Näistä seuraa välillisesti myös esteettisiä sekä terveysongelmia (Butler & Davies 2004: 47).

Valuma-alueen aiheuttamat muutokset kumuloituvat yleensä alajuoksulle, joten eri tasojen tarkastelu on välttämätöntä tällaisten trendien huomaamiseksi (Chang 2008: 3286). Saman toteaa myös Kuusisto-Hjort (2009: 51) väitöskirjassaan, jossa koko valuma-alueen ja yläjuoksun tuloksien vertailu toi ilmi valuma-alueiden osien erilaisuuden uoman tilassa ja yläjuoksun merkityksen koko valuma-alueen tilaan.

6.1 Temporaalinen ja spatiaalinen kattavuus

Veden kemiallista laatua tutkitaan vesinäyttein, jotka kerätään joko tietyin havaintopistein tai valuma-alueen purkupisteeltä. Uomaston varren näytteiden avulla voidaan tutkia yksittäisen tekijän tai alueen vaikutusta vedenlaatuun, kun purkupisteen vedenlaatu kuvaa koko valuma-alueen vedenlaatua.

Luotettavien tulosten saamiseksi tutkimusajanjakson tulisi kattaa eri vuodenaikoja ja monenlaisia olosuhteita. Urbaanialueilla hulevesien suurimmat ainepitoisuudet mitataan kevätaikaan, jolloin lumensulaminen johtaa alueen lumipeitteelle talven aikana akkumuloitunutta ainesta (Helmreich et al. 2010: 995). Toisaalta Kuusisto-Hjort (2009: 63) totesi tutkimuksessaan lumensulamiskauden laskeneen pH-arvoa ja sähkönjohtokykyä mutta kasvattaneen liuenneen hapen määrää ja moninkertaistaneen liuenneen aineksen pitoisuuksia 16.8:sta 51.3 mg/l:aan. Ottaen huomioon sulamiskauden voimakkaat virtaamat voidaan olettaa myös kuormituksen kasvaneen voimakkaasti.

Myös talvitulvat sisältävät huomattavia ainespitoisuuksia. Huleveden pitoisuudet kuvastavat edellisen sateen jälkeen tapahtunutta akkumulaatiota alueelle. Tätä voi kuitenkin häiritä esimerkiksi katujen peseminen. Myös sadeolosuhteet voivat vaihdella jo pienellä alueella voimakkaasti. Tutkimuksellisesti tavoitteena olisikin luoda asetelma, jossa seuranta tuottaa tarvittavaa aineistoa huomioiden alueelliset ja ajalliset vaihtelut toimien samalla luotettavasti ja edullisesti (Viessman & Lewis 2003:28).

Saksan hulevesitutkimuksessa ei havaittu selkeitä eroja sulamiskauden ja sulamiskauden sadetapahtumien välisissä raskasmetallipitoisuuksissa. Esimerkiksi kadmiumin, nikkelin ja lyijyn tapauksissa havaittiin muuten kausittaisia muutoksia (Helmreich et al. 2010: 994).

Vuodenaikaisvaihtelut ovat haasteellisia myös hulevesihuollolle. On haasteellista löytää toimenpiteitä, joiden avulla kyettäisiin parantamaan vesien imeyttämistä ja laatua kaikkina vuodenaikoina ja vaihtuvissa olosuhteissa. Olosuhteiden vaihtelut voivatkin heikentää menetelmien tehoa (Helmreich et al 2010: 991-992). Yksi esimerkki tästä on viherkattojen toimivuus Suomessa lumipeitteen aikaan.

6.2 Ainelähteet yleisesti

Kaupunkivesiä kuormittavat hulevesien mukana valuma-alueelta kulkeutuvat ravinteet, raskasmetallit, bakteerit ja monet myrkyt. Usein päästölähteitä on vaikeaa, jopa mahdotonta selvittää. Ilmaperäinen kuormitus päättyy sateiden mukana hulevesiin. Kaupunkien virtavesien laadun analysointi ja tulosten tarkastelu huomioiden valuma-alueen ja laajemman ympäristön tekijät on vahvasti soveltavaa tutkimusta. Tutkimuksessa on aina tunnettava valuma-alue ja sen luonne.

Perinteisesti vesien kuormitus aiheutuu sekä hajakuormituksesta että pistelähteistä. Hajakuormitus on ongelmallinen, sillä sitä on vaikea mitata ja erottaa luonnollisesta vedenlaadusta. Vedenlaatu käsitteenä kuvastaa veden koostumusta, johon vaikuttaa ympäristötekijöiden ohella myös ihminen (Novotny 1995: 2).

Urbanisaation vaikutuksien tutkimisessa on huomioitava, että yksi tekijä voi samaan aikaan muuttaa vedenlaatua monella tavalla, esimerkiksi rakentaminen aiheuttaa samaan aikaan sekä eroosiota että sedimentaatiota (Brabec e al. 2002: 511). Ihmistoiminta vaikuttaa sedimenttikuormaankin kahdella tavalla: kasvattaa kuormaa hakkuilla, rakentamisella ja ylilaidunnuksella, ja pienentää sitä padoilla, pengerryksillä ja maansuojelulla (Berner & Berner 1996: 181). Valuma-alueella lisääntyvä ihmistoiminta aiheuttaa vesistölle lämpötilan nousemista ja muutoksia biokemiallisissa kieroissa ainakin hapelle ja ravinteille (Chang 2008: 3285).

6.2.1 Ilmaperäinen kuormitus

Ilmaperäinen kuormitus eli partikkelit koostuu monista lähteistä ja prosesseista ilmakehään päätyneestä aineesta, josta tavallisin on mineraalipöly. Ilmaperäinen kuormitus on paikoin merkittävin vesien kuormittaja (Hall & Ellis 1985: 270), jonka lähteet ovat sekä luonnollisia että antropogeenisiä (Metcalf & Derwent 2005: 4). Sateet puhdistavat ilmanlaatua mutta heikentävät kaupunkipurojen laatua ainakin hetkellisesti. Pohjoismaissa ilmanlaadun pm₁₀-pitoisuudet ovat paikoin korkeita johtuen katualueiden hiekoituksesta ja suolauksesta sekä nastarenkaiden käytöstä (Amato et al. 2010: 3071-3072). Norman & Johanssonin (2006) mukaan mekaaninen kadunlakaisu ei juuri vaikuttanut Pohjoismaiden ilmakehän pm₁₀-pitoisuuksiin lyhyellä aikavälillä.

Urbanisaation myötä alueen virtavesien fosfori- ja typpipitoisuudet kasvavat, liuenneen aineksen pitoisuus kohoaa, kemiallinen hapenkulutus lisääntyy ja bakteeripitoisuudet kasvavat (Carle 2005: 693). Sadeveden sisältämät tavallisimmat ionimuotoiset aineet ovat sulfaatti (SO₄), nitraatti (NO₃) ja fosfaatti (PO₄) (Göbel et al 2007: 27). Kaupungistuminen muuttaa kuormituksen luonnetta, ja vaikka ravinnekuormat ovat pääsääntöisesti pienempiä kuin maatalousalueilla, on raskasmetallipitoisuuksissa selkeitä muutoksia (Kuusisto 2002: 57, 63). Kuormituksen taustalla on tutkitusti esimerkiksi

katujätteet, polttoainejäämät sekä ajoneuvojen kuluminen. Puustoisilla alueilla pudonneista lehdistä vapautuu ympäristöön ravinteita ja orgaanista ainetta, joka vaikuttaa vedenlaatuun varsinkin syksyllä. Pudonneiden lehtien siivoaminen kaduilta vaikuttaa huleveden laatuun kuitenkin vain vähän (Allison et al. 1998: 269-272).

Viimeaikaisen tutkimuksen valossa on herätty huomaamaan kattomateriaalien suuri merkitys vedenlaadussa (Carle et al. 2005: 693-694; Coultier et al. 2005; Gilbert & Clausen 2006). Aikaisemmin maatalous kuormitti lähialueitaan valtavilla ravinnepäästöillään, mutta urbanisaation myötä kuormituksen luonne muuttuu ja alueen vesiin päätyy paljon ihmisperäisiä vakavia haitta-aineita. Nyt kaupunkialueiden vesistöistä mitataan kohonneita pitoisuuksia esimerkiksi tupakasta aiheutuvasta nikotiinista, hormonivalmisteiden aiheuttamasta estrogeenista sekä saippua- ja pesuainepäästöjen aiheuttamasta kuormasta (Manahan 2005: 182-183).

Kuusisto-Hjort (2009: 34-35) tutki väitöskirjassaan raskasmetalleja kaupunkiuomien sedimenteissä ja toteaa tuloksissaan, ettei yhdessäkään näytepisteistä saasteaineita ollut huolta herättäviä määriä. Yleisesti jokaisesta näytepisteestä mitattiin pieniä pitoisuuksia. Suurimpia pitoisuuksia näytteistä löytyi kuparista, kaikkein vähiten analysoitavista aineista havaittiin kadmiumia. Tutkimusten pohjalta urbaanialueiden metallipitoisuudet olivat muita alueita korkeammat, tuloksia verrattiin luonnontilaisempaan Lukupuron valuma-alueeseen. Korrelaatio metallien määrän ja kaupunkimaisen maankäytön välillä nähtiin kuitenkin vaatimattomaksi, mutta yhdeksi merkittävimmistä tekijöistä osoittautui läpäisemättömän pinnan osuus ja tiivis maankäyttö.

Raskasmetalleja päätyy hulevesiin paitsi ihmistoiminnan myötä, myös luonnonympäristöstä, kuten kivistä, sedimenteistä ja maaperästä (Hovmand et al. 2008: 537). Luonnollisesti pitoisuuksiin vaikuttaa myös alueen kallio- ja maaperä sekä eksogeeniset prosessit. Pitoisuuksia kasvattaa varsinkin teollistuminen ja asukastiheyden kasvu. Skandinavian ilmalaskeuman kadmium- ja sinkkipitoisuuksissa on havaittu selvää laskua 1970-luvulta, mutta silti arvioidaan, että nykyisestä maaperän raskasmetallimäärästä 50-90 % on peräisin viimeisen 50 vuoden ajalta ja pitkälti ihmistoiminnasta (Hovmand et al. 2008: 538-541). Haitta-aineita ja kemikaaleja joutuu ympäristöön kaikilta urbaanialueilta, ja kaupunkivesien pitoisuuksien voidaan nähdä olevan ihmistoiminnan ja luonnon summa. Varsinkin raskasmetalleja tutkitaan uomien sedimenteistä paljon, koska näytesarjojen avulla kyetään havainnoimaan myös alueen kontaminaation historiaa ja havaita teollistumisen ajankohta (Jartun & Pettersen 2010: 156).

6.2.2 Liikenteen merkitys vedenlaatuun

Liikenne on yksi suurimmista kaupunkivesien kuormittajista. Davis & Birch (2010: 2544) tutkivat erilaisten maankäyttömuotojen ja erilaisten liikennemäärien tiealueiden hulevesiä, mutta eivät havainneet selkeää yhteyttä liikennemäärän ja vedenlaadun välillä. Ruotsissa liikennemäärän on kuitenkin osoitettu vaikuttavan vesien raskasmetallipitoisuuksiin. 15-30 000 ajoneuvosuoritteelta huuhtoutuvassa vedessä oli kadmiumia keskimäärin 0.5 µg/l, kuparia 45 µg/l, lyijyä 25 µg/l, sinkkiä 150 µg/l ja kiintoainetta 100 mg/l. Ajoneuvomäärän kasvaessa raskasmetallipitoisuuksien havaittiin kasvavan ja kiintoainepitoisuuden moninkertaistuvan (Olvik & Nimfeldt 2001: 4; Karlsson 2011). Todellisuudessa liikenteen järjestely ja ajonopeudet vaikuttavat hulevesien laatuun liikennemäärien ohella.

Tutkimuksissa on tarkasteltu ajoneuvojen merkitystä virtavesien pitoisuuksiin. Ajoneuvoissa jarruttaminen ja korroosio tuottavat raskasmetallipäästöjä ympäristöön. Eniten päästöjä havaittiin sinkissä (330 µg/l), vähiten kadmiumissa (1.9 µg/l). Renkaista suurimmat pitoisuudet antoi sinkki (3400 µg/l), myös polttoaineissa sinkki oli merkittävä (1.25×10^5 µg/l). Yleisesti valtaosa (79 %) tutkimuksen lyijystä saatiin rakennusten seinistä, kuparissa 47 % ajoneuvojen jarruista ja sinkissä 58 % tiiliseinistä. Kadmiumia löydettiin yleisestikin vähän ja arvioiden mukaan pääosa siitä on peräisin märkälasseumasta (Davis et al. 2001: 1001-1003). Urbaanialueilla jarruista aiheutuu rautapäästöjä, renkaista sinkin, kuparin, lyijyn, kromin ja nikkelin päästöjä ja jarruista nikkelin kromin, kuparin ja lyijyn päästöjä (Göbel 2007: 29).

Urbaanialueiden liikenne on muutenkin keskustelunarvoinen aihe, sillä jatkuvasti kasvava liikenne johtaa alueella pian kulujen kasvuun yli hyötyjen (van der Heijden et al. 2000: 145), ympäristönäkökulmista puhumattakaan.

6.2.3 Maankäyttömuotojen merkitys

Ruotsissa tutkituista hulevesistä on havaittu vaihtelevia raskasmetallipitoisuuksia riippuen valuma-alueen maankäytöstä. Alla (Taulukko 9) on esitetty ruotsalaisia pitoisuuksia. Liikenteen aiheuttama kuormitus johtuu varsinkin liikenteen aiheuttamista päästöistä, voiteluöljyistä sekä kulumisosien kulumisesta. Tiepäällysteen kuluminen on merkittävää talviaikaan (Jokela 2008: 16), jolloin myös liukkaudentorjunta-aineet aiheuttavat korroosiota ja lisäävät metallipäästöjä. Myös maantiepinnalla ja tien kunnolla on merkitystä (Barbosa & Hvitved-Jacobsen 1999: 152). Tiesuolan käyttö jopa kolminkertaisti ajoneuvojen korroosion (Hallberg 2007: 4-5). Tukholman keskustan Trekantenjärven suurimmat kuormituslähteet ovat rakennukset, ilmalasseuma sekä liikennealueet. Rakennusten merkitys on suurin kuparin ja sinkin kohdalla, kun kadmiumista yli 60 % oli peräisin lasseumasta.

Raskasmetallipitoisuudet ovat maaperän pintakerroksissa korkeimmillaan lähimpänä liikennealueita, ja etäisyyden tiehen kasvaessa myös pitoisuudet pienenevät (Jokela 2008: 24).

Taulukko 9. Ruotsalaisen hulevesitutkimuksen keskimääräiset raskasmetallipitoisuudet erilaisilla maankäytön alueilla. Luvut ovat keskiarvoja (Olvik & Nimfeldt 2001: 4, muokattu)

	Lyijy (µg/l)	Sinkki (µg/l)	Kupari (µg/l)	Kadmium (µg/l)	Kiinto- aine (mg/l)
Kaupunkipinnat yleisesti	25	150	50	0.5	120
Omakotitaloalue	15	120	35	0.3	70
Lähiöalue	20	180	50	0.4	120
Kerrostalo- ja keskusta-alue	40	250	70	0.5	200
Kaupunkiliikennealue	40	240	75	0.5	200
Teollisuusalue	40	250	70	0.5	170

Globaalilla tasolla hulevesien laatuun vaikuttaa voimakkaimmin kotitalouksien jätevedet, teollisuuden päästöt sekä maankäytön vaikuttama pintavalunta. Päästöjä aiheutuu sekä ihmistoiminnasta että maankäytöstä, kuten infrastruktuurista (Manahan 2005: 25-27). Suomessa kaupunkialueilla suurin yksittäinen saastelähde on liikenne (Kuusisto 2002: 10). Alueellisesti aineslähteissä on kuitenkin eroja. Teollisuusmaissa päästöjä aiheutuu erityisesti teollisuuden ja asumisen jätevesistä, kaatopaikoista, ajoneuvoista ja kemikaalivarastoista, kun taas kehittyvissä maissa hulevesien kuormitus johtuu lähinnä hajakuormituksesta. Päästöjä aiheutuu heikosta viemäroinnistä, huonosta kastelutekniikasta sekä maankäytön aiheuttamasta sedimentaatiosta. Kehittyvissä maissa kaupungistuminen on nopeaa ja usein hallitsematonta, eikä uusille kaupunkialueilla luoda tarpeellista jätevesi-infrastruktuuria. Esimerkiksi Latinalaisessa Amerikassa jätevesien ohjaus suoraan ympäristöön on suuri ongelma (Novotny 1995: 7-11).

6.2.4 Raskasmetallien ainelähteet

Raskasmetalleiksi lasketaan ne jaksollisen järjestelmän metallit, joiden järjestys- eli atomiluku on yli 20. Näiden luonnollisia lähteitä ovat esimerkiksi kiven rapautuminen, mutta luonnolliset raskasmetallipitoisuudet vesissä ovat yleensä hyvin pieniä (Drever 1997: 175), vaikka niitä tavataankin hydrologisen kierron lähes kaikissa vaiheissa (Lindström 2001: 363). Ihmistoiminnasta johtuvat hulevesien tavallisimmat raskasmetallit ovat lyijy, kadmium, sinkki ja kupari, usein tavataan myös kromia ja nikkeliä (Novotny 1995: 220; Ellis et al. 2008: 65). Esimerkiksi eliöille myrkyllistä arseenia vapautuu ympäristöön kemikaalijätteistä ja kaivosteollisuudesta, samoin kuin kuparia. Lyijypitoisuudet voivat kasvaa vesistöissä teollisuuden jätteiden ja korroosion myötä ja haitata eliöiden terveyttä samalla tavalla kuin kaivosteollisuudesta ja teollisuuden jätteistä vapautuva elohopeakin. (Manahan

2005: 170). Ruotsissa vesistä mitatut pienten järvien raskasmetallipitoisuudet tulkittiin johtuvaksi lähinnä antropogeenisistä lähteistä, kuten liikenteestä (Lindström 2001: 379). Osa aineskuormasta kulkee veteen liuenneena ja osa kulkeutuu vesistöön sedimenttiin sitoutuneena (Novotny 1995: 217).

Vesistä tutkitaan raskasmetalleja, koska ne ovat myrkyllisiä ja koska niitä ei voida kemiallisesti muuntaa tai tuhota. Liian suurina pitoisuuksina ne aiheuttavat vesiekosysteemeissä vastustus- ja lisääntymiskyvyn heikkenemistä ja käytöshäiriöitä. Toisaalta myrkyllisyys on flooralle ja faunalle metallikohtaista ja riippuu monesta osatekijästä, kuten veden pH-arvosta. pH-arvon laskiessa kiintoaineeseen sitoutuneen metallin liukoisuusaste nousee (Folkeson 1994, cit. Jokela 2008: 27). Raskasmetallit ovat ympäristössä hyvin pysyviä, ja hulevesissä niihin liittyy myös temporaalisen vaihtelun haaste sadetapahtumasta toiseen. Metalleissa niiden olomuodolla on ympäristövaikutusten kannalta merkitystä, liukoisten metallien ollessa eliöstölle haitallisempia kuin partikkelimuotoisten (Joshi & Balasubramanian 2010: 310). Raskasmetalleissa rakennetun alueen merkitys vedenlaadulle korostuu, mutta yhteys rakentamistehokkuuden ja vedenlaadun välillä ei kuitenkaan ole kiistaton. On silti ilmeistä, että maankäytön paikallinen muutos ja kaupunkirakenteen tiivistyminen ovat keskittäneet haitallisten aineiden päästöt pienelle alueelle verrattuna luonnonmukaisempaan maankäyttöön (Kuusisto 2002: 45, 48, 59).

Ympäristön kannalta ongelmallisimmat raskasmetallit ovat elohopea, lyijy ja kadmium. Lähteitä on lukuisia, samoin kuin metallien mobilisointimekanismeja. Ympäristön raskasmetallimäärät ovat kasvaneet 1800- ja 1900-lukujen aikana niiden käytön ja teollisuustuotannon yleistyttyä, samalla myös käytettävien aineiden valikoima on laajentunut. Jyrkin kasvu on tapahtunut kuparin ja nikkelin käytössä (Foster & Charlesworth 1996: 229). Varsinkin lyijyn, kuparin ja nikkelin tuotannon nähdään aiheuttavan hulevesiin suuria raskasmetallipitoisuuksia. Lyijy, kadmium, sinkki ja kupari ovat urbaanien hulevesien tavallisimmat raskasmetallit. Usein tavataan myös kromia ja nikkeliä (Novotny 1995: 220; Ellis et al. 2008: 65). Kupari, sinkki, kadmium ja lyijy omaavat monia yhtäläisiä ominaisuuksia, kuten liukoisuus happamissa vesissä. Vastaavasti veden pH-arvon noustessa näiden metallien pitoisuudet yleensä pienenevät. Kaikkiin näihin aineisiin vesissä vaikuttaa raudan ja mangaanin absorptio (Drever 1997: 189, 192).

Ennen kunnollista lainsäädäntöä raskasmetalleja pääsi ympäristöön runsaasti varsinkin jätevesien mukana. Nyt niitä joutuu ihmisen myötä ympäristöön kaivoksista ja jalostuksesta. Suurimmat raskasmetallipitoisuudet kaupunkivesistä mitataan yleisesti talviaikaan (Foster & Charlesworth 1996:227, 230-231).

6.2.5 Rakennusmateriaalien ja –pintojen vaikutus vedenlaatuun

Urbaanialueilla, joissa ei ole juuri teollisuutta, raskasmetallien päälähteinä lienevät ajoneuvot ja metallirakenteet, kuten sillat. Kalifornian kosteikkojen tutkimuksessa kävi selvästi ilmi torjunta-aineiden merkitys kuparin, lyijyn ja sinkin pitoisuuksissa – samalla tavalla pitoisuuksilla nähtiin olevan yhteys päällystetyn maan osuuden kanssa (Brown et al. 2010: 367). Davis et al. (2001: 997-98) tutki eri pintojen vaikutusta hulevesien laatuun simuloimalla sadetta erilaisille materiaalinnoille. Tutkimuksessa suurimmat lyijypitoisuudet huuhtoutuivat tiilestä ja maalattusta puusta, pienimmät maalaamattomasta puusta ja metalleista sekä vinyylistä. Tulosten perusteella maalattu puu pintamateriaalina aiheuttaa huleveteen suuria raskasmetallipitoisuuksia kaikissa neljässä tutkitussa metallissa. Pienimmät päästöt aiheutuivat vinyylistä ja kadmiumin kohdalla betonista. Kuparia päätyi hulevesiin tutkituista pinnoista erityisesti metallipinnoilta. Sinkkiä lukuun ottamatta kattomateriaalien metallihuuhtoumat olivat pieniä. Teollisuus- ja julkisrakennusten katoilta huuhtoumat olivat suurempia kuin asuinrakennuksilta, erityisesti kuparin kohdalla (Davis et al. 2001: 1001; Gilbert & Clausen 2006: 826). Rakennusmateriaaleihin liittyvää räsitusta edesauttavat ilmasto ja säärasitus, joten ennustetuilla ilmaston muutoksilla nähdään yksin haitallisia vaikutuksia esimerkiksi betoni- ja tiilijulkisivuille. Kosteuspitoisuuden kasvun myötä pinnassa tapahtuu enemmän pakkasrapautumista ja korroosiota (Lahdensivu 2010: 19, 28, 37), joilla on vaikutusta alueen huleveden laatuun.

Taulukko 10. Eri pintamateriaalien hulevesipäästöt. (Davis et al. 2001: 1000).

Pintamateriaali	Cd ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)	Cu ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)	Pb ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)	Zn ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)
Tiili	1.4	47	300	2100
Maalattu puu	3.4	80	520	2800
Betoni	0.3	35	25	1200
Metalli	0.4	1.6	9.8	690
Maalaamaton puu	0.6	120	93	330
Vinyyli	0.4	16	11	60
Pinnat keskimäärin	1.5	51	270	1900

Kattomateriaalien osalta asuinalueiden rakennusten katot kuormittavat vesiä vähemmän kuin julkisten rakennusten katot (Gilbert & Clausen 2006: 826). Göbel et al. (2007: 28) havaitsivat tutkimuksessaan kattomateriaalien korroosion altistavan ympäristön muun muassa sinkin, kuparin, alumiinin ja lyijyn kuormille. Muita merkittäviä raskasmetallilähteitä ovat esimerkiksi vesikourut, jotka voivat kasvattaa vesien kadmiumin, kuparin, sinkin ja lyijyn kuormia (Akan & Houghtalen 2003: 268).

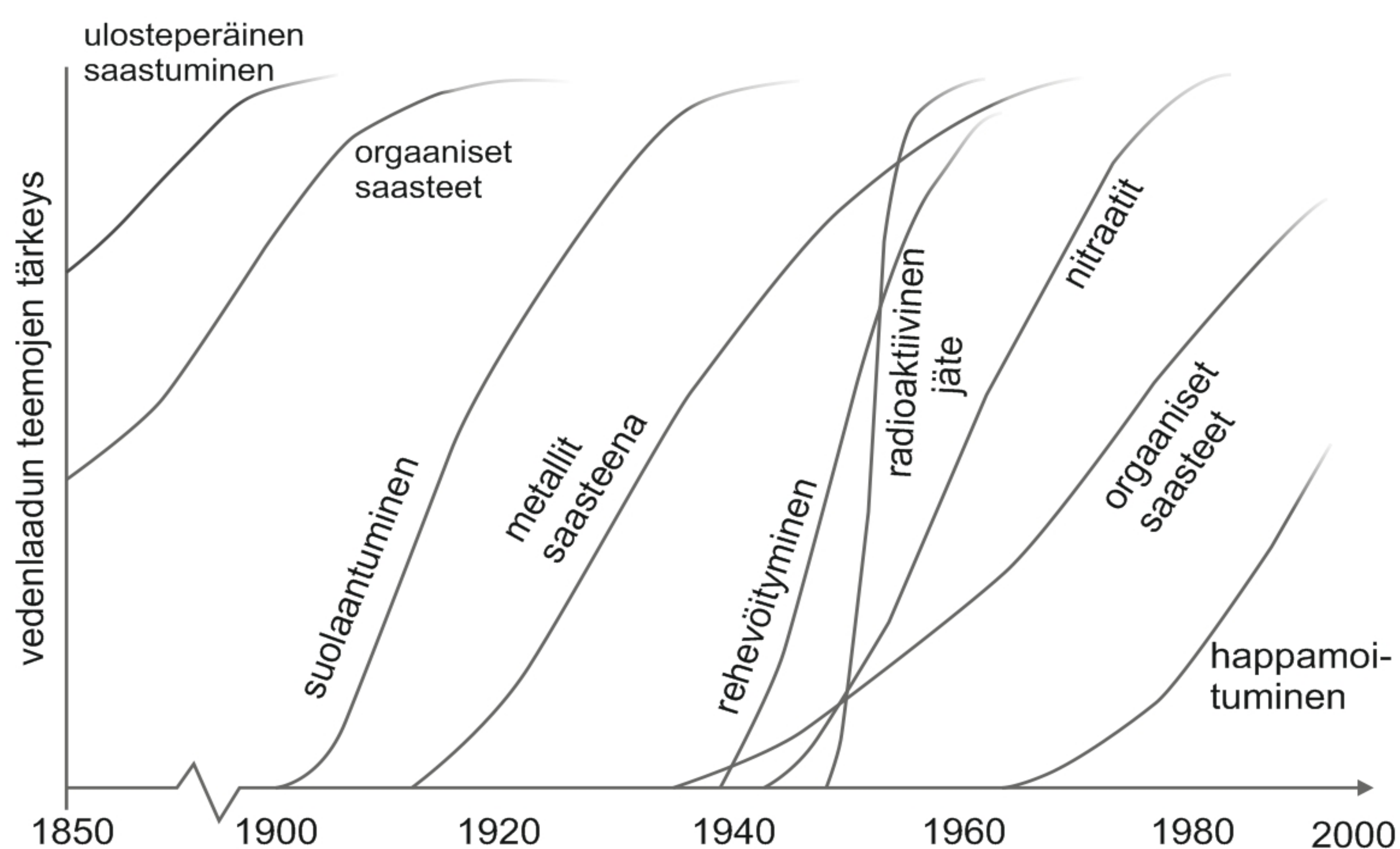
Maanpinnan päällysteillä on merkitystä paitsi huleveden muodostumiseen, myös sen kuormitukseen. Asfaltin, kivetyksen ja hiekkatien välillä kivetyksen virtaama oli 72 % ja soratien 98 %

pienempi kuin asfalttitiien. Samoin myös kiintoainekuorma oli suurin asfalttialueelta. Hiekkasorapinnan ja asfaltin välillä havaittiin hyvin samanlaisia haitta-ainekonsentraatioita, kun kivetyksen poisvirtaaman kuorma oli selvästi pienempi. Esimerkiksi sinkin kohdalla asfaltin poisvirtaaman konsentraatio oli 87 µg/l, hiekkapinnan 57 µg/l ja kivetyksen 25 µg/l. Kuparin ja lyijyn tulokset olivat samansuuntaisia, mutta kiintoaineissa pienimmät kuormat tuli hiekkapinnalta. (Gilbert & Clausen 2006: 829-831). Rakennusmateriaalipintojen kulumista edistää myös ilmaperäinen hapan laskeuma, jonka syyt ovat usein antropogeenisiä (Metcalf & Derwent 1995: 65).

Itse rakennusmateriaalien lisäksi kattopinnoilta aiheutuu muutenkin huuhtoumaa. Esimerkiksi ravinnepitoisuudet ovat tutkimuksissa olleet suurempia katoilta, joilla kasvaa sammaleita tai pesii lintuja (Göbel 2007: 36).

6.3 Vesianalytiikka yleisesti

Ihmistoiminta hyödyntää vettä lähes kaikessa. Kun vettä käytetään yhä useampaan tarkoitukseen ja prosessiin, altistuu vesi samalla monelle (Chapman 1996: 8). Vedenlaatua tutkimalla voidaan myös havainnoida valuma-alueen toimintaa ja löytää syy-seuraussuhteita alueen ja vedenlaadun välillä. Vedenlaatuun liittyviä uhkia on ollut aina. Ohessa (Kuva 11) on esitetty vedenlaatuun liittyvien huolien historiaa. Nykypäivänä kuvaan voisi lisätä ilmastonmuutoksen tuovan voimakkaasti heränneen huolen liittyen sekä vesivarojen laatuun että määrään. Veden arvo on kuitenkin laajalti tunnustettu, ja sillä nähdään olevan sekä ympäristö-, esteettistä että virkistysarvoa (Goonetilleke et al. 2005: 31). Kaupunkialueiden vedenlaatu on aina ihmistoiminnan ja luonnon summa (Jartun & Pettersen 2010: 155). Sääolosuhteista sadannan intensiteetti ja edellisestä sadetapahtumasta kulu- nut aika vaikuttaa huleveden laatuun (Jokela 2008: 18). Suomessa vuodenaikojen merkitys hydrologi- alle on tärkeä.



Kuva 11. Vedenlaatuun liittyviä huolenaiheita. Vaaka-akselilla on ajallinen ulottuvuus ja pystyakselilla teeman koettu tärkeys (Chapman 1996: 7, muokattu)

Haitta-aineissa pitoisuuksia tärkeämpi tarkasteltava on ainekuorma (Goonetilleke et al. 2005: 33). Tekniikan kehittymisen myötä vesistä voidaan nykyään määrittää ainespitoisuuksia yhä matalammilla määritysrajoilla. Toisaalta analyysia vaikeuttaa nykyään määritettävien aineiden runsaus sekä valittavissa olevien tekniikoiden määrä. On myös huomioitava, että urbaanien virtavesien ainespitoisuudet voivat olla yllättävän suuria, joten analyysia valmisteltaessa täytyy varautua esimerkiksi laimentamaan näytevesiä. Tulosten luotettavuuden varmistamiseksi kaikissa tekniikoissa tulee aina huolehtia laadunvalvonnasta esimerkiksi standardein (Manahan 2005: 681-682).

6.3.1 Ainepitoisuus

Veden ainekuormitus on yksi yleinen vedenlaadun parametri (Moore & Moore 1976: 361). Kiintoaineella (*TSS, total suspended solids*) tarkoitetaan kaikkea suspensiona kulkevaa ainetta, joka jää suodatuksessa huokoskoon 0,45 µm:n suodattimelle. Veteen liuenneiden aineiden kokonaismäärään (*TDS, total dissolved solids*) lasketaan alle 0,45 µm:n raekoon partikkelit. Näihin kuuluu mm. ioneja, erilaisia molekyyliä ja viruksia (Piispanen 1991, cit. Tarvainen 2006: 13). Ainepitoisuus (*TS, total solids*) käsittää yllä mainitut kiintoaineen, veteen liunneen aineen sekä orgaaniseen kiintoaineeseen (*OM, organic matter*) (Arnell 2002: 144) Kiintoaineessa alle 63 µm:n kokoiset partikkelit ovat tehokkaita haitta-aineiden kuljettajia aiheuttaen muutoksia vedenlaadussa, kuten sähkönjohtokykyssä (Butler & Davies 2004: 33). Kiintoaineen määrään ja luonteeseen vaikuttaa antropogeenisten tekijöiden ohella valuma-alueen kallio- ja maaperä, topografia sekä kasvipeitteen määrä ja sen laatu (Strahler & Strahler 2002: 472; Tarvainen 2006: 14). Ainekuorman luonnollisia lähteitä ovat maaperän mineraalit, jotka sitovat tehokkaasti metalli-ioneja (Moore & Moore 1976: 361).

Myös sateen merkitys on kiistaton, ja liuenneiden aineiden pitoisuus on yleensä kääntäen verrannollinen virtaamaan, jolloin pienen virtaaman aikaan pitoisuudet ovat suuria ja suuren virtaaman aikaan pieniä, ainakin virtaaman alkuvaiheessa. Kiintoainepitoisuuksilla voi myös esiintyä korrelaatioita muiden analysoitavien aineiden, kuten elohopean kanssa (Eckley & Branfireun 2009: 3642). Sateilla on havaittu olevan merkitystä huleveden laatuun kaikilla maankäyttömuodoilla, ja sademäärän havaittiin korreloivan positiivisesti johtokyvyn ja kiintoainekuorman kanssa (Mallin et al. 2009: 475, 483).

Kiintoaine koostuu sekä mineraali- että orgaanisesti aineesta, joiden määrää valuma-alueella lisäävät erilaiset pintoja rikkovat ja kuluttavat toiminnot (Tarvainen et al. 2005: 9; Petts & Foster 1985, cit. Tarvainen 2006: 13). Kiintoaine kulkeutuu painovoiman ja hulevesien avulla valuma-alueelta vastaanottavaan vesistöön, jossa se joko akkumuloituu uomaan tai kulkeutuu eteenpäin (Butler & Davies 2004: 351). Suurimmat kiintoaineeseen liittyvät ongelmat uomastoissa ovat tukkeumat, hydraulisen kapasiteetin heikkeneminen sekä kiintoaineen haitta-ainevarastointi. Nämä

vaikutukset heikentävät ympäristön tilaa, aiheuttavat ylläpidollisia kustannuksia sekä altistaa tulvan uhkille (Butler & Davies 2004: 354).

Kaikissa luonnonvesissä on myös orgaanista kiintoainetta, joka jaetaan kiinteään ja liukoiseen olomuotoon sen partikkelikoon mukaan. 0.45 µm partikkelikoon rajauksella esimerkiksi valtaosa bakteereista luetaan kiinteään olomuotoon kuuluviksi (Drever 1997: 107). Orgaanisten yhdisteiden määrä vesissä on kasvanut ihmistoiminnan myötä, ja moni uusista yhdisteistä, kuten aromaattiset hiilivedyt, ovat osoittautuneet haitalliseksi ympäristölle. (Drever 1997: 119-120).

Kaupunkialueilla ihmistoiminta aiheuttaa vääjäämättä kiintoaineen muodostumista erilaisilta pinnoilta. Yleisiä kiintoainelähteitä ovat esimerkiksi teollisuus ja liikennealueet (Bannerman et al 1993: 258; Kuusisto 2002: 40) sekä rakentaminen (mm. Kuusisto 2002; Ruth 2004; Tarvainen 2006; Mallin et al. 2009: 487), kaivaminen ja uoman voimakas eroosio. Tukholman pitkittäistutkimuksessa havaittiin kohonneita pm₁₀-pitoisuuksia suurten liikenneväylien yhteydessä varsinkin talvella ja keväällä (Norman & Johansson 2006: 6154; Tervahattu et al. 2006: 39; Kupiainen & Pirjola 2011: 4141). Pitoisuuksissa nähdään selkeä kasvu nastarenkaiden vaihdon aikaan ja keväällä selvä lasku kesäenkaisiin siirryttäessä. Simulaatiokokeissa havaittiin nastarenkaiden kasvattavan pm₁₀-päästöjä jopa neljä-viisikymmenkertaisesti kitkarenkaisiin verrattuna (Norman & Johansson 2006: 6154-6156). Pm₁₀ on halkaisijaltaan alle 10 µm kokoinen hiukkanen, jota kutsutaan myös hengitettäväksi hiukkaseksi, mikä tekee siitä eliöille haitallisen. Pohjoismaissa merkittävimmän pm₁₀-kuormat syntyvät hiekoituksen ja nastarenkaiden yhteisvaikutuksesta. Analysoidusta pölystä oletettua suurempi osa oli peräisin asfaltista hiekoitushiekan sijaan (Tervahattu et al. 2006: 42; Kupiainen et al. 2003: 180). Myös liukaudentorjunta moninkertaistaa pienhiukkasmäärän. Talvikaudella kiintoainetta akkumuloituu alueen lumipeitteeseen ja virtaa alueelta pois kevät sulannan yhteydessä (mm. Kupiainen et al. 2003: 175). Liikennealueilla tulisikin suosia kestävämpien kivilajien hiekkaa ja riittävän suuria raekokoja. (Tervahattu et al. 2006: 39, 42, 44). Myös liikennesuunnittelulla voidaan vaikuttaa alueen huleveden kiintoainekuormiin, sillä partikkelimäärän on havaittu kasvavan ajonopeuden kasvaessa sekä jatkuvan jarruttamisen tarpeesta esimerkiksi liikennevalo- ja risteysalueilla (Kupiainen & Pirjola 2011: 4144). Sedimenttikuormasta halutaan eroon, koska partikkeleihin on usein sitoutunut myös raskasmetalleja (Goonetilleke et al. 2005: 32).

Valuma-alueelle akkumuloituvan aineen määrää voidaan arvioida kaavalla $L = 0,01R \times EMC$, missä L on vuosittainen kuorma (kg/ha/a); R on vuosittainen virtaama (mm/a) ja EMC (event mean concentration, g/m³) on maankäytön tunnusluku (Novotny 1995: 196). Myös huuhtoumasta ja aineiden pitoisuuksista on kehitetty malleja, mutta niiden käytössä tulee aina muistaa valuma-alueiden yksilöllisyys – paikalliset ominaisuudet tulee aina huomioida analysoitaessa alueen vaikutuksia virtavesien laatuun. Kiintoaineen muodostumiselle kaupunkialueilla on esitetty kolme hypoteesia: yhtäältä se muodostuu kuivan aikaan abraasiolla maanpinnasta nastarenkaiden takia, toisaal-

ta sitä muodostuu kuivan aikaan pidon aiheuttaman kulumisen myötä ja kolmanneksi renkaat mobiilisoivat kaduille jo akkumuloitunutta pölyä. Pölyn määrää on pyritty hillitsemaan pesemällä katuja (Helsingin kaupunki 2010c), jolloin kiintoaine siirtyy vesien mukana vastaanottavaan vesistöön ilman, että toimenpiteellä olisi merkittävää merkitystä alueen ilmanlaatuun (Norman & Johansson 2006: 6157, 6159; Hall & Ellis 1985: 270), mutta tämä hypoteesi kumottiin ensimmäisen kerran jo 1970-luvun lopun tutkimuksissa (US Environmental... 1983). Ratkaisuksi on ehdotettu myös katupölyn imuroimista pois kaupunkialueilta (Butler & Davies 2004: 374).

Virtavesissä kiintoaine kulkeutuu joko suspendoituneena tai pohjakulkeumana (Seuna & Vehviläinen 1986: 225) Vastaanottavassa vesistössä hienoin aine kantautuu pisimmälle ja karkein painuu uoman pohjalle ensimmäisenä – toisaalta, kun uoman virtaus voimistuu alajuoksua kohde, voi suuremmat raekoot kulkeutua kauimmas (Johannesson et al. 2003: 436, 442). Kaupunkivesissä suuri kiintoainekuorma voi aiheuttaa uoman liettymistä ja ekosysteemimuutoksia (Booth & Jackson 1997: 1086). Kiintoainepitoisuuden on havaittu korreloivan jopa merkittävästi sademäärän kanssa (Mallin et al. 2009: 483), ja virtaaman kasvaessa myös kiintoainekuljetus kasvaa (Seuna & Vehviläinen 1986: 225). Tulvajaksoissa suurimmat kiintoainepitoisuudet esiintyvät jakson alussa (Tarvainen et al. 2005: 9; Tikkanen 1990), jolloin ilmiötä kutsutaan positiiviseksi hystereesiksi. Hystereesi voi olla myös negatiivinen, jolloin kiintoainepitoisuus on suurimmillaan tulvavirtaaman heikennyttyä (Tarvainen 2006: 13). Virtavesien TDS-pitoisuudet ovat suurimmillaan kevättalvella ennen lumien sulamiskauden alkamista. Sulamiskauden myötä pitoisuudet laimenevat (Lahermo 1996: 22).

6.4 Sähkönjohtokyky ja sameus

Sähkönjohtavuus (mS/cm) on suoraan verrannollinen vedessä olevien elektrolyyttien eli ionimuotoisten liuenneiden aineiden määrään (Lahermo et al. 1996: 31). Liunneen aineen ja sähkönjohtavuuden välinen kerroin on Suomessa yleensä 5.5-7.5 (Allan 1995; Lahermo et al 1996; Piispanen 1997). Veden sähkönjohtavuus on suoraan verrannollinen sen elektrolyyttien määrään ja kuvaa ionimuodossa esiintyvien liuenneiden aineiden suhteellista osuutta vedessä. Sähkönjohtavuus ja liuenneiden aineiden kokonaismäärä (mg/l) ovat suoraan verrannollisia keskenään. Veden metalleista vain osa, kuten alumiini on ionimuodossa, ja pääosa niistä onkin vedessä sitoutuneina orgaanisiin yhdisteisiin (Lahermo et al. 1996: 31). Tenholan ja Tarvaisen (2008:22) vesiensuraintatutkimuksessa kävi ilmi Suomen purovesien sähköjohtavuuden lasku. Kun sähköjohtavuus vielä vuonna 1990 oli 7.49 ja vuonna 1995 8.25 mS/m, oli se vuonna 2000 4.60 ja vuonna 2006 5.20 mS/m. Vesien sähkönjohtavuus on Suomessa korkeimmillaan talven ja kevään mittauksissa, taustalla tässä vaikuttaa talven tie-suolan päätyminen purovesiin (Ruth 2004:97).

Vesi absorboi tehokkaasti valoa ja tulosäteilyä varsinkin, jos siihen liettynyt ainetta. Veden sameusluku kuvaa valon aallonpituudesta riippumattoman absorption määrää vedessä ja siihen liettyneissä hiukkasissa. Sameusarvo siis kuvaa, kuinka paljon vedessä on suspendoituneita ja kolloidisia aineita. Myös rehevöityminen nostaa sameutta (Tarvainen et al. 2005: 10), ja veden sameutta lisää mm. mineraaliaines, kuollut orgaaninen aines, bakteerit ja plankton (Fresenius et al. 1988: 31).

6.5 Veden kemiallisen laadun parametrit

6.5.1 Alkalimetallit

Sekä natrium että kalium ovat maankuoressa runsaina esiintyviä alkuaineita (Na 2.6 % ja K 2.3 %) (Housecroft & Sharpe 2001: 219). Natriumia joutuu vesistöihin rannikolla mereltä, mutta urbaanialueilla erityisesti yhdyskuntien jätevesistä (Lahermo et al 1996: 67-68). Merivesi ja suolapitoiset mineraalit nostavat hulevesien natriumpitoisuuksia, ja meriveden takia purovesien natriumpitoisuudet ovat korkeita lähellä rannikkoalueita (Lahermo 1996: 67), ja vesien kloridipitoisuuksissa on havaittavissa yhtäläisyyttä natriumpitoisuuksiin (Allan 1995: 28-29). Natriumin merkittävin antropogeeninen lähde on tiesuolaus, joka selittää myös talvikauden vesinäytteiden sinkin ja natriumin merkittävän korrelaation. Voidaan olettaa, että sinkin pitoisuudet johtuvat talvikauden voimakkaasta korroosiosta, jota tiesuolaus aiheuttaa (Helmreich et al. 2010: 995). Hulevesien korkeat suolapitoisuudet näkyvät myös johtokyvyn kasvuna (Camponelli et al 2010: 2145). Natrium kaupallisesti tärkein alkalimetalli, ja sitä käytetään esimerkiksi paperi-, lasi- kemikaali- ja metalliteollisuudessa (Housecroft & Sharpe 2001: 219, 221). Suomen purovesissä natriumia on mitattu olevan keskimäärin 1.3-14 mg/l.

Kaliumia joutuu vesistöihin asutuskeskuksista ja viljelyksiltä suola- ja silikaattipölynä. Kalium on lannoitteiden ja jätevesien pääkomponentteja (Housecroft & Sharpe 2001: 221), ja Suomen purovesissä sitä on keskimäärin 1.2 mg/l. Rautaa taas päätyy virtavesiin esimerkiksi ajoneuvojen ja rakenteiden korroosiosta, kuten aikaisemmin jo mainittiin. Sen pitoisuudet Suomen purovesissä ovat keskimäärin 0.91 mg/l (Lahermo et al. 1996: 67-68, 79, 81). Veden kaliumista vain 15 % on liuenneena ja loppuosa sitoutuneena kiintoaineeseen (Piispanen 1997: 192), ja sen pitoisuudet hulevesissä ovat pienimmillään yleensä kasvukaudella, jolloin valuma-alueen kasvillisuus pidättää sitä runsaasti. Toisaalta suuret virtaamat kasvattavat myös kaliumkuormaa (Lahermo 1996: 67). Natrium (Na^+) ja kalium (K^+) ovat purovesissä runsaimmin esiintyviä kationeita, joiden määrä purovesissä kasvaa happaman kuormituksen yhteydessä, joten suuret pitoisuudet vesissä voivat kuvastaa valuma-alueen happamoitumista (Lahermo et al. 1996: 32). Ne ovat myös elämälle tärkeitä kivennäisaineita.

6.5.2 Maa-alkalimetallit

Alkali- ja maa-alkalimetallit ovat teollisuuden kannalta mielenkiintoisia niiden fysikaalisten ominaisuuksien takia. Niillä on esimerkiksi erinomainen kyky muodostaa erittäin liukenemattomia hydraatteja (Moore & Moore 1976: 283). Maa-alkalimetalleista tässä tutkimuksessa tarkastellaan magnesiumia ja kalsiumia. Magnesium on maankuoren kahdeksanneksi ja kalsium viidenneksi yleisin alkuaine (Housecroft & Sharpe 2001: 233), ja molemmat ovat hyvin yleisiä meriveden liuenneissa suoloissa ja maaperän mineraaleissa, kuten dolomiitissa ja marmorissa (Housecroft & Sharpe 2001: 234). Ne ovat myös elämälle tärkeitä kivennäisaineita.

Myös magnesiumia päätyy luonnonvesiin paljolti rapautumisesta, ja se esiintyy helposti mobilisoituvassa muodossa mm. dolomiitissa ja magnesiitissa, ja rannikoilla vesien magneettikuorma kasvattaa historialliset merelliset savisedimentit (Moore & Moore 1976: 303; Lahermo et al. 1995: 56). Magnesiumia käytetään pääosin alumiinituotteissa, teollisuudessa se on tärkeä osa raudan ja teräksen rikinpoistoprosesseja. Magnesiumia ja kalsiumia käytetään myös sementeissä ja betonissa (Moore & Moore 1976: 283). Magnesiumin ja alumiinin seos on mekaanisesti vahvaa, joten sitä käytetään paljon ajoneuvoissa sen korroosiokestävyyden takia (Housecroft & Sharpe 2001: 235). Globaalisti arvioidaan, että noin 8 % vesien magnesiumista on antropogeenista (Berner & Berner 1996, cit. Tarvainen 2006: 19).

Kalsium on luonnonvesissä runsaimmin esiintyvä kationi, joka on peräisin pääosin mineraalien rapautumisesta (Lahermo et al. 1996: 56). Ympäristössä se on tärkeä tekijä happamoitumisen puskuroijana. Kalsiumia vapautuu ympäristöön teollisuustuotannosta ja kaivosteollisuudesta (Manahan 2005: 171; Tenhola & Tarvainen 2008: 30) ja teräs- ja paperiteollisuudesta (Housecroft & Sharpe 2001: 236), mutta Kaakkois-Suomen vesistöihin sitä päätyy myös Eestin ja Pietarin palavakivi- ja sementtiteollisuudesta. Suomen purovesissä on kalsiumia keskimäärin 6.1 mg/l (Lahermo et al. 1996: 56). Kalsiumilla ja magnesiumilla nähdään olevan kiinteä vuorovaikutussuhde veden sähkönjohtavuuteen (Tenhola & Tarvainen 2008: 30), ja ne ovat natriumin ja kaliumin ohella purovesien yleisimmät kationit (Lahermo et al. 1996: 32).

6.5.3 Siirtymäalkuaineet

Vanadiini on yksi energiantuotannon yleisimmistä raskasmetallipäästöistä, jota tuottavat myös asutuskeskuksen ja teollisuuslaitokset. Sitä on runsaasti esimerkiksi maaöljyssä ja kivihielessä. Suomen purovesissä on vanadiinia keskimäärin 0.64 µg/l (Lahermo et al. 1996: 101). Melanen (1981) havaitsi 1980-luvun taitteessa hulevesien vanadiinipitoisuuksien olevan noin 25-prosenttisesti peräisin liikenteen pakokaasuista ja noin 50-prosenttisesti peräisin ilmalaskeumasta. Tutkimuksessa ha-

vaittiin myös yli kymmenkertaisia eroja keskimääräisissä vanadiinipitoisuuksissa intensiivisimmän ja vähiten kaupungistuneimman maankäytön välillä.

Mangaani on hauras ja herkästi hapettava metalli, jota käytetään teollisuudessa metalliseoksiin. Ympäristössä yksi sen päälähteistä on maaperäeroosio (Randall & Grizzard 1983, cit Kotola & Nurminen 2003a: 80). Myös ihmisen merkitys pitoisuuksiin suuri, tutkimuksissa vaihteluväli on yleensä ollut 0.007-3.8 mg/l (Makepeace et al 1995, cit. Kotola & Nurminen 2003a: 90). Duncan (1999, cit. Kotola & Nurminen 2003: 34) havaitsi hulevesien parametreissa vahvan korrelaation raudan ja mangaanin välille ($r^2=0,77$) sekä mangaanin ja kiintoaineen välille ($r^2=0.71$).

Poikkeuksellisen suuri rautakuormitus on vesistöissä vaarallinen tekijä, sillä rautaoksidit voivat muodostaa uoman pohjalle hiutaleita tai hyytelöä tukahduttaen pohjan eliöstöä (Kotola & Nurminen 2003a: 56). Perinteisiä raudan lähteitä vesissä ovat rautapitoinen pohjavesi ja valurautaiset vesiputket (Zoppou 2001, 31). Pintavesissä rauta kulkeutuu humukseen sitoutuneena, ja sen pitoisuus voi kasvaa happipitoisuuden heikentyessä, ja veden rautapitoisuus on kääntäen verrannollinen veteen liunneen hapen määrään (Lahermo et al. 1996: 26). Helsingin Kumpulanpurossa on mitattu pitkään korkeita rautapitoisuuksia johtuen Pasilan ratapiha-alueen historiasta kaatopaikkana (Jalava 1987: 62).

Nikkeli on raskasmetalleihin kuuluva hivenaine. Sen toksisuus eliöille riippuu ympäristön olosuhteista (Moore & Ramamoorthy 1984 cit. Kotola & Nurminen 2003: 57). Asuinalueiden nikkelistä 64 % ja moottoriliikennealueiden nikkelistä 74 % sitoutuu kiintoaineeseen lopun jäädessä liukoiseen muotoon (Kjølholt et al. 1997, cit. Kotola & Nurminen 2003a: 30). Nikkeliä päätyy hulevesiin asfalttipinnoilta, liikenteen voiteluaineista ja rasvoista. Myös diesel-polttoaine ja metallipinnat ovat merkittäviä kuormittajia (Helmreich et al. 2010: 993). Päästöjä aiheutuu myös metalliteollisuuden, kaivosten ja fossiilisten polttoaineiden päästöistä. Ruotsin pienten järvien tutkimuksessa nikkelin ja sinkin pitoisuuksissa korostui korroosion merkitys, kun teollisuuden päästöjen tiedettiin olevan pieniä (Lindström 2001: 380). Suomen purovesissä sitä on keskimäärin 1.17 µg/l, eli melko vähän. Suurina pitoisuuksina nikkeli on myrkyllistä, mutta pienempinä pitoisuuksina se on tärkeä osa eliöiden aineenvaihduntaa. (Lahermo et al. 1996: 85).

Kupari on metalleihin lukeutuva hivenaine, joka on eliöille välttämätön. Globaalisti kupari on maailman kolmanneksi käytetyin metalli heti raudan ja alumiinin jälkeen (Moore & Moore 1976: 279, Trading economics 2012). Liikenteen kuparipäästöt aiheutuvat todennäköisesti jarruista ja moottorin kuluvista osista sekä mahdollisesti renkaista (Dechesne et al. 2004: 197). Maanpeitteitä tarkasteltaessa läpäisemättömältä asfaltilta on analysoitu muita pintoja suuremmat kuormat (Brattebo & Booth 2003: 4372). Kupari sitoutuu katupölyssä yleensä kaikkein pienimpiin partikkeleihin, mutta noin 70 % siitä jää vesissä liukoiseen muotoon (Camponelli et al 2010: 2145-47). Purovesiin päätyy kuparia myös asuma- ja teollisuusjätevesistä, lannoitteista, sienimyrkyistä, kaivostoiminnasta

ja metallinjalostuksesta sekä kivihiilen ja öljynpoltosta. Suomen purovesistä kuparia löydetään keskimäärin 0.36 µg/l. (Lahermo 1996: 92).

Sinkki on nikkelin tavoin eliöstölle tärkeä raskasmetalleihin luettava hivenaine. Se luetaan jaksollisessa järjestelmässä siirtymämetalleihin, joka on luonnossa hyvin mobiili (Dechesne et al. 2004: 204). Sen pitoisuuksien on havaittu korreloivan johtokyvyn kanssa sadetapahtumien yhteydessä, voimakkaimmin sulamiskaudella (Helmreich et al. 2010: 994). Kaupunkialueilla sinkkiä pääsee vesiin jätteenpolttolaitoksista (Andersson et al. 2010b: 115), liikenteestä (Dechesne et al 2004: 197), kattomateriaaleista ja asfaltista (Brattebo & Booth 2003: 4372). Myös rautatiealueilta on mitattu vesissä korkeampia sinkkipitoisuuksia (Barbosa & Hvitved-Jacobsen 1999: 157). Osllossa hulevesien sinkkikuormasta 43 % oli peräisin kattopinnoilta ja 41 % tiealueilta (Nordeidet et al. 2004: 235).

Katupölyssä se sitoutuu yleensä kuparin tavoin kaikkein pienimpiin partikkeleihin, mutta enin siitä (95 %) jää vesissä liukoiseen muotoon (Camponelli et al 2009: 2145-47). Tiealueiden hulevesitutkimuksessa tutkituilta teiltä raskasmetalleista havaittiin eniten sinkkiä, keskimäärin 847 µg/l (Helmreich et al. 2010: 992-993). Sinkki on melko pysyvä aine vesissä, joten sitä on pieniä määriä kaikkialla luonnonvesissä. Sen pitoisuuksia kasvattavat fossiiliset polttoaineet, metallien sulatus ja jalostus sekä liikenteen päästöt. Sinkkiä käytetään myös korroosionestoaineena ja sitä vapautuu myös maataloudesta. Suomen purovesien sinkkipitoisuus on keskimäärin 4.6 µg/l. (Lahermo 1996: 94).

Davis & Birch (2010: 2543-2544) tutkimuksen mukaan urbaanialueiden kupari- ja sinkkipäästöt ovat paikallisteillä pienempiä kuin valtateillä, mutta erot jäivät kuitenkin minimaalisiksi. On mielenkiintoista huomata, että lyijyn pitoisuudet olivat molemmilla teillä lähes yhtä suuret, vaikka suurteillä liikennevolyyymi oli 45-kertainen paikallisteihin nähden. Liikennemäärän ei siis nähty vaikuttaneen tuloksiin. Tukholman Trekanten-järveen laskevissa hulevesissä rakennusten ulkopintojen osuus kupari- ja sinkkipitoisuuksissa havaittiin merkittäväksi selittäen yli 50 % pitoisuuksista (Jokela 2008: 17). Kuusiston (2002: 45) tutkimuksessa 80-90 % kuparin ja sinkin pitoisuuksista oli peräisin rakennetuilta alueilta, eikä asuin- ja teollisuusalueen vaikutuksissa nähty suurta eroavaisuutta.

Yksi vakavista ympäristömyrkyksi luettavista alkuaineista on kadmium, sillä se on sekä karsinogeeninen että mutageeninen ja rikastuu eliöihin herkästi (Lahermo 1996: 96). Kadmiumin yhdisteet ovat toksisia, jonka takia sen käyttöä on pyritty vähentämään. Se pääsee eliöihin matkimalla sinkin kemiallista olomuotoa (Hamilo & Niinistö 2007). Ruotsissa vesistötutkimuksessa on havaittu, että paikallisten lähteiden ulkopuoliset pitoisuudet kasvavat pohjoisesta etelään. Ilmiön taustalla on nähty vahvasti Keski-Euroopan teollisuuden päästöt, sillä Ruotsissa ei ole pitoisuuksia selittävää teollisuutta samoissa määrin. Kadmiumin havaittiin korreloivan maankäytön kanssa hyvin heikosti (Lindström 2001: 379). Vuosittaisesta kadmium-kuormasta noin 90 % on antropogeenista (Hamilo & Niinistö 2007).

Kadmiumia päätyy vesistöön kaivos- ja metalliteollisuudesta ja pieniä määriä fossiilisista polttoaineista ja jätteenpoltosta (Andersson et al. 2010b: 115), jätelietteistä ja liikenteestä (Dechesne et al 2004: 197). Suomen purovesien kadmiumpitoisuudet ovat luokkaa 0.004-0.04 µg/l (Lahermo 1996: 96-97). Vielä 1970-luvulla kadmiumia pääsi Suomessa ilmaan kaksi tonnia vuodessa, nyt prosessien ollessa suljettuja järjestelmiä päästöt on kyetty minimoimaan murto-osaan siitä. 1980-luvulla kuparintuotanto oli Suomessa suurin yksittäinen kadmiumin lähde, nykyään sitä syntyy muun muassa sinkin tuotannosta. Ilman- ja vesiensuojelun tehostumisen myötä suurimmaksi ongelmaksi on nyt noussut kiinteä jäte, jota varastoidaan tehdasalueiden pihoilta, kuonakasoihin ja selkiytysaltaisiin (Louekari et al. 1991: 21,24, 32-39). Tukholman kadmiumkuormituksesta yli 60 % on peräisin ilmalaskeumasta (Jokela 2008: 17).

6.5.4 Muut metallit

Lyijyä on pieninä määrinä kaikkialla ympäristössä, mutta urbanisaatio ja ihmistoiminta ovat lisänneet sen kuormaa luonnossa metalleista eniten. Sitä vapautuu ympäristöön metalliteollisuudesta sekä yhdyskunnan jätteistä ja jätelietteistä (Andersson et al. 2010b: 115). Myös liikenne on merkittävä lyijykuormittaja, johtuen esimerkiksi kivihiilen ja öljyn poltosta (Dechesne et al 2004: 197), voiteluaineista ja rasvoista (Helmreich et al. 2010: 993) sekä ajoneuvojen korroosiosta. Vielä 1970-luvulla lyijy oli tieliikenteen suurin yksittäinen päästö, ja se akkumuloitui lähelle tiealueita (Lazaro 1990: 66). Erilaisia tienpintojen vertailtaessa asfaltilta saatiin kaikkein suurimmat lyijykuormat (Brattebo & Booth 2003: 4372). Maankäyttömuotoja vertailtaessa kaksi kolmasosaa lyijykuormituksesta oli peräisin rakennetuilta alueilta, asuin- ja teollisuusalueen vaikutuksen ollessa lähes identtinen (Kuusisto 2002: 45). Ilmakehässä on lyijyä luonnostaan noin 0.0005 µg/m³, kaupunkialueilla lyijyn pitoisuudet ilmakehässä ovat suurimmillaan. Lyijyn luonnollinen lähde on maaperästä mobilisoituva silikaattipöly (Moore & Moore 1976: 238).

Kaupungistumisen ja vaurastumisen seuraukset vedenlaatuun voi selkeästi huomata tutkittaessa purosedimenttien raskasmetallipitoisuuksia. Esimerkiksi Ruotsissa tutkituista kaupunkialueiden sedimenteistä havaittiin selvästi lyijynkulutuksen lähes nelikymmenkertainen kasvu vuosina 1880-1980. Lyijy on kuitenkin maaperässä ja vedessä varsin liikkumaton ja vakaa, ja sedimenteissä suurimmat pitoisuudet havaitaan yleensä lähimpänä pintaa (Bergback et al. 1992: 159-1639).

Suomen purovesissä on lyijyä keskimäärin 0.30 µg/l. Lyijy on eräs haitallisimmista ympäristömyrkyistä, sillä se rikastuu eliöihin (Lahermo et al. 1996: 103; Manahan 2005: 171). Lyijyn pitoisuudet purovesissä ovat kääntyneet laskuun polttoaineiden muuttuessa lyijyttömiksi 1990-luvun alussa. (Tenhola & Tarvainen 2008: 36). Lyijyn käyttö on muuttunut ajan saatossa paljon. Aikaisemmin sitä käytettiin paljon putkiteollisuudessa, maaleissa ja polttoaineissa, mutta käyttö on hiipunut,

kun sen toksisuus on ymmärretty paremmin. Nyt lyijyä käytetään akuissa ja ajoneuvoteollisuudessa (Housecroft & Sharpe 2001: 282, 284, 286). Lyijyn tapauksessa krooniset vaikutukset ovat akuutteja tärkeämpiä tutkia. Merkittävimpiä seurauksia lyijystä on ihmisille ravinnon kautta (Moore & Moore 1976: 240).

Alumiini on maankuoren kolmanneksi yleisin alkuaine, joka on yleinen myös Suomen vesistöissä (Vuori 2011). Globaalisti se on ympäristön yleisin metalli, mutta silti sitä on liuennut vesiin vain vähän. Sitä joutuu vesiin esimerkiksi savikerrostumista ja sulfaattimailta, sekä metsätaloudesta, turvetuotannosta, kaivoksista ja fossiilisten polttoaineiden käytöstä. on booriryhmään kuuluva metalli, jolla on ryhmän alkuaineista suurin kaupallinen arvo. Sitä käytetään yleisesti pakkausmateriaaleissa, liikennevälineissä, rakentamisessa ja elektroniikassa (Housecroft & Sharpe 2001: 247-248). Hapan laskeuma voimistaa alumiinin huuhtoutumista (Vuori 2011), normaalisti alumiinista suurin osa kulkeutuu vedessä sitoutuneena orgaanisiin yhdisteisiin (Lahermo et al. 1996: 31). Korkeat alumiinipitoisuudet voivat siis viestiä alueen happamoitumisesta, ja varsinkin kalasto voi olla herkkä vesien alumiinipitoisuuksille. Alumiinin määrä kasvaa liki eksponentiaalisesti veden pH:n laskiessa. Kirjallisuudessa alumiinin merkitys happamoitumiselle ja puustovaurioihin on kiistelty ja epäselvä asia (Lahermo et al. 1996: 76). Suomen purovesissä yleisesti sitä on keskimäärin 20-250 mg/l (Lahermo et al. 1996: 73, 75), ja sen määrän on todettu kasvaneen vuosina 1990-2006, mutta syytä kasvulle ei ole osattu määrittellä (Tenhola & Tarvainen 2008: 28).

Tina (Sn) on hiiliryhmään kuuluva, hivenaineisiin luettava metalli. Sitä käytetään teräksessä ja ikkunalasin valmistuksessa sen korroosiokestävyyden takia (Housecroft & Sharpe 2001: 284).

6.5.5 Muut epämetallit

Moni alkuaineista on elämän kannalta välttämätön ravinne, mutta suurempina pitoisuuksina jo myrkyllinen. (Manahan 2005: 169). Raskasmetallien ryhmä sisältää sekä elämälle välttämättömiä aineita, kuten rautaa, mutta myös myrkyllisiä metalleja, kuten kadmium ja elohopea.

Urbaanialueiden hulevesissä tavataan ravinteista erityisesti typpeä ja fosforia. Ne kiihdyttävät kasvillisuuden ja levien kasvua, mutta voivat olla myös myrkyllisiä, kuten suuret ammoniakkipitoisuudet. Myös rauta, mangaani ja kupari ovat tärkeitä kasvuravinteita, mutta suurina pitoisuuksina ne ovat eliöille myrkyllisiä (Das et al. 2009: 596). Biologisen tuotannon kannalta tärkeitä veden ioneja ovat nitraatti (NO_3^-) ja fosfaatti (PO_3^{4-}), jotka ovat samalla typen ja fosforin pääasialliset esiintymismuodot vesiympäristöissä (Arnell 2002: 192).

Typpi on maapallon ilmakehän yleisin aine, ja se esiintyy ilmakehässä N_2 -muotoisena kaasuna kattaen 78 % ilmakehän koostumuksesta. Se on myös hyvin käytetty teollisuuskemikaaleissa (Housecroft & Sharpe 2001: 315-316). Typpeä kulkeutuu vesistöihin orgaanisesta aineesta, samoin

kuin fosforia. Suomen pintavesien tyyppistä valtaosa on peräisin maatalouden lannoitteista ja asuma-jätevesistä sekä lämmityksestä ja liikenteen päästöistä (Melanen 1981: 135). Tyypilliset NO_3 -pitoisuudet vesissämme ovat 0.2-3.0 mg/l (Lahermo et al. 1996: 49).

Typpeä esiintyy virtavesissä joko liuenneina, liukenemattomina tai kolloidisina yhdisteinä, sekä epäorgaanisina yhdisteinä, kuten ammoniakkinä (Novotny 1995: 217), nitriittinä, nitraattina tai yksinkertaisesti typpinä (Melanen 1981: 135; Ellis et al. 2004: 85). Pääosa vedessä olevasta tyypistä kulkeutuu orgaanisiin aineisiin sitoutuneena, joten näin ollen nitraatin pitoisuus vedessä ei suoraan kerro veden typpipitoisuutta, mutta nitraattipitoisuudet ovat vesistövaikutusten kannalta tärkeää tietoa, sillä ne nitraattikuormat vaikuttavat vesistöjen biologiseen aktiivisuuteen. Mineraalien ja kivilajien rapautumisesta vapautuu vesiin niin vähän typpeä, ettei sillä katsota olevan merkitystä veden tyypilähteenä (Lahermo et al. 1996: 49). Typpeä päätyy vesistöihin mikrobiprosesseista ja tyypin oksidit ovat sadevesissä tavallisia (Moore & Moore 1976: 229).

Suomen purovesien NO_3 -pitoisuudet laskivat vuosien 1990 ja 1995 välillä, ilmeisesti johdun tiukentuneista karjatalouden, turkistarhauksen, asutusjätteiden ja jätevedenpuhdistamojen päästönormeista sekä katalysaattoreiden yleistymisestä (Tenhola & Tarvainen 2008: 24). Nitraatti on ongelmallinen myös jätevedenpuhdistuksessa sen myrkyllisyyden takia. Jätevedenpuhdistusprosesseissa sitä poistetaan ioninvaihdolla, käänteisosmoosilla ja denitrifikaatiolla (Housecroft & Sharpe 2001: 337).

Fosforilla on tärkeä osa kasvien ja eläinten kudoksissa, ja se on myös runsaasti käytetty lannoitteissa, puhdistusaineissa ja elintarvikkeiden lisäaineissa. Sillä on tärkeä rooli myös terästeollisuudessa (Housecroft & Sharpe 2001: 315-316), mutta sitä päätyy ympäristön vesiin eniten maataloudesta. Merkittäviä kuormittajia ovat myös asuma- ja teollisuuden jätevedet, avohakkuut sekä metsämaan ojitus (Lahermo et al. 1996: 51). Veden fosforikuormat kasvavat suurten virtaamien yhteydessä (Bannerman et al 1993: 258), vesistöihin joutuessaan fosforikuormat aiheuttavat kasvavaa rehevöitymistä. Fosfori on olennainen ravinne Suomen vesissä ollen samalla kasvua rajoittava tekijä. Urbanialueilla sitä pääsee vesiin jätteistä ja eläinten jätöksistä sekä puistoalueiden ja puutarhojen lannoitteista (Melanen 1981: 135).

Rikki on yleinen epämetalli, jolla on elintärkeä merkitys kasvien ravinnekierrolle. Sitä esiintyy merivesissä pääosin sulfaattina (SO_4^{2-}), jossa sen lähteitä ovat savi- ja silttikerrostumat sekä happamat sulfaattirannikot esimerkiksi Pohjanmaalla. Sulfaatti on helposti mobilisoituva, ja sen kulkeutumista edistää veteen liuenut humusaine (Gobran & Clegg 1992 cit. Lahermo et al. 1996: 40), tosin se voi pohjasedimenteissä pelkistyä takaisin sulfidi-ioniksi. Suomen purovesien SO_4^{2-} -pitoisuudet ovat tavallisesti 1.0-35 mg/l, keskiarvon ollessa 7.7 mg/l, ja spatiaalinen vaihtelu pitoisuuksissa on suurta. Etelä-Suomessa pitoisuudet ovat vähintään 5-10 mg/l (Lahermo et al. 1996: 39-40).

Suomen pintavesien typpi- ja fosforikuormituksesta suurin osa johtuu maatalouden aiheuttamasta hajakuormituksesta (TN 53 %; TP 63 %). Yhdyskunnat ovat merkittävin pistekuormituslähde sekä fosforille että typelle. Voidaan siis ajatella, että urbanisaation myötä typen ja fosforin kokonaismäärät pienenevät maatalouden väistyessä, mutta monien haitta-aineiden pitoisuudet kasvavat (Pietiläinen 2008: 26).

6.5.6 Halogeenit

Jaksollisen järjestelmän elektronegatiivisin ryhmä on halogeenit, jotka esiintyvät luonnossa liukoisina halogenidi-ioneina. Ryhmän pysyvin ja runsain alkuaine on kloridi (Cl⁻), jonka luonteeseen kuuluu sen reagoimattomuus muiden aineiden kanssa. Sitä vapautuu ympäristöön maasälvän ja kvartsin rapautumisesta, ja sitä kulkeutuu mereltä mantereelle kuivana ja märkänä laskeutumaan. Meri on yksi merkittävistä kloridilähteistä, esimerkiksi Helsingissä korkeat kloridipitoisuudet ovat peräisin vanhan merenpohjan jäännössuoloista, tiesuolan ohella (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 2011: 2). Rannikoiden sedimenteissä on vielä jäljellä jääkauden jälkeisiä jäännössuoloja, joista vapautuu kloridia. Purovesien kloridipitoisuudet ovat yleensä 0.5-15 mg/l keskiarvon ollessa 3.5 mg/l. Vesien taustapitoisuudet ovat suurimmat rannikkoalueilla, 1-3 mg/l. Maantieteellisestä historiastaan johtuen Suomen kaivovesien kloridipitoisuudet ylittävät paikoin talousvedelle asetetut raja-arvot (Lahermo et al. 1996: 43-44).

Kloridin antropogeenisiä lähteitä ovat paperiteollisuus, vedenpuhdistus sekä kemikaaliteollisuus. Paperiteollisuus käytti kloridia laajalti paperinvalkaisussa, mutta muut kemikaalit ovat vähentäneet sen käyttöä enenevässä määrin (Housecroft & Sharpe 2001: 381). Tiesuolauksen katsotaan lisänneen Suomen virtavesien fluoridin ja kloridin määriä. Vuosien 1990 ja 2006 välillä pitoisuudet nousivat 1.6 mg:sta 1.8 mg/l:aan. Tutkimuksellisesti on kuitenkin hankalaa erottaa pelkän tiesuolauksen osuutta kasvuun. (Melanen 1981: 135; Lahermo et al. 1996: 43; Tenhola & Tarvainen 2008: 25).

6.6 Huleveden kemiallisen laadun parantaminen

Hulevesien kemialliseen laatuun kyetään vaikuttamaan parhaiten puuttamalla suoraan päästölähteisiin ja tarkastelemalla niitä valuma-alueella. Hulevesien laadun parantamista voidaan kannustaa myös taloudellisilla eduilla. Hulevesijärjestelmien kustannukset voidaan jakaa karkeasti rakentamiseen, kuljetuksiin, kaivorakenteisiin ja materiaaleihin ja tierakenteisiin. Käytännössä hulevesiratkaisujen voidaan nähdä liittyvän aina maankäytön innovaatioihin (Ha & Stenstrom 2003: 4222).

Erilaiset biosuodatusratkaisut ovat osoittautuneet tehokkaiksi veden kiintoaineen poistomekanismiksi. Myös ravinteiden kohdalla saatiin positiivisia tuloksia. Ratkaisujen tehokkuuteen vaikuttaa muun muassa käytettävä kasvillisuus. Jotta menetelmillä saataisiin haluttuja vedenlaadullisia tuloksia, olisi valuma-alueen alasta vähintään 2 % hyvä olla biosuodatusratkaisuja (Bratieres et al. 2008: 3939).

Viivytyksaltaiden tapauksessa kemiallisen vedenlaadun parannuksiin tähtäävillä ratkaisuilta nähdään myös haittapuolensa. Haitta-aineiden akkumuloituminen viivytyksaltaisiin altistaa altaan organismit kuormitukselle. Myös raskasmetallit ovat altaiden kontekstissa mielenkiinnon kohteena niiden pysyvyyden ja toksisuuden takia (Camponelli et al 2010: 2143). Suurimmat ainepitoisuudet esiintyvät altaassa heti pohjan pintaosissa, ja ne pienentyvät nopeasti syvyyden kasvaessa. Näin on osoitettu olevan esimerkiksi lyijyn ja sinkin tapauksissa. Syvyyden kasvaessa mineralisaatio ja raekoko kasvoivat haitta-ainepitoisuuksien pienentyessä (Deschesne et al 2004: 197, 204).

Viivytyksaltaat tulisikin suunnitella huolella, jotta vältetään maaperän ja pohjaveden mahdollisilta kontaminaatioilta. Viivytyksaltaiden etuina nähdään huleveden määrän pienentäminen, veden kuorman supistaminen sekä pohjaveden muodostumisen kasvu. Niiden merkitys korostuu esimerkiksi pysäköinti- ja liikennealueilla (Deschesne et al 2004: 189-190).

7. AINEISTO JA MENETELMÄT

Perinteisesti ympäristöntutkimuksessa tarvitaan pitkiä aikasarjoja ja tietoja ilmiöiden pitkäaikaismuutoksista (mm. Kajander 1986: 7). Tässä tutkimuksessa on käytössä ympäristötutkimuksen näkökulmasta lyhyt havaintojakso, mutta aineistoa on pyritty käsittelemään siten, että lyhyelläkin jaksolla kyetään tunnistamaan selkeimmät muutokset ja ilmiöt. Kemiallinen analyysi muodostuu neljästä vaiheesta: näytteenotto ja säilytys; näytteen esikäsittely; näytteen määrittäminen ja tulosten laskeminen sekä niiden luotettavuuden arviointi (Virkanen et al. 2011: 30).

7.1 Näytteenottopaikat ja näytteenotto

Ensimmäiset vesinäytteet kesältä 2010 kerättiin manuaalisesti näytteenottovarren kanssa hulevesiputkien suulta ja Veräjämäessä kaivonkannen alta suoraan viemäriputkesta. Syksyllä 2010 näyteasemien automaattilaitteiston asentamisen myötä näytteet muuttuivat kahden viikon jaksoja kuvastaviksi kokoomanäytteiksi, kun kesän 2010 näytteet kuvasivat ainoastaan näytteenottohetken vesien tilaa. Laitteisto asennettiin syyskuussa 2010. Ainoastaan metallianalyysien näytteet on kerätty aina näytteenhakuajankohtana, jolloin ne kuvastavat ainoastaan näytteenhaun aikaista veden tilaa. Ratkaisuun päädyttiin näytteiden ja tulosten laadun takaamiseksi.

Itä-Pasilan näytteenottopaikka sijaitsee Mäkelänkatu 49:n kohdalla Mäkelänrinteen uimahallin sisäänajoportin ja kevyen liikenteenväylän välillä paikassa, missä hulevesiputki purkautuu kaupunkiojaan. Puro jatkaa tästä länteen avonaisessa uomassa urheilukentän pohjoispuolitse ja Vallilan siirtolapuutarhan läpi. Hermannin rantatien kohdalla se kulkee putkessa ja Arabianrannassa se kulkee jälleen avouomana laskien lopulta Vanhankaupunginselällä mereen.

Pihlajamäessä näytteenottoasema sijaitsee Helsingin kaupungin nuorisoasiainkeskuksen Nuorisopuiston yhteydessä Jengipolulla. Näyteaseman kohdalla hulevesi johdetaan maanpinnan alapuolisessa putkessa luoteeseen, missä se purkautuu rakennettuun ojaan noin 40 metriä myöhemmin. Oja on vastikään kunnostettu ja se on pengerrytetty kivetyksin ja maisemoitu onnistuneesti. Ojan tilaa leimaa usein roskaisuus, mutta se ei ole tulvinut ympäristöön edes sulamisjaksolla.

Veräjämäen näytteenottopaikka sijaitsee aivan Pikkukosken uimarannan kupeessa Pikkukoskentien päässä, kevyen liikenteen väylän ja pysäköintialueen välissä. Valuma-alueen topografia viettää näyteasemalle voimakkaasti. Näyteaseman kohdalla valuma-alueen hulevesiputki laskee etäämmältä johdettuun huleveteen, jonka putki laskee avo-ojaan noin 60 metriä etelämpänä. Oja laskee lopulta Vantaanjokeen.

Jokaiselta näyteasemalta haettiin kokoomänäytteet joka toinen maanantai-ilta. Lisäksi haettiin satunnaisia näytteitä esimerkiksi sulamiskauden ajalta keväällä 2011 sekä Itä-Pasilan asemalta 13.6.2011 yksi näytesarja kuvastamaan sateenaikaista vedenlaatua ja mahdollista ensihuuhtoumaa.

7.2 Mittausasemien laitteisto ja anturit

Mittausaseman laitteisto sijaitsee kahdessa paikassa. Itse hulevesirummussa sijaitsee anturit sekä ja näytteenottimen putki. Syksyllä 2010 putkiin asennettiin myös lämpökaapelit estämään laitteistoa jäätyästä kylmällä kaudella. Lisäksi jokaiseen putkeen on rakennettu akryylimuovista muotoonsahattu lippa, jonka tarkoitus on pitää putkessa aina sen verran korkea vedenpinta, että anturit kykenisivät mittaamaan eivätkä ne kuivuisi. Todellisuudessa nämä lipat myös keräsivät kiintoainetta antureiden luo ja vaativat siksi jatkuvaa uoman manuaalista puhdistamista.

Näytepisteen yläpuolelle rakennettiin 20 mm paksusta vesivanerista näytelaatikko, johon sijoitettiin näytteenotin, antureiden monitorit, modeemi ja vikavirtasuojia. Laatikon kaikki ulkopinnat eristettiin 50 mm paksulla Xps-eristelevyllä lämmöneristyksi. Talvikaudella laitteistoa ja näytteitä estetettiin jäätyästä pakkasvahdein ja lämpimän aikaan näytteitä varastoitettiin näyteasemalle asennetussa jääkaapissa. Näytteenotin siirsi näytteet suoraan jääkaapin astiaan. Vesinäytekanisteri ja sen sisältö pyrittiin pitämään optimilämpötilassa viileänä ja silti sulana. Laitteisto toimi moitteettomasti läpi kylmien talvikausien. Kovimpien pakkasten aikaan putkistossa analysoitiin satunnaista vir-

taamaa, mutta itse näyteastia näytteineen ehti ajoittain jäätyä. Näytteelle suoritettiin välisulatus jotta niistä saatiin eroteltua talteen tarvittava määrä näytettä, ja tämä välivaihe on saattanut vaikuttaa vedenlaatuun ja tuloksiin.

Sähkö johdettiin näyteasemalle lähimmältä mahdolliselta yhteistyökumppanilta, ja sähkönkulutusta seurattiin sähkömittarein. Thermo Turbidimeter -sähkönjohtokykyanturi ja RT1142-sameusanturi sekä POA-V1H1KT-virtaama-anturi mittasivat olosuhteita jatkuvasti, ja niiden mittaus-tulokset tallentuivat näyteaseman OCM Pro CF -mittauslaitteen muistikortille ja siirtyivät Labcom 200 -tiedonsiirtoyksikön avulla reaaliajassa myös verkkoon luettaviksi. Laitteiden käyttöalueeksi ilmoitettiin -20...+50 °C. Virtaama-anturina käytettiin vesi-ultraäänianturia, joka pultattiin kiinni hulevesirummun pohjaan. Muut anturit ja näytteenottimen pään sai tarvittaessa irrotettua huoltoa ja puhdistamista varten.

Näytteenotto suoritettiin virtaamapainotteisella automaattisella Aquacell S50-näytteenottimella. Laitteelle oli määritetty tietty virtaamataajuus, jonka välein laite nosti hulevesiputkesta 150 millilitraa näytettä. Näytteet kerättiin talviaikaan Plastexin 10 litran HDPE-kanisteriin ja muulloin Plastexin 5 litran HDPE-kanisteriin, sillä 10 litran kanisteri ei olisi mahtunut näyteaseman jääkaappiin. Näyteastioiden valinnassa kiinnitettiin huomiota kontaminaation välttämiseen ja sekä varastoinnin mahdollistamiseen näyteasemalla. Väärillä materiaalivalinnoilla näytteet voidaan altistaa kontaminaatiolle ja on riski, että näytteistä siirtyy aineita säilytysastioiden pintoihin (Utriainen et al. 2006: 20). Kokoomanäytteet noudettiin asemilta kahden viikon välein. ICP-MS-analyyseja varten jokaisella näytteenhakukerralla otettiin myös 100 ml näytettä happopestyyn HDPE-pulloon. Kaikki käytetyt astiat huuhdeltiin näytteellä ennen käyttöä. Metallianalyyseja ei suoritettu kokoomanäytteistä, sillä näytteenottimen voitiin olettaa vaikuttaa näytteiden metallipitoisuuksiin.

Tulosten luotettavuuden takaamiseksi näyteasemien laitteistoa huollettiin säännöllisesti ja hulevesiputki tyhjennettiin kiintoaineesta. Laitteiston ylläpito ja huolto sekä satunnaiset vahingot ovat aiheuttaneet aineistoon katkoksia, joiden ajalta aineistoa on jouduttu mallintamaan. Mallinnetut ajanjaksot on mainittu tuloksissa erikseen.

7.3 Näytteiden esikäsittely, säilytys ja analysointi

Laboratoriossa näytteet preparoitiin ja analysoitiin. Tässä tutkimuksessa on pyritty analysoimaan maankäyttöluokkia hyvin edustavia parametreja. Alla (Taulukko 11) on esitetty tässä tutkimuksessa tarkasteltujen parametrien analysointiin käytettyjen näytteiden säilytys, analysointimenetelmä sekä työssä sovellettu standardi. Jos määritettävillä aineilla on ollut analyysissa määritysraajat, on ne esitetty samassa taulukossa.

Laboratoriossa kokoomanäytteestä siirrettiin pakastimeen 1500 ml näytettä jokaisen näytteenhakukerran jälkeen. Näytteet pakastettiin 1000 ml ja 500 ml HDPE-pulloissa, jotka huuhdeltiin näytteellä ennen varsinaisen näytteen talteenottoa. Lisäksi näytteenhakukertaa kuvaavasta happokestävytyyn astiaan otetusta vesinäytteestä suodatettiin laboratoriossa kaksi rinnakkaista 10 ml näytettä koteloidulla 0.40-0.45 µm kalvosuodattimella, joka kiinnitettiin suodatuksessa 10 ml injektoruiskuun. 0,45 µm huokoskoon katsotaan edustavan kiintoaineen ja liuenneen aineen rajaa (Eaton 1995, cit. Virkanen et al. 2011: 18) Nämä näytteet happokestäväitiin 50 µl Superpure-luokan HNO₃-happoa ja säilytettiin pimeässä ja viileässä analyysiin asti. Syksyn 2010 näytteissä havaittiin hapon annostelijasta johtuvaa raudan kontaminaatiota, jonka osuus poissuljettiin tuon ajanjakson näytteiden tuloksista.

Tulosten luotettavuuden varmistamiseksi laboratorioanalyysissä käytettiin myös standardinäytteitä ja tunnettujen pitoisuuksien vertailunäytteitä sekä puhtasainenollia. ICP-MS-analyysia varten valmistettiin nollanäytteitä sekä näytteiden kestäväinnin laaduntakaamiseksi että itse näyteajon laadun varmistamiseksi.

Taulukko 11. Tutkimuksessa tarkasteltujen aineiden menetelmät, käytetyt standardit ja vertailumateriaalit sekä mahdolliset määrittärajat. Vertailumateriaalit: VKI (Drinking water); LL1, LL2, VER, Lethbridg-03, Nutrients)

Analysoitava aine	Näytteen säilytys	Menetelmä	Standardi	Vertailumateriaali	Määrittärajana
Kiintoaine	Pakastus	Suodatus	SFS-EN 872		
Orgaaninen kiintoaine	Pakastus	Suodatus, hehkutus	SFS 3008		
Liennut aine	Pakastus	Suodatus, kuivaus			
Kationit (Ca ²⁺ , Na ⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺)	Pakastus	IC	SFS-EN ISO 14911	VKI, Lethbridg-03, Nutrients	
Anionit (SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻)	Pakastus	IC	SFS-EN ISO 10304-1	VKI, Lethbridg-03, Nutrients	
V	Suodatus, happokestäväointi	ICP-MS	SFS 3044	LL1, LL2, VER	0.07
Mn	Suodatus, happokestäväointi	ICP-MS	SFS 3044	LL1, LL2, VER	0.15
Fe	Suodatus, happokestäväointi	ICP-MS	SFS 3044	LL1, LL2, VER	1.43
Ni	Suodatus, happokestäväointi	ICP-MS	SFS 3044	LL1, LL2, VER	0.04
Cu	Suodatus, happokestäväointi	ICP-MS	SFS 3044	LL1, LL2, VER	0.12
Zn	Suodatus, happokestäväointi	ICP-MS	SFS 3044	LL1, LL2, VER	1.27
Ge	Suodatus, happokestäväointi	ICP-MS	SFS 3044	LL1, LL2, VER	0.09
Cd	Suodatus, happokestäväointi	ICP-MS	SFS 3044	LL1, LL2, VER	0.01
Sn, Tl, Pb	Suodatus, happokestäväointi	ICP-MS	SFS 3044	LL1, LL2, VER	0.01

7.3.1 Kiintoainesuodatus

Suodatuksen avulla näytteistä kyettiin analysoimaan kiintoaineen, orgaanisen kiintoaineen ja liukoisen aineen määrät sekä pitoisuudet. 1000 ml tilavuuteen pakastettu vesinäyte sulatettiin kiintoainesuodatusta varten. Voimakkaasti ravistettua ja täysin sulanutta näytettä suodatettiin $\varnothing > 47 \mu\text{m}$ lasikuitusuodattimen läpi, 250 ml erissä, kunnes suodatusnopeus hidastui merkittävästi. On toki huomioitava, että pakastaminen voi aiheuttaa näytteen kiintoaineen hajoamista ja liukoisten aineiden sakkautumista (Utriainen et al. 2006). Lisäksi osassa näytteistä kiintoainetta jäi näytepullon sisäpinnoille silminnähden paljon.

Suodatuksen jälkeen lasikuitusuodatin siirrettiin lämpökaappiin $105 \text{ }^\circ\text{C}$ lämpötilaan kuivumaan. Suodatetusta vesinäytteestä erotettiin 100 ml kuivaan dekkalasiin, ja näyte kuivattiin $105 \text{ }^\circ\text{C}$ lämpökaapissa. Kuivunut dekka punnittiin liuenneen aineen määrän selvittämiseksi näytteestä. Kuivunut lasikuitusuodatin punnittiin ja siirrettiin upokkaassa hehkutusuuniin yhdeksi tunniksi $550 \text{ }^\circ\text{C}$ lämpötilaan. Lopuksi suodattimet punnittiin uudelleen.

7.3.2 ICP-MS

Tällä hetkellä ICP-MS eli plasmaemissiomassaspektrometria on yksi parhaista epäorgaanisen kemian analyysijärjestelmistä, sillä se mittaa laajan skaalan alkuaineita jo hyvin matalilla ($0,1 \mu\text{g/l}$) pitoisuuksilla perustuen alkuaineiden massa-varaussuhteeseen. Typpeä, kloridia ja fluoridia ei pystytä määrittämään, vaan ne analysoidaan ionikromatografilla (IC), jolla on mahdollista määrittää ionimuotoisia aineita (Virkanen et al. 2011: 68, 83). Ionimuotoiset ravinteet määritettiin ionikromatografilla, jonka etuna useamman alkuaineen samanaikainen analysointi, mutta riskinä herkkyys kiintoaineelle ja pH-vaihteluille (Manahan 2005: 688, 691; Heikkilä et al. 2009: 61, 71-72).

Urbaanit vesinäytteet voivat sisältää myös vaarallisia yhdisteitä esimerkiksi lääke- ja desinfiointiaineista sekä mikrobisista myrkyistä. Näitäkin aineita voidaan tarvittaessa määrittää näytteistä kromatografialla ja massaspektrometrilla. (Manahan 2005: 696-698) Lähtökohtaisesti urbaanivedet voivat sisältää odottamattomia aineita ja pitoisuuksia, joten määritettävät aineet tulee aina valita valuma-alue tuntien ja tarvittaessa vesinäyte laimennetaan analyysija varten. Tässä tapauksessa vain Pasilan 13.6. 2011 sadetapahtuman näytteet laimennettiin suoraan 1:10. Muutoin näytteet ajettiin sellaisenaan ja laimennettiin uutta ajoa varten, jos analysoitujen pitoisuuksien havaittiin nousevan yli suurimpien standardien pitoisuuksien. Käytännössä oli mahdotonta valikoida laimennettavat näytteet etukäteen näytesarjan suuren vaihtelun takia. Laadunvarmistuksen takaamiseksi jokaisesta näytteestä analysoitiin kaksi rinnakkaista versiota. ICP-MS-ajojen yhteydessä näytteiden pitoisuudet ja laitteiston ongelmat aiheuttivat vastoinkäymisiä, mitkä johtivat näytteiden loppumiseen ennen luo-

tettävien pitoisuuksien analysoimista. Näiden näytteiden kohdalla on esitetty analysoidut pitoisuudet, mutta luotettavan skaalan yli menneet näytteet on suljettu pois tilastollisesta tarkastelusta. Osassa näytteistä ja parametreista pitoisuudet osuivat alle määrittämissä rajoissa, jolloin näistä näytteistä on käytetty tilastollisessa tarkastelussa määrittämissä rajoissa arvoa.

ICP-MS-analyseissa käytettiin kuuden standardinäytteen sarjaa sekä rinnakkaisnäytteet vertailunäytteitä LL1 ja LL2. Ensimmäisten ajojen pohjalta näytteiden oletettiin myös sisältävän germaniumia, jonka takia germaniumista tehtiin oma vertailunäytteesä. Nollanäytteitä oli sekä kultakin näytteen esikäsittelykerralta työn laadun testaamiseksi, että puhtasainenolla itse analyysin laadun varmistukseen.

7.3.3 Ionikromatografia

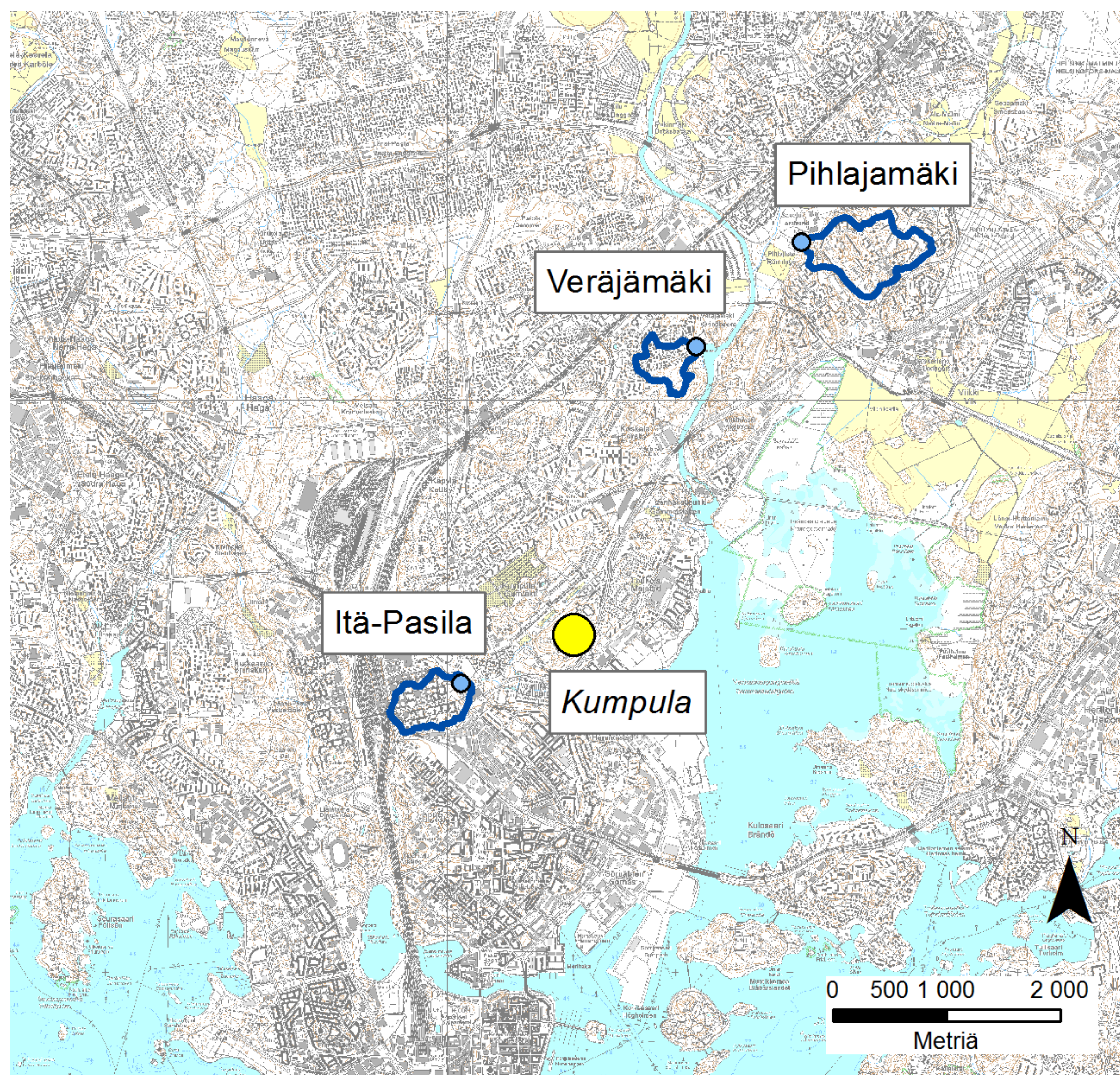
Jäädetyistä kokoomanäytteistä analysoitiin tärkeimmät liukoisten ravinteiden ainepitoisuudet ionikromatografian avulla. Ionikromatografialaitteistona käytettiin luonnonmaantieteen laboratorion Metrohm MIC-12 ionikromatografia ja Metrohm 788 näytteenottojärjestelmää. Laitteiston avulla vesinäytteistä määritettiin liuenneiden kationien ja anionien pitoisuudet, ja jokaisesta näytteestä kyettiin analysoimaan sekä anionit että kationit samanaikaisesti. Näytteistä analysoitiin vesissä tavattavat tavallisimmat kationit K^+ , Na^+ , Ca^{2+} ja Mg^{2+} (Drever 1997:188) ja anionipuolelta Cl^- , NO_3^- ja SO_4^{2-} . IC-analytiikka on kiistatta paras vaihtoehto näiden anionien määrittämiseen vesinäytteistä (Virkanen et al. 2011: 59).

IC-analysoitavat näytteet pipetoitiin samana päivänä sulatetuista vesinäytteistä. Jokaisesta näytteestä pipetoitiin kaksi anioni- ja kaksi kationinäytettä, joista kationinäytteisiin pipetoitiin 10 ml näytteen päälle 0.1 ml 0.2 M HNO_3 -happoa. Kaikkien näytteiden analysoinnissa käytettiin samoja standardeja, mutta näytteitä laimennettiin ennako-olettamusten pohjalta. Itä-Pasilan näytteet laimennettiin 1:20 ja Veräjämäen 1:2. Pihlajämäen näytteet analysoitiin sellaisenaan. Jokaisesta näytteestä analysoitiin kaksi rinnakkaista versiota tulosten luotettavuuden takaamiseksi. Itse valmistettujen standardiliuosten joukko käsitti kuusi anioni- ja kuusi kationistandardia, joiden skaala pyrki edustamaan näytteiden pitoisuuksien skaaloja.

Paikoin analysoidut pitoisuudet olivat alle määrittämissä rajoissa, jolloin arvo on visualisoitu kuvaajassa arvona nolla. Jos taas tutkimusjaksolta ei ole saatu näytettä, josta pitoisuudet olisi voitu analysoida, ei tältä jaksolta esitetä pitoisuuksia lainkaan, edes nolla-arvona. Analysoidut ravinnepitoisuudet esitetään valuma-aluekohtaisesti eroteltuna anioneihin ja kationeihin. Näihin keskinäisiä riippuvuussuhteita ja korrelaatiota käsitellään tuloksissa myöhemmin.

7.4 Sademäärä ja säähavainnot

Tulosten tarkastelun tukena sovelletaan Helsingin yliopiston keräämää ilmastodataa. Sademääräaineisto on kerätty Kumpulan kampuksen Physicum-rakennuksen katolta 50 metrin korkeudesta (Kuva 12). Mittausaseman aineistoa on sovellettu kaikkiin kolmeen näytepisteeseen. Matkaa Kumpulan näyteasemalta on Itä-Pasilan näyteasemalle noin 1060 metriä, Pihlajamäen näyteasemalla 3800 ja Veräjämäen asemalle 2700 metriä. Vaikka kaupunki-ilmasto voi vaihdella voimakkaasti jo lyhyillä spatiaalisilla välimatkoilla, käytetään tässä yhteydessä ainoastaan Kumpulan mittausaseman dataa. Lämpötila- ja sademääräaineistoa on 30 minuutin resoluutiolla ja siitä on laadittu vuorokausikohtaiset keskiarvot sekä sateen vuorokautiset sadesummat.



Kuva 12. Tutkimuksen valuma-alueet ja Kumpulan sääaseman sijainti (Paikkatietoaineisto: MML 2011a).

7.5 Tarkasteltavat parametrit

Tarkastellun ajanjakson virtaamadatasta tarkastellaan tunnuslukuja, joiden avulla voidaan havaita spatiaalisia ja temporaalisia trendejä valuma-alueiden virtaamaolosuhteissa. Alivaluma tarkoittaa tarkasteltavan ajanjakson pienintä valumaa ($l/s/km^2$). Suomen ilmaston vaihteluista johtuen hydrologinen vuosi jakautuu kahteen alivalumakauteen. Talvialivalumien kausi on 1.11.-30.4 ja

kesäalivalumien kausi 1.5-31.10. (Mustonen 1971: 3). Ylivaluma on tarkasteltavan ajanjakson suurin valuma ($l/s/km^2$) Valuman tunnusluvut on johdettu tarkastellun ajanjakson vuorokausivalumien pohjalta.

7.6 Tulosten luotettavuus ja virhelähteet

Tutkimusajanjakso on pitkä, joten siihen mahtuu myös katkoksia aineistossa. Pääosin katkokset johtuvat laitteistoon liittyvistä ongelmista, kuten sähkökatkoista tai kovasta pakkasesta. Varsinkin johtokykyanturin kanssa oli ajoittain haasteita. Tällaiset lyhyet, maksimissaan vuorokausien katkokset aineistossa on pyritty mallintamaan Ilmatieteenlaitoksen säädataan sekä muihin havaintoihin pohjautuen. Lisäksi aineistossa oli havaittavissa katkoja aina suurten sateiden yhteydessä, kun suuri äkillinen hulevesivirtaama toi antureiden päälle paljon kiinteää ainetta peittäen anturit. Anturistoa huollettiin ja puhdistettiin säännöllisesti. Automaattilaitteissa voi esiintyä satunnaisia mittausrvirheitä jotka siirtyvät sellaisinaan dataan.

On myös huomioitava, että antureille asetetut mittausskaalat eivät aina riittäneet mitta-asemiemme vedenlaadun mittaamiseen. Johtokyvyssä ja sameudessa vedenlaatu saattoi ajoittain nousta yli anturin mittausskaalan tai laskea määrittelyalueen alapuolelle. Nämä minimi- ja maksimiarvot on käytetty tilastollisissa analyyseissa sellaisenaan. Näytteenotossa laitteisto ja välineet ovat voineet kontaminoida näytteitä ja talvikaudella näytteiden jäätyminen ja välisulatus on voinut vaikuttaa tuloksiin.

Kiintoainepitoisuuksien tapauksessa näytteenottimen nostama näyte ei ole homogeeninen otos virtaamasta. Voimakkaiden virtaamien yhteydessä huleveden mukana valuma-alueelta purkautuu paljon sekä orgaanista että epäorgaanista kiintoainetta ja esimerkiksi suuria kivenmurikoita. Näiden osuutta tai määrää ei voida arvioida kokoomanäytteiden avulla, mutta ne on havaittu kenttätöiden ja puhdistustöiden yhteydessä. Lisäksi vuosikuormituksen laskennallisessa arviossa vaikuttaa Pihlajamäeltä purkautuva ylimääräinen vesi, jonka todellinen kuormitus voi olla pienempää kuin itse huleveden. ICP-MS:llä analysoidut pitoisuudet eivät edusta kokoomanäytteitä vaan näytteenhakuajankohdan vedenlaatua. Näiden pitoisuuksien pohjalta lasketut kuormitusarvot eivät välttämättä vastaa todellisia kuormituksia.

Näytteiden pitoisuuksia on voinut vääristää mahdollinen kontaminaatio näytteenottimessa ja/tai näyteastioissa sekä analyysien aikaiset kontaminaatiot. Myös laitteiston kalibraatio- ja mittausrvirheet ovat voineet vääristää tuloksia. Osassa näytteitä pitoisuudet olivat odotettua suurempia ja näin yli määrittelyrajan. Näiden näytteiden tapauksessa näyte analysoitiin uudelleen laimennettuna pitoisuuden varmistamiseksi.

Laboratorioanalyysien luotettavuuden varmistamiseksi jokaisessa näytesarjassa analysoitiin rinnakkaisnäytteitä sekä vertailunäytteitä ja puhdasaineenollanäytteet. Ionikromatografian vertailunäytteiden ja standardien sekä ICP-MS:n (plasmaemissiomassaspektrometria) avulla määritettyjen hivenaineiden saanto on esitetty alla. Vaihtelukerroin kuvaa näytteiden analyysin toistettavuutta ja näytteiden rinnakkaisanalyysien täsmällisyyttä (Virkanen et al. 2011: 94). Näytteiden vaihtelukertoimet ovat laboratorion sisäiselle uusittavuudelle asetettujen raja-arvojen sisällä.

Taulukko 12. Näyteanalyysien saannot ja vaihtelukertoimet.

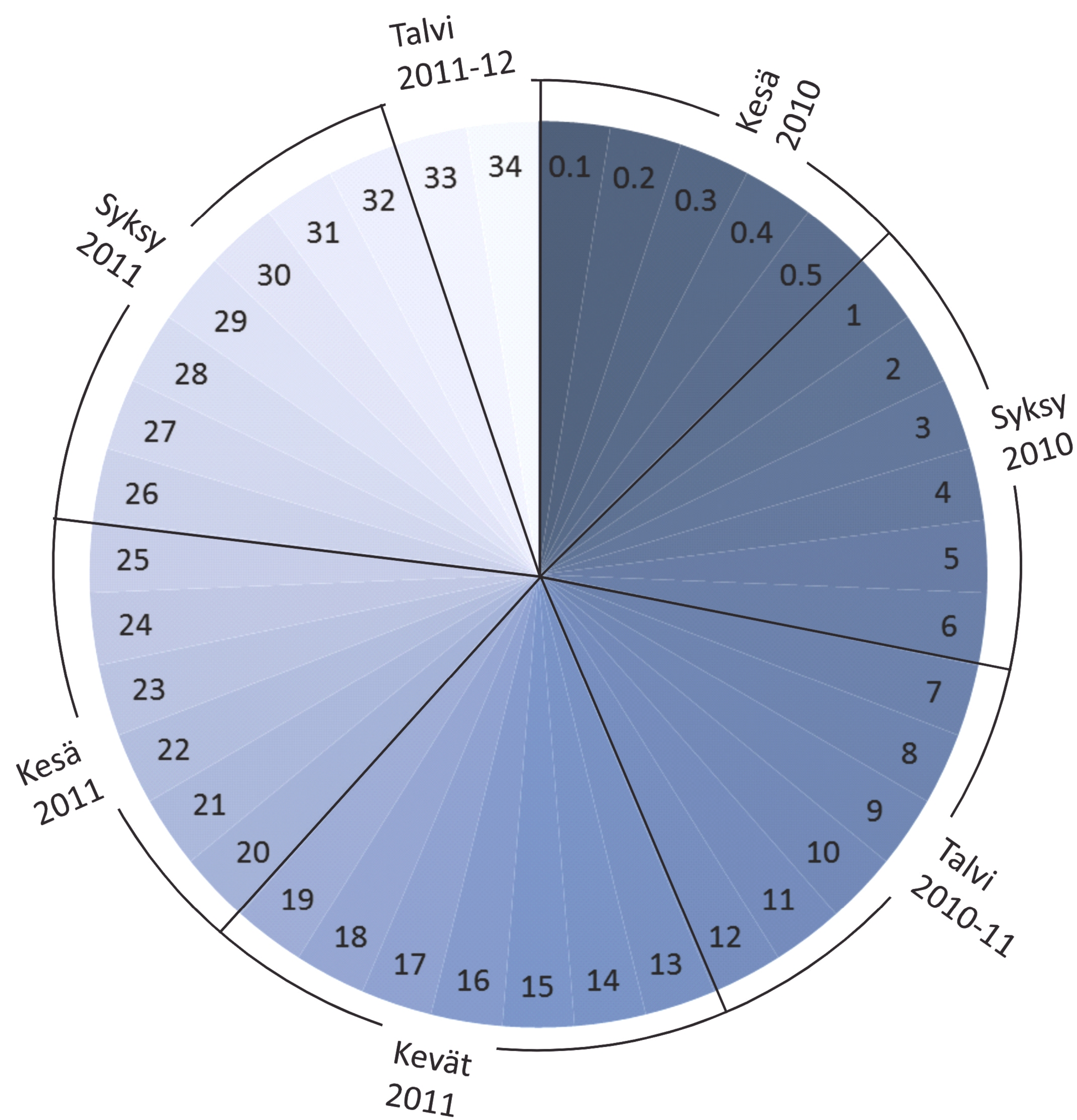
	Saanto alin (%)	Saanto ylin (%)	Saanto keskimäärin (%)	Vaihtelukerroin
Cl	84.1	118.5	101.9	1.06
NO ₃	80.6	200.2	106.4	5.14
SO ₄	85.0	122.8	103.7	3.39
Na	97.8	117.6	101.4	1.99
K	97.7	138.0	103.6	1.61
Ca	94.0	156.5	104.8	4.08
Mg	96.0	136.9	101.9	2.79
V	95.5	108.2	101.3	3.70
Mn	94.4	110.1	100.7	4.91
Fe	97.5	109.0	102.2	12.68
Ni	98.2	120.9	104.5	4.32
Cu	99.1	121.2	105.7	5.96
Zn	96.5	118.6	106.0	9.86
Cd	94.0	109.0	101.2	7.59
Pb	91.3	114.1	103.1	14.77

7.7 Tutkimusjaksot

Tutkimusajanjakso jaettiin kahden viikon jaksoihin pohjautuen kokoomanäytteiden kattamiin ajanjaksoihin. Ajanjaksojen numerointi on esitetty alla (Taulukko 13), myös jaksojen jaottelu tarkasteltaviin vuodenaikoihin on esitetty (Kuva 13). Jakso 0.1-0.6 koostuvat todellisuudessa ainoastaan kertaluonteisista näytteistä, kun jaksot 1-34 kattavat kokoomanäytteitä ja anturidataa. Tutkimuksen tuloksia esiteltäessä kuvaajissa ja diagrammeissa on esitetty kaikki havaitut pitoisuudet. Tilastollisessa tarkastelussa on kuitenkin huomioitu ainoastaan kokoomanäytteiden ja niistäkin jaksot 1-32 näytteet, jotka on ryhmitelty tilastolliseen tarkasteluun vuodenaikojittain.

Taulukko 13. Tutkimusajanjakson jaottelu kahden viikon jaksoihin.

Jakso	Ajankohta	Jakso	Ajankohta	Jakso	Ajankohta
0.1	1.7 - 14.7.2010	9	3.1 - 16.1	22	4.7 - 17.7
0.2	15.7 - 29.7	10	17.1 - 30.1	23	18.7 - 31.7
0.3	30.7 - 11.8	11	31.1 - 13.2	24	1.8 - 14.8
0.4	12.8 - 25.8	12	14.2 - 27.2	25	15.8 - 28.8
0.5	26.8 - 9.9	13	28.2 - 13.3	26	29.8 - 11.9
1	10.9 - 26.9	14	14.3 - 27.3	27	12.9 - 25.9
2	27.9 - 10.1	15	28.3 - 10.4	28	26.9 - 9.1
3	11.10 - 24.1	16	11.4 - 24.4	29	10.10 - 23.1
4	25.10 - 7.11	17	25.4 - 8.5	30	24.10 - 6.11
5	8.11 - 21.11	18	9.5 - 22.5	31	7.11 - 20.11
6	22.11 - 5.12	19	23.5 - 5.6	32	21.11 - 4.12
7	6.12 - 19.12	20	6.6 - 19.6	33	5.12 - 18.12
8	20.12 - 2.1.2011	21	20.6 - 3.7	34	19.12 - 2.1.2012



Kuva 13. Tutkimusjaksojen ryhmittely vuodenajoina. Tätä jakoa käytetään tulosten esittämisessä kappaleessa 9.

8. TUTKIMUSALUEET

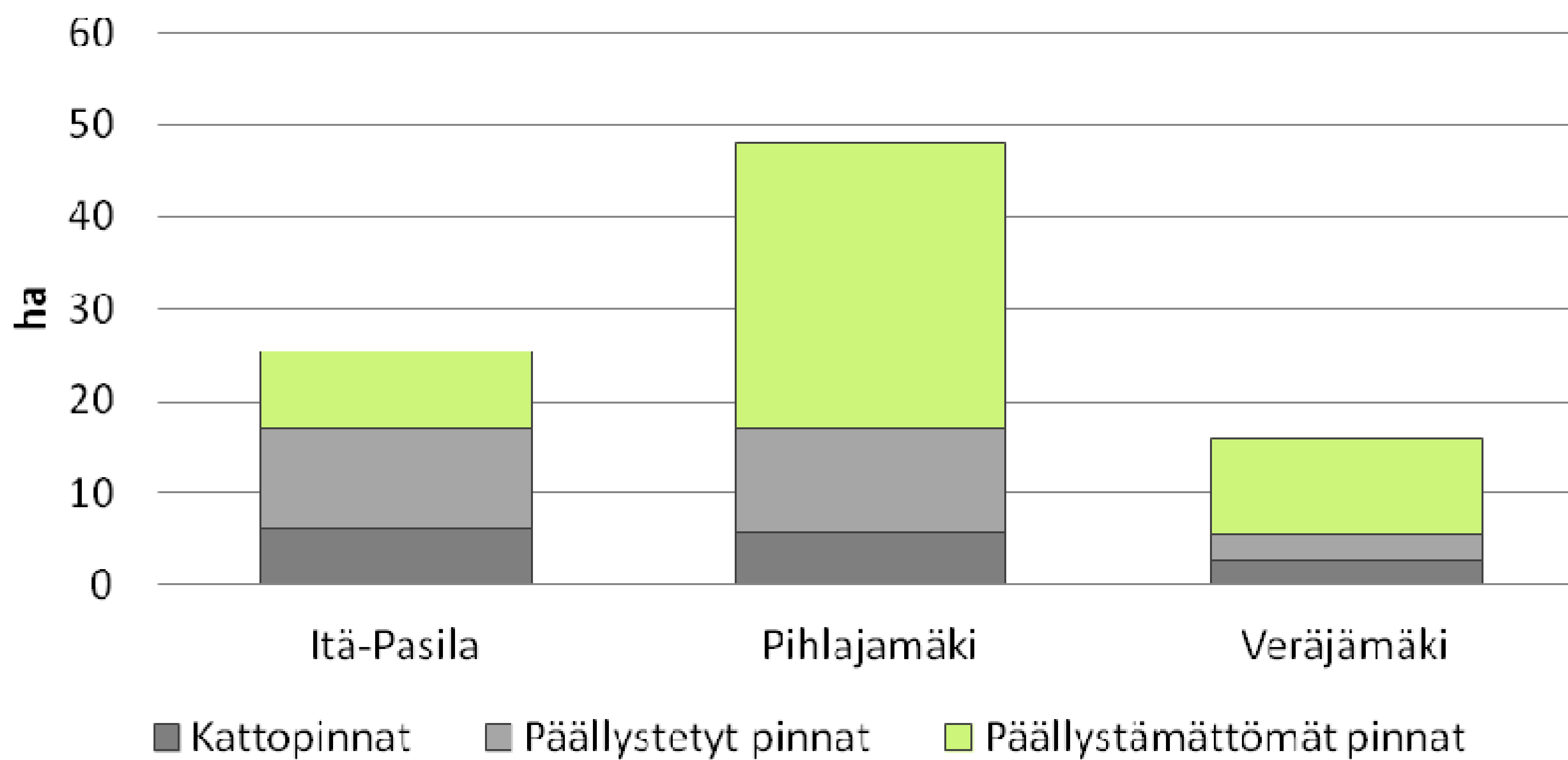
Tutkimukseen valittiin mukaan kolme helsinkiläistä pienvalluma-alueita, jotka edustaisivat keskenään mahdollisimman erilaista urbaanialueen maankäyttöä. Kaikkein tiiveimmän ja vilkkaimman maankäytön alue olisi luontevasti löytynyt Helsingin keskustasta, mutta vanhan infrastruktuurin takia näytteenotto olisi siellä ollut hankalaa yhteisviemäröinnin takia. Ongelmana pienten valuma-alueiden tutkimuksessa voi olla alueen herkkä reagointi vuodenaikoihin ja muihin muuttujiin. (Coulter et al.2004:1594, 1601)

Kaikki valitut valuma-alueet sijaitsevat Vantaanjoen valuma-alueella. Valuma-alue on yksi Suomen päävesistöalueista, ja sen pinta-ala on lähes 1700 km². Vantaanjoen järvisuusprosentti on vain 2.3 (Suomen päävesistöalueet 2012). Köppenin ilmastoluokituksessa valuma-alueet sijaitsevat kylmän talven vyöhykkeen lämminkesäisessä mannerilmastossa Dfb (Peel et al. 2007: 1641).

Helsingissä kaupunkisuunnittelu on painottunut ekologisten näkökulmien sijaan sosio-ekonomisiin, jonka myötä alueista on suunniteltu kaikille sopivia ja keskenään mahdollisimman homogeenisia (Setälä et al. 2010: 5). Tiiveintä kaupunkirakennetta valittiin edustamaan Itä-Pasila, jossa läpäisemättömä pinta on runsaasti ja viheralueita heikosti. Pihlajamäki ja Veräjämäki muodostavat Itä-Pasilan kanssa suoran linjan kantakaupungin koillispuolelle. Valuma-alueet luokiteltiin kolmeen luokkaan niiden maankäytön ja maapeitteen pohjalta, ja eri luokkien osuudet valuma-alueilla on esitetty alla (Taulukko 14, Kuva 14). Valuma-aluekohtaiset kuvaukset karttoineen jäljempänä. Itä-Pasilan päällystetyn alueen prosentuaalinen osuus 65.52 % on hieman suurempi kuin aikaisemmin esitetty (Taulukko 3) yleistety luokituksen esittämä hyvin tiiviin asuinalueen 55 %. Pihlajamäessä läpäisemättömien pintojen kokonaisosuus 35.8 % on vähemmän kuin maankäytön perusteella arvioitu tiiviin asuinalueen keskimääräinen osuus 45 %. Veräjämäellä päällystettyjen pintojen osuus 34.79 % on lähes sama kuin väljälle asuinalueelle arvioitu läpäisemättömien pintojen osuus 37 %.

Taulukko 14. Valuma-alueiden erilaiset pinnat sekä aloina että suhteellisina osuuksina valuma-alueen koko alasta.

	Katot (ha)	%	Muu päällystetty pinta (ha)	%	Päällystämättömät pinnat (ha)	%	Valuma-alue yhteensä (ha)
Itä-Pasila	6.17	24.41	10.90	43.11	8.21	32.48	25.27
Pihlajamäki	5.54	12.08	10.87	23.72	29.43	64.21	45.83
Veräjämäki	2.63	17.11	2.72	17.68	10.04	65.22	15.39



Kuva 14. Eri valuma-alueiden absoluuttiset erilaisten pintojen määrät hehtaareina.

Valuma-alueiden maanpeite eroaa sekä suhteellisesti että absoluuttisesti. Valuma-alueita luonnehtivat moreenialueilta paljastuvat kalliopaljastumat (Lundberg 2011: 7). Päällystämätön pinta, joka tavallisimmin on viheraluetta, kattaa enemmistön valuma-alueen alasta sekä Pihlajamäessä että Veräjämäellä, vaikka absoluuttisena arvona Pihlajamäen päällystämättömien pinta on kaksinkertainen suhteessa Veräjämäen vastaavaan. Eniten kattopintoja on sekä suhteellisesti että absoluuttisesti Itä-Pasilassa. Päällystettyjä pintoja on absoluuttisena arvona Itä-Pasilassa ja Pihlajamäessä lähes yhtä paljon, mutta niiden prosentuaalinen osuus valuma-alueen koko alasta on Itä-Pasilassa selvästi suurempi.

Urbaanialueilla, missä hydrologiaa luonnehtii vahvasti tehokas vesihuolto ja vesien hallittu poisjohtaminen, on tärkeää tarkastella myös valuma-alueen uomatiheyttä. Tämän tutkimuksen valuma-alueiden uomatiheydet on esitetty alla taulukkossa 15. Uomatiheys on tunnusluku, joka kuvastaa uomien, tässä tapauksessa ihmisen rakentamien hulevesiuomien määrää suhteessa valuma-alueen alaan. Mitä suurempi uomatiheys on, sitä tehokkaammin alue on hulevesiviemäroity ja sitä nopeammin huleveden odotetaan poistuvan valuma-alueelta. Lämpäsemättömyyskerroin taas kuvastaa valuma-alueen lämpäsemättömien alueiden määrää suhteessa valuma-alueen koko alaan. Uomatiheys on Itä-Pasilassa Helsingin puroihin (Taulukko 1) verrattuna suuri, mutta Pihlajamäessä ja Veräjämäellä tiheys vastaa kaupungin purojen keskimääräisiä viemäristötiheyksiä.

Taulukkossa on esitetty myös lämpäsemättömyyskerroimet, joissa lämpäsemättömäksi alueeksi on luokiteltu sekä päällystetyt alueet että katot. Lämpäsemättömyyskerroin kuvastaa päällystettyjen pintojen ja valuma-alueen kokonaisalan suhdetta. Itä-Pasilan valuma-alueen lämpäsemättömyyskerroin on kaksinkertainen Pihlajamäen ja Veräjämäen kertoimiin nähden.

Taulukko 15. Valuma-alueiden verkoston ja maankäytön tunnuslukuja.

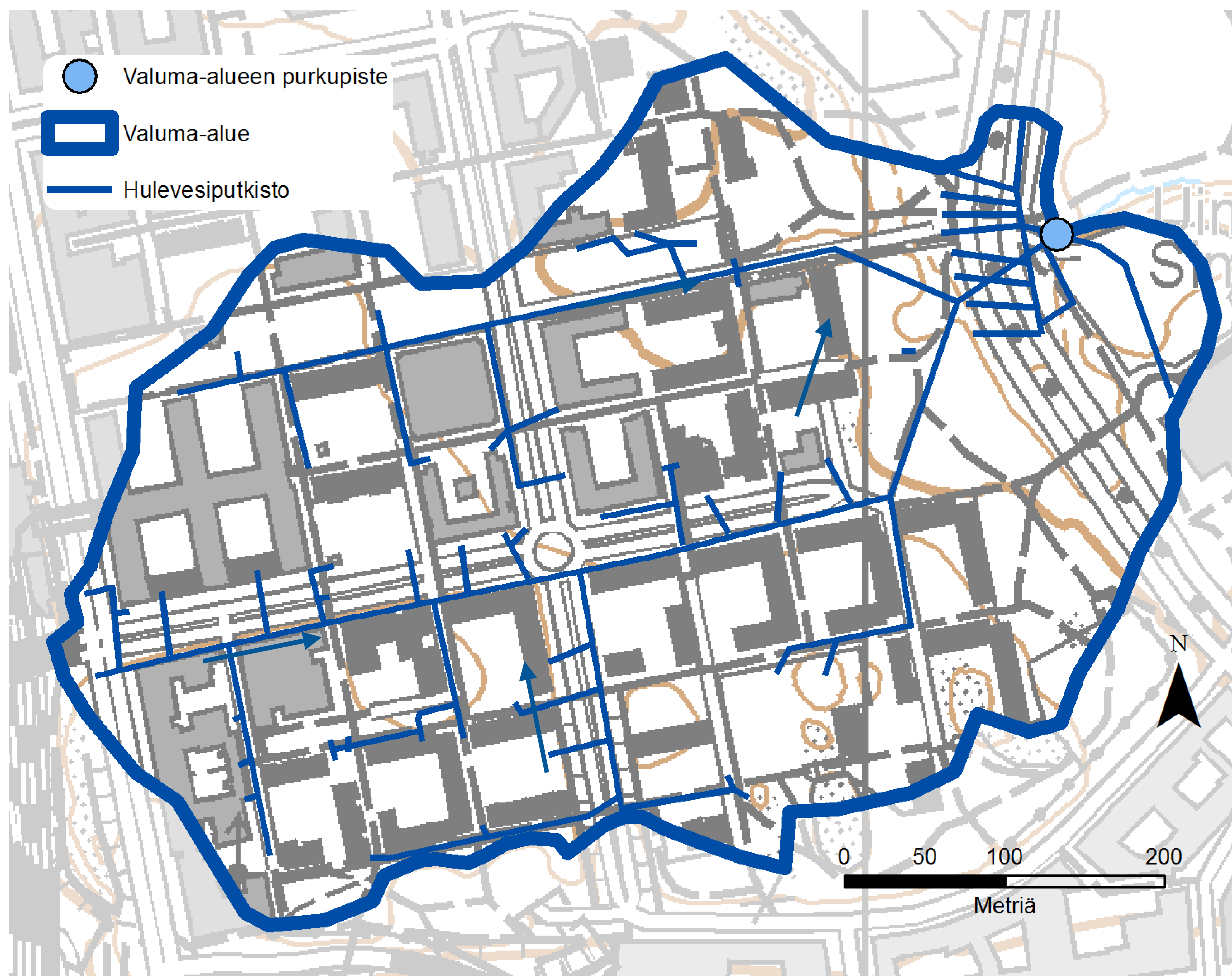
	Hulevesiverkosto (m)	Uomatiheys (km/km ²)	Läpäisemättömyyskerroin
Itä-Pasila	4132	16.53	0.68
Pihlajamäki	3721	8.09	0.36
Veräjämäki	1184	7.89	0.35

Valuma-alueiden ala on paikkatiedon avulla jaoteltu päällystettyihin ja päällystämättömiin alueisiin. Luokittelutyössä on sovellettu myös Piia Lundbergin (2011) tutkimusta valuma-alueiden viherlaikuista. Tässä tutkimuksessa puusto, vihreät pinnat, viherlaikut ja kallioalueet on kaikki katsottu lukeutuvan päällystämättömiin pintoihin. Viherlaikku on erillinen, asfaltin ja muun läpäisemättömän pinnan rajaama osa viheralueesta. Eri luokkien yhteenlaskettu summa on sama kuin valuma-alueen pinta-ala. Elinympäristöjen kannalta viherlaikkujen yhtenäisyys esimerkiksi hiekkaluokkien ansiosta on kaupunkialueilla tärkeää (Lundberg 2011: 8, 10). Viheralueiden esiintymisellä on kaupunkialueilla suuri merkitys muun muassa ekosysteemipalveluiden kannalta. Kasvillisuus tasaa lämpötiloja ja vaikuttaa esimerkiksi paikallisiin sateisiin.

Lundbergin (2011: 15, 23, 25-26) mukaan viherlaikkujen yhtenäisyys kasvoi kaupungistumisgradientin laskiessa tutkituilla alueilla. Vihreän pinta-alan osuuden havaittiin korreloivat negatiivisesti asukastiheyden ja läpäisemättömän pinnan osuuksien kanssa ($r_s = -0.943$). Viheralueiden osuus valuma-alueen alasta supistui kaupungistumisasteen kasvaessa, minkä oletetaan vaikuttavan myös alueen huleveden laatuun.

8.1 Itä-Pasilan valuma-alue

Itä-Pasilan valuma-alue (Kuva 15) kattaa Itä-Pasilan kaupunginosan Pasilan rautatieaseman kupeesta länteen Mäkelänrinteen uintikeskukselle. Se sijaitsee Helsingin kantakaupungin kupeessa, noin 3 kilometriä keskustasta. Valuma-alueen pinta-ala on noin 25.2 hehtaaria ja alueen asukastiheys on noin 4200 asukasta neliökilometrillä. Alueen maankäyttö on intensiivistä ja päällystettyjen pintojen lomassa läpäisevän pinnan osuus on pieni ja ala fragmentoitunut. Rakennuskannaltaan alue on tyypillistä 1970-luvun tiivistä elementtitalorakennustyyppiä, jota leimaa kävelykansien paljoisuus (Setälä et al. 2010: 11-12).

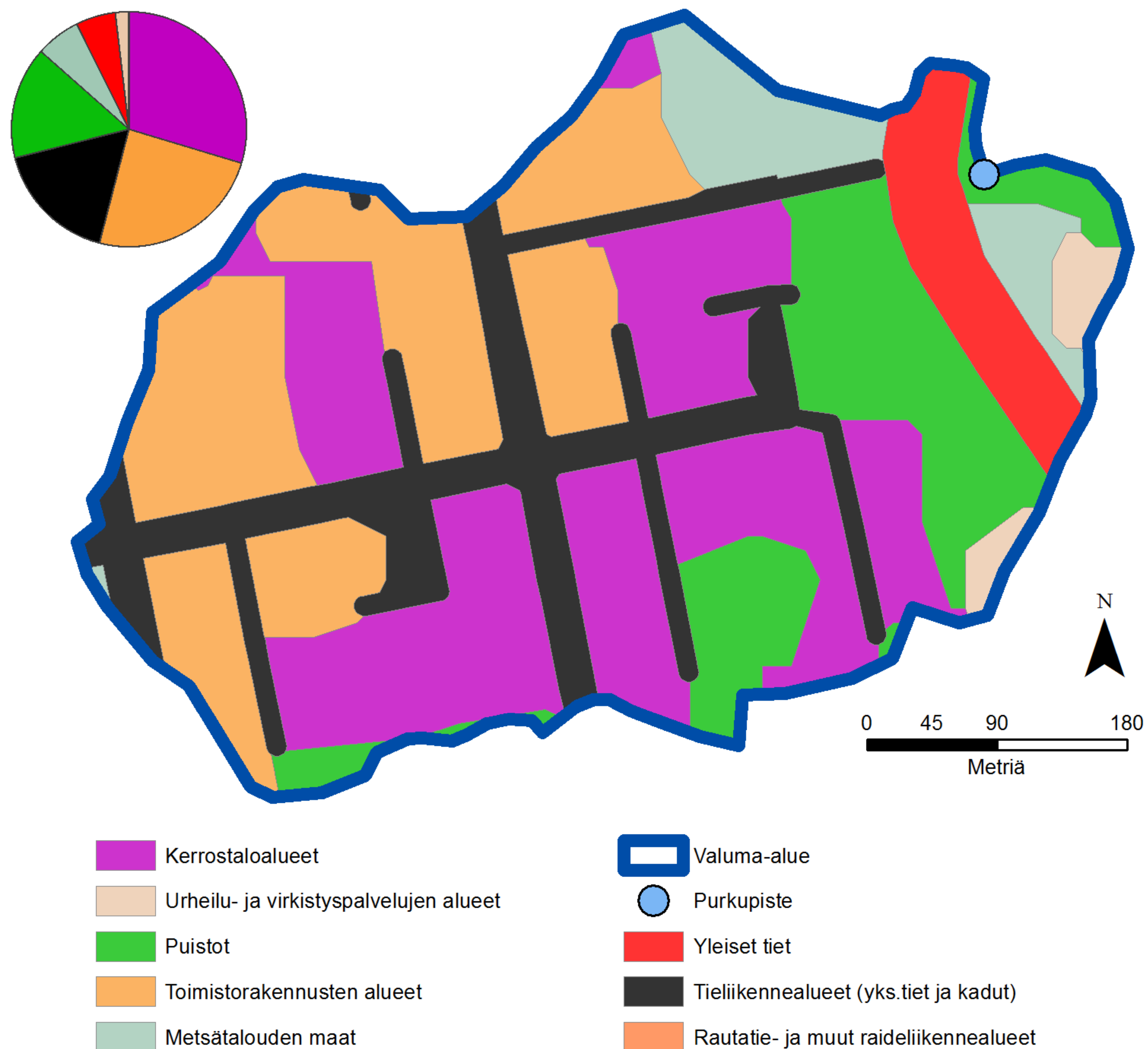


Kuva 15. Itä-Pasilan valuma-alue peruskartalla. Valuma-alueen rajaus perustuu sekä topografiaan että hulevesiputkistoon (Paikkatietoaineisto: MML 2011a).

Itä-Pasilan valuma-aluetta leimaa tiivis maankäyttö, rakennusten paljous sekä runsas päällystettyjen pintojen määrä (Kuva 16). Alue on varsin tehokkaasti hulevesiviemäroity, ja putkisto ohjaa alueen hulevedet purkautumaan valuma-alueen koillisosassa Kumpulanpuroon. Purkupiste sijaitsee aivan vilkkaasti liikennöidyn Mäkelänkadun kupeessa. Itä-Pasilan tilastollisella alueella sijaitsevista 81 rakennuksesta 41 % on asuinrakennuksia (Setälä et al. 2010: 21).

8.1.1 Maankäyttö

Itä-Pasilan maankäyttö on hyvin kaupunkimaista. Alla oleva karttakuva (Kuva 16) esittää alueen maankäyttöä SLICES-maankäyttöaineiston luokituksen mukaisesti. Valuma-alueen alasta 30 % on kerrostaloalueita ja 24 % toimistorakennusten alueita. Tieliikenteen ja yleisten teiden alueita on yhteensä 23 %, alueen koillisosien metsätalouden maiksi luokitellut alueet kattavat 6 % alueesta ja urheilu- ja virkistyspalvelujen alueet kattavat 2 % valuma-alueen alasta. Puistoalueita on 15 %, mutta niitä leimaa sirpaloituneisuus.

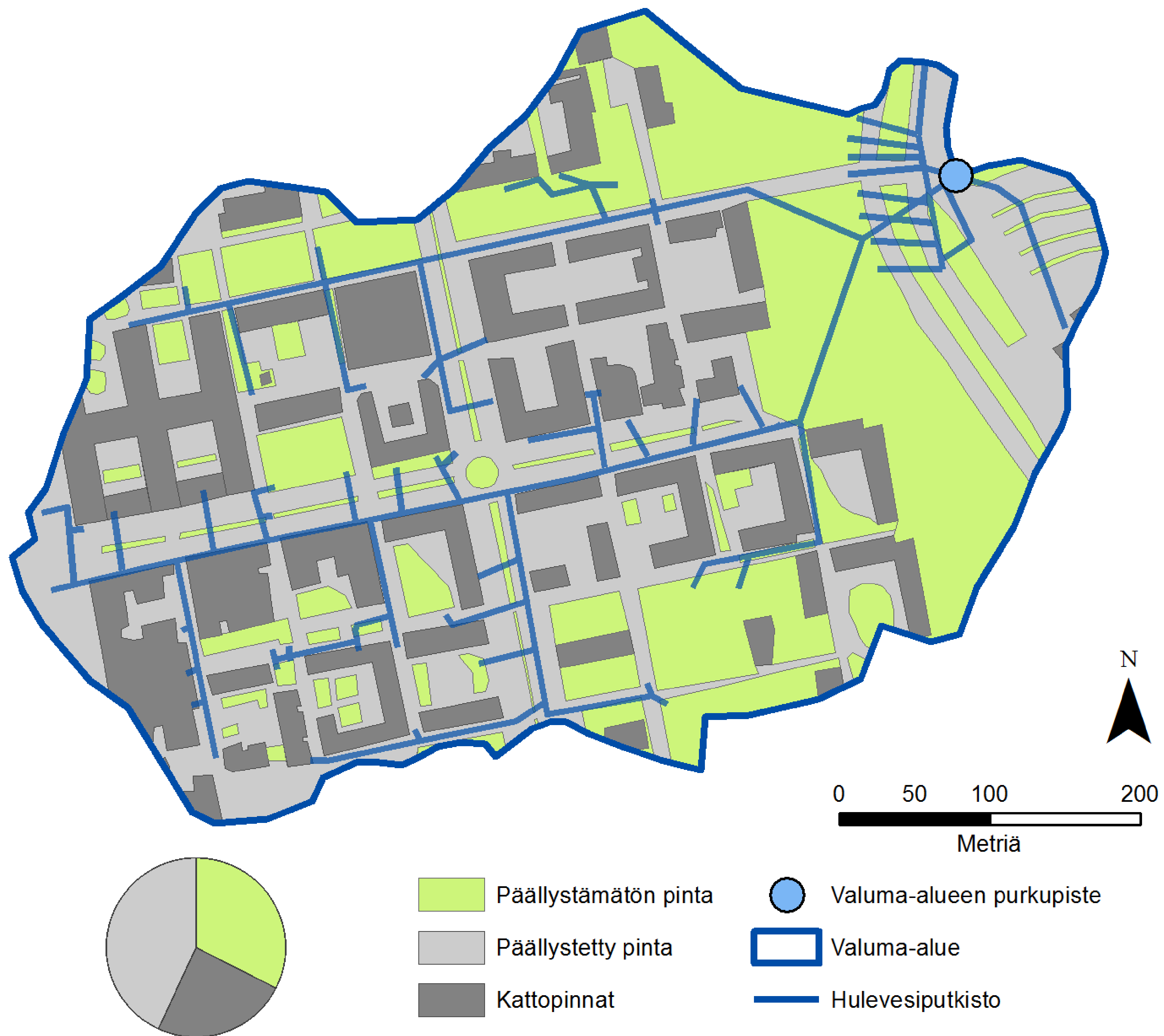


Kuva 16. Itä-Pasilan valuma-alueen maankäyttöluokat SLICES-maankäyttöaineiston mukaan (Paikka-tietoaineisto: MML 2011b)

8.1.2 Valuma-alueen pintojen vedenläpäisevyys

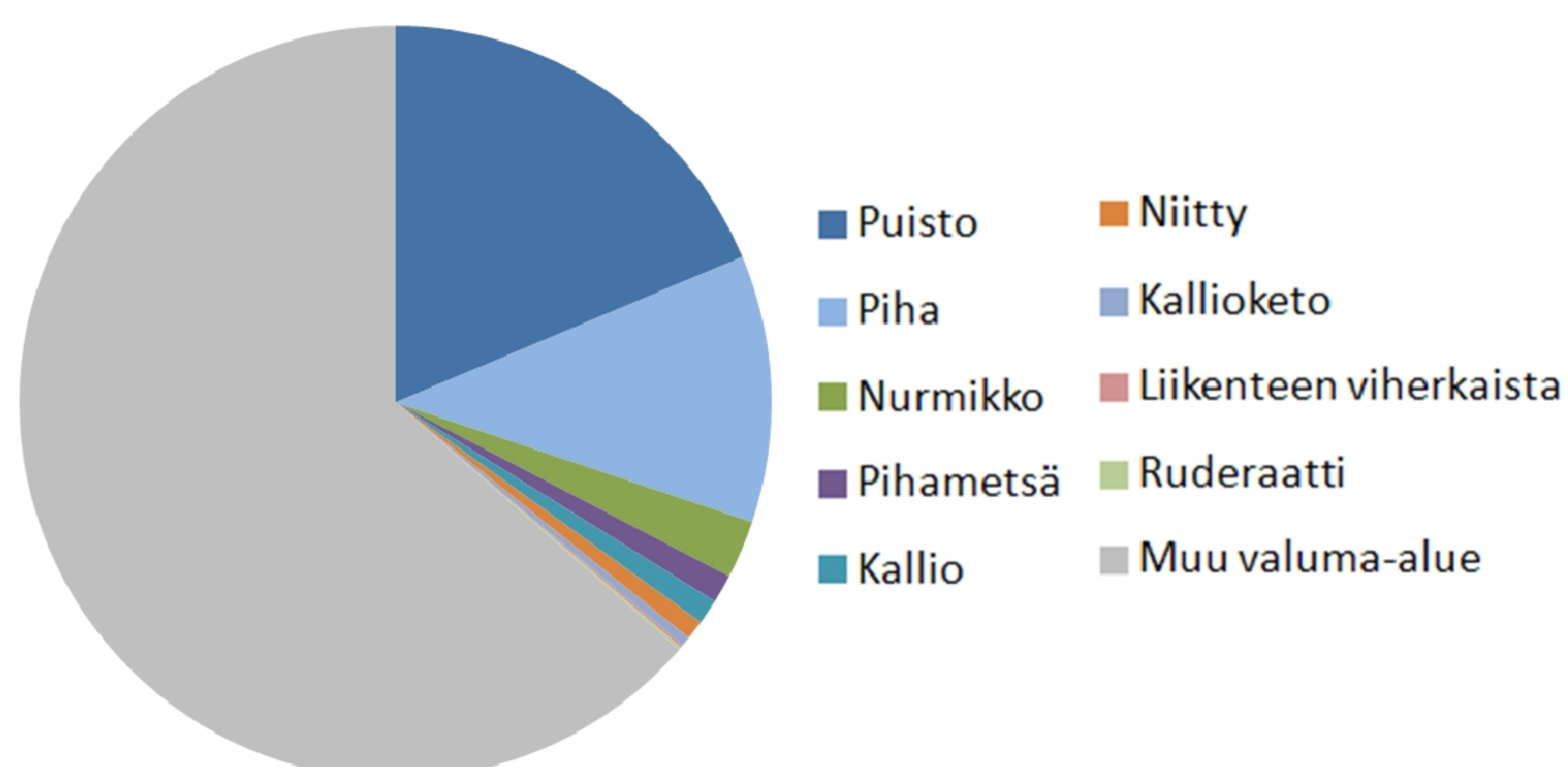
Alla (Kuva 17) valuma-alue on jaoteltu päällystettyihin ja päällystämättömiin pintoihin sekä kattopintoihin. Päällystämättömät pinnat kattavat noin kolmanneksen (32,4 %) valuma-alueen alasta, ja niihin luetaan kuuluviksi myös viheralueet ja kalliopaljastumat. Lundberg (2011: 15) arvioi tutkimuksessaan valuma-alueen viherpintojen osuudeksi 36 % ja viherlaikkujen kokonaismääräksi 253 laikkua, mikä kertoo alueen pirstoutuneisuudesta. Lukumäärällisesti eniten esiintyy puistoalueita (152 kpl, 4,7 ha) ja pihvoja (115 kpl, 2,9 ha).

Pääosa Itä-Pasilan viheralueista sijaitsee valuma-alueen reunoilla. Alueen keskiosaa leimaa kerrostalot ja päällystetyt alueet. Vallitsevin elinympäristön on puistot, joiden osuutta nostaa katupuiden runsaus. Pihaelinympäristöjä on kaikista viheralueista on noin kolmannes (Lundberg 2011: 17-18).



Kuva 17. Itä-Pasilan valuma-alueen jako päällystettyihin ja päällystämättömiin alueisiin.

Itä-Pasilan valuma-alueesta noin neljännes (24,4 %) on kattopintoja. Rakennukset ovat sekä asuin- että julkisrakennuksia. Muun päällystetyn pinnan osuus Itä-Pasilan valuma-alueesta on noin 43 %. Alueelle on tyypillistä pihakansien paljous, mikä tehostaa läpäisemättömiä pintoja ja tuo samalle alueelle läpäisemätöntä pintaa ja ihmistoiminnan aluetta kahteen kerrokseen. Päällystettyjen pintojen ja kattojen osuus valuma-alueen alasta on yhteensä 67,5 %. Alla (Kuva 18) on esitetty Lundbergin (2011: 16) tutkimat osuudet eri elinympäristölaikkujen osuuksista valuma-alueella.



Kuva 18. Itä-Pasilan valuma-alueen viheralueet ja niiden osuus valuma-alueen kokonaisalasta (Lundberg 2011: 16, muokattu).

Valuma-alueen viheralueita leimaa selkeä pirstoutuneisuus ja pieni koko. Laikkujen havaittiin myös sijaitsevan etäällä toisistaan, mutta viherlaikkujen lukumäärän ja kaupungistumisasteen indeksilukujen välillä ei havaittu korrelaatiota. Erillisten laikkujen lukumäärissä havaittiin kuitenkin selkeä gradientti kaupungistumisasteen alenemisen suhteen (Lundberg 2011: 30).

8.1.3 Itä-Pasila aluemaantieteellisesti

Itä-Pasilan valuma-alueen hulevedet purkautuvat Kumpulanpuroon, joka vuoden 2004 vedenlaatututkimuksessa luokiteltiin kokonaisfosforin osalta huonolaatuiseksi ja sameuden osalta tyydyttäväksi. Väriluvun osalta puro luokiteltiin tuolloin hyväksi ja happipitoisuuden sekä indikaattoribakteerien osalta välttäväksi. Luokittelussa on sovellettu vesien yleistä käyttökelpoisuusluokitusta (Tarvainen et al. 2005: 88).

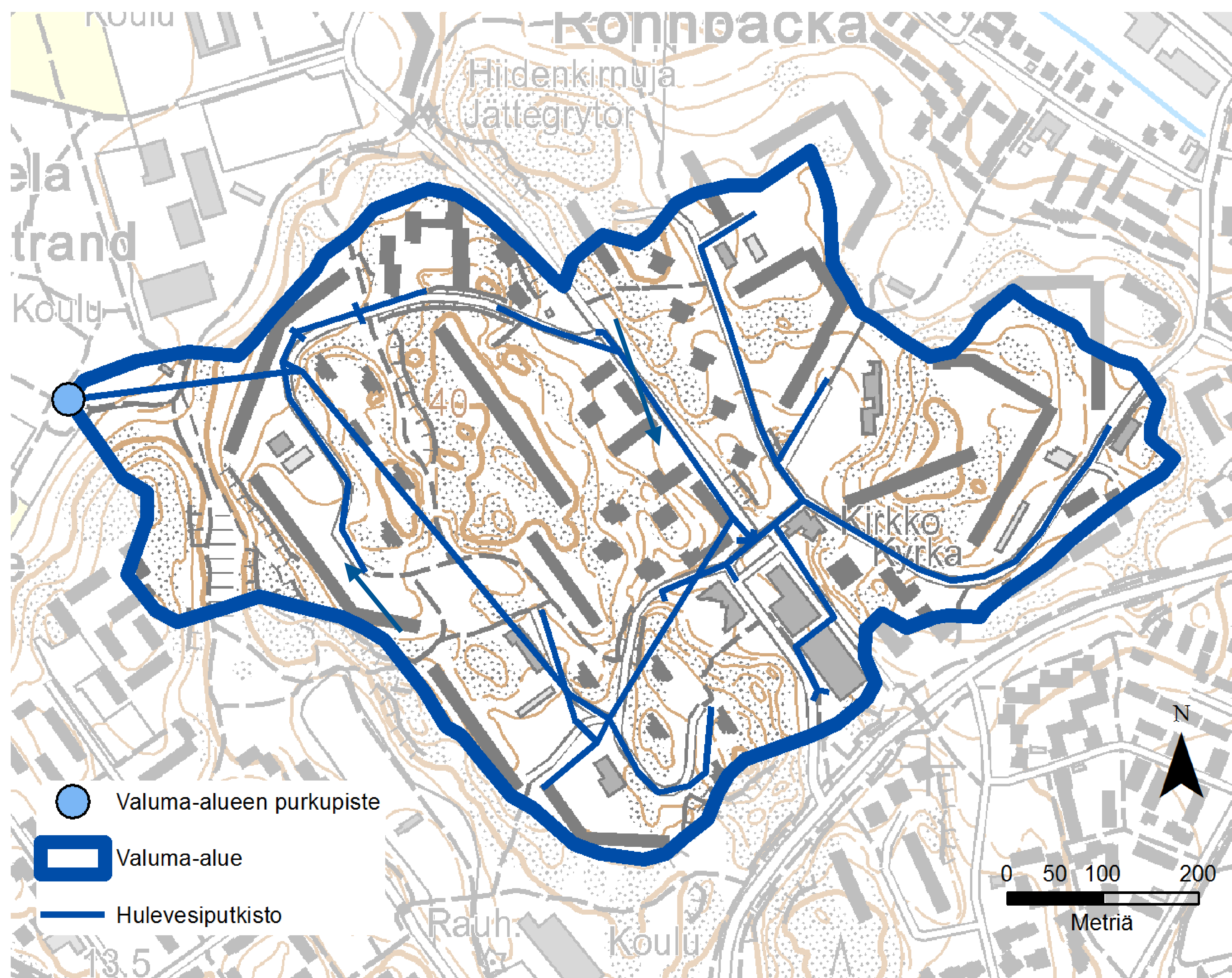
Itä-Pasilan valuma-aluetta luonnehtii vilkas maantieliikenne sekä valuma-alueista ainoana raitiovaunuliikenne. Vuoden 2010 ilmanlaadun tutkimuksessa valuma-alueen itäreunan Mäkelänkadulla havaittiin typpidioksidin raja-arvon ylittymistä. Ilmansaasteiden pitoisuudet analysoitiin korkeammiksi kuin kantakaupungissa keskimäärin. Typpidioksidin vuorokausiohjearvo ylittyi yhdeksänä kuukautena. Mäkelänkadun pienhiukkaspitoisuuden vuosikeskiarvo oli $10.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, kun keskimääräinen pitoisuus kantakaupungissa oli $7.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (HSY 2012).

Vuonna 2011 Mäkelänkadun arkivuorokausiliikennemääräksi uintikeskuksen lähetyvillä laskettiin noin 45 300 ajoneuvoa vuorokaudessa, josta raskaan liikenteen osuus oli noin 10 %. Valuma-alueen länsireunan Ratapihantiellä arkivuorokausiliikenne oli 21 500 ajoneuvoa. Asemapäällikönkatu, joka kulkee valuma-alueen läpi melko keskellä itä-länsi-suunnassa, vuorokausiliikenteeksi laskettiin vuonna 2011 noin 10 000 ajoneuvoa (Kaupunkisuunnitteluvirasto 2012). Luvut ovat syksyn vuorokausiliikennemääriä, jotka ovat Helsingissä noin 6 % suurempia kuin koko vuoden keskiarvo.

8.2 Pihlajamäen valuma-alue

Pihlajamäen valuma-alue on tutkimuksen valuma-alueista laajin, ja myös sen asukastiheys on suurin, 5500 asukasta per neliökilometri. Valuma-alueen ala on 45.8 ha. Valuma-alue sijaitsee kauimpana keskustasta, jonne on purkupisteeltä matkaa noin 7.8 kilometriä. Alue edustaa Itä-Pasilan rakentamista väljempää, 1960-luvun varhaista lähiörakentamista, mutta alueella sijaitsee silti laajoja yhtenäisiä läpäiseviä pintoja (Setälä et al. 2010: 11). Valuma-alueella on suuria kerrostaloja mutta viheralueiden määrä on silti merkittävä. Hulevesiviemäristö noudattelee alueen suurimpia

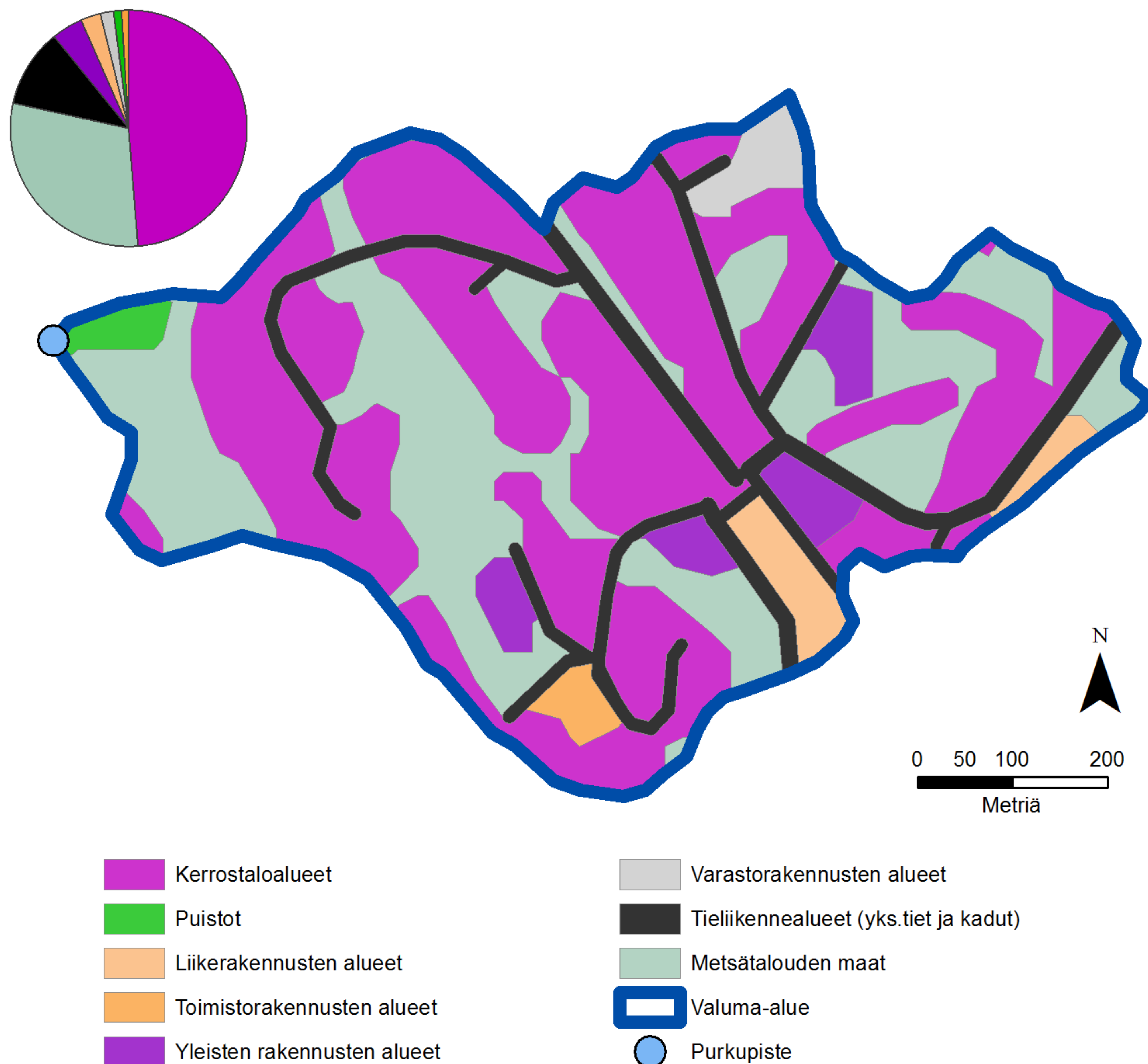
teitä (Kuva 19), toisaalta myös voimakkaan topografian voidaan nähdä palvelevan hulevesiviemäreitä.



Kuva 19. Pihlajamäen valuma-alue peruskartalla hulevesiputkineen. Valuma-alueen rajaus perustuu sekä topografiaan että hulevesiputkistoon (Paikkatietoaineisto: MML 2011a).

8.2.1 Maankäyttö

Pihlajamäen tilastollisella alueella sijaitsee 232 rakennusta, joista 85 % on ilmoitettu asuinrakennuksiksi (Setälä et al. 2010: 21). Alla (Kuva 20) on esitetty Pihlajamäen valuma-alueen maankäyttö perustuen SLICES-aineiston luokitteluun. Valuma-alueella sijaitsee paljon kerrostaloalueiksi (22 %) ja yleisten rakennusten alueiksi (2 %) luokiteltavia alueita. Toimistorakennusten osuus on 0.4 % ja liikerakennusten 1.3 %. Tieliikennealueet kattavat noin 5 % valuma-alueesta. Puistoalueiksi on luokiteltu ainoastaan purkupisteen vieressä sijaitseva suppea alue (0.5 %). Sen sijaan metsätalouden maiden osuus on huomattavasti suurempi, 14 %, vaikka todellisuudessa nekin ovat pitkälti kaupunkimaisia, puustoisia puistoalueita.



Kuva 20. Pihlajamäen valuma-alueen maankäyttö SLICES-paikkatietoaineiston mukaan (Paikkatietoaineisto: MML 2011b).

8.2.2 Valuma-alueen pintojen vedenläpäisevyys

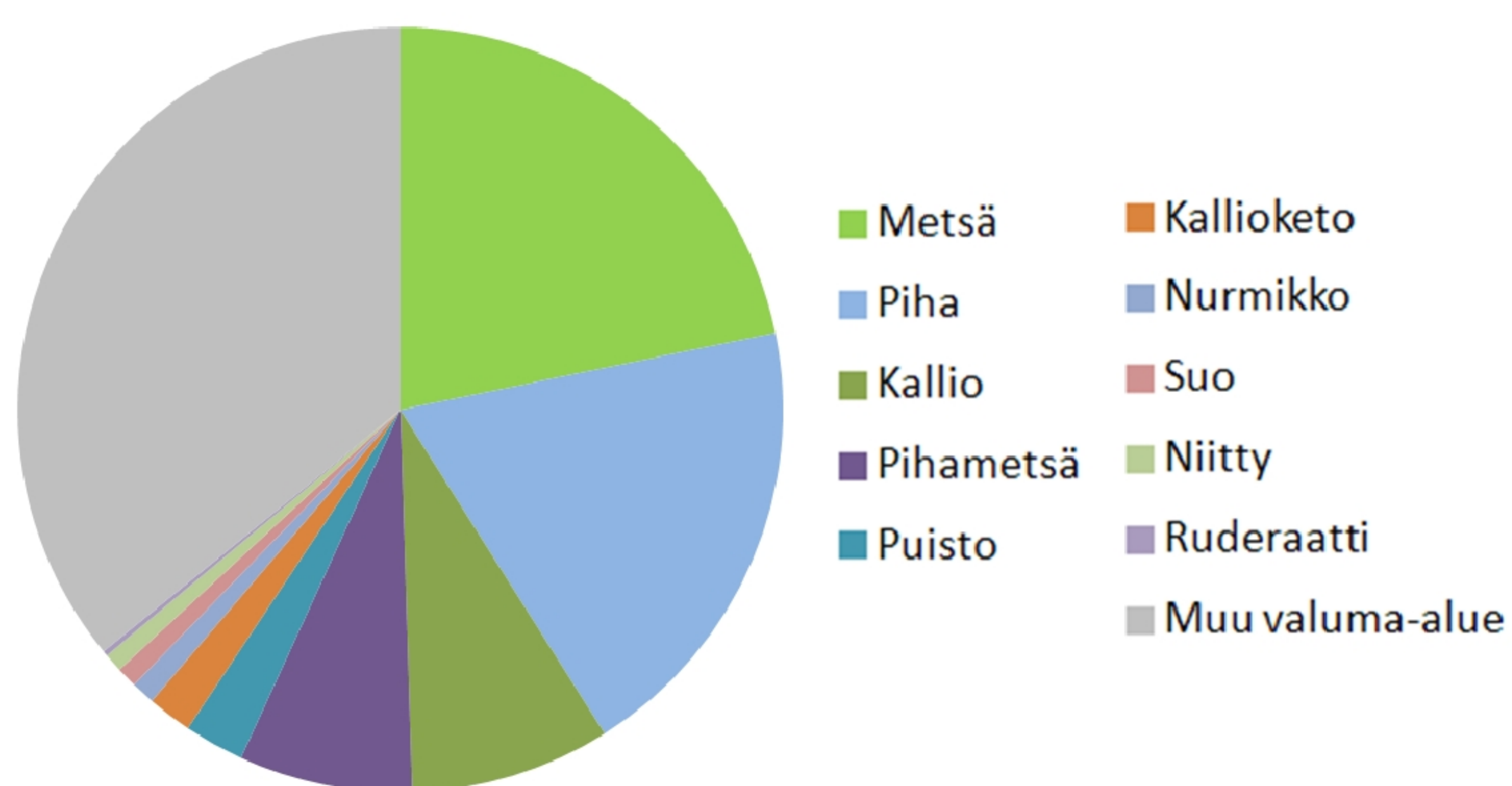
Valuma-alue on jaoteltu pinta-alan mukaan päällystettyihin ja päällystämättömiin pintoihin sekä kattopintoihin (Kuva 21). Päällystämättömät pinnat kattavat noin 64 % valuma-alueen alasta, ja niihin luetaan kuuluviksi myös viheralueet ja kalliopaljastumat. Kattopinnat kattavat valuma-alueen alasta noin 12 % ja muut päällystetyt alueet 24 %. Näin ollen läpäisemättömiksi katsottavat pinnat alueella kattavat noin 36 % valuma-alueen koko alasta. Karttakuvasta nähdään, että päällystetyt pinnat keskittyvät liikennealueille ja esimerkiksi rakennusten pihamaat on jätetty usein päällystämättä.

Lundberg (2011: 15, 17) arvioi tutkimuksessaan valuma-alueen viherpintojen osuudeksi 51 % ja viherlaikkujen kokonaismääräksi 141 laikkua. Lukumäärällisesti eniten esiintyy piha-alueita (176 kpl, 48.8 ha) ja kallioalueita (49 kpl, 3.8 ha). Tutkituilla valuma-alueilla eniten kallioalueita esiintyi juuri Pihlajamäessä. Lundbergin (2011: 17, 19) mukaan Pihlajamäessä viheralueet ovat yhtenäisempiä ja esimerkiksi piha-alueet ovat vain harvoin kokonaan päällystettyjä. Elinympäristöluokista

yleisin on metsä (34 %) (Kuva 22), jota luonnehti alueiden pirstoutuneisuus ja laikkujen runsaus. Met-
sän jälkeen toiseksi yleisin elinympäristöluokka on piha-alueet (30 %).



Kuva 21. Valuma-alueen päällystettyjen ja päällystämättömien alueiden sijainti.



Kuva 22. Valuma-alueen viheralueet ja niiden osuus valuma-alueen kokonaisalasta (Lundberg 2011: 16, muokattu).

8.2.3 Pihlajamäki aluemaantieteellisesti

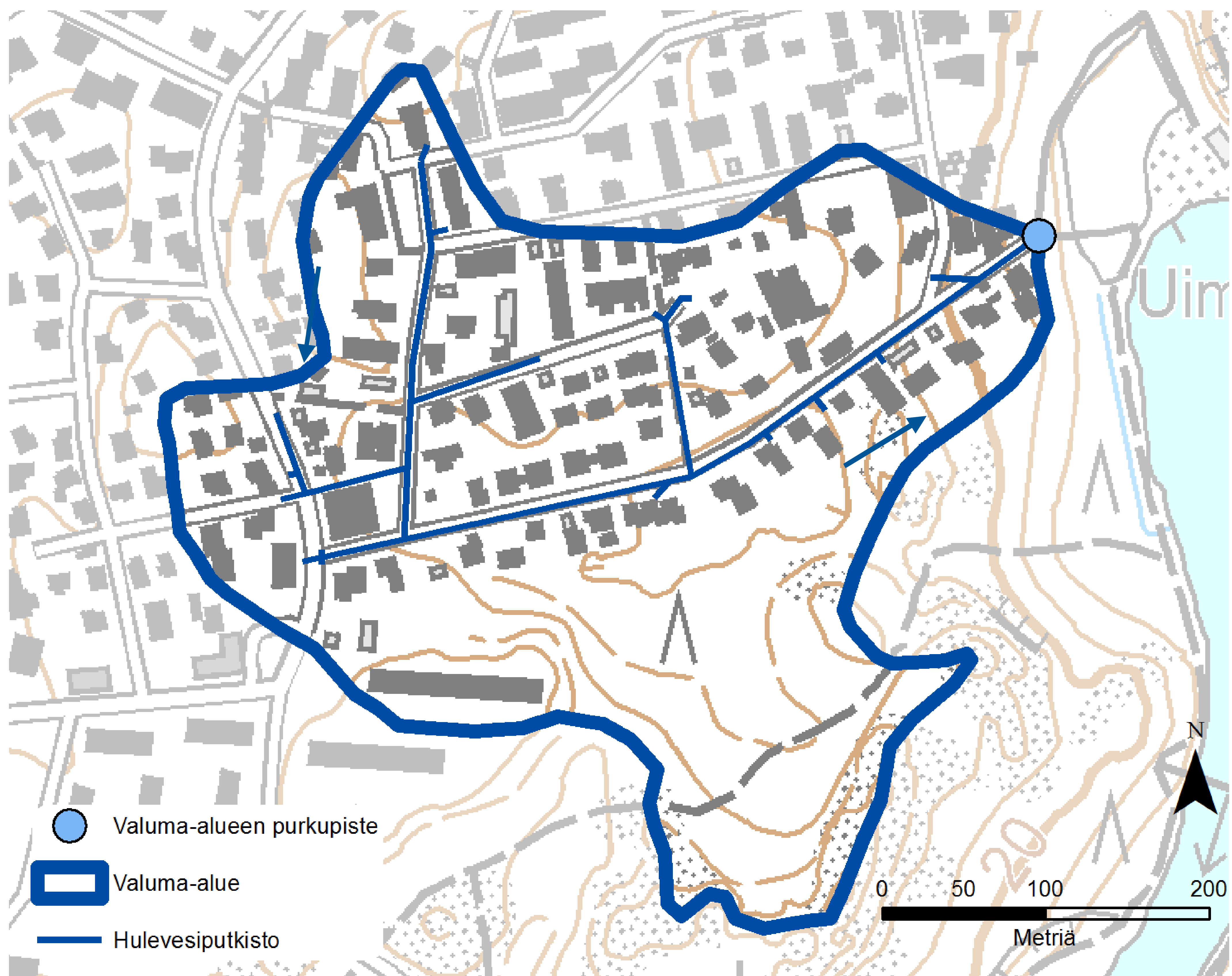
Vuonna 2011 Pihlajamäen valuma-alueella kulkevien Rapakiventien ja Meripihkatien ar-
kivuorokauden ajoneuvoliikenteeksi laskettiin noin 6000 ajoneuvoa. Valuma-alueen eteläpuolella
kulkevan Lahden moottoritien vuorokausisumma oli vuonna 2011 noin 59 400 ja valuma-alueen poh-
joispuolen Kehä I:n noin 69 800 ajoneuvoa (Kaupunkisuunnitteluvirasto 2012). Valuma-alueen pur-
kupisteen suora etäisyys Lahden moottoritiele on noin 1000 metriä ja etäisyys Kehä I:lle on noin 650
metriä.

8.3 Veräjämäen valuma-alue

Veräjämäen valuma-alue sijaitsee noin 6.6 kilometriä Helsingin keskustasta koilliseen.
Alue on pääosin omakotitaloasutuksen luonnehtimaa, ja alueen asukastiheys on tutkituista valuma-
alueista pienin, 2400 asukasta neliökilometrillä. Se edustaa 1980-luvun omakotitalorakentamista,
missä rakennusten yhteydessä sijaitsee viheralueita, kuten puutarhoja. Veräjämäen tilastollisella
tarkastelualueella sijaitsee 329 rakennusta, joista 92 % on ilmoitettu asuinrakennuksiksi (Setälä et al.
2010: 21).

Valuma-alueen purkupiste sijaitsee aivan Pikkukosken uimarannan kupeessa. Uimaranta
on lumettomaan aikaan suosittu vapaa-ajan kohde, joka lisää valuma-alueen ajoneuvoliikennettä
lumettomaan aikaan voimakkaasti. Talvella uimarannalla käydään avantouimassa ja seinäkiipeile-
mässä, mutta tuolloin liikenteen määrä on kenttähavaintojen pohjalta huomattavasti pienempää.

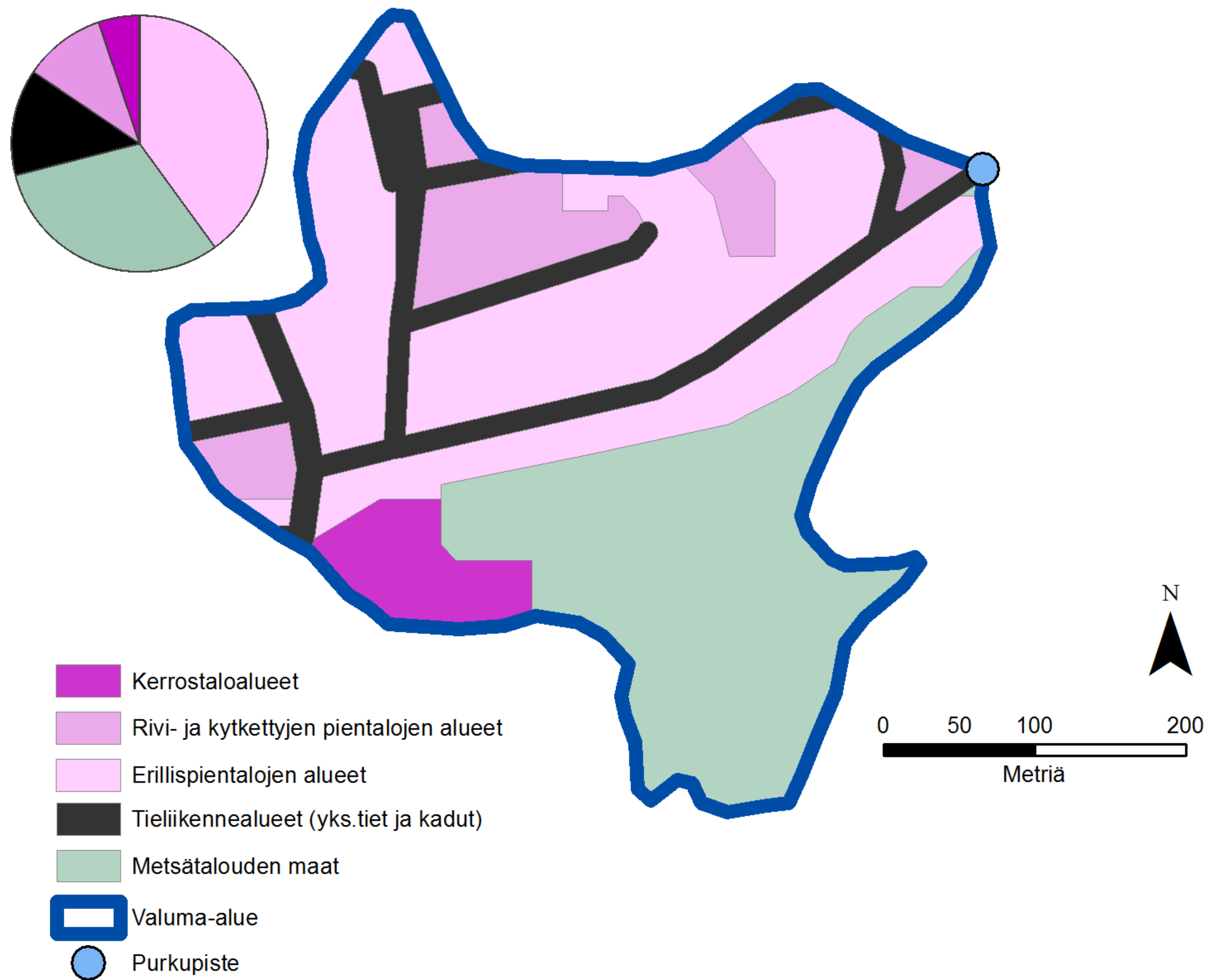
Valuma-alueen eteläosa on rakentamatonta metsää, jota luonnehtii jyrkkä topografia
(Kuva 23). Veräjämäen alue poikkeaa Itä-Pasilan ja Pihlajamäen alueista paitsi pienemmän kokonsa
myös vähemmän hulevesiviemäroinnin puolesta. Viemärointi kattaa ainostaan suurimmat ajotiet,
mutta muuten hulevesien poisvirtaukseen alueelta ei puututa.



Kuva 23. Veräjämäen valuma-alue peruskartalla. Valuma-alueen rajausta perustuu sekä topografiaan että hulevesiputkistoon (Paikkatietoaineisto: MML 2011a).

8.3.1 Maankäyttö

Valuma-alueen maankäyttöä on tarkasteltu SLICES-maankäyttöaineiston avulla. Alla (Kuva 24) esitetyssä kartassa nähdään valuma-alueen selkeä jako pohjoisen asutuksen ja etelän metsäalueen välillä. Alueen lounaisosassa on yksittäinen kerrostaloalue (0.8 ha, 5 %), mutta muuten asutus on rivitalovaltaista (1.6 ha, 10 %) ja pientalovaltaista (6.2 ha, 40 %) aluetta. Metsätalouden maiksi luokiteltu metsikkö kattaa 4.8 ha (31 %) valuma-alueen kokonaisalasta. Liikennealueet kattavat 2.1 ha (13 %) kokonaispinta-alasta.

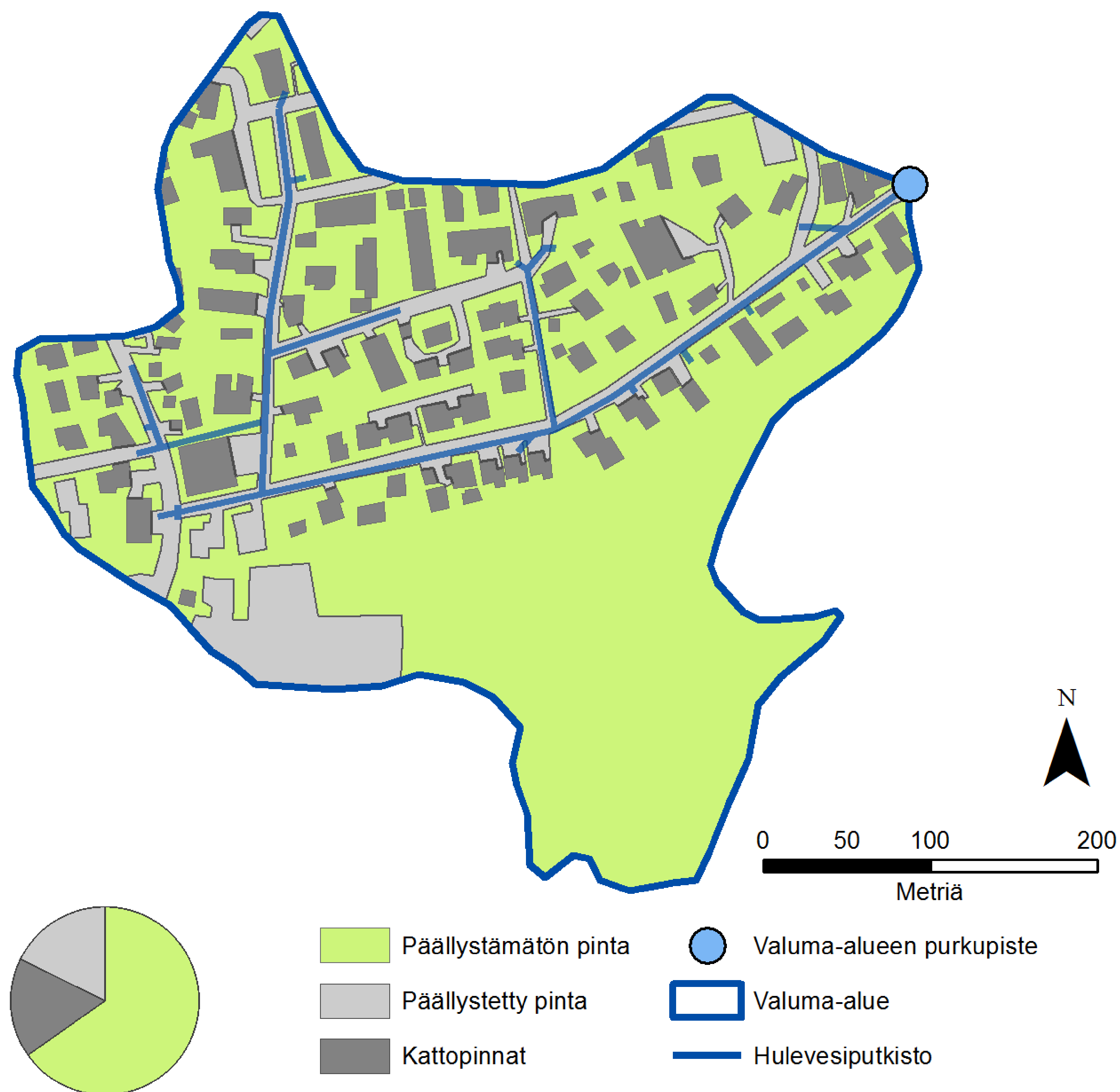


Kuva 24. Veräjämäen valuma-alueen maankäyttö SLICES-maankäyttöluokittelun mukaan (Paikkatietoaineisto: MML 2011b).

8.3.2 Erilaiset pinnat

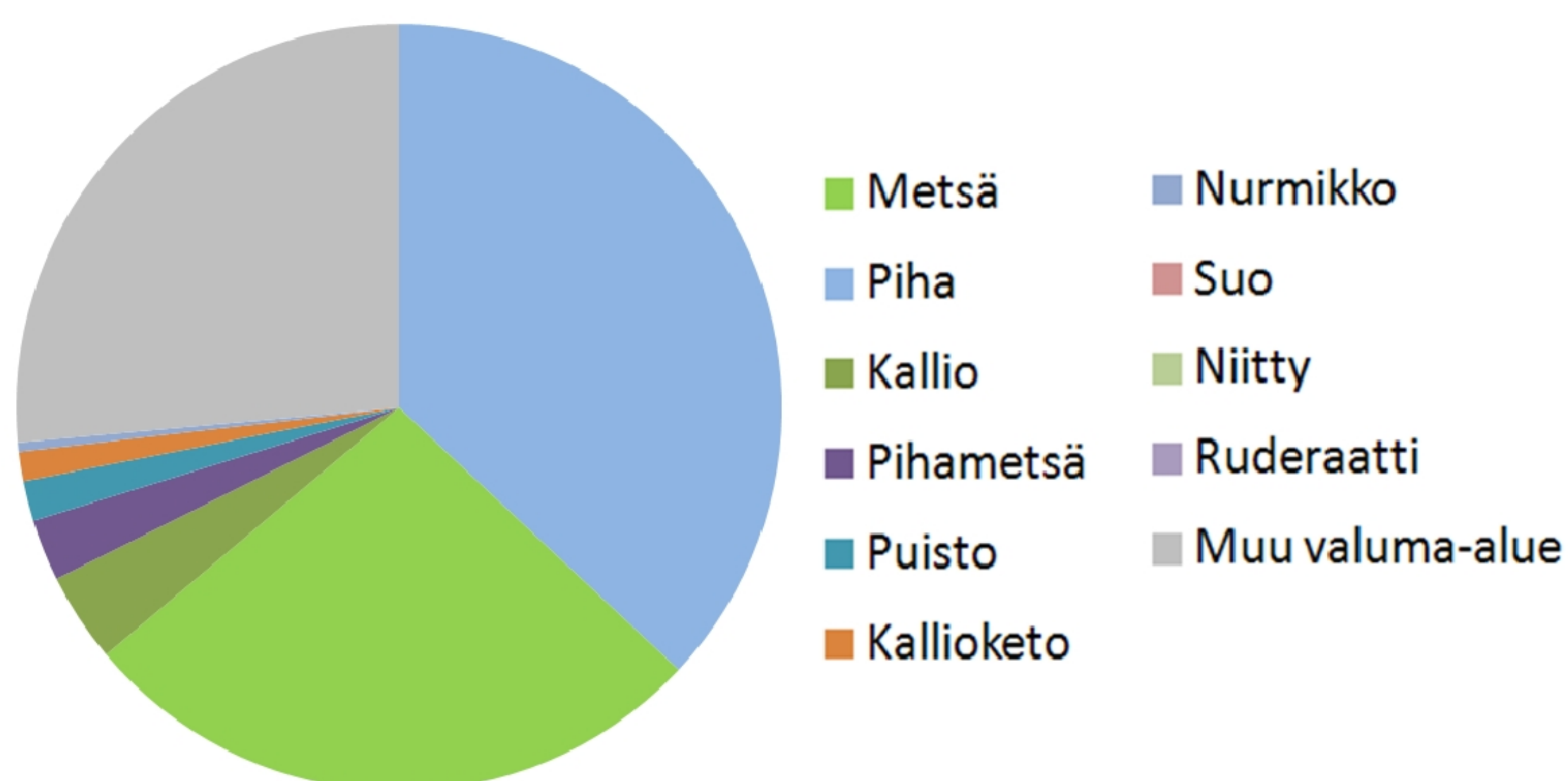
Kuvassa Kuva 25 on esitetty valuma-alueen jako kattoalueisiin, muihin päällystettyihin sekä päällystämättömiin pintoihin. Kattoalueet ovat pieniä johtuen pientalovaltaisesta asutuksesta, ja läpäisemättömät pinnat muuten ovat pääosin pieniä tonteille vieviä teitä. Muutoin alue on laajalti läpäisemättömien alueiden luonnehtima, ja näiden alueiden yhtenäisyys on vahva.

Valuma-alueen kokonaispinta-alasta noin 17 % arvioitiin kattopinnoiksi ja 18 % muuksi päällystetyksi pinnaksi. Päällystämättömien alueiden osuudeksi arvioitiin 65 %. Veräjämäen viherlu-
 eet muodostavat selvästi yhtenäisemmän kokonaisuuden kuin Pihlajämäen ja Itä-Pasilan viheralueet. Kattopinnojen määrää kasvattaa omakotitalovaltaisuus.



Kuva 25. Veräjämäen päällystettyjen ja päällystämättömien pintojen sijainti kartta-analyysin pohjalta.

Lundberg (2011: 16) jaotteli tutkimuksessaan valuma-alueet tarkemmin erilaisiin elinympäristöihin (Kuva 26), joista eniten alueella esiintyi piha-alueita ja metsää. Laajojen yhtenäisten alueiden myötä viherlaikkujen määrä jäi pieneksi. Valuma-alueen keskiosassa Pikkukoskentie ja yhtenäisen metsäalueen väliin jäävä hakkuuaukea voi ainakin nuorena vaikuttaa alueelta poistuvan huleveden laatuun lisäten voimakkaiden sadetapahtumien yhteydessä ravinne- ja kiintoainehuuhtoumia. Hakkuuaukean pinta-alaksi arvioitiin 0.58 ha.



Kuva 26. Veräjämäen valuma-alueen pinnat Lundbergin (2011) mukaan.

8.3.3 Veräjämäki aluemaantieteellisesti

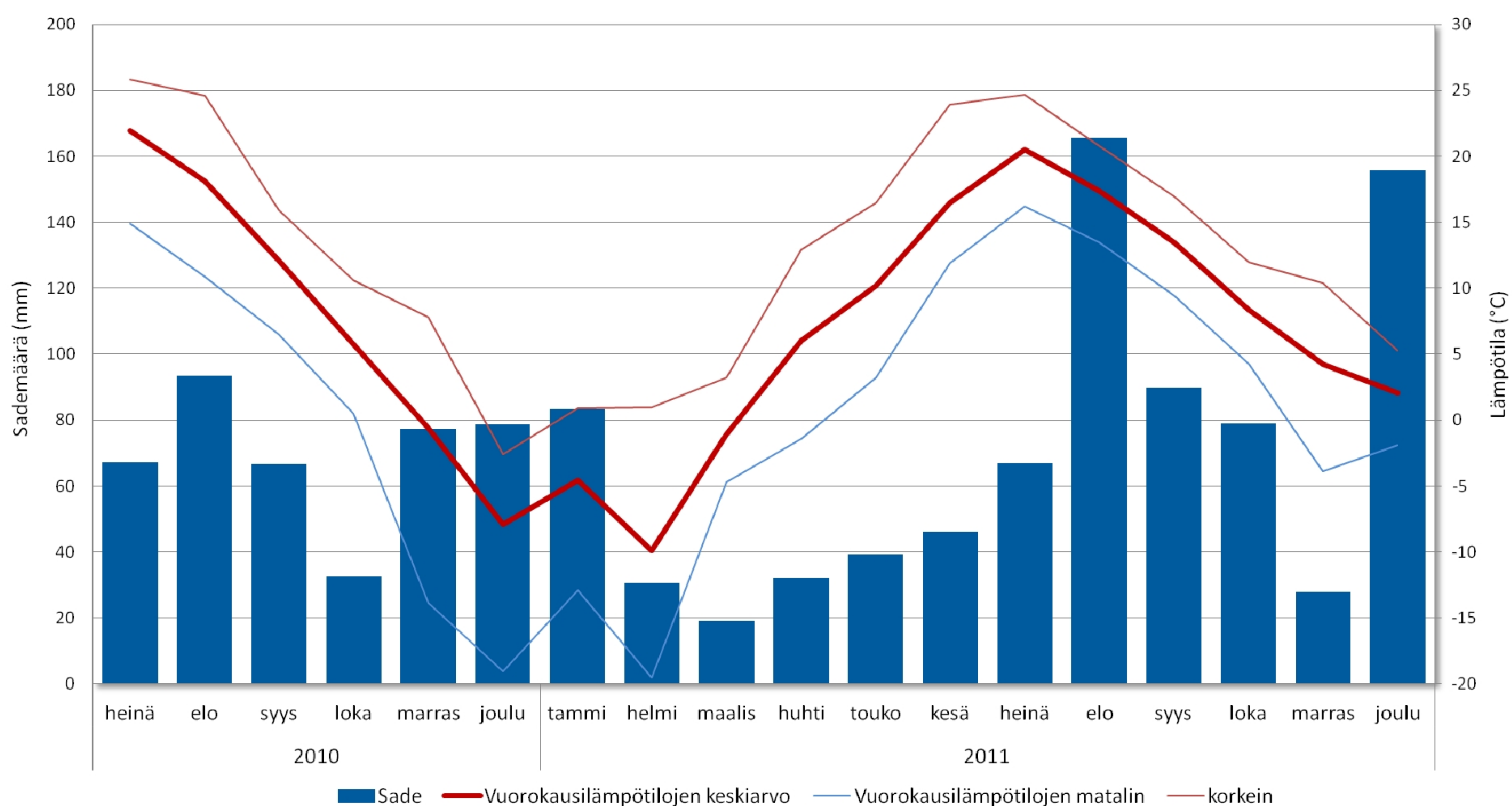
Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston (2012) tutkimuksen mukaan vuonna 2011 valuma-alueen länsireunan Jokiniementien arkivuorokauden liikennesumma oli noin 4000 ajoneuvoa vuorokaudessa. Yleisesti ottaen valuma-alueella ei ole läpikulkuliikennettä, vaan liikenne keskittyy tontille ajoon ja on näin ollen pääosin henkilöautoliikennettä.

9. TULOKSET

9.1 Tutkimusajanjakson sääolosuhteet

Tutkimusajanjakso oli kokonaisuutena varsin vaihteleva (Kuva 27). Vuoden 2010 syksy oli vähäsateinen mutta ensilumi satoi Helsinkiin 18. marraskuuta jonka jälkeen kaupungissa alkoi pysyvän lumipeitteen jakso. Talvi oli kylmä ja pakkaset alkoivat lokakuussa. Kevät 2011 oli etukäteen paljon puhuttu, sillä runsaslumisen talven jälkeen oli pelkoa sulavien lumimassojen potentiaalista aiheuttaa kaupunkitulvia. Todellisuudessa lumen vesiarvo oli kuitenkin pieni vaikka lumipeite olikin paksu. Sulaminen oli voimakasta maaliskuun alun muutamia päivinä ennen uusien pakkasten alkamista. Lumipeite hupeni lopullisesti huhtikuun alkupäivien aikana.

Kesällä 2011 esiintyi runsaita sateita, mikä näkyy selvänä erona vuosien 2010 (93 mm) ja 2011 (165.69 mm) sadesummien erona. Syksy 2011 oli sateinen mutta lämmin. Lokakuun korkein vuorokausilämpötila oli lähes 12 °C ja joulukuussakin korkein vuorokausilämpötila oli yli 5 °C. Pysyvä lumipeite satoi maahan vasta vuoden 2012 puolella.



Kuva 27. Tutkimusajanjakson sääolot.

Alla (Taulukko 16) on esitetty tutkimusajanjakson säähavaintoaineisto ja verrattu sitä viimeisimpään vertailujaksoon, joka pohjautuu vuosien 1981-2010 aineistoon. Taulukkoon on merkitty tutkimusjakson arvojen muutos vertailujakson vastaaviin nähden sekä absoluuttina että prosentuaalisina. Taulukosta voidaan hyvin nähdä vuoden 2010 kuiva ja vähäsateinen syksy sekä vuoden 2010 loppukesän poikkeuksellinen runsas sademäärä. Suomeen saapuu sateita varsinkin Atlantin sykloneiden mukana. Kesäkuukausien ajoittain rankat konvektiosateet muodostavat Suomessa vuoden sademaksimin (Kuusisto 1986: 11). Myös lämpötiloissa on poikkeamia vertailujaksoon nähden, kun talven 2010-2011 kuukausilämpötilat ovat selvästi vertailujakson vastaavia pienempiä, mutta kesä 2011 vastaavasti vertailujaksoa lämpimämpi.

Taulukko 16. Tutkimusjakson ilmastotietoja kuukausittain. Vuosien 2010-2011 tiedot pohjautuvat Kumpulan säähavaintoaseman mittauksiin ja vertailujakson 1981-2010 aineisto Helsinki-Vantaan lentoaseman mittauksiin. Taulukkoon on sademäärän ja lämpötilan kohdalla sekä absoluuttinen että prosentuaalinen ero vertailujakson vastaavaan lukuun. (Pirinen et al. 2012)

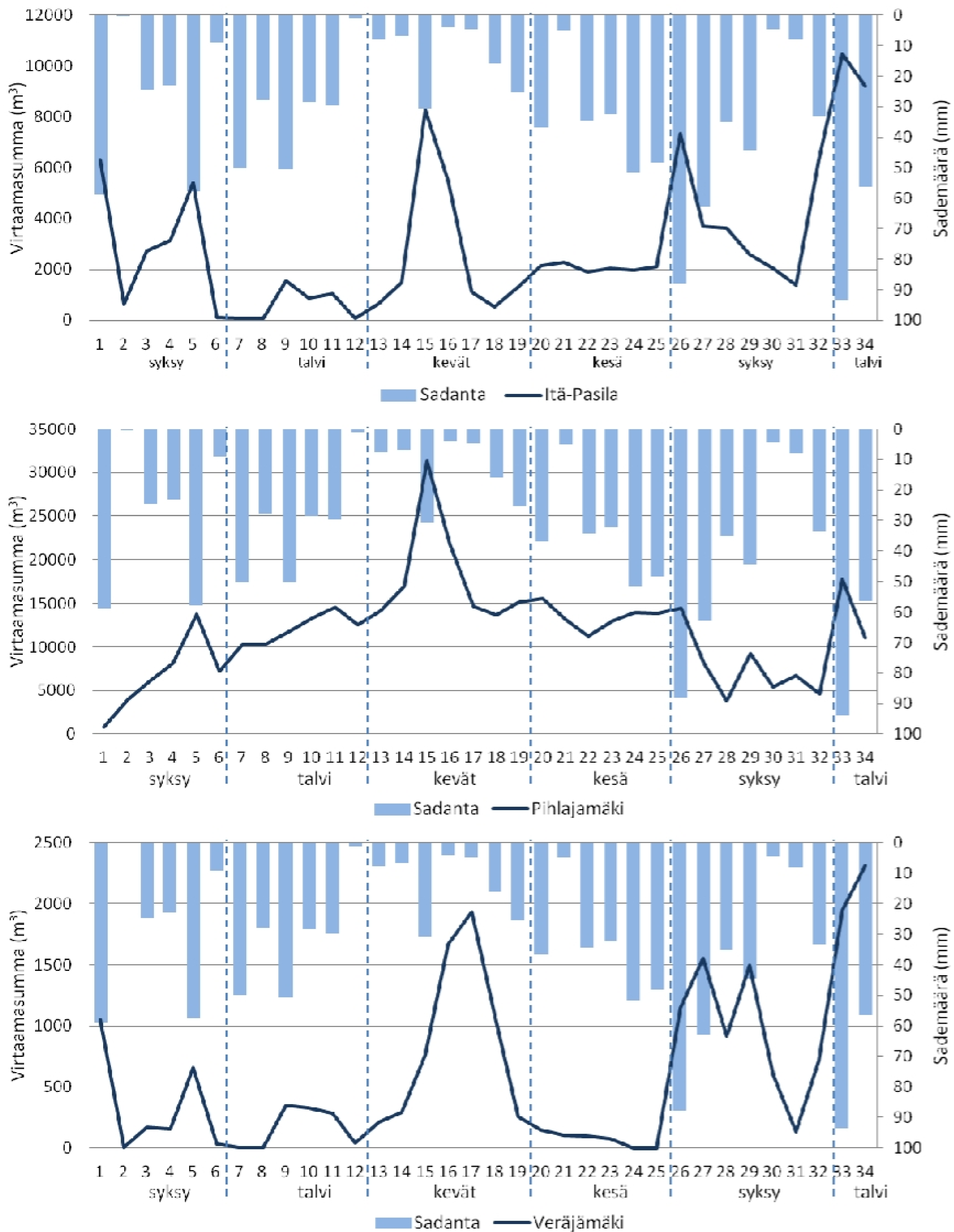
Kuukausi	Sademäärä		Osuus normaalijaksosta %	Lämpötila		Ero normaalijaksoon (°C)
	2010	1981-2010		2010	1981-2010	
7	67.1	66	101.6	21.9	17.7	4.2
8	93.5	79	118.3	18.1	15.8	2.3
9	66.6	64	104.0	12.1	10.7	1.4
10	32.5	82	39.6	5.8	5.6	0.2
11	77.3	73	105.8	-0.6	0.4	-1.0
12	78.6	58	135.5	-7.9	-3.2	-4.7
	2011			2011		
1	83.4	54	154.5	-4.5	-5	0.5
2	30.7	37	82.8	-9.9	-5.7	-4.2
3	19.1	37	51.5	-1.1	-1.9	0.8
4	32.2	32	100.7	6.0	4.1	1.9
5	39.5	39	101.2	10.2	10.4	-0.2
6	46.1	61	75.6	16.5	14.6	1.9
7	67.0	66	101.6	20.5	17.7	2.8
8	165.7	79	209.7	17.4	15.8	1.6
9	89.9	64	140.4	13.4	10.7	2.7
10	78.9	82	96.2	8.3	5.6	2.7
11	27.8	73	38.1	4.2	0.4	3.8
12	155.7	58	268.4	2.1	-3.2	5.3

9.2 Virtaama

Tutkimusajanjakson virtaamista saatiin jatkuvamittaista aineistoa läpi koko tutkimusjakson satunnaisia katkoksia lukuun ottamatta. Alla (Kuva 28) on esitetty jokaisen valuma-alueen kumulatiivinen virtaama tutkimusjaksokohtaisesti. Virtaama oli runsainta keväällä sulamisen yhteydessä sekä syksyn 2011 runsaiden sateiden myötä. Itä-Pasilan ja Pihlajamäen virtaamat olivat selvästi Veräjämäen virtaamia äärevämpiä. Kaikkien kolmen alueen virtaamia tarkastellessa on diagrammeissa on kuitenkin havaittavissa yhdenmukaisuuksia, vaikka virtaamien absoluuttisissa määrissä esiintyykin eroja. Talvikauden virtaamissa Itä-Pasilan ja Veräjämäen kesken diagrammit ovat melko identtiset, mutta Pihlajamäessä virtaaman määrää kasvattaa ilmeisesti pohjavesivuoto. Pihlajamäen virtaama on riippumaton lämpötiloista tai sademäärästä.

9.2.1 Valunta

Näyteasemien jatkuvatoimisten antureiden keräämän virtaama-aineiston pohjalta tarkasteltiin valuma-alueelta poistuvan virtaaman määrää ja ajoittumista. Virtaama-aineistosta johdettiin myös valuma-aluekohtaiset valunta-aineistot. Valunta kuvaa valuma-alueelta purkautuvan veden määrää aikayksikössä suhteessa valuma-alueen pinta-alaan. Se on keskeisimpiä hydrologisia tapahtumia (Mustonen 1986: 152). Koska valunta suhteutetaan valuma-alueen pinta-alaan, on se valuma-alueiden välillä helpommin vertailtava parametri kuin virtaama.



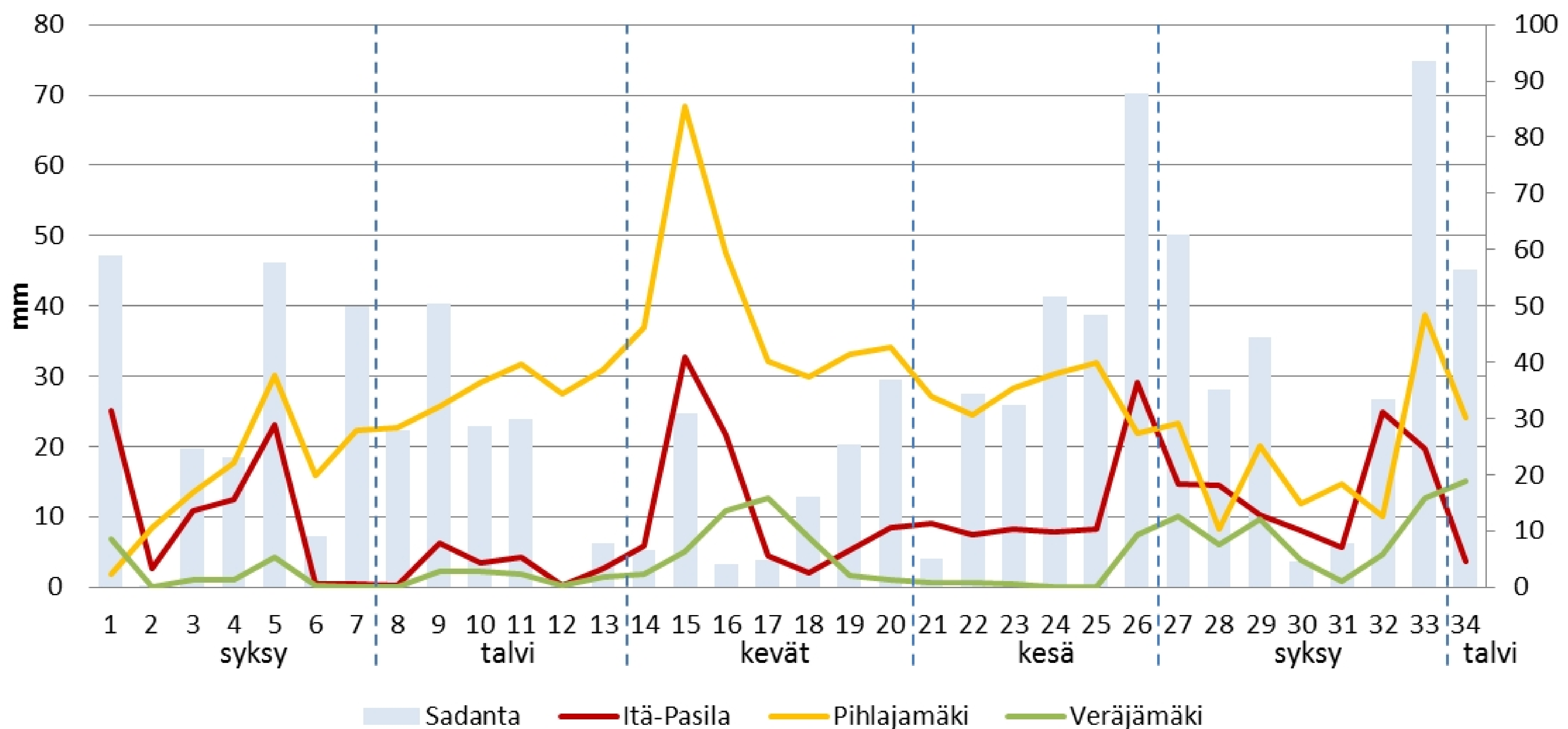
Kuva 28. Valuma-alueiden kahden viikon jaksojen virtaamasummat yhdessä kaksiviikkoisten jaksojen sadesummien kanssa. Diagrammi on jaettu vuodenaikoihin.

9.2.2 Valunnan ja sadannan suhde

Myös kumulatiivista valuntaa tarkasteltaessa kevään sulamiskausi korostuu selvästi. Tarkasteltaessa valuma-alueiden valunnan (mm/jakso) suhdetta sadantaan (Kuva 29) havaitaan hyvin Pihlajamäen suuri kevätvalunta ja Pihlajamäen ja Itä-Pasilan käyrien jyrkkyys sulamiskaudella.

Veräjämäellä sulaminen alkaa myöhemmin ja kestää ajallisesti pidempään, mikä näkyy kaaviossa loivempuna käyränä. Kesän kuivalla kaudella Pihlajamäessä valunta on olosuhteista huolimatta suurta, kun Veräjämäellä hulevesiputkisto ehti kuivua välillä kokonaan.

Jos haluttaisiin tarkastella välittömän valunnan syntyä ja valunnan ajoittumista tarkemmin täytyisi tarkastelun perustua lyhyempään ajanjaksoon. Kuvaajista on kuitenkin nähtävissä alueiden väliset erot sekä ajalliset ominaistekijät. Syksyllä 2010 sademääristä huolimatta virtaama pysyy vuoden loppua (jakso 8) kohden pienenä, sillä pakkaspäivien yleistyessä sade tuli enenevässä määrin lumena varastoituen valuma-alueelle. Keväällä vuorokauden keskilämpötilojen noustessa sade muuttuu vedeksi ja lumipeitteen sulaminen voimistuu, mikä näkyy hyvin myös valuntadiagrammeissa. Syksyllä 2011 keskilämpötilat pysyttelivät korkealla mikä näkyy valunnan määrässä aina tutkimusajanjakson loppuun (2.1.2012) asti. Valuma-alueiden keskinäisen vertailun helpottamiseksi kaikissa kuvan diagrammeissa on yhtäläinen asteikko.

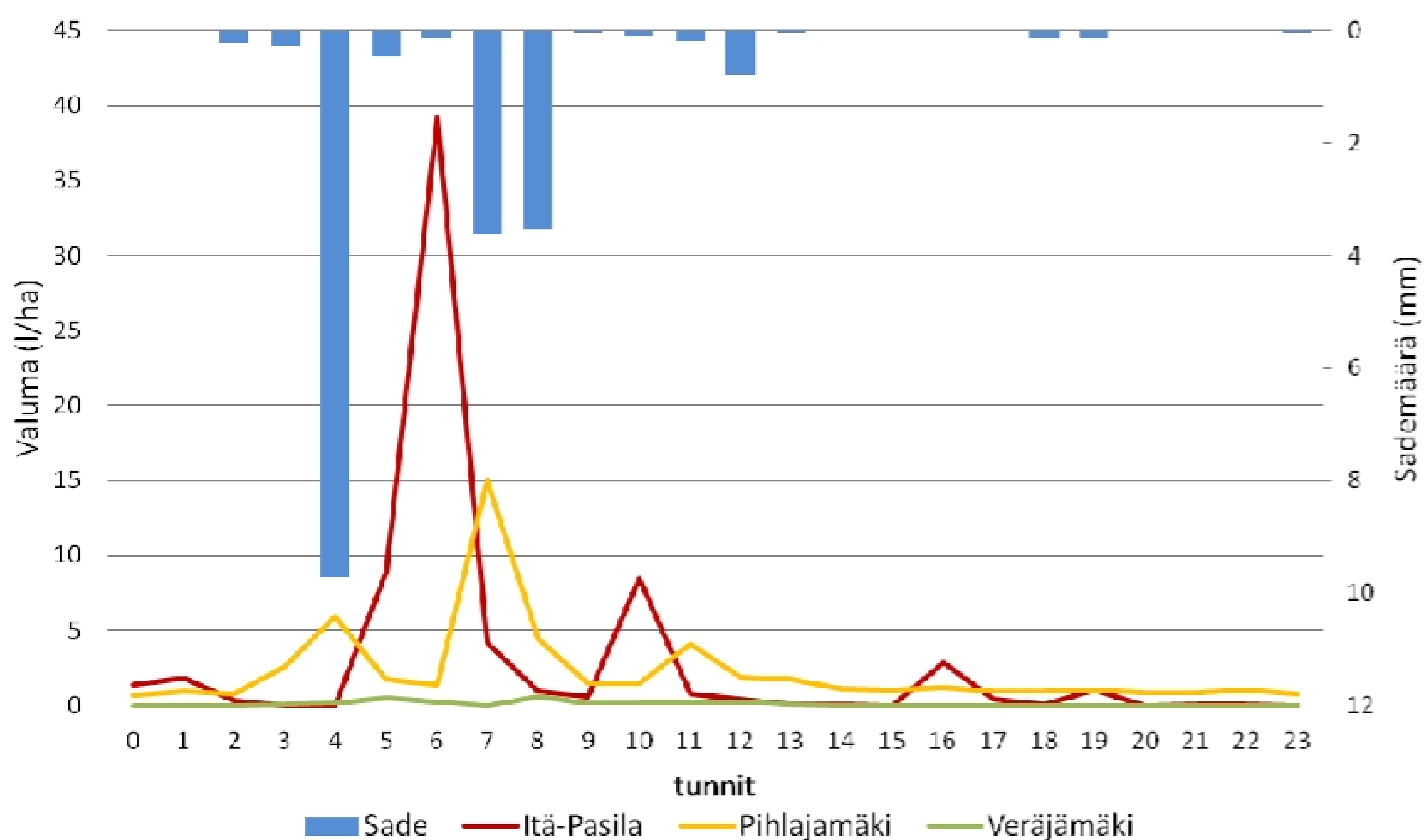


Kuva 29. Valuma-alueiden kahden viikon valuntasummat, esitetty yhdessä ajanjaksojen sadesummien kanssa. Diagrammi on jaettu tulkinnan helpottamiseksi vuodenaikoihin. Diagrammien asteikot ovat yhdenmukaiset.

Maankäytön merkitystä voidaan tarkastella myös yksittäisen sadetapahtuman näkymisenä valuma-alueiden virtaamissa. Ohessa (Kuva 30) on esitetty 12. heinäkuuta 2011 tapahtuneen sateen vaikutus valuma-alueiden valumaan. Tätä sadetapahtumaa on edeltänyt pitkä kuiva jakso, sillä edellinen yli millimetrin sade mitattiin 23.6.2011. Kuvasta näkyy hyvin aamuyön voimakkaan sateen aiheuttama virtaama. Viive sateen ja virtaamahuipun välillä on Itä-Pasilassa diagrammin mukaan noin kaksi tuntia. Yleensä läpäisemättömien pintojen leimaamalta alueelta sadevesi kulkeutuu hulevesiputkiston kautta vastaanottavaan vesistöön nopeasti, jopa kymmenessä minuutissa. Diagrammis-

ta nähdään myös Itä-Pasilan ensihuuhtouman voimakkuus ja virtaamapiikin jyrkkyys sekä lyhyt ajallinen kesto. Itä-Pasilan käyrä noudattaa sateiden piikkejä hyvin tarkasti.

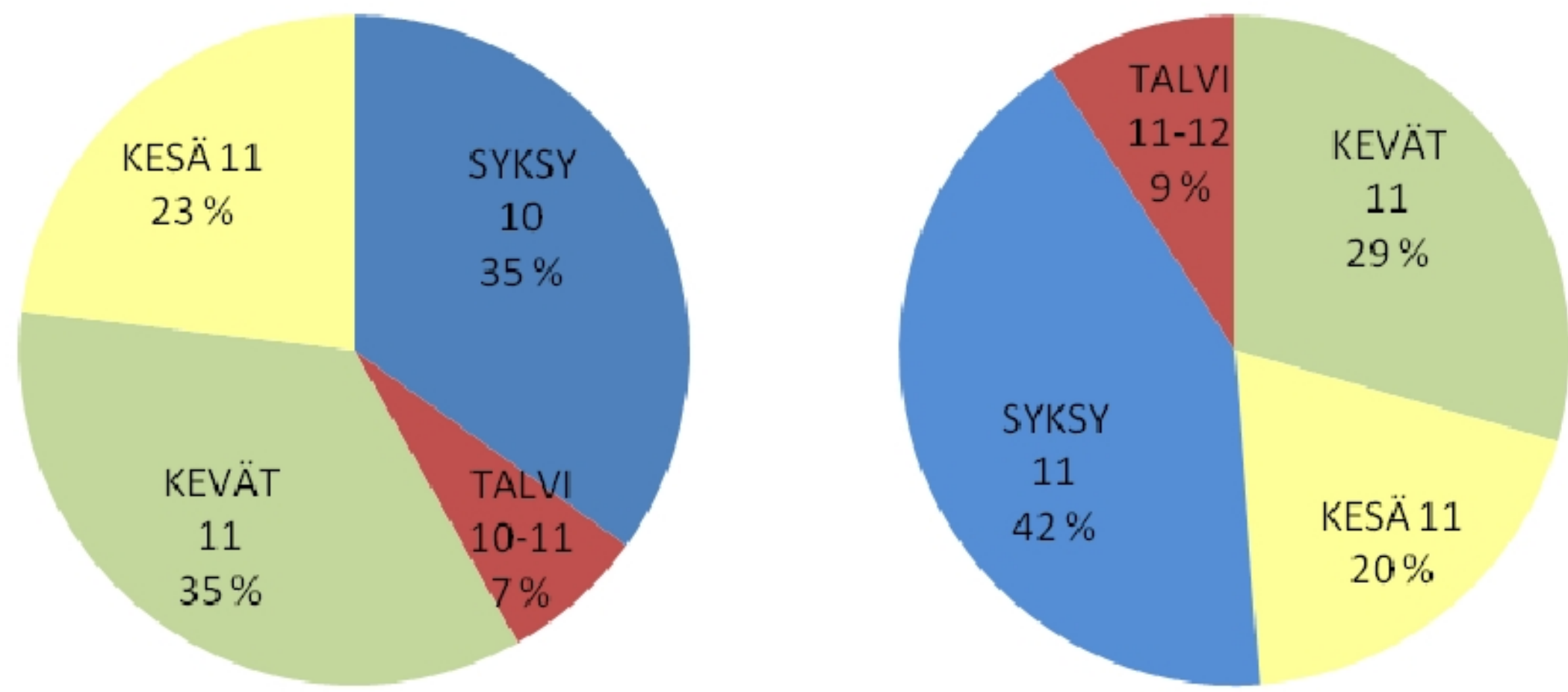
Pihlajamäessä piikki on selvästi maltillisempi ja virtaama ajoittuu laajemmalle ajalliselle skaalalle. Veräjämäellä virtaamaa ei juurikaan nähdä, ja tämän taustalla voidaan olettaa olevan edeltänyt kuiva kausi, joka johtaa sadeveden voimakkaaseen imeytymiseen valuma-alueelle. Näin vettä ei juuri jää pintavalunnaksi.



Kuva 30. Vuorokauden 12.7.2011 sademäärä ja valuma kaikilla kolmella valuma-alueella. Kuvassa korostuu läpäisemättömien pintojen määrän merkitys välittömään virtaamaan.

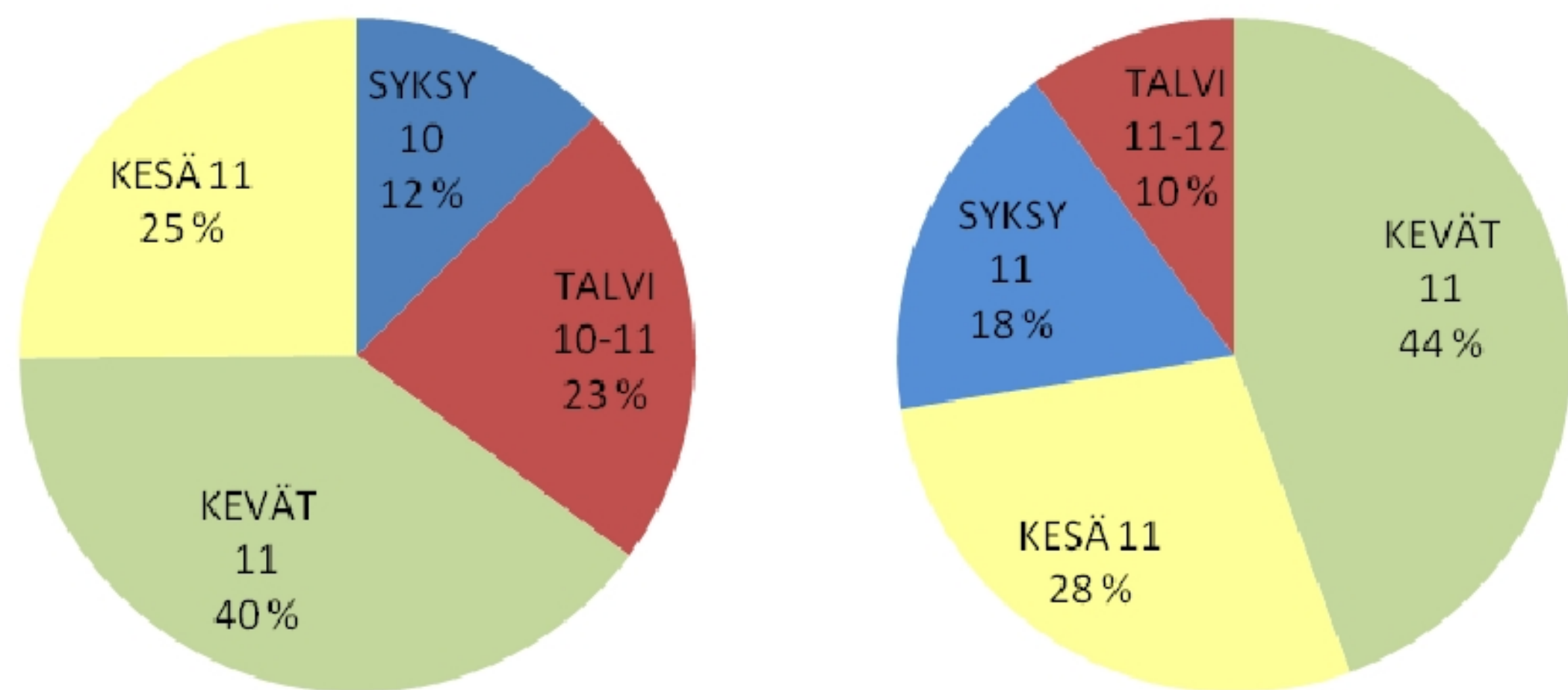
9.2.3 Valunnan jakautuminen vuodenajoille

Tutkimusajanjakson vuodet 2010 ja 2011 olivat yhtäältä keskenään ja toisaalta pitkän ajanjakson tarkastelulla hyvin poikkeavat. Ensimmäisessä diagrammiparissa (Kuva 31) on esitetty Itä-Pasilan valuma-alueen valunnan jakautuminen vuodelle. Aineistosta on laadittu kaksi diagrammia kuvaamaan tutkimusjakson vuosien erilaisuutta. Jos tarkastellaan vuotta syksy 2010 – kesä 2011, jakautuu vuoden valunnasta suurimmat osuudet syksyllä 2010 (35 %) ja keväälle 2011 (35 %). Jos taas tarkastellaan vuotta 2011 osuvat suurimmat valunnat vasta syksylle 2011 (42 %). Lisäksi talvi 2011-2012 edustaa valunnasta noin kymmentä prosenttia, vaikka sen ajallinen kesto on tutkimuksella kolmasosan muista tutkimusjaksoista.



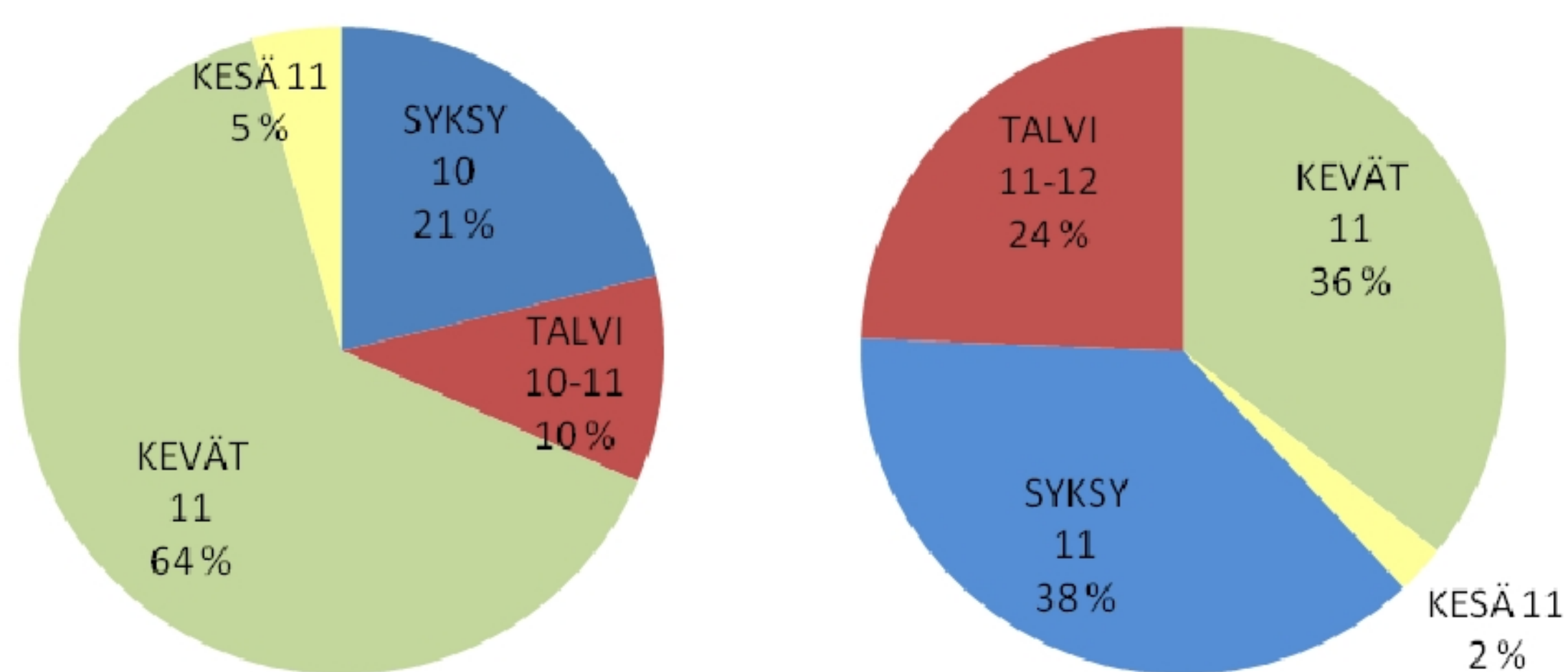
Kuva 31. Vuosivalunnan jakautuminen vuodenaikojittain Itä-Pasilan valuma-alueella.

Seuraavassa (Kuva 32) on esitetty vastaavat kuvaajat Pihlajamäen valuma-alueelta. Kuvasta havaitaan hyvin kevätvalunnan dominoiva osuus vuosivalunnasta, mikä on tyypillistä valuma-alueille koko Suomen mittakaavassa. Vaikka talvi 2010-2011 oli hyvin kylmä, sijoittui lähes neljäsosa (23 %) vuosivalunnasta tuolle jaksolle. Kun taas tarkastellaan vuotta 2011 korostuu kevätvalunnan osuus vielä vahvemmin. Kesän 2011 osuus on kesän 2010 osuutta suurempi mutta syksyn 2011 valunta ei korostu vaikka syksy olikin sääaineiston mukaan hyvin sateinen. Talvi 2011-2012 oli pituutensa puolesta jaksena vain kolmanneksen muista, mutta silti vuosivalunnasta kymmenes sijoittui tälle jaksolle.



Kuva 32. Vuosivalunnan jakautuminen vuodenaikojittain Pihlajamäen valuma-alueella.

Veräjämäellä erottuu hyvin kevään 2011 suuri valunta, joka kuvastaa hyvin valuma-alueelle varastoituneen lumen sulamisvesien määrää (Kuva 33). Kesä 2011 oli lyhyt osittain lähes kuukauden (jaksojen 24-25) laiteviasta johtuen. Oikeanpuoleisessa diagrammissa valunta jakautuu tasaisemmin kevään, syksyn ja talven kesken, mikä kertoo paitsi runsaasta kevätulannasta myös voimakkaista syksyn ja alkutalven sateista.



Kuva 33. Vuosivalunnan jakautuminen vuodenaikojittain Veräjämäen valuma-alueella.

9.2.4 Lumen poiskuljetuksen merkitys

Lisäksi on huomioitava, että ihmistoiminnan luonnehtimilla alueilla lumen poiskuljetus ja lumen vastaanottoaikat muuttavat hydrologista tasetta. Voidaan siis olettaa, että alueilta on kerätty lunta pois ja kuljetettu lumen vastaanottoaikoille. Helsingin kaupungilta lumen vastaanottoaikojen sijaintien pohjalta on päätelty, että Itä-Pasilasta lumia kuljetettaisiin Kyläsaareen, Pihlajamäestä Viikkiin ja Veräjämäeltä Viikkiin. Helsingin kaupungin Rakennusvirastolta saadun aineiston pohjalta pääteltiin alueelta mahdollisesti poiskuljetetun lumimäärän suuruutta.

Yhden kuorma-auton kuljettama lumimäärä on kaupungin arvion mukaan noin 15 m^3 (Rakennusvirasto 2010: 13). Viikinmäen lumen vastaanottoaikaan aineistona pohjalta talvikautena 2010-2011 Viikinmäelle kuljetettiin sen keräysalueelta ($25,9 \text{ km}^2$) noin 42 600 kuormaa eli 582 000 kuutiometriä lunta. Tämän vastaa noin 224 kuutiometriä lunta hehtaarilta. Lumen poisvientikausi ulottui tutkimuskauden ajanjaksoille 4-13. Kyläsaaren lumen vastaanotto- ja sulatuspaikka vastaanotti talvikaudella 2010-2011 yhteensä 19639 kuormaa eli 229 000 kuutiometriä lunta. Tämä tekee koko keräysalueen alalle ($26,6 \text{ km}^2$) noin $85,9 \text{ m}^3/\text{ha}$. Näin laskettuna voidaan olettaa, että Itä-Pasilan valuma-alueelta kerättiin lunta pois 2172 m^3 , Pihlajamäeltä 10298 m^3 ja Veräjämäeltä 3458 m^3 . Todellisuudessa osa Veräjämäeltä kerätystä lumesta kasattiin jo valuma-alueelle, sillä väljä rakentaminen mahdollistaa lumen kasaamisen ilman pitkiä kuljetusmatkoja. Yksi tällaisista lumenkeräyspaikoista sijaitsi suoraan näyteaseman luona.

9.3 Sameus (NTU)

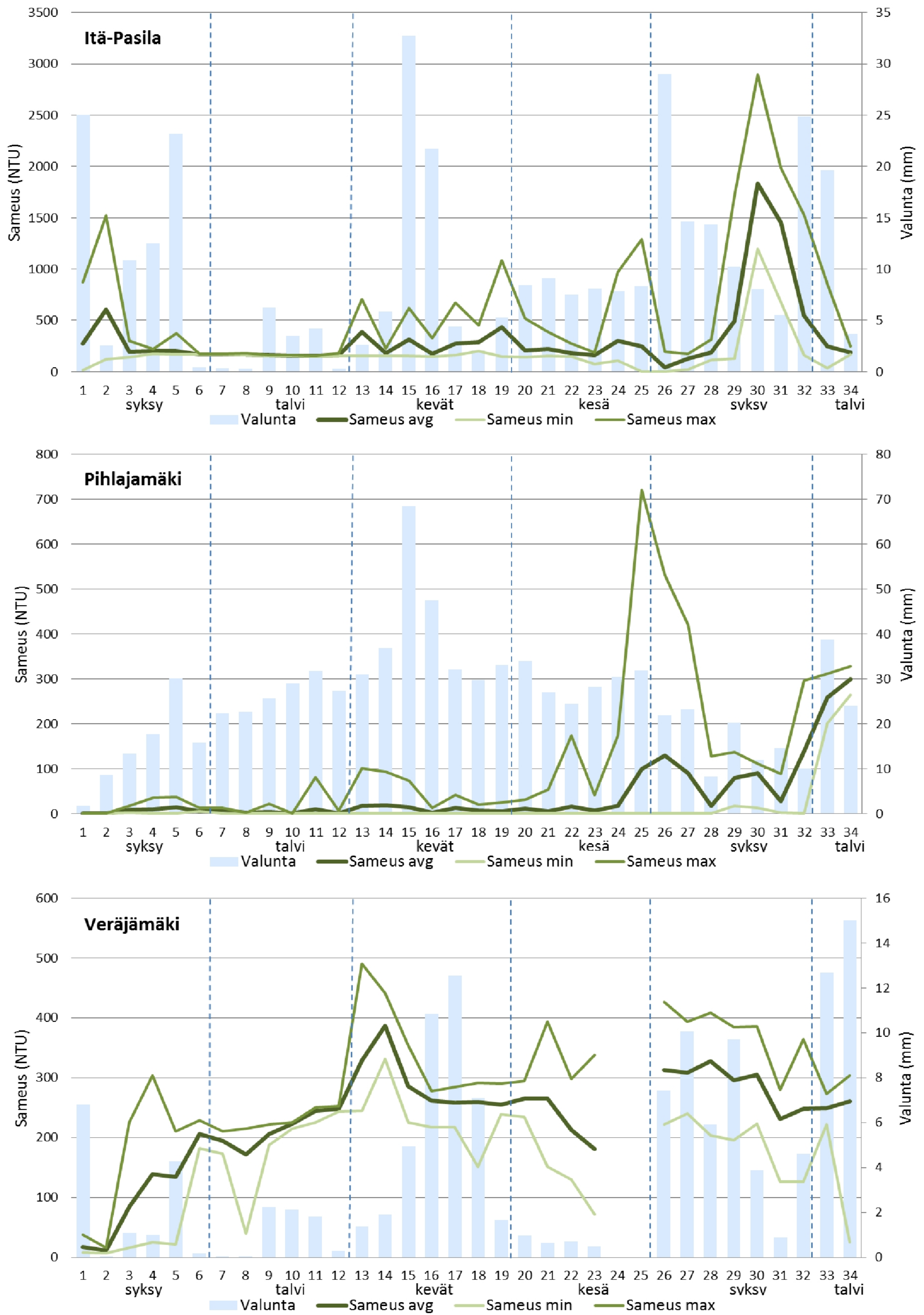
Näyteasemilla kerättiin reaaliaikaisesti myös virtaavan veden sameutta. Sameusarvot saattoivat vaihdella vuorokauden sisällä voimakkaasti (Kuva 34). Kuvaa tarkastellessa on huomioitava kuvaajien erimittaiset skaalat. Talvea kohden sameus laski ja pysyi melko vakaana lähes koko talvikauden. Veräjämäellä vettä ei kovimpina pakkasina virrannut juuri lainkaan, mutta silti sameusarvot vaihtelivat vuorokausien välillä. Kesällä 2010 Itä-Pasilan valuma-alueella suoritettiin kiinteistön julkisivusaneerausta, mikä värjäsi veden paikoin lähes maidonvalkoiseksi. Tämän voidaan olettaa näkyvän myös sameusarvoissa. Vuorokausikohtaisessa tarkastelussa Itä-Pasilan alueella oli havaittavissa aamuisin toistuva korkeamman virtaaman jakso, jonka voidaan olettaa johtuvan ihmisperäisesti vesipäästöstä, kuten auton tai julkisivujen pesusta.

Keväällä lumen sulamiskauden yhteydessä sameusarvot vaihtelivat suuresti. Sadetapahtumien yhteydessä sameusarvot kohosivat hetkellisesti mutta sulannan edetessä sameusarvot lähtivät laskuun. Valunnan kanssa tarkasteltuna sameusarvot ovat suuria valunnan ollessa pieni ja päinvastoin.

Mitattujen sameusarvojen vuorokausikohtaisista aritmeettisista keskiarvoista johdetut tilastolliset tunnusluvut on esitetty taulukossa 17. Aritmeettisen keskiarvon mukaan tarkasteltuna selvästi pienimmät sameusarvot esiintyivät Pihlajamäen hulevedessä. Itä-Pasilassa keskiarvojen vuodenaikojen väliset erot olivat suurimpia, mutta sekä Itä-Pasilassa että Pihlajamäessä sameusarvot olivat pienimmillään talvikaudella. Sen sijaan Veräjämäellä pienimmät keskiarvot havaittiin kuivan syksyn 2010 aikana, jonka jälkeen arvot nousivat yli kaksinkertaisiksi talvikaudella. Keväällä sameusarvot olivat ymmärrettävästi korkeita ja laskivat kesäkaudelle Pihlajamäkeä lukuun ottamatta, missä ilmiö oli päinvastainen. Kaikilla valuma-alueilla sameusarvot nousivat syksyn 2011 aikana. Suurinta keskihajontaa mitatuissa arvoissa esiintyi Itä-Pasilassa, missä hajonta oli kaikkein suurinta syksyllä 2011. Kaikilla asemilla suurin keskihajonta ajoittuu syyskaudelle, tosin Veräjämäellä syksylle 2010. Pienimmät mitatut arvot esiintyivät Pihlajamäessä, missä sameusarvot laskivat ajoittain anturin mitauskaalan alapuolelle näkyen aineistossa nolla-arvoina. Taulukosta nähdään aineiston suuri hajonta kaikilla näyteasemilla, varsinkin Itä-Pasilassa.

Taulukko 17. Valuma-alueiden sameusaineiston tilastollisia tunnuslukuja. Luvut on laskettu vuorokausikohtaisten aritmeettisten keskiarvojen pohjalta.

Itä-Pasila	Keskiarvo	Min.	Max.	Mediaani	Keskihajonta	Varianssi
Syksy 10	276.6	18.9	1519.9	176.5	272.4	74212.6
Talvi 10-11	161.3	151.2	180.1	160.1	7.2	52.1
Kevät 11	293.9	145.0	1083.1	213.7	206.3	42551.1
Kesä 11	218.4	0.1	1287.5	167.8	192.5	37063.8
Syksy 11	669.9	0.0	2895.3	224.2	740.3	547991.2
Pihlajämäki	Keskiarvo	Min.	Max.	Mediaani	Keskihajonta	Varianssi
Syksy 10	9.3	0.05	36.7	5.0	9.2	84.9
Talvi 10-11	4.4	0	80.5	1.1	10.5	109.7
Kevät 11	11.4	0	100.5	3.3	20.2	409.3
Kesä 11	27.4	0	720.8	1.6	93.0	8651.0
Syksy 11	82.0	0	530.7	53.7	93.5	8743.0
Veräjämäki	Keskiarvo	Min.	Max.	Mediaani	Keskihajonta	Varianssi
Syksy 10	96.4	7.5	304.6	44.2	87.9	7733.1
Talvi 10-11	214.8	40.1	252.6	221.4	35.1	1231.4
Kevät 11	291.0	151.8	490.3	276.3	60.2	3627.7
Kesä 11	235.4	72.2	393.5	244.7	67.8	4599.3
Syksy 11	290.1	126.2	427.4	287.9	64.2	4121.7

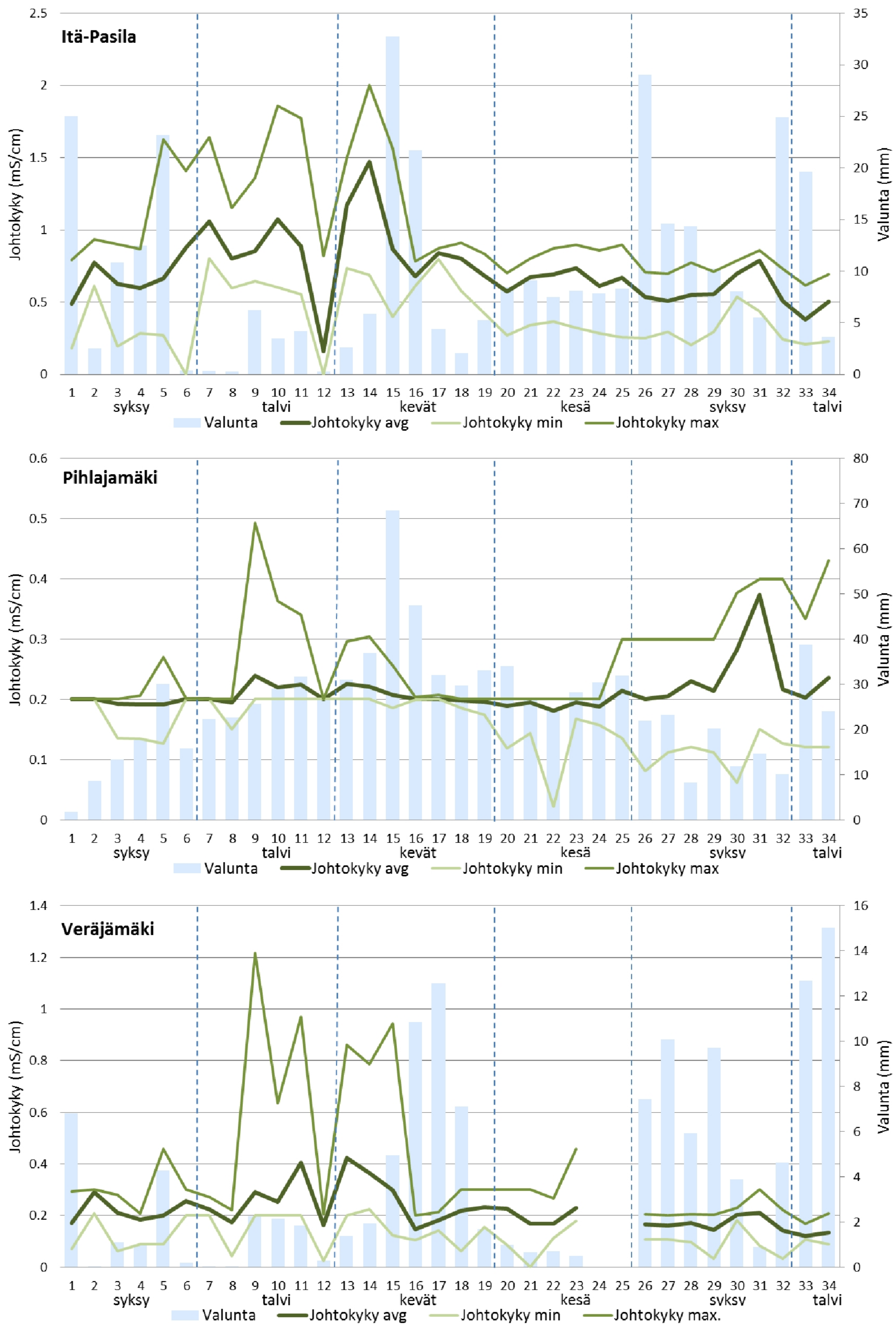


Kuva 34. Valuma-alueilta mitattujen sameusarvojen vuorokausikeskiarvoista johdetut tunnusluvut.

9.4 Sähkönjohtokyky

Myös sähkönjohtokyvystä on lähes katkeamaton aineisto koko tutkimusjaksolta. Johtokyky on ilmoitettu yksikössä mS/cm ja se kuvastaa liuenneiden ionien määrää vedessä. Korkeimmat johtokyvyn arvot mitattiin intensiivisimmän maankäytön alueella Itä-Pasilassa, missä myös mitattujen johtokykyarvojen vaihtelu oli suurinta. Itä-Pasilassa johtokyky on suurimmillaan talvella ja varsinkin sulamiskaudella, jolloin tienpinnoille levitetty ja lumipeitteeseen akkumuloitunut tiesuola huuhtoutuu pois valuma-alueelta. Kesällä johtokykyarvot ovat matalampia mutta kohoavat hieman syksyllä 2011.

Pihlajamäessä johtokyvyn suurin vaihtelu tapahtuu talvikaudella, jolloin suurimmat vuorokausikohtaiset arvot kohoavat yli kaksinkertaisiksi jaksojen aritmeettisiin keskiarvoihin nähden. Kevätkaudella maksimiarvot ovat lumen sulamiskaudella korkeita mutta maltillistuvat kesään siirryttäessä. Kesällä johtokyvyn alimmat arvot ovat paikoin todella matalia, joiden voivan jälleen olettaa kielivät mahdollisista pohjavesivuodoista valuma-alueella. Syksyllä 2011 johtokyvyssä tapahtuu voimakas nousu jaksolla 31, jolloin Helsingissä esiintyy ensimmäiset pakkaspäivät. Samanlainen kohoaminen on nähtävissä samassa ajankohdassa kaikilla valuma-alueilla, ja se voidaan mahdollisesti selittää tiesuolauksen aloittamisella. Tämän jälkeen sää lämpeni jälleen ja uudet pakkaspäivät saapuivat Helsinkiin vasta jaksolla 34, jolloin johtokyvyn arvotkin kääntyivät kasvuun.



Kuva 35. Valuma-alueilta mitatun sähkönjohtokyvyn vuorokausikeskiarvoihin perustuvat minimi- ja maksimiarvot sekä aritmeettinen keskiarvo tutkimusjaksoille. On huomioitava, etteivät asteikot ole yhdenmukaisia.

Alla (Taulukko 18) on esitetty näyteasemien mittaamista sähkönjohtokykyarvoista tilastollisia tunnuslukuja. Yllä esitettyyn sameuteen verrattuna sähkönjohtokyvyn vuorokausikeskiarvojen välinen vaihtelu on selvästi maltillisempaa ja erot vuodenaikojen välillä pienempiä. Aritmeettisen keskiarvon pohjalta suurimmat sähkönjohtokykyarvot mitattiin Itä-Pasilassa ja Veräjämäellä kevätkaudella 2011, Pihlajämäellä taas vuodenaikojen väliset erot olivat niin pieniä ettei niiden välillä havaittu juuri eroja. Tämä johtuu Pihlajämäen ylipäätään pienistä sähkönjohtokykyarvoista. Sen sijaan vuodenaikojen minimi- ja maksimiarvojen välillä havaittiin Pihlajämäessä selvempää vuodenaikaisvaihtelua. Minimiarvoissa pienimmät arvot havaittiin kesällä 2011 ja suurimmat keväällä 2011. Maksimiarvoissa pienimmät arvot havaittiin syksyllä 2010 ja suurimmat sen perään talvella 2010-2011. Selvästi suurinta vaihtelua arvoissa havaittiin Itä-Pasilassa ja maltillisinta Pihlajämäessä.

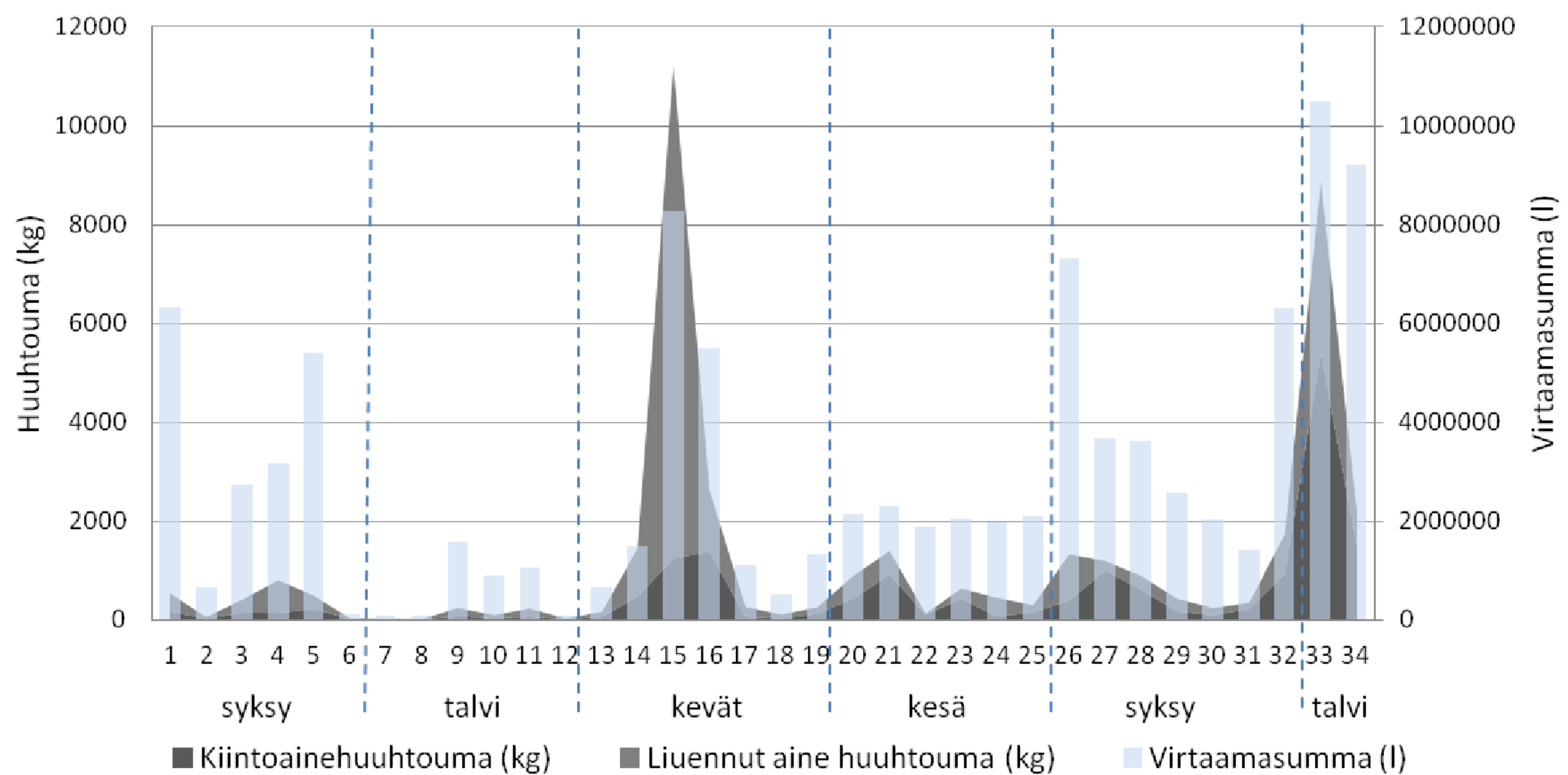
Taulukko 18. Valuma-alueilta purkautuvan huleveden sähkönjohtokyvyn tilastollisia tunnuslukuja. Luvut on johdettu vuorokausikohtaisten aritmeettisten keskiarvojen pohjalta.

Itä-Pasila	Keskiarvo	Min.	Max.	Mediaani	Keskihajonta	Varianssi
Syksy 10	0.66	0.00	1.63	0.68	0.29	0.08
Talvi 10-11	0.81	0.00	1.86	0.80	0.43	0.18
Kevät 11	0.93	0.40	2.00	0.81	0.39	0.16
Kesä 11	0.66	0.26	0.90	0.70	0.16	0.02
Syksy 11	0.59	0.21	0.86	0.64	0.17	0.03
Pihlajämäki	Keskiarvo	Min.	Max.	Mediaani	Keskihajonta	Varianssi
Syksy 10	0.20	0.13	0.27	0.20	0.02	0.00
Talvi 10-11	0.21	0.15	0.49	0.20	0.05	0.00
Kevät 11	0.21	0.17	0.30	0.20	0.02	0.00
Kesä 11	0.19	0.02	0.30	0.20	0.03	0.00
Syksy 11	0.25	0.06	0.40	0.25	0.09	0.01
Veräjämäki	Keskiarvo	Min.	Max.	Mediaani	Keskihajonta	Varianssi
Syksy 10	0.22	0.06	0.46	0.21	0.07	0.00
Talvi 10-11	0.25	0.03	1.22	0.20	0.18	0.03
Kevät 11	0.27	0.06	0.94	0.21	0.16	0.03
Kesä 11	0.20	0.00	0.46	0.20	0.09	0.01
Syksy 11	0.17	0.03	0.30	0.18	0.05	0.00

9.5 Ainepitoisuus ja -huuhtouma

Kiintoaine on vesistössä joko suspensiona tai pohjakuljetuksena kulkevaa kiinteää materiaalia. Valuma-alueiden kokomaavesinäytteistä analysoitiin suodattamalla kiintoaineen ja liuenneen aineen määrä sekä kiintoaineesta vielä erikseen hehkutushäviön avulla orgaanisen kiintoaineen määrä. Alla (Kuva 36) on esitetty Itä-Pasilan valuma-alueen analysoiduista pitoisuuksista lasketut kiinteän

ja liuenneen aineen huuhtoumat tutkimusjaksoilla. Huuhtoumassa korostuu vuoden 2011 kevään sulamiskausi sekä sateisen syksyn aiheuttama huuhtouma.



Kuva 36. Itä-Pasilan kiintoaineen ja liuenneen aineen huuhtouma kahden viikon näytejaksoilla.

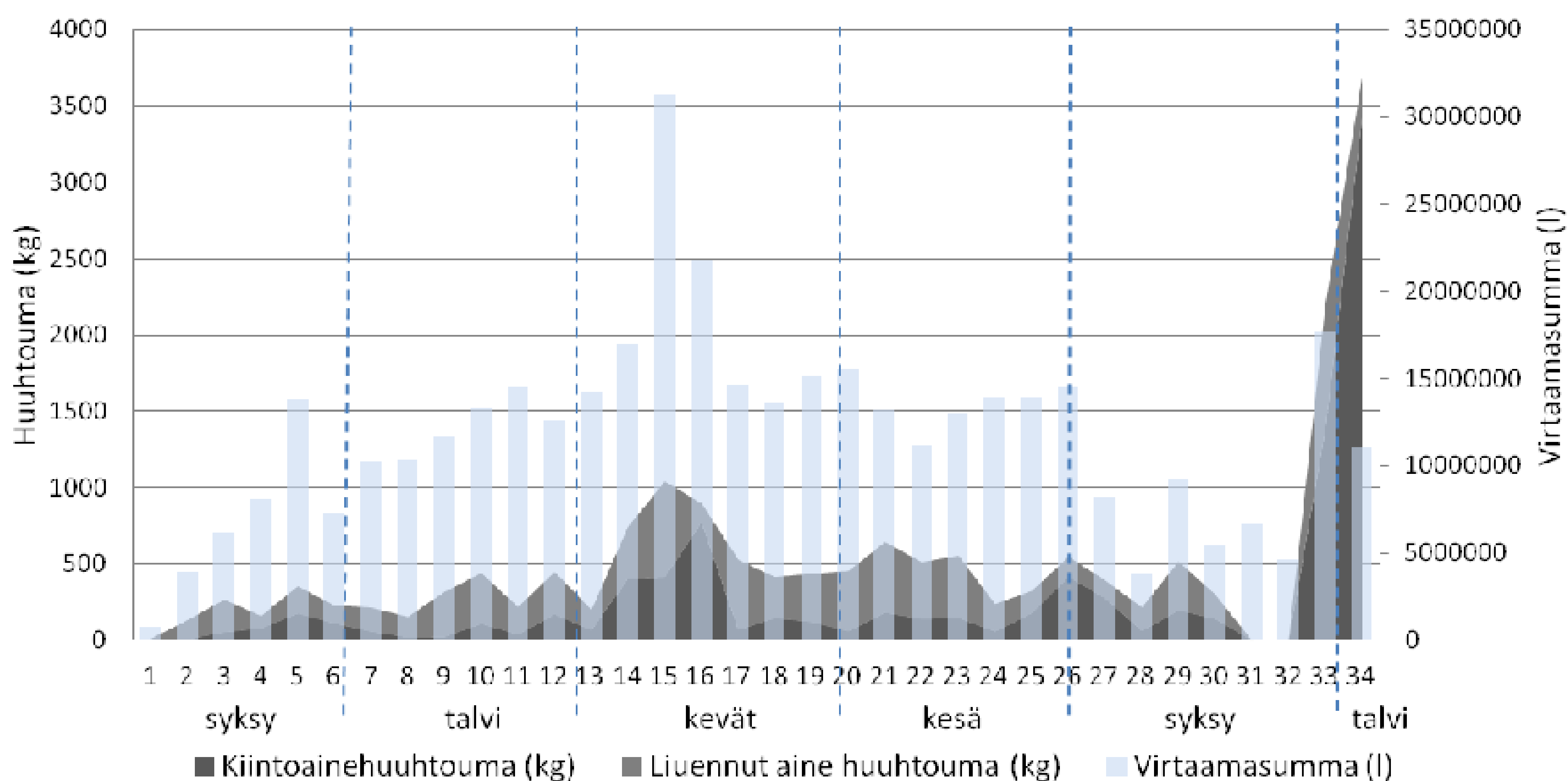
Itä-Pasilan näytteissä havaittiin hyvin vaihtelevia kiintoaineen ja liuenneen aineen pitoisuuksia. Ensimmäiset pakkaspäivät esiintyvät jaksolla 6, jolloin oletettavasti on aloitettu tiesuolaus, mikä näkyy näytteissä liuenneen aineen pitoisuuden ja huuhtouman kasvuna. Samanaikainen kiintoaineen pitoisuuden moninkertaistuminen taas johtuu todennäköisesti talvirenkaiden käytön alkamisesta, mikä kuluttaa paljasta tienpintaa voimakkaasti. Pitoisuudet laskevat talvikaudella mutta kohoavat moninkertaisiksi kevätkauden alussa jaksoilla 13 ja 14 (28.2-27.3). Maaliskuussa vuorokauden keskilämpötilat ovat osin jo yli nollan joten sulamista on tapahtunut ainakin päiväsaikaan. Tämä näkyy sekä liuenneen aineen että kiintoaineen suurina pitoisuuksina. Jaksojen 13-15 ainepitoisuus oli keskimäärin 0.9 g/l (huuhtouma 12820 kg), liuenneen aineen pitoisuus 0.7 g/l (huuhtouma 11000 kg), epäorgaanisen kiintoaineen 0.03 g/l (huuhtouma 328 kg) ja orgaanisen kiintoaineen 0.15 g/l (huuhtouma 1430 kg). Kevään sulamisessa korostuu selvästi liuenneen aineen pitoisuudet ja huuhtouma.

Epäorgaanisen kiintoaineen huuhtouma on suurinta vain yhdessä näytteessä, jaksolla 21. Orgaanisen kiintoaineen pitoisuudet ovat suurimmillaan jaksoilla 27 ja 33. Kiintoainekuormassa korostuu liikenteen suuri määrä valuma-alueella. Kevättulva laimentaa pitoisuuksia yleensä selvästi, jonka myötä ne ovat yleensä korkeimmillaan juuri ennen lumen sulamista keväällä. Itä-Pasilan tapauksessa voidaan olettaa, että alueelta on virrannut pois hulevesiä myös talven 2010-2011 aikana, joka osaltaan pitoisuuksien laimenemista kevään voimakkaimman sulamisen aikaan.

Ainepitoisuudet vaihtelevat kesäkaudella, vaikka alueen valunta on kesäjaksoina lähes muuttumaton. Syysjaksoilla ainepitoisuudessa on yksittäinen piikki jaksolla 27 (12.-25.9), mutta se ei

näy huuhtoumia esittävässä kuvassa merkitsevästi. Talvikautta kohden ainekuorma näyttää mukailevan valunnan määrää.

Kuvassa 37 on esitetty Pihlajamäen näytteistä analysoitujen pitoisuuksien pohjalta laskettu ainehuuhtouma. Itä-Pasilassa havaittu ensimmäinen huuhtoumahuippu esiintyi jaksolla 3 ja sama havaitaan myös Pihlajamäessä. Talvikaudella ainekuorma pysyi maltillisena, sillä ilmeisesti valuma-alueen kuormitus akkumuloitui lumipeitteeseen. Keväällä valunta voimistui nopeasti, mikä näkyy samanaikaisena orgaaniseen kiintoaineen ja liuenneen aineen pitoisuuksien laskuna. Kiintoaineessa ei tapahtunut samanlaista pitoisuuden pienenemistä. Kesäkauden alussa, jaksolla 21 (20.6-3.7) esiintyy yksittäinen jyrkkä piikki kiintoaineen ja liuenneen aineen pitoisuuksissa, mutta orgaanisen kiintoaineen pitoisuus pysyy muuttumattomana. Sateisen syksyn pitoisuudet vaihtelevat valunnan vaihdellessa, mutta jaksolla 33 (5.-18.12) tapahtuu samanlainen piikki kuin kesäkaudella jaksossa 21.



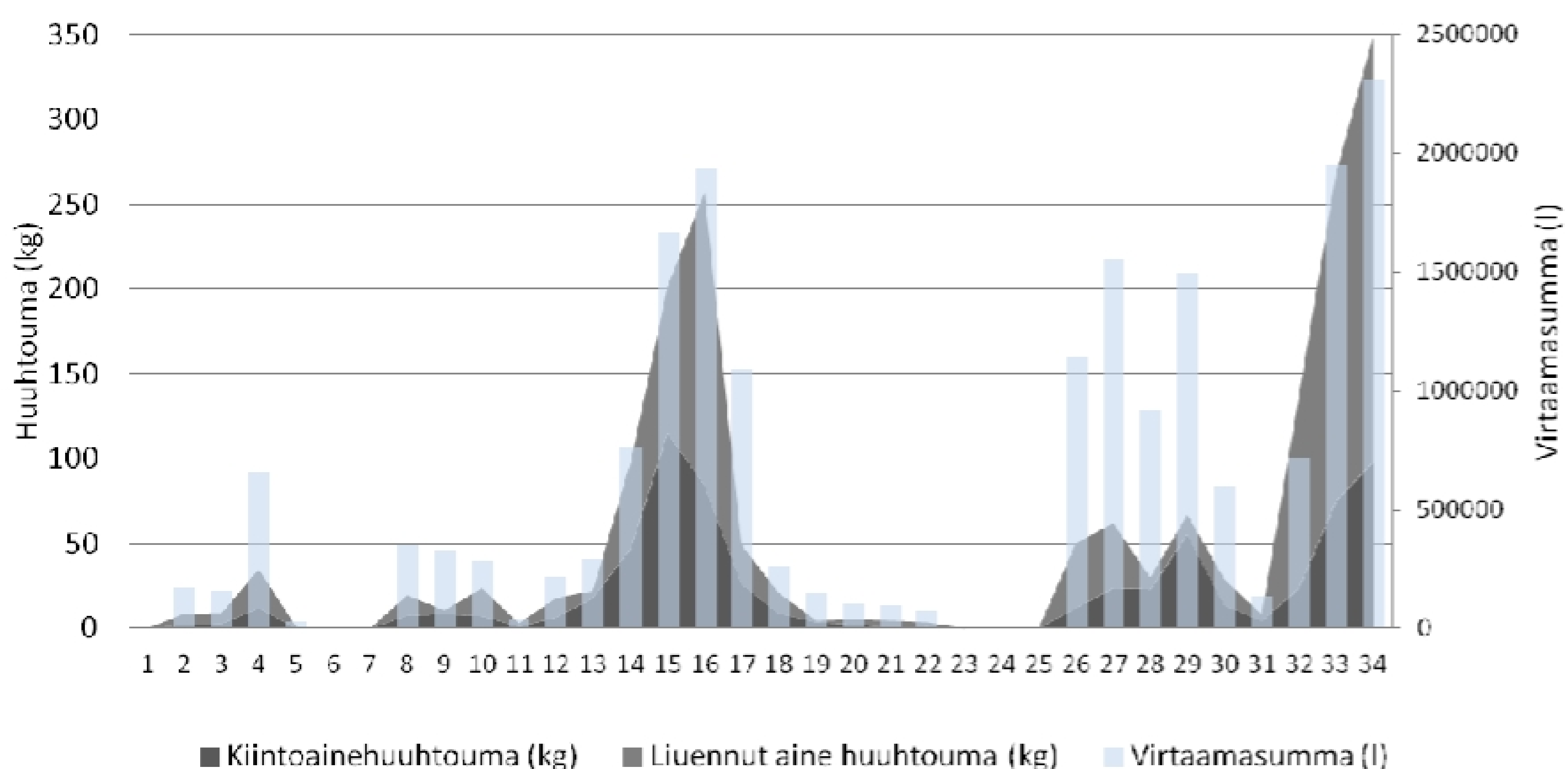
Kuva 37. Pihlajamäen ainehuuhtoumat tarkasteltuina ajanjaksoina.

Pihlajamäellä kevään sulamiskauden alussa jaksoilla 13-15 liuenneen aineen pitoisuudet olivat hetkellisesti suuria (0.02 g/l, huuhtouma 1100 kg), mutta sulamisen edetessä esiintyy myös orgaanisen kiintoaineen pitoisuudessa hetkellinen kohoaminen (0.01 g/l, huuhtouma 650 kg). Orgaanisen kiintoaineen pitoisuus on suuri myös jaksolla 27 (0.2 g/l, huuhtouma 1500 kg) jonka jälkeensä pitoisuudet laskevat nopeasti. Pihlajamäessä liuenneen aineen pitoisuudet olivat lähes jokaisella jaksolla suurimmat ainepitoisuuksista. Jakson 34 korkea ainepitoisuus (0.3 g/l) aiheuttaa yhdessä suuren sadannan kanssa voimakasta huuhtoumaa (3700 kg).

Pihlajamäen kuvaajasta ei ole havaittavissa yhtä voimakkaita talvikauden ihmistoiminnan aiheuttamia huuhtouman muutoksia kuin Itä-Pasilassa. Tähän voi vaikuttaa esimerkiksi mahdolli-

sesti runsas pohjaveden osuus kokonaisvirtaamassa tai lumen runsas poiskuljetus, jolloin myös ainekuormasta osa kulkeutuu pois. Lisäksi on huomioitava, että Itä-Pasilassa hulevesiviemäröinti on tehokkaampaa kuin Pihlajamäessä, jolloin Pihlajamäessä vedet eivät päädy hulevesiputkistoon yhtä nopeasti, vaan voivat viipyä valuma-alueella pidempään. Pihlajamäellä kevään sulamisen yhteydessä tapahtuva huuhtouma ei ole yhtä voimakasta kuin Itä-Pasilassa, mutta se muodostaa silti selkeän piikin vuodenaikaisiin huuhtoutumiin. Kaikkein voimakkain yksittäinen huuhtouma näkyy syksyn 2011 lopulla, mikä johtuu osin myös suuresta virtaamasta.

Seuraavassa (Kuva 38) on esitetty Veräjämäen ainehuuhtouma tutkimusjaksolta. Veräjämäen näytesarjasta ei saatu näytteitä jaksoilta 8 (20.12.10-2.1.11), 23-24 (18.7-14.8.11) eikä 30-31 (24-10.20.11.11) johtuen joko putken jäätymisestä, virtaaman puuttumisesta tai laiteviasta. Veräjämäen pitoisuuksissa vaihtelu on muihin valuma-alueisiin verrattuna pientä, mutta alueen ainekuormasta on selkeämmin erotettavissa sen osuudet: valtaosalla tutkimusjaksoista liuenneen aineen huuhtoumat ovat suurimpia ja epäorgaanisen kiintoaineen huuhtoumat kaikkein pienimpiä.

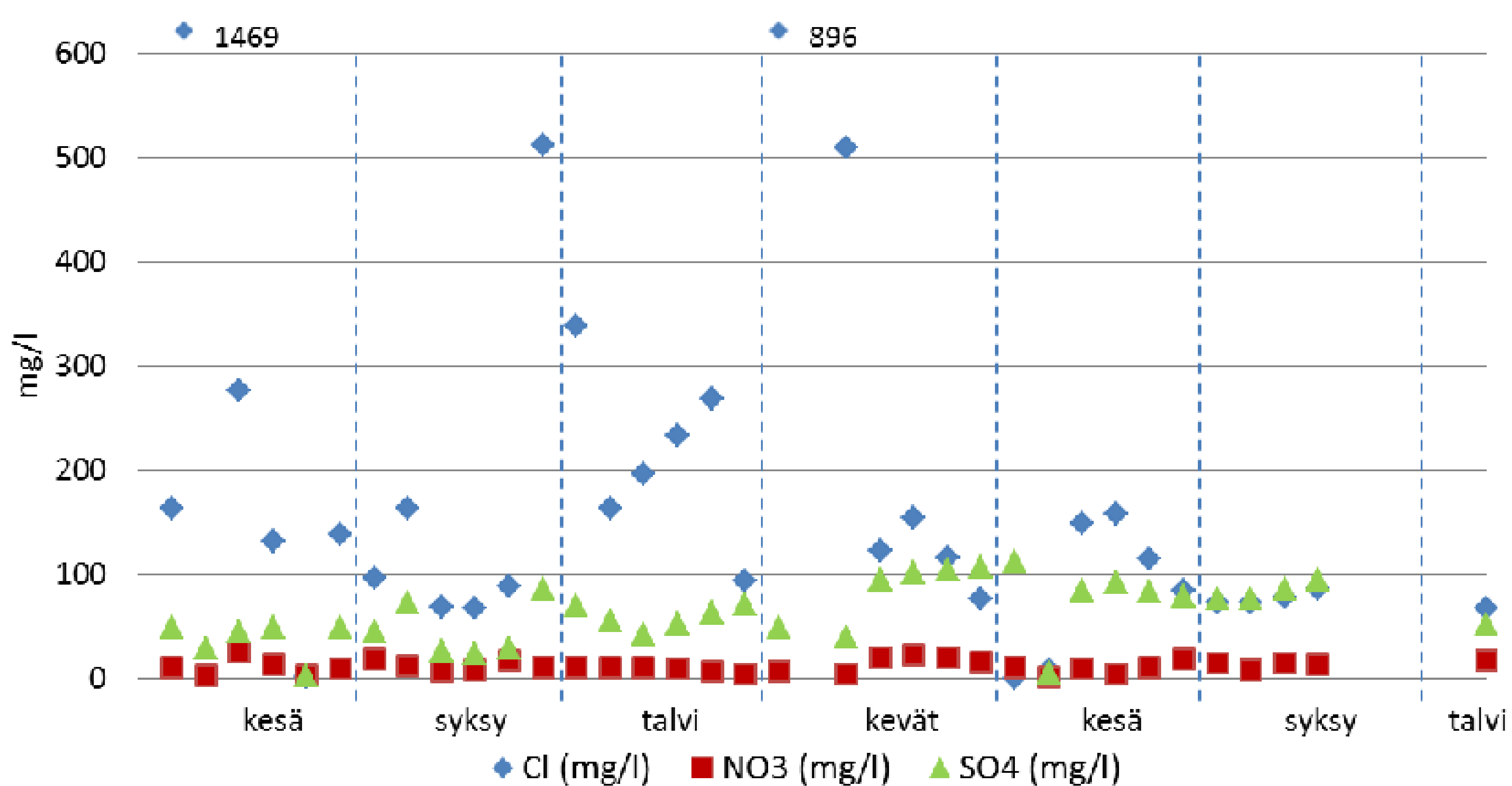


Kuva 38. Veräjämäen valuma-alueen ainehuuhtoumat tutkittuina ajanjaksoina. Jaksoilta 23-25 ei ole tuloksia.

Pitoisuuksissa samoin kuin kuvaajan huuhtoumissa on nähtävissä selkeä kohoaminen kevätjakson alussa, minkä voidaan nähdä kevät sulamisen alkamisesta. Virtaaman kasvaessa pitoisuudet kuitenkin putoavat nopeasti ja kohoavat vasta kesäjakson alkupuolella, mutta kevään huuhtouma on voimakasta ja siinä korostuu liuenneen aineen osuus. Syysjaksolla pitoisuuksissa on vaihtelua, mutta sitä ei voida selittää virtaaman määrällä. Syys-talvijakson taitteessa on nähtävissä selkeä pitoisuuksien kohoaminen, joka seuraa suppean virtaaman jaksoa. Voimakkaan valunnan myötä pitoisuudet kääntyvät jyrkkään laskuun.

9.6 Liukoiset alkuaineet

Liukoisten aineiden pitoisuuksissa on havaittavissa selvää vuodenaikaisvaihtelua. Itä-Pasilan kokoomanäytteistä analysoidut ionimuotoiset ravinnepitoisuudet on esitetty kuvassa 39. Kuvasta käy selvästi ilmi kloridin (Cl) pitoisuuksien suuret vaihtelut näytejaksojen kesken. Koko tutkimusajanjakson suurin pitoisuus (1469 mg/l) mitattiin 15.7.2010 näytteestä, joka ei ollut kokoomanäyte, vaan edustaa tuon ajankohdan vedenlaatua. Kokoomanäytteissä suurin pitoisuus (896 mg/l) analysoitiin jaksolla 13 (28.2.-13.3.2011). Sulfaatin (SO₄²⁻) kohdalla vaihtelu oli pienempää. Tutkimusajanjakson pienin sulfaattipitoisuus (1.94 mg/l) määritettiin 26.8.2010 kyseistä ajankohtaa edustavasta näytteestä ja suurin pitoisuus (111,3 mg/l) jaksolla 20 (6.-19.6.2011), jolloin myös virtaama oli suuri. Nitraatin (NO₃⁻) kohdalla vaihtelu oli analysoiduista anioneista kaikkein pienintä. Pienin analysoitu nitraattipitoisuus (0,68 mg/l) mitattiin jaksolla 21 (20.6-3.7.2011) ja suurin pitoisuus (24.2 mg/l) yksittäisestä näytteestä 30.7.2010. Kokoomanäytteistä suurin pitoisuus (22,2 mg/l) analysoitiin jaksolla 17 (25.4-8.5.2011) näytteestä.

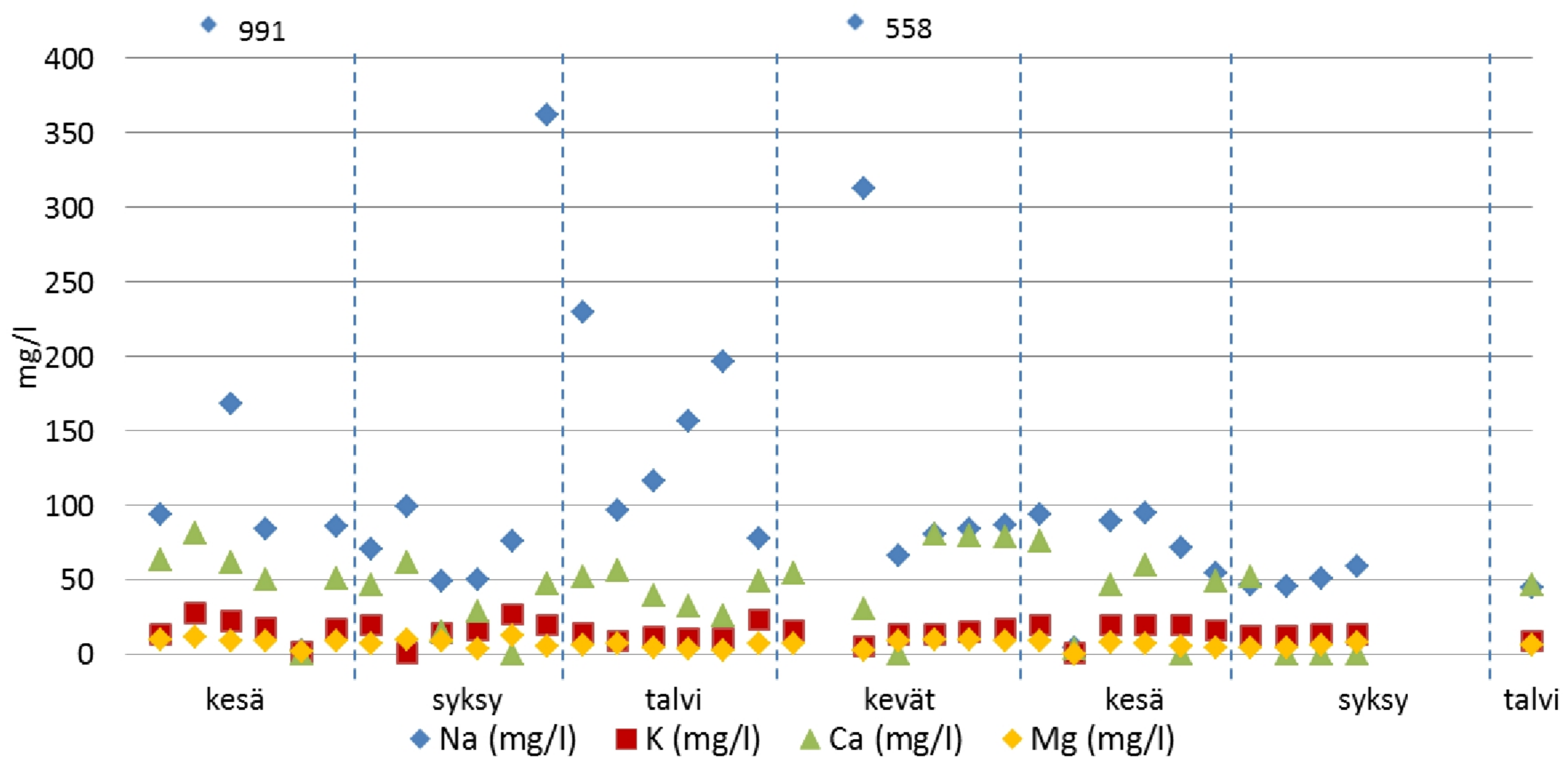


Kuva 39. Itä-Pasilan valuma-alueen kokoomanäytteistä analysoidut liukoiset anionipitoisuudet.

Taulukko 19. Itä-Pasilan näytteistä analysoidujen anionipitoisuuksien tilastollisia tunnuslukuja.

	Cl			NO ₃			SO ₄		
	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta
Syksy 10	165.8	92.2	173.1	11.9	10.9	4.7	46.8	36.8	26.2
Talvi 10-11	215.0	213.9	85.2	8.1	9.0	2.6	58.8	59.0	11.0
Kevät 11	312.1	137.8	327.5	14.4	17.4	7.7	81.9	97.5	30.2
Kesä 11	85.5	99.5	68.3	8.7	9.2	6.2	75.8	83.6	36.3
Syksy 11	76.6	74.9	6.3	12.3	13.5	2.9	82.9	80.7	9.0

Seuraavassa (Kuva 40) on esitetty Itä-Pasilan näytteistä analysoidut kationipitoisuudet. Kationeissa natriumin (Na^+) tapauksessa on havaittavissa yhtä laajaa hajontaa kuin anionipuolen kloridilla. Natriumissa suurin pitoisuus (991 mg/l) havaittiin 15.7.2010 näytteessä ja kokoomanäytteiden suurin (558 mg/l) jaksolla 13 (28.2.-13.3.2011). Pienin havaittu pitoisuus (2.8 mg/l) saatiin 26.8.2010 näytteestä ja kokoomanäytteiden pienin pitoisuus (4.7 mg/l) saatiin jaksolla 21 (20.6-3.7.2011).



Kuva 40. Itä-Pasilan valuma-alueen kokoomanäytteistä analysoidut liukoiset kationipitoisuudet.

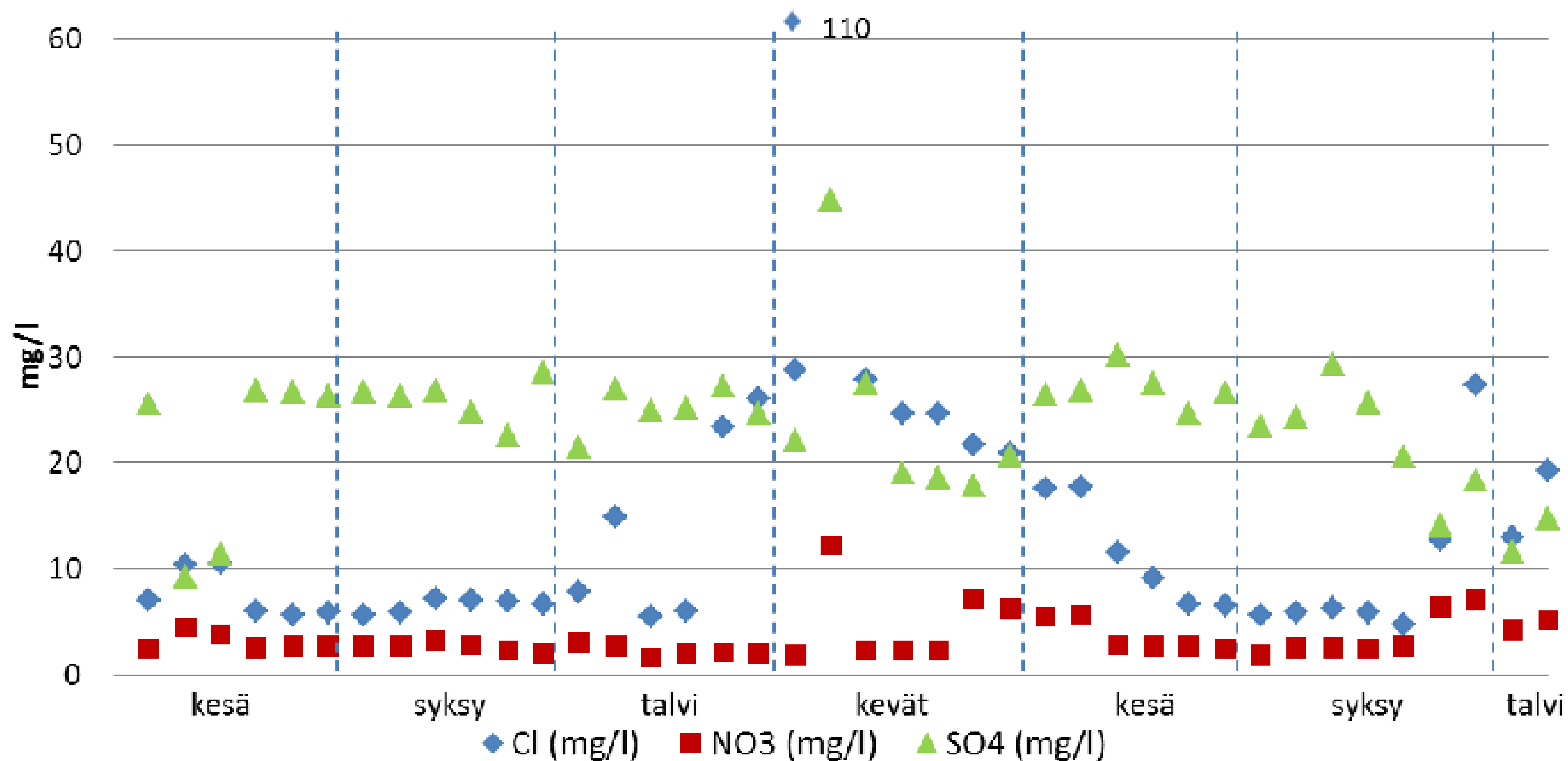
Kalsiumin (Ca^{2+}) kohdalla pitoisuudet muistuttavat näytteistä havaittuja sulfaattipitoisuuksia. Kalsiumissa suurin havaittu pitoisuus (81.6 mg/l) analysoitiin 15.7.2010 näytteestä ja kokoomanäytteiden suurin pitoisuus (80.8 mg/l) analysoitiin jaksolla 17 (25.4.-8.5.2011) näytteestä. Pienin analysoitu pitoisuus sijoittui alle määrittämissä, ja näin kävi sekä 26.8.2010 että jaksolla 5 (8.-21.11.2010), 16 (11.-24.4.2011), 24 (1.-14.8.2011) ja 27-29 (12.9-23.10.2011) näytteissä.

Kaliumin (K^+) kohdalla vaihtelu oli vielä kalsiumia ja natriumia maltillisempaa. Tutkimusajanjakson suurin pitoisuus (27.8 mg/l) analysoitiin 15.7.2010 ja kokoomanäytteiden suurin pitoisuus jaksolla 5 (8.-21.11.2010). Pienin pitoisuus analysoitiin jaksolla 21 (20.6-3.7.2011). Myös magnesiumpitoisuuksissa vaihtelu oli hyvin maltillista. Suurin pitoisuus (12.9 mg/l) analysoitiin jaksolla 5 (8.-21.11.2010) näytteestä ja pienin (0.5 mg/l) jaksolla 21 (20.6-3.7.2011) näytteestä.

Taulukko 20. Itä-Pasilan näytteistä analysoidujen kationipitoisuuksien tilastollisia tunnuslukuja.

	Na			K			Ca			Mg		
	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta
Syksy 10	117.8	73.4	120.9	16.4	17.9	8.4	33.3	37.6	23.0	8.0	8.2	3.4
Talvi 10-11	145.7	136.5	59.2	13.2	11.2	5.2	42.6	44.3	11.9	5.2	5.3	1.9
Kevät 11	198.1	85.4	200.0	13.3	14.4	4.2	54.0	66.6	33.0	8.0	9.3	2.6
Kesä 11	68.3	80.9	34.9	16.0	19.4	7.5	39.3	47.8	30.8	5.8	6.3	3.1
Syksy 11	50.5	48.9	6.1	13.2	13.2	0.6	13.0	0.0	26.0	6.0	5.6	1.9

Pihlajamäen analysoidut anionipitoisuudet (Kuva 41, Taulukko 21) ovat kloridin kohdalla selvästi Itä-Pasilan pitoisuuksia pienempiä. Kloridin pitoisuuksissa on Pihlajamäessä havaittavissa selkeämpi vuodenaikaistrendi pitoisuuksien ollessa suurimmillaan vuoden 2011 talvi- ja kevätjaksojen taitteessa ja pienimmillään kesäaikaan. Suurin yksittäinen kloridipitoisuus (110 mg/l) mitattiin kevätkauden ensimmäisestä (jakso 13) näytteestä. Nitraatin ja sulfaatin koko tutkimusjakson suurimmat pitoisuudet analysoidiin kuitenkin vasta tätä seuraavan jakson (jakso 14) näytteistä. Sulfaatin pitoisuudet käyttäytyvät päinvastoin laskien sulamiskauteen siirryttäessä ja kohoten kesä- ja syyskaudelle.

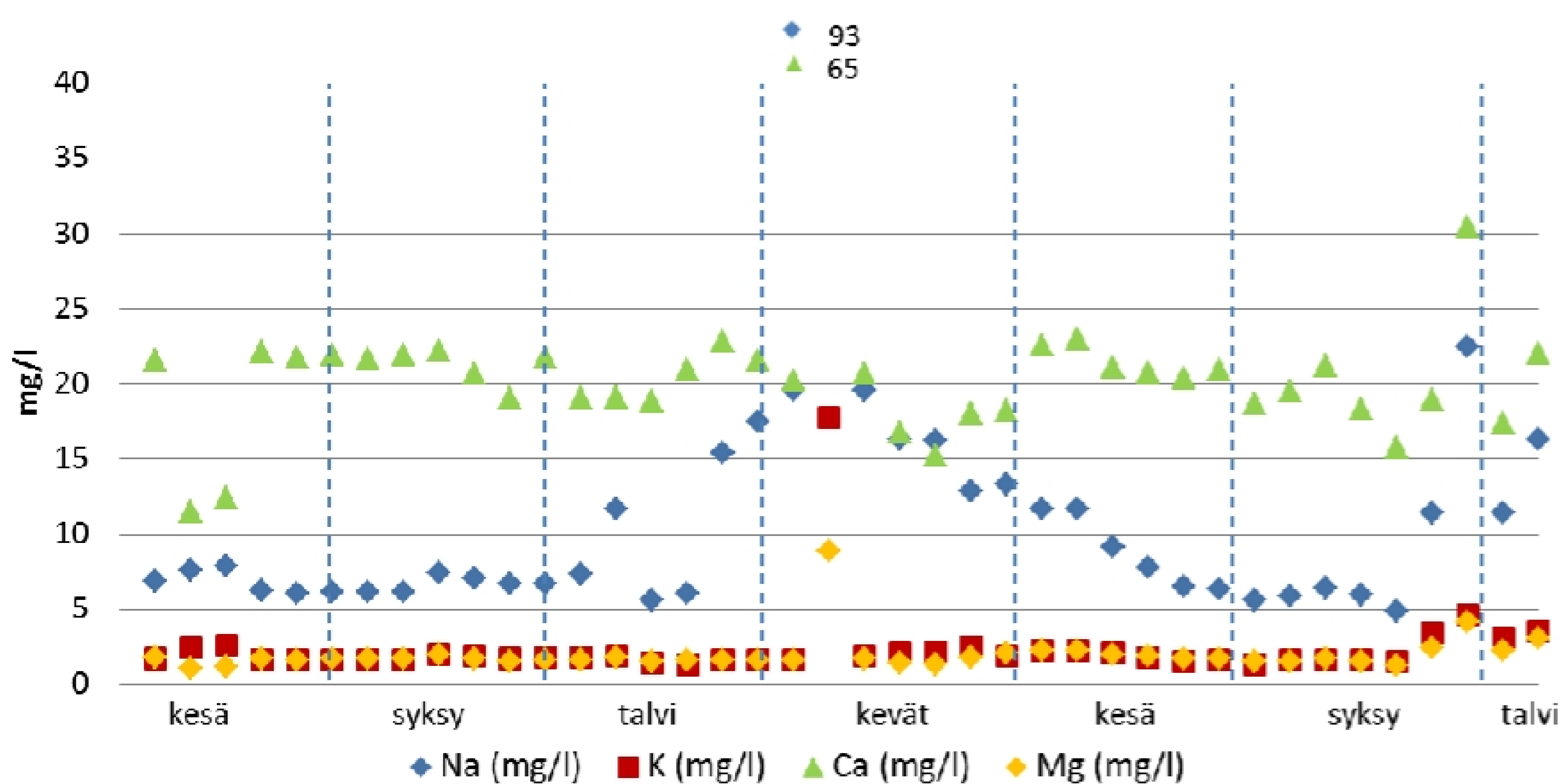


Kuva 41. Pihlajamäen näytteistä analysoidut anionipitoisuudet tutkimusjaksoittain.

Taulukko 21. Pihlajamäen näytteistä analysoitujen anionipitoisuuksien tilastollisia tunnuslukuja.

	Cl			NO3			SO4		
	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta
Syksy 10	6.5	2.7	2.0	2.6	2.7	0.4	25.9	26.5	2.0
Talvi 10-11	14.0	2.1	2.1	2.3	2.1	0.5	25.0	25.0	2.1
Kevät 11	37.0	2.3	9.6	4.9	2.3	3.9	24.4	20.7	9.6
Kesä 11	11.5	2.7	1.8	3.6	2.7	1.5	27.0	26.7	1.8
Syksy 11	9.8	2.6	5.0	3.6	2.6	2.1	22.3	23.5	5.0

Pihlajamäen kokoomanäytteistä analysoidut kationipitoisuudet (Kuva 42, Taulukko 22) Kuva 42 näyttävät kaliumin ja magnesiumin osalta Itä-Pasilan tuloksia. Myös kationeissa koko tutkimusjakson korkeimmat pitoisuudet analysoitiin kevätkauden jaksolla 14, jolloin pitoisuudet olivat moninkertaiset koko muuhun jaksoon nähden. Kationeissa havaitaan natriumin ja kalsiumin negatiivinen korrelaatio, sillä natriumin pitoisuudet ovat kloridin tavoin korkeimmillaan talven ja kevään taitteessa ja pienimmillään kesä-syyskausilla. Kalsiumin pitoisuudet laskevat kevään sulamisjakson ajaksi mutta pysyvät korkeina kesä- ja syyskaudet. Samanlaista trendiä havaittiin Pihlajamäen sulfidipitoisuuksissa.

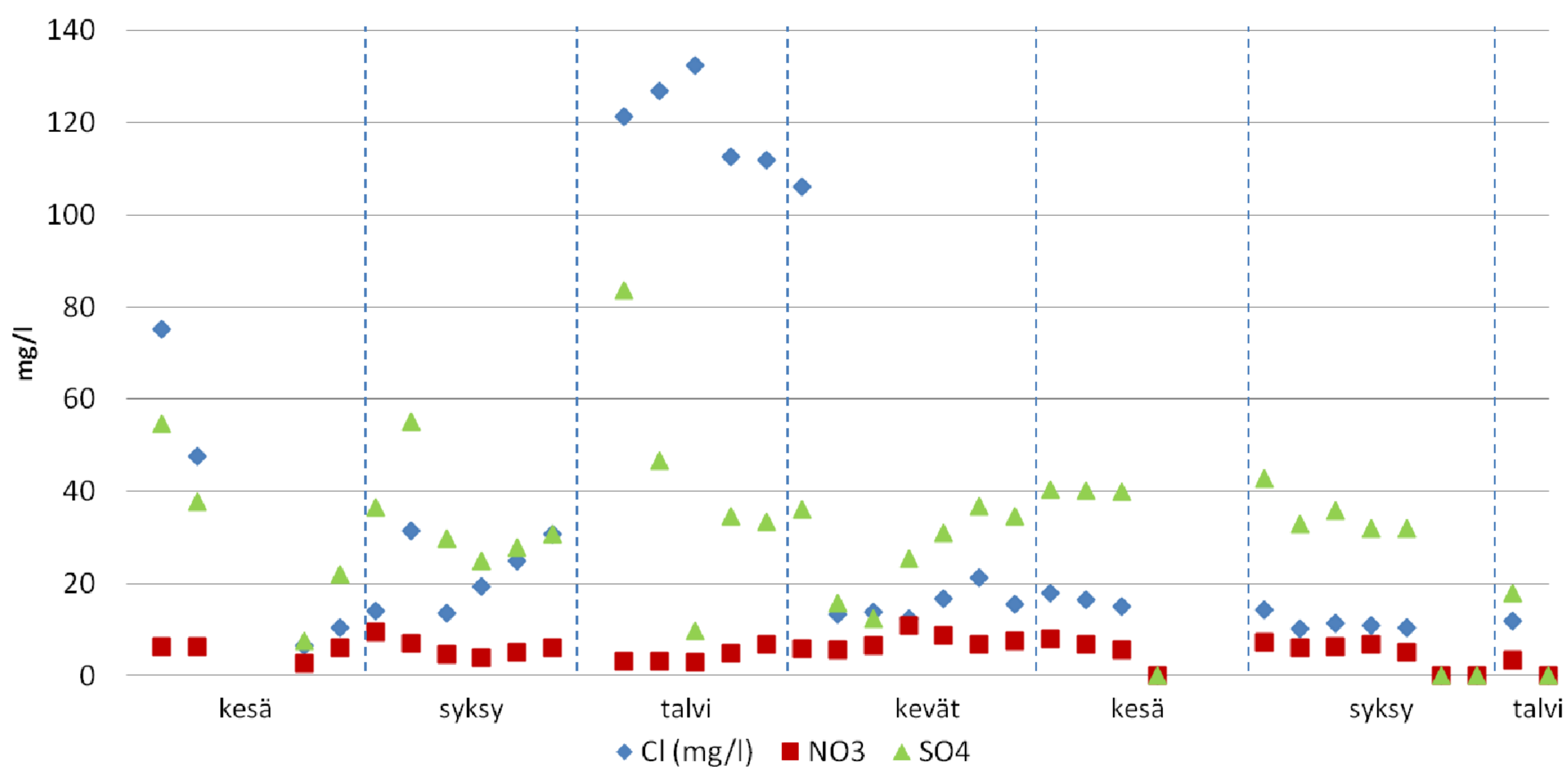


Kuva 42. Pihlajamäen kokoomanäytteistä analysoidut kationipitoisuudet tutkimusjaksoittain.

Taulukko 22. Pihlajamäen näytteistä analysoitujen kationipitoisuuksien tilastollisia tunnuslukuja.

	Na			K			Ca			Mg		
	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keski-hajonta
Syksy 10	6.7	6.7	0.5	1.8	1.7	0.2	21.2	21.7	1.2	1.7	1.7	0.2
Talvi 10-11	10.6	9.5	5.1	1.6	1.6	0.2	20.4	20.0	1.7	1.6	1.6	0.1
Kevät 11	27.4	16.3	29.4	4.3	2.1	5.9	24.9	18.2	17.9	2.7	1.7	2.7
Kesä 11	8.8	8.5	2.4	1.9	1.9	0.3	21.5	21.1	1.1	2.0	1.9	0.3
Syksy 11	9.0	5.9	6.4	2.2	1.6	1.3	20.4	19.0	4.7	2.0	1.5	1.0

Veräjämäen kokoomanäytteistä analysoidut anionipitoisuudet olivat nitraatin kohdalla pieniä kaikkina tutkimusjaksoina, aivan kuten muillakin näyteasemilla osoittautui olevan. Kloridipitoisuuksissa oli nähtävissä pientä nousua syksyn 2010 näytteissä, mutta talvikauden 2010-11 kloridipitoisuudet nousivat moninkertaisiksi koko tutkimusajanjaksoon nähden. Myös sulfaatin kohdalla talvikauden ensimmäisen jakson näytteen pitoisuudet oli poikkeuksellisen korkea. Sulfaatin pitoisuudet noudattivat jonkinlaista säännönmukaisuutta vain vuoden 2011 aikana, jolloin pitoisuudet laskivat kevätkaudeksi ja nousivat kesän ja syksyn ajaksi.

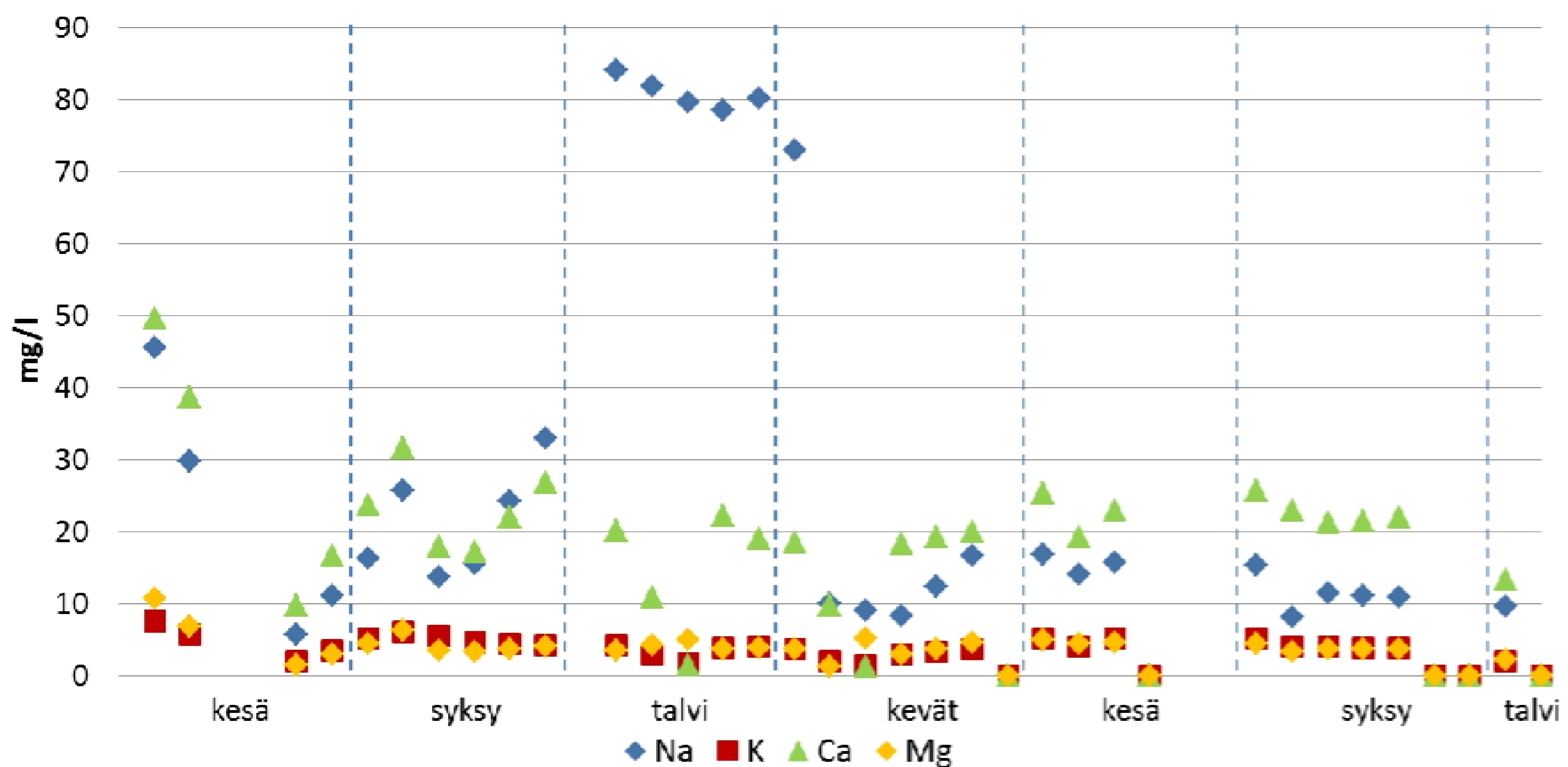


Kuva 43. Veräjämäen kokoomanäytteistä analysoidut anionipitoisuudet tutkimusjaksoittain.

Taulukko 23. Veräjämäen näytteistä analysoidujen anionipitoisuuksien tilastollisia tunnuslukuja.

	Cl			NO3			SO4		
	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keskihajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keskihajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keskihajonta
Syksy 10	22.2	22.1	7.9	5.9	5.4	2.0	34.0	30.1	11.0
Talvi 10-11	121.0	121.3	8.9	4.0	3.1	1.6	41.4	34.5	27.0
Kevät 11	28.4	15.4	34.4	7.3	6.7	1.8	27.3	30.9	9.9
Kesä 11	12.2	15.6	8.2	5.0	6.0	3.5	30.0	39.9	20.0
Syksy 11	8.1	10.3	5.7	4.4	5.9	3.1	25.0	31.9	17.5

Veräjämäen kationipitoisuuksissa havaitaan natriumin talvikauden aikaiset korkeat pitoisuudet, jotka pienenevät nopeasti kevätkauden alkaessa. Natriumissa on myös havaittavissa säännöllistä pitoisuuksien kasvua jo syksyn 2010 aikana. Kalsiumin pitoisuudet kohoavat syksyllä 2010, mutta syksyllä 2011 pitoisuudet laskevat. Kaliumin ja magnesiumin pitoisuudet pysyvät kaikkina tutkimusjaksoina hyvin pieninä, alle 10 mg/l.



Kuva 44. Veräjämäen näytteistä analysoidut kationipitoisuudet tutkimusjaksoittain.

Taulukko 24. Veräjämäen näytteistä analysoidujen kationipitoisuuksien tilastollisia tunnuslukuja.

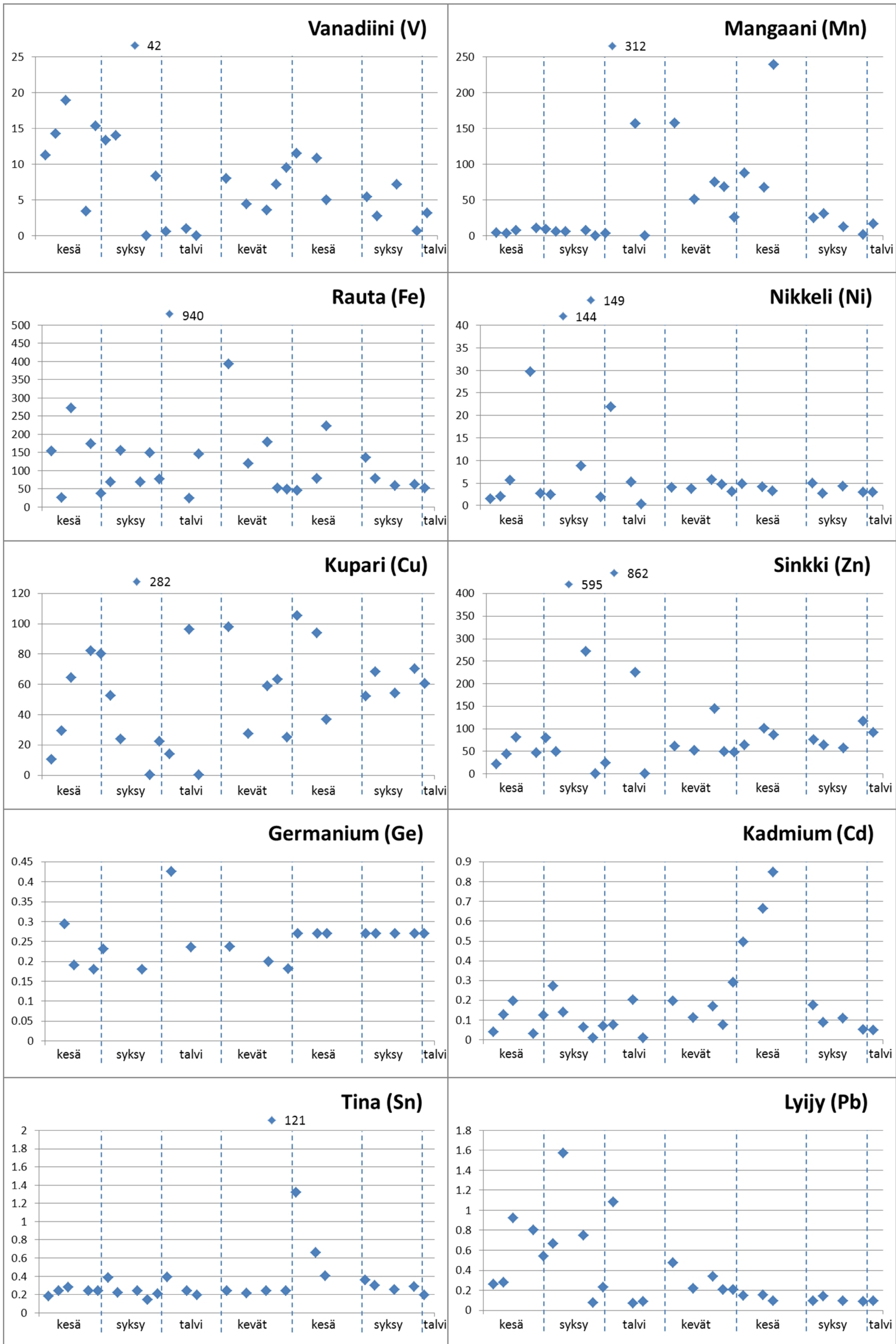
	Na			K			Ca			Mg		
	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keskihajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keskihajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keskihajonta	Keski-arvo (mg/l)	Mediaani (mg/l)	Keskihajonta
Syksy 10	21.4	20.3	7.5	5.0	4.8	0.7	23.2	22.9	5.5	4.2	3.8	1.1
Talvi 10-11	80.8	80.1	2.1	3.3	3.9	1.0	14.7	19.0	8.6	4.1	3.8	0.6
Kevät 11	18.4	9.9	24.5	2.4	2.9	1.4	12.4	18.4	8.8	3.1	3.7	1.8
Kesä 11	11.6	14.9	7.8	3.6	4.6	2.5	16.9	21.1	11.5	3.5	4.5	2.3
Syksy 11	8.1	10.9	6.0	3.0	3.9	2.1	16.2	21.5	11.2	2.7	3.6	1.9

9.7 Plasma-analytiikalla määritetyt metallit

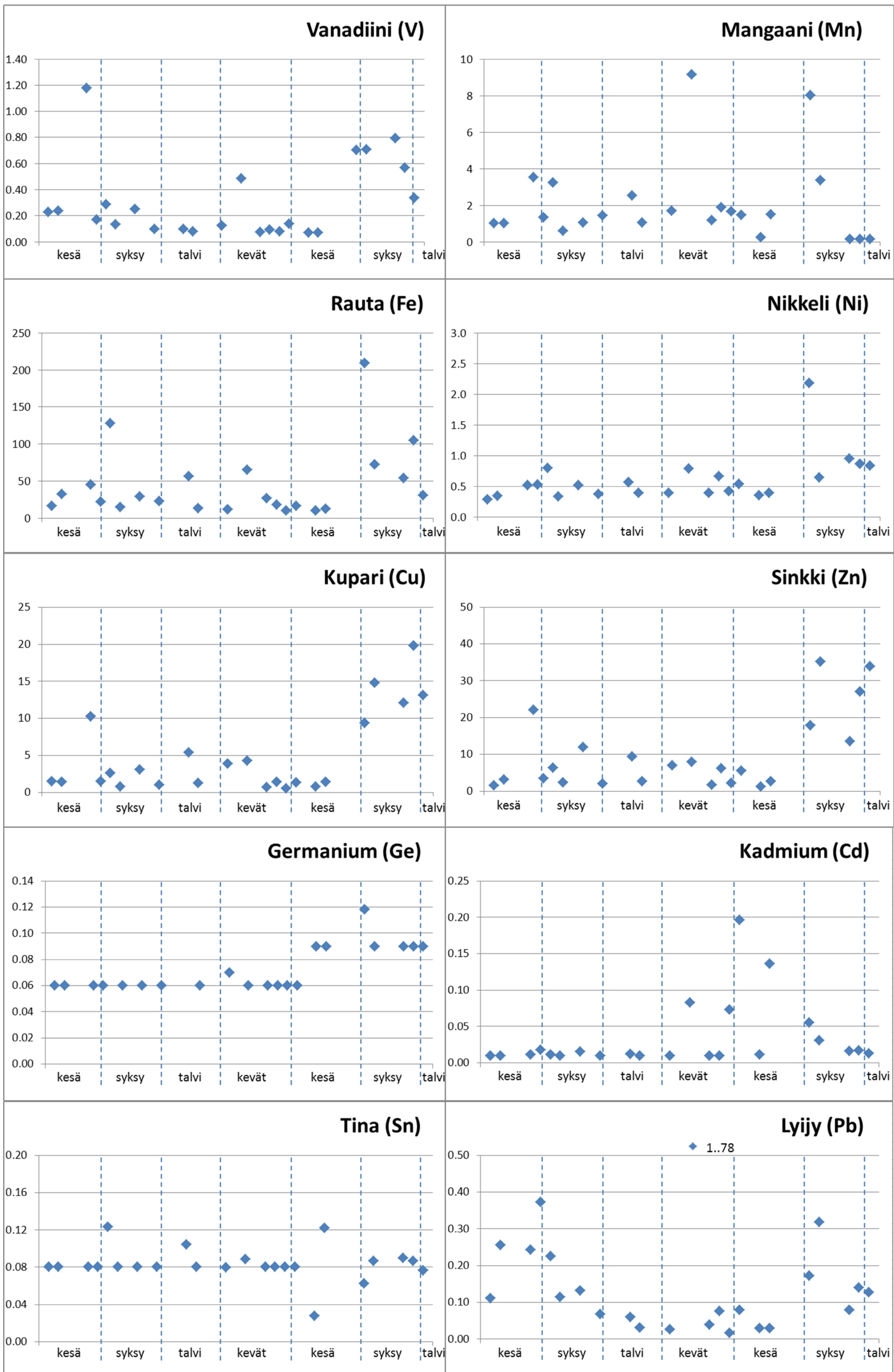
Valuma-alueiden näyteasemilta otettiin käsin vesinäyte myös jokaiselta näytteenhakukerralta (parillisen viikon maanantai). Näytteet edustavat yksin näytteenhakuajankohdan vedenlaatua, mutta näitä parametreja ei olisi voitu luotettavasti analysoida kokoomanäytteistä. Näytteiden germanium-pitoisuudet osoittautuivat kaikilla valuma-alueilla hyvin stabiileiksi, joten voidaan olettaa, että ensimmäisten näytteiden ajoa on todennäköisesti häirinyt mahdollinen kontaminaatio edellisestä laitteella käsitellystä näytejonosta.

Pasilan näytteistä analysoitujen aineiden tulokset on esitetty diagrammiryhmänä (Kuva 45). Tutkimusajanjakson 34 jaksoa on ryhmitelty kuviin vuodenaajoittain kuvaajien tulkinnan helpottamiseksi. Germaniumin kohdalla on suljettu pois yllä mainittuun kontaminaatioepäilyyn liittyvän ajon tulokset. Koko tutkimusajanjaksolla suurimmat pitoisuudet havaittiin raudan kohdalla. Raudan pitoisuuksissa oli kohtalaista vaihtelua tutkimusjaksojen välillä ilman selkeää trendiä ennen syksyä 2011. Vanadiini pitoisuudet näyttävät kohoavan kesäkausiksi, sen sijaan mangaanin kohdalla pitoisuudet eroavat kesän 2010 ja 2011 välillä selvästi. Nikkelissä suurin ero havaitaan syksyjen 2010 ja 2011 välillä, mutta yleisesti pitoisuudet vaihtelevat vain vähän. Selvästi suurin hajonta pitoisuuksissa esiintyy kuparissa. Kadmiumin pitoisuuksissa nähdään ajoittaista trendiä, joka on selvin kesän 2011 näytteissä. Tinan pitoisuuksissa kesän 2011 pitoisuuksien trendi on täysin päinvastainen. Lyijyn kohdalla pitoisuudet ovat hyvin pieniä lukuun ottamatta syksyn 2010 pitoisuuksia.

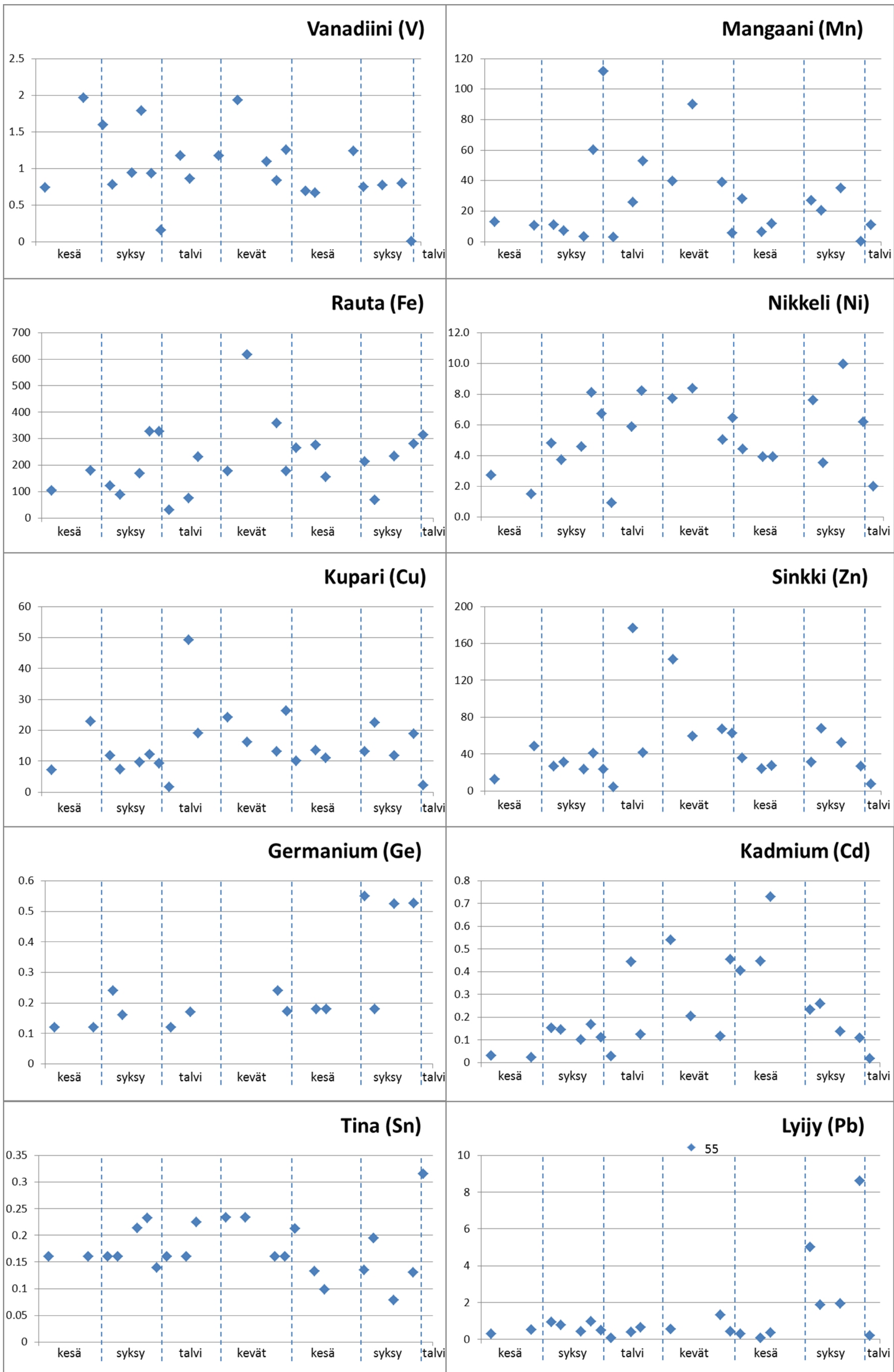
Seuraavassa (Kuva 46) on esitetty Pihlajamäen samojen parametrien pitoisuudet näytteissä ja Veräjämäen kuvaajat on esitetty kootusti tämän jälkeen (Kuva 47). Vertailtaessa eri valuma-alueiden pitoisuuksia on valuma-alueiden kesken havaittavissa selkeitä vedenlaadullisia eroja. Vanadiini kohdalla selvästi suurimmat pitoisuudet analysoitiin Itä-Pasilasta, missä korkeimmat pitoisuudet analysoitiin kesällä 2010, kun Pihlajämäessä korkeimmat pitoisuudet esiintyi kesäkausilla ja Veräjämäellä kesällä ja syksyllä 2010. Raudan kohdalla suurimmat pitoisuudet analysoitiin Veräjämäellä, mutta yleisesti raudassa havaittiin samanlaista ajallista trendiä valuma-alueiden kesken. Nikkelissä Veräjämäellä nähdään selvä pitoisuuksien talvi- ja kevätkaudeksi, mitä ei havaita muilla alueilla. Kuparin pitoisuuksissa Pihlajämäessä näkyy selvästi syksyn 2011 yli kaksinkertaiset pitoisuudet, kun Veräjämäellä pitoisuuksissa ei voida nähdä selvää trendiä. Tarkastelluista metalleista minkään kohdalla ei voida nähdä yhtenevää trendiä eri valuma-alueiden kesken vuodenaikojen välillä.



Kuva 45. Itä-Pasilan analysoidut metallipitoisuudet. Kuvaajien y-akselin yksikkönä on ppb (µg/l).



Kuva 46. Pihlajamäen analysoidut metallipitoisuudet. Kuvaajien y-akselin yksikkönä on ppb (µg/l).



Kuva 47. Veräjämäen analysoidut metallipitoisuudet. Kuvaajien y-akselin yksikkönä on ppb (µg/l).

10. TULOSTEN TARKASTELU

Tässä tutkimuksessa tarkastelluilla valuma-alueilla ilmeni tutkimuksen edetessä ja aineistoon käsittelyyn siirryttäessä ilmi odottamattomia asioita, mikä on luonnollista luonnontieteiden ja urbaanialueiden tutkimuksessa. Pihlajamäen valuma-alueelta purkautuvaan huleveteen todennäköisesti vuotaa sekaan pohjavettä, mikä vaikuttaa suoraan virtaamaan. Tämä pohjavirtaama vaihteli eri vuodenaikoina, ja se voitaisiin manuaalisesti sulkea pois aineistosta. Tässä tapauksessa tarkastellaan siis valuma-alueelta purkautuvan vettä kokonaisuutena riippumatta siitä, onko seassa muuta kuin suoraan rakennetuilta pinnoilta ja maanpinnalta poisvirtaavaa vettä. Tutkittujen parametrien välisiä riippuvuuksia on tarkasteltu Spearmanin korrelaation avulla. Korrelaatio kuvastaa muuttujien välistä tilastollista riippuvuutta, mutta ei syy-seuraussuhteita. Tilastollinen merkitsevyys tarkoittaa tilannetta, missä olisi epätodennäköistä, että tulos olisi sattumaa. Tilastollisissa korrelaatioanalyysissä sovellettiin Spearmanin korrelaatiota, sillä aineisto ei ollut normaalisti jakautunutta. Korrelaatiomatriisit on esitetty liitteessä 1. Korrelaation vahvuutta kuvaava korrelaatioarvo (r_s) on esitetty kahdella tähdellä (**) jos sen riskitaso on 0.01 (1 %) ja yhdellä tähdellä (*) jos sen riskitaso on 0.05 (5 %).

Tämän tutkimuksen tuloksissa esitetyt pitoisuudet edustavat melko samanlaista skaalaa kuin muissa kaupunkihulevesiä käsittelevissä tutkimuksissa on esitetty. Liitteessä 2 on kootusti muissa tutkimuksissa esitettyjä pitoisuuksia erilaisen maankäytön alueilta. Melasen tutkimuksessa Pakilan valuma-alue (20.2 ha, läpäisemättömyys 29 %) edustaa Veräjämäen kaltaista aluetta, (22.9 ha, läpäisemättömyys 40 %) Kontula Pihlajamäen kaltaista aluetta ja Hämeenpuisto (13.2 ha, läpäisemättömyys 67 %) Itä-Pasilan kaltaista aluetta. Vuoden 1981 tulokset osoittautuvat tiettyjen parametrien kohdalla korkeammiksi kuin nyt analysoidut pitoisuudet. Ruotsin Luulajan hulevesiä on tutkittu paitsi erilaisen maankäytön myös erilaisen liikenteen määrän alueella. Liikennemäärällisesti tämän tutkimuksen valuma-alueiden pitoisuudet ovat pienempiä kuin vastaavan liikennemäärän alueilla Luulajassa, mutta taas korkeampia kuin kolmen maankäyttöluokituksen pitoisuudet. Liitteessä on esitetty myös Karvisen (2010) Helsingissä analysoimien hulevesien pitoisuuksia. Karvisen ja tämän tutkimuksen valuma-alueiden kesken on havaittavissa parametrikohdaisia eroja mikä viittaa siihen, että vedenlaatuun vaikuttaa valuma-alueella lukuisat tekijät maankäytöstä ihmistoimintaan ja luonnollisiin ilmiöihin.

Itä-Pasilassa uomaan purkautui valuma-alueelta paljon pesuvesiä, joka osaltaan on muuttanut virtaamaa ja veden ainekuljetusta. Veräjämäellä virtaamassa korostui kevään sulaminen ja syksyn 2011 runsaat sateet, mutta pienempien sadetapahtumien yhteydessä sulan maan aikaan Veräjämäen purkupisteessä sade ei näkynyt virtaamana välttämättä lainkaan. Tämä kuvastaa läpäisemättömien pintojen merkitystä sade- ja sulamisvesien pidättäjänä. Toinen ääriesimerkki valun-

takertoimesta osoittautui Itä-Pasilassa, missä sade muuttui virtaamaksi lähes välittömästi sateen alkamisen jälkeen. Lisäksi virtaamakäyrä nousi jyrkästi ja laski nopeasti huippuvirtaaman saavuttamisen jälkeen. Itä-Pasilassa uomatiheys oli kaikista valuma-alueista suurin, mikä näkyy vesien tehokkaan poisjohtamisen aiheuttamana voimakkaana virtaamana sateen ja sulamisen yhteydessä. Sade-tapahtumien ulkopuolella virtaamaa oli vain satunnaisesti, johtuen esimerkiksi valuma-alueelta purkautuvista pesuvesistä. Yleisesti voidaan kuitenkin todeta, että vuodenaikaisesti virtaama painottui kaikilla valuma-alueilla runsaan lumensulamisen kevääseen 2011 sekä voimakkaiden sateiden syksyyn 2011. Tutkimuksessa aineistosta ei voitu johtaa valuntakertoimia, sillä aineistosta ei ole eroteltu yksittäisiä sadetapahtumia. Esimerkiksi Kuusiston (2002: 40) tutkimuksessa kaupungistuneiden valuma-alueiden valuntakertoimeksi laskettiin keskimäärin 0.25-0.3.

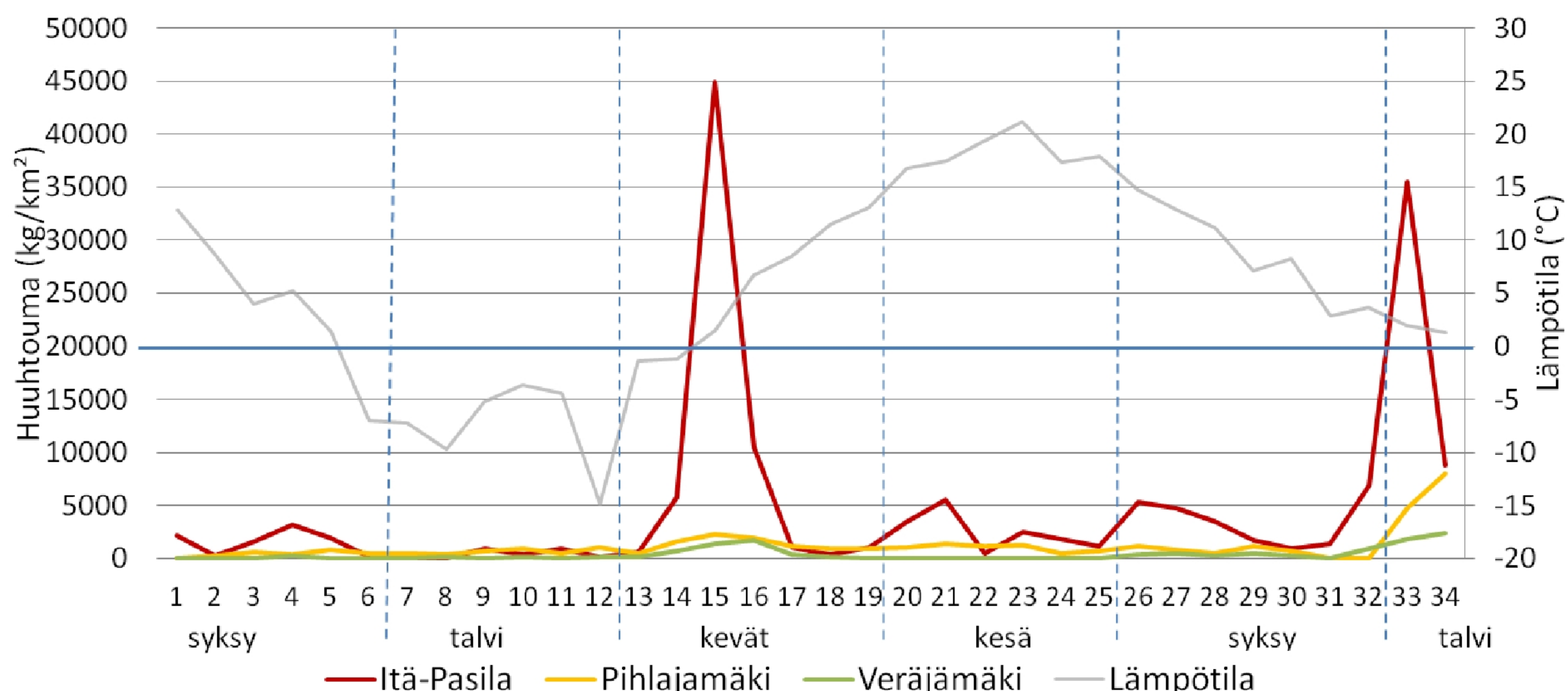
Sameusarvoissa korostui syksyn 2011 sateinen jakso, mikä on todennäköisesti lisännyt eroosiota ja samalla huuhdellut pois valuma-alueelta esimerkiksi orgaanista ainetta. Veräjämäellä sameudessa korostui kevään sulamiskausi. Sen sähkönjohtokyvyssä oli kaikilla valuma-alueilla nähtävissä selkeä nousu kevään sulamisjakson myötä. Myös näytteistä määritetyissä ainepitoisuuksissa havaittiin kevään korostuneisuus. Veräjämäellä korostui sateisen syksyn 2011 merkitys korkeina sameusarvoina. Kokonaiskuormituksen osalta Itä-Pasilan valuma-alueelta huuhtoutui pinta-alaan suhteutettuna selvästi eniten kiintoainetta.

Sen sijaan johtokyvyn tapauksessa syksyn 2011 tulokset eivät osoittautuneet yhtä voimakkaiksi kuin sameuden kohdalla. Itä-Pasilassa ja Veräjämäellä johtokyvyn aritmeettiset koko vuodenajan keskiarvot olivat suurimmillaan keväällä, Pihlajamäessä syksyllä 2011. Sama trendi toistui johtokyvyn keskihajonnassa.

Sosiaali- ja terveysministeriön säädöksessä (461/2000) talousveden laadusta on määritetty myös vedenlaadun kynnysarvot. Kadmiumin tapauksessa kaikkien valuma-alueiden analysoidut pitoisuudet ovat kaikissa analysoiduissa näytteissä yli suurimman sallitun pitoisuuden 5 µg/l. Kuparin raja-arvoksi on määritetty 2 mg/l, mikä alittuu Itä-Pasilassa vain kahdessa näytteessä mutta ylittyy paikoin jopa seitsemänkymmentäkertaisesti. Veräjämäellä pitoisuudet ovat yli raja-arvon kaikissa näytteissä ja Pihlajamäellä pitoisuudet taas alittuvat enemmistössä näytteitä. Lyijyn raja-arvoksi Sosiaali- ja terveysministeriö on asettanut 10 µg/l. Tämä ylittyy kaikilla valuma-alueilla kaikissa näytteissä. Veräjämäellä jakson 15 näytteestä analysoitiin lyijyä 55 mg/l, mikä on poikkeuksellisen suuri määrä. Näyte on noudettu 12.4.2011 joten se edustaa voimakkaan sulamisen jaksoa. Nikkelin raja-arvoksi on annettu 20 µg/l, mikä jälleen ylittyy kaikkien valuma-alueiden kaikissa näytteissä. Sen sijaan nitraatille asetettu raja-arvo 50 mg/l ei ylittynyt yhdenkään valuma-alueen yhdessäkään näytteessä.

10.1 Vuosikuormitus

Ainepitoisuuksien pohjalta valuma-alueille määritettiin laskennallinen vuosikuormitus. Tuloksia laskettaessa Veräjämäen aineiston katkot on otettu mukaan nolla-arvoina, sillä virtaaman puuttuessa putkessa ole ainekuormaakaan. Sen sijaan jaksojen 23-25 sähkökatkon aiheuttama datakatko on paikattu mallintamalla näille jaksoille laskennalliset arvot. Kuvassa 48 on esitetty valuma-alueiden laskennallinen kokonaiskuormitus koko tutkimusjaksolle.

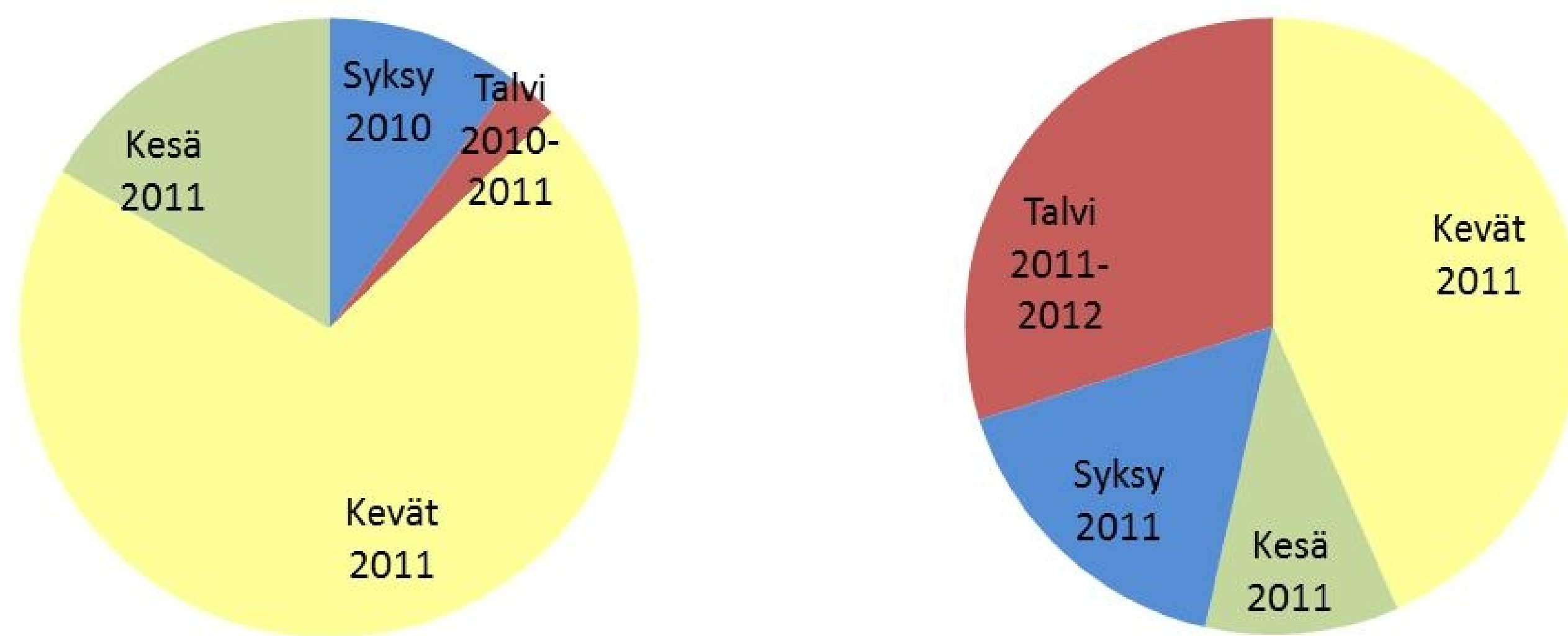


Kuva 48. Valuma-alueiden analysoiduista ainepitoisuuksista johdettu laskennallinen kokonaiskuormitus jokaiselle tutkimusjaksolle.

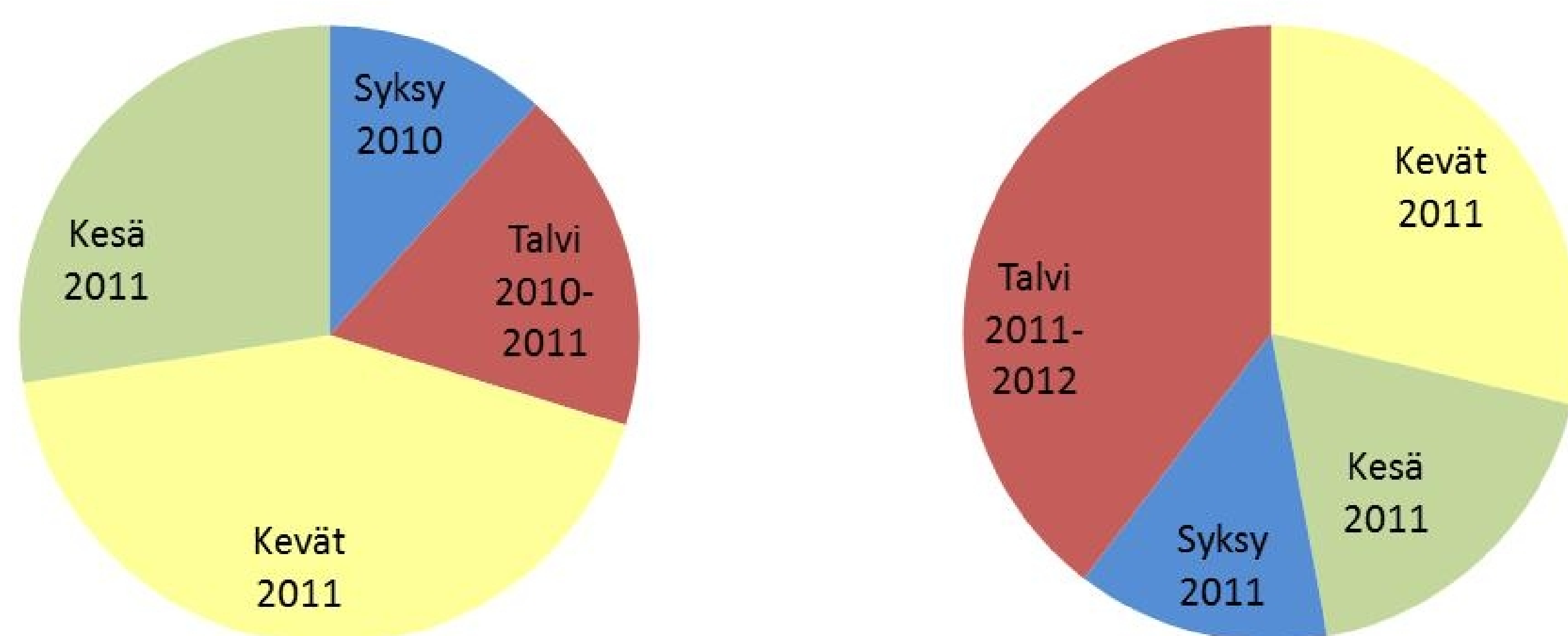
Diagrammista on havaittavissa kuormituksen suuri vaihtelu jaksojen välillä varsinkin Itä-Pasilan tapauksessa. Itä-Pasilassa suurimmat kuormitukset ovat esiintyneet sulamiskaudella (jaksot 14-16, 14.3.-24.4.2011) sekä suurten sademäärien syksynä 2011 (jaksot 32-34, 21.11.2011-2.1.2012). Valuma-alueen läpäisemättömien pintojen suuri osuus ohjaa sade- ja sulamisvedet nopeasti pois alueelta, jolloin suuret virtaamat voimistavat eroosion ja aineskuljetuksen määrää. Tämä näkyi näytteenoton ja laitteiston kunnossapitotöiden yhteydessä muun muassa yksittäisinä katukivinä putkessa. Poisvirtaava vesi huuhtoo mukaansa valuma-alueelta suuriakin kappaleita, jotka aiheuttivat tukoksia ja laitteiston peittymistä.

Vuosi1 (syksy 2010...kesä 2011) ja Vuosi2 (talvi2010-11...syksy 2011) –tarkastelulla saatiin Itä-Pasilan valuma-alueen keskimääräiseksi kuormitukseksi 98.0 t/km²/a, Pihlajamäellä 22.5 t/km²/a ja Veräjämäellä 6.4 t/km²/a. Pihlajamäen kuormitusta vääristää alueelta poisvirranneen veden suuri määrä, mikä kasvattaa laskennallista kuormaa. Saadut arvot ovat Kuusiston tutkimusalueisiin verrattuna Itä-Pasilaa lukuun ottamatta samansuuntaisia arvoja, sillä Kuusiston kaupunkimaisilla

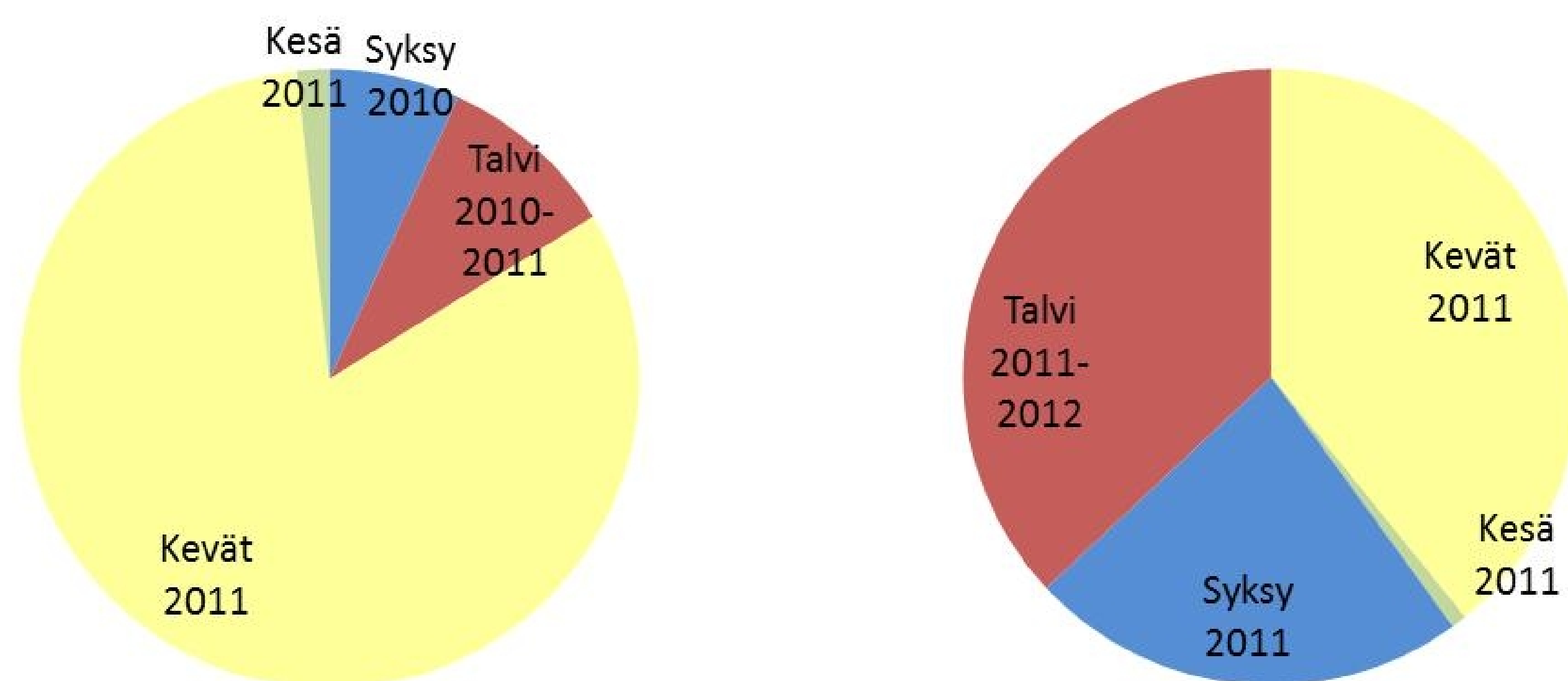
valuma-alueilla vuosikuormitus oli 14-37 t/km²/a. Ainehuuhtouman ja valunnan välillä havaittiin selkein korrelaatio Itä-Pasilan valuma-alueella.



Kuva 49. Itä-Pasilan hulevesistä analysoidun kiintoainekuorman jakautuminen eri vuodenaajoille kahdella tarkastelujaksolla. Talvi 2011-2012 käsittää vain kaksi tutkimusjaksoa, mutta sen osuus tarkasteltavasta jälkimmäisestä jaksosta on silti suuri.



Kuva 50. Pihlajamäen koko vuoden kiintoainekuorman jakautuminen vuodenajoittain kahdella tarkastelujaksolla. Talvi 2011-2012 käsittää vain kaksi tutkimusjaksoa, mutta sen osuus tarkasteltavasta jälkimmäisestä jaksosta on silti suuri.



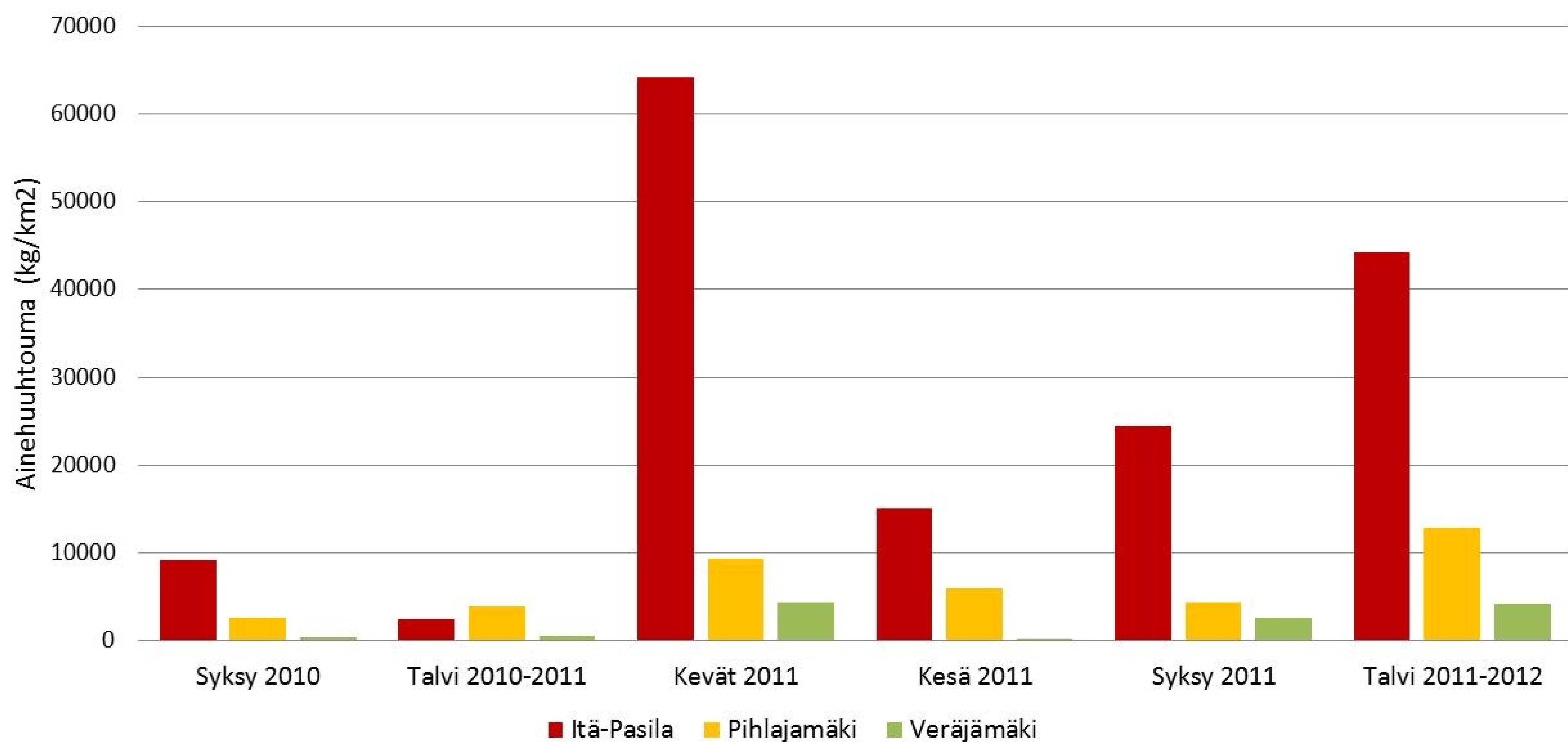
Kuva 51. Veräjämäen kiintoaineen vuosikuorman jakautuminen eri vuodenaajoille kahden tarkastelujakson aikana. Talvi 2011-2012 käsittää vain kaksi tutkimusjaksoa, mutta sen osuus tarkasteltavasta jälkimmäisestä jaksosta on silti suuri.

Alle (Taulukko 25) on koottu jokaisen valuma-alueen laskennallinen kuormitus vuodenajoittain. Selvästi suurin kuormitus koko ainekuorman osalta purkautuu Itä-Pasilan valuma-alueelta, sekä absoluuttisesti että pinta-alaan suhteutettuna. Näiden arvojen pohjalta laskettuna vuoden yhteenlaskettu kuormitus jaksolla syksy 2010-kesä 2011 oli 90 867 kg ja talvi-syksy 2011 - tarkastelujaksolla 106 164 kg. Itä-Pasilan ainekuorman suuri määrä näkyi myös näytteenotossa ja

näytteenkäsittelyssä, sillä käytetty suodatin tukkeutui nopeasti jo pienistä näytemääristä. Valuma-alueiden kokonaiskuormituksen vertailu on esitetty alla.

Taulukko 25. Tutkimusjaksojen pohjalta lasketut vuodenaikaiset kuormitusmäärät valuma-alueittain.

	Itä-Pasila kg/km ²	kg/km ² /vko	Pihlajamäki kg/km ²	kg/km ² /vko	Veräjämäki kg/km ²	kg/km ² /vko
Syksy 2010	9184	765	2519	210	362	30
Talvi 2010-2011	2415	201	3914	326	499	42
Kevät 2011	64217	4587	9287	663	4352	311
Kesä 2011	15051	1254	5950	496	89	7
Syksy 2011	24481	1749	4298	307	2558	183
Talvi 2011-2012	44241	11060	12814	3204	4108	1027



Kuva 52. Valuma-aluekohtainen kuormitus tarkasteltuina vuodenaikoina. Talvi 2011 perustuu vain jaksojen 33 ja 34 (5.12.2011-2.1.2012) näytteisiin, mutta silti sen kuormitus osoittautuu suureksi.

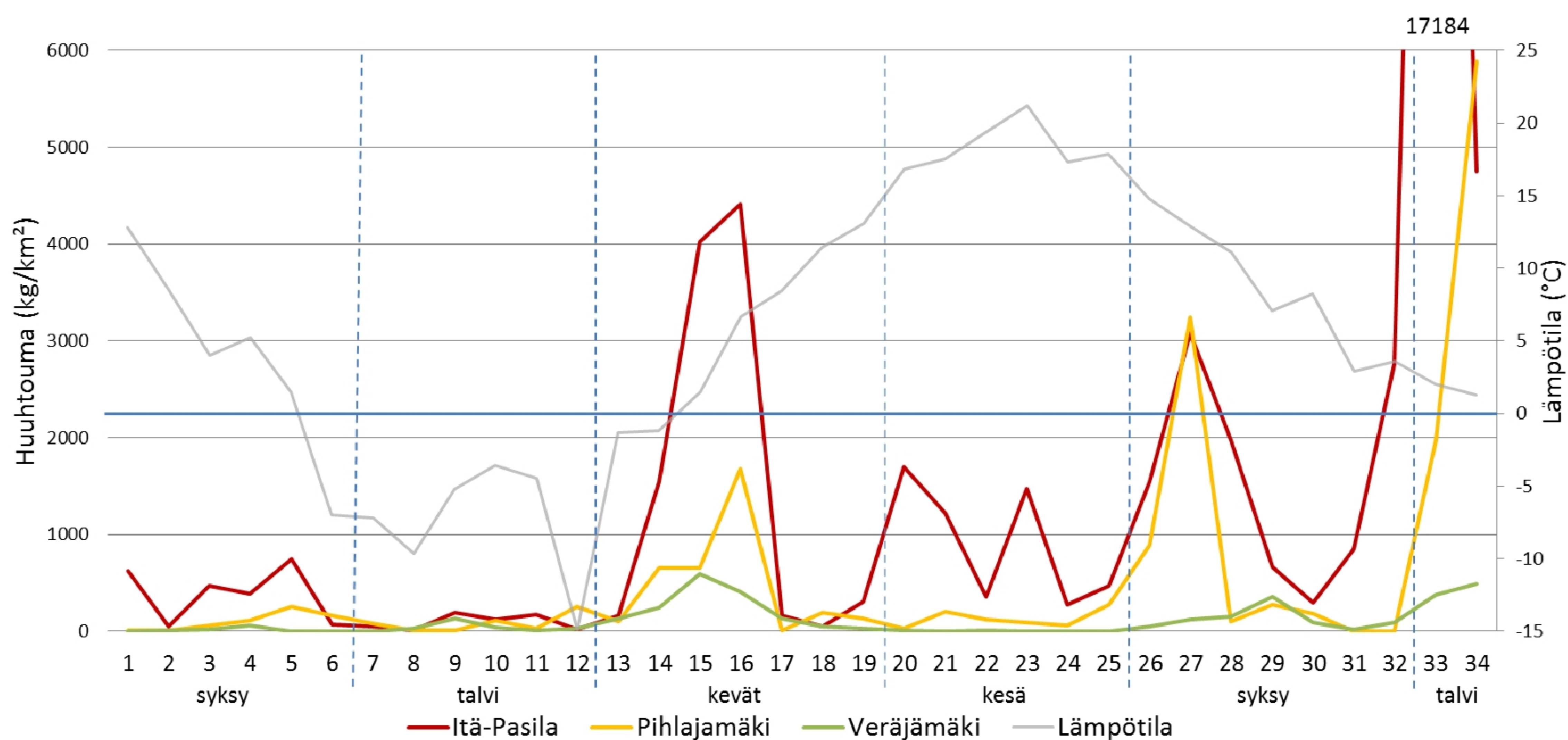
Pihlajamäellä kuormitus oli suurinta alkutalvella 2011-12 sekä yllättäen kesällä 2011. Alkutalven arvot ovat sinänsä yllättäviä, sillä tarkasteltu talvikausi kattaa tutkimuksessa vain kaksi jaksoa (33-34, 5.12.2011-2.1.2012). Pääosa talven kuormituksesta johtuu jakson 33 ainepitoisuuksista ja suuresta virtaamasta (Itä-Pasila 0.8 g/l, huuhtouma 8.8 t; Pihlajamäki 0.1 g/l, huuhtouma 2.2 t; Veräjämäki 0.1 g/l, huuhtouma 0.3 t). Pihlajamäen vuosikuormitus oli laskennallisesti 9 968-10 786 kg (kevät 2011-talvi 2011-12). Kuvassa Kuva 52 Pihlajamäen kuormitus näyttää kuitenkin suppealta johtuen kuorman suhteutuksesta valuma-alueen suureen pinta-alaan.

Veräjämäellä kuormitus oli muihin valuma-alueisiin nähden hyvin pientä, mutta kevään sulamisen korostuminen oli tälläkin alueella selvä piikki. Veräjämäellä kevään huuhtouman korostuminen oli selkeintä. Myös vuoden 2011 syksyn ja talven jaksojen virtaaman kuljettama kuormitus oli

suurta, joka voidaan perustella suurella sademäärällä ja leudolla syksyllä, jonka takia alueella ei ollut lumipeitettä suojaamassa maanpintaa. Näin ollen sadevesi on voinut erodoida alueen pintoja tutkimusjakson loppuun asti. Valuma-alueen laskennallinen vuosikuormitus oli 795-1125 kg. Kuvassa Kuva 52 Veräjämäen vuodenaikaiskuormitus pinta-alaan suhteutettuna näyttää hyvin pieneltä muihin valuma-alueisiin verrattuna.

10.1.1 Orgaaninen kiintoaine

Tarkasteltaessa orgaanisen kiintoaineen huuhtoumaa valuma-alueilta huomataan melko yhtäläinen trendi kokonaiskiintoaineen ja liuenneen aineen kuormien kanssa. Myös orgaanisen kiintoaineen osalta suurimmat pitoisuudet analysoitiin Itä-Pasilassa ja Veräjämäellä sulamiskauden jaksolla 15 (28.3-10.4.2011) ja Pihlajamäessä jaksolla 16 (11.-24.4). Talven 2011-12 ensimmäisen jakson kuormitus on epätavallisen suurta, mutta vain Itä-Pasilassa. Veräjämäellä analysoitiin kaikkein suurin orgaanisen aineen kuormitus syksyn 2011 jaksolla 32 (21.11-4.12).

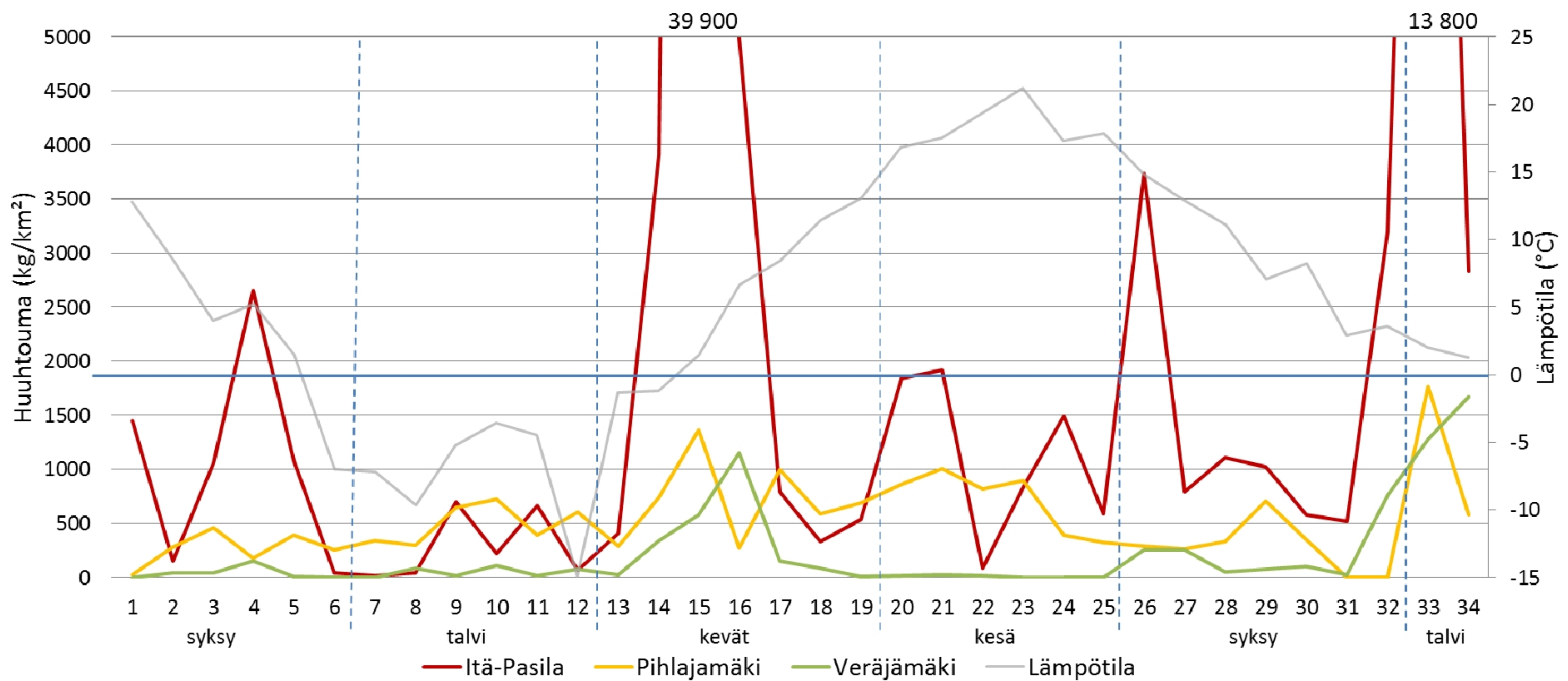


Kuva 53. Orgaanisen kiintoaineen huuhtouma suhteessa valuma-alueen pinta-alaan kaikkina tutkimusjaksoina.

10.1.2 Liuenut aine

Tarkasteltaessa yksin liuenneen aineen kuormaa valuma-alueilla voidaan havaita Itä-Pasilan alueelta purkautuvan huleveden kuljettavan vastaanottavaan vesistöön runsaita kuormia. Kolmea valuma-aluetta yhdessä esittävästä kuvaajasta (Kuva 54) havaitaan Itä-Pasilan sulamisjakson 14 (14.-27.3.2011) selkeä liuenneen aineen määrällinen piikki. Muilla valuma-alueilla liuenneen aineen kuormitusta on esiintynyt niukemmin. Myös syksyn ja talven 2011 sateiden yhteydessä tapahtuva liukoisen aineen suuri huuhtoutuminen näkyy kuvaajassa, mutta se ilmenee selkeänä kaikilla

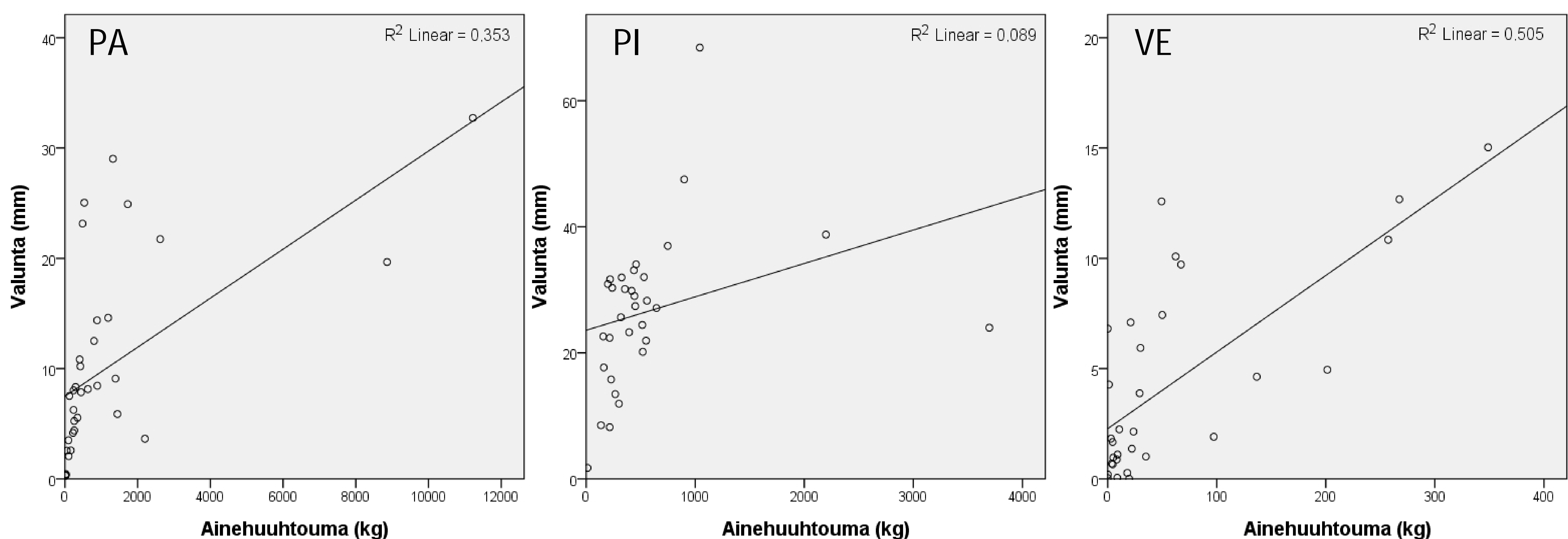
tarkastelluista valuma-alueista. Samalla Veräjämäen huuhtouma on koko tutkimusjakson suurin. Todellisuudessa ionikromatografilla analysoidut liuennan aineen pitoisuudet osoittautuivat suuremmiksi kuin suodatuksen yhteydessä määritetyt.



Kuva 54. Liuennan aineen kuormitus tutkituilta valuma-alueilta.

10.1.3 Kiintoainekuorma suhteessa valuntaan

Kiintoainekuormia tarkasteltiin myös suhteessa valuma-alueelta purkautuneeseen valuntaan. Valunta on hyvä parametri tässä kontekstissa, sillä se on valuma-alueen pinta-alaan suhteutettu suure. Kuvassa Itä-Pasilan valuma-alueen valunnan ja ainekuorman välillä on nähtävissä selvä korrelaatio ($r=0.59$), kun tarkastellaan koko tutkimusajanjakson aineistoa (Kuva 55). Selitysaste $r^2=0.353$ osoittaa, että valunnan määrä selittää noin kolmanneksen alueelta poistuvan ainehuuhtouman määrästä.



Kuva 55. Itä-Pasilan (PA), Pihlajamäen (PI) ja Veräjämäen (VE) ainehuuhtouman ja havaitun virtaaman välinen korrelaatio. Ainehuuhtouma käsittää tässä tapauksessa sekä kiintoaineen että liuennan aineen huuhtoumat.

Pihlajamäen valuma-alueella ainepitoisuus oli kaikkina tutkimusajanjaksoina pääosin alle 50 mg/l ja alueelta poishuuhtoutuvan ainekuorman koko pääosin alle 1500 kg kahden viikon jaksoa kohden. Itä-Pasilan valuma-alueeseen verrattuna Pihlajamäen valunta selittää alueen ainehuuhtoumaa heikommin ($r^2=0.089$), mutta pieni positiivinen korrelaatio ($r=0.29$) on kuitenkin havaittavissa.

Veräjämäeltä analysoidut ainekuorman kuvaajassa nähdään valunnan ja ainekuorman välillä selkeästi vahvempi lineaarinen riippuvuus ($r=0.71$). Muihin valuma-alueisiin verrattuna Veräjämäen tutkimusjaksojen havaintopisteet ovat jakautuneet kuvaajaan tasaisemmin kuin muilla alueilla. Aineisto ei kuitenkaan ole normaalijakautunutta.

Tarkasteltaessa sameuden ja kiintoaineen välistä korrelaatiota käytettiin aineistona mitattujen sameusarvojen (NTU) aritmeettisiä keskiarvoja. Koko tutkimusjaksoa tarkasteltaessa negatiivinen korrelaatio saatiin Itä-Pasilassa ($r=-0.14$), mutta Pihlajamäen ($r=0.5$) ja Veräjämäen ($r=0.4$) kesken korrelaatio lähes yhtä suuri. Itä-Pasilassa suurin negatiivinen korrelaatio saatiin syksyllä 2010 ja suurin ja ainoa positiivinen korrelaatio talvella 2010-11. Myös Pihlajamäessä korrelaatio oli syksyä 2011 lukuunottamatta negatiivinen, mikä osoittautuu epänormaaliksi, kiintoaineen ja sameuden korrelaation tulisi olla vahvan positiivinen. Esimerkiksi Duncanin (1999, cit. Kotola & Nurminen 2003a: 34) tutkimuksessa sameuden ja kiintoaineen välinen selitysaste oli $r^2=0.79$ Veräjämäellä korrelaatio on negatiivinen kesällä ja syksyllä 2011.

Taulukko 26. Tutkimusjakson kentällä mitatun sameuden ja näytteistä analysoidun kiintoainepitoisuuden välinen korrelaatio (Spearman) sameuden aritmeettisen keskiarvon avulla laskettuna.

Vuodenaika	Itä-Pasila	Pihlajamäki	Veräjämäki
Syksy 2010	-1.0**	-0.20	0.64
Talvi 2010-11	0.03	-0.43	0.40
Kevät 2011	-0.39	-0.21	0.85*
Kesä 2011	-0.43	-0.14	-0.50
Syksy 2011	-0.32	0.70	-0.64
Koko jakso	-0.139	0.492**	0.356*

Alkuoletuksena oli myös intensiivisen maankäytön vaikutus huleveteen sitä merkittävästi likaavana tekijänä. Tämä osoittautui Itä-Pasilassa oikeaksi varsinkin sulan aikaan, mutta keväällä myös muilla valuma-alueilla analysoitiin kohonneita ainepitoisuuksia. Talvikaudella laitteisto kesti kovimmatkin pakkaset luotettavasti, mutta virtaama puuttui ajoittain pakkasten johdosta. Yleisintä tämä oli Veräjämäen purkupisteellä, kuten oli odotettavissa.

Itä-Pasilan vedenlaadussa näkyy selvästi liikenteen merkitys kuormitukseen. Pihlajamäelä kuormitus on ajoittain ja varsinkin sulfaatin, kaliumin, kalsiumin ja magnesiumin kohdalla suurta. Toisaalta voidaan olettaa, että mahdollinen pohjavesivuoto saattaisi myös laimentaa ihmisperäisen kuormituksen näkymistä alueelta purkautuvassa vedessä.

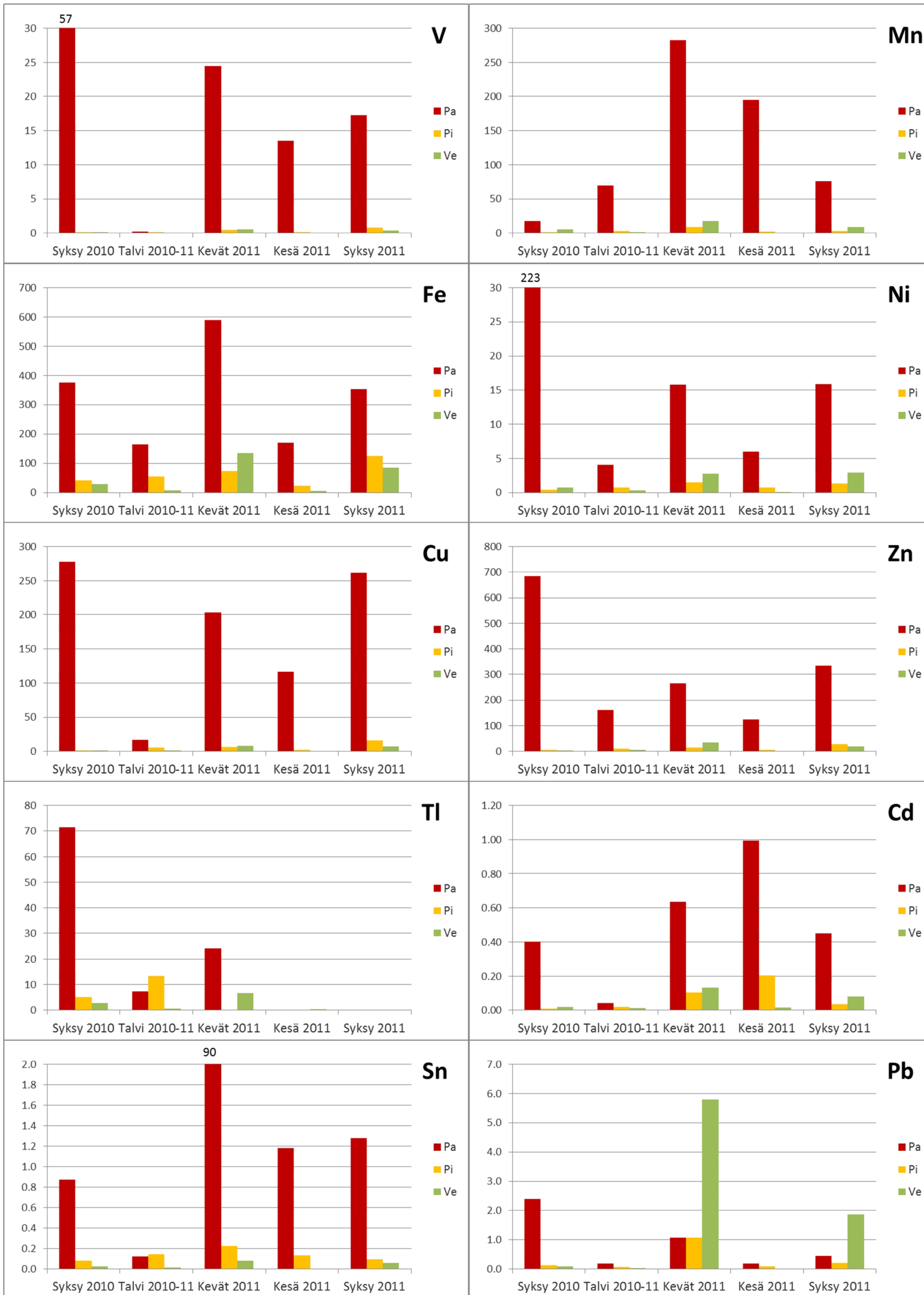
Näytteistä analysoiduista pitoisuuksista laadittiin myös kuormitusarviot valuma-alueittain. Metallien tapauksessa näitä lukuja on kuitenkin tarkasteltava kriittisesti, sillä näytteet, joihin tulokset perustuvat ovat kuvaavat ainoastaan näytteenottoajankohtaa eivätkä laajempaa ajallista kokonaisuutta. Kuormituslaskelmat laadittiin kahdelle koko vuoden jaksolle, sekä syksy 2010...kesä2011 että talvi 2010-2011...syksy 2011. Näiden kahden jakson laskennallisten vuosikuormitusten keskiarvot on esitetty alla (Taulukko 27).

Taulukko 27. Valuma-alueiden purkuveden laskennallinen vuosikuormitus (t/a ja kg/a) kahden vuosijakson (Vuosi 1: syksy 2010...kesä 2011; vuosi2: talvi 2010-2011...syksy 2011) keskiarvoilla tarkasteluina. 6273 8964

	Itä-Pasila (0.25 km ²)		Pihlajamäki (0.46 km ²)		Veräjämäki (0.15 km ²)	
	t/a	t/km ² /a	t/a	t/km ² /a	t/a	t/km ² /a
Kiintoaine	7.6	30.4	3.9	8.6	0.4	2.8
Liuenut aine	17.0	68.0	6.4	14.0	0.5	3.6
Kokonaiskuormitus	24.6	98.5	10.3	22.6	0.9	6.4
Na	6.9	27	5.4	11.7	1.0	6.7
K	8.3	3.3	0.9	2.0	0.2	1.3
Ca	21	8.5	7.4	16.1	1.0	6.4
Mg	0.4	1.6	0.7	1.5	0.2	1.4
Cl	10	41	7.1	15.4	1.4	9.4
NO ₃	0.7	2.7	1.2	2.7	0.4	2.7
SO ₄	4.3	18	8.2	17.9	1.9	12
	kg	kg/km ² /a	kg	kg/km ² /a	kg	kg/km ² /a
V	0.44	1.74	0.06	0.13	0.00004	0.00028
Mn	4.08	16.16	0.72	1.58	0.0014	0.0092
Fe	8.19	32.41	10.83	23.62	0.0106	0.0687
Ni	0.78	3.09	0.18	0.39	0.0002	0.0016
Cu	3.66	14.50	1.02	2.22	0.0006	0.0042
Zn	6.42	25.41	2.07	4.51	0.0021	0.0136
Ge	0.01	0.05	0.02	0.05	0.00001	0.00005
Cd	0.01	0.06	0.02	0.03	0.00001	0.00006
Sn	0.48	1.89	0.03	0.06	0.00001	0.00004
Tl	0.36	1.44	0.74	1.61	0.0003	0.0022
Pb	0.02	0.06	0.06	0.14	0.0004	0.0025

Natriumista, kaliumista, kalsiumista, magnesiumista, kloridista, nitraatista ja sulfaatista on analysoitu vain niiden liukoiset pitoisuudet. Taulukosta havaitaan näiden aineiden huuhtouman olevan kuitenkin selvästi suurempi kuin vesistä suodattamisen yhteydessä analysoitu liuennon aineen pitoisuus. Lisäksi havaitaan selvästi kaksi eroavaisuutta, yhtäältä tarkasteltavien vuosijaksojen erilaisuus ja toisaalta valuma-alueiden kuormitusten väliset erot. Itä-Pasilasta purkautuvan veden kuormitus on valtaosalla tarkasteltavista parametreista suurin. Lyijyn kohdalla suurin kuormitus purkautui väljimmän maankäytön Veräjämäeltä. Määritetyistä aineista talliumin, nitraatin, sulfaatin, kaliumin, magnesiumin ja varsinkin kalsiumin tapauksissa Pihlajämäeltä saatiin suurin laskennallinen vuosikuormitus sekä absoluuttisesti että pinta-alaan suhteutettuna. Taulukkoon on eritelty laskennallinen vuosikuormitus suhteutettuna luvut valuma-alueiden pinta-aloihin. Tuloksissa korostuu nimenomaan valuma-alueen erilaisten pintojen, maankäytön ja ihmistoiminnan vaikutukset alueelta purkautuvan veden laatuun. Selvästi suurimmat kuormat neliökilometriä kohden havaitaan kloridin, sulfaatin ja natriumin kohdalla. Tässäkin taulukkoa nähdään selvästi vuosien väliset suuret erot, mitkä johtavat vuosien 1 ja 2 välisiin merkittäviin eroihin.

Sinkin vuosikuormaksi saatiin 0.01-25.4 kg/km²/a. Melasen (1981) valtakunnallisessa huivesitutkimuksessa sinkin vastaavaksi kuormaksi Helsingin, Tampereen, Oulun ja Kajaanin tutkituilla urbaanivaluma-alueilla saatiin 18-150 kilogramman kuormitus. Lyijyn vastaava kuorma näillä alueilla oli 11-160 kg/km², kun tässä tutkimuksessa kuormaksi laskettiin 0.003-0.06 kg/km². Ero selittynee lyijyttömän polttoaineen yleistymisenä Melasen tutkimuksen jälkeen. Melanen laski tutkimuksessaan kuparin vuosikuormaksi 2.7-64 kg/km², mikä kuulostaa paljolta, kun tässä tutkimuksessa vuosikuormaksi saatiin 0.004-14.5 kg/km²/a. Kadmiumin tässä tutkimuksessa laskettu vuosikuorma 0.00006-0.06 kg/km²/a vaikuttaa pieneltä suhteessa Melasen tutkimuksen 0.13-0.67 kg/km² vuosikuormaan. Sen sijaan sulfaatin tämän tutkimuksen vuosikuormitus 12 407-17 933 kg/km²/a sopii hyvin Melasen tulosten skaalaan 1 700-57 000 kg/km²/a. Melasen tuloksissa kiintoaineen vuosikuormaksi laskettiin 8 700-120 000 kg/km²/a, kun kuormitus tässä tutkimuksessa oli 10 000-17 200 kg/km²/a.



Kuva 56. Vuodenaikojen vaikutus kuormitukseen. Kuormitus on esitetty kuvaajissa yksikkönä g/ha/vuodenaika.

10.2 Parametrien korrelaatio

Koko tutkimusjaksolta tarkasteltuna Itä-Pasilan tuloksissa on nähtävissä natriumin ja kloridin merkittävä korrelaatio ($r_s=0.899^{**}$). Tällä voidaan nähdä olevan selkeä yhteys alueen suureen liikenteen määrään, jonka myötä päällystettyjä tienpintoja suolataan kylmällä kaudella. Myös Pihlajamäessä ($r_s=0.989^{**}$) ja Veräjämäellä natriumin ja kloridin korrelaatio oli merkitsevä ($r_s=0.902^{**}$). Kaikilla valuma-alueilla korrelaation merkitsevyys on 1% riskitasolla.

Kumpulan sademäärädatan kanssa korreloi Itä-Pasilassa merkitsevästi johtokyvyn sekä aritmeettiset keskiarvot ($r_s=0,440^{**}$) että mediaaniarvot ($r_s=0,458$). Valunnan ja sadannan välinen korrelaatio oli vahvasti positiivinen ($r_s=0,445^{**}$). Valunta korreloi Itä-Pasilassa negatiivisesti merkitsevästi johtokyvyn kanssa (keskiarvodata $r_s=-0.525^{**}$, mediaanidata $r_s=-0.633^{**}$) sekä natriumin ($r_s=-0.524^{**}$) ja kalsiumin ($r_s=-0.549^{**}$) analysoitujen pitoisuuksien kanssa. Pihlajamäessä sadannalla oli merkitsevä positiivinen korrelaatio sameuden keskiarvojen kanssa ($r_s=0.465^{**}$) valunnan korreloidesa merkitsevästi kloridin ($r_s=0.533^{**}$) ja natriumin ($r_s=0.479^{**}$) pitoisuuksien kanssa. Veräjämäellä sadanta korreloi 5% riskitasolla negatiivisesti orgaanisen kiintoaineen pitoisuuksien ($r_s=-0.436^*$) ja positiivisesti valunnan ($r_s=0.386^*$) kanssa. Valunnalla havaittiin merkitsevä positiivinen korelaatio sähkönjohtokyvyn keskiarvojen kassan ($r_s=0.471$) ja merkitsevä negatiivinen korrelaatio johtokyvyn sekä keskiarvojen ($r_s=-0.450$) että mediaaniarvojen ($r_s=-0.611^{**}$) sekä kloridin ($r_s=-0.562^{**}$) ja natriumin ($r_s=-0.562^{**}$) pitoisuuksien kanssa. Sen sijaan germaniumin ($r_s=0.789^{**}$) ja lyijyn ($r_s=0.564^{**}$) suhteen havaittiin merkitsevä positiivinen korrelaatio.

Itä-Pasilassa kiintoainekuorma korreloi merkittävimmin natriumin orgaanisen kiintoaineen ($r_s=0,655^{**}$) kanssa. Kaikkein vahvimmat korrelaatio havaittiin Itä-Pasilan datan pohjalta kloridin ja johtokyvyn keskiarvojen välillä ($r_s=0.815^{**}$) sekä natriumin ja kloridin välillä ($r_s=0.899^{**}$). Johtokyvyn ja natriumin välinen korrelaatio oli myös suuri ($r_s=0.812^{**}$). Vahvimmat negatiiviset korrelaatiot havaittiin valunnan ja johtokyvyn mediaanarvojen välillä ($r_s=-0.633^{**}$) sekä valunnan ja kalsiumin pitoisuuksien välillä ($r_s=-0.549$).

Pihlajamäen aineistossa vahvimmat positiiviset korrelaatiot havaittiin natriumin ja kloridin pitoisuuksien ($r_s=0.989$) välillä. Myös vanadiinin ja kuparin ($r_s=0.813$) sekä kaliumin ja nitraatin välillä oli vahva positiivinen korrelaatio ($r_s=0.732$) 1% riskitasolla. Sameus korreloi merkitsevästi 1% riskitasolla kiintoaineen ($r_s=0.616$), vanadiinin ($r_s=0.639$), kuparin ($r_s=0.667$), sinkin ($r_s=0.18$) ja germaniumin ($r_s=0.759$) kanssa.

Tarkasteltaessa liuenneen aineen suhdetta valuma-alueelta purkautuneeseen virtaamaan Spearmanin korrelaatiokertoimen avulla, havaitaan valuma-alueiden kesken vaihtelua. Itä-Pasilassa korrelaatio on koko jaksolta tarkasteltuna suurin ($r_s=0.268$) ja Pihlajamäessä pienempi

($r_s=0.106$). Veräjämäessä koko tutkimusjakson aineiston korrelaatio on hieman negatiivinen ($r_s=-0.091$).

Vuodenajoittain tarkasteltuna Itä-Pasilassa korrelaatio on vuonna 2010 positiivinen ($r_s=0.371...0.143$) mutta vuonna 2011 kaikkien vuodenaikojen korrelaatio on negatiivinen ollen voimakkaimmillaan keväällä ja kesällä ($r_s=-0.464$). Pihlajamäessä korrelaatio on negatiivinen kaikkina vuodenaikoina paitsi kesällä 2011 ($r_s=0.314$). Voimakkain negatiivinen korrelaatio havaitaan syksyllä 2011 ($r_s=-0.071$). Veräjämäellä korrelaatio on positiivinen kesällä 2010 ($r_s=0.284$) ja syksyllä 2011 ($r_s=0.205$) ja muina vuodenaikoina negatiivinen ($r_s=-0.2...-0.8$).

Kirjallisuudessa on aikaisemmin analysoitu parhaimmat selitysasteet paitsi kiintoaineen ja sameuden välille, myös raudan ja mangaanin ($r^2=0.77$), kiintoaineen ja mangaanin ($r^2=0.71$) sekä lyijyn ja sameuden ($r^2=0.61$) välille (Duncan 1999, cit. Kotola & Nurminen 2003a: 34). Tässä tutkimuksessa raudan ja mangaanin välinen korrelaatio on 0.523^{**} , kiintoaineen ja mangaanin pitoisuuden suhteen 0.334^{**} sekä huuhtouman suhteen 0.587^{**} . Lyijyn pitoisuuden ja sameuden mediaaniarvojen välinen korrelaatio oli 0.516^{**} , korrelaatio sameuden keskiarvoihin oli 0.502^{**} .

10.3 Maankäytön merkitys vedenlaatuun

Kappaleessa 6 kuvatut vedenlaatuun vaikuttavat tekijät osoittautuivat vaikuttavan vedenlaatuun myös tutkituilla valuma-alueilla. Natriumin ja kloridin suuret vuosikuormat Itä-Pasilasta kuvastavat alueen liikenteen suurta volyyymia ja maanteiden runsautta. Tiestöä suolataan kylmän aikaan runsaasti. Aikaisemmassa kirjallisuudessa havaittu natriumin ja sähkönjohtokyvyn positiivinen korrelaatio ei osottautunut tässä tutkimuksessa yhtä vahvaksi. Itä-Pasilassa korrelaatio oli vahva ($r_s=0.812$) mutta Pihlajamäessä ($r_s=-0.02$, sig. 0.9) ja Veräjämäellä ($r_s=-0.343$, sig. 0.08) korrelaatio oli negatiivinen. Kirjallisuudessa myös mainittiin sinkin korkeammat pitoisuudet talviaikaan johtuen liikenteen korroosiosta. Itä-Pasilassa sinkin suurin pitoisuus analysoitiin jakson 7 näytteestä eli loppusyksystä 2010. Pihlajämäellä suurimmat sinkkipitoisuudet esiintyivät syksyn 2011 näytteissä, mutta Veräjämäellä sinkin pitoisuudet olivat talvikaudella 2010-2011 suurimmillaan. Duncan et al. (1999) havaitsivat tuloksissaan huleveden keskimääräiseksi sinkkipitoisuudeksi asuinalueilla 0.26 mg/l ja muilla alueilla 0.5 mg/l. Koko tutkimuksen (1.7.2010-2.1.2012) näytteiden keskimääräiseksi sinkkipitoisuudeksi analysoitiin Veräjämäellä 0.47 mg/l, Pihlajamäessä 0.09 mg/l ja Itä-Pasilassa 1.27 mg/l. Pihlajämäellä pitoisuus on hyvin pieni, mutta Veräjämäellä se vastaa hyvin muussa kirjallisuudessa esitettyjä pitoisuuksia. Itä-Pasilan suurta sinkkipitoisuutta voidaan perustella valuma-alueen suurella liikenteen määrällä, sillä enemmistö tiealueiden raskasmetallikuormasta on juuri sinkkiä.

Lyijyn kohdalla Veräjämäen koko tutkimusajanjakson keskimääräinen pitoisuus oli 0.037 mg/l, Itä-Pasilassa 0.0037 mg/l ja Pihlajamäessä 0.0019 mg/l, kun Duncan et al. (1999) eivät tutki-

muksessaan havainneet pitoisuuseroja eri maankäyttömuotojen kesken, vaan pitoisuus oli keskimäärin 0.27 mg/l. Sulantakauden kyijyn pitoisuuksissa havaitaan suurempia eroja. Kun vielä Melasen valtakunnallisessa tutkimuksessa lyijyn sulantakauden pitoisuuksiksi havaittiin 0.09-0.43 mg/l, Nurmi havaitsi vuonna 2001 sulantakauden Helsingin pitoisuuksiksi 0.006 mg/l ja Kannala Vaasassa 0.011 mg/l, oli tässä tutkimuksessa pitoisuudet sulantakaudella Itä-Pasilan 0.0047 mg/l:sta Pihlajamäen 0.0177 mg/l:aan. Nurmi havaitsi tuloksissaan myös kloridin ja sähkönjohtavuuden korrelaation, mikä havaittiin myös tässä tutkimuksessa. Itä-Pasilassa korrelaatio oli vahvempi sähkönjohtokyvyn keskiarvon suhteen ($r_s=0.815^{**}$), kun Veräjämäellä korrelaatio oli vahvempi sähkönjohtokyvyn mediaaniarvon kanssa ($r_s=0.547^{**}$). Pihlajamäessä korrelaatio oli hieman negatiivinen mutta sen luotettavuus oli hyvin heikko ($r_s=-0.34$, sig. 0.848). Nurmi (2001: 10) havaitsi suurimmat kloridipitoisuudet (440 mg/l) Helsingissä lokakuussa ja sulamisen yhteydessä, kun tässä tutkimuksessa suurimmat pitoisuudet esiintyivät loogisesti yksin sulamisen yhteydessä. Suurimmat näytteiden pitoisuudet olivat Itä-Pasilassa 896 mg/l (jakso 13); Pihlajamäessä 110 mg/l (jakso 14) ja Veräjämäellä 132 mg/l (jakso 10). Nurmen tutkimuksessa Töölönlahden näytteiden kuparipitoisuudet (0.14 ja 0.26 mg/l) olivat muita näytepisteitä korkeampia, jonka pääteltiin johtuvan viereisen Finlandiatalon kuparipintojen korroosiosta. Tämän tutkimuksen kuparipitoisuudet ovat kuitenkin lähes samanlaisia Finlandiatalon pitoisuuksien kanssa, joten voidaan olettaa, että valuma-alueilla on samankaltainen kuparin korroosion lähde. Itä-Pasilassa kuparin keskimääräinen pitoisuus oli 0.6 mg/l, Pihlajamäessä 0.04 mg/l ja Veräjämäessä 0.15 mg/l.

Kadmiumin keskimääräiseksi pitoisuudeksi on arvioitu 0.0059 mg/l, kun tässä tutkimuksessa pitoisuudet olivat luokkaa 0.00033-0.0022 mg/l. Raudan pitoisuuksiksi Duncan kumppaneineen arvioivat asuinalueilla 2.8 mg/l ja muilla kaupunkialueilla 6.8 mg/l. Tässä tutkimuksessa raudan keskimääräiset pitoisuudet olivat Pihlajamäen 0.44 mg/l:sta Veräjämäen 2.17 mg/l:aan. Raudan kuormitus on vastaanottavalle vesistölle riski.

Suomen purovesissä on nikkeliä luonnostaan keskimäärin 0.011 mg/l, kun Itä-Pasilan näytteissä pitoisuus oli keskimäärin 0.164 mg/l, Pihlajamäessä 0.006 ja Veräjämäessä 0.05 mg/l. Kaupunkivesien korkeampia nikkelpitoisuuksia voidaan perusteella liikenteen voiteluaine- ja öljypäästöillä sekä pintojen korroosiolla.

Tulosten pohjalta tarkasteltiin vielä läpäisemättömän pinnan määrän ja osuuden merkitystä vedenlaadun parametreihin. Kaikkein merkittävin korrelaatio havaittiin päällystettyjen pintojen ja johtokyvyn aritmeettisten keskiarvojen ($r_s=0.702^{**}$) ja sen mediaaniarvojen ($r_s=0.693^{**}$) välillä. Läpäisemättömien pintojen ja kiintoainepitoisuuden välinen korrelaatio oli myös vahva ($r_s=0.496^{**}$), samoin sen korrelaatio liunneen aineen pitoisuuksien kanssa ($r_s=0.480^{**}$). Korrelaatio orgaanisen kiintoaineen kanssa oli 0.296^{**} ja valunnan kanssa 0.248^{**}. Analyysin perusteella voitaneen todeta, että läpäisemättömien pintojen määrä valuma-alueella vaikuttaa positiivisesti alueelta poishuuhtou-

tuvaan ainekuormaan ja näin myös kohtokykyyn. Sameuden suhteen korrelaatio oli heikosti negatiivinen. Tarkastelussa käytettiin sekä läpäisemättömien pintojen absoluuttisia että suhteellisia määriä, mutta näiden tarkastelujen välillä ei havaittu juurikaan eroa.

Määritetyistä alkuaineista päällystämättömän pinnan osuus valuma-alueella korreloi negatiivisesti kaikkiin aineisiin poislukien osa hivenaineista, kuten rauta ($r_s=0.251^*$) ja nitraatti ($r_s=0.061$) ja kupari ($r_s=0.091$). Päällystetyn pinnan määrä korreloi nitraattia ja lyijyä lukuun ottamatta positiivisesti kaikkien määritettyjen aineiden kesken. Tarkemmat korrelaatiot on esitetty liitteessä 1. Asuinalueet korreloi voimakkaimmin raudan ($r_s=0.659^{**}$) ja nitraatin ($r_s=0.701^{**}$) pitoisuuksien kanssa. Muut rakennusten luonnehtimat alueet korreloivat positiivisesti erityisesti natriumin kuorman ($r_s=0.681^{**}$) ja lyijyn pitoisuuden ($r_s=0.626$) kanssa. Liikennealueiden määrä korreloi positiivisesti kiintoainepitoisuuden kanssa ($r_s=0.741^{**}$) sekä vanadiini ($r_s=0.721^{**}$) ja kuparin ($r_s=0.718^{**}$) pitoisuuksien kanssa. Metsät ja muut viheralueet korreloivat negatiivisesti virtaaman suhteen ($r_s=-0.817^{**}$). Korrelaatio oli analysoitujen aineiden pitoisuuksien suhteen positiivinen mutta kuormituksen suhteen negatiivinen. Vahvin negatiivinen korrelaatio havaittiin sulfaatin ($r_s=-0.764^{**}$) ja tinan ($r_s=-0.691$) suhteen.

10.4 Ilmastonmuutoksen merkitys

Käynnissä oleva kasvihuoneilmiön voimistuminen tuo ilmiönä monia muutoksia kaupunki-ilmastoille ja hydrologialle, kuten kappaleessa 3 käsiteltiin. Mahdolliset kuivuusjaksot edesauttaisivat haitta-aineiden akkumuloitumista alueelle aiheuttaen vastaanottavaan vesistöön akuutteja ainekuormia sadetapahtumien yhteydessä. Toinen mahdollisuus olisi kaupungin katupintojen aktiivisempi peseminen jatkossa. Sateiden intensiteetin kasvu johtaisi sateelle altistuvien kaupunkipintojen voimistuvaa eroosiota ja ainekuorman kasvua hulevesien mukana. Päällystettyjen pintojen suuri osuus voimistaa välitöntä poisvirtaamaa aiheuttaen potentiaalisia yleistyviä kaupunkitulvia tulevaisuudessa. Lyhenevä talvikausi lisäisi talvikauden virtaamaa tuoden sekä lämpötilallisia että vedenlaadullisia muutoksia vastaanottavaan vesistöön. Lumi ei akkumuloituisi valuma-alueelle enää yhtä pitkäksi aikaa, josko lainkaan, mikä aiheuttaisi muutoksia lumipeitteeseen akkumuloituvan haitta-ainekuorman määrään sekä virtaamaolosuhteisiin. Tällaisiin tulevaisuudenkuviin kyettäisiin puuttumaan lisäämällä vettä imevien ja pidättävien pintojen tai objektien määrää valuma-alueella. Olisi tärkeää kyetä pidättämään tai ainakin viivyttämään alueelle satanutta ja sulanutta vettä ja laskeuttamaan siihen sitoutunutta kuormaa ennen sen purkautumista vastaanottavaan vesistöön.

Tulokset ovat maankäytön ja aluesuunnittelun kannalta arvokkaita. Jatkon kannalta tutkimuksen tulisi kuitenkin kattaa ajallisesti pitempi jakso, jotta lyhyen ajanjakson poikkeukset eivät kykenisi vääristämään aineistoa ja tuloksia.

11. YHTEENVETO

Työn tulokset vastaavat selkeästi tutkimukselle asetettuihin tutkimuskysymyksiin. Intensiivisen maankäytön havaittiin vaikuttavan valuma-alueelta purkautuvan veden määrään positiivisesti. Itä-Pasilassa valunta oli selvästi suurinta poislukien Pihlajamäen ajoittaiset pohjavesipurkaukset. Veräjämäellä sekä valunta että valuma oli pienempää eikä kaikkien sadetapahtumien yhteydessä edes havaittu välitöntä virtaamaa.

Hulevesien määrässä ja ainepitoisuuksissa havaittiin selkeitä vuodenaikaisia eroja. Virtaama oli kaikilla valuma-alueilla suurinta syksyllä 2010 ja 2011 sekä keväällä sulamisen yhteydessä. Varsinkin Itä-Pasilassa korostuu sateiden merkitys virtaamaan. Itä-Pasilassa vuosivalunnassa korostuu syksyn 2010 osuus (35 %) sekä syksyn 2011 merkitys (42 %). Pihlajamäessä kevätkauden valunta on 40-44 % vuosivalunnasta tarkastelujaksosta riippuen. Veräjämäessä kevätvalunta on 64 % vuosivalunnasta ja syksyn 2011 valunta 38 %. Sameusarvoissa Itä-Pasilassa ja Pihlajamäessä korostuu sateinen ja leuto syksy 2011 ja Veräjämäessä kevään 2011 sulamiskausi. Sähkönjohtokyvyssä korostuu kaikilla valuma-alueilla talvikausi sekä kevään sulamisjakso. Ainekuorman osalta Itä-Pasilassa havaittiin lyhyen sulamiskauden hyvin korkeat pitoisuudet varsinkin liuenneiden aineiden osalta. Huuhtoumassa korostuu myös syksy 2011. Pihlajamäessä kevään pitoisuudet ja huuhtoumat ovat maltillisempia, sen sijaan syksy 2011 korostuu tuloksissa selvästi. Veräjämäessä varsinkin liuenneiden aineiden kohdalla kevään ja syksyn jaksot korostuvat selvästi. Kaikilla valuma-alueilla liukoisen natriumin ja kloridin pitoisuudet moninkertaistuvat talvella ja alkukevään aikana, kun sulfaatilla esiintyy tuolloin kaikkein pienimmät pitoisuudet.

Talvikaudella poisvirtaamaa esiintyi Pihlajamäen valuma-alueella kaikkina jaksoina runsaasti, minkä oletetaan aiheutuvan pohjavesivuodosta valuma-alueella. Valuma-alueelta poisvirtaavan veden määrä ei riippunut lämpötilasta tai sadannasta. Itä-Pasilassa ja Veräjämäellä virtaama puuttui kaikkein kylmimmiltä jaksoilta, muutoin Itä-Pasilassa esiintyi talvenaikaista virtaamaa. Talvikauden hulevesistä mitattiin vaihtelevia pitoisuuksia ja liukoisten natriumin ja kloridin osalta korkeita pitoisuuksia, mutta pääasiassa talven vaikutus hulevesiin näkyi kevään ensimmäisten jaksojen näytteissä. Itä-Pasilassa sulamiskausi oli lyhyt ja Veräjämäen sulamiskausi alkoi muita valuma-alueita myöhemmin.

Jatkon kannalta valuma-alueilta purkautuvaa vettä tulisi tutkia enemmän sade- ja sulamistapahtumiin keskittyen. Alueen perusvirtaaman sijaan olisi tärkeää kyetä erottamaan vedenlaadusta ja virtaamasta ensihuuhtouma ja suurin huuhtouma ja kyetä ratkaisemaan näiden hillitsemisen.

KIITOKSET

Pro gradun aloittaminen vie vuoteen 2010. Näytteidenhausta on tullut osa arjen rutiineja ja hulevedestä lähes osa minua. Käytännössä tutkielma ei kuitenkaan olisi tässä ilman monia korvaamattomia kanssaihmiä. Haluan kiittää ohjaajani Olli Ruthia paitsi valinnastani VACCIA-hankkeeseen, myös vaivannäöstä ja ajasta jonka työni on häneltä vaatinut. Kommentit, ohjeet ja kannustava apu on ollut tarpeen. Laboratorioinsinööri Juhani Virkasta on kiittäminen paitsi opituista uusista vitseistä ja mainiosta työilmapiiristä myös opeista näytteidenkäsittelyssä ja tulosten laskemisessa. Laboratoriomme ei ole sama ilman Jusaa. Arttu Paarlahti ja Tuuli Toivonen ansaitsevat kiitoksensa paikkatiedon visualisoinnissa ja karttojen sekä muun visualisoinnin tuessa. Heikki Setälää ja Marjo Valtasta kiitän alati kannustavasta ilmapiiristä sekä tuesta aineiston käsittelyn parissa.

Vappu ja Ilkka Taipale mahdollistivat Veräjämäen aseman toiminnan antaessaan hankkeen käyttöä heidän sähköään. Pihlajamäessä kiitos kuuluu Pihlajamäen Nuorisopuistolle ja sen henkilökunnalle. Itä-Pasilassa Mäkelänrinteen uintikeskus salli tutkimuksen käyttöä sähköään. Ilman teitä ei tutkimusta olisi voitu tehdä.

Suuri kiitos kuuluu myös perheelleni. Isovanhempieni säännöllinen iltateetuki ja vanhempien apu ovat tulleet tarpeeseen. Kiitos Kim pitkästä pinnasta. Erityiskiitokset ansaitsee korvaamaton veljeni Jukka, joka on ajankulua uhmaten käyttänyt iltansa auttaen näyteasemien huollossa, antureiden puhdistamisessa, viemärinkansien aukaisemisessa, lukkojen paikalleenliimaamisessa ja ylipäättään kaikessa kenttätöissä. On kulunut kaksi ja puoli vuotta ensimmäisestä näytteenhausta ja tutkielma on vihdoinkin valmis, kiitos teidän.

KIRJALLISUUS

- Aaltonen, J. H. Hohti, K. Jylhä, T. Karvonen, T. Kilpeläinen, J. Koistinen, J. Kotro, T. Kuitunen, M. Ollila, A. Parvio, S. Pulkkinen, J. Silander, T. Tiihonen, H. Tuomenvirta & A. Vajda (2008). Rankkasateet ja taajamatulvat (RATU). 80 s. *Suomen ympäristö 31*. Suomen ympäristökeskus.
- Aðalgeirsdóttir, G., T. Jóhannesson, H. Björnsson, F. Pálsson & O. Sigurðsson (2006). Response of Hofsjökull and southern Vatnajökull, Iceland, to climate change. *Journal of geophysical research* 111, 1-15.
- Ahponen, H. (2003). Kohti luonnonmukaisempaa taajamahydrologiaa. 120 s. Diplomityö. Rakennus- ja ympäristötekniikan laitos, Teknillinen korkeakoulu.
- Ahtiainen, M. (1990). Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. 122 s. *Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja A 45*. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki
- Akan, A. O. (1993). *Urban stormwater hydrology. A guide to engineering calculations*. Technomic Publication. 268 s.
- Akan, A. O. & R. J. Houghtalen (2003). *Urban hydrology, hydraulics and stormwater quality*. 373 s. John Wiley & Sons Inc.
- Alatypö, V. (2012a). Talvien erilaisuuksien hankaluudet katujen hoidossa, Seminaariesitys 20.3.2012. Helsingin kaupunki.
- Alatypö, V. <ville.alatypö@hel.fi> (2012b). VL: Tiedustelu aineistosta koskien lumen poisvientiä. Henkilökohtainen sähköpostiviesti. 11.5.2012
- Alexandersson, H., E.J. Førland, J. Helminen, N. Sjöblom & O.E.Tveito (2001). *Extreme value analysis in the Nordic countries – pilot studies of minimum temperature and maximum daily precipitation and a review of methods in use*. 27 s. Norwegian meteorological institute. Oslo.
- Allan, J. D. (1995). *Stream ecology. Structure and function of running waters*. 388 s. Chapman & Hall, Lontoo.
- Allan, J.D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual review of ecology, evolution and systematics* 35, 257-84.
- Allison, R.A., F.H.S. Chiew & T.A. McMahon (1998). Nutrient contribution of leaf litter in urban stormwater. *Journal of environmental management* 54, 269-272
- Alloway, B.J. (1990). *Heavy metals in soils*. 368 s. Springer.
- Almeida, C.A., S. Quintar, P.González, M.A. & Mallea (2007). Influence of urbanization and tourist activities on the water quality of the Potrero de los Funes River (San Luis - Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment* 133: 1-3, 459-465.

- Amato, F., X.Querol, C.Johansson, C.Nagl & A.Alastuey (2010). A review on the effectiveness of street sweeping, washing and dust suppressants as urban PM control methods. *Science of the total environment* 408,3070-3084.
- Andersen, H.E., B. Kronvang, S.E. Larsen, C.C. Hoffmann, T.S. Jensen & E.K. Rasmussen (2006). Climate change impacts on hydrology and nutrients in a Danish lowland river basin. *Science of total environment* 365, 223-237.
- Andersson, M., J. Lambrinos & Erin Schroll (2010a). The potential value of mosses for stormwater management in urban environments. *Urban ecosystems* 13:319-332
- Andersson, M., R.T. Ottesen & M. Langedal (2010b). Geochemistry of urban surface soils – monitoring in Trondheim, Norway. *Geoderma* 156, 112-118
- Andréasson, J., S. Bergström, B. Carlsson, L.P. Graham & G. Lindström (2004). Hydrological change – climate change impact simulations for Sweden. *Ambio* 33:4-5, 228-234
- Armsworth, P. R., Chan, K. M. A., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Kremen, C., Ricketts, T. H. & Sanjayan, M. A. 2007: Ecosystem-Service Science and the Way Forward for Conservation. *Conservation Biology* 21(6): 1383-1384.
- Arnell, N. (2002). *Hydrology and global environmental change. Understanding global environmental change*. 346 s. Pearson education Ltd.
- Arnold, C.L. jr. & C.J. Gibbons (1996). Impervious surface coverage. The emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American planning association* 62, 243-258.
- Aubry, C., J. Ramamonjisoa, M-H. Dabat, J. Rakotondraibe & L. Rabeharisoa (2012). Urban agriculture and land use in cities: an approach with the multi-functionality and sustainability concepts in the case of Antananarivo (Madagascar). *Land use policy* 29, 429-439
- Bannerman, R.T., D.W. Owens, R.B. Dodds & N.J. Hornewer (1993). Sources of pollutants in Wisconsin stormwater. *Water science and technology* 28:3-5, 241-259.
- Barbosa, A.E. & T. Hvitved-Jacobsen (1999). Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *The Science of the total environment* 235, 151-159.
- Bard, E. (2004). Greenhouse effect and ice ages: historical perspective. *Comptes rendus geoscience* 336, 603-638.
- Bates, B., Z.W. Kundzewicz, S. Wu & J. Palutikof (toim.) (2008). *Climate change and water*. 210 s. Technical paper of the IPCC.
- Bedan, E.S. & J. C. Clausen (2009). Stormwater runoff quality and quantity from traditional and low impact development watersheds. *Journal of the American water resources association* 45:4, 998-1008.
- Bengtsson, L., L. Grahn & J. Olsson (2005). Hydrological function of a thin extensive green roof in southern Sweden. *Nordic Hydrology* 36:3, 259-268.

- Bengtsson, L. (2005). Peak flows from thin sedum-moss roof. *Nordic hydrology* 36:3, 269-280.
- Bergback, B., S. Anderberg & U. Lohm (1992). Lea load: historical pattern of lead use in Sweden. *Ambio* 21:2, 159-165.
- Berggren, K. (2007). *Urban drainage and climate change – impact assessment*. Licentiate thesis. 133 s. Luleå University of technology 2007:40.
- Bergström, S., B. Carlsson, M. Gardelin, G. Lindström, A. Pettersson & M. Rummukainen (2001). Climate change impacts on runoff in Sweden – assessments by global climate models, dynamical downscaling and hydrological modelling. *Climate research* 16, 101-112
- Bergström, S., S.-S. Hellström & J. Andréasson (2007). Future flood risks around the big Swedish lakes. Teoksessa Heinonen, M. (toim.) (2007). *Proceeding of the third international conference on climate and water*. s.63-68. Suomen ympäristökeskus
- Berndtsson, J.C. (2010). Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: a review. *Ecological engineering* 36, 351-360.
- Berndtsson, J.C., T. Emilsson & L. Bengtsson (2006). The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. *Science of total environment* 355, 48-63.
- Berndtsson, J.C., L. Bengtsson & K. Jinno (2009). Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs. *Ecological engineering* 35, 369-380
- Berner, E.K. & R.A. Berner (1996). *Global environment. Water, air and geochemical cycles*. 376 s. Prentice Hall.
- Berthier, E., H. Andrieu & J.D. Creutin (2004). The role of soil in the generation of urban runoff: development and evaluation of a 2D model. *Journal of hydrology* 299, 252-266.
- Beylich, A.A. (2011). Mass transfers and sedimentary budgets in geomorphologic drainage basin studies. Teoksessa El-Amin, M. (toim.) (2011). *Advanced topics in mass transfer*. s. 399-422. InTech.
- Bianchini, F. & K. Hewage (2012). How "green" are the green roofs? Lifecycle analysis of green roof materials. *Building and environment* 48, 57-65.
- Bityukova, L., A. Shogenova & M. Birke (2009). Urban geochemistry: a study of element distributions in the soils of Tallinn (Estonia). *Environmental geochemistry and health* 22, 173-193.
- Boesch, D., R. Hecky, C. O'Melia, D. Schindler & S. Seitzinger (2006). Autrophication of Swedish seas. 72 s. Swedish environmental protection agency.
- Booth, D.B. & C. R. Jackson (1997). Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, storm-water detection, and the limits of mitigation. *Journal of the American water resources association* 33:4, 1077-1090.
- Boyd, M.J., M.C. Bufill & R.M. Knee (1993). Pervious and impervious runoff in urban catchments. *Hydrological sciences journal* 38:6, 463-478.

- Boyd, M.J., M.C. Bufill & R.M.Knee (1994). Predicting pervious and impervious storm runoff from urban drainage basins. *Hydrological science journal* 39:4, 321-332.
- Brabec, E., S. Schulte & P. L. Richards (2002). Impervious surfaces and water quality: a review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of planning literature* 16, 499-514.
- Bratieres, K., T.D. Fletcher, A. Deletic & Y. Zinger (2008). Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: a large-scale design optimization study. *Water research* 42, 3930-3940.
- Brattebo, B.O. & D.B. Booth (2003). Long-term stormwater quantity and quality performance of permeable pavement systems. *Water research* 37, 4369-4376
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K., et al. 2007: The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources* 32: 67-98.
- Brezonik, P.L. & T.H. Stadelmann (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.
- Bring, A., G. Destouni & F. Hannerz (2007). Pan-Arctic drainage basin monitoring: current status and potential significance for assessment of climate effects and feedbacks. Teoksessa Hei nonen, M. (toim.) (2007). *Proceeding of the third international conference on climate and water*. s. 88-94 Suomen ympäristökeskus.
- Brown, J.S., M. Sutula, C. Stransky, J. Rudolph & E. Byron (2010). Sediment contaminant chemistry and toxicity of freshwater urban wetlands in Southern California. *Journal of the American water resources association* 46:2, 367- 384.
- Butler, J. & J.W. Davies (2004). *Urban drainage*. 2nd ed. 543 s. Spon press.
- Camponelli, K.M, S.M. Lev, J.W. Snodgrass, E.R. Landa & R.E. Casey (2010). Chemical fractionation of Cu and Zn in stormwater, roadway dust and stormwater pond sediments. *Environmental pollution* 158, 2143-2149.
- Carle, M.V., P.N. Halpin & C.A. Stow (2005). Patterns of watershed urbanization and imoacts on water quality. *Journal of the American water resources association* 41:3, 693-708.
- Carlson, T.N. & S.T. Arthur (2000). The impact of land use – land cover changes due to urbanization on surface microclimate and hydrology: a satellite perspective. *Global and planetary change* 25, 49-65.
- Carter, T.R. (toim.) (2007). Suomen kyky sopeutua ilmastonmuutokseen: FINADAPT. Yhteenveto päättäjille. 76 s. Suomen ympäristö 1/2007. *Suomen ympäristökeskus*, Helsinki

- Carter, T.R., K. Jylhä, A. Perrels, S. Fonzek & S. Kankaanpää (2005). FINADAPT scenarios for the 21st century: alternative futures for considering adaptation to climate change in Finland. 42 s. FINADAPT working paper 2. *Finnish environmental institute mimeographs*. Helsinki.
- Carter, T.L., Rasmussen, T.C. (2006). Hydrologic behavior of vegetated roofs. *Journal of American Water Resources Association* 42: 5, 1261–1274.
- Carsten, S. & G. Matrisch (2000). A systemic approach on rising complexities in urban environments. Teoksessa Sucharov, L. & C.A. Brebbia (2000). *Urban transport VI. Urban transport and the environment for the 21st century*. s. 135-143 WITPress, Boston.
- CEN-EN 752 (2008). Drain and sewer systems outside buildings. 111 s. European committee of standardization.
- Chandler, T.J (1965). *The climate of London*. 289 s. Hutchinson & Co, Lontoo.
- Chang, H.J. (2007). Comparative streamflow characteristics in urbanizing basins in the Portland Metropolitan Area, Oregon, USA. *Hydrological Processes* 21, 211-222.
- Chang, H. (2008). Spatial analysis of water quality trends in the Han river basin, South Korea. *Water research* 42, 3285-3304.
- Chapman, D (toim.) (1996). *Water quality assessment – a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2nd ed. 609 s. Great Britain university press, Cambridge.
- Charlson, R.J, S.E. Schwartz, J.M. Hales, R.D. Cess, J.A. Coakley Jr., J.E. Hansen & D.J. Hoffmann (1992). Climate forcing by anthropogenic aerosols. *Science* 255, 423-430.
- Cheng, S., R. Wang (2002). An approach for evaluating the hydrological effects of urbanization and its application. *Hydrological processes* 16:7, 1403-1418
- Choi, K-s & J.E. Ball (2002). Parameter estimation for urban runoff modelling. *Urban water* 4, 31-41.
- Christensen, J.H. & O.B. Christensen (2007). A summary of the PRUDENCE model projections of changes in European climate by the end of this century. *Climatic change* 81, 7-30.
- Cohen, S. J. (2007). Adaptation to the impacts of climate change in the water sector. Teoksessa Heinen, M. (toim.) (2007). *Proceeding of the third international conference on climate and water*. s.101-102. Suomen ympäristökeskus
- Colding, J. (2007). Ecological land-use complementation for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and urban planning* 81, 46-55
- Conway, T.M. (2007). Impervious surface as an indicator of pH and specific conductance in the urbanizing coastal zone of New Jersey, USA. *Journal of environmental management* 85, 308-316.
- Corell, R.W. (2006). Challenges of climate change: an arctic perspective. *A journal of the human environment* 34:4, 148-152

- Coulter, C.B., R.K. Kolka & J.A. Thompson (2004). Water quality in agricultural, urban and mixed land use watersheds. *Journal of the American water resources association* 40:6, 1593-1601.
- Coutts, A., J. Beringer & N. Tapper (2010). Changing urban climate and CO₂ emissions: implications for the development of policies for sustainable cities. *Urban policy and research* 28:1, 27-47
- de la Cretaz, A. & P.K. Barten (2007). *Land use effects on stream flow and water quality in the North-eastern United States*. 344 s. CRC Press.
- Crowney, T. J. (2000). Causes of climate change over the past 1000 years. *Science* 289, 270-277.
- Dagvattenstrategi för Stockholms stad (2002). Antagen av kommunfullmäktige den 7 oktober 2002, uppdaterad april 2005. 27 s. Stockholms stad.
- Das, B., R. Nordin & A. Mazumber (2009). Watershed land use as a determinant of metal concentrations in freshwater systems. *Environmental geochemistry and health* 31, 595-607.
- Davies, P. H. (1995). Factors controlling nonpoint source impacts. Teoksessa Herricks, E.E. (toim.) (1995). *Stormwater runoff and receiving systems. Impact, monitoring, and assessment*. 458 s. CRC Press inc.
- Davis, A.P., M. Shokouhian & S. Ni (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44, 997-1009.
- Davis, B. & G. Birch (2010). Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves. *Environmental pollution* 158, 2541-2545.
- Dechesne, M., S. Barraud & J-P Bardin (2004). Spatial distribution of pollution in an urban stormwater infiltration basin. *Journal of contaminant hydrology* 72, 189-205.
- Delpla, I., A-V. Jung, M.Clement & O.Thomas (2009). Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environmental international* 35, 1225-1233.
- Delworth, T., S. Manabe, & R.J. Stouffer (1993). Interdecadal variations of the thermohaline circulation in a coupled ocean-atmosphere model. *Journal of Climate*, 6, 1993-2011
- Denault, C., R.G. Millar & B.J. Lence (2006). Assessment of possible impacts of climate change in an urban catchment. *Journal of the American water resources association* 42:3, 685-697
- Dingman, S. L. (2002). *Physical hydrology*. 2nd ed. 646 s. Prentice Hall Inc.
- Donigian, A.S. jr & W.C. Huber (1991). *Modeling of nonpoint source water quality in urban and non-urban areas*. 94 s. U.S. Environmental protection agency.
- Drever, J.I. (1997). *The geochemistry of natural waters. Surface and groundwater environments*. 3rd ed. 436 s. Prentice Hall inc.

- Dunnet N, Nagase A, Booth R, Grime P (2008) Influence of vegetation composition on runoff in twosimulated green roof experiments. *Urban Ecosystems* 11:385–398
- Eagleson, P. (1970). *Dynamic hydrology*. 462 s. McQraw-Hill inc.
- Eckersten, H., K. Blombäck, T. Kätterer & P. Nyman (2001). Modelling C, N, water and heat dynamics in winter wheat under climate change in southern Sweden. *Agriculture, ecosystems & environment* 86, 221-235.
- Eckley, C.S. & B. Branfireun (2009). Simulated rain events on an urban roadway to understand the dynamics of mercury mobilization in stormwater runoff. *Water research* 43, 3635-3646.
- Edenhofer, O., R.P. Madruga, Y. Sokona (toim.) (2012). *Renewable resources and climate change mitigation. Special report of the intergovernmental panel on climate change*.
- Ekholm, M. (1993). Suomen vesistöalueet. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A126*. Vesi- ja ympäristöhallitus.
- Ellis, B., B. Chocat, S. Fujita, W. Rauch & J. Marsalek (2004). *Urban drainage. A multilingual glossary*. 512 s. IWA Publishing, Lontoo.
- Enckell, E., H. Airola, R. Tornivaara-Ruikka, L. Villa & R. Salasto (toim.) (2002). Ympäristön tla muuttuu. Uudenmaan ympäristökeskuksen seurantaraportti. 96 s. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 269.
- Espoon hulevesiohjelma (2011). 36 s. Espoon kaupunki.
- Ferguson, B. K. (1998). *Introduction to stormwater – concept, purpose and design*. 255 s. John Wiley & Sons, Inc.
- Finkenbine, J.K., J.W. Atwater, D.S. Mavinic (2000). Stream health after urbanization. *Journal of the American water resources association* 36:5, 1149- 1160.
- Foley, J.A., R. DeFries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, M.T. Coe, G.C. Daily, H.K. Gibbs, J.H. Helkowski, T. Holloway, E.A. Howard, C.J. Kucharik, C. Monfreda, J.A. Patz, I.C. Prentice, N. Ramankutty & P.K. Snyder (2005). Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574
- Ford, J.D. & B. Smit (2004). A framework for assessing the vulnerability of communities in the Canadian Arctic to risks associated with climate change. *Arctic* 57:4, 389-400
- Foster, I.D.L. & S.M. Charlesworth (1996). Heavy metals in the hydrological cycle: trends and explanation. *Hydrological processes* 10:2, 227-261.
- Fraktman, L. (2001). *Lumenkaadon vaikutus maaperän haitta-ainepitoisuuksiin*. 16 s. Moniste 11/2001. Helsingin kaupungin ympäristökeskus.
- Fresenius, W., K.E. Quentin & W. Schneider (toim.) (1988). *Water analysis. A practical guide to phys-ic-chemical, chemical and microbiological water examination and quality assurance*. 804 s. Springer-Verlag.

- Frederick, K.D. & D.C. Major (1997). Climate change and water resources. *Climatic change* 37, 7-23
- Fuller, R.A. & K.N. Irvine (2010). Interactions between people and nature in urban environments. Teoksessa Gaston, K.J. (toim.) (2010). *Urban ecology*, 134-171. Cambridge university press.
- Gaston, K.J. (2010). Urbanisation. Teoksessa Gaston, K.J. (toim.) (2010). *Urban ecology*, 10-34. Cambridge university press.
- Gilbert, J.K. & J.C. Clausen (2006). Stormwater runoff quality and quantity from asphalt, paver, and crushed stone driveways in Connecticut. *Water research* 40, 826-832.
- Gimmi, U., T. Wohlgemuth, A. Rigling, C.W. Hoffmann & M. Bürgi (2010). Land-use and climate change effects in forest compositional trajectories in a dry Central-Alpine valley. *Annals of forest science* 67:701
- Gnecco, I., C. Berretta, L.G. Lanza & P. La Barbera (2005). Stormwater pollution in the urban environment of Genoa, Italy. *Atmospheric research* 77, 60-73.
- Goonetilleke, A., E. Thomas, S. Ginn & D. Gilbert (2005). Understanding the role of land use in urban stormwater quality management. *Journal of environmental management* 74, 31-42.
- Gordon, N.D., T.A. McMahon, B.L. Finlayson, C.J. Gippel & R.J. Nathan (2006). Stream hydrology. An introduction for ecologists. 2nd ed. 429 s. John Wiley & sons inc.
- Granlund, K., K. Rankinen, I. Huttunen & A. Lepistö (2007). Effect of climate change on the flow regime and snow conditions in a small agricultural study catchment. Teoksessa Heinonen, M. (toim.) (2007). *Proceeding of the third international conference on climate and water*. s. 140-145. Suomen ympäristökeskus
- Gregory, K.J. & D.E. Walling (1973). *Drainage basin form and process*. 456 s. Wiley inc.
- Groffman, P.M., N.L. Law, K.T. Belt, L.E. Band & G.T. Fisher (2004). Nitrogen fluxes and retention in urban watershed ecosystems. *Ecosystems* 7, 393-403.
- de Groot, R. S., Wilson M., A. & Boumans, R. M. J. 2002: A Typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. – *Ecological Economics* 41(3): 393–408.
- Göbel, P., C. Dierkes & W.G. Coldewey (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of contaminant hydrology* 91, 26-42.
- Ha, H. & M.K. Stenstrom (2003). Identification of land use with water quality data in stormwater using a neural network. *Water research* 37, 4222-4230
- Haila, Y., A. Joutsiniemi, M. Kervinen & S. Lodenius (2010). Östersundomin osayleiskaavan kaupunkiekologinen ohjelma. 86 s. *Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä* 2010: 3. Helsingin kaupunki.
- Hall, M.J. & J.B. Ellis (1985). Water quality problems of urban areas. *Geojournal* 11:3, 265-275.

- Hallberg, M. (2007). Treatment conditions for the removal of contaminants from road runoff. 35 s. Väitöskirja. Architecture and the built environment, KTH Royal institute of technology, Tukholma
- Hatt, B.E., T. D. Fletcher, C.J. Walsh & S. L. Taylor (2004). The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental management* 34:1, 112-124.
- Hamilo, M. & L. Niinistö (toim.) (2007). *Alkuaineet*. Gummerus.
- Hegerl GC, Zwiers FW, Braconnot P, Gillett NP, Luo Y, Marengo Orsini JA, Nicholls N, Penner JE, Stott PA (2007) Understanding and attributing climate change. Teoksessa Solomon S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller (toim.) (2007). *Climate change 2007: the physical science basis*, 663-745. Cambridge University Press, Lontoo.
- van der Heijden, R., E. Molin & D. Bos (2000). Parking at a distance.: option for reducing traffic and parking pressure in urban areas? Teoksessa Sucharov, L. & C.A. Brebbia (2000). *Urban transport VI. Urban transport and the environment for the 21 st century*. s. 145-155. WIT Press, Boston.
- Heikkilä, P. & H. Reijola & O. Ruth & T. Vaahtojärvi & J. Virkkanen (2009). Geotieteiden ja maantieteiden laitoksen geokemian laboratorion toimintakäsikirja. 20.1.2012
<http://www.helsinki.fi/maantiede/pdf/toimintakasikirja_labrat.pdf>
- Heikkinen, O. & M. Tikkanen (1979). Valuma-alue toiminnallisena alueyksikkönä. *Terra* 91.1. 2-14.
- Hellmann, H. (1987). *Analysis of surface waters*. 275 s. Ellis Horwood Ltd. England.
- Helmreich, B., R. Hilliges, A. Schriewer & H. Horn (2010). Runoff pollutants of a highly trafficked urban road – correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere* 80, 991-997
- Helsingin kaupungin Rakennusvirasto (2007). Helsingin pienvesiohjelma. 168 s. *Helsingin kaupungin Rakennusviraston julkaisuja* 2007:3.
- Helsingin kaupunki (2010a). Helsingin kaupungin tulvastrategia. 35s. *Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä* 2010:1. Helsingin kaupunki
- Helsingin kaupunki (2010b). *Katupölyn haittojen vähentäminen kiinteistönhoidossa*. 4 s. Helsingin kaupunki, Ympäristökeskus.
- Helsingin kaupunki (2010c). *Rakennustyömaiden pölyhaittojen vähentäminen*. 4 s. Helsingin kaupunki, Ympäristökeskus.
- Helsingin kaupungin Rakennusvirasto (2011). *Kadunpito. Kehittäminen ja koordinointi. Loppuraportti*. 56 s. Helsingin kaupunki.
- Helsingin kaupungin ympäristökeskus (2009). Liikenteen nykytila ja tulevaisuus Helsingissä 8 s. *Helsingin ympäristön tila: teemakatsaus* 2/2009. Helsingin kaupunki, Ympäristökeskus.

- Helsingin kaupungin ympäristökeskus (2011). Millaista vettä Helsingin puroissa virtaa? *Helsingin ympäristö tila*: teemakatsaus 1/2011.
- Helsingin purojen valuma-alueiden ja virtaamien karttatarkastelu (1993). Julkaisematon raportti ja kartat. Helsingin kaupungin ympäristökeskus & Insinööritoimisto Paavo Ristola Oy.
- Herricks, E. E. (toim.) (1995). *Stormwater runoff and the receiving systems*. 458 s. CRC Press.
- Herrington, P. (1996). *Climate change and the demand for water*. 164 s.
- Ho L., J. & K. W. Bang (2000). Characterization of urban stormwater runoff. *Water research* 34:6, 1773-1780.
- Holman-Dodds, J.K., A.A. Bradley & K.W. Potter (2003). Evaluation of hydrologic benefits of infiltration based urban storm water management. *Journal of the American water resources association* 39:1, 205-215.
- Housecroft, C.E. & A.G. Sharpe (2001). *Inorganic chemistry*. 808 s. Pearson education limited, Harlow.
- Hovmand, M.F., K.Kemp, J.Kystol, I.Johnsen, T.Riis-Nielsen & J.M. Pacyna (2008). Atmospheric heavy metal deposition accumulated in rural forest soils of southern Scandinavia. *Environmental pollution* 155, 537-541
- HSY (2012). HSY:n vuoden 2011 ilmanlaadun mittaustulokset 14.4.2012 <<http://www.hsy.fi/seututieto/ilmanlaatu/asetatpks/aiemmatsiirrettavat/Sivut/2011.aspx>>
- Hyvärinen, V. (1986). Vesitase. Teoksessa *Suomen kartasto 132. Vedet*. Maanmittaushallitus
- Ilmatieteenlaitos (2012a). Pitkät aikasarjat Helsinki, Jyväskylä, Sodankylä. Excel-aineisto. Hanna Tietäväinen.
- Ilmatieteenlaitos (2012b). Ilmastollinen vertailukausi 1981-2010. 28.7.2012. <<http://ilmatieteenlaitos.fi/ilmastollinen-vertailukausi-1981-2010>>
- IPCC (2007). *Climate change 2007, synthesis report*. 73 s. IPCC, Geneve.
- Jacob, J.S. & R. Lopez (2009). Is denser greener? An evaluation of higher density development as an urban stormwater-quality best management practice? *Journal of the American water resources association* 45:3, 687-701
- Jalava, H. (1987). *Helsingin purot*. Helsingin kaupungin ympäristönsuojelulautakunta 5/1987. 97 s. Helsingin kaupunginkanslia, ympäristönsuojelutoimisto.
- Jartun, M. & A. Pettersen (2010). Contaminants in urban runoff to Norwegian fjords. *Journal of soils and sediments* 10, 155-161
- Jóhannesson, T., T. Jónsson, E. Källén & E. Kaas (1995). Climate change scenarios for the Nordic countries. *Climate research* 5, 181-195.
- Jóhannesson, L.T., R.L. Stevens & K. Eriksson (2003). The influence of an urban stream on sediment geochemistry in Göteborg harbor, Sweden. *Environmental geology* 43,434-444

- Johnson, S.L. & H.G. Stefan (2006). Indicators of climate warming in Minnesota: lake ice covers and snowmelt runoff. *Climatic change* 75, 421-453.
- Jones, P. & N. Macdonald (2007). Making space for unruly water: sustainable drainage systems and the disciplininf of surface runoff. *Geoforum* 38, 534-544
- Jonsson, C.E. (2009). Holocene climate and atmospheric circulation changes in the northern Fennoscandia. Interpretations from lacustrine oxygen isotope records. 30 s. Väitöskirja. Stockholm University, Department of physical geography and quaternary geology.
- Jónsdóttir, J. F. (2007). Water resources in Iceland. Impacts of climate variability and climate change. 148 s. Väitöskirja. Lund University, Department of water resources engineering.
- Jokela, H. (2008). Maanteiden huleveden laatu. Kirjallisuusselvitys. 48 s. *Tiehallinnon sisäisiä julkaisuja* 81/2008.
- Joshi, U.M. & R. Balasubramanian (2010). Characteristics and environmental mobility of trace elements in urban runoff. *Chemosphere* 80, 310-318
- Jutila, H. (2009). Hämeenlinnan kaupungin hulevesistrategia. 45 s. *Hämeenlinnan ympäristöjulkaisuja* 1.
- Kajander, J. (1986). *Hydrologia Suomessa ennen teollista vallankumousta*. 233 s. Tiedotus 270. Vesihallitus, Helsinki.
- Kalnay, E. & M. Cai (2003). Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature* 423, 528-531
- Kannel, P. R., S. Lee, Y.S. Lee, S.R. Kanel & S.P.Khan (2007). Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment. *Environmental Monitoring and Assessment* 132, 93–110.
- Karlsson, M. (toim. (2011). *Vägdagvatten – Råd och rekommendationer för val av miljöåtgärd*. 32 s. Trafikverket, Ruotsi.
- Karvinen, V.-J. (2010). Hulevesien laatu eräillä kaupunkivaluma-alueilla Helsingissä. 70 s. Julkaisematon pro gradu –tutkielma, Helsingin yliopiston ympäristötieteiden laitos.
- Kauppi, L. (2008). Esipuhe. teoksessa Kuusisto, E. (toim.) (2008). *Veden kierto. Hydrologinen palvelu Suomessa 1908-2008*. 183 s. Suomen ympäristökeskus.
- Kaupunkisuunnitteluvirasto (2012). Liikennemäärät Helsingin pääkatuverkossa. 5 s. 14.4.2012 <<http://www.hel2.fi/ksv/Aineistot/Liikennesuunnittelu/Liikennetutkimus/Liikennemaarat.pdf>>
- Klotz, S. & I. Kühn (2010). Urbanisation and alien invasion. Teoksessa Gaston, K.J. (toim.) (2010). *Urban ecology*, 120-133. Cambridge university press.

- Kellomäki, S., Väisänen, H., (1996). Model computations on the effect of rising temperature on soil moisture and water availability in forest ecosystems dominated by scots pine in the boreal zone in Finland. *Climatic Change* 32, 423–445.
- Koho, Elsi (2008). Helsingin purojen valuma-alueet – tarkastelussa maaperä, maankäyttö ja väestö. 91 s. Pro gradu-tutkielma. Helsingin yliopiston maantieteen laitos.
- Kokkonen, T., A.J. Jakeman, H. Koivusalo & J.P. Norton (toim.) (2011). *Computational methods for water resource assessments*. 96 s. International modelling and software society.
- Korhola, A., K. Vasko, H.T.T. Toivonen & H. Olander (2002). Holocene temperature changes in northern Fennoscandia reconstructed from chironomids using Bayesian modeling. *Quaternary science reviews* 21, 1841-1860.
- Kotola, J. & J. Nurminen (2003a). Kaupunkialueiden hydrologia – valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetuilla alueilla. Osa 1: kirjallisuustutkimus. 92 s. *Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja 7*.
- Kotola, J. & J. Nurminen (2003b). Kaupunkialueiden hydrologia – valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetuilla alueilla. Osa 2: koealue-tutkimus. 203 s. *Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja 8*.
- Kremen, C. & Ostfeld, R. S. 2005: A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(10): 540-548.
- Kreuger J. & E. Nilsson (2001). Catchment scale risk-mitigation experiences- key issues for reducing pesticide transport to surface waters. *Pesticide Behaviour in Soil and Water* 78:319–324
- Kump, L.R. (2002). Reducing uncertainty about carbon dioxide as a climate driver. *Nature* 419, 188-190.
- Kupiainen, K. & L. Pirjola (2011). Vehicle non-exhaust emissions from the tyre-road interface – effect of stud properties, traction sanding and resuspension. *Atmospheric environment* 45, 4141-4146.
- Kuusisto, E (1986). Vesistöt. Teoksessa *Suomen kartasto 132. Vedet*. Maanmittaushallitus
- Kuusisto P. (2002). Kaupunkirakentamisen vaikutus pieniin valuma-alueisiin ja vesistöihin Suomessa. 69 s. *Helsingin yliopiston maantieteen laitoksen julkaisuja B 48*.
- Kuusisto-Hjort, P. (2009). Controls on trace metals in urban stream sediments: implications for pollution monitoring using sediment chemistry data. 137 s. Väitöskirja. Helsingin yliopiston Maantieteenlaitos, Helsinki
- Laakkonen, S. (2001). *Vesiensuojelun synty. Helsingin ja sen merialueen ympäristöhistoriaa 1878-1928*. 309 s. Gaudeamus, Helsinki
- Lahdensivu, J. (2010). Julkisivujen ja parvekkeiden kestävyys muuttuvassa ilmastossa. 64 s. *Suomen ympäristö 17/2010*. Ympäristöministeriö.

- Lahermo, P., P. Väänänen, T. Tarvainen & R. Salminen (1996). *Suomen geokemian atlas. Osa 3: Ympäristögeokemia – purovedet ja -sedimentit*. 149 s. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Lazaro, T.R. (1990). *Urban hydrology. A multidisciplinary perspective* – revised ed. 241 s. Technomic publishing company.
- Lahti, P. & P. Moilanen (2010). Kaupunkiseutujen yhdyskuntarakenne ja kasvihuonekaasupäästöt. Kehitysvertailuja 2005-2050. 87 s. *Suomen ympäristö 12/2010*. Ympäristöministeriö.
- Lean, J., J. Beer & R. Bradley (1995). Reconstruction of solar irradiance since 1610: Implications for climate change. *Geophysical research letter* 22, 3195-3198.
- Lee, G.F. & A. Jones-Lee (1999). Evaluation of surface water quality impacts of hazardous chemical sites. *Remediation journal* 9:2, 87-113
- Lijklema, L. & R.H. Aalderink (1995). Analysis of effects and management of urban runoff. Teoksessa Herricks, E. E. (1995). *Stormwater runoff and receiving systems. Impact, monitoring and assessment*. s. 41- 52. CRC Press inc. USA
- Lindström, M. (2001). Urban land use influences on heavy metal fluxes and surface sediment concentrations of small lakes. *Water, air and soil pollution* 126, 363-383
- Lindström, M. & L. Håkanson (2001). A model to calculate heavy metal load to lakes dominated by urban runoff and diffuse inflow. *Ecological modelling* 137, 1-21
- Livingston, E.H. & E. McCannon (1992). *Stormwater management. A guide for Floridians*. 72 s. U.S. Environmental protection agency.
- Lockwood, M. & R. Stamper (1999). Long-term drift of the coronal source magnetic flux and the total solar irradiance. *Geophysical research letters* 26, 2461-2464.
- Louekari, K., Saarikoski, H. & Joki-Kokko, E. 1991. Kadmium ympäristössä. *Vesi- ja Ympäristöhallinnon Julkaisuja Sarja A*.
- Lundberg, P. (2011). Elinympäristöjen monimuotoisuus ja pirstoutuneisuus kaupungistumisasteeltaan erilaisilla valuma-alueilla Helsingissä ja Lahdessa. 35 s. Sivuaineen pro gradu –tutkielma, Helsingin yliopiston ympäristötieteiden laitos.
- MAL-neuvottelukunta (2008). *Helsingin seudun maankäytön, asumisen ja liikenteen toteutusohjelma 2017*. 40 s.
- Mallin, M.A., V.L. Johnson & S.H. Ensign (2009). Comparative impacts of stormwater runoff on water quality of an urban, a suburban, and a rural stream. *Environmental monitoring and assessment* 15, 475-491
- Malmaeus, J.M.; Blenckner, T.; Markensten, H.; Persson, I. > (2006) Lake phosphorus dynamics and climate warming: A mechanistic model approach. *Ecological modelling* 190, 1-14
- Malmqvist, B. & S. Rundle (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental conservation* 29:2, 134-153.

- Manahan, S.E. (2005). *Environmental chemistry*. 8th ed. 816 s. CRC Press Inc.
- Matero, J., Saastamoinen, O. & Kouki, J. 2003: Metsien tuottamat ekosysteemipalvelut ja niiden arvottaminen. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2003: 355–384.
- McDonnell, M. J. & Pickett, S. T. A. 1990: Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: An unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71: 1232–1237.
- MEA (2005). *Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being*. 86 s. Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.
- Meierdiercks, K.L., J.A. Smith, M.L. Baeck & A.J. Miller (2010). Analyses of urban drainage network structure and its impact on hydrologic response. *Journal of American water resources association* 46:5, 932-943
- Melanen, M. (1980). *Taajamien hule- ja sulamisvedet. I osa. Laadun tarkastelu*. 138 s. Vesihallitus.
- Melanen, M. (1981). Quality of runoff water in urban areas. Teoksessa Vesihallitus (1981). *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 42, 123-188.
- Melanen, M. & R. Laukkanen (1981). Quantity of storm runoff water in urban areas. Teoksessa Vesihallitus (1981). *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 42, 3-39
- Melanen, M., A. Jaakkola, M. Melkas, M. Ahtiainen & J. Matinvesi (1985). Leaching resulting from land application of sewage sludge and slurry. 124 s. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 61. Vesihallitus.
- Melanen, M., M. Ekqvist, A.B. Mukherjee, L. Aunela-Tapola, M. Verta & T. Salmikangas (1999). Raskasmetallipäästöt ilmaan Suomessa 1990-luvulla. 92 s. Suomen ympäristö 329.
- Metcalf, S. & D. Derwent (2005). *Atmospheric pollution and environmental change*. 208 s. Hodder education publishers.
- Miller, C. & D.L. Urban (1999). Forest pattern, fire, and climatic change in the Sierra Nevada. *Ecosystems* 2, 76-87.
- Minville, M., F. Brissette & R. Leconte (2008). Uncertainty of the impact of climate change on the hydrology of a nordic watershed. *Journal of hydrology* 358, 70-83.
- MML (2011a). Peruskartta 1:20 000. Paikkatietoaineisto PaITuli. Maanmittauslaitos. 18.1.2012. <<https://sui.csc.fi/applications/paituli/infra.html>>
- MML (2011b). SLICES-maankäyttö. Paikkatietoaineisto. PaITuli. Maanmittauslaitos. 18.1.2012 <<https://sui.csc.fi/applications/paituli/infra.html>>
- Moore, J.W. & E.A. Moore (1976). *Environmental chemistry*. 500 s. Academic press inc.
- Moser, K.A., A. Korhola, J. Weckström, T. Blom, R. Pienitz, J.P. Smol, M.S.V. Douglas & M.B. Hay (2000). Paleohydrology inferred from diatoms in northern latitude regions. *Journal of paleolimnology* 24, 93-107.
- Mustonen, S. (toim.) (1986). *Sovellettu hydrologia*. 503 s. Vesiyhdistys ry. Helsinki

- Mustonen, S.E. (1971). *Alivaluman vaihteluista pienillä alueilla*. 64 s. Vesihallitus.
- Mäkinen, H. (2005). Vesienhoidon hallinta Suomessa. Vesipolitiikan puitedirektiivin toimeenpano vuorovaikutteisen suunnittelun näkökulmasta. 122s. *Helsingin yliopiston Maantieteen laitoksen julkaisu* B51. Helsingin yliopisto.
- Naskali, A., Hiedanpää, J. & Suvantola, L. 2006: Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksenä – *Suomen ympäristö* 48/2006. Ympäristöministerio, Helsinki. 142 s.
- Niemelä, J. (1999). Ecology and urban planning. *Biodiversity and conservation* 8, 119-131.
- Niemelä, J., I.Helle & J.Jormola (2004). Purovesistöjen merkitys kaupunkiluonnon monimuotoisuudelle. Loppuraportti. 16 s. *Suomen ympäristö* 724. Suomen ympäristökeskus, Helsinki
- Niemi, J. & P. Heinonen (toim.) (2003). Ympäristön seuranta Suomessa 2003-2005. *Suomen ympäristö* 616. 176 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Niemi, J. (toim.) (2009). Ympäristön tilan seuranta Suomessa 2009-2012. 152 s. *Suomen ympäristö* 11/2009. Suomen ympäristökeskus, Helsinki
- Nilsson, C., J. E. Pizzuto, G. E. Moglen, M. A. Palmer, E. H. Stanley, N. E. Bockstael & L. C. Thompson (2003). Ecological forecasting and the urbanization of stream ecosystems: challenges for economists, hydrologists, geomorphologists, and ecologists. *Ecosystems* 6, 659-674.
- Nordeidet, B., T. Nordeidet, S.O. Åstebøl, T. Hvitved-Jacobsen (2004). Prioritising and planning of urban stormwater treatment in the Alna watercourse in Oslo. *Science of the total environment* 334-335, 231-238
- Norman, M. & C. Johansson (2006). Studies of some measures to reduce road dust emissions from paved roads in Scandinavia. *Atmospheric environment* 40: 6154-6164.
- Novotny, V. (toim.) (1995). *Nonpoint pollution and urban stormwater management*. 434 s. Technomic publishing company, Pennsylvania.
- Nurmi, P. (2001). Sadevesiviemäreiden vedenlaatu. Helsingin kaupungin ympäristökeskus, moniste. 22 s. Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Helsinki.
- Nurmi, P. (2010). Helsingin hulevesistrategian nykytila. 13.11.2010 <http://www.mv.helsinki.fi/home/jmkulomp/valtweb//materials/VACCIA_tp6/VACCIAtp6_Hule_strategia.pdf>
- Nurmi, P., T. Heinonen, M. Jylhänlehto, J. Kilpinen & R. Nyberg (2008). Helsingin kaupungin hulevesistrategia. *Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisut* 2008:9. 61 s.
- Närhi, M-A (2011). Näsiñoja-Tuomarinkylänojan ja Longinojan valuma-alueen ja uoman kartoitus. 19.12.2012 <<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=114586&lan=fi>>
- O'Callaghan, J.F. & D.M. Mark (1984). The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer division, graphics, and image processing* 28:3, 323-344.
- OECD (2004) *Handbook of Market Creation for Biodiversity: Issues in Implementation*. – OECD, Paris. 181 s.

- Olvik, G. J. Nimfedlt (2001). *Dagvattenbelastning på sjöar och vattendrag i förhållande till andra föroreningskällor*. 43 s. Vägverket 2001: 114.
- Pakarinen, T. (1993). Kaupunkimaiset asuin ympäristöt. *Teoksessa Alalammi, Pentti (toim.): Maisemat ja asuin ympäristöt*, 133-174. Maanmittaus hallitus ja Suomen maantieteellinen seura, Helsinki
- Panu, J. (1998). Maisemarakenteen ja taajamarakenteen yhteensovittaminen. 79 s. *Suomen Ympäristö* 264. Suomen ympäristökeskus, Helsinki
- Parmesan, C. & G. Yohe (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421, 37-42.
- Peel, M.C., B.L. Finlayson & T.A.McMahon (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences* 11, 1633-1644.
- Peltola-Thies, J. (2005). Rakennetun ympäristön aiheuttama vesistökuormitus. Teoksessa Vakkilainen, P., J. Kotola & J. Nurminen (2005). Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta. *Suomen ympäristö* 776, s.32-44. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Pielke, R.A. (2005). Land use and climate change. *Atmospheric science* 310, 1625-1626
- Pietiläinen, O-P. (2008). Yhdyskuntien typpikuormitus ja pintavesien tila. 71 s. *Suomen ympäristö* 46/2008. Suomen ympäristökeskus.
- Piispanen, R. (1997). Hydrogeokemia. Osa 2. *Scripta geochimica fennica* C 4. 326 s. Suomen geokemiallinen seura ry., Oulu.
- Quilbé, R., A.N. Rousseau, J.-S. Moquet, S. Savary, S. Ricard & M.S. Garbouj (2007). Hydrological responses of a watershed to historical land use evolution and future land use scenarios under climate change conditions. *Hydrology and earth system sciences discussions* 4, 1337-1367.
- Rahikainen, E. (2001). Kuohuva vuosisata - Vantaanjoki ja Helsingin vedenotto. Teoksessa Laakkonen, S., S. Laurila, P. Kansanen, H. Schulman (toim.) (2001). *Näkökulmia Helsingin ympäristöhistoriaan. Kaupunki ja sen ympäristö 1800- ja 1900-luvulla*. s. 206-225. Edita, Helsinki
- Reimann, C. & P. de Caritat (1998). Chemical elements in the environment. 397 s. Springer.
- Risco, N. & K. Pellikka (2002). Piilevyhteistö Helsingin purojen veden laadun kuvaajana. 32 s. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 6/2002.
- Rosenberg, E.A., P.W. Keys, D.B. Booth, D. Hartley, J.Burkey, A.C. Steinemann & D.P. Lettenmaier (2010). Precipitation extremes and the impacts of climate change on stormwater infrastructure in Washington State. *Climatic change* 102, 319-349
- Ruosteenoja, K. K. Jylhä & H. tuomenvirta (2005). *Climate scenarios for FINADAPT studies of climate change adaptation*. 32 s. FINADAPT working paper 15. Finnish environmental institute mimeographs. Helsinki

- Ruosteenoja, K., J. Räisänen & P. Pirinen (2011). Projected changes in thermal seasons and the growing season in Finland. *International journal of climatology* 31, 1473-1487.
- Rutgersson, A., A. Omstedt & J. Räisänen (2002). Net precipitation over the Baltic Sea during present and future climate conditions. *Climate research* 22, 27-39.
- Ruth, O. (2004). Kaupunkipurojen hydrogeografia kolmen esimerkkivaluma-alueen kuvastamana Helsingissä. 139 s. *Helsingin yliopiston maantieteen laitoksen julkaisuja* B 50.
- Ruth, O. & M. Tikkanen (2001). Purojen Helsinki - virtaava vesi kaupungin kahleissa. In Laakkonen, Simo, Sari Laurila, Pekka Kansanen & Harry Schulman (eds.): *Näkökulmia Helsingin ympäristöhistoriaan. Kaupungin ja ympäristön muutos 1800- ja 1900-luvuilla*, 164-179. Helsingin kaupungin tietokeskus & Edita, Helsinki.
- Ruth, O. & M. Tikkanen (2007). Kaupungistumisen vaikutus Helsingin Kumpulanpuroon ja sen valuma-alueeseen. *Terra* 119:1, 93-106
- Räisänen, J. (2007). How reliable are climate models? *Tellus* 59A, 2-29.
- Räisänen, J. & L. Ruokolainen (2008). Estimating present climate in a warming world: a model-based approach. *Climate dynamics* 31, 573-585
- Saarela, S.-R. & T. Söderman (2008). Ekologisesti kestävät kaupunkiseudut ja niiden ekosysteemipalvelut. 44s. *Suomen ympäristökeskuksen raportteja* 33.
- Sala, O.E., F.S. Chapin III, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L.F. Huenneke, R.B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D.M. Lodge, H.A. Mooney, M. Oesteheld, N.L. Poff, M.T. Sykes, B.H. Walker, M. Walker & D.H. Wall (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.
- Salla, A. (1999). Maaperän haitta-aineiden taustapitoisuudet Helsingissä. Eräiden alkuaineiden ja orgaanisten yhdisteryhmien luontaisten ja ilmaperäisten pitoisuuksien summat Helsingin maaperän pintakerroksissa. 25 s. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 15/1999.
- Salla, A. (2009). Maaperän haitta-aineiden taustapitoisuudet sekä pitoisuudet puistoissa ja kerrostalojen pihoilla Helsingissä. 23 s. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 3/2009, Helsinki
- Salla, A., P. Nurmi & M. Riipinen (2012). Lumen läjityksen ympäristövaikutukset Helsingissä. 67 s. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 3/2012.
- Sarvilinna, A., T. Hjerppe, M. Arola, L. Hämäläinen & J. Jormola (2012). *Kaupunkipuron kunnostaminen*. 76 s. Ympäristöopas 2012. Suomen ympäristökeskus.
- Schmitt, T.G., M. Thomas & N. Etrich (2004). Analysis and modeling of flooding in urban drainage systems *Journal of hydrology* 299, 300-311 (2)

- Schueler, Tom. 1995. Site Planning for Urban Stream Protection. *Environmental Land Planning Document Series*. Metropolitan Washington Council of Governments, Center for Watershed Protection. 232 s.
- Schulman, H. (2001). Helsingin kasvu suurkaupungiksi. Teoksessa Laakkonen, S., S. Laurila, P. Kansanen & H. Schulman (2001). *Näkökulmia Helsingin ympäristöhistoriaan. Kaupungin ja ympäristön muutos 1800- ja 1900-luvuilla*. 274 s. Edita
- Sejersen, F. (2010). Urbanization, landscape appropriation and climate change in Greenland. *Acta borealia* 27:2, 168-188
- Semadeni-Davies, A. (2006). Winter performance of an urban stormwater pond in southern Sweden. *Hydrological processes* 20, 165-182
- Semadeni-Davies, A., C.Hernebring, G. Svensson & L.-G. Gustafsson (2008a). The impacts of climate change and urbanization on drainage in Helsingborg, Sweden: combined sewer system. *Journal of hydrology* 350, 100-113
- Semadeni-Davies, A., C.Hernebring, G. Svensson & L.-G. Gustafsson (2008b). The impacts of climate change and urbanization on drainage in Helsingborg, Sweden: suburban stormwater. *Journal on hydrology* 350, 114-125
- Setälä, H., J. Niemelä, H.A. Loikkanen, M. Kortteinen, M. Vaattovaara, V. Yli-Pelkonen, K. Kurunmäki, H. Ristisuo, O. Ruth, M. Valtanen & N. Sillanpää (2010). *First year data collected and documented*. 30 s. Vulnerability assessment of ecosystem services for climate change impacts and adaptation.
- Seuna, P. & B. Vehviläinen (1986). Eroosio ja kiintoaineen kulkeutuminen. Teoksessa Mustonen, S. (toim.) (1986). *Sovellettu hydrologia*. s. 226-255. Vesiyhdistys ry.
- Silander, J. & E.A. Järvinen (toim.) (2004). Vuosien 2002-2003 poikkeuksellisen kuivuuden vaikutukset. 79 s. *Suomen ympäristö 731*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Sosiaali- ja terveysministeriö (2012). Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. 461/2000.
- Spiro, T.G. & W.M. Stigliani (2003). *Chemistry of the environment*. 2nd ed. 489 s. Prentice Hall
- Srikanthan, R. and T.A. McMahon (2001). Stochastic generation of annual, monthly and daily climate data: A review, *Hydrology and Earth System Sciences*, 5:4, 653-670.
- Stein, B., J. Andréasson, S. Bergström, T. Engen-Skaugen, E.J. Førland, L.P. Graham, J.F. Jönsdóttir, G. Lappegard, L.A. Roald, S. Rogozova, J. Rosberg, M. Suomalainen, B. Vehviläinen & N. Veijalainen (2007). Impacts of climate change on hydrological processes in the Nordic region. Teoksessa Heinonen, M. (toim.) (2007). *Proceeding of the third international conference on climate and water*, 44-50. Suomen ympäristökeskus

- Stone, B. jr (2004). Paving over paradise: how land use regulations promote residential imperviousness. *Landscape and urban planning* 69, 101-113
- Stovin, V. (2010). The potential of green roofs to manage urban stormwater. *Water and environmental journal* 24, 192-199.
- Strahler, A. & A. Strahler (2002). *Physical geography. Science and systems of the human environment*. 2nd ed. John Wiley & Sons inc.
- Suomen vesistöalueet (2011). Suomen ympäristökeskus. 17.1.2012.
<<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=8104&lan=fi>>
- Suomen päävesistöalueet (2012). Suomen Ympäristökeskus. 29.5.2012
<<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=8121&lan=fi>>
- Sänkiaho, L. & N. Sillanpää (toim.) (2012). STORMWATER-hankkeen loppuraportti - Taajamien hulevesihaasteiden ratkaisut ja liiketoimintamahdollisuudet. 64 s. *Aalto-yliopiston julkaisusarja TIEDE+TEKNOLOGIA* 4/2012.
- Tarvainen, V. (2006). Kaupunkipurot Helsingissä – veden laatu vuonna 2004. Julkaisematon pro gradu -tutkielma. 101 s. Helsingin yliopiston maantieteen laitos.
- Tarvainen, V., E.Koho, A.-M. Kouki & A.Salo (2005). Helsingin purot. Millaista vettä kaupungissamme virtaa? s. 103 s. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 7/2005.
- Tervahattu H, K.J. Kupiainen, M. Räisänen, T. Mäkelä & R. Hillamo (2006). Generation of urban road dust from anti-skid and asphalt concrete aggregates. *Journal of hazardous materials* 132, 39–46.
- Tenhola, M. & T. Tarvainen (2008). Purovesien ja orgaanisten purosedimenttien alkuainepitoisuudet Suomessa vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006. *Tutkimusraportti* 172. 60 s. Geologian tutkimuskeskus.Espoo.
- Thomas, C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Baeumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M.F. de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S. van Jaarsveld, G.F. Midley, L. Miles, M.A. Ortega-Huerta, A.T. Peterson, O.L. Phillips & S.E. Williams. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145-148.
- Tietäväinen, H., Tuomenvirta, H., Venäläinen, A., 2010: Annual and seasonal mean temperatures in Finland during the last 160 years based on gridded temperature data. *International Journal of Climatology* 30, 2247-2256.
- Tikkanen, M. (1990). Temporal variations in water quality and fluvial erosion in a small drainage basin in southern Finland. *Fennia* 168:1, 1-29
- Tikkanen, M. (1999). Kaupunkipuron tulvat ja niiden merkitys – esimerkkinä Helsingin Mellunkylänpuron valuma-alue. *Terra* 11:1. 3-15

- Tikkanen, M., A. Korhola, H. Seppä & J. Virkanen (1997). A long-term record of human impacts on an urban ecosystem in the sediments of Töölönlahti Bay in Helsinki, Finland. *Environmental conservation* 24.4, 326-337.
- Tilastokeskus 2011. 13.3.2012. <http://www.stat.fi/tup/vl2010/art_2011-12-16_001.html>
- Tornivaara-Ruikka, R. (2006). Hulevesien käsittely maankäytön suunnittelussa. 38 s. *Uudenmaan ympäristökeskuksen raportteja 3/2006*. Uudenmaan ympäristökeskus.
- Trading economics (2012). Copper. 12.2.2012.
<<http://www.tradingeconomics.com/commodity/copper>>
- Tucker, G.E. & R. Slingeland (1997). Drainage basin responses to climate change. *Water resources research* 33:8, 2031-2047.
- Tufford, D.L. , H.N. McKellar, & J.R. Hussey (1998). In-stream nonpoint source nutrient prediction with land-use proximity and seasonality. *Journal of environmental quality* 27:1, 100-110.
- Turun kaupungin hulevesiohjelma (2009). 17 s. Turun kaupunki
- Urbonas, B. & B. Benik (1995). Stream stability under a changing environment. Teoksessa Herricks, E. E. (1995). *Stormwater runoff and receiving systems. Impact, monitoring and assessment*. s. 77-101. CRC Press inc. USA
- US Environmental protection agency (1983). *Results from the nationwide urban runoff program. Executive summary*. 24 s. National technical information service, Washington.
- Utriainen, P., J. Poikolainen, M. Kuokkanen, J. Piispanen & E. Kubin (2006). Ympäristönäytteiden pitkäaikaisen säilytyksen ja yhteiskäytön kehittäminen Suomessa. 455 s. *Suomen ympäristö* 56. Suomen ympäristökeskus
- Vaalgamaa, S. & D.J. Conley (2008a). Detecting environmental change in estuaries: nutrient and heavy metal distributions in sediment cores in estuaries from the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Estuarine, coastal and shelf science* 76, 45-56
- Vaalgamaa, S. & D.J. Conley (2008b). The effect of urbanization on Laajalahti Bay, Helsinki City, as reflected by sediment geochemistry. *Marine pollution bulletin* 48, 650-662.
- Vakkilainen, P., J. Kotola & J. Nurminen (toim.) (2005). Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta. *Suomen ympäristö* 776. 116 s.
- Valkeapää, R., T. Nyman & M. Vaittinen (2008). *Helsingin kaupungin tulvastrategia*. 38 s. Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto.
- Vantaan kaupunki (2009). *Hulevesiohjelma*. 31 s. Kuntatekniikan keskus, Vantaan kaupunki.
- Veijalainen, N., T. Dubrovin, M. Marttunen & B. Vehviläinen (2010). Climate change impacts on water resources and lake regulation in the Vuoksi watershed in Finland. *Water resources management* 24, 3437-3459.
- Vesihuoltolaki (2001). *Suomen säädöskokoelma* N:o 119-123. s. 289-303.

- Vesilaki 587/2011 (2011). *Suomen säädöskokoelma*.
- Vienonen, S., J. Rintala, M. Orvoma, E. Santala & M. Maunula (2012). Ilmastomuutoksen vaikutukset ja sopeutumistarpeet vesihuollossa. 86 s. *Suomen ympäristö 24/2012*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Viessman, W. jr. & G.L. Lewis (2003). *Introduction to hydrology*. 5th ed. 612 s. Prentice Hall.
- Viklander, M. (1998). Substances in urban snow. A comparison of the contamination of snow in different parts of the city of Luleå, Sweden. *Water, air and soil pollution* 114, 377-394).
- Viklander, M. & M. Bäckström (2008). *Alternativ dagvatten-hantering i kallt klimat*. 30 s. Rapport 2008-15. Svneskt vatten utveckling. Svensk vatten AB.
- Virkanen, J., H. Reijola & T. Vaahtojärvi (2011). Geotieteiden ja maantieteen laitoksen ympäristölaboratorion toimintakäsikirja 27.10.2011. 193 s.
<http://www.helsinki.fi/geo/laitos/toimintakasikirja_labrat.pdf>
- Vuori, K-M. (2011). Alumiini jokivesistöissä.
<<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=12518&lan=fi>>
- Vörösmarty, C.J., P.Green, J.Salisbury & R.B.Lammers (2000). Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science* 289, 284-288
- Wang, M. & J.E. Overland (2004). Detecting arctic climate change using Köppen climate classification. *Climate change* 67, 43-62.
- Walsh, Christopher J., Allison H. Roy, Jack W. Feminella, Peter D. Cottingham, Peter M. Groffman & Raymond P. Morgan II (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24:3, 706-723.
- Walther, G.-R. (2000). Climatic forcing on the dispersal of exotic species. *Phytocoenologia* 30, 409-430
- Walther, G.R., E. Post, P. Convey, A. Menzels, C. Parmesan, T.J.C. Beebee, J.-M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg & F. Bairlein (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389-395.
- Weibel, S.R., R.J.Anderson & R.L. Woodward (1964). Urban land runoff as a factor in stream pollution. *Journal of water pollution control federation* 36:7, 914-924.
- Whitfield, P.H, A.J. Cannon (2000). Recent variations in climate and hydrology in Canada. *Canadian water resources journal* 25, 19-65
- Yang, J-L., G-L.n Zhang & Y-G. Zhao (2007). Land use impact on nitrogen discharge by stream: a case study in subtropical hilly region of China. *Nutrient cycling in agroecosystems* 77, 29-38.
- Yli-Pelkonen, V. & J. Niemelä (2006). Use of ecological information in urban planning: experiences from the Helsinki metropolitan area, Finland. *Urban ecosystems* 9, 211-226.

- Yli-Pelkonen, V., K. Pispala & I. Helle (2006). The role of stream ecosystems in urban planning. A case study from the stream Rekolanoja in Finland. *Management of environmental quality* 17:6, 673-688.
- Ylhäisi, J.S., H. Tietäväinen, P. Peltonen-Sainio, A. Venäläinen, J. Eklund, J. Räisänen & K. Jylhä (2010). Growing season precipitation in Finland under recent and projected climate. *Natural hazards and earth system sciences* 10, 1563-1574.
- Ympäristöministeriö (2001). Valtioneuvoston päätös valtakunnallisista alueidenkäyttötavoitteista. 55 s. Edita.
- Ympäristöministeriö (2007). Luonnon puolesta – ihmisen hyväksi. Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön strategia ja toimintaohjelma 2006-2016. 162 s. *Suomen ympäristö* 35.
- Ympäristöministeriö (2011). EU:n ilmasto ja energiapaketti. 12.2.2012.
<<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=22013&lan=fi>>
- Ympäristövaliokunnan lausunto 11/2008 vp. YmVL 11/2008 vp – MINS 3/2008 vp. Ministeriön selvitys valtakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden tarkistamisesta.
<http://www.eduskunta.fi/faktatmp/utatmp/akxtmp/ymvl_11_2008_p.shtml>
- Yrjölä, T. & J. Viinanen (2012). Keinoja ilmastonmuutokseen sopeutumiseksi Helsingin kaupungissa. 59 s. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 2/2012.
- YSL (2000). *Ympäristönsuojelulaki*. 42.2000/86.
- Zaman, S., & Ball, J. E. (1994). cit. Choi, K. & J.E. Ball (2002). Parameter estimation for urban runoff modelling. *Urban water* 4, 31-41.
- Åstebøl, S.O., T. Hvitved-Jacobsen & Øyvind Simonsen (2004). Sustainable stormwater management at Fornebu – from an airport to an industrial and residential area of the city of Oslo, Norway. *Science of the total environment* 334-335, 239-249.

Itä-Pasilan parametrien korrelaatiot

Spearman's rho		Ainehuuh- touma	Kiinto- aine	Liuen- nut aine	Virtaama	Johto- kyky	Sameus	Cl	NO3	SO4	Na	K	Ca	Mg	V	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Ge	Cd	Sn	Tl	Pb
Ainehuuh- touma	Correlation Coefficient	1	.782**	.715**	-0.091	-0.083	-0.067	-0.131	-0.357	0.111	-0.083	-0.059	-0.088	-0.314	-0.05	0.229	-0.134	-0.181	0.273	0.069	0.185	-0.042	0.017	-0.309	-0.081
	Sig. (2-tailed)	.	0	0	0.607	0.64	0.708	0.5	0.058	0.567	0.67	0.761	0.649	0.097	0.83	0.319	0.563	0.434	0.232	0.767	0.526	0.856	0.942	0.173	0.726
	N	34	34	34	34	34	34	34	29	29	29	29	29	29	29	21	21	21	21	21	21	14	21	21	21
Kiinto-aine	Correlation Coefficient	.782**	1	0.276	-0.084	-0.112	-0.139	-0.205	-0.248	0.223	-0.152	-0.025	-0.141	-0.265	-0.196	0.274	0.032	-0.346	0.051	0.044	.592*	0.093	0.089	-.567**	-0.205
	Sig. (2-tailed)	0	.	0.115	0.638	0.527	0.432	0.285	0.195	0.245	0.432	0.899	0.466	0.166	0.396	0.229	0.889	0.125	0.825	0.851	0.026	0.689	0.7	0.007	0.372
	N	34	34	34	34	34	34	34	29	29	29	29	29	29	29	21	21	21	21	21	14	21	21	21	21
Liuennut aine	Correlation Coefficient	.715**	0.276	1	-0.154	0.025	0.027	-0.056	-0.242	0.064	0.018	-0.103	0.083	-0.138	0.099	0.23	-0.373	-0.101	.483*	0.068	-0.303	-0.036	-0.121	-0.004	0.035
	Sig. (2-tailed)	0	0.115	.	0.384	0.889	0.881	0.774	0.205	0.743	0.925	0.593	0.668	0.474	0.67	0.316	0.096	0.662	0.027	0.771	0.293	0.876	0.601	0.986	0.88
	N	34	34	34	34	34	34	34	29	29	29	29	29	29	29	21	21	21	21	21	21	14	21	21	21
Virtaama	Correlation Coefficient	-0.091	-0.084	-0.154	1	-0.187	0.156	-0.179	0.147	-0.261	-0.258	-0.264	-0.21	-0.032	0.03	-0.36	0.208	-0.13	-0.056	-0.334	-0.04	-0.114	-0.109	0.376	-0.035
	Sig. (2-tailed)	0.607	0.638	0.384	.	0.288	0.377	0.353	0.446	0.172	0.176	0.166	0.274	0.869	0.898	0.109	0.366	0.575	0.81	0.139	0.892	0.622	0.637	0.093	0.88
	N	34	34	34	34	34	34	34	29	29	29	29	29	29	29	21	21	21	21	21	14	21	21	21	21
Johtokyky	Correlation Coefficient	-0.083	-0.112	0.025	-0.187	1	-0.045	.815**	-0.178	-0.038	.812**	-0.265	0.293	-0.08	-0.179	0.313	0.425	0.088	-0.288	-0.071	-0.171	-0.031	-0.217	.474*	0.221
	Sig. (2-tailed)	0.64	0.527	0.889	0.288	.	0.8	0	0.356	0.843	0	0.166	0.122	0.681	0.437	0.167	0.055	0.703	0.205	0.758	0.558	0.893	0.345	0.03	0.336
	N	34	34	34	34	34	34	29	29	29	29	29	29	29	29	21	21	21	21	21	14	21	21	21	21
Sameus	Correlation Coefficient	-0.067	-0.139	0.027	0.156	-0.045	1	-0.068	0.275	0.121	0.019	0.078	0.137	.431*	0.308	-0.13	-0.175	0.042	0.132	-0.036	-0.209	0.006	-0.074	0.027	0.317
	Sig. (2-tailed)	0.708	0.432	0.881	0.377	0.8	.	0.724	0.148	0.533	0.923	0.686	0.48	0.02	0.175	0.575	0.447	0.858	0.567	0.876	0.474	0.978	0.751	0.909	0.162
	N	34	34	34	34	34	34	34	29	29	29	29	29	29	29	21	21	21	21	21	14	21	21	21	21
Cl	Correlation Coefficient	-0.131	-0.205	-0.056	-0.179	.815**	-0.068	1	-0.134	-0.019	.869**	-0.125	0.188	-0.066	-0.327	0.185	.486*	-0.195	-0.354	-0.022	0.102	-0.172	-0.407	0.337	0.199
	Sig. (2-tailed)	0.5	0.285	0.774	0.353	0	0.724	.	0.488	0.921	0	0.519	0.329	0.736	0.185	0.463	0.041	0.438	0.15	0.932	0.765	0.494	0.094	0.172	0.428
	N	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	18	18	18	18	18	18	11	18	18	18
NO3	Correlation Coefficient	-0.357	-0.248	-0.242	0.147	-0.178	0.275	-0.134	1	.454*	-0.238	0.097	0.139	.493**	-0.039	-0.226	-0.199	0.125	-0.17	-0.164	-0.107	-0.151	0.009	0.302	0.116
	Sig. (2-tailed)	0.058	0.195	0.205	0.446	0.356	0.148	0.488	.	0.013	0.213	0.618	0.471	0.007	0.877	0.367	0.428	0.622	0.499	0.515	0.754	0.55	0.971	0.223	0.648
	N	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	18	18	18	18	18	18	11	18	18	18
SO4	Correlation Coefficient	0.111	0.223	0.064	-0.261	-0.038	0.121	-0.019	.454*	1	0.086	0.292	.380*	.444*	0.165	0.286	-0.16	-0.247	0.061	-0.063	0.223	0.423	0.46	-0.344	-0.063
	Sig. (2-tailed)	0.567	0.245	0.743	0.172	0.843	0.533	0.921	0.013	.	0.657	0.124	0.042	0.016	0.512	0.25	0.526	0.324	0.81	0.804	0.509	0.08	0.055	0.162	0.804
	N	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	18	18	18	18	18	18	11	18	18	18
Na	Correlation Coefficient	-0.083	-0.152	0.018	-0.258	.812**	0.019	.869**	-0.238	0.086	1	0.043	.402*	0.035	-0.171	0.284	0.273	-0.207	-0.261	-0.071	0.316	-0.01	-0.305	0.259	0.146
	Sig. (2-tailed)	0.67	0.432	0.925	0.176	0	0.923	0	0.213	0.657	.	0.825	0.031	0.855	0.496	0.254	0.272	0.409	0.295	0.779	0.343	0.968	0.218	0.299	0.564
	N	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	18	18	18	18	18	18	11	18	18	18
K	Correlation Coefficient	-0.059	-0.025	-0.103	-0.264	-0.265	0.078	-0.125	0.097	0.292	0.043	1	0.08	0.363	0.279	-0.03	-0.205	-0.079	0.154	-0.313	0.209	0.225	0.291	-0.063	-0.092
	Sig. (2-tailed)	0.761	0.899	0.593	0.166	0.166	0.686	0.519	0.618	0.124	0.825	.	0.678	0.053	0.263	0.906	0.414	0.754	0.542	0.206	0.537	0.369	0.241	0.804	0.717
	N	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	18	18	18	18	18	18	11	18	18	18
Ca	Correlation Coefficient	-0.088	-0.141	0.083	-0.21	0.293	0.137	0.188	0.139	.380*	.402*	0.08	1	.369*	0.295	0.444	0.02	0.032	0.082	0.123	-0.121	0.398	0.314	-0.022	0.36
	Sig. (2-tailed)	0.649	0.466	0.668	0.274	0.122	0.48	0.329	0.471	0.042	0.031	0.678	.	0.049	0.235	0.065	0.938	0.9	0.747	0.627	0.723	0.102	0.205	0.931	0.142
	N	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	18	18	18	18	18	18	11	18	18	18

Itä-Pasilan parametrien korrelaatiot

		Ainehuuhoutouma	Kiintoaine	Liennutaine	Virtaamass	Johtokyky	Sameus	Cl	NO3	SO4	Na	K	Ca	Mg	V	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Ge	Cd	Sn	Tl	Pb
Mg	Correlation Coefficient	-0.314	-0.265	-0.138	-0.032	-0.08	.431*	-0.066	.493**	.444*	0.035	0.363	.369*	1	0.136	0.049	0.129	0.331	-0.042	-0.067	0	0.213	0.126	0.066	0.092
	Sig. (2-tailed)	0.097	0.166	0.474	0.869	0.681	0.02	0.736	0.007	0.016	0.855	0.053	0.049	.	0.59	0.848	0.61	0.179	0.868	0.791	1	0.397	0.62	0.795	0.717
	N	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	18	18	18	18	18	18	11	18	18	18
V	Correlation Coefficient	-0.05	-0.196	0.099	0.03	-0.179	0.308	-0.327	-0.039	0.165	-0.171	0.279	0.295	0.136	1	-0.124	-0.203	-0.092	0.256	0.04	-0.288	.421*	0.164	0.083	.587**
	Sig. (2-tailed)	0.83	0.396	0.67	0.898	0.437	0.175	0.185	0.877	0.512	0.496	0.263	0.235	0.59	.	0.545	0.32	0.656	0.206	0.845	0.246	0.032	0.422	0.689	0.002
	N	21	21	21	21	21	21	21	18	18	18	18	18	18	26	26	26	26	26	26	26	18	26	26	26
Mn	Correlation Coefficient	0.229	0.274	0.23	-0.36	0.313	-0.13	0.185	-0.226	0.286	0.284	-0.03	0.444	0.049	-0.124	1	0.129	0.327	0.384	.474*	0.266	.559**	.516**	-.457*	0.024
	Sig. (2-tailed)	0.319	0.229	0.316	0.109	0.167	0.575	0.463	0.367	0.25	0.254	0.906	0.065	0.848	0.545	.	0.53	0.103	0.053	0.014	0.286	0.003	0.007	0.019	0.907
	N	21	21	21	21	21	21	18	18	18	18	18	18	18	18	26	26	26	26	26	26	18	26	26	26
Fe	Correlation Coefficient	-0.134	0.032	-0.373	0.208	0.425	-0.175	.486*	-0.199	-0.16	0.273	-0.205	0.02	0.129	-0.203	0.129	1	0.333	-0.284	0.095	-0.067	-0.091	-0.066	0.1	0.359
	Sig. (2-tailed)	0.563	0.889	0.096	0.366	0.055	0.447	0.041	0.428	0.526	0.272	0.414	0.938	0.61	0.32	0.53	.	0.097	0.16	0.643	0.792	0.659	0.749	0.628	0.072
	N	21	21	21	21	21	21	18	18	18	18	18	18	18	26	26	26	26	26	26	26	18	26	26	26
Ni	Correlation Coefficient	-0.181	-0.346	-0.101	-0.13	0.088	0.042	-0.195	0.125	-0.247	-0.207	-0.079	0.032	0.331	-0.092	0.327	0.333	1	0.221	.467*	-0.337	0.06	0.165	-0.088	0.223
	Sig. (2-tailed)	0.434	0.125	0.662	0.575	0.703	0.858	0.438	0.622	0.324	0.409	0.754	0.9	0.179	0.656	0.103	0.097	.	0.278	0.016	0.171	0.77	0.42	0.67	0.274
	N	21	21	21	21	21	21	18	18	18	18	18	18	18	18	26	26	26	26	26	26	18	26	26	26
Cu	Correlation Coefficient	0.273	0.051	.483*	-0.056	-0.288	0.132	-0.354	-0.17	0.061	-0.261	0.154	0.082	-0.042	0.256	0.384	-0.284	0.221	1	.435*	-0.338	0.319	.457*	-.479*	0.062
	Sig. (2-tailed)	0.232	0.825	0.027	0.81	0.205	0.567	0.15	0.499	0.81	0.295	0.542	0.747	0.868	0.206	0.053	0.16	0.278	.	0.026	0.17	0.112	0.019	0.013	0.765
	N	21	21	21	21	21	21	18	18	18	18	18	18	18	18	26	26	26	26	26	26	18	26	26	26
Zn	Correlation Coefficient	0.069	0.044	0.068	-0.334	-0.071	-0.036	-0.022	-0.164	-0.063	-0.071	-0.313	0.123	-0.067	0.04	.474*	0.095	.467*	.435*	1	-0.002	0.32	0.379	-.562**	0.191
	Sig. (2-tailed)	0.767	0.851	0.771	0.139	0.758	0.876	0.932	0.515	0.804	0.779	0.206	0.627	0.791	0.845	0.014	0.643	0.016	0.026	.	0.993	0.111	0.056	0.003	0.35
	N	21	21	21	21	21	21	18	18	18	18	18	18	18	18	26	26	26	26	26	26	18	26	26	26
Ge	Correlation Coefficient	0.185	.592*	-0.303	-0.04	-0.171	-0.209	0.102	-0.107	0.223	0.316	0.209	-0.121	0	-0.288	0.266	-0.067	-0.337	-0.338	-0.002	1	0.083	.492*	-.603**	-0.329
	Sig. (2-tailed)	0.526	0.026	0.293	0.892	0.558	0.474	0.765	0.754	0.509	0.343	0.537	0.723	1	0.246	0.286	0.792	0.171	0.17	0.993	.	0.743	0.038	0.008	0.182
	N	14	14	14	14	14	14	11	11	11	11	11	11	11	11	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18
Cd	Correlation Coefficient	-0.042	0.093	-0.036	-0.114	-0.031	0.006	-0.172	-0.151	0.423	-0.01	0.225	0.398	0.213	.421*	.559**	-0.091	0.06	0.319	0.32	0.083	1	.543**	-0.363	0.08
	Sig. (2-tailed)	0.856	0.689	0.876	0.622	0.893	0.978	0.494	0.55	0.08	0.968	0.369	0.102	0.397	0.032	0.003	0.659	0.77	0.112	0.111	0.743	.	0.004	0.069	0.696
	N	21	21	21	21	21	21	18	18	18	18	18	18	18	18	26	26	26	26	26	26	18	26	26	26
Sn	Correlation Coefficient	0.017	0.089	-0.121	-0.109	-0.217	-0.074	-0.407	0.009	0.46	-0.305	0.291	0.314	0.126	0.164	.516**	-0.066	0.165	.457*	0.379	.492*	.543**	1	-.557**	0.049
	Sig. (2-tailed)	0.942	0.7	0.601	0.637	0.345	0.751	0.094	0.971	0.055	0.218	0.241	0.205	0.62	0.422	0.007	0.749	0.42	0.019	0.056	0.038	0.004	.	0.003	0.813
	N	21	21	21	21	21	21	18	18	18	18	18	18	18	18	26	26	26	26	26	26	18	26	26	26
Tl	Correlation Coefficient	-0.309	-.567**	-0.004	0.376	.474*	0.027	0.337	0.302	-0.344	0.259	-0.063	-0.022	0.066	0.083	-.457*	0.1	-0.088	-.479*	-.562**	-.603**	-0.363	-.557**	1	0.207
	Sig. (2-tailed)	0.173	0.007	0.986	0.093	0.03	0.909	0.172	0.223	0.162	0.299	0.804	0.931	0.795	0.689	0.019	0.628	0.67	0.013	0.003	0.008	0.069	0.003	.	0.311
	N	21	21	21	21	21	21	18	18	18	18	18	18	18	18	26	26	26	26	26	26	18	26	26	26
Pb	Correlation Coefficient	-0.081	-0.205	0.035	-0.035	0.221	0.317	0.199	0.116	-0.063	0.146	-0.092	0.36	0.092	.587**	0.024	0.359	0.223	0.062	0.191	-0.329	0.08	0.049	0.207	1
	Sig. (2-tailed)	0.726	0.372	0.88	0.88	0.336	0.162	0.428	0.648	0.804	0.564	0.717	0.142	0.717	0.002	0.907	0.072	0.274	0.765	0.35	0.182	0.696	0.813	0.311	.
	N	21	21	21	21	21	21	18	18	18	18	18	18	18	18	26	26	26	26	26	26	18	26	26	26

Pihlajamäen parametrien korrelaatiot

Spearman's rho		Ainehuuhtouma	Kiintoaine	Liennut aine	Virtaama	Johtokyky	Sameus	Cl	NO3	SO4	Na	K	Ca	Mg	V	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Ge	Cd	Sn	Tl	Pb
Ainehuuhtouma	Correlation Coefficient	1	.754**	.679**	0.191	0.243	.405*	-0.081	0.241	-0.048	-0.057	0.236	0	0.162	0.077	-0.228	0.145	0.015	0.147	0.059	.672**	0.124	-0.298	-.719**	0.183
	Sig. (2-tailed)	.	0	0	0.294	0.179	0.021	0.658	0.184	0.796	0.756	0.193	0.998	0.376	0.768	0.379	0.58	0.955	0.573	0.823	0.006	0.635	0.246	0.001	0.483
	N	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	17	17	17	17	17	17	15	17	17	17
Kiintoaine	Correlation Coefficient	.754**	1	0.118	0.235	0.295	.560**	0.007	0.055	-0.183	0.023	0.168	-0.123	-0.03	0.281	0.055	0.264	0.323	0.387	0.313	.612*	0.207	-0.328	-.702**	0.298
	Sig. (2-tailed)	0	.	0.52	0.195	0.102	0.001	0.971	0.766	0.316	0.901	0.357	0.501	0.869	0.275	0.833	0.307	0.207	0.124	0.222	0.015	0.426	0.198	0.002	0.245
	N	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	17	17	17	17	17	17	15	17	17	17
Liennut aine	Correlation Coefficient	.679**	0.118	1	0.017	0.013	0.037	-0.075	.351*	0.164	-0.068	0.227	0.131	.368*	-0.145	-0.422	-0.135	-0.208	-0.059	-0.115	0.295	0.137	-0.038	-0.407	-0.044
	Sig. (2-tailed)	0	0.52	.	0.926	0.945	0.842	0.683	0.049	0.369	0.711	0.212	0.475	0.038	0.58	0.092	0.606	0.422	0.823	0.66	0.285	0.601	0.886	0.105	0.866
	N	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	17	17	17	17	17	15	17	17	17	17
Virtaama	Correlation Coefficient	0.191	0.235	0.017	1	0.175	0.194	-0.221	0.041	-0.003	-0.206	-0.022	-0.003	-0.075	.720**	0.037	.628**	0.449	0.349	0.426	0.114	0.165	0.071	-0.027	.699**
	Sig. (2-tailed)	0.294	0.195	0.926	.	0.322	0.271	0.21	0.819	0.988	0.244	0.902	0.988	0.672	0.001	0.881	0.004	0.054	0.143	0.069	0.662	0.5	0.772	0.914	0.001
	N	32	32	32	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	19	19	19	19	19	19	17	19	19	19
Johtokyky	Correlation Coefficient	0.243	0.295	0.013	0.175	1	.385*	-0.027	-0.212	-0.225	-0.015	-0.163	-0.092	-0.153	.525*	0.107	.473*	0.418	.627**	.557*	0.309	-0.115	0.284	-0.141	0.207
	Sig. (2-tailed)	0.179	0.102	0.945	0.322	.	0.025	0.881	0.229	0.201	0.935	0.358	0.604	0.389	0.021	0.662	0.041	0.075	0.004	0.013	0.227	0.639	0.239	0.564	0.396
	N	32	32	32	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	19	19	19	19	19	19	17	19	19	19
Sameus	Correlation Coefficient	.405*	.560**	0.037	0.194	.385*	1	0.01	0.179	-0.28	0.014	0.143	-0.083	0.106	.511*	-0.194	0.326	.523*	.628**	.585**	.769**	0.331	-0.316	-.811**	0.269
	Sig. (2-tailed)	0.021	0.001	0.842	0.271	0.025	.	0.957	0.311	0.109	0.936	0.418	0.641	0.55	0.025	0.425	0.173	0.022	0.004	0.008	0	0.166	0.188	0	0.266
	N	32	32	32	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	19	19	19	19	19	19	17	19	19	19
Cl	Correlation Coefficient	-0.081	0.007	-0.075	-0.221	-0.027	0.01	1	0.293	-0.106	.989**	.672**	0.188	.385*	-0.073	-0.148	-0.268	0.054	-0.019	-0.047	-0.176	0.098	-0.195	-0.229	-0.187
	Sig. (2-tailed)	0.658	0.971	0.683	0.21	0.881	0.957	.	0.092	0.552	0	0	0.287	0.024	0.767	0.546	0.267	0.825	0.937	0.847	0.5	0.69	0.424	0.346	0.444
	N	32	32	32	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	19	19	19	19	19	19	17	19	19	19
NO3	Correlation Coefficient	0.241	0.055	.351*	0.041	-0.212	0.179	0.293	1	-0.143	0.334	.742**	0.212	.814**	0.128	-0.413	-0.058	0.346	0.06	0.132	0.163	0.323	-0.02	-0.319	0.081
	Sig. (2-tailed)	0.184	0.766	0.049	0.819	0.229	0.311	0.092	.	0.418	0.054	0	0.23	0	0.601	0.079	0.814	0.147	0.808	0.591	0.531	0.177	0.935	0.184	0.742
	N	32	32	32	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	19	19	19	19	19	19	17	19	19	19
SO4	Correlation Coefficient	-0.048	-0.183	0.164	-0.003	-0.225	-0.28	-0.106	-0.143	1	-0.105	-0.162	.575**	0.124	-0.186	0.351	-0.093	-0.447	-0.242	-0.321	-0.083	0.124	0.171	0.126	0.1
	Sig. (2-tailed)	0.796	0.316	0.369	0.988	0.201	0.109	0.552	0.418	.	0.555	0.361	0	0.484	0.446	0.14	0.705	0.055	0.318	0.18	0.751	0.613	0.483	0.607	0.684
	N	32	32	32	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	19	19	19	19	19	19	17	19	19	19
Na	Correlation Coefficient	-0.057	0.023	-0.068	-0.206	-0.015	0.014	.989**	0.334	-0.105	1	.707**	0.259	.447**	-0.038	-0.188	-0.228	0.075	-0.016	-0.047	-0.143	0.129	-0.108	-0.214	-0.155
	Sig. (2-tailed)	0.756	0.901	0.711	0.244	0.935	0.936	0	0.054	0.555	.	0	0.14	0.008	0.878	0.441	0.348	0.759	0.949	0.847	0.584	0.598	0.659	0.38	0.525
	N	32	32	32	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	19	19	19	19	19	19	17	19	19	19
K	Correlation Coefficient	0.236	0.168	0.227	-0.022	-0.163	0.143	.672**	.742**	-0.162	.707**	1	0.21	.711**	0.111	-.522*	0.005	0.277	0.056	0.053	0.079	0.227	-0.056	-0.313	0.081
	Sig. (2-tailed)	0.193	0.357	0.212	0.902	0.358	0.418	0	0	0.361	0	.	0.234	0	0.652	0.022	0.983	0.251	0.819	0.831	0.763	0.35	0.821	0.192	0.742
	N	32	32	32	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	19	19	19	19	19	19	17	19	19	19
Ca	Correlation Coefficient	0	-0.123	0.131	-0.003	-0.092	-0.083	0.188	0.212	.575**	0.259	0.21	1	.513**	0.167	-0.102	0.061	-0.188	0.012	-0.07	-0.01	0.122	0.186	-0.006	0.295
	Sig. (2-tailed)	0.998	0.501	0.475	0.988	0.604	0.641	0.287	0.23	0	0.14	0.234	.	0.002	0.495	0.678	0.803	0.442	0.96	0.775	0.971	0.619	0.446	0.981	0.22
	N	32	32	32	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	19	19	19	19	19	19	17	19	19	19

Pihlajamäen parametrien korrelaatiot

		Ainehuuhouma	Kiintoaine	Liennut aine	Virtaama	Johtokyky	Sameus	Cl ₋	NO ₃	SO ₄	Na	K	Ca	Mg	V	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Ge	Cd	Sn	Tl	Pb
Mg	Correlation Coefficient	0.162	-0.03	.368*	-0.075	-0.153	0.106	.385*	.814**	0.124	.447**	.711**	.513**	1	0.178	-.533*	-0.14	0.277	0.182	0.191	0.222	0.454	0.068	-0.404	0.055
	Sig. (2-tailed)	0.376	0.869	0.038	0.672	0.389	0.55	0.024	0	0.484	0.008	0	0.002	.	0.466	0.019	0.567	0.251	0.455	0.433	0.392	0.051	0.781	0.086	0.822
	N	32	32	32	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	19	19	19	19	19	19	17	19	19	19
V	Correlation Coefficient	0.077	0.281	-0.145	.720**	.525*	.511*	-0.073	0.128	-0.186	-0.038	0.111	0.167	0.178	1	0.131	.772**	.595**	.813**	.788**	0.243	0.279	0.171	-0.192	.779**
	Sig. (2-tailed)	0.768	0.275	0.58	0.001	0.021	0.025	0.767	0.601	0.446	0.878	0.652	0.495	0.466	.	0.553	0	0.003	0	0	0.289	0.198	0.436	0.38	0
	N	17	17	17	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	23	23	23	23	23	23	21	23	23	23
Mn	Correlation Coefficient	-0.228	0.055	-0.422	0.037	0.107	-0.194	-0.148	-0.413	0.351	-0.188	-.522*	-0.102	-.533*	0.131	1	0.29	0.27	0.149	0.249	-0.137	0.296	0.221	0.298	0.212
	Sig. (2-tailed)	0.379	0.833	0.092	0.881	0.662	0.425	0.546	0.079	0.14	0.441	0.022	0.678	0.019	0.553	.	0.18	0.213	0.496	0.251	0.552	0.171	0.311	0.168	0.332
	N	17	17	17	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	23	23	23	23	23	23	21	23	23	23
Fe	Correlation Coefficient	0.145	0.264	-0.135	.628**	.473*	0.326	-0.268	-0.058	-0.093	-0.228	0.005	0.061	-0.14	.772**	0.29	1	.684**	.711**	.708**	0.285	0.245	0.391	-0.002	.715**
	Sig. (2-tailed)	0.58	0.307	0.606	0.004	0.041	0.173	0.267	0.814	0.705	0.348	0.983	0.803	0.567	0	0.18	.	0	0	0	0.21	0.259	0.065	0.992	0
	N	17	17	17	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	23	23	23	23	23	23	21	23	23	23
Ni	Correlation Coefficient	0.015	0.323	-0.208	0.449	0.418	.523*	0.054	0.346	-0.447	0.075	0.277	-0.188	0.277	.595**	0.27	.684**	1	.721**	.801**	.475*	.569**	0.266	-0.258	0.369
	Sig. (2-tailed)	0.955	0.207	0.422	0.054	0.075	0.022	0.825	0.147	0.055	0.759	0.251	0.442	0.251	0.003	0.213	0	.	0	0	0.029	0.005	0.22	0.236	0.083
	N	17	17	17	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	23	23	23	23	23	23	21	23	23	23
Cu	Correlation Coefficient	0.147	0.387	-0.059	0.349	.627**	.628**	-0.019	0.06	-0.242	-0.016	0.056	0.012	0.182	.813**	0.149	.711**	.721**	1	.918**	.533*	0.341	0.262	-0.379	.528**
	Sig. (2-tailed)	0.573	0.124	0.823	0.143	0.004	0.004	0.937	0.808	0.318	0.949	0.819	0.96	0.455	0	0.496	0	0	.	0	0.013	0.111	0.227	0.075	0.01
	N	17	17	17	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	23	23	23	23	23	23	21	23	23	23
Zn	Correlation Coefficient	0.059	0.313	-0.115	0.426	.557*	.585**	-0.047	0.132	-0.321	-0.047	0.053	-0.07	0.191	.788**	0.249	.708**	.801**	.918**	1	.449*	0.411	0.202	-0.317	.518*
	Sig. (2-tailed)	0.823	0.222	0.66	0.069	0.013	0.008	0.847	0.591	0.18	0.847	0.831	0.775	0.433	0	0.251	0	0	0	.	0.041	0.051	0.356	0.14	0.011
	N	17	17	17	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	23	23	23	23	23	23	21	23	23	23
Ge	Correlation Coefficient	.672**	.612*	0.295	0.114	0.309	.769**	-0.176	0.163	-0.083	-0.143	0.079	-0.01	0.222	0.243	-0.137	0.285	.475*	.533*	.449*	1	0.337	-0.047	-.991**	-0.037
	Sig. (2-tailed)	0.006	0.015	0.285	0.662	0.227	0	0.5	0.531	0.751	0.584	0.763	0.971	0.392	0.289	0.552	0.21	0.029	0.013	0.041	.	0.136	0.84	0	0.874
	N	15	15	15	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21
Cd	Correlation Coefficient	0.124	0.207	0.137	0.165	-0.115	0.331	0.098	0.323	0.124	0.129	0.227	0.122	0.454	0.279	0.296	0.245	.569**	0.341	0.411	0.337	1	0.315	-0.299	0.237
	Sig. (2-tailed)	0.635	0.426	0.601	0.5	0.639	0.166	0.69	0.177	0.613	0.598	0.35	0.619	0.051	0.198	0.171	0.259	0.005	0.111	0.051	0.136	.	0.144	0.166	0.276
	N	17	17	17	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	23	23	23	23	23	23	23	21	23	23
Sn	Correlation Coefficient	-0.298	-0.328	-0.038	0.071	0.284	-0.316	-0.195	-0.02	0.171	-0.108	-0.056	0.186	0.068	0.171	0.221	0.391	0.266	0.262	0.202	-0.047	0.315	1	0.261	0.193
	Sig. (2-tailed)	0.246	0.198	0.886	0.772	0.239	0.188	0.424	0.935	0.483	0.659	0.821	0.446	0.781	0.436	0.311	0.065	0.22	0.227	0.356	0.84	0.144	.	0.229	0.377
	N	17	17	17	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	23	23	23	23	23	23	21	23	23	23
Tl	Correlation Coefficient	-.719**	-.702**	-0.407	-0.027	-0.141	-.811**	-0.229	-0.319	0.126	-0.214	-0.313	-0.006	-0.404	-0.192	0.298	-0.002	-0.258	-0.379	-0.317	-.991**	-0.299	0.261	1	0.08
	Sig. (2-tailed)	0.001	0.002	0.105	0.914	0.564	0	0.346	0.184	0.607	0.38	0.192	0.981	0.086	0.38	0.168	0.992	0.236	0.075	0.14	0	0.166	0.229	.	0.717
	N	17	17	17	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	23	23	23	23	23	23	21	23	23	23
Pb	Correlation Coefficient	0.183	0.298	-0.044	.699**	0.207	0.269	-0.187	0.081	0.1	-0.155	0.081	0.295	0.055	.779**	0.212	.715**	0.369	.528**	.518*	-0.037	0.237	0.193	0.08	1
	Sig. (2-tailed)	0.483	0.245	0.866	0.001	0.396	0.266	0.444	0.742	0.684	0.525	0.742	0.22	0.822	0	0.332	0	0.083	0.01	0.011	0.874	0.276	0.377	0.717	.
	N	17	17	17	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	23	23	23	23	23	23	21	23	23	23

Veräjämäen parametrien korrelaatiot

Spearman's rho		Johtokyky	Sameus	Ainehuuhoutouma	Kiintoaine	Liuenutaine	Virtaama	Cl	NO3	SO4	Na	K	Ca	Mg	V	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Ge	Cd	Sn	Tl	Pb
Johtokyky	Correlation	1	-0.12	-0.034	0.153	-0.201	-.429*	.498**	-0.235	-0.007	0.343	-0.2	-0.181	0.256	0.274	.457*	-0.113	0.313	0.227	.472*	-.789**	0.352	0.22	0.313	-0.05
	Sig. (2-tailed)	.	0.515	0.856	0.41	0.278	0.016	0.008	0.238	0.973	0.08	0.317	0.367	0.197	0.243	0.043	0.636	0.179	0.336	0.036	0.002	0.128	0.352	0.18	0.835
	N	32	32	31	31	31	31	27	27	27	27	27	27	27	27	20	20	20	20	20	20	12	20	20	20
Sameus	Correlation Coefficient	-0.12	1	0.082	.356*	0	.564**	-.488**	0.252	-0.081	-.484*	-.412*	-0.134	-0.159	0.063	0.32	0.215	0.319	.484*	.531*	0.5	0.262	0.114	-0.074	0.34
	Sig. (2-tailed)	0.515	.	0.661	0.049	0.998	0.001	0.01	0.205	0.687	0.011	0.033	0.504	0.427	0.791	0.169	0.363	0.171	0.031	0.016	0.098	0.265	0.631	0.757	0.143
	N	32	32	31	31	31	31	27	27	27	27	27	27	27	27	20	20	20	20	20	20	12	20	20	20
Ainehuuhoutouma	Correlation Coefficient	-0.034	0.082	1	.694**	.867**	0.294	0.118	-0.234	-.458*	0.041	-0.298	-.386*	-0.053	-0.213	0.085	0.437	0.035	-0.218	-0.285	0.064	-.587**	0.273	0.367	0.082
	Sig. (2-tailed)	0.856	0.661	.	0	0	0.108	0.558	0.239	0.016	0.839	0.131	0.047	0.792	0.381	0.729	0.061	0.887	0.371	0.237	0.852	0.008	0.258	0.123	0.74
	N	31	31	31	31	31	31	27	27	27	27	27	27	27	19	19	19	19	19	19	19	11	19	19	19
Kiintoaine	Correlation Coefficient	0.153	.356*	.694**	1	0.35	.364*	-0.022	-0.069	-.449*	-0.112	-.673**	-.489**	-0.186	-0.132	0.233	0.213	0.054	0.126	0.096	-0.164	-0.21	0.323	0.376	-0.036
	Sig. (2-tailed)	0.41	0.049	0	.	0.053	0.044	0.912	0.733	0.019	0.577	0	0.01	0.352	0.591	0.338	0.382	0.828	0.606	0.697	0.629	0.388	0.177	0.113	0.884
	N	31	31	31	31	31	31	27	27	27	27	27	27	27	19	19	19	19	19	19	19	11	19	19	19
Liuenutaine	Correlation Coefficient	-0.201	0	.867**	0.35	1	0.284	0.063	-0.206	-.399*	-0.033	-0.185	-0.321	0.013	-0.267	-0.065	.460*	-0.077	-0.302	-0.381	0.041	-.623**	0.183	0.156	0.088
	Sig. (2-tailed)	0.278	0.998	0	0.053	.	0.122	0.756	0.302	0.039	0.872	0.356	0.103	0.951	0.27	0.792	0.048	0.753	0.209	0.108	0.905	0.004	0.454	0.524	0.721
	N	31	31	31	31	31	31	27	27	27	27	27	27	27	19	19	19	19	19	19	19	11	19	19	19
Virtaama	Correlation Coefficient	-.429*	.564**	0.294	.364*	0.284	1	-.501**	0.007	-0.327	-.539**	-.437*	-0.38	-0.346	-0.047	0.011	0.114	0.151	0.277	0.256	0.588	-0.053	0.222	0.01	0.433
	Sig. (2-tailed)	0.016	0.001	0.108	0.044	0.122	.	0.008	0.971	0.096	0.004	0.023	0.05	0.077	0.847	0.966	0.642	0.538	0.251	0.29	0.057	0.831	0.361	0.968	0.064
	N	31	31	31	31	31	31	27	27	27	27	27	27	27	19	19	19	19	19	19	19	11	19	19	19
Cl	Correlation Coefficient	.498**	-.488**	0.118	-0.022	0.063	-.501**	1	-0.289	0.299	.885**	0.038	-0.024	.422*	0.152	0.235	-0.1	0.12	0.169	0.194	-.837**	0.017	0.236	0.363	-0.35
	Sig. (2-tailed)	0.008	0.01	0.558	0.912	0.756	0.008	.	0.143	0.13	0	0.849	0.904	0.028	0.56	0.363	0.701	0.646	0.516	0.456	0.005	0.948	0.362	0.152	0.168
	N	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	17	17	17	17	17	17	17	9	17	17	17
NO3	Correlation Coefficient	-0.235	0.252	-0.234	-0.069	-0.206	0.007	-0.289	1	0.233	-0.353	0.102	0.3	0.189	0.262	-0.147	-0.044	-0.208	-0.091	0.049	-0.084	0.275	-0.214	-0.219	0.25
	Sig. (2-tailed)	0.238	0.205	0.239	0.733	0.302	0.971	0.143	.	0.243	0.071	0.613	0.128	0.345	0.309	0.573	0.866	0.422	0.729	0.852	0.831	0.286	0.411	0.399	0.333
	N	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	17	17	17	17	17	17	17	9	17	17	17
SO4	Correlation Coefficient	-0.007	-0.081	-.458*	-.449*	-.399*	-0.327	0.299	0.233	1	.430*	.445*	.523**	0.377	-0.017	-0.363	-0.419	-0.453	0.108	0.238	-.745*	.488*	-0.438	-0.445	-0.238
	Sig. (2-tailed)	0.973	0.687	0.016	0.019	0.039	0.096	0.13	0.243	.	0.025	0.02	0.005	0.052	0.948	0.152	0.094	0.068	0.68	0.358	0.021	0.047	0.078	0.073	0.358
	N	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	17	17	17	17	17	17	9	17	17	17	17
Na	Correlation Coefficient	0.343	-.484*	0.041	-0.112	-0.033	-.539**	.885**	-0.353	.430*	1	0.311	0.25	.478*	0.162	0.35	-0.157	0.066	0.066	0.157	-0.494	0	0.109	0.206	-0.275
	Sig. (2-tailed)	0.08	0.011	0.839	0.577	0.872	0.004	0	0.071	0.025	.	0.114	0.208	0.012	0.535	0.168	0.548	0.801	0.801	0.548	0.177	1	0.676	0.427	0.286
	N	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	17	17	17	17	17	17	9	17	17	17	17
K	Correlation Coefficient	-0.2	-.412*	-0.298	-.673**	-0.185	-.437*	0.038	0.102	.445*	0.311	1	.748**	0.26	0.047	-0.272	-0.167	-0.434	-.571*	-.502*	0.042	-0.061	-0.338	-0.162	-0.157
	Sig. (2-tailed)	0.317	0.033	0.131	0	0.356	0.023	0.849	0.613	0.02	0.114	.	0	0.19	0.859	0.291	0.523	0.082	0.017	0.04	0.915	0.815	0.185	0.535	0.548
	N	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	17	17	17	17	17	17	9	17	17	17	17
Ca	Correlation Coefficient	-0.181	-0.134	-.386*	-.489**	-0.321	-0.38	-0.024	0.3	.523**	0.25	.748**	1	0.368	0.015	-0.002	-0.034	-0.294	-.588*	-0.468	0.142	-0.083	-0.468	-0.224	0
	Sig. (2-tailed)	0.367	0.504	0.047	0.01	0.103	0.05	0.904	0.128	0.005	0.208	0	.	0.059	0.955	0.993	0.896	0.252	0.013	0.058	0.715	0.751	0.058	0.388	1
	N	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	17	17	17	17	17	17	9	17	17	17	17

Veräjämäen parametrien korrelaatiot

		Johtokyky	Sameus	Ainehuuhoutuma	Kiintoaine	Liuennutaine	Virtaama	Cl	NO3	SO4	Na	K	Ca	Mg	V	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Ge	Cd	Sn	Tl	Pb
Mg	Correlation Coefficient	0.256	-0.159	-0.053	-0.186	0.013	-0.346	.422*	0.189	0.377	.478*	0.26	0.368	1	0.27	0.321	0.174	0.076	-0.015	0.064	-0.326	0.049	-0.002	-0.062	0.078
	Sig. (2-tailed)	0.197	0.427	0.792	0.352	0.951	0.077	0.028	0.345	0.052	0.012	0.19	0.059	.	0.295	0.209	0.504	0.772	0.955	0.808	0.391	0.852	0.992	0.813	0.765
	N	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	17	17	17	17	17	17	9	17	17	17
V	Correlation Coefficient	0.274	0.063	-0.213	-0.132	-0.267	-0.047	0.152	0.262	-0.017	0.162	0.047	0.015	0.27	1	0.421	0.293	.440*	0.414	.471*	0.242	0.133	0.288	0.325	.446*
	Sig. (2-tailed)	0.243	0.791	0.381	0.591	0.27	0.847	0.56	0.309	0.948	0.535	0.859	0.955	0.295	.	0.051	0.186	0.041	0.056	0.027	0.405	0.556	0.194	0.14	0.038
	N	20	20	19	19	19	19	17	17	17	17	17	17	17	17	23	22	22	22	22	22	14	22	22	22
Mn	Correlation Coefficient	.457*	0.32	0.085	0.233	-0.065	0.011	0.235	-0.147	-0.363	0.35	-0.272	-0.002	0.321	0.421	1	.469*	.622**	0.141	.423*	0.308	0.209	0.296	0.346	0.348
	Sig. (2-tailed)	0.043	0.169	0.729	0.338	0.792	0.966	0.363	0.573	0.152	0.168	0.291	0.993	0.209	0.051	.	0.028	0.002	0.533	0.05	0.284	0.349	0.181	0.114	0.112
	N	20	20	19	19	19	19	17	17	17	17	17	17	17	17	22	22	22	22	22	22	14	22	22	22
Fe	Correlation Coefficient	-0.113	0.215	0.437	0.213	.460*	0.114	-0.1	-0.044	-0.419	-0.157	-0.167	-0.034	0.174	0.293	.469*	1	.495*	0.047	0.018	.605*	-0.107	0.115	0.282	0.292
	Sig. (2-tailed)	0.636	0.363	0.061	0.382	0.048	0.642	0.701	0.866	0.094	0.548	0.523	0.896	0.504	0.186	0.028	.	0.019	0.836	0.938	0.022	0.636	0.61	0.204	0.187
	N	20	20	19	19	19	19	17	17	17	17	17	17	17	17	22	22	22	22	22	22	14	22	22	22
Ni	Correlation Coefficient	0.313	0.319	0.035	0.054	-0.077	0.151	0.12	-0.208	-0.453	0.066	-0.434	-0.294	0.076	.440*	.622**	.495*	1	0.407	.456*	.769**	0.343	0.034	0.125	.601**
	Sig. (2-tailed)	0.179	0.171	0.887	0.828	0.753	0.538	0.646	0.422	0.068	0.801	0.082	0.252	0.772	0.041	0.002	0.019	.	0.06	0.033	0.001	0.118	0.882	0.579	0.003
	N	20	20	19	19	19	19	17	17	17	17	17	17	17	17	22	22	22	22	22	22	14	22	22	22
Cu	Correlation Coefficient	0.227	.484*	-0.218	0.126	-0.302	0.277	0.169	-0.091	0.108	0.066	-.571*	-.588*	-0.015	0.414	0.141	0.047	0.407	1	.814**	0.131	.490*	0.043	-0.219	0.364
	Sig. (2-tailed)	0.336	0.031	0.371	0.606	0.209	0.251	0.516	0.729	0.68	0.801	0.017	0.013	0.955	0.056	0.533	0.836	0.06	.	0	0.656	0.021	0.85	0.327	0.096
	N	20	20	19	19	19	19	17	17	17	17	17	17	17	17	22	22	22	22	22	22	14	22	22	22
Zn	Correlation Coefficient	.472*	.531*	-0.285	0.096	-0.381	0.256	0.194	0.049	0.238	0.157	-.502*	-0.468	0.064	.471*	.423*	0.018	.456*	.814**	1	0.157	.544**	0.18	-0.103	.466*
	Sig. (2-tailed)	0.036	0.016	0.237	0.697	0.108	0.29	0.456	0.852	0.358	0.548	0.04	0.058	0.808	0.027	0.05	0.938	0.033	0	.	0.591	0.009	0.423	0.648	0.029
	N	20	20	19	19	19	19	17	17	17	17	17	17	17	17	22	22	22	22	22	22	14	22	22	22
Ge	Correlation Coefficient	-.789**	0.5	0.064	-0.164	0.041	0.588	-.837**	-0.084	-.745*	-0.494	0.042	0.142	-0.326	0.242	0.308	.605*	.769**	0.131	0.157	1	0.273	-0.528	-.583*	.730**
	Sig. (2-tailed)	0.002	0.098	0.852	0.629	0.905	0.057	0.005	0.831	0.021	0.177	0.915	0.715	0.391	0.405	0.284	0.022	0.001	0.656	0.591	.	0.345	0.052	0.029	0.003
	N	12	12	11	11	11	11	9	9	9	9	9	9	9	9	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14
Cd	Correlation Coefficient	0.352	0.262	-.587**	-0.21	-.623**	-0.053	0.017	0.275	.488*	0	-0.061	-0.083	0.049	0.133	0.209	-0.107	0.343	.490*	.544**	0.273	1	-0.093	-0.253	0.04
	Sig. (2-tailed)	0.128	0.265	0.008	0.388	0.004	0.831	0.948	0.286	0.047	1	0.815	0.751	0.852	0.556	0.349	0.636	0.118	0.021	0.009	0.345	.	0.682	0.256	0.859
	N	20	20	19	19	19	19	17	17	17	17	17	17	17	17	22	22	22	22	22	22	14	22	22	22
Sn	Correlation Coefficient	0.22	0.114	0.273	0.323	0.183	0.222	0.236	-0.214	-0.438	0.109	-0.338	-0.468	-0.002	0.288	0.296	0.115	0.034	0.043	0.18	-0.528	-0.093	1	.784**	-0.047
	Sig. (2-tailed)	0.352	0.631	0.258	0.177	0.454	0.361	0.362	0.411	0.078	0.676	0.185	0.058	0.992	0.194	0.181	0.61	0.882	0.85	0.423	0.052	0.682	.	0	0.836
	N	20	20	19	19	19	19	17	17	17	17	17	17	17	17	22	22	22	22	22	22	14	22	22	22
Tl	Correlation Coefficient	0.313	-0.074	0.367	0.376	0.156	0.01	0.363	-0.219	-0.445	0.206	-0.162	-0.224	-0.062	0.325	0.346	0.282	0.125	-0.219	-0.103	-.583*	-0.253	.784**	1	-0.204
	Sig. (2-tailed)	0.18	0.757	0.123	0.113	0.524	0.968	0.152	0.399	0.073	0.427	0.535	0.388	0.813	0.14	0.114	0.204	0.579	0.327	0.648	0.029	0.256	0	.	0.362
	N	20	20	19	19	19	19	17	17	17	17	17	17	17	17	22	22	22	22	22	22	14	22	22	22
Pb	Correlation Coefficient	-0.05	0.34	0.082	-0.036	0.088	0.433	-0.35	0.25	-0.238	-0.275	-0.157	0	0.078	.446*	0.348	0.292	.601**	0.364	.466*	.730**	0.04	-0.047	-0.204	1
	Sig. (2-tailed)	0.835	0.143	0.74	0.884	0.721	0.064	0.168	0.333	0.358	0.286	0.548	1	0.765	0.038	0.112	0.187	0.003	0.096	0.029	0.003	0.859	0.836	0.362	.
	N	20	20	19	19	19	19	17	17	17	17	17	17	17	17	22	22	22	22	22	22	14	22	22	22

Pitoisuuksia verrattuna aikaisemmin tutkittuihin pitoisuuksiin

				(Melanen 1981)				Minne- sota	(Viklander 1998)			Luulaja keskusta			Luulaja keskimäärin		
	Itä- Pasila	Pihlaja- mäki	Veräjä- mäki	Keskim.	Pakila	Kontula	Hämeen- puisto		Ei liiken- nettä	1500 ajoneuvoa /vrk	5000 ajon./vrk	ei liikennettä	4500 ajon./ vrk	20 000 ajon./vrk	esikaup- unki	asutus	keskusta
Cu (µg/l)	60.46	5.14	15.18	13	37	21	230		5.2	65	110	14	82	255	1.8	5.2	14
Zn (µg/l)	127.44	10.37	48.66	470	140	880	540		15	147	244	50	222	646	12	15	50
Cd (µg/l)	0.18	0.03	0.25	<1	2	1	1										
V (µg/l)	8.6	0.27	0.92	8	10	11	36										
Pb (µg/l)	0.37	0.19	4.02	50	99	130	490	22.25	5.1	50	68	16	51	227	3.1	5.1	16
Cl (mg/l)	210	16.13	35.13	3.3	2.3	1.3	14										
Kiintoaine (mg/l)	121	23.1	28.4	140	230	220	460	98.5									
Liennut aine (mg/l)	139.8	26.7	41.6	100	180	240	300		19	590	1101	89	876	1972	5.6	19	89
Org.kiinto aine (mg/l)	29	6.8	7.3	44	65	60	110	23									

(Karvinen 2010)	Itä-Pasila	Pihlajamäki	Veräjämäki	Tali (golfkenttä ja kartanopuisto)	Kauppalanpuisto (kerrostaloja, kaupunkimetsää)	Maaliikennekeskus (rahtiterminaali)	Roihupelto/Itäkeskus (kerrostaloalue)	Vartiokylä (pientaloasutusta)
Sähkönjohtokyky (mS/cm)	0.73	0.212	0.222	2.06	1.74	2.66	2.0	0.16
Kiintoaine (mg/l)	121.13	23.06	28.44	24	20	41	28	20
Cl- (mg/l)	210.44	16.13	35.13	25	17	34	25	6.1
SO4- (mg/l)	62.73	24.42	30.51	19	11	15	21	32
Fe (µg/l)	146.33	47.79	225.37	1150	620	450	1160	780
Cu (µg/l)	60.47	5.14	15.19	10	18	36	12.3	10
Ni (µg/l)	16.41	0.65	5.60	2.3	-	-	2.2	5.8
Pb (µg/l)	0.37	0.19	4.02	2	2.3	2.4	2.1	1
V (µg/l)	8.57	0.27	0.93	1.5	2	1.9	1.9	1.5
Zn (µg/l)	127.44	10.37	48.66	34	66	77	36.5	41
Sn (µg/l)	4.96	0.08	0.18	-	-	-	0.8	-