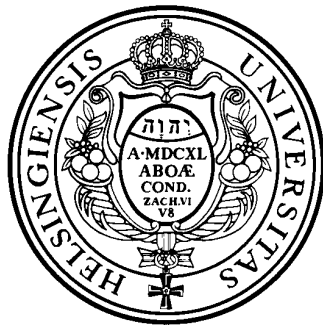




Pro gradu -tutkielma
Maantiede
Luonnonmaantiede

HELSINGIN KUNINKAANTAMMEN OJAVESIEN LAATU
JA SOSIAALISEN YMPÄRISTÖN MERKITYS KAUPUNKIVESILLE
HULEVESISTRATEGIAN PILOTTIALUEELLA

Jaana Tervonen

2013

Ohjaaja: Olli Ruth

HELSINGIN YLIOPISTO
GEOTIETEIDEN JA MAANTIETEEN LAITOS
MAANTIETEEN OSASTO

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 Jaana Tervonen			
Työn nimi – Arbetets title) Title Helsingin Kuninkaantammen ojavesien laatu ja sosiaalisen ympäristön merkitys kaupunkivesille hulevesistrategian pilottialueella			
Oppiaine – Läroämne) Subject Luonnonmaantiede			
Työn laji – Arbetets art) Level Pro gradu -tutkielma		Aika – Datum – Month and Year Tammikuu 2013	
		Sivumäärä – Sidoantal – Number of Pages 81 s. + 5 liitettä	
Tiivistelmä – Referat) Abstract			
Maankäyttö vaikuttaa vedenlaatuun. Kaupungistuminen aiheuttaa pintavalunnan lisääntymistä ja veden laadun heikentymistä. Merkittäviä kaupunkivesissä esiintyviä aineita ja epäpuhtauksia, joiden pitoisuudet kasvavat kaupungistumisen myötä, ovat muun muassa ravinteet ja metallit. Viime aikoina veden laadullisten ja määrällisten muutosten hillinnässä on alettu käyttää uudenlaisia ekologisia huleveden hallintatapoja. Nämä ekologiset hallintatavat pyrkivät veden laadullisten ja määrällisten ominaisuuksien säilyttämiseen maankäytön muutoksista huolimatta. Tutkielmassa kuvataan Helsingin Kuninkaantammen ojavesien fysikaalis-kemiallista vedenlaatua. Tutkimus toteutettiin kolmella pienellä osavaluma-alueella kesä-joulukuussa 2011. Tutkimuksen tarkoituksena on selvittää alueen yleinen vedenlaatu sekä tarkastella vedenlaadussa valuma-alueittain ilmeneviä eroja. Tutkimusalueella tapahtuu lähivuosina merkittäviä maankäytön muutoksia, joiden vaikutuksia vedenlaatuun ja määrään pyritään minimoimaan hyödyntämällä ekologisia hulevedenhallintamenetelmiä. Kuninkaantammi on Helsingin kaupungin hulevesistrategian pilottialue, jossa uudenlaisten menetelmien vaikuttavuutta vedenlaatuun halutaan selvittää. Tutkielma vastaa kysymykseen, mikä on vedenlaatu ennen alueen rakentamista. Vesinäytteistä tutkittiin muun muassa kiintoaine-, ravinne-, metalli- ja hivenainepitoisuuksia. Ojavesien laatu Kuninkaantammessa on pääosin hyvä. Pitoisuudet ovat luonnonpurojen pitoisuuksia korkeampia, mutta hulevesien pitoisuuksiin verrattuna matalia sekä Helsingin kaupunkipuroihin verrattuna keskimääräisiä tai matalia. Maankäyttö valuma-alueilla heijastuu vedenlaatuun. Alueella, jolla on enemmän rakennettua pintaa, fosfori-, nitraatti-, kupari-, nikkeli- ja hivenainepitoisuudet ovat korkeampia kuin vähemmän rakennetulla alueella. Kuitenkin toisella metsäisellä valuma-alueella typpi- ja fosfaattipitoisuudet sekä kromi-, rauta-, lyijy- ja sinkkipitoisuudet ovat näytepisteistä korkeimmat. Metsäisimmällä valuma-alueella epäpuhtauspitoisuudet ovat alhaisimmat. Jotta vedenlaatu myös pysyisi hyvänä ja uudenlaisista hulevedenkäsittelyjärjestelmistä olisi hyötyä, tulee toteutukset mitoittaa riittävän suuriksi. Ympäristöongelmien perimmäinen syy johtuu ihmisten käyttäytymisestä. Veden laatuun vaikuttaa voimakkaasti vesistön sosiaalinen ympäristö, joten pelkät rakenteelliset ratkaisut eivät riitä vedenlaadun kohentumiseen. Yhteiskunnalliset instituutiot, kuten muodollisten instituutioiden ympäristöasenne, vaikuttavat ihmisten käyttäytymiseen. Viestinnällä ja tietoisuuden lisäämisellä voidaan vaikuttaa asenteisiin ja käyttäytymiseen. Vaikuttava viestintä on luonteeltaan positiivista ja joko faktoihin perustuvaa tai tunteisiin vetoavaa. Positiiviset ympäristökokemukset lisäävät ympäristömyönteisyyttä, jolla voidaan saavuttaa mahdollisesti myös kaupunkivesien vedenlaadun kohentumista. Ihmisten tietoisuuden kasvattamiseen kaupunkivesien merkityksestä tulisi kiinnittää huomiota.			
Avainsanat – Nyckelord) Keywords Kuninkaantammi, kaupunkipuro, vedenlaatu, hulevesien hallinta, vesistöjen sosiaalinen ympäristö, ympäristökäyttäytyminen, ympäristöviestintä			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Kumpulan kampuskirjasto			
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 Jaana Tervonen			
Työn nimi – Arbetets title) Title Helsingin Kuninkaantammen ojavesien laatu ja sosiaalisen ympäristön merkitys kaupunkivesille hulevesistrategian pilottialueella			
Oppiaine – Läroämne) Subject Physical geography			
Työn laji – Arbetets art) Level Masters's thesis		Aika – Datum – Month and Year January 2013	Sivumäärä – Sidoantal – Number of Pages 81 p. + 5 appendices
Tiivistelmä – Referat) Abstract			
Land use affects water quality. Urbanisation increases surface runoff and reduces water quality. Urbanisation increases concentrations of substances like suspended solids, nutrients and some metals. Recently, there has been a shift towards utilizing new ecological stormwater management practices with an aim to reduce the harmful effects of urbanisation on water quality and water volume changes. The goal of these ecological stormwater management practices is to maintain good water quality and steady runoffs despite the land use changes. This thesis describes the physical and chemical water quality in ditches in Kuninkaantammi. The study was conducted in three small subcatchments between June-December 2011. The aim of the thesis is to study the water quality in the region and the differences between the subcatchments. There will be remarkable land use changes in the study area in the near future. Kuninkaantammi is a pilot area of the stormwater program of the City of Helsinki. New ecological stormwater management practices will be utilized in Kuninkaantammi to minimize the effects on water quality and quantity. This study was conducted to examine the pre-condition of water quality in order to find out how the techniques will affect the water quality. The quality of the water was studied for the suspended solids, nutrients, metals and some trace elements. Overall, streamwater quality is fairly good in Kuninkaantammi. Concentrations are higher compared to natural streams but lower in comparison with stormwater and lower or equal in comparison with other urban streams in Helsinki. Land use in the catchment area reflects the water quality. In a subcatchment with more built-up surfaces concentrations of total phosphorus, nitrate, copper, nickel and trace elements are higher than in a less built-up subcatchment. In the more forested subcatchment concentrations of total nitrogen, phosphate, chrome, lead iron and zinc are higher. In the most forested subcatchment the concentrations of impurities are the lowest. To maintain the good water quality and to gain benefit from the ecological stormwater management practices it is important to size the realizations sufficiently large. Environmental problems exist due to the human behavior. Water quality is strongly affected by the social environment and this is why the structural and technical solutions alone do not lead to improved water quality. Institutions and the environmental attitude of formal institutions have an influence on individuals' behavior. Attitudes and behavior can be influenced with communication and increased awareness. Effective communication is positive toned and it is based on facts or it appeals to emotions. Positive environmental experiences increase the pro-environmental behavior which may lead to improved water quality. There is a need to increase people's awareness of the importance of urban streams.			
Avainsanat – Nyckelord) Keywords Kuninkaantammi, urban stream, water quality, sustainable stormwater management, social environment, environmental behaviour, environmental communication			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Kumpula science library			
Muita tietoja) Övriga uppgifter) Additional information			

Sisällysluettelo

1	Johdanto	1
1.1	Aikaisempi tutkimus.....	2
2	Maankäyttö ja vedenlaatu	3
2.1	Kaupungistuminen ja veden määrälliset muutokset	4
2.2	Kaupungistuminen ja veden laadulliset muutokset	5
2.2.1	Epäpuhtaudet.....	7
2.2.2	Epäpuhtauslähteet	9
3	Aineisto ja menetelmät	10
3.1	Kartta-aineistot	10
3.2	Näytteenotto	10
3.3	Laboratoriomenetelmät	11
3.4	Tulosten käsittely	12
3.4.1	Laboratoriomääritysten luotettavuus.....	12
4	Tutkimusalue	13
4.1	Sijainti	13
4.2	Valuma-alueet ja näytepisteet.....	14
4.3	Korkokuva	17
4.4	Maaperä	17
4.5	Maankäyttö	18
4.6	Kuninkaantammen alueen historia ja tulevaisuus	20
4.6.1	Kuninkaantammen vesistökuormituksen esiselvitys	22
5	Tulokset vedenlaadusta ja sen vaihtelusta	24
5.1	Näytteenotto-olosuhteet ja fysikaaliset vedenlaatumuuttujat.....	24
5.1.1	Kokonaisainemäärä	26
5.1.2	Happiolosuhteet ja pH.....	29
5.2	Kemialliset vedenlaatumuuttujat	30
5.2.1	Ravinteet	30
5.2.2	Metallit	32
5.2.3	Muut liuenneet aineet	34
6	Vedenlaatutulosten tarkastelu ja pohdinta	36
6.1	Vedenlaadun alueellinen erilaisuus	37
6.1.1	Kokonaisainemäärä	37

6.1.2 Ravinteet	38
6.1.3 Metallit	39
6.1.4 Muut liuenneet aineet	40
6.2 Vedenlaatu yleisesti	41
7 Näkemyksiä kestävään hulevesien hallintaan	43
7.1 Uudenlaiset hulevedenkäsittelymenetelmät Kuninkaantammessa	43
7.2 Yhteiskunnalliset ja sosiaaliset tekijät kestävässä hulevesien hallinnassa ...	44
7.2.1 Instituutiot	45
7.3 Ympäristötietoisuuteen ja -käyttäytymiseen vaikuttavat tekijät	46
7.3.1 Käyttäytymisen raamit	46
7.3.2 Sosiodemografiset tekijät	47
7.3.3 Tietoisuus ja asenteet ja käyttäytyminen	48
7.3.4 Ympäristöystävällisyyden motiivi	50
7.3.5 Sosiaaliset käyttäytymismallit käyttäytymisen kontrolloijina	50
7.3.6 Käyttäytymisen muokkautuminen	51
7.4 Osallistaminen vesiensuojelussa	52
7.5 Ympäristöviestintä	53
7.5.1 Ympäristötiedon lähteet	53
7.5.2 Ympäristötiedon ja -viestinnän laatu ja sen käsittely	54
7.5.3 Ympäristöviestinnästä asenteen ja käyttäytymisen muutokseen käytännössä	56
7.5.4 Ympäristöviestinnän keinojen vaikuttavuus ja tutkimukselliset haasteet	58
7.6 Ympäristöasenteet ja -tietoisuus pääkaupunkiseudulla	59
7.6.1 Kaupunkiluonnon merkitys kaupunkilaisille	60
7.6.2 Kaupunkilaisten huoli ympäristöstä	61
7.6.3 Asenteellinen ja käytännön ympäristöystävällisyys	62
7.6.4 Kaupungin rooli ympäristötoimijana	63
7.7 Hulevesien hallintaa Suomessa ja muulla	63
7.8 Ehdotuksia ja pohdintaa hulevesien sosiaalisesta ympäristöstä	67
8 Johtopäätökset	70
Kirjallisuus	72

Liite 1: Laboratoriomääritysten luotettavuus

Liite 2: Vedenlaatumuuttujien mittaustulokset

Liite 3: Vedenlaatumuuttujien tilastollisia tunnuslukuja näytepisteillä

Liite 4: Vedenlaatumuuttujien korrelaatiomatriisi

Liite 5: Vedenlaatumuuttujien tilastolliset erot näytepisteiden välillä

1 Johdanto

Maankäytön muutokset, kuten kaupungistuminen, vaikuttavat kokonaisvaltaisesti alueen hydrologiaan. Maankäytön muutokset aiheuttavat huomattavia muutoksia pintavesien laadussa ja määrässä. Rakennetuilta alueilta kulkeutuvia pintavaluntavesiä, sade- ja lumensulamavesiä, kutsutaan hulevesiksi. Puro- ja huleveden määritelmä on osin häilyvä, mutta karkea luonnehdinta voidaan tehdä siten, että purojen valuma-alue on maankäytöltään monimuotoisempi kuin hulevesien kertymäalue. Tutkimusmielenkiinto hulevesiin syntyy usein joko tulva-ongelmista tai hulevesiä vastaanottavan vesistön heikon tilan johdosta. Hulevesien perinteinen käsittely, eli mahdollisimman nopea poisjohtaminen alueelta, voimistaa kaupunkitulvia. Likaisilta pinnoilta kertyvät hulevedet johdetaan yleensä käsittelemättöminä paikallisiin ojiin ja puroihin, josta ne kulkeutuvat edelleen lähimpään vesistöön. Kaupunkien ojat ovat kuitenkin arvokkaita pienympäristöjä eliöstölle, ja hyvin hoidettuna maisemaelementtinä purot ympäristöineen vaikuttavat positiivisesti myös ihmisiin. Viimeaikoina ihmistoiminnan aiheuttamien vedenlaatuvaikutusten hallinnassa on alettu hyödyntää uudenlaisia hulevedenkäsittelytapoja, joiden päämäärää on säilyttää veden laatu ja määrä jokseenkin muuttumattomana maankäytön muutoksista huolimatta.

Tutkielman tarkoituksena on kuvata Luoteis-Helsingissä sijaitsevien tutkimusojien fysikaalis-kemiallista vedenlaatua. Vedenlaatua tutkitaan, sillä alueella tapahtuu lähivuosina maankäytönmuutoksia. Nykyisin pääosin metsävaltainen valuma-alue on kaavoitettu asuin- ja työpaikka-alueeksi. Kuninkaantammeksi nimetyllä alueella on tarkoitus hyödyntää uudenlaisia hulevedenkäsittelytapoja. Tutkielma vastaa kysymykseen, mikä on vedenlaatu ennen alueen rakentamista. Tutkielman tarkoituksena on tarkastella alueen yleistä vedenlaatua, mutta tarkastelu toteutetaan osavaluma-alueittain. Tutkimusvaluma-alueet maankäytöltään erilaisia, mikä mahdollistaa jo olemassa olevien vedenlaadun ja maankäytön yhteyksien huomioimisen. Tarkastelussa pohditaan alueen luonnonolosuhteiden sekä ihmistoiminnan vaikutusta vedenlaatuun.

Alueella hyödynnettävät uudenlaiset hulevedenkäsittelyjärjestelmät ovat pääosin teknisiä. Koska ihmiset mitä suurimmissa määrin kuitenkin vaikuttavat vedenlaatuun, paneudutaan tutkielmassa myös sosiaalisen ja institutionaalisen ympäristön

merkitykseen kaupunkivesien suojelussa. Lisäksi tutkielmassa tarkastellaan tiedottamisen, tietoisuuden ja käyttäytymisen välisiä yhteyksiä sekä kaupunkilaisten ympäristöasenteita.

Tutkielma jakautuu siis kahteen osaan. Toisaalta tarkastellaan tutkimusalueen fysikaalis-kemiallista vedenlaatua, toisaalta perehdytään ihmisten ympäristökäyttäytymiseen ja tiedon sekä tiedottamisen merkitykseen käyttäytymisessä. Tutkielmassa pyrin vastaamaan kysymyksiin (1) Mikä on Kuninkaantammen alueen vedenlaatu ennen alueen rakentamista, (2) onko vedenlaadussa eroja eri valuma-alueilla, (3) miten ihmisten tietoisuus ja asenteet vaikuttavat ympäristökäyttäytymiseen ja (4) mikä on ihmisten informoimisen merkitys kaupunkivesien suojelussa sekä (5) millaisia haasteita informoimiseen liittyy.

1.1 Aikaisempi tutkimus

Maankäytön muutosten, kuten kaupungistumisen vaikutuksesta vedenlaatuun on runsaasti tutkimustietoa (mm. Wang *et al.* 2001; Line *et al.* 2002; Tong & Chen 2002; Allan 2004). Tarkastelutaso on pitkään ollut paikallinen (Varanka & Luoto 2012), mutta muun muassa paikkatietoaineistot ja -menetelmät ovat mahdollistaneet tarkastelun siirtymisen paikallisesta mittakaavasta ja yksipuolisesta näkökulmasta laajempaan kokonaisuuteen. Harvoissa tutkimuksissa on kuitenkin kokonaisvaltaisesti yhdistetty sekä tilastolliset että spatiaaliset analyysit ja hydrologinen mallinnus maankäytön hydrologisten muutosten tutkimisessa eri mittakaavatasoilla (Tong & Chen 2002).

Myös Helsingissä tutkimus on ollut purokohtaista ja tutkimusta on tehty paljon opinnäytteisiin liittyen. Tarvaisen (2006) pro gradu –tutkielmassa tarkastellaan Helsingin suurimpien kaupunkipurojen fysikaaliskemiallista vedenlaatua. Hjerpen (2010) pro gradu -tutkielmassa käsitellään Näsinoja-Tuomarinkylänjoa ja Räsäsen (2011) tutkielmassa Mätäpuroa. Ruth (2004) on tutkinut väitöskirjassaan Mätäjoen, Mellunkylänpuron ja Tapaninkylänpuron vedenlaatua. Viimeaikaisia kokonaisvaltaisia tutkimuksia kaupunkivesistä on Kaupunkivedet ja niiden hallinta-projekti (Vakkilainen *et al.* 2005), johon kuuluu muun muassa kirjallisuuskatsaus ja koealatutkimuksia hulevesistä (Kotola & Nurminen 2003a, 2003b). Suomessa

hulevesien laatua on tutkittu ja selvitetty useissa suurimmissa kaupungeissa kuten Helsingissä (Nurmi 2001), Tampereella (Miettinen 2003), Vaasassa (Kannala 2006) ja Kuopiossa (Rissanen 2007). Suomen ympäristökeskuksen vuonna 2011 päättyneessä PURO II-hankkeessa käsiteltiin kokonaisvaltaisesti purojen tilan parantamista valuma-aluelähtöisesti. Hankkeessa huomioitiin niin ekologiset, taloudelliset kuin sosiaalisetkin näkökulmat purosuojelussa.

2 Maankäyttö ja vedenlaatu

Vedenlaatuun ja virtaavan veden määrään vaikuttavat yksinkertaistettuna ilmastolliset tekijät, aluetekijät ja ihmisen toiminnasta aiheutuvat tekijät. Ilmastollisista ja aluetekijöistä veden laatuun ja määrään vaikuttavat muun muassa sateen määrä ja intensiteetti sekä topografia, maaperä ja kasvillisuus (Sliva & Williams 2001; Allan 2004). Luonnolliset tekijät vaikuttavat veden laatuun erityisesti silloin, kun ihmisvaikutus on vähäistä (Allan 2004). Vedenlaatua selittävät tekijät ovat myös riippuvaisia tarkastelutasosta. Valuma-alueen geofysikaaliset ominaisuudet, kuten kaltevuus, uomatiheys ja maaperä ovat merkittävin vedenlaatua selittävä tekijä suurilla valuma-alueilla (Meynendonckx *et al.* 2006; Varanka & Luoto 2012). Pienillä valuma-alueilla maankäyttö nousee merkitsevämmäksi vedenlaatua selittäväksi tekijäksi (Varanka & Luoto 2012). Luotettavat päätelmät vedenlaadun ja maankäytön yhteyksistä voidaan kuitenkin tehdä vain tarkoin valituin menetelmin (Allan 2004; Varanka & Luoto 2012).

Maankäyttö vaikuttaa veden laatuun. Yksinkertaisimmillaan vedenlaatua ja virtaamien äärevyyttä kuvastaa vettä läpäisemättömän pinnan osuus valuma-alueella, mikä ilmentää ihmistoiminnan intensiivisyyttä. Urbanin maankäytön, päällystetyn pinnan ja vettä läpäisemättömän pinnan käyttäminen toisiaan vastaavina termeinä ei ole täysin ongelmaton, vaikka niinyleistyksen vuoksi usein tehdään (Allan 2004). Vettä läpäisemättömien pintojenkin välillä on laadullisia eroja.

Epäpuhtauspitoisuudet sekä kuormitus on kaupunkimaisilla alueilla suurempaa kuin luonnollisimmilla alueilla (Lenat & Crawford 1994; Sliva & Williams 2001; Wang *et al.* 2001; Tong & Chen 2002). Urbanisaatio on merkittävä uhka virtavesille globaalisti (Paul & Meyer 2001; Malmqvist & Rundle 2002). Esimerkiksi Skotlannissa urbaani hajakuormitus on syy joka kymmenennen jokivesistön

saastuneisuuteen, mutta jopa 31 %:n vakavasti saastuneen joen tila johtuu urbaanista hajakuormituksesta (D'Arcy *et al.* 2000, *cit.* Ellis & Mitchell 2006: 19). Kaupunkien virtavedet ovat kokonaisuudessaan toiminnallisesti köyhempiä kuin luonnonpurot (Malmqvist & Rundle 2002). Urbanisaatio aiheuttaa suoranaisesti ekosysteemien tuhoutumista fysikaalisten ja kemiallisten vedenlaatumuutosten kautta, mitkä johtavat myös biologisiin muutoksiin. Äärevät hulevesivalumat voivat aiheuttavaa ongelmia myös infrastruktuurille (Kotola & Nurminen 2005).

Vedenlaadun muodostuminen on kokonaisuudessaan vuorovaikutusten verkko, jossa fysikaaliset, kemialliset ja biologiset tekijät vaikuttavat toinen toisiinsa. Aineilla ja yhdisteillä voi olla ympäristössä useampia vaikutuksia (Malmqvist & Rundle 2002). Tuntematon seikka on lisäksi eri aineiden ja yhdisteiden yhteisvaikutukset.

2.1 Kaupungistuminen ja veden määrälliset muutokset

Kaupungistuminen ja maankäytön muutokset vaikuttavat kokonaisvaltaisesti alueen hydrologiaan. Kaupungissa sademäärät kasvavat lisääntyneiden epäpuhtaushiukkasten vuoksi, mutta haihdunta ja interseptio vähenevät kasvillisuuspeitteen häviämisen takia. Pohjaveden muodostuminen sekä veden maaperään ja kasvillisuuteen sitoutuminen vähenevät. Päälystettyjen pintojen lisääntymisen lisäksi maaperä tiivistyy myös muuten estäen veden imeytymisen. Nämä kaikki johtavat pintavalunnan lisääntymiseen (Melanen 1986).

Päälystetyn pinnan lisääntyminen kasvattaa pintavaluntaa, sillä vesi ei pääse imeytymään kasvillisuuteen ja maaperään. 10–30 %:n lisäys valuma-alueen vettä läpäisemättömässä pinta-alassa lisää keskimääräistä valuntaa 50 %:lla, mutta äärimmäisten sadetapahtumien valunnat voivat kasvaa 100 % (Jennings & Jarnagin 2002: 487; Dietz & Clausen 2008: 562–563). Kun vettä läpäisemättömän pinnan osuus on 75–100 % valuma-alueesta, voivat valumat kasvaa viisinkertaisiksi metsäiseen valuma-alueeseen verrattuna (Paul & Meyer 2001). Maankäytön muutokset aiheuttamat valuntamuutokset ilmenevät erityisesti pienillä valuma-alueilla (Dietz & Clausen 2008). Erilaisten pintojen merkitsevyyttä valunnan muodostumisessa voidaan kuvata myös valumiskertoimella. Valumiskerroin on suure, joka kuvaa sitä osuutta, mikä sadannasta ja sulamisvesistä muuttuu pintavalunnaksi. Asfalttipinnan valumiskerroin on 0,8 ja kattojen 0,9.

Luonnontilaisen viheralueen valumiskerroin on noin 0,10 (Keränen & Hyöty 2007: 9).

Kaupungistuminen lisää paitsi vettä läpäisemätöntä pintaa, myös uomatiheyttä (Paul & Meyer 2001). Valuma-alueen luonnontilaa ja virtaamien äärevyyttä voidaan arvioida myös tarkastelemalla avouomien ja sadevesiviemäreiden suhdetta. Keinotekoiset uomat ovat luonnollisiin verrattuna suoria ja jyrkkäseinäisempiä. Veden johtaminen avo-ojiin kasvattaa virtausnopeuden viisinkertaiseksi, mutta putkitus jopa yli kymmenkertaiseksi verrattuna virtausnopeuteen maastossa. Sekä uomatiheyden kasvu että putkitus nostavat tulvariskiä (Kannala 2006).

Useiden vedenlaadun muuttujien pitoisuudet riippuvat virtaamasta (Ruth 2004). Koska virtaamavaihtelut kaupunkipuroissa ovat suuret, myös pitoisuusvaihtelut ovat (Kotola & Nurminen 2005). Usein merkittävimpien yhdisteiden ja alkuaineiden pitoisuudet ovat kääntäen verrannollisia vesimäärään, mutta tilanne voi olla myös päinvastainen (Lahermo *et al.* 1996; Ruth 2004; Kotola & Nurminen 2005). Maa- ja kallioperästä kulkeutuvien aineiden pitoisuudet ovat usein suurempia silloin, kun vesimäärä on suuri, sillä näitä aineita pääsee huuhtoutumaan maaperästä. Sen sijaan ihmistoiminnan aiheuttamien aineiden, kuten joidenkin metallien pitoisuudet laskevat laimenemisen vaikutuksesta, kun vesimäärä on suuri (Arvola 2012). Toisaalta, kun pintavalunta on suurta, epäpuhtailta pinnoilta pääsee huuhtoutumaan ainesta kun taas kuivana aikana huuhtoutumista ei juuri tapahdu.

2.2 Kaupungistuminen ja veden laadulliset muutokset

Sadeveden laatu muuttuu sen päästessä kosketuksiin rakennettujen pintojen kanssa (Berndtsson 2010). Päälystettyjen pintojen maankäyttö on sellaista, josta aiheutuu epäpuhtauksia, minkä lisäksi päälystetystä pinnasta itsestään voi irrota erilaisia aineita. Likaisilta pinnoilta huuhtoutuu veden mukana haitta-aineita, kuten kiintoainesta, ravinteita ja metalleja, orgaanista ainesta, patogeeneja ja öljyjä (Kotola & Nurminen 2003a). Hulevesien haitta-aineet ovat peräisin esimerkiksi liikenteestä, rakennusmateriaaleista, teollisuusalueilta, vuotavista viemäreistä, eläinten jätöksistä ja ilmaperäisestä kaukolaskeumasta (Kotola & Nurminen 2005; Ellis & Mitchell 2006). 70 % hulevesien epäpuhtauksista aiheutuu hajakuormituksesta (Ferguson 1998: 7). Vaikka roskaaminen ja tahallinen saastuttaminen aiheutuvatkin

käytännössä usein yhdestä pisteestä, luetaan ne hajakuormitukseksi päästölähteen hankalan jäljittämisen vuoksi (Drinkwin 1995).

Kun vettä läpäisemättömän pinta-alan osuus valuma-alueella kasvaa, lisääntyy myös epäpuhtauskuormitus (Dietz & Clausen 2008). Epäpuhtauskuorman kasvaminen ei kuitenkaan ole suoraviivaisesti riippuvaista päällystetyn pinnan osuudesta (Kuusisto 2002; Hatt *et al.* 2004). Selvin yhteys vettä läpäisemättömällä pinnalla on kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuuksiin. Sen sijaan esimerkiksi kemialliseen hapenkulutukseen ja kokonaistyyppipitoisuuteen päällystetyn pinta-alan määrällä ei ole yhtä selvää vaikutusta (Kotola & Nurminen 2005). Päällystetyn pinnan osuuden ylittäessä 10 % valuma-alueen pinta-alasta hydrologiset muutokset ovat huomattavia, mikä ilmenee niin fysikaalis-kemiallisessa kuin biologisessa vedenlaadussa (Wang *et al.* 2001; Jennings & Jarnagin 2002: 485). Kun päällystetty pinta-ala ylittää 30 %, vedenlaadun muutokset ovat väistämättömiä ja vakavia (Booth 1991; Ferguson 1998: 8). Vettä läpäisemättömiä pintoja tulisi kuitenkin tarkastella suhteessa siihen, johdetaanko vedet suoraan uomastoon vai ei. Sekä ainespitoisuudet että kuormitus läpäisemättömiltä pinnoilta, jotka eivät ole suoraan yhteydessä uomastoon, on pienempää kuin pinnoilta, joilta vedet johdetaan suoraan uomaan (Wang *et al.* 2001; Hatt *et al.* 2004).

Kaupunkialueet eivät ole yhtenäisiä, vaan sisältävät hyvin monenlaista maankäyttöä. Kaupungeissa on esimerkiksi puistoalueita, vilkkaasti liikennöityjä liikennealueita, pihateitä, tiiviisti rakennettuja kerrostaloalueita, väljästi rakennettuja pientalo-alueita, kaupallisia alueita, kevyen teollisuuden alueita sekä kaupunkimetsiä. Kuormitus näiltä kaupunkialueeseen niputetuilta alueilta on erilaista, eikä alueiden kuormittavuutta voida yksiselitteisesti asettaa järjestykseen (Lee & Bang 2000; Line *et al.* 2002; Tong & Chen 2002; Ellis & Mitchell 2006; Ellis & Revitt 2008).

Metsillä voi olla merkittävä rooli vedenlaadun huonontumisen estäjänä kaupunkialueilla, sillä metsäalueille pidättyy monia epäpuhtauksia kuten kiintoainesta, metalleja ja kloridia (Allan *et al.* 1997; Sliva & Williams 2001; Meynendonckx *et al.* 2006). Tiheä puusto sitoo ilmasta myös muita epäpuhtaushiukkasia (Lahermo *et al.* 1996). Metsät myös tasoittavat virtaamavaihteluita (Allan *et al.* 1997). Koskemattomat metsäalueet ovat hyvin pieni kuormituslähde. Metsätaloustoimenpiteet voivat merkittävästi lisätä

ravinnekuormitusta sekä metallikuormitusta erityisesti raudan osalta (Pohjois-Pohjanmaan ELY 2011), mutta kaupungeissa metsätaloustoimenpiteet ovat kuitenkin vähäisiä.

2.2.1 Epäpuhtaudet

Olennaisiksi muuttujiksi hulevedenlaatua tutkittaessa lukeutuvat muun muassa kiintoaines ja orgaaninen aines, ravinteet ja pH sekä metalleista kromi, kupari, nikkeli, lyijy ja sinkki (Eriksson *et al.* 2007).

Yksinkertaisimmillaan tietoa vedenlaadusta saadaan kiintoaineen määrää tarkkailemalla. Kaupunkialueilla kiintoainesmäärät valumavesissä ovat suuret voimakkaiden virtaamien, virtaamavaihteluiden ja ihmistoiminnan eroosiovaikutuksen vuoksi (Lenat & Crawford 1994; Kotola & Nurminen 2003a). Kiintoaineen kulkeutuminen ja sen sisältämät haitta-aineet yhdistyvät useisiin hulevesien haitallisiin vesistövaikutuksiin joko suoraan tai epäsuorasti. Kiintoaine samentaa vettä ja sitä voi kertyä hulevesiverkostoon aiheuttaen tukkeumia (Kuntaliitto 2012). Kiintoaineesta samea vesi vähentää biologista tuotantoa ja lajien monimuotoisuutta. Paikoin laskeutuva kiintoaines muuttaa pohjan eliöstön habitaattia. Suurin osa aineskuljetuksesta, ravinteista ja metalleista, on sitoutunut humukseen, savekseen tai muuhun kiintoaineeseen, mutta liuetessaan epäpuhtaudet vaikuttavat eliöstöön (Lahermo *et al.* 1996; Peltola-Thies 2005). Sekä uomasta että valuma-alueelta erodoituu materiaalia myös luonnollisesti, mutta ihmistoiminta lisää eroosiota ja kiintoainekulkeumaa.

Sähkönjohtavuus kuvaa liuenneiden aineiden pitoisuutta. Tässä tutkielmassa selvitettiin natrium-, kalium-, kalsium-, magnesiumkatioineiden sekä fluoridi-, kloridi- ja sulfaattianioneiden pitoisuudet. Näiden lisäksi karbonaatti ja bikarbonaatti lukeutuvat yleisimpiin valuma-alueelta huuhtoutuviin ioneihin, jotka määrittävät veden suolaisuutta (Kalff 2002). Sähkönjohtavuus nousee päällystetyn pinnan lisääntyessä (Hatt *et al.* 2004), mutta päällystetyn pinta-alan perusteella ei kuitenkaan voida päätellä keskimääräistä sähkönjohtavuutta, mikä määräytyy tarkemmin maankäytön toimintojen perusteella (Kotola & Nurminen 2005).

Merkittävä uhka pintavesien laadulle ja virtavesien ekosysteemeille on eutrofikaatio (Carpenter *et al.* 1998; Meynendonckx *et al.* 2006). Merkittävimmät ravinteisuuteen

vaikuttavat tekijät ovat typpi ja fosfori (Heathwaite *et al.* 1996), joiden pitoisuudet ovat korkeita urbaaneilla alueilla (Tong & Chen 2002). Varsinkin liukoisten ravinteiden muotojen, nitraattitypen ja fosfaattifosforin, esiintyminen on merkittävää, sillä ne ovat eliöille suoraan käyttökelpoisessa muodossa ja voivat aiheuttaa rehevöitymistä. Liuenneiden ravinteiden muodot ovat runsaita urbaaneilla alueilla (Lenat & Crawford 1994), koska niiden käyttö on vähäistä kasvillisuuden puuttumisen vuoksi (Heathwaite *et al.* 1996; Sliva & Williams 2001; Hatt *et al.* 2004). Runsaat ravinteet johtavat systeemin epätasapainoon ja aiheuttavat ongelmia viimeistään vastaanottavassa vesistössä (Ferguson 1998).

Metallit ovat usein erityismielenkiinnon kohteena hulevesitutkimuksissa, sillä kaupunkialueilla raskasmetallikuormat 2–4-kertaisia vertailualueisiin nähden (Kuusisto 2002). Yksittäisiä korkeita metallipitoisuuksia löytyy kaikilta maankäyttömuodoilta, mutta keskimääräisesti pitoisuudet ovat korkeampia urbaaneilla valuma-alueilla verrattuna metsäisiin (Lenat & Crawford 1994; Jarvie *et al.* 2002; Das *et al.* 2009). Pieninä pitoisuuksina jotkin metallit ovat eliöille välttämättömiä ravinteita, mutta suurempina pitoisuuksina haitallisia tai myrkyllisiä (Lahermo *et al.* 1996). Metallien esiintyminen hulevesissä on merkittävää, koska ne eivät hajoa luonnossa ja voivat aiheuttaa merkittäviä ongelmia joko hetkittäisten korkeiden pitoisuuksien tai kertymisen kautta. Krooniset korkeat metallipitoisuudet muun muassa heikentävät eliöiden lisääntymis- ja vastustuskykyä (Ferguson 1998).

Metallien esiintymismuoto on merkitsevä niiden haitallisuutta arvioitaessa. Partikkeleihin sitoutuneet metallit eivät ole yhtä haitallisia kuin liuenneessa muodossa esiintyvät. Metallien sitoutumisaste vaihtelee suuresti eri tutkimuksista riippuen (Martin & Meybeck 1979, *cit.* Foster & Charlesworth 1996; Kjølholt *et al.* 1997; Sansalone & Buchberger 1997; Camponelli *et al.* 2010). Liuenneiden ja partikkelimaisten metallien osuudet riippuvat esimerkiksi pH:sta, virtaaman kiintoaineen laadusta, metallien liukoisuudesta sekä päällystetyn pinnan laadusta (Sansalone & Buchberger 1997). Metsäisillä valuma-alueilla metalleista suurempi osa on liukoisessa muodossa kuin urbaaneilla valuma-alueilla, joilla on enemmän kiintoaineskulkeumaa (Lenat & Crawford 1994).

2.2.2 Epäpuhtauslähteet

Kaupungeissa liikenne ja siihen liittyvät toiminnot aiheuttavat merkittävän osan epäpuhtauksista (Kuusisto 2002; Kotola & Nurminen 2005; Kannala 2006). Liikenne on kaupunkialueilla merkittävä orgaanisen kuormituksen aiheuttaja (Ferguson 1998; Kotola & Nurminen 2003a). Liikennealueiden katupöly sekä tiesuolaus ja pölynsidonta nostavat myös liuenneiden aineiden pitoisuuksia (Ruth 2004). Asfalttipäälysteestä irtoava pöly on pääosin päällystemassan kiviainesta ja bitumia, mutta pieniä määriä polttoaineiden palamisjäännöksiä, voiteluaineita, kumia sekä metalleja (Aittola & Kokko 1992). Liikenteen päästöt happamoittavat purovesiä, mikä voi ilmetä korkeina sulfaatti- ja nitraattipitoisuuksina (Lahermo *et al.* 1996; Malmqvist & Rundle 2002). Katujen pesuaineet, teiden kulumisen ja hiekoitus vaikuttavat kaupunkivesien ravinnekuormaan (Lahermo *et al.* 1996; Lard & Pirard 2010).

Liikenteen ja liikennealueiden metallikuormitus johtuu erityisesti liikennevälineiden osien, kuten jarrujen ja renkaiden kulumisesta, mutta myös asfaltin kulumisesta sekä vähäisesti polttoaineista, pakokaasuista ja erilaisista öljyistä (Sörme & Lagerqvist 2002; Ellis & Mitchell 2006). Esimerkiksi Tukholmassa liikennevälineet aiheuttavat 1–11 % vedenpuhdistuslaitoksille päätyvästä sekaviemäroinnin kokonaismetallikuormasta (Sörme & Lagerqvist 2002).

Rakennetuilta alueilta ja asuinalueilta kulkeutuu orgaanista kuormaa, mutta kuormitus aiheutuu erityisesti eläimistä ja lemmikeistä (Ellis & Mitchell 2006). Kaupunkialueilla eläinten jätökset aiheuttavat merkittävän ravinnekuorman vesistöihin (Malmqvist 1983). Helsingissä arviolta 10 % ravinnekuormituksesta johtuu koirien jätöksistä (Ruth 2004: 109). Kaupunkialueiden metallikuormitus aiheutuu myös rakennusten metallisten pintamateriaalien kulumisesta, esimerkiksi katoista ja räystäistä. Varsinaisten metallipintojen lisäksi lähes kaikista rakennusten rakennemateriaaleista sekä infrastruktuurirakenteista kuten tiilestä, maalatusta ja maalaamattomasta puusta sekä betonista irtoaa jonkin verran metalleja (Davis *et al.* 2001; Ympäristöministeriö 2005; Ellis & Mitchell 2006).

Arviot siitä, mistä lähteestä kunkin metallin suhteellinen määrällinen kuormitus tulee, vaihtelevat. Merkittävin tekijä tietyn metallin kohdalla on yleensä joko rakennukset tai liikennevälineet. Sörme & Lagerqvistin mukaan (2002) rakennukset ovat

merkittävämpi kupari- ja sinkkikuormituksen lähde kuin liikenne, jonka lyijykuormitus on puolestaan suurempi. Lyijyn ja kromin laskeuman osuus hulevesien metallikuormituksesta on suurempi kuin liikenteen ja rakennusten aiheuttama kuormitus (Jarvie *et al.* 2002; Sörme & Lagerqvist 2002; Ympäristöministeriö 2005). Teollisuusalueiden kuormitus riippuu paljolti teollisuuden laadusta.

Kaupunkirakentamisen aiheuttama muutos alueen kuormituksessa riippuu alkuperäisestä maankäytöstä ja rakennettavan maankäytön intensiivisyydestä. Metsäalueille rakennettaessa huuhtoumat usein kasvavat, mutta peltoalueille rakennettaessa vähenevät (Kuusisto 2002). Rakentamisen vedenlaatuvaikutukset ovat kuitenkin merkittävät (Line *et al.* 2002). Rakentaminen nostaa kiintoainespitoisuuden keskimäärin kymmenkertaiseksi, mutta hetkellisesti kiintoainespitoisuudet voivat kohota jopa tuhatkertaisiksi normaaliin nähden (Line *et al.* 2002: 104; Kotola & Nurminen 2005: 90). Myös ravinteiden, erityisesti fosforin, kulkeutuminen rakentamisen aikana on suurta (Carpenter *et al.* 1993; Line *et al.* 2002; Kotola & Nurminen 2005).

3 Aineisto ja menetelmät

3.1 Kartta-aineistot

Tutkimusalueen kuvauksessa on hyödynnetty paikkatietoaineistoja (GTK 2007; MML 2010a, 2010b, 2010c), jotka on ladattu PaITuli- paikkatietopalvelusta. Tutkimusalueen rajauksessa on hyödynnetty myös Kohon (2008) välittämiä viemäriaineistoja. Tutkielmassa esitetyt kartat ja niihin liittyneet analyysit on tehty ArcMap-ohjelmistolla.

3.2 Näytteenotto

Näytteenottoajanjaksolta kesä-joulukuulta 2011 kertyi 14 näytteenottokertaa. Vähävetiseen aikaan kesä-elokuussa näytteitä haettiin kerran kuukaudessa, sen jälkeen 2-3 krt/kk. Elokuun näytteenottokerralta Hakuninmaanojasta ei ollut mahdollista ottaa näytettä veden vähyyden vuoksi. Kolmelta näytepisteeltä vesinäytteitä kertyi yhteensä 41.

Nopeasti muuttuvat vedenlaatumuuttujat kuten lämpötila, pH, sähkönjohtavuus, happipitoisuus ja hapen kyllästysaste määritettiin kenttämittareilla näytepisteillä. Kenttätöskentelyssä kenttämittareiden tulosten oikeellisuutta varmistettiin laitteiden kalibraatioilla ja riittävän pitkällä mittausajoilla.

3.3 Laboratoriomenetelmät

Kerätyt vesinäytteet pakastettiin näytteenottopäivänä ja sulatettiin analysoitavaksi analyysipäivänä tammi-helmikuussa 2012. Pakastusaika näytteillä oli siis maksimissaan 7 kuukautta, mitä voidaan pitää luotettavana säilytysaikana oikein käsitellyille näytteille. Pakastaminen pysäyttää biologiset ja kemialliset muutokset, mutta saattaa aiheuttaa muutoksia näytteen kiinto- ja liuenneiden aineiden suhteissa (Utriainen *et al.* 2006). Vesinäytteet analysoitiin Geotieteiden ja maantieteen laitoksen laboratoriossa ja määrittelyissä noudatettiin sertifikaatein standardoituja menetelmiä (taulukko 1). Määritettävät aineet ja menetelmät määräytyivät tutkimuskysymyksen sekä Geotieteiden ja maantieteen laitoksen laboratorion analyysimahdollisuuksien perusteella. Tutkielmassa haluttiin yleiskuva alueen fysikaaliskemiallisesta vedenlaadusta, joten mukana on lukuisa joukko eri vedenlaadun muuttujia.

Näytteistä määritettiin kiintoaine (TSS), liennut aine (TDS) ja orgaaninen kiintoaines (org). Kiinto- ja liuenneen aineen erotus tehtiin vesistövesille tarkoitettulla GF/C-suodattimella, joka läpäisee alle 1,2 µm kokoiset partikkelit. Lisäksi määrittelyihin lukeutui ravinne- ja metallianalyysit. Ravinteista ja liuenneista aineista määritettiin kokonaistyyppi-, kokonaisfosfori-, nitraatti-, fosfaatti-, natrium-, kalium-, kalsium-, magnesium-, fluoridi-, kloridi- ja sulfaattipitoisuudet (TN, TP, NO_3^- , PO_4^{3-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , F^- , Cl^- , SO_4^{2-}). Nitraattipitoisuus kattaa käytännössä myös nitriitin, sillä hapellisissa oloissa nitriitti hapettuu nopeasti nitraatiksi. Metalleista määritettiin liennut kromi, kupari, rauta, nikkeli, lyijy ja sinkki (Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn). Kokonaisravinteiden määrittely tehtiin UV/VIS –spektrometrillä, moniaineanalyysi ionikromatografilla ja metallimäärittelykset sekä liukoinen fosfori ICP-MS-laitteella.

Taulukko 1. Laboratoriossa määritetyt vedenlaatuominaisuudet, käytetyt menetelmät, standardit ja laadunvarmistus.

Määritettävä aine	Menetelmä	Standardi	Laaduntarkkailu
Kiintoaine, liennut aine,	Suodatus, kuivatus, haihdutus	SFS-EN 872 (1996)	
Orgaaninen kiintoaine	Hehkutus	SFS 3008 (1990)	
Kokonaistyyppi	Spektrometrinen ammoniummolybdaatti-menetelmä	SFS-EN ISO 11905-1 (1998)	Vertailumateriaalit, rinnakkaismääritykset, 0-näytteet
Kokonaisfosfori	Peroksidisulfaatti-hapetus ja spektrometrinen menetelmä	SFS-EN 1189 (1997)	Vertailumateriaalit, rinnakkaismääritykset, 0-näytteet
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Ionikromatografia	SFS-EN ISO 14911 (2000)	Vertailumateriaalit, rinnakkaismääritykset
F ⁻ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻	Ionikromatografia	SFS-EN ISO 10304-1 (1995)	Vertailumateriaalit, rinnakkaismääritykset
Liukoinen fosfori, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb ja Zn	Plasma-analytiikka massaspektrometrilla	ISO 17294-2 (2003)	Vertailumateriaalit, rinnakkaismääritykset, 0-näytteet

3.4 Tulosten käsittely

Vedenlaatatuloksia on käsitelty Microsoft Excel-tilastointiohjelmassa sekä SPSS- ja R-tilasto-ohjelmissa. Muuttujien jakauman normaalisuutta tarkasteltiin visuaalisesti histogrammeihin sekä Shapiro-Wilkinsonin testillä. Koska aineisto ei ollut normaalisti jakautunut, muuttujien väliset korrelaatiot laskettiin Spearmanin testillä, joka ei ole herkkä aineiston jakauman epänormaalisuudelle. Muuttujien välinen korrelaatio on tulkittu voimakkaaksi, jos korrelaatiokerroin (r_s) on yli 0,8, huomattavaksi korrelaatiokertoimen ollessa välillä 0,6–0,8 ja kohtalaiseksi kerotimen ollessa 0,3–0,6. Merkitseviksi tuloksiksi huomioidaan tulokset, joissa p-arvo on $< 0,05$. Kahden näytepisteen välistä tilastollista eroavaisuutta tarkasteltiin Mann-Whitneyn-testillä. Käytetty menetelmä valikoitui aineiston perusteella, joka ei noudattanut normaalijakaumaa.

3.4.1 Laboratoriomääritysten luotettavuus

Kemiallisten analyysien luotettavuutta on tarkkailtu määrittämällä riittävä määrä pitoisuudeltaan tunnettuja vertailumateriaaleja, tekemällä näytteistä rinnakkaismäärityksiä sekä analysoimalla puhtaita nollanäytteitä (taulukko 1). Näiden mittareiden perusteella tuloksia pidetään luotettavina (liite 1). Kiinto- ja liuenneiden määrityksessä ei suoritettu laadunvalvontaa, sillä määritysten onnistuminen on vahvasti näytekohtaista (SFS-EN 872 1996). Vedenlaatatuloksia jouduttiin joiltain osin hylkäämään analyysissa tapahtuneiden inhimillisten virheiden

tai vesinäytteen analyyseja häiritsevien ominaisuuksien ja siten luotettavien tuloksien puutteellisuuden vuoksi. Osa tuloksista jäi myös alle määritysrajojen.

Vertailunäytteissä luotettavina voidaan pitää tuloksia, joiden saannot vaihtelevat enimmillään ± 10 % annetusta arvosta (suhteutettu 100 %:iin) (Virkanen *et al.* 2011: 96). Ravinne-, metalli- ja liuenneiden aineiden vertailunäytteiden saannot ovat pääosin oikeellisia. Raudan saanto oli -20 % ja kaliumin -14 %, joten näihin tuloksiin voi suhtautua pienellä varauksella. Näytteistä tehtyjen rinnakkaismäärityksien pienet vaihtelukertoimet tukevat tuloksien luotettavuutta kaikissa määrittelyissä. Pitoisuusalueella 10–100 mg/l rinnakkaisnäytteiden luotettavan vaihtelukertoimen raja-arvo on 20 % (Virkanen *et al.* 2011: 94), analyyseissa vaihtelukerroin vaihtelee välillä 0,1–5,5 %.

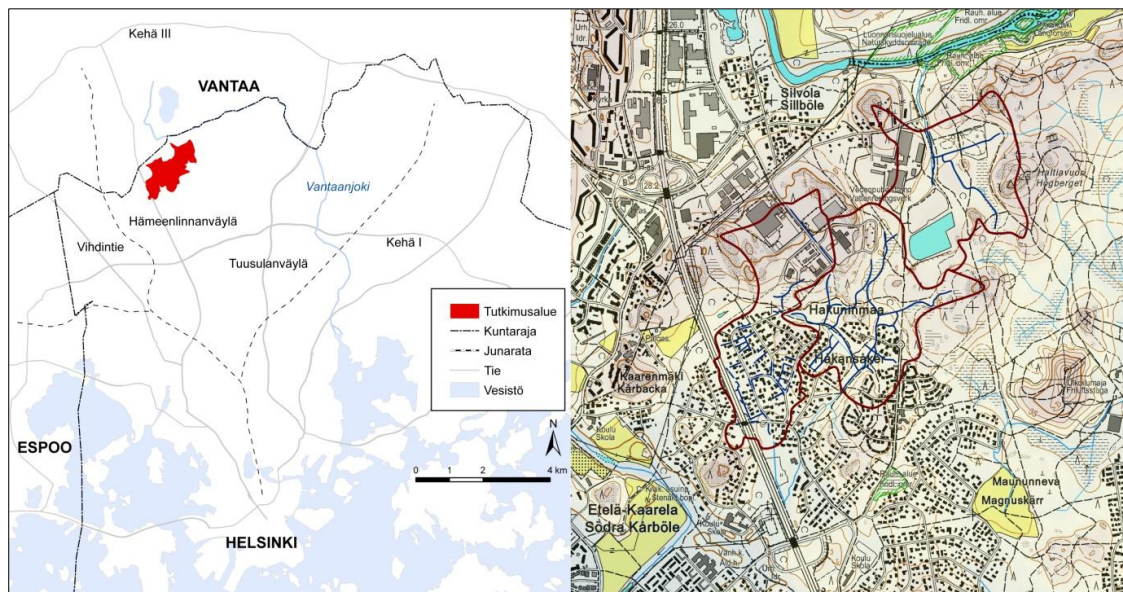
Nollanäytteiden keskiarvo on laskettu niiden tulosten perusteella, jotka ylittivät määritysrajan. Jos vain yksi näyte ylitti määritysrajan, on tämä arvo asetettu keskiarvoksi. Puhtaat nollanäytteet tukivat tulosten luotettavuutta ravinneanalyysissä. Liuenneiden ioneiden määrittelystä ei ole saatavilla nollanäytteiden pitoisuuksia. Metallien nollamäärittelyssä erityisesti raudan, mutta myös sinkin pitoisuudet olivat korkeita. Koska vertailunäytteiden antamat pitoisuudet olivat kuitenkin oikeellisia ja rinnakkaismäärittelysten vaihtelu pientä ja analyysin kulku on kaikilla näytteillä ollut sama, on vaihtelu selittämätön. Niinpä tulosten luotettavuuden arvioinnissa huomioidaan vertailu- ja rinnakkaismäärittelysten tulokset, eikä nollamäärittelysten antamia pitoisuuksia ole vähennetty tuloksista. Raudan ja sinkin osalta on kuitenkin huomioitava mahdollisen selittämättömän epäpuhtauslähteen mahdollisuus varsinaisissa näytetuloksissa. Rautamäärittelysten luotettavuusmittarit vaikuttavat eri suuntiin tulosten tulkinnassa. Raudan saanto oli hieman alhainen, mutta puhtaissa näytteissä oli kontaminaatiota.

4 Tutkimusalue

4.1 Sijainti

Tutkimusalue sijaitsee Luoteis-Helsingissä, Vantaan rajan läheisyydessä (kuva 1). Länsipuolella alue rajoittuu Hämeenlinnanväylään, kun taas itäpuolella Keskuspuistoon ja Haltialan ulkoilualueeseen. Etelässä aluetta rajaa Hakuninmaan

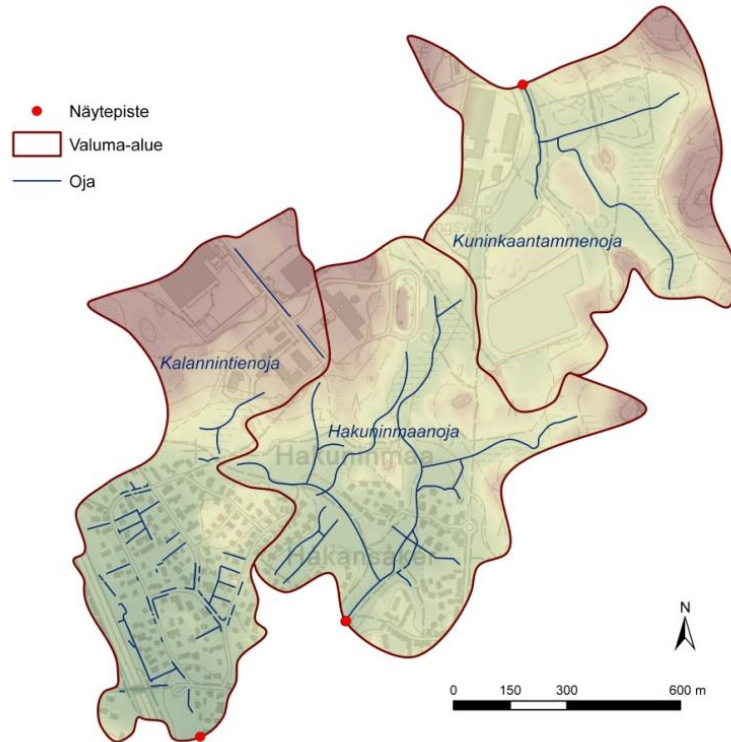
asuinalue. Kuninkaantammen uusi asuinalue rajautuu pohjoispuoleltaan Silvola-yritysalueeseen sekä Vantaanjokeen ja hallinnollisesti Vantaan kaupunkiin.



Kuva 1. Tutkimusalueen sijainti Luoteis-Helsingissä (Koho 2008; MML 2010a, 2010b).

4.2 Valuma-alueet ja näytepisteet

Valuma-alueet on rajattu korkeusmallin (MML 2010a), viemäriaineistojen (Koho 2008) sekä maastotarkastelujen perusteella (kuva 2). Hakuninmaanojan nimitys on peräisin kirjallisuudesta, mutta Kalannintienoja ja Kuninkaantammenoja on nimetty alueen nimistöä tarkastellen. Hakuninmaanojalla tarkoitetaan yleisesti sekä Kalannintienojaa että Hakuninmaanojaa, jotka purkautuvat Mätäjokeen noin kilometrin päässä näytepisteistä, mutta tutkielmassa Hakuninmaanojan valuma-alue on rajattu pienemmäksi kuin mitä sillä yleisesti tarkoitetaan (Koho 2008). Kuninkaantammenoja purkaa vetensä Vantaanjokeen noin sadan metrin päässä näytteenottopisteeltä. Näytteenottopisteet on valittu siten, että niiden valuma-alueet edustaisivat mahdollisimman hyvin tulevia Kuninkaantammen alueen valuma-alueita, jotta valuma-alueiden kautta saadaan tietoa rakentamisen mahdollisista vedenlaatuvaikutuksista.



Kuva 2. Valuma-alueet ja näytepisteiden sijainti (Koho 2008; MML 2010a, 2010b).

Kalannintienojan 0,42 km²:n kokoinen valuma-alue on läntisin valuma-alueista. Valuma-alue rajautuu Hämeenlinnankylään siten, että tiealueelta kuitenkin kulkeutuu vesiä valuma-alueelle. Vedet kulkevat pääosin keinotekoisissa tiestön kulkua mukailevissa uomissa tai sadevesiviemäreissä. Sadevesiviemäröinti kuljettaa hulevesiä pohjoisosan yritysalueelta, mutta myös alueen eteläosan asuinalueella on runsaasti hulevesiputkia. Näytteenottopiste sijaitsee sadevesiviemäriputken purkukohdassa Hämeenlinnankylän ja asuinalueen välissä (kuva 3). Vesi uomassa oli lähes seisovaa. Uoma oli näytteenottojaksolla liettynyt eikä uomassa esiintynyt merkittävää kasvillisuutta. Kalannintienojasta käytetään tuloksia esiteltäessä lyhennettä *Kal.*



Kuva 3. Näytteenottopiste Kalannintienojalla (21.6.2011).

Hakuninmaanojan 0,45 km²:n suuruisen valuma-alueen vesi virtaa suurimmaksi osaksi pienissä avouomissa. Näytteenottopiste sijaitsee metsäisellä alueella ulkoilureittien varrella. Uoma on näytepisteistä selkeästi vähävetisin. Kesällä uomassa virtasi vettä hyvin vähän tai ei ollenkaan, mutta runsassateinen joulukuu aiheutti suurimmat virtaamat (kuva 4, 5). Uoman pohjamateriaali oli näytepisteistä karkeajakoisinta, hiekkamaista. Hakuninmaanojasta käytetään tuloksia esiteltäessä lyhennettä *Hak*.



Kuva 4. Hakuninmaanoja 12.8.2011.



Kuva 5. Hakuninmaanoja 14.12.2011.

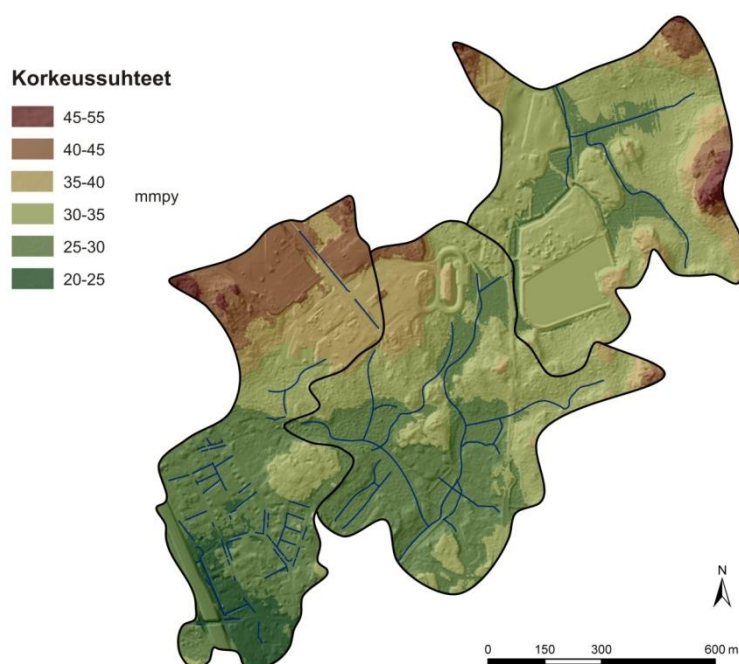
Kuninkaantammenojan 0,42 km²:n kokoinen valuma-alue rajautuu HSY:n Pitkäkosken vedenpuhdistamoon ja Haltiavuoreen. Näytepiste sijaitsee Pitkäkosken ulkoilumajan parkkipaikan läheisyydessä, ulkoilumaastojen alkukohdassa (kuva 6). Kuninkaantammenojan näytepiste on runsasvetisin tutkimuksen valuma-alueista ja näytteenottoajanjaksolla vesi virtasi havaittavasti. Kuninkaantammenojan valuma-alueella vesi virtaa pääosin luonnollisen oloisissa uomissa. Näytteenottopisteellä uoma on leveä ja puiden reunustama. Kuninkaantammenojasta käytetään tuloksia esiteltäessä lyhennettä *Kun*.



Kuva 6. Kuninkaantammenojan näytteenottopiste (13.10.2011).

4.3 Korkokuva

Kuninkaantammen alue on suhteellisen alavaa, korkeus vaihtelee 20–55 metriä merenpinnan yläpuolella (kuva 7). Uomat ovat sijoittuneet luonnollisesti maaston alavimpiin kohtiin. Kalannintien valuma-alueelta löytyy maaston alavin alue noin 20 m mpy. Korkeimmat kohdat 45–55 m mpy sijaitsevat Haltiavuorella itäosassa Kuninkaantammen valuma-aluetta, Kuninkaantammen kukkulalla pohjoisessa sekä Silvolanmäellä luoteisosissa Kalannintienojan valuma-aluetta.



Kuva 7. Korkeus Kuninkaantammen alueella vaihtelee 20–55 m mpy (Koho 2008; MML 2010a).

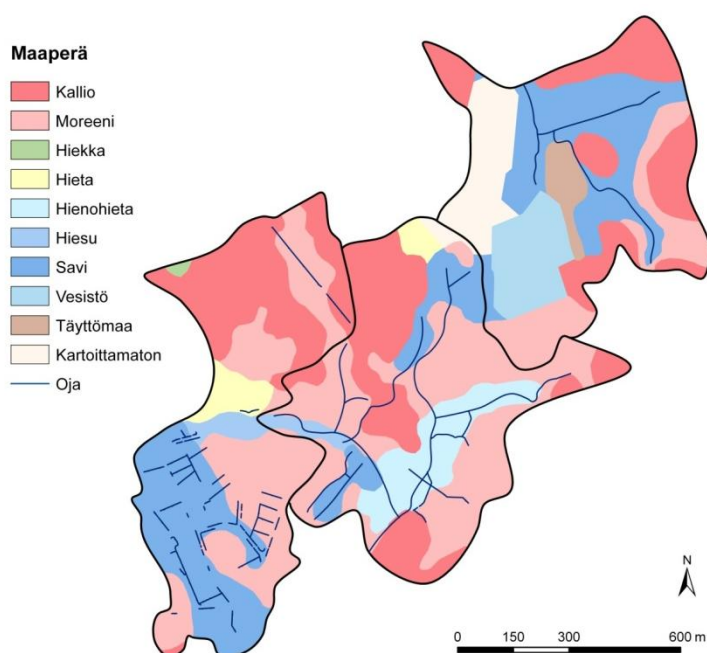
4.4 Maaperä

Alueen maaperää luonnehtivat kallio- ja moreenimaat, mutta myös hienot maalajit (GTK 2007) (kuva 8). Valuma-alueiden välillä ei ole suuria eroja maaperässä (talukko 2). Kallio- ja moreenimaat ovat yleisin maaperäluokka Kalannin- ja Hakuninmaanojan valuma-alueilla, mutta Kuninkaantammenojan valuma-alueella savimaat muodostavat yleisimmän maaperäluokan. Uomat virtaavat pääosin hienojen maalajien alueilla, Hakuninmaanoja hienohiedan päällä ja muut tutkimusojat savimaaperässä. Kuninkaantammenojan valuma-alueella kartoittamaton alue kattaa

Vesilaitoksen alueen. Vesistö käsittää vedenpuhdistuslaitoksen keinotekoisen vesialtaan, jo käytöstä poistuneen vanhan sakka-altaan.

Taulukko 2. Maaperäluokkien peittoprosentit valuma-alueilla.

	<i>Kal</i>	<i>Hak</i>	<i>Kun</i>
Kallio	27 %	27 %	25 %
Moreeni	37 %	43 %	15 %
Hiekka	–	–	–
Hieta	5 %	2 %	–
Hienohieta	–	14 %	–
Hiesu	3 %	2 %	–
Savi	28 %	11 %	29 %
Vesi	–	–	13 %
Täytemaa	–	–	5 %
Kartoittamaton	–	1 %	13 %

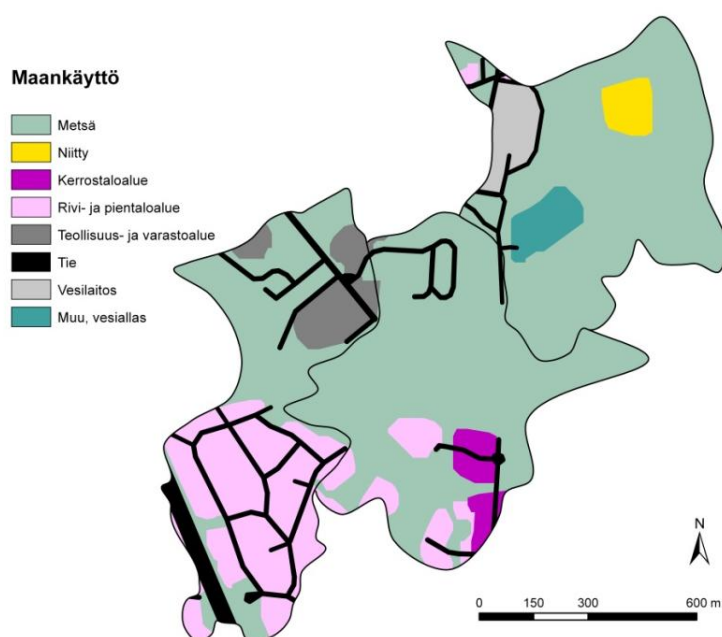


Kuva 8. Maaperä valuma-alueella (GTK 2007; Koho 2008; MML 2010b).

4.5 Maankäyttö

Pientalot ovat merkittävä maankäyttömuoto Kalannintienojan valuma-alueella (MML 2010c) (kuva 9, taulukko 3). Kalannintienojan valuma-alueelle kulkeutuu vesiä tiealueilta, kuten pieniltä pihakaduilta, mutta myös Hämeenlinnanväylältä. Hämeenlinnanväylä on valtaväylä, jossa päivittäinen liikennemäärä on 45 000

ajoneuvoa (Liikennevirasto 2011). Kalannintienojan valuma-alueella on myös pienteollisuus- ja varastoalueita. Hakuninmaanojan valuma-alue on metsävaltainen, käsittäen myös asutusalueita. Kuninkaantammen alueen maankäyttö on metsävaltaista. Metsäalueita voidaan kuitenkin luonnehtia ulkoilu- ja virkistysalueiksi, sillä metsäaluetta hyödynnetään runsaasti ulkoilumaastona. Kuninkaantammenojan valuma-alueella sijaitsee myös esimerkiksi kaksi koirapuistoa. Yksinkertaistettuna tyypiteltynä Kalannintienojan valuma-alue on kaupunkimainen kun taas Hakuninmaan- ja Kuninkaantammenojat ovat metsäisiä valuma-alueita.



Kuva 9. Maankäyttö valuma-alueella (MML 2010c).

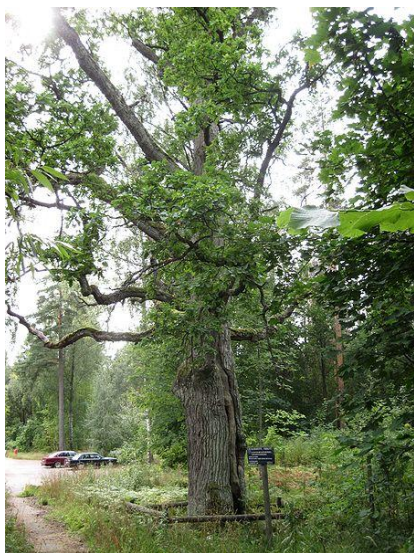
Taulukko 3. Maankäyttöluokkien jakautuminen valuma-alueilla (MML 2010c).

Maankäyttömuoto	<i>Kal</i>	<i>Hak</i>	<i>Kun</i>
Metsä	36 %	82 %	79 %
Niitty	—	—	4 %
Kerrostaloalue	—	5 %	—
Pientaloalue	36 %	9 %	1 %
Teollisuus- ja varastoalue	11 %	—	—
Vesilaitos	—	—	7 %
Tie	17 %	4 %	3 %
Muu, vesiallas	—	—	6 %

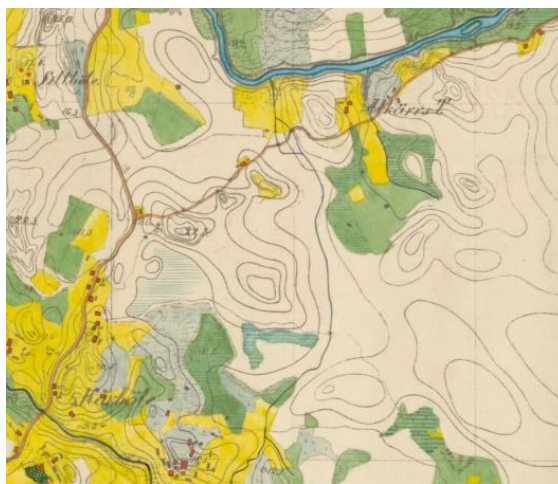
4.6 Kuninkaantammen alueen historia ja tulevaisuus

Kuninkaantammen alue on saanut nimensä alueella kasvavan rauhoitetun tammen mukaan (kuva 10), jonka Ruotsin kuningas Kustaa III kerrotaan istuttaneen 1700-luvun lopulla (Helsingin kaupunki 2009a). Tammi sijaitsee Pitkälän vedenpuhdistuslaitoksen ja Vantaanjoen läheisyydessä, Kuninkaantammentien varrella. Tielinja on kulkenut nykyisellä paikallaan jo 1500-luvulla (Honkanen 2006).

Kuninkaantammen seudulla on takanaan pitkä historia, sillä Kaarelasta on löydetty Helsingin seudun vanhin asuinpaikka kivikaudelta 2500 eaa. 1700–1800-luvuilla alueella oli pienimuotoista kaivostoimintaa ja 1900-luvun puoleenväliin asti alue oli pääosin maatalouskäytössä, kunnes aluetta sotien jälkeen ruvettiin hiljalleen asuttamaan. Historiallisessa kartassa vuodelta 1870 on havaittavissa alueen ekstensiivinen maankäyttö sekä Kuninkaantammentie (kuva 11). Pitkälän vedenpuhdistuslaitos valmistui 1959 ja 1970-luvulla alue profiloitui myös teollisuus- ja työpaikka-alueena. Yhteys Keskuspuistoon ja Haltialan ulkoilualueeseen on nostanut alueen virkistysarvoa kaupunkirakenteen tiivistyessä 1900-luvun loppupuolella (Helsingin kaupunki 2009a).



Kuva 10. Tammi, jonka mukaan alue on saanut nimensä (Wikipedia 2012).



Kuva 11. Historiallinen kartta tutkimusalueesta vuonna 1870 (Maanmittaushallitus 2012).

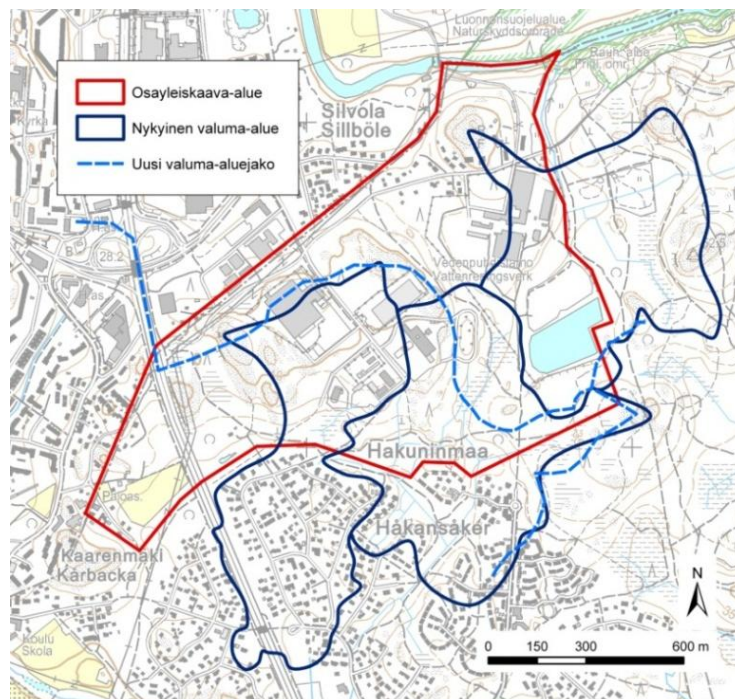
Tulevaisuudessa Kuninkaantammen alueen on kaavoitussuunnitelmien mukaan tarkoitus olla 5000 asukkaan tiivis ja ekologinen kaupunginosa (KSV 2011) (kuva 12). Hämeenlinnanväylän varteen on lisäksi suunnitteilla työpaikkakortteli

toimitiloihin. Kuninkaantammen osayleiskaava on 1,2 km²:n suuruinen. Vantaanjoen valuma-alueesta kaava-alue kattaa noin 0,4 % ja Mätäjön valuma-alueesta noin 2 % (Keränen & Hyöty 2007: 5). Vähäisen pinta-alaosuuden vuoksi kaava-alueen kuormitus ei vaikuta Vantaanjoen tai Mätäjön keskimääräiseen vedenlaatuun. Paikallisesti maankäytön muutokset voivat kuitenkin aiheuttaa vedenlaadun huononemista hulevesien ja muun pintavalunnan purkupaikoissa (Keränen & Hyöty 2007).



Kuva 12. Kuninkaantammen kaavoitusalue (KSV 2011).

Tutkimuksen kohteena olevien valuma-alueiden pinta-aloista kaava-alue kattaa noin puolet, Kalannintienojan, Hakuninmaanojan ja Kuninkaantammenojan valuma-alueista 43, 54 ja 43 % (kuva 13). Käytävissä olevilla aineistoilla ei ole mahdollista kuvata pienempien valuma-alueiden rajautumisesta rakentamisen jälkeen.



Kuva 13. Kuninkaantammen osayleiskaava-alue, nykyinen valuma-alue sekä alustava valuma-alueiden rajautuminen rakentamisen jälkeen (Keränen & Hyöty 2007: 8; MML 2010b).

4.6.1 Kuninkaantammen vesistökuormituksen esiselvitys

Keränen & Hyöty (2007) ovat laatineet selvityksen Kuninkaantammen vesistöjen aiheuttamasta kuormituksesta ja arvioineet tulevaa tilannetta maankäytön sekä hulevesien määrän että laadun osalta.

Alueen rakentaminen ei juurikaan vaikuta Vantaanjoen ja Mätäjoen valuma-alueiden rajautumiseen ja pinta-aloihin. Mätäjoen valuma-alue pienenee 0,3 hehtaaria ja Vantaanjoen valuma-alue kasvaa vastaavasti saman verran (Keränen & Hyöty 2007: 11). Valtaosa Kuninkaantammen rakentamisesta keskittyy Mätäjoen valuma-alueelle (taulukko 4). Rakentamattomien alueiden pinta-ala vähenee noin 56 %, mikä lisää läpäisemättömien pintojen määrää ja lähes kaksinkertaistaa valumiskertoimen (Keränen & Hyöty 2007: 9). Vantaanjoen valuma-alueella rakentamattomien alueiden pinta-ala vähenee noin 34 % ja valumiskerroin kasvaa noin 30 %.

Taulukko 4. Erilaisten pintojen osuus (%) Vantaanjoen ja Mätäjoen valuma-alueella sekä valumiskerroin nykytilanteessa ja tulevaisuudessa (Keränen & Hyöty 2007: 9).

Mätäjoen valuma-alue	Nykytilanne	Tuleva tilanne
Lähes läpäisemättömät (katot, päällystetyt pinnat)	20	60
Rakennetut (pien- ja rivitaloalueet, rakennetut viheralueet)	8	9
Rakentamattomat	72	32
Vesialueet		
Valumiskerroin	0,26	0,5
Vantaanjoen valuma-alue	Nykytilanne	Tuleva tilanne
Lähes läpäisemättömät	13	26
Rakennetut	18	27
Rakentamattomat	64	42
Vesialueet	5	5
Valumiskerroin	0,3	0,38

Suurimmat muutokset kuormituksessa ilmenevät myös Mätäjoen valuma-alueella. Suurin muutos tapahtuu typen huuhtoumassa, joka kasvaa arviolta 76 % verrattuna nykytilanteeseen (taulukko 5). Kiintoainekuormitus kasvaa arvoilta 1 %:n, mutta fosforikuormitus on rakentamisen jälkeen 32 % suurempaa. Aiempien selvitysten mukaan Hakunimaanojan suuresta sivu-uomasta kulkeutuu Mätäjokeen merkittäviä fosforimääriä (HKR 2007). Myös Vantaanjoen valuma-alueella typpikuormitus kasvaa suhteellisesti eniten, 19 %. Fosforikuormitus kasvaa 6 %. Sen sijaan Vantaanjoen valuma-alueella kiintoainekuormitus jopa vähenee arvion mukaan 3 %.

Taulukko 5. Laskennalliset ravinne- ja kiintoainekuormitukset (kg/ha) valuma-alueittain nykytilanteessa ja rakentamisen jälkeen sekä muutosprosentti (Keränen & Hyöty 2007: 11).

Mätäjoen valuma-alue	Pinta-ala	Fosfori	Typpi	Kiintoaine
Nykytilanne (kg/ha)	57,7	12	159	8200
Tuleva tilanne (kg/ha)	58	16	280	9600
Muutos-%	1	32	76	17
Vantaanjoen valuma-alue				
Nykytilanne	61	12	177	7600
Tuleva tilanne	60,7	13	210	7800
Muutos-%	0	6	19	-3

Rakentamisen aikana vedenlaatuvaikutukset ovat suuremmat. Kuninkaantammen alueen rakentamisen aikana Mätäjoessa, jonka valuma-alueelle enin osa Kuninkaantammen rakentamisesta keskittyy, rakentamisen vedenlaatuvaikutukset ovat suuremmat (taulukko 6). Rakentamisen aikana kuormitus kasvaa fosforin osalta arviolta 108 %, typen osalta 71 % ja kiintoainekuormitus 199 %. Vantaanjoen typpikuormitus kohoaa rakentamisen aikana arvoilta 56 %, fosforikuormitus 33 % ja kiintoainekuormitus 106 % (Keränen & Hyöty 2007: 11).

Taulukko 6. Laskennalliset ravinne- ja kiintoainekuormitukset (kg/ha) valuma-alueittain nykytilanteessa ja rakentamisen aikana sekä muutosprosentti (Keränen & Hyöty 2007: 11).

Mätäjoen valuma-alue	Pinta-ala	Fosfori	Typpi	Kiintoaine
Nykytilanne (kg/ha)	57,7	12	159	8200
Rakentamisen aikana		25	272	24500
Muutos-% nykytilaan		108	71	199
Vantaanjoen valuma-alue				
Nykytilanne	61	12	177	7600
Rakentamisen aikana		19	235	16100
Muutos-% nykytilaan		56	33	106

Päällystetyn pinnan osuus valuma-alueella nousee niin suureksi, että vettä johtavien uomien fysiikka ja biodiversiteetti ovat uhattuina. Muutokset alueen maankäytössä, mitkä vaikuttavat vesiolosuhteisiin niin määrän kuin laadunkin suhteen ovat ilmeiset, mutta muutosten vaikutuksia pyritään hillitsemään käyttämällä uudenlaisia hulevedenkäsittelyjärjestelmiä. Myös uudet uomat tukevat tulvahaittojen ehkäisyä. Kuninkaantammen hulevesisuunnitelmaan merkitty uoma oli näytteenottokauden, kesä-joulukuun 2011, lähes kuivillaan. Tähän Kalannintienojan valuma-alueen pohjoispuolella kulkevaan uomaan lienee mahdollista johtaa vesiä ja vähentää muutoksia nykyisissä uomissa.

5 Tulokset vedenlaadusta ja sen vaihtelusta

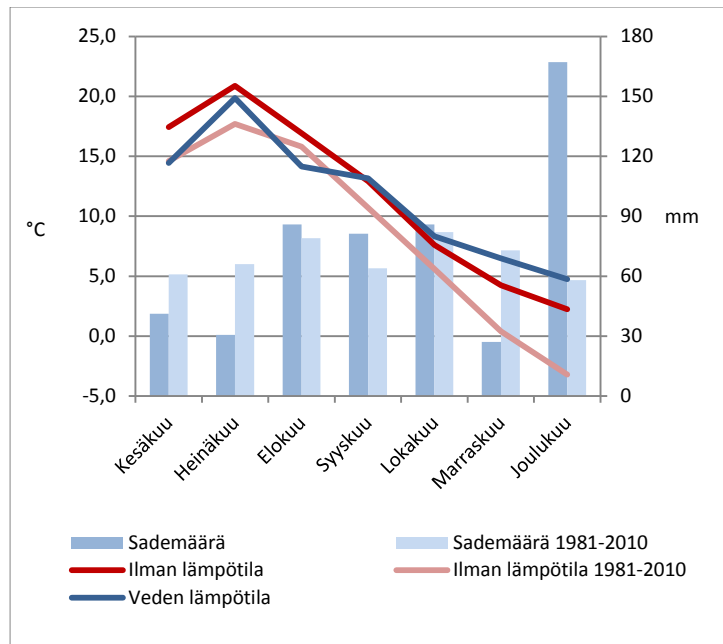
Tulosten tarkastelussa painotetaan vedenlaadun alueellista vaihtelua ajallisen vaihtelun sijaan. Ajallisten trendien esiinsaamiseksi tarvittaisiin laaja tutkimusaineisto. Satunnaisella ja suhteellisen lyhytkestoisella ajanjaksolla ei ole mahdollista tarkastella ajallista vaihtelua.

Kaikkien yksittäisten tulosten esittäminen ei ole mielekästä tai tarkoituksenmukaista varsinaisessa tulosten tarkastelun osiossa. Kaikki tulokset esitetään liitteessä 2 ja liitteessä 3 tuloksista laskettuja tilastollisia tunnuslukuja. Tulosten yhteydessä tarkastellaan tulosten näytepisteiden välisiä tilastollisia eroja, jotka on esitetty liitteessä 4.

5.1 Näytteenotto-olosuhteet ja fysikaaliset vedenlaatumuuttujat

Vuonna 2011 ajanjakso kesäkuusta joulukuuhun oli kokonaisuudessaan keskimääräistä lämpimämpi ja sateisempi. Säähavainnot ovat Helsinki-Vantaan lentoasemalta, joka sijaitsee tutkimusalueelta noin 6 kilometriä koilliseen. Vertailukautena on käytetty ilmastotilastoa normaalikaudelta 1981–2010 (Pirinen *et al.* 2012). Koko näytteenottoajanjakson kesäkuusta joulukuuhun 2011 oli 1–5 °C keskiarvoa lämpimämpää (Drebs 2012) (kuva 14). Loppuvuosi oli erityisen leuto. Joulukuu 2011 oli 5,4 °C normaalikautta 1981–2010 lämpimämpi, eikä kuukauden keskilämpötila laskenut nollan alapuolelle.

Alkukesä oli hieman keskimääräistä vähäsateisempi. Kesä-heinäkuussa sademäärät olivat 45 ja 30 mm, jään 30–50 % keskiarvoa pienemmiksi. Elo-lokakuun ~80 mm:n sademäärät olivat suurin piirtein keskimääräisiä. Marraskuussa sademäärä oli 27 mm, mikä on 60 % keskiarvoa vähemmän. Joulukuu 2011 oli puolestaan harvinaisen runsassateinen. Sademäärä oli 167 mm, mikä on jopa 110 mm joulukuun keskiarvoa enemmän. Joulukuun runsaat sateet aiheuttivat esimerkiksi Vantaanjoessa kevättulvaan verrattavan suuruisen virtaaman (OIVA 2012). Mitattavaa lumipeitettä ei joulukuussa 2011 muodostunut.



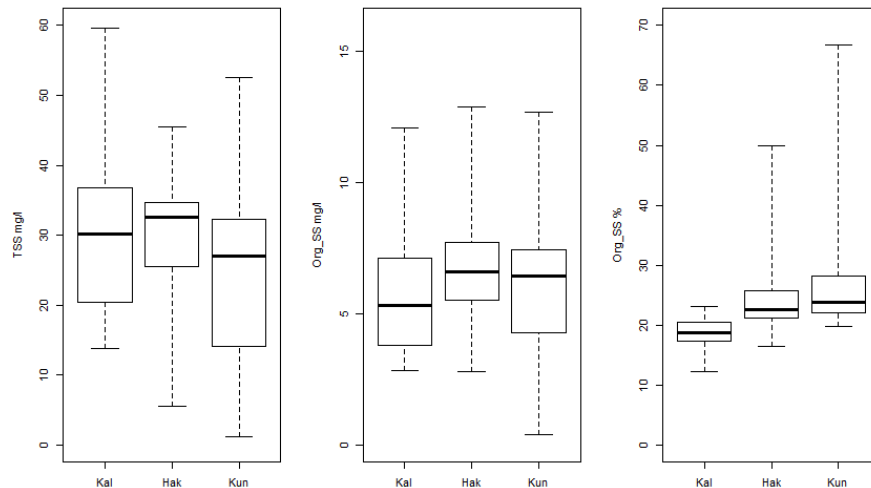
Kuva 14. Sääolosuhteet näytteenottojaksolla kesä-joulukuussa 2011 ja vertailuarvot normaalikaudelta 1981–2010 (Drebs 2012; Pirinen *et al.* 2012: 22–23).

Kesällä näytepisteiden vedenlämpötila pysyi ilmanlämpötilaa alhaisempana, mutta lokakuussa lämpötilaero veden ja ilman välillä kääntyi päinvastaiseksi. Kesäkuussa vesi oli enimmillään 3 °C ilmanlämpötilaa alhaisempi, kun joulukuussa se oli 2,5 °C ilmanlämpötilaa korkeampi. Koko tutkimusjaksolla ilmanlämpötilan keskiarvo oli 11,7 ja veden 11,6 °C. Veden lämpötilanvaihtelu eri mittauspisteillä samana näytteenottopäivänä oli pääosin pientä. Suurin lämpötilaero mittauspisteiden välillä oli syyskuussa, jolloin vesi Hakuninmaanojassa oli 6 °C muita tutkimusojia lämpimämpää. Kuninkaantammenojassa vuodenaikainen lämpötilavaihtelu oli suurinta, vaihdellen lokakuun 1,5:n ja heinäkuun 22,2 °C:een välillä. Kuninkaantammenojan vesi oli kuitenkin keskimäärin kylmempää kuin Kalannintien- ja Hakuninmaanojissa, mikä voi johtua päällystämättömien pintojen vähäisemmästä osuudesta. Kuninkaantammenojassa myös veden korkeus oli suurin, minkä vuoksi veden lämpötila voi olla muita alhaisempi. Kaupunkipurojen lämpötilat ovat kesällä metsäisten valuma-alueiden puroja lämpimämpiä, mutta talvella lumitilanteesta riippuen tilanne on päinvastainen (Paul & Meyer 2001; Allan 2004). Lämpötilamittaukset antoivat kuitenkin päinvastaisen tuloksen. Kuninkaantammenojan veden lämpötila oli kesä-elokuussa muita näytepisteitä korkeampi, mutta syyskuun puolesta välistä lähtien alhaisempi.

Termisten vuodenaikojen mukaan näytteenotto ajoittui kesään ja syksyyn. Terminen syksy (vrk:n keskilämpötila 0–10 °C) alkoi lokakuun alussa, mutta terminen kasvukausi (vrk:n keskilämpötila on >5 °C) jatkui aina marraskuun alkuun asti (Ilmatieteen laitos 2012a; 2012b). Valuma-alueiden kasvillisuuden intensiteetti on vaihtelevaa, mutta uomissa ei ole merkittävää kasvillisuutta. Kasvillisuuden vedenkäyttö vaikuttaa uomassa virtaavan veden määrään (Wetzel 2001). Kesä-elokuussa veden määrä tutkimusojissa oli vähäinen, sillä sadanta oli vähäistä, haihdunta korkeista lämpötiloista johtuen suurta ja kasvillisuuden vedenkäyttö merkittävää. Joulukuussa huuhtoutuminen oli runsasta suuresta sademäärästä, sateen suuresta intensiteetistä ja kasvillisuuden vähäisestä käytöstä johtuen, mikä näkyi tutkimusojissa runsaana vedenmääränä.

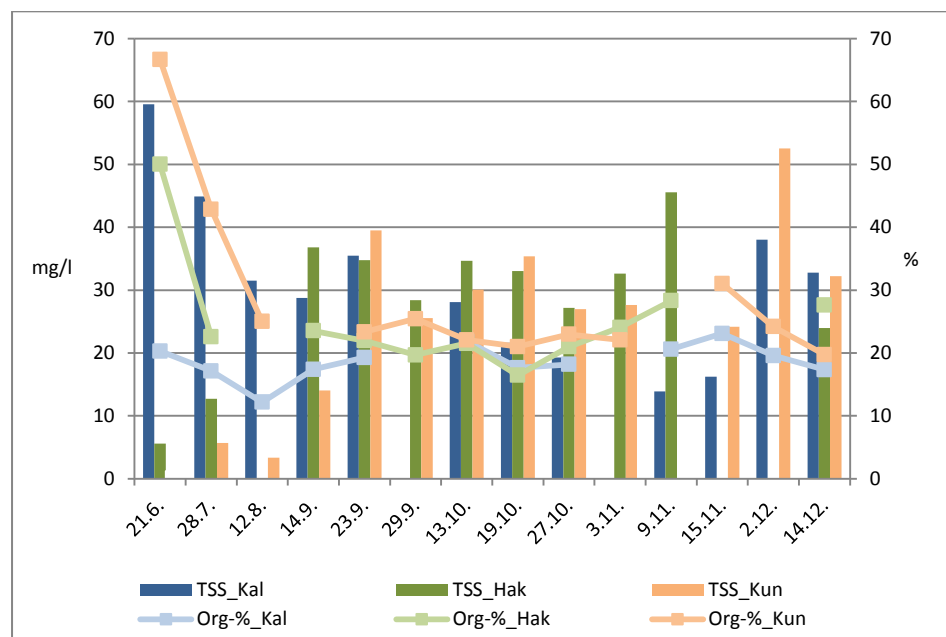
5.1.1 Kokonaisainemäärä

Kalannintienojan, Hakuninmaanojan ja Kuninkaantammenojan kiintoainepitoisuuksissa ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja. Kiintoainespitoisuuden mediaani Kalannintienojassa on 30 mg/l, Hakuninmaanojassa 33 mg/l ja Kuninkaantammenojassa 27 mg/l. Kiintoainespitoisuuden vaihtelu on suurta kaikilla näytepisteillä (kuva 15). Myöskään kiintoaineen orgaanisen aineen osuudet eivät ole tilastollisesti erilaisia näytepisteiden välillä. Kuninkaantammenojassa vaihtelut sekä orgaanisen aineksen pitoisuuksissa että niiden osuuksissa kiintoaineesta ovat suurimmat, Kalannintienojassa vähäisimmät. Pienin orgaanisen aineksen osuus kiintoaineesta on keskimäärin Kalannintienojassa (19 %), korkein Kuninkaantammenojassa (24 %). Samoin orgaanisen kiintoaineen mediaanipitoisuus on Kalannintienojassa alhaisin (5 mg/l), Hakuninmaanojassa korkein (7 mg/l).



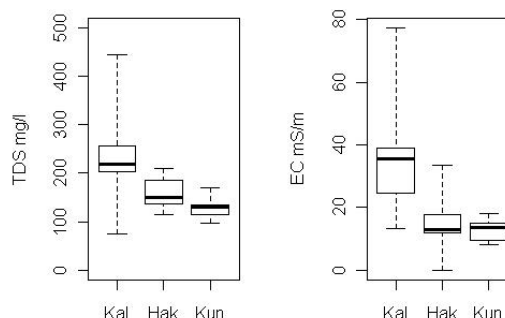
Kuva 15. Kiintoainepitoisuuden, kiintoaineen orgaanisen aineksen sekä kiintoaineen orgaanisen aineksen osuuden mediaani, vaihteluväli sekä ylä- ja alakvartiili näytepisteillä.

Kesä-elokuussa Kalannintienojan kiintoainespitoisuus on moninkertainen muihin näytepisteisiin verrattuna, mutta loppuvuodesta kiintoainespitoisuus jää usein muita näytepisteitä alhaisemmaksi (kuva 16). Sen sijaan matalimmat kiintoainespitoisuudet Hakuninmaanojassa ja Kuninkaantammenojassa esiintyi kesä-elokuussa, loppuvuodesta pitoisuudet olivat korkeammat. Hakuninmaanojassa ja Kuninkaantammenojassa orgaanisen aineksen osuus on kesäkuussa jopa yli 50 %, muilla näyteenottokerroilla orgaanisen aineksen osuus kiintoaineesta vaihtelee 20–30 %:n välillä.



Kuva 16. Kiintoainespitoisuus ja orgaanisen aineksen pitoisuus näytepisteillä kesä-joulukuussa 2011. Pisteet kuvaavat todellisia havaintoja, niitä yhdistävät viivat auttavat erottamaan vaihtelua paremmin.

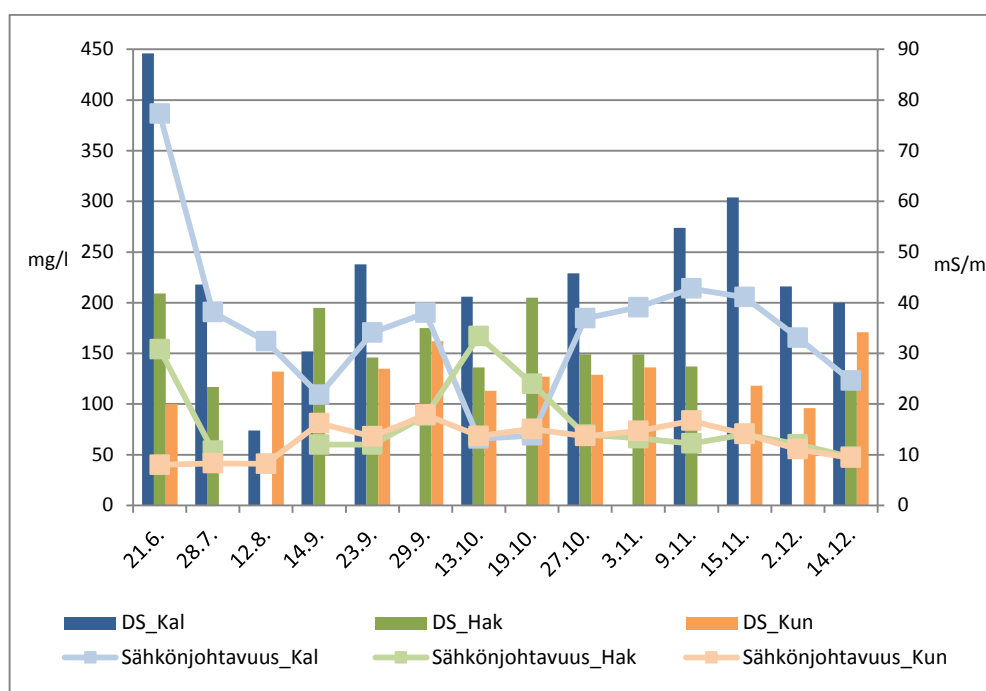
Suurin osa kokonaisainepitoisuudesta on liuenneessa muodossa. Liuenneiden aineiden pitoisuudet sekä pitoisuuden vaihtelut, ja sähkönjohtavuuden, olivat



suurimmat Kalannintienojassa ja pienimmät Kuninkaantammenojassa (kuva 17). Liuenneiden aineiden

Kuva 17. Liuenneiden aineiden pitoisuuden ja sähkönjohtavuuden mediaani, vaihteluväli sekä ylä- ja alakvartiili näytepisteillä.

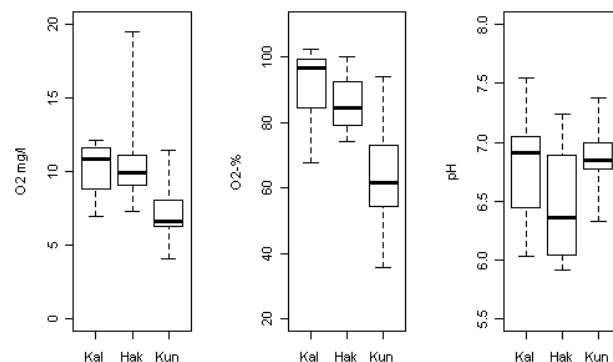
mediaanipitoisuus on Kalannintienojassa 218 mg/l, Hakuninmaanojassa 149 mg/l, Kuninkaantammenojassa 129 mg/l. Erot näytepisteiden välillä pätevät myös tilastollisessa tarkastelussa. Liuenneiden aineiden pitoisuus on korkeimmillaan kesäkuussa sekä Kalannintienojassa että Hakuninmaanojassa, mutta ajallisten trendien erottaminen on mahdotonta (kuva 18). Keskimääräinen sähkönjohtavuus on Kalannintienojassa 36 mS/m, Hakuninmaanojassa 13 mS/m ja Kuninkaantammenojassa 14 mS/m. Kalannintienojan sähkönjohtavuus eroaa tilastollisesti muista näytepisteistä, mutta Hakuninmaanojan ja Kuninkaantammenojan sähkönjohtavuudessa ei ole tilastollisesti merkitsevää eroa.



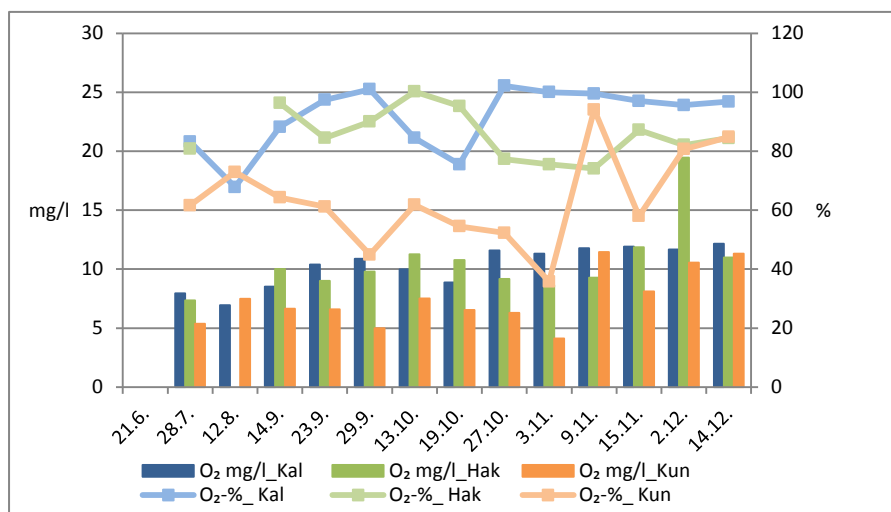
Kuva 18. Liuenneiden aineiden pitoisuus ja sähkönjohtavuus näytepisteillä kesä-joulukuussa 2011. Pisteet kuvaavat todellisia havaintoja, niitä yhdistävät viivat auttavat erottamaan vaihtelua paremmin.

5.1.2 Happiolosuhteet ja pH

Kalannintienojan ja Hakuninmaanojan mediaanihappipitoisuudet (10,9 ja 9,9 mg/l) ovat lähellä toisiaan, eikä niiden välillä ole tilastollista eroa. Kalannintienojassa happipitoisuuden vaihtelu on pienintä, Hakuninmaanojassa suurinta (kuva 19). Kuninkaantammenojassa on alhaisin happipitoisuus (6,7 mg/l). Happipitoisuus sekä happikyllästysaste korreloivat huomattavasti. Hapen kyllästysaste on Kalannintienojassa 97 %, Hakuninmaanojassa 85 % ja Kuninkaantammenojassa 62 %. Sekä happipitoisuudet että hapen kyllästysaste nousevat hienoisesti kesäkuusta joulukuuhun (kuva 20). Tutkimusojien pH on hieman happaman puolella. Suurin pH:n vaihtelu on Kalannintienojassa, jossa pH:n mediaani on 6,9. Alhaisin pH-arvo, 5,9, mitattiin Hakuninmaanojasta, jossa mediaani pH on 6,4. Korkein pH 7,4-arvo mitattiin Kalannintienojasta, jossa mediaani pH on 6,8.



Kuva 19. Happipitoisuuden, hapen kyllästysasteen sekä pH:n mediaani, vaihteluväli sekä ylä- ja alakvartiili näytenäytteillä.

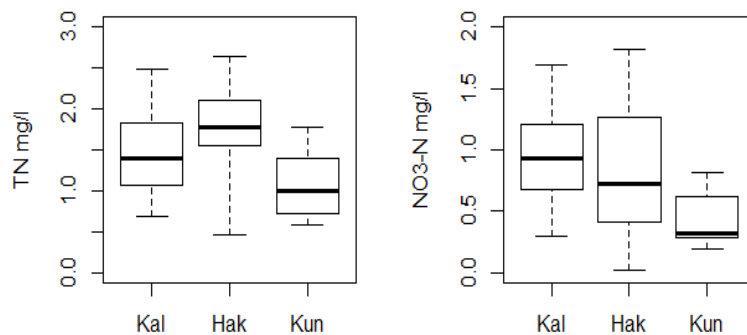


Kuva 20. Happipitoisuuden vaihtelu suhteellisinä ja absoluuttisina pitoisuuksina näytenäytteillä heinä-joulukuussa 2011. Pisteet kuvaavat todellisia happikyllästyshavaintoja, niitä yhdistävät viivat auttavat erottamaan vaihtelua paremmin.

5.2 Kemialliset vedenlaatumuuttujat

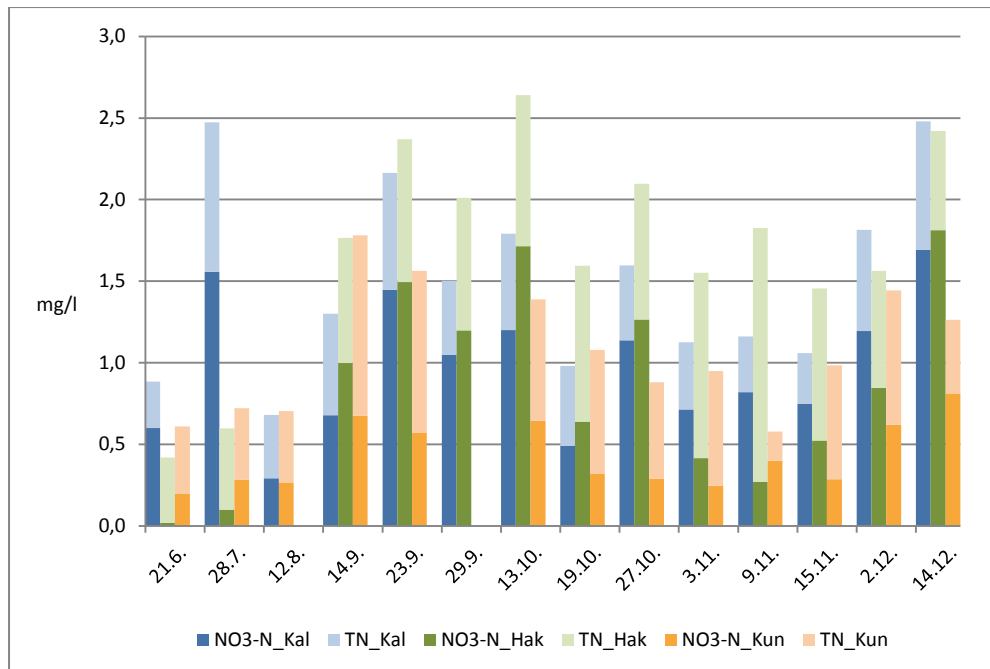
5.2.1 Ravinteet

Keskimääräinen kokonaistyyppipitoisuus on korkein Hakuninmaanojassa (1,8 mg/l) ja matalin Kuninkaantammenojassa (1,0 mg/l). Sekä korkeimmat että matalimmat pitoisuudet mitattiin Hakuninmaanojasta, Kuninkaantammenojassa pitoisuusvaihtelut ovat pienimmät (kuva 21). Kokonaistyyppipitoisuus korreloi voimakkaasti nitraattipitoisuuden kanssa. Mediaani nitraattipitoisuus Kalannintienojassa on 0,9 mg/l, Hakuninmaanojassa 0,7 ja Kuninkaantammenojassa 0,3 mg/l. Hakuninmaanojassa pitoisuusvaihtelut ovat suurimmat, Kuninkaantammenojassa pienimmät.



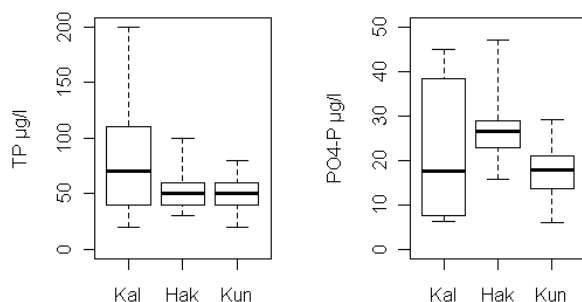
Kuva 21. Kokonaistyyppi- ja nitraattityyppipitoisuuden mediaani, vaihteluväli sekä ylä- ja alakvartiili näytepisteillä.

Nitraatin osuus kokonaistypestä vaihtelee näytteenotto-kerroilla 4 ja 75 %:n välillä. Kalannintienojassa keskimäärin yli 60 % typestä on nitraattina, kun Kuninkaantammenojassa nitraatin osuus on noin 40 % ja Hakuninmaanojassa 43 %. Yleistettynä korkeammat kokonaistypen ja nitraattitypen pitoisuudet mitattiin syys-lokakuussa ja joulukuussa, matalat pitoisuusarvot kesä-elokuussa (kuva 22).



Kuva 22. Nitraattitypen ja kokonaistypen pitoisuuksien vaihtelu näytepisteillä kesä-joulukuussa 2011.

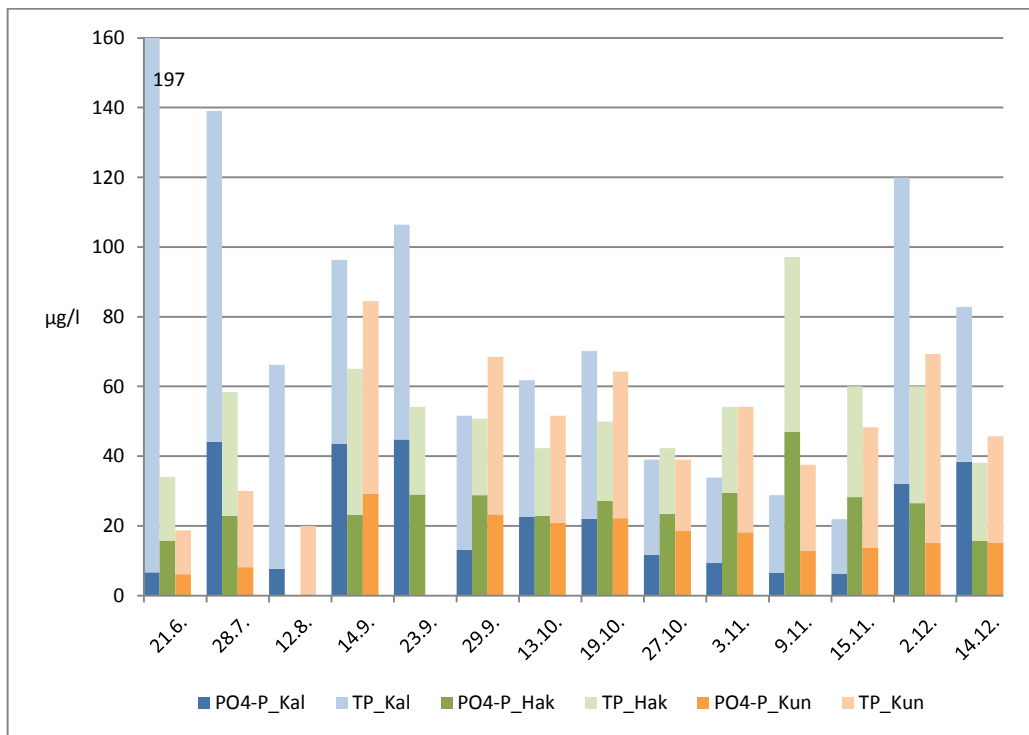
Kalannintienojassa sekä keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus (68 µg/l) että pitoisuuksien vaihtelu on suurin. Hakuninmaanojassa keskimääräinen fosforipitoisuus on 54 µg/l ja Kuninkaantammenojassa 49 µg/l. Pitoisuusvaihtelu näillä kahdella pisteellä on samaa suuruusluokkaa (kuva 23).



Kuva 23. Kokonaisfosforipitoisuuden ja fosfaattifosforipitoisuuden mediaani, vaihteluväli sekä ylä- ja alakvartiili näytepisteillä.

Vaihtelevan suuruinen osa fosforista on suoraan eliöille käyttökelpoisessa muodossa fosfaattifosforina. Fosfaattifosforin osuus kokonaisfosforista Hakuninmaanojassa on keskimäärin 50 % ja fosfaattipitoisuus on 27 µg/l, mikä on näytepisteistä suurin. Sekä Kalannintienojassa että Hakuninmaanojassa fosfaattipitoisuuden mediaani on 18 µg/l. Kalannintienojassa fosfaattifosforin osuus totaalifosforista on keskimäärin 30 %, Kuninkaantammenojassa 34 %. Ajallisen vaihtelun tai sen

säännönmukaisuuden havainnoiminen kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin pitoisuuksissa on hankalaa (kuva 24).

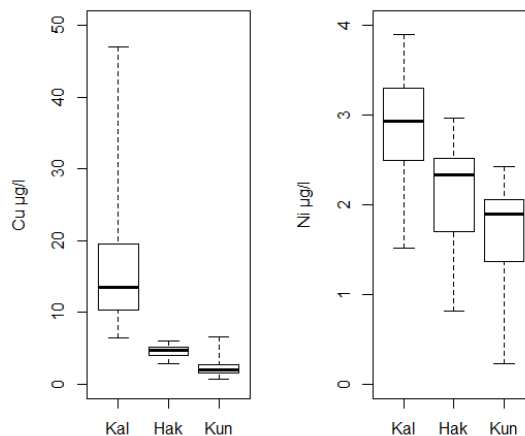


Kuva 24. Fosfaattifosfori- ja kokonaisfosforipitoisuuksien vaihtelu näytepisteillä kesä-joulukuussa 2011.

5.2.2 Metallit

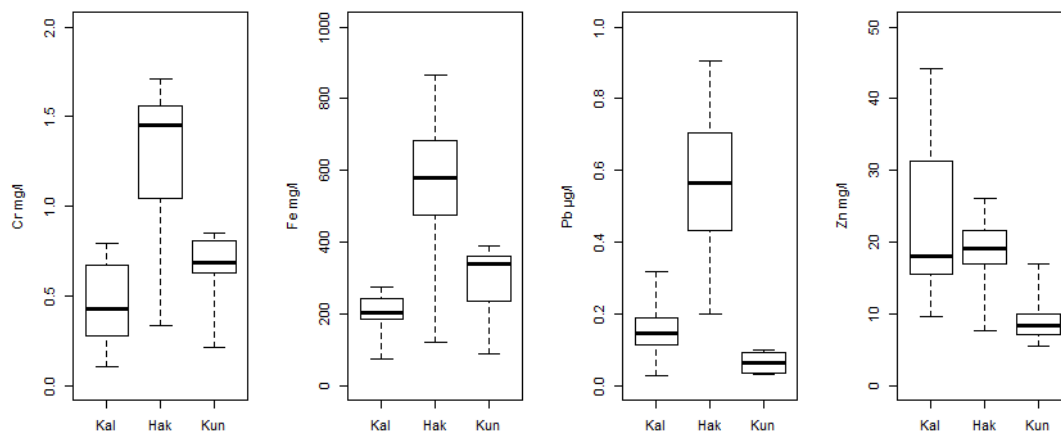
Useimpien metallien mediaanipitoisuudet ovat korkeimmat Hakuninmaanojassa. Alhaisimmat metallipitoisuudet ovat Kuninkaantammenojassa paitsi kromin ja raudan osalta, joiden pitoisuus on pienin Kalannintienojassa. Metallipitoisuudet ovat tilastollisesti erilaisia näytepisteiden välillä. Vain Kalannintien- ja Hakuninmaanojan sinkkipitoisuuksissa ei voida osoittaa tilastollista eroa.

Kupari- ja nikkelpitoisuudet ovat suurimmillaan Kalannintienojassa (kuva 25). Kalannintienojan kuparipitoisuudet vaihtelevat myös huomattavasti, mutta nikkelpitoisuuksien suhteellinen vaihtelu näytepisteiden välillä lähes yhtä suurta. Kalannintienojan keskimääräinen kuparipitoisuus on 13,5 ja $\mu\text{g/l}$, Hakunimaanojan 4,7 $\mu\text{g/l}$ ja Kuninkaantammenojan 2,0 $\mu\text{g/l}$. Nikkelpitoisuus on Kalannintienojassa 2,9 $\mu\text{g/l}$. Hakunimaanojassa 2,3 $\mu\text{g/l}$ ja Kuninkaantammenojassa 1,9 $\mu\text{g/l}$.



Kuva 25. Kupari- ja nikkelipitoisuuksien mediaani, vaihteluväli sekä ylä- ja alakvartiilit näytepisteillä.

Kromi-, rauta-, lyijy ja sinkkipitoisuudet sekä pitoisuusvaihtelut ovat suurimmat Hakuninmaanojassa (kuva 26). Mediaani kromipitoisuus Hakuninmaanojassa on 1,4 µg/l. Kalannintienojassa ja Kuninkaantammenojassa kaikki mitatut pitoisuudet jäävät alle 0,9 µg/l, ollen keskimäärin 0,4 ja 0,7 µg/l. Mediaani rautapitoisuus Hakuninmaanojassa on 580 µg/l, Kuninkaantammenojassa 338 µg/l ja Kalannintienojassa 203 µg/l. Lyijypitoisuus on alhaisimmillaan Kuninkaantammenojassa, jossa usean näytteen pitoisuus jää alle määritysrajan 0,02 µg/l. Hakuninmaanojan mediaani lyijypitoisuus on 0,6 µg/l, Kalannintienojan 0,2 µg/l. Mediaani sinkkipitoisuus Kalannintienojassa on keskimäärin 18 µg/l, Hakuninmaanojassa 19 µg/l ja Kuninkaantammenojassa 9 µg/l. Kalannintienojassa sinkkipitoisuuden vaihtelu on kuitenkin huomattavasti suurempaa kuin muilla näytepisteillä. Niinpä Kalannintienojan ja Hakuninmaanojan näytepisteidenkään välillä ei havaita tilastollista eroa.

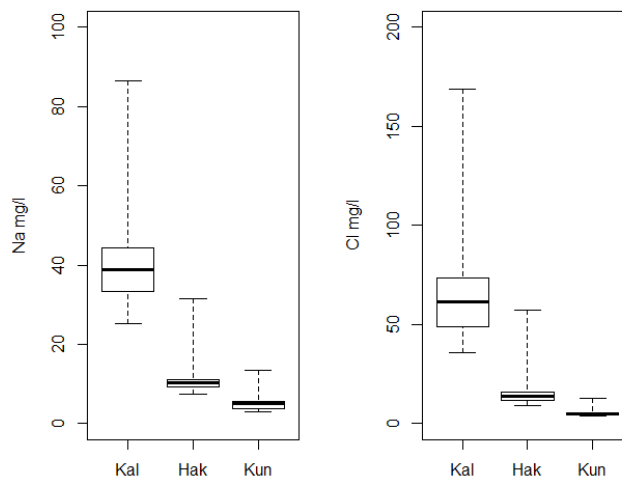


Kuva 26. Kromi-, rauta-, lyijy ja sinkkipitoisuuksien mediaani, vaihteluväli sekä ylä- ja alakvartiilit näytepisteillä.

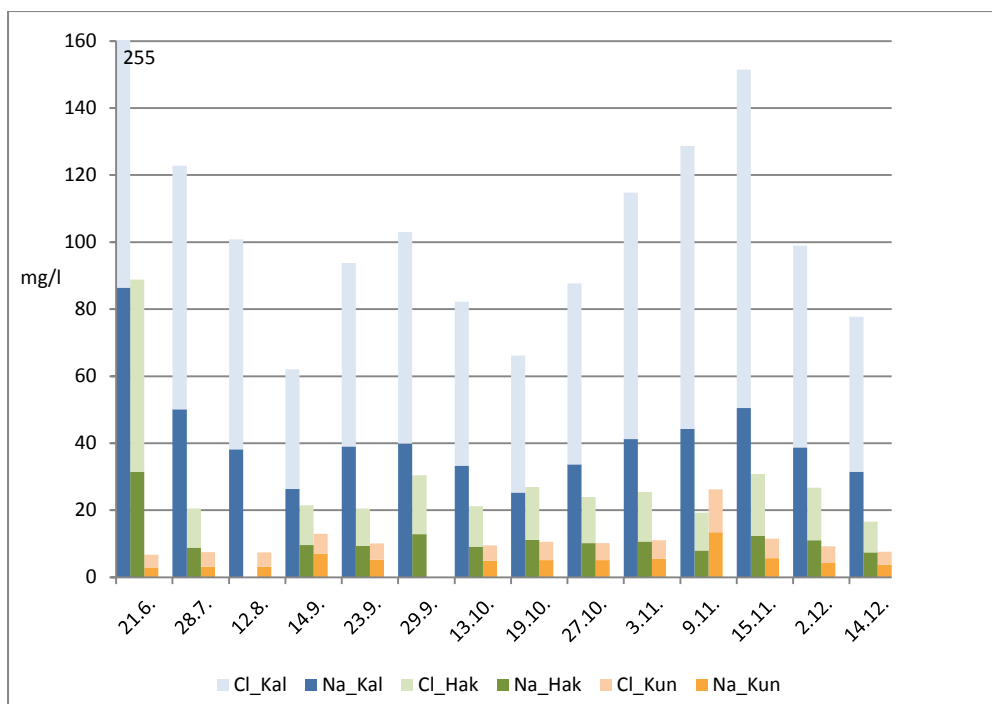
5.2.3 Muut liuenneet aineet

Natriumin ja kloridin pitoisuudet ovat suurimmat Kalannintienojan näytepisteellä. Natriumia on keskimäärin 39 mg/l ja kloridia 62 mg/l (kuva 27). Hakuninmaanojassa natriumin ja kloridin pitoisuudet ovat keskimäärin 10 ja 14 mg/l. Kuninkaantammenojassa

natriumin ja kloridin pitoisuudet ovat pienimmät jääden noin 5 milligrammaan/l molempien aineiden osalta. Kalannintienojassa pitoisuuksissa on suurta vaihtelua näytteenottoajanjakson aikana, kun taas Hakuninmaanojassa vaihtelu on huomattavasti vähäisempää ja Kuninkaantammenojassa lähes olematonta (kuva 28).

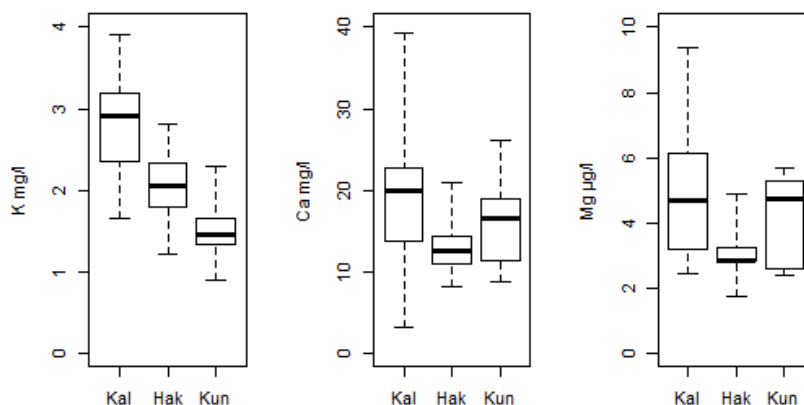


Kuva 27. Natrium- ja kloridipitoisuuden mediaani, vaihteluväli sekä ylä- ja alakvartiili näytepisteillä.



Kuva 28. Natriumkloridipitoisuus näytepisteillä kesä-joulukuussa 2011.

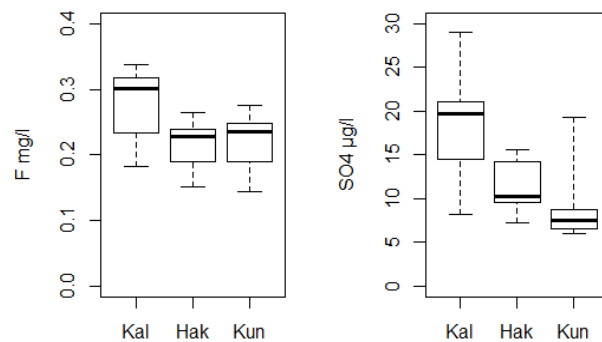
Kalannintienojassa myös muiden kationeiden pitoisuudet sekä pitoisuusvaihtelut ovat suurimmat (kuva 29). Mediaani kaliumpitoisuudet näytepisteillä vaihtelevat välillä 2,9 ja 1,5 mg/l, ollen pienimmillään Kuninkaantammenojassa. Kalsiumpitoisuudet vaihtelevat välillä 20,0 ja 12,5 mg/l. Magnesiumpitoisuuden mediaanit ovat Kalannintienojassa ja Kuninkaantammenojassa yhtä suuret (4,7 mg/l), Hakuninmaanojassa matalimmat (2,9 mg/l). Kuninkaantammenojan kalsium- ja magnesiumpitoisuudet eivät eroa tilastollisesti muista näytepisteistä, mutta Kalannintienoja ja Hakuninmaanojan tuloksissa havaitaan tilastollinen ero.



Kuva 29. Kalium-, kalsium- ja magnesiumpitoisuuksien mediaani, vaihteluväli sekä ylä- ja alakvartiili näytepisteillä.

Fluoridipitoisuus on korkein Kalannintienojassa (0,30 mg/l), mutta ero ei ole suuri Hakuninmaanojan ja Kuninkaantammenojan keskimääräiseen fluoridipitoisuuteen (0,23 ja 0,24 mg/l) (kuva 30).

Kalannintienojassa sulfaattipitoisuus on keskimäärin 20 mg/l ja pitoisuusvaihtelu on suurinta. Hakuninmaanojassa mediaani sulfaattipitoisuus on 10 ja Kuninkaantammenojassa 8 mg/l.



Kuva 30. Fluoridi- ja sulfaattipitoisuuksien mediaani, vaihteluväli sekä ylä- ja alakvartiili näytepisteillä.

6 Vedenlaatutulosten tarkastelu ja pohdinta

Tulokset on yleistetty edustamaan alueellista ja ajallista vedenlaadun vaihtelua, mutta on muistettava, että näytteet edustavat yksittäisiä näytteenottokertoja ja kuvaavat hetkellistä vedenlaatua. Puroissa vedenlaadun muutokset ovat äkkinäisiä ja epäsäännöllisiä, joten yksittäisten näytteiden perusteella ei saada kuvaa todellisesta vaihtelusta, mutta keskilukujen tarkastelun perusteella voidaan kuitenkin muodostaa yleiskäsitys vedenlaadusta.

Veden laatua tarkastellaan pitoisuuksien näkökulmasta. Virtaamaperusteista kuormitusta ole huomioitu, mikä hankaloittaa tuloksien merkittävyyden arviointia. Virtaamien mittausta lukeutui pois tutkimuksesta, sillä kaikilta tutkimuksessa käytetyiltä näytepisteiltä ei ollut mahdollisuutta luotettavaan virtaamamittaustuloksiin. Pienten ojien matala syvyys, uomamuotojen epämääräisyys sekä lähes seisova tai hyvin hiljalleen virtaava vesi olisivat tuottaneet ongelmia virtaamamittauksissa. Monet vedenlaadulliset tekijät ovat myös riippuvaisia virtaamasta (Ruth 2004). Vähäisen veden aikaan pitoisuudet ojissa saattavat olla suuret, mutta kulkeutuminen pientä, ja päinvastoin.

Tuloksissa vertaillaan pääosin metsäisen ja ihmistoiminnan vaikutuksen alaisen valuma-alueen eroja. Aineiston vajavaisuudesta johtuen vedenlaadun tuloksissa ei ole mahdollista löytää vedenlaatua selittäviä tekijöitä eikä voida erottaa esimerkiksi

ilmaperäisen laskeuman, valuma-alueen maaperäominaisuuksien tai maankäytön eri muotojen vaikutusta vedenlaatuun.

Vedenlaatua tarkastellaan yksittäisten muuttujien pitoisuuksien näkökulmasta. On huomattava, että vedenlaatu on kaikkien näiden muuttujien muodostama kokonaisuus, jossa tekijät vaikuttavat toinen toisiinsa. Esimerkiksi happamuus, sähkönjohtokyky ja lämpötila vaikuttavat hulevesissä esiintyvien aineiden olomuotoon, mutta myös eri aineet vaikuttavat fysikaalisiin ja biologisiin muuttujiin. Liitteessä 5 on esitetty korrelaatiomatriisi tuloksien lineaarisista riippuvuuksista.

6.1 Vedenlaadun alueellinen erilaisuus

6.1.1 Kokonaisainemäärä

Kalannintienojan valuma-alueella on enemmän kaupunkimaista maankäyttöä, joten kiintoaineen lähteet ovat moninaisia. Vettä läpäisemätön pinta lisää pintavaluntaa ja keinotekoiset uomat lisäävät virtausnopeutta, mitkä mahdollistavat eroosiota. Kuninkaantammenojan valuma-alue on metsävaltainen ja maanpinta on kasvillisuuden peitossa, mikä vähentää pintavaluntaa ja kiintoaineen huuhtoutumista. Kiintoainepitoisuudet eivät kuitenkaan eronneet tilastollisesti merkitsevästi näytepisteillä. Yleensä päällystetyiltä pinnoilta ja katualueilta kertyvissä hulevesissä on enemmän orgaanista ainesta kuin luonnontilaista alueilta kertyvissä purovesissä (Ferguson 1998; Kotola & Nurminen 2003a), mikä aiheuttaa ristiriidan tulosten ja kirjallisuuden välillä. Orgaanisen aineksen suurempi osuus Hakuninmaan- ja Kuninkaantammenojassa voi selittyä eläinperäisten lähteiden vaikutuksella. Metsäisillä valuma-alueilla orgaanisen kiintoaineen pitoisuuden voisi olettaa olevan loppuvuodesta suurempi kuolleen orgaanisen materiaalin kulkeutumisen johdosta, mutta orgaanisen aineksen pitoisuus on kuitenkin keskimäärin pienempi loppu- kuin alkuvuodesta.

Liuenneiden aineiden pitoisuus ja sähkönjohtavuus nousevat päällystetyn pinnan ja rakennettujen alueiden lisääntyessä (Hatt *et al.* 2004). Pitoisuudet ja sähkönjohtavuusarvot ovat suurimmat Kalannintienojassa ja pienimmät Hakuninmaanojassa ja Kuninkaantammenojassa. Keskimäärin sähkönjohtavuus ja pitoisuustulokset korreloivat keskenään kohtalaisesti. Kaava, jolla sähkönjohtavuus

voidaan muuttaa liuenneiden aineiden pitoisuudeksi (vrt. Lahermo *et al.* 1996; Ruth 2004), ei kuitenkaan päde tuloksissa. Kuninkaantammenoissa liuenneet aineet ja sähkönjohtavuus korreloivat heikoimmin. Liuenneen aineiden pitoisuudet sekä sähkönjohtavuus korreloivat ($r_s=0,35-0,87$) useimpien liuenneina esiintyvien ioneiden sekä joidenkin metallien (Cu, Ni) kanssa. Korrelaatiot ovat voimakkaampia liuenneiden aineiden kuin sähkönjohtavuuden kanssa. Useimpien liuenneiden aineiden pitoisuus on riippuvainen pH:sta; mitä alhaisempi pH sitä helpommin aineet liukenevat (Wetzel 2001), mutta tämä ei päde tuloksissa.

Happipitoisuus korreloi negatiivisesti ($r_s=0,42$) lämpötilan kanssa, sillä kylmempi vesi voi sisältää enemmän happea (Wetzel 2001). Syksyn alhainen happikyllästys voi johtua runsaasta orgaanisen aineksen hajotuksesta ja korkeat happikyllästysasteet joulukuussa runsaista sateista, jotka tuovat uutta hapekasta vettä virtaan. Happipitoisuus määräytyykin valuma-alueen geofysikaalisten ominaispiirteiden sekä ilmaston perusteella, eikä maankäytöllä ole vaikutusta (Varanka & Luoto 2012).

6.1.2 Ravinteet

Veden fosforipitoisuus korreloi selkeämmin kaupunkimaisen maankäytön ja päällystetyn pinnan kanssa kuin typpipitoisuus (Kotola & Nurminen 2005; Meynendonckx *et al.* 2006). Suurin kokonaisfosforipitoisuus onkin Kalannintienojassa ja pienin Hakuninmaanoissa ja Kuninkaantammenoissa. Kokonaisfosforipitoisuus korreloi huomattavasti kiintoainepitoisuuden kanssa. Kaupunkialueilla partikkeleihin sitoutuneen fosforin osuus on yleensä merkittävä, jopa yli 50 % (Malmqvist 1983; Paul & Meyer 2001; Kotola & Nurminen 2005). Kalannintienojassa suurin osa, 70 %, fosforista onkin sitoutunut kiintoaineeseen, muilla pisteillä 50–66 %. Fosfaattipitoisuuksista merkittävä osa voi selittyä eläinperäisillä lähteillä (Ruth 2004; Lard & Pirard 2010), minkä vuoksi pitoisuuserot tutkimusalueiden välillä eivät ole samankaltaiset kuin totaalifosforin. Pitoisuudet ovat suurimmat Hakuninmaanoissa, jonka valuma-alue on metsäistä ulkoilumaastoa.

Typen ja nitraatin pitoisuudet ovat korkeammat Kalannintien- ja Hakuninmaanoissa kuin Kuninkaantammenoissa. Korkeammat pitoisuudet voivat johtua mahdollisesti liikenteen typpilaskeumasta. Kaupunkivesien ravinnepitoisuuksia kohottaa myös se, etteivät ravinteet pääse päällystetyillä pinnoilla pidättymään kasvillisuuteen

(Heathwaite *et al.* 1996; Sliva & Williams 2001; Hatt *et al.* 2004). Typpipitoisuudet ovat pienempiä kesä-elokuussa, jolloin ravinteet ovat kasvillisuuden käytössä ja huuhtoutuminen on vähäisempää. Kokonaistyyppi korreloi myös kiintoainepitoisuuden kanssa ($r_s=0,51$), mutta ei yhtä voimakkaasti kuin fosfori ($r_s=0,6$).

Forsbergin *et al.* (1978, *cit.* Frisk *et al.* 2007) mukaan typpi rajoittaa levien kasvua, kun veden mineraaliravannesuhde on alle 10. Suhteen ollessa yli 17 fosfori on rajoittava ravinne. Ruthin (2004) mukaan kaupunkivesissä fosfori on yleisimmin kasvua rajoittava ravinne, mutta tulvatilanteissa, jolloin kiintoaineeseen sitoutuneen fosforin määrä on suuri, se voi olla myös typpi. Kuninkaantammessa 78 %:ssa näytteistä fosfori on kasvua rajoittava ravinne ja suhdeluvun mukaan 20 %:ssa molemmat/ei kumpikaan ravinteet kontrolloivat kasvua.

6.1.3 Metallit

Korkeimmat metallipitoisuudet ilmenivät Kalannintienojassa ja Hakuninmaanojassa. Kromi-, rauta-, lyijy- ja sinkkipitoisuudet olivat korkeimmat Hakuninmaanojassa, kupari- ja nikkelipitoisuudet Kalannintienojassa.

Kalannintienojan kromipitoisuuden jääminen muita pisteitä alhaisemmaksi on yllättävää, koska kromin kuormituslähteitä on valuma-alueella runsaasti. Kromia kulkeutuu kuitenkin luonnosta enemmän kuin mitä ovat ihmisen toiminnasta peräisin olevat päästöt (Mannio *et al.* 2002), mutta luonnonhuuhtouman tulisi ilmetä olosuhteiltaan samankaltaisilla valuma-alueilla yhtenevästi. Korkein kromipitoisuus on Hakuninmaanojassa. Myös Hakuninmaanojan valuma-alueella on kuormitusta aiheuttavia tekijöitä, asfalttia, liikennettä sekä rakennuksia (Davis *et al.* 2001b; Ympäristöministeriö 2005). Sinkkipitoisuus on korkein Hakuninmaanojassa, alhaisin Kuninkaantammenojassa. Myös rautapitoisuudet ovat alhaisimmat Kalannintienojassa, korkeimmat Hakuninmaanojassa. Raudan lähteet ovat moninaisia sekä geologisia että ihmistoiminnasta aiheutuvia (Jarvie *et al.* 2002), joten kuormitusta alueittain on vaikea luonnehtia. Merkittävä raudan lähde on eroosio, sillä rauta kulkeutuu kiintoaineeseen sitoutuneena (Martin & Meybeck 1979, *cit.* Foster & Charlesworth 1996), mutta tulosten mukaan rauta ei korreloi kiintoainespitoisuuden kanssa. Kaupunkialueilla metallit kulkeutuvat usein

kiintoaineeseen, erityisesti orgaaniseen kiintoaineeseen kiinnittyneinä (Paul & Meyer 2001). Kromi ja rauta korreloivat kohtalaisesti orgaanisen kiintoainespitoisuuden kanssa. Metsäisillä valuma-alueilla liukoisten metallimuotojen pitoisuus voi kuitenkin olla suuri (Lenat & Crawford 1994; Das *et al.* 2009). Alhainen pH lisäävät metallien liukoisuutta (Lahermo *et al.* 1996). Tuloksissa kromi, rauta ja lyijy korreloivat negatiivisesti ($r_s = -0,45 - -0,55$) pH:n kanssa. Niinpä Hakuninmaanojan korkeat metallipitoisuudet voivat selittyä muita näytepisteitä alhaisemmalla pH:lla.

Lyijypitoisuus on alhaisimmillaan Kuninkaantammenojassa, jossa usean näytteen pitoisuus jää alle määritysrajan. Hakuninmaanojan keskimääräisen lyijypitoisuuden kohoaminen näytepisteistä korkeimmaksi voi johtua viimeaikaisesta teollisuusmaankäytöstä. Kalannintienojassa lyijypitoisuus on pieni. Vilkkaasti liikennöity Hämeenlinnanväylä ei siis merkittävästi nosta Kalannintienojan lyijypitoisuutta, sillä liikenteen lyijypäästöt ovat pienentyneet merkittävästi lyijyttömän polttoaineen käyttöönoton jälkeen.

Kupari- ja nikkelpitoisuudet seuraavat loogisesti eri maankäytön osuuksia valuma-alueilla ja niiden kuormittavuuksia. Korkeimmat mediaanipitoisuudet ovat Kalannintienojassa, jonka valuma-alueella on eniten kaupunkimaista maankäyttöä ja pienimmät Kuninkaantammenojassa, jonka valuma-alue on pääosin metsää.

6.1.4 Muut liuenneet aineet

Natrium- ja kloridipitoisuudet korreloivat voimakkaasti ($r_s = 0,99$). Kalannintienojan natriumin ja kloridin mediaanipitoisuus on lähes kymmenkertainen Kuninkaantammenojan pitoisuuksiin verrattuna. Korkeat natrium- ja kloridipitoisuudet Kalannintienojan valuma-alueella selittyvät mahdollisesti Hämeenlinnanväylän läheisyydellä. Natriumkloridia käytetään liukkaudentorjunnassa. Näytteenottokaudella kesä-joulukuussa ei kuitenkaan ollut tarvetta liukkaudentorjuntaan, joten natriumkloridin korkeat pitoisuudet kertovat kyseisten aineiden kertymisestä maaperään. Maaperästä aineet kulkeutuvat ja liukenevat hiljalleen veteen. Kuitenkin näillä aineilla on myös luonnollisia lähteitä, joiden kuormitusta on vaikea arvioida. Natriumin ja kloridin pitoisuudet ovat suurimmillaan Kalannintienojassa ja Hakuninmaanojassa kesäkuussa, mikä voi johtua veden vähäisestä määrästä uomassa.

Kalium-, kalsium- ja magnesiumkatioineiden pitoisuus riippuu pääosin maa- ja kallioperän ominaisuuksista sekä sadeveden ominaisuuksista (Lahermo *et al.* 1996; Wetzel 2001; Kalff 2002). Paikallisesti myös kasvillisuus voi vaikuttaa aineiden esiintymisrunsauteen. Ihmistoiminta voi vaikuttaa näiden aineiden pitoisuuksiin vain hienoisesti valuma-alueen maankäytön kautta sekä likaantumisen ja laskeumapäästöjen vuoksi (Lahermo *et al.* 1996). Kalannintienojassa kuitenkin myös näiden aineiden pitoisuudet ovat korkeimmat. Kuninkaantammessa on alhaisin kaliumpitoisuus, mutta Hakuninmaanojassa kalsium- ja magnesiumpitoisuudet. Kalsiumikloridia käytetään pölynsidontaan tiealueilla. Kalsium ja kloridi eivät tuloksien mukaan korreloi, joten kalsium ei siis ole peräisin pölynsidonnasta, mikä on ymmärrettävää näytteenoton ajoittumisen huomioiden.

Anioneista fluoridi kuvastaa kallio- ja maaperän ominaisuuksia, eikä ilmennä ihmisen toiminnasta johtuvaa saastumista. Niinpä pitoisuuksissa eri näytepisteiden välillä ei ole suurtakaan eroa, mutta mediaanipitoisuus on suurin Kalannintienojassa. Rikinoksiedeita aiheutuu erityisesti energiantuotannosta sekä teollisuuden ja liikenteen päästöistä kaukokulkeutena (Lahermo *et al.* 1996; Kalff 2002). Sulfaattipitoisuudet voivat ilmentää liikenteen saastuttavaa vaikutusta, sillä korkeimmat pitoisuudet ovat vilkkaasti liikennöidyn tien vieressä sijaitsevassa Kalannintienojassa, matalimmat Kuninkaantammenojassa. Suuri osa sulfaatista voi johtua myös laskeumasta (Lahermo *et al.* 1996).

6.2 Vedenlaatu yleisesti

Mediaanipitoisuudet tutkimusalueella ovat lähes kaikkien aineiden kohdalla suurempia kuin Suomen latvapuroissa (vrt. Tenhola & Tarvainen 2008). Poikkeuksena ovat rauta- ja sulfaattipitoisuudet, jotka ovat kaikilla näytepisteillä Suomen latvapuroja alhaisempia. Kalannintienojassa kromipitoisuus on Suomen latvapurojen tasolla, muissa hieman korkeampi. Kalannintienojan natriumpitoisuudet ovat jopa 15-kertaisia ja kloridipitoisuudet lähes 40-kertaisia latvapurojen pitoisuuksiin verrattuna. Hakuninmaanojassa pitoisuudet ovat noin 4-10-kertaisia. Nitraattityyppipitoisuus ylittää selkeästi häiriintymättömän virtavesille asetetun raja-arvon (WHO/UNEP 1987, *cit.* Heathwaite *et al.* 1996), minkä Suomen latvapurot keskimäärin alittavat. Myös sähkönjohtavuusarvot ovat tutkimusalueella suurempia kuin Suomen latvapuroissa. Tutkimusalueella vedenlaatumuuttujien

pitoisuusvaihtelu ei kuitenkaan ole yhtä suurta kuin latvapuroissa. Näytepisteiden ainepitoisuudet ovat muihin kaupunkipuroihin verrattuna (Ruth 2004; Tarvainen 2006; Räsänen 2011) suurin piirtein keskimääräisiä tai hieman alhaisempia. Varsinaisiin hulevesiin verrattuna (Kannala 2006) pitoisuudet ovat huomattavasti matalampia.

Hulevesien pitoisuusluokittelun (Dagvattenklassificering 2001) (taulukko 7) mukaan pitoisuudet alueen ojavesissä ovat pääosin matalia eli vedenlaatu on hyvä. Muutamat pitoisuudet kohoavat kohtalaisiksi Kalannintienojassa ja Hakuninmaanojassa, mutta sijoittuvat skaalan alhaisimpiin pitoisuuksiin. Kuninkaantammenojassa kaikkien muuttujien pitoisuudet ovat matalia. Tarkemmassa pintavesien metallipitoisuuksien laatuluokittelussa (Naturvårdverket 2007, *cit.* Samposalo 2007: 30) on viisi pitoisuusluokkaa (taulukko 8). Myös tämän luokittelun mukaan pitoisuudet ovat joko alhaisia tai hyvin alhaisia, joten veden laatu on hyvä. Ojavesien laatu lienee riippuvaista alueen maankäytöstä, sillä muut aluetekijät valuma-alueilla ovat samankaltaisia. Rakennetun pinta-alan osuus laskee Kalannintienojan valuma-alueelta Hakuninmaanojaan ja edelleen Kuninkaantammenojan valuma-alueelle. Korkeimmat ainespitoisuudet löytyvät joko Kalannintienojasta tai Hakuninmaanojasta, mutta alhaisimmat pitoisuudet Kuninkaantammenojasta.

Taulukko 7. Hulevesien 3-portainen pitoisuusluokittelu muuttujittain ja mediaanipitoisuudet näytepisteillä (Dagvattenklassificering 2001: 4).

Muuttuja	Yksikkö	Matala	Kohtalainen	Korkea	Kal	Hak	Kun
Kiintoaine	(mg/l)	< 50	50–175	> 175	30	33	27
TN	(mg/l)	< 1,25	1,25–5,0	> 5,0	1,4	1,8	1
TP	(µg/l)	< 100	100–200	> 200	68	54	48
Kromi	(µg/l)	< 15	15–75	> 75	0,4	1,4	0,7
Kupari	(µg/l)	< 9	9–45	> 45	14	5	2
Nikkeli	(µg/l)	< 45	45–225	> 225	2,9	2,3	1,9
Lyijy	(µg/l)	< 3	3–15	> 15	0,2	0,6	0,1
Sinkki	(µg/l)	< 60	60–300	> 300	18	19	8

Taulukko 8. Pintavesien luokitus metallipitoisuuksien perusteella (I = hyvin alhainen pitoisuus, II = alhainen pitoisuus, III = kohtalainen pitoisuus, IV = korkea pitoisuus, V = erittäin korkea pitoisuus) (Naturvårdverket 2007, *cit.* Samposalo 2007: 30).

Muuttuja	Yksikkö	I	II	III	IV	V
Kromi	(µg/l)	< 0,3	0,3–5	5–15	15–75	> 75
Nikkeli	(µg/l)	< 0,7	0,7–15	15–45	45–225	> 225
Lyijy	(µg/l)	< 0,2	0,2–1	1–3	3–15	> 15
Sinkki	(µg/l)	< 5	5–20	20–60	60–300	> 300

7 Näkemyksiä kestäväan hulevesien hallintaan

Hulevedet ovat yhteiskunnallinen, niin taloudellinen kuin sosiaalinenkin kysymys. Tässä osiossa tarkastellaan kokonaisvaltaisesti kestäväan hulevesien hallintaan liittyviä teemoja. Aluksi esitellään lyhyesti uudenlaisia hulevedenkäsittelysysteemejä, joita Kuninkaantammessa aiotaan hyödyntää. Huomiota kiinnitetään myös muodollisiin institutionaalisiin rakenteisiin, toimintatapoihin ja niiden merkitykseen kestävässä hulevesien hallinnassa. Tuloksellisessa vesiensuojelussa tulee teknisten ratkaisujen lisäksi huomioida sosiaalinen ympäristö. Sosiaalista ympäristöä tarkastellaan ympäristöasenteiden ja –käyttäytymisen kautta ja pohditaan viestinnän vaikutusmahdollisuuksia asenteiden ja käyttäytymisen muodostumisessa. Lopuksi esitellään tarkemmin muodollisten ja epämuodollisten instituutioiden ympäristöasenteita Helsingissä, perehdytään hulevesien hallinnan tilaan meillä ja muualla sekä pohditaan hulevesien hallinnan tulevaa suuntaa.

7.1 Uudenlaiset hulevedenkäsittelymenetelmät

Kuninkaantammessa

Kuninkaantammi on Helsingin hulevesistrategian pilottialue (KSV 2009). Hulevesistrategian päämääränä on tulvimishaittojen ehkäiseminen ja haitallisten aineiden minimoiminen hulevesissä. Kuninkaantammen hulevesisuunnittelussa on päädytty teknisiin ratkaisuihin, joiden avulla sade- ja sulamisvesiä voidaan viivyttää ja imeyttää muodostumisalueellaan ennen niiden johtamista ojiin, jotka laskevat Mätäjokeen ja Vantaanjokeen (Nurmi *et al.* 2008). Hulevesiä aiotaan hyödyntää myös resurssina kaupunkiviljelmien kastelussa (KSV 2011). Uudenlaiset hulevedenkäsittelymenetelmät tähtäävät siis valuma-alueen luonnontilaisen hydrologian säilyttämiseen valuma-alueella tapahtuvista muutoksista huolimatta (Salminen 2006). Hulevesien teknis-ekologinen käsittely perustuu yksinkertaisuudessaan veden vaihtoehtoiseen johtamistapaan, pidättämiseen tai imeyttämiseen (Ferguson 1998).

Kuninkaantammessa uudenlaisiin teknisiin hulevedenkäsittelymenetelmiin lukeutuvat muun muassa viherkatot, sadepuutarhat, kasvillisuuspainanteet ja viivytyksaltaat (KSV 2009). Viherkattojen merkittävin hyöty perustuu niiden kykyyn

pidättää sadevettä ja myöhentää virtaamapiikkejä (Mentens *et al.* 2006). Koska sadevesi on luonteeltaan melko puhdasta, on viherkattojen merkitys ravinteiden ja metallien pidättämisessä kyseenalainen. Epäpuhtauspitoisuudet viherkattojen valuvesissä ovat kuitenkin pienempiä kuin tavallisten vertailukattojen valuvesissä. Kun pidättymisen aiheuttama vesimassan väheneminen otetaan huomioon, on viherkattojen hulevesivaikutus merkittävä (Czemiel Berndtsson *et al.* 2006, 2009; Teemuska & Mander 2007). Sadepuutarhat ovat matalia painanteita, joissa esiintyy kasvillisuutta eri intensiteeteillä (Ferguson 1998). Sadepuutarhat vähentävät kokonaisvaluntaa, tasaavat valuntapiikkejä ja parantavat kohtalaisesti vedenlaatua niin ravinteiden kuin metallienkin osalta (Davis *et al.* 2001a; Dietz & Clausen 2005; Barret 2008). Viivytyksaltaat suunnitellaan usein lähinnä virtaamapiikkien tasoittamiseen, mutta pidätysaltaita voidaan hyödyntää myös vedenlaadun parantamisessa (Ferguson 1998). Viivytyksaltaat pidättävät erityisesti kiintoainesta, mutta kohtalaisesti myös ravinteita ja muita epäpuhtauksia (Verstraeten & Poesen 2001; Hogan & Walbridge 2007; Barret 2008). Hulevesien luonnonmukaisella käsittelyllä voidaan saada myös rahallisia säästöjä kun kalliita putkitusrakennelmia ei tarvitse tehdä. Monimuotoinen maisemarakenne erilaisine elementteineen on myös asukkaille miellyttävä, mikä nostaa alueen arvoa.

7.2 Yhteiskunnalliset ja sosiaaliset tekijät kestävässä hulevesien hallinnassa

Uudenlaiset hulevedenkäsittelymenetelmät ovat lähes välttämättömiä, jos kaupunkien hulevesien laatu- ja määräongelmiin halutaan ratkaisuja. Teknisten ratkaisujen lisäksi tarvitaan kuitenkin muitakin keinoja, sillä virtavesien laatuun vaikuttaa vahvasti inhimillinen ympäristö ja sen toiminta (Winz *et al.* 2009). Ympäristöongelmat ovat pohjimmiltaan luonteeltaan sosiaalisia, kulttuurisia ja käyttäytymisestä johtuvia (Vlek 2000). Esimerkiksi sosio-ekonomisten tekijöidenkin voidaan tietyin varauksin sanoa vaikuttavan niin biologiseen kuin kemialliseen vedenlaatuun (Coles *et al.* 2004). Jo yksin ympäristöongelman määrittely pohjaa sosiaaliseen käsitykseen. Virtavesiä onkin alettu nähdä sosio-ekologisina kokonaisuuksina, jotka liittyvät saumattomasti ympäristöönsä. Tämän takia yksin tekniset ratkaisut eivät voi toimia tehokkaina vesiensuojelutoimina (Wagenet *et al.*

1999; Winz *et al.* 2009). Luonnon ympäristöä tulisi tarkastella suhteessa sen sosiaalisen ympäristöön (Johnson *et al.* 2002).

7.2.1 Instituutiot

Institutionaalisen muutoksen tärkeys korostuu kestävässä hulevesien hallinnassa (Harvie & Jaques 2003; Brown 2005). Muodollisia instituutioita ovat muun muassa valtiot, kunnat, EU sekä omaksutut lait ja säännöt, normit, jotka ovat tietoisesti luotuja. Epämuodollisia instituutioita ovat yksilöt, kansalaisten omat järjestäytymättömät yhteisöt sekä kirjoittamattomat säännöt, mielenmallit ja tavat. Sosiaaliset arvot ja instituutiot ovat läheisessä vuorovaikutuksessa. Arvoista kehittyä hiljalleen instituutioita, jos ne ovat yleisesti hyväksyttyjä ja pitkäikäisiä. Tyypittelyn perusteella instituutiot voitaisiin jakaa myös yhteiskunnallisiin ja sosiaalisiin instituutioihin. Instituutiot ovat toisaalta vapaasti muuttuvia, mutta ne muodostuvat aina tietynkaltaisessa kulttuurisessa, sosiaalisessa, taloudellisessa ja poliittisessä kontekstissa (Brown & Farrelly 2009). Erityisesti muodolliset instituutiot saattavat rajoittaa niin yksilöllistä kun yhteiskunnallista muutosta.

Instituutioiden on kuvailtu olevan pysyviä ja vaikeita muuttaa, mistä voidaan käyttää nimitystä institutionaalinen inertia (Brown & Farrelly 2009). Instituutioiden hitaan muuttumisen voi nähdä yhtenä syynä ympäristön pilaantumiseen. Toisinaan nopeasti tapahtuvat ympäristömuutokset vaatisivat nopeampia reagoitokeinoja ja -tapoja kuin instituutiot mahdollistavat (Winz *et al.* 2009). Muutosta on kuitenkin keinoitekoisesti vaikea aikaansaada tai ohjata tiettyyn suuntaan. Instituutioiden muutos on usein huomaamaton ja epämuodolliset instituutiot ovat taso, josta instituutioiden muutos lähtee liikkeelle (Pahl-Wostl 2006). Esimerkiksi suomalaisten mielestä ympäristöongelmiin puututaan hitaasti ja hampaattomasti varsinkin hallinnon ja politiikan tasolla (Kemppainen 2006). Tämä ristiriita epämuodollisten organisaatioiden näkemysten ja muodollisten organisaatioiden toiminnan välillä voi hiljalleen johtaa muodollisten organisaatioiden muutokseen, tehokkaampaan ja tuloksellisempaan ympäristöongelmiin puuttumiseen.

Brown (2005) näkee, että nykyisenkaltaisen organisaatio- ja hallintorakenne estävät uudenlaisen, kestävä hulevesien hallinnan Sydneyssä. Kankeat organisaatiot sekä päällekkäiset tai toisaalta määrittelemättömät poliittiset ja toimeenpanolliset

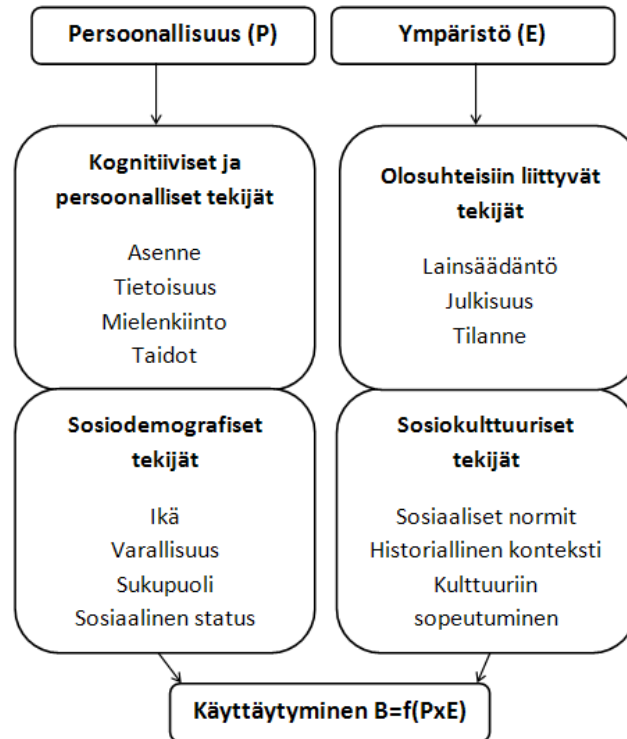
vastuualueet johtavat siihen, ettei käytännön toteutuksia kestävästä hulevesienhallintakeinoista ole helppo toteuttaa. Samankaltaisen institutionaalisen kankeuden voi arvella vallitsevan myös Helsingissä. Esteet kestäväälle vesien hallinnalle eivät siis ole teknisiä vaan sosioinstitutionaalisia ja ne liittyvät eriytettyihin vastuualueisiin, sitoutumattomuuteen, koordinoimien ja tiedon puutteeseen, erilaisiin näkemyksiin ja niukkoihin resursseihin. Ratkaisuvälineinä ja -keinoina on muun muassa hankkeiden monialainen koordinointi, monitieteisen osaamisen kehitys sekä sosiaalisen ympäristön merkityksen korostaminen (Brown & Farrelly 2009).

7.3 Ympäristötietoisuuteen ja -käyttäytymiseen vaikuttavat tekijät

Yksin tekniset keinot eivät loputtomasti riitä ympäristöongelmien ratkaisuksi, koska ympäristön pilaantumisen syyt voidaan johtaa ihmisten käyttäytymiseen. Ympäristölle haitallinen toiminta voi johtua joko siitä, ettei ymmärretä toiminnan seurauksia tai että ollaan välinpitämättömiä toimintatapojen ympäristövaikutuksista. Useiden ympäristöongelmien syy on yksinkertaisesti se, että emme pysty havaitsemaan aiheuttamaamme haittaa ympäristölle (Ojala 2012). Koska asiaa ei voida havaita, sitä voi olla vaikea ymmärtää tai se voidaan helposti ohittaa. Kestävän hulevesihallinnan saavuttamisessa oppiminen ja käyttäytymisen muutos ovat avainasemassa. Ihmisten informoiminen ja tietoisuuden kasvattaminen on nähty yhtenä ratkaisuna ympäristöongelmien vähentämiseen ja lieventämiseen.

7.3.1 Käyttäytymisen raamit

Ihmisen käyttäytymiseen vaikuttavista tekijöistä on useita klassisia sekä uudempia näkemyksiä. Lewinin klassisen käyttäytymisteorian mukaan ihmisen käyttäytyminen riippuu yksilön persoonallisuuteen ja ympäristöön liittyvistä tekijöistä (Lewin 1951, *cit.* Scholz 2011, kuva 31). Teoria on yleinen malli ihmisen käyttäytymiseen vaikuttavista tekijöistä, joihin lukeutuvat yksilön kognitiiviset, persoonalliset ja sosiodemografiset tekijät sekä ympäristön olosuhteisiin, tilanteeseen ja sosiokulttuuriseen kontekstiin liittyvät tekijät. Edellä kuvattiin jo lyhyesti ympäristökäyttäytymiseen vaikuttavia muodollisia institutionaalisia tekijöitä.



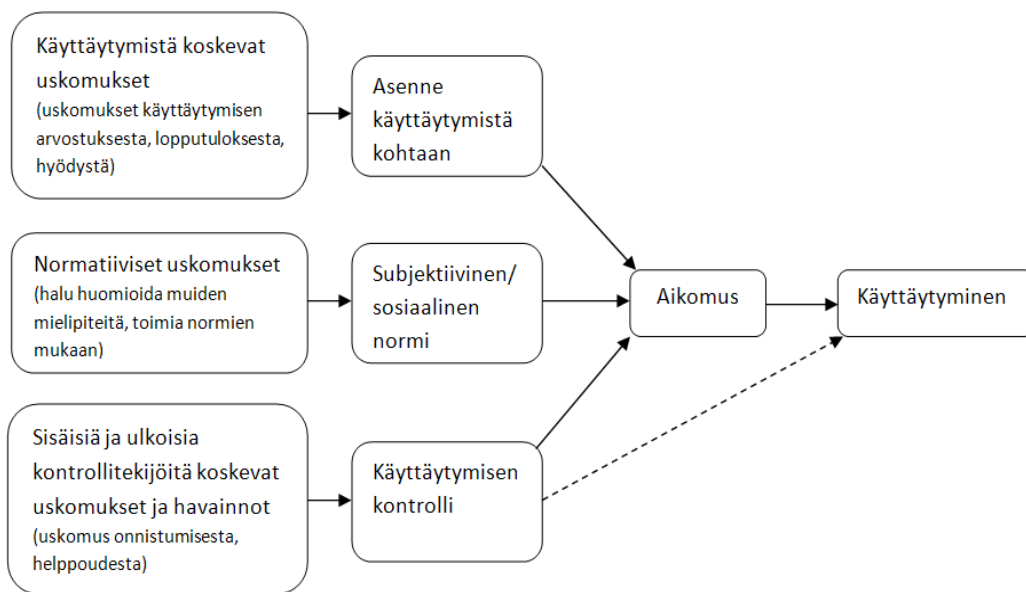
Kuva 31. Käyttäytyminen on persoonallisuus- ja ympäristötekijöiden tulo (Lewin 1951, *cit.* Scholz 2011: 150).

7.3.2 Sosiodemografiset tekijät

Ympäristöpsykologiassa on pitkään selitetty yksilön ympäristötietoisuutta sosioekonomisin ja -demografisin muuttujin, joihin lukeutuvat muun muassa ikä, tulot, puoluekanta ja koulutustaso. Yleistettynä nuoret, koulutetut, hyvin toimeentulevat naiset liberaalisin poliittisin näkemyksin pitävät ympäristönsuojelua tärkeänä (Cialdini *et al.* 1990; EVA 2001; Brody *et al.* 2004; Koskinen & Hakkarainen 2011; Ojala 2012). Iän vaikutus ympäristöasenteisiin on ristiriitainen, mutta iän mukanaan tuoman kypsyyden voi nähdä kasvattavan normatiivista kontrollia (Cialdini *et al.* 1990; Bator *et al.* 2011; Ojala 2012). Toisaalta nuoret ovat usein tietoisempia ympäristöasioista kuin vanhemmat ihmiset. Yleisimmin sosiodemografisia muuttujia pidetään kuitenkin enemmän taustatekijöinä kuin ympäristökäyttäytymistä selittävinä tekijöinä. Sosiodemografisten tekijöiden yhteys käyttäytymiseen on usein löydettävissä, mutta yhteydet eivät ole kovin vahvoja ja tekijät jäävät muiden käyttäytymistä selittävien tekijöiden varjoon (Hines *et al.* 1986/87, *cit.* Milfont & Duckitt 2004; Cottrell 2003).

7.3.3 Tietoisuus ja asenteet ja käyttäytyminen

Kognitiivisten mallien mukaan yksilöt tekevät vapaavalintaisia, mutta rationaalisia päätöksiä tarjolla olevan informaation perusteella, minkä lisäksi tavoitteellinen toiminta perustuu asenteisiin ja arvoihin. Tällä perusteella yksilön toiminta olisi nämä tekijät tuntien ennustettavissa (Forsyth *et al.* 2004). Yleisempi käsitys kuitenkin on, ettei käyttäytyminen ole ennustettavissa, vaikka käyttäytymistä voidaan tulkita, selittää ja kuvailla (Cziko 1989, *cit.* Wagenet *et al.* 1999). Tarkemmin ihmisen käyttäytymisen rakentumista kognitiivisten ja persoonallisuustekijöiden kautta selittää Ajzenin (2002) suunnitellun toiminnan teoria. Teorian mukaisesti tieto, asenteet ja aikomus vaikuttavat ympäristökäyttäytymiseen (kuva 32). Seuraavassa perehdymme tarkemmin näiden kolmen tekijän vaikutukseen.



Kuva 32. Suunnitellun toiminnan teoria (Ajzen 2002, *cit.* Haddock & Maio 2008). Vuorovaikutukset ovat todellisuudessa monisuuntaisempia, mutta kuvassa selkeyden vuoksi esitettynä yhdensuuntaisina.

Yksilön tietoisuus ympäristöasioista ja -ongelmista on yksi ympäristöystävällisen toiminnan selittäjä. Yksilöt, jotka ovat tietoisia ympäristöongelmista toimivat ympäristöystävällisemmin kuin yksilöt, jotka eivät tunne tai tunnusta ongelmaa. Tietoisuus vaikuttaa toimintaan ja tietoisuuden lisääntymien on oleellinen osa käyttäytymisen muutosta (Helkama *et al.* 2001; Winz *et al.* 2009). Pelkkä tietoisuus

ei kuitenkaan johda toimintaan, vaan tiedon, tietoisuuden lisääntymisen ja käyttäytymisen välillä on usein ristiriita. Ympäristöystävällisen käyttäytymisen taustalla vaikuttavatkin monet muut tekijät kuin vain tieto (Staats *et al.* 1996).

Psyko-sosiaaliset tekijät, kuten asenne, ovat merkitsevämpiä ympäristökäyttäytymistä selittäviä tekijöitä esimerkiksi pelkästään tiedollisten tekijöiden yläpuolella (Hines *et al.* 1986/87, *cit.* Milfont & Duckitt 2004; Cottrell 2003). Asenteet muodostuvat kuitenkin kolmesta osatekijästä, tiedollisesta, emotionaalisesta ja käyttäytymiskomponentista (Haddock & Maio 2008). Tietoisuus toimii nyt mallin yhtenä rakennusosana. Tietoisuus on tärkeä ekologisen käyttäytymisen selittäjä erityisesti silloin, kun toiminnan suorittaja ajattelee, että muutkin toimivat samalla tavalla. Tämä ilmentää sosiaalisten normien merkitystä, mitä voidaan ympäristönsuojelussa kutsua myös sosiaalseksi dilemmaksi, koska myös ympäristön kannalta negatiivinen käyttäytymismalli kopioituu ja luo noidankehän (Staats *et al.* 1996). Klassinen vapaamatkustajan ongelma voikin aiheuttaa ristiriitoja asenteiden ja käyttäytymisen välillä. Kaikki hyötyvät puhtaasta ympäristöstä, vaikka eivät panostaisikaan siihen, mikä voi aiheuttaa turhautumista ja voimattomuutta niissä, jotka toimivat ympäristön hyväksi. Sosiaalisten käyttäytymismallien merkitystä käsitellään tarkemmin kappaleessa 7.3.5.

Asenteet ovat olennainen osa ryhmäjäsenyyttä, sosiaalisia suhteita ja sosiaalista identiteettiä (Helkama *et al.* 2001). Asenteet opitaan, mutta asenteiden muodostumiseen vaikuttaa esimerkiksi tuttuus ja omistaminen. Tuttuus tai kohteen omistaminen saa meidät usein ajattelemaan positiivisesti ja pitämään tästä (Helkama *et al.* 2001). Yksilön ympäristö ja fyysinen läheisyys tiettyyn kohteeseen vaikuttavat yksilön käsityksiin kyseisen ympäristön, ilmiön tai asian tilasta ja luonteesta (Brody *et al.* 2004).

Tunnetekijöiden rooli onkin olennainen ja moninainen. Tietoisuuden lisäksi tarvitaan usein tunne, että ympäristö on jollain tavalla uhattuna tai huonontumassa, ennen kuin ympäristönsuojelutoimiin ryhdytään. Tunne siitä, että uhka on suuri ja vakava, lisää edelleen toiminta-alttiutta. Myös käsitys siitä, että ongelmat vaikuttavat yksilöön itseensä, lisää ympäristönsuojelullisia toimia (Forsyth *et al.* 2004). Ympäristöongelmien tulisi koskettaa henkilökohtaisesti, ennen kuin ollaan valmiita

käyttäytymisen muutokseen. Yksilön ympäristöystävällisyyttä selittää se, että yksilö ymmärtää miten ympäristöongelmat liittyivät omaan arkielämään ja terveyteen (Ojala 2012).

7.3.4 Ympäristöystävällisyyden motiivi

Ympäristöystävällisyyttä, jota motivoi sosiaalinen huoli muista ihmisistä, seuraavista sukupolvista ja muista lajeista tai vaikka koko ekosysteemistä, selitetään normi-aktiivointi-mallilla. Kognitiivisten, affektiivisten ja sosiaalisten tekijöiden kautta kumpuava vahva pakote toimia normien mukaan johtuu halusta toimia oikein ja välttää sisäistä syyllisyyttä. Sisäinen motivaatio, joka lähtee omasta halusta toimia ympäristön parhaaksi, on kestävämpää kuin kannustimin syntynyt toiminta (Helkama 2001). Itsekkäistä lähtökohdista tapahtuvaa ympäristönsuojelua, jossa on enemmän tulkintatilaa esimerkiksi yksilön arvioille toiminnan helppoudesta ja mielekkyydestä, selitetään suunnitellun toiminnan teorialla (Bamberg & Möser 2007). Toisinaan voi kuitenkin olla vaikea erotella oman edun tavoittelijoita ja normeihin sitoutuneita ympäristönsuojelijoita (Uusitalo 1992).

7.3.5 Sosiaaliset käyttäytymismallit käyttäytymisen kontrolloijina

Käyttäytymistä kontrolloivat sosiaaliset käyttäytymismallit voidaan jaotella deskriptiiviseen ja injuktiiviseen (*l. kuvailevaan ja velvoittavaan*) käyttäytymismalliin. Deskriptiivinen käyttäytymismalli käsittää sen, mitä ihmiset tekevät tietyissä tilanteissa, kun taas injuktiivisella käyttäytymismallilla tarkoitetaan sitä, minkä ajatellaan olevan hyväksyttävää tai sopimatonta. Sosiaaliset normatiiviset käsitykset perustuvat siihen, mitä ihmiset yleensä tekevät tai mitä yksilö ajattelee muiden tekevän. Sosiaaliset normit eivät välttämättä kerro moraalisesta oikeasta ja väärästä, vaan siitä, että toiminta on helppoa tai siitä on hyötyä (Bamberg & Möser 2007).

Deskriptiivinen käyttäytymismalli kopioituu usein positiivisen linkin kautta. Käyttäytymismalli kopioituu siksi, että toiminnan ajatellaan olevan suotavaa, ei sen vuoksi, että yksilöt tunsivat sosiaalista painetta tai velvollisuutta toimia tietyllä tavalla. Käsitys, että muut toimivat ympäristön hyväksi, johtaa kyseisen ajatus- ja käyttäytymismallin kopioitumiseen. Samoin kuitenkin käsitys siitä, että muut tuhlaavat resursseja, johtaa usein yksilön samankaltaiseen käytökseen. Lisäksi

käyttäytymismallien kumuloituminen on yleistä. Kun ympäristössä on rikottu yleistä käyttäytymismallia, alentaa se kynnystä rikkoa muitakin normatiivisia sääntöjä, erikseen annettua kehotusta tai jopa lakia (Keizer *et al.* 2008). Esimerkiksi roskainen ympäristö lisää normatiivisen käytösmallin vastaista toimintaa muun muassa lisäroskauksella, mutta se johtaa myös yleisesti normien mukaisen käyttäytymisen murenemiseen (Keizer *et al.* 2008). On tärkeää erottaa persoonalliset ja sosiaaliset normit erottaa toisistaan, vaikka se mitä pidetään hyväksyttävänä, on sitä mitä useimmiten tehdään (Cialdini *et al.* 1990; Corral-Verdugo & Frías-Armenta 2006). Käyttäytymismallit vaikuttavat yhtä aikaa tilanteissa, mutta ne ovat paitsi käsitteellisesti erilaisia, toimintoja ohjaavat erilaiset motivoivat tekijät. Normit ohjaavat käytöstä parhaiten silloin, kun ne ovat mielessä/näkyvillä.

7.3.6 Käyttäytymisen muokkautuminen

Käyttäytymiseen vaikuttavien tekijöiden välinen vuorovaikutus ei ole yksisuuntaista, vaan tekijät vaikuttavat toinen toisiinsa eli myös käyttäytyminen muokkaa asenteita. Ihminen, joka ajaa paljon autolla, ajattelee, ettei yksityisautoilu ole ympäristöongelma. Näin vältetään tekojen ja asenteiden ristiriidan aiheuttama epämukavuuden tunne, joka saattaisi johtaa jonkinlaiseen asenteiden tai käyttäytymisen muutokseen (Uusitalo 1992).

Käyttäytymisen kontrolliin liittyy myös käsitys toiminnan miellyttävyydestä, helppoudesta ja onnistumisesta, mikä viittaa menneeseen toimintaan, joka on liittynyt asenteen kohteeseen. Lisäksi pystyvyyden ja voimisen kokemus on tärkeä ympäristönsuojelussa (Erwin 2005). Toimintaa ja tuloksia syntyy, kun yksilö ajattelee pystyvänsä omalla toiminnallaan vaikuttamaan merkitsevästi asian tilaan.

Aikomus on myös merkittävä tekijä käyttäytymisen selittämisessä (Bamberg & Möser 2007). Todellinen käsitys siitä, että aikoo tehdä jotakin, on askel kohti päätöksen kaltaista käyttäytymistä. Silti esimerkiksi tilanteeseen liittyvät tekijät voivat estää vahvankin aikomuksen mukaisen toiminnan.

Suunnitellun käyttäytymismallin tekijöitä ei ole helppo erottaa toisistaan ja ne vaikuttavat toinen toisiinsa (Erwin 2005). Asenteet, joiden saatavuus on hyvä, ennustavat paremmin käyttäytymistä. Kuten tietoisuuden ja käyttäytymisen, myös

asenteiden ja käyttäytymisen välinen yhteys on kuitenkin toisinaan heikko (Erwin 2005).

7.4 Osallistaminen vesiensuojelussa

Onnistuakseen vesiensuojelun täytyy olla osallistavaa (Johnson *et al.* 2002). Sekä saasteiden puhdistamisen putken-pää ajattelusta että päätöksenteon ylhäältä-alaspäin suuntautuneisuudesta tulisi siirtyä kokonaisvaltaiseen ajatteluun, jossa inhimillinen ympäristö, asukkaat, nähdään olennaisena osana ekologista ympäristöä, hulevesien kestävä hallintaa. Paikallisen tietämyksen, tarpeiden ja käytäntöjen, hyödyntämisen tulisi ulottua suunnitteluprosessin alusta sopivien toimintatapojen toteutukseen. Kun asukkaat otetaan mukaan suunnitteluun, on oletettavaa, että tietoisuuden ja oppimisen lisääntymisen kautta saavutetaan ympäristön kannalta positiivisia muutoksia käyttäytymisessä (Rauch *et al.* 2005).

Helsingissä kaupunkilaiset ovat osoittaneet omaa aktiivisuutta ja valmiuttaan käytännön toimiin ympäristönsä tilan parantamiseksi, minkä tueksi he kaipaavat tietoa (Lehtoranta *et al.* 2012). Sitoutuminen osallistaviin lähestymistapoihin vaatiikin uudenlaista ajattelumallia sekä vesiensuojelun teoriaan että käytäntöön, mihin viitataan instituutioiden muutoksella. Nykyiset organisaatiomallit eivät tue osallistamista. Ihmisten osallistamiseen rohkaisevat henkilöt eivät voi olla perinteisesti vesien hallinnasta vastaavia ammattilaisia, joilla ei ole aitoa osaamista osallistamiseen. Yleisön osallistamisen pitäisi nimenomaan olla *osallistamista*, ei pelkkää informointia. Pelkkä informaation tarjoaminen harvoin innostaa ihmisiä toimimaan, mutta oman toiminnan kautta asiasta tulee aidosti kiinnostava ja henkilökohtainen.

Vantaalla asukkaat kokevat, että he eivät pysty vaikuttamaan ympäristöasioita koskevaan päätöksentekoon (Vantaan kaupunki 2011). Jotta ihmisiä saadaan osallistumaan, täytyy heillä olla tunne, että heitä kuunnellaan ja he todella voivat vaikuttaa kyseessä oleviin asioihin (Rauch *et al.* 2005). Osallistamiseen liittyvät olennaisesti yhteisöt, sillä tuloksellista toimintaa syntyy yhteisöjen, harvoin yksilöiden, toimesta. Toisaalta osallistamisprojektien yhteisöt voivat muodostua liian suuriksi, jolloin yksilön vaikuttamismahdollisuudet voivat tuntua riittämättömiltä (Johnson *et al.* 2002). Osallistavalla suunnittelulla ja toteutuksella voidaan saavuttaa

luottamus ja ymmärrys eri toimijoiden välille, mikä johtaa onnistuneeseen hankkeeseen. Osallistamisen merkityksen korostaminen ei kuitenkaan vähennä muiden toimijoiden merkitystä. Edelleen tutkijoilla, poliitikoilla, järjestöillä ja muilla intressiryhmillä on rooli vesiensuojelussa niin tietopohjan kuin näkemysten suhteen. Näiden roolien uudelleenmäärittely ja järjestely on kuitenkin ensiaskel tehokkaan vesiensuojelun syntymisessä (Johnson *et al.* 2002). Vaikka vesiensuojelullisia osallistamisprojekteja on tutkittu runsaasti, ei ole tutkimuksia niiden vaikutuksista tietoisuuden lisääntymiseen ja käyttäytymisen muutokseen (Winz *et al.* 2009).

7.5 Ympäristöviestintä

Tiedottamisen merkitys pohjaa kognitiiviselle ja sosiaaliselle oppimisteorialle, jossa tieto ja muiden ihmisten esimerkit korostuvat. Ympäristönsuojelua koskevassa viestinnässä on usein kyse enemminkin toivotun käyttäytymismallin vahvistamisesta ja toimintaan kannustamisesta, kuin todella uuden tiedon opettelusta. Kaikki tietävät, että roskata ei saa, mutta miten tämä saataisiin käytäntöön. Ihmiset eivät vain passiivisesti omaksu tietoa, vaan tulkitsevat sitä ja luovat uusia merkityksiä ja tulkintoja. Tiedon käsittely onkin tärkeää, jotta viesti saadaan jäämään ihmisten mieleen.

7.5.1 Ympäristötiedon lähteet

Merkittävin ympäristötiedon lähde suomalaisille on joukkotiedotusvälineet sekä keskustelut muiden ihmisten kanssa (Kaila-Kangas *et al.* 1994). Viranomaisten tiedotteita arvostetaan, mutta niiden merkitys tietolähteenä on vähäisempi. Muihin ympäristötietolähteisiin lukeutuvat muun muassa luontoalan erikoislehdet sekä kansalaisjärjestöt. Puolet suomalaisista on sitä mieltä, että ympäristötietoa on riittävästi saatavilla ja 10 % kokee, että ympäristöongelmia käsitellään tiedotusvälineissä jopa liikaa (Kaila-Kangas *et al.* 1994: 31; Vantaan kaupunki 2011: 13). Pääkaupunkiseudulla tiedotetaan ja viestitään ympäristön ja vesistön tilaan liittyvistä asioista, mutta melko passiivisesti. Esimerkiksi Vantaan kaupungin ympäristöaiheiset julkaisut ja Internetsivut ovat huonosti tunnettuja. Suurin osa vantaalaisista arvioi kaupungin ympäristötiedotuksen huonoksi tai ei tiedä siitä mitään (Vantaan kaupunki 2011). Helsingin kaupungin ympäristöjulkaisutkaan ovat tuskin laajasti löytäneet kaupunkilaisia. Tiedon kumuloituminen on myös yleistä.

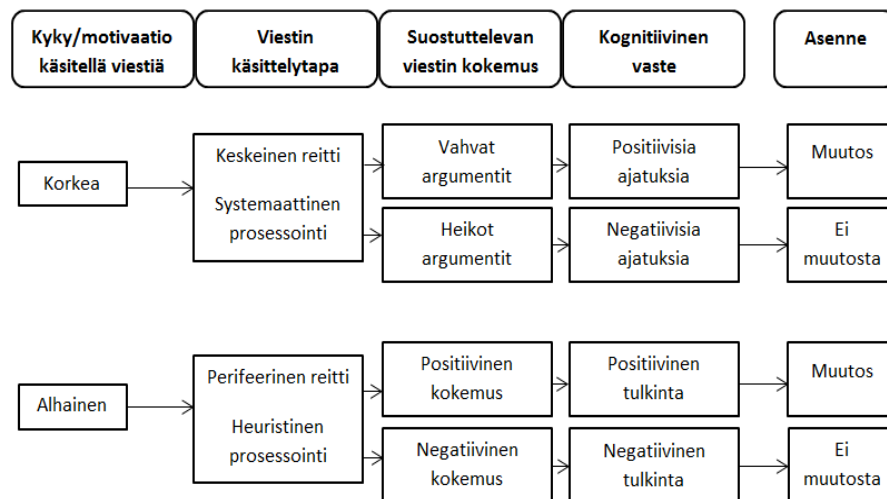
Ihmiset, jotka aktiivisesti seuraavat kaupungin ympäristöpolitiikkaa ja –julkaisuja, ovat tietoisia ja kerryttävät tietoisuuttaan lisää. Mutta toisen, ei niin aktiivisen kohderyhmän, tavoittaminen ja tietoisuuden lisääminen on haastavampaa. Laajoissa tiedotuskampanjoissa ja niiden kohdentamisalueissa voidaan hyödyntää moderneja läheisyys/saavutettavuusanalyyssejä (Brody *et al.* 2004).

7.5.2 Ympäristötiedon ja –viestinnän laatu ja sen käsittely

Viestinnässä on lukuisia haasteita (Schultz 1999). Viestinnän onnistumiseksi kohdeyleisön demografia, asenteet, käytös ja mediatavat olisi tunnettava (Mendelsohn 1973). Schultzin (1999) mukaan ympäristönsuojelullisen informaation vastaanottavaisuus, hyväksyminen ja mahdollinen käyttäytymisen muutos on suhteessa koulutustasoon. Koulutetut ihmiset ovat keskimäärin ympäristöystävällisempiä, jolloin ympäristöasioista tiedottaminen vahvistaa heidän jo ympäristöystävällistä toimintaansa. Toisaalta korkeammin koulutetut pitäytyvät tiukemmin kannoissaan, eivätkä ole joustavia. Keskimääräisesti koulutetut muuttavat toimintaansa herkimmin yleisten tiedotusvälineiden tarjoaman tiedon perusteella (Schultz 1999). Mutta kuinka ylipäättään tavoitetaan ne ihmiset, jotka eivät ole kiinnostuneita ympäristönsuojelusta? Esimerkiksi alhaisen koulutustason omaavat ovat yleensä välinpitämättömpiä ympäristöasioita kohtaan (Schultz 1999). Viestinnästä tekee hankalaa se, että yleisössä on sekä ympäristöasioista kiinnostuneita että välinpitämättömiä. Viestin vastaanottajista/kohderyhmästä olisi erotettava viestille avoimet ja mahdollisesti niitä vastustavat. Jos pyritään asenteita tai käyttäytymistä muuttuvaan viestintään, on myös viestin laatuun tärkeä kiinnittää huomiota.

Ympäristönsuojelullisen viestin käsittelyn ja asenteen muutoksen välistä yhtyettä kuvaa Petty & Cacioppon (1986, *cit.* Stroebe 2008) ELM-malli (*elaboration likelihood model*) (kuva 33). Viestin käsittelyn ja käyttäytymisen muutoksen todennäköisyys riippuu motivaatiosta ja kyvystä käsitellä viestin sisältöä sekä viestin sisällöstä ja sen herättämistä tunteista. Kun asenteen muutos seuraa informaation käsittelyä ja miettimistä (keskeinen suostuttelureitti), on asennemuutos usein pysyväluontoisempi. Kun viestiä käsitellään systemaattisesti, tulee viestin olla looginen ja faktoihin perustuva. Viestin sisältö ja laatu on merkitsevä erityisesti silloin, kun asia on itselle tärkeä. Jos asenteen muutos perustuu pinnallisiin tekijöihin

(perifeerinen suostuttelureitti), kuten viestintuojan uskottavuuteen, on asennemuutoksen pysyvyys kyseenalainen (Erwin 2005). Kun vastaanottajan kyky tai motivaatio käsitellä viestiä on alhainen, korostuu viestin sisällön sijaan viestin ja sen kertojan uskottavuus tai viehättävyys tai muut tekijät asenteen muutoksessa (Erwin 2005). Olennaista kuitenkin on, kuinka viestin vastaanottaja kokee viestin. Negatiiviset tunteet eivät johda käyttäytymisen muutoksen toisin kuin positiiviset.



Kuva 33. Elaboraation todennäköisyys -malli (Petty & Cacioppo 1986, cit Stroebe 2008: 140).

Informaation kautta tapahtuva suostuttelu toimii tiettyyn rajaan asti, jonka jälkeen sen teho heikentyy, kyseenalaistamisen, epäilyn ja vastustuksen kasvaessa (Erwin 2005). Jos henkilöllä on hyvin ympäristövastainen asenne tai viestin suostuttelu herättää negatiivisia tunteita, voi viestin uskottavuudella ja luotettavuudella olla jopa alkuperäiselle viestille vastakkainen vaikutus käyttäytymiseen ja se voi korostaa eroa suostutteluviestin ja alkuperäisen mielipiteen/toimintatavan välillä (Erwin 2005). Jos kohdeyleisöllä on jo voimakas mielipide, voi tunteisiin vetoaminen olla tehokkaampaa kuin tietoon perustuva viestiminen (Erwin 2005). Suostuttelevien viestin vaikutukset ovat ylipäänsä vahvasti tilannesidonnaisia, ja niiden vaikutus riippuu siitä, miten viestin vastaanottaja sitä kulloinkin käsittelee (Helkama *et al.* 2001). On siis ongelmallista, kuinka kaikki vastaanottajat voidaan huomioida viestinnässä. Viestin tulee olla tarpeeksi yksinkertainen, mutta yleistyksellä on myös rajansa, jotta sisältöä ei ohiteta ajattelematta. Toisaalta pelkän asiantuntijuuden ja puolueettomuuden turvin voidaan toisinaan myös ohittaa viestin ymmärtäminen ja edetä suoraan hyväksymiseen (Erwin 2005).

Deskriptiivisen normin mukainen viesti vaikuttaa suuremmin toimintaan, koska käytöksen havainnoiminen ja matkiminen on luontaista. Injuktiivisen normin sisältävä viesti vaatii sen sijaan viestin käsittelyä ja arvioimista, ennen kuin viesti voi muuttua käytännön toiminnaksi (Cialdini 2003). Ympäristösuojeluviesteissä deskriptiivisen ja injuktiivisen viestin tulisi olla samansuuntainen. Jos ympäristösuojeluviestissä painotetaan ympäristölle negatiivista kuvailevaa normia velvoittavan normin sijaan, käyttäytymisen muutos saattaa olla halutun vastainen. Jos taas yleinen käyttäytymismalli on ympäristölle hyväksi, on kuvailevan normin hyödyntäminen yleensä erittäin suotuisaa. Cialdini (2003) tutki viestintätavan vaikutusta käyttäytymiseen kansallispuistoissa, joista viedään matkamuiistona paljon puuta. Kun viestinä oli informaatio siitä, kuinka paljon puuta viedään, olivat varkausluvat suuremmat kuin, jos viestinä oli ystävällinen kieltö (*ethän vie puuta*). Kuitenkin taas sosiaalista normia osoittava viesti (*pidäthän ympäristön puhtaana*) välittyy ja toteutuu paremmin kuin uhkaava kieltävä viesti (*ethän roskaa*). Viestinnän ongelmallisuutta kuvaa se, että viesti, jossa vaaditaan tiettyä käytöstä, saattaa helposti nostaa vastareaktion (Bator *et al.* 2011). Toisaalta on havaittu, että sosiaalista normia välittävä viesti (*pidäthän ympäristön puhtaana*) ei ole uskottava kovasti roskaisessa ympäristössä. On muistettava, että normit eivät kuitenkaan ole ainoita ihmisen käyttäytymiseen vaikuttavia tekijöitä.

Suomessa järvien kunnostuksiin liittyvistä tiedottamisista on opittu, että viestinnän on oltava aktiivista ja kohdeyleisön intoa on pidettävä jatkuvasti yllä erilaisin yhteisöllisin ja viestinnällisin keinoin (Keto 2004, *cit.* Rotko & Lyytimäki 2004). On myös huomattu, että joissakin tapauksissa tiedon runsaus on aiheuttanut viestinnällisiä ongelmia, jolloin viestittäessä on ollut tärkeää esitellä olennaisin ja ilmaista asiat niin sanotusti ”kansan kielellä” (Sammalkorpi 2004, *cit.* Rotko & Lyytimäki 2004).

7.5.3 Ympäristöviestinnästä asenteen ja käyttäytymisen muutokseen käytännössä

Asenteen muutos on kokonaisuudessaan viestin todennäköisyyden vastaanottamisen ja sen jälkeisen hyväksymisen interaktio (Schultz 1999). Asenteen ja käyttäytymisen muutos koostuu viestin oppimisesta ja sen hyväksymisestä. Prosessi alkaa huomion kiinnittämisellä viestiin, viestin ymmärtämisellä ja sen hyväksymisellä. Seuraava

vaihe on viestin muistaminen ja tuloksena syntyvä toiminta (Bator & Cialdini 2000; Erwin 2005).

Jo yleisön huomion saaminen on vaikeaa, mutta haastavaa on myös saada viesti jäämään mieleen. Viestiä ei esitetä silloin, kun valinta toiminnasta tehdään, joten on tärkeää, että viesti jää mieleen. Viestin tulisi sisältää keino, jolla se muistuu mieleen ja kytkeytyy todelliseen tilanteeseen silloin, kun valinta käyttäytymisestä tehdään (Bator & Cialdini 2000). Viestin tulisi onnistua kuvamaan tilannetta ja ympäristöä, jossa valinta tullaan tekemään. Aiemmat kokemukset ja tietämykset vaikuttavat muistiin, joten tiettyihin muistijälkiin vetoaminen voi auttaa tietyn käyttäytymistyyppin valinnan vahvistamisessa. Viestin tulisi olla selkeä ja spesifi, kuinka käyttäytymismallin tulisi muuttua. Myöhäisvaikutus viestinnässä perustuu siihen, että ajan kuluessa viestin välittäjä unohtuu ja jäljellä muistissa on vain viestin sisältö. Uskottava tietolähde saa heti alussa suuremman mielipiteen muutoksen aikaiseksi kuin ”toisarvoinen” tietolähde, mutta ero mielipiteen muutoksessa tapahtuu ajan kuluessa, jolloin tietolähde unohtuu ja vain viesti jää mieleen (Helkama *et al.* 2001).

Ympäristöviestinnän tulisi siis keskittyä positiivisiin viesteihin. Paitsi velvoittavan käyttäytymismallin ja viestin informatiivisuuden, mutta myös humoristisuuden havaittiin vaikuttavan esimerkiksi ihmisten kasvaneeseen kierrätysaikomukseen (Cialdini 2003). Giacalone *et al.* (2010) havainnoivat, että vesiensuojeluun liittyvään toimintaan saatiin enemmän osallistujia, kun viesti sisälsi esimerkkejä toimista, joita asukkaat olivat tehneet vedenlaadun parantamiseksi, verrattuna tilanteeseen, jossa viestinä oli tiedote vesistöjen saastumisesta ja huonosta laadusta.

Viesti on sitä tehokkaampi mitä useampi taho ja mitä useampia kanavia pitkin sitä esitetään (esim. Internet, lehtiset, radio, kyläillat yms.) (Wagenet *et al.* 1999; Erwin 2005). Mitä useammin viestiä esitetään sitä useammin sitä käsitellään ja sitä paremmin se jää mieleen. Toisaalta liiallinen viestintä voi myös kyllästyttää ja alkaa ärsyttää. Mainoksen on oltava johdonmukainen ja viestin välittäjän uskottava (Bator & Cialdini 2000; Erwin 2005). Erityisesti henkilökohtainen viestintä on todettu tehokkaaksi. Tämän takia esimerkiksi naapurin tai ystävän välittämä viesti toimii usein tehokkaasti. Tietoa halutaan myös pureskella rauhassa omalla ajalla (Wagenet

et al. 1999). Suurin osa keskusteleekin ympäristöasioista lähipiirinsä kanssa, erityisesti asioista, joista ovat huolissaan (Kaila-Kangas *et al.* 1994).

7.5.4 Ympäristöviestinnän keinojen vaikuttavuus ja tutkimukselliset haasteet

Koska näkymättömän hallinta ja muutoksen havainnoiminen on mahdotonta, useimpien luonnon resurssien suojeleminen on haastavaa. Siksi vesiensuojeluunkin tarvitaan yksinkertaisia indikaattoreita, joilla voidaan osoittaa vesiensuojelun ja sen toimijoiden onnistuminen ja tuloksellisuus (Johnson *et al.* 2002). Uudenlaisten teknisten hulevedenkäsittelytapojen vedenlaatuvaikutuksista on jo melko runsaasti tutkimustietoa, mutta haastavaa on ei-rakenteellisten menetelmien, kuten institutionaalisten ja informatiivisten keinojen tutkiminen ja vaikutusten esiinsaaminen (Van der Ploeg *et al.* 2011).

Vähittäisesti tapahtuvien institutionaalisten ja ihmisten käyttäytymisessä tapahtuvien muutosten tunnistaminen ja tulkitseminen on vaativaa. Näiden muutosten kytkeminen edelleen ympäristön tai vedenlaadun kohentumiseen on hyvin epävarmaa. Dietz *et al.* (2004) ovat kuitenkin kytkeneet tutkimuksessaan hulevesiin liittyneen tiedotus- ja koulutuskampanjan nitraattitypen huuhtouman vähenemiseen vaihtoehtoisten toimintatapojen yleistymisen vuoksi. Muiden ravinteiden kulkeutumiseen tiedotuskampanjalla ei ollut vaikutusta.

Käyttäytymisen, tietoisuuden ja asenteiden heikon yhteyden on nähty johtuvan tutkimuksiin liittyvistä ongelmista. Todellisuudessa ei ole epäilystä siitä, etteivätkö asenteet ennustaisi käyttäytymistä, vaan kyse on lähinnä siitä, *miten ja milloin* asenteet ennustavat käyttäytymistä. Yksi syy, miksi ympäristöasenteilla ja käyttäytymisellä ei useissa tutkimuksissa ole löydetty yhteyttä, on puute asennekäsitteen yksikantaisesta tulkinnasta (Kaiser *et al.* 1999; Milfont & Duckitt 2004). Muita syitä heikkojen yhteyksien löytymiseen on myös yleisen tason tutkimustiedon puute asenteiden ja käyttäytymisen suhteesta sekä suuri määrä vaihtuvia ympäristötekijöitä (esim. sosiokulttuuriset ja tilanteeseen liittyvät) (Kaiser *et al.* 1999). Tietämyksen, asenteen, aikomuksen ja käyttäytymisen arviointi ja raportointi tutkimuksissa perustuu itsearviointiin, joten osin tuloksien luotettavuutta voidaan kyseenalaistaa (Dietz *et al.* 2004; Prokopy *et al.* 2010). On huomioitava, että

useimmissa tutkimuksissa on selvitetty nimenomaan aikomusta, mutta ei todellista käyttäytymistä.

Psykologiassa ei myöskään ole yleisesti hyväksyttyä käsitystä siitä, mikä saa aikaan käyttäytymisen muutoksen. Käyttäytymisen muutos on usein hyvin hidasta, mikä voi olla ympäristönsuojelullisesti haastavaa (Winz *et al.* 2009). Tietoisuuden lisääntymisen kautta tapahtuva muutos asenteessa tai käyttäytymisessä tapahtuu usein pitkän ajan kuluessa eikä välittömästi, mikä tekee kampanjoiden tutkimisesta ongelmallista (Wagenet *et al.* 1999). Vaikka tietoisuuden lisäys ei välttämättä ilmenisi tietynlaisena toimintana tutkimuksen puitteissa, voi se kuitenkin vaikuttaa muilla tavoin. Tiedottaminen ei välttämättä vaikuta suoraan käyttäytymiseen, mutta se voi vaikuttaa asenteisiin lisäten esimerkiksi muiden ympäristönsuojelutoimenpiteiden kannatusta tai ympäristöä suojelevien toimien maksuhalukkuutta (CWEP 2012). Tietoisuuden merkitys voikin välittyä epäsuorasti esimerkiksi moraalisten ja sosiaalisten tekijöiden kuten syyllisyyden kautta (Bamberg & Möser 2007). Voi myös olla, että tietoisuuden lisääntymisessä tai asenteiden muutoksissa ei välttämättä havaita muutosta, mutta silti havaitaan toivottu käyttäytymisen muutos (Taylor *et al.* 2007).

7.6 Ympäristöasenteet ja -tietoisuus pääkaupunkiseudulla

Käsitteet kohtelias välipitämättömyys ja negatiivinen solidaarisuus liittyvät sosiaalisiin suhteisiin kaupungeissa (Kortteinen 1982; Bauman 2002). Kohtelias välipitämättömyys tarkoittaa sosiaalista etäisyyttä ja negatiivinen solidaarisuus sitä, että jokainen hoitaa omat asiansa puuttumatta muiden asioihin. Problematiikka pätee muun muassa ympäristönsuojeluun ja ympäristön tilaan liittyvissä kysymyksissä ja toisten ympäristökäyttäytymiseen puuttumisessa. Kaupungissa sosiaaliset normit eivät välttämättä ole kovin rajoittavia, koska kohtelias välinpitämättömyys ja negatiivinen solidaarisuus estävät ihmisten kanssakäymisen ja vuorovaikutuksen. Ylipäänsä isossa ryhmässä vastuu esimerkiksi ympäristön tilasta jakautuu ja yksilö tuntee itsensä anonyymiksi, näkymättömäksi, merkityksettömäksi.

Selvä enemmistö suomalaisista on huolissaan ympäristön tilasta ja tulevaisuudesta (EVA 2001). 97 % helsinkiläisistä pitää ympäristönsuojelua tärkeänä, ja noin puolet olisi valmiita asettamaan ympäristönsuojelun etusijalle ympäristöongelmien

vähentämiseksi siinäkin tapauksessa, että taloudellinen kasvu tai oma elintaso jonkin verran kärsisi (EVA 2001; Koskinen & Hakkarainen 2011). Kuitenkin myös käsitys siitä, että tiede ja tekniikka voivat ratkaista ympäristöongelmia, on vahva (EVA 2001). Vastuun kaupungin siisteydestä nähdään kuuluvan sekä kaupungille että asukkaille (Haverinen 2008). Yleisesti ihmiset ajattelevat myös yksittäisen ihmisen ympäristövastuuta ja jakavat mielipiteen siitä, että jokainen voi vaikuttaa toiminnallaan ympäristön hyväksi (Kemppainen 2006; Vantaan kaupunki 2011: 43). Marginaalisempaa negatiivista ja passiivista asennetta kuvaa mielipide, että on kaupungin oma asia pitää ympäristönsä puhtaana (Haverinen 2006; Lehtoranta *et al.* 2012). Näkökannan turvin kaupunkilaiset vähättelevät omaa merkitystään ympäristöongelmien ratkaisussa ja eriyttävät itsensä vastuusta ympäristön tilasta.

7.6.1 Kaupunkiluonnon merkitys kaupunkilaisille

Kaupunkiluonnon kokonaisvaltaista merkitystä voidaan tarkastella ekosysteemipalvelu-käsitteen kautta (Niemelä *et al.* 2010). Kaupunkiluonnon kulttuuripalvelut ovat esimerkiksi kaupunkilaisten virkistymisen ja metsäluonnon psykofyysiset ja sosiaaliset terveysvaikutukset sekä luonnon tarjoamat kasvatus- ja tutkimusmahdollisuudet. Rakennettujen alueiden keskellä luonnon merkitys korostuu. Suurimmalle osalle Helsingin luonnossa liikkujista tärkeää onkin luonnosta ja vapaa-ajasta nauttiminen. Helsingin luonto koetaan pääosin ulkoilumaastona, joka tarjoaa myös esteettisen elämyksen sekä mahdollisuuden luonnon kokemiseen ja luonnon tapahtumien tarkkailuun. Osa kokee ulkoilun yhteydessä tärkeäksi sen, että voidaan tutustua luontoon yhdessä lasten kanssa (Koskinen & Hakkarainen 2011). Kaupunkiluonnolla on kuitenkin myös fyysisiä ja terveydellisiä vaikutuksia ihmiselle. Kaupunkilaisille luontokokemukset edistävät mielenterveyttä tuottaen mielihyvää ja poistaen stressiä (Niemelä *et al.* 2004). Myönteiset luontokokemukset ovat erittäin tärkeitä, sillä ne kasvattavat ympäristöystävällisyyttä (Ojala 2012). Kaupunkiluonto tuottaa kulttuuristen palveluiden lisäksi säätelypalveluita, kuten jo mainittuja hyötyjä tulvahuippujen tasaamisessa ja vedenlaadun kohentumisessa. Lisäksi kaupunkiluonto auttaa ilmansaasteiden puhdistumisessa sekä melun vähentämisessä (Niemelä *et al.* 2010).

7.6.2 Kaupunkilaisten huoli ympäristöstä

Helsinkiläiset ovat huolissaan ympäristön siivottomuudesta ja toivovat enemmän viheralueita ja niiden hoitoa (Lehtoranta *et al.* 2012). Ympäristön siisteys liittyy paljolti roskaisuuteen. Vanhemmat ihmiset kokevat roskaisuuden häiritsevämmäksi kuin nuoret, jotka myös roskaavat enemmän (Haverinen 2008). Roskaamisen merkittävimmiksi syiksi nähdään välinpitämättömyys ja piittaamattomuus tai toisaalta huolimattomuus ja ajattelemattomuus. Myös roska-astioiden puute mainitaan roskaamiseen johtavaksi syyksi (Haverinen 2008). Vanhemmat kansalaiset toivovat roskaamiseen puututtavan tapa- ja asennekasvatuksen keinoin, kun taas nuoremmat painottavat ympäristötekojen helppouden merkitystä ja kannattavat myös järeämpiä keinoja, kuten roskaamisesta sakottamista (Haverinen & Nummi 2008). Tiukkaan kontrolliin kuten sakottamiseen pätee ajatus, että tällöin muillakin olisi velvollisuus toimia oikein, ja vapaamatkustajuuden ongelma pienenis. Roskaamisen puututaankin nykyisellään harvoin, ellei kyse ole todellisesti ympäristön pilaamisesta. Roskaaminen on myös merkittävä kustannus, sillä Helsingin kaupungilta kuluu vuosittain 2 miljoonaa euroa roskien keräämiseen kaduilta ja puistoista (Roskavideo 2012). Toisaalta liiallinen siisteys voi johtaa kuvitelmaan, että roskaaminen on sallittua, koska joku kumminkin siivoaa roskat pois (Haverinen 2006). Ympäristön siisteyden lisäksi helsinkiläiset toivovat kiinnitettävän huomioita luonnon monimuotoisuuteen ja alueiden luonnontilaan (Koskinen & Hakkarainen 2011). Usein ristiriitaisesti toivotaankin toisaalta luonnontilaista ympäristöä, mutta käytännössä kuitenkin siistittyä ja hoidettua ympäristöä. Kaupunkilaisten käytännön ympäristötietoisuus ja -huoli keskittyy erityisesti oman elinympäristön ongelmiin perinteisen luonnonsuojelun sijaan (Haverinen 2006).

Helsinkiläiset ovat kiinnostuneita paitsi lähiympäristönsä myös purovesien tilasta (Lehtoranta *et al.* 2012). Vesienhoitoa pidetään tärkeänä, ja vesistöjen tilan parantaminen on kaupunkilaisten mielestä tärkein kohde, johon ympäristönsuojelurahoja tulisi kohdentaa (Koskinen & Hakkarainen 2011; Lehtoranta *et al.* 2012). Jopa 71 % helsinkiläisistä olisi valmiita lahjoittamaan rahaa kuviteltuun purovesirahastoon Helsingin purovesien laadun parantamiseksi (Lehtoranta *et al.* 2012: 36). Suurin syy maksuhalukkuudelle oli huoli tulevaisuudesta, eli halu säilyttää purot osana kaupunkiluontoa myös tuleville sukupolville. Tieto siitä, että purovedet vaikuttavat alapuolisten vesistöjen laatuun,

oli myös merkittävä maksuhalukkuutta selittävä tekijä. Maksuhalukkuutta lisäsi merkitsevästi se, jos vastaaja asui jonkin jo kunnostetun puron, kuten Longinojan, läheisyydessä ja oli puron kunnostamisesta tietoinen. Maksuhaluttomuuden merkittävin syy oli mielipide siitä, että kaupungin tulisi kustantaa pienvesiensä kunnostus (Lehtoranta *et al.* 2012). Negatiivista asennetta positiiviseen ympäristökäyttäytymiseen selitetäänkin taloudellisten tekijöiden kautta, omien varojen niukkuudella (Koskinen & Hakkarainen 2011; Lehtoranta *et al.* 2012).

7.6.3 Asenteellinen ja käytännön ympäristöystävällisyys

Asenteiden ja käyttäytymisen ristiriita pätee varmasti myös Lehtorannan *et al.* (2012) kaupunkivesiä koskeneeseen tutkimukseen. Ympäristönsuojelua tuetaan asennetasolla, mutta kuinka moni todellisuudessa lahjoittaisi rahaa pienvesirahastoon tai muuttaisi radikaalisti omaa käyttäytymistään, on eri asia.

On yleistä, että mielekkäämpinä toimintapoliittisina puuttumiskeinoina pidetään vapaaehtoisuutta tai kannustimia kuin omaa toimintaa hankaloittavia tekijöitä (Koskinen & Hakkarainen 2011). Ympäristönsuojelussa kannatusta saavat keinot, jotka teot liittyvät asenteisiin, kun taas vähemmän kannatetut toimet rajoittaisivat kaupunkilaisten omaa toimintaa (Koskinen & Hakkarainen 2011). Ympäristönsuojelussa asia, josta joudutaan luopumaan, on usein arvokkaampi kuin uusi asia, jota tavoitellaan, eli tappio on arvokkaampi kuin voitto. Samalla tavalla voidaan puhua ympäristönsuojelullisista osto- ja myyntihinnoista. Esimerkiksi puhtaan järven myymisen hinta on korkeampi kuin likaisen järven puhdistumiseen uhrattava rahamäärä (Uusitalo 1992), sillä ihmiset ovat tottuneet vallitsevaan asiaintilaan, oli se sitten kumpi tahansa.

Myös tutkimusalueella oli ojissa havaittavissa piittaamattomuutta vesistöjä kohtaan. Ojissa oli kaikenlaisia roskia, kuten pulloja (kuva 34). Joko piittaamattomuudesta tai tietämättömyydestä johtuen, erään alueen talouden lämpöpumppukaivaustöissä urakoitsija johti kuivatusvesiä suoraan ojiin, mikä johti muun muassa veden huomattavaan samentumiseen kiintoaineesta (Stuart 2012).



Kuva 34. Roskia tutkimusalueen ojissa (21.6.2011).

7.6.4 Kaupungin rooli ympäristötoimijana

Ympäristönsuojelulliset asenteet Helsingissä ovat suotuisat. Osa asukkaista on valmis tekemään uhrauksia ympäristönsuojelun eteen. Ainakin toimenpideohjelmien mukaan myös Helsingin kaupungin ympäristöasenne on ympäristömyönteinen. Helsingin kaupungin ympäristöpolitiikan tavoitteisiin kuuluu, että kaupungin asukkaiden ympäristötietoisuus olisi Euroopan pääkaupunkien kolmen parhaan joukossa (Helsingin kaupunki 2012a). Tähän pyritään ympäristökasvatuksella sekä positiivisten ympäristövalintojen helppoudella. Pienvesiohjelmassa (HKR 2007) Mätäjoen tavoitteeksi kirjallisesti on asetettu roskien vähentäminen. Näillä perusteilla Helsingin kaupunki voisi olla suunnannäyttäjä monenlaisissa ympäristöavauksissa. Institutionaalisen kankeuden poistaminen ja uuden raikkaan ajattelutapojen leviäminen olisi suotavaa.

7.7 Hulevesien hallintaa Suomessa ja muulla

Kaupunki- ja hulevesien merkitykseen havahdutaan usein joko tulva-ongelmien tai hulevesiä vastaanottavan vesistön heikon tilan vuoksi. Hulevesien aiheuttamat haasteet liittyvät yleensä lyhytkestoisiin, satunnaisiin, mutta äärimmäisiin tapahtumiin (rankkasade tai epäpuhtauskuormitus), jotka johtavat joko veden suureen määrään tai heikkoon laatuun. Hulevesien laatuongelmat johtuvat erityisesti hetkellisesti korkeista pitoisuuksista, mutta myös krooniset korkeat epäpuhtauspitoisuudet ja aineiden kerääntyminen ovat joillakin valuma-alueilla ongelmana. Suomessa ei lainsäädännöllisesti oteta kantaa hulevesien laatuvaatimuksiin. EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi (Direktiivi 2000/60/EY 2000) ei suoranaisesti vaikuta pieniin kaupunkipuroihin. Kaupunkipurot luokituvat usein kyseissä direktiivissä voimakkaasti muutettujen vesistöjen luokkaan, joiden ekologisen laadun parantaminen on näennäistä. Suomessa voi kuitenkin syntyä velvoite ympäristönsuojelulain mukaiseen ympäristölupaan hule- ja kuivatusvesien johtamisessa, jos hulevesien johtamisesta voi aiheutua vesistön pilaantumista. Vesistön pilaantuminen –käsitteestä ei kuitenkaan ole yksiselitteistä tulkintaa lainsäädännössä. Kokemusten mukaan luvanvaraisuus syntyy, jos laajalta alueelta kerätyt hulevedet johdetaan vesistöön yhdestä pisteestä (Sario *et al.* 2005).

Hulevedet ja sen mahdollisesti aiheuttamat ongelmat ovat luonteeltaan hyvin paikallisia. Tämän vuoksi kunnat hoitavat hulevesiselvityksensä itsenäisesti ja pienet paikalliset hulevesiongelmat niiden ilmenemispaikalla. Tästä heijastuu myös hulevesien kestävään hallintaan liittyvät institutionaaliset haasteet. Hule- ja kuivatusvesien johtaminen ja hallinta on rikkonainen kokonaisuus, jonka osapuolina ovat niin kiinteistöt, kunta (osin myös valtio) ja vesihuoltolaitos. Keskeisimmät toimijat ovat vesihuoltolaitos ja kunnan katuosasto. Kiinteistöilläkin on runsaasti määräyksiä ja ohjeita sade- ja kuivatusvesien johtamiseen liittyen. Kunta on kuitenkin velvollinen järjestämään vesi- ja viemärihuollon alueellaan. Kunta on usein myös vesihuoltolaitoksen omistajana. Kunnalla on suuri rooli hulevesiasioissa kaavoituksen kautta, mutta myös lupa- ja valvontaviranomaisena rakennus-, ympäristönsuojelu-, vesi- ja terveydensuojelulakiin liittyvissä asioissa (Sario *et al.* 2005). Esimerkiksi Helsingissä avo-ojista kunnossapitovastuussa voi olla niin Helsingin Vesi, Helsingin kaupungin rakennusvirasto kuin Tieliikelaitoskin. Vastuunjaosta ei kuitenkaan ole selkeitä sopimuksia, jolloin moninaisten tilanteiden vastuuroolit ovat toisinaan epäselviä. Hulevesiongelmat ratkaistaan tapauskohtaisesti, jolloin suurempaa kokonaiskuvaa ei muodostu millekään taholle (Meriluoto 2007). Tämä liittyy Brownin (2005) mainitsemaan dilemmaan organisaatio- ja hallintorakenteiden monimutkaisuudesta sekä vastuiden jakautumisesta, mikä estää uudenlaisen, kestävä hulevesien hallinnan.

Hulevesijärjestelmien valtakunnalliset mitoitussuositukset ovat vanhoja ja riittämättömiä nykyiseen tulvasuojeluun. Uusilla alueilla kaavoitettaessa hulevedet on helpompi huomioida edellyttäen, että yhteistyö eri osapuolien kanssa toimii. Kuitenkin hulevesijärjestelmän kapasiteetti loppuu usein ajan kuluessa, mikä johtuu edelleen vastuutahojen lukuisuudesta; maankäytön suunnittelun sekä hulevesiverkoston suunnittelun ja rakentamisen yhteistyö ei toimi. Täydennysrakentamisen johdosta saatetaan tahattomasti aiheuttaa tulvia suunnittelualueen ulkopuolella hulevesiviemäreiden purkupaikassa, kun kokonaisuutta ei oteta huomioon (Meriluoto 2007). Uudenlaisissa hulevedenkäsittelyjärjestelmissäkin mitoitus on olennainen keinojen toimivuuteen vaikuttava asia.

Perinteisesti hulevesien hallinta on siis ollut teknis-rakenteellista. Hulevesien kokonaisvaltaiseen merkitykseen on kuitenkin herätty useissa kaupungeissa

Suomessa. Hulevesien laatua on tutkittu suurimmissa kaupungeissa ja hulevesien hallintasuunnitelmia on tehty ainakin Helsingissä (Nurmi *et al.* 2007), Vantaalla (Vantaan kaupunki 2009), Hämeenlinnassa (Jutila 2009) ja Turussa (Turun kaupunki 2009). Uudenlainen hulevesien hallinta liittyy kokonaisvaltaisesti kaupunkisuunnitteluun. Strategioiden hulevesihallinnan peruseriaate on huleveden ja sen haitta-aineiden synnyn ehkäisy sekä huleveden hyödyntäminen ja käsittely jo muodostumisalueella. Luonnonmukaisen hulevesien hallinnan käsittelytapoja on toteutettu uuden aluerakentamisen yhteydessä ainakin suurimmissa kaupungeissamme (Saaristokaupunki 2006; Tornivaara-Ruikka 2006; Oulu 2007; Tampereen kaupunki 2011). Luonnonmukaisten hallintamenetelmien mitoittamisesta, käyttämisestä, soveltuvuudesta ja käytännön toimivuudesta Suomen ilmasto-olosuhteissa on kuitenkin vain vähän kokemusta (Meriluoto 2007). Tutkimukset uusista hulevedenkäsittelykeinoista ovat painottuneet lämpimään ilmastovyöhykkeeseen, jossa ei esiinny lunta tai jäätä (Marsalek *et al.* 2003). Pohjoisten leveyspiirien talviolosuhteet, kuten kasvillisuuden puuttuminen, maaperän ja vesialtaiden jäätyminen, lumisade sekä toistuvat jäätymis-sulamissyklit aiheuttavat haasteen hulevesien käsittelylle (Milina 2000).

Espoon hulevesiohjelmassa (2011) korostetaan kiinteistönomistajien asenteisiin vaikuttamista, sillä ymmärretään, että pienialaisilla tonttikohtaisilla toimenpiteillä voidaan vähentää hallittavien hulevesien määrää. Strategiassa tavoitteena mainitaan virkamiesten, mutta myös kaupunkilaisten, hulevesitietoisuuden lisääminen ja hulevesiin liittyvän yhteistyön kehittäminen. Myös Helsingin ja Vantaan hulevesiohjelmassa (Nurmi *et al.* 2008; Vantaan kaupunki 2009) korostetaan toimivaa asiantuntija- ja viranomaisyhteistyötä sekä tiedonkulkua.

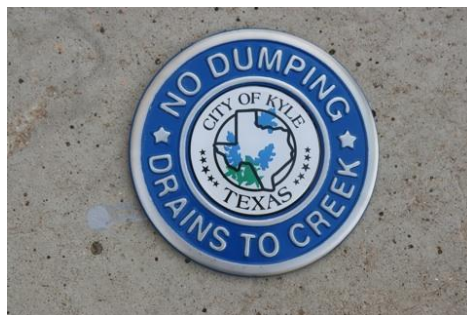
Luonnonsuojeluliiton Huolehdi hulevesistä –opas (Luukkonen & Peltola 2000) on ollut avaus hulevesistä tiedottamiseen Suomessa. Pitkähkö tiedote-esite on kuitenkin suunniteltu lähinnä omakotitaloasujille, kiinteistöhuoltoyrityksille ja kiinteistönomistajille ja se on luonteeltaan hyvin tekninen sisältäen tietoa vesistöystävällisestä ja rakentamisesta sekä hulevesien hallintamenetelmistä.

Hulevesien käsittelyyn rakennettavat erilaiset toteutukset alkavat olla normaaleja uuden aluerakentamisen yhteydessä USA:ssa (Jormola 2004). Hulevedenkäsittely liittyy usein laajempaan tavoitteeseen suojella valuma-alueita; ehkäistä tulvia ja

eroosiota ja parantaa valuma-alueiden vesistöjen veden laatua ja koko vesitaloutta. USA:ssa *Clean water-* asetuksella on määrätty kaupunkia tiedottamaan asukkaita tavoista vähentää hulevesien epäpuhtauksia sekä osallistamaan asukkaita hulevesien parantamisen suunnitteluun ja toteutukseen (US EPA 2012b). Asetus velvoittaa myös tunnistamaan ja poistamaan kielletyt päästölähteet, kontrolloimaan rakentamisen aikaisia ja jälkeisiä valuntoja sekä kiinnittämään huomio kaupungin omiin toimiin hulevesien laadun parantamisessa. USA:ssa hulevesiin liittyvä tiedottaminen onkin hyvin yleistä. Useimmilla osavaltioilla on hulevesiä käsitteleviä Internetsivuja, joissa on informaatiota hulevesistä ja niiden laadun parantamisesta. Pintavesien laatuvaatimukset vaihtelevat alueittain muun muassa erilaisten geologisten ja ilmastoalueiden mukaan riippuen vastaanottavan vesistön tilasta. Laatusuosituksia käsittävät 126 aineen tai yhdisteen sekä krooniset että akuutit pitoisuusrajat (US EPA 2012a, 2012c). USA:ssa hulevesistä tiedottaminen näkyy myös katukuvassa (kuva 35, 36). Useat osavaltiot, piirikunnat, kunnat kannustavat ja ohjeistavat yhteisöjä hulevesiviemäreiden merkitsemiseen (US EPA 2012d).



Kuva 35. Esimerkki maalatusta hulevesimerkistä (NOAA 2012).



Kuva 36. Hulevesimerkki Texasissa (The Hays Free Press 2010).

Saksassa rakentamisen aiheuttamalle luonnonalueiden tuhoutumiselle ja vesiolosuhteiden muuttumiselle on vaadittu kompensoivia toimenpiteitä jo 1980-luvulta asti. Rakentamista kontrolloidaan siten, että päällystettyjen alueiden vastineeksi muodostetaan myös imeytymistä edistäviä alueita. Uusia alueita rakennetaan luonnonmukaisin hulevedenkäsittelymenetelmin, mutta hulevesiä käsitellään näkyvin vesiaihein myös kaupunkikuvassa. Vesilain mukaan rakentamisella muutettuja vesistöjä voidaan vaatia palauttamaan takaisin luonnontilaan. Intressinä hulevesien huomioimisessa on niin biologisen monimuotoisuuden kuin pohjavesivarastojen ylläpitäminen. Myös pienten

purovesistöjen merkitystä on huomioitu määräten, ettei rakentaminen saa lisätä tulvia tai pienentää alivirtaamia valuma-alueilla (Jormola 2004).

Tukholman hulevesistrategiassa hulevedet on laatuluokiteltu epäpuhtauspitoisuuksien ja maankäyttötyypin mukaisesti kolmeen luokkaan. Strategiassa kerrotaan hulevesien määrällisessä ja laadullisessa hallinnassa noudatettavat periaatteet ja määritellään mahdollinen puhdistustarve. Ruotsissa ei ole käytössä valtakunnallisesti asetettuja puhdistusvaatimuksia hulevesimenetelmille, mutta kunnan ympäristöviranomaisen voi asettaa paikallisia vaatimuksia. Tietyn kokoisten asemakaava-alueiden hulevedet luokitellaan jätevesiksi. Mikäli niistä voi aiheutua haittaa ihmisten terveydelle tai ympäristölle, edellytetään hulevesien käsittelytoimenpiteitä. Purkuvesistöjen tila on luokiteltu niiden nykytilan ja herkyyden perusteella, minkä perusteella määräytyy sinne johdettavien vesien laatuvaatimukset. Myös kiinteistönomistajia on taloudellisin kannustimin rohkaistu hulevesien käsittelyyn tonteillansa. Strategian toteutumiselle on asetettu tavoitteet ja vaatimukset (Meriluoto 2007).

7.8 Ehdotuksia ja pohdintaa hulevesien sosiaalisesta ympäristöstä

Hulevesien kunnon kohentamiseen sosiaalisen vaikuttamisen keinoin on vasta harvoja esimerkkejä. Useiden eri organisaatioiden avauksia tarvitaan, jotta tietoisuus kaupunkivesistä nousisi samoin kuin niiden arvostus. Ideoita voidaan hakea muualta maailmasta tai kotimaasta muiden aihepiirien aloilta. Esimerkiksi puistokummitoiminta on Helsingissä melko laajaa ja aktiivista. Helsingin rakennusviraston vapaaehtoisia puistokummeja on rekisterissä lähes 400 (STARA 2012). Puistokummit hoitavat vapaaehtoisesti viheralueita, siivoavat roskia ja tekevät pienempiä puutarhanhoitotöitä. Puistokummitoiminnan puitteissa on myös muun muassa viimeistelty Longinojan kunnostusta (HKR 2012). Puistokummitoiminta on kuitenkin vahvasti painottunut puistoista ja viheralueista huolehtimiseen. Niinpä joko puistokummitoiminnan laajentaminen tai eriyttäminen *purokummitoimintaan* olisi suotavaa. Usein vapaaehtoistyössä toimivilla on myös paljon tietoa ja osaamista aiheesta, vaikka sitä ei kummitoiminnassa edellytetäkään. Aito osallistaminen kunnostus- ja suojeluprojekteissa, johon liittyy osallistujien kuuleminen, ilmenee onnistuneina ja tuloksellisina hankkeina. Tämän vuoksi puisto- ja

purokummitoiminnan eriyttäminen voisi olla perusteltua. Hulevesitoiminnan tulee olla *aitoa osallistamista*, jossa läsnä on eri tahojen edustajia. Uudenlainen toimintamalli vaatii kaupungilta panostuksia.

Kuten Yhdysvalloissa, Helsingissäkin sadevesiviemäreiden yhteyteen liittää voitaisiin *hulevesimerkkejä*, joissa informoitaisiin vesien johtamisesta lähipuroon ja lopulta mereen. Kuninkaantammen yhteyteen rakennettavien sadepuutarhojen ym. yhteyteen voitaisiin liittää kyltein selityksiä niiden merkityksestä. Merkkien hyvästä kunnosta on myös pidettävä huolta, *jottei epäsiisti ympäristö vaikuta negatiivisiin mielikuviin ja epätoivotun käyttäytymisen kumuloitumiseen*.

Asenteisiin voidaan siis vaikuttaa tiedon tai/ja tunteiden avulla. Tiedon ja tunteiden välityksellä tapahtuvaan kasvatukseen tulee olla selkeästi erilaiset tilanteet. Esimerkiksi erilaisissa kylätapahtumissa voi olla helpompi ilmaista asioita tunteisiin välittyvien viestien kautta, sillä yleisö on kirjavaa ja yksityiskohtainen tieto hukkuisi helposti. Sen sijaan erilliset pienemmät tapahtumat, joissa yleisöllä on mahdollisuus osallistua ja keskustella, toimivat tiedollisemman informaation levitykseen. Ympäristömyönteisyyden lisäämiseksi Ojala (2012) ehdottaa järjestettäväksi *kokouksia, seminaareja ja työpajoja luonnossa*, joissa osanottajille voidaan osoittaa *miten luonto vaikuttaa myönteisesti heihin*. Olennaista olisi ilmentää myös, *kuinka itse tietyin toimintatavoin voimme vaikuttaa myönteisesti luontoon*.

Sosiodemografisista tekijöistä riippumatta Kuninkaantammen tuleville asukkaille voidaan luoda side ympäristöön. Kiinnostus omaan asuinympäristöön ja pihapiiriin on yleensä vahva, vaikka yleinen kiinnostus ympäristöasioihin ei olisikaan. Uudet asuinalueet ovat usein hyvin klinisiä, joten olisi tärkeää, että asukkaille muodostuisi välittävä side ympäristöön, eikä ympäristö jäisi kaukaiseksi. Tällaisen siteen luominen tapahtuu usein itsestään, mutta sitä voidaan vahvistaa esimerkiksi aluetuntemuksen keinoin. Koska alue on uusi, suurimalla osalla asukkailla ei ole olemassa tietoa alueesta tai sidettä siihen, vaikka alueella pitkä historia onkin. Ympäristövastuullisuutta voidaan herätellä myös alueelle vesilaitoksen vanhasta sakka-altaasta kunnostettavan uimapaikan, Palettilammen, avulla. Ihmisillä on uimavesien laadusta usein todellinen ja vakava huoli. Tätä huolta voidaan hyödyntää tai hälventää *yhdistämällä hulevesien ja uimaveden laadun, jolloin onnistutaan ihmisten mielenkiinnon ja vastuullisuuden herättämisessä*. Uudenlaisten

hulevesiratkaisujen vedenlaatuvaikutusten esittely toimii ympäristötiedon kasvattamisessa. Kuninkaantammen keskelle suunniteltu kylätalo (KSV 2011) voisi palvella myös ympäristötietoisuuden levittämipaikkana. Jo alussa Kuninkaantammen aluetta suunniteltaessa huomioitiin alueen kaupunginosayhdistykset ja yritykset (Helsingin kaupunki 2009b). Lisäksi suunnittelua varten perustettiin avoin ryhmä, johon pystyivät liittymään alueen kehityksestä kiinnostuneet. Tämän ryhmän aktiivisuuden hyödyntäminen voisi toimia myös tulevaisuudessa hulevesiasioissa. Uudelle alueelle voitaisiin halutessa nimetä *hulevesivastaava, vesiasioista kiinnostunut asukas*, joka osaisi kertoa alueen uusista hulevesiratkaisuista, syistä ja vaikutuksista. Hulevesivastaavan avulla voisi rakentaa purokummitoimintaa alueella.

Erilaisten ryhmien muodostuminen luo sosiaalista yhteenkuuluvuutta ja normistoa. Naapuruus on perinteinen ja vahva peruste yhteenliittymälle. Pienetkin asiat luovat yhteenkuuluvuutta ja sosiaaliset verkostot ovat myös ympäristötoiminnassa tärkeitä. Alueen sosiaalisten yhteisöjen syntymisen kautta muodostuvat sosiaaliset normit ja normien kontrolliverkostot. Sosiaaliset normit toimivat paremmin pienimmissä ryhmissä, kun taas negatiivinen solidaarisuus ja kohtelias välinpitämättömyys alkavat vaikuttaa isommissa ihmisryhmissä. Sosiaalisiin normeihin vetoaminen tulee tapahtua positiivisten kytkösten ja reiluuden perusteella, sillä painostus ja negatiiviset tunteet saavat usein aikaan viestille päinvastaisen reaktion.

Paikallisten hankkeiden kohdalla yleisön tiedottaminen ja mukaan saaminen on helpompaa, kuten Kuninkaantammessa voidaan tehdä. Kuninkaantammen kehittämisessä ollaan vahvoilla, koska kyse on paikallisesta alueesta. Ihmiset ovat kiinnostuneita omasta asuinympäristöstään. Tietoisuuden kasvattamiseksi kaupungin tulisi julkaista uudenlainen *kaupunkilaisille suunnattu hulevesiopas*. Koululaisia voidaan rohkaista tutustumaan kaupunkivesiin. Helsingin yliopiston Geotieteiden ja maantieteen laitoksella tuotetut oppimateriaalit (Wet City 2004) toimivat perehdytyksenä kaupunki- ja hulevesiin kouluissa. Koululaisia voisivat innostaa myös erilaiset yksinkertaiset vesiensuojelupelit. Kokonaisuudessaan kaupungin ympäristöviestinnässä voisi hyödyntää sosiaalista mediaa varsinkin paikallistasolla.

Roskaamiseen ja sen pohtimiseen liittyen on ollut uudenlaisia mielenkiintoista avauksia. Kouluille suunnattu roskavideo-kampanja kannustaa nuoria miettimään roskaamista ja sen seurauksia nuoria kiinnostavalla tavalla, videokuvauksen keinoin (Roskavideo 2012). Helsingin kaupungin rakennusviraston ja IBM:n yhteisprojekti Roskan uskomaton elämä –avaus on kekseliäs (Roskan uskomaton elämä 2012). Avoimen datan avulla on analysoitu monenlaista tietoa roskaamisesta, roskaisuudesta ja roskaajista, jota on visualisoitu hienolla tavalla niin kuviksi kuin elokuvaksikin. Ongelma kampanjoissa kuitenkin on, etteivät ne tavoita yleisöä. Tiedotteiden laatiminen ja kampanjoiden järjestäminen on turhaa, jos ne eivät tavoita kohderyhmää.

Esimerkiksi purot ovat olleet Suomen luonnonsuojeluliiton teemana vuonna 2012. Luonnonsuojeluliiton pureteema on kuitenkin jäänyt näkymättömäksi. Pureteeman olisi toivonut nousevan esille mediassa laajemmaltikin uusin mielenkiintoisin, yleisön kiinnostusta herättävin keinoin.

Myös ympäristöestetiikka voi auttaa ympäristökasvatuksessa. Ympäristöesteettiset seikat ovat näkyvä, konkreettinen ja helposti ymmärrettävä tapa ottaa kantaa ympäristöasioihin. Ympäristöestetiikka tulisi huomioida jopa vahvemmin koko ympäristöpolitiikassa, sillä ihmiset tekevät päätelmiä ympäristön tilasta yksikertaisesti sillä perustella, mitä näkevät (Nassauer 1992).

8 Johtopäätökset

Kuninkaantammen ojavesien vedenlaatu on pääosin hyvä. Pitoisuudet ovat korkeampia kuin rakentamattomien alueiden purovesissä, mutta Helsingin kaupunkipuroihin verrattuna suurin piirtein keskimääräisiä tai matalampia. Vedenlaadussa on kuitenkin eroja eri valuma-alueilla. Ravinne-, metalli- ja muut epäpuhtauspitoisuudet ovat keskimäärin suurimmat Kalannintien- ja Hakuninmaanojan näytepisteillä. Kalannintienojan korkeat nitraatti-, kokonaisfosfori-, kupari-, nikkeli ja hivenainepitoisuudet voivat johtua urbaanista maankäytöstä. Hakuninmaanojan korkeat kromi-, rauta-, lyijy ja sinkkipitoisuudet voivat selittyä alhaisella pH:lla sekä kokonaistyyppi ja fosfaattipitoisuudet eläinperäisillä lähteillä. Kuninkaantammenojan valuma-alueella suurin osa maankäytöstä on rakentamatonta metsäaluetta ja pitoisuudet ovat matalimmat.

Pitoisuuteen perustuvien laatuhavaintojen perusteella on vaikea arvioida vedenlaadun kokonaisvaltaista vaikutusta. Virtaamien mittaaminen olisi tärkeää, että saataisiin arvioitua hulevesien vastaanottaville vesistöille aiheuttamaa ainekuormitusta.

Luonnonmukainen hulevesien hallinta on yleistymässä Suomessa. Ekologisia huleveden hallintamenetelmiä hyödynnetään myös Kuninkaantammessa. Vettä läpäisemättömien pintojen määrä kasvaa huomattavasti, joten uudenlaisten hulevedenkäsittelyjärjestelmien tulee olla tarpeeksi mittavia, jotta todellisia vedenlaatuvaikutuksia voidaan havaita. Pintavaluntavesien hallintaan tulee kiinnittää huomioita jo alueen rakentamisvaiheessa, sillä rakentaminen aiheuttaa merkittävää vedenlaadun huononemista. Jatkotutkimus Kuninkaantammen hulevesihallinnan vaikutuksista vedenlaatuun ja määrään on olennainen. Uusien keinojen toimivuus eri vuodenaikojen vaihtelevissa sääolosuhteissa on myös uusi, mielenkiintoinen tutkimushaara.

Kuninkaantammessa hyödynnettävät ekologiset huleveden käsittelytavat ovat merkittävä askel Helsingin kaupungin ympäristöteoissa. Kaupungin ympäristöpolitiikassa ja vesiensuojelussa tulisi teknis-rakenteellisten vedenhallintamenetelmien lisäksi nostaa vahvemmin esille myös vesistöjen sosiaalinen ympäristö ja sen huomioiminen. Ihmisten tiedottamisella voidaan saavuttaa tietoisuuden kasvua ja ympäristömyönteistä käyttäytymistä, jotka voivat mahdollisesti johtaa vedenlaadun kohentumiseen. Tiedottaminen voidaan tehdä joko faktoihin perustuen tai tunteisiin vedoten. Tiedon, tunteiden ja asenteen merkitys käyttäytymiseen on monimutkainen ja monisuuntainen vaikutusten ketju, jossa on useita ulkoisia ja tilanteeseen liittyviä vaikuttimia. Osallistaminen ja myönteisten ympäristökokemusten tarjoaminen ovat avainasemassa ympäristövastuullisuuden syntymisessä. Tutkimuspanosta tulisikin kohdentaa myös luonnon sosiaalisen ympäristön tutkimiseen. Moni- ja poikkitieteelliselle tutkimukselle on tilausta. Tiedon, tietoisuuden ja käytöksen välisistä yhteyksistä ja näiden muutoksen vaikutuksesta ympäristöön on niukasti tutkimustietoa. Kuninkaantammesta voisi muodostua myös ympäristökäyttäytymisen, sosiaalipsykologian ja viestinnän tutkimusalue.

Kirjallisuus

- Aittola, J.-P. & T. Kokko (1992). Nastojen, hiekoituksen ja suolauksen aiheuttama pöly ja sen leviäminen ympäristöön. *Tielaitoksen selvityksiä* 70. 41 s.
- Ajzen, I. (2002). Perceived behavioral control, self-efficacy, locus of control, and the theory of planned behavior. *Journal of Applied Social Psychology* 32: 4, 665–683.
- Allan, J. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 257–284.
- Allan, J., D. Erickson & J. Fay (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 1, 149–161.
- Arvola, L. (2012). Professori. Suullinen tiedonanto 26.9.2012. Lammi.
- Bamberg, S. & G. Möser (2007). Twenty years after Hines, Hungerford, and Tomera: A new meta-analysis of psycho-social determinants of pro-environmental behavior. *Journal of Environmental Psychology* 27: 1, 14–25.
- Bator, R. & R. Cialdini (2000). The application of persuasion theory to the development of effective proenvironmental public service announcements. *Journal of Social Issues* 56: 3, 527–541.
- Bator, R., Bryan A. & P. Schultz (2011). Who gives a hoot?: Intercept surveys of litterers and disposers. *Environment and Behavior* 43: 3, 295–315.
- Bauman, Z. (2002). *Notkea moderni*. 264 s. Vastapaino, Tampere.
- Booth, D. (1991). Urbanization and the natural drainage system – Impacts, Solutions, and Prognoses. *The Northwest Environmental Journal* 7, 93–118.
- Brody, S., W. Highfield & L. Alston (2004). Does location matter? Measuring environmental perceptions of creeks in two San Antonio watersheds. *Environment and Behavior* 36: 2, 229–250.
- Brown, R. (2005). Impediments to urban stormwater management: The need for institutional reform. *Environmental Management* 36: 3, 455–468.
- Brown, R. & M. Farrelly (2009). Delivering sustainable urban water management: A review of the hurdles we face. *Water Science and Technology* 59: 5, 839–846.
- 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: 6, 2143–2149.
- Cialdini, R., C. Reno & C. Kallgren (1990). A focus theory of normative conduct: Recycling the concept of norms to reduce littering in public places. *Journal of Personality and Social Psychology* 58:6, 1015–1026.
- Cialdini, R. (2003). Crafting normative messages to protect the environment. *Current Directions in Psychological Science* 12: 4, 105–109.
- Coles, J., T. Cuffney, G. McMahon & K. Beaulieu (2004). The effects of urbanization on the biological, physical, and chemical characteristics of coastal New England streams. *U.S. Geological Survey Professional Paper* 1695. 47 s.
- Corral-Verdugo, V. & M. Frías-Armenta (2006). Personal normative beliefs, antisocial behavior, and residential water conservation. *Environment and Behavior* 38: 3, 406–421.
- Cottrell, S. (2003). Influence of sociodemographics and environmental attitudes on general responsible environmental behavior among recreational boaters. *Environment and Behavior* 35: 3, 347–375.

- CWEP (2012). Clean water education partnership. Pre- and Post-TV Campaign Surveys of Stormwater Awareness & Behavior in the Clean Water Education Partnership Service Area: Comparisons and Findings. *CWEP Final Survey Comparison Report*.
< <http://www.nccwep.org/pdf/cwep-final-survey-comparison-report.pdf>>
- Czemiel Berndtsson, J., T. Emilsson & L. Bengtsson (2006). The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. *Science of The Total Environment* 355: 1–3, 48–63.
- Czemiel Berndtsson, J., L. Bengtsson & K. Jinno (2009). Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs. *Ecological Engineering* 35: 3, 369–380.
- Cziko, G. (1989). Unpredictability and indeterminism in human behavior: Arguments and implications for educational research. *Educational Researcher* 19: 3, 17–25.
- D’Arcy, J., J. Ellis, R. Ferrier, A. Jenkins & R. Dils (toim.) (2000). *Diffuse pollution impacts: The environmental and economic effects of diffuse pollution in the UK*. Terence Dalton, Lavenham.
- Dagvattenklassificering (2001). Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav- del 2, Dagvattenklassificering. 30 s. 25.5.2012
<<http://www.stockholmvatten.se/commondata/rapporter/avlopp/Dagvatten/Dagvattenklassificeringdel2.pdf>>
- Das, B., R. Nordin & A. Mazumder (2009). Watershed land use as a determinant of metal concentrations in freshwater systems. *Environmental Geochemical Health* 31: 6, 595–607.
- Davis, A.P, M. Shokouhian, H. Sharma & C. Minami (2001a). Laboratory study of biological retention for urban stormwater management. *Water Environment Research* 73: 1, 5–14.
- Davis, A.P., M. Shokouhian & S. Ni (2001b). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44: 5, 997–1009.
- Dietz, M., J. Clausen & K. Filchak (2004). Education and changes in residential nonpoint source pollution. *Environmental Management* 34: 5, 684–690.
- Dietz, M. & J. Clausen (2005). A field evaluation of rain garden flow and pollutant treatment. *Water, Air and Soil Pollution* 167: 1–4, 123–138.
- Dietz, M. & J. Clausen (2008). Stormwater runoff and export changes with development in a traditional and low impact subdivision. *Journal of Environmental Management* 87: 4, 560–566.
- Drebs, A. (2012). Vuoden 2011 säätiötoja. Henkilökohtainen sähköpostiviesti. 26.3.2012.
- Drinkwin, J. (1995). Does community education reduce water pollution? *The Volunteer Monitor* 7: 2.
- Ellis, J. & D. Revitt (2008). Defining urban diffuse pollution loadings and receiving water hazard. *Water Science & Technology* 57: 11, 1817–1823.
- Ellis, J. & G. Mitchell (2006). Urban diffuse pollution: key data information approaches for the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal* 20: 1, 19–26.
- Eriksson, E., A. Baun, L. Scholes, A. Ledin, S. Ahlman, M. Revitt, C. Noutsopoulos & P.S. Mikkelsen (2007). Selected stormwater priority pollutants — a European perspective. *Science of the Total Environment* 383: 1–3, 41–51.
- Erwin, P. (2005). *Asenteet ja niihin vaikuttaminen*. 180 s. WSOY, Porvoo.
- Espoon hulevesiohjelma* (2011). 36 s. Espoon kaupunki.
- EVA (2001). *Erilaisuuksien Suomi – Raportti suomalaisten asenteista 2001*. 101 s. Elinkeinoelämän valtuuskunta, Helsinki.

- Direktiivi 2000/60/EY (2000). Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY. *Euroopan yhteisöjen virallinen lehti* L 327/1. 72 s.
- Ferguson, B. (1998). *Introduction to stormwater: concept, purpose, design*. 255 s. John Wiley and Sons, New York.
- Forsberg, C., S.-O. Ryding, A. Claesson & A. Forsberg (1978). Water chemical analyses and/or algal assay? –Sewage effluent and polluted lake water studies. *Mitteilungen. Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie* 21, 352–363.
- Forsyth, D., M. Garcia, L. Zyzniewski, P. Story & N. Kerr (2004). Watershed pollution and preservation: the awareness-appraisal model of environmentally positive intentions and behaviors. *Analyses of Social Issues and Public Policy* 4: 1, 115–128.
- Foster, I. & S. Charlesworth (1996). Heavy metals in the hydrological cycle: Trends and explanation. *Hydrological Processes* 10: 2, 227–261.
- Frisk, T., Ä. Bilaletdin, H. Kaipainen, A. Paananen & A. Peltonen (2007). Pyhäjärven kunnostustarpeen selvitys. *Pirkanmaan ympäristökeskuksen raportteja* 3/2007. 65 s.
- Giacalone, K., C. Mobley, C. Sawyer, J. Witte & G. Eidson (2010). Survey Says: Implications of a public perception survey on stormwater education programming. *Journal of Contemporary Water Research & Education* 146, 92–102.
- GTK (2007). *Maaperäkartta 1:20 000*. Karttalehti 204301, 204304. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Haddock, G. & G. Maio (2008). Attitudes: Contents, structure and function. Teoksessa Hewstone, M., W. Stroebe & J. Klaus (toim.): *Introduction to social psychology: a European perspective*, 112–133. 4. painos. Blackwell publishing, Malden.
- Harvie, M. & P. Jaques (2003). Public awareness and the environment: "How do we encourage environmentally responsible behaviour?". *Water Science and Technology: Water Supply* 3: 3, 247–254.
- Hatt, B., T. Fletcher, C. Walsh & S. 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.
- Haverinen, R. (2006). Kaupunkilaisen elinympäristöongelma – käsitteellistämistavat ja puuttumisen mallit. *Helsingin kaupungin tietokeskus, tutkimuksia* 2006: 11. 204 s.
- Haverinen, R. (2008). Miksi kaupunkilainen roskaa? Rakennusviraston verkkokyselytutkimus. *Helsingin kaupungin tietokeskus, tutkimuskatsauksia* 2008: 3. 89 s.
- Heathwaite, A., P. Johnes & N. Peters (1996). Trends in nutrients. *Hydrological Processes* 10: 2, 263–293.
- Helsingin kaupunki (2009a). Kuninkaantammi & Honkasuo. Historia. 10.4.2012. <<http://www.uuttahelsinkia.fi/kuninkaantammi-honkasuo/perustiedot/historia>>
- Helsingin kaupunki (2009b). Kuninkaantammi & Honkasuo. Kaupunkikyliä uuden ajan mausteilla. 10.4.2012. <<http://www.uuttahelsinkia.fi/kuninkaantammi-honkasuo/perustiedot/kaupunkikyliä-uuden-ajan-mausteilla>>
- Helsingin kaupunki (2012a). Helsingin kaupungin ympäristöpolitiikka. 14.11.2012 <<http://www.hel.fi/wps/wcm/connect/e3faf1004a158b94a843ecb546fc4d01/Ymp>

[aristopolitiikka_kvsto+hyvaksyma.pdf?MOD=AJPERES&CACHEID=e3faf1004a158b94a843ecb546fc4d01>](#)

- Helsingin kaupunki (2012b). Hulevedet hallintaan ja hyötykäyttöön. 10.7.2012. <<http://www.uuttahelsinkia.fi/viikki-kivikko/perustiedot/hulevedet>>
- Hines, J., H. Hungerford & A. Tomera (1986/87). Analysis and synthesis of research on responsible environmental behaviour: A meta-analysis. *Journal of Environmental Education* 18, 1–8.
- Hjerpe, T. (2010). Näsiöja-Tuomarinkylänojan vedenlaatu ja kuormituksen erityispiirteet. Julkaisematon pro gradu -tutkielma. 85 s. Geotieteiden ja maantieteen laitos, Helsingin yliopisto.
- HKR (2007). Helsingin kaupungin rakennusvirasto. Helsingin pienvesiohjelma. *Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisut* 2007:3. 168 s.
- HKR (2012). Helsingin kaupungin rakennusvirasto. Puistokummi putsaa paikkoja ja istuttaa pensaita. 19.9.2012 <<http://www.hyvakasvaa.fi/?p=391&lang=fi#more-391>>
- Hogan, D. & M. Walbridge (2007). Best management practices for nutrient and sediment retention in urban stormwater runoff. *Journal of environmental quality* 36: 2, 386–395.
- Honkanen, J. (toim.) (2006). Haltialan metsäalueen luonto. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 4/2006. 241 s.
- Ilmatieteen laitos (2012a). Syyssään tilastoja. 29.5.2012 <<http://ilmatieteenlaitos.fi/syysytilastot>>
- Ilmatieteen laitos (2012b). Terminen kasvukausi 2011. 29.5.2012 <<http://ilmatieteenlaitos.fi/kasvukausi-2011>>
- ISO 17294-2 (2003). Water quality. Application of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). Part 2: Determination of 62 elements. 21 s. ISO, International standard. Geneva, Switzerland.
- Jarvie, H., T. Oguchi & C. Neal (2002). Exploring the linkages between river water chemistry and watershed characteristics using GIS - based catchment and locality analysis. *Regional Environmental Change* 3: 1–3, 36–50.
- Jormola, J. (2004). Kaupunkipurojen kunnostus ja hulevesien käsittely. Teoksessa Niemelä, J., I. Helle & J. Jormola: Purovesistöjen merkitys kaupunkiluonnon monimuotoisuudelle, 43–112. *Suomen ympäristö* 724. 116 s.
- Johnson, N., H. Ravnborg, O. Westermann & K. Probst (2002). User participation in watershed management and research. *Water Policy* 3: 6, 507–520.
- Jutila, H. (2009). Hämeenlinnan kaupungin hulevesistrategia. *Hämeenlinnan ympäristöjulkaisuja* 1. 45 s.
- Kaila-Kangas, L., R. Kangas & H. Piirainen (1994). Ympäristöasennebarometri. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A* 182. 145 s.
- Kaiser, F. G., S. Wölfling & U. Fuhrer (1999). Environmental attitude and ecological behavior. *Journal of Environmental Psychology* 19: 1, 1–19.
- Kalff, J. (2002). *Limnology: inland water ecosystems*. 592 s. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Kannala, M. (2006). Vaasan kaupungin hulevesikuormituksen vähentäminen. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 216. 95 s.
- Keizer, K., S. Lindenberg & L. Steg (2008). The spreading of disorder. *Science* 322: 5908, 1681–1685.

- Kemppainen, S. (2005). Pohjois-Pohjanmaan ympäristötietoisuustoiminta ja ympäristöasenteet. *Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen moniste* 26. 80 s.
- Keränen, M. & P. Hyöty (2007). *Kuninkaantammen osayleiskaava-alueen hulevesien hallintasuunnitelma*. 25 s. Suunnittelukeskus Oy. Helsingin kaupunki, Helsinki.
- Keto, J. (2004). Lahden valvonta- ja ympäristökeskus. Suullinen tiedonanto 2.3.2004. Lahti.
- Kjølholt, J., C. Poll & F.K. Jensen (1997). Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer. Litteraturgennemgang og konkrete undersøgelser. *Miljøprojekt* 355. 83 s.
- Kortteinen, M. (1982). *Lähiö: tutkimus elämäntapojen muutoksesta*. 324 s. Otava, Helsinki.
- Koskinen, J. & T. Hakkarainen (2011). Helsinkiläisten ympäristöasenteet ja ympäristökäyttäytyminen vuonna 2011. *Helsingin kaupungin tietokeskuksen tutkimuksia* 3/2011. 87 s.
- Kotola J. & J. Nurminen (2003a). Kaupunkialueiden hydrologia – valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetuilla alueilla osa 1: kirjallisuustutkimus. *Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja* 7. 79 s.
- Kotola J. & J. Nurminen (2003b). Kaupunkialueiden hydrologia – valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetuilla alueilla osa 2: koealuetutkimus. *Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja* 8. 177 s.
- Kotola, J. & J. Nurminen (2005). Rakennetun ympäristön aiheuttama vesistökuormitus. Teoksessa Vakkilainen P., J. Kotola & J. Nurminen (toim.): Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta, 12–31. *Suomen ympäristö* 776. 116 s.
- KSV (2009). Helsingin kaupungin kaupunkisuunnitteluvirasto. Kuninkaantammi. Hulevedet. 10.4.2012 <<http://ksv.hel.fi/fi/projektisivu/kuninkaantammi/hulevedet>>
- KSV (2011). Helsingin kaupungin kaupunkisuunnitteluvirasto. Kuninkaantammi. Kestävästi Keskuspuiston kainalossa. *Helsinki suunnittelee* 2011: 3. 3 s.
- Kuntaliitto (2012). *Hulevesiopas*. 298 s. Suomen Kuntaliitto, Helsinki.
- Kuusisto, P. (2002). Kaupunkirakentamisen vaikutus pieniin valuma-alueisiin ja vesistöihin Suomessa. *Helsingin yliopiston maantieteen laitoksen julkaisuja* B 48. 69 s.
- Lard, T. & J. Pirard (2010). *Utredning av föreningsinnehållet i Stockholms dagvatten*. 56 s. Sweco, Stockholm.
- Lahermo, P., P. Väänänen, T. Tarvainen & R. Salminen (1996). *Suomen geokemian atlas, osa 3: Ympäristögeokemia-purovedet ja sedimentit*. 150 s. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Lee, J. & K. Bang (2000). Characterization of urban stormwater runoff. *Water Research* 34: 6, 1773–1780.
- Lehtoranta, V., A. Sarvilinna & T. Hjerpe (2012). Purojen merkitys helsinkiläisille - Helsingin pienvesiohjelman yhteiskunnallinen kannattavuus. *Suomen ympäristö* 5/2012. 66 s.
- Lenat, D.R. & J.K. Crawford (1994). Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 194: 3, 185–199.
- Lewin, K. (1951). *Field theory in social science; selected theoretical papers*. 346 s. Harper & Row, New York.
- Liikennevirasto (2011). Liikennemääräkartat. 2.5.2012. <http://portal.liikennevirasto.fi/portal/page/portal/f/liikennevirasto/tilastot/liikennemaarat/liikennemaarakartat/uusimaa_kvl_1006_2011.pdf>

- Line, D., N. White, D. Osmond, G. Jennings & C. Mojonnier (2002). Pollutant export from various land uses in the upper Neuse River Basin. *Water Environment Research* 74: 1, 100–108.
- Luukkonen, K. & J. Peltola (2000). *Huolehdi hulevesistä - edistä vesistöjen ja lähiympäristösi hyvinvointia*. Esite. Helsingin luonnonsuojeluyhdistys ry, Helsinki.
- Maanmittaushallitus (2012). *Venäläiset topografikartat 1:21 000*. Uudenmaan lääninä, Helsingin 74,349 km² ja Lohjan 49,476 km² kihlakuntia. 123,825 km². Konala. Kansallisarkisto, Helsinki. 14.5.2012
<<http://digi.narc.fi/digi/view.ka?kuid=1491256>>
- Malmqvist, B. & S. Rundle (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental conservation* 29: 2, 134–153.
- Malmqvist, P.-A. (1983). *Urban stormwater pollutant sources: an analysis of inflows and outflows of nitrogen, phosphorus, lead, zinc, and copper in urban areas*. 371 s. Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Mannio, J., R. Salminen, S. Leppänen, U. Väisänen, P. Ränä, J. Poikolainen, E. Kubin, J. Piispanen & M. Verta (2002). Raskasmetallit. Teoksessa Mähönen, O. (toim.): AMAP II – Lapin ympäristön tila ja ihmisen terveys, 29–50. *Suomen ympäristö* 581.
- Marsalek, P., W. Watt, J. Marsalek & B. Anderson (2003). Winter operation of an on-stream stormwater management pond. *Water Science and Technology* 48: 9, 133–144.
- Melanen, M. (1986). Kaupungistuminen. Teoksessa Mustonen, S. (toim.): *Sovellettu hydrologia*, 408–411. Vesi yhdistys ry. Mäntän kirjapaino, Mänttä 1986.
- Mendelsohn, H. (1973). Some reasons why information campaigns can succeed. *Public Opinion Quarterly* 37: 1, 50–61.
- Mentens, J., D. Raesa & M. Hermy (2006). Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape and Urban Planning* 77: 3, 217–226.
- Meriluoto, J. (2007). Hulevesityöryhmä. Hulevesien hallinta – esiselvitys organisointimalleista. Loppuraportti. 15 s. Suunnittelukeskus Oy. 10.7.2012.
<http://www.vvy.fi/files/92/taustaraportti_liitteineen.pdf>
- Meynendonckx J, G. Heuvelmans, B. Muys & J. Feyen (2006). Effects of watershed and riparian characteristics on nutrient concentrations in the River Scheldt Basin. *Hydrology and Earth System Sciences* 10: 6, 913–922.
- Milfont, T.-L. & J. Duckitt (2004). The structure of environmental attitudes: A first- and second-order confirmatory factor analysis. *Journal of Environmental Psychology* 24: 3, 289–303.
- Milina, J. (2000). Runoff processes in urban areas under cold climate conditions - methods and models for drainage design. Teoksessa Maksimovic, C. (toim.): Urban drainage in specific climate. *Technical Documents in Hydrology* 40: 2, 71–95. UNESCO, Paris.
- Miettinen, V. (2003). Kantakaupungin pienvesien suojelutarve. *Ympäristövalvonnan julkaisu* 1/2003. 25 s.
- MML (2010a). *Korkeusmalli 2m*. Karttalehti L4134. Maanmittauslaitos, Helsinki.
- MML (2010b). *Peruskartta 1:20 000*. Karttalehti, UL4133R, UL4133L, UL4134L, UL4134R. Maanmittauslaitos, Helsinki.
- MML (2010c). *SLICES maankäyttö*. Karttalehti M19O2_S. Maanmittauslaitos, Helsinki.

- Nassauer, J. (1992). The appearance of ecological systems as a matter of policy. *Landscape Ecology* 6: 4, 239–250.
- Naturvårdverket (2007). Metaller i sjöar och vattendrag.
- Niemelä, J., I. Helle & J. Jormola (2004). Purovesistöjen merkitys kaupunkiluonnon monimuotoisuudelle. *Suomen ympäristö* 724. 116 s.
- Niemelä, J., S.-R. Saarela, T. Söderman, L. Kopperoinen, V. Yli-Pelkonen & S. Väre (2010). Kaupunkiluonnon ekosysteemipalvelut. Teoksessa Hiedanpää J., L. Suvantola & A. Naskali (toim.): *Hyödyllinen luonto: Ekosysteemipalvelut hyvinvointimme perustana*, 203–223. Osuuskunta Vastapaino, Tampere.
- NOAA (2012). National Oceanic and Atmospheric Administration. Introduction to Stormwater. 28.3.2012. <http://coastalstorms.noaa.gov/stormwater/index.php?option=com_content&task=view&id=15&Itemid=19>
- Nurmi, P. (2001). Sadevesiviemärien vedenlaatu. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita* 8/2001. 22 s.
- Nurmi, P., T. Heinonen, M. Jylhänlehto, J. Kilpinen & R. Nyberg (2008). Helsingin kaupungin hulevesistrategia. *Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisut* 2008: 9. 13 s.
- OIVA (2012). Ympäristö- ja paikkatietopalvelu asiantuntijoille. 12.3.2012. <<http://www.p2.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp>>.
- Ojala, A. (2012). What Makes Us Environmentally Friendly?: Social Psychological Studies on Environmental Concern, Components of Morality and Emotional Connectedness to Nature. *Publications of the Department of Social Research* 2012:8. 67 s.
- Oulu (2007). *Toippilansaaren ympäristömuutoksen seurantaraportti 2007*. 16 s. Tekninen keskus, Oulu.
- Pahl-Wostl, C. (2006). The importance of social learning in restoring the multifunctionality of rivers and floodplains. *Ecology and Society* 11: 1.
- Paul, M.J. & J.L. Meyer (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 333–365.
- Peltola-Thies, J. (2005). Rakennetun ympäristön aiheuttama vesistökuormitus. Teoksessa Vakkilainen P., J. Kotola & J. Nurminen (toim.): *Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta*, 32–44. *Suomen ympäristö* 776.
- Pirinen, P., H. Simola, J. Aalto, J.-P. Kaukoranta, P. Karlsson, Pirkko & R. Ruuhela (2012). Tilastoja Suomen ilmastosta 1981 – 2010. *Raportteja* 2012:1. 83 s.
- Pohjois-Pohjanmaan ELY (2011). Pohjois-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Metsätalouden vesiensuojelu. 25.10.2012 <<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=12949&lan=fi>>
- Prokopy, L., Z. Gocmen, J. Gao, S. Allred, J. Bonnell, K. Genskow, A. Molloy & R. Power (2010). Incorporating social context variables into paired watershed designs to test nonpoint source program effectiveness¹. *Journal of the American Water Resources Association* 47: 1, 196–202.
- Rauch, W., K. Seggelke, R. Brown & P. Krebs (2005). Integrated approaches in urban storm drainage: where do we stand? *Environmental Management* 35: 4, 396–409.
- Rissanen, P (2007). Kuopion kaupunkialueen aiheuttama hulevesikuormitus Kallaveteen. *Vesitalous* 2, 32–35.
- Roskan uskomaton elämä (2012). 19.9.2012. <<http://www.roskanuskomatonelama.fi/>>
- Roskavideo (2012). 19.9.2012. <<http://www.roskavideo.fi/>>.

- Rotko, P. & J. Lyytimäki (2004). Viestintä vesistöjen kunnostuksessa. Innostaminen, uutisointi ja sosiaalinen pääoma. *Suomen ympäristö* 717. 65 s.
- Rotko, P. & L. Laitinen (2004). Viestintä ja vuorovaikutus vesistöjen käytössä ja hoidossa. 123 s. *Suomen ympäristö* 674. 123 s.
- Ruth, O. (2004). Kaupunkipurojen hydrogeografia kolmen esimerkkivaluma-alueen kuvastamana Helsingissä. *Helsingin yliopiston maantieteen laitoksen julkaisuja B* 50. 139 s.
- Räsänen, H.-K. (2011). Mätäpuron vedenlaadun valuma-alueelähtöinen tarkastelu 2009–2010. Julkaisematon pro gradu -tutkielma. 130 s. Geotieteiden ja maantieteen laitos, Helsingin yliopisto.
- Saaristokaupunki (2006). Saaristokaupungissa panostetaan hulevesien hallintaan. 10.7.2012. <<http://www.saaristokaupunki.fi/index.php?tid=96>>
- Salminen, O. (2006). Hulevesien hallinnan kuulumisia Pohjois-Amerikasta. *Vesitalous* 6, 37–39.
- Sammalkorpi, I. (2004). Suomen ympäristökeskus. Suullinen tiedonanto 5.2.2004. Helsinki.
- Samposalo, S. (2007). Lumen ominaisuudet taajama-alueilla. *Vesitalous* 2, 27–31.
- Sansalone, J.J. & S.G. Buchberger (1997). Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. *Journal of Environmental Engineering* 123: 2, 134–143.
- Sario, J., K. Kupiainen, H. Silvennoinen & H. Tervahattu (2005). Hulevedet ja kiinteistöjen kuivatus. Teoksessa Vakkilainen P., J. Kotola & J. Nurminen (toim.): Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta, 78–89. *Suomen ympäristö* 776. 65 s.
- Schultz, P., J. Nolan, R. Cialdini, N. Goldstein & V. Griskevicius (2007). The constructive, destructive, and reconstructive power of social norms. *Psychological science* 18: 5, 429–434.
- Scholz, R. (2011). *Environmental Literacy in Science and Society: From Knowledge to Decisions*. 631 s. Cambridge University Press, Cambridge.
- SFS 3008 (1990). Veden, lietteen ja sedimentin kuiva-aineen ja hehkutusjäännöksen määrittäminen. 3 s. 2. painos. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN 1189 (1997). Veden laatu. Fosforin määrittäminen spektrometrillä ammoniummolybdaattimenetelmällä. 30 s. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN 872 (1996). Veden laatu. Kiintoaineen määrittäminen. Suodatus lasikuitusuodattimella. 15 s. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN ISO 10304-1 (1995). Veden laatu. Liuenneiden fluoridi-, kloridi-, nitriitti-, ortofosfaatti-, bromidi-, nitraatti-, ja sulfatti-ionien määrittäminen ionikromatografialla. Osa 1: Menetelmä vähän likaantuneelle vedelle. 21 s. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN ISO 11905-1 (1998). Veden laatu. Typen määrittäminen. Osa 1: Peroksidisulfaattihapetus. 22 s. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN ISO 14911 (2000). Veden laatu. Liuenneiden Li^+ -, Na^+ -, NH_4^+ -, K^+ -, Mn^{2+} -, Ca^{2+} -, Mg^{2+} -, Sr^{2+} -, ja Ba^{2+} -ionien määrittäminen ionikromatografialla vedestä ja jätevedestä. 29 s. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- Sliva, L. & D. Williams (2001). Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research* 35: 14, 3462–3472.
- Staats, H., A. Wit & C. Midden (1996). Communicating the greenhouse effect to the public: Evaluation of a mass media campaign from a social dilemma perspective. *Journal of Environmental Management* 46: 2, 189–203.

- STARA (2012). Puistokummit tekevät hyvää. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. 14.5.2012.
<<http://www.hel.fi/hki/Rakpa/fi/ajankohtaista/puistokummit+tekevat+hyvaa>>
- Stroebe, W. (2008). Strategies of attitudes and behavior change. Teoksessa Hewstone, M., W. Stroebe & J. Klaus (toim.): *Introduction to social psychology: a European perspective*, 134–155. 4. painos. 344 s. Blackwell publishing, Malden.
- Stuart, E. (2012). Julkaisematon pro gradu tutkielma. Helsingin yliopisto.
- Sörme, L. & R. Lagerkvist (2002). Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Science of The Total Environment* 298: 1–3, 131–145.
- Tampereen kaupunki (2011). Vuores. Hulevesien käsittely. 10.7.2012.
<<http://www.tampere.fi/vuores/alueensuunnittelu/hulevedet.html>>
- Tarvainen, V. (2006). Kaupunkipurot Helsingissä - Veden laatu vuonna 2004. Julkaisematon pro gradu -tutkielma. 93 s. Geotieteiden ja maantieteen laitos, Helsingin yliopisto.
- Taylor, A., R. Curnow, T. Fletcher & J. Lewis (2007). Education campaigns to reduce stormwater pollution in commercial areas: Do they work? *Journal of Environmental Management* 84: 3, 323–335.
- Teemuska, A. & Ü. Mander (2007). Rainwater runoff quantity and quality performance from a greenroof: The effects of short-term events. *Ecological Engineering* 30: 3, 271–277.
- Tenhola, M. & T. Tarvainen (2008). Purovesien ja orgaanisten purosedimenttien alkuainepitoisuudet Suomessa vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006. *Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti* 172. 60 s.
- The Hays Free Press (2010). Photo Gallery: Week of June 23, 2010. 12.7.2012.
<<http://haysfreepress.com/2010/06/23/photo-gallery-week-of-june-23-2010/>>
- Tong, S. & W. Chen (2002). Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management* 66: 4, 377–393.
- Tornivaara-Ruikka, R. (2006). Hulevesien käsittely maankäytön suunnittelussa. *Uudenmaan ympäristökeskuksen raportteja* 3/2006. 38 s.
- Turun kaupunki (2009). *Turun kaupungin hulevesiohjelma*. 17 s. Turku.
- US EPA (2012a). United States Environmental Protection Agency. Clean Water Act (CWA). 11.7.2012. <<http://www.epa.gov/oecaagct/lcwa.html#Summary>>
- US EPA (2012b). United States Environmental Protection Agency. National Menu of Stormwater Best Management Practices. 11.7.2012.
<<http://cfpub.epa.gov/npdes/stormwater/menuofbmps/index.cfm>>
- US EPA (2012c). United States Environmental Protection Agency. National Recommended Water Quality Criteria. 11.7.2012.
<<http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/current/index.cfm>>
- US EPA (2012d). United States Environmental Protection Agency. Storm Drain Marking. 11.7.2012.
<<http://cfpub.epa.gov/npdes/stormwater/menuofbmps/index.cfm?action=browse&Rbutton=detail&bmp=15>>
- Utriainen, J., J. Poikolainen, M. Kuokkanen, J. Piispanen & E. Kubin (2006). Ympäristönäytteiden pitkäaikaisen säilytyksen ja yhteiskäytön kehittäminen Suomessa. *Suomen ympäristö* 56. 122 s.

- Uusitalo, L. (1992). Asenteiden ja käyttäytymisen ristiriita. Haaste ympäristökasvatukselle. Teoksessa Kajanto A. (toim.): *Ympäristökasvatus*, 58–68. 244 s. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä.
- Van der Ploeg, J., M. Cauilan-Cureg, M. van Weerd & W. De Groot (2011). Assessing the effectiveness of environmental education: mobilizing public support for Philippine crocodile conservation. *Conservation letters* 4: 4, 313–323.
- Wang, L., J. Lyons & P. Kanehl (2001). Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* 28: 2, 255–266.
- Vantaan kaupunki (2009). *Vantaan kaupungin hulevesiohjelma*. 31 s. Vantaan kaupungin paino, Vantaa.
- Vantaan kaupunki (2011). *Vantaalaisten ympäristöasenteet ja –käyttäytyminen*. 47 s. Vantaan kaupungin paino, Vantaa.
- Varanka, S. & Luoto, M. (2012). Environmental determinants of water quality in boreal rivers based on partitioning methods. *River Research and Applications* 28, 1034–1046.
- Verstraeten, G. & J. Poesen (2001). Modelling the long-term sediment trap efficiency of small ponds. *Hydrological processes* 15: 14, 2797–2819.
- Virkanen, J., H. Reijola & T. Vaahtojärvi (2011). *Geotieteiden ja maantieteen laitoksen ympäristölaboratorion toimintakäsikirja 27.10.2011*. 193 s.
- Vlek, C. (2000). Essential psychology for environmental policy making. *International Journal of Psychology* 35: 2, 153–167.
- Wagenet, L., M. Pfeffer, H. Sutphin & J. Stycos (1999). Adult education and watershed knowledge in upstate New York. *Journal of the American Water Resources Association* 35: 3, 609–621.
- Wet City (2004). Veden kiertokulku kaupungissa. 20.12.2012. <<http://www.helsinki.fi/maantiede/labrat/weci.html>>
- Wetzel, R. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. 3. painos. 1006 s. Academic Press, San Diego.
- WHO/UNEP (1987). World Health Organisation & United Nations Environment Programme. *Global Pollution and Health. Results of Health Related Environmental Monitoring*. 24 s. Yale Press, London.
- Winz, I., G. Brierley & S. Trowsdale (2009). The use of system dynamics simulation in water resources management. *Water Resource Management* 23: 7, 1301–1323.
- Ympäristöministeriö (2005). Vesiympäristölle haitalliset ja vaaralliset aineet pintavesissä. Työryhmän mietintö. *Ympäristöministeriön moniste* 159. 202. s.

Liite 1. Laboratoriomääritysten luotettavuus

Taulukko 1. Muuttujien saantoprosentit, vaihtelukertoimet ja nollanäytteiden pitoisuudet laboratorioanalyseissä.

	Saanto-%	Vaihtelukerroin (%)	Nollanäytteen pitoisuus	Nollanäytteen pitoisuusyksikkö
TN	97,5	1,7	*	
NO₃⁻	91,1	0,9	–	
TP	101,3	1,7	*	
PO₄³⁻	99,6	7,4	2,1	µg/l
Na⁺	99,9	0,1	–	
K⁺	86,4	1,2	–	
Ca²⁺	104,0	1,0	–	
Mg²⁺	101,6	0,5	–	
F⁻	102,1	1,5	–	
Cl⁻	98,4	1,5	–	
SO₄²⁻	106,3	1,9	–	
Cr	95,6	3,5	0,07	µg/l
Cu	101,9	5,5	0,3	µg/l
Fe	80,0	2,2	89,8	µg/l
Ni	102,2	3,2	*	
Pb	107,9	2,5	0,1	µg/l
Zn	106,1	5,2	6,9	µg/l

* pitoisuus alle määritysrajan

– ei määritetty

Liite 2. Vedenlaatumittausten tulokset

Näytepiste		Kal	Kal	Kal	Kal	Kal	Kal	Kal	Kal	Kal	Kal	Kal	Kal	Kal	Kal
Pvm	yksikkö	21.6.	28.7.	12.8.	14.9.	23.9.	29.9.	13.10.	19.10.	27.10.	3.11.	9.11.	15.11.	2.12.	14.12.
TN	mg/l	0,9	2,5	0,7	1,3	2,2	1,5	1,8	1,0	1,6	1,1	1,2	1,1	1,8	2,5
TP	µg/l	200	140	70	100	110	50	60	70	40	30	30	20	120	80
Na	mg/l	86,4	50,1	38,2	26,3	39,0	39,9	33,3	25,3	33,7	41,2	44,3	50,5	38,7	31,5
K	mg/l	3,9	2,4	1,6	1,9	3,3	3,0	3,0	1,9	2,9	2,9	3,2	3,3	2,7	2,8
Ca	mg/l	39,4	16,5	13,8	12,7	22,5	23,5	21,8	14,4	22,6	26,5	3,2	8,1	20,9	19,0
Mg	mg/l	9,4	3,0	3,2	2,4	4,6	5,0	4,6	3,1	5,0	6,1	7,2	8,1	4,8	4,2
F	mg/l	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3
Cl	mg/l	168,6	72,7	62,6	35,8	54,7	63,1	48,9	41,0	53,9	73,6	84,4	101,0	60,2	46,3
NO3-N	mg/l	0,6	1,6	0,3	0,7	1,4	1,0	1,2	0,5	1,1	0,7	0,8	0,7	1,2	1,7
SO4	mg/l	29,0	14,5	8,2	11,3	20,1	20,0	19,4	10,7	20,2	21,1	24,4	24,6	16,2	17,2
PO4-P	µg/l	6,7	44,1	7,7	43,6	44,8	13,1	22,6	22,0	11,6	9,3	6,5	6,3	32,1	38,4
Cr	µg/l	0,1	0,7	0,2	0,8	0,7	0,4	0,6	0,4	0,5	0,3	0,3	0,2	0,6	0,7
Cu	µg/l	6,9	47,0	18,2	33,9	19,3	13,7	12,2	20,8	10,6	10,3	7,6	6,4	19,6	13,2
Fe	µg/l	74,1	185,0	88,8	242,7	232,1	203,6	275,7	183,7	274,1	201,1	214,0	147,6	203,1	274,7
Ni	µg/l	2,4	3,6	1,5	3,0	3,9	2,9	3,3	2,5	3,1	2,5	2,8	2,7	3,5	3,3
Pb	µg/l	0,11	0,18		0,32	0,17	0,10	0,13	0,12	0,31	0,03			0,15	0,20
Zn	µg/l	11,8	39,7	23,5	44,2	16,8	15,6	16,0	32,2	17,2	11,5	18,8	9,7	31,3	24,7
TSS	mg/l	60	45	31	29	35		28	22	19		14	16	38	33
Org_SS	mg/l	12	8	4	5	7		6	4	4		3	4	7	6
Org_SS	%	20	17	12	17	19		22	18	18		21	23	20	17
TDS	mg/l	446	218	74	152	238		206		229		274	304	216	200
LT	°C	11,1	17,4	14,1	13,6	12,5	12,0	8,1	8,1	9,3	9,5	7,4	6,5	6,5	5,5
pH		6,9	7,4	7,5	6,2	7,0	6,4	6,0	6,2	6,7	7,1	6,9	7,1	7,0	6,8
Sähkönjohtavuus	mS/m	77	38	32	22	34	38	13	14	37	39	43	41	33	25
Happipitoisuus	%		83,2	67,8	88,2	97,4	101,0	84,5	75,5	102,2	100,0	99,5	97,0	95,6	96,8
Happipitoisuus	mg/l		8,0	6,9	8,5	10,4	10,9	10,0	8,9	11,6	11,3	11,8	11,9	11,7	12,2

Näytepiste		Hak	Hak	Hak	Hak	Hak	Hak	Hak	Hak	Hak	Hak	Hak	Hak	Hak	Hak
Pvm	yksikkö	21.6.	28.7.	12.8.	14.9.	23.9.	29.9.	13.10.	19.10.	27.10.	3.11.	9.11.	15.11.	2.12.	14.12.
TN	mg/l	0,5	0,6		1,8	2,4	2,0	2,6	1,6	2,1	1,6	1,8	1,5	1,6	2,4
TP	µg/l	30	60		70	50	50	40	50	40	50	100	60	60	40
Na	mg/l	31,5	8,8		9,7	9,3	12,9	9,2	11,1	10,2	10,6	8,0	12,4	11,1	7,4
K	mg/l	2,3	2,0		2,5	2,0	2,4	1,6	2,1	2,0	2,1	2,8	1,8	1,7	1,2
Ca	mg/l	20,8	8,3		14,3	14,3	17,2	11,0	13,6	12,0	11,9	12,5	13,1	10,3	8,2
Mg	mg/l	4,9	1,7		3,2	3,4	4,1	2,9	2,8	2,9	2,9	2,9	3,3	2,8	2,2
F	mg/l	0,3	0,2		0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Cl	mg/l	57,3	11,7		11,8	11,3	17,5	12,0	15,8	13,8	14,9	11,2	18,4	15,6	9,1
NO3-N	mg/l	0,0	0,1		1,0	1,5	1,2	1,7	0,6	1,3	0,4	0,3	0,5	0,7	1,8
SO4	mg/l	15,7	9,6		14,2	15,4	15,6	11,8	10,3	10,7	9,8	8,2	9,7	7,5	7,3
PO4-P	µg/l	15,8	22,8		23,2	29,0	28,8	22,9	27,1	23,5	29,5	46,9	28,3	26,5	15,7
Cr	µg/l	0,4	0,3		1,0	1,5	1,4	1,4	1,6	1,4	1,5	1,7	1,6	1,6	1,0
Cu	µg/l	2,8	3,1		4,7	5,8	5,1	4,0	4,3	5,1	5,8	6,0	5,0	4,3	2,8
Fe	µg/l	128,9	121,6		285,1	556,2	476,6	668,7	685,1	580,3	624,4	866,7	707,2	700,8	523,2
Ni	µg/l	1,3	0,8		1,7	2,5	2,6	2,5	2,1	2,3	2,7	3,0	2,5	2,3	1,5
Pb	µg/l				0,20	0,51	0,30	0,78	0,69	0,55	0,57	0,91	0,35	0,72	0,69
Zn	µg/l	7,6	14,1		16,9	22,9	19,2	18,1	23,8	20,5	19,1	26,2	17,3	21,6	15,5
TSS	mg/l	6	13		37	35	28	35	33	27	33	46			24
Org_SS	mg/l	3	3		9	8	6	7	5	6	8	13			7
Org_SS	%	50	23		24	22	20	22	16	21	24	28			28
TDS	mg/l	209	117		195	146	175	136	205	149	149	137			114
LT	°C	15,3	20,0		19,8	12,4	11,6	10,2	9,7	7,9	9,3	5,8	2,5	5,1	4,2
pH		7,2	7,2		6,0	6,4	6,7	7,1	6,9	6,0	6,2	6,2	6,4	6,0	5,9
Sähkönjohtavuus	mS/m	31	11		12	12	18	33	24	14	13	12	14	12	10
Happipitoisuus	%		80,8		96,3	84,5	90,0	100,2	95,3	77,3	75,5	74,1	87,2	82,1	84,4
Happipitoisuus	mg/l		7,3		10,0	9,0	9,8	11,3	10,8	9,2	8,7	9,3	11,9	19,5	11,0

Liite 2. Vedenlaatumittausten tulokset

Näytepiste		Kun	Kun	Kun	Kun	Kun	Kun	Kun	Kun	Kun	Kun	Kun	Kun	Kun	Kun
Pvm	yksikkö	21.6.	28.7.	12.8.	14.9.	23.9.	29.9.	13.10.	19.10.	27.10.	3.11.	9.11.	15.11.	2.12.	14.12.
TN	mg/l	0,6	0,7	0,7	1,8	1,6		1,4	1,1	0,9	1,0	0,6	1,0	1,4	1,3
TP	µg/l	20	30	20	80	70		50	60	40	50	40	50	70	50
Na	mg/l	3,0	3,2	3,2	7,1	5,2		4,9	5,1	5,1	5,6	13,4	5,7	4,3	3,7
K	mg/l	1,4	1,7	1,5	2,3	1,8		1,5	2,2	1,4	1,5	1,2	1,3	1,3	0,9
Ca	mg/l	8,8	9,4	9,0	19,8	16,5		15,3	17,1	26,1	19,0	16,8	19,2	14,4	11,3
Mg	mg/l	2,4	2,4	2,4	5,6	4,9		4,7	5,3	5,2	5,6	2,6	5,7	4,5	3,5
F	mg/l	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2		0,2	0,2	0,3	0,3	0,1	0,2	0,2	0,2
Cl	mg/l	3,8	4,3	4,2	5,9	4,8		4,6	5,5	5,1	5,5	12,8	5,8	4,9	3,9
NO3-N	mg/l	0,2	0,3	0,3	0,7	0,6		0,6	0,3	0,3	0,2	0,4	0,3	0,6	0,8
SO4	mg/l	6,1	6,1	6,3	7,9	8,8		9,2	7,7	8,9	7,3	19,2	6,5	7,1	7,5
PO4-P	µg/l	6,1	8,1		29,2	23,3	17,8	20,9	22,2	18,5	18,1	12,8	13,7	15,2	15,2
Cr	µg/l				0,9	0,8	0,7	0,8	0,7	0,8	0,7	0,2	0,6	0,5	0,6
Cu	µg/l	0,8	0,7		6,5	3,2	3,1	2,6	2,2	2,4	1,8	1,3	1,5	1,9	2,0
Fe	µg/l	87,0	99,2		389,2	386,3	379,7	360,4	343,0	338,2	350,8	142,2	312,0	236,3	241,2
Ni	µg/l	0,3	0,2		2,4	2,1	2,2	1,9	2,4	2,0	2,0	0,7	1,8	1,5	1,4
Pb	µg/l				0,09	0,09	0,04	0,06	0,10	0,03				0,03	0,07
Zn	µg/l	5,6	6,7		17,0	7,6	6,9	11,3	9,0	11,3	10,0	9,4	7,2	7,9	8,3
TSS	mg/l	1	6	3	14	39	26	30	35	27	28		24	53	32
Org_SS	mg/l	0	2	1		9	6	7	7	6	6		8	13	6
Org_SS	%	67	43	25		23	25	22	21	23	22		31	24	20
TDS	mg/l	100		132		135	162	113	127	129	136		118	96	171
LT	°C	16,9	22,2	14,2	13,6	12,3	10,7	7,0	7,3	7,3	9,0	6,9	1,5	4,1	3,2
pH		6,8	7,2	7,4	6,7	6,8	7,0	7,0	6,9	6,7	6,8	7,1	6,8	6,9	6,3
Sähkönjohtavuus	mS/m	8	8	8	16	14	18	14	15	14	15	17	14	11	9
Happipitoisuus	%		61,6	72,9	64,3	61,2	44,9	61,8	54,5	52,3	35,8	94,1	58,0	80,7	84,8
Happipitoisuus	mg/l		5,4	7,5	6,7	6,6	5,0	7,5	6,6	6,3	4,1	11,5	8,1	10,6	11,3

Liite 3. Vedenlaatumuuttujien tilastollisia tunnuslukuja näytesteillä

Muuttuja	Yksikkö	Tunnusluku	Kal	Hak	Kun
TSS	mg/l	ka	31	29	26
		Md	30	33	27
		min	14	6	3
		max	38	46	53
		s	13	11	14
Org-SS	%	ka	19	25	29
		Md	19	23	24
		min	12	16	20
		max	23	50	67
		s	3	9	13
Org-SS	mg/l	ka	6	7	6
		Md	5	7	6
		min	3	3	0
		max	12	13	13
		s	3	3	3
TDS	mg/l	ka	232	157	129
		Md	218	149	129
		min	74	114	96
		max	446	209	171
		s	93	34	23
EC	mS/m	ka	35	17	13
		Md	36	13	14
		min	13	10	8
		max	77	33	18
		s	16	8	3
O ₂	mg/l	ka	10,3	10,6	7,5
		Md	10,9	9,9	6,7
		min	6,9	7,3	4,1
		max	12,2	19,5	11,5
		s	1,7	3,1	2,3
O ₂	%	ka	91,4	85,6	63,6
		Md	96,8	84,5	61,6
		min	67,8	74,1	35,8
		max	102,2	100,2	94,1
		s	10,8	8,4	16,2
pH		Md	6,9	6,4	6,8
		min	6,0	5,9	6,3
		max	7,5	7,2	7,4
		s			
TN	mg/l	ka	1,5	1,7	1,1
		Md	1,4	1,8	1,0
		min	0,7	0,5	0,6
		max	2,5	2,6	1,8
		s	0,6	0,6	0,4

Muuttuja	Yksikkö	Tunnusluku	Kal	Hak	Kun
NO ₃ -N	mg/l	ka	1,0	0,9	0,4
		Md	0,9	0,7	0,3
		min	0,3	0,0	0,2
		max	1,7	1,8	0,8
		s	0,4	0,6	0,2
TP	µg/l	ka	79,6	54,3	48,6
		Md	68,2	54,1	48,2
		min	21,9	34,0	18,7
		max	197,0	97,2	84,5
		s	48,8	15,9	19,7
PO ₄ -P	µg/l	ka	22,1	26,2	17,0
		Md	17,6	26,5	17,8
		min	6,3	15,7	6,1
		max	44,8	46,9	29,2
		s	15,5	7,7	6,2
Na	mg/l	ka	41,3	11,7	5,3
		Md	38,9	10,2	5,1
		min	25,3	7,4	3,0
		max	86,4	31,5	13,4
		s	15,0	6,2	2,7
K	mg/l	ka	2,8	2,1	1,5
		Md	2,9	2,0	1,5
		min	1,6	1,2	0,9
		max	3,9	2,8	2,3
		s	0,6	0,4	0,4
Ca	mg/l	ka	18,9	12,9	15,6
		Md	20,0	12,5	16,5
		min	3,2	8,2	8,8
		max	39,4	20,8	26,1
		s	8,7	3,4	5,0
Mg	mg/l	ka	5,1	3,1	4,2
		Md	4,7	2,9	4,7
		min	2,4	1,7	2,4
		max	9,4	4,9	5,7
		s	2,0	0,8	1,4
F	mg/l	ka	0,3	0,2	0,2
		Md	0,3	0,2	0,2
		min	0,2	0,2	0,1
		max	0,3	0,3	0,3
		s	0,1	0,0	0,0

Muuttuja	Yksikkö	Tunnusluku	Kal	Hak	Kun
Cl	mg/l	ka	69,1	17,0	5,5
		Md	61,4	13,8	4,9
		min	35,8	9,1	3,8
		max	168,6	57,3	12,8
		s	33,5	12,4	2,3
SO ₄	mg/l	ka	18,3	11,2	8,4
		Md	19,7	10,3	7,5
		min	8,2	7,3	6,1
		max	29,0	15,7	19,2
		s	5,8	3,0	3,4
Cr	µg/l	ka	0,5	1,3	0,7
		Md	0,4	1,4	0,7
		min	0,1	0,3	0,2
		max	0,8	1,7	0,9
		s	0,2	0,5	0,2
Cu	µg/l	ka	17,1	4,5	2,3
		Md	13,5	4,7	2,0
		min	6,4	2,8	0,7
		max	47,0	6,0	6,5
		s	11,3	1,1	1,5
Fe	µg/l	ka	200,0	532,7	282,0
		Md	203,4	580,3	338,2
		min	74,1	121,6	87,0
		max	275,7	866,7	389,2
		s	62,8	227,3	110,0
Ni	µg/l	ka	2,9	2,1	1,6
		Md	2,9	2,3	1,9
		min	1,5	0,8	0,2
		max	3,9	3,0	2,4
		s	0,6	0,6	0,8
Pb	µg/l	ka	0,2	0,6	0,1
		Md	0,2	0,6	0,1
		min	0,1	0,2	0,1
		max	0,3	0,9	0,1
		s	0,1	0,2	0,0
Zn	µg/l	ka	22,4	18,7	9,1
		Md	18,0	19,1	8,3
		min	9,7	7,6	5,6
		max	44,2	26,2	17,0
		s	10,8	4,8	3,0

Liite 4. Vedenlaadun tilastollinen eroavaisuus näytepisteillä

Taulukko 1. Muuttujien väliset tilastolliset eroavaisuudet näytepisteillä
(= ei eroa, *=p-arvo < 0,05, **= p-arvo < 0,01, ***= p-arvo < 0,001).

Muuttuja	Kal - Hak	Kal - Kun	Hak - Kun
TN	*	*	*
NO ₃ ⁻	—	***	—
TP	***	*	***
PO ₄ ³⁻	*	—	***
Na ⁺	***	***	***
K ⁺	***	***	**
Ca ²⁺	**	—	—
Mg ²⁺	**	—	—
F ⁻	***	*	***
Cl ⁻	***	***	—
SO ₄ ²⁻	***	***	***
Cr	***	*	***
Cu	***	***	***
Fe	***	*	***
Ni	**	***	*
Pb	***	**	***
Zn	—	***	***
TSS	—	—	—
OrgSS	—	—	—
OrgSS-%	**	***	—
TDS	**	***	*
pH	—	—	*
EC	***	***	—
O ₂	—	***	**
O ₂ ⁻ %	—	***	***

Liite 5. Vedenlaatumuuttujien korrelaatiomatriisi

		TN	TP	Na	K	Ca	Mg	F	Cl	NO3-N	SO4	PO4-P	Cr	Fe
TOT-N	Korrelaatio n	1 40	,361(*) 40	0.175 40	0.295 40	0.066 40	-0.050 40	0.206 40	0.152 40	,832(**) 40	0.228 40	,667(**) 39	,596(**) 37	,600(**) 39
TOT-P	Korrelaatio n	,361(*) 40	1 40	0.227 40	0.257 40	,330(*) 40	0.056 40	0.043 40	0.202 40	0.179 40	0.084 40	,610(**) 39	0.092 37	0.058 39
Na	Korrelaatio n	0.175 40	0.227 40	1.000 40	,736(**) 40	,334(*) 40	,329(*) 40	,501(**) 40	,989(**) 40	,425(**) 40	,865(**) 40	0.010 39	-,488(**) 37	-,330(*) 39
K	Korrelaatio n	0.295 40	0.257 40	,736(**) 40	1 40	,337(*) 40	,427(**) 40	,687(**) 40	,740(**) 40	,346(*) 40	,773(**) 40	0.160 39	-0.241 37	-0.159 39
Ca	Korrelaatio n	0.066 40	,330(*) 40	,334(*) 40	,337(*) 40	1 40	,612(**) 40	,565(**) 40	0.305 40	0.097 40	,408(**) 40	0.062 39	-0.314 37	-0.149 39
Mg	Korrelaatio n	-0.050 40	0.056 40	,329(*) 40	,427(**) 40	,612(**) 40	1 40	,826(**) 40	,332(*) 40	0.084 40	,414(**) 40	-0.282 39	-,438(**) 37	-0.125 39
F	Korrelaatio n	0.206 40	0.043 40	,501(**) 40	,687(**) 40	,565(**) 40	,826(**) 40	1 40	,505(**) 40	0.260 40	,586(**) 40	-0.051 39	-0.257 37	-0.010 39
Cl	Korrelaatio n	0.152 40	0.202 40	,989(**) 40	,740(**) 40	0.305 40	,332(*) 40	,505(**) 40	1 40	,388(*) 40	,831(**) 40	-0.010 39	-,479(**) 37	-,318(*) 39
NO3-N	Korrelaatio n	,832(**) 40	0.179 40	,425(**) 40	,346(*) 40	0.097 40	0.084 40	0.260 40	,388(*) 40	1 40	,497(**) 40	0.308 39	0.174 37	0.248 39
SO4	Korrelaatio n	0.228 40	0.084 40	,865(**) 40	,773(**) 40	,408(**) 40	,414(**) 40	,586(**) 40	,831(**) 40	,497(**) 40	1 40	0.007 39	-,418(*) 37	-0.257 39
PO4-P	Korrelaatio n	,667(**) 39	,610(**) 39	0.010 39	0.160 39	0.062 39	-0.282 39	-0.051 39	-0.010 39	0.308 39	0.01 39	1 40	,710(**) 38	,562(**) 40
Cr	Korrelaatio n	,596(**) 37	0.092 37	-,488(**) 37	-0.241 37	-0.314 37	-,438(**) 37	-0.257 37	-,479(**) 37	0.174 37	-,418(*) 37	,710(**) 38	1 38	,926(**) 38
Fe	Korrelaatio n	,600(**) 39	0.058 39	-,330(*) 39	-0.159 39	-0.149 39	-0.125 39	-0.010 39	-,318(*) 39	0.248 39	-0.257 39	,562(**) 40	,926(**) 38	1 40
Ni	Korrelaatio n	,600(**) 39	,389(*) 39	,628(**) 39	,707(**) 39	0.294 39	0.272 39	,582(**) 39	,609(**) 39	,559(**) 39	,604(**) 39	,505(**) 40.000	0.101 38	0.194 40
Cu	Korrelaatio n	,408(**) 39	,494(**) 39	,792(**) 39	,690(**) 39	0.272 39	0.156 39	,393(*) 39	,784(**) 39	,493(**) 39	,636(**) 39	,369(*) 40	-0.169 38	-0.109 40
Zn	Korrelaatio n	,559(**) 39	,473(**) 39	,471(**) 39	,328(*) 39	-0.064 39	-0.279 39	-0.027 39	,478(**) 39	,456(**) 39	0.307 39	,628(**) 40	,325(*) 38	0.274 40
Pb	Korrelaatio n	,581(**) 29	-0.079 29	0.114 29	-0.015 29	-,629(**) 29	-,784(**) 29	-0.328 29	0.110 29	0.291 29	-0.032 29	,500(**) 30	,683(**) 30	,612(**) 30
SS	Korrelaatio n	,514(**) 35	,716(**) 35	0.196 35	0.203 35	0.313 35	0.120 35	0.108 35	0.156 35	,355(*) 35	0.212 35	,492(**) 35	0.300 33	0.252 35
Org_SS	Korrelaatio n	,507(**) 34	,597(**) 34	-0.009 34	0.031 34	0.315 34	0.215 34	0.124 34	-0.053 34	0.287 34	0.025 34	,408(*) 34	,411(*) 32	,439(**) 34
Org_SS (%)	Korrelaatio n	-0.334 34	-,482(**) 34	-,589(**) 34	-,339(*) 34	-0.285 34	-0.100 34	-0.161 34	-,561(**) 34	-,497(**) 34	-,500(**) 34	-0.324 34	0.143 32	0.088 34
DS	Korrelaatio n	0.266 32	0.150 32	,787(**) 32	,806(**) 32	0.274 32	,370(*) 32	,608(**) 32	,749(**) 32	,406(*) 32	,867(**) 32	0.136 32	-0.265 31	-0.234 32
LT	Korrelaatio n	-0.158 40	-0.006 40	0.055 40	0.216 40	0.002 40	-0.228 40	-0.094 40	0.055 40	-0.148 40	0.063 40	0.038 40	-0.099 38	-,362(*) 40
pH	Korrelaatio n	-,397(*) 40	-0.150 40	0.130 40	0.030 40	0.049 40	0.107 40	0.093 40	0.144 40	-0.277 40	0.094 40	-0.288 40	-,523(**) 38	-,546(**) 40
EC	Korrelaatio n	0.109 40	0.093 40	,574(**) 40	,479(**) 40	,445(**) 40	0.309 40	,455(**) 40	,561(**) 40	0.261 40	,604(**) 40	-0.042 40	-0.317 38	-0.207 40
O ₂ (%)	Korrelaatio n	,385(*) 37	-0.102 37	,695(**) 37	,546(**) 37	0.048 37	0.063 37	0.250 37	,679(**) 37	,653(**) 37	,794(**) 37	-0.009 37	-0.184 36	-0.188 37
O ₂ (mg/l)	Korrelaatio n	0.293 37	-0.022 37	,556(**) 37	0.279 37	-0.130 37	-0.022 37	0.076 37	,544(**) 37	,520(**) 37	,530(**) 37	0.040 37	-0.070 36	-0.024 37

Korrelaatio merkitsevä 1 %:n (**) ja 5 %:n (*) merkitsevyystasolla

Liite 5. Vedenlaatumuuttujien korrelaatiomatriisi

		Ni	Cu	Zn	Pb	SS	Org_SS (mg/l)	Org_SS (%)	DS	LT	pH	EC	O ₂ (%)	O ₂ (mg/l)
TOT-N	Korrelaatio n	,600(**) 39	,408(**) 39	,559(**) 39	,581(**) 29	,514(**) 35	,507(**) 34	-0.334 34	0.266 32	-0.158 40	-,397(*) 40	0.109 40	,385(*) 37	0.293 37
TOT-P	Korrelaatio n	,389(**) 39	,494(**) 39	,473(**) 39	-0.079 29	,716(**) 35	,597(**) 34	-,482(**) 34	0.150 32	-0.006 40	-0.150 40	0.093 40	-0.102 37	-0.022 37
Na	Korrelaatio n	,628(**) 39	,792(**) 39	,471(**) 39	0.114 29	0.196 35	-0.009 34	-,589(**) 34	,787(**) 32	0.055 40	0.130 40	,574(**) 40	,695(**) 37	,556(**) 37
K	Korrelaatio n	,707(**) 39	,690(**) 39	,328(**) 39	-0.015 29	0.203 35	0.031 34	-,339(*) 34	,806(**) 32	0.216 40	0.030 40	,479(**) 40	,546(**) 37	0.279 37
Ca	Korrelaatio n	0.294 39	0.272 39	-0.064 39	-,629(**) 29	0.313 35	0.315 34	-0.285 34	0.274 32	0.002 40	0.049 40	,445(**) 40	0.048 37	-0.130 37
Mg	Korrelaatio n	0.272 39	0.156 39	-0.279 39	-,784(**) 29	0.120 35	0.215 34	-0.100 34	,370(*) 32	-0.228 40	0.107 40	0.309 40	0.063 37	-0.022 37
F	Korrelaatio n	,582(**) 39	,393(*) 39	-0.027 39	-0.328 29	0.108 35	0.124 34	-0.161 34	,608(**) 32	-0.094 40	0.093 40	,455(**) 40	0.250 37	0.076 37
Cl	Korrelaatio n	,609(**) 39	,784(**) 39	,478(**) 39	0.110 29	0.156 35	-0.053 34	-,561(**) 34	,749(**) 32	0.055 40	0.144 40	,561(**) 40	,679(**) 37	,544(**) 37
NO3-N	Korrelaatio n	,559(**) 39	,493(**) 39	,456(**) 39	0.291 29	,355(*) 35	0.287 34	-,497(**) 34	,406(*) 32	-0.148 40	-0.277 40	0.261 40	,653(**) 37	,520(**) 37
SO4	Korrelaatio n	,604(**) 39	,636(**) 39	0.307 39	-0.032 29	0.212 35	0.025 34	-,500(**) 34	,867(**) 32	0.063 40	0.094 40	,604(**) 40	,794(**) 37	,530(**) 37
PO4-P	Korrelaatio n	,505(**) 40	,369(*) 40	,628(**) 40	,500(**) 30	,492(**) 35	,408(*) 34	-0.324 34	0.136 32	0.038 40	-0.288 40	-0.042 40	-0.009 37	0.040 37
Cr	Korrelaatio n	0.101 38	-0.169 38	,325(*) 38	,683(**) 30	0.300 33	,411(*) 32	0.143 32	-0.265 31	-0.099 38	-,523(**) 38	-0.317 38	-0.184 36	-0.070 36
Fe	Korrelaatio n	0.194 40	-0.109 40	0.274 40	,612(**) 30	0.252 35	,439(**) 34	0.088 34	-0.234 32	-,362(*) 40	-,546(**) 40	-0.207 40	-0.188 37	-0.024 37
Ni	Korrelaatio n	1 40	,818(**) 40	,637(**) 40	0.279 30	,348(*) 35	0.204 34	-,543(**) 34	,636(**) 32	-0.089 40	-0.174 40	,345(*) 40	,461(**) 37	,374(*) 37
Cu	Korrelaatio n	,818(**) 40	1 40	,750(**) 40	0.172 30	0.255 35	0.026 34	-,694(**) 34	,624(**) 32	0.178 40	-0.081 40	,469(**) 40	,476(**) 37	,352(*) 37
Zn	Korrelaatio n	,637(**) 40	,750(**) 40	1 40	,669(**) 30	0.323 35	0.077 34	-,704(**) 34	0.297 32	0.012 40	-0.270 40	0.239 40	,335(*) 37	,362(*) 37
Pb	Korrelaatio n	0.279 30	0.172 30	,669(**) 30	1 30	0.024 26	-0.08 25	-0.101 25	0.092 24	-0.044 30	-,440(*) 30	-0.123 30	0.268 29	,371(*) 29
SS	Korrelaatio n	,348(*) 35	0.255 35	0.323 35	0.024 26	1 36	,856(**) 35	-,344(*) 35	0.125 33	-0.205 36	-0.083 36	0.155 36	0.132 33	0.164 33
Org_SS	Korrelaatio n	0.204 34	0.026 34	0.077 34	-0.08 25	,856(**) 35	1 35	0.044 35	-0.058 33	-0.303 35	-0.239 35	-0.053 35	-0.144 32	-0.067 32
Org_SS (%)	Korrelaatio n	-,543(**) 34	-,694(**) 34	-,704(**) 34	-0.101 25	-,344(*) 35	0.044 35	1 35	-,418(*) 33	0.014 35	-0.022 35	-,593(**) 35	-,468(**) 32	-,377(*) 32
DS	Korrelaatio n	,636(**) 32	,624(**) 32	0.297 32	0.092 24	0.125 33	-0.058 33	-,418(*) 33	1 33	0.075 33	0.028 33	,450(**) 33	,686(**) 30	,558(**) 30
LT	Korrelaatio n	-0.089 40	0.178 40	0.012 40	-0.044 30	-0.205 36	-0.303 35	0.014 35	0.075 33	1 41	,343(*) 41	,348(*) 41	-0.008 38	-,420(**) 38
pH	Korrelaatio n	-0.174 40	-0.081 40	-0.270 40	-,440(*) 30	-0.083 36	-0.239 35	-0.022 35	0.028 33	,343(*) 41	1 41	0.261 41	-0.021 38	-0.235 38
EC	Korrelaatio n	,345(*) 40	,469(**) 40	0.239 40	-0.123 30	0.155 36	-0.053 35	-,593(**) 35	,450(**) 33	,348(*) 41	1 41	,348(*) 41	0.024 38	0.024 38
O ₂ (%)	Korrelaatio n	,461(**) 37	,476(**) 37	,335(*) 37	0.268 29	0.132 33	-0.144 32	-,468(**) 32	,686(**) 30	-0.008 38	-0.021 38	,348(*) 38	1 38	,817(**) 38
O ₂ (mg/l)	Korrelaatio n	,374(*) 37	,352(*) 37	,362(*) 37	,371(*) 29	0.164 33	-0.067 32	-,377(*) 32	,558(**) 30	-,420(**) 38	-0.235 38	0.024 38	,817(**) 38	1 38

Korrelaatio merkitsevä 1 %:n (**) ja 5 %:n (*) merkitsevyystasolla