

HELSINGIN YLIOPISTON MAANTIETEEN LAITOKSEN JULKAISUJA
B 50

Kaupunkipurojen hydrogeografia kolmen esimerkkivaluma-alueen kuvastamana Helsingissä

OLLI RUTH

HELSINKI 2004

Julkaisija:
Maantieteen laitos
PL 64 (Gustaf Hällströmin katu 2)
00014 HELSINGIN YLIOPISTO

ISBN 952-10-2243-4 (nid.)
ISBN 952-10-2244-2 (PDF)

Helsinki 2004
Dark Oy, Vantaa 2004

TIIVISTELMÄ

Yli 80 prosenttia suomalaisista asuu taajamissa, mutta silti rakennettujen alueiden hydrologiasta on olemassa niukasti tietoa ja varasinkin kaupunkipuroja on tutkittu vähän. Tutkimuksen tavoitteena oli tutkia kaupunkipurojen ja niiden valuma-alueiden hydrologisia ominaisuuksia sekä purojen veden laatua ja laadun vaihteluun liittyviä syitä. Työn tärkeitä painopisteitä olivat kaupunkivesien talviaikainen veden laadun vaihtelu ja tulvien aiheuttamat hetkelliset veden laadun muutokset. Saatujen tulosten perusteella arvioitiin Helsingin kaupunkipurojen yleistilaa, määritettiin Helsingin puroista mereen päätyvän kuormituksen suuruus sekä tehtiin kehittämissuunnitelmia purojen tilan parantamiseksi. Tutkimuksen kohteeksi valittiin kolme Helsingissä virtaavaa kaupunkipuroa: Mätäjoki, Mellunkylänpuro ja Tapainkylänpuro sekä niiden valuma-alueet.

Purojen virtaamaa ja veden laatua tutkittiin 1.7.1998-31.12.1999 välisen ajan. Virtaamaa seurattiin työtä varten rakennettuja mittapatoja apuna käyttäen. Näytteitä kerättiin sekä viikon kokoomanäytteinä, kerran viikossa otettuina hetkellisinä näytteinä sekä tulvajaksojen aikana tiheällä aikavälillä kerättyinä näytesarjoina. Yhteensä analysoituja vesinäytteitä oli noin 1500 kappaletta. Näytteistä analysoitiin mm. kiintoaineen ja liunneen aineen pitoisuus, ravinnepitoisuudet, tärkeimpien anionien ja kationien pitoisuudet, merkittävimmät veden hygieenisen laadun indikaattoribakteerit, liukoisten kuparin ja sinkin pitoisuudet sekä pH, sähkönjohtavuus ja veden happipitoisuus.

Tutkittujen kaupunkipurojen veden laatu oli keskimäärin tyydyttävällä tasolla. Merkittävimmät veden laadun ongelmat olivat liukoisten raskasmetallien suuri pitoisuus, ajoittain korkeat bakteeripitoisuudet ja voimakas suolapitoisuuden vaihtelu talvikaudella. Mellunkylänpuron valuma-alueella ongelman muodostaa voimakkaaseen eroosioon liittyvä sedimentin kuljetus. Suuri yksittäinen ongelma kaikilla Helsingin kaupunkipuroilla on roskaantumisen.

Virtaama osoittautui tärkeimmäksi veden laadun vaihtelua selittäväksi muuttujaksi. Toinen hyvin merkittävä veden laadun vaihtelua selittävä tekijä on vuodenaikojen vaihtelu ja siihen liittyvä talviaikainen liukkaudentorjunta natriumkloridilla. Kaupunkivaikutus purojen virtaamiin ei noussut tässä tutkimuksessa selkeästi esiin. Virtaamaolosuhteiden äärevyyttä kuvaa kuitenkin se, että seurantajakson aikana tutkituilla kaupunkipuroilla oli useita voimakkaita taajamatulvia, joista aiheutui merkittäviä taloudellisia vahinkoja.

Tutkittujen kaupunkipurojen ravinnekuormitus oli pienempi kuin keskimäärin maatalousvaltaisilla valuma-alueilla, mutta merkittävästi suurempi kuin metsävaltaisilla ja luonnontilaisilla valuma-alueilla. Biologista tuotantoa rajoittava ravinne oli pääsääntöisesti fosfori. Helsingin kaupunkipurojen bakteerikuormitus on lähes kokonaan peräisin talaslämpöisistä eläimistä, erityisesti koirien ja lintujen jätöksistä. Kaupunkipurojen vesi osoittautui suurimmassa osassa näytteitä hygieeniseltä laadultaan uimakelvottomaksi.

Tulosten perusteella Helsingin kaupunkipurojen aiheuttama ravinnekuormitus Helsingin edustan merialueelle on melko vähäistä muihin kuormituslähteisiin verrattuna. Helsingin kaupungin on kuitenkin syytä laatia ja toteuttaa hulevesistrategia, jonka yhteydessä tulee harkita erilaisten huleveden laatua parantavien teknisten ratkaisujen käyttöönottoa.

AVAINSANAT: kaupunkihydrologia, kaupunkipurot, veden laatu, Helsinki, hydrogeografia, ravinteet, indikaattoribakteerit, raskasmetallit, tiesuolaus

ABSTRACT

Although over 80% of the Finnish population live in built-up areas, we have very little information on the hydrology of such areas, and scarcely any work has been done on urban streams. The aim of the present project was to study the hydrological properties of urban streams and their catchment areas together with water quality and the reasons for variations in this. Important points of emphasis were fluctuations in water quality during the winter and momentary changes in response to flood situations. The results were used to evaluate the general state of streams in the city of Helsinki, to determine the levels of loading passing into the sea from them and to make proposals for improving their condition. The work was concentrated on three streams, Mätäjoki, Mellunkylänpuro and Tapanin-kylänpuro, and their catchment areas.

Discharge rates and water quality were studied over the period 1.7.1998-31.12.1999, the former by means of specially constructed measurement weirs and the latter with composite samples collected once a week, or series collected at frequent intervals during flood periods. Altogether some 1500 water samples were analysed for a set of properties that included suspended solids, dissolved substances, nutrient concentrations, the principal anions and cations, the most significant bacterial indicators of hygienic water quality, dissolved copper and zinc concentrations, pH, electrical conductivity and oxygen concentration.

Water quality was on average satisfactory, the most serious problems being high concentrations of soluble heavy metals, occasional high bacterial counts and pronounced salinity fluctuations in winter. One problem in the Mellunkylänpuro basin was the high sediment load brought about by erosion, while a major problem affecting all the streams in the Helsinki area is the accumulation of rubbish in them. The discharge rate proved to be the major factor explaining the variations in water quality, followed by the seasonal cycle and the associated de-icing of the roads with sodium chloride in winter. No purely urban effect on discharge rates in the streams could be detected, although the extreme nature of the flow conditions was reflected in the fact that several pronounced urban floods were experienced during the period in question, involving substantial levels of economic damage.

Nutrient loading was less marked than in agricultural areas on average, but higher than in predominantly forested areas or in catchments remaining in a natural state. The limiting factor for biological production was in most cases phosphorus. The bacterial loading in the streams of the Helsinki area is almost entirely derived from the excrement of warm-blooded animals, particularly dogs and birds, and most of the samples gave hygienic quality results suggesting that the water was unfit for swimming in.

The results indicated that nutrient loading of the adjacent sea area from urban streams is of minor importance relative to other sources. The City Council should nevertheless draw up and implement a stormwater strategy and consider possible technical means of improving the quality of this stormwater.

KEY WORDS: urban hydrology, urban streams, water quality, Helsinki, hydrogeography, nutrients, bacterial indicators, heavy metals, de-icing

SISÄLLYSLUETTELO

1. Johdanto ja tutkimusongelmat	9
1.1 Urbanisaation vaikutukset hydrologiaan ja veden laatuun	10
1.2 Kaupunkihydrologinen tutkimus Suomessa	13
1.3 Tutkimusongelmat	14
2. Näytteenotto- ja analyysimenetelmät	15
2.1 Puroille rakennetut näytteenottopaikat ja havaintopisteet	15
2.2 Sademäärä ja säähavainnot	16
2.3 Virtaaman mittaus	16
2.4 Näytteenotto	17
2.5 Näytteiden analysointi	17
2.6 Ainekuljetusmäärien laskeminen	19
2.7 Tilastolliset analyysit	19
3. Tutkimusalueiden ominaispiirteet	19
3.1 Mätäjoki	19
3.2 Mellunkylänpuro	26
3.3 Tapaninkylänpuro	27
3.4 Valuma-alueiden maa- ja kallioperä	28
3.5 Valuma-alueiden maankäyttö	29
4. Sääolosuhteet tutkimusjakson aikana	32
5. Virtaamaolosuhteet	34
5.1 Valumien vertailu Vihdin Kylmäojaan	38
5.2 Valuntakertoimet	39
5.3 Vuorokautinen virtaaman vaihtelu kevään sulamisjakson alussa	39
6. Kiintoaine ja liuennut aine kaupunkipuroissa	41
6.1 Kiintoaineen ja liuennun aineen kokonaiskuljetus ja sen vaihtelut	46
7. Purovesien ravinteet	49
7.1 Kasvua rajoittava ravinne purovesissä	53
7.2 Ravinteiden kokonaiskuljetus	55
8. Puroveden hygieeninen laatu	57
9. Liukoisen kuparin ja sinkin pitoisuus ja kulkeuma	61
10. Anionit ja kationit kaupunkipuroissa sekä tiesuolauksen vaikutus	63
10.1 Liukoinen kloridi	63
10.2 Liukoinen natrium sekä tiesuolauksen vaikutus veden laatuun	63
10.3 Liukoinen kalsium ja magnesium	66
10.4 Liukoinen kalium ja sulfaatti	67
10.5 Anionien ja kationien korrelaatiot ja kokonaisvaraus	68
10.6 Anionien ja kationien huuhtouma	69
11. Muut puroista mitatut veden laadun parametrit	71
11.1 Puroveden sähkönjohtavuus	71
11.2 pH ja alkaliteetti	73
11.3 Veden lämpötila ja happipitoisuus	73
12. Arvio Helsingin purojen yhteenlasketusta kuormituksesta	75
13. Tulvat ja veden laadun erikoistilanteet	76
13.1 Tulvat eri vuodenaikoina	76
13.1.1 Ukkossateen aikaansaama kesätulva	76
13.1.2 Intensiiteiltään heikon syysateen aikaansaama tulva	79

13.1.3 Lumen sulamisen ja vesisateen aikaansaama talvitulva	81
13.1.4 Lumen sulamisen aikaansaama kevättulva	82
13.2 Veden laatu ihmisen aiheuttamissa poikkeustilanteissa	87
13.2.1 Lisäveden pumppaus Mätäjokeen	87
13.2.2 Jätevesiviemärivuodon vaikutukset Mellunkylänpuron veden laatuun	90
13.2.3 Ensihuuhtouma – first flush	91
13.2.4 Rakennustöiden aiheuttama ylimääräinen kiintoainehuuhtouma	92
14. Veden laadun alueellinen vaihtelu valuma-alueilla	92
14.1 Kiintoaine ja liennut aine	93
14.2 Ravinteet	93
14.3 Veden hygieeninen laatu	96
14.4 Veden happipitoisuus ja lämpötila	97
14.5 Puroveden lämpötila talvella	97
14.6 Veden sähkönjohtavuus	97
14.7 Veden pH ja alkaliteetti	98
14.8 Veden sameus (Hach) ja kemiallinen hapenkulutus ($COD_{(Mn)}$)	98
15. Veden laadun havainnoista tehdyt tilastolliset analyysit	99
15.1 Korrelaatioanalyysit	99
15.2 Pääkomponenttianalyysi	101
16. Tulosten tarkastelu	102
16.1 Virtaamaolosuhteet	102
16.2 Kiintoaine ja liennut aine kaupunkipuroissa	104
16.3 Ravinteet kaupunkipuroissa	108
16.4 Veden hygieeninen laatu	112
16.5 Liukoinen kupari ja sinkki	114
16.6 Anionit ja kationit purovedessä sekä tiesuolauksen vaikutukset veden laatuun	115
16.7 Muut kaupunkipuroista mitatut veden laadun parametrit	118
16.8 Arvio Helsingin purojen yhteenlasketusta kuormituksesta	120
16.9 Tulvat ja veden laadun erikoistilanteet	120
16.9.1 Tulvat eri vuodenaikoina	120
16.9.2 Veden lisäjuoksutus Mätäjoella	121
16.9.3 Jätevesiviemärivuodon vaikutukset Mellunkylänpuroon	122
16.9.4 Ensihuuhtouma	122
16.9.5 Rakennustöiden aiheuttama ylimääräinen huuhtouma	122
16.10 Veden laadun alueellinen vaihtelu valuma-alueilla	123
16.11 Veden laadun aineistoista tehdyt tilastolliset analyysit	124
17. Yhteenveto ja johtopäätökset	125
18. Kehittämisehdotuksia kaupunkipurojen nykytilan parantamiseksi	127
Kiitokset	130
Lähteet	130
Liitteet	138

1. Johdanto ja tutkimusongelmat

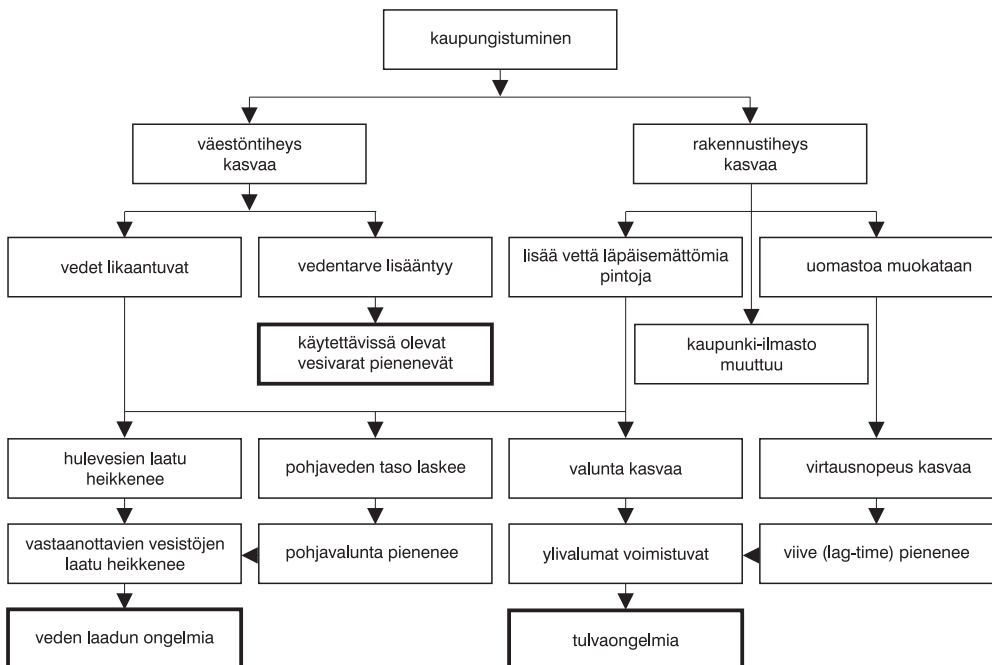
Kaupunkialueella veden hydrologinen kierto ja veden laatu poikkeavat usein selvästikin maatalousvaltaisesta, metsävaltaisesta tai luonnontilaisesta valuma-alueesta. Useimmat Suomessa kaupunkialueilla tehdyt hydrologiset tutkimukset ovat keskittyneet hulevesien määrän ja laadun selvittämiseen. Hulevesien on määriteltävä olevan ”rakennettuja tai läpäisemättömiä pintoja pitkin viemäriin tai ojiin valuvia sade- ja sulamisvesiä” (Kotro 2001). Kaupunkivesitutkimuksen sanakirjan määritelmä hulevedelle on: ”Valuma-alueella tapahtuvan sateen seurauksena maan päällä, luontaisissa uomissa, keinotekoisissa uomissa sekä putkissa virtaava vesi” (Ellis et al. 2004). Suomen olosuhteissa hulevettä muodostuu sadeden lisäksi myös lumen sulamisvesistä.

Tässä tutkimuksessa kaupunkivesiä on tutkittu hulevesiä laajemmasta maantieteellisestä ja hydrogeografisesta näkökulmasta. Tutkimuksessa keskitytään hulevesien kertymäaluetta suurempien kaupunkipurojen valuma-alueiden hydrologian ja veden laadun selvittämiseen. Kaupunkipurona voidaan pitää *puroa, joka saa merkittävän osan virtaamasta rakennetulta taajama-alueelta ja joka virtaa ainakin osan matkaa avoimessa uomassa*. Hulevesien ja kaupunkipurojen käytännön erona on nimenomaan valuma-alueen koko ja sen maankäyttö. Kaupunkipurojen valuma-alueet

ovat lähes aina selkeästi laajempia ja maankäyttöltään heterogeenisempia kuin yksittäisen hulevesiviemärin vesien kertymäalue. Monipuolisemman maankäytön takia mahdollisia vesistön kuormituslähteitä on lukumäärältään enemmän, mutta samalla heterogeeninen maankäyttö tasaa veden laadun ja virtaaman vaihteluja verrattuna hulevesiin.

Kaupunkipurot virtaavat yleensä paikoilla, joissa on ollut puro jo ennen kaupungistumisen alkua. Alun perin puro on muodostunut paikalle luontaisesti tai se on ihmisen esimerkiksi pellolle kaivama. Hulevesiviemärit on sen sijaan sijoitettu useimmiten kaupungin katuverkoston mukaisesti, ilman että paikalla olisi aiemmin ollut avouomaa. Kaupunkipurot virtaavat yleensä suurimmaksi osaksi maan pinnalla, kun taas hulevedet on ohjattu maanalaisiin sadevesiviemäriin. Hulevesiä ja kaupunkipuroja erottaa lisäksi vielä se, että valuma-alueeltaan vähänkin suurempien kaupunkipurojen vedestä osa muodostuu yleensä pohjavesivalunnasta. Monessa tapauksessa kaupunkipuron tai -ojan ja huleveden rajaa on kuitenkin vaikea yksiselitteisesti määrittää. Kaupunkipurot saavat huomattavan osan ja monesti lähes kaiken vetensä juuri hulevesistä. Hulevesiä voidaan lisäksi ohjata viemäreistä välillä ojiin ja purouomiin maan päälle ja niistä jälleen viemäriin. Tällä on suuri merkitys kaupunkipurojen ekologiselle varsinkin alivirtaamakausina.

Kaupunkivaluma-alueiden tutkimusta voidaan tehdä kahdesta eri näkökulmasta. Toisaalta voi-



Kuva 1. Kaupungistumisen hydrologisia vaikutuksia (Hall 1984, mod.).

daan tutkia suoria kaupungistumisen vaikutuksia vesistöihin kuten hulevesiin tai kaupunkipuroihin, toisaalta voidaan tutkia laajemmin myös epäsuoria vaikutuksia vastaanottaviin vesistöihin kuten jokiin, järviin, merenlahtiin tai mereen (SWP 2003). Tässä tutkimuksessa on keskitytty tutkimaan kaupungistumisen vaikutuksia kaupunkipuroihin. Tutkimuksen kohteena on kolme Helsingissä virtaavaa, valuma-alueeltaan eri kokoista kaupunkipuroa Mätäjoki, Mellunkylänpuro ja Tapaninkylänpuro. Tulosten perusteella pyritään myös arvioimaan kuormitusta merenlahtiin, joihin Helsingin kaupunkipurot pääasiassa laskevat.

1.1 Urbanisaation vaikutukset hydrologiaan ja veden laatuun

Urbanisaation vaikutukset hydrologiseen prosessiin voidaan jakaa kahteen merkittävään tekijään: asukastiheyden kasvuun ja rakennustiheyden kasvuun (Hall 1984). Asukastiheyden ja -määrän kasvusta valuma-alueella seuraa lisääntyttä kuormitusta vesistöihin, mikä heikentää hulevesien laatua. Hulevedet puolestaan heikentävät vastaanottavien vesistöjen, esimerkiksi kaupunkipurojen tai merenlahtien, laatua ja tästä yleensä seuraa veden laadun ongelmia (kuva 1).

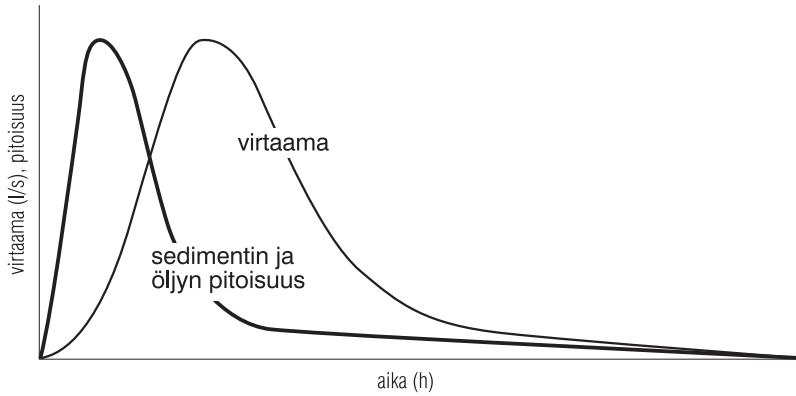
Rakennustiheyden kasvun seurauksena luontaisia puroomia joudutaan muokkaamaan ja rakentamisen seurauksena vettä läpäisemätön ala valuma-alueella kasvaa (Hall 1984). Useimmissa kaupunkivesitutkimuksissa tärkeimmäksi yksittäiseksi kaupungistumisastetta kuvaavaksi valuma-alueen muuttujaksi on havaittu juuri vettä läpäisemättömän pinta-alan osuus (IC, impervious cover). Useissa yhdysvaltalaisissa tutkimuksissa jokien ja purojen tila on luokiteltu nimenomaan vettä läpäisemättömän pinnan määrän mukaisesti

(taulukko 1). Jos valuma-alueen vettä läpäisemättömän ala on alle 10 %, on puron tila herkkä muutoksille, mutta vielä melko hyvä. Läpäisemättömän alan ollessa 10 – 25 % on puron tasapaino muuttunut ja jos se on yli 25 %, on puron tila lähes aina heikentynyt (mm. Ferguson 1998; SWP 2003). Vettä läpäisemättömän päällystetyn pinnan määrän kasvuun liittyy myös kaupunkivesille tyypillinen ensihuuhtouma (first flush) –ilmiö. Kaupungin päällystetyiltä pinnoilta huuhtoutuu ensimmäisten sadevesien mukana hulevesiin ja kaupunkipuroihin huomattava osa kaikesta sadantatapahtuman aiheuttamasta kuormituksesta (kuva 2). Tämä muodostaa suuren haasteen, kun kaupunkivesistöihin rakennetaan teknisiä puhdistusmenetelmiä.

Kaupunkirakentamisen yhteydessä puroomia usein ruopataan, suoristetaan ja laitetaan virtaamaan katujen varsien ojiin tai maan alle putkiin (Hall 1984). Tämä lisää huomattavasti veden virtausnopeutta, mikä puolestaan voimistaa ylivirtaamia ja aiheuttaa taajamatulvia. Kun kaupungin vettä läpäisemättömiltä päällystetyiltä pinnoilta veden imeytyminen pohjavedeksi estyy, on lisäksi seurauksena alivirtaamien pieneminen (Finkbine et al. 2000). Kaupungistuminen muuttaakin selvästi virtaamaa kuvaavan hydrografin muotoa verrattuna luonnontilaiseen (kuva 3). Viive voimakkaimman sateen intensiteetin ja tulvahuipun välillä lyhenee ja ylivirtaama voimistuu. Nellerin (1988) tutkimuksessa tulvahuiput kaupunkivaluma-alueilla olivat 3,5-kertaisia verrattuna tulvahuippuihin maaseudun valuma-alueilla. Samalla tulvaepisodien kesto lyhenee selvästi luonnontilaiseen verrattuna (Novotny 1995a; Ferguson 1998). Taajamatulvien toistuvuus ja intensiteetti kasvavat samalla huomattavasti. Konradin (2003) mukaan kaupungistuneella valuma-alueella kahden vuoden välein toistuva ylivirtaama on 100 %

Taulukko 1. Kaupunkivesien luokittelu valuma-alueen vettä läpäisemättömän pinta-alan suhteellisen osuuden mukaan (Schueler 1993, mod.).

Kaupunkivesien luokittelu	Herkkä muutoksille (0 - 10 % vettä läpäisemättömää)	Osin muuttunut (10-25 % vettä läpäisemättömää)	Muuttunut (25-100 % vettä läpäisemättömää)
Puruoman pysyvyys	Stabiili	Epästabiili	Hyvin epästabiili
Veden laatu	Hyvä-erinomainen	Tyydyttävä-hyvä	Tyydyttävä-huono
Puron biodiversiteetti	Hyvä-erinomainen	Tyydyttävä-hyvä	Huono
Suojelun painopisteet	Biodiversiteetin ja uoman stabiilisuuden ylläpito	Veden laadun ylläpito tai palauttaminen alkuperäiseksi	Alajuoksun saastekuormituksen minimointi
Veden laadun painopisteet	Kiintoaines puroissa ja veden lämpötila	Ravinne- ja metallikuormitus	Veden hygieeninen laatu



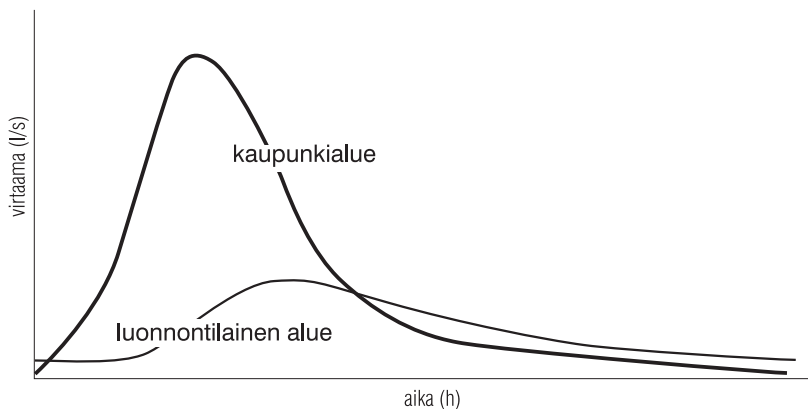
Kuva 2. Ensihuuhtouma -ilmiön merkitys kaupunkivesien ainepitoisuuksiin.

- 600 % suurempi ja kymmenen vuoden välein toistuva tulva 40 % - 300 % suurempi kuin vastaavan luonnontilaisen alueen ylivirtaama.

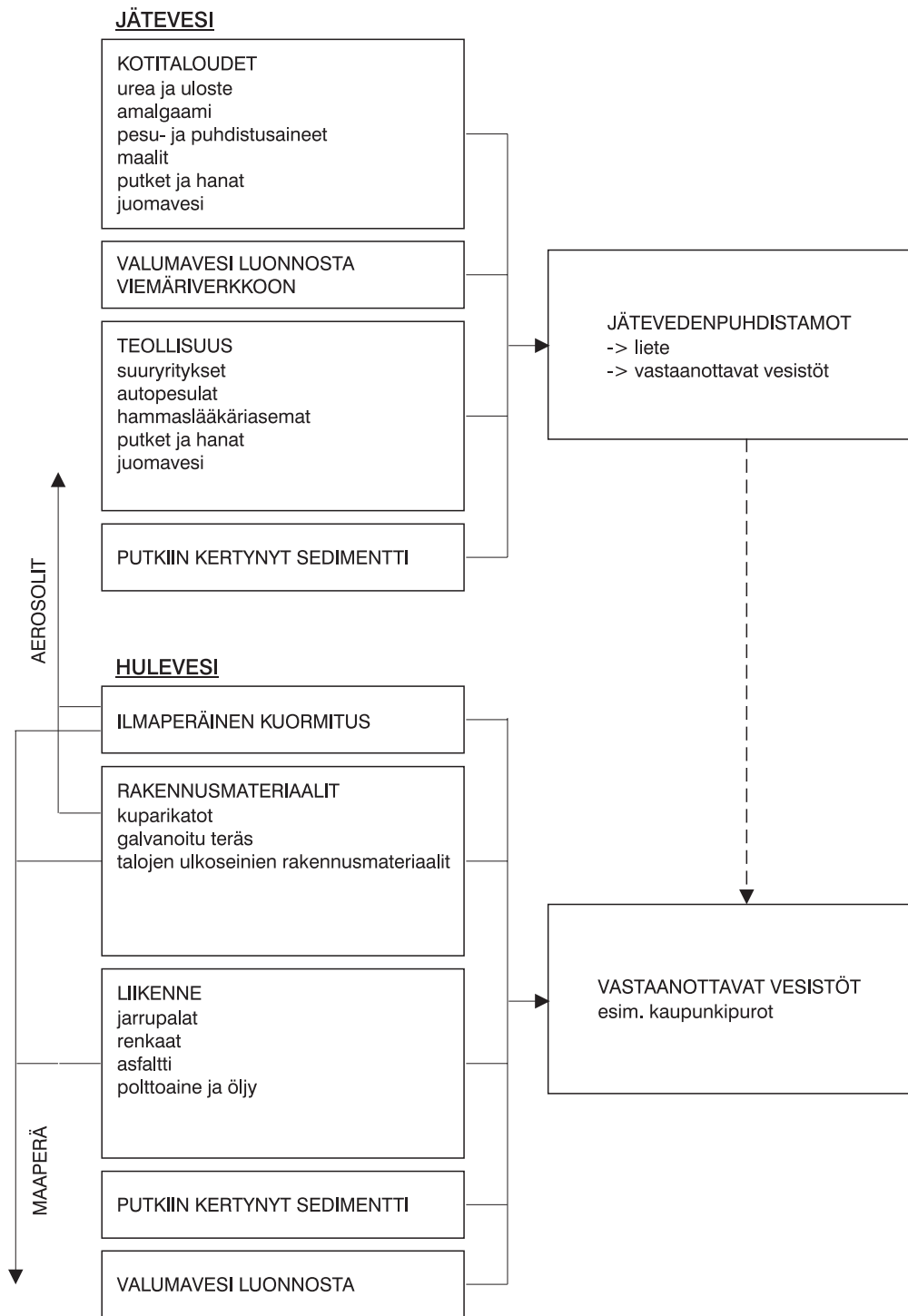
Rakennustiheyden kasvun aiheuttamat hydrologiset muutokset ja asukastiheyden aiheuttama kuormituksen lisäys vaikuttavat myös kaupunkivesien laatuun. Hulevesien kuljettamana kaupunkipuroihin ja vastaanottaviin vesistöihin huuhtoutuu merkittäviä määriä päällystetyille pinnoille kertyneitä aineita. Näitä ovat esimerkiksi ilmaperäinen kuormitus (kuiva- ja märkälaskuuma), kiinteät jätteet, roskat, eläinjätteet (mm. koirien ja lintujen jätökset), kasvijätteet (ruoho, lehdet, siemenet yms.), autojen pakokaasut, autojen renkaiden ja muiden osien kulumistuotteet, katujen ja muiden pintojen kulumistuotteet sekä hiekoitushiekka ja liukkauden estoon käytetyt kemikaalit (Tervahattu 2001). Kaupunkivesien kuormitukseen liittyvät prosessit ovat usein monimutkaisia (kuva 4) ja yksittäistä kuormituslähdettä voi olla hyvin vaikea osoittaa, jos veden laatu hetkellisesti heikkenee.

Tärkeimpiä vesistöjen ja etenkin kaupunkivesien kuormittajia ovat kiintoaine, ravinteet, bakteerit, orgaaniset yhdisteet, raskasmetallit, kloridi ja öljyt (Ferguson 1998). Kaikkien edellä mainittujen muuttujien määrät vedessä yleensä kasvavat kaupungistumisen edetessä (taulukko 2). Edellisten lisäksi monet erilaiset kemikaalit ja esimerkiksi tuholaisten torjuntaan käytetyt aineet kuormittavat merkittävästi kaupunkivesiä (Schuler 1994; Makepeace et al. 1995). Suuri ongelma on myös kaupunkipurojen ja purovarsien yleinen roskaantuminen (Ruth 1998).

Vuonna 2000 voimaan tullut uusi ympäristönsuojelulaki vaatii ympäristön kannalta parhaan käytännön periaatteen noudattamista parhaalla käyttökelpoisella tekniikalla (ns. BMP - best management practices -vaatimus). Suomessa ei toistaiseksi ole selvitetty, miten näitä lain velvoitteita tulisi soveltaa hule- tai kuivatusvesien johtamisessa tai käsittelyssä (Tervahattu 2001). Jatkossa onkin pohdittava kysymystä, pitäisikö hulevesien johtamiselle vesistöihin tietyissä tilanteissa vaatia



Kuva 3. Kaupungistumisen vaikutus valuma-alueen virtaamaolosuhteisiin.



Kuva 4. Raskasmetallien merkittävimmät kuormituslähteet kaupungissa. (Sörme & Lagerkvist 2002, mod.)

ympäristölupa. Kaupunkivesitutkimusta Suomen maantieteellisissä olosuhteissa on kuitenkin tehty varsin vähän. Tämä tutkimus pyrkii antamaan lisää tarvittavaa tietoa kaupunkivesien laadusta ja siihen liittyvistä prosesseista.

1.2 Kaupunkihydrologinen tutkimus Suomessa

Suomen kaupunkimaisten ja muiden tiheästi rakennettujen taajamien maa-alasta kolmasosa on rakennettu aikavälillä 1980-2000. Samaan aikaan taajamaväestön määrä on kasvanut noin 800 000 asukkaalla. Taajamissa asui vuonna 2000 hiukan yli 80 % suomalaisista (Ristimäki et al. 2003). Taajama- ja kaupunkivesien tutkimus on kuitenkin ollut hyvin vähäistä verrattuna maatalousvaltaisten ja luonnontilaisten vesistöjen tutkimukseen. Esimerkiksi Suomen pienten valuma-alueiden seurantaverkoston 47 purosta tai joesta yksikään ei toistaiseksi sijoitu kaupunkialueelle (Seuna et al. 2001).

Ensimmäinen Suomessa tehty merkittävä kaupunkivesiä koskeva tutkimus oli Valtakunnallinen hulevesiprojekti vuosina 1977-79 (mm. Helenius & Leinonen 1979; Melanen 1980; Melanen 1981; Melanen & Laukkanen 1981; Melanen & Tähtelä 1981; Melanen 1982). Tämä projekti on samalla laajin tähän mennessä Suomessa toteu-

tettu kaupunkihydrologinen tutkimus. Projektissa selvitettiin ilmaperäistä laskeumaa sekä hulevesivalunnan määrää ja laatua seitsemällä eri valuma-alueella neljässä eri kaupungissa (Helsinki, Tampere, Kajaani, Oulu). Valuma-alueiden koko oli varsin pieni (13,2 – 40,5 hehtaaria) ja vesinäytteet kerättiin suoraan hulevesiviemäreistä.

Valtakunnallisen hulevesitutkimuksen jälkeen Suomessa oli kaupunkihydrologisessa tutkimuksessa melko pitkä tauko. Hulevesien imeytystä testattiin Espoossa 1980-luvulla (Leminen & Helander 1985). Helsingin kaupungin toimeksiannosta selvitettiin vuonna 1987 kaikkien 24 Helsingin kaupunkipuron tilaa (Jalava 1987). Tutkimuksessa rajattiin kaupunkipurojen valuma-alueet ja kuvattiin purojen uomien tilaa. Veden laatua arvioitiin tuolloin vain yksittäisen näytteenoton perusteella. Turussa tehtiin vuonna 1990-luvun alussa pienvesikartoitus kaupungissa sijaitsevista lammista, lammikoista ja puroista (Ikonen et al. 1992). Tutkimus painottui kasvilisuiden ja eläimistön selvittämiseen, eikä veden laatua arvioitu muuten kuin silmämääräisesti. Neller (1993) vertaili keväällä ja kesällä 1987 otettujen näytteiden perusteella kahden Turun kaupunkipuron ja kahden maaseutupuron kiintoainepitoisuuksia. Samoihin aikoihin Espoossa tehtiin pienvesi-inventointi, jossa selvitettiin 80 lähteen ja puron tilaa (Kiirikki 1991). Tutkimuksessa etsittiin nimenomaan luonnontilaisuutensa säilyttäneitä pienvesiä, eikä varsinaisia kaupunki-

Taulukko 2. Vesistöjen kuormituksen lähteet luonnossa ja kaupunkiympäristössä. (Ferguson 1998, mod.).

Muuttuja	Lähde luonnossa	Merkitys luonnomukaisessa ekosysteemissä	Kaupunkikuormituksen lähde	Kaupunkikuormituksen merkitys
Kiintoaine	Meandroivan uoman penkat ja pohja	Ylläpitää uoman profiilia ja energiatasapainoa, varastoi ravinteita	Kasvanut eroosio, uoman reunat, kadut, rakennustyömaat	Haittaa kalojen lisääntymistä, kuljettaa mukanaan ravinteita ja kemikaaleja, heikentää valaistusolosuhteita puroissa
Ravinteet	Orgaanisen aineksen hajoaminen	Ylläpitävät ekosysteemiä	Orgaaniset yhdisteet, orgaaninen jäte, lannoitteet, jätevesi, eläinten jätökset	Ekosysteemi joutuu epäbalanssiin, leväkukinnot, hajoava materiaali kuluttaa happea
Orgaaniset yhdisteet	Orgaanisen aineksen hajoaminen	Sitovat ravinteita	Autojen öljy, hyönteismyrkyt ja torjunta-aineet, lannoitteet	Kuluttavat happea hajotessaan
Raskasmetallit	Mineraalien rapautuminen	Ylläpitävät ekosysteemiä	Autot, rakennusmateriaalit, kemikaalit	Heikentävät eliöiden vastustuskykyä ja lisääntymiskykyä, muuttavat käyttäytymistä
Bakteerit	Luonnoneläimet	Osallistuvat ekologiseen kiertoon	Lemmikkieläimet, jäteastiat, kaatopaikat	Lisäävät sairastumisriskiä
Kloridi	Mineraalien rapautuminen	Ylläpitää ekosysteemiä	Päällystettyjen pintojen liukkaudenesto	Heikentää biologista kasvua, steriloi maaperää
Öljyt	Orgaanisen aineksen hajoaminen	Sitovat ravinteita	Autot, pienkoneet	Heikentävät vesistöjen happitilannetta

puroja otettu mukaan selvitykseen.

Helsingin yliopiston maantieteen laitoksella aloitettiin 1995 kolmen kaupunkivaluma-alueen tutkimukset Helsingissä. Niissä tutkittiin Mellunkylänpuroa (Ketola 1998) ja Mätäjokea (Ruth 1998) yhteistyössä Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen kanssa sekä Vantaalla Rekolanojaa (Hilkku 1997). Tutkimuksen kohteina olivat kaupunkipurot, joiden valuma-alueiden koot vaihtelivat 9,9 ja 37,8 km² välillä. Kaupunkivesitutkimus (kaupunkipuro-projekti) on jatkunut kyseisten tutkimusten jälkeen Helsingissä lähes keskeytyksettä (Ruth 1999; Tikkanen 1999; Makkonen & Ruth 2000; Ruth 2001; Ruth & Tikkanen 2001; Kuusisto 2002; Ruth 2003; Ruth & Vaalgamaa 2003; Tikkanen & Ruth 2003; Pispä 2004; Ruth & Tikkanen 2004). Tutkimuksen kohteina ovat olleet Mätäjoen ja Mellunkylänpuron lisäksi kaikki Helsingin purot, kaupunkivesiin liittyvät prosessit, kaupunkipurojen virkistyskäyttö, kaupunkivesiin liittyvä kouluopetus, kaupunkipurojen ekologinen ja sosiaalinen merkitys sekä tiesuolauksen vaikutukset kaupunkivesien laatuun. Kaupunkipurojen lisäksi tutkimuksen kohteena ovat olleet Tuusulan keskusta-alueen hulevedet (Kivikangas 2002).

Suomessa alettiin 1990-luvun lopulla yleisemminkin kiinnostua uudelleen kaupunkihydrologiasta tutkimuksesta. Useissa kaupungeissa tehtiin hulevesiselvityksiä. Tutkimuksia on tehty esimerkiksi Mikkeliissä (Teiska 1997), Helsingissä (Nurmi 2001) ja Kuopiossa. Vaasassa toteutettiin laajahko hulevesitutkimus, Vital-Vaasa -projekti (Kannala 2001), jossa selvitettiin erilaisten hulevesien puhdistusmenetelmien vaikutuksia veden laatuun. Myös kaupunkipurojen tilaa on tutkittu. Espoossa on selvitetty laajalti julkisuuttakin saaneen Monikonpuron tilaa ennen ja jälkeen puron siirtämistä noin kilometrin matkalta viemäriin uuden kauppakeskuksen alle (mm. Saura & Könönen 2003). Espoon Hannusjärven tilan selvityksen yhteydessä tutkittiin kaupunkivesien vaikutusta järveen (Peltola 2000). Helsingissä on julkaistu kaupunkipuroihin liittyvä maiseman monimuotoisuuden tutkimus (Rissanen 1998) ja selvitetty kaupunkipurojen merkitystä ekokäytävänä (Malinen 1998). Lisäksi Helsingin purojen kuntoa arvioitiin kaupungin rakennusviraston teettämässä tutkimuksessa (Pasenius 2001). Veden laatua arvioitiin kyseisessä tutkimuksessa silmämääräisesti. Sen sijaan vuonna 2002 julkaistiin Helsingin purojen tilasta tutkimus, jossa arvioitiin piilveysyhteisöjen käyttöä veden laadun indikaattoreina (Risco & Pellikka 2002). Helsingin purojen tilaa on selvitetty myös yleiskaavatyön yhteydessä (mm. Erävuori et al. 2002; Tarkkala 2003).

Kaupunkivesien tutkimukseen liittyvät läheisesti myös luonnonmukaisesta vesirakentamisesta ja uomien ennallistamisesta tehdyt tutkimukset

(mm. Järvelä 1998; Jormola et al. 2003; Järvelä & Helmiö 2004). Helsingin puroista Mellunkylänpurolle on tehty erillinen kunnostamisselvitys (Jormola 2004). Helsingin Eko-Viikin koerakentamisalueella sovellettiin ekologista vesirakentamista käytännössä, kun alueen läpi virtaava Viikinoja siirrettiin ja kunnostettiin (Rodríguez et al. 2004).

Laajin viimeaikainen kaupunkihydrologiaan liittyvä projekti oli RYVE-projekti, ”Kaupunkivedet ja niiden hallinta” (Luukkonen & Peltola 2001; Kuusisto 2002; Kotola & Nurminen 2003a, 2003b; Ahponen et al. 2004). Teknisessä korkeakoulussa on tehty projektin yhteydessä myös useita teoreettisia tutkimuksia ja selvityksiä, jotka koskivat taajamahydrologiaa (mm. Ahponen 2003; Metsäranta 2003). RYVE-projekti liittyi laajempaan Ympäristöklusterin tutkimusohjelmaan ”Kestävän yhdiskunnan infrastruktuuri EKO-INFRA”. Tässä tutkimusohjelmassa selvitettiin myös hulevesiin ja kiinteistöjen kuivaamiseen liittyvää lainsäädäntöä (Nordic Envicon 2001; Sario 2003).

Suurin osa kaikista Suomessa tehdyistä kaupunkihydrologisista tutkimuksista on liittynyt hulevesiin. Varsinaisten kaupunkipurojen virtaamaa ja veden laatua on selvitetty vain muutamissa tutkimuksissa (Jalava 1987; Hilkku 1997; Ketola 1998; Ruth 1998; Risco & Pellikka 2002). Lisäksi yhden RYVE-projektin koevaluma-alueen, Laaksoalahden, voidaan osin katsoa olevan kaupunkipuro. Sen valuma-alue on tosin kooltaan pienehkö ja puro kulkee vain lyhyen matkan avouomassa.

1.3 Tutkimusongelmat

Tutkimuksen kohteena on kolme Helsingissä virtaavaa kaupunkipuroa: Mätäjoki, Mellunkylänpuro ja Tapaninkylänpuro ja niiden valuma-alueet. Tavoitteena on antaa kattava hydrogeografinen kuvaus näistä, valuma-alueen kooltaan ja alueellisilta ominaisuuksiltaan erilaisesta kaupunkipurosta ja selvittää niiden veden laatu ja siihen vaikuttavat tekijät. Tutkimusongelmana on selvittää kaupunkivaikutus eli millainen on kaupunkialueen pienvesistön veden laatu ja miten se poikkeaa maatalousvaltaisten tai metsävaltaisten vesistöjen veden laadusta. Työssä pyritään myös selvittämään, miten kaupunkipurojen veden laatu eroaa sadevesiviemärien kautta tulevasta hulevedestä. Tavoitteena on myös selvittää kaupunkipurojen virtaamavaihtelun äärevyyttä verrattuna luonnon-tilaisempiin vesistöihin.

Työn tärkeä painopiste on kaupunkivesien talviaikainen veden laadun vaihtelu, josta aikaisemmin tehtyjen tutkimusten perusteella on olemassa vain vähän tietoa. Tutkimuksen tavoitteena on

edelleen selvittää talvella ja keväällä liukkauden torjuntaan käytetyn tiesuolan vaikutukset kaupunkipurojen vedessä. Tavoitteena on myös selvittää sateista ja lumen sulamisesta johtuva virtaaman ja veden laadun vaihtelu sekä siihen liittyvät prosessit eri vuodenaikoina.

Tutkimusongelmana on selvittää kaupunkipuroista vastaanottaviin vesistöihin laskevan veden laatua sekä sen alueellista vaihtelua tutkimusalueilla. Tavoitteena on saada tarkka käsitys tutkittujen kaupunkipurojen eri alkuaineiden huuhtouman suuruudesta ja tämän perusteella arvioida yleisemmin Helsingin puroista merenlahtiin päätyvän kuormituksen suuruutta. Tähän liittyen tutkimusongelmana on myös selvittää erilaisten näyteenottomenetelmien vaikutus saattaviin huuhtouma-arvoihin.

Yhteen Helsingin kaupunkipuroon, Mätäjokeen on kesäaikana juoksetettu vuodesta 1997 lähtien lisävedtä läheisestä Silvolan tekoaltaasta. Tutkimuksessa pyritään selvittämään lisäveden juoksutuksesta koituvat hyödyt ja mahdolliset haitat.

Saatujen tulosten perusteella tavoitteena on arvioida Helsingin kaupunkipurojen yleistilaa ja tehdä kehittämissuhteita tilan parantamiseksi.

2. Näyteenotto- ja analyysimenetelmät

2.1 Puroille rakennetut näyteenottopaikat ja havaintopisteet

Tätä tutkimusta varten rakennettiin kullekin purolle yksi ympärivuotiseen käyttöön soveltuva mittapato näyteenottokoppeineen (kuva 5). Mätäjoella käytettiin mittapadon sijasta valmiina purossa olleita rakenteita. Rakennustyöt toteutettiin yhteistyössä Helsingin kaupungin rakennusviraston kanssa. Mätäjoella ja Mellunkylänpurolla osa rakenteista oli valmiina jo vuosien 1995-96 purotutkimuksista (Ketola 1998; Ruth 1998). Mittalaitteiden asennuksesta ja ylläpidosta vastasi tämän tutkimuksen tekijä.

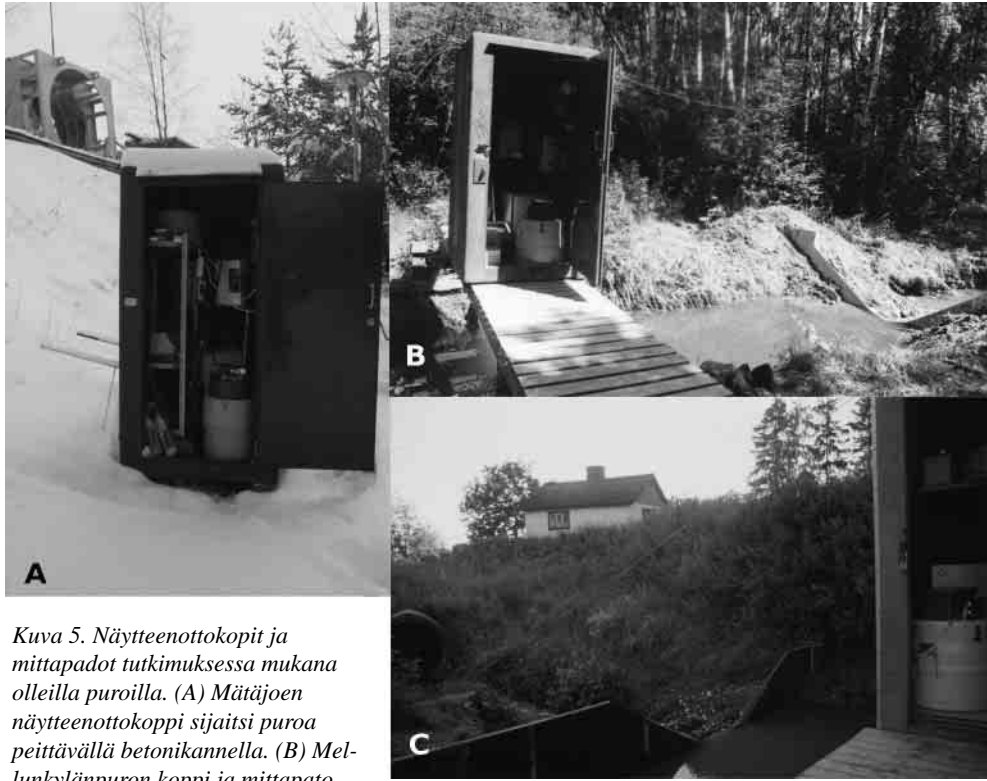
Mellunkylänpurolla oli valmiina aiemman tutkimuksen aikana pystytetty 120° V-mittapato. Pato kunnostettiin tukemalla se saveen painetuilla puupaaluilla. Padon yläpuolelle uoman pohjalle kertynyttä sedimenttiä jouduttiin poistamaan kairurilla tutkimusjakson (1.7.1998-31.12.1999) aikana kolmasti, yhteensä arviolta 50 kuutiometriä.

Mellunkylänpurolla näytteitä kerättiin automaattisella ISCO 3700 vesinäyteenottimella ja Afora UFA300-kokoomänäyteenottimella, johon

oli liitetty jääkaappi. Veden virtaamaa (korkeutta) seurattiin piirtävällä A. Ott Kempton 20.100-limnigrafilla ja piirtävällä automaattisella ISCO 3230-virtaamamittarilla. Limnigrafin uimurille oli rakennettu suojaputki näyteenottokopin alle. Näyteenottimien letkut oli kiinnitetty nippuun ja laitettu kulkemaan erillisessä pienemmässä lämpöeristetyssä suojaputkessa. Molemmissa suojaputkissa oli itsesäätyvä lämpökaapeli pitämässä niitä sulana talvikautena. Näyteenottokopin sisällä oli kaksi erillistä termostaattilla säätyvää sähkölämmittintä pitämässä sen lämpötilan talvella lämpöasteiden puolella. MILOS 500 automaattinen säähavaintoasema sijoitettiin 750 metrin päähän mittapadolta Helsingin veden Broändan pohjavedenottamon katolle. Samalla paikalle asennettiin myös piirtävä pluviografi.

Tapaninkylänpurolle rakennettiin tätä tutkimusta varten kokonaan uusi mittapato ja havaintokoppi. Pato oli muodoltaan Mellunkylänpuron patoa vastaava 120° V-mittapato. Padon materiaali oli vesivaneria ja patoa tukivat saveen painetut puupaalut. Näyteenottokoppi pystytettiin padon yläpuolelle purouoman päälle rakennetulle sillalle ja sähköistettiin. Koppiin sijoitettiin A. Ott Kempton 20.110-limnigrafia. Sen uimuria varten rakennettiin suojaputki mittakopin alle. Näytteitä otettiin ISCO 2700-automaattisella näyteenottimella ja Afora UFA300-kokoomänäyteenottimella, jonka keräämä vesi ohjattiin jääkaapissa olevaan astiaan. Näyteenottoletkut ja uimurin suojaputki oli varustettu itsesäätyvällä lämpökaapelilla. Tapaninkylänpuron näyteenottokoppi oli heikommin lämpöeristetty kuin kaksi muuta koppia ja vaati lisäeristystä. Kokoomänäyteenotossa oli talvella kovimman pakkasjakson aikana muutama lyhyt tauko näyteenottimen jäätyksen takia. Valuma-alueen piirtävä sademittari oli sijoitettu läheisen omakotitalon pihalle.

Mätäjoelle ei ollut mahdollisuutta rakentaa mittapatoa. Virtaamaa ja veden laatua seurattiin Pitäjänmäellä ABB Strömbergin tehdasalueen kupeessa sijaitsevan tunnelin kohdalla. Mätäjoeki sukeltaa tällä kohdalla betonista rakennettuun tunneliin, jonka keskellä betonikannen alla on kaksi suurempaa vesiallasta. Veden korkeutta seurattiin näistä altaista piirtävällä A. Ott Kempton 20.100-limnigrafilla. Vesinäytteitä otettiin samoista altaista automaattisella ISCO 6700-näyteenottimella sekä Afora UFA300-kokoomänäyteenottimella ja jääkaapin yhdistelmällä. Näyteenottoletkut oli viety samaan vesialtaaseen kuin limnigrafin uimurinkin. Näyteenottoletkut sijaitsivat lähellä paikkaa, jossa vesi purkautui altaasta. Uimurin ja näyteenottoletkujen suojaputket oli varustettu itsesäätyvillä lämpökaapeleilla. Näyteenottimet olivat betonikannen päälle sijoitetussa näyteenottokopissa. Näyteenottokoppia lämmi-



Kuva 5. Näytteenottokopit ja mittapadot tutkimuksessa mukana olleilla puroilla. (A) Mätäjoen näytteenottokoppi sijaitsi puroa peittäväällä betonikannella. (B) Mellunkylänpuron koppi ja mittapato. (C) Tapaninkylänpuron koppi ja mittapato. Kaikki valokuvat ovat kirjoittajan ottamia, ellei kuvan yhteydessä toisin mainita.

tettiin talvella termostaattiohjatulla sähköpatterilla. ISCO-näytteenottoimeen oli kaapelilla liitetty Sierra-Misco Environmental 2500-8 automaattinen sademittari. Näytteenottokopin läheisyydessä oli lisäksi kaksi piirtävää sademittaria. Kaikki laitteet sijaitsivat ABB Strömbergin vartioidulla tehdasalueella. Näytteenottokoppia täytyi rakennustöiden takia siirtää 20 metriä alavirran suuntaan aivan tutkimusjakson lopussa marraskuussa 1999. Tämän ei havaittu aiheuttaneen muutoksia veden laadun tai virtaaman arvoihin.

2.2 Sademäärä ja säähavainnot

Tutkimusta varten oli käytettävissä Ilmatieteen laitoksen Helsinki-Vantaan ja Helsinki-Kaisaniemen havaintoasemien aineisto koko tutkimusjaksolta (Ilmatieteen laitos 2001). Näistä Helsinki-Vantaan havainnot osoittautuivat käyttökelpoisemmiksi. Ilmatieteen laitoksen aineiston käyttöön on kaksi syytä. Kyseisiltä havaintoasemilta on olemassa pitkänajan vertailutietoa. Lisäksi valuma-alueille sijoitetuilla sademittareilla ei talviaikana voitu havainnoida sademäärää. Pluviografit olivat viikkokiertoisia ja niiden tuloksia käytettiin tässä tutkimuksessa hyödyksi lähinnä tulvajaksojen analysoinnissa. Mätäjoella oli lisäksi vuorokausi-

kiertoinen pluviografi, jota käytettiin tarvittaessa tulva-näytteenottojen yhteydessä. Tietoja valuma-alueiden sademääristä saatiin myös Mellunkylänpurolle asennetusta MILOS-säähavaintoasemasta ja ISCO-näytteenottoimeen Mätäjoella kytketystä automaattisesta sademittarista. Yksittäisiä sadantapahtumia ja kokonaisvaluntakertoimia tarkasteltaessa sademäärät korjattiin sadannan kuukausittaisilla korjauskertoimilla (Solantie & Perälä (s.a.), cit. Kuusisto 1986). Lumen vesiarvo saatiin Suomen ympäristökeskuksen Helsingin Oulunkylän havaintolinjalta (Hyvärinen 1998, 1999a).

2.3 Virtaaman mittaus

Virtaama laskettiin Mellunkylänpurolla ja Tapaninkylänpurolla mittapadon purkuaukon veden korkeudesta kaavalla $Q = 2,47 \times H^{2,5}$ (Gregory & Walling 1973). Kaavassa Q on virtaama ja H vedenkorkeus metreinä purkuaukon yläpuolella. Mätäjoella vedenkorkeus mitattiin betonikannen alla sijainneesta vesialtaasta, jonka lävitse Mätäjoki virtaa. Vedenkorkeuden ja virtaaman suhde määritettiin purouomasta heti altaan purkuaukon alapuolelta siivikoimalla Schiltknecht Mini Air 2 -siivikolla eri virtaamatilanteissa. Tuloksista piirrettiin kyseisen uoman kohdan purkautumiskäyrä

virtaamien selvittämistä varten.

Vedenkorkeus määritettiin limnigrafिन piirtämiltä papereilta kahden viikon jaksoissa. Mittapadon jääytymisen tai limnigrafिन kynän juuttumisen aiheuttamat virheet korjattiin, minkä jälkeen limnigrafिन käyrä digitoitiin tietokoneelle ja digitoitun aineiston mittakaava korjattiin todelliseksi ajan ja vedenkorkeuden suhteen PC-Arcinfo-ohjelmalla. Saatu aineisto vietiin Excel-ohjelmaan, jossa vedenkorkeus muutettiin virtaamaksi yllämainitulla mittapadon kaavalla ja Mätäjoella purkautumiskäyrän avulla.

2.4 Näytteenotto

Seurantajakson aikana vesinäytteitä kerättiin yhteensä noin 1500 kpl. Näytteitä otettiin kaikilta puroilta koko tutkimusjakson ajan vähintään kerran viikossa maanantaisin aamupäivällä. Jos maanantai oli pyhäpäivä, näytteenotto siirtyi seuraavalle arkipäivälle. Näytteet otettiin puroista käsin mittapadon kohdalta. Mätäjoessa maanantai-näytteet otettiin kohdassa, jossa puro virtaa ulos betonitunnelista. Näytteet otettiin kolmeen huolellisesti puhdistettuun näytepulloon. Muutamaa yksittäistä poikkeusta lukuun ottamatta tutkimuksen tekijä otti kaikki vesinäytteet. Kaksi näytteistä toimitettiin heti näytteenoton jälkeen Helsingin ympäristökeskuksen laboratorioon ja yksi tuotiin Helsingin yliopiston luonnonmaantieteen laboratoriolle. Toinen ympäristökeskukseen viedyistä näytepulloista oli steriloitu lasipullo, josta määritettiin veden hygieeninen laatu.

Kokoomanäytteet kerättiin kerran viikossa samaan aikaan kuin suoraan pulloihin otetut kertanäytteet. Kokoomanäytteenottimet keräsivät 150 ml purovettä jääkaapissa sijaitsevaan astiaan joka kolmas tunti. Viikon aikana vettä kertyi noin 8,5 litraa. Kokoomanäyte sekoitettiin huolellisesti kaatamalla sitä astiasta toiseen, jonka jälkeen siitä otettiin talteen litran suuruinen näyte. Kokoomanäytteenottimen astia vaihdettiin puhtaaseen kerran viikossa.

Voimakkaiden ylivirtaamien aikana käytettiin kokoomanäytteenottimien lisäksi automaattisia ISCO:n vesinäytteenottimia, joissa oli 24 litran vetoista (Mätäjoella 0,5 litran vetoista) näytepulloa. Näytteenottimia ei ollut mahdollista ohjata automaattisesti virtaaman tai sadannan mukaan, joten ne käytiin laittamassa manuaalisesti päälle, kun tulvan mahdollisuuden arvioitiin olevan suuri. Tässä tutkimuksessa on tarkasteltu neljän tulvajakson aineistoa, yksi kullakin vuodelta. Pisin jaksoista oli kevättulva, jota seurattiin yhtäjaksoisesti Mellunkylänpurolla ja Mätäjoella 8.3.-1.5.1999 ja Tapaninkylänpurolla 19.3.-1.5.1999. Tulvien aikana näytteenottoväli vaihteli kymme-

nestä minuutista useaan tuntiin virtaamatilanteesta riippuen.

Kaikki edellä mainitut näytteet kerättiin purojen vakionäytepisteiltä näytteenotokoppien läheisyydestä. Lisäksi näytteitä kerättiin eri vuodenaikoina, neljä kertaa vuodessa, alueellisesti valuma-alueiden uomaston eri kohdista. Näytepisteitä oli Mätäjoella yhteensä 17, Mellunkylänpurolla 9 ja Tapaninkylänpurolla 4. Kullakin näytteenotokerralla kaikki näytteet kerättiin saman aamuyön ja aamupäivän aikana. Alueelliset näytepisteet pyrittiin valitsemaan niin, että ne kattoivat tutkittavien purojen kaikki merkittävät sivuojat ja pääuoman eri kohdat.

Talvella jää rikottiin tarvittaessa näytteenotokohdalta jäätuuralla. Tällöin tuli erityisesti varoa, ettei uoman pohjasta irtoa sedimenttiä näyteveeteen. Mittapatojen ylisyoösyjä puhdistettiin jäästä vähintään kerran viikossa jään aiheuttamien mitausvirheiden estämiseksi.

2.5 Näytteiden analysointi

Näytteet kuljetettiin kylmälaukuissa laboratorioille. Ne säilytettiin viileässä (alle +4 °C) ja osa pakastettiin ennen analysointia. Osa vesianalyseistä tehtiin tätä tutkimusta varten Helsingin ympäristökeskuksen laboratoriossa. Pääosan näytteistä analysoi tutkimuksen tekijä Helsingin yliopiston luonnonmaantieteen laboratoriossa.

Kerran viikossa kerätyistä näytteistä analysoitiin Helsingin ympäristökeskuksen laboratoriossa kokonaisravinteet ja liukoiset ravinteet, veden hygienian indikaattoribakteerit sekä sähkönjohtavuus, pH ja alkaliteetti (taulukko 3). Luonnonmaantieteen laboratoriossa näytteistä analysoitiin kiintoaine, kiintoaineen orgaanisen aineen osuus, liennut aine sekä liukoinen natrium, kalium, kalsium, magnesium, kloridi, sulfaatti, kupari ja sinkki. Jokaisen näytteenoton yhteydessä purovedestä mitattiin suoraan kentällä veden pH, sähkönjohtavuus, happipitoisuus ja lämpötila (taulukko 4).

Kokoomanäytteiden ja tulvanäytteiden kaikki analysit tehtiin luonnonmaantieteen laboratoriossa. Näytteistä analysoitiin kiintoaine, kiintoaineen orgaanisen aineen osuus, liennut aine, kokonaisfosfori ja -typpi sekä tärkeimmät liukoiset anionit ja kationit. Veden pH ja sähkönjohtavuus mitattiin kenttämittareilla joko näytteenoton yhteydessä tai laboratoriossa heti näytteiden saavuttua sinne.

Alueelliset näytteet analysoitiin pääosin Helsingin kaupungin ympäristökeskuksessa. Alueellisista näytteistä analysoitiin myös veden sameus ja kemiallinen hapenkulutus. Luonnonmaantieteen laboratoriossa alueellisista näytteistä analysoitiin kiintoaineen ja liuennun aineen pitoisuudet.

Taulukko 3. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen laboratoriossa analysoidut veden laadun parametrit ja määrittymenetelmät. Analysoiduissa näytteissä ”maanantai” tarkoittaa kerran viikossa maanantaisin kerättyjä vesinäytteitä ja ”alue” neljä kertaa vuodessa kerättyjä alueellisia vesinäytteitä sivuojista ja pääuomien eri kohdista.

Analysoitava parametri	Noudatettu standardi	Näytteet, joista analysoitu
Sähkönjohtavuus	SFS 3022 (1974)	maanantai, alue
pH-luku	SFS 3021 (1979)	maanantai, alue
Alkaliteetti	SFS-EN ISO 9963-1 (1996)	maanantai, alue
Sameus (Hach)	SFS 3024 (1974)	maanantai, alue
Kemiallinen hapenkulutus (COD _{Mn})	SFS 3036 (1981)	maanantai, alue
Kokonaistyyppi (TN)	Automaattinen analysaattori	maanantai, alue
Hapetus kaliumperoksidisulfaattilla nitriitiksi, määritetty automaattisella analysaattorilla		
Nitraattityppi (NO ₃ ⁻)	SFS 3030 (1990)	maanantai, alue
Nitriittityppi (NO ₂ ⁻)	SFS 3029 (1976)	maanantai, alue
Ammoniumtyppi (NH ₄ ⁺)	SFS 3032 (1976)	maanantai, alue
Kokonaisfosfori (TP)	SFS 3026 (1986)	maanantai, alue
Fosfaattifosfori (PO ₄ ³⁻)	SFS 3025 (1986)	maanantai, alue
Lämpökestoiset koliformiset bakteerit (FC)	SFS 4088 (1988)	maanantai
Alustava <i>Escherichia coli</i> (EC)	SFS 4088 (1988)	maanantai
Varmistetut fekaaliset streptokokit (VFS)	SFS 3014 (1984)	maanantai

Taulukko 4. Luonnonmaantieteen laboratoriossa analysoidut veden laadun parametrit ja määrittymenetelmät. Analysoiduissa näytteissä ”maanantai” tarkoittaa kerran viikossa maanantaisin kerättyjä vesinäytteitä, ”kok” viikon kokoomänäytettä Afora UFA300-näytteenottimilla, ”tulva” tulvanäytteitä automaattisilla ISCO-vesinäytteenottimilla ja ”alue” neljä kertaa vuodessa kerättyjä alueellisia vesinäytteitä sivuojista ja pääuomien eri kohdista.

Analysoitava parametri	Noudatettu standardi	Näytteet, joista analysoitu
Kiintoaines	SFS-EN 872 (1996)	maanantai, kok, tulva, alue
Lasikuitusuodatin: Schleicher & Schuell GF 52 Glasfaser rundfilter		47 mm
Kiintoaineen orgaanisen aineksen osuus	SFS 3008 (1990)	maanantai, kok, tulva, alue
Lasikuitusuodatin: Schleicher & Schuell GF 52 Glasfaser rundfilter		47 mm
Liennut aines	Madëra (1982)	maanantai, kok, tulva, alue
Haihdutettu vesimäärä 100 ml		
TN / kokonaistyyppi	Poltto Valderama (1981), määrittäjä: Eaton et al. (1995)	kok, tulva
Autoklavointi, määrittäjä DrLange Spektralphotometer LS500		
TP / kokonaisfosfori	SFS-EN 1189 (1997)	kok, tulva
Autoklavointi, määrittäjä DrLange Spektralphotometer LS500		
Liukoinen Na⁺, Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺	SFS-EN ISO 14911 (2000)	maanantai, kok, tulva
Metrohm 761 Compact IC, suodatus 0,2 µm kalvosuodatin		
Liukoinen Cl⁻, SO₄²⁻	SFS-EN ISO 10304-1 (1995)	maanantai, kok, tulva
Metrohm 761 Compact IC, suodatus 0,2 µm kalvosuodatin		
Liukoinen Zn	ISO 11047 (1998)	maanantai
AAS liekitön menetelmä Varian GTA 96 Plus, suodatus 0,45 µm kalvosuodatin		
Liukoinen Cu	SFS 5502 (1990)	maanantai
AAS liekitön menetelmä Varian GTA 96 Plus, suodatus 0,45 µm kalvosuodatin		
Sähkönjohtavuus	Mitattu kentällä	maanantai, kok, tulva, alue
Kenttämittari: Schott handylab LFI Conductometer		
pH	Mitattu kentällä	maanantai, kok, tulva, alue
Kenttämittari: Schott handylab 2 pH-meter		
Happipitoisuus	Mitattu kentällä	maanantai, kok, tulva, alue
Kenttämittari: Schott handylab OX 1 O ₂ -meter		
Veden lämpötila	Mitattu kentällä	maanantai, kok, tulva, alue
Luettu kenttämittarista: Schott handylab OX 1 O ₂ -meter 0,1 °C tarkkuudella		

2.6 Ainekuljetusmäärien laskeminen

Tutkimuksessa on verrattu kahden eri näytteenottomenetelmän vaikutusta ainekuljetusmääriin. Ainekuljetusmäärät on laskettu kerran viikossa maanantaisin otetuista näytteistä sekä viikon kokoomanäytteistä. Lisäksi on laskettu hetkellisiä kuljetusmääriä tulvien aikana.

Maanantaisin otettujen näytteiden mukainen kuljetusmäärä (kg/km^2) laskettiin kaavalla:

$$[1] \left((C_{\text{mai}} + C_{\text{ma0}}) / 2 \right) \times Q_{\text{avg}} \times T / F, \text{ jossa}$$

C_{mai} = maanantai-näytteen pitoisuus (kg/l)
 C_{ma0} = edeltävän viikon maanantai-näytteen pitoisuus (kg/l)

Q_{avg} = edeltäneen viikon keskivirtaama (l/s)

T = näytteenottovälin sekuntien määrä (kpl)

F = valuma-alueen pinta-ala

Kokoomanäytteiden perusteella määritetty kuljetusmäärä saatiin kaavasta:

$$[2] (C_w \times Q_w) / F, \text{ jossa}$$

C_w = viikon kokoomanäytteen pitoisuus (kg/l)
 Q_w = viikon kokonaisvirtaama (l/vko)
 F = valuma-alueen pinta-ala

Tulvien aikaiset hetkelliset kuljetusarvot

laskettiin kaavalla:

$$[3] \left((C_{s1} + C_{s0}) / 2 \right) \times Q_{\text{avg}} \times T / F, \text{ jossa}$$

C_{s1} näytteen pitoisuus (kg/l)
 C_{s0} edeltävän näytteen pitoisuus (kg/l)
 Q_{avg} = näytteenottovälin keskivirtaama (l/s)
 T = näytteenottovälin sekuntien määrä (kpl)
 F = valuma-alueen pinta-ala

2.7 Tilastolliset analyysit

Havaintoaineisto käsiteltiin ja tilastolliset tunnusluvut laskettiin MS Excel 2000 ja SPSS 11 for Windows-ohjelmilla. Korrelaatioanalyysi ja pääkomponenttianalyysi tehtiin SPSS 11 for Windows-ohjelmalla. Saadut matriisit ja kuvaajat viimeisteltiin MS Excel 2000 ja Corel Draw 10-ohjelmilla. Ennen korrelaatio- ja pääkomponenttianalyysijä havaintoaineistolle tehtiin logaritimuunnos $x' = \log(x+1)$ aineiston normalisoimiseksi. Korrelaatioiden merkitsevyystaso määritettiin kaksisuuntaisen Studentin t-testin kriittisten arvojen perusteella. Korrelaatiomatriiseissa merkitsevyystaso on ilmaistu * = 95 % todennäköisyys, ** = 99 % todennäköisyys, *** = 99,9 % todennäköisyys. Hajontakuvioiden trendiviivat on piirretty kuhunkin aineistoon parhaan selitysasteen antavalla menetelmällä.

3. Tutkimusalueiden ominaispiirteet

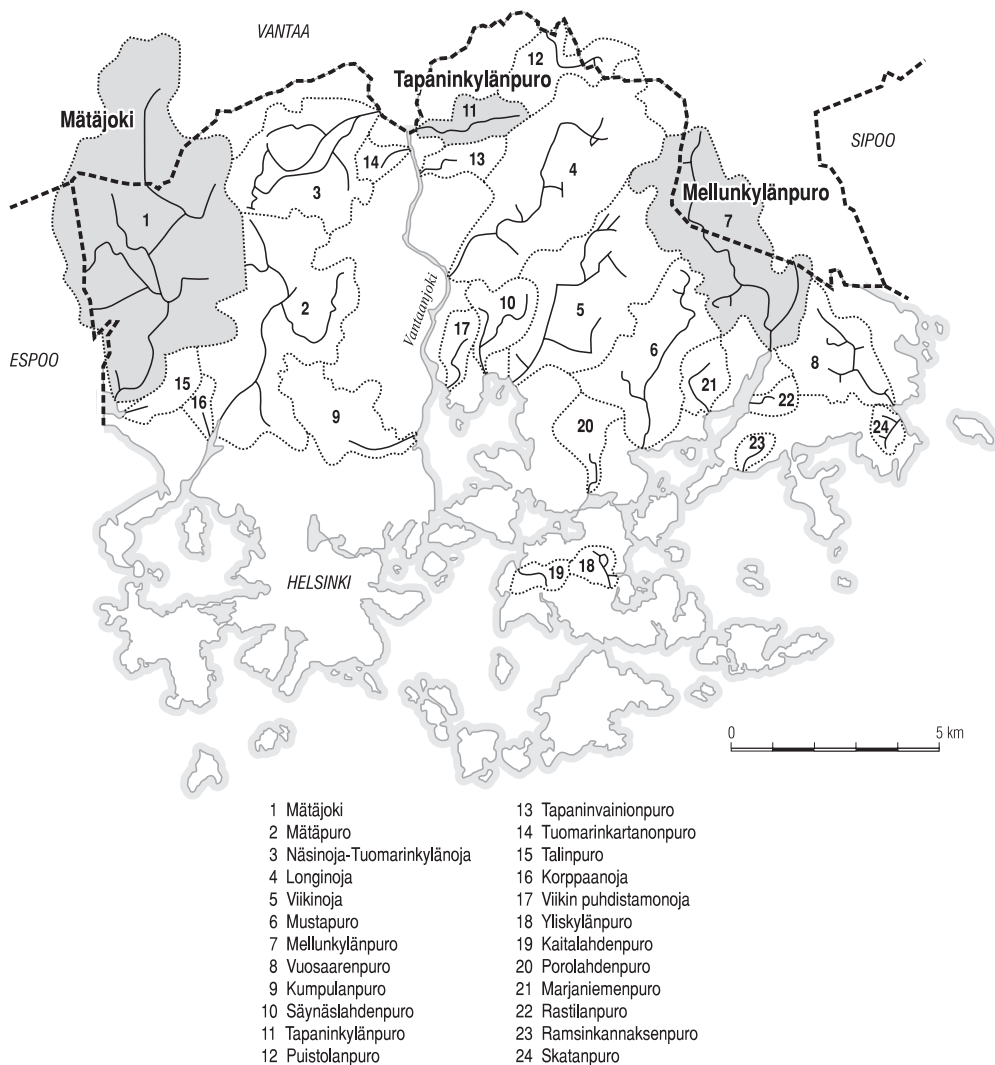
Helsingin alueella on yhteensä yli 20 eri kokoista puroa. Niistä valuma-alueeltaan suurin on Iso Huopalahteen laskeva Mätäjoki, joka nimestään huolimatta on kuitenkin luettava puroksi. Muita huomattavia puroja ovat Pikku Huopalahteen laskeva Mätäpuro, Vantaanjokeen laskevat Näsinoja-Tuomarinkylänoja ja Longinoja, Vanhankaupunginlahteen laskeva Viikinoja sekä Vartiokylänlahteen laskevat Mustapuro ja Mellunkylänpuro (kuva 6). Helsinginniemiellä puroja ei ole, ja siellä syntyvät hulevedet ohjataan nykyisin jätevesiviemäreiden sekaviemäroinnin kautta keskuspuhdistamolle Viikiniemelle. Muut Helsingin alueet kuuluvat erillisviiemäroinnin piiriin ja sadevedet ohjataan näillä alueilla sadevesiviemäreiden kautta avo-ojiin ja puroihin.

Tähän tutkimukseen valittiin kolme kokoluokaltaan erilaista kaupunkipuroa. Mukaan otettiin Helsingin puroista suurin Mätäjoki, keskikokoinen Mellunkylänpuro ja pieniä kaupunkipuroja edustamaan Tapaninkylänpuro.

3.1 Mätäjoki

Mätäjoen valuma-alueen koko on $24,4 \text{ km}^2$, josta lähes kolme neljäsosaa kuuluu Helsingin kaupunkiin (kuva 7). Valuma-alue sijaitsee Helsingissä Iso Huopalahden pohjoispuolelle, Espoon rajan ja Keskuspuiston väliselle alueelle. Vantaalla valuma-alue jatkuu Martinlaakson radan suuntaisesti Kaivoksen pohjoispuolelle saakka. Pieniä osia valuma-alueesta ulottuu Espoon koillisosiin. Mätäjoesta käytetään Vantaan kaupungin puolella nimeä Mätäjoja. Myös Piijoki, Pieni Kaarelanjoki ja Mätäsjoki ovat välillä kulta- ja vaihtoehtoja Mätäjoen nimeksi. Mätäjoki sai suomenkielisen nimensä 1900-luvun alussa, paljon ennen tiheän asutuksen ja teollisuuden tuomia likavesiä. ”Mätä” ei siis puron nimessä viittaa veden huonolaatuisuuteen. Mätäjoen nimeä yritettiin useamman kerran 1900-luvun lopulla muuttaa. Vanha nimi on silti pitänyt pintansa (Ruth 1998).

Mätäjoki virtaa pääosin alkuperäisessä uomassaan. Uomaa on monin paikoin ruopattu ja Pitäjänmäellä Mätäjoen pääuoma kulkee noin sadan metrin matkalla betonitunnelissa. Alajuoksulla Mätäjoen lasku-uomaa Iso Huopalahteen on siirretty kaatopaikan rakentamisen yhteydessä. Tärkeimmät Mätäjoen sivuotjat ovat Konalanoja, Lassilanoja, Malminkartanonjoja ja Hakuninmaanoja (kuva 83). Suurin osa valuma-alueesta on sadevesiviemäroityä. Vettä läpäisemätöntä pintaa (lähinnä talojen katot ja asfaltoidut pinnat) valuma-



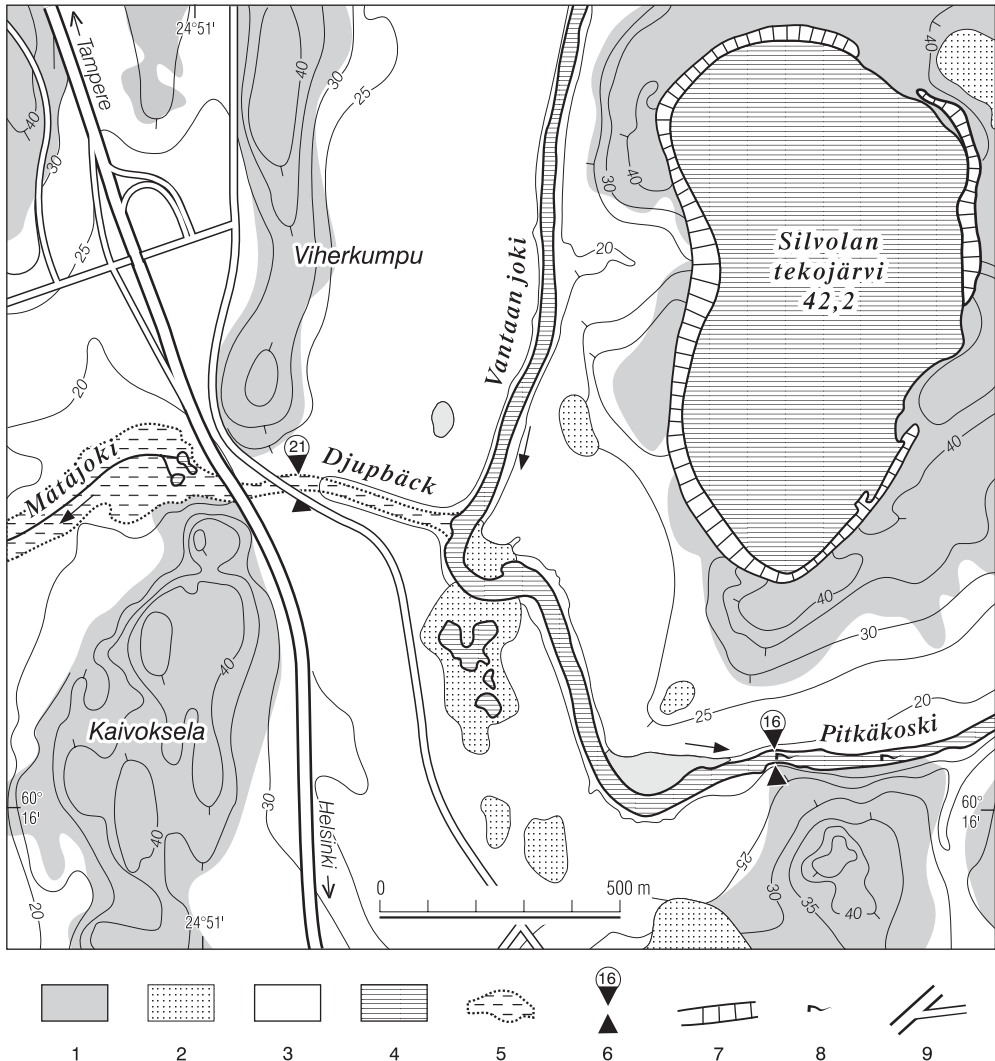
Kuva 6. Helsingin purojen valuma-alueet. Tummennetut alueet olivat tämän tutkimuksen tutkimuskohteina.

alueen pinta-alasta on noin 25 %. Havaintopisteen yläpuolisesta valuma-alueesta vettä läpäisemätöntä on 30 % (taulukko 5). Sadevesiviemäröinti ja katujen kallistussuunnat noudattavat pääpiirteisään Mätäjoen luonnollisen valuma-alueen rajoja. Paikoin sadevesiviemäröinti ja kaupunkirakenteet ovat kuitenkin muuttaneet topografian mukaista vedenjakajan paikkaa. Mätäjoen valuma-alueella asumajätevesien viemäröinti on toteutettu tehokkaasti. Vain yksittäisiä kohteita Espoossa ja Vantaalla on vailla kunnallista viemäröintiä. Tältä osin hajakuormitus Mätäjokeen on pientä.

Mätäjoen pääuoma saa alkunsa Vantaan kaupungin Kaivokselan kaupunginosan pohjoispuolelta Hämeenlinnan väylän kupeesta. Vantaalla puro kulkee soistuneessa laaksossa, josta on paikoin vaikea havaita varsinaista pääuomaa.

Mätäjoki virtaa Myyrmäen itäpuolitse Helsingin kaupungin puolelle Malminkartanoon. Helsingin kaupungin alueella Mätäjoella on selkeä leveä uoma, joskin veden virtausnopeus on hyvin hidas. Uomaa reunustaa Vantaalta Kannelmäkeen saakka tiheä pensaikko.

Kannelmäen kohdalle Mätäjokeen on rakennettu vesiallas ja keinotekoinen saari. Veden syvyyttä altaassa on korotettu pohjapadon avulla. Mätäjoki Vihdintien alitse jatkaa kohti Pitäjänmäen teollisuusaluetta. Teollisuusalueen Mätäjoki alittaa osin tunnelissa. Pitäjänmäellä Mätäjoessa on lyhyt koski sekä noin kahden ja puolen metrin korkuinen putous (ks. kansikuva). Juuri ennen laskemistaan mereen, Mätäjoki virtaa Iso Huopalahden suljetun kaatopaikan täyttömäen juurella. Mätäjoen pääuomaa ja sen sivujoja on kuvattu



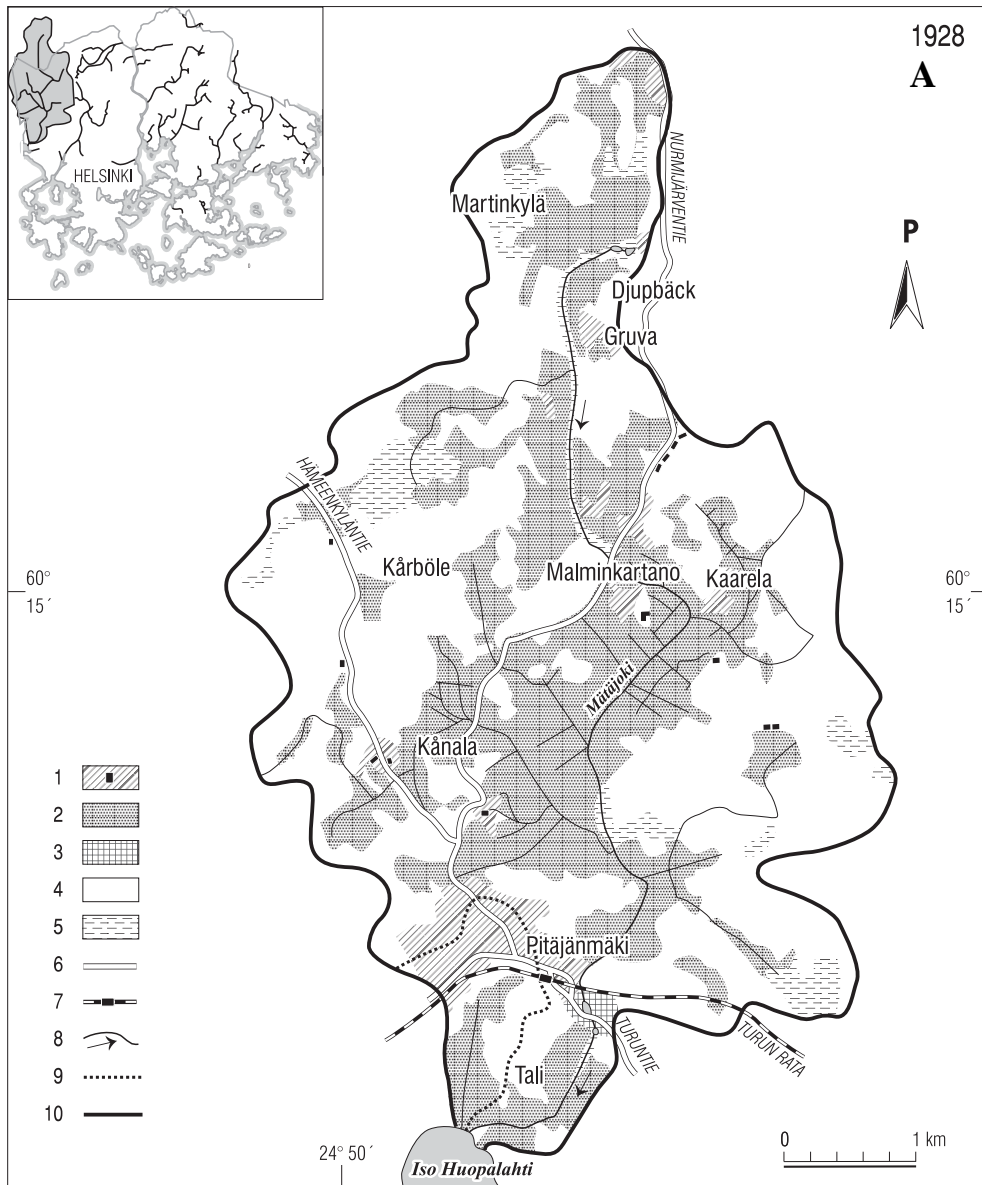
Kuva 8. Vantaanjoen vanha lasku-uoma Djupbäck nykyiseen Mätäjoen laaksoon Kaivoksella, Vantaalla (Tikkanen & Ruth 2003). 1. Moreenia ja kalliopaljastumia, 2. hiekkaa ja soraa, 3. savea ja silttiä, 4. vettä, 5. muinainen uoma, 6. kynnys ja sen korkeus (m mpy), 7. nykyinen uoma, 8. koski, 9. merkittävät tie. Korkeuskäyrät 5 m välein.

tarkemmin Ruthin (1998) tutkimuksessa.

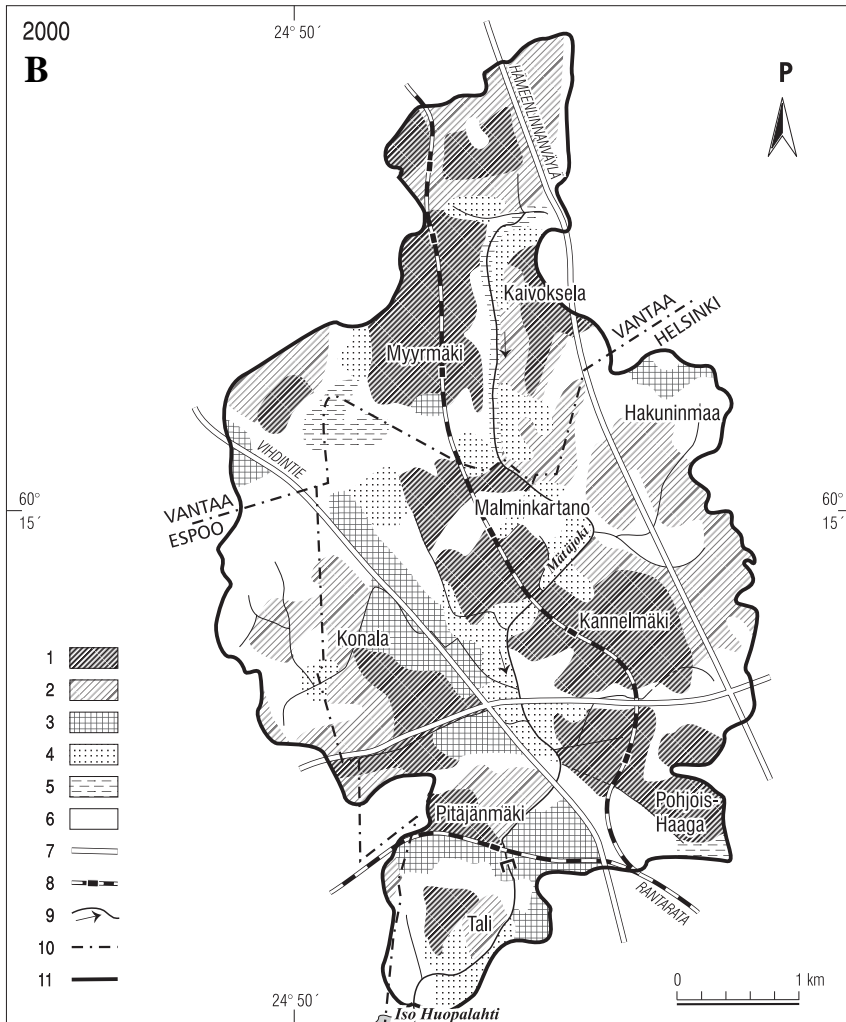
Mätäjoen pääuoman alkupisteestä, suolta Hämeenlinnan väylän kupeesta, korkeuseroa mereen kertyy 17,8 metriä (taulukko 5). Pääuoman pituus on tuolla välillä 9,1 kilometriä ja uoman gradientiksi saadaan keskimäärin 1,9 m/km. Mätäjoen gradientti on lähellä Suomen etelärannikon keskimääräistä arvoa 1,7 m/km (vrt. Glückert 1969). Huomattava osuus Mätäjoen korkeuserosta muodostuu kuitenkin Pitäjänmäen kalliokynnyksen kohdalla. Vantaan kaupungin alueella 2,8 kilometrin matkalla Mätäjoen uoma laskee vain 1,2 metriä (0,4 m/km). Paikoin Mätäjoen uoma Vantaalla onkin soistunut ja varsinaista pääuomaa on vaikea

havaita. Kaupunkien rajalta pääuoma laskee tasaisesti Pitäjänmäen teollisuusalueelle. Korkeuseroa 4,6 kilometrin matkalla kertyy 4,9 metriä (1,1 m/km). Pitäjänmäellä sijaitsevien Strömbergin kosken ja putouksen yhteinen pudotus on 6,6 metriä 50 metrin matkalla. Tämä vastaa yli kolmasosaa koko puron korkeuserosta. Pitäjänmäellä sijaitsevan näytteenottopisteen yläpuolisen uoman osan gradientti on vain 0,8 m/km.

Mätäjoen yläjuoksu on toiminut aikoinaan Vantaanjoen lasku-uomana. Muinainen laskuhaara erkani Vantaanjoen nykyisestä uomasta Silvola-tekoaltaan kohdalla ja laski Mätäjoen laaksoa kautta Huopalahden suuntaan Pitäjänmäelle

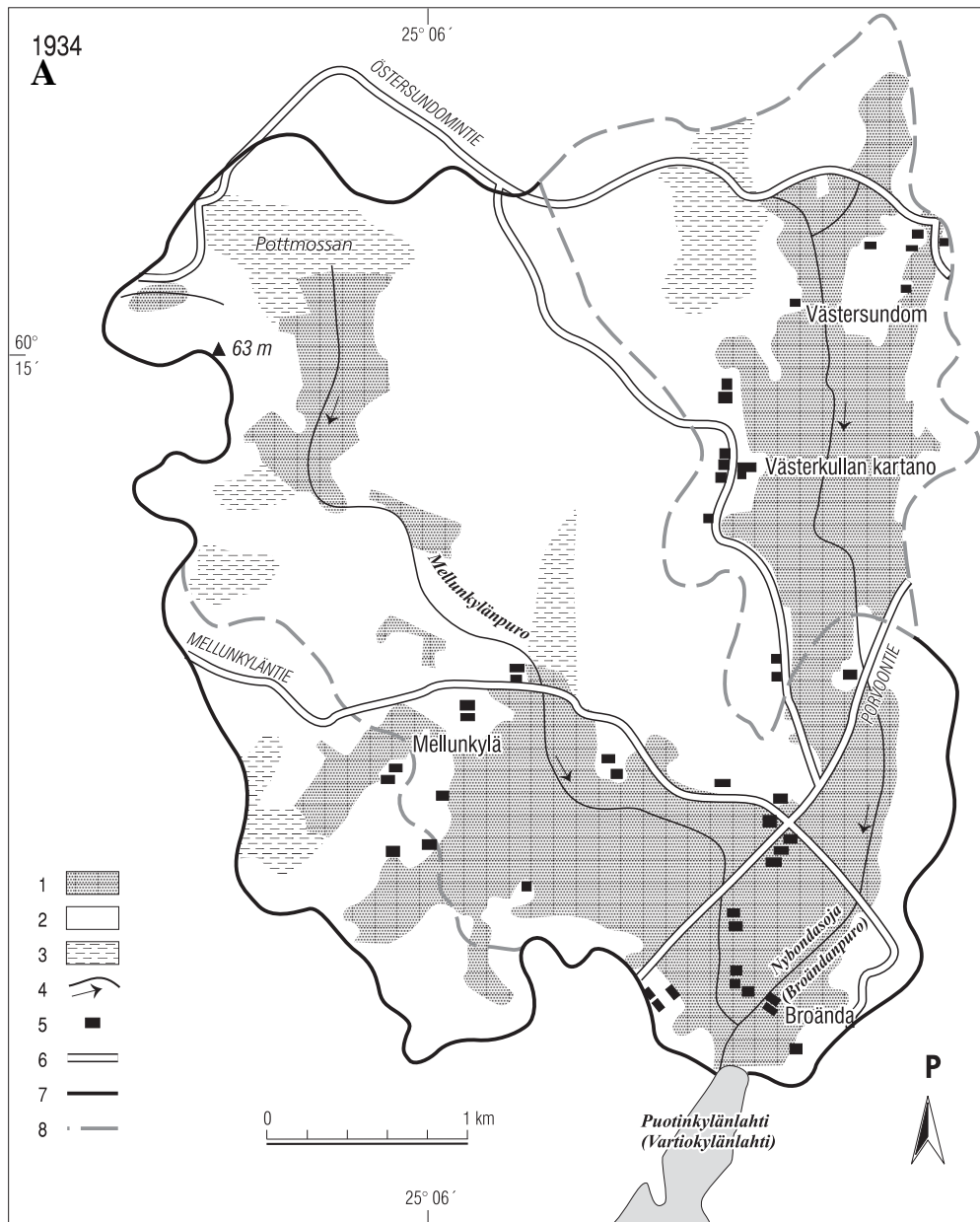


Kuva 7. Mätäjoen valuma-alueen maankäyttö vuonna 1928 (A) ja vuonna 2000 (B). Merkkien ja symbolien selitykset: (A) 1. Pientaloalue, 2. pelto tai niitty, 3. teollisuusalue, 4. metsä tai kallio, 5. suo, 6. päätie, 7. rautatie ja asema, 8. purouoma, 9. myöhemmin valuma-alueesta erotettu osa, 10. valuma-alueen raja. (B) 1. Kerrostaloalue, 2. pientaloalue, 3. teollisuusalue, 4. puisto, pelto, niitty, 5. suo, 6. metsä, 7. päätie, 8. rautatie ja asema, 9. purouoma, 10. kaupunkien raja, 11. valuma-alueen raja. Lähteet: (A) Pitäjänkartta 1:20000 667/254 (1945), piirretty 1930; Pitäjänkartta 668/254 (1940), piirretty 1928. (B) Peruskartta 1:20000, lehti 2034 03 (2001), 2043 01 (2001), 2043 04 (2001) ja maastotyöt.

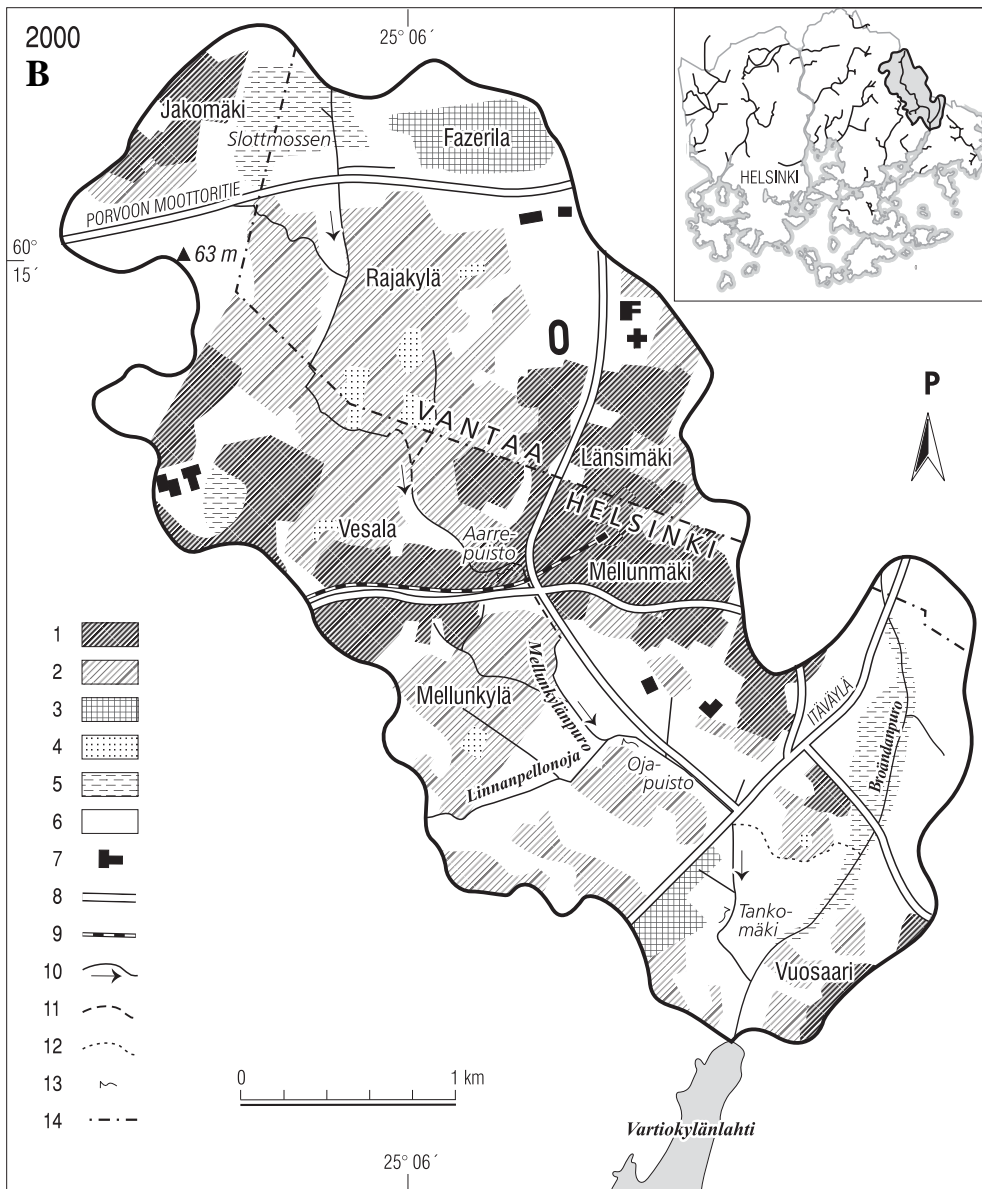


Taulukko 5. Tutkittujen valuma-alueiden ja niiden uomaston tunnuslukuja sekä koko valuma-alueelta että mittapisteiden yläpuoliselta valuma-alueen osalta (Asukasluku: SeutuCD 2000; Vuori 2003).

Koko valuma-alue	MÄT	MEL	TAP	yksikkö
valuma-alueen pinta-ala	24,4	9,9	1,9	km ²
pääuoman pituus	9,1	5,5	2,3	km
pääuoman gradientti	1,9	5,6	2,9	m/km
vettä läpäisemätön ala	25	25	35	%
asukasluku	72000	32000	6950	kpl
asukastiheys	2950	3200	3650	kpl/km ²
Hav.pisteen yläpuolinen osa	MÄT	MEL	TAP	yksikkö
valuma-alueen pinta-ala	22,5	8,9	1,8	km ²
pääuoman pituus	7,4	5,0	2,2	km
pääuoman gradientti	0,8	6,0	2,6	m/km
vettä läpäisemätön ala	30	30	35	%
asukasluku	66000	31500	6950	kpl
asukastiheys	2930	3500	3650	kpl/km ²



Kuva 9. Mellunkylänpuuron valuma-alueen maankäyttö vuonna 1934 (A) ja vuonna 2000 (B). Merkkien ja symbolien selitykset: (A) 1. Peltö, niitty, 2. metsä, 3. suo, 4. purouoma, 5. talo, 6. päätie, 7. valuma-alueen raja, 8. valuma-alueesta myöhemmin erotettu osa. (B) 1. Kerrostaloalue, 2. pientaloalue, 3. teollisuusalue, 4. puisto, 5. avoin alue, niitty, 6. metsä, 7. julkinen rakennus, 8. päätie, 9. metrorata, 10. purouoma, 11. viemäriuoma, 12. vanha uoma, 13. koski, 14. kaupunkien raja. Lähteet: (A) Peruskartta 1:20000 6670/80 (1935), piirretty 1934-35; 6680/90 (1944), piirretty 1933-34 (B) Peruskartta 1:20000 2034 09 (2001), 2043 07 (2001) ja maastotyöt.



(kuva 8). Kaivoksen pohjoispuolella jokihaaressa oli kalliokynnys, joka esti uoman syvenemisen. Tämä johti siihen, että Vantaanjoen nykyinen laskuhaara puhkesi noin 2200 BP, jonka jälkeen vedenvirtaus Mätäjoen uomaan heikkeni ja uoma alkoi nopeasti täyttyä jokisedimenteillä. Vantaanjoen uoman synty tapahtui Djupbäckin bifurkaatiokohdan itäpuolisen glasifluviaalisen harjanteen puhjetessa. Noin 2000 BP yhteys Vantaanjoen ja Mätäjoenuoman välillä katkesi lopullisesti, ja uoman soistuminen pääsi käyntiin. Tuossa vaiheessa merenpinnan taso oli noin 8 m nykyisen merenpinnan yläpuolella ja Mätäjoen lasku-uoman suu oli ehtinyt siirtyä Pitäjämäen

putoukselle (Tikkanen & Ruth 2003).

Nykyään vain noin 400 metrin kannas erottaa Mätäjoen Vantaanjoesta. Merkinä muinaisesta yhteydestä on Hämeenlinnanväylän itäpuolella yhä nähtävissä Djupbäckin kuivunut uoma, jonka leveys on 30-40 metriä ja syvyys enimmillään yli viisi metriä. Entisen kynnyksen alapuolella on laaja, osittain hyllyvän turvekerroksen peittämä suvantoallas, jonka jatkeena on laaja soistunut jokilaakso. Mätäjoki saa nykyään alkunsa kyseiseltä suolta. Alueella tehdyt kairaukset osoittavat, että savikerrostumiin syöpinnyt vanha joenpohja on 5-7 m nykyisen maanpinnan alapuolella. Uoman pohjalla olevan saven päälle on kerrostunut ensin

hiekkaa ja sen päälle paksult jokilietettä, jonka joukossa on runsaasti puuainesta. Jokilietteiden päälle on lopuksi syntynyt turvekerrostumia veden virtauksen päätyttyä (Ruth & Tikkanen 2001; Tikkanen & Ruth 2003).

Mätäjoen historia Vantaanjoen muinaisena lasku-uomana on merkityksellinen tarkasteltaessa nykyisen Mätäjoen hydrologiaa. Nykyinen Mätäjoen uoma on kooltaan varsin vaatimaton sitä ympäröivään vanhaan Vantaanjoen uomaan verrattuna. Tulvien aikana vanha Vantaanjoen uoma täyttyy ja siitä muodostuu pitkänomainen tulvallas. Tämä pienentää selvästi nykyisen Mätäjoen tulvahuippuja ja tasaa virtaamaa.

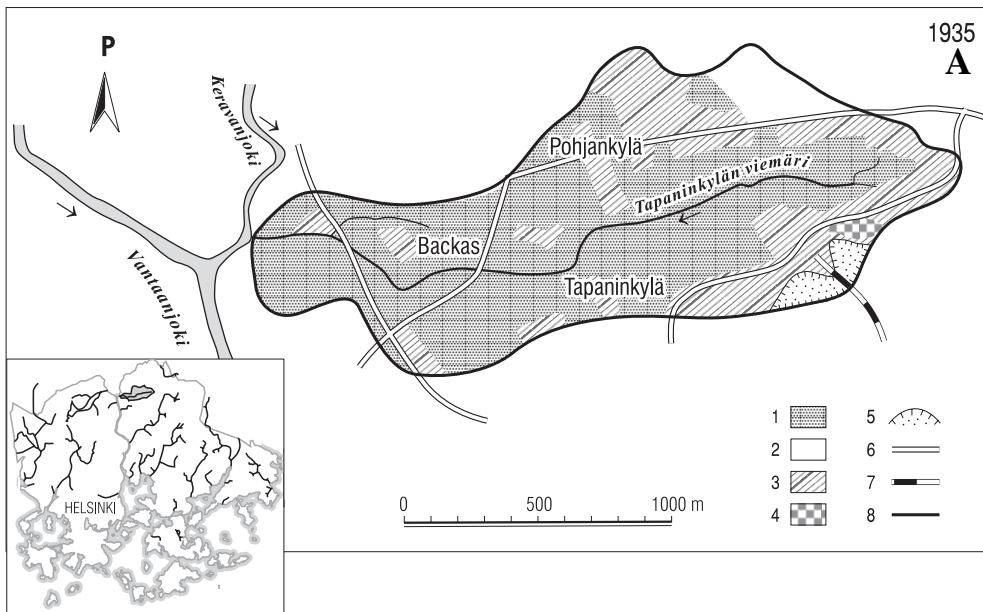
3.2 Mellunkylänpuro

Mellunkylänpuro sijaitsee Itä-Helsingissä ja pohjoisosiltaan myös Vantaan kaupungin alueella. Puron valuma-alueen koko on 9,9 km². Mellunkylänpuro saa alkunsa suo-ojana Slättmossenin keidassuolta Porvoon moottoritien pohjoispuolella ja laskee mereen Vartiokylänlahden perukassa (kuva 9). Mellunkylänpurolla on nykyisin vain muutamia sivuhaaroja. Niistä tärkeimpiä ovat Linnanpellonoja sekä Broändanpuro, joka virtaa Vartiokylänlahden jatkeena olevien vesijättömaiden halki ja yhtyy pääuomaan hiukan ennen Mellunkylänpuron suuta.

Mellunkylänpuro virtaa nykyisin lähes kokonaisuudessaan keinotekoisessa uomassa. Vesalassa ja Mellunmäessä pääuoman vedet virtaavat pitkiä matkoja viemäreissä. Länsimäentien jatkeen rakentamisen yhteydessä puro on johdettu betoniputkiin syvälle maan uumeniin. Alkuperäistä uomaa on oiottu ja syvennetty ruoppauksin myös lähes kaikkialla muualla. Uoman paikkaa on lisäksi siirretty lukuisissa kohdissa tie- ja asuntorakentamisen tieltä.

Mellunkylänpuron pääuoman pituus on 5,5 kilometriä ja putouskorkeus yhteensä 31 metriä. Puron keskimääräinen gradientti 5,6 m/km on selvästi muita tutkittuja valuma-alueita suurempi. Havaintopisteen yläpuolisen uoman keskimääräinen gradientti on vielä hiukan edellistä suurempi (6,0 m/km). Purossa on kolme koskea: putouskorkeudeltaan lähes kymmenen metriä korkea Aarpeuiston koski Vesalassa, Ojapuistonkoski ja Tankomäenkoski. Näistä Ojapuistonkoskessa on jäänteitä 1950-luvulla rakennetusta padosta, jonka avulla paikalle oli tehty uimapaikkana käytetty tekoallas. Vesalassa koskeen on rakennettu rinnakkaisia uomia, pohjapatoja ja suvantoaltaita.

Mellunkylänpuron valuma-alue on tehokkaasti viemäroity. Asumajätevesien viemärointi on toteutettu lähes kaikissa valuma-alueen kiinteistöissä. Kaduilta huleveden keräävät sadevesiviemärit laskevat Mellunkylänpuroon tai sen sivuoihin. Vettä läpäisemättömän pinta-alan osuus valuma-



Kuva 10. Tapaninkylänpuron valuma-alueen maankäyttö vuonna 1935 (A) ja vuonna 2000 (B). Merkkien ja symbolien selitykset: (A) 1. Pelto, niitty, 2. metsä, 3. pientaloalue, 4. kaatopaikka, 5. hiekkakuoppa, 6. päätie, 7. rautatie, 8. valuma-alueen raja. (B) 1. Niitty, pelto, avoin alue, 2. metsä,

alueella on 25 % (taulukko 5). Osa Mellunkylänpuron valuma-alueesta Broändanpuron pohjoisosissa on käännetty laskemaan Porvarinlahteen 1900-luvun puolella välissä. Todennäköisesti kyseinen uoma on alunperinkin laskenut Porvarinlahteen, mutta se on välillä käännetty juoksemaan Mellunkylänpuron kautta Vartiokylänlahteen (vrt. Alanen & Kepsu 1989; Jormola 2004). Myös valuma-alueen lounaisosassa ihminen on toimillaan kääntänyt osan luontaisesta valuma-alueesta virtaamaan toisaalle Mustapuroon. Muutoin ihmisen muokkaamat valuma-alueen rajat ovat nykyään pitkälti samat kuin luonnolliset topografian mukaiset rajat.

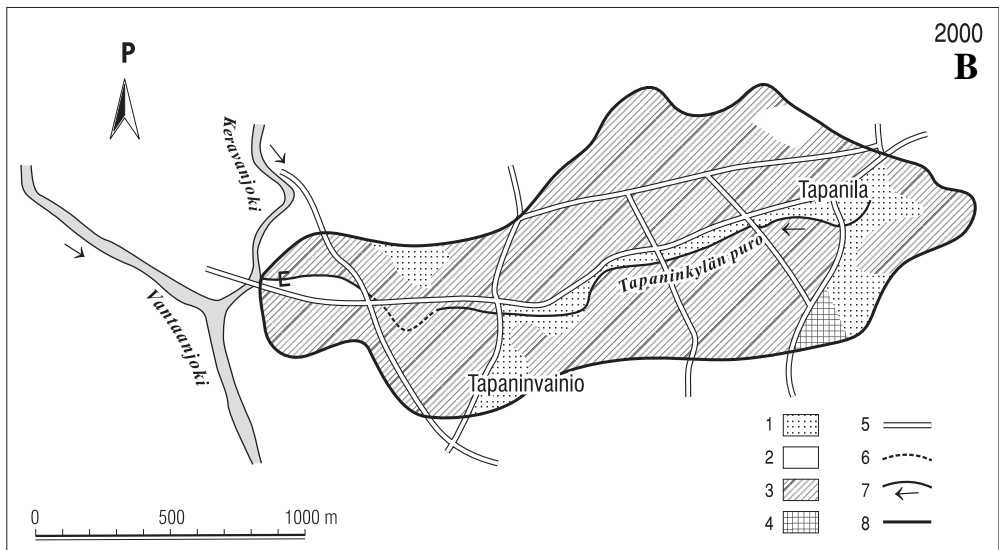
Mellunkylänpuron merkittävin sivuoja Broändanpuro yhtyy pääuomaan muutama sata metriä ennen Vartiokylänlahtea. Broändanpuron valuma-alue kattaa noin kymmenesosan koko Mellunkylänpuron valuma-alueesta. Broändanpuro saa nykyään alkunsa Itäväylän kupeesta Helsingin ja Vantaan kaupunkien rajalta. Purovarressa on useita tervaleppälehtoja, luhtaa ja purolaakso on osin luonnonsuojelualuetta (Mannila et al. 2001). Huomattava osa Broändanpuron vedestä on puroon purkautuvaa pohjavettä. Broändanpuro seuraa vanhaa Vartiokylänlahden linjaa. Puron korkeus merenpinnasta on sen alajuoksulla hyvin pieni, alle 1 metri, ja merenpinnan noustessa myrskyjen yhteydessä voi merivettä virrata pitkiä matkoja Broändanpuroa ylävirtaan. Muita Mel-

lunkylänpuron sivuojia on tarkemmin kuvattu Ketolan (1998) tutkimuksessa.

3.3 Tapaninkylänpuro

Tapaninkylänpuro sijaitsee Pohjois-Helsingissä. Tapaninkylänpuro on tutkituista valuma-alueista selvästi pienin, vain 1,9 km². Puro saa alkunsa Tapanilan pohjoispuolelta ja se laskee Keravanjokeen juuri ennen Keravanjoen ja Vantaanjoen yhtymistä (kuva 10). Tapaninkylänpurolla ei ole merkittäviä sivuojia. Sen sijaan valuma-alue on laajalti sadevesiviemäroityä ja hulevesiviemäreitä laskee puroon runsaasti. Vettä läpäisemättömän pinta-alan osuus valuma-alueesta on melko suuri, 35 % (taulukko 5), koska alueen pientalovaltainen asutus on tiivistä. Kotitalouksien jäteveden viemärointi kattaa koko valuma-alueen.

Tapaninkylänpuron pääuoma virtaa pääosin alkuperäisessä paikassaan savikon keskellä, mutta puroa on mitä todennäköisimmin siirretty paikoin peltoviljelyn alettua alueella. Nykyään Tapaninkylänpuron pääuoma on viety putkeen maan alle kolmessa eri kohdassa. Pisin, noin sadan metrin pituinen, maanalainen osuus on puron laskiessa Keravanjokeen. Purouomaa on myös monin paikoin muokattu rakentamisen yhteydessä ja se on jäänyt ahtaaseen maastokäytävään teiden sekä asutuksen väliin.



3. pientaloalue, 4. teollisuusalue, 5. päätie, 6. viemäroity uoma, 7. purouoma, 8. valuma-alueen raja. Lähteet: (A) Peruskartta 1:20000 6680/90 (1945), piirretty 1933-34. (B) Peruskartta 1:20000 2043 04 (2001) ja maastoryöt.

Tapaninkylänpuron uoma on gradientiltaan Mellunkylänpuroa loivempi, eikä purossa ole voimakkaita virta- tai koskikohtia. Pääuoman pituus on 2,3 km ja korkeuseroa Keravanjokeen muodostuu 7 metriä. Tapaninkylänpuron pääuoman gradientti on 2,9 m/km (taulukko 5).

3.4 Valuma-alueiden maa- ja kallioperä

Tutkituille valuma-alueille on ominaista savikoiden suuri osuus pinta-alasta. Mätäjoen valuma-alueesta savikkoa on 39 %, Tapaninkylänpuron 63 % ja Mellunkylänpuron 27 % (taulukko 6). Alueen savikot ovat syntyneet viimeisen jäätiköitymisvaiheen jälkeen Itämeren eri vaiheiden aikana. Pääosa valuma-alueiden savesta on litorinasavea, jonka alla voi paikoin olla aiempien Itämeren vaiheiden kerrostumia (Virkkala 1959). Savikerros on paksuimmillaan yli 15 metriä Kannelmäen ja Malminkartanon välisillä peltoaukeilla (Helsingin geotekninen kartta 1989). Savialueiden

sinkin Mellunkylänpuroon purkautuu pohjavettä useista eri paikoista, mikä pitää yllä puron alivirtaamaa. Mätäjoen valuma-alueesta 23 % on vahvasti huuhtoutunutta moreenia. Muilla valuma-alueilla moreenia on vain vähän.

Kalliota tai ohutpeitteistä maa-alueetta on Mätäjoella 12 % ja Mellunkylänpurolla 15 % valuma-alueen pinta-alasta. Osa tästä alueesta on nykyisin rakennettua. Turvetta on eniten Mellunkylänpurolla, 10 % valuma-alueen pinta-alasta. Huomattava osa kaikista kolmesta valuma-alueesta kuuluu nykyisin todellisuudessa maaperältään luokkaan ”täytemaa- ja toiminta-alue”, koska alkuperäinen maaperä on rakentamisen seurauksena peitetty tai poistettu.

Huonosti vettä läpäisevää maaperää (savea ja kalliota) on eniten Tapaninkylänpurolla (66 %) ja vähiten Mellunkylänpurolla (42 %).

Kallioperän vaikutus Helsingin purojen veden laatuun on vähäinen. Purouomat ja sivupurot kulkevat pääasiassa savikoilla. Savikon ja ympäröivän kaupunkiasutuksen vaikutukset peittävät vähäisen kallioperästä rapautuneiden aineiden

Taulukko 6. Valuma-alueiden maa- ja kivilajien suhteelliset osuudet. Laskettu Suomen geologinen kartta, maaperä 2034 (1986), 2043 (1956) ja Suomen geologinen kartta, kallioperä 2034 (1967), 2043 (1969) perusteella.

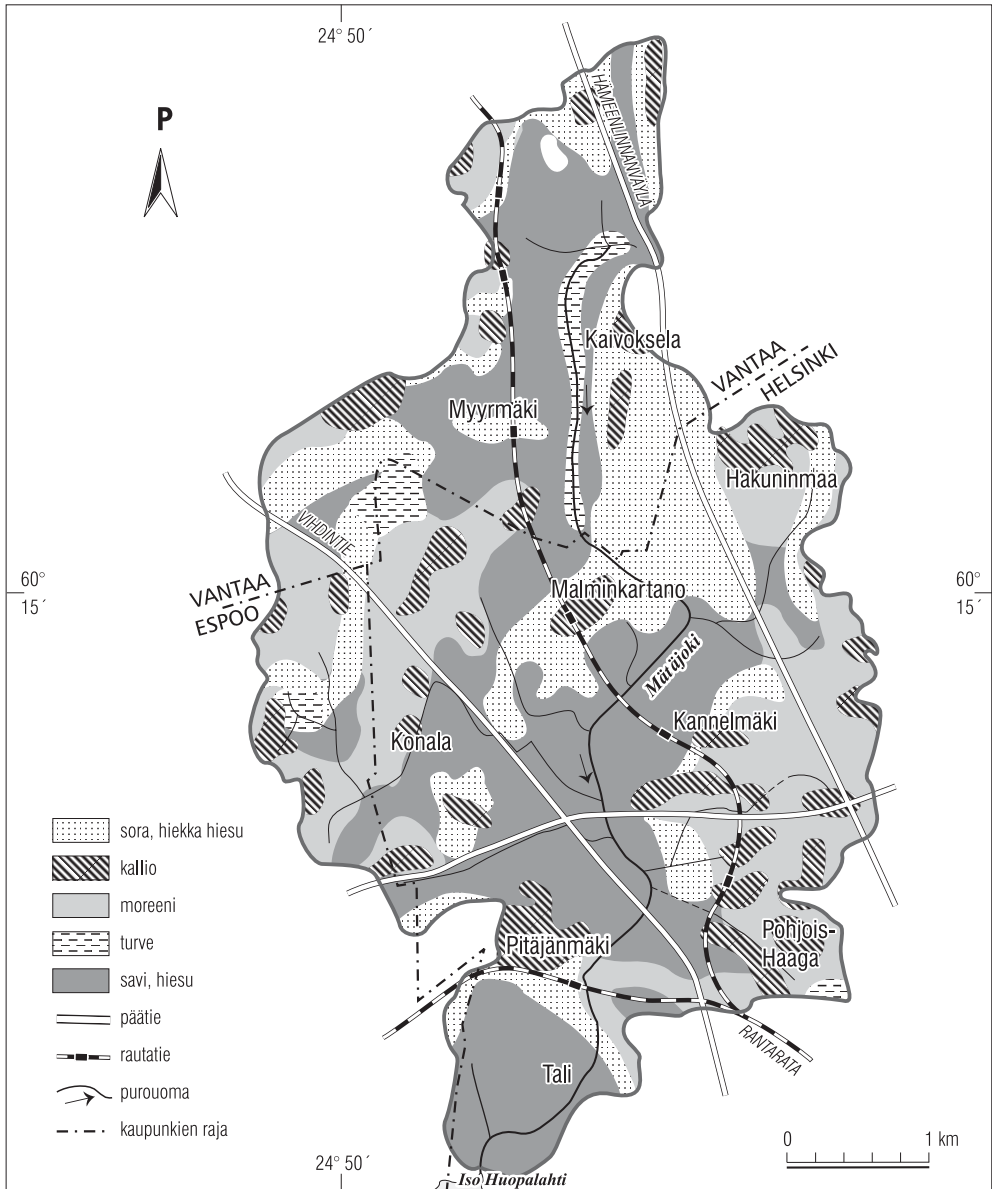
maaperä	MÄT	MEL	TAP
savi, hiesu	39 %	27 %	63 %
sora, hiekka, hieta	22 %	44 %	34 %
moreeni	23 %	4 %	-
kallio	12 %	15 %	3 %
turve	3 %	10 %	-
savi+kallio yhteensä	51 %	42 %	66 %
kallioperä	MÄT	MEL	TAP
kvartsi-granodoriitti	35 %	53 %	37 %
kvartsi-maasälpä gneissi	45 %	25 %	5 %
amfiboliitti ja metavulkaniitti	8 %	-	55 %
graniitti	9 %	20 %	8 %
kiillegneissi	3 %	1 %	-
gabro	-	1 %	-

runsaudella on yleensä selvä vaikutus puroveden kemialliseen laatuun. Savialueilla virtaavien pienten jokien veden sähkönjohtavuus ja emäskationimäärät ovat keskimäärin selvästi korkeampia kuin moreeni-, hiekka- tai suovaltaisilla alueilla (Lahermo et al. 1996).

Pääosa valuma-alueista on maaperältään hiekkaa, hiesua tai moreenia (kuvat 11, 12 ja 13). Sora-, hiekka- ja hietakerrostumia on Mätäjoen valuma-alueella 22 %, Mellunkylänpuron alueella 44 % ja Tapaninkylänpuron alueella 34 %. Var-

määrän. Geologian tutkimuskeskuksen tekemässä purovesitutkimuksessa kallioperän ja veden laadun välisistä korrelaatioanalyyseistä jätettiin pois rannikkoalueiden savivaltaiset valuma-alueet. Kallioperän vaikutus puroveden laatuun voidaan parhaiten havaita Keski- ja Itä-Suomessa (Lahermo et al. 1996).

Helsingin seudulla on paljon kalliopaljastumia. Maaston korkeuserot johtuvat pääasiassa kallioperän pinnan korkeusvaihteluista (Härme 1978; Laitala 1991). Kallioperä on syntynyt 1900



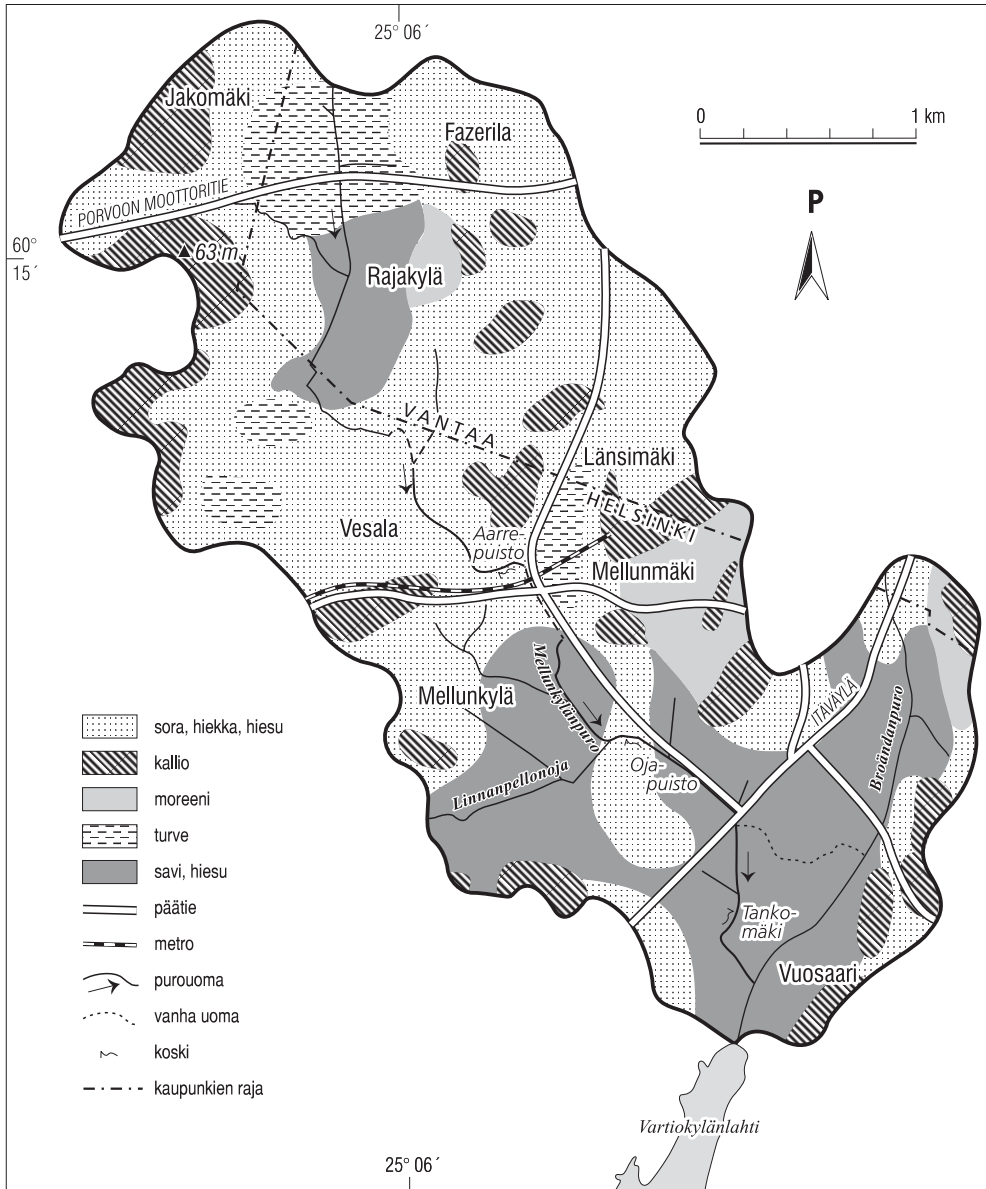
Kuva 11. Mätäjoen valuma-alueen maaperä (yleistetty Suomen geologinen kartta, maaperä 2034 (1986), 2043 (1956) mukaan).

miljoonaa vuotta sitten svekocarjalaisen orogeenin aikana (Laitala 1991).

Suurin osa Mätäjoen valuma-alueen kallioperästä (45 %) on kvartsi-maasälpägneisiä (taulukko 6), jossa päämineraaleina on kvartsin ja maasälvän lisäksi biotiittia (Härme 1978). Granodioriittia esiintyy runsaasti etenkin Mellunkylänpurolla (53 % pinta-alasta). Tapaninkylänpuron kallioperä on pääosin amfiboliittia ja metavulkaaniiteja (55 % pinta-alasta).

3.5 Valuma-alueiden maankäyttö

Tutkittut purot ovat muuttuneet 70 vuodessa kartanoiden peltopuroista kaupunkipuroiksi (kuva 14). 1930-luvulla peltoa ja niittyä oli valuma-alueen pinta-alasta Tapaninkylänpurolla 61 % ja vuonna 2000 enää 16 %, siitäkin suuri osa niityksi laskettua puistoa (kuva 10). Muilla puroilla peltoa, niittyä tai avoimia puistoja on nykyään alle 10 % valuma-alueen pinta-alasta (taulukko 7).

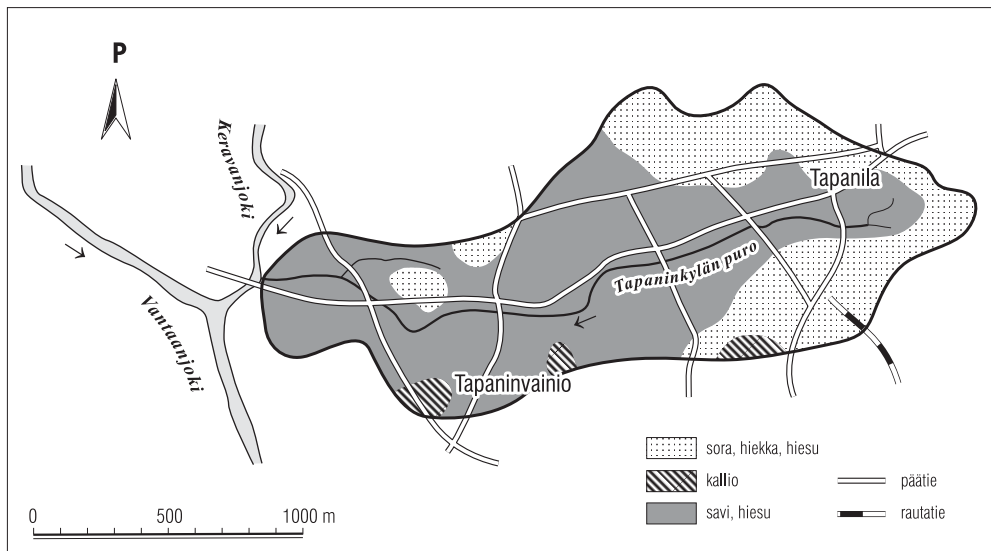


Kuva 12. Mellunkylänpuron valuma-alueen maaperä (yleistetty Suomen geologinen kartta, maaperä 2034 (1986), 2043 (1956) mukaan).

Pellot sijoittuvat pääosin purovarsien läheisille savikoille. Varsinaisessa viljelykäytössä pelloista on enää muutamia. Kaupunkilaisten palstaviljelyksiä on sen sijaan purojen tai sivuojen varressa sekä Helsingissä että Vantaalla, mutta ravinnekuormituksen kannalta niiden merkitys on vähäinen. Karjataloutta ei valuma-alueilla nykyisin ole. Maatalouden osuus tutkittujen purojen kokonaiskuormituksesta on hyvin pieni.

Kaupunkimetsät ympäröivät usein peltoalueita ja luovat valuma-alueille toimivia viherväyliä. Laajimmat yhtenäiset metsäalueet sijoittuvat

Mätäjoella Espoon Lintuvaaran ja Helsingin Malminkartanon väliselle alueelle sekä Mellunkylänpurolla Itäväylän eteläpuoliseen osaan valuma-alueita, Pohjois-Vuosaaren. Metsiä ja kalliota on Mätäjoella ja Mellunkylänpurolla huomattava osa valuma-alueen pinta-alasta, noin kolmannes. Tapaninkylänpurolla metsää ja kalliota on vain 3 % pinta-alasta. Mätäjoki saa alkunsa pieneltä suoalueelta Kaivokselan pohjoispuolella. Kyseistä suota lukuun ottamatta muut Mätäjoen valuma-alueen suoalueet sijoittuvat kauas pääuomasta ja niiden merkitys puroveden laatuun on hyvin pie-



Kuva 13. Tapaninkylänpuron valuma-alueen maaperä (yleistetty Suomen geologinen kartta, maaperä 2043 (1956) mukaan).

ni. Mätäjoen pääuoma, vanha Vantaanjoen uoma, on Vantaan kaupungin puolella soistunut veden heikon virtauksen seurauksena. Mellunkylänpuron valuma-alueella suota on valuma-alueista eniten, yhteensä 5 % pinta-alasta. Mellunkylänpuron

merkittävin suo on Slottmossen valuma-alueen pohjoisosassa (kuva 9). Kuivina kesinä alivirtaamakaudella suolta virtaava humuspitoinen vesi saattaa antaa väriä puroveteen aina alajuoksulla saakka. Mellunkylänpuron sivu-uoma Broän-



Kuva 14. Mätäjoen varren avointa peltomaisemaa 1930-luvulla nykyisen Malminkartanon kohdalta pohjoiseen. Kuva: Irma Osara.

Taulukko 7. Purojen valuma-alueiden maankäyttö tutkimusajankohtana ja noin 70 vuotta aikaisemmin. Lähteet samat kuin kuvissa 7, 9 ja 10.

	MÄT 2000	MÄT 1928	MEL 2000	MEL 1934	TAP 2000	TAP 1935
pientaloalue	21 %	7 %	28 %	3 %	78 %	28 %
kerrostaloalue	30 %	0 %	23 %	0 %	0 %	0 %
teollisuusalue	5 %	1 %	3 %	0 %	2 %	4 %
metsä, kallio	32 %	45 %	33 %	56 %	3 %	6 %
pelto, niitty, avoin puisto	9 %	38 %	8 %	32 %	16 %	61 %
suo	2 %	10 %	5 %	9 %	0 %	0 %
asuin- ja teollisuusalue	56 %	8 %	54 %	3 %	80 %	33 %

danpuro saa eniten vettä soistuneelta alueelta Itävälän eteläpuolelta, mikä vaikuttaa selvästi veden laatuun. Tapaninkylänpuron valuma-alueella ei ole soita.

Teollisuusalueita on tutkituilla valuma-alueilla prosentuaalisesti vähän, vain 2 – 5 %. Ne voivat kuitenkin aiheuttaa paikallisesti merkittävää kuormitusta lähiojiin tai puroihin (Ruth 1998). Mätäjoen valuma-alueella on kaksi suurehkoa teollisuusaluetta. Ruosilantien teollisuusalue sijoittuu Vihdintien ympäristöön Konalan ja Malminkartanon väliin. Ruosilantienojan veden laatu on aikaisemmassa tutkimuksessa ollut selvästi luontaisesta poikkeava (Ruth 1998). Teollisuusalue jatkuu Konalan teollisuusalueena Vihdintien länsipuolella. Tältä alueelta tulevassa ojassa on aikaisemmassa tutkimuksessa havaittu toistuvasti öljyä (Ruth 1998). Öljyä päätyy edelleen ajoittain hulevesien mukana kyseiseen sivuojaan. Toinen merkittävä teollisuusalue, rantaradan kupeessa sijaitseva Pitäjänmäen teollisuusalue, on viime vuosina osin muutettu asuinalueeksi (kuva 7). Strömbergin tehdas laski 1950-luvulla jätevesiä Mätäjokeen (Cajander 1952), mutta nykyään tehdään vaikutus puron veden laatuun on vähäinen. Mätäjoen valuma-alueella on myös useita pieniä teollisuuskeskittymiä.

Mellunkylänpuron valuma-alueen merkittävimmät teollisuusalueet ovat Fazerila valuma-alueen pohjoisosassa ja Vartiokylän teollisuusalue Itävälän varressa. Molemmilla teollisuusalueilla on havaittu olevan selviä vaikutuksia purovesiin. Fazerilasta puroon lasketaan jäädytysvesiä, jotka sinänsä ovat puhtaita.

Tapaninkylänpurolla teollisuutta on vain pienellä alueella Tapanilassa valuma-alueen kaakokulmassa.

Mätäjoen valuma-alueella asutus on kerrostalovaltaista ja tiivistä Lassilassa, Malminkartanossa, Pohjois-Haagassa ja Kannelmäessä (kuva 7). Vantaan puolella Myyrmäki, Kaivoksela ja osin Martinlaakso ovat kerrostalovaltaisia alueita. Mellunkylänpuron valuma-alueella kerrostalovaltaisia alueita ovat Mellunmäki, Kontula, Jakomäki ja osa Vesalaa. Mätäjoen valuma-alueen pinta-alasta 30 % on kerrostaloaluetta ja Mellunkylänpuron alueesta 23 %. Mätäjoen valuma-alueella pientalovaltaisia alueita ovat muun muassa Hakuninmaa, Uusmäki ja osa Konalasta. Mellunkylänpuron pientaloalueita ovat Vartiokylä, Mellunkylä, osa Vesalaa, Rajakylä ja osa Pohjois-Vuosaarta. Tapaninkylänpuron valuma-alueelle on rakennettu tiiviisti pientaloja ja matalia pienkerrostaloja, kerrostaloja ei ole. Yli kolme neljäsosaa koko valuma-alueesta on pientaloaluetta.

Mätäjoen valuma-alueella asui tutkimusajan kohdan alussa 72000 asukasta (taulukko 5), näistä Helsingissä noin 47 000. Keskimääräinen asukas-

tiheys Mätäjoen valuma-alueella on 2950 asukasta/km². Mellunkylänpuron valuma-alueen asukastiheys on 3200 asukasta/km² ja pientalovaltaisen Tapaninkylänpuron 3650 asukasta/km².

Rakennettuja alueita (asuinalueita tai teollisuusalueita) suhteutettuna valuma-alueen pinta-alaan on eniten Tapaninkylänpurolla (80 %). Mellunkylänpurolla vastaava osuus on 54 % ja Mätäjoella 56 %.

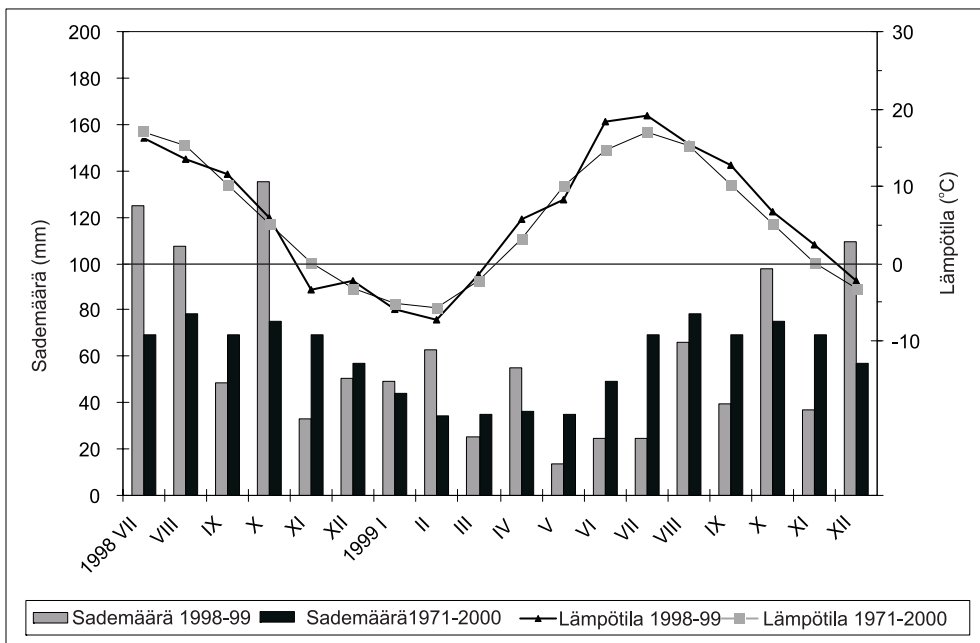
4. Sääolosuhteet tutkimusjakson aikana

Koko tutkimusjakson (1.7.1998-31.12.1999) kattavan säähavaintoaineiston tarkastelussa on käytetty lähinnä Ilmatieteen laitoksen Helsinki-Vantaan, jonkin verran myös Helsinki-Kaisaniemen havaintoaseman tietoja (Ilmatieteen laitos 2001). Helsinki-Vantaan säähavaintoaineisto korreloi paremmin valuma-alueilta saatujen sadanta- ja virtaamahavaintojen kanssa kuin Helsinki-Kaisaniemen aineisto. Valuma-aluekohtaisia sadantahavaintoja käytetään tässä tutkimuksessa lähinnä yksittäisten sade- ja tulvajaksojen tulkinnassa.

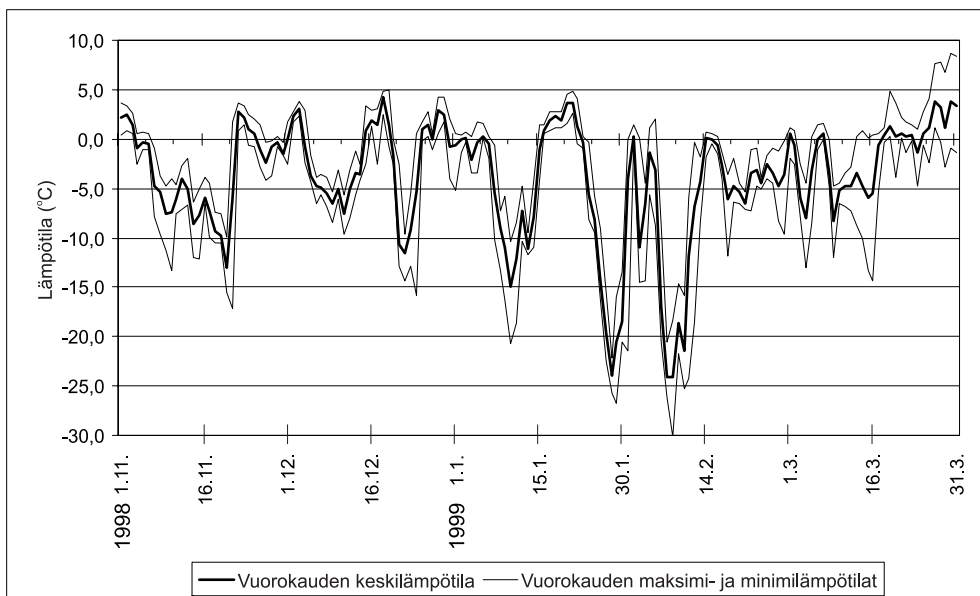
Sademäärät on korjattu tuulivirheen osalta tarkasteltaessa yksittäisiä sade-virtaamatapahtumia. Sen sijaan seuraavassa koko havaintojaksoa tarkastelevassa katsauksessa Ilmatieteen laitoksen havaintoaineisto on korjaamatonta. Tuulivirheen korjauksesta on aina erillinen maininta kyseisen aineiston yhteydessä.

Vuoden 1998 kesä ja alkusyksy olivat poikkeuksellisen sateisia. Helsinki-Vantaan havaintoasemalla satoi heinäkuussa 124,6 mm, mikä on lähes kaksinkertaisesti normaalikauden 1971-2000 heinäkuun keskimääräiseen 69 millimetriin verrattuna (kuva 15). Myös elokuu oli selvästi keskimääräistä sateisempi. Suurin havaittu vuorokauden sademäärä Helsinki-Vantaan havaintoasemalla heinä-syyskuussa 1998 oli 27,6 mm (11. heinäkuuta). Ukkossateet nostivat huomattavasti paikallisia sademääriä Helsingin purojen valuma-alueilla. Esimerkiksi Mellunkylänpurolla 3.7.1998 voimakkaan tulvan aikaansaanut ukkossade satoi tunnin aikana yhteensä 28 mm (tuulikorjattu arvo). Mätäjoella 6.8.1998 tulvavahinkoja aiheuttanut voimakas ukkonen toi sadetta yhteensä 39 mm, josta 29,1 mm viidentoista minuutista aikana (tuulikorjattuja arvoja).

Syyskuun sademäärä jäi hieman pitkäaikaisen keskiarvon alapuolelle, mutta lokakuun sademäärä oli jälleen lähes kaksi kertaa normaalikauden keskiarvoa suurempi. Lokakuun 9. päivästä lähtien satoi käytännössä joka päivä marraskuun 6. päivään saakka, useina päivinä yli 10 mm. Sen jälkeen loppusyksy ja alkutalvi olivat keskimää-



Kuva 15. Tutkimusjakson 1998-99 kuukausittaiset keskilämpötilat ja korjaamattomat sademäärät Helsinki-Vantaan havaintoasemalla (Ilmatieteen laitos 2001) verrattuna normaalikauden 1971-2000 (Drebs et al. 2002) vastaaviin arvoihin.



Kuva 16. Talven 1998-99 vuorokauden keskilämpötila sekä maksimi- ja minimilämpötilat Helsinki-Vantaan havaintoasemalla (Ilmatieteen laitos 2001).

räistä vähäisempiä. Vuoden 1998 jälkimmäisellä puoliskolla satoi yhteensä 499 mm, mikä oli 82 mm enemmän kuin normaalikauden 1971-2000 keskiarvo.

Lämpöoloiltaan vuoden 1998 jälkimmäinen puolisko vastasi melko tarkoin pitkänajan keskimääräisiä arvoja (kuva 15). Keskiarvosta poikkesi

selvästi marraskuu, jolloin ilma oli poikkeuksellisen kylmää ja lumi jäi useaksi viikoksi maahan jo kuukauden alussa. Marraskuun alun jälkeen loppusyksyllä ja talvikautena 1998-99 oli viisi merkittävää suojajaksoa (kuva 16) ennen maaliskuun puolivälissä alkanutta tulvajakson alkua.

Vuosi 1999 oli pääkaupunkiseudulla kokonai-

suutena hieman normaalia vähäsateisempi (kuva 15). Talvella heikkoja lumisateita saatiin kuitenkin säännöllisesti lähes päivittäin ja tammi-helmikuun kokonaissademäärä oli normaalia korkeampi. Maaliskuu oli sen sijaan vähäsateinen. Etenkin loppukevät toukokuun alusta alkaen ja kesä aina elokuuhun saakka olivat poikkeuksellisen vähäsateisia. Heinäkuun 1999 sademäärä Helsinki-Vantaan havaintoasemalla jäi 38 %:iin pitkän ajan keskiarvosta. Elokuun lopusta 28.9.1999 saakka oli lähes sateeton kausi. Sen jälkeen alkoi runsasateinen jakso, joka kesti 15. lokakuuta saakka. Tällöin satoi päivittäin ja useina päivinä runsaasti. Lokakuun lopulta aina marraskuun loppuun saakka oli vähäsateista, mutta joulukuun runsaat sateet nostivat koko vuoden sademäärän lähemmäs pitkän aikavälin keskiarvoa. Vuonna 1999 Helsinki-Vantaalla satoi 604,7 mm, mikä on 93 % normaalivuoden sademäärästä.

Vuosi 1999 oli 1,1 °C keskimääräistä lämpimämpi (kuva 15). Keväällä vuorokauden keskilämpötila nousi pysyvästi nollan yläpuolelle 19. maaliskuuta. Erityisen lämpimiä olivat kesä- ja heinäkuu, hellepäiviä oli Helsinki-Vantaalla 27. Myös koko loppuvuosi oli hieman keskimääräistä lämpimämpi. Ensimmäinen pidempi pakkasjakso alkoi syksyllä 14. marraskuuta.

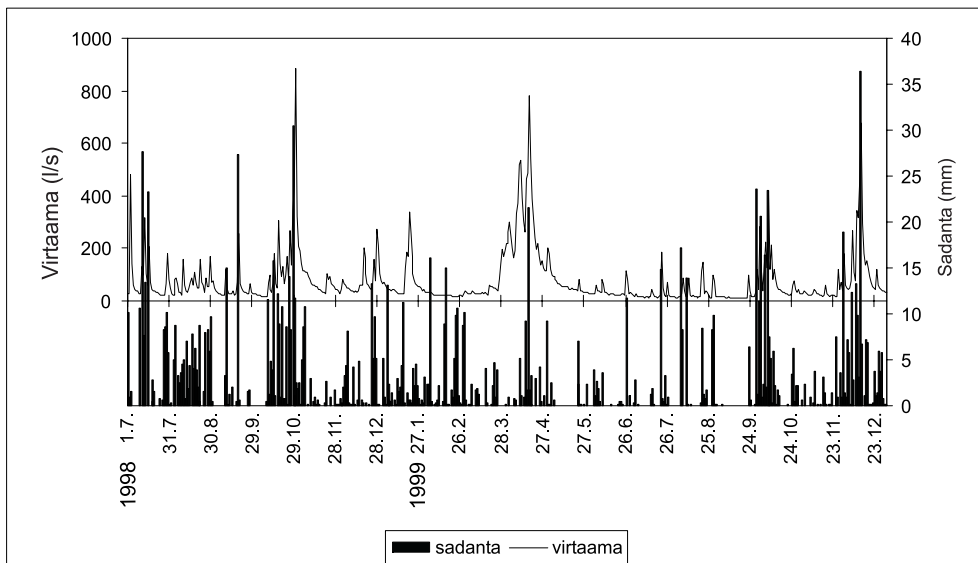
5. Virtaamaolosuhteet

Tutkimusjakson hieman keskimääräistä suurempi sademäärä nosti myös purojen keskivirtaamat, -valumat ja -valunnat varsin korkeiksi. Tutkitut valuma-alueet ovat pinta-alaltaan melko pieniä,

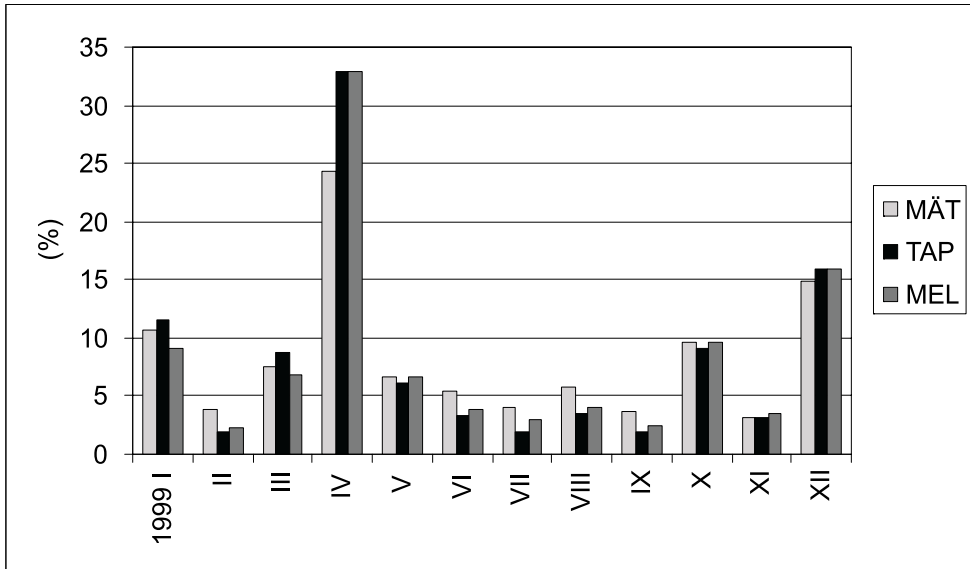
sijaitsevat pääosin huonosti vettä läpäisevällä alueella (savikkoa ja kalliota 42 – 66 %) ja niiden pinta-alasta melko suuri osa on vettä läpäisemätöntä (25 – 35 %). Siksi yksittäisen pienemmän sateen vaikutus on helposti havaittavissa purojen virtaamisissa (kuva 17).

Tutkimusjaksolle sattui useita poikkeuksellisen sateisia ja toisaalta poikkeuksellisen vähäsateisia jaksoja. Vuoden 1998 kesä oli runsasateinen ja tuolloin puroissa havaittiin tiheästi toistuvia tulvapiikkejä. Lokakuun sateet nostivat purojen virtaaman vielä kesäinkin korkeammalle. Marras-tammikuussa 1998-99 puroilla oli useita talvitulvia lumen välillä sulassa, kun ilma lämpeni pakkasjaksojen välillä. Helmikuussa purojen virtaamat olivat alhaiset ja lunta kertyi runsaasti. Kevättulva alkoi maaliskuun puolessa välissä ja sen huippu oli kuukautta myöhemmin. Varsinainen tulva loppui vapun tienoilla. Kesä 1999 oli vähäsateinen ja vain muutamat yksittäiset sateet aikaansaivat puroilla pieniä tulvia. Sen sijaan syys-lokakuun ja marras-joulukuun voimakkaat sateet nostivat purojen virtaaman pidemmäksi aikaa korkealle tasolle.

Huhtikuun kevättulvajakso poikkesi selvästi muusta vuodesta 1999. Vuoden kokonaisvalunnasta huhtikuun osuus oli Mätäjoella 24 % (88,6 mm) sekä Mellunkylänpurolla (86,7 mm) ja Tapaninkylänpurolla (106,5 mm) molemmilla 33 % (kuva 18). Kuukausivalunta oli huomattava myös tammi-, loka- ja joulukuussa. Näiden kuukausien sademäärät olivat keskimääräistä suurempia ja tammikuussa merkittävä osa aiemmin sataneesta lumesta sulii välillä pois. (vrt. kuva 15). Kuukausivalunta oli vähäisintä helmi- ja heinäkuussa, jol-



Kuva 17. Virtaama Mellunkylänpurolla sekä tuulikorjattu sadanta Helsinki-Vantaan havaintoasemalla (Ilmatieteen laitos 2001, mod.).



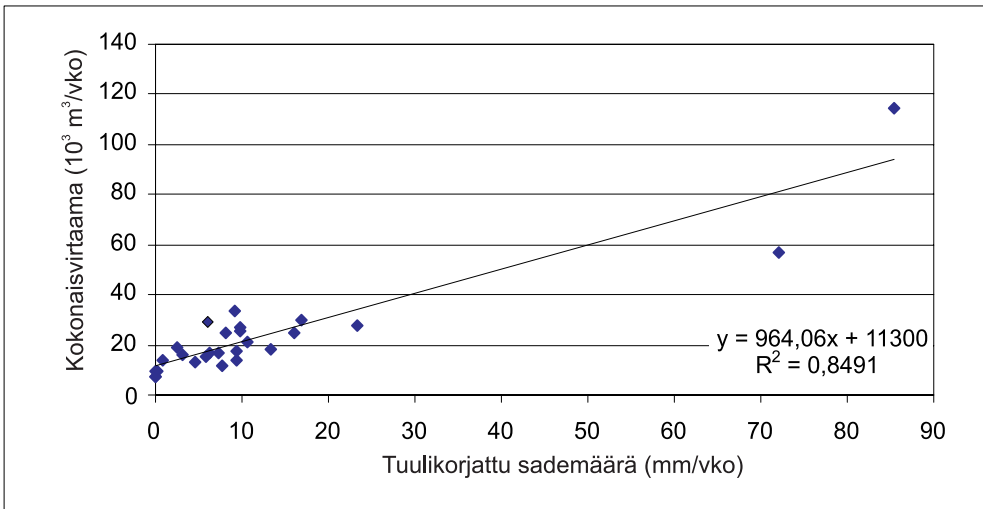
Kuva 18. Vuoden 1999 kuukausivaluntojen suhteellinen osuus vuosivalunnasta. Mätäjoen valunnasta poistettu kesäajan veden lisäjuoksutuksen vaikutus.

loin Tapaninkylänpuron kuukausivalunnat olivat alle 2 % koko vuoden määrästä (6,2 ja 6,0 mm/kk). Myös syyskuun kokonaisvalunta oli poikkeuksellisen pieni. Vuoden 1999 kokonaisvalunta oli Mätäjoella 375 mm (lisäjuoksutus poistettu), Mellunkylänpurolla 288 mm ja Tapaninkylänpurolla 356 mm.

Kesä-syyskauden 1999 tuulikorjatut viikon sademäärät selittivät 75-85 % tutkittujen purojen viikkojen välisistä virtaamavaihteluista (kuva 19). Helsinki-Vantaan tuulikorjatut sademäärät

selittivät viikon kokonaisvirtaamaa hieman valuma-alueilla tehtyjä sademäärän mittauksia huommin, mikä oli oletettavissa. Helsinki-Vantaan sademäärien selitysasteet (R^2) vaihtelivat välillä 0,7-0,8 (merkitsevyysaste 99,9 % ***).

Mätäjoen 1,5 vuoden tutkimusjakson keski- virtaama oli Pitäjänmäellä 288 l/s (12,8 l/s/km²) ja vuoden 1999 keski- virtaama 260 l/s (11,5 l/s/km²). Mätäjokeen juoksutetaan lisä- vettä kesä- kuukausina keskimäärin 55 l/s. Vuonna 1998 lisä- juoksutus oli välillä keskeytyksissä laitevikojen



Kuva 19. Viikon tuulikorjatun sademäärän ja viikon kokonaisvirtaaman välinen yhteys Mellunkylänpurolla 17.5.-15.11.1999 välisenä jaksolla.

Taulukko 8. Kuukausittainen keskivirtaama (Q), valuma (q) ja valunta (R) tutkituilla puroilla. Mätäjön lisäjuoksutuksesta korjatut arvot omissa sarakkeessaan.

	Q (l/s) MÄT	Q (l/s) MÄT/korj.	Q (l/s) TAP	Q (l/s) MEL	q (l/s/km ²) MÄT	q (l/s/km ²) MÄT/korj.	q (l/s/km ²) TAP	q (l/s/km ²) MEL
1998 VII	220,4	220,4	18,5	89,8	9,8	9,8	10,3	10,1
VIII	398,3	343,3	25,5	65,9	17,7	15,3	14,2	7,4
IX	266,0	266,0	24,8	44,5	11,8	11,8	13,8	5,0
X	539,6	539,6	52,5	137,1	24,0	24,0	29,2	15,4
XI	318,8	318,8	20,6	76,6	14,2	14,2	11,5	8,6
XII	325,0	325,0	21,9	78,9	14,4	14,4	12,2	8,9
1999 I	327,4	327,4	25,0	79,1	14,6	14,6	13,9	8,9
II	133,6	133,6	4,6	22,1	5,9	5,9	2,5	2,5
III	231,2	231,2	19,0	59,6	10,3	10,3	10,6	6,7
IV	769,1	769,1	74,0	297,7	34,2	34,2	41,1	33,5
V	206,3	178,8	13,3	59,0	9,2	7,9	7,4	6,6
VI	174,2	119,2	7,3	35,5	7,7	5,3	4,1	4,0
VII	122,0	67,0	4,1	25,3	5,4	3,0	2,3	2,8
VIII	178,6	123,6	7,7	35,0	7,9	5,5	4,3	3,9
IX	118,8	63,8	4,4	21,7	5,3	2,8	2,5	2,4
X	296,9	296,9	19,9	84,9	13,2	13,2	11,1	9,5
XI	102,2	102,2	6,9	31,8	4,5	4,5	3,8	3,6
XII	456,1	456,1	34,5	139,5	20,3	20,3	19,2	15,7
1998-99 ka	288,0	271,2	21,4	76,9	12,8	12,1	11,9	8,6
1998-99 max	769,1	769,1	74,0	297,7	34,2	34,2	41,1	33,5
1998-99 min	102,2	63,8	4,1	21,7	4,5	2,8	2,3	2,4
1999 ka	259,7	239,1	18,4	74,3	11,5	10,6	10,2	8,3
1999 talvi ka	305,7	305,7	21,4	80,3	13,6	13,6	11,9	9,0
1999 kevät ka	402,2	393,0	35,4	138,8	17,9	17,5	19,7	15,6
1999 kesä ka	158,3	103,3	6,4	32,0	7,0	4,6	3,5	3,6
1999 syksy ka	172,7	154,3	10,4	46,1	7,7	6,9	5,8	5,2
	R (mm) MÄT	R (mm) MÄT/korj.	R (mm) TAP	R (mm) MEL				
1998 VII	26,2	26,2	27,6	27,0				
VIII	47,4	40,9	37,9	19,8				
IX	30,6	31,7	35,8	13,0				
X	64,2	64,2	78,2	41,3				
XI	36,7	36,7	29,7	22,3				
XII	38,7	38,7	32,6	23,7				
1999 I	39,0	39,0	37,2	23,8				
II	14,4	14,4	6,2	6,0				
III	27,5	27,5	28,3	17,9				
IV	88,6	88,6	106,5	86,7				
V	24,6	21,3	19,8	17,8				
VI	20,1	13,6	10,5	10,3				
VII	14,5	8,1	6,0	7,6				
VIII	21,3	14,8	11,5	10,5				
IX	13,7	7,2	6,4	6,3				
X	35,3	35,3	29,6	25,5				
XI	11,8	11,8	9,9	9,3				
XII	54,3	54,3	51,3	42,0				
1998-99 ka	33,8	31,9	31,4	22,8				
1998-99 max	88,6	88,6	106,5	86,7				
1998-99 min	11,8	7,2	6,0	6,0				
1999 ka	30,4	28,0	26,9	22,0				
1999 talvi ka	35,9	35,9	31,6	23,9				
1999 kevät ka	46,9	45,8	51,5	40,8				
1999 kesä ka	18,6	12,2	9,3	9,5				
1999 syksy ka	20,3	18,1	15,3	13,7				



Kuva 20. 3.7.1998 tulvan jälkiä Mellunkylänpurolla.

takia. Jos Mätäjoen virtaamista poistetaan veden lisäjuoksutuksen vaikutus, päädytään arvoihin 271 l/s ja 239 l/s (12,1 l/s/km² ja 10,6 l/s/km²) (taulukko 8). Arvot ovat huomattavan korkeita verrattuna vuosien 1995-96 tutkimukseen, jolloin vuoden mittaisen jakson keskivirtaama oli vain 129 l/s (Ruth 1998). Tutkimusjakson 1995-96 sademäärä oli kuitenkin poikkeuksellisen pieni.

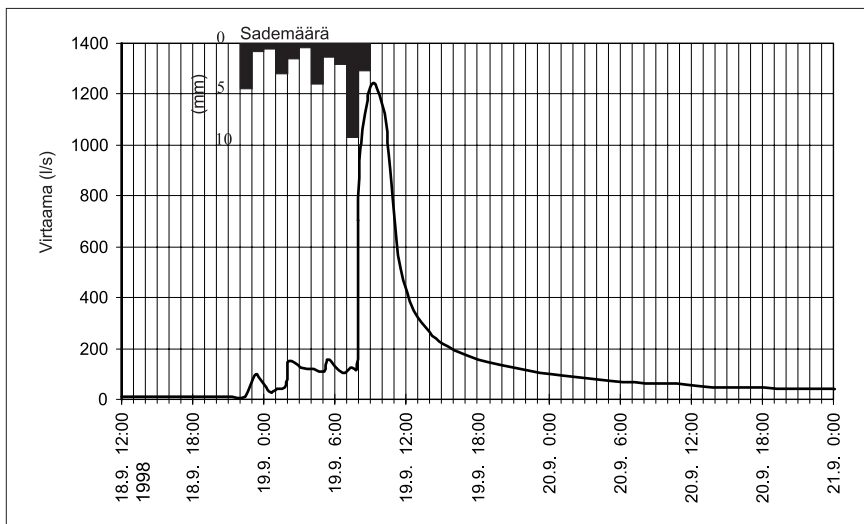
Tutkimusjakson keskivirtaama Tapaninkylänpurolla oli 21,4 l/s ja vuoden 1999 keskivirtaama 18,4 l/s (11,9 ja 10,2 l/s/km²). Aikaisemmissa tutkimuksissa keskivirtaamaksi on valuma-alue-tulkinnan perusteella laskennallisesti saatu vain 6 l/s (Hämäläinen & Niiranen 1993; Tarkkala 2002). Mellunkylänpuron keskivirtaama 1998-99 oli 76,9 l/s ja vuonna 1999 74,3 l/s (8,6 ja 8,3 l/s/km²). Tutkimusjaksolla 1995-96 Mellunkylänpuron keskivirtaama oli 35,7 l/s (Ketola 1998) ja puron keskivirtaamaksi on arvioitu 41 l/s (Hämäläinen & Niiranen 1993; Tarkkala 2002).

Tutkimusjakson voimakkaimmat hetkelliset tulvat ajoittuivat kesään ja alkusyksyyn. Mellunkylänpurolla 3.7.1998 iltapäivällä voimakas ukkos- ja raesade aiheutti runsaasti tulvavahinkoja (kuva 20) ja nosti puron virtaaman noin 3000 l/s, mikä vastaa valuma-arvoa 337 l/s/km². Suurin Mellunkylänpuron virtaama on arvio, koska tulvavesi pääsi tulvan huippuvaiheessa osittain kiertämään mittapadon. Toiseksi voimakkain tulva Mellunkylänpurolla oli virtaamaltaan vain noin puolet edellisestä. Virtaama nousi 13.7.1998 hetkellisesti 1565 l/s ja 30.10.1998 päästiin lähelle 1500 l/s. Mellunkylänpuron pienin alivirtaama oli

9,1 l/s (1,0 l/s/km²) heinäkuun 8. päivä. Syyskuun lopussa 1999 virtaama laski lähes yhtä alhaiselle tasolle.

Tapaninkylänpuro on virtaamaolosuhteiltaan äärevä. Suurin hetkellinen virtaama esiintyi 19.9.1998, jolloin uomassa virtasi vettä 1243 l/s (691 l/s/km²) (kuva 21). Tuolloin Tapaninkylänpurolla satoi mittapadon läheisyydessä olevaan sademittariin lyhyessä ajassa 31,6 mm (tuulikorjattu lukema). Vuorokauden 19.9.1998 kokonaisvalunta Tapaninkylänpuron valuma-alueella oli 13,8 mm, joten kyseisen vuorokauden purkautumiskertoimeksi saadaan 0,44. Seuraavaksi voimakkaimmat tulvat nostivat Tapaninkylänpuron virtaaman 481 ja 398 l/s (12.8.1998 ja 11.7.1998). Tapaninkylänpurolla alin virtaama havaittiin 23.9.1999, jolloin vettä virtasi pitkän kuivan kauden lopulla vain 1,5 l/s (0,8 l/s/km²).

Mätäjoki on valuma-alueeltaan muihin tutkituihin puroihin verrattuna laaja ja sen pääuomaan muodostuu Pitäjänmäen yläpuolella tulva-aikana pitkä tulvajärvi. Suurimmat hetkelliset virtaamat olivat silti yllättävän alhaisia. Voimakkain Mätäjoen tulva oli seurausta samasta sateesta 19.9.1998 kuin Tapaninkylänpurolla. Tuolloin Mätäjoen virtaama nousi 1915 l/s (85,1 l/s/km²). Alhaisimmillaan virtaamat olivat vuoden 1999 kesällä ja loppusyksyllä, jolloin pienin hetkellinen virtaama oli 57,9 l/s (2,6 l/s/km²). Lukema mitattiin 21.7.1999, vaikka lisävetä juoksutettiin Mätäjoen yläjuoksulle 55 l/s. Luontainen alivirtaama olisi ollut selvästi tätä alhaisempi, arviolta suuruusluokkaa 20 l/s (noin 0,9 l/s/km²). Osa Mätäjoen vedestä



Kuva 21. Virtaama ja tuulikorjattu sademäärä Tapaninkylänpurolalla 18.9.-20.9.1998 tulvan aikana.

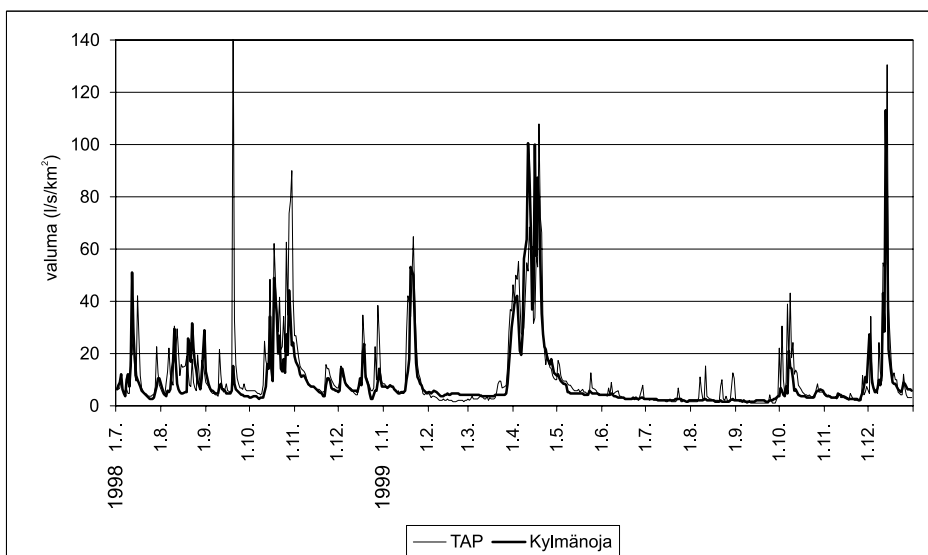
haihtuu yläjuoksun soistuneella alueella. Pieniä määriä purovettä käytetään myös kasteluun siirtolapuutarhoilla, talojen pihoidilla ja golf-kentällä.

5.1 Valumien vertailu Vihdin Kylmänojaan

Kolmen tutkitun alueen valumia verrattiin Suomen ympäristökeskuksen pienten valuma-alueiden seurannassa mukana olevaan Vihdin Kylmänojaan (Suomen ympäristökeskus 2004a). Kylmänoja on maankäytöltään vaihteleva, Mätä-

jokeen ja Mellunkylänpuroon verrattuna selvästi pienempi (4,0 km²) valuma-alue, eikä se sijoitu kaupunkialueelle.

Kylmänojan vuorokausivalumat olivat varsin lähellä Helsingin purojen vastaavia valumia. Suurimmat erot olivat yksittäisissä tulvissa, joista useat olivat paikallisten sateiden aikaansaamia. Myös kevättulvan voimakkuus oli samaa suuruusluokkaa ja tulva esiintyi samaan aikaan kuin Helsingin puroilla (kuva 22). Kesällä 1999 Kylmänojan valuma poikkesi kuitenkin selvästi Helsingin purojen valumista. Jakso oli poikkeuksellisen kuiva ja suhteellisen pienet yksittäiset



Kuva 22. Vuorokauden keskivaluma Tapaninkylänpurolalla ja Suomen ympäristökeskuksen seuranta-alueella Kylmänojalla (Suomen Ympäristökeskus 2004a).

sateet mitä ilmeisimmin imeytyivät suurelta osin Kylmänojan valuma-alueella maaperään, eikä valumassa tapahtunut sateiden jälkeen merkittäviä muutoksia. Sen sijaan Helsingin kaupunkipuroissa pienikin sade sai aikaan myös kuivuuden vallitessa selvän tulvapiikin valumakäyrään, koska vesi ei pääse imeytymään kaupunkipurojen valuma-alueiden vettä läpäisemättömiltä pinnoilta. Koko vuoden keskimääräisiin arvoihin kyseisen kesäkauden vaikutus oli kuitenkin hyvin pieni. Suurempia eroja Kylmänojan ja kaupunkipurojen välillä olisi todennäköisesti havaittavissa, jos yksittäisiä tulvia voitaisiin verrata keskenään tarkemmalla aikaresoluutiolla.

5.2 Valuntakertoimet

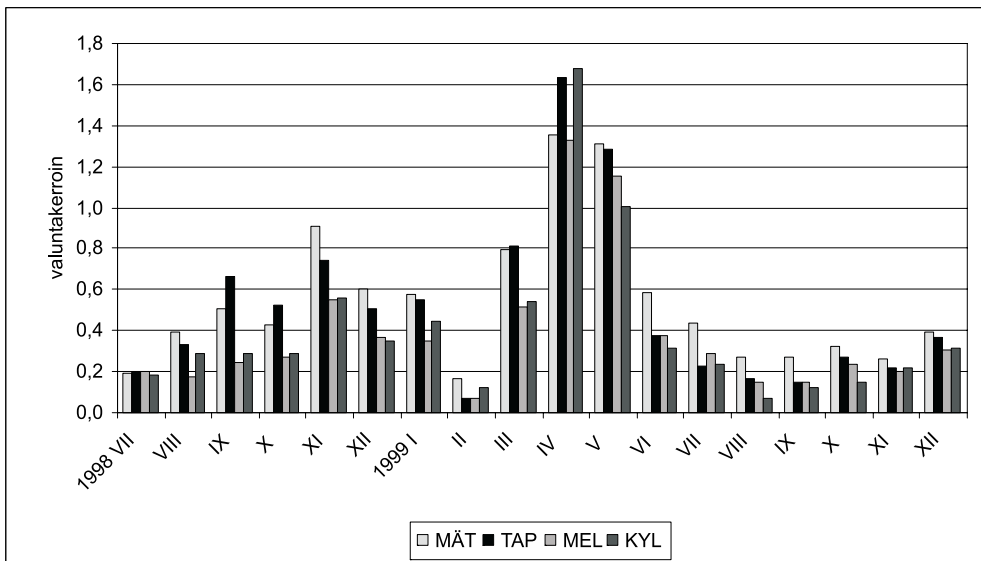
Kokonaisvaluntakerroin kuvaa sitä, kuinka suuri osa sateesta on muuttunut valunnaksi. Keväällä lumen sulassa valuntakertoimen määrittäminen on hankalaa. Kuukausittaiset valuntakertoimet ovat teoreettisesti suurimmat kevättulvan aikana, jolloin talven aikana kertyneestä lumesta vapautuu sulamisen yhteydessä huomattavia määriä vettä. Huhtikuussa 1999 valuntakerroin oli Tapaninkylänpurolla 1,68, Mätäjoella 1,36 ja Mellunkylänpurolla 1,33. Suurin osa sulavasta lumesta oli kuitenkin satanut jo aikaisempien kuukausien aikana. Valuntakertoimet olivat pienimmillään keskitalvella ja kuivan kesä- ja syyskauden jälkeen syksyllä 1999 (kuva 23). Helmikuun pienen valuntakertoimen selittää sateen kertyminen maahan lumena. Valuntakerroin oli tuolloin Tapaninkylänpurolla ja Mellunkylänpurolla 0,07 ja

Mätäjoella 0,16. Mätäjoen muita puroja suurempaa valuntakerrointa alivirtaamakaudesta selittää se, että puro saa alkunsa suolta ja veden virtaus uomassa on pienen gradientin takia hyvin hidas. Vuoden 1999 syksyllä purojen valuntakertoimet olivat pitkään hyvin alhaisia. Syyskuussa Tapaninkylänpuuron valuma-alueelle sataneesta vedestä vain 15 % ja Mellunkylänpurolla 14 % virtasi purojen kautta mereen.

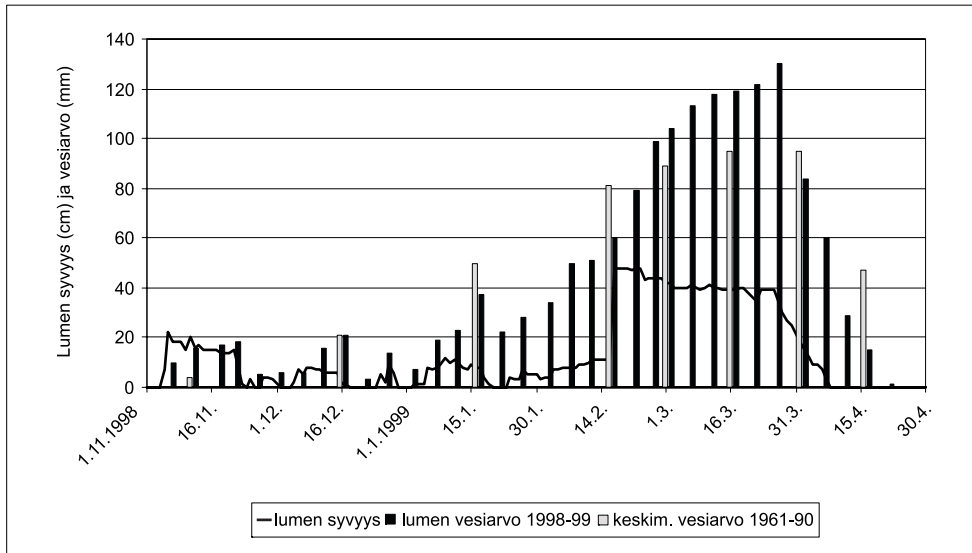
Koko tutkimusajanjakson keskimääräinen valuntakerroin oli Mätäjoella 0,47, Tapaninkylänpurolla 0,45 ja Mellunkylänpurolla 0,35. Mätäjoen kertoimesta on poistettu lisäveden pumppaus purouomaan kesäkuukausina. Arvot ovat samaa suuruusluokkaa kuin vertailukohteena olleella Vihdin Kylmänojaalla (0,37). Valuntakertoimien perusteella ja kuukausittain tarkasteltuna valuntolosuhteet ovat tutkituilla kaupunkipuroilla varsin samanlaiset kuin Vihdin Kylmänojaalla.

5.3 Vuorokautinen virtaaman vaihtelu kevään sulamisjakson alussa

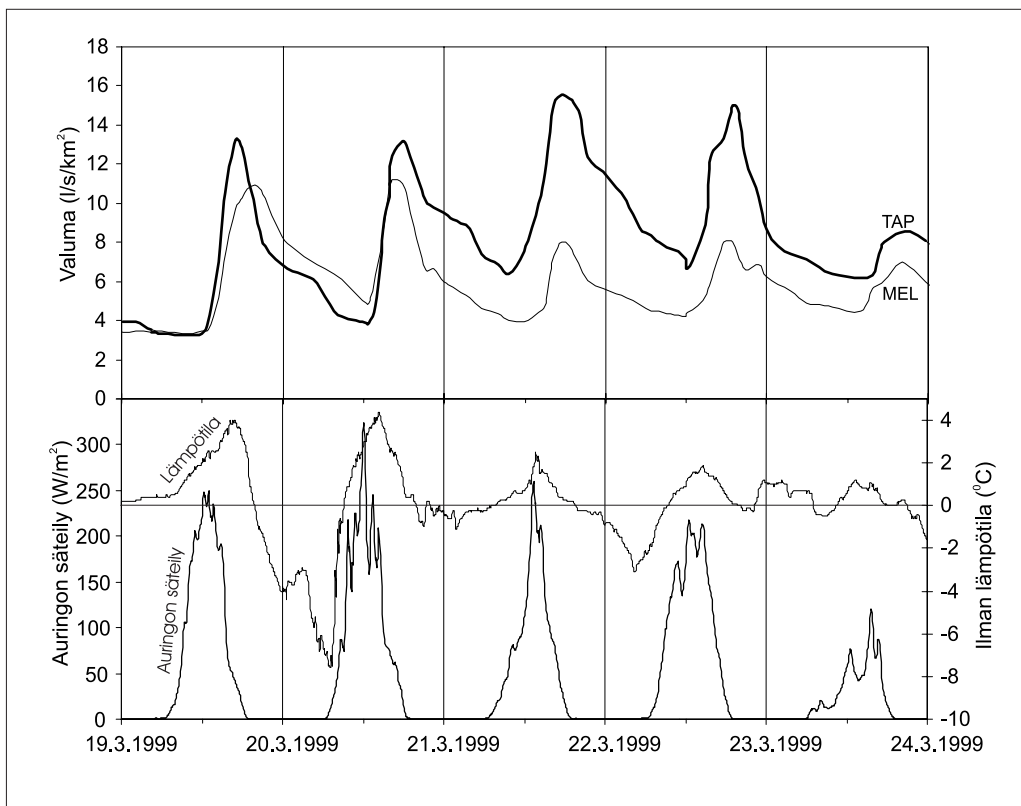
Sulamisjakson alussa sulaminen ja purojen virtaaman vaihtelut tapahtuvat vuorokaudenaikojen mukaisessa rytmissä. Pilvettömänä päivänä auringon säteet lämmittävät ympäristöä ja sulattavat lunta voimakkaimmin alkuiltapäivän tunteina. Sulamisvedet eivät kuitenkaan päädy välittömästi puroon, vaan suotautuvat lumen lävitse noroina ojiin ja sieltä havaintopisteeseen. Vuorokauden huippuvirtaama valuma-alueilla havaittiin siksi



Kuva 23. Valumakertoimet Helsingin kaupunkipuroilla ja Kylmänojaalla. Veden lisäjuoksutuksen vaikutus Mätäjoen kokonaisvaluntakertoimiin on poistettu.



Kuva 24. Lumen syvyys Helsinki-Vantaan havaintoasemalla (Ilmatieteen laitos 2001) ja vesiarvo Oulunkylän lumilinjalla talvella 1998-99 ja keskimäärin 1961-90 (Hyvärinen 1998, 1999a).



Kuva 25. Ilman lämpötila ja auringon säteilyn voimakkuus Mellunkylänpuron havaintoasemalla verrattuna Mellunkylänpuron ja Tapaninkylänpuron valuma-arvoihin lumensulamisjakson alkuvaiheessa keväällä 1999.

selvästi myöhemmin kuin vuorokauden lämpimin hetki. Pilvettömällä säällä lämpötila laskee yöllä usein pakkasen puolelle. Tämä lopettaa lumen sulamisen ja laskee purojen virtaamia.

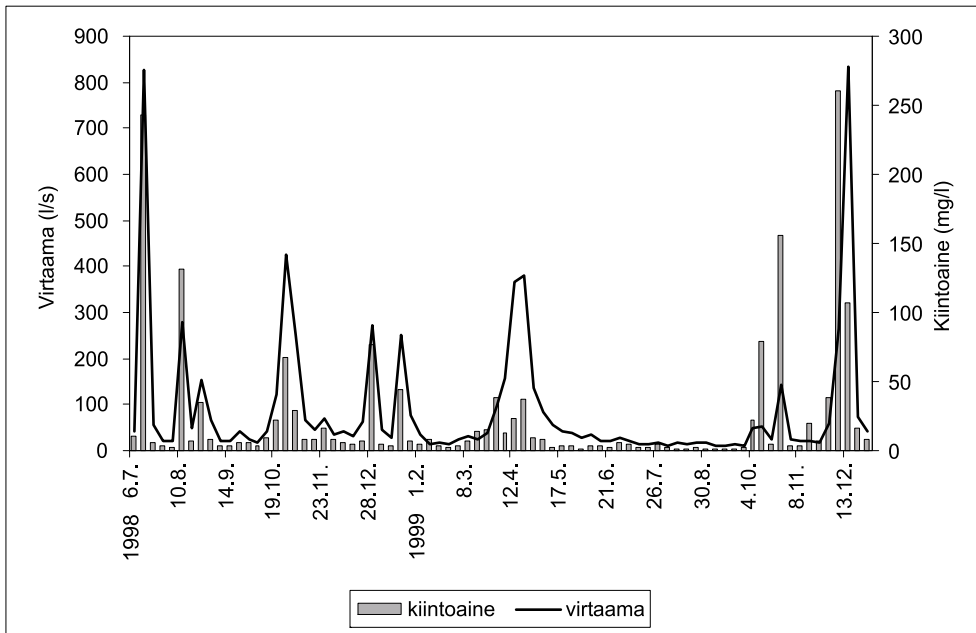
Keväällä 1999 lumen vesiarvo oli pääkaupunkiseudulla sulamisjakson alussa 1.3.1999 hieman keskimääräistä korkeampi (104 mm, kuva 24). Ensimmäiset merkit lumen sulamisesta ja virtaaman heikosta voimistumisesta havaittiin maaliskuun ensimmäisinä päivinä, jolloin päivälämpötila nousi hiukan lämpöasteiden puolelle. Varsinaisen sulamis- ja tulvajakso alkoi kuitenkin vasta 18.3.1999, jolloin vuorokauden keskilämpötilat nousivat pysyvästi lämpöasteiden puolelle.

Tulvan alkuvaiheessa lämpötila vaihteli päivän lämpöasteiden ja yöpakkasten välillä. Vuorokauden maksimivirtaama saavutettiin Tapaninkylänpurolla ja Mellunkylänpurolla yleensä kello 17-19 ja minimivirtaama kello 11-12 (kuva 25). Voimakkain vuorokauden sisäinen vaihtelu oli huhtikuun alussa. Mellunkylänpuron virtaama oli 2.4.1999 klo 17 noussut lukemaan 434 l/s ja laski seuraavan aamupäivän klo 11.30 mennessä noin puoleen eli 219 l/s. Mätäjoella vuorokauden maksimivirtaama saavutettiin myöhemmin illalla kuin muilla puroilla. Tähän on syynä Mätäjoen valuma-alueen suurempi koko. Mätäjoella huippuvirtaamaan päästiin klo 19-24 ja minimivirtaama saavutettiin päivällä säteilymaksimin aikaan klo 12-13. Mätäjoella vuorokauden sisäinen virtaamavaihtelu oli myös selvästi vähäisempää kuin kahdella pienemmällä kaupunkipurolla. Tulvan

voimistuessa vuorokausivaihtelu heikkeni. Tähän vaikuttivat myös huhtikuun puolenvälin vesisateet. Kevään 1999 tulvan huippu saavutettiin 17.4.1998, kun edellisenä päivänä oli satanut vettä 21,4 mm. Tämän jälkeen myös lumipeitteen syvyys Helsinki-Vantaalla (Ilmatieteen laitos 2001) ja lumen vesiarvo Oulunkylässä (Hyvärinen 1999a) alkoivat voimakkaasti laskea. Tarkemmin kevättulvaa ja sen vaikutusta veden laatuun käsitellään tuonnempana.

6. Kiintoaine ja liuennut aine kaupunkipuroissa

Mellunkylänpuron ja Tapaninkylänpuron kiintoainepitoisuuden vaihtelut olivat nopeita ja ne korreloivat erittäin merkittävästi positiivisesti virtaaman kanssa. Mätäjoella virtaaman vaihtelu oli vähäisempää ja veden kiintoainepitoisuudet muita tutkittuja puroja pienempiä. Kiintoainepitoisuudet olivat suurimmat kesän ja syksyn sateiden aikana sekä kevättulvan tulvapiikkien ollessa nousussa. Kesän 1999 pitkänä vähäsateisena kautena niin virtaamat kuin kiintoainepitoisuudetkin olivat matalia (kuva 26). Kiintoainepitoisuudet olivat yleensä selvästi korkeampia tulvan alkuvaiheessa kuin yhtä voimakkaan virtaaman vallitessa tulvan ollessa laskussa. Pitkän virtaamaltaan niukan kauden jälkeen melko pienikin sade huutoi kaduilta ja uomasta sinne kertyneitä



Kuva 26. Kiintoainepitoisuus (mg/l) ja näytteenottohetken virtaama (l/s) maanantaisin otetuissa näytteissä Mellunkylänpurolla.

Taulukko 9. Kiintoaineen ja liuennan aineen pitoisuuksien tunnuslukuja sekä kiintoaineen sisältämän orgaanisen aineen prosenttiosuus viikottain otetuissa näytteissä.

	kiintoaine (mg/l)			liuennut aine (mg/l)			orgaanista ainetta % kiintoaineesta		
	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL
\bar{x}	12,1	19,8	22,5	253,8	300,9	244,7	27,0	13,1	22,3
Md	10,2	12,7	6,3	247,0	291,0	246,0	25,8	13,1	19,6
Sd	9,6	19,4	46,9	109,3	88,9	60,8	7,0	3,5	10,2
Max	53,3	85,3	260,0	846,0	721,0	486,0	62,0	21,4	66,7
Min	2,0	4,6	0,6	95,0	133,0	83,0	14,7	5,4	6,4

aineisia ja nosti kiintoainepitoisuuden korkeaksi. Suurin hetkellinen kiintoainepitoisuus, 1488 mg/l, havaittiin 11.7.1998 Mellunkylänpurolla ukkossateen aikaansaaman tulvan alkuvaiheessa. Tapaninkylänpuron ja Mätäjoen korkeimmat kiintoainepitoisuudet olivat selvästi pienemmät (459 mg/l ja 297 mg/l). Kerran viikossa maanantaisin otettujen näytteiden kiintoaineen maksimipitoisuudet olivat selvästi edellä mainittuja tulvanäytteitä pienempiä (taulukko 9).

Kerran viikossa otettujen näytteiden kiintoainepitoisuudet olivat matalia vuoden 1999 kevät-tulvan lopulta aina lokakuun alkuun saakka. Pienin tässä tutkimuksessa havaittu kiintoainepitoisuus oli 0,6 mg/l. Se havaittiin Mellunkylänpurolla pitkän vähäsateisen kauden lopulla 20.9.1999. Kerran viikossa otettujen näytteiden kiintoainepitoisuuden aritmeettiset keskiarvot vaihtelivat eri puroilla välillä 12,1-22,5 mg/l (taulukko 9). Mellunkylänpuron kiintoainepitoisuuden keskiarvo (22,5 mg/l) oli kaikista puroista suurin, mutta mediaani (6,3 mg/l) pienin. Mellunkylänpuron kiintoainepitoisuuden voimakasta vaihtelua kuvaa hyvin saatujen tulosten suuri keskihajonta, 46,9 mg/l, kun Mätäjoelta kerättyjen näytteiden vastaava keskihajonta oli vain 9,6 mg/l.

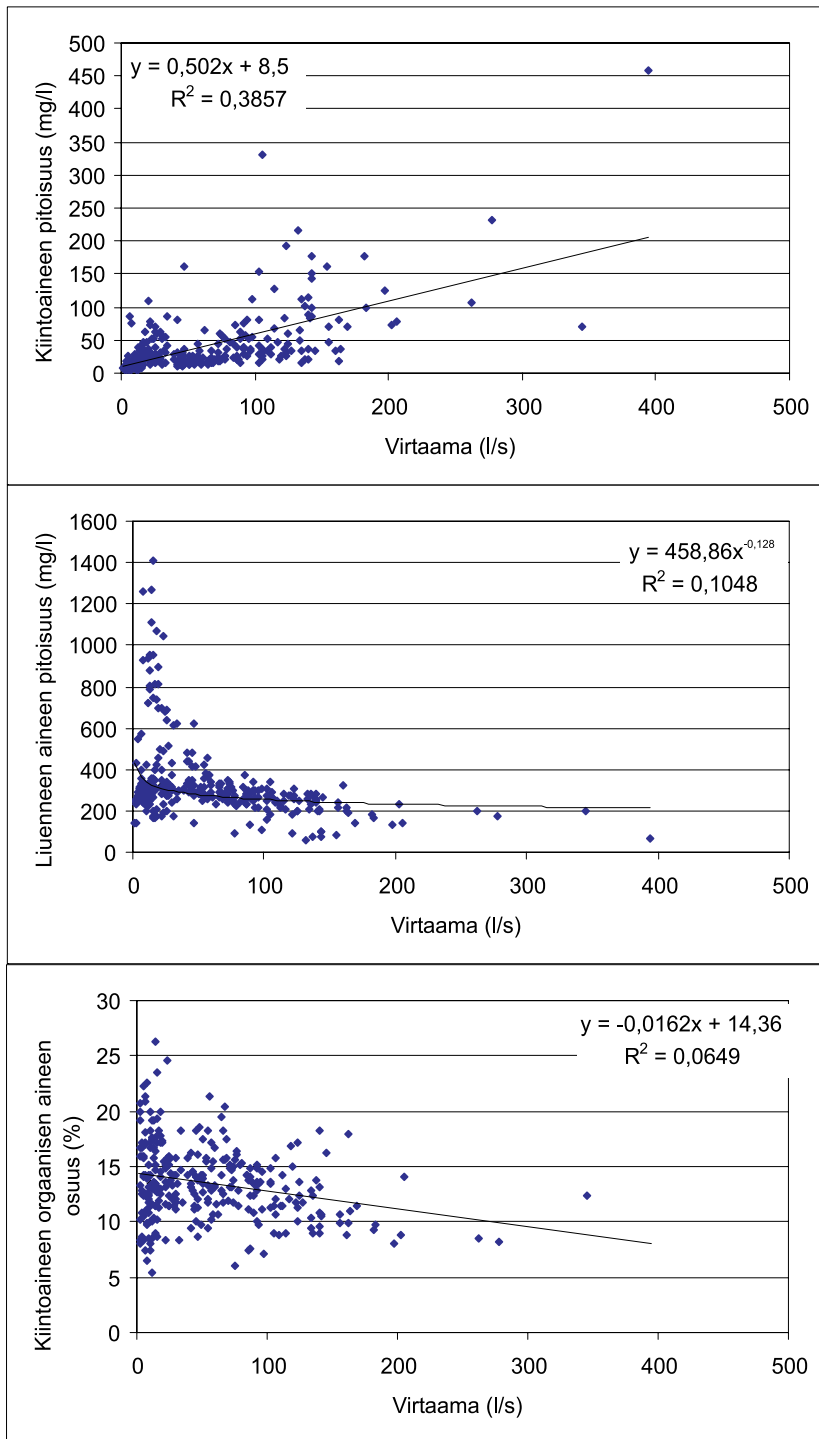
Kiintoaineesta määritetyn orgaanisen aineen osuus vaihteli suuresti kaikilla puroilla, joskin vaihtelu oli selvästi vähäisintä Tapaninkylänpurolla. Kokonaisvaihteluväli oli 5,4 – 66,7 %. Tapaninkylänpuron vesinäytteiden kiintoaineesta keskimäärin vain 13,1 % oli orgaanista ainetta, kun Mellunkylänpuron vastaava keskiarvo oli 22,3 % ja Mätäjoen 27,0 %. Orgaanisen aineen osuus ei juurikaan vaihdellut vuodenoittain. Virtaaman kasvaessa oli havaittavissa orgaanisen aineen pienenemistä, mutta sen osuus vaihteli paljon kaikissa virtaamaolosuhteissa.

Liuennan aineen pitoisuus korreloi yleensä negatiivisesti virtaaman kanssa. Helsingin puroilla tiesuolauksen kuitenkin nostaa loppusyksyllä, talvelta ja alkukevällä liuennan aineen pitoisuuksia virtaaman kasvaessa. Myös suurimmat hetkelliset liuennan aineen pitoisuudet olivat seurausta tiesuolan kulkeutumisesta purovesiin. Tiesuolan vaikutuksia Helsingin purovesien laatuun käsitellään tarkemmin luvussa 10.2. Suurin tässä tutki-

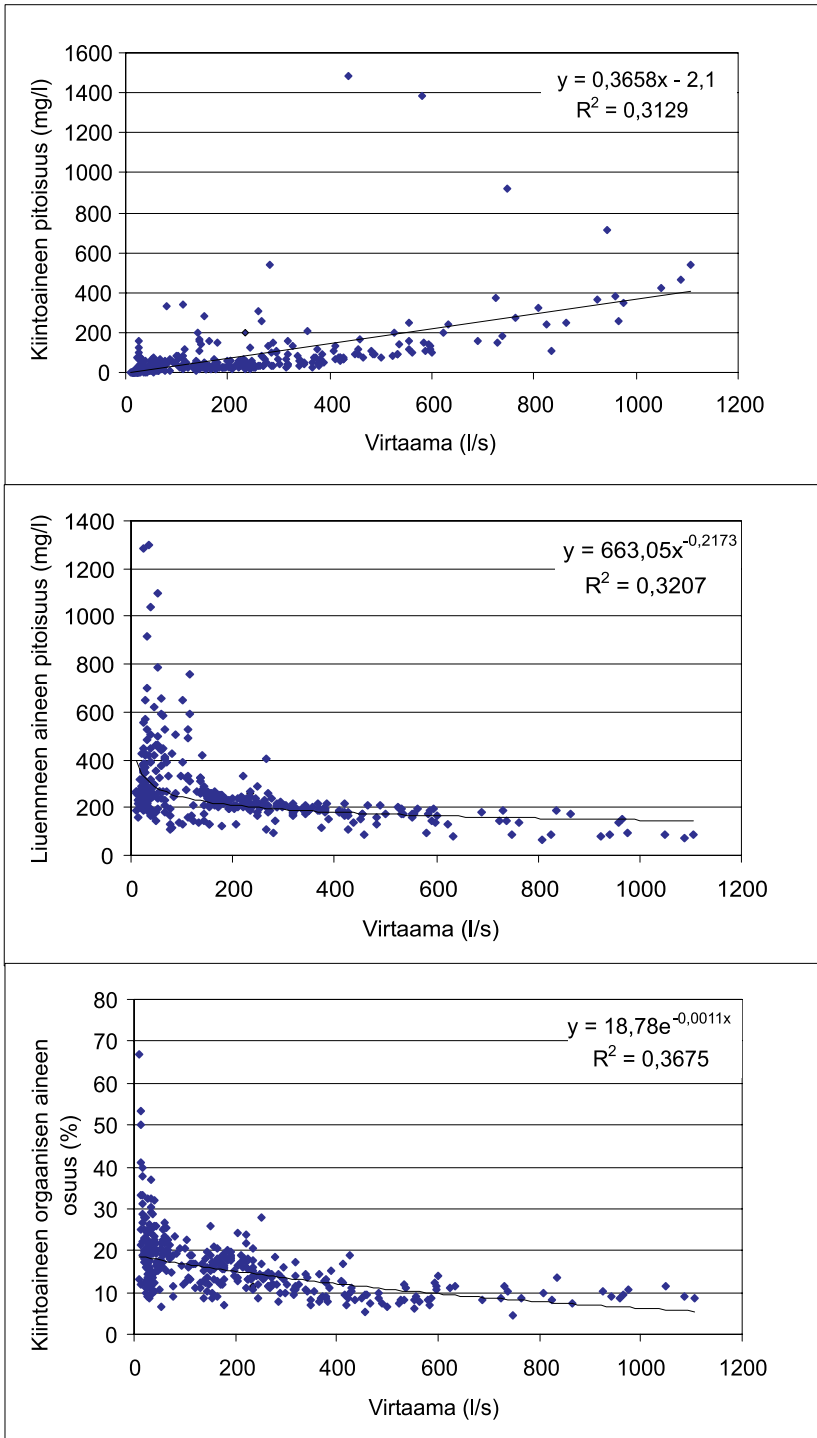
muksessa havaittu hetkellinen liuennan aineen pitoisuus oli 1413 mg/l Tapaninkylänpurolla kevättulvan aikana 24.3.1999 vuorokauden lopulla. Muiden purojen maksimipitoisuudet olivat 866 (Mätäjoki) ja 1297 mg/l (Mellunkylänpuuro). Myös ne havaittiin kevättulvan alkuvaiheessa tiesuolan päätyessä kadulta ja teiltä puroihin. Tapaninkylänpuron viikottaisissa näytteissä liuennan aineen pitoisuuden keskiarvo oli suurempi (301 mg/l) kuin muissa puroissa (taulukko 9). Mätäjoella ja Mellunkylänpurolla vastaavat arvot olivat 245 ja 254 mg/l. Pienimmät hetkelliset liuennan aineen pitoisuudet vaihtelivat kaikissa otetuissa näytteissä eri puroilla välillä 59 – 93 mg/l ja kerran viikossa maanantaisin otetuissa näytteissä välillä 83 – 133 mg/l. Ero kuvaa hyvin näytteenottohetken merkitystä tutkittaessa kaupunkivesien laatua. Kaupunkipurojen tulvat ovat lyhytkestoisia, mutta niiden aikana tapahtuu suurin osa merkittävistä veden laadun muutoksista.

Kaikilla kolmella purolla voitiin havaita selvä positiivinen korrelaatio kiintoaineen ja virtaaman välillä. Selvimmin se oli havaittavissa Tapaninkylänpurolla ja Mellunkylänpurolla (kuvat 27 ja 28). Kuvajissa ovat mukana kaikki viikoittain kerätyt vesinäytteet sekä kesä-, syys-, talvi- ja kevättulvan näytteet. Kuvajassa esitettyjen havaintojen määrä (N) vaihtelee eri puroilla välillä 329 – 364. Selvästi trendiviivan yläpuolelle jäävät yksittäiset pisteet edustavat näytteitä kesätulvan alkuvaiheessa, jolloin voimakkaassa nousussa oleva tulva sai kiintoainepitoisuudet hyvin korkeiksi. Jos havaintoaineistossa olisi enemmän äkillisiä kesätulvia, olisi myös poikkeavia havaintoja ollut selvästi nyt esitettyä enemmän. Mätäjoella kiintoainepitoisuudet vaihtelivat suhteellisen vähän, eikä virtaaman ja kiintoainepitoisuuden välille saatu sovitettua hyvin aineistoa selittävää yhtälöä (kuva 29). Mellunkylänpurolla ja Tapaninkylänpurolla selitysasteiksi R^2 saatiin 0,31 ja 0,39 (molemmilla 99,9 % merkitsevyytaso ***).

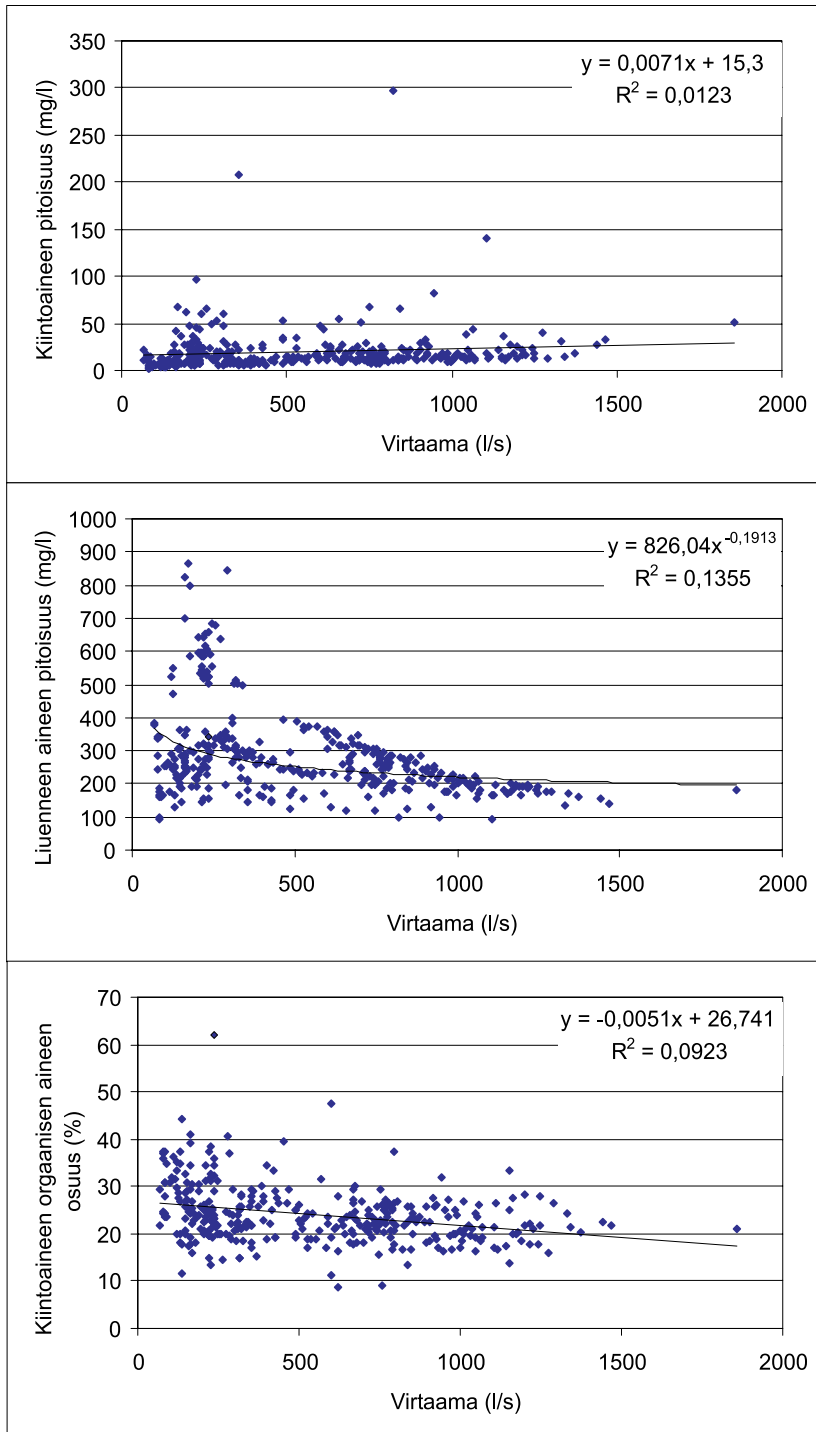
Kun virtaama voimistui, liuennan aineen pitoisuudet laskivat. Poikkeuksen muuhun aineistoon verrattuna muodostivat talvitulvat ja kevättulvan alkuvaiheet; kun virtaama oli vielä suhteellisen pieni, olivat liuennan aineen pitoisuudet hyvin



Kuva 27. Virtaaman sekä kiintoaineen pitoisuuden, liuenneen aineen pitoisuuden ja kiintoaineen orgaanisen aineen osuuden väliset hajontakuviot ja muuttujien välille sovitetut yhtälöt Tapaninkylänpurolla. Mukana kaikki veden laadun havainnot ($n = 329$).



Kuva 28. Virtaaman sekä kiintoaineen pitoisuuden, liuenneen aineen pitoisuuden ja kiintoaineen orgaanisen aineen osuuden väliset hajontakuviot ja muuttujien välille sovitetut yhtälöt Mellunkylänpurolla. Mukana kaikki veden laadun havainnot ($n = 364$).



Kuva 29. Virtaaman sekä kiintoaineen pitoisuuden, liuenneen aineen pitoisuuden ja kiintoaineen orgaanisen aineen osuuden väliset hajontakuviot ja muuttujien välille sovitetut yhtälöt Mätäjoella. Mukana kaikki veden laadun havainnot ($n = 355$).

korkeat. Tämä näkyy kuvissa muusta aineistosta eroava ryhmänä lähellä y-akselia (kuvat 27, 28 ja 29). Liuennan aineen pitoisuudelle suhteessa virtaamaan ei Tapaninkylänpurolla tai Mätäjoella saatu korkeaa selitystasetta kuin kiintoaineen ja virtaaman väliselle suhteelle. Selkeimmin virtaama ja liuennan aineen pitoisuus korreloivat ($R^2=0,32$, ***) keskenään Mellunkylänpurolla.

Kiintoaineen orgaanisen aineen prosentuaalinen osuus laski keskimäärin virtaaman voimistuessa. Mellunkylänpurolla virtaamalle ja orgaanisen aineen osuudelle saatiin selitystasoteeksi $R^2=0,37$ (***) . Sen sijaan Mätäjoella ja Tapaninkylänpurolla orgaanisen aineen osuus vaihteli suuresti kaikissa virtaamatilanteissa. Varsinkin pienillä virtaamilla oli kiintoaineen orgaanisen aineen vaihtelu eri näytteissä hyvin suuri.

6.1 Kiintoaineen ja liuennan aineen kokonaiskuljetus ja sen vaihtelut

Kuljetusmäärät laskettiin tässä tutkimuksessa kahdella eri tavalla (ks. tarkemmin luku 2, näytteenotto- ja analyysimenetelmät). Toiset kuljetusarvot laskettiin viikon kokoomanäytteiden perusteella (näytteenottoväli 3 tuntia), toiset kerran viikossa maanantaisin otetuista näytteistä. Kiintoaineen kuljetusmäärissä voidaan havaita merkittävä ero eri näytteenottomenetelmien välillä. Kerran viikossa otettujen näytteiden mukaan lasketut kiintoaineen vuoden kokonaishuuhtoumat olivat eri valuma-alueilla 4,3 – 9,8 t/a/km², kokoomanäyt-

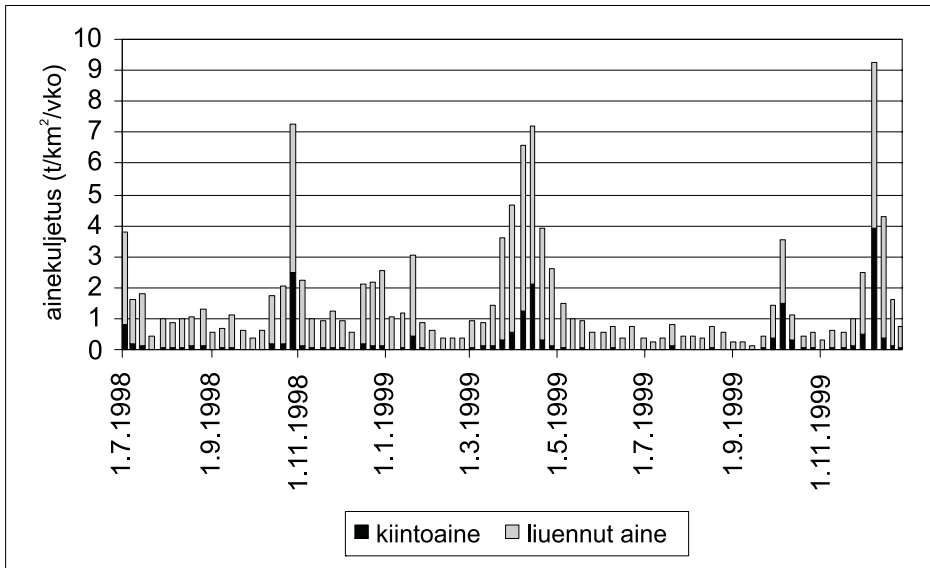
teenottimella otettujen näytteiden perusteella 5,9 – 13,7 t/a/km² eli 1,4 – 1,8 kertaa edellisiä suuremmat (taulukko 10). Kiintoaineen kuljetus oli voimakkainta Mellunkylänpurolla ja selvästi vähäisintä Mätäjoella (vain 43 % Mellunkylänpuuron kuljetuksesta).

Kesän ja syksyn sateiden aikaansaamat tulvat ja niistä seuraavat kiintoainepitoisuuden vaihtelut ovat tutkituilla Helsingin puroilla voimakkaita, mutta lyhytkestoisia. Kyseiset tulvaepisodit eivät juuri näy kerran viikossa otetuissa näytteissä. Kuitenkin niiden aikana tapahtuu suuri osa ainekuljetuksesta mereen. Siksi jatkossa käytetään luotettavammaksi osoittautuneita kokoomanäytteiden mukaan laskettuja kiintoaineen kuljetuslukemia.

Liuennan aineen kuljetusmääriin laskentatapa ei merkittävästi vaikuttanut. Kokoomanäytteiden perusteella laskettuna liuennan aineiden kuljetusmäärät vuonna 1999 olivat eri puroilla 68,5 – 110,5 t/km²/a ja vuoden 1999 kokonaiskuljetus mereen 82,2 – 123,5 t/km²/a. Liuennutta ainetta huuhtoutui selvästi eniten valuma-alueen pinta-alaan suhteutettuna Tapaninkylänpurolta ja vähiten Mellunkylänpurolta. Liuennutta ainetta huuhtoutui vuonna 1999 Mätäjoella 16 kertaa enemmän kuin kiintoainetta. Mellunkylänpurolta vastaava ero oli ainoastaan viisinkertainen ja Tapaninkylänpurolla 8,5-kertainen. Vuorokaudessa purot kuljettivat liuennutta ainetta mereen keskimäärin 225 – 338 kg/km². Kiintoaineeseen sitoutuneen orgaanisen aineen kuljetusmäärät olivat melko vähäisiä, vain 1,4 – 1,7 tonnia/km² vuodessa. Purot laskevat merenlahtiin, joiden tilaan niihin kulkeutuvalla orgaanisen aineen määrällä on kuitenkin suuri merkitys.

Taulukko 10. Kiinto- ja liuennan aineen vuosikuljetus vuonna 1999 tonnia/km² ja vuorokausikuljetus kg/km² laskettuna kahdella eri näytteenottomenetelmällä otetuista näytteistä: 1/vko = maanantaisin otetut näytteet ja kok. = kokoomanäytteenottimella kerran 3 h otetut näytteet. SS = kiintoaineen kuljetus, DS = liuennan aineen kuljetus, TS = kokonaiskuljetus, SS ORG % = kiintoaineeseen sitoutuneen orgaanisen aineen kuljetus.

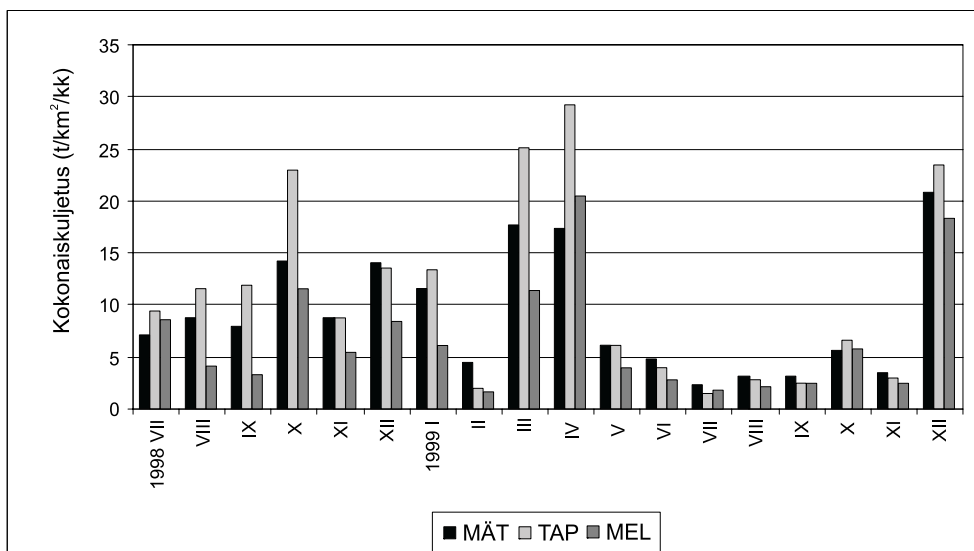
vuosikuljetus		SS	DS	TS	SS ORG %
MÄT	1/vko	4,3	114,3	118,6	1,1
TAP	1/vko	7,4	106,9	114,3	0,9
MEL	1/vko	9,8	67,3	77,0	1,3
MÄT	kok.	5,9	94,7	100,6	1,4
TAP	kok.	13,0	110,5	123,5	1,6
MEL	kok.	13,7	68,5	82,2	1,7
vuorokausikuljetus		SS	DS	TS	SS ORG %
MÄT	1/vko	11,9	313,1	325,0	2,9
TAP	1/vko	20,2	293,0	313,2	2,6
MEL	1/vko	26,7	184,3	211,0	3,4
MÄT	kok.	16,2	259,4	275,6	3,8
TAP	kok.	35,6	302,8	338,4	4,4
MEL	kok.	37,5	187,6	225,1	4,6



Kuva 30. Viikottaiset kokonaiskuljetusmäärät Mellunkylänpurolla jaettuna kiintoaineen ja liuenneen aineen kuljetusmääriin.

Viikoittain tarkasteltuna ainekuljetusmäärät olivat suurimmat kevättulvan aikana sekä voimakkaiden syksyn ja alkutalven tulvien seurauksena (kuva 30). Joulukuun alussa Mellunkylänpurolla viikon kokonaiskuljetus oli 9,3 t/km². Tapaninkylänpurolla suurin viikkokuljetus (11,5 t/km²) esiintyi kevättulvan huipun aikana huhtikuun puolessa välissä. Suurinta hetkellinen kiintoainekuljetus oli Tapaninkylänpurolla kesäsateen aikana, jolloin se oli 209 kg/km²/h (kiintoaineen absoluuttinen kuljetusmäärä 377 kg/h). Mellunkylänpurolla

samaan aikaan kiintoaineen kuljetus oli lähes yhtä suuri 202 kg/km²/h (absoluuttinen kuljetusmäärä 1800 kg/h). Saman tulvan yhteydessä Mellunkylänpurolla havaittiin koko tutkimusjakson suurin hetkellinen kokonaiskuljetus 301 kg/km²/h. Mätäjoella saman sateen aikaansaama tulvapiikki saavutettiin muita puroja myöhemmin ja suurin kiintoaineen kuljetusarvo oli edellisiin verrattuna vaatimaton 39 kg/km²/h. Pienin hetkellinen kokonaiskuljetus tässä tutkimuksessa oli 0,5 kg/km²/h. Se havaittiin Tapaninkylänpurolla 27.9.1999 pit-



Kuva 31. Kokonaiskuljetusmäärät kuukausittain (t/km²) tutkituilla valuma-alueilla.

Taulukko 11. Kevään sulamisvalunnan prosentuaalinen osuus vuosikuljetuksesta vuonna 1999.

	kiintoaine	liennut aine	kokonais kulj.
MÄT	30,9	35,0	34,8
TAP	42,6	45,8	45,4
MEL	36,6	40,7	40,0

kän sateettoman kauden lopulla, jolloin valuma oli enää 1,0 l/s/km².

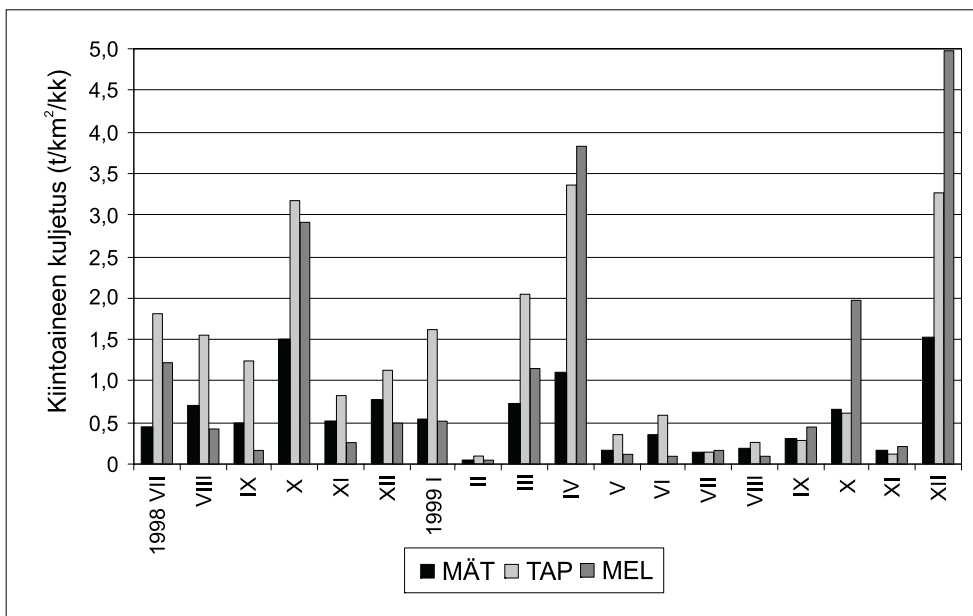
Liunnen aineen pitoisuus yleensä laimeni virtaaman voimistuessa, eivätkä sen suurimmat hetkelliset kuljetusmäärät olleet yhtä suuria kuin kiintoaineen kuljetusmäärät. Suurin liunnen aineen kuljetus tunnin aikana oli Tapaninkylänpurolla suuruudeltaan 135 kg/km² 13.12.1999. Viikkokuljetusmäärät olivat sen sijaan suuria kevättulvan ja joulukuun 1999 alun voimakkaan tulvan aikana. Suurin liunnen aineen viikkokuljetus oli 9,7 t/km² Tapaninkylänpurolla 12.-18.4.1999.

Tapaninkylänpurolla vuoden 1999 kokonaiskuljetuksesta 45,4 % tapahtui maaliskuuhun tulvan aikana. Mätäjoella vastaava arvo oli 34,8 % ja Mellunkylänpurolla 40,0 % (taulukko 11). Kevättulvan kuljetusmäärien suhteellinen osuus koko vuoden ainekuljetuksesta oli vuonna 1999 todennäköisesti keskimääräistä pienempi, koska saman vuoden joulukuun poikkeuksellisen voimakkaat sateet nostivat ainekuljetusmäärät Mellunkylänpurolla ja Tapaninkylänpurolla lähes huhtikuun lukemiin. Mätäjoella joulukuun kokonaiskuljetusmäärä (20,9 t/km²) ylitti huhtikuun kevättulvan (17,4 t/km²) kokonaisainekuljetuksen (kuva 31). Silti Mätäjoen joulukuun kiintoaineen

kuljetusmäärä neliökilometriä kohti jäi alle puoleen Tapaninkylänpuuron ja Mellunkylänpuuron vastaavan kuukauden kuljetusmääristä. Sama ilmiö oli havaittavissa myös muiden suurten tulvien yhteydessä. Mätäjoen kiintoaineen kuljetus oli nimenomaan tulvajaksoina selvästi pienempi kuin muiden tutkittujen purojen.

Liunneen aineen kuljetus kuukausittain tarkasteltuna oli Mätäjokea lukuun ottamatta voimakkainta keväällä maaliskuuhun samaan aikaan kuin kiintoaineenkin. Mellunkylänpurolla liunneen aineen suurin kuukausikuljetus oli 16,6 t/km² (25,1 % vuoden 1999 kuljetuksesta) ja Tapaninkylänpurolla 25,8 t/km² (24,2 %). Myös joulukuun sateet nostivat liunnen aineen kuljetusmäärät korkeiksi, Mätäjoella jopa vuoden suurimpaan arvoon 19,4 t/km² (20,5 % vuoden 1999 liunneen aineen kuljetuksesta).

Kesällä sekä kiintoaineen että liunnen aineen kuljetusmäärät olivat pieniä. Elokuun osuus Mellunkylänpuuron koko vuoden kuljetuksesta oli 0,6 %. Kaikkein pienintä kiintoaineen kuljetus oli kuitenkin talven pakkasjakson aikana helmikuussa 1999, jolloin Mellunkylänpurolta päätyi mereen vain 0,3 % ja Tapaninkylänpurolta 0,7 % koko vuoden kiintoainekulkeumasta (kuva 32). Liunneen aineen kuljetus mereen oli vuonna 1999 kaikilla puroilla vähäisintä heinäkuussa (1,3-2,6 % vuosiarvoista).



Kuva 32. Kiintoaineen kuljetusmäärät kuukausittain (t/km²) tutkituilla valuma-alueilla.

Taulukko 12. Eri ravinteiden pitoisuuksien ($\mu\text{g/l}$) tilastollisia tunnuslukuja kerran viikossa otetuissa näytteissä koko tutkimusjakson ajalta.

	TN ($\mu\text{g/l}$)			NO_3^- -N ($\mu\text{g/l}$)			NH_4^+ -N ($\mu\text{g/l}$)		
	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL
\bar{x}	1284	2058	1749	632	1407	1291	193	276	91
Md	1300	2100	1700	620	1400	1300	160	180	63
Sd	440	524	456	360	377	342	140	269	113
Max	2400	3300	3100	1500	2900	2100	790	880	610
Min	450	920	950	53	580	320	21	2	3
	NO_2^- -N ($\mu\text{g/l}$)			TP ($\mu\text{g/l}$)			PO_4^{3-} -P ($\mu\text{g/l}$)		
	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL
\bar{x}	16	22	10	95	104	85	45	55	30
Md	14	15	8	93	93	59	44	49	20
Sd	7	21	5	32	53	64	18	31	25
Max	36	110	34	210	250	320	88	170	140
Min	6	4	3	42	41	30	12	14	5

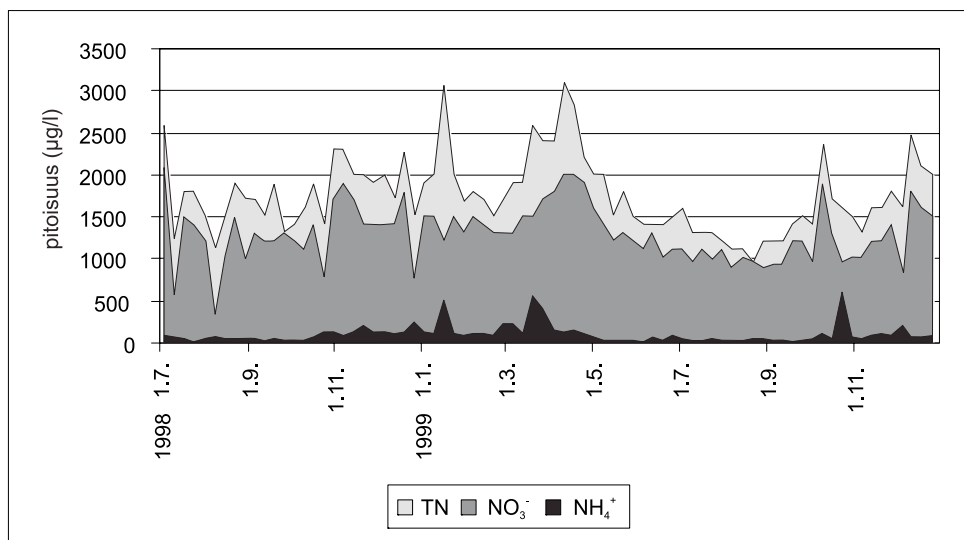
7. Purovesien ravinteet

Kokonaistyyppipitoisuuksien (TN) keskiarvot vaihtelivat tutkituilla kolmella purolla kerran viikossa otetuissa näytteissä välillä 1284 – 2058 $\mu\text{g/l}$ (taulukko 12). Pitoisuus oli pienin Mätäjoella, jossa lisäveden juokutus kesäaikana alentaa tyyppipitoisuuksia. Tapaninkylänpurolla taas yläjuoksulla maaperästä tihkuu pieniä määriä hyvin paljon tyyppä sisältävää vettä. Purojen kuljettamasta tyyppästä on eri puroilla keskimäärin 65 – 83 % levillä helposti käyttökelpoisessa liukoisessa muodossa. Prosenttiosuus on pienin Mätäjoella, jonka nitraattitypen (NO_3^-) vuoden keskiarvo (632 $\mu\text{g/l}$) on alle puolet verrattuna muiden purojen vastaaviin arvoihin. Ammoniumtyppä (NH_4^+)purovedessä on vähiten Mellunkylänpurossa, vain 91 $\mu\text{g/l}$, kun

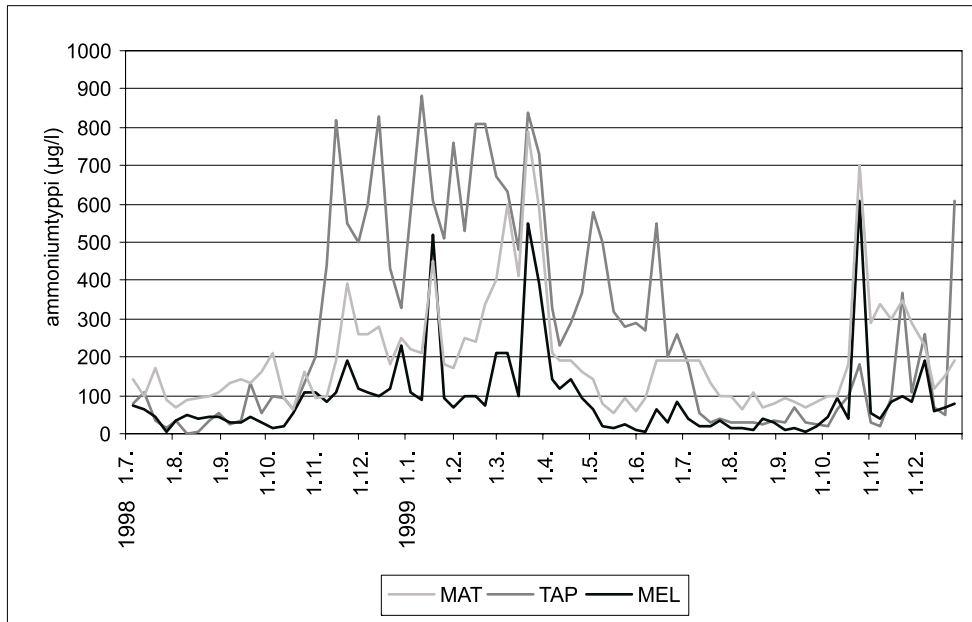
Tapaninkylänpurossa sitä oli keskimäärin kolme kertaa enemmän, 276 $\mu\text{g/l}$. Nitriittitypen (NO_2^-) pitoisuudet olivat kaikilla puroilla pieniä. Selvästi vähiten nitriittityppä oli kuitenkin Mellunkylänpurossa, keskimäärin 10 $\mu\text{g/l}$.

Typpien eri muotojen pitoisuudet olivat alhaisimmillaan kesäkuukausina. Erityisesti vähäsatena kesänä vuonna 1999 pitoisuudet pysyivät tasaisesti matalina. Nitraattitypen pitoisuus seurasi varsin tarkasti kokonaistyppien määrää kaikilla puroilla. Kokonaistyppien pitoisuus oli korkeimmillaan hiukan ennen kevättulvan maksimia (kuva 33). Myös lumen sulamisesta aiheutuneet tulvat nostivat kokonaistyppien pitoisuudet korkeiksi.

Korkeat kokonais- ja ammoniumtyppien pitoisuudet voivat johtua myös erilaisista poikkeus- ja onnettomuustilanteista. Mellunkylänpurolla 20.8.1999 tapahtuneen viemärikuodon yhteydes-



Kuva 33. Kokonaistyppien, nitraattityppien ja ammoniumtyppien pitoisuuden vaihtelu Mellunkylänpurolla kerran viikossa otetuissa näytteissä.



Kuva 34. Ammoniumtyypin pitoisuudet kerran viikossa otetuissa näytteissä.

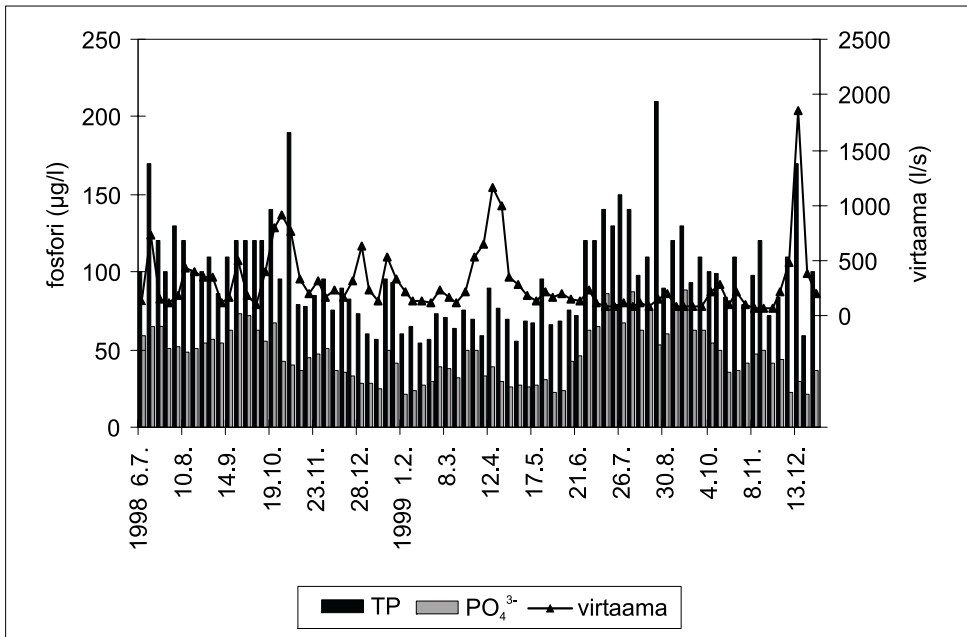
sä kokonaistypen pitoisuus oli mereen virtaavassa vedessä 20 000 µg/l ja ammoniumtyypin 13 000 µg/l. Jos viemärikuoto jätetään huomiotta, korkein hetkellinen kokonaistypen pitoisuus 9100 µg/l havaittiin Tapaninkylänpurolla kevättulvan alkuvaiheessa 23.3.1999 klo 16 otetussa näytteessä. Muilla puroilla maksimipitoisuudet olivat selvästi pienemmät (Mätäjoella 2900 µg/l, Mellunkylänpurolla 3800 µg/l). Myös suurimmat hetkelliset nitraatti-, nitriitti- ja ammoniumtyypin pitoisuudet mitattiin Tapaninkylänpurolla. Nitriittityypin pitoisuuksissa oli kesäkuussa 1999 Tapaninkylänpurolla poikkeuksellinen noin kuukauden kestänyt nousu, jolloin maksimiarvoksi mitattiin 110 µg/l.

Ammoniumtyypin pitoisuudessa oli merkittävää vaihtelua eri vuodenaikojen välillä. Ammoniumtyypin, joka on helpoimmin levien käytettävissä oleva ravinne, pitoisuus oli alhainen heinäkuun alusta lokakuun puoleenväliin saakka. Sen pitoisuus laski keväällä selvästi jo toukokuun alussa kevättulvan loputtua. Sen sijaan loppusyksyllä, talvella ja keväällä, kun vesi oli viileää ja yhteyttäminen vähäistä, ammoniumtyypin pitoisuus purovedessä oli suuri (kuva 34). Korkeimmillaan pitoisuus oli Mätäjoella ja Mellunkylänpurolla talvi- ja kevättulvan alkuvaiheessa. Hetkellinen korkein pitoisuus, 880 µg/l havaittiin kuitenkin Tapaninkylänpurolla 1.11.1998.

Kokonaisfosforin (TP) pitoisuus kerran viikossa otetuissa näytteissä oli eri puroilla 85 – 104 µg/l (taulukko 12). Vähiten kokonaisfosforia purovedessä oli Mellunkylänpurolla ja eniten Tapaninky-

länpurolla. Fosforista oli suurempi osa sitoutunut kiintoaineeseen kuin typestä. Mellunkylänpurolla kokonaisfosforista vain 35 % (30 µg/l) oli liukoissa muodossa. Mätäjoella ja Tapaninkylänpurolla osuudet olivat 48 ja 53 %. Mätäjoessa kokonaisfosforin pitoisuuksien vaihtelu oli pienintä, ja keskihajonta oli vain 32 µg/l. Muilla puroilla tulvien aikana kokonaisfosforipitoisuudet nousivat hyvinkin korkeiksi ja keskihajonnat olivat Tapaninkylänpurolla 53 µg/l ja Mellunkylänpurolla 64 µg/l. Liukoisen fosfaattifosforin (PO_4^{3-}) pitoisuuden keskiarvo kerran viikossa otetuissa näytteissä oli eri puroilla 30-55 µg/l.

Fosforin pitoisuudet olivat suurimmillaan tulvien yhteydessä ja etenkin niiden alkuvaiheessa, jolloin veden kiintoainepitoisuuskin oli korkeimmillaan (kuva 35). Kevättulvan aikana fosforipitoisuudet kohosivat talven alivirtaamakauden matalalta tasolta, mutta eivät saavuttaneet kesä- tai syystulvien pitoisuuksia. Mellunkylänpurolla 23.8.1999 näytteessä oli korkea kokonaisfosforipitoisuus (230 µg/l), vaikka puron virtaama oli pieni (kuva 35). Korkea pitoisuus oli seurausta kolme päivää aikaisemmin tapahtuneesta viemärikuodosta. Viemärikuodon aikana veden kokonaisfosforipitoisuus oli 2800 µg/l ja fosfaattifosforin pitoisuus 1900 µg/l. Jos viemärikuoto jätetään huomiotta, suurin hetkellinen kokonaisfosforin pitoisuus oli 1400 µg/l. Tämä mitattiin Mellunkylänpurolla kesätulvan alkuvaiheessa 11.7.1998 klo 21.35 otetusta näytteestä. Mätäjoen suurin hetkellinen kokonaisfosforin pitoisuus oli 450 µg/l ja Tapaninkylänpurolla 640 µg/l. Tulvan

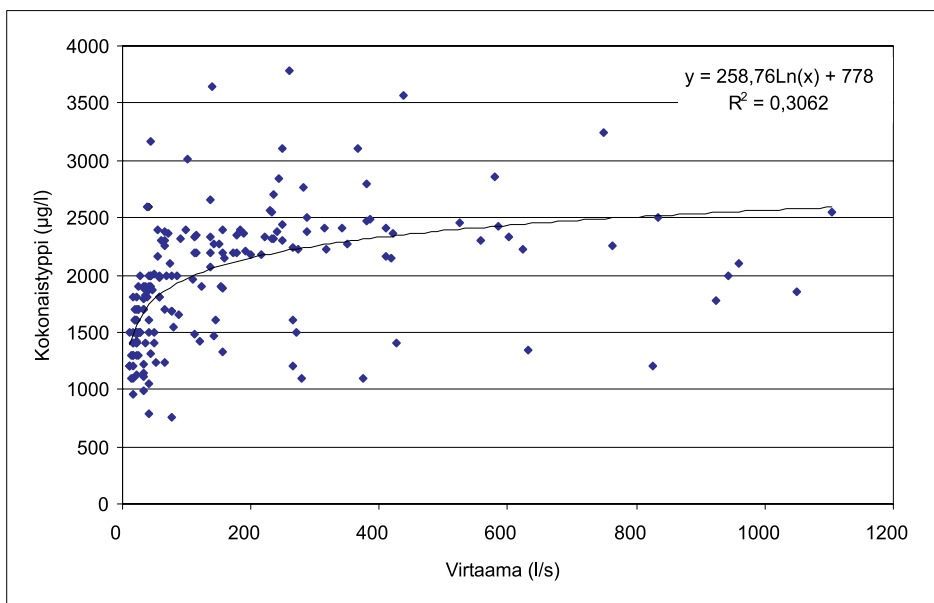


Kuva 35. Kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin pitoisuus sekä virtaama näytteenottohetkellä Mellunkylänpurolla kerran viikossa otetuissa näytteissä.

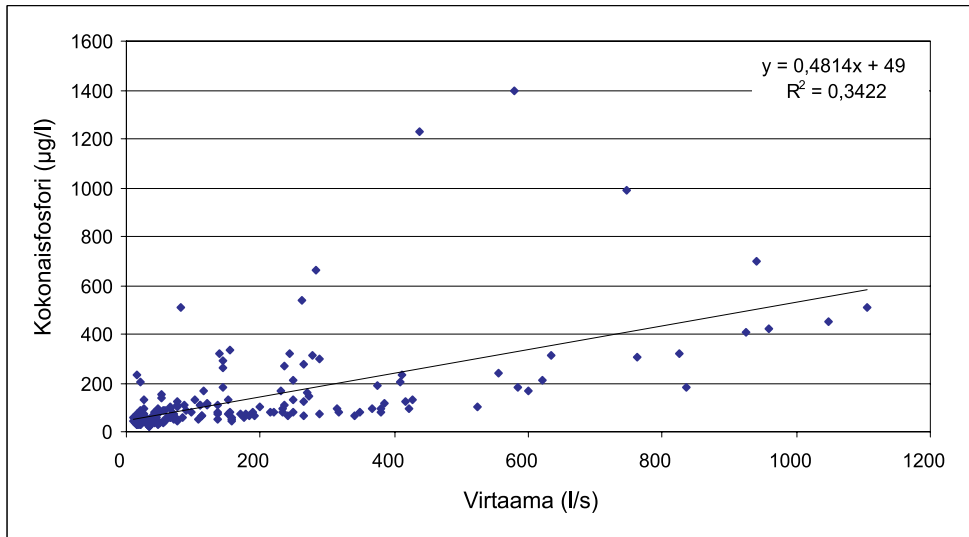
aikana kerätyistä erillisnäytteistä ei mitattu fosfaattifosforin pitoisuuksia. Suurin fosfaattifosforin pitoisuus kerran viikossa otetuissa näytteissä oli 170 µg/l. Se havaittiin 26.10.1999 Tapaninkylänpurolla tulvan aikana otetusta näytteestä.

Kokonaistypen pitoisuudet korreloivat positiivisesti virtaaman kanssa. Mellunkylänpurolla kaikkien otettujen vesinäytteiden kokonaistypen

pitoisuuksien ja virtaaman välille sovitetulle logaritmiselle yhtälölle saadaan selitysaste 0,31 (kuva 36), merkitsevyytaso 99,9 % ***. Mätäjoella kokonaistypen ja virtaaman korrelaatio on merkitsevä ja yhtälön selitysaste $R^2 = 0,39$ (***). Mätäjoella myös nitraattitypellä oli voimakas positiivinen korrelaatio (merkitsevyytaso 99,9 %) virtaaman kanssa. Vastaavaa ei muilla puroilla



Kuva 36. Virtaaman ja kokonaistypen pitoisuuden välinen hajontakuvi ja muuttujien välille sovitettu logaritminen yhtälö Mellunkylänpurolla. Mukana kaikki veden laadun havainnot ($n = 177$).

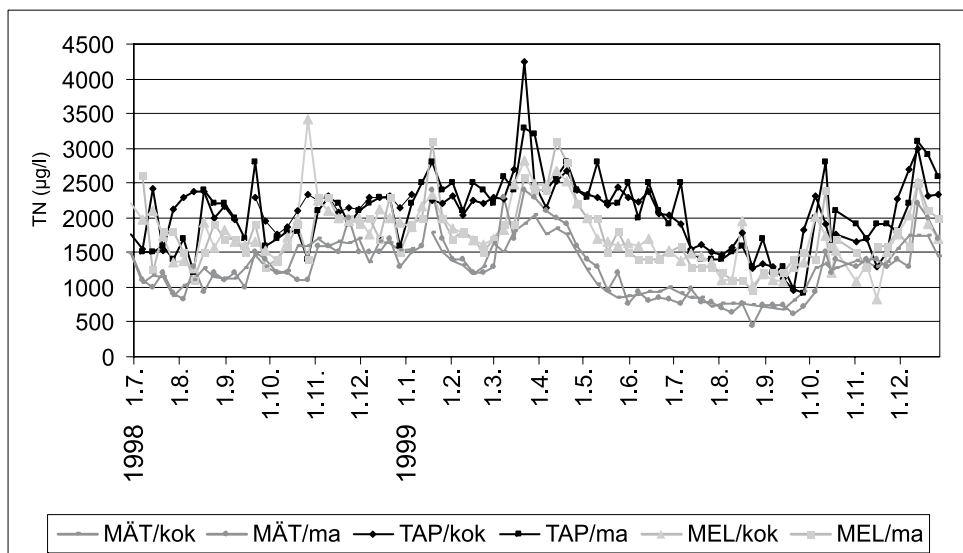


Kuva 37. Virtaaman ja kokonaisfosforin pitoisuuden välinen hajontakuvio ja muuttujien välille sovittu lineaarinen yhtälö Mellunkylänpurolla. Mukana kaikki veden laadun havainnot ($n = 177$).

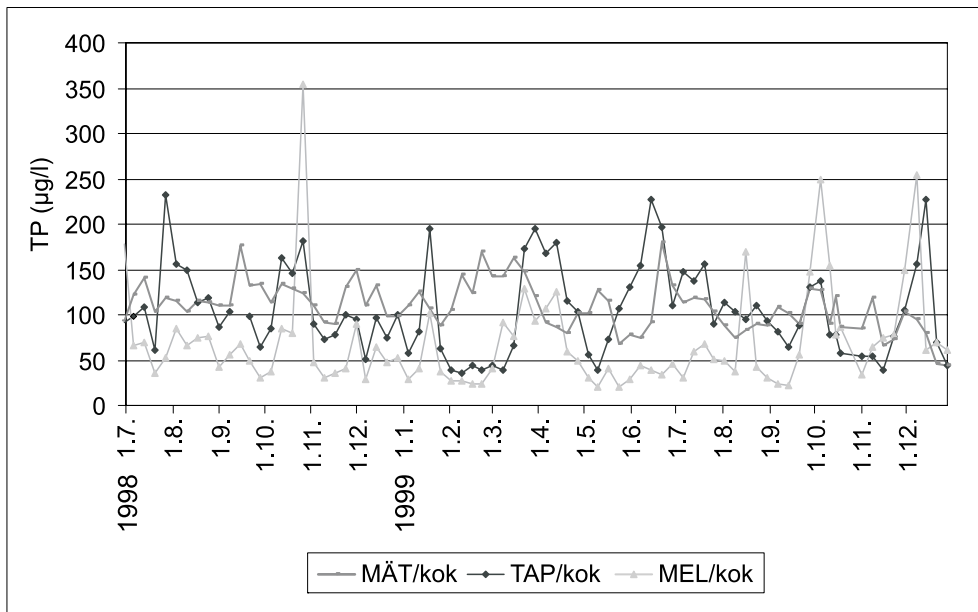
havaittu. Tapaninkylänpurolla ei havaittu selkeää merkitsevää korrelaatiota typen pitoisuuksien ja virtaaman välillä. Kokonaisfosforin pitoisuuden ja puron virtaaman välillä oli selvä lineaarinen korrelaatio Mellunkylänpurolla ja Tapaninkylänpurolla, joilla vastaavat riippuvuudet oli havaittu myös kiintoaineen ja virtaaman välillä. Virtaama selitti Mellunkylänpurolla 34 % ja Tapaninkylänpurolla 45 % kokonaisfosforin pitoisuuden vaihteluista (merkitsevyys 99,9 %). Mellunkylänpuron yksittäiset havainnot, jotka ovat selvästi trendiviivan yläpuolella erillään muista (kuva 37), ovat voimakkaan kesätulvan ajalta. Voimakkaan

tulvan alkuvaiheessa virtaaman ja kokonaisfosforin välinen lineaarinen yhtälö ei tästä syystä ole käyttökelpoinen.

Viikottaisista kokoomanäytteistä analysoitiin kokonaistypen ja kokonaisfosforin pitoisuus. Liuenneiden ravinteiden pitoisuuksia ei analysoitu, koska kokoomanäyte kerättiin puroilta vain kerran viikossa. Kokoomanäyte oli koko sen keräämisjakson ajan näytteenottoimeen liitettyssä jääkaapissa. Kokonaistypen pitoisuus viikon kokoomanäytteissä vastasi lähes täysin kerran viikossa käsin otettuja näytteitä (kuva 38). Pientä vaihtelua saivat aikaan voimakkaimmat sateet ja niis-



Kuva 38. Kokonaistyyppipitoisuudet (TN) maanantaisin otetuissa näytteissä (ma) ja viikon kokoomanäytteissä (kok).



Kuva 39. Kokonaisfosforipitoisuudet (TP) viikon kokoomanäytteissä (kok).

tä seuranneet tulvat kerran viikossa tapahtuneen näytteenoton aikana. Kokonaistypen pitoisuudet vaihtelivat melko yhdenmukaisesti myös samaan aikaan eri puroilla kerätyissä näytteissä.

Eri näytteenottomenetelmillä kerättyjen näytteiden kokonaisfosforin pitoisuudet vaihtelivat sen sijaan huomattavasti enemmän. Hetkellisten tulvien aikana yleensä myös kokonaisfosforin pitoisuus kasvoi. Myös purojen välillä oli suuria eroja samaan aikaan kerätyissä näytteissä. Mätäjoella kokoomanäytteiden kokonaisfosforipitoisuudet kohosivat poikkeuksellisesti talvella, jolloin virtaama purossa oli pieni. Syynä tähän oli näytteenottimen sijainti betonisessa suuressa vesialtaassa, jonka läpi Mätäjoki virtaa. Betoni-altaan pohjalle kertyneestä sedimentistä pääsi talvella liukenemaan veteen pieniä määriä fosforia (kuva 39). Muiden purojen fosforipitoisuudet olivat talvella alhaisia. Tutkimusjakson keskiarvona Tapaninkylänpuron kokonaisfosforin pitoisuus oli käytännössä sama molemmilla näytteenottomenetelmillä. Mellunkylänpurolla kerran viikossa otettujen näytteiden keskimääräinen kokonaisfosforin pitoisuus oli 16 µg/l korkeampi ja Mätäjoella 12 µg/l pienempi kuin kokoomanäytteissä.

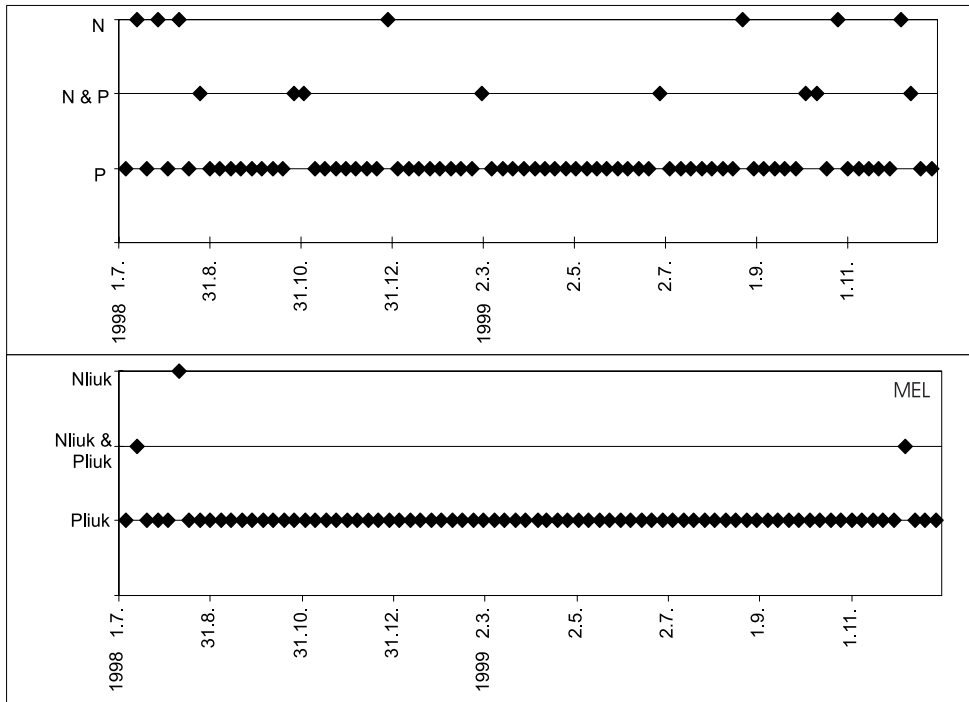
7.1 Kasvua rajoittava ravinne purovesissä

Kasvua rajoittava ravinne tutkituissa Helsingin puroissa oli useimmiten fosfori. Rajoittavaa ravinnettä arvioitiin Forsberg et al. (1978) esittä-

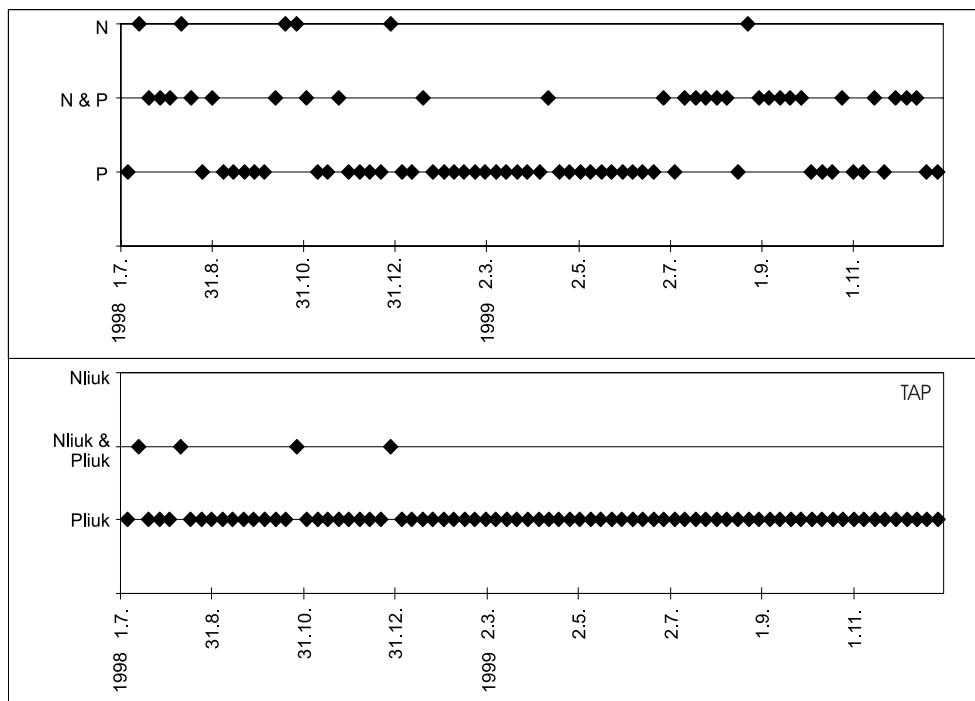
mällä tavalla, jossa lasketaan typen ja fosforin suhdeluku sekä kokonaisravinteille että liukoille ravinteille. Suhdeluvun suuruudesta voidaan päätellä, onko rajoittava ravinne fosfori, typpi vai molemmat samanaikaisesti. Mellunkylänpurolla fosfori oli rajoittava ravinne kokonaisravinteiden perusteella 81 % ja liukoisten ravinteiden perusteella arvioituna 92 % ajasta (kuva 40). Typpi on Mellunkylänpurolla rajoittavana ravinteena ainoastaan voimakkaiden tulvien yhteydessä tai pian niiden jälkeen, kun purossa kulkee suuria määriä kiintoaineeseen sitoutunutta kokonaisfosforia.

Tapaninkylänpurolla fosfori oli kokonaisravinteista kasvua rajoittava tekijä 58 % ja molemmat ravinteet 42 % ajasta (kuva 41). Liukoisten ravinteiden rajoittava tekijä oli lähes aina fosfori (87%). Virtaaman suuruus ja kokonaistyyppi rajoittavana ravinteena korreloivat positiivisesti myös Tapaninkylänpurolla. Sateiden jälkeen voimistunut virtaama kuljettaa keskimääräistä enemmän kiintoainetta ja sen mukana kokonaisfosforia. Rajoittava ravinne on tällöin kokonaistyyppi tai molemmat ravinteet yhdessä.

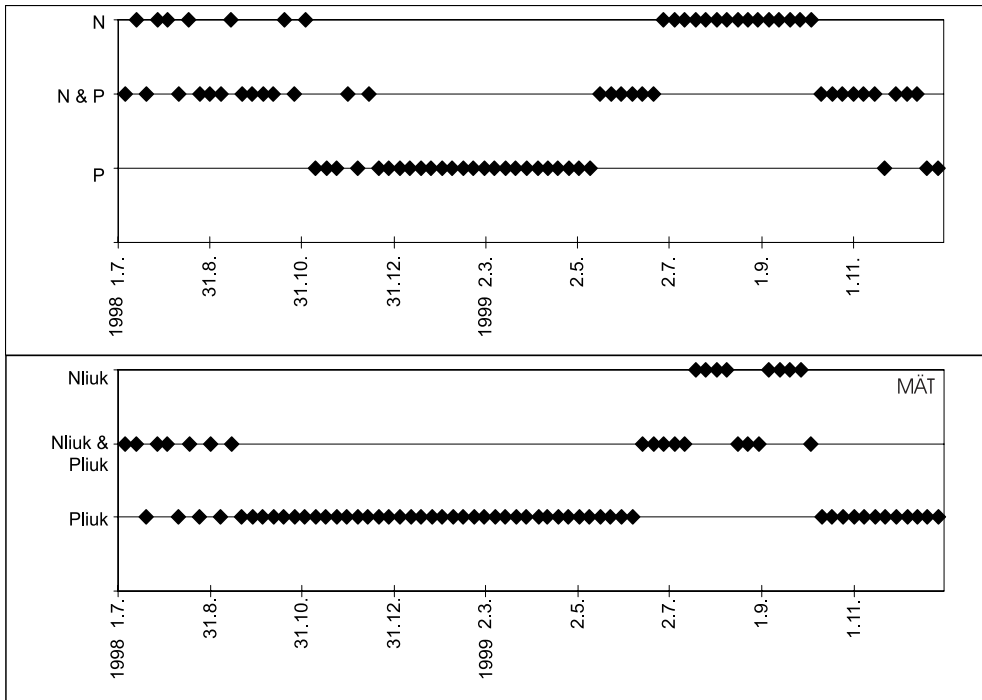
Mätäjoki erosi kasvua rajoittavan ravinteiden osalta kahdesta muusta purosta. Syynä oli veden lisäjuoksutus puroon kesäkaudella. Se muuttaa rajoittavan ravinteiden juoksutuksen ajaksi fosforista tyypeksi (kuva 42). Mätäjoen 1995-96 tutkimuksessa vuotta ennen veden lisäjuoksutuksen aloittamista rajoittava ravinne oli vielä selkeästi fosfori (Ruth 1998). Lisäjuoksutusvesi sisältää Mätäjoen ”luontaiseen” puroveteen nähden hyvin vähän tyyppeä (TN 460 µg/l), mutta varsin paljon fosforia (TP 140 µg/l). Varsinkin vähäsaiteisena



Kuva 40. Kasvua rajoittava ravinne Mellunkylänpurossa kokonaisravinteiden ja liukoisten ravinteiden mukaan laskettuna. N = typpi, P = fosfori ja N & P molemmat, Nliuk = typen liukoiset muodot, Pliuk = fosforin liukoiset muodot ja Nliuk & Pliuk molemmat.



Kuva 41. Kasvua rajoittava ravinne Tapaninkylänpurossa kokonaisravinteiden ja liukoisten ravinteiden mukaan laskettuna.



Kuva 42. Kasvua rajoittava ravinne Mätäjoessa kokonaisravinteiden ja liukoisten ravinteiden mukaan laskettuna.

kesänä lisäjuokutusvesi muodostaa merkittävän osa Mätäjoen kokonaisvirtaamasta ja lisää selkeästi puron fosforipitoisuutta. Muutos näkyi sekä kokonaisravinteiden että liukoisten ravinteiden rajoittavan tekijän suhdeluvuissa. Fosfori oli kokonaisravinteissa rajoittava tekijä 35 % ja liukoissa ravinteissa 56 % ajasta. Lisäjuokutuksen vaikutus näkyi selvimmin vuoden 1999 kesällä, joka oli vähäsateinen. Vuoden 1998 kesä oli keskimääräistä sateisempi ja lisäveden pumppauksessa oli laitevikojen vuoksi taukoja. Lisäjuokutusveden vaikutus rajoittavaan ravinteeseen näkyi syksyllä vielä noin 1,5 kuukauden ajan veden pumppaamisen lopettamisen jälkeen. Lisäjuokutuksen vaikutus peitti alleen virtaamavaihtelujen merkityksen rajoittavaan ravinteeseen Mätäjoella.

Kesän ukkossateiden aikana kasvua rajoittava ravinne oli kaikilla puroilla typpi. Mellunkylänpurolla ja Tapaninkylänpurolla muutos kokonaisfosforista kokonaistyypeen tapahtui tulvan alkuvaiheessa, kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuuksien noustessa. Mätäjoella kesän lisäjuokutuksen aikana kokonaistyyppi oli kasvua rajoittava ravinne jo ennen tulvan alkua. Myös muina vuodenaikoina tapahtuneista tulvista oli vastaava seuraus rajoittavaan ravinteeseen. Kevättulvan aikana rajoittava ravinne vaihteli virtaamatilanteen mukaan. Voimakkaimpien tulvapiikkien aikana rajoittava ravinne oli typpi, muulloin yleensä fosfori.

7.2 Ravinteiden kokonaiskuljetus

Ravinnekuljetuksen määrä laskettiin kahdella eri menetelmällä: kerran viikossa otettujen näytteiden sekä viikon kokoomanäytteiden perusteella. Kokoomanäytteistä analysoitiin ainoastaan kokonaisravinteet, viikkonäytteistä myös liukoiset ravinteet. Näytteenottomenetelmällä ei ollut merkitystä kokonaistyyppien kuljetusmääriin (taulukko 13). Sen sijaan kokonaisfosforin vuosikuljetus oli kokoomanäytteiden perusteella noin 15 % suurempi kuin kerran viikossa otettujen näytteiden mukaan laskettuna. Syynä tähän on se, että kokoomanäytteisiin saadaan paremmin mukaan myös nopeiden hetkellisten virtaamavaihteluiden aiheuttamat kiintoaine- ja kokonaisfosforipiikit. Jatkoissa tässä luvussa käytetään kuljetusarvoina kokonaisravinteiden osalta kokoomanäytteiden mukaan laskettuja arvoja sekä liuenneiden ravinteiden osalta kerran viikossa otettujen näytteiden mukaan laskettuja kuljetusarvoja.

Kokonaistyyppien vuosikuljetus on Mätäjoella ja Mellunkylänpurolla lähes yhtä suuri (528 ja 570 kg/km²). Tapaninkylänpurolla kaikki tyyppien eri muotojen pitoisuudet olivat keskimääräistä korkeammat ja kokonaistyyppien vuosikuljetus (782 kg/km²) oli tämän seurauksena noin 40 % muita puroja suurempi. Mätäjoella tyyppien liukoista muodoista kulkeutui mereen keskimääräistä enemmän ammoniumtyyppiä, kun taas Mellunkylänpurolla

Taulukko 13. Tärkeimpien ravinteiden vuosikuljetus vuonna 1999 (kg/km^2) ja vuorokausikuljetus (g/km^2) laskettuna kahdella eri näytteenottomenetelmällä otetuista näytteistä: 1/vko = kerran viikossa otetuista näytteistä ja kok = kokoomanäytteenottimella kerran 3 h otetuista näytteistä. Taulukon tummennettuja arvoja käytetään tulosten arvioinnissa.

vuosikuljetus		TN	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$	$\text{NO}_3^- \text{-N}$	$\text{NO}_2^- \text{-N}$	TP	$\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$
MÄT	1/vko	541	108	260	6,1	31,4	16,2
TAP	1/vko	799	108	542	5,6	39,1	22,0
MEL	1/vko	567	35	402	2,5	24,7	9,7
MÄT	kok.	528	-	-	-	37,2	-
TAP	kok.	782	-	-	-	46,3	-
MEL	kok.	570	-	-	-	27,9	-
vuorokausikuljetus		TN	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$	$\text{NO}_3^- \text{-N}$	$\text{NO}_2^- \text{-N}$	TP	$\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$
MÄT	1/vko	1483	295	711	16,6	86,1	44,4
TAP	1/vko	2188	295	1486	15,4	107,1	60,2
MEL	1/vko	1553	95	1102	6,8	67,5	26,6
MÄT	kok.	1446	-	-	-	101,9	-
TAP	kok.	2142	-	-	-	126,8	-
MEL	kok.	1561	-	-	-	76,4	-

vastaavasti suhteessa enemmän nitraattitypeä. Tapaninkylänpurolta sekä ammoniumtypen että nitraattitypen kuljetusmäärät olivat korkeita.

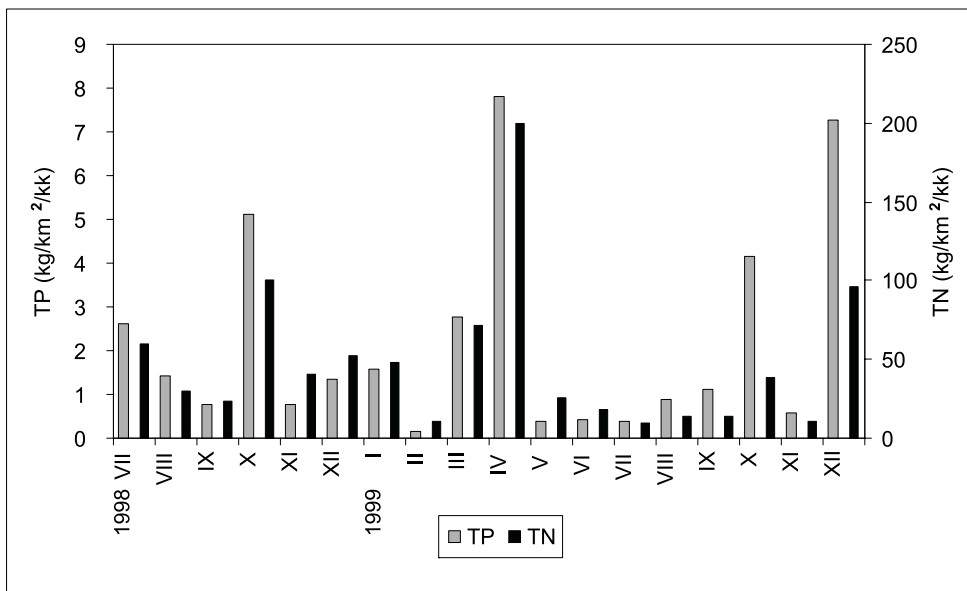
Kokonaisfosforia huuhtoutui pinta-alaan suhteutettuna eniten Tapaninkylänpurolta (46,2 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{a}$). Pienin kuljetus oli Mellunkylänpurolta,

Taulukko 14. Kevään sulamisvalunnan prosenttiosuus kokonaistypen ja kokonaisfosforin vuosikuljetuksesta vuonna 1999.

	TN	TP
MÄT	41,0	33,6
TAP	46,5	49,1
MEL	48,8	38,4

vain 27,9 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{a}$. Myös liukoista fosfaattifosforia huuhtoutui pinta-alaan suhteutettuna eniten Tapaninkylänpurolta ja vähiten Mellunkylänpurolta (taulukko 13).

Kokonaistypen huuhtoutuminen on selvästi voimakkainta kevättulvan aikana (kuva 43). Kevään sulamisvalunnan aikana eri puroilla huuhtoutui kokonaistypen koko vuoden kuljetusmäärästä 41 – 49 % (taulukko 14). Mellunkylänpurolta huhtikuun 1999 kokonaistypen kuljetus oli 36 % koko vuoden arvosta. Myös molemmilla muilla puroilla suurin kokonaistypen kuljetus tapahtui huhtikuussa. Pienintä kuljetus oli kaikilla puroilla heinäkuussa, Tapaninkylänpurolta vain 1,1 % vuoden kokonaismäärästä.



Kuva 43. Kokonaisfosforin ja kokonaistypen kuljetusmäärät kuukausittain suhteutettuna valuma-alueen pinta-alaan Mellunkylänpurolta.

Kokonaisfosforia huuhtoutui vuoden 1999 kuukausista kaikilla puroilla eniten kevättulvan aikana huhtikuussa (kuva 43). Suhteellisesti suurin huhtikuun kuljetus oli Tapaninkylänpurolla (31,7 % koko vuoden kuljetusmäärästä). Koko kevään 1999 sulamisvalunnan aikana kokonaisfosforin huuhtouma oli selvästi pienin Mätäjoella (33,6 %). Tapaninkylänpurolla lähes puolet (49 %) vuoden kokonaisfosforista huuhtoutui Vantaanjokeen kevättulvan aikana (taulukko 14). Kokonaisfosforin kuljetusmäärältään pienin kuukausi oli Mellunkylänpurolla heinäkuu (1,4 %) ja Mätäjoella sekä Tapaninkylänpurolla marraskuu (2,4 % ja 1,2 %). Runsassateiset kuukaudet nostivat sekä kokonaistypen että kokonaisfosforin kuljetusmääriä mm. vuoden 1998 lokakuussa ja 1999 joulukuussa. Sateiden ja sen seurauksena voimistuneen virtaaman vaikutus kuljetusmääriin oli kuitenkin huomattavasti suurempi kokonaisfosforin kuin kokonaistypen osalta.

Kaikista otetuista näytteistä hetkellisesti suurin kokonaistypen kuljetusmäärä (2140 g/km²/h) havaittiin 13.12.1999 Tapaninkylänpurolla voimakkaan tulvan aikana. Samaan aikaan Tapaninkylänpurolla saatiin myös nitraattitypen (1655 g/km²/h) ja fosfaattifosforin (89,7 g/km²/h) suurimmat hetkelliset kuljetusmäärät. Ammoniumtypen suurin hetkellinen kuljetus (90 g/km²/h) tapahtui talvitulvan aikana 18.1.1999 ja kokonaisfosforin (1655 g/km²/h) kesätulvan ollessa voimakkaimmillaan 11.7.1998 klo 21, molemmat nekin Tapaninkylänpurolla.

Pienin kokonaistypen hetkellinen kuljetus (3,2 g/km²/h) sattui pitkän sateettoman kauden lopulla 27.9.1999 Tapaninkylänpurolla. Ammoniumtypen ja fosfaattifosforin pienimmät hetkelliset kuljetusmäärät (molemmat 0,03 g/km²/h) havaittiin edel-

tävällä viikolla 20.9.1999 Mellunkylänpurolla. Nitraattitypen kuljetus oli alimmillaan 19.7.1999 keskellä veden lisäjuoksuuskautta Mätäjoella (1,7 g/km²/h). Mätäjokeen pumpatun lisäjuoksuusveden typpipitoisuus oli pieni. Kokonaisfosforia kulkeutui vähiten Mellunkylänpurossa (0,18 g/km²/h) keskellä talvea 22.2.1999, jolloin virtaama ja kiintoaineen kuljetus olivat matalia.

8. Puroveden hygieeninen laatu

Kaikista veden hygieenisen laadun näytteistä tutkittiin fekaalisten koliformien (FC) määrä, alustava *Escherichia coli* bakteerien (AEC) määrä ja varmistettu fekaalisten streptokokkien (VFS) määrä. Tuloksien käsittelyssä näistä keskitytään *Escherichia coli* bakteereihin ja varmistettuihin fekaalisiin streptokokkeihin, koska nämä kuvaavat luotettavimmin ulosteperäisen kuormituksen määrää. Suuressa osassa veden laadun luokitusta ja aikaisemmissa tutkimuksissa on käytetty edellisten lisäksi fekaalisia koliformeja. Tässä tutkimuksessa fekaalisten koliformien (FC) arvoja käytetään vain verrattaessa veden laatua aikaisempiin tutkimuksiin.

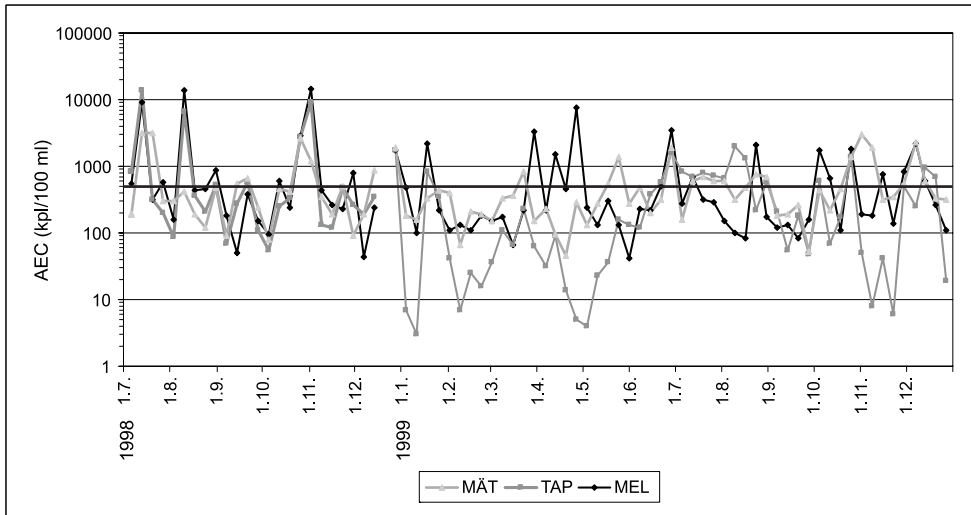
Tarkasteltaessa kolmen tutkitun Helsingin kaupunkipuron indikaattoribakteerien määriä, voidaan havaita huomattavaa vaihtelua eri vuodenaikojen, viikkojen ja jopa muutamien minuuttien välillä. Suurimmat havaitut indikaattoribakteeriarvot lukuun ottamatta viemäriverkoston häiriötilanteita olivat 14 400 kpl *Escherichia coli* bakteereita / 100 ml ja 26000 kpl fekaalisia streptokokkeja / 100 ml vettä. Suurimmat arvot havaittiin kesällä

Taulukko 15. Puroveden *Escherichia coli* (AEC) pitoisuuksien mediaani- sekä minimi- ja maksimiarvot (kpl / 100 ml) kaikilta vuodenaajoilta. Vuosien 1995-96 tulokset: Ketola 1998; Ruth 1998.

AEC	MÄT 1998-1999	MÄT 1995-1996	TAP 1998-1999	MEL 1998-1999	MEL 1995-1996
vuosi	330 (45-3100)	170 (0-1800)	210 (3-14000)	240 (83-14400)	130 (0-440)
talvi	330 (66-2300)	48 (0-1584)	190 (3-1700)	220 (43-2200)	71 (0-230)
kevät	270 (45-1400)	124 (11-940)	50 (4-230)	220 (41-7500)	114 (6-363)
kesä	475 (120-3100)	285 (107-1800)	620 (86-14000)	380 (83-14000)	180 (0-320)
syksy	375 (53-3000)	240 (72-1000)	175 (6-9200)	235 (49-14400)	140 (12-440)

Taulukko 16. Puroveden varmistettujen fekaalisten streptokokkien (VFS) pitoisuuksien mediaani- sekä minimi- ja maksimiarvot (kpl / 100 ml) kaikilta vuodenaajoilta. Vuoden 1995-96 tulokset: Ketola 1998; Ruth 1998

VFS	MÄT 1998-1999	MÄT 1995-1996	TAP 1998-1999	MEL 1998-1999	MEL 1995-1996
vuosi	200 (23-3100)	51 (0-550)	190 (2-26000)	160 (24-23000)	70 (0-1050)
talvi	200 (49-3600)	21 (3-105)	54 (2-3500)	130 (39-3700)	12 (0-390)
kevät	145 (53-840)	39 (2-460)	199 (11-6400)	140 (24-480)	95 (7-1050)
kesä	215 (23-3100)	95 (0-290)	225 (93-26000)	225 (36-23000)	73 (40-310)
syksy	250 (85-1300)	110 (0-550)	145 (16-4800)	155 (35-13300)	80 (17-360)



Kuva 44. *Escherichia coli* -bakteerien pitoisuuden vaihtelu tutkimuspuroilla. Paksumpi vaakaviiva kuvaa uimaveden laadun raja-arvoa (500 kpl / 100 ml).

ja syksyllä (taulukot 15 ja 16). Yksikään vuosina 1998-99 puroista kerätystä 231 viikkonäytteistä ei ollut täysin vapaa indikaattoribakteereista.

Indikaattoribakteerien määrät korreloivat vahvasti keskenään sekä samalla puroilla otetuissa että muilla puroilla otetuissa näytteissä. Tutkittujen indikaattoribakteerien lähteiden voidaan siis olettaa olevan samoja. Jos veden hygieeninen laatu oli jollain puroilla hyvin heikko, oli se yleensä sitä kaikilla tutkituilla puroilla (kuva 44). Korkeimmat indikaattoribakteerien pitoisuudet havaittiin, kun sateettoman tai vähäsateisen jakson jälkeen alkoi voimakas sade tai pian sateen jälkeen.

Kaikkien kolmen kaupunkipuron koko vuoden indikaattoribakteerien mediaaniarvot asettuivat lähes samalle tasolle. *Escherichia coli* bakteereita havaittiin vuoden mediaaniarvona Mätäjoella 330, Mellunkylänpurolla 240 ja Tapaninkylänpurolla 210 kpl / 100 ml (taulukko 15). Varmistettujen fekaalisten streptokokkien osalta vastaavat arvot olivat 200, 190 ja 160 kpl / 100 ml (taulukko 16).

Keskimäärin purovesien hygieeninen laatu oli huonointa kesäkuukausina, jolloin kaupunkipurujen ja niitä monin paikoin ympäröivien puistojen virkistyskäyttö on suurin. *Escherichia coli* bakteerien kesäkuukausien mediaaniarvot vaihtelivat eri puroilla välillä 380 – 620 kpl / 100 ml. Myös kaikista suurimmat yksittäiset indikaattoribakteerien pitoisuudet havaittiin juuri kesäkuukausina.

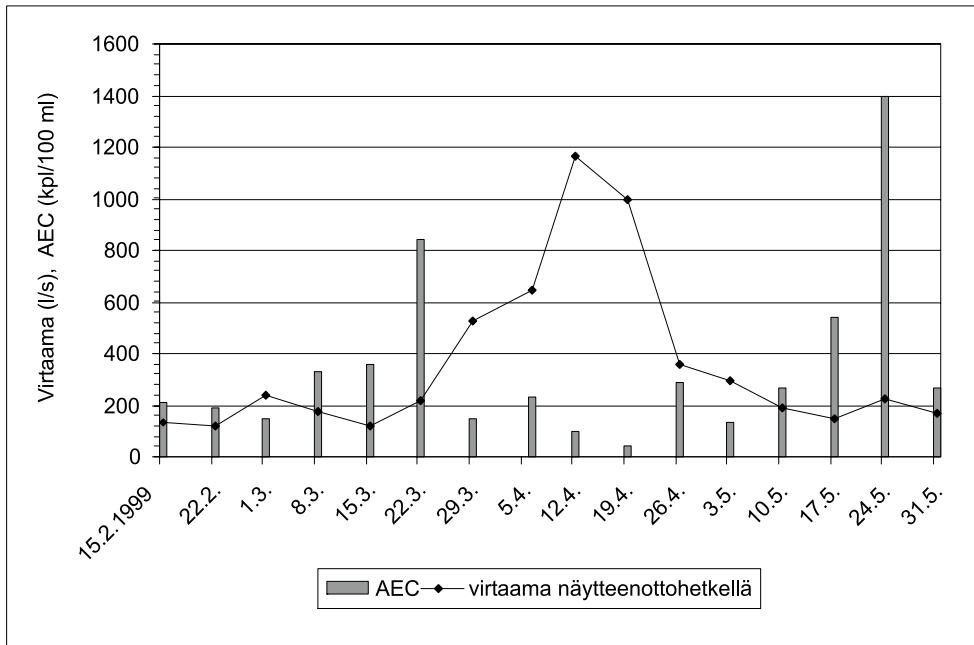
Syyskuukausina purojen indikaattoribakteeripitoisuudet olivat varsin korkeita. Suurimmat pitoisuudet havaittiin loppusyksyllä voimakkaiden syysstateiden jälkeen kasvipeitteen jo heikennyttä. Koko tutkimusjakson suurin *Escherichia coli* pitoisuus, 14 400 kpl / 100 ml, havaittiin Mellunkylänpurolla 2.11.1998 usean päivän sadejakson

loppuvaiheessa.

Kun tutkimusjakson 1998-99 puroveden bakteeripitoisuuksia verrataan Mätäjoen ja Mellunkylänpuron vuosien 1995-96 vastaaviin arvoihin (Ketola 1998; Ruth 1998), voidaan havaita useita merkittäviä eroja. Sekä *Escherichia coli* että varmistettujen fekaalisten streptokokkien pitoisuuden mediaanit olivat tässä tutkimuksessa (vuosina 1998-99) kaikkina vuodenaikoina aiempaa tutkimusta (1995-96) suuremmat. Näytteiden otossa tai veden hygieenisen laadun analysoinnissa ei kyseisten vuosien välillä ole mitään merkittäviä muutoksia. Tutkimusjaksot sen sijaan erosivat toisistaan säätilan suhteen. Tämän tutkimuksen näytteenottojakson aikana sademäärä oli edellistä tutkimusjaksoa suurempi ja siitä johtuen myös purojen virtaamat olivat suuremmat.

Erityisen suuri ero veden hygieenisessä laadussa eri tutkimusjaksojen välillä oli talvella. Tutkimusjaksojen talvet olivat luonteeltaan hyvin erilaiset. Talvella 1995-96 vallitsi kylmä pakkasää, eikä sulamisjaksoja ja niiden aiheuttamia talvitulvia esiintynyt. Puroissa oli myös koko talven vahva jääpeite. Indikaattoribakteerien pitoisuudet pysyivät kyseisenä talvena hyvin matalina. Talvi 1998-99 oli sääoloiltaan selvästi vaihtelevampi. Varsinkin joulutammikuussa oli useita jaksoja, jolloin lumet sulivat kokonaan. Myös myöhemmin talvella oli useita suojajaksoja, jolloin puroihin päätyi pieniä määriä sulamisvesiä ja niiden mukana suolistoperäisiä bakteereita. Talven bakteeripitoisuudet olivatkin kaikilla tutkituilla puroilla varsin korkeita. *Escherichia coli* talviajan mediaaniarvot vaihtelivat eri puroilla välillä 190 – 330 kpl / 100 ml.

Alhaisimmat *Escherichia coli* bakteerien ha-



Kuva 45. *Escherichia coli* -bakteerien määrän vaihtelu Mätäjoella kevätulvan aikana verrattuna näytteenottohetken virtaamaan.

vaihti Mellunkylänpuroa lukuun ottamatta keväällä tulvan ollessa voimakkaimmillaan. Tapaninkylänpurolla ja Mätäjoella indikaattoribakteerien pitoisuudet nousivat juuri tulvan alkuvaiheessa, jonka jälkeen ne laskivat selvästi (kuva 45). Mellunkylänpurolla indikaattoribakteerien pitoisuus purovedessä pysyi melko korkeana läpi koko tulvajakson. Bakteereita pääsi aivan ilmeisesti huuhtoutumaan Mellunkylänpuroon koko sulamisjakson ajan, eikä voimistuva tulva riittänyt laimentamaan pitoisuutta purovedessä.

Kokonaisuutena kevätjaksolla etenkin Tapaninkylänpuron veden hygieeninen laatu oli hyvä. Veden *Escherichia coli* mediaaniarvo oli keväällä vain 50 kpl / 100 ml ja korkeinkin pitoisuus 230 kpl / 100 ml. Samaan aikaan Mätäjoen ja Mellunkylänpuron kevään *E. coli* mediaaniarvot olivat yli nelinkertaiset Tapaninkylänpuroon verrattuna. Varmistettujen fekaalisten streptokokkien määrät pysyivät kaikilla puroilla korkeana kevätulvan aikana. Kevään indikaattoribakteeriarvoihin saattoi vaikuttaa alentavasti myös näytteenottoajankohta, joka ajoittui purojen vuorokauden minimivirtaamaan aamupäivällä.

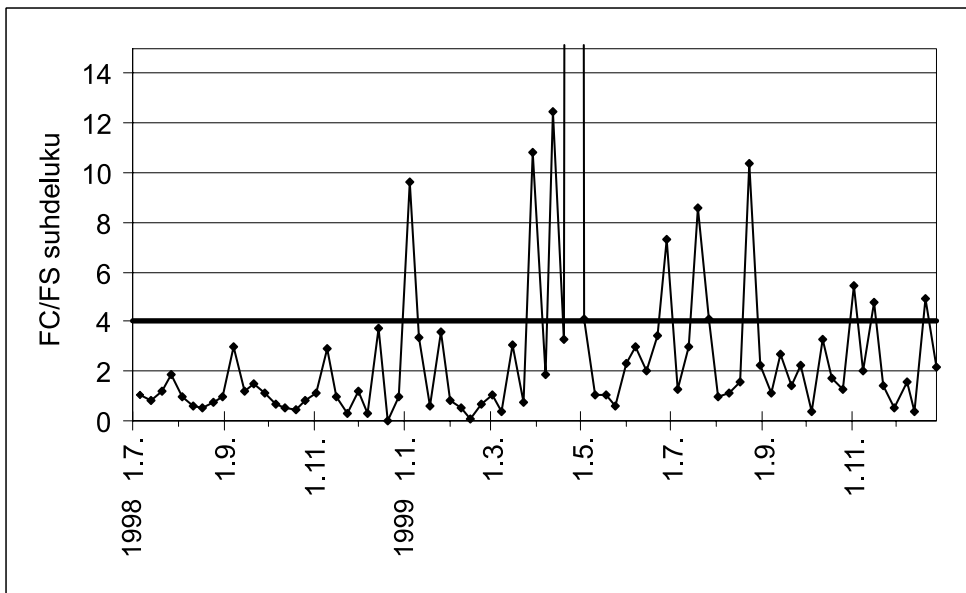
Veden hygieenistä laatua on syytä tarkastella myös kaupunkipurojen virkistyskäytön kannalta. Useille kaupunkipuroille on toivottu uimapaikkoja ja puroissa näkee usein kahlaavan sekä lapsia että koiria. Vuosina 1996–2004 voimassa olleiden määräysten mukaan (Suomen säädöskokoelma 1996) uimavedeksi kelpaamattomien vesinäyt-

teiden osuus viikoittain kerätyistä näytteistä oli kaikilla puroilla yli puolet (taulukko 17). Suhteellisesti eniten raja-arvon ylityksiä tapahtui kesäkuukausina, jolloin esimerkiksi Tapaninkylänpurosta otetuista vesinäytteistä 86 % oli hygieeniseltä laadultaan uimakelvottomia. Toisaalta Tapaninkylänpurosta ja Mellunkylänpurosta otetuista näytteistä noin 50 % sekä Mätäjoesta otetuista näytteistä 33 % täytti *Escherichia coli* -bakteerin osalta uuden Euroopan unionin erinomaisen veden laadun kriteerin (vrt. Euroopan yhteisöjen komissio 2002). Purojen vesi täytti hygieeniseltä laadultaan erinomaisen uimaveden vaatimukset useimmiten syksyllä ja talvella, jolloin uimakausi oli jo ohi.

Puroveden bakteerien alkuperää voidaan arvioida laskemalla fekaalisten koliformien ja fekaalisten streptokokkien välinen suhdeluku. Jos tämä suhdeluku on yli 4, on todennäköistä, että näyte on ihmisperäisen kuormituksen saastuttama. Jos suhdeluku on alle 4, on oletettavissa kuormituksen olevan tasalämpöisistä eläimistä (Geldreich & Kenner 1969). Kaikista tässä tutkimuksessa kerätyistä näytteistä ei-ihmisperäisen kuormituksen likaamia oli eri puroilla 83 – 87 % (kuva 46). Tutkittuihin kaupunkipuroihin ei tiedetä laskettavan jätevesiä muutoin kuin poikkeustapauksissa jätevesiviemäriverkon ylivuotoputkista tai onnettomuustilanteissa. Saatu tulos vahvistaa, että tutkittujen purojen bakteerikuormitus on lähes kokonaan peräisin tasalämpöisistä eläimistä. On

Taulukko 17. Uimavedeksi kelpaamattomien näytteiden osuus otetuista näytteistä. AEC *Escherichia coli* raja-arvon ylittävien näytteiden osuus, VFS fekaalisten streptokokkien ja AEC & VFS jommankumman raja-arvon ylittävien näytteiden osuus. *Escherichia coli* (AEC) raja-arvo 500 kpl/100ml ja varmistettujen fekaalisten streptokokkien (VFS) 200 kpl/100 ml.

AEC	MEL	TAP	MÄT	VFS	MEL	TAP	MÄT
vuosi	32	31	32	vuosi	45	48	49
talvi	29	29	29	talvi	50	36	50
kevät	21	0	21	kevät	36	50	36
kesä	41	64	41	kesä	55	68	50
syksy	35	23	35	syksy	42	38	58
AEC & VFS	MEL	TAP	MÄT				
vuosi	52	53	57				
talvi	50	36	50				
kevät	50	50	43				
kesä	59	86	64				
syksy	50	38	65				



Kuva 46. Bakteerien lähdettä kuvaava FC/FS indeksilukema Mellunkylänpuroilta. Kun indeksi on suurempi kuin 4, on todennäköistä, että kuormitus on ihmisperäistä.

hyvin todennäköistä, että purojen hygieenistä laatu heikentävät eniten koirien ja lintujen jätökset.

Tutkittujen kaupunkipurojen hygienian indikaattoribakteerien määrät korreloivat erittäin merkittävästi purojen virtaaman kanssa lukuun ottamatta Mätäjoen *E. coli* pitoisuuksia, jotka lasivat voimakkaasti kevättulvan aikana ja pysyivät korkealla tasolla kesän 1999 kuivana jaksana. Sadanta ja indikaattoribakteerien määrä puroissa korreloivat yllättäen heikosti keskenään. Tätä selittää osin se, että näytteet kerättiin aina samaan aikaan maanantaisin riippumatta sadeolosuhteista. Voimakkaiden sateiden aikaansaaminen tulvi-

en aikana kerätyistä näytteistä merkitsevä positiivinen korrelaatio olisi mitä todennäköisimmin ollut havaittavissa.

Selvä positiivinen korrelaatio havaittiin puroveden kokonaisfosforin ja indikaattoribakteerien määrissä sekä, Mätäjokea lukuun ottamatta, fosfaattifosforin ja indikaattoribakteerien määrissä. Sen sijaan ihmisperäistä likaantumista hyvin kuvaava nitraattitypen määrä korreloi osalla puroista negatiivisesti bakteerimäärien kanssa. Tähän vaikuttaa osaltaan se, että nitraattipitoisuudet puroissa yleensä laimenevat, kun virtaama voimistuu. Kokonaisuutena voidaan päätellä, että kaupunki-

purojen merkittävimpänä bakteerien lähteenä ovat puroihin huuhtoutuneet eläinten (mm. koirien) jätökset. Tähän viittaavat sekä positiivinen korrelaatio virtaaman ja fosforipitoisuuksien kanssa että negatiivinen korrelaatio nitraattitypen kanssa. Purovesien hygieenistä laatua parannettaessa kannattaisikin kiinnittää huomiota ennen kaikkea ihmisten valistamiseen siitä, että kaduille jätetyt koirien jätökset päätyvät lähvesiin ja heikentävät selvästi niiden laatua.

9. Liukoisen kuparin ja sinkin pitoisuus ja kulkeuma

Kerran viikossa maanantaisin otetuista vesinäytteistä analysoitiin liukoisen ($< 0,45 \mu\text{m}$) kuparin ja sinkin pitoisuudet. Tapaninkylänpuron veden liukoiset metallipitoisuudet olivat tutkituista puroista selvästi pienimmät; kuparin keskipitoisuus oli $4,7 \mu\text{g/l}$ ja sinkin $7,4 \mu\text{g/l}$. Mätäjoessa ja Mellunkylänpurossa kuparin pitoisuudet olivat lähes samat: $5,6 \mu\text{g/l}$ ja $6,1 \mu\text{g/l}$. Sen sijaan sinkkiä oli

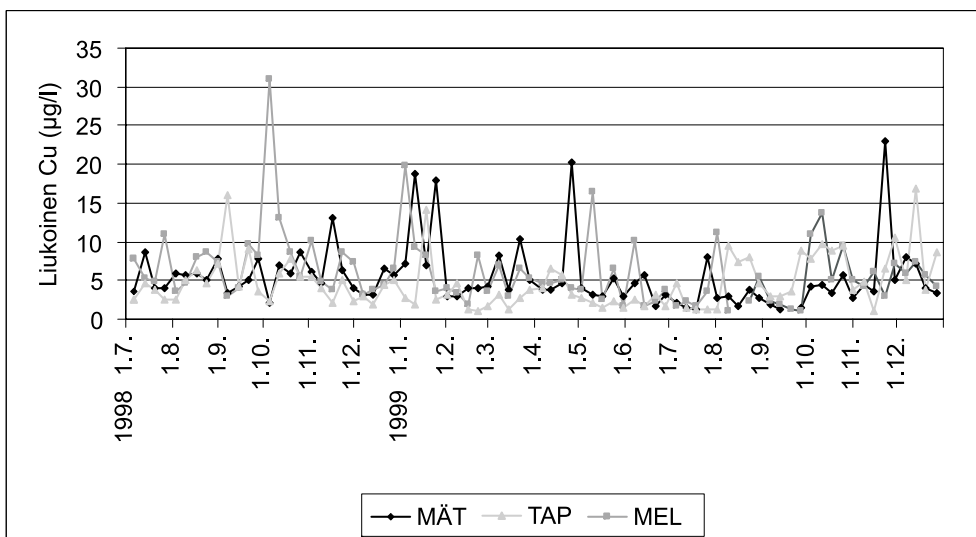
Mellunkylänpuron vedessä keskimäärin eniten ($18,7 \mu\text{g/l}$). Korkea keskiarvo oli seurausta hetkellisistä korkeista pitoisuuksista, joista suurin havaittu oli $137 \mu\text{g/l}$ (taulukko 18).

Liukoisen kuparin pitoisuudet purovesissä olivat melko tasaiset ympäri vuoden (kuva 47). Myöskään kevättulvan aikana ei havaittu korkeita kuparipitoisuuksia, eivätkä sateiden aikaansaamat tulvat nostaneet pitoisuuksia merkittävästi. Suurin tässä tutkimuksessa havaittu kuparipitoisuus oli $31 \mu\text{g/l}$. Se mitattiin Mellunkylänpurolla 5.10.1998 otetusta näytteestä, virtaaman ollessa näytteenottohetkellä vain $15,9 \text{ l/s}$. Liukoisen kuparin määritysraja oli $1 \mu\text{g/l}$, mikä alittiin kolmessa näytteessä. Liukoiset kuparipitoisuudet olivat matalimpia vähäsateisena kesänä 1999, jolloin suurin osa näytteistä sisälsi kuparia alle $3 \mu\text{g/l}$.

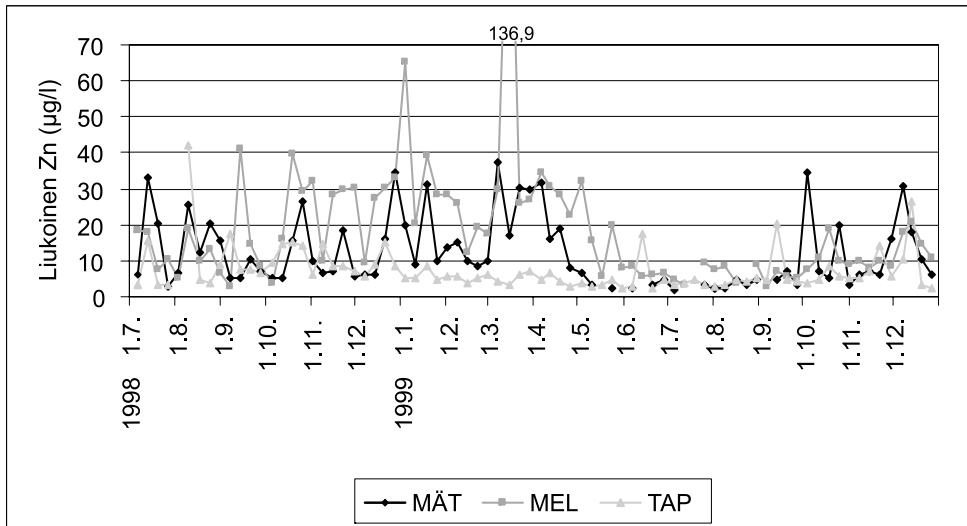
Liukoisen sinkin pitoisuudet vaihtelivat eri vuodenaikoina ja erilaisissa virtaamatilanteissa selvästi enemmän kuin liukoisen kuparin. Mellunkylänpurolla ja Mätäjoella kevättulva ja alkutalven talvitulvat nostivat sinkkipitoisuuden korkeaksi (kuva 48). Myös vuoden 1998 sateisen kesän ja syksyn aikana havaittiin purovesistä kor-

Taulukko 18. Liukoisen kuparin ja sinkin koko tutkimusjakson 1998-99 pitoisuuksien tilastollisia tunnuslukuja sekä vuoden 1999 huuhtouma.

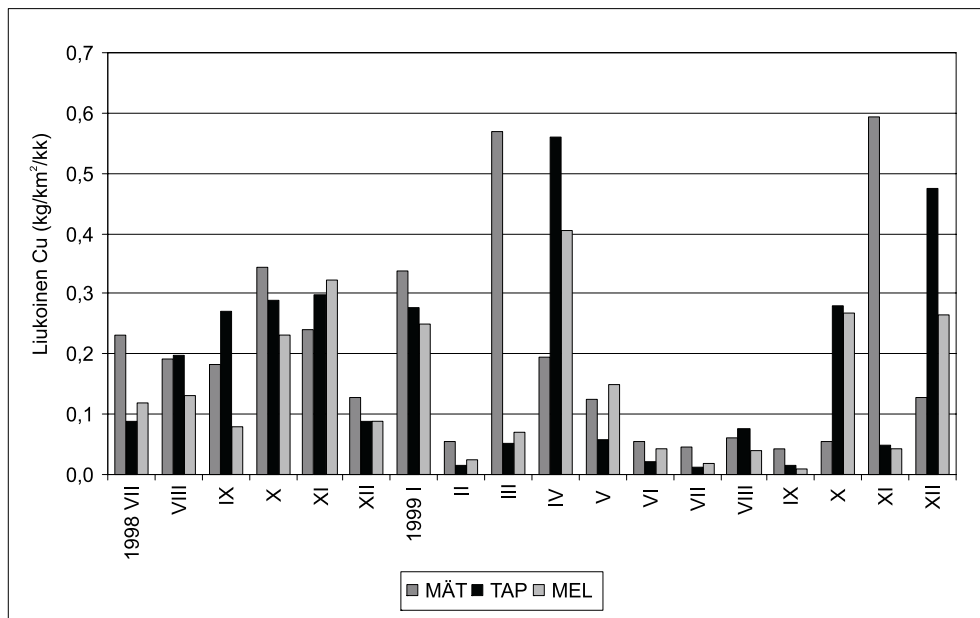
	MÄT Cu	TAP Cu	MEL Cu	MÄT Zn	TAP Zn	MEL Zn	yksikkö
\bar{x}	5,6	4,7	6,1	12,1	7,4	18,7	$\mu\text{g/l}$
Md	4,3	3,7	5,1	8,4	5,2	13,8	$\mu\text{g/l}$
Sd	4,2	3,3	4,6	9,3	6,2	18,1	$\mu\text{g/l}$
max	23,1	16,9	31,0	37,4	42,3	136,9	$\mu\text{g/l}$
huuhtouma	2,3	1,9	1,6	5,4	2,2	6,0	$\text{kg/km}^2/\text{a}$ 1999



Kuva 47. Liukoisen kuparin pitoisuudet kerran viikossa otetuissa näytteissä. Määritysraja $1 \mu\text{g/l}$.



Kuva 48. Liukoisen sinkin pitoisuudet kerran viikossa otetuissa näytteissä. Määrittäysraja 2 µg/l.

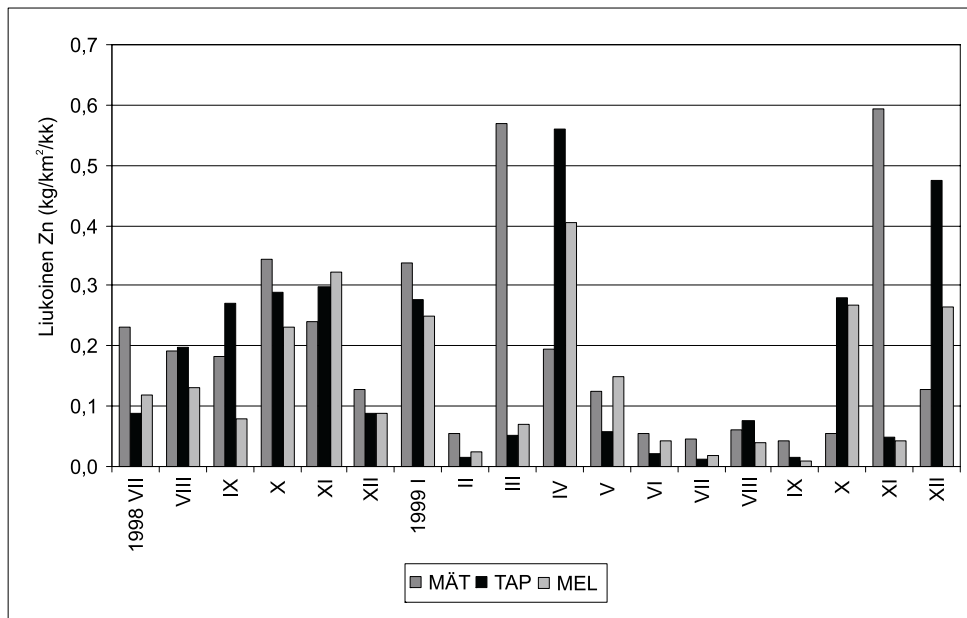


Kuva 49. Liukoisen kuparin kuukausihuuhtoumat (kg/km²) eri puroilla.

keita pitoisuuksia liukoista sinkkiä. Tapaninkylänpurossa sinkin pitoisuus pysyi matalana myös kevätulvan aikana. Kaikilla kolmella puroilla liukoista sinkkiä oli purovedessä niukasti vuoden 1999 vähäsatteisena kesänä. Ero edelliseen keskimääräistä sateisempaan kesään on huomattava. Esimerkiksi Mätäjoella kesällä 1998 liukoisen sinkin keskimääräinen pitoisuus oli 12,8 µg/l, vuoden 1999 kesällä vain noin kolmasosa siitä. Liukoisen sinkin määrittäysraja oli 2 µg/l, jota pienempi pitoisuus havaittiin 9 kertaa, useimmin

Mätäjoella kesän lisäjuoksutuksen aikana.

Huomattava osa liukoisen kuparin ja liukoisen sinkin huuhtoutumisesta vastaanottaviin vesistöihin tapahtui kevätulvan yhteydessä. Vähäsatteisena kesänä 1999 myös raskasmetallien huuhtoutuminen oli vähäistä. Vuoden 1999 liukoisen kuparin huuhtouma vaihteli eri puroilla välillä 1,6 – 2,3 kg/km²/a (taulukko 18). Liukoisen sinkin vuosihuuhtoumassa oli huomattavasti suurempaa vaihtelua eri purojen välillä. Tapaninkylänpuron vuosihuuhtouma oli vain 2,2 kg/km²/a, kun taas



Kuva 50. Liukoisin sinkin kuukausihuuhtoumat (kg/km^2) eri puroilla.

Mätäjoen $5,4$ ja Mellunkylänpuuron $6,0 \text{ kg}/\text{km}^2/\text{a}$.

Suurin liukoisin kuparin kuukausihuuhtouma vuonna 1999 oli $0,59 \text{ kg}/\text{km}^2$ (26,3 % vuoden kokonaishuuhtoumasta), mikä sattui Mätäjoella marraskuussa. Lähes yhtä suuri kuparin huuhtouma havaittiin Mätäjoella saman vuoden maaliskuussa. Tapaninkylänpurolla ja Mellunkylänpurolla huuhtouma oli suurin huhtikuussa kevättulvan aikana (kuva 49). Huuhtoumat olivat pienimmät heinä- ja syyskuussa. Kaikkein pienin kuukausihuuhtouma, vain $0,009 \text{ kg}/\text{km}^2$, oli syyskuussa 1999 Mellunkylänpurolla. Liukoisin kuparin kuljetusmäärät olivat hyvin pieniä myös keskitalvella helmikuussa.

Liukoisin sinkin suurin kuukausihuuhtouma oli $2,52 \text{ kg}/\text{km}^2$ huhtikuussa Mellunkylänpurolla (41,7 % vuoden 1999 kuljetusmäärästä). Mätäjoella maaliskuun kuljetusmäärä oli lähes yhtä suuri ($2,19 \text{ kg}/\text{km}^2$). Tapaninkylänpurolla eniten liukoisin sinkin huuhtoutumista tapahtui huhtikuussa ja joulukuussa (kuva 50). Sekä liukoisin sinkin että liukoisin kuparin kuljetusmäärät olivat suuria myös tammikuussa, jolloin suojajaksojen aiheuttamat talvitulvat nostivat selvästi kyseisten metallien pitoisuuksia purovedessä. Liukoisin sinkin kuljetusmäärät olivat kaikilla puroilla pieniä kesän 1999 vähäsatteisenä jaksana. Kaikkein pienin kuukausikuljetus oli Mellunkylänpurolla syyskuussa, vain $0,026 \text{ kg}/\text{km}^2$. Raskasmetallien kuljetusmäärät olivat alhaisia myös helmikuun pakkasjakson aikana.

10. Anionit ja kationit kaupunkipuroissa sekä tiesuolauksen vaikutus

10.1 Liukoinen kloridi

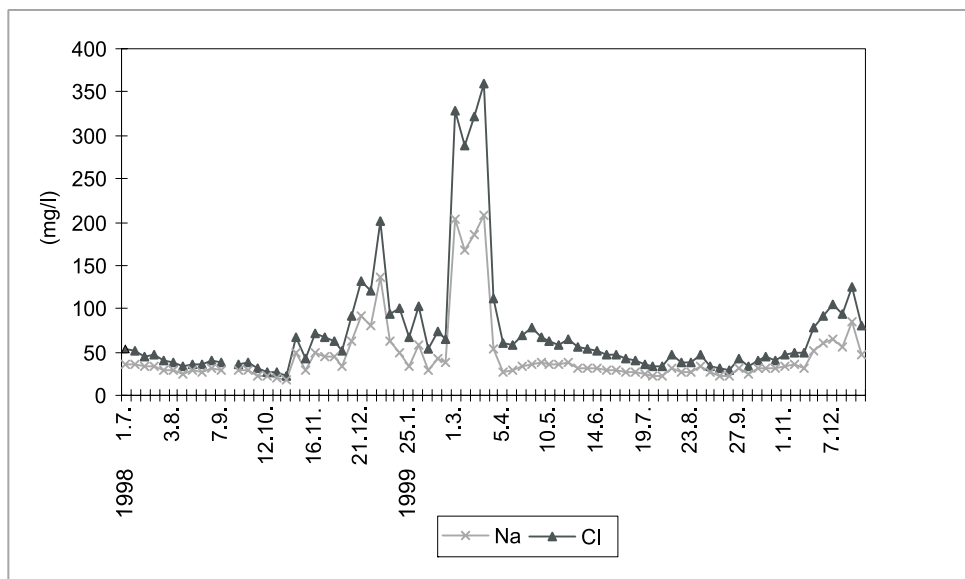
Kerran viikossa otetuista purovesinäytteistä liukoisin kloridin keskimääräinen pitoisuus oli suurin Mätäjoella ($71,9 \text{ mg}/\text{l}$) ja pienin Mellunkylänpurolla ($58,6 \text{ mg}/\text{l}$) (taulukko 19). Mätäjoen keskiarvoa nostivat melko korkeat minimipitoisuudet (maanantäynteiden minimi $20,3 \text{ mg}/\text{l}$). Mellunkylänpurolla ja Tapaninkylänpurolla kloridin pitoisuus laimeni voimakkaan virtauksen aikana huomattavasti ja minimiarvot olivat $7,7$ ja $7,8 \text{ mg}/\text{l}$. Viikon kokoomänäytteiden pienimmät arvot olivat kaikilla puroilla samalla tasolla, noin $22 \text{ mg}/\text{l}$. Kaikkien näytteiden suurin hetkellinen pitoisuus oli $798 \text{ mg}/\text{l}$ Mellunkylänpurolla tulvan alkuvaiheessa 18.3.2004 kello 16.

10.2 Liukoinen natrium sekä tiesuolauksen vaikutus veden laatuun

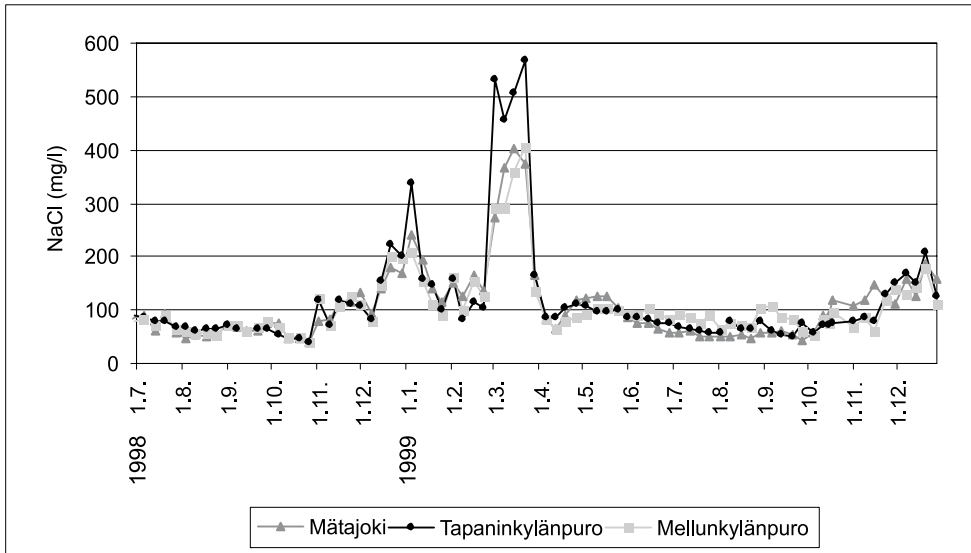
Liukoisin natriumin pitoisuudet korreloivat kaikilla puroilla erittäin merkittävästi liukoisin kloridin pitoisuuksien kanssa (kuva 51). Natriumin

Taulukko 19. Liukoisten anioinien ja kationien tilastollisia tunnuslukuja kerran viikossa otetuista näytteistä (mg/l).

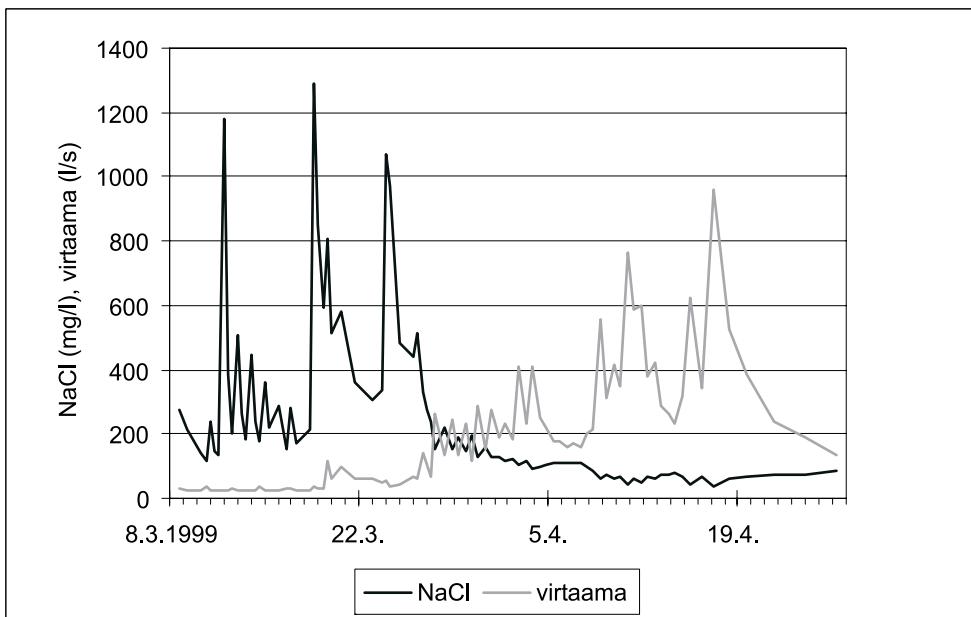
	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL
	Cl ⁻	Cl ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻
\bar{x}	71,9	60,2	58,6	36,2	47,9	42,4
Md	57,2	48,9	52,4	34,0	50,6	44,4
Sd	54,0	50,7	37,0	12,0	13,3	10,9
max	304,8	312,9	227,9	59,5	74,8	67,0
min	20,3	7,8	7,7	17,1	13,5	9,3
	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL
	Na ⁺	Na ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Mg ²⁺	Mg ²⁺
\bar{x}	37,4	41,4	36,5	6,4	12,6	6,4
Md	31,7	34,3	32,5	6,6	12,9	6,8
Sd	25,9	32,2	20,7	1,6	3,5	1,5
max	164,1	205,4	133,8	9,2	18,9	8,4
min	13,2	7,9	6,2	3,0	4,0	1,8
	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL
	Ca ²⁺	Ca ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	K ⁺	K ⁺
\bar{x}	30,7	44,8	28,9	4,2	8,5	3,7
Md	30,0	46,6	30,6	4,0	8,6	3,8
Sd	16,7	12,3	6,0	0,9	2,2	0,7
max	170,1	67,8	36,8	7,1	14,1	4,9
min	15,1	15,4	9,3	2,3	3,7	2,0



Kuva 51. Liukoisen natriumin ja liukoisen kloridin pitoisuudet Tapaninkylänpuron kokoomanäytteistä.



Kuva 52. Natriumkloridin pitoisuus viikon kokoomanäytteissä eri puroilla.



Kuva 53. Natriumkloridin pitoisuuden vaihtelu Mellunkylänpurossa keväällä 1999 suhteessa virtaamaan.

vuoden keskimääräiset pitoisuudet kerran viikossa otetuissa näytteissä vaihtelivat välillä 36,5 – 41,1 mg/l. Natriumin pitoisuus oli korkeimmillaan kevätulvan alussa, jolloin pieniä määriä sulamisvesiä päätyi kaduilta ja niiden pientareilta puroihin. Suurin hetkellinen pitoisuus oli 490,3 mg/l. Tuolloin sulaveden mukana huuhtoutui suuria määriä liukkaudenestoon käytettyä tiesuolaa eli natriumkloridia sadevesiviemärien kautta puroihin.

Tiesuolana käytetyn natriumkloridin suurin hetkellinen mitattu pitoisuus purovedessä oli 1288 mg/l. Tiesuolaus aloitetaan Helsingissä loppusyksyllä yöpakkasten liukastaessa katuja. Suolauksen seurauksena natriumin sekä kloridin pitoisuudet purovedessä nousevat selvästi. Natriumkloridin pitoisuus vaihteli eri puroilla hyvin saman suuruisena (kuva 52). Vuoden 1998 syksyllä pitoisuuden nousu normaalitasolta tapahtui loka-marraskuun vaihteessa ja vuonna 1999 mar-

raskuun toisella viikolla. Puroveden suolapitoisuus pysyi korkeana läpi loppusyksyn ja talven. Pitoisuudet ovat suurimmat talven suoajaksojen, ”talvitulvien” aikana sekä kevättulvan alkuvaiheessa, jolloin vuorokauden sisäinen natriumin ja kloridin pitoisuuksien vaihtelu on hyvin suurta. Kun virtaama tulvan alkuvaiheessa oli vielä pieni, natriumkloridin pitoisuus vaihteli yli kuusinkertaisesti saman päivän aikana otetuissa näytteissä (kuva 53). Kevättulvan voimistuessa natriumin ja kloridin pitoisuudet laimenevat puroissa virtaavassa suuremmissa vesimäärässä.

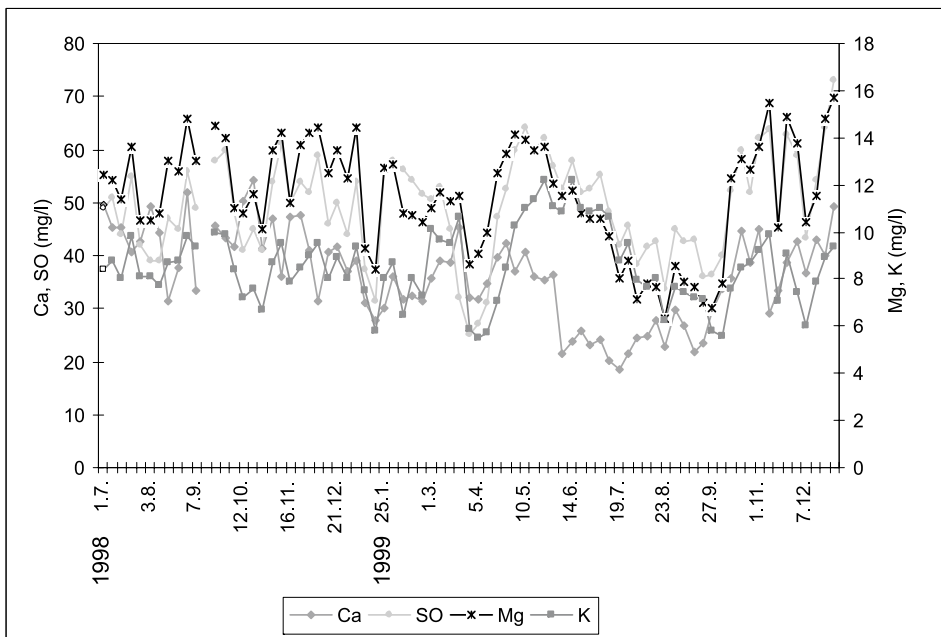
Natriumin ja kloridin pitoisuudet laskevat tasaisesti kesän ja syksyn aikana tiesuolan jäänteiden huuhtoutuessa pois valuma-alueelta. Alimmillaan pitoisuudet olivat kesätulvien aikana sekä loppusyksystä. Tulvien natriumin pitoisuutta laimentava vaikutus näkyy hyvin verrattaessa kerran viikossa otettujen hetkellisten näytteiden ja viikon kokoomanäytteiden alimpia pitoisuuksia. Mellunkylänpuron kerran viikossa otettujen näytteiden alin mitattu natriumpitoisuus oli 6,2 mg/l, mutta viikon kokoomanäytteiden alin pitoisuus lähes kolme kertaa suurempi, 17,9 mg/l.

10.3 Liukoinen kalsium ja magnesium

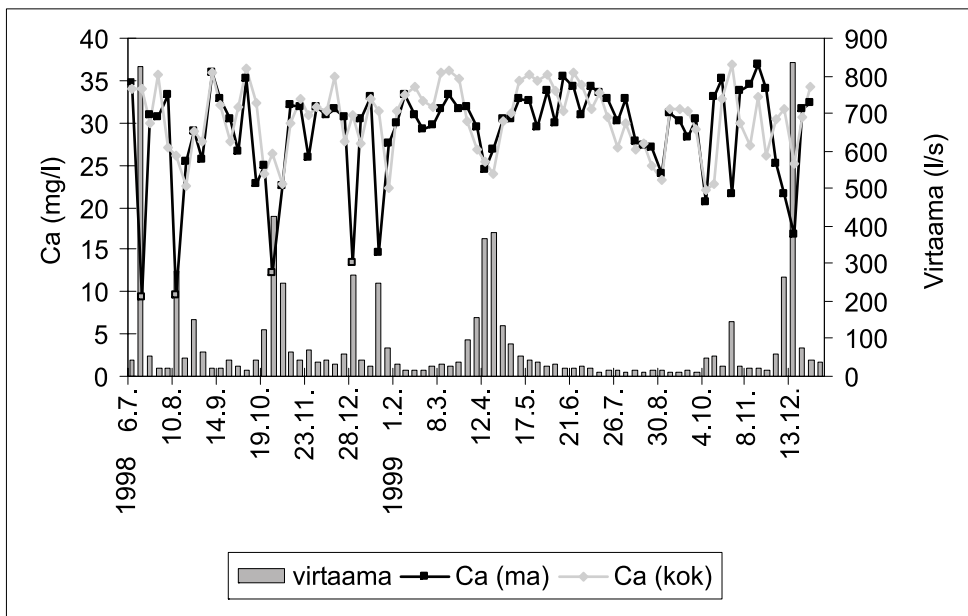
Liukoisen kalsiumin keskimääräiset pitoisuudet olivat kerran viikossa kerätyissä näytteissä Mätäjoella 30,7 mg/l, Mellunkylänpurolla 28,9 mg/l ja Tapaninkylänpurolla 44,8 mg/l. Suurin kalsium-

pitoisuus 170 mg/l havaittiin Mätäjoella aamulla 3.5.1999. Myös kloridin pitoisuus oli samassa vesinäytteessä korkea, joten veden sähkönjohtavuuden ja liuenneiden aineiden pitoisuuden nosti hyvin korkeaksi kalsiumkloridi. Kalsiumkloridia käytetään Helsingissä keväisin katujen pölynsidontaan, mikä on todennäköinen korkean pitoisuuden aiheuttaja. Muissa näytteissä vastaavaa suurta kalsiumkloridin pitoisuutta ei kuitenkaan havaittu, joten kyseessä saattoi myös olla kalsiumkloridin käsittelyssä tapahtunut vahinko. Suuri kalsiumkloridipitoisuus Mätäjoella oli hyvin lyhytaikainen, koska se ei nostonut kyseisen viikon kokoomanäytteen vastaavia kalsiumin tai kloridin pitoisuuksia. Toiseksi suurin kalsiumin pitoisuus oli vain 67,8 mg/l ja havaittiin Tapaninkylänpurolla kevättulvan alkuvaiheessa. Kalsiumin pitoisuudet olivat alhaisimmat vähäsatteena kesänä 1999 ja helmikuun 1999 pakkajakson aikana sekä kesätulvien aikana (kuva 54). Kaikkien näytteiden kalsiumin minimipitoisuus oli 5,1 mg/l. Pitoisuudet laskivat selvästi virtaaman voimistuessa (kuva 55).

Liukoisen magnesiumin keskimääräinen pitoisuus oli Tapaninkylänpurossa (12,6 mg/l) noin kaksinkertainen muihin puroihin verrattuna (kuva 56). Korkein magnesiumipitoisuus 18,9 mg/l havaittiin 20.12.1999 Tapaninkylänpurossa otetusta vesinäytteestä. Magnesiumin pitoisuus purovedessä laski selvästi voimakkaimpien tulvien aikana, mutta nousi usein heti tulvan jälkeen korkeaksi. Alhaisin pitoisuus (1,1 mg/l) havaittiin kesän ukkossateen aikana. Magnesiumin pitoisuus pie-



Kuva 54. Kalsiumin, sulfaatin, magnesiumin ja kaliumin pitoisuudet Tapaninkylänpuron viikon kokoomanäytteissä.



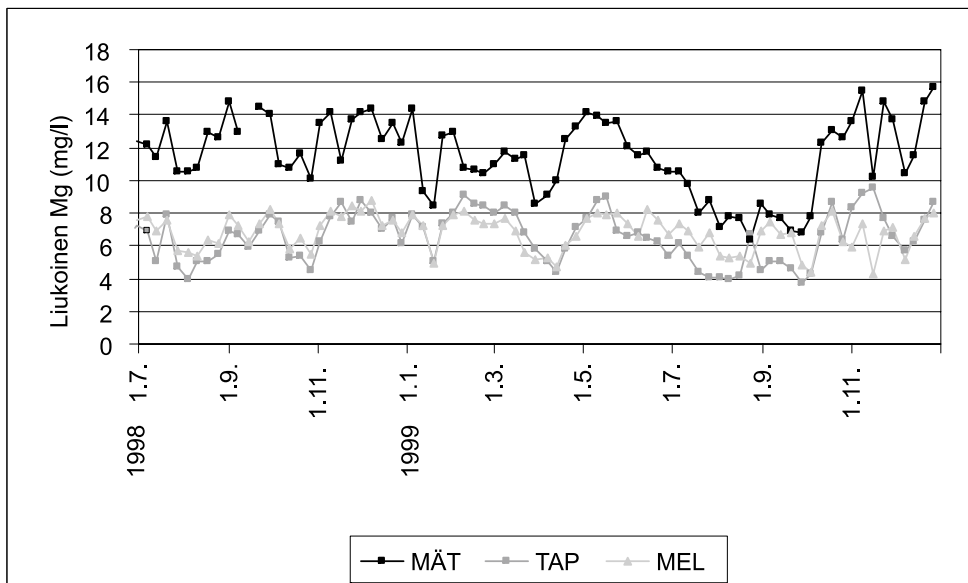
Kuva 55. Liukoisien kalsiumin pitoisuus maanantaisin otetuissa näytteissä (ma), viikon kokoomanäytteissä (kok) sekä virtaama maanantain näytteenottohetkellä Mellunkylänpurossa.

neni tasaisesti kesän 1999 kuluessa ja kerran viikossa otettujen näytteiden pienin arvo havaittiin syyskuun lopulla ennen syysateiden alkamista.

10.4 Liukoinen kalium ja sulfaatti

Liukoisien kaliumin keskimääräiset pitoisuudet Mätäjoessa ja Mellunkylänpurossa olivat lähes samalla tasolla (4,2 ja 3,7 mg/l). Tapaninkylän-

purossa vastaava kerran viikossa otettujen näytteiden keskimääräinen pitoisuus oli sen sijaan noin kaksinkertainen, 8,5 mg/l. Myös suurin hetkellinen pitoisuus 14,1 mg/l havaittiin 21.6.1999 Tapaninkylänpurossa. Kaliumin pitoisuudet olivat Tapaninkylänpurossa poikkeuksellisen korkeita toukokuusta syyskuuhun 1999. Mätäjoella kesän 1999 pitoisuutta alensi veden lisäjuokutus. Kaikkein alhaisimmat kaliumin pitoisuudet olivat kesätulvien aikana ja aivan loppukesästä 1999 (kuva



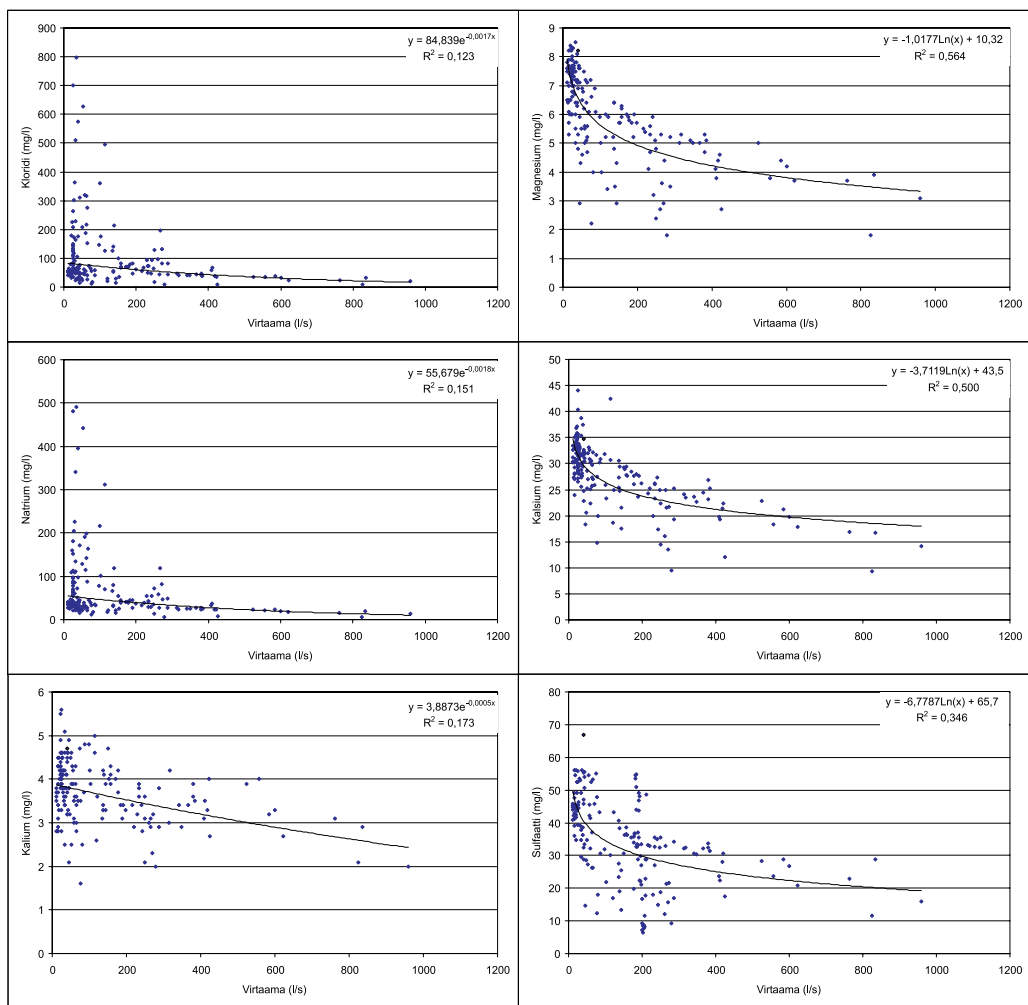
Kuva 56. Liukoisien magnesiumin pitoisuus viikon kokoomanäytteissä eri puroilla.

54). Suuri virtaama alensi muutenkin selvästi kalsiumin pitoisuuksia. Kaikkien näytteiden alhaisin mitattu pitoisuus oli 1,2 mg/l.

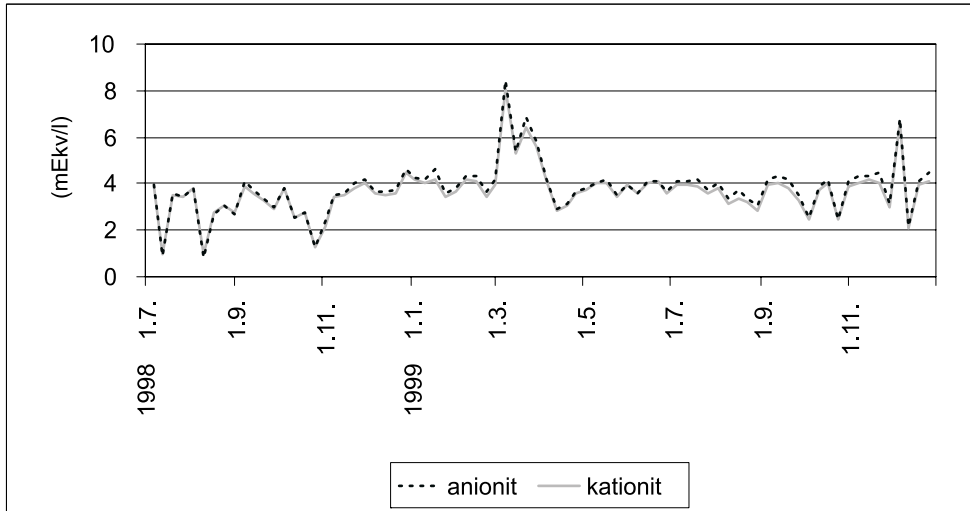
Liukoisen sulfaatin pitoisuuksissa oli suurta vaihtelua eri purojen välillä. Kerran viikossa otettujen näytteiden keskimääräinen pitoisuus oli alhaisin Mätäjoella (36,2 mg/l). Mätäjoen veden sulfaattipitoisuutta laski voimakkaasti kesäinen lisäjuokutus. Mellunkylänpurolla keskimääräinen sulfaattipitoisuus oli 42,4 mg/l ja Tapaninkylänpurolla 47,9 mg/l. Korkein hetkellinen pitoisuus havaittiin Tapaninkylänpurolla 22.11.1999 (74,8 mg/l). Sulfaatin pitoisuudet olivat pienimmät voimakkaimpien virtaamahuippujen aikana (kuva 54). Alhaisin hetkellinen pitoisuus 6,1 mg/l havaittiin sekä Tapaninkylänpurolla kesän ukkossateen aikana 11.7.1999.

10.5 Anionien ja kationien korrelaatiot ja kokonaisvaraus

Liukoisten anionien ja kationien pitoisuudet korreloivat natriumia ja kloridia lukuun ottamatta selvästi negatiivisesti puron virtaaman kanssa. Mellunkylänpurolla paras selitysaste virtaaman ja pitoisuuden välille saatiin magnesiumille ($R^2 = 0,56$, merkitsevyytaso 99,9 % ***) , kalsiumille ($R^2=0,50$ ***) ja sulfaatille ($R^2=0,35$ ***) (kuva 57). Kloridin ja natriumin hajontakuvioiden selvästi havaittavissa talven ja kevään pienehköjen virtaamien suuret, tiesuolan aiheuttamat pitoisuudet. Muilla puroilla virtaaman ja liukoisten suolojen suhde oli samanlainen kuin Mellunkylänpurolla. Tosin Mätäjoella ja Tapaninkylänpurolla myös virtaaman ja kalsiumin välille saatiin hyvä selitysaste ($R^2=0,39$ *** ja $R^2=0,36$ ***).



Kuva 57. Virtaaman sekä eri anionien ja kationien pitoisuuden väliset hajontakuviot ja muuttujien välille sovitetut yhtälöt Mellunkylänpurolla. Mukana kaikki veden laadun havainnot ($n = 212$, sulfaatti $n = 177$).



Kuva 58. Puroveden kationit ja anionit kerran viikossa maanantaisin Mellunkylänpurolla otetuissa näytteissä yhteenlaskettuna milliekvivalenteina litrassa.

Mätäjoella veden lisäjuokutus heikensi virtaaman ja sulfaatin välistä yhteyttä.

Liukoisten anionien ja liukoisten kationien varausten yhteismäärät pysyvät keskenään lähes samalla tasolla läpi vuoden (kuva 58). Voimakaimmat kesä- ja syysateet alentavat hetkellisesti kokonaisvarausta ja kevättulvan aikana puroveden voimakas tiesuolapitoisuus nostaa sitä. Tässä tutkimuksessa mitattujen kationien (natrium, magnesium, kalsium, kalium, ammoniumtyppi ja pH) sekä anionien (sulfaatti, kloridi, nitraatti ja alkaliteetti) yhteenlaskettu summa oli suurin Tapaninkylänpurolla, jossa kationien summan keskiarvo oli 5,3 mEkv/l ja anionien 4,9 mEkv/l. Mellunkylänpurolla kationien ja anionien varausten keskimääräiset summat olivat 3,7 ja 3,8 mEkv/l ja Mätäjoella 3,8 ja 4,1 mEkv/l.

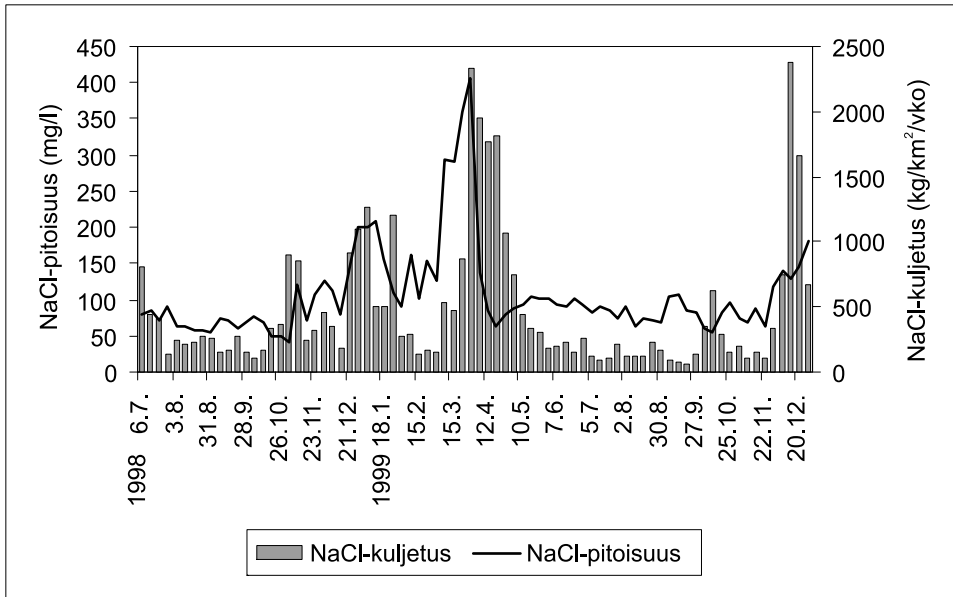
10.6 Anionien ja kationien huuhtouma

Liukoisten anionien ja kationien kuljetusmäärät laskettiin viikon kokoomanäytteiden perusteella. Mellunkylänpurolla kuljetusmäärät olivat käytännössä yhtä suuret verrattuna kerran viikossa otettujen näytteiden mukaisiin kuljetusmääriin. Mätäjoella ja Tapaninkylänpurolla oli muutamien alkuaineiden osalta havaittavissa eroja eri näytteenottotapojen välillä. Mätäjoella natriumin ja kloridin huuhtouma oli suurempi kerran viikossa otettujen näytteiden mukaan laskettuna, Tapaninkylänpurolla magnesiumin, kaliumin, kalsiumin ja sulfaatin huuhtoumat olivat suurempia kokoomanäytteenottimen näytteissä. Kokoomanäytteenottimen mukaan lasketut huuhtouma-arvot

arvioitiin kokonaisuutena luotettavammiksi ja niitä käytetään jatkossa tässä luvussa.

Liukoisten natriumin ja kloridin huuhtoumat olivat selvästi pienimmät Mellunkylänpurolla (NaCl 30,9 t/km²/a). Mätäjoella ja Tapaninkylänpurolla natriumkloridin huuhtouma oli selkeästi edellistä suurempi (taulukko 20). Natriumin ja kloridin kuljetusmäärät olivat suurimmat kevättulvan aikana juuri ennen kuin tulva oli voimakkaimmillaan (kuva 59). Suurin hetkellinen kuljetus (40,3 kg/km²/h) havaittiin kuitenkin Tapaninkylänpurolla 28.12.1998 talvitulvan yhteydessä. Mellunkylänpurolla suurin hetkellinen kuljetus tapahtui kevättulvan aikana 28.3.1999. Natriumkloridin kuljetusmäärät olivat suuria myös kaikkina muina loppusyksyn ja talven vesisateiden tai lumen sulamisen aiheuttamina tulvajaksosina. Kuljetusmäärät olivat pieniä talven pakkasjaksona helmikuussa samoin kuin kesällä 1999. Alin hetkellinen kuljetus (0,18 kg/km²/h) havaittiin Tapaninkylänpurolla 27.9.1999 kesän ja alkusyksyn vähäsateisen kauden lopussa. Natriumin ja kloridin vuoden 1999 kuljetuksesta tapahtui 38 – 50 % maaliskuuhuhtikuussa eri puroilla. Kevättulvan suhteellinen osuus vuoden kokonaiskuljetuksesta oli pienin Mätäjoella ja suurin Tapaninkylänpurolla. Noin puoli vuotta kestäneen tiesuolauskauden aikana marras-huhtikuussa tapahtui 75 – 80 % natriumin ja kloridin vuosittaisesta huuhtoumasta.

Liukoisen magnesiumin ja kaliumin huuhtoutuminen oli voimakasta kevättulvan aikana 1999 sekä joulukuussa 1999 ja keskimääräistä sateisempänä loppuvuonna 1998. Pienintä huuhtoutuminen oli helmikuun 1999 pakkasjakson aikana sekä vähäsateisena kesänä 1999. Magnesiumin vuosikuljetus vaihteli eri puroilla välillä 1,6 – 3,5

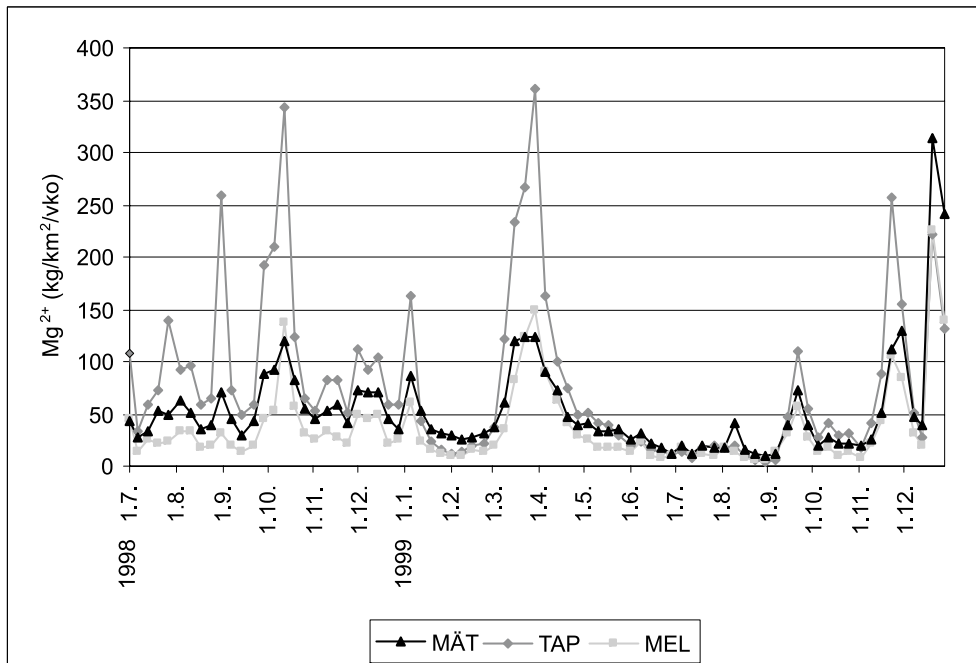


Kuva 59. Natriumkloridin pitoisuus (mg/l) ja kuljetusmäärät (kg/km²/vko) Mellunkylänpurossa.

t/km²/a ja kaliumin 1,0 – 2,4 t/km²/a. Huuhtoumat olivat pienimmät Mellunkylänpurolla ja selkeästi suurimmat Tapaninkylänpurolla, etenkin tulvien aikana (kuva 60). Suurimmat hetkelliset kuljetusmäärät olivat magnesiumin kohdalla 3,9 kg/km²/h ja kaliumin kohdalla 3,2 kg/km²/h, molemmat Tapaninkylänpurolla 13.12.1999. Magnesiumin kuljetus oli pienintä Tapaninkylänpurolla 27.9.1999 sateettoman kauden lopussa (0,025 kg/km²/h) ja

kaliumin Mellunkylänpurolla samana päivänä (0,013 kg/km²/h).

Myös liukoisen kalsiumin ja sulfaatin kuljetusmäärät olivat tutkituista puroista pienimmät Mellunkylänpurolla. Kalsiumia purojen valuma-alueilta huuhtoutui keskimäärin noin 10 t/km²/a ja sulfaattia 12 t/km²/a (taulukko 20). Vuoden 1999 suurimmat kuljetusmäärät ajoittuivat samoin kuin muillakin anioneilla ja kationeilla huhtikuuhun ja



Kuva 60. Liukoisen magnesiumin viikottainen huuhtouma (kg/km²) eri puroilta.

Taulukko 20. Tärkeimpien anionien ja kationien vuosikuljetus vuonna 1999 (kg/km²) ja vuorokausikuljetus (g/km²) laskettuna kokoomanäytteiden perusteella.

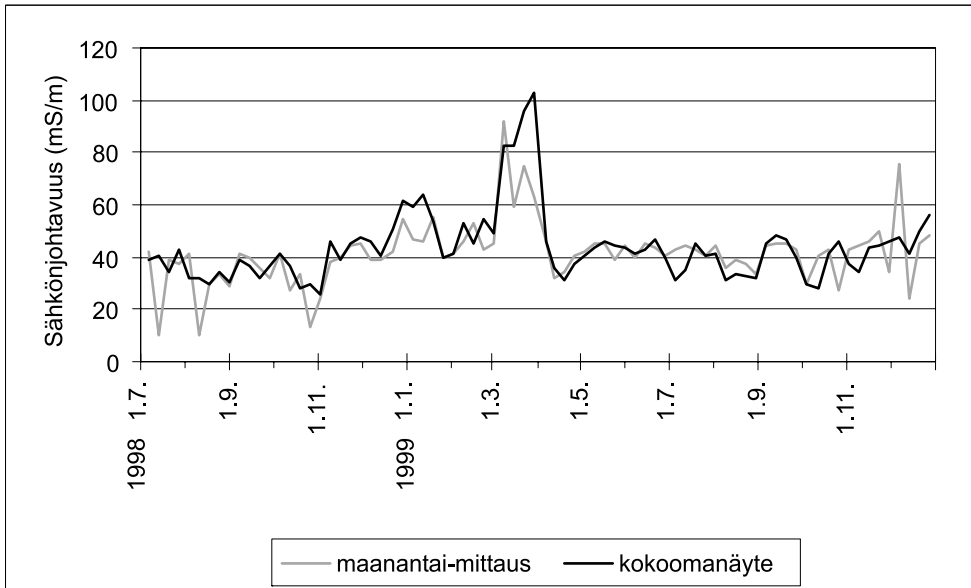
vuosikuljetus	Cl ⁻	Na ⁺	NaCl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	SO ₄ ²⁻
MÄT	29,7	15,8	45,6	9,9	2,3	1,8	12,6
TAP	29,9	17,0	47,0	11,5	3,5	2,4	13,7
MEL	18,8	12,1	30,9	7,7	1,6	1,0	10,5
vuorokausikuljetus	Cl ⁻	Na ⁺	NaCl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	SO ₄ ²⁻
MÄT	81,5	43,3	124,8	27,1	6,2	4,9	34,5
TAP	82,0	46,6	128,6	31,4	9,5	6,6	37,5
MEL	51,5	33,2	84,7	21,0	4,5	2,9	28,7

joulukuuhun. Vuoden 1998 jälkimmäisellä puoliskolla huuhtoutuminen oli voimakasta, etenkin lokakuussa. Helmikuussa ja kesä-syyskuussa 1999 huuhtoutuminen oli vähäistä. Suurimmat hetkelliset huuhtoumat olivat kalsiumilla 15,6 kg/km²/h ja sulfaattilla 17,6 kg/km²/h, molemmat 13.12.1999 Tapaninkylänpurolla. Pienintä kuljetus oli 27.9.1999, jolloin Tapaninkylän purovedessä kulki kalsiumia 0,079 kg/km²/h ja sulfaattia 0,13 kg/km²/h.

11 Muut puroista mitatut veden laadun parametrit

11.1 Puroveden sähkönjohtavuus

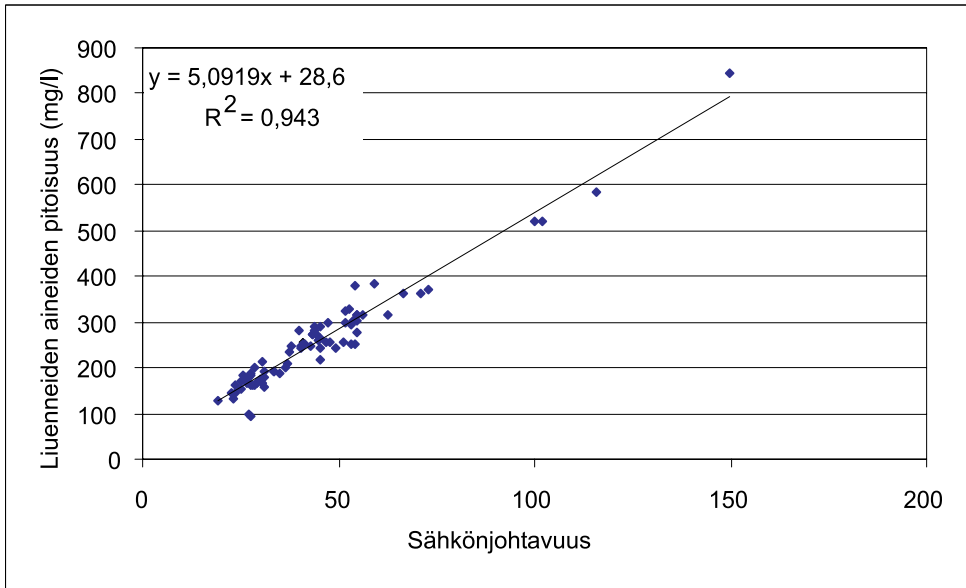
Veden sähkönjohtavuus oli kaupunkipuroissa suurimmillaan talvella ja keväällä, kun liukkaudentorjuntaan käytetty tiesuola päätyy kaduilta puroihin. Alhaisimmat sähkönjohtavuuden arvot mitattiin kesällä voimakkaiden sateiden yhteydessä. Kerran viikossa otettujen näytteiden mukaan laskettu sähkönjohtavuuden keskiarvo oli selvästi suurin Tapaninkylänpurolla (51,9 mS/m). Mellunkylänpuuron ja Mätäjoen puroveden keskimääräiset sähkönjohtavuudet olivat lähellä toisiaan, hieman yli 40 mS/m (taulukko 21). Kerran viikossa maanantaisin suoraan purosta mitatut sähkönjohtavuuden arvot olivat varsin lähellä viikon



Kuva 61. Kerran viikossa suoraan purovedestä mitattu ja viikon kokoomanäytteistä mitattu veden sähkönjohtavuus Mellunkylänpurolla.

Taulukko 21. Kaupunkipuroista kerran viikossa mitattujen veden sähkönjohtavuuden, pH:n, alkaliteetin, veden lämpötilan ja happipitoisuuden sekä hapen kyllästysasteen tilastollisia tunnuslukuja.

	sähkönjohtavuus (mS/m)			pH			alkaliteetti (mmol/l)		
	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL
\bar{x}	43,8	51,9	41,5	-	-	-	1,20	2,05	1,17
Md	41,6	50,3	41,7	6,8	7,3	7,0	1,22	2,17	1,15
Sd	20,7	17,8	12,2	-	-	-	0,27	0,47	0,30
Max	150,0	140,0	92,3	7,4	7,9	7,4	1,76	2,88	1,79
Min	19,1	16,4	10,2	6,4	6,6	6,4	0,52	0,89	0,38
	veden lämpötila (°C)			veden happipitoisuus (mg/l)			hapen kyllästysaste (%)		
	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL	MÄT	TAP	MEL
\bar{x}	7,9	7,1	7,3	9,1	11,0	11,0	75,0	90,9	91,2
Md	7,9	7,3	7,0	9,1	11,0	11,1	74,3	89,7	90,5
Sd	6,3	5,5	5,4	1,8	1,7	1,4	7,4	7,0	5,3
Max	19,6	16,5	16,0	13,6	14,9	13,5	95,0	118,0	111,6
Min	-0,1	0,0	-0,1	5,0	7,7	8,1	51,8	76,8	80,1

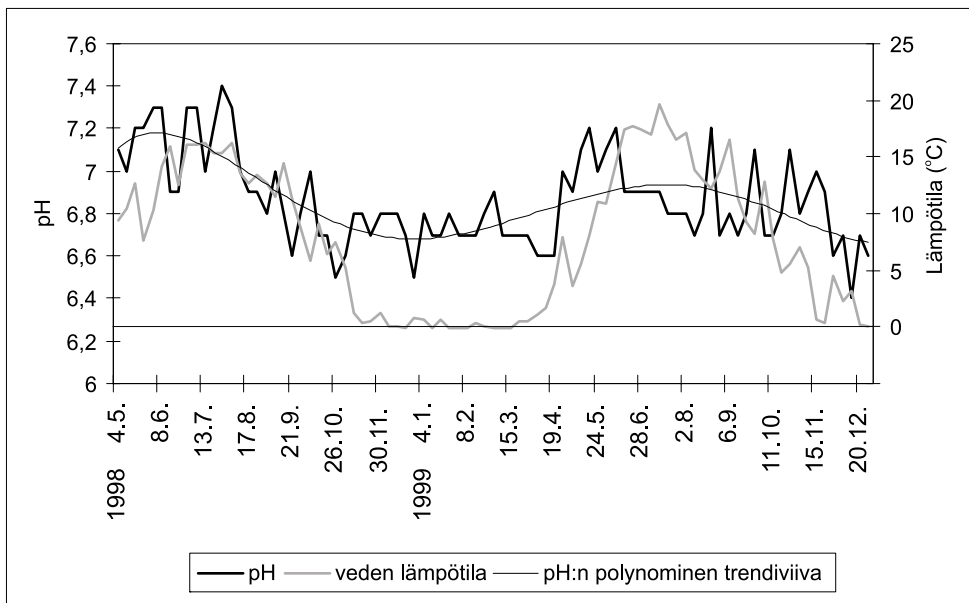


Kuva 62. Puroveden sähkönjohtavuuden ja liuenneiden aineiden pitoisuuden välinen suhde Mätäjoella kerran viikossa otetuissa näytteissä.

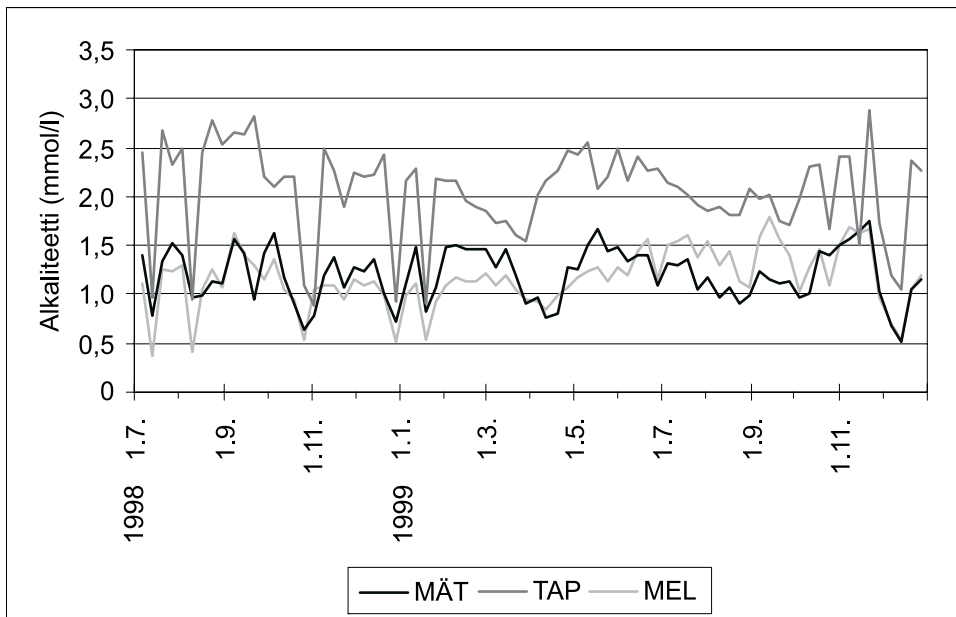
kokoomanäytteistä mitattuja arvoja (kuva 61). Suurimmat erot hetkellisten mittaustulosten ja kokoomanäytteiden välillä havaittiin kesän ja syksyn voimakkaiden sateiden aikana, jolloin hetkellinen sähkönjohtavuus oli normaalia pienempi. Talvella ja keväällä, jolloin sähkönjohtavuus purovesissä oli suurimmillaan, aamupäivisin otetut kertanäytteet antoivat pienemmän sähkönjohtavuusarvon viikon kokoomanäytteeseen verrattuna. Tämä

johtui tiettyjen jaksojen vuorokauden sisäisestä voimakkaasta veden laadun vaihtelusta.

Sähkönjohtavuus vaihteli suuresti eri virtaamatilanteissa. Kaikista näytteistä mitattu pienin sähkönjohtavuuden arvo, 6,7 mS/m, havaittiin kesän ukkossateen aikana Mellunkylänpurosta. Suurin hetkellinen sähkönjohtavuus, 272 mS/m, mitattiin Tapaninkylänpurosta kevättulvan alkuvaiheessa 24.-25.3.1999 vuorokauden vaihteessa.



Kuva 63. pH:n vaihtelu eri vuodenaikoina Mätäjoella verrattuna puroveden lämpötilaan. pH:n trendiviiva kuvaa vuodenaikaista vaihtelua.



Kuva 64. Puroveden alkaliteetti kerran viikossa otetuista näytteistä eri puroilla.

Sähkönjohtavuus korreloi odotetusti kaikilla puroilla erittäin merkitsevästi liuenneiden aineiden pitoisuuden kanssa (kuva 62). Sähkönjohtavuudesta (EC, mS/m) saadaan laskettua liuenneiden aineiden pitoisuus (DS, mg/l) seuraavilla kaavoilla: Mätäjoki $DS = 5,0919 * EC + 28,6$; Tapaninkylänpuro $DS = 4,648 * EC + 59,9$ ja Mellunkylänpuro $DS = 4,486 * EC + 58,7$. Liuenneen aineen pitoisuus (mg/l) saadaan myös kertomalla sähkönjohtavuus (mS/m) suoraan luvulla 5,8 – 5,9.

11.2 pH ja alkaliteetti

Kaikkien tutkittujen purojen veden pH:n mediaaniarvot olivat hyvin lähellä neutraalia (taulukko 21) ja alhaisin vakionäytepisteestä mitattu pH-arvo oli 6,4. Tapaninkylänpurolla pH-lukemat olivat koko tutkimusjakson ajan hieman muita puroja korkeammalla tasolla. Tutkituilla puroilla pH:n vuodenaikaisvaihtelu oli melko vähäistä. Kevään lumensulaminen ei aiheuttanut merkittävää puroveden pH:n laskua. Kaupunkipurojen veden pH oli korkeimmillaan kesä-heinäkuussa biologisen aktiivisuuden ollessa suurimmillaan ja alhainen lokakuusta huhtikuuhun, jolloin purovesi oli viileämpää ja biologinen aktiivisuus vähäistä (kuva 63).

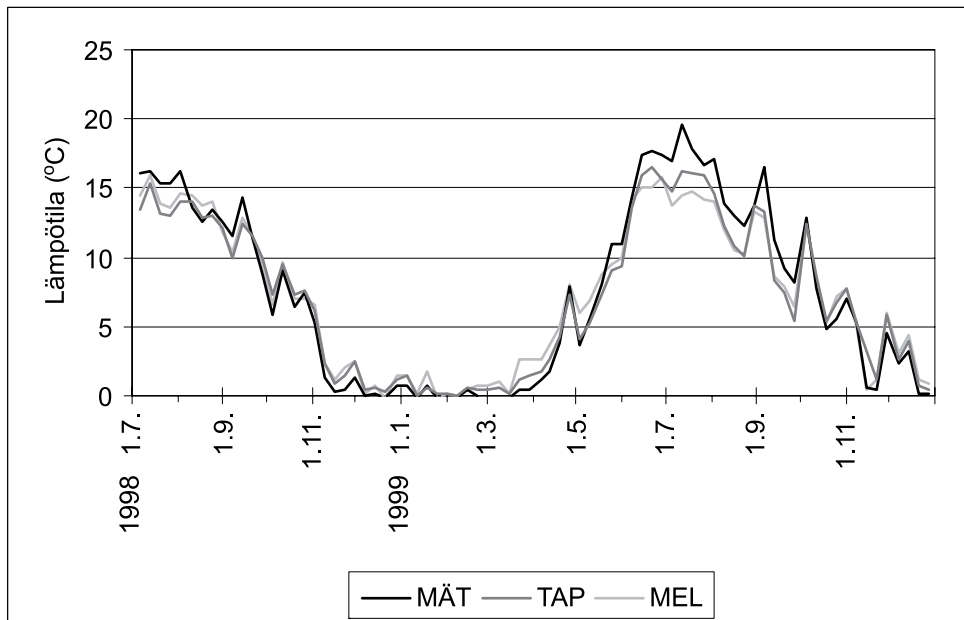
Puroveden alkaliteetti oli selvästi suurin Tapaninkylänpurolla (keskimäärin 2,05 mmol/l). Mätäjoella ja Tapaninkylänpurolla keskimääräinen

alkaliteetti oli vain noin 60 % verrattuna Tapaninkylänpuroon vastaavaan arvoon (taulukko 21). Kaupunkipurojen veden alkaliteetti laski voimakkaasti sateiden jälkeisten tulvien aikana ja hiukan myös kevättulvan aikana (kuva 64). Purovesien alkaliteetti oli korkeimmillaan vähäsateisena kesänä 1999 sekä syksyllä 1998.

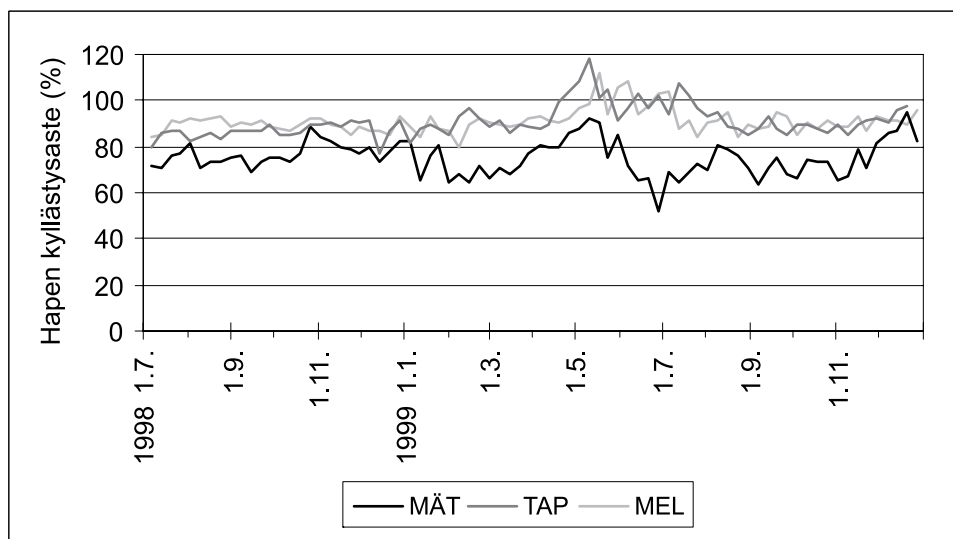
11.3 Veden lämpötila ja happipitoisuus

Puroveden lämpötila seurasi varsin tarkasti ilman keskilämpötilan vaihtelua koko tutkimusjakson ajan lukuun ottamatta talvikautta, jolloin purovesi jäähtyi alhaisimmillaan $-0,1$ °C lämpötilaan (kuva 65). Purovesi oli nolla-asteista tai hyvin lähellä sitä talvella marraskuun puolesta välistä maaliskuun puoleen väliin saakka. Purovesi oli selvästi lämpimintä valuma-alueeltaan suurimmassa purrossa Mätäjoessa; Mellunkylänpurossa vesi oli hieman lämpimämpää kuin valuma-alueeltaan pienimmässä Tapaninkylänpurossa. Erot olivat kuitenkin vähäiset. Veden keskilämpötila oli eri puroilla $7,1 - 7,9$ °C (taulukko 21), kun ilman keskilämpötila oli tutkimusjakson aikana Helsinki-Vantaalla $6,3$ °C.

Puroveden keskimääräinen happipitoisuus oli kaikilla puroilla melko korkea. Mätäjoella se oli keskimäärin $9,1$ mg/l (kyllästysaste 75 %), Tapaninkylänpurolla ja Mellunkylänpurolla $11,0$ mg/l (noin 91 %, taulukko 21). Mätäjoessa heti mitta-



Kuva 65. Puroveden lämpötila eri puroilla kerran viikossa maanantaisin.

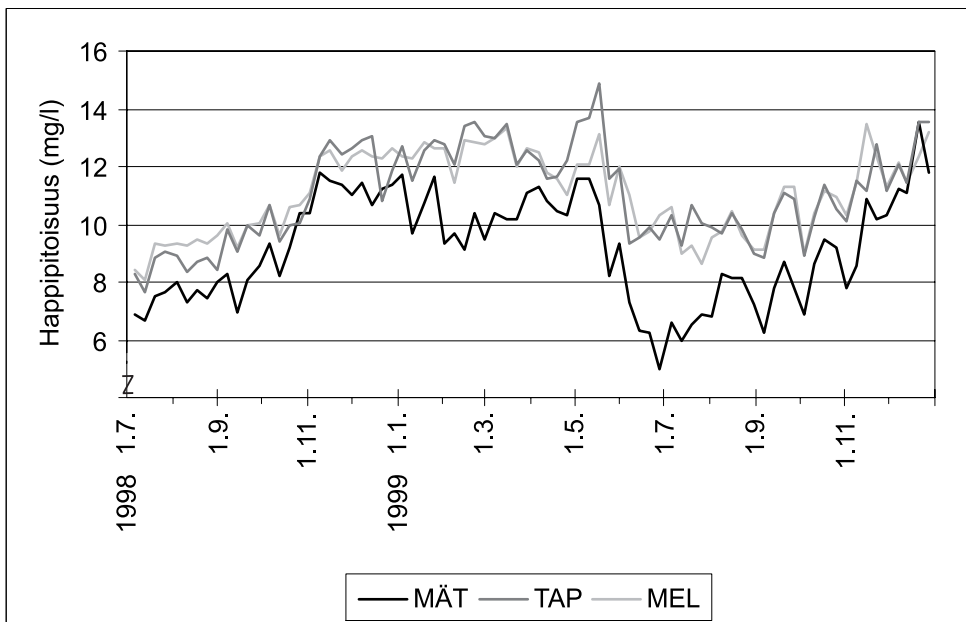


Kuva 66. Hapen kyllästysaste eri puroilla kerran viikossa.

uspisteen alapuolella sijaitsee koski ja putous, jotka parantavat veden happipitoisuutta. Happipitoisuutta mitattiin kerran viikossa myös putouksen alapuolelta Talin kartanon alueelta (piste P004), jossa vuoden keskimääräinen happipitoisuus oli täsmälleen sama kuin muissa puroissa (11,0 mg/l).

Hapen kyllästysaste nousi Tapaninkylänpurossa ja Mellunkylänpurossa voimakkaimman biologisen aktiivisuuden aikana touko-heinäkuussa 1999 useita kertoja yli sadan prosentin (kuva 66). Myös Mätäjoessa alemmalla Talin mittauspisteellä hapen kyllästysaste oli yli 100 % useissa

mittauksissa toukokuussa. Sen sijaan Mätäjoen vakionäytepisteessä kyllästysaste oli suurimmillaan 95 %. Alin hapen kyllästysaste 51,8 % havaittiin Mätäjoella heinäkuun alkupuolella. Tuolloin hapen pitoisuus purovedessä oli 5,0 mg/l. Happipitoisuuteen vaikuttaa voimakkaasti veden lämpötila, mikä näkyi pitoisuuden vaihtelussa eri vuodenaikoina. Talvella myös pienen virtaaman aikana happipitoisuus pysyi kaikissa puroissa hyvänä pääuoman vakiomittauspisteissä (kuva 67). Kesällä, jolloin vesi on lämpimämpää, happipitoisuudet olivat keskimäärin noin 3 mg/l alhaisempia kuin talvella.



Kuva 67. Veden happipitoisuus eri puroilla kerran viikossa.

12 Arvio Helsingin purojen yhteenlasketusta kuormituksesta

Tutkimuksessa saatujen tulosten perusteella voidaan arvioida kaikista Helsingin puroista mereen päätyvän kokonaiskuormituksen määrää. Helsingin purojen valuma-alueiden yhteenlaskettuna pinta-alana käytettiin 109 km² (Tarkkala 2002).

Tässä tutkimuksessa seurattujen purojen tulosten perusteella kokonaistypen huuhtoumaksi saatiin 600 kg/km²/a, kokonaisfosforin 35 kg/km²/a. Kaikkien aineiden kokonaishuuhtoumaksi saadaan 102 t/km²/a (taulukko 22). Kokonaistypistä liukoisessa muodossa mereen päätyy noin

80 % ja kokonaisfosforista noin 40 %. Liuenneiden aineiden kuljetus Helsingin puroilta on 90 t/km²/a, josta liukoisen natriumin ja kloridin yhteenlaskettu osuus noin kolmasosa. Luvut ovat suuntaa-antavia, koska tarkkoja tutkimustuloksia on vain kolmelta kaupunkipuroilta ja eri vuosina huuhtoumassa on huomattavaa vaihtelua. Luvuissa ei myöskään ole voitu huomioida mahdollisesti joidenkin purojen valuma-alueella sijaitsevia suuria pistemäisiä kuormituslähteitä.

Pinta-alayksikköä kohti lasketut huuhtoumat ovat Vantaanjoen valuma-alueella useiden muututtujen osalta suuremmat kuin Helsingin purojen alueella (taulukko 22). Kaupunkipurojen ravinnehuuhtoumat ovat pienemmät kuin maatalousvaltaisten jokien ja purojen huuhtoumat. On myös huomattava, että osa Helsingin kaupunkipuroista

Taulukko 22. Arvioitu vuotuinen huuhtouma neliökilometriä kohden Helsingin purojen ja Vantaanjoen valuma-alueilta sekä kokonaiskuormitus mereen kaikista Helsingin puroista, Vantaanjoesta ja Viikinmäen jätevedenpuhdistamosta. Taulukossa esitetyt arviot huuhtoumasta ja kuormituksesta perustuvat seuraaviin lähteisiin: Helsingin purot: Tämän tutkimuksen tulokset yleistettynä. Vantaanjoki ja Viikinmäen puhdistamo: Vaahtera 2002; Fred 2004; Kajaste 2004.

Huuhtouma pinta-alayksikköä kohden (kg/km ² /a ja t/km ² /a)									
	TN kg/km ² /a	NO ₃ ⁻ -N kg/km ² /a	NH ₄ ⁺ -N kg/km ² /a	TP kg/km ² /a	PO ₄ ³⁻ -P kg/km ² /a	SS t/km ² /a	DS t/km ² /a	TS t/km ² /a	NaCl t/km ² /a
H:gin purot	600	400	80	35	15	12	90	100	32
Vantaanjoki	950	650	25	60	30	13	40	50	-
Kokonaiskuormitus mereen (t/a)									
	TN t/a	NO ₃ ⁻ -N t/a	NH ₄ ⁺ -N t/a	TP t/a	PO ₄ ³⁻ -P t/a	SS t/a	DS t/a	TS t/a	NaCl t/a
H:gin purot	65	44	8,7	3,8	1,7	1300	9800	11000	3500
Vantaanjoki	1600	1100	40	100	50	22000	62000	84000	-
Viikinmäen jvp	1329	1000	270	41,6	14	710	-	-	-

laskee ensin Vantaanjokeen ja lisää sen kuormitusta ennen mereen laskemista. Kokonaistyyppiä ja nitraattityyppiä päätyy Vantaanjoen valuma-alueelta neliökilometriä kohden noin 1,5 kertaa enemmän ja fosforia kaksi kertaa enemmän kuin Helsingin puroista. Sen sijaan ammoniumtyyppiä näyttäisi huuhtoutuvan pinta-alaan suhteutettuna yli kolminkertaisesti enemmän Helsingin purojen mereen päätyy Helsingin puroista ja Vantaanjoesta pinta-alaan suhteutettuna lähes yhtä paljon. Liuennta ainetta, josta noin kolmasosa on natriumkloridia, huuhtoutuu kaupunkipuroilta lähes kolminkertainen määrä Vantaanjokeen verrattuna. Liuenneiden aineiden mereen kulkeutuva suuri huuhtouma nostaa kokonaisainekuljetuksen neliökilometriä kohden laskettuna Helsingin puroista kaksinkertaiseksi Vantaanjokeen verrattuna.

Absoluuttista kuormitusta arvioitaessa Vantaajoki on luonnollisestikin huomattavasti suurempi kuormituksen lähde kuin Helsingin purot, koska purovesistöjen yhteenlaskettu pinta-ala on alle 7 % Vantaanjoen valuma-alueesta. Esimerkiksi kokonaisfosforia Vantaanjoesta päätyy mereen keskimääräisenä vuotena noin 25 kertaa enemmän kuin Helsingin puroista (taulukko 22). Kaikkein pienin ero on ammoniumtyypin kuljetuksessa, jonka suuruus on vuositasolla Vantaanjoesta keskimäärin 4,5-kertainen verrattuna Helsingin puroihin. Liuenneita aineita päätyy Vantaanjoesta Suomenlahteen noin kuusi kertaa enemmän kuin Helsingin puroista ja kokonaisainekuljetus mereen on noin kahdeksankertainen.

Helsingin lähivesiä kuormittavat lisäksi Viikinmäen puhdistamon jätevedet. Viikinmäen jätevedenpuhdistamolta päätyy puhdistetun jäteveden mukana mereen vuonna 2003 keskimäärin 114 kg kokonaisfosforia ja 3640 kg kokonaistyyppiä vuorokaudessa (Kajaste 2004). Vuodessa jätevedenpuhdistamolta päästettiin Suomenlahteen fosforia 41,6 tonnia ja kokonaistyyppiä 1329 tonnia. Puhdistetut jätevedet lasketaan Viikinmäestä tunnelia pitkin usean kilometrin päähän rannikosta, joten niiden vaikutuksia ei voi suoraan verrata kaupunkipurojen ja Vantaanjoen merenlahtiin kohdistamaan kuormitukseen. Jätevedenpuhdistuksessa keskitytään edelleen fosforiin. Suuruusluokaltaan kuormitus Viikinmäen puhdistamolta on kokonaisfosforin kohdalla noin kymmenkertainen Helsingin puroihin nähden ja kokonaistypen osalta noin 20-kertainen (taulukko 22). Kiintoainetta jätevedenpuhdistamolta päätyy vuodessa mereen vähemmän kuin Helsingin puroilta.

13. Tulvat ja veden laadun erikoistilanteet

13.1 Tulvat eri vuodenaikoina

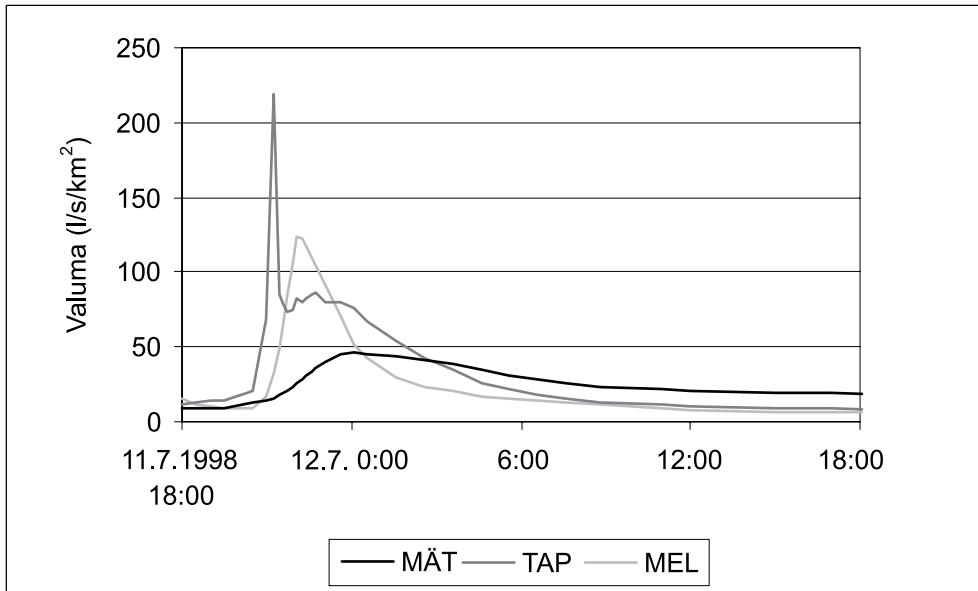
Tutkimusjaksolla seurattiin tarkemmin virtaaman ja veden laadun muutoksia sateiden ja kevään lumensulamisen aikaansaamien tulvaperiodien aikana. Joka vuodenajalta esitetään yksi tyypillinen tulvatilanne ja sen vaikutus puroveden laatuun. Lisäksi tässä luvussa tuodaan esille muiden poikkeuksellisten tapahtumien kuten viemärivuodon vaikutuksia kaupunkipurojen veden laatuun.

13.1.1 Ukkossateen aikaansaama kesätulva

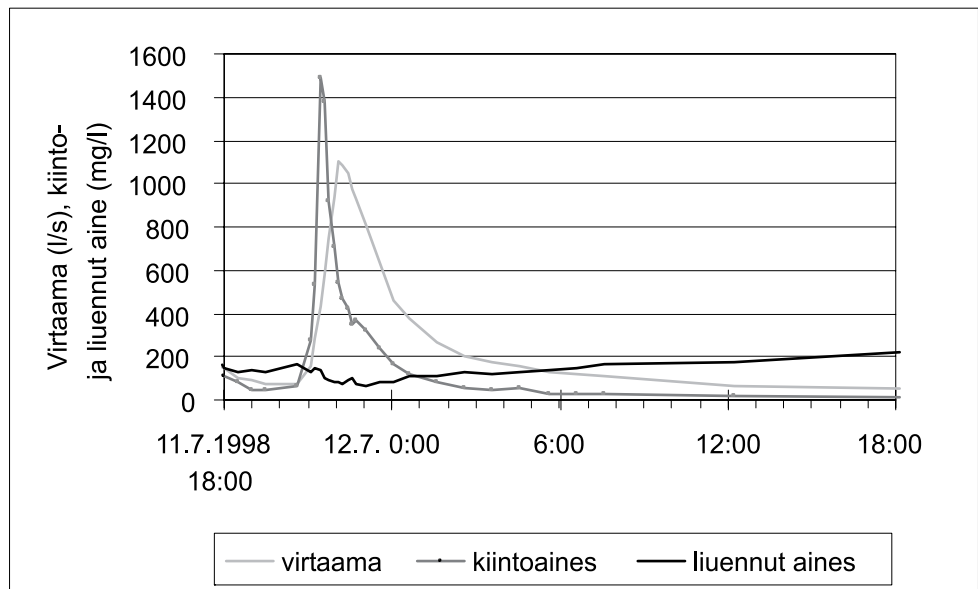
Kesätulvan vaikutusta kaupunkipurojen veden laatuun seurattiin ukkossateen jälkeen 11.7.-12.7.1998. Ukkossateen sademääräksi mitattiin eri puroilla 14,1 - 16,4 mm (tuulikorjatut arvot). Aikaisemmin samana iltapäivänä oli saatu noin 4 mm suuruinen sadekuuro. Ukkossade alkoi rankkana hieman kello 21 jälkeen illalla. Tapaninkylänpuron valuma oli edellisen sateen jäljiltä koholla (12,8 l/s/km²) ja nousi ukkossateen jälkeen muutaman kymmenen minuutin aikana hetkellisesti lähelle 220 l/s/km² (kuva 68). Sateen laantuessa voimakkain valumapiikki oli ohi puolessa tunnissa, jonka jälkeen valuma pysyi yli sadan litran sekunnissa seuraavan viiden tunnin ajan. Yöllä Tapaninkylänpuron valuma laski hiljalleen alkuperäiselle tasolle aamuun mennessä.

Mellunkylänpurolla, joka on valuma-alueelta selvästi suurempi kuin Tapaninkylänpuro, valuma ei aluksi noussut yhtä voimakkaasti, mutta tulva oli pidempikestoisempi. Mellunkylänpurolla tulvan nousu maksimivalumaan (124 l/s/km²) kesti noin tunnin ajan (kuva 68). Tulvahuippu jatkui tämän jälkeen seuraavan tunnin, jonka jälkeen noin klo 23 valuma Mellunkylänpurossa alkoi selvästi laskea. Valuma pysyi kuitenkin varsin korkeana, yli 10 l/s/km², seuraavaan aamuun kello kahdeksaan saakka.

Mätäjoen virtaama ukkossateen jälkeen poikkesi huomattavasti kahdesta edellisestä. Virtaama nousi pienempiin kaupunkipuroihin verrattuna hitaasti ja saavutti tulvahuipun vasta neljän tunnin viiveellä (kuva 68). Tulvahuippu oli matala muihin puroihin verrattuna, vain samaa suuruusluokkaa kuin Mellunkylänpurolla. Seuraavaan aamuna Mätäjoen virtaama oli vielä puolet tulvan maksimista ja kahden vuorokauden kuluttuakin



Kuva 68. Kesän ukkossateen (11.7.1998) valumakäyrät eri puroilta.



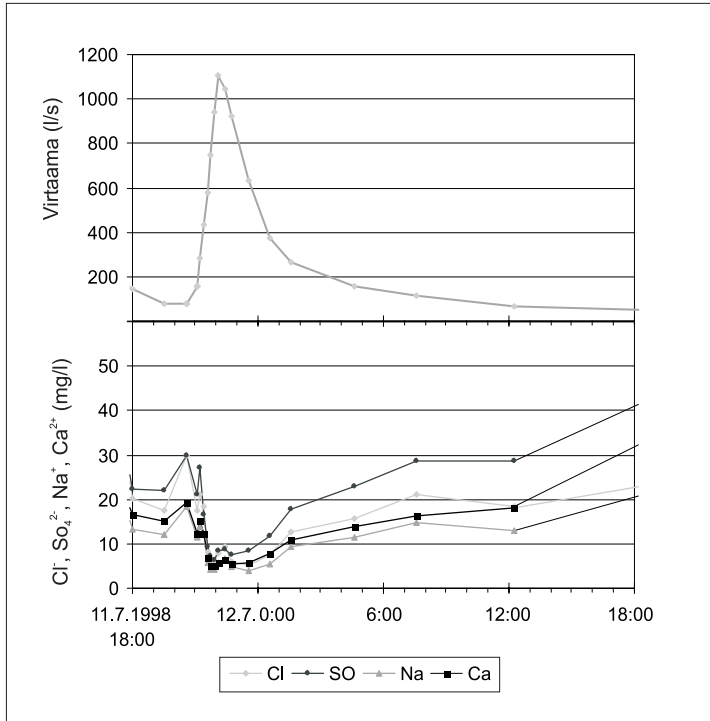
Kuva 69. Kesän ukkossateen (11.7.1998) jälkeinen virtaama sekä kiintoaineen ja liuenneen aineen pitoisuus purovedessä Mellunkylänpurolta.

selvästi normaalia korkeampi.

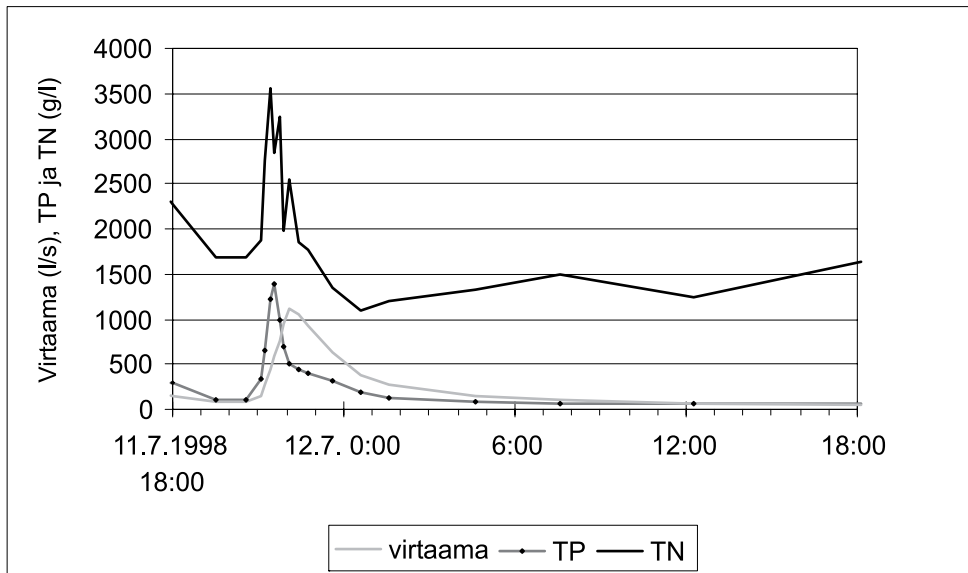
Ukkossateen vaikutukset kaupunkipurojen vedenlaatuun olivat voimakkaat. Kiintoainepitoisuus nousi hetkellisesti Mellunkylänpurolta 100-kertaiseksi lähtötasoon verrattuna ja Tapaninkylänpurolta sekä Mätäjoella noin 30-kertaiseksi. Kiintoainepitoisuuden huippu oli lyhytaikainen ja saavutettiin noin puoli tuntia ennen tulvan maksimivirtaamaa (kuva 69). Mellunkylänpurolta kiintoainetta oli purovedessä enimmillään 1488 mg/l noin 20 minuutin ajan. Virtaamahuipun aikaan

liuenneen aineen pitoisuus laimeni purovesissä huomattavasti, Mellunkylänpurolta ja Mätäjoella noin kolmasosaan ja Tapaninkylänpurolta viidesosaan edeltävään tilanteeseen nähden. Liuenneen aineen pitoisuus oli kaikilla puroilla alimmillaan virtaaman ollessa suurin. Anionien ja kationien pitoisuudet purovedessä laimenivat samalla voimakkaasti tulvahuipun ajaksi (kuva 70).

Ukkossateen vaikutus puroveden ravinnepitoisuuksiin oli myös hyvin merkittävä. Kesätulva nosti aluksi sekä kokonaistypen että kokonaisfos-



Kuva 70. Kesän ukkossateen (11.7.1998) jälkeinen virtaama sekä liukoisien kloridin, sulfaatin, natriumin ja kalsiumin pitoisuudet Mellunkylänpurolla.



Kuva 71. Kesän ukkossateen (11.7.1998) vaikutus Mellunkylänpuron veden ravinnepitoisuuksiin.

Taulukko 23. Ainehuuhtoumat kesän ukkossateen (11.7.-12.7.1998) aikana ja jälkeen (kg/km²/vrk) verrattuna vuoden 1999 vuorokauden keskimääriin kuljetusmääriin.

		SS	DS	TS	ORG / SS	TP	TN	Cl ⁻
MÄT	kesätulva	209,0	320,0	529,0	36,5	0,497	2,92	66,4
	ka vrk	16,2	259,4	275,6	3,8	0,102	1,45	81,5
MEL	kesätulva	495,6	226,9	722,5	47,5	0,562	3,09	24,5
	ka vrk	37,5	187,6	225,1	4,6	0,076	1,56	51,5
TAP	kesätulva	329,4	351,4	680,8	37,6	0,750	4,76	61,1
	ka vrk	35,6	302,8	338,4	4,4	0,127	2,14	82,0
		Na⁺	NaCl	SO₄²⁻	Mg²⁺	Ca²⁺	K⁺	
MÄT	kesätulva	37,4	103,7	45,4	8,1	37,4	7,4	
	ka vrk	43,3	124,8	34,5	6,2	27,1	4,9	
MEL	kesätulva	17,3	41,8	32,8	4,4	20,3	4,0	
	ka vrk	33,2	84,7	28,7	4,5	21,0	2,9	
TAP	kesätulva	36,1	97,2	48,7	12,0	46,8	10,8	
	ka vrk	46,6	128,6	37,5	9,5	31,4	6,6	

forin pitoisuuksia. Kokonaisfosforin pitoisuus oli maksimissaan hiukan ennen tulvahuippua Mellunkylänpurolla noin 30-kertainen ja muilla puroilla noin 10-kertainen normaalitasoon nähden. Mellunkylänpuron kokonaisfosforin maksimipitoisuus (1390 µg/l) havaittiin samaan aikaan kuin suurin kiintoaineen pitoisuus (kuva 71). Samaan aikaan kokonaistyyppipitoisuus oli Mellunkylänpurolla kaksinkertaistunut arvoon 3600 µg/l. Muilla puroilla kokonaistyyppipitoisuus nousi vähemmän kuin Mellunkylänpurolla.

Ukkossateen aikaansaaman tulvan aikana kiintoaineen vuorokausihuutouma oli kaikilla puroilla noin kymmenkertainen verrattuna koko tutkimusjakson keskimääräiseen huutoumaan (taulukko 23). Vaikka liuenneiden aineiden pitoisuudet purovedessä laskivatkin huomattavasti tulvan aikana, olivat kuljetusmäärät natriumia ja kloridia lukuun ottamatta hiukan keskimääräistä korkeampia. Kokonaisfosforin kuljetusmäärät olivat ukkossateen aikana eri puroilla 5 – 7 kertaa keskimääräistä suuremmat ja kokonaistyyppipitoisuus noin kaksinkertaiset verrattuna keskimääräiseen vuorokaudteen.

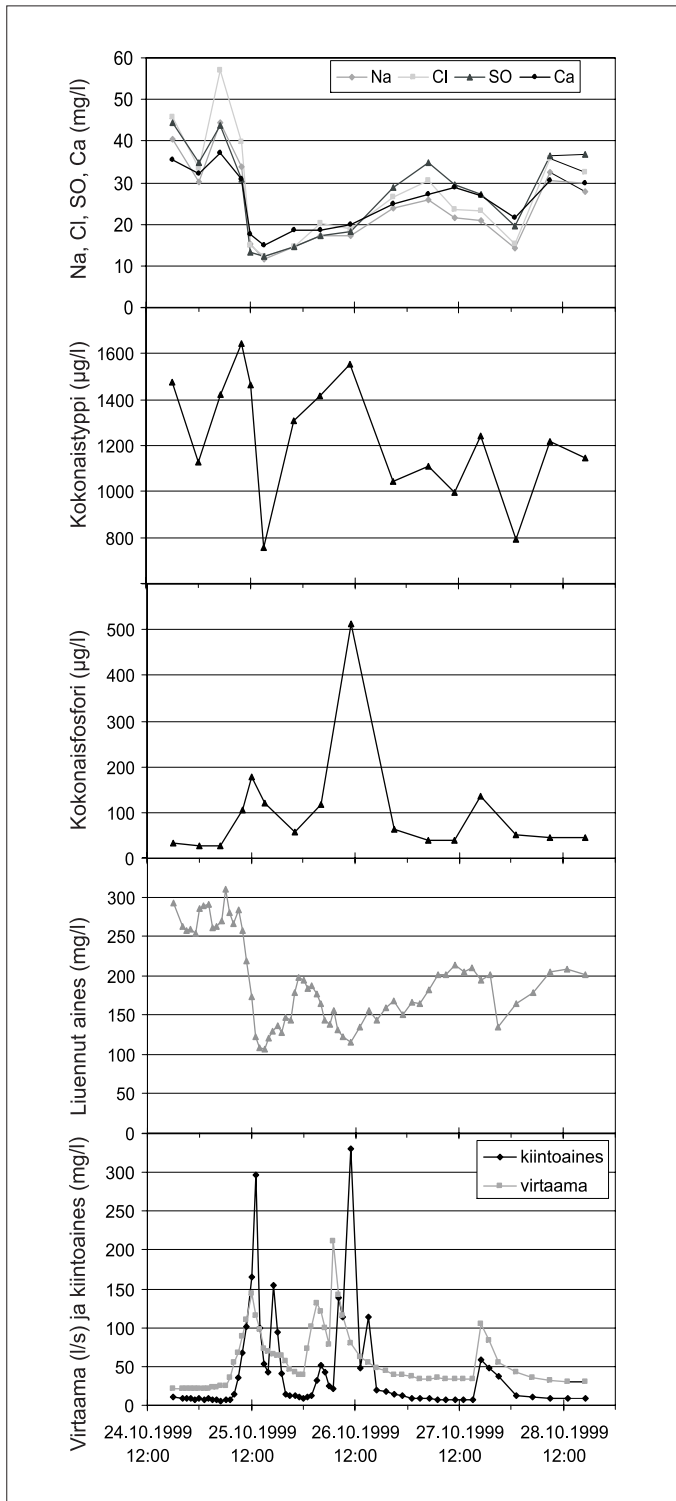
13.1.2 Intensiteetiltään heikon syyssateen aikaansaama tulva

Tyypillisen syyssateen intensiteetti on heikompi kuin kesän ukkossateiden, mutta sateiden kesto on usein pitkä. Syyssadetta seurattiin 24.10.-28.10.1999 neljän päivän jakson ajan, jolloin sadetta saatiin kuoroluonteisesti useana päivänä. Kokonaissademäärä oli vain noin 12,5 mm. Sade tuli pääosin kolmena eri kuurona kyseisen periodin aikana. Sateen intensiteetti oli kuurojen aikana vähäinen. Suurin tulvahuippu oli Mellunkylänpurolla hiukan yli 22, Mätäjoella 13 ja Tapaninkylänpurolla 17 l/s/km², mikä vastaa Mätäjoella ja Mellunkylänpurolla noin viidesosaa kesän ukkossateen tulvahuipusta, mutta Tapaninkylänpurolla vain alle kymmenesosaa.

Kaupunkipurojen veden laatu muuttui syystulvan aikana hyvin pitkälti samalla tavoin kuin kesän ukkossateen jälkeen, joskin muutokset olivat vähäisempiä. Kiintoaineen ja kokonaisfosforin pitoisuudet nousivat sateiden jälkeen virtaamahuippujen aikana (kuva 72). Nousu oli voimakasta Mellunkylänpurolla ja varsin vähäistä Tapaninkylänpurolla. Liuenneen aineen pitoisuus samoin kuin anionien ja kationien pitoisuudet

Taulukko 24. Ainehuuhtoumat syyssateen (24.10.-28.10.1999) aikana (kg/km²/vrk) verrattuna vuoden 1999 vuorokauden keskimääriin kuljetusmääriin.

		SS	DS	TS	ORG / SS	TP	TN	Cl ⁻
MÄT	syystulva	11,4	173,2	184,6	3,6	0,07	0,89	31,3
	ka vrk 1999	16,2	259,4	275,6	3,8	0,10	1,45	81,5
MEL	syystulva	82,4	127,9	210,3	11,9	0,14	1,02	17,1
	ka vrk 1999	37,5	187,6	225,1	4,6	0,08	1,56	51,5
TAP	syystulva	14,2	162,4	176,6	3,2	0,07	0,98	15,3
	ka vrk 1999	35,6	302,8	338,4	4,4	0,13	2,10	82,0
		Na⁺	NaCl	SO₄²⁻	Mg²⁺	Ca²⁺	K⁺	
MÄT	syystulva	20,3	51,7	22,2	4,1	21,5	3,4	
	ka vrk 1999	43,3	124,8	34,5	6,2	27,1	4,9	
MEL	syystulva	15,2	32,3	15,4	3,0	16,3	2,2	
	ka vrk 1999	33,2	84,7	28,7	4,5	21,0	2,9	
TAP	syystulva	12,9	28,2	21,6	5,0	20,4	4,0	
	ka vrk 1999	46,6	128,6	37,5	9,5	31,4	6,6	



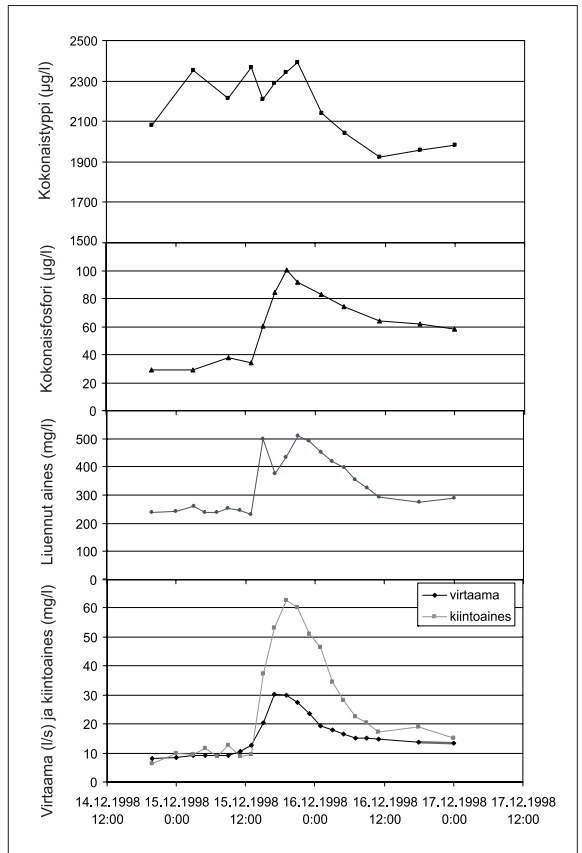
Kuva 72. Syysateen (24.10.-28.10.1999) virtaama sekä kiintoaineen, liuenneen aineen, kokonaistfosforin, kokonaistyyppien, ja liukoisten natriumin, kloridin, sulfaatin ja kalsiumin pitoisuudet Mellunkylänpurolla.

laskivat virtaaman voimistuessa. Ensimmäisen sadejakson alussa oli tosin havaittavissa liuenneiden aineiden pitoisudessa hienoinen nousu, kun epäpuhtaudet huuhtoutuivat kaduilta purovesiin. Kokonaistypen pitoisuus nousi hieman juuri ennen tulvahuippuja, mutta laski sitten voimakkaasti heti huipun jälkeen.

Syysateen aikana ainekuljetusmäärät (kg/km²/vrk) olivat pienempiä kuin koko tutkimusjakson keskimääräiset vuorokausikuljetusmäärät (taulukko 24). Vain Mellunkylänpurolla kiintoaineen, kiintoaineen orgaanisen aineen ja kokonaisfosforin kuljetusmäärät ylittivät tutkimusjakson keskimääräisen tason. Syynä vähäiseen huuhtoumaan on mm. sateen heikko intensiteetti. Syysateen huuhtouma laskettiin ensimmäisen sadejakson ajalta, jonka aikana sadetta saatiin yhteensä 5 mm (intensiteetti 0,4 mm/h).

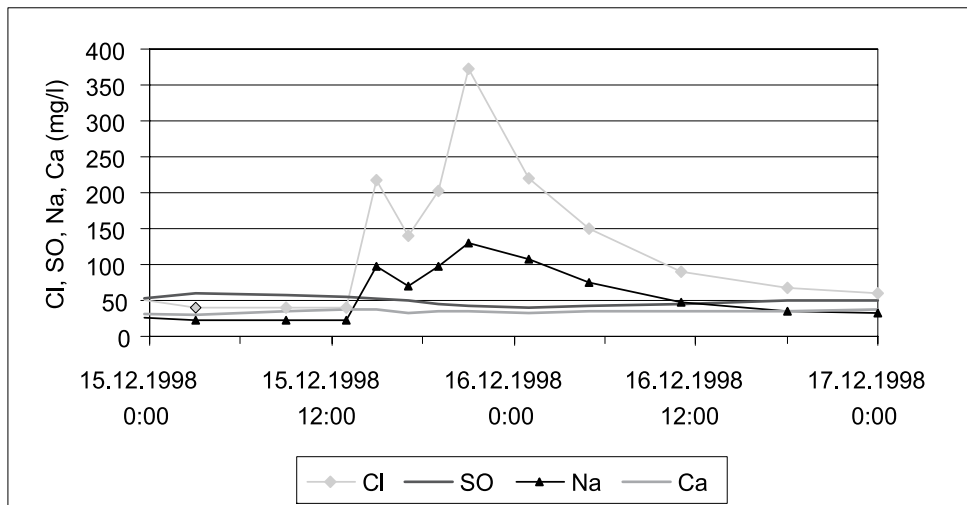
13.1.3 Lumen sulamisen ja vesisateen aikaansaama talvitulva

Lumi jäi syksyllä 1998 maahan jo marraskuun alussa, mutta sulii lähes kokonaan marras-joulukuun vaihteessa. Joulukuun alusta kuun puoleenväliin kertyi maahan lunta noin 10 cm, vesiarvoltaan noin 21 millimetriä. Lämpötila kohosi 15.12.1998 selvästi lämpöasteiden puolelle ja samalla saatiin 6,1 mm vesisadetta (tuulikorjattu arvo). Tällöin käytännöllisesti katsoen kaikki aiemmin satanut lumi sulii pois aiheuttaen talvitulvan.



Kuva 73. Talvitulvan (14.12.-17.12.1998) virtaama sekä kiintoaineen, liuenneen aineen, kokonaisfosforin ja kokonaistypen pitoisuudet Tapaninkylänpurolla.

Vesisateen ja sulamisen yhteisvaikutuksesta valuma vaihteli Tapaninkylänpurolla välillä 5,5 – 16,5, Mellunkylänpurolla 3,8 – 13,0 ja Mätäjoella 7 – 13,5 l/s/km². Tapaninkylänpurolla ja Mellunkylänpurolla tulvahuippu ajoittui 15.12.1998



Kuva 74. Talvitulvan (14.12.-17.12.1998) aikaiset liukoisen kloridin, sulfaatin, natriumin ja kalsiumin pitoisuudet Tapaninkylänpurossa.

Taulukko 25. Ainehuuhtoumat talvitulvan (14.12.-17.12.1998) aikana ($\text{kg}/\text{km}^2/\text{vrk}$) verrattuna vuoden 1999 vuorokauden keskimääriin kuljetusmääriin.

		SS	DS	TS	ORG / SS	TP	TN	Cl ⁻
MÄT	talvitulva	65,2	769,4	834,5	13,2	0,21	4,1	276,5
	ka vrk 1999	16,2	259,4	275,6	3,8	0,10	1,4	81,5
MEL	talvitulva	88,9	822,8	911,7	16,7	0,14	4,4	367,1
	ka vrk 1999	37,5	187,6	225,1	4,6	0,08	1,6	51,5
TAP	talvitulva	89,4	913,0	1002,4	12,1	0,18	4,9	418,4
	ka vrk 1999	35,6	302,8	338,4	4,4	0,13	2,1	82,0
		Na⁺	NaCl	SO₄²⁻	Mg²⁺	Ca²⁺	K⁺	
MÄT	talvitulva	128,6	405,2	97,4	17,7	68,2	11,3	
	ka vrk 1999	43,3	124,8	34,5	6,2	27,1	4,9	
MEL	talvitulva	182,0	549,1	84,0	13,6	50,4	10,2	
	ka vrk 1999	33,2	84,7	28,7	4,5	21,0	2,9	
TAP	talvitulva	187,6	605,9	102,7	25,5	79,1	18,8	
	ka vrk 1999	46,6	128,6	37,5	9,5	31,4	6,6	

iltaan ja Mätäjoella seuraavan vuorokauden alkuun.

Kiintoainepitoisuus nousi Mellunkylänpurolta ja Tapaninkylänpurolta tulvahuipun aikana kymmenkertaiseksi edeltävästä tasosta (kuva 73) ja Mätäjoella noin viisinkertaiseksi. Kesä- ja syys-tulvista poiketen myös liuenneen aineen pitoisuus nousi selvästi kaikilla puroilla noin kaksinkertaiseksi lähtötasoon verrattuna. Liuenneiden aineiden pitoisuuteen vaikutti erityisesti natriumin ja kloridin pitoisuuksien voimakas kasvu (kuva 74). Muiden anionien ja kationien pitoisuudet purovedessä pysyivät tulvan ajan lähes ennallaan. Natriumkloridin pitoisuus sen sijaan kolminkertaistui Mätäjoella, viisinkertaistui Tapaninkylänpurolta ja seitsenkertaistui Mellunkylänpurolta. Muutoksen aiheutti liukkaudenestoon käytetyn tiesuolan päätyminen sadevesiviemärien ja tievarsiojien kautta puroveteen.

Myös kokonaisfosforin ja kokonaistypen pitoisuudet kasvoivat tulvan voimistuessa. Kokonaistypen pitoisuus nousi Mätäjoella kaksinkertaiseksi, Mellunkylänpurolta noin 1,5-kertaiseksi ja Tapaninkylänpuroltakin oli hienoista nousua havaittavissa (kuva 73). Kokonaisfosforipitoisuus kohosi voimakkaasti kaikilla puroilla. Suurin nousu oli Mellunkylänpurolta, noin 7-kertainen.

Tulvaa edeltävät kuljetusmäärät olivat hyvin pieniä. Talvitulvan aikana kiintoaineen ja kokonaistypen kuljetusmäärät olivat noin kolminkertaisia vuoden keskimääriä arvoihin verrattuna (taulukko 25). Kokonaisfosforin huuhtouma oli noin kaksinkertainen. Sen sijaan natriumin ja kloridin kuljetusmäärät olivat selvästi keskimääriä suurempia kaikilla puroilla. Mätäjoella natriumkloridia huuhtoutui vuoden keskimääräiseen päivään nähden yli kolminkertaisesti, Tapanin-

kylänpurolta 5-kertaisesti ja Mellunkylänpurolta 6,5-kertaisesti. Myös liuenneiden aineiden huuhtouma nousi samassa suhteessa.

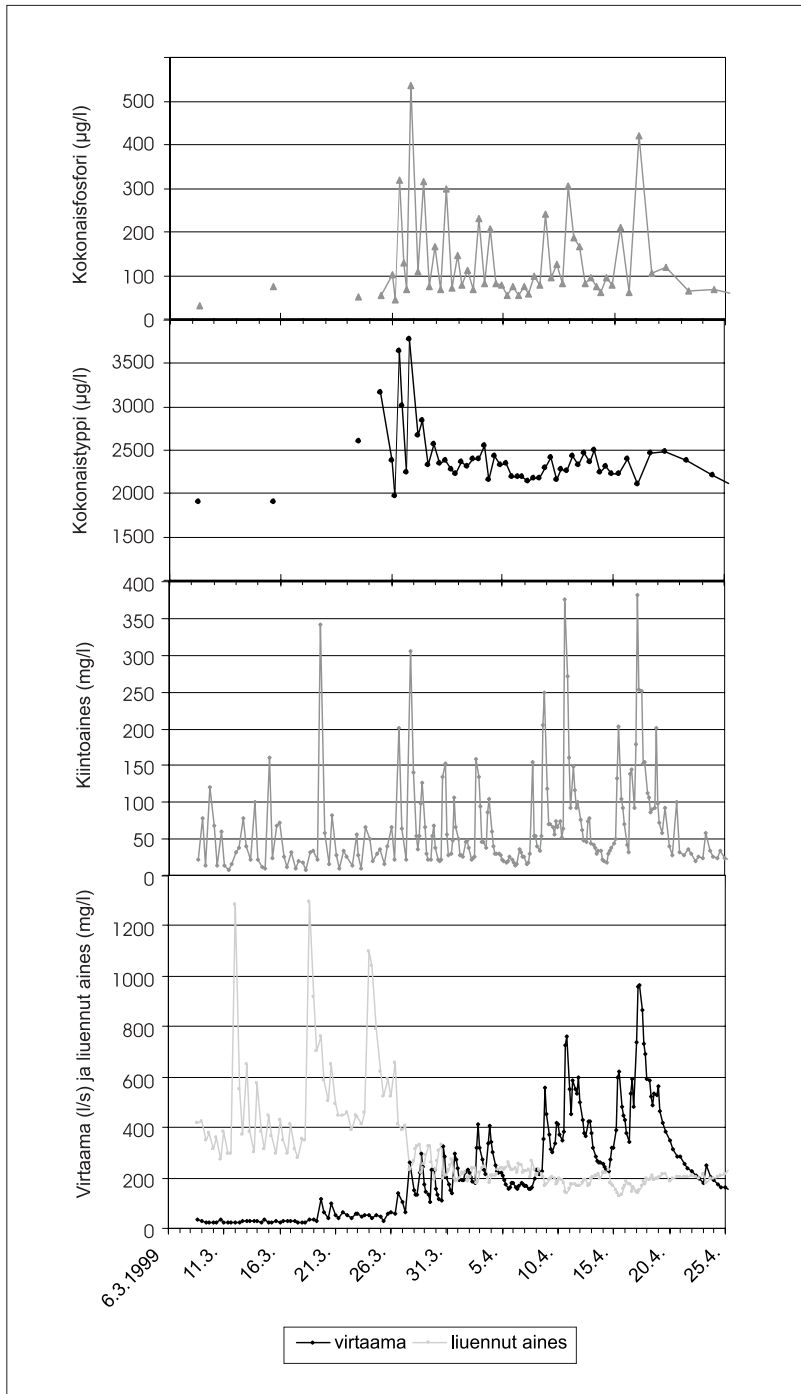
13.1.4 Lumen sulamisen aikaansaama kevättulva

Lumen sulamisessa ja kaupunkipurojen veden laadussa voitiin havaita kolme vaihetta. Ensimmäinen vaihe on ”esitulva”, jolloin puroihin päätyy pieniä määriä sulamisvesiä pääosin kaduilta ja katujen varsien pientareilta. Virtaama ei juurikaan vielä nouse, mutta puroveden laadussa tapahtuu voimakkaita muutoksia säätilan ja vuorokauden ajan mukaan.

Toisessa vaiheessa, ”varsinaisessa tulvassa”, lumen sulaminen on edistynyt niin pitkälle, että purojen virtaama nousee selvästi talven alivirtaaman tasolta. Puroihin päätyy vettä aluksi pääasiassa rakennetuilta alueilta ja ojien läheisyydestä. Myöhemmin sulamisvesiä tulee laajemmin koko valuma-alueelta. Veden laadussa näkyy muutoksia varsinkin ravinne- ja kiintoainepitoisuuksissa. Virtaaman ja veden laadun vuorokauden sisäinen vaihtelu voi olla suurta, jos päivät ovat kirkkaita ja yöllä on pakkasta.

Kolmas vaihe on ”lopputulva”, jolloin puroihin päätyy vettä lähinnä sadevesiviemäriöityjen ja ojittettujen alueiden ulkopuolelta puistoista, metsistä ja laajemmilta piha-alueilta. Puroveden laadun nopea vaihtelu tasaantuu hiljalleen. Kiintoainetta kulkee puroissa vielä runsaasti, mutta liuenneiden aineiden pitoisuus on hyvin matala.

Keväällä 1999 voitiin puroveden laadussa havaita ensimmäiset lumen sulamisen aiheuttamat



Kuva 75. Kevättulvan (6.3.-27.4.1999) virtaama, sekä kiintoaineen, liuenneen aineen, kokonaisfosforin ja kokonaistypen pitoisuus Mellunkylänpurolla.

muutokset aivan maaliskuun alussa. Sulaminen ei näkynyt tuolloin käytännössä ollenkaan purojen virtaamissa, mutta puroveden liuenneiden aineiden pitoisuus ja sähköjohtavuus vaihtelivat suuresti vuorokauden eri aikoina. Liuenneen ai-

neen pitoisuuden vaihtelu oli saman päivän aikana jopa yli nelinkertaista. Liuennneiden aineiden huomattava pitoisuus aiheutui katujen liukkaudenestoon käytetystä natriumkloridista, jonka määrä purovedessä oli tulvan alkuvaiheissa hyvin



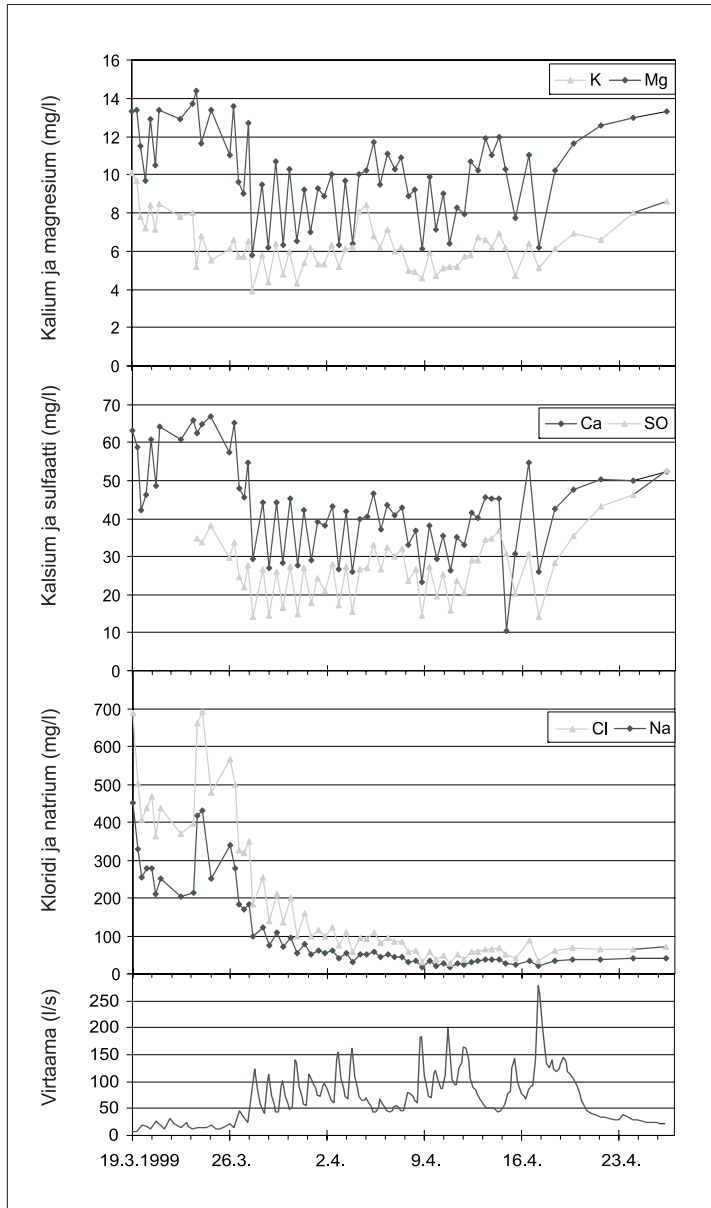
Kuva 76. Ensimmäisten sulamisvesien kaduilta Mätäjoen jälle huuhtomaa kiintoainetta keväällä 1996.

korkea. Samalla myös kiintoainepitoisuuksissa oli jo havaittavissa hetkellistä vaihtelua varsinkin Mellunkylänpurossa (kuva 75). Hyvinkin pienet sulavesimäärät riittivät huuhtelemaan kiintoainetta kaduilta sadevesiviemärien kautta puroihin (kuva 76).

Ensimmäinen merkittävä virtaaman nousu puroissa tapahtui 19.3.1999 kahden edellisen lämpimän päivän ja yön jälkeen. Vaikka Mellunkylänpuron tulvahuippu kyseisenä iltana ei noussutkaan kuin hiukan yli sadan l/s, kiintoainepitoisuus oli koko tulvan suurimpia, 342 mg/l. Samanaikaisesti puroveden liuenneiden aineiden pitoisuus sekä natriumin ja kloridin pitoisuudet olivat kevään

huippuarvossa ja niissä oli voimakasta vuorokausivaihtelua, kun katujen ja niiden varsien sulamisvedet päätyivät puroihin (kuva 77). Myös muiden tutkittujen liukoisten alkuaineiden (kalsium, kalium, magnesium, sulfaatti) pitoisuuksissa havaittiin vuorokaudensisäistä vaihtelua, mutta se oli selvästi vähäisempää kuin natriumin ja kloridin pitoisuuden vaihtelu. Tulvan alun jälkeen muut liukoiset alkuaineet korreloivat virtaaman suhteen negatiivisesti toisin kuin natrium ja kloridi.

Kokonaistypen pitoisuus puroissa oli varsinaisen tulvan alkuvaiheessa poikkeuksellisen korkea, Mellunkylänpurossa keskimäärin noin 3000 µg/l. Ensimmäisten tulvahuippujen aikana kiintoaine-



Kuva 77. Kevättulvan 1999 virtaama sekä liukoisten natriumin, kloridin, kalsiumin, sulfaatin, kaliumin ja magnesiumin pitoisuudet Mellunkylänpurolalla.

pitoisuudet Mellunkylänpurossa ja Tapaninkylänpurossa olivat hyvin korkeita suhteessa virtaaman suuruuteen.

Tulvan voimistuessa purojen virtaama alkoi vaihdella voimakkaasti vuorokauden eri aikoina. Tulvahuiput ajoittuivat Tapaninkylänpurolalla ja Mellunkylänpurolalla iltaan ja Mätäjoella alkuyöhön. Minimivirtaamat saavutettiin aamupäivällä ja Mätäjoella usein vasta lähellä puolta päivää. Kokonaisfosforin pitoisuus purovedessä vaihteli

voimakkaasti tulvan mukana. Mellunkylänpuuron aamupäivän kokonaisfosforipitoisuudet olivat 50 – 80 µg/l ja illalla tulvahuipun aikana vastaavasti 300 – 500 µg/l. Kokonaistypen pitoisuudessa vuorokauden sisäinen vaihtelu oli vähäistä. Pitoisuus oli tulvan alkuvaiheessa Mellunkylänpurolalla noin kaksinkertainen keskimääräiseen nähden, mutta laski lähelle normaalia tulvan maaliskuun lopussa voimistuttua. Tapaninkylänpurolalla kevättulvan alkuvaiheessa mitattiin hyvin korkeita ko-

Taulukko 26. Veden laadun muuttujien pitoisuudet purovedessä kevättulvan aikana (6.3.-27.4.1999) ja keskimääräisenä vuonna 1999 (mg/l).

		SS	DS	TS	TP	TN	Cl ⁻
MÄT	esitulva	18,2	607	625		1,70	254,6
	varsinainen tulva	18,4	310	329	0,087	1,97	113,6
	lopputulva	13,0	211	216	0,074	1,79	51,4
	ka vrk 1999	12,9	266	279	0,105	1,24	79,8
		SS	DS	TS	TP	TN	Cl ⁻
MEL	esitulva	43,9	497	541	0,099	2,39	234,2
	varsinainen tulva	72,3	244	317	0,135	2,40	84,2
	lopputulva	64,5	200	250	0,110	2,29	41,2
	ka vrk 1999	27,6	266	294	0,069	1,71	71,9
		SS	DS	TS	TP	TN	Cl ⁻
TAP	esitulva	25,7	766	792	0,053	2,74	366,5
	varsinainen tulva	46,0	363	409	0,172	2,56	144,8
	lopputulva	31,1	288	307	0,125	2,45	63,0
	ka vrk 1999	28,5	333	361	0,102	2,06	82,9
		Na ⁺	NaCl	SO ₄ ²⁻	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺
MÄT	esitulva	161,5	416,1	38,8	7,7	35,8	6,2
	varsinainen tulva	59,8	173,4	26,2	5,1	26,0	3,2
	lopputulva	28,5	79,8	27,5	4,7	23,3	3,2
	ka vrk 1999	41,7	121,6	34,1	6,6	28,7	5,0
		Na ⁺	NaCl	SO ₄ ²⁻	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺
MEL	esitulva	155,4	389,3	36,2	6,9	30,6	4,1
	varsinainen tulva	48,6	132,8	28,0	4,8	23,9	3,5
	lopputulva	26,0	67,2	31,7	5,3	24,9	3,4
	ka vrk 1999	47,0	118,9	42,4	6,6	30,7	3,8
		Na ⁺	NaCl	SO ₄ ²⁻	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺
TAP	esitulva	214,8	581,4	47,2	12,0	47,0	8,9
	varsinainen tulva	78,4	224,8	24,5	9,1	39,1	5,8
	lopputulva	35,2	98,1	38,0	11,5	45,3	6,9
	ka vrk 1999	50,3	133,2	49,3	11,0	32,8	8,6

konaistyyppipitoisuuksia. Suurin havaittu arvo oli 9100 µg/l 23.3.1999 iltapäivällä klo 16. Mätäjoella sekä typpi- että fosforipitoisuuksien vaihtelu jäi vähäisemmäksi kuin kahdella muulla purolla, eikä poikkeuksellisen korkeita pitoisuuksia havaittu.

Kun virtaama edelleen voimistui, liuenneiden aineiden sekä kloridin ja natriumin pitoisuudet laskivat voimakkaasti (taulukko 26). Kokonaistyyppien pitoisuus pysytteli puroilla melko tasaisti lähellä vuoden keskitasoa, kokonaisfosforin pitoisuus vaihteli kiintoainepitoisuuden mukana. Mätäjoella kiintoainepitoisuuden vaihtelu jäi vähäiseksi, mutta Tapaninkylänpurolla ja varsinkin Mellunkylänpurolla tulvahuiput nostivat kiintoainepitoisuuden hetkittäin korkeaksi. Muutama lyhyt viileähkö jakso huhtikuussa pienensi virtaamaa, jolloin kiintoaineen sekä kokonaisfosforin pitoisuudet laskivat.

Kevättulvan 1999 aikana saatiin kolme selkeää sadejaksoa. Huhtikuun 4.-5. päivä satoi yhteensä 24 mm (tuulikorjattu arvo). Näinkään voimakas sade ei vaikuttanut merkittävästi virtaamaan tai

puroveden laatuun, koska maassa oli tuolloin vielä runsaasti lunta. Toinen sade sattui 12.-13. huhtikuuta ja oli voimakkuudeltaan Helsinki-Vantaan havaintoasemalla 20,5 mm. Tuolloin virtaama kohosi puroilla kevään siihenastiseen huippuun ja kiintoaine- sekä kokonaisfosforipitoisuudet olivat suuria. Voimakkain tulvapiikki saatiin kuitenkin viimeisten lumien sulaessa 17. huhtikuuta, 4,5 mm vesisateen jälkeen. Ilma lämpeni tuolloin voimakkaasti ja päivän korkein lämpötila oli + 17 °C. Mellunkylänpurolla ylivaluman suuruus oli 108 l/s/km², Mätäjoella 65 l/s/km² ja Tapaninkylänpurolla 155 l/s/km². Samanaikaisesti kiintoainepitoisuus nousi kevään maksimiin, joka oli Mellunkylänpurolla 382 mg/l ja Tapaninkylänpurolla 277 mg/l. Mätäjoella edes kyseinen tulvapiikki ei nostanut kiintoainepitoisuutta tason 40 mg/l yläpuolelle.

Tulvan alkuvaiheessa ”esitulvan” aikana ainekuljetusmäärät olivat liuenneiden aineiden pitoisuutta ja natriumkloridia lukuun ottamatta pienempiä kuin keskimäärin (taulukko 27). Varsi-

Taulukko 27. Eri aineiden kuljetusmäärät kevättulvan (6.3.-27.4.1999) aikana ja keskimääräisenä päivänä vuonna 1999 (kg/km²/vrk).

		SS	DS	TS	TP	TN	Cl ⁻
MÄT	esitulva	12	360	372		0,93	155,1
	varsinainen tulva	47	721	768	0,215	5,22	241,3
	lopputulva	40	553	566	0,209	5,02	132,6
	ka vrk 1999	16	259	276	0,102	1,45	81,5
		SS	DS	TS	TP	TN	Cl ⁻
MEL	esitulva	14	161	175	0,030	0,73	79,1
	varsinainen tulva	184	501	685	0,316	5,42	152,6
	lopputulva	268	548	773	0,437	6,67	107,5
	ka vrk 1999	37	188	225	0,076	1,56	51,5
		SS	DS	TS	TP	TN	Cl ⁻
TAP	esitulva	13	351	364	0,025	1,32	177,1
	varsinainen tulva	148	1089	1237	0,640	8,85	372,8
	lopputulva	133	1088	1140	0,549	9,80	245,4
	ka vrk 1999	36	303	338	0,127	2,14	82,0
		Na ⁺	NaCl	SO ₄ ²⁻	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺
MÄT	esitulva	98,1	253,2	19,5	4,5	21,3	3,7
	varsinainen tulva	126,7	368,1	69,0	13,1	65,3	8,3
	lopputulva	74,3	206,6	71,9	12,3	61,0	8,4
	ka vrk 1999	43,3	124,8	34,5	6,2	27,1	4,9
		Na ⁺	NaCl	SO ₄ ²⁻	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺
MEL	esitulva	52,1	131,0	11,2	2,1	9,4	1,3
	varsinainen tulva	88,7	241,3	64,7	10,9	52,9	7,9
	lopputulva	68,9	176,6	83,4	14,1	66,3	9,3
	ka vrk 1999	33,2	84,7	28,7	4,5	21,0	2,9
		Na ⁺	NaCl	SO ₄ ²⁻	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺
TAP	esitulva	103,5	195,2	19,9	5,5	23,1	3,7
	varsinainen tulva	198,1	572,0	88,7	32,9	136,6	21,6
	lopputulva	134,1	379,3	131,6	42,7	173,0	25,5
	ka vrk 1999	46,6	128,6	37,5	9,5	31,4	6,6

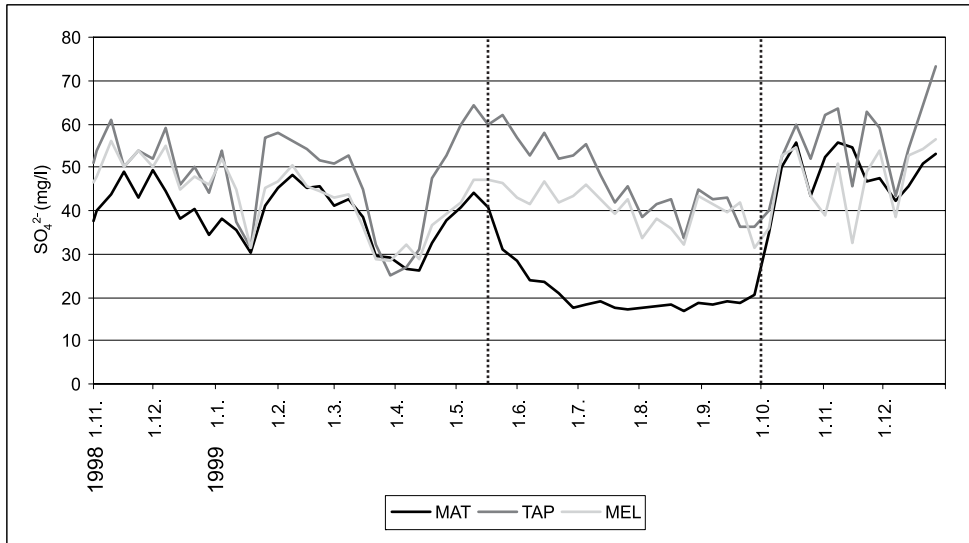
naisen kevättulvan aikana kaikki lasketut kuljetusmäärät olivat selvästi keskimääräistä suurempia. Vaikka natriumkloridin pitoisuus purovedessä oli jo selvästi laskenut, sen kuljetusmäärä oli suurimmillaan. Myös kiintoaineen ja aineksen kokonaiskuljetuksen määrät olivat suurimmillaan. Mel-lunkylänpurolla kiintoaineen huuhtouma nousi alkutulvasta varsinaiseen tulvaan 17-kertaiseksi ja kokonaisfosforin huuhtouma 10-kertaiseksi.

Lopputulvan aikana virtaama pysyi yhä korkeana sateiden johdosta. Myös ainekulkeuma oli edelleen hyvin suuri. Selvimmin laskuun kääntyi natriumin ja kloridin huuhtouma. Sen sijaan muiden emäskationien ja sulfaatin huuhtouma kasvoi tulvan loppua kohden.

13.2 Veden laatu ihmisen aiheuttamissa poikkeustilanteissa

13.2.1 Lisäveden pumppaus Mätäjokeen

Useiden kaupunkipurojen ongelma on vähäinen veden määrä alivirtaamakaudesta. Helsingin Mätäjokeen on kevästä 1997 alkaen pumpattu lisäettä läheisestä Silvolan tekoaltaasta. Silvolan tekoallas on osa järjestelmää, jonka kautta saadaan juomavettä Helsinkiin ja useisiin ympäröiviin kuntiin. Tekoaltaan vesi tulee tunnelia pitkin Päijänteestä. Lisäjuokutusvesi pumpataan Mätäjokeen putkiston kautta tekoaltaan pohjan läheltä, noin 9 metrin syvyydestä. Lisäjuoksutuksen ensisijaisena tarkoituksena on ollut lisätä Mätäjoen virkistyskäyttömahdollisuuksia ja toisaalta parantaa puron veden laatua. Vettä pumpataan Mätäjokeen yleensä toukokuun puolesta välisistä syyskuun loppuun saakka keskimäärin 55 l/s.

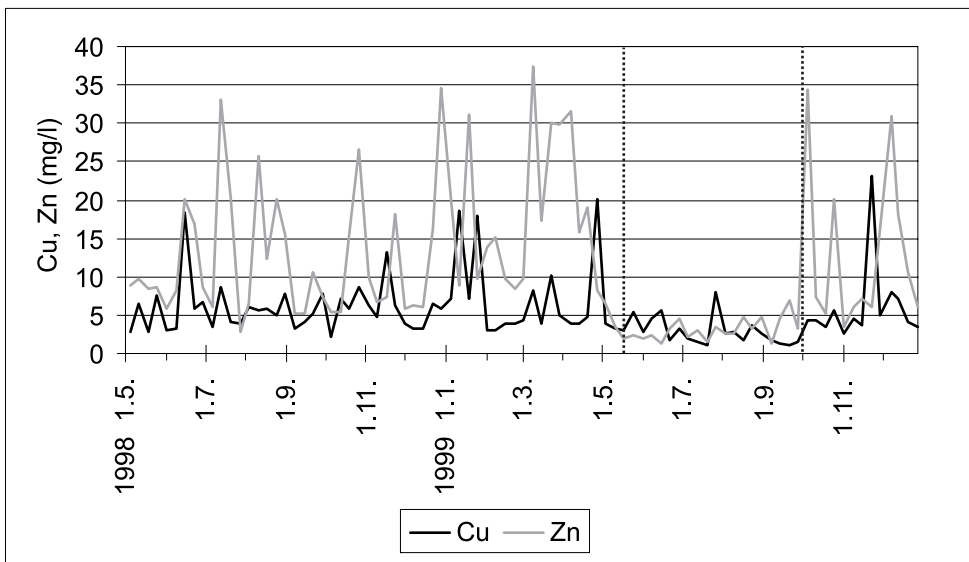


Kuva 78. Mätäjoen veden lisäjuoksutuksen vaikutus puroveden sulfaattipitoisuuksiin verrattuna Mellunkylänpuroon ja Tapaninkylänpuroon. Lisäjuoksutuskausi 18.5.-31.9.1999. Pitoisuudet ovat viikon kokoomanäytteistä.

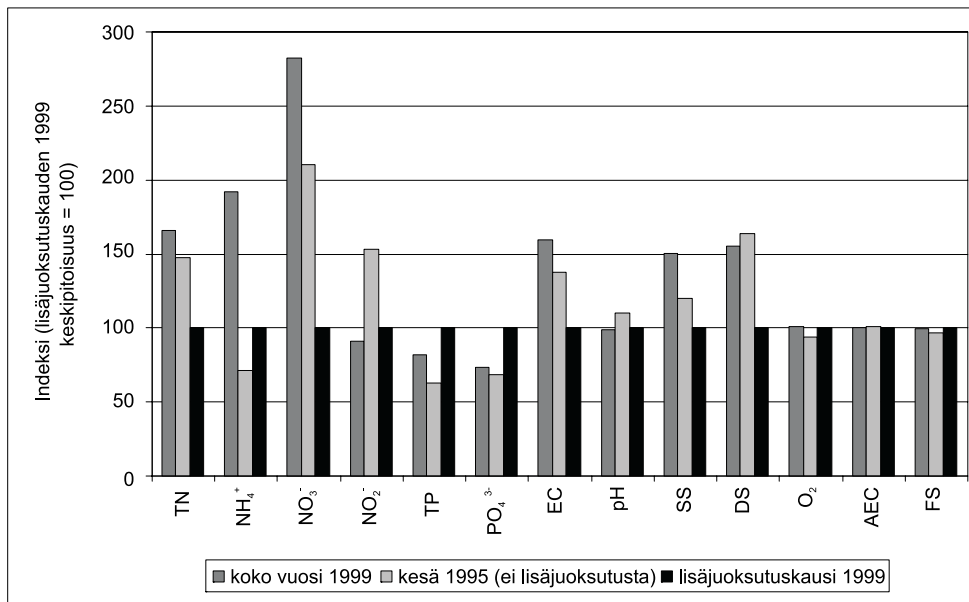
Lisävesi lasketaan juoksutusputkesta aivan Mätäjoen latvoille, Kaivoksella sijaitsevaan soistuneeseen lampeen.

Kesän sademäärä vaikuttaa sekä lisäjuoksutusveden tarpeeseen että lisäjuoksutuksen aikaansaamiin veden laadun muutoksiin. Kesällä 1998 lisävetä juokutettiin Mätäjokeen 18.5.-22.6. ja laitteistovian korjaamisen jälkeen uudelleen 23.7.-1.9. Kyseisenä kesänä veden lisäjuoksutuksen vaikutuksia Mätäjoen puroveden laatuun ei juurikaan voitu havaita. Heinä- ja elokuun sademäärät olivat poikkeuksellisen suuret ja lisäveden suh-

teellinen osuus Mätäjoen virtaamasta jäi pieneksi. Kesä 1999 oli hieman normaalia vähäateisempi ja otollinen veden lisäjuoksutuksen vaikutusten selvittämiseksi. Lisävetä pumpattiin yhtäjaksoisesti toukokuun 17. päivästä syyskuun loppuun saakka. Vertailukohtana kesän 1999 havainnoille käytettiin muiden kaupunkipurojen (Mellunkylänpuron ja Tapaninkylänpuron) veden laadun havaintoja samalta kesältä sekä tuloksia Mätäjoen veden laadusta kesältä 1995 (Ruth 1998) ennen lisäjuoksutusjärjestelmän rakentamista. Vuoden 1999 heinä-, elo- ja syyskuun yhteenlaskettu sa-



Kuva 79. Veden lisäjuoksutuksen vaikutus Mätäjoen raskasmetallipitoisuuksiin. Veden lisäjuoksutuskaudet 18.5.-22.6.1998, 23.7.-1.9.1998 ja 18.5.-31.9.1999.



Kuva 80. Mätäjoen koko vuoden 1999 ja vuoden 1995 kesäkauden (ei lisäjuoksuutusta) keskimääräinen puroveden laatu suhteutettuna vuoden 1999 Mätäjoen kesän lisäjuoksuuskauden puroveden keskimääräiseen laatuun. Vuoden 1999 lisäjuoksuuskauden keskimääräinen pitoisuus saa indeksissä arvon 1,0.

demäärä oli lähellä vuoden 1995 saman aikavälin sademäärää, joten kyseisten kahden kesän välinen vertailu on mielekästä.

Veden lisäjuoksuutus Mätäjoen yläjuoksulle lisää selvästi puron virtaamaa alajuoksulla saakka. Osa Mätäjokeen pumpattavasta lisävedestä kuitenkin haihtuu ennen kuin saavuttaa meren. Haihtumista tapahtuu etenkin yläjuoksun soistuneelta kosteikkoalueelta. Mätäjoesta mereen virtaavasta vedestä oli kesällä 1999 enimmillään yli puolet lisäjuoksuusvettä. Tämä näkyi selvästi Pitäjänmäen havaintopisteen puroveden laadussa. Alueellisen näytteenoton yhteydessä otettiin lisäjuoksuusvedestä näyte 19.8.1998. Se sisälsi tuolloin runsaasti fosfaattifosforia, sen sijaan nitraattityypen pitoisuus ja veden sähkönjohtavuus olivat alhaisia.

Lisäjuoksuutuksen käynnistyttyä (18.5.1999) Mätäjoen veden laatu alkoi kesällä 1999 vähitellen muuttua luontaiseen verrattuna. Veden sähkönjohtavuus laski Mätäjoen alajuoksulla ensimmäisen lisäjuoksuusviikon aikana arvosta 54,5 mS/m arvoon 44,5 mS/m. Useiden aineiden kuten sulfaatin, natriumin ja kloridin pitoisuudet laskivat tasaisesti ensimmäisen 4 – 6 lisäjuoksuusviikon ajan ja tasaantuivat se jälkeen. Verrattaessa muihin tutkittuihin puroihin Mätäjoen lisäjuoksuutuksen vaikutus näkyy selvimmän sulfaatin pitoisuudessa (kuva 78). Vuonna 1999 se oli Mätäjoessa keskimäärin 35,4 mg/l, mutta kesän 1999 lisäjuoksuuskauden aikana vain 21,9 mg/l. Lisäjuoksuutuksen alkua edeltävänä päivänä pitoisuus

oli 47,9 mg/l, kuuden viikon kuluttua 17,4 mg/l. Nopeinta pitoisuuden muutos oli ensimmäisen viikon aikana. Kun lisäjuoksuutus lopetettiin, nousi sulfaatin pitoisuus viikossa 1,5-kertaiseksi ja kolmessa viikossa arvoon 59,4 mg/l. Myös Mätäjoen Na⁺, Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺, ja Cl⁻ -pitoisuudet laskevat lisäjuoksuutuksen seurauksena, samoin kuin veden sähkönjohtavuus ja liuenneiden aineiden pitoisuus.

Raskasmetallipitoisuuksissa lisäjuoksuusveden vaikutusta ei sateisena kesänä 1998 pystytty erottamaan kaupunkialueelta tulevasta kuormituksesta (kuva 79). Sen sijaan kesällä 1999 veden lisäjuoksuusjakson 18.5.-31.9.1999 ajan Mätäjoen kupari- ja sinkkipitoisuuden olivat keskimääräistä alhaisempia. Kesällä 1999 Mätäjoen puroveden raskasmetallipitoisuuksia laski myös vähäinen sademäärä. Tällöin kadulta ja talojen katoilta huuhtoutuva kuormitus oli normaalia vähäisempää.

Veden happipitoisuus Mätäjoen alajuoksulla pysyi lisäjuoksuutuksen ajan suurin piirtein ennallaan. Yläjuoksulla lisävesi paransi hieman veden happipitoisuutta, mutta se oli silti Mätäjoessa Vantaan ja Helsingin kaupunkien rajalla varsin heikko. Lisäjuoksuutuksen alussa veden happikylästyssaste nousi yläjuoksulla kaupunkien rajalla viikon aikana 50,7 prosentista 59,4 prosenttiin. Veden pH, alkaliteetti ja bakteeripitoisuudet pysyivät lähes ennallaan lisäjuoksuutuksesta huolimatta.

Typen pitoisuudet purovedessä laskivat selvästi lisäjuoksuutuksen vaikutuksesta. Kokonaistypen

Taulukko 28. Viemäriveruodon välitön vaikutus Mellunkylänpuron veden laatuun 20.8.1999.

	EC	pH	alkaliteetti	COD _{Mn}	BOD ₇	TN	NO ₃ ⁻ -N
vuodon yläp.	20,1	7,3	0,90	25	3	1300	880
vuodon alap.	61,0	7,0	3,75	370	250	30000	<100
mittapadolta	50,4	7,1	2,84	160	110	20000	<100
yksikkö	mS/m	pH	mmol/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l

	NO ₂ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	TP	PO ₄ ³⁻ -P	FC	AEC	FS
vuodon yläp.	10	31	84	26	4600	4600	3500
vuodon alap.	11	14000	4900	2000	>180000	-	-
mittapadolta	22	13000	2800	1900	57000	57000	3400
yksikkö	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	kpl/100ml	kpl/100ml	kpl/100ml

pitoisuus oli vuonna 1999 lisäjuoksutuskaudella keskimäärin 780 mg/l, vuoden 1999 aikana 1280 mg/l ja vuoden 1995 kesäkaudella 1150 mg/l (vrt. Ruth 1998). Suurin muutos oli liukoisen nitraattitypen kohdalla. Sen pitoisuus laski lisäjuoksutuksen aikana lähes kolmasosaan vuoden 1999 keskiarvosta ja puoleen kesän 1995 arvosta (kuva 80).

Mätäjoen veden fosforipitoisuudet sen sijaan nousivat lisäjuoksutuksen seurauksena. Muutos oli erityisen suuri liukoisen fosfaattifosforin pitoisuuksissa. Fosfaattifosforin keskimääräinen pitoisuus Mätäjoessa kesän 1999 veden lisäjuoksutuksen aikana oli 60,5 mg/l, koko vuoden 1999 aikana 44,5 mg/l ja vuoden 1995 kesällä ennen lisäjuoksutusjärjestelmän rakentamista 41,5 mg/l. Muutos on merkittävä, koska kasvua rajoittava tekijä Mätäjoessa on yleensä fosfori. Lisäjuoksutuksen aikana fosforin ja typen suhde muuttui niin, että rajoittavaksi ravinteeksi nousi typpi. Muutos näkyi parhaiten liukoisten ravinteiden välisessä typpi/fosfori-suhteessa.

Analyysitulosten perusteella voidaan arvioida, että juoksutusveden mukana Mätäjokeen kulkeutuu kesä-syyskuun lisäjuoksutuksen aikana yhteensä 267 kg kokonaistyyppiä, 87 kg nitraattityppiä, 81 kg ammoniumtyppiä sekä 81 kg kokonaisfosforia ja 75 kg fosfaattifosforia. Näistä selvästi merkittävin verrattaessa luontaiseen huuhtoumaan on fosfaattifosforin ylimääräinen kuljetusmäärä, mikä vastaa noin 20 % osuutta Mätäjoen koko vuoden huuhtoumasta mereen.

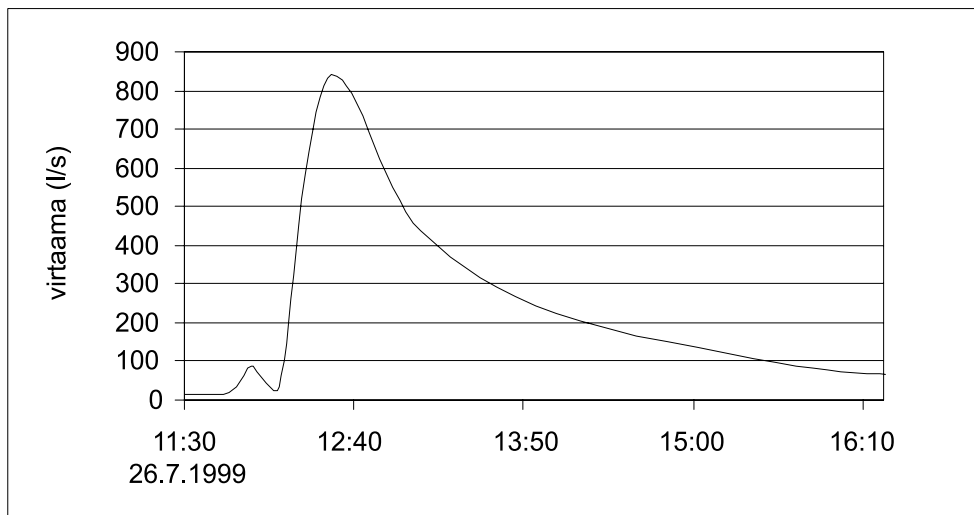
Lisäjuoksutuksen lopettamisen jälkeen syyskuun lopussa veden laatu muuttui nopeasti lähemmäs luontaisia pitoisuuksia jo ensimmäisen viikon aikana, minkä jälkeen useimpien alkuaineiden pitoisuudet päätyivät hiljalleen normaalille tasolle seuraavien kolmen-neljän viikon aikana.

13.2.2 Jätevesiviemäriveruodon vaikutukset Mellunkylänpuron veden laatuun

Jätevesiviemärin peruskorjauksen takia Itäväylän varteen maan pinnalle rakennettu väliaikainen viemäriputki rikkoutui 20.8.1999 ja laski kymmen tunnin ajan yhteensä noin 500 m³ puhdistamatonta asuma- ja teollisuusjätevettä vuotopaikan välittömässä läheisyydessä olleeseen Mellunkylänpuroon. Putkirikko sattui Itäväylän kohdalla, jonka alapuolisessa Mellunkylänpuron uomassa virtaavasta vedestä noin puolet oli vuodon ajan viemäriverettä. Vesinäytteitä otettiin vuotokohdan yläpuolelta, heti vuotokohdan alapuolelta ja Mellunkylänpuron mittapadon kohdalta vakionäytteenottopaikasta P101. Näytteet analysoitiin Helsingin ympäristökeskuksen laboratoriossa.

Jätevesivuodon vaikutukset Mellunkylänpuron veden laatuun olivat erittäin selvät. Erityisen voimakkaasti vuodon seurauksena nousivat Mellunkylänpuron liukoisten ravinteiden pitoisuudet. Ammoniumtypen konsentraatio kasvoi 450 kertaiseksi ja fosfaattifosforin 75 kertaiseksi edeltävään tilanteeseen nähden (taulukko 28). Myös veden bakteerimäärät kasvoivat monikymmenkertaisiksi. Viemäriputken vuotokohdan läheltä Mellunkylänpurosta otetussa näytteessä fekaalisia koliformeja oli yli 180 000 kpl /100 ml, mikä on 750 kertaa vuoden mediaania enemmän.

Kyseisen viikon aikana Mellunkylänpuron veden kokoomanäytteen kokonaisfosforipitoisuus oli nelinkertainen ja kokonaistyyppipitoisuus lähes kaksinkertainen sekä edeltävään että seuraavan viikkoon verrattuna, vaikka vuoto sattuikin vasta loppuviikosta perjantaina. Putkirikon seurauksena mereen päätyi noin 4 kiloa ylimääräistä fosforia ja 40 kiloa typpeä. Fosfaattifosforin hetkellinen kuljetusmäärä 38,4 g/km²/h oli suurin Mellunkylänpurolla mitattu. Sen sijaan putkivuoden jälkeisenä maanantaina 23.8.1999 käsin otetussa vakionäytteessä kokonaistyyppipitoisuus oli laske-



Kuva 81. Virtaama Mellunkylänpurolla 26.7.1999 ukkossateen jälkeen. Tulvan alussa ensihuuhtouman aikaansaanut pienempi tulvahuippu.

nut jopa normaalia alemmalle tasolle. Kokonaisfosforin pitoisuus pysytteli tuolloin poikkeuksellisen suurena (230 µg/l). Kokonaistypen pitoisuus laski, koska rajoittavaa ravinnetta fosforia oli paljon saatavilla ja biologinen aktiivisuus purosassa kasvoi. Kokonaisfosforin ja suolistoperäisten bakteerien pitoisuudet olivat Mellunkylänpurossa hiukan keskimääräistä korkeammalla tasolla seuraavan kahden viikon ajan onnettomuuden jälkeen. Tämän jälkeen putkirikon vaikutuksia ei veden laadussa enää havaittu.

13.2.3 Ensihuuhtouma – first flush

”First flush” eli ensihuuhtouma-ilmioillä tarkoitetaan ensimmäisen sadeveden kaduilta ja sadevesikaivoista mukanaan huuhtomia suuria määriä epäpuhtauksia, joiden seurauksena puroveden hetkelliset ainepitoisuudet nousevat hyvin suuriksi. Ilmiö on laajalti tunnettu, joskaan kaikissa kaupunkivesistöissä sitä ei ole havaittu. Tässä tutkimuksessa ensihuuhtoumasta ei otettu kattavasti näytteitä, mutta se havaittiin Mellunkylänpurolla mm. 26.7.1999 ukkossateen alkuvaiheessa. Kyseinen ukkossade alkoi klo 11.45, jolloin Mellunkylänpuron virtaama oli 15,4 l/s (kuva 81).

Kymmenen minuutin kuluttua virtaama oli noussut 87 litraan sekunnissa ja samana aikana indikaattoribakteeri *Escherichia coli* pitoisuus nousi arvosta 290 arvoon 1500 kpl/100 ml. Samassa ajassa fekaalisten streptokokkien määrä kohosi 71:stä 2100:aan kpl/100 ml, Mellunkylänpuron kiintoainepitoisuus 60-kertaistui ja kokonaisfosforipitoisuus viisinkertaistui (taulukko 29). Ensihuuhtouma ilmiön aikana tärkeimpien anionien ja kationien pitoisuudet laimenivat lukuun ottamatta kalsiumin pitoisuutta, joka kääntyi lievään nousuun. Liukoisien kuparin ja sinkin pitoisuudet purovedessä noin kolminkertaistuivat.

Ensihuuhtouman mentyä ohitse Mellunkylänpuron virtaama kääntyi hetkelliseen laskuun. Kello 12.05 eli kaksikymmentä minuuttia sateen alusta virtaama oli enää 35,4 l/s. Myös tulvan alun pitoisuushuiput kääntyivät hienoiseen laskuun. Varsinainen tulvahuippu seurasi kuitenkin klo 12.30, jolloin Mellunkylänpurossa virtasi vettä 830 l/s. Kyseisen ukkoskuuron kokonaissademäärä oli Mellunkylänpuron alajuoksun mittauspisteellä melko pieni, vain 5,7 mm (tuulikorjattu lukema), mutta sateen intensiteetti suuri. Helsinki-Vantaan ja Kaisaniemen meteorologisilla asemilla sademääräksi mitattiin ainoastaan 1,7 mm.

Taulukko 29. Ensihuuhtouma-ilmion vaikutus puroveden laatuun Mellunkylänpurolla 26.7.1999.

26.7.1999	Q (l/s)	SS (mg/l)	DS (mg/l)	SS ORG (%)	veden lämpö (°C)	O ₂ (%)	pH
klo 11.45	15,9	4	260	37,9	14,2	84,5	7,1
klo 11.55	86,9	250	107	12,8	17,0	96,4	7,0
klo 12.05	35,9	195	98	13,3	-	-	6,9
	EC (mS/m)	AEC (kpl/100ml)	FS (kpl/100ml)	TN (µg/l)	TP (µg/l)	Cu (mg/l)	Zn (mg/l)
klo 11.45	42,6	290	71	1300	72	3,6	9,7
klo 11.55	10,5	1500	2100	1127	376	10,8	30,9
klo 12.05	12,8	-	-	1076	311	9,4	23,8



Kuva 82. Mellunkylänpuroa siirretään viemäriin Mellunkylän metroaseman eteläpuolella keväällä 1999. Kuvassa näkyy osin sortunut tiepenger.

13.2.4 Rakennustöiden aiheuttama ylimääräinen kiintoainehuuhtouma

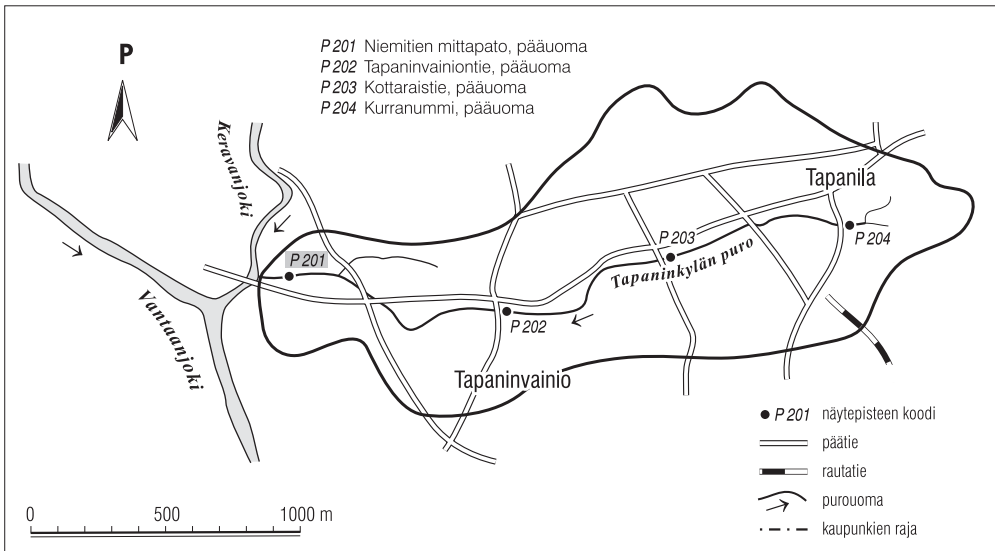
Mellunkylänpurolla osa purouomasta siirrettiin keväällä 1999 maan alle putkeen Mellunkylän metroaseman lähellä tierakennustöiden takia. Työn ajaksi puro laitettiin virtaamaan maanpäällä kulkeneisiin väliaikaisiin putkiin ja vanhan uoman viereen kaivettuun uuteen uomaan. Työ tapahtui kevättulvan alkuvaiheessa, jolloin virtaama Mellunkylänpurossa oli vielä pieni. Lumen sulamisen myötä kasvaneet virtaamat yllättivät kuitenkin työmaan. Uuden putkituksen kaivannot tulvivat, osa viereistä tiepenkkaa romahti ja toinen kaista tiestä jouduttiin sulkemaan (kuva 82).

Työmaan ylä- ja alapuolelta otettiin vesinäytteet 28. maaliskuuta. Ensimmäiset näytteet otettiin puolilta päivin, jolloin virtaama oli pienimmillään. Työmaan yläpuolisessa vedessä kiintoainetta oli 22 mg/l ja alapuolisessa vedessä kolminkertainen määrä 66 mg/l. Kello 17 mennessä virtaama oli voimistunut ja yläpuolisessa näytteessä oli kiintoainetta 42 mg/l. Rakennustyömaan alla kiintoainetta oli yli viisinkertainen määrä 218 mg/l. Kyseisen päivän aikana ”ylimääräistä” kiintoainetta huuhtoutui työmaalta yli 1000 kg. Kaivuutöiden aikaansaama huuhtouma

ja eroosio oli vielä edellistä esimerkkiä selvästi voimakkaampi huhtikuussa tulvan voimistuessa. Työmaan alapuolisessa uomassa puroveden liuenneiden aineiden pitoisuus oli hiukan pienempi kuin yläpuolisessa uomassa. Luultavasti rakennustyömaan kaivannoista pumpattu vesi sisälsi pohjavettä, joka laimensi puroveden liuenneiden aineiden pitoisuutta.

14 Veden laadun alueellinen vaihtelu valuma-alueilla

Vakionäytepisteiden lisäksi vesinäytteitä kerättiin neljä kertaa vuodessa eri vuodenaikoina useista eri näytepisteistä kaikilta tutkimuksessa mukana olleilta valuma-alueilta. Alueelliset näytteet kerättiin vuodenaikaan nähden tyypillisissä, mutta sateettomissa sääolosuhteissa 19.8.1998, 27.10.1998, 2.2.1999 ja 21.4.1999. Yhteensä näytepisteitä oli 30. Näistä näytteistä tutkittiin 20 veden laadun muuttujaa. Kaikkien otettujen näytteiden analyysitulokset löytyvät liitetiedostoina (liite 1). Näytepisteiden sijainti on esitetty kartoilla kuvissa 83, 84 ja 85.



Kuva 83. Tapaninkylänpuron alueellisten näytenpisteiden sijainti.

14.1 Kiintoaine ja liuennut aine

Kiintoainepitoisuudet olivat alueellisissa näytenpisteissä kauttaaltaan matalia. Mätäjoella kaikkien alueellisten havaintopisteiden aritmeettinen keskiarvo oli 10,8 mg/l, Mellunkylänpurolla 8,6 ja Tapaninkylänpurolla 16,2 mg/l. Näistä ainoastaan Mellunkylänpuron alueellisten näytenpisteiden keskimääräinen pitoisuus oli selkeästi alempi kuin koko tutkimusjakson keskimääräinen pitoisuus (22,5 mg/l) puron vakiohavaintopisteellä (P101). Syynä tähän ovat Mellunkylänpuron suuret kiintoainepitoisuudet tulvien aikana. Näytenpisteet kerätettiin sateettomina ajanjaksoina, joten kiintoainepitoisuudet jäivät alhaisiksi. Keskimääräisistä pitoisuuksista eniten poikkeavat arvot havaittiin Mellunkylänpuron sivu-uomassa Untamalanojassa (P106, ka 1,5 mg/l) ja Mätäjoen Kartanonkaarenojassa (P017, ka 1,6 mg/l). Molempien vesi oli hyvin kirkasta. Todennäköisesti ainakin osa ojien vedestä on niihin purkautuvaa pohjavettä, eikä veden virtausnopeus riitä aiheuttamaan merkittävää eroosiota.

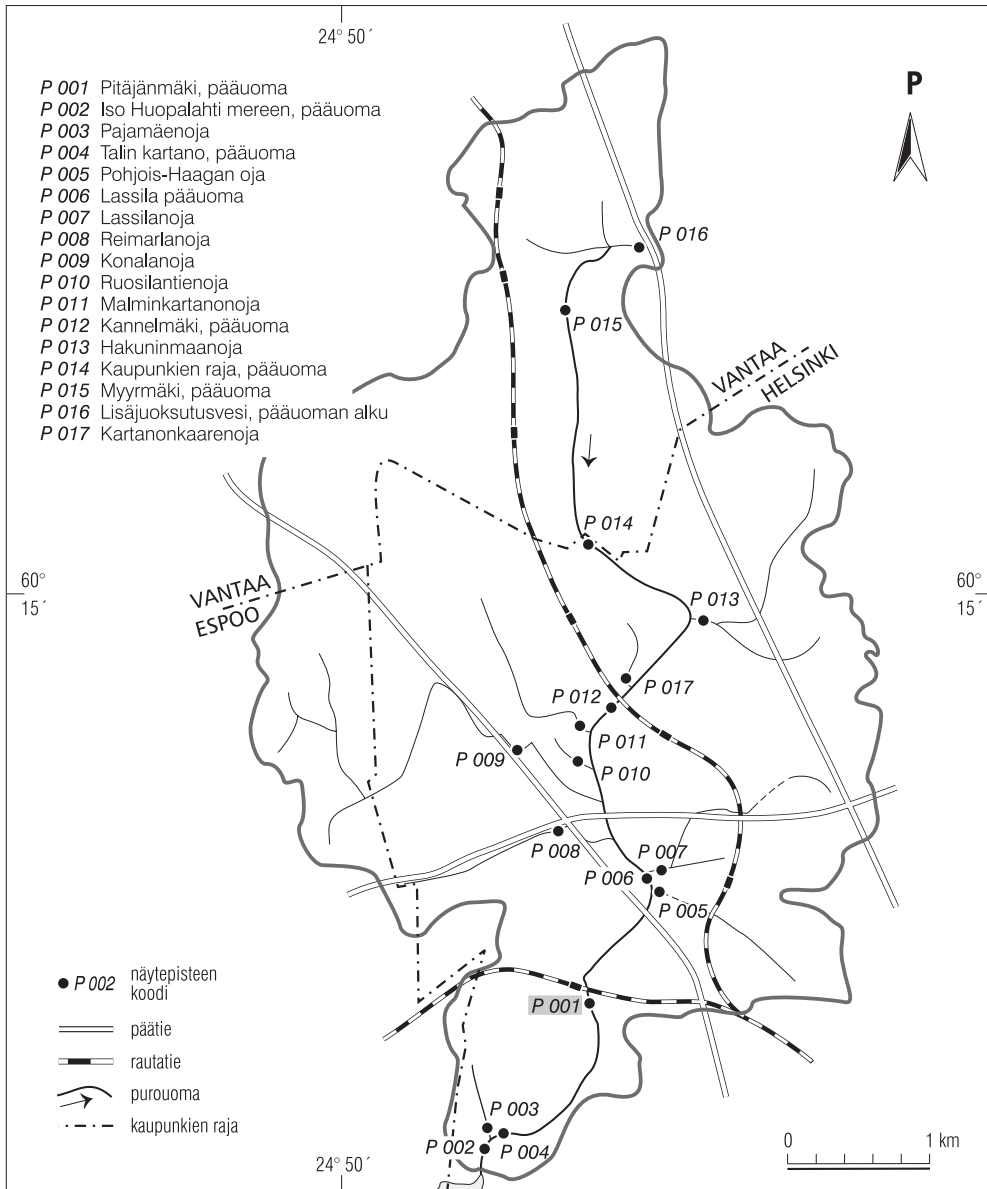
Alueellisissa näytenpisteissä kiintoaineeseen sitoutuneen orgaanisen aineen osuudet vastasivat myös hyvin vakionäytenpisteiden koko vuoden keskiarvoja. Orgaanisen aineen keskimääräinen osuus alueellisissa näytenpisteissä oli pienin Tapaninkylänpurolla (ka 15,4 %) ja suurin Mellunkylänpurolla (ka 27,0 %). Mellunkylänpuron merkittävimmän sivu-uoman Broändanpuron orgaanisen aineen osuus oli poikkeuksellisen suuri, keskimäärin 45,8 %. Broändanpuro virtaa suurimman osan matkaa suolla ja vanhalla suoniitty-alueella, mikä selittää korkeaa orgaanisen aineen osuutta (kuva 86).

Liunneen aineen pitoisuudet olivat selvästi suurimmat talvella, vaikka talvinäytenpisteet otettiin pakkasjakson aikana, eikä sulamisvesiä ja tiesuolaa näin päässyt suureen määrään.

puoihin. Kevään näytenpisteet otettiin kevättulvan loppuvaiheessa, jolloin suuri vesimäärä oli laimentanut suolapitoisuuksia ja liunneiden aineiden pitoisuudet olivat lähellä vuoden keskimääräisiä arvoja. Keväällä otetuissa näytenpisteissä liunneiden aineiden pitoisuudet olisivat olleet ilman tiesuolauksen vaikutusta vielä selvästi matalampia. Koko vuoden kaikkien alueellisten näytenpisteiden keskimääräiset pitoisuudet vaihtelivat eri puroilla välillä 243 – 294 mg/l. Kaikkein poikkeukselliset arvot havaittiin Mätäjoen pienestä sivuojasta Ruosilantienojasta (P010), jonka keskimääräinen liunneiden aineiden pitoisuus oli 791 mg/l. Oja saa alkunsa Ruosilantien teollisuusalueelta ja poikkeavat veden laadun arvot johtuvat alueen paikoin pilaantuneesta maaperästä. Veden virtaus kyseisestä sivuojasta Mätäjoen pääuomaan on tosin hyvin vähäistä. Mätäjokeen juoksetun, Päijänteestä peräisin olevan veden (P016) liunneiden aineiden pitoisuus oli vain 49 mg/l. Tämä laimentaa selvästi Mätäjoen pääuoman liunneiden aineiden pitoisuuksia kesän lisäjuoksetuksen aikana. Mätäjoella liunneiden aineiden pitoisuudet olivat myös lisäjuoksetuskauden ulkopuolella pienimmät yläjuoksuilla. Muilla puroilla vastaava eroa ei voitu huomata.

14.2 Ravinteet

Mätäjoen alueellisten näytenpisteiden kokonaistypen pitoisuudet olivat melko alhaisia. Keskimääräi-

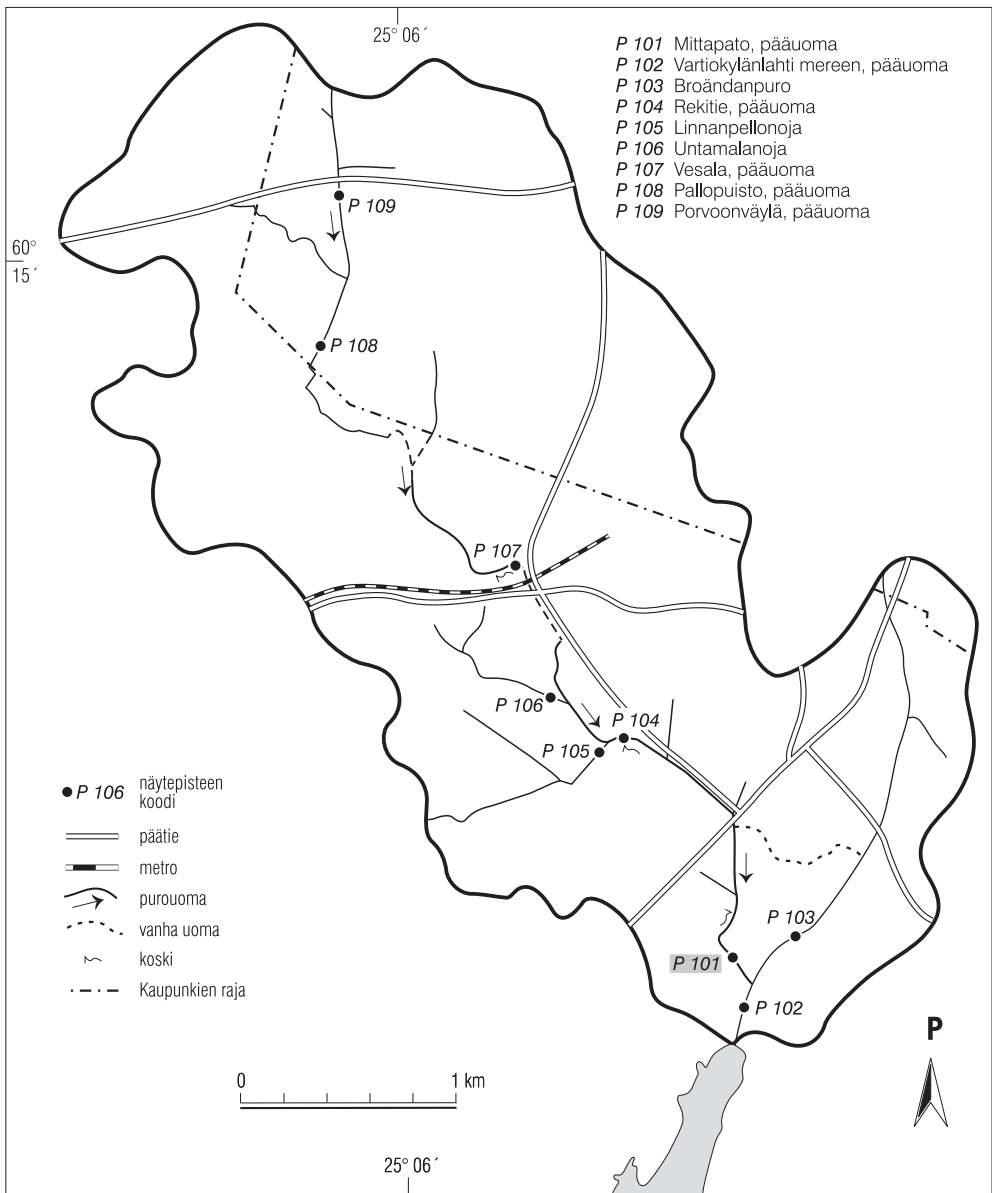


Kuva 84. Mätäjoen alueellisten näytepisteiden sijainti.

siä pitoisuuksia alensi kesäajan lisäjuoksutusvesi (P016). Kaikkien tutkimusvuoden aikana Mätäjoesta otettujen alueellisten näytteiden keskiarvo oli 1787 $\mu\text{g/l}$. Kokonaistypen pitoisuudet olivat alhaisimmat kesällä. Pieniä pitoisuuksia havaittiin etenkin pääuomassa, jonka laatuun lisäjuoksutusvesi vaikutti merkittävästi. Mätäjoen yläjuoksun kokonaistyyppipitoisuudet (näytepisteet P014 ja P015) olivat myös muina vuodenaikoina alhaiset, samoin kuin keskijuoksulla pääuomaan yhtyvien Ruosilantienojan (P010) ja Konalanojan (P009) sivujojen. Suurimmat pitoisuudet havaittiin Pajamäenojasta (P003), Iso Huopalahden entisen kaatopaikan vierestä. Vedessä oli kokonaistyyppiä

keskimäärin 4400 $\mu\text{g/l}$. Samoissa näytteissä oli myös huomattava määrä leväkasvustolle helposti käytettävissä olevaa ammoniumtyyppiä (ka 1780 $\mu\text{g/l}$). Ammoniumtypen pitoisuus oli yli kolminkertainen verrattuna toiseksi suurimman näytepisteen vuoden keskiarvoon. Saman näytepisteen kokonaistypen ja ammoniumtypen pitoisuudet olivat poikkeuksellisen suuria myös vuosien 1995-96 tutkimuksen aikana (Ruth 1998).

Kokonaisfosforia Mätäjoen alueellisissa havaintopisteissä oli vuoden keskiarvona 105 $\mu\text{g/l}$. Pajamäenoja (P003) on kuormittunut myös kokonaisfosforista (ka 148 $\mu\text{g/l}$), joskaan ei yhtä merkittävässä määrin kuin tyyppistä. Kokonaisfos-



Kuva 85. Mellunkylänpuron alueellisten näytepisteiden sijainti

foria Mätäjoen vedessä oli selvästi eniten kesällä, jolloin lisäjuoksutusvesi (P016, 140 µg/l) lisäsi merkittävästi koko puron fosforikuormaa. Lisäjuoksutusveden fosforista suurin osa oli liukoisesa muodossa. Liukoinen fosfori sitoutui nopeasti alajuoksulle edetessään ja liukoisen fosforin pitoisuudet alajuoksulla olivat myös kesällä otetuissa näytteissä melko pieniä. Sen sijaan kokonaisfosforin pitoisuudet olivat alajuoksulla suuria.

Mellunkylänpuron alueellisissa näytteissä kokonaistyyppiä oli keskimäärin hiukan enemmän kuin Mätäjoessa (ka 2037 µg/l). Kokonaistyyppiä oli eniten syksyn ja kevään vesinäytteissä. Poik-

keuksellisen vähän kokonaistyyppiä (ka 1210 µg/l) ja nitraattityppiä (ka 473 µg/l) oli Broändanpuron (P103) vedessä. Runsaasti kokonaistyyppiä (ka 2850 µg/l) ja nitraattityppiä (2525 µg/l) oli pääuomaan keskijuoksulla yhtyvässä Untamalanojassa (P106).

Mellunkylänpuron alueellisten näytteiden kokonaisfosforipitoisuudet olivat suurimmat kesällä. Muita havaintopisteitä enemmän kokonaisfosforia oli Linnanpellonojan (P105) vedessä. Kyseisen sivuojan varrella on paljon pieniä viljelypalstoja, joilta kuormitus on todennäköisesti peräisin. Näytepisteen indikaattoribakteeripitoisuudet olivat



Kuva 86. Mellunkylänpuron pääuoman (vasemmalla) ja Broändanpuron (oikealla) veden laadun ero on usein havaittavissa myös silmämääräisesti. Kuva: Turo Ketola.

normaalit, joten ulosteperäisestä kuormituksesta ei ole kyse. Kaikkien alueellisten näytteiden kokonaisfosforin keskiarvo Mellunkylänpurolla oli $79 \mu\text{g/l}$, mikä on hyvin lähellä vakionäytepisteen (P101) kaikkien näytteiden keskiarvoa ($85 \mu\text{g/l}$) koko tutkimusjaksolla.

Tapaninkylänpurolla ravinnepitoisuudet olivat muista puroista selvästi poikkeavia. Varsinkin yläjuoksulla (näytepisteet P203 ja P204) vedessä oli huomattavia määriä kokonaistyyppiä ja ammoniumtyyppiä sekä ajoittain myös kokonaisfosforia. Kaikkien alueellisten näytteiden vuoden keskimääräinen kokonaistyyppipitoisuus Tapaninkylänpurolla oli $3106 \mu\text{g/l}$. Alajuoksulla vakionäytepisteellä (P201) se oli alueellisissa näytteenotoissa keskimäärin $2400 \mu\text{g/l}$ ja koko tutkimusjakson kerran viikossa otetuissa näytteissä $2058 \mu\text{g/l}$. Yläjuoksun näytepisteiden (P203 ja P204) ammoniumtyypin pitoisuudet olivat talvella ja keväällä poikkeuksellisen suuria (maksimi $5700 \mu\text{g/l}$). Sen sijaan nitraattityypin pitoisuudet olivat samaan aikaan alhaisia. Näytteenottojen yhteydessä varmistui, että huomattavan paljon tyyppiä sisältävää vettä tihkuu puroon Kotinummentien tiepenkeeseen vierestä, sen itäpuolelta (P204 vieressä). Näytepisteen indikaattoribakteeripitoisuudet olivat alhaisia, mikä sulkee suurella todennäköisyydellä pois viemäriveruodon mahdollisuuden. On mahdollista, että alueella on käytetty likaantunutta täyttömaata tai että siellä on sijainnut paikallinen pienimuotoinen kaatopaikka, joka nykyään kuormittaa ohivirtaavaa Tapaninkylänpuroa.

Tapaninkylänpuron alueellisten näytteiden

kokonaisfosforipitoisuudet olivat korkeimmat kesällä ja matalimmat talvella. Keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus $133 \mu\text{g/l}$ oli suurempi kuin muilla puroilla.

14.3 Veden hygieeninen laatu

Varsinkin kesän näytteenotossa (19.8.1998) veden hygieeninen laatu oli huono kaikilla tutkituilla puroilla. Talvella (2.2.1999) keskellä pakkasjaksoa kerätyissä näytteissä purojen pääuomien ja sivupurojen veden hygieeninen laatu oli selvästi parempi kuin muina näytteenottoajankohtina. Tuolloin virtaama oli vähäinen, eikä kadulta päässyt hulevesiä puroihin. Tässä tutkimuksessa purovesien alueellinen laatu osoittautui heikomaksi kuin aikaisemmissa 1995-96 tutkimuksissa (Ketola 1998; Ruth 1998). Neljän yksittäisen eri vuodenaikoina kerätyn näytesarjan perusteella ei kuitenkaan voida tehdä pitkälle meneviä johtopäätöksiä puroveden laadun pidemmän aikavälin kehityksestä.

Kun veden hygieenistä laatua tarkastellaan alueellisesti, voidaan havaita Mätäjoen olevan puroista selvästi kuormitetuin. Pääuomassa Mätäjoen alajuoksulla Kannelmäen eteläpuolella ja lähes kaikilla Mätäjoen pääuomaan alajuoksulla liittyvillä sivupuroilla veden hygieeninen laatu oli heikko. Suurin osa asutuksesta keskittyy Mätäjoen valuma-alueen eteläosaan, mikä kuormittaa puroa. Huonoin hetkellinen veden hygieeninen laatu Mätäjoen valuma-alueella oli Pajamäenojan

(näytepiste P003) kesänäytteessä (*Escherichia coli* 11 000 kpl / 100 ml). Pajamäenoja saa vensä Pajamäen asuinalueelta ja Takkatien pien-teollisuusalueelta sekä Ison Huopalahden suljetun kaatopaikan suotovesistä. Talvella ja keväällä Pajamäenojan näytteet olivat sen sijaan lähes vapaita indikaattoribakteereista. Indikaattoribakteereita oli hyvin vähän Ruosilantienojan näytepisteessä (P010) ja Mätäjokeen pumpattavassa lisävedessä (P016).

Mellunkylänpuron näytepisteistä veden hygieeninen laatu oli huonoin pääuoman keskijuoksulla näytepisteessä P104. Tämän näytepisteen veden laatu oli heikoin myös aikaisemmassa 1995-96 tutkimuksessa. Näytepisteen ylävirran puolella on siirtolapuutarha ja hieman kauempana asuinalue. Mellunkylänpuroon alajuoksulla yhtyvän Broändanpuron (P103) kaikki näytteet olivat lähes vapaita indikaattoribakteereista sekä 1998-99 että 1995-96 näytteenotoissa.

Tapaninkylänpuron veden hygieeninen laatu oli paras yläjuoksulla (P204) ja heikkeni hiukan siirryttäessä alajuoksulle (P201). Veden hygieeninen laatu oli heikoin kesällä otetuissa näytteissä. Vähiten *Escherichia coli* bakteereita Tapaninkylänpuron alueellisissa näytteissä havaittiin keväällä ja fekaalisia streptokokkeja talvella.

14.4 Veden happipitoisuus ja lämpötila

Mätäjoella veden happipitoisuus ja hapen kylästyksaste olivat alueellisissa näytteissä paikoin alhaisia. Heikoin happipitoisuus oli Ruosilantienojassa (P010), keskimäärin vain 3,7 mg/l (29,8 %). Happipitoisuus oli kesällä ja syksyllä melko alhainen myös alajuoksun heikosti virtaavassa Pajamäenojassa (P003). Mätäjoen yläjuoksu Helsingin ja Vantaan kaupunkien rajan pohjoispuolella on gradientiltaan hyvin tasainen ja varsinaisen pääuoman löytäminen soistuneen vanhan Vantaanjoen uoman keskeltä on usein hankalaa. Soistuneen alueen läpi hitaasti virtaavan veden happipitoisuus (P014 ja P015) oli heikko sekä kesällä että talvella tehdyissä mittauksissa. Alhaisimmillaan hapen pitoisuus oli 2,41 mg/l ja kylästyksaste 18,2 %. Helsingin kaupungin alueella Mätäjoen pääuoman happipitoisuus oli kaikilla mittauskerroilla kohtuullisen hyvä.

Mellunkylänpuron pääuomassa happipitoisuus oli hyvällä, paikoin jopa erinomaisella tasolla varsinakin Aarrepuiston koskiosuuden alapuolisessa uoman osassa. Aivan pääuoman yläjuoksulla (P008 ja P009) happipitoisuus oli hieman muuta pääuomaa alhaisempi, mutta sielläkin hapen kylästyksaste oli aina yli 60 % ja keskimäärin noin

70 %. Happitilanteeltaan heikoin oli soistuneelta alueelta Mellunkylänpuron alajuoksuun yhtyvä Broändanpuro (P103), jonka keskimääräinen happipitoisuus oli 7,37 mg/l (60,5 %).

Tapaninkylänpurossa happitilanne parani koko matkan latvoilta alajuoksulle siirryttäessä. Aivan yläjuoksulla (P204) happipitoisuus oli vain tyydyttävä (keskimäärin 7,26 mg/l, 59,1 %). Alajuoksulla (P201) veden happipitoisuus oli erinomaisella tasolla.

14.5 Puroveden lämpötila talvella

Veden lämpötilaa tarkasteltaessa mielenkiintoisimpia olivat talvella tehdyt mittaukset, joista on helppo havaita mahdollinen lämpimän veden laskeminen, ”lämpösaaste”, puroon. Mätäjoella useiden sivuojien purovesi oli talvella selvästi normaalia lämpimämpää. Pohjois-Haaganojan (P005) vesi oli 3,0- ja Konalanojan (P009) 1,5-asteista. Myös Lassilanojan (P007), Reimarlanojan (P008) ja Hakuninmaanojan (P013) vesi oli luontaista lämpimämpää. Pääuoman vesi oli kaikissa mittauspisteissä nolla-asteista. Osa sivuojien keskimääräistä lämpimämmästä vedestä saattaa olla pohjavettä. Sivuojiin lasketaan paikoin myös lauhdevesiä, jotka lämmittävät purovettä talvella.

Myös Mellunkylänpurolla sivu-uomien vesi oli lämpimämpää kuin pääuomassa talvella 2.2.1999 tehdyissä mittauksissa. Lämpimintä vesi oli Porvoonväylän kupeessa (P109), jossa Fazerilan lauhdevedet lämmittävät puroa ja Broändanpurossa (P103), johon virtaa merkittäviä määriä pohjavettä. Molemmissa puroveden lämpötila on noin 1,5 °C.

Tapaninkylänpuron vesi oli talven mittauksissa selvästi lämpimintä (2,8 °C) yläjuoksun mittauspisteessä (P204). Lämmin vesi suotautuu maakerrosten lävitse puroon. Alajuoksulla puroveden lämpötila Tapaninkylänpurossa oli normaali, eli lähellä nolla-astetta.

14.6 Veden sähkönjohtavuus

Puroveden sähkönjohtavuus, joka kertoo liuenneiden aineiden määrästä purovedessä, oli Mätäjoella suurin Ruosilantienojalla (P010). Veden sähkönjohtavuuden keskiarvo kyseisessä mittauspisteessä oli 114,5 mS/m, kun se oli kaikissa alueellisissa mittauspisteissä Mätäjoella vain 43,6 mS/m. Ruosilantienojan lisäksi sähkönjohtavuus oli keskimääräistä korkeampi Lassilanojassa (P007, 64,8 mS/m) ja Malminkartanonojassa (P011, 56,6 mS/m). Veden sähkönjohtavuus oli selvästi korkein talven ja kevään mittauksissa, jolloin liukaudenestoon käytettyä tiesuolaa päätyi puroihin.

Sen sijaan kesän ja syksyn mittauksissa varsinkin Mätäjoen yläjuoksun (P014 ja P015) veden sähköjohtavuus oli alhainen. Lisäjuoksuveden (P016) sähköjohtavuus oli vain 10 mS/m. Sen johdosta Mätäjoen pääuoman yläjuoksun veden sähköjohtavuus jäi alle 20 mS/m.

Mellunkylänpurolla veden sähköjohtavuudessa ei ollut kovinkaan suurta vaihtelua eri mittauspisteissä. Sähköjohtavuus oli keskimäärin suurin talven mittauksissa 2.2.1999, jolloin Porvoonväylän varressa (P109) ja Broändanpurosta (P103) mitattiin noin 60 mS/m sähköjohtavuus. Broändanpuron sähköjohtavuus oli suuri myös kesällä, jolloin virtaama oli alhainen. Broändanpuron melko suurta sähköjohtavuutta selittää sen valuma-alueen sijainti hyvin lähellä merenpinnan tasoa. Merenpinnan ajoittain noustessa merivettä virtaa Broändanpuron ylävirtaan ja osa meriveden tuomista suoloista huuhtoutuu vasta myöhemmin takaisin mereen.

Myös Tapaninkylänpurolla veden sähköjohtavuus oli korkein talvella ja keväällä. Keskimäärin se oli suurin yläjuoksulla (P204) ja laski hivenen alajuoksulle (P201) tultaessa. Kaikkien alueellisten mittauksien keskiarvo 49,9 mS/m oli korkeampi kuin kahdella muulla purolla.

14.7 Veden pH ja alkaliteetti

Mätäjoella veden pH oli alueellisessa näytteissä varsin samalla tasolla muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta. Ruosilantienojan (P010) veden pH (med 3,6) poikkesi huomattavasti kaikkien Mätäjoen alueellisten näytteiden mediaaniarvosta 6,8. Syynä poikkeukselliseen arvoon ovat todennäköisesti likaantuneesta maaperästä ojaveteen suotautuvat epäpuhtaudet. Pohjois-Haaganojassa (P005) ja Reimarlanojassa (P008) veden pH oli hieman normaalia alhaisempi, mediaaniltaan 6,5.

Sen sijaan veden alkaliteetissa Mätäjoella oli suurta vaihtelua eri näytepisteiden välillä. Ruosilantienojan (P010) veden alkaliteetti oli kaikissa mittauksissa nolla. Alkaliteetti oli keskimäärin alle yhden millimoolin litrassa Pohjois-Haaganojassa (P005), Reimarlanojassa (P008) ja Hakuninmaanojassa (P013). Pääuoman veden alkaliteetti oli eri näytepisteissä keskimäärin hieman yli 1 mmol/l. Kaikkein suurimmat alkaliteetit, keskimäärin 2,15 mmol/l, havaittiin Malminkartanonojasta (P011) ja Kartanonkaarenojasta (P017). Mätäjoesta kerättyjen näytteiden alkaliteetti oli alhaisin kesällä ja syksyllä, jolloin lisäveden juoksu vaikutti veden laatuun. Lisäjuoksuveden alkaliteetti (P016) oli vain 0,51 mmol/l.

Myös Mellunkylänpurolla veden pH oli eri näytepisteissä lähellä seitsemää. Näytepisteissä, joihin huomattava osa vedestä tuli suolta tai sois-

tuneelta alueelta, pH oli hivenen keskimääräistä alhaisempi. Tällaisia näytepisteitä olivat yläjuoksun Porvoonväylä (P109, pH med. 6,6) ja Broändanpuuro (P103, pH med. 6,6).

Mellunkylänpuron alueellisten näytteiden alkaliteetti oli alhaisin syksyllä ja keväällä, jolloin virtaama oli voimakkain. Hieman edellisiä korkeampi se oli kesällä ja talvella. Alhaisin alkaliteetti oli yläjuoksulla Porvoonväylän varressa (P109, ka 0,98 mmol/l). Useimmissa näytepisteissä keskimääräinen alkaliteetti oli hieman yli yhden. Suurin se oli Linnanpellonjoissa (P105, ka 1,40 mmol/l).

Tapaninkylänpurolla veden pH oli alhaisin yläjuoksulla (P204, med. 7,0) ja nousi hiukan alajuoksun vakiomittauspisteeseen mentäessä (P201, med. 7,4).

Tapaninkylänpuron alkaliteetti sen sijaan oli keskimäärin suurin yläjuoksun kahdessa näytepisteessä (P203 ja P204). Alkaliteetti oli kyseisissä näytepisteissä erityisen korkealla tasolla talvella, jolloin maaperästä suotautuvaa laadultaan poikkeuksellista vettä oli puron koko virtaamasta suhteellisesti suurin osuus. Kaikkien otettujen alueellisten näytteiden keskiarvo oli 2,43 mmol/l, eli on noin kaksi kertaa suurempi kuin muilla puoroilla.

14.8 Veden sameus (Hach) ja kemiallinen hapenkulutus (COD_(Mn))

Mätäjoen veden sameus (Hach) oli selvästi pienin talvella kerätyissä näytteissä (ka 8), suurin kesällä ja syksyllä (ka 22,1 ja 27,6). Vähiten sameutta aiheuttavia ainesosia purovedessä oli Ruosilantienojassa (P010, ka 4,1) ja Kartanonkaarenojassa (P017, ka 4,3). Veden sameuden koko vuoden keskiarvo oli välillä 15 – 20 suurimmassa osassa näytepisteistä.

Mätäjoen kemiallinen hapenkulutus COD_(Mn) oli samoin korkein kesällä ja syksyllä ja selvästi alhaisin talvella. Kemiallinen hapenkulutus jäi vuoden keskiarvona alle 10 mg/l Pajamäenojassa (P003), Pohjois-Haaganojassa (P005), Ruosilantienojassa (P010), Malminkartanonojassa (P011), Kartanonkaarenojassa (P017) sekä pääuomassa yläjuoksulla Myyrmäessä (P015). Useimmissa pääuoman näytepisteissä kemiallinen hapenkulutus oli keskimäärin hieman yli 10 mg/l. Kaikkien näytteiden keskiarvo oli 10 mg/l.

Mellunkylänpurolla vesi oli keskimääräistä sameampaa Linnanpellonjoissa (P105, ka 30) ja sen alapuolella pääuomassa (P104, ka 20). Sameus oli alhaisin Broändanpurossa (P103, ka 8) ja Untamalanjoissa (P106, ka 4). Sameus oli lähes kaikissa

näytepisteissä alhaisin talven näytteenotossa.

Kemiallinen hapenkulutus oli poikkeuksellisen suuri Mellunkylänpuron yläjuoksulla Porvoonväylän varressa (P109, ka 37 mg/l) ja vain hiukan alempi kahdessa seuraavassa näytteenotopisteessä alajuoksulla. Kemiallinen hapenkulutus oli alhaisin Untamalanojassa (P106), keskimäärin vain 6 mg/l. Muissa näytepisteissä kemiallisen hapenkulutuksen vuoden keskiarvo oli lähellä 15 mg/l.

Tapaninkylänpuron veden sameus oli selvästi suurempi kuin kahdessa muussa purossa, keskimäärin sameusluku oli 31. Sameus ei juurikaan vaihdellut uoman eri kohdissa. sameinta vesi oli kesällä ja syksyllä. Tapaninkylänpuron veden sameuteen vaikuttaa todennäköisesti se, että purouma kulkee koko matkaltaan savikolla.

Tapaninkylänpuron kemiallinen hapenkulutus oli sen sijaan keskimääräistä alhaisempi (ka 8 mg/l). Näytepisteiden välillä ei ollut juurikaan eroja, mutta keskimäärin kemiallinen hapenkulutus oli pienintä talvinäytteissä.

15. Veden laadun havainnoista tehdyt tilastolliset analyysit

Korrelaatioanalyseissa, jotka tehtiin kerran viikossa maanantaisin otetuista näytteistä, oli muuttujia 32 ja havaintojen määrä (N) 78. Korrelaatiot laskettiin kaikille kolmelle puroille erikseen. Lisäksi samasta aineistosta tehtiin pääkomponenttianalyysi ja kahdelle ensimmäiselle komponentille kuvaajat. Korrelaatiotaulukkojen muuttujien tunnusten selitykset löytyvät liitteestä 2.

15.1 Korrelaatioanalyysit

Virtaama vaikuttaa kaupunkipuroissa useimpiin veden laadun parametreihin, joten erittäin merkitsevien korrelaatioiden määrä on saaduissa korrelaatiomatriiseissa suuri. Virtaaman kanssa hyvin merkitsevästi ($p < 0,01$) positiivisesti korreloivat kaikilla puroilla sademäärä, kiintoaine, kokonaistyyppi, Mellunkylänpurolla lisäksi ammoniumtyppi ja nitraattityppi, Mellunkylänpurolla ja Tapaninkylänpurolla kokonaisfosfori ja fosfaattifosfori, Mätäjoella veden happipitoisuus ja kyllästysaste, Mellunkylänpurolla kaikki tutkitut indikaattoribakteerit, Tapaninkylänpurolla ja Mätäjoella varmistetut fekaaliset streptokokit, sekä kaikilla puroilla kuparin ja sinkin pitoisuudet purovedessä (liitteet 3, 4 ja 5).

Negatiivisesti virtaaman kanssa korreloivat ($p < 0,01$) puroveden pH, alkaliteetti, Mellunky-

länpurolla sähkönjohtavuus ja liuennan aineen pitoisuus, Tapaninkylänpurolla hapen kyllästysaste, Mellunkylänpurolla ja Mätäjoella kiintoaineen orgaanisen aineen osuus, Mellunkylänpurolla magnesiumin, kalsiumin, kaliumin ja sulfaatin pitoisuudet, Mätäjoella magnesiumin, kalsiumin ja kaliumin sekä Tapaninkylänpurolla vain kalsiumin ja sulfaatin pitoisuudet.

Näytteenottohetken virtaama ja näytteenotto-päivän keskivirtaama korreloivat molemmat yhtä merkitsevästi muiden veden laadun muuttujien kanssa. Näytteenottohetkeä edeltävän viikon keskivirtaama antoi hieman hetkellistä ja vuorokauden keskivirtaamaa heikompia korrelaatiokertoimia, mutta lähes yhtä monta erittäin merkitsevää korrelaatiota kuin kaksi muuta virtaama-arvoa.

Kiintoaineen pitoisuus korreloi kaikilla puroilla positiivisesti virtaaman, sademäärien, indikaattoribakteerien ja tutkittujen liukoisten raskasmetallien kanssa. Lisäksi erittäin merkitsevä korrelaatio havaittiin kokonaisfosforin kanssa muilla puroilla kuin Mätäjoella. Liuennan aineen pitoisuus korreloi vahvasti positiivisesti tärkeimpien anionien ja kationien kanssa. Yhteys on selkeä, koska liukoiset anionit ja kationit muodostavat suurimman osan liuenneista aineista puroissa. Liuennan aineen pitoisuus korreloi positiivisesti myös typen eri muotojen kanssa, joista varsinkin nitraattityppi vaikuttaa puroveden liukoisten aineiden määrään. Fosforin eri muotojen ja liuennan aineen pitoisuuden välillä oli selkeä negatiivinen korrelaatio. Sähkönjohtavuus ja liuenneiden aineiden pitoisuus luonnollisesti korreloivat erittäin vahvasti keskenään kaikilla puroilla.

Tärkeimmät ravinteiden ja muiden veden laadun muuttujien välille saadut hyvin merkitsevät korrelaatiot ($p < 0,01$) vaihtelivat eri puroilla. Kokonaistyyppi ja typen liukoiset muodot korreloivat kaikilla puroilla toistensa kanssa erittäin merkitsevästi positiivisesti, poikkeuksena nitriittityppi. Mellunkylänpurolla ja Mätäjoella kokonaistypen pitoisuus korreloi erittäin merkitsevästi positiivisesti sekä kiintoaineen että liuennan aineen pitoisuuden kanssa, Tapaninkylänpurolla vain liuennan aineen kanssa. Tyyppi ja indikaattoribakteerit eivät tulosten perusteella ole peräisin samasta lähteestä. Tapaninkylänpurolla typen eri muodot korreloivat negatiivisesti indikaattoribakteerien kanssa. Mellunkylänpurolla ja Mätäjoella kokonaistypen ja indikaattoribakteerien välillä ei havaittu merkitseviä korrelaatioita. Mellunkylänpurolla nitriittityppi korreloi voimakkaan negatiivisesti indikaattoribakteerien kanssa, mutta ammoniumtyppi ja nitriittityppi positiivisesti. Virtaaman voimistuessa nitriittityypin pitoisuus purovedessä laskee, mutta bakteerimäärät keskimäärin kasvavat, mikä selittää negatiivisen korrelaation. Nitriittityppeä lukuun ottamatta kaikki typen muodot korreloivat

vahvan positiivisesti puroveden sähkönjohtavuuden kanssa Mätäjoella ja Tapaninkylänpurolta. Mellunkylänpurolta tyypen eri muodoista ainoastaan nitraattityypellä voitiin havaita selkeä positiivinen korrelaatio sähkönjohtavuuteen. Tyypen eri muodot ja nimenomaan liukoinen nitraattityppi vaikuttavat selvästi puroveden sähkönjohtavuuteen.

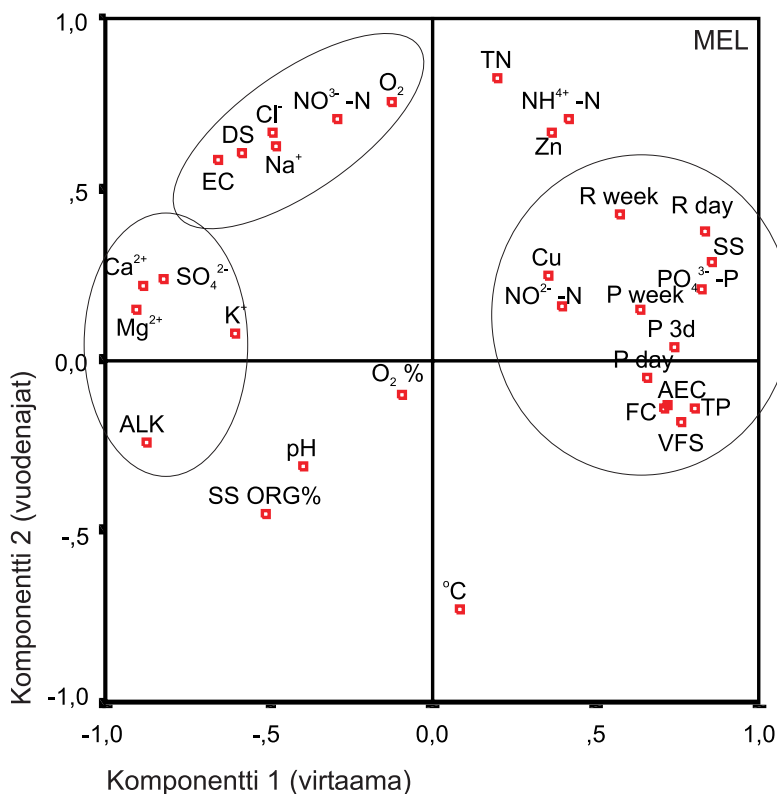
Kokonaisfosforin ja indikaattoribakteerien välillä oli havaittavissa vahva korrelaatio kaikilla puroilla. Tapaninkylänpurolta ja Mellunkylänpurolta erittäin merkitsevä korrelaatio saatiin myös indikaattorifosforin välillä. Voidaankin suurella todennäköisyydellä sanoa, että fosfori ja indikaattoribakteerit ovat pääosin peräisin samasta tai samoista lähteistä, mm. koirien ja lintujen jätöksistä. Kokonaisfosfori korreloi positiivisesti kiintoaineen kanssa kaikilla puroilla, joskin Mätäjoella vain 5 % luotettavuustasolla. Virtaaman voimistuessa kiintoainekuljetus kasvaa ja purovetteen huuhtoutuu fosforia.

Tyypen eri muodot korreloivat positiivisesti tärkeimpien emäskationien kanssa Mätäjoella ja Tapaninkylänpurolta. Sen sijaan fosfori ja fosfaattifosfori korreloivat erittäin merkittävästi negatiivisesti emäskationien kanssa. Emäskationien pitoisuus yleensä laimenee virtaaman noustessa,

kun taas fosforin pitoisuudet keskimäärin nousevat.

Tyypen eri muotojen ja sademäärien välille saatiin vain muutamia yksittäisiä korrelaatioita lähinnä nitraattityypen pitoisuuden ja edeltävän viikon sademäärän välille. Sademäärän ja veden laadun pitoisuuksien välille saatiin heikompia korrelaatioita kuin virtaaman ja vastaavien veden laadun muuttujien välille. Eron syynä on talven pakkaskausi, jolloin sademäärä ei suoraan vaikuta puroveden laatuun. Kokonaisfosfori ja fosfaattifosfori sen sijaan korreloivat erittäin merkittävästi positiivisesti sademäärien kanssa Tapaninkylänpurolta ja Mellunkylänpurolta. Mätäjoen pohjasedimentistä pääsee todennäköisesti liukenemaan fosforia purovetteen talven alivirtaamakaudesta, eikä fosfori korreloinut merkittävästi sadannan tai virtaaman kanssa.

Raskasmetallit kupari ja sinkki korreloivat erittäin merkittävästi positiivisesti virtaaman kanssa. Vaikka tässä tutkimuksessa tutkittiin liukoksen kuparin ja sinkin pitoisuuksia, korreloivat ne erittäin merkittävästi positiivisesti kiintoaineen pitoisuuden kanssa, mutta eivät Mätäjokea lukuun ottamatta liuennan aineen pitoisuuden kanssa. Myös nämä korrelaatiot ovat seurausta virtaaman vaihteluista. Raskasmetalleja huuhtoutuu purove-



Kuva 87. PCA-analyysin kahden ensimmäisen komponentin kuvaaja Mellunkylänpurolta. Komponentteja selittävät tekijät perustuvat aineiston tulkintaan.

teen virtaaman ollessa suuri, jolloin purovedessä on paljon kiintoainetta, kun taas liunneen aineen pitoisuus laskee virtaaman voimistuessa.

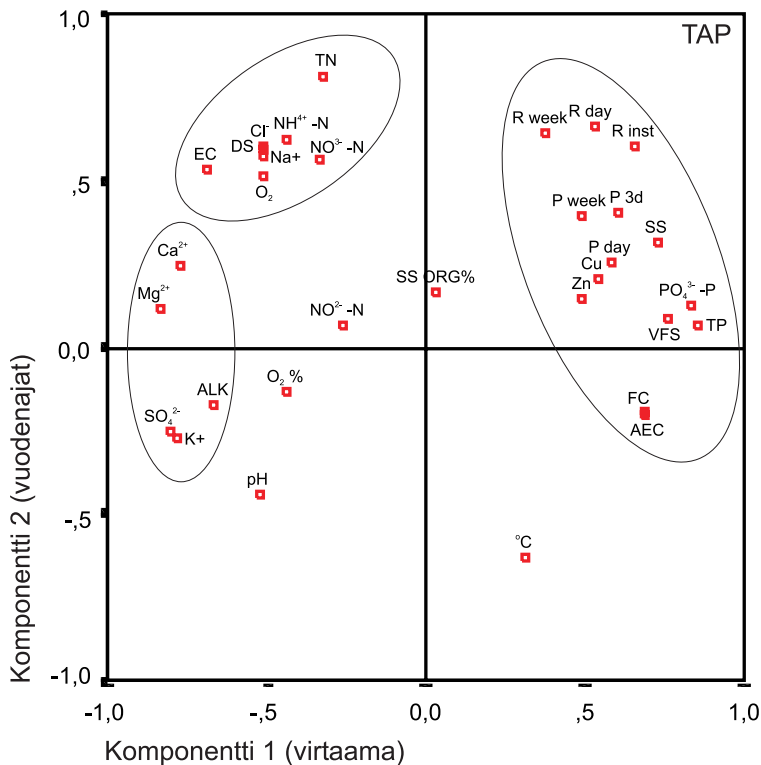
15.2 Pääkomponenttianalyysi

Kerran viikossa otettujen vesinäytteiden tuloksista tehtiin pääkomponenttianalyysi. Ensimmäinen ja toinen komponentti selittivät yhdessä aineiston vaihtelusta Mellunkylänpurolta 58,1 %, Tapaninkylänpurolta 53,3 % ja Mätäjoella 56,2 %. Neljän komponentin selitysprosentin summa nousi kaikilla puroilla yli 70 % (liitteet 6, 7 ja 8). Kahdesta ensimmäisestä komponentista tehtiin kuvaaja, jossa x-akseli vastaa ensimmäistä komponenttia ja y-akseli toista. Kaikilla puroilla oli havaittavissa kolme selvää veden laadun muuttujien muodostamaa ryhmää.

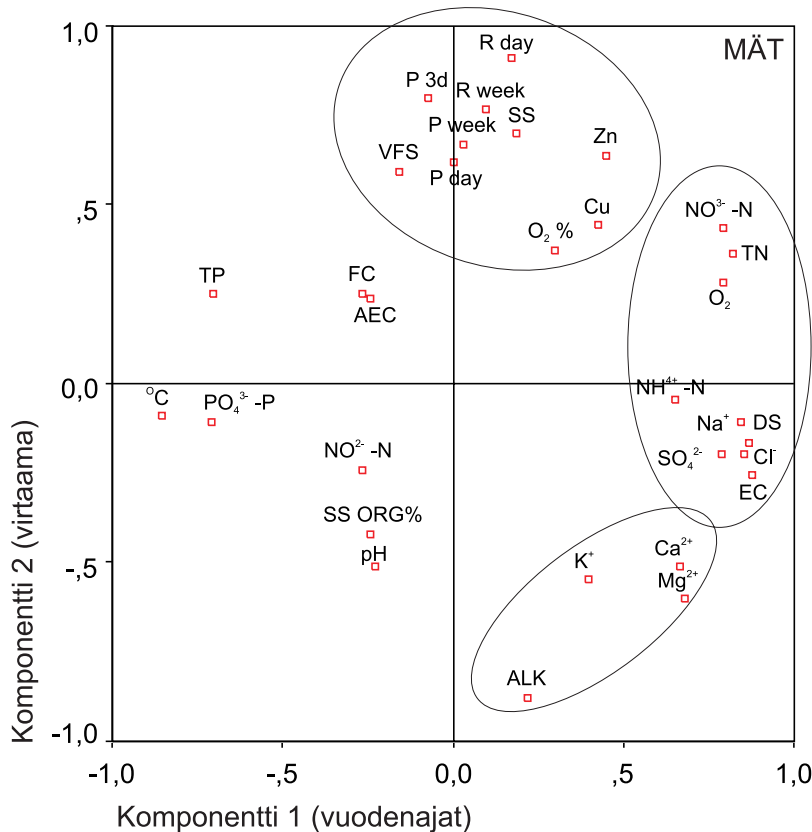
Mellunkylänpurolta ja Tapaninkylänpurolta ensimmäisen komponentin (x-akselin) voidaan tulkita kuvaavan virtaaman vaihtelua (kuvat 87 ja 88). Mätäjoella virtaaman vaihtelua kuvaa toinen komponentti (y-akseli) (kuva 89). Virtaaman kanssa samaan joukkoon sijoittuivat sademäärät, indikaattoribakteerit, kiintoaine, fosforin eri muodot ja raskasmetallit. Mätäjoella fosfori

ja koliformiset bakteerit eivät sijoittuneet selkeästi virtaamaa kuvaavalle akselille. Virtaamaa kuvaavan akselin negatiiviseen päähän sijoittui anioneita ja kationeita, joiden pitoisuus laimenee virtaaman voimistuessa. Tällöin heikkenee myös puroveden alkaliteetti, joka sijoittui kaikkien purojen pääkomponenttianalyyseissä aivan virtaamaa kuvaavan komponentin akselin negatiivisimpaan päähän.

Mellunkylänpuron ja Tapaninkylänpuron toisen komponentin (y-akselin) voidaan arvioida kuvaavan vuodenajan vaihteluita ja siihen liittyviä veden laadun muutoksia. Mätäjoella tämä komponentti oli hallitseva (x-akseli), koska veden lisäjuokseus kesällä saa todennäköisesti aikaan voimakkaan veden laadun muutoksen. Kaikilla puroilla vuodenaika-komponentin akselin negatiiviseen päähän sijoittui veden lämpötila. Oman selvän ryhmänsä muodostivat sähkönjohtavuus, liunneiden aineiden pitoisuus, kloridin ja natriumin pitoisuus. Myös tyypin eri muotojen pitoisuudet ja hapen pitoisuus sijoittuivat useimmilla puroilla joko samaan ryhmään tai sen läheisyyteen. Talvella liukkauden torjuntaan käytetty natriumkloridi nostaa puroveden sähkönjohtavuutta sekä liunneiden aineiden pitoisuutta. Purovesi on tällöin kylmää, mikä näkyy veden lämpötilan



Kuva 88. PCA-analyysin kahden ensimmäisen komponentin kuvaaja Tapaninkylänpurolta. Komponentteja selittävät tekijät perustuvat aineiston tulkintaan.



Kuva 89. PCA-analyysin kahden ensimmäisen komponentin kuvaaja Mätäjoelta. Komponentteja selittävät tekijät perustuvat aineiston tulkintaan.

sijoittumisessa akselin toiseen päähän tiesuolaa indikoiviin muuttujiin nähden. Talvella puroveden ollessa viileää on myös sen happipitoisuus korkeimmillaan ja biologinen aktiivisuus vähäistä. Purossa elävät organismit eivät pysty talvella käyttämään tyyppiä yhtä tehokkaasti hyväkseen kuin kesällä. Tyyppiä myös vapautuu suuria määriä purovetteen lumen sulaessa talvitulvien ja etenkin kevättulvan yhteydessä.

Kolmansia komponentteja ei ole kuvattu diagrammeissa, mutta niiden lukuarvot on esitetty liitteissä 6, 7 ja 8. Mätäjoella ja Mellunkylänpurola kolmannessa komponentissa nousevat vahvasti esille indikaattoribakteerit ja tyypen eri muodoista vähämerkityksellisin, nitriitti. Komponentin voi löyhästi liittää purojen bakteerikuormitukseen. Tapaninkylänpurola kolmas komponentti liittyy neljän yläjuoksulla tiepenkereestä puroon tihkuvaan, laadultaan poikkeukselliseen veteen. Kyseinen vesi sisältää huomattavia määriä tyyppiä, magnesiumia, kaliumia, kalsiumia ja sulfaattia sekä nostaa puroveden alkaliteettia ja pH:ta. Kaikki nämä muuttujat saavat Tapaninkylänpuuron kolmannessa komponentissa voimakkaat positiiviset arvot.

16. Tulosten tarkastelu

16.1 Virtaamaolosuhteet

Virtaamaolosuhteet poikkeavat kaupunkivesistöissä merkittävästi luonnontilaisesta. Sadeveden imeytyminen on selvästi metsävaltaista valuma-aluetta vähäisempää taajama-alueen vettä läpäisemättömien pintojen takia. Maanpinnan tasaaaminen, pintamaan tiivistyminen ja kasvillisuuden väheneminen lisäävät kaupunkivaluma-alueiden hydrologista äärevyyttä (Akan & Houghtalen 2003). Tämän seurauksena alivirtaama pienenee ja ylivirtaamat kasvavat (Ferguson 1998). Alkuperäisten puroomien suoristaminen ja syventäminen sekä virtaavan veden siirtäminen avoumasta putkeen maan alle lisäävät taajama-tulvien riskiä (Hall 1984; Akan 1993). Samalla sadantavalluntapahtumien viive lyhenee ja tulvahuiput voimistuvat. Voimakkaat tulvat ovat tyyppillisiä kahdelle tässä tutkimuksessa seuratuista kolmesta kaupunkipurosta: Mellunkylänpurolle ja Tapa-

ninkylänpurolle. Tutkimuksessa saadut valuntakertoimet ovat samaa suuruusluokkaa, mitä aikaisemmissa hulevesitutkimuksissa on määritetty tiheästi rakennetulle esikaupunkialueelle. Tutkitujen Helsingin purojen valuma-alueet ovat maankäytöltään varsin heterogeenisia, mutta lähinnä niitä voisi kuvata juuri melko tiiviiksi esikaupunkialueeksi. Kuitenkin vuorokauden valuntakertoimia tarkasteltaessa varsinainen kaupunkivaikutus Helsingin kaupunkipuroilla jää melko vähäiseksi, eivätkä kertoimet suuresti poikkea vertailualueena käytetystä Vihdin Kylmänojasta.

Tutkimusjaksolla 1.7.1998-31.12.1999 sademäärä Helsingissä oli hieman keskimääräistä suurempi, mikä vaikutti purojen virtaamien suuruuteen. Valuma-alueilla mitatut tuulikorjatut viikkosademäärät selittivät 75-85 % purojen viikon kokonaisvirtaamista.

Tutkimusjaksolla Mätäjoella, Mellunkylänpurolla ja Tapaninkylänpurolla havaitut virtaamat olivat selvästi suurempia kuin niistä tehdyt havainnot ja arviot aikaisemmissa tutkimuksissa. Mätäjoen keskivirtaamaksi on aiemmin mitattu 195 l/s (Punnonen 1964, cit. Viitasalo 1971) ja laskennallisesti arvioitu 206 l/s (Hämäläinen & Niiranen 1993). Mätäjoen 1995-96 tutkimuksessa keskivirtaamaksi saatiin Pitäjänmäellä poikkeuksellisen vähäsateisena vuotena vain 129,1 l/s (Ruth 1998). Edellisiin nähden tässä tutkimuksessa havaittu keskivirtaama 271,2 l/s (kesän veden lisäjuoksuus vähennytty) on varsin korkea. Tutkimusjakson sademäärä oli hieman keskimääräistä korkeampi, mikä osin selittää korkeaa arvoa. Tapaninkylänpuron keskivirtaama 1998-99 oli 21,4 l/s ja Mellunkylänpuron keskivirtaama 1998-99 76,9 l/s. Aikaisemmassa tutkimuksessa valuma-alueiden keskivirtaamiksi on valuma-alueutlunkinnan perusteella laskettu vain 6 l/s ja 41 l/s (Hämäläinen & Niiranen 1993; Tarkkala 2002).

Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämän pienten valuma-alueiden havaintoverkon aineistosta laskettu vuoden keskivaluma on 8,52 l/s/km² (Seuna 1982). Kolmella tutkitulla Helsingin purolla vuonna 1999 valumat vaihtelivat 10,2 - 11,5 l/s/km². Valuntana ilmaistuna samat lukemat ovat 288 - 375 mm/a. Keskimääräinen vuosivalunta Suomenlahteen vuosina 1961-1990 oli 293 mm (Hyvärinen et al. 1995). Tutkimusjaksolla 1998-99 Helsingin purojen valuma ja valunta olivat noin 20 % suuremmat kuin Etelä-Suomen pitkän ajan keskimääräiset arvot.

Voimakkaimmat hetkelliset valumat olivat Tapaninkylänpurolla 691 l/s/km², Mellunkylänpurolla 337 l/s/km² ja Mätäjoella 85 l/s/km². Näinkin merkittäviin eroihin valuma-alueiden välillä on löydettävissä useita selittäviä tekijöitä. Tapaninkylänpuro on valuma-alueeltaan kaikkein pienin ja valuma-alue on varsin tiheästi rakennettu (80

% rakennettua aluetta, 35 % vettä läpäisemätöntä alaa). Valuma-alueen pinta-alasta myös suurempi osuus on huonosti vettä läpäisevää savikkoa tai kalliota (66 %) kuin muilla tutkituilla valuma-alueilla. Mätäjoki on valuma-alueista pinta-alaltaan suurin ja se virtaa huomattavasti nykyistä uomaa suuremmassa, entisessä Vantaanjoen uomassa (Tikkanen & Ruth 2003). Tulva-aikana uomasta muodostuu pitkä tulvaa tasaava allas. Lisäksi Pitäjänmäen yläpuolinen uoman osa on gradientiltaan hyvin tasainen, vain 0,8 m/km ja virtausnopeus leveässä uomassa on pieni. Kaikki nämä tekijät vaikuttavat Mätäjoen alhaisiin ylivirtaamiin.

Tapaninkylänpuron ja Mellunkylänpuron tulvat nousivat sateen jälkeen äkisti. Nopeimmillaan virtaama moninkertaistui muutamassa minuutissa ja kasvoi tunnissa yli 40-kertaiseksi. Tapaninkylänpurolla voimakkaimman ylivirtaaman (19.9.1998) valuntakerroin oli 0,44. Kaupunkivaluma-alueilla Espoossa sadannalla painotetuiksi valuntakertoimen keskiarvoiksi on saatu eri valuma-alueilla 0,08 - 0,29 ja suurin yksittäisen tulvan valuntakerroin kerrostaloalueella oli samaa suuruusluokkaa kuin tässä tutkimuksessa, 0,48 (Ketola & Nurminen 2003b).

Pienimmät alivalumat olivat Tapaninkylänpurolla 0,8 l/s/km² ja Mellunkylänpurolla 1,0 l/s/km². Mätäjoen alin valuma oli kesäaikana 2,6 l/s/km², mutta jos lisäjuoksuksen vaikutus laskennallisesti poistetaan, on alivaluma (0,9 l/s/km²) lähes sama kuin muillakin puoroilla. Vuoden 1999 kesä oli poikkeuksellisen vähäsateinen. Suomen hydrologisissa tilastoissa ei löydy toista kautta, jona vesi olisi vähentynyt yhtä nopeasti Etelä- ja Keski-Suomen vesistöistä ja maaperästä yhden kesän kuluessa (Hyvärinen 1999b). Voidaan olettaa, että Helsingin purojen kesäkauden pitkän ajanjakson matalimmat alivalumat ovat samaa suuruusluokkaa kuin nyt havaitut eli 0,7 - 1,0 l/s/km². Kaikkein pienimmät Helsingin purot voivat tosin kuivua kuivina kesinä kokonaan. Kovana pakkastalvena alivalumat voivat olla vielä edellä mainittuja kesän alivalumiakin pienempiä (vrt. Ketola 1998; Ruth 1998).

Tämän tutkimuksen aikana mitatut suurimmat ylivirtaamat ja myös pienimmät alivirtaamat esiintyivät kaikilla puoroilla kesällä tai alkusyksyllä. Suurimmat tulvat olivat seurausta vuoden 1998 kesän ja syksyn voimakkaita kuurosaiteista ja alivirtaamat seuraavan vuoden pitkistä lämpimistä ja sateettomista jaksoista, jolloin myös haihtuminen oli voimakasta. Talven 1998-99 sää oli lämpötiloiltaan vaihteleva. Loppuvuoden 1998 voimakkaat sateet ja alkutalven suojajaksoit pitivät alivirtaamat melko korkeina. Mätäjoelta, Mellunkylänpurolta tai Tapaninkylänpurolta ei ole olemassa pitkän ajan virtaamahavaintosarjoja, joihin tässä tutkimuksessa saatuja tietoja voi-

taisiin verrata. Voidaan kuitenkin arvioida, että talvina, jolloin on useamman kuukauden yhtenäinen pakkasjakso, tutkittujen purojen vuoden alivaluma ajoittuu todennäköisimmin helmikuun lopulle. Mätäjoen ja Mellunkylänpuron 1995-96 tutkimuksissa helmikuun alivalumat olivat 0,4 ja 0,2 l/s/km² (Ketola 1998; Ruth 1998). Sen sijaan suurin ylivaluma ajoittuu todennäköisimmin kesän ukkossateiden yhteyteen tai kevättulvan aikaan, jos tulvan ollessa voimakkaimmillaan saadaan lumelle lisäksi vesisadetta. Vuotuiset säävaihtelut ovat kuitenkin niin merkittäviä, että yli- ja alivirtaama voivat sattua Helsingin puroilla minä vuodenaikana hyvänsä.

Tässä tutkimuksessa saadut valuntakertoimet (0,35 – 0,47) olivat Helsingin puroilla samaa suuruusluokkaa kuin Melasen & Laukkasen (1981) arviot melko tiheästi rakennetun ja pinnanmuodoiltaan kaltevan esikaupunkialueen kokonaisvaluntakertoimiksi (0,3 – 0,4).

Kaupunkivaikutus näkyy hydrografian käyrässä yleensä sateen jälkeisenä voimakkaana nousuna ja tulvahyipun jälkeen maaseudun vesistöä nopeampana valuman laskuna (Hogland 1986). RYVE -projektin Espoon kaupunkivaluma-alueilla vuotuiset valuntakertoimet vaihtelivat välillä 0,43 – 0,67 (Kotola & Nurminen 2003b) eli ne olivat selvästi tässä tutkimuksessa saatuja arvoja suuremmat. RYVE -projektin valuma-alueet (0,085-0,31 km²) olivat merkittävästi pienempiä kuin tämän tutkimuksen valuma-alueet, mikä selittää kyseistä eroa. Lisäksi RYVE:n kaikilla valuma-alueilla vettä läpäisemättömän pinta-alan osuus oli varsin suuri.

Vertailussa käytetyn Vihdin Kylmänojan valuma-alueen vuorokausivalumat olivat lähellä Helsingin purojen vastaavia arvoja. Kaupunkivaikutus tuli parhaiten esiin Helsingin puroilla kesän kuivina jaksoina, jolloin melko pienikin sade sai kaupunkipurolla aikaan tulvan, kun vastaava sade ei vaikuttanut Kylmänojan valumaan juuri lainkaan. Sama ilmiö on havaittavissa myös vuosien 1995-96 tutkimuksessa Mätäjoen ja Kylmänojan valumakäyrissä (vrt. Ruth 1998).

Keväällä sulamisjakson alussa purojen virtaaman vuorokausivaihtelu on suuri. Tuolloin vuorokauden maksimivirtaamat sattuvat klo 17-19 (Mätäjoella klo 19-23) ja minimivirtaamat aamupäivällä klo 11-13. Maksimivirtaama on usein kaksin - kolminkertainen minimivirtaamaan nähden. Vastaavaa lumensulamiseen liittyvää virtaamavaihtelua ovat kuvanneet mm. Westerström 1986, Tikkanen 1990, Ruth 1998 ja Ketola 1998. Syynä vaihteluun on päivän lämpöasteiden ja yöpakkasten vuorottelu sekä sulamisvesien päätyminen viiveellä puroumiin. Keväällä vesinäytteitä otettaessa virtaamavaihtelu tulisi ottaa huomioon, koska samalla virtaaman kanssa puroveden laatu

vaihtelee suuresti. Ainekuljetusmäärien vaihtelut vuorokauden eri aikoina ovat tuolloin hyvin merkittäviä.

16.2 Kiintoaine ja liuennut aine kaupunkipurissa

Kaupunkivesien kiintoainepitoisuudet ovat korkeita verrattuna luonnontilaisiin valuma-alueisiin. Suspendoituneen aineen korkeisiin pitoisuuksiin voidaan löytää kaksi perussyötä (Delleur 1982). Kaupunkialue on yleensä laajasti peitetty vettä läpäisemättömillä pinnoilla kuten katoilla, kaduilla, kävelyteillä ja parkkipaikoilla. Pöly ja sedimentit, joita kaupunki-ilmassa on runsaasti, laskeutuvat näille pinnoille ja sateen tultua huuhtoutuvat kaupunkivesiin. Toinen kiintoainepitoisuuksia nostava tekijä on kaupungin uomaston suuri veden kuljetuskyky. Veden virtausnopeus on luonnontilaista uomaa nopeampi ja tämä lisää purouomissa tapahtuvaa eroosiota.

Kiintoaineen pitoisuudet vaihtelevat kaupunkipurissa hyvin nopeasti. Mellunkylänpurolla kesäsateen aikana kiintoaineen pitoisuus nousi tunnissa 40-kertaiseksi ja aivan ukkossateen alkuvaiheessa alkuhuuhtouman aikana kymmenessä minuutissa 60-kertaiseksi. Suurin kiintoainepitoisuus 1488 mg/l havaittiin Mellunkylänpurolla kesätulvan alkuvaiheessa. Jos kiintoainetta on vedessä paljon, aiheuttaa se negatiivisia vaikutuksia puron ekologialle. Suuri kiintoainepitoisuus on haitallista kaloille ja vesikasvillisuudelle sekä heikentää vesistöjen virkistyskäyttömahdollisuuksia (Schueler & Holland 2000).

Tutkituista puroista ainoastaan Mätäjoessa kiintoainepitoisuuden vaihtelu oli vähäistä. Mätäjoen alhaisiin kiintoainepitoisuuksiin ja siitä seuraaviin pieniin kuljetusmääriin vaikuttavat valuma-alueen poikkeavat hydrologiset ominaisuudet. Virtausnopeus ei kasva suureksi edes tulva-aikoina, vaan puron laajenee eräänlaiseksi pitkäksi tulva-altaaksi vanhaan Vantaanjoen uomaan. Lisäksi näytteenottopisteen yläpuolella on uomassa rakenteita, joihin pieni osa kiintoaineesta saattaa sedimentoitua.

Veden kiintoainepitoisuudet korreloivat kaikilla puroilla merkittävästi virtaaman kanssa. Kuitenkin tulvan alun ja lopun saman suuruisen virtaamien kiintoainepitoisuuksissa oli selkeitä eroja. Korkeimmat pitoisuudet havaittiin lähes aina hiukan ennen huippuvirtaamaa. Virtaaman kääntyessä tulvan huipun jälkeen laskuun kiintoainepitoisuudet olivat jo selvästi tulvan alkuvaihetta pienempiä. Tulvan alkuvaiheessa uoman pohjalta ja reunoilta lähtee voimistuvan virtauksen mukaan sinne aikaisemmin suspendoitunutta



Kuva 90. (A) Mellunkylänpuron pääuoman oikaisutyöt käynnissä Itäväylän eteläpuolella syyskuussa 1995. (B) Huhtikuussa 1996 eroosio oli selvästi leventänyt uoma. Savikon alaisesta hiekkakerrostumasta pääsi purkautumaan pohjavettä, mikä aiheutti kuvassa näkyvän maanvieremän. (C) Syksyllä 1998 purouoma on yli kolme kertaa alkuperäisen kaivetun uoman levyinen ja alkanut meanderoida. Pellolle on myöhemmin rakennettu Vartiokylän teollisuusalue ja paloasema. Kuvat (A) ja (B) Turo Ketola; (C) Olli Ruth.

ainetta (Tikkanen 1990). Kaupunkialueella sateen alkuvaiheen vedet huuhtovat epäpuhtaudet kaduilta ja saavat aikaan ns. ensihuuhtouma-ilmiön (Lee et al. 2004).

Kiintoainepitoisuudet tutkituilla Helsingin puroilla olivat muihin tutkimuksiin verrattuna keskimäärin hiukan pienempiä. Makepeace et al. (1995) tekemän kirjallisuusselvityksen mukaan hulevesien kiintoainepitoisuus on eri tutkimuksissa vaihdellut välillä 1 – 36200 mg/l. Järvenpään hulevesitutkimuksessa vaihteluväli oli 5 – 1300 mg/l (Kivikangas 2002) ja Vaasassa 31 – 410 mg/l (Kannala 2001). Duncanin (1999) kirjallisuustutkimusten mukaan urbaanin alueen teiltä peräisin olevan hulevesien kiintoainepitoisuuden keskiarvo oli 779 mg/l. Hulevesinäytteitä otetaan yleensä sateiden aikaansaaman tulvan yhteydessä ja usein hulevesiviemäreissä ei virtaa vettä sateettomana aikana lainkaan. Siksi hulevesien pitoisuuksia voidaan vain osin verrata kaupunkipurojen pitoisuuksiin. Espoossa pienillä kaupunkivaluma-alueilla havaitut kiintoainepitoisuudet vaihtelivat 0,3 – 4397 mg/l välillä. Mellunkylänpurolla aikaisemmassa tutkimuksessa vuosina 1995-96 on havaittu pitoisuus 3257 mg/l (Ketola 1998). Lammilla pienillä peltovaltaisilla valuma-alueilla vuoden kiintoainepitoisuuden keskiarvot vaihtelivat välillä 19,7 – 63,2 mg/l (Tikkanen et al. 1985). Paimionjoen sivupurojen metsävaltaisilta latva-alueilta veden kiintoainepitoisuudeksi on saatu 1 – 4 mg/l (Mansikkaniemi 1982).

Tässä tutkimuksessa saadut kiintoainepitoisuuden keskiarvot 12,1 – 22,5 mg/l ovat kaupunkivesiksi melko pieniä. Maaseudun valuma-alueisiin verrattuna tutkittujen kaupunkipurojen kiintoainepitoisuudet olivat selvästi suurempia kuin metsävaltaisten valuma-alueiden, mutta pienempiä kuin peltovaltaisten alueiden vastaavat arvot. Helsingin purot ovat uurtaneet uomansa vanhan merenpohjan paksuihin savikerrokseen, mikä todennäköisesti vähentää purojen kuljettaman kiintoaineen määrää. Konsolidoitunut savi erodoituu veden kuljettamaksi vasta huomattavasti suuremmalla virtausnopeudella kuin siltti, hiekka tai hiesu (Sundborg 1967). Hetkelliset kiintoainepitoisuudet tutkituilla puroilla ja varsinkin Mellunkylänpurolla olivat kuitenkin suuria.

Mellunkylänpuron kiintoainepitoisuudet ovat vähäisenkin sateen jälkeen hyvin suuria ja eroosion vastaisiin toimiin tulisi kyseisellä valuma-alueella kiinnittää vakavaa huomiota. Mellunkylänpuron eroosioherkkyyttä lisää valuma-alueen iso gradientti ja siitä seuraava suuri veden virtausnopeus. Helsingin kaupunki on monilla toimillaan lisännyt eroosiota uomassa. Hyvänä esimerkkinä on Itäväylän varressa sijaitseva Vartiokylän pienteollisuusalue, joka oli vielä vuonna 1996 peltoa (kuva 90). Puroa siirrettiin noin 10 metriä länteen

ja sille kaivettiin uusi kapea jyrkkäreunainen uoma saviseen peltoon. Mitään eroosiota ehkäiseviä toimia ei tässä yhteydessä tehty (Ketola 1998). Lyhyessä ajassa uusi uoma leveni viisinkertaiseksi ja alkoi hiljalleen meanderoida uoman pohjalla. Samalla pellon saven alta pääsi purkaantumiaan paineellista pohjavettä uomaan. Tämä sai aikaan pienehkön maanvieremän uoman reunalla.

Kiintoaineen orgaanisen aineen osuus vaihteli suuresti tutkituilla Helsingin kaupunkipuroilla (5,4 – 66,7 %). Selkeää selittävää tekijää vaihtelulle ei pystytty löytämään, joskin orgaanisen aineen osuus laskee hieman virtaamaan voimistuessa. Tuolloin virtaus pystyy ottamaan kuljetukseen isompia ja raskaampia ei-orgaanisia partikkeleita uoman pohjasta ja reunoilta, joten orgaanisen aineen suhteellinen osuus laskee. Järvenpään kaupungin hulevesiselvityksessä (Kivikangas 2002) orgaanisen aineen osuuden keskiarvot vaihtelivat 25 – 42 % välillä. Maaseudun metsä-peltovaltaisilla valuma-alueilla Lammilla vuoden keskiarvot vaihtelivat 11 – 17 % välillä (Tikkanen et al. 1985). Helsingin purojen keskiarvot (13,1 – 27,0 %) ovat selvästi pienempiä kuin hulevesistä mitattu kiintoaineen orgaanisen aineen osuudet, mutta suurempia kuin maaseudun purojen arvot. On ilmeistä, että katualueilta huuhtoutuu hetkittäin orgaanista ainetta hulevesiviemäriin. Kaupunkipuroissa orgaanisen aineen suhteellinen osuus pienenee, koska uomassa tapahtuu ei-orgaanisen aineen eroosiota uoman reunoilta ja pohjasta.

Liuenneiden aineiden pitoisuus kuvaa yleistä vesien nuhjaantuneisuutta. Helsingin purot virtaavat pääosin vanhalla meripohjasta muodostuneella savikolla ja meren läheisyys vielä lisää liuenneiden aineiden luontaista määrää purovesissä (vrt. Lahermo et al. 1996). Liuenneiden aineen pitoisuudet olivatkin Helsingin puroilla melko korkeat. Ihmistoiminnan osalta tähän vaikutti etenkin tiesuolaus, joka nosti pitoisuuksia loppusyksyllä, talvella ja kevättulvan alkuvaiheessa. Tutkimusjakson keskiarvot eri puroilla vaihtelivat välillä 245 – 301 mg/l. Suurin hetkellinen havaittu pitoisuus oli 1413 mg/l ja pienin 59 mg/l. Aikaisemmissa Mätäjoen ja Mellunkylänpuron tutkimuksissa suurimmat pitoisuudet ovat olleet 1148 mg/l (Ruth 1998) ja 1175 mg/l (Ketola 1998). Makepeace et al. (1995) kirjallisuusselvityksessä hulevesien liuenneen aineen pitoisuuden vaihteluväliksi saatiin 76 – 2790 mg/l. Valtakunnallisen hulevesitutkimuksen kaikkien havaintojen keskimääräinen liuenneiden aineiden pitoisuus oli 83 mg/l (Melanen 1981). Järvenpään hulevesitutkimuksessa liuenneen aineen pitoisuuksien keskiarvot olivat 119 – 146 mg/l (Kivikangas 2002). Espoossa sähkönjohtavuuden perusteella lasketut liuenneiden aineiden pitoisuuden aritmeettiset kuukausikeskiarvot vaihtelivat kaupunkivaluma-

Taulukko 30. Eri tutkimuksissa saatuja ainekuljetuksia verrattuna Helsingin kaupunkipuroista mitattuihin kuljetusmääriin. Lähteet: 1 Tikkanen et al. 1985; 2 Mansikkaniemi 1982; 3 Kotola & Nurminen 2003b; 4 Hilkku 1997; 5 Peltonen 1996; 6 Kannala 2001; 7 Melanen 1981; 8 Ruth 1998; 9 Ketola 1998.

valuma-alue tai tutkimus	pinta-ala	peltoala	kiintoaines kulkeuma	liuennut aines kulkeuma	kokonaiskulkeuma
	km ²	%	t/km ² /a	t/km ² /a	t/km ² /a
Koiransuolenoja ¹	6,75	23	9-22	31-60	40-82
Kotkoja ²	4,24	53,8	106	114	220
Kurinkrotti ²	1,69	51,2	186	56	242
Kuukkalanoja ²	2,48	67,9	22	53	75
Laaksolahti ³	0,31	-	7,6-10,7	-	-
Löyttynoja ¹	8,02	12	6-13	32-44	38-57
Pajaoja ²	2,58	65,8	73	23	96
Rekolanoja ⁴	37,8	9	6,8	31	38
Saunalahdenranta ³	0,115	-	60,5	-	-
Suolanoja ²	3,21	32,2	67	29	96
Unajanjoki ⁵	8,02	21,8	-	-	99,3
Vaasan keskusta ⁶	0,1-0,2	-	50	-	-
Vainioja ²	4,18	63,2	135	230	365
Vallikallio ³	0,13	-	19,9-23,9	-	-
Valtakunnallinen hulevesit. ⁷	0,14-0,41	-	10-100	-	-
Mätäjoki (1998-99)	22,5	13,6	5,9	95	101
Mätäjoki (1995-96) ⁸	22,5	13,6	2,5	51	54
Mellunkylänpuro (1998-99)	8,9	7,4	13,7	69	82
Mellunkylänpuro (1995-96) ⁹	8,9	7,4	-	50	-
Tapaninkylänpuro (1998-99)	1,8	16,0	13,0	111	124

- parametriä ei kyseisessä tutkimuksessa tutkittu tai tieto puuttuu

alueilla 65 mg/l ja 498 mg/l välillä (Kotola & Nurminen 2003b). Lammilla pienillä peltovaltaisilla valuma-alueilla vuosikeskiarvojen vaihteluväli oli 73 – 144 mg/l (Tikkanen et al. 1985).

Muihin tutkimuksiin verrattuna Helsingin purojen liuenneiden aineiden pitoisuudet ovat korkeita, mutta eivät kuitenkaan ennätyksellisiä. Kaupunkipuroissa veden liuenneen aineen keskimääräinen pitoisuus on korkeampi kuin hulevesitutkimuksissa. Hulevesistä otetaan näytteitä yleensä sateen jälkeen, jolloin liuenneen aineen pitoisuus on matalimmillaan. Jos hulevesinäytteitä otettaisiin heti lumensulamaisvaiheen alussa tai talvitulvan aikana, saataisiin mitä todennäköisimmin hyvin suuria liuenneen aineen pitoisuuksia. Tämä on seurausta tiesuolan huuhtoutumisesta kadulta hulevesiin ja sieltä puroihin. Kaupunkipuroissa tiesuola aiheutti purovedellä laimentuneenakin hyvin suuria liuenneen aineen pitoisuuksia talvella ja keväällä, kun säätila oli otollinen. Osin samasta näytteenottoteknisestä syystä kiintoainepitoisuudet kaupunkipuroissa ovat vastavasti hulevesitutkimuksia alempia.

Näytteenottotavalla oli huomattava merkitys saattuihin ainekuljetusmääriin. Tässä tutkimuksessa verrattiin kerran viikossa tapahtuvan näytteenoton ja jatkuvan kokoomanäytteenoton merkitystä purojen kuljetusmääriin. Kerran viikossa

otetut näytteet antoivat kiintoaineelle keskimäärin 35 % liian pienen vuosihuhtouman. Liuenneen aineen pitoisuuksissa ero eri näytteenottomenetelmien välillä oli pieni, mikä tasoitti selvästi eroa eri näytteenottomenetelmien mukaan laskettujen vuoden kokonaishuuhtoumien välillä. Kiintoaineeseen sitoutuneen orgaanisen aineen kuljetusmäärät erosivat eri näytteenottomenetelmien välillä lähes yhtä paljon kuin kiintoaineenkin kuljetusmäärät.

Kokonaishuuhtouman laskutapojen väliset erot olisivat luultavasti olleet vielä suurempia, jos näytteitä olisi voitu ottaa virtaamapainotteisesti. Tutkimus osoittaa, että pienten valuma-alueiden ja etenkin kaupunkipurojen kokonaishuuhtoumarvot tulisi laskea kokoomanäytteiden, mieluiten virtaamapainotteisten näytteiden, perusteella. Jos kokoomanäytteiden otto ei ole mahdollista, on huomioitava, että saadut huuhtoumarvot voivat olla selvästi todellisia pienempiä kiintoaineen kohdalla, samoin kuin niiden aineiden, jotka ovat sitoutuneet kiintoaineeseen.

Usein puroista kerätään vesinäytteitä vain lämpimänä jaksona toukokuusta syyskuuhun. Vain kesäkaudella kerättyjen näytteiden perusteella ei voida luotettavasti arvioida koko vuoden kiintoaineen huuhtoumia. Virhe kuljetusmäärissä voi muuten olla suuruusluokaltaan moninkertainen

todelliseen verrattuna.

Kiintoaineen vuosihuuhtoumat (5,9 – 13,7 t/km²/a) olivat tässä tutkimuksessa pienempiä kuin useimmissa vastaavissa aiemmissa selvityksissä (taulukko 30). RYVE-tutkimuksen pienillä kaupunkivaluma-alueilla vaihteluväli oli 7,6 – 60,5 t/km²/a (Kotola & Nurminen 2003b). Helsingin purojen huuhtoumat vastasivat suuruudeltaan lähinnä kyseisen tutkimuksen Laaksoalahden pientaloalueen vastaavia huuhtoumia. Vantaalla osin kaupungistuneella Rekolanojan valuma-alueella on kiintoainehuuhtoumaksi saatu 6,8 t/km²/a (Hilkku 1997). Ruotsissa tehdyissä hulevesitutkimuksissa kiintoaineen huuhtouma on vaihdellut välillä 2,4 – 150 t/km²/a (Malmqvist & Svensson 1975; Malmqvist 1983). Maaseudun peltovaltaisiin puroihin verrattuna kaupunkipurojen kiintoainehuuhtouma on yleensä selvästi pienempi (taulukko 30). Vertailussa mukana olevista valuma-alueista ainoastaan Lammim Löyttynojan, jonka valuma-alueen peltoala on vain 12 %, kiintoainekulkeumat ovat samaa suuruusluokkaa kuin Mätäjoen, Mellunkylänpuron ja Tapaninkylänpuron (vrt. Tikkanen et al. 1985; Tikkanen 1990). Voidaan todeta, että tutkittujen Helsingin purojen kiintoainekuljetuksen määrä neliökilometriä kohden vastaa keskimäärin Etelä-Suomen esikaupungin pientaloalueen tai maaseudun metsävaltaisen (peltoa < 15 %) valuma-alueen tasoa.

Tutkimusjakson sademäärällä on erittäin suuri merkitys kiintoainekulkeumaan. Mätäjoen vuosien 1995-96 tutkimukseen (Ruth 1998) nähden tämän tutkimuksen kiintoainehuuhtouma oli 2,4-kertainen. Tutkimusjakso 1995-96 oli poikkeuksellisen vähäsateinen ja vuoden 1999 sademäärä hieman keskimääräistä suurempi.

Liuenneen aineen vuosihuuhtoumat Helsingin puroilta ovat suuria (taulukko 30). Tähän vaikuttavat valuma-alueen savikot, meren läheisyys ja kaupungin katujen ja teiden liukkaudenestoon käytetty tiesuola. Pieni osa liuenneista aineista on peräisin muista epäpuhtauksista, joita kaupunkialueelta puroihin päätyy.

Suurimmat hetkelliset kuljetusarvot olivat Mellunkylänpurolla ja Tapaninkylänpurolla melko korkeita. Kiintoaineen suurin hetkellinen kuljetusarvo oli 209 kg/km²/h ja liuenneen aineen 202 kg/km²/h. Huuhtoumat ovat kuitenkin vaatimattomia verrattuna Espoon pienten valuma-alueiden arvoihin (maksimiarvot 940 – 6700 kg/km²/h). Helsingin purojen valuma-alueiden koot ovat Espoon alueisiin nähden monikymmenkertaisia ja valuma-alueiden maankäyttö Espoon alueilla heterogeenisempää, mikä selittää hetkellisten kuljetusarvojen suuren eroa.

Sulamisvalunnan osuus tutkituilla Helsingin puroilla vuonna 1999 oli kiintoaineen kuljetuksesta 31 – 43 % ja kokonaiskuljetuksesta 35

– 46 %. Melasen (1982) valtakunnallisessa hulevesitutkimuksissa kiintoaineen sulamisvalunnan osuudeksi on saatu 5 – 41 %. Pelto- ja metsävaltaisilla alueilla osuus on yleensä edellistä suurempi. Tutkitut Helsingin kaupunkipurot ovat valuma-alueen maankäyttöään huomattavasti heterogeenisempia kuin hulevesitutkimuksessa mukana olleet pienet sadevesiviemäroidyt alueet. Suuri osa Helsingin kaupunkipurojen kevättulvan kiintoainehuuhtoumasta onkin peräisin puro- ja ojauomien eroosiosta eikä pelkästään katualueille ja lumeen talvella kertyneistä epäpuhtauksista.

16.3 Ravinteet kaupunkipuroissa

Kaupunki- ja esikaupunkialueilla vesiin päätyvän typen merkittävimpiä lähteitä ovat ilmaperäinen laskeuma, lannoitteet, lemmikkieläinten jätökset ja villit kaupunkieläimet. Näistä kaksi ensimmäistä ovat mittaluokaltaan merkittäviä ja kaksi jälkimmäistä vähäisempiä (Osmond 2004). Lisäksi jätevesiviemärien vuodot tai vuotavat jäteveden septitankit sekä roska-astiat voivat lisätä kuormitusta.

Kaupunkialueiden vesiin kerääntyvän fosforin lähteet ovat pitkälti samat kuin typenkin kohdalla. Ilmasta tulevan laskeuman lisäksi orgaanista ainetta olevat roskat, viheralueiden lannoittaminen, eläinten jätökset ja liikenne kuormittavat vesistöjä. Fosforikuormitus on suurin alueilla, joilla asuu yli 5000 ihmistä/km² (Malmqvist 1983). Halifaxissa tehdyn tutkimuksen pohjalta 45 % kaupunkialueen valumavesien fosforista on peräisin kasvillisuudesta, 30 % on ilmaperäistä, 20 % eläinten jätöksistä ja 5 % liikenteestä (Waller 1977, cit. Malmqvist 1983).

Puistoissa ja pihoiden käytettävät lannoitteet ovat useiden tutkimusten mukaan merkittävä typen ja fosforin lähde kaupunkialueiden vesiin (esim. Morton et al. 1988; Bannerman 1994). Monissa tutkimuksissa on kuitenkin havaittu, että vain pieniä määriä nurmikoiden lannoitteista huuhtoutuu kaupunkivesiin (Gross et al. 1990; Hipp et al. 1993). Kaupunkivesien ravinnekuormitusta voivat lisätä myös nurmikoiden leikkuujätteet, jos ne päätyvät puro- tai ojaveiteen. Yhdysvalloissa tehdyssä tutkimuksessa 44 – 67 % kokonaisfosforista ja 45 – 71 % liukoisesta fosforista oli peräisin valuma-alueiden nurmikoilta (Waschbusch et al. 1999). Nurmikoilla tai puutarhassa mahdollisesti käytettävät kasvinsuojeluaineet ovat paikoin riskitekijä kaupunkivesien ekosysteemille. Myös puiden lehvästön peittävyydellä kaupunkivaluma-alueella on havaittu olevan selvä lineaarinen positiivinen korrelaatio huleveden kokonaisfosforipitoisuuden kanssa (Waschbusch et al. 1999).

Keskikokoisen koiran päivän aikana tekemien

jätöksien arvioidaan sisältävän 2 g typpeä ja 0,25 g fosforia. Göteborgissa tehdyssä tutkimuksessa koirien aiheuttamaksi typpi- ja fosforikuormitukseksi saatiin noin 20 % valumavesien kokonaiskuormituksesta (Malmqvist 1983). Helsingissä arvioidaan olevan 25 000 koiraa (HKR 2004a). Edellisen perusteella voidaan arvioida koirien aiheuttavan valuma-alueille 100 kg/km²/a suuruisen typen ja 12 kg/km²/a fosforin kuormituksen. Koirien omistajat keräävät kuitenkin nykyään huomattavan osan koirien jätöksistä pois kaduilta. Jos joka kolmas koiran jätös jää ympäristöön, on kuormitus 33 kg/km²/a ja 4 kg/km²/a eli noin 10 % kaikesta Helsingin purojen ravinnekuormasta. Myös runsas lintumäärä voi lisätä veden ravinnepitoisuutta. Yhden lokin keskimääräiseksi tuotokseksi on mitattu 1 g typpeä ja 0,07 g fosforia päivässä (Gould & Fletcher 1978). Göteborgin keskusta-alueilla eläinten yhteisvaikutukseksi on saatu yli 50 % typpi- ja fosforikuormituksesta (Malmqvist 1983).

Helsingin puroihin kohdistuva typen ja fosforin kuormitus on lähinnä hajakuormitusta. Puroihin ei lasketa asuma- eikä teollisuusjätevesiä. Huomattava osa ravinteista kertyy kaupungin kaduilta hulevesiviemärien kautta. Paikallisesti hulevesiviemärien putken päätä voidaan ajatella myös pistemäisenä kuormituslähteenä puroon, mutta kaupunkialueella loogisempaa on mieltää kuormitus koko rakennetulta alueelta peräisin olevaksi hajakuormitukseksi. Hajakuormituksen lähteisiin voidaan puuttua vain rajoitetusti. Sen sijaan sadevesiviemärien vedelle on olemassa useita vaihtoehtoisia käsittelymahdollisuuksia ennen sen laskemista vastaanottaviin vesistöihin.

Osa ravinnekuormituksesta on ihmistoiminnasta riippumatonta ns. luonnonhuuhtoumaa. Luonnontilaisten purovesien kokonaistypen pitoisuus on Itä-Suomessa tehdyssä tutkimuksessa vaihdellut välillä 312 – 502 µg/l ja kokonaisfosforin pitoisuus 12 – 32 µg/l (Ahtiainen 1991). Rekolaisen (1989) tutkimuksissa metsävaltaisilla pienillä valuma-alueilla (peltoa < 8 % pinta-alasta) kokonaistypen keskikonsentraatio oli 560 – 1700 µg/l ja kokonaisfosforin 22 – 60 µg/l. Tässä tutkimuksessa Helsingin purojen kokonaisfosforin pitoisuuden keskiarvot olivat 85 - 104 µg/l ja kokonaistypen 1280 – 2060 µg/l. Helsingin purojen kokonaistypen ja kokonaisfosforin keskimääräisen pitoisuuden voidaan arvioida olevan noin kolminkertainen luonnontilaiseen valuma-alueeseen verrattuna.

Sateen mukana maahan laskeutuvan typen alkupeite voi olla luonnollinen tai ihmisperäinen. Energiantuotanto, liikenne ja teollisuus päästävät ilmakehään suuria määriä typpeä. Mätänemisprosessi vapauttaa osaltaan ilmakehään ammoniumtyppeä. Fosfori on yleensä peräisin maaperän ki-

vennäispölystä ja kesällä myös kasvillisuudesta. Teollisuus ja liikenne lisäävät kuormitusta jonkin verran (Melanen & Tähtelä 1981).

Sadeveden typpipitoisuus Etelä-Suomessa on varsin korkea. Vuonna 1998 sadevesi Suomen ympäristökeskuksen Espoon Nupurin mittauspisteessä sisälsi keskimäärin 1220 µg/l kokonaistyppeä ja 38 µg/l kokonaisfosforia. Nitraattitypen pitoisuus sadevedessä oli 410 µg/l ja ammoniumtypen 530 µg/l (Vuorenmaa et al. 2001). Jos oletetaan, että kaikki purojen vesi on peräisin sadevedestä, Mellunkylänpuron kokonaistypestä noin 70 % ja Tapaninkylänpuron noin 60 % on peräisin suoraan sadevedestä. Mätäjoen veden keskimääräinen kokonaistypen pitoisuus on samaa suuruusluokkaa kuin sadeveden. Mätäjoen kokonaistypipitoisuutta laskee kuitenkin merkittävästi veden lisäjuoksetus Silvolan tekoaltaasta. Ilman sitä kokonaistypipitoisuus Mätäjoessa olisi keskimäärin noin 1600 µg/l, josta sadevedestä on peräisin noin 75 %. Valtakunnallisessa hulevesitutkimuksessa typen laskeuman osuudeksi hulevedessä arvioitiin 50 – 66 % (Melanen 1981). RYVE-tutkimuksessa Espoossa laskeuman osuudeksi saatiin 55 % (Kotola & Nurminen 2003b).

Sadeveden mukana puroihin päätyy suhteellisesti selvästi vähemmän kokonaisfosforia kuin kokonaistyppeä. Espoon havaintoaseman (Vuorenmaa et al. 2001) sadeveden kokonaisfosforin pitoisuus on noin 40 % Mätäjoen, 45 % Mellunkylänpuron ja 35 % Tapaninkylänpuron puroveden keskipitoisuudesta. Melanen (1981) tutkimuksissa kaupunkialueella ilmaperäisen fosforikuormituksen osuus oli 25 % kokonaiskuormituksesta. Espoossa tehdyssä tutkimuksessa laskeuman osuus fosforihuuhtoumasta oli 40 % (Kotola & Nurminen 2003b). Ilmaperäinen fosforilaskema on kaupunkien keskustassa Melanen ja Tähtelän (1981) mukaan 75 % suurempi kuin harvemmin asutuilla lähialueilla. Typen laskeumassa vastavaa paikallista lisäystä ei havaittu.

Ilmaperäinen kuormitus on merkittävä Helsingin purojen typpi- ja fosforikuormittaja. Etenkin liikenteestä ja energiantuotannosta peräisin oleva typen laskeuma on pääkaupunkiseudulla suurta. Tässä tutkimuksessa sadeveden typpilaskeuman osuus oli suurempi kuin vastaavissa aikaisemmissa tutkimuksissa. Fosforilaskeuman osuus oli lähellä aikaisempien tutkimusten arvoja.

Peltoalueilla virtaavien jokien ja purojen veden ravinnepitoisuudet ovat yleensä suuria. Kaikesta Suomessa ihmisen vesistöihin aiheuttamasta fosforikuormituksesta 61,8 % ja typpikuormituksesta 50,5 % on peräisin maataloudesta (Suomen ympäristökeskus 2004b). Lammilla peltovaltaisella valuma-alueella eri näytepisteissä kokonaistypen keskiarvo vaihteli välillä 2300 – 2700 µg/l ja kokonaisfosforin 39 – 707 µg/l. Valuma-alueella,

jonka pinta-alasta peltoja oli vain vähän, vastaavat arvot olivat TN 700 – 1400 µg/l ja TP 14 – 28 µg/l (Tikkanen et al. 1985). Rekolaisen (1989) tutkimuksissa peltovaltaisilla valuma-alueilla kokonaistypen keskipitoisuus oli 2400 – 4200 µg/l ja kokonaisfosforin 170 – 320 µg/l. Peltovaltaisten pienten valuma-alueiden viiden vuoden ravinnehuuhtouman virtaamapainotetuiksi keskiarvoiksi on saatu Suomessa TN 4850 µg/l ja TP 288 µg/l sekä Ruotsissa TN 7540 µg/l ja TP 161 µg/l (Vagstad et al. 2001).

Peltovaltaisten alueiden valumavesien ravinnepitoisuudet ovat selvästi tutkittujen kaupunkipurojen vastaavia pitoisuuksia suuremmat, karkeasti arvioiden noin kolminkertaisia. Kaupunkialueen intensiivisestä maankäytöstä huolimatta peltoviljelyn vaikutus vesien ravinnehuuhtoumaan on merkittävästi suurempi kuin kaupunkivaikutus.

Kaupunkivesien laatu vaihtelee usein hyvin nopeasti ja muuttujien vaihteluväli on suuri. Kansainvälisen kirjallisuusselvityksen (Makepeace et al. 1995) mukaan hulevesien kokonaistypen pitoisuuden vaihteluväli on 70 – 16000 µg/l ja kokonaisfosforin 10 – 7300 µg/l. Valtakunnallisessa hulevesitutkimuksessa Suomessa kokonaistypen keskimääräinen pitoisuus hulevedessä vaihteli välillä 1100 – 2200 µg/l ja kokonaisfosforin osuus 250 – 430 µg/l (Melanen 1981). Helsingin hulevesiselvityksessä kokonaistypen keskipitoisuus oli 1880 µg/l ja kokonaisfosforin oli yleensä alle 100 µg/l (Nurmi 2001). Vaasassa kokonaistypen painotettu keskiarvo oli 2350 µg/l ja kokonaisfosforin 190 µg/l (Kannala 2001). Järvenpäässä kokonaistypen keskipitoisuuden vaihteluväli oli 1430 – 3000 µg/l ja kokonaisfosforin 114 – 219 µg/l (Kivikangas 2002). Espoossa koalueilla mitattiin kokonaistypen pitoisuuksien vaihteluväliksi 80 – 12 800 µg/l ja kokonaisfosforin 14 – 3780 µg/l. Keskimääräiset pitoisuudet vaihtelivat välillä TN 1400 – 1900 µg/l ja TP 80 – 150 µg/l (Kotola & Nurminen 2003b).

Helsingin purojen kokonaistyyppipitoisuudet ovat varsin lähellä hulevesien keskimääräisiä pitoisuuksia, joskin hiukan niitä alempia. Sen sijaan kokonaisfosforin pitoisuudet tutkituissa Helsingin puroissa ovat noin kaksi kertaa pienempiä kuin hulevesien keskimääräiset pitoisuudet. Espoon kaupunkihydrologisiin tutkimusalueisiin verrattuna kokonaistypen pitoisuudet ovat Helsingin puroissa saman suuruisia ja kokonaisfosforipitoisuudet lähes yhtä suuria. Hulevesien ja kaupunkipurojen kokonaistyyppi on suureksi osaksi peräisin ilmaperäisestä laskeumasta ja siksi molempien kokonaistyyppipitoisuudet ovat samaa suuruusluokkaa. Sen sijaan fosforin merkittävimmät lähteet kaupunkialueella ovat orgaaniset roskat ja eläinten jätökset, jotka huuhtoutuvat kaduilta hulevesiin. Suoraan purojen rannoilta puroveteen

ei päädy yhtä suurta kuormitusta, ellei purorannan nurmikoita voimakkaasti lannoiteta. Siksi hulevesien kokonaisfosforipitoisuudet ovat selvästi suurempia kuin kaupunkipuroveden pitoisuudet.

Vuosien 1995-96 tutkimuksiin (Ketola 1998; Ruth 1998) verrattuna Mätäjoen kokonaistypen pitoisuus oli 1998-99 noin 15 % alempi, mutta kokonaisfosforipitoisuus lähes 1,5-kertainen. Kokonaistypen alentunut pitoisuus on seurausta veden lisäjuoksutuksesta. Mellunkylänpuron vuoden kokonaistypen keskiarvo oli tässä tutkimuksessa hiukan vuosien 1995-96 tutkimusta korkeampi, mutta kokonaisfosforipitoisuus oli lähes kaksinkertainen. Tutkimusjaksot olivat sääoloiltaan erilaisia. Vuosien 1998-99 jakson voimakkaammat sateet ovat nostaneet fosforipitoisuuksia ja laimentaneet typpipitoisuuksia aikaisempiin tutkimuksiin verrattuna.

Helsingin purojen kuljettamasta kokonaistyyppistä 65 – 83 % oli epäorgaanisessa liukoisessa muodossa. Vastaava vaihteluväli kokonaisfosforin kohdalla oli 35 – 53 %. Kotola & Nurminen (2003b) ovat saaneet Espoossa kokonaistypen epäorgaaniseksi osuudeksi 78 – 87 % ja kokonaisfosforin vastaavaksi osuudeksi 15 – 41 %. Varsinkin fosfori on suurimmaksi osaksi sitoutunut kiintoaineeseen, mikä helpottaa sen kuljetusmäärien vähentämistä rakenteellisin tai teknisin keinoin. Madgen (2004) tutkimuksissa kokonaisfosforin kiintoaineeseen sitoutuneeksi osuudeksi hulevedessä saatiin 85 % ja kokonaistypen 46 %. Hulevedelle rakennetussa kiintoaineen laskeutumisallas-kosteikoissa, jossa vesi seisoo 1,4 päivää, on saatu 5 µm suuremmat partikkelit sedimentoitumaan ja 79 % kokonaisfosforista poistettua vedestä (Madge 2004).

Korkeimmat hetkelliset ravinnepitoisuudet (TN 13000 µg/l ja TP 2800 µg/l) havaittiin Mellunkylänpuron viemärivuodon yhteydessä 20.8.1999. Sen kaltaisia poikkeustilanteita lukuun ottamatta korkeimmat kokonaistypen pitoisuudet todettiin kevättulvan ja talvitulvien alkuvaiheessa. Kokonaisfosforin pitoisuudet sen sijaan olivat suurimmillaan kesätulvien yhteydessä, maan ollessa sulana. Nitraattitypen ja fosfaattifosforin pitoisuudet vaihtelivat varsin tarkasti samassa suhteessa kokonaisravinteiden kanssa. Leville helpoimmin käytettävissä olevan typen muodon, ammoniumtypen, pitoisuudet olivat selvästi korkeimmat talvella ja juuri kevättulvan alussa. Tällöin biologinen aktiivisuus on kylmässä purovedessä vähäistä ja eliöstö ei sido tyyppiä orgaaniseen muotoon.

Mätäjoen ravinnepitoisuudet olivat kesällä poikkeavia lisäveden takia. Pumpattavan lisäveden kokonaistyyppipitoisuus on Helsingin purovesien keskimääräiseen pitoisuuteen verrattuna hyvin pieni, mutta kokonais- ja fosfaattifosfori-

toisuudet sen sijaan melko suuria. Syynä suureen fosforipitoisuuteen on veden pumppaus Silvolan noin 9 metriä syvän tekoaltaan pohjan läheltä. Veteen pääsee ilmeisesti liukenemaan tekoaltaan pohjan heikkohappisissa olosuhteissa pohjasedimentistä fosforia, mikä kuormittaa Mätäjokea.

Suurimmat ravinnepitoisuudet havaittiin tulvaepisodien aikana. Tulos korostaa näytteenoton ajoituksen ja näytteenottotavan merkitystä tutkittaessa ravinnepitoisuuksia ja varsinkin ravinnehuuhtoumaa. Tutkimuksessa vertailtiin kerran viikossa otettujen näytteiden ja kokoomanäytteiden merkitystä tuloksista laskettuihin vuoden kokonaiskuljetusarvoihin. Kokonaistypen huuhtouma oli molemmilla näytteenottotavoilla lähes sama, mutta kokonaisfosforihuhtouma 15 % suurempi kokoomanäytteenotossa. Ilmiö on sama kuin kiintoaineenkin kohdalla. Kerran viikossa otetuissa näytteissä ei saada edustavaa otosta kaupunkipurojen lyhytkestoista mutta voimakkaista ylivirtaamista. Kokonaisfosforin, joka on suurimmaksi osaksi sitoutunut kiintoaineeseen, määrä tulee tällöin aliarvioiduksi.

Virtaaman merkitys kokonaisfosforipitoisuuteen näkyi myös näiden välisessä selvässä positiivisessa korrelaatiossa. Virtaaman ja kokonaisfosforin pitoisuuksien välille sovitettu lineaarinen yhtälö selittää melko hyvin pitoisuuksien vaihtelua. Voimakkaan tulvan alkuvaiheessa kokonaisfosforin pitoisuudet ovat kuitenkin huomattavasti suurempia kuin mitä lineaarinen yhtälö antaa tulokseksi. Tämä on seurausta tulvan alkuvaiheessa tapahtuneesta voimakkaasta kiintoainepitoisuuden noususta.

Kasvua rajoittava ravinne Helsingin purovesissä on fosfori 81 % näytteistä laskettuna kokonaisravinteiden perusteella ja 92 % näytteistä laskettuna liukoisten ravinteiden mukaan. Suomen jokivesistä 38 % on fosforirajoitteisia, 31 % typpirajoitteisia ja loput 31 % molempien rajoittamia (Pietiläinen & Räike 1999). Sateiden jälkeen virtaaman ollessa korkea on rajoittava ravinne Helsingin puroissa on kuitenkin typpi. Tuolloin purot kuljettavat suuren määrän kiintoainetta, johon on sitoutunut fosforia. Liuenneiden ravinteiden mukaan lasketuissa suhdeluvuissa vastaava tulvien aikaansaama muutos oli havaittavissa huomattavasti harvemmin. Mätäjoella veden lisäjuoksutus muuttaa selvästi puron luontaista ravinnetasapainoa. Syynä tähän on vähän tyypeä, mutta paljon fosforia sisältävä lisäjuoksutusvesi. Veden lisäjuoksutusjakson ajan kesällä ja syksyllä noin 1,5 kuukautta sen jälkeen typpi oli rajoittava kokonaisravinne Mätäjoessa. Vuosien 1995-96 tutkimuksessa kasvua rajoittava ravinne Mätäjoessa oli fosfori (Ruth 1998). Tuolloin veden lisäjuoksutusta puroon ei oltu vielä aloitettu. Ravinnetasapainon selkeä muutos vaikuttaa mitä

todennäköisimmin myös puron eliöstöön.

Eri näytteenottomenetelmien vaikutusta vertailtiin vuoden ravinnekuljetusmääriin. Kokoomanäytteiden perusteella laskettu kokonaisfosforin vuosikuljetus osoittautui 15 % suuremmaksi kuin kerran viikossa otettujen näytteiden perusteella laskettu arvo. Aikaisemmassa 1995-96 tutkimuksessa näytteitä kerättiin vain kerran viikossa, mikä myöskin selittää tutkimusjaksojen huuhtouman suuruuden välistä eroa.

Verratessa kaupunkipurojen ravinteiden kuljetusmääriä luonnontilaisiin tai peltovaltaisiiin valuma-alueisiin, voidaan todeta, että kaupunkipurojen ravinnekuljetus on pienempi kuin maatalousvaltaisilta valuma-alueilta, mutta selvästi suurempi kuin luonnontilaisilta alueilta. Maatalouden aiheuttaman kokonaistyyppikuormituksen arvioidaan olevan Etelä- ja Keski-Suomessa 760 – 2000 kg/km²/a ja metsäalueiden kuormituksen 200 – 270 kg/km²/a. Maatalouden aiheuttamaksi fosforikuormitukseksi Suomessa arvioidaan 90 – 180 kg/km²/a, metsäalueiden huuhtoumaksi 11 – 16 kg/km²/a ja luonnonkuormitukseksi 5,8 – 8,9 kg/km²/a (Rekolainen 1989). Tutkittujen Helsingin purojen kokonaistypen huuhtouma on noin kolminkertainen ja kokonaisfosforihuhtouma jopa kahdeksankertainen verrattuna metsävaltaiseen, luonnontilaiseen valuma-alueeseen. Helsingin purojen kokonaistyyppipitoisuudet ovat varsin lähellä hulevesien keskimääräisiä pitoisuuksia, joskin hiukan niitä alempia. Sen sijaan kokonaisfosforin pitoisuudet tutkituissa Helsingin puroissa ovat noin kaksi kertaa pienempiä kuin hulevesien keskimääräiset pitoisuudet (taulukko 31).

Kevään sulamisvalunta vaihtelee suuresti eri vuosina sääolosuhteiden mukaan. Tutkituilta Helsingin puroilta vuoden 1999 kevättulvan aikana huuhtoutui 41 – 49 % koko vuoden typpikulkeumasta ja 34 – 49 % kokonaisfosforista. Vaikka huuhtoumasta enimmillään lähes puolet tapahtui kevättulvan aikana, arvoja ei silti voida pitää poikkeuksellisen korkeina. Muissa tutkimuksissa on havaittu, että jopa 75 % vuotuisesta fosforikuormasta voi kulkeutua valuma-alueelta 20 päivän tulvajaksone (Rekolainen 1992).

Suurimmat tässä tutkimuksessa havaitut hetkelliset kokonaistypen (2 140 g/km²/h) ja kokonaisfosforin (1 655 g/km²/h) kuljetusmäärät olivat vaatimattomia verrattuna Espoossa saatuihin suurimpiin hetkellisiin kuljetuksiin Saunalahden rannan valuma-alueella (TN 18 000 g/km²/h ja TP 5 800 g/km²/h) (Kotola & Nurminen 2003b). Jos Helsingin kaupunkipuroilta havaittuja pitoisuuksia verrataan Espoon esikaupunki-tyyppisen Laaksoalahden valuma-alueen pitoisuuksiin (TN 2000 g/km²/h ja TP 870 g/km²/h), niiden suuruusluokka on sama. Kaikki Helsingin purojen suurimmat hetkelliset ravinnekuljetukset tapahtuivat va-

Taulukko 31. Kaupunkivesien kokonaistypen (TN) ja kokonaisfosforin (TP) vuosihuhtoumia. Lähteet: 1 Kivikangas 2002; 2 Kotola & Nurminen 2003b; 3 Hilkku 1997; 4 Kannala 2001; 5 Melanen 1981; 6 Ruth 1998.

Valuma-alue tai tutkimus	pinta-ala	vettä läpäisemätöntä	TN huuhtouma	TP huuhtouma
	km ²	%	kg/km ² /a	kg/km ² /a
Järvenpää, keskusta ¹	0,4-6,9	15-53	43-823	4-60
Laakso-lahti ²	0,31	20	450-520	20-26
Rekolanoja ³	37,8	-	407	31
Saunalahdenranta ²	0,115	0	570	57
Vaasan keskusta ⁴	0,1-0,2	-	520	42
Vallikallio ²	0,13	50	811-930	35-42
Valtakunnallinen hulev.t. ⁵	0,14-0,41	29-67	200-950	25-190
Mätäjoki (1998-99)	22,5	30	528	37,2
Mätäjoki (1995-96) ⁶	22,5	30	331	13,4
Mellunkylänpuro (1998-99)	8,9	30	570	27,9
Tapaninkylänpuro (1998-99)	1,8	35	782	46,3

- parametriä ei kyseisessä tutkimuksessa tutkittu tai tieto puuttuu

luma-alueista pienimmällä, Tapaninkylänpurolla. Espoon valuma-alueiden pienuus selittää niiden suurempia hetkellisiä kuljetusarvoja. Tutkittujen Helsingin purojen valuma-alueiden maankäyttö on lisäksi hyvin heterogeenistä. Tutkittujen Helsingin purojen valuma-alueet vastaavat ravinnekuormitukseltaan melko väljästi rakennettua esi-kaupunkialuetta.

16.4 Veden hygieeninen laatu

Kaupunkien valumavedet ovat useimmiten suolistoperäisten bakteerien kuormittamia (mm. U.S. EPA 1983; Gannon & Busse 1989; NRC 1993). Kaupunkivesien sisältämät bakteerit ovat merkittävä ongelma etenkin tiiviisti rakennetuilla valuma-alueilla, joilla vettä läpäisemättömän alueen osuus on suuri (Schueler 1999; Young & Thackston 1999; Mallin et al. 2000).

Kaupunkivesiin päätyy bakteereita yhteisviemäröinnin ylivuodoista (CSO, combined sewer overflow), viemäriverkon ylivuodoista sekä sadevesiviemäriin johtavista virheellisistä tai laittomista viemäri-liitännöistä (Schueler 1999; Kari 2004). Viemäriömättömällä alueella kuormituksen lähteitä ovat septitankkien vuodot, maantäytöt ja venesatamat. Ei-ihmisperäistä kuormitusta aiheuttavat lemmikkieläimet, urbaanin villieläimet, kuten linnut, sekä kotieläimet (Schueler 1999).

Osa kaupunkivesissä esiintyvistä bakteereista on patogeenejä eli taudinaiheuttajia. Suurin osa kaupunkivesien bakteereista ei ole ihmiselle normaalisti vaarallisia, mutta ne varoittavat mahdollisesta patogeeneiden läsnäolosta vedessä. Indikaattoribakteerilla tarkoitetaan näitä suhteellisen

vaarattomia bakteereja, jotka ovat lähtöisin ihmisen ja tasalämpöisten eläinten ulosteista ja joiden määrän katsotaan kuvaavan ulosteperäisten patogeeneiden esiintymistiheyttä (Schueler 1999). Indikaattoribakteerian määrän perusteella voidaan tilastollisesti arvioida riskiä sairastua vedestä peräisin olevaan tautiin (Elliot 1998).

Kolmen tutkitun Helsingin kaupunkipuron veden hygieeninen laatu osoittautui välttäväksi. Vesi oli yli puolessa näytteistä uimakelvotonta ja suurimmat indikaattoribakteerien pitoisuudet viittasivat selkeään terveysriskiin puroveden mahdollisesti joutuessa ihmisen elimistöön. Puronvarressa ulkoilevilla purovedestä johtuvaa terveysriskiä ei ole. Kokonaiskuvaa parantaa se, että syksyllä ja talvella Mellunkylänpurolta ja Tapaninkylänpurolta otetuista näytteistä noin puolet voitiin luokitella hygieeniseltä laadultaan EU:n uusien uimavesisäädösten (Euroopan yhteisöjen komissio 2002) mukaan erinomaisesti luokkaan.

Verrattuna luonnontilaiseen alueeseen tutkittujen kaupunkipurujen indikaattoribakteerimäärät ovat keskimäärin 10-20 kertaisia ja hetkellisesti monisatakertaisia (vrt. Niemi & Niemi 1988, 1991). Etelä-Suomen pieniin rannikkokoihin verrattaessa (Niemi et al. 1996, 1997) lämpökestoisten koliformien vuosimediaanit olivat kaupunkipuroissa keskimäärin vain hiukan suuremmat. Tähän vaikuttaa se, että useisiin Etelä-Suomen jokiin lasketaan puhdistettuja asumajätevesiä, mikä lisää voimakkaasti niiden bakteerikuormitusta.

Hulevesistä on useimmissa tutkimuksissa havaittu tuhansia tai jopa kymmeniä tuhansia indikaattoribakteereita sadassa millilitrassa vettä (mm. Melanen 1980; Malmqvist 1983; Teiska 1997; Nurmi 2001; Kannala 2001). Helsingin

kaupunkipuroissa yhtä korkeita bakteerimääriä havaitaan vain satunnaisesti. Hulevesien tuoma bakteerikuormitus laimenee selkeästi viemärien laskettua kaupunkipuroon. Hulevesien indikaattoribakteeripitoisuuksista ei Suomessa ole tehty kattavia tutkimuksia ja olemassa olevien tulosten perusteella on vaikea laskea tarkkaa mediaaniarvoa. Jos hulevesien mediaaniarvoksi edellä mainittujen tutkimusten perusteella kuitenkin arvioidaan 1500 kpl fekaalisia koliformeja / 100 ml, on Helsingin purojen vastaava pitoisuus noin kuudesosa edellisestä.

Tutkittujen purojen indikaattoribakteeripitoisuudet olivat suurimmillaan kesällä, jolloin purojen virkistyskäyttölinen merkitys on huomattava. Talven säätila vaikuttaa merkittävästi purovesien hygieeniseen laatuun. Pitkien yhtäjaksoisten pakkaskausien aikana voi esiintyä jaksoja, jolloin kaupunkipurojen vedestä ei löydy lainkaan suolistoperäisiä bakteereja. Pakkas- ja suojajaksojen vaihdellessa ovat puroveden bakteeripitoisuudet sitä vastoin samalla tasolla kuin keväällä ja syksyllä. Talvitulvien yhteydessä veden hygieeninen laatu on hetkittäin hyvin huono, kun kaduilta huuhtoutuu bakteereita sadevesiviemärien kautta puroihin. Jos ilmasto lämpenee tulevaisuudessa, heikentää talviaikainen huuhtouma mitä todennäköisimmin kaupunkipurovesien hygieenistä laatua.

Indikaattoribakteeripitoisuuksien ja virtaaman välillä havaittiin voimakas positiivinen korrelaatio. Ukkossateen aikaansaaman tulvan alkuvaiheessa puroveden bakteeripitoisuus nousi voimakkaasti. Indikaattoribakteerien pitoisuuksien noustessa myös sairastumisriski kasvaa. Yhdysvalloissa on havaittu epidemiologinen korrelaatio voimakkaimpien sadetapahtumien ja vedestä peräisin olevien sairastapauksien välillä (Rose et al. 2000).

Paikalliset asukkaat ovat toivoneet, että Helsingin kaupunkipuroille rakennettaisiin uimapaikkoja. Vesistöissä, joihin virtaa hulevesiä kaupunkialueelta, uimarien ja muita vesiaktiiviteetteja harrastavien riski sairastua on selvästi suurempi kuin maaseudulla (Dwight et al. 2004). Myöskään nyt saatujen tulosten perusteella uimapaikkoja ei tulisi rakentaa kaupunkipuroihin. Kaupunkipurojen veden hygieeninen laatu vaihtelee nopeasti ja ukkossateen aikaansaaman tulvan alussa voi muuttua uimakelvottomaksi alle kymmenessä minuutissa (vrt. luku ”ensihuuhtouma”). Veden laadun heikkenemiseen riittää, että voimakas sade on kulkenut valuma-alueen yläjuoksun ylitse, joten sen ei tarvitse osua mahdollisen uimapaikan kohdalle. Toinen selkeä peruste veden uimakelvottomuudelle on sen yleinen huono hygieeninen laatu. Kesäkaudella, jolloin uimapaikkoja käytettäisiin, oli Mellunkylänpurolla 59 %, Tapaninkylänpu-

rolla 86 % ja Mätäjoella 64 % kaikista näytteistä uimavedeksi kelpaamattomia. Puron varrella kävelevän ihmisen tai rannalla leikkivän lapsen riski sairastua on hyvin pieni. Uinnin yhteydessä riski kuitenkin moninkertaistuu, kun vettä joutuu suuremmalla todennäköisyydellä suuhun tai korviin. Samaten tulisi välttää kaupunkipurojen veden käyttöä hyötykasvien kasteluvetenä esimerkiksi siirtolapuutarhoissa.

Puroveden hygieenisestä laadusta saadut tulokset vahvistavat, että Helsingin kaupunkipurojen bakteerikuormitus on lähes kokonaan peräisin tasalämpöisistä eläimistä. Tähän viittaavat sekä indikaattoribakteerien positiivinen korrelaatio virtaaman ja fosforipitoisuuksien kanssa että negatiivinen korrelaatio nitraattitypen kanssa. Bakteerien alkuperä voi tosin kaupunkivesissä vaihdella ajallisesti ja paikallisesti huomattavasti (Whitlock et al. 2002). Mitä todennäköisimmin suurimpia Helsingin kaupunkipurojen hygieenisen laadun kuormittajia ovat koirat sekä puroissa ja niiden lähiympäristössä viihtyvät linnut. Myös kansainvälisissä tutkimuksissa koirien on osoitettu olevan hyvin merkittävä kaupunkivesien bakteerikuormittaja (mm. Schueler 1999; Embrey 2001). Linnuista muun muassa lokiin on havaittu olevan merkittäviä vesien bakteerikuormittajia (Fogarty et al. 2003). Linnuista aiheutuvan kuormituksen poistaminen on varsin hankalaa ja linnusto on myös arvokas purovarren viihtyisyyttä lisäävä tekijä. Sen sijaan lintujen laajamittaista ruokkimista purojen läheisyydessä tulisi välttää.

Keskimäärin bakteeripitoisuudet ovatkin korkeampia tiiviin kaupunkirakenteen alueella kuin harvemmin rakennetulla kaupunkialueella (Duncan 1999). Valuma-alueen vettä läpäisemättömän pinnan osuus on joissain tutkimuksissa selittänyt jopa 95 % veden fekaalisten bakteerien pitoisuudesta (Mallin et al. 2000). Viemäriverkoston häiriötilanteet voivat hetkellisesti heikentää merkittävästi purojen veden hygieenistä laatua jopa niin, että syntyy selvä riski purovarressa liikkuville ihmiselle. Häiriötilanteet ovat yleensä lyhykestoisia ja puroveden poikkeava väri tai muu ulkonäkö yleensä varoittavat heikosta veden laadusta. Helsingissä ongelma ei ole merkittävä, koska viemäriverkon ylivuotoja sattuu varsin harvoin. Ylivuoto voi kuitenkin aiheuttaa asukkailla terveystarvian kaupunkipuron tai hulevesiviemärin mereen laskukohdan läheisyydessä mahdollisesti sijaitsevalle uimarannalle tai venesatamassa, jos vuodosta ei asianmukaisesti tiedoteta ja veden laatua seurata tehostetusti. Esimerkiksi heinäkuussa 2001 Helsingin Pirkkolan uimalammikon käyttäjien keskuudessa havaittiin vatsatauti-epidemia, joka on todennäköisesti laajin maassamme todettu uimaveden kautta levinnyt epidemia. Sairastuneita oli useita satoja. Syytä kaliki- ja astrovirusten jou-

tumiseen veteen ei pystytty selvittämään (Pönkä et al. 2002).

Purovesien hygieenistä laatua parannettaessa kannattaisi kiinnittää huomiota ennen kaikkea ihmisten valistamiseen siitä, että kaduille jätetyt koirien jätökset päätyvät lähivesiin ja heikentävät selvästi niiden laatua. Helsingissä koirien jätöksiä kertyy noin puoli miljoonaa kiloa vuodessa (HKR 2004b). Vuonna 2002 voimaan astunut lakimuutos, jonka mukaan koirien jätökset on kerättävä, on tuonut asiaan parannusta. Kaupungin tulisi-kin rohkasta koiranomistajia koiriensa jätösten keräämiseen lisäämällä koirankakkaroskisten määrää sekä sadevesiviemäroidyillä alueilla että puistoissa purojen läheisyydessä. Asukkaita tulisi myös valistaa siitä, etteivät sadevesiviemärit johda vesiä Helsingin ydinkeskustaa lukuun ottamatta puhdistamolle, vaan lähimpään puroon tai ojaan (esim. Luukkonen & Peltola 2001). Asukkaille suunnatuista tiedotuskampanjoista on hyviä kokemuksia lukuisissa Yhdysvaltojen taajamissa (esim. Scibilia & Shelton 1998, Johnson 1999, McCants et al. 2004).

16.5 Liukoinen kupari ja sinkki

Kupari ja sinkki ovat tärkeimpiä ihmistoiminnan indikaattorimetalleja. Kuparin merkittävin lähde kaupunkialueella ovat autojen jarrupalat (47 % kokonaiskuormituksesta). Sinkin tärkeimmät lähteet ovat seinien rakennusmateriaalit ja autonrenkaat (Davis et al. 2001).

Kaupunkipurojen raskasmetallipitoisuuksista Suomessa on olemassa hyvin vähän tietoa. Tämän tutkimuksen perusteella liukoisen kuparin (ka 4,7 – 6,1 µg/l) ja liukoisen sinkin (ka 7,4 – 18,7 µg/l) keskimääräiset pitoisuudet Helsingin kaupunkipuroissa ovat suhteellisen pieniä, mutta selvästi luonnontilaista suurempia.

Mellunkylänpurolla ja Mätäjoella raskasmetallinen pitoisuudet olivat samalla tasolla. Mellunkylänpurolla havaittiin purovedessä tosin hetkelisiä hyvin korkeita liukoisen sinkin pitoisuuksia. Tapaninkylänpurolla liukoisen sinkin keskimääräinen pitoisuus ja huuhtouma olivat selvästi pienempiä kuin muilla puroilla. Tapaninkylänpuron valuma-alueella ei ole teollisuutta. Alue on suurimmaksi osaksi (78 %) pientalovaltaista, mikä osaltaan vähentää raskasmetallikuormitusta.

Suomen latvapuroissa liukoista kuparia on keskimäärin 0,36 µg/l (Lahermo et al. 1996). Uudenmaan latvapuroissa liukoista kuparia on mitattu keskimäärin 2,0 µg/l ja neljässä pääosin taajama-alueella virtaavassa latvapurossa 4,5 µg/l (tulkittu ja laskettu tietokannasta, GTK 1996). Liukoista sinkkiä Suomen latvapuroissa on keskimäärin 4,6 µg/l (Lahermo et al. 1996). Uuden-

maan latvapurojen keskimääräinen pitoisuus on samaa suuruusluokkaa (5,23 µg/l) ja neljän Uudenmaan taajama-alueen puron pitoisuus hiukan edellisiä suurempi, 8,15 µg/l (tulkittu ja laskettu tietokannasta, GTK 1996). Uudenmaan purovesiin verrattuna Helsingin purojen liukoisen kuparin ja sinkin keskimääräiset pitoisuudet olivat lähes kolminkertaisia, joten kaupunkialueen vaikutus liukoisten metallien pitoisuuksiin on selvästi havaittavissa.

Verrattaessa eri tutkimuksissa hulevesistä saatuihin kuparin ja sinkin pitoisuuksiin Helsingissä nyt saadut arvot olivat selkeästi pienempiä. Kansainvälisissä tutkimuksissa kuparin pitoisuus hulevesissä on yleensä vaihdellut välillä 5 – 200 µg/l ja sinkin 20 – 5000 µg/l (Davis et al. 2001). Vaasan keskusta-alueen hulevesitutkimuksessa kuparin pitoisuuden painotettu keskiarvo oli 31 µg/l ja sinkin 224 µg/l (Kannala 2001). Valtakunnallisessa hulevesitutkimuksessa kuparin keskimääräiseksi pitoisuudeksi saatiin 99 µg/l ja sinkin 390 µg/l (Melanen 1981). Helsingin sadevesiviemärien veden laadun selvityksessä keskimääräinen kuparipitoisuus oli 34 µg/l ja sinkkipitoisuus 41 µg/l (Nurmi 2001). Ruotsissa pientaloalueelta tulevassa hulevedessä keskimääräinen kuparipitoisuus oli 19 µg/l ja sinkkipitoisuus 150 µg/l sekä kerrostaloalueelta tulevassa hulevedessä kuparipitoisuus 250 µg/l ja sinkkipitoisuus 440 µg/l (Malmqvist 1983). Missään edellä mainitussa tutkimuksessa ei käy yksiselitteisesti ilmi, oliko kyse suodatetuista vai suodattamattomista näytteistä. Todennäköisesti kyseisten hulevesitutkimusten arvot ovat kuitenkin suodattamattomista vesinäytteistä, jolloin ne ovat myös menetelmällisesti hiukan suurempia kuin tässä tutkimuksessa saadut pitoisuudet. Tanskalaisessa tutkimuksessa asuinalueelta tulevien hulevesien kuparista 74 % ja sinkistä 71 % oli liukoisessa muodossa (Kjølholt et al. 1997), jolloin kuparin ja sinkin kokonaispitoisuus on noin 1,4 kertaa liukoisten kuparin ja sinkin pitoisuuksia suurempi. Useimmissa aiemmin tehdyissä hulevesitutkimuksissa kuparin ja sinkin pitoisuudet ovat olleet yli kymmenkertaisia verrattuna tässä tutkimuksessa todettuihin Helsingin purojen pitoisuuksiin.

Tässä tutkimuksessa mitatuista liukoisen kuparin ja liukoisen sinkin pitoisuuksista vain sinkki muodostaa merkittävän uhan purojen eliöstölle. Yhdysvalloissa raja-arvoiksi, joilla kuparin ja sinkin toksisuutta vesiympäristössä ei vielä voida havaita, on saatu kuparille 17 µg/l ja sinkille 8 µg/l. Selviä haitallisia vaikutuksia merisiiliin lisääntymiseen havaittiin pitoisuuksissa Cu 30 µg/l ja Zn 29 µg/l (Schiff et al. 2002; Bay et al. 2003). Useille muille lajeille ja varsinkin kaloille sinkin toksiset pitoisuudet ovat huomattavasti suurempia (Heijerick et al. 2002). Nuorten kirjolohien akuuti-

ti toksisuus (LC_{50} -arvo) vaihtelee suuresti veden kovouden mukaan. Suomen vesissä samoin kuin hulevesissä yleisemminkin, veden kovuus on yleensä matala. Jos veden kovuus on alhainen, puolet kirjolohista kuolee, kun veden sinkkipitoisuus on $72 \mu\text{g/l}$ (Bailey et al. 1999).

Bay et al. (2003) esittämä kuparin selvästi haitallinen pitoisuus, $30 \mu\text{g/l}$, ylitettiin tässä tutkimuksessa Helsingin puroilla vain yhdessä näytteessä. Sinkin haitallinen pitoisuus $29 \mu\text{g/l}$ ylitettiin sen sijaan Mätäjoella 13 %:ssa, Mellunkylänpurolla 20 %:ssa ja Tapaninkylänpurolla 1 %:ssa vesinäytteistä. Suurin liukoisen sinkin hetkellinen pitoisuus tässä tutkimuksessa oli $136,9 \mu\text{g/l}$. Huomio tulisikin näistä kahdesta raskasmetallista kiinnittää ennen kaikkea sinkin määrän vähentämiseen kaupunkivesissä.

Davis et al. (2001) selvitti Yhdysvalloissa hulevesien raskasmetallien lähteitä. Tutkimuksen mukaan 31 % kuparista on peräisin talojen seinistä ja katoilta, 48 % autoista (lähes yksinomaan jarrupaloista), 7 % on peräisin ilmaperäisestä kuivalaskeumasta ja 14 % märkälaskeumasta. Sinkistä 65 % on lähtöisin talojen katoilta tai seinistä, 29 % autoista ja vain 5 % tulee ilmaperäisenä laskeumana. Pohjoismaissa kuormitusta lisää edelleen verrattuna nastarenkaista johtuva asfaltin kuluminen (Sörme & Lagerkvist 2002). Suomen olosuhteissa ilmaperäinen laskeuma muodostaa Melasen (1981) mukaan 25 – 33 % kuparin ja 10 – 20 % sinkin hulevesien kokonaiskuormituksestaan.

Sinkin pitoisuuden alentaminen kaupunkivesissä on vaikea tehtävä. Rakennusmateriaalina käytetty galvanoitu teräs on merkittävä kuormituksen lähde kaupunkialueella (Sörne & Lagerkvist 2002) ja sen käyttö on kasvussa. Davis et al. (2001) tutkimuksessa havaittiin talojen seinämateriaalien olevan merkittävä kaupunkivesien raskasmetallien ja etenkin sinkin lähde. Myöskään tästä lähteestä peräisin oleva kuormitus ei todennäköisesti vähene lähitulevaisuudessa.

Kuparin ja sinkin huuhtoutuminen Helsingin

purojen valuma-alueilta oli kaupunkialueeksi melko vähäistä. Kuparin kuormitukseksi hulevesiin on yhdysvaltalaisessa tutkimuksessa saatu $3,8 \text{ kg/km}^2/\text{a}$ ja sinkin $64,6 \text{ kg/km}^2/\text{a}$ (Davis et al. 2001). Ruotsissa pientaloalueelta tulevassa hulevedessä kuparin vuosihuuhtoumaksi on saatu $0,9 \text{ kg/km}^2/\text{a}$ ja kerrostaloalueen huuhtoumaksi $49 \text{ kg/km}^2/\text{a}$. Vastaavat arvot sinkille olivat $7 \text{ kg/km}^2/\text{a}$ ja $85 \text{ kg/km}^2/\text{a}$ (Malmqvist 1983). Vaasassa hulevesien mukana kulkeutuva kuparikuormitus oli $7 \text{ kg/km}^2/\text{a}$ ja sinkin $50 \text{ kg/km}^2/\text{a}$ (Kannala 2001). Helsingin puroilta mitattu kuparihuuhtouma $1,6 - 2,3 \text{ kg/km}^2/\text{a}$ on hiukan Ruotsin pientaloalueen huuhtoumaa suurempi, mutta selvästi tiiviisti rakennetuilta alueilta tulevaa hulevesikuormitusta pienempi. Sinkin kuormitusmäärät tutkituilla Helsingin puroilla ($2,2 - 6,0 \text{ kg/km}^2/\text{a}$) ovat muualla hulevesistä tehtyihin tutkimuksiin nähden alhaisia, keskimäärin vain noin kymmenesosa hulevesien mukana kulkevasta huuhtoumasta. Toisaalta tutkittujen Helsingin purojen voidaan arvioida kuljettavan kuparia ja sinkkiä mereen noin kolminkertaisen määrän verrattuna vastaaviin kaupunkialueen ulkopuolella sijaitseviin puroihin (vrt. Lahermo et al. 1996).

Helsingin purojen sinkkiuormitus korreloi vahvasti virtaaman kanssa. Pitoisuudet olivat suurimpia tulvien aikana, jolloin sinkkiä pääsi huuhtoutumaan puroihin talojen seinistä ja katoilta sekä kaduilta. Jos raskasmetallinäytteitä olisi kerätty vain voimakkaiden sateiden aikana, kuten useimmissa hulevesitutkimuksissa tehdään, olisi sinkkihuuhtoumaksi Helsingin puroilta saatu todennäköisesti nyt esitettyä suurempi arvo.

16.6 Anionit ja kationit purovedessä sekä tiesuolauksen vaikutukset veden laatuun

Puroveden mineralogiseen koostumukseen vaikuttavat eri valuma-alueetkijät kuten alueen topografia, kallio- ja maaperän kivilaji- ja raekoostumus

Taulukko 32. Liukoisten anioinien ja kationien pitoisuuksien keskiarvoja purovedessä verrattuna aikaisemmissa tutkimuksissa saatuihin vastaaviin keskiarvoihin (mg/l). Lähteet: 1 Ruth 1998; 2 Ketola 1998 (näytepiste 3); 3 Lahermo et al. 1996; 4 GTK 1996, tulkittu ja laskettu tietokannasta.

	MÄT, TAP, MEL	MÄT ¹	MEL ²	Suomi ³	Uusimaa ⁴	Uusimaa ⁴
\bar{x} (mg/l)	1998-99, 1/vko	1995-96	1995-96	latvapurot	latvapurot	taajamapurot
Na^+	36,5 - 41,4	37,2	36,5	4,1	13,6	27,8
Mg^{2+}	6,4 - 12,6	8,8	7,8	2,3	5,7	8,2
Ca^{2+}	28,9 - 44,8	53,4	42,7	6,1	15,8	25,3
K^+	3,7 - 8,5	5,8	4,6	1,2	3,9	4,6
Cl^-	58,6 - 71,9	-	-	3,5	18,9	38,3
SO_4^{2-}	36,2 - 47,9	-	-	7,7	19,6	28,4

sekä vedenjohtavuus, valuma-alueen puusto ja kasvipeitteen lajikoostumus ja tiheys (mm. Lepistö & Seuna 1990; Lepistö 1996). Muita merkittäviä tekijöitä ovat sadanta, haihdunta, luonnollinen ja antropogeeninen laskeuma sekä maankäyttö ja ihmisen toiminnasta aiheutuva likaantuminen (Lahermo et al. 1996). Keskimäärin 90 % purojen luonnollisesta pintavalunnasta tulee 10-20 m etäisyydeltä puroomasta (Kullberg et al. 1993).

Kaupunkivaluma-alueilla sadevesiviemärointi tuo kuitenkin puroihin vettä ja epäpuhtauksia huomattavasti laajemmalta alueelta kuin 20 metrin etäisyydeltä puroomasta. Antropogeeninen vaikutus peittää kaupunkipuroissa suuren osan luonnollisista puroveden alkuainepitoisuuksien vaihteluista. Tärkeimmät epäpuhtauksien lähteet kaupunkipuroissa ovat ilmaperäinen kuiva- ja märkälaskeuma, liikenteen aiheuttamat päästöt, rakennusmateriaalien korrosio sekä kasvillisuudesta ja muista lähteistä tuleva kuormitus (Malmqvist 1983). Tiesuola on paikoin merkittävä puroveteen päätyvien alkuaineiden (kloridi, natrium, kalsium) lähde (Lahermo et al. 1996). Herkimmin ihmisperäistä saastumista indikoivat vedessä kloridit, kalium ja nitraatit (Lahermo et al. 1990).

Liukoisten anionien ja kationien keskimääräiset pitoisuudet tutkituissa kolmessa Helsingin kaupunkipuroissa olivat huomattavasti (5 – 15 kertaa) korkeammat kuin Suomen latvapurojen keskimääräiset pitoisuudet (taulukko 32). Ionipitoisuuksien on myös muissa tutkimuksissa havaittu olevan selvästi suurempia kaupungistuneissa kuin luonnontilaisemmissa vesistöissä (Rose 2002). Uudenmaan rannikkoalueella meren läheisyys ja valuma-alueiden savikot vaikuttavat kuitenkin merkittävästi ainepitoisuuksiin. Rannikoiden purovesistä voidaan yleisesti havaita 5-10 kertaa suurempia pitoisuuksia kuin sisämaan puroista (Lahermo et al. 1996). Kaupunkipuroista saadut pitoisuudet olivat kuitenkin vielä selvästi suuremmat kuin rannikkoalueiden puroista todetut. Verrattuna Uudenmaan latvapuroihin (GTK 1996) kaliumin ja magnesiumin keskimääräiset pitoisuudet kaupunkipuroissa olivat noin 1,5-kertaisia; kalsiumin ja sulfaatin 2,2-kertaisia sekä natriumin 2,8- ja kloridin 3,4-kertaisia. Natriumin ja kloridin keskimääräistä pitoisuutta nostaa selvästi talviajan liukkaudenestöön käytetty tiesuolaus. Valtakunnallisessa hulevesitutkimuksessa sulamisvesien kloridin painotetuksi keskiarvoksi saatiin eri valuma-alueilla 14 – 190 mg/l (Melanen 1981). Tässä tutkimuksessa koko kevättulvajakson keskimääräiseksi kloridin pitoisuudeksi saatiin eri valuma-alueilla 150 – 192 mg/l ja natriumkloridin pitoisuudeksi 245 – 302 mg/l. Koko tutkimusjakson keskimääräiset natriumkloridin pitoisuudet olivat 95 – 109 mg/l.

Latvapurojen tutkimuksessa (GTK 1996) otet-

tiin näytteitä myös neljästä pääosin taajama-alueella virtaavasta purosta. Näiden purojen liukoisten anionien ja kationien pitoisuudet olivat kaikki pienempiä kuin Helsingin kaupunkipuroilla, mutta pääosin kuitenkin samaa suuruusluokkaa (taulukko 32). Magnesiumin pitoisuus oli kyseisillä taajamapuroilla ja Helsingin kaupunkipuroilla käytännössä samalla tasolla. Suurin ero oli kloridin ja sulfaatin pitoisuuksissa, jotka olivat Helsingin kaupunkipuroissa yli 1,5 kertaa vertailupuroja suurempia.

Vuosien 1995-96 Mätäjoen ja Mellunkylänpuron tutkimuksiin (Ketola 1998; Ruth 1998) verrattaessa anionien ja kationien keskimääräiset pitoisuudet purovedessä olivat lähes samalla tasolla. Kalsiumin pitoisuus Mellunkylänpurossa ja Mätäjoessa oli tässä tutkimuksessa (1998-99) pienempi kuin vuosina 1995-96. Vuosien 1995-96 tutkimuksessa näytteiden määrä oli huomattavasti pienempi ja ajallisesti rajatumpi, mikä selittää kyseistä eroa.

Vuodenaikaisessa pitoisuuksien vaihtelussa näkyi hyvin virtaaman voimakkuuden merkitys anionien ja kationien pitoisuuksiin. Pitoisuudet korreloivat virtaaman kanssa yleensä erittäin merkittävästi negatiivisesti. Voimakkaimpien tulvien aikana pitoisuudet natriumia ja kloridia lukuun ottamatta laskivat selvästi. Tulvan jälkeen pitoisuudet kuitenkin kohosivat hiukan keskimääräistä korkeammiksi. On ilmeistä, että tulvien aikana suuri vesimäärä laimentaa anionien ja kationien pitoisuuksia purovedessä. Osa sade- tai sulamisvesistä päätyy maaperään ja huuhto puroja ympäröivistä savikoista mukaansa suoloja vielä kun voimakkain tulva on jo mennyt ohi. Tällöin ainepitoisuudet pääsevät volyymiltaan pienemmässä vesimäärässä nousemaan.

Natriumin ja kloridin pitoisuudet käyttäytyivät poikkeavasti muihin anioneihin ja kationeihin verrattuna. Loppusyksyllä, talvella ja alkukevällä natriumin ja kloridin pitoisuudet purovedessä kasvoivat virtaaman kasvaessa. Tämä on seurausta tiesuolana käytetyn natriumkloridin huuhtoutumisesta kaduilta sadevesiviemäreihin ja puroihin. Ilmaperäisen laskeuman osuus puroihin päätyvästä natriumkloridista on mitätön. Natriumkloridin laskeuma sadeveden mukana vuonna 1998 oli keskimäärin vain 1,9 mg/l (Vuorenmaa et al. 2001).

Tiesuola ei melko suurinakaan pitoisuuksina ole useimmille vesieliöille myrkyllistä, mutta sen suuri pitoisuus muuttaa puroissa elävää lajistoa. Tiesuolan kuormittamassa vesistöissä vesihyönteisten lajiversiteetti laskee merkittävästi (Molles 1980, cit. Novotny et al. 1999). Runsas tiesuolaus voi myös voimakkaasti lisätä raskasmetallien huuhtoutumista tienvarsilta ja pohjasedimenteistä puroveteen (Amrhein et al. 1992; Bauske & Goetz

1993; Lofgren 2001), mikä saattaa aiheuttaa toksisia vaikutuksia vesieliöstölle. Tiesuola vaikuttaa vesieliöstöön yli 1000 mg/l pitoisuuksina, mutta osa makean veden kaloista sietää lyhyitä aikoja jopa 5000 mg/l pitoisuuksia (Molles 1980, cit. Novotny et al. 1999).

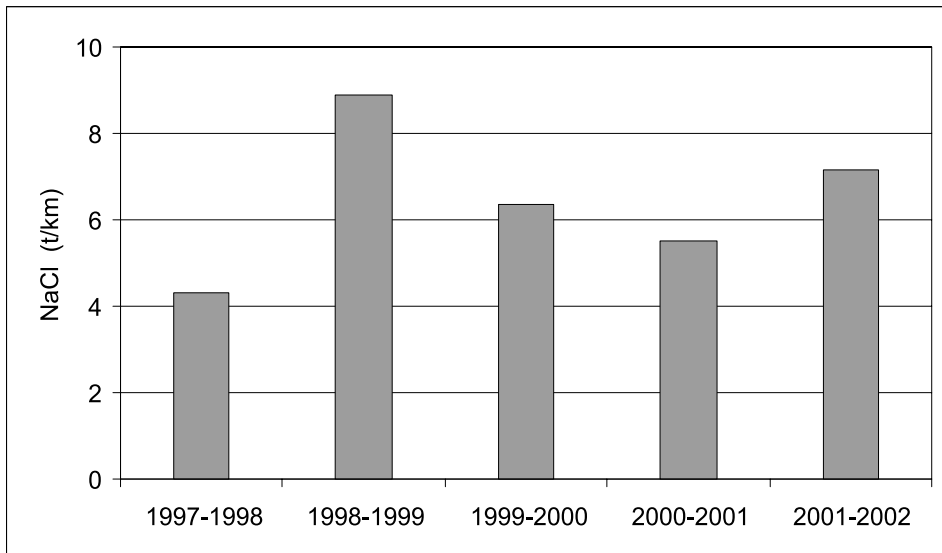
Suurin tässä tutkimuksessa havaittu natriumkloridin pitoisuus oli 1288 mg/l. Tienvarsojien ja sadevesiviemärien natriumkloridipitoisuudet olisivat hetkittäin olleet vielä moninkertaisia nyt saatuun puron alajuoksulta mitattuun pitoisuuteen verrattuna. Tyypillinen katualueelta tulevien ensimmäisten sulamisvesien suolapitoisuus on yhdysvaltalaisen tutkimusten mukaan 5000 – 20000 mg/l (Novotny et al. 1999). Helsingin puroissa suurimmat natriumkloridin pitoisuudet havaittiin tulvien alkuvaiheessa ennen kuin voimakas virtaama laimensi niitä. Keväällä tulvan alkuvaiheessa puroveden suolapitoisuus vuorokauden eri aikoina vaihteli merkittävästi. Enimmillään vuorokauden maksimi- ja minimipitoisuudessa oli yli kuusinkertainen ero. Syy suureen vaihteluun oli iltapäivisin teiden pientareilta sulaneen lumen puroon kuljettama tiesuola ja sulamisen keskeytyminen yöllä pakkasten seurauksena (Ruth 2003).

Liukoisten anionien ja kationien pitoisuudet olivat natriumia ja kloridia lukuun ottamatta selvästi suurimmat Tapaninkylänpurossa. Tapaninkylänpuron valuma-alueesta savikkoa on yli 60 %, selvästi enemmän kuin muilla tutkituilla puroilla. Saviaineen reaktiot veden kanssa ovat nopeampia kuin karkeamman aineen. Savikoilta huuhtoutuu huomattavasti enemmän liuenutta ainetta vesistöihin kuin esimerkiksi moreeni- tai turvemailta (Lahermo et al. 1996). On myös to-

dennäköistä, että samasta päästölähteestä, joka nosti selvästi puron typpipitoisuuksia Tapaninkylänpuron yläjuoksulla, päätyi puroveteen myös liukoisia anioneita ja kationeita.

Natriumin ja kloridin kuljetusmäärät olivat suurimmat kevätulvan aikana juuri ennen kuin tulva oli voimakkaimmillaan, mutta selvästi pitoisuushuipun jälkeen. Puoli vuotta kestäneen tiesuolauksauden aikana marras-huhtikuussa todettiin 75 – 80 % natriumin ja kloridin vuosittaisesta huuhtoumasta. Natriumin ja kloridin yhteenlaskettu kuljetus vaihteli eri puroilla 30,9 – 47,0 t/km²/a välillä, josta keskimäärin 65 % oli kloridia.

Kaduille levitetyn tiesuolan määrä vaihtelee suuresti sääolosuhteiden mukaan eri vuosina. Talvella 1998-99 tiesuolaa käytettiin Helsingissä keskimääräistä enemmän, noin 8,9 t/km (kuva 91). Keskimääräinen tiesuolan kulutus yhden talven aikana Helsingissä on noin 5,5 t/km (laskettu Helsingin kaupunki 2003 pohjautuen). Edellisissä luvuissa ei ole mukana tielaitoksen ja taloyhtiöiden käyttämää suolaa. Saatujen huuhtouma-arvojen perusteella noin 35 – 50 % Helsingin kaduille levitetystä tiesuolasta kulkeutuu purojen kautta mereen eri valuma-alueilla. Yhdysvalloissa vastaavaksi prosentiosuudeksi on saatu 23 – 81 (Paine 1979). Laskettaessa kaikkien Helsingin purojen valuma-alueiden pinta-alat yhteen, voidaan arvioida talvena 1998-99 purojen kautta mereen päätyneen 3000 tonnia tiesuolaa. Tämä vastaa noin kolmasosaa kaikesta Helsingin purojen liuenneen aineen kuljetuksesta mereen. Lisäksi keskusta-alueen sadevesiviemäreistä mereen kulkeutui arviolta noin 1500 tonnia liukkautenestoon käytettyä natriumkloridia (Ruth 2003).



Kuva 91. Tiesuolan käyttö Helsingissä vuosina 1997-2002 tiekilometriä kohden (t/km). Laskettu lähtötietona: Helsingin kaupunki (2003).

Voidaankin päätellä, että keskimääräisenä talvena Helsingissä mereen päätyy yli 4000 tonnia tiesuolana käytettyä natriumkloridia.

Tiesuolan käytöllä on luonnollisesti merkitäviä yhteiskunnallisia etuja, kun onnettomuudet vähentyvät. Helsingissä on siirrytty 1990-luvun puolessa välissä ns. liuosuolan käyttöön. Liuosuolaa tarvitaan vain noin 20 – 30 % kuivan suolan määrästä saman vaikutuksen saamiseksi (Yli-Kuivila et al. 1993). Tiesuola aiheuttaa korroosiota mm. silloille (D'Itri 1992; Novotny et al. 1999) ja vahingoittaa teiden varsien kasvillisuutta (Glader et al. 1984; Hautala et al. 1991; Viskari & Kärenlampi 1999). Suurina pitoisuuksina tiesuola on myös haitallista purojen vesieläimistöille (Molles 1980, cit. Novotny et al. 1999). Yhdysvaltaisessa tutkimuksessa on laskettu, että tiesuolan käytöstä aiheutuvat oheisvahingot maksavat jopa 15 kertaa enemmän kuin suola ja sen levittämisen kaduille (US EPA 1976, cit. D'Itri 1992).

Tiesuolaus on myös merkittävä uhka pohjavesille (mm. Nystén 1998; Hellstén & Nystén 2001). Helsingissä on vain kaksi varavedenotantomoina käytettävää pohjavedenotantamaa, joten pohjaveden suolaantuminen ei ole merkittävä uhka pääkaupunkiseudun vesihuollolle. Tiesuolan vaihtoehdoista Suomessakin laajasti tutkittu kaliumformiaatti (Hellstén & Nystén 2003; Hellstén et al. 2004) on natriumkloridiin verrattuna toistaiseksi hyvin kallista ja useimmat muut vaihtoehdot kemikaalit kuten urea ja kalsium-magnesiumasettaatti (CMA) ovat vesiympäristölle vähintään yhtä haitallisia kuin tiesuola (Ohrel 1995; Brenner & Horner 2003).

Tiesuolan käytöstä Helsingissä tuskin voidaan luopua, mutta sen vaikutuksia ympäristöön ja vesistöihin kaupunkialueella tulisi seurata nykyistä laajemmin. Tiesuolan käytön tarvetta eri olosuhteissa tulisi myös tarkkaan harkita ja mahdollisuuksien mukaan käyttömääriä vähentää edelleen.

Kaikkien tutkittujen liukoisten anionien ja kationien huuhtoutuminen oli voimakasta vuoden 1999 kevättulvan aikana. Samoin huuhtoutuminen oli keskimääräistä suurempaa runsassateisina jaksoina loppuvuonna 1998 ja joulukuussa 1999. Vaikka ainepitoisuudet laimenivatkin puroissa vesimäärän kasvaessa tulvien aikana, oli ainekuljetus kyseisinä ajanjaksoina selvästi voimakkainta. Pienintä huuhtoutuminen oli helmikuun 1999 pakkasjakson aikana sekä vähäsateisena kesänä 1999. Kesän sademäärän vaikutus huuhtoumaan oli suurin Tapaninkylänpurolla, jolla vuoden 1998 sateisena kesänä (heinä-syyskuussa) eri alkuaineiden huuhtouma oli 3,5 – 5,8 -kertainen verrattuna vuoden 1999 vähäsateiseen kesään. Mellunkylänpurolla huuhtouma oli kesällä 1998 1,4 – 1,8 -kertainen ja Mätäjoella veden lisäjuok-

sutuksesta huolimatta 2,0 – 2,9 -kertainen kesään 1999 verrattuna.

16.7 Muut kaupunkipuroista mitatut veden laadun parametrit

Kerran viikossa kerättyjen näytteiden keskimääräiset sähkönjohtavuudet eri puroilla vaihtelivat välillä 41,5 – 51,9 mS/m. Vuosien 1995-96 tutkimuksessa Mellunkylänpuron veden keskimääräinen sähkönjohtavuus oli 66,0 mS/m (Ketola 1998) ja Mätäjoen 56,4 mS/m (Ruth 1998). Molemmat ovat noin 35 % korkeammat kuin nyt saadut arvot. Tämän työn tutkimusjakso oli 1,5 vuoden pituinen ja siihen sisältyi vain yksi lopputalven ja kevään muodostama jakso, jolloin kaupunkipurojen veden sähkönjohtavuudet ovat korkeimmillaan. Jos verrataan kahta saman pituista yhden vuoden jaksoa, olivat vuosien 1995-96 tutkimuksien sähkönjohtavuudet silti 20-25 % nyt saatuja arvoja korkeampia. Purojen keskivirtaamat olivat vuosien 1998-99 tutkimusjakson aikana merkittävästi korkeammat kuin vuosien 1995-96 tutkimusjakson keskivirtaamat. Liuenneen aineen pitoisuus ja sähkönjohtavuus laskevat yleensä virtaaman noustessa, mikä selittää eri tutkimusjaksojen välisiä eroja.

Veden sähkönjohtavuudet Helsingin puroissa olivat selkeästi korkeampia kuin GTK:n latvapurojen veden laadun kartoituksessa. Latvapurojen sähkönjohtavuuden keskiarvo oli 6,9 mS/m (Lahermo et al. 1996), Uudenmaan latvapurojen 20,2 mS/m ja neljän taajama-alueelle sijoittuvan puron 33,0 mS/m (GTK 1996). Nämä latvapurojen sähkönjohtavuudet on tosin mitattu kesällä, jolloin taajama-alueen purojen sähkönjohtavuutta mahdollisesti nostava talven tiesuolaus ei näy saaduissa arvoissa. Espoon RYVE-tutkimuksessa kolmella valuma-alueella sähkönjohtavuuden keskiarvo oli 25 – 37 mS/m (Kotola & Nurminen 2003b).

Tutkittujen purojen veden liuenneiden aineiden pitoisuus ja sähkönjohtavuus korreloivat erittäin merkittävästi positiivisesti keskenään. Liuenneiden aineiden pitoisuus (mg/l) saadaan yksinkertaisesti selville kertomalla sähkönjohtavuus (mS/m) kertoimella 5,5-7,5 (Komiteamietintö 1968). Tässä tutkimuksessa vastaaviksi arvoiksi saatiin Mätäjoelle ja Tapaninkylänpurolle 5,8 ja Mellunkylänpurolle 5,9. Vuosien 1995-96 tutkimuksessa kerroin oli Mätäjoella hieman nyt saatua suurempi: 6,6 (Ruth 1998).

Purovesien pH:n mediaaniarvot vaihtelivat eri puroilla välillä 6,8 – 7,3. Varsinkin Mätäjoessa pH oli selvästi aikaisempaa tutkimusta alempi. Vuosien 1995-96 tutkimuksessa Mätäjoen veden pH:n

mediaani oli 7,4 (Ruth 1998) ja Mellunkylänpu-
ron keskimäärin 7,2 (Ketola 1998). Mätäjokeen
kesällä pumpattava lisäjuokutusvesi ja vuosien
1998-99 tutkimusjakson keskimääräistä suurempi
virtaama selittävät pH:n laskua.

Yleensä virtavesien pH on alimmillaan virtaa-
man ollessa suurin (Lepistö & Seuna 1990). Vuoden
mediaaniarvojen laskua huomioon ottamatta
tällaista yhteyttä ei Helsingin kaupunkipuroilla
havaittu. Kaupunkialueelta virtaaman voimistues-
sa huuhtoutuvat epäpuhtaudet pitävät todennäköi-
sesti pH:n korkealla tasolla myös tulvajaksoina.

Tutkittujen Helsingin kaupunkipurojen veden
pH on selvästi korkeampi verrattuna Suomen tai
Uudenmaan latvapurojen keskimääräisiin arvoihin.
Koko maan latvapurojen pH:n mediaani on 5,9
(Lahermo et al. 1996) ja Uudenmaan latva-
purojen 6,1 (GTK 1996). Näistä taajama-alueelle
sijoittuvien purojen pH:n mediaani on 6,5 (GTK
1996). Korkeaa pH:ta purovedessä selittää savi-
koista peräisin olevien emäskationien suuri määrä.
Monet veteen liunneet epäpuhtaudet vaikuttavat
myös veden pH-arvoon. Kaupunkivesiin päätyvä
hajakuormitus pitääkin pH-lukeman vielä keski-
määrin korkeampana kuin muilla Uudenmaan sa-
vikkoalueen puroilla.

Kaupunkipurojen veden pH oli korkeimmillaan
kesä-heinäkuussa, jolloin biologinen aktiivisuus
oli suurimmillaan ja alhaisin lokakuusta
huhtikuuhun, jolloin purovesi oli viileää ja biologi-
nen aktiivisuus vähäistä. Veden hiilidioksidipitoisuus
laskee kesällä voimakkaan yhteyttämisen
takia ja sen seurauksena pH kääntyy nousuun
(Seppänen 1984). Sama vuoden sisäinen vaihtelu
on havaittu myös aiemmissa kaupunkipurojen tut-
kimuksissa (vrt. Ruth 1998).

Veden merkittävimmät epäorgaanisen hiilen
muodot ovat vetykarbonaatti- ja karbonaatti-ionit,
joiden määrät ilmoitetaan alkaliteettina. Suomen
purovesissä, joiden pH on 4,5-8,0, alkaliteetti ker-
too ensisijaisesti vetykarbonaatin määrän (Lahermo
et al. 1996).

Tutkittujen kaupunkipurojen veden alkaliteetti
oli keskimäärin 1,17 – 2,05 mmol/l. Alkaliteetti
oli selvästi suurin Tapaninkylänpurolla, jossa
myös useimpien emäskationien pitoisuudet olivat
poikkeuksellisen korkeita. Syynä korkeisiin pitoisuuksiin
on luultavimmin puron yläjuoksulla likaantuneesta
maaperästä puroon tihkuva, paljon tyypeä ja emäskationeita
sisältävä vesi.

Koko Suomen latvapurojen keskimääräinen
alkaliteetti on 0,30 mmol/l (Lahermo et al. 1996).
Uudenmaan latvapuroilla se on keskimäärin 0,78
ja neljällä taajama-alueella sijaitsevalla purolla
1,35 mmol/l (GTK 1996). Helsingin kaupunkipurojen
veden alkaliteetti on lähellä Uudenmaan taajama-
alueen purojen keskimääräistä arvoa, mutta noin
nelinkertainen verrattuna Suomen

keskimääräiseen arvoon. Melko suureen alkali-
teettiin syynä ovat savikkoalueelta huuhtoutuvat
emäskationit ja kaupunkialueelta tuleva alkali-
teettia nostava kuormitus.

Helsingin purojen voidaan todeta olevan hy-
vin puskuroituneita, eikä niitä uhkaa happamoitu-
minen huolimatta energiantuotannosta ja muusta
voimakkaasta ihmistoiminnasta.

Veden lämpötila vaikuttaa ratkaisevasti kaik-
tiin vesistön fysikaalis-kemiallisiin ja biologisiin
toimintoihin. Lämpötilan kohotessa 10 °C kasvat
reaktionopeudet 2-3 kertaisiksi (WHO 1978).

Valuma-alueen koko vaikutti kaupunkipurojen
veden keskimääräiseen lämpötilaan. Purovesi oli
keskimäärin selvästi lämpimintä suurimmassa
purossa, Mätäjoessa, ja viileintä pienimmässä,
Tapaninkylänpurossa. Mätäjoella purouoma on
melko leveä ja veden virtausnopeus heikko. Mätä-
joki virtaa lisäksi paikoin avoimessa maastossa,
jolloin aurinko pääsee lämmittämään purovettä.

Tutkittuihin kaupunkipuroihin lasketaan pai-
koin lämpimiä lauhdevesiä purovarren kiinteistöistä.
Lämmin lauhdevesi pitää paikallisesti pu-
rouoman talvella jäättömänä ja muuttaa puron
normaalia ekologiaa. Lauhdevesien määrä on kuit-
tenkin pieni purojen normaaliin virtaamaan ver-
rattuna, eikä niistä nykymäärillä aiheudu puroille
merkittävää haittaa. Sen sijaan heikentyneestä
jääkannesta voi olla vaaraa alueella liikkuville
ihmisille.

Purovesien maksimilämpötila kesällä jäi Tapan-
inkylänpurolla ja Mellunkylänpurolla alle 17 °C.
Jos veden lämpötila pääsisi nousemaan selvästi
tätä korkeammaksi, estäisi se herkimpien kalalaji-
en esiintymisen puroissa.

Keskimääräinen veden happipitoisuus oli kai-
killa puroilla pääuomassa hyvällä tasolla (9,1-11,0
mg/l). Alhaisimmatkin vakionäytenpisteillä kerran
viikossa mitatut happipitoisuudet Tapaninky-
länpurolla ja Mellunkylänpurolla riittävät hapen
pitoisuudelle herkkien kalojen tarpeisiin. Esimer-
kiksi hauen ja ahvenen viihtymiselle vesistössä
edellytys on vähintään 5-6 mg/l happipitoisuus
(Komiteamietintö 1969). Purojen sivuojissa ja
Mätäjoen yläjuoksulla puroveden happipitoisuu-
det olivat kuitenkin hetkittäin huonoja.

Voimakkaan yhteyttämisen aikana pintaveden
happipitoisuus voi ylittää kyllästystilan (Seppä-
nen 1984). Hapen kyllästysaste nousi kesäkuu-
kausina Tapaninkylänpurolla ja Mellunkylän-
purolla toistuvasti yli 100 prosentin, mikä antaa
viitteitä hyvin voimakkaasta yhteyttämisestä ja
puron rehevöitymisestä.

Vuosien 1995-96 tutkimuksissa Mellunkylän-
puron happipitoisuus vaihteli välillä 7,8-13,6 mg/
l (Ketola 1998). Vaihteluväli oli lähes sama kuin
tässä työssä saatiin Mellunkylänpurolle. Jakson
1998-99 selvästi aiempaa periodia voimakkaampi

virtaama ei nostonnut muutenkin hyvällä tasolla olutta happipitoisuutta korkeammalle tasolle. Mätäjoella keskimääräinen hapen kyllästysaste oli vuosien 1995-96 työssä 86 % (Ruth 1998). Tässä tutkimuksessa keskimääräiseksi kyllästysasteeksi saatiin vain 75 %. Eron selittää mittauspaikan muuttuminen. Aikaisemmassa työssä mittaus tapahtui Pitäjänmäen kosken ja putouksen alapuolelta, mikä paransi selvästi veden happipitoisuutta ja kyllästysastetta. Tässä tutkimuksessa vakionäytepiste oli juuri putouksen yläpuolella hitaasti virtaavassa pääuomassa. Veden virtausnopeus Mätäjoen pääuomassa on hyvin hidas, mikä heikentää veden happipitoisuutta. Vertailun vuoksi koko jakson 1998-99 ajan happipitoisuus mitattiin kerran viikossa myös samasta pisteestä kuin aikaisemmassa tutkimuksessakin. Hapen keskimääräinen pitoisuus Pitäjänmäen putouksen alla Talissa (näytepiste P004) oli 11,0 ja kyllästysaste 91,3 %. Happitilanne Mätäjoen pääuoman alajuoksulla on siis pikemminkin hiukan parantunut kuin heikentynyt.

16.8 Arvio Helsingin purojen yhteenlasketusta kuormituksesta

Saatujen tulosten perusteella arvioitiin kaikkien Helsingin purojen aiheuttamaa kokonaiskuormitusta mereen. Puroista peräisin oleva kuormitus on sinänsä merkittävä, mutta Vantaanjoki on selkeästi suurempi kuormituksen lähde. Valuma-alueen pinta-alan suhteutettuna Helsingin purojen huuhtouma verrattuna Vantaanjokeen oli suurinta ammoniumtyypen ja liuenneiden aineiden (erityisesti NaCl) osalta. Myös aineen kokonaiskuljetus Helsingin puroilta mereen neliökilometriä kohden oli selvästi suurempi, noin kaksi kertaa suurempi kuin Vantaanjoesta. Koska Vantaanjoen valuma-alue on 15-kertainen Helsingin puroihin verrattuna, ovat absoluuttiset huuhtoumat mereen Vantaanjoesta huomattavasti Helsingin puroja suuremmat. Kokonaistyyppiä ja kokonaisfosforia huuhtoutuu Vantaanjoesta mereen vuodessa 25 kertaa enemmän kuin Helsingin puroista.

Helsingin puroista mereen päätyvää kuormitusta ei kuitenkaan ole syytä vähätellä verrattaessa sitä Vantaanjoen tai jätevedenpuhdistamojen aiheuttamaan kuormitukseen. Useimmat puroista laskevat suojaisiin merenlahtiin, jonne niiden kuljettamat ravinteet ja kiintoaine päätyvät. Maanviljelyksen aiheuttama ravinnehuuhtouma on huomattavasti merkittävämpi Vantaanjoella kuin mitä vastaava kaupunkivaikutus on Helsingin puroilla. Lisäksi osa Vantaanjoen ravinnekuormituksesta on peräisin jokeen lasketuista puhdistetuista jätevesistä ja pieni osa myös siihen alajuoksulla las-

kevista Helsingin kaupunkipuroista.

Saatujen tulosten perusteella Helsingin kaupunkipurojen aiheuttama ravinnekuormitus Helsingin edustan merialueelle on melko vähäistä muihin kuormituslähteisiin verrattuna. Raskasmetallien, hiilivetyjen ja erilaisten muiden ympäristömyrkköjen osalta kaupunkipurot ovat kuitenkin mitä todennäköisimmin hyvin merkittävä kuormituslähde. Näiden aineiden huuhtoumia kaupunkipurojen valuma-alueilta mereen ei tämän tutkimuksen perusteella pystytty kvantitatiivisesti arvioimaan.

16.9 Tulvat ja veden laadun erikoistilanteet

16.9.1 Tulvat eri vuodenaikoina

Kesäinen ukkossade 11.-12.7.1998 nosti melko pienestä sademäärästä huolimatta hyvin voimakkaan tulvahuipun Tapaninkylänpurolla ja Mellunkylänpurolla. Mätäjoella puron ja valuma-alueen ominaisuudet hidastavat tulvan nousua ja huipputulva jäi valumaltaan selvästi pienemmäksi kuin kahdella muulla purolla. Tapaninkylänpurolla ja Mellunkylänpurolla valuman nousu maksimiarvoon kesti alle tunnin ukkossateen alusta. Kiintoainepitoisuuden ja kokonaisfosforin maksimipitoisuudet saavutettiin jo hiukan ennen tulvahuippua. Vastaava ilmiö on tyypillinen pienille virtaaville vesille (esim. Tikkanen 1990). Liuenneiden aineiden pitoisuus ja kaikkien anionien ja kationien pitoisuudet laskivat jyrkästi virtaaman voimistuessa.

Vaikka hetkellinen kiintoainepitoisuus Mellunkylänpurolla oli 100-kertainen verrattuna sadetta edeltävään pitoisuuteen, koko kesätulvan aikainen kiintoainekuljetus oli vain 10 kertaa keskimääräistä päiväkuljetusta suurempi. Ravinnehuuhtouma oli normaalipäivään verrattuna 5 - 7-kertainen.

Syysade, jonka aikana mittaukset tehtiin, oli intensiteetiltään hyvin heikko ja jatkui useassa jaksossa monen päivän ajan. Veden laadun muutokset olivat samansuuntaiset kuin kesätulvan aikana, mutta muutos oli selvästi pienempi. Kuljetusmäärät olivat sateesta huolimatta jopa pienempiä kuin keskimäärin vuonna 1999.

Talvitulvan aikana veden laadun muutokset olivat voimakkaita, vaikka virtaaman nousu jäi melko pieneksi. Kesä- ja syystulvista poiketen myös liuenneen aineen pitoisuus ja natriumion sekä kloridin pitoisuudet nousivat virtaaman kasvaessa. Samaten kiintoaineen, kokonaisfosforin ja

kokonaistypen pitoisuudet kohosivat lumen sulamisvesien päätyessä puroihin.

Ainekuljetusmäärät olivat talvitulvan aikana liuenneiden aineiden osalta eri puroilla 3–7-kertaiset koko tutkimusjakson keskiarvoon verrattuna. Talvitulvan virtaaman suhteellisen pieneen volyymiin nähden kokonaistypen huuhtouma oli suuri, noin 3-kertainen keskimääräiseen nähden. Kokonaisfosforin huuhtouma nousi vastaavasti kaksinkertaiseksi.

Kevään lumensulaminen voidaan jakaa useaan eri vaiheeseen. Oberts (1994) on havainnut kaupunkialueen lumensulamisessa neljä eri vaihetta: asfaltoitujen alueiden lumen sulamisen, teiden varsien pientareiden lumen sulamisen, kaupungin vettä läpäisevien pintojen lumen sulamisen ja lisäksi lumelle satavan veden aiheuttaman sulamisen.

Helsingin puroilla kevättulvan aikana tapahtuneessa lumen sulamisessa voitiin havaita kolme eri vaihetta. Ensimmäisessä ”esitulvassa” sulamista tapahtui kaduilta ja pientareilta. Liuenneiden aineiden pitoisuudet olivat erittäin korkeat ja hetkittäin myös kiintoainetta tuli suurina pitoisuuksina puroihin. Kokonaistypen, kokonaisfosforin ja kiintoaineen kuljetusmäärät olivat kuitenkin vielä selvästi koko tutkimusjakson arvoja pienemmät. Sen sijaan natriumkloridin huuhtouma oli jo selvästi keskimääräistä suurempaa ja myös liuenneiden aineiden huuhtouma lähellä vuoden keskiarvoa.

Toisessa vaiheessa, ”varsinaisessa kevättulvassa” sulamista tapahtui myös muilla kuin vettä läpäisemättömillä pinnoilla, esimerkiksi puistoissa, aukeilla paikoilla ja metsissä. Kiintoainepitoisuudet olivat suuret, mutta liuenneiden aineiden pitoisuudet laskivat selvästi. Liuenneiden aineiden ja natriumkloridin kuljetusmäärät kasvoivat kuitenkin huomattavasti aikaiseen tulvaan verrattuna, kun virtaama puroissa kasvoi selvästi. Kiintoainehuuhtouma oli Mellunkylänpurolla yli 5-kertainen keskimääräiseen verrattuna.

Kolmannessa vaiheessa, ”lopputulvassa” saavutettiin tulvahuippu viimeistenkin lumien sulaessa ilman lämmentyä nopeasti. Sulamista nopeutti lumelle satanut vesi. Liuenneen aineen pitoisuudet olivat Obertsin (1994) jaottelusta poiketen hyvin pienet, mutta kiintoainetta kulkeutui purovedessä tulvahuippujen aikana paljon. Kokonaistypen ja kokonaisfosforin pitoisuudet pysyivät hiukan vuoden keskimääräistä pitoisuutta korkeampina. Molempien kuljetusmäärät olivat myös huomattavia. Natriumkloridin kuljetusmäärät laskivat selvästi varsinaisen tulvan tasosta, mutta pysyivät edelleen vuosi keskiarvon yläpuolella. Muiden anionien ja kationien kuljetusmäärät kasvoivat koko tulvajakson suurimmalle tasolle ja sen seurauksena myös liuenneiden aineiden huuhtouma pysyi hyvin korkeana. Todennäköisesti pintamaan roudan sulaessa viimeiset sulamisvedet saivat huuhdottua runsaasti suoloja savikoista valumavesiin ja puroihin.

16.9.2 Veden lisäjuokutus Mätäjoella

Lisäjuokutusvesi parantaa pääosin Mätäjoen veden laatua, koska liuenneiden aineiden ja typen eri muotojen pitoisuudet purovedessä alenevat sen seurauksena huomattavasti. Nitraattityypen keskipitoisuus laskee lisäjuokutuksen seurauksena vähäateisena kesänä alle puoleen normaalista. Sen sijaan kokonaisfosforin ja liukoisen fosfaattifosforin pitoisuudet kasvavat selvästi lisäjuokutuksen seurauksena. Myöskin kuljetusmääriä tarkasteltaessa lisäjuokutusveden sisältämä fosfori nousee merkittäväksi tekijäksi. Kesäkuukausien lisäjuokutusvesi lisää fosfaattifosforin vuotuisesta huuhtoumasta Mätäjoesta mereen noin 20 %. Samalla kasvua rajoittava ravinne purovedessä muuttuu fosforista typeksi. Silvolan vesialtaan pohjan lähellä olevaan vähähappiseen veteen pääsee todennäköisesti liukenemaan fosforia altaan pohjasedimentistä (MacKereth 1966). Jos lisäjuokutusvesi otettaisiin lähempää altaan pintaa, ei tätä ongelmaa esiintyisi.

Lisäjuokutuksen seurauksena Mätäjoen veden happipitoisuus paranee hiukan yläjuoksulla, mutta vaikutus on lähinnä marginaalinen. Mätäjoen yläjuoksun gradientti on hyvin pieni ja uoma soistunut. Tämän seurauksena vähäateisina kesinä happi kuluu yläjuoksun purovedestä paikoin lähes loppuun (vrt. Ruth 1998).

Mätäjoen veden lisäjuokutuksella on ennen kaikkea esteettinen merkitys ja se parantaa puroympäristön virkistyskäyttömahdollisuuksia. Vähäateisena kesänä lisävesi pitää yllä virtausta ja parantaa veden vaihtumista. Myös Mätäjoen kalakannalle lisävedellä on mitä todennäköisimmän positiivisia vaikutuksia. Puron ekologian kannalta lisävesi olisi tarpeen etenkin talven alivirtaamakaudella, kun jääkansi peittää puroa. Talvella lisävedestä ei kuitenkaan ole hyötyä alueen virkistyskäytölle, päinvastoin se saattaisi heikentää puron jääkanta.

Nykyinen Mätäjoen veden lisäjuokutus palvelee tarkoitustaan, koska purovarren viihtyisyys paranee kuivana kesäkautena. Juokutuksen vaikutukset Mätäjoen veden laatuun ovat kuitenkin ristiriitaiset. Kokonaisuutena arvioiden lisäjuokutuksen ei voida sanoa parantavan tai huonontavan Mätäjoen veden laatua. Lisäveden fosforipitoisuutta olisi mahdollisuuksien mukaan syytä saada nykyistä pienemmäksi. Jos pumpatun ve-

den määrä halutaan optimoida, voisi pumppausta säädellä kesän sademäärän mukaan. Kesällä 1998 sateet pitivät Mätäjoen virtaaman melko suurena läpi kesän, eikä lisävedestä ollut juurikaan hyötyä.

16.9.3 Jätevesiviemärivuodon vaikutukset Mellunkylänpuroon

Kaupunkivesiä kuormittavat jätevesiviemärivedet ovat useimmiten peräisin yhteisviemärien ylivuodoista (CSO) (Petts et al. 2002). Helsingissä yhteisviemäreitä ei kuitenkaan ole ydinkeskustaa lukuun ottamatta. Sen sijaan erillisviemäroidyn alueen jätevesiviemäristön ylivuotoputkia on Helsingissä ohjattu kaupunkipuroihin. Kyseisistä ylivuotoputkista pääsee kuitenkin kuormitusta puroihin vain hyvin harvoin. Lisäksi rakennus- ja korjaustöiden yhteydessä riski jätevesipäästöille kaupunkivesiin kasvaa.

Itäväylän varressa 20.8.1999 tapahtuneen jätevesiviemärivuodon Mellunkylänpuroon kohdistuneet haittavaikutukset jäivät varsin pieniksi. Vuoto kaksinkertaisti Mellunkylänpurosta kyseisen kuukauden aikana mereen kulkeutuneen kokonaisfosforimäärän ja lisäsi typen kuukausihuuhtoumaa noin kolmanneksella. Viemärivuotojen tai ylijouksutusten vaikutukset virkistyskäytön kannalta ovat kuitenkin merkittäviä varsinkin kesäaikana. Viemärivuodon aikana veden hygieeninen laatu Mellunkylänpuron alajuoksulla oli erittäin heikko ja se säilyi onnettomuuden jälkeen huonona seuraavien kahden viikon ajan. Mellunkylänpuro laskee Vartiokylänlahteen, jossa on venesatama ja uimaranta, joiden käyttöä viemärivuoto haittasi.

Myös puroissa eläville kaloille ja muulle eläimistölle tapahtuneen kaltaiset onnettomuudet ovat usein hyvin haitallisia. Akuutin uhan puron vesieläimistölle muodostaa hapen kulumisen vähiin tai loppuun jäteveden saastuttamasta purovedessä. Viemärivuodon aikana biologinen hapenkulutus purovedessä vuodon yläjuoksun puolella oli 35 kertaa pienempi kuin alajuoksulla likaantuneessa mereen laskevassa purovedessä. Puroissa tilannetta parantaa kuitenkin likaisen veden varsin nopea huuhtoutuminen alapuoliseen vesistöön.

16.9.4 Ensihuutouma

Ensihuutouma-ilmiö on yleinen kaupunkivesille, mutta monilla valuma-alueilla se on heikko tai sitä ei ole havaittu lainkaan (Deletic 1998). Bertrand et al. (1998) mukaan ensihuutouman tulisi kuljettaa 80 % ainekuormasta ensimmäisen 30 %

vesivolyymin mukana. Ensihuutouman voimakkuus on kuitenkin hyvin harvoin näin suuri ja kyseisiin lukemiin päästään usein vain muutamassa prosentissa tulvista (Lee et al. 2002). Ensihuutouman suuruus voi vaihdella vuodenaikojen ja sääolosuhteiden mukaisesti. Pitkän kuivan kauden jälkeen ensimmäinen voimakas sade huuhtoo huomattavasti enemmän epäpuhtauksia kaduilta ensihuutoomaan kuin vastaavan suuruinen sade sateisen jakson aikana (Lee et al. 2004).

Tässä tutkimuksessa ei nimenomaisesti selvitetty ensihuutouman aikaisia veden laadun muutoksia, eikä muutaman havaintokerran perusteella voida vetää pitkälle meneviä johtopäätöksiä ensihuutouma-ilmiön merkityksestä Helsingin kaupunkipuroilla. Ensihuutouma on kuitenkin selvästi havaittavissa eräillä kaupunkipuroilla ja tulosten perusteella esimerkiksi veden hygieeninen laatu voi heiketä voimakkaasti ensimmäisen kymmenen minuutin aikana ukkossateen alkamisesta. Myös kiintoaineen ja kokonaisfosforin pitoisuudet nousevat selvästi ensihuutooman aikana. Sen sijaan kokonaistypen ja liukoisten aineiden pitoisuudet laimenivat ensihuutooman voimistuneessa virtaamassa.

Mellunkylänpurolla havaittiin useamman kerran voimakkaiden sateiden alussa hetkellinen nopea, pieni tulvapiikki, jonka jälkeen virtaama tasaantui tai hieman laski ennen varsinaisen tulvan alkua. Myös Tapaninkylänpurossa sama, varsinaista ylivirtaamaa edeltävä, hetkellinen virtaaman nousu oli muutamien ukkossateiden yhteydessä havaittavissa. Valuma-alueeltaan suuremmissa Mätäjoen pääuomassa kyseistä ilmiötä ei havaittu.

Ensihuutouman laatu ja suuruus on erityisen tärkeä tietää, jos kaupunkipuroille suunnitellaan huleveden käsittelyjärjestelmiä tai kosteikoita. Aihe vaatisi lisätutkimuksia erilaisten ensihuutoumatilanteiden voimakkuuden selvittämiseksi ja merkityksen arvioimiseksi Suomen olosuhteissa.

16.9.5 Rakennustöiden aiheuttama ylimääräinen huuhtouma

Kaupunkialueen eroosio ja kiintoaineen huuhtouma ovat yleensä suurimmat rakennusaikana (Novotny 1995b; SWP 2003). Siksi eroosiontorjunnan tulisi olla rakennustöiden aikana rutiini-toimenpide.

Esimerkki Mellunkylänpuron maanrakennustyömaan hulevesien kiintoainepitoisuuksista osoittaa sen, että eroosiontorjunnasta pitäisi huolehtia etenkin tulva-aikana tapahtuvien maanrakennustöiden yhteydessä. Koska tulva voi yllättää

minä vuodenaikana hyvänsä, tulisi eroosiontorjuntaan paneutua aina purouomaa tai purovarsia rakennettaessa. Eroosiota olisi syytä torjua myös kauempana vesistöistä tapahtuvan rakentamisen yhteydessä. On yleistä, että rakennustyömaiden kaivantojen pohjalle valuvat savisameat vedet pumpataan oppopumpuilla suoraan lähimpään sadevesiviemäriin ja sitä kautta lähimpään kaupunkipuroon.

Kiintoaine sinänsä aiheuttaa harvoin akuuttia vaaraa puroympäristölle. Siihen on usein sitoutunut suuria määriä fosforia, mikä lisää eutrofisointumista. Ylimääräinen kiintoaine heikentää myös kalojen lisääntymismahdollisuuksia ja ruuanhankinta vaikeutuu (Schueler & Holland 2000). Lisäksi ylimääräinen kiintoaine täyttää merenlahtia ja voi lisätä ruoppauksen tarvetta. Kansainvälisesti tarkastellen rakennusaikainen eroosiontorjunta on eräs merkittävimmistä kaupunkivesien tilaaylläpitävistä toimenpiteistä (Brown & Caraco 1997).

16.10 Veden laadun alueellinen vaihtelu valuma-alueilla

Valuma-alueelta kerättyjen alueellisten näytteiden perusteella Mätäjoella erottuu kaksi selkeää veden laadulta heikkoa sivupuroa, Ruosilantienoja (P010) ja Pajamäenoja (P003). Ruosilantienojasta vettä valuu pääuomaan hyvin pieniä määriä, joten sen kokonaisvaikutus Mätäjoen veden laatuun on vähäinen. Veden laadun poikkeavia arvoja selittää aivan ilmeisesti alueen saastunut maaperä, koska veden laatu muuttuu ojassa tyhjän teollisuustontin vaikutuksesta lähes normaalista hyvin poikkeavaksi. Pajamäenojaa kuormittaa Ison Huopalahden suljettu kaatopaikka, josta on arvioitu päätyvän runsaasti suotovesiä puroihin ja suoraan Isoon Huopalahden. Kaatopaikasta Isoon Huopalahden arvioidaan kulkeutuvan tyypeä joko suoraan tai purojen kautta 19 000 kg vuodessa (HYMK 1993; Toivola 2001). Osa kuormituksesta saattaa olla myös peräisin Pajamäenojan valuma-alueen pienteollisuudesta. Mätäjokeen kesäkaudella pumpattava lisäjuoksuvesi eroaa myös laadultaan huomattavasti Mätäjoen luontaisesta purovedestä.

Kaikkein parasta Mätäjoen veden laatu oli yläjuoksulla, jossa purovarressa on laaja vihervyöhyke puron suojana. Keskimäärin Mätäjoen veden laatu oli pääuomassa tyydyttävällä tasolla. Osassa sivu-uomista veden laatu oli vain välttävää. Huomiota tulisikin kiinnittää erityisesti tiheästi rakennetuilta alueilta tulevien sivupurojen veden laatuun.

Tapaninkylänpuron veden laatu ei juurikaan

vaihdellut eri näytepisteissä. Puron yläjuoksulla (P204) maasta suotautuu pieniä määriä vettä puroon, joka sisältää runsaasti mm. tyypeä sekä anioneita ja kationeita. Koska indikaattoribakteeripitoisuudet olivat kyseisellä näytepisteellä kuitenkin normaalit, on epätodennäköistä, että kyseessä olisi viemärivuoto. Todennäköisemmin kyseessä on likaantunut maaperä, esimerkiksi vanha pienimuotoinen kaatopaikka, josta pääsee suotautumaan vettä puroon.

Kokonaisuutena arvioiden myös Tapaninkylänpuron veden alueellinen laatu voidaan arvioida tyydyttäväksi, joskin tynen pitoisuudet purossa ovat ympäri vuoden poikkeuksellisen korkeita.

Mellunkylänpuron alueellisissa näytteissä muista erottuivat Porvoonväylän varsi (P109), Linnanpellonoja (P105) ja Broändanpuro (P103). Porvoonväylän varren näytepistettä kuormitti moottoritien lisäksi Fazerilan tehdasalueelta tulevien, sinänsä melko hyvälaatuisten, lauhdesien lasku puroon. Myös näytepisteen yläpuoliselta Slottmossen suolta tulevan veden laatu eroaa Mellunkylänpuron keskimääräisestä. Suovesien lisäksi kyseiseen näytepisteeseen päätyy myös hulevesiä Jakomäen alueelta. Linnanpellonjoissa (P105) oli keskimääräistä enemmän kokonaisfosforia ja vesi oli sameaa. Pääuoman näytepisteessä (P104), joka sijaitsee heti Linnanpellonjojen liittymiskohdan alapuolella, havaittiin myös keskimääräistä enemmän indikaattoribakteereita.

Mellunkylänpuron suurin sivu-uoma Broändanpuro (P103) saa alkunsa luhtaniityltä ja huomattava osa puron virtaamasta on pohjavettä. Veden laatu erottuikin lähinnä positiivisessa mielessä muista Mellunkylänpuron näytepisteistä. Veden happipitoisuus oli tosin ajoittain heikko ja alavalla painanteella virtaavaan puroon päätyy meriveden mukana ajoittain runsaasti suolaa.

Kokonaisuutena Mellunkylänpuron veden laatu oli parempi kuin kahdella muulla purolla. Hetkittäin, tulvien aikana, hyvin korkeat kiintoaine-, kokonaisfosfori- ja indikaattoribakteeripitoisuudet pitävät kuitenkin veden laadun vain tyydyttävällä tasolla. Mellunkylänpuron gradientti ja sen seurauksena veden virtausnopeus on huomattavasti suurempi kuin kahdella muulla purolla. Valuma-alueella tulisikin kiinnittää huomiota erityisesti eroosion torjuntaan. Samoin virtaamaa hidastavat kosteikat tai laskeutusaltaat parantaisivat todennäköisesti veden laatua. Alueelle onkin tehty kunnostussuunnitelma (Jormola 2004).

Kaupunkipurojen sivu-oihin laskee paikoin sadevesiviemäreistä hyvinkin poikkeavan laatuista vettä. Usein veden päällä on tällöin öljyinen kalvo tai vesi vaahtoa voimakkaasti. Synä voidaan pitää asukkaiden tai yritysten työntekijöiden tietämättömyyttä tai välinpitämättömyyttä. Puroveden vaahtaminen on usein seurausta autojen pesusta

sadevesiviemäroidyllä pihalla. Paikoin kyseessä saattavat olla myös virheelliset viemärintirakaisut.

16.11 Veden laadun aineistoista tehdyt tilastolliset analyysit

Kaupunkialueella olosuhteet ja veden laatu vaihtelevat hyvin nopeasti ja usein myös sattumanvaraisesti. Siksi kaupunkivesien laadun mallintaminen on hyvin monimutkainen ja vaikea tehtävä.

Tehdyissä korrelaatioanalyysissä ja pääkomponenttianalyyseissä osoittautui oletetusti, että virtaama on merkittävin veden laadun muuttujiin vaikuttava tekijä. Pääkomponenttianalyyseissä sekä Mellunkylänpurolla että Tapaninkylänpurolla virtaaman voidaan tulkita hallitsevan ensimmäistä komponenttia. Mätäjoella juoksuus kesäkuukausina lisää vuodenaikaista vaihtelua veden laadussa ja Mätäjoella 1. komponentin tulkittiin kuvaavan vuoden aikojen vaihtelua. Mellunkylänpurolla ja Tapaninkylänpurolla vuodenajat ja Mätäjoella virtaama näkyivät toisessa komponentissa.

Pääkomponenttianalyysein ensimmäinen ja toinen komponentti selittivät yhdessä aineiston vaihtelusta Mellunkylänpurolla 58,1 %, Tapaninkylänpurolla 53,3 % ja Mätäjoella 56,2 %. Selitysaste on kohtuullisen hyvä. Kaupunkipuroilla tapahtuu pääosin ihmistoiminnasta johtuvaa jatkuvaa satunnaista vaihtelua veden laadussa, mitä on yleensä erittäin hankala identifioida tai tilastollisesti mallintaa.

Muiden saatujen komponenttien tulkinta kahden ensimmäisen komponentin jälkeen on vaikeaa, tosin toisen komponentin jälkeen seuraavien selitysaste ja merkitsevyys putosi huomattavasti. Neljä ensimmäistä komponenttia selitti kaikilla puroilla veden laadun muuttujien vaihtelusta noin 70 %.

Pääkomponenttianalyysein kahta ensimmäistä komponenttia tarkasteltaessa virtaaman kanssa samaan joukkoon sijoittuivat sademäärät, indikaattoribakteerit, kiintoaine, fosforin eri muodot ja raskasmetallit. Mätäjoella fosfori ja koliformiset bakteerit eivät sijoittuneet selkeästi virtaamaa kuvaavalle akselille. Tämä antaa viitteitä siitä, että ainakin osa Mätäjoen fosfori- ja bakteerikuormituksesta tulee muualta kuin sateen ja voimistuneen virtaaman huuhdomana kaduilta. Yksi mahdollinen lähde ovat Mätäjoessa runsaslukuisina esiintyvät vesilinnut. Myös veden lisäjuoksuus kesäisin alivirtaamakaudella vaikuttaa fosforipitoisuuksiin ja saatuihin tilastollisiin tuloksiin.

Kaikilla puroilla vuodenaikaa kuvaavan komponentin akselin negatiiviseen päähän sijoittui

veden lämpötila. Oman selvän ryhmänsä muodostivat sähkönjohtavuus, liuenneiden aineiden pitoisuus, kloridin ja natriumin pitoisuus. Edellä mainitut liittyvät talven liukkaudentorjuntaan natriumkloridilla, mikä nostaa selvästi veden sähkönjohtavuutta ja liuenneiden aineiden pitoisuutta. Myös typen eri muotojen pitoisuudet ja hapen pitoisuus sijoittuivat useimmilla puroilla edellä mainittuun ryhmään tai sen läheisyyteen. Typpeä vapautuu suuria määriä puroveteen lumen sulaaessa talvitulvien ja etenkin kevättulvan aikana. Veden happipitoisuus Helsingin puroissa on korkeimmillaan talvella veden ollessa kylmintä.

Duncanin (1999) mukaan kaupunkivesissä huoleveden eri muuttujien välille saadut korrelaatiot ovat yleensä melko heikkoja. Helsingin puroilla erittäin merkitseviä korrelaatioita löytyi kuitenkin muuttujien välille huomattava määrä. Suurin osa niistä oli kuitenkin sidoksissa virtaamavaihteluihin.

Verrattaessa virtaaman ja muiden veden laadun muuttujien välille saatuja korrelaatioita vuosien 1995-96 Mätäjoen tutkimukseen (Ruth 1998) muutoksia on tapahtunut varsin vähän. Vuosien 1995-96 tutkimuksessa kokonaisfosfori ja fosfaattifosfori korreloivat erittäin merkitsevästi virtaaman kanssa. Tässä tutkimuksessa vastaava korrelaatio havaittiin muilla puroilla, mutta ei Mätäjoella. Veden lisäjuoksuus kesällä lisäsi selvästi Mätäjoen fosforipitoisuutta, mikä selittää muutosta. Tässä tutkimuksessa Mätäjoella havaittiin erittäin merkitsevä korrelaatio veden happipitoisuuden ja virtaaman kanssa. Mittaukset tehtiin Pitäjänmäen putouksen yläpuolella. Aikaisemmassa tutkimuksessa 1995-96 happipitoisuus mitattiin putouksen alapuolelta, eikä mittauksissa, jotka tehtiin hyvin hapettuneessa vedessä, havaittu vastaavaa korrelaatiota.

Mätäjoella vuosien 1995-96 tutkimuksessa virtaaman kanssa erittäin merkitsevästi negatiivisesti korreloivat vain veden sähkönjohtavuus ja liuenneiden aineiden pitoisuus. Tässä vuosien 1998-99 tutkimuksessa vastaavaa korrelaatiota ei havaittu. Tähänkin muutokseen syy löytyy veden lisäjuoksuudesta. Kesällä veden lisäjuoksuus laskee veden sähkönjohtavuuden ja liuenneiden aineiden pitoisuuden Mätäjoessa alhaiselle tasolle, vaikka virtaama lisäjuoksuudesta huolimatta onkin varsin pieni. Tässä tutkimuksessa uutena korrelaationa havaittiin veden pH:n ja virtaaman välinen negatiivinen yhteys. Useimmissa vesistöissä veden pH laskee keväällä kevättulvan aikana lumen sulamisvesien takia.

Typpi ja indikaattoribakteerit eivät tulosten perusteella ole peräisin samasta lähteestä. Sen sijaan kokonaisfosforin ja indikaattoribakteerien välillä oli havaittavissa selvä voimakas korrelaatio kaikilla puroilla. Tapaninkylänpurolla ja Mellunky-

länpurolla erittäin merkitsevä korrelaatio saatiin myös indikaattoribakteerien ja fosfaattifosforin välille. Onkin hyvin todennäköistä, että fosfori ja indikaattoribakteerit ovat peräisin pääosin samasta tai samoista lähteistä, mm. koirien ja lintujen jätöksistä. Kokonaisfosfori korreloi lisäksi positiivisesti kiintoaineen kanssa kaikilla puroilla, joskin Mätäjoella vain 5 % luotettavuustasolla.

Raskasmetallit kupari ja sinkki korreloivat erittäin merkitsevästi positiivisesti virtaaman ja kiintoaineen pitoisuuden kanssa. Raskasmetalleja huuhtoutuu puroveteen voimakkaan virtaaman aikana, jolloin purovedessä on myös paljon kiintoainetta.

17. Yhteenveto ja johtopäätökset

Virtaama osoittautui tärkeimmäksi veden laadun vaihtelua selittäväksi muuttujaksi tutkituilla kaupunkipuroilla. Toinen hyvin merkittävä veden laadun vaihtelua selittävä tekijä on vuodenaikojen vaihtelu ja siihen liittyvä talviaikainen liukkaudentorjunta natriumkloridilla. Virtaama ja vuodenaikat selittävät kaikesta veden laadun vaihtelusta eri puroilla 53 – 58 %. Mätäjoella veden lisäjuoksutus kesäkuukausina nostaa vuodenaikojen vaihtelun merkittävimäksi veden laadun selittäjäksi ennen virtaamaa.

Tutkimusjaksolla 1.7.1998-31.12.1999 purojen valumat olivat noin 20 % suuremmat kuin Etelä-Suomen pitkänajan keskimääräiset arvot. Purojen keskivirtaamat olivat tutkimusjakson aikana selvästi suuremmat kuin aikaisemmissa selvityksissä. Valuma-alueilla mitattu sadanta selitti eri puroilla 75 – 85 % kokonaisvirtaamasta. Kaupunkivaikutus ei tullut kovinkaan selvästi esiin purojen valunnan tunnusluvuissa. Vettä läpäisemättömän pinnan suuri määrä on selvimmän havaittavissa kesällä kuivan kauden tulvaherkkyytensä. Kaupunkipurojen äärevyyttä kuvaa kuitenkin se, että seurantajakson aikana sattui tutkituilla kaupunkipuroilla useita voimakkaita taajamatulvia, joista aiheutui merkittäviä taloudellisia vahinkoja (kuva 92).

Tulvat olivat äkillisiä ja voimakkaita Tapaninkylänpurolla ja Mellunkylänpurolla. Mätäjoki on hydrologisilta ominaisuuksiltaan muista puroista poikkeava ja sen virtaaman vaihtelu on varsin rauhallista. Tapaninkylänpuron suurimman tulvan valuntakerroin oli 0,44. Tutkimusjakson pienimmät alivalumat, 0,8 – 1,0 l/s/km² vastaavat todennäköisesti pitkän ajanjakson minimiarvoja ja ne voivat osua sääolosuhteista riippuen minä vuodenaikana hyvänsä. Suurimmat ylivirtaamat sautuivat kesällä tai alkusyksyllä samoin kuin

matalimmat alivirtaamatkin. Jos talvella on pitkä yhtäjaksoinen pakkaskausi, on todennäköistä, että tuolloin saavutetaan vuoden alivirtaama. Kevään lumensulaminen saa tietyissä sääoloissa aikaan voimakkaita vuorokauden sisäisiä virtaamavaihteluja, mikä on otettava huomioon kerätessä vesinäytteitä keväällä.

Kevättulva voidaan kaupunkipuroilla jakaa kolmeen eri vaiheeseen. Ensimmäisessä ”esitulvassa” sulamista tapahtuu vain kaduilta, virtaama on pieni ja liuenneiden aineiden ja tiesuolan pitoisuudet purovedessä ovat hyvin korkeita. Hetkellisesti myös kiintoaineen pitoisuus voi nousta korkeaksi, vaikka purojen virtaama on vielä alhainen. Toisessa vaiheessa, ”varsinaisessa tulvassa” sulamista tapahtuu jo teiden pientareilta ja ympäristöstä ja virtaama voimistuu huomattavasti. Liuenneiden aineiden pitoisuudet alkavat laskea, mutta kuljetusmäärät nousevat selvästi. Kolmannessa vaiheessa, ”loputulvassa” myös läpäisevien pintojen, esim. puistojen, lumet sulavat ja tulva kääntyy huipun jälkeen laskuun. Kiintoainepitoisuus voi olla ajoittain hyvin korkea, mutta liuenneiden aineiden pitoisuus on alhaisimmillaan.

Kiintoaineen pitoisuudet olivat melko suuria Mellunkylänpurossa ja Tapaninkylänpurossa, mutta jäivät alhaisiksi Mätäjoessa. Voimakkaimmat kiintoainepitoisuudet havaittiin lähes aina tulvien aikana hiukan ennen huippuvirtaamaa. Ukkossateiden tai muiden intensiteetiltään voimakkaiden sateiden nostamien tulvien seurauksena kiintoainepitoisuus purovedessä voi tunnissa yli 100-kertaistua. Pienillä valuma-alueilla ja etenkin kaupunkipuroilla ainekuljetuksen määrä saadaan luotettavimmin laskettua kokoomanäytteiden tai mieluiten virtaamapainotteisten näytteiden, perusteella. Tutkittujen purojen kiintoainekuljetuksen määrä neliökilometriä kohden vastaa keskimäärin esikaupungin pientaloalueen tai maaseudun metsävaltaisen (peltoa < 15 %) valuma-alueen tasoa. Sulamisvalunnan osuus kiintoaineen kuljetuksesta vuonna 1999 oli 30,9 – 42,6 % ja kokonaiskuljetuksesta 34,8 – 45,5 %.

Helsingin puroihin kohdistuva typen ja fosforin kuormitus on lähinnä hajakuormitusta. Puroihin ei lasketa asuma- eikä teollisuusjätevesiä. Huomattava osa ravinteista kertyy puroihin kaupungin kaduilta hulevesiviemärien kautta. Purojen kokonaistypen ja kokonaisfosforin keskimääräisen pitoisuuden voidaan arvioida olevan noin kolminkertainen luonnontilaiseen valuma-alueeseen verrattuna, mutta vain kolmannes peltovaltaisten valuma-alueiden ravinnepitoisuuksista. Helsingin purojen kokonaistyyppipitoisuudet ovat hiukan Suomen hulevesistä tehtyjen tutkimusten keskimääräisiä pitoisuuksia alempia ja kokonaisfosforin pitoisuudet noin kaksi kertaa pienempiä kuin hulevesien keskimääräiset pitoisuudet. 60 – 75 %



Kuva 92. Voimakas ukkossade aiheutti 6.8.1998 Pitäjänmäellä tiepenkereen sortuman ja Mätäjoesta muodostui penkereen yläpuoliseen puropuistoon laaja tulva-allas. Kuvassa palokuntalaiset tarkastavat tilannetta Päivälehdin arkistorakennuksen seinustalla.

tutkittujen purojen veden kokonaistyyppipitoisuudesta ja 35 – 45 % kokonaisfosforipitoisuudesta on lähtöisin ilmaperäisestä laskeumasta. Etenkin liikenteestä ja energiantuotannosta peräisin oleva typen laskeuma on pääkaupunkiseudulla suurta. Kasvua rajoittava ravinne Helsingin puroissa on normaalioloissa fosfori. Tulvien aikana ja heti niiden jälkeen kasvua rajoittava ravinne on typpi, kun puro kuljettaa normaalitilannetta enemmän kiintoaineeseen sitoutunutta kokonaisfosforia. Mätäjoella veden lisäjuoksuksen aikana ja noin 1,5 kuukauden ajan juoksuksen jälkeen kasvua rajoittava ravinne purovedessä on fosforin sijasta typpi.

Kokonaistypen huuhtouma oli sekä kerran viikossa otettujen näytteiden että kokoomanäytteiden perusteella lähes sama, mutta kokonaisfosforin huuhtouma oli 15 % suurempi kokoomanäytteenotossa. Näytteet tulisikin ottaa kokoomanäytteinä ja mieluiten virtaamapainotteisesti. Helsingin purojen kokonaistypen huuhtouma-arvot ovat saman suuruisia kuin muissa Suomessa tehdyissä kaupunkivesitutkimuksissa keskimäärin saadut arvot. Kokonaisfosforin huuhtouma Helsingin puroilla on hieman keskimääräistä pienempää, mutta sekin on lähellä vastaavien tutkimusten keskiarvoa. Kevättulvan aikana puroilta huuhtoutui 41 – 49 % koko vuoden tyyppikulkeumasta ja 34 – 49 % kokonaisfosforista. Ravinteiden osalta tutkitut valuma-alueet vastaavat vesistövaikutuksiltaan melko väljästi rakennettua esikaupunkialuetta.

Helsingin purojen suurimpia bakteerikuormittajia ovat eläinten, erityisesti koirien ja lintujen, ulosteet. Kaupunkipurojen veden hygieeninen laatu vaihtelee nopeasti ja valitulla näytteenottoajankohdalla on usein ratkaiseva merkitys lopputulokseen. Säätila ja virtaamaolosuhteet vaikuttavat merkittävästi kaupunkipurojen veden hygieeniseen laatuun. Kun purojen virtaama on suuri, sisältää vesi keskimäärin enemmän bakteereita kuin alivirtaaman aikana. Varsinkin ukkosateiden aikaansaamat voimakkaat tulvat lisäävät merkittävästi puroveden bakteeripitoisuuden moninkertaiseksi. Helsingin purojen indikaattoribakteerien mediaaniarvot ovat keskimäärin 10 – 20 kertaa suuremmat kuin luonnontilaisilla alueilla, mutta kuusi kertaa pienemmät kuin varsinaisten hulevesiviemärien mediaaniarvot. Helsingin kaupunkipurojen hygieeninen laatu vaihtelee suuresti eri talvina. Yhtäjaksoisen pitkän pakkaskauden aikana puroveteen pääsee vain vähän bakteereita ja veden hygieeninen laatu on hyvä. Jos kaduilla tapahtuu talvella sulamista, hygieeninen laatu on selvästi huonompi.

Ihmisen toimintaa indikoivien liukoisen kuparin ja sinkin keskimääräiset pitoisuudet ja kuljetusmäärät olivat tutkituissa kaupunkipuroissa lähes kolminkertaisia Uudenmaan purovesien keskiarvoon verrattuina. Useimmissa hulevesitutkimuksissa saadut kuparin ja sinkin pitoisuudet ja huuhtoumat ovat kuitenkin yli kymmenkertaisia

verrattuna tässä tutkimuksessa mitattuihin Helsingin purojen pitoisuuksiin. Sinkin vesieläimistölle haitallinen pitoisuus ylittyi 13 % Mätäjoen, 20 % Mellunkylänpuron ja 1 % Tapaninkylänpuron vesinäytteistä. Kuparin pitoisuudet eivät yltäneet haitalliselle tasolle.

Liukoisten anionien ja kationien (natrium, kalium, kalsium, magnesium, kloridi ja sulfaatti) pitoisuudet Helsingin puroissa olivat keskimäärin 5 – 15 kertaa suuremmat kuin Suomen latvapurojen pitoisuudet. Uudenmaan savikkovaltaisen alueen latvapuroihin verrattuna kaliumin ja magnesiumin keskimääräiset pitoisuudet olivat noin 1,5-kertaisia; kalsiumin ja sulfaatin 2,2-kertaisia sekä natriumin 2,8- ja kloridin 3,4-kertaisia. Anionit ja kationit korreloivat erittäin merkitsevästi negatiivisesti purojen virtaaman kanssa.

Poikkeuksena olivat natriumin ja kloridin pitoisuudet, jotka nousivat liukkaudenestoon käytetyn tiesuolan takia tulvien alkuvaiheessa hyvin korkeiksi talvella ja keväällä. Natriumin ja kloridin huuhtomasta 75 – 80 % ajoittui tiesuolauuskaukelle, marras-huhtikuulle. Käytetystä tiesuolasta huuhtoutui puroihin 35 – 50 %. Yhteensä koko Helsingin alueelta voidaan arvioida talvella 1998-99 suolaa huuhtoutuneen mereen noin 3000 tonnia. Suola ei ole melko suurinakaan pitoisuuksina vesieläimistölle myrkyllistä, mutta sen käytöstä on useita muita haittavaikutuksia ympäristölle ja rakenteille. Suolan käyttöä tulisikin edelleen pyrkiä vähentämään.

Helsingin puroista mereen päätyvät ainekuljetusmäärät ovat varsin vähäisiä verrattuna Vantaanjoen tai Helsingin Viikinmäen jätevedenpuhdistamon aiheuttamaan kuormitukseen. Ammoniumtyypen, natriumkloridin ja aineksen kokonaiskuljetus neliökilometriä kohti oli Helsingin puroilta kuitenkin Vantaanjoen valuma-aluetta suurempi. Helsingin purot laskevat suojaisiin merenlahtiin, jolloin kuormituksella on laskennallisia ainemääriä suurempi ekologinen merkitys.

Veden lisäjuokutus Mätäjokeen laskee vähäsaateisena kesänä liukoisen tyyppien pitoisuuksia, mutta samalla liukoisen fosforin pitoisuudet kohosivat keskimääräistä korkeammiksi. Fosfaattifosforin vuotuinen huuhtouma Mätäjoesta mereen nousi lisäjuokutuksen takia noin 20 %. Syy fosforipitoisuuksien nousuun on lisäjuokutusveden pumppaus Silvolan tekoaltaan pohjalta, missä veteen pääsee vähähappisissa olosuhteissa todennäköisesti liukenemaan fosforia pohjasedimen-

teistä. Lisäjuokutusveden laatu olisikin parempi, jos se pumpattaisiin altaan ylemmistä vesikerroksista. Vaikka puroveden laatu ei sanottavasti parantunut, lisäveden pumppaus Mätäjokeen on perusteltua puron virkistyskäytön kannalta. Puron ekologian kannalta lisävesi olisi tärkeintä talven alivirtaamakaudesta.

Kaupunkipurojen valuma-alueilla eri sivupuroissa ja -ojissa veden laatu vaihtelee huomattavasti verrattuna pääuoman alajuoksun veden laatuun. Merkittävimmät tutkimuksessa havaitut sivuojien poikkeukselliset kuormituslähteet ovat saastunut maaperä, suljettu kaatopaikka ja osin myös pienteollisuusalueet. Yksittäisiä kuormituslähteitä on useimmiten hyvin vaikeaa osoittaa. Silti niiden identifioiminen olisi erittäin tärkeää, jos kaupunkipurojen veden laatua pyritään parantamaan.

Tutkittujen Helsingin kaupunkipurojen veden laatu on keskimäärin tyydyttävällä tasolla. Merkittävimmät ongelmat ovat liukoisten raskasmetallien suuri pitoisuus purovedessä, ajoittain korkeat bakteerimäärät ja voimakas suolapitoisuuden vaihtelu talvikaudella. Mellunkylänpuron valuma-alueella ongelman muodostaa voimakas eroosio. Suuri yksittäinen ongelma Helsingin kaupunkipuroilla on myös roskaantuminen.

18. Kehittämissuhteita kaupunkipurojen nykytilan parantamiseksi

Kaupunkialueella varsin yleiset tulvat voivat aiheuttaa merkittäviä taloudellisia vahinkoja. Useat rakentamistekniset ratkaisut, joita tutkittujen purojen valuma-alueilla seurantajakson aikana on toteutettu, ovat lisänneet tulvien riskiä. Rakentamisen jatkuessa tilanne yhä kärjistyy, ellei kaupunkisuunnittelussa oteta nykyistä huomattavasti suuremmalla painoarvolla huomioon sen kaupunkihydrologisia vaikutuksia. Kaupunkirakentamiseen liittyy myös voimistunut eroosio ja ainekuljetus. Helsingin kaupungin tulisikin kiinnittää erityistä huomiota eroosion torjuntaan Mellunkylänpuron valuma-alueella.

Helsingin kaupunkipurojen veden hygieenistä laatua tulisi pyrkiä parantamaan tiedottamalla ihmisille koirien jätösten keräämisen tärkeydestä.



Kuva 93. Roskaantuminen on yksi Helsingin kaupunkipurojen suuria ongelmia.

Myös lintujen laajamittaista ruokintaa purojen välittömässä läheisyydessä tulisi välttää. Helsingin puroille ei tulisi rakentaa asukkaiden toivomia uimapaikkoja veden heikon hygienian takia. Hygieneninen laatu on huonoin nimenomaan uimiseen soveltuvina kesäkuukausina.

Tiesuola muuttaa huomattavasti kaupunkipurojen veden laatua talvella ja keväällä. Liukkaidenestoon käytetystä suolasta ei Helsingissä voida kokonaan luopua, mutta sen vaikutuksia ympäristöön ja vesistöihin kaupunkialueella tulisi seurata nykyistä laajemmin. Tiesuolan käytön tarvetta eri olosuhteissa tulisi myös tarkkaan harkita ja mahdollisuuksien mukaan käyttömääriä nykyisestä edelleen vähentää. Myös öljyn ja ympäristölle haitallisten kemikaalien määrät Helsingin puroja hulevesissä sekä purojen pohjasedimenteissä tulisi selvittää.

Roskaantuminen on huomattava esteettinen ja veden laadun ongelma kaupunkipuroilla (kuva 93). Roskien mukana puroihin päätyy kaduilta runsaasti orgaanista ainetta, mikä lisää kuormitusta. Roskaisuille puronvarsille päätyy myös helposti esimerkiksi autojen akkuja tai jätteöljyä, mikä voi paikallisesti heikentää veden laatua hyvin merkittävästi. Purovarret tulisikin siivota säännöllisesti roskista aina kevättulvan jälkeen ennen kasvukauden alkua. Siivoamisella saavutettaisiin vähintään

yhtä suuri imagohyöty ja ”puroveden tilan parantuminen” ihmisten mielissä kuin usein monimutkaisilla ja kalliilla veden laadun parannuskeinoilla. Puroympäristön siivoamisesta saatava hyöty vielä moninkertaistuisi, jos siihen yhdistettäisiin tiedotuskampanja alueen asukkaille. Suuri osa ihmisistä ei tiedä, että pihan sadevesiviemäri johtaa vedet, roskat ja koirien jätökset lähipuroon.

Helsingin purojen kehittämisen kannalta olisi tärkeää luoda nykyistä joustavammat yhteistyön muodot kaupungin eri virastojen välille. Muutama vuosi sitten perustettiin Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen koordinoima purotyöryhmä, johon on kutsuttu virkamiehiä Helsingin kaupungin eri virastoista ja tutkijoita eri tutkimuslaitoksista. Helsingin puroista vastaavat omalla sektorillaan Helsingin kaupungin rakennusviraston viherosasto, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Helsingin Vesi ja Helsingin kaupungin kaupunkisuunnitteluvirasto. Edelleen on kuitenkin havaittavissa tilanteita, joissa tieto ei kulje riittävän hyvin kaupungin virastojen välillä. Siksi niiden välistä yhteistyötä tulisi kaupunkivesiasioissa entisestään tiivistää.

Helsingissä olisi pikimmiten suunniteltava ja toteutettava hulevesistrategia eri virastojen ja kaupungin liikelaitosten yhteistyönä. Hyvä esimerkki onnistuneesta hulevesistrategiasta löytyy Tukholmasta, jossa se vahvistettiin vuonna 2002 (Thörnelöf et al. 2001; Stockholms stad 2001;



Kuva 94. Kaupunkipurot ovat arvokkaita lähivirkistyskohteita alueen asukkaille ja ekokäytäviä kaupunkialueen elämistölle. Kuvassa Mätäjoki virtaa Talissa.

Stockholms stad 2002). Strategian neljä perusperiaatetta ovat (Aldheimer & Bennerstedt 2003):

1. Toimenpiteiden tulisi ensisijaisesti kohdistua kuormituslähteiden vähentämiseen tai poistamiseen.

2. Hulevesi tulisi käsitellä, aina kun se on mahdollista, paikallisesti niin, että maaperään ja pient vesistöihin päätyy mahdollisimman paljon vettä ilman kriittisen kuormituksen ylittymistä.

3. Likaantunut hulevesi tulee käsitellä paikallisesti tai ohjata vähemmän herkkään vastaanottavaan vesistöön tai jätevedenpuhdistamolle.

4. Hulevesien puhdistamiseen tarkoitettuja teknisiä ratkaisuja tulee rakentaa ensisijaisesti asuinalueiden ja katujen uudisrakentamisen tai kunnostuksen yhteydessä.

Tukholman hulevesistrategiaan liittyy myös selkeät veden laadun raja-arvot, joiden ylittyessä on selvítettävä teknisten puhdistusmenetelmien tarvetta. Puhdistustarve on lisäksi luokiteltu valuma-alueiden maankäytön intensiteetin ja vastaanottavan vesistön herkkyuden mukaan.

Vuonna 2000 Suomessa voimaan tullut uusi ympäristönsuojelulaki vaatii ympäristön kannalta parhaan periaatteen noudattamista parhaalla käyttökelpoisella tekniikalla (ns. BMP - best management practices -vaatimus). Siksi Helsingin hulevesistrategian luomisen yhteydessä on syytä tarkoin pohtia erilaisten huleveden laatua parantavien teknisten ratkaisujen tarvetta ja käyttökelpoisuutta. Hulevesien käsittelyn avulla kaupunkive-

sien laatu voidaan yksittäisissä ongelmakohtissa saattaa hyväksyttävälle tasolle. Tällaisia kohteita olisivat esimerkiksi vilkkaimmat teialueet, teollisuusalueet ja laajat parkkipaikat. Teknisinä ratkaisuuina kyseeseen tulisivat erilaiset kosteikot ja laskeutusaltaat, suodattimet sekä öljynerottimet. Näiden ratkaisujen toimivuudesta kylmissä ilmasto-olosuhteissa ei valitettavasti ole olemassa yhtä paljon tutkimustietoa kuin lämpimämmillä alueilla. Huleveden puhdistamiseen käytettävissä olevan parhaan käyttökelpoisen tekniikan hyödyntämisestä kylmissä ilmasto-olosuhteissa on kuitenkin tehty yksityiskohtainen manuaali (Caraco & Claytor 1997) ja esitetty kirjallisuuskatsaus (Novotny et al. 1999). Suomessa Vaasan hulevesitutkimuksen yhteydessä testattiin hiekka- ja kivivillasuodatuksen ja kosteikkojen toimivuutta hulevesien puhdistuksessa (Kannala 2001). Tukholmassa on tehty laaja hulevesien puhdistusmenetelmien katsaus (Larm et al. 1999). Lisäksi Kanadassa, Yhdysvalloissa ja Pohjoismaissa on tehty useita erillisiä tutkimuksia kylmän ilmanalan hulevesien käsittelyn BMP-menetelmistä (mm. Aldheimer & Bennerstedt 2003; Färm 2003; Marsalek et al. 2003; Viklander et al. 2003).

Hulevesistrategiat ja veden laadun parantamiseen tähtäävät tekniset ratkaisut keskittyvät luonnollisesti sadevesiviemäreiden kaduilta kuljettaman huleveden laatuun. Helsingin purot saavat huomattavan osan vedestään juuri hulevesiviemäreistä. Jos Helsinkiin luodaan oma hulevesistra-

tegia, tulee sen suunnittelun yhteydessä ottaa suurella painoarvolla huomioon kaupunkipurojen veden laatu ja purojen merkitys virkistyskäytön kannalta. Kaupunkipuroilla on huomattava merkitys sinisinä elementteinä keskellä Helsingin puistoja ja viheralueita sekä suurkaupungin poikki kulkevana kaupunkielämistön ekokäytävänä (kuva 94). Helsingin kaupunkipurot ovat huolenpidon ja kehittämisen arvoisia pienvesiä.

Kiitokset

Tämän työn innoittajana ja ohjaajana on toiminut professori Matti Tikkanen Helsingin yliopiston maantieteen laitokselta. Häneltä saatu kannustus ja neuvot ovat olleet ensiarvoisen tärkeitä työn kuluessa ja sen loppuunsaattamiseksi.

Tämän tutkimuksen käynnistämiseen antoivat taloudellisen mahdollisuuden Suomen kulttuurirahasto, Helsingin sanomain 100-vuotissäätiö ja Helsingin kaupunki. Tutkimusta tehdessäni työskentelin kahdeksan kuukauden ajan Maantieteen valtakunnallisessa tutkijakoulussa. Suurimman osan aikaa olen toiminut assistenttina Helsingin yliopiston maantieteen laitoksella. Edellä mainitut tahot ovat luoneet taloudelliset mahdollisuudet tutkimuksen läpiviemiselle. Siitä heille lämmin kiitos.

Helsingin Vesi lainasi tutkimusta varten kolme kokoomanäytteitä ottavaa näytteenotinta ja kaksi limnigrafia, antoi luvan käyttää Broändan pohjavedenottamoaa sääaseman sijoituspaikkana sekä toimitti sähköä Tapaninkylänpuron näytteenotokopille. Uudenmaan ympäristökeskus lainasi tutkimusta varten kaksi automaattista vesinäytteenotinta, virtaamamittarin ja sademittarin. Lisäksi Helsingin yliopiston meteorologian laitos lainasi viisi pluviografia tutkimuksen käyttöön. Ilman edellä mainittujen tahojen arvokasta materiaalista apua näytteenotto sekä virtaaman ja sademäärän seuranta ei olisi tässä tutkimuksessa ollut mahdollista.

Näytteiden analysoinnissa ja näytteenottojärjestelyissä sain korvaamatonta apua Helsingin kaupungin ympäristökeskukselta. Kiitokset Pekka Kansaselle, Tapio Norhalle, Lauri Pesoselle ja Ilkka Viitasalolle. Kiitokset myös Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen laboratorion joustavalle ja ystävälliselle henkilökunnalle erityisesti Tapio Riihelälle, Sirkka-Liisa Korkalalle ja Seija Kalsolle.

Helsingin kaupungin rakennusvirasto auttoi Mellunkylänpuron mittapadon kunnostamisessa ja patoaltaan tyhjentämisessä sedimentistä sekä rakensi kokonaan uuden mittapadon ja näytteenotokopin Tapaninkylänpurolle. Lämmin kiitos

tästä tutkimuksen kannalta erittäin merkittävästä tuesta Helsingin rakennusvirastolle ja erityisesti Hannu Airolalle, Mauri Mikkoselle, Jarmo Pullille sekä Matti Hiltuselle.

ABB Strömberg antoi luvan sijoittaa Mätäjoen näytteenotokopin omalle alueelleen ja toimitti kopin tarvitseman sähkön. ABB Strömberg lahjoitti lisäksi sähköpääkeskuksen Mellunkylänpuron näytekopin sähköistämistä varten. Suuri kiitos Tommy Väisäselle ja Pertti Sihvoselle.

Juhani Virkanen Helsingin yliopiston luonnonmaantieteen laboratoriolta antoi arvokasta apua ja neuvoja laboratorioanalyysissä. Keskustelut Tom Blomin kanssa selvensivät tilastollisten analyysien kiemuroita. Hanna Reijola ja Marketta Eerola luonnonmaantieteen laboratoriolta auttoivat näytteiden analysoinnissa. Näytteenotossa ja henkisenä tukena sain korvaamatonta apua vaimoltani Christina Ruthilta. Osan kartoista ja kuvista on piirtänyt puhtaaksi Kirsti Lehto, Pirkko Numminen ja Arttu Paarlahti Helsingin yliopiston maantieteen laitokselta. Työn taittoi Hilka Ailio. Kaikille edellä mainituille haluan esittää parhaimmat kiitokseni.

Työn esitarkastajat prof. Olavi Heikkinen Oulun yliopistosta ja dos. Esko Kuusisto Suomen ympäristökeskuksesta antoivat käsikirjoitukseen runsaasti arvokkaita kommentteja ja parannusehdotuksia, mistä haluan heitä lämpimästi kiittää.

Lisäksi haluan lämpimästi kiittää seuraavia henkilöitä: Vesa-Matti Halsti (Helsingin Vesi), Aune ja Heikki Kahelin, Ari Kivinen (Helsingin Vesi), Yrjö Kivinen (Suomen ympäristökeskus), Hannu Kyrölä (Helsingin yliopiston tekninen osasto), Dick Lindström (Helsingin Vesi), Yrjö Lundström (Helsingin Vesi), Antti Melakari (Helsingin Vesi), Timo Nieminen (Suomen Ympäristökeskus), Tarmo Nieminen (Uudenmaan ympäristökeskus), Kirsti Penttinen (Kannelmäki-seura), Eero Pohjakallio, Timo Puhakka (Helsingin yliopiston meteorologian laitos), Helena Ruth, Anna-Maija Tiainen, Rauni Varkia (Helsingin yliopiston maantieteen laitos), Kari Varvikko (Kannelmäki-seura), Leena Villa (Uudenmaan ympäristökeskus) ja Tarmo Viren (Helsingin yliopiston tekninen osasto). Kiitokset myös kaikille niille, joita en edellä muistanut mainita, mutta jotka omalla panoksellaan tutkimusta edistivät.

Lähteet

Ahponen, Hannele (2003). Kohti luonnonmuukaista taajamahydrologiaa. Julkaisematon diplomityö. 119 s. + 12 liit. Teknillinen korkeakoulu, Rakennus- ja ympäristötekniikan osasto.

Ahponen, Hannele, Jyrki Kotola, Jyrki Nurmi-

- nen, Paula Kuusisto, Johanna Peltola-Thies, Olli Ruth & Matti Tikkanen (2004). Kaupunkivedet ja niiden hallinta, RYVE-projektin loppuyhteenveto. Suomen ympäristö. *In press*.
- Ahtiainen, Marketta (1991). Avohakkuun ja metsänojituksen vaikutukset purovesien laatuun. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* A 45. 122 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Akan, A. Osman (1993). *Urban stormwater hydrology. A guide to engineering calculations*. 265 s. Technomic publication, Pennsylvania.
- Akan, A. Osman & Robert J. Houghtalen (2003). *Urban hydrology, hydraulics and stormwater quality*. 373 s. John Wiley & Sons, USA.
- Alanen, Timo & Saulo Kepsu (1989). Kuninkaankartasto Suomesta 1776-1805. *Suomalaisen kirjallisuuden seuran toimituksia* 505. 397 s. Helsinki.
- Aldheimer, Gudrun & Knut Bennerstedt (2003). Facilities for treatment of storm water from highways. *1st international conference on urban drainage and highway runoff in cold climate. 25-27 March 2003 Riksgränsen, Sweden. Proceedings*, 161-170.
- Amrhein, C., J. E. Strong & P. A. Mosher (1992). Effect of deicing salts on metal mobility in roadside soils. *Journal of environmental quality* 19, 765-772.
- Bailey, H. C., J. R. Elphick, A. Potter & B. Zak (1999). Zinc toxicity in stormwater runoff from sawmills in British Columbia. *Water Research* 33:11, 2721-2725.
- Bannerman, R. (1994). Sources of urban pollutant defined in Wisconsin. *Watershed Protection Techniques* 1:1, 30-33.
- Bauske, B. & D. Goetz (1993). Effect of deicing-salts on heavy metal mobility. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 21:1, 38-42.
- Bay, Steven, Burton Jones, Kenneth Schiff & Libe Washburn (2003). Water quality impacts of stormwater discharges to Santa Monica Bay. *Marine Environmental Research* 56:1-2, 205-223.
- Bertrand, J. L., G. Chebbo & A. Saget (1998). Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water research* 32, 2341-2356.
- Brenner, Mark & Richard Horner (2003). Effects of calcium magnesium acetate (CMA) on dissolved oxygen in natural water. *Resources, Conservation and Recycling* 7:1-3, 239-265.
- Brown, W. & D. Caraco (1997). Keeping soil in its place. *Watershed protection techniques* 2:3, 418-423.
- Cajander, H. (1952). Puro- ja ojavesitutkimukset 1951. Raportti katurakennuspäällikölle. Hel-singin kaupunki. 21 s. Julkaisematon.
- McCants, C. Commons, A. McCann, H. Burdett & B. Neptin (2004). Water quality protection. Pet waste. 1.7.2004. <<http://www.uri.edu/ce/wq/has/html/WQP.Pet%20Waste.pdf>>
- Caraco, Deborah & Richard Claytor (1997). *Stormwater BMP design supplement for cold climates*. 101 s. + 3 liit. Center for watershed protection, USA.
- Davis, Allen, Mohammad Shokouhian & Shubei Ni (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44, 997-1009.
- Deletic, Ana (1998). The first flush load of urban surface runoff. *Water research* 32:8, 2462-2470.
- Delleur, J. W. (1982). Introduction to urban hydrology and stormwater management. *Teok-sessa: Kilber, David (toim.): Urban stormwater hydrology. American geophysical union. Water resources monograph* 7, 1-34. American geophysical union, Washington.
- D'Itri, Frank (toim.) (1992). *Chemical deicers and the environment*. 584 s. Lewis publishers, Usa.
- Drebs, Achim, Anneli Nordlund, Pirkko Karlsson, Jaakko Helminen & Pauli Rissanen (2002). Tilastoja Suomen ilmastosta 1971-2000. *Ilmasto-tilastoja Suomesta* 2002:1. 98 s. Ilmatieteen laitos. Edita, Helsinki.
- Duncan, H. (1999). Urban stormwater quality. A Statistical overview. *Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. Report* 99/3. 80 s. Australia.
- Dwight, Ryan H., Dean B. Baker, Jan C. Semenza, & Betty H. Olson (2004). Health effects associated with recreational coastal water use: Urban versus rural California. *American Journal of Public Health* 94:4, 565-567.
- Eaton, A. D., L. S. Clesceri & A. E. Greenberg (1995) (toim.). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 15th Edition. Part 4500 NO₃⁻ Ultraviolet spectrophotometric screening method. American Public Health Association, Maryland, USA.
- Elliot, A. H. (1998). Prediction of illness risk near ocean outfalls using frequency distributions of bacterial concentrations. *Water research* 32:10, 3182-3187.
- Ellis, Bryan, Bernard Chocat, Shoichi Fujita, Wolfgang Rauch & Jiri Marsalek (2004). *Urban drainage. A multilingual glossary*. 512 s. IWA Publishing, Lontoo.
- Embrey, Sandra S. (2001) Microbiological Quality of Puget Sound Basin Streams and Identification of Contaminant Sources *Journal of the American Water Resources Association* 37:2, 407-421.
- Erävuori, Lauri, Riitta Ikäheimo, Sakari

- Grönlund & Maa ja Vesi OY (2002). Helsingin yleiskaava 2002, ehdotus. Vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen. *Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä* 2002:7. 35 s. Helsingin kaupunki sekä Maa ja Vesi OY.
- Euroopan yhteisöjen komissio (2002). Ehdotus Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiiviksi uimaveden laadusta. *KOM(2002) 581 lopullinen*. 42 s. Bryssel 24.10.2002.
- Ferguson, Bruce (1998). *Introduction to storm-water: Concept, purpose, design*. 256 s. John Wiley & Sons, USA.
- Finkenbine, J., J. Atwater & D. Mavinic (2000). Stream health after urbanization. *Journal of the American water resources* 36:5, 1149-1160.
- Fogarty, L.R., S.K. Haack, M.J. Wolcott & R.L. Whitman (2003). Abundance and characteristics of the recreational water quality indicator bacteria *Escherichia coli* and enterococci in gull faeces. *Journal of Applied Microbiology* 94, 865-878.
- Forsberg, C., S.-O. Ryding, A. Claesson & Å. Forsberg (1978). Water chemical analyses and / or algal assay? -Sewage effluent and polluted lake water studies. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 21, 352-363.
- Fred, Tommi (2004). Helsingin kaupungin jätevesien johtamisen ja käsittelyn velvoitetarkkailun tulokset vuodelta 2003. 29 s. Helsingin vesi. *Julkaisematton*.
- Färm, Carina (2003). Investigation of detention system for stormwater runoff regarding maintenance, operation and handling of sediments. *Ist international conference on urban drainage and highway runoff in cold climate*. 25-27 March 2003 Riksgården, Sweden. *Proceedings*, 131-222.
- Gannon, John & Michael Busse (1989). E. coli and enterococci levels in urban stormwater, river water and chlorinated treatment plant effluent. *Water Research* 23:9, 1167-1176.
- Geldreich, E. E. & B. A. Kenner (1969). Concepts of fecal streptococci in stream pollution. *Journal of water pollution control federation* 41:8, 336-352.
- Glader, E., U. Moback & H. Persson (1984). Saltskador på träd. *Stad & land* 30, 1-72.
- Glückert, Gunnar (1969). Profiliili Länsi-uusimaan korkeussuhteista. *Terra* 81:3, 134-137.
- Gould, D.J. & M.R. Fletcher (1978). Gull droppings and their effects on water quality. *Water Research* 12, 665-672.
- Gregory, K. J. & D. E. Walling (1973). *Drainage Basin Form and Process. A geomorphological approach*. 456 s. Edward Arnold Ltd, Norwich.
- Gross, C.M., J.S. Angle & M.S. Welterlen (1990). Nutrient and sediment losses from turf-grass. *Journal of Environmental Quality* 19, 663-668.
- GTK (1996). Geologian tutkimuskeskus, geokemian osasto. Suuralueellinen geokemiallinen purovesikartoitus 1990. Erillinen haku tietokannasta, 06/1996.
- Hall, M. J. (1984). *Urban hydrology*. 299 s. Elsevier applied science publishers, Belfast.
- Hautala, E.-L., J. Oksanen & A. Wulff (1991). Suolauksen vaikutukset tievarsikasvillisuuteen. *Tielaitoksen selvityksiä* 1991:4. 68 s. Kuopion tuotantotekninen kehitysyksikkö, Kuopio.
- Heijerick, D. G., C. R. Janssen, C. Karlén, I. Odnevall Wallinder & C. Leygraf (2002). Bioavailability of zinc in runoff water from roofing materials. *Chemosphere* 47:10, 1073-1080.
- Helenius, Lauri & Tapio Leinonen (1979). Taajama-alueiden huleveden määrällinen ja laadullinen riippuvuus maankäyttömuodoista ja hydrologisista tekijöistä. *Oulun yliopisto, vesirakennustekniikan laitos, julkaisu* 5. 120 s. + liit.
- Hellstén, P. & T. Nystén (2003). Migration on alternative de-icers in unsaturated zone of aquifers - in vitro - study. *Water Science & Technology* 48:9, 45-55.
- Hellstén, P., T. Nystén, J. Salminen, K. Grandlund, T. Huotari & V.-M. Vallinkoski (2004). Kaliumformaatin hajoaminen maaperässä ja pohjaveässä, MIDAS-loppuraportti. *Suomen ympäristö* 675. 53 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Helsingin geotekninen kartta (1989). *Helsingin geotekninen kartta* 1:10 000 /GEO 10M. Lehdet F5-7, G5-7. Helsingin kaupungin geotekninen osasto.
- Helsingin kaupunki (2003). Tiesuolan käyttö liukkaudentorjuntaan vuosina 1997-2003. Tiedonhaku Helsingin kaupungin rakennusviraston tietokannasta.
- Hilkku, Virpi (1997). Aineskuljetus ja veden laatu Rekolanojassa, Itä-Vantaalla. *Julkaisematton pro gradu -työ*. 94 s. + 2 liit. Helsingin yliopisto, Maantieteen laitos.
- Hipp, B., S. Alexander & T. Knowles (1993). Use of resource efficient plants to reduce nitrogen, phosphorus, and pesticide runoff in residential and commercial landscapes. *Water science and technology* 28:3-5, 205-213.
- HKR (2004a). Koira kaupungissa. 2.9.2004. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. <<http://www.hel.fi/HKR/viher/koirat.shtml>>
- HKR (2004b). Hot Dog. Koira on ollut kuuma kysymys Helsingissä jo yli sata vuotta. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. 22.9.2004. <<http://www.hkr.hel.fi/jatkis/print/23.html>>
- Hogland, William (1986). Rural and urban water budgets. *Institutionen for teknisk vattenresurslära Lunds universitet, Tekniska och naturveten-*

skapliga högskolan. Rapport 1006. 277 s. Wallin & Dalholm Boktryckeri, Lund.

HYMK (1993). Maaperähygieeniset tutkimukset Helsingissä. *Ympäristökeskuksen julkaisuja* 5/93. 126 s. Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Helsinki.

Hyvärinen, Veli (toim.) (1998). *Hydrologien kuukausitiedote*. Marraskuu 1998. 4 s. Suomen ympäristökeskus. Vesivarayksikkö.

Hyvärinen, Veli (toim.) (1999a). *Hydrologinen kuukausitiedote*. Joulukuu 1998. 4 s. Tammikuu 1999. 4 s. Helmikuu 1999. 4 s. Maaliskuu 1999. 4 s. Huhtikuu 1999. 4 s. Suomen ympäristökeskus. Vesivarayksikkö.

Hyvärinen, Veli (toim.) (1999b). *Hydrologi- nen yleiskatsaus 1999*. Suomen ympäristökeskus. Vesivarayksikkö.

Hyvärinen, Veli, Reijo Solantie, Seppo Aitamurto & Achim Drebs (1995). Suomen vesitase 1961-1990 valuma-alueittain. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* A220, 1-68. Edita, Helsinki.

Hämäläinen, Ilpo & Osmo Niiranen (1993). Helsingin purojen valuma-alueiden ja virtaamisen karttatarkastelu. Raportti ja kartta 1:10 000. Insinööritoimisto Paavo Ristola Oy. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 7 s. + liit. Julkaisematon.

Härme, Manu (1978). Keravan ja Riihimäen kartta-alueiden kallioperä. Suomen geologinen kartta 1:100 000. *Kallioperäkartan selitykset 2043 Kerava, 2044 Riihimäki*. 51 s. Geologinen tutkimuslaitos, Espoo.

Ikonen, Iiro, Sinikka Suomalainen & Magnus Östman (1992). Turun kaupungin pienvesikartointus. Ympäristönsuojelutoimiston julkaisu 1/92. *Turun maakuntamuseon monisteita* 3. 201 s. Turun kaupunki

Ilmatieteen laitos (2001). Tiedonhaku ilmastotilasto-rekisteristä. Helsinki-Kaisaniemen ja Helsinki-Vantaan säähavainnot 1.7.1996-31.5.2001.

ISO 11047 (1998). Soil quality -- Determination of cadmium, chromium, cobalt, copper, lead, manganese, nickel and zinc -- Flame and electrothermal atomic absorption spectrometric methods. 18 s. International Organization for Standardization.

Jalava, Hannu (1987). Helsingin purot. *Helsingin kaupungin ympäristönsuojelulautakunta, julkaisu* 5/1987. 97 s. Helsingin kaupunki.

Johnson, C. (1999). Pet Waste and Water Quality. 1.7.2004 <<http://clean-water.uwex.edu/pubs/sheets/pet.pdf>>

Jormola, Jukka, Heli Harjula & Auri Sarvilinna (toim.) (2003). Luonnonmukainen vesirakentaminen. Uusia näkökulmia vesistösuunnitteluun. *Suomen ympäristö, rakentaminen* 631. 168 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

Jormola, Jukka (2004). Kaupunkipurojen kun-

nostus ja hulevesien käsittely. Mellunkylänpuuro tiivistyvässä kaupunkirakenteessa. *Käsikirjoitus* 2.4.2004. Suomen ympäristö.

Järvelä, Juha (1998). Luonnonmukainen vesirakennus. Periaatteet ja hydrauliset näkökohdat virtavesien ennallistamisessa ja uudisrakentamisessa. *Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja* TKK-VTR-1. 129 s. Libella OY, Espoo.

Järvelä, J. & T. Helmiö (2004). Hydraulic considerations in restoring boreal streams. *Nordic Hydrology* 35:3, 223-235.

Kajaste, Ilpo (2004). Merialueen kuormitus. Teoksessa: Pellikka, Katja (toim.) Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 2003. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita* 1/2004, 11-18. Helsingin kaupunki.

Kannala, Markus (2001). Vaasan kaupungin hulevesikuormituksen vähentäminen. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 216. 95 s. Länsi-Suomen ympäristökeskus. Multiprint, Vaasa.

Kari, Tapiola (2004). Putket liitettiin väärin – kerrostalojen viemäri johdettiin suoraan Saunalahteen. *Länsiväylä* 2004:55, 1 (14.7.2004).

MacKereth, F. J. H. (1966). Some chemical observations on post-glacial lake sediments. *Philosophical transactions of the Royal Society of London* 250, 165-213.

Ketola, Turo (1998). Veden laatu ja aineskuljetus Mellunkylänpurossa, Itä-Helsingissä. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 7/98. 46 s. Helsingin kaupunki, Helsinki.

Kiirikki, Mikko (1991). Espoon pienvesi-inventointi 1991. *Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu* 10/91. 56 s. Espoon kaupunki.

Kivikangas, Mari (2002). Järvenpäästä Tuusulanjärveen laskevien hulevesien ja muiden valumavesien ominaisuuksia. 101 s. + 2 liit. Pro gradu-tutkielma. Helsingin yliopiston maantieteen laitos. Julkaisematon.

Kjølholt, Jesper, Christian Poll & Finn Jensen (1997). Miljøfremmande stoffer i overfladeafsrømning fra befæstede arealer. Litteraturgennemgang og konkrete undersøgelser. *Miljøprojekt nr. 355*. 97 s. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, København.

Komiteamietintö (1968). Vesianalyysitoimikunnan mietintö. *Komiteamietintö* 1968:B19. 242 s.+ liit. Helsinki.

Komiteamietintö (1969). Vesien laatuluokitustoimikunnan mietintö. *Komiteamietintö* 1969:B96. 200 s. + liit. Helsinki.

Konrad, Christopher (2003). Effects of urban development on floods. *U.S. Geological survey. Fact sheet FS-076-03*. 4 s. USGS, Usa.

Kotola, Jyrki & Jyrki Nurminen (2003a). Kaupunkialueiden hydrologia – valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetulla

alueella. osa 1: kirjallisuustutkimus. *Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja* 7. TKK-VTR-7. 92 s. Teknillinen korkeakoulu, Espoo.

Kotola, Jyrki & Jyrki Nurminen (2003b). Kautpunkialueiden hydrologia – valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetulla alueella. osa 2: koaeluetutkimus. *Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja* 8. TKK-VTR-8. 203 s. Teknillinen korkeakoulu, Espoo.

Kotro, Mikko (2001). Hulevesien koostumus ja käsittely. *Teoksessa*: Mäkelä, Harri, Mikko Kotro, Heikki Tervahattu & Juha Saario. *Hulevesiän ja kiinteistöjen kuivatukseen liittyvän lainsäädännön kehittäminen*. Ympäristöministeriö, esiselvitys. 65 s. Nordic Envicon OY.

Kulberg, A., K. H. Bishop, A. Hagerby, M. Jansson & R. C. Petersen (1993). Ecological significance of dissolved organic carbon in acidified waters. *Ambio* 22:5, 331-337.

Kuusisto, Esko (1986). Sadanta. *Teoksessa*: Mustonen, Seppo. *Sovellettu hydrologia*, 29-46. Vesiyhdistys r.y., Mänttä.

Kuusisto, Paula (2002). Kaupunkirakentamisen vaikutus pieniin valuma-alueisiin ja vesistöihin Suomessa. *Helsingin yliopiston maantieteen laitoksen julkaisuja* B 48. 69 s. Helsinki.

Lahermo, Pertti, Maija Ilmasti, Risto Juntunen & Matti Taka (1990). *Suomen geokemian atlas, osa 1. Suomen pohjavesien hydrogeokemiallinen kartoitus*. 66 s. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.

Lahermo, P., P. Väänänen, T. Tarvainen & R. Salminen (1996). *Suomen geokemian atlas, osa 3: Ympäristögeokemia - purovedet ja sedimentit*. 149 s. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.

Laitala, Matti (1991). Helsingin karta-alueen kallioperä. *Kallioperäkartan selitys. Suomen geologinen kartta 1:100 000, lehti* 2034. 47 s. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.

Larm, Thomas, Anna Holmgren & Erika Börjesson (1999). *Platsbesparande befintliga reningsystem för dagvatten. Förstudie i projekt tekniktävling för rening av dagvatten*. 27 s. VBB VIAK, Region Stockholm.

Lee, J.H., K. W. Bang, L.H. Ketchum, J.S. Choe & M.J. Yu (2002). First flush analysis of urban storm runoff. *The science of the total environment* 293, 163-175.

Lee, Haejin, Sim-Lin Lau, Masoud Kayhanian & Michael Stenstrom (2004). Seasonal first flush phenomenon of urban stormwater discharges. *Water research*. *Article in press*.

Leminen, K. & R. Helander (1985). *Hulevesien imeytyskokeilu Espoon Pihlajarinteessä*. 49 s. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Geotekniikan laboratorio.

Lepistö, Ahti (1996). Hydrological processes

contributing to nitrogen leaching from forested catchments in Nordic conditions. *Monographs of the Boreal Environment Research* 1. 72 s. Vammalan kirjapaino, Vammala.

Lepistö, Ahti (1990) & Pertti Seuna. Hydrological Characteristics Affecting the Runoff Water Acidity. *Teoksessa*: Kauppi, P. & P. Anttila, K. Kenttämies (toim.). *Acidification in Finland. Finnish Acidification Research Programme Hapro 1985-1990*, 825-847. Springer-Verlag, Berlin.

Lofgren, S. (2001). The chemical effects of deicing salt on soil and stream water of five catchments in southeast Sweden. *Water air and soil pollution* 130:2, 863-868.

Luukkonen, Katri & Johanna Peltola (2001). *Huolehdi hulevesistä – edistä vesistöjen ja lähiympäristösi hyvinvointia*. Esite. 4 s. Helsingin luonnonsuojeluyhdistys ry. Printlink, Helsinki.

Madera, V. (1982). Physical and Aesthetic Examination. *Teoksessa*: Suess M. (toim.) *Examination of water for pollution control. Vol 2 Physical, Chemical and Radiological examination*, 1-43. WHO regional office for Europe. Pergamon Press, England.

Madge, Bethany (2004). Analysis of particulate-bound nutrients in urban stormwater. EPA science forum. 17.7.2004. http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/scienceforum/madge_b.pdf

Makepeace, David, Daniel Smith & Stephen Stanley (1995). Urban storm water quality. Summary of contaminant data. *Critical Reviews in Environmental Control* 25:2, 93-139.

Makkonen, Erkki & Olli Ruth (2000). Helsingin puot - unohdetut keitaat. *Näitä polkuja-kulttuuripolut* 16. Esite. Helsingin kaupungin museo.

Malinen, J. (1998). Purojen ja puronvarsin merkitys ekokäytävänä Helsingissä. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita* 6/1998. Helsingin kaupunki.

Mallin, M. A., K. E. Williams, E. C. Esham, & R. P. Lowe (2000). Effect of human development on bacteriological water quality in coastal watersheds. *Ecological Applications* 10:4, 1047-1056.

Malmqvist, Per-Arne (1983). *Urban Stormwater Pollutant Sources*. 335 p. Chalmers university of technology, Department of Sanitary Engineering, Göteborg, Sweden.

Malmqvist, Per-Arne & Gilbert Svensson (1975). Delrapport, dagvattnets sammansättning i Göteborg. *Chalmers tekniska högskola. Geohydrologiska forskningsgruppen. Meddelande nr* 14. 69 s. Göteborg.

Mannila, Jari, Taina Tuominen & Timo Karjalainen (2001). Broändan purolaakso. 100 s. *Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston julkaisuja* 2001:8. Helsingin kaupunki.

Mansikkaniemi, Hannu (1982). Soil erosion in areas of intensive cultivation in southwestern

Finland. *Fennia* 160:2, 225-276.

Marsalek, P. M., W. E. Watt, J. Marsalek & B. C. Anderson (2003). Winter operation of an on-stream stormwater management pond. *1st international conference on urban drainage and highway runoff in cold climate. 25-27 March 2003 Riksgården, Sweden. Proceedings*, 201-230.

Melanen, Matti (1980). Taajamien hule- ja sulamisvedet, I osa, laadun tarkastelu. *Vesihallitus, tiedotus* 197. 138 s. Helsinki.

Melanen, Matti (1981). Quality of runoff water in urban areas. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 42, 123-190. Vesihallitus, Helsinki.

Melanen, Matti (1982). Valtakunnallisen hulevesitutkimuksen tulokset. *Vesitalous* 1982:3, 1-20.

Melanen Martti & Risto Laukkanen (1981). Quantity of storm runoff water in urban areas. *Publications of the water research institute* 42, 3-40. National board of waters, Finland. Valtion painatuskeskus, Helsinki.

Melanen, Matti & Heikki Tähtelä (1981). Particle deposition in urban areas. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 42, 40-122. Vesihallitus, Helsinki.

Metsäranta, Nora (2003). Valunnan muodostuminen taajama-alueella. Laskentamallin kehitys ja soveltaminen. 108 s. Julkaisematon diplomityö. Teknillinen korkeakoulu, Rakennus- ja ympäristötekniikan osasto.

Morton, T., A. Gold & W. Sullivan (1988). Influence of Overwatering and Fertilization of Nitrogen Losses from Urban Lawns. *Journal of Environmental Quality* 17, 124-130.

Neller, R. (1988). A comparison of channel erosion in small urban and rural catchments, Armidale, New South Wales. *Earth surface processes and landforms* 13, 1-7.

Neller, Ron (1993). The concentration of suspended sediments in Turku catchments: Implications for the quality of Finnish urban runoff. *Aqua Fennica* 23:1, 111-115.

Niemi, M. & J. Niemi (1988) Vantaanjoen vesistön bakteeripitoisuudet kesällä 1986. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 78*. 21 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.

Niemi, J. & M. Niemi (1991). Hygienian indikaattoribakteerien esiintymien kuormitetuissa joissa sekä luonnontilaisilla ja hajakuormitetuilla alueilla. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 299*, 57-61. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.

Niemi, J., M. Niemi, V. Malin & M.-L. Poikolainen (1996). Suomen jokien ja järvien hygieeninen laatu 1963-1993. *Vesitalous* 37:2, 1-6.

Niemi, J. S., R. M. Niemi, V. Malin & M.-L. Poikolainen (1997). Bacteriological quality of Finnish rivers and lakes. *Environmental Toxicol-*

ogy and Water Quality 12:1, 15-21.

Nordic Envicon Oy (2001). Hulevesiin ja kiinteistöjen kuivatukseen liittyvän lainsäädännön kehittäminen. 65 s. Julkaisematon esiselvitys. Ympäristöministeriö, Helsinki.

Novotny, Vladimir (1995a). Hydrologic aspects of nonpoint pollution. *Teoksessa: Novotny, V. (toim.). Nonpoint pollution and urban stormwater management. Water quality management library* 9, 73-110. Technomic publication, Usa.

Novotny, Vladimir (1995b). Erosion and soil loss. *Teoksessa: Novotny, V. (toim.). Nonpoint pollution and urban stormwater management. Water quality management library*, 9, 111-152. Technomic publication, Usa.

Novotny, Vladimir & Daniel Smith, David Kuemmel, Joseph Mastriano, Alena Bartosova (1999). *Urban and highway snowmelt. Minimizing the impact on receiving water*. 313 s. Water environment research foundation, Usa.

Nurmi, P. (2001). Sadevesiviemärien vedenlaatu. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita* 8/2001. 21 s + 6 liit. Helsinki.

NRC (1993). *Managing Wastewater in Coastal Urban Areas*. U. S. National Research Council. Committee on Wastewater Management for Coastal Urban Areas. 478 pp. National academy press, Washington.

Nystén, T. 1998. Transport processes of road salt in Quaternary formations. Deicing and dust-binding - risk to aquifers. Symposium, Helsinki, Finland, Oct 14-16. *NHP Report No.* 43.

Oberts, G. L. (1994). Influence of snowmelt dynamics on stormwater runoff quality. *Watershed protection techniques* 1:2, 55-61.

Ohrel, R. (1995) Rating deicing agents: Road salt stands firm. *Watershed Protection Techniques* 1:4, 217-220.

Osmond, Denna (2004). Sources of nitrogen from the landscape. Nitrogen in urban & suburban areas. 17.7.2004. <http://www.neuse.ncsu.edu/landscap/urban.htm>

Paine, R. L. (1979). Chlorides in the Don River watershed resulting from road de-icing salt. *Institute for environmental studies, University of Toronto. SIC-3*. 23 s. Toronto.

Pasenius, Minna (2001). Helsingin purojen kuntokartoitus. *Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisuja* 2001:31. 121 s. Helsingin kaupungin rakennusviraston viherosasto.

Peltola, Johanna (2000). Hannusjärvi. Rakennetun ympäristön vaikutukset järven tilaan sekä ehdotus vaikutuksen vähentämiseksi ja tulevien paineiden ennalta ehkäisemiseksi. *Espoon ympäristökeskuksen monistesarja* 2/2000. 17 s. Espoon kaupunki.

Peltonen, Simo (1996). Maaperäeroosio ja

- pintaveden laatu Unajanjoen valuma-alueen alaosassa Lounais-Suomessa. *Terra* 108:3, 143-159.
- Peruskartta 1:20000, lehti* 6670/80 (1935). Piirretty 1934-35. Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Peruskartta 1:20000, lehti* 6680/90 (1944). Piirretty 1933-34. Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Peruskartta 1:20000, lehti* 2034 03 (2001). Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Peruskartta 1:20000, lehti* 2034 09 (2001). Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Peruskartta 1:20000, lehti* 2043 01 (2001). Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Peruskartta 1:20000, lehti* 2043 04 (2001). Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Peruskartta 1:20000, lehti* 2043 07 (2001). Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Petts, G., J. Heathcote & D. Martin (toim.) (2002). *Urban rivers. Our inheritance and future*. 117 s. IWA publishing, Dorchester.
- Pietiläinen, O.-P. & A. Rääke (1999). Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. *Suomen ympäristö* 313. 64 s. Edita, Helsinki.
- Pispa, Karoliina (2004). Kaupunkipuron ekologinen ja sosiaalinen merkitys kaupunkisuunnittelussa – tapaus Rekolanoja. 122 s. + 5 liit. Julkaisematon pro gradu - tutkielma. Helsingin yliopisto, Maantieteen laitos.
- Pitäjäkartta 1:20000, lehti* 667/254 (1945). Piirretty 1930. Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Pitäjäkartta 1:20000, lehti* 668/254 (1940). Piirretty 1928. Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Pönkä, Antti, Seija Kalso, Leena Maunula & Carl-Henrik von Bonsdorff (2002). Pirkkolan uimalammikon välittämä virusepidemia. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita* 1/2002. 10 s. Helsinki.
- Rekolainen, Seppo (1989). Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 19:2, 95-107.
- Rekolainen, Seppo (1992). Maatalouden aiheuttama fosfori- ja typpikuorma vesistöihin. *Vesija ympäristöhallituksen monistesarja nro* 359. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Risco, Noel & Katja Pellikka (2002). Piilevyhteisöt Helsingin purojen veden laadun kuvaajana. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 6/2002. 32 s. Helsinki.
- Rissanen, Heli (1998). Luonnon ja maiseman monimuotoisuus viheraluesuunnittelussa. Esimerkinä Koillis-Helsinki ja Longinojan ympäristö. Julkaisematon diplomityö. 167 s. Teknillinen korkeakoulu, arkkitehtiosasto, maisemasuunnittelu.
- Ristimäki, Mika, Kari Oinonen, Harri Pitkäranta & Kaisu Harju (2003). Kaupunkiseutujen väestömuutos ja alueellinen kasvu. *Suomen ympäristö* 657. 196 s. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Rodriguez, Ana, Petri Jaarto, Kari Vikström & Ilari Aho (2004). Eko-Viikki seuranta- ja loppuraportti. *Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto julkaisuja* 2004:10. 112 s. + 4 liit. Dark, Helsinki.
- Rose, S. (2002). Comparative major ion geochemistry of Piedmont streams in the Atlanta, GA region. Possible effects of urbanization. *Environmental geology* 42:1, 102-113.
- Rose, J. B., S. Daeschner, D. R. Easterling, F. C. Curriero, S. Lele & J. A. Patz (2000). Climate and waterborne disease outbreaks. *Journal American water works association* 92:9, 77-87.
- Ruth, Olli (1998). Mätäjoki – nimeään parempi. Kaupunkipuron virtaama, aineskuljetus ja veden laatu sekä valuma-alueen virkistyskäyttö. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 6/98. 101 s. Helsingin kaupunki, Helsinki.
- Ruth, Olli (1999). Matajoki (Rotten River) - Better than its name. *Comprehensive stormwater & aquatic ecosystem management conference 22-26 February 1999 Auckland, New Zealand. Conference Proceedings Volume* 1:41-49.
- Ruth, Olli (2001). Mätäjoki - nimeään parempi. Kaupunkipuron virtaama, aineskuljetus ja veden laatu sekä valuma-alueen virkistyskäyttö. Julkaisematon lisensiaattitutkielma. 202 s. + 3 liit. Helsingin yliopisto, maantieteen laitos.
- Ruth, Olli (2003). The effects of de-icing in Helsinki urban streams, Southern Finland. *Water Science and Technology* 48:9, 33-43.
- Ruth, Olli & Matti Tikkanen (2001). Purojen Helsinki – virtaava vesi kaupungin kahleissa. *Teoksessa: Laakkonen, Simo, Sari Laurila, Pekka Kansanen & Harri Schulman (toim.). Näkökulmia Helsingin ympäristöhistoriaan. Kaupungin ja ympäristön muutos 1800- ja 1900-luvuilla*, 164-179. Edita, Helsinki.
- Ruth, Olli & Matti Tikkanen (2004). Kumpulannurkon likainen menneisyys. *In prepp.*
- Ruth, Olli & Sanna Vaalgamaa (2003). *Wet City - Veden kiertokulku kaupungissa*. 52 s. Helsingin kaupungin opetusvirasto, Helsingin Vesi.
- Sario, Juha (2003). Hule- ja kuivatusvesien johtamista koskeva lainsäädäntö: rasiteoikeudellinen tutkimus. Julkaisematon lisensiaattitutkielma. 176 s. Helsingin yliopisto, Yksityisoikeuden laitos.
- Saura, Ari & Katariina Könönen (2003). Espoon Monikonpuron kalasto- ja pohjaeläintarkkailu vuonna 2002. *Kala- ja riistaraportteja nro* 277. 22 s. + 2 liit. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- Schiff, Kenneth, Steven Bay & Christopher Stransky (2002). Characterization of stormwater toxicants from an urban watershed to freshwater and marine organisms. *Urban water* 4:3, 215-227.
- Schueler, T. (1993). The importance of imper-

- viouness. *Watershed Protection Techniques* 1:3, 100-111.
- Schueler, T. (1994). Urban pesticides: From lawn to the stream. *Watershed Protection Techniques* 2:1, 247-253.
- Schueler, T. (1999). Microbes and Urban Watersheds. *Watershed Protection Techniques* 3:1, 551-596.
- Schueler, T. & H. Holland (2000). *The practice of watershed protection techniques for protecting our nations streams, rivers, lakes and estuaries*. 742 s. Center for watershed protection, Usa.
- Scibilia, S. L. & T. B. Shelton (1998). Pet waste and water quality. The state university of New Jersey Rutgers cooperative extension. Fact sheet FS922. 1.7.2004. <<http://www.rce.rutgers.edu/pubs/pdfs/fs922.pdf>>
- Seppänen, Harri. (1984). *Sovellettu limnologia* I. 828B. 239 s. Otapaino, Espoo.
- Seuna, Pertti (1982). Pienten alueiden valumien toistuvuusanalyysi. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 48. 77 s. Vesihallitus, Helsinki.
- Seuna, Pertti, Kirsti Granlund, Kaarle Kenttämies, Ilkka Manni, Markku Puupponen, Seppo Rekolainen, Bertel Vehviläinen & Jukka Järvinen (2001). Pienten valuma-alueiden kansainvälinen arviointi. Työryhmän tulkinta ja ehdotukset. Julkaisematon evaluatioraportti. Suomen Ympäristökeskus 27.8.2001.
- SeutuCD (2000). CD ROM -paikkatietoaineisto. YTV, Helsinki.
- SFS 3008 (1990). Veden, lietteen ja sedimentin kuiva-aineen ja hehkusujäännöksen määrittäminen. 3 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3014 (1984). Veden fekaalisten streptokokkien lukumäärän määrittäminen pesäkemenetelmällä. *SFS-käsikirja 94. Mikrobiologiset vesitutkimusmenetelmät*, 95-101. Kyriiri Oy, Helsinki.
- SFS 3021 (1979). Veden pH-arvon määrittäminen. 4 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3022 (1974). Veden sähkönjohtavuuden määrittäminen. 4 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3024 (1974). Veden sameuden nefelometrin määrittäminen. 4 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3025 (1986). Veden fosfaatin määrittäminen. 10 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3026 (1986). Veden kokonaisfosforin määrittäminen. 11 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3029 (1976). Veden nitriittityypen määrittäminen. 4 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3030 (1990). Veden nitriitti- ja nitraattityypen summan määrittäminen. 5 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3032 (1976). Veden ammoniumtyypen määrittäminen. 6 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3036 (1981). Veden kemiallisen hapen kulutuksen (COD_{Mn}-arvon tai KMnO₄-luvun) määrittäminen. Hapetus permangnaatilla. 2 p. 5 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS 4088 (1988). Veden lämpökestoisten (fekaalisten) koliformisten bakteerien lukumäärän määrittäminen kalvosuodatusmenetelmällä. *SFS-käsikirja 94. Mikrobiologiset vesitutkimusmenetelmät*, 85-88. Kyriiri Oy, Helsinki.
- SFS 5502 (1990). Veden, lietteen ja sedimentin metallipitoisuudet. Määrittäminen atomiabsorptiospektrometrillä. Määrittäminen menetelmällä. Atomiointi grafiittiuunissa. Erityisohjeita alumiinille, kadmiumille, koboltille, kromille, kuparille, lyijylle, mangaanille, nikkeliille ja raudalle. 7 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN 872 (1996). Veden laatu. Kiintoaineen määrittäminen. Suodatus lasikuitusuodattimella. 15 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN 1189 (1997). Veden laatu. Fosforin määrittäminen spektrometrillä ammoniummolybdatmenetelmällä. 30 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN ISO 9963-1 (1996). Veden laatu : alkaliniteetin määrittäminen. Osa 1 : Kokonais- ja yhdistelmäalkaliniteetin määrittäminen. 15 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN ISO 10304-1 (1995). Veden laatu. Liuenneiden fluoridi-, kloridi-, nitraatti-, ortofosfaatti-, bromidi-, nitraatti-, ja sulfaatti-ionien määrittäminen ionikromatografialla. 21 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN ISO 14911 (2000). Veden laatu. Liuenneiden Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mn²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Sr²⁺- ja Ba²⁺-ionien määrittäminen ionikromatografialla vedestä ja jätevedestä. 29 s. Suomen standardoimisliitto, Helsinki.
- Stockholms stad (2001). *Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav. Del 3. Rening av dagvatten. Exempel på åtgärder och kostnadsberäkningar*. 52 s. + 10 liit. Dagvattenstrategi för Stockholm.
- Stockholms stad (2002). *Sammandrag av dagvattenstrategi för Stockholms stad. Antagen av kommunfullmäktige den 7 Oktober 2002*. 8 s. + 1 liit. Stockholm.
- Sundborg, Åke (1967). Some aspects on fluvial sediments and fluvial morphology. I. General views and graphic methods. *Geografiska Annaler* 49A:2-4, 333-343.
- Suomen geologinen kartta 1:100 000. *Kallio-perä, lehti* 2034 (1967). Geologian tutkimuskeskus & Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Suomen geologinen kartta 1:100 000. *Maape-rä, lehti* 2034 (1986). Geologian tutkimuskeskus & Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Suomen geologinen kartta 1:100 000. *Kallio-*

- perä, lehti 2043 (1969). Geologian tutkimuskeskus & Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Suomen geologinen kartta 1:100 000. Maape-
rä, lehti 2043 (1956). Geologian tutkimuskeskus
& Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Suomen säädöskokoelma (1996) N:o 292/96.
Sosiaali- ja terveysministeriön päätös yleisten
uimarantojen veden laatuvaatimuksista ja valvon-
tatutkimuksista. Oy Edita, Helsinki 1996.
- Suomen ympäristökeskus (2004a). Vuosi-
en 1998-99 valumatiedot Vihdin Kylmänojalta.
Haku HYTREK-tietokannasta.
- Suomen ympäristökeskus (2004b). Ves-
istöjen ravinnekuormitus ja huuhtouma.
16.7.2004. <[http://www.ymparisto.fi/default.
asp?contentid=29826](http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=29826)>
- SWP (2003). Impact of impervious cover on
aquatic systems. *Watershed protection research
monograph* 1. 142 s. Center for watershed protec-
tion, Ellicott City.
- Sörme, L., & R. Lagerkvist (2002). Sources of
heavy metals in urban wastewater in Stockholm.
The science of the total environment 298, 131-
145.
- Tarkkala, Jukka (2002). Helsingin yleiskaava-
luonnos 2002, vaikutusten arviointi. Osa 1 : pin-
tavedet. *Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston
yleissuunnitteluosaston selvityksiä* 2002:9, 2-11.
- Teiska, M. (1997). Mikkelin kaupunkialueen
hulevesiselvitys. *Mikkelin seudun ympäristökes-
kuksen julkaisuja* 3/1998. 27 s. Mikkeli.
- Tervahattu, Heikki (2001). Ekologiset tekijät.
*Teoksessa: Mäkelä, Harri, Mikko Kotro, Heikki
Tervahattu & Juha Saario. Hulevesiin ja kiinteis-
töjen kuivatukseen liittyvän lainsäädännön kehiti-
täminen. Ympäristöministeriö, esiselvitys.* 65 s.
Nordic Envicon OY.
- Thörnelöf, Stina, Agneta Bergström & Kerstin
Cervin (2001). *Källor till föroreningar i dagvatten
i Stockholm stad. Del 2. Organiska miljögifter.
Olja. Näringsämnen och bakterier.* 46 s. Miljöför-
valtningen, Stockholms Vatten AB, Scandiacon-
sult (SCC).
- Tikkanen, Matti (1990). Temporal variations
in water quality and fluvial erosion in a small
drainage basin in southern Finland. *Fennia* 168:1,
1-29.
- Tikkanen, Matti (1999). Kaupunkipuron tulvat
ja niiden merkitys - esimerkkinä Helsingin Mel-
lunkylänpuron valuma-alue. *Terra* 111:1, 3-15.
- Tikkanen, Matti & Olli Ruth (2003). Origins
and development of the ancient outflow chan-
nel of the river Vantaanjoki, southern Finland, as
indicated by fluvial sediments. *Fennia - Interna-
tional Journal of Geography* 181:1, 69-83.
- Tikkanen, Matti, Matti Seppälä & Olavi Heik-
kinen (1985). Environmental properties and mater-
ial transport of two rivulets in Lammi, southern
Finland. *Fennia* 163:2, 217-282.
- Toivola, T. (2001). Kaatopaikkojen ympäristö-
vaikutuksia ja Helsingin entisten kaatopaikkojen
nykytilanne. *Helsingin kaupungin ympäristökes-
kuksen julkaisuja* 2/2001. Helsingin kaupunki.
- U.S. EPA (1983). *Final Report of the Nation-
wide Urban Runoff Program. Volume I, Final
report.* Environmental Protection Agency. Water
Planning Division, Washington D.C.
- Vagstad, Nils, Per Stålnacke, Hans Andersen,
Johannes Deelstra, Arne Gustafson, Arvo Ital,
Viesturs Jansons, Katarina Kyllmar, Enn Loigu,
Seppo Rekolainen, Rimvydas Tumas & Jussi Vu-
orenmaa (2001). Nutrient losses from agriculture
in the Nordic and Baltic countries, Measurements
in small agricultural catchments and national agro-
environmental statistics. *Tema Nord* 2001:591. 75
s. Nordic council of ministers, Copenhagen.
- Vahtera, Heli (2002). Vantaanjoen yhteistark-
kailu. Veden laatu vuonna 2001. *Vantaanjoen ja
Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry, julkai-
su* 48/2002. 59 s. + 6 liit. Helsinki.
- Valderama, J. C. (1981). The simultaneous
analysis of total nitrogen and total phosphorus in
natural waters. *Marine chemistry* 10, 109-122.
- Viitasalo, Ilkka (1971). Vesistöjen perusselvi-
tys ja tilan ennuste. Teoksessa: *Iso-Huopalahti.
Yleissuunnitelma*, liite 1 8 s. Espoon kauppala-
n asemakaavaosasto, Helsingin kaupungin kaupun-
ginsuunnitteluvirasto ja Oy Kaupunkisuunnittelu
Ab, Helsinki.
- Viklander, Maria, Magnus Bäckström, Miriam
Förster & Daniel Thévenot (2003). Urban storm-
water source control strategy within DayWater
Project (FP 5 RTD): General feature and specific
issues in cold climate. *Ist international confer-
ence on urban drainage and highway runoff in
cold climate. 25-27 March 2003 Riksgården,
Sweden. Proceedings*, 281-291.
- Virkkala, K. (1959). *Suomen geologinen kart-
ta, lehti 2043 Kerava. Maaperäkartan selitys.* 99
s. Geologinen tutkimuslaitos, Helsinki.
- Viskari, E.-L. & L. Kärenlampi (1999). Road-
side Scots pine as an indicator of deicing salt use
– a comparative study from two consecutive win-
ters. *Water, Air and Soil Pollution* 122, 405-419.
- Vuorenmaa, Jussi, Sirkka Juntto, & Liisa Lei-
nonen (2001). Sadeveden laatu ja laskeuma Suo-
messä 1998. *Suomen ympäristö* 468. 115 s. Suo-
men ympäristökeskus, Ilmatieteen laitos, Vantaa.
- Vuori, Pekka (2003). Helsinki alueittain 2003.
Helsingin kaupungin tietokeskuksen verkkojul-
kaisuja 14/2003. 162 s. <[http://www.hel.fi/tieto-
keskus/helsinki_alueittain_2003/koko_helsinki3.
pdf](http://www.hel.fi/tieto-
keskus/helsinki_alueittain_2003/koko_helsinki3.
pdf)>
- Waschbusch, R. J., W. R. Selbig & R. T. Ban-
nerman (1999). Sources of phosphorus in storm-
water and street dirt from two urban residential

basins in Madison, Wisconsin, 1994-95. *U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigation Report 99-4021*. 51 s. USGS, Wisconsin.

Westerström, Göran (1986). Estimating urban snowmelt runoff by the temperature index approach. *Luleå University, Series A 140*. Avdelning för Vattenteknik. 25 p. Högskolan i Luleå.

Whitlock, J. E., D. T. Jones & V. J. Harwood (2002). Identification of the sources of fecal coliforms in an urban watershed using antibiotic resistance analysis. *Water Research* 36:17, 4273-4282.

WHO (1978). *Water quality surveys. A guide for the collection and interpretation of water quality data*. Unesco, WHO. 350 s. Sydenhams Printers, United Kingdom.

Yli-Kuivila, Jukka, Anna-Liisa Kivimäki & Timo Kinnunen (1993). Talvi ja tieliikenne -projekti. Tiesuolaus ja pohjavedet. Nykytilan selvitys. *Tielaitoksen selvityksiä* 49/1993. 67 s. Tielaitos, Helsinki.

Young, Katherine & Edward Thackston (1999). Housing density and bacterial loading in urban streams. *Journal of Environmental Engineering* 125:12, 1177-1180.

LIITE 1. Alueellisen näytteenoton havaintopisteiden veden laadun mittaustulokset. Taulukossa on esitetty neljän eri vuodenaajan havaintokertojen keskiarvo ja keskihajonta, paitsi pH:n ja indikaattoribakteerien osalta mediaaniarvo ja vaihteluväli.

näytepiste	pää/sivuoma	SS	DS (mg/l)	SS ORG %	TN (µg/l)	NO ₃ -N (µg/l)	NH ₄ ⁺ -N (µg/l)	NO ₂ -N (µg/l)	TP (µg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (µg/l)
P001	Pitäjänmäki, pääuoma	11,3 (±5,7)	227 (±101)	22,7 (±3,4)	1625 (±206)	890 (±249)	142 (±57)	14 (±4)	124 (±39)	49 (±23)
P002	Iso Huopalahähti, pääuoma	13,6 (±7,4)	234 (±111)	28,7 (±6,5)	1900 (±408)	893 (±239)	345 (±249)	16 (±8)	120 (±29)	51 (±24)
P003	Pajamäenoja	18,5 (±14,3)	231 (±69)	33,9 (±10,9)	4400 (±2223)	1155 (±343)	1780 (±1299)	20 (±11)	148 (±49)	103 (±49)
P004	Talin kartano, pääuoma	13,1 (±5,7)	226 (±98)	21,7 (±7,1)	1600 (±271)	973 (±241)	143 (±48)	15 (±9)	131 (±40)	52 (±25)
P005	Pohjois-Haagan oja	8,2 (±5,1)	193 (±45)	36,7 (±8,3)	2025 (±728)	1550 (±574)	159 (±41)	12 (±4)	54 (±15)	10 (±4)
P006	Laasila, pääuoma	10,0 (±4,6)	261 (±96)	26,2 (±2,1)	1625 (±206)	960 (±273)	188 (±69)	12 (±2)	99 (±23)	41 (±16)
P007	Laasila, pääuoma	12,3 (±9,2)	381 (±147)	23,2 (±7,7)	1725 (±126)	1105 (±209)	145 (±74)	11 (±3)	75 (±16)	26 (±7)
P008	Reimälänoja	11,6 (±3,4)	275 (±61)	29,3 (±3,7)	1275 (±310)	648 (±325)	158 (±87)	12 (±2)	93 (±26)	31 (±12)
P009	Konalanoja	14,6 (±4,4)	254 (±101)	18,4 (±4,6)	1250 (±173)	525 (±39)	149 (±93)	11 (±4)	139 (±49)	42 (±17)
P010	Ruusilänenoja	4,7 (±3,1)	791 (±146)	29,2 (±4,1)	1003 (±290)	500 (±391)	243 (±51)	11 (±4)	129 (±57)	6 (±3)
P011	Malminkartanonoja	15,8 (±3,9)	336 (±129)	17,7 (±5,2)	2225 (±330)	1423 (±490)	200 (±102)	21 (±17)	133 (±69)	82 (±36)
P012	Kannelmäki, pääuoma	10,1 (±9,5)	176 (±59)	21,6 (±7,1)	1475 (±411)	880 (±385)	149 (±52)	10 (±1)	102 (±27)	49 (±23)
P013	Hakuninmaanoja	11,7 (±5,0)	202 (±51)	17,8 (±8,1)	2625 (±660)	1675 (±275)	523 (±534)	17 (±13)	77 (±26)	28 (±13)
P014	Kaupunkien raja, pääuoma	7,8 (±6,1)	163 (±72)	27,5 (±4,9)	1038 (±350)	565 (±326)	93 (±46)	11 (±1)	91 (±22)	35 (±27)
P015	Myyrämäki, pääuoma	7,8 (±4,9)	172 (±91)	20,7 (±3,8)	1088 (±266)	530 (±254)	140 (±105)	13 (±5)	94 (±33)	53 (±27)
P016	Lisäjuoksuksivesi	4,5 (±)	49 (±)	51,9 (±)	460 (±)	150 (±)	140 (±)	7 (±)	140 (±)	130 (±)
P017	Kartanonkaarenoja	1,6 (±1,0)	311 (±101)	36,1 (±12,7)	2133 (±252)	1767 (±208)	59 (±16)	4 (±1)	46 (±7)	19 (±3)
MÄT	kaikki havainnot	10,8 (±6,6)	273 (±171)	25,9 (±8,9)	1787 (±1006)	983 (±496)	288 (±512)	13 (±7)	105 (±46)	44 (±37)
näytepiste	pää/sivuoma	SS	DS	SS ORG %	TN (µg/l)	NO ₃ -N (µg/l)	NH ₄ ⁺ -N (µg/l)	NO ₂ -N (µg/l)	TP (µg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (µg/l)
P101	Mittapato, pääuoma	10,9 (±5,9)	226 (±13)	17,5 (±5,0)	2150 (±412)	1575 (±403)	82 (±26)	10 (±3)	77 (±19)	31 (±12)
P102	Vartiokylälahähti, pääuoma	11,5 (±4,5)	244 (±33)	20,0 (±6,2)	1975 (±386)	1350 (±311)	86 (±19)	10 (±3)	80 (±25)	27 (±9)
P103	Broändämpuro	5,1 (±0,9)	293 (±78)	45,8 (±12,2)	1210 (±198)	473 (±49)	71 (±24)	8 (±3)	82 (±26)	25 (±10)
P104	Rekatie, pääuoma	11,3 (±8,1)	225 (±16)	22,5 (±8,8)	2200 (±408)	1600 (±392)	77 (±38)	11 (±4)	78 (±26)	32 (±12)
P105	Lintanpellonoja	12,7 (±3,0)	199 (±27)	16,1 (±5,1)	1725 (±538)	1120 (±409)	70 (±17)	11 (±7)	109 (±30)	50 (±22)
P106	Untamalanoja	1,5 (±0,7)	264 (±37)	32,2 (±15,5)	2850 (±311)	2525 (±299)	65 (±22)	8 (±3)	52 (±15)	24 (±10)
P107	Vesala, pääuoma	8,9 (±6,6)	218 (±42)	27,5 (±5,6)	2075 (±670)	1380 (±505)	77 (±62)	10 (±5)	79 (±29)	32 (±14)
P108	Pailopuisto, pääuoma	9,6 (±4,4)	242 (±45)	24,5 (±7,1)	2125 (±699)	1220 (±566)	93 (±78)	11 (±5)	85 (±28)	27 (±14)
P109	Ponvoonväylä, pääuoma	5,7 (±3,6)	277 (±44)	36,8 (±6,3)	2025 (±629)	1040 (±381)	140 (±46)	9 (±3)	69 (±23)	19 (±13)
MEL	kaikki havainnot	17,0 (±4,8)	243 (±46)	27,0 (±12,0)	2037 (±603)	1365 (±630)	84 (±46)	10 (±4)	79 (±26)	30 (±15)
näytepiste	pää/sivuoma	SS	DS	SS ORG %	TN (µg/l)	NO ₃ -N (µg/l)	NH ₄ ⁺ -N (µg/l)	NO ₂ -N (µg/l)	TP (µg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (µg/l)
P201	Niemtien mittapato, pääuoma	17,0 (±4,8)	283 (±41)	10,7 (±5,2)	2400 (±200)	1550 (±311)	332 (±356)	20 (±4)	130 (±50)	71 (±42)
P202	Tapaninvainiontie, pääuoma	13,5 (±6,0)	291 (±23)	16,0 (±4,2)	2450 (±412)	1345 (±489)	336 (±260)	25 (±9)	120 (±49)	65 (±40)
P203	Kottaraisite, pääuoma	16,5 (±5,8)	309 (±47)	17,6 (±6,3)	3100 (±860)	1450 (±311)	1060 (±1164)	33 (±55)	141 (±55)	80 (±41)
P204	Kurranummi, pääuoma	17,9 (±8,7)	295 (±46)	17,2 (±5,0)	4475 (±1486)	933 (±438)	3375 (±1775)	16 (±5)	140 (±29)	71 (±19)
TAP	kaikki havainnot	16,2 (±6,0)	294 (±37)	15,4 (±5,5)	3106 (±1174)	1319 (±429)	1276 (±1612)	23 (±18)	133 (±43)	72 (±33)

näytepiste	pää/sivuoma	FC (kpl/100ml)	AEC (kpl/100ml)	VFS (kpl/100ml)	pH	ALK (mmol/l)	°C	Sameus (Hach)	COD _(5m) (mg/l)	O ₂ (mg/l)
P001	Pilejännäkki, pääuoma	1245 (320-2900)	995 (320-2300)	300 (84-1400)	6,8 (6,8-7,0)	1,09 (±0,28)	6,6 (±5,6)	11,3 (±5,7)	11,3 (±5,7)	11,3 (±5,7)
P002	Iso Huopalahti, pääuoma	1135 (410-5800)	935 (410-4600)	340 (140-2200)	7,1 (6,9-7,2)	1,14 (±0,34)	6,9 (±5,7)	13,6 (±7,4)	13,6 (±7,4)	13,6 (±7,4)
P003	Pajamaenoja	195 (9-14000)	153 (5-11000)	305 (24-13000)	6,7 (6,5-6,8)	1,57 (±0,65)	6,8 (±5,7)	18,5 (±14,3)	18,5 (±14,3)	18,5 (±14,3)
P004	Talin kartano, pääuoma	1025 (340-3900)	875 (340-3100)	290 (120-2600)	6,9 (6,9-7,1)	1,08 (±0,29)	6,7 (±5,6)	13,1 (±5,7)	13,1 (±5,7)	13,1 (±5,7)
P005	Pohjois-Haagan oja	33 (1-140)	33 (1-120)	3 (1-1100)	6,5 (6,3-6,6)	0,68 (±0,10)	7,2 (±4,4)	8,2 (±5,1)	8,2 (±5,1)	8,2 (±5,1)
P006	Lassila, pääuoma	1020 (460-2100)	805 (460-2100)	480 (440-980)	6,8 (6,7-7,0)	1,20 (±0,24)	6,6 (±5,4)	10,0 (±4,6)	10,0 (±4,6)	10,0 (±4,6)
P007	Lassilanoja	2200 (610-6200)	805 (460-2100)	920 (240-1600)	7,0 (6,8-7,0)	1,46 (±0,21)	6,6 (±5,2)	12,3 (±9,2)	12,3 (±9,2)	12,3 (±9,2)
P008	Reimarilanoja	390 (10-190)	1895 (450-6200)	13 (8-270)	6,5 (6,4-6,6)	0,77 (±0,12)	11,6 (±3,4)	11,6 (±3,4)	11,6 (±3,4)	11,6 (±3,4)
P009	Konalanoja	60 (4-680)	148 (0-300)	105 (3-540)	6,9 (6,7-7,0)	1,06 (±0,28)	6,2 (±4,9)	14,6 (±4,4)	14,6 (±4,4)	14,6 (±4,4)
P010	Ruoslantienoja	0 (0-0)	0 (0-0)	6 (0-32)	3,6 (3,5-4,3)	0,00 (±0,00)	5,2 (±5,1)	4,7 (±3,1)	4,7 (±3,1)	4,7 (±3,1)
P011	Malminkartanoja	295 (150-13000)	295 (120-5300)	232 (0-1200)	6,8 (6,7-6,9)	2,16 (±0,26)	7,0 (±5,6)	15,8 (±3,9)	15,8 (±3,9)	15,8 (±3,9)
P012	Kannelmäki, pääuoma	116 (27-1700)	116 (27-1400)	219 (19-550)	6,7 (6,7-6,8)	1,04 (±0,19)	6,3 (±5,1)	10,1 (±9,5)	10,1 (±9,5)	10,1 (±9,5)
P013	Hakuninmaanoja	100 (42-400)	91 (24-320)	80 (3-160)	6,8 (6,7-6,8)	0,87 (±0,17)	5,7 (±4,9)	11,7 (±5,0)	11,7 (±5,0)	11,7 (±5,0)
P014	Kaupunkien raja, pääuoma	84 (12-340)	49 (10-200)	114 (20-450)	6,7 (6,6-6,8)	1,04 (±0,29)	6,7 (±5,2)	7,8 (±6,1)	7,8 (±6,1)	7,8 (±6,1)
P015	Myyrämäki, pääuoma	1070 (13-2000)	515 (10-2000)	535 (40-990)	6,8 (6,7-6,8)	1,38 (±0,49)	6,3 (±4,7)	7,8 (±4,9)	7,8 (±4,9)	7,8 (±4,9)
P016	Lisäjuoksuvesi	0 ()	0 ()	9 ()	6,5 ()	0,51 (±)	6,1 (±)	4,5 (±)	4,5 (±)	4,5 (±)
P017	Kartanonkaarenoja	5 (0-62)	4 (0-50)	41 (2-120)	7,1 (7,0-7,2)	2,14 (±0,08)	6,0 (±3,1)	1,6 (±1,0)	1,6 (±1,0)	1,6 (±1,0)
MAT	kaikki havainnot	340 (0-14000)	290 (0-11000)	135 (0-13000)	6,8 (3,5-7,2)	1,14 (±0,56)	6,4 (±4,5)	10,8 (±6,6)	10,8 (±6,6)	10,8 (±6,6)
näytepiste	pää/sivuoma	FC (kpl/100ml)	AEC (kpl/100ml)	VFS (kpl/100ml)	pH	ALK (mmol/l)	°C	Sameus (Hach)	COD _(5m) (mg/l)	O ₂ (mg/l)
P101	Mittapato, pääuoma	585 (140-1800)	265 (56-1100)	130 (36-480)	6,9 (6,8-6,9)	1,06 (±0,07)	6,6 (±5,5)	10,9 (±5,9)	10,9 (±5,9)	10,9 (±5,9)
P102	Vartiokylälahti, pääuoma	385 (110-650)	320 (110-650)	92 (32-380)	6,8 (6,7-6,8)	1,06 (±0,14)	6,6 (±5,4)	11,5 (±4,5)	11,5 (±4,5)	11,5 (±4,5)
P103	Broändampuro	12 (2-160)	11 (1-64)	12 (1-68)	6,6 (6,7-6,8)	1,09 (±0,36)	7,0 (±4,5)	5,1 (±0,9)	5,1 (±0,9)	5,1 (±0,9)
P104	Rekiite, pääuoma	1475 (240-2600)	885 (97-1040)	275 (140-470)	7,0 (6,9-7,0)	1,12 (±0,09)	6,6 (±5,6)	11,3 (±8,1)	11,3 (±8,1)	11,3 (±8,1)
P105	Linnanpellonaja	7 (2-400)	6 (2-400)	21 (4-260)	6,9 (6,8-7,0)	1,40 (±0,14)	6,4 (±5,2)	12,7 (±3,0)	12,7 (±3,0)	12,7 (±3,0)
P106	Untamatalanoja	140 (3-280)	135 (3-220)	124 (6-270)	6,9 (6,8-7,0)	1,10 (±0,16)	6,9 (±5,2)	1,5 (±0,7)	1,5 (±0,7)	1,5 (±0,7)
P107	Vesala, pääuoma	170 (74-1500)	130 (74-1200)	125 (80-470)	6,9 (6,8-7,2)	1,00 (±0,13)	6,3 (±5,6)	8,9 (±6,6)	8,9 (±6,6)	8,9 (±6,6)
P108	Pallopusio, pääuoma	144 (9-500)	134 (9-500)	171 (70-290)	6,7 (6,6-6,7)	1,03 (±0,20)	6,0 (±5,4)	9,6 (±4,4)	9,6 (±4,4)	9,6 (±4,4)
P109	Porvoonväylä, pääuoma	190 (9-270)	155 (9-270)	46 (13-130)	6,6 (6,4-6,8)	0,98 (±0,32)	6,4 (±4,6)	5,7 (±3,6)	5,7 (±3,6)	5,7 (±3,6)
MEL	kaikki havainnot	170 (2-2600)	120 (1-1200)	95 (1-480)	6,8 (6,4-7,2)	1,09 (±0,21)	6,5 (±4,6)	17,0 (±4,8)	17,0 (±4,8)	17,0 (±4,8)
näytepiste	pää/sivuoma	FC (kpl/100ml)	AEC (kpl/100ml)	VFS (kpl/100ml)	pH	ALK (mmol/l)	°C	Sameus (Hach)	COD _(5m) (mg/l)	O ₂ (mg/l)
P201	Niemtien mittapato, pääuoma	104 (55-1200)	104 (44-950)	290 (73-550)	7,4 (7,2-7,4)	2,38 (±0,17)	6,3 (±5,4)	17,0 (±4,8)	17,0 (±4,8)	17,0 (±4,8)
P202	Tapaninvainontie, pääuoma	78 (56-590)	74 (51-470)	190 (36-380)	7,1 (7,1-7,2)	2,29 (±0,14)	6,0 (±5,2)	13,5 (±6,0)	13,5 (±6,0)	13,5 (±6,0)
P203	Kottarasilte, pääuoma	154 (49-330)	147 (49-330)	85 (59-120)	7,3 (7,0-7,4)	2,52 (±0,19)	6,0 (±5,2)	16,5 (±5,8)	16,5 (±5,8)	16,5 (±5,8)
P204	Kurranummi, pääuoma	26 (1-160)	26 (1-120)	68 (5-210)	7,0 (6,9-7,0)	2,51 (±0,33)	6,5 (±3,4)	17,9 (±8,7)	17,9 (±8,7)	17,9 (±8,7)
TAP	kaikki havainnot	79 (1-1200)	74 (1-950)	110 (5-550)	7,2 (6,9-7,4)	2,43 (±0,22)	6,2 (±4,3)	16,2 (±6,0)	16,2 (±6,0)	16,2 (±6,0)

LIITE 2. Tilastollisissa analyyseissä käytettyjen veden laadun muuttujien koodien selitykset.

koodi	muuttuja
R _{inst}	virtaama näytteenottohetkellä
R _{day}	näytteenottopäivän keskivirtaama
R _{week}	näytteenottoa edeltävän viikon keskivirtaama
TN	kokonaistyppi
NH ₄ ⁺ -N	ammoniumtyppi (typeksi muutettuna)
NO ₃ ⁻ -N	nitraattityppi (typeksi muutettuna)
NO ₂ ⁻ -N	nitriittityppi (typeksi muutettuna)
TP	kokonaisfosfori
PO ₄ ³⁻ -P	fosfaattifosfori (fosforiksi muutettuna)
EC	sähkönjohtavuus
pH	pH-arvo
ALK	alkaliteetti
°C	veden lämpötila
O ₂	happipitoisuus
O ₂ %	hapen kyllästysaste
SS	kiintoaineen pitoisuus
DS	liunneen aineen pitoisuus
SS ORG%	kiintoaineen orgaanisen aineen osuus
FC	fekaaliset koliformi-bakteerit
AEC	alustava <i>Escherichia coli</i> -bakteerit
VFS	varmistetut fekaaliset streptokokki-bakteerit
Cl ⁻	liukoinen kloridi
Na ⁺	liukoinen natrium
Mg ²⁺	liukoinen magnesium
Ca ²⁺	liukoinen kalsium
K ⁺	liukoinen kalium
SO ₄ ²⁻	liukoinen sulfaatti
Cu	liukoinen kupari
Zn	liukoinen sinkki
P _{day}	näytteenottopäivän tuulikorjattu sademäärä
P _{3d}	näytteenottopäivää edeltävien kolmen päivän korjattu sademäärä
P _{week}	näytteenottopäivää edeltävän viikon korjattu sademäärä

LIITE 3. Veden laadun muuttujien välinen korrelaatiomatriisi Mätäjoen kerran viikossa otetuista näytteistä (N=78).

MÄT	R inst.	R day	R week	TN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	TP	PO ₄ ³⁻ -P	EC	pH	ALK	°C	O ₂	O ₂ %	SS	DS	SS ORG%	FC	AEC	VFS	
R inst.	1,000																					
R day	0,982	1,000																				
R week	0,791	0,801	1,000																			
TN	0,498	0,508	0,354	1,000																		
NH ₄ ⁺ -N	-0,010	-0,040	-0,049	0,625	1,000																	
NO ₃ ⁻ -N	0,565	0,570	0,406	0,898	0,426	1,000																
NO ₂ ⁻ -N	-0,325	-0,303	-0,204	0,146	-0,338	1,000																
TP	0,089	0,086	0,081	-0,396	-0,376	-0,365	0,333	1,000														
PO ₄ ³⁻ -P	-0,273	-0,254	-0,153	-0,456	-0,215	-0,529	0,572	0,690	1,000													
EC	-0,115	-0,107	-0,109	0,599	0,647	0,477	0,007	-0,657	1,000													
pH	-0,451	-0,468	-0,296	-0,455	-0,277	-0,424	0,196	0,102	0,089	-0,022	1,000											
ALK	-0,762	-0,769	-0,654	-0,140	0,145	-0,184	0,132	-0,357	-0,078	0,388	0,550	1,000										
°C	-0,154	-0,141	-0,084	-0,714	-0,641	-0,704	0,380	0,562	0,578	-0,672	0,424	-0,049	1,000									
O ₂	0,366	0,367	0,302	0,705	0,361	0,807	-0,406	-0,464	-0,633	0,562	-0,362	-0,135	-0,796	1,000								
O ₂ %	0,420	0,437	0,399	0,296	-0,184	0,462	-0,224	-0,095	-0,370	0,127	-0,063	-0,296	-0,169	0,702	1,000							
SS	0,620	0,606	0,484	0,436	0,245	0,388	-0,063	0,236	-0,097	0,067	-0,286	-0,532	-0,164	0,291	0,322	1,000						
DS	-0,019	-0,007	-0,069	0,644	0,602	0,546	-0,008	-0,564	-0,503	0,942	-0,018	0,360	-0,626	0,559	0,200	0,191	1,000					
SS ORG%	-0,422	-0,445	-0,377	-0,331	-0,104	-0,326	0,289	0,123	0,246	-0,068	0,185	0,231	0,296	-0,230	-0,071	-0,353	-0,110	1,000				
FC	0,062	0,029	-0,018	-0,154	-0,006	-0,205	0,256	0,314	0,138	-0,149	0,032	-0,148	0,293	-0,228	-0,063	0,324	-0,119	0,005	1,000			
AEC	0,057	0,023	-0,038	-0,136	0,014	-0,189	0,247	0,298	0,105	-0,127	0,020	-0,132	0,273	-0,208	-0,048	0,325	-0,093	0,031	0,983	1,000		
VFS	0,402	0,383	0,397	0,100	0,048	0,073	0,204	0,335	0,180	-0,155	-0,228	-0,440	0,121	-0,031	0,048	0,487	-0,110	-0,189	0,679	0,642	1,000	
Cl	-0,063	-0,057	-0,063	0,591	0,664	0,442	0,003	-0,661	-0,570	0,973	-0,074	0,275	-0,674	0,557	0,130	0,086	0,892	-0,080	-0,127	-0,102	-0,151	
Na ⁺	0,001	0,008	0,005	0,652	0,692	0,487	0,057	-0,607	-0,541	0,907	-0,138	0,213	-0,711	0,565	0,112	0,125	0,832	-0,143	-0,080	-0,061	-0,072	
Mg ²⁺	-0,425	-0,423	-0,410	0,358	0,412	0,354	-0,108	-0,583	-0,413	0,668	0,213	0,799	-0,502	0,332	-0,069	-0,278	0,650	0,028	-0,269	-0,252	-0,420	
Ca ²⁺	-0,326	-0,317	-0,324	0,312	0,352	0,301	-0,108	-0,589	-0,421	0,797	0,225	0,651	-0,395	0,341	0,057	-0,165	0,778	0,079	-0,230	-0,209	-0,341	
K ⁺	-0,435	-0,434	-0,417	0,154	0,256	0,210	0,068	-0,263	-0,220	0,395	0,250	0,682	-0,202	0,143	-0,096	-0,365	0,366	0,261	-0,076	-0,058	-0,277	
SO ₄ ²⁻	-0,056	-0,060	-0,115	0,596	0,418	0,696	-0,214	-0,508	-0,545	0,608	-0,020	0,468	-0,610	0,595	0,209	0,020	0,637	-0,063	-0,183	-0,162	-0,212	
Cu	0,416	0,424	0,342	0,477	0,270	0,510	-0,146	-0,115	-0,291	0,252	-0,136	-0,152	-0,335	0,354	0,218	0,483	0,353	-0,348	0,086	0,087	0,303	
Zn	0,624	0,606	0,541	0,626	0,446	0,615	-0,019	-0,132	-0,232	0,277	-0,443	-0,311	-0,454	0,436	0,185	0,485	0,288	-0,263	0,051	0,053	0,380	
P day	0,575	0,521	0,336	0,161	-0,057	0,286	-0,286	0,184	-0,157	-0,212	-0,204	-0,407	-0,033	0,125	0,182	0,375	-0,123	-0,240	0,263	0,235	0,343	
P 3d	0,724	0,700	0,450	0,165	-0,172	0,288	-0,265	0,203	-0,131	-0,256	-0,317	-0,653	0,013	0,116	0,212	0,497	-0,169	-0,178	0,274	0,264	0,504	
P week	0,554	0,533	0,419	0,215	-0,038	0,316	-0,185	0,151	-0,144	-0,130	-0,275	-0,514	-0,090	0,092	0,100	0,366	-0,074	-0,218	0,220	0,212	0,405	

Korrelaatioiden merkittävyyden vertausluvut (N=78):
 * (5 %) = 0,224
 ** (1 %) = 0,292
 *** (0,1 %) = 0,368
 Kaikki 0,1 % riskiltaan allitavat korrelaatiot ovat taulukossa lihavoituna

MÄT	Cl	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	SO ₄ ²⁻	Cu	Zn	P day	P 3d	P week
Cl	1,000										
Na ⁺	0,948	1,000									
Mg ²⁺	0,568	0,551	1,000								
Ca ²⁺	0,689	0,502	0,778	1,000							
K ⁺	0,311	0,304	0,739	0,543	1,000						
SO ₄ ²⁻	0,502	0,295	0,669	0,654	0,687	1,000					
Cu	0,220	0,295	0,069	0,060	0,055	0,297	1,000				
Zn	0,314	0,408	-0,114	-0,093	-0,184	0,200	0,443	1,000			
P day	-0,193	-0,150	-0,250	-0,112	-0,104	0,338	0,369	1,000			
P 3d	-0,233	-0,199	-0,472	-0,348	-0,346	-0,112	0,335	0,413	0,632	1,000	
P week	-0,128	-0,074	-0,330	-0,258	-0,214	0,017	0,392	0,469	0,491	0,747	1,000

LIITE 4. Veden laadun muuttujien välinen korrelaatiomatriisi Tapaninkylänpuron kerran viikossa otetuista näytteistä (N=78).

TAP	R inst.	R day	R week	TN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	TP	PO ₄ ³⁻ -P	EC	pH	ALK	°C	O ₂	O ₂ %	SS	DS	SSORG%	FC	AEC	VFS
R inst.	1,000																				
R day	0,940	1,000																			
R week	0,813	0,860	1,000																		
TN	0,302	0,396	0,460	1,000																	
NH ₄ ⁺ -N	0,101	0,147	0,080	0,624	1,000																
NO ₃ ⁻ -N	0,168	0,268	0,485	0,816	0,271	1,000															
NO ₂ ⁻ -N	-0,027	0,032	-0,042	0,314	0,332	0,235	1,000														
TP	0,624	0,545	0,421	-0,198	-0,399	-0,130	-0,167	1,000													
PO ₄ ³⁻ -P	0,626	0,577	0,467	-0,134	-0,385	-0,093	-0,159	0,920	1,000												
EC	-0,266	-0,122	-0,040	0,582	0,515	0,464	0,165	-0,506	-0,427	1,000											
pH	-0,465	-0,374	-0,236	-0,057	-0,169	0,161	0,385	-0,367	-0,433	0,076	1,000										
ALK	-0,467	-0,323	-0,067	0,169	0,001	0,417	0,280	-0,516	-0,466	0,325	0,637	1,000									
°C	-0,084	-0,095	-0,097	-0,499	-0,716	-0,143	0,188	0,414	0,357	-0,493	0,384	0,110	1,000								
O ₂	-0,033	0,002	0,023	-0,304	-0,391	0,264	-0,098	-0,531	-0,522	0,519	-0,128	-0,021	-0,798	1,000							
O ₂ %	-0,308	-0,260	-0,264	0,158	0,216	0,172	0,232	-0,313	-0,391	0,168	0,419	0,143	0,443	1,000							
SS	0,647	0,537	0,388	0,046	-0,012	-0,064	-0,046	0,722	0,696	-0,333	-0,532	-0,639	0,050	-0,196	-0,285	1,000					
DS	-0,055	0,067	0,109	0,623	0,484	0,491	0,296	-0,323	-0,269	0,658	0,103	0,251	-0,381	0,364	0,087	-0,159	1,000				
SS ORG%	0,088	0,111	0,079	0,113	0,097	0,144	0,107	0,142	0,106	0,070	-0,059	0,004	-0,005	0,026	0,084	0,121	0,150	1,000			
FC	0,276	0,201	0,083	-0,295	-0,384	-0,323	0,042	0,622	0,611	-0,451	-0,206	-0,493	0,468	-0,489	-0,083	0,496	-0,285	1,000			
AEC	0,275	0,200	0,076	-0,304	-0,391	-0,329	0,043	0,626	0,613	-0,468	-0,199	-0,490	0,481	-0,501	-0,062	0,496	-0,304	0,120	0,999	1,000	
VFS	0,502	0,411	0,262	-0,147	-0,302	-0,195	-0,035	0,729	0,743	-0,350	-0,421	-0,586	0,308	-0,386	-0,257	0,581	-0,174	0,129	0,739	0,730	1,000
Cl	-0,103	0,003	-0,013	0,518	0,512	0,329	0,106	-0,350	-0,287	0,907	-0,098	0,046	-0,529	0,507	0,097	-0,180	0,795	0,057	-0,340	-0,359	-0,207
Na ⁺	-0,141	-0,028	-0,049	0,485	0,479	0,307	0,092	-0,333	-0,280	0,914	-0,113	0,037	-0,485	0,485	0,123	-0,183	0,782	0,078	-0,295	-0,315	-0,173
Mg ²⁺	-0,375	-0,218	-0,025	0,414	0,363	0,499	0,320	-0,609	-0,570	0,568	0,492	0,736	-0,187	0,345	0,297	-0,542	0,469	0,005	-0,516	-0,522	-0,576
Ca ²⁺	-0,247	-0,086	0,046	0,469	0,438	0,492	0,348	-0,485	-0,449	0,593	0,386	0,605	-0,241	0,370	0,267	-0,418	0,535	0,162	-0,491	-0,500	-0,479
K ⁺	-0,601	-0,480	-0,361	0,119	0,204	0,225	0,358	-0,566	-0,590	0,321	0,609	0,664	0,086	0,176	0,524	-0,600	0,176	-0,020	-0,331	-0,330	-0,553
SO ₄ ²⁻	-0,661	-0,570	-0,276	0,137	0,077	0,381	0,208	-0,661	-0,670	0,363	0,609	0,805	0,008	0,154	0,281	-0,636	0,229	-0,080	-0,448	-0,447	-0,645
Cu	0,412	0,356	0,381	0,013	-0,301	0,119	-0,319	0,436	0,458	-0,183	-0,417	-0,186	0,102	-0,214	-0,369	0,302	-0,169	0,012	0,217	0,218	0,367
Zn	0,464	0,380	0,221	-0,054	-0,042	-0,113	-0,114	0,368	0,360	-0,383	-0,402	-0,342	-0,075	-0,121	-0,435	0,444	-0,221	0,018	0,163	0,166	0,305
P day	0,599	0,506	0,403	0,066	-0,047	-0,013	-0,060	0,373	0,349	-0,407	-0,352	-0,327	-0,021	-0,116	-0,222	0,398	-0,263	0,042	0,222	0,230	0,396
P 3d	0,622	0,622	0,566	0,186	-0,049	0,155	-0,030	0,516	0,481	-0,275	-0,347	-0,245	0,031	-0,154	-0,221	0,459	-0,122	0,127	0,362	0,357	0,434
P week	0,478	0,463	0,503	0,212	-0,060	0,173	-0,120	0,391	0,396	-0,132	-0,300	-0,237	-0,076	-0,178	-0,375	0,427	-0,024	-0,099	0,263	0,263	0,298

TAP	Cl	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	SO ₄ ²⁻	Cu	Zn	P day	P 3d	P week
Cl	1,000										
Na ⁺	0,982	1,000									
Mg ²⁺	0,376	0,389	1,000								
Ca ²⁺	0,432	0,448	0,928	1,000							
K ⁺	0,160	0,198	0,814	0,700	1,000						
SO ₄ ²⁻	0,134	0,138	0,830	0,657	0,794	1,000					
Cu	-0,148	-0,146	-0,457	-0,519	-0,536	-0,362	1,000				
Zn	-0,279	-0,273	-0,329	-0,307	-0,415	-0,395	0,340	1,000			
P day	-0,333	-0,380	-0,452	-0,410	-0,480	-0,495	0,314	0,285	1,000		
P 3d	-0,186	-0,185	-0,403	-0,456	-0,443	-0,442	0,206	0,632	1,000		
P week	-0,070	-0,073	-0,333	-0,333	-0,443	-0,317	0,376	0,152	0,491	0,747	1,000

Korrelaatioiden merkittävyyden vertausluvit (N=78):

* (5 %) = 0,224

** (1 %) = 0,292

*** (0,1 %) = 0,368

Kaikki 0,1 % riskitason alla olevat korrelaatiot ovat taulukossa lihavoituna

LIITE 5. Veden laadun muuttujien välinen korrelaatiomatriisi Mellunkylänpuron kerran viikossa otetuista näytteistä (N=78).

MEL	R inst	R day	R week	TN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	TP	PO ₄ ³⁻ -P	EC	pH	ALK	°C	O ₂	O ₂ %	SS	DS	SS ORG%	FC	AEC	VFS
R inst	1,000																				
R day	0,944	1,000																			
R week	0,763	0,829	1,000																		
TN	0,486	0,528	0,629	1,000																	
NH ₄ ⁺ -N	0,494	0,519	0,388	0,577	1,000																
NO ₃ ⁻ -N	0,023	0,107	0,243	0,247	1,000																
NO ₂ ⁻ -N	0,339	0,297	0,203	0,265	0,324	1,000															
TP	0,633	0,597	0,351	0,023	0,260	-0,318	1,000														
PO ₄ ³⁻ -P	0,717	0,713	0,476	0,328	0,572	-0,118	0,524	0,783	1,000												
EC	-0,452	-0,361	0,242	0,162	0,436	-0,026	-0,519	-0,372	1,000												
pH	-0,475	-0,440	-0,301	-0,287	-0,301	-0,095	-0,020	-0,175	-0,226	1,000											
ALK	-0,834	-0,815	-0,556	-0,304	-0,493	0,171	-0,347	-0,571	-0,686	0,436	0,550	1,000									
°C	-0,067	-0,096	-0,073	-0,448	-0,572	-0,388	0,201	0,271	-0,019	-0,383	0,351	0,192	1,000								
O ₂	0,126	0,137	0,097	0,487	0,480	0,427	-0,206	-0,316	-0,062	0,480	-0,269	-0,130	-0,838	1,000							
O ₂ %	0,036	-0,049	-0,046	-0,050	-0,289	-0,047	0,041	-0,089	-0,178	0,080	0,154	0,096	0,310	0,171	1,000						
SS	0,850	0,817	0,549	0,371	0,609	-0,100	0,420	0,733	0,830	-0,364	-0,385	-0,755	-0,112	1,000							
DS	-0,351	-0,279	-0,150	0,303	0,205	0,460	0,073	-0,420	-0,278	0,907	0,109	0,383	-0,337	0,434	0,107	-0,265	1,000				
SS ORG%	-0,567	-0,575	-0,474	-0,471	-0,542	-0,205	-0,313	-0,346	-0,520	0,091	0,088	0,516	0,260	-0,286	-0,018	-0,609	0,090	1,000			
FC	0,545	0,522	0,351	0,020	0,261	-0,296	0,374	0,666	0,559	-0,416	-0,075	-0,484	0,310	-0,211	0,083	0,598	-0,371	-0,307	1,000		
AEC	0,555	0,538	0,364	0,035	0,277	-0,289	0,391	0,674	0,585	-0,424	-0,082	-0,489	0,301	-0,215	0,065	0,609	-0,372	-0,317	0,993	1,000	
VFS	0,527	0,469	0,188	-0,020	0,254	-0,405	0,433	0,624	0,609	-0,474	-0,201	-0,590	0,220	-0,198	-0,001	0,634	-0,455	-0,254	0,743	0,748	1,000
Cl ⁻	-0,267	-0,168	-0,174	0,301	0,287	0,376	0,064	-0,400	-0,227	0,959	0,090	0,273	-0,432	0,535	0,100	-0,198	0,875	-0,030	-0,317	-0,323	-0,379
Na ⁺	-0,278	-0,200	-0,208	0,260	0,275	0,325	0,070	-0,373	-0,215	0,961	0,108	0,234	-0,146	0,160	0,083	-0,184	0,873	0,004	-0,292	-0,298	-0,338
Mg ²⁺	-0,744	-0,678	-0,323	0,027	-0,296	0,521	-0,349	-0,711	-0,684	0,584	0,292	0,636	-0,146	0,160	0,019	-0,733	0,566	0,372	-0,620	-0,623	-0,733
Ca ²⁺	-0,711	-0,639	-0,284	0,095	-0,223	0,561	-0,221	-0,667	-0,615	0,668	0,373	0,835	-0,116	0,167	0,069	-0,676	0,658	0,283	-0,570	-0,573	-0,709
SO ₄ ²⁻	-0,416	-0,364	-0,048	0,117	-0,259	0,441	0,020	-0,420	-0,410	0,386	0,323	0,635	0,210	-0,103	0,197	-0,433	0,442	0,185	-0,292	-0,295	-0,485
K ⁺	-0,664	-0,587	-0,197	0,144	-0,201	0,626	-0,361	-0,676	-0,621	0,537	0,215	0,749	-0,235	0,210	-0,072	-0,658	0,530	0,311	-0,607	-0,606	-0,683
Cu	0,327	0,359	0,329	0,337	0,193	0,160	0,317	0,244	0,397	-0,118	-0,279	-0,324	-0,035	0,008	-0,164	0,377	-0,028	-0,149	0,232	0,232	0,330
Zn	0,503	0,513	0,454	0,595	0,571	0,316	0,169	0,085	0,372	0,043	-0,463	-0,528	-0,541	0,470	-0,198	0,427	0,056	-0,369	0,047	0,049	0,086
P day	0,568	0,542	0,358	0,090	0,173	-0,138	0,060	0,453	0,465	-0,554	-0,286	-0,570	-0,021	-0,028	-0,039	0,458	-0,479	-0,346	0,290	0,313	0,415
P 3d	0,628	0,655	0,547	0,168	0,240	-0,125	0,220	0,543	0,559	-0,477	-0,309	-0,656	0,057	-0,098	-0,063	0,534	-0,412	-0,348	0,434	0,433	0,469
P week	0,487	0,545	0,533	0,223	0,350	-0,003	0,265	0,466	0,576	-0,333	-0,162	-0,542	-0,056	-0,102	-0,216	0,503	-0,294	-0,449	0,316	0,325	0,385

Korrelaatioiden merkitsevyyden vertausluvut (N=78):

- * (5 %) = 0,224
 - ** (1 %) = 0,292
 - *** (0,1 %) = 0,368
- Kaikki 0,1 % riskitasoin allitavat korrelaatiot ovat taulukossa lihavoituna

MEL	Cl ⁻	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	SO ₄ ²⁻	Cu	Zn	P day	P 3d	P week
Cl ⁻	1,000										
Na ⁺	0,991	1,000									
Mg ²⁺	0,391	0,376	1,000								
Ca ²⁺	0,485	0,466	0,966	1,000							
K ⁺	0,250	0,234	0,733	0,761	1,000						
SO ₄ ²⁻	0,388	0,319	0,956	0,922	0,656	1,000					
Cu	-0,084	-0,078	-0,197	-0,163	-0,024	-0,117	1,000				
Zn	0,165	0,142	-0,226	-0,240	-0,242	-0,167	0,329	1,000			
P day	-0,458	-0,458	-0,540	-0,583	-0,417	-0,457	0,211	1,000			
P 3d	-0,373	-0,373	-0,502	-0,606	-0,400	-0,471	0,318	0,245	1,000		
P week	-0,273	-0,268	-0,481	-0,444	-0,347	-0,335	0,219	0,329	0,491	0,747	1,000

LIITE 6. Pääkomponenttianalyysin seitsemän ensimmäisen komponentin ominaisarvojen tilastollisia tunnuslukuja sekä kolmen ensimmäisen komponentin eri muuttujien saamat ominaisarvot Mätäjoella.

MÄT komponentti	Alkuperäiset ominaisarvot		
	yhteensä	% varianssista	kumulatiivinen %
1	9,685	30,266	30,266
2	8,291	25,910	56,176
3	2,928	9,151	65,326
4	1,930	6,032	71,359
5	1,364	4,263	75,622
6	1,224	3,825	79,447
7	1,069	3,341	82,788

MÄT	1. komp	2. komp	3. komp
R _{inst}	0,169	0,920	-0,158
R _{day}	0,172	0,909	-0,183
R _{week}	0,098	0,767	-0,181
TN	0,819	0,365	0,054
NH ⁴⁺ -N	0,652	-0,047	0,407
NO ³⁻ -N	0,792	0,435	-0,128
NO ²⁻ -N	-0,268	-0,241	0,584
TP	-0,706	0,250	0,204
PO ₄ ³⁻ -P	-0,707	-0,109	0,218
EC	0,878	-0,257	0,235
pH	-0,227	-0,511	0,082
ALK	0,220	-0,878	0,111
°C	-0,852	-0,091	0,098
O ₂	0,795	0,281	-0,216
O ₂ %	0,297	0,373	-0,268
SS	0,188	0,697	0,303
DS	0,868	-0,167	0,247
SS ORG%	-0,241	-0,421	0,092
FC	-0,266	0,252	0,797
AEC	-0,241	0,237	0,794
VFS	-0,157	0,594	0,601
Cl ⁻	0,852	-0,196	0,229
Na ⁺	0,843	-0,107	0,275
Mg ²⁺	0,680	-0,602	0,018
Ca ²⁺	0,668	-0,512	0,053
K ⁺	0,396	-0,548	0,149
SO ₄ ²⁻	0,788	-0,195	0,004
Cu	0,424	0,443	0,187
Zn	0,448	0,638	0,173
P _{day}	0,000	0,620	0,042
P _{3d}	-0,071	0,797	0,032
P _{week}	0,029	0,670	0,092

LIITE 7. Pääkomponenttianalyysin seitsemän ensimmäisen komponentin ominaisarvojen tilastollisia tunnuslukuja sekä kolmen ensimmäisen komponentin eri muuttujien saamat ominaisarvot Tapaninkylänpurolla.

TAP komponentit	Alkuperäiset ominaisarvot		
	yhteensä	% varianssista	kumulatiivinen %
1	11,347	35,459	35,459
2	5,706	17,832	53,291
3	2,924	9,136	62,427
4	2,297	7,177	69,604
5	1,693	5,292	74,896
6	1,254	3,919	78,815
7	1,035	3,235	82,050

TAP	1. komp	2. komp	3. komp
R _{inst}	0,660	0,600	0,197
R _{day}	0,531	0,664	0,298
R _{week}	0,374	0,639	0,454
TN	-0,318	0,812	0,270
NH ⁴⁺ -N	-0,433	0,624	-0,206
NO ³⁻ -N	-0,332	0,566	0,552
NO ²⁻ -N	-0,259	0,065	0,489
TP	0,854	0,067	0,210
PO ₄ ³⁻ -P	0,833	0,126	0,206
EC	-0,689	0,531	-0,111
pH	-0,521	-0,441	0,504
ALK	-0,666	-0,172	0,521
°C	0,318	-0,636	0,540
O ₂	-0,506	0,517	-0,402
O ₂ %	-0,435	-0,131	0,122
SS	0,725	0,316	-0,004
DS	-0,510	0,597	0,060
SS ORG%	0,035	0,164	0,161
FC	0,684	-0,194	0,163
AEC	0,689	-0,208	0,167
VFS	0,764	0,089	0,067
Cl ⁻	-0,515	0,602	-0,264
Na ⁺	-0,510	0,569	-0,259
Mg ²⁺	-0,838	0,118	0,373
Ca ²⁺	-0,766	0,246	0,347
K ⁺	-0,777	-0,270	0,324
SO ₄ ²⁻	-0,801	-0,250	0,325
Cu	0,543	0,203	0,022
Zn	0,493	0,147	-0,113
P _{day}	0,586	0,250	0,100
P _{3d}	0,603	0,398	0,292
P _{week}	0,494	0,396	0,184

LIITE 8. Pääkomponenttianalyysin kuuden ensimmäisen komponentin ominaisarvojen tilastollisia tunnuslukuja sekä kolmen ensimmäisen komponentin eri muuttujien saamat ominaisarvot Mellunkylänpurolla.

MEL komponentit	Alkuperäiset ominaisarvot		
	yhteensä	% varianssista	kumulatiivinen %
1	12,620	39,438	39,438
2	5,974	18,668	58,106
3	2,485	7,765	65,872
4	2,266	7,081	72,953
5	1,377	4,303	77,256
6	1,124	3,512	80,768

MEL	1. komp	2. komp	3. komp
R _{inst}	0,874	0,301	0,590
R _{day}	0,835	0,375	-0,068
R _{week}	0,574	0,424	-0,220
TN	0,194	0,825	-0,097
NH ⁴⁺ -N	0,417	0,705	0,130
NO ³⁻ -N	-0,288	0,698	-2,540
NO ²⁻ -N	0,400	0,151	0,572
TP	0,798	-0,143	0,243
PO ₄ ³⁻ -P	0,821	0,203	0,194
EC	-0,661	0,579	0,389
pH	-0,392	-0,315	0,370
ALK	-0,876	-0,244	0,075
°C	0,084	-0,735	0,329
O ₂	-0,128	0,753	-0,131
O ₂ %	-0,099	-0,100	0,307
SS	0,855	0,288	0,146
DS	-0,586	0,602	0,388
SS ORG%	-0,510	-0,454	-0,066
FC	0,709	-0,148	0,435
AEC	0,719	-0,139	0,429
VFS	0,758	-0,182	0,309
Cl ⁻	-0,489	0,659	0,442
Na ⁺	-0,482	0,624	0,481
Mg ²⁺	-0,905	0,147	-0,128
Ca ²⁺	-0,887	0,217	-0,025
K ⁺	-0,603	0,078	0,136
SO ₄ ²⁻	-0,820	0,230	-0,246
Cu	0,357	0,246	0,000
Zn	0,360	0,661	-0,232
P _{day}	0,656	-0,052	-0,340
P _{3d}	0,740	0,033	-0,187
P _{week}	0,632	0,147	-0,165

HELSINGIN YLIOPISTON MAANTIETEEN LAITOKSEN JULKAISUJA
SARJA B.

1. PALOMÄKI, MAURI: Kuusjärven kunnan kauppalahankkeen talousmaantieteellisestä tarkoituksenmukaisuudesta (The feasibility of incorporating the rural commune of Kuusjärvi as a country town, an economic-geographic study) 70 s., 1968.
2. PALOMÄKI, MAURI: Keski-Pohjanmaan toiminnallinen aluerakenne (The functional spatial organization of Middle Bothnia, Finland). I Maakunnan rajaaminen (The delimitation of the Province). 84 s., 1968.
3. HAUTAMÄKI, LAURI & SEPPO SIIRILÄ & REIJO YLÖNEN: Tutkimus kasvukeskuspolitiikan perusteiksi Suomessa (Foundations for a growth centre policy in Finland). 214 s., 1969.
4. Etelä-Suomen runkokaavojen arvostelu maantieteelliseltä näkökannalta (Evaluation of the primary regional plans of southern Finland for the geographical point of view) I HAUTAMÄKI, LAURI & ILKKA PÄTÄRI & TAPANI VALKONEN: Runkokaavojen väestöennusteiden ja väestömitoituksen arvostelu Etelä-Suomen osalta. English summary. 162 s., 1969.
II SIIRILÄ, SEPPO: Keskusverkon kehittämissuuntia runkokaavan pohjalta. English summary. SIIRILÄ, SEPPO: Keskusverkon muutoksista. English summary. YLÖNEN, REIJO: Runkokaavojen keskusverkon arviointi keskusten kasvun ja luokitteluperusteiden kannalta. English summary. PIETALA, JORMA: Runkokaavojen virkistys- ja suojelualueiden sijoituksen ja mitoituksen tarkastelu. English summary. 108 s., 1969.
5. VAROMA, IRMA: Urbaanisten toimintojen alueellinen jakautuminen Etelä-Helsingissä. 41 s., 1970.
6. SARJA, MARJA: Lappajärven ja Venetjoen tekojärven virkistyskäyttö ja virkistysarvon määrittäminen. 77 s., 1970.
7. JAATINEN, STIG & ULLA KÄRKKÄINEN: Vuoden 1969 pellonvaraustoiminta (The field-reservation programme of Finland in 1969) 42 s., 1971.
8. RIKKINEN, KALEVI & GUNNAR STAACK: Eräiden kauppaliikkeiden saavutettavuus Helsingin keskustassa (Erreichbarkeit von einigen Geschäften in der Innenstadt von Helsinki). 20 s., 1971.
9. MÄENPÄÄ, TOIVO: Vaasalaiset huvilanomistajat. 19 s., 1971.
10. YLI-JOKIPII, PENTTI: Suomen virallisen ulkomaanedustuksen alueellinen kasvu. Poliittisen päätöksenteon aiheuttama leviämismalli (Spatial growth of Finland's official representation abroad. A diffusion case occasioned by political decisions) 48 s., 1972.
11. NYGÅRD, MAURI & STIG JAATINEN & CHRISTER KROKFORS: Miilurannan asutusalue. Monimuuttujakuvailu. (Miiluranta colonization area - a multivariable description) 63 s., 1972.
12. JAATINEN, STIG & MAURI NYGÅRD: Vuosien 1970-71 pellonvaraustoiminta ja vuoden 1970 "Teuraspalkkiolaki". 63 s., 1972.
13. YLI-JOKIPII, PENTTI & KALEVI ALA-HAUTALA: Alueellisen koulusuunnittelun perusteista maaseudun olosuhteissa - Jalasjärven kunta käytännön esimerkkinä. 65 s., 1972.
14. SARJA, MARJA: Tiedonlähteet kulttuurimaantieteellisen tutkimustyön eri vaiheissa. 22 s. + XI s., 1973.
15. TERVAMÄKI, ERKKI: Kuopion teollisuuden sijoittuminen. 131 s., 1975.
16. ANDBERG, RISTO & LASSI KARIVALO & MAUNO KOSONEN & ERKKI TERVAMÄKI: Aluesuunnitteluun liittyvän luonnontieteellisen tutkimuksen ja suunnittelun ohjelmointi. 92 s., 1976.
17. VIITALA, PENTTI: Aluesuunnittelu. 28 s., 1978.
18. VIRKKALA, SEIJA: Suomen maakuntakeskusten kontaktipotentiaalit. 88 s., liitt., 1978.
19. KOSONEN, MAUNO & PENTTI VIITALA: Aluesuunnittelu kunnanosasatasolla. 36 s., 1979.
20. UKKOLA, TAPANI & ARIMO LAIHO & MAUNO KOSONEN: Päijät-Hämeen vaikutusalueet 1980. 86 s., 26 liites., 25 liitekartt., 1981.
21. FERIN, PIRJO: Helsingin yliopiston maantieteen laitoksen pro gradu -tutkielmat. 50 s., 17 liites., 1982.

22. FERIN, PIRJO: Ympäristönhoito kuntasuunnittelussa. 153 s., 1983.
23. SUOMEN PÄÄKAUPUNKISEUTU. Aluemaantieteellinen kuvaus. Raimo Frondelius, Lassi Karivalo, Mauno Kosonen, Harry Schulman, Erkki Tervämäki & Pentti Viitala. 44 s., 1984.
24. LÖYTÖNEN, MARKKU: Suomalaisen diffuusiotutkimuksen bibliografia. 12 s., 1985.
25. CARRASCO VALENCIA, ALFONSO & TIMO PAKKALA: Sähköistäminen ja maaseudun kehitys. Cuzcon maaseutualueen sähköistysprojektin esitutkimusraportti. 178 s., 1985.
26. VIITALA, PENTTI: Yleistä maantieteestä erityiseen sovellutukseen. 161 s., 1986.
27. LÖYTÖNEN, MARKKU: Logistisen funktion sovitusohjelma LogFit. 39 s., 1986.
28. NIKKANEN, PÄIVI: Rooma uusin silmin. Rooman alueellinen kehitys, sen tausta ja nykyiset ongelmat. 139 s., 1987.
29. KARTOGRAFIAN INFORMAATIOJÄRJESTELMÄ. Kartografian jatkokoulutustilaisuuden 13.3.1987 esitelmät. Toim. Markku Löytönen & Airi Töyrymäki. 125 s., 1987.
30. PELTONEN, ARVO: Kaakkois-Suomi - muuttuva rajamaa. Kaakkois-Suomen aluerakenteen kehitys 1800- ja 1900-luvuilla. 167 s., 1987.
31. TERVAMÄKI, ERKKI & TUOMO HALLA-SEPPÄLÄ & ARVO PELTONEN: Kaakkois-Suomen aluejärjestelmä ja sen kehittämisvaihtoehdot. 93 s., 1988.
32. KOSONEN, MAUNO & HARRY SCHULMAN & PENTTI VIITALA: Suomen alueellinen kehittämissuunnittelu. 163 s., 11 liites., 1988.
33. KOSONEN, MAUNO & HARRY SCHULMAN & PENTTI VIITALA: Uudenmaan alueellinen kehittämissuunnittelu. 96 s., 2 liites., 1988.
34. KOSONEN, MAUNO & ERKKI TERVAMÄKI: Kommunikointiyhteiskunnan aluejärjestelmä. Kuopion asema kansainvälistyvässä Suomessa. 53 s., 1989.
35. KOSONEN, MAUNO & HARRY SCHULMAN & PENTTI VIITALA: Itä-Uudenmaan alueellinen kehittämissuunnittelu. 68 s., 1989.
36. LÖYTÖNEN, MARKKU: Parametrien vaikutuksesta potentiaalimallin tulokseen. 19 s., 1990.
37. KOSONEN, MAUNO & HARRY SCHULMAN & PENTTI VIITALA: Askolan ja Pornaisten alueellinen kehittämissuunnittelu. 35 s., 1990.
38. MERTA, TOMMI: Tuotantofilosofian muutos ja logistiikka 1990-luvun aluejärjestelmässä. 85 s., 1991.
39. LINNA, TAPIO S.: Kestävä kehitys ja lähidemokratia Suomessa. 121 s., 1993.
40. PELTONEN, ARVO: Japanin muuttuva metsäteollisuus. 23 s., 1993.
41. KOSONEN, MAUNO & TANELI KEINONEN & MARKKU NUMMELIN: YVA alue-suunnittelussa. 85 s., 1994.
42. KOSKELA, HILLE: Tilan voima ja paikan henki - yhteiskuntateoria ja humanismi uudessa aluemaantieteessä. 128 s., 1994.
43. YVA alueidenkäytön suunnittelussa. Marjo Kasanko, Mauno Kosonen, Tapio S. Linna, Riku Raita & Mikko Valtakari. 78 s., 1995.
44. Matkailun ympäristövaikutukset ja niiden arviointi. Pia-Mari Hynynen, Anne Leinonen, Satu Raak, Eira Rosberg, Tuuli Ryhänen, Riikka Uusikulku ja Mikko Valtakari. Toim. Mauno Kosonen & Tapio Linna. 60 s., 1995.
45. Euroopan unionin suunnittelu. Toim. Mikko Valtakari. 161 s., 1997.
46. VALTAKARI, MIKKO: Maaseutupolitiikka suomalaisessa aluesuunnittelussa. 160 s., 1999.
47. RUOTSALAINEN, ARTO & MAUNO KOSONEN & PENTTI VIITALA: Seutuhallinnon kehittäminen Lahden kaupunkiseudulla – kohti vuorovaikutteista kehittäjäverkostoa. 80 s., 2 liites., 2001.
48. KUUSISTO, PAULA: Kaupunkirakentamisen vaikutus pieniin valuma-alueisiin ja vesistöihin Suomessa. 69 s., 2002.
49. LINDBERG, MAGDALENA: Sommarparadisets Saverkeiter. Om territoriella aktörer och utveckling på en plats. 83 s. 2003
50. RUTH, OLLI: Kaupunkipurojen hydrogeografia kolmen esimerkkivaluma-alueen kuvastamana Helsingissä. 139 s., 9 liites., 2004.