

Pääkaupunkiseudun
julkaisusarja B 2003:16

Hiukkastutkimuksia pääkaupunkiseudulla



Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 2003:16

Päivi Aarnio, Anu Kousa, Tarja Koskentalo, Kati Loukkola

HIUKKASTUTKIMUKSIA PÄÄKAUPUNKISEUDULLA

Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV)
Helsinki 2003

Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV)

Opastinsilta 6 A
00520 HELSINKI
Puh. 09 - 15 611
www.ytv.fi

Huvudstadsregionens samarbetsdelegation (SAD)

Semaförbron 6 A
00520 HELSINGFORS
Tfn 09 - 15 611
www.ytv.fi

Kansikuva: Pyyhkäisyelektronimikroskooppikuva Mika Räisänen

ISSN 0357-5470
ISBN 951-798-548-7
YTV:n monistamo
Helsinki 2003

ESIPUHE

Hiukkaset ovat olleet viime vuosina laajan tutkimuksen kohteena sekä kansainvälisesti että kansallisesti. YTV on mitannut hiukkaspitoisuuksia pääkaupunkiseudulla jo 1980-luvun lopulta alkaen sekä ollut mukana lukuisissa eri tutkimuslaitosten hiukkasia koskeissa tutkimuksissa. Ulkoilman hiukkasten koostumusta, kokojakaumaa ja lähteitä sekä mallitusta on tutkittu Ilmatieteen laitoksella. Kansanterveyslaitos ja Kuopion yliopisto ovat selvittäneet hiukkasille altistumista sekä niiden aiheuttamia terveysvaikutuksia pääkaupunkiseudulla. Nordic Envicon on puolestaan selvittänyt syitä hiukkasepisodeihin, ja Helsingin yliopisto on jo pitkään mitannut Helsingissä eri kokoisten hiukkasten lukumääräpitoisuuksia.

Tutkimustuloksia hiukkasista ja niiden ominaisuuksista on enimmäkseen julkaistu erillisinä raportteina tai pelkästään englanninkielisissä lehdissä. Siksi tähän selvitykseen on koottu tärkeimpiä tuloksia pääkaupunkiseudulla tähän mennessä tehdyistä hiukkastutkimuksista.

Laajasta tutkimuksesta huolimatta on vielä paljon asioita, joita ei tiedetä ja hiukkasten tutkimista jatketaan. Pääkaupunkiseudulla on käynnissä useita hiukkastutkimuksia. Esimerkiksi EU:n 5. puiteohjelmaan kuuluvat projektit PAMCHAR, joka tutkii hiukkasten toksikologisia ominaisuuksia, ja SAPPHIRE, joka selvittää mm. polyaromaattisten hiilivetyjen pitoisuuksia, sekä Suomen Akatemian TERVE-ohjelman HEAT-hankkeessa että TEKESin FINE-ohjelman KOPRA-hankkeessa arvioidaan hiukkaspäästöjä ja -pitoisuuksia sekä altistumista ja terveysriskejä. Lisäksi FINE-ohjelman PARNET-projektissa tuotetaan monipuolista mittaustietoa hiukkasista.

Helsingissä 17.12.2003

PÄÄKAUPUNKISEUDUN YHTEISTYÖVALTUUSKUNTA (YTV)
YMPÄRISTÖTOIMISTO

Ympäristöpäällikkö Kari Wallenius

Tutkimuspäällikkö Tarja Koskentalo

KUVAILULEHTI

<i>Julkaisija</i>	Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV)	<i>Päivämäärä</i> 17.12.2003
<i>Rahoittaja/ Toimeksiantaja</i>	Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta	
<i>Tekijät</i>	Päivi Aarnio, Anu Kousa, Tarja Koskentalo, Kati Loukkola	
<i>Julkaisun nimi</i>	Hiukkastutkimuksia pääkaupunkiseudulla	
<i>Julkaisusarjan nimi</i>	Pääkaupunkiseudun julkaisusarja PJS B	<i>Nro</i> 2003:16 <i>ISSN</i> 0357-5470 <i>ISBN</i> 951-798-548-7 <i>Kieli</i> suomi
<i>Tiivistelmä</i>	<p>1990-luvun alkupuolella havaittiin, että alhaisillakin hiukkaspitoisuuksilla on haitallisia vaikutuksia terveyteen. Tämä herätti laajan kiinnostuksen hiukkasten tutkimiseen eri puolilla maailmaa. EU hyväksyi hengitettävälle hiukkasille terveysperusteiset raja-arvot vuonna 1999. Suomessa ja erityisesti pääkaupunkiseudulla on viime vuosina tehty erittäin monipuolista hiukkastutkimusta useissa tutkimuslaitoksissa.</p> <p>Helsingin seudulla on moniin eurooppalaisiin kaupunkeihin verrattuna kohtalaisen alhaiset hiukkaspitoisuudet. Kuitenkin keväisin hengitettävien hiukkasten pitoisuudet nousevat ajoittain korkeiksi. EU:n raja-arvo ei ole ylittynyt, mutta kansalliset ohjearvot ylittyvät vuosittain.</p> <p>Useissa tutkimuksissa on selvitetty hiukkasten koostumusta, kokojakaamaa ja lähteitä. Pienhiukkaset koostuvat pääasiassa kaukokulkeumasta ja paikallisen liikenteen pakokaasupäästöistä. Karkeat hiukkaset ovat peräisin lähinnä tien ja renkaiden kulumisesta sekä hiekan jauhautumisesta. Eri tutkimuksista saatua tietoa lähteistä ja kokojakaumista on hyödynnetty kehitettäessä hiukkasten leviämismallitusta.</p> <p>Hiukkasille altistumista on arvioitu erilaisissa ympäristöissä. Helsingin keskustassa kerrostaloissa asuvat altistuvat enemmän kuin keskustan ulkopuolella omakotitaloissa asuvat. Pitoisuudet kiinteillä ilmanlaadun mittausasemilla kuvaavat melko hyvin väestötason pitkäaikaista altistumista, mutta heikommin lyhytaikaista tai yksilötason altistumista.</p> <p>Epidemiologisissa tutkimuksissa on tutkittu pienhiukkasten ja ultrapienien hiukkasten vaikutuksia astmatikkojen ja sydänsairaiden terveydentilaan. Toksikologisissa tutkimuksissa on selvitetty hiukkasten vaikutusten aiheuttajia ja mekanismeja ja on saatu näyttöä mm. hiukkasten vahingollisesta vaikutuksista soluihin.</p>	
<i>Avainsanat</i>	PM ₁₀ , PM _{2,5} , PAH, EC, OC, terveysvaikutus, kokojakaama, koostumus, hiukkaspäästö	
<i>Jakelu</i>	Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), ympäristötoimisto Opastinsilta 8 E, 00520 HELSINKI, p. 15 611, sähköposti: ymt@ytv.fi, Internet: www.ytv.fi	

PRESENTATIONSBLAD

<i>Utgivare</i>	Huvudstadsregionens samarbetsdelegation (SAD)	<i>Datum</i> 17.12.2003
<i>Finansiär/ Uppdragsgivare</i>	Huvudstadsregionens samarbetsdelegation	
<i>Författare</i>	Päivi Aarnio, Anu Kousa, Tarja Koskentalo, Kati Loukkola	
<i>Publikationens titel</i>	Partikelundersökningar i huvudstadsregionen	
<i>Publikationsserie</i>	Pääkaupunkiseudun julkaisusarja PJS B	<i>Nr</i> 2003:16 <i>ISSN</i> 0357-5470 <i>ISBN</i> 951-798-548-7 <i>Språk</i> Finska
<i>Sammandrag</i>	<p>I början av 1990-talet upptäckte man att också låga partikelhalter inverkar menligt på hälsan. Detta ledde till ett brett intresse för forskning kring luftburna partiklar på olika håll i världen. EU godkände 1999 hälsorelaterade gränsvärden för inandningsbara partiklar (PM₁₀). I Finland och i synnerhet i huvudstadsregionen har man under senare år bedrivit mycket mångsidig partikelforskning vid flera forskningsinstitut.</p> <p>I Helsingforsregionen är partikelhalterna förhållandevis låga jämfört med många europeiska städer. På våren uppmäts dock ofta höga halter av PM₁₀. Det av EU satta gränsvärdet har inte överskridits men de nationella riktvärdena överskrids varje år.</p> <p>I flera studier har partiklarnas sammansättning, storleksfördelning och källor kartlagts. Fina partiklar (PM_{2,5}) härstammar huvudsakligen från fjärrtransport och den lokala trafikens avgasutsläpp. Grövre partiklar härrör främst från slitage på vägar och däck och från söndermalen sand. Data som insamlats vid olika undersökningar har utnyttjats vid utvecklingen av spridningsmodeller.</p> <p>Partikelexponeringen har bedömts i olika miljöer. De som bor i höghus i centrum exponeras mer än människor som bor i villor utanför centrum. Halterna vid de permanenta stationerna beskriver rätt väl befolkningens långtida exponering men sämre den kortvariga exponeringen eller exponeringen på individnivå.</p> <p>I epidemiologiska undersökningar har man studerat hur fina och ultrafina partiklar påverkar astmatikers och hjärtsjukas hälsa. I toxikologiska undersökningar har man kartlagt partiklarnas verkningsmekanismer och kunnat påvisa bl.a. deras skadliga inverkan på cellerna.</p>	
<i>Nyckelord</i>	PM ₁₀ , PM _{2,5} , PAH, EC, OC, hälsoeffekt, sammansättning, storleksfördelning, partikel utsläpp	
<i>Distribution</i>	Huvudstadsregionens samarbetsdelegation (SAD), miljöbyrå Semaförbron 8 E, 00520 HELSINGFORS, tfn 15 611, e-post: ymt@ytv.fi, Internet: www.ytv.fi	

DOCUMENTION PAGE

<i>Publisher</i>	Helsinki Metropolitan Area Council	<i>Date</i>	17.12.2003
<i>Financier/ Comissioner</i>	Helsinki Metropolitan Area Council		
<i>Authors</i>	Päivi Aarnio, Anu Kousa, Tarja Koskentalo, Kati Loukkola		
<i>Title of Publication</i>	Research on particulate matter in the Helsinki Metropolitan Area		
<i>Publication series</i>	Pääkaupunkiseudun julkaisusarja PJS B	<i>Number</i>	2003:16
		<i>ISSN</i>	0357-5470
		<i>ISBN</i>	951-798-548-7
		<i>Language</i>	finnish
<i>Abstract</i>	<p>In the early 1990s it was revealed that particulate matter is associated with harmful health effects even at low concentrations. This evoke a large interest to study particulate matter all over the world. European Union accepted health based limit values for particulate matter in 1999. Also in Finland and especially in the Helsinki area there has been conducted very intensive research on particulate matter by different research institutes.</p> <p>Compared with many other European cities particulate matter concentrations in the Helsinki Metropolitan Area are fairly low. However, the particulate matter concentrations rise to high levels every now and then during the spring time. The EU limit value have not been exceeded but the national guidelines for PM₁₀ are exceeded every year.</p> <p>There has been conducted a number of studies concerning the composition, distribution and sources of particles. Fine particulate matter consist mainly of particles transported from a long distance and those originated from local vehicle exhaust emissions. Coarse particles are originated primarily from wearing of streets and tyres and the abrasion of traction gravel. Knowledge obtained in different research projects have also been used in the development of dispersion modelling of particulate matter.</p> <p>Exposure to particulate matter have been evaluated in different microenvironments. Inhabitants living in flats in the city centre are exposed to higher concentrations than inhabitants living in single houses in the outskirts. Particulate matter concentrations measured at fixed monitoring sites describe quite well long term population exposure but rather poorly short time or individual exposure.</p> <p>The health effects of ultrafine and fine particles have been studied among asthmatics and persons suffering from cardiovascular disease in the epidemiological research projects. In the toxicological research projects the causes and mechanisms of fine and thoracic particles have been studied and indication of harmful effects on cells has been found.</p>		
<i>Keywords</i>	PM ₁₀ , PM _{2.5} , PAH, EC, OC, health effect, size distribution, composition, particle emission		
<i>Distribution</i>	Helsinki Metropolitan Area Council (YTV), Environmental Office Opastinsilta 8 E, 00520 HELSINKI, tel. + 358 9 15 611, e-mail: ymt@ytv.fi, Internet: www.ytv.fi		

Lyhenteitä ja määritelmiä

Altistuminen

ihminen ja epäpuhtaus ovat samaan aikaan samassa tilassa. Altistuksen määrään vaikuttavat epäpuhtauden pitoisuus ja kyseisessä tilassa vietetty aika

Aikasarjatutkimus

seurataan esim. päivittäisen epäpuhtauspitoisuuden vaihtelun ja terveysvaikutusten yhteyttä toisiinsa koko väestöllä

BS

musta hiili (black smoke)

EC

alkuaine hiili (elemental carbon)

EKG

sydämen sähkökäyrä

EMEP

Yhdistyneiden Kansakuntien Euroopan talouskomission (ECE) Eurooppaa koskeva epäpuhtauksien seuranta- ja arviointiohjelma

Endotoksiini

gramnegatiivisen bakteerin ulkokalvon lipopolysakkaridi (rasvan ja suurimolekyylisen hiilihydraatin muodostama molekyyli), joka aiheuttaa infektion aikana isäntäelimistössä kuumetta, valkosolujen ja verihiutaleiden niukkuutta ja sokin (endotoksiinisokki)

Epiteeli

päällyskerros; ihon ja limakalvojen pintaa päällystävä verisuoneton kerros

Episodi

tilanne, jossa ilman epäpuhtauspitoisuudet kohoavat huomattavasti normaalia korkeammaksi. Episoditilanteessa sää on epäpuhtauksien sekoittumisen ja laimenemisen kannalta epädullinen.

Epidemiologia

tieteenala, joka tutkii tautien esiintyvyyttä suhteessa niiden vaaratekijöihin

Harvesting-efekti

lähellä kuolemaa olevan henkilön kuoleminen aikaistuminen

IARC

maailman terveysjärjestön kansainvälinen syöpätutkimuskeskus (International Agency for Research on Cancer)

Inversio

tilanne, jolloin lämpötila ei laske ylöspäin mentäessä, tällöin epäpuhtaudet jäävät loukkuun matalalle eivätkä sekoitu

Iskeeminen sydänsairaus

sepelvaltimotaudin tai muun syyn aiheuttama sydänlihaskudoksen pitkäaikainen hapenpuute, joka voi ilmetä mm. rasisurintakipuna tai sydäninfarktina

Karsinogeeninen

syöpää aiheuttava

Karkeat hiukkaset

hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) ja pienhiukkasten (PM_{2,5}) välinen erotus (coarse particles)

Kaukokulkeuma

ilman epäpuhtauksia, jotka ilmavirtausten mukana kulkeutuvat jopa useiden satojen kilometrien etäisyydelle, maahan laskeutunut kaukokulkeuma on laskeumaa

Kohorttitutkimus = seurantatutkimus

seurataan usean vuoden ajan esim. epäpuhtauksien pitkänajan keskiarvopitoisuuksien ja terveysvaikutusten yhteyksiä toisiinsa tietyllä ihmisryhmällä

Makrofagi

mm. löyhässä sidekudoksessa esiintyviä suuria syöjäsoluja (veren makrofageja sanotaan monosyyteiksi)

µm

mikrometri, millin tuhannesosa (10⁻⁶ m)

µg

mikrogramma, tuhannesosa milligramma (10⁻⁶ g)

OC

orgaaninen hiili (organic carbon)

Ohjearvo

kuvaavat ilmanlaadun tavoitteita ja ilmansuojelutyön päämääriä, ja ne on tarkoitettu ensi sijassa ohjeeksi viranomaisille. Ovat tulleet voimaan vuonna 1996.

Parasympaattinen hermosto

autonomisen hermoston toinen pääosa, jonka vaikutuksesta mm. ruuansulatuselinten toiminta kiihtyy ja verenkierron toiminta rauhoittuu

PAH

polyaromaattiset hiilivedyt

EF

ulohengityksen huippuvirtaus (Peak Expiratory Flow)

PM₁₀

hiukkaset, joiden aerodynaaminen halkaisija on 10 µm, ns. hengitettäviä hiukkasia

PM_{2,5}

hiukkaset, joiden aerodynaaminen halkaisija on 2,5 µm, ns. pienhiukkasia

Pitoisuus

epäpuhtauden määrä tietyssä määrässä ilmaa, esitetään tässä yleensä mikrogrammaa epäpuhtautta kuutiometrissä ilmaa (µg/m³)

Raja-arvo

ohjearvoa sitovampi, määrittää suurimmat hyväksyttävät ilman epäpuhtauksien pitoisuudet, ja ilmansuojelusta vastaavien viranomaisten tulee huolehtia niiden alapuolella pysymisestä

SEM/EDX

menetelmä, jolla voidaan tutkia yksittäisiä hiukkasia, pyyhkäisyelektronimikroskooppi ja siihen kytketty energiadiispersiivinen röntgenmikroanalyyttori

Semiempiirinen malli

malli, joka perustuu osittain kokeelliseen aineistoon

Sytokiini

monentyyppisten solujen tuottamia, solujen välisinä viestiaineina toimivia pienimolekyyllisiä proteiineja (esim. interferonit, kasvutekijät)

Sytotoksinen

soluille myrkyllinen, soluja tuhoava

Sympaattinen hermosto

autonomisen hermoston toinen pääosa, jonka vaikutuksesta mm. verenkierron toiminta kiihtyy ja ruuansulatuselinten toiminta rauhoittuu

Toksikologia

tieteenala, joka tutkii myrkyjä, niiden vaikutuksia sekä niiden aiheuttamien sairauksien hoitoa

TSP

kokonaisleijuma (Total Suspended Particles)

Ultrapienet hiukkaset

hiukkaset, joiden aerodynaaminen halkaisija on alle 0,1 µm (ultra fine particles)

WHO

Maailman terveysjärjestö

Sisällysluettelo

1	JOHDANTO	1
2	HIUKKASTEN TERVEYSVAIKUTUKSET	2
2.1	Taustaa	2
2.2	Hiukkasten kulkeutuminen hengitysteihin	2
2.3	Tuloksia viimeaikaisista kansainvälisistä terveystutkimuksista	2
	2.3.1 Seurantatutkimukset	3
	2.3.2 Aikasarjatutkimukset	3
2.4	Terveystutkimukset Suomessa	5
	2.4.1 PEACE (Pollutant Effects on Asthmatic Children in Europe)	5
	2.4.2 ULTRA (Exposure and risk assessment for fine and ultrafine particles in ambient air)	5
	2.4.3 APHEA I ja II (Air Pollution and Health: A European Approach)	6
	2.4.4 PAMTOX (Kaupunki-ilman ja dieselpakokaasujen hiukkasten toksiset vaikutukset hengitysteihin)	6
3	PÄÄKAUPUNKISEUDUN HIUKKASPÄÄSTÖT	7
4	HIUKKASTEN PITOISUUDET PÄÄKAUPUNKISEUDULLA	8
4.1	Raja- ja ohjearvoihin verrannolliset pitoisuudet	8
4.2	Pitoisuuksien vuoden- ja vuorokaudenaikaisvaihtelu	11
4.3	Pitoisuuksien kehittyminen	12
4.4	Korkeiden hiukkaspitoisuuksien episodit	13
	4.4.1 Kevätpölyepisodit	13
	4.4.2 Kaukokulkeumaepisodit	14
4.5	Hiukkasten lukumääräpitoisuudet	15
5	PITOISUUKSIEN ARVIOINTI LEVIÄMISMALLIEN AVULLA	16
6	HIUKKASTEN KOOSTUMUS	17
6.1	Pääkomponentit	17
6.2	Eräiden alkuaineiden pitoisuudet hiukkasissa	18
6.3	Hiukkasten koostumuksen määrittäminen SEM/EDX-menetelmällä	20
6.4	Hiukkasten hiilipitoisuus	20
7	POLYAROMAATTISTEN HIILIVETYJEN (PAH) PITOISUUKSIA PÄÄKAUPUNKISEUDULLA	21

8	HIUKKASTEN KOKOJAKAUMAT	24
9	HIUKKASTEN LÄHTEET	26
9.1	Pienhiukkasten (PM _{2,5}) lähteet pääkaupunkiseudulla	26
9.2	Karkeiden hiukkasten lähteet pääkaupunkiseudulla	26
9.3	Eräiden alkuaineiden lähteistä	27
10	HIUKKASILLE ALTISTUMISESTA	27
11	KATUPÖLY	28
11.1	Katupölyn koostumus ja lähteet	28
11.2	Katupölyn yhteiskuntataloudelliset vaikutukset	29
11.3	Toimenpiteet katupölyn aiheuttamien haittojen vähentämiseksi ja valmiussuunnitelma	29
12	JOHTOPÄÄTÖKSET	31
	KIRJALLISUUS	32

LIITTEET

Liite 1 Hiukkaspitiosuuksille annetut ohje- ja raja-arvot

1 JOHDANTO

Ulkoilmassa on sekä kaupunkialueilla että maaseudulla suuria määriä hiukkasia, joskus jopa 10^7 tai 10^8 kpl/cm³ (Seinfeld ja Pandis 1998). Hiukkasten halkaisija vaihtelee jopa neljä kertaluokkaa, muutamasta nanometristä noin 100 µm:iin. Polttoprosessien hiukkaset, esim. autojen pakokaasuissa, energiantuotannosta tai puunpoltosta syntyvät hiukkaset, ovat kooltaan muutamasta nanometristä yhteen mikrometriin. Tuulen maasta nostattamat hiukkaset, siitepöly ja kasvien osat sekä merisuola hiukkaset ovat yleensä kooltaan yli 1 µm. Fotokemialliset prosessit tuottavat pääasiassa alle 1 µm:n kokoisia hiukkasia. Hiukkasten koko vaikuttaa niiden elinikään ilmakehässä sekä niiden kemiallisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin.

Ilmassa leijailevaa pölyn kokonaismäärää kutsutaan tavallisesti kokonaisleijumaksi (TSP). Hengitettävillä hiukkasilla (PM₁₀) tarkoitetaan hiukkasia, jotka pystyvät tunkeutumaan hengitysteihin. Niiden halkaisija on alle 10 µm. Hengitettävät hiukkaset voidaan jaotella vielä kahteen luokkaan: pieniin, joiden aerodynaaminen halkaisija on alle 2,5 µm ja karkeisiin, joiden halkaisija on yli 2,5 µm, mutta alle 10 µm. Joissain yhteyksissä pienhiukkasista erotetaan vielä nk. ultrapienet hiukkaset, joiden halkaisija on alle 0,1 µm.

Viime vuosina on ilmestynyt useita hiukkasia koskevia epidemiologisia tutkimuksia, jotka ovat osoittaneet, että hiukkasilla on haitallisia vaikutuksia terveyteen alhaisemmissa pitoisuuksissa kuin aiemmin on arvioitu. Toistaiseksi tutkimuksissa ei ole havaittu mitään kynnyksarvoa vaikutuksille. Lisäksi pienten hiukkaskokoluokkien merkitys on aiemmasta korostunut.

Pääkaupunkiseudulla ja muualla Suomessa on tehty useita hiukkasia koskevia tutkimuksia. Tässä raportissa käymme läpi lyhyesti joitain viime vuosina tehtyjä hiukkasia koskevia tutkimuksia rajoittuen kuitenkin hiukkasten terveysvaikutuksiin, hiukkasten koostumukseen, kokojakaumiin ja lähteisiin. Hiukkasten vaikutukset ilmastoon, näkyvyyteen, korroosioon ym. jäävät tämän tarkastelun ulkopuolelle. Lisäksi tarkastelemme lyhyesti hiukkasten päästöjä ja pitoisuuksia sekä niissä viime vuosina tapahtunutta kehitystä. Lisätietoja löytyy viiteluettelossa esitetystä aineistosta.

2 HIUKKASTEN TERVEYSVAIKUTUKSET

2.1 Taustaa

1900-luvulla teollisuusmaissa sattui muutamia pahoja ilmansaaste-episodeja, joiden seurauksena alettiin kiinnittää kasvavaa huomiota ilmansaasteiden terveysvaikutuksiin: Joulukuussa 1930 Maasjoen laaksossa Belgiassa kuoli yli 60 ihmistä kolme päivää kestäneen episodin aikana. Lisäksi sadat kärsivät hengitysongelmista (Nemery ym. 2001). Donorassa Pennsylvaniassa sattui lokakuussa 1948 ilmansaaste-episodi, joka vaati 20 ihmisen hengen ja jonka vuoksi yli puolet kaupungin 14 000 asukkaasta sairastui. (Schrenk 1949, Helfand ym. 2001). Kuuluisin ilmansaaste-episodi sattui kuitenkin Lontoossa joulukuussa 1952. Sen arvioitiin aiheuttaneen yli 4 000 kuolemantapausta. (Ministry of Health 1954). Yhteistä näille episodeille oli, että sääolosuhteet olivat ilmansaasteiden sekoittumisen ja laimenemisen kannalta epäedulliset, minkä vuoksi ilmansaasteiden, lähinnä hiukkasten ja rikkiyhdisteiden, pitoisuudet kohosivat huomattavasti tavanomaista korkeammiksi.

Vastaavanlaisia episodeja oli esiintynyt aiemminkin sekä Lontoossa että muualla Euroopassa. Nämä tapaukset antoivat kuitenkin alkusysäyksen ilmansuojelulainsäädännön kehittämiseksi sekä Euroopassa että Yhdysvalloissa. Lainsäädännön kehittymisen ja sitä seuranneiden päästöjen vähentämistoimenpiteiden ansiosta kaupunkien ilmanlaatu parantui huomattavasti Euroopassa. 1970-luvulle tultaessa ilmansaaste-episodien vaikutukset terveyteen eivät enää olleet ilmeisiä pelkästään kuolleisuuskäyrien perusteella. Hiukkasten terveysvaikutuksia koskevat tutkimus vilkastui 1990-luvulla, kun sekä uudet seurantatutkimukset että kehittyneitä tilastollisia menetelmiä käyttäneet aikasarjatutkimukset osoittivat, että ulkoilman pienhiukkasilla on terveysvaikutuksia paljon alhaisemmilla pitoisuuksilla kuin aiemmin oli luultu (Pekkanen 2002).

2.2 Hiukkasten kulkeutuminen hengitysteihin

Hiukkasen aerodynaamisesta halkaisijasta riippuu, miten syvälle hiukkaset pääsevät hengitysteiden eri osiin ja kuinka kauan ne viipyvät siellä. Isoimmat hiukkaset jäävät ylähengitysteihin. Nenän kautta hengitettynä hiukkasten poisto on tehokkaampaa kuin suun kautta hengitettäessä. Nenän kautta hengitettäessä 10 µm suuremmat ja suun kautta hengitettäessä yli 15 µm hiukkaset eivät pääse syvemmälle hengitysteihin. Valtaosa henkitorveen päätyneistä 5-10 µm kokoisista hiukkasista jää kurkkutorven ja keuhkoputkien alueelle. Pienemmät hiukkaset (alle 2 µm) todennäköisimmin pystyvät seuraamaan ilmapirtausta ja päätyvät syvemmälle hengitysteihin (Timonen 1997).

Hiukkaset voivat siirtyä keuhkoista edelleen verenkiertoon. Tämän on havainnut ultrapienillä hiukkasilla (<0,1 µm) mm. belgialais-brittiläinen tutkimusryhmä (Nemmar ym. 2002). Verenkierrossa hiukkaset havaittiin jo minuutin kuluttua hengittämisen jälkeen, maksimipitoisuus saavutettiin 10-20 minuutin välillä ja tämä taso säilyi aina 60 minuuttiin saakka.

2.3 Tuloksia viimeaikaisista kansainvälisistä terveysvaikutustutkimuksista

Alla on esitetty joidenkin keskeisten viimeaikaisten tutkimusten tuloksia. Mukaan on valittu tärkeimpiä USA:ssa ja Euroopassa tehtyjä tutkimuksia sekä niitä, joissa on arvioitu eri lähteis-

tä peräisin olevien hiukkasten vaikutuksia.

Aikasarjatutkimuksissa selvitetään hiukkasten lyhytaikaisvaikutuksia. Niissä selvitetään yhdessä tai muutamassa kiinteässä ulkoilman mittauspisteessä mitattujen hiukkaspitoisuuksien yhteyksiä sairastavuuden vaihteluun koko kaupungin väestössä. Hiukkasten pitkäaikaisvaikutuksia tutkitaan seurantatutkimuksissa. Niissä seurataan usean vuoden ajan esim. epäpuhtauksien pitkänajan keskiarvopitoisuuksien ja terveysvaikutusten yhteyksiä toisiinsa tietyllä ihmisryhmällä

2.3.1 Seurantatutkimukset

Dockeryn ym. (1993) tekemä tutkimus kuudessa amerikkalaisessa kaupungissa (Harvard Six-Cities Adult Study) on hiukkasten seurantatutkimusten virstanpylväitä. Tutkimuksessa seurattiin 8 111 aikuista 14 - 16 vuoden ajan ja se osoitti, että erityisesti pienhiukkaset lisäsivät kuolleisuutta. Vastaavat tulokset saatiin myös kahdesta muusta kohorttitutkimuksesta: Amerikan syöpäyhteisön tutkimukseen kuului 555 138 henkilöä 151 kaupungista (American Cancer Society Cohort Study) ja adventistien terveystutkimukseen 6 340 henkilöä, joiden terveydentilaa seurattiin 10 vuoden ajan (Adventist Health Study on Smog). Yhteenvetona näistä kolmesta yhdysvaltalaisesta kohorttitutkimuksesta on päädytty uudelleen analysointien jälkeenkin tulokseen, että $PM_{2,5}$ -pitoisuuden $10 \mu g/m^3$:n nousu lisää kuolleisuutta 7-13 % (Krewski ym. 2000, McDonnell ym. 2000).

Pope ym. (2002) tutkivat soveltuvien osin (tutkittavien ja mukaan otettujen kaupunkien lukumäärä vaihtelee mitattujen komponenttien mukaan) Amerikan syöpäyhdistyksen keräämiä tietoja 1,2 miljoonasta vapaaehtoisesta aikuisesta kaikista 50 osavaltiosta Yhdysvalloissa. Tulosten mukaan pitkäaikainen altistus erityisesti polttoperäisille pienhiukkasille lisää terveyshaittoja. Jokainen $10 \mu g/m^3$ pitoisuuden nousu pitkän ajan $PM_{2,5}$ keskiarvopitoisuudessa lisäsi kuolleisuuden riskiä 4 %:lla kaikista kuolinsyistä, 6 %:lla sydän- ja hengitystiesairauskuolemista ja 8 %:lla keuhkosityöpäkuolemista. Kaasumaisista epäpuhtauksista vain rikkidioksidilla havaittiin yhteyttä kuolleisuuteen.

2.3.2 Aikasarjatutkimukset

Useimmissa aikasarjatutkimuksissa saatu arvio hiukkaspitoisuuksien aiheuttamasta kuolleisuuden lisäyksestä on alhaisempi kuin seurantatutkimuksissa saatu arvio. Esimerkiksi Samet ym. (2000) tarkastelivat 20 suurimman yhdysvaltalaisen kaupungin ilmaaasteepitoisuuksia ja päivittäistä kuolleisuutta vuosien 1987 ja 1994 välisenä aikana. Heidän arvionsa mukaan PM_{10} -pitoisuuden $10 \mu g/m^3$ pitoisuuden nousu lisäsi kokonaiskuolleisuutta 0,51 % sekä sydän- ja hengityselinkuolleisuutta 0,68 %. APHEA2-projektissa (ks. s. 6) saatujen tulosten mukaan Euroopassa vastaava hiukkaspitoisuuden nousu lisäsi kuolleisuutta 0,6 % (Katsouyanni ym. 2001).

Künzli ym. (2001) ovat arvioineet, että Keski-Euroopassa jopa kuusi prosenttia kaikista kuolemista vuosittain johtuisi pienhiukkasista. Heidän arvionsa mukaan liikenteen tuottamien hiukkasten aiheuttamia näistä kuolemista olisi noin puolet. Tutkimus perustuu Itävallassa, Ranskassa ja Sveitsissä saatuihin tuloksiin.

Wichmann ym. (2000) havaitsivat Erfurtissa Saksassa vuosina 1995-1998 kerätystä 3,5 vuoden ai-

neistosta, että sekä pienhiukkasmassapitoisuudella että lukumääräpitoisuudella oli toisistaan riippumaton yhteys kuolleisuuteen. Yhteys hengityselinsairauksiin oli voimakkaampi kuin sydänsairauksiin.

Laden ym. (2000) tutkivat pienhiukkasten alkuainepitoisuuksia ja niiden yhteyttä päivittäiseen kuolleisuuteen käyttämällä samaa aineistoa kuin Dockery ym. (1993). Tulosten mukaan jokainen $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pitoisuuden nousu liikenneperäisessä $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuudessa lisäsi päivittäistä kuolleisuuden riskiä 3,4 %:lla ja vastaava nousu kivihiiliperäisessä $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuudessa 1,1 %:lla. Sen sijaan maaperästä peräisin olevien $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuuksien ei havaittu lisäävän kuolleisuutta. Alkuaineista rikki, nikkeli ja lyijy olivat yhteydessä kuolleisuuden lisääntymiseen. Liikenteestä peräisin olevat hiukkaset olivat voimakkaammin yhteydessä sydänperäisiin kuolemiin ja kivihiilestä peräisin olevat hiukkaset vuorostaan hengityselinperäisiin kuolemiin.

Myös Janssen ym. (2002) saivat tulokseksi, että erityisesti polttoperäisten PM_{10} -hiukkasten pitoisuuksilla on yhteys terveysvaikutuksiin. Kuitenkin muutamissa kaupungeissa kuten Phoenix, Mexico City ja Santiago myös ns. karkeilla hiukkasilla ($\text{PM}_{10-2,5}$) on havaittu terveysvaikutuksia (Mar ym. 2000). Näissä kaupungeissa ilmasto on kuivempi ja eloperäisen orgaanisen aineksen (endotoksiinit, homeet) pitoisuudet lämpimien kuukausien aikana korkeampia kuin muissa tutkituissa kaupungeissa.

Tällä hetkellä ei ole varmaa tietoa siitä, nopeuttavatko hiukkaset vain jo lähellä olevaa kuolemaa (ns. harvesting-efekti) vai vähentävätkö ne kaikkien väestönosien odotettavissa olevaa elinaikaa. Viime aikaisten tutkimukset viittaavat siihen, että kyseessä ei olisi pelkkä lähellä olevan kuoleman nopeutuminen (Zanobetti ym. 2002).

Kun vaikutukset kuolleisuuteen ovat tätä luokkaa, niin muut vaikutukset koskettavat vielä suurempaa väestönosaa. Pienhiukkasten on todettu aiheuttavan erityisesti astmatikoille ja muille hengitystiesairaille oireita, huonontavan keuhkojen toimintakykyä ja lisäävän sairaalassa käyneitä. Myös sydän- ja verisuonitauteja, kuten sepelvaltimotautia, sairastavien vointi huononee. (WHO 2003)

Tällä hetkellä ei ole varmuutta siitä, mistä pienhiukkasten ominaisuuksista havaitut oireet aiheutuvat. Merkittävimiksi tekijöiksi on esitetty mm. kokonaismassapitoisuutta, lukumääräpitoisuutta, aerodynaamista halkaisijaa, hiukkasten pinta-alaa tai hiukkasten kemiallista koostumusta.

Kemiallisen koostumuksen vaikutuksia arvioitaessa on todettu, että lyhyen aikavälin terveyshaittoihin näyttävät vaikuttavan ainakin sulfaatti, vahva happamuus, eräiden metallien, kuten raudan, vanadiinin, nikkelin, kuparin ja sinkin vesiliukoiset yhdisteet sekä pii. Hengityselinsyöpiin yhdistyvät mm. polyaromaattiset hiilivedyt ja hiiliytimelliset hiukkaset ylipäättään sekä eräät raskasmetallit kuten kadmium, kromi(VI) ja nikkeli. Myös arseenin on todettu olevan karsinogeeninen. Muihin pitkäaikaishaittoihin yhdistyvät mm. lyijy ja mangaani (Salonen 2002a).

Maailman terveysjärjestön (WHO) kansainvälinen syöpätutkimuskeskus (IARC 1989) on luokitellut myös kiteisen piidioksidin kvartsin tai kristobaliitin muodossa syöpävaaralliseksi (työpaikka-altistuksena). Kvartsia saattaa esiintyä mm. katupölyssä. Epidemiologisissa tutkimuksis-

sa on alimmaksi haitalliseksi pitoisuudeksi kuitenkin saatu 8-100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kiteistä piidioksidia (Rice ja Stayner 1995).

2.4 Terveysvaikutustutkimukset Suomessa

2.4.1 PEACE (*Pollutant Effects on Asthmatic Children in Europe*)

Kansainvälisen PEACE-monikeskustutkimuksen osana toteutettiin talvella 1994 Kuopiossa tutkimus, jossa seurattiin 200 ala-asteikäisen lapsen päivittäistä vointia kolmen kuukauden ajan (Pekkanen ym. 1997). Lasten keuhkojen toimintaa seurattiin aamuisin ja iltaisin uloshengityksen huippuvirtausmittarilla (PEF-mittari) ja oireista pidettiin päiväkirjaa. Tutkituilla lapsilla oli joko lääkärin toteama astma tai pitkäaikaisia hengitystieoireita.

Mustan hiilen (BS, black smoke), ultrapienien ($\text{PM}_{0,1}$), pienhiukkasten ($\text{PM}_{2,5}$) ja hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) vuorokausipitoisuuksien vaihtelut olivat yhteydessä keuhkofunktion alenemiseen. Tosin tilastollisesti merkittävä yhteys havaittiin vain PM_{10} - ja BS-pitoisuuksien ja keuhkofunktion alenemisen välillä. Suurin vaikutus havaittiin kahden päivän viiveellä. Kun PM_{10} -pitoisuuden päivän keskiarvopitoisuus nousi $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, aamulla mitattu keuhkofunktio aleni 0,27 % keskustassa asuvilla astmaa sairastavilla lapsilla ja 0,31 % muualla asuvilla. Vastaavasti musta hiilen pitoisuuden kohoaminen alensi keuhkofunktiota 0,26 % keskustassa ja 0,23 % muualla.

Seuraavan vuoden keväällä osa samoista koululaisista seurasi jälleen vointiaan PEF-mittauksin ja oirepäiväkirjan avulla kuuden viikon ajan. Nyt tutkimus ajoittui sekä talvi- että nk. kevät-pölykauteen. Tutkimuksen tulokset eivät olleet yhtä selkeitä kuin talvikauden tutkimuksessa, luultavasti siksi, että seuranta-aika oli melko lyhyt ja jaksolle sattui sekä talvikausi että kevät-pölykausi. Karkeat hiukkaset ($\text{PM}_{10-2,5}$), pienhiukkaset ($\text{PM}_{2,5}$) sekä kevät-pöly näyttivät lisäävän yskäoireita. Niin karkeat kuin hienotkin hiukkaset, mutta erityisesti $\text{PM}_{2,5}$ - ja $\text{PM}_{0,1-1,0}$ -pitoisuudet, näyttivät olevan yhteydessä myös keuhkojen toiminnan laskuun, mutta tämä havainto ei ollut vakaa eri pituisten viiveiden suhteen (Timonen ja Pekkanen 2000, Pekkanen ym. 1997, Timonen 1997).

2.4.2 ULTRA (*Exposure and risk assessment for fine and ultrafine particles in ambient air*)

ULTRA I -projekti toteutettiin talvella 1996 - 1997 Helsingissä Vallilassa. Viitisenkymmentä aikuisastmaatikkaa seurasi päivittäistä vointiaan mittaamalla keuhkojen PEF-arvoa kolmesti päivässä ja kirjaamalla iltaisin mahdolliset hengitystieoireensa päiväkirjaan puolen vuoden ajan. Lisäksi heidän keuhkojensa toimintaa mitattiin nk. spirometrillä joka toinen viikko. Tässä tutkimuksessa havaittiin, että hiukkasten kokonaislukumäärä, erityisesti ultrapienien (halkaisija alle $0,1 \mu\text{m}$) hiukkasten määrä, liittyi PEF-arvojen laskuun. Tulosten tulkintaa vaikeutti se, että myös typenoksidien ja hiilimonoksidin pitoisuudet liittyivät PEF-arvojen laskuun. Hiukkaskooltaan $0,1 - 1,0 \mu\text{m}$:n hiukkasilla todettiin yhteys spirometrillä mitatun keuhkojen toiminnan laskuun. Hiukkasten massapitoisuudella ei todettu olevan yhteyttä terveyteen tässä tutkimuksessa. Tämä oli selvintä kevät-pölyjakson aikana, jolloin hiukkasten massapitoisuus nousi, mutta ultrapienien hiukkasten lukumääräpitoisuus ei seurannut tätä (Penttinen ym. 2001a,b). ULTRA II -projektin kenttätyöt toteutettiin 1.11.1998 - 30.4.1999 välisenä aikana ja siihen osallistui

47 sepelvaltimotautia sairastavaa aikuista, jotka seurasivat päivittäistä vointiaan oirepäiväkirjan avulla. Lisäksi he kävivät tutkimuskäynnillä joka toinen viikko. Käynnin aikana rekisteröitiin sydämen sähkökäyrä (EKG) sekä mitattiin verenpaine ja keuhkojen toiminta spirometrillä. Projektin aikana seurattiin Vallilassa hiukkasten lukumäärä- ja massapitoisuuksia ja niiden kokojakaamaa välillä 0,01 - 10 µm ja analysoitiin hiukkasten kemiallinen koostumus. Tutkimukseen osallistuvien altistumista pienhiukkasille seurattiin tutkimuskäyntiä edeltäneen vuorokauden aikana.

Tutkimuksessa havaittiin PM_{2,5} vuorokausipitoisuuden vaihtelun olevan yhteydessä sydämen sähköiseen toimintaan. Sepelvaltimotautia sairastavilla pienhiukkasille altistuminen oli yhteydessä vähentyneeseen sydämen syketaajuuden vaihteluun erityisesti henkilöillä, joilla ei ollut beetasalpaajalääkitystä. EKG:n perusteella ultrapienet hiukkaset näyttivät vaikuttavan sydämen sympaattisen ja parasympaattisen hermotuksen keskinäiseen tasapainoon. Pienhiukkaset olivat yhteydessä myös keuhkojen epiteelin läpäisevyyden lisääntymiseen. Iskeemisten EKG-muutosten riski kasvoi pienhiukkaspitoisuuden kasvaessa. Tutkimus toteutettiin Helsingin lisäksi Erfurtissa Saksassa ja Amsterdamissa Hollannissa, ja eri tutkimuskeskuksissa saadut tulokset olivat osittain ristiriitaisia.

Tutkimuksessa ei voitu osoittaa, että ultrapienet hiukkaset olisivat pääasiallinen hiukkasten haittavaikutusten aiheuttaja. Näyttää siltä että pienhiukkasten ja ultrapienien hiukkasten vaikutukset ovat toisistaan riippumattomia. Altistuvien henkilökohtaiset ominaisuudet, kuten lääkkeiden käyttö, muokkaavat havaittavaa vastetta (Pekkanen 2002, de Hartog ym. 2003).

2.4.3 APHEA I ja II (*Air Pollution and Health: A European Approach*)

APHEA-projekteissa on selvitetty ilman epäpuhtauksien vaikutuksia terveyteen eurooppalaisissa kaupungeissa. Ulkoilman hiukkaspitoisuuksien vaikutuksia kuolleisuuteen tutkittiin aikasarjametodilla. APHEA1-tutkimus hyödynsi ja yhdisti kuolleisuusrekisterin tietoja ja epäpuhtauksien pitoisuustietoja ennen vuotta 1991 ja APHEA2-tutkimus vuosilta 1991 - 1996. APHEA1-tutkimuksessa havaittiin PM₁₀- ja rikkidioksidipitoisuuksien olevan yhteydessä kuolleisuuteen. APHEA2-tutkimuksessa havaittiin PM₁₀-pitoisuuden olevan yhteydessä hengityselinkuolleisuuteen sekä otsonipitoisuuden hengityselin- että kokonaiskuolleisuuteen pääkaupunkiseudulla. Tarkasteltaessa muita APHEA2-kaupunkeja havaittiin myös muiden tekijöiden kuten typpidioksidin ja lämpötilan olevan yhteydessä PM₁₀-pitoisuuksien aiheuttamaan kuolleisuuden lisääntymiseen (Katsouyanni ym. 1997 ja 2001).

2.4.4 PAMTOX (*Kaupunki-ilman ja dieselpakokaasujen hiukkasten toksiset vaikutukset hengitysteihin*)

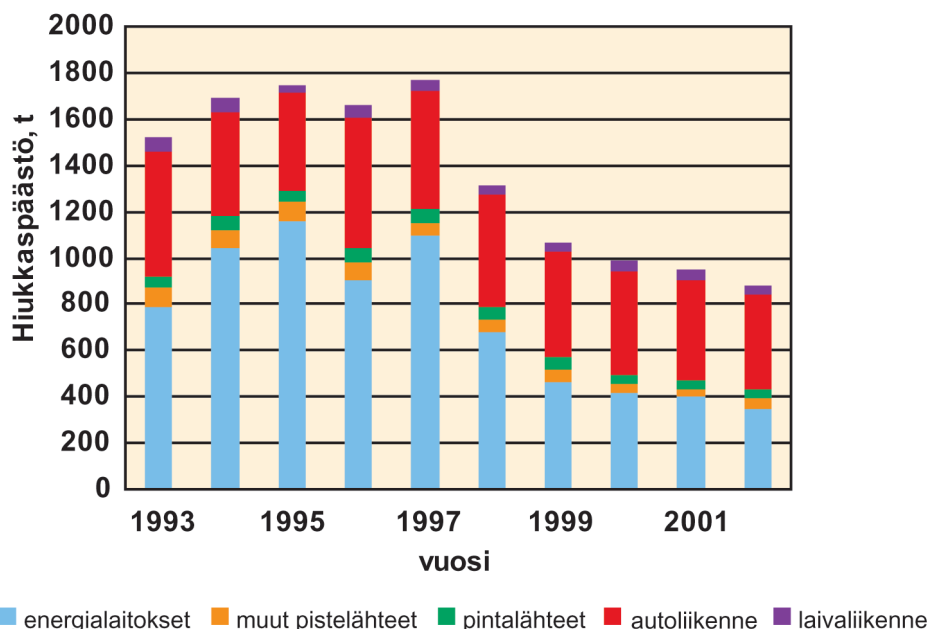
PAMTOX-tutkimus toteutettiin Vallilan mittausasemalla talvella ja keväällä 1999 ja 2000. Ulkoilmasta kerätyistä PM₁₀- ja PM_{2,5}-näytteistä tehtiin kemiallisia analyysejä ja niiden biologisia ominaisuuksia tutkittiin toksikologisin testein. Talven ja kevään väliset erot yhdyskuntailman hiukkastilanteissa näkyivät pitoisuuksien lisäksi myös hiukkasten epäorgaanisessa ja orgaanisessa koostumuksessa. Polyaromaattisten hiilivetyjen pitoisuudet olivat korkeammat talvella kuin keväällä. Maaperämetallien kokonaispitoisuudet ja niiden vesiliukoiset pitoisuusosuudet puolestaan olivat kevätnäytteissä korkeammat kuin talvella. Hiukkasten tulehdusta aiheuttavia ominaisuuksia tutkittiin hiiren makrofagisolulla.

Keväällä kerätyillä PM_{10} - ja $PM_{2,5}$ -näytteillä sytokiinien tuotanto oli voimakkaampaa kuin talvella. (Sytokiinien tuotanto kuvaa hiukkasnäytteisiin liittyvää potentiaalia aiheuttaa keuhkotulehdusta). Solutoksisuudessa, hydroksyyliiradikaalin tuotossa tai DNA-vauriossa ei ollut merkittäviä eroja talvi- ja keväänäytteiden välillä. (Hydroksyyliiradikaalin tuotto mittaa hiukkasten hapetuspotentiaalia ja DNA-vauriot kuvaavat hiukkasten potentiaalia aiheuttaa soluissa perimämuutoksia). Kevään katupölyepisodien aikana kerättyjen PM_{10} - ja $PM_{2,5}$ -näytteiden aiheuttama sytokiinien tuotanto ja solutoksisuus liittyivät pääosin veteen liukenemattomiin yhdisteisiin. Bakteerien endotoksiini oli osatekijänä hiukkasten tulehdusta aktivoivassa vaikutuksessa (Salonen, 2002b). PAMTOX-tutkimus jatkuu EU-rahoitteisena PAMCHAR-tutkimuksena (Chemical and biological characterisation of ambient air coarse, fine, and ultrafine particles for human health risk assessment in Europe).

3 PÄÄKAUPUNKISEUDUN HIUKKASPÄÄSTÖT

Pääkaupunkiseudulla merkittävimmät hiukkaspäästöjen lähteet ovat liikenne ja energiantuotanto. Liikenteen hiukkaspäästöt voidaan jakaa suoriin ja epäsuoriin päästöihin. Vuonna 2002 autoliikenteen suorat hiukkaspäästöt olivat noin 410 tonnia pääkaupunkiseudulla. Liikenteen ja tuulen maasta nostattamalla pölyllä, nk. resuspensiolla, on kuitenkin suoraa päästöjä suurempi vaikutus hiukkasten, erityisesti suurten hiukkasten, pitoisuuksiin. Resuspension aiheuttamaa "päästöä" on kuitenkin lähes mahdotonta arvioida.

Energiantuotannon (suuret energialaitokset, muut piste- ja pintalähteet) hiukkaspäästöt olivat noin 430 tonnia pääkaupunkiseudulla vuonna 2002. Vastaavasti laivaliikenteen hiukkaspäästöt arvioitiin olevan noin 44 tonnia. Sen sijaan lentoliikenteen aiheuttamista hiukkaspäästöistä ei ole arvioita. Sekä liikenteen että energiantuotannon hiukkaspäästöt ovat laskeneet viimeisten parinkymmenen vuoden aikana (kuva 1) (Haaparanta ym. 2003).

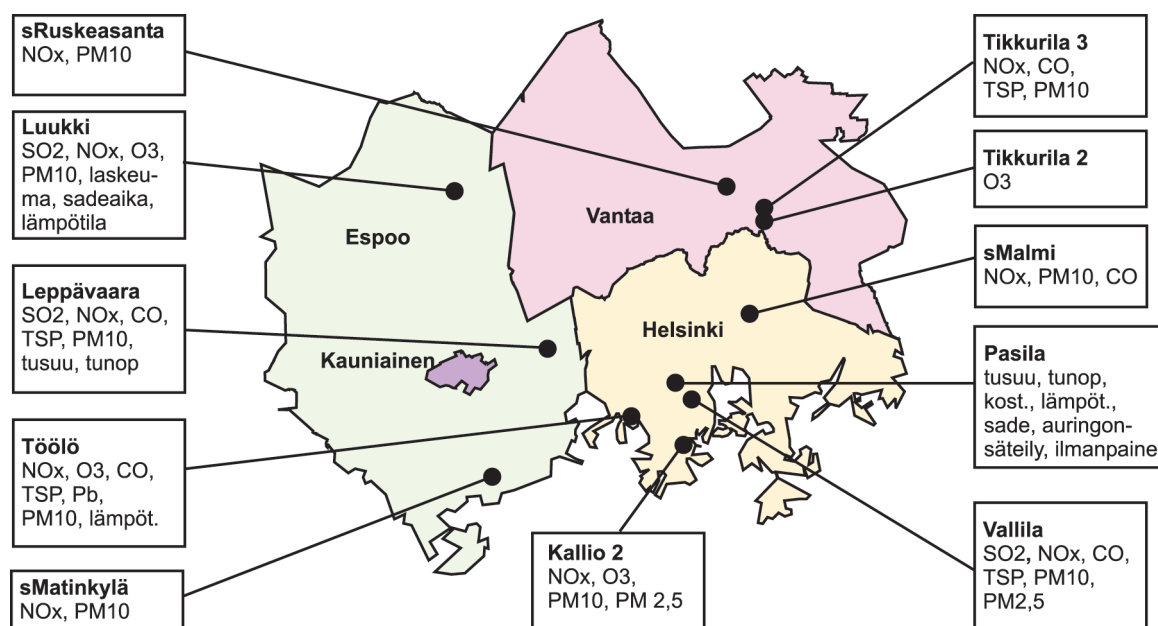


Kuva 1. Eri lähteiden hiukkaspäästöt pääkaupunkiseudulla.

Vuonna 2002 Suomen liikenteen (tie-, rautatie- ja vesiliikenne) suorat hiukkaspäästöt olivat arviolta 5 854 tonnia (Mäkelä ym. 2002). Lisäksi työkoneiden hiukkaspäästöt arvioitiin olevan 3 695 tonnia (Mäkelä ym. 2000). Vastaavasti vuonna 2001 Suomen ilmanlupavollisten pistelähteiden hiukkaspäästöt arvioitiin olevan 15 697 tonnia (VAHTI 2002).

4 HIUKKASTEN PITOISUUKSET PÄÄKAUPUNKISEUDULLA

Hiukkaspitoisuuksia seurataan kaikilla pääkaupunkiseudun mittausasemilla. Ilmanlaadun mittausverkko vuodelta 2002 on esitetty kuvassa 2. Mittausten painopistettä on viime aikoina siirretty hengitettävien hiukkasten ja pienhiukkasten pitoisuuksien seurantaan ja kokonaisleijuman seuranta on vähennetty. Ilmanlaadun mittauksia ja niiden tuloksia on tarkemmin esitetty ilmanlaadun vuosiraporteissa (esim. Haaparanta ym. 2003, Aarnio ym. 2002).

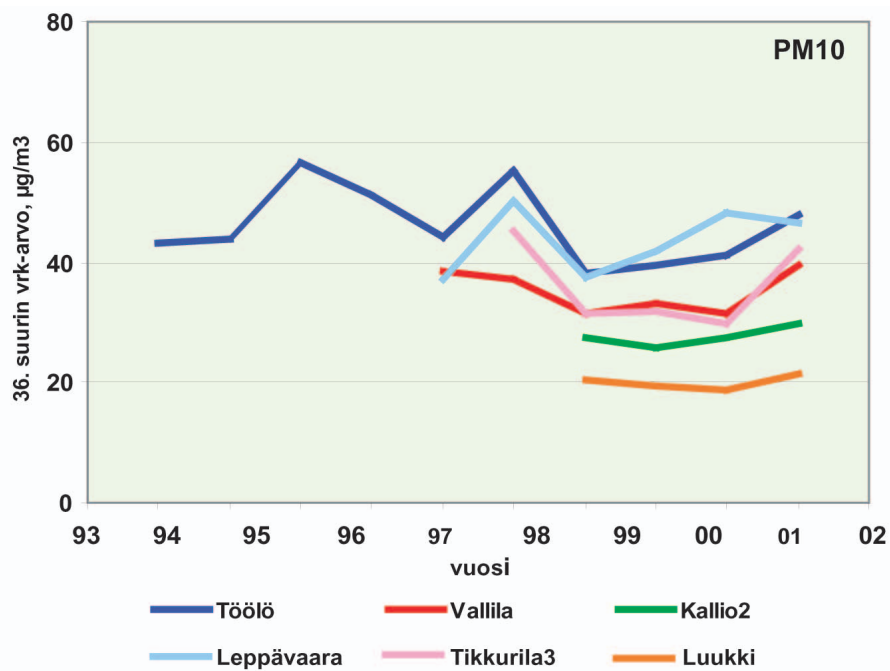
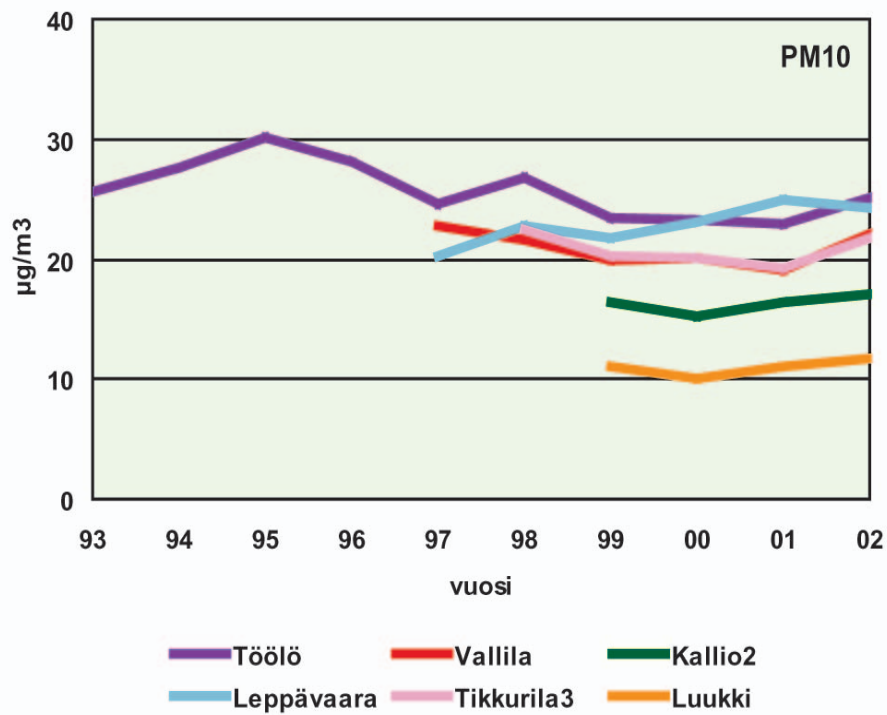


Kuva 2. Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun mittausverkko vuonna 2002.

4.1 Raja- ja ohjearvoihin verrannolliset pitoisuudet

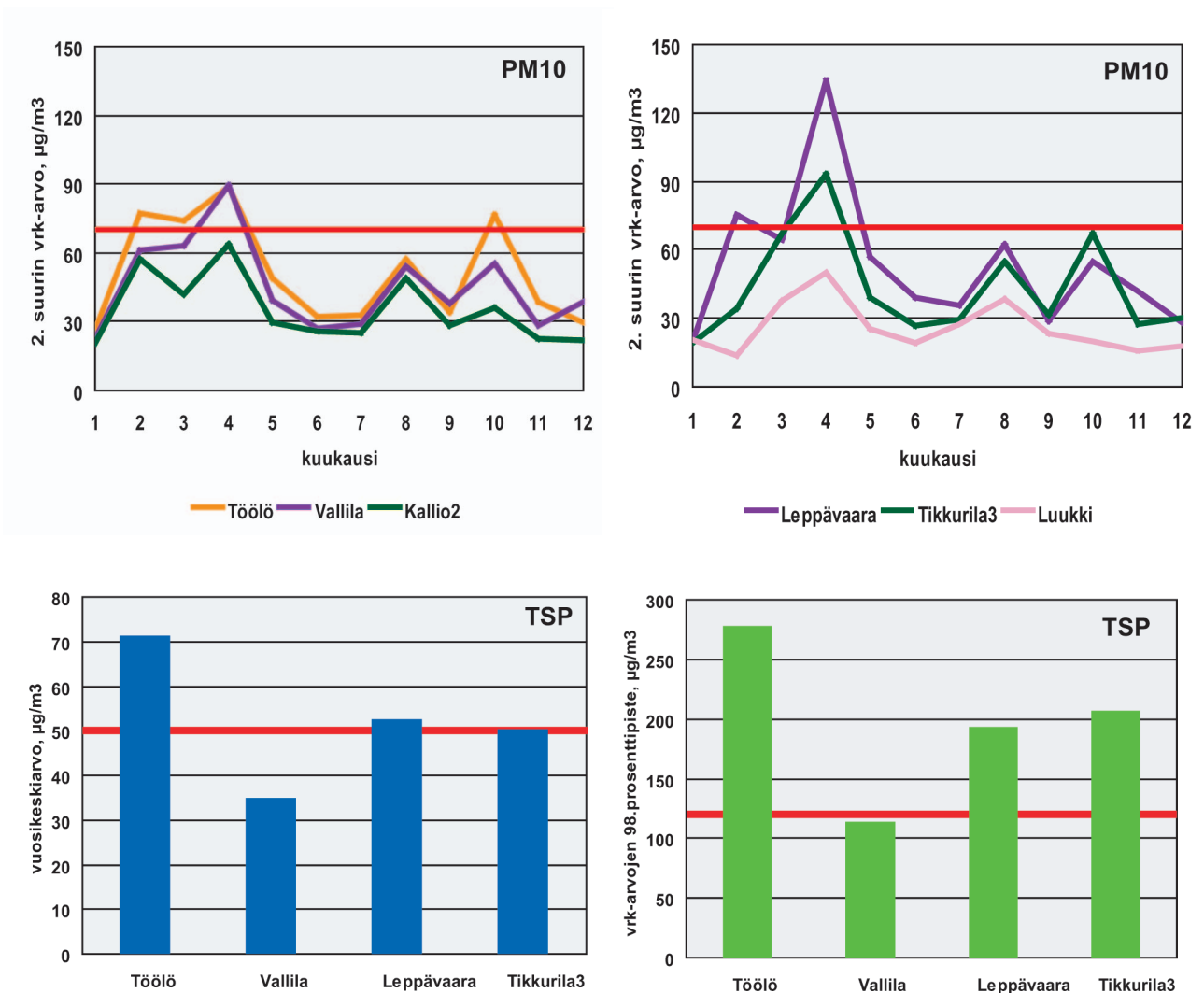
Kokonaisleijuman (TSP) ja hengitettävien hiukkasten pitoisuuksille annetut raja- ja ohjearvot on esitetty liitteessä 1. Pienhiukkasille (PM_{2,5}) ei toistaiseksi ole annettu raja- tai ohjearvoja.

Kuvassa 3 on esitetty hengitettävien hiukkasten pitoisuudet suhteessa raja-arvoihin. Kuten havaitaan, pitoisuudet ovat selvästi vuosiraja-arvon alapuolella, mutta vuorokausipitoisuudelle annettu raja-arvo saattaa ylittyä vilkkaimmin liikennöidyissä ympäristöissä. Sen sijaan kokonaisleijuman pitoisuuksille annettujen raja-arvojen ylityksiä ei ole viime vuosina havaittu pääkaupunkiseudun mittausasemilla.



Kuva 3a-b. Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) pitoisuudet vuosi- ja vuorokausiraja-arvoon verrattuna.

Hiukkaspitoisuuksille annetut kansalliset ohjearvot ylittyvät säännöllisesti (kuvat 4 a-d). Ohjearvojen ylittymiset ovat pääsääntöisesti seurausta katujen keväisestä pölyämisestä eli nk. resuspensiosta.

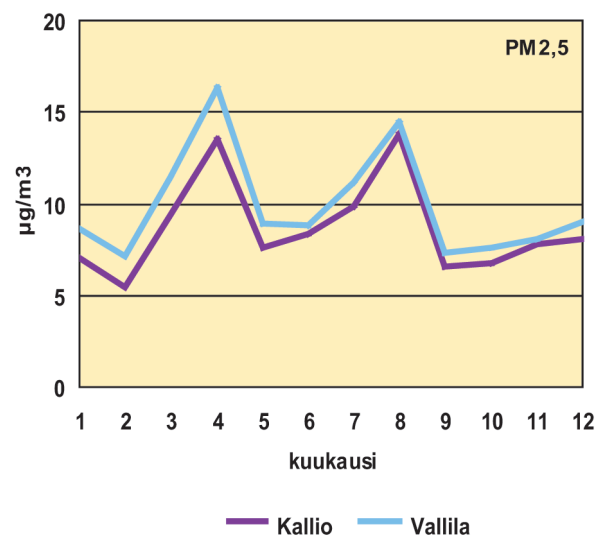
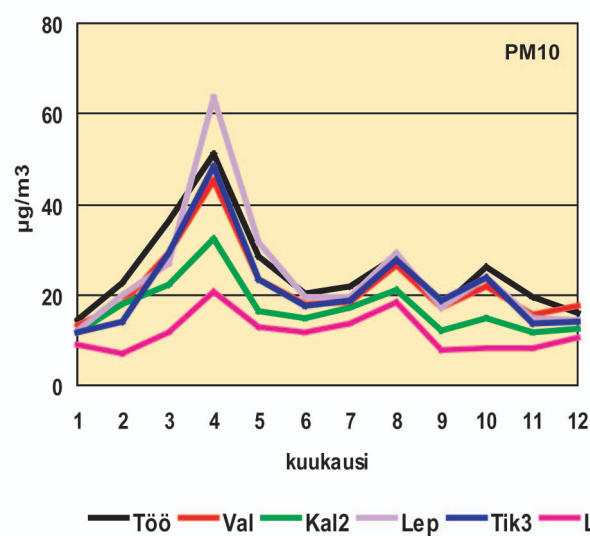
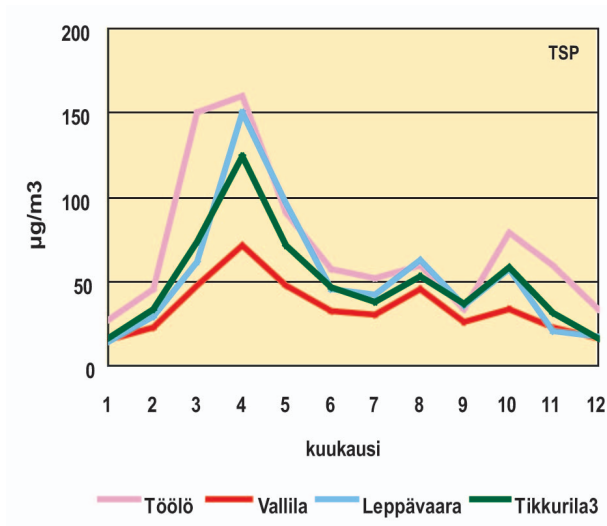


Kuvat 4 a-d. Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) pitoisuuksien vertailu vuorokausiohjearvoon vuonna 2002 sekä kokonaisleijuman (TSP) pitoisuuksien vertailu vuosi- ja vuorokausiohjearvoon.

(Huom. Rakennustöillä oli merkittävä vaikutus Leppävaaran vuosien 2000 - 2002 pitoisuuksiin)

4.2 Pitoisuuksien vuoden- ja vuorokaudenaikaisvaihtelu

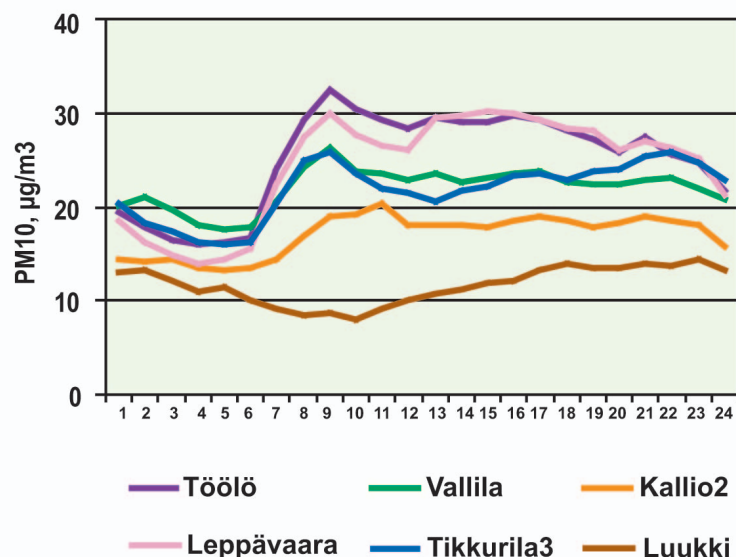
Kaikilla epäpuhtauksilla on oma tyypillinen vuodenajasta riippuva pitoisuusvaihtelunsa, johon vaikuttavat säätilat, päästöt ja ilmakemiala. Kuvassa 5 hiukkaspitoisuuksien vuoden sisäistä vaihtelua on havainnollistettu kuukausikeskiarvojen avulla.



Kuvat 5 a-c. Kokonaisleijuman (TSP), hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) ja pienhiukkasten ($PM_{2,5}$) pitoisuuksien vaihtelu vuodenajan mukaan vuonna 2002.

Hiukkasten (kokonaisleijuma, hengitettävät hiukkaset ja pienhiukkaset) pitoisuudet ovat tyypillisesti korkeimmillaan keväällä. Katujen kuivaessa lumen sulamisen jälkeen liikenne nostaa ilmaan kaduilla talven aikana kertynyttä ja jauhautunutta hiekoitushiekkaa, asfaltin pinnasta irronnutta ainesta sekä renkaista ym. kulunutta materiaalia. Selkeimmin katupölyn vaikutus näkyy kokonaisleijuman pitoisuuksissa, mutta myös hengitettävien hiukkasten pitoisuudet ovat keväällä selvästi korkeammat kuin muulloin. Sen sijaan pienhiukkasten pitoisuuksissa vaihtelu on yleensä pientä, koska katupölyn vaikutus pienhiukkasten pitoisuuksiin on melko vähäinen. Vuonna 2002 oli sekä keväällä että syksyllä useita kaukokulkeumaepisodeja, joiden vaikutus $PM_{2,5}$ -pitoisuuksiin näkyy kuvassa 5 c.

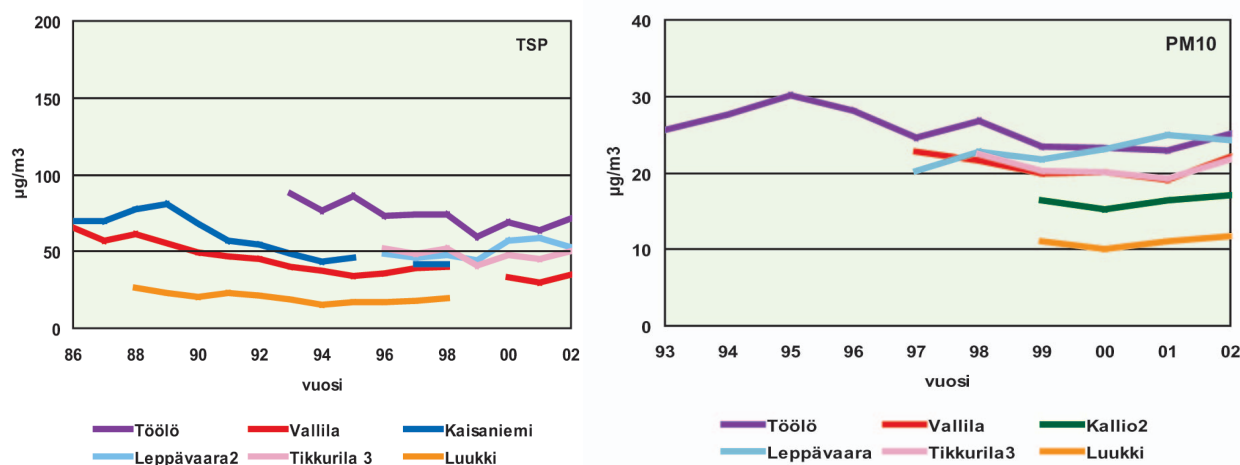
Kuvassa 6 on esitetty hengitettävien hiukkasten ja pienhiukkasten pitoisuuksien vuorokaudenaikaisvaihtelu vuoden 2002 mittausaineistosta. Pitoisuudet alkavat kohota aamulla liikenteen rytmin mukaisesti. Vuorokaudenaikainen vaihtelu ei kuitenkaan ole yhtä selvää kuin kaasumaisilla epäpuhtauksilla, vaan pitoisuudet pysyvät suhteellisen tasaisina koko päivän. Vain Töölössä ja Leppävaarassa pitoisuudet kääntyvät laskuun klo 17 maissa. Myös pienhiukkasten pitoisuudet nousevat aamulla ja pysyvät tasaisina koko päivän.



Kuva 6. Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) pitoisuuksien vuorokaudenaikaisvaihtelu vuonna 2002.

4.3 Pitoisuuksien kehittyminen

Helsingissä kokonaisleijumapitoisuudet (TSP) ovat jonkin verran laskeneet 1980-luvun lopulta lähtien, mutta lasku näyttää nyt tasaantuneen. Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) pitoisuuksissa ei voi havaita selvää trendiä (Haaparanta ym. 2003). $PM_{2,5}$ -pitoisuuksien mittausarjat ovat liian lyhyitä trendien arvioimiseksi.



Kuva 7. Kokonaisleijuman (TSP) ja hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) vuosikeskiarvot YTV:n mittausasemilla vuosina 1986-2002.

4.4 Korkeiden hiukkaspitoisuuksien episodit

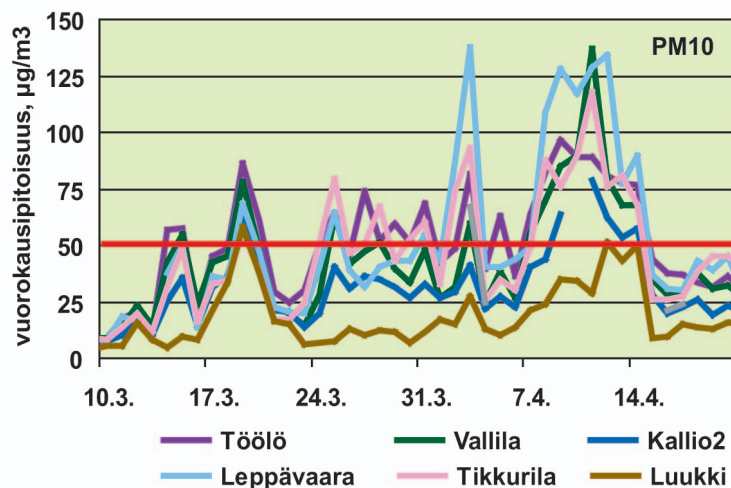
Episodilla tarkoitetaan tilannetta, jossa ilman epäpuhtauspitoisuuspitoisuudet kohoavat huomattavasti normaalia korkeammiksi. Episoditilanne voi syntyä a) poikkeuksellisessa päästötilanteessa, b) epäpuhtauksien sekoittumisen ja laimenemisen kannalta epäedullisissa säätilanteissa, jollaisia ovat esim. heikkotuuliset korkeapainetilanteet tai c) kaukokulkeuman vaikutuksesta.

4.4.1 Kevätpölyepisodit

Jonkinasteinen kevätpölyepISODEI havaitaan vuosittain maaliskuu- tai huhtikuussa lumen sulamisen jälkeen ennen kuin kadut on saatu puhdistetuiksi talvella niille kertyneestä hiekoitushiekasta, asfaltista, renkaista irronneesta materiaalista yms. Säätilalla on keskeinen vaikutus episodin synnylle: Kuivan ja tyynen sään vallitessa ja/tai inversiotilanteessa epäpuhtauksien laimeneminen ja sekoittuminen estyvät. Erityisesti kokonaisleijuman ja hengitettävien hiukkasten, mutta myös muiden epäpuhtauksien pitoisuudet kohoavat huomattavasti tavanomaista korkeammiksi.

Esimerkkinä esitetään tässä kevään 2002 pölytilanne:

Kevään 2002 varsinainen “pölykausi” alkoi maaliskuun puolivälin paikkeilla. Huhtikuu oli aurinkoinen ja kuiva. Tuulen nopeus oli usein hyvin alhainen, öisin oli pakkasta ja aamuisin esiintyi inversioita, jotka estivät ilman pystysuuntaisen sekoittumisen. Pölypitoisuudet kohosivat huomattavan korkeiksi, ja kun säätyypissä ei tapahtunut muutoksia, pitoisuudet pysyivät koholla pitkään. Hengitettävien hiukkasten ohjearvo ylittyi huhtikuussa kaikilla mittausasemilla Kallion kaupunkitausta-asemaa ja Luukin tausta-asemaa lukuun ottamatta. Huonosta ilmanlaadusta tuli lukuisia valituksia alueen asukkailta ja sitä käsiteltiin runsaasti myös eri tiedotusvälineissä. Maalis-huhtikuun kevätpölyepISODEI on esitetty kuvassa 8.



Kuva 8. Hengitettävien hiukkasten vuorokausipitoisuudet maaliskuu-huhtikuussa 2002.

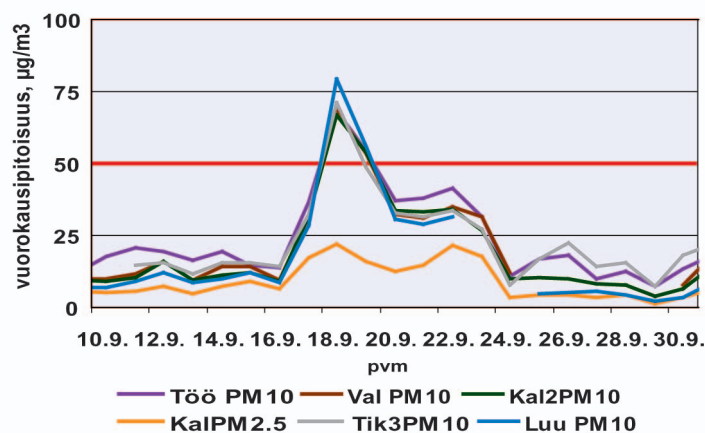
Joskus hiukkaspitoisuudet saattavat kohota myös kovan tuulen vaikutuksesta, kuten havaittiin esim. helmikuussa 2002. Kadut kuivuivat 20. - 22. päivien välisenä aikana eikä maassa ollut juuri lainkaan lunta. Liikenne ja erityisesti 22. päivän myrsky nostattivat suuria määriä pölyä ilmaan. Ilmanlaatu oli indeksin mukaan pääkaupunkiseudulla huono 20. - 21. päivänä ja erityisesti huono 22. päivänä. Lisäksi ohjearvot ylittyivät sekä Töölössä että Leppävaarassa.

4.4.2 Kaukokulkeumaepisodit

Hiukkasten kaukokulkeuma muodostaa osan pääkaupunkiseudun hiukkaspitoisuuksista (nk. taustapitoisuus). Joskus hiukkasia kuitenkin kaukokulkeutuu niin paljon, että niiden vaikutuksesta pitoisuudet kohoavat selvästi tavanomaista korkeammiksi. Hiukkasten kaukokulkeumaa voidaan epäillä korkeiden pitoisuuksien aiheuttajaksi silloin, kun pitoisuudet kohoavat kaikilla ilmanlaadun mittausasemalla yhtä aikaa, pitoisuustaso on lähes sama kaikilla asemilla ja lisäksi suurin osa hiukkasista on pienhiukkasia. Kaukokulkeumaepisodin aikana kaasumaisten epäpuhtauksien pitoisuudet ovat yleensä alhaisia.

Kaukokulkeumat ovat tavallisimmin pienhiukkasia ($PM_{2,5}$), mutta myös hengitettävien hiukkasten episodeja on havaittu. Alla esimerkkinä kaksi episodtia syksyltä 2001 ja keväältä 2002. Kaukokulkeumaepisodeja tutkitaan yhteistyössä Nordic Envicon Oy:n ja Helsingin yliopiston kanssa erillisessä tutkimusprojektissa (Niemi ym. 2003).

Syyskuun 2001 puolivälin jälkeen kulkeutui lämpimän ilman mukana koko Etelä-Suomen rannikolle suuri määrä hiukkasmaisia epäpuhtauksia (kuva 9). Episodi kesti noin viikon. Korkeita pitoisuuksia havaittiin pääkaupunkiseudun lisäksi mm. Turussa, Kotkassa, Tallinnassa, Tukholmassa ja Uppsalassa. Episodin aikaiset korkeimmat hengitettävien hiukkasten tuntipitoisuudet vaihtelivat pääkaupunkiseudulla Niittykummun 128 ja Leppävaaran 173 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja vuorokausipitoisuudet Niittykummun 60 ja Leppävaaran 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pitoisuudet ovat korkeita, jos niitä verrataan esim. seudun keskimääräisiin pitoisuuksiin (vuosikeskiarvot), jotka vuonna 2001 vaihtelivat Luukin 11 ja Leppävaaran 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ välillä.

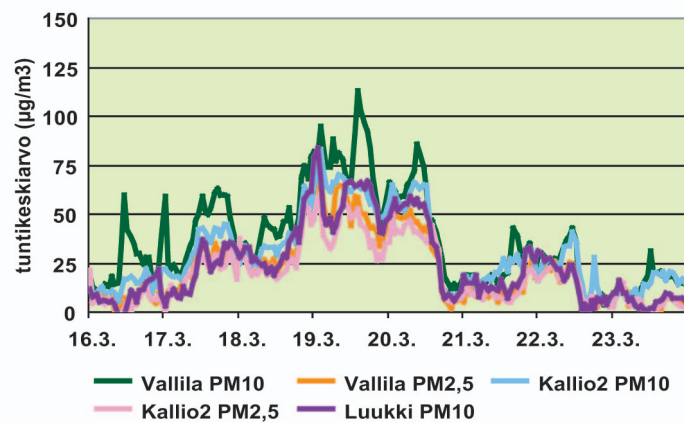


Kuva 9. Hiukkasten kaukokulkeumaepisodi syyskuussa 2001.

Tuuli puhalsi episodin ajan kaakosta ja idästä eli Narvan-Pietarin päästöalueiden yli Suomeen päin. Hiukkasmassan elektronimikroskooppinen ja kemiallinen tutkimus osoittivat suurta samankaltaisuutta Narvan energialaitosten päästöjen kanssa, joten Narvan päästöt todennäköisesti olivat episodin päälähde. Osa massasta saattoi olla peräisin Narvan läheltä Venäjän puolelta Slantsin teollisuuslaitoksista. Myös Pietarin päästöillä sekä mahdollisesti kauempaa Venäjältä tulleella hienojakoisella kaukokulkeumalla lienee ollut pieni osuus havaituissa pitoisuuksissa. Paikallisista lähteistä on myös tullut jonkin verran hiukkasia. Tästä episodista on laadittu erillinen raportti, joka on julkaistu YTV:n julkaisusarjassa (Tervahattu ym. 2002).

Vuonna 2002 maaliskuun 17. - 22. päivien välisenä aikana havaittiin pienhiukkasten ($PM_{2,5}$) kaukokulkeumaepisodi, jonka aikana $PM_{2,5}$ -pitoisuudet olivat huomattavasti tavanomaista korkeampia (kuva 10). Alustavat analyysit viittaavat siihen, että hiukkaset olivat peräisin peltojen

kulotuksista Baltiassa ja Valko-Venäjällä. Lisäksi hiukkasiin oli sekoittunut fossiilisten polttoaineiden päästöjä (Niemi ym. 2003).



Kuva 10. Hiukkasten kaukokulkeumaepisodi maaliskuussa 2002.

Kesällä ja alkusyksyllä 2002 havaittiin useita todennäköisesti Länsi-Venäjän ja Baltian metsäpalojen aiheuttamia episoditilanteita. Myös näistä hiukkasista löydettiin fossiilisten polttoaineiden päästöjen merkkiaineita (Niemi ym. 2003).

4.5 Hiukkasten lukumääräpitoisuudet

Hiukkaspitoisuuksia koskevat raja- ja ohjearvot koskevat hiukkasten massapitoisuuksia ja sen vuoksi YTV:n mittausohjelmaan ei kuulu hiukkasten lukumääräpitoisuuksien seuranta. Terveysvaikutustutkimuksissa on kuitenkin todettu yhteys hiukkasten lukumääräpitoisuuksien ja vaikutusten välillä (Peters ym. 1997, Penttinen ym. 2001a,b) ja sen vuoksi lukumääräpitoisuuksien mittaus saattaisi olla perusteltua myös ilmanlaadun seurannassa.

Helsingin yliopiston Fysikaalisten tieteiden laitoksen Ilmakehätieteiden osasto seuraa jatkuvasti hiukkasten lukumääräpitoisuuksia kolmessa pisteessä (Helsingissä Kumpulassa, Pohjois-Hämeessä Hyytiälässä ja Itä-Lapissa Värriössä) ja niitä on mitattu myös monissa tutkimushankkeissa.

ULTRA -projektiin liittyen Helsingin yliopisto teki hiukkasten kokonaislukumäärän pitoisuusmittauksia (hiukkasten koko: 10 - 500 nm) Vallilassa marraskuun alusta 1996 huhtikuun loppuun 1997. Lisäksi talvella 1997 mitattiin samanaikaisesti neljässä mittauspisteessä (Vallila, Siltavuori, Kumpula ja Luukki) kahden viikon ajan. Vallilassa mittauksia tehtiin myös kahdella etäisyydellä tiestä (5 m ja 60 m) puolentoista kuukauden ajan (Buzorius ym. 1999).

Lukumääräpitoisuuksien vuorokausikeskiarvot vaihtelivat 2 000 ja 80 000 hiukkasta/cm³ välillä mittausjakson aikana ja pitoisuudet vaihtelivat selkeästi päivästä toiseen. Luukissa pitoisuudet olivat säännönmukaisesti alhaisempia kuin muissa mittauspaikoissa. 10 minuutin keskiarvopitoisuudet vaihtelivat Luukin noin 1 000 hiukkasta/cm³ ja keskusta-alueen noin 100 000 hiukkasta/cm³ välillä.

Alhaisimmillaan pitoisuudet olivat yöaikaan ja korkeimmillaan ruuhka-aikoina. Liikenteen määrä korreloi hyvin pitoisuuksien muutosten kanssa. Työpäivinä eri mittauspaikkojen 10 min - 1 h

keskiarvopitoisuudet korreloivat hyvin keskenään. Voidaankin sanoa näiden pitoisuuksien edustavan siten hyvinkin laajasti kaupungin hiukkaslukumääräpitoisuuksia (Buzorius ym. 1999). Korkeimmat lukumääräpitoisuudet mitattiin arkisin aamu- ja iltapäiväruuhkien aikana. Viikonloppuisin pitoisuudet kohosivat selvimmin vasta illalla klo 22 alkaen ja pysyivät korkeammalla tasolla aina klo 4 asti aamulla (Buzorius ym. 1999).

5 PITOISUUKSIEN ARVIOINTI LEVIÄMISMALLIEN AVULLA

Ilmatieteen laitos on viime vuosina kehittänyt hiukkasmaisten epäpuhtauksien leviämistä kuvaavia matemaattisia malleja. Hengitettäviä hiukkasia ja pienhiukkasia on arvioitu nk. semiempiirisen mallin avulla (Kukkonen ym. 2001 ja Pietarila ym. 2001). Semiempiirissä mallissa on muodostettu lineaarinen korrelaatio mitattujen NO_x - ja PM_{10} -pitoisuuksien välille. Alueelliset $\text{PM}_{2,5}$ - ja PM_{10} -pitoisuudet määritetään hyödyntäen leviämismallilla laskettuja NO_x -pitoisuuksia ja mittaustuloksista arvioituja taustapitoisuuksia hiukkasille. Malli soveltuu vain pitemmän ajan keskiarvojen arviointiin (lähinnä vuosikeskiarvo). Mallissa on oletettu suorien pakokaasupäästöjen sekä paikallisen ja kaukokulkeutuneen taustapitoisuuden olevan kokonaan pienhiukkasia. Taustapitoisuuden on oletettu olevan sama koko kaupunkialueella. Lisäksi resuspension vaikutusta pienhiukkasiin ei ole otettu huomioon. Mallilla hiukkaspitoisuuksien arviointia voidaan tehdä vain alueelle ja ajanjaksolle, jolle on olemassa mitattuja tai mallitettuja NO_x -pitoisuuksia.

Pienhiukkasten leviämisen laskenta jakautuu useaan eri osa-alueeseen: liikenteen suorien (pakokaasut) ja epäsuorien (esim. katalysaattoreista ja jarruista irtoava aines, resuspensio tiestä) hiukkaspäästöjen sekä kaukokulkeuman arviointiin. Suorien pakokaasupäästöjen leviämisen arvioinnissa käytetään CAR-FMI-mallia. Päästöt arvioidaan ajoneuvojen lukumäärien ja matkanopeuksien avulla eri ajoneuvoluokille. Kevyen liikenteen päästöt mallitetaan kolmelle eri ajoneuvoluokalle: ilman katalysaattoria olevat bensakäyttöiset henkilö- ja pakettiautot, katalysaattorilla varustetut bensakäyttöiset henkilö- ja pakettiautot sekä dieselkäyttöiset henkilö- ja pakettiautot. Raskaan liikenteen suorat päästöt arvioidaan vastaavasti neljälle eri ajoneuvoluokalle: dieselkäyttöiset kuorma-autot ilman perävaunua, dieselkäyttöiset perävaunulliset rekat, dieselkäyttöiset bussit sekä maakaasubussit. Epäsuorat liikenteen päästöt saadaan olettamalla niiden olevan suoraan verrannollisia suoriin liikenteen päästöihin. (Tiitta ym. 2002)

Kaukokulkeuman aiheuttamia hiukkaspitoisuuksia on arvioitu kolmen pääkaupunkiseutua lähimpänä olevien ilmanlaadun tausta-asemien (Utö, Ähtäri ja Virolahti) mittausten avulla (Karpinen ym. 2003). Nämä asemat kuuluvat nk. EMEP-mittausverkkoon (ks. Yhdistyneiden Kansakuntien Euroopan talouskomission (ECE) Eurooppaa koskeva epäpuhtauksien seuranta- ja arviointiohjelma <http://www.nilu.no/projects/ccc/index.html>). Menetelmä perustuu näillä asemilla mitattujen päivittäisten sulfaatti-, nitraatti- ja ammoniumionien summiin sekä regressioanalyysiin. Koska mallituksessa käytetään mittaustuloksia, sen avulla ei voi arvioida kaukokulkeumaa tulevissa tilanteissa. Tuloksia on tarkasteltu luvussa "Hiukkasten lähteet".

Hiukkasmallitusta on hyödynnetty muun muassa arvioitaessa sähköajoneuvojen ympäristöhyötyjä Helsingissä sekä arvioitaessa pääkaupunkiseudun energiantuotannon ja satamatoiminnan päästöjen leviämistä (Hämeikoski ja Anttila, 2001, Rasila ym., 2002). Lisäksi TERVE-tutkimusohjelmaan (ks. <http://www.cancer.fi/>) kuuluvassa "Ilmansaasteiden terveysvaikutukset pääkaupunkiseudun liikennejärjestelmäsuunnitelman vaihtoehdoille (HEAT)"-hankkeessa (ks. http://www.fmi.fi/research_air/air_18.html) tullaan tarkastelemaan uusimman pääkaupunkiseudun

liikennejärjestelmäsuunnitelman (PLJ2002) eri vaihtoehtojen vaikutuksia ilmanlaatuun, muun muassa pienhiukkasiin.

6 HIUKKASTEN KOOSTUMUS

Ulkoilman hiukkaset sisältävät mm. sulfaatteja, nitraatteja, ammoniumia, orgaanisia yhdisteitä, maaperän aineksia, merisuolaa ja vettä. Näistä komponenteista sulfaatit, ammonium, orgaaninen ja alkuainehiili sekä eräät siirtymämetallit ovat pääasiassa pienhiukkasissa. Maaperästä lähtöisin olevat komponentit, kuten pii, kalsium, magnesium, alumiini ja rauta sekä biologista alkuperää olevat orgaaniset hiukkaset (siitepöly, itiöt, kasvien osaset) ovat yleensä karkeissa hiukkasissa. Nitraatteja on sekä pienhiukkasissa että karkeissa hiukkasissa. Pienhiukkasissa oleva nitraatti on yleensä ammoniakkin ja typpihapon reaktiotuote, kun taas karkeissa hiukkasissa oleva nitraatti on peräisin typpihapon ja karkeiden hiukkasten välisistä reaktioista.

Ulkoilman hiukkasissa on pieninä pitoisuuksina yli 40 alkuainetta, joilla on moninaisia lähteitä, kuten liikenne, hiilen, öljyn ja puun poltto, metalliteollisuuden prosessit, sulatot, jätteenpolto, maaperän pöly. Hiukkasten alkuperästä riippuu, minkä kokoisissa hiukkasissa alkuaineet pääasiassa esiintyvät (Seinfeld ja Pandis 1998).

6.1 Pääkomponentit

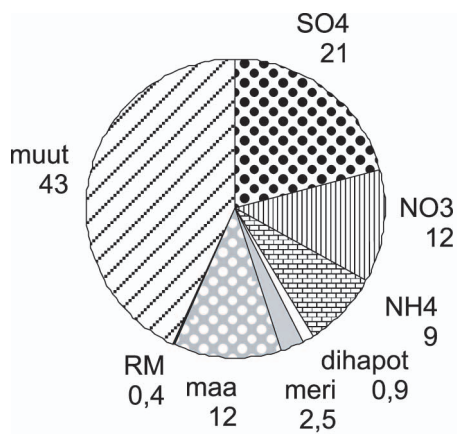
Ilmatieteen laitos ja YTV toteuttivat huhtikuun 1996 ja kesäkuun 1997 välisenä aikana pääkaupunkiseudulla laajan tutkimuksen hiukkasten koostumuksesta, kokojakaumasta ja lähteistä. Hiukkasnäytteitä ($PM_{2,3}$ ja $PM_{2,3-15}$) kerättiin Vallilassa, Herttoniemessä ja Luukissa. Näytemäärä oli yhteensä 131 ja niistä analysoitiin noin 50 alkuainetta ja 14 ionia. Lisäksi kerättiin Vallilasta ja Luukista yhteensä 28 näytettä hiukkasmassan ja kemiallisten komponenttien kokojakaumasta välillä 0,035 - 15 μm . (Ojanen ym. 1998, Pakkanen ym. 2001).

Kuvassa 11 on esitetty pienhiukkasten ($PM_{2,3}$) ja karkeiden hiukkasten ($PM_{2,3-15}$) keskimääräiset koostumukset Vallilassa ja Luukissa. Koostumuksen vuodenaikaisvaihtelu on kuvattu esim. raportissa Hengitettävien hiukkasten kokojakauma, koostumus ja lähteet pääkaupunkiseudulla - jatkotutkimukset (Pakkanen ym. 2001).

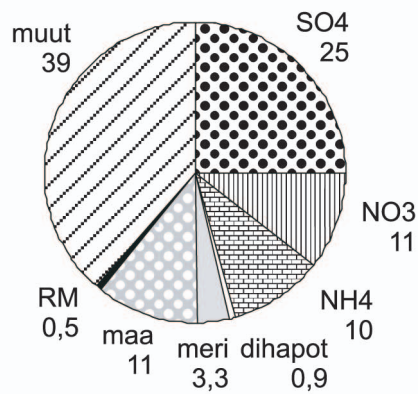
Vallilan ja Luukin pienhiukkaset ($PM_{2,3}$) koostuivat samoista pääkomponenteista. Pienhiukkasten sulfaattipitoisuus oli Vallilassa keskimäärin 21 % ja Luukissa 25 %, nitraattipitoisuus 12 ja 11 % ja ammoniumpitoisuus vastaavasti 9 ja 10 %. Hiukkasissa oli maaperän ainesta Vallilassa keskimäärin 12 ja Luukissa 11 %. Valtaosa massasta, Vallilassa 43 % ja Luukissa 39 %, jäi kuitenkin tunnistamatta. Tämä analysoimatta jäänyt osuus koostui todennäköisesti pääasiassa hiiliyhdisteistä ja vedestä.

Karkeat hiukkaset ($PM_{2,3-15}$) koostuivat sekä Vallilassa että Luukissa etupäässä maaperän kiviaineksesta (59 % ja 37 %), merisuolasta (6,5 % ja 3,3 %) ja nitraatista (4 % ja 5 %). Huomattava osuus myös karkeiden hiukkasten massasta jäi tunnistamatta (Vallilassa 28 % ja Luukissa 51 %).

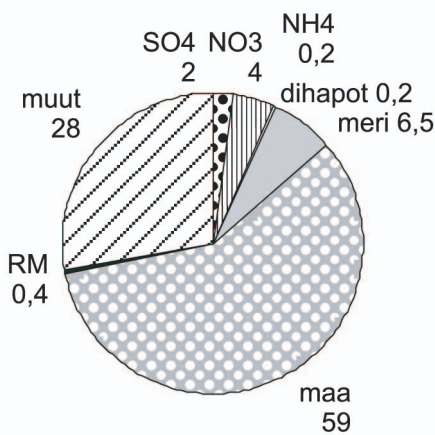
Pienhiukkasten maaperäaineksen osuus oli Vallilassa korkeimmillaan keväällä ja Luukissa keväällä sekä kesällä. Merisuolan ja nitraatin osuudet olivat suurimmillaan talvella. Karkeissa hiukkasissa maa-aineksen osuus oli katujen pölyämisen takia korkein keväällä (Pakkanen ym. 2001).



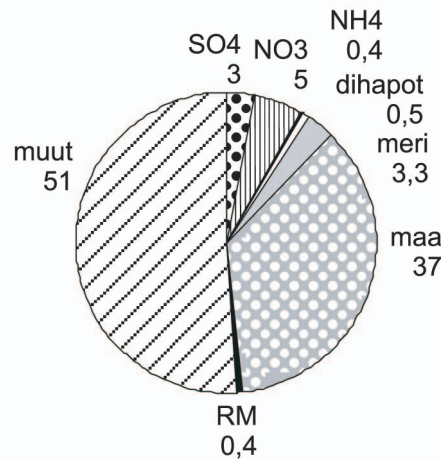
PM_{2,3} VALLILA
(10.4.1996 - 4.6.1997)



PM_{2,3} LUUKKI
(10.4.1996 - 4.6.1997)



PM_{2,3-15} VALLILA
(10.4.1996 - 4.6.1997)



PM_{2,3-15} LUUKKI
(10.4.1996 - 20.8.1996)

Kuva 11. Pienhiukkasten (PM_{2,3}) ja karkeiden hiukkasten (PM_{2,3-15}) keskimääräiset koostumukset (%) Vallilassa ja Luukissa.

6.2 Eräiden alkuaineiden pitoisuudet hiukkasissa

Edellä mainitussa tutkimuksessa analysoitiin useiden alkuaineiden pitoisuuksia. Tässä tarkastelemme kuitenkin lähemmin vain lyijyä, arseenia, kadmiumia ja nikkeliä, koska ensin mainitulle EU on antanut raja-arvon ja muita koskevaa direktiiviä valmistellaan parhaillaan.

Hengitettävien hiukkasten lyijypitoisuuden vuosikeskiarvolle on annettu raja-arvo 0,5 µg/m³. Lyijypitoisuudet kuuluvat YTV:n ilmanlaadun seurannan rutiiniohjelmaan ja pitoisuudet ovat nykyisin vain murto-osa raja-arvosta. Pitoisuudet ovat laskeneet selvästi parin viimeksi kulu-
neen vuosikymmenen aikana aluksi bensiinin lyijypitoisuuden laskun ja sittemmin lyijyttömän bensiinin käyttöönoton myötä. Seurannan alkaessa 1970-luvun loppupuolella vuosikeskiarvot olivat 0,3 - 1,0 µg/m³ ja vuonna 2002 pitoisuustaso oli 0,01 µg/m³ (Haaparanta ym. 2003).

Heinäkuussa 2003 EU:n komissio antoi ehdotuksen nk. neljänneksi tytärdirektiiviksi, joka koskee hiukkasten sisältämää arseenia, kadmiumia, nikkeliä, elohopeaa sekä polyaromaattisia hiilivetyjä (ks. http://europa.eu.int/eur-lex/fi/com/pdf/2003/com2003_0423fi01.pdf).

Arseenin, kadmiumin, nikkelin ja elohopean pitoisuuksille ei tässä vaiheessa ehdoteta raja- tai tavoitearvoja. Ilmanlaatu arseenin, kadmiumin, nikkelin ja kaasumaisen elohopean osalta on kuitenkin arvioitava jäsenvaltioiden koko alueella.

Komission ehdotuksen mukaan jäsenvaltioissa on seurattava myös arseenin, kadmiumin ja elohopean kokonaislaskeumaa.

Arseenin, kadmiumin ja nikkelin pitoisuuksille ehdotetaan seuraavia arviointikynnyksiä, joiden ylittyessä pitoisuuksien säännöllinen seuranta olisi pakollista.

* Nikkeli: 20 ng/m³

* Arseeni: 6 ng/m³

* Kadmium: 5 ng/m³

Esitetyt pitoisuudet ovat vuosipitoisuuksia ja ne määritetään hengitettävistä hiukkasista (PM₁₀). Elohopealle ei esitetä edes arviointikynnystä, mutta suositellaan, että jäsenvaltioissa seurattaisiin hiukkasiin sitoutuneen ja kaasumaisen kahdenarvoisen elohopean pitoisuuksia.

Taulukossa 1 on esitetty arseenin, kadmiumin ja nikkelin keskiarvopitoisuuksia erilaisissa ympäristöissä (European Commission, 2001a). Pitoisuudet ovat pääsääntöisesti vuosikeskiarvoja ja määritetty enimmäkseen kokonaisleijumanäytteistä.

Taulukko 1. Arseenin, kadmiumin ja nikkelin pitoisuuksia Euroopassa (ng/m³).

Alkuaine	Maa-seutu	Kaupunki-ympäristö	Liikenne-ympäristö	Teollisuus-ympäristö
Arseeni	0,19 - 4,2	0,4 - 3,1	0,05 - 4,1	0,98 - 50
Kadmium	0,032 - 0,39	0,11 - 1,2	0,21 - 2	0,2 - 23,7
Nikkeli	0,1 - 3,5	1,6 - 13	2,4 - 21	2,2 - 102

Taulukossa 2 puolestaan on esitetty pääkaupunkiseudulla mitattujen lyijyn, arseenin, kadmiumin ja nikkelin pitoisuuksien keskiarvot mittausjaksolta huhtikuu 1996 - kesäkuu 1997 (Pakkanen ym. 2001).

Taulukko 2. Arseenin, kadmiumin, lyijyn ja nikkelin pitoisuuksia eri hiukkaskokoluokissa pääkaupunkiseudulla 1996-1997 (ng/m³).

Alkuaine	Vallila PM _{2,3}	Vallila PM _{2,3-15}	Vallila PM ₁₅	Luukki PM _{2,3}	Luukki PM _{2,3-15}	Luukki PM ₁₅
Arseeni	0,80	0,20	1,0	0,90	0,12	1,1
Kadmium	0,12	0,018	0,14	0,13	0,005	0,14
Lyijy	5,8	2,5	8,3	5,5	0,6	6,1
Nikkeli	2,0	0,91	2,9	1,5	0,86	2,4

Taulukosta 2 havaitaan, että ko. metallien pitoisuudet ovat suuremmat pienhiukkasissa kuin karkeissa hiukkasissa. Pääkaupunkiseudulla pitoisuudet ovat alhaisia verrattuna muualla Euroopassa mitattuihin pitoisuuksiin. Kokonaispitoisuudet PM₁₅-fraktiossa ovat myös selvästi alhaisempia kuin ehdotetut arviointikynnykset. Pääkaupunkiseudulla ei tietääksemme ole seurattu elohopean pitoisuuksia ulkoilmassa. Käytettävissämme ei myöskään ole tietoja ko. metallien laskeumasta. Bioindikaattoriseurannan yhteydessä on kuitenkin sammalista määritetty niiden pitoisuuksia.

6.3 Hiukkasten koostumuksen määrittäminen SEM/EDX-menetelmällä

YTV:n keväällä 1998 Vallilassa keräämien hiukkasnäytteiden koostumusta tutkittiin pyyhkäisyelektronimikroskoopilla ja siihen kytketyllä energiadispersiivisellä röntgenmikroanalysaattorilla (SEM/EDX). Kaikkiaan tutkittiin 18 PM_{10} - ja yhdeksän $PM_{2,5}$ -näytettä, ja jokaisesta näytteestä analysoitiin 50 hiukkasta. SEM/EDX-menetelmällä voitiin hiukkasaineistosta erottaa tiettyjä hiukkastyyppejä ja luonnehtia niitä SEM/EDX-spektrin avulla. Tutkimuksessa hiukkaset luokiteltiin 16 eri tyyppiin, mutta todellisuudessa eri hiukkaslajeja on hyvin runsaasti. Hiukkastyypit muodostivat kaksi pääryhmää, joista toista luonnehtii piin ja toista hiilen runsas esiintyminen. Piiryhmän hiukkaset olivat enimmäkseen peräisin tiepölystä ja esiintyivät enimmäkseen PM_{10} -fraktiossa. Hiilipitoisten hiukkasten päälähde lienee autojen pakokaasut ja ne esiintyivät $PM_{2,5}$ -fraktiossa. (Haapala, 1999).

6.4 Hiukkasten hiilipitoisuus

Ulkoilman hiukkasten sisältämä hiili koostuu alkuainehiilestä ja orgaanisista yhdisteistä. Alkuainehiili (EC) on kemialliselta rakenteeltaan samanlaista kuin epäpuhdas grafiitti. Sitä vapautuu ilmakehään pääasiassa polttoprosesseissa. Orgaaninen hiili (OC) on peräisin orgaanisten yhdisteiden suorista päästöistä tai muodostunut kaasumaisten hiilivetyjen reaktioiden ja/tai tiivistymisen kautta (sekundäärinen orgaaninen hiili). Pieni osa hiukkasten hiilestä on karbonaatteja tai hiukkasten pinnalle adsorboitunutta hiilidioksidia. Joissakin tutkimuksissa on määritetty mustan hiilen (BS) pitoisuuksia. Menetelmällä ei määritetä suoraan massaa, vaan se perustuu hiukkasten tummuuden mittaamiseen. Siten näin saadut pitoisuudet eivät ole suoraan verrannollisia alkuainehiilen pitoisuuksiin.

Pakkasen ym. (2001) ja Ojasen ym. (1998) tutkimuksessa pienhiukkasten sisältämää mustaa hiiltä mitattiin nk. etalometrillä Vallilassa marraskuun 1996 ja kesäkuun 1997 välisenä aikana yhteensä 133 päivää. Mittausjakson aikana mustan hiilen pitoisuus oli keskimäärin $1,38 \mu\text{g}/\text{m}^3$. (Vrt. $PM_{2,5}$ -pitoisuuden vuosikeskiarvo, joka on noin $8 - 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Pitoisuudet vaihtelivat viikonpäivien mukaan siten, että arkipäivinä pitoisuus oli keskimäärin $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lauantaisin noin $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja sunnuntaisin sekä pyhäpäivinä hieman alle $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pitoisuuksissa havaittiin lisäksi liikenteen rytmiä vastaava vuorokauden sisäinen vaihtelu: Työpäivien aamuina pitoisuudet olivat korkeimmillaan aamuruuhkan aikana, iltaruuhkan aikana pitoisuudet kohosivat myös, mutta eivät yhtä voimakkaasti kuin aamulla. Muina päivinä pitoisuudet olivat suhteellisen tasaiset ympäri vuorokauden.

Vallilan mittausasema sijaitsee liikenneympäristössä, noin 14 metrin etäisyydellä Hämeentiestä, joten on luonnollista, että liikenne osoittautui mustan hiilen tärkeimmäksi lähteeksi. Sen osuuden arvioitiin olevan arkisin noin 63 %, lauantaisin noin 54 % ja sunnuntaisin noin 44 % mustan hiilen pitoisuudesta.

Ilmatieteen laitos toteutti Vallilassa 17.6.2000-31.7.2001 välisenä aikana mittausarjan hiukkasten orgaanisen ja epäorgaanisen hiilen pitoisuuksista (Viidanoja ym. 2002). Analyysit tehtiin termis-optiseen menetelmään perustuvalla hiilianalysaattorilla.

Pienhiukkasten ($PM_{2,5}$) sisältämän orgaanisen hiilen (OC) keskimääräinen pitoisuus oli $3,0$ ja epäorgaanisen hiilen $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Orgaanisen hiilen vuorokausipitoisuudet vaihtelivat välillä $1,0 - 8,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja epäorgaanisen hiilen välillä $0,3 - 5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Hengitettävien hiukkasten (PM_{10})

sisältämän orgaanisen hiilen keskimääräiseksi pitoisuudeksi saatiin 4,2 ja epäorgaanisen hiilen pitoisuudeksi 1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Valtaosa epäorgaanisesta hiilestä oli siten pienhiukkasissa. Havaitut pitoisuudet ovat alhaisia verrattuina muualla maailmassa kaupunkiympäristöissä mitattuihin pitoisuuksiin. Tyypillisesti OC- ja EC-pitoisuudet vaihtelevat muutamasta mikrogrammasta muutamiin kymmeneen mikrogrammiin hiiltä kuutiometrissä.

Pienhiukkasten OC- ja EC-pitoisuuksissa havaittiin voimakasta päivittäistä vaihtelua. Pitoisuudet eivät vaihdelleet merkittävästi vuodenajan mukaan. Karkeiden hiukkasten OC-pitoisuudet kuitenkin kohosivat keväällä useina päivinä keskimääräistä korkeammiksi.

Termisillä menetelmillä saadaan määritetyksi hiukkasmassan hiilipitoisuus. Menetelmällä ei kyetä määrittämään hiileen liittyneiden muiden alkuaineiden kuten vedyn, hapen tai typen määrää.

Hiilipitoisuus on kerrottava sopivalla kertoimella, jotta saataisiin näytteen orgaanisen aineksen määrä. Eri tutkimuksissa kertoimet ovat vaihdelleet välillä 1,2 - 1,6. Uusimmat tutkimukset ovat viitanneet siihen, että kaupunkiympäristössä kerroin 1,6 kuvaa parhaiten orgaanisen aineksen määrää. Viimeksi mainittua kerrointa käyttäen orgaanisen aineen osuus ($=1,6 \cdot \text{OC}$) Vallilassa oli siten keskimäärin 50 % $\text{PM}_{2,5}$:n ja 36 % PM_{10} :n massasta. Epäorgaanisen hiilen osuus oli vähäisempi, keskimäärin 14 % $\text{PM}_{2,5}$:n ja noin 7 % PM_{10} :n massasta. Yhteenlaskettuna hiilen ja hiiliyhdisteiden osuudet olivat siten keskimäärin 64 % pienhiukkasten ($\text{PM}_{2,5}$) ja 43 % hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) massasta.

7 POLYAROMAATTISTEN HIILIVETYJEN (PAH) PITOISUUKSIA PÄÄKAUPUNKISEUDULLA

Heinäkuussa 2003 EU:n komission antamassa direktiiviehdotuksessa annettiin polysyklisille aromaattisille hiilivedyille seurantavelvoite sekä tavoitearvo bentso[a]pyreenin pitoisuudelle. Nämä katsottiin tarpeellisiksi useiden PAH-yhdisteiden syöpävaarallisuuden vuoksi.

Komission ehdotuksessa bentso[a]pyreeni (BaP) on valittu merkkiaineeksi kuvaamaan hiukkasten PAH-pitoisuutta ja niiden karsinogeenisuutta. Sen vuosipitoisuuden tavoitearvoksi ja arviointikynnykseksi ehdotettiin 1,0 ng/m^3 PM_{10} :sta mitattuna. Direktiiviehdotuksen mukaan bentso[a]pyreenin pitoisuuksia on väestökeskitymissä seurattava säännöllisin mittauksin riippumatta pitoisuustasoista. Pääkaupunkiseutu on tällainen väestökeskitymä, joten pitoisuusseuranta tulee pakolliseksi pääkaupunkiseudulla. Ehdotuksen mukaan pitäisi joillakin mittauspaikoilla seurata myös seuraavien PAH-yhdisteiden pitoisuuksia: bentso[a]antraseeni (BaA), bentso[b]fluoranteeni (BbFA), bentso[j]fluoranteeni (BjFA), bentso[k]fluoranteeni (BkFA), indeno[1,2,3-cd]pyreeni (IP), dibentso[a,h]antraseeni (DbahA) ja fluoranteeni (FA). Lisäksi edellytetään seurattavaksi polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen kokonaislaskeumia.

Direktiiviä valmisteleva työryhmä on laatinut taustamuistion “Ambient Air Pollution by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)” (European Commission, 2001b), johon alla oleva tekstikin pääosin perustuu.

Polyaromaattiset hiilivedyt (PAH) ovat hiiltä ja vetyä sisältäviä yhdisteitä, jotka koostuvat kahdesta tai useammasta aromaattisesta renkaasta. Niitä on lähes kaikkialla ihmisen elinympäristössä: ilmassa, vedessä ja maaperässä. Ulkoilmassa ne esiintyvät sekä kaasuna että hiukkasiin sitoutuneina. Jakaantuminen kaasu- tai hiukkasfaasiin riippuu yhdisteestä ja sääolosuhteista.

PAH-yhdisteitä syntyy orgaanisen aineksen epätäydellisen palamisen tuloksena. Niitä on mm. pakokaasuissa, savussa, noessa, grillatussa ja savustetussa ruoassa sekä tupakansavussa. Euroopassa niiden tärkeimpiä päästölähteitä ovat liikenne, energiantuotanto, öljynjalostus, kocsin valmistus, jätteenpoltto, kotitalouksien pienpoltto, maataloudessa tapahtuva poltto (oljenpoltto, kulotukset), metsäpalot, levien, bakteerien ja kasvien biosynteesi, biologisen aineen hajoaminen (esim. fossiilisten polttoaineiden) ja tulivuorenpurkaukset. Liikenne on merkittävin lähde kaupunki- ja esikaupunkiolosuhteissa. Päästöinventaarit ovat tällä hetkellä kuitenkin hyvin puutteellisia. Päästörajoituksia on annettu vain harvoissa Euroopan maissa, mutta hiukkas- tai muiden päästöjen rajoittamiseksi annetut määräykset ovat alentaneet myös PAH-yhdisteiden päästöjä.

PAH-yhdisteistä osa on karsinogeenisia ja/tai genotoksisia. Karsinogeeniset PAH-yhdisteet voivat aiheuttaa mm. keuhkosityöpää. Ihmiset eivät kuitenkaan altistu yksittäisille PAH-yhdisteille, vaan niiden seoksille, joiden koostumus voi olla hyvinkin vaihteleva, minkä vuoksi PAH-yhdisteiden terveyshaittojen arviointi on hankalaa. Tärkein altistumisreitti on ruoka, osa ruoan PAH-yhdisteistä saattaa olla peräisin myös ilmasta. Myös tupakointi on merkittävä PAH-altistuksen aiheuttaja.

Keskenään vertailukelpoista ja yhdenmukaista tietoa sekä ulkoilman PAH:n kokonaispitoisuuksista että yksittäisten yhdisteiden pitoisuuksista on saatavissa Euroopasta vain vähän. Eniten tuloksia on käytettävissä bentso[a]pyreenistä.

1990-luvulla bentso[a]-pyreenin pitoisuuksien vuosikeskiarvot olivat tyypillisesti maaseudulla 0,1 - 1 ng/m³ ja kaupunkialueilla 0,5 - 3 ng/m³. Käytettävissä on hyvin vähän mittaustuloksia maaseutuyhteisöistä, joissa käytetään hiiltä tai puuta kotitalouksissa, mutta näyttää siltä, että ulkoilmapitoisuudet ovat samaa tasoa kuin kaupungeissa.

Taulukkoon 3 on koottu yhteenveto viimeaikaisista (uudempia kuin 1990) tyypillisistä eurooppalaisista PAH-pitoisuuksien vuosikeskiarvoista (European Commission 2001b).

Taulukko 3. Eräiden polyaromaattisten hiilivetyjen pitoisuuksia erilaisissa ympäristöissä Euroopassa 1990-luvulla (ng/m³).

Yhdiste	Maaseutu	Kaupunki-ympäristö	Liikenne-ympäristö	Teollisuus-ympäristö
Antraseeni	0,04 - 15	-	0,2 - 0,6	1,1
Bents(a)antraseeni	0,01 - 0,9	0,2 - 1,3	0,6 - 4,2	0,37 - 42
Bentso(a)pyreeni	0,02 - 1,6	0,4 - 2	0,7 - 3,1	0,5 - 39
Bentso(e)pyreeni	0,18 - 1,1	0,2 - 2,1	0,9 - 3,7	0,65 - 80
Bentso(ghi)peryleeni	0,15 - 1,0	0,5 - 2,8	1 - 4,7	0,7 - 52
Bentso(k)fluoranteeni	0,04 - 0,32	0,2 - 1	-	0,3 - 17
Kryseeni	0,02 - 4,4	0,3 - 2,2	-	0,3 - 37
Koroneeni	0,02 - 0,5	0,1 - 0,6	0,4 - 2,5	0,26 - 5,2
Dibents(a,h)antraseeni	0,02 - 1,1	0,06 - 0,3	0,1 - 0,4	0,05 - 7,5
Fluoreeni	0,3 - 46	-	9,9 - 16,7	-
Indeno(1,2,3 -cd)pyreeni	0,04 - 0,21	0,3 - 2,1	1,3 - 2,6	0,4 - 37
Pyreeni	0,1 - 6,1	0,24 - 1,2	9,2 - 15	74

Pääkaupunkiseudulla on PAH-pitoisuuksia on tutkittu melko vähän. YTV:n mittausasemilla niitä on tutkittu vuosina 1987 - 1988 (Pönkä ym. 1990) sekä 1993 (Sandell ym. 1999). Tällä hetkellä meillä olevissa kansainvälisissä EU-rahoitteisissa tutkimushankkeissa PAMCHAR (Chemical and biological characterisation of ambient air coarse, fine, and ultrafine particles for human health risk assessment in Europe, ks. <http://www.pamchar.org/>) ja SAPPHIRE (Source apportionment of airborne particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban regions in Europe, ks. <http://dev.allez.no/clear/proj4.htm>) hiukkasnäytteistä analysoidaan myös PAH-pitoisuuksia ja siten saadaan tietoja nykyisistä pitoisuustasoista.

Vuonna 1993 pääkaupunkiseudulla tutkittiin hengitettävien hiukkasten mutageenisuutta ja hiukkasten sisältämien polyaromaattisten hiilivetyjen sekä niiden johdannaisien pitoisuuksia. Näytteitä kerättiin teflonsuodattimille Töölön, Leppävaaran ja Luukin ilmanlaadun mittausasemilla kuusi kertaa kuukaudessa. Luukissa näytteitä kerättiin kuitenkin vain joka toinen kuukausi ja lisäksi kaikilla asemilla näytteiden keruu keskeytettiin heinä- ja elokuun ajaksi. Kerätyt kuusi näytettä yhdistettiin kuukauden kokoomanäytteeksi. Kemialliset analyysit ja mutageenisuustestit teetettiin VTT:llä (Sandell ym. 1999).

Taulukossa 4 on esitetty yhteenveto pääkaupunkiseudulla vuosina 1986-1987 sekä 1993 tehdyistä mittauksista. Vuonna 1993 pitoisuudet määritettiin PM_{10} -näytteistä ja vuonna 1987 PM_{15} -näytteistä. Pitoisuudet ovat suhteellisen alhaisia verrattuna taulukossa 3 esitettyihin.

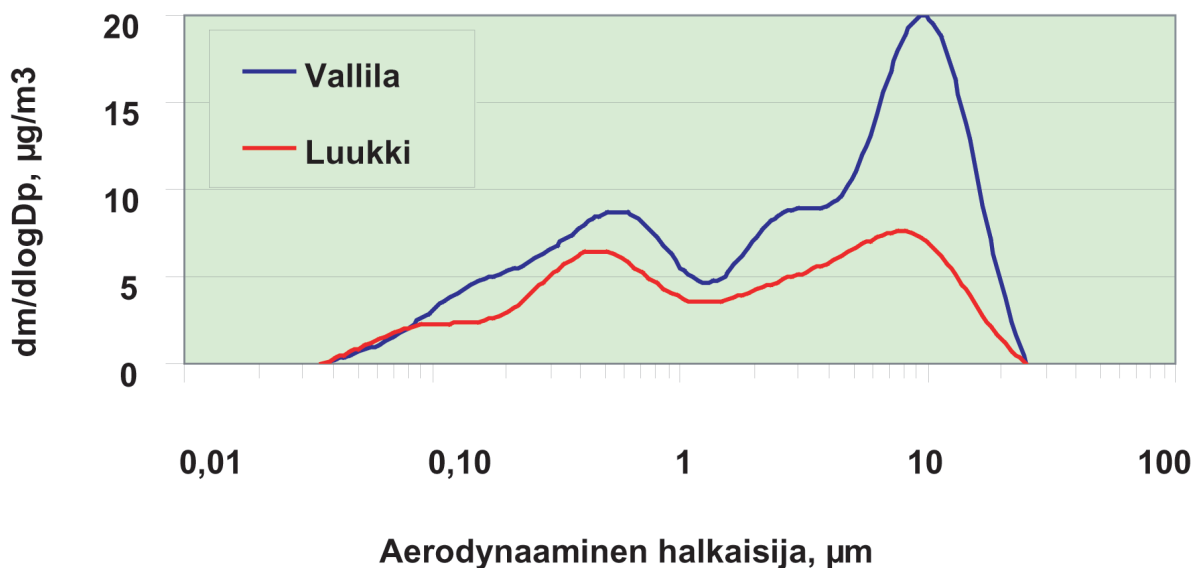
Taulukko 4. Eräiden polyaromaattisten hiilivetyjen keskimääräisiä pitoisuuksia pääkaupunkiseudulla vuosina 1993 ja 1987 (ng/m^3).

Yhdiste	1987			1993		
	Erottaja	Pakila	Töölö	Leppävaara	Luukki	
Antraseeni	0,1	-	0,05	0,05	0,03	
Bents(a)antraseeni	0,9	0,9	0,5	0,5	0,2	
Bentso(a)pyreeni	1,3	1,4	0,5	0,5	0,2	
Bentso(e)pyreeni	1,4	1,3	0,6	0,5	0,3	
Bentso(ghi)peryleeni	4,2	2,6	1,1	0,8	0,3	
Bentso(k)fluoranteeni	-	-	0,3	0,3	0,2	
Koroneeni	0,6	0,3	0,7	0,5	0,2	
Dibents(a,h)antraseeni	-	-	0,04	0,05	0,03	
Fluoreeni	<0,1	<0,1	0,03	0,02	0,02	
Indeno(1,2,3-cd)pyreeni	2,1	2,4	0,7	0,6	0,3	
Pyreeni	3,4	2,0	1,2	0,9	0,6	

Vuonna 1993 bentso[a]pyreenin pitoisuuksien vuosikeskiarvot olivat Luukissa 0,2, Leppävaarassa ja Töölössä 0,5 ng/m^3 eli alle direktiiviehdotuksessa esitetyn tavoitearvon. Direktiivin vaikutukset pääkaupunkiseudun ilmanlaadun seurannalle voidaan kuitenkin täsmällisemmin arvioida vasta, kun nähdään, missä muodossa se hyväksytään.

8 HIUKKASTEN KOKOJAKAUMAT

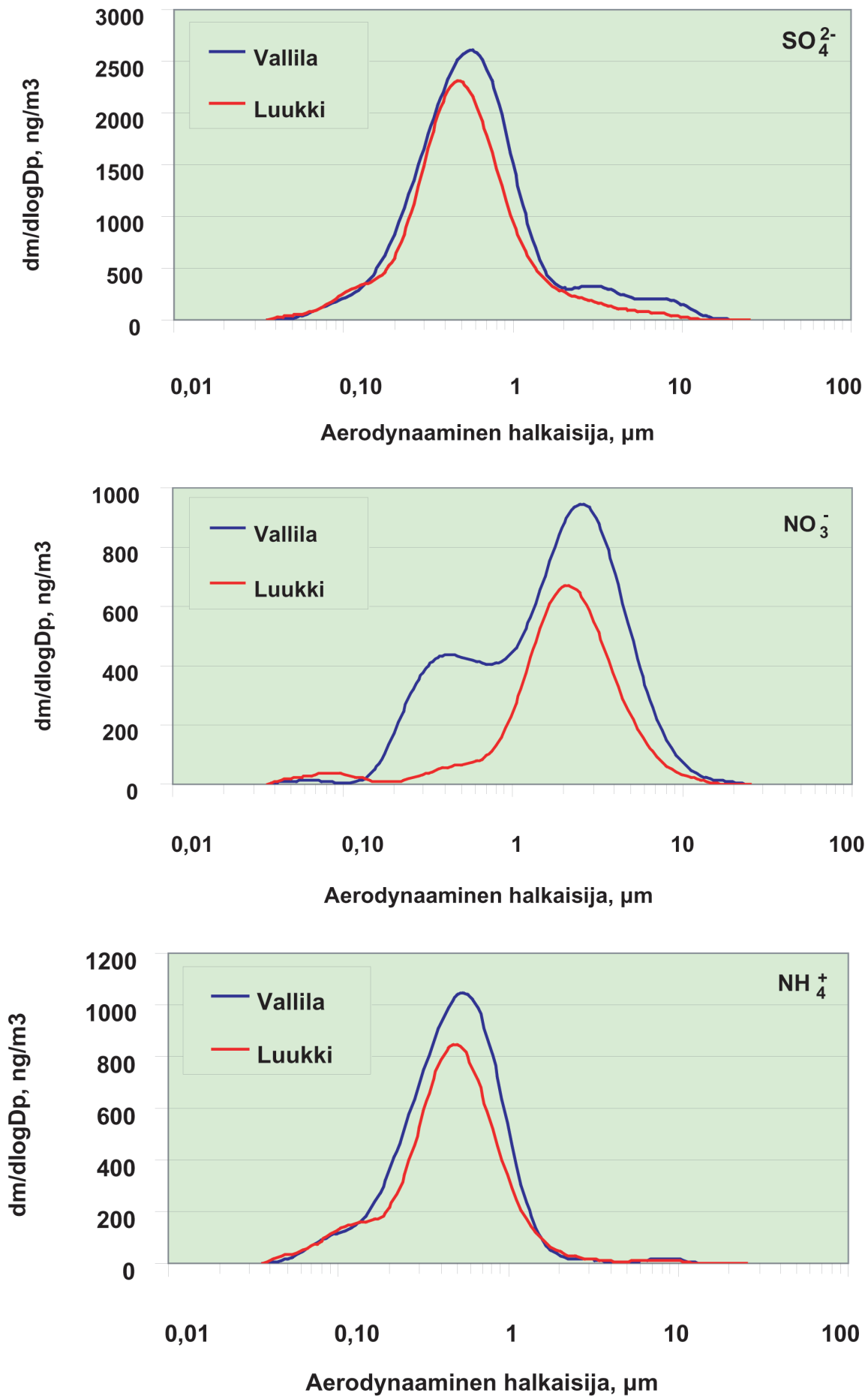
Kuvassa 12 on esitetty Pakkasen ym. (2001) tutkimuksessa määritetty hiukkasten keskimääräinen kokojakauma Vallilassa ja Luukissa. Kuvassa 13 on esitetty vastaavat sulfaatin, nitraatin ja ammoniumin kokojakaumat.



Kuva 12. Keskimääräinen hiukkasmassan kokojakauma Vallilassa ja Luukissa (10 Berner-alipaineimpaktorilla kerättyä näytettä).

Suurin osa pienhiukkasten sulfaatista on muodostunut rikkidioksidipäästöjen ilmakeemiallisen muuntumisen kautta, joka on hidas prosessi. Sulfaatin ja ammoniumin pitoisuudet olivat sekä Vallilassa että Luukissa samaa suuruusluokkaa ja lisäksi niiden pitoisuudet korreloivat keskenään. Siten voidaan arvioida, että lähes kaikki sulfaatti on kaukokulkeumaa ja siitä seuraa, että hiukkaset eivät ole kovin helposti haihtuvia.

Kaupunkialueella alle 0,1 μm :n kokoiset hiukkaset ovat pääosin mittauspaikan lähistöllä tahtuneista polttoprosesseista peräisin olevaa materiaalia kuten liikenteestä tulleita hiiliyhdisteitä. Hiukkaset kokoluokassa 0,1-1 μm ovat sekä paikallista että kaukokulkeutunutta ainesta. Nämä hiukkaset edustavat suoria pakokaasupäästöjä tai tähän kokoluokkaan kasvaneita hiukkasia. Halkaisijaltaan yli 1 μm :n kokoiset hiukkaset ovat yleensä mekaanisesti syntyneitä. Ne ovat esimerkiksi nousseet maasta ilmaan keräyspaikan lähistöllä tuulen tai ohikulkevan liikenteen nostattamana. Nämä hiukkaset koostuvat lähinnä maa-aineksesta, meriaerosolista ja orgaanisesta materiaalista kuten kasvien osista, siitepölystä sekä niiden pinnalle kiinnittyneistä hiukkasista.



Kuva 13 a-c. Sulfaatin, nitraatin ja ammoniumin kokojakaumat Vallilassa ja Luukissa.

9 HIUKKASTEN LÄHTEET

Hiukkasten lähteiden tunteminen on tärkeää, jotta päästöjen vähentämistoimet voitaisiin kohdentaa tehokkaasti ja tarkoituksenmukaisesti. Ulkoilmassa olevien hiukkasten lähteitä voidaan arvioida mm. hiukkasten koostumuksen ja kokojakauman perusteella. Lisäksi voidaan käyttää hyödyksi eri mittaus- asemilla mitattujen pitoisuuksien korrelaatioita ja tietoja ilmassojen kulkeutumisreiteistä. Myös päästökartoitukset antavat viitteitä mahdollisista päästölähteistä. Leviämismallien ja erilaisten tilastollisen menetelmien avulla voidaan arvioida eri lähteiden osuuksia pitoisuuksissa.

9.1 Pienhiukkasten (PM_{2,5}) lähteet pääkaupunkiseudulla

Pääkaupunkiseudulla tähän mennessä tehdyissä pienhiukkasia koskevissa tutkimuksissa on päädytty tulokseen, että suurin osa ulkoilman pienhiukkasten massasta on kaukokulkeutunutta. Arvioissa kaukokulkeuman osuus Vallilan hiukkaspitoisuuksissa vaihtelee tutkimuksesta riippuen 50 % :n ja 73 %:n välillä. Paikallisten lähteiden osuudeksi jää siten 24 - 50 %.

ULTRA-tutkimuksissa hiukkasten lähteiden osuuksia arvioitiin pääkomponentti- ja regressioanalyysien avulla. PM_{2,5}-pitoisuuksissa kaukokulkeuman osuuden arvioitiin olleen 51 % kokonaismassasta talvikaudella 1996-1997 ja vastaavasti 50 % talvikaudella 1998-1999. Paikallisen liikenteen osuudeksi arvioitiin vastaavasti 30 % ja 23 %, raskaan polttoöljyn osuudeksi 3 % ja 13 %, maaperän 12 % ja 5 % (Vallius ym. 2003).

Karppinen ym. (2003) on ilmanlaadun tausta-asemien sulfaatti-, nitraatti- ja ammoniumionien pitoisuuksien perusteella arvioinut kaukokulkeuman osuuden olevan Vallilassa 64 - 73 % (vuodet 1998-2000) ja Kalliossa 76 % (vuodet 1999-2000). Toisaalta Pakkanen ym. (2001) ovat arvioineet, että Vallilan pienhiukkasmassasta noin 55 % oli kaukokulkeutunutta.

EXPOLIS-tutkimuksessa kotien ulkopuolella (enimmäkseen yöaikaan) mitatuista hiukkaspitoisuuksista eniten selitti kaukokulkeuma, sitten paikallinen liikenne, maaperän hiukkaset ja merisuola. Nk. lähderekonstruktitekniikan avulla päädyttiin siihen, että ulkoilman pienhiukkasten kokonaismassasta 3 % on suolaa, 16 % maaperän hiukkasia, 46 % epäorgaanisia sekundaarihiukkasia (sulfaattia, nitraattia ja ammoniumia) ja loput 35 % koostui primaarisista polttoperäisistä hiukkasista ja muusta tunnistamatta jääneestä orgaanisesta ja epäorgaanisesta materiaalista (Koistinen 2002).

9.2 Karkeiden hiukkasten lähteet pääkaupunkiseudulla

Karkeat hiukkaset ovat pääasiassa kadun pinnasta tai hiekoitusmateriaalista jauhautunutta pölyä. Katupölyä käsitellään tarkemmin kappaleessa "Katupöly".

Pakkasen ym. (2001) tutkimuksessa todettiin hiukkasten olevan suurelta osin peräisin maaperästä (Vallilassa 59 % ja Luukissa 37 % kokonaismassasta). Huomattava osa hiukkasten massasta jäi tunnistamatta (Vallilassa 28 % ja Luukissa 51 %). Sulfaatin, nitraatin ja ammoniumin osuudet olivat pieniä.

9.3 Eräiden alkuaineiden lähteistä

Hiukkasten kokojakaumien ja kemiallisen koostumuksen perusteella voidaan arvioida hiukkasten lähteitä. Pakkasen ym. (2001) tutkimuksessa todettiin, että pienhiukkasten sulfaatti ja ammonium olivat enimmäkseen peräisin kaukokulkeumasta. Samoin talliumin, arseenin, kadmiumin ja lyijyn arvioitiin olevan pääsääntöisesti kaukokulkeutunutta, mutta myös paikallisilla lähteillä oli jonkin verran vaikutusta niiden pitoisuuksiin. Vanadiini, nikkeli sekä vähemmässä määrin myös koboltti ja molybdeeni olivat peräisin paikallisesta öljyn poltosta. Isot hiukkaset ja niiden sisältämä alumiini, barium, kalsium, rauta, kalium, litium, magnesium, mangaani, strontium, torium, titaani ja uraani olivat peräisin katupöly- ja maaperähiukkasista.

10 HIUKKASILLE ALTISTUMISESTA

Ilman epäpuhtaudelle altistumisella tarkoitetaan sitä, että ihminen ja ilman epäpuhtaus ovat yhtä aikaa samassa tilassa. Altistuksen määrään vaikuttavat epäpuhtauden pitoisuus ja kyseisessä tilassa vietetty aika. Ilmanlaatua seurataan kaupungeissa kiinteissä mittauspisteissä. Ihmiset viettävät kuitenkin nykyisin keskimäärin 90 % ajastaan sisätiloissa. Tämän vuoksi on tärkeää selvittää, miten hyvin kiinteissä mittauspisteissä mitatut ilman epäpuhtauspitoisuudet kuvaavat ihmisten henkilökohtaista altistumista.

Hiukkasille altistumista on tutkittu pääkaupunkiseudulla Kansanterveyslaitoksen koordinoimassa nk. EXPOLIS-tutkimuksessa (Air Pollution Exposure Distributions of Adult Urban Populations in Europe) Siihen osallistui vuosina 1996-1998 otos viiden eurooppalaisen kaupungin (Ateena, Basel, Milano, Praha ja Helsinki) työikäisestä (25-55 vuotiaista) aikuisväestöstä. Jokaisessa kaupungissa tutkittiin koehenkilöiden altistumista 48 tunnin aikana henkilökohtaisin altistumismittauksin. Lisäksi mitattiin epäpuhtauspitoisuuksia tutkittavan henkilön kodin sisätiloissa, kodin ulkopuolella sekä työpaikalla. Mitattavat epäpuhtaudet olivat pienhiukkaset ($PM_{2,5}$), hiilimonoksidi eli häkä (CO), haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC) sekä typpidioksidi (NO_2). Lisäksi sadan tupakoimattoman koehenkilön näytteistä analysoitiin 37 alkuaineen ja mustan hiilen (BS) pitoisuudet. Tutkimukseen osallistuvilta henkilöiltä kerättiin kyselylomakkeilla tietoja ajankäytöstä, mittauksen aikaisista tapahtumista sekä muita taustatietoja. Mittauksiin osallistui 201 henkilöä pääkaupunkiseudulta ja 50 henkilöä muista keskuksesta.

Pienhiukkasten tärkein sisälähde on tupakointi. Passiivinen altistuminen tupakansavulle kohottaa väestön pienhiukkasaltistusta merkittävästi. EXPOLIS-tutkimuksessa havaittiin, että tupakoitsijoilla pelkästään passiivinen altistuminen pienhiukkasille oli noin kolme kertaa suurempaa kuin tupakan savulle altistumattomilla. (Koistinen 2002).

Helsingin keskustassa kerrostalossa asuvien tupakoimattomien koehenkilöiden altistumien todettiin keskimäärin 28 % korkeammaksi kuin keskustan ulkopuolella omakotitaloissa asuvien. Kesällä altistuminen oli suurempaa kuin muina vuodenaikoina.

Altistuminen muuttuu iän mukana. Tutkituista henkilöistä nuorempi ikäluokka (25 - 34-vuotiaat) altistui hiukkasille enemmän kuin vanhempi ikäluokka (35 - 55-vuotiaat). Niinikään miesten altistuminen oli suurempaa kuin naisten ja lisäksi miesten altistumisessa oli suurempaa vaihtelua kuin naisilla. Alhaisen koulutustason omaavilla koehenkilöillä altistuminen oli suurempaa kuin korkeasti koulutetuilla. Tupakointi ja altistuminen työpaikoilla selittivät parhai-

ten näitä altistumisessa havaittuja eroja. Kotien ulkopuolella mitatuissa pitoisuuksissa ei havaittu eroja minkään väestöllisen tai sosioekonomisen tekijän mukaan (Rotko ym. 2000).

Pääkaupunkiseudulla pienhiukkasten pitoisuuksien ajallinen ja paikallinen vaihtelu ulkoilmassa on vähäistä. Kuitenkin em. tutkimuksessa havaittiin, että pysyvillä ilmanlaadun mittausasemilla mitatut pienhiukkaspitoisuudet kuvasivat huonosti mitattujen lyhytaikaista altistumista (noin vuorokauden mittaista). Pitkäaikaista ja väestötason altistumista kiinteiden mittausasemien tulokset kuvasivat paremmin kuin lyhytaikaista tai yksilötason altistumista. Pysyvien mittausasemien pitoisuuksien todettiin myös kuvaavan huonosti työssä käyvän ja siten paljon liikkuvan väestön altistumista, mutta paremmin paljon kotona aikaansa viettävän väestön altistumista. (Kousa ym. 2002).

EXPOLIS-tutkimuksessa tutkittiin pääkomponenttianalyysiä ja lähderekonstruktitekniikkaa käyttäen eri lähteiden osuuksia pienhiukkasten kokonaisaltistuksessa. Pienhiukkasmassasta, joille tupakoimattomat koehenkilöt keskimäärin altistuivat, 33 % arvioitiin olevan primäärisiä polttoperäisiä hiukkasia, 31 % epäorgaanisia sekundaarihiukkasia (sulfaattia, nitraattia ja ammoniumia), 27 % maaperän hiukkasia, 6 % pesuaineista peräisin olevaa materiaalia ja noin 2 % merisuolaa. Ulkoilmasta kerätyissä näytteistä vastaavasti 35 % massasta oli primäärisiä polttoperäisiä, hiukkasia, 46 % epäorgaanisia sekundäärihiukkasia, 16 % maaperän hiukkasia ja 3 % merisuolaa (Koistinen 2002).

11 KATUPÖLY

11.1 Katupölyn koostumus ja lähteet

Liikenteen ja tuulen maasta nostattamalla pölyllä (nk. resuspensio) on huomattava vaikutus ulkoilman hiukkaspitoisuuksiin. Resuspension haittavaikutuksia on pyritty vähentämään erilaisin toimenpitein, joita on kuvattu luvussa "Toimenpiteet katupölyn haittojen vähentämiseksi". Jotta toimenpiteet kyettäisiin kohdentamaan oikein ja kustannustehokkaasti, olisi tärkeää tietää, kuinka suuri osuus resuspensiosta on peräisin toisaalta hiekoitukseen käytetyistä materiaaleista ja toisaalta asfaltista, renkaista tai muista lähteistä. Joissakin maissa kuten Japanissa ja Norjassa katupölyä pidetään pääasiassa autojen nastarenkaiden asfaltista irrottamana hienojakoisena materiaalina. Näissä maissa nastarenkaiden käyttö on joko kielletty tai sitä on rajoitettu.

Myös Suomessa nastarenkaiden irrottamalla pölyllä saattaa olla huomattava vaikutus ulkoilman hiukkaspitoisuuksiin. Arviot nastarenkaista aiheutuvasta tien pinnan kulutuksesta vaihtelevat suuresti: 60 000 - 300 000 tonnia. Sekä asfalttimateriaalin että nastojen metallikoostumuksen muutoksilla asfaltin kulumista on saatu vähennetyksi.

Hiekoitusmateriaaleista ja asfaltista peräisin olevan aineksen erottaminen toisistaan hiukkasten kemiallisissa analyyseissä on vaikeaa, koska käytetty hiekoitusmateriaali on hyvin samantyyppistä kuin asfaltin tekoon käytettävä kiviaines, jota asfaltissa on noin 95 %. Asfaltissa on myös bitumia, mutta sen ainesosia ei myöskään voi käyttää asfaltista irronneen materiaalin tunnistukseen, koska samantapaista hiukkasmassaa tulee kaduille mm. autojen renkaista ja pakokaasuista. (Nordic Envicon Oy 2002).

Nordic Envicon Oy tutkii yhteistyössä useiden eri tahojen (mm. YTV:n) kanssa sitä, kuinka suuri osuus katupölystä on peräisin hiekoitushiekasta, nastarenkaiden aiheuttamasta tien pinna kulumisesta, autojen pakokaasuista ja muista lähteistä. Tutkimuksesta on tähän mennessä toteutettu kolme osaprojektia. Kokeita on tehtiin Hangossa ja Tammisaarella, Fortumin koeradalla sekä pääkaupunkiseudulla Museokadulla ja Tikkurilassa.

Fortumin koeradalla tehtyjen kokeiden tärkein tulos oli se, että hiekoitushiekka kuluttaa renkaiden alla asfaltin pintaa. Toisin sanoen katujen talvihiekoitus lisää ulkoilman hienojakoisen pölyn määrää, mutta pääosa pölystä voi olla peräisin asfaltista. Tälle vaikutukselle tutkijat antoivat nimen "hiekkapaperi-ilmiö". Hiekkapaperi-ilmiö oli nastarenkailla vain hieman voimakkaampi kuin kitkarenkailla. Toisaalta kitkarenkaita käytettäessä muodostuva pöly sisälsi orgaanista hiiltä enemmän kuin nastarenkaita käytettäessä.

Museokadulla kerätyissä PM_{10} -hiukkasissa yleisimpinä hiukkastyyppeinä esiintyivät mineraalihiukkaset, hiilipitoiset hiukkaset ja lentotuhka-tyyppiset hiukkaset. Paikallisten mineraalilähteiden (hiekoitushiekan ja asfaltin) osuus oli pieni. Tikkurilassa kerätyissä TSP-näytteissä mineraalihiukkaset olivat selvästi merkittävin luokka, muiden lähteiden osuudet olivat pienempiä. Paikallisen hiekoituksen vaikutus näkyi selvemmin kuin Museokadulla. (Nordic Envicon Oy 2002)

Hiekkapaperi-ilmiötä koskevat tutkimukset jatkuvat Fortumin koeradalla ja pääkaupunkiseudulla tehtiin uusia kenttäkokeita Tikkurilassa ja Pohjoisrannassa keväällä 2003.

11.2 Katupölyn yhteiskuntataloudelliset vaikutukset

Helsingin rakennusvirasto toteutti vuonna 2001 yhteistyössä pääkonsulttina toimineen Electrowatt-Ekono Oy:n sekä useiden muiden tahojen kanssa tutkimuksen liukkauden, hiekoituksen ja katupölyn yhteiskuntataloudellisista vaikutuksista. Tulosten mukaan liukkauden torjunnan toimenpidekustannukset ovat alhaisia, noin 4,2 miljoonaa euroa vuosittain, kun niitä verrataan liukkauden aiheuttamiin onnettomuuskustannuksiin, jotka arvioitiin suuruudeltaan noin 17-168 miljoonaksi euroksi. Tutkimuksessa pidettiin tarpeellisena lisätä ja tehostaa liukkaudentorjuntaa etenkin kevyen liikenteen väylillä sekä jalkakäytävillä, koska suurin osa liukastumisonnettomuuksista tapahtuu näillä väylillä. Samoin katupölyn poistamisen kustannukset havaittiin alhaisiksi (1,7 miljoonaa euroa /vuosi) verrattuna sen aiheuttamiin terveysvaikutuksiin (2,2-17,6 miljoonaa euroa/vuosi). Katupöly aiheuttaa lisäksi viihtyvyys- ja likaantumishaittoja sekä joidenkin ihmisryhmien toiminnallisuutta rajoittavia vaikutuksia. Näin ollen myös katupölyongelman ehkäisemistä olisi perusteluta tehostaa. (Tervonen ym. 2001).

11.3 Toimenpiteet katupölyn aiheuttamien haittojen vähentämiseksi ja valmiussuunnitelma

Ilmanlaatuasetus velvoittaa laatimaan suunnitelmia ja ohjelmia, joiden avulla pitoisuudet saadaan raja-arvojen alapuolelle, mikäli hengitettäville hiukkasille annetut raja-arvot ylittyvät tai ovat vaarassa ylittyä. Jos raja-arvon ylitys johtuu teiden tai katujen talvihiekoituksesta kunnan tulee laatia selvitys, josta käy ilmi muun muassa tiedot havaituista tai arvioituista pitoisuuksista ja päästölähteistä sekä tiedot toteutetuista tai suunnitelluista toimista pitoisuuksien alentamiseksi.

Helsingin rakennusvirasto on vuodesta 1987 lähtien pyrkinyt järjestelmällisesti vähentämään katujen pölyämistä. Puhdistuskalustoa on lisätty ja nykyaikaistettu ja puhdistusmenetelmiä kehitetty. Hiekoitusmateriaalien käyttöä on vähennetty mm. hiekoittamalla vain liikenteen turvallisuuden tai sujuvuuden kannalta tärkeät kohteet. Lisäksi on siirrytty käyttämään pestyä ja seulottua hiekoitussepeä. Koneellisen levittämisen ja materiaalivalintojen ansiosta hiekan käyttömäärät ovat keskimäärin alentuneet ja pölyävä jae hiekassa on vähentynyt. Keskeisin tapa vähentää katupölyä on lisätä katujen kastelua ja pesua. Runsaalla vedenkäytöllä voidaan vähentää pölyä. Samoin oikeanlaisen kaluston yhteiskäyttö ja työjärjestys harjakoneilla, imulakaisuautolla sekä kasteluautolla on todettu tehokkaaksi. Rakennusvirasto ja ympäristökeskus ovat tehostaneet tiedotusta ja yhteistyötä kiinteistöjen kanssa (Lyly 1997).

Helsingin ympäristökeskus ja Rakennusvirasto ovat yhteistyössä YTV:n kanssa päivittäneet suunnitelman katupölyhaittojen ehkäisemiseksi. (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 2003). Suunnitelma on laadittu lähinnä katujen kunnossapidosta ja ilmanlaadusta vastaavien viranomaisten tarpeisiin. Ensisijaisena tarkoituksena on ennaltaehkäistä katupölyn syntyä sekä sen aiheuttamia terveys- ja viihtyvyyshaittoja. Ennaltaehkäisykeinoja ovat uusimpien tutkimustulosten käyttöönotto, hiekoituksen kehittäminen, hiekoitushiekan poiston tehostaminen, hiekoitusta korvaavien uusien liukkauden torjunta keinojen käyttöönotto, ennakoiva pölyämisen poisto ja tiedottamisen kehittäminen.

Mikäli katupölyongelmaa ei voida ennalta ehkäistä, syntyy lähinnä keväisin pölyepisoditilanteita. Kaupungin käytettävissä olevat toimenpiteet pölyepisodin sattuessa ovat hyvin rajalliset. Nykyisillä kalusto- ja työntekijäresursseilla itse hiekannosto-operaatiota ei voi juuri nopeuttaa. Ainoaksi nopeavaikutteiseksi toimenpiteeksi jää pölyämisen estäminen katupintojen kostutuksen avulla. Pölynsidontaan käytetään suolaliuosta (n. 5 % CaCl₂). Liuoksen käyttö mahdollistaa hiekanpoiston myös pakkassäällä. (Helsingin kaupungin ympäristökeskus 2003)

12 JOHTOPÄÄTÖKSET

Ilmassa leijuvat hiukkaset ovat viime vuosina olleet monipuolisten tutkimusten kohteena ja niiden ominaisuuksista ja alkuperästä on saatu paljon tietoa. Hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia pääkaupunkiseudulla on mitattu usean vuoden ajan ja niiden pitoisuuksien ajallisesta ja paikallisesta vaihtelusta on kertynyt tietoa. Pienhiukkaspitoisuuksista samoin kuin hiukkasten lukumääräpitoisuuksista tiedetään huomattavasti vähemmän. Niiden osalta on syytä lisätä mittauksia ja analysoida tarkemmin olemassa olevia mittaustuloksia. Hiukkaspitoisuuksia ei vielä pystytä arvioimaan luotettavasti leviämismallien avulla mm. siksi, että hiukkasten päästöarvioissa on suuria epävarmuuksia ja monien päästölähteiden kuten esimerkiksi pienpolton huomioon ottaminen on vaikeaa. Lisäksi monien tekijöiden kuten resuspension ja muutunnan mallittaminen on ongelmallista.

Useissa tutkimuksissa on saatu arviointimenetelmästä riippumatta melko yhdenmukaisia tuloksia hiukkasten eri lähteiden osuuksista hiukkaspitoisuuksissa. Hiukkasten kokojakaumasta ja koostumuksesta hiukkaskoon funktiona on paljon aineistoa, josta on saatu edelleen arvokasta taustatietoa terveysvaikutus- ja muille tutkimuksille. Myös kaukokulkeumasta on saatu paljon aineistoa ja tutkimustuloksia viime vuosina. Hengitettävien hiukkasten raja-arvot ovat vaarassa ylittyä korkeiden katupölypitoisuuksien vuoksi. Pitoisuuksien alentamistoimenpiteiden tehokas kohdistaminen edellyttäisi lisäselvityksiä.

Pääkaupunkiseudun asukkaiden altistumista hiukkasille on tutkittu jonkin verran ja tutkimuksia jatketaan. Tutkimusten edetessä voitaisiin tarkentaa altistumiseen vaikuttavia tekijöitä esimerkiksi vertailla altistumista eri liikennevälineissä.

Pienhiukkasten terveysriskit on havaittu epidemiologisissa tutkimuksissa ja aiheeseen liittyvää toksikologista tutkimusta on tehty vasta viime vuosina. Vaikka hiukkasten terveysvaikutuksia on tutkittu useissa tutkimuksissa, terveysvaikutusmekanismien ja vaikuttavien tekijöiden selvittäminen vaatii vielä lisätutkimusta.

Kirjallisuus

Aarnio, P., Haaparanta, S., Koskentalo, T., 2002. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2001. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 2002:17, Helsinki.

Buzorius, G., Hämeri, K., Pekkanen, J., Kulmala, M., 1999. Spatial variation of aerosol number concentration in Helsinki city. *Atmospheric Environment*, 33, 553-565.

Dockery, D.W., Pope, C.A., Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, E.E., Ferris, B.G., Speizer, F.E., 1993. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *The New England Journal of Medicine*, 329, 1753-1759.

European Commission, 2001a. Ambient air pollution by AS, CD and NI compounds. Position paper. Working group on Arsenic, Cadmium and Nickel Compound. European Communities.

European Commission, 2001b. Ambient air pollution by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Position paper. Working group on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. European Communities.

Haapala, H., 1999. Millaista pölyä hengitämme - leijuma-analysointoreiden hiukkasnäytteiden tutkiminen. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1999:18, Helsinki.

Haaparanta, S., Koskentalo, T., Loukkola, K., 2003. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2002. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 2003:11, Helsinki.

de Hartog, J.J., Hoek, G., Peters, A., Timonen, K.L., Ibaldo-Mulli, A., Brunekreef, B., Heinrich, J., Tiittanen, P., van Wijnen, J.H., Kreyling, W., Kulmala, M., Pekkanen, J., 2003. Effects of fine and ultrafine particles on cardiorespiratory symptoms in elderly subjects with coronary heart disease The ULTRA study. *American Journal of Epidemiology* 157, 613-623.

Helfand, W.H., Lazarus, J., Theerman, P., 2001. Donora, Pennsylvania: An environmental disaster of the 20th century. *American Journal of Public Health* 91, 4, 553.

Helsingin kaupungin ympäristökeskus, 2003. Suunnitelma katupölyhaittojen ehkäisemiseksi.

Hämeikoski, K., ja Anttila, J., 2001. Sähköajoneuvojen ympäristöhyödyt Helsingissä. Mäkelä (toim.) MOBILE-8, s.175-192, VTT Energia, Moottoritekniikka ja liikenteen energiakäyttö, Espoo.

IARC, 1989. <http://193.51.164.11/monoeval/grlist.html>

Janssen, N.A.H., Schwartz, J., Zanobetti, A., Suh, H.H., 2002. Air conditioning and source-specific particles as modifiers of the effect of PM10 on hospital admissions for heart and lung disease. *Environmental Health Perspectives*, 110, 43-49.

Karppinen, A., Härkönen, J., Kukkonen, J., Aarnio, P., Koskentalo, T., 2003. A statistical model for assessment of regionally and long-range transported proportion of urban PM2.5. *Scandinavian Journal for Work, Environment and Health* (painossa).

- Katsouyanni. K., Touloumi, G., Spix, C., Schwartz, J., Balducci, F., Medina, S., Rossi, G., Wojtyniak, B., Sunyer, J., Bacharova, L., Schouten, J.P., Ponka, A., Anderson, H.R., 1997. Short-term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project. *British Medical Journal*, 314, 1658-1663.
- Katsouyanni. K., Touloumi, G., Samoli, E., Gryparis, A., Le Tetre, A., Monopoli, Y., Rossi, G., Zmirou, D., Ballester, F., Boumgard, A., Anderson, H.R., Wojtyniak, B., Paldy, A., Braunstein, R., Pekkanen, J., Schindler, C., Schwartz, J., 2001. Confounding and effect modification in the short-term effects on ambient particles on total mortality: Results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*, 12, 521-531.
- Koistinen, K., 2002. Exposure of an urban adult population to PM_{2.5} methods, determinants and sources (Kaupungissa asuvan aikuisväestön altistuminen pienhiukkasille (PM_{2.5}) -mittausmenetelmät, määräävät tekijät ja lähteet). Publications of the National Public Health Institute, A3/2002, Väitöskirja, Kuopio.
- Kousa, A., Oglesby, L., Koistinen, K., Künzli, N., Jantunen, M., 2002. Exposure chain of Urban Air PM_{2.5} - Associations between ambient fixed site, residential indoor, outdoor, workplace and personal exposures in the European EXPOLIS study. *Atmospheric Environment*, 3031-3039.
- Krewski, D., Burnett, R.T., Goldberg, M.S., Hoover, K., Siemiatycki, J., Jerret, M., Abrahamowics, M., White, W.H., 2000. Reanalysis of the Harvard Six Cities study and the American Cancer Society of particulate air pollution and mortality. A special report of the Institute's Particle Epidemiology Reanalysis Project. Cambridge, M.A, Health Effects Institute.
- Kukkonen, J., Härkönen, J., Karppinen, A., Pohjola, M., Pietarila, H., Koskentalo, T., 2001. A semi-empirical model for urban PM₁₀ concentrations, and its evaluation against data from an urban measurement network. *Atmospheric Environment*, 35, 4433-4442.
- Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., Studnicka, M., Chanel, O., Filliger, P., Herry, M., Horak Jr., F., Puybonnieux-Textier, V., Quénel, P., Schneider, J., Seethaler, R., Vergnaud, J.-C., Sommer, H., 2000. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *The Lancet*, 356, 795-801.
- Laden, F., Neas, L.M., Dockery, D.W., Schwartz, J., 2000. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. Cities. *Environmental Health Perspectives*, 108, 941-947.
- Lyly, O., 1997. Pääkaupungin katupölyn vähentäminen, tilanne ja toimet 1996. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 3/97, Helsinki.
- Mar, T.F., Norris, G.A., Koenig, J.Q., Larson, T.V., 2000. Association between air pollution and mortality in Phoenix, 1995-1997. *Environmental Health Perspectives*, 108, 347-353.
- McDonnell, W.F., Nishino-Ishikawa, N., Petersen, F.F., Chen, I.H., Abbey, D.E., 2000. Relationships of mortality with the fine and coarse fractions of long-term ambient PM₁₀ concentrations in nonsmokers. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 10, 427-436.
- Ministry of Health, 1954. Mortality and morbidity during the London fog of December, 1952. Her

Majesty's Stationery Office. Reports on public health and medical subjects no 95.

Nemery, B., Hoet, P.H.M., Nemmar, A., 2001. The Meuse Valley fog of 1930: an air pollution disaster. *The Lancet*, 357, 704-708.

Nemmar, A., Hoet, P.M.M., Vanquickenborne, B., Dinsdale, D., Thomeer, M., Hoylaerts, M.F., Vanbilloen, H., Mortelmans, L., Nemery, B., 2002. Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans. *Circulation*, 411-414.

Niemi, J., Tervahattu, H., Koskentalo, T., Sillanpää, M., Hillamo, R., Kulmala, M., Vehkamäki, H., 2003. Hiukkasten kaukokulkeumaepisodit Suomessa maalisi- ja elokuussa 2002. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 2003:10, Helsinki.

Nordic Envicon Oy, 2002, Katupölyn tutkimusprojektin M2Y0025 loppuraportti. MOBILE2

Ojanen, C., Pakkanen, T., Aurela, M., Mäkelä, T., Meriläinen, J., Hillamo, R., Aarnio, P., Koskentalo T., Hämeikoski, K., Rantanen, L., Lappi, M., 1998. Hengitettävien hiukkasten kokojaukama, koostumus ja lähteet pääkaupunkiseudulla. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1998:7, Helsinki.

Pakkanen, T., Loukkola, K., Hillamo, R., Aarnio, P., Koskentalo T., 2001. Hengitettävien hiukkasten kokojaukama, koostumus ja lähteet pääkaupunkiseudulla - jatkotutkimukset. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 2001:14, Helsinki.

Pekkanen, J., Timonen, K., Ruuskanen, J., Reponen, A., Mirme, A., 1997. Effects of ultrafine and fine particles in urban air on peak respiratory flow among children with asthmatic symptoms. *Environmental Research*, 74, 24-33.

Pekkanen, J., 2002. Yhdyskuntailman pienten ja ultrapienien hiukkasten vaikutukset hengitys- ja verenkiertoelinten terveyteen (Effects of fine and ultrafine particles on respiratory and cardiovascular health). Finnish Research Programme on Environmental Health 1998-2001, Results, Juuti, S. ja Heli Leinonen (toim.). Publications of the Finnish Research Programme on Environmental Health - SYTTY, 1/2002, Kuopio.

Penttinen, P., Timonen, K., Tiittanen, P., Mirme, A., Ruuskanen, J., Pekkanen, J., 2001a. Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics. *European Respiration Journal*, 17, 428-435.

Penttinen, P., Timonen, K., Tiittanen, P., Mirme, A., Ruuskanen, J., Pekkanen, J., 2001b. Number concentration and size of particles in urban air: Effects on spirometric lung function in adult asthmatics subjects. *Environmental Health Perspectives*, 109, 319-323.

Peters, A., Wichmann, H.E., Tuch, T., Heinrich, J., Heyder, J., 1997. Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 155, 1376-1383.

Pietarila, H., Salmi, T., Saari, H., Pesonen, R., 2001. Ilmanlaadun alustava arviointi Suomessa rikkidioksidi, typen oksidit, PM10 ja lyijy. Ilmatieteen laitos, Ilmalaadun tutkimus, Helsinki.

Pope. C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D., 2002. Lung

cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. *The Journal of the American Medical Association*, 287, 1132-1141.

Pönkä, A., Ahonen, S., Forss, P., Tuominen, J., 1990. Polysykliset aromaattiset hiilivedyt Helsingin ilmassa. Helsingin kaupunki, Terveystieteiden tutkimuskeskus, Helsinki.

Rasila, T., Pietarila, H., Savunen, T., 2002. Pääkaupunkiseudun energiantuotannon ja satamatoiminnan rikkidioksidi-, typenoksidi- ja hiukkaspäästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

Rice, F.L., Staynar, L.T., 1995. Assessment of silicosis risk for occupational exposure to crystalline silica. *Scandinavian Journal for Work, Environment and Health* 21, 87-90.

Rotko, T., Koistinen, K., Hänninen, O., Jantunen, M., 2000. Sociodemographic descriptors of personal exposure to fine particles (PM_{2.5}) in EXPOLIS-Helsinki. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 10, 385-393.

Salonen, R., 2002a. Kaupunki-ilman ja dieselpakokaasujen hiukkasten toksiset vaikutukset hengitysteihin (PAMTOX). Ilma ja melu suunnittelussa -seminaari, 9.4.2002, Helsinki.

Salonen, R., 2002b. Kaupunki-ilman ja dieselpakokaasujen hiukkasten toksiset vaikutukset hengitysteihin (Toxic effects of urban air and diesel exhaust particles on the respiratory tract (PAMTOX). Finnish Research Programme on Environmental Health 1998-2001, Results, Juuti, S. ja Heli Leinonen (toim.). Publications of the Finnish Research Programme on Environmental Health - SYTTY, 1/2002, Kuopio.

Samet, J.M., Dominici, F., Curriero, F.C., Coursac, I., Zeger, S.K., 2000. Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987-1994. *The New England Journal of Medicine* 343, 23, 1742-1749.

Sandell, E., Kiviranta, A., Tuominen, J., Aarnio, P., 1999, P., Concentration levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in ambient air in Finland. *Fresenius Environment Bulletin* 8, 567 - 575.

Schrenk, H.H., Heimann, H., Clayton, G.D., Gafafer, G.D., Waxler, H., 1949. Air pollution in Donora, PA. Epidemiology of the unusual smog episode of October 1948. *Public Health Bulletin* no 306. Federal Security Agency, Washington, D.C.

Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 1998. Atmospheric chemistry and physics: From Air pollution to climate change. John Wiley & sons, Inc., USA.

Tervahattu H., Hongisto, M., Aarnio, P., Kupiainen, K., Sillanpää, M., Saarikoski, S., 2002. Hiukkasten kaukokulkeuma syyskuussa 2001. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C2002:7. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki.

Tervonen, J., Hämeikoski, K., Myllynen, M., Pihlaja, M., Penttinen, P., 2001. Liukkaus, hiekoitus ja katupöly- yhteiskuntataloudelliset vaikutukset. Loppuraportti. Helsingin kaupungin Rakennusviraston julkaisut, Katuosasto, 2001:30, Helsinki.

Tiitta, P., Raunamaa, T., Tissari, J., Yli-Tuomi, T., Leskinen, A., Kukkonen, J., Härkönen, J.,

Karppinen, A., 2002. Measurements and modelling of PM_{2.5} concentrations near a major road in Kuopio, Finland. *Atmospheric Environment*, 36, 4057-4068.

Timonen, K., Pekkanen, J., 2000. Ultrahienoa terveystietoa pienhiukkasista. *Ilmansuojelu* 3/2000, 8-10.

Timonen, K., 1997. Air pollution and respiratory health among children. Publications of the National Public Health Institute, A4/1997, Väitöskirja, Kuopio.

VAHTI, 2002. Ympäristöhallinnan tietojärjestelmä.

Vallius, M., Lanki, T., Tiittanen, P., Koistinen, K., Ruuskanen, J., Pekkanen, J., 2003. Source apportionment of urban ambient PM_{2.5} in two successive measurement campaigns in Helsinki, Finland. *Atmospheric Environment* 37, 615-623.

Viidanoja, J., Sillanpää, M., Laakia, J., Kerminen, V.-M., Hillamo, R., Aarnio, P., Koskentalo, T., 2002. Organic and black carbon in PM_{2.5} and PM₁₀: 1 year of data from an urban site in Helsinki, Finland. *Atmospheric Environment*, 36, 3183-3193.

Wichmann, H.E., Spix, C., Tuch, T., Wolke, G., Peters, A., Heinrich, J., Kreyling, W.G., Heyder, J., 2000. Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany Part I: Role of particle number and particle mass. *Health Effects Institute Research Report*, 5-86, 87-94, Cambridge MA, USA.

WHO, 2003. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report on a WHO Working Group, Bonn Germany 13-15 January 2003. <http://www.euro.who.int/document/e79097.pdf>.

Zanobetti, A., Schwartz, J., Samoli, E., Gryparis, A., Touloumi, G., Atkinson, R., Le Tetre, A., Bobros, J., Celko, M., Goren, A., Forsberg, R., Michelozzi, P., Rabczenko, D., Ruiz, E.E., Katsouyanni, K., 2002. The temporal pattern of mortality responses to air pollution: A multicity assessment of mortality displacement. *Epidemiology*, 13, 87-93.

Hiukkaspitoisuuksille annetut ohje- ja raja-arvot

Suomen nykyiset ilmanlaadun kansalliset ohjearvot tulivat voimaan vuonna 1996 korvaten vanhat vuonna 1984 annetut ohjearvot. Ohjearvot kuvaavat ilmanlaadun tavoitteita ja ilmansuojelutyön päämääriä, ja ne on tarkoitettu ensi sijassa ohjeeksi viranomaisille. Ohjearvoja sovelletaan mm. alueiden käytön, kaavoituksen, rakentamisen ja liikenteen suunnittelussa sekä ympäristölupien käsittelyssä.

Ilmanlaadun raja-arvot ovat ohjearvoja sitovampia. Ne määrittelevät suurimmat hyväksyttävät ilman epäpuhtauksien pitoisuudet, ja ilmansuojelusta vastaavien viranomaisten tulee huolehtia niiden alapuolella pysymisestä. EU:n uudet nk. tytärdirektiiveissä määritellyt raja-arvot tulivat Suomessa voimaan ilmanlaatuasetuksella 15.8.2001.

Hiukkaspitoisuuksille annetut ilmanlaadun ohje- ja raja-arvot on esitetty taulukossa 1a ja 1 b.

Taulukko 1a. Hiukkaspitoisuuksien ohjearvot ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Ohjearvot	Aikajakso	Pitoisuus	Määritelmä
TSP	24 h	120	Vuoden mittausaineiston 98. prosenttipiste
	vuosi	50	Aritmeettinen keskiarvo
PM10	24 h	70	Kuukauden 2. korkein vrk-arvo

Taulukko 1b. Hiukkaspitoisuuksien raja-arvot ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

	Aikajakso	Pitoisuus	Sallitut ylitykset/ määritelmä
TSP	24 h	300	Vuoden mittausaineiston 95. prosenttipiste
	vuosi	150	Aritmeettinen keskiarvo
PM10	24 h	50	35 ylitystä vuodessa
	vuosi	40	Vuosikeskiarvo

Hengitettävien hiukkasten raja-arvo on saavutettava viimeistään vuoden 2005 loppuun mennessä. Siihen asti on voimassa taulukossa esitetty kokonaisleijuman raja-arvo. EU:n tytärdirektiivissä (1999/30/EY) määritellään hengitettäville hiukkasille myös suuntaa-antavat nk. toisen vaiheen raja-arvot, joita ei kuitenkaan sisällytetty ilmanlaatuasetukseen. Toisen vaiheen raja-arvo PM_{10} :n vuorokausipitoisuudelle on $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, joka saa ylittyä seitsemänä päivänä vuodessa. Toisen vaiheen raja-arvo vuosipitoisuudelle on $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Komission oli määrä antaa parlamentille ja neuvostolle selonteko tytärdirektiivin soveltamisesta ja siitä, mitä uutta tietoa on saatu ilman epäpuhtauksien terveysvaikutuksista ja ilmanlaadun mittaus- ja arviointimenetelmien kehityksestä ja tarkistaa em. raja-arvot vuonna 2003. Näyttää kuitenkin siltä, komission ehdotus tulee viivästymään. Huomiota tullaan kiinnittämään paitsi PM_{10} :n myös $\text{PM}_{2,5}$:n ja muidenkin hiukkaskokoluokkien raja-arvoihin ja komissio harkitsee myös varoituskynnyksen antamista eri hiukkaskokoluokille.

Pienhiukkasten aiheuttamia haittoja on havaittu jo hyvin alhaisillakin pitoisuuksilla, joten turvallista pitoisuutta ei ole pystytty määrittämään. Tämän takia Euroopassa ei ole vielä toistaiseksi määritetty raja-arvoa PM_{2,5}:lle. Yhdysvaltojen ympäristötoimisto (EPA, Environmental Protection Agency) on kuitenkin antanut standardit 24 tunnille (65 µg/m³) ja vuosikeskiarvolle (15 µg/m³).