

Työpaperi 22/2023

## Katsaus sisätilojen PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-hiukkasista Suomessa ja muissa Pohjoismaissa

Tarja Yli-Tuomi ja Taina Siponen

Katsauksessa kootaan asuntojen, koulujen, päiväkotien ja toimistojen sisäilman pienhiukkasille (PM<sub>2,5</sub>; aerodynaaminen halkaisija alle 2,5 µm) ja hengitettäville hiukkasille (PM<sub>10</sub>; aerodynaaminen halkaisija alle 10 µm) altistumiseen liittyviä tietoja erityisesti Suomesta ja muista Pohjoismaista. Hiukkaslähteiden ja -pitoisuuksien sekä niihin vaikuttavien tekijöiden lisäksi käydään läpi hiukkasten terveysvaikutukset sekä toimenpiderajat ja ohjeavot sisäilman hiukkasille. Lisäksi esitetään hiukkas-pitoisuuden mittaamisessa huomioon otettavia seikkoja ja pohditaan asumisterveysasetuksen (545/2015) ja sen soveltamisohjeen (osat I ja III) (Valvira 2016) päivitystarvetta sisäilman hiukkasten osalta.

Hengitysilmassa olevat hiukkaset voivat aiheuttaa terveyshaittoja niin lyhyen kuin pitkäaikaisen altistumisen seurauksena. Kodeissa sisäilman pienhiukkasten tärkeimpiä lähteitä ovat ulkoilma, ruuanlaitto ja erilaiset palamisprosessit kuten tupakointi, puunpoltto ja kynttilöiden poltto. Karkeiden hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia nostaa esimerkiksi siivoamisen ja liikkumisen aiheuttama pinoille laskeutuneen pölyn nouseminen uudestaan ilmaan eli resuspensio. Kouluissa ja toimitoissa ihmisten aiheuttama resuspensio on merkittävämpää kuin kotona. Toimistoille ominaisia hiukkasten lähteitä ovat erilaiset laitteet. Eri lähteistä peräisin olevien hiukkasten pitoisuudet vaihtelevat paljon lähteiden voimakkuudesta ja asunnon tai muun tilan ominaisuuksista riippuen.

Sisätilojen hiukasmittauksiin on olemassa kansainvälinen standardi. Se määrittelee sisäilman PM<sub>2,5</sub>-massapitoisuuden mittaamisessa käytettävät välineet ja menetelmät, joita voidaan soveltaa myös PM<sub>10</sub>-pitoisuudelle. Asumisterveysasetuksen hiukasmittauksia varten suositellaan validoimaan pienikokoisempia ja hiljaisempia sisätilojen mittauksiin soveltuvia hiukkaskeräimiä. Olisi hyvä tarkastella myös asumisterveysasetuksen toimenpiderajoja uudelleen uusimman tutkimustiedon valossa. Mittausjärjestelyistä suositellaan tehtäväksi ohje, jotta mittaukset tulisivat tehdyksi yhdenmukaisesti kaikkialla Suomessa ja tulokset olisivat luotettavasti verrattavissa asumisterveysasetuksen toimenpiderajoihin.

## Esipuhe

Ulkoilman hiukkasmaiset ilmansaasteet ovat merkittävä ympäristöterveydellinen ongelma, kun huomioidaan altistuvien ihmisten määrä sekä altistumisesta aiheutuvien haittojen yleisyys ja vakavuus. Suomessa ihmiset viettävät suurimman osan ajastaan sisätiloissa, jolloin altistuminen sisäympäristöissä muodostaa usein merkittävän osan kokonaisaltistumisesta. Altistumisen kannalta onkin tärkeää tunnistaa, mitkä tekijät vaikuttavat hiukkaspitoisuuksiin sisäympäristöissä.

Ulkoilman hiukkaset ovat tärkeä sisätilojen hiukkasmaisten ilmansaasteiden lähde. Ne pääsevät asuntojen sisätiloihin ovia ja ikkunoita avattaessa, mutta lisäksi erityisesti pienhiukkasia (PM<sub>2,5</sub>; hiukkasten aerodynaaminen halkaisija alle 2,5 mikrometriä) kulkeutuu ulkoa sisälle myös ilmanvaihdon ja mahdollisesti jossakin määrin myös rakennuksen epätiivelyskohtien kautta. Ulkoa kulkeutuvien hiukkasten lisäksi sisäympäristöissä on myös omia hiukkaslähteitä, jotka syntyvät ihmisten toimintojen kautta. Näitä sisälähteitä ovat muun muassa ruoanlaitto, puunpolto, kynttilöiden poltto ja siivoaminen. Lisäksi hiukkasia voi irrota sisäilmaan laitteista sekä rakenteista.

Sisäilman hiukkaspitoisuuksia selittäviä tekijöitä on tutkittu jossakin määrin. Kattavan kokonaiskuvan aikaansaamiseksi olemassa olevasta tiedosta tehtiin tämä selvitys, joka toteutettiin kirjallisuuskatsauksena ja hyödyntäen Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen (THL) projekteissa kertynyttä tietoa. Katsauksessa selvitetään, kuinka suurta altistuminen hiukkasille on sisätiloissa, millaisilla alueilla hiukkaset aiheuttavat altistumisen näkökulmasta suurinta haittaa sekä millä tavoin sisäilmassa tapahtuvaa altistumista olisi mahdollista vähentää. Lisäksi esitetään hiukkaspitoisuuden mittaamisessa huomioon otettavia seikkoja ja pohditaan asumisterveysasetuksen (545/2015) ja sen soveltamisohjeen (osat I ja III) (Valvira 2016) päivitystarvetta sisäilman hiukkasten osalta.

Katsaus on osa Kansallista sisäilma ja terveys -ohjelmaa, jonka rahoittajana toimii sosiaali- ja terveysministeriö (STM). Ohjelma toteuttaa hallituksen Terveet tilat 2028 -ohjelmaan kirjattuja terveyden ja hyvinvoinnin edistämistä koskevia toimenpiteitä, jotka kuuluvat STM:n vastuulle.

Kiitämme Vesa Pekkolaa sosiaali- ja terveysministeriöstä, Kimmo Ilostta ja Titta Mannista Sosiaali- ja terveysalan lupa- ja valvontavirasto Valvirasta, Sanna Lappalaista Työterveyslaitoksesta sekä Anne Hyväristä ja Anniina Salmelaa Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksesta katsauksen kommentoinnista. Lisäksi kiitämme Timo Lankia ja Pekka Taimistoa Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksesta keskusteluista ja kommentaareista kirjoittamisen aikana.

## Tiivistelmä

Tarja Yli-Tuomi ja Taina Siponen. Katsaus sisätilojen PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-hiukkasista Suomessa ja muissa Pohjoismaissa. Terveyden ja hyvinvoinnin laitos (THL). Työpaperi 22/2023. 45 sivua. Helsinki 2023. ISBN 978-952-408-117-7 (verkkojulkaisu)

Suomessa sosiaali- ja terveysministeriön asetus asunnon ja muun oleskelutilan terveydellisistä olosuhteista sekä ulkopuolisten asiantuntijoiden pätevyysvaatimuksista (Asumisterveysasetus 545/2015) määrittää toimenpiderajat sisäilman pienhiukkasten (25 µg/m<sup>3</sup>) ja hengitettävien hiukkasten (50 µg/m<sup>3</sup>) vuorokausikeskiarvoille. Toimenpiderajat ovat samat kuin Maailman terveysjärjestön (WHO) vuonna 2005 antamat ohjearvot. WHO kiristi ohjearvojaan vuonna 2021, sillä tieteellinen näyttö hiukkasten terveyshaitoista jo pienillä pitoisuuksilla on vahvistunut. Uudet WHO:n ohjearvot ovat pienhiukkasille 15 µg/m<sup>3</sup> ja hengitettäville hiukkasille 45 µg/m<sup>3</sup>, joten tällä hetkellä etenkin PM<sub>2,5</sub>-hiukkasten toimenpideraja on selvästi suurempi kuin WHO:n terveysperusteinen vuorokausiohjearvo.

Terveyshaitat syntyvät, kun hiukkaset kulkeutuvat sisäänhengityksen mukana elimistöön. Ilmansaasteille herkkiin väestöryhmiin kuuluvat lapset, ikääntyneet, raskaana olevat, astmaatitot ja henkilöt, joilla on krooninen sydän- tai hengityselinsairaus. Terveyshaittoja voi tulla niin lyhyen kuin pitkäaikaisen altistumisen seurauksena. Lyhytaikainen altistuminen aiheuttaa ennen kaikkea ärsytysoireita ja lieviä hengityselinoireita. Altistuminen korkeille pitoisuuksille voi kuitenkin johtaa myös vakavampiin haittoihin, kuten sydän- ja hengityselinsairauksiin liittyviin sairauskohtauksiin. Pitkäaikainen, vuosia kestävä altistuminen, aiheuttaa suurimmat vaikutukset väestötasolla. Se voi pahentaa jo olemassa olevaa sairautta, mutta sen lisäksi se voi nopeuttaa sairauksien kehittymistä. Pitkäaikaisessa altistumisessa myös hyvin matalien pitoisuuksien on todettu olevan yhteydessä terveyshaittoihin. Hiukkasten on havaittu lisäävän sairastuvuutta ja kuolleisuutta muun muassa sydän- ja verisuonitauteihin sekä hengityselinsairauksiin ja keuhkosityöpään.

Kodeissa sisäilman pienhiukkasten tärkeimpiä lähteitä ovat ulkoilma, ruuanlaitto ja erilaiset palamisprosessit. Karkeiden hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia nostaa esimerkiksi siivoamisen ja liikkumisen aiheuttama pinnoille laskeutuneen pölyn nouseminen uudestaan ilmaan eli resuspensio. Sisälähteet voivat aiheuttaa hyvinkin suuria pitoisuuksia, jotka ovat kuitenkin usein hetkellisiä, eivätkä vaikuta suuresti vuorokausikeskiarvoon. Kouluissa ja toimistoissa on yleensä enemmän ihmisiä samoissa tiloissa kuin kotona, jolloin ihmisten aiheuttama resuspensio on merkittävämpää kuin kotona. Toimistoille ominaisia ultrapienien hiukkasten (halkaisija < 0,1 µm) lähteitä ovat erilaiset laitteet kuten tulostimet, kopiokoneet ja tietokoneet. Eri lähteistä peräisin olevien hiukkasten pitoisuudet vaihtelevat paljon lähteiden voimakkuudesta ja asunnon tai muun tilan ominaisuuksista riippuen. Eri lähteiden suhteellisista osuuksista ei voida esittää yleisiä johtopäätöksiä.

Sisäilman hiukaspitoisuudet, niille altistuminen ja altistumisesta johtuvat mahdolliset terveysvaikutukset riippuvat monesta tekijästä. Suomessa eri tutkimusprojekteissa tehdyissä kotimittauksissa pienhiukkasten vuorokausikeskiarvon mediaani on ollut alle 10 µg/m<sup>3</sup> kaikissa tutkimuksissa. Asumisterveysasetuksen toimenpideraja ylittyi kuitenkin pääkaupunkiseudulla 3–4 %:ssa mittauksista ja Kuopiossa 0–1 %:ssa. Suurin osa mittauksista on tehty eläkeläisten kotona, joten esimerkiksi lapsiperheiden kodeista ei ole tietoja. Suomessa kouluissa ja päiväkodeissa mitatut PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-pitoisuudet eivät ole ylittäneet asumisterveysasetuksen toimenpiderajaa eivätkä WHO:n ohjearvoa. Mittauksia on kuitenkin vain muutamasta kohteesta ja lyhyiltä ajanjaksoilta, eivätkä ne välttämättä edusta tyypillistä tilannetta. Tietoa tarvittaisiin lisää etenkin vilkkaiden liikenneväylien ja teollisuuden lähellä sijaitsevista kohteista sekä alueilta, joilla poltetaan paljon puuta. Tiloissa, joita käytetään vain osan aikaa päivästä, vuorokausikeskiarvo kuvaa huonosti altistumispiitoisuutta. Päiväkodin toiminta-aikoina hiukaspitoisuudet ovat olleet jopa 2,8-kertaiset verrattuna toiminta-aikojen ulkopuoliseen pitoisuuteen. Sisäilman PM<sub>10</sub>-pitoisuutta on Suomessa mitattu vain harvoin ja mittausten menetelmien erojen takia toimenpiderajan ylitysten yleisyyttä ei voida arvioida.

Sisäilman hiukaspitoisuuksia voidaan pienentää usealla tavalla. Hiukkaspäästöjen ja -pitoisuuksien vähentäminen ulkoilmassa ja tuloilman tehokas suodattaminen vähentävät ulkoilmasta peräisin oleville hiukkasille altistumista. Sisätiloissa liesituuletinta ja huonekohtaisia ilmanpuhdistimia käyttämällä sekä oikeilla toimintatavoilla esimerkiksi puuta poltettaessa voidaan pienentää hiukaspitoisuutta. Ilmanvaihdon

tehostaminen vähentää sisälähteiden vaikutusta, mutta saattaa huonontaa ilmanlaatua, jos ulkoilman hiukkaspitoisuus on suuri eikä tuloilmaa suodateta.

Sisätilojen hiukkasmittauksiin on olemassa kansainvälinen standardi ISO 16000-37:2019, joka määrittelee sisäilman PM<sub>2,5</sub>-massapitoisuuden mittaamisessa käytettävät välineet ja menetelmät, joita voidaan soveltaa myös PM<sub>10</sub>-massapitoisuudelle. Asumisterveysasetuksen hiukkasmittauksia varten suositellaan validoimaan pienempiä hiukkaskeräimiä, joiden antamia tietoja voidaan tarvittaessa tarkentaa jatkuvatoimisten hiukkasmonitoreiden avulla. Mittausjärjestelyistä suositellaan tehtäväksi ohje, jotta tulokset olisivat luotettavasti verrattavissa asumisterveysasetuksen toimenpiderajoihin ja jotta mittaukset tehtäisiin samalla tavalla kaikkialla Suomessa.

Olisi hyvä harkita myös asumisterveysasetuksen toimenpiderajojen päivittämistä vastaamaan WHO:n nykyisiä ohjearvoja vuorokausikeskiarvoille: 15 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub> ja 45 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>. Lisäksi suositellaan lisättäväksi mahdollisuus 2×12 tunnin tai 3×8 tunnin hiukkaskeräykseen peräkkäisinä vuorokausina samalle suodattimelle tiloissa, joissa on käyttäjiä vain tiettyyn aikaan vuorokaudesta.

**Avainsanat:** pienhiukkaset, hengitettävät hiukkaset, sisäilma, altistuminen, terveyshaitta, asumisterveysasetus

## Sammandrag

Tarja Yli-Tuomi ja Taina Siponen. Katsaus sisätilojen PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-hiukkasista Suomessa ja muissa Pohjoismaissa [Översikt över PM<sub>2,5</sub>- och PM<sub>10</sub>-partiklar inomhus i Finland och övriga Norden]. Institutet för hälsa och välfärd (THL). Diskussionsunderlag 22/2023. 45 sidor. Helsingfors 2023. ISBN 978-952-408-117-7 (nätpublikation)

I Finland fastställer social- och hälsovårdsministeriets förordning om sanitära förhållanden i bostäder och andra vistelseutrymmen samt om kompetenskrav för utomstående sakkunniga (Asumisterveysasetus 545/2015) åtgärdsgränser för dygnsmedelvärdena för små partiklar i inomhusluften (25 µg/m<sup>3</sup>) och inandningsbara partiklar (50 µg/m<sup>3</sup>). Åtgärdsgränserna är desamma som Världshälsoorganisationens (WHO) riktvärden från 2005. WHO skärpte sina riktvärden 2021 eftersom de vetenskapliga bevisen har stärkts när det gäller partiklarnas hälsorisker redan vid låga halter. WHO:s nya riktvärden är 15 µg/m<sup>3</sup> för små partiklar och 45 µg/m<sup>3</sup> för inandningsbara partiklar, så för närvarande är åtgärdsgränsen för i synnerhet PM<sub>2,5</sub>-partiklar klart högre än WHO:s hälsobaserade dygnsriktvärde.

Hälsoriskerna uppstår när partiklarna följer med inandningen in i kroppen. Barn, äldre, gravida, astmatiker och personer med kroniska hjärt- eller lungsjukdomar tillhör grupperna som är känsliga för luftföroreningar. Hälsorisker kan uppstå till följd av såväl kortvarig som långvarig exponering. Kortvarig exponering orsakar framför allt irritationssymtom och lindriga symtom i andningsorganen. Exponering för höga halter kan dock leda till allvarigare problem, såsom attacker relaterade till hjärt- och luftvägssjukdomar. Långvarig exponering under flera år ger störst effekter på befolkningsnivå. Det kan förvärra en befintlig sjukdom, men kan dessutom påskynda sjukdomsutvecklingen. Vid långvarig exponering har även mycket låga halter konstaterats ha ett samband med hälsorisker. Partiklar har observerats öka sjukligheten och dödligheten i bland annat hjärt- och kärlsjukdomar samt lungsjukdomar och lungcancer.

De största källorna till små partiklar i inomhusluften i hemmen är utomhusluft, matlagning och olika förbränningsprocesser. Halterna av grova inandningsbara partiklar ökar till exempel i samband med att damm som lagt sig på olika ytor virvlar upp i luften igen på grund av städning och rörelser. Detta kallas resuspension. Källor inomhus kan orsaka mycket höga halter, men de är ofta tillfälliga och har inte någon större inverkan på dygnsmedelvärdet. I skolor och på kontor rör det sig i allmänhet fler människor i samma lokaler än vad det gör hemma, vilket leder till att resuspensionen orsakad av människor är mer betydande än hemma. Källor till ultrasmå partiklar (diameter < 0,1 µm) som är typiska för kontor är olika apparater såsom skrivare, kopieringsmaskiner och datorer. Halterna av partiklar från olika källor varierar mycket beroende på källornas intensitet och bostadens eller utrymmets egenskaper. Det går inte att presentera några allmänna slutsatser om olika källors relativa andelar.

Partikelhalterna i inomhusluften, exponeringen för dem och den eventuella hälsopåverkan av exponeringen beror på många faktorer. Medianen för dygnsmedelvärdet för små partiklar har varit under 10 µg/m<sup>3</sup> i alla undersökningar som gjorts i olika forskningsprojekt i Finland. Åtgärdsgränsen i förordningen om sanitära förhållanden i bostäder överskreds dock i 3–4 % av mätningarna i huvudstadsregionen och i 0–1 % av mätningarna i Kuopio. Största delen av mätningarna har gjorts hemma hos pensionärer, så det finns till exempel inga uppgifter om barnfamiljers hem. De PM<sub>2,5</sub>- och PM<sub>10</sub>-halter som uppmätts i skolor och daghem i Finland har inte överskridit åtgärdsgränsen i förordningen om sanitära förhållanden i bostäder eller WHO:s riktvärde. Mätningarna har dock endast gjorts på några platser och under korta perioder och är inte nödvändigtvis representativa för en typisk situation. Det skulle behövas mer information i synnerhet om platser i närheten av livligt trafikerade trafikleder och industri samt om områden där man eldar mycket med ved. I utrymmen som bara används en del av dagen är dygnsmedelvärdet en dålig beskrivning av exponeringshalten. På daghem har partikelhalterna varit upp till 2,8 gånger högre medan daghemmet är öppet än vad halten är när det är stängt. Mätningar av PM<sub>10</sub>-halten i inomhusluften har genomförts sällan i Finland och på grund av skillnader i mätmetoderna kan man inte bedöma hur vanligt det är att åtgärdsgränsen överskrids.

Det finns flera sätt att minska partikelhalterna i inomhusluften. Genom att minska partikelutsläppen och partikelhalterna i utomhusluften och effektivt filtrera tilluften minskar exponeringen för partiklar från utomhusluften. Inomhus kan man minska partikelhalten genom att använda spisfläkten och rumsspecifika

luftrenare samt genom att göra på rätt sätt när man exempelvis eldar med ved. Effektivare ventilation minskar effekten av källor inomhus, men kan försämra luftkvaliteten om partikelhalten i utomhusluften är hög och tilluften inte filtreras.

För partikelmätningar inomhus finns den internationella standarden ISO 16000-37:2019, som definierar de redskap och metoder som används för mätning av  $PM_{2,5}$ -masshalten i inomhusluften och som även kan tillämpas på  $PM_{10}$ -masshalten. För partikelmätningar enligt förordningen om sanitära förhållanden i bostäder rekommenderas validering av mindre partikelinsamlingar, vars uppgifter vid behov kan preciseras med hjälp av partikelmonitorer i kontinuerlig drift. Det rekommenderas att man gör en anvisning om mätningssammansättningen för att resultaten på ett tillförlitligt sätt ska kunna jämföras med åtgärdsgränserna i förordningen om sanitära förhållanden i bostäder och för att mätningarna ska göras på samma sätt överallt i Finland.

Det skulle också vara bra att överväga att uppdatera åtgärdsgränserna i förordningen om sanitära förhållanden i bostäder så att de motsvarar WHO:s nuvarande riktvärden för dygnsmedelvärdena:  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $PM_{2,5}$  och  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $PM_{10}$ . Dessutom rekommenderas att man lägger till en möjlighet till partikelinsamling på  $2 \times 12$  timmar eller  $3 \times 8$  timmar under på varandra följande dygn med samma filter i utrymmen som endast används under en viss tid av dygnet.

**Nyckelord:** små partiklar, inandningsbara partiklar, inomhusluft, exponering, sanitär olägenhet, förordningen om boendehälsa

## Abstract

Tarja Yli-Tuomi ja Taina Siponen. Katsaus sisätilojen PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-hiukkasista Suomessa ja muissa Pohjoismaissa [Review of indoor PM<sub>2,5</sub> and PM<sub>10</sub> particles in Finland and other Nordic countries]. Finnish institute for health and welfare (THL). Discussion Paper 22/2023. 45 pages. Helsinki, Finland 2023. ISBN 978-952-408-117-7 (online publication)

In Finland, the Decree of the Ministry of Social Affairs and Health on Health-related Conditions of Housing and Other Residential Buildings and Qualification Requirements for Third-party Experts defines action limits for the daily averages of fine particles (25 µg/m<sup>3</sup>) and respirable particles (50 µg/m<sup>3</sup>) in indoor air. The action limits are the same as the World Health Organisation's (WHO) 2005 guideline values. The WHO tightened its guidelines in 2021, as scientific evidence on the health hazards of particles has already been strengthened at low concentrations. The new WHO guideline values are 15 µg/m<sup>3</sup> for fine particles and 45 µg/m<sup>3</sup> for respirable particles, so the action limit for PM<sub>2,5</sub> in particular is currently clearly higher than the WHO's daily health-based guideline value.

Health hazards arise when particles enter the body through inhalation. Children, older people, pregnant women, persons with asthma and those with chronic heart or respiratory disease belong to population groups sensitive to air pollution. Health hazards may occur as a result of both short and long-term exposure. Short-term exposure causes primarily irritation symptoms and mild respiratory symptoms. However, exposure to high concentrations may also lead to more severe adverse effects, such as attacks related to heart and respiratory diseases. Long-term exposure with a duration of several years causes the greatest effects at the population level. Long-term exposure may exacerbate an existing disease, but it may also accelerate the development of diseases. In long-term exposure, very low concentrations have also been found to be associated with health hazards. Particles increase morbidity and mortality to cardiovascular diseases as well as respiratory diseases and lung cancer.

In homes, the most important sources of fine particles in indoor air are outdoor air, cooking and various combustion processes. Cleaning and movement may increase the concentrations of coarse respirable particles by resuspending the dust that has landed on surfaces. While indoor sources can cause very high concentrations, these are often temporary and do not have a major impact on the daily average. As more people are spending time in the same space in schools and offices compared to homes, the resuspension caused by people is more significant than at home. The sources of ultra-small particles (diameter < 0.1 µm) in offices typically include different devices such as printers, copiers and computers. There is major variation in the concentrations of particles from different sources depending on the potency of the sources and the characteristics of dwellings or other spaces. General conclusions cannot be drawn on the relative shares of different sources.

Particle concentrations in indoor air, exposure to them and possible health effects due to exposure depend on a number of factors. In Finland, the median daily average of fine particles found in home measurements carried out in different research projects has been less than 10 µg/m<sup>3</sup> in all studies. However, the action limit set in the decree on housing health was exceeded in the Helsinki Metropolitan Area in 3–4% and in Kuopio in 0–1% of the measurements. Most of the measurements were performed in pensioners' homes, so there is no information on the homes of other groups such as families with children. The PM<sub>2,5</sub> and PM<sub>10</sub> concentrations measured in Finnish schools and daycare centres have not exceeded the action limit of the decree on housing health or the WHO guideline value. However, measurements are only available on a few premises and cover short periods, and they may not represent a typical situation. More information is needed, especially on premises located close to industry and busy transport routes as well as areas where a lot of wood is burned. For premises used only for a certain period per day, daily averages poorly represent the exposure concentration. During daycare centre operating hours, the concentrations of particles have been up to 2.8 times higher compared to the concentration outside the operating hours. The PM<sub>10</sub> concentration of indoor air has been measured only rarely in Finland, and due to differences in the used measurement methods, the prevalence of exceeding the action limit cannot be assessed.

There are many ways to reduce particle concentrations in indoor air. Reducing particle emissions and concentrations in outdoor air and ensuring efficient filtration of intake air reduce exposure to particulate matter from the outdoor air. Indoors, particle concentration can be reduced by using a cooker hood and room-specific air purifiers and correct operating methods, for example when burning wood. Improving the efficiency of ventilation reduces the impact of internal sources but may reduce air quality if the particulate concentration of the outside air is high and the intake air is not filtered.

There is an international standard ISO 16000-37:2019 for indoor particulate measurements, which determines the tools and methods used in measuring indoor PM<sub>2,5</sub> mass concentration that can also be applied in measuring the PM<sub>10</sub> mass concentration. For carrying out particulate measurements under the decree on housing health, validating smaller particle collectors is recommended. If necessary, the data provided by these collectors can be further refined by using continuous particle monitors. Instructions on the measurement arrangements should be prepared so that the results can be reliably compared to the limits laid down in the decree on housing health and to ensure that the measurements are carried out in the same way throughout Finland.

It would also be good to consider updating the action limits in the decree on housing health to correspond to the current WHO guideline values for daily averages: 15 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>2,5</sub> and 45 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>10</sub>. In addition, it is recommended to add an option of 2×12 hours or 3×8 hours of particle collection on consecutive days on same filter in premises where people only spend time at a particular time of day.

**Keywords:** fine particles, respirable particles, indoor air, exposure, health hazard, the decree on housing health



# Sisällys

1 Johdanto .....	10
2 Hiukkasten terveysvaikutukset .....	11
2.1 Altistuminen hiukkasille voi johtaa terveyshaittoihin .....	11
2.2 Hiukkasten koko ja kulkeutuminen elimistössä .....	11
2.3 Lyhyt- ja pitkäaikaisen altistumisen aiheuttamat haitat sekä hiukkasten vaikutuksille herkät väestöryhmät .....	12
3 Sisäilman hiukkasten lähteet .....	14
3.1 Ulkoilmasta peräisin olevat hiukkaset .....	14
3.2 Sisäympäristön hiukkaslähteet .....	14
3.2.1 Ruuanlaitto .....	14
3.2.2 Siivous .....	15
3.2.3 Lämmitys .....	15
3.2.4 Ihmiset .....	15
3.2.5 Muut .....	16
3.3 Koulujen ja toimistojen hiukkaslähteet .....	16
4 Toimenpiderajat ja ohjearvot sisäilman hiukkasille .....	17
5 Hiukkaspitoisuudet sisäilmassa .....	19
5.1 Pitoisuuteen vaikuttavat tekijät .....	19
5.2 Pitoisuudet .....	19
5.2.1 Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen ja Kansanterveyslaitoksen tutkimushankkeissa mitattuja hiukkaspitoisuuksia kotien sisäilmassa .....	21
5.2.2 Kotien hiukkaspitoisuuksia muissa Pohjoismaissa .....	23
5.2.3 Asumisterveysasetuksen toimenpiderajan ja WHO:n uuden ohjearvon ylittyminen kotien sisäilmassa .....	24
5.2.4 Pitoisuudet kotona toimintojen aikana .....	25
5.2.5 Hiukkaspitoisuudet kouluissa ja päiväkodeissa .....	27
5.2.6 Toimistot .....	29
5.3 Hiukkaslähteiden osuudet sisäilmassa .....	29
6 Pitoisuuksien hallintatoimet .....	31
6.1 Päästöjen vähentäminen .....	31
6.2 Tuulettaminen .....	31
6.3 Hiukkasten suodattaminen .....	31
6.3.1 Suodatintyypit ja suodattumismekanismi .....	31
6.3.2 Koneellinen tuloilman suodatus .....	32
6.3.3 Huonekohtaisten ilmanpuhdistimien vaikutus sisäilman pienhiukkaspitoisuuksiin .....	32
6.3.4 Puhdistimien terveyshyödyt .....	32
6.3.5 Puhdistimien haitat .....	33
7 Mittaukset asumisterveysasetuksen kannalta .....	34
7.1 Standardit .....	34
7.2 Mittauslaitteet .....	35
7.3 Mittausjärjestelyt .....	36
7.4 Milloin pitäisi mitata .....	37
7.5 Kooste mittauksen suunnittelun kannalta tärkeimmistä asioista .....	37
8 Suositukset asumisterveysasetuksen ja sen soveltamisohjeen päivittämisestä sisäilman hiukkasten osalta .....	39
8.1 Asumisterveysasetuksen toimenpiderajat .....	39
8.2 Muut päivitykset .....	39
8.3 Selvitettäviä asioita .....	40
8.3.1 Mittaustarpeen selvittäminen .....	40
8.3.2 Suositeltavan mittalaitteen selvittäminen .....	40
Lähteet .....	41
Liite: Ulkoilman hiukkasia koskevat raja-, ohje- ja tavoitearvot .....	45

# 1 Johdanto

Hengitysilmassa olevien hiukkasten tiedetään olevan terveydelle haitallisia. Näyttö terveyshaitoista alhaisilla pitoisuuksilla on vahvistunut uusien tutkimusten myötä ja WHO antoikin 2021 uudet ilmanlaadun ohjearvot pienhiukkasille (PM<sub>2,5</sub>; aerodynaaminen halkaisija alle 2,5 µm), hengitettävälle hiukkasille (PM<sub>10</sub>; aerodynaaminen halkaisija alle 10 µm), otsonille, typpidioksidille, rikkidioksidille ja hiilimonoksidille eli häälle. Ohjearvot koskevat sekä ulko- että sisäilmaa. Erityisesti PM<sub>2,5</sub>-ohjearvo tiukentui huomattavasti edellisestä, vuonna 2006 julkaistusta, ohjearvosta. EU:n ilmanlaatustandardien päivitys on parhaillaan käynnissä ja ehdotuksen odotetaan valmistuvan 2023. Tällä hetkellä EU:n raja-arvot koskevat vain ulkoilman ilmansaaste-pitoisuuksia.

Terveystutkimuksissa hiukkasille altistuminen on yleensä arvioitu ulkoilman hiukkaspitoisuuden perusteella ja terveyden suojelemiseksi ulkoilman hiukkaspitoisuudelle onkin annettu raja- ja ohjearvoja. Kehittyneissä maissa ihmiset viettävät kuitenkin suurimman osan ajasta sisätiloissa. Yli 10-vuotiaat suomalaiset viettävät kotona sisällä keskimäärin 16 tuntia vuorokaudessa (Taulukko 1). Sisätiloissa altistutaan ulkoilman hiukkasten lisäksi sisälähteistä peräisin oleville hiukkasille. Sisätiloista mittauksia on vähän ja näistäkin suuri osa eläkeläisten kodeista, joissa sisälähteet ja niiden päästövoimakkuudet voivat poiketa esimerkiksi lapsiperheiden hiukkaslähteistä. Ei ole syytä olettaa, että sisätilojen hiukkaslähteistä peräisin olevat hiukkaset olisivat haitattomampia kuin ulkoilman hiukkaset (World Health Organization, Regional Office for Europe 2010). Tässä katsauksessa ei käsitellä hengitysilmassa olevia mikrobeja.

Suomessa astui voimaan toukokuussa 2015 sosiaali- ja terveysministeriön (STM) asetus asunnon ja muun oleskelutilan terveydellisistä olosuhteista sekä ulkopuolisten asiantuntijoiden pätevyysvaatimuksista (545/2015). Tätä asumisterveysasetusta sovelletaan terveydensuojeluviranomaisten päätöksissä terveydensuojelulain (763/1994) nojalla tehtävään asunnon ja muun oleskelutilan terveyshaitan ehkäisemiseen, selvittämiseen, rajoittamiseen tai poistamiseen. Muilla oleskelutiloilla tarkoitetaan muun muassa kouluja, päiväkoteja, palveluasuntoja ja muita vastaavia tiloja, jotka on tarkoitettu muiden kuin pelkästään työntekijöiden oleskeluun. Tässä katsauksessa keskitytään kotien, koulujen ja päiväkotien sekä pienemmässä määrin toimistojen sisäilman hiukkasiin. Toimistoissa hiukkaspitoisuuksien voidaan olettaa olevan pienempiä kuin esimerkiksi kodeissa, koska toimistoissa on usein koneellinen ilmanvaihto tuloilman suodatuksella ja todennäköisesti vähemmän sisälähteitä.

Hiukkasmaisten epäpuhtauksien osalta asumisterveysasetuksessa annetaan toimenpiderajat hengitettävälle hiukkasille (PM<sub>10</sub>; aerodynaaminen halkaisija alle 10 µm), pienhiukkasille (PM<sub>2,5</sub>; aerodynaaminen halkaisija alle 2,5 µm), teollisille mineraalikuiduille sekä asbestikuiduille. Asumisterveysasetuksen soveltamisohjeessa (Valvira 2016) kerrotaan yleisperiaatteita mittauksista ja niiden tulosten tulkinnasta (osa I).

Tämän katsauksen keskeinen tarkoitus on arvioida tarvetta päivittää asumisterveysasetuksen toimenpiderajoja sekä soveltamisohjetta PM<sub>10</sub>- ja PM<sub>2,5</sub>-hiukkasten osalta. Lisäksi käsitellään taustatietoa epätäydellisessä palamisessa syntyvän mustan hiilen eli noen pitoisuuksista sekä ultrapieniä hiukkasia (halkaisija <0,1 µm) kuvaavista hiukkasten lukumääräpitoisuuksista. Tupakansavua ei käsitellä.

**Taulukko 1. Yli 10-vuotiaiden eri paikoissa viettämä aika sukupuolen ja iän mukaan. Käytetty aika t:min/vrk, kaikki viikontpäivät. Tilastokeskus, Ajankäyttötutkimus 2009–2010 (Haaramo 2021).**

Ikä	Kotona	Työ- paikalla/ koulussa	Toisessa kotitalou- dessa	Vapaa-ajan asunnolla	Muulla kodin ulkopuolella	Matkalla yhteensä	Paikka tuntematon
10+	15:59	2:24	1:20	0:39	2:01	1:12	0:24
10-24	14:27	3:02	2:25	0:14	1:59	1:22	0:30
25-44	15:02	3:17	1:35	0:18	2:00	1:23	0:25
45-64	15:44	2:37	0:55	0:56	2:08	1:16	0:24
65+	19:27	0:04	0:32	1:09	1:51	0:40	0:16

## 2 Hiukkasten terveysvaikutukset

### 2.1 Altistuminen hiukkasille voi johtaa terveyshaittoihin

Ihmisten altistuminen ilman hiukkasmaisille epäpuhtauksille vaihtelee ja riippuu suuresti pitoisuuksista ympäristössä. Vaikka ulkoilman hiukkasten pitoisuustasoja on saatu monissa kehittyneissä maissa alennettua, aiheutuu niistä terveyshaittaa edelleen. Maailman terveysjärjestö WHO päivittikin vuoden 2021 loppupuolella ohjearvonsa, kun näyttö hiukkasten terveysvaikutuksista alhaisilla ulkoilman pitoisuustasoilla on vahvistunut. Nykyiset WHO:n ohjearvot ovat hengitettävälle hiukkasille 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  vuositasolla ja 45  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  vuorokaudessa sekä pienhiukkasille 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  vuositasolla ja 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  vuorokaudessa (World Health Organization 2021).

Pitoisuuden lisäksi altistumisen kestolla on vaikutusta siihen, kuinka merkittävän terveysriskin epäpuhtaus aiheuttaa (World Health Organization 2021). Huono ilmanlaatu voi vaikuttaa hyvin lyhyen aikaa päivän aikana. Esimerkiksi liikenne-ruuhkassa altistutaan korkeille hiukkasten pitoisuuksille, mutta kerta-altistuminen voi olla hyvinkin lyhytaikainen. Altistumista voi kuitenkin tapahtua toistuvasti useiden päivien, viikkojen, kuukausien ja jopa vuosien aikana. Toisaalta joissakin paikoissa missä epäpuhtauspitoisuudet ovat alhaiset, voi altistumisen kokonaisvaikutus olla kuitenkin kokonaisaltistumisen kannalta merkittävä, jos siellä vietetään pitkiä aikoja, esimerkiksi koti ja sitä ympäröivä asuinalue.

Ilmansaasteiden haitat terveydelle voidaan jakaa lyhytaikaisen ja pitkäaikaisen altistumisen aiheuttamiin haittoihin. Lyhytaikaisen altistumisen haittoja arvioidaan epidemiologisissa tutkimuksissa vertaamalla tutkittavan ilmansaasteen vuorokausipitoisuuksia sairaalakäyntien ja kuolemantapausten määrän päivittäiseen vaihteluun tutkimusalueella. Pitkäaikaishaittojen arviointi tehdään usein mallintamalla ilmansaasteiden vuositason pitoisuudet asuinalueille ja vertaamalla pitoisuustasoa henkilön riskiin joutua sairaalaan tai kuolla.

Epidemiologiset terveystutkimukset perustuvat usein kiinteillä ilmanlaadun keskusmittausasemilla mitattuihin ulkoilman hiukkaspitoisuuksiin. Kehittyneissä maissa ihmiset kuitenkin viettävät suurimman osan (80–90 %) ajastaan sisätiloissa, kuten kotona, koulussa, työpaikalla ja liikennevälineissä. Siten sisätiloissa olevat hiukkaset ovat tärkeässä asemassa, kun tarkastellaan ihmisten altistumista hiukkasille. Sisätiloissa, missä ei ole omia sisäympäristöstä aiheutuvia epäpuhtauslähteitä, on ulkoa sisälle ilmanvaihdon ja rakennusten vaipan kautta kulkeutuvat epäpuhtaudet pääasiainen sisätilan epäpuhtauksien lähde (World Health Organization 2021).

Monet hiukkasten sisältämistä alkuaineista ja yhdisteistä on osoitettu terveydelle haitallisiksi. Haitallisia hiukkasia pääsee ilmaan monista päästölähteistä, mutta eniten tietoa on polttoperäisten hiukkasten haitoista. Polttoperäisten hiukkaspäästöjen yhteydessä puhutaan usein mustasta hiilestä (black carbon, BC) eli noesta. WHO:n systemaattisessa katsauksessa mustan hiilen on todettu olevan tärkeä terveyteen liittyvä hiukkasmaisten ilmansaasteiden komponentti (Janssen ym 2012). Päätelmän mukaan musta hiili itsessään ei olisi kuitenkaan terveydelle haitallinen vaan pikemminkin sen pinnalle absorboituneet haitalliset orgaaniset ja epäorgaaniset ainesosat.

### 2.2 Hiukkasten koko ja kulkeutuminen elimistössä

Monet tekijät, kuten hiukkasten koko ja sisäänhengityksen virtausnopeus vaikuttavat siihen, miten hiukkaset kulkeutuvat hengitysteissä (Carvalho ym 2011). Yleisesti ottaen mitä pienempi hiukkanen on, sitä syvemmälle se pääsee etenemään elimistössä (Cassee ym 2019). Kulkeutumiseen vaikuttaa laskeutumismekanismi, jotka eroavat eri kokoisilla hiukkasilla. Pienimmät hiukkaset laskeutuvat diffuusion vaikutuksesta, hieman suuremmat diffuusion ja sedimentaation vaikutuksesta ja suuremmat hiukkaset sedimentaation ja imaktion vaikutuksesta (Deng ym 2019). Myös luonnollinen hengitystapa, joka vaihtelee paljon yksilöiden välillä, vaikuttaa hiukkasten laskeutumiseen (Kim 2021).

Isot hiukkaset jäävät pääsääntöisesti nieluun ja hengitysteiden yläosiin, mistä ne poistuvat uloshengityksen mukana, yskimällä ja aivastelemalla tai kiinnittyvät hengitysteiden limakalvolle ja nousevat limanerityksen ja värekarvatoiminnan mukana takaisin nieluun ja osa tulee niellyiksi. Alle 10  $\mu\text{m}$  halkaisijaltaan olevat

hiukkaset, eli niin sanotut hengitettävät hiukkaset (PM<sub>10</sub>), puolestaan etenevät syvemmälle aina alempiin hengitysteihin asti. Hengitettävät hiukkaset kulkeutuvat henkitorveen, keuhkoputkiin ja edelleen syvemmälle keuhkoihin (Esworthy 2015). Näistä karkeat hengitettävät hiukkaset (halkaisija 2,5–10 µm) jäävät pääsääntöisesti ylähengitysteihin, mutta myös tämän kokoiset hiukkaset pääsevät kulkeutumaan alempiin hengitysteihin. Muun muassa hiukkasen tiheys vaikuttaa hiukkasen laskeutumiseen ja siten saman kokoluokan hiukkasista ne, joilla on pienempi tiheys kulkeutuvat syvemmälle hengitysteissä (Deng ym 2019). Alle 2,5 µm halkaisijaltaan olevat pienhiukkaset (PM<sub>2,5</sub>) kulkeutuvat tehokkaasti hengityselimistöön ääreisosiin asti. Näistä pienimmät hiukkaset, halkaisijaltaan alle 0,1 µm olevat ultrapienet hiukkaset (UFP), pystyvät tunkeutumaan alveoleihin eli keuhkorakkuloihin ja voivat edetä keuhkoista edelleen verenkiertoon ja muihin elimiin (Cassee ym 2019; HEI Review Panel on Ultrafine Particles 2013). Ultrapienien hiukkasten on arvioitu poistuvan keuhkoista hitaammin kuin suurempien hiukkasten, mutta syy tähän on edelleen epäselvä (HEI Review Panel on Ultrafine Particles 2013).

## 2.3 Lyhyt- ja pitkäaikaisen altistumisen aiheuttamat haitat sekä hiukkasten vaikutuksille herkät väestöryhmät

Tutkimukset ovat osoittaneet, että tietyt väestöryhmät ovat enemmän herkkiä ilmansaasteiden haitallisille vaikutuksille, koska heillä on jokin sairaus tai muu erityispiirre, kuten lasten kehitysvaihe tai ikääntymisen myötä tapahtuva fysiologisten toimintojen heikentyminen. Ilmansaasteille herkkiin väestöryhmiin kuuluvat lapset, ikääntyneet, raskaana olevat ja henkilöt, joilla on krooninen sydän- ja verisuonisairaus tai hengityselinsairaus.

Terveysriskien arvioinnissa altistuminen voidaan jakaa minuuteista päiviin kestäväan lyhytaikaiseen altistumiseen, yhden tai useamman vuoden aikana tapahtuvaan pitkäaikaiseen altistumiseen sekä elinikäiseen altistumiseen, joka on tapahtuneiden altistumisten summa (WHO 2021).

Lyhytaikainen altistuminen korkeille ilman epäpuhtauksille aiheuttaa yleisimmin erilaisia ärsytysoireita ja lieviä hengityselinoireita. Tällaisia ovat muun muassa kurkun ja silmien kutina, nuha, yskä, hengenahdistus ja hengityksen vinkuna. Ärsytysoireille herkimpiä ovat hengityselinsairaat ja pienet lapset, mutta näitä oireita voi tulla myös perusterveille henkilöille pitoisuustasojen ollessa korkeita. Lisäksi lyhytaikainen altistuminen selvästi korkeille pitoisuuksille voi pahentaa perussairauksia sairastavien oireita sekä lisätä lääkityksen tarvetta, päivystyskäyntejä ja sairaalahoidon tarvetta. Päivinä, jolloin ilmansaastepitoisuudet ovat korkeita, on havaittu tavanomaista enemmän esimerkiksi sairaalakäyntejä, mutta altistuminen ilmansaasteille voi aiheuttaa herkille ihmisille oireita myös silloin, kun pitoisuudet eivät ole merkittävän korkeita.

Pitkäaikainen altistuminen hiukkasille voi pahentaa kroonisia sydän-, verisuoni- ja hengityselinsairauksia, mutta myös nopeuttaa sairauksien kehittymistä. Erityisesti pitkäaikaisessa altistumisessa myös hyvin matalien pitoisuuksien on todettu olevan yhteydessä terveyshaittoihin. Hiukkasille ei ole pystytty määrittämään selkeää kynnyispitoisuutta, jonka alapuolella terveyshaittoja ei enää esiintyisi, sillä uudet tutkimukset ovat tuottaneet todisteita yhä matalampien pitoisuuksien yhteydestä terveyteen.

Lyhytaikainen altistuminen pienhiukkasille on yhdistetty kasvaneeseen riskiin sydän- ja verisuonisairauksiin ja hengityselinsairauksiin liittyvään sairaalahoidon tarpeeseen (Atkinson ym 2014). Vaikutuksia on havaittu jo suhteellisen alhaisilla, kehittyneissä maissa esiintyvillä PM<sub>2,5</sub>-pitoisuuksilla (Atkinson ym 2014). Lisäksi PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-hiukkasten pitoisuuden nousujen on havaittu olevan yhteydessä niin yleisen kuolleisuusriskin kasvuun kuin myös erikseen tarkasteltuna sydän- ja verisuonisairauksiin, hengitysteihin ja aivoverenkierron häiriöihin liittyvään kuolleisuuteen (Orellano ym 2020). Pitkäaikaisen altistumisen haittoja arvioineissa tutkimuksissa altistumisen PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-hiukkasille on havaittu lisäävän sairastuvuutta ja kuolleisuutta sydän- ja verisuonitautteihin sekä hengitystiesairauksiin ja keuhkosityöpään (Chen ja Hoek 2020). On mahdollista, että hiukkasmaiset ilmansaasteet ovat yhteydessä myös moniin muihin kroonisiin sairauksiin kuten diabetekseen ja Alzheimerin tautiin, mutta tutkimuksia aiheesta tarvitaan vielä lisää.

Tutkimuksia PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-hiukkasten vaikutuksista on selvästi enemmän kuin ultrapienien hiukkasten vaikutuksista. Tieteellinen näyttö ultrapienien hiukkasten haitallisuudesta on vahvistunut viimeisimpien vuosien aikana (WHO 2021), mutta epidemiologisia tutkimuksia ei ole edelleenkään nähty olevan riittävästi ilmanlaadun ohjearvojen muodostamiselle. Altistumisen ultrapienille hiukkasille on havaittu

epidemiologisissa tutkimuksissa heikentävän keuhkojen toimintaa, kiihdyttävän tulehdusprosesseja sekä vaikuttavan haitallisesti sydämen ja verenkiertoelimistön toimintaan (Samoli ym 2020; Schraufnagel 2020; Ohlwein ym 2019; Downward ym 2018; Strak ym 2012). Lyhytaikaisvaikutuksia tutkittaessa ultrapienille hiukkasille altistuminen on yhdistetty niin kuolleisuuteen, päivystyskäynteihin, sairaalahoidon tarpeeseen kuin myös mm. hengitystieoireiluun, systeemiseen tulehdukseen, sykevaihteluun ja verenpaineeseen (WHO 2021).

Huomattava osa maailmanlaajuisesta tautitaakasta johtuu suoraan tai välillisesti ilmansaasteille altistumisesta. Ympäristötekijöiden aiheuttama tautitaakka voidaan määritellä seuraavasti (THL 2023):

Tautitaakka lasketaan koko väestölle, ja se tarkoittaa ympäristöaltisteiden takia menetettyä terveyttä ja menetettyjä elinvuosia koko väestössä. Tautitaakan yksikkö on haittapainotettu elinvuosi (disability-adjusted life year, DALY). Tautitaakka saadaan laskemalla yhteen ennenaikaisen kuoleman takia menetetyt elinvuodet (years lost due to mortality, YLL) ja sairastavuus, eli sairauden takia vajaakuntoisena eletty elinvuodet (years lived with disability, YLD): Tautitaakka = menetetyt elinvuodet + sairastavuus.

Suomessa ilmansaasteiden merkitys yksittäisen henkilön riskiin sairastua on pieni verrattuna esimerkiksi moniin elintapoihin (ruokailutottumukset, tupakointi, liikunta ja niin edelleen). Ulkoilmasta peräisin olevat hiukkaset vaikuttavat kuitenkin selvästi eniten ympäristöaltisteiden aiheuttamaan tautitaakkaan. Tähän vaikuttaa se, että altistuminen pienhiukkasille koskettaa koko väestöä. Ulkoilman PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-hiukkasten arvioitiin aiheuttavan Suomessa noin 1700 kuolemantapausta vuodessa ja 30 000 DALY:a. (Hänninen ym 2020) Ulkoilman saasteiden vaikutuksia tarkasteltaessa ennenaikaisen kuolleisuuden takia menetetyt elinvuodet vaikuttavat merkittävimmin niiden tautitaakkaan.

## 3 Sisäilman hiukkasten lähteet

### 3.1 Ulkoilmasta peräisin olevat hiukkaset

Suomessa ulkoilmassa tärkeimpiä PM<sub>2,5</sub>-hiukkasten paikallisia lähteitä ovat puun pienpoltto ja ajoneuvojen pakokaasupäästöt. Lisäksi hiukkasia pääsee ilmaan kaikista palamisprosesseista kuten öljylämmityksestä ja maastopaloista, mutta myös ravintoloista ja leipomoista sekä kasvillisuudesta. Osa päästöistä on jo suoraan hiukkasina (primaaripäästöt), mutta lisäksi palamisprosesseissa vapautuu ilmaan kaasuja, joiden laimentuessa, jäähtyessä ja reagoidessa muiden yhdisteiden kanssa muodostuu uusia hiukkasia (sekundaariset hiukkaset). Hiukkaset muuntuvat ilmakehässä nopeasti ja niiden kokojakaumaan sekä lukumääräpitoisuuteen vaikuttavat monet fysikaaliset ja kemialliset prosessit. Etenkin keväisin ulkoilman hiukkaspitoisuuksia nostaa myös katupöly. Vaikka katupölyn massasta valtaosa on suuria hiukkasia, katupöly sisältää myös pienhiukkasia.

Pienhiukkaset voivat kulkeutua ilmamassojen mukana jopa tuhansia kilometrejä ja ne poistuvat ilmakehästä tehokkaasti vasta sateen mukana. Suomessa muualta Euroopasta ja jopa kauempaa kulkeutuneiden hiukkasten (kaukokulkeuma) osuus on keskimäärin yli puolet jopa vilkkaasti liikennöidyillä alueilla. Suomessa sijaitsevan teollisuuden ja keskitetyn energiantuotannon vaikutus PM<sub>2,5</sub>-pitoisuuksiin Suomessa on pieni, sillä laitoksissa on käytössä tehokkaat savukaasupesurit ja hiukkassuodattimet. Lisäksi korkeista pii-putista vapautuvat epäpuhtaudet laimenevat tehokkaasti.

PM<sub>10</sub>-pitoisuus muodostuu pienhiukkasista sekä karkeista hengitettävistä hiukkasista (aerodynaaminen halkaisija 2,5–10 µm). Karkeammat hiukkaset syntyvät yleensä mekaanisesti, joten karkeiden hengitettävien hiukkasten lähteitä ovat liikenteessä katupöly (hienoksi jauhautunut hiekotushiekka ja tien pinnasta irronnut aines sekä ajoneuvojen jarrujen, kytkinten, renkaiden ja nastojen kuluessa syntyneet hiukkaset), joka nousee ilmaan tuulen ja ajoviiman nostattamana. Muita lähteitä ovat muun muassa rakennustyömaat, teollisuuden hajapäästöt ja maatalous. Siitepölyhiukkasista suurin osa on halkaisijaltaan yli 10 µm.

Mustaa hiiltä (nokea) syntyy epätäydellisessä palamisessa eli tärkeitä lähteitä ovat pakokaasut ja puun pienpoltto, maailmanlaajuisesti myös maastopalot. Ultrapienien hiukkasten (aerodynaaminen halkaisija alle 0,1 µm) lähteitä ovat polttoprosessit, mutta niitä syntyy myös metsien hiilivetyypäästöjen reaktioissa ilmakehässä.

Ulkoilman hiukkasia kulkeutuu sisäilmaan rakennusten epätiivetyyskohdista, ilmanvaihtokanavien kautta sekä avoimista ovista ja ikkunoista. Karkeita hiukkasia kulkeutuu sisään myös kengissä, vaatteissa sekä lemmikkien mukana. Hiukkasten ulko-sisäsiirtymä riippuu rakennuksen tiivyyden lisäksi muun muassa hiukkasten koosta, rakennuksen ilmanvaihdon toiminnasta, ulko- ja sisäilman välisestä paine-erosta ja tuloilman suodatuksesta. Mikäli sisätilat ovat alipaineiset ulkoilmaan nähden ja rakenteissa on epätiivetyyskohtia, rakenteiden läpi virtaava korvausilma voi tuoda sisäilmaan myös rakenteista irronneita hiukkasia ja mineraalivillakuituja sekä mikrobiperäisiä epäpuhtauksia.

### 3.2 Sisäympäristön hiukkaslähteet

Sisäilman hiukkaspitoisuuksiin vaikuttavat ulkoilman laadun ja ulko-sisäsiirtymän lisäksi sisälähteet kuten tupakointi, kynttilöiden poltto, puunpoltto, ruuanlaitto, siivoaminen ja vaatteiden silytys. Myös ihminen itse, kotieläimet, vaatteet ja muut tekstiilit, rakennus- ja sisustusmateriaalit, elintarvikkeet ja mikrobitoiminta rakennuksissa vaikuttavat sisäilman hiukkaspitoisuuksiin. Lähteet ja niiden merkittävyys vaihtelevat paljon päivästä ja asunnosta toiseen. Sisälähteiden vaikutus hiukkaspitoisuuksiin on usein hetkellistä, mutta yleensä altistumisen kannalta tärkeimmät lähteet ovat tupakointi sisätiloissa, ruuanlaitto ja oma puunpoltto.

#### 3.2.1 Ruuanlaitto

Ruuanlaitosta vapautuu ilmaan pienhiukkasia sekä erityisesti ultrapieniä hiukkasia (Rivas ym 2019). Päästö-  
määriin vaikuttaa etenkin ruuan valmistustapa ja paistolämpötila. Suurimmat päästöt syntyvät grillatessa,

sitten järjestyksessä uppoaisto, paistaminen, keittäminen ja höyrytys. Päästöt ovat peräisin ruuan raaka-aineista sekä paistorasvasta ja ne koostuvat öljypisaroista, palamistuotteista, vesihöyrystä ja orgaanisista yhdisteistä. Kemiallinen koostumus sisältää epäorgaanista hiiltä, orgaanisia yhdisteitä (esimerkiksi PAH ja aldehydit) sekä metalleja. Myös lieden ja uunin tyyppi (sähkö, kaasu, puu) vaikuttaa päästöjen määrään ja koostumukseen. Liesituuletinta käyttämällä voidaan vähentää hiukkasten leviämistä muualle asuntoon.

### 3.2.2 Siivous

Siivouksen aikana osa pinnoille laskeutuneesta pölystä voi nousta uudelleen ilmaan eli resuspendoitua. Resuspensio riippuu muun muassa hiukkaseen kohdistuvan ilmavirran nopeudesta, pyörteisyydestä ja hiukkasen koosta (Mukai ym 2009). Karkeat hengitettävät hiukkaset nousevat ilmaan hieman helpommin kuin pienhiukkaset johtuen hiukkasia pintaan sitova adheesiovoiman ja ilmavirran hiukkaseen kohdistaman voiman suhteesta. Hiukkaskoon lisäksi resuspensio riippuu pinnoilla olevan pölyn määrästä ja käytetyistä siivousvälineistä ja -menetelmistä. Imurissa hyvä imuteho ja tehokas poistoilman suodatus vähentävät hengitysilmään päätyvien hiukkasten määrää. Pinnat kannattaa pyyhkiä kostealla tai sähköisesti varatulla liinalla, joka sitoo suurimman osan hiukkasista itseensä. Pinnoille laskeutunut pöly sisältää ulkoa sisälle kengissä ja vaatteissa siirtynyttä pölyä, sisäilmasta painovoiman myötä laskeutunutta pölyä sekä ihmisistä, lemmikeistä ja tekstiileistä irronneita hiukkasia, karvoja ja kuituja.

Pesuaineiden ja ilmanraikastimien kemikaalit voivat reagoida otsonin kanssa, jolloin muodostuu sekundaarisia orgaanisia yhdisteitä, joista osa voi olla hiukkasmuodossa (Singer ym 2006). Suomessa sisäilman otsonipitoisuudet ovat melko pieniä eikä näillä pitoisuuksilla ole tutkittu sekundaaristen orgaanisten yhdisteiden muodostumista.

Spray-pulloissa olevien puhdistus- ja kiillotusaineiden käyttö voi nostaa sisäilman hiukkaspitoisuuden hetkellisesti hyvinkin suureksi.

### 3.2.3 Lämmitys

Tulisijasta pääsee hiukkasia suoraan sisäilmaan etenkin sytytyksen, puiden lisäämisen ja tulen kohentamisen aikana. Chakraborty ym. (2020) tutkivat 20 eri tulisijan vaikutusta sisäilmaan neljän viikon aikana. Tulisijoilla oli Iso-Britannian ympäristö-, elintarvike- ja maaseutuasioiden osaston (DEFRA) sertifikaatti. Yhteensä 260 käyttökerran perusteella keskimääräinen PM<sub>2,5</sub>-pitoisuus oli lähes kolminkertainen tulisijan käyttöaikana verrattuna muihin ajanjaksoihin. Pitoisuuspiikit korreloivat tulisijan luokkujen avaamisen kanssa, joten suurimmat pitoisuudet sisäilmassa näyttävät aiheutuvan puiden lisäämisestä. Ulkoilman hiukkaspitoisuuksien perusteella sisäilman pitoisuuspiikit eivät johtuneet ulkoilmasta.

Albuquerqueassa (NM, USA) tehdyssä tutkimuksessa tulisijojen hormin nuohoaminen vähensi puun poltosta aiheutuvia PM<sub>2,5</sub>-pitoisuuksia sisäilmassa (Rahman ym 2022). Sen sijaan tulisijan ikä ei vaikuttanut kotien sisäilman pienhiukkasten tai puun polton päästöjä kuvaavan levoglukosaanin pitoisuuksiin. Tulokset viittaavat siihen, että tulisijan kunnossapidolla ja säännöllisellä nuohoamisella voidaan päästöjä sisäilmaan pienentää ilman, että tulisija pitää uusia.

Sähkölämmittimet, joissa on kuumat vastuslangat rungon sisällä paljaana, voivat tuottaa suuria määriä ultrapieniä hiukkasia (Afshari ym 2005). Kuumiin vastuslankoihin törmätessään pölyhiukkaset ”palavat” ja muodostuu palaneen käryä. Kehittyneemmissä sähkölämmittimissä vastuselementti on kuitenkin koteloitu, eikä ilma ja siinä leijuvat hiukkaset pääse missään vaiheessa tekemisiin kuumien vastuslankojen kanssa.

### 3.2.4 Ihmiset

Liikehdintä, tuuletus ja muut ilmavirtauksia aiheuttavat toiminnot voivat nostaa pinnoille laskeutuneita tai pintoihin tarttuneita hiukkasia uudelleen ilmaan. Tämä resuspensio riippuu muun muassa hiukkasten koosta, pölyn määrästä, pintojen ominaisuuksista, liikkeen luonteesta, ilmavirran voimakkuudesta, ilmanvaihdesta sekä suhteellisesta ilmakesteydestä. Resuspensio vaikuttaa etenkin karkeiden hiukkasten pitoisuuteen. (Rivas ym 2015)

### 3.2.5 Muut

Kynttilän palaessa ilmaan vapautuu hiukkasia, joiden koko ja koostumus riippuvat palamisen tyypistä. Tasaisten palon aikana ultrapienien hiukkasten päästöt ovat melko suuria ja hiukkasissa on paljon fosfaatteja tai alkalinitraatteja. Nokeavan palon aikana päästöt koostuvat enimmäkseen mustasta hiilestä, kun taas sammumuksen yhteydessä vapautuva savu koostuu lähinnä orgaanisista yhdisteistä. (Pagels ym 2009)

Aerosolien kuten hiuslakan, deodorantin ja hyönteiskarkotteiden käyttö voi hetkellisesti nostaa sisäilman hiukkaspitoisuuden korkeaksi. Vaatteiden silittäminen taas voi nostaa sekä hiukkasten lukumääräpitoisuutta että PM<sub>10</sub>-pitoisuutta (Vicente ym 2021). Ihmisten vaatteista irtoaa tekstiilipölyä, mutta myös ulkona vaatteisiin tarttuneita hiukkasia (Yoon ja Brimblecombe 2000).

## 3.3 Koulujen ja toimistojen hiukkaslähteet

Kouluissa ja toimistoissa oleskellaan päivällä, jolloin ulkoilman hiukkaspitoisuus on yleensä suurimmillaan. Jos tiloissa ei ole tehokasta tuloilman suodatusta, ulkoa peräisin olevien hiukkasten pitoisuudet voivat olla suuria. Sekä kouluissa että toimistoissa on yleensä enemmän ihmisiä samoissa tiloissa kuin kotona, jolloin ihmisten liikkumisen aiheuttama resuspensio eli pinnoille laskeutuneen pölyn nouseminen uudestaan ilmaan on merkittävämpää kuin kotona. Etenkin kouluissa resuspensiota lisää ulkoa kengissä kulkeutuva hiekka sekä aktiivinen liikkuminen sisätiloissa.

Koululuokissa liitutaulun käytön on raportoitu nostavan sisäilman hiukkaspitoisuuksia (Rivas ym 2019), mutta Suomessa liituja käytetään enää harvoin. Tietokoneiluokissa sekä taide- ja taitoaineiden luokissa, kuten kotitalous- ja käsityöluokissa, toiminnasta aiheutuu hiukkasäästöjä.

Toimistoille ominaisia ultrapienien hiukkasten lähteitä ovat erilaiset laitteet kuten tulostimet, kopiokoneet ja tietokoneet (Wensing ym 2010; Koivisto ym 2010; Wensing ym 2008). Morawska ym. (2019) tutkivat ovatko lasertulostimien ultrapienien hiukkasten päästöt muuttuneet vuoden 2007 jälkeen: suurten kaupallisten tulostimien päästöt olivat vähentyneet, mutta pöytätulostimien päästöt olivat edelleen samalla tasolla. Tulostimien ja kopiokoneiden päästöjä on yleensä tutkittu kammioissa, joten tietoa laitteiden aiheuttamista pitoisuuksista todellisissa käyttöolosuhteissa on vain vähän (Rivas ym 2019). Koska tulostimet ja kopiokoneet on yleensä sijoitettu erillisiin tiloihin, niiden päästöille ei altistuta pitkiä aikoja kerrallaan.

Suuremman ihmismäärän takia kouluissa ja toimistoissa on tehokkaampi ilmanvaihto kuin kodeissa. Etenkin toimistoissa on yleensä koneellinen ilmanvaihto ja tuloilman suodatus. Ilmanvaihdon tehostaminen vähentää sisälähteiden vaikutusta, mutta saattaa huonontaa sisäilman ilmanlaatua, jos ulkoilman hiukkaspitoisuus on suuri eikä tuloilmaa suodateta.



# 4 Toimenpiderajat ja ohjearvot sisäilman hiukkasille

Sosiaali- ja terveysministeriön asetus asunnon ja muun oleskelutilan terveydellisistä olosuhteista sekä ulkopuolisten asiantuntijoiden pätevyysvaatimuksista (Asumisterveysasetus 545/2015) määrittää toimenpiderajat sisäilman pienhiukkasten ja hengitettävien hiukkasten vuorokausikeskiarvoille (Taulukko 2).

Asumisterveysasetuksessa toimenpiderajalla tarkoitetaan pitoisuutta, mittaustulosta tai ominaisuutta, jolloin sen, kenen vastuulla haitta on, tulee ryhtyä terveydensuojelulain 27 §:n tai 51 §:n mukaisiin toimenpiteisiin terveyshaitan selvittämiseksi ja tarvittaessa sen poistamiseksi tai rajoittamiseksi.

Asumisterveysasetuksen mukaan terveyshaitta on arvioitava kokonaisuutena siten, että altisteen toimenpiderajaa sovellettaessa otetaan huomioon altistumisen todennäköisyys, toistuvuus ja kesto, mahdollisuudet välttyä altistumiselta tai poistaa haitta sekä poistamisesta aiheutuvat olosuhteet ja muut vastaavat tekijät. Sovellettaessa tässä asetuksessa tarkoitettuja fysikaalisia, kemiallisia ja biologisia tekijöitä koskevia vaatimuksia tavanomaisesta poikkeavissa oloissa, kuten rakennuksen tai sen osan korjauksen tai muutostyön aikana, on otettava huomioon erityisesti altistuksen kesto ja mahdollisen terveyshaitan toteutumisen riski.

Asumisterveysasetuksen soveltamisohjeen osassa I (Valvira 2016) annetaan yksityiskohtaisia tulkintoja ja käytännöllisiä esimerkkejä asumisterveysasetuksen soveltamiseen. Soveltamisohje on tarkoitettu kuntien terveydensuojeluviranomaisille ja muille alan asiantuntijoille.

WHO julkaisi vuonna 2021 uudet ilmanlaadun ohjearvot sisä- ja ulkopitoisuuksille (

Taulukko 2). Hiukkasmaisista epäpuhtauksista ohjearvo annettiin PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-pitoisuuksille. Mustan hiilen ja ultrapienien hiukkasten osalta näyttö terveyshaitoista katsottiin olevan vielä liian heikko terveysperusteisten ohjearvojen antamiselle. Raportissa kuitenkin toivottiin sekä mustahiili- että hiukkaslukumäärämittausten lisäämistä ilmanlaadun mittaussasemille. Ultrapienille hiukkasille annettiin myös ohjeistus hiukkaslaskureiden alemmalle leikkausrajalalle ( $\leq 10$  nm) mittaustulosten vertailukelpoisuuden lisäämiseksi. (World Health Organization 2021)

Taulukkoon

Taulukko 2 on koottu sisätilojen hiukkaspitoisuuksia koskevia maakohtaisia suosituksia tai raja-arvoja. Norjassa asuinrakennusten sisäilman PM<sub>2,5</sub>-pitoisuuden vuorokausiohjearvo on tällä hetkellä 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ja vuosiohjearvo 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2015). Settimo ym (2023) tekemässä katsauksessa tarkastellaan valtioiden ja kansainvälisten organisaatioiden antamia viitearvoja useille eri sisäilman epäpuhtauskomponenteille. Kanadassa ei ole annettu hiukkasia koskevia ohjearvoja numeerisena vaan todettu, että pienhiukkasten pitoisuuden pitäisi olla sisäilmassa mahdollisimman pieni ja ainakin pienempi kuin pitoisuus rakennuksen ulkopuolella (Health Canada 2012). Taiwanissa ja Kiinassa on omat sisäilmaa koskevat ilmanlaadustandardit. Abdul-Wahab ym. (2015) julkaisussa on koottuna eri toimijoiden julkaisemia standardeja ja ohjearvoja sisäilman PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-hiukkasille.

Vuonna 2010 WHO antoi lisäksi ohjearvot seuraaville sisäilman yhdisteille: bentseeni, hähkä, formaldehydi, naftaleeni, NO<sub>2</sub>, PAH, radon, trikloorietyleeni, tetrakloorietyleeni (World Health Organization, Regional Office for Europe 2010). Näistä polyaromaattiset hiilivedyt (PAH) ovat sisäilmassa yleensä hiukkasmuodossa, muut kaasumaisina. PAH-yhdisteiden kokonaispitoisuus on summa usean eri PAH:n pitoisuudesta ja seoksen koostumus vaihtelee paikasta toiseen. Koska PAH-yhdisteiden kokonaispitoisuutta on nykyisellä mittaustekniikalla mahdoton mitata, bentso[a]pyreeni (B[a]P) on valittu indikaattoriyhdisteeksi. B[a]P:n toksikologia on parhaiten tiedossa, sen pitoisuudesta ulko- ja sisäilmassa on enemmän tietoa kuin muista PAH-yhdisteistä, ja sitä on käytetty yleisesti PAH-altistumisen indikaattoriyhdisteenä epidemiologisissa tutkimuksissa. B[a]P on yksi karsinogeenisimmista PAH-yhdisteistä ja keuhkosityöpää pidetäänkin sisäilman PAH-altistumisen

vakavimpana terveyshahtana. Elinikäinen altistuminen bentso[a]pyreenin pitoisuudelle 0,12 ng/m<sup>3</sup> aiheuttaa 1/100000 syöpäriskin (World Health Organization, Regional Office for Europe 2010). Suomessa sisäilman hiukkasten PAH-pitoisuuksia on mitattu harvoin, koska analyysissä tarvittavan hiukkasmassan keräämiseen tarvitaan suurtehokeräin, joka vaatii sisämittauksissa erikoisjärjestelyjä. Kuopiossa tehdyissä sisäilmamittauksissa PM<sub>10</sub>-hiukkasten B[a]P-pitoisuus oli talvella lämmityskauden aikaan suurempi (0,17 ng/m<sup>3</sup>) kuin keväällä ja syksyllä (0,07 ng/m<sup>3</sup>) tai kesällä (0,05 ng/m<sup>3</sup>)(Sippula ym 2013).

## Taulukko 2. Pienhiukkasten (PM<sub>2,5</sub>) ja hengitettävien hiukkasten (PM<sub>10</sub>) toimenpiderajat, raja-arvot ja ohjearvot sisäilmassa vuorokausikeskiarvoille.

Toimija	Säädöstyyppi	PM <sub>2,5</sub> (24 h, µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>10</sub> (24 h, µg/m <sup>3</sup> )
WHO <sup>a</sup>	ohjearvo	15	45
Suomi <sup>b</sup>	toimenpideraja	25	50
Norja <sup>c</sup>	ohjearvo	15	-
Belgia <sup>d</sup>	viitearvo	10–25	40
Ranska <sup>d</sup>	viitearvo	20	50
Saksa <sup>d</sup>	viitearvo	24	-
Liettua <sup>d</sup>	viitearvo	40	50/150
Alankomaat <sup>d</sup>	viitearvo	25	50
Australia <sup>d</sup>	viitearvo	25	50
Kanada <sup>e</sup>	suositus	mahdollisimman pieni; pitoisuuden tulisi olla pienempi kuin rakennuksen ulkopuolella	
Taiwan <sup>f</sup>	raja-arvo	35	75
Kiina <sup>g</sup>	raja-arvo	-	150

a World Health Organization 2021

b Asumisterveysasetus (545/2015)

c Nasjonalt folkehelseinstitutt 2015

d Settimo ym 2023

e Health Canada 2012

f QED Environmental Services. Taiwan—Indoor Air Quality Management Act.

g Hygienic Norm for Indoor Air Quality (Division of regulation and supervision of Ministry of Health, 2001, No.255)

# 5 Hiukkaspitoisuudet sisäilmassa

## 5.1 Pitoisuuteen vaikuttavat tekijät

Sisäilman hiukkaspitoisuudet, niille altistuminen ja altistumisesta johtuvat mahdolliset terveysvaikutukset riippuvat monesta tekijästä kuten hiukkasten massan, pinta-alan ja lukumäärän kokojakaumasta ja kemiallisesta koostumuksesta, sisätiloissa olevista lähteistä ja niiden voimakkuuksista ja käyttömääristä, pitoisuudesta ulkoilmassa, rakennuksen ominaisuuksista, etenkin ilmanvaihdosta (tyyppi, ilmanvaihtokerroin, tuloilman suodatus), lämmitysmuodosta, rakenteiden tiiveydestä/vuodoista, rakennusmateriaaleista ja niiden kunnosta, sisustusmateriaaleista (esim kokolattiamatoista), ihmisten ajankäytöstä, asukkaiden lukumäärästä ja elämäntavoista. Pitoisuus on suurin hiukkaslähteen lähellä, mutta pitoisuusjakaumaan vaikuttaa muutkin tekijät kuin pelkkä etäisyys lähteestä. Sisäilman hiukkaspitoisuutta voidaan alentaa pienentämällä päästömääriä sekä sisällä että ulkoilmassa ja käyttämällä liesituuletinta ja huonekohtaisia ilmanpuhdistimia. Myös ilmanvaihtoa tehostamalla voidaan pienentää hiukkaspitoisuutta, jos pitoisuus ulkoilmassa on pienempi kuin sisäilmassa tai jos tuloilma suodatetaan. (Kelly ja Fussell 2019).

Asunnon sisällä tapahtuvan tupakoinnin tiedetään vaikuttavan kaikkein voimakkaimmin hiukkaspitoisuuksiin. Tämän takia altistumistutkimukset on tyyppillisesti rajattu ei-tupakoiviin. Asumisterveysasetuksessa on muista hiukkaslähteistä erillinen tupakansavua käsittelevä kohta (§ 18). Sen mukaan sisäilmassa ei saa toistuvasti esiintyä aistinvaraisesti tunnistettavaa tupakansavua, joka on kulkeutunut asuntoon tai muuhun oleskelutilaan ulkoa tai muualta rakennuksesta. Tässä työpaperissa tupakansavua ei käsitellä.

Rakennuksen ulkovaippa toimii rajapintana sisä- ja ulkoilman välillä. Jos sisätiloissa ei ole hiukkaslähteitä, hiukkaspitoisuus on sisällä yleensä pienempi kuin ulkoilmassa. Avoimien ikkunoiden, tuuletusventtiilien ja rakenteissa olevien epätiiveyskohtien kautta ulkoilman hiukkasia voi kuitenkin kulkeutua ilmapirran mukana sisäilmaan. Rakennuksen ominaisuuksien lisäksi hiukkaskoko vaikuttaa siihen, miten suuri osa ulkoilmassa olevista hiukkasista pääsee sisäilmaan. Pääkaupunkiseudulla 1996–97 tehtyjen EXPOLIS-mittaus-ten perusteella ulkoilmasta peräisin olevien pienhiukkasten pitoisuus oli silloisessa asuntokannassa keskimäärin 59 % ulkoilman PM<sub>2,5</sub>-pitoisuudesta (Hänninen ym 2004). Analyysi perustui hiukkasten rikki- pitoisuuteen.

Jos rakennuksessa on koneellinen ilmanvaihto tuloilman suodatuksella, ulkoilman hiukkasten pitoisuus sisäilmassa riippuu suodattimen tehosta. Suodatusteholtaan erittäin hyvissä suodattimissa on kuitenkin suuri painehäviö, joka vaikuttaa puhaltimien tehontarpeeseen. Sähköistetyssä suodattimessa on parempi suodatus-teho ja pienempi painehäviö, mutta käyttöikä voi jäädä lyhyemmäksi.

Kuopion Jynkässä mitattiin lämmityskauden 2008–2009 aikana pienhiukkasten sisä- ja ulkopitoisuuksia 37 kodissa (Siponen ym 2019). Hiukkasnäytteistä analysoitiin myös palamisperäisiä hiukkasia (suodattimen mustuutta) kuvaava absorptiokerroin (ABS). Keskusasemalla mitatut hiukkaspitoisuudet vaikuttivat merkittävästi sisäilman PM<sub>2,5</sub>-pitoisuuksiin. Luonnollisen ilmanvaihdon kohteissa pienhiukkasten pitoisuudet olivat noin 20 % korkeammat kuin vähintään osittain koneellisen ilmanvaihdon rakennuksissa. Ruuanlaitto suuren- sesti sisäilman PM<sub>2,5</sub>-pitoisuutta ja tulisijan käyttö sekä kynttilänpolto mustan hiilen pitoisuutta. Muilla tut- kituilla tekijöillä (ikkunoiden auki pitäminen, kotitalouskemikaalien käyttö, siivous, aerosolien käyttö) ei ollut merkittävää vaikutusta pienhiukkasten vuorokausikeskiarvoihin.

Helsingissä tammi-huhtikuussa 1999 tehdyissä kotimittauksissa sisäilman PM<sub>2,5</sub>-pitoisuuteen vaikuttivat ulkoilman hiukkaspitoisuus ja ruuanlaitto. Sisäilman absorptiokerroimeen (mustahiilipitoisuuteen) vaikutti ulkoilmapitoisuuden ja ruuanlaiton lisäksi myös lähikadun liikennemäärä. (Lanki ym 2007)

## 5.2 Pitoisuudet

Taulukoissa **Virhe. Viitteen lähde ei löytnyt.** ja **Virhe. Viitteen lähde ei löytnyt.** on koottuna Pohjoismaista raportoituja pienhiukkasten, absorptiokerroimen sekä hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia kotien sisäilmassa. Tutkimukset on esitelty lyhyesti taulukoiden jälkeen.

**Taulukko 3. Pohjoismaista raportoituja pienhiukkaspitoisuuksia (PM<sub>2,5</sub>) ja absorptiokerroimia (ABS) (mediaani (min–max) [5.–95. persenttiili]) kotien sisäilmasta. Absorptiokerroin (suodattimen mustuus) kuvaa palamisperäisten hiukkasten pitoisuutta. BC on mustan hiilen pitoisuus.**

Paikka	Mittaus, mittauksen kesto	Ajankohta	PM <sub>2,5</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	ABS [m <sup>-1</sup> ×10 <sup>-5</sup> ]	Viite
Helsinki ja Espoo	omakotitalo, pientaloalue, omaa puunpolttoa, 24 h	11–12/2019	4,2 <sup>a</sup> (0,4–41)	BC μg/m <sup>3</sup> 0,4 (0,04–4,1)	Siponen ym. 2020 PUTSI-HMA
Kuopio	omakotitalo, pientaloalue, ei omaa puunpolttoa, ei kynttilöitä, 24 h	1–3/2015	3 <sup>b</sup>	BC μg/m <sup>3</sup> 0,01	PUUTE-1 -aineisto
Suomi <sup>c</sup>	asuinrakennukset, ennen energiatehokkuutta parantavaa korjausta, 24 h	2011–2016	5,3 <sup>d</sup> [1,9–22]		Du ym. 2016 INSULATE
Helsinki ja Vantaa	koti, sisä, liikenneympäristö, 96 h	4/2010– 2/2011	6,7 <sup>e</sup> (3–54)	0,7 (0,3–5,5)	Montagne ym. 2013 VE3SPA
Helsinki ja Vantaa	koti, sisä, kaupunkitausta, 96 h	4/2010– 2/2011	5,4 <sup>e</sup> (2–19)	0,6 (0,2–4,7)	Montagne ym. 2013 VE3SPA
Helsinki ja Vantaa	koti, sisä, maaseutumainen, 96 h	4/2010– 2/2011	3,9 <sup>e</sup> (1–45)	0,5 (0,2–1,5)	Montagne ym. 2013 VE3SPA
Kuopio, Jynkkä	koti, sisä, alueella puun pienpolttoa, 24 h	talvi 2008/2009	3,9 <sup>e</sup> (0–67)	0,2 (0–1,7)	Siponen ym. 2019 BIOHER-EPI
Helsinki, Vallila	koti, sisä, 24 h	1–4/1999	9,8 <sup>f</sup> (1,8–49)	1,4 (0,3–3,4)	Janssen ym. 2000 ULTRA
Oslo, NO	kodit, joissa puulämmitystä, 7 vrk kodit, joissa ei poltettu puuta tulisija valmistettu ennen 1997 tulisija valmistettu 1997 tai jälkeen	11/2012– 2/2013	15,6 <sup>g</sup> 12,6 <sup>g</sup> 20,2 <sup>g</sup> 11,9 <sup>g</sup>		Wyss ym 2016
Malmö, SE	asunto: asukkaat kotona/poissa, 10 vrk	talvi 2006/2007	kotona: 21 <sup>h</sup> (8– 403) poissa: 13 <sup>h</sup> (5–171)		Wierzbicka ym. 2015
Tukholma, Solna, Sundbyberg, Järfälla, SE	koti, sisä, keskusta, esikaupunki, haja-asutusalue, 14 vrk	12/2003– 7/2004	10,0 <sup>fi</sup> (4,8–19,0)	0,94 (0,26–3,13)	Wichmann ym. 2010
Hagfors, SE	asunnot, puunpoltto ei/kyllä, 24 h	talvi 2003	ei: 9,5 <sup>e</sup> (2,9–53) kyllä: 12 <sup>e</sup> (3,9–61)	ei: 0,54 (0,12–0,88) kyllä: 0,64 (0,16–2,9)	Molnar ym. 2005
Göteborg, SE	koti, sisä, 24 h	kevät ja syksy, 2002 ja 2003	8,5 <sup>e</sup> (2,2–25)	0,4 (0,003–2,3)	Johannesson ym. 2007
Oslo, taajama, NO	omakotitalo, asukkaat pois, sisälähteistä kokeita, 24 h	3/2002	4,6 <sup>j</sup> (2,6–23,5)	0,6 <sup>k</sup> (0,25–1,95)	Lazaridis ym. 2008
Oslo, taajama, NO	omakotitalo, asukkaat pois, sisälähteistä kokeita, 24 h	6/2002	4,7 <sup>j</sup> (3,9–6,6)	0,4 <sup>k</sup> (0,20–0,50)	Lazaridis ym. 2008
Kööpenhamina, DK	lapsen makuuhuone, 7 vrk	1998–2003	13 <sup>e</sup> [5,7–58]	0,86 [0,32–2,1]	Raaschou-Nielsen ym. 2011

a optinen, TSI Dusttrak DRX 8533 lämmitetyllä näytteenotolla ja automaattisella nollakalibroinnilla

b DustTrak DRX 8533, muutettu vastaamaan TEOM:n antamaa pitoisuutta

c Tampere, Kuopio (Hämeenlinna, Imatra, Helsinki, Porvoo)

d optinen, Lighthouse Handheld 3016 IAQ

e Suodatinkeräys, KTL sykloni

f Suodatinkeräys, Harvard impaktori

g optinen, MicroPEM

h optinen, TSI DustTrak 8520, korjauskerrointa TEOM/DustTrak=0.49 ei ole käytetty näissä luvuissa

i 14 vuorokautta, ajastettu 15 min/2 h

j Suodatinkeräys, NILU filterpack

k Suodatinkeräys, Kleinfiltergerat

**Taulukko 4. Pohjoismaista raportoituja hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia kotien sisätiloista (mediaani (min–max) [5.–95. persenttiili]).**

Paikka	Mittaus	Ajankohta	PM <sub>10</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]	Viite
Helsinki ja Espoo	omakotitalo, pientaloalue, omaa puunpolttoa	11–12/2019	5,6	Siponen ym. 2020PUTSI-HMA
Suomi <sup>a</sup>	asuinrakennukset, ennen energiatehokkuutta parantavaa korjausta	2011–2016	14,6 [6–54]	Du ym. 2016 INSULAtE
Oslo, keskusta, NO	asunto <sup>b</sup>	1/2003	19,5 <sup>c</sup> (15–29)	Lazaridis ym. 2008
Oslo, keskusta, NO	asunto <sup>b</sup>	8–9/2002	18 <sup>c</sup> (8–27)	Lazaridis ym. 2008
Oslo, NO	omakotitalo, arki, sisällä toimintaa ei/kyllä <sup>b</sup>	6/2002	5,67/10,77 <sup>d</sup>	Lazaridis ym. 2006
Oslo, NO	omakotitalo, vkl, sisällä toimintaa ei/kyllä <sup>b</sup>	6/2002	5,28/5,84 <sup>d</sup>	Lazaridis ym. 2006
Oslo, NO	asunto, arki, sisällä toimintaa ei/kyllä <sup>b</sup>	8/2002	5,61/12,41 <sup>d</sup>	Lazaridis ym. 2006
Oslo, NO	asunto, vkl, sisällä toimintaa ei/kyllä <sup>b</sup>	8/2002	2,22/11,88 <sup>d</sup>	Lazaridis ym. 2006
Oslo, NO	asunto, arki, sisällä toimintaa ei/kyllä <sup>b</sup>	9/2002	9,66/14,75 <sup>d</sup>	Lazaridis ym. 2006
Oslo, NO	asunto, vkl, sisällä toimintaa ei/kyllä <sup>b</sup>	9/2002	5,59/5,68 <sup>d</sup>	Lazaridis ym. 2006
Oslo, NO	asunto, arki, sisällä toimintaa ei/kyllä <sup>b</sup>	1/2003	9,14/14,24 <sup>d</sup>	Lazaridis ym. 2006
Oslo, NO	asunto, vkl, sisällä toimintaa ei/kyllä <sup>b</sup>	1/2003	7,53/10,69 <sup>d</sup>	Lazaridis ym. 2006

a Tampere, Kuopio (Hämeenlinna, Imatra, Helsinki, Porvoo)

b asukkaat pois, sisälähteistä kokeita

c suodatin, NILU filterpack

d TEOM

### 5.2.1 Terveiden ja hyvinvoinnin laitoksen ja Kansanterveyslaitoksen tutkimushankeissa mitattuja hiukkaspitoisuuksia kotien sisäilmassa

#### Puulämmityksen savuhaittojen vähentäminen pääkaupunkiseudulla (PUTSI-HMA -hanke)

Hankkeen tavoitteena oli selvittää millaisille hengitettävien hiukkasten, pienhiukkasten sekä mustan hiilen pitoisuuksille asukkaat altistuvat pääkaupunkiseudun pientaloalueilla sijaitsevien omakotitalojen sisätiloissa ja piha-alueella. Hankkeen loppuraporttia (Siponen ym 2020) ei ole julkisesti saatavilla, mutta siitä voi pyytää kopion tämän katsauksen kirjoittajilta.

Mittauksia tehtiin neljässä talossa. Kohteiden sisätiloissa 21.11.–5.12.2019 tehtyjen mittausten aikana tuntikeskiarvojen keskiarvo oli pienhiukkasilla 2–12 µg/m<sup>3</sup> ja mustalla hiilellä 0,1–1,2 µg/m<sup>3</sup>. Pääkaupunkiseudun ulkoilmassa mustan hiilen tuntikeskiarvoista laskettu vuosikeskiarvo on ollut noin 0,6 µg/m<sup>3</sup> sekä liikenneympäristössä (Helsingin seudun ympäristöpalvelut HSY:n Mäkelänkadun mittausasema) että pientaloalueella, jossa on puunpolttoa (HSY:n Tapanilan mittausasema). Mustan hiilen vuorokausikeskiarvojen maksimit ovat olleet näillä asemilla 4 µg/m<sup>3</sup> ja 11 µg/m<sup>3</sup> (data [ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus](https://ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus)).

Täysiä mittausvuorokausia oli jokaisessa talossa 13. Yhdessä talossa PM<sub>2,5</sub>:n vuorokausikeskiarvo ylitti kolmena vuorokautena WHO:n ohjearvon 15 µg/m<sup>3</sup> ja kahtena vuorokautena asumisterveysasetuksen toimenpiderajan 25 µg/m<sup>3</sup>. Samassa talossa mustan hiilen vuorokausikeskiarvo oli yli 1,5 µg/m<sup>3</sup> viiden vuorokauden aikana, kun muissa taloissa suurin pitoisuus oli alle 0,8 µg/m<sup>3</sup>. Suuret pitoisuudet johtuivat sisälähteistä, lähinnä huonosta puun poltosta sekä mahdollisesti vuotavasta savupiipusta. Seitsemän vuorokauden keskimääräiset PM<sub>10</sub>-pitoisuudet vaihtelivat kohteiden sisätiloissa välillä 3–16 µg/m<sup>3</sup>. Selvästi pienimmät pitoisuudet mitattiin talossa, jonka ilmanvaihtokoneessa oli tuloilmalle karkea- ja hienosuodatin ja jossa oli käytössä myös huoneilmanpuhdistin. Keskimääräinen sisäilman ja ulkoilman PM<sub>2,5</sub>-pitoisuuksien suhde oli koneellisen ilmanvaihdon talossa 0,12, voimakkaiden sisälähteiden talossa 0,87 ja kahdessa muussa painovoimaisen ilmanvaihdon talossa 0,38 ja 0,43.

Oma puunpoltto ja ruuanlaitto nostivat sisäilman pienhiukkaspitoisuuden hetkittäin hyvin korkeaksi. Pienhiukkasten ja mustan hiilen ulkopitoisuudet vaihtelivat huomattavasti sekä eri kellonaikoina että

viikonpäivinä. Myös samalla asuinalueella sijainneiden kohteiden ulko- ja sisäpitoisuuksien tasoissa esiintyi huomattavia eroja.

### **Uusiutuvan puuenergian edistäminen pientalojen lämmityksessä ilmanlaadun ja kansanterveyden kannalta kestävästi (PUUTE-1 -hanke)**

Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen tutkimuksessa mitattiin hiukkasmaisten epäpuhtauksien pitoisuuksia seitsemän omakotitalon sisäilmasta sekä tontille sijoitetussa mittauspisteessä myös ulkoilmasta. Talot sijaitsivat puun pienpolttoa suosivalla Niiralan pientaloalueella Kuopiossa. Tutkimuksen pääasiallisena tavoitteena oli selvittää lähinaapuruston puunpolton vaikutus haitallisille hiukkasmaisille yhdisteille altistumiseen tutkimustalojen pihoilla ja asuintiloissa. Siksi kaikenlainen oma puunpolto ja kynttilöiden poltto oli tutkimusjakson aikana kiellettyä. Tutkimustaloissa tehtiin yksi kerrallaan asuintilojen sisäilman sekä piha-alueen ilmanlaadun mittauksia yhtäjaksoisesti vähintään yhden viikon ajan tammi–maaliskuussa 2015.

Pienhiukkasten vuorokausikeskiarvo asuntojen sisäilmassa oli 1–9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ja vastaavasti pihan ulkoilmassa 2–26  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Polttoperäisiä päästöjä kuvaavan BC:n sisäpitoisuus oli 0,1–1,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ja ulkopitoisuus 0,3–4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Bentso[a]pyreenin viikkopitoisuus oli sisällä 0,07–0,79  $\text{ng}/\text{m}^3$  ja ulkona 0,3–2,6  $\text{ng}/\text{m}^3$ . Sisäilman  $\text{PM}_{2,5}$ -, BC-, B[a]P- ja levoglukosaanipitoisuudet korreloivat hyvin ulkoilmasta mitattujen vastaavien muutujien kanssa.

### **Improving energy efficiency of multifamily buildings, indoor environmental quality, and occupant health (INSULAtE-hanke)**

INSULAtE-hankkeen (2010–2015) tavoitteena oli selvittää asuinrakennusten energiatehokkuutta parantavien korjausten vaikutuksia sisäympäristön laatuun ja asukkaiden terveyteen (Du ym 2016). Ennen korjauksia  $\text{PM}_{10}$ - ja  $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuuksia mitattiin Suomessa 38 rakennuksessa yhteensä 157 asunnossa optisilla hiukkasmittareilla. Suurimmassa osassa rakennuksista oli kaukolämpö ja koneellinen ilmanvaihto. Pienhiukkasten keskimääräinen vuorokausipitoisuus oli 8,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ja hengitettävien hiukkasten 22,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Energiaremontin jälkeen pitoisuudet olivat 8,5 ja 17,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Energiaremontin jälkeen tehtyjen mittausten aikana ulkoilman  $\text{PM}_{2,5}$ - ja  $\text{PM}_{10}$ -pitoisuudet olivat pienemmät kuin ennen remonttia tehtyjen mittausten aikana.

### **Validation of ESCAPE Exposure EstimateS using Personal exposure Assessment (VE3SPA-hanke)**

Helsingissä ja Vantaalla tehtiin 2010–2011  $\text{PM}_{2,5}$ -mittauksia, joiden tarkoituksena oli validoida suuren eurooppalaisen altistumistutkimuksen, European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE), altistumisarvioita. Näytteitä kerättiin muun muassa kotien sisäilmasta. Kodit sijaitsivat kolmella erityyppisellä alueella: liikenneympäristössä, kaupungin tausta-alueilla sekä maaseutumaisilla alueilla. Jokaista ympäristöä edusti 5 kotia eli yhteensä mittauksia tehtiin 15 kodista. Kussakin kodissa tehtiin 6 mittausta maanantaista perjantaihin (96 tuntia/mittaus). Mittaukset jakautuivat kolmeen eri vuodenaikaan: kesälle, talvelle ja keväälle/syksylle. Kooste tuloksista on esitetty taulukossa 3. Tutkimus on esitelty tarkemmin julkaisussa Montagne ym (2013).

### **Puun pienpoltossa syntyvät ilmansaasteet – altistuminen ja terveysriskit (BIOHER-EPI -hanke)**

Puunpolton hiukkaspäästöille altistumista ja sen terveysvaikutuksia tutkittiin Kuopiossa Jynkän asuinalueella marraskuusta 2008 ja toukokuuhun 2009. Jynkässä suurimmassa osassa taloista on kaukolämpö, mutta useissa pientaloissa on puilla lämpiäviä saunoja ja lisälämmityksenä tulisijoja. Mittauksia tehtiin 37 kodissa. Tutkimushenkilöt olivat yli 50-vuotiaita eläkeläisiä ja heistä 19:sta oli jokin sydänsairaus. Henkilöt eivät tupakoineet itse eivätkä altistuneet tupakansavulle kotona. Jokaisessa kodissa tehtiin 3–6 mittausta noin kuu-kauden välein. Yhteensä sisäilman pienhiukkasista tehtiin 198 mittausta, joiden kesto oli lähes 24 tuntia/mittaus. Pienhiukkaspitoisuuksista 75 %:a oli alle 5,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Siponen ym 2019). Asumisterveysasetuksen toimenpideraja ylittyi kahdessa mittauksessa, joissa pitoisuudet yhdistettiin ajankäyttöpäiväkirjan avulla ruuanlaittoon levyllä paistaen.

### **The exposure and risk assessment for fine and ultrafine particles in ambient air (ULTRA-hanke)**

Helsingissä mitattiin  $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuuksia 47 sydänsairaana henkilön kotona tammi-huhtikuussa 1999 kahden viikon välein (Janssen ym 2005). Sisämittauksia suoritettiin 70 vuorokauden aikana siten, että jokaisesta

kodista saatiin 7–12 onnistunutta mittausta. Pienhiukkaspitoisuuksista 75 %:a oli alle  $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Asumisterveysasetuksen toimenpideraja ylittyi 8:ssa kodissa yhteensä 18:sta mittauksessa (ULTRA-aineisto).

### 5.2.2 Kotien hiukkaspitoisuuksia muissa Pohjoismaissa

Wyss ym (2016) tutkivat puulämmitteisten tulisijojen ja muiden sisäilman polttoperäisten hiukkaslähteiden vaikutusta  $\text{PM}_{2,5}$ -altistumiseen. He mittasivat optisella MicroPEM-monitorilla sisäilman  $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuutta viikon ajan 36 kodissa Oslossa, Norjassa. Vaikka puuta poltettiin keskimäärin vain 13 % (5–27 %) mittausajasta, sisäilman hiukkaspitoisuus ( $\text{PM}_{2,5}$ -tuntikeskiarvojen keskiarvo) oli suurempi ( $15,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) kodeissa, joissa poltettiin puuta mittausjakson aikana verrattuna koteihin, joissa ei poltettu puuta ( $12,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Pienhiukkaspitoisuus oli merkittävästi suurempi ( $20,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ennen 1997 valmistettuja tulisijoja käytettäessä verrattuna uudempiin tulisijoihin ( $11,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Wierzbicka ym (2015) tutkivat hiukkasten lukumääräpitoisuuksia yhdessä asunnossa, kahdessa omakotitalossa, kahdessa koulussa, yhdessä supermarketissa ja ravintolassa Malmössä, Ruotsissa. Lisäksi muissa paitsi omakotitaloissa mitattiin myös  $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuuksia. He raportoivat millainen ero on pitoisuuksissa, kun verrataan aikaa, jolloin tiloissa on käyttäjiä (asukkaat kotona, koulussa oppituntien aikana, kauppa ja ravintola avoinna) aikaan, jolloin tilat ovat tyhjinä. Pienhiukkaspitoisuus mitattiin optisella DustTrak laitteella ja hiukkasten lukumääräpitoisuus kokoluokassa 15–700 nm SMPS-laitteistolla (Scanning Mobility Particle Sizer). Omakotitaloissa ja kouluissa keskimääräinen PNC oli 1800–3000 hiukkasta/ $\text{cm}^3$ , kun ihmisiä oli läsnä. Asunnossa vastaava keskiarvo oli 12000 hiukkasta/ $\text{cm}^3$ , sillä ruuanlaitto ilman liesituuletinta ja kynttilänpoltto lisäsivät hiukkasten lukumääräpitoisuutta. Kouluissa PNC-pitoisuuksissa ei ollut suuria oppilaiden läsnäolon aiheuttamia eroja. Ilman palamisperäisiä lähteitä sisäilman PNC riippuu lähinnä pitoisuudesta ulkoilmassa. Asunnon  $\text{PM}_{2,5}$ -tulokset on esitetty taulukossa **Virhe. Viitteen lähde ei löytnyt.** ja koulujen taulukossa

Taulukko 9.

Wichmann ym (2010) mittasivat pienhiukkasten, absorptiokertoimen ja typpidioksidin pitoisuuksia Tukholman ympäristössä 18 lapsen kotona sekä 6 koulusta ja 10 esikoulusta, joissa nämä 6–11-vuotiaat lapset kävivät.  $\text{PM}_{2,5}$ -näytettä kerättiin kahden viikon ajan Harvard-impaktorilla, johon yhdistetty pumppu oli ajastettu toimimaan kotimittauksissa 15 min/2 h, kouluissa arkisin 45 min/tunti 8–16 välillä ja esikouluissa arkisin 30 min/tunti 8–18 välillä. Keräyksiä tehtiin kolmen tyyppisissä ympäristöissä: kaupungin keskustassa, esikaupunkialueella ja haja-asutusalueella. Talvimittaukset ajoituivat joulukuusta 2003 maaliskuulle 2004 ja kevät/alkukesän mittaukset maaliskuusta heinäkuun alkuun 2004. Kotien  $\text{PM}_{2,5}$ -tulokset on esitetty taulukossa **Virhe. Viitteen lähde ei löytnyt.** ja koulujen taulukossa

Taulukko 9.

Molnar ym (2005) tutkivat oman puunpolton vaikutusta sisäilman laatuun sekä henkilökohtaiseen altistumiseen ja ulkoilmapitoisuuksiin Hagforsissa, Ruotsissa. KTL  $\text{PM}_{2,5}$  -syklonilla kerättiin vuorokausinäytteet 14 kodista, joissa oli puulämmitys sekä 10 sähkölämmitteisestä tai lämpöpumpulla lämmitettävästä kodista (vertailuryhmä). Kodeissa ei tupakoitu. Näytteet punnittiin ja niistä määritettiin ABS sekä alkuainepitoisuudet. Puulämmitteisissä kodeissa sekä  $\text{PM}_{2,5}$  että ABS olivat suurempia kuin vertailukodeissa, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Kaukokulkeuman aiheuttama ulkoilmapitoisuuksien suuri vaihtelu saattoi vaikuttaa tuloksiin.

Johannesson ym (2007) mittasivat 27 tupakoimattoman henkilön (iältään 23–51) henkilökohtaista altistumista  $\text{PM}_{2,5}$ - ja  $\text{PM}_{1,0}$ -hiukkasille, sekä kodin sisä- ja ulkoilmapitoisuutta. Suodattimelle kerätyistä vuorokausinäytteistä määritettiin massan lisäksi ABS. Mittaukset tehtiin 2002 ja 2003 keväällä ja syksyllä Göteborgissa, Ruotsissa.

Lazaridis ym. (2008) tutkivat sisä- ja ulkoilman hiukkasten koostumusta kahdessa asuintalossa Oslossa, Norjassa. Toinen talo sijaitsi kaupungin keskustassa ja toinen esikaupunkialueella. Mittausten aikana asukkaat eivät olleet kotona, mutta tutkijat laittoivat ruokaa kaasuliedellä, polttivat kynttilöitä, tupakoivat ja avasivat ikkunoita ja ovia noin 2,5 tunnin aikana aamupäivisin. Sisälähteiden vaikutusta ei pystytty tuloksista erottamaan, koska toimintojen kesto oli lyhyt koko mittausaikaan verrattuna. Esikaupunkialueella sijainneen talon mittauksista raportoitiin erikseen  $\text{PM}_{2,5}$ - ja  $\text{PM}_{2,5-10}$ -pitoisuudet hiukkasmassalle, epäorgaanisille

vesiliukoisille ioneille sekä epäorgaaniselle ja orgaaniselle hielle. Oslon keskustassa sijainneen asunnon mittauksista raportoitiin  $PM_{10}$ -pitoisuus ja koostumus.

Raaschou-Nielsen ym. (2011) mittasivat Kööpenhaminassa  $PM_{2,5}$ - ja ABS-pitoisuuksia 389 lapsen makuuhuoneessa, 1–4 kertaa/lapsi. Lasten äidit olivat astmaatikkoja. Kutakin näytettä kerättiin KTL  $PM_{2,5}$  -syklonilla yhtäjaksoisesti yli viikon ajan. Taulukossa **Virhe. Viitteen lähdettä ei löytynyt.** esitetyt tulokset perustuvat 1120:een  $PM_{2,5}$ -mittaukseen ja 1122:een ABS-määrittelyyn. Sekä  $PM_{2,5}$  että ABS olivat talvella suuremmat kuin kesällä ja noin 40–50 % suuremmat Kööpenhaminan keskustassa kuin maaseudulla. Näiden lisäksi lapsen makuuhuoneen  $PM_{2,5}$ - ja ABS-pitoisuuksien havaittiin suurenevan seuraavien tekijöiden vaikutuksesta: tupakointi, ruuan paistaminen, sijainti vilkasliikenteisen kadun lähellä ja ikkunoiden auki pitäminen, jos sisätiloissa ei tupakoitu. Pienhiukkaspitoisuuksiin vaikutti myös makuuhuoneen imurointi ja mustan hiilen pitoisuuksiin tulisijan käyttäminen, kynttilöiden polttaminen sekä korjaus/remontointityöt.

### 5.2.3 Asumisterveysasetuksen toimenpiderajan ja WHO:n uuden ohjearvon ylittyminen kotien sisäilmassa

Edellisessä luvussa esiteltyjen tutkimusten alkuperäisistä tuloksista on koostettu taulukkoon Taulukko 5 asumisterveysasetuksen toimenpiderajan ja WHO:n ohjearvon ylittävien  $PM_{2,5}$ -vuorokausikeskiarvojen lukumäärät ja osuudet. Pääkaupunkiseudulla toimenpideraja on ylittynyt 3–4 %:ssa mittauksista. Kuopiossa ylityksiä on vielä vähemmän eli 0–1 %:ssa mittauksista. WHO:n ohjearvojen ylityksiä on ollut muissa tutkimuksissa noin kaksinkertainen määrä toimenpiderajan ylityksiin verrattuna, mutta Helsingissä tehdyissä ULTRA-mittauksissa nelinkertainen määrä. Tutkimuskohteet eivät olleet savuvalitustapauksia. PUTSI-HMA-tutkimusta lukuun ottamatta ylitysten syitä ei ole tutkittu, mutta se olisi mahdollista alkuperäisen datan lisäanalyysillä.

Taulukossa Taulukko 5 on esitetty myös mustan hiilen pitoisuutta kuvaavalle absorptiokertoimelle (ABS) ja mustan hiilen pitoisuudelle (BC) 95. persentiili. Näille ei ole vielä olemassa ohjearvoa, mutta WHO on toivonut, että pitoisuuksia mitattaisiin. Suurimmat ABS-arvot vaihtelevat huomattavasti eri tutkimuksissa. Puun pienpoltoalueilla Kuopiossa tehdyissä mittauksista 95 %:ssa ABS on ollut alle  $0,7 \text{ m}^{-1} \times 10^{-5}$ . Liikenneympäristössä tehdyissä ULTRA-mittauksissa vastaava arvo on  $2,9 \text{ m}^{-1} \times 10^{-5}$ . Absorptiokertoimen määrittäminen edellyttää hiukkasnäytteen keräämistä suodattimelle. Uudemmissa mittauksissa on käytetty jatkuvatoimista mustahiilimonitoria, joka antaa tuloksen suoraan mustan hiilen pitoisuutena ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Sisäilman  $PM_{10}$ -pitoisuutta on Suomessa mitattu vain harvoin. INSULAtE-hankkeen mittauksissa nykyinen toimenpideraja  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ylittyi joissain asunnoissa ennen rakennuksen energiaremonttia (95. persentiili  $53,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), mutta ei remontin jälkeen. WHO:n ohjearvo ylittyi useammassa asunnoissa, sillä remontin jälkeinen 95. persentiili oli  $45,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . INSULAtE-hankkeen pitoisuudet ovat kuitenkin optisen hiukkaskaskurin antamia tuloksia, eikä niitä ole korjattu vastaamaan gravimetristä määrittystä (johon standardimenetelmä perustuu). PUTSI-HMA -hankkeen mittauksissa (N=52) suurin  $PM_{10}$ -vuorokausikeskiarvo oli  $43,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Taulukko 5. Asumisterveysasetuksen  $PM_{2,5}$ -toimenpiderajan ( $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ja WHO:n ohjearvon ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ylittävien vuorokausikeskiarvojen lukumäärä ja osuus sekä suodattimen mustuutta kuvaavan absorptiokertoimen (ABS) tai mustahiilipitoisuuden (BS) 95. persentiili Suomessa tehdyissä kotien sisäilmamittauksissa. N on mittauksien lukumäärä. Tiedot vuorokausikeskiarvoista ovat peräisin Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen tai Kansanterveyslaitoksen alkuperäisistä.**

Tutkimus	Paikka ja vuosi	N	$PM_{2,5} > 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ N (osuus)	$PM_{2,5} > 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ N (osuus)	ABS 95. persentiili [ $\text{m}^{-1} \times 10^{-5}$ ]
PUTSI-HMA	Helsinki, Espoo 2019	52	2 (4 %)	3 (6 %)	BS 2,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
PUUTE-1	Kuopio 2015	19	0	0	0,6
VE3SPA	Pääkaupunkiseutu 2010–2011	89	3 (3 %)	7 <sup>a</sup> (8 %)	1,7
BIOHER-EPI	Kuopio 2008–2009	198	2 (1 %)	4 (2 %)	0,7
ULTRA	Helsinki 1999	510	18 (4 %)	72 (14 %)	2,9

a liikenneympäristössä 3/7; kaupunkitausta 3/7 ja maaseutumainen 1/7



### 5.2.4 Pitoisuudet kotona toimintojen aikana

#### Inflammaatio ja pienhiukkaset -hanke (HIPPU)

HIPPU-hankkeessa tutkittiin yhdyskuntailman pienhiukkasille altistumisen yhteyttä sepelvaltimotautipotilaiden terveydentilaan (Siponen ym 2015; Huttunen ym 2012; Salonen ym 2006). Kenttätutkimus tehtiin Kotkassa marraskuusta 2005 toukokuuhun 2006. Tutkimusryhmänä oli 58 Kotkansaarella asuvaa sepelvaltimotautipotilasta, joista 55 oli eläkkeellä. Henkilökohtaista PM<sub>2,5</sub>-altistumista mitattiin joka toinen viikko 24 tunnin ajan kannettavan mittauslaitteiston ja ajankäyttöpäiväkirjan avulla. Osallistujat kantoivat reppua 1–12 vuorokauden ajan.

HIPPU-tutkimukseen osallistuneet henkilöt täyttivät 15 minuutin tarkkuudella ajankäyttöpäiväkirjaa henkilökohtaisten PM<sub>2,5</sub>-mittausten aikana. Ajankäyttöpäiväkirjassa kysyttiin ruuanlaitosta, siivoamisesta sekä aerosolien ja talouskemikaalien käytöstä. Lisäksi välittömästi mittauksen jälkeen kysyttiin vielä, onko henkilö suorittanut mittauksen aikana muita pölyisiä toimintoja, kuten esimerkiksi sahannut, ommellut, polttanut kynttilää, käsitellyt kuivaa pyykkiä tai vaihtanut kissanhiekkaa. Kaikkien mittausten (N=417) aikana raportoitiin 511 toimintoa, jotka voisivat vaikuttaa PM<sub>2,5</sub>-altistumiseen. Näistä toiminnoista kuitenkin vain 104:n aikana 15 minuutin keskimääräinen PM<sub>2,5</sub> pitoisuus suureni yli 5 µg/m<sup>3</sup>. Yleisimmin korkeita pitoisuuksia selittivät ruuanlaitto, kynttilöiden poltto ja aerosolin käyttö (taulukkoTaulukko 6). Ruuanlaiton aiheuttama pitoisuuslisäys oli hetkellisesti jopa 1122 µg/m<sup>3</sup>. Myös silytyksen aikana mitattiin suuria pitoisuuslisäyksiä, mutta silytystapahtumia oli vain 5. Mittauslaitteistossa hiukkasten oletustiheytenä käytetty 2,5 g/cm<sup>3</sup> antaa usein yliarvion massapitoisuudesta. Lisäksi etenkin ruuanlaitosta aiheutunut pitoisuuslisäys saattoi olla osin vesihöyryä. Mittaustuloksista löytyi lisäksi 181 PM<sub>2,5</sub>-piikkiä, joille ei löytynyt selitystä ajankäyttöpäiväkirjoista.

Keskimääräinen PM<sub>2,5</sub>-altistuspitoisuus oli kotona 10 µg/m<sup>3</sup>. Ruuanlaiton vaikutus näkyi 12 %:ssa mittaustuksista nostoen PM<sub>2,5</sub>-pitoisuutta näissä mittaustuksissa keskimäärin 6 µg/m<sup>3</sup> vuorokausitasolla (taulukkoTaulukko 7). Ruuanlaitto, kynttilänpolto, suihkeiden käyttö ja silytys voivat siis aiheuttaa korkeita lyhytaikaisia PM<sub>2,5</sub>- pitoisuuksia, mutta vain 20 % raportoiduista toiminnoista näkyi selkeänä pitoisuuden nousuna. Yleensä vaikutus vuorokausikeskiarvoon oli vähäinen. Toisaalta suurta osaa havaituista pitoisuuspiikeistä ei pystytty selittämään osallistujien raportoitujen toimintojen avulla eli niiden lähdeä ei tiedetä. Osallistujien välillä oli suurta vaihtelua, mutta yleensä altistuminen ulkoilmasta peräisin oleville hiukkasille oli merkittävämpää kuin sisälähteiden hiukkasille altistuminen. (Yli-Tuomi ym 2007)

**Taulukko 6. HIPPU-tutkimuksen ajankäyttöpäiväkirjoissa raportoitujen toimintojen määrä (N) ja kesto sekä toiminnoista seuranneiden PM<sub>2,5</sub>-pitoisuuspiikkien lukumäärä ja keskimääräinen ja maksimi pitoisuuslisäys piikin aikana henkilökohtaisissa mittauksissa.**

Toiminta	Raportoitu N	Toiminnan kesto (min) <sup>a,b</sup>	Piikkien N	Piikin kesto (min) <sup>a,b</sup>	PM <sub>2,5</sub> -lisäys piikin aikana (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>b,c</sup>	Maksimi PM <sub>2,5</sub> -lisäys piikin aikana (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>b,c</sup>
Ruuanlaitto	264	45	52	195	40	1122
Siivoaminen	77	30	3	75	6	27
Kynttilänpoltto	60	165	29	195	7	144
Aerosolin käyttö <sup>d</sup>	48	15	15	15	11	58
Käsityöt	26	120	1	240	5	14
Pyykin käsittely	20	30	0	-	-	-
Taloukemiaalien käyttö <sup>e</sup>	11	30	1	120	15	48
Silitys	5	30	3	180	45	609

a 15 minuutin tarkkuudella.

b Keskiarvo.

c Hiukkasten tiheyttä ei ole korjattu. Oletustiheys 2.5 g/cm<sup>3</sup> antaa yläarvion massapitoisuudesta.

d Spray-tuotteiden käyttö, mukaan lukien suihkutettavat hyönteismyrkyt.

e Lattiovahan, puhdistusaineiden, kiillotusaineiden jne. käyttö; ei kuitenkaan astianpesuaineen käyttö.

**Taulukko 7. HIPPU-tutkimuksessa niiden mittausten osuus, joissa raportoidun toiminnan aiheuttama lisäys vaikutti henkilökohtaiseen PM<sub>2,5</sub>-vuorokausikeskiarvoon ja keskimääräinen PM<sub>2,5</sub>-lisäys näissä mittauksissa.**

Toiminta	Osuus mittauksista (N=417), joissa toiminta vaikutti PM <sub>2,5</sub> -vuorokausikeskiarvoon	Keskimääräinen lisäys PM <sub>2,5</sub> -vuorokausikeskiarvoon niissä mittauksissa, joissa toiminta vaikutti pitoisuuteen (µg/m <sup>3</sup> )
Ruuanlaitto	12 %	6,0
Siivoaminen	1 %	0,3
Kynttilän poltto	6 %	1,1
Aerosolin käyttö	4 %	0,4
Käsityöt	0 %	0,8
Taloukemiaalien käyttö	0 %	1,2
Silitys	1 %	5,4

## Mualla kuin Suomessa tehtyjen mittausten tuloksia

Taulukossa 8 on esitetty Norjassa kotien sisäilmasta mitattuja tuntikeskiarvoja eri toimintojen aikana (Wyss ym 2016). Tutkimus on kuvattu kohdassa 5.2.2.

**Taulukko 8. Wyss ym (2016) tulokset pienhiukkasten tuntikeskiarvoista eri toimintojen aikana Oslossa, Norjassa 11/2012–2/2013 tehdyistä mittauksista. Mittauksissa käytettiin optista Mikro-PEM-monitoria, jonka tulokset muutettiin vastaamaan gravimetristä mittausta.**

Toiminta	PM <sub>2,5</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]
kamiina (wood stove) käytössä	26,4
kamiina (wood stove) tai takka käytössä	26,3
takka käytössä	25,4
kynttilä palamassa	20,3
ruuan paistaminen	34,5
muu savua tuottava toiminta (ruuan palaminen)	268,4
ei hiukkasia tuottavia toimintoja	12,7–13,6

### 5.2.5 Hiukkaspitoisuudet kouluissa ja päiväkodeissa

Taulukkoon Taulukko 9 on koottu pohjoismaissa tehtyjen hiukkasmittausten tuloksia koululuokkien ja päiväkotien osalta. Wichmann ym. (2010) ja Wierzbicka ym. (2015) tutkimukset on esitelty kohdassa 5.2.2, koska näissä tutkimuksissa oli mitattu hiukkaspitoisuuksia myös kotien sisäilmasta.

Leppäsen ym (2020) Suomessa tekemissä koulumittauksissa päiväajan (7:30–15:00) PM<sub>10</sub>-pitoisuus oli keskimäärin pienempi kouluissa, joissa oppilaat riisuivat ulkokenkensä heti sisään tullessaan (”sukkakoulut”) kuin kouluissa, joissa ulkokengät ja -vaatteet riisuttiin vasta luokan ulkopuolella (”kenkäkoulut”). Ero oli suurempi käytävillä ja auloissa (31,5 µg/m<sup>3</sup> sukkakoulut vs. 65,8 µg/m<sup>3</sup> kenkäkoulut) kuin luokissa (18,9 µg/m<sup>3</sup> vs. 27,5 µg/m<sup>3</sup>). Pitoisuudet suurenevät huomattavasti välituntien aikana. Lisäksi pitoisuudet olivat keskimäärin suurempia koulupäivien lopussa kuin aamuisin. Myös PM<sub>2,5</sub>-pitoisuudet olivat keskimäärin pienempiä sukkakouluissa kuin kenkäkouluissa, mutta ero voi johtua ulkoilman pienhiukkaspitoisuuden vaihtelusta mittausten aikana.

### Ilmanpuhdistimien vaikutukset pienhiukkas-, mikrobi- ja VOC-altistumiseen sekä oppilaiden oireisiin koululuokissa (PUHHO-hanke)

Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen PUHHO-tutkimukseen valittiin Helsingistä kuusi korjausta odottavaa peruskoulua, joissa oli vaihtelevia sisäilmaongelmia. Tilakeskus oli kuitenkin jo poistanut käytöstä sisätiloiltaan selvästi kosteus- ja homevaurioituneet luokat ja koulut. Tutkimus tehtiin kuudessa peruskoulussa ja yhteensä 18 luokassa lukuvuonna 2015–16. Koulujen oppilasmäärät olivat 360–580. Tutkimukseen valittiin ensisijaisesti 3.–6. luokkien oppilaiden käytössä olleita ns. kotiluokkia, joissa oli havaittu luokanopettajan ja/tai oppilaiden sisäilmaan liitettyä oireilua tai niissä oli muulla tavalla, esimerkiksi oudon hajun perusteella, herännyt epäily sisäilman laadusta.

Kaikista luokista kerättiin PM<sub>10</sub>-näytteitä viiden päivän jaksossa (ma–pe). Kolmessa koulussa mitattiin lisäksi jatkuvatoimisesti mustahiilipitoisuutta sekä PM<sub>10</sub>- ja PM<sub>2,5</sub>-massapitoisuuksia.

Viiden vuorokauden keskimääräiset pitoisuudet luokahuoneissa vaihtelivat pienhiukkasilla 2–8 µg/m<sup>3</sup> (N=9), hengitettävillä hiukkasilla 6–14 µg/m<sup>3</sup> (N=18) ja mustalla hiilellä 0,2–0,4 µg/m<sup>3</sup> (N=9). Kaikissa kouluissa PM<sub>2,5</sub> ja musta hiili olivat ajallisen korrelaation perusteella pääosin peräisin ulkoilmasta, kun taas PM<sub>10</sub> yhdistyi sisälähteisiin. Tiedot ovat peräisin Sisäilmastoseminaarin 2017 julkaisusta (Pennanen ym 2017) sekä PUHHO-aineistosta.

### Pienhiukkaset päiväkotien sisäilmassa

Hollolassa ja Orimattilassa mitattiin PM<sub>2,5</sub>-, PM<sub>10</sub>- ja BC-pitoisuuksia kolmen eri päiväkodin ryhmäleikkihuoneen sisäilmasta ja pihalta yhden viikon ajan syksyllä 2018 ja alkuvuodesta 2019 (Nyman 2020). Kaikissa kolmessa rakennuksessa oli koneellinen tulo- ja poistoilmanvaihtojärjestelmä lämmöntalteenotolla.

Tuloilman suodatintuokka oli F7. Päiväkodeista yksi sijaitsi vilkasliikenteisen tien lähellä, toinen pienessä kaupungissa taajama-alueella ja kolmas haja-asutusalueella. Hiukkasmittauksissa käytettiin DustTrak DRX 8533 hiukkasmittaria sekä Harvard-impaktoria.

Päiväkodeissa mitatut keskimääräiset PM<sub>2,5</sub>-pitoisuudet olivat 2–7 µg/m<sup>3</sup> ja PM<sub>10</sub>-pitoisuudet 5–12 µg/m<sup>3</sup>. Hiukkaspitoisuudet vaihtelivat paljon eri vuorokausina ja vuorokauden aikoina. Ulkoilman pitoisuuksilla ja päiväkodissa tapahtuvalla toiminnalla oli suuri vaikutus ilmassa esiintyviin hiukkaspitoisuuksiin. Päiväkodin toiminta-aikoina hiukkaspitoisuudet olivat jopa 2,8-kertaiset verrattuna toiminta-aikojen ulkopuoliseen pitoisuuteen. Talvella hiukkaspitoisuudet olivat sisällä ja ulkona keskimäärin suuremmat kuin syksyllä.

### PM-koulu

Helsingissä mitattiin talvikaudella 2016–2017 PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-pitoisuuksia Harvard-impaktorilla neljän alakoulun luokissa. Kussakin koulussa mittauksia tehtiin kolmessa luokassa, jotka sijaitsivat ensimmäisessä kerroksessa koulun tienpuoleisella sivulla ja mahdollisimman lähellä vilkasliikenteistä aluetta. PM<sub>2,5</sub>-pitoisuuksia mitattiin vain kahdessa luokassa per koulu. Tuloksia ei ole raportoitu, joten taulukossa Taulukko 9 esitetyt pitoisuudet on laskettu tätä katsausta varten alkuperäisdatasta.

**Taulukko 9. PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-pitoisuuksia pohjoismaisten koulujen ja päiväkotien sisätiloista (min-max tai mediaani).**

Paikka ja aika	Tila	PM <sub>2,5</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]	PM <sub>10</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]	Viite
Helsinki talvi 2016–2017	Alakoulun luokka	2,3–8,9 <sup>a</sup>	4,6–19,1 <sup>a</sup>	PM-koulu, THL alkuperäinen data, ei julkaistu
Hollola 10–11/2018	Päiväkoti, keskusta	3,0 <sup>b</sup> syksy 1,9 <sup>b</sup> talvi	6,2 <sup>b</sup> syksy 4,6 <sup>b</sup> talvi	Nyman, 2020
Orimattila 11/2018	Päiväkoti, lähellä keskustaa	2,8 <sup>b</sup> syksy 7,0 <sup>b</sup> talvi	11,5 <sup>b</sup> syksy 6,5 <sup>b</sup> talvi	Nyman, 2020
Orimattila 11/2018	Päiväkoti, kylä	2,4 <sup>b</sup> syksy 2,8 <sup>b</sup> talvi	8,5 <sup>b</sup> syksy 5,4 <sup>b</sup> talvi	Nyman, 2020
Helsinki 2015–2016	6 alakoulua	2–8 <sup>c</sup>	6–14 <sup>d</sup>	Pennanen ym. 2017 ja PUHHO-aineisto
Suomi 9–11/2018	10 ”kenkäkoulua” 7 ”sukkakoulua”	14,1 <sup>e</sup> luokka 30,2 <sup>e</sup> käytävä 11,5 <sup>e</sup> luokka 16,9 <sup>e</sup> käytävä	27,5 <sup>e</sup> luokka 65,8 <sup>e</sup> käytävä 18,9 <sup>e</sup> luokka 31,5 <sup>e</sup> käytävä	Leppänen ym. 2020
Tukholma, Solna, Sundbyberg, Järfälla 12/2003–7/2004	Koulu	8,3 <sup>f</sup> (2,8–13,9)		Wichmann ym. 2010
Tukholma, Solna, Sundbyberg, Järfälla 12/2003–7/2004	Esikoulu	5,9 <sup>g</sup> (3,2–9,3)		Wichmann ym. 2010
Lund talvi 2006–2007	Koulu 1	19 (koko mittaus) <sup>c</sup> 25 (opetus) <sup>c</sup>		Wierzbicka ym. 2015
Lund talvi 2006–2007	Koulu 2	6 (koko mittaus) <sup>c</sup> 8 (opetus) <sup>c</sup>		Wierzbicka ym. 2015

a suodatinkeräys, Harvard-impaktori, keräys ma-pe

b Harvard-impaktori, viikkokeskiarvo

c DustTrak DRX, korjaamaton

d Harvard-impaktori

e DustTrak DRX, massapitoisuus korjattu suodatinkeräyksen avulla, mittaus 7:30–15:00, kustakin koulusta yksi mittaus

f suodatinkeräys, Harvard-impaktori, 2 viikon keräys, ajastus 30 min/tunti 8–18 välillä arkisin

g suodatinkeräys, Harvard-impaktori, 2 viikon keräys, ajastus 45 min/tunti 8–16 välillä arkisin

## Pitoisuudet kouluissa ja päiväkodeissa verrattuna asumisterveysasetuksen toimenpiderajaan ja WHO:n ohjearvoon

Suomessa koulujen luokkahuoneista ja päiväkodeista mitatut PM<sub>2,5</sub>- ja PM<sub>10</sub>-pitoisuudet eivät ylitä asumisterveysasetuksen toimenpiderajaa eivätkä WHO:n ohjearvoa. Mittauksia on kuitenkin vain muutamasta kohteesta ja lyhyiltä ajanjaksoilta, eivätkä ne välttämättä edusta tyypillistä tilannetta tai toisaalta sisällä ongelmallisimpia kohteita. Koska lapset kuuluvat ilmansaasteille herkimpiin ihmisryhmiin, mittauksia tarvittaisiin lisää etenkin vilkkaasti liikennöityjen katujen vieressä tai puun polttoa suosivilla pientaloalueilla sijaitsevista päiväkodeista ja alakouluista, joissa ulkoilman hiukkaspitoisuudet ovat lähilähteiden vuoksi keskimääräistä suuremmat.

Tukholman ja Lundin kouluista on raportoitu PM<sub>2,5</sub>-pitoisuuksia, mutta julkaistut pitoisuudet ovat mediaaneja eikä niiden perusteella pysty arvioimaan mahdollisten ohjearvoylitysten lukumäärää. Myöskään alle 24 tunnin mittauksen tuloksia ei voi verrata toimenpiderajaan tai WHO:n ohjearvoon.

### 5.2.6 Toimistot

On the reduction of health effects from combined exposure to indoor air pollutants in modern offices (OFFICEAIR) -projektissa tutkittiin toimistojen sisäilmaa kahdeksassa Euroopan maassa (Suomi, Ranska, Kreikka, Unkari, Italia, Alankomaat, Portugali ja Espanja). Suomesta mukana oli kolme rakennusta, joista mitatut PM<sub>2,5</sub>-pitoisuudet olivat tutkimuksen alhaisimpia: 2,7 µg/m<sup>3</sup> kesällä ja 3,4 µg/m<sup>3</sup> talvella (Mandin ym 2017).

Opetus- ja toimistotilojen lattiapintojen vaikutuksia selvittävässä tutkimuksessa mitattiin PM<sub>10</sub>-pitoisuuksia viidessä tutkimuskohteessa ja viidessä vertailukohteessa molemmissa tilatyypeissä (Takkunen 2018). Mittauksen perusteella avotoimistoissa, joissa oli tekstiililattiapinta, ilman hiukkaspitoisuus on kaksinkertainen verrokkikohteisiin nähden: tekstiililattiapintaisissa avotoimistoissa PM<sub>10</sub>-pitoisuuden keskiarvo oli käytön aikana tutkimuskohteissa 8 µg/m<sup>3</sup> ja verrokkikohteissa 4 µg/m<sup>3</sup>. Tähän voi osittain vaikuttaa lattian pintamateriaalin lisäksi myös tutkimuskohteiden hieman suurempi käyttöaste, mutta se ei selittäne erotusta täysin. Tutkimus- ja verrokkikohteissa tehdyissä katselmuksissa ei havaittu ilmanvaihdossa, siivottavuudesta tai siisteystasosta tekijöitä, jotka selittäisivät osaltaan ilman hiukkaspitoisuudessa todetun eron. Opetustiloissa PM<sub>10</sub>-pitoisuus oli käytön aikana tutkimuskohteissa 11 µg/m<sup>3</sup> ja verrokkikohteissa 13 µg/m<sup>3</sup>. Opetustilojen osalta käytön aikainen toiminta vaikuttaa ilmanhiukkaspitoisuuksiin todennäköisesti enemmän kuin avotoimistoissa.

## 5.3 Hiukkaslähteiden osuudet sisäilmassa

Eri lähteistä peräisin olevien hiukkasten osuudet vaihtelevat paljon riippuen lähteiden voimakkuudesta ja asunnon ominaisuuksista. Lisäksi etenkin sisälähteistä peräisin olevien hiukkasten kemiallinen koostumus voi vaihdella merkittävästi tilanteesta toiseen, joten lähteiden tunnistaminen ja niiden osuuksien selvittäminen on haastavaa.

Orgaanisten yhdisteiden on raportoitu muodostavan pääosan sisälähteistä peräisin olevista pienhiukkasista (Mohammed ym 2015; Polidori ym 2006), mutta hiukkaslähteiden tunnistamiseen soveltuvia orgaanisia merkkiaineita on käytetty vain harvoin lähdeanalyysissä. Brinkman ym. (2009) käyttivät tavallisempien merkkiaineiden lisäksi orgaanisia merkkiaineita Coloradossa mitatun henkilökohtaisen pienhiukkasaltistuksen lähdeanalyysissä ja löysivät seuraavat 8 lähdeä: lihan kypsentyminen, sekundaariset hiukkaset (ammoniumsulfaatti ja -nitraatti), moottoriöljy & jarrupöly & muut ulkoilman lähteet, maaperä & katupöly & huonepöly, tupakansavu, bensiiniautot, biomassan palaminen ja retteenin lähde. Lähteiden osuuksia ei tässä tutkimuksessa pystytty kuitenkaan määrittämään.

Zhao ym (2006) käyttivät lähdeanalyysissä hiukkasten alkuainekoostumuksen lisäksi termis-optisella menetelmällä määritettyjä epäorgaanisen (EC) ja orgaanisen (OC) hiilen pitoisuuksia ja löysivät North Carolinassa mitatuista kotien sisäilmasta seuraavat 4 sisälähdettä (suluissa keskimääräinen osuus sisäilman PM<sub>2,5</sub>-pitoisuudesta): ruuanlaitto (53,6 %), kupari & huonepöly (1,2 %), asukkaiden aktiivisuus & henkilökohtaiset hygieniatuotteet (19,1 %) ja tupakansavu & muut EC-lähteet (10 %). Ulkoilmasta oli peräisin 40,3 % hiukkasista.

ULTRA-tutkimuksessa (lyhyt esittely kappaleessa 5.2.1) Helsingin Vallilassa sijaitsevista kodeista kerättiin ulko- ja sisäilman hiukkasia ja niiden kemiallinen koostumus määritettiin (Brunekreef ym 2005). Koostumustietoa käyttäen mallitettiin sisäilman PM<sub>2,5</sub>-hiukkasten lähteet (Yli-Tuomi ym 2008). Keskimäärin 70 % sisäilman pienhiukkaspitoisuudesta oli peräisin ulkoilmasta ja koostui siten maan rajojen ulkopuolelta kulkeutuneista sekundaarisista hiukkasista, kaupunkialueen eri päästölähteiden (esimerkiksi tieliikenne, lämmitys, teollisuus) hiukkasista, raskaan polttoöljyn palaessa syntyvistä hiukkasista (esimerkiksi laivaliikenne) sekä katupölystä. Sisälähteistä erottui kaksi tyyppiä: kaliumia sisältävien hiukkasten lähde ja kuparia sisältävien hiukkasten lähde. Kaliumin sisälähteestä oli peräisin keskimäärin 14 % (0–54 %) sisäilman PM<sub>2,5</sub>-massasta. Tunnettuja kaliumin lähteitä sisäilmassa ovat tupakansavu, ruuanlaitto, kosmetiikka ja erilaiset talouskemikaalit. Kuparia sisältävien hiukkasten lähteestä oli peräisin keskimäärin 6 % (0–36 %) pienhiukkasmassasta. Kuparia on kodin sähkö- ja elektroniikkalaitteissa, ja esimerkiksi tuulettimet, hiustenkuivaimet ja pölynimurit voivat olla sisäilman kuparilähteitä (Lanki ym 2007; Brunekreef ym 2005). Kuparia käytetään myös esimerkiksi paperin pinnoitteissa, huonekasvien lannoitteissa ja kosmetiikassa. Maaperästä peräisin olevien hiukkasten pitoisuus oli usein suurempi sisäilmassa kuin ulkoilmassa, joten maaperäpölystä (osuus keskimäärin 7 % (0–31 %)) osa oli jo laskeutuneen pölyn resuspensiota. Myös klooripitoisuus oli useissa mittauksissa suurempi sisäilmassa kuin ulkoilmassa. Kloorin mahdollisia sisälähteitä ovat klooratut pesuaineet, kloorattu juomavesi (Zhao ym 2007; Zhao ym 2006) ja ruuanlaitto. Sisäilman PM<sub>2,5</sub>-pitoisuudesta keskimäärin 7 %:n lähdeä ei pystytty tunnistamaan.

# 6 Pitoisuuksien hallintatoimet

## 6.1 Päästöjen vähentäminen

Ulkoilman hiukaspitoisuudella on suuri vaikutus sisäilman laatuun etenkin, jos rakennuksessa ei ole tehokasta tuloilman suodatusta. Asuinalueilla ulkoilman laatuun vaikuttaa eniten rakennusten lähellä sijaitsevat lähteet, joissa päästökorkeus on matala. Puun pienpoltto on suurin pienhiukkasten lähde Suomessa (Savolahti ym 2016). Muita merkittäviä lähteitä ovat ajoneuvojen pakokaasut ja teollisuuslaitosten päästöt, joiden määrää on saatu vähennettyä lainsäädännöllisillä päästörajoituksilla. Suomeen rajojen ulkopuolelta kulkeutuvien pienhiukkasten pitoisuuteen voidaan vaikuttaa vain kansainvälisillä sopimuksilla.

Karkeiden hengitettävien hiukkasten (halkaisija 2,5–10 µm) tärkein lähde on katupöly. Kunnat ovat tehostaneet katujen puhdistamista, mutta toimista huolimatta katupöly huonontaa usein ilmanlaatua etenkin keväisin. Jokainen voi omalta osaltaan vähentää katupölyn määrää välttämällä tarpeetonta henkilöauton käyttöä sekä suosimalla pyöräilyä ja julkista liikennettä yksityisautoilun sijaan. Myös valitsemalla kitkarenkaat talvirenkaiksi nastarenkaiden sijaan ja vaihtamalla talvirenkaat heti sään salliessa kesärenkaiisiin voi vähentää katupölyn määrää.

Sisäilmassa hiukkasia tuottavia toimintoja on vaikea välttää, mutta ruuanlaitossa syntyvien hiukkasten leviämistä muualle asuntoon voidaan vähentää käyttämällä tehokasta liesituuletinta. Siivotessa kannattaa käyttää menetelmiä, joilla pinnoille jo laskeutunutta pölyä nousee ilmaan mahdollisimman vähän. Suihkutettavia kotitalouskemikaaleja voi korvata muilla tuotteilla ja kynttilöiden sijaan käyttää LED-kynttilöitä. Tulisijojen ja hormien kunnosta huolehtiminen, vain kuivan puun polttaminen ja hyvät polttotavat vähentävät sekä suoria päästöjä sisäilmaan että ulkoilmasta sisään kulkeutuvien hiukkasten määrää.

Kouluissa taide- ja taitoaineiden luokissa, kuten puutyö- ja kotitalousluokissa voidaan käyttää kohdepoistoja estämään päästöjen leviämistä hengitysilmään.

## 6.2 Tuulettaminen

Yleensä hiukaspitoisuus on ulkoilmassa suurempi kuin sisäilmassa, joten hiukkasaltistumisen kannalta tuulettaminen auttaa vain harvoin. Kuitenkin, jos sisätiloissa on merkittäviä hiukkaslähteitä (tupakointi, puun poltto, käryttävä ruuanlaitto), sisäilman hiukaspitoisuutta voidaan pienentää tuulettamalla.

## 6.3 Hiukkasten suodattaminen

### 6.3.1 Suodatintyypit ja suodattumismekanismit

Mekaanisessa suodatuksessa ilma johdetaan suodattimen läpi, jolloin osa hiukkasista jää suodattimeen ja puhtaampi ilma puhalletaan huoneeseen. Suodatustehokkuus riippuu suodattimen tyypistä, materiaalista ja mahdollisesta pinnoitteesta, ilmavirtauksesta, hiukkasten koosta ja suodattimelle kertyneistä hiukkasista. Eri-tyyppisiä suodattimia on saatavilla sekä koneellisen tuloilman suodattimina että huonekohtaisiin ilmanpuhdistimiin. Sähköisesti varattuja suodattimia on saatavilla myös tuloilmaventtiileihin ja tuuletusikkunoihin. Laitetoimittajilta ja -myyjiltä saa tietoja kuhunkin kohteeseen ja tarpeeseen parhaiten sopivista suodattimista.

Kokoluokaltaan erilaiset hiukkaset suodattuvat eri mekanismeilla. Halkaisijaltaan alle 0,1 µm hiukkaset suodattuvat tehokkaasti diffuusion vaikutuksesta, kun ilman virtausnopeus suodattimen sisällä (tilavuusvirtaus/suodattimen pinta-ala) on alhainen. Hiukkaset mutkittelevat kaasumolekyylien törmäyksen vaikutuksesta ja tarttuvat suodatinmateriaaliin. Halkaisijaltaan yli 0,4 µm hiukkasilla suodattuminen taas perustuu ensisijaisesti massan hitauteen (inertia): hiukkaset eivät pysty seuraamaan ilmavirran kaarevia liikkeitä suodattimen sisällä vaan törmäyvät ja tarttuvat suodatinmateriaaliin (Jung ja Kim 2020). Suodatustehokkuus on huonoin 0,3 µm hiukkasille, joita pääsee ilmaan paljon muun muassa liikenteen pakokaasuista ja puun pienpoltosta.

Mekaanisen suodattimen tehokkuutta voidaan parantaa varaamalla suodattimen kuidut sähköisesti, jolloin kuitujen suuri varaustaso vetää puoleensa hiukkasia laajemmalla kaappausalueelta. Indusoidun polarisaation ansiosta myös varaamattomien hiukkasten suodatustehokkuus paranee (Ardkapan ym 2014; Wang 2001). Elektreettisuodattimien avulla paranee erityisesti halkaisijaltaan 0,1–0,4 µm olevien hiukkasten suodatustehokkuus (Jung ja Kim 2020). Suodattimelle kertyneet hiukkaset voivat huonontaa suodatustulosta, jos ne peittävät tai purkavat kuitujen sähköistä varausta (Raynor ja Chae 2004). Myös suodattimen materiaali, ilmankosteus, kaasumaiset yhdisteet ja hiukkasten ominaisuudet vaikuttavat elektreettisuodattimen tehon muuttumiseen ja siten käyttöikänsä.

Sekä koneellisen tuloilman suodattimena että huonekohtaisissa sisäilmanpuhdistimissa on usein HEPA-suodatin (High Efficiency Particulate Air filter), joka poistaa vähintään 99,95 % kooltaan 0,3 µm olevista hiukkasista. HEPA-suodattimelle tuleva ilma on yleensä esisuodatettu, jolloin karkea pöly ei pääse pääsuodattimelle asti. Tällä pidennetään kalliimman HEPA-suodattimen käyttöikää. Pölyn kertyessä suodattimelle, sen tehokkuus paranee, mutta samalla painehäviö ja siten laitteiston rasitus kasvavat ja ilmavirtaus pienenee.

### 6.3.2 Koneellinen tuloilman suodatus

Koneellisessa ilmanvaihdossa tuloilmakanavaan voidaan asentaa suodatin tai suodattimia. Käytännössä suodatinvalintaa rajoittaa kuitenkin tarvittava ilman tilavuusvirtaus sekä suodattimen aiheuttama painehäviö. Palamisperäisten, halkaisijaltaan 0,1–0,4 µm hiukkasten tehokas poistaminen vaatii joko HEPA-suodattimen tai elektreettisuodattimen sekä esisuodattimen. Suodatustehokkuuden kannalta on oleellista varmistaa, että suodatin on ehjä eikä ilmaa pääse kulkemaan suodattimen ohi. Suodattimet on myös vaihdettava riittävän usein, jotta erotusaste pysyy hyvänä, painehäviö ei pääse kasvamaan liian suureksi ja tuloilman määrä ei vähene.

Terveyden ja hyvinvoinninlaitoksen kyselyaineistojen perusteella täysin koneellinen ilmanvaihto on noin 23 %:ssa pääkaupunkiseudun kodeista (Ympäristöterveyskysely, 2015&2016) ja 18 %:ssa Tervolan, Honkajoen, Haminan, Vähäkyrön, Simon, Siikaisten, Luhangan, Kauhajoen ja Raahen alueilla (Asuin ympäristökysely, 2015&2016).

### 6.3.3 Huonekohtaisten ilmanpuhdistimien vaikutus sisäilman pienhiukkaspitoisuuksiin

Tuloilman suodatus ja huonekohtaiset ilmanpuhdistimet puhdistavat vain sen ilman, joka kulkee suodattimen läpi. Käytännössä suodattimen erotustehokkuutta tärkeämpi tieto onkin puhtaan ilman tuotto (Clean Air Delivery Rate CADR, m<sup>3</sup>/h). HEPA-suodattimella varustettujen huonekohtaisten ilmanpuhdistimien on havaittu pienentävän sisäilman hiukkaspitoisuutta 30–70 % kodeissa, joissa poltettiin 15–40 tupakkaa päivässä (Batterman ym 2005). Cheong ym. (2004) havaitsivat HEPA-suodattimella varustetun ilmanpuhdistimen vähentävän pienhiukkasten lukumääräpitoisuutta 38 %:lla astmaattisen lapsen makuuhuoneessa kodeissa, joissa ei tupakoitu sisällä.

### 6.3.4 Puhdistimien terveyshyödyt

Puhdistimien terveyshyödyistä tehdyn katsauksen (Fisk 2013) mukaan huonekohtaisten ilmansuodattimien käyttö voi vähentää hieman (7–25 %) allergia- ja astmaoireita erityisesti kodeissa, joissa on lemmikkejä. Allergisen henkilön tai astmaatikon oireita voi vähentää huonekohtaista ilmanpuhdistinta tehokkaammin jotta suodatettua ilmaa hengitysvyöhykkeelle makuuhuoneessa. Lisäksi ilmansuodattimien käytöllä on todettu tilastollisesti merkittävä vaikutus markkereihin, jotka ennustavat sydän- ja verisuonitautien riskiä. Mallitustulosten perusteella ilmansuodatuksen suurin potentiaalinen hyöty voi olla ulkoilman hiukkasten aiheuttamien sairastuvuuden ja kuolleisuuden väheneminen, kun sisätiloissa tapahtuva altistuminen ulkoilman hiukkasille vähenee suodatuksen avulla.



### 6.3.5 Puhdistimien haitat

Ilmanpuhdistimista voi olla myös haittaa. Huonekohtaisten puhdistimien aiheuttama melu voi häiritä oleskelua ja mahdollisesti myös unta. Puhdistimen hankinta, suodattimien uusiminen sekä sähkön käyttö aiheuttavat kustannuksia. Jos puhdistimen ilmavirta on kohdistettu väärin, se voi aiheuttaa jo laskeutuneiden hiukkasten resuspensiota sekä lisätä vetoisuuden tunnetta huoneessa. Koneellisen tuloilman yhteyteen asennettu hiukkassuodatin voi heikentää ilmanvaihtoa painehäviön takia.

# 7 Mittaukset asumisterveysasetuksen kannalta

## 7.1 Standardit

Asumisterveysasetuksessa (545/2015) sekä asumisterveysasetuksen soveltamisohjeen osissa I ja III (Valvira 2016; Valvira 2016) on esitetty asumisterveystutkimuksissa käytettävät menetelmät. Laboratorioilla käytössä olevat muut menetelmät ovat hyväksyttävissä, jos ne on validoitu asumisterveysasetuksen vastaavaa menetelmää vastaan tai menetelmän luotettavuus on osoitettu asumisterveysasetuksen 4 §:n 5 momentissa tarkoitettulla tavalla. Jos validointia ei ole tehty riittävällä tavalla, menetelmää ei hyväksytä.

Valviran ohjeessa terveydensuojelulain mukaisissa tutkimuksissa käytettävistä menetelmistä (Valvira 2018) hengittävien hiukkasten ( $PM_{10}$ ) mittaamiseen soveltuva menetelmä on esimerkiksi standardin SFS-EN12341 (Ambient air. Standard gravimetric measurement method for the determination of the  $PM_{10}$  or  $PM_{2,5}$  mass concentration of suspended particulate matter) punnitusmenetelmä. SFS-EN 12341 määrittelee menetelmän ulkoilman  $PM_{10}$ - ja  $PM_{2,5}$ -pitoisuuksien mittaamiseksi Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2008/50/EY (ilmanlaadusta ja sen parantamisesta) mukaisesti. Standardimenetelmässä hiukkasia kerätään hyväksytylle suodattimelle 24 tunnin ajan käyttäen hyväksytyä inlettä tilavuusvirtauksella 2,3 m<sup>3</sup>/h. Hiukkasmassa määritetään punnitsemalla suodatin vakioiduissa olosuhteissa ennen ja jälkeen keräyksen. Näytteen keräykselle, suodattimien käsittelylle ja kuljettamiselle sekä punnitsemiselle annetaan laatuvaatimukset.

Standardissa SFS-EN ISO 16000-1 (Indoor air. Part 1: General aspects of sampling strategy) käydään läpi yleisiä asioita, jotka pitää ottaa huomioon suunniteltaessa sisäilman hiukkaspitoisuuden mittaamista. Standardi ISO 16000-37:2019 (Indoor air — Part 37: Measurement of  $PM_{2,5}$  mass concentration) määrittelee sisäilman  $PM_{2,5}$ -massapitoisuuden mittaamisessa käytettävät välineet ja menetelmät, joita voidaan soveltaa myös  $PM_{10}$ -massapitoisuudelle. Referenssimenetelmä perustuu SFS-EN 12341 mukaiseen suodatinkeräykseen. Suodatinkeräyksen lisänä voidaan käyttää jatkuvatoimisia mittalaitteita havaitsemaan pitoisuuspiikit eri lähteistä, pitoisuusvaihtelu huoneen sisällä sekä referenssimenetelmän laadunvarmistuksena. Vain standardin ISO 16000-34:2018 (Indoor air — Part 34: Strategies for the measurement of airborne particles) kuvassa 3 listattuja mittausmenetelmiä, jotka kattavat hiukkaskoot 300–5000 nm, voidaan käyttää lisämittauksissa. Standardissa kerrotaan myös laadunvarmistuksesta, mittausepävarmuuden määrittämisestä sekä vähimmäisvaatimukset tulosten raportoinnille. Referenssimenetelmässä mittaus tehdään huoneen keskeltä 1,5 m korkeudelta. Näyteilman tilavuusvirtauksen tulisi olla korkeintaan 10 % tunnin aikana vaihtuvan ilman tilavuudesta tai huoneen tilavuudesta. Koska ulkoilman hiukkaspitoisuus vaikuttaa oleellisesti sisäilmaan, standardissa suositellaan samanaikaista ulkoilmamittausta. Ulkoilmamittauksissa käytetään samaa laitetyyppiä kuin sisäilmassa ja sen sijoittaminen ohjeistetaan standardissa ISO 16000-34:2018. Jos pitoisuusvaihteluissa näkyy sama trendi ulko- ja sisäpitoisuuksissa, ulkoilma pitää huomioida yhtenä sisäilman hiukkaslähteenä.

Standardi ISO 16000-34:2018 (Indoor air — Part 34: Strategies for the measurement of airborne particles) käsittelee muun muassa hiukkasten sisälähteiden tunnistamista ja arviointia. Standardin mukaan WHO:n  $PM_{2,5}$ -ohjearvoa voidaan käyttää asunnoissa, joissa ei ole erityisiä sisälähteitä. Tiloissa, joissa on sisälähteitä (asuntojen keittiöt, julkiset tilat), WHO:n ohjearvoa ei standardin mukaan ole mielekäästä soveltaa. WHO rajaa kuitenkin vain työpaikat sisäilman ohjearvojen ulkopuolelle (World Health Organization 2021). Vuonna 2010 WHO:n sisäilman ohjearvoja laatineen työryhmän ohjausryhmä totesi, ettei ole vakuuttavaa todistusaineistoa siitä, että sisälähteistä peräisin olevat  $PM_{10}$ - ja  $PM_{2,5}$ -hiukkaset olisivat haitattomampia kuin ulkoilman hiukkaset (World Health Organization, Regional Office for Europe 2010).

## 7.2 Mittauslaitteet

Asumisterveysasetuksen soveltamisohjeen osan I (Valvira 2016) mukaan:

Mittaus ja näytteenotto tulee tehdä ensisijaisesti asunnon tai muun oleskelutilan tavanomaista käyttöä vastaavissa oloissa. Terveyshaittaa selvitettäessä on mittauksessa ja näytteenotossa käytettävä standardoituja menetelmiä tai vastaavia muita luotettavia menetelmiä. Mittaus- ja näytteenottolaitteiden pitää olla valmistajan ohjeiden mukaisesti kalibroituja. Näyte tulee ottaa ja analysoida laboratorion ohjeiden ja laadunvarmistusjärjestelmän mukaisesti. Mittaus- ja analyysituloksia sisältävässä lausunnossa on aina ilmoitettava käytetty mittaus-, näytteenotto- ja analysointimenetelmä sekä määrittäjä ja tulosten tulkinnassa noudatetut periaatteet. Toimenpiderajan ylittymistä arvioitaessa on tehtävä mittaus- tai näytteenottotapahtumaa ja jatkoanalyysiä koskeva epävarmuustarkastelu. Toimenpideraja ylittyy, jos tässä asetuksessa tarkoitettujen altisteiden numeeriset arvot ylittyvät mittausepävarmuus huomioon ottaen. Uuden mittausmenetelmän luotettavuus ja toistettavuus terveyshaittojen selvittämiseksi on osoitettava asian-tuntevan ja riippumattoman sosiaali- ja terveysministeriön hyväksymän toimijan toimesta.

Suodatinkeräys on massapitoisuuden määrittämisen standardimenetelmä, jos inlettinä käytetään standardissa ISO 16000-37 (Indoor air — Part 37: Measurement of PM<sub>2,5</sub> mass concentration) hyväksytyä mallia. Standardin mukaisia laitteistoja on Suomessakin myynnissä ja niitä on käytössä ulkoilmamittauksissa. Menetelmän tilavuusvirtaus (2,3 m<sup>3</sup>/h; 38,3 litraa/min) vaatii melko tehokkaan pumpun. Tällaiset pumput ovat usein äänekkäitä, isokokoisia ja painavia. Asuntoon sijoitettavan pumpun melun häiritsevyyttä voi tarvittaessa vähentää äänieristyksellä tai sijoittamalla pumpu toiseen tilaan, mutta käytännön työssä hiljaisempi, pienempi ja kevyempi laite olisi helpompi sekä mittaajan että asukkaiden kannalta. Pienissä huoneissa suodatetun ilman suuri tilavuusvirtaus voi myös vaikuttaa huoneen hiukkaspitoisuuteen.

Mahdollisia vaihtoehtoisia menetelmiä ovat kooltaan ja tilavuusvirtaukseltaan standardilaitteistoa pienemmät hiukkaskeräimet, joissa on esierottimena joko syklori tai impaktori (ISO 16000-34:2018). Suodatinkeräyksissä jokaista hiukkaskokoluokkaa varten on oltava eri keräin. Melko alhaisten pitoisuuksien ja pienehkön tilavuusvirtauksen takia suodattimelle vuorokauden mittauksen aikana kertyvä massa on pieni ja siksi vaa'an on oltava tarkka ja sijaittava olosuhteiltaan vakioidussa huoneessa. Näytteenoton jälkeen suodattimet tulisi säilyttää viileässä myös kuljetusten ajan, jotta suodattimelle kertyneet haihtuvat ja puolihaihtuvat yhdisteet eivät häviä. Ilman tilavuusvirtaus määritetään mittauksen alussa ja lopussa virtauskalibraattorin avulla. Suodattimelle kerätystä näytteestä voidaan määrittää reflektometrillä mustan hiilen pitoisuutta kuvaava absorptiokerroin (ABS). Vaikka laitteistot ovat helppokäyttöisiä, niiden ylläpidossa ja mittauslaadun varmistuksessa on oma työnsä. Suomessa ei tiettävästi ole validoitu yhdenkään pienikokoisen suodatinkeräimen luotettavuutta ja toistettavuutta standardimenetelmään verrattuna.

Suodatinkeräykseen perustuvien (gravimetrinen) laitetyyppien lisäksi hiukkaspitoisuuksia voidaan mitata myös jatkuvatoimisilla monitoreilla. Standardissa ISO 16000-34:2018 hyväksytyistä menetelmistä asumisterveysasetuksen mukaisiin mittauksiin soveltuisi valon sirontaan perustuvat optiset hiukkaslaskurit. Käytännössä optinen mittalaite mittaa hiukkasten lukumäärää ja halkaisijaa ja muuttaa tiedon massapitoisuudeksi käyttäen oletustiheyttä, joka usein eroaa todellisesta mitattavien hiukkasten tiheydestä. Tulokseen vaikuttaa myös ilmankosteus. Mittauksissa, joissa on useampi samanlainen mittalaite rinnakkain, on havaittu suuriakin eroja eri laiteyksilöiden välillä. Käytännössä tarvitaan laiteyksilöiden ja laitetyyppien (optinen vs gravimetrinen) vertailumittauksia eri olosuhteissa ja hiukkastyypeille, jotta optisen mittalaitteen tulos voidaan muuntaa ohjearvoon tai toimenpiderajaan verrattavaksi. Vertailumittaukset voidaan tehdä joko tutkimuskohteessa tai tilassa, jossa hiukkasten päästölähteet ovat vastaavat kuin tutkimuskohteessa.

Kaikissa hiukkasmonitoreissa on oma ohjelmisto, jonka käyttö vaatii tietokoneen ja jonkin verran opettelua. Laitteen antamat lukemat tallennetaan tietokoneelle, niihin tehdään tarvittavat vertailumittauksiin perustuvat korjaukset ja lasketaan vuorokausikeskiarvo. Jos halutaan tarkempaa tietoa pitoisuuden ajallisesta vaihtelusta ja mahdollisista hiukkaslähteistä, minuuttitason dataa verrataan ajankäyttöpäiväkirjan tietoihin. Asumisterveysasetuksessa ei määritetä toimenpiderajoja vuorokautta lyhyemmille ajanjaksoille. Jatkuvatoimisten monitorien datasta voisi kuitenkin selvittää mistä mahdollinen toimenpiderajan ylittyminen johtuu, jolloin ongelman ratkaiseminen helpottuu. Lyhyessä mittauksessa myös yksittäisen piikin vaikutus voi muodostua

todella merkittäväksi. Monitorien hankintahinnan ja ylläpitokustannusten sekä vertailumittausten välttämättömyyden ja datankäsittelyn työläyden takia suodatinkeräys olisi parempi valinta peruslaitteistoksi, jos suodattimien kuljetus ja punnitus saadaan järjestettyä luotettavasti. Jos suodatinkeräyksen perusteella toimenpideraja ylittyy eikä ylityksen syy ole yksiselitteinen, voidaan tehdä lisämittauksia jatkuvatoimisilla mittauslaitteilla.

Jos mittauksissa ollaan kiinnostuneita erityisesti palamisperäisistä hiukkasista, niiden ajallisesta vaihtelusta saadaan arvio mittaamalla jatkuvatoimisesti mustan hiilen pitoisuutta valon absorptioon perustuvalla monitorilla. Terveiden ja hyvinvoinnin laitoksen tekemissä laitevertailuissa pienikokoiset etalometrit ovat olleet helppokäyttöisiä, ja niiden antama tulos on ollut lähellä isompien laitteiden tulosta. Pelkkä mustan hiilen jatkuvatoiminen mittaus ei riitä korvaamaan hiukkasten suodatinkeräystä, koska mustan hiilen pitoisuudelle ei ole annettu toimenpiderajaa.

### 7.3 Mittausjärjestelyt

Asumisterveysasetuksessa (545/2015) tai sen soveltamisohjeen osissa I ja III (Valvira 2016; Valvira 2016) ei tällä hetkellä ohjeisteta mittausjärjestelyjä. Standardissa ISO 16000-37:2019 (Indoor air — Part 37: Measurement of PM<sub>2,5</sub> mass concentration) määritellään laitteiston sijainti huoneessa ja mittauskorkeus. Näiden lisäksi olisi hyvä antaa ohjeet asukkaiden tai tilan käyttäjien sekä tilassa olevien laitteistojen (ilmanvaihto, jääkaapit jne) toiminnoista mittausten aikana riippuen mittausten tavoitteesta. Standardissa ISO 16000-34:2018 (Indoor air — Part 34: Strategies for the measurement of airborne particles) määritetään kolme toiminnallista tasoa: 1) ei ihmisiä, ei aktiviteetteja, kaikki laitteet sammutettu; 2) ei ihmisiä, ei aktiviteetteja, mutta laitteet toimivat normaalisti; 3) normaalitilanne.

Riippuen siitä mitä hiukkasmittauksilla halutaan selvittää, voi olla tarpeen määritellä, mikä katsotaan normaaliksi toiminnaksi. Asukkaiden omat toiminnat, erityisesti ruuanlaitto, puunpoltto, kynttiöiden poltto ja tupakointi sisätiloissa tai asunnon välittömässä läheisyydessä voivat johtaa toimenpiderajan ylittymiseen, vaikka mittauksen tarkoituksena olisi selvittää esimerkiksi naapurin puunpolton päästöjen vaikutusta sisäilman laatuun. Jos asukkaiden normaaleja toimintoja ei haluta tai voida kieltää mittauksen aikana, kannattaisi ainakin neuvoa tavat vähentää sisälähteiden hiukkaspäästöjä tai estää päästöjen leviäminen sisätiloissa.

Hiukkasten pitoisuus ulkoilmassa riippuu monesta tekijästä kuten paikallisten lähteiden päästöjen ja kaukokulkeuman vaihtelusta sekä meteorologiasta. Esimerkiksi jos savuhaittapauksissa tehtäisiin mittauksia, tulisi niiden olla riittävän pitkäkestoisia, sillä muutamien yksittäisten päivien tai edes viikkojen mittaukset eivät välttämättä kuvasta riittävän hyvin kokonaistilannetta. Asumisterveysasetuksen soveltamisohjeen (osa I) mukaan terveyshaitta on arvioitava kokonaisuutena siten, että altisteen toimenpiderajaa sovellettaessa otetaan huomioon altistumisen todennäköisyys, toistuvuus ja kesto, mahdollisuudet välttyä altistumiselta tai poistaa haitta sekä poistamisesta aiheutuvat olosuhteet ja muut vastaavat tekijät (Valvira 2016). Savuhaittapauksien mittauskohteissa asukkaille tehtävällä kyselyllä voitaisiin selvittää, miten paljon haitta vaihtelee ja millaisissa sääolosuhteissa haitta on suurin. Lähialueen mahdollisten ilmanlaadun mittausasemien tulokset voivat paljastaa trendejä pitoisuusvaihteluista kuukausittain ja viikonpäivittäin tai jopa säätilan vaikutuksesta.

Mittausolosuhteiden raportointi on oleellinen osa mittausten laadunvarmennusta ja tärkeää myös tulosten tulkinnan kannalta. Standardeissa ISO 16000-37:2019 (Indoor air — Part 37: Measurement of PM<sub>2,5</sub> mass concentration) ja SFS-EN12341 (Ambient air. Standard gravimetric measurement method for the determination of the PM<sub>10</sub> or PM<sub>2,5</sub> mass concentration of suspended particulate matter) on listattu tarvittavat tiedot olosuhteista sekä mittausten että punnitusten aikana. Myös tiedot ilmanvaihdesta (ikkunoiden aukiolo, koneellisen ilmanvaihdon säädöt, huonekohtaisten ilmanpuhdistimien tiedot, liesituulettimen käyttö) samoin kuin esimerkiksi Ilmatieteen laitoksen sivuilta ladattavissa olevat säätiedot ja mahdolliset havainnot esimerkiksi hiukkaspitoisuuksien vaihtelusta ulkoilmassa (<https://www.ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus>) tulisi kirjata mittausraporttiin. Koska tarvittavia tietoja on paljon, asumisterveysasetuksen soveltamisohjeeseen olisi hyvä lisätä mittauspöytäkirjapohja.

## 7.4 Milloin pitäisi mitata

Hiukkaspitoisuuksia voi olla tarpeen selvittää esimerkiksi liikenneympäristössä, puun polttoa suosivalla pientaloalueella sekä joidenkin teollisuusalueiden lähellä epäiltäessä hiukkasiin liittyvää pitkäaikaista haittaa, erityisesti jos tiloissa oleskelee lapsia, vanhuksia tai sairautensa vuoksi riskiryhmään kuuluvia. Hiukkaspitoisuudet voivat olla koholla myös kaukokulkeumien ja rakennuksen korjaus- ja muutostöiden aikana, mutta tällöin on usein kyse hetkellisestä ilmiöstä. Poikkeuksen voivat muodostaa suuret, pitkäkestoiset rakennustyömaat, jotka voivat nostaa sekä  $PM_{2,5}$ - että  $PM_{10}$ -pitoisuuksia sisäilmassa esimerkiksi huputuksen aikana.

## 7.5 Kooste mittauksen suunnittelun kannalta tärkeimmistä asioista

Taulukko 10 on esitetty kooste edellä olevissa kappaleissa esitetyistä mittausten kannalta tärkeimmistä asioista. Mittauspöytäkirjaan tulevista yksityiskohdista löytyy listaus standardin ISO 16000-34:2018 liitteen taulukosta A.1.

**Taulukko 10. Hiukkaspitoisuuden selvittämisen kannalta tärkeimmät asiat.**

Asia	Tarkennus
Todennäköisimmät tilanteet, joissa mittausta tarvitaan	Lähellä voimakas lähde ulkoilmassa (liikenne, puun poltto, teollisuus, suuri rakennustyömaa) Päiväkodit ja koulut ym alueilla Voimakas sisälähde
Opastus sisälähteiden hallinnasta	Liesituuletin Siivousmenetelmät (nihkeäpyyhintä yms) Kynttilöiden polton vähentäminen tai kynttilöiden korvaus LED-tuotteilla Tulisijan käyttö (kunnossapito, puiden lisäys) Tupakoinnin välttäminen sisätiloissa ja asuinrakennuksen lähellä
Opastus: Ikkunat/korvausilmaventtiilit/ilmanvaihto	Ikkunoiden kiinni pitäminen mittauksen aikana Korvausilmaventtiileihin suodattimet, vaihdettava Tuuletus vain, jos ulkona ei savua Tuloilmakanavaan suodatinta Riittävästi korvausilmaa, ettei ilmaa tule rakenteiden läpi
Hiukkaslähde, jos tiedossa	Jos lähde on tupakointi tai passiivinen tupakointi, katso asumisterveysasetus §18
Altistumisen toistuvuus (asukkaan/tilan käyttäjän arvio; vuodenaikojittain)	Harvemmin kuin kerran kuukaudessa 1–3 kertaa kuukaudessa 1–2 kertaa viikossa 3–4 kertaa viikossa 5 kertaa viikossa tai useammin
Altistumisen kesto (asukkaan/tilan käyttäjän arvio)	Alle tunti/vuorokausi 1–3 tuntia/vuorokausi 4–12 tuntia/vuorokausi yli 12 tuntia/vuorokausi
Tyypillinen altistumisjakso (asukkaan/tilan käyttäjän arvio)	Vuodenaika, viikonpäivä(t), sääolosuhde (lämpötila, tuulen suunta, tuulen nopeus, matalapaine), kuiva maaperä Miten usein ym olosuhteita esiintyy? Edeltävän vuoden tiedot lähimmältä sääasemalta.
Mittauspäivän/-päivien valinta	Arvioidaan edustava(t) mittauspäivä(t) asukkaan antamien tietojen perusteella (vuodenaika, viikonpäivä, sääennuste); tyypillinen tilanne vai erityisen paha tilanne?
Mittausmenetelmän valinta	Pitoisuustason selvittäminen suodatinkeräyksellä Jos tarvitaan ajallinen vaihtelu, käytetään optista mittalaitetta ja ajankäyttöpäiväkirjaa
Mittaus	<b>Kodit:</b> Suodatinkeräys 24 tunnin jaksoissa: PM <sub>2,5</sub> ja/tai PM <sub>10</sub> Jatkuvatoiminen laite voi mitata useamman vuorokauden peräkkäin. Asukkaat elävät normaalisti tai sisälähteitä rajoitetaan Laitteet sijoitetaan olohuoneeseen (inletin korkeus, etäisyys seinästä) Laitteet olosuhteiden tallentamiseen (lämpötila, kosteus, ilmanpaine) Jos mahdollista, samanaikaisesti mittaus ulkoilmasta. <b>Muut tilat:</b> Suodatinkeräys mahdollisesti 2×12 h tai 3×8 h peräkkäisinä päivinä samalle suodattimelle tilojen ollessa käytössä. Muuten kotimittausten ohjeiden mukaisesti.
Mittauspöytäkirja	Kaikki mittauksen ja tulosten tulkinnan kannalta oleelliset tiedot kirjataan mittauspöytäkirjaan
Mittauksen jälkeen	Suodatinkeräyksestä massapitoisuuden vuorokausikeskiarvo Optinen: tulos korjataan vastaamaan mahdollisimman tarkasti suodatinkeräystä, laskeaan 24 h keskiarvo + ajallinen vaihtelu vs ajankäyttöpäiväkirja Mahdollisten episoditilanteiden tarkistaminen kaupungin ilmanlaatuasemien datasta.

# 8 Suositukset asumisterveysasetuksen ja sen soveltamisohjeen päivittämisestä sisäilman hiukkasten osalta

## 8.1 Asumisterveysasetuksen toimenpiderajat

Asumisterveysasetuksessa 545/2015 on määritetty sisäilman pienhiukkaspitoisuuden vuorokausikeskiarvolle toimenpiderajaksi  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja hengitettävien hiukkasten vuorokausikeskiarvolle  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Rajat ovat samat kuin WHO:n vuonna 2005 antamat terveysperusteiset ohjearvot. Vuonna 2021 WHO julkaisi uudet ilmanlaadun ohjearvot ulko- ja sisäilman hiukkaspitoisuuksien vuorokausikeskiarvoille ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  PM<sub>2,5</sub> ja  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  PM<sub>10</sub>;

Taulukko 2). Ohjearvot eivät koske työpaikkojen sisäilmaa. Ohjearvoja tiukennettiin, koska tieteellisissä tutkimuksissa on vahvistunut näyttö terveyshaitoista myös pienillä hiukkaspitoisuuksilla. Tämän takia olisi hyvä tarkastella asumisterveysasetuksen toimenpiderajoja ja käytettäviä mittaamenetelmiä uudelleen uusimman tutkimustiedon valossa.

Muiden hiukkaskomponenttien, kuten hiukkasten lukumääräpitoisuuden ja mustan hiilen pitoisuuden, lisäämistä asumisterveysasetukseen ei voida suositella tässä vaiheessa, sillä niiden pitoisuuksien yhteydestä terveyteen ei tällä hetkellä ole riittävästi tietoa eli altiste-vastesuhteet ovat hyvin epävarmoja. Myöskään muiden mittausaikojen lisäämistä ei suositella kotien osalta. Useat kotien sisäilman hiukkaslähteet voivat aiheuttaa hyvinkin suuria, mutta lyhytaikaisia pitoisuuksia. Hyvin lyhytaikaisen, minuutteja tai tunteja kestävä, altistumisen aiheuttamista terveyshaitoista ei kuitenkaan ole tällä hetkellä riittävästi tieteellistä näyttöä, eikä pitoisuuksille ole olemassa kansainvälisiä ohjearvoja. Vuosikeskiarvolle on olemassa WHO:n ohjearvot (PM<sub>2,5</sub>:  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja PM<sub>10</sub>:  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), mutta vuosikeskiarvon mittaaminen sisätiloista on vaikeasti toteutettavissa.

Vuorokausikeskiarvon käyttäminen toimenpiderajana on vaikeammin perusteltavissa tiloissa, joissa on käyttäjiä vain tiettyyn aikaan vuorokaudesta. Esimerkiksi päiväkodeissa ja kouluissa on toimintaa noin 8 tuntia vuorokaudessa ja hiukkaspitoisuudet ovat suuremmat toiminnan aikana kuin tilojen ollessa tyhjiillään. Yhtenä vaihtoehtona voisi olla  $2 \times 12$  tunnin tai  $3 \times 8$  tunnin keräys samalle suodattimelle peräkkäisinä päivinä, jolloin keskiarvopitoisuutta voisi verrata toimenpideraja-arvoon. Tämä toimintatapa on hyväksytty standardissa ISO 16000-37:2019.

Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen tutkimuksissa kotien sisäilman PM<sub>2,5</sub>-vuorokausikeskiarvoista 3 % on ylittänyt  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja 10 %  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Mittauskohteet eivät ole olleet savuhaittakohteita. Suurin osa mittauksista on tehty eläkeläisten kotona, joten esimerkiksi lapsiperheiden kodeista ei ole tietoja. Päiväkodeissa, kouluissa ja toimistoissa ei ole mitattu vastaavia ylityksiä, mutta mittauksia on todella vähän.

## 8.2 Muut päivitykset

Toimenpideraja pitäisi ilmoittaa vuorokausikeskiarvona tai 24 tunnin keskiarvona, jos mahdollistetaan esimerkiksi 8 tunnin keräys kolmena peräkkäisenä päivänä. Nykyinen ”24 tunnin aikana” voisi tarkoittaa myös sitä, ettei pitoisuus saisi ylittää toimenpiderajaa lyhytaikaisesti 24 tunnin mittauksen aikana. Asetuksessa olisi hyvä todeta, kuinka monena päivänä mittauksia tulisi tehdä, ja riittääkö toimenpiderajan ylittyminen yhtenä päivänä luokittelemaan asunnon ongelmalliseksi.

Tarkemmat tiedot mittauksiin hyväksytyistä laitteista ja välineistä, sekä suositukset mittaolosuhteista ja mittauspöytäkirjasta helpottaisivat mittausten tekijöitä. Ohjeistus laitteiden sijoittamisesta (olohuone/luokahuone/leikkiätila/työhuone/kokoustila; huoneen keskelle/luokan eteen/luokan taakse; mittauskorkeus 1,5 m; etäisyys seinästä/laitteista, jne) yhtenäistäisi mittauskäytäntöjä kunnissa. Hyvin lähellä sisälähdettä hiukkaspitoisuus saattaa ylittää toimenpiderajan, vaikka pitoisuus muualla jäisi rajaa pienemmäksi.

Asukkaiden toiminta mittauksen aikana (ovatko kotona, saako olla sisälähteitä, koneellinen ilmanvaihto, liesituuletin) riippuu siitä, mitä mittauksella halutaan selvittää. Perusohjeena voisi olla normaali toiminta kuitenkin niin, että mittauksen yhteydessä voidaan antaa yleistä ohjausta ja neuvontaa siitä, miten sisälähteiden päästöjä voidaan vähentää tai leviämistä hallita.

Myös mittausajankohdan valinta riippuu mittauksen tavoitteesta. Esimerkiksi savuhaittakohteessa ei kannata mitata sateisena päivänä, kun tiedetään jo ennalta, että pitoisuus tulee olemaan pieni. Toisaalta mittausta ei kannata tehdä savun esiintyessä runsaana, jos vastaavia olosuhteita esiintyy hyvin harvoin.

## 8.3 Selvitettäviä asioita

### 8.3.1 Mittaustarpeen selvittäminen

Mittalaitteiden hankintahinnat ovat melko suuria ja ylläpito on työlästä. Lisäksi suodattimien punnitseminen vaatii olosuhdevakioidun huoneen ja tarkan vaa'an. Jos viranomaisilla tai muilla asiantuntijoilla ei ole jatkuvaa tarvetta laitteistoille tai tarvittavia resursseja laitteiden hankintaan, huoltoon, kalibrointiin, vertailumittauksiin ja suodattimien punnitsemiseen, toiminta olisi järkevää tehdä keskitetysti. Laitteisto ja tulospalvelu voitaisiin tarvittaessa tilata palveluntarjoajalta, joita voisivat olla yksityinen yritys tai esimerkiksi Ilmatieteen laitos tai Terveyden ja hyvinvoinnin laitos, joissa on jo nykyisellään tähän liittyvää osaamista. Ennen päätöstä mahdollisesti keskitetystä laitepalvelusta, tarvitaan tietoa palvelun tarpeesta ja selvitys mahdollisista palveluntarjoajista ja hinnoista. Terveyden ja hyvinvoinnin laitos selvittää tilannetta sisäilman hiukkasmittaustarpeen osalta viranomaiskyselyllä 2023.

### 8.3.2 Suositeltavan mittalaitteen selvittäminen

Tehdyn katsauksen perusteella tarvitaan tarkempi selvitys tällä hetkellä saatavilla olevista laitteista ja niiden käyttökelpoisuudesta. Standardin ISO 16000-37:2019 (Indoor air — Part 37: Measurement of PM<sub>2,5</sub> mass concentration) mukainen inlet vaatii suhteellisen tehokkaan pumpun, jonka aiheuttama melu voi häiritä sisätiloissa ja poistoilma vääristää hiukkaspitoisuutta tuottamalla asuntoon suodatettua ilmaa ja toisaalta aiheuttaen ilmavirran, joka voi aiheuttaa resuspensiota. Mahdolliset pienempää virtausta käyttävät suodatinkeräimet tulisi verrata referenssimenetelmän kanssa ohjeen Guide to the Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods (EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence 2010) mukaisesti. Jatkuvatoimisten hiukkasmonitoreiden luotettavuus ja toistettavuus standardimenetelmään verrattuna pitäisi selvittää ennen kuin niitä voidaan suositella käytettäväksi suodatinkeräystä täydentävänä menetelmänä. Menetelmät ulkoilmamittauksiin tarkoitettujen jatkuvatoimisten mittalaitteiden ja referenssimenetelmän vastaavuuden määrittämiseksi sekä vähimmäisvaatimukset esitellään dokumentissa CEN/TS 16450:2013 (Ambient air - Automated measuring systems for the measurement of the concentration of particulate matter (PM<sub>10</sub>; PM<sub>2,5</sub>)).

Soveltuvien laitteiden lisäksi tarvitaan ohjeet laitteiston käyttöön ja mittauksen tekemiseen sekä pohja mittauspöytäkirjaksi.



## Lähteet

- Asumisterveysasetus 545/2015. Annettu Helsingissä 23.4.2015. Saatavilla sähköisesti osoitteessa <https://www.finlex.fi/fi/laki/smur/2015/20150545>.
- Abdul-Wahab SA, En SCF, Elkamel A, Ahmadi L ja Yetilmezsoy K (2015) A review of standards and guidelines set by international bodies for the parameters of indoor air quality. *Atmospheric Pollution Research*, 6(5)751-767. DOI:10.5094/APR.2015.084
- Afshari A, Matson U ja Ekberg LE (2005) Characterization of indoor sources of fine and ultrafine particles: a study conducted in a full-scale chamber. *Indoor Air*, 15(2)141-150. DOI:10.1111/j.1600-0668.2005.00332.x
- Ardkapan SR, Johnson MS, Yazdi S, Afshari A ja Bergsøe NC (2014) Filtration efficiency of an electrostatic fibrous filter: Studying filtration dependency on ultrafine particle exposure and composition. *J.Aerosol Sci.*, 7214-20. DOI:10.1016/j.jaerosci.2014.02.002
- Atkinson RW, Kang S, Anderson HR, Mills IC ja Walton HA (2014) Epidemiological time series studies of PM<sub>2.5</sub> and daily mortality and hospital admissions: a systematic review and meta-analysis. *Thorax*, 69(7)660-665. DOI:10.1136/thoraxjnl-2013-204492
- Batterman S, Godwin C ja Jia CR (2005) Long duration tests of room air filters in cigarette smokers' homes. *Environ.Sci.Technol.*, 39(18)7260-7268. DOI:10.1021/es048951q
- Brinkman GL, Milford JB, Schauer JJ, Shafer MM ja Hannigan MP (2009) Source identification of personal exposure to fine particulate matter using organic tracers. *Atmos.Environ.*, 43(12)1972-1981. DOI:10.1016/j.atmosenv.2009.01.023
- Brunekreef B, Janssen NA, de Hartog JJ, Oldenwening M, Meliefste K, Hoek G, Lanki T, Timonen KL, Vallius M, Pekkanen J ja Van Grieken R (2005) Personal, indoor, and outdoor exposures to PM<sub>2.5</sub> and its components for groups of cardiovascular patients in Amsterdam and Helsinki. Health Effects Institute, Research Report 127, United States, s. 1-70. URL: <https://www.healtheffects.org/publication/personal-indoor-and-outdoor-exposures-pm25-and-its-components-groups-cardiovascular>
- Carvalho TC, Peters JI ja Williams RO,III (2011) Influence of particle size on regional lung deposition - What evidence is there? *Int.J.Pharm.*, 406(1-2)1-10. DOI:10.1016/j.ijpharm.2010.12.040
- Cassee F, Morawska L, Peters A, Wierzbicka A, Buonanno G, Cyrus J, SchnelleKreis J, Kowalski M, Riediker M, Birmili W, Querol X, Yildirim AÖ, Elder A, Yu IJ, Øvreivik J, Hougaard KS, Loft S, Schmid O, Schwarze PE, Stöger T, Schneider A, Okokon E, Samoli E, Stafoggia M, Pickford R, Zhang S, Breitner S, Schikowski T, Lanki T ja Aurelio T (2019) White Paper: Ambient ultrafine particles: evidence for policy makers. s. 19. URL: [https://efca.net/files/WHITE%20PAPER-UFP%20evidence%20for%20policy%20makers%20\(25%20OCT\).pdf](https://efca.net/files/WHITE%20PAPER-UFP%20evidence%20for%20policy%20makers%20(25%20OCT).pdf)
- Chakraborty R, Heydon J, Mayfield M ja Mihaylova L (2020) Indoor Air Pollution from Residential Stoves: Examining the Flooding of Particulate Matter into Homes during Real-World Use. *Atmosphere*, 11(12)1326. DOI:10.3390/atmos11121326
- Chen J ja Hoek G (2020) Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environ.Int.*, 143105974. DOI:10.1016/j.envint.2020.105974
- Cheong CD, Neumeister-Kemp HG, Dingle PW ja Hardy GS (2004) Intervention study of airborne fungal spora in homes with portable HEPA filtration units. *Journal of Environmental Monitoring*, 6(11)866-873. DOI:10.1039/b408135h
- Deng Q, Deng L, Miao Y, Guo X ja Li Y (2019) Particle deposition in the human lung: Health implications of particulate matter from different sources. *Environ.Res.*, 169237-245. DOI:10.1016/j.envres.2018.11.014
- Downward GS, van Nunen, Erik J. H. M., Kerckhoffs J, Vineis P, Brunekreef B, Boer JMA, Messier KP, Roy A, Verschuren WMM, van der Schouw, Yvonne T., Sluijs I, Gulliver J, Hoek G ja Vermeulen R (2018) Long-Term Exposure to Ultrafine Particles and Incidence of Cardiovascular and Cerebrovascular Disease in a Prospective Study of a Dutch Cohort. *Environ.Health Perspect.*, 126(12)127007. DOI:10.1289/EHP3047
- Du L, Leivo V, Martuzevicius D, Prasauskas T, Turunen M ja Haverinen-Shaughnessy U (2016) INSULatE-project results. Improving energy efficiency of multifamily buildings, indoor environmental quality and occupant health. THL, Report 17/2016, Helsinki, s. 1-227. URL: <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-302-772-5>
- EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence (2010) Guide to the Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods. s. 1-92. URL: [https://www.aces.su.se/reflab/wp-content/uploads/2016/11/Demonstration\\_of\\_Equivalence\\_of\\_Ambient\\_Air\\_Monitoring.pdf](https://www.aces.su.se/reflab/wp-content/uploads/2016/11/Demonstration_of_Equivalence_of_Ambient_Air_Monitoring.pdf)
- Esworthy R (2015) Air Quality: EPA's 2013 Changes to the Particulate Matter (PM) Standard. Congressional Research Service, s. 45. URL: <https://sgp.fas.org/crs/misc/R42934.pdf>
- Fisk WJ (2013) Health benefits of particle filtration. *Indoor Air*, 23(5)357-368. DOI:10.1111/ina.12036
- Haaramo Juha. Henkilökohtainen tiedonanto perustuen Tilastokeskuksen Ajankäyttötutkimukseen 2009–2010.
- Hänninen OO, Lebet E, Ilacqua V, Katsouyanni K, Kunzli F, Sram RJ ja Jantunen M (2004) Infiltration of ambient PM<sub>2.5</sub> and levels of indoor generated non-ETS PM<sub>2.5</sub> in residences of four European cities. *Atmos.Environ.*, 38(37)6411-6423. DOI:10.1016/j.atmosenv.2004.07.015
- Hänninen O, Lehtomäki H ja Korhonen A (2020) Ympäristöaltisteiden kansanterveysvaikutukset. *Ympäristö ja Terveyslehti*, 51(1)6-13.
- Health Canada (2012) Guidance for fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) in residential indoor air. <https://www.canada.ca/content/dam/canada/health-canada/migration/healthy-canadians/publications/healthy-living-vie->

- [saine/fine-particulate-particule-fine/alt/fine-particulate-particule-fine-eng.pdf](#) (luettu 23.2.)
- HEI Review Panel on Ultrafine Particles (2013) Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles. Health Effects Institute, Boston, MA, URL: <https://www.healtheffects.org/system/files/Perspectives3.pdf>
- Huttunen K, Siponen T, Salonen I, Yli-Tuomi T, Aurela M, Dufva H, Hillamo R, Linkola E, Pekkanen J, Pennanen A, Peters A, Salonen RO, Schneider A, Tiittanen P, Hirvonen M ja Lanki T (2012) Low-level exposure to ambient particulate matter is associated with systemic inflammation in ischemic heart disease patients. *Environ.Res.*, 11644-51. DOI:10.1016/j.envres.2012.04.004
- Janssen NA, Gerlofs-Nijland ME, Lanki T, Salonen RO, Cassee F, Hoek G, Fischer P, Brunekreef B ja Krzyzanowski M (2012) Health Effects of Black Carbon. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, s. 1-86. URL: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/352615>
- Janssen N, Lanki T, Hoek G, Vallius M, de Hartog JJ, Van Grieken R, Pekkanen J ja Brunekreef (2005) Associations between ambient, personal, and indoor exposure to fine particulate matter constituents in Dutch and Finnish panels of cardiovascular patients. *Occup.Environ.Med.*, 62(12)868-877. DOI:10.1136/oem.2004.016618
- Johannesson S, Gustafson P, Molnar P, Barregard L ja Sallsten G (2007) Exposure to fine particles (PM2.5 and PM1) and black smoke in the general population: personal, indoor, and outdoor levels. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 17(7)613-624. DOI:10.1038/sj.jes.7500562
- Jung S ja Kim J (2020) Advanced Design of Fiber-Based Particulate Filters: Materials, Morphology, and Construction of Fibrous Assembly. *Polymers (Basel)*, 12(8)1714. doi: 10.3390/polym12081714. DOI:10.3390/polym12081714
- Kelly FJ ja Fussell JC (2019) Improving indoor air quality, health and performance within environments where people live, travel, learn and work. *Atmos.Environ.*, 20090-109. DOI:10.1016/j.atmosenv.2018.11.058
- Kim CS (2021) Physiological Factors Affecting Lung Deposition. *Journal of Aerosol Medicine and Pulmonary Drug Delivery*, 34(3)147-154. DOI:10.1089/jamp.2021.29036.csk
- Koivisto AJ, Hussein T, Niemela R, Tuomi T ja Hameri K (2010) Impact of particle emissions of new laser printers on modeled office room. *Atmos.Environ.*, 44(17)2140-2146. DOI:10.1016/j.atmosenv.2010.02.023
- Lanki T, Ahokas A, Alm S, Janssen NAH, Hoek G, De Hartog JJ, Brunekreef B ja Pekkanen J (2007) Determinants of personal and indoor PM2.5 and absorbance among elderly subjects with coronary heart disease. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 17(2)124-133. DOI:10.1038/sj.jes.7500470
- Lazaridis M, Aleksandropoulou V, Hanssen JE, Dye C, Eleftheriadis K ja Katsivela E (2008) Inorganic and carbonaceous components in indoor/outdoor particulate matter in two residential houses in Oslo, Norway. *J.Air Waste Manage.Assoc.*, 58(3)346-356. DOI:10.3155/1047-3289.58.3.346
- Leppänen M, Peräniemi S, Koponen H, Sippula O ja Pasanen P (2020) The effect of the shoeless course on particle concentrations and dust composition in schools. *Sci.Total Environ.*, 710136272. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.136272
- Mandin C, Trantallidi M, Cattaneo A, Canha N, Mihucz VG, Szigeti T, Mabilia R, Perreca E, Spinazze A, Fossati S, De Kluzenaar Y, Cornelissen E, Sakellaris I, Saraga D, Haninen O, Fernandes EDO, Ventura G, Wolkoff P, Carrer P ja Bartzis J (2017) Assessment of indoor air quality in office buildings across Europe - The OFFICAIR study. *Sci.Total Environ.*, 579169-178. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.10.238
- Mohammed MOA, Song W, Ma W, Li W, Ambuchi JJ, Thabit M ja Li Y (2015) Trends in indoor-outdoor PM2.5 research: A systematic review of studies conducted during the last decade (2003-2013). *Atmospheric Pollution Research*, 6(5)893-903. DOI:10.5094/APR.2015.099
- Molnar P, Gustafson P, Johannesson S, Boman J, Barregard L ja Sallsten G (2005) Domestic wood burning and PM2.5 trace elements: Personal exposures, indoor and outdoor levels. *Atmos.Environ.*, 39(14)2643-2653. DOI:10.1016/j.atmosenv.2005.01.016
- Montagne D, Hoek G, Nieuwenhuijsen M, Lanki T, Pennanen A, Portella M, Meliefste K, Eeftens M, Yli-Tuomi T, Cirach M ja Brunekreef B (2013) Agreement of Land Use Regression Models with Personal Exposure Measurements of Particulate Matter and Nitrogen Oxides Air Pollution. *Environ.Sci.Tech-nol.*, 47(15)8523-8531. DOI:10.1021/es400920a
- Morawska L, Xiu M, He C, Buonanno G, McGarry PD, Maumy B, Stabile L ja Thai PK (2019) Particle Emissions from Laser Printers: Have They Decreased? *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 5(6)300-305. DOI:10.1021/acs.estlett.9b00176
- Mukai C, Siegel JA ja Novoselac A (2009) Impact of Airflow Characteristics on Particle Resuspension from Indoor Surfaces. *Aerosol Science and Technology*, 43(10)1022-1032. DOI:10.1080/02786820903131073
- Nasjonalt folkehelseinstitutt (2015) Anbefalte faglige normer for inneklima (Recommended guidelines for indoor climate). Nasjonalt folkehelseinstitutt, Norja, URL: <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2015/anbefalte-faglige-normer-for-inneklima-pdf.pdf>
- Nyman M (2020) Pienhiukkaset päiväkotien sisäilmassa. RA-TEKO, Opinnäytetyö, Rakennusterveysasiantuntija RTA 2018 – 2019, s. 64, Helsinki.
- Oehlwein S, Kappeler R, Joss MK, Kunzli N ja Hoffmann B (2019) Health effects of ultrafine particles: a systematic literature review update of epidemiological evidence. *International Journal of Public Health*, 64(4)547-559. DOI:10.1007/s00038-019-01202-7
- Orellano P, Reynoso J, Quaranta N, Bardach A ja Ciapponi A (2020) Short-term exposure to particulate matter (PM10 and PM2.5), nitrogen dioxide (NO2), and ozone (O3) and all-cause and cause-specific mortality: Systematic review and meta-analysis. *Environ.Int.*, 142105876. DOI:10.1016/j.envint.2020.105876
- Pagels J, Wierbicka A, Nilsson E, Isaxon C, Dahl A, Gudmundsson A, Swietlicki E ja Bohgard M (2009) Chemical composition and mass emission factors of candle smoke particles. *J.Aerosol Sci.*, 40(3)193-208. DOI:10.1016/j.jaero-sci.2008.10.005

- Polidori A, Turpin B, Meng QY, Lee JH, Weisel C, Morandi M, Colome S, Stock T, Winer A, Zhang J, Kwon J, Alimokhtari S, Shendell D, Jones J, Farrar C ja Maberti S (2006) Fine organic particulate matter dominates indoor-generated PM<sub>2.5</sub> in RIOPA homes. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 16(4)321-331. DOI:10.1038/sj.jes.7500476
- Raaschou-Nielsen O, Sorensen M, Hertel O, Chawes BLK, Vissing N, Bonnelykke K ja Bisgaard H (2011) Predictors of indoor fine particulate matter in infants' bedrooms in Denmark. *Environ.Res.*, 111(1)87-93. DOI:10.1016/j.envres.2010.10.007
- Rahman M, Petersen H, Irshad H, Liu C, McDonald J, Sood A, Meek PM ja Tesfaigzi Y (2022) Cleaning the Flue in Wood-Burning Stoves Is a Key Factor in Reducing Household Air Pollution. *Toxics*, 10(10)615. DOI:10.3390/toxics10100615
- Raynor PC ja Chae SJ (2004) The long-term performance of electrically charged filters in a ventilation system. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 1(7)463-471. DOI:10.1080/15459620490467783
- Rivas I, Fussell JC, Kelly FJ ja Querol X. (2019) Indoor sources of air pollutants. Teoksessa Harrison RM ja Hester RE (toim.) Indoor Air Pollution. The Royal Society of Chemistry, 34. DOI: 10.1039/9781788016179-00001
- Rivas I, Viana M, Moreno T, Bouso L, Pandolfi M, Alvarez-Pedrerol M, Forns J, Alastuey A, Sunyer J ja Querol X (2015) Outdoor infiltration and indoor contribution of UFP and BC, OC, secondary inorganic ions and metals in PM<sub>2.5</sub> in schools. *Atmos.Environ.*, 106129-138. DOI:10.1016/j.atmosenv.2015.01.055
- Salonen I, Jaanu K, Dufva H, Dufva J, Salonen RO, Lanki T, Yli-Tuomi T, Pennanen A, Huttunen K, Hirvonen M, Pekkanen J, Hillamo R, Sillanpää M, Aurela M ja Mäkelä T. (2006) Monitieteistä pienhiukkastutkimusta. Teoksessa Kuusinen I (toim.) Tutkimusjulkaisu 2007. Kymenlaakson ammattikorkeakoulu, Kouvola: 165-179.
- Samoli E, Rodopoulou S, Schneider A, Morawska L, Stafoggia M, Renzi M, Breitner S, Lanki T, Pickford R, Schikowski T, Enembe O, Zhang S, Zhao Q ja Peters A (2020) Meta-analysis on short-term exposure to ambient ultrafine particles and respiratory morbidity. *European Respiratory Review*, 29(158)200116. DOI:10.1183/16000617.0116-2020
- Savolahti M, Karvosenoja N, Tissari J, Kupiainen K, Sippula O ja Jokiniemi J (2016) Black carbon and fine particle emissions in Finnish residential wood combustion: Emission projections, reduction measures and the impact of combustion practices. *Atmos.Environ.*, 140495-505. DOI:10.1016/j.atmosenv.2016.06.023
- Schraufnagel DE (2020) The health effects of ultrafine particles. *Experimental and Molecular Medicine*, 52(3)311-317. DOI:10.1038/s12276-020-0403-3
- Settimo G, Yu Y, Gola M, Buffoli M ja Capolongo S (2023) Challenges in IAQ for Indoor Spaces: A Comparison of the Reference Guideline Values of Indoor Air Pollutants from the Governments and International Institutions. *Atmosphere*, 14(4)633. DOI:10.3390/atmos14040633
- Singer BC, Coleman BK, Destailhats H, Hodgson AT, Lunden MM, Weschler CJ ja Nazaroff WW (2006) Indoor secondary pollutants from cleaning product and air freshener use in the presence of ozone. *Atmos.Environ.*, 40(35)6696-6710. DOI:10.1016/j.atmosenv.2006.06.005
- Siponen T, Taimisto P, Yli-Tuomi T ja Salonen R (2020) Suomen puhtaan ilman kaupungit: Puulämmityksen savuhaittojen vähentäminen pääkaupunkiseudulla (PUTSI-HMA). Terveyden ja hyvinvoinnin laitos, s. 26.
- Siponen T, Yli-Tuomi T, Tiittanen P, Taimisto P, Pekkanen J, Salonen RO ja Lanki T (2019) Wood stove use and other determinants of personal and indoor exposures to particulate air pollution and ozone among elderly persons in a Northern Suburb. *Indoor Air*, 29(3)413-422. DOI:10.1111/ina.12538
- Siponen T, Yli-Tuomi T, Tiittanen P, Taimisto P, Pekkanen J, Salonen RO ja Lanki T (2019) Wood stove use and other determinants of personal and indoor exposures to particulate air pollution and ozone among elderly persons in a Northern Suburb. *Indoor Air*, 29(3)413-422. DOI:10.1111/ina.12538
- Siponen T, Yli-Tuomi T, Aurela M, Dufva H, Hillamo R, Hirvonen M, Huttunen K, Pekkanen J, Pennanen A, Salonen I, Tiittanen P, Salonen RO ja Lanki T (2015) Source-specific fine particulate air pollution and systemic inflammation in ischaemic heart disease patients. *Occup.Environ.Med.*, 72(4)277-283. DOI:10.1136/oemed-2014-102240
- Sippula O, Rintala H, Happo M, Jalava P, Kuuspallo K, Viren A, Leskinen A, Markkanen A, Komppula M, Markkanen P, Lehtinen K, Jokiniemi J ja Hirvonen M (2013) Characterization of Chemical and Microbial Species from Size-Segregated Indoor and Outdoor Particulate Samples. *Aerosol and Air Quality Research*, 13(4)1212-U343. DOI:10.4209/aaqr.2012.11.0300
- Strak M, Janssen NAH, Godri KJ, Gosens I, Mudway IS, Cassee FR, Lebret E, Kelly FJ, Harrison RM, Brunekreef B, Steenhof M ja Hoek G (2012) Respiratory Health Effects of Airborne Particulate Matter: The Role of Particle Size, Composition, and Oxidative Potential-The RAPTES Project. *Environ.Health Perspect.*, 120(8)1183-1189. DOI:10.1289/ehp.1104389
- Takkunen Juha (2018) Tekstiili- ja kovapintaisen lattiapinnan vaikutus ilmanlaatuun ja koettuun viihtyvyyteen. Teoksessa Säteri J ja Ahola M (toim.) Sisäilmastoseminaari 2018, Sisäilmayhdistys raportti 36.: 159-164. URL: [http://sisailmayhdistys.fi/SISAILMASTO\\_seminaarijulkaisu2018.pdf](http://sisailmayhdistys.fi/SISAILMASTO_seminaarijulkaisu2018.pdf)
- THL (2023) Tautitaakka. <https://thl.fi/fi/web/ymparistoterveys/riskinarviointi/tautitaakka>
- Valvira (2018) Terveydensuojelulain mukaisissa tutkimuksissa käytettävät menetelmät. Sosiaali- ja terveysalan lupa- ja valvontavirasto, Valvira, Ohje 22/2018, Dnro V/19530/2018, s. 15. URL: [https://www.valvira.fi/documents/14444/261239/Terveysuojelulain\\_mukaisissa\\_tutkimuksissa\\_kaytettavat\\_metodit.pdf](https://www.valvira.fi/documents/14444/261239/Terveysuojelulain_mukaisissa_tutkimuksissa_kaytettavat_metodit.pdf)

- Valvira (2016) Asumisterveysasetuksen soveltamisohje, Osa I: Asumisterveysasetus § 1-10. Sosiaali- ja terveysalan lupa- ja valvontavirasto, Valvira, Ohje 8/2016, Dnro 2731/06.10.01/2016, s. 20. URL: <https://www.valvira.fi/documents/14444/261239/Asumisterveysasetuksen+soveltamisohje>
- Valvira (2016) Asumisterveysasetuksen soveltamisohje, Osa III: Asumisterveysasetus § 14-19. Sosiaali- ja terveysalan lupa- ja valvontavirasto, Valvira, Ohje 8/2016, Dnro 2731/06.10.01/2016, s. 12. URL: <https://www.valvira.fi/documents/14444/261239/Asumisterveysasetuksen+soveltamisohje+osa+III.pdf>
- Vicente ED, Evtugina M, Vicente AM, Calvo A, I., Oduber F, Blanco-Alegre C, Castro A, Fraile R, Nunes T, Lucarelli F, Calzolai G ja Alves CA (2021) Impact of ironing on indoor particle levels and composition. *Build. Environ.*, 192107636. DOI:10.1016/j.buildenv.2021.107636
- Wang CS (2001) Electrostatic forces in fibrous filters - a review. *Powder Technol.*, 118(1-2)166-170. DOI:10.1016/S0032-5910(01)00307-2
- Wensing M, Schripp T, Uhde E ja Salthammer T (2010) Corrigendum to "Ultra-fine particles release from hardcopy devices: Sources, real room measurements and efficiency of filter accessories (vol 407, pg 418, 2008)". *Sci. Total Environ.*, 408(4)996-997. DOI:10.1016/j.scitotenv.2009.10.065
- Wensing M, Schripp T, Uhde E ja Salthammer T (2008) Ultra-fine particles release from hardcopy devices: Sources, real-room measurements and efficiency of filter accessories. *Sci. Total Environ.*, 407(1)418-427. DOI:10.1016/j.scitotenv.2008.08.018
- Wichmann J, Lind T, Nilsson MA ja Bellander T (2010) PM2.5, soot and NO2 indoor-outdoor relationships at homes, pre-schools and schools in Stockholm, Sweden. *Atmos. Environ.*, 44(36)4536-4544. DOI:10.1016/j.atmosenv.2010.08.023
- Wierzbicka A, Bohgard M, Pagels JH, Dahl A, Londahl J, Hussein T, Swietlicki E ja Gudmundsson A (2015) Quantification of differences between occupancy and total monitoring periods for better assessment of exposure to particles in indoor environments. *Atmos. Environ.*, 106419-428. DOI:10.1016/j.atmosenv.2014.08.011
- World Health Organization (2021) WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization, Geneva, s. 273. URL: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>
- World Health Organization, Regional Office for Europe (2010) WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. World Health Organization. Regional Office for Europe., Copenhagen, s. 454. URL: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/260127>
- Wyss AB, Jones AC, Bolling AK, Kissling GE, Chartier R, Dahman HJ, Rodes CE, Archer J, Thornburg J, Schwarze PE ja London SJ (2016) Particulate Matter 2.5 Exposure and Self-Reported Use of Wood Stoves and Other Indoor Combustion Sources in Urban Nonsmoking Homes in Norway. *PLOS ONE*, 11(11) DOI:10.1371/journal.pone.0166440
- Yli-Tuomi T, Lanki T, Hoek G, Brunekreef B ja Pekkanen J (2008) Determination of the sources of indoor PM(2.5) in Amsterdam and Helsinki. *Environ. Sci. Technol.*, 42(12)4440-4446. DOI:10.1021/es0716655
- Yli-Tuomi T, Pekkanen J, Valkonen J, Pennanen A, Kankkunen V, Stenberg M, Salonen I, Salonen RO ja Lanki T (2007) Contribution of different indoor activities to 15-min average exposure at home. *Proceedings of the 17th Annual ISEA Conference, Durham/RTP, North Carolina, USA October 14-18, 2007*, (Abstract number 261)
- Yoon YH ja Brimblecombe P (2000) Clothing as a source of fibres within museums. *Journal of Cultural Heritage*, 1(4)445-454. DOI:10.1016/S1296-2074(00)01099-2
- Zhao W, Hopke PK, Gelfand EW ja Rabinovitch N (2007) Use of an expanded receptor model for personal exposure analysis in schoolchildren with asthma. *Atmos. Environ.*, 41(19)4084-4096. DOI:10.1016/j.atmosenv.2007.01.037
- Zhao W, Hopke PK, Norris G, Williams R ja Paatero P (2006) Source apportionment and analysis on ambient and personal exposure samples with a combined receptor model and an adaptive blank estimation strategy. *Atmos. Environ.*, 40(20)3788-3801. DOI:10.1016/j.atmosenv.2006.02.027

## Liite: Ulkoilman hiukkasia koskevat raja-, ohje- ja tavoitearvot

**Taulukko 11. Ilmanlaadun raja-arvot ulkoilmalle. Raja-arvolla tarkoitetaan tieteellisin perustein terveyshaittojen ehkäisemiseksi ja vähentämiseksi vahvistettua ilman epäpuhtauden pitoisuutta, joka on alitettava määräajassa ja jota ei saa ylittää sen jälkeen, kun raja-arvo on saavutettu.**

Kokoluokka	Aika	Raja-arvo $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Sallitut ylitykset	Asettaja
Hengitettävät hiukkaset $\text{PM}_{10}$	vuosi	40	-	VN asetus 79/2017
	vrk	50	35 vrk/vuosi	
Pienhiukkaset $\text{PM}_{2,5}$	vuosi	25	-	VN asetus 79/2017

**Taulukko 12. Ilmanlaadun kansalliset ohjearvot ulkoilmalle. Vuonna 1996 voimaantulleet kansalliset ohjearvot ovat ensisijaisesti ympäristöviranomaisten käytössä suunnittelun ja päätöksenteon apuvälineenä. Niitä käytetään esimerkiksi päästöjä aiheuttavan toiminnan ympäristölupamenettelyssä.**

Kokoluokka	Aika	Ohjearvo $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Tilastollinen määrittely	Asettaja
Hengitettävät hiukkaset $\text{PM}_{10}$	vrk	70	kuukauden toiseksi suurin vrk-arvo	VN päätös 480/1996
Kokonaisleijuma TSP	vuosi	50	vuosikeskiarvo	VN päätös 480/1996
	vrk	120	vuoden vuorokausiarvojen 98. prosentti-piste	

**Taulukko 13. WHO:n ohjearvot ulkoilmassa (World Health Organization 2021).**

Kokoluokka	Aika	Ohjearvo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Hengitettävät hiukkaset $\text{PM}_{10}$	vuosi	15
	vrk	45
Pienhiukkaset $\text{PM}_{2,5}$	vuosi	5
	vrk	15

**Taulukko 14. Ilmanlaadun tavoitearvot terveyden suojelemiseksi. Tavoitearvot ovat vuosikeskiarvoja ja voimassa 1.1.2013 alkaen. Tavoitearvolla tarkoitetaan ilman epäpuhtauden pitoisuutta tai kuormitusta, joka on mahdollisuuksien mukaan alitettava määräajassa ja jolla pyritään vähentämään haitallisia terveys- ja ympäristövaikutuksia VN asetus 113/2017.**

Yhdiste	Tavoitearvo $\text{ng}/\text{m}^3$
Arseeni As	6
Kadmium Cd	5
Nikkeli Ni	20
Bentso(a)pyreeni	1

Mustan hiilen pitoisuuksille ei ole vielä pystytty antamaan terveysperusteisia suositusarvoja riittämättömän tieteellisen näytön takia. WHO:n työryhmä suosittelee lisäämään mustahiilimittauksia muiden ilmanlaatumittausten rinnalle (World Health Organization 2021).

WHO:n ilmanlaadun ohjearvoja käsittelevässä raportissa (World Health Organization 2021) suositellaan mittaamaan hiukkasten lukumääräpitoisuutta laitteella, jonka alaleikkausraja on 10 nm tai pienempi. Näin mitattua lukumääräpitoisuutta voidaan pitää korkeana, jos sen vuorokausikeskiarvo ylittää 10000 hiukasta/ $\text{cm}^3$  tai tuntikeskiarvo ylittää 20000 hiukasta/ $\text{cm}^3$ .