



Helsingin kaupunki
Ympäristökeskus

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 6/2013



Nastarengas ja hengitettävä pöly

Katsaus tutkimuskirjallisuuteen

Kaarle Kupiainen ja Roosa Ritola

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 6/2013

Kaarle Kupiainen ja Roosa Ritola

Nastarengas ja hengitettävä pöly

Katsaus tutkimuskirjallisuuteen

Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsinki 2013

Kannen kuva: © futureimagebank.com, kuvankäsittely Rhinoceros Oy

ISSN 1235-9718
ISBN 978-952-272-449-6
ISBN (PDF) 978-952-272-450-2

Painopaikka: Kopio Niini Oy
Helsinki 2013

Sisällysluettelo

Tiivistelmä	2
Sammandrag	6
Summary	9
Johdanto.....	12
1 Hengitettävän pölyn muodostuminen nastarenkaalla	13
1.1 Nastan ja päällysteen vuorovaikutuksessa syntyvät kulumatuotteet	14
1.2 Rengasmittauksia ympyräkoeradoilla	15
1.2.1 Päällysteen kulumassa muodostuneiden PM ₁₀ -hiukkasten kokojakauma	18
1.3 Rengasmittauksia katuolosuhteissa.....	20
1.3.1 Nastarenkaiden päästöihin vaikuttavia ominaisuuksia katuolosuhteissa mitattuna	23
1.4 Yhteenvetoa – rengasmittaukset	23
2 Talvihiekoituksen vaikutus PM₁₀-pölyn muodostumiseen	24
2.1 Hiekoitustestejä ympyräkoeradoilla	24
2.2 Hiekoitustestejä katuolosuhteissa.....	25
2.3 Yhteenveto – talvihiekoituksen vaikutus PM ₁₀ -pölyn muodostumiseen	27
3 Päällysteperäinen pöly kaupunki-ilmassa.....	28
3.1 Suomalaiset tutkimukset hiekoitus- ja päällysteperäisen pölyn määrästä kaupunki-ilmassa	29
3.1.1 Hengitettävien hiukkasten pitoisuuksien kehitys Helsingissä	31
3.2 Ruotsalaiset tutkimukset hiekoitus- ja päällysteperäisen pölyn määrästä kaupunki-ilmassa	33
3.2.1 Nastarengaskiellon arvioitu vaikutus Hornsgatanin PM ₁₀ -pitoisuuksiin.....	34
3.3 Nastarenkaiden käyttö ja PM ₁₀ -hiukkaspitoisuudet Oslossa.....	36
3.4 Tutkimuksia muualta	38
3.5 Yhteenvetoa – päällysteperäinen pöly kaupunki-ilmassa	38
Kirjallisuus	39
Liite. Oslon toimintasuunnitelma ilmanlaadun parantamiseksi ja sen seurantaraportit.....	44

Tiivistelmä

Tässä työssä on raportoitu kirjallisuuskatsauksen tuloksia koskien hengitettävän kokoluokan (PM_{10}) katupölyn muodostumista, päästöä ilmaan sekä ilmanlaatuvaikutusta painottuen päällysteen kulumisesta ja erityisesti nastarenkaiden vaikutuksesta muodostuneeseen pölyyn. Katsaus on koottu NASTA-tutkimusohjelman toimeksiannosta osana ilmanlaatuvaikutuksia arvioivaa työpakettia.

Hengitettävän kokoluokan pölyn muodostumisen rengas-tie-kontaktissa voi jakaa kolmeen osaan:

- Rengas kuluttaa tien päällystettä
- Renkaan ja tien välissä oleva aines (ml. nastat ja hiekoitusmateriaali) kuluu ja kuluttaa sekä rengasta että päällystettä
- Rengas kuluu tiekontaktissa

Näistä osa-alueista käsitellään tässä yhteydessä kahta ensimmäistä, renkaan aiheuttaman päällysteen kuluman sekä renkaan ja tien välissä olevan aineksen vaikutusta hengitettävän pölyn muodostumiseen ja päästöihin.

Katupölyn muodostuminen ja varsinainen pölypäästö voivat tapahtua hyvinkin eri aikaan riippuen tien pinnan ja katuympäristön olosuhteista. Säätila puolestaan vaikuttaa merkittävästi näihin olosuhteisiin. Esimerkiksi kosteilla kadun pinnoilla pölyä muodostuu, mutta se sitoutuu pinnoille ja katuympäristöön eikä pääse ilmaan. Pintojen kuivuesssa kosteuden pölyä sitova vaikutus vähenee ja poistuu, jolloin varastoitunut pöly pääsee hengitysilmaan. Näin ollen renkaan päästö on viimekädessä (1) renkaan oman materiaalin kuluman, (2) sen aiheuttamien päällysteen ja väliaineen kulumatuotteiden, sekä (3) sen päällysteen pinnalta nostattaman, aikaisemmin muodostuneen pölyävän aineksen summa. Tilanteen (3) päästöä kutsutaan nimellä resuspensio.

Pölypäästömittaukset osoittavat, että laboratoriossa voidaan erittäin tarkalla puhdistuksella poistaa aikaisemmin muodostunut resuspensiopöly, mutta katuolosuhteissa sitä on käytännössä aina päällysteen pinnoilla. Katuolosuhteissa resuspendoituvan pölyn määrä vaihtelee riippuen vuodenajasta ja kohteesta. Resuspensiopölyn lähteet voivat olla katuympäristöissä moninaisia ja niiden suhteelliset osuudet vaihtelevat eri katuympäristöissä ja eri vuosina. **Yleisesti ottaen tällä hetkellä merkittäviä kevätaikaisen resuspension lähteitä Suomen kaupungeissa ovat nastarenkaiden aiheuttama päällysteen kuluma ja hiekoitusmateriaalin jauhautumisesta syntyvät kulumatuotteet.**

Tutkimustulokset osoittavat, että koeolosuhteissa, joissa päällysteen pinta on hyvin puhdas, **nastattomalla renkaalla muodostuu selvästi vähemmän uutta pölyä kuin nastarenkaalla.** Kun aikaisemmin muodostuneen resuspensiopölyn määrä päällysteen pinnalla lisääntyy, nastallisen ja nastattoman renkaan suhteellinen ero pienenee, koska nyt pölyä pääsee ilmaan sekä kuluman myötä että ai-

kaisemmin muodostuneen pölyn noustessa ilmaan renkaan liikkeen seurauksena.

Myös katuolosuhteissa tehdyt päästömittaukset osoittavat, että nastarenkaan ja nastattoman renkaan päästöero (esim. suhdelukuna ilmaistuna) on hyvin herkkä tienpinnan pölyisyyden muutoksille. Korkeimmilla kadun pinnan resuspensiopäästötasoilla renkaan takaa mitatuissa päästöissä ei yleisesti ottaen havaita systemaattisia eroja nasta- ja kitkarenkaiden välillä. Sen sijaan pintojen puhdistuttua ja päästöjen ollessa kesäaikaisella tasolla, esim. lokakuussa ja toukokuun puolessa välissä, nastojen aiheuttama tienpinnan kuluma ja siitä johtuva suora pölypäästö tulevat merkittävämmäksi tekijäksi suhteessa resuspensioon.

Nastarenkaalla muodostuvien hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) määrä on moninkertainen 70 km/h ajonopeudella verrattuna 50 km/h ja 30 km/h ajonopeuksiin. **Nopeuksia alentamalla voidaan siis vähentää pölyn muodostusta.** Kirjallisuudessa esitetyt mitatut PM_{10} -pölyn muodostumis- tai päästökertoimet nastarenkailla 30 km/h nopeudella vaihtelevat noin 5–15 mg/ajoneuvo-km, eli alhaisimmissa arvioissa taso on vastaava kuin tyyppihyväksynnän pakokaasupäästöraja-arvo hiukkasille Euro 5 -vaatimusten mukaisella henkilöautolla (5 mg/ajoneuvo-km). Tästä ei kuitenkaan voi vetää suoria johtopäätöksiä ilmanlaatuvaikutukseen, sillä pakokaasupäästöt pääsevät suoraan ilmaan, kun taas päällysteen kulumatuotteet voivat kerääntyä pitkänkin ajan kuluessa katu ympäristöön esimerkiksi kosteuden vaikutuksesta ja päästä ilmaan vasta pintojen kuivuesssa. Lisäksi pakokaasupäästöissä olevien hiukkasten koko ja koostumus poikkeavat katupölystä.

Myös nastojen lukumäärällä sekä nastan ominaisuuksilla, kuten ulkonemalla, halkaisijalla ja pään muodolla ja painolla, on vaikutusta nastan aiheuttamaan päällysteen kulumiseen. Uusilla, kevyemmillä ja vähemmän ulkonevilla nastoilla sekä paremmin kulutusta kestäville tienpintamateriaaleilla on pystytty vähentämään huomattavasti maantienopeuksille määritettyä kulutuskerrointa 1960–70-luvun tasosta.

Talvihiekoituksen PM_{10} -pölyn muodostusta lisäävä vaikutus on osoitettu useissa tutkimuksissa. Tutkimusten perusteella voidaan todeta hiekoituksen lisäävän hengitettävän pölyn muodostumisen monikymmenkertaiseksi, mutta myös muodostumistapahtuman olevan episodimainen eli kestoaltaan rajattu. **Hiekoituksen seurauksena myös päällysteperäisen pölyn määrä lisääntyy suhteessa hiekoittamattomaan tilanteeseen. Havainnon selityksenä on nk. hiekkapaperi-ilmiö, jossa renkaiden alla olevat kivrakeet murskaantuvat itse ja samalla kuluttavat päällysteen kiviainesta.** Ilmiön seurauksena päällysteestä muodostuneen pölyn osuus riippuu sekä hiekoitusmateriaalin että päällysteen kiven ominaisuuksista. Hiekoitusmateriaalin mukana katu ympäristöön voi kulkeutua myös pölyävää hienoainesta, ellei sitä ole tehokkaasti seulottu pois. Tämä koskee myös jalkakäytävillä käytettävää hiekoitusmateriaalia. Hiekoitusperäisen pölyn muodostumista voi vähentää materiaalivalinnoilla ja hiekoitusmääriä vähentämällä.

Hengitettävien hiukkasten päästöjen ja siten myös pitoisuuksien vuodenaikaisvaihteluun Suomen kaupungeissa vaikuttavat katupintojen peitteisyys, kosteusolosuhteet sekä erilaiset muut pölyn muodostumiseen vaikuttavat tekijät. Korkeimmat pitoisuudet esiintyvät yleensä keväällä maaliskuuhuhtikuun vaihteessa. Talviaikaan muodostunut pöly kertyy katu ympäristöön, koska se ei kostealta, lumisilta tai jäisiltä katupinnoilta pääse poistumaan ilmaan. Keväällä lumen ja jään sulaessa sekä pintojen kuivuessa talven aikana kertynyt pöly pääsee ilmaan ja pölypäästöt ovat selvästi korkeammat kuin muina vuodenaikoina.

Pääkaupunkiseudulla tehdyissä mittauksissa alkukevään päästötaso on ollut 10-kertainen verrattuna kesäiseen tilanteeseen. Korkeiden päästötasojen ohella keväisin voivat vallita myös ilmanlaadun kannalta vaikeat sääolot, kuten alhaiset tuulennopeudet, stabiili ilmakehä ja matala ilmakehän sekoituskorkeus. Nämä tekijät nostavat osaltaan pitoisuuksia, sillä pöly ei pääse laimenemaan eikä kulkeutumaan pois kaupunki-ilmasta. **Helsingissä tehtyjen mittausten perusteella erityisesti keväisillä pölynsidonnoilla on onnistuttu torjumaan katupölypäästöjä ilmaan ja näin parantamaan ilmanlaatua.** Kevään edetessä päästötaso laskee 1) puhdistustoimien vaikutuksesta, 2) pölyn luontaisen poiskulkeuman vaikutuksesta (tuuli ja vesivirrat) ja 3) kesärenkaiseen vaihteluun myötä. Kesäisen puhtaan kadunpinnan pölytaso saavutetaan yleensä toukokuun loppuun mennessä.

Sääolosuhteiden vaihtelut vuosien välillä aiheuttavat eroja pölylähteisiin ja pölypäästöihin, mikä näkyy myös ilmanlaatumittauksissa. Leutoina talvina hiekoitusta on korvattu suolauksella, jolloin hiekoituksen suhteellinen osuus muodostuneessa pölyssä on alhainen. Sateisina kevätkausina katupinnat pysyvät kosteina ja katupölypäästöt ovat niin ikään alhaisia verrattuna kuiviin keväisiin, jolloin kaupunki-ilmassa voidaan havaita erittäin korkeita hiukkaspitoisuuksia useiden päivien ajan. Lumisina talvina lumikuormien mukana poistetaan runsaasti hiekoitusmateriaalia kaduilta ja myöhemmin myös sulamisvedet vähentävät pölyämistä.

Monet erilaiset liikenteeseen, sääoloihin, talvikunnossapitoon ja katu ympäristön ominaisuuksiin liittyvät tekijät vaikuttavat katupölyn pitoisuuksiin yksittäisissä katu ympäristöissä. **Kaupunkiolosuhteissa tehty lähdearviot viittaavat kuitenkin siihen, että nastarenkaiden päällysteestä muodostamalla pölyllä on merkittävä vaikutus talvi- ja kevätkauden havaittaviin PM₁₀-pitoisuuksiin ja että nastaiskujen määrää ja voimakkuutta vähentämällä on mahdollista laskea PM₁₀-päästöjä ko. vuodenaikoina.** Lisäksi tutkimukset osoittavat, että myös muilla pölyn lähteillä, kuten talvihiekoituksella, autojen pakokaasuhiukkasilla, kaukokulkeumalla ja rakennustyömaiden pölyllä on merkittävä vaikutus PM₁₀-pitoisuuksiin.

NASTA-tutkimusohjelman ilmanlaatuosiossa tehdyssä tutkimuksessa määritettiin PM₁₀-katupölylähteiden osuuksia ilma- ja resuspensio-näytteissä Pohjois-Helsingissä talvella 2011/2012 (Kupiainen ym. 2013). Kevään 2012 katupölykaudella näytteitä kerättiin maaliskuuhuhtikuun ajalta. Tulokset osoittivat, että kevätkaudella **päällysteen kiviaineksista aiheutuvat kulumatuotteet olivat suurin yksittäinen lähde, jonka osuus kevätkauden näytteissä oli 40–50 prosenttia.**

Pölyn muodostumisprosesseja koskevien tutkimusten perusteella merkittävin selittäjä kevätkaudella havaittavalle päällysteperäiselle pölylle on nastarenkaiden aiheuttama päällysteen kuluma. Tutkimuskohteessa käytettiin tarkastellulla talvikaudella talvihiekoitusta ja suolausta. **Talvihiekoituksessa käytetystä kivimateriaalista muodostuneet hiukkaset selittivät ilma- ja resuspensio-näytteissä havaitusta PM₁₀-katupölystä noin 25 prosenttia. Talvihiekoituksella on ollut pieni, arviolta muutaman prosentin merkitys myös päällysteperäisen pölyn muodostumisessa hiekkapaperi-ilmiön kautta.** Loppu neljännes katupölystä muodostuu muista lähteistä mm. tiesuolasta sekä jarrujen ja renkaiden kulumatotteista.

Päällysteen ja talvihiekoituksen lähdeosuuksien osalta talvikaudelta 2011/2012 Suurmetsäntieltä saadut tulokset ovat samankaltaisia kuin mitä on arvioitu aikaisemmissakin 2000-luvun alussa Suomessa tehdyissä tutkimuksissa. Hangossa tehdyssä tutkimuksessa (Kupiainen & Tervahattu, 2004) talvihiekoituksen osuuden ilman PM₁₀-pitoisuudesta arvioitiin olevan keskimäärin 10 prosenttia ja Helsingin keskustassa tehdyssä tutkimuksessa noin puolet (Tervahattu ym., 2005).

Sammandrag

Denna rapport presenterar resultaten av en litteraturstudie om bildandet och utsläpp av inandningsbara (PM_{10}) partiklar dvs. gatudamm och dess effekter på luftkvalitet med betoning på slitage av vägbeläggningen, särskilt effekten av dubbdäck. Rapporten har sammanställts som en del av NASTA-forskningsprogrammet.

Bildningsprocesser av inandningsbara partiklar från däckens kontakt med vägytan kan delas in i tre delar:

- Däcket sliter upp vägbeläggningen
- Materialet mellan däcket och vägbeläggningen (inklusive dubbar och sand) splittras och sliter upp både däcket och vägbeläggningen
- Däcket slits under interaktion mellan däck och vägbana

Av de ovannämnda diskuteras de första två i detta sammanhang.

Bildning av gatudamm och de eventuella dammutsläppen kan ske vid olika tidpunkter, beroende på väglaget och väderförhållandena. Till exempel då ytorna är våta, genereras gatudamm, men dammet binder sig på ytorna i gatumiljön. När ytorna torkar ut, minskar och försvinner den dammbindande verkan av fukten småningom varvid dammdepositionerna släpps ut i luften. Således är dammutsläppet av ett däck slutligen en summa av (1) slitpartiklar från själva däcket, (2) slitpartiklar från vägbeläggningen och materialet mellan däcket och vägytan, och (3) uppvirvling av damm som har bildats tidigare och ackumulerats på vägbeläggningen.

I laboratoriemiljön är det möjligt att avlägsna det tidigare bildade dammet från vägbeläggning genom noggrann rengöring. Men i gatuförhållandena är uppvirvlingbart damm nästan alltid närvarande på ytorna. Mängden uppvirvlingsbart gatudamm varierar i gatumiljöer beroende på säsong och plats. Det finns många potentiella dammkällor i gatumiljöer och deras relativa proportioner varierar i olika gatumiljöer och under olika år. **Damm från slitage av vägbeläggningen orsakad av dubbdäck och damm som bildas från sandning är generellt viktiga källor av uppvirvlingsbara partiklar i finska städer på våren.**

Studierna visar att under experimentella förhållanden där beläggningssytan är mycket ren, **bildar och avger dubbfria däck betydligt mindre damm än dubbdäck.** När mängden uppvirvlingsbart damm på ytorna ökar, minskar skillnaderna mellan utsläppen från dubbade och dubbfria vinterdäck, eftersom uppvirvlingskomponenten blir dominerande.

Utsläppsmätningar som genomfördes i gatuförhållanden visar också att skillnaderna mellan utsläppen från dubbade och dubbfria däck (t.ex. uttryckt som förhållandet mellan emissionsfaktorer) är mycket känsliga för förändringar i hur dammig vägbanan är, dvs. uppvirvlingsnivåerna. I höga uppvirvlingsnivåer, såsom på våren i början av april, finns det inga systematiska skillnader mellan utsläpp som uppmätts bakom dubbade och dubbfria vinterdäck. Men när vägytorna har blivit rena och utsläppen gått ner på låga nivåer som är typiska för sommaren mellan mitten av maj och okto-

ber, blir de direkta dammutsläppen från vägsitage av dubbar betydande i förhållande till uppvirvling.

Bildning av inandningsbara partiklar (PM_{10}) med dubbdäck är flera gånger högre med 70 km/t hastighet jämfört med 50 km/t och 30 km/t. **Dammbildning kan således minskas genom att minska hastigheten.** Vissa litteraturkällor visar att PM_{10} dammbildning eller emissionsfaktorer för dubbdäck med 30 km/t hastighet kan variera från ca 5 till 15 mg/fordonskilometer, vilket i det lägsta intervallet är på samma nivå med Euro-5 typgodkännande utsläppsgränsvärdet för partiklar i avgaser (5 mg/fordonskilometer). Det är dock inte möjligt att dra direkta slutsatser om effekterna på luftkvaliteten, eftersom avgaserna släpps ut omedelbart i luften medan slitagepartiklarna kan ackumuleras på gatuytor under en lång tid, till exempel under fuktiga förhållanden, och bli luftburna först efter ytorna torkar ut. Dessutom är avgaspartiklarnas storlek och sammansättning annorlunda än de av gatudammpartiklarna.

Antalet dubbar per däck och dubbarnas egenskaper som utskott, vikt och dimensioner påverkar vägbanans slitage. Nyutvecklade dubbar som är lättare och mindre utskjutande, samt mer slitstarka vägbeleggningsar har avsevärt minskat slitaget jämfört med nivåerna i 1960-70 talet.

Ökningen av PM_{10} dammbildning som ett resultat av sandning har visats i flera studier. Studierna tyder på att sandning kan t.o.m. tiodubbla bildandet av inandningsbart damm jämfört med förhållanden före sandning, men också att ökningen är episodiskt och tidsbegränsad. **Sandning ökar också bildning av partiklar från vägbanans slitage jämfört med situationen utan sandning. Förklaringen till detta är den så kallade sandpapper effekten, dvs. ett fenomen där småstenar under däck sliter vägbanans yta och samtidigt krossas till respirabla storlekar.** Hur stor andel av damm bildas från vägbanan beror på slitstyrkan av både vägbanans beläggning och av sandningsmaterialet. Sandningsmaterialet kan också innefatta fint damm, såvida det inte har effektivt avskärmas. Detta gäller även för de material som används på gång- och cykelvägar. Dammbildningen från sandning kan minskas genom att optimera var och hur mycket sandningsmaterial används samt genom att välja mindre dammbildande material.

Ytornas tillstånd i gatumiljön, t.ex. fuktighet, påverkar utsläppen av inandningsbara partiklar och därmed de säsongsbetonade partikelkoncentrationerna som observeras i Finlands städer och tätort. De högsta halterna observeras vanligtvis på våren i mars-april. På vintern samlas dammet i gatumiljön, eftersom de fuktiga, snöiga eller isiga ytorna hindrar dammet från att komma ut i luften. När snön och iset smälter på våren och ytorna torkar ut, släpps dammet som bildats under vintern ut i luften. Både utsläppen och koncentrationerna är betydligt högre på våren än under andra årstider.

Mätningarna i huvudstadsregionen visar att utsläppsnivåerna från torra ytor kan vara 10-faldiga på våren jämfört med situationen på sommaren. Förutom höga utsläppsnivåer gynnar också vissa väderförhållanden, såsom låga vindhastigheter, stabil atmosfär och svag luftcirkulation i den lägre atmosfären, ökningen av dammkoncentrationer. Dessa faktorer bidrar till ökningen av koncentrationen eftersom dammet inte kan migrera ut ur gatumiljöer eller spädas ut med luftmassor högre upp i atmosfären. **Mätningarna från Helsingfors visar att man med hjälp av dammbindning har lyckats att minska utsläppen och därmed att förbättra luftkvaliteten speciellt på**

våren. På våren minskar utsläppsnivåerna beroende på 1) effekten av dammbindning och rengöring, 2) transporten av damm från gatumiljöer genom vindar och avrinning, och 3) att man byter från vinterdäck till sommardäck. I Finland uppnås sommarrena gatuytor vanligen i slutet av maj.

Variationer i vädret mellan år leder till skillnader i källorna av damm, vilket också återspeglas i luftkvaliteten. Under milda vintrar kan sandning ersättas genom saltning, vilket betyder att andelen damm från sandningsmaterial blir låg. Under regniga vårperioder förblir gatuytorna fuktiga och dammutsläppen är också låga jämfört med torrare år när luftburna partikelkoncentrationer kan förbli på förhöjda nivåer i flera dagar. Under snörika vintrar avlägsnas sand och damm från gatumiljöer tillsammans med snön, och senare även med avrinningsvatten när snön smälter.

Det finns flera faktorer i anslutning till trafik, väder och vinterunderhåll osv. som påverkar gatudammkoncentrationerna i enskilda gatumiljöer. **Studier av dammkällornas bidrag i finska städer visar dock att damm från vägbanans slitage på grund av dubbdäck har en betydande inverkan på PM_{10} halterna på vintern och våren, och att genom att minska frekvensen och intensiteten av dubbslag är det möjligt att minska PM_{10} utsläppen. Studierna visar att även andra källor, såsom damm från sandning, avgaspartiklar, fjärrtransporterade partiklar samt damm från byggarbetsplatser, kan ha signifikant effekt på PM_{10} koncentrationer.**

Under NASTA forskningsprogrammet bestämdes PM_{10} vägdammkällornas bidrag i luft och uppvirvlingsprover på en gata i norra Helsingfors under vintern 2011/2012 (Kupiainen et al. 2013). Flera gatudammprover togs under mars-maj. Resultaten visade att under vårsäsongen **var partiklarna från vägbanans slitage den största enskilda källan och svarade för 40 till 50 procent av partiklarna.** Studierna påpekar att den viktigaste faktorn i dammbildning är vägbanans slitage som orsakats av dubbdäck. Under vintersäsongen 2011/2012 användes sandning och saltning. **Damm från sandning förklarade cirka 25 procent av dammhalterna i både luft- och resuspensionsprover. Sandning stod för några få procent av partiklarna från vägbanans slitage på grund av sandpappereffekten.** Det resterande, dvs. en fjärdedel av dammet, kom från andra källor, t.ex. från saltning och slitage av bromsar och däck.

Bidragen av partiklar från vägbanan och sandning som observerats under vårperioden 2011/2012 liknar de resultat som har rapporterats i tidigare finska studier i början av 2000-talet. I Hangö (Kupiainen & Tervahattu 2004) svarade vintersandning för cirka 10 procent av PM_{10} dammet och i centrum av Helsingfors för ungefär hälften (Tervahattu et al., 2005).

Summary

This report contains the results of a literature review concerning the formation, emissions and air quality effects of respirable particles (PM_{10}) or so-called street dust with the emphasis on pavement wear, and in particular the effect of studded tyres. This report has been compiled as part of the air quality work package of the NASTA research program.

The formation of respirable particles in tyre-road contact can be divided into three processes:

- The tyre wears the road pavement
- The material between the tyre and the road pavement (including studs and traction sand) disaggregates and wears both the pavement and the tyre
- The tyre tread material is worn during the tyre-road interaction

Of the above mentioned points, the first two are discussed in this context.

The timing of the formation of street dust and the eventual dust emission can occur very long apart, depending on the road surface conditions. Weather conditions in turn affect these conditions significantly. For example, on wet surfaces, street dust is generated, but it adheres to the surfaces and is not released into the air. When the surfaces dry out the dust binding effect of moisture decreases and eventually disappears whereupon the dust depot is released into the air. Thus, the dust emitted by a tyre is ultimately the sum of (1) wear products from the tyre itself, (2) wear products from the pavement and the material between the tyre and the pavement, and (3) previously formed dust deposited onto the road surface. In the literature the situation (3) is often called resuspension.

In laboratory conditions it is possible to remove the previously formed resuspendable dust from the pavement surface by careful cleaning. However, in street conditions resuspendable dust is virtually always present on the surfaces. The amount of resuspendable street dust in urban environments varies depending on the season and location. There are many potential dust sources in the street environment and their relative proportions vary in different street environments and in different years. In Finnish cities important resuspension sources in current spring time conditions are dust from pavement wear due to studded tyres and dust formed from traction sanding.

The studies show that in experimental conditions where the pavement surface is very clean, studless tyres form and emit significantly less dust than studded tyres. As the amount of resuspendable dust on the pavement surface increases and the resuspension emission component becomes dominating, the emission differences between the studded and studless tyres decrease.

Also the emission measurements that are conducted in street conditions demonstrate that the emission difference between studded and studless tyres (e.g. expressed as the ratio of emission factors) is very sensitive to the changes in the dustiness of the road surface, i.e. resuspension levels. There are no systematic differences between emissions measured behind studded and studless winter tyres in high resuspension conditions, as observed in spring time. However, as the road surfaces clean up and emissions reach low levels typical for the summer

time between mid-May and October, the direct road wear emissions caused by the studs become significant relative to resuspension.

Formation of respirable particulate matter (PM₁₀) with studded tyres is several times higher at 70 km/h speed compared with 50 km/h and 30 km/h. Formation of dust could thus be reduced by reducing speed. Some literature sources indicate that PM₁₀ dust formation or emission factors for studded tires with 30 km/h speed range from about 5 to 15 mg/vehicle-km, which in the lowest range are similar to the Euro 5 type-approval emission limit value for particles in engine exhaust gases (5 mg/vehicle-km). However, it is not possible to draw direct conclusions from this as regards the impact on air quality, as the exhaust emissions become immediately airborne while pavement wear particles can accumulate on street surfaces over long periods of time, for example during moist surface conditions and become airborne only after the surface dry out. In addition to that, the exhaust particles are different in size and composition compared with street dust particles.

The number of studs per tyre and the stud properties such as a protrusion, weight and stud tip dimensions affect the pavement wear. Newly developed studs that are lighter and less protruding, as well as more wear-resistant road surface materials have considerably reduced pavement wear compared with the 1960-70 levels.

The increase of PM₁₀ dust formation as a result of traction sanding has been demonstrated in several studies. Studies suggest that traction sanding may increase the formation of respirable dust up to an order of magnitude compared with pre-sanding conditions, but also that the increase is episodic and limited in duration. Traction sanding also increases the formation of particles from pavement wear compared with the situation without sanding. The explanation to this is the so-called sandpaper effect, a phenomenon where the stone granules under the tyre wear the pavement surface as they are eventually crushed into respirable size ranges. What proportion of the dust is formed from the pavement materials eventually depends on the properties of both the pavement and the traction sand aggregates. Traction sand materials can include fine dust, unless it has been effectively screened off. This also applies to the materials used on pedestrian areas. Dust formation from traction sanding can be reduced by optimizing the locations and amounts as well as choosing less dust forming aggregates and grain size distributions.

Street surface conditions, especially moisture, and factors affecting the formation of dust have an impact on the emissions of respirable particulate matter and the seasonality of the airborne concentrations in Finnish urban street environments. In winter, the formed dust particles accumulate in the street environment, as the moist, snowy or icy surfaces prevent them from escaping into the air. In spring as the snow and ice melt and surfaces dry out, the dust formed during the winter is released into the air. The highest concentrations are usually observed in spring in the beginning of April. Dust emissions and ambient concentrations during spring time are significantly higher than during other times of the year.

In the Helsinki metropolitan area measurements made in early spring indicate 10-fold emission levels from dry surfaces compared with the summertime situation. In addition to high emission levels also weather conditions, such as low wind speeds, stable atmosphere and low atmospheric mixing height favor the increase of dust concentrations. These factors contribute to the increase of concentrations since the dust cannot migrate out of the street environments or dilute with air masses higher up in the atmosphere. Based on measurements conducted in Hel-

sinki, especially with the spring time dust bindings it has been possible to prevent episodic high road dust emissions to the air, and thus improve air quality. During spring the emission levels decrease due to 1) the effect of the dust binding and cleaning activities, 2) the transport of dust away from the street environment via winds and runoff waters, and 3) people switching from winter tyres to summer tyres. In Finland summer-clean street surfaces are usually achieved by the end of May.

Variation in weather conditions from year to year results in differences in the sources of dust and dust emissions, which is also reflected in the air quality. In mild winters traction sanding can be replaced by salting, and the proportion of dust from traction sanding is thus low. During rainy spring seasons street surfaces remain moist and road dust emissions are also low compared with dryer springs when airborne particle concentrations can stay on elevated levels for several days. In snowy winters, traction sand and dust is removed from the street environments with snow, and later also with the runoff waters as the snow melts.

There are several traffic, weather, winter maintenance and street environment related factors that affect the road dust concentrations in individual street environments. Source contribution studies conducted in Finnish urban conditions indicate, however, that dust from pavement wear due to studded tyres has a significant impact on the PM₁₀ concentrations in winter and spring time, and that by reducing the frequency and intensity of stud impacts it is possible to reduce the PM₁₀ emissions. Studies indicate that also other sources, such as dust from traction sanding, vehicle exhaust particles, long-range transported particles as well as dust from construction sites may have significant effects on urban PM₁₀ concentrations.

During the NASTA research program PM₁₀ road dust source contributions in air and in resuspension samples were determined for a street in northern Helsinki during the winter 2011/2012 (Kupiainen et al. 2013). Several street dust samples were collected during the March-May period. The results showed that during the spring season particles from the pavement were the single largest source, accounting for 40 to 50 percent of the particles in the spring season. Based on studies of dust formation processes the most important explaining factor is the pavement wear by studded tyres. During the winter season traction sanding and salting were used. Dust from the traction sanding material explained approximately 25 percent of the dust in the air and in the resuspension samples. Traction sanding accounted for a few percent of the particles from pavement wear because of the sand paper effect. The remaining quarter of the dust came from other sources, e.g. de-icing salt, as well as from brake and tyre wear.

Pavement and sanding source contributions observed during the spring period 2011/2012 are similar to those estimated in earlier Finnish studies carried out in the early 2000s. In Hanko (Kupiainen & Tervahattu 2004), winter sanding accounted for about 10 percent of the PM₁₀ dust and in the center of Helsinki for about one half (Tervahattu et al., 2005).

Johdanto

Moottoriajoneuvot päästävät hiukkasia ilmaan pakokaasujen mukana, mutta niitä muodostuu myös mekaanisissa prosesseissa tien pinnan ja renkaan vuorovaikutuksessa, jarruissa ja moottorissa. Lisäksi hiukkaset, jotka ovat laskeutuneet tien pinnalle tai sen lähetyville voivat nousta ilmaan uudelleen tuulten ja ajoneuvojen aiheuttamien ilmavirtojen sekä renkaiden nostattamina (resuspensio). Yleistermi näille hiukkasille on ”katupöly”.

Katupöly muodostaa erityisesti keväisin merkittävän osan hengitettävistä hiukkasista (PM₁₀) maapallon pohjoisilla alueilla kuten Skandinaviassa, Pohjois-Amerikassa ja Japanissa. Korkeiden katupölypitoisuuksien on esitetty olevan seurausta lumisista ja jäisistä talviolosuhteista, joiden takia liikenteessä on käytettävä liukkaudentorjuntaa. Liukkaudentorjuntamenetelminä käytetään esimerkiksi talvihiekoitusta ja teiden suolausta. Lisäksi autoissa käytetään joko nastallisia tai nastattomia (kitkarenkaita) talvirenkaita, joiden suunnittelussa on erityisesti kiinnitetty huomiota renkaiden pitoon liukkaissa talviolosuhteissa.

Useat liukkaudentorjuntamenetelmät lisäävät mineraalihiukkasten muodostumista tien päällysteen tai hiekoitushiekan kulumatuotteina. Muodostuneet hiukkaset kerääntyvät tieympäristöön talven aikana. Keväällä, kun lumi ja jää sulavat ja pinnat kuivuvat, hiukkasia nousee ilmaan merkittäviä määriä liikenteen nostamina. On hyvä huomata, että pölyn muodostuminen ja päästö voivat olla kaksi hyvin eriaikaista tapahtumaa.

Keväinen katupöly on edelleen vaikeimpia ilmansuojelun ongelmia Suomessa, vaikka sen vähentämiseksi on tehty runsaasti työtä monissa kunnissa. Tutkimuksissa on havaittu, että keväinen katupöly koostuu suurelta osin kiviainesperäisistä mineraalihiukkasista, joiden päälähteitä ovat hiekoitushiekka ja nastarenkaiden kuluttama tien kiviaines. Päälähteiden painotuksissa on eroja eri tutkimusten välillä. Suomessa esimerkiksi hiekoitusta on pitkään pidetty katupölyn päälähteenä (Mustonen 1997), kun taas ruotsalaisissa tutkimuksissa on varsinkin viime aikoina nostettu esille nastarenkaat (esim. Juneholm 2007, Johansson 2007).

Viimeaikaiset tutkimukset osoittavat, että molemmat lähteet lisäävät pölyn muodostusta (Kupiainen ym. 2003, Kuhns ym. 2003, Gustafsson ym. 2005, Tervahattu ym. 2006, Kupiainen ym. 2007, Kupiainen 2007, Kupiainen & Pirjola 2011). Nykytietämyksen perusteella on vaikea arvioida, kumpi näistä lähteistä on merkittävämpi ilmanlaadun kannalta. Tilanne todennäköisesti vaihtelee eri katu- ja kaupunkiympäristöissä ja on riippuvainen esimerkiksi hiekoitusmateriaalien käyttömääristä (levitysmäärät, levityskertojen määrä) ja ominaisuuksista (esim. pesuseulottua vai ei) sekä päällysteen peitteisyydestä nastarengaskauden aikana ja lumisuus ja kosteusolosuhteista erityisesti kevätkaudella. Osa muodostuneesta pölystä ei välttämättä koskaan kulkeudu ilmaan.

Suomessa nastarenkaita saa käyttää marraskuusta huhtikuuhun, ja käyttöaste tällä hetkellä on noin 80 prosenttia (Malmivuo & Luoma 2011). Esimerkiksi Ruot-

sisä nastarenkaiden osuus talvikaudella vaihtelee etelän 40 prosentista pohjoisen 90 prosenttiin (Omstedt ym. 2005). Nastarenkaiden tien pintaa kuluttavan ominaisuuden, sekä nastoihin liitetyn melu- ja pölyongelman takia talvirenkaiden kehittämisessä on nastojen lisäksi enenevässä määrin panostettu renkaissa käytettävän kumiseoksen ominaisuuksiin (kitkarenkaat) (Scheibe 2002, Angerinos ym. 1999). Tutkimustulokset viittaavat, että kitkarenkaan aiheuttama tien pinnan kulutus on prosenttien luokkaa kevytnastarenkaan aiheuttamasta kulumasta.

Nastarenkaiden kehityksen pääasiallisena tehtävänä ei kuitenkaan ole päällysteen kulutuksen minimoiminen, vaan kitkaolojen tasaaminen erilaisilla keleillä, ja näin ollen liikenneturvallisuuden parantaminen. Nastarenkaiden käytöstä saatavaksi hyödyksi liikenneturvallisuuden kannalta voidaan ottaa huomioon myös tienpintojen karheutuminen, joka poistaa sulan ajan kitkaongelmia (tienpintojen kiillottuminen ja liukkaus) ja liukkaissakin olosuhteissa parantaa nastattomilla renkailla selviytymistä (Lampinen 1993).

1 Hengitettävän pölyn muodostuminen nastarenkaalla

Hengitettävän kokoluokan pölyn muodostumisen rengas-tie kontaktissa voi jakaa kolmeen osaan:

- Rengas kuluttaa tien päällystettä
- Renkaan ja tien välissä oleva aines (ml. nastat ja hiekoitusmateriaali) kuluu ja kuluttaa sekä rengasta, että päällystettä
- Rengas kuluu tiekontaktissa

Näistä osa-alueista käsitellään tässä yhteydessä kahta ensimmäistä, renkaan aiheuttaman päällysteen kuluman sekä renkaan ja tien välissä olevan aineksen, so. talvihiekoituksen, vaikutusta hengitettävän pölyn muodostumiseen ja päästöihin. Päällysteen kuluman osalta käydään aluksi lyhyt katsaus nastan ja päällysteen vuorovaikutuksessa syntyviin kulumatuotteisiin. Kappaleen tarkoituksena on toimia lyhyenä johdantona pölypäästöjä koskeviin osioihin. Nastarenkaiden aiheuttamasta päällysteen kulumasta on kattavampia katsauksia löydettävissä esimerkiksi Lampisen (1993) ja Heikkisen (2011) töistä.

Tutkimuksia, joissa olisi samanaikaisesti määritetty nastoista aiheutuvia päällysteen kulumamääriä ja hengitettävän pölyn muodostumismääriä, ei ole tehty. On kuitenkin oletettavaa, että hengitettävän pölyn muodostuminen nastarenkaalla on oleellisesti samankaltaisten prosessien tulosta kuin kuluma yleisemminkin.

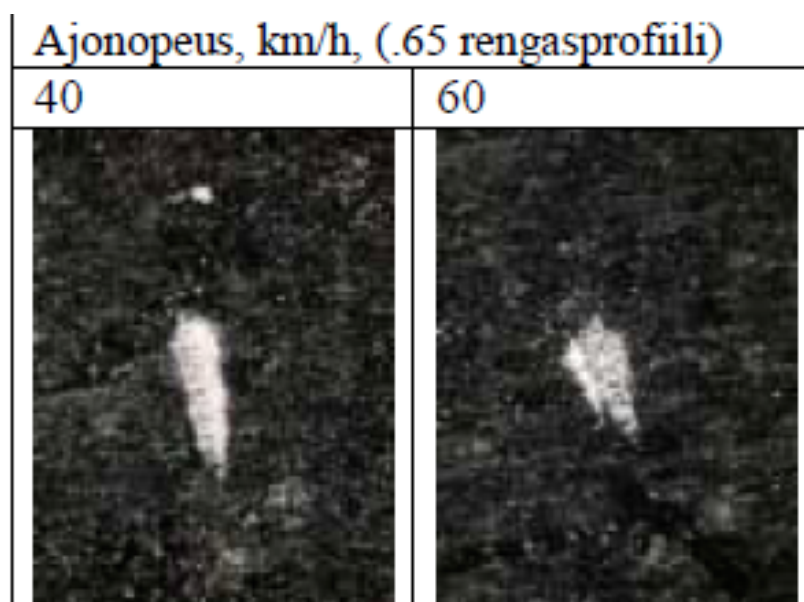
On tärkeä ymmärtää, että renkaan aiheuttamaa pölyn muodostumista ja varsinaista pölypäästöä tulee tarkastella erikseen. Tämä on seurausta lähinnä päällysteen pinnalla olevasta pölyvästä aineksesta, joka on muodostunut aikaisemmin tai kulkeutunut pinnalle muista lähteistä. Renkaan päästö on renkaan oman ja sen aiheuttamien kulumatuotteiden sekä renkaan nostattaman (resuspensio)

päällysteen pinnalla olevan pölyävän aineksen summa. Pölypäästömittaukset osoittavat, että laboratoriossa voidaan erittäin tarkalla puhdistuksella poistaa resuspendoituva pöly, mutta katuolosuhteissa sitä käytännössä aina on päällysteen pinnoilla. Katuolosuhteissa resuspendoituvan pölyn määrä vaihtelee riippuen vuodenajasta ja kohteesta.

1.1 Nastan ja päällysteen vuorovaikutuksessa syntyvät kulumatuotteet

Nastarenkaan aiheuttama kuluma on peräisin isku- ja hankausliikkeistä, jotka nasta aiheuttaa vuorovaikutuksessa tien pinnan kanssa (Lampinen, 1993). Nastauskun aiheuttama kuluma on monimuotoinen prosessi, johon vaikuttavat renkaan (ml. nastoituksen), väliaineen sekä päällysteen ominaisuudet. Nastan vuorovaikutus päällysteen kanssa voidaan jakaa kolmeen osa-alueeseen (1) isku, (2) hiesto ja (3) raapaisu (Lampinen, 1993).

Kuvassa 1 on esitetty Unholan (2004) ottama mikroskooppikuva nastan ja päällysteen vuorovaikutuksesta kivihiieellä (vaalea alue) kahdella eri ajonopeudella. Iskussa nasta kohtaa päällysteen pinnan, ja kulumamäärään vaikuttavat erityisesti nastan massa ja ajoneuvon nopeus (Lampinen 1993). Zubeckin ym. (2004) mukaan nastan iskun aiheuttama energia on riippuvainen nastan massasta ja sen nopeudesta vertikaalisuunnassa (n. 10–15 % ajoneuvon nopeudesta). Hiesto on kestoajaltaan pisin kulutusta aiheuttava vaihe, hierrossa nasta liikkuu tienpinnalla renkaan muodon muutosten ja liukuman vaikutuksesta. Raapaisu syntyy, kun nasta irtoaa tiekontaktista.



Kuva 1. Nastan ja päällysteen vuorovaikutuksessa syntynyt jälki (vaalea alue) kahdella eri nopeudella (40 ja 60 km/h). (kuva: Unhola 2004).

Myös muilla nastan ominaisuuksilla, kuten ulkonemalla, halkaisijalla ja pään muodolla on vaikutusta nastan aiheuttamaan päällysteen kulumiseen. Kevyempien nastojen (0,7–1 g) kuluttava vaikutus on noin puolet painavampien (1,8 g) nastojen vastaavasta (Zubeck ym. 2004). Yksittäisen renkaan aiheuttamaan kulumaan vaikuttaa nastojen lukumäärä (Lampinen 1993), mutta myös muut renkaan ja ajoneuvon ominaisuudet. Näistä mm. renkaan profiiliin, rengaspaineen, sekä ajoneuvon massan ja nopeuden on osoitettu vaikuttavan kuluman suuruuteen (Unhola 2004). Uusilla kevyemmillä ja vähemmän ulkonevilla nastoilla sekä paremmin kulutusta kestäville tienpintamateriaaleilla on pystytty huomattavasti vähentämään maantienopeuksille määritettyä kulutuskerrointa 1960–70-luvun noin 100 grammasta/ajoneuvo-km tämän päivän 9–11 grammaan/ajoneuvo-km (Lindgren 1998, Mäkelä 2000).

Ilmanlaadun kannalta on olleellista arvioida, mikä osuus nastarenkaiden aiheuttamasta päällysteen kulumasta pääsee ennen pitkää ilmaan ja on hengitettäväsä kokoluokassa (PM_{10}) tai pienhiukkasina ($PM_{2.5}$). Nastarenkaan aiheuttaman päällysteen kuluma-arvion perusteella on mahdollista arvioida suuntaa-antavasti muodostuvien PM_{10} -hiukkasten määrää (Kupiainen, 2007). Mäkelä (2000) arvioi ilmaan päätyvien hiukkasten (kokonaisleijuma, TSP) osuudeksi 5–20 prosenttia, ja yhdistämällä sen viimeisimpään arvioon nastarenkaiden kulumasta maantienopeuksilla (9 g/ajoneuvo-km) sai tulokseksi 450–2 200 mg/ajoneuvo-km. Kupiainen ym. (2005) tekemien mittausten perusteella noin 30 prosenttia kokonaisleijumasta on halkaisijaltaan alle 10 mikrometriä, minkä perusteella päädytään kuluman osalta suuruusluokkaan 135–660 mg/ajoneuvo-km. Jos oletetaan, että kitkarenkaalla tien pinnan kuluma on vain noin kaksi prosenttia nastarenkaan aiheuttamasta kulumasta (Unhola ym. 2004), ja että PM_{10} -kokoluokan hiukkasten osuus on sama 30 prosenttia, vastaava luku kitkarenkaalle olisi noin 3–13 g/ajoneuvo-km. Edellä mainittuihin tekijöihin liittyy epävarmuuksia. Nasta- ja kitkarenkaiden erot ovat riippuvaisia mm. tien pinnan ja renkaan materiaaleista. Unholan ym. (2004) käyttämiä yliajotestejä ei myöskään ole suunniteltu hiukkaspäästöjen arviointiin kaupunkiympäristössä.

1.2 Rengasmittauksia ympyräkoeradoilla

Nastarenkaiden pölyvaikutusta on arvioitu mittaamalla muodostuneen pölyn määrää ympyräkoeradalla. Ympyräkoeratojen etuina on, että päällysteen ominaisuudet voidaan valita ja kokeet päästään tekemään halutuissa olosuhteissa. Oleellinen etu suhteessa ulkoilmassa tehtäviin testeihin on, että hallissa testitilan pinnat voidaan puhdistaa aikaisemmin muodostuneesta pölystä ja pitää kuivina, ja näin ollen päästään tutkimaan suoraan nastan ja päällysteen vuorovaikutusta ja siinä muodostuvien mikroskooppisten hiukkasten määriä ja ominaisuuksia. Toisaalta ympyräkoeratojen ongelmana on laitteen jyrkkä kaareva liikerata, joka pakottaa renkaan liikkeeseen ja käyttöön, jollaisia ei normaaleissa ajo-olosuhteissa ilmene, ja joihin renkaita ei ole suunniteltu. Ympyräkoerataa on sovellettu nastarenkaan aiheuttamien pölypäästöjen tutkimukseen erityisesti Ruotsissa.

Gustafsson ym. (2009) tutkivat nasta-, kitka- ja kesärenkaiden hiukkaspäästöjä laboratorio-olosuhteissa VTI:n PVM-ympyräkoeradalla (PVM = provvägmaskin) Linköpingissä, Ruotsissa. Testihallin ilmassa leijuvat hiukkaset laskeutuvat ja varastoituvat hallin sisäpinnoille, minkä vuoksi tilat on oleellista puhdistaa joka testin jälkeen. Hallin puhdistukseen käytettiin painepesua, ja pesu tehtiin jokaisen testattavan renkaan välissä.

Taulukossa 1 esitetään Gustafssonin ym. (2009) määrittämät päästökertoimet (EF=emission factor) $PM_{0,6-}$, PM_{1-} , $PM_{2,5-}$ ja PM_{10-} kokoisille hiukkasille (EF $PM_{0,6}$, EF PM_{1} , EF $PM_{2,5}$ ja EF PM_{10}). Testilaitteesta saatavat tulokset on arvioitu olevan noin 3–4 kertaa korkeampia verrattuna normaaleissa tieolosuhteissa saataviin tuloksiin. Tämä on seurausta mm. laitteen jyrkästä kaarevasta liikeradasta. Korjauskerroin perustuu kokemukseen, ja on arvioitu satojen PVM-laitteella ja tieolosuhteissa suoritettujen vertailevien kenttäkokeiden perusteella (Gustafsson 2011). PM_{1-} , $PM_{2,5-}$ ja PM_{10-} kokoisille hiukkasille on käytetty korjauskerrointa 3 ja oletettu, että kokonaiskuluma on suoraan verrannollinen kyseisten hiukkasfraktioiden muodostumisen kanssa.

Gustafssonin ym. (2009) tulokset osoittavat puhtaalla päällysteellä sen, että vaikka hengitettävää pölyä muodostuu myös nastattomilla talvi- ja kesärenkailla, nastarenkailla sitä muodostuu huomattavasti enemmän. Gustafssonin ym. (2009) 70 km/h ajonopeudelle arvioimat PM_{10} -päästökertoimet ovat 170–365 mg/ajoneuvo-km, ja näin ollen ovat suuruusluokaltaan vastaavia kuin kulumälähtöisessä arviossa, 135–660 mg/ajoneuvo-km.

Gustafssonin ym. (2009) mittaukset myös osoittavat miten pölynmuodostuminen nastarenkaalla laskee ajonopeuden laskiessa. 50 km/h ajonopeudella mitatut päästökertoimet (49–101 mg/ajoneuvo-km) olivat vain noin neljänneksen 70 km/h ajonopeudella mitatuista, ja 30km/h ajonopeudella 4–13 mg/ajoneuvo-km, eli enää 2–6 prosenttia 70km/h ajonopeudella mitatuista. Vertailun vuoksi on hyvä huomioida, että henkilöautojen Euro 5 -tason päästökerroin pakokaasupäästöille on 5 mg/ajoneuvo-km. Gustafsson ym. (2009) havaitsivat myös nastaulkoneman vaikuttavan PM_{10} -päästöön. Nastaulkoneman kasvu 0,9 millimetristä noin 1,3 millimetriin aiheutti 70 km/h nopeudella 1,7-kertaisen PM_{10} -päästön.

Myös Suomessa on mitattu talvirenkaiden pölypäästöjä ympyräkoeradalla. Suomalaisen pölyä koskevien koeratutkimusten päätavoite oli tutkia pölyn muodostumista talvihiekkoituksesta ja mahdollisuuksia vähentää muodostumista materiaallivalinnoilla, eikä niinkään tutkia renkaiden päästöjä. Tämä siksi, että ympyräkoeradan rajoitteet rengastutkimuksiin olivat tiedossa ja myös siksi, että suomalaisen koeradan rakenteen vuoksi yli 30 km/h ajonopeudet eivät olleet mahdollisia. Rengaskysymystä on kuitenkin sivuttu myös suomalaisissa koeratäöissä ja tähän on koottu niiden osalta oleelliset tulokset. Tutkimustuloksia ovat koonneet Kupiainen (2007) ja Räisänen (2005). Erillisiä mittaustuloksia ovat käsitelleet Kupiainen ym. (2003), Räisänen ym. (2003) Kupiainen ym. (2005), Räisänen ym. (2005) sekä Tervahattu ym. (2006).

Taulukko 1. VTl:n PVM-koeradalla testattujen renkaiden päästökertoimet eri hiukkasfraktioiden massapitoisuudelle (Gustafsson ym. 2009).

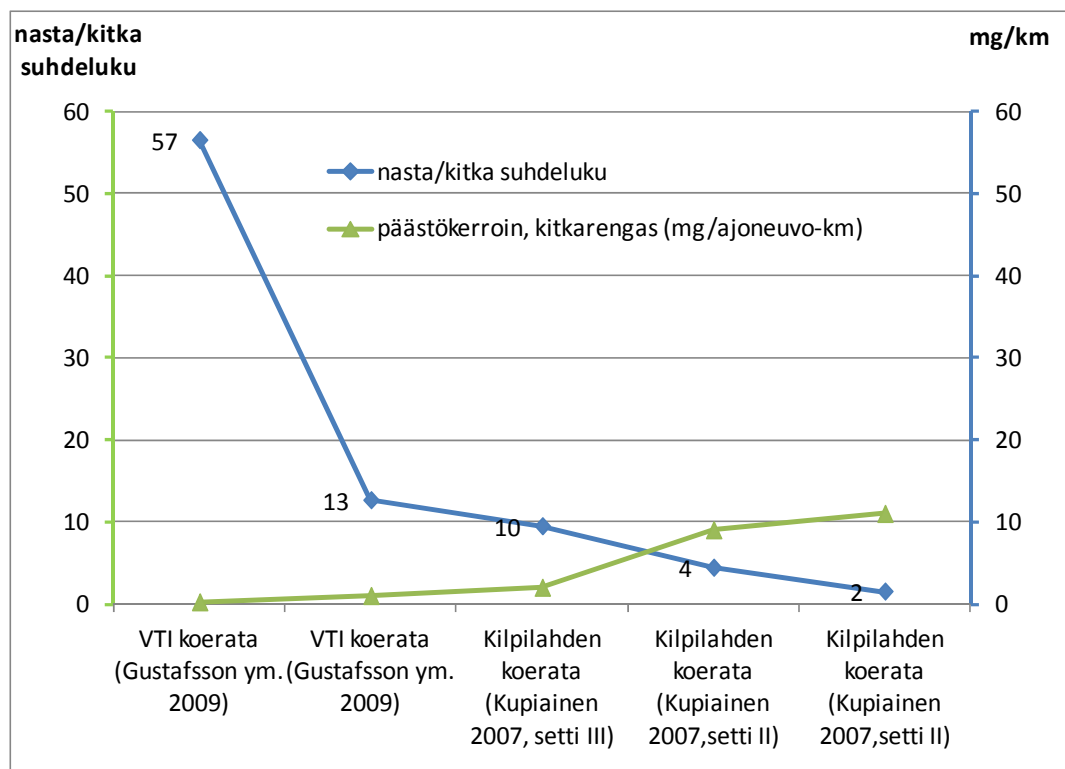
	Renkas	Nopeus (km/h)	Päästökerroin (mg/ajoneuvo-km)*						
			EFPM0,6	EFPM1	Korjattu EFPM1	EFPM2,5	Korjattu EFPM2,5	EFPM10	Korjattu EFPM10
Nastarenkaat	Michelin	30	0,1	0,3	0,10	3	1,00	39	13,0
	X-Ice North	50	0,1	0,9	0,30	20	6,67	302	100,7
		70	0,2	1,9	0,63	24	8,00	1094	364,7
	Nokian	30	0,2	0,4	0,13	3	1,00	38	12,7
	Hakkapeliitta4	50	0,2	1	0,33	15	5,00	166	55,3
		70	0,3	2,1	0,70	23	7,67	666	222,0
	Bridgestone	30	0,1	0,2	0,07	2	0,67	12	4,0
	Noranza	50	0,2	0,8	0,27	9	3,00	147	49,0
		70	0,4	1	0,33	14	4,67	507	169,0
Kitkarenkaat	Michelin	30	0,2	0,2	0,07	0,2	0,07	0,7	0,2
	X-Ice	50	0,1	0,1	0,03	0,1	0,03	0,8	0,3
		70	0,1	0,1	0,03	0,1	0,03	7	2,3
	Nokian	30	0,1	0,2	0,07	0,6	0,20	3	1,0
	Hakkapeliitta	50	0,1	0,2	0,07	0,5	0,17	6	2,0
	RSi**	70	0,1	0,2	0,07	1,1	0,37	90	30,0
Kesärenkaat	Bridgestone	30	0,3	0,3	0,10	0,3	0,10	0,48	0,2
	Turanza	50	0,3	0,3	0,10	0,3	0,10	0,45	0,2
		70	0,2	0,2	0,07	0,2	0,07	2	0,7
	Nokian	30	0,1	0,1	0,03	0,2	0,07	0,24	0,1
	NRHi	50	0,1	0,1	0,03	0,1	0,03	0,2	0,1
		70	0,1	0,1	0,03	0,2	0,07	0,92	0,3

* Renkaille on määritetty päästökertoimet yhtälöllä: $EF = (c \cdot k \cdot V) / v$, jossa c on testihallissa mitattu hiukkaspitoisuus, k kuvaa hiukkasten häviötä hallissa (engl. "loss rate", yksikkö s^{-1}), V on hallin tilavuus (n. 600 m³) ja v renkaan nopeus (m/s). *Korjattu-arvo* on PVM-laitteen tuloksen avulla laskettu päästökerroin (EF) jaettuna 3:lla. Yksikkönä on käytetty hiukkasten massaa per ajoneuvokilometri (mg/ajoneuvo-km).

**Aikasemmin muodostunutta pölyä enemmän kuin muilla renkailla.

Kupiainen (2007) määritti nastarenkaalle 15 km/h ajonopeudella PM₁₀-pölyn muodostumismääräksi 16–19 mg/ajoneuvo-km ja 30 km/h ajonopeudella 40 mg/ajoneuvo-km. 30 km/h arvo on 3-10 kertaa korkeampi kuin Gustafssonin ym. (2009) mittaamat (4–13 mg/ajoneuvo-km), mutta Kupiaisen (2007) esittämään arvoon ei ole sovellettu korjauskerrointa, jota ruotsalaiset käyttävät ympyräkoeratuloksiinsa. Nastattomien talvirenkaiden päästökertoimet olivat suomalaisissa testeissä 2-11 mg/ajoneuvo-km, mikä myös on noin kymmenkertainen verrattuna Gustafssonin ym. (2009) saamiin tuloksiin (0,2–1 mg/ajoneuvo-km). Tulosten vertailu osoittaa, että nastarenkaan ja kitkarenkaan suhdeluvut ovat Gustafssonin ym. (2009) mittauksissa korkeampia (luokkaa 13–57) kuin Kupiaisen (2007) esittämissä mittauksissa (luokkaa 2–10) (Kuva 2).

Tulosten eroja selittävät osaltaan erot ajonopeudessa, mittarenkaissa, puhdistus-toimenpiteissä ja muissa olosuhteissa, eivätkä tulokset ole täysin vertailukelpoisia keskenään. Kuvaan 2. on koottu kitkarenkaan päästökertoimet sekä nasta- ja kitkarenkaan muodostumismäärien suhdeluvut Gustafssonin ym. (2009) ja Kupiaisen (2007) ympyräkoeradoilla tehdyissä tutkimuksissa. Kuvan 2. perusteella merkittävä nasta- ja kitkarenkaiden mittaustulosten eroja selittävä tekijä voi olla myös ero koeratojen pinnoille laskeutuneen aikasemmin muodostuneen pölyn määrässä eri testien välillä. Mikäli pinnoille on kertynyt paljon pölyä, myös nastatoman renkaan päästöt lisääntyvät. Tähän viittaa myös se, että katuolosuhteissa nasta- ja kitkarenkaiden päästöjen suhdeluvut ovat alhaisempia kuin koeradalla havaitut (Kupiainen & Pirjola 2011, Hussein ym. 2008).



Kuva 2. Kitkarenkaan päästökertoimet (oikea akseli) sekä nasta- ja kitkarenkaan pölynmuodostumismäärien suhdeluvut (vasen akseli) Gustafsson ym. (2009) ja Kupiaisen (2007) ympyräkoerata tutkimuksissa.

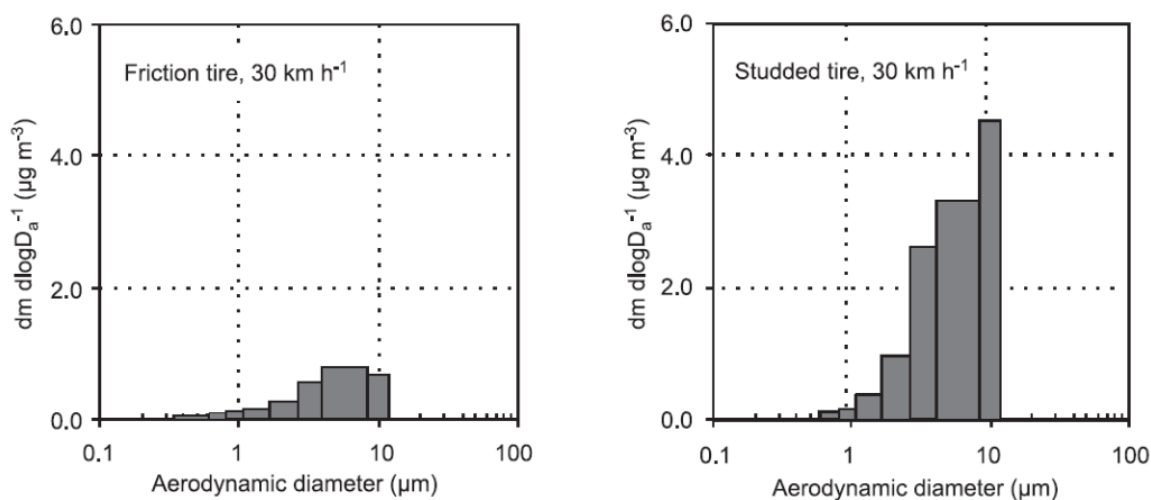
1.2.1 Päällysteen kulumassa muodostuneiden PM₁₀-hiukkasten kokoja-kauma

Kupiaisen (2007) ja Kupiaisen ym. (2005) raportoimissa suomalaisissa kokoja-kaumamittauksissa hengitettäviä hiukkasia (PM₁₀) oli kokonaisleijumassa (TSP) 15 km/h:n nopeudella mitattaessa 24 prosenttia ja 30 km/h:n nopeudella 34 prosenttia. Tulokset ovat vastaavia kuin Snilsbergin (2008) raportoimat, joissa PM₁₀-

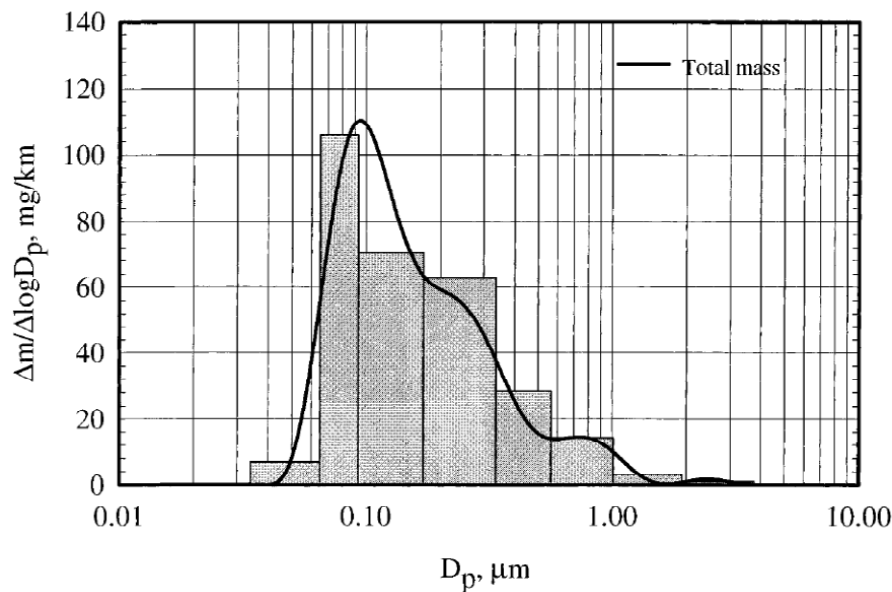
osuus kokonaisleijumasta vaihteli 20 prosentin (20 km/h) ja 35 prosentin (60 km/h) välillä.

Pienhiukkasten ($PM_{2.5}$) osuus PM_{10} -hiukkasissa oli edellä mainituissa suomalaisissa tutkimuksissa 15 km/h:n nopeudella keskimäärin 8 prosenttia ja 30 km/h:n nopeudella 21 prosenttia. Suomalaisiin tuloksiin verrattuna Gustafssonin ym. (2009) ja Snilsbergin (2008) esittelemät pienhiukkasten PM_{10} -osuudet ovat vastanneet lähinnä alhaisemmalla ajonopeudella saatuja tuloksia. Gustafssonin ym. (2009) mittauksissa pienhiukkasten osuudet olivat 30–50 km/h:n nopeuksilla keskimäärin 9 prosenttia PM_{10} :stä, Snilsbergin (2008) mittauksissa osuus vaihteli 7 ja 9 prosentin välillä. 70 km/h:n ajonopeudella Gustafssonin ym. (2009) havaitsema osuus oli keskimäärin 3 prosenttia.

Kuvaan 3 on koottu Kupiainen (2007) esittämät massakokojakaumat 30 km/h ajonopeudella. Pääosa katupölyn hiukkasista on siis aerodynaamiselta halkaisijaltaan suurempia kuin $1\ \mu m$. Pakokaasupäästöjen massakokojakauma puolestaan koostuu lähes yksinomaan hiukkasista, joiden halkaisija on alle $1\ \mu m$. Pakokaasupäästöjen kokojakaumaa demonstroimaan on kuvaan 4 otettu Kermisen ym. (1997) Euro2-henkilöautolle mitaama hiukkaskokojakauma (Kuva 4).



Kuva 3. Koeradalla mitatut kitkarenkaan ja nastarenkaan PM_{10} -päästöjen hiukkaskokojakaumat 30 km/h:n ajonopeudella (kuva: Kupiainen, 2007).



Kuva 4. Dieselauton pakokaasuhiukkasten massakokojakauma (kuva: Kerminen ym. 1997).

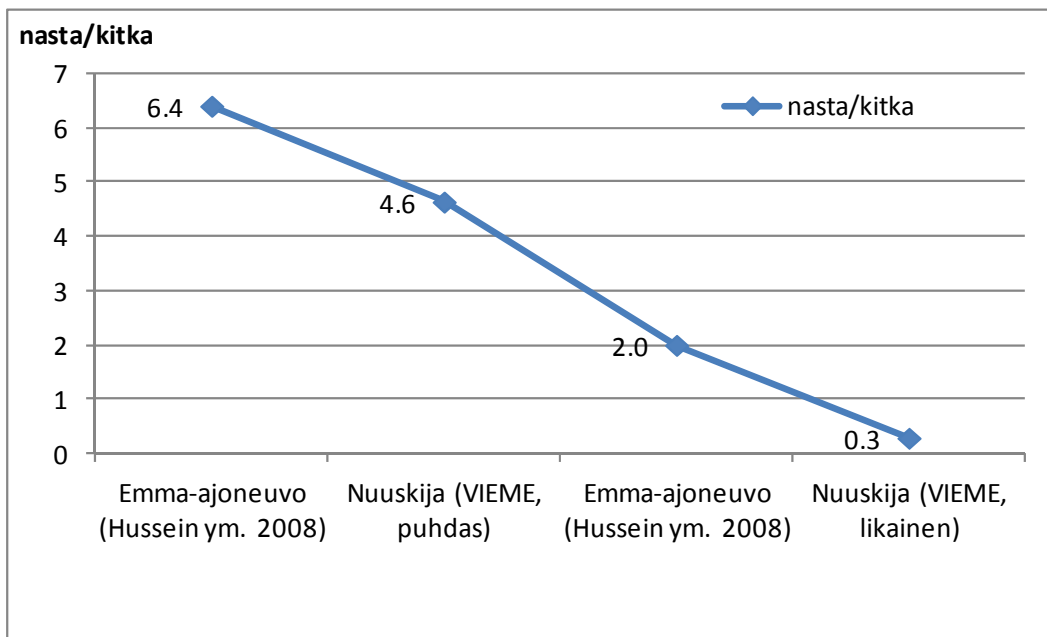
1.3 Rengasmittauksia katuolosuhteissa

2000-luvun aikana on kehitetty ajoneuvoalustaisia hengitettävän katupölyn mittausjärjestelmiä (Kuhns ym. 2001, Hussein ym. 2008, Pirjola ym. 2009), joilla voidaan mitata kadunpinnan ja renkaiden pölypäästöjä katu- ja tieolosuhteissa. Laitteistojen etuna ympyräkoeratoihin verrattuna on oikeanlainen renkaan liikerata ja mahdollisuus tutkia päästöihin vaikuttavia tekijöitä erityyppisissä katu- ja tieympäristöissä sekä päällysteolosuhteissa. Toisaalta olosuhteiden vaihtelevuus on myös haaste mittausjärjestelyille. Esimerkiksi vaihtelut tienpinnan pölyisyydessä tai kosteusoloissa vaikuttavat päästöihin ja ne täytyy huomioida tulosten tulkinnaissa. Yleisesti ottaen katupölyn liikkuvat mittausjärjestelmät soveltuvat hyvin renkaiden päästöjen mittaamiseen, sillä pölynäyte kerätään hyvin läheltä renkaan takaa.

Mitta-autoissa mitataan renkaan aiheuttaman pölypäästön tai -vuon pitoisuutta mahdollisimman läheltä renkaan takaa. Toistaiseksi tulokset ilmaistaan hiukkaspitoisuutena. Mitta-autot toimivat eri alusta-ajoneuvoilla ja niiden välillä on eroja myös näyteilman keräys- ja johtojärjestelmissä sekä käytettävissä mittalaitteistoissa. Nämä tekijät vaikuttavat mitattaviin pitoisuuksiin ja vaikeuttavat pitoisuustulosten suoraa vertailtavuutta. Aktiivisen kehitys- ja tutkimustyön seurauksena tietämys päästöihin vaikuttavista tekijöistä kasvaa ja näin ollen mitta-ajoneuvokohtaisten tulosten vertailtavuuskin on paranemassa.

Katuolosuhteissa tehdyissä mittauksissa on havaittu yleisesti ottaen selvästi alhaisempia nastallisen ja nastattoman talvirenkaan suhdelukuja kuin koeradoilla. Tämä on seurausta katujen pinnoille aikaisemmin kertyneen pölyn resuspensiosista. Kuvaan 5. on koottu EMMA-mittausajoneuvolla (Hussein ym. 2008) ja VIEME-tutkimuksessa Nuuskija-mittausajoneuvolla (Tervahattu toim. 2008) mitattuja nas-

tarenkaan ja kitkarenkaan päästöjen suhdelukujen tieosuuskohtaisia ääriarvoja. Nuuskija-ajoneuvolla mitattu kitkarenkaan päästö renkaan takaa mitattuna oli jopa nastarengasta suurempi joissakin VIEME-tutkimuksessa mukana olleissa tiekohteissa. Kyseiset mittaukset tehtiin alkukevällä, jolloin tien pinnalla oli runsaasti pölyä. Sekä kitka- että nastarenkaiden pintakuvioiden ominaisuudet vaikuttavat siihen, kuinka paljon ne aiheuttavat hiukkasten resuspensiota pölyisiltä kaduilta (Tervahattu toim. 2008; Kupiainen ym. 2013).

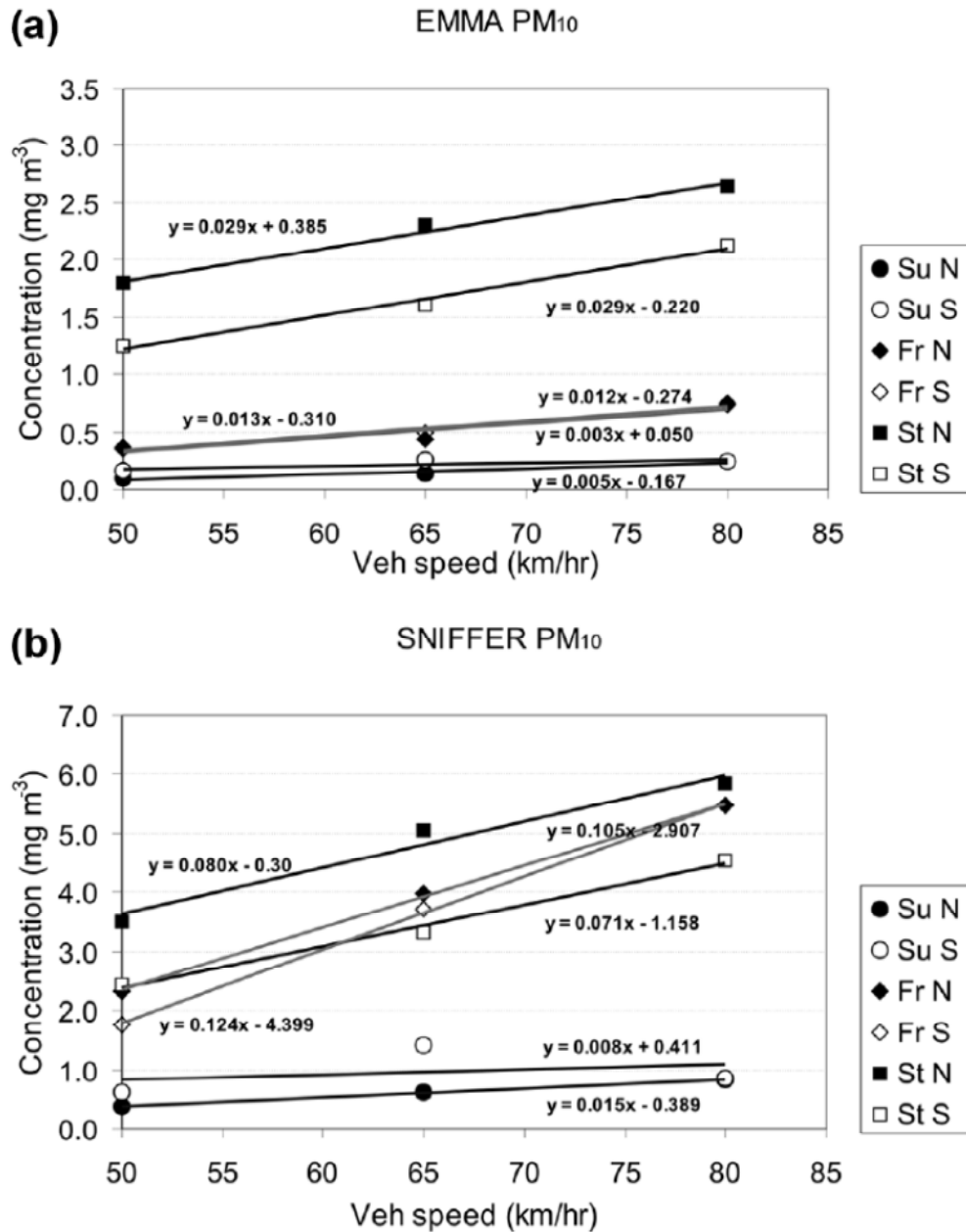


Kuva 5. EMMA-mittausajoneuvolla (Hussein ym. 2008) ja VIEME-tutkimuksessa Nuuskija-mittausajoneuvolla (Tervahattu toim. 2008) mitattuja nastarenkaan ja kitkarenkaan päästöjen suhdelukujen tieosuuskohtaisia ääriarvoja.

Pirjola ym. (2010) vertailivat EMMA-ajoneuvolla ja Nuuskija-ajoneuvolla mitattuja päästöjä eri renkailla ja havaitsivat eroja tuloksissa ajoneuvojen välillä. Kuva 6. on Pirjolan ym. (2010) artikkelista ja siinä esitetään mitta-autojen renkaiden takana mitatut PM_{10} -pitoisuudet ajoneuvon nopeuden funktiona kesä-, kitka- ja nastarenkailla. Nuuskijan tuloksissa pohjoisella ajosuunnalla nastarenkaan päästöt olivat jonkin verran kitka- ja kesärengasta korkeammat, mutta eteläisellä ajosuunnalla päästöjen välillä ei havaittu merkittäviä eroja. Mittarenkaina olivat samat renkaat kuin VIEME-projektissa (Tervahattu toim. 2008) ja tulokset Nuuskijan mittauksissa olivatkin vastaavia. Emma-ajoneuvossa oli samat mittarenkaat, mutta nastarenkaan päästöt olivat keskimäärin 3–7 kertaa korkeammalla tasolla kuin kitkarenkaan.

Toisin sanoen, Nuuskija-autolla ajettaessa kitkarenkaan päästöt olivat selvästi korkeampia kuin muiden renkaiden. Merkittävimmiksi erojen selittäjiksi Pirjola ym. (2010) esittävät ajoneuvojen eri fysikaalisiin periaatteisiin perustuvia mittalaitteita ja eroja mittarenkaalle kohdistuvassa massassa, joka Nuuskijan tapauksessa oli 1 100 kg ja Emmalla 780 kg. Mittalaitteen välille pystyttiin määrittämään korja-

uskerroin, mutta massan vaikutuksesta rengas-tiekontaktiin eri renkailla kaivataan lisätutkimuksia.



Kuva 6. PM₁₀-pitoisuuksia mg/m³ (a) Emma-mittausajoneuvon vasemman eturenkaan takana ja (b) Nuuskijan vasemman takarenkaan takana ajonopeuden funktiona. Su, Fr, ja St viittaavat kesä-, kitka- ja nastarenkaisiin. N = pohjoiseen, S = etelään. (Kuva: Pirjola ym. 2010)

1.3.1 Nastarenkaiden päästöihin vaikuttavia ominaisuuksia katuolosuhteissa mitattuna

Tieolosuhteissa Kupiainen & Pirjola (2011) havaitsivat ajoneuvon renkaan takaa mitattavien PM₁₀-pölypäästöjen likimain puolittuvan, kun nastojen lukumäärä puolitettiin. Vastaava tulos saatiin kun nastojen paino puolitettiin. Myös ajonopeuden on havaittu kasvattavan PM₁₀-päästöä sekä tieolosuhteissa (Kupiainen & Pirjola 2011, Hussein ym. 2008) että koeradalla (Gustafsson ym. 2009, Kupiainen ym. 2007, Kupiainen ym. 2005). Renkaan iän vaikutusta päästötasoihin tutkittiin VIEME-projektissa (Tervahattu toim. 2008). Tulokset osoittivat, että renkaan ikääntyessä sekä nasta- että kitkarenkaan päästö laskee varsin nopeasti renkaan ikääntyessä (noin 1000km). Tyhjentävää selitystä asiaan ei saatu, mutta tutkimuksessa pääteltiin, että varsin pian valmistamisen ja/tai käyttöönoton jälkeen renkaassa tapahtuu muutoksia, jotka vaikuttavat päästöominaisuuksiin. Mahdollisiksi muutoksiksi esitettiin suoja-aineiden haihtuminen ja vulkanoinnin kemialliset muutokset, jotka vaikuttavat pinta- ja jousto-ominaisuuksiin. Lisäksi lamellien väleihin ja pinnoille kertyvillä epäpuhtauksilla saattaa olla vaikutusta.

1.4 Yhteenvetoa – rengasmittaukset

Nastarenkaan ja nastattoman renkaan päästöero (esim. suhdelukuna ilmastuna) on hyvin herkkä tienpinnan pölyisyyden muutoksille (Kupiainen & Pirjola 2011). Ympyräkoeradoilla saadut tulokset osoittavat, että koeolosuhteissa, joissa päällysteen pinta on hyvin puhdas, nastattomalla renkaalla ei juurikaan synny uutta pölyä, mutta nastarenkaalla syntyy. Kun aikaisemmin muodostuneen pölyn määrä päällysteen pinnalla lisääntyy, nastallisen ja nastattoman renkaan aiheuttaman päästön suhteellinen ero pienenee tai jopa poistuu, koska nyt pölyä pääsee ilmaan sekä kuluman myötä että aikaisemmin muodostuneen pölyn noustessa renkaan liikkeen seurauksena ilmaan (Gustafsson ym. 2005, Kupiainen 2007, Pirjola ym. 2009, Tervahattu toim. 2008). Tämä saattaa, koeolosuhteiden ja mitausajoneuvojen ohella, selittää eri tutkimuksissa saatujen tulosten vaihteluita.

KAPU-tutkimuksissa havaittiin, että tienpinnan päästö on Etelä-Suomen kaupungeissa korkeimmillaan maaliskuuhun vaihteessa ja se laskee huhti-toukokuun aikana voimakkaasti (Kupiainen ym. 2009). Korkeimmilla tienpinnan päästötasoilla renkaan takaa mitatuissa päästöissä ei yleisesti ottaen havaita systemaattisia eroja nasta- ja kitkarenkaiden välillä. Sen sijaan päästötason lähestyessä ja ollessa kesäaikaisella tasolla, esim. lokakuussa ja toukokuun puolessa välissä, nastojen aiheuttama tienpinnan kulutusvaikutus tulee merkittävämmäksi tekijäksi suhteessa resuspensioon. Ilmiön aiheuttaa aikaisemmin muodostunut tieympäristöön laskeutunut ja varastoitunut pöly. Näin ollen on tärkeää tietää sen lähteet.

Nastarenkaalla muodostuvan hengitettävän pölyn määrä on moninkertainen 70 km/h:n ajonopeudella verrattuna 50 km/h:n ja 30 km/h:n ajonopeuksiin. 30 km/h:n nopeudella muodostuvan PM₁₀-pölypäästön suuruusluokka on vastaavalla tasolla kuin pakokaasujen hiukkaspäästö Euro-5 -vaatimusten mukaisella henkilöautolla (5 mg/ajoneuvo-km). Tästä erosta ei kuitenkaan voi vetää suoria johtopäätöksiä

ilmanlaatuvaikutukseen, sillä pakokaasupäästöt pääsevät suoraan ilmaan, kun taas päällysteen kulumatuotteet voivat kerääntyä pitkänkin ajan kuluessa päällysteen pinnalle esimerkiksi kosteuden vaikutuksesta ja päästä ilmaan vasta pintojen kuivuesssa. Lisäksi pakokaasuissa olevien hiukkasten koko ja koostumus poikkeavat katupölystä.

2 Talvihiekoituksen vaikutus PM₁₀-pölyn muodostumiseen

PM₁₀-pölyn muodostumista talvihiekoituksesta on tutkittu Pohjoismaissa sekä Yhdysvalloissa sekä koe- että katu- ja tieolosuhteissa. Tähän lukuun on koottu päätuloksia viimeaikaisista tutkimuksista.

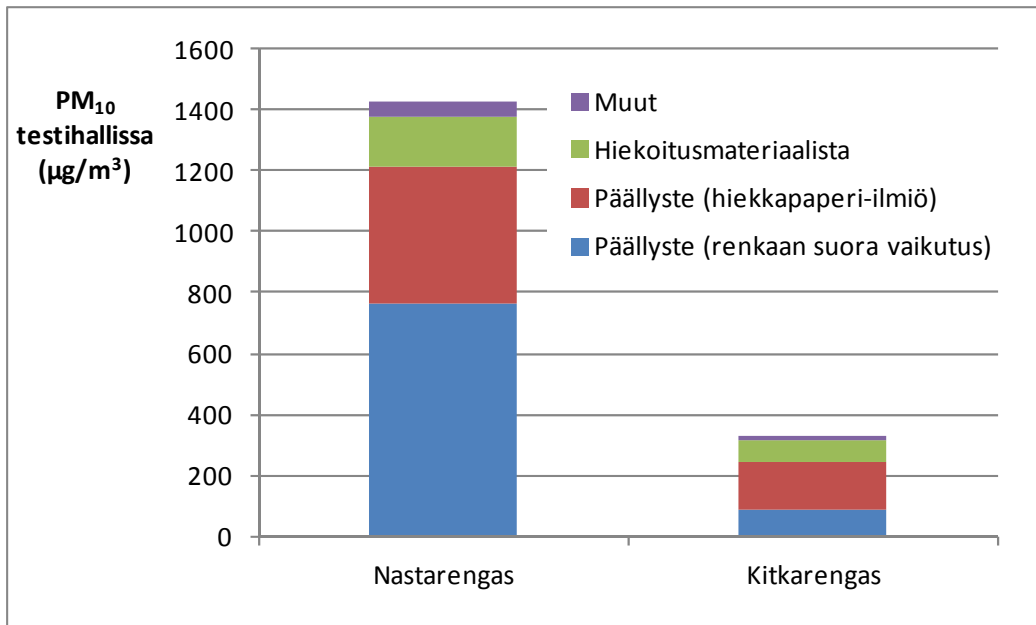
2.1 Hiekoitustestejä ympyräkoeradoilla

Koeolosuhteissa on osoitettu PM₁₀-pölynmuodostumisen lisääntyvän merkittävästi hiekoituksen seurauksena ja edelleen hiekoitusmäärän (massa per pinta-ala) lisääntyessä (Kupiainen ym. 2003, Kupiainen ym. 2005, Tervahattu ym. 2006, Kupiainen 2007, Gustafsson ym. 2005 & 2008). Koeradoilla mitattujen tulosten voi katsoa vastaavan tilannetta välittömästi hiekoituksen jälkeen. Materiaalin ominaisuuksien (kiviaineksen petrografiset ominaisuudet sekä raekokojakauma) on osoitettu vaikuttavan pölynmuodostumismääriin (edellisten viitteiden lisäksi Räisänen ym. 2003 & 2005). Kupiainen (2007) esittelemissä mittauksissa hiekoittamattoman ja hiekoitetun pinnan päästöero 300 g/m²:n hiekoitusmäärällä oli kitkarenkaalla 4–13-kertainen ja nastarenkaalla noin 2-kertainen (Kupiainen 2007), riippuen hiekoitusmateriaalin ominaisuuksista.

Kupiainen mittauksissa sekä hiekoitusmateriaalin että päällysteen kivilajit olivat erittäin kulutuskestäviä ja raekooltaan 2/6mm. Myös Gustafssonin ym. (2005 & 2008) tutkimuksissa hiekoitusmateriaali lisäsi merkittävästi pölyn muodostumista. Gustafssonin ym. (2005) tuloksissa hiekoittamattoman ja hiekoitetun pinnan päästöero 500 g/m²:n hiekoitusmäärällä oli kitkarenkaalla 39–300-kertainen ja nastarenkaalla 6–22-kertainen riippuen hiekoitusmateriaalin ominaisuuksista. Korkeimmat suhdeluvut mitattiin 0/8mm luonnonsoralla ja alhaisemmat 2/4mm kalliomurskeella. Gustafssonin ym. (2005) koeoloissa päällysteen pinta oli erittäin puhdas, jolloin erityisesti kitkarenkaalla mitattu päästö ilman hiekoitusta on ollut erittäin alhainen.

Kupiainen ym. (2003 & 2005), Tervahattu ym. (2006) sekä Kupiainen (2007) havaitsivat ympyräkoeradalla tehdyissä mittauksissa, että kun päällysteen pinta oli hiekoitettu, päällysteperäisten PM₁₀-hiukkasten osuus oli suurempi kuin hiekoittamattomissa testeissä. Havainto nimettiin hiekkapaperi-ilmiöksi, ja sen selitykseksi esitettiin renkaan alla olevien hiekkarakeiden päällysteen kulumaa lisäävä vaikutus. Hiekkarakeet itse kuluvat renkaiden alla ja kuluttavat samalla päällysteen kiviaineista. Päällyste- ja hiekoitusperäisten hiukkasten lähdeosuudet riippu-

vat niiden kiviainesten ominaisuuksista. Esimerkkinä on kuvassa 7 esitetty arviot eri päästölähteiden osuuksista PM₁₀-näytteissä, jotka oli kerätty ympyräkoeradalla tehdyissä koeajoissa. Hiekoituksen levitysmäärä oli 300 g/m² ja hiekoitusmateriaalina Eurajoen diabaasi.



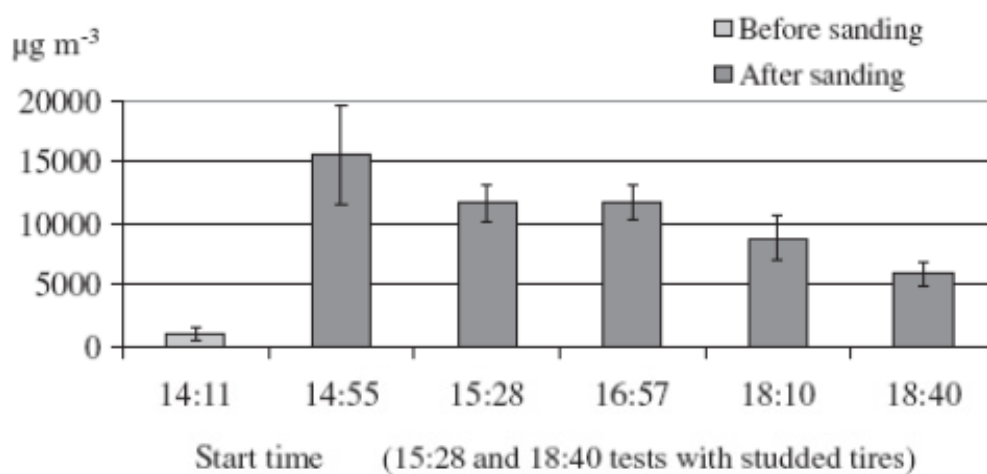
Kuva 7. Eri PM₁₀-katupölylähteiden arvioituja osuuksia ympyräkoeradalla kerätyissä hiukkasnäytteissä. Hiekoituksen levitysmäärä oli 300 g/m² ja hiekoitusmateriaalina Eurajoen diabaasi (Kupiainen 2007).

2.2 Hiekoitustestejä katuolosuhteissa

Hiekoituksen pölynmuodostusta koskevia mittauksia on tehty myös katu- ja tieolosuhteissa (Kuhns ym. 2003, Gertler ym. 2006, Kupiainen & Pirjola 2011). Katuolosuhteissa on lisäksi pystytty arvioimaan suoran muodostumistapahtuman kestoa. Kaikissa tutkimuksissa todetaan hiekoituksen lisäävän pölynmuodostusta, mutta muodostumistapahtuman olevan ajaltaan rajattu. Kuhns ym. (2003) tutkivat talvihiekoituksen PM₁₀-pölynmuodostumista liikkuvalla TRAKER-mittautolla maaliskuun puolessa välissä Yhdysvalloissa. Hiekoitus (150 g/m²) kasvatti pölypäästön 1,75-kertaiseksi materiaalin kuivuttua. Huipun jälkeen päästötaso laski tasaisesti ja palasi hiekoitusta edeltävälle tasolle noin 8 tunnissa. Katupintojen kosteustilanteesta ei ole mainintaa, mutta kevätaikainen päästö on noin 4-kertainen verrattuna kesäaikaiseen tilanteeseen, eli tienpinnalla on ollut kohonnut pölypäästö jo ennen mittausta.

Gertler ym. (2006) mittasivat PM₁₀-päästöjä TRAKER-mittautolla ja tienvarsimitauksin ja arvioivat lumimyrskyn yhteydessä tapahtuvan hiekoituksen vaikutusta päästökertoimiin. Katujen kuivuttua hiekoituksen jälkeen mitattiin kaksinkertainen PM₁₀-päästö verrattuna hiekoitusta edeltävään tilanteeseen. Päästö oli korkealla tasolla vielä kaksi päivää hiekoituksen jälkeen. Samaisessa tutkimuksessa todettiin teiden suolauksen lisäävän päästön 1,3-kertaiseksi.

Kupiainen & Pirjola (2011) mittasivat lokakuussa 2005 Nuuskija-mitta-autolla hiekoituksen PM₁₀-pölynmuodostumista tieolosuhteissa nasta- ja kitkarenkailla. Hiekoituksessa käytettiin Suomen talviolosuhteissa käytettäviä materiaaleja. Tuloksia on esitetty kuvassa 8. Hiekoitusta edeltävä päästötaso oli alhainen ja vertailukelpoinen loppukevällä katuolosuhteissa mitattuihin päästöihin. Hiekoitus lisäsi PM₁₀-päästön 15-kertaiseksi verrattuna hiekoitusta edeltävään tilanteeseen, mutta samoin kuin Kuhnsin ym. (2003) raportoimassa tapauksessa, päästö alkoi laskea nopeasti ja olisi saavuttanut hiekoitusta edeltävän tason 8 tuntia hiekoituksesta. Tienpinnan kosteuden takia mittaukset kuitenkin jouduttiin lopettamaan 4 tuntia hiekoituksen jälkeen. Hiekoituksen jälkeen nasta- ja kitkarenkailla mitattujen päästöjen välillä ei havaittu systemaattisia eroja.



Kuva 8. Hiekoituksen vaikutus PM₁₀-päästöön Nuuskijan mittauksissa lokakuussa 2005. (Kuva: Kupiainen & Pirjola, 2011).

Hiekoitusmateriaalien pölynmuodostusta tutkittiin lisäksi REDUST Life+-projektissa keväällä 2011 (REDUST, 2011). Mittauksia tehtiin sekä mitta-autolla että tienvarressa Helsingissä. Mittaukset toteutettiin toukokuussa 2011, jolloin päästöt ovat suhteellisen alhaisella tasolla verrattuna alkukevääseen. Näin tulokset kuvastavat paremmin hiekoituksen suoraa pölynmuodostumisvaikutusta, ilman aikaisemmin muodostuneen pölyn vaikutuksesta tulevaa taustapäästöä. Hiekoituksessa käytettiin 1/6mm materiaalia ja levitysmäärä oli noin 60 g/m². Levitys tehtiin noin klo 11.30.

Ensimmäinen päästömittaus tehtiin noin puoli tuntia hiekoituksen jälkeen. Mittauksen aikana Nuuskija ajoi kolme kertaa hiekoitetun tieosan yli mitaten tien pinnan PM₁₀-päästöä. Ensimmäisellä yliajolla PM₁₀-päästö oli korkeimmillaan 19–46-kertainen verrattuna hiekoitusta edeltävään tilanteeseen, mutta kolmannella mitauksella enää puolet huippupäästöä. 4,5 tuntia hiekoituksen jälkeen tehdysä mittauksessa päästö oli enää 2–4-kertainen hiekoitusta edeltävään tasoon verrattuna. Kohonneita päästötasoja havaittiin vielä 30 tuntia hiekoituksen jälkeen, mutta ero hiekoitusta edeltävään tilanteeseen oli enää 1,3–2,6-kertainen.

REDUST-hankkeen hiekoitustestien aikana mitattiin myös tienvarren PM₁₀-pitoisuuksia. Hiekoituksen havaittiin vaikuttaneen tienvarrella mitattuihin PM₁₀-pitoisuuksiin merkittävästi. Tuulen alapuolella mitatut PM₁₀-pitoisuuden tuntikeskiarvon huippuarvot mitattiin hiekoituksen yhteydessä ja olivat hiekoitetuilla osuuksilla 234 ja 83 µg/m³. Hiekoittamattomalla osuudella vastaava tuntikeskarvo oli 34 µg/m³. PM₁₀-pitoisuuden vuorokausikeskiarvot tien varressa, tuulen alapuolella olivat hiekoitetuilla osuuksilla 50 ja 32 µg/m³ ja hiekoittamattomalla osuudella 28 µg/m³. Hiekoitettujen osuuksien eroihin ovat todennäköisimmin vaikuttaneet erot eri osuuksien tieympäristöissä; korkeammat pitoisuudet havaittiin suljetumassa, metsän ympäröimässä tieympäristössä.

2.3 Yhteenveto – talvihiekoituksen vaikutus PM₁₀-pölyn muodostumiseen

Talvihiekoituksen PM₁₀-pölynmuodostusta lisäävä vaikutus on osoitettu useissa tutkimuksissa (Kupiainen ym. 2003, Kupiainen ym. 2005, Tervahattu ym. 2006, Kupiainen 2007, Gustafsson ym. 2005 & 2008, Gertler ym. 2006, Kuhns ym. 2003, Kupiainen & Pirjola 2011). Tutkimusten perusteella voidaan todeta muodostumistapahtuman olevan episodimainen, eli kestoaltaan rajattu. Tienpinnan kosteusolot vaikuttavat myös talvihiekoituksen myötä muodostuneen pölyn vapautumiseen, muodostunut pöly kertyy katu ympäristöön ja vapautuu katujen kuivuttua.

Pölyn muodostuminen lisääntyy merkittävästi välittömästi hiekoitustapahtuman jälkeen. Kupiainen ym. (2003) havaitsivat hiekoituksen seurauksena myös päällystyperäisen pölyn määrän lisääntyvän suhteessa hiekoittamattomaan tilanteeseen. Havainnon selitykseksi esitettiin hiekkapaperi-ilmiötä, jossa renkaiden alla olevat kivirakeet murskaantuvat itse, ja samalla kuluttavat päällysteen kiviainesta. Ilmiön seurauksena päällysteestä muodostuneen pölyn osuus riippuu sekä hiekoitusmateriaalin että päällysteen kiven ominaisuuksista. Hiekoitusmateriaalin mukana katu ympäristöön voi kulkeutua myös pölyävää hienoaainesta, ellei sitä ole tehokkaasti seulottu pois. Tämä koskee myös jalkakäytävillä käytettävää hiekoitusmateriaalia.

3 Päälystyperäinen pöly kaupunki-ilmassa

Katupintojen pölypäästömittauksissa on havaittu, että Etelä-Suomen kaupungeissa korkeimmat päästötasot esiintyvät yleensä keväällä maaliskuun vaihteessa (Tervahattu toim. 2008, Kupiainen ym. 2010). Alkukevään päästötaso oli Helsingissä noin 10-kertainen verrattuna kesäiseen tilanteeseen. Korkeiden päästötasojen ohella myös sääolot ovat usein keväisin ilmanlaadun kannalta vaikeat: tuulennopeudet ovat alhaiset, ilmakehä stabiili ja sekoituskorkeus pieni (esimerkiksi maanpintainversio) (Kukkonen ym. 2005).

Kevään edetessä päästötaso laskee osin puhdistustoimien vaikutuksesta, osin pölyn luontaisen poiskulkeuman vaikutuksesta ja saavuttaa kesäisen alhaisen tason yleensä toukokuun loppuun mennessä. Helsingissä hengitettävien hiukkasien pitoisuudelle annettu vuorokausiraja-arvo (numeroarvo $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, jolle sallitaan vuoden aikana 35 ylitystä) on ylittynyt vuosina 2003, 2005 ja 2006 ilmanlaadun mittausasemilla, jotka sijaitsevat vilkkaasti liikennöityjen teiden varsilla (Malkki ym. 2012, Kupiainen ym. 2009, 2011 ja 2012).

Pölyn muodostumisesta ei voi tehdä suoria johtopäätöksiä kokonaispäästöihin tai ilmanlaatuun, sillä muodostunut pöly ei välttämättä heti pääse ilmaan. Oleellinen muuttuja päästön ja varastoitumisen kannalta on katupintojen kosteus. Kun katu on kostea, pölyä muodostuu ja varastoituu pinnalle, mutta päästö ilmaan tapahtuu vasta myöhemmin kadun kuivuttua. Aikaisemmissa tutkimuksissa on todettu katupölyn kertyvän talviaikaan katuympäristöön ja vapautuvat varsin lyhyessä ajassa keväällä (Kupiainen ym. 2009).

Myöskään esimerkiksi hiekoituksen käyttö ei jakaannu tasaisesti kaikille kaduille, joten on oletettavaa, että sen vaikutuskin painottuu käytön mukaan, joskin pölyä voi kulkeutua laajemmallekin alueelle. Nastarenkaiden aiheuttama päälysteen kuluma puolestaan riippuu mm. ajonopeudesta ja päälysteen ominaisuuksista, joten katu ympäristön ominaispiirteillä on vaikutusta muodostumismääriin. Toisin sanoen yksittäisten lähteiden osuudet voivat vaihdella katu ympäristön ominaisuuksista, liikennevirrasta sekä säätökijöistä riippuen.

Muodostunut pöly voi kulkeutua helpostikin laajemmalle alueelle. Esimerkiksi Patra ym. (2008) havaitsivat Lontoossa kadun pinnalle levitetyn suolapölyn kulkeutuvan liikennevirran mukana, ja leviämisenopeus oli noin 1 prosentti liikennevirran nopeudesta. KAPU-hankkeessa havaittiin rakennustyömaiden ja päälystämättömien alueiden vaikuttavan laajemmin katupinnoilla mitattuihin pölytasoihin (Kupiainen ym. 2009). Myös REDUST-hankkeen (REDUST 2011) hiekoituskokeessa havaittiin muodostuneen pölyn kulkeutuvan hiekoittamattomille katuosuuksille. Näin ollen on oletettavaa, että esimerkiksi voimakkaasti liikennöidyt pääkadut, joilla pölyn muodostuminen ja pitoisuudet ovat korkealla tasolla, vaikuttavat laajemmaltikin lähikatujen ilmanlaatuun.

Pölyä poistuu katupinnoilta ja -ympäristöstä myös muun kuin ilman kautta. Runsas lumisina talvina lumi, jää ja kosteus sitovat pölyä ja sitä poistuu katu ympäris-

töstä sulamisvesien mukana. Tästä viitteenä ovat kohonneet kiintoainespitoisuudet vilkkaasti liikennöityjen katujen lumessa sekä keväisissä hulevesissä (Kotola & Nurminen 2003a ja 2003b). Myös talvella kerättyjen lumikuormien mukana vie-dään paljon hiekoitusmateriaalia pois katuympäristöstä.

Katupintoja kastelevat sadevedet voivat riittävän suurilla sademäärillä huuhdella pölyä pois pinnoilta. Katupölyn poistumisprosesseihin voidaan myös aktiivisesti vaikuttaa käyttämällä esimerkiksi pölynsidontaa ja katujen pesua. Pölynsidonnan avulla voidaan estää pölyn poistuminen ilmateitse ja pesemällä voidaan tehostaa sen poistumista hulevesien mukana. Modernit pesulaitteistot myös keräävät pe-suvesiä mukaansa. Katuympäristön pölyvarastoon, sen muutoksiin ja viime kä-dessä PM₁₀-pölyn ilmapäästöihin vaikuttavat useat tekijät, joiden määrälliseen ymmärrykseen matemaattisen mallit ovat hyödyllisiä apuvälineitä. Mallinnuksen tueksi puolestaan tarvitaan mittauksia, jotta mallin parametrit vastaavat todelli-suutta. Lisäksi ilmanlaatuvaikutuksia arvioitaessa kaikki alueella merkittävästi vaikuttavat päästölähteet tulee inventoida ja huomioida.

Nykytietämyksen perusteella on vaikea tehdä luotettavia määrällisiä arvioita nas-tarenkaiden aiheuttaman päällysteen kuluman sekä talvihiekoituksen päästö- ja ilmanlaatuvaikutuksista. Suorat lähdekohtaiset mittaukset eivät onnistu useim-missa katuympäristöissä lähteiden koostumuksen samankaltaisuuden takia. Mal-linnustyökalut, jotka riittävän tarkasti ja kattavasti sisältäisivät erityisesti katupölyn päästöihin ja sen ilmanlaatuvaikutukseen vaikuttavia tekijöitä, ovat vielä kehit-teillä. NASTA-tutkimusohjelman katupölyä koskevassa tutkimusosiossa tutkitaan kevätpölyn eri lähteiden osuuksia kadun pinnalta nousevassa pölyssä ja kaupun-ki-ilmassa käyttämällä uusimpia tutkimustyökaluja (mittaukset ja mallit). Lisäksi sopivin materiaali- ja kohdevalinnoin arvioidaan lähteiden osuuksia tieympäristös-tä kerätyissä ilmanäytteissä.

3.1 Suomalaiset tutkimukset hiekoitus- ja päällysteperäisen pölyn määristä kaupunki-ilmassa

Hiekoituksen osuutta suomalaisessa ilmanlaadun mittausaineistoissa tutkittiin Hangossa ja pääkaupunkiseudulla vuosina 1999–2003 käynnissä olleessa KAPRO-hankkeessa. Tähän on koottu tuloksia hankkeen osana tehdyistä katu-pölyn lähdearvioista.

Hangon kohteessa hiekoitukseen käytettiin terästehtaan masuunikuonaa, joka erosi koostumukseltaan päällysteessä käytetystä kiviaineksesta. Koostumuseron perusteella pystyttiin määrittämään näiden kahden lähteen osuuksia ilmasta kerä-tyissä pölynäytteissä (Kupiainen & Tervahattu 2004). Maalis–huhtikuun vaihtees-sa tehdyssä tutkimuksessa ajoradalta kulkeutuvan hiekoitusperäisen pölyn osuu-deksi PM₁₀-hiukkasista arvioitiin 6–12 prosenttia, ja mineraaliperäisestä katupö-lystä noin 10–20 prosenttia (Kupiainen & Tervahattu 2004, Kupiainen 2007). Hie-koituksen vaikutus väheni tutkimusjakson aikana, kevään edetessä. Yleisesti ottaen alueella ei tutkimusajankohtana havaittu korkeita PM₁₀-pitoisuuksia (kol-men vuorokauden keskiarvo maksimissaan noin 40 µg/m³). Tutkimusalueella

vaikutti myös muita lähteitä. Kohteen läheisyydessä oli päällystämättömiä alueita, jotka ovat hiekoituksen ja päällysteen kuluman ohella voineet vaikuttaa mineraaliperäisen pölyn määriin.

Pääkaupunkiseudulla tehdyissä tutkimuksissa tarkastelu keskitettiin päiviin, jolloin mitattiin korkeimpia pitoisuuksia. Näytteet kerättiin talvikauden 2000–2001 aikana. Hiekoituksen vaikutuksen arvioitiin mineraaliperäisessä PM₁₀-pölyssä Helsingin Museokadulla olleen noin 40–50 prosenttia ja Vantaan Tikkurilan kokonaisleijumassa (TSP pölyssä) 60–80 prosenttia (Tervahattu ym. 2005). Museokadulla mineraaliperäisten hiukkasten päästöosuuksien arvioita vaikeutti tutkimusalueen ulkopuolelta, vilkkaammin liikennöidyiltä kaduilta kulkeutuva mineraalipöly. Osuusarvioiden hajonta ja epävarmuudet arvioitiin suuriksi, ja päälähteiden osuuksien tutkimista keväisessä PM₁₀-pölyssä suositeltiin jatkettavan.

PM₁₀-katupölylähteiden osuuksia ilma- ja resuspensio-näytteissä kerättiin Suurmetsäntiellä, Pohjois-Helsingissä talvella 2011/2012 osana NASTA-tutkimusohjelman ilmanlaatuosiota (Kupiainen ym. 2013). Kevään 2012 katupölykaudella näytteitä kerättiin maalais-toukokuun ajalta. Tulokset osoittivat, että kevätkaudella päällysteen kiviaineksista aiheutuvat kulumatuotteet olivat suurin yksittäinen lähde, jonka osuus kevätkauden näytteissä oli 40–50 prosenttia. Tutkimuskohteessa käytettiin tarkastellulla talvikaudella talvihiekoitusta ja suolausta. Talvihiekoituksessa käytetystä kivimateriaalista muodostuneet hiukkaset selittivät ilma- ja resuspensio-näytteissä havaitusta PM₁₀-katupölystä noin 25 prosenttia. Talvihiekoituksella on ollut pieni, arviolta muutaman prosentin merkitys myös päällysteperäisen pölyn muodostumisessa hiekkapaperi-ilmiön kautta. Loput neljännes katupölystä muodostuu muista lähteistä mm. tiesuolasta sekä jarrujen ja renkaiden kulumatuotteista.

Katuympäristön ominaisuudet ja pölynäytteiden keräämisen ajankohdat vaikuttivat todennäköisesti eroihin tutkimustuloksissa. Hangosta ja Helsingin Museokadulta ei ollut käytettävissä tarkkoja kirjauksia hiekoitustapahtumista. Museokadulta analysoidut näytteet oli kerätty aikaisemmin kevättalvella kuin Hangossa, jolloin talvikauden hiekoituksen vaikutus voi olla merkittävämpi. Lisäksi Museokadun kohde oli suljetumpi, jolloin pölyn laimenemisessa ja kulkeutumisessa on voinut olla eroja. Suurmetsäntieltä sen sijaan kerättiin tarkat tiedot talvikunnossapidon toimenpiteistä, mukaan lukien hiekoitustapahtumista, ja näytteen keruu kohdennettiin koko katupölykaudelle.

Tikkurilan tutkimuksessa kokonaisleijumassa havaitut korkeammat hiekoituksen osuudet voivat puolestaan niin ikään johtua kaupunkiympäristön eroista ja näytteiden keruun ajankohdista suhteessa hiekoitustapahtumiin. Lisäksi on mahdollista että hiekoitusperäinen pöly on kokojakaumaltaan karkeampaa kuin päällysteen kulumasta muodostuva pöly.

3.1.1 Hengitettävien hiukkasten pitoisuuksien kehitys Helsingissä

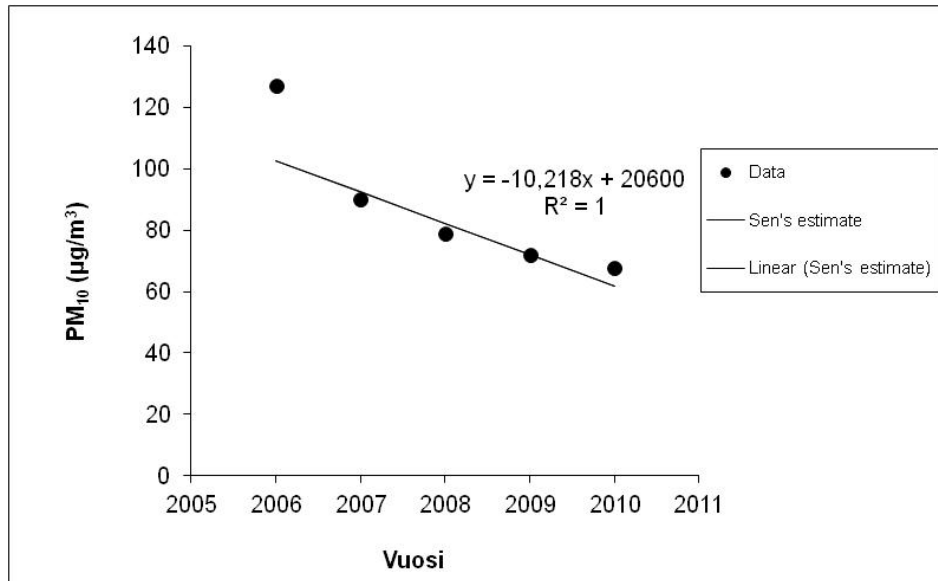
KAPU-projektissa (2006–2010) mitattiin katupölypäästöjä erikseen suunnitelluilla kaupunkireiteillä kahdeksassa Suomen kaupungissa (Helsinki, Espoo, Vantaa, Tampere, Riihimäki, Porvoo, Turku ja Kerava, osa kaupungeista mukana vain joinakin vuosina). Hankkeen tavoitteena oli löytää entistä tehokkaampia katupölyn torjuntamenetelmiä, ja näitä menetelmiä otettiin projektin myötä käyttöön etenkin Helsingissä. Helsingissä on tehostettu talvikunnossapitoa ja keskustan alueella erityisesti pölynsidontaa. Samanaikaisesti on havaittu ilmanlaadun paranemista, erityisesti karkeiden hiukkasten osalta.

Karkeiden hiukkasten koostumusta ja lähteitä PM_{10} -vuorokausiraja-arvotason ylityspäivinä Helsingin Mannerheimintieellä selvitettiin vuosina 2008–2010 (Kupiainen ym. 2009, 2011 ja 2012). Kevätkauden korkeita pitoisuuksia selittivät erityisesti katupölylähteet, joita olivat erityisesti päällysteen kuluma ja talvihiekoitus, joiden osuuksia ei kuitenkaan pystytty erottelamaan toisistaan. Mannerheimintieellä kulkevien raitiovaunujen jarruhiekka tuo lisäksi oman lisänsä katupölylähteisiin, mutta sen vaikutusta PM_{10} -katupölyyn ei pystytty määrällisesti arvioimaan. Katupölylähteinä mainitaan lisäksi alueella käynnissä olleet rakennustyöt, joiden merkitys kevätkaudella on arvioitu vähäisemmäksi kuin esimerkiksi kesäkaudella.

Ritolan (2011) lopputyössä tutkittiin Helsingin ja Tampereen PM_{10} -trendejä vuosina 2006–2010 käyttäen apuna Ilmatieteen laitoksen kehittämää Microsoft Excel-mallinetta (MAKESENS), joka on kehitetty ilmanlaatatrendien havaitsemiseen ja arviointiin. Anttila & Tuovinen (2010) sovelsivat samaa testiä aikaisemmassa tutkimuksessa eri kaupunkien PM_{10} -pitoisuuksille, ajanjaksolla 1994–2006 ja päätyivät toteamaan, ettei merkittäviä päästöalenemia katupölyyn liittyen ole saavutettu (Anttila & Tuovinen 2010). Ritola (2011) katsoi mielekkääksi toteuttaa samantyyppisen trendianalyysin vuosille 2006–2010, jolloin katupölyongelmaan ja sen torjuntaan oli aktiivisesti pyritty löytämään keinoja.

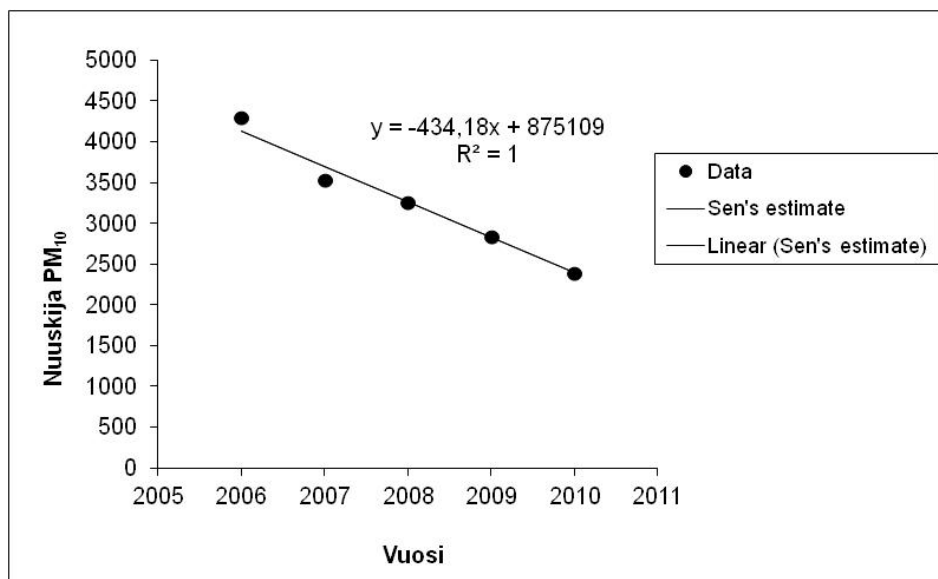
PM_{10} -trendien havaitsemiseen käytettiin virallista ilmanlaatumittausaineistoa (vuosittain ajanjaksolta 15.3.–15.5.) ja keväiden KAPU-tuloksia (Nuuskija-auton renkaan takaa kerätty PM_{10} -pitoisuus). Ilmanlaatudata on Helsingin osalta Mannerheimintien, ja Tampereen osalta Pirkankadun mittausasemalta. Trendit on laskettu käyttäen aineistojen 95. prosenttipistettä. Ilmanlaatuaineistossa 95. prosenttipiste on laskettu vuorokausikeskiarvoista. 95. prosenttipisteen voidaan ilmanlaatuaineistossa katsoa edustavan PM_{10} -pölyn katupölyfraktioita (Anttila ym. 2010). KAPU-aineistossa käyttämällä 95. prosenttipistettä otetaan huomioon vain keväiden huippuarvot ja näin ollen vertailun ulkopuolelle jäävät esimerkiksi sään takia alhaisiksi jääneet pitoisuudet.

Ilmanlaatudatan perusteella tehty trendianalyysi osoittaa vuosien välillä tapahtuneen laskua (Kuva 9). Helsingin osalta kehitys on tilastollisesti merkitsevä.



Kuva 9. Helsingin Mannerheimintien mittausasemalla hengitettävien hiukkasten pitoisuudet ovat vuosina 2006–2010 laskeneet. (Kuva: Ritola, 2011)

Myös Nuuskija-auton renkaan takaa mitaamien PM₁₀-pitoisuuksien (KAPU-mittaustulosten) osalta Helsingissä on havaittavissa laskeva trendi (Kuva 10). Tampereen KAPU-mittaustulosten osalta huippupitoisuudet eivät osoita laskua vuosien välillä. Kaupunkien välisiä eroja selittävät muun muassa erot katujen kunnossapidossa ja hiukkasten lähteissä. Helsingissä on KAPU-projektin myötä tehostettu kevätaikaista pölyntorjuntaa mm. pölynsidonnalla. Kevään sääolot vaihtelevat vuosien välillä, mutta sääolojen vaikutus trendianalyyysiin on pyritty minimoimaan tai rajaamaan pois käyttämällä aineistojen 95. prosenttipistettä.



Kuva 10. Nuuskija-auton renkaan takaa kevätkaudella mitatut pölypäästöt ovat laskeneet Helsingissä vuosina 2005–2011. (Kuva: Ritola, 2011)

3.2 Ruotsalaiset tutkimukset hiekoitus- ja päällysteperäisen pölyn määristä kaupunki-ilmassa

Ruotsin tielaitos (Vägverket) on esittänyt, että taajamien ilman hiukkaspitoisuuksia voidaan parhaiten alentaa vähentämällä nastarenkaiden määrää (Juneholm 2007). Arviossa listattiin myös muita toimenpiteitä, mukaanlukien hiekoitusmateriaaleihin ja -määriin puuttuminen, mutta nimenomaan nastarenkaiden vähentäminen nostettiin merkittävimmäksi toimenpiteeksi Ruotsissa. Arviointityön perusteella Vägverket suosittelee autoilijoille kitkarenkaiden käyttöön siirtymistä. Työssä arvioitiin, että puolittamalla nastarenkaiden osuus Tukholmassa nykyisestä 70 prosentista noin 30–40 prosenttiin, PM₁₀-pitoisuudet keskusta-alueilla voisivat alentua jopa 20–25 prosenttia.

Vägverketin arviointityön osana Norman & Johansson (2006) arvioivat Tukholman PM₁₀-pitoisuuksia kolmella katukuilussa sijaitsevalla ilmanlaatuasemalla ja tarkastelivat samanaikaisesti muutoksia nastarenkaiden käyttöasteessa. Nastarengasosuudet määritettiin Tukholman keskusta-alueella kerran viikossa tehdyillä laskennoilla. Ilmanlaatuaineisto kerättiin kolmelta asemalta Tukholmassa vuoden 2003 syykaudella (loka-joulukuu) jolloin ajanjakso oli lämmin, eikä tarvetta talvihiekoitukselle ollut. Keskimääräiset PM₁₀-pitoisuudet laskettiin päiväkohtaisesti ottaen huomioon: (1) pitoisuudet kello 7–19 välillä, niiltä päiviltä, jolloin pinnat olivat kuivia ja (2) tuulen suunnat, joilla liikenteen vaikutuksen arvioitiin olevan voimakkaimmillaan (vaihteli asemakohtaisesti). Viikkokeskiarvo määritettiin keskimääräisten päiväkohtaisten pitoisuuksien perusteella. Kyseessä ei näin ollen ole ilmanlaatulainsäädäntöön verrannollinen vuorokausipitoisuus, jossa tulee laskea kaikki tunnit riippumatta tuulen suunnasta, tunnista tai pintojen kuivuudesta.

Johtopäätöksissään Norman & Johansson (2006) totesivat 10 prosentin muutoksen nastarenkaiden käyttöasteessa aiheuttavan 10 µg/m³ muutoksen katukuilujen PM₁₀-viikkokeskiarvoissa, kun tarkastelussa olivat mukana ainoastaan kuivat päivät. Tulokset demonstroivat nastarenkaiden lisäävän pölyn muodostumista katu ympäristössä, mutta suoria johtopäätöksiä tulosten perusteella esimerkiksi lainsäädännön kannalta oleellisesta ilmanlaatuvaikutuksesta ei voida tehdä, sillä muista pitoisuuksiin vaikuttavista tekijöistä ei ole tietoja. Oleellinen lisätieto olisi tienpinnan kosteus koko ajanjaksolla. Kosteissa oloissa nastakulutus on käynnissä, mutta päästöt ilmaan ovat vähäiset. Syntynyt pöly jää katujen pinnoille ja pääsee ilmaan pintojen kuivuessa. Näin ollen jos analyysi rajoitetaan vain kuiviin päiviin, pitoisuuksiin on voinut vaikuttaa myös märkinä päivinä kumuloitunut pöly. Ilmanlaatuvaikutuksen kokonaisvaltaisessa analyysissä tulisi kuivien päivien trendien ohella tarkastella myös yleisempiä trendejä PM₁₀-pitoisuuksissa, mikä ei kuitenkaan ollut Norman & Johansson (2006) työn tavoitteena.

3.2.1 Nastarengaskiellon arvioitu vaikutus Hornsgatanin PM₁₀-pitoisuuksiin

Vägverketin arvointityön seurauksena Tukholmassa kiellettiin nastarenkailla ajo ilmanlaadun kannalta pahimmalla kadulla, Hornsgatanilla, 1.1.2010. Samana vuonna myös nastarengaskautta lyhennettiin kahdella viikolla, siten että aikaisemman huhtikuun lopun sijaan nastarenkaita saa käyttää enää kuun puoleen väliin (15.4.) saakka.

Alkuvuodesta 2010 Hornsgatanilla tehtiin säännöllisiä laskentoja nastarenkaiden osuudesta (Johansson ym. 2011). Laskentojen perusteella nastarenkaita oli liikenteessä vähemmän kuin aikaisempina vuosina, mutta nastarengaskiellosta huolimatta alkuvuonna 2010 nastarenkaita käytti yhä n. 40 prosenttia ajoneuvoista. Aikaisempina vuosina nastarenkaiden osuus oli 65–70 prosenttia. Laskentojen perusteella nastarenkaiden osuus väheni kevään edetessä nopeammin kuin aikaisempina vuosina, todennäköisesti laissa määrätyn lyhyemmän nastarengaskauden takia. Myöskään syksyllä 2010 nastarenkaiden osuus ei noussut yhtä nopeasti kuin aikaisempina vuosina, ja nastarenkaiden osuus jäi noin 35 prosenttiin. Hornsgatanilla nastarenkaallisten ajoneuvojen lukumäärä putosi noin 16 000:sta noin 6 000:een ajoneuvoa/päivä. Alkuvuonna 2011 nastarenkaiden osuus oli vain 30 prosenttia, eli jopa kymmenen prosenttiyksikköä pienempi kuin alkuvuonna 2010, ja noin puolet vuosien 2003–2007 määristä. Nastarenkaiden osuus pieneni vuodesta 2010 vuoteen 2011 myös muilla keskustan kaduilla. Myös kokonaisliikennemäärä Hornsgatanilla laski, ja oli tammi–toukokuussa 2010 noin 18 prosenttia pienempi verrattuna samaan ajanjaksoon vuonna 2009.

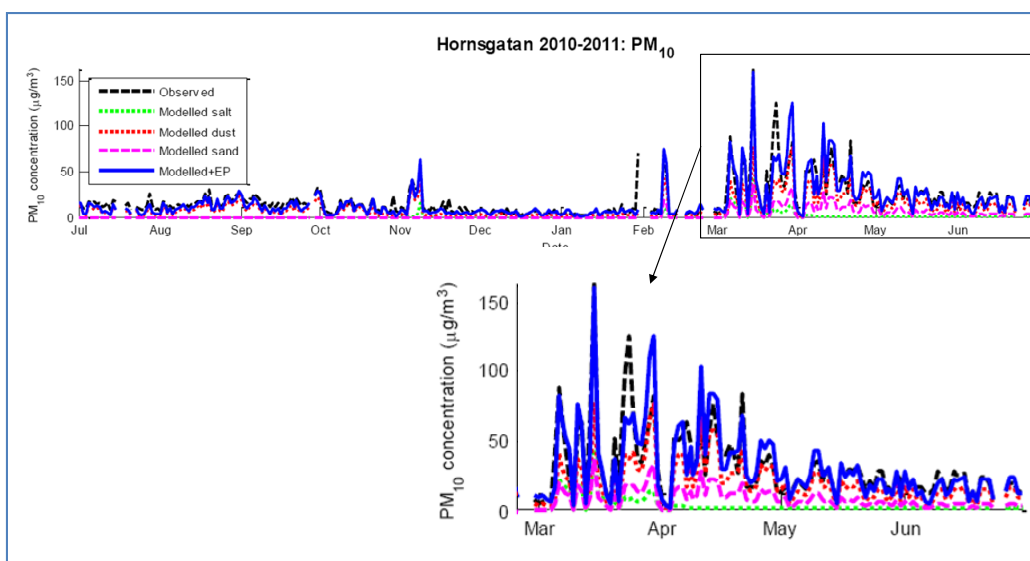
Johansson ym. (2011) arvioivat NORTRIP-mallilla (Berger & Denby 2011, Denby & Sundvor 2012) kuinka suuri osuus nastarengaskiellolla on ollut Hornsgatanin PM₁₀-pitoisuuden laskussa. NORTRIP-laskentamalliin syötetään meteorologiset havainnot (mukaanlukien kadunpinnan kosteus), liikennemäärä jaettuna eri ajoneuvoluokkiin, liikenteen keskinopeus ja mitattu NO_x-pitoisuus (Johansson ym. 2011). Malli arvioi tienpinnan pölyisyyteen vaikuttavien tekijöiden kautta päästöjä ilmaan. Nastarenkaiden pölynmuodostusprosessien parametrisaatio perustuu käytetyssä mallissa ruotsalaisen VTI-tutkimuslaitoksen kehittämään päällysteen kulumamalliin, jolla voidaan arvioida nastarenkaiden aiheuttamaa kulumaa erilaisilla päällysteillä. Hiukkaspäästöt lasketaan kuluma-arvioiden pohjalta käyttäen hiukkaskokojakaumaa. Malli sisältää myös arvion hiekoituksen ja suolauksen pölynmuodostumisprosesseista, joten sen avulla on mahdollista arvioida erikseen ko. lähteiden ilmanlaatuvaikutuksia. Malli on vielä kehitysvaiheessa ja parametrisaatioita pyritään kehittämään sitä mukaa kuin uusia mittaustuloksia tulee käytettäväksi.

Mallilaskelmiin perustuen Johansson ym. (2011) arvioi nastarenkaiden osuuden pienenemisen ja nastarengaskauden lyhentämisen vähentäneen keskimääräistä PM₁₀-pitoisuutta Hornsgatanilla 6.7 µg/m³ (2010) ja 13.7 µg/m³ (2011) ajanjaksolla 1.1.–31.5., mikä vastaa 14 prosentin (2010) ja 25 prosentin (2011) vähenemiä laskennallisesta PM₁₀-pitoisuudesta ilman kieltoa. Vuonna 2011 saavutetun suuremman pitoisuuden vähenemisen katsottiin olevan seurasta siitä, että nastarengasrajoitus oli voimassa kauden alusta saakka. Talvikaudella 2010 nastarengas-

rajoitus tuli voimaan 1.1.2010, jolloin loppuvuonna 2009 on ollut vielä mahdollista ajaa nastarenkailla, ja pölynmuodostuminen ja kertyminen on ollut loppuvuodesta suurempaa kuin 2010. Pelkän nastarengaskauden lyhenemisen on katsottu vaikuttavan pitoisuuksien alenemaan $1.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vuonna 2010 ja $2.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vuonna 2011. Vuoden 2011 aineistossa malli arvioi tutkitun ajanjakson keskimääräisen PM_{10} -pitoisuuden olleen noin 10 prosenttia tai $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ korkeampi verrattuna mitattuihin pitoisuuksiin ja Johansson ym. (2011) esittävät sen voivan olla hiekoituksen vaikutusta.

Johansson ym. (2011) määrittivät mallin avulla Hornsgatanille ns. maksiminastarengasosuuden, jolla voitaisiin Hornsgatanilla estää ilmanlaadun raja-arvojen ylittyminen. Maksimi on riippuvainen muun muassa sääolosuhteista, mutta normaalille ajoneuvomäärälle laskettuna se on noin 20 prosentin suuruusluokkaa. Vuosina 2010 ja 2011 nastarengaiden osuus olisi voinut olla hieman suurempikin vähentyneen kokonaisliikennemäärän vuoksi.

Denby & Sundvor (2012) arvioivat talvikausina 2010 ja 2011 (1.11.–30.5.) PM_{10} -pitoisuuksien vuorokausikeskiarvoihin vaikuttaneita lähteitä Tukholman Hornsgatanilla. 2011 talvikaudelta oli käytettävissä myös tietoja hiekoituksen käytöstä. Denby & Sundvor (2012) toteavat mallilaskelman perusteella hiekoituksen vaikuttaneen kyseisinä vuosina merkittävästi havaittuihin PM_{10} -pitoisuuksiin, joskin vaikutusarviot ovat vielä testausvaiheessa etenkin hiekoituksen osalta. Hiekoitus selitti vuosikeskiarvosta noin 16 prosenttia, mutta sen vaikutus keskittyi lähinnä kevätpölykaudelle. Suurin osuus PM_{10} -pitoisuuksiin aiheutui sekä nastallisten että nastattomien renkaiden aiheuttamasta päällysteen kulumasta (Denby & Sundvor 2012). Tiekuluman osuus vuosikeskiarvosta oli 45 prosenttia. Mallitulokset osoittavat myös tiesuolauksen vaikuttaneen PM_{10} -pitoisuuksiin, vuositasolla noin 1 prosentin osuudella. Pakokaasupäästöjen ja muiden kulumatuotteiden, kuten jarrujen ja renkaiden, osuus vuosikeskiarvosta oli noin 30 prosenttia.



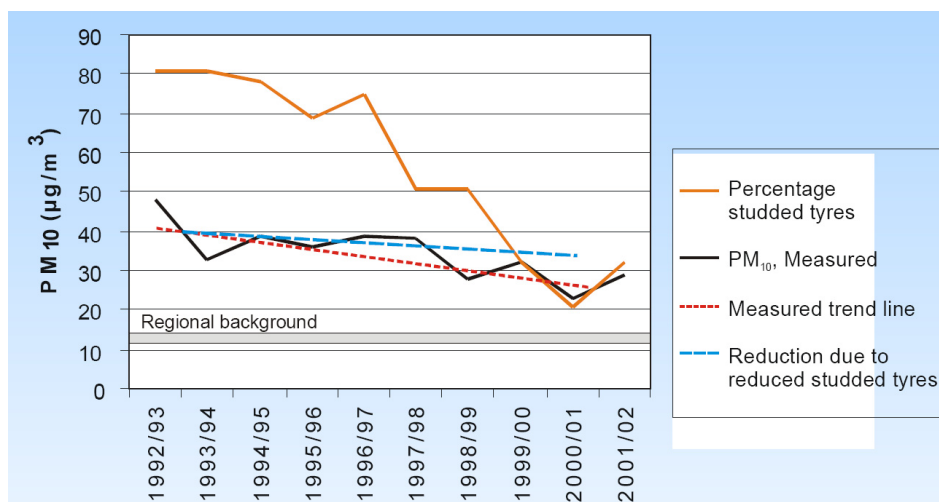
Kuva 11. NORTRIP-mallin laskemia katupölylähteiden osuuksia Tukholman Hornsgatanilla 2010–2011 (Denby & Sundvor 2012).

3.3 Nastarenkaiden käyttö ja PM₁₀-hiukkaspitoisuudet Osllossa

Bartonova ym. (2002) tutkivat eri tekijöiden vaikutusta Oslon Kirkeveienin ilmanlaatuasemalla talvikauden aikana (1. 11.– ensimmäinen pääsiäisen jälkeinen sunnuntai) mitattuihin PM₁₀-pitoisuuksiin vuosina 1992–2001. Analyysissä huomioitiin mahdolliset muutokset sääolosuhteissa sekä liikenneoloissa, mukaan lukien teknologinen kehitys (Euro-standardit) sekä nastarenkaiden käyttöaste. Nastarenkaiden osuus liikenteessä väheni kyseisten vuosien aikana Osllossa 81 prosentista 21 prosenttiin (Kuva 12).

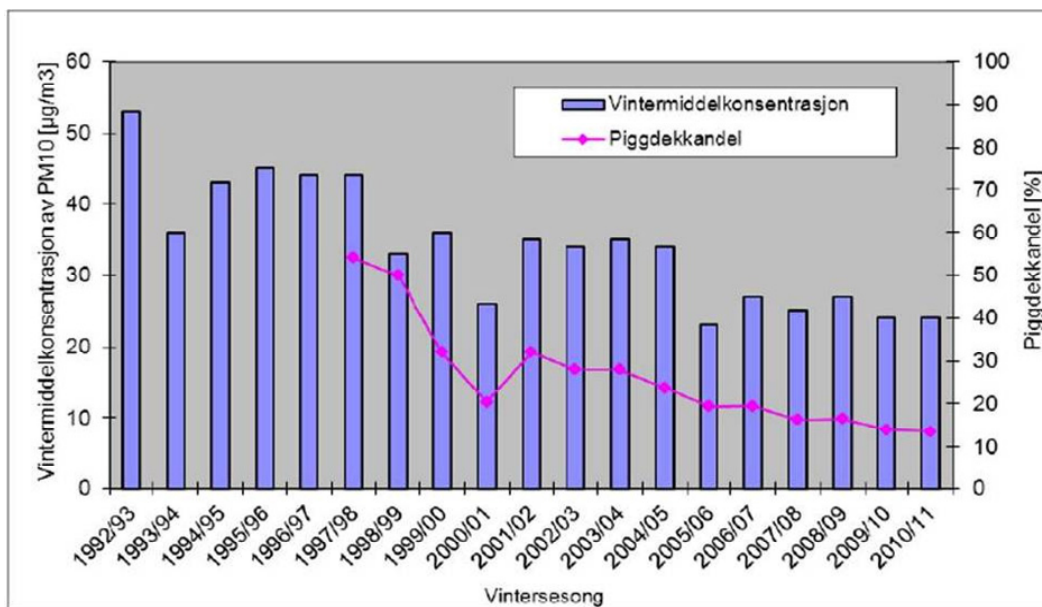
Talviaikaiset keskiarvot pienenivät Kirkeveienillä vuosien 1992 ja 2001 välillä, noin 40 µg/m³:sta 30 µg/m³:een (Kuva 12). Bartonovan ym. (2002) tulosten mukaan havaitusta PM₁₀-pitoisuuksien vähenemästä noin 30–50 prosenttia selittyisi nastarenkaiden vähenemisellä. Aineiston tilastollisen analyysin mukaan talvikauden keskimääräinen PM₁₀-pitoisuus laski 1 µg/m³ nastarengasosuuden kymmenen prosentin vähenemää kohden.

PM₁₀-pitoisuuden ja nastarengasosuuden välinen korrelaatio oli havaittavissa Kirkeveienillä sellaisilla vuorokausikeskiarvopitoisuuksilla, jotka olivat alle 50 µg/m³ (PM₁₀). Aikasarjassa, joka sisälsi myös korkeammat pitoisuudet (yli 50 µg/m³) korrelaatiota nastarengasosuuden kanssa ei havaittu. Yhdeksi selitykseksi esitetään kuivan ja märän tien pinnan välistä yhteyttä. Pitkän märän ajanjakson jälkeen tielle on kertynyt materiaalia, joka pinnan kuivuttua nousee tehokkaasti ilmaan, vaikka nastarengasosuus olisi pienikin. Vaikka tilastollinen analyysi ei ottanut huomioon maksimipitoisuuksia eikä osoittanut merkittävää korrelaatiota korkeiden PM₁₀-pitoisuuksien ja nastarengasosuuden välille, osoittaa pitkän aikavälin mittaussarja, että suurimmat PM₁₀-pitoisuudet teiden varsilla ovat laskeneet huomattavasti viime vuosina.



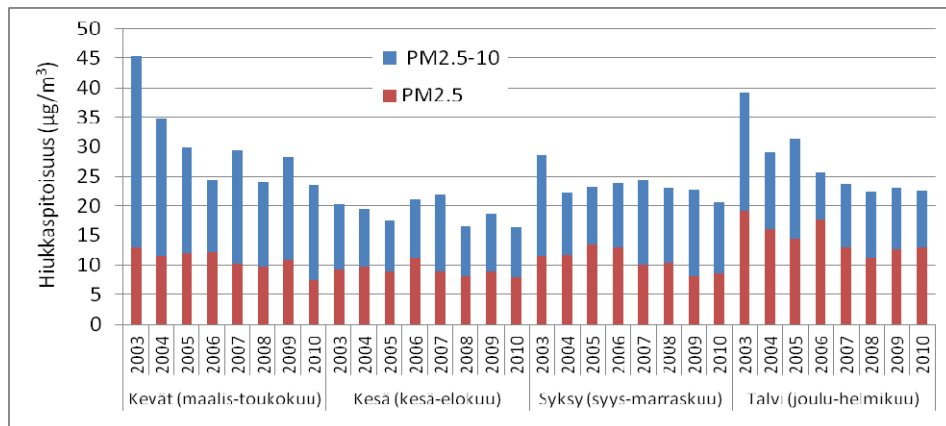
Kuva 12. Nastarenkaiden käyttöaste Oslon Kirkeveienillä 1992–2001 (oranssi viiva) ja talvikauden (1.11.–pääsiäisen jälkeinen sunnuntai) keskimääräiset PM₁₀-pitoisuudet (musta viiva). Punaisella katkoviivalla on esitetty talviaikaisten PM₁₀-pitoisuuksien trendi ja sinisellä katkoviivalla nastarenkaiden käyttöasteen vaikutus PM₁₀-pitoisuuksiin. (Lähde: Larssen ym. 2002, modifioitu Bartonova ym. 2002 aineistosta)

Norjalaiset raportoivat nastarenkaiden käyttöasteen nousseen talvikaudella 2001/2002 edellisestä talvesta, mutta laskeneen jälleen vuodesta 2002/2003 eteenpäin (Kuva 13.). Myös ilmanlaatuaineisto osoittaa talvikauden keskimääräisten PM₁₀-pitoisuuksien noudattavan 2000-luvulla yleisesti ottaen laskevaa trendiä (Rosland, 2011), vaikkakin vuosien välillä on eroja (Kuva 13). Pitoisuuksien laskuun vaikuttaneista tekijöistä ei ole kuitenkaan tehty vastaavaa tarkkaa tilastollista analyysia kuin Bartonovan ym. (2002) ja on oletettavaa, että trendiä ei voi kokonaan tulkita nastarenkaiden käyttöasteen aleneman aiheuttamaksi, kuten Bartonovan ym. (2002) 1990-luvun aineistolle tekemä analyysikin osoittaa.



Kuva. 13 Nastarenkaiden käyttöaste (piggdekkandel %) ja talvikauden keskimääräiset PM₁₀-pitoisuudet (Vintermiddelkonsentrasjon) Oslon Kirkeveienillä 1992–2011. (Lähde: Lützenkirchen & Oppegaard, 2011)

Norjan kaupungit raportoivat viralliset ilmanlaatumittaustietonsa Euroopan ympäristöviraston (EEA) ylläpitämään AirBase tietokantaan (<http://acm.eionet.europa.eu/databases/airbase/>). Tietokannasta on saatavilla mm. kaupunkien raportoimat PM₁₀- ja PM_{2.5}-pitoisuudet. AirBaseen raportoidut Oslon Kirkeveienillä 2003–2010 mitatut pitoisuustiedot on esitetty kuvassa 14. PM₁₀-pitoisuuksissa havaittu vähenemä on tapahtunut erityisesti kevätkaudella (maalis-toukokuu) mitatuissa karkean kokoluokan PM_{2.5-10}-hiukkasissa, mikä viittaa katupölyn muodostumis- ja päästölähteissä tapahtuneisiin muutoksiin. Katupölyn muodostumisen ja päästöjen torjunnassa Oslossa on nastarenkaiden käyttöasteen vähentämisen ohella lisätty pölynsidontaa, tehostettu katujen kevätpuhdistusta sekä laskettu nopeusrajoituksia (kts. Liite) (Oslo kommune & Statens vegvesen Region øst 2004. Lützenkirchen & Oppegaard, 2011).



Kuva 14. Hiukkaspitoisuuksia eri vuodenaikoina Oslon Kirkeveienillä 2003–2010.

3.4 Tutkimuksia muualta

Zubeck ym. (2004) arvioivat nastarenkaiden eri vaikutuksia Alaskassa. Vaikka arviointityössä ei suositeltu nastarengaskieltoa Alaskaan, todettiin näytön nastarenkaiden negatiivisista ilmanlaatuvaikutuksista olevan erittäin vahva.

Japanissa säädettiin kesäkuussa 1990 laki, jolla kiellettiin nastarenkaiden käyttö tarkoituksena estää pölyhiukkasten muodostusta. Lailla oli suuri merkitys Hokkaidossa, jossa vallitsevat paikoin vaikeat talviolosuhteet. Japanilaisten tulosten kriittistä arviota haittaa se, ettei alkuperäislähteitä tai mittausaineistoja ole suoraan saatavilla ja näin ollen on jouduttu käyttämään vain toisen käden lähteitä.

Japanilaisten arvioiden mukaan kiellon jälkeisten 10 vuoden aikana leijuvan pölyn pitoisuudet alenivat tuntuvasti. Tosin samalla kasvoivat kielteiset vaikutukset liukkaudentorjunnassa. Näiden haittojen seurauksena piti lisätä runsaasti jäätymistä estävien aineiden ja liukkaudentorjuntaan tarkoitettujen murskeiden käyttöä. Toimien ilmanlaatuvaikutusta ei kuitenkaan ole töissä arvioitu. Japanissa nastarenkaiden kieltäminen tai rajoitus alkoi 1990-luvun alussa. Niihin aikoihin nastojen kuluttava vaikutus oli huomattavasti suurempi kuin Suomessa nykyisin käytössä olevilla henkilöautojen nastoilla.

3.5 Yhteenvetoa – päällysteperäinen pöly kaupunki-ilmassa

Kaupunkiolosuhteissa tehdyt lähdearviot viittaavat siihen, että nastarenkaiden päällysteestä muodostamalla pölyllä on merkittävä vaikutus talvi- ja kevätaikaan havaittaviin PM₁₀-pitoisuuksiin, ja että nastarenkaiden käyttöä vähentämällä on mahdollisuus laskea PM₁₀-pitoisuuksia ko. vuodenaikoina. Tutkimukset osoittavat lisäksi, että myös muilla pölyn lähteillä, kuten talvihiekoituksella ja suolauksella, autojen pakokaasuhiukkasilla, kaukokulkeumalla ja rakennustyömailta kulkeutuvalla pölyllä, on merkittävä vaikutus PM₁₀-pitoisuuksiin. Yksittäisten lähteiden pitoisuusosuudet vaihtelevat riippuen katu ympäristön ominaisuuksien, liikennevirran sekä säätekijöiden vaikutuksesta, ja mallitulokset osoittavat esi-

merkiksi PM₁₀-vuorokausipitoisuuksiin vaikuttavien osuuksien voivan vaihdella voimakkaastikin talvikauden aikana. Viime kädessä jokaisen vuorokauden tilanne tulisikin arvioida erikseen eri lähteiden osuuksien arvioimiseksi.

Kirjallisuus

Anttila, P., Tuovinen, J-P. 2010. Trends of primary and secondary pollutant concentrations in Finland in 1994–2007. *Atmospheric Environment* 44 (2010) 30–41.

Angerinos, M.J., Mahoney, J.P., Moore, R.L., & O'Brien, A.J. 1999. A Synthesis on Studded Tires. Washington State Transportation Center (TRAC). Report No. WARD 471.1. 52 s.

Bartonova, A., Larssen, S. & Haugen, L. O. 2002. Utvikling i luftforurensningen 1991-2001. Utslippsreduserende tiltak okg PM₁₀ partikkelkonsentrasjoner i Oslo og Drammen. NILU OR 10/2002.

Berger, J. & Denby, B. 2011. A generalized model for traffic induced road dust emissions. Model description and evaluation. *Atmospheric Environment* 45, 3692-3703.

Denby, B.R., Sundvor, I., 2012. NORTRIP model development and documentation: NOn-exhaust Road TRaffic Induced Particle emission modeling. Report No. OR 23/2012. NILU – Norwegian Institute for Air Research. 128 p.

Gertler, A., Kuhns, H., Abu-Allaban, M., Damm, C., Gillies, J., Etyemezian, V., Clayton, R. & Proffitt, D. 2006. A Case Study of the Impact of Winter Road Sand/Salt and Street Sweeping on Road Dust Re-entrainment. *Atmospheric Environment* 40, 5976-5985.

Gustafsson, M. 2011. <mats.gustafsson@vti.se> Henkilökohtainen tiedonanto. Sähköposti, 16.12.2011

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Dahl, A., Gudmundsson, A., Ljungman, A., Lindbom, J., Rudell B. & Swietlicki E. 2005. Inandningsbara partiklar från interaktion mellan däck, vägbana och friktionsmaterial. Slutrapport av WearTox projektet. VTI-rapport 520, 97 p.

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Dahl A., Swietlicki, E., Bohgard, M., Lindbom, J. & Ljungman, A. 2008. Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. *Science of the Total Environment* 393, 226–240.

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Brorström-Lundén, E., Dahl, A., Gudmundsson, A., Hjort, M., Johansson, C., Jonsson, P. & Swietlicki, E. 2009. NanoWear – partiklar från slitage av däck och vägbana. VTI rapport 660. <http://www.vti.se/sv/publikationer/pdf/nanowear--nanopartiklar-fran-slitage-av-dack-och-vagbana.pdf>

Heikkinen, H. 2011. Nastarenkaiden vaikutus päällysteiden kulumiseen taajamanopeuksissa (tekn. lis. työn kirjallisuuskatsauksen käsikirjoitus). <http://www.nasta.fi/9>

Hussein, T., Johansson, C., Karlsson, H. & Hansson H.-C. 2008. Factors affecting non-tailpipe aerosol particle emissions from paved roads: On-road measurements in Stockholm, Sweden. Atmospheric Environment 42, 688–702.

Johansson, C. 2007. Betydelse av dubbdäck mm. för PM₁₀-halterna längs vägarna. ITM-rapport 158, 2007.

Johansson, C., Norman, M. & Burman, L. 2011. Vad dubbdäcks-förbudet på Hornsgatan har betytt för luftkvaliteten. Miljöförvaltning, Stockholm. SLB Rapport 2:2011.

Juneholm, M. 2007. Åtgärder för att minska emissionerna av partiklar från slitage och uppvirvling från vägtrafiken. Vägverket SA80A 2006:15982.

Kerminen, V-M, Mäkelä, T.E., Ojanen, C.H., Hillamo, R.E., Vilhunen, J.K., Rantanen, L., Havers, N., von Bohlen, A. & Klockow, D. 1997. Characterization of the Particulate Phase in the Exhaust from a Diesel Car. Environmental Science & Technology 31(7), 1883-1889.

Kotola, J. & Nurminen, J. 2003a. Kaupunkialueiden hydrologia – valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetuilla alueilla. Osa 1: Kirjallisuustutkimus. Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja 7. Espoo 2003.

Kotola, J. & Nurminen, J. 2003b. Kaupunkialueiden hydrologia – valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetuilla alueilla. Osa 2: Koealuetutkimus. Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja 8. Espoo 2003.

Kukkonen, J., Sokhi, R., Slordal, L.H., Finardi, S., Fay, B., Millan, M., Salvador, R., Palau, J.L., Rasmussen, A., Schayes, G., & Berge, E. 2005. Analysis and evaluation of European air pollution episodes. In: Fisher, B. et al. (eds.): Meteorology applied to urban air pollution problems, Final report COST Action 715, ISBN 954- 9526-30-5, Demetra Ltd Publishers, Bulgaria, pp. 99–114.

Kupiainen K., Pirjola L., Ritola R., Stojiljkovic A., Malinen A. 2013. Talvirenkaiden pölypäästöt ja eri katupölylähteiden osuudet kadunvarrella kerätyissä hiukkasnäytteissä. HSY julkaisuja XX/2013.

Kupiainen, K., Niemi, J., Ritola, R., Stojiljkovic, A. 2012. Hiukkasten koostumus ja lähteet Mannerheimintien PM₁₀-raja-arvon ylityspäivinä 2010. Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä.

Kupiainen, K., Stojiljkovic, A., Ritola, R. 2011. Hiukkasten koostumus ja lähteet Mannerheimintien PM₁₀-raja-arvon ylityspäivinä 2009. Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä:n julkaisuja 5/2011.

Kupiainen, K., Stojiljkovic, A. 2009. Mannerheimintien PM₁₀-hiukkasten koostumus ja lähteet raja-arvon ylityspäivinä 2008. Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisut 2009:9. Katu- ja puisto-osasto. 24 s.

Kupiainen, K. 2007. Road Dust from Pavement Wear and Traction Sanding. Monographs of the Boreal Environment Research 26. 50 s. (Ph.D. thesis)

Kupiainen, K., Tervahattu, H. & Räisänen, M. 2003. Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition. –The Science of the Total Environment 308, 175–184.

Kupiainen, K.J. & Tervahattu, H. 2004. The effect of traction sanding on urban suspended particles in Finland. Environmental Monitoring and Assessment 93, 287–300.

Kupiainen, K.J., Tervahattu, H., Räisänen, M., Mäkelä, T., Aurela, M. & Hillamo, R. 2005. Size and Composition of Airborne Particles from Pavement Wear, Tires, and Traction Sanding. Environmental Science & Technology 39, 699–706. (10. most accessed article of the Journal in January-June, 2005)

Kupiainen, K., Pirjola, L., Viinanen, J., Stojiljkovic, A., Malinen, A. 2009. Katupölyn päästöt ja torjunta. KAPU hankkeen loppuraportti. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 13/2009. 99 s.

Kupiainen, K.J. & Pirjola, L. 2011. Vehicle non-exhaust emissions from the tyre-road interface - effect of stud properties, traction sanding and resuspension. Atmospheric Environment 45(25), 4141–4146.

Kuhns, H., Etyemezian, V., Green, M., Hendrickson, K., McGown, M., Barton, K., & Pitchford, M., 2003. Vehiclebased Road Dust Emission Measurement—Part II: Effect of Precipitation, Wintertime Road Sanding, and Street Sweepers on Inferred PM₁₀ Emission Potentials from Paved and Unpaved Roads. Atmospheric Environment 37, 4573–4582.

Lampinen, A. 1993. Kestopäällysteiden urautuminen. Valtion teknillinen tutkimuskeskus. VTT julkaisuja - publikationer 781.

Larssen S., Bartonova A., Slørdal L.H., Laupsa H. 2002. Er det piggdekkene som har skylden? Esitysmateriaali. NOSA Aerosol Symposium NILU, Kjeller, Norja 7.-8.11.2002.

Lindgren, Å. 1998. Road Construction Materials as a Source of Pollutants. Doctoral thesis 1998:05. Luleå University of Technology. 130 s.

Lützenkirchen, S. & Oppegaard, C. 2011. Luftkvaliteten i Oslo - Årsrapport 2010. <http://www.luftkvalitet.info/Rapporter/YearlyReports/YearRapOslo.aspx>.

Malkki, M., Matilainen, L., Kousa, A., Myllynen, M., Niemi, J., Loukkola, K. 2012. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2011. HSY:n julkaisuja 9/2012. 130 s.

Malmivuo, M. & Luoma, J., 2011. Talvirenkaiden kunnon kehittyminen vuosina 2001-2010. VTT tiedotteita 2554.

Mustonen, J. 1997. Katupölyn vähentäminen talvikunnossapidon keinoin. Nykytiaselvytys. Helsingin kaupungin rakennusviraston katuosaston selvityksiä 1997:3.

Mustonen, J. & Valtonen J. 2000. Katujen kunnossapitotyöntekijöiden pölyaltituksen vähentäminen katujen pölynpoistotyössä. Teknillinen korkeakoulu. Espoo.

Mäkelä, K. 2000. Kirjallisuusselvitys nastarenkaiden irrottaman asfalttipölyn määrästä. VTT Yhdyskuntatekniikka. Tutkimusraportti 538/2000. Espoo. 17 s.

Norman, M. & Johansson, C. 2006. Studies of some measures to reduce road dust emissions from paved roads in Scandinavia. Atmospheric Environment 40 (6154–6164).

Omstedt, G., Bringfelt, B., & Johansson, C. 2005. A Model for Vehicle-induced Non-tailpipe Emissions of Particles along Swedish Roads. Atmospheric Environment 39, 6088–6097.

Patra A., Colville R., Arnold S., Bowen E., Shallcross, D., Martin, D., Price C., Tate, J., ApSimon, H. & Robins, A. 2008. On street observations of particulate matter movement and dispersion due to traffic on an urban road. Atmospheric Environment 42, 3911–3926.

Pirjola, L., Kupiainen, K.J., Perhoniemi, P., Tervahattu, H. & Vesala, H. 2009. Non-exhaust emission measurement system of the mobile laboratory SNIFFER. Atmospheric Environment 43, 4703–4713.

Pirjola, L., Johansson, C., Kupiainen, K., Stojiljkovic, A., Karlsson, H. & Hussein T. 2010. Street dust emissions from paved streets measured using different mobile systems. Journal of the Air & Waste Management Association 60, 1422–1433.

REDUST. 2011. Redust LIFE09 ENV/FI/000579 First year demonstration tests – test results 2011(pdf). Internet osoite: <http://www.redust.fi/results.htm>

Rosland, P. 2011. Forslag til endringer av dagens piggdekkpolitikk i lys av bedre luftkvalitet. Brev från Statens vegvesen till Samferdselsdepartementet av Oslo, 17.8.2011.

Ritola, R. 2011. PM₁₀ concentration in urban ambient air - Trends in Helsinki and Tampere from 2006 to 2010. Insinööritoimisto, Tampereen Ammattikorkeakoulu. Tampere.

Räisänen, M., Kupiainen, K., Tervahattu, H. 2003. The effect of mineralogy, texture and mechanical properties of anti skid and asphalt aggregates on urban dust. – Bulletin of Engineering Geology and the Environment. DOI: 10.1007/s10064-003-0200-y.

Räisänen, M., Kupiainen, K., Tervahattu, H. 2005. The effect of mineralogy, texture and mechanical properties of anti-skid and asphalt aggregates on urban dust, stages II and III. Bulletin of Engineering Geology and the Environment 64(3), 247–256.

Scheibe, R.R. 2002. An Overview of Studded and Studless Tire Traction and Safety. Washington State Transportation Center (TRAC). Report No. WA-RD 551.1. 58 s.

Snilsberg, B. 2008. Pavement wear and airborne dust pollution in Norway. Characterization of the physical and chemical properties of dust particles. Doctoral Thesis, NTNU, 2008:133

Tervahattu, H. (toim.) 2008. Vierintämelun vähentäminen. VIEME-tutkimus- ja kehittämishankkeen loppuraportti. LVM julkaisuja 4/2008.

Tervahattu, H., Kupiainen K. & Räisänen M. 2005. Tutkimuksia katupölyn koostumuksesta ja lähteistä. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 2005:12.

Tervahattu, H., Kupiainen, K.J., Räisänen, M., Mäkelä, T. & Hillamo R. 2006. Generation of Urban Road Dust from Anti-Skid and Asphalt Concrete Aggregates. Journal of Hazardous Materials 132, 30–46.

Tervahattu, H. & Kupiainen, K. 2007. Asiantuntijalausunto: Helsingin ilmansuojelun toimintaohjelmassa esitettävien katupölyä torjuvien toimenpiteiden vaikutusarviointi.

Unhola, T., Solla, A. & Vesala, H. 2004. Nastarenkaan kuluttavuus yliajokokeessa ja imurimenetelmällä. Liikenne- ja Viestintäministeriön julkaisuja 12/2004.

Unhola, Timo. 2004. Nastarenkaiden kuluttavuus. Ajoneuvotekijän vaikutus. Yliajokoe 2004. Liikenne- ja Viestintäministeriön julkaisuja 72/2004.

Zubeck, H., Aleshire, L., Harvey, S., Porhola, S. & Larson, E. 2004. Socio-economic effects of studded tyre use in Alaska. Final report. Internet osoite: http://dot.alaska.gov/stwddes/dcstraffic/assets/pdf/socio_economic_effects_studded_tires_ak.pdf.

Liite. Oslon toimintasuunnitelma ilmanlaadun parantamiseksi ja sen seurantaraportit.

(Lähde: Oslo kommune & Statens vegvesen Region øst. 2004. Luftkvalitet i Oslo - Tiltaksutredning med forslag til handlingspakker. Internet osoite: <http://www.luftkvalitet.info/Rapporter/YearlyReports/YearRapOslo.aspx>)

Oslossa useat tekijät vaikuttavat siihen, että ilman epäpuhtauksien pitoisuudet nousevat ajoittain korkeiksi. Tähän vaikuttavat muun muassa maantieteellinen sijainti ja sääolosuhteet. Huonon ilmanlaadun vuoksi Oslossa laadittiin vuonna 2004 erillinen toimintasuunnitelma ilmanlaadun parantamiseksi. Liitteessä on ensin lyhyt yhteenveto vuoden 2004 Toimintasuunnitelmasta, ja sen jälkeen luettelo Oslossa eri vuosina toteutetuista toimenpiteistä ilmanlaadun parantamiseksi. Toimintasuunnitelma uudistettiin vuonna 2010.

1. Vuonna 2004 laaditun toimenpidesuunnitelman sisältö lyhyesti

Laskelmat vuosien 2005 ja 2010 välisestä kehityksestä osoittavat, että uuden teknologian myötä on mahdollista saavuttaa parannuksia. On silti tarpeen toteuttaa useita toimenpiteitä samanaikaisesti, jotta voidaan varmistaa asetettuihin raja-arvoihin pääseminen. Haasteena on vähentää autoliikennettä kaupunkialueella ja tukeutua suuremmassa määrin ympäristöä säästäviin julkisiin liikennevälineisiin. Laskelmien pohjalta on laadittu erilaisia toimintapaketteja. Useiden toimenpiteiden on todettu olevan joko kiistanalaisia tai kalliita, ja täten mahdollisista toimenpiteistä on keskusteltu kuulemismenettelyn yhteydessä.

Paketit sisältävät toimenpiteitä, joilla pyritään lyhyellä tähtäimellä vähentämään etenkin hiukkaspitoisuuksia. Laskelmat osoittavat, että toimenpiteillä voidaan merkittävästi vähentää raja-arvotason ylitysten määrää ja väestön altistumista. Laskelmien mukaan on mahdollista saavuttaa tyydyttäviä tuloksia muutaman vuoden sisällä sillä edellytyksellä, että ehdotetut toimenpiteet otetaan käyttöön niin nopeasti kuin mahdollista ja toteutumista arvioidaan jatkuvasti.

Lyhyen aikavälin suunnitelmat on laadittu erityisesti PM₁₀-hiukkasten vähentämiseksi. Vuonna 2010 uudistettu suunnitelma sisältää pidemmälle vietyjä ja tehostettuja menetelmiä useimmista vuoden 2005 toimenpiteistä. Lisäksi se sisältää pidemmän aikavälin suunnitelmia, jotka on kohdistettu erityisesti NO₂-pitoisuuksien vähentämiseksi.

Vuodelle 2005 ehdotetut toimenpiteet, jotka on toteutettava nopealla aikavälillä: Tieliikenteessä:

1. Nastarengasmaksu; tavoitteena saavuttaa vähintään 80 %:n nastattomien renkaiden osuus katupölyn muodostumisen vähentämiseksi.
2. Puhdistus ja pölynsidonta; magnesiumkloridin käyttö katupölyn ilmaan nousemisen vähentämiseksi, toteutetaan osittain myös pääteillä.

3. Nopeuden vähentäminen päätieverkolla (nk. ympäristönopeusrajoitus). Nopeusrajoitus 60 km/h valituilla reiteillä päätieverkolla vähentää ilmaan nousevan katupölyn määrää.
4. Vähärikkiseen polttoaineeseen siirtyminen verohelpotusten kautta, sekä sen toimitusten ja saatavuuden parantaminen huoltoasemilla.
5. Julkisen ja yksityisen sektorin väliset yhteiset hankkeet kasvavan rajaliikenteen suunnittelussa.
6. Taloudellisen ajotavan koulutusta ja tiedotuskampanjoita yksittäisten ajoneuvojen päästöjen vähentämiseksi.
7. Jäteveden ja ilman kulku maantietunneleissa; varmistettava nykyisten laitosten kunnollinen toiminta ja harkittava uusien rakentamista, jotta voidaan vähentää hiukkasten ja typenoksidien päästöjä tunneleiden suulla.

Puun poltto:

8. Tiedotuksen ja rahoituksen lisääminen puiden poltosta peräisin olevien hiukkaspäästöjen vähentämiseksi; vanhentuneiden uunien vaihtaminen, savupiippujen puhdistus ja muuttuvat lämmitystavat.

2. Toimenpiteet vuosina 2005–2010

Osion vuosittaisissa ilmanlaaturaporteissa on kerrottu vuosina 2005 – 2010 toteutuneet toimenpiteet, sekä niiden vaikutukset pitoisuuksiin. Tässä kappaleessa kultakin vuodelta on esitetty lyhyt yhteenveto. Usein samat toimenpiteet toteutuvat peräkkäisinä vuosina, mutta ne ovat selkeyden vuoksi mainittu kunkin vuoden kohdalla.

2005–2006 (Lähde: Lützenkirchen & Myrtveit 2005, Lützenkirchen 2007)

Vuonna 2006 laaditun raportin mukaan etenkin katupölyn torjuntaan suunnatuilla toimenpiteillä (nastarengasrajoituksella, pölynsidonnalla ja nopeusrajoituksilla) on ollut vaikutusta. Lisäksi vanhoja uuneja on korvattu uudemmillä puu-uuneilla. Uudemmat puu-uunit palavat puhtaammin ja uusiin puu-uuneihin vaihtaminen auttaa vähentämään palamisesta peräisin olevia päästöjä.

Vuonna 2006 Alnabru oli ainoa mittausasema, jolla PM₁₀-raja-arvo ylittyi. Tähän on kaksi todennäköistä syytä; (1)pölynsidontaa ei ole käytetty yhtä paljon Alnabrun alueella kuin pääteillä ja (2) Alnabrun alueella on enemmän autojen ja raskaiden ajoneuvojen pakokaasuja ja saasteita kuin muualla kaupungissa. Jälkimmäinen käy ilmi myös typpidioksidin raja-arvojen ylityksinä.

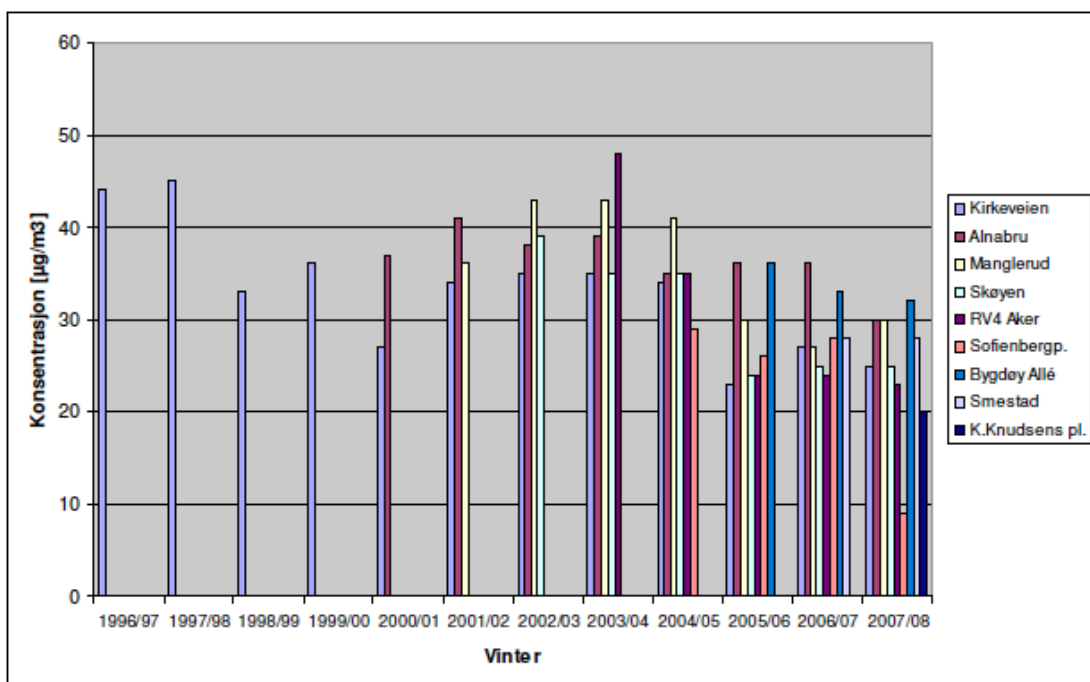
2007 (Lähde: Lützenkirchen S. 2008)

- Vuoden 2007 mittaustulokset, sekä yksittäisten toimenpiteiden arvioinnit osoittavat, että toimenpiteillä on saavutettu tuloksia. Jotta raja-arvot eivät ylittyisi, toimenpiteiden ylläpitämiseen kehoitetaan jatkossakin.
- Nastarengasrajoitus. Nastarenkaiden osuus talvella 2006/07 oli 19,5 % (lähellä talvikauden 2005/06 vastaavaa).
- Pölynsidonta magnesiumkloridilla: talvikaudesta 2005/06 lähtien pölynsidontaa on tehty kaikilla kansallisilla valtateilla ja kunnallisilla pääteillä keskustan alueella, ja 2006/07 lähtien myös Alnabrun alueella.
- Nopeusrajoitukset: alhaisempi, nk. ympäristönopeusrajoitus otettiin käyttöön valtatiellä 4 (Trondheimsveien, RV4) talvella 2005/06, Manglerudilla (kehä 3) vuodesta 2006/07 ja E18 länteen syksyllä 2007.

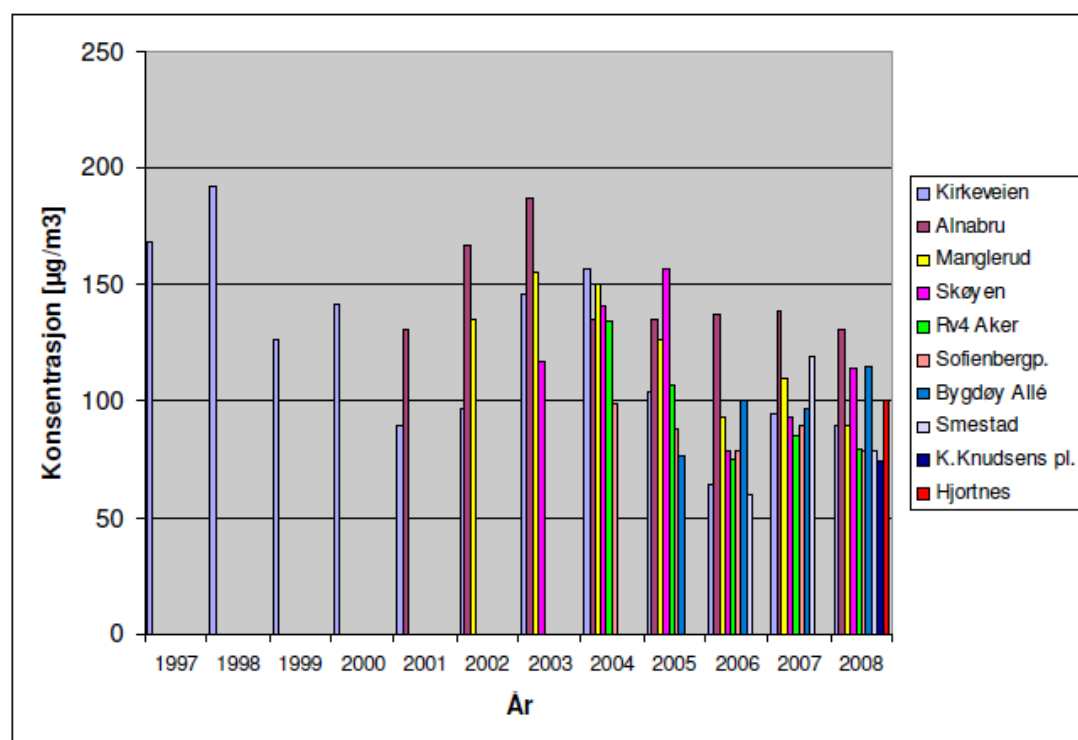
Alnabrun ja Bygdøy Allén mittausasemilla mitattiin eniten PM₁₀-raja-arvotason ylityksiä (31 ja 30 päivää). Mikäli kevät olisi ollut kuivempi ja ilmakehä stabiilimpi, raja-arvo olisi todennäköisesti ylittynyt näillä asemilla. Pääsyyinä näiden mittausasemien korkeille pitoisuuksille olivat niiden ympäristössä olevat erilaiset päästölähteet, jotka puuttuivat muiden asemien ympäristöstä. Alnabrun ympäristö on vilkkaasti liikennöity ja raskaiden ajoneuvojen osuus on suuri. Bygdøy Allén mittausasemalla kuormitusta aiheuttavat katupölyn lisäksi pakokaasut ja puunpoltosta peräisin olevat hiukkaset. Kaikilla muilla asemilla ylityksiä oli alle 20. Toimenpiteet, jotka ovat olleet käytössä pölyn muodostumisen ja ilmaan nousemisen estämiseksi: (1) pölynsidonta magnesiumkloridilla, (2) nastakielto ja (3) nk. ympäristönopeusrajoitukset ovat vähentäneet katupölypitoisuuksia. Näyttää siltä, että nopeusrajoitusten ja pölynsidontan yhdistelmä on vaikuttanut siten, että valtatie 4:llä ja Manglerudissa sijaitsevat mittausasemat ovat muuttuneet eniten ylityksiä keränneiden asemien joukosta asemiksi, jotka ovat verrattavissa joihinkin kaupungin tausta-asemiin. Luultavasti myös tehostettu pölynsidonta Alnabrun alueella vaikutti tänä vuonna ensimmäistä kertaa sitten mittausten alkamisen niin, että raja-arvo ei ylittynyt.

2008 (Lähde: Oppegaard C. 2009)

Katupölyyn kohdistuneilla toimenpiteillä raportoidaan olleen vaikutusta. Jo toisena vuonna peräkkäin raja-arvo ei ylittynyt kiinteillä mittausasemilla. Vuonna 2008 huonoin tilanne oli Manglerudin mittausasemalla, jolla mitattiin 22 ylityspäivää. Manglerudin mittausasema ei ollut toiminnassa koko vuotta. Jos kyseinen mittausasema olisi mitannut ympäri vuoden, raja-arvo olisi hyvin suurella todennäköisyydellä ylittynyt.



Kuva 1. Talven (6kk) vrk-keskiarvon kehitys valituilla asemilla Osllossa 1996–2008. (Lähde: Oppegaard C. 2009)



Kuva 2. Talven korkeimman vrk-keskiarvon kehitys valituilla asemilla Osllossa 1997–2008. (Lähde: Oppegaard C. 2009)

Toimenpiteet katupölyn vähentämiseksi vuonna 2008:

- Nastarengasrajoitus. Nastarengaiden osuus talvella 2007/08 oli 16,2 %.
- Pölynsidonta magnesiumkloridilla: Kaudesta 2005/06 lähtien pölynsidontaa on tehty kaikilla kansallisilla valtateilla ja kunnallisilla pääteillä keskustan alueella, ja 2006/07 lähtien myös Alnabrun alueella.
- Lisääntynyt katujen puhdistus: Toimenpide suoritetaan viikoittain kunnallisilla pääteillä keskustan ja Alnabrun alueella (talvi- ja kevätkaudella, kuivissa olosuhteissa).
- Nopeusrajoitukset: nk. ympäristönopeusrajoitus otettiin käyttöön valtatiellä 4 (Trondheimsveien, RV4) talvella 2005/06, Manglerudilla (kehä 3) vuodesta 2006/07 ja E18 länteen vuonna 2007.
- Kevätsiivous: kevätsiivoukset aloitetaan heti sään ja tieolosuhteiden sallimassa. Katuympäristöstä pestään pois muun muassa useita tonneja asfalttipölyä, joka muodostuu talven aikana.

Esimerkkejä muista toimenpiteistä:

Puulämmityksestä peräisin olevien hiukkaspäästöjen vähentämiseksi perustettu tukijärjestelmä, joka tukee vanhojen puu-uunien vaihtamista ns. puhtaan palamisen uuneihin.

Koordinoitu maankäytön ja liikenteen suunnittelu (ATP- toimenpiteet, *areal og transport*): Strategiaan sisältyy maankäytön suunnittelu, joka vähentää tarvetta käyttää henkilöautoa. Tästä esimerkkinä joukkoliikenteen solmukohtien lisääminen.

Päästöjen vähentäminen raskaiden ajoneuvojen osalta: Ruter AS (Oslo joukkoliikenteestä vastaava viranomaisorganisaatio) tekee linja-autojen sopimukset kilpailutuksen perusteella Oslon ja Romeriksen alueella. Asettamalla tiukat ympäristövaatimukset linja-autoille on mahdollista vähentää päästöjä. Vuonna 2008 otettiin käyttöön 100 uutta niin sanottua Euro-5-bussia, joiden hiukkas- ja typpioksidipäästöt ovat entistä pienemmät.

Ongelmakohtien vähentäminen: Huonon ilmanlaadun ongelmakohtia (niin kutsuttuja "hot spoteja") pyritään vähentämään paikallisilla ratkaisulla, kuten rakentamalla tunneleita ja tieparantajia, joissa on suodatus/puhdistusjärjestelmä.

Liikkumisen suunnittelu: Mobility Oslo työskentelee yksityisen ja julkisen sektorin kanssa saavuttaakseen ympäristöystävällisempiä työ- ja liikematkustamisen muotoja.

2009 (Lähde: Oppegaard C. 2010)

Maaliskuun jälkipuoliskolle ja huhtikuulle oli ominaista pitkään jatkuva kuiva sää, jonka aikana katupölyä oli runsaasti. Nastakausi ja nopeusrajoitukset päättyivät 19. huhtikuuta. Viimeiset pölyä vähentävät toimenpiteet toteutettiin huhtikuun alussa. Kevätsiivous aloitettiin samoihin aikoihin. PM₁₀-raja-arvo ei ylittynyt yhdel-

lääkään mittausasemalla (kuten ei myöskään 2007 tai 2008). Eniten raja-arvotason ylityspäiviä mitattiin Smestadin ja Hjortnesin mittausasemilla (19 päivänä). Yleisesti ylitysten lukumäärä on vähentynyt viime vuosina.

Toimenpiteet katupölyn vähentämiseksi vuonna 2009:

- Nastarengasrajoitus. Nastattomien renkaiden osuus talvella 2008/09 oli 83,5%. Osuus on ollut nousussa viime vuosina.
- Pölynsidonta magnesiumkloridilla: Talvikaudesta 2005/06 lähtien pölynsidontaa on tehty kaikilla kansallisilla valtateillä ja kunnallisilla pääteillä keskustan alueella, ja 2006/07 lähtien myös Alnabrun alueella.
- Lisääntynyt katujen puhdistus: Toimenpide suoritetaan viikoittain kunnallisilla pääteillä keskustan ja Alnabrun alueella (talvi- ja kevätkaudella, kuivissa olosuhteissa).
- Nopeusrajoitukset: Nk. ympäristönopeusrajoitus otettiin käyttöön valtatiellä 4 (Trondheimsveien, RV4) talvella 2005/06, Manglerudilla (kehä 3) vuodesta 2006/07 ja E18 länteen vuonna 2007.
- Kevätsiivous: kevätsiivoukset aloitetaan heti sään ja tieolosuhteiden sallimessa.

Esimerkkejä muista toimenpiteistä:

Puulämmityksestä peräisin olevien hiukkaspäästöjen vähentämiseksi perustettu tukijärjestelmä, joka tukee vanhojen puu-uunien vaihtamista ns. puhtaan palamisen uuneihin.

Koordinoitu maankäytön ja liikenteen suunnittelu (ATP- toimenpiteet, *areal og transport*): strategiaan sisältyy maankäytön suunnittelu, joka vähentää tarvetta käyttää henkilöautoa. Tästä esimerkkinä joukkoliikenteen solmukohtien lisääminen.

Ongelmakohtien vähentäminen: huonon ilmanlaadun ongelmakohtia (niin kutsuttuja "hot spoteja") pyritään vähentämään paikallisilla ratkaisulla, kuten rakentamalla tunneleita ja tierumpuja, joissa on suodatus/puhdistusjärjestelmä.

Raskaiden ajoneuvojen ympäristövyöhykkeet: raskaat ajoneuvot muodostavat noin 4% ajoneuvoista Norjassa, mutta tieliikenteen NOx-päästöistä niiden osuus valtakunnallisesti on lähes puolet. Raskaiden ajoneuvojen korvaaminen korkeammat EURO-standardit omaavilla ajoneuvoilla voi vaikuttaa päästöjen määrään.

Päästöjen vähentäminen raskaiden ajoneuvojen osalta: Ruter AS tekee linja-autojen sopimukset kilpailutuksen perusteella Oslossa ja Romerikessa. Asettamalla tiukat ympäristövaatimukset linja-autoille on mahdollista vähentää päästöjä.

Liikkumisen suunnittelu: Mobility Oslo työskentelee yksityisen ja julkisen sektorin kanssa saavuttaakseen ympäristöystävällisempiä työ- ja liikematkustamisen muotoja. Hanke arvioitiin vuonna 2008. Yritykset eivät toistaiseksi ole osoittaneet kovinkaan suurta kiinnostusta hankkeseen.

Kotitalousjätteiden kuljetusta koskevan uuden jätehuoltosopimuksen jälkeen noin puolessa kotitalouksista kiertävät uudet jätteenkeräysautot (syyskuu 2009). Ympäristövaatimuksille laitettiin suuri painoarvo, ja uudet jäteautot (26 ajoneuvoa jätteiden ja 7 paperin keraykseen) täyttävät päästöjen osalta EURO5-vaatimukset.

2010 (Lähde: Lützenkirchen & Oppegaard 2011)

Vuonna 2010 aiemmin laadittu toimintasuunnitelma ilman epäpuhtauksien vähentämiseksi tarkistettiin. Painopisteenä olivat tällä kertaa erityisesti NO_x-päästöt, sillä päästövähennystavoitteita ei ole saavutettu. Alla yhteenveto Oslon kaupunginvaltuuston hyväksymistä toimista 2010.

Kaupunginvaltuuston hyväksymät toimenpiteet:

- Toimet liikenteen vähentämiseksi
- Tehokas maankäytön ja liikenteen suunnittelu
- Investoinnit julkiseen liikenteeseen
- Kävely- ja pyöräilymahdollisuuksien parantaminen
- Mahdollisuus korkeampiin tietulleihin, kun ilmansaastepitoisuudet ovat korkeammillaan.

Ajoneuvoihin ja polttoaineisiin puuttuvat toimet:

- Nastarengasmaksu
- Alennukset ja priorisointi vähäpäästöisten ajoneuvojen käyttöönoton edistämiseksi
- Vähäpäästöisten alueiden suunnittelu ja tutkimus
- Ympäristönormien asettaminen omille ajoneuvoille, myös valtiota kannustettu tekemään samoin

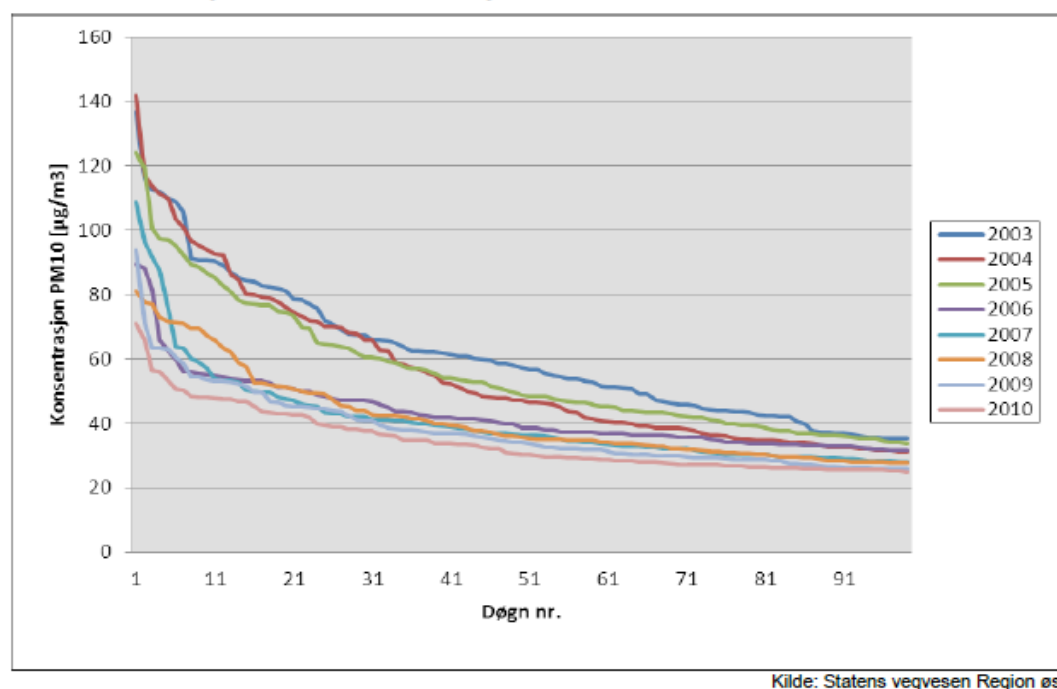
Toimenpiteet tieverkossa:

- Ympäristönopeusrajoitukset ja joustavat nopeusrajoitukset
- Harkinnassa pidennetty katsastuskausi
- Pölyä vähentävät toimenpiteet, valmiustilan pidentämistä harkitaan
- Valmiussuunnitelma akuuteille toimenpiteille

Muut toimenpiteet:

- Maasähkön käyttömahdollisuus aluksille Oslon satamassa
- Apurahat vanhentuneiden puu-uunien korvaamiseksi
- Liikkumisen suunnittelu
- Taloudellisen ajon opetus
- Etätyömahdollisuuksien helpottaminen, videoneuvottelut jne.
- Strategia akuuttien toimenpiteiden tiedottamista varten
- Esteettömyyden lisääminen linja-autoliikenteessä

Figur 3: De 100 høyeste fastdøgnkonsentrasjonene av PM₁₀ (i µg/m³) på Manglerud for årene 2003-2010, sortert fra høyeste til laveste konsentrasjon.



Kuva 3. Sata korkeinta mitattua pitoisuutta (vuorokausikeskiarvo) Manglerudin mittaus-
asemalla vuosina 2003–2010 suurimmasta pitoisuudesta pienimpään. Lähde: (Lützenkir-
chen & Oppegaard 2011)

Lähteet:

Oslo kommune & Statens vegvesen Region øst. 2004. Luftkvalitet i Oslo - Tiltak-
sutredning med forslag til handlingspakker.

Lützenkirchen S. & Myrtveit I. 2005. Luftkvaliteten i Oslo - Status 2005. Internet
osoite: <http://www.luftkvalitet.info/Rapporter/YearlyReports/YearRapOslo.aspx>

Lützenkirchen S. 2007. Luftkvaliteten i Oslo - Årsrapport 2006. Internet osoite:
<http://www.luftkvalitet.info/Rapporter/YearlyReports/YearRapOslo.aspx>.

Lützenkirchen S. 2008. Luftkvaliteten i Oslo - Årsrapport 2007. Internet osoite:
<http://www.luftkvalitet.info/Rapporter/YearlyReports/YearRapOslo.aspx>.

Oppegaard C. 2009. Luftkvaliteten i Oslo - Årsrapport 2008. Internet osoite:
<http://www.luftkvalitet.info/Rapporter/YearlyReports/YearRapOslo.aspx>

Oppegaard C. 2010. Luftkvaliteten i Oslo - Årsrapport 2009. Internet osoite:
<http://www.luftkvalitet.info/Rapporter/YearlyReports/YearRapOslo.aspx>

Lützenkirchen S. & Oppegaard C. 2011 Luftkvaliteten i Oslo - Årsrapport 2010.
Internet osoite:
<http://www.luftkvalitet.info/Rapporter/YearlyReports/YearRapOslo.aspx>

KUVAILULEHTI / PRESENTATIONSBLAD / DOCUMENTATION PAGE

Julkaisija Utgivare Publisher	Helsingin kaupungin ympäristökeskus Helsingfors stads miljöcentral City of Helsinki Environment Centre	Julkaisuaika/Utgivningstid/ Publication time Huhtikuu 2013 / April 2013	
Tekijä(t)/Författare/Author(s)		Kaarle Kupiainen ja Roosa Ritola	
Julkaisun nimi Publikationens titel Title of publication		Nastarengas ja hengitettävä pöly - kirjallisuuskatsaus Dubbdäck och gatudamm - en litteraturstudie Studded tyres and street dust – a litterature review	
Sarja Serie Series		Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja Helsingfors stads miljöcentral's publikationer Publications by City of Helsinki Environment Centre	Numero/Nummer/No. 6/2013
ISSN 1235-9718		ISBN 978-952-272-449-6	ISBN (PDF) 978-952-272-450-2
Kieli Språk Language		Koko teos / Hela verket / The work in full Yhteenveto/Sammandrag/Summary Taulukot/Tabeller/Tables Kuvatekstit/Bildtexter/Captions	fin fin, sve, eng fin fin
Asiasanat Nyckelord Keywords		nastarenkaat, kitkarenkaat, katupöly, hengitettävät hiukkaset, PM ₁₀ dubbdäck, friktionsdäck, gatudamm, inandningsbara partiklar, PM ₁₀ studded tyres, friction tyres, street dust, respirable particles, PM ₁₀	
Lisätietoja Närmare upplysningar Further information		Outi Väkevä, puh./tel. (09) 310 31516 Sähköposti/e-post/e-mail: outi.vakeva@hel.fi	
Tilaukset Beställningar Distribution		 Sähköposti/e-post/e-mail: ymk@hel.fi	

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2012

1. Iivonen, V. Ravintoloiden pizzatäytteiden mikrobiologinen laatu Helsingissä 2010
2. Yrjölä, T., Viinanen, J. Keinoja ilmastonmuutokseen sopeutumiseksi Helsingin kaupungissa
3. Salla, A., Nurmi, P., Riipinen, M. Lumen läjityksen ympäristövaikutukset Helsingissä
4. Muurinen, J., Pääkkönen, J.-P., Räsänen, M., Vahtera, E., Turja, R., Lehtonen, K. Helsingin ja Espoon merialueen tila vuosina 2007–2011. Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu.
5. Savola, K. Helsingin metsien kääpäselvitys 2011
6. Miettinen, O. Orvakkalajistoselvitys Veräjämäen, Patolan ja Talin alueilla 2011
7. Karreinen, A. Grillikioskit ja niissä myytävien elintarvikkeiden mikrobiologinen laatu Helsingissä 2011
8. Määttä, A., Pynnönen, T., Parviainen, S., Kokkonen, J., Korhonen, J., Kontkanen, O., Jääoja, J., Hänninen, O., Keskinen, A., Huhtinen, T., Lahti, T., Kilpi, L., Viinikainen, M. Helsingin kaupungin meluselvitys 2012
9. Määttä, A., Pynnönen, T., Parviainen, S., Kokkonen, J., Korhonen, J., Kontkanen, O., Jääoja, J., Hänninen, O., Keskinen, A., Huhtinen, T., Lahti, T., Kilpi, L., Viinikainen, M. Helsingfors stads bullerutredning 2012
10. Yrjölä, R., Kontiokorpi, J., Luostarinen, M., Santaharju, J., Sarvanne, H., Tanskanen, A., Vickholm, J. Vuosaaren satamahankkeen linnustoseuranta 2011. Vuoden 2011 tulokset ja vuosien 2001–2011 seurannan yhteenveto.
11. Nyyssönen, M. Tapahtumien ympäristöasiat – tarvekartoitus
12. Haahla, A., Heinonen-Guzejev, M. Melun terveysvaikutukset ja ympäristömelun häiritsevyys
13. Wahlman, S. Yleisten uimarantojen hygieniä, uimavesiluokitus ja kuluttajaturvallisuus Helsingissä vuonna 2012
14. Pakkala, E. Hallinnolliset pakkokeinot Helsingin kaupungin ympäristökeskuksessa 2009–2011
15. Huuska, P., Miinalainen, M. (toim.). Katsaus Helsingin ympäristön tilaan 2012

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2013

1. Hämäläinen, A. Jäähdytettyjen ruokien hygieeninen laatu 2012
2. Öjst, H. Sushin mikrobiologinen laatu vuonna 2012
3. Saarijärvi, P., Riska, T., Mäkelä, H.-K., Laine, S. Voileipätäytteiden mikrobiologinen laatu Helsingissä 2011
4. Summanen, E. Ympäristönsuojelumääräysten noudattaminen rakennustyömailla Helsingin kaupungin alueella
5. Borgström, O. Myymälöiden palvelumyynnissä olevien sellaisenaan syötävien elintarvikkeiden mikrobiologinen laatu Helsingissä vuosina 2010 ja 2011
6. Kupiainen, K., Ritola, R. Nastarengas ja hengitettävä pöly. Katsaus tutkimuskirjallisuuteen.