

Oskari Vepsäläinen

**PÄÄSTÖLÄHTEIDEN JA
YMPÄRISTÖTEKIJÖIDEN VAIKUTUS
DELHIN PIENHIUKKASPITOISUUKSIIN**

Tekniikan ja luonnontieteiden tiedekunta
Kandidaatintyö
Joulukuu 2024

TIIVISTELMÄ

Oskari Vepsäläinen: Päästölähteiden ja ympäristötekijöiden vaikutus Delhin pienhiukkaspitoisuuksiin

Kandidaatintyö
Tampereen yliopisto
Joulukuu 2024

Tämän kandidaatintyön tarkoituksena oli selvittää Delhin kaupungin ja sen ympäristön pienhiukkaspitoisuuteen vaikuttavia tekijöitä. Intia on tunnettu sen vakavista ilmansaasteongelmista ja sen pääkaupungissa Delhissä onkin yksi maailman huonoimmista ilmanlaadusta. Ilmansaasteiden on arvioitu aiheuttaneen 1,24 miljoonaa kuolemaa Intiassa vuonna 2017.

Työssä keskitytään kaupunki-ilman pienhiukkaspitoisuuteen ja sen kausittaiseen vaihteluun ja miten sääolosuhteet kuten tuuli, ilmakehän rajakerroksen korkeus ja sade vaikuttavat havaittuihin pitoisuuksiin. Hiukkaspitoisuuden päivittäisen ja vuodenaikaisen vaihtelun onkin arvioitu olevan pääosin seurausta sääolosuhteiden muutoksesta. Pahimmat ilmansaaste-episodit ajoittuvat tyypillisesti talvikuukausille ja puolestaan puhtainta ilma on monsuunikaudella voimakkaiden sateiden aikaan.

Työssä analysoitiin lisäksi Delhissä vuonna 2018 tehdyn tienvarsimittauksen lukumääräpitoisuuksia. Tavoitteena oli tarkastella lukumääräpitoisuuden vuorokausivaihtelua ja eri hiukkaskokojen korrelaatiota liikennemäärien ja rajakerroksen korkeuden välillä. Mittauksissa havaittiin selvä negatiivinen korrelaatio hiukkaslukumäärän ja rajakerroksen korkeuden välillä. Korrelaatiokerroin oli selvästi suurempi 30–250 nm kokoisilla akkumulaatiomoodin hiukkasilla $-0,62$ ja heikompi pienemmällä, alle 30 nm kokoisilla nukleatiohiukkasilla $(-0,22)$.

Vastaavasti hiukkaspitoisuuden havaittiin korreloivan positiivisesti liikennemäärän kanssa kaikilla hiukkaskoilla, joilla korrelaatiokerroin saatiin $0,49$. Nukleatiomoodin hiukkasilla korrelaatio oli hieman suurempi $(0,55)$ kuin akkumulaatiomoodin hiukkasilla $(0,42)$.

Avainsanat: pienhiukkaset, ilmanlaatu, Delhi, ilmakehän rajakerros

Tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu Turnitin OriginalityCheck -ohjelmalla.

ALKUSANAT

Kandidaatintyössä analysoidut mittausdatat on tuotettu osana TAQIITA-projektia. Kiitokset mittausten toteutuksesta TERI:lle (The Energy and Resources Institute), IOCL:lle (Indian Oil Corporation Ltd.), Ilmatieteen laitokselle, Tampereen yliopiston Aerosolifysiikan laboratoriolle. Projektia rahoittivat Business Finland, Neste, Dekati, Pegasor ja Helsingin seudun ympäristöpalvelut. Haluan kiittää myös Laura Saloa työn ohjauksesta.

Tampereella, 10. joulukuuta 2024

Oskari Vepsäläinen

SISÄLLYSLUETTELO

Lyhenteet ja merkinnät	iv
1 Johdanto	1
2 Pienhiukkaset Delhin kaupunki-ilmassa	3
2.1 Pienhiukkaset	3
2.2 Pienhiukkasten terveysvaikutukset	5
2.3 Päästölähteet Delhissä	6
2.4 Meteorologian vaikutus hiukkaspitoisuuksiin	7
2.4.1 Ilmakehän rajakerros	7
2.4.2 Kaukokulkeuma	8
2.4.3 Huuhtoutuminen	9
2.5 PM _{2.5} -pitoisuudet Delhissä	9
3 Tienvarsimittaus Intiassa	11
3.1 Mittausjärjestely	11
4 Tulokset	14
4.1 Vuorokausivaihtelu	14
4.2 Korrelaatiokertoimet	16
5 Yhteenveto	20
Lähdeluettelo	22

LYHENTEET JA MERKINNÄT

PM ₁₀	Alle 10 µm kiinteät ja nestemäiset hiukkaset (engl. Particulate matter)
PM _{2.5}	Alle 2,5 µm kiinteät ja nestemäiset hiukkaset
MLH	Ilmakehän rajakerroksen korkeus (engl. Mixing Layer Height)
NCR	Delhin hallinnollinen pääkaupunkialue. (engl. National Capital Region of Delhi)
NH ₃	Ammoniakki
NO _x	Typen oksidit
SMPS	Skannaava liikkuvuusokoluokittelija (engl. Scanning Mobility Particle Sizer)
SO ₂	Rikkidioksidi
WHO	World Health Organization

1 JOHDANTO

Ilman pienhiukkasilla on merkittävä vaikutus kaupunkien ilmanlaatuun ja asukkaiden terveyteen. Korkeat pienhiukkaspitoisuudet ja huono ilmanlaatu ovat nousseet merkittäväksi ongelmaksi viime vuosikymmeninä etenkin kehittyvässä Aasian maissa. Isoissa metropoleissa ilman pienhiukkaset aiheuttavat merkittäviä terveydellisiä ongelmia. Niiden on todettu aiheuttavan astmaa, hengitysongelmia, lisäävän sydän- ja verisuonisairauksia ja ennenaikaisia kuolemia (WHO, 2013). WHO:n listauksessa yli 4300:n kaupungin ilmanlaadusta, Delhissä oli suurimmat pienhiukkaspitoisuudet vuonna 2018 (WHO, 2018).

Intian pääkaupunki Delhi on tunnettu huonosta ilmanlaadusta ja sankasta savusumusta, mikä vakavien terveysvaikutusten lisäksi heikentää muun muassa näkyvyyttä. Pahimmillaan huono näkyvyys haittaa auto- ja lentoliikennettä. Huonon ilmanlaadun vuoksi kaupungissa on jouduttu esimerkiksi sulkemaan kouluja ja asetettu osittaisia liikkumiskieltoja, jotta pahimpien saaste-episodien aikana voitaisiin vähentää altistumista. Myös rakennustyömaita on ajoittain suljettu ja liikennettä rajoitettu yrityksenä vähentää päästöjä.

Ilmansaasteiden aiheuttamat ongelmat ovat huomioitu Delhissä jo 1990-luvun lopulla. Intian korkein oikeus määräsi vuonna 1998, että Delhin kaupungin on tehtävä konkreettisia toimia ilmansaasteiden vähentämiseksi liikenteessä ja teollisuudessa (Supreme Court of India, 1998). Tämän jälkeen kaupungissa on muun muassa muutettu rekkoja, takseja ja riksoja toimimaan vähäpäästöisellä nestekaasulla (Liquid Natural Gas, LNG), rajoitettu raskasliikenteen ajoa päiväaikaan, sekä siirretty suuripäästöisiä voimalaitoksia ja tehtaita kauemmas kaupungista. Tästä huolimatta pienhiukkaspitoisuudet ovat jatkaneet kasvua väestön, ajoneuvojen ja saastuttavan teollisuuden määrän kasvaessa viimeisen 20 vuoden ajan.

Päästöjen lisäksi ympäristötekijät ja sääolosuhteet vaikuttavat oleellisesti paikalliseen ilmanlaatuun. Hiukkaspitoisuudet nousevat Delhissä huippuunsa talvikuukausina, jolloin alhaisempi lämpötila lisää polttoaineiden käyttöä ja tyyni, kuiva talvi-ilma aiheuttaa seisovan ilmanalan, jossa päästöt jäävät leijumaan matalalle kaupunki-ilmaan. Talvikuukausina hiukkaspitoisuudet ovatkin kahdesta kolmeen kertaan korkeampia kuin kesällä (Guttikunda ja Gurjar, 2011).

Tässä kandidaatintyössä tarkastellaan Intian pääkaupungin Delhin ilmanlaatuongelmia. Työn tarkoituksena on perehtyä tekijöihin, joiden seurauksena Delhin kaupunki-ilma on yksi maailman huonoimmista. Työn teoriaosuudessa keskitytään halkaisijaltaan alle 2,5 µm kokoisten pienhiukkasten massapitoisuuteen. Pienhiukkaset ovat ilmanlaatuindeksil-

lä mitattuna terveyden kannalta kaupungin merkittävin ilmansaaste ja yleisesti käytetty suure ilmanlaadun seurantaan (Sahu ja Kota, 2017; WHO, 2016). Päästölähteiden tarkastelun lisäksi pyritään selvittämään ympäristötekijöiden vaikutusta hiukkaspitoisuuksiin. Osana tarkastelua analysoidaan Delhissä toteutetun tienvarsimittauksen dataa. Mittauksessa mitattiin 6–250 nm kokoisten hiukkasten lukumääräpitoisuutta viikon ajan. Tavoitteena on tarkastella lukumääräpitoisuuden vuorokausivaihtelua sekä selvittää liikenteen ja rajakerroksen korkeuden vaikutusta lukumääräpitoisuuteen eri hiukkaskoissa.

Työn toisessa luvussa perehdytään kaupunki-ilman pienhiukkasten ominaisuuksiin, niiden päästölähteisiin ja terveysvaikutuksiin. Lisäksi luvussa tarkastellaan eri ympäristötekijöiden vaikutusta hiukkaspitoisuuksiin Delhissä. Kolmannessa luvussa käydään läpi mittauksessa käytetyt menetelmät ja mittausympäristö. Lopuksi esitellään mittausten tulokset ja arvioidaan mittausten mahdollisia virhelähteitä.

2 PIENHIUKKASET DELHIN KAUPUNKI-ILMASSA

Kaupunki-ilman aerosolihiukkaset ovat moninainen joukko hiukkasia, jotka ovat peräisin sekä luonnollisista että ihmisen aiheuttamista lähteistä. Luonnollisia lähteitä ovat esimerkiksi tulivuorenpurkaukset ja tuulen nostattama mineraalipöly. Suurin osa kaupunki-ilman hiukkasista on kuitenkin peräisin ihmisen toiminnasta. Puhtaassa kaupunki-ilmassa hiukkasia on vain muutamia mikrogrammoja kuutiometrissä, kun taas suurkaupunkien ilmansaaste-episodeissa pitoisuudet voivat nousta jopa yli milligrammaan kuutiometrissä aiheuttaen välittömiä terveysvaikutuksia. Päästöjen lisäksi hiukkaspitoisuuteen ilmassa vaikuttavat sääolosuhteet, jotka vaikuttavat hiukkasten elinikään ja leviämiseen ympäristössä. (Hinds, 1999)

Tässä luvussa käsitellään aluksi kaupunki-ilman pienhiukkasia, niiden ominaisuuksia ja terveysvaikutuksia. Tämän jälkeen tarkastellaan Delhin kaupungille tyypillisiä hiukkaspäästölähteitä ja ympäristötekijöiden vaikutusta pienhiukkasten massapitoisuuteen.

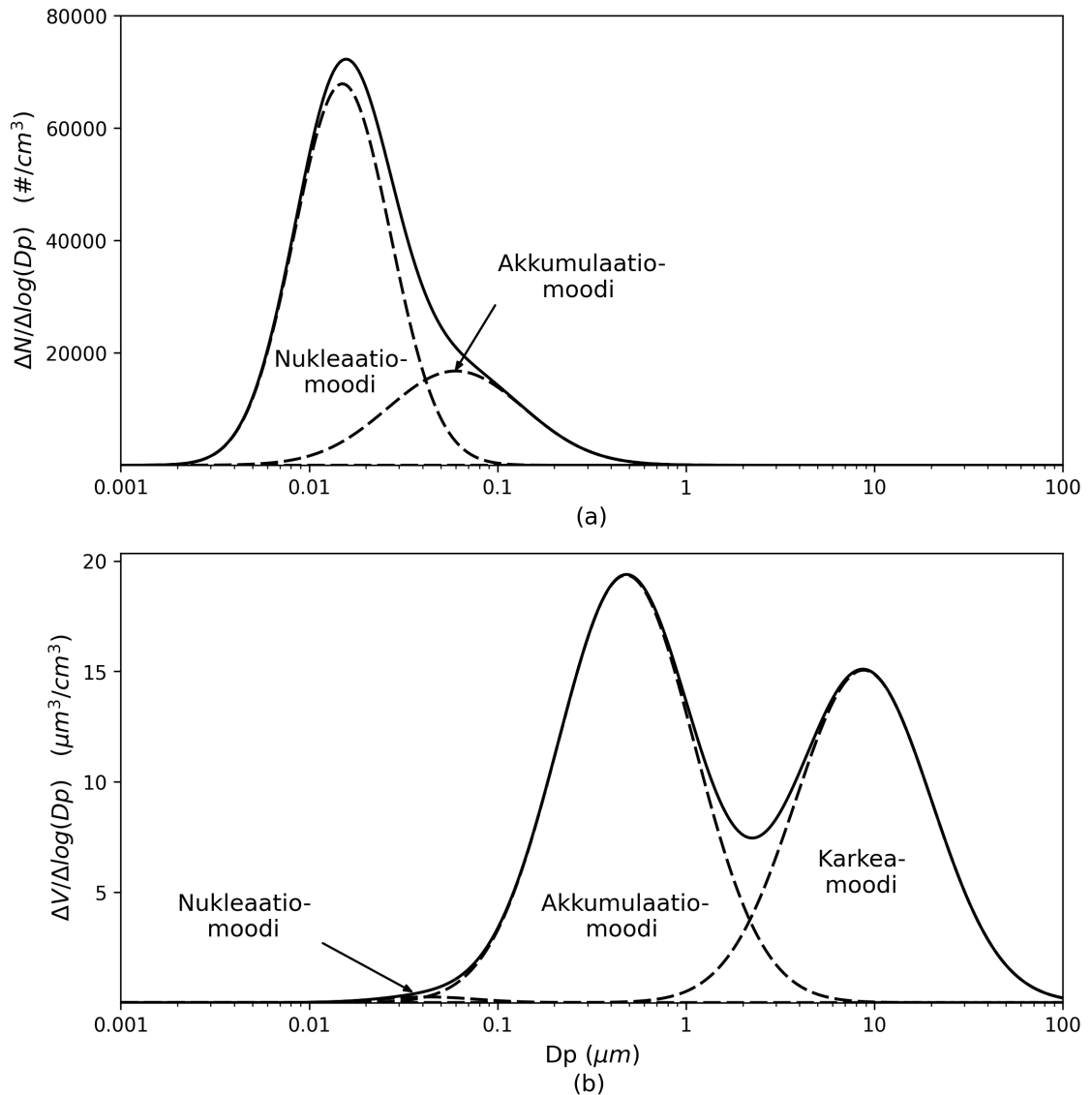
2.1 Pienhiukkaset

Aerosolihiukkasiksi luokitellaan kaasussa leijuvat hiukkaset, joiden halkaisija on 1 nm–100 µm. Koska hiukkasten kokoalue on laaja, eroavat niiden ominaisuudet merkittävästi eri kokoluokissa. Hiukkasten kokojakauma onkin hyödyllinen väline tutkia hiukkaspäästöjä, sillä erikokoisten hiukkasten synty-, vaikutus- ja poistumismekanismit eroavat toisistaan. (Hinds, 1999; P. Kulkarni et al., 2011)

Kaupunki-ilmassa kokojakauma muodostuu yleisesti kolmesta eri moodista, joilla kaikilla on moodille tyypilliset päästölähteet ja kemialliset koostumukset. Nukleaatiomoodi sisältää pienimmät, noin 1–100 nm hiukkaset, akkumulaatiomoodi noin 10–1000 nm kokoiset hiukkaset ja viimeisenä karkeamoodi yli 1 µm kokoiset aerosolihiukkaset. Moodit ovat siis osittain päällekkäisiä, mutta hiukkaskokojakaumista on kuitenkin usein mahdollista erottaa eri moodeja. (Hinds, 1999)

Koska jakaumien välillä on usean kertaluokan kokoero, esitetään ne usein logaritmisella asteikolla. Moodien on havaittu noudattavan log-normaalijakaumaa. (Hinds, 1999; P. Kulkarni et al., 2011) Tyypillistä kaupunki-ilman hiukkasjakaumaa on havainnollistettu kuvassa 2.1.

Nukleaatiomoodi on lukumääräpitoisuudeltaan suurin moodi, sen hiukkaset ovat pääosin



Kuva 2.1. Tyypillisen kaupunki-ilman hiukkaskokojakauma esitettynä (a) lukumääräpitoisuutena ja (b) tilavuuspitoisuutena, mukailten lähdettä Hinds (1999)

peräisin polttoaineiden palamisreaktioista ja ilmakehässä kaasuista tiivistyneistä hiukkasista. Jälkimmäisiä kutsutaan myös sekundäärihiukkasiksi. Nukleaatiomoodin hiukkasten elinikä on suhteellisen lyhyt, sillä ne törmäävät herkästi muihin hiukkasiin ja koaguloituvat suuremmiksi hiukkasiksi akkumulaatiomoodiin. Nukleaatiohiukkaset voivat toimia myös pilvipisaroiden tiivistymisytiminä ja sen myötä huuhtoutua ilmasta pois sateen muodossa. Lyhyen eliniän vuoksi nukleaatiomoodi on usein havaittavissa vain päästölähteiden läheisyydessä. (Hinds, 1999)

Akkumulaatiomoodiin nimensä mukaisesti kasautuu hiukkasia, sillä tämän kokoluokan hiukkaset ovat riittävän pieniä pysyäksään ilmassa pitkään ja niiden koaguloituminen karkeamoodiin on vähäistä (Hinds, 1999). Koaguloituneiden nukleaatiohiukkasten lisäksi akkumulaatiomoodi sisältää nokihiukkasia, jotka ovat peräisin erilaisista palamisreaktioista muun muassa liikenteestä ja teollisuudesta (Vu et al., 2015).

Karkeamoodin hiukkaset ovat pääosin tuulen nostattamaa mineraalipölyä sekä mekaanisesti syntyneitä hiukkasia esimerkiksi maataloudessa ja rakentamisessa. Suuren koon vuoksi karkeamoodin hiukkasten elinikä on lyhyt, sillä ne laskeutuvat ilmassa nopeasti. (Hinds, 1999; P. Kulkarni et al., 2011)

Hiukkaspäästöjä ja ilmakehän hiukkaspitoisuuksia voidaan mitata monella eri suurella. Kuten kuvasta 2.1 a) nähdään, pienempiä alle 0,1 μm hiukkasia on määrällisesti eniten, jolloin niiden vaikutus lukumääräpitoisuutta mitattaessa on suuri. Puolestaan isommat akkumulaatio- ja karkeamoodin hiukkaset painottuvat tilavuus- ja massapitoisuutta mitattaessa. Ilmanlaadun tarkkailussa on vakiintunut massapitoisuuden mittaaminen. Koska massapitoisuuteen vaikuttavat eniten suuret hiukkaset, ilmanlaadun seurannassa käytetään kahta luokkaa $\text{PM}_{2.5}$ ja PM_{10} . Ensimmäinen kuvaa alle 2,5 μm halkaisijaltaan olevien pienhiukkasten massapitoisuutta. Jälkimmäinen kuvaa vastaavasti halkaisijaltaan alle 10 μm kokoisten hengitettävien hiukkasten massapitoisuutta.

Kaupunki-ilman päästölähteitä tarkastellessa on kuitenkin hyödyllistä mitata lukumääräkokojakaumaa, joka antaa kattavamman kuvan päästöistä. Suurin osa kaupunki-ilman hiukkasista on alle 300 nm:n kokoisia, eikä ne vaikuta massapitoisuuteen merkittävästi (Vu et al., 2015). Nämä kuitenkin kasvaessaan ilmakehässä suuremmiksi vaikuttavat myös $\text{PM}_{2.5}$ -pitoisuuteen.

2.2 Pienhiukkasten terveysvaikutukset

Pienen kokonsa takia pienhiukkaset kulkeutuvat hengitettynä syvälle hengityselimistöön ja verenkiertoon ja altistavat monille hengitystie- ja verisuonisairauksille. Pitkäaikaisen altistumisen on todettu aiheuttavan muun muassa astmaa, keuhkohtaumatautia, sepelvaltimotautia ja keuhkosyöpää. (Lelieveld et al., 2015; WHO, 2016)

Lelieveld et al. (2015) arvion mukaan pienhiukkaset aiheuttivat 3,1 miljoonaa kuolemaa maailmassa vuonna 2010. Kansainvälisen terveysjärjestön (WHO) suosittelemat päivä- ja vuosikeskiarvot $\text{PM}_{2.5}$ pitoisuudelle kaupunki-ilmassa ovat 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pienhiukkasten on kuitenkin todettu aiheuttavan terveysvaikutuksia jo erittäin pieninä pitoisuuksina, eikä pienhiukkaspitoisuudelle olla pystytty määrittämään turvallista rajaa, jonka alapuolella ei olisi terveyshaittoja. WHO:n ohjeistus kehottaa tavoittelemaan mahdollisimman alhaista $\text{PM}_{2.5}$ -pitoisuutta. (WHO, 2021).

Intian ympäristönsuojelusta vastaavan viraston CPCB:n (Central Pollution Control Board) asettamat rajat vuorokausi- ja vuosikeskiarvoille (60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ovat selvästi WHO:n asettamia rajoja korkeammat. Sahu ja Kota (2017) raportoivat, että vuosina 2011-2014 CPCB:n vuorokausikeskiarvo ylittyi 85 % mittauspäivistä ja ilmanlaatuindeksillä mitattuna pienhiukkaset olivat merkittävin ilmansaaste kaikkina vuodenaikoina. Ilmansaasteiden arvioitiin aiheuttavan arviolta 1,24 miljoonaa kuolemaa Intiassa vuonna 2017, mikä oli noin 12,5 % kaikista kuolemista Intiassa. Lisäksi menetettyjä toimintakykyisiä elinvuosia ilmansaasteiden arvioitiin aiheuttavan 38,7 miljoonaa vuonna 2017. (Balakrishnan et

al., 2019).

Taulukko 2.1. WHO:n ja Intian viranomaisen (Central Pollution Control Board) asettamat $PM_{2.5}$ raja-arvot 24-tunnin ja vuoden keskiarvoille. (CPCB, 2009; WHO, 2021)

$PM_{2.5}$ ($\mu\text{g m}^{-3}$)	WHO	CPCB
vuosikeskiarvo	5	40
24h-keskiarvo	15	60

2.3 Päästölähteet Delhissä

Päästölähteiden kartoittaminen on tärkeää ilmanlaadun parantamiseksi, jotta rajoittavia toimia voidaan kohdistaa merkittävimpiin lähteisiin. Aerosolihiukkasia syntyy luonnossa ihmisen toiminnasta riippumatta, mutta kaupunki-ilman hiukkaset ovat peräisin pääosin ihmisen toiminnasta. Suurin osa ihmisen aiheuttamista aerosolihiukkasista on peräisin erilaisista palamisreaktioista, kuten autojen pakokaasuista, sähkön- ja lämmöntuotannosta sekä pienpoltosta. Liikenne aiheuttaa hiukkaspäästöjä pakokaasujen lisäksi nostattamalla ilmaan katupölyä.

Päästölähteistä suoraan vapautuvia hiukkasia kutsutaan primäärihiukkasiksi. Tämän lisäksi ilmakehässä monista kaasuista voi erilaisten kemiallisten reaktioiden seurauksena tiivistyä hiukkasia, joita kutsutaan sekundäärihiukkasiksi. Niitä syntyy pääosin rikkidioksidista (SO_2), typenoksideista (NO_x), haihtuvista orgaanisista yhdisteistä VOC (engl. Volatile organic compound) ja ammoniakista (NH_3). (Fuzzi et al., 2015)

Kaasumaiset päästöt ovat primäärihiukkasten tapaan suurelta osin palamisreaktioiden sivutuotteita. ARAI, TERI (2018) arvioiden mukaan liikenne kattaa 80 % Delhin VOC-päästöistä ja 81 % typenoksideista. Rikkidioksidista vastaavasti 71 % arvioitiin olevan peräisin voimalaitoksista, joissa käytetyt polttoaineet sisältävät paljon rikkiä. Delhissä sekundäärihiukkaset muodostavat kesällä 17 % pienhiukkaspäästöistä ja vastaavasti 26 % talvella.

Taulukko 2.2. Päästölähteiden osuus $PM_{2.5}$ -pitoisuudesta Delhin kaupunkialueella kesällä (04/2016–07/2016) ja talvella (11/2016–02/2017). (ARAI, TERI, 2018)

$PM_{2.5}$	Sekundääri	Teollisuus	Biomassa	Mineraalipöly	Liikenne	Muut
Kesä	17 %	11 %	15 %	34 %	18 %	5 %
Talvi	26 %	10 %	22 %	15 %	23 %	4 %

Taulukossa 2.2 on esitetty päästölähteiden osuus $PM_{2.5}$ -pitoisuudesta vuosien 2016–2017 aikana Delhin kaupunkialueella kesällä ja talvella. Suurin vaihtelu vuodenaikojen välillä nähdään sekundäärihiukkasissa, mineraalipölyssä ja biomassan poltossa.

Biomassaa käytetään yleisesti ruuanlaitossa ja asuntojen lämmityksessä etenkin talvi-kuukausina. Lisäksi biomassan päästöihin sisältyy satojätteen polttaminen, mikä on mer-

kittävä päästölähde loka-marraskuussa satokauden vaihtuessa (ARAI, TERI, 2018). Delhin ympäröivissä kunnissa Punjabin ja Haryanan osavaltiossa syntyy Yadav et al. (2018) arvioiden mukaan vuosittain noin 70 miljoonaa tonnia satojätettä, josta poltetaan noin 30,5 miljoonaa tonnia.

Laaja-alainen satojätteen poltto nostaa hiukkaspitoisuuksia koko Pohjois-Intiassa ja päästöt leviävät myös Delhin kaupunkiin. Satojätteen polton on arvioitu kattavan keskimäärin 20 % loka-marraskuun PM_{2,5}-pitoisuudesta kaupungissa. Kun satojätteen polttaminen on huipussaan ja olosuhteet saasteiden kulkeutumiseen kaupunkialueelle ovat otolliset, voi satojätteen polton päästöjen osuus nousta jopa 75 %:iin kaupunkialueen PM_{2,5}-pitoisuudesta. (Cusworth et al., 2018; S. H. Kulkarni et al., 2020)

2.4 Meteorologian vaikutus hiukkaspitoisuuksiin

Päästölähteiden lisäksi sääolosuhteilla ja ympäristötekijöillä on merkittävä rooli paikalliseen ilmanlaatuun. Hiukkasten elinikä ja niiden leviäminen ilmakehässä vaikuttavat oleellisesti ilman PM_{2,5}-pitoisuuteen. Bo et al. (2020) vertailivat kahden kooltaan ja päästöiltään samankaltaisen kaupungin, Torinon ja Lyonin ilmanlaatua. Arvioiden mukaan erilaiset sääolosuhteet kaupunkien välillä aiheuttivat 20-40 % korkeammat PM_{2,5}-pitoisuudet Torinossa. Trivedi et al. (2014) arvioivat päivittäisen ja vuodenaikaisen PM_{2,5}-pitoisuuden vaihtelun olevan seurausta pääosin sääolosuhteiden muutoksesta.

2.4.1 Ilmakehän rajakerros

Ilmansaasteiden leviäminen ilmakehään on hiukkasten poistumisen lisäksi toinen tärkeä massapitoisuutta laskeva tekijä. Hiukkaspäästöt eivät kuitenkaan pääse leviämään vapaasti koko ilmakehään, vaan päästöt jäävät ilmakehän alaosiin. Tätä ilmakehän alinta osaa kutsutaan rajakerrokseksi (engl. Mixing Layer Height, MLH). Se on kerros, jossa ilman vuorovaikutus maanpinnan kanssa on nopeaa ja ilma kiertää kerroksen sisällä tehokkaasti. Yhden määritelmän mukaan se on ilmakehän osa, joka reagoi maanpinnan energiapakotteisiin kuten lämpösäteilyyn, korkeintaan tunnin viiveellä. (Stull, 1988)

Rajakerroksen korkeus määrittää kuinka suureen ilmamassaan päästöt laimenevat ympäristössä. Kerroksen korkeus muuttuu vuorokaudenajan, paikan ja sääolojen mukaan ja vaihtelee sadoista metreistä muutamaan kilometriin. Suurin yksittäinen korkeuteen vaikuttava tekijä on maanpintaa lämmittävän auringon lämpösäteilyn määrä. Lämmentynyt maanpinta aiheuttaa ilmaan pystysuuntaisia konvektio- ja turbulenssivirtauksia, jotka kierrättävät ilmaa ylöspäin. Rajakerrokselle onkin tyypillistä selkeä vuorokausittainen vaihtelu, jossa kerroksen korkeus kasvaa aamulla auringon valon määrän kasvaessa saavuttaen huipun iltapäivällä ja on matalimmillaan öisin. Lisäksi rajakerroksen korkeuteen vaikuttaa osaltaan tuulen nopeus, joka lisää ilman pystysuuntaista sekoittumista. (Stull, 1988)

Korkea rajakerros mahdollistaa ilmansaasteiden leviämisen suurempaan ilmassaan, jolloin pinnan läheisyydessä havaitaan tyypillisesti matalampia PM_{2.5}-pitoisuuksia. Vastaavasti rajakerroksen ollessa matalalla, päästöt jäävät lähelle maanpintaa ja hiukkaskonsentraatio kasvaa. Rajakerros Delhissä on matalimmillaan talvella, kun lämpötila ja auringon määrä ovat alimmillaan. Valon määrän lisääntyessä keväällä rajakerroksen korkeus kasvaa ja on korkeimmillaan kesällä. (Sharma et al., 2022)

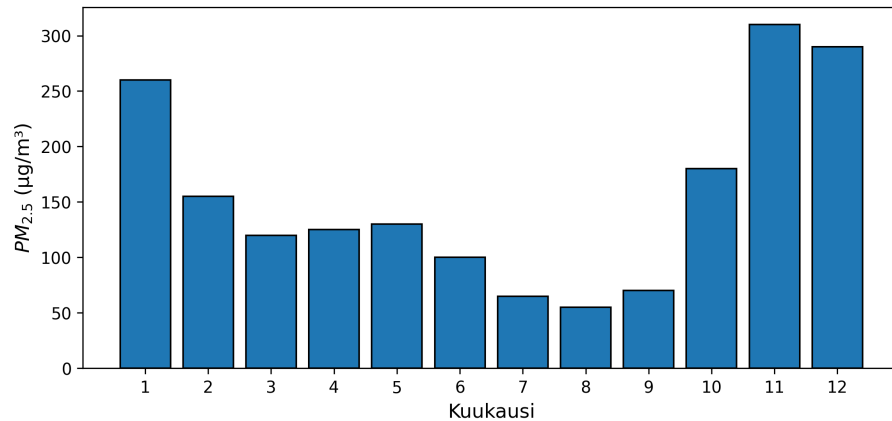
Useat tutkimukset ovat havainneet negatiivisen korrelaation (-0,45, -0,47) rajakerroksen korkeuden ja PM_{2.5}-pitoisuuden välillä Delhissä talvikuukausina. Kesäkaudella korrelaatio on heikompi tai jopa positiivinen (-0,16, 0,21). Sen on arvioitu selittyvän muiden ympäristötekijöiden, kuten tuulen, suuremmalla vaikutuksella PM_{2.5}-pitoisuuteen. Voimakkaat tuulet nostattavat mineraali- ja katupölyä ilmaan. Samalla tuuli lisää ilman pystysuuntaisia virtauksia, jotka nostavat rajakerroksen korkeutta. (Murthy et al., 2019; Tiwari et al., 2014; Trivedi et al., 2014)

2.4.2 Kaukokulkeuma

Paikallinen ilmanlaatu ja pienhiukkasten määrä eivät riipu ainoastaan alueella olevista päästölähteistä. Pitkäikäiset hiukkaset voivat pysyä ilmassa useita päiviä ja kulkeutua ilmavirtojen mukana kauas alkuperäisestä lähteestä. Tätä ilmansaasteiden leviämistä kutsutaan kaukokulkeumaksi. Kaukokulkeuman vaikutus näkyy etenkin akkumulaatiomoodin hiukkasissa, jotka pysyvät ilmassa pidempään kuin muiden moodien hiukkaset (Vu et al., 2015). Lisäksi kulkeuman vaikutus havaitaan yleensä laajalla alueella kohonneina pitoisuuksina, mistä ne voidaan erottaa paikallisista päästöistä.

ARAI, TERI (2018) arvioiden mukaan Delhin PM_{2.5}-pitoisuudesta suurin osa on peräisin kaupungin ulkopuolelta. Vain 26 % päästöistä arvioitiin olevan peräisin kaupungissa syntyvistä päästöistä kesällä, ja talvella vastaavasti 36 %. Muun pääkaupunkiseudun (Delhi NCR) osuus päästöistä on havaittu olevan samaa luokkaa kaupungin omien päästöjen kanssa kesällä ja talvella. Tämä vastaa Chowdhury et al. (2019) tekemiä mittauksia, joissa verrattiin pääkaupunkiseudun harvaanasuttuja alueita, maaseutua ja kaupunkialueita. Alueiden välillä ei havaittu suurta eroa PM_{2.5}-pitoisuuksissa. Delhin kaupunkialueilla pitoisuudet olivat vain 9 % koko pääkaupunkiseudun keskiarvoa korkeampi. Tämä kertoo koko alueen huonosta ilmanlaadusta ja siitä, että kaupungin päästöt leviävät ympäröiville alueille ja ympäröivistä alueista kaupunkiin.

Suurempi merkitys havaittiin alueiden sijainnilla tuulensuuntaan nähden. Delhin alatuulen puolella olevien alueiden PM_{2.5}-pitoisuuden arvioitiin olevan keskimäärin 24 % korkeampia kuin vastaavien alueiden ylätuulen puolella. Delhissä tuulee kaikkina vuodenaikoina pääosin luoteesta, jolloin kaupungin ilmansaasteet leviävät enimmäkseen kaupungin kaakkoispuolella oleviin alueisiin. (ARAI, TERI, 2018; Chowdhury et al., 2019)



Kuva 2.2. Delhin PM_{2.5}-pitoisuus kuukausitasolla. Luvut ovat keskiarvo mittausjaksolta 5/2015-12/2018. Mukailten lähdettä Singh et al. (2020)

2.4.3 Huuhtoutuminen

Sade ja ilmankosteus toimivat hiukkasia poistavana prosessina kahdella tavalla. Hiukkaset toimivat pilvipisaroiden tiivistymisytiminä, jolloin ilmankosteus tiivistyy hiukkasten ympärille ja kasvattaa näiden kokoa. Jos pilvipisarot pääsevät kasvamaan riittävästi, syntyy lopulta sadetta ja tiivistymisytiminä toimineet hiukkaset poistuvat sateen mukana pois. Samalla tippuvat sadepisarot keräävät matkallaan hiukkasia. (Fuzzi et al., 2015) Lisäksi sade vähentää maasta ilmaan nousevan pölyn määrää, sillä kosteassa maassa pöly on paremmin sitoutunut maanpintaan. (Trivedi et al., 2014)

Kun ilmassa on paljon hiukkasia, syntyy enemmän mutta pienempiä pilvipisaroita, jos muut tekijät pysyvät samana. Tällöin suurempi määrä pilvipisaroita kasvaa hitaammin ilmankosteuden pysyessä samana. Tämä hidastaa sateen muodostumista. Näin korkea lukumääräpitoisuus voi heikentää hiukkasten poistumismekanismeja ja saastuneet alueet pysyvät saastuneina. (Fuzzi et al., 2015)

Delhissä vuotuinen sadanta jakautuu epätasaisesti. Suurin osa vuoden sademäärästä sataa monsuunikauden aikana. Muina kuukausina, etenkin talvella, sademäärät ovat pieniä ja sateen ilmaa puhdistava vaikutus jää pieneksi. (Sharma et al., 2022; Trivedi et al., 2014)

2.5 PM_{2.5}-pitoisuudet Delhissä

Delhissä PM_{2.5}-pitoisuudet ovat korkeat vuoden ympäri. AQI-luokituksella (Air Quality Index) ilmanlaatu vaihtelee pääosin epäterveellisen ja erittäin epäterveellisen välillä. Intian viranomaisten asettamat rajat ylittyvät lähes päivittäin. Trivedi et al. (2014) mukaan NAAQS-rajan 60 µg/m³ ylittää kesäkuukausina 79 % päivistä ja vastaavasti monsuunikaudella 34 %. Monsuunikauden jälkeen ja talvikuukausina PM_{2.5}-pitoisuus pysyy jatkuvasti yli NAAQS-rajan (Nagar et al., 2017; Trivedi et al., 2014).

Kuvassa 2.2 nähdään Singh et al. (2020) mittaamat $PM_{2.5}$ -kuukausikeskiarvot vuosilta 2015–2018. Korkeimmat pitoisuudet havaitaan talvikuukausina marras-tammikuussa, jolloin kuukausikeskiarvot ylittävät $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Matalimmat pitoisuudet nähdään puolestaan kesä-syyskuussa monsuunikauden aikana, jolloin pitoisuudet voivat olla vain viidesosa talvikuukausien luvuista.

Erityisen korkeita $PM_{2.5}$ -pitoisuuksia havaitaan etenkin marras-joulukuussa. Silloin yhdistyvät satojätteen polton suuret hiukkaspäästöt, kasvava lämmityksen tarve ja epäsuotuisat sääolosuhteet. Alhainen tuulen nopeus ja matala rajakerros aiheuttavat seisahuneen ilmanalan, johon ilmansaasteet kasaantuvat. Suurimmat hiukkaspitoisuudet saavutetaan vuosittain satojätteen polton aikana, jolloin $PM_{2.5}$ -viikkokeskiarvon on mitattu olevan jopa $494 \pm 250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vuosina 2001–2016 (Chowdhury et al., 2019).

Keväällä, maalis-toukokuussa valon määrän lisääntyessä rajakerroksen korkeus kasvaa ja tuulet voimistuvat. Samalla $PM_{2.5}$ -pitoisuudet laskevat talven lukemista merkittävästi, mutta ovat silti verrattain korkeita ja kuukausikeskiarvot pysyvät yli $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. $PM_{2.5}$ -pitoisuuden laskun arvioidaan selittyvän pitkälti rajakerroksen korkeuden kasvulla. Toisaalta kesällä voimakkaammat tuulet nostattavat ilmaan pölyä sekä kuljettavat päästöjä kauempaa pääkaupunkiseudun ulkopuolelta (Sharma et al., 2022; Tiwari et al., 2014; Trivedi et al., 2014). Etenkin mineraalipölyä kulkeutuu alueelle aina Iranin ja Pakistanin aavikoilta asti (Sagnik et al., 2004). Kesän suurempi mineraalipölyn osuus voidaan havaita myös taulukon 2.2 luvuissa.

3 TIENVARSIMITTAUS INTIASSA

Tässä työssä analysoitiin Delhissä tehdyssä hiukkasmittauksissa kerättyä dataa. Mittaukset olivat osa TAQIITA-projektia (Traffic and Air Quality In India: Technologies and Attitudes) jonka tarkoitus oli tutkia Intian ilmanlaatuongelmia. Mittaukset toteutettiin marras-joulukuussa ja analysoitava data on ajanjaksolta 13.12.–19.12.2018. Mittauksilla pyrittiin selvittämään liikenteen hiukkaspäästöjä ja niiden vuorokausittaista vaihtelua.

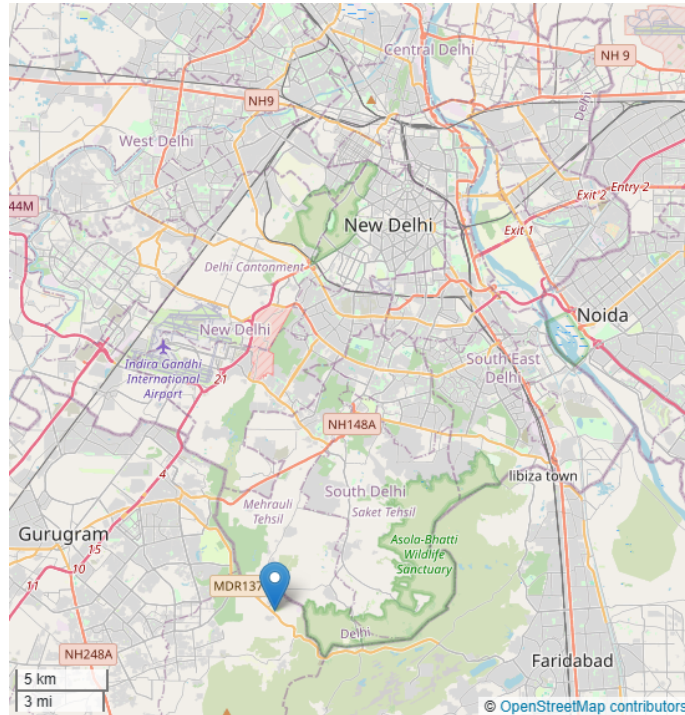
3.1 Mittausjärjestely

Pienhiukkasmittaus toteutettiin Delhin etelärajalla sijaitsevassa Gual Paharin kaupunginosassa, vilkkaasti liikennöidyn neljäkaistaisen tien vieressä. Mittauksissa mitattiin hiukkasten lukumääräkokojakaumaa kokoväliltä 6–250 nm. Mittauspaikka on noin 20 kilometriä kaupungin keskustasta. Tarkempi sijainti on esitetty kuvassa 3.1. Mittausten aikana lämpötila vaihteli 8–20 °C asteen välillä.

Mittaukset suoritettiin mobiililaboratoriossa, joka oli koko mittausjakson sijoitettuna tienvarteen. Näytteenotto tapahtui ajoneuvon katolla olevasta tuloaukosta, noin 2,5 metrin korkeudelta. Delhin korkeiden hiukkaspitoisuuksien takia tuloilmasta suodatettiin yli 2,5 µm:n hiukkaset, jotta välttyttäisiin mittalaitteiden tukkeutumiselta.

Hiukkaskokojakauman mittaus toteutettiin skannaavalla liikkuvuusokoluokittelijalla, (engl. Scanning Mobility Particle Sizer, SMPS). SMPS mittaa hiukkasia kaksivaiheisesti luokittelemalla hiukkaset differentiaalisella liikkuvuusanalysointilaitteella (engl. Differential Mobility Analyzer, DMA) ja laskemalla kunkin skannatun koon hiukkaslukumäärän kondensaatiohiukkaslaskurilla (engl. Condensation Particle Counter, CPC).

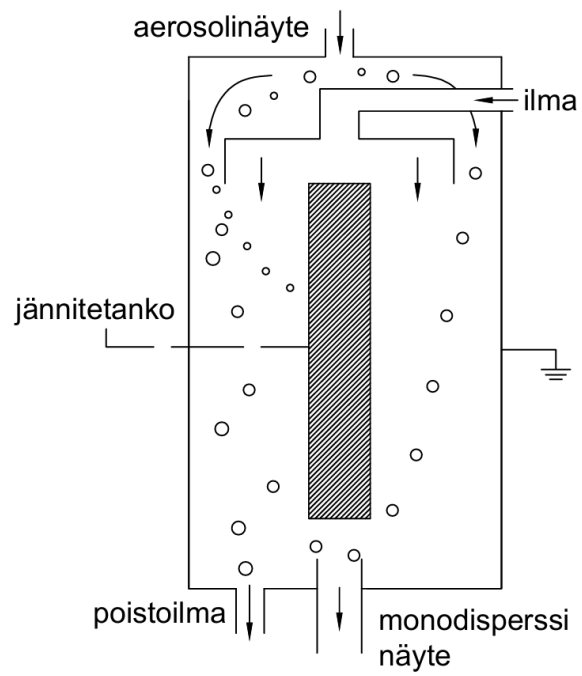
DMA:ssa hiukkaset varataan ensin sähköisesti neutraloijalla, joka tuottaa negatiivisesti ja positiivisesti varautuneita hiukkasia. Varautuneet hiukkaset johdetaan yhdessä puhtaan ilman kanssa kuvan 3.2 mukaiseen sylinteriin, jonka keskellä olevan tangon ja reunojen välille on muodostettu sähkökenttä. Ilmavirran kuljettaessa hiukkasia sylinterin suuntaisesti, ne liikkuvat myös sähkökentän suuntaisesti sylinterin seiniä tai varattua tankoa kohti niiden varauksesta riippuen. Hiukkasen liikkeeseen sähkökentässä vaikuttaa sen sähköinen liikkuvuus, joka on puolestaan riippuvainen sen koosta. Vain tietyn sähköisen liikkuvuuden hiukkaset osuvat sylinterin päädyssä olevaan aukkoon, jolloin jäljelle jää kapea, lähes monodisperssi kokojakauma hiukkasia. Lämpöisen hiukkasten kokoa voidaan kontrolloida säätämällä keskellä olevan tangon jännitettä. (Hinds, 1999)



Kuva 3.1. Tienvarsimittauksen sijainti kartalla (OpenStreetMap, 2024)

DMA:sta saadut hiukkaset johdetaan lopulta CPC:lle, joka laskee hiukkasten lukumäärän. Koska pieniä, alle 100 nm hiukkasia ei voida optisesti havaita, hiukkaset kasvateetaan ensin kondensaation avulla. CPC kyllästää näytteen alkoholi- tai vesihöyryllä, minkä jälkeen näytettä jäähdyttämällä saadaan aikaiseksi höyryn supersaturaatiotila. Supersaturoitunut höyry tiivistyy hiukkasten pinnalle, jolloin niiden halkaisija kasvaa. Kaikki hiukkaskoot kasvatetaan noin 10 μm kokoisiksi pisaroiksi, jotka voidaan havaita ja laskea optisesti laserilla. Laskenta perustuu valon sirontaan näytteessä. Sironnan määrä riippuu pisaroiden lukumäärästä, minkä avulla voidaan määrittää näytteessä ollut lukumääräpitoisuus. (Hinds, 1999)

Vaikka SMPS oli asetettu mittaamaan hiukkasia kokoalueella 6–250 nanometriä, kaikkein pienimmät hiukkaset eivät kuitenkaan käytännössä tule DMA:sta kovin hyvin läpi. Näin pienet hiukkaset jäävät runsaan diffuusion takia kiinni DMA:n seinämille. Tämä on syytä huomioida tuloksia tarkastellessa. SMPS keräsi dataa koko mittausjakson ajan minuutin resoluutiolla. Kerätystä datasta on laskettu tuntikeskiarvot, joita on käytetty tässä työssä.



Kuva 3.2. Kaaviokuva DMA:sta, lähdettä Hinds, 1999 mukailten.

4 TULOKSET

Delhin tienvarsimittauksissa saatiin pienhiukkasten lukumääräkokojakaumat seitsemän vuorokauden ajalta kokovälillä 6–250 nm. Tarkasteltava ajanjakso on 13.12.–19.12.2018. Tämän lisäksi työssä on hyödynnetty vertailudataa samalla tiellä toteutetusta liikennelaskennasta, sekä Murthy et al., 2019 mittaamaa rajakerroksen korkeutta joulukuussa 2017. Liikennelaskenta toteutettiin mittausjaksoa seuraavana keväänä 11.3.–14.3.2019. Liikennelaskenta rajoittui päiväaikaan ajalle 7.00–23.00. Keskimääräinen liikennemäärä oli 843 autoa tunnissa. Vertailudatan avulla selvitettiin hiukkaspitoisuuksien ja rajakerroksen korkeuden sekä liikennemäärän välistä korrelaatiota.

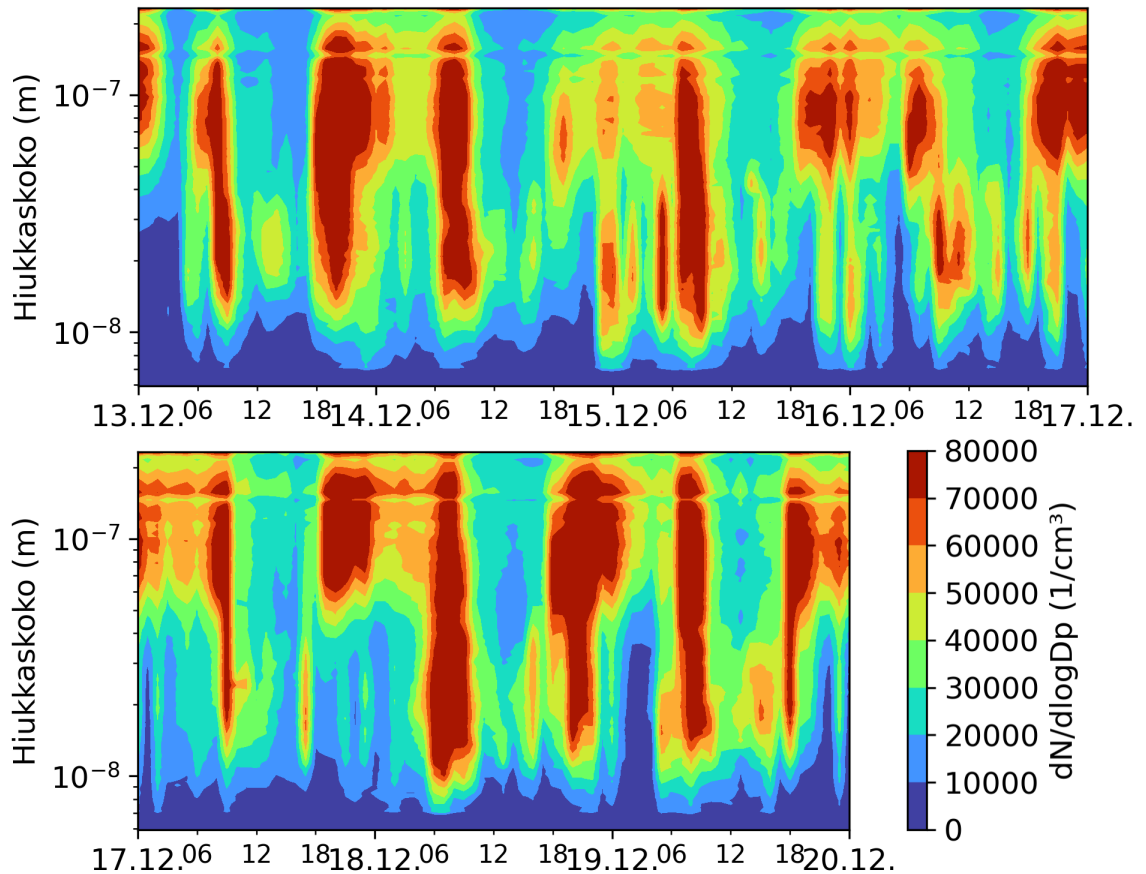
4.1 Vuorokausivaihtelu

Kuvaajassa 4.1 on esitetty mitattu lukumääräkokojakauma koko mittausjaksolta. Kuvaajasta voidaan tarkastella hiukkaskokojakaumaa ajan funktiona. Siitä voidaan arvioida eri hiukkaskokojen, kuten nukleaatio- ja akkumulaatiomoodien lukumääräpitoisuutta ja hiukkaspäästöjen ikääntymistä. Koko mittausjaksolla lukumääräpitoisuuden tuntikeskiarvo jaksolla oli $59,7 \pm 27,3 \cdot 10^3 \text{ 1/cm}^3$ vaihdellen välillä $15 \cdot 10^3$ – $161 \cdot 10^3 \text{ 1/cm}^3$.

Pitoisuuksien vuorokausivaihtelua havainnollistaa tarkemmin kuva 4.2, jossa on esitetty kunkin vuorokauden tunnin keskiarvo mittausjaksolta. Kuvasta havaitaan kaksi huippua noin kello 6–9 ja 18–21, milloin keskimääräiset lukumääräpitoisuudet olivat $90,9 \cdot 10^3 \text{ 1/cm}^3$ ja $74,9 \cdot 10^3 \text{ 1/cm}^3$.

Huipputuntien välissä aamuyöllä ja päivällä nähdään vuorokauden matalimmat pitoisuudet. Näiden kahden vuorokaudenajan hiukkaskokojakaumat kuitenkin eroavat toisistaan. Ilta-päivän jakauman huippu on noin 20 nm kohdalla, kun puolestaan aamuyöllä se on noin 100–200 nm.

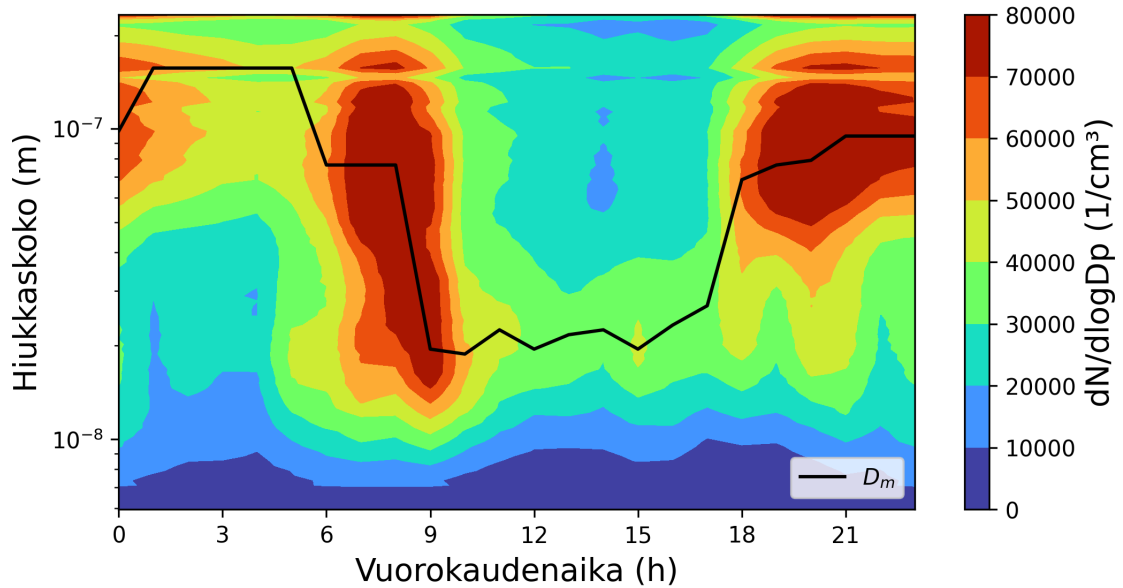
Yön matalimmat hiukkaspitoisuudet ovat seurausta pienemmistä päästöistä ja etenkin vähäisemmästä ajoneuvoliikenteestä. Yön lukumääräpitoisuus pysyy siitä huolimatta suhteellisen korkealla etenkin 50–200 nm kokoisten akkumulaatiomoodin hiukkasten osalta. Tämä voi olla seurausta yön matalasta rajakerroksesta, joka rajoittaa hiukkasten laimeutumista ympäristöön. Vaikka uusia päästöjä syntyy yöllä vähemmän, illan aikana muodostuneet hiukkaset ikääntyvät ja kertyvät akkumulaatiomoodiin, jossa ne pysyvät pitkään yön stabiilissa ilmanalassa. Akkumulaatiohiukkasten määrä laskee kunnolla vasta aamun ruuhkapiikin jälkeen samalla kun rajakerroksen korkeus tyypillisesti alkaa nous-



Kuva 4.1. Lukumääräkokojakauma koko mittausjakson ajalta.

ta noin kello 9. Päivän korkea rajakerros voikin selittää päivän matalamman lukumääräpitoisuuden. Tilanne yöhön verrattuna on päinvastainen ja jakauman huippu nähdään nukleaatiomoodin hiukkasissa. Päivällä paksu rajakerros voi mahdollistaa päästöjen tehokkaamman laimenemisen ympäristöön. Ajoneuvoliikenne pysyy kuitenkin myös ruuhkatuntien välissä vilkkaana, mikä selittää nukleaatiohiukkasten korkeammat pitoisuudet päästölähteiden lähellä.

Vuorokauden lukumääräpitoisuuden huiput nähdään odotetusti liikenteen ruuhka-aikoihin aamulla sekä illalla. Kuvasta 4.2 nähdään, että huipputunteina lukumääräpitoisuus kasvaa lähes kaikissa mitatuissa hiukkasissa. Etenkin aamun ruuhkatunteina pitoisuus on korkea sekä nukleaatio- ja akkumulaatiomoodin hiukkasissa. Illan ruuhkatunteina nukleaatiomoodin pitoisuudessa ei kuitenkaan havaita yhtä merkittävää kasvua kuin akkumulaatiomoodin hiukkasissa. Kuvaa 4.1 tarkastelemalla nähdään, että illan huipputunteina nukleaatiohiukkasten esiintyvyys vaihtelee paljon vuorokausien välillä. Joinain päivinä myös illan huipputunteina nähdään selvä kasvu nukleaatiohiukkasissa, kun taas toisina piikki näkyy lähinnä 50–200 nm hiukkasissa. Tämä voi johtua esimerkiksi hiukkasten nopeammasta kasvusta tai muiden ympäristötekijöiden, kuten tuulen nopeuden ja suunnan vaikutuksesta. Illan huipuissa on lisäksi suurempaa ajallista vaihtelua. Etenkin viikonloppuna iltapäivän ja illan pitoisuudet eroavat arkipäivien pitoisuuksista. Mittausjaksolla viikonloppu ajoittui päiville 15.12.–16.12. Viikonloppun liikennemäärät ovat tyypillisesti pie-



Kuva 4.2. Lukumääräkokojakauman vuorokausivaihtelu. Kuvaajaan on lisäksi merkitty jakauman huippu eli moodihalkaisija (D_m)

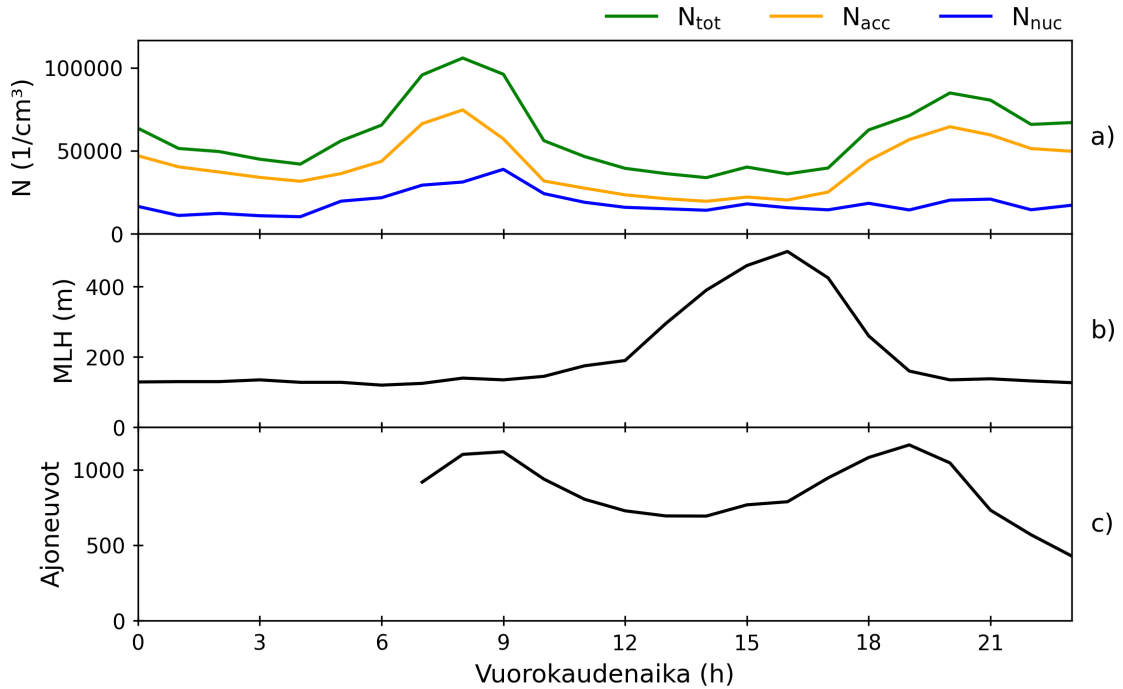
nempiä ja jakautuvat tasaisemmin, mikä vaikuttaa keskimääräiseen vuorokausivaihteluun (Biswal et al., 2023).

4.2 Korrelaatiokertoimet

Rajakerroksen korkeuden ja ajoneuvojen lukumäärän vaikutusta hiukkaspitoisuuteen voidaan arvioida suureiden välisellä korrelaatiolla. Kuten todettua, monissa mittauksissa $PM_{2.5}$ -pitoisuuden on havaittu korreloivan käänteisesti rajakerroksen korkeuteen etenkin talvella, jolloin muiden ympäristötekijöiden kuten tuulen ja sadannan vaikutus pitoisuuteen on pieni. Tässä kappaleessa tarkastellaan mitattujen hiukkaskokojen lukumääräpitoisuuden verrannollisuutta rajakerroksen korkeuden ja liikennemäärän kanssa. Liikenteen ja rajakerroksen korkeuden vuorokausivaihtelu on esitetty kuvassa 4.3 yhdessä lukumääräpitoisuuksien kanssa. Rajakerroksen korkeus vaihteli 120–500 metrin välillä.

Korrelaatiota on tarkasteltu kokonaislukumääräpitoisuuden (N_{tot}) lisäksi erikseen nukleatiomoodin (N_{nuc}) ja akkumulaatiomoodin lukumääräpitoisuudelle (N_{acc}). Eri moodien hiukkasten synty- ja poistumismekanismit eroavat toisistaan. Liikennemäärän voidaan olettaa vaikuttavan enemmän nukleatiomoodin hiukkasten lukumäärään, sillä lyhytikäiset nukleatiohiukkaset esiintyvät pääasiassa päästölähteiden läheisyydessä. Akkumulaatiomoodissa on liikenteen päästöjen lisäksi myös muualta kulkeutuneita taustahiukkasia, mikä lisäksi ne pysyvät nukleatiohiukkasia pidempään ilmassa. Kun rajakerros on korkealla, ilman voimakkaampi sekoittuminen vähentää etenkin akkumulaatiomoodiin kertyvien hiukkasten lukumäärää.

Kuten aiemmin todettiin, raja nukleatio- ja akkumulaatiomoodien välillä ei ole selkeä ja

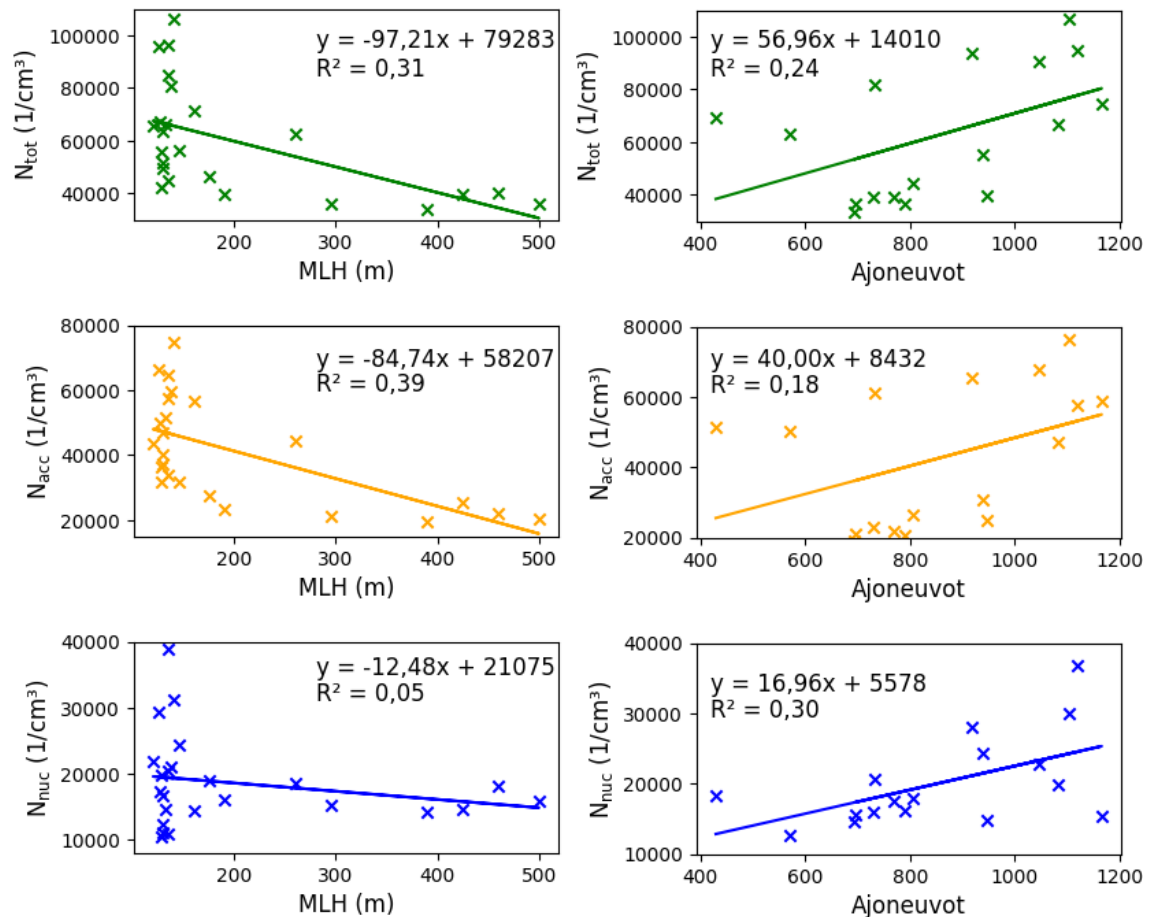


Kuva 4.3. Keskimääräinen vuorokausivaihtelu a) hiukkaspitoisuudelle, b) rajakerroksen korkeudelle ja c) liikennemäärälle.

moodit ovatkin osittain päällekkäisiä. Moodien väliseksi rajaksi määriteltiin keskimääräisen lukumääräjakauman satulapiste, joka arvioitiin olevan 30 nm kohdalla. Arvo vastaa kirjallisuudessa käytettyjä lukuja, jotka ovat tyypillisesti 20-30 nm välillä (Hussein et al., 2004; Kulmala et al., 2004; Vu et al., 2015). Tuloksia tarkastellessa on huomioitava, että suoritettu liikennelaskenta ajoittui ainoastaan arkipäiville, joten liikenteen korrelaatiokertoimen laskemisessa käytetyt lukumääräpitoisuuden tuntikeskiarvot on laskettu vain arkipäivinä mitatusta datasta.

Kuvassa 4.4 on esitetty eri hiukkaskokojen lukumääräpitoisuudet rajakerroksen korkeuden ja liikennemäärän funktiona. Kuvassa sovitteen kulmakerroin kuvaa korrelaation suuntaa ja sitä, kuinka paljon lukumääräpitoisuus muuttuu MLH:n ja liikennemäärän muuttuessa. Yleinen tapa muuttujien välisen korrelaation tarkasteluun on Pearsonin korrelaatiokerroin. Se kuvaa muuttujien välistä korrelaatiota välillä -1 – 1 . Taulukossa 4.1 on esitetty lasketut korrelaatiokertoimet.

Kaikilla hiukkaskoilla pitoisuus korreloi käänteisesti MLH:n kanssa. Akkumulaatiohiukkasten ja rajakerroksen välinen korrelaatiokerroin oli kuitenkin selvästi suurempi ($-0,63$) kuin nukleaatiomoodin hiukkasilla ($-0,22$). Kaikilla hiukkasilla korrelaatiokertoimeksi saatiin $-0,56$. Kuvasta 4.4 nähdään pitoisuuksien vaihtelevan huomattavasti, kun MLH on matalalla yöaikaan. Silloin päästölähteillä on merkittävämpi vaikutus havaittuihin pitoisuuksiin. Ajoneuvojen lukumäärä puolestaan korreloi positiivisesti kaikkien hiukkaskokojen kanssa. Korrelaatiokerroin ajoneuvojen lukumäärän ja lukumääräpitoisuuden välillä oli kaikilla hiukkasilla $0,49$. Vastaavasti nukleaatiomoodin korrelaatiokerroin oli hieman suurempi ($0,55$) kuin akkumulaatiomoodin ($0,42$). Ero kertoimien välillä ei ole suuri. Kuten aiemmin



Kuva 4.4. Eri hiukkaskokojen lukumääräpitoisuuden ja rajakerroksen korkeuden (MLH) sekä liikennemäärän välinen korrelaatio.

todettiin, liikenne synnyttää nukleaatiohiukkasia ja akkumulaatiomoodin hiukkasia.

Taulukko 4.1. Pearson korrelaatiokerroin hiukkaspitoisuuden ja rajakerroksen korkeuden (MLH) ja ajoneuvojen lukumäärän välillä. Merkittävät korrelaatiot, (p -arvo $< 0,05$) merkitty tähdellä (*).

	N_{nuc}	N_{acc}	N_{tot}
MLH	-0,22	-0,62*	-0,56*
Ajoneuvot	0,55*	0,42	0,49*

Korrelaatiokertoimissa on huomioitava, ettei liikennelaskenta eikä rajakerroksen korkeus ole mitattu samalla ajanjaksolla hiukkaslukumäärän kanssa. MLH:n vuorokausivaihtelun voidaan kuitenkin olettaa pysyvän kuukausitasolla melko vakiona eri vuosien välillä, sillä sen korkeuteen vaikuttaa pääosin auringon lämpösäteilyn määrä. Tulokset vastaavat luvussa 2 esitettyjä havaintoja päästölähteiden ja MLH:n vaikutuksesta hiukkaspitoisuuksiin ja ovat samansuuntaisia muissa tutkimuksissa saatuihin tuloksiin. Tiwari et al. (2014) ja Trivedi et al. (2014) raportoivat MLH:n ja $PM_{2,5}$ -pitoisuuden väliseksi korrelaatiokerroimeksi -0,45 ja -0,47 Delhissä talvikuukausina. Wu et al. (2015) puolestaan määrittivät Edinburghin kaupungissa tehdyissä mittauksissa liikenteen ja lukumääräpitoisuuden väliseksi korrelaatiokerroimeksi 0,39 alle 100 nm hiukkasilla. Liikenteen ja $PM_{0,5-2,5}$ massa-

pitoisuuden välinen korrelaatio oli selvästi heikompi (0,17). Myös Voigtländer et al. (2006) havaitsivat mittauksissa Leipzigin kaupungissa voimakkaamman korrelaation (0,75) 10–100 nm kokoisten hiukkasten lukumääräpitoisuuden ja liikenteen välillä. Kun vastaavasti 300–800 nm kokoisilla hiukkasilla korrelaatiokerroin oli 0,4. Eroa tutkimusten välillä selittävät erot mittauspaikoissa ja mitatussa hiukkaskoossa. Myös mitattu suure erosi mitausten välillä, osassa oli mitattu lukumääräpitoisuutta ja toisissa massapitoisuutta.

5 YHTEENVETO

Tässä työssä tarkoituksena oli tarkastella pienhiukkasten päästölähteiden ja ympäristötekijöiden vaikutuksia Delhin huonoon ilmanlaatuun. Delhin ilmanlaadun havaittiin vaihtelevan selvästi sääolosuhteiden muuttuessa. Korkeimmat PM_{2.5}-pitoisuudet nähdään vuosittain talvikuukausina, jolloin hiukkasia poistavat mekanismit ovat heikot. Talvella kylmä ja seisova ilmanala luo ympäristön, jossa ilma kiertää vähän eikä päästöt pääse laimenemaan ympäristöön. Silloin ilmansaasteet kertyvät matalalle lähelle maanpintaa ja PM_{2.5}-pitoisuudet nousevat korkeiksi. Sen sijaan matalimmat pitoisuudet havaitaan kesällä ja monsuunikauden aikana, jolloin voimakkaammat tuulet ja korkeampi rajakerros kierrättävät ilmaa ja laimentavat päästöjä tehokkaammin. Lisäksi monsuunikaudella sade poistaa hiukkasia ilmasta tehokkaasti sekä estää katu- ja mineraalipölyn nousemisen kaupunki-ilmaan. Tällöin havaitaan vuosittain matalimmat hiukkaspitoisuudet. Delhissä PM_{2.5}-pitoisuudet ovat kuitenkin matalimmillaankin lähellä suositeltuja ylärajoja, jotka alittuvat vain satunnaisesti.

Työn mittaustuloksissa havaittiin selkeästi kaksi huippua vuorokauden lukumääräpitoisuuksissa 6–250 nm kokoisissa hiukkasissa. Molemmat ajoittuivat liikenteen ruuhkatunneille aamulla ja illalla, jolloin myös rajakerros on matala ja päästöjen laimeneminen ympäristöön on heikkoa. Ruuhkatunteina keskimääräiset lukumääräpitoisuudet olivat $90,9 \cdot 10^3$ 1/cm³ aamulla ja $74,9 \cdot 10^3$ 1/cm³ illalla. Koko lukumääräpitoisuuden tuntikeskiarvo oli $59,7 \cdot 10^3$ 1/cm³.

Mitatun lukumääräpitoisuuden ja rajakerroksen havaittiin korreloivan negatiivisesti molemmilla tarkastelluilla hiukkaskoilla. Nukleatiohiukkasten korrelaatio oli kuitenkin selvästi heikompi. Alle 30 nm kokoisten nukleatiohiukkasten korrelaatiokertoimeksi saatiin -0,22 kun taas akkumulaatiohiukkasilla kerroin oli -0,62. Liikenteen vaikutus hiukkaspitoisuuteen oli päinvastainen. Nukleatiohiukkasilla havaittiin voimakkain korrelaatio liikennemäärän kanssa ja korrelaatiokertoimeksi saatiin 0,55. Akkumulaatiomoodin hiukkasilla vastaavasti saatiin kertoimeksi 0,42.

Tutkimuksen haasteina oli, ettei dataa liikennemäärästä tai rajakerroksen korkeudesta ollut varsinaisen hiukkasmittauksen ajalta. Tulosten luotettavuutta olisi parantanut samanaikaisesti kerätty data, jolloin korrelaatiot oltaisiin voitu laskea tuntikeskiarvoja käyttäen ja otanta olisi ollut suurempi. Tässä tutkimuksessa saadut tulokset olettavat liikenteen ja rajakerroksen korkeuden vuorokausivaihtelun pysyvän samana ja olevan vertailtavissa mitattuun lukumääräpitoisuuden vuorokausivaihteluun. Lisäksi liikennelaskenta rajoittui ainoastaan päiväaikaan. Tutkimuksen kannalta olisi ollut mielenkiintoista tarkastella liikenteen

nemäärien vaikutusta koko vuorokauden ajalta. Sillä öisin rajakerroksen korkeus pysyy vakiona ja liikenteen vaikutus hiukkaspitoisuuteen on suurempi.

Tutkimusta olisi voinut kehittää tarkastelemalla eri hiukkaskokojen lukumääräpitoisuuksia myös muiden sääparametrien kanssa kuten lämpötilan, ilmankosteuden ja tuulen nopeuden. Näiden vaikutusta $PM_{2.5}$ - ja PM_{10} -pitoisuuksiin on raportoitu useissa mittauksissa, mutta mittauksia pienempien hiukkaskokojen, kuten tässä työssä nukleaatio- ja akkumulaatiohiukkasten kanssa, on vähän. Mielenkiintoista olisikin selvittää havaitaanko eri kokoluokissa vuodenajan vaihtelua sääolosuhteiden muuttuessa, sillä myös terveysvaikutukset vaihtelevat eri hiukkaskoissa.

LÄHDELUETTELO

- ARAI, TERI (2018). Source Apportionment of PM_{2.5} & PM₁₀ Concentrations of Delhi NCR for Identification of Major Sources.
- Balakrishnan, K., S. Dey, T. Gupta, R. Dhaliwal, M. Brauer, A. J. Cohen, J. D. Stanaway, G. Beig, T. K. Joshi, A. N. Aggarwal et al. (2019). The impact of air pollution on deaths, disease burden, and life expectancy across the states of India: the Global Burden of Disease Study 2017. *The Lancet Planetary Health* 3.1, e26–e39.
- Biswal, A., V. Singh, L. Malik, G. Tiwari, K. Ravindra ja S. Mor (2023). Spatially resolved hourly traffic emission over megacity Delhi using advanced traffic flow data. *Earth System Science Data* 15.2, 661–680. DOI: 10.5194/essd-15-661-2023.
- Bo, M., P. Charvolin-Volta, M. Clerico, C. V. Nguyen, F. Pognant, L. Soulhac ja P. Salizzoni (2020). Urban air quality and meteorology on opposite sides of the Alps: The Lyon and Torino case studies. *Urban climate* 34.
- Chowdhury, S., S. Dey, L. Di Girolamo, K. R. Smith, A. Pillarisetti ja A. Lyapustin (2019). Tracking ambient PM_{2.5} build-up in Delhi national capital region during the dry season over 15 years using a high-resolution (1km) satellite aerosol dataset. *Atmospheric Environment*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.02.029>.
- CPCB (2009). *National Ambient Air Quality Standards*. URL: https://cpcb.nic.in/uploads/National_Ambient_Air_Quality_Standards.pdf.
- Cusworth, D. H., L. J. Mickley, M. P. Sulprizio, T. Liu, M. E. Marlier, R. S. DeFries, S. K. Guttikunda ja P. Gupta (2018). Quantifying the influence of agricultural fires in northwest India on urban air pollution in Delhi, India. *Environmental Research Letters* 13.4. DOI: 10.1088/1748-9326/aab303.
- Fuzzi, S., U. Baltensperger, K. Carslaw, S. Decesari, H. Denier van der Gon, M. C. Facchini, D. Fowler, I. Koren, B. Langford, U. Lohmann, E. Nemitz, S. Pandis, I. Riipinen, Y. Rudich, M. Schaap, J. G. Slowik, D. V. Spracklen, E. Vignati, M. Wild, M. Williams ja S. Gilardoni (2015). Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs. *Atmospheric Chemistry and Physics* 15.14. DOI: 10.5194/acp-15-8217-2015. URL: <https://libkey.io/10.5194/acp-15-8217-2015>.
- Guttikunda, S. ja B. Gurjar (2011). Role of meteorology in seasonality of air pollution in megacity Delhi, India. *Environmental monitoring and assessment* 184. DOI: 10.1007/s10661-011-2182-8.
- Hinds, W. C. (1999). *Aerosol Technology. Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*.
- Hussein, T., A. Puustinen, P. P. Aalto, J. M. Mäkelä, K. Hämeri ja M. Kulmala (2004). Urban aerosol number size distributions. *Atmospheric Chemistry and Physics* 4.2, 391–411. DOI: 10.5194/acp-4-391-2004.

- Kulkarni, P., P. A. Baron ja K. Willeke (2011). *Aerosol Measurement*. John Wiley & Sons, Ltd. ISBN: 9781118001684. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781118001684>.
- Kulkarni, S. H., S. D. Ghude, C. Jena, R. K. Karumuri, B. Sinha, V. Sinha, R. Kumar, V. K. Soni ja M. Khare (2020). How Much Does Large-Scale Crop Residue Burning Affect the Air Quality in Delhi? *Environmental Science & Technology* 54.8, 4790–4799. DOI: 10.1021/acs.est.0c00329. URL: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00329>.
- Kulmala, M., H. Vehkamäki, T. Petäjä, M. Dal Maso, A. Lauri, V.-M. Kerminen, W. Birmili ja P. McMurry (2004). Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: a review of observations. *Journal of aerosol science* 35.2, 143–176.
- Lelieveld, J., J. Evans, M. Fnais, D. Giannadaki ja A. Pozzer (2015). The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*. DOI: 10.1038/nature15371.
- Murthy, B., L. R. A. Tiwari, A. Rathod, S. Singh ja G. Beig (2019). Impact of Mixing Layer Height on Air Quality in Winter. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics* 197, 105157. DOI: 10.1016/j.jastp.2019.105157.
- Nagar, P. K., D. Singh, M. Sharma, A. Kumar, V. P. Aneja, M. P. George, N. Agarwal ja S. P. Shukla (2017). Characterization of PM_{2.5} in Delhi: role and impact of secondary aerosol, burning of biomass, and municipal solid waste and crustal matter. *Environmental science and pollution research international* 24.32. ISSN: 0944-1344.
- OpenStreetMap (2024). *Planet dump retrieved from <https://planet.osm.org>*. <https://www.openstreetmap.org>.
- Sagnik, D., T. Sachchida Nand, R. P. Singh ja B. N. Holben (2004). Influence of dust storms on the aerosol optical properties over the Indo-Gangetic basin. *Aerosol and Clouds*. DOI: <https://doi.org/10.1029/2004JD004924>.
- Sahu, S. K. ja S. H. Kota (2017). Significance of PM_{2.5} Air Quality at the Indian Capital. *Aerosol and Air Quality Research* 17.2, 588–597. DOI: 10.4209/aaqr.2016.06.0262. URL: <https://doi.org/10.4209/aaqr.2016.06.0262>.
- Sharma, P., S. Peshin, V. Soni, S. Singh, G. Beig ja C. Ghosh (2022). Seasonal dynamics of particulate matter pollution and its dispersion in the city of Delhi, India. *Meteorology and Atmospheric Physics* 134. DOI: 10.1007/s00703-021-00852-8.
- Singh, J., P. Gupta, D. Gupta, S. Verma, D. Prakash ja S. Payra (2020). Fine particulate pollution and ambient air quality: A case study over an urban site in Delhi, India. *Journal of Earth System Science* 129. URL: <https://doi.org/10.1007/s12040-020-01495-w>.
- Stull, R. B. (1988). *An introduction to boundary layer meteorology*. KluWier Academic Publishers. ISBN: 978-90-277-2769-5.
- Supreme Court of India (1998). *M.C. Mehta vs Union Of India & Ors on 28 July, 1998*. URL: <https://main.sci.gov.in/judgment/judis/13140.pdf>.
- Tiwari, S., D. Bisht, A. Srivastava, A. Pipal, A. Taneja, M. Srivastava ja S. Attri (2014). Variability in atmospheric particulates and meteorological effects on their mass concentrations over Delhi, India. *Atmospheric Research*. ISSN: 0169-8095. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.03.027>.

- Trivedi, D. K., K. Ali ja G. Beig (2014). Impact of meteorological parameters on the development of fine and coarse particles over Delhi. *Science of The Total Environment* 478. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.101>.
- Voigtländer, J., T. Tuch, W. Birmili ja A. Wiedensohler (2006). Correlation between traffic density and particle size distribution in a street canyon and the dependence on wind direction. *Atmospheric chemistry and physics* 6.12. ISSN: 1680-7324.
- Vu, T. V., J. M. Delgado-Saborit ja R. M. Harrison (2015). Review: Particle number size distributions from seven major sources and implications for source apportionment studies. *Atmospheric Environment* 122, 114–132. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.09.027>.
- WHO (2013). Health effects of particulate matter.
- (2016). Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease.
 - (2018). *Air quality database*. URL: <https://www.who.int/data/gho/data/themes/air-pollution/who-air-quality-database/2018>.
 - (2021). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. URL: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>.
- Wu, H., S. Reis, C. Lin, I. J. Beverland ja M. R. Heal (2015). Identifying drivers for the intra-urban spatial variability of airborne particulate matter components and their interrelationships. *Atmospheric Environment* 112. ISSN: 1352-2310. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.04.059>.
- Yadav, S., P. Koli, U. Mina ja S. Devi (2018). Crop Residue Burning and Air Pollution. 5.