

Mobila mätningar av aerosolegenskaper i Stockholm

Ludvig Isaksson



Meteorologiska Institutionen
och ITM Luftlaboratoriet
Stockholms Universitet

Datum: 01-04-10
Kurs: Examensarbete i
Meteorologi, 20p.
Handledare: Johan Ström

Sammanfattning

Genom att använda mätutrustning som monterats i en skåpbil har mobila mätningar av aerosoler utförts på olika platser i Stockholm mellan den 3 och 30 mars 2000. I synnerhet undersöktes en plats vid en trafikerad väg i innerstadsmiljö (Hornsgatan) och ett mindre trafikerat ytterområde (Herrängen). Tyngdpunkten för undersökningen är bestämning av hur partiklarnas antals-, area-, och volymfördelning varierar i staden. För att åstadkomma detta har mätdata delats upp i nio olika kategorier beroende på luftens koncentration av partiklar och absorberande material. Mätdata från innerstaden kännetecknas av relativt höga halter av både partiklar och absorberande material, medan data från ytterområdet uppvisar lägre föroreningsnivåer. Antalsfördelningarna för de nio kategorierna visar att skillnaden i partikelkoncentration mellan olika delar av staden är relativt liten för partiklar med diameter mellan cirka 300 och 500 nm, medan koncentrationsvariationerna är betydligt kraftigare för de mindre (diameter cirka 10-100 nm) och de större partiklarna (diameter cirka 1-10 μm). Areafördelningarna visar att den största partikelarean finns i närheten av trafikerade vägar och hos partiklar med diameter i intervallet 50-300 nm. Volymfördelningarna domineras av partiklar i diameterintervallet 2,5-7 μm . Även partikelvolymen är störst i närheten av trafikerade områden. En bidragande orsak till detta är att uppvirvlingen (resuspensionen) av relativt stora partiklar är kraftig då körbanorna torkar upp på våren. Avslutningsvis beräknades medelvärdet av partikelmassan från de olika kategoriernas volymfördelningar och jämfördes med den massa som under försöksperioden uppmätts med en annan typ av instrument vid två platser i Stockholm. En relativt god överensstämmelse sågs mellan dessa båda metoder.

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
2	Försöksbeskrivning	2
2.1	Instrumentering.....	2
2.2	Försöksområde.....	3
2.3	Meteorologi	4
3	Databearbetning	6
3.1	Boxuppdelningsmodellen	6
3.1.1	Bestämning av gränser för kategorisering	7
3.1.2	Kategoriseringsförfarandet	9
3.2	Utökning av storleksfördelningarna	12
3.2.1	Intervallet mellan TSI 3025 och TSI 3010	12
3.2.2	Intervallet mellan TSI 3010 och DMPS	13
4	Resultat	13
4.1	Storleksfördelningens variation	13
4.1.1	Kontroll av 25-, 50-, och 75-percentiler av antalsfördelningen för alla kategorier.....	13
4.1.2	Jämförelse av medel- och medianvärde av antalsfördelningen för alla kategorier	15
4.2	Jämförelse av antalsfördelningarnas medelvärden.....	16
4.3	Jämförelse av areafördelningarnas medelvärde	20
4.4	Jämförelse av volymfördelningarnas medelvärde.....	20
4.5	PM ₁₀ och PM _{2,5}	22
4.5.1	Partikelmassa uppmätt med TEOM.....	23
4.5.2	Partikelmassa beräknad från volymfördelningar	24
4.5.3	Jämförelse mellan partikelmassan mätt med TEOM och beräknad från volymfördelningar.....	24
5	Tolkning och diskussion	25
5.1	Processer som förändrar storleksfördelningens utseende.	25
5.1.1	Koagulation	26
5.1.2	Torrdeposition	27
5.1.3	Utspädning.....	28
5.1.4	Kondensation.....	28
5.2	Partiklar mindre än 10 nm	28
5.3	Nukleeringsmoden.....	29
5.4	Ackumuleringsmoden.....	31
5.5	Grovpartikelmoden.....	31
5.6	PM ₁₀ och PM _{2,5}	33
5.7	Hälsoeffekter	34
6	Slutsatser	35
7	Förslag till fortsättning	36
8	Appendix 1	36
8.1	Storleksfördelning.....	36
8.2	Moder	38
9	Referenser	39

1 Inledning

Synen på de luftburna partiklarnas effekter på människors hälsa har svängt markant under de senaste åren. Flera studier har visat att nivån av partikelföroreningar är associerad med andningsrelaterade hälsoeffekter även vid de låga föroreningsnivåer som observeras i Västeuropa (Dockery och Pope, 1994). Både i USA och inom EU har detta resulterat i förslag om skärpningar av riktvärdena för tillåten partikelmassa i luften (Leksell, 1999). I dessa studier har partikelnivån vanligen mätts som massan av de partiklar vars diameter är mindre än 10 μm (PM_{10}) och en centralt placerad mätstation har använts för att representera den dagliga variationen av föroreningsnivån (Braun m.fl., 1992; Pope och Dockery, 1992).

Även om alltså såväl undersökningar som regleringar hittills fokuserats på partiklarnas massa är det i nuläget oklart om det är just massan som är kopplad till de hälsoeffekter som påvisats. Ett flertal andra möjligheter har föreslagits. Enligt vissa hypoteser är *antalet* partiklar en människa utsätts för mer skadligt för hälsan än vad partiklarnas massa är. Även om de minsta partiklarna står för den största delen av det totala antalet så är deras bidrag till den totala partikelmassan ofta försumbart. Vidare spelar partiklarnas *storlek* en avgörande roll för hur långt de kan penetrera luftvägarna och därmed påverka andningsorganen. Dessutom kan effekterna av partiklarna i sig, respektive effekterna av ämnen bundna till partiklarna, ej särskiljas. Aerosolen består av en komplicerad blandning av lösliga och olösliga, organiska och oorganiska föreningar fördelade på olika typer av partiklar som förändras relativt snabbt under transporten i luften.

Det finns fortfarande relativt få dokumenterade undersökningar kring den rumsliga variationen av aerosolers antalskoncentration i en stad, även om intresset ökat mycket under de senaste åren. Försök i Birmingham (Harrison m.fl., 1999) visar att mätningar av antalet partiklar är en betydligt bättre indikator på den lokala vägtrafikens bidrag till partikelutsläppen jämfört med mätningar av partikelmassan (PM_{10}). Vid den undersökningen återfanns den högsta partikelkoncentrationen för partiklar med en diameter av cirka 30 nm. Även vid andra undersökningar återfinns detta koncentrationsmaximum för partikeldiametrar mellan 20 och 30 nm (J.P Shi m.fl., 1999; L.Morawska m.fl., 1999).

I Helsingfors genomfördes mätningar av antalet partiklar under cirka 6 månader (nov-maj 1997) samt under 14 dagar parallella mätningar på några olika platser i regionen. (Buzorius m.fl., 1999). Den viktigaste faktorn som påverkar partikelantalet (i diameterintervallet 10-500 nm) visade sig vara den lokala trafiken. Som en följd av detta fann man relativt god korrelation mellan partikelantalet uppmätt på olika platser i staden så länge trafiksituationen vid dessa platser var jämförbar.

Med undantag för ovan nämnda försök grundar sig de flesta undersökningar som utförts på mätningar av partikelmassa vid en specifik plats. Detta medför att det idag finns vissa brister i kartläggningen av stadsaerosoler: eftersom mätningarna koncentreras på partikelmassan saknas det kunskap om partikelantalet och hur detta är fördelat över olika partikelstorlekar. Att mätningarna gjorts på en fast punkt i staden gör att den rumsliga variationen av både partikelantal och massa är relativt outforskad. Dessutom vet vi i nuläget relativt lite om vilka källor i stadsmiljön som är dominerande för partiklar av olika storlek. Trafiken har en stor betydelse, men även andra förbränningsprocesser till exempel i samband med bostadsuppvärmning och generering av elektricitet har inverkan.

Den undersökning som behandlas i denna rapport grundar sig delvis på mobila mätningar som utförts i olika delar av Stockholm inom vilka olika käll- och sänkprocesser kan vara dominerande. Istället för att enbart mäta den sammanlagda partikelmassan har tyngdpunkten lagts vid partikelkoncentrationen och hur denna är fördelad över partiklarnas storlekar. Insamlade data har delats upp i nio olika kategorier vilka karakteriseras av luftens koncentration av både partiklar och absorberande material. Förhållandet mellan partikelantalet och mängden absorberande material är en tänkbar indikator för vilken typ av källa som stått för den huvudsakliga partikelemissionen. Genom denna uppdelning av data kan vi även studera om olika regioner i en stad uppvisar olika karaktäristik med avseende på partikelantal, absorberande material, samt partikelstorleksfördelning.

En kortfattad sammanställning av begrepp och bakgrund till aerosolstorleksfördelningar finns i Appendix 1.

2 Försöksbeskrivning

Mätningar av aerosolegenskaper genomfördes på flera platser inom en radie av cirka 40 km från centrala Stockholm under våren 2000. Mätperioden som karakteriseras av svaga vindar, ringa nederbörd och normala temperaturer varade i 22 dagar mellan 2000-03-09 och 2000-03-30. I undersökningen behandlas aerosolstorleksfördelningar som spänner över flera storleksordningar i diameter. För att kunna mäta partiklar av så varierande storlek utnyttjas information från flera olika sensorer vilka arbetar baserat på olika fysikaliska principer.

2.1 Instrumentering

De minsta partiklarna mäts med så kallade CPC (Condensation Particle Counter). I dessa kondenseras butanolånga på partiklarna som därefter detekteras då de passerar en laserstråle. Dessa instrument ger det totala antalet partiklar större än en viss diameter. Vid undersökningen användes två typer av CPC: en TSI 3010 och en TSI 3025, vilka har en lägsta nominell detektionsgräns på 10 nm respektive 3 nm diameter. TSI 3025 användes dock endast under de första sex dagarna av mätningarna. Data från dessa loggas med 1 Hz.

I diameterintervallet mellan 25 och 125 nm användes en DMPS (Differential Mobility Particle Sizer) som utnyttjar de laddade partiklarnas mobilitet då de rör sig i ett elektriskt fält. Genom att variera den elektriska fältstyrkan kan man välja ut och räkna partiklar i ett smalt storleksintervall. Det tar en minut att mäta en storleksfördelning.

Partiklar större än cirka 100 nm räknas och storleksklassificeras med hjälp av en OPC (Optical Particle Counter). Intensiteten av det spridda ljuset från en partikel belyst med en laser inverteras till en storlek med antagande om partikelns optiska egenskaper och form. Instrumentet som används i denna undersökning, en PCASP-X, klassar partiklarna i 32 storleksintervall upp till 10 μ m diameter. Dessa 32 klasser har reducerats till 16 för att få ett bättre statistiskt underlag för de stora partiklarna samt för att storleksupplösningen då blir jämförbar med DMPS-systemet. Data loggas med 1 Hz.

Genom att kombinera CPC, DMPS och OPC kan en storleksfördelning för partiklar med diametrar mellan 3 och 10 000 nm åstadkommas. Det bör dock påpekas att arbetsmetoderna för de olika instrumenten bygger på olika fysikaliska principer.

Aerosolens ljusabsorberande förmåga mäts med en så kallad PSAP (Particle Soot/Absorption Photometer). Förändringen av ljustransmission på grund av partiklar som fastnar på ett filter används för att beräkna sotkoncentrationen i luften med antagande om partiklarnas optiska

egenskaper och Lambert-Beers lag. Tre olika integrationstider (6, 60 och 600s) användes för att minska inverkan från brus men samtidigt kunna lösa upp snabba förändringar i tiden. Dessa medelsothkoncentrationer kommer i denna rapport att betecknas δ_6 , δ_{60} respektive δ_{600} .

All utrustning monterades i en rack som placerades i en skåpbil. För att möjliggöra mätningar på platser där nätspänning inte finns tillgänglig anpassades utrustningen för att kunna drivas med batteri. Batteridrift medför att mätningar kan göras även då bilen är i rörelse vilket ger en möjlighet att täcka stora områden på kort tid. Batterierna klarade att driva utrustningen i cirka 6 timmar innan de måste laddas om. Samtliga instrument får sin provtagningsluft från ett insugsrör som stuckits ut ur bilen på cirka tre meters höjd. Den insugna provtagningsluften delas sedan upp till de olika mätinstrumenten. Tester visar att bilens egna avgaser inte mäts då bilen är i rörelse.

Utöver de mätningar som gjordes från skåpbilen kommer även resultat från ett TEOM-instrument (Tapered Element Oscillating Microbalance) att presenteras. Detta instrument ger den totala partikelmassan (PM) för partiklar mindre än en viss storlek vilken bestäms av insuget. Normalt presenteras partikelmassan som $PM_{2,5}$ eller PM_{10} vilket representerar massan för partiklar med en diameter mindre än 2,5 respektive 10 μm .

Under provtagningsgången besöktes platser med stora variationer i föroreningsmängd. Stundtals var partikelkoncentrationen så hög att partikelräknarnas maximala kapacitet skulle överskridas om inte någon typ av utspädningsluft tillfördes. Därför anslöts en pump som adderade filtrerad luft till provluften innan denna nådde provtagningsinstrumenten. Andelen tillförd spädningsluft kunde varieras steglöst från 0 till 100%.

2.2 Försöksområde

Försöksområdet delades upp i tre huvuddelar, vilka finns markerade i Figur 1. Krysset i figuren markerar stadens centrum.

1) Herrängen (A i Figur 1)

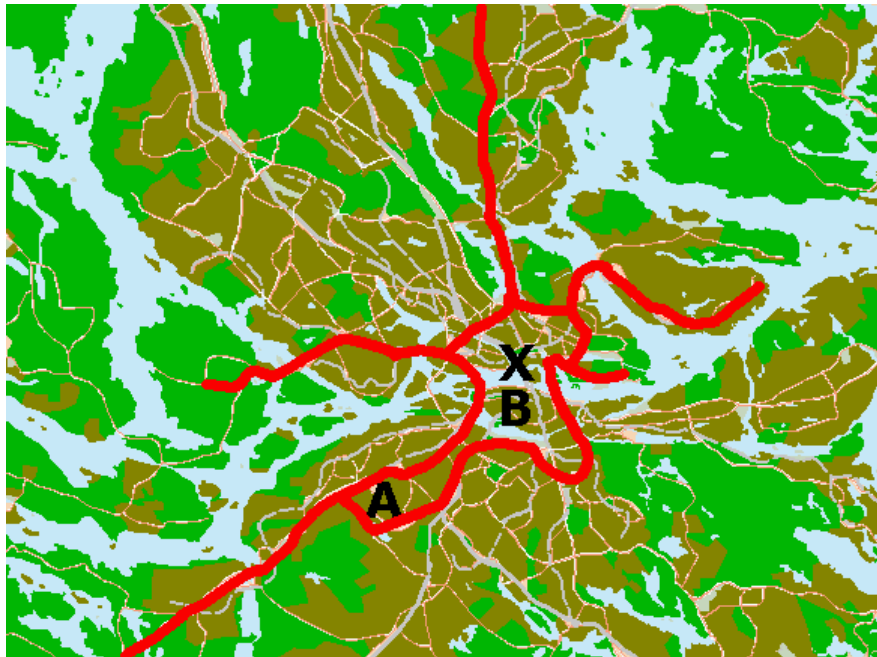
Herrängen är ett lugnt villaområde cirka 9 km sydväst om Stockholm. Här stod mätbilen parkerad under 10 dagar (03-09 till 03-13, samt 03-17 till 03-21). Uppställningsplatsen var på en mycket lätt trafikerad väg in till ett bostadsområde.

2) Hornsgatan (B i Figur 1)

Hornsgatan är en hårt trafikerad gata på Södermalm, någon kilometer söder om centrala Stockholm. Här var bilen uppställd under 7 dagar (03-15 till 03-16 samt 03-24 till 03-28).

3) Mobila mätningar (området markerat med röda linjer i Figur 1)

Under de 5 dagar av försöksperioden då inga mätningar utfördes vid Herrängen eller Hornsgatan kördes skåpbilen med mätutrustning omkring i Stockholm. Såväl hårt som lätt trafikerade områden undersöktes. Inom det område av centrala staden som omsluts av röda linjer i Figur 1 skedde den största delen av dessa mobila mätningar. De linjer som går ut åt norr, söder, öster och väster markerar enstaka tillfällen då bilen körts längre ut (upp till cirka 40 km) mot stadens ytterområden. Eftersom mätningarna gjordes över hela skalan från ytterområde till innerstad kan de mobila mätningarna anses som något av ett medelvärde över staden.



Figur 1: Undersökt område. A = Herrängen. B = Hornsgatan. X = Stadens centrum. Röda linjer markerar övriga områden och vägar som undersökts.

2.3 Meteorologi

Vädret under de dagar mätningarna pågick kännetecknades av svaga vindar och uppehåll. Vindstyrkan mättes i anslutning till uppställningsplatsen i Herrängen där den under i princip hela mätperioden underskred 2 m/s. Vindstyrkan kontrollerades även på 20 meters höjd vid Högdalen, någon kilometer öster om Herrängen, där den endast vid ett fåtal tillfällen överskred 6 m/s.

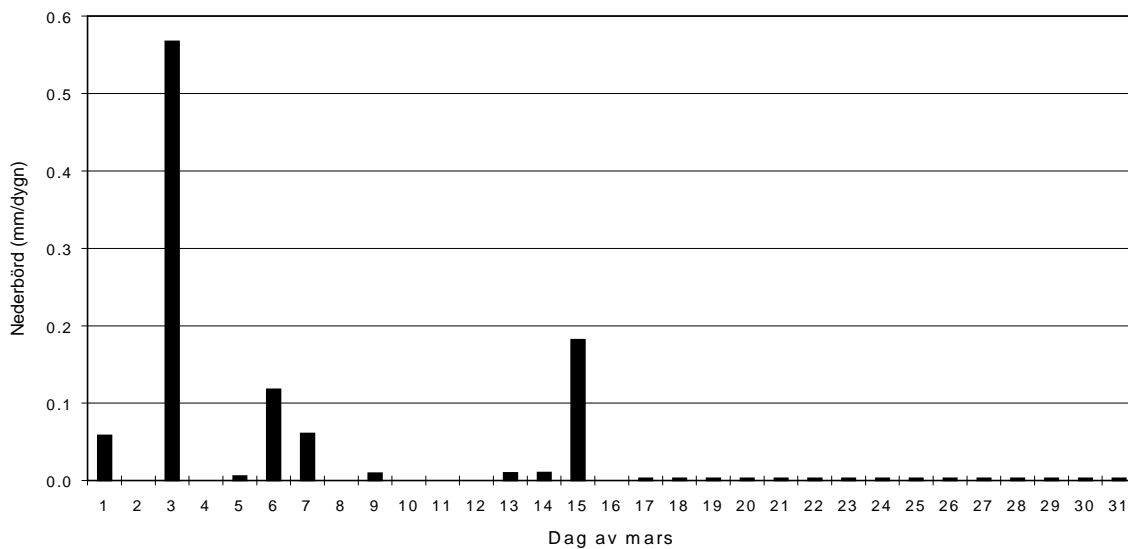
Vid Högdalen mättes även vindriktningen på 5 meters höjd. Data från dessa mätningar visar att vinden under mätperiodens första 17 dagar i huvudsak var västlig, men även tenderade att pendla mellan sydvästlig och nordvästlig med en period på ett par dagar. Därefter vred vinden via sydlig över mot östlig mellan den 25:e och 28:e, innan den under månadens sista tre dagar vred tillbaka till sydvästlig.

Nederbörd är en betydande sänka för partikelkoncentrationen i luften. I synnerhet snöfall tenderar att kraftigt tvätta ur partiklarna. I Figur 2 visas dygnsmedelvärden av nederbörden i mars månad uppmätt på Södermalm. Som synes rådde helt torrt väder under så gott som hela den aktuella tiden mellan 9 och 31 mars. Ett undantag är dock natten mellan den 14:e och 15:e då det snöade lätt. Eftersom snön motsvarade endast 0,2 mm i smält form behöver inte detta tillfälle särbehandlas.

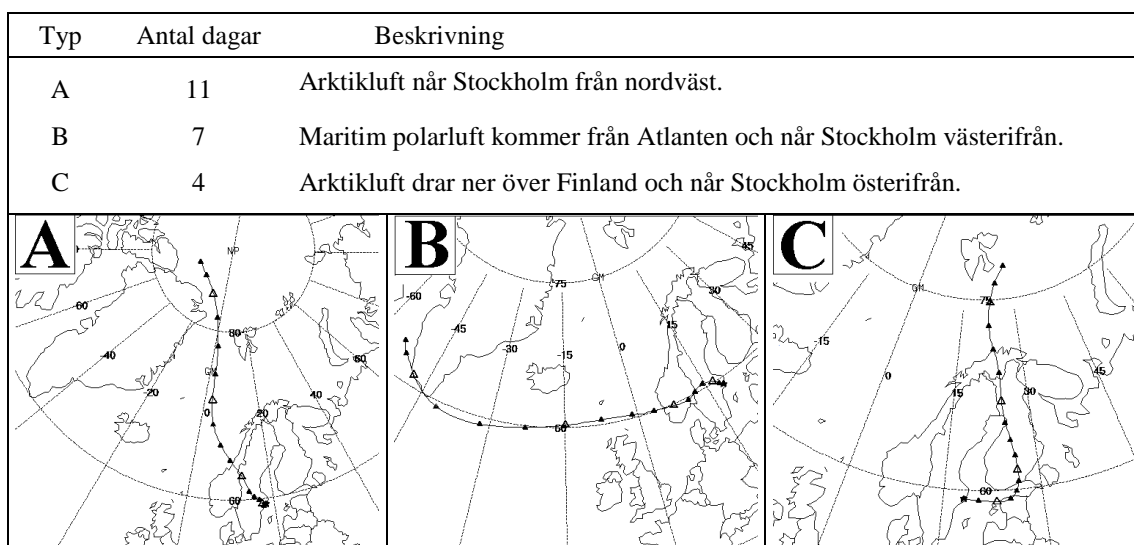
Partikelhalten i luften påverkas inte bara av lokala källor utan även av att luftmassor med varierande aerosolkaraktäristik berör området. Därför har mottagar-trajektorier för Stockholm under mätperioden beräknats med hjälp av National Oceanic and Atmospheric Administrations (NOAA) HYSPLIT-modell. Det visade sig att dessa under mätperiodens 22 dagar naturligtvis varierade, men en relativt tydlig uppdelning mellan tre olika grundtyper kunde observeras (se Figur 3):

Typ A representerar luft som mer eller mindre transporteras direkt från Arktis. Typ B representerar luft som kommer från Atlanten och Nordsjön och har transporterats flera dagar

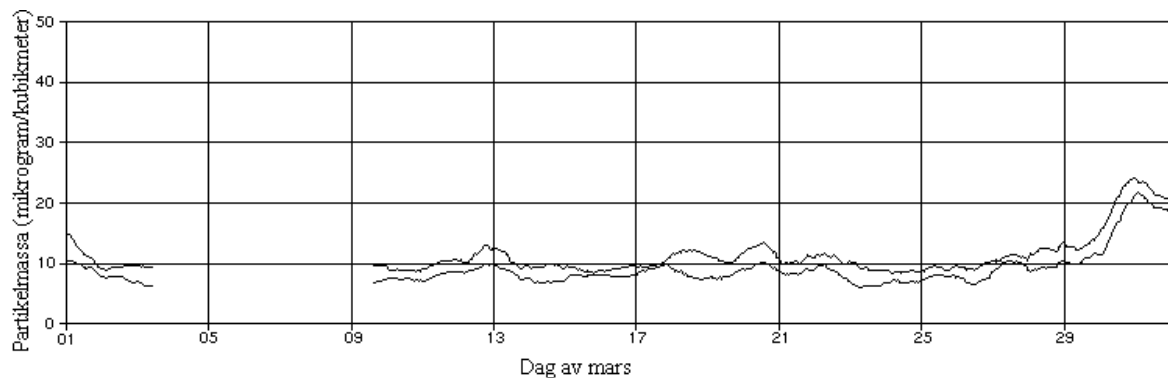
över hav. Typ C har samma ursprung som typ A, men har passerat över Finland och Baltikum innan luften når Stockholm. Samtliga trajektorior kan sägas komma från relativt ”rena” områden, det vill säga inte från kontinenten eller Storbritannien, möjligtvis med undantag för kategori C som berör Finland och de baltiska staterna där ved- och oljeeldning skulle kunna vara en källa till aerosoler. Denna transportväg dominerar under de sista dagarna av mars (27:e till 30:e). Figur 4 visar data från bakgrundsmätningar av PM_{10} (den övre linjen) och $PM_{2.5}$ (den undre linjen) vid Aspveten c:a 10 mil sydväst om Stockholm. I denna ses att partikelmassan i båda dessa mätområden ökar från och med den 30:e mars. En liknande ökning under denna tidsperiod ses i motsvarande data från Malmö och Växjö, vilket tyder på att denna trend med stor sannolikhet beror på att en mer partikelrik luftmassa kommit in över Sverige från öster. Detta skulle möjligen påverka mätningarna något under den sista dagen av mätperioden, men eftersom denna avslutande dag främst ägnades åt mobila mätningar i trafikerade miljöer utgör den långväga transporten troligen ett relativt litet tillskott till de uppmätta partikelkoncentrationerna.



Figur 2: Nederbörd på Södertälje i mars. Dygnsmedel.



Figur 3: Representativa trajektorior för den undersökta perioden.



Figur 4: PM₁₀ (den övre kurvan) och PM_{2,5} (den undre kurvan) från Aspveten. För mars. (Figur från ITM-projekt finansierat av Naturvårdsverket).

3 Databearbetning

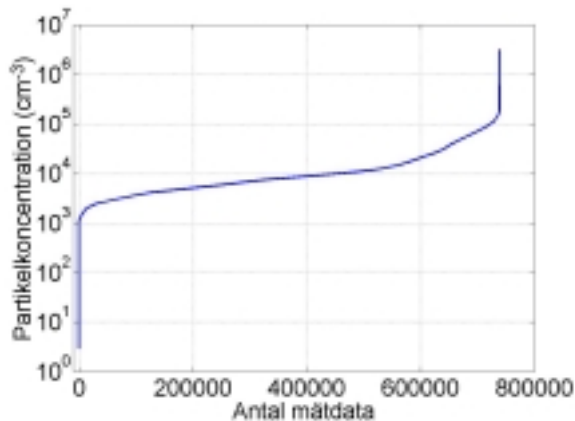
3.1 Boxuppdelningsmodellen

I rapporten beskrivs en bearbetningsmetod där insamlade data delats upp i nio olika kategorier, eller ”boxar”, beroende på luftens sot- och partikelkoncentration. Detta utförs genom att först sätta gränser för låg, medelhög samt hög koncentration av sot respektive partiklar och därefter kombinera dessa olika koncentrationsnivåer med varandra på de nio sätt som är möjliga. När insamlade data delats upp i dessa nio kategorier är det möjligt att studera hur partiklarnas antalsfördelning, $N(D_p)$, varierar i de olika boxarna. Hypotesen är att olika förbränningskällor genererar olika förhållanden med avseende på antalet partiklar och sotmängd, samt att detta också skulle avspeglas i antalsfördelningen. Exempelvis genererar både trafik och vedeldning ett stort antal partiklar men olika mycket sot. Detta gör att data från tillfällena då mätningar utförts i närheten av en väg bör hamna i en annan box än mätdata från områden där partikelmaterialet i luften till största delen härstammar från vedeldning. Partikelkoncentrationsnivån ger även en uppfattning om hur nära den källa som emitterat aerosolen mätningen utförts. Kategorierna med låg partikelkoncentration motsvarar en urban bakgrundsmiljö där inga markanta källor funnits i närheten av mätplatsen under den senaste tidsperioden, medelhög partikelkoncentration kan tänkas vara förhöjda bakgrundsvärden vilka kan vara en följd av att en mer partikelrik luft förts in i mätområdet med vinden eller att tidigare högre partikelkoncentrationer är på väg att avklinga. Höga partikelkoncentrationer, slutligen, indikerar närvaro av en lokal källa, till exempel en bil.

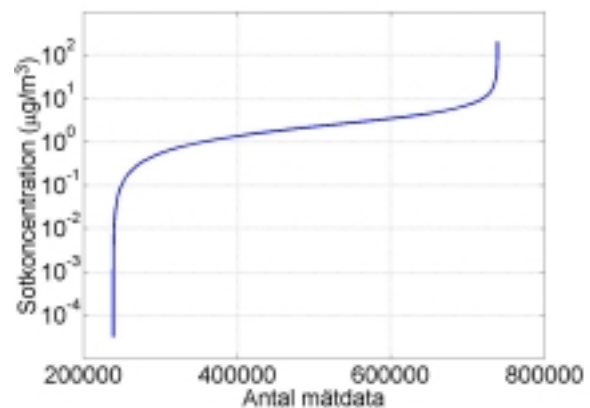
För att få pålitliga mätdata gällande sotkoncentrationen har vissa perioder då filtret i absorptionsmätaren varit i mindre god kondition tagits bort ur datamängden. Efter detta fanns det kvar data motsvarande drygt 5 dygn från Herrängen, drygt 30 timmar från Hornsgatan samt knappt 21 timmar från de mobila mätningarna. Anledningen till det stora bortfallet i data från Hornsgatan är att den höga partikelhalten i luften där gjorde att filtret i absorptionsmätaren efter mycket kort tid blev mättat med ljusabsorberande material. Ett mättat filter gör att variationerna i transmitterat ljus blir små. Eftersom PSAP-instrumentet bygger på att ljustransmittansen förändras i tiden blir därför data opålitlig då filtret är för smutsigt. Dessa tillfällen då filtret släppt igenom för lite ljus har alltså tagits bort ur den datamängd som behandlas i undersökningen.

3.1.1 Bestämning av gränser för kategorisering.

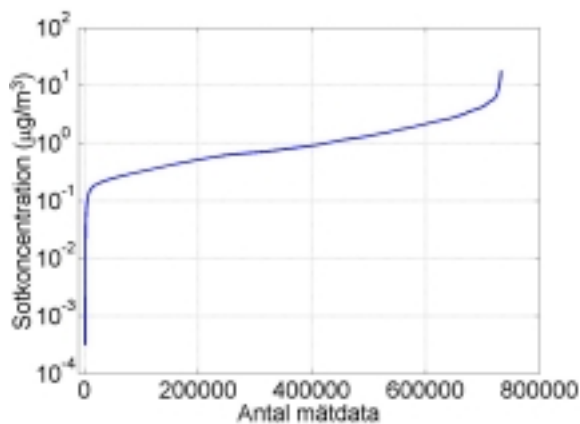
Valet av gränser vid den kategorisering i nio boxar som utförts har till viss del skett subjektivt, men för att gränserna skulle kunna sättas vid relevanta nivåer utfördes en undersökning av variationen i den insamlade datamängden. Detta gjordes genom att sortera all aktuell sot- och partikelkoncentrationsdata i storleksordning och plotta resultatet i lin-log-diagram. Resultatet av detta förfarande återges i Figur 5a-5d. På x-axeln i delfigurererna finns ordningsnumret för de sorterade datapunkterna. På y-axeln finns värdet på partikel- respektive sotkoncentrationen. Dessa figurer visar hur partikel- och sotkoncentrationen varierar inom den insamlade datamängden, från sina minimala värden (vid punkten med ordningsnummer 0) till sina maximala värden (punkten med ordningsnummer ungefär 740 000).



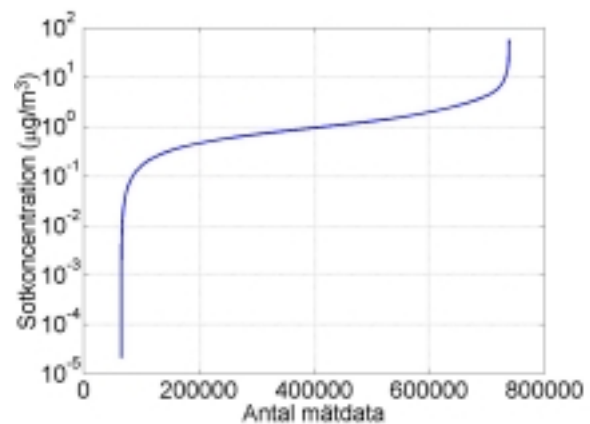
Figur 5a: Sorterad data från TSI 3010.



Figur 5b: Sorterad data från PSAP. Medelvärde över 6 sekunder.



Figur 5c: Sorterad data från PSAP. Medelvärde över 600 sekunder.



Figur 5d: Sorterad data från PSAP. Medelvärde över 60 sekunder.

I Figur 5a finns all sorterad data från TSI 3010 plottad. Figuren visar en stor variation i partikelkoncentration för ett relativt litet antal mätvärden i närheten av kurvans ändpunkter. Dessa mätvärden uppvisar alltså en avvikelse från medianvärdet och skall efter uppdelningen hamna i kategorierna med hög respektive låg partikelkoncentration. För ett ganska stort antal datapunkter kring mitten av kurvan är koncentrationsvariationerna mindre. Dessa värden skall hamna i kategorin med medelhög partikelkoncentration. Vid bestämningen av de villkor som skall styra uppdelningen av denna data i tre kategorier är målsättningen dels att ha ungefär lika mycket data i varje kategori, dels att placera gränserna så att de partier vid kurvans början och slutpunkter där data avviker mycket från medianvärdet hamnar i den minsta respektive största kategorin. Därigenom fås en balans i datamängden, men även möjlighet att beskriva

olika situationer. Med dessa villkor i åtanke valdes gränserna för låg och hög partikelkoncentration till 5000 respektive 11000 partiklar/cm³.

Vid uppdelningen av sotkoncentrationsdata användes ett något annorlunda förfarande. För denna finns tre olika varianter beroende på vilken medelvärdestid som använts. Eftersom lokala källor som emitterar höga halter absorberande material (till exempel en förbipasserande lastbil) ofta påverkar mätapparaturen under en relativt kort tid valdes den kortaste medelvärdestiden på 6 sekunder (Figur 5b) som underlag för kriteriesättningen för höga halter. Efter att ha studerat kurvan valdes värdet 3 µg/m³ som gräns. Bakgrundshalterna i den kategori som ska innehålla de lägsta värdena är däremot mer stabila och kan därför definieras från de data som medelvärdesbildats över 600s (Figur 5c). För denna kategori valdes gränsvärdet 1 µg/m³. De medelhöga halterna slutligen ligger naturligtvis i intervallet mellan de höga och låga gränsvärdena, det vill säga mellan 1 och 3µg/m³. Data i denna kategori sorterades ut med utgångspunkt i den medellånga deriveringstiden 60s (Figur 5d).

De kategoriseringsgränser som använts sammanfattas i Tabell 1.

	Låga halter	Medelhöga halter	Höga halter
Sotkoncentration (µg/m ³)	$\delta_{600} < 1$	$1 < \delta_{60} < 3$	$3 < \delta_6$
Partikelkoncentration (N/cm ³)	$N < 5000$	$5000 < N < 11000$	$11000 < N$

Tabell 1: Kategoriseringsgränser för uppdelningen av sot- och partikelkoncentrationsdata.

Om gränsvärdena för sot- och partikelkoncentration kombineras med varandra fås de nio kategorier som all data skall sorteras in i. Dessa kategorier har namngivits med en kombination av bokstäver och siffror, där högre nummer motsvarar ökande partikelkoncentration i TSI 3010, medan A, B och C står för låg, medelhög respektive hög sotkoncentration. Kategorier, gränsvärden och nomenklatur ges av Figur 6.

	1	2	3
A	A1 $\delta_{600} < 1$ $N < 5000$	A2 $\delta_{600} < 1$ $5000 < N < 11000$	A3 $\delta_{600} < 1$ $11000 < N$
B	B1 $1 < \delta_{60} < 3$ $N < 5000$	B2 $1 < \delta_{60} < 3$ $5000 < N < 11000$	B3 $1 < \delta_{60} < 3$ $11000 < N$
C	C1 $3 < \delta_6$ $N < 5000$	C2 $3 < \delta_6$ $5000 < N < 11000$	C3 $3 < \delta_6$ $11000 < N$

Figur 6: Gränsvärden och namn för de nio kategorier som data delas in i. Högre nummer motsvarar ökande partikelkoncentration. A, B och C står för låg, medelhög respektive hög sotkoncentration. Kategorinamnen i fet stil.

3.1.2 Kategoriseringsförfarandet

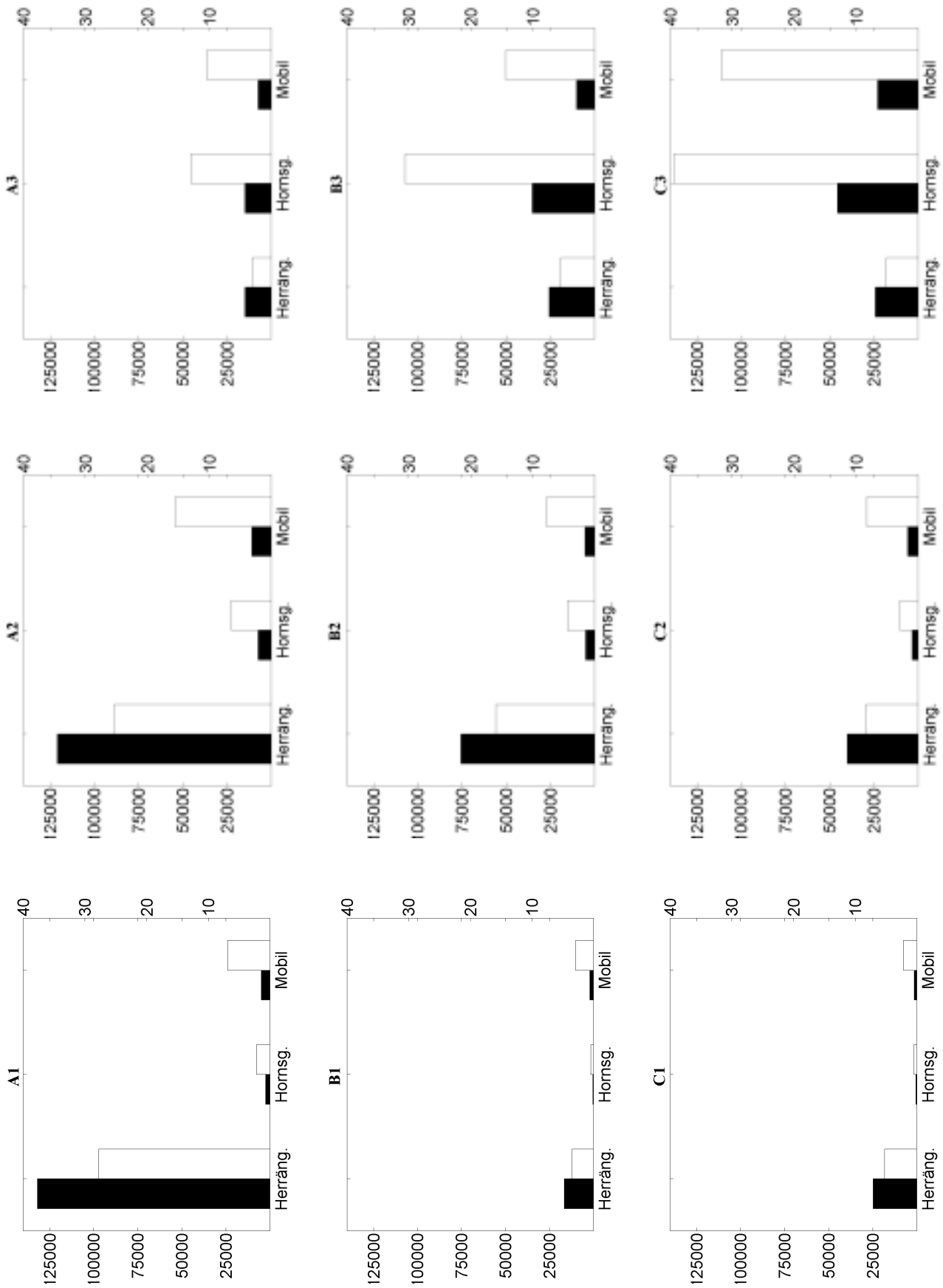
Uppdelningen av data i de olika kategorierna har skett genom att en fil innehållande PSAP- och TSI 3010-data har gått igenom sekund för sekund och kategoriserats enligt begränsningskriterierna i Figur 6. När kategorin väl är avgjord hämtas OPC-data för motsvarande tid ± 2 s. Detsamma gäller DMPS-data, men eftersom denna tar en minut på sig för att åstadkomma en storleksfördelning tillåts tiden för denna avvika med ± 30 s. Detta betyder således att en uppmätt storleksfördelning kan förekomma i flera boxar. Dess förekomster kommer dock att viktas med den andel för vilken boxens kriterier är uppfyllda. Efter att ha sorterat upp PSAP-, TSI 3010-, OPC- och DMPS-data efter begränsningskriterierna för sot- och partikelkoncentration fås en datafördelning över boxarna enligt Figur 7.

Figur 7 visar hur data som samlats in vid de mobila mätningarna, Herrängen samt Hornsgatan har fördelats över boxarna. De nio delfiguren representerar var sin box. I varje delfigur finns det två staplar för varje insamlingsområde. Den vänstra, fyllda stapeln visar antalet datapunkter i den aktuella boxen som kommer från motsvarande insamlingsområde. Denna stapel skall läsas av mot den vänstra y-axeln som anger antal mätdata. Eftersom kategoriseringen grundar sig på PSAP- och CPC-data, vilka levereras 1 gång i sekunden kan "antal mätdata" även tolkas som "tid i sekunder", dvs. under hur lång tid av mätningarna vid respektive plats data har hamnat i den aktuella boxen. Den vänstra stapeln kan användas för att få en uppfattning om hur stort dataunderlag det finns i varje box. Som synes är ingen box helt tom, utan det finns mätdata i alla de nio kategorierna. Störst dataunderlag finns i boxen A1, där cirka 40 timmar av mätningarna hamnat. Minst data finns det i boxen B1 som innehåller drygt 5 timmar. Men 5 timmar (nästan 20 000 mätvärden) är fullt tillräckligt för att ha ett statistiskt hållbart underlag.

Den högra, ofyllda stapeln visar hur stor procentuell andel av det totala dataunderlaget från respektive plats som finns i den betraktade boxen. Det vill säga, om alla ofyllda staplar för en plats adderas fås 100%. Denna skall läsas av mot procentskalan på den högra axeln i delfiguren. Stapeln ger information om vilken av mätplatserna som bäst motsvarar de kriterier som gäller för den betraktade boxen.

Ett exempel: betrakta staplarna för Herrängen i boxen A1, vilken alltså innehåller tillfällena som kännetecknas av låga koncentrationer av både sot och partiklar. Den vänstra stapeln säger att cirka 130 000 av de insamlade värdena (sekunderna) från Herrängen hamnat i denna box. Den högra stapeln visar att dessa 130 000 värden utgör knappt 30% av det totala antalet mätdata som samlats in vid Herrängen. Alltså kan den högra stapeln tolkas som att det under cirka 30% av mätperioden vid Herrängen rådde förhållanden som kännetecknades av låga partikel- och sotkoncentrationer. Detta kan jämföras med den högra stapeln för Hornsgatan i samma box, vilken visar att dessa låga koncentrationer endast uppträdde under cirka 2% av mätperioden där. Alltså är låga halter av sot och partiklar betydligt mer frekvent förekommande vid Herrängen än Hornsgatan. Det bör även noteras att mätningarna omfattar hela dygnet. Troligen inträffar dessa tillfällen med låga partikelkoncentrationer vid Hornsgatan på natten, då partikelemissionerna från trafiken avtar.

Motsvarande jämförelse kan göras för boxen C3, det vill säga den box som innehåller mätdata vilka karakteriseras av höga sot- och partikelkoncentrationer. Därvid ses att denna typ av förhållanden varit rådande under nästan 40% av tiden vid Hornsgatan, medan endast cirka 5% av data från Herrängen hör till denna kategori. Alltså är förhållandet mellan data från de båda platserna i princip det omvända mot det som diskuterades ovan för boxen A1.



Figur 7: Hur data från olika platser fördelats över de nio kategorierna. Den fyllda stapeln skall avläsas mot den vänstra y-axeln och anger antalet mätdata i boxen från respektive plats. Den ofyllda stapeln skall läsas av mot den högra y-axeln och anger hur stor procentuell andel av den totala datamängden från varje plats som finns i motsvarande box.

Fortsatt jämförelse av den högra stapeln visar att cirka 70% av all mätdata från Herrängen finns i boxarna A1, A2 och B2, medan cirka 80% av Hornsgatans data hamnat i boxarna A3, B3 och C3. Det finns alltså en tydlig uppdelning mellan data från dessa platser, Herrängen dominerar i de boxar där sot- och partikelkoncentrationerna är låga eller medelhöga, medan Hornsgatan dominerar där partikelkoncentrationerna är höga. Denna uppdelning beror antagligen till största delen på den stora skillnad i trafikintensitet som finns mellan mätområdena.

En annan sak som framträder i Figur 7 är kopplingen mellan partikelkoncentration och sotkoncentration. I boxen A1 med låga koncentrationer av både partiklar ($N < 5000 / \text{cm}^3$) och sot ($\delta_{600} < 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) finns en stor del av Herrängens data. Om denna jämförs med boxen B1, där kravet på partikelkoncentration är detsamma men sotkoncentrationen ökats till $1 < \delta_{60} < 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ses att mängden data från Herrängen har minskat radikalt. En liknande skillnad finns vid Hornsgatan i boxarna A3, B3 och C3. I dessa framgår att data till största delen hamnar i boxen C3 där sot- och partikelkoncentrationen är hög. Dessa båda exempel visar på att det finns en koppling mellan partikelkoncentration och sotkoncentration. Det är förhållandevis ovanligt att sotkoncentrationen är hög samtidigt som partikelkoncentrationen är låg (boxen C1) och vice versa (boxen A3). Denna koppling är naturligtvis väntad eftersom den huvudsakliga partikelemissionen sker vid förbränning, som ju också genererar sot.

Medelvärden av sotkoncentrationen och partikelkoncentrationen för alla boxarna återges i Tabell 2. Eftersom boxuppdelningen grundar sig på data från TSI 3010 gäller dessa medelvärden av partikelkoncentrationen för partiklar med diameter större än 10 nm.

	1	2	3
A	3400 / 0,3	7700 / 0,5	32800 / 0,6
B	4000 / 1,3	7700 / 1,5	34400 / 1,8
C	3500 / 4,7	8000 / 5,5	45200 / 7,4

Tabell 2: Medelvärden av partikelkoncentrationen (vänstra värdet) och sotkoncentrationen (högra värdet) för de nio kategorierna.

I denna tabell ses att inom de kategorier som har samma gräns för sotkoncentration (dvs. raderna i tabellen) ökar medelsotkoncentrationen i boxarna då partikelkoncentrationen ökar. Tendensen är alltså densamma som i Figur 7, det vill säga att luft med hög koncentration av partiklar innehåller en högre koncentration av ljusabsorberande material än luft med lägre aerosolkoncentration. Det framgår emellertid tydligt att detta samband är långt ifrån allmängiltigt om boxarna A3 och C1 betraktas. Dessa innehåller nämligen tillfälligen med låg sotkoncentration i kombination med hög partikelkoncentration respektive hög sotkoncentration i kombination med låg partikelkoncentration. Men som nämndes tidigare (i anknytning till Figur 7) är dessa situationer jämförelsevis ovanliga.

3.2 Utökning av storleksfördelningarna

När den insamlade datamängden är uppdelad i de nio boxarna är det möjligt att betrakta hur partiklarnas antal, area och volym varierar med storleken i varje box. Till detta används huvudsakligen DMPS- och OPC-data, men genom att beräkna skillnaden i den totala partikelkoncentrationen uppmätt med olika instrument kan storleksfördelningen utökas. Detta tillför ytterligare två datapunkter i storleksfördelningen för storleksregioner som inte täcks av DMPS- och OPC-systemen.

3.2.1 Intervallet mellan TSI 3025 och TSI 3010

Som nämnts inledningsvis användes inte partikelräknaren TSI 3025 under hela mätperioden. Denna har en något lägre diametergräns för 50% detektion (3 nm) än TSI 3010 (10 nm). Därmed erbjuder TSI 3025 viss information för den intressanta del av storleksfördelningen som ligger kring 5 nm varför ett försök att inkludera denna har gjorts. Detta baserar sig på den 6-dagarsperiod då TSI 3025 var operativ. För dessa sex dagar har data från TSI 3010 och TSI 3025 delats in i de nio kategorierna. Kvoter mellan medelvärden för TSI 3025 och TSI 3010 har vidare beräknats för varje box. Resultatet av denna beräkning finns återgivet i Tabell 3. Genom att anta att dessa beräknade kvoter är representativa för hela mätperioden och multiplicera dem med medelkoncentrationen från TSI 3010 i varje box för hela perioden, kan en datapunkt för de minsta partiklarna uppskattas. Skillnaden mellan detta uppskattade medelvärde från TSI 3025 och medelvärdet från TSI 3010 ger partikelkoncentrationen i ett diameterintervall mellan 3 och 10 nm, vilket därigenom kan läggas till som en storleksklass i storleksfördelningen.

	1	2	3
A	4700 / 3000 1,57	10000 / 7400 1,36	28700 / 17300 1,66
B	5400 / 3700 1,44	9800 / 7000 1,39	33800 / 20300 1,66
C	5200 / 3300 1,58	12500 / 8000 1,56	41000 / 21500 1,91

Tabell 3: Medelvärden av partikelkoncentrationerna från TSI 3025 (vänstra värdet) och TSI 3010 (högra värdet) samt kvoten dem emellan (undre värdet) för varje kategori. Gäller de 6 dagar då TSI 3025 var operativ.

I Tabell 3 framgår även att kvoten mellan partikelkoncentrationerna i TSI 3025 och TSI 3010 är störst i kolumn 3, det vill säga de fall då partikelkoncentrationen är som högst. En stor kvot är detsamma som en stor skillnad mellan koncentrationen uppmätt med TSI 3010 och den som uppmätts med TSI 3025. Detta innebär att det finns en större andel partiklar i diameterintervallet 3–10 nm i de kategorier som kännetecknas av hög partikelkoncentration än i de övriga kategorierna. För boxarna med låg- och medelhög partikelkoncentration återfinns 25-35% av partiklarna mellan 3 och 10 nm, för boxarna som innehåller högst koncentration är motsvarande andel 40-48%.

3.2.2 Intervallet mellan TSI 3010 och DMPS

Genom att summera koncentrationsbidragen till var och en av storleksklasserna i DMPS- och OPC-systemen fås den sammanlagda partikelkoncentrationen för partiklar vars diameter är större än cirka 23 nm (den undre gränsen för den minsta storleksklassen i DMPS-systemet). Om det därigenom erhållna värdet subtraheras från koncentrationen av partiklar med diameter större än 10 nm (uppmätt med TSI 3010) erhålls partikelkoncentrationen, dN, inom diameterintervallet 10-23 nm. Därigenom kan ytterligare en punkt läggas till storleksfördelningen.

Angående båda de ovan beskrivna metoderna att åstadkomma mer information till storleksfördelningarna bör nämnas att de diameterintervall som täcks av dessa punkter är förhållandevis breda jämfört med de storleksklasser som mäts med DMPS och OPC. Dessutom är de gränser för 50% detektion som angivits av tillverkaren behäftade med osäkerheter. För dessa små partikeldiametrar kan en avvikelse på 1 nm medföra en relativt stor skillnad vid beräkningen av $dN/d\log D_p$. Den punkt som beräknades först (i avsnitt 3.2.1) är ju även grundad på antagandet att de första 6 dagarna av mätperioden ger tillräcklig information om det förhållande som råder mellan partikelkoncentrationen i TSI 3025 och TSI 3010 i varje box för att detta skall kunna anses allmängiltigt. Därför kan dessa punkter vara något osäkra, vilket gör att viss försiktighet bör iakttas vid tolkningen av dem.

4 Resultat

Detta avsnitt behandlar de konkreta resultat som ses efter bearbetningen av den insamlade datamängden. Inledningsvis betraktas hur partiklarnas antal (N), area (S) och volym (V) varierar med partikeldiametern. Därefter presenteras partikelmassan (PM_{10} och $PM_{2,5}$) och en jämförelse av två olika metoder att beräkna denna. Tolkning och diskussion av resultaten sker huvudsakligen i avsnitt 5.

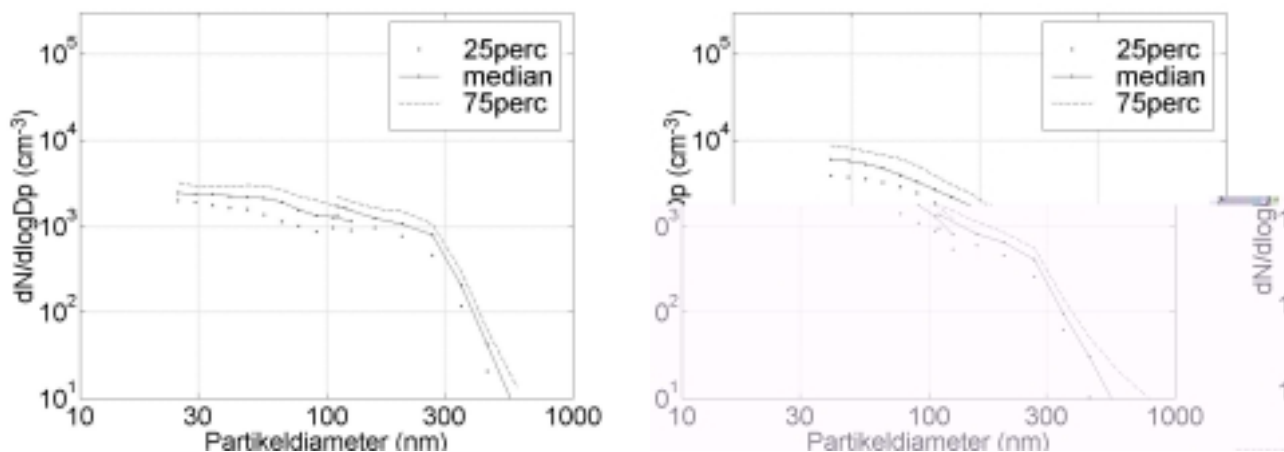
4.1 Storleksfördelningens variation

4.1.1 Kontroll av 25-, 50-, och 75-percentiler av antalsfördelningen för alla kategorier

När väl kategoriseringen av DMPS- och OPC-data är avklarad kan storleksfördelningar för respektive box undersökas. Genom att beräkna medel- och medianvärden av $dN/d\log D_p$ för varje storleksklass i var och en av de nio kategorierna kan en medel- respektive medianfördelning för boxen skapas. Till att börja med kontrolleras spridningen av data i boxarna genom att jämföra medianvärdet av antalsfördelningen med 25- och 75-percentilfördelningarna (25- och 75-percentilerna är de fördelningar som har 25% respektive 75% av boxens antalsfördelningar ”under sig” i ett $dN/d\log D_p$ -diagram). Här kommer inte några detaljer kring antalsfördelningens utseende att diskuteras, utan endast den övergripande bilden av hur medianen och percentilerna för boxarna förhåller sig till varandra. Tendensen var densamma för sju av de nio boxarna. Percentilerna av antalsfördelningen för två av dessa sju boxar visas som exempel i Figur 8.

Antalsfördelningarna i Figur 8 visar hur partikelkoncentrationen ($dN/d\log D_p$) varierar med partikeldiametern. Den heldragna linjen anger medianvärdet för boxen, den streckade respektive prickade linjen visar 75- resp. 25-percentilerna. Den vänstra figuren är för boxen B1 och den högra för boxen A2. Huvudsyftet med dessa figurer är att betrakta hur storleksfördelningsdata är fördelad i boxarna, för att därigenom kunna avgöra om underlaget är tillräckligt stort och enhetligt för att kunna användas. I båda figurerna finns ett visst mellanrum mellan de olika percentilerna. Detta betyder att en viss spridning av data finns i

boxen, annars skulle alla percentilfördelningarna ligga på samma ställe. Emellertid är avståndet mellan medianfördelningen och 25- respektive 75-percentilen i princip detsamma för de olika boxarna vilket tyder på att data i varje box uppvisar samma grad av variabilitet. Dessutom verkar magnituden på avvikelserna mellan kurvorna någorlunda lika över en större del av storleksfördelningen och utseendet på kurvorna för median och percentiler överensstämmer väl vilket innebär att medianvärdet är en god representation för storleksfördelningen i respektive box.



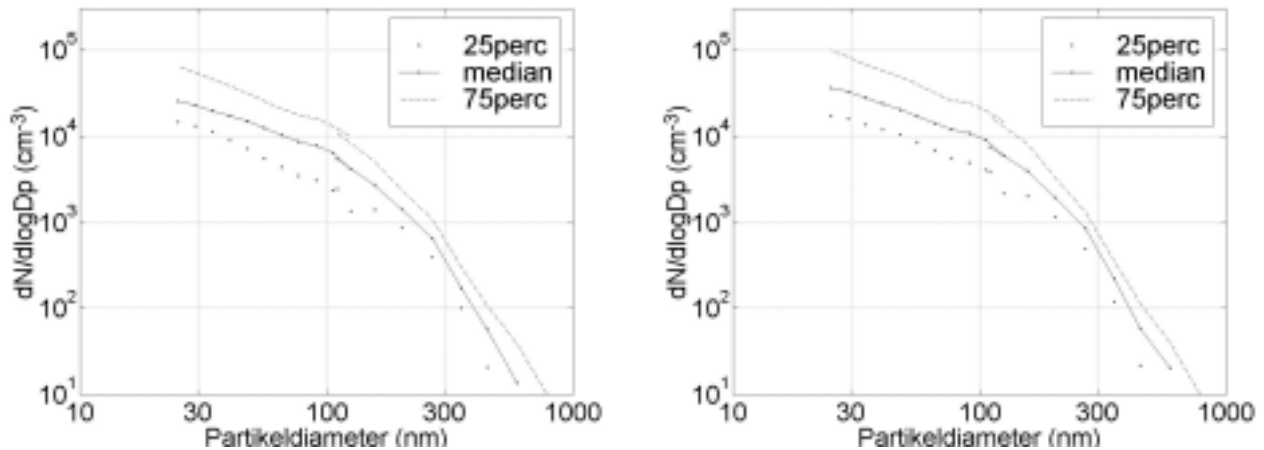
Figur 8: 25- 50- och 75 percentiler av antalsfördelningen i boxarna B1 (vänstra figuren) och A2 (högra figuren).

En annan sak som bör kommenteras i samband med dessa figurer är att det ibland blir ett ”hack” i storleksfördelningarna precis där de delar som mätts med DMPS respektive OPC möts. Den vänstra delen av fördelningen, mellan cirka 25 och 125 nm, grundar sig på mätningar med DMPS-systemet, medan den högra delen som börjar vid cirka 110 nm kommer från OPC:n. Om till exempel den övre, streckade kurvan i den vänstra delfiguren betraktas ses hur OPC-delen ligger något högre än DMPS-delen där dessa möts (alltså vid en partikeldiameter på c:a 120 nm). Detta beror delvis på att dessa instrument arbetar enligt två skilda fysikaliska principer, men osäkerheten i de ingående mätningarna spelar också en roll. Trots detta visar de olika mätningarna relativt god överensstämmelse, vilket tyder på att instrumenten fungerar väl.

Som nämnts är utseendet i Figur 8 karakteristiskt för sju av de nio boxarna. Det vill säga att spridningen av percentilerna är av ungefär samma storlek och inte varierar särskilt mycket med partikelstorleken. Motsvarande antalsfördelningar för de två boxar som skiljer sig något från de övriga visas i Figur 9.

I dessa figurer finns percentilfördelningarna för boxarna B3 (den vänstra figuren) och C3 (den högra figuren), det vill säga de boxar där det är hög koncentration av partiklar i kombination med hög respektive medelhög sotkoncentration. I dessa ses att percentilerna visar en viss tendens att divergera mer ju mindre partiklarna är.

Men eftersom formen på medianen och 25- resp. 75-percentilerna är väl överensstämmande och spridningen trots allt inte dominerar bilden kommer medianen fortsättningsvis att användas för att representera storleksfördelningarna även i dessa boxar. Därför kommer 25- och 75-percentilerna efter detta avsnitt inte längre att plottas i samband med storleksfördelningarna, vilket gör figurerna mer lättolkade.



Figur 9: 25- 50- och 75-percentiler av antalsfördelningarna i boxarna B3 (vänstra figuren) och C3 (högra figuren).

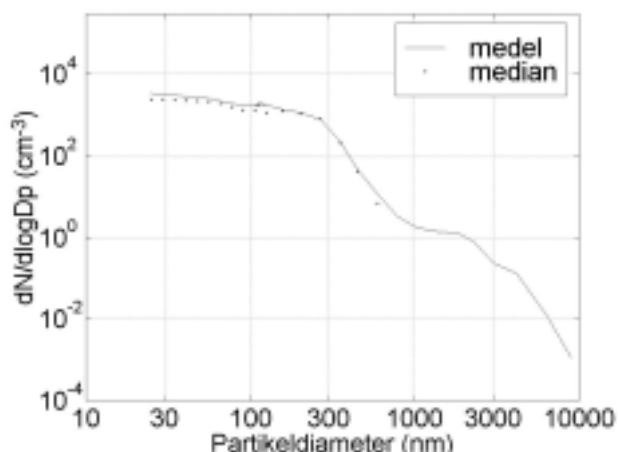
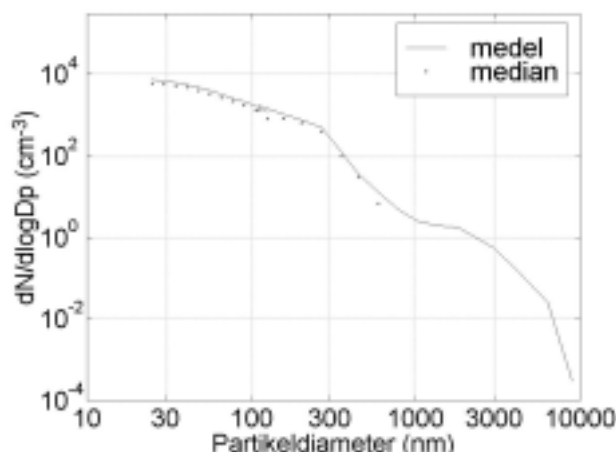
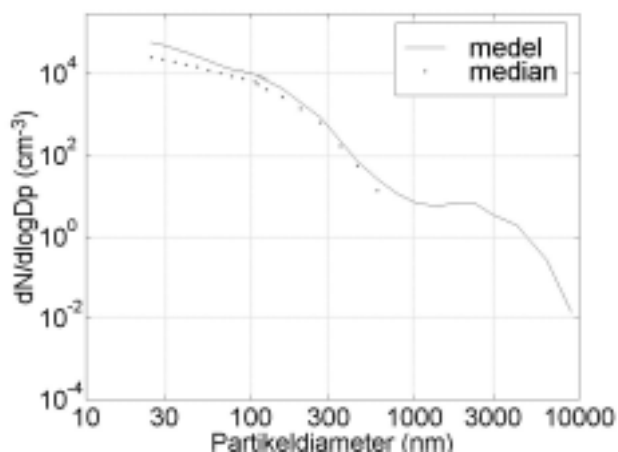
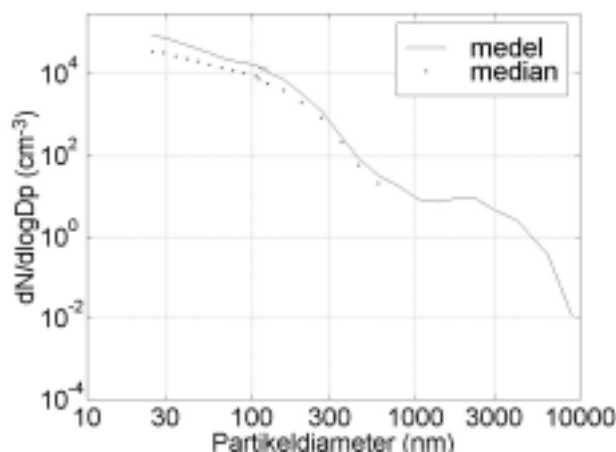
4.1.2 Jämförelse av medel- och medianvärde av antalsfördelningen för alla kategorier

I Figur 10 visas de medianvärden av antalsfördelningarna (de prickade kurvorna) som behandlades i föregående avsnitt plottade tillsammans med medelvärdena av antalsfördelningarna (den heldragna kurvan) för motsvarande box. Samma fyra boxar som i det tidigare fallet används här som exempel.

Här ses att överensstämmelsen är god, men även att medianfördelningarna konsekvent ligger något under medelfördelningarna. I synnerhet framgår detta för partiklar med diameter mindre än cirka 100 nm i boxarna B3 (Figur 10c) och C3 (Figur 10d). Detta indikerar tillfälliga avvikelser mot högre partikelkoncentrationer i detta storleksintervall.

Dessutom syns att kurvan som visar medianvärden slutar strax innan 1000 nm medan medelvärdeskurvan fortsätter upp till cirka 9000 nm. Detta beror på att koncentrationen av dessa större partiklar oftast är mycket låg. Därför kommer det under mer än 50% av tiden inte att detekteras några partiklar i de OPC-kanaler som motsvarar partikeldiametrar över 1000 nm. Följden av detta blir att medianvärdet för dessa kanaler blir noll, även om medelvärdet mycket väl kan vara större än noll.

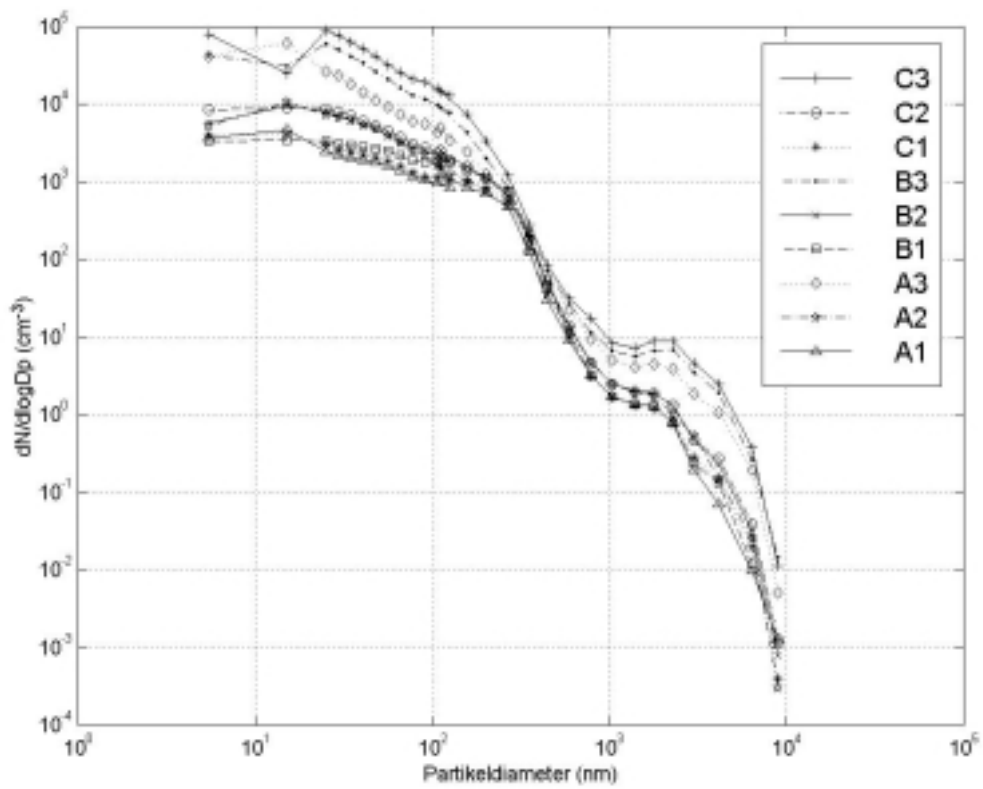
Utseendet i de fem boxar vars plottar inte har redovisats är likvärdigt med det som syns för boxarna B1 (Figur 10a) och A2 (Figur 10b), dvs. medel- och medianfördelningar överensstämmer mycket väl. Detta konstaterande, i kombination med det faktum att medelvärdet innehåller mer information om fördelningen av de större partiklarna, gör att fortsättningsvis endast medelvärdet av storleksfördelningarna för de olika boxarna kommer att betraktas.

Figur 10a: Boxen B1.**Figur 10b:** Boxen A2.**Figur 10c:** Boxen B3.**Figur 10d:** Boxen C3.

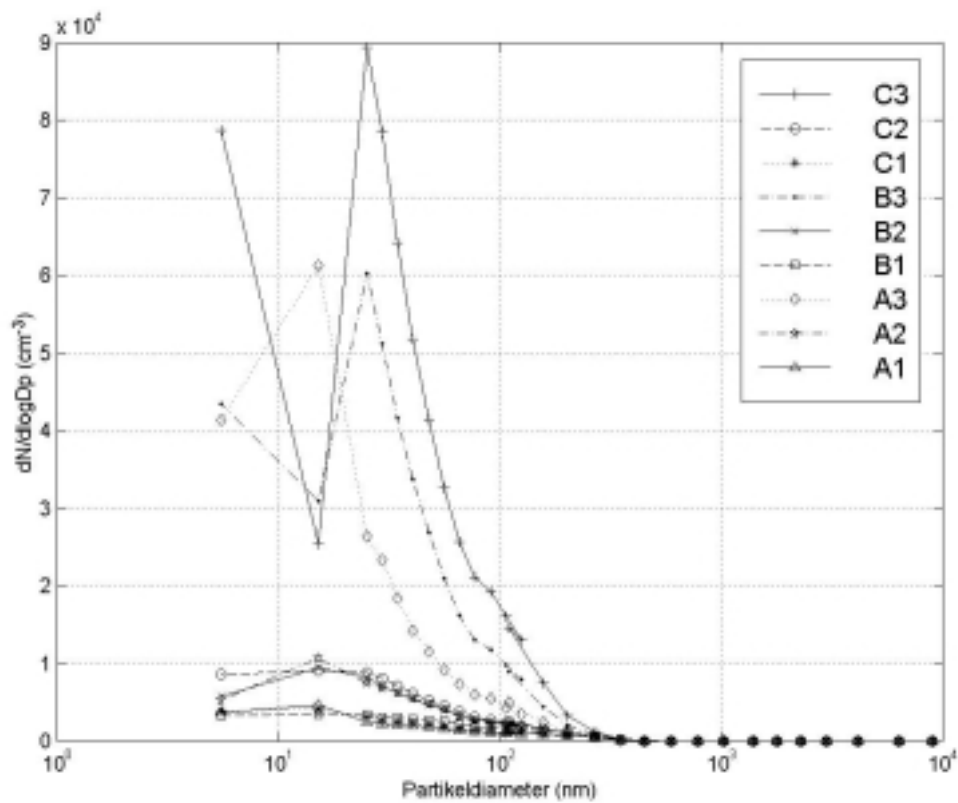
Figur 10: Medel- och medianvärden av antalsfördelningarna för boxarna B1 (fig. 10a), A2 (fig. 10b), B3 (fig. 10c) och C3 (fig.10d).

4.2 Jämförelse av antalsfördelningarnas medelvärden

I Figur 11a finns medelvärden av antalsfördelningarna för alla de nio boxarna plottade i ett log-log diagram. I denna figur ses alltså hur partikelkoncentrationen varierar med partikeldiametern för var och en av kategorierna. För att förenkla jämförelser mellan de olika boxarna har medelfördelningarna plottats i samma figur. Varje symbol mellan cirka 25 och 125 nm markerar en datapunkt från DMPS-systemet, medan symbolerna mellan cirka 125 och 9000 nm visar datapunkter från OPC:n. Dessutom ingår de två punkter som beräknats från intervallet mellan TSI 3010 och TSI 3025 samt intervallet mellan TSI 3010 och DMPS (de två punkterna längst till vänster i varje fördelning som representerar $dN/dlogDp$ för partiklar med diameter cirka 5 respektive 15 nm).



Figur 11a: Antalsfördelningar för alla de nio kategorierna. Medelvärden. Logaritmiska axlar.



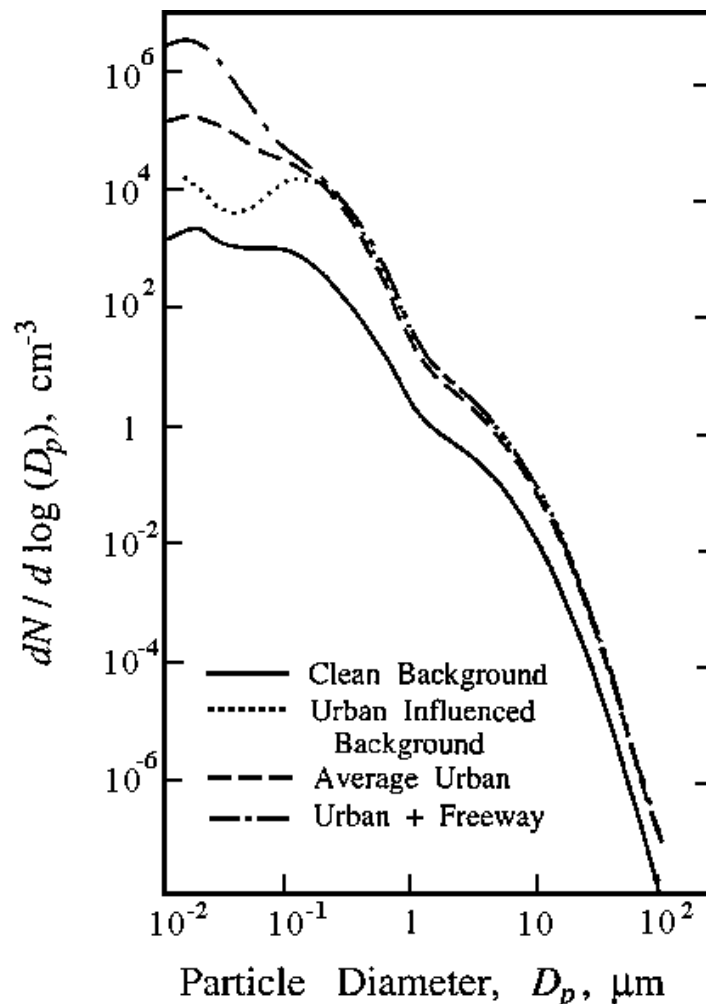
Figur 11b: Antalsfördelningar för alla de nio kategorierna. Medelvärden. Linjär y-axel och logaritmisk x-axel.

Med undantag för de punkter som motsvarar de allra minsta och allra största partikeldiametrarna är $dN/d\log D_p$ högst i boxen C3 och minst i boxen A1. Värdet på $dN/d\log D_p$ tenderar att i första hand styras av partikelkoncentrationen i boxen, i andra hand är det sotkoncentrationen som avgör. Till exempel ligger antalsfördelningarna för de tre boxar där partikelkoncentrationen är större än $11000/\text{cm}^3$ (A3, B3 och C3) överst i figuren, och är inbördes ordnade beroende på sotkoncentrationen. Denna ordningsföljd återfinns till viss del för alla fördelningarna men spridningen är tydligast för de boxar som tillhör kategorin med högst partikelkoncentration, medan spridningen är mycket liten för boxarna med medelhög och låg partikelkoncentration. Detta beror antagligen på att kategoriseringskriterierna sattes så att boxarna med medelhög partikelkoncentration är begränsade såväl uppåt som nedåt varför skillnaden i storleksfördelningen dem emellan blir liten. Boxarna med låg partikelkoncentration i sin tur är inte begränsade nedåt, men dessa beskriver ett bakgrundstillstånd i vilket variationerna är små. Det är emellertid inte självklart att dessa kategoriseringsgränser ligger bakom den ringa spridningen av fördelningarna. En begränsning av det intervall som partikelkoncentrationen tillåts variera över medför inte någon begränsning för hur koncentrationen är fördelad över partikelstorlekarna.

Generellt om Figur 11a kan sägas att med undantag för de allra minsta partiklarna och i ett intervall mellan cirka 1000 och 3000 nm avtar $dN/d\log D_p$ då partikeldiametern ökar. Figur 11a kan jämföras med Figur 12, vilken visar att liknande strukturer har observerats i amerikanska städer (Seinfeld och Pandis, 1998). Dessa figurer återspeglar den normala antalsfördelningen av partiklar i utomhusluft med ett stort antal partiklar i nukleeringsmoden och därefter ett avtagande för de större partiklarna i ackumulerings- och grovpartikelmoderna. Hur kraftigt detta avtagande egentligen är kan vara svårt att se i ett log-log-diagram. I Figur 11b finns därför exakt samma information som i Figur 11a plottad, men den här gången med en linjär y-axel. I denna framgår det tydligare hur starkt det totala partikelantalet i samtliga boxar domineras av partiklar med diameter mindre än 100 nm. Det är även mer uppenbart att kurvorna för de tre kategorierna med högst partikelkoncentration i regel avviker mycket från de sex övriga kurvorna och att de dessutom har en större inbördes spridning än fördelningarna för boxarna med medelhög och låg koncentration.

Som nämnts är det inbördes förhållandet mellan antalsfördelningarna i de olika boxarna i princip detsamma för alla partikeldiametrar förutom för de allra minsta, vilka ju beskrivits med en något annorlunda metod. I synnerhet kan en kraftig avvikelse ses i boxarna C3 och B3 för de punkter som beräknats från skillnaden i partikelkoncentrationen mellan TSI 3010 och DMPS (alltså de som representerar en partikeldiameter på cirka 15 nm). Ett liknande utseende på antalsfördelningen i närheten av en väg redovisas även i vissa tidigare undersökningar. Harrison m.fl. (1999) fastslår att storleksfördelningsvariationerna är stora för mätningar som utförts nära källan och att detta troligen beror på en stor variation i karakteristiken på fordonens utsläpp. Morawska m.fl. (1999) förklarar dessa variationer med att närheten till källan gör att partiklarna inte hunnit interagera och fördelas jämnt i luften, utan uppträder mera koncentrerat inom det storleksintervall där den huvudsakliga emissionen skett. Det är alltså möjligt att bilavgaserna ger upphov till höga koncentrationer av partiklar med diameter mindre än 10 nm, medan koncentrationen är betydligt lägre för diametrar kring 15 nm. Detta fenomen skulle kunna förklara varför den plötsliga ”kollapsen” i partikelkoncentration endast drabbar de boxar där mätningarna utförts i närheten av källan. Denna tolkning stöds också av det faktum att motsvarande punkter för de övriga boxarna inte uppvisar något liknande ”hack”, vilket borde vara fallet om ett systematiskt fel uppstått.

För att få en uppfattning om hur mycket $dN/d\log D_p$ kan variera för olika partikelstorlekar mellan stadens ytterområden och inre delar kan det vara intressant att utföra en jämförelse av de antalsfördelningar som kommer från boxarna A1 och C3, det vill säga de fördelningar som ligger underst respektive överst i Figur 11a. Vid en sådan jämförelse ses att skillnaden mellan antalsfördelningarna för de båda extremfallen A1 och C3 är som störst för partiklarna i nukleeringsmoden (vid cirka 25 nm). Där är $dN/d\log D_p$ för boxen A1 cirka $2500/\text{cm}^3$, medan den är ungefär 35 ggr så stor i C3, dvs. cirka $90000/\text{cm}^3$. Därefter avtar skillnaden i $dN/d\log D_p$ för de båda boxarna då partikelstorleken ökar och når ett minimum i ackumuleringsmoden mellan cirka 300 och 500 nm där $dN/d\log D_p$ för boxen C3 är cirka 2-3 ggr större än för boxen A1. Sedan ökar skillnaden återigen då partikelstorleken ökar och uppgår återigen till cirka 35 ggr i grovpartikelmoden vid en diameter runt 5000 nm innan den återigen avtar för de största undersökta partikeldiametrarna.



Figur 12: Antalsfördelningar uppmätta i luft med varierande föroreningsnivå. (Från Seinfeld och Pandis, 1998).

4.3 Jämförelse av areafördelningarnas medelvärde

Hittills har endast fördelningar som visar hur partiklarnas koncentration varierar med deras storlek studerats, men som nämnts i inledningen är även aerosolens yt- och volymfördelning intressant. Dessa beräknas under antagandet att partiklarna är sfäriska. Detta antagande stämmer förmodligen bäst för de minsta partiklarna som ofta är små vätskedroppar. Stora partiklar kan många gånger ha väldigt komplexa former som skiljer sig från sfärer.

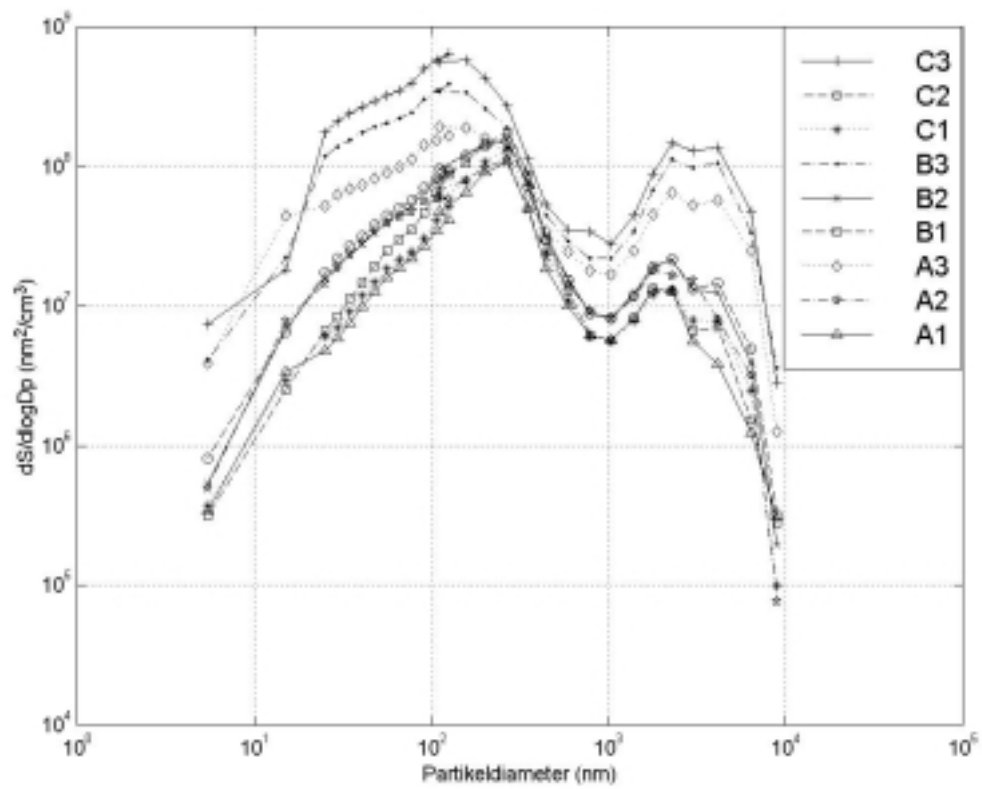
Figur 13a visar ett log-log-diagram över hur medelvärdet av partikelarean ($dS/d\log D_p$) varierar med partikeldiametern för alla de nio boxarna. Figur 13b visar samma data, fast plottad med en linjär y-axel. Om denna jämförs med antalsfördelningen i Figur 11b ses att kurvornas maximala värde förskjutits från nukleeringsmoden mot ackumuleringsmoden samt att grovpartikelmoden framträder mycket tydligare då arean betraktas. Även om nukleeringsmoden innehåller ett mycket stort antal partiklar är alltså den sammanlagda arean större för de betydligt färre partiklarna i ackumulerings- och grovpartikelmoderna.

I figuren framgår också att de fördelningar som bygger på data från kategorierna med högst partikelkoncentration har sina maximala värden vid en partikeldiameter strax över 100 nm, medan de övriga boxarnas maxima ligger vid närmare 300 nm. Maxima är även bredare för boxarna med högst partikelkoncentration. Alla boxar har ett sekundärmaximum i grovpartikelmoden. Detta återfinns vid en diameter av ungefär 2500 nm. Även här syns en viss tendens till bredare maxima för boxarna med hög partikelkoncentration. Men i detta fall breder de ut sig mot större partikeldiametrar jämfört med boxarna med lägst partikelkoncentration. I synnerhet i boxen med lägst partikel- och sotkoncentration (A1) avtar arean relativt hastigt då partikeldiametern blir större än cirka 3000 nm.

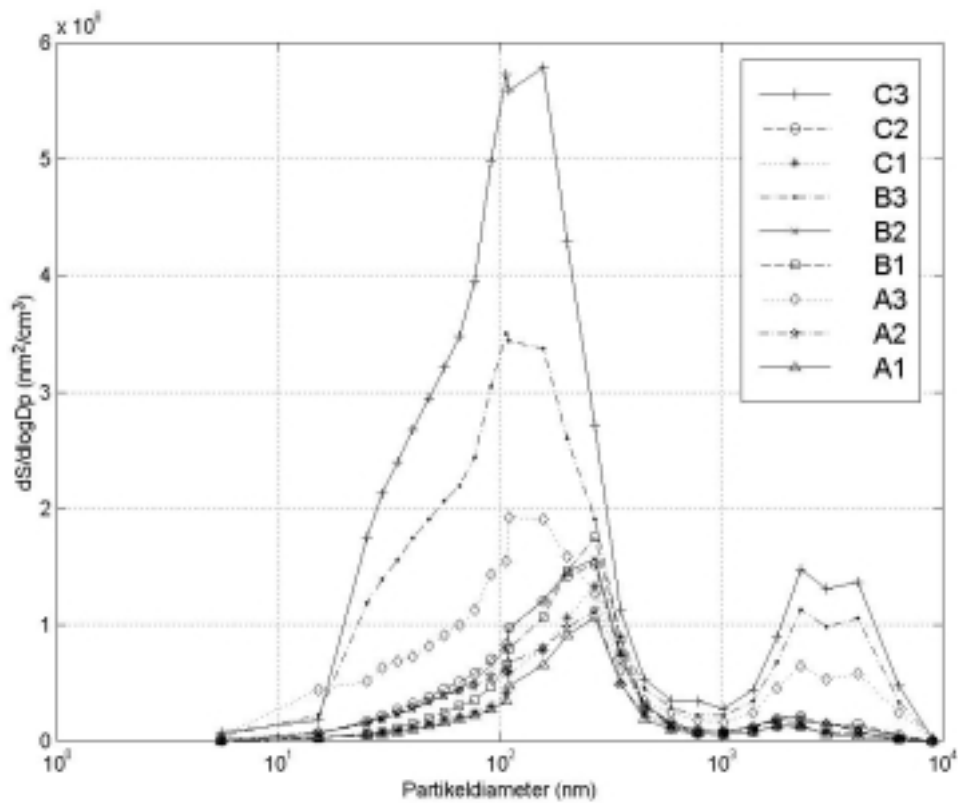
4.4 Jämförelse av volymfördelningarnas medelvärde

Figur 14a visar ett log-log-diagram över hur partikelvolymen ($dV/d\log D_p$) varierar med partikeldiametern för de nio boxarna. Figur 14b visar samma data fast plottad med linjär y-axel. Jämfört med de föregående figurerna över medelareafördelningen har kurvornas maxima förskjutits ytterligare och återfinns nu i grovpartikelmoden, åtminstone för de boxar där partikelkoncentrationen är som störst. För övriga boxar ligger ackumulerings- och grovpartikelmodens toppar vid ungefär samma värde på $dV/d\log D_p$.

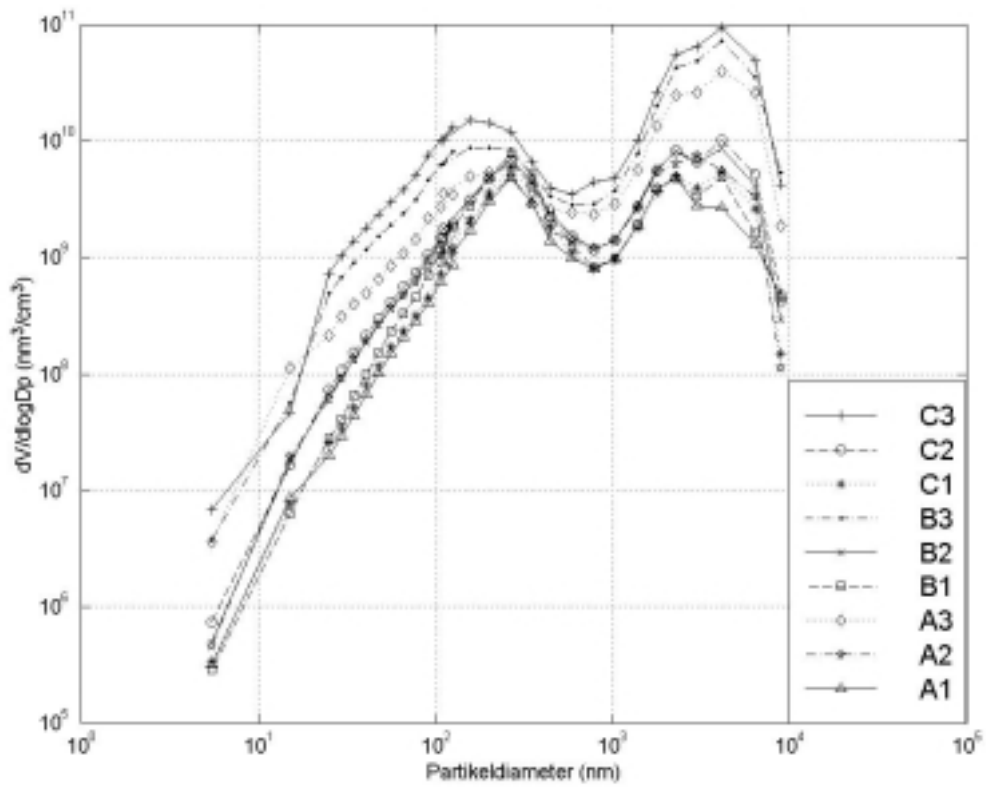
För boxarna B3 och C3 framträder även en viss förskjutning och breddning av maxima i ackumuleringsmoden mot mindre partikeldiametrar jämfört med övriga boxar, det vill säga en tendens liknande den för areafördelningen i Figur 13a och Figur 13b.



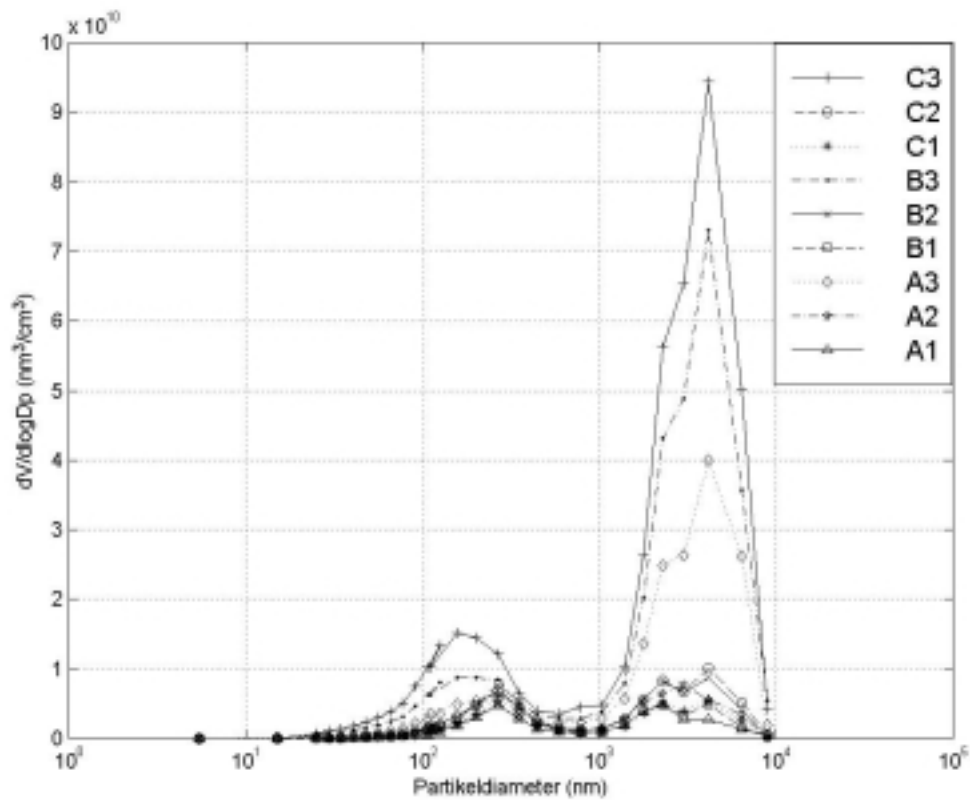
Figur 13a: Arefördelningar för alla de nio kategorierna. Medelvärden. Logaritmiska axlar.



Figur 13b: Arefördelningar för alla de nio kategorierna. Medelvärden. Linjär y-axel och logaritmisk x-axel.



Figur 14a: Volymfördelningar för alla de nio kategorierna. Medelvärden. Logaritmiska axlar.



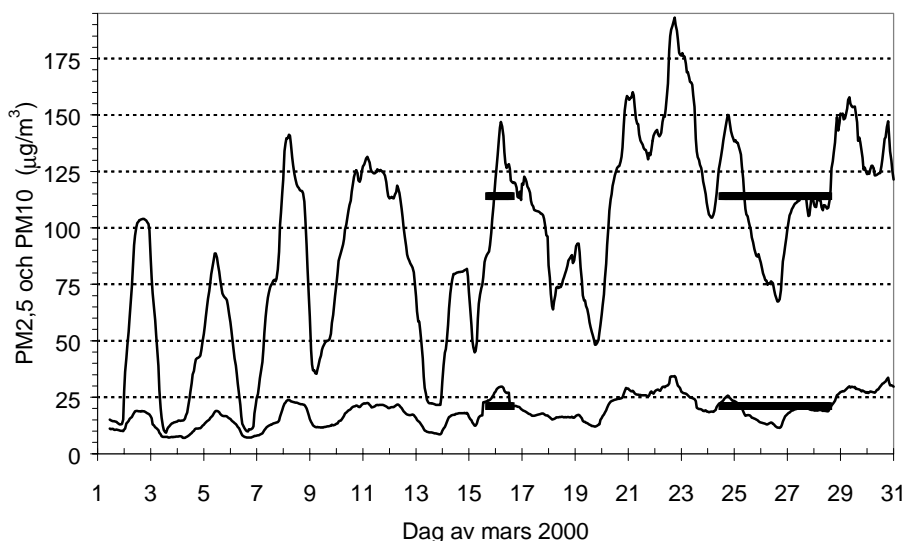
Figur 14b: Volymfördelningar för alla de nio kategorierna. Medelvärden. Linjär y-axel och logaritmisk x-axel.

4.5 PM₁₀ och PM_{2,5}

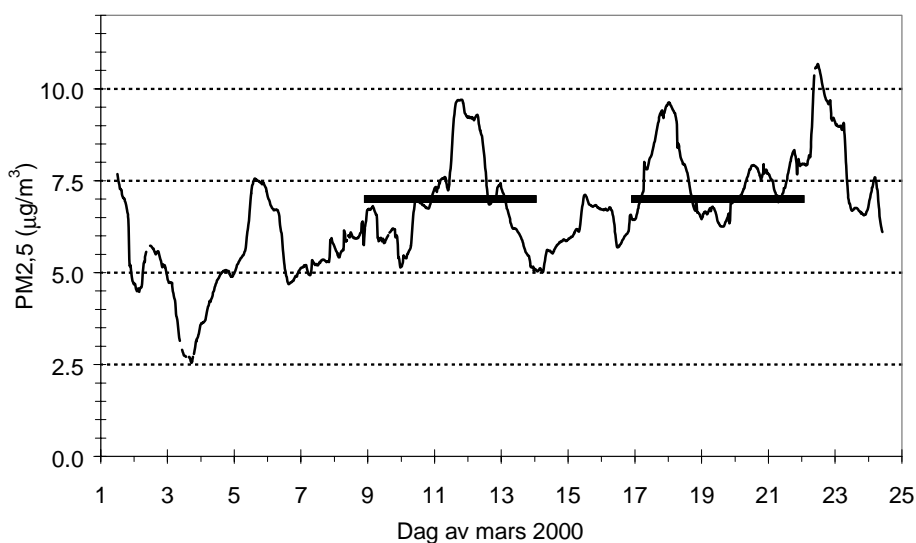
4.5.1 Partikelmassa uppmätt med TEOM

De mätningar av partikelmassa som utförts med TEOM vid Hornsgatan finns återgivna i Figur 15. Denna mätstation levererar information om PM₁₀ och PM_{2,5} en gång i timman. Den övre kurvan visar ett flytande dygnsmedelvärde av PM₁₀ och den undre kurvan visar motsvarande för PM_{2,5}. De tjockare, heldragna strecken representerar två saker: dels motsvarar deras längd de tidsperioder under vilka mätningar utfördes på platsen med det mobila systemet, dels visar deras placering i y-led medelvärdet av TEOM-data för PM₁₀ respektive PM_{2,5} för hela mätperioden vid Hornsgatan. Som synes låg detta medelvärde på cirka 114 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för PM₁₀ och cirka 21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för PM_{2,5}.

PM_{2,5} mättes även med TEOM vid Herrängen fram till den 25:e mars. Detta instrument lämnade data var 15:e minut. Kurvan i Figur 16 visar ett flytande medelvärde över 24 timmar. De båda horisontella, tjockare linjerna markerar dels de perioder då mätbussen var parkerad vid Herrängen, dels medelvärdet av PM_{2,5} för dessa mätningar, vilket var cirka 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 15: PM₁₀ (övre kurvan) och PM_{2,5} (undre kurvan) uppmätt med TEOM vid Hornsgatan i mars.



Figur 16: PM_{2,5} uppmätt med TEOM vid Herrängen i mars.

4.5.2 Partikelmassa beräknad från volymfördelningar

I avsnitt 4.4 undersöktes hur partiklarnas volym var fördelad över de olika storlekarna. Om en viss medeldensitet för aerosolen antas kan denna kännedom om volymen utnyttjas för att beräkna massan av partiklarna för hela eller delar av storleksspektret. Genom att endast summera massan för de storleksklasser som innehåller partiklar med diameter mindre än 2,5 respektive 10 μm för varje box kan exempelvis PM_{10} och $\text{PM}_{2,5}$ bestämmas. På så sätt kan en jämförelse mellan PM_{10} och $\text{PM}_{2,5}$ uppmätt med TEOM respektive beräknade ur DMPS- och OPC-data utföras.

För att göra ett rimligt antagande av en viss medeldensitet görs en bedömning utifrån densiteten hos några av de ämnen som kan förväntas vara huvudsakliga beståndsdelar i partiklarna i stadsmiljö. Densiteten för vatten är 1 g/cm^3 , vanliga salter ligger kring 1,7-1,8 g/cm^3 , rent sot kring 2 g/cm^3 (men sotet i luften uppträder inte i så kompakt form varför densiteten antagligen är något lägre). Med allt detta i åtanke kan en rimlig approximation av partiklarnas densitet vara 1,5 g/cm^3 . De övre siffrorna i Tabell 4 visar PM_{10} och $\text{PM}_{2,5}$ för respektive box, beräknat från DMPS- och OPC-data med en medeldensitet på 1,5 g/cm^3 för aerosolen.

	1	2	3
A	7 / 5	10 / 7	38 / 15
	9 / 7	15 / 8	59 / 21
B	10 / 7	13 / 9	63 / 25
	13 / 9	18 / 11	98 / 33
C	9 / 6	14 / 9	86 / 35
	12 / 7	19 / 11	131 / 46

Tabell 4: PM_{10} (de vänstra värdena) och $\text{PM}_{2,5}$ (de högra värdena) för alla kategorier. Beräknad från respektive kategoris volymfördelning. Det övre paret av värden för varje kategori gäller under antagande om konstant partikeldensitet = 1,5 g/cm^3 . De undre värdena är beräknade med densiteten 1,5 g/cm^3 för partiklar med diameter mindre än 1 μm och 2,5 g/cm^3 för de större partiklarna.

4.5.3 Jämförelse mellan partikelmassan mätt med TEOM och beräknad från volymfördelningar

Tidigare (avsnitt 4.5.1) nämndes att medelvärdet av $\text{PM}_{2,5}$ uppmätt med TEOM vid Herrängen är cirka 7 $\mu\text{g/m}^3$. I diskussionen kring Figur 7 fastslogs att data från Herrängen till största delen finns i boxarna A1, A2 och B2. Därför bör medelvärdet av $\text{PM}_{2,5}$ uppmätt med TEOM i Herrängen kunna jämföras med de medelvärden för boxarna A1, A2 och B2 som beräknats från data insamlade med DMPS- och OPC-systemet. De senare framgår av Tabell 4 och varierar mellan 5 och 9 $\mu\text{g/m}^3$. Alltså verkar de medelvärden av $\text{PM}_{2,5}$ som uppmätts med TEOM överensstämma väl med medelvärdet för de boxar där den största delen av insamlade data finns.

I resonemanget kring Figur 7 fastslogs även att data från Hornsgatan huvudsakligen återfinns i boxarna A3, B3 och C3. Därför kan motsvarande jämförelse göras mellan de medelvärden av PM_{10} och $\text{PM}_{2,5}$ som beräknats från volymfördelningen för dessa boxar och de

medelvärden som beräknats från TEOM-mätningarna på Hornsgatan. De övre värdena i Tabell 4 visar att medelvärdena för $PM_{2,5}$ i boxarna A3, B3 och C3 sträcker sig från 15 till 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Det medelvärde av $PM_{2,5}$ som uppmätts med TEOM (21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, se Figur 15) skulle alltså hamna någonstans i dessa boxar, vilket ger en indikation på att de använda metoderna är jämförbara.

På Hornsgatan mättes även PM_{10} med TEOM. Medelvärdet för dessa mätningar under den aktuella perioden var 114 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Om detta jämförs med den övre raden för boxarna A3, B3 och C3 i Tabell 4 ses att medelvärdet som beräknats från DMPS- och OPC-data verkar vara lägre. Förmodligen beror detta på att partiklarna i grovpartikelmoden har resuspenderats upp i luften och består av andra material än de mindre partiklarna. Som nämnts är det i synnerhet grus och sand som virvlar upp från körbanan. Densiteten för olika typer av stenmaterial varierar mellan cirka 2,5 och 3,5 g/cm^3 och är alltså avsevärt högre än de 1,5 g/cm^3 som använts som medeldensitet för aerosolen. I Figur 14a ses att grovpartikelmoden börjar vid cirka 1000 nm. Troligen är det alltså partiklar med en större diameter än så som består av en betydande andel finfördelad sten. För att införa denna skillnad i beräkningarna av PM_{10} från volymfördelningarna har partiklarnas densitet satts till 2,5 g/cm^3 för diametrar över 1000nm, medan densiteten har bibehållits vid 1,5 g/cm^3 för de mindre partiklarna. Då PM_{10} och $PM_{2,5}$ beräknas för de olika boxarna med denna densitetsapproximation fås de undre värdena i Tabell 4. Nu varierar PM_{10} för boxarna A3, B3 och C3 mellan 59 och 131 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket överensstämmer någorlunda med medelvärdet från TEOM-instrumentet (114 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Värdena för $PM_{2,5}$ som diskuterades tidigare höjs också något vid detta densitetsantagande, men TEOM-instrumentets medelvärden av $PM_{2,5}$ från Hornsgatan och Herrängen överensstämmer fortfarande relativt väl med värdena för de boxar som innehåller mest data från dessa platser. Alltså verkar dessa båda metoder att undersöka partikelmassan i luften jämförbara, förutsatt att rimliga antaganden görs om aerosolens densitet.

5 Tolkning och diskussion

I detta avsnitt kommer de resultat som tidigare presenterats att diskuteras mer i detalj. Inledningsvis berörs de sänkprocesser som huvudsakligen påverkar partiklarna i det undersökta storleksområdet. Därefter diskuteras vilka processer som kan ha inverkat på var och en av moderna för att ge de effekter som observerats i föregående avsnitt.

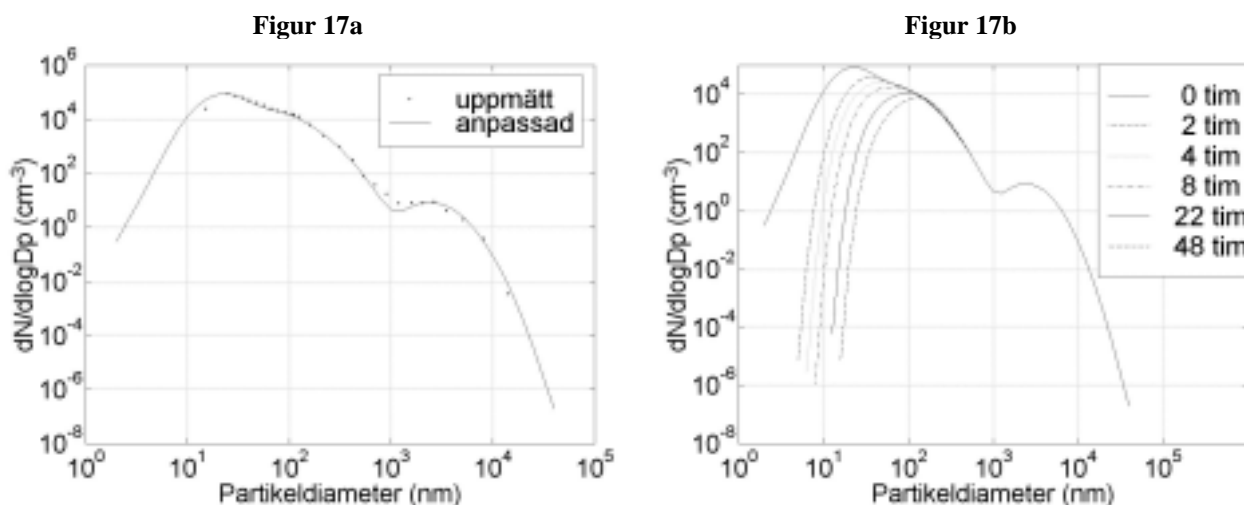
5.1 Processer som förändrar storleksfördelningens utseende.

I Figur 11 i avsnitt 4.2 ses en viss skillnad mellan antalsfördelningarna i de olika boxarna. Boxen C3 som domineras av data från den hårt trafikerade Hornsgatan (se Figur 7 i avsnitt 3.1.2) innehåller högst partikelkoncentrationer. Denna antalsfördelning representerar urban luft som påverkats av lokala källor. De lägsta koncentrationerna finns i regel i boxen A1, vilken främst innehåller data från det mindre trafikerade ytterområdet Herrängen. Antalsfördelningen för denna box kan sägas vara representativ för urban bakgrundsluft. Skillnaden mellan fördelningarna för dessa båda boxar är störst i nukleerings- och grovpartikelmoden. Alltså kan partikelkoncentrationen variera relativt kraftigt inom staden, och denna variation vara mer påtaglig för vissa partikelstorlekar. I detta avsnitt diskuteras några av de processer som kan påverka partikelkoncentrationen inom olika storleksregioner samt ungefärliga tidsskalor för dessa.

Vid undersökningen av hur antalsfördelningen påverkas av sänkprocesser kan det vara lämpligt att skaffa sig en uppfattning om hur länge luft med vissa egenskaper befinner sig i inom det område som undersökts. Detta område finns inom en radie av cirka 4 mil från stadskärnan. Vindhastigheten på 20 meters höjd var typiskt mellan 2 och 5 m/s under mätperioden, vilket gör att det skulle ta cirka 2 till 6 timmar för vinden att föra ett luftpaket från innerstaden till utkanten av mätområdet. Alltså bör de processer som verkar på partiklarna i luften ha cirka 2 till 6 timmar på sig att förändra aerosolpopulationens karakteristik inom det undersökta området och under de rådande förhållandena.

5.1.1 Koagulation

En viktig process som kan åstadkomma förändringar i storleksfördelningen är koagulation. Detta innebär att partiklar slås samman och därigenom bildar en större partikel. Följden blir alltså att den totala partikelkoncentrationen sänks samtidigt som storleksfördelningen förskjuts mot större partikeldiametrar. Koagulationen är starkt koncentrationsberoende, vilket gör att den främst verkar på nukleeringsmoden. För att studera hur antalsfördelningen för de mest förorenade förhållandena (boxen C3) skulle påverkas av koaguleringsprocessen har en numerisk modell använts. I denna approximeras den uppmätta antalsfördelningen med tre log-normala fördelningar, vilka motsvarar de tre moderna. Var och en av dessa tre log-normala fördelningar beskrivs i sin tur med hjälp av tre parametrar som motsvarar partikeldiametern vid modens maximum, modens bredd samt dess integralvärde. Efter att dessa totalt nio parametrar matats in i modellen kan denna beräkna hur antalsfördelningen skulle förändras i tiden på grund av koagulation. Resultatet av en sådan simulering för antalsfördelningen i boxen C3 återges i Figur 17.



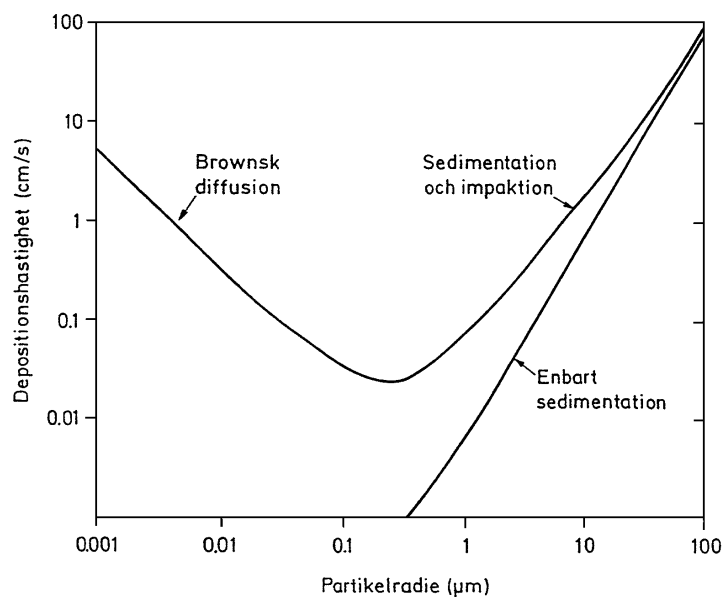
Figur 17: Överensstämmelsen mellan den uppmätta och anpassade antalsfördelningen för boxen C3 (fig. 17a) samt resultatet av en koaguleringsmodellering över 48 timmar för boxen C3 (fig.17b).

I Figur 17a visas hur den antalsfördelning som programmet matats med överensstämmer med den uppmätta för boxen C3 (dessa beräkningar har utförts utan den punkt som beräknats från TSI 3025 enligt avsnitt 3.2.1). I Figur 17b visas resultatet från en simulering över 48 timmar. I den senare figuren ses hur koncentrationen av de minsta partiklarna i storleksspektret avtar relativt kraftigt under de första två timmarna för att därefter i och för sig fortsätta minska, men nu i ett avsevärt långsammare tempo. Det framgår också tydligt att koagulationen under den betraktade tidsperioden endast påverkar partiklar med diameter mindre än cirka 150 nm. Förhållandena i boxen C3 kan ses som representativa för en trafikerad innerstadsmiljö. Koaguleringsmodelleringen kan därigenom användas för att ge en uppfattning om hur stora förändringar i antalsfördelningen koaguleringsprocesser kan åstadkomma medan luften

transporteras bort från innerstaden av vinden. Tidigare beräknades den tid det tar för vinden att föra luften från innerstaden till ytterområdena till 2-6 timmar. Under denna tid har koagulering förändrat antalsfördelningen påtagligt för partiklar med en diameter mindre än cirka 50 nm, men för större partiklar sker ingen påverkan alls.

5.1.2 Torrdeposition

En annan orsak till förändringar av storleksfördelningen är torrdeposition, det vill säga att partiklarna fastnar på marken, hus, träd eller dylikt. För att uppskatta torrdepositionen av partiklarna kan den s.k. torrdepositionshastigheten, v_d , utnyttjas. Denna är inte någon hastighet i vanlig bemärkelse, utan en proportionalitetskonstant som relaterar det vertikala flödet till koncentrationen i luften. En ungefärlig bild av hur torrdepositionshastigheten varierar med partikelradien ges i Figur 18. I själva verket påverkas v_d även av andra saker än partikelstorleken, till exempel partiklarnas densitet, meteorologiska parametrar samt egenskaperna hos den yta som partikeln skall deponeras på, men Figur 18 ger en tillräckligt god approximation för våra ändamål. Figuren visar också tydligt att torrdepositionen är kraftigast för de relativt små och stora partiklarna medan den har ett minimum för partiklar med radie mellan cirka 100 och 1000 nm. Anledningen till detta är att dessa partiklar har jämförelsevis svårt att forcera det tunna skikt närmast en yta där luftströmningen upphör att vara turbulent. De större partiklarna kan forcera detta skikt genom att de påverkas kraftigare av gravitationen (sedimentation) eller att de slungas igenom på grund av sin större tröghet (impaktion). De mindre partiklarna kan föras genom skiktet med hjälp av "knuffar" från luftens gasmolekyler (s.k. brownsk diffusion) (Rodhe, 1997).



Figur 18: Schematisk bild av hur torrdepositionshastigheten, v_d , varierar med partikelradien. (Från Rodhe, 1997)

En uppskattning av hur lång tid det tar för en förorening att försvinna ur luften på grund av torrdeposition kan fås genom att antaga en blandningshöjd, H , inom vilken omblandningen är så effektiv att föroreningshalten är någorlunda konstant i vertikal led. Denna blandningshöjd beror på meteorologiska förhållanden och varierar under dygnet. Under de förhållanden som rådde under försöksperioden kan ett typiskt värde på blandningshöjden tänkas vara 500m.

Efter antagande av en blandningshöjd kan ämnets omsättningstid, τ_{0d} , (den tid det skulle ta att tömma luften på ämnet om sänkstyrkan är konstant) med avseende på torrdeposition beräknas enligt (Rodhe, 1997):

$$\tau_{0d} = \frac{H}{v_d}$$

Större partiklar kommer dock i regel inte att blandas om lika effektivt som mindre eftersom dessa påverkas mer av gravitationen. I Figur 18 ses dock att sedimentationseffekterna inte påverkar partiklar med radie mindre än cirka 300 nm särskilt mycket. Därför borde partiklar som är mindre än så kunna blandas om så att de får någorlunda konstant koncentration upp till blandningshöjden. Detta stöds av en undersökning där partikelkoncentration och antalsfördelning mellan 16 och 626 nm har uppmätts på olika våningsplan i ett 25-våningshus (Morawska m.fl. 1999). Där sågs ingen tendens till att koncentrationen skulle avta med höjden. Större partiklar, däremot, blandas inte om lika effektivt i luften eftersom dessa påverkas kraftigare av sedimentation. Därigenom kommer koncentrationen av dessa inte att vara konstant ända upp till blandningshöjden.

5.1.3 Utspädning

Ett tredje sätt på vilket storleksfördelningen kan förändras är genom utspädning. Luft som tillförts höga partikelkoncentrationer från lokala källor kommer då den transporteras bort från partikelkällorna att blandas upp med den omgivande luften varvid partikelkoncentrationen sänks. I Figur 11 kan som sagt antalsfördelningen för boxen C3 anses representativ för innerstadsluft med påverkan från lokala källor, medan fördelningen för boxen A3 kan representera urban bakgrundsluft. Vid jämförelse av dessa båda antalsfördelningar ses att partikelkoncentrationen i den urbana bakgrundsluften är mycket lägre för nukleerings- och grovpartikelmoden, medan den är någorlunda likartad för partikeldiametrar mellan cirka 300 och 500 nm. Alltså skulle en luftmassa som karakteriseras av en antalsfördelning präglad av emissioner från lokala källor (boxen C3) under färden kunna blandas med den omgivande urbana bakgrundsluften och därigenom skulle de höga koncentrationerna i nukleerings- och grovpartikelmoderna gradvis reduceras, medan partikelkoncentrationen i diameterintervallet 300 till 500 nm skulle hållas jämförelsevis konstant.

5.1.4 Kondensation

Om en gas kondenseras på en partikel, eller om material från aerosolen förångas, förändras partikeldiametern och därmed storleksfördelningens utseende. Dessa processer leder alltså endast till att partiklarnas storlek varierar, medan koncentrationen förblir konstant. Relativt partikelns initiala storlek kommer förändringen av diametern att vara störst för de minsta partiklarna. Därigenom gör kondensation att de små partiklarna växer ifatt de större så att storleksfördelningen ”trycks ihop”.

5.2 Partiklar mindre än 10 nm

I avsnitt 3.2.1 berördes koncentrationen av partiklar i diameterintervallet 3–10 nm. I Tabell 3 sågs ett samband mellan höga halter av dessa små partiklar och närhet till lokala källor, vilket gör att man kan misstänka en koppling till emissioner från trafiken. När det gäller så här små partiklar blir mätningarna mycket känsliga, och osäkerheten ökar. Undersökningar som utförts av antalsfördelningen i avgaser från bensin- och dieselmotorer visar att diametern på partiklarna i koncentrationsmaximum kan variera mellan cirka 60 och 120 nm, beroende på motor- och bränsletyp (Moon och Donald, 1997). I vissa fall finns även ett sekundärmaximum

vid 10-30 nm, men enligt dessa undersökningar verkar det inte troligt att emissioner av primära partiklar i bilavgaser kan förklara att det finns höga koncentrationer av partiklar i storleksintervallet 3-10 nm.

Ny forskning pekar istället mot att dessa mycket små partiklar är sekundära, det vill säga nybildade från luftens gaser genom kemiska reaktioner. Pågående försök i Leipzig visar att variationen i koncentration av partiklar mellan 3 och 20 nm är väl korrelerad med variationen i solinstrålning, samt att koncentrationsökningen är mycket kraftigare på sommaren än på vintern (Wehner och Wiedensohler, 1999). Även vid mätningar i Birmingham har det noterats en ökning av partikelkoncentrationen i storleksintervallet 3-7 nm under perioder med starkt solljus. Detta indikerar att dessa partiklar nybildas från gaser på fotokemisk väg (Harrison m.fl. 2000). Denna slutsats har även dragits efter undersökningar i centrala Manchester. Under de mätningarna sågs även en koppling till koncentrationen av SO₂ (Williams m.fl. 2000). Anmärkningsvärt är också att korrelationen till solinstrålningen framträdde med tanke på att mätningarna utfördes i november/december då solinstrålningen i Manchester är låg.

En alternativ förklaring presenteras av Kittelson och Abdul-Khalek (1999). De har visat att nanometerstora partiklar bildas då dieselavgaser späds ut med luft. Hur stor denna nybildning blir beror bland annat på spädningluftens temperatur och fuktighet.

Studier av avgaser från flygplansmotorer visar att emissioner av partiklar i storleksintervallet 20-50 nm och 100-300 nm till övervägande del består av sot (Schumann m.fl. 1996; Petzold m.fl. 1997.). De mycket små partikarna i intervallet 3-10 nm har även de sitt ursprung från motorn. De bildas genom att de heta gaserna som innehåller vatten, svavel, kolväten och andra föroreningar snabbt avkyls och kondenserar till små droppar. Bildningsprocessen av partiklar underlättas av att kemiska joner eller laddade molekykluster också bildas vid förbränningen. Dessa små embryon fungerar som kärnor på vilket gaserna kan kondensera. Med ledning av mätningarna av storleksfördelningarna som gjorts i stadsmiljö finns det anledning att misstänka att analogier mellan emissioner från bilmotorer och flygplansmotorer existerar.

Ovan nämnda forskningsresultat pekar alltså mot att det, åtminstone till viss del, är nybildade partiklar som står för de höga koncentrationerna av partiklar med diameter 3 till 10 nm som iakttas i närheten av trafikerade vägar. Det krävs dock ytterligare forskning på detta område för att några definitiva slutsatser skall kunna dras.

5.3 Nukleeringsmoden

Nukleeringsmoden består delvis av partiklar som nybildats genom kemiska reaktioner i atmosfärens gaser, men innehåller även direkt emitterade partiklar som huvudsakligen bildats genom förbränningsprocesser (Seinfeld och Pandis, 1998). I stadsmiljö kommer ett stort bidrag från bilarnas förbränningsmotorer. Bland de processer som sänker partikelkoncentrationen i detta storleksområde märks framför allt koagulation, kondensation och utspädning.

Kopplingen mellan trafikintensitet och koncentrationen av partiklar i nukleeringsmoden framgår tydligt i Figur 11 i avsnitt 4.2. I denna ses hur de boxar som domineras av data från den hårt trafikerade Hornsgatan (A3, B3, C3) har upp till 35 gånger så hög koncentration av dessa partiklar jämfört med boxen A1, vilken huvudsakligen innehåller data från det betydligt mindre trafikerade Herrängen.

Det är förmodligen de kraftiga emissionerna av små partiklar från trafiken som är den huvudsakliga orsaken till att percentilfördelningarna divergerar i boxarna B3 och C3 (se Figur 9 i avsnitt 4.1.1). Bidragen till dessa boxar kommer till stor del från lokala källor som ger kraftiga tillskott i partikelkoncentration, men som vanligen inte är särskilt långvariga, det kan typiskt handla om en förbipasserande bil. Spridningen på percentilfördelningarna för dom små partiklarna indikerar således att dessa lokala källor tillför kraftiga, kortvariga pulser av små partiklar, medan koncentrationen av större partiklar ligger på en, visserligen förhållandevis hög, men ändå mer konstant nivå. Att boxarna med höga partikelkoncentrationer innehåller en större procentuell andel små partiklar än övriga boxar sågs även i Tabell 3, men Figur 9 indikerar alltså även att variationen i koncentration är kraftigare för dessa än för de större partiklarna.

En annan del av förklaringen till att koncentrationsvariationen är störst för de minsta partiklarna skulle kunna vara att dessa påverkas jämförelsevis kraftigt av olika processer som leder till sänkt partikelkoncentration. Den koaguleringsmodellering för boxen C3 som redovisats i Figur 17 visar att detta storleksområde påverkas av koagulation. Dock är denna process relativt långsam. Under de 2 till 6 timmar det tar för vinden att transportera luften från innerstaden till ett ytterområde skulle endast partiklar med diameter mindre än cirka 50 nm beröras, och det skulle ta dagar innan koaguleringen skulle medföra några förändringar för partiklar större än cirka 100 nm. I Figur 18 ses att torrdepositionshastigheten för partiklar med radie mellan 50 och 100 nm ligger någonstans kring 0,05 cm/s. Om blandningshöjden för dessa partiklar antas vara 500 meter blir omsättningstiden drygt elva dagar. Figur 11 visar att koncentrationsskillnaden mellan innerstadsluften (boxen C3) och den urbana bakgrundsluften (boxen A1) är stor i intervallet 50-100 nm. Om inga andra sänkprocesser än koagulering och torrdeposition inverkar på nukleeringsmoden skulle alltså de förhöjda partikelhalter som finns i innerstaden kunna spridas relativt långa sträckor med vinden. Det är dock troligt att kondensation och framför allt utspädning med den omgivande luften ger koncentrationssänkningar. Att utspädning medför en betydande reducering av partikelkoncentrationen då luften transporteras bort från en trafikerad väg fastslås i en undersökning av J.P. Shi m.fl. (1999).

Antagligen beror den jämförelsevis stora koncentrationsvariationen i nukleeringsmoden på att både källor och sänkor är någorlunda kraftiga i detta storleksområde. Dels emitterar de bilar som passerar förhållandevis mycket partiklar i nukleeringsmoden, dels påverkas dessa små partiklar mer än de något större av koncentrationsreducerande processer. Följden blir att partikelkoncentrationen varierar mer i nukleeringsmoden än den gör i ackumuleringsmoden. I jämförelsen mellan median- och medelvärde (Figur 10 i avsnitt 4.1.2) sågs att medelvärdet konsekvent ligger på högre värden på $dN/d\log D_p$ än medianvärdet, i synnerhet för nukleeringsmoden. Denna tendens tyder på att magnituden på avvikelserna från medianvärdet är större då de sker mot högre värden på $dN/d\log D_p$. Alltså är magnituden på den ökning i partikelkoncentration som skapas då en lokal källa (i regel en förbipasserande bil) har varit närvarande större än den minskning av koncentrationen som främst orsakas av koagulerings- och utspädningsprocesser. Dessa pulser av höga koncentrationer sorteras bort vid beräkning av medianvärdet, men medför ett icke obetydligt bidrag till medelvärdet.

5.4 Ackumuleringsmoden

Ackumuleringsmoden kännetecknas av att den är jämförelsevis opåverkad av de käll- och sänkprocesser som påverkar nukleerings- och grovpartikelmoderna. Detta förhållande verkar gälla för såväl hårt trafikerade vägar som för ofrafikerade ytterområden, vilket framgår av Figur 11a i avsnitt 4.2, där koncentrationsskillnaden mellan de olika boxarna i diameterintervallet 300-500 nm är cirka 2 gånger, medan den för de större respektive mindre partiklarna kan vara upp till 35 gånger.

Den koaguleringsmodellering som illustreras i Figur 17 visar att partiklar större än 150 nm inte påverkas alls av koagulation, åtminstone inte inom 48 timmar efter utsläppet. I Figur 18 ses att torrdepositionshastigheten för partiklar med diameter 100 till 600 nm är mycket låg. En approximation kan vara 0,03 cm/s. Dessutom ses att sedimentationseffekter inte påverkar dessa partiklar i någon större utsträckning varför de bör blandas om ända upp till blandningshöjden. Om blandningshöjden antas vara 500m blir omsättningstiden nästan 20 dagar. Torrdeposition är alltså en så svag sänka för dessa partiklar att det i regel kommer att falla nederbörd innan effekterna av torrdepositionen hinner visa sig. Som nämnts förekom i princip ingen nederbörd under mätperioden. Det hade varit intressant att se hur ackumuleringsmoden skulle påverkas av regn eller snö. Nederbörd brukar medföra att en betydande del av partiklarna tvättas ur luften och koncentrationerna följaktligen sjunker. Även denna urtvättning påverkar dock ackumuleringsmoden något mindre än övriga moder, men trots detta borde koncentrationen i detta intervall minskas märkbart varje gång det regnar.

Vad gäller källprocesserna är det ännu svårare att uttala sig om i vilken utsträckning de påverkar storleksområdet. Men troligen är det små partikelbidrag från både avgasutsläpp och resuspension som motverkar de svaga sänkprocesserna och trots allt höjer halterna något i närheten av emissionskällan. Ett visst bidrag kan också fås då mindre partiklar koagulerar och därigenom bildar en större partikel.

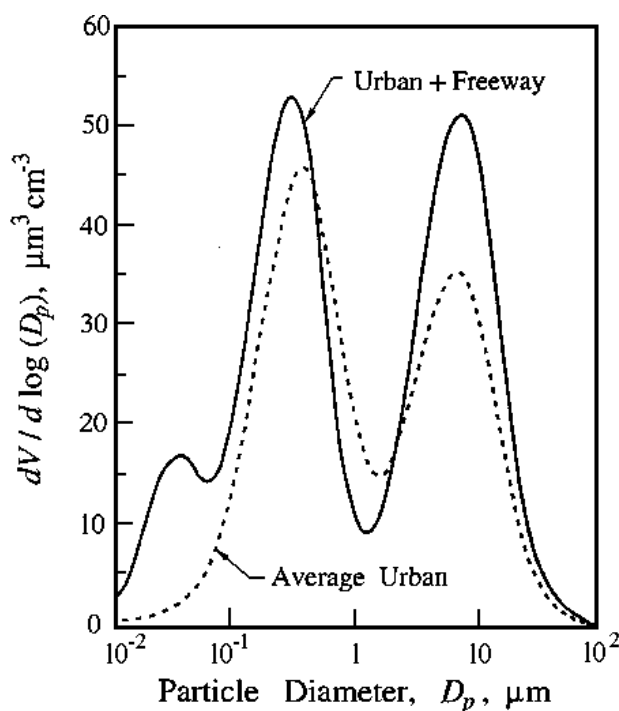
En karakteristisk egenskap för ackumuleringsmoden är att den största delen av partiklarnas area finns inom detta område. Detta framgår av Figur 13b i avsnitt 4.3. I denna ses också att areafördelningens maximum breddas och förskjuts mot mindre partikeldiametrar i närheten av lokala källor. Förmodligen beror dessa effekter på de höga halter av mycket små partiklar som trafiken genererar. När avståndet till källorna (bilarna) ökar hinner dessa partiklar koagulera så att deras koncentration minskar och storlek ökar, vilket leder till att fördelningens maximum sänks samtidigt som det flyttas mot större diameter.

5.5 Grovpartikelmoden

En viktig konsekvens av det torra vädret är att körbanorna är torra. Detta gör att grus- och dammpartiklar som är relativt stora och tidigare varit bundna vid marken av fukt kan virvla upp i luften då bilar passerar. Denna effekt är särskilt påtaglig på våren, till exempel i mars, eftersom vinterns sandning och saltning av vägarna gör att stora mängder grus, damm och saltpartiklar finns utspridda på körbanorna. Så länge det finns snö eller smältvatten på vägarna håller sig dessa partiklar huvudsakligen på marken, men när det torkar upp kan de lämna vägbanan och ta sig upp i luften. Även rester från slitage av vägen orsakat av dubbarna i bilarnas vinterdäck kan tänkas bidra till den ökning av grovt partikelmaterial som i regel observeras i närheten av trafikerade vägar på våren.

Effekten av denna resuspension av stora partiklar framträder i så gott som samtliga behandlade antals-, area- och volymfördelningar. Tydligast är den dock i Figur 14 i avsnitt 4.4. Där ses hur annorlunda fördelad partikelvolymen är vid de platser där sot- och

partikelkoncentrationen är som högst jämfört med de områden där koncentrationerna är lägre. Förklaringen till detta är alltså att en hel del stora partiklar resuspenderas från körbanan under de torra förhållanden som rådde den månad då mätningarna utfördes. Att situationen är speciell vid en svensk väg på våren framgår vid en jämförelse med Figur 19, som visar motsvarande Figur 14b fast från en amerikansk undersökning (Seinfeld och Pandis, 1998). I denna är ackumuleringsmoden dominerande, både för en normal stadsmiljö och i närheten av en plats där en motorväg passerar genom staden. Visserligen är ökningen av $dV/d\log D_p$ kraftigare för grovpartikelmoden än för ackumuleringsmoden i närheten av motorvägen, men skillnaden är inte alls lika stor som den i Figur 14b.



Figur 19: Partikelvolymens variation med diametern. Dels i normal, urban miljö, dels i närheten av en motorväg som passerar genom urban miljö. (Från Seinfeld och Pandis, 1998).

I Figur 14a kan det även anas en viss förskjutning av volymfördelningens maximum mot större partikeldiametrar för de boxar där partikelkoncentrationen är som högst jämfört med de boxar där koncentrationen är lägst (framför allt boxen A1). Troligen är resuspensionen av partiklar med diameter mellan cirka 3000 och 8000 nm så stor i närheten av vägen att detta leder till ett något bredare utseende på fördelningarnas maxima i boxarna A3, B3 och C3. För boxarna med lägst partikelkoncentration är avståndet till källan så stort att dessa förhållandevis stora partiklar till viss del har deponerats, vilket leder till att maxima förskjuts mot mindre partikeldiametrar.

Den huvudsakliga sänkan för partiklar i grovpartikelmoden är torrdeposition. I Figur 18 ses att torrdepositionshastigheten för partiklarna mellan 2 och 8 μm varierar mellan cirka 0,2 och 0,9 cm/s. I Figur 18 framgår också att dessa större partiklar påverkas en del av sedimentation. Vid tidigare utförda mätningar av PM_{10} i Stockholm har det observerats skillnader mellan massan i mark- och taknivå. Alltså kommer inte koncentrationen av dessa partiklar att vara konstant ända upp till blandningshöjden, utan avtar redan efter några meter. Ett antagande kan vara att koncentrationen är någorlunda konstant upp till 20 meter. I så fall skulle omsättningstiden för partiklarna i grovpartikelmoden variera från cirka 0,5 till 3 timmar. Alltså bör torrdeposition vara en så kraftig sänka för grovpartikelmoden att den under de 2-6 timmar det skulle ta för vinden att föra luften från innerstaden till ytterområdena kan medföra

en sänkning av $dN/d\log D_p$ motsvarande den skillnad som ses mellan boxarna C3 och A1 i Figur 11. Dessutom bör även detta storleksintervall påverkas av utspädning med den omgivande luften under transporten vilket gör att koncentrationen sänks ännu snabbare. Under rådande förutsättningar borde därmed de förhöjda halter i grovpartikelmoden som finns i innerstaden avklinga relativt hastigt, vilket gör att dessa höjda föroreningsnivåer inte återfinns vid mätningar som utförs i stadens ytterområden.

5.6 PM_{10} och $PM_{2,5}$

I Figur 15 i avsnitt 4.5.1 visas PM_{10} för Hornsgatan under mars månad. I anslutning till denna kan nämnas att det finns förslag till nya gränsvärden för PM_{10} som skall gälla inom EU från den 1:a januari 2005. I dessa fastställs att dygnsmedelvärdet $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ inte får överskridas mer än 35 ggr per år samt att det maximala tillåtna årsmedelvärdet skall vara $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medelvärdet för den PM_{10} -data som ligger till grund för Figur 15, det vill säga för hela mars månad, är $92 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det är alltså mer än dubbelt så högt som det högsta tillåtna årsmedelvärde som snart skall införas.

Vad gäller dygnsmedelvärdet för mars överstiger detta gränsvärdet $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid 22 av de 31 undersökta dagarna. Det skulle även kunna uttryckas som att det är tillåtet att överstiga gränsen för dygnsmedelvärdet under cirka 10% av årets dagar, men i mars överstegs det mer än 70% av dagarna. Men, som nämnts tidigare i rapporten, är koncentrationen av de relativt stora partiklar som ger störst bidrag till PM_{10} ovanligt hög på våren på grund av resuspension av damm och grus från vägbanan. Det är möjligt att PM_{10} -nivån är så mycket lägre under årets övriga månader att den trots allt håller sig inom de EU-gränsvärden som föreslagits.

Om man antar en densitet för partiklarna kan en volymfördelning även tolkas som hur massan är fördelad över partikelstorlekarna. För volymfördelningen i Figur 14b i avsnitt 4.4 är i så fall PM_{10} proportionell mot den area som finns under volymfördelningarna beräknad för partikeldiametrar mindre än 10000 nm, medan $PM_{2,5}$ också är proportionell mot den underliggande arean, fast för diametrar mindre än 2500 nm. Skillnaden mellan PM_{10} och $PM_{2,5}$ ger alltså massan av de partiklar som finns i storleksintervallet 2500-10000 nm. Detta intervall täcker det maximum som finns i grovpartikelmoden i Figur 14 och är därmed relevant att betrakta om man är intresserad av till exempel hur koncentrationen av de stora partiklar som resuspenderas från vägbanan varierar. Om intresset istället riktar sig mot effekter som rör mindre partiklar, till exempel de som kommer från förbränning och till största delen finns i nukleeringsmoden, säger PM_{10} och $PM_{2,5}$ relativt lite. Detta beror naturligtvis på att massan av de partiklar som är mindre än till exempel 100 nm är mycket liten jämfört med de större partiklarnas massa. I synnerhet PM_{10} domineras fullständigt av den stora massan i grovpartikelmoden. Vid mätningar av $PM_{2,5}$ har den största delen av bidraget från grovpartikelmoden sällats bort, men fortfarande är det massan hos de partiklar som är större än 100 nm som dominerar. Dessutom är det ur $PM_{2,5}$ i princip omöjligt att avgöra om de variationer som iakttas beror på ändringar av partikelhalten i nukleerings- ackumulerings- eller grovpartikelmoden. Med andra ord är det svårt att dra några slutsatser om vilken typ av källor och sänkor som legat till grund för observerade variationer genom att endast jämföra $PM_{2,5}$. I många av de mätningar som utförs varierar $PM_{2,5}$ dessutom relativt lite mellan innerstadsmiljöer och landsbygd (Heintzenberg, 1989). Detta behöver inte bero på att aerosolpopulationen är likartad, vanligen innehåller innerstadsluften betydligt högre halter av partiklar i nukleeringsmoden, men dessa har så liten massa att deras bidrag "dränks" av massan i ackumulerings- och grovpartikelmoden. I Figur 14a finns i och för sig en betydande volymskillnad mellan de olika boxarna, även för partiklar som är mindre än 2500 nm, men detta beror troligen mycket på de speciella förhållanden som råder under våren i närheten av

svenska vägar med ovanligt kraftig resuspension av grovt partikelmaterial. Egentligen vore det mer givande att även ha mätningar av massan av de partiklar som är mindre än exempelvis 100 nm ($PM_{0,1}$) för att därigenom även fånga in de processer som verkar på nukleeringsmoden, till exempel förbränning och koagulation. Med de gränser som används numera är det i princip bara möjligt att dra slutsatser angående resuspensions- och sedimentationsprocesser. Dessutom kunde det vara önskvärt att flytta mätområdet från $PM_{2,5}$ till PM_1 för att därigenom bättre kunna "isolera" ackumuleringsmoden (PM_1 – $PM_{0,1}$), grovpartikelmoden (PM_{10} – PM_1) och nukleeringsmoden ($PM_{0,1}$).

I avsnitt 4.5.3 visades att de värden av PM_{10} och $PM_{2,5}$ som beräknats baserat på volymfördelningarna från DMPS- och OPC-systemen överensstämde relativt väl med de värden som uppmätts med TEOM-instrumentet. Ett alternativ till att koncentrera framtida mätningar till endast partikelmassa skulle därför eventuellt kunna vara att undersöka storleksfördelningar, vilka innehåller mer information. Dessutom kan en högre tidsupplösning erhållas med ett system bestående av DMPS och OPC än för TEOM-instrumentet.

5.7 Hälsoeffekter

Informationen i Figur 11 kan visa sig värdefull om den medicinska forskningen i framtiden lyckas bestämma vilken av partiklarnas egenskaper som har störst inverkan på människors hälsa. Några av de faktorer som kan tänkas ha betydelse är partiklarnas storlek, antal, yta och/eller massa. Figur 11 ger ju viss information om kopplingen mellan antal och storlek. Vad gäller antalet partiklar i luften, eller den totala koncentrationen, ses att denna till absolut största delen finns inom nukleeringsmoden. Om det skulle visa sig att partiklarnas skadliga effekter är knutna till deras totala koncentration är det alltså först och främst partiklar mindre än cirka 100 nm som är farliga. I figuren framgår även att koncentrationen för dessa små partiklar kan variera med upp till 35 ggr beroende på hur nära källan mätningarna utförs. Den kraftigaste källan till höga halter i detta storleksområde är troligen biltrafik, så om man av hälsoskäl vill sänka den totala partikelkoncentrationen i innerstaden skulle det antagligen krävas förändringar i bilarnas avgasrening eller åtgärder som medför lägre trafikintensitet.

Om den medicinska forskningen istället skulle visa att partiklarnas skadliga effekter inte är direkt beroende av den totala koncentrationen utan snarare är knutna till deras storlek kan Figur 11 också ge viss vägledning. Om de mest hälsofarliga partiklarna exempelvis finns i nukleerings- och/eller grovpartikelmoderna har trafiken en stor betydelse. Enligt Figur 11 skulle en person som vistas i närheten av en hårt trafikerad väg utsättas för upp till 35 ggr så stor dos av dessa partiklar jämfört med en person som befinner sig i ett mindre trafikerat område utanför stadskärnan. I detta sammanhang bör det dock åter påpekas att partikelsituationen i närheten av vägar är lite speciell på våren. Framför allt grovpartikelmoden är ovanligt starkt påverkad av uppvirvling av partikelmaterial från körbanorna, varför den skillnad i grovpartikelmoden för boxarna A1 och C3 på cirka 35 ggr som finns i Figur 11 inte nödvändigtvis är lika stor under till exempel sommarmånaderna. Ovan nämndes ett par möjliga åtgärder för att minska halterna av partiklar i nukleeringsmoden. För grovpartikelmoden lär det inte medföra någon större koncentrationssänkning om bilarnas avgasrening förbättras, men trafikintensiteten spelar en viss roll. Minskad trafik leder till att färre stora partiklar virvlar upp från körbanan. Dessutom kunde åtgärder vidtagas för att reducera förekomsten av grovt partikelmaterial på vägarna, till exempel genom minskad sandning och saltning på vintern eller snabbare hopsamling av sanden på våren.

Om de skadliga effekterna istället skulle visa sig vara knutna till partiklar i ackumuleringsmoden, eller i synnerhet de med en diameter mellan 300 och 500 nm, visar Figur 11 att koncentrationsskillnaden för detta diameterintervall är jämförelsevis liten mellan områden som ligger nära en lokal källa och mer bakgrundsbetonade områden. Detta beror på att de käll- och sänkprocesser som verkar på detta storleksområde är relativt svaga i stadsmiljö. En slutsats av detta skulle kunna vara att det inte gör någon större effekt att till exempel minska biltrafiken eftersom partikelkoncentrationen i detta storleksintervall verkar vara förhållandevis oberoende av sådana faktorer.

En annan möjlighet är att det är någon egenskap knuten till den sammanlagda ytan av partiklarna som inverkar på människors hälsa. Hur denna partikelyta varierar med diametern beskrivs i Figur 13. I denna framgår att i närheten av lokala källor (boxarna A3, B3 och C3) finns den största delen av partiklarnas area mellan cirka 30 och 300 nm, men det finns även en betydande del mellan cirka 2500 och 8000 nm. Båda dessa maxima uppkommer på grund av trafiken, det förra genom utsläpp från förbränningsmotorer, det senare genom resuspension av partikelmaterial från vägbanan.

Den sista möjliga orsaken till hälsopåverkan som skall nämnas här är partiklarnas volym eller (om vi antar en partikeldensitet) massa. Hur partikelvolymen varierar med diametern visas i Figur 14. I figuren framgår att det, i synnerhet för miljöer med lokala källor, främst är partiklar större än cirka 2000 nm som bidrar till den totala volymen. Dessa tillförs luften genom resuspension. För att reducera de hälsorisker som eventuellt är kopplade till partikelvolymen bör därför de förhållanden som ligger till grund för resuspensionen åtgärdas, till exempel bör minskad sandning av vägbanan vintertid och minskad trafikintensitet leda till en mindre sammanlagd partikelvolym i innerstadsluften. Eftersom partiklarna med diameter mindre än cirka 100 nm ger ett väldigt litet bidrag i förhållande till de större skulle åtgärder mot bilarnas direkta avgasutsläpp troligen inte medföra någon märkbar förändring i partikelvolymen.

6 Slutsatser

- Uppdelningen av storleksfördelningar baserat på partikelkoncentration och absorberande material gav inget entydigt svar om skillnader på grund av olika källor, utan visade sig mer lämpad för att representera olika regioner i stadsområdet.
- De källor och sänkor för partiklar som finns i en stad är starkast för nukleerings- och grovpartikelmoderna. I storleksintervallet 300 till 500 nm är såväl käll- som sänkprocesser relativt svaga vilket gör att koncentrationsvariationerna är förhållandevis små för sådana partiklar.
- Den huvudsakliga orsaken till förhöjda partikelkoncentrationer i staden är trafiken. Avgasutsläpp ger höjda halter av partiklar med diameter mindre än 300nm, medan resuspension från vägbanan tillför luften partiklar med diameter större än 1000 nm.
- Partikelantalet är högst för diametrar kring 25 nm, den största arean finns mellan cirka 50 och 300 nm, medan volymen till största delen finns hos partiklar med diameter mellan cirka 2500 och 7000 nm.
- I närheten av en trafikerad väg förskjuts areafördelningens primärmaximum mot mindre partikeldiametrar, medan volymfördelningens primärmaximum flyttas mot större partikeldiametrar.
- Genom att anta en densitet för partiklarna kan PM_{10} och $PM_{2,5}$ beräknas ur volymfördelningen. Jämförelse med en annan mätmetod indikerar en viss överensstämmelse mellan de båda metoderna.

7 Förslag till fortsättning

De data som samlats in inför denna rapport kan naturligtvis användas till en mängd andra typer av undersökningsmetoder. Den boxuppdelning som tillämpats säger en hel del om partiklarnas geografiska fördelning, men inte lika mycket om tidsvariationen av olika parametrar. En direkt fortsättning av boxuppdelningsmetoden kunde vara att undersöka om vissa kategorier tenderar att domineras av data som insamlats vid en viss tid på dygnet.

Andra sätt att undersöka tidsvariationer kunde exempelvis vara att isolera olika storleksintervall och studera hur $dN/d\log D_p$ för dessa varierar, dels under dygnet, men även under hela mätperioden. Därigenom skulle det till exempel vara möjligt att se om partikelkoncentrationen i diameterintervallet 300-500 nm varierar jämförelsevis lite även med tiden.

Även den metod för beräkning av PM_{10} och $PM_{2,5}$ som använts vore intressant att använda för att undersöka dessa parametrars tidsvariation. Detta skulle möjliggöra en mer direkt jämförelse med mätningarna från TEOM-instrumentet.

Vidare kunde en mer detaljerad bild av den geografiska variationen uppnås genom att kombinera mätningarna av partikelegenskaper med uppgifter om latitud och longitud från ett GPS-instrument. Därigenom kan t.ex. variationen i partikelmassa eller $dN/d\log DP$ för olika diameterintervall längs olika vägar i staden åskådliggöras samt integralvärden av partikelexponeringen längs en viss resväg betraktas.

8 Appendix 1

Den här rapporten behandlar aerosoler med en diameter (D_p) från 3 nanometer och uppåt (en nanometer, nm, är en miljondels millimeter). I detta avsnitt förklaras kortfattat några grundläggande begrepp som brukar användas då denna typ av partiklar undersöks.

8.1 Storleksfördelning

Förutom att mäta det totala antalet partiklar i luften är en viktig del av aerosolkartläggningen att undersöka hur partiklarnas antal/ cm^3 (N), sammanlagda area/ cm^3 (S) och volym/ cm^3 (V) varierar med storleken. De instrument som vid denna undersökning använts för att konstruera sådana storleksfördelningar arbetar efter en princip som innebär att antalet partiklar inom ett visst begränsat storleksintervall räknas. Kännedom om luftflödet genom instrumentet gör att partikelantalet kan räknas om till koncentration (antal/ cm^3). Uppdelningen i begränsade storleksintervall medför att antalet partiklar i den undersökta storleksklassen kommer att bero på hur brett storleksintervall klassen sträcker sig över. För att kompensera detta normeras den uppmätta partikelkoncentrationen i varje klass (dN) med differensen mellan logaritmen av den övre respektive nedre storleksgränsen för intervallet (dlogDp). När väl partikelkoncentrationen inom ett visst storleksintervall är känd kan man under antagandet att partiklarna är sfäriska (vilket är ett ganska grovt antagande) approximera partiklarnas sammanlagda area och volym i intervallet. Därefter kan den normerade partikelkoncentrationen ($dN/d\log D_p$), partikelarean/ cm^3 ($dS/d\log D_p$) samt partikelvolymen/ cm^3 ($dV/d\log D_p$) inom storleksklassen plottas mot det geometriska medelvärdet av partikeldiametern för intervallet. I Figur 20 (b-d) ses exempel på hur sådana storleksfördelningar kan se ut då de plottats mot logaritmen av partikeldiametern. I Figur 20b ses hur partiklarnas koncentration är störst för små partiklar med en diameter kring 0,01 mikrometer (en mikrometer, μm , är en tusendels millimeter, 0,01 μm är alltså detsamma som 10nm). Om istället begränsningsarean för samma storleksfördelning betraktas (Figur 20c) har kurvans maximum förflyttats mot större partiklar med en diameter runt 300 nm, medan volymfördelningen (Figur 20d) uppvisar ett maximum även för partikeldiametrar på närmare 10000 nm. Denna förskjutning av kurvornas maximum beror på att arean av en sfär är

proportionell mot kvadraten på sfärens radie, medan volymen är proportionell mot radien upphöjd till 3. Den heldragna linjen i Figur 20a visar detsamma som Figur 20b, men här har även y-axeln logaritmerats. Detta medför att hela storleksintervallets koncentrationsfördelning går att avläsa, med den linjära y-axeln i Figur 20b blir koncentrationen av partiklarna som är större än 300 nm så liten att den försvinner i jämförelse med den höga koncentrationen av partiklar kring 10 nm. Dock har, vilket framgår av Figur 20c och Figur 20d, dessa större partiklar trots sin avsevärt lägre koncentration stor betydelse vad gäller aerosolpopulationens area och volym. En fördel med linjär y-axel är att arean under kurvan är proportionell mot den betraktade storheten. Till exempel visar Figur 20b att hälften av den totala partikelkoncentrationen finns hos partiklar med diameter mindre än cirka 20nm. Denna slutsats kan inte dras från Figur 20a, där alltså även y-axeln logaritmerats.

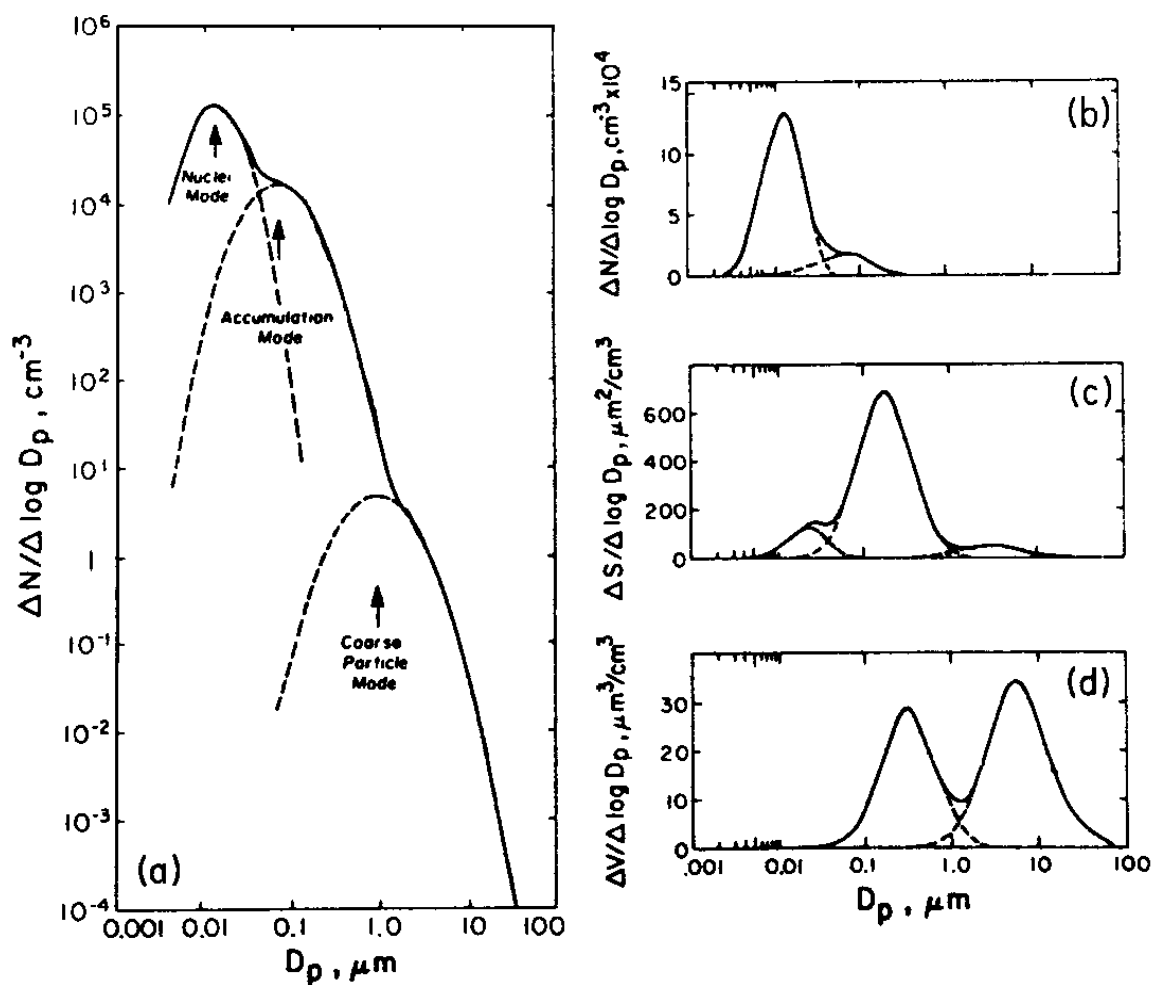


Figure 20: Olika typer av storleksfördelningar. Partikelkoncentrationens variation med diametern. Logaritmiska x- och y-axlar (fig. 20a). Samma som fig. 20a fast med linjär y-axel (fig. 20b). Partikelareans variation med diametern, linjär y-axel och logaritmisk x-axel (fig. 20c). Partikelvolymens variation med diametern, linjär y-axel och logaritmisk x-axel (fig. 20d). (Från Whitby, 1978).

8.2 Moder

I Figur 20a har även de så kallade moderna markerats med streckade linjer. Dessa är storleksområden inom vilka partiklarna tenderar att gruppera sig. Den minsta, *nukleeringsmoden*, har sitt maximum vid partikeldiametrar kring 20 nm, *ackumuleringsmoden* vid cirka 200 nm och *grovpartikelmoden* vid 2 μm . Partiklarna i respektive mod har olika källor och sänkor. Nukleerings- och ackumuleringsmoderna består delvis av partiklar som nybildats genom kemiska reaktioner i atmosfärens gaser, så kallade *sekundära partiklar*, men innehåller också *primära partiklar*, som inte nybildats i luften, utan har hamnat där genom andra processer. Bidrag till dessa båda moder fås även då ännu mindre partiklar klumpar ihop sig, eller *koagulerar*. Partiklarna i ackumuleringsmoden kan på detta sätt bildas genom koagulering av partiklar i nukleeringsmoden, vilket alltså kan ses som en källprocess för ackumuleringsmoden, men en sänka för nukleeringsmoden. I grovpartikelmoden finns huvudsakligen primära partiklar som ofta är mekaniskt genererade. Det kan vara växtmaterial, partiklar från haven, damm från vulkanutbrott eller material som virvlat upp från marken, en process som kallas *resuspension*. Den största sänkan för partiklar i grovpartikelmoden är *torrdeposition*, det vill säga att de på grund av sin relativt stora massa helt enkelt faller till marken, eller genom sin jämförelsevis stora tröghet fastnar vid hus eller växter som mindre partiklar förs runt då vinden driver aerosolen genom luften. En annan viktig sänka för partiklarna i luften är urtvättning med nederbörden. Med undantag för nederbörden är annars ackumuleringsmoden jämförelsevis opåverkad av de källor och sänkor som finns för de större respektive mindre partiklarna.

I de urbana miljöer som behandlas i denna undersökning kan man förvänta sig att luften till största delen innehåller primära, trafikrelaterade partiklar. Förbränningsprocessen i bilmotorerna ger upphov till utsläpp av partiklar i nukleeringsmoden. Biltrafiken medför även att partikelmaterial resuspenderas från vägbanan. Dessa partiklar är i regel förhållandevis stora och återfinns i grovpartikelmoden (Harrison m.fl. 1999).

Avslutningsvis

Till slut vill jag passa på att tacka några av dom som på ett eller annat sätt hjälpt mig med detta examensarbete:

Först och främst vill jag tacka min handledare Johan Ström som i alla lägen bistått med ovärderlig hjälp och stått ut med alla mina frågor och funderingar.

Ett stort tack till alla på ITM och MISU som på ett eller annat sätt varit inblandade i mitt arbete, bl.a.: Marco Seifert som bidragit med mycket kunskap och ett gott humör, Radovan Krejci, Adam Kristensson, Hans Karlsson, Christer Johansson Douglas Nilsson, Peter Tunved och Hans-Christen Hansson som givit av sin tid för att lära mig instrument och teori, Torbjörn Alesand och Hans Areskoug för bl.a. Figur4 samt min rumskamrat Monica Mårtensson för studie- och diskussionssällskap.

Mätningarna har finansierats via forskningsmedel från Vägverket (Borlänge).

9 Referenser

- Braun C., Ackermann U., Schwartz J., Gnehm H.P., Rutishauser M., Wanner H.U., 1992. Air pollution and respiratory symptoms in preschool children. *American Review of Respiration* 145. 42-47.
- Buzorius G., Hämeri K., Pekkanen J., Kulmala M., 1999. Spatial variation of aerosol number concentration in Helsinki city. *Atmospheric Environment* 33. 553-565.
- Dockery D.W., Pope C.A., 1994. Acute respiratory effects of particulate air pollution. *Annual Review of Public Health* 15. 107-132.
- Harrison R.M., Jones M., Collins G., 1999. Measurements of the physical properties of particles in the urban atmosphere. *Atmospheric Environment* 33. 309-321.
- Heintzenberg, J., 1989. Fine particles in the global troposphere - a review. *Tellus* 41B. 149-160.
- Kittelson D., Abdul-Khalek I., Brear F., 1999. The Influence of Dilution Conditions on Diesel Exhaust Particle Size Distribution Measurements. SAE Paper No. 1999-01-1142.
- Leksell I., 1999. Ekonomisk värdering av partikel och kväveoxidutsläpp från trafiken. Del 2. Livslängdsförkortning p g a partikelexponering. Diskonteringsproblemet. Tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet, Box 464, 405 30 Göteborg.
- Moon D.P., Donald J.R., 1997. UK Research Programme on the Characterisation of Vehicle Particulate Emissions. ETSU-Rapport. Sept 1997.
- Morawska L., Thomas S., Gilbert D., Greenaway C., Rijnders E., 1999. A study of the horizontal and vertical profile of submicrometer particles in relation to a busy road. *Atmospheric Environment* 33. 309-321.
- Petzold A., Busen R., Schröder F.P., Baumann R., Kuhn M., Ström J., Hagen D., Whitefield P., Baumgardner D., Arnold F., Borrmann S., Schumann U., 1997. Near field studies on contrail properties from fuels with different sulfur content. *J. Geophys. Res.* 102. 29867-29880.
- Pope A., Dockery D.W., 1992. Acute health effects of PM₁₀ pollution on symptomatic and asymptomatic children. *American Review of Respiratory Disease* 145. 1123-1128.
- Rodhe H., (1997). Luftföroreningars spridning. MISU (Meteorologiska Institutionen Stockholms Universitet) 106 91 Stockholm.
- Seinfeld J.H., Pandis S.P., 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics*. J. Wiley & Sons, New York.
- Shi J.P., Khan A.A., Harrison R.M., 1999. Measurements of ultrafine particle concentration and size distribution in the urban atmosphere. *The Science of the Total Environment* 235. 51-64.

Schumann U., Ström J., Busen R., Baumann R., Girens K., Krautstrunk M., Schröder F., Stigl J., 1996. In situ observations of particles in jet aircraft exhaust and contrails for different sulfur containing fuels. *J. Geophys Res.* 101. 6853-6869.

Wehner B., Wiedensohler A., 1999. ABSTRACT: Statistical analysis on a long term study of number size distributions in the urban area. *Journal of Aerosol Science* 30, Suppl. 1. 645-646.

Whitby K.T., 1978. The Physical Characteristics of Sulfur Aerosols. *Atmospheric Environment* 12. 135-159.

Williams P.I., Gallagher M.W., Choularton T.W., Coe H., Bower K.N., McFiggans G., 2000. Aerosol development and interaction in an urban plume. *Aerosol Science and Technology* 32. 120-126.