LUND UNIVERSITY

Partiklar i Malmöluften - Sammansättning, källor, hälsoeffekter, åtgärder

Kristensson, Adam

2011

Link to publication

Citation for published version (APA):
Kristensson, A. (2011). *Partiklar i Malmöluften - Sammansättning, källor, hälsoeffekter, åtgärder*. Malmö Municipality, Malmö, Sweden.

Total number of authors:
1

General rights
Unless other specific re-use rights are stated the following general rights apply:
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.
• Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
• You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
• You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

Read more about Creative commons licenses: https://creativecommons.org/licenses/

Take down policy
If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

LUND UNIVERSITY

PO Box 117
221 00 Lund
+46 46-222 00 00

Partiklar i Malmöluften

Sammansättning, källor, hälsoeffekter, åtgärder

I samarbete med Malmö miljöförvaltning och Lunds universitet

Malmö stad

LUNDS UNIVERSITET

Förord

Partiklar i utomhusluften i kombination med andra luftföroreningar hör till de yttre miljöfaktorer som har störst negativ inverkan på hälsan för Malmöborna. Halterna ligger under gällande miljökvalitetsnormer, men man befarar att hälsoeffekterna ändå kan vara betydande.

På Miljöförvaltningen i Malmö finns god information om partiklar i stadsluften ur kvantitativ synvinkel, d.v.s. av förekommande halter av PM10 och PM2.5 i taknivå och i gatunivå, liksom av halternas variation med tiden.

Förvaltningen har nu velat fördjupa kunskapsunderlaget och utifrån aktuell forskning få belyst grundläggande frågor om partiklars egenskaper. Vilka källor dominerar? Vad består partiklarna av? Vilka hälsoeffekter förväntas?

Den bakomliggande förhoppningen har varit att svar på dessa frågor kan bidra till att peka ut tänkbara åtgärdsinsatser för att förbättra luftkvaliteten och minska hälsopåverkan. Åtgärder mot kväveoxider pågår redan, men dessa bör kanske kompletteras eller kombineras med insatser vad gäller partiklar. Kvävedioxid betraktas ofta som en indikator för luftföroreningar, medan de allvarligaste konsekvenserna knyts till partiklar, i kombination med olika toxiska ämnen.

En del av de partiklar som uppmäts i Malmö har lokalt ursprung från t.ex. trafik och från energianläggningar, medan andra har sitt ursprung utanför kommunens gränser. I båda fallen kan det finnas påverkbara faktorer där staden kan göra insatser, i samarbete med andra eller genom egna åtgärder.

Förvaltningen har mot denna bakgrund inlett ett samarbete med expertis vid Avdelningen för ergonomi och aerosolteknologi samt Kärnfysik vid Lunds tekniska högskola och med Avdelningen för Arbets- och miljömedicin, Labmedicin Skåne. Ett avtal slöts våren 2010 om att få kunskapsläget uppdaterat utifrån ovan nämnda frågeställningar.

Rapportens huvudförfattare har varit Adam Kristensson, som vid arbetets början tillhörde Ergonomi och aerosolteknologi, men som numera arbetar vid Kärnfysik. Erik Swietlicki, Kärnfysik, har också bidragit med sakkunskap under framtagandet. De avsnitt som berör hälsopåverkan har granskats av Maria Albin och Kristina Jakobsson, Arbets- och miljömedicin. På Miljöförvaltningen har Mårten Spanne, Henric Nilsson och Lars Nerpin medverkat med synpunkter på upplägg och med underlagsmaterial. Övergripande ledning har skett genom Mats Bohgard, Ergonomi och aerosolteknologi. Beställare har varit Katarina Pelin och Dave Borg, Miljöförvaltningen på uppdrag av miljönämnden, Malmö stad.

Det är parternas förhoppning att rapporten ska bidra till fortsatt givande arbete i en högprioriterad fråga.

Malmö och Lund mars 2011

Sammanfattning

Bakgrund

Malmö miljöförvaltning har gett Avdelningen för ergonomi och aerosolteknologi vid Lunds universitet i uppdrag att utreda vad Malmös luftburna partiklar innehåller, hur de ser ut, deras ursprung och vilka hälsoeffekter de medför. I förlängningen vill man att Malmö kommun ska kunna planera för vilka riktade åtgärder som kan utföras för att få bukt med hälsoeffekterna. Existerande data har använts för slutsatserna i detta arbete. Även en genomgång om vilken information som saknas och vilka nya data och ny forskning som behövs för en bättre källtilldelning har gjorts. På ett tidigt stadium under arbetet har det framkommit ett samband mellan källor och effekter. Det har föranlett att det redan i denna rapport är möjligt att sammanställa möjliga åtgärdsstrategier för Malmö kommun för att minska hälsoeffekterna.

Situationen i Malmö

Halterna i Malmö ligger kring 21 och 12 µg/m^3 för PM10 (totala masshalten av partiklar mindre än 10 µm i diameter) respektive PM2.5 (motsvarande för 2.5 µm i diameter) på de hårdast trafikerade gatorna. De överskrider inte miljökvalitetsnormerna någonstans, medan både PM10- och PM2.5-halterna ligger strax över Sveriges miljömål (figur 1). Mätningarna på taknivå vid Rådhuset motsvarar de halter som människor exponeras för bortom trafikerade gator, t.ex. i höghus, eller innergårdar i centrum, eller vid sina bostadsområden en bit utanför centrum. Det är den vanligaste exponeringsformen och kallas även ”stadsluft” eller ”urban bakgrund”. Här överskrids IMMs lågrisknivå med bred marginal för PM2.5 och PM10.

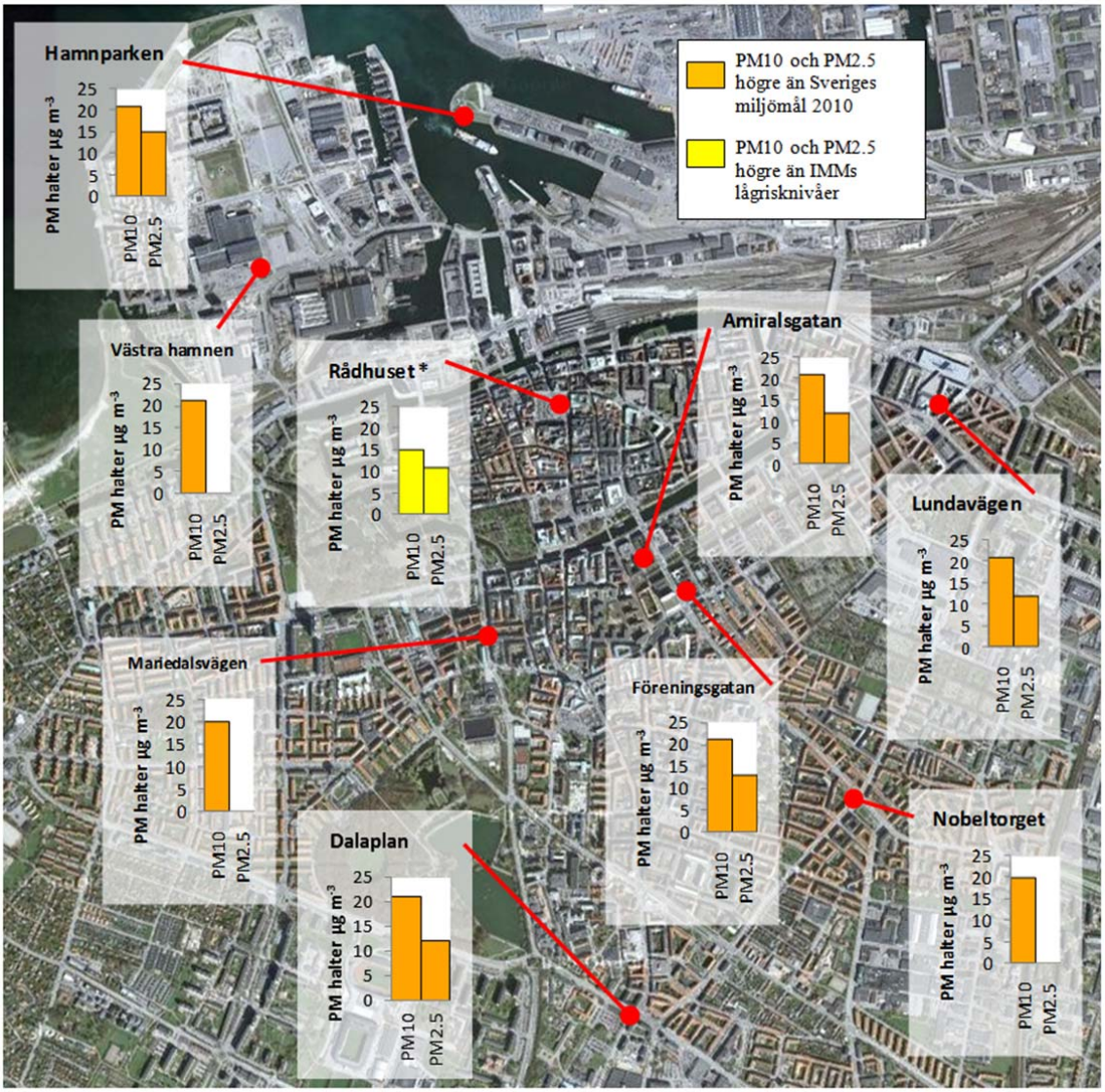
På många gator i Stockholm och Uppsala överskrids miljökvalitetsnormen för PM10 på maximalt 37 dagar under året med dygnsmedelhalter på över 50 µg/m^3. Anledningen till de högre halterna där är att andelen dubbdäck på ca 70 % under vinterhalvåret är högre än i Malmö, vilket ger ett högre vägslitage och därmed en större masshalt slitagepartiklar. Halterna på de mest trafikerade gatorna i Köpenhamn är ungefär lika stora som i Malmö. Å ena sidan används inte dubbdäck i Köpenhamn, å andra sidan är trafikvolymen högre, vilket ger de likartade halterna räknat som årsmedelvärde.

Medan PM10 och till viss del PM2.5 är ett grovt mått på de största partiklarna och hur mycket massa partiklar som deponeras i lungorna, så är antalshalten ett bättre mått på hur många partiklar som kommer från avgasröret och hur många partiklar som deponeras i lungan. Medelantalshalten på Rådhuset i Malmö vid taknivå är uppmätt till ca 6800 partiklar/cm^3, vilket är ca 25 % lägre än i Köpenhamns och Stockholms centrum vid taknivå.

Partikelsammansättning och källbidrag

Luftburna partiklar kan genereras antingen genom mekaniska processer eller genom gas-till-partikel-omvandling. De mekaniska processerna, som framförallt ger stor partikelmassa av partiklar mellan 1 och 10 µm i diameter mätt som PM10 eller PM2.5, är t.ex. uppvirvling av jordstoft, havssaltpartiklar från vågbrytning, eller slitage av asfalt från vägbanan.

Gas-till-partikelomvandling i form av förbränning eller naturliga gasfasreaktioner ger flest antal partiklar mätt som antalet partiklar/cm^3 mellan 10 nm och 1 µm i diameter. De kan också ge ett betydande bidrag till PM2.5 och PM10 nära förbränningskällan, eller genom kondensation av gaser, vilket ökar på partiklarnas massa under långdistanstransport. Även de mekaniska partiklarna ger tillskott till PM2.5 och PM10 under långdistanstransport, främst om de är betydligt mindre än 10 µm, annars deponeras de på marken på grund av sin tyngd.

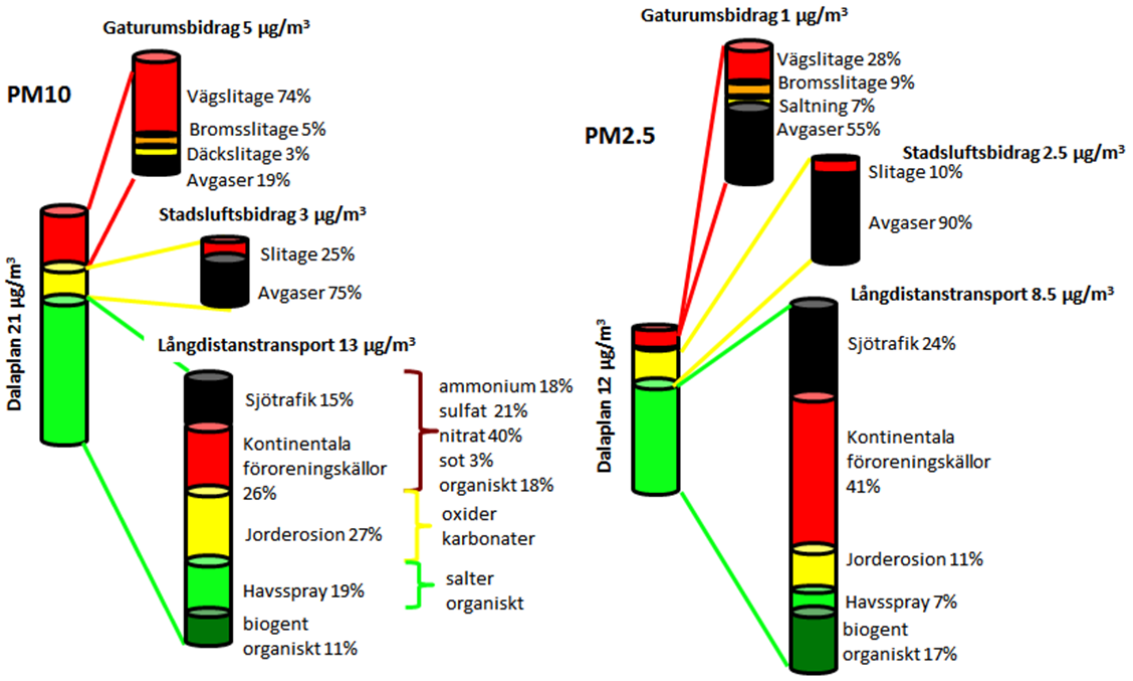


* Mätningar vid taknivå

Figur 1. *Mätningar av PM10 och PM2.5 i Malmö utförda under korta perioder mellan 2004 och 2009, förutom vid Dalaplan och Rådhuset, där de är medelvärden från kontinuerliga mätningar mellan 2006 och 2009. Alla mätningar är utförda vid gatunivå, förutom Rådhuset som är en taknivåmätning och Hamnparken som är en öppen hamnmiljö. Färgskalan visar om halterna överskrider Sveriges miljömål för målåret 2010 eller Institutet för Miljömedicins lågrisknivåer. Karta från Google maps.*

För Malmö ger långdistanstransport ett bidrag på ca 13.0 µg/m3 och 8.5 µg/m3 för PM10 respektive PM2.5 räknat som årsmedelvärde. Se figur 2. Det är alltså ett bidrag på nästan 2/3 av totala halten i gatunivå, som inte kan påverkas genom åtgärder i Malmö kommun.

Den starkaste källan till halterna i stadsluften (taknivå), som Malmö självt bidrar med kommer från avgasutsläpp både för PM10 och för PM2.5 (figur 2). Den starkaste källan till förhöjda halter av PM10 i det hårt trafikerade gaturummet är emellertid asfaltslitage, men även bromsslitage, däckslitage och avgasemissioner bidrar. För PM2.5 är avgasemissioner största källan i gaturummet och bidrar med 55 % till PM2.5.



Figur 2. *Källbidragen till genomsnittliga årsmedelhalten av PM10 och PM2.5 vid Dalaplan under åren 2006-2009. Bidragen från gaturum, stadsluft och långdistanstransport är proportionella i förhållande till varandra i figuren, förutom gaturumsbidraget för PM2.5 som är förstorat för att synas bättre. Slitage innefattar källorna; vägslitage, bromsar, däck och saltning. Med havsspray menas när havsvågorna bryts och ger upphov till en dusch av havssaltpartiklar. Kemisk sammansättning PM10 från långdistanstransport är angiven, och är ungefär samma för PM2.5.*

Medan månadsmedelvärden av stadsluft- och långdistansbidragen är svagt årstidsberoende, är årstidsberoendet av PM10 i gaturummet desto starkare. Slitaget av vägbanan är kraftigast på vintern på grund av användande av framförallt dubbdäck, men även på grund av att saltning ökar slitaget. Slitagepartiklarna blir luftburna när vägbanan torkar upp under tidig vår och halterna kan bli högre än 30 µg/m^3 räknat som månadsmedelvärde.

För antalshalten bidrar långdistanstransport med ca 3000 partiklar/cm^3, där källbidragen till dessa idag är relativt okända. Medelhalten i stadsluft, dvs. taknivå är 6800 partiklar/cm^3. Med andra ord, bidrar Malmö med 3800 partiklar/cm^3 till de uppmätta halterna och dessa är avgaspartiklar. Det finns inga mätningar i gaturum, men det finns skäl att tro att halterna ligger på omkring 20000 partiklar/cm^3 på de hårdast trafikerade gatorna.

Industriprocesser, vedeldning, avfallshantering, jordbruk i Malmö kommun, värmeproduktion, tågrälsslitage, vägarbete, byggnation och sjötrafik i Malmö hamn är också betydande källor på olika platser i Malmö. Dessa bidrag räknat som ett årsmedelvärde för PM10 vid t.ex. Dalaplan är dock inte omfattande.

Hälsoeffekter

Trots att koncentrationen av luftburna partiklar i Malmö ligger en bra bit under miljökvalitetsnormerna, förväntas de ändå ge upphov till drygt 200 förtida dödsfall i Malmö per år. Dessa uppskattningar är dock baserade på internationella studier ska därför anses vara ett grovt mått på hälsoeffekterna. De egentliga mortalitetseffekterna kan vara annorlunda.

Beräkningar gör gällande att 1/5 av Malmöborna i centrala Malmö är exponerade för en förhöjd halt av slitagepartiklar. Dessa människor bor vid hårt trafikerade gator. Denna grupp och resterande del av Malmös befolkning är dessutom exponerade för en förhöjd halt av avgaspartiklar, som kommer från den samlade trafiken i Malmö.

Slitagepartiklar från trafiken har i en studie visat sig ha en effekt på ökad dödlighet, medan flera andra studier inte påvisat någon sådan effekt. Däremot har slitagepartiklar en bevisad effekt på luftvägssjukdomar och ökad astmarisk. Man tror att det framförallt är avgaspartiklar som har effekt på luftvägs-, hjärt-, kärl-, och astmasjukdomar samt ökad dödlighet.

Åtgärder

Malmö kommun satsar hårt på att minska trafikens miljöpåverkan. Staden har långtgående planer på effektiviserad energianvändning inom bland annat trafikområdet och på fossilbränslefrihet med sikte på 2030 (för den kommunala organisationen redan 2020). Några exempel är Citytunneln, satsning på spårväg, byte till biogasbussar, samt omfattande cykelsatsningar. Stadsplaneringen är inriktad på förtätning snarare än fortsatt tillväxt på åkermarken, vilket bl. a. har fördelen att avstånden för transporter begränsas. Å andra sidan ger Malmötrafiken andra negativa effekter på närmiljön genom den generella trafikökningen med bakgrund i regionförstoring och pendling. Riktade åtgärder för PM2.5 och PM10 saknas.

Nästan hela Malmös befolkning exponeras för likartade masshalter av avgaspartiklar, som företrädesvis kommer från Malmös samlade avgasutsläpp, varför det krävs åtgärder i hela Malmö för att komma åt problemen med den ökande dödligheten och andra avgasrelaterade hälsoeffekter. Nedan listas de viktigaste åtgärderna för att minska hälsoeffekterna och masshalterna av avgaspartiklar. Listan är rangordnad efter de effektivaste åtgärderna överst:

* Trafikminskande åtgärder (t.ex. införsel av trängselskatt, fortsatt satsning på hållbar stadsutveckling och mobility management, höjda p-avgifter i Malmö stad, samt effektiviserad logistik för tunga transporter i Region Skåne).
* Satsning på alternativa drivmedel i Malmö som ger lägre avgasutsläpp.

För att minska PM10 som kommer från emissionen av slitagepartiklar och för att minska effekter av främst luftvägssjukdomar, krävs åtgärder riktade främst mot de hårdast trafikerade gaturummen. Listan är rangordnad efter de effektivaste partikelspecifika åtgärderna överst:

* Dubbdäcksförbud i utvalda zoner i centrala Malmö eller på hårt trafikerade gator.
* Asfaltering med kvartsitmaterial på de hårt trafikerade gatorna.
* Minskade hastigheter vid de hårt trafikerade gatorna.
* Informationskampanjer för minskad dubbdäcksanvändning.

På samma sätt som för avgaspartiklarna, uppnås även en väsentlig minskning av slitagepartiklar genom de trafikminskande åtgärderna som nämndes ovan. Även ett förbud mot lastbilstransit på utvalda gator minskar väsentligen slitagepartikelemissionerna.

Dammbindning har också en potential att minska slitageemissionerna och i kombination med nya metoder för sopning och spolning kan det ge lägre halter. I kapitel 9.1. står det om övriga förslag och förslag på nationell nivå för att komma till rätta med problemen.

Nya mätningar behövs för bättre källbidragsberäkningar såsom beskrivs i kapitel 10. Framförallt behövs nya hälsostudier, där orsak och verkan studeras för Malmö, samt en litteraturstudie, för att ta reda på hur storlek och andra partikelvariabler påverkar hälsan.

Innehållsförteckning

Förord....2
Sammanfattning....4
Bakgrund....4
Situationen i Malmö....4
Partikelsammansättning och källbidrag....4
Hälsoeffekter....6
Åtgärder....7
Fördjupad utvärdering....10
1. Bakgrund och syfte....10
2. Reglering av partikelhalter....10
2.1. Gaturumshalter och stadslufthalter....10
2.2. Miljökvalitetsnormer....10
2.3. Sveriges miljömål....11
2.4. Institutet för miljömedicins lågrisknivåer....12
2.5. WHO Air quality guidelines....12
3. Halter i Malmö....12
3.1. PM2.5 och PM10....12
3.2. Antalshalten av partiklar i luften....14
4. Metoder....15
4.1. PM2.5- och PM10-mätningar....16
4.2. PIXE-mätningar....16
4.3. Mätningar av antalshalten....17
4.4. Källtilldelning med emissionsfaktorer....17
4.5. Källtilldelning med käll/receptor modeller....18
5. Partikelkällor och kemisk sammansättning....19
5.1. Partikelbildning....19
5.2. Kemisk sammansättning....20
5.3. Morfologi....24
6. Källbidrag till årsmedelvärden av PM10 och PM2.5....27
6.1. Gaturumsbidrag PM10....27
6.2. Gaturumsbidrag PM2.5....29
6.3. Stadsluftbidrag PM10 och PM2.5....29
6.4. Långdistanstransportbidrag PM10 och PM2.5....30

7. Andra källbidrag 32
7.1. Säsongs- och dygnsvariation för PM2.5 och PM10 32
7.2. Antalshalter 32
7.3. Icke-trafikkällor i Malmö 32
7.4. Trender 34
8. Hälsoeffekter 35
8.1. Mortalitet och hälsoeffekter i internationella studier 35
8.2. Hälsoeffekter i Skåne 36
8.3. Hälsoeffekter gaturumsexponering i Malmö 38
8.4. Hälsoeffekter stadsluftexponering i Malmö 41
8.5. Hälsoeffekter långdistanstransport i Malmö 42
8.6. Hälsoeffekter nanopartiklar 42
9. Åtgärder 43
9.1. Åtgärder i Malmö 43
9.2. Internationella initiativ 46
10. Förslag till fördjupade studier 48
10.1. Källkarakterisering 48
10.2. Hälsoeffekter 49
10.3 Övrigt 49
11. Litteratur 49
Översikt 55

Fördjupad utvärdering

1. Bakgrund och syfte

Malmö miljöförvaltning har länge haft monitoreringsverksamhet på Rådhusets tak och vid Dalaplan för att övervaka partikelhalterna och andra luftföroreningar i Malmö. Förvaltningen har dessutom utfört flera mätningar under kortare perioder på andra hårt trafikerade gator i Malmö. Hur höga halterna är på olika gator har alltså redan studerats, men förvaltningen har länge önskat göra en fördjupad studie över vilka källorna till partikelhalterna är och hur partiklarna ser ut.

Eftersom Avdelningen för ergonomi och aerosolteknologi (EAT) och Avdelningen för kärnfysik vid Lunds universitet hade erfarenhet av källbidragsberäkningar kontaktades de i uppdrag att författa en rapport som innehöll svaret på frågeställningarna. Vidare undrade förvaltningen hur vetskapen om vad partiklarna innehåller kan kopplas till de hälsoeffekter de kan ha och av denna anledning blev även Arbets- och miljömedicin vid Lunds universitet involverade i arbetet. Eftersom det under arbetets gång har framkommit att det finns vissa samband mellan hälsoeffekter och partikelkällor, har ett försök även gjorts att föreslå riktade åtgärder för att minska partiklarnas hälsopåverkan.

Rapporten innehåller en sammanfattning på 4 sidor samt denna, fördjupade utvärdering på drygt 40 sidor med detaljerad information om halter, källor, hälsoeffekter och åtgärder.

2. Reglering av partikelhalter

2.1. Gaturumshalter och stadslufthalter

Innan vi djupare analyserar partikelhalter, källbidrag och exponering för partiklar, måste vi förklara att det i brukar finns två olika exponeringsmått i staden, samt att man brukar mäta vid två olika miljöer i staden för att få ett representativt mått på de två exponeringarna.

Den högsta exponeringen av partiklar upplevs vid hårt trafikerade gaturum, där luften delvis är innestängd mellan relativt höga byggnader i centrala delar av staden. Denna exponeringsmiljö kallas för gatunivå eller gaturumsnivå. Det är ett fåtal människor som exponeras för dessa höga så kallade gaturumshalter och de är ett övre mått på hur höga halterna kan bli i staden. För att på ett representativt sätt mäta halterna vid gatunivå utförs dessa ofta några fåtal meter ovanför marken på trottoaren i dessa hårt trafikerade gaturum.

Den partikelhalt som de flesta människor exponeras för är ofta något eller betydligt lägre än vid gaturummet. Det är den halt, som man upplever intill de flesta bostäderna i en stad, t.ex. utanför centrum, vid en mindre trafikerad gata i centrum, när man bor i en lägenhet där innergården vetter bort från trafiken, högre upp i ett höghus, i villaområden, i anslutningar till parker, etc. Denna exponeringsmiljö kallas av forskare eller miljöspecialister för urban bakgrund eller taknivå. I denna rapport har vi kallat de halter man utsätts för i denna miljö för stadslufthalter. Oftast mäts dessa halter typiska för stadsluften på taknivå.

2.2. Miljökvalitetsnormer

Den tillåtna halten partiklar i luften är reglerad genom miljöbalkens 5 kapitel och förordningen om miljökvalitetsnormer till skydd för människors hälsa (http://62.95.69.3/SFSdoc/98/980808.PDF). En ny förordning har trätt i kraft fr.o.m. 1 juli 2010 (http://www.itm.su.se/reflab/lagar/SFS_2010_477.pdf). Normerna återfinns i tabell 1.

Tabell 1. *Miljökvalitetsnormer, övre och undre utvärderingströsklar för PM10 (totala masshalten av partiklar mindre än 10 µm i diameter) och PM2.5 (totala masshalten av partiklar mindre än 2.5 µm i diameter) enligt luftkvalitetsförordningen från den 1 juli 2010.*

	Typ av medelvärde	PM10 (µg/m^3)	PM2.5 (µg/m^3)
Miljökvalitetsnorm	Årsmedelvärde	40	25*,#
	Dygnsmedelvärde, överskridande max 35 ggr per år	50	---
	Stadslufthalt, 3 års medelvärde	---	20#
Övre utvärderingströskel	Årsmedelvärde	28	17
	Dygnsmedelvärde, överskridande max 35 ggr per år	35	---
Nedre utvärderingströskel	Årsmedelvärde	20	12
	Dygnsmedelvärde, överskridande max 35 ggr per år	25	---

* Bör inte överskridas t.o.m. 31 december 2014
# Får inte överskridas fr.o.m. 1 januari 2015.

Miljökvalitetsnormerna anger att PM10 inte får överskrida 40 µg/m^3 räknat som årsmedelvärde samt att halten 50 µg/m^3 räknat som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 35 gånger per år. För PM2.5 är gränsen 25 µg/m^3 som årsmedelvärde från och med 1 januari 2015, medan gränsen för PM2.5 för stadslufthalten (taknivå) är satt till 20 µg/m^3.

Varje kommun är skyldig att kontrollera att båda normerna för PM10 och årsmedelhalterna av PM2.5 uppfylls genom antingen mätningar, beräkningar eller en objektiv bedömning. Om kontrollen har visat att åtminstone den övre utvärderingströskeln överskrids, måste fortsatt kontroll ske genom mätningar som kan kompletteras med beräkningar och andra mätningar med lägre kvalitetskrav. Om den undre utvärderingströskeln överskrids räcker det med att kontrollen sker genom beräkningar alternativt objektiv bedömningar eller en kombination av bägge metoderna. Däremot är det Naturvårdsverket som är skyldiga att kontrollera att stadsluftnormen för PM2.5 inte överskrids genom mätningar. Miljökvalitetsnormerna riskerar att överskridas när översiktsplaner, detaljplaner, bygglov och områdesbestämmelser tas fram. Kommunen har då ett ansvar för att detta inte ska ske, med länsstyrelsen som granskande myndighet (Nilsson m. fl., 2009).

Om kontrollen har visat att miljökvalitetsnormen kan komma att överskridas måste länsstyrelsen och Naturvårdsverket underrättas. Naturvårdsverket bedömer om ett åtgärdsprogram behövs.

Efter att åtgärdsprogrammet har blivit fastställt måste detta skickas till Naturvårdsverket, berörda myndigheter och allmänheten måste informeras om detta och om rådande partikelhalter. Vid PM2.5 överskridanden för stadsluft är det Naturvårdsverket som har skyldighet att informera om halterna.

2.3. Sveriges miljömål

Sveriges miljömål regleras inte i lagen, men de är långsiktiga mål fastställt av Riksdagen för en acceptabel miljö (http://www.miljomal.nu/) och som kan ha en styrande påverkan gentemot olika aktörer (Nilsson m. fl., 2009). Frisk luft-målet lyder:

Luften skall vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas. Inriktningen är att miljökvalitetsmålet ska nås inom en generation.

Delmålet för år 2010 innebär att halterna räknat som årsmedelvärde inte ska överskrida 20 och 12 µg/m^3 för PM10 respektive PM2.5. Se tabell 2. Samma målvärden används av Region Skåne (http://www.lansstyrelsen.se/skane/amnen/miljomal/Miljomalen/Frisk_luft.htm).

Tabell 2. *Sveriges miljömål för Frisk luft fastställda av Riksdagen för PM2.5 och PM10.*

	Målår 2010		Långsiktigt mål	
Typ av medelvärde	Årsmedelvärde	Dygnsmedelvärde överskridande max 37 ggr per år	Årsmedelvärde	Dygnsmedelvärde överskridande max 37 gånger per år
PM10 (µg/m^3)	20	35	15	30
PM2.5 (µg/m^3)	12	20	---	---

2.4. Institutet för miljömedicins lågrisknivåer

På grundval av partiklarnas hälsoeffekter gör Institutet för miljömedicin vid Karolinska institutet (www.ki.se/imm) bedömningen att nivåerna 30 och 10 µg/m^3 för PM10 och PM2.5 räknat som dygnsmedelvärde är rimliga gränsvärden under vilka mindre hälsopåverkan förväntas ske.

2.5. WHO Air quality guidelines

FN-organet Världshälsoorganisationen (WHO) har tagit fram sina egna riktlinjer för vilka PM2.5- och PM10-halter man ska sträva efter (WHO, 2006). Dessa är baserade på internationella studier av framförallt mortalitet. I dessa studier har man uppmätt statistiskt signifikanta mortalitetseffekter av koncentrationer över 10 µg/m^3 för PM2.5. Och WHO riktlinje anger just detta värde som ett årsmedelvärde, som man ska sträva efter. Under dessa halter finns det få studier och de få som finns i trakterna strax under 10 µg/m^3 visar att här är inte längre mortalitetseffekterna statistiskt säkerställda. Dock, så ska det understrykas att det inte verkar finnas något undre tröskelvärde för mortalitet och att alla höjningar av halterna över de naturligt förekommande (3-5 µg/m^3 PM2.5) förmodligen ger en ökad mortalitet trots att det alltså rent statistiskt inte kan säkerställas. WHO antar att PM10 i genomsnitt är 2 gånger högre än PM2.5 i urbana miljöer och därför är riktlinjen för årsmedelvärdet för PM10 lika med 20 µg/m^3.

På vissa orter eller i vissa områden kan det sporadiskt förekomma höga halter av PM2.5 eller PM10. Detta kan ge en ökad mortalitet på grund av korttids-exponering. För att undvika detta har WHO satt som mål att halter på 25 respektive 50 µg/m^3 räknat som dygnsmedelvärde bör undvikas.

3. Halter i Malmö

3.1. PM2.5 och PM10

Typiska årsmedelhalter av partiklar mindre än 10 µm och 2.5 µm i diameter uppmätta med TEOM-instrument (se kapitel 4.1.), d.v.s. PM10 respektive PM2.5 ligger kring drygt 20 µg/m^3 respektive kring 12 µg/m^3 utmed de hårdast trafikerade gatorna i Malmö (så kallade gaturum), se figur 1. PM10 motsvarar ungefär den inandningsbara fraktionen som kan penetrera svalget och näsan, medan PM2.5 motsvarar ungefär den fina fraktionen som kan

penetrera längst ner till lungblåsorna. Mätningarna har utförts av Malmö miljöförvaltning och de flesta rapporter som beskriver mätningarna kan hämtas från: http://www.malmo.se/Medborgare/Miljo--hallbarhet/Miljolaget-i-Malmo/Miljo--och-livsmedelsrapporter/Luft.html.

Gaturumshalterna av PM10 och PM2.5 har hittills inte överskridit någon av miljökvalitetsnormerna någonstans i Malmö (tabell 1), medan de är högre än Sveriges miljömål för år 2010 räknat som årsmedelvärde (tabell 2). Dygnsmedelhalterna av PM2.5 i både gaturum och stadsluft (taknivå) ligger ofta över lågrisknivåerna fastställda av Institutet för Miljömedicin (se kapitel 2.4.). På olika platser i Malmö kan PM2.5- och PM10-halterna vara ännu högre än i de typiska gaturummen, särskilt om det finns en punktkälla eller tillfällig aktivitet annan än biltrafiken som påverkar i närheten, se kapitel 7.3. PM10-halten i stadsluften uppmätt på Rådhusets tak ligger på 15 µg/m^3. Detta är ungefär dessa halter som ca 90 % av Malmös befolkning exponeras för.

Den genomsnittliga årstidsvariationen av månadsmedelvärden av PM2.5 är liten i både stadsluft och gaturum. Den är lite större för stadsluft och PM10 (Nilsson m. fl., 2009) och den är starkast för PM10 i gaturum. Halterna är högst under senvintern/våren, när gatubeläggningen torkar upp.

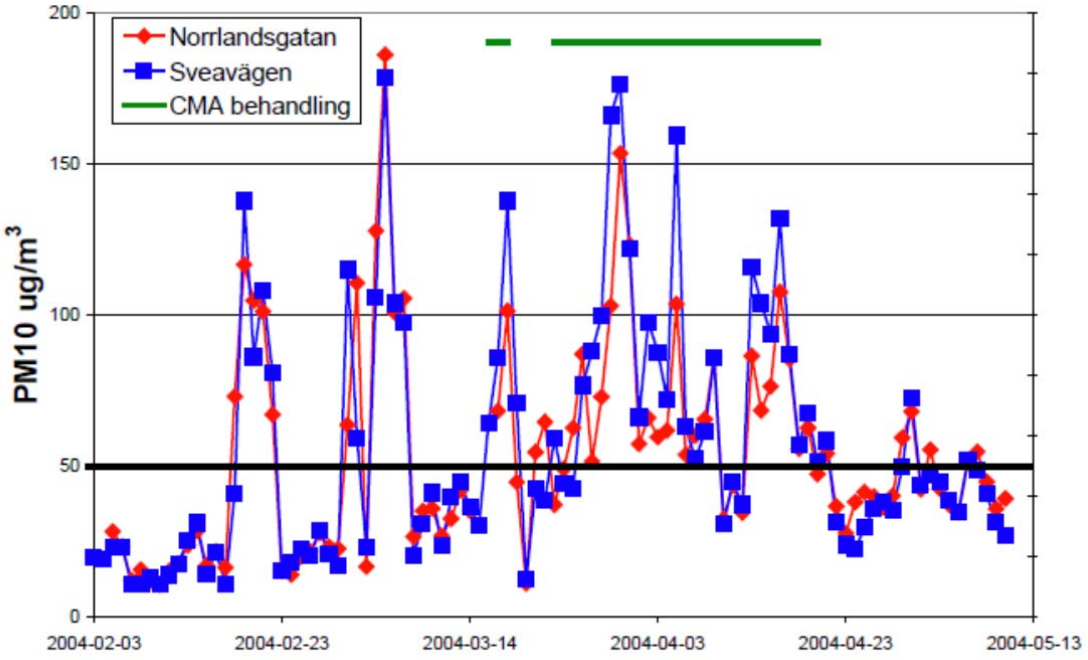
PM10-halterna är likartade för flertalet Skånska tätorter, vilket tyder på att en viktig källa är långdistanstransport samt att stadens utformning inte har stor påverkan på halterna (Nilsson m. fl., 2009). På Jagtvej i Köpenhamn, som har ett trafikarbete på 26-28 000 fordon/dygn (Ketzel m. fl., 2004; Omstedt 2006) är halterna jämförbara med Dalaplan och Amiralsgatan, som har ett trafikarbete på ca 26 000 fordon/dygn respektive 22 000 fordon/dygn. Årsmedelhalterna ligger på drygt 20 µg/m^3. Halterna i Köpenhamn borde intuitivt vara högre än i Malmö på grund av stadens storlek och den högre trafikintensiteten. Å andra sidan är dubbdäcksanvändningen i Malmö högre (cirka 25 %, Nilsson m. fl., 2009; Sjöberg och Ferm, 2005) än på Jagtvej (0 % dubbdäck, Omstedt 2006), vilket möjligen kan förklara de likartade halterna. Dubbdäck ger nämligen ett högre vägslitage än andra däcktyper och därmed en högre halt av uppvirvlade slitagepartiklar i luften. Gaturumsutformningen och därmed turbulensen och omblandningen i gaturummet komplicerar dock jämförelsen mellan Malmö och Köpenhamn, eftersom denna faktor starkt påverkar halterna. På HC Andersens Boulevard, där det passerar 60 000 fordon/dygn är halten drygt 30 µg/m^3 (Ketzel m. fl., 2004, Kemp m. fl., 2010).

På flera gator och vägar i t.ex. Stockholm, Södertälje och Uppsala är dygnsmedelvärdet av PM10 högre än 50 µg/m^3 mer än 35 gånger per år, d.v.s. miljökvalitetsnormen överskrids (jämför med tabell 1) (Ekman och Johansson, 2010; Johansson m. fl., 2005). Detta beror främst på att användningen av dubbdäck är högre (ca 70 %), vilket ger en högre nötning av vägbanan och därigenom en högre emission av asfaltpartiklar. Se exempel från Sveavägen och Norrlandsgatan i Stockholm i figur 3. För Malmös del överskrids dygnsmedelvärdet på 50 µg/m^3 enstaka gånger per år och det är alltså mycket liten risk att normen överskrids.

Det verkar inte finnas någon trend för halterna av PM10 och PM2.5 i stadsluft i Malmö mellan åren 1996 och 2009 respektive mellan åren 1999 och 2009. För gaturumsmätningar går det inte att spekulera i detta, eftersom det bara finns 4 års mätningar att tillgå, mellan 2006 och 2009.

Bakgrundsmätningar (utanför städerna) i Stockholms, Uppsala och Södermanlands län har visat att det finns en nedåtgående trend för PM2.5 och därmed även för PM10 sedan 2006

(Ekman och Johansson, 2010). Man spekulerar i att det förmodligen är minskande emissioner på kontinenten av fina partiklar (PM2.5) som ger de lägre halterna genom intransport. Trenden kan även bero på meteorologiska skillnader. Det finns tecken på en minskande trend för PM2.5 under andra hälften av 2000-talet även för bakgrundsstationen i Skåne som heter Vavihill och som ligger på Söderåsen. Det går dock inte att säkerställa på grund av vissa justeringar av PM2.5-mätningarna under åren. PM10 uppvisar däremot ingen trend på Vavihill (Adam Kristensson, Lunds universitet, Fysiska institutionen, ej publicerade data). Med tanke på de minskande halterna i Svealandslänen, är det förvånande att det inte verkar finnas någon trend för PM2.5 i stadsluften i Malmö.



Figur 3. *Dygnsmedelvärden för PM10 vid Norrlandsgatan och Sveavägen under februari till maj 2004. Perioder med dammbindning via CMA (Kalcium magnesium acetat) indikeras med grön linje (Se kapitel 9.1.). Överskridande av 50 µg/m^3 sker under 41 dygn på bägge gatorna under denna period. Från Johansson m. fl. (2005).*

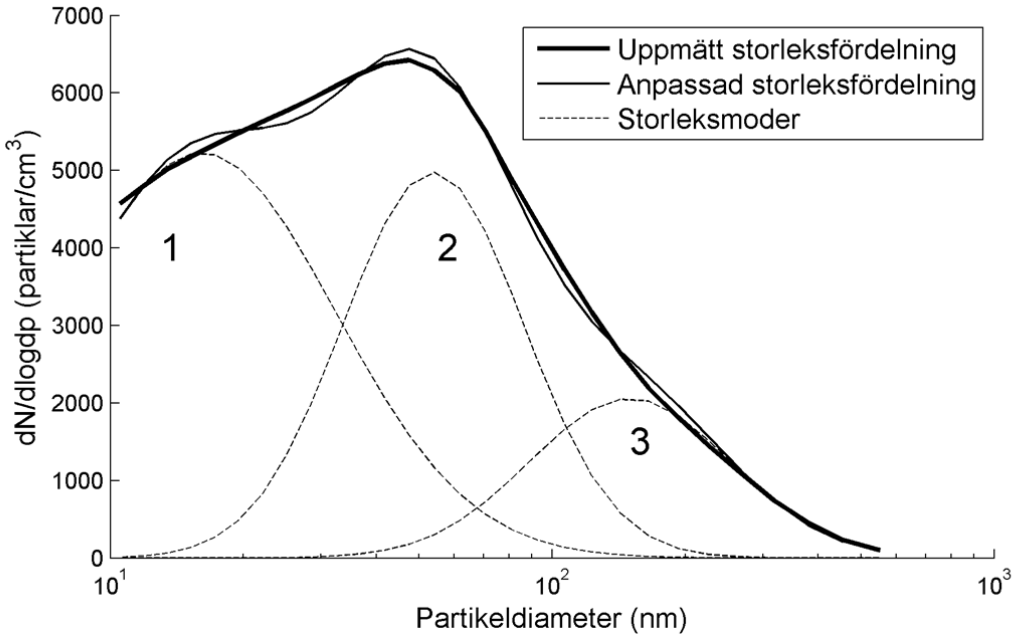
Det är vanskligt att spekulera i varför trenderna är små eller obefintliga för Skånes och Malmös del, men möjligen uppvägs minskade kontinentala föroreningsemissioner av ökade utsläpp av partiklar i Köpenhamn, Malmö och Skåne genom den ökande mobiliteten i Öresundsregionen. Trafikarbetet för personbilar har t.ex. ökat med drygt 10 % mellan 2000 och 2007 i Malmö (Gröna Bilister, ej publicerade data, 2008).

3.2. Antalshalten av partiklar i luften

Antalshalten återspeglar framförallt koncentrationen av ultrafina partiklar (mindre än 100 nm diameter), och är ett bättre mått på koncentrationen av avgaspartiklar än PM2.5 och PM10. Ultrafina partiklar har ett starkt samband med hjärt-kärl-effekter och kan lättare nå blodomloppet genom depositionen i lungan (Araujo m. fl., 2008). Dock saknas det regleringar och miljömål för denna partikelfraktion bland annat på grund av historiska skäl och att tiden inte varit mogen för att bestämma hur och vilken antalsparameter man ska mäta för att bäst återspegla klimat- och hälsoeffekter.

Antalshalten har i Malmö mätts med ett DMPS-instrument (se kapitel 4.3.) med en tidsupplösning på 3 minuter på Rådhusets tak mellan 26 april 2005 och 30 november 2006 och den genomsnittliga halten har varit ca 6 800 partiklar/cm^3. Detta gäller för partiklar mellan 10 och 600 nm i diameter. Vid en jämförelse med Köpenhamnsdata mellan stadsluft (taknivå) och gaturumshalter (Ketzel m. fl., 2004) kan man sluta sig till att antalshalten på en Malmögata med cirka 20 000 fordon/dygn borde ligga kring 20 000 partiklar/cm^3, d.v.s. i gaturummet bidrar gatutrafikens utsläpp till cirka 13 000 partiklar/cm^3. I kontrast till PM2.5 och PM10 (figur 2) ser man alltså att källorna till Malmös antalshalter domineras av stadens egna utsläpp.

Den genomsnittliga storleksfördelningen mätt med DMPS-instrumentet visar att det finns många partiklar under 100 nm diameter (figur 4). Storleksfördelningen kan symboliseras med hjälp av olika partikelmoder, vilka har beräknats med hjälp av en log-normal-anpassning (Hussein m. fl., 2005). Den första moden utgörs av de minsta partiklarna, vilka ursprungligen har bildats genom gas- till partikelomvandling av organiska kolföreningar i luften bakom avgasröret. Den andra moden utgörs av sotpartiklar och organiska partiklar som främst har bildats i motorn. Den tredje moden, som har sitt maximum kring 150 nm diameter utgörs till stor del av partiklar från långdistanstransport (se till exempel Ketzel m. fl., 2004). Denna utgör en betydande del av PM2.5-massan på 11 µg/m^3 uppmätt på Rådhusets tak.



Figur 4. *Den genomsnittliga antalsstorleksfördelningen för partiklar mellan 10 och 600 nm diameter ritad med tjock heldragen linje och mätt med ett DMPS-instrument på Rådhusets tak mellan 26 april 2005 och 30 november 2006. Log-normal-anpassade fördelningen är betecknad med tunn heldragen linje och de tre moderna i den anpassade fördelningen är betecknade med nummer 1, 2 och 3 och med streckade linjer.*

4. Metoder

Nedan presenteras tre mätmetoder som är centrala för beräkningarna i denna studie. Även andra mätmetoder har använts för källtilldelningsberäkningar och för kemisk karakterisering

av olika partikelkällor, men dessa förekommer sparsamt i denna rapport, och presenteras endast med en kort beskrivning löpande i resultat-avsnitten, d.v.s. kapitel 5, 6 och 7.

4.1. PM2.5- och PM10-mätningar

I TEOM-instrumentet (Tapered Element Oscillation Microbalance) deponeras partiklarna på ett filter placerat på toppen av en oscillerande glasstav (figur 5). Förändringen i oscillations-frekvensen på grund av ackumuleringen av partiklar på filtret med tiden omräknas till partikelhalt. Med ett PM2.5- eller PM10-insug kopplat till instrumentet väljer man vilken partikelfraktion som ska mätas (Nilsson m. fl., 2009).

Figur 5. *En illustration av filterboxen i TEOM-instrumentet, där filtret är monterat på glasstaven (Från Nilsson m. fl., 2009). Filtret är grånat efter en tids partikeluppsamling.*

Den gamla TEOM-metoden är inte godkänd som likvärdig referensmetoden för PM2.5 och PM10-mätningar för att kunna användas till miljökvalitetsnormer. Den nya TEOM-FDMS-metoden utvärderas däremot för närvarande och besked om den metoden blir godkänd som likvärdig metod förväntas komma under 2011.

Numera är TEOM-FDMS för kontinuerliga PM2.5- och PM10-mätningar installerad på alla mätplatser relevanta för den här studien (Rådhuset, Dalaplan, och Vavihill). Äldre data med TEOM-metoden är korrigerade till värden som motsvarar TEOM-FDMS. Mer om TEOM-metoden går att läsa i Nilsson m. fl. (2009).

4.2. PIXE-mätningar

Grundämnessammansättningen i partiklar som samlats in på filterprov kan bestämmas med hjälp av PIXE-metoden (Particle Induced X-ray Emission, Johansson och Campbell, 1998). Dessa data används sedan för käll/receptor-beräkningar. Filterinsamlingen vid Lunds universitet sker traditionellt med hjälp av en SAM-monitor (Stationary Aerosol Monitor, Hansson och Nyman, 1985) eller med hjälp av en SFU-enhet (Stacked Filter Unit) (Hopke m. fl., 1997 och ANSTO, 2003).

PIXE-metoden går ut på att atomerna i filterprovet exponeras för en infallande protonstråle och genom denna växelverkan avger då filterprovet en karakteristisk Röntgenstrålning, vilken beror på grundämnet i fråga. En halvledardetektor detekterar strålningen som omvandlas till en grundämneskoncentration för atomer tyngre än magnesium.

Även spårmängder kan detekteras eftersom detektionsgränsen är mycket låg, omkring 0.05 ng/m^3. Därigenom är PIXE mycket användbar för källtilldelningsberäkningar, eftersom även ämnen med mycket låga koncentrationer kan användas för att spåra en källa.

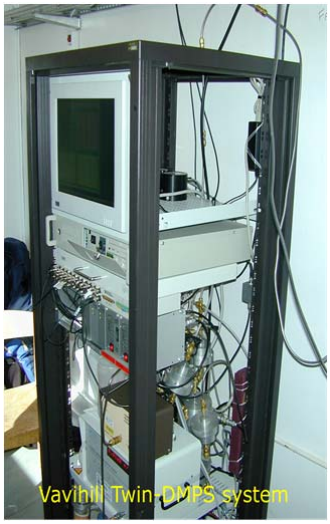
4.3. Mätningar av antalshalten

Mätningar av antalshalten på Rådhusets tak under 2005 och 2006 samt kontinuerliga mätningar vid mätstationen på Söderåsen, Vavihill görs med hjälp av ett SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) respektive ett DMPS (Differential Mobility Particle Sizer) system (Roldin m. fl., 2010 respektive Kristensson m. fl., 2008). Egentligen mäts partikelstorleksfördelningen med denna typ av instrument och antalshalten är en av storheterna som går att räkna ut från storleksfördelningen. Ett exempel på storleksfördelning visas i figur 4.

Instrumentet består av tre delar, där aerosolen först sugs igenom en bipolär laddare, som laddar upp partiklarna med en känd laddningsfördelning. Hjärtat av instrumentet utgörs av en DMA (Differential Mobility Analyzer), där de laddade partiklarna avlänkas med hjälp av ett elektriskt fält. Genom att variera spänningen, kan partiklar med önskad storlek ledas vidare genom en tunn skåra till partikelräknaren, som mäter koncentrationen vid en given spänning.

I DMPS varieras spänningen stegvis, där man låter förhållandena stabiliseras innan man går över att mäta vid nästa spänning, eller med andra ord vid nästa partikelstorlek. I SMPS låter man spänningen stiga kontinuerligt, för att sedan sänkas kontinuerligt till ursprungliga spänningen, och man mäter både vid upp- och ner-stegning. Genom den kontinuerliga stegningen kan man erhålla en högre tidsupplösning (några minuter) än med DMPS.

På Rådhuset har ett singel-DMA system använts, där man kan stega mellan 10 och 600 nm i diameter. På Vavihill använder man ett dubbelt-DMA system, där man kan stega från 3 ända upp till 900 nm i diameter. Tidsupplösningen för Rådhusets SMPS är 3 minuter, medan den är 10 minuter för Vavihill. Vavihill-stationens DMPS visas i figur 6



Figur 6. *En bild på DMPS-systemet på Vavihill i Söderåsen.*

4.4. Källtilldelning med emissionsfaktorer

Hur mycket olika källor bidrar till PM10- och PM2.5-halterna måste inte beräknas med direkta metoder, utan kan även beräknas indirekt med hjälp av emissionsfaktorer. Emissionsfaktormetoden har använts för att beräkna källbidragen till PM10 i gaturummet på

Amiralsgatan och Dalaplan i Malmö i kapitel 6.1. Man kan räkna ut den totala emissionsfaktorn för gaturummet och för PM2.5 och PM10 (som vi betecknar PMx) genom att använda NO_x som referensämne (Sjöberg och Ferm, 2005);

$$EF_{PMx,total} = EF_{NOx} \frac{(PM_{x,gaturum} - PM_{x,taknivå})}{(NO_{x,gaturum} - NO_{x,taknivå})} \text{ (enhet mg/fordons-km)} \quad (1)$$

EF_{Nox} är medelemissionsfaktorn för NO_x, vilken beräknas med vetskap om emissionsfaktorn för lätta fordon (EF_{LFNOX}), tunga fordon (EF_{TFNOX}) och fördelningen lätt/tung trafik på aktuell gata (f_{LF}/f_{TF});

$$EF_{NOx} = f_{LF} \cdot EF_{LFNOx} + f_{TF} \cdot EF_{TFNOx} \quad (2)$$

I denna studie används emissionsfaktorn för lätta och tunga fordon på 0.60 respektive 4.0 mg/fkm för NO_X (Sjöberg och Ferm, 2005).

Om man även känner till emissionsfaktorn för individuella källor uppdelat på lätta och tunga fordon i gaturummet (se t. ex. Johansson m. fl., 2007a), kan man dela upp den totala emissionsfaktorn i dess beståndsdelar. I gaturummet, där trafiken dominerar bidraget till partikelhalterna är vägslitagepartiklar, bromsslitagepartiklar, däckslitagepartiklar och avgaspartiklar de mest betydande källorna. Andra gaturumskällor kan försummas. För bromsbidraget blir det t. ex:

$$EF_{PMx,broms} = f_{LF} \cdot EF_{LFPMx,broms} + f_{TF} \cdot EF_{TFPMx,broms} \quad (3)$$

Förhållandet mellan emissionsfaktorerna för de olika källorna är ett direkt mått på det relativa källbidraget mellan de olika källorna, och det är framförallt medelvärdet under en mätperiod som är möjligt att beräkna;

$$Bromsbidraget\ (\%) = EF_{PMx,broms}/EF_{PMx,total} \cdot 100 \quad (4)$$
$$Däckbidraget\ (\%) = EF_{PMx,däck}/EF_{PMx,total} \cdot 100 \quad (5)$$
$$Avgasbidraget\ (\%) = EF_{PMx,avgas}/EF_{PMx,total} \cdot 100 \quad (6)$$

Emissionsfaktorerna för dessa källor är olika för tunga och lätta fordon, varför även trafikfördelningen på gatan måste beräknas för att räkna ut dessa bidrag. Värden för de individuella källbidragen kan hämtas från Johansson m. fl. (2007a) för svenska förhållanden.

Under normala omständigheter är emissionsfaktorn för vägslitage okänd, men den kan ändå bestämmas genom:

$$Vägslitage\text{-}bidraget\ (\%) = 100\ \% - Bromsbidraget - Däckbidraget - Avgasbidraget \quad (7)$$

Slutligen kan det absoluta bidraget till halterna beräknas genom kännedom om den genomsnittliga haltskillnaden mellan gaturum och taknivå:

$$Bromsbidraget\ (\mu g/m^3) = (PM_{x,gaturum} - PM_{x,taknivå}) \cdot Bromsbidraget\ (\%) / 100 \quad (8)$$
$$Däckbidraget\ (\mu g/m^3) = (PM_{x,gaturum} - PM_{x,taknivå}) \cdot Däckbidraget\ (\%) / 100 \quad (9)$$
$$Avgasbidraget\ (\mu g/m^3) = (PM_{x,gaturum} - PM_{x,taknivå}) \cdot Avgasbidraget\ (\%) / 100 \quad (10)$$
$$Vägslitage\text{-}bidraget\ (\mu g/m^3) = (PM_{x,gaturum} - PM_{x,taknivå}) \cdot Vägslitage\text{-}bidraget\ (\%) / 100 \quad (11)$$

4.5. Källtilldelning med käll/receptor modeller

Medan emissionsfaktormetoden för att räkna ut gaturumsbidraget ofta ger ett relativt sett precisare resultat än en käll/receptormodell, är det omöjligt att använda metoden i alla lägen.

Käll/receptor-beräkningar har i denna rapport använts för att beräkna källbidragen till långdistanstransport av PM10 och PM2.5 och för källtilldelning PM2.5 i gaturummet på Amiralsgatan och Dalaplan i kapitel 6.2 respektive 6.4. Beskrivningen av dessa modeller finns att läsa i Kristensson (2005).

Alla käll/receptormodeller bygger på antagandet att den uppmätta halten under ett mättillfälle och på en godtycklig receptorpunkt av ett ämne eller en PM-halt ($X_{i,j}$, där i betecknar ämnet och j mättillfället) kan representeras genom en summa av källbidrag från de p stycken källor som påverkar;

$$X_{i,j} = \sum_k^p a_{i,k} f_{k,j}, \qquad (12)$$

där $a_{i,k}$ betecknar källprofilen för källa nummer k och ämne i, och där $f_{k,j}$ betecknar källbidraget under mättillfälle j för källa k. Varje källa kräver en unik källprofil, där de relativa koncentrationerna mellan olika ämnen är konstanta. Källprofilen beskriver med andra ord den relativa förekomsten av olika ämnen från en utsläppskälla och den måste vara unik för var och en av källorna, annars går det inte att särskilja källbidragen från olika källor i käll/receptormodellen.

Med en faktoranalysmodell är källprofilerna till en början obekanta. Modellen räknar själv ut vilka källprofiler som ger bäst resultat för källbidragen och användaren får lista ut vilka källorna är med utgångspunkt från de relativa koncentrationerna av ämnen i profilen. Användaren matar endast in uppmätta data (X-matrisen), eventuellt mätfel och slutligen hur många källor som kan tänkas påverka i förhand.

Den andra ytterligheten är en kemisk massbalansmodell, där användaren själv matar in kända källprofiler, hur många källor som påverkar och låter modellen enbart räkna ut källbidraget.

COPREM (Constrained Physical Receptor Model, Wåhlin, 2003), som används flera gånger i denna studie är en modell som ligger mellan faktoranalys- och massbalansmodeller. Här går det med andra ord att delvis låsa källprofilen för enstaka ämnen eller alla ämnen i en eller flera källor baserat på tidigare erfarenheter eller preliminära käll/receptorkörningar för samma dataset. COPREM tvingar fram icke-negativa källbidragslösningar och tar mindre hänsyn till data som har större osäkerhet, d.v.s. COPREM viktar lösningen med avseende på mätnoggrannhet.

PMF (Positive Matrix Factorization, Paatero, 1997) brukar traditionellt användas som en faktoranalysmodell, och har använts som en sådan i flera av de refererade studierna. Det går också använda den som ett mellanting mellan massbalans- och faktoranalysmodell liksom COPREM, men gränssnittet är inte användarvänligt för detta ändamål. PMF viktar också lösningarna med avseende på mätfel och tillåter inte negativa lösningar. Den största fördelen gentemot COPREM är att den har en komponent, som ger robustare lösningar och är mindre känslig för data som sticker ut.

För källbidragsberäkningarna använda i denna rapport under kapitel 6.2. och 6.4. är det framförallt PIXE-data som har använts tillsammans med NO_X och PM-halter.

5. Partikelkällor och kemisk sammansättning

5.1. Partikelbildning

Luftburna partiklar, eller med andra ord aerosolpartiklar brukar i princip genereras på ett av följande fyra sätt (se mer i Nilsson m. fl., 2009):

1. Mekanisk generering.
2. Gas- till partikel-omvandling genom kondensation.
3. Gas- till partikel-omvandling genom nypartikelbildning.
4. Gas- till partikel-omvandling genom förbränning.

Mekanisk generering innebär att partiklar bildas direkt (primärt) vid källan genom en av följande processer:

- Jorderosion, genom vindens verkan på jordytan.
- Havssprej, genom vindens verkan på uppvirvling av havssaltaerosoler på grund av vågbrytningar.
- Slipning, krossning och slitage av beläggning, såsom vägar, däck, bromsar, etc.

Gas-till-partikelomvandling genom kondensation ger inget nytillskott av partiklar, men ger en ökad partikelmassa på grund av kondensation av gaser på existerande partiklars yta. Nypartikelbildning ger däremot 10-100 tusentals nya partiklar per kubikcentimeter luft mellan 1 och 10 nm diameter genom en process, som ännu idag inte är känd, men som man vet involverar bland annat svavelsyra och organiska ämnen. Denna bildning sker nästan överallt i atmosfären ungefär var femte dygn. Dessa två typer av produktioner kallas ibland gemensamt sekundär aerosolbildning, eftersom partikelbildningen sker en betydande tid efter gasemissionerna. Slutligen ger skogsbränder, vulkanutbrott, vedeldning, olja/gas-förbränning, industriförbränning och liknande processer också ett nytillskott av primära partiklar i förbränningskammaren och när den heta vattenångan och gaserna kyls ner och kondenserar.

En idealiserad partikelstorleksfördelning för antalet partiklar visas i den översta panelen i figur 7. De nybildade partiklarna större än 1 nm i diameter (nukleeringsmod) växer snabbt genom koagulering (slås ihop med existerande partiklar) och kondensation till större storlekar och kan efter några timmar eller dygn nå storlekar mellan 30 och 100 nm diameter (Aitken mod) under långdistanstransport. Förbränning genererar flest partiklar mellan 10 och 200 nm diameter och de minsta partiklarna växer även de snabbt under långdistanstransport genom framförallt kondensation. Under fuktiga förhållanden kan partiklar kring 100 nm diameter aktiveras och bli molndroppar och när molndropparna sedan avdunstar igen återfår partiklarna inte sin ursprungliga storlek, utan de hamnar ofta en bit över 100 nm diameter (ackumuleringsmod). Denna storlek kan de också få genom fortsatt kondensation under torra förhållanden. De mekaniskt genererade partiklarna ger en stor massa oftast över 1 µm i diameter.

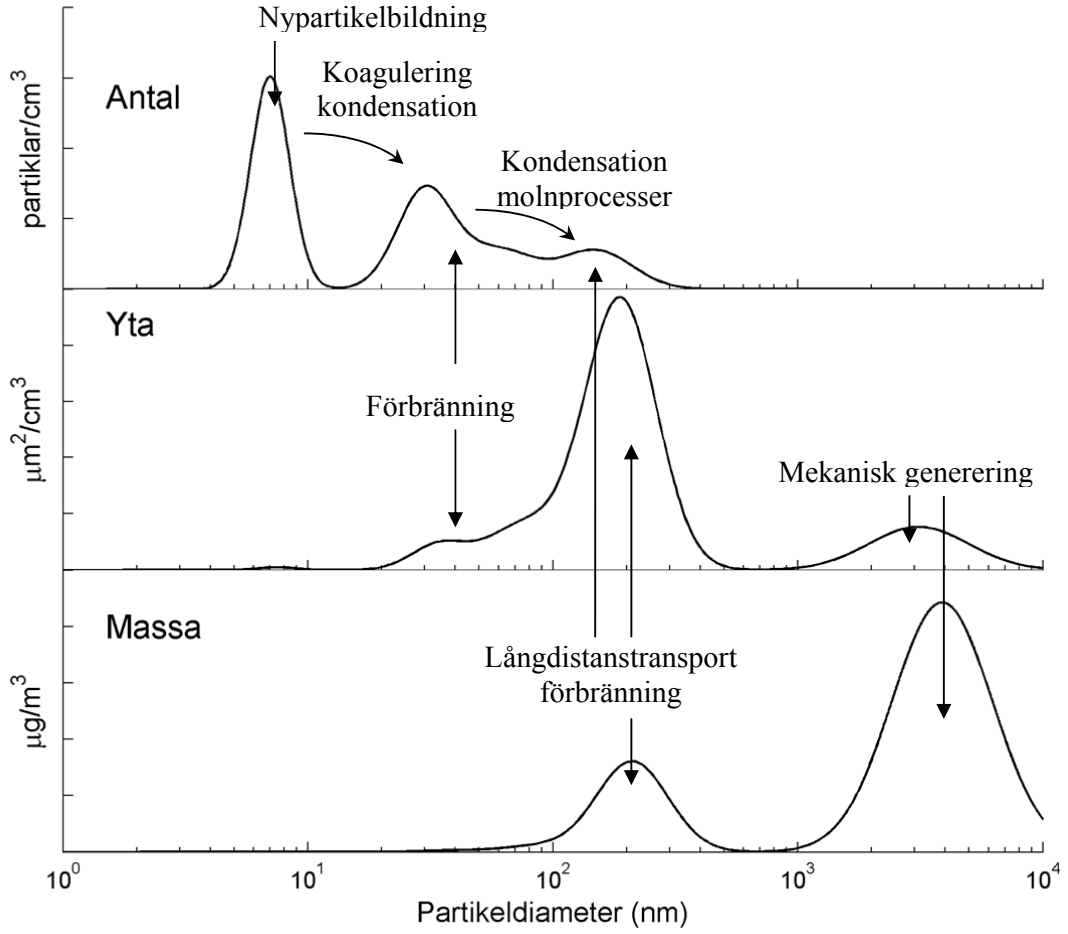
Medan nukleeringspartiklar och mindre förbränningspartiklar ger ett försumbart massbidrag eftersom de väger så lite, så ger på motsvarande sätt de mekaniska partiklarna ett försumbart bidrag till antalshalten i de flesta miljöer i atmosfären (jämför översta och nedersta panelen i figur 7). Nästan alla typer av partiklar ger ett betydande bidrag till ythalten (mellersta panelen).

5.2. Kemisk sammansättning

Partiklarnas kemiska sammansättning styrs i hög grad av källursprung och i tabell 3 listas de vanligast förekommande ämnena för de källorna som starkast påverkar Malmö. För de olika typerna av mekaniskt genererade partiklar har vi följande sammansättning:

Havsspray eller havssaltpartikeln innehåller framförallt koksalt (NaCl) och andra ämnen som återfinns i riklig mängd i havsvatten, t.ex. sulfat, Mg, Ca, K, Br, o.s.v. (Kristensson, 2005). Havssprejpartikeln är även anrikad med organiskt material från framförallt protein i de

levande organismerna närmast vattenytan (Kuznetsova m. fl., 2005; Keene m. fl., 2007). Det verkar som om att de flesta partiklarna och den mesta av partikelmassan under 1 µm är av organiskt ursprung, medan masshalten och den totala havssprejmassan för partiklar över 1 µm i diameter domineras av havssalt (O'Dowd m. fl., 2004; Keene m. fl., 2007). Havssprejpartiklarna modifieras avsevärt vid transport över havet och kontinenten på grund av kondensation av gaser med kontinentalt ursprung eller från sjötrafik.



Figur 7. *Förenklad och idealiserad bild av typiska storleksfördelningar för antals-, yt- och masshalterna. Yt- och masshalterna är beräknade från antalshalterna under antagande att partiklarna är sfäriska. Källor och processer, som ger upphov till de olika partikelpopulationerna är även angivna i figuren.*

Partiklar från vägslitage och från jorderosion innehåller liknande ämnen, d.v.s. främst oxider och karbonater (Jung m. fl., 2010), eftersom båda typerna härstammar från jordskorpan. Halterna av de olika ämnena varierar dock något beroende på geologiskt ursprung. Vägslitagepartiklar är ofta blandade med andra typer av partiklar och material från vägen jämfört med jorderosionpartiklar, t.ex. salt och sand från saltning och sandning av vägen, eller broms, dubb- och däckmaterial som ackumuleras på vägbanan under fuktiga förhållanden. De vanligaste grundämnena förutom syre, kisel, aluminium och kol från jord- och vägpartiklar är; Na, Mg, Fe och Ca. Även K, Ti, Ba och Mn förekommer i relativt rikliga

mängder. Slutligen förekommer även Ni, Cr, Br, och Sr i mindre mängder (Kristensson, 2005; Johansson m. fl., 2005; Sjödin m. fl., 2010). Vid anrikning kan även andra ämnen vara aktuella, såsom sulfat, nitrat (Sullivan m. fl., 2007; Wang m. fl., 2009) och organiska ämnen (Choël m. fl., 2010).

Tabell 3. *Lista över de vanligast (**X**), måttligt (m) och sparsamt (s) förekommande ämnena i olika partikeltyper/källor både med avseende på massa och antalshalt. LDT betecknar långdistanstransport.*

Ämne	Havssprej	Jord/väg	Avgaser	Förorenat LDT	Nypartikelbildning
organiska	**X**		**X**	**X**	**X**
sot			**X**	**X**	
PAH			**X**		
oxider		**X**			
karbonater		**X**			
salter	**X**				
sulfat	m		m	**X**	**X**
ammonium				**X**	m
nitrat				**X**	m
Na	**X**	**X**			
Mg	m	**X**			
Al		**X**			
Si		**X**			
Cl	**X**				
K	m	m		**X**	
Ca	m	**X**	s	m	
Ti		m		s	
V				s	
Cr		s		s	
Mn		m	s	s	
Fe		**X**		m	
Ni		s		s	
Cu			s	s	
Zn			s	s	
Se				s	
Br	x	s		s	
Sr	s	s			
Ba		x	s		
Pb			s	S	

Avgasemissioner ger produktion av medelflyktiga och svårflyktiga organiska partiklar och sotpartiklar, vilka bildas direkt i motorn (Kittelson, 1998). En del av de medelflyktiga organiska ämnena kan avdunsta från partikelytan och sedan under inverkan av fotokemi under långdistanstransport återkondensera på existerande partiklar i en skepnad av mer svårflyktiga oxiderade kolväten (Robinson m. fl., 2007). Även emissionen av lättflyktiga organiska gaser kan efter en längre stund i atmosfären genomgå denna omvandling till mer svårflyktiga organiska ämnen. En rad medelflyktiga organiska föreningar i gasfas kan också kondensera och bilda nya partiklar i den avsvalnande ångan bakom avgasröret (Kittelson,

1998). De sotpartiklar och organiska partiklar som bildas direkt i motorn är oftast mellan 50 och 200 nm i diameter, och de flesta av de som bildas bakom avgasröret är mellan 10 och 30 nm i diameter (Kittelson m. fl., 2006a). För bränsle med högt svavelinnehåll kan en dominerande del av antalshalten bestå av svavelsyra-partiklar och organiska partiklar med kondenserat svavel (Kittelson, 1998). Det förekommer även emissioner av andra ämnen och tungmetaller i spårmängder från bilavgaserna i form av Ca, Zn, Cu, Pb, Mn, och Ba (Kittelson m. fl., 2006a; Valiulis m. fl., 2002), där askbildning med Ca och en del av de andra metallerna gör partiklarna mindre flyktiga (Kittelson m. fl., 2006a). Avgasemissioner är rika på polyaromatiska kolväten (PAH) i både gas- och partikelform (Kristensson m. fl., 2004), vilka är cancerbildande.

En stor andel av bensinbilarnas partiklar verkar komma från oförbränd smörjolja. Denna smörjolja ger upphov till emissionen av organiska gasformiga ämnen, som sedan troligtvis återkondenserar och bildar organiska partiklar bakom avgasröret (Sakurai m. fl., 2003) och detta ger alltså partiklar i de minsta storlekarna, 10 till 30 nm i diameter (Kittelson m. fl., 2006b).

Dieselbilen anses generellt ge högre emissioner av sotpartiklar och därmed större massemissioner i förhållande till bensinbilen (se till exempel Kristensson, 2007). Med användande av partikelfilter reduceras emellertid massemissioner och antalshaltemissioner för nya bilar till nivåer som är jämförbara med bensinbilens. Dieselbilar emitterar mindre CO och ger ett lägre klimatgasutsläpp än bensinbilen, vilket kan minska hälsoeffekterna på sikt genom minskad global uppvärmning. När skattesubventionen på 6000 kronor avskaffades år 2008 för installation av partikelfilter i nya dieselbilar, fanns det en farhåga att dessa kunde komma att säljas utan filter och därmed fortsätta ha en större hälsopåverkan än bensinbilen. Det har dock visat sig att de flesta säljarna ändå har valt att ha ett installerat partikelfilter på sina dieselbilar innan de säljer dem.

Däremot ger dieselbilen ett högre utsläpp av cancerogena PAHer och av NO_X. NO_2-delen av NO_X-utsläppen har traditionellt ansetts vara mycket hälsovådliga. Dock har man på senare tid insett att vid höga halter av NO_2, så är det inte detta ämne ensamt som bidrar till sjuklighet, utan NO_2 rentav kanske är en markör för andra toxiska ämnen eller avgaspartiklar, och att det egentligen är dessa som ger ökad sjuklighet och dödlighet (se diskussionen i Johansson m. fl., 2007b).

Slutsatsen är att det återstår mycket arbete med jämförelser av nyare bensin- och dieselbilar för att kunna dra säkrare slutsatser om hälsopåverkan.

Eftersom tvåbränslebilar (biogas/naturgas och bensin, E5) samt bränsleflexibla bilar (E85 samt bensin, E5) är vanligt förekommande i Sverige har det gjorts en jämförelse av dessa bilars utsläpp när de körs med en maximal halt av det alternativa bränslet och med en maximal halt av det konventionella bensinbränslet, E5 (Westerholm m. fl., 2008). E85 betyder att bränslet innehåller 85 % etanol och 15 % bensin, och E5 betyder att bränslet innehåller 5 % etanol och 95 % bensin. E5 är det traditionella bensinbränslet i Sverige.

För de bränsleflexibla biltesterna visade det sig att PM2.5-emissionerna ökade med mängden etanol, medan de sjönk kraftigt med användande av gas jämfört med bensin i tvåbränslebilarna. Vissa kolväteemissioner sjönk för etanol och gas jämfört med bensin, medan acetaldehyd och formaldehyd-emissioner är högre för etanol. Aldehydemissionen kan potentiellt ge högre ozonbildning i närmiljön och därmed något högre dödlighet för bränsleflexibla bilar, som körs på E85 jämfört med vanliga bensinbilar, som körs på E5

(Jacobson, 2007). Å andra sidan har svensk E85 en potential att motverka globala effekter på hälsan genom den relativa minskningen av klimateffekter i förhållande till E5.

Förbränning i tunga industrier och kolkraftverk kan ge partiklar med en stor massa sulfat. Genom långdistanstransport når dessa partiklar Sverige. Olje-förbränning av lågvärdigt bränsle från fartyg ger också höga halter av sulfater och emissioner av spårämnena V och Ni. Medan sjötrafik i Öresund ger en varaktigare, omfattande halthöjning av PM2.5 i Malmö genom långdistanstransport, så ger sjötrafiken i närhet till hamnen i Malmö en mycket kortvarigare, lokal påverkan på Malmö-halterna.

Eftersom de ovannämnda industri-, och fartygskällorna karakteriseras av högt svavelinnehåll, men även organiskt kol och sot, är det svårt att särskilja dem (Kristensson, 2005). Vi kallar dem gemensamt för den förorenade långdistanstransport-källan (tabell 3). Dessutom blandas och omvandlas gaser och partiklar från olika källor under långdistanstransport. Partiklarna blir mer homogena med tiden och närmar sig eller ackumuleras i storleksområdet 0.1-1 µm i diameter (den så kallade ackumuleringsmoden). Det är i dessa storlekar och i förorening långdistanstransport-källan som bilavgaspartiklarna också slutligen hamnar under långdistanstransport.

Nypartikelbildning kan som nämnts ge mycket höga halter av nano-partiklar på grund av naturliga och antropogena utsläpp av framförallt SO_2 och organiska gaser (Metzger m. fl., 2010). Dessa innehåller många olika oxiderade organiska ämnen och sulfat och kan genom långdistanstransport även påverka andra städer och nå 100 nm-storlek innan de försvinner från atmosfären genom torr- och våtdeposition.

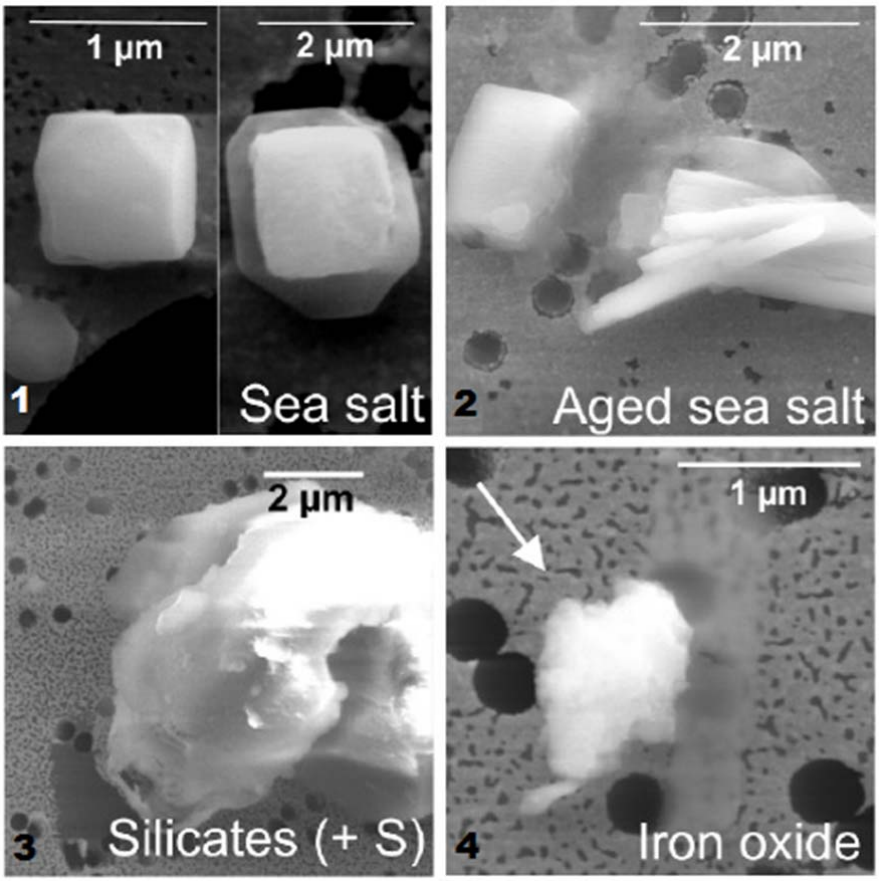
5.3. Morfologi

Nedan presenteras morfologin för olika partikeltyper. Först ut är långdistanstransporterade partiklar och havssprej. Havssaltpartiklar har störst massa över 1 µm diameter. Partiklarna är kubiska när de är torra. Dock är de sfäriska och innehåller en dominerande mängd vatten vid normala atmosfäriska förhållanden och i lungan, där 99.5 % luftfuktighet råder. De är lättlösliga på grund av saltinnehållet och anrikas med sulfater, nitrater och urlakas på klor under långdistanstransport över kontinenten (Sinha m. fl., 2008). En bild på färska och åldrade havssaltpartiklar kan ses i figur 8 (betecknade med grupp 1 respektive grupp 2). De framstår som kristalliserade på bilden, eftersom de torkar upp innan bildanalysen. Morfologin för den delen av havssprej som innehåller organiskt material (< 1 µm i diameter) är okänd, men det är troligt att även denna partikel är sfärisk och vattenlöslig vid de fuktigheter som råder i atmosfären och lungan.

Jorderosion-partiklar från långdistanstransport innehåller ungefär samma oxider som vägslitagepartiklar (exempel figur 8, grupp 4). Men jorderosionpartiklar har åldrats på annat sätt, och har ibland slagits ihop med havssaltpartiklar, men framförallt har de anrikats med organiska ämnen (Sullivan m. fl., 2007; Wang m. fl., 2009) och sulfater och nitrater genom kondensation (Sinha m. fl., 2008, exempel figur 8, grupp 3). Tack vare åldringen har de inte längre lika aggressiva brottytor som färska kvartshaltiga vägslitagepartiklar (jämför figur 8, grupp 3 och 4 med figur 9) och är något mer benägna att ta upp vatten i de fuktiga förhållandena i lungan (Jung m. fl., 2010). Kärnan av mineraloxider är dock svårlöslig.

Långdistanstransporterade partiklar från föroreningskällor på kontinenten innehåller som nämnts i kapitel 5.2. många olika ämnen. Även om en stor del av dessa partiklar till en början är svårlösliga, är deras grad av löslighet större med åldringstiden på grund av kondensation av olika ämnen och vattenupptag under långdistanstransporten. Därmed erhåller de

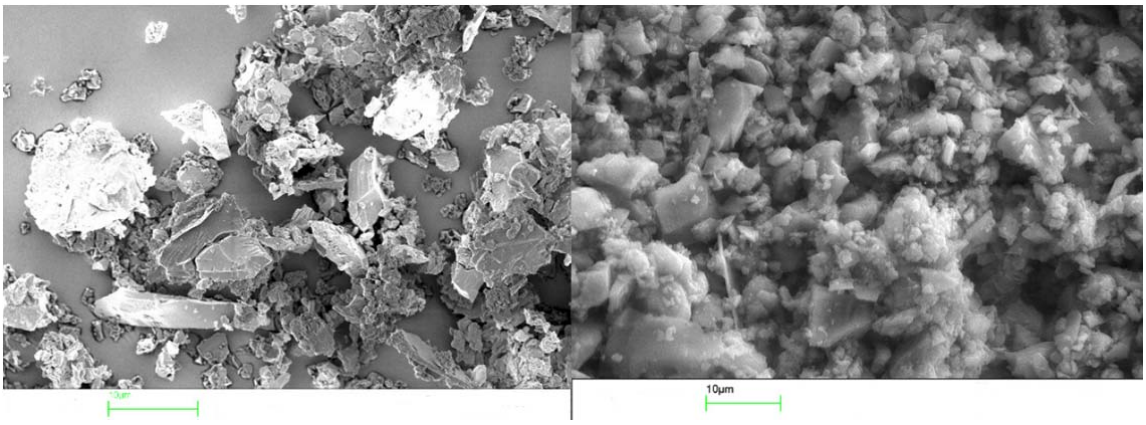
förorenade organiska, svavel- och sothaltiga partiklarna en alltmer sfärisk form med åldringstiden (Pagels m. fl., 2009).



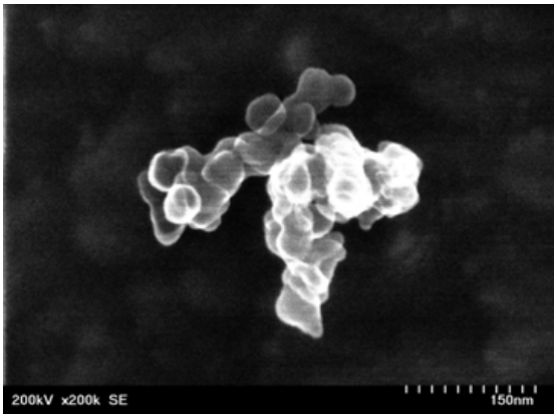
Figur 8. *Svepelektronmikroskopibilder (SEM) på olika partiklar mellan 1 och 10 µm i diameter. 1. Havssaltpartiklar från vågbrytning (Sea salt). 2. Åldrade havssaltpartiklar anrikade med sulfater och urlakade på klor (Aged sea salt). 3. Silikatpartikel anrikad med sulfat (Silicates (+S))). 4. Järnoxidpartikel (Iron oxide). Kemisk karakterisering av dessa partiklar har gjorts med Energy Dispersive X-ray (EDX) detektor spektroskopi (från Sinha, m. fl, 2008).*

Färskt producerade sotpartiklar och organiska dieselpartiklar innehåller en sotkärna i storlekar kring 30 nm diameter. Organiskt material är kondenserat på denna. Partiklarna har en ”agglomererad” form när flera av sotpartiklarna slås ihop. När partiklarna består av några kärnor erhålls den typiska storleken på ca 50 nm diameter, men om det finns tillräckligt många kedjeelement kan partikeln bli flera hundra nanometer när den kommer ut från avgasröret (Park m. fl., 2003; eller figur 10). Mycket forskning pågår i dagens läge om hur snabbt olika ämnen kondenserar på dessa partiklar och hur snabbt vatten tas upp, men det är inte osannolikt att redan efter grovt räknat en timmes uppehållstid i atmosfären har partiklarna ”kollapsat”, d.v.s. tagit upp vatten och fått ökad massa genom kondensation av kolväten och erhållit en mer sfärisk och vattenlöslig form på liknande sätt som de långdistanstransporterade partiklarna (Joakim Pagels, personlig kommunikation, Avdelningen för ergonomi och aerosolteknologi, Lunds universitet). De flesta avgaspartiklarna, som inte innehåller sot återfinns i nukleeringsmoden (3-30 nm diameter), är sfäriska och innehåller en dominerande del organiska ämnen, men även sulfat beroende på svavelinnehållet i bränslet.

Slutligen finns det en del fina askpartiklar som innehåller oxider och tungmetaller från förbränningen.



Figur 9. *Bilder tagna med hjälp av Scanning Electron Microscopy (SEM) av färskt producerade PM10 partiklar från två olika typer av asfalt, kvartsbeläggning, Stone Mastic asphalt (SMA) från Dalbo, stenstorlek < 16 mm respektive granitbeläggning, Dense Asphalt Concrete (DAC) från Skärlunda, stenstorlek < 16 mm (från Sjödin m. fl., 2010).*



Figur 10. *En Scanning Electron Microscopy (SEM) bild på ett diesel-agglomerat (från Kamimoto m. fl., 2007).*

Som visats tidigare i figur 9 uppvisar färska partiklar från asfalten stora brottytor. Det är dock troligt att slitagepartiklar i gaturummet, som förutom slitaget av vägen även innehåller vägsaltpartiklar och bromsbelägg- och däckpartiklar, är något åldrade. Samma partikel kan nämligen virvla upp i luften och återdeponeras på vägbanan många gånger innan den helt försvinner ur gaturummet (Johansson m. fl., 2005). Den ligger dessutom länge på vägbanan och slås ihop med olika typer av partiklar som ligger på vägbanan och reagerar kemiskt i gas och vatten-fas på vägbanan med andra ämnen. Hur partiklarna ser ut efter denna åldring är i mångt om mycket okänt, men resultatet från Johansson m. fl. (2005) och Gustafsson m. fl. (2005) verkar antyda att vägslitagepartiklarna innehåller spårmängder av sulfat (och då är det troligt att de även innehåller nitrater och andra ämnen som kondenserar) och att saltpartiklarna innehåller en betydande fraktion sulfat, eftersom svavelsyra och svaveldioxid snabbt kondenserar på saltpartiklar.

6. Källbidrag till årsmedelvärden av PM10 och PM2.5

6.1. Gaturumsbidrag PM10

Skillnaden i halten mellan ett gaturum i Malmö, såsom Dalaplan och halten i stadsluften i taknivå (i det här fallet Rådhusets tak) ger gatans eget bidrag till gaturummets halter. De genomsnittliga PM10-halterna på Dalaplan och Rådhusets tak från 2006 t.o.m. 2009 är lika med 21 respektive 16 µg/m^3, d.v.s. gatans bidrag är 5 µg/m^3 (se tabell 4 och figur 2). Enligt tabell 4 är Amiralsgatans genomsnittliga PM10-halt under de tillfällen som NO_X-data var tillgängligt på Rådhuset lika med 25 µg/m^3, och då var samtidigt Rådhusets halter 15 µg/m^3. Gatubidraget är under denna period alltså lika med 10 µg/m^3. Observera att detta gatubidrag förmodligen är högre än normalt, eftersom PM10 på Amiralsgatan, medelvärdesbildat över en längre period, är 23 µg/m^3.

Tabell 4. *Halter av PM10, PM2.5 och NO_X som medelvärde mellan 2006 och 2009 på Dalaplan och Rådhuset (taknivå). Även halter på Amiralsgatan är angivna, men gäller för delar av perioden 4 september 2009 till och med 16 juni 2010. Amiralsgatan-data är från de tillfällen då mätningar av både PM10 och NO_X var tillgängliga samtidigt. Medelvärdet för PM10 under dessa tillfällen (25 µg/m^3) skiljer sig från medelvärdet från hela perioden, som är lika med 23 µg/m^3.*

	Dalaplan	Amiralsgatan
PM10	21 µg/m^3	25 µg/m^3
PM10 Rådhuset	16 µg/m^3	15 µg/m^3
PM10 gatubidrag	5.0 µg/m^3	10 µg/m^3
PM2.5	12 µg/m^3	---
PM2.5 Rådhuset	11 µg/m^3	---
PM2.5 gatubidrag	1.0 µg/m^3	---
NO_X	46 µg/m^3	84 µg/m^3
NO_X Rådhuset	21 µg/m^3	25 µg/m^3
NO_X gatubidrag	25 µg/m^3	59 µg/m^3

I nästa steg används emissionsfaktormetoden beskriven i kapitel 4.4. för att räkna ut källbidrag för gaturummet. Även direkta källbidragsmodelleringar med en käll/receptor-modell kan göras för detta ändamål såsom beskrivs i kapitel 4.5., men emissionsfaktor-metoden anses noggrannare. Käll/receptor-modeller kan vara till hjälp vid en validering av emissionsfaktormetoden. Genom att använda formel (1) och (2) i kapitel 4.4. tillsammans med data för NO_X och PM från tabell 4 och trafikflödedata från tabell 5 kan man räkna ut totala emissionsfaktorn. För Amiralsgatan och Dalaplan är de 150 respektive 135 mg/fkm. Se tabell 5.

Den totala emissionsfaktorn går att dela upp i dess beståndsdelar. I princip är 4 källor aktuella i gaturummet: 1. Avgaspartiklar, 2. Bromsslitage, 3. Däckslitage, samt 4. Vägslitage. De individuella emissionsfaktorerna har uppskattats genom data i tabell 5 och formel (3) i kapitel 4.4. Osäkerheten för emissionsfaktorerna är stor på grund av många antaganden, och felgränsen uppskattas till 30 % av absolutvärdet. Anledningen till de något högre emissioner-na på Amiralsgatan jämfört med Dalaplan beror delvis på att andelen tunga fordon är större på Amiralsgatan och delvis på annorlunda gaturumsutformning och vindförhållanden. Lägg märke till att saltning i detta fall ingår i vägslitagekällan, eftersom egna emissionsfaktorer inte kunde hittas för denna källa.

Tabell 5. *Fordonsflöde och emissionsfaktorer för PM10 för gaturumsbidraget i olika gaturum i Malmö och Norden.*

	% lätta fordon (fLD)	% tunga fordon (fHD)	Trafikflöde (fordon/dygn)	Total emissions-faktor (mg/fkm)	Avgas-emission (mg/fkm)	Broms-emission (mg/fkm)	Däck-emission (mg/fkm)	Vägslitage-emission (mg/fkm)
Amiralsgatan	88	12	22 000	150	33[1]	8.8[1]	5.3[1]	105
Dalaplan	95	5	26 000	135	25[1]	6.2[1]	4.3[1]	100
Hornsgatan (Stockholm)	95[1]	5[1]	35 000[1]	244[1]	25[1]	6.2[1]	4.3[1]	210[1]
Jagtvej (Köpenhamn)	96.5[2]	3.5[2]	25 000[2]	91[2]	---	---	---	---
HC Andersens Boulevard (Köpenhamn)	95.5[2]	4.5[2]	60 000[2]	158[2]	---	---	---	---

[1] Värden från Johansson, m. fl. (2007a) eller beräknat från denna källa.
[2] Från Ketzel, m. fl. (2007).

Vägslitage-emissionsfaktorn är mycket lägre än i Stockholm, framförallt på grund av den lägre dubbdäcksandelen (25 % jämfört med 70 %) och den är säkert högre än på Jagtvej, eftersom den totala emissionsfaktorn är lägre där (tabell 5). Den lägre emissionsfaktorn på Jagtvej beror förmodligen på att dubbdäck inte alls används i Danmark. HC Andersens Boulevard har däremot en total emissionsfaktor i nivå med Malmö, vilket kan tänkas bero på att Boulevarden ligger längs med den förhärskande vindriktningen och att hastigheten är högre där. Det antas också bero på skillnader i vägmaterialet i vägbanan. Faktum är att PM10-halterna har sjunkit betänkligt efter en nyasfaltering av vägen (Matthias Ketzel, Danmarks miljöundersøgelser, personlig kommunikation).

De individuella källbidragen fås genom formler (4)-(11) i kapitel 4.4. I figur 2 kan man se att slitagepartiklar utgör 81 % av gatubidraget, och avgaspartiklar resterande 19 % på Dalaplan. Det är alltså i huvudsak slitagepartiklar i gaturummet som är källan till de förhöjda halterna av PM10 i Malmös gaturum.

Däckslitage och vägslitage är mycket osäkra. En sammanställning av flera äldre studier pekar på att däckslitaget kan vara större (Ntziachristos och Boulte, 2009). Tester i vägsimulator (Sjödin m. fl., 2010) visar att dubbade däck har en storleksordning högre emissioner än friktionsdäck (odubbade vinterdäck) och två storleksordningar högre emissioner än sommardäck. Om tendenserna går åt detta håll, skulle det för atmosfären innebära att källbidraget och emissionsfaktorerna av däckslitage är underskattade för Amiralsgatan och Dalaplan i tabell 5 och att de är överskattade för vägslitage. Detta gäller framförallt för sommarhalvåret, när det inte finns dubbdäck och odubbade vinterdäck och den totala emissionsfaktorn i Malmö ligger i nivå med den på Jagtvej i Köpenhamn (se tabell 5 samt Sjöberg och Ferm, 2005). Å andra sidan visar samma svenska rapport (Sjödin m. fl., 2010) genom spårämnesanalys och käll/receptormodellering av data från gaturummet i Hornsgatan i Stockholm att däckbidraget ligger på en nivå liknande den som återges i Johansson m. fl. (2007a) samt i tabell 5. Med andra ord, resultaten är inte samstämmiga och det lämnas ett visst utrymme för att däckemissionerna och vägslitageemissionerna kan vara högre respektive lägre än de som anges i tabell 5.

6.2. Gaturumsbidrag PM2.5

Precis som för PM10 kan gatans egna bidrag till PM2.5-halterna i gaturummet beräknas som halterna i gatan subtraherat för halterna i taknivå på Rådhuset. För Dalaplan är detta bidrag lika med 1.0 µg/m^3, eftersom halterna i gaturummet och taknivå är 12 respektive 11 µg/m^3. PM2.5-halterna på Rådhuset ligger egentligen lite högre än 11 µg/m^3, men det finns indikationer på att detta värde är något för högt, varför 11 µg/m^3 används istället. På grund av de stora osäkerheterna uppskattas felgränserna för bägge mätningarna vara ±1 µg/m^3.

Medan emissionsfaktormetoden fungerar väl för PM10, saknas motsvarande data för PM2.5. I stället används käll/receptorberäkningar med modellen COPREM beskrivet i kapitel 4.5. för att räkna ut källbidragen i detta fall. Dessa beräkningar har gjorts för en gata i Köpenhamn, där dubbdäck inte alls används (Wåhlin m. fl., 2006). Eftersom resultaten antyder att käll/receptor-metoden ger ännu större fel än själva appliceringen av Köpenhamnsdata på Malmöförhållanden blir det inte orimligt att trots allt använda utländska data i detta fall.

Avgaspartiklar bidrar med 55 % av partikelmassan i gaturumsbidraget på 1.0 µg/m^3 i Dalaplan, medan bromsslitage, vägslitage och saltning bidrar till 9, 28 respektive 7 % av denna halt (figur 2). Trots de stora felmarginalerna från COPREM-körningen kan man se att data från en studie i en Stockholms-tunnel (Kristensson m. fl., 2004) ger liknande källtilldelning för avgasemissioner av PM2.5, nämligen ett 60 %-igt bidrag.

Lägg märke till att saltpartikelkällan gick att särskilja som en egen källa till PM2.5 till skillnad från uppskattningen för PM10, medan däckkällan inte gick att spåra med käll/receptormodellen. Förmodligen ingår däckkällan i vägslitagekällan för PM2.5.

6.3. Stadsluftbidrag PM10 och PM2.5

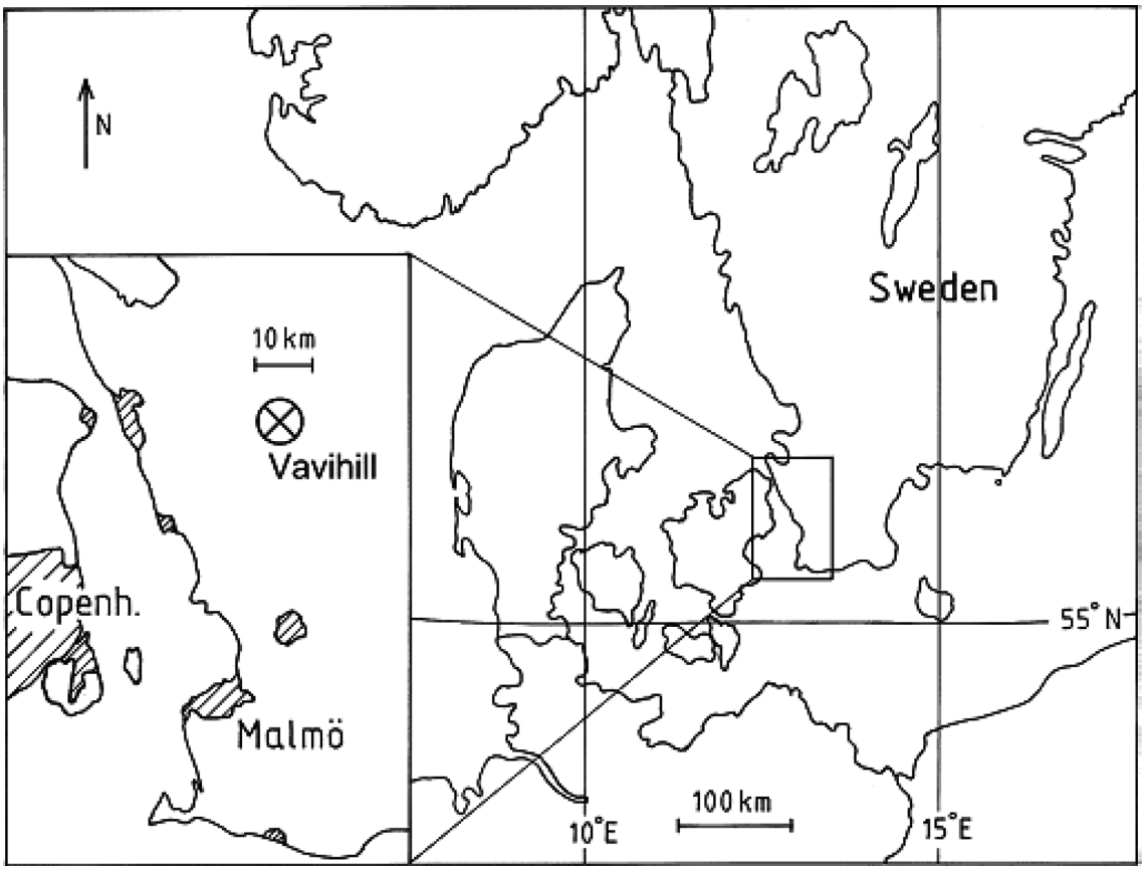
På motsvarande sätt som för gaturumsbidraget kan stadsluftbidraget räknas ut som skillnaden i halt mellan stadsluftkoncentrationen vid taknivå på Rådhuset i Malmö och koncentrationen på en godtycklig plats i Skåne med långt avstånd till lokala föroreningskällor, d.v.s. en bakgrundsstation. Bakgrundsmätningarna för Malmö härstammar från en plats som kallas Vavihill, och som ligger på Söderåsen med koordinaterna; 56º 01′N, 13º 09′ E, 172 m.ö.h, se figur 11.

Med dessa beräkningar blir stadsluftbidraget, d.v.s. bidraget från den samlade Malmöplymen 3.0 µg/m^3 för PM10 och 2.5 µg/m^3 för PM2.5 (figur 2). Slutsatsen är att stadsluftbidraget domineras av avgaspartiklar för bägge fraktionerna, och detta baseras på följande faktum;

1. Gatubidraget för PM10 domineras av slitagepartiklar och PM10-halten sjunker kraftigt från gaturummet till taknivån.

2. Gatubidraget för PM2.5 utgörs till övervägande del av avgaspartiklar och PM2.5-halten sjunker blygsamt från gaturum till taknivå.

Med antagande om att 75 % av massan av slitagepartiklarna återfinns mellan 2.5 och 10 µm diameter och att skillnaden mellan stadsluftbidraget till PM10 och PM2.5 (=0.50 µg/m^3) beror på slitagepartiklar, får man att 75 och 90 % av stadsluftbidraget för PM10 respektive PM2.5 utgörs av avgaspartiklar, se figur 2. Dessa resultat har stora felgränser, uppemot 50 %, bland annat på grund av att mätningarna av PM2.5 på Vavihill är mycket osäkra, se även kapitel 6.2, 6.4 och 7.4.



Figur 11. *Position för bakgrundsstationen Vavihill.*

Sammanfattningsvis är det mestadels slitagepartiklar som ger de förhöjda halterna av PM10 i de hårt trafikerade gaturummen i Malmö, och det är huvudsakligen avgaspartiklar som ger de förhöjda halterna i stadsluften vid taknivå på Rådhuset. Med andra ord är det inte lätt för de grova slitagepartiklarna att ta sig runt husknutarna på de trafikerade gatorna och bidra till stadslufthalterna samtidigt som det är lättare för avgaspartiklarna att göra detta. Livslängden för avgaspartiklarna är alltså högre. Malmös avgaspartiklar har därmed större möjlighet att vidare påverka omgivningshalterna lävinds om Malmö än vad slitagepartiklarna har. Det är sannolikt att det framförallt är de mindre slitagepartiklarna under 2.5 µm diameter som tar sig runt husknutarna utan att deponeras genom impaktion på grund av deras tröghet eller genom sedimentation på grund av gravitationskraften.

6.4. Långdistanstransportbidrag PM10 och PM2.5

Mätdata från bakgrundsstationen Vavihill på Söderåsen tjänar som indikator för hur mycket av Malmös halter beror på långdistanstransport (intransport), eller med andra ord, hur stor del av Malmös partikelhalter som inte beror på Malmös egna utsläpp.

Mätningarna på Vavihill visar att långdistanstransport bidrar med 13 och 8.5 $\mu g/m^3$ till PM10 och PM2.5 i Malmö. Siffran 8.5 $\mu g/m^3$ är mycket osäker på grund av att PM2.5-mätningarna på Vavihill har haft systematiska brister vid flertalet modifieringar av mätmetoderna. Detta påverkar förutom källbidragsberäkningen av intransporten, även källbidragsberäkningen av stadsluftbidraget i kapitel 6.3, på grund av att denna även beror på Vavihill-halterna.

Sex olika källreferenser har använts för att ta reda på kemisk sammansättning och källbidrag till intransporten i Malmö. Dessa referenser bygger på käll/receptor-modellering med COPREM (Kristensson, 2005), modellering på Sverige- och Europa-skala (Omstedt m. fl., 2010; Bergström och Simpson, 2010), modellering på Skåne-skala (Roldin m. fl., 2010), och slutligen på mätdata från två olika studier (Axel Eriksson, Institutionen för designvetenskaper, Lunds universitet, opublicerade data; Genberg, 2010).

En detaljerad genomgång av beräkningsmetodik för källbidragsberäkningarna är inte presenterad. Det ligger delvis subjektiva resonemang bakom resultaten, och andra läsare kan komma till andra slutsatser. Med avseende på detta uppskattas källbidragen vara behäftade med fel i storleksordningen 50 %. Felen i bidragen av antropogent och biogent organiskt material uppskattas till hela 100 %. Nedan presenteras resultaten av källbidragsberäkningarna:

Sjötrafik framförallt i Öresundsområdet bidrar med ca 2.0 $\mu g/m^3$, medan kontinentala antropogena källor bidrar med ca 3.5 $\mu g/m^3$ till intransporten i Malmö av PM2.5. Organiska ämnen, sulfat, nitrat, och sot från förbränning och ammonium från jordbruk antas företrädesvis komma från dessa antropogena källor, såsom skissat i figur 2. En betydande del av de organiska ämnena i långdistansbidraget kommer möjligtvis från vedeldning på vintern (Genberg, 2010). Havssalt, biogena organiska ämnen och jorderosionspartiklar beräknas tillsammans utgöra 3.0 $\mu g/m^3$ av PM2.5-massan, d.v.s. 35 % av PM2.5 är av naturligt ursprung. Att jorderosion mestadels är av naturligt ursprung är förmodligen ingen felaktig förenkling, eftersom det tidigare visats i kapitel 6.3. att slitagepartiklar från vägtrafiken påverkar stadsluften i liten omfattning. Märk att jorderosion från jordbruket betraktas som en naturlig källa i detta fall, eftersom endast markyteförändringar förväntas påverka jorderosionspartikel-emissioner. Sotbidraget är mycket litet som synes i figur 2, vilket betyder att primärpartikelemissioner från vägnätet i Skåne och från andra städer runt Malmö, t.ex. Köpenhamn till mycket liten del påverkar de regionala halterna. Gas- till partikelomvandling under långdistanstransport genom kondensation av gasformiga utsläpp från staden är mer betydelsefullt för de regionala halterna, såsom diskuteras nedan för Malmös utsläpp.

För PM10 bidrar de antropogena källorna till lika höga halter som för PM2.5, eftersom man inte kan förvänta en signifikant koncentration av partiklar från dessa källor i den grova fraktionen (PM10-PM2.5). Däremot blir ju emissionerna av jordstoftpartiklar och havssaltpartiklar större enligt figur 2.

Man ska komma ihåg att även Skåne och övriga Svenska kontinentala utsläpp bidrar till bakgrundshalterna i Malmö, men detta kan endast utgöra några få procent av PM10-långdistanstransportbidraget i Malmö. Köpenhamns bidrag till partikelmassan i Malmö är okänd. För det mesta är det nordvästliga vindar som via Köpenhamn når Malmö. Eftersom dessa luftmassor till en början är relativt rena innan de når Köpenhamn är det troligt att det blir väsentligt högre halter i Malmö än om Köpenhamn inte funnits.

Som nämnts ovan är Malmös gasutsläpp betydelsefulla för de regionala halterna. Malmö bidrar självt till långdistansbidragen i Skåne och övriga län och det bidraget 12 till 18 timmar lävinds om Malmö kan vara ca 0.7 $\mu g/m^3$ för PM1 (Roldin m. fl., 2010), varav ammoniumnitrat härstammandes från NO_X-utsläpp utgör den dominerande delen. Det sekundära organiska bidraget från Malmö fortsätter öka 24 timmar efter utsläppen i Malmö. Malmöbidraget är mindre än 10 % av den totala uppmätta massan i bakgrundsluften i Skåne, Småland, Halland och Blekinge. Det är inte ofta som dessa områden är påverkade av Malmö

på grund av skiftande vindar och räknat som medelvärde över ett år, blir Malmös påverkan ännu mindre. Dock ska man tänka på att de flesta av världens städer är av samma storleksordning som Malmös och varje bidrag från dessa typer av städer som sker under långdistanstransport under flera dagars tid ger totalt sett ett mycket stort bidrag till partikelmassan som man kan se i det kontinentala källbidraget för intransporten till Malmö.

Sammanfattningsvis är det tydligt att långdistanstransport utgör det största bidraget till PM2.5 halterna i Malmö, varav Öresundsområdets sjötrafik, biogena organiska källor och kontinentala föroreningskällor är de dominerande. Det detaljerade bidraget från respektive källa är dock långt ifrån väl karakteriserat på grund av de stora osäkerheterna som nämnts ovan.

7. Andra källbidrag

7.1. Säsongs- och dygnsvariation för PM2.5 och PM10

Som nämnts i kapitel 3.1. uppfylls inte miljökvalitetsnormerna för dygnsmedelvärden och PM10 på flera platser i Stockholm, Uppsala och Södertälje. Detta beror framförallt på slitage av vägbanan med dubbdäck. Härigenom blir slitaget störst på vintern och när vägbanan torkar upp framemot våren blir vägbanepartiklarna luftburna. Störst halter i dessa kommuner uppstår alltså oftast under mars/april. I Köpenhamn, där dubbdäck inte används ser man inte samma koncentrationstopp under våren, utan en konstant emissionsfaktor för PM10 vägslitageemissionen fungerar bra att använda i modeller för PM10 (Ketzel, m. fl., 2007). Malmö hamnar någonstans mittemellan, där det ofta blir en topp i månadsmedelvärdet för PM10 på Amiralsgatan (Sjödin m. fl., 2010) och Dalaplan under mars eller april. Även halterna på Rådhusets tak är något förhöjda jämfört med årsmedelvärdet.

7.2. Antalshalter

Det har gjorts mätningar på Rådhusets tak av antalsstorleksfördelningen och antalskoncentrationen med ett DMPS-instrument (se kapitel 4.3) för partiklar mindre än 600 nm i diameter. Alltså finns det ett värde för genomsnittliga årsmedelantalshalten för stadsluft, och detta är 6800 partiklar/cm^3. Som nämnts i kapitel 3.2 är det troligt att antalshalten för gaturum av Dalaplans dimensioner är cirka 20 000 partiklar/cm^3 och då blir Malmös gaturumsbidrag ca 13 000 partiklar/cm^3. Ett medelvärde av långdistanstransporterade partiklar kan räknas ut från mätningar i Vavihill på Söderåsen i Skåne (Kristensson m. fl., 2008). Om man subtraherar ett uppskattat värde på bidraget till antalshalterna från Köpenhamn, Malmö och Helsingborg från Vavihill-halten får man ett långdistansbidrag i Malmö på cirka 3000 partiklar/cm^3. Med andra ord är Malmös eget bidrag till stadslufthalterna 3800 partiklar/cm^3.

Såsom resonerats i kapitel 3.2 domineras alltså gaturumshalterna av gatans egna utsläpp från avgasröret på fordonen. Majoriteten av stadslufthalterna beror också på Malmös samlade utsläpp av bilavgaser. Se de olika bidragen i tabell 6.

7.3. Icke-trafikkällor i Malmö

Även om nybyggnation, vägarbete, renoveringsarbete, industriprocesser, vedeldning, avfallshantering, jordbruk i Malmö kommun, värmeproduktion, tågrälsslitage, och sjötrafik i Malmö hamn förhöjer antals- och masshalten av partiklar i Malmö under ganska långa perioder eller upprepade gånger under korta perioder på olika platser i Malmö har det inte någon nämnvärd effekt på årsmedelvärdet för gaturum, såsom Dalaplan.

Tabell 6. *Bidrag till antalshalten på Dalaplan i Malmö för partiklar mellan 10 och 600 nm diameter uppmätt med en DMPS.*

	Bidrag till antalshalten (partiklar/cm^3)
Total halt	20 000[1]
Gaturum	13 000[1]
Stadsluft	3 800
Långdistanstransport	3 000

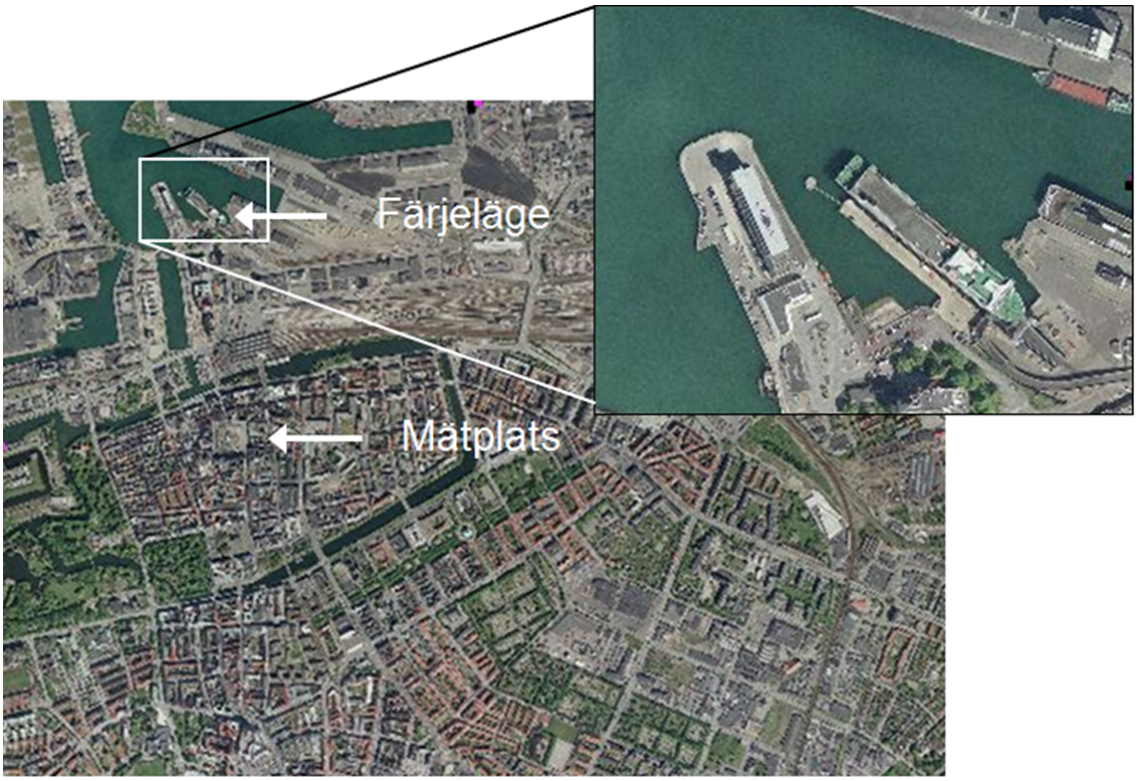
[1] Uppskattat värde baserat på Malmöhalter i stadsluft och på en studie i Köpenhamn (Ketzel m. fl.,2004).

Byggnation, renoveringsarbete och vägarbete kan ge kraftigt förhöjda halter av PM2.5 och PM10 (avgaser från arbetsfordon och damm från aktivitet och byggnadsmateriel) under långa perioder och försiktighet bör iakttas från byggnadsföretagens sida för att minska utsläppen för boende och arbetande i närområdet. Det är välkänt att korttids-exponering av partiklar under några dagar ger en relativt svag förhöjning av dödlighet (Pope och Dockery, 2006). Å andra sidan bör man iaktta att dylika arbeten kan ta flera månader i anspråk.

Tågtrafik ger förhöjda halter av PM2.5 och PM10 nära stationsområdet i Malmö och kan ge ännu högre halter i underjordiska tunnlar såsom den kommande Citytunneln i samband med tågens inbromsning och slitage av hjul och räls. Det är framförallt emissionen av mikrometer-stora slitagepartiklar som innehåller Fe, Cu, Zn, Cr, Ni, Sb, och Mn som är de viktigaste (Gustafsson m. fl., 2006). Potentiellt är tågpartiklarna mer toxiska än vägslitagepartiklarna som innehåller mycket lägre halter av dessa ämnen (Karlsson m. fl., 2005). Vid en jämförelse för exponering för PM2.5 i tunnelbanan i Stockholm i förhållande till en trafiktunnel, såg man att effekterna på hälsomarkörerna var något annorlunda mellan de två miljöerna, men ingen säker slutsats kan dras om en av de två miljöerna skulle vara farligare att vistas i än den andra (Klepczyńska Nyström m. fl., 2010).

Vedeldning med till exempel braskaminer kan i Malmö utgöra ett viktigt störningsmoment grannar emellan, särskilt om vedeldningen sker på ett felaktigt sätt. Det finns dock riktlinjer om hur och var man får lov att elda (http://www.malmo.se/download/18.781896bd12b17644785800013989/Eldning+med+fast+br%C3%A4nsle_101005.pdf). Mätningar i Växjö har visat att bidragen från vedeldning i södra Sverige inte ger ett högt bidrag till totala halten av PM10 i staden (Johansson m. fl., 2004). Emellertid är ju stadsbidraget från avgaspartiklar till PM2.5 relativt litet i förhållande till totalhalten (figur 2), vilket innebär att vedeldningsbidraget inte behöver vara försumbart jämfört med avgasbidraget till PM2.5 i närheten av bostadsområden med mycket vedeldning.

Betydelsen av sjötrafiken i Malmö hamn har studerats av Dahlberg (2006). Det är framförallt i samband med Nordö-Link-färjans avgång och när det kommer vindar från Nordö-Link-färjans hamnplats (figur 12) som de högsta halterna har mätts upp. Det är partiklar under 200 nm i diameter som ger en halthöjning uppemot 22 000 partiklar/cm^3 i stadsluften (på Rådhusets tak) under knappt en halvtimmes tid. Dessa halter är alltså av samma storleksordning som de högsta halterna i gatunivå på t.ex. Dalaplan. I genomsnitt är halterna kring 9 200 partiklar/cm^3 när det kommer vindar från hamnområdet. Stadslufthalterna i Innerstaden förhöjs alltså med nästan 2 500 partiklar/cm^3 jämfört med det årliga genomsnittet för stadsluft, som ligger på 6 800 partiklar/cm^3 (tabell 6). Fast det sker alltså enbart under korta tidsperioder.



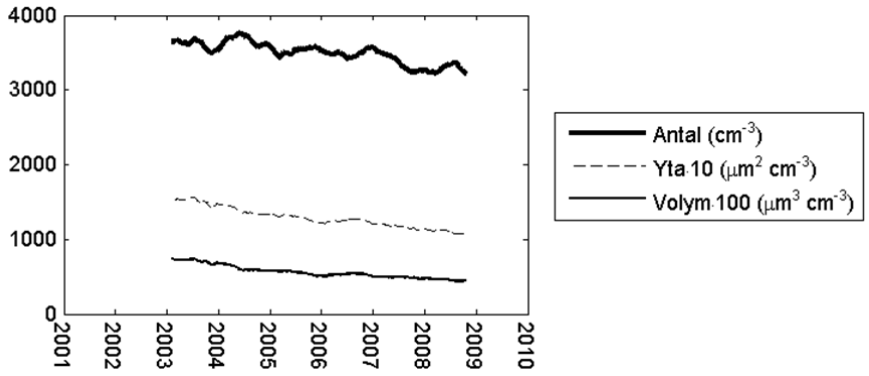
Figur 12. *Karta över platsen i Malmö, där Nordö-Link-färjan håller till (Färjeläge) och där mätningarna med DMPS-system skedde mellan 26 april 2005 och 30 november 2006 på Rådhusets tak (Mätplats) (Från Dahlberg, 2006).*

7.4. Trender

Det finns vissa tendenser att PM2.5 från långdistanstransport har minskat de senaste tio åren med i storleksordningen 1 µg/m^3. Detta är en dock mycket osäker siffra, på grund av mättekniska problem (se även kapitel 6.4.). PM10 uppvisar ingen tydlig trend. Eftersom utsläppen i Europa under den senaste tioårsperioden av svaveldioxid, NO_X, och kolväten minskat något enligt EMEP-emissionsdatabasen (http://www.ceip.at/emission-data-webdab/emissions-used-in-emep-models/), är det rimligt att anta att även PM2.5 ska minska.

Att PM2.5 från långdistanstransport faktiskt skulle minska är inte osannolikt med tanke på mätningarna av volymen av partiklar under 900 nm i diameter med ett DMPS-system på Vavihill i Söderåsen. Volymen är definierad som volymshalten av alla luftpartiklar beräknad utifrån antalsstorleksfördelningen med antagande om att alla partiklar är sfäriska. Mellan 2001 och 2009 har DMPS-volymen minskat med ca 40 % från ca 7.5 µm^3/cm^3 till ca 4.5 µm^3/cm^3 (figur 13). Om man antar att densiteten på partiklarna är 1.0 kg/m^3, minskar PM0.9 från 7.5 till 4.5 µg/m^3 under samma period. Med andra ord verkar det som om att PM0.9 minskar med ca 3 µg/m^3 under samma period som PM2.5 minskar med 1 µg/m^3. Om en stor del av differensen mellan PM2.5 och PM0.9 beror på grova partiklar som ökar i massa under dessa år, kan det stämma att PM0.9 minskar kraftigt medan PM2.5 inte minskar lika mycket. Detta är inte heller helt orimligt, eftersom vi inte ser någon minskning i PM10. Emellertid kan PM2.5-mätningarna vara felaktiga, som vi påpekat ovan.

Det finns tendenser till en minskning av antalet partiklar på Vavihill också (figur 13), men minskningen är blygsammare än för volymen (ca 15 %).



Figur 13. *Trender för antals-, yt-, och volymshalten uppmätt med ett DMPS-system mellan åren 2001 och 2009 på Vavihill i Söderåsen. Ett 2-års löpande medelvärde är applicerat på data. Ythalten och volymshalten är multiplicerade med en faktor 10 respektive 100 för att öka synligheten i figuren (från Kristensson, m. fl, 2010).*

I vilket fall som helst är det möjligt att minskningarna delvis beror på meteorologiska faktorer. Delar av minskningen kan t.ex. bero på att det oftare än normalt har blåst från söder under första halvan av 2000-talet, medan det har blåst mer från norr än normalt under andra hälften av 2000-talet. Sydliga luftmassor är ju smutsigare än nordliga luftmassor. En dylik analys av detta har ännu inte genomförts.

8. Hälsoeffekter

Partiklar orsakade av människans utsläpp ger upphov till ca 5300 förtida dödsfall per år i Sverige. I Malmö stad ger detta en siffra i storleksordningen 200 förtida dödsfall eller 10 månaders livstidsförkortning.[1]

Luftföroreningar i Malmö stad som härstammar från fordonstrafiken och som inkluderar partiklar kostar samhället i storleksordningen 1 miljard kronor varje år.[2]

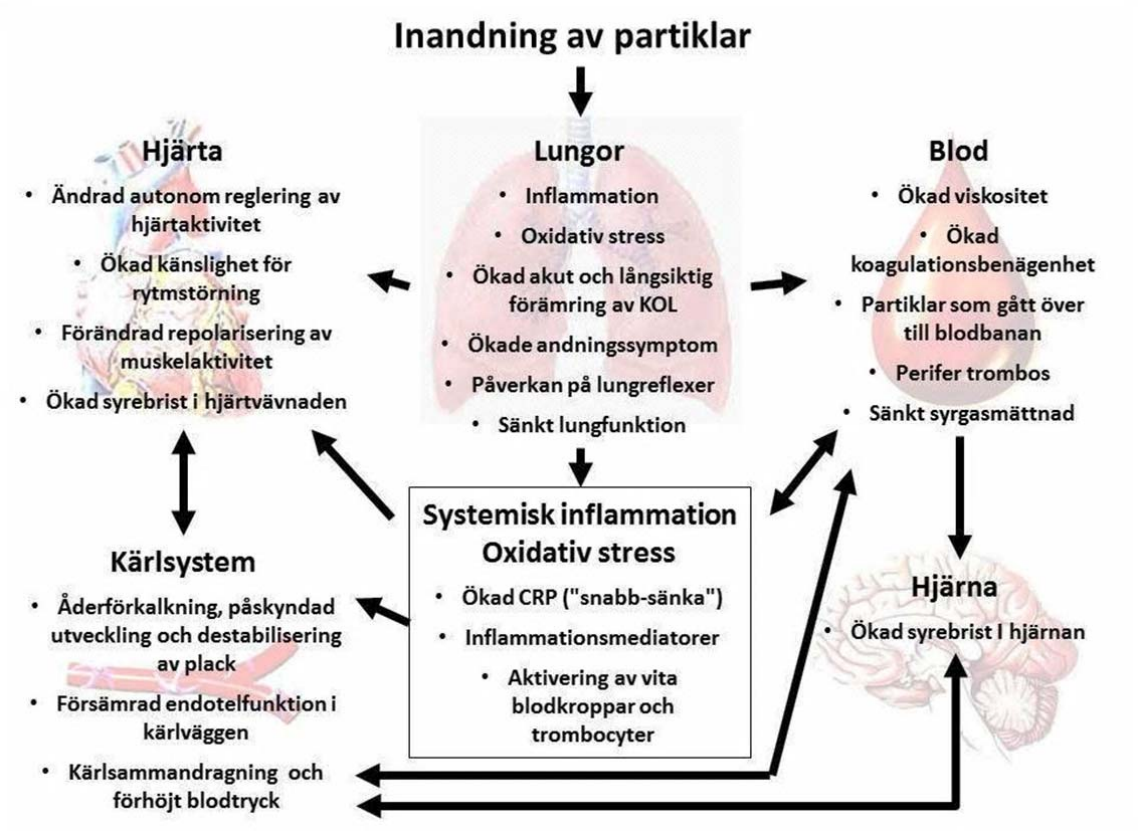
8.1. Mortalitet och hälsoeffekter i internationella studier

Det finns klara hälsoeffekter av ökande halter av PM2.5 och PM10. En sammanvägning av ett stort antal internationella studier visar till exempel på en statistiskt signifikant ökad mortalitet med ökande partikelhalter i nästan alla studier (Pope och Dockery, 2006). Hälsoeffekterna ökar också med exponeringens varaktighet.

Studierna har inte kunnat identifiera ett tröskelvärde, under vilket dödligheten inte ökar (WHO, 2006; Pope och Dockery, 2006). Detta innebär att man anser att vinsten av en viss sänkning av partikelhalten blir lika stor i en relativt ren som betydligt smutsigare miljö.

Dödligheten och hälsoeffekterna hänger samman med påverkan på olika organ. Via depositionen i lungorna ger partiklarna olika lungsjukdomar, hjärt-kärl-sjukdomar, påverkar hjärnan och blodvärdena samt orsakar inflammatorisk oxidativ stress (Pope och Dockery, 2006, se figur 14). De säkerställda effekterna av partiklar redovisas i tabell 7.

[1] Beräknat utifrån Forsberg, m. fl. (2005).
[2] Beräknat utifrån Idar Angelow, m. fl. (2008).



Figur 14. *Effekter av partikeldeponering i lungan av PM2.5 och PM10 (Från Pope och Dockery, 2006).*

Det är inte bara de känsligaste som drabbas, utan en livslång, hög exponering höjer generellt risken för dödsfall hos den äldre befolkningen. Även barn anges som mer utsatta. (Pope och Dockery, 2006).

Effekterna är högre för PM2.5 än för PM10, eftersom PM2.5 är starkare sammankopplad till förbränningspartiklar med varierande toxiskt innehåll (Brook m. fl., 2010). Det finns hälsoeffekter av andra parametrar, som sot, grova partiklar (PM10-PM2.5), antalshalten av ultrafina partiklar, och partiklar innehållandes oorganiskt material. Det finns en koppling till toxiciteten, t.ex. genom partiklarnas löslighet, metallinnehåll, partikelyta och reaktivitet. Dock krävs utökade studier av kopplingen till de andra parametrarna och toxiciteten för säkra slutsatser (Pope och Dockery, 2006). Se vidare kapitel 8.6.

8.2. Hälsoeffekter i Skåne

Det finns en hel del epidemiologiska studier genomförda även i Sverige (jämför Johansson m. fl., 2007b, Socialstyrelsen, 2009, och Albin m. fl., 2008). Det finns inget i dessa studier som inte antyder samma eller åtminstone liknande hälsoeffekter av partiklar såsom konstaterats i de internationella studierna.

Epidemiologiska undersökningar har också gjorts i Skåne och hälsoeffekterna vid ökande partikelhalter och vid minskande avstånd till hårt trafikerade gator och vägar sammanfattas i tabell 8. Även om avståndet till hårt trafikerade vägar inte är ett direkt bevis för att det är partiklarna som är orsaken till hälsoeffekterna, så är det ändå troligt att det är just partiklarna

som är den starkaste faktorn, eftersom inga andra ämnen och faktorer har upptäckts ge lika starka hälsoeffekter som partiklarna (se t.ex. Idar Angelov m. fl., 2008 och Sehlstedt m. fl., 2007).

Tabell 7. *Statistiskt säkerställda effekter av ökande masshalter av partiklar (från Johansson m. fl. 2007b).*

Luftvägseffekter	Hjärt- kärleffekter
Ökad risk för död i akut lungsjukdom	Ökad risk för förtida dödlighet
Ökat antal sjukhusbesök p.g.a. luftvägssjukdom	Ökat antal sjukvårdsbesök p.g.a. hjärt- kärl sjukdom
Ökad risk för försämring av tillståndet hos astmatiker	Ökad risk för påverkan på hjärtrytm
Ökad risk för lunginflammation	Ökad risk för hjärtattack
Risk för försämrat tillstånd vid hosta och bronkit	
Ökad risk för lungcancer	

Långt ifrån alla hälsoeffekter är studerade. De statistiskt säkerställda hälsoeffekterna är sjukhusbesök för stroke (blodpropp i hjärnan), astmasymtom, näsinflammation och astma hos redan allergiska personer, handeksem de senaste 12 månaderna, nydiagnostiserad astma och KOL (kronisk obstruktiv lungsjukdom), samt akutbesök på grund av andningsorganets sjukdomar. En studie i Köpenhamn visar att en ökning av PM2.5, eller partikelvolymen i stadsluften som härstammar från långdistanstransport, orsakar en ökning av antalet sjukhusinläggningar för äldre på grund av andningsorganens sjukdomar och hjärt/kärlsjukdomar (Andersen m. fl., 2008). Även om studien gäller för Köpenhamn, är långdistanstransport i Skåne och meteorologiska förhållanden ungefär likadana som de i Köpenhamn, varför liknande effekt förväntas för Malmö. Effekter på barn och äldre baserat på partikelantalshalten visade inga starka samband i Köpenhamn, även om det fanns en tendens till astmadiagnos hos barn på grund av partikelantal.

Det har dessutom observerats en del andningsvägs-relaterade sjukdomar i Svenska studier och i internationella studier hos barn som funktion av NO_2-, och PM10-exponering (Naturvårdsverket, 2010). Liknande utfall i Skåne och Malmö är inte osannolika.

Det finns däremot inga mortalitets-studier för Skåne. Utifrån en sammanvägning av internationella mortalitets-studier, har man räknat ut en ökad dödlighet på cirka 200 personer per år i Malmö stad (Forsberg m. fl., 2005).

Det görs ingen ny uppskattning på mortalitet i Malmö stad, men det görs ett försök att separera olika förväntade hälsoeffekter utifrån respektive källa och kemisk sammansättning i

kapitel 8.3-8.5. Olika källor kan skilja sig åt vad gäller typ av hälsoeffekt de orsakar (Sehlstedt m. fl., 2007) och i Malmö finns det ju flera olika källor som påverkar halterna. Ett försök görs också att separera hälsoeffekter baserat på exponering. Vissa människor i Malmö exponeras för högre halter än andra (Albin m. fl., 2008). Även om Pope och Dockery (2006) menar att det inte går att med 100 % säkerhet säga hur olika partikelkällor och kemiska ämnen påverkar sjukdomsförlopp och dödlighet, finns det ändå en mängd svenska och internationella studier som kan troliggöra källrelaterade och ämnesspecifika hälsoeffekter för svenska förhållanden (se vidare Sehlstedt m. fl., 2007).

Tabell 8. *Statistiskt säkerställda hälsoeffekter från olika skånska epidemiologiska studier uppdelat på vilken markör som ger hälsoeffekterna, och om det är en långtids- eller korttidseffekt. Effektmarkören beräknas för exponering vid bostadsadressen för de fyra första referenserna.*

Studie	Hälsoeffekter	Effektmarkör	Exponering
Lindgren m. fl., 2009a	Astma och KOL[1]-diagnos	< 100 m till närmaste väg med > 14 000 fordon per dygn	Långtid
Lindgren m. fl., 2009b	Allergisk näsinflammation och astma, handeksem senaste 12 månaderna	< 100 m till närmaste väg med > 14 000 fordon per dygn	Långtid
Oudin m. fl., 2010	Hjärnpropp	PM10 > 30 µg/m^3 jämfört med < 15 µg/m^3 (dygnsmedelvärde)	Korttid
Jakobsson, 2008	Astma diagnos och astma-symptom, högre ju närmare vägen man bor	< 50, 100, 250 m till närmaste väg med > 14 000 fordon per dygn	Långtid
Forsberg m. fl., 2008a[3]	Akutbesök för andningsorganets sjukdomar[2]	För varje 10 µg/m^3 ökning av PM10	Korttid
Andersen m. fl., 2008[4]	Äldres sjukhusinläggning för hjärt/kärl- och lung-sjukdomar	75-percentil jämfört med 25-percentil volym/PM2.5 (från långdistanstransport)	Korttid

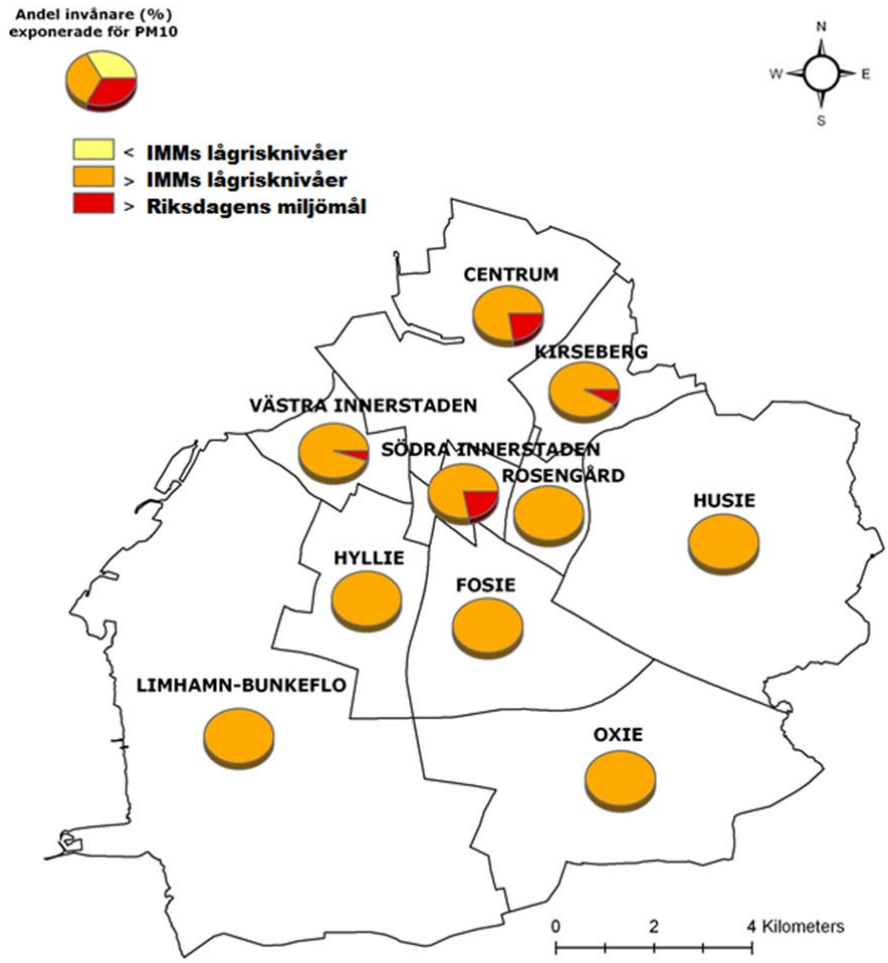
[1] Kroniskt obstruktiv lungsjukdom
[2] I storsjukhusen i Malmö, Göteborg/Mölndal och Stor-Stockholm
[3] Stadslufthalter, inte relaterat till bostadsadress.
[4] Studie från Köpenhamn, stadslufthalter, inte relaterat till bostadsadress.

8.3. Hälsoeffekter gaturumsexponering i Malmö

Det är drygt 1/5 av Malmös befolkning i Centrum och Södra Innerstaden som exponeras för PM10-halter över Sveriges miljömål för 2010 (20 µg/m^3). Se figur 15. Som tidigare antytts i figur 1, så är det vid de hårdast trafikerade gatorna i de centrala delarna av Malmö som dessa halter uppnås.

Som nämnts i kapitel 6.1. domineras bidraget till PM10 från gaturummets emissioner vid de hårdast trafikerade gatorna i Malmö av grova slitagepartiklar från asfalten, som innehåller framförallt stenmaterial och från grova partiklar från slitage av däck och bromsar. Dessa tre källor ger ett bidrag på ca 80 % av gaturumsbidraget för PM10-halterna och i kapitel 6.2 står

det att slitagepartiklar bidrar till nästan halva gaturumsbidraget för PM2.5-halterna. Resterande del utgörs av avgaspartiklar. Det totala gaturumsbidraget är ungefär 5.0 respektive 1.0 µg/m^3 för PM10 och PM2.5 (figur 2). Med andra ord, är det i huvudsak slitagepartiklarna som på årsmedelbasis är orsaken till förhöjda masshalter i de hårt trafikerade gaturummen.



Figur 15. *Andel av människorna i olika stadsdelar i Malmö som exponeras för årsmedelhalter av PM10 över Riksdagen miljömål för 2010 (> 20 µg/m^3), över IMM:s lågrisknivåer (> 15 µg/m^3) samt under IMM:s lågrisknivåer (Från Albin m. fl., 2008).*

Slitagepartiklar, mätt som PM10 – PM2.5 förväntas relativt sett ge större lungrelaterade effekter i förhållande till avgaspartiklar och PM2.5, som förväntas ge större hjärt-kärl relaterade effekter (Sehlstedt m. fl., 2007). Slitagepartiklar från vägdamm har hittills inte associerats med långtids dödlighet (Johansson m. fl., 2007b), men få studier är utförda. Inte heller har traditionella korttids studier i USA påvisat mortalitet för grova partiklar från vägdamm (Sehlstedt m. fl., 2007).

Emellertid lider de refererade amerikanska studierna i Sehlstedt m. fl. (2007) av det faktum att man inte lyckas separera vägdamm från den normala trafiken från vägdamm orsakat av byggnation och renoveringsarbete (Bertil Forsberg, Arbets- och miljömedicin, Umeå

universitet, personlig kommunikation). Vägdammshalterna kan ha drunknat i de tillfälligt förhöjda halterna från byggnations-aktiviteter. Faktum är att när man har hanterat detta problem i en senare studie genom att ha haft som villkor att de förhöjda halterna ska observeras vid många mätplatser samtidigt i Kalifornien, blir en mortalitetseffekt plötsligt observerbar (Malig och Ostro, 2009). Att halten är förhöjd på många platser samtidigt innebär att halthöjningen har orsakats av trafiken, jordstoft eller ökensand, och inte av byggnationsarbete. Relativa betydelsen av trafik- och jordstoft/ökensand-källorna är dock inte utredd.

I en ny studie av Perez m. fl. (2009) påvisas ett samband mellan mortalitet och grova partiklar. De grova partiklarna kan knytas till trafikarbetet genom spårämnesanalys. Andra källor kan dock inte uteslutas. Det finns studier som både påvisar mortalitetseffekter för ökendamm och de som inte gör det (se vidare Perez m. fl., 2008). Slutsatsen är att om man kan exkludera halthöjningar på grund av tillfälliga byggnationsarbeten, är det möjligt att i vissa fall knyta mortalitet till vägdamm eller ökensand i internationella studier. Det finns ingen anledning att tro att effekterna av vägdamm är mindre än för ökensand, eftersom bägge källorna innehåller liknande kemiska ämnen. Dessutom har färska vägpartiklar skarpare brottytor, och därför är de potentiellt mer toxiska än de långdistanstransporterade ökensandpartiklarna (Creutzenberg m. fl., 2008).

Det pågår en epidemiologisk studie för att undersöka om det finns någon korttids mortalitetseffekt av grova (PM10-PM2.5) och fina partiklar (PM2.5) i Stockholm (Bertil Forsberg, Arbets- och miljömedicin, Umeå Universitetssjukhus). Resultaten från denna studie förväntas komma under 2011. Preliminära resultat tyder på att grova partiklar har högre mortalitetseffekt än PM2.5. Emissionerna av slitagepartiklar är dock lägre i Malmö än i Stockholm på grund av den lägre andelen dubbdäck. Samtidigt är de högre än i Köpenhamn, eftersom dubbdäck inte alls används där (se kapitel 6.1 och 7.1). Under en kort period på våren när vägbanan torkar upp och slitagepartiklarna blir luftburna blir därför halterna av slitagepartiklar högre i Malmö än i Köpenhamn och lägre än i Stockholm.

Korttidshöjningar av grova partiklar från vägdamm i Stockholm ger också en ökad sjukhusinläggning för andningsorganens sjukdomar, men inte någon statistiskt säkerställd ökning av akutbesök för astma och lungsjukdomar och sjukhusinläggning för hjärt/kärlsjukdomar (Forsberg, 2008b). Studierna i Skåne av Oudin m. fl. (2010) samt Forsberg m. fl. (2008a) visar på en effekt på hjärnpropp och akutbesök för andningsorganets sjukdomar, som beror på korttidshöjningar av PM10. Det är dock inte utrett om hur mycket av dessa haltökningar som beror på slitagepartiklarna och hur mycket som beror av intransport, varför det inte går att säga något säkert om effekterna på hjärt/kärlsystemet och lungfunktioner i Skåne utifrån dessa två studier.

Det är svårt att sia om det är däckmaterial, bromsmaterial, bindningsmedel i asfalten (bitumen), eller stenmaterial som ger de värsta hälsoeffekterna. Alla dessa källor innehåller metaller av olika slag som i olika studier har visat sig vara toxiska (Sehlstedt m. fl., 2007). Toxiciteten kan vara större för asfalt som innehåller granit än för asfalt som innehåller kvartsit (se referenser i Sehlstedt m. fl., 2007).

Sammanfattningsvis kan man förvänta en förbättrad situation framförallt vad gäller de allra högsta partikelhalterna samt vad gäller lung-relaterade sjukdomar och i andra hand dödlighet och hjärt/kärlsjukdomar om man koncentrerar åtgärderna till slitagepartiklarna och de hårt trafikerade gatorna i centrala Malmö.

8.4. Hälsoeffekter stadsluftexponering i Malmö

Drygt 90 % av Malmö stads befolkning exponeras vid sin bostad för halter i stadsluften som ligger kring eller strax över IMM:s lågrisknivå för PM10- och PM2.5-halter, d.v.s. 15 respektive 10 µg/m^3 (Jämför figur 1 och mätningarna på Rådhusets tak med figur 15). Halthöjningen i stadsluften, ovanför halterna för långdistanstransport (landsbygdshalter), är 3.0 µg/m^3 för PM10 och 2.5 µg/m^3 för PM2.5. Det mesta av denna partikelmassa härstammar från Malmöfordonens avgaser (figur 2), och endast en mindre del från slitagepartiklar. Även de resterande 10 % av Malmö stads befolkning som exponeras för de ännu högre gaturumshalterna, som beskrevs i förra kapitlet, har ungefär samma exponering för dessa avgaspartiklar. Alla som bor i Malmö stad upplever med andra ord en relativt likartad exponering för avgaspartiklarna.

Det är troligt att avgaspartiklar ger upphov till fler hjärt/kärlsjukdomar i förhållande till lungrelaterade sjukdomar än vad grova partiklar gör (Sehlstedt m. fl., 2007). Däremot är det svårt att sia om mortalitet. Som nämnts i föregående kapitel, pågår det en studie i Stockholm, som kan komma att visa huruvida grova partiklar ger en högre eller lägre korttidsmortalitet än fina partiklar från avgaserna.

Modellering i Malmö visar att endast 2 % av den lungdeponerade PM2.5-massan utgörs av avgaspartiklar, medan 98 % utgörs av långdistanstransporterade partiklar (Roldin m. fl., 2010). Med utgångspunkt från detta är det överraskande att de största mortalitetseffekterna och sjukdomseffekterna i Sverige och i internationella studier observeras närmare trafikkällan (Jakobsson, 2008; Sehlstedt m. fl., 2007) och i den avgasrelaterade delen av PM2.5 i internationella studier (Sehlstedt m. fl., 2007). Man ska dock komma ihåg att 2 % av den deponerade avgaspartikelmassan kan vara mycket mer toxisk än de resterande 98 % som är deponerad långdistanstransportpartikelmassa. I avsaknad av ytterligare data från Skåne och Malmö, måste ändå slutsatsen dras att en ökande dödlighet på både kort och lång sikt är trolig som funktion av ökande PM2.5-halter från avgaspartiklar i Malmö.

När människor bor nära hårt trafikerade gator i Skåne har det påvisats effekter på astma, näsinflammation, KOL, och handeksem (se tabell 8). Närheten till gator kan dock som nämnts förut inte direkt kopplas till avgaspartiklar, men det är troligt att hälsoeffekterna är starkt kopplade till dessa.

Till skillnad från massdepositionen är trafikpartiklarna i Malmö starkt bidragande till antalsdepositionen i lungan och närmare 60 % av de deponerade lungpartiklarna kommer från Malmötrafiken (Roldin m. fl., 2010). För den totala partiekelantalshalten i stadsluften, som domineras av de ultrafina partiklarna (< 100 nm diameter) i de flesta urbana områden, har man i Köpenhamn påvisat en icke-statistiskt säkerställd effekt på astma diagnos (Andersen m. fl., 2008). De meteorologiska förhållandena och emissionerna från bilarna i Danmark skiljer sig inte så mycket från de i Malmö, varför en liknande effekt kan förväntas i Malmö. Någon hälsostudie har inte gjorts i Skåne i relation till antalshalten.

Sammanfattningsvis kan man förvänta en förbättrad situation framförallt vad gäller hjärt/kärlsjukdomar och i andra hand dödlighet och lungrelaterade sjukdomar om man koncentrerar åtgärderna till asfaltpartiklarna. Till skillnad från de grova slitagepartiklarna måste åtgärder riktas mot all fordonstrafik i Malmö stad för att få bukt med avgaspartikelhalterna.

8.5. Hälsoeffekter långdistanstransport i Malmö

Hela Malmö stads befolkning exponeras dessutom för PM10- och PM2.5-halter kring 13 respektive 8.5 µg/m^3 som beror av långdistanstransport (intransport) (figur 2). Det är dessa partiklar som även alla på landsbygden i Skåne utsätts för. Långdistanstranport ger det högsta bidraget till PM-halterna i Malmö.

Från en studie för Stockholmsförhållanden har man inte uppvisat statistiskt säkerställda korttids-mortalitetseffekter av långdistanstransporterade partiklar. En slutsats från denna studie är att större datainsamling krävs för säkrare resultat (http://www.pff.nu/templ/page____146.aspx). Ingen annan mortalitetsstudie har utförts i Sverige.

En annan studie i Stockholm har visat att ökande PM10-halter från långdistanstransport ger en ökad sjukhusinläggning för hjärt/kärlsjukdomar och andningsorganens sjukdomar, samt akutbesök för andningsorganens sjukdomar (Forsberg, 2008b). Detta ska kontrasteras mot Malmö-förhållanden, där intransport-halterna är högre än i Stockholm.

I en studie från Köpenhamn, har man uppmätt en ökad sjukhusinläggning av äldre för hjärt/kärl- och andningsorganens sjukdomar som funktion av ökande halter av långdistans-transporterat PM2.5 (Andersen m. fl., 2008). Även om detta gäller danska förhållanden, kan de danska studierna antas mer representativa än de från Stockholm, eftersom nästan samma intransport sker i Malmö och de meteorologiska förhållandena är likartade.

Med andra ord är minskade sjukhusinläggningar att förvänta med minskade halter från intransport. Mortalitetseffekter och andra hälsoeffekter är dock bristfälligt undersökta. Baserat på kemiskt innehåll är det troligt att det är de kontinentala föroreningskällorna, sjötrafiken och jordstoft som ger de värsta hälsoeffekterna (jämför med figur 2). Havsspray i form av partiklar uppkomna genom vågbrytning över haven och biogena organiska partiklar förväntas inte ge några negativa hälsoeffekter, såvida inte toxiska ämnen kondenserat på dessa partiklar under långdistanstransport.

8.6. Hälsoeffekter nanopartiklar

Beroende på partikelkälla är det inte alltid så att PM2.5 eller PM10 är det bästa exponeringsmåttet för hälsoeffekter orsakade av partiklar. Ett exempel på detta är avgaspartiklar. Majoriteten av dessa är mindre än 30 nm i diameter, består till stor del av organiska ämnen och är försumbara i staden mätt som PM2.5 och PM10. En mindre, men väsentlig del av partikelantalshalten utgörs också av sotpartiklar som innehåller organiska ämnen kring 50 nm diameter. I enstaka fall kan dessa partiklar utgöra en betydande del av PM2.5 i den urbana miljön. Se vidare kapitel 5.

Flertalet epidemiologiska studier har visat att det finns ett samband mellan hälsoeffekter och antalshalten av de minsta partiklarna, mindre än 100 nm diameter (ultrafina partiklar, Ibald-Mulli m. fl., 2002). Toxikologiska studier i utomhusluften har ibland visat en större effekt och ibland en mindre effekt av en ökning av antalshalten av ultrafina partiklar jämfört med en ökning av PM2.5-halten (Oberdörster m. fl., 2005). Det är framförallt ultrafina partiklar som tränger djupt ner i lungan, de kan deponeras ända nere i lungblåsorna där syreutbytet sker.

Under de senaste åren har forskningen kring vilka kemiska ämnen, partikelstorlekar och halter av de ultrafina partiklarna som ger hälsoeffekter varit intensiv. En sammanställning av sådana studier är inte gjord och förtjänar att göras i form av en vetenskaplig publikation. Den skulle inte bara ge värdefull information för beslutsfattare i Sveriges kommuner om vilka

hälsoindikatorer som borde mätas, utan är även mycket viktig för partikelforskare. Se förslag i kapitel 10.2.

Hursomhelst är det av största vikt att mäta och övervaka andra partikelparametrar än PM2.5 och PM10 för en mer komplett bild av hur partiklarna i staden påverkar hälsan. Till exempel mätningar av antalsstorleksfördelningen ger värdefull information om avgaspartiklarnas emissioner i staden och intransportens betydelse samt om dygnsvariationer av dessa emissioner. Sådana mätningar görs t.ex. på gaturums- och taknivå i Stockholm.

9. Åtgärder

Som nämnts i kapitel 8 har det uppskattats att ca 200 människor dör i förtid varje år på grund av exponeringen för partiklar i Malmö stad (från Forsberg m. fl., 2005). Även om det är en grov skattning är det i vilket fall som helst en mycket högre siffra än de ca 10 dödsfallen i trafikolyckor. Även de dödsfall som skulle kunna undvikas genom att minska partikelhalten vid ett byte från dubbdäck till friktionsdäck (odubbade vinterdäck) är troligen många fler än de som tillkommer genom fler olyckor. Det är med andra ord för hälsan mycket fördelaktigt att minska partikelhalten. Även samhällsekonomiskt är det en stor vinst, eftersom sjuklighet och mortalitet på grund av Malmös luftföroreningar utgör en kostnad i miljardklassen (uppskattat från Idar Angelow m. fl., 2008).

Malmö stad är långt framme vad gäller åtgärder i mobilitetsområdet för att motverka växthusgasutsläpp och minska partikelföroreningar, t.ex. genom den breda satsningen på cykeltrafik, elbilar, förtätning av stadskärnan, m.m. Detta kontrasteras mot en vilja att förbättra villkoren för näringslivet, vilket i Öresundsområdet har medfört en ökad stadsutglesning och regionförstoring med ökat trafikarbete som följd. Samtidigt har inga riktade åtgärder utförts för att minska PM2.5- och PM10-halterna, vilka inte heller uppvisat några bevisat minskande trender sett över den senaste tioårsperioden.

9.1. Åtgärder i Malmö

Åtgärder som kan göras i Malmö stad för att minska partikelhalterna av PM2.5 och PM10 kan delas upp i två målområden:

1. Minskning av de grova slitagepartiklarna, som kräver åtgärder vid de hårt trafikerade gatorna och som ger effekter framförallt för gaturumshalterna.

2. Minskning av de fina avgaspartiklarna, som kräver åtgärder riktade mot fordonstrafiken i hela Malmö stad och som ger lägre halter i stadsluftmiljön (taknivå).

En minskning av de grova partiklarna skulle innebära en förbättring framförallt vad gäller lungrelaterade hälsoeffekter. Nedan listas en mängd förslag till åtgärder som kan utföras av Malmö kommun respektive i nationell samverkan med de effektivaste förslagen överst. Hänsyn har inte tagits till hur realistiskt det är att utföra åtgärderna ur ett politiskt och ekonomiskt perspektiv. Flera åtgärder kan förstås utföras i kombination med varandra:

Kommunala åtgärder för minskning av masshalten grova partiklar:

* Dubbdäcksförbud i utvalda zoner i centrala Malmö eller hårt trafikerade gator.

  För varje gata där åtgärden utförs uppskattas en minskning av årsmedelvärdet av PM10-emissionerna i storleksordningen 20 % (baserat på data från Sjöberg och Ferm, 2005), vilket ger en ungefärlig minskning av den totala PM10-halten på årsbasis med i storleksordningen 1 $\mu g/m^3$. Minskningen är mycket större för enskilda månader, och den

största minskningen skulle förväntas ske under mars och april. För dessa månader förväntas en minskning av emissionerna med i storleksordningen 50 %, och räknat som månadsmedelvärde för PM10 blir det en minskning med i grova drag 2.5 µg/m^3 (återigen baserat på data från Sjöberg och Ferm, 2005). Härmed kan en väsentlig förbättring vad gäller korttids-effekter på hälsan förväntas. På sikt kan det bli minskad dubbdäcksanvändning i andra områden på grund av spridningseffekter (Vägverket, 2009a).

* Nyasfaltering med kvartsitmaterial på de hårt trafikerade gatorna.

  Kvartsit ger lägre emissioner av slitagepartiklar (Sjödin m. fl., 2010) och cellstudier visar att kvartsitasfaltpartiklar kan vara mindre toxiska än asfalt granitasfaltpartiklar (Sehlstedt m. fl., 2007). Även viss porfyr-asfalt ger lägre emissioner än granit. Det är inte entydigt vilken stenstorlek som borde väljas vid nyasfaltering med kvartsit. Mindre stenstorlek ger å ena sidan lägre bullernivåer och därmed lägre hälsoeffekter (Vägverket, 2009b). Å andra sidan ger mindre stenstorlek generellt högre emissioner av slitagepartiklar (Mats Gustafsson, Väg- och transportforskningsinstitutet, VTI, personlig kommunikation). Vad som tydligt framgår är att det är större skillnader i emissionerna mellan granit och kvartsit än vad det är mellan finare och grövre stenstorlek. Förutom osäkerheten vad gäller stenstorlek, kan dessutom asfaltkvalitet och priser hos olika leverantörer vara olika. Här kan en kontakt med VTI rekommenderas. VTI håller även på att författa en rapport i ämnet.

* Minskade fordonshastigheter på de hårt trafikerade gatorna i staden.

  Ger lägre slitageemissioner och har även positiv effekt på bullernivån och olyckorna.

* Minska användningen av dubbdäck.

  Informationskampanjer att välja bort dubbdäck eller välja dubbdäck med lägre dubbantal.

* Dammbindning

  Anledningen till att det hamnar längre ner i listan är att det har visat sig ha en stark, men tyvärr kortvarig effekt på partikelhalterna på stadsgator och motorvägar i Stockholm. Det är för övrigt en dyr metod och är därför inte kostnadseffektiv (Norman, 2008). Dammbindningsexperiment på en landsväg i Linköping påvisar en större potential för haltreduktioner (Gustafsson m. fl., 2010). Det är dock oklart varför dammbindningseffekten verkar vara större för landsvägsmätningarna i Linköping. Experimenten i Linköping visade också att sockerlösning eller calcium magnesium acetat (CMA) är att föredra på vägsträckor, där det är viktigt att bindningsmedlet inte försämrar vägfriktionen. Dessa medel ger däremot negativa effekter av korrosion och på miljön. På motsvarande sätt ger dammbindningsmedlen kalcium- eller magnesiumklorid sämre väggrepp, men mindre effekter på närmiljön. Alla fyra medel ger ungefär lika stora haltsänkningar av PM10. I kombination med nya metoder för spolning och sopning kan dammbindning bli ännu effektivare.

* Kommunal upphandling av dubbfria däckköp.

  Ger incitament till däckverkstäder att premiera odubbade vinterdäck framför dubbdäck.

Trafikminskande åtgärder för centrala delarna av staden kan också ge avsevärda sänkningar av PM10-halterna av grova partiklar. Trängselskatt och höjda p-avgifter i centrala Malmö ger en direkt trafikminskning i centrala Malmö. Fortsatt satsning på hållbar stadsutveckling och mobility management ger en generell minskning av biltrafiken i Malmö stad. Förbud mot lastbilstransit på vissa gator, där lastbilstrafiken kan vara tät är ett effektivt sätt att sänka PM10-halterna eftersom väg-, broms- och däckslitage är mycket starkare för de tunga

fordonen. Slutligen ger en utveckling av transportlogistiken en effektivisering av gods- och persontätheten för varje transportslag. Två exempel på det senare är samordnade godstransporter och bilpoler.

Mätningar i Danmark har visat att saltning av vägen kan ge upphov till något högre slitage av asfalten och därmed högre emissioner av slitagepartiklar (Wåhlin m. fl., 2006, se även kapitel 6.2). Vid mätningar i Malmö visade det sig dock att det inte fanns några tendenser till att plogning och saltning skulle ge högre halter slitagepartiklar (Sjöberg och Ferm, 2005). Sandning kan för övrigt också ge högre emissioner av grova partiklar (Johansson m. fl., 2005).

Tyvärr ger sopning av gator inga nämnvärda positiva effekter. En hypotes om varför detta inte fungerar är att man omfördelar damm till hjulspåren (Johansson m. fl., 2005). Spolning ger en ytterst liten positiv effekt på halterna (Johansson m. fl., 2005). Här är hypotesen att haltreduktionerna sker under tiden strax efter spolning, då partiklarna binds till vägbanan när den är fuktad. Några timmar efter spolning är halterna redan oförändrade. Vid en kombinerad spolning och sopning, som är anpassad för grova partiklar kanske man skulle kunna uppnå en bättre rening i framtiden.

Statliga och nationella åtgärder för minskning av masshalten grova partiklar:

* Miljödäckspremie.
  100 kronor per däck vid inbyte av dubbdäck mot dubbfria vinterdäck (Vägverket, 2009a).
* Förkortning av tiden då det är tillåtet att använda dubbdäck från 30/4 till 15/4 eller 31/3.
  Man kan även överväga att införa förkortningen enbart i de södra delarna av Sverige (Vägverket, 2009a).
* Begränsning av dubbantalet på personbilar till 50 per omkretsmeter (Vägverket, 2009a).
  Har inte upptäckts ge sämre säkerhet (Vägverket, 2009a).
* Försäljningsskatt på dubbdäck.
  Slår dock ojämnt mot regioner i Sverige, där nackdelen med fler och allvarligare olyckor kan överväga fördelarna med bättre luftkvalitet (Vägverket, 2009a).

Även här kan rent trafikminskande åtgärder ge avsevärda effekter. En kilometerskatt för tunga fordon är t.ex. effektiv, eftersom dessa fordon ger mycket högre emissioner av slitagepartiklar än lätta fordon (se ovan). Ett annat exempel är ökad drivmedelsskatt, som beroende på sin storlek kan ge stora effekter. Man ska komma ihåg att flera av åtgärderna ovan av kommunen och på den nationella nivån, särskilt de trafikminskande åtgärderna inte är begränsade till de hårt trafikerade gatorna och slitagepartiklarna, utan har även effekt på hela Malmö stad och avgaspartiklarna.

Vad gäller avgaspartiklar, listas även åtgärder för att få bukt med dem, vilket medför en förbättring framförallt vad gäller hjärt/kärlrelaterade sjukdomar:

Kommunala åtgärder för minskning av masshalten avgaspartiklar:

* Trafikminskande åtgärder: Trängselskatt, fortsatt satsning på hållbar stadsutveckling och mobility management, höjda avgifter i Malmö stad, samt effektiviserad logistik för tunga fordonstransporter i Region Skåne.
* Satsning på alternativa drivmedel i Malmö som ger lägre avgasutsläpp.

Elbilar ger inga lokala utsläpp i anslutning till avgasröret, utan enbart utsläpp på grund av energiproduktion. För gasbilar, dieselbilar och E85-fordon, se diskussion i kapitel 5.2.

* Kommunal upphandling av fordon med alternativa drivmedel.

  Denna åtgärd stimulerar utbyggnad av infrastruktur för bränslena och produktion och försäljning av fordon med alternativa bränslen.

* Utbildning i ECO-drive och användande av motorvärmare.

  Ger upp till 25 % lägre bränsleförbrukning, beroende på hur man är van att köra sedan innan.

* Ökade krav på arbetsmaskiner.

  Även arbetsmaskiner kan väsentligt försämra luftkvaliteten i närheten till verksamheten.

Observera att för de trafikminskande åtgärderna, får inte trängselskatterna bli ett fiskalt system för återinvestering i vägar, annars minskar inte halten avgaspartiklar i staden. Stadsutglesning och regionförstoring måste vidare förhindras.

Statliga och nationella åtgärder för minskning av masshalten avgaspartiklar:

* Trafikminskande åtgärder:

  Ökad drivmedelsskatt eller kilometerskatt tunga fordon, vilkas effekter beror på skattens storlek. Förändrade regler för förmånsbilar skulle även kunna ha en betydande effekt.

* Differentierad fordonsskatt.

  För att detta ska ha effekt, måste fordon med lägre utsläpp av koldioxid och partiklar premieras i ännu högre grad än vad som är fallet idag.

* Införsel av skrotningspremie.

  För att ersätta den gamla bilflottan med en nyare, som har renare avgasutsläpp.

Eftersom även nanopartiklarna och de ultrafina partiklarna från bilavgaserna har effekter på hälsan (se kapitel 8.6.), är det viktigt att minska antalshalterna av dessa i staden. De mest effektiva åtgärderna är desamma som för minskningen av masshalterna av avgaspartiklarna ovan. Dessa åtgärder ger en mycket betydelsefull minskning av antalshalten i både taknivå och gaturumsnivå. Observera att detta står i kontrast mot masshalterna av avgaspartiklar i gaturummet, som till synes bara minskar ytterst sparsamt vid dessa åtgärder.

Enligt den senaste inventeringen under 2006 har det uppmärksammats att Nordö-Link-färjorna ger ett betydande tillskott av partiklar i de nordöstra delarna av innerstaden. Därför skulle det innebära en hälsovinst om katalytisk avgasrening infördes för färjorna. Detta har gjorts i t.ex. Helsingborgs hamn för Helsingör-färjorna.

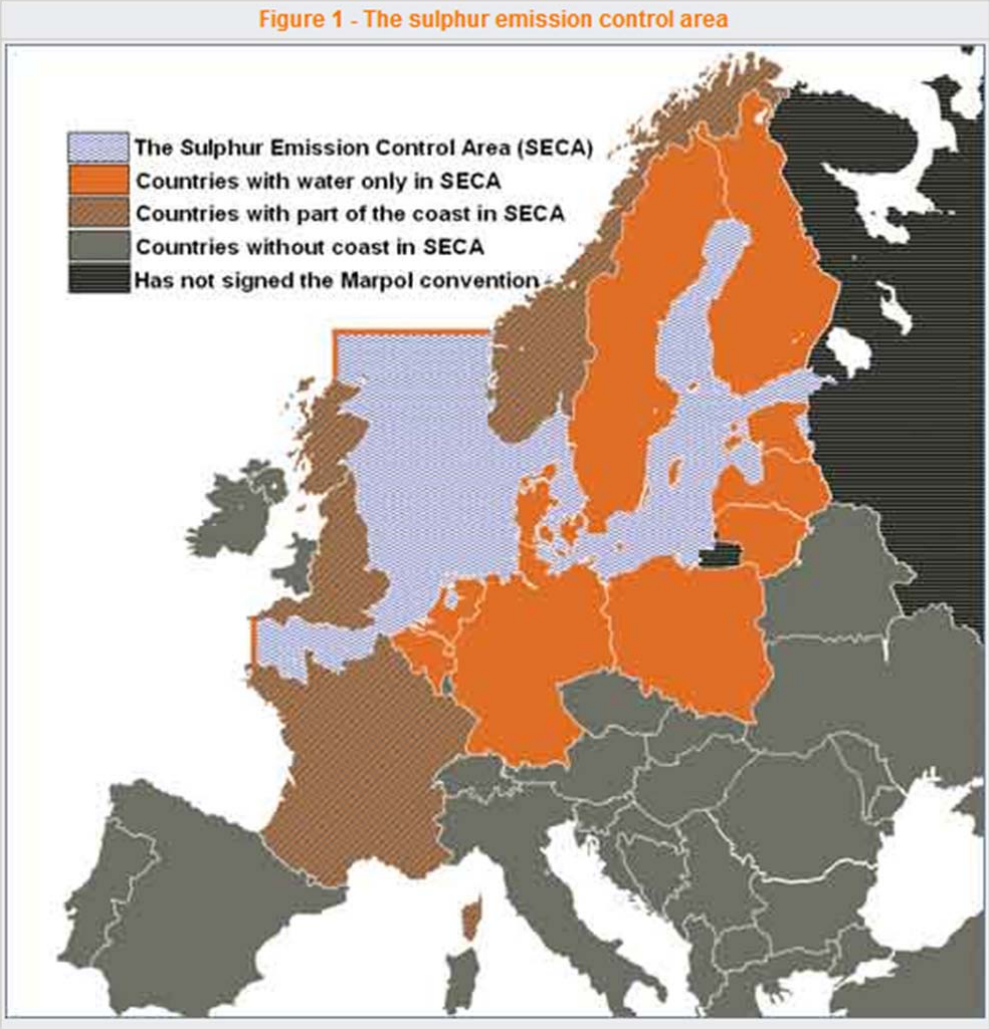
9.2. Internationella initiativ

Internationella initiativ för att minska emissioner av gaser och partiklar har framförallt positiv effekt på partikelhalterna från långdistanstransport och på att minska akutbesök och sjukhusinläggningar för hjärt/kärlsjukdomar och lungrelaterade sjukdomar i Skåne.

Emissionerna av relevanta gaser och partiklar från kontinentala Europa har minskat framförallt under 80-talet genom Konventionen för gränsöverskridande luftföroreningar (CLRTAP) (se t. ex. Manktelow m. fl., 2007). Under 90-talet och 2000-talet är minskningarna blygsammare, eftersom den effektivare reningen av trafikens avgaser och industriella utsläpp delvis har ätits upp av ökande trafikarbete. Denna effekt har t.o.m. gett

ökande utsläpp av partikelrelevanta föroreningar i Öresundsområdet under den senaste tioårsperioden (se emissionsdata från EMEP, 2010).

Emissionerna från sjötrafiken i Öresundsområdet som ger ett tillskott på ca 2 µg/m^3 (figur 2) har heller ingen minskande trend. Däremot finns det en ny överenskommelse om att Nordsjön och Östersjön blir nya ECA-områden fr.o.m. juli 2010 (Emission Control Area, figur 16). I dessa områden går man från en maximal tillåten svavelhalt på 4.5 % till 1.0 %. Fr.o.m. 2015 är den maximalt tillåtna halten 0.l %. Eftersom svavelpartiklar är dominerande från fartygstrafiken kan en dramatisk förändring vad gäller PM2.5-halter förväntas efter innevarande år och även efter 2015.



Figur 16. *Nya Sulphur-ECA fr.o.m. 2015 som införs av IMO (Internationella sjöfartsorganisationen).*

Det pågår ett EU-kommissions-arbete med direktivet: "Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europé (CAFÉ)" (EU-kommissionen 2005), som bl. a. syftar till att utarbeta strategier inom EU att minska halterna av PM2.5 och PM10 på lång sikt. Detta program har varit bidragande till den nya miljökvalitetsnorm som införts för PM2.5 under 2010 (se kapitel 2.1.).

Det finns även globala initiativ, som sprids neråt till lokal nivå med syfte att förbättra folkhälsan. Ett sådant är Healthy Cities initierat av WHO (http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environmental-health/urban-health/activities/healthy-cities). Malmö har varit med sedan några år och fokus ligger på jämlik folkhälsa. Det viktigaste arbetet har hittills varit att diskutera folkhälsoproblem med politiker och utarbeta strategier för att lösa hälsoproblemen.

10. Förslag till fördjupade studier

10.1. Källkarakterisering

Det finns en hel del att göra för att minska de stora osäkerheterna som finns vad gäller källbidragen till partikelhalterna i Skåne och Malmö stad. De viktigaste frågorna som vi behöver svar på är;

1. Finns det några trender för antalsstorleksfördelningen av partiklar som härstammar från mänsklig aktivitet?
2. Hur mycket bidrar olika långdistanstransportkällor till Malmöhalterna (t.ex. Köpenhamns storstad, sjötrafik, etc.)?
3. Kan vi öka precisionen på beräkningarna av stadsluftbidraget till PM2.5 och PM10 och gaturumsbidraget till PM2.5?
4. Vilka kommer effekterna att vara från Citytunneln?
5. Vilken asfaltbeläggning är bäst för att reducera PM10-halterna?
6. Vilken effekt skulle en trängselskatt och/eller miljözon ha på PM-halterna i Malmö stad?
7. Bidragen från bromsslitage, asfaltslitage samt däckslitage till gaturummets PM10-halter är mycket osäkra för Malmöförhållanden samt hur stor effekt saltning och sandning har.

Följande är förslag på metoder och studier som syftar till att ge svar på ovanstående frågor;

1. För en stad i Malmös storlek borde en kontinuerlig mätning av antalshalten eller partikelantalsstorleksfördelningen ske (finns t.ex. kontinuerliga antalsmätningar som genomförs av Stockholms miljöförvaltning i både gaturum och stadsluft). Det skulle ge ovärderlig information för framtiden. Mätningar i Vavihill sker redan sedan länge.
2. Bearbetning av Malmö- och Köpenhamnsdata och regional modellering med ADCHEM-modellen utvecklad av Lunds universitet.
3. Dedikerad interkalibrering av TEOM-instrument som används för att mäta PM-halter för att jämföra deras prestanda och mätnoggrannhet.
4. Man borde föreslå att Citytunnelkonsortiet utför mätningar och eventuellt modelleringar av partikelhalter vid stationer under jord, i tunnlar och vid marknivå.
5. Mer forskning av vägbeläggningens påverkan på halter borde möjliggöras hos Väg- och transportforskningsinstitutet i Linköping (VTI).
6. Körningar med Malmös EnviMan-modell borde göras för att ta reda på vilken effekt trafikminskande åtgärder skulle ge.
7. Försök med käll/receptorberäkningar under årets alla säsonger med källspecifika spårämnesmätningar som är dedikerade för aktuell källa, kommer ge säkrare källtilldelning.

10.2. Hälsoeffekter

På motsvarande sätt finns det en hel del kunskapsluckor vad gäller hälsoeffekter. Det pågår intensiv forskning av hur olika partikelstorlekar och kemiska ämnen i partiklarna påverkar hälsan. En studie tillsammans med Malmö miljöförvaltning samt Lunds universitet, som syftar att leda till en vetenskaplig publikation, där en sammanställning görs av senaste årens forskning kring området är högprioriterat. En sådan studie kan ge oss svar på vilka partiklar i Malmö som det är viktigt att mäta, förutom PM2.5 och PM10 och vilka partiklar det är viktigt att minska emissionerna av. Denna och övriga betydelsefulla studier listas nedan:

1. En vetenskaplig sammanställningspublikation över de senaste årens intensiva forskning om hur olika kemiska ämnen, källor, partikelstorlekar och halter påverkar hälsan.
2. Många effektstudier för olika slags sjukdomar återstår att göra för skånska förhållanden. Det går inte att förlita sig på internationella studier, eftersom källbidragen är annorlunda där.
3. En uppskattning av korttids-mortalitet på grund av långdistanstransportade partiklar.
4. En uppskattning av korttids-mortalitet på grund av slitagepartiklar.
5. En uppskattning av hälsoeffekter på grund av exponering för höga halter av antalet partiklar.
6. Det behövs fler detaljerade studier på äldre och barn, t.ex. kärlelasticitet och hjärtrytm på äldreboenden, samt lungeffekter, astma och infektionskänslighet på vanliga dagis och allergidagis (där särskilt känsliga barn vistas).
7. Att mäta toxicitet av emissioner från olika bränsle/motortyper.
8. Att mäta toxicitet av olika slitagepartiklar (broms, däck, asfalt).
9. Undersöka sambandet mellan exponering för luftföroreningar i bostaden och hälsoeffekter.
10. Att även undersöka hur särskilt känsliga personer påverkas av exponering för partikelformiga luftföroreningar.

10.3 Övrigt

Det är också viktigt att undersöka hur Malmö och Region Skåne och andra regionala myndigheter kan agera i internationella processer för att kunna minska betydelsen av de långdistanstransporterade luftföroreningarna.

11. Litteratur

Albin, M., m. fl., 2008. Miljöhälsorapport för Malmö. December 2008.

Andersen, Z. J., m. fl., 2008. Size distribution and total number concentration of ultrafine and accumulation mode particles and hospital admissions in children and the elderly in Copenhagen, Denmark. *Occup. Environ. Med.*, 65, 458–466. doi:10.1136/oem.2007.033290.

ANSTO, Australian Nuclear Science and Technology Organisation, 2003, http://www.ansto.gov.au/__data/assets/image/0006/39345/sfu_poster.jpg.

Araujo, J. A., m. fl., 2008. Ambient particulate pollutants in the ultrafine range promote early atherosclerosis and systemic oxidative stress. *Circ. Res.*, 102, 589-596.

Bergström, R., och Simpson, D., 2010. Organic aerosol modelling in EMEP: Recent DEvelopments. Pågående forskningsarbete, som kommer att presenteras, bland annat I Transboundary Particulate Matter in Europe, Status Report 2010, The Norwegian Institute for Air Research (NILU), Kjeller, Norge.

Brook, R. D., m. fl., 2010. Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease: An Update to the Scientific Statement from the American Heart Association. *Circulation*, 121, 2331-2378.

Choël, M., m. fl., 2010. Single particle analysis of internally mixed carbonaceous and mineral dust aerosols. Preceedings of the International Aerosol Conference 2010, Aug 29 – Sep 3, Helsinki, Finland.

Creutzenberg, O., m. fl., 2008. Toxicity of a quartz with occluded surfaces in a 90-day intratracheal instillation study in rats. *Inhal. Toxicol.*, 10, 995-1008.

Dahlberg, I., 2006. Sub micrometer particles in ambient air in Malmö; dependence of human activities and of meteorology. Diploma work for exam in Environmental studies at Lund University, Division of Nuclear Physics, Department of Physics, Lund, Sweden.gusta

Ekman, M., och Johansson, C., 2010. Luftkvalitet i Stockholms och Uppsala Län samt Gävle och Sandvikens kommuner. Kontroll och jämförelser med miljökvalitetsnormer år 2009.

EMEP, 2010. Emissions as used in EMEP models. http://www.ceip.at/emission-data-webdab/emissions-used-in-emep-models/.

EU-kommisionen, 2005. COMMISSION STAFF WORKING PAPER. Annex to: The Communication on Thematic Strategy on Air Pollution and The Directive on "Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe" Impact Assessment, http://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/pdf/ia_report_en050921_final.pdf.

Forsberg, B., m. fl., 2005. Comparative Health Impact Assessment of Local and Regional Particulate Air Pollutants in Scandinavia. *Ambio*, 34.

Forsberg B, m. fl., 2008a. Luftföroreningshalter och akutbesök for astma och andra luftvägssjukdomar i Stockholm, Göteborg och Malmö 2001-2005. Projektrapport till Naturvardsverket. Yrkes- och miljomedicin i Umeå rapporterar 2008:3.

Forsberg, B., m. fl., 2008b. Trafikrelaterade partiklars relativa och absoluta betydelse för kvantifierbara hälsoutfall. Slutrapport dnr AL90A 2004:15423, EMFO projektnr 310101681 http://www.pff.nu/upload/EMFO/resultat/Delprogram_10/B%20Forsberg%20Slutrapport%20TRAPART%20v1.pdf.

Genberg, J., 2010. Source apportionment of carbonaceous aerosol using ^{14}C. Licentiatavhandling, Avdelningen för kärnfysik, Fysiska institutionen, Lunds universitet. CODEN: LUNFD6(NFFR-3109)/1-35/2010.

Gustafsson, M., m. fl., 2005. Inandningsbara partiklar från dubbdäckssslitage av vägbana – egenskaper och inflammatoriska effekter i mänskliga luftvägsceller. Utdrag ur WearTox-projektet (VTI rapport 520). VTI rapport 521, Linköping, Sverige, ISSN 0347-6030.

Gustafsson, M., m. fl., 2006. Inandningsbara partiklar i järnvägsmiljöer. VTI rapport 538, Linköping, Sverige. ISSN 0347-6030.

Gustafsson, M., m. fl., 2010. Effekter av dammbindning av belagda vägar. VTI rapport 666, Linköping, Sverige. ISSN 0347-6030.

Hansson, H.-C., och Nyman, S., 1985. "Microcomputer-controlled multisample soot photometer". *Environ. Sci. Tech.*, 19, 1110-1115.

Hopke, P. K., m. fl., 1997. Technical Note. Characterization of the Gent Stacked Filter Unit PM10 Sampler. *Aerosol Sci. Tech.*, 27, 726-735.

Hussein, T., m. fl., 2005. Evaluation of an automatic algorithm for fitting the particle number size distributions. *Boreal Env. Res.,* 10, 337-355.

Ibald-Mulli, A., m. fl., 2002. Epidemiologial Evidence on Health Effects of Ultrafine Particles. *J. Aerosol Med.*, 15, 189-201.

Idar Angelov, E., m. fl., 2008. Vägtransportsektorns folkhälsokostnader – en första ansats till samlad beräkning. WSP Analys och strategi. Rapport 2008:18.

Jacobson, M., 2007. Effects of Ethanol (E85) versus Gasoline Vehicles on Cancer and Mortality in the United States. *Environ. Sci. Technol.*, 41, 4150-4157.

Jakobsson, K., 2008. Emission, dispersion and health effects of air pollutants and community noise in Scania - an integrated study on road-, railway-, air- and sea traffic and industries. EMFO, Final report, EMFO dnr AL90A 2004:15422 http://www.pff.nu/upload/EMFO/resultat/Delprogram_10/EMFO%20080830%20Vetenskaplig%20slutrapport.pdf.

Johansson, C., m. fl., 2004. Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter. Del II. Växjö. ITM-rapport 125, Institutet för tillämpad miljöforskning, Stockholm, Sverige. ISSN 1103-341X.

Johansson, C., m. fl., 2005. Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM10. Slutrapportering av FoU projekt. SLB rapport 4:2004. Januari 2005, SLB-Analys, Stockholms miljöförvaltning, Stockholm, Sverige.

Johansson, C., m. fl., 2007a. Spatial and temporal variations of PM10 and particle number concentrations in urban air. *Environ. Monit. Asses.*, 127, 477-487.

Johansson, C., m. fl., 2007b. Hälsoeffekter av partiklar. Tilläggsprogram 2006. Stockholms och Uppsala Läns luftvårdsförbund. SLB-Analys, rapport 2007:14, Mars 2007.

Johansson, S. A. E., och Campbell, J. L., 1988. PIXE: A Novel Technique for Elemental Analysis. Första utgåvan. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, Great Britain, Kapitel 1-4 och 12.3.

Jung, H.-J., m. fl., 2010. Speciation of individual mineral particles of micrometer size by the Combined Use of Attenuated Total Reflectance-Fourier Transform-Infrared Imaging and Quantitative Energy-Dispersize Electron Probe X-ray Microanalysis Techniques. *Anal. Chem.*, 82, 6193-6202.

Kamimoto, T., m. fl., 2007. Dynamic measurements of soot aggregate size in diesel exhaust by a light scattering method. Third International Conference on Optical and Laser Diagnostics. *J. Phys.*: Conference Series, 85, 012008 doi:10.1088/1742-6596/85/1/012008.

Karlsson, H. L., m. fl., 2005. Subway Particles Are More Genotoxic Than Street Particles and Induce Oxidative Stress in Cultured Human Lung Cells. *Chem. Res. Toxicol.*, 18, 19-23.

Keene, W. C., m. fl., 2007. Chemical and physical characteristics of nascent aerosols produced by bursting bubbles at a model air-sea interface. *J. Geoph. Res.,* 112, D21202, doi:10.1029/2007JD008464.

Kemp, K., m. fl., 2010. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual summary for 2008. NERI technical report no. 752. National Environment Research Institute, Aarhus University. ISBN 978-87-7073-140-9. http://www.dmu.dk/Pub/FR752.pdf.

Ketzel, M., m. fl., 2004. Particle size distribution and particle mass measurements at urban, near-city and rural level in the Copenhagen area and Southern Sweden. *Atmos. Chem. Phys.,* 4, 281–292. www.atmos-chem-phys.org/acp/4/281/.

Ketzel, M., m. fl., 2007. Estimation and validation of PM2.5/PM10 exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling. *Atmos. Env.*, 41, 9370-9385.

Kittelson, D. B., 1998. Engines and nanoparticles: A review. *J. Aerosol Sci.*, 29, 575-588.

Kittelson, D. B., m. fl., 2006a. On-road and laboratory evaluation of combustion aerosols-Part1: Summary of diesel engine results. *Aerosol Sci.*, 37, 913-930.

Kittelson, D. B., m. fl., 2006b. On-road and laboratory evaluation of combustion aerosols-Part1: Summary of spark ignition engine results. *Aerosol Sci.*, 37, 931-949.

Klepczyńska Nyström, A., m. fl., 2010. Health effects of a subway environment in healthy volunteers. *Eur. Respir. J.*, 36, 240-248.

Kristensson, A., 2005. Aerosol Particle Sources Affecting the Swedish Air Quality at Urban and Rural Level. Doktorsavhandling, Avdelningen för Kärnfysik, Fysiska Institutionen, Lunds Universitet, ISBN 91-628-6573-0. http://www.lu.se/o.o.i.s?id=12588&postid=545151.

Kristensson, A., 2007. Diesel medför större miljöpåverkan. Artikel i *Trafik & Miljö*, nr. 3, 2007, 13.

Kristensson, A., m. fl., 2004. Real-world traffic emission factors of gases and particles measured in a road tunnel in Stockholm, Sweden. *Atmos. Environ.*, 38, 657-673.

Kristensson, A., m. fl., 2008. Characterization of new particle formation events at a background site in Southern Sweden: relation to air mass history. *Tellus*, 60B, 330-344.

Kristensson, A., m. fl., 2010. Long-term trends in aerosol particle number size distribution data. Konferens-abstrakt, Internationella aerosolkonferensen, IAC, September 2010, Helsingfors, Finland.

Kuznetsova, M., m. fl., 2005. Characterization of the proteinaceous matter in marine aerosols. *Marine Chem.*, 96, 359-377.

Lindgren, A., m. fl., 2009a. Traffic-related air pollution associated with prevalence of asthma and COPD/chronic bronchitis. A cross-sectional study in Southern Sweden. *Int. J. Health Geographics*, 8:2, doi:10.1186/1476-072X-8-2.

Lindgren, A., m. fl., 2009b. Traffic-related air pollution associated with prevalence of asthma and COPD/chronic bronchitis. A cross-sectional study in Southern Sweden. *Int. J. Health Geographics*, 8:25, doi:10.1186/1476-072X-8-25.

Malig, B. J., och Ostro, B. D., 2009. Coarse particles and mortality: evidence from a multi-city study in California. *Occup. Environ. Med.*, 66, 832-839.

Manktelow, P. T., m. fl., 2007. Regional and global trends in sulfate aerosol since the 1980s. *Geoph. Res. Letters*, 34, L14803, doi:10.1029/2006GL028668.

Metzger, A., m. fl., 2010. Evidence for the role of organics in aerosol particle formation under atmospheric conditions. *PNAS*. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0911330107.

Naturvårdsverket, 2010. Air pollution and children's respiratory health. Rapport nr 6563, maj 2010, http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-6353-5.pdf.

Nilsson, T., m. fl., 2009. Miljökvalitetsnorm PARTIKLAR – Projekt inom Miljösamverkan Skåne. Rapport från Miljösamverkan Skåne. http://www.lansstyrelsen.se/skane/miljosamverkan_skane/.

Norman, M., 2008. Försök med dammbindning med CMA mot höga partikelhalter i Stockholms innerstad 2007 och 2008. SLB rapport 4:2008. Oktober 2008, SLB-Analys, Stockholms miljöförvaltning, Stockholm, Sverige.

Ntziachristos, L., och Boulte, P., 2009. EMEP EEA emission inventory guidebook 2009. http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-vi-road-tyre-and-brake-wear.pdf.

Oberdörster, G., m. fl., 2005. Nanotoxicology: An Emerging Discipline Evolving from Studies of Ultrafine Particles. *Env. Health. Persp.*, 113, 823-839.

O'Dowd, m. fl., 2004. Biogenically driven organic contribution to marine aerosol. *Nature*, 431, 676-680.

Omstedt, G., 2006. Utvärdering av PM10-mätningar i några olika Nordiska miljöer. SMHI-rapport "Meteorologi nr 120", Januari 2006, SMHI, Norrköping, Sverige. ISSN 0283-7730 SMHI Meteorologi.

Omstedt, G., m. fl., 2010. Kartläggning av partiklar i Sverige. Halter, källbidrag och kunskaplsluckor. SMHI-rapport "Meteorologi nr 144", Oktober 2010, SMHI, Norrköping,

Sverige. ISSN 0283-7730 SMHI Meteorologi. http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.13480!meteorologi_144.pdf

Oudin, A., m. fl., 2010. Estimation of Short-Term Effects of Air Pollution on Stroke Hospital Admissions in Southern Sweden. *Neuroepidem.*, 132, 131–142.

Paatero, P., 1997. Least squares formulation of robust non-negative factor analysis. *Chemom. intel. lab. systems,* 37, 23-35.

Pagels, J., m. fl., 2009. Processing of Soot by Controlled Sulphufic Acid and Water Condensation – Mass and Mobility Relationship. *Aerosol Sci. Technol.*, 43, 629-640.

Park, K., m. fl., 2003. Relationship between Particle Mass and Mobility for Diesel Exhaust Particles. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 577-583.

Perez, L., m. fl., 2008. Coarse Particles From Saharan Dust and Daily Mortality. *Epidem.*, 19, 800-807.

Perez, L., m. fl., 2009. Size Fractionate Particulate Matter, Vehicle Traffic, and Case-Specific Daily Mortality in Barcelona, Spain. *Environ. Sci. Technol*., 43, 4707-4714.

Pope, C. A., och Dockery, D. W., 2006. Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 56, 709-742.

Robinson, A. L., m. fl., 2007. Rethinking Organic Aerosols: Semivolatile Emissions and Photochemical Aging. *Science*, 315, 1259-1262.

Roldin, P., m. fl., 2010. Aerosol ageing in an urban plume – implications for climate and health. *Atmos. Chem. Phys. Disc.*, 10, 18731-18780.

Sakurai, H., m. fl., 2003. On-line measurements of diesel nanoparticles composition and volatility. *Atmos. Environ.*, 37, 1199-1210.

Sehlstedt, M., m. fl., 2007. The Role of Particle Size and Chemical Composition for Health Risks of Exposure to Traffic Related Aerosols – A Review of the Current Literature. http://www.pff.nu/upload/EMFO/resultat/Partiklar/EMFO%20litteraturstudie%20-Trafikrelaterade%20partiklar%20och%20h%C3%A4lsoeffekter%20-%20Final%20report%20071212.pdf.

Sinha, B. W., m. fl., 2008. Sulfur isotope analyses of individual aerosol particles in the urban aerosol at a central European site (Mainz, Germany). *Atmos. Chem. Phys.*, 8, 7217-7238.

Sjöberg, K., och Ferm, M., 2005. Mätningar av PM10 och PM2.5 i Malmö. Kalibreringsunderlag till emissionsmodell för partiklar. För Vägverket. IVL-Rapport nr U 1756, IVL, Stockholm, Sverige.

Sjödin, Å., m. fl., 2010. WEAREM. Wear particles from road traffic – a field, laboratory and modelling study. Final report. IVL rapport B1830, Juni 2010, EMFO – Emissionsforskningsprogrammet.

Socialstyrelsen, 2009. Miljöhälsorapport 2009. ISBN 978-91-978065-7-2. Artikelnr 2009-126-70.

Sullivan, R. C., m. fl., 2007. Direct observations of the atmospheric processing of Asian mineral dust. *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 1213-1236.

Valiulis, D., m. fl., 2002. Estimation of atmospheric trace metal emissions in Vilnius City, Lithuania, using vertical concentration gradient and road tunnel measurement data. *Atmos. Environ.*, 36, 6001-6014.

Vägverket, 2009a. Samlad lägesrapport om vinterdäck – Redovisning av ett regeringsuppdrag. Vägverket-rapport: FO 30 A 2008:68231.

Vägverket, 2009b. Råd för val av beläggning med hänsyn till miljö. Vägverket-rapport, publikation 2009:124. ISSN: 1401-9612. http://publikationswebbutik.vv.se/upload/5106/2009_124_rad_for_val_av_belaggning_med_hansyn_till_miljo.pdf.

Wang, X., m. fl., 2009. Particulate Nitrate Formation in a Highly Polluted Urban Area: A Case Study by Single-Particle Mass Spectrometry in Shanghai. *Environ. Sci. Technol.*, 43, 3061-3066.

Westerholm, R., m. fl., 2008. An exhaust characterisation study based on regulated and unregulated tailpipe and evaporative emissions from bi-fuel and flexi-fuel light-duty passenger cars fuelled by petrol (E5), bioethanol (E70, E85) and biogas tested at ambient temperatures of +22°C and -7°C. Final report, March 2008, Vägverket.

WHO, 2006. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen, dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment. http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf.

Wåhlin, P., 2003. COPREM – A multivariate receptor model with a physical approach. *Atmos. Env.*, 37, 4861-4867.

Wåhlin, P., m. fl., 2006. Characterization of traffic-generated particulate matter in Copenhagen. *Atmos. Environ.*, 50, 2151-2159.

Översikt

En femtedel av befolkningen i Malmö exponeras i utomhusluften för masshalter av inandningsbara partiklar (PM10) som ligger över Sveriges miljömål för 2010. Resterande del exponeras för halter som är högre än lågrisknivån bedömd av Institutet för miljömedicin vid Karolinska institutet. Drygt 200 människor i Malmö stad beräknas dö i förtid varje år på grund av denna exponering.

Malmö miljöförvaltning har i många år mätt masskoncentrationen av partiklar i Malmö, men ingen utredning har gjorts om varifrån partiklarna härstammar. Med anledning av detta har Lunds universitet fått i uppdrag av förvaltningen att ta fram underlag från olika vetenskapliga arbeten för att få svar på fyra grundläggande frågor:

1. Vad består Malmös partiklar av?
2. Vilka är källorna till Malmös partikelhalter?
3. Hur stor roll spelar intransport från kontinenten för halterna?
4. Vilka hälsoeffekter kan förväntas utifrån exponeringen?

I förlängningen vill man ha svar på vilka riktade åtgärder som går att utföra för att få bukt med effekterna av exponeringen.

Dessa frågor besvaras i denna rapport, som är riktad till Malmös kommunpolitiker och allmänheten. I korta drag visar rapporten att de som exponeras för de högsta PM10-halterna vistas vid hårt trafikerade gator, där de förhöjda halterna huvudsakligen beror på att asfaltpartiklar blir luftburna genom nötningen av asfalten av bilarna. Övriga partiklar som kommer från Malmö och som majoriteten av Malmöborna exponeras för, är från bilavgaserna. Den enskilt största källan i Malmö är dock långdistanstransport. I motsats till PM10, är det avgaspartiklar från Malmös egen biltrafik som dominerar bidragen till de förhöjda halterna av antalet partiklar i Malmö.

Det är okänt om slitagepartiklarna ger upphov till förtida dödlighet, men man vet att de ger en ökad frekvens av astma och luftvägssjukdomar. Det är fina partiklar (PM2.5) som framförallt ger upphov till ökad dödlighet samt hjärt/kärlsjukdomar och det är troligt att det är avgaspartiklarna som är orsaken till detta. Hjärt/kärlsjukdomar och luftvägssjukdomar förefaller även vara kopplade till långdistanstransporterade partiklar.

Riktade åtgärder mot asfaltpartiklar på de hårdast trafikerade gatorna i Malmö låter sig göras för att få bukt med de högsta PM10-halterna, medan åtgärder för hela stadens biltrafik är nödvändiga för att minska avgaspartiklarnas effekter. Flera olika åtgärdsstrategier, som Malmö kommun kan arbeta efter beskrivs i rapporten.

Rapporten är uppdelad i en sammanfattande del samt i en längre del, med metodik, beräkningar av källtilldelningar och utförliga diskussioner kring hälsoeffekter och åtgärder.