



Relationerna mellan halterna av PM10, PM1 och sot i Sverige

C. Johansson^{1,2}, B. Sjövall², M.
Ferm³, H. Karlsson¹, V. Vecely¹, P.
Krecl¹ & J. Ström¹

¹ Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms
universitet

² SLB analys, Miljöförvaltningen, Stockholm

³ IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg

Mars 2007

INNEHÅLL

1. Förord.....	1
2. Sammanfattning.....	2
2.1 Resultat från mätningarna.....	2
2.2 Rekommendationer.....	3
3. Inledning.....	4
4. Syfte.....	5
5. Mätperioder och mätplatser.....	5
5.1 Lycksele/Vindeln.....	5
5.2 Stockholm/Aspvreten.....	7
6. Resultat.....	9
6.1 Lycksele och Vindeln.....	9
6.2 Stockholm och Aspvreten.....	13
6.3 Diskussion angående lokala bidrag till partikelhalterna.....	18
7. Tack.....	20
8. Referenser.....	20
9. Bilaga 1. Mätmetoder.....	23
9.1 Instrument.....	23
9.1.1 Sot.....	23
9.1.2 EC/OC.....	24
9.1.3 Partikelmassa PM10, PM2.5, PM1.....	24
9.1.4 NOx.....	24
9.1.5 Partikelstorleksfördelning.....	24
9.2 Meteorologi instrument.....	25
10. Bilaga 2. AIRVIRO databas.....	26

1. Förord

För bedömningar av hälsopåverkan och olika lokala källors inflytande på halterna behövs information om hur olika partikelmått relaterar till varandra. Idag regleras endast PM₁₀ i EG direktiv och svenska miljö kvalitetsnormer. Miljömålet Frisk luft innefattar mål för partikelhalterna, dels mätt som PM_{2.5} dels som sot. Inom EU planeras ett nytt direktiv för PM_{2.5}. I Sverige kan PM₁ vara intressantare att mäta än PM_{2.5} eftersom PM_{2.5} till betydande del påverkas av samma grova partiklar som PM₁₀ och av samma långdistanstransporterade aerosol. Men egentligen behövs ytterligare förfinad uppdelning av partikelhalterna för att komma åt lokalt genererade förbränningspartiklar. WHO påpekar betydelsen av sotpartiklar för hälsoeffekter av partiklar. För att få klarhet i dessa frågor måste vi dels se till att vi mäter rätt egenskap hos partiklarna, dels att vi mäter på rätt plaster så att vi får information om källornas betydelse. För att kunna dra slutsatser om källorna behöver vi även mäta andra parametrar parallellt. Härvid utgör NO_x en utmärkt markör för vägtrafikens utsläpp.

Arbetet genomfördes i samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet AB, ITM Stockholms universitet och SLB analys vid Miljöförvaltningen i Stockholm. Projektet har finansierats av Naturvårdsverket dels inom ramen för den nationella miljöövervakningen, dels som ett led i uppföljningen av de nationella miljömålen. Handläggare på Naturvårdsverket har varit Titus Kyrklund och Yngve Brodin. Projektledare har varit Christer Johansson (ITM) och Martin Ferm (IVL).

Mätningarna av partiklar och sot i Lycksele har även finansierats av Energimyndigheten och ingår i ett projekt som ITM (Christer Johansson) ansvarar för med syfte att validera en beräkningsmodell för vedeldningens påverkan på luftkvaliteten (VEDAIR). Dessutom genomför ITM (referenslaboratoriet) i samband med dessa mätningar en undersökning av mätmetodik för PM₁₀, vilket också finansieras av Naturvårdsverket (ansvarig på ITM är Hans Areskoug). Mätningarna i centrala Lycksele har finansierats av Lycksele kommun och Umeå universitet (Bertil Forsberg).

En samordning har skett mellan flera projekt som finansieras av NMR (Measurement of PM₁, PM_{2.5} and PM₁₀ at Nordic background stations using low-cost equipment.) och tre stycken EMFO projekt (Trafikgenererade inandningsbara slitage-partiklar: bildningsprocesser, emissionsfaktorer, och förekomst ur åtgärds perspektiv Dnr AL 90 A 2004:14678), (AL90A 2004:15423 Trafikrelaterade partiklars relativa och absoluta betydelse för kvantifierbara hälsoutfall (Bertil Forsberg Umeå univ)), (AL90 A 2004:14485 Betydelsen av lokala kontra regionala partikelkällor för hälsoeffekter observerade i Stockholms län (Christer Johansson, Stockholms univ)).

Stockholm mars 2007

Christer Johansson
Docent
ITM Stockholms universitet

2. Sammanfattning

2.1 Resultat från mätningarna

Denna rapport innehåller resultat från mätningar av sot och partikelhalter i Lycksele (december 2005 – mars 2006) och Stockholm (april – juni 2006). Avsikten har varit att beskriva hur olika partikelmått relaterar till varandra och bedöma hur betydelsefulla lokala respektive regionala (lång-distanstransporten) är för partikelhalterna¹.

Kraftigt lokalt förhöjda halter av PM10 noterades i Lycksele på grund av lokala utsläpp från vedeldning. Detta ligger väl i linje med tidigare mätningar inom ramen för BHM projektet. I Lycksele utgjorde partiklar med en diameter mindre än 1 µm (PM1) mer än 70% av PM10-halten. Denna höga andel PM1 av PM10 kan förklaras med att bidragen från förbränningspartiklar och intransporterade partiklar dominerar PM10-halterna. PM1- och sothalterna i Lycksele visade mycket god samvariation, vilket tyder på en gemensam källa. Andelen sot av PM1 var i genomsnitt knappt 20 % av PM1-halten. Detta indikerar att sotmätning kan användas som indikator för PM1 i Lycksele. Under andra delar av året då lokal vedeldning inte bidrar till halterna kan relationen mellan PM1 och sot se väsentligt annorlunda ut. Sothalterna mätt med optisk metod (Aethalometer) visade på mycket god överensstämmelse i Lycksele med en detaljerad analys av halten elementärt kol på partiklarna med en termisk/optisk metod. Sotmätningar som är enklare och billigare att genomföra bör alltså kunna användas för att kontrollera bidragen till partikelhalterna från vedeldning.

I Stockholm var motsvarande andel bara 40 %. Eftersom mätningarna i Stockholm genomfördes under våren var PM1 andelen troligen lägre än under andra delar av året på grund av en stor mängd grova partiklar från vägbanorna. Mätningarna i Stockholm visar att andelen PM1 av PM10 kan variera kraftigt beroende på om källorna främst är lokala eller regionala. Under perioden 4 april – 6 juni varierade den regionala PM1-andelen av PM10 i Stockholm från mindre än 10 % upp till 80 %. Perioden 26 april – 10 maj dominerades av regionala källor både för PM1 och till stor del även för sot. Andelen av PM1-halten på Hornsgatan som beror på trafiken på Hornsgatan var mindre än 20 % under denna period.

Andelen sot av PM1 var betydligt lägre i Stockholm jämfört med Lycksele - mellan 10 % och 15 %. Generellt tycks sothalterna vara mer påverkade av de lokala källorna jämfört med PM1-halterna. Under senare delen av juni dominerades sothalterna på Hornsgatan av den lokala trafiken på gatan (80 % - 90 %). För PM1 var den lokala trafikens bidrag betydligt mer variabel, mellan 30 % - 80 %. Detta visar att både lokala och regionala källor är av stor betydelse för halterna av PM1 och sot i Stockholm och att betydelsen av de regionala källorna till PM1 respektive sot kan vara helt olika, sannolikt på grund av att olika regionala källors påverkan på PM1-halterna. Oftast dominerar PM1-halterna i bakgrundsluften av sulfater, nitrater och organiska ämnen, men periodvis kan sotandelen vara betydande. NOx-halterna, som beror på trafiken på Hornsgatan, korrelerar betydligt bättre med sothalterna än med PM1-halterna.

Sammantaget beror sothalterna till betydligt större del på vägtrafikens utsläpp jämfört med PM1-halterna. Därmed är sotmätningar ett bättre mått på vägtrafikens avgasbidrag till de lokala partikelhalterna jämfört med PM1. Men i urban bakgrund kan påverkan på sothalterna av långdistanstransport periodvis vara betydande.

¹ Med PM10 menas masskoncentrationen av alla partiklar med en diameter < 10 µm. PM1 är masskoncentrationen av partiklar som är mindre än 1 µm. Med sothalterna avses partikelkoncentrationen av ”svärtande” partiklar (mätning av ljusreflektion eller ljusabsorption).

2.2 Rekommendationer

I EU-direktiv och miljö kvalitetsnormer regleras partikelhalterna utifrån PM10-mätningar. PM10-koncentrationen styrs i varierande grad av både lokala källor och långdistanstransport. Exakt vilka partiklar eller källor som orsakar hälsopåverkan är inte klarlagt. För att bättre kunna avgöra betydelsen av olika källor för såväl partikelhalterna som hälsoeffekterna rekommenderas mätningar som kan skilja på olika typer av partiklar; långdistanstransporterade partiklar, lokala partikelbidrag från förbränningsprocesser där trafikavgaser och vedeldning är de viktigaste källorna samt lokala partikelbidrag från mekaniska nötningsprocesser där vägbaneslitage på grund av dubbdäcksanvändningen samt slitage av bromsar och däck ger de viktigaste bidragen.

Det finns ganska lite mätningar av olika partikelfraktioner i svenska städer. I grova drag kan dock följande generella slutsatser dras angående hur olika lokala källor påverkar olika partikelfraktioner (delar av PM10):

- **Fina partiklar** (<2,5 µm). I genomsnitt under ett år bidrar de lokala källorna med några enstaka tiotal procent till halterna av PM2,5 i den urbana bakgrundsluften i städer. Halterna i hårt trafikerade gaturum kan vara en faktor 2 högre än bakgrundshalten. Källorna till PM2,5 är desamma som källorna till PM10, dvs. huvudsakligen långdistanstransport och lokala partiklar från förbränningsprocesser (fordonsavgaser och vedeldning) samt mekaniskt genererade partiklar (nötning av vägbanor, bromsar och däck). PM2,5-mätningar i städer ger därmed sig själv ingen ytterligare information om källorna jämfört med PM10-mätningar. Snarare är ju en större del av PM2,5 halten av icke-lokalt ursprung. Men om både PM10 och PM2,5 mäts erhålls bra kontroll på det lokala bidraget från mekaniska nötningsprocesser till PM10-halterna, dvs. den grova partikelfractionen (PM10 – PM2,5).
- **Grova partiklar** (10 – 2,5 µm diameter). Den genomsnittliga halten grova partiklar kan vara förhöjd med en faktor 5 till 10 längs trafikerade gator i städer jämfört med bakgrundshalterna av grova partiklar. Förhöjningen varierar beroende på trafikflöden och hur gaturummet ser ut (vägbredd, hushöjder etc.). För den urbana bakgrunden (halter i taknivå) ökar halten grova partiklar med en faktor 3 - 5 jämfört med halten grova partiklar i bakgrundsluften. De lokala källorna till grova partiklar är alltså betydande, inte bara under våren. Denna partikelfraktion står för huvuddelen av det lokala bidraget till PM10 halterna i många städer i Sverige. Vedeldning och fordonsavgaser bidrar inte till halten grova partiklar.
- **Sot**. Lokala källor, främst i form av fordonsavgaser och vedeldning, bidrar till förhöjda sothalter i svenska städer. I genomsnitt under vinterhalvåret kan sothalterna vara 2,5 – 10 gånger högre i urban bakgrundsluft i städer i Sverige. I gaturum kan halterna vara 10 – 20 gånger högre än halterna i bakgrundsluften, men för gaturum finns än så länge endast mätningar av sot i Stockholm. Detta är en partikelegenskap som bör mätas även fortsättningsvis, dels därför att den är en indikator på utsläpp från förbränningsprocesser, dels därför att studier finns som visar på relationer mellan sothalter och olika hälsoeffekter.
- **PM1** (<1 µm). PM1-koncentrationen påverkas både av lokala källor och av långdistanstransporterade partiklar. Lokala källor i form av både förbränningsutsläpp och mekaniskt genererade partiklar vid nötningsprocesser bidrar till PM1-halterna. Under en stor del av året, sommarhalvåret och hösten, är PM1-halterna troligen till största delen dominerade av långdistanstransporten. Under vinterhalvåret bidrar lokala förbränningspartikelutsläpp i form av främst fordonsavgaser och vedeldning och under våren bidrar partiklar som bildats vid slitage av vägbanor. På samma sätt som för PM2,5 ger PM1-mätningar i sig själv inte så mycket mera information jämfört med PM10, även en stor del av bidraget från de mekaniskt genererade grova partiklarna inte finns med i PM1. För att inte tappa kontrollen av bidraget till partikelhalterna från nötning av vägbanor, bromsar och däck krävs parallella mätningar av PM10 och PM1 (eller PM2,5).

Bästa sättet att kontrollera bidraget till partikelhalterna från långdistanstransporten är via mätningarna i bakgrundsluft. Även här bör det finnas mätningar av sot, fina och grova partiklar. Därmed ger mätningar i stadsluft av PM10, PM2,5 (eller PM1) och sot i taknivå och gatunivå god kontroll på de lokala utsläppens bidrag i form av förbränningsprocesser och mekaniska processer. I de delar av en kommun där vedeldning ger betydande bidrag kan ytterligare mätningar av sot vara ett bra komplement.

3. Inledning

En viktig slutsats av CAFE arbetet om partiklar var att nuvarande direktiv som reglerar PM10 inte är tillräckligt ur hälsosynpunkt eftersom detta inte reglerar de (troligen) hälsofarligaste fina partiklarna. Det behövs information om PM2.5 och PM1-halterna. I Sverige är PM1 intressantare än PM2.5 eftersom PM2.5 till betydande del påverkas av samma grova partiklar som PM10.

Men egentligen behövs ytterligare förfinad uppdelning för att komma åt lokalt genererade förbränningspartiklar. Elementärt kol eller "black carbon" (BC) har under senare år varit föremål för ett ökande intresse i forskarsamhället och WHO påpekar betydelsen av sotpartiklar för hälsoeffekter av partiklar (WHO, 2003; 2004). Det finns flera faktorer som talar för att sot kan vara en viktig egenskap hos partiklarna. Sothalten, mätt som svärtningen av filter, har visats ha starka samband med sjuklighet och dödlighet. Men för att få klarhet i dessa frågor måste vi dels se till att vi mäter rätt egenskap hos partiklarna, dels att vi mäter på rätt plaster så att vi får information om källornas betydelse. Vad betyder Frisk luft målet för sot utifrån dagens kunskap om partikelbundet kol? Hur ska vi mäta sot i framtiden? För att kunna dra slutsatser om källorna behöver vi mäta andra parametrar parallellt. I Stockholm har vi visat att t ex kombinationen sot och NOx kan användas för att uppskatta emissionsfaktorer för vägtrafiken.

Hälsostudier i Lycksele har visat på betydelsen av "sot" som en viktig egenskap hos partiklarna (Forsberg et al., 2004; Forsberg, 1997). Sothalten, mätt som svärtningen av filter (reflektansmätning), har visats ha starka samband med sjuklighet och dödlighet. Sotet är en bärare av mutagena och cancerogena polycykliska aromatiska kolväten. Sotet utgör en fast kärna i avgaspartiklar. Humanstudier har visat att dieselavgaser (som består av partiklar med en fast sotkärna) kan orsaka akuta inflammatoriska reaktioner i lungceller hos friska personer. Storleken på sotpartiklarna och deras icke hygroskopiska egenskaper talar också för att de kan tränga långt ner i lungorna.

Tre olika klasser av partikulära kolföreningar förekommer i atmosfären: organiska (OC) och oorganiska kolföreningar (IC, karbonater) samt elementärt kol (EC). Den organiska delen är i regel den dominerande fraktionen och utgör mellan 10% och 50% av den totala partikelmassan. Många organiska ämnen är halvflyktiga och förekommer både i gasfas och bundna till partiklar. OC består av hundratals olika primära och sekundära organiska ämnen men den exakta sammansättningen är väldigt dåligt känd trots årtal av forskning inom detta område. De sekundära organiska ämnena har till stor del bildats genom kemiska processer i atmosfären. De primära är båda av antropogent och biogent ursprung. Andelen primära organiska ämnen är givetvis störst nära källorna.

Karbonaterna och EC är praktiskt taget helt i partikelform. Karbonater förekommer i jordskorpan i form av t ex kalciumkarbonat (kalcit) och kan bidra signifikant till partikelmassan på vissa platser men utgör troligen oftast en liten del (Schauer et al., 2003). Även partiklar från vedeldning innehåller karbonater, exempelvis i form av kaliumkarbonat (Szpila et al., 2004). EC bildas vid ofullständigt förbränning av alla kolinnehållande material. Eftersom det inte finns några sekundära källor för EC används det ibland som spårämne för förbränning och för den del av OC som emitterats direkt från olika antropogena källor (Yu et al., 2004).

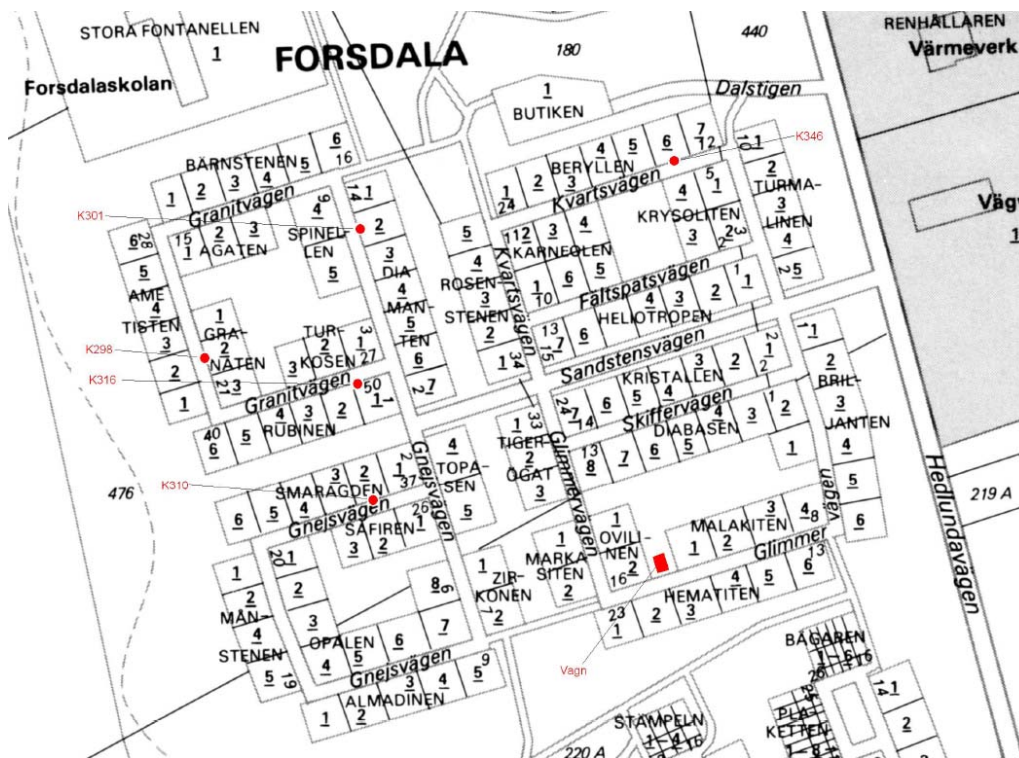
4. Syfte

Projektet syftar till att kartlägga lokala kontra regionala källors betydelse för halterna av PM1 och sot samt att se om det finns ett samband mellan ökad NOx-halt och ökad PM₁ koncentration i gaturummet.

5. Mätperioder och mätplatser

5.1 Lycksele/Vindeln

Forsdala är ett litet villaområde en bit söder om centrala Lycksele. Här finns många braskaminer och en del villor med vedpannor, flera villor med eluppvärmning. I huvudsak enplanshus. Mycket begränsad trafik, bortsett från vägen till flygplatsen straxt öster om området. Av Figur 1 framgår var mätningarna genomfördes.



Figur 1. Mätplatser i Forsdala i Lycksele. Vid vagnen (röd fyllt) mätes PM10 (FDMS), PM1, Sot och NOx. Vid övriga 5 punkter (röda prickar) mätes sothalter.

En detaljerad inventering av pannbeståndet i Lycksele genomfördes inom ramen för BHM projektet (Johansson et al., 2004).

Vindelns försökspark, som har använts som bakgrundsstation ligger ca 75 km SO om Lycksele. Mätstationen ingår även i det sk EMEP programmet (Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmissions of air pollutants in Europe; www.emep.int). Här finns mätningar av PM10, PM1 och ozon, men inte sothalter (Tabell 1).

Mätningarna i Forsdala i Lycksele startade den 20 december 2005 med PM10-mätningar. Meteorologiska mätningar genomfördes vid Tannens idrottsplats i Lycksele. Under januari –

februari påbörjades mätningar av sot, NOx samt provtagning av filter för analys av elementärt kol och organiskt kol vid Forsdala. Dessutom pågick insamling av partiklar för analys av kol-14 halten i elementärt kol och eventuellt även i PAH (projektledare Örjan Gustafsson vid ITM, Stockholms universitet).

PM10 och PM2.5 mättes också vid gågatan i centrala Lycksele.

En detaljerad beskrivning av alla mätmetoder ges i Bilaga 1.

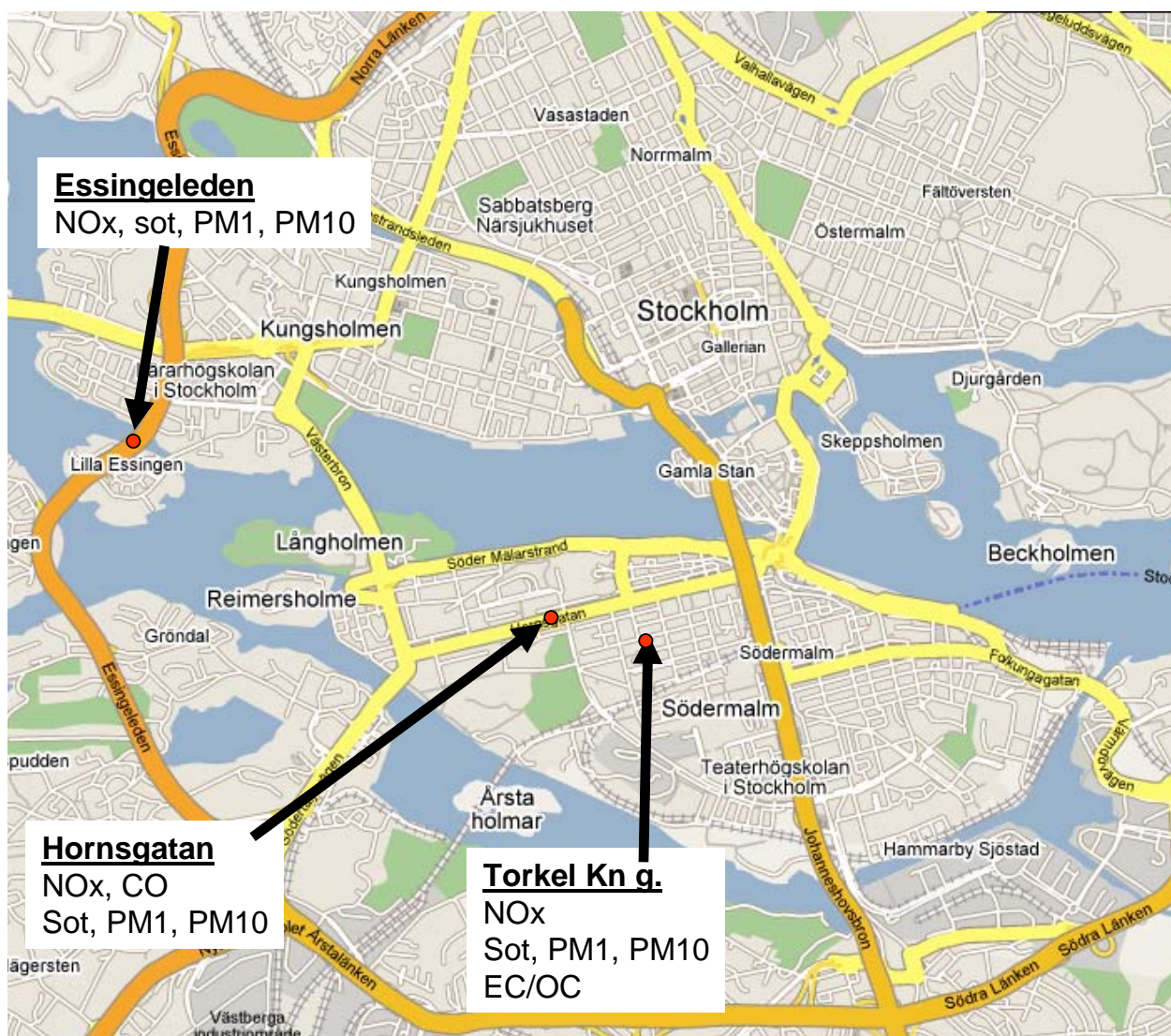
Tabell 1. Mätperioder för olika mätparametrar i Lycksele 2005/2006.

Mätparameter	Metod	Mätplats	Startdatum	Stoppdatum
PM10 (flyktig och icke-flyktig del av PM10)	TEOM/FDMS	Forsdala Vindeln (TEOM)	20 dec 2005	9 mars 2006
PM1	TEOM	Forsdala	20 dec 2005	9 mars 2006
PM1	Filter/vägning	Forsdala, Vindeln	Jan 2006	Mars 2006
PM2.5	Filter/vägning	Gågatan	12 jan 2006	19 mars 2006
PM10	Filter/vägning	Gågatan	12 jan 2006	19 mars 2006
Sot (ej utvärderade)	Reflektansmetod OECD	Gågatan		
Sot (PM1 fraktionen)	Aethalometer	Forsdala	20 dec 2005	9 mars 2006
NOx	Kemiluminescens	Forsdala	24 feb 2006	9 mars 2006
Sot	PSAP	Forsdala 6 olika platser	25 jan 2006	9 mars 2006
EC/OC	Termisk metod i kombination med transmission (TOT)	Forsdala	24 jan 2006	4 mars 2006
Meteorologi (Temp., Tempdifferens, Vindhastighet, Vindriktning)	Se BHM rapport.	Tannen	20 dec 2005	4 april 2006
Meteorologi (Temp, lufttryck)	Från Leckeln	Forsdala	20 dec 2005	9 mars 2006

5.2 Stockholm/Aspvreten

Mätningarna i Stockholm startade den 5 april 2006 och pågick i olika omfattning fram till och med juni (se Figur 2 och Tabell 2). Vissa mätningar som utnyttjas i detta projekt hör till den lokala miljöövervakningen (<http://www.slb.nu>) och har pågått sedan lång tid. Meteorologiska mätningar genomförs kontinuerligt i Högdalen i södra Stockholm samt på taket vid mätstationen vid Torkel Knutssongatan.

Vid Aspvreten (<http://www.itm.su.se/research/researchstation.php?id=1>) mättes sot (PSAP), PM10 och PM1.



Figur 2. Karta över mätstationernas placering i Stockholm.

Tabell 2. Mätperioder för olika mätparametrar i Stockholm 2006.

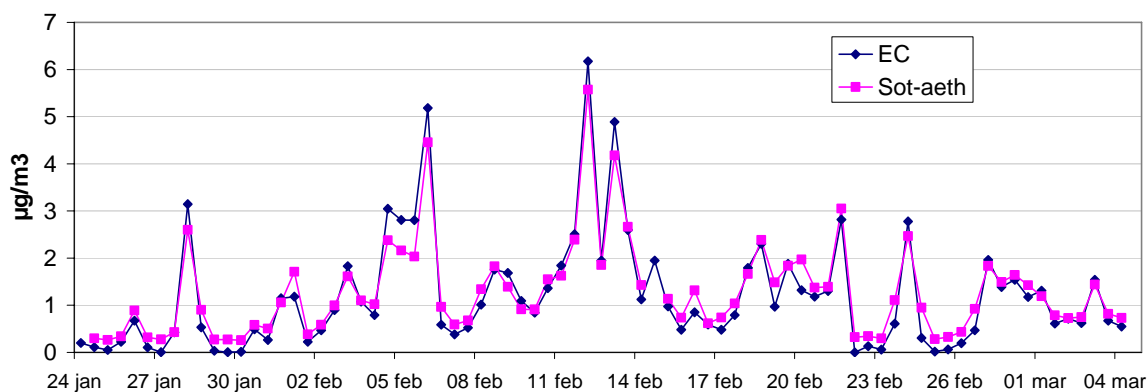
Mätparameter	Metod	Mätplats	Startdatum	Stoppdatum
PM10 (flyktig och icke-flyktig del av PM10)	TEOM/FDMS	Hornsgatan	April 2006	Juni 2006
PM10/PM2.5	TEOM	Torkel Kn g Essingeleden	April 2006	Juni 2006
PM10/PM1	TEOM	Torkel Kn g Aspvreten	April 2006	Juni 2006
PM10/PM2.5/PM1	Filter/vågning	Hornsgatan Torkel Kn g	Sporadiskt under april -	och november
PM2.5	TEOM	Hornsgatan	April 2006	Juni 2006
PM1	Filter/vågning	Essingeleden	Sporadiskt under april -	och november
Sot (PM1 fraktionen)	Aethalometer	Torkel Kn g	April 2006	Juni 2006
Sot (PM10/PM2.5 fraktionerna)	Aethalometer	Torkel Kn g	April 2006	Juni 2006
NOx	Kemiluminescens	Hornsgatan Torkel Kn g Essingeleden	April 2006	Juni 2006
CO	IR	Hornsgatan	April 2006	Juni 2006
Sot	PSAP	Hornsgatan Torkel Kn g Essingeleden Aspvreten	April 2006	Juni 2006
EC/OC	Termisk metod i kombination med transmission (TOT)	Torkel Kn g	April 2006	Juni 2006
Meteorologi (Temp., Tempdifferens, Vindhastighet, Vindriktning, lufttryck, relativ fuktighet)		Torkel Kn g Högdalen	April 2006	Juni 2006

6. Resultat

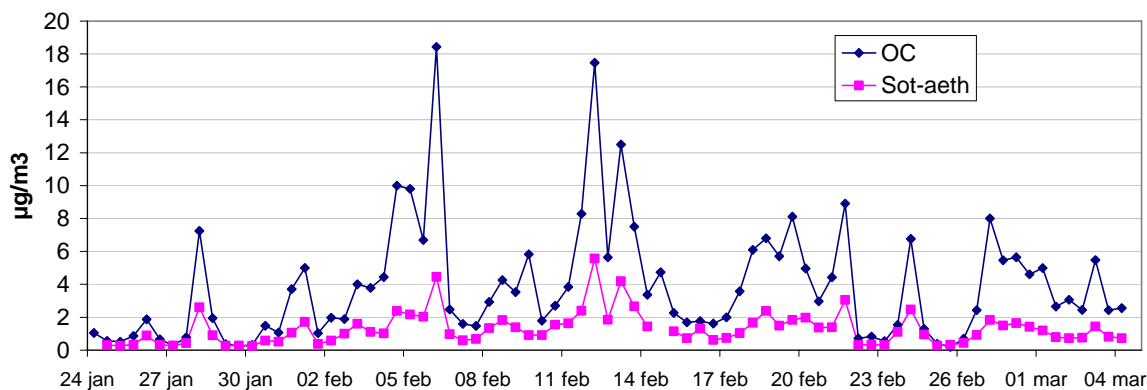
6.1 Lycksele och Vindeln

Såsom påpekas under metodikavsnittet genomfördes mätningar av sothalterna med två olika instrument, dels en kommersiell Aethalometer, dels ett instrument som byggts och konstruerats på ITM Stockholms universitet (PSAP). Dessutom mättes halterna av elementärt kol genom att först samla partiklarna på ett filter under 12 timmar och sedan mäta kolinnehållet med en termisk/optisk metod under kontrollerade former i laboratorium på ITM. I Figur 3 visas en jämförelse mellan sothalterna mätt med Aethalometer och halterna av elementärt kol med termisk metod. Överensstämmelsen är som framgår mycket god. Som framgår av Figur 4 så är halterna av organiskt kol betydligt högre än sothalterna och elementär kol i Lycksele.

Korrelationen mellan sothalterna och halterna av elementärt kol är något högre än för organiskt kol. Den höga korrelationen beror dels på att det är samma källa dels på att de lokala föroreningshalterna styrs av de meteorologiska förhållandena oavsett vilken källan är. Under de kalla perioderna, med mycket stabila förhållanden, ökar halterna som beror på lokala källor kraftigt.

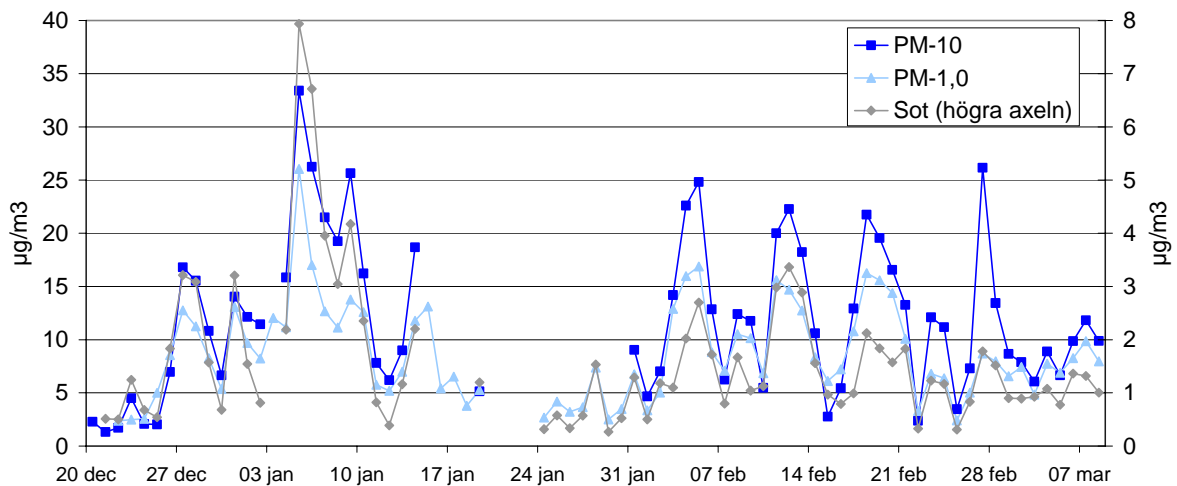


Figur 3. Jämförelse av sothalterna mätt med Aethalometer och halterna av elementärt kol mätt med termisk metod och transmission (Sunset Lab). Mätningarna är genomförda i Lycksele (Forsdala) 2006.

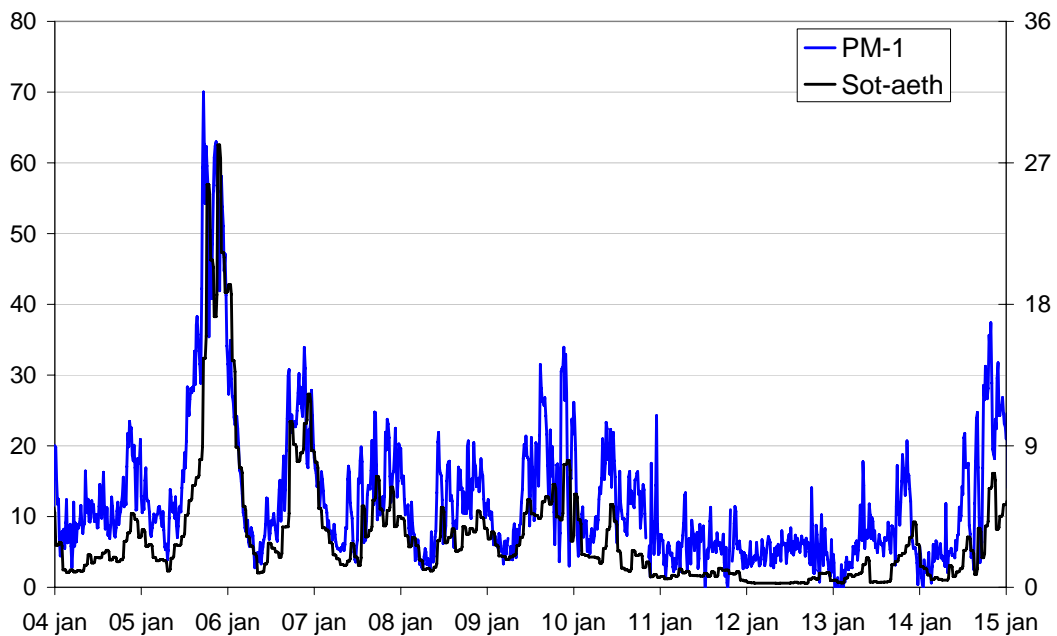


Figur 4. Jämförelse av sothalterna mätt med Aethalometer och halterna av organiskt kol mätt med termisk metod och transmission (Sunset Lab). Mätningarna är genomförda i Lycksele (Forsdala) 2006

Av Figur 5 framgår att PM10, PM1 och sothalterna samvarierade mycket väl i Lycksele. I genomsnitt var PM10- halten ca 12 µg/m³. Medelhalten av PM10 i Vindeln var 7 µg/m³. Under perioden 3 – 10 januari var PM10-halten i Vindeln knappt 6 µg/m³ att jämföra med upp emot 20 µg/m³ i Lycksele, vilket visar att de lokala källorna (vedeldning) är betydelsefulla. Mer än 70% av PM10-halten i Lycksele utgjordes av partiklar med en diameter mindre än 1 µm (PM1). I Stockholm var motsvarande andel 40 %. Eftersom mätningarna i Stockholm genomfördes under våren var PM1 andelen troligen lägre än under andra delar av året på grund av en stor mängd grova partiklar från vägbanorna.



Figur 5. Dygnsmedelvärden av halterna av sot (Aethalometer), PM10 och PM1 (TEOM) i Lycksele (Forsdala) under 2005/2006.

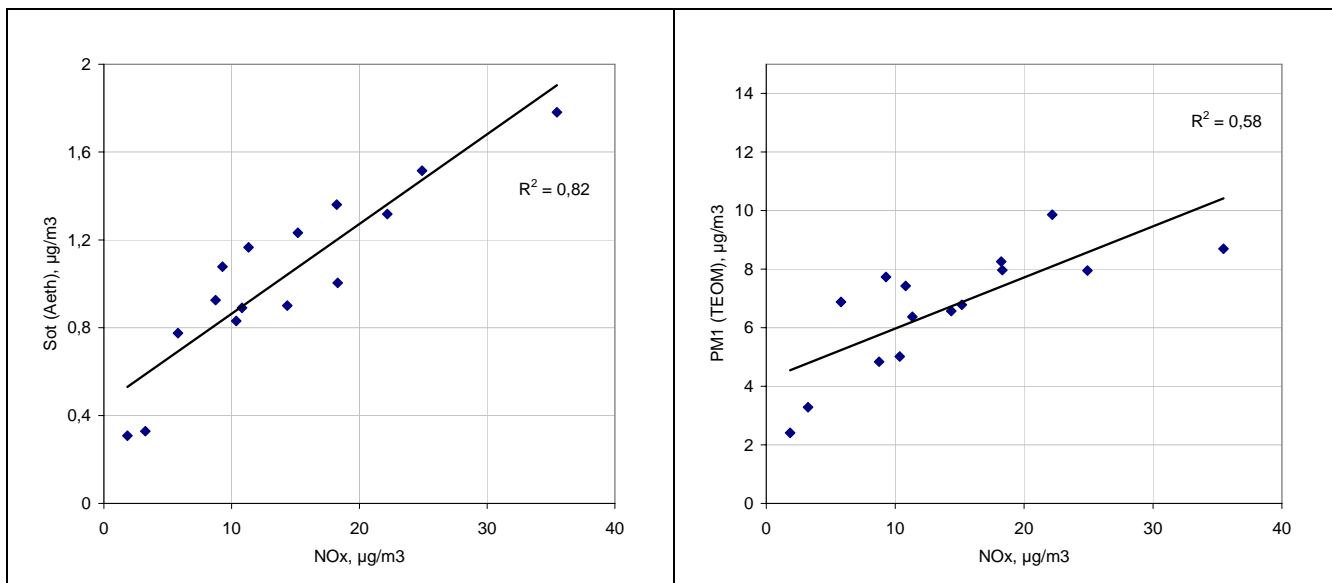


Figur 6. Exempel samvariationen mellan PM1-halterna och sothalterna vid den fasta mätstationen i Forsdala, Lycksele (2006). Sothalterna är mätta med Aethalometer och PM1-halterna med TEOM (okorrigerade värden).

Av Figur 6 framgår att PM1 (mätt med TEOM) och sot (Aethalometer) tidvis uppvisar mycket god samvariation, vilket tyder på en gemensam källa. Andelen sot av PM1 var i genomsnitt

knappt 20 % av PM1-halten. Detta är betydligt högre än i Stockholm där andelen var mellan 10 % och 15 %. Detta indikerar att sotmätning kan användas som indikator för PM1 i Lycksele under vinterhalvåret då utsläpp från vedeldning kan vara betydande. Under andra delar av året då vedeldning inte bidrar till halterna kan relationen mellan PM1 och sot de annorlunda ut.

Figur 7 visar relationen mellan dygnsmedelvärdena av NOx- och PM1-halterna samt NOx- och sothalterna i Lycksele. Korrelationen är hög både för PM1 och sot vilket inte är så konstigt - eftersom de har lokala källor så uppkommer höga och låga halter samtidigt på grund av meteorologins inverkan.

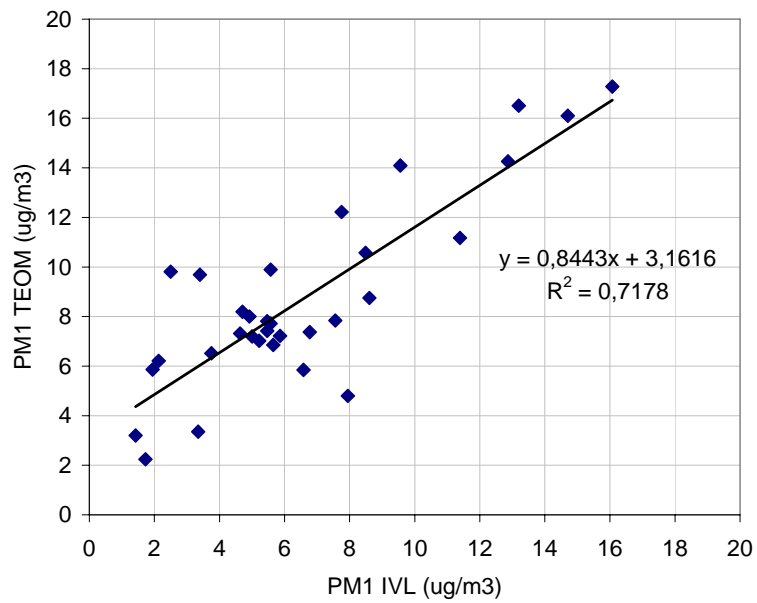


Figur 7. Relationen mellan halterna av NOx och PM1 respektive sot i Lycksele (Forsdala). Värdena är dygnsmedelvärden (fasta dygn). PM1-halterna har mätts med TEOM och är okorrigerade. Sothalterna har mätts med Aethalometrar (PM1 insug).

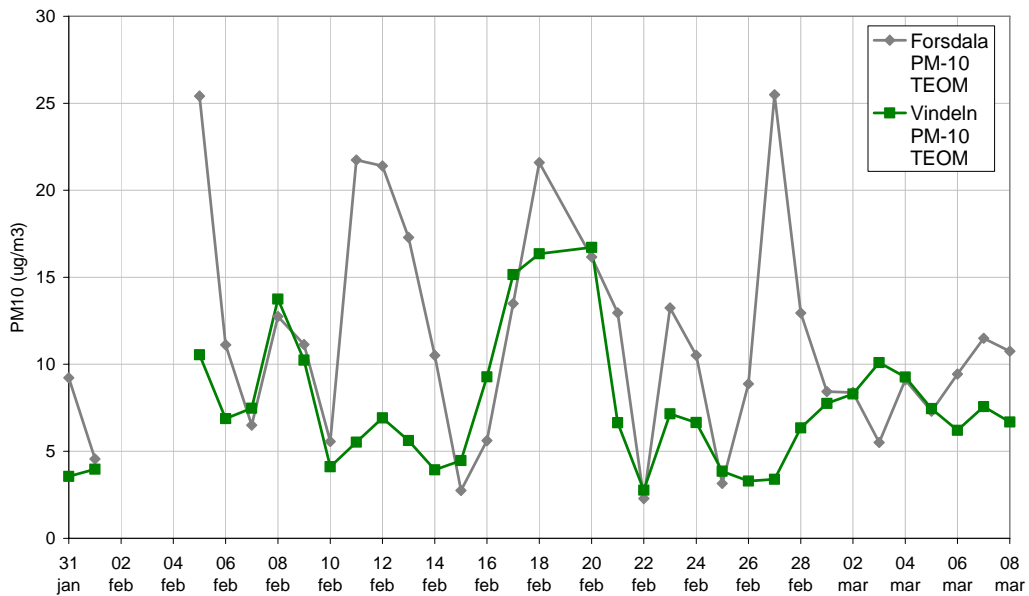
Figur 8 visar en jämförelse av PM1 mätningar med gravimetrisk metod och TEOM vid Forsdala i Lycksele under januari – mars 2006. Den linjära regressionen antyder att TEOM har en offset på ca 3 µg/m³ vilket ligger i linje med tidigare jämförelser mellan TEOM och gravimetriska metoden och kan förklaras med den inbyggda konstanten i instrumentet. Lutningen är något mindre än ett vilket tyder på vissa förluster vid mätning med TEOM, men spridningen i data är stor.

Figur 10 visar PM1-halter i Forsdala och Vindeln (gravimetrisk metod). Enligt dessa mätningar är halterna högre vid bakgrundsstationen under mer än hälften av dagarna vilket knappast kan stämma med tanke på att vedeldningen bidrar till halterna i Forsdala. Medelvärdena är i stort sett identiska (6,6 µg/m³).

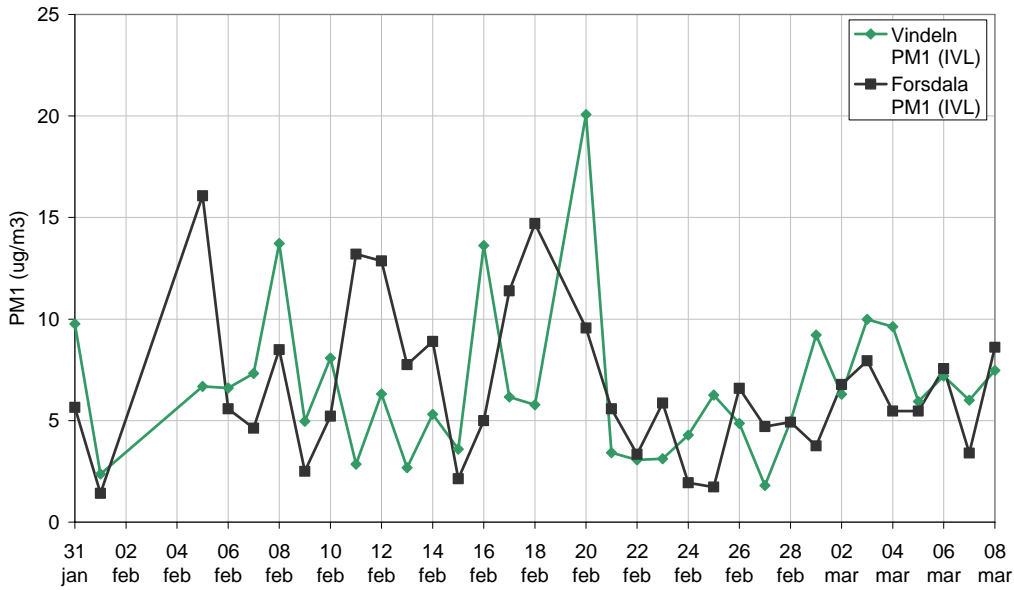
Figur 9 visar PM10-halterna vid Forsdala och Vindeln mätta med TEOM. Under 11 av de 33 dyggen är PM10-halterna högre i Vindeln, men vid dessa tillfällen är skillnaden bara 1,4 µg/m³ i genomsnitt, vilket ligger inom precisionen i mätningarna. Medelhalten för Forsdala vid dessa tillfällen var 11,4 µg/m³ och vid Vindeln var medelhalten 7,5 µg/m³. Bakgrundshalten står alltså för ca 66 % av den totala PM10-halten i Lycksele under denna period.



Figur 8. Jämförelse av samtidiga mätningar av PM1 med gravimetrisk metod (IVL) och TEOM vid Forsdala.



Figur 9. Halter av PM10 vid Forsdala i Lycksele och Vindelns. Mätningar med TEOM (okorrigerade för eventuella förluster av PM p g a flyktiga ämnen).

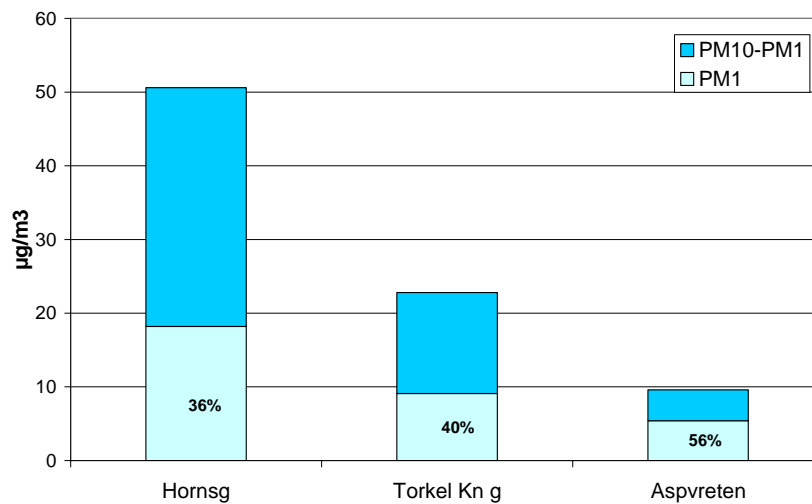


Figur 10. Halter av PM1 vid Forsdala i Lycksele samt vid bakgrundsstationen Vindeln. Mätningar med gravimetrisk metod (IVL).

6.2 Stockholm och Aspöreten

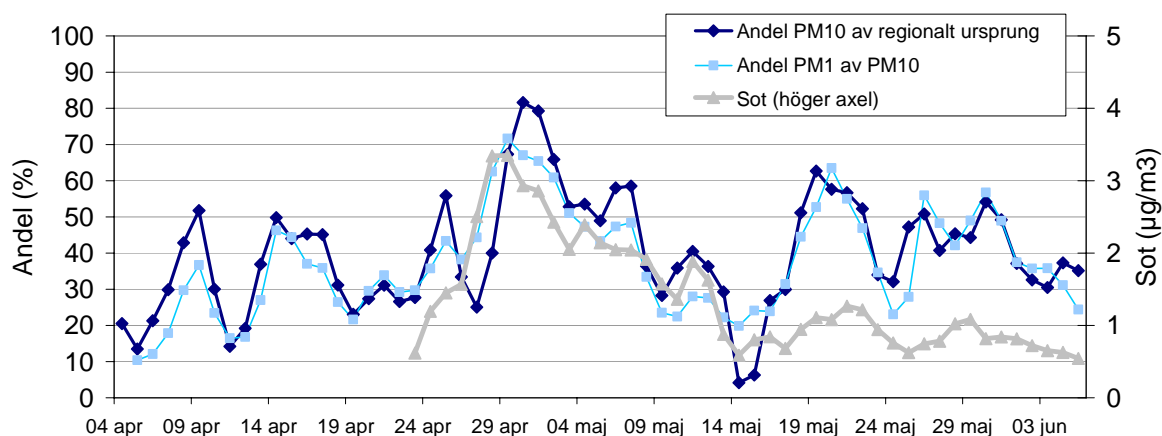
Av Figur 11 framgår att andelen PM1 av PM10 var endast 36% vid Hornsgatan under mätperioden april – juni 2006. PM10-halterna var relativt höga på grund av bidraget från partiklar som bildats på grund av slitage av vägbanan. Vid Aspöreten var PM1-andelen 56% vilket troligen är lägre än normalt under ett helt år (se vidare nedan angående generaliserbarheten i dessa mätdata).

PM1-andelen som var sot var mellan 10 % och 15 % i taknivå på Södermalm (Torkel Knutssonsgatan). Till helt övervägande delen fanns sotet på de fina partiklarna; andelen av sothalten som återfanns på grova partiklar (med diameter mellan 10 och 2,5 µm) var endast några enstaka procent av den totala mängden sot i PM10 fraktionen.



Figur 11. PM10 och PM1-halter på Hornsgatan (gatunivå), Torkel Knutssonsgatan (taknivå, urban bakgrund) och vid Aspöreten (bakgrundsstation). Andelen PM1 anges som procent. Mätperioden är 4 april – 6 juni 2006.

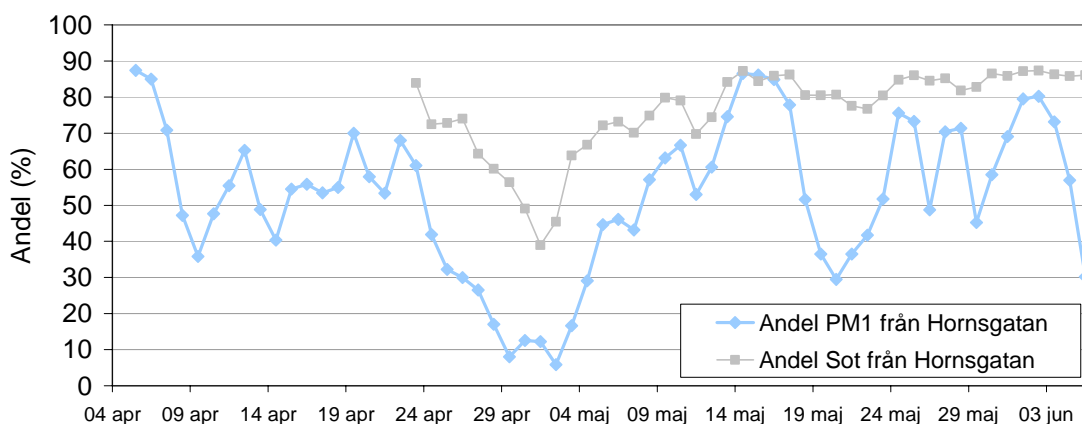
Figur 12 visar att andelen PM1 av PM10 kan variera kraftigt beroende på om källorna främst är lokala eller regionala. Perioder då de regionala (icke-lokala) källorna dominerar kan identifieras genom att jämföra halterna av PM10 på Torkel Knutssonsgatan i Stockholm med halterna vid Aspvreten (bakgrund). I detta fall är det TEOM instrument som använts på båda platserna. Under perioden 4 april – 6 juni varierade den regionala andelen av PM10 från mindre än 10 % till 80 %. Samtidigt varierade andelen PM1 av PM10 på Torkel Knutssonsgatan från ca 10 % till 70 %. Korrelationen mellan andelen PM1 av PM10 och andelen som är av regionalt ursprung är mycket hög och visar att PM1-halterna i taknivå på Södermalm hög grad bestäms av icke-lokala källor. Dvs. trots att mätplatsen ligger i centrala Stockholm och representerar den urbana bakgrundshalten är periodvis icke-lokala källor helt avgörande för halterna av PM1. I samma figur visas hur sothalterna (mätt med Aethalometer) varierat under perioden. Speciellt under perioden 26 april till omkring den 10 maj hade troligen även sotet till stor del icke-lokalt ursprung.



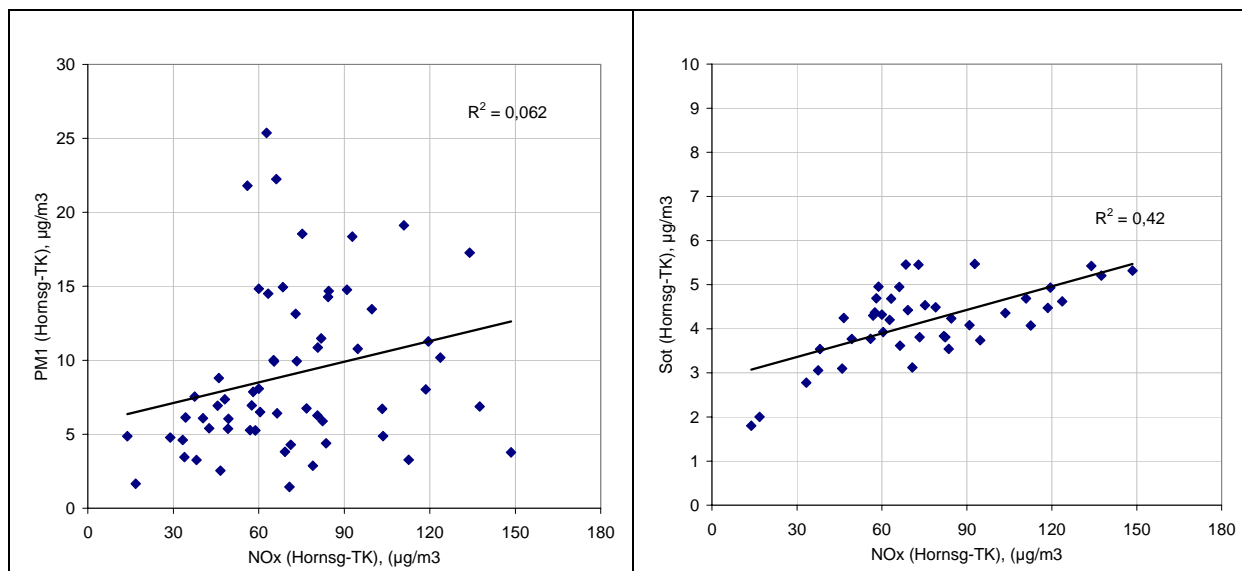
Figur 12. Andel av den totalt uppmätta PM10-halten på Södermalm i centrala Stockholm (Torkel) som beror på intransport (mörkblå), andel av totalt uppmätt PM10 som är PM1 (ljusblå) samt absoluta halten sot. Värdena är 2 dygnsmedelvärden (fasta dygn). PM10 och PM1 har mätts med TEOM och är okorrigerade och sot har mätts med en Aethalometer.

Att perioden 26 april – 10 maj dominerades av regionala källor både för PM1 och till stor del även för sot framgår av Figur 13. Andelen av PM1-halten på Hornsgatan som beror på trafiken på Hornsgatan var mindre än 20 % under denna period. På motsvarande sätt var andelen av sothalterna som beror på trafiken på Hornsgatan ner mot 50 %. Generellt tycks sothalterna vara mer påverkade av de lokala källorna jämfört med PM1-halterna. Under senare delen av juni dominerades sothalterna på Hornsgatan av den lokala trafiken på gatan (80 % - 90 %). För PM1 var den lokala trafikens bidrag betydligt mer variabel; mellan 30 % - 80 %. Under perioden 18 – 24 maj sjönk det lokala bidraget till PM1-halterna ner till ca 30 % medan bidraget till sothalten var högt; omkring 80 %. Detta visar att både lokala och regionala källor är av stor betydelse för halterna av PM1 och sot och att betydelsen av de regionala källorna till PM1 respektive sot kan vara helt olika.

Figur 14 visar att NOx-halterna som beror på trafiken på Hornsgatan korrelerar betydligt bättre med sothalterna än med PM1-halterna. Observera att värdena i figuren är skillnaden i halterna mellan Hornsgatan och Torkel Knutssonsgatan (taknivå). Detta indikerar att sothalterna till betydligt större del beror på vägtrafikens utsläpp jämfört med PM1-halterna.



Figur 13. Andel av PM1- respektive sothalterna på Hornsgatan som främst beror på utsläppen från trafiken längs Hornsgatan. Andelarna har beräknats relativt halten som mätts upp i taknivå på Torkel Kn gatan. Värdena är 2 dygnsmedelvärden (fasta dygn). PM1-halterna har mätts med TEOM och är okorrigerade och sot har mätts med Aethalometrar (PM2.5 insug).



Figur 14. Relationen mellan lokala halterna av NOx och PM1 respektive sot på Hornsgatan. Värdena är skillnaden mellan halterna på Hornsgatan och på Torkel Kn gatan. Värdena är 2 dygnsmedelvärden (fasta dygn). PM1-halterna har mätts med TEOM och är okorrigerade. Sothalterna har mätts med Aethalometrar (PM2.5 insug).

Tabell 3 visar halterna av PM1, PM2.5, PM10 och sot i bakgrundsluften vid Aspreten samt i centrala Stockholm, dels i taknivå (urban bakgrund), dels i gatunivå (Hornsgatan). En svårighet med jämförelserna mellan halterna i de olika partikelfraktionerna är att TEOM-värdena kan vara mer eller mindre underskattade på grund av förluster av flyktiga ämnen. Vid Aspreten användes IVL’s filtermetod för PM2.5 och PM1, medan PM10 mättes med TEOM, som tenderar att underskatta halten. PM10 värdet vid Aspreten är korrigerat med 20% (multiplicerat med 1,2). Övriga TEOM värden har inte korrigerats eftersom det är sannolikt att de olika partikelfraktionerna består till olika delar av flyktiga ämnen. Den grova partikelfraktionerna består till största delen av stenmineral, medan den fina partikelfraktionerna kan innehålla en del flyktigt ammoniumnitrat och flyktiga organiska ämnen. Därför skulle troligen den fina fraktionen korrigeras mera än den grova, men i avsaknad av kvantitativa data så görs ingen korrektion.

Figur 16 visar andelen grova (10 - 2.5 µm), ”halvgrova” (2.5 - 1 µm) och fina (<1 µm) partiklar av totala PM10-halten vid Aspreten, Torkel Knutssongatan och Hornsgatan.

Värdena gäller för 3 april – 17 maj 2006 utom för Hornsgatans andel av grova partiklar som baseras på flera års data under samma tid på året. För Aspvreten utgörs ca hälften av PM10-koncentrationen av partiklar med en diameter <1 µm, medan den grova partikelfraktion utgör ca 20%. I Stockholm är det de grova partiklarna som utgör största andelen; drygt hälften i taknivå och ca två tredjedelar i gatunivå. Den fina partikelfraktion utgör 40% i taknivå och drygt 30% i gatunivå. Den ”halvgrova” fraktionen utgör en ganska stor del i bakgrundsluften, ca 30%, medan den utgör liten del, <10 %, i Stockholm.

Man kan också notera att det finns ett väsentligt lokalt bidrag till PM1-halterna i Stockholm eftersom halterna ökar markant jämfört med halten i bakgrundsluften. I taknivå är PM1-halten ca 50% högre och gatunivå nästan en faktor 2 högre jämfört med bakgrundshalten. Källorna till detta är både avgaspartiklar och partiklar från mekaniskt slitage av vägbanor, bromsar och däck. För den grova partikelfraktion ökar halterna betydligt mera på grund av de lokala bidragen i Stockholm, nästan en faktor 4 respektive 10 i tak- och gatunivå. Källan är mekaniskt slitage av främst vägsnitage på grund av dubbdäcksanvändningen.

Även sothalterna påverkas påtagligt av lokala källbidrag. Halterna ökar med drygt en faktor 3 i taknivå jämfört med bakgrundsluften och drygt en 13 i gatunivå. Jämförelsen mellan bakgrundsluftens sothalt och den i Stockholm är dock lite osäker beroende på att olika typer av instrument använts.

Tabell 3. Samtidiga mätningar av PM1, PM2.5, PM10 och sot vid Aspvreten, Torkel Knutssonsgatan, Essingeleden och Hornsgatan.

	Aspvreten	Torkel	Hornsgatan	Kvot Torkel/Aspvreten	Kvot Hornsgatan/Torkel
PM1	7,1 ¹	10,8 ²	20,0 ²	1,5	1,9
PM2.5	11,0 ¹	12,6 ²	-	1,1	-
PM10	14,0 ² (korr.)	26,9 ²	61,1 ²	1,9	2,3
Sot	0,4 ⁴	1,7 ³	5,9 ³	4,3	3,5

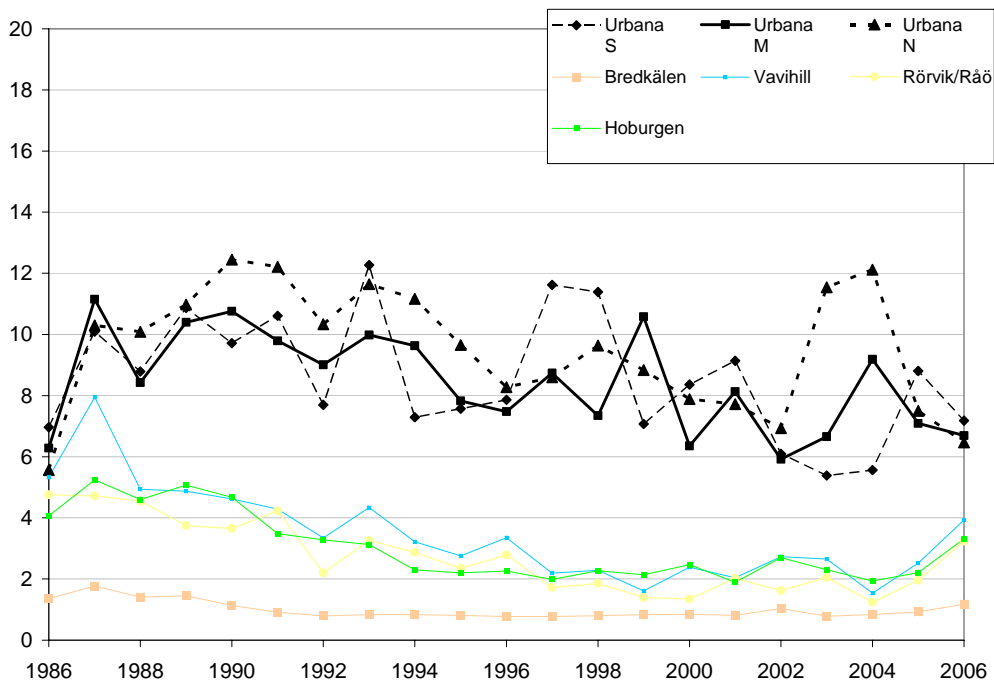
¹ IVL filtermetod (3/4-17/5)

² TEOM (3/4-17/5), okorrigerade värden, utom Aspvretens PM10 värde som räknats upp med 20%

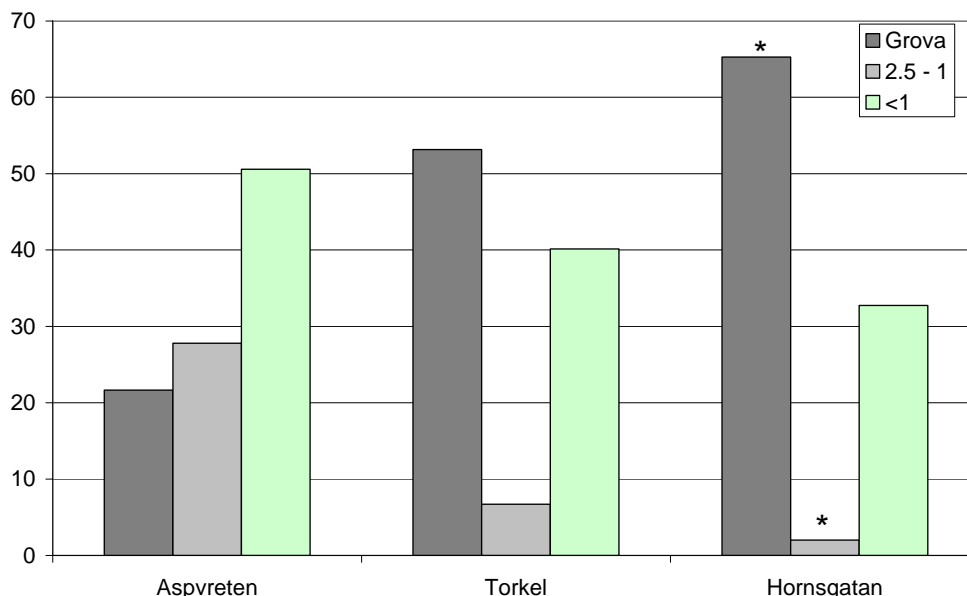
³ Aethalometer (21/4 – 17/5)

⁴ PSAP, 10 m²/g (21/4 – 17/5)

I Figur 15 visas medelvärden av sothalterna vid de urbana stationerna och bakgrundshalterna som mäts inom ramen för EMEP vid Hoburgen, Rörvik (numera ersatt av Råö), Bredkålen och Vavihill. Lokala källor i form av fordonsavgaser och vedeldning bidrar till förhöjda sothalter i svenska städer. Mätningarna av sot med reflektansmetod inom urbanmättnätet har visat att de högsta halterna inträffar under vinterhalvåret, oktober – mars (Lövblad et al., 2004). En mer detaljerad analys av sotmätningarna inom ramen för urbanmättnätet 1986 – 2006 visar att sothalterna i urban bakgrund är i genomsnitt för alla städer under alla år 14 % högre på vardagar jämfört med helger, vilket i de flesta städer avspeglar högre bidrag från vägtrafiken under vardagar jämfört med helger. För NO₂, som kan betraktas som en ganska god indikator för avgasutsläpp från lokal vägtrafik eftersom bakgrundshalterna är låga, är halterna ca 40 % högre på vardagar jämfört med helger. Detta indikerar att de lokala källorna till sothalterna inte alls är lika betydelsefulla som för kvävedioxid. Men eftersom även vedeldningens utsläpp bidrar till sothalterna kan dock skillnaden bero på att vedeldningens utsläpp inte skiljer så mycket mellan vardagar och helger som vägtrafikens utsläpp.



Figur 15. Medelvärden av sothalter för alla mätstationer inom urbanmättnätet (grupperade i södra, mellan och norra Sverige) och vid bakgrundsstationerna Vavihill (Skåne), Rörvik/Råö (Västskusten), Hoburgen (Gotland) och Bredkålen (Jämtland). Obs att för de flesta urbanstationer sker mätning **endast under vinterhalvåret**, medan för bakgrundsstationerna sker mätning hela året. (halter under detektionsgräns är satta till 0,75 µg/m³).



Figur 16. Andelen (%) grova (10 - 2.5 µm), "halvgrova" (2.5 - 1 µm) och fina (<1 µm) partiklar av totala PM10-halten vid Aspvreten, Torkel Knutssonsgatan och Hornsgatan baserat på mätningarna under perioden 3 april - 17 maj 2006. "*" anger att andelen har erhållits från mätningar av PM10 och P2.5 under 2003, 2004, 2005 och 2006 under samma tid på året.

6.3 Diskussion angående lokala bidrag till partikelhalterna

En viktig fråga ur ett åtgärds perspektiv är hur viktiga de lokala källorna är för halterna och vilka de viktigaste källorna är. Tidigare mätningar på olika platser i Sverige har visat att lokala källor bidrar till ökade halter av partiklar mätt som PM10, grova partiklar (PM10-PM2.5) samt i mindre grad som fina partiklar PM2.5 (t ex Areskoug et al., 2004). Lokala källor bidrar också till att antalet partiklar (t ex Johansson et al., 2004) och till att sothalterna (t ex Lövblad et al., 2004) ökar i stadsmiljö. I detta avsnitt presenteras en generell bild av de lokala källornas betydelse för olika partikelmått i svenska städer.

I Tabell 4 presenteras en de lokala källornas tillskott till partikelhalterna mätt som PM10, PM2.5, PM1, grova partiklar (PM10-PM2.5), sot och antal partiklar i svenska städer. Halterna av PM10 och PM2.5 varierar mellan olika städer och bakgrundshalterna minskar i Sverige från söder till norr vilket ger upphov till varierande lokala halttillskott (Forsberg et al., 2005). I genomsnitt för ett år utgör den grova partikelfractionen 40% - 50% av PM10-halten i gatunivå, dvs. något mindre än under vårmånaderna och ca 20% i bakgrundsluften (Figur 17). Den genomsnittliga halten **grova partiklar** kan vara förhöjd med en faktor 5 till 10 högre längs hårt trafikerade gator i städer jämfört med bakgrundshalterna av grova partiklar. För den urbana bakgrunden (taknivåhalter) varierar påverkan på halten grova partiklar från tiotals procent till en faktor 3 jämfört med halten grova partiklar i bakgrundsluften. De lokala källorna till grova partiklar är alltså betydande, inte bara under våren.

Tabell 4. Tillskott till partikelhalter i stadsluft (urban bakgrund och gaturum) på grund av lokala källor. Värdena avser haltökningen i genomsnitt för årsmedelvärden i förhållande till bakgrundhalten.

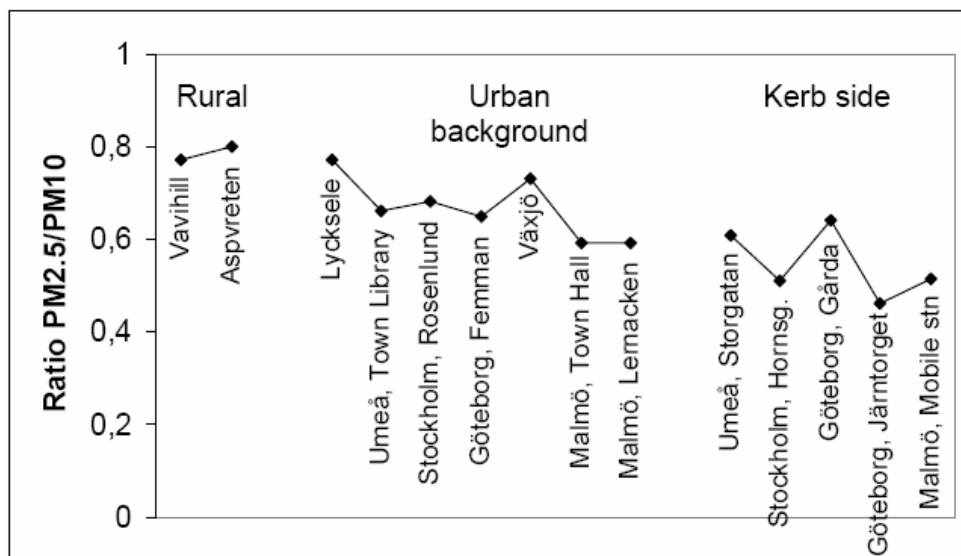
Partikelmått	Viktigaste lokala källorna	Typiska halttillskott i städer i genomsnitt för årsmedelvärden (ökning i förhållande till bakgrund)	
		Urban bakgrund	Gaturum
PM10	Vägtrafik, vedeldning	Faktor 1,4 - 2 ⁵	Faktor 2,5 - 9 ⁵
PM10 - PM2.5 (grova partiklar)	Slitage av vägbanor	Faktor 2 - 5 ⁵	Faktor 5 - 20 ⁵
PM2.5 (fina partiklar)	Slitage av vägbanor, bromsar, däck, vedeldning samt avgasutsläpp	Faktor 1,2 - 1,3 ⁵	Faktor 1,7 - 2 ⁵
PM1	Slitage av vägbanor, bromsar, däck samt avgasutsläpp	Faktor 1,6 ⁴	Faktor 3 ⁴
Sot	Fordonsavgaser, vedeldning	Faktor 2,5 - 10 ³ (vinterhalvår)	Faktor 10 - 20 ⁴ (vinterhalvår)
Totala antalet partiklar	Fordonsavgaser, vedeldning	Faktor 3 - 5 ¹	Faktor 10 - 20 ¹

¹ Stockholm (Gidhagen et al. 2005; SLB, 2006).

³ Figur 15.

⁴ Tabell 3.

⁵ Areskoug et al. (2004).



Figur 17. Typiska andelar PM2.5 av PM10 på olika platser i Sverige (från Areskoug et al., 2004).

I genomsnitt under ett år bidrar de lokala källorna med några enstaka tiotal procent till halterna av **fina partiklar** (PM2,5) i den urbana bakgrundsluften i städer. Halterna i hårt trafikerade gaturum kan vara en faktor 2 högre än bakgrundshalten. Källorna till PM2,5 är desamma som källorna till PM10, dvs. huvudsakligen långdistanstransport och lokala partiklar från förbränningsprocesser (fordonsavgaser och vedeldning) samt mekaniskt genererade partiklar (nötning av vägbanor, bromsar och däck). PM2,5-mätningar i städer ger därmed i sig själv ingen ytterligare information om källorna jämfört med PM10-mätningar. Snarare är ju en större del av PM2,5 halten av icke-lokalt ursprung. Men om både PM10 och PM2,5 mäts erhålls bra kontroll på det lokala bidraget från mekaniska nöttningsprocesser till PM10-halterna, dvs. den grova partikelfraktion (PM10 – PM2,5).

Den genomsnittliga halten **grova partiklar** kan vara förhöjd med en faktor 5 till 10 längs trafikerade gator i städer jämfört med bakgrundshalterna av grova partiklar. Bakgrundshalterna av grova partiklar är mera beroende av lokala förhållanden jämfört med bakgrundshalterna av fina partiklar. Förhöjningen i stadsmiljö varierar beroende på trafikflöden och hur gaturummet ser ut (vägbredd, hushöjder etc.). För den urbana bakgrunden (halter i taknivå) ökar halten grova partiklar med en faktor 3 - 5 jämfört med halten grova partiklar i bakgrundsluften. De lokala källorna till grova partiklar är alltså betydande, inte bara under våren. Denna partikelfraktion står för huvuddelen av det lokala bidragen till PM10 halterna i många städer i Sverige. Partiklar från vedeldning och fordonsavgaser bidrar inte till halten grova partiklar.

Lokala källor, främst i form av fordonsavgaser och vedeldning, bidrar däremot till förhöjda **sothalter** i svenska städer. Enligt mätningarna inom ramen för Urbanmättnätet kan, i genomsnitt under vinterhalvåret, sothalterna vara 2,5 – 10 gånger högre i urban bakgrundsluft i städer i Sverige i jämförelse med bakgrundshalterna av sot. I gaturum kan halterna vara 10 – 20 gånger högre än halterna i bakgrundsluften, men för gaturum finns än så länge endast mätningar av sot i Stockholm. Detta är en partikelegenskap som bör mätas även fortsättningsvis, dels därför att den är en indikator på utsläpp från förbränningsprocesser, dels därför att studier finns som visar på relationer mellan sothalter och olika hälsoeffekter (WHO, 2003; 2004). NOx-halterna är ännu bättre indikator på vägtrafikens avgasutsläpp jämfört med sothalterna. Men eftersom det är partiklarna och inte NOx som ger upphov till hälsopåverkan, och relationerna mellan NOx-utsläppen och avgaspartikelutsläppen kan variera något från fordon till fordon och kan komma att ändras i framtiden, kan det vara vanskligt att helt förlita kontrollen av avgaspartiklarna till NOx-mätningar.

PM1-koncentrationen påverkas både av lokala källor och av långdistanstransporterade partiklar. Hittills finns bara mätningarna i Stockholm och Lycksele som presenteras i denna studie. Lokala källor i form av både förbränningsutsläpp och mekaniskt genererade partiklar vid nötningsprocesser bidrar till PM1-halterna. Under en stor del av året, sommarhalvåret och hösten, är PM1-halterna troligen till största delen dominerade av långdistanstransporten. Under vinterhalvåret bidrar lokala förbränningspartikelutsläpp i form av främst fordonsavgaser och vedeldning och under våren bidrar partiklar som bildats vid slitage av vägbanor. Mätningar med provvägsmaskiner i Finland och i Sverige har visat att det bildas en hel del partiklar med en diameter <1 µm vid slitaget av vägbanor då dubbdäck används (Kupiainen, 2007, Gustafsson et al., 2004). Detta är i överensstämmelse med att PM1-halterna är väsentligt högre på Hornsgatan jämfört med i taknivå i Stockholm. Källorna till PM1 på Hornsgatan kan vara både avgaspartiklar och partiklar från mekaniskt slitage av vägbanor, bromsar och däck. På samma sätt som för PM2,5 ger PM1-mätningar i sig själv inte så mycket mera information jämfört med PM10, även en stor del av bidraget från de mekaniskt genererade grova partiklarna inte finns med i PM1. För att inte tappa kontrollen av bidraget till partikelhalterna från nötning av vägbanor, bromsar och däck krävs parallella mätningar av PM10 och PM1 (eller PM2,5).

Bästa sättet att kontrollera bidraget till partikelhalterna från **långdistanstransporten** är via mätningarna i bakgrundsluft². Även här bör det finnas mätningar av sot, fina och grova partiklar. Därmed ger mätningar i stadsluft av PM10, PM2,5 (eller PM1) och sot i taknivå och gatunivå god kontroll på de lokala utsläppens bidrag i form av förbränningsprocesser och mekaniska processer. I de delar av en kommun där vedeldning ger betydande bidrag kan ytterligare mätningar av sot vara ett bra komplement.

7. Tack

Ett stort tack riktas till Patrik Söderström i Lycksele kommun för hjälp med installationer mm i Lycksele. Tack också till personalen vid kommunförrådet i Lycksele för tillhandahållande av verktyg, lokaler och assistans med installationerna. Vi vill också tacka Mikael Ramström Oleinitec för lån av NOx instrument i Lycksele. Tack till Titus Kyrklund för kommentarer på rapporten.

8. Referenser

- Areskoug, H., Johansson, C., Alesand, T., Hedberg, E., Ekengren, T., Vesely, V., Wideqvist, U. & H-C Hansson. Concentrations and sources of PM10 and PM2.5 in Sweden. ITM report 110. ITM Stockholms Universitet, 106 91 Stockholm.
- Chow, J., C., et al., 2005. Refining temperature measures in thermal/optical carbon analysis. Atmos. Chem. Phys., 5, 2961-2972.
- Forsberg, B., 1997. Urban air quality and indicators of respiratory problems. PhD Dissertation, department of epidemiology and Public Health, Umeå university, Umeå, Sweden.
- Forsberg, B. Törnqvist, M., Pilesjö, P., Järholm, B. 2004, Biobränsle Hälsa & Miljö, Slutrapport från Hälsoklustret, www.itm.su.se/bhm.

² Idag sker mätningar av PM10 och PM2.5 vid Vavihill, Aspvreten och Vindelns. Sothalter, sulfat, nitrat och ammonium mäts vid EMEP-stationerna. Vid Aspvreten och Vavihill mäts sot, partikelstorleksfördelning och partikelantalskoncentrationen.

- Gidhagen, L., C. Johansson, J. Langner and V. Foltescu, 2005. Urban scale modeling of particle number concentration in Stockholm. *Atmospheric Environment*, 39, 1711-1725.
- SLB, 2006. Luften i Stockholm. Årsrapport 2005. SLB rapport nr 1:2006, SLB analys, Miljöförvaltningen, Box 8136, 104 20 Stockholm. <http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/luften2005.pdf>.
- Hansson, HC., Nyquist, G., Rosman, K., Utvärdering av sotmätningar utförda enligt OECD-metoden. Resultat från mätningar i Stockholm mars-maj, 1996. ITM rapport 58. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Pakkanen, T.A., Kerminen, V-M., Ojanen, CH., Hillamo, RE., Aarnio, P., Koskentalo, T., 2000. Atmospheric black carbon in Helsinki. *Atmospheric Environment* 34, 1497-1506.
- Raunemaa, T., Kuuspallo, K., Ålander, T., Mirne, A., Tamm, E., 1996. Age estimation of atmospheric black carbon over Finland from combined aerosol size distribution and radon progeny measurements, *Journal of Aerosol Science* 27, 455-465.
- Raunemaa, T., Kikas, U., Bernotas, T., 1994. Observation of submicron aerosol, black carbon and visibility degradation in a remote area at temperature range from -24 to 20°C. *Atmospheric Environment* 28, 865-871.
- Hitzenberger, R., Tohno, S., 2001. Comparison of black carbon (BC) aerosols in two urban areas – concentrations and size distributions. *Atmospheric Environment* 35, 2153-2167.
- Kupiainen, K., 2007. Road dust from pavement wear and traction sanding. Doktorsavhandling, Finska miljöinstitutet, ISBN 978-952-11-2555-3. Mechelininkatu 34a, P.O. Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland.
- Jennings, S.G., Geever, M., McGovern, F.M., Francis, J., Spain, T.G., Donaghy, T., 1997. Microphysical and physico-chemical characterisation of atmospheric marine and continental aerosols at Mace Head, *Atmospheric Environment* 31, 2795-2808.
- Lövblad, G., Sjöberg, K., & Svanberg, P.A., 2004. Tillbakablick över luftkvalitetsmätningar i svenska tätorter. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 47086, 402 58 Göteborg, Rapport B1574.
- Saathoff, H., K.-H. Naumanna, M. Schnaitera, W. Sch-ocka, E. Weingartner, U. Baltensperger, L. Kr-amer, Z. Bozokic, U. P-oschlc, R. Niessner, U. Schurath, 2003. Carbon mass determinations during the AIDA soot aerosol campaign 1999. *Aerosol Science* 34, 1399–1420
- Petzold, A, Kopp, C., & Niessen, R., 1997. the dependence of the specific attenuation cross section on black-carbon mass fraction and particle size. *Atmos Environ*, 31, 661-672.
- Moosmüller, H., Arnott, W. P., Rogers, C. F., Bowen, J. L., Gillies, J. A., Pierson, W. R., Collins, J. F., Durbin, T. D., & Norbeck, J. M., 2001. Time resolved characterisation of diesel particulate emissions. 2. Instruments for elemental and organic carbon measurements. *Environmental Science and Technology*, 35, 1935–1942.
- Johansson, C., Norman, M., Omstedt, G., Swietlicki, E., 2004. Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM10. SLB analys rapport nr. 4:2004. Miljöförvaltningen, Box 38 024, 10064 Stockholm.
- Johansson, C. et al., 2004. Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter. Del I. Lycksele. Delredovisning av resultat från programmet Biobränsle hälsa och miljö. ITM rapport 124. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X.
- Johansson, C. et al., 2004. Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter. Del II. Växjö. Delredovisning av resultat från programmet Biobränsle hälsa och miljö. ITM rapport 125. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X.
- Schmid, H., L. Laskus, H.J. Abraham, U. Baltensperger, V. Lavanchy, M. Bizjak, P. Burba, H. Cachier, D. Crow, J. Chow, T. Gnauk, A. Even, H.M. ten Brink, K.-P. Giesen, R. Hitzenberger, C. Hueglin, W. Maenhaut, C. Pio, A. Carvalho, J.-P. Putaud, D. Toom-Sauntry, H. Puxbaum, 2001. Results of the “carbon conference” international aerosol carbon round robin test stage I. *Atm. Env.* 35, 2111-2121.
- Szpila, A. Strand, M., Pagels, J., Lillieblad, L., Rissler, J., Gharibi, A., Bohgard, M., Swietlicki, E., Sanati, M., 2004. Particle emissions from biomass combustion. Slutrapport till Energimyndigheten från Emissionsklustret. <http://www.itm.su.se/bhm>.

- WHO, 2003. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report on a WHO working group. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2003 (document EUR/03/5042688) (<http://www.euro.who.int/document/e79097.pdf>).
- WHO, 2004. Health aspects of air pollution – answers to follow-up questions from CAFE. Report on a WHO working group. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2004 (document EUR/04/5046026) (<http://www.euro.who.int/document/E82790.pdf>).
- Sjöberg, K., Svensson, A., Pihl Karlsson, G. & Blomgren, H., 2006. Nationell miljöövervakning inom EMEP och Luft och nederbördskemiska nätet 2004 – 2005. IVL rapport U1911. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 47086, 402 58 Göteborg,

9. Bilaga 1. Mätmetoder

9.1 Instrument

9.1.1 Sot

”Sot” består av mest elementärt men till viss del även organiskt kol (Moosmüller et al., 2001). Det är mätmetoden som definierar vad man menar med sot. Mängden sot mäts på olika sätt: optiskt genom mätning av ljusabsorption (black carbon, BC) eller ljusreflektion (black smoke, BS) eller termiskt (elementärt kol, EC) genom att kolet förbränns vid olika temperaturer i närvaro av mer eller mindre syrgas till koldioxid (Saathoff et al., 2003). Ibland används en kombination av dessa tekniker för bättre karakterisera och kvantifiera andelen organiskt och elementärt kol. För de optiska metoderna beror sothalten som erhålls delvis av den kemiska sammansättningen av partiklar. Vissa organiska ämnen kan absorbera ljus i det våglängdsområde som ofta används.

9.1.1.1 PSAP – black carbon

Sothalten (BC) bestämdes genom att mäta ljusabsorptionen av vitt ljus för partiklar som insamlats på ett kvartfilter. Genom att kontinuerligt mäta ljusabsorptionen samtidigt som partiklarna samlas in på filtret kan en mycket god tidsupplösning erhållas (1 minut). Metoden och instrumentet har utvecklats vid ITM. Luften passerar ett specialfilter i 2 olika punkter. I den första punkten filtreras (sot)partiklarna och i den andra passerar den ”rena”, filtrerade luften. Med hjälp av Lambert-Beers lag erhålls ljusabsorptionen. Den kommersiella varianten kallas PSAP (Particle soot absorption photometer; se t ex http://www.cmdl.noaa.gov/aero/net/instrumentation/psap_desc.html). Absorbansen ges av Beers lag:

$$A = \ln(I_0/I)$$

där A är absorbansen, I är intensiteten i ljuset som passerat filtret med partiklar, I_0 är inkommande ljusets intensitet. Absorptionskoefficienten, b_{ap} (m^{-1}) ges av

$$b_{ap} = (\text{area/volym}) \ln(I_0/I)$$

där area är arean av sotfläcken [m^2] och volymen är luftvolymen som passerat. Genom att hela tiden samtidigt mäta ljusabsorptionen i en filtrerad filteryta kan den uppmätta absorbansen helt tillskrivas partiklarnas effekt. Omräkningen av ljusabsorption till massan sot görs med antagande om en specifik absorptionskoefficient (uttryckt i g/m^2).

9.1.1.2 Aethalometer – black carbon

Sothaltern (BC) har också mätts med ett kontinuerligt registrerande kommersiellt instrument (R&P 8100 Aethalometer). I Stockholm användes två Aethalometrar (en på Hornsgatan och en på Torkel Knutssonsgatan). På båda platserna satt instrumentet inkopplat på insug för 10 μm respektive 1 μm insug. Växling mellan insugen genomfördes automatiskt var 15:e minut. I Lycksele användes ett instrument som kopplades in på samma insug som PM1 mätningen med TEOM.

Mätprincipen för Aethalometern är densamma som PSAP instrumenten, dvs sothalten mäts såsom ljustransmissionen genom ett filter. Ljusintensiteten som passerar genom filtret registreras av en fotodiod. Efterhand som partiklar deponeras på filtret mörknar filterfläcken

och ljusintensiteten sjunker. Filtret består i detta fall av en tape som automatiskt matas fram när fläcken är för mörk för att skillnader ska kunna registreras. Parallellt mäts ljustransmissionen på en ren filteryta för att kontrollera filtrets effekter och eventuella förändringar av intensiteten från lampan. Transmissionen räknas om till sothalt genom att den specifika absorptionen antas vara 16,6 m²/g. Instrumentet ger 5 minuters rullande medelvärde som uppdateras varje minut. Detektionsgränsen är 0,1 µg/m³.

9.1.2 EC/OC

Filterprovtagning genomfördes med ett referensinstrument för PM₁₀ mätning ("Leckel"). De flesta proverna var 12 timmars prover (kl. 06 – 18 och 18 – 06). Analysen av kolinnehållet i form av elementärt respektive organiskt kol gjordes under kontrollerad atmosfär med en termisk och optisk metod ("TOT"; Sunset Laboratory Carbon Aerosol Analysis Lab Instrument). Se t ex Chow et al. (2005) för beskrivning av instrumentet och mätprincipen.

9.1.3 Partikelmassa PM₁₀, PM_{2.5}, PM₁

9.1.3.1 TEOM och filtermetod

Två olika metoder har använts för bestämning av partikelmassekonzentrationen. IVL har en gravimetrisk metod och ITM har TEOM instrument (Rupprecht & Patashnick Co., TEOM Series 1400a, <http://www.rpco.com/products/ambprod/amb1400/index.htm>). En beskrivning och utförlig jämförelse av dessa ges i Ferm & Hansson (2003).

9.1.3.2 FDMS

FDMS (Serie 8500 Filter Dynamics Measurement System) är ett komplement till den vanliga PM mätningen med TEOM för att kunna kontrollera för förluster av partikelmassa på grund av flyktiga ämnen i samband med mätningen. Efter luftinsuget torkas partiklarna genom att luften passerar en diffusionstorkare. Därefter passerar luften antingen direkt till TEOMen som mäter partikelhalten, eller via ett filter som tar bort alla partiklar i luftströmmen. Förändringen i partikelmassa som registreras då ren, partikelfri luft passerar filtret i TEOMen är ett mått på bidraget från flyktiga ämnen till partikelhalten. Dvs om halten sjunker då partikelfri torr luft passerar filtret antas detta bero på att flyktiga ämnen lämnar filtret. Förändringen i partikelhalt ligger till grund för korrigerings av partikelkonzentrationen på grund av förluster av flyktiga ämnen. Instrumentet ger ett rullande timmedelvärde av partikelhalten. Timmedelvärdet uppdateras var 6:e minut.

En FDMS användes i Lycksele under mätkampanjen 2005/2006 och på Hornsgatan i Stockholm under våren 2006.

9.1.4 NO_x

NO_x mättes med ett kommersiella instrument baserat på kemiluminescens. I Lycksele genomfördes mätningar under en begränsad tid (feb-mars) på grund av tekniska problem. I Stockholm utnyttjas data från SLB analys mätprogram; Hornsgatan, Essingeleden och Torkel Knutssongatan.

9.1.5 Partikelstorleksfördelning

Antalet partiklar mäts med s.k. CPCer (Condensation Particle Counters, leverantör för samtliga TSI Inc.; <http://www.tsi.com/particle/products/partcount/partcount.htm>). Beroende på typ av CPC kan dessa räkna partiklar ner till 10 nm (1 nm = 10⁻⁹ m) i diameter, men vissa varianter (UCPC) förmår detektera partiklar ända ner till 3 nm. Partiklarnas storleksfördelningar (m.a.p. antal) mättes med tre typer av instrument, vilka arbetar i olika storleksintervall. Mätningar av storleksfördelningar för partiklar mindre än ca ... utfördes med DMA-CPC teknik. ITM har "hemmabyggda" instrument där storleksfördelningen bestämmas med hjälp av en kombination av DMA (Differentiell mobilitetsanalysator) och

CPC. DMA separerar först partiklar i ett utvalt och väldigt smalt storleksintervall genom att låta dessa passera genom ett elektriskt fält vinkelrätt mot flödesriktningen. Dessa nästan monodispersa partiklar (samma storlek) kan sedan räknas sedan med en CPC. Tidsupplösningen för detta var satt till 10 minuter.

9.2 Meteorologi instrument

Meteorologiska instrument placerades på belysningsstolpe i Lycksele vid Tannens idrottsplats. Instrumenten placerades på två höjder i masten för att analysera vertikala profiler av vind och temperatur. För mätning av vindriktning och styrka användes två st. Young Windmonitor AQ och ett Windsonic instrument från Gill. För temperatur användes Pt-100 mätare på den lägre nivån och en differenstemperatursensor på den övre nivån. Fläktventilerade strålskydd utnyttjades på bägge nivåerna. Data samlades in via en datalogger och telefonmodem utnyttjades för att automatiskt överföra data.

Den meteorologiska utrustningen i Stockholm finns beskriven på <http://www.slb.nu>, dels i årsrapporterna, dels mer i detalj på webben.

10. Bilaga 2. AIRVIRO databas

Explanation of AirViro codes - Parameters from FDMS in Lycksele

The station in Lycksele is given the name Lycksele 06.

The time resolution is 15 minutes.

Measured parameters reported to AirViro is given in the graph below.

The screenshot shows the 'Time Series' interface with the following configuration:

- Sort order: alphabetically
- Reverse: Reverse, Active first
- Station: All Stations
- Parameter list: Luftryck, NO, NO2, NOx, PM-1.0, **PM-10**, PM-Noise, PM-NonVol, PM-Vol, PM-status, PM-tryckf, Sot-aeth, Temp
- Instance list: 001[M], **002[M]**, c01[M], c02[M], n01[M], n02[M], s01[M], s02[M], x01[M], x02[M]

The parameters measured by FDMS is:

Luftryck - Ambient pressure, recalculated to pressure at sea level

PM10

PM-Noise - A quality measure for the PM value

PM-NonVol - the non volatile fraction of PM10

PM-Vol - the volatile fraction of PM10,

PM-status - a status value from FDMS. 0 (zero) means everything is OK, any other value that there is some problem. The status is valid for PM10, PM-NonVol and PM-Vol

PM-tryckf- Pressure drop on TEOM-filter. Filter shall be changed when the pressure is above around 80%

Sot-aeth - Soot as measured by the aethalometer. The aethalometer is connected to the TEOM sampling of PM1, thus this value is the soot content of PM1-particles.

Temp - Ambient temperature

Note that all values reported by FDMS is given the instance code ?02

The ?02 can be any the following codes

002 = The 15 min average of the parameter

s02 = Standard deviation of the data the average is based on

n02 = The minimum value of the data the average is based on

x02 = The maximum value of the data the average is based on

c02 = The data coverage for the average period. E.g. if the PM10 conc

is programmed to be read once per minute during a 15 minute period and

5 values are actually read, the data coverage is 33% (1/3)

Some remarks:

The PM10 value reported from the FDMS is a rolling one-hour average updated every 6th minute.

Thus the 15-minute average reported by AirViro is based on two or three rolling one-hour averages.

The data reported to AirViro is thus a one-hour average for the hour starting 67,5 minutes and ending 7,5 minutes before the reported time (and not an average for the 15-minute period preceding the time stamp given in the AirViro data base)

PM-Vol and PM-NonVol is not the volatile and non-volatile fraction of particles sampled during the average time. PM-Vol is a measure of the size of the evaporation from the filter during the average time, PM-NonVol is a measure of the increase (or decrease) of the filter weight during the average time, i.e, the mass of deposited particles minus the loss due to evaporation.

The Aethalometer module computes a five-minute rolling average of carbon concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) that is updated once per minute. As above for PM₁₀, the data reported to Airviro is the average of the quarter starting 17,5 minutes and ending 2,5 minutes before the time stamp in the AirViro data base.



**INSTITUTIONEN FÖR TILLÄMPAD MILJÖVETENSKAP
VID STOCKHOLMS UNIVERSITET**

106 91 STOCKHOLM

Telefon 08-674 70 00 vx - Fax 08-674 72 39

•

s

**LUFTLABORATORIET
LABORATORIET FÖR AKVATISK MILJÖKEMI
LABORATORIET FÖR ANALYTISK MILJÖKEMI
LABORATORIET FÖR AKVATISK EKOTOXIKOLOGI**