



Den småskaliga vedeldningens betydelse för luftkvaliteten i Lycksele och Växjö

C. Johansson¹, HC. Hansson¹, Johan Ström¹, Emma Hedberg¹
Gustavo Olivares¹, Hans Karlsson¹, Ulla Wideqvist¹, Erik
Swietlicki², Torsten Nilsson², Adam Kristensson², Eva Brorström-
Lundén³

¹ ITM Stockholms universitet

² Kärnfysik, Lunds universitet

³. IVL Svenska Miljöinstitutet

Redovisning av resultat från programmet Utsläpp och luftkvalitet
finansierat av Energimyndigheten, 2004

December 2004

INNEHÅLL

1. Förord	1
2. Sammanfattning.....	1
3. Summary	4
4. Sothalternas relation till partikelhalter och källor.....	6
4.1 Introduktion	6
4.2 Syfte	7
4.3 Metoder	7
4.3.1 PM.....	7
4.3.2 BC.....	7
4.3.3 Organiskt, elementärt kol	7
4.3.4 Sot	8
4.3.5 ”Black smoke”	9
4.4 Resultat från mätningarna i Lycksele, 2002	10
4.5 Resultat från mätningarna i Växjö, 2003.....	12
4.6 Jämförelser av halterna av EC, OC och sot på olika platser i Sverige.....	18
5. Bidrag från olika källor till halter av organiska luftföroreningar i Lycksele och Växjö samt kemisk massbalans av aerosolen.....	20
5.1 Forsdala, Lycksele, 2002.....	22
5.2 Teleborg, Växjö, 2003.....	24
6. Beräkningar av bidrag till halterna av partiklar från biomasseförbränning i Lycksele och Växjö med multivariata metoder.....	26
6.1 Sammanfattning	26
6.2 Resultat från käll-receptormodelleringen Forsdala, Lycksele	27
6.2.1 Källa jordstoft	31
6.2.2 Källa havssalt	31
6.2.3 Källa långdistanstransport	32
6.2.4 Källa Fe/Cu.....	32
6.2.5 Källa Ni (nickel)	32
6.2.6 Källa vedeldning	33
6.3 Resultat från käll-receptormodelleringen Teleborg, Växjö	33
6.3.1 1. Källa havssalt	38
6.3.2 Källa jordstoft.....	40
6.3.3 Källa långdistanstransport	40

6.3.4	Källa lokal förbränning (ved, olja)	41
6.3.5	Källa Fe/Cu/Zn/Cr	45
6.3.6	Källornas PM1-bidrag i jämförelse mot Vavihill och uppmätt PM1 (Teleborg).	45
6.3.7	Jämförelse mellan Teleborg, Växjö och Forsdala, Lycksele.	46
7.	Beräkningar av bidrag till antalskoncentrationerna av fina partiklar från biomassförbränning i Lycksele med hjälp av en multivariat metod	49
7.1	Introduktion	49
7.2	Beräkning av källbidrag från biomassförbränning till antalshalterna i Lycksele	50
7.3	Stoleksupplöst lungdepositions-beräkning av de fina partiklarna.....	53
8.	Referenser	55

1. Förord

I denna rapport redovisas resultaten från flera projekt som alla finansierats av Energimyndigheten:

- ”Den småskaliga vedeldningens inverkan på luftkvaliteten i Lycksele och Växjö”. Projektet har finansierats av Energimyndigheten under projektnummer 21847,
- 21848-1 (Erik Swietlicki, Avdelningen för Kärnfysik, Lunds Tekniska Högskola), För detta projekt redovisas här de delar som berör Omgivningsklustret.
- 21841-1 (Eva Brorström Lundén, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg).

Projekten är en fortsättning på Omgivningsklustrets arbete inom ramen för BHM (se rapporter på www.itm.su.se/bhm). De är huvudsakligen en fördjupad analys av data som redan tagits fram och vetenskaplig publicering av resultaten. Hittills har en vetenskaplig publikation i stort sett färdigställts och ytterligare 2 är under bearbetning.

I arbetet har följande personer deltagit:

ITM Stockholms universitet	Christer Johansson Emma Hedberg (doktorand) Gustavo Olivares (doktorand) Hans Karlsson Ulla Wideqvist
Kärnfysik, Lunds universitet	Erik Swietlicki Jingchuan Zhou Adam Kristensson (doktorand) Jenny Rissler (doktorand) Torsten Nilsson
IVL Svenska Miljöinstitutet AB Göteborg	Eva Brorström-Lundén Mikael Remberger Erika Junedahl

2. Sammanfattning

Rapporten behandlar tre olika frågeställningar:

Att karakterisera **sothalterna** i Lycksele och Växjö mer i detalj utifrån befintliga mätdata (ljusabsorption, reflektion och termiskt). Hur relaterar sothalterna till partikelhalterna (ultrafina respektive PM2.5) i Lycksele och Växjö?

Att genomföra en fördjupad utvärdering av alla kemiska mätdata avseende oorganiska och organiska ämnen från kampanjerna i Lycksele 2002 och Växjö 2003 med en förnyad **käll-receptor modellering** där även vissa organiska ämnen tagits med i beräkningarna.

Att genomföra en **massbalansstudie** för partiklar baserat på mätdata från kampanjerna i Lycksele 2002 och Växjö 2003

Sot, EC och OC halter

Jämförelser mellan olika mätmetoder i Lycksele och Växjö visar att sotmätningar baserat på partiklarnas ljusabsorption ger som regel mycket bra mått på partiklarnas halter av elementärt och organiskt kol. Mätningarna av PM10, PM2.5 och PM1 visar att halterna av den totala partikelmassan ofta styrs av bidrag från helt andra källor än de som bidrar till sothalterna. Speciellt konstateras att mineralpartiklar från vägbanorna periodvis bidrar kraftigt till PM10 halterna men inte alls påverkar sothalterna och de totala kolhalterna. För de flesta tillfällena då PM2.5 eller PM1 halterna är relativt höga syns även höga halter av totalkol och sot, vilket indikerar att de ofta har samma källa.

I Lycksele beror sothalterna både på den lokala vägtrafikens utsläpp och på utsläppen från vedeldning. I Växjö syns också visst inflytande från vägtrafikens utsläpp på sothalterna men halterna förefaller till större del styras mer av en storskalig källa som inte är vägtrafik men som kan vara vedeldning i bostadsområden belägna i olika delar av kommunen eller biobränsleförbränning i panncentraler eller större värmeverk, men detta har inte verifierats.

I rapporten diskuteras även EC, OC, och sotmätningar som nyligen genomförts inom ramen för andra pågående forskningsprojekt. Utifrån resultat från mätningar av sot och NOx halter intill motorvägen mellan Stockholm och Arlanda konstateras att sothalterna är betydligt bättre mått på avgaspartiklarna jämfört med PM10 och PM2.5 halterna. Den genomsnittliga emissionsfaktorn för sot längs motorvägen var 20 mg/fkm, att jämföra med emissionsfaktorn för PM10 under senvintern våren på ca 550 mg/fkm.

Massbalans

Största delen av partikelmassan i Forsdala i Lycksele, nästan 40%, utgörs av organiskt material. Av detta står levoglukosan för en stor del, drygt 30%, vilket bekräftar att vedeldningen ger ett betydande bidrag till partikelhalterna i Forsdala. Detta skiljer sig markant från Växjö där summan av organiskt och elementärt kol utgör endast knappt 20%. Andelen levoglukosan av detta var bara knappt 6%, vilket bekräftar att vedeldningens bidrag till partikelhalterna i Växjö är betydligt mindre än i Lycksele.

I Lycksele utgör sulfat, nitrat och ammonium tillsammans ca 15% av totala massan och metallerna i form av metalloxider knappt 10%. Motsvarande siffror för Växjö är att nästan 70% av massan beror på sulfat, nitrat och ammonium, medan metalloxiderna utgör ungefär samma andel som i Lycksele.

För Lycksele konstaterades att en del av sulfatet och metallerna i form av t ex kaliumsulfat kommer också från vedeldningen. Resten av sulfatet och troligen det mesta av ammoniumet härrör från utsläpp utanför regionen.

Många metalloxider kommer från den lokala vägtrafikens slitage av vägbanor. I Lycksele kan vissa av tungmetallerna troligen hänföras till vissa smältverk (t ex vid Kolahalvön och längs svenska norrlandskusten). Summan av alla dessa komponenter blev i Lycksele mindre än den totalt uppmätta halten medan den i Växjö stämmer väl med uppmätt halt. För Lycksele kan avsaknad av kvantifiering av karbonater vara en del av förklaringen. Men det finns stora osäkerheter i kvantifieringen av det organiska materialet samt även i nitrat och ammoniumhalterna.

Käll- receptormodellering och levoglukosanhalter

Käll-receptorberäkningar med PMF (Positive Matrix Factorisation; Paatero & Tapper, 1994) baserat på 17 olika grundämnen mätta i Forsdala i Lycksele kunde identifiera 6 olika källor. I Forsdala, Lycksele utgjordes det dominerande bidraget (~60%) till PM2.5-halterna av vedeldningen (3-4 µg/m³). Denna källa kunde identifieras med hjälp av kalium, rubidium och zink. Långdistanstransporterade partiklar utgör drygt 20% och lokalt vägdamm 6-10%. Långdistanstransporten kunde identifieras via svavelhalterna; nästan allt svavel tillskrevs av modellen till denna källa, mindre än 1% av svavlet tillskrevs vedeldningen. Det lokala vägdamm identifierades med hjälp av titan, kalcium, mangan och järn, som alla är välkända ämnen i jordskorpan.

I Forsdala mättes också halterna av levoglukosan som är ett socker som enbart bildas vid förbränning av cellulosa. Om andelen levoglukosan av de totala partikelhalterna i vedeldning är känd och kan antas vara konstant så kan bidraget från vedeldningen till PM2.5-halterna beräknas direkt, oberoende av andra mätningar och beräkningar. Levoglukosanhalterna uppvisade mycket hög korrelation ($r^2=0,75$) till vedeldningsfaktorn som beräknats med hjälp av PMF baserat på bland annat kaliumhalterna. Enligt denna beräkning skulle levoglukosan utgöra omkring 17% av den totala partikelmassan från vedeldning. Men spridningen i data är ganska stor vilket med stor sannolikhet förklaras av att andelen levoglukosan i vedrökspartiklar inte är konstant. Mätningar som också presenteras i manuset, visar att andelen levoglukosan kan variera mellan 0,3% och 22%. Variationerna kunde inte enkelt förklaras med olika förbränningsförhållanden. Detta gör det i stort sett omöjligt att använda levoglukosan som en unik tracer för att kvantifiera vedeldningens bidrag till partikelhalterna på olika platser.

Alternativet att använda totalhalten av grundämnet kalium fungerar bra för Forsdala (Lycksele) där vedeldningen dominerar. I Teleborg (Växjö) bidrar även jordstoft/vägdamm till kaliumhalterna. Eftersom kalium i vedrök återfinns i form av olika vattenlösliga kaliumsalter borde en jonkromatografianalys av enbart det vattenlösliga kaliumet vara en bättre indikator för vedrök, men resultaten från Forsdala är inte helt entydiga i detta avseende. Den bästa metoden för att kvantifiera PM-bidraget från vedeldning är troligtvis en käll-receptormodellering baserat på ett flertal grundämnen, erhållna exempelvis med en PIXE-analys av filterprov som beskrivs i denna rapport. Andra tänkbara analysmetoder för multi-elementanalys är ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) och EDXRF (Energy-Dispersive X-ray Fluorescence).

I Teleborg (Växjö) mättes halterna av PM1 (med TEOM) och inte PM2.5. Istället beräknades här PM2.5-halterna utifrån de uppmätta antalsstorleksfördelningarna. PMF-modeller för halterna av uppmätt PM1 (TEOM) och uppskattat PM1 (DMPS) samt PM2.5 (DMPS+APS) visade tämligen likvärdiga resultat vad gäller källtilldelningen. I Teleborg kunde en tydlig källa urskiljas som härrör från lokal förbränning (ved, olja). Att denna källa är knuten till det lokala värmebehovet visas tydligt genom att källbidraget är starkt kopplat till utetemperaturen, och är som allra starkast för temperaturer under 0 °C. Övriga källor

uppvisar inte detta beteende. Källprofilen är karakteristisk för vedeldning, men med ett tydligt bidrag från oljeeldning.

PM-bidraget från den lokala förbränningen av ved och olja i Teleborg (4-5.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) uppskattades till ungefär samma halter som vedeldningen i Forsdala, Lycksele (3-4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Å ena sidan är detta bidrag inte helt oväntat med tanke på det stora antalet vedkaminer runt mätplatsen i Teleborg. Men samtidigt motsägs detta av dels de uppskattningar som gjorts med hjälp av energiförbrukningsdata (Pettersson & Johansson, 2004), dels av den låga halten levoglukosan.

En jämförelse av PM_{2.5}-halterna i bakgrundsluft (Vavihill, Skåne och Aneboda, Småland) med PM-halterna i Växjö visar att det inte finns utrymme för starka lokala källor i Växjö. De olika PM-mätningarna i bakgrundsluft respektive Växjö är dock inte alltid helt jämförbara, och kan vara förenliga med en lokal PM-källa på 4 - 5.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Det bidrag från långdistanstransport som käll-receptormodellerna beräknar för Teleborg är däremot klart mindre (3-4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) än PM-mätningarna i bakgrundsluft i Vavihill och Aneboda. Även då källbidragen för jordstoft och havssalt adderas till långdistanstransportkällan (vilket ger ~5.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) uppnås inte PM-halterna i bakgrundsluft.

3. Summary

This report focus on three different issues:

1. A characterisation of the carbonaceous fraction of the aerosols in Lycksele and Växjö during the campaigns undertaken within the BHM programme in 2002 and 2003. How does the soot concentrations relate to elemental and organic carbon? What are the correlations between soot and other particle measures like number, mass, area and volume?.
2. A more detailed source receptor analysis have been undertaken. The wood combustion source is compared with estimates using levoglucosan as tracer.
3. A chemical mass balance of the particle mass has been attempted.

1. Soot, EC and OC concentrations

A comparison between different methods shows that soot measurements using the integrating plate method (light absorption) provides a very good estimate of the temporal variations of the elemental and organic carbon concentrations. In this case EC and OC concentrations were determined by heating a quartz filter and detection of evolved CO₂ (using an ACPM instrument). The concentrations of PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁ are often due to other sources than those that determine the soot levels. In particular occasionally there are very high levels of road dust particles which contain negligible amounts of carbonaceous compounds. At the site Norrmalm, Lycksele also road traffic contribute to the soot levels as indicated by the good correlation between soot and NO_x concentrations.

Based on a linear relationship between soot concentrations and NO_x levels at a road side location close to a high-way just North of Stockholm, an emission factor for soot of 20 mg/vkm was determined. This is much lower than the emission factor for PM₁₀ obtained at the same location, 550 mg/vkm.

2. Chemistry of particle mass

In Lycksele the main part of the particle mass was organic and elemental carbon, almost 40%. Of this, the tracer levoglucosan, made up about 30%. This was very different compared to Växjö, where EC+OC was only 20% of the total PM and levoglucosan was only 6% of the EC and OC part. This confirms that wood-burning is a much more important source in Lycksele as compared to Växjö.

Another significant difference between Lycksele and Växjö was that the sum of sulphate, nitrate and ammonium constituted around 15% of the PM in Lycksele whereas these compounds represented almost 70% of PM in Växjö. Assuming that most of the metals were in the form of oxides the total metal oxide concentration constituted around 10% at both sites.

3. Source receptor modelling and calculation of wood combustion contributions based on levoglucosan

Source receptor modelling using the PMF model (Positive Multivariate Factorization; Paatero & Tapper, 1994) was performed based on 17 different elements analysed by PIXE. Six different sources were identified. In Lycksele the dominating source contribution was from wood burning (~60%). This source was identified using potassium, rubidium and zinc. Long-

range transport (LRT) contributed with around 20% and local road dust with 6-10%. The LRT was identified mainly by sulphur. Essentially all sulphur was assigned to this source by the PMF model, with only 1% due to wood burning. Road dust was identified by the occurrence of iron, manganese and titanium, which are typical crustal elements of the Earth.

The concentrations of levoglucosan correlated strongly with the wood combustion source as calculated by the PMF model based on the elements ($r^2=0,75$). According to this correlation around 17% of the particle mass due to wood combustion would be levoglucosan. This was then compared with measured levoglucosan fractions in wood combustion in the laboratory. Unfortunately these laboratory measurements showed that the levoglucosan fraction varied from 0,3% to 22% of the total PM emitted. The variability could not be explained by different combustion conditions. This makes it very uncertain to use levoglucosan as a quantitative tracer of wood combustion.

The alternative, to use the potassium elemental concentrations, works well for Forsdala (Lycksele) where wood burning is the dominating source for potassium. In Teleborg (Växjö), crustal material and road dust also contribute to the potassium elemental concentrations. Since potassium is found in wood smoke mainly in the form of various water-soluble potassium salts, an (ion chromatography) analysis of only the water-soluble potassium would be a superior tracer for wood smoke. The results from Forsdala are however not entirely conclusive in this respect. A more stable method to quantify the contribution of wood smoke to PM concentrations is likely to be a source-receptor modelling based on a number of elements. These elemental concentrations may be derived from a PIXE analysis of filter samples, as in this report. Other possible multi-element analytical techniques are ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) and EDXRF (Energy-Dispersive X-ray Fluorescence).

In Teleborg (Växjö), the TEOM measured PM₁, but not PM_{2.5}. The PM_{2.5} concentrations were instead derived from the observed number size distributions. PMF models for measured PM₁ (TEOM), estimated PM₁ (DMPS), and PM_{2.5} (DMPS+APS) showed fairly similar results regarding the source apportionment. In Teleborg, a distinct source representing local combustion (wood, oil) could be discerned. The source strength was definitely connected to the local heat demand and outdoor temperature, and was only significant for temperatures below 0 °C. The other sources do not display this behaviour. The source profile is characteristic of wood combustion, but with a clear contamination from oil combustion.

The contribution from the local combustion source (wood, oil) to PM concentrations in Teleborg (4-5.5 µg/m³) was estimated to be approximately the same as that from domestic wood combustion in Forsdala, Lycksele (3-4 µg/m³). While this may not be entirely unrealistic considering the large number of wood stoves in the residential area surrounding the measurement site in Teleborg, it is seemingly contradicted by the estimates made of the energy consumption in the area (Pettersson & Johansson, 2004), and the relatively low concentrations of levoglucosan.

A comparison between the concentrations of PM_{2.5} in background air (Vavihill, Skåne and Aneboda, Småland) with the PM concentrations in Växjö show that there is not much room for any strong local sources in Växjö. The various PM measurements in background air and Växjö respectively are however not directly comparable, and may be reconciled with a local PM source of 4-5.5 µg/m³. The contribution from long range transport estimated by the source-receptor models for Teleborg are however far less (3-4 µg/m³) than the PM measurements in background air in Vavihill and Aneboda, even when the source contributions from crustal material and sea spray is added to the regional background (resulting in ~5.5 µg/m³).

4. Sothalternas relation till partikelhalter och källor

4.1 Introduktion

Olika kolföreningar utgör en mycket viktig del av aerosolen i atmosfären. De har mycket stor betydelse för jordens strålningsbalans genom att ljuset absorberas och sprids samt genom att de påverkar partiklarnas molnbildande förmåga. Även ur hälsosynpunkt utgör kolfraktionen av partiklarna en viktig del. Hälsostudier i Lycksele har visat på betydelsen av ”sot” som en viktig egenskap hos partiklarna (Forsberg et al., 2004; Forsberg, 1997). Även WHO påpekar betydelsen av sotpartiklar som kan sägas vara en delmängd av de ultrafina partiklarna (WHO, 2003; 2004). Även om det råder stor osäkerhet om exakt vilka komponenter eller egenskaper hos partiklarna som är viktiga ur hälsosynpunkt pekar flera faktorer på att sot kan vara en viktig egenskap hos partiklarna. Sothalten, mätt som svärtningen av filter, 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 och förmår tränga igenom cellmembraner i alveolerna. Humanstudier har visat att dieselvagaser (som består av partiklar med en fast sotkärna) kan orsaka akuta inflammatoriska reaktioner i lungceller hos friska personer. Storleken på sotpartiklarna och deras icke hygrokopiska 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 ämnen har till stor del bildats genom kemiska processer i atmosfären. De primära är båda av antropogent och biogent ursprung. Andelen primära organiska ämnen är störst nära källorna. Karbonaterna och EC är praktiskt taget helt i partikelform. Karbonater förekommer i jordskorpan och kan bidra signifikant till partikelmassan på vissa platser men utgör troligen oftast en liten del. 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).

Sot består av mest elementärt men till viss del även organiskt kol (Moosmüller et al., 2001). Mängden sot mäts på olika sätt: optiskt genom mätning av ljusabsorptionen eller termiskt genom att kolet förbränns vid olika temperaturer i närvaro av syrgas till koldioxid (Saathoff et al., 2003). Ibland används en kombination av dessa tekniker för bättre karakterisera och kvantifiera andelen organiskt och elementärt kol. I det mobila EMMA-systemet samt vid Norrmalm och Forsdala bestämdes sothalten genom att mäta ljusabsorptionen av vitt ljus för partiklar som insamlats på ett kvartsfilter. Metoden och instrumentet har utvecklats vid ITM. Vid mätstationen på gågatan i centrala Lycksele (urbanmätpunkten) bestämdes sotmängden genom reflektometrisk analys. Metoden baseras på att den av svärtningsgraden beroende reflektansen står i ett givet förhållande till mängden sot (OECD, 1964). Denna metod har använts under många inom urbanmätnätet i Sverige. Den användes också i Screeningen inom ramen för BHM. Med hjälp av ett kontinuerligt instrument som användes i Lycksele (ACPM) mättes elementärt kol med termisk metod.

En intressant fråga är om resultat från olika metoder ger olika samband mellan hälsoeffekter och halterna i omgivningen. För att förstå detta behövs bättre kunskap om hur

halterna av OC, EC och sot varierar i olika miljöer så att olika källors betydelse kan klargöras.

4.2 Syfte

Syftet är att karakterisera sothalterna i Lycksele och Växjö mer i detalj utifrån befintliga mätdata (ljusabsorption, reflektion och termiskt). Hur relaterar sothalterna till partikelhalterna (ultrafina respektive PM2.5) i Lycksele och Växjö? Resultaten skall rapporteras i vetenskaplig tidskrift.

4.3 Metoder

Metoderna finns även beskrivna i Omgivningsklustrets slutrapport (Johansson et al., 2004a).

4.3.1 PM

Vid de fasta mätplatserna mättes halterna av PM10 och PM2.5 med TEOMer (Rupprecht & Patashnick Co., TEOM Series 1400a, <http://www.rpco.com/products/ambprod/amb1400/index.htm>). Dessa instrument var utrustat med två insug, ett vardera för PM10 (<http://www.rpco.com/products/ambprod/amb0000inlets/inletpm10.htm>) respektive PM2.5 (Classical PM2.5 Cyclone, http://www.rpco.com/assets/lit/lit01/amb0000_00129_scc.pdf) i Lycksele och PM1 i Växjö. Cyklonen som användes för att särskilja PM2.5-fraktionen provtar även en del av grovfraktionen (d.v.s. PM10 – PM2.5). Ett ventilsystem skiftade mellan dessa båda insug varje kvart. På så sätt kunde samma TEOM-instrument användas för att ge både PM10 och PM2.5-halter. I Växjö mättes PM1 istället för PM2.5. PM1 cyklonen var tillverkad på laboratoriet.

Nackdelen med att ha ett instrument som växlar är att full tidstäckning inte erhålls, vilket kan medföra att snabba haltvariationer inte kan upplösas. Två TEOM instrument användes. I Lycksele användes ett vid Norrmalm och ett vid Forsdala och i Växjö vid konserthuset respektive Teleborg.

4.3.2 BC

En automatisk tvåstegsimpaktor användes vid insamlingen (Sierra Instruments Model 244) har varit placerad vid Norrmalm i Lycksele och vid konserthuset i Växjö. Impaktorn har en övre avskiljningsgräns för partiklar med diametern 10 µm. Partiklarna delas upp i två storleksfraktioner vilka samlas in på var sitt filter. Avskiljningsgränsen mellan fraktionerna är 2.5 µm. Impaktorn samlar in en luftvolym på 1 m³ h⁻¹. Speciella filter används med porstorlek på 2.0 µm (SA240PR100) och hög retentionseffektivitet. Dessa har visat sig ha mycket låga halter av de grundämnen som man vill analysera. Dessa filter kan också användas för analys av svärtan eller kolinnehållet (BC) med användande av en ljusspridningsteknik (reflektometer).

4.3.3 Organiskt, elementärt kol

Vid Norrmalm i Lycksele och Teleborg i Växjö mättes partikelbundet elementärt kol (EC) och organiskt kol (OC) mättes med en ACPM (Rupprecht & Patashnick Co., Series 5400 Ambient Carbon Particulate Monitor; <http://www.rpco.com/products/ambprod/amb5400/index.htm>). Detta instrument var utrustat med ett PM2.5-insug, och samlar partiklar (>0.1 µm) på ett impaktorsteg. Efter 1 timmes provtagning upphetas partiklarna först till 340 °C, och sedan till 750 °C. Mängden

CO₂ som emitteras från provet vid upphettning är ett mått på mängden organiskt bundet kol (<340 °C), respektive elementärt kol (340-750 °C). För att omvandla mängden kol till mängden organiskt material måste en korrektionsfaktor tillämpas som täcker massan av övriga grundämnen som är knutna till de organiska föreningarna (främst O, H och N). Eftersom vi inte vet den exakta kolväte sammansättningen kan vi exakt bestämma masskoncentrationen. I litteraturen anges lite olika värden beroende på var man genomfört mätningarna. I Los Angeles fann man att förhållandet mellan organisk massa och kol var mellan 1,2 och 1,4 för fina partiklar (Gray, 1986). Turpin & Lim (2001) har föreslagit att en faktor mellan 1,9 och 2,3 bör mer representativ för åldrad aerosol. I en experimentell studie med en stor andel vattenlösligt organiskt material i en bakgrunds aerosol var faktorn mellan 1,9 och 2,0 (Kiss et al., 2002). Det har föreslagits att en faktor mellan 2,2 till 2,6 borde bättre representera platser som är kraftigt förorenade på grund av utsläpp från vedeldning. Om t ex allt organiskt material vore levoglukosan skulle den totala organiska massan vara 2,25 gånger den OC halt som ACPM'en registrerar. Detta beror på att levoglukosan innehåller många (5) syreatomer som är betydligt tyngre än kolatomerna och vars massa inte registreras av ACPM'en. Som framgår av resultaten nedan utgör levoglukosan i genomsnitt mellan 10% och 20% av totala partikelmassan. Man kan anta att den största delen av OC utgörs av en mindre andel syre och kväve.

För EC+OC-data från Lycksele och Växjö som presenteras i denna rapport användes faktorn 1,4. Med faktorn 1,4 blir den genomsnittliga halten organiskt material vid Forsdala i Lycksele 2,6 ug/m³ och då utgör levoglukosan i genomsnitt hela 30% av detta.

4.3.4 Sot

I det mobila EMMA-systemet samt vid de fasta mätstationerna i Lycksele och Växjö bestämdes sothalten 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, I₀ 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 exponerad filteryta som belyses [m²] och "volym" är totala luftvolymen som passerat genom filtret under den tid som används för medelvärdesbildningen. Genom att hela tiden samtidigt mäta ljusabsorptionen i en filtrerad, partikelfri filteryta kan den uppmätta absorbansen helt tillskrivas partiklarnas effekt. Omräkningen av ljusabsorption till massan sot görs med antagande om en viss absorptionskoefficient. Ett problem är att vissa partiklar också sprider ljus, vilket skulle kunna se ut som ljusabsorption. I den metod vi använder (den så kallade **integrating plate** metoden) minimeras detta problem genom att ljuset som skickas in så småningom detekteras av fotodioden, även det spritts många gånger via filtermaterial eller ljusspridande partiklar, dvs om det inte har absorberats av sot.

Om partiklarnas optiska egenskaper vore konstanta skulle förhållandet mellan masskoncentration (g/m³) och ljusabsorption (m⁻¹) vara linjärt:

$$C = b_{ap} / a$$

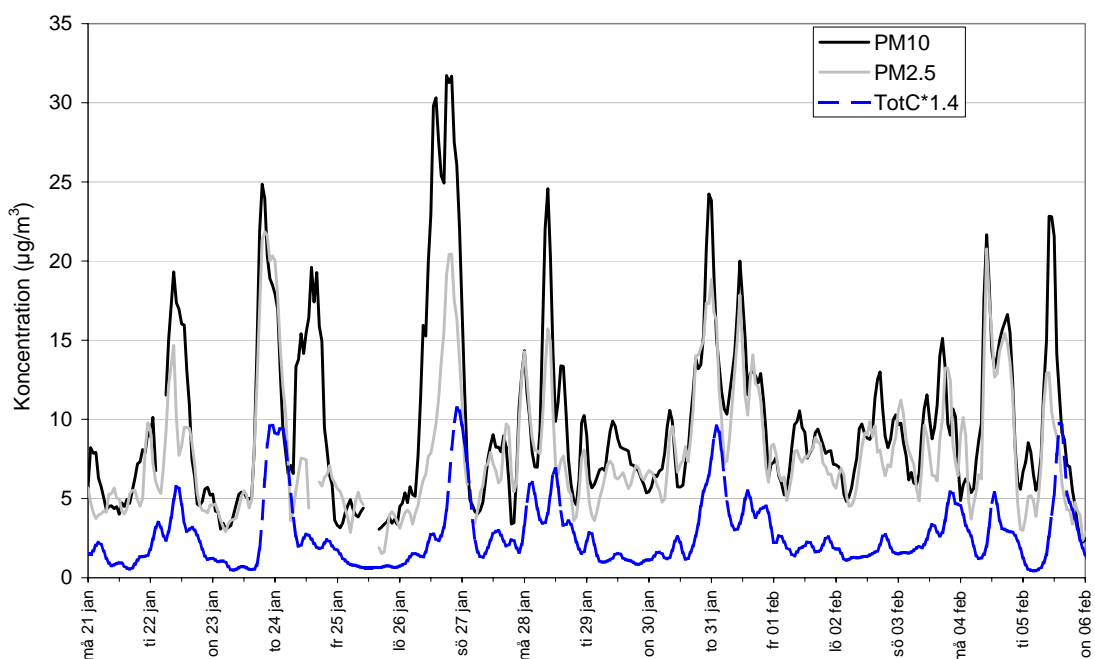
Där a är den specifika absorptionskoefficienten (m^2/g). För transmissionsmetoden används ofta ett värde mellan 5 och 20 m^2/g (Heintzenberg, 1989; Lioussé et al., 1993; Petzold, 1997). Ljusabsorptionen (och därmed sothalten) beror till viss del också på kemiska och fysikaliska egenskaper hos aerosolen. Till exempel kan den bero på andelen organiska ämnen (Jeong et al., 2004). Specifika absorptionskoefficienten varierar därför med partikelstorleken och våglängden hos ljuset som används. I Lycksele användes 10 m^2/g . Det bör noteras att mätningarna av elementärt kol med termisk metod och sotmätningarna med hjälp av ljusabsorptionsmetoden inte förväntas ge identiska resultat, eftersom de inte mäter samma storhet.

4.3.5 "Black smoke"

Vid mätstationen på gågatan i centrala Lycksele (urbanmätpunkten) bestämdes sotmängden genom reflektometrisk analys. Metoden baseras på att den av svärtningsgraden beroende reflektansen står i ett givet förhållande till mängden sot (OECD. Methods of measuring air pollution. Paris 1964.). Denna metod har använts under många inom urbanmätnätet i Sverige. Den användes också i Screeningen inom ramen för BHM (se nedan). En jämförelse mellan denna metod och den termiska metoden samt ljusabsorptionsmetoden genomfördes i Stockholm 1996 (Hansson et al., 1997). Både reflektansmetoden enligt OECD och ljusabsorptionsmetoden mäter ljusabsorptionen. Men reflektansen svarar mot filterytans sothalt medan ljusabsorptionsmetoden mäter transmissionen av ljuset genom hela filtrets tjocklek. Reflektansmetoden underskattar därför absorbansen i de fall då en stor del av sotpartiklarna sitter djupare i filtret och därmed inte påverkar reflektansen. Transmissionsmetoden ger därmed bättre mått på ljusabsorptionen, men för att konvertera till masskoncentration krävs kännedom om den specifika absorptionskoefficienten för aerosolen (se ovan). Sammantaget gav OECD metoden ca 5 – 8 gånger högre värde i Stockholm jämfört med transmissionsmetoden (se Hansson et al., 1997).

4.4 Resultat från mätningarna i Lycksele, 2002

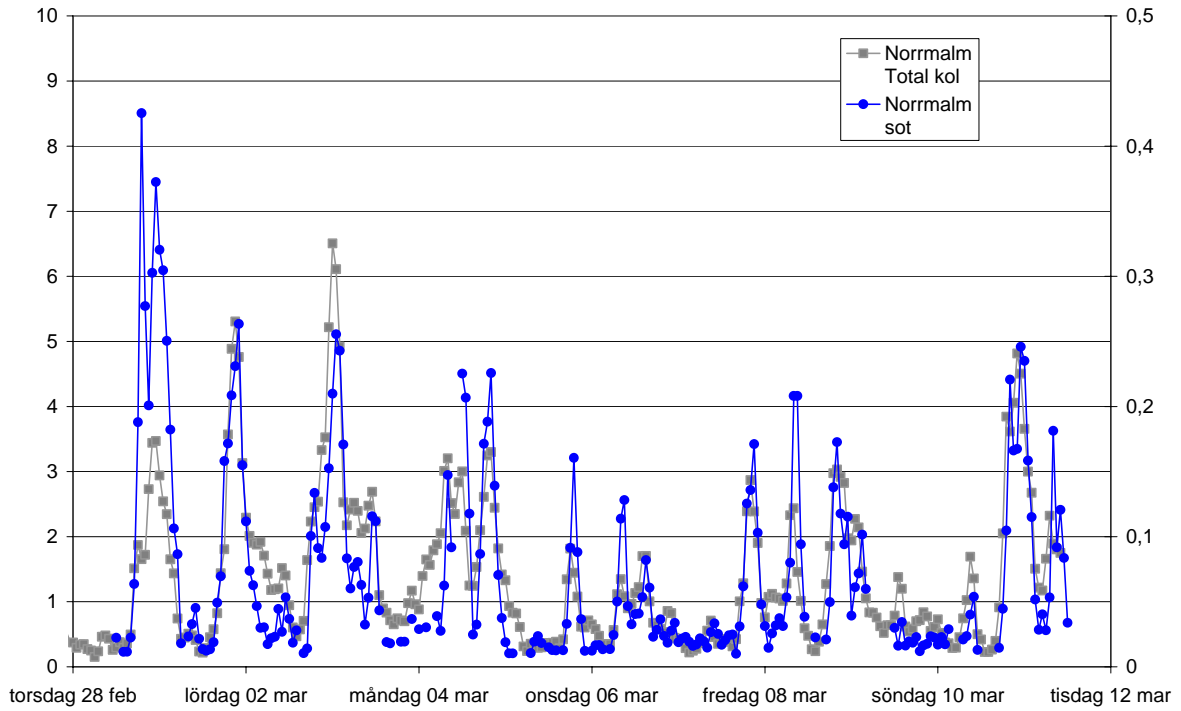
Figur 1 visar halterna av totala mängden kol på partiklarna och halterna av PM10 och PM2.5 vid Norrmalm. För denna period är medelhalten av fina partiklar (PM2.5) $7.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och totala mängden partikulära kolföreningar är $2.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dvs drygt en tredjedel av den totala massan fina partiklar är kolväten och elementärt kol. Av figuren framgår att PM10 och PM2.5 följs mycket väl bortsett från några enstaka perioder då PM10 halterna blir högre. Dessa perioder beror troligen främst beroende på lokal resuspension av mineralpartiklar eftersom totalkolhalten inte ökar vid dessa tillfällen. För de flesta tillfällena då PM2.5 halterna är relativt höga syns även höga halter av totalkol, vilket indikerar samma



källa.

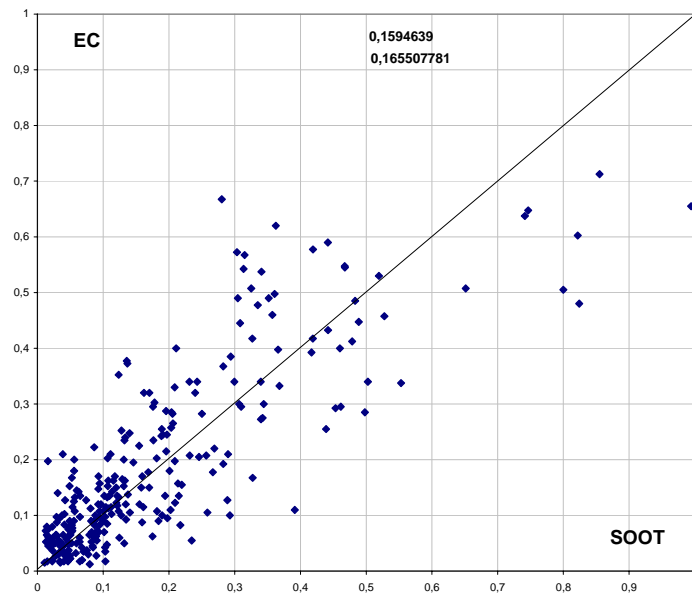
Figur 1. Jämförelse av variationerna av PM10, PM2.5 och total mängd partikulärt kol vid mätstationen Norrmalm, Lycksele 2002. Totala kolhalten är mätt med termisk metod (ACPM) och värdena är multiplicerade med 1.4 för att approximativt erhålla totala mängden organiska och oorganiska ämnen.

Figur 2 visar halterna av totalkol (EC+OC) och sot vid Norrmalm, Lycksele, 2002. Av figuren framgår att halterna samvarierar mycket väl under en stor del av perioden, vilket indikerar att sotmätningen baserat på de optiska egenskaperna hos partiklarna (ljusabsorptionen) ger liknande mått på kolhalten som den termiska metoden. Avvikelserna mellan metoderna kan exempelvis beror på att andelen organiskt kol varierar.



Figur 2. Halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) av Totalkol (ACPM) och sot (transmissionsmätning) vid Norrmalm (Lycksele, 2002).

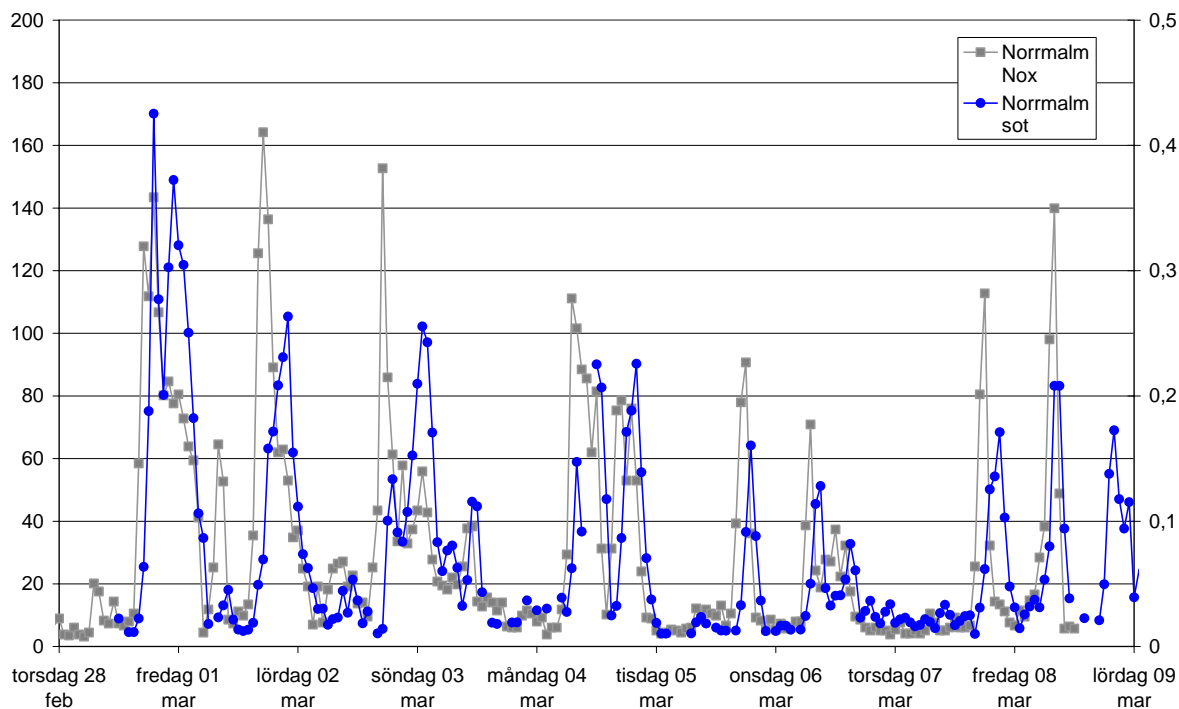
Figur 3 visar att EC och sot halterna korrelerar mycket väl. Figuren visar timmedelvärdena av sot och elementärt kol i Norrmalm. Den genomsnittliga överensstämmelsen är god även om man ser ganska stora skillnader under enskilda timmar.



Figur 3. Timmedelvärden ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) av sotmätningar och mätningar av elementärt kol vid Norrmalm, Lycksele (januari – februari 2002).

Figur 4 visar att sothalterna även samvarierar mycket väl med NO_x halterna vid Norrmalm. Detta indikerar att vägtrafiken i hög grad bidrar till sothalterna vid Norrmalm. Däremot var samvariationen mellan sothalterna i Forsdala och vid Norrmalm mycket dålig. Detta gäller

även PM2.5 halterna och beror sannolikt på att vedeldningen dominerade både sothalterna och PM2.5 halterna i bostadsområdet Forsdala.



Figur 4. Sothalter och NOx halter uppmätta i Lycksele (Norrmalm) 2002. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$

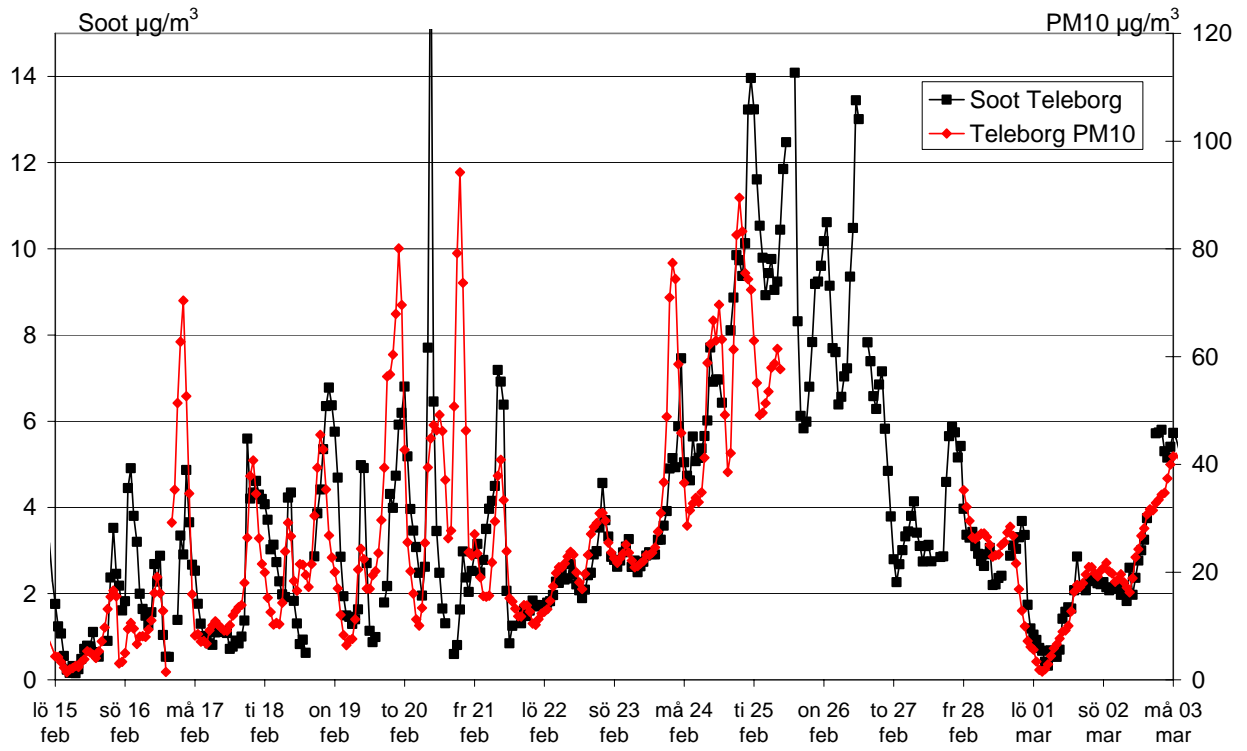
4.5 Resultat från mätningarna i Växjö, 2003

Även i Teleborg i Växjö noterades periodvis mycket god samvariation mellan PM10 halterna och sothalterna. Figur 5 visar hur halterna varierar under drygt två veckor i slutet av februari till i början av mars 2003. Även om vissa toppar i halterna av sot respektive PM10 inte överensstämmer i början av perioden följs halterna väl under episoderna med mycket höga halter i slutet av februari och i början av mars.

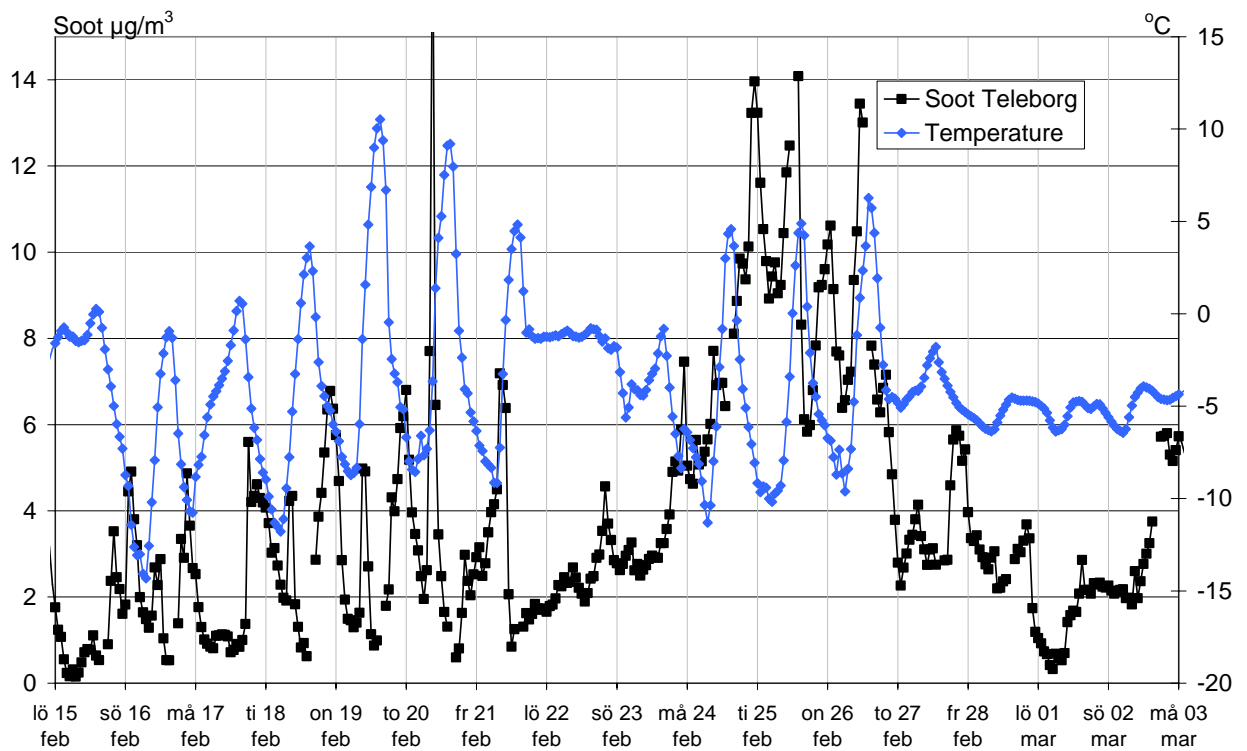
I omgivningsklustrets andra slutrapport visades att även om man jämför PM1 halterna med sothalterna kan man hitta perioder då samvariationen är mycket god men även perioder då dessa parametrar inte samvarierar. Under de riktigt kalla dyggen 30 januari – 2 februari samt 6 – 7 februari, med dygnmedeltemperaturer ner till ca -10°C , noterades höga sot och kolhalter, men inte speciellt höga PM1 halter. Däremot sammanfaller topparna i PM1 och kolhalterna vid flera tillfällen, t ex den 20 – 25 januari samt flera dygn i december 2002 (se Johansson et al., 2004b). Av Figur 6 framgår hur temperaturen varierade under de två veckorna i slutet av februari. Under denna period var inte temperaturen speciellt viktig indikator på halternas variationer. Perioderna med de allra lästa temperaturerna är inte associerade med de högsta sot och partikelhalterna.

Figur 7 och Figur 8 visar att även i Växjö är sothalten, mätt med optisk metodik, ett bra mått på variationerna i den totala kolhalten och halten av elementärt kol mätt enligt den termiska metoden.

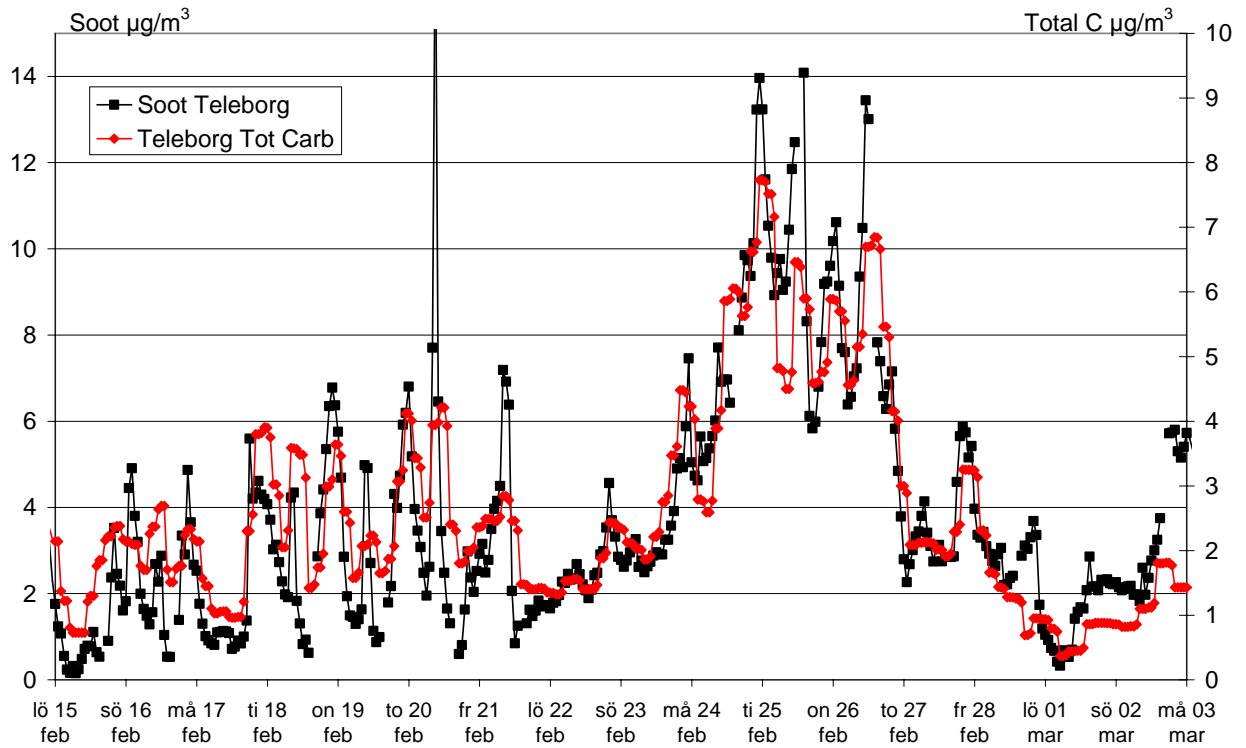
Figur 9 visar att sothaterna i Teleborg och vid konserthuset i centrala Växjö samvarierar ganska väl men att halterna i centrala Växjö uppvisar tydligare dygnsvariationer som troligen beror på påverkan från vägrafikens utsläpp. Se även Johansson et al. (2004b) där detta framgår ännu tydligare om man ser till lite längre period.



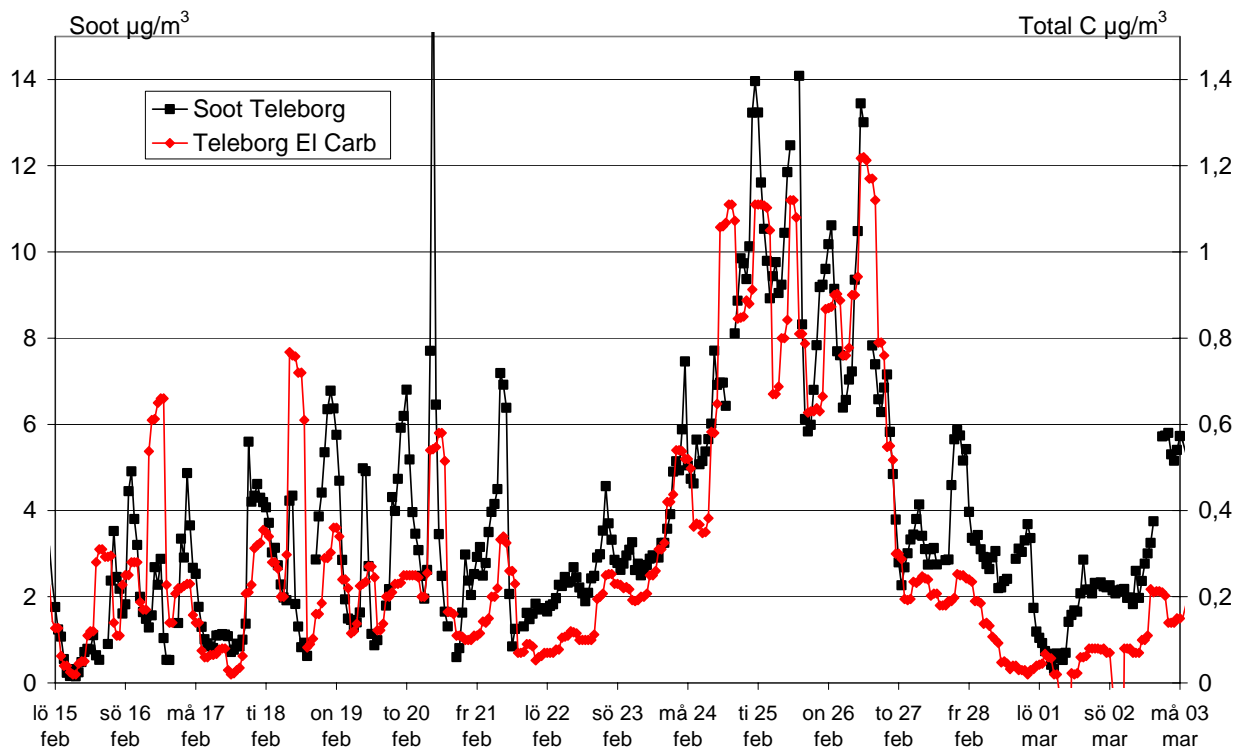
Figur 5. Sothalter och halter av PM10 vid Teleborg (Växjö, 2003). Enhet $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



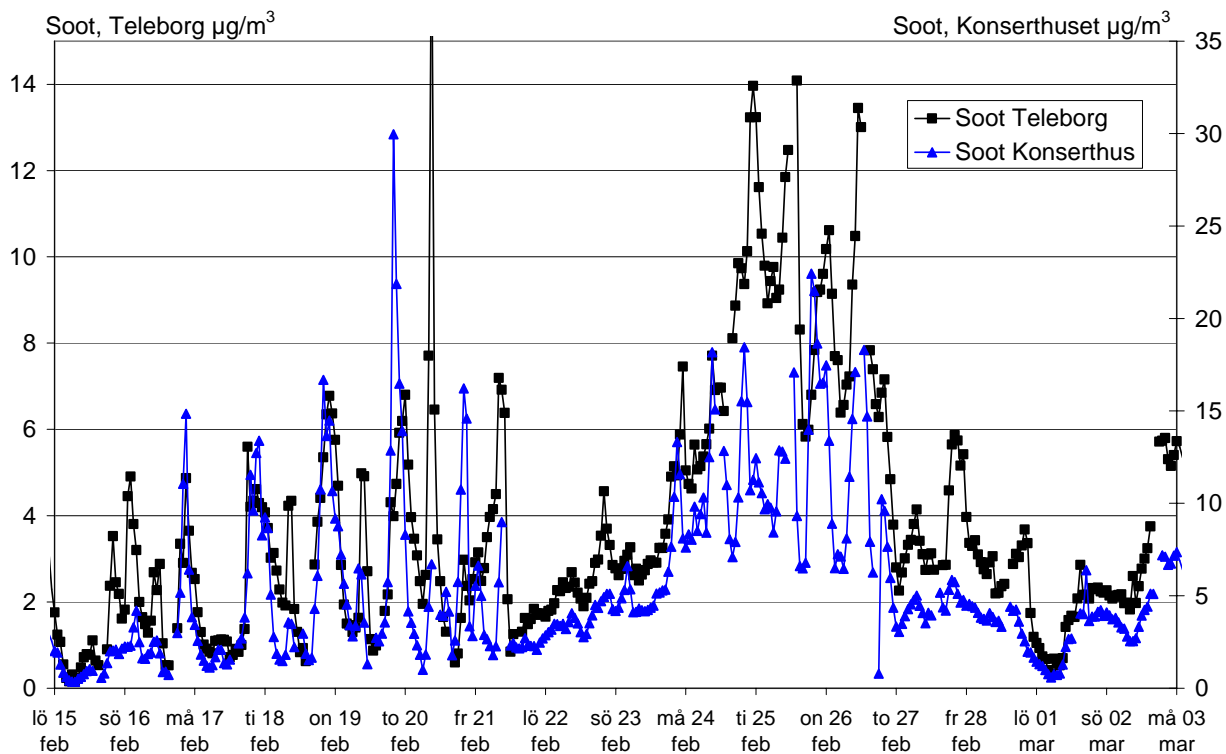
Figur 6. Sothalter och temperatur vid Teleborg (Växjö, 2003).



Figur 7. Sothalter och halter av totalkol vid Teleborg (Växjö, 2003).



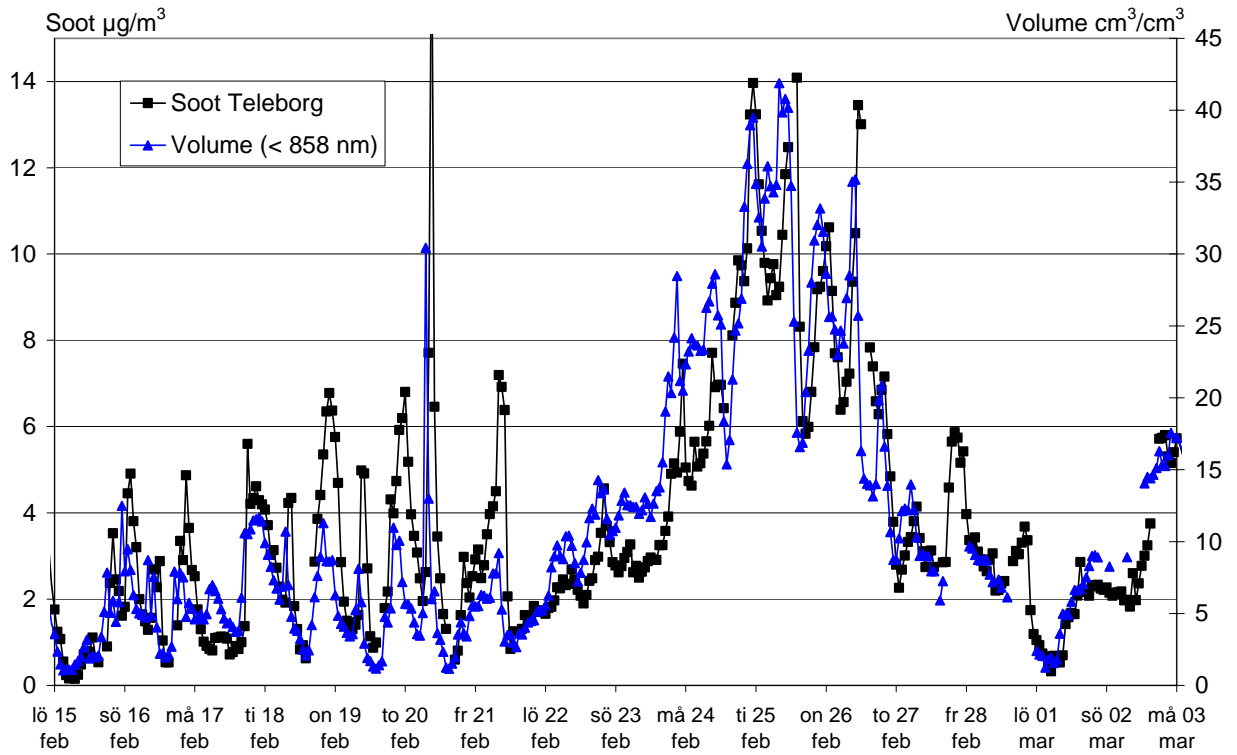
Figur 8. Sothalter och halter av elementärt kol vid Teleborg (Växjö, 2003).



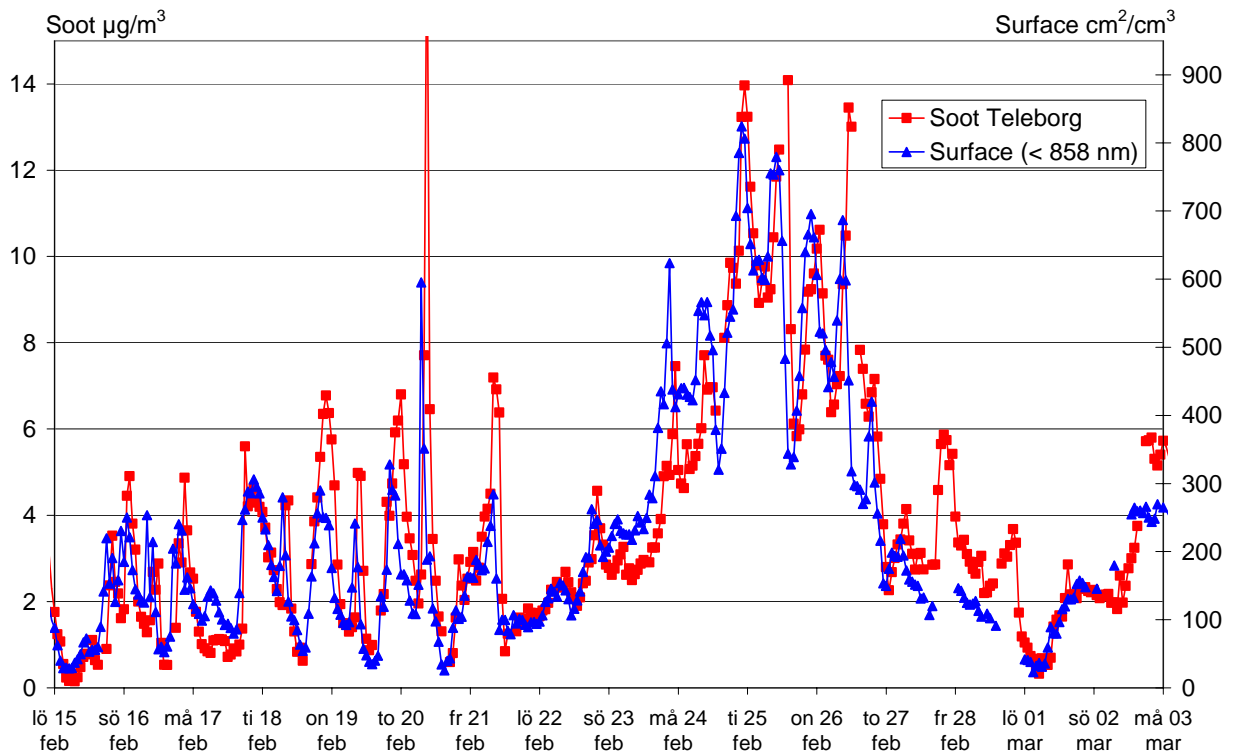
Figur 9. Sothalter vid Teleborg (bostadsområde) och Konserthuset (centrum), Växjö, 2003.

Figur 10, Figur 11 och Figur 12 visar sothalterna i relation till partikelvolymen, arean och totala antalet av alla partiklar som är mindre än 858 nm i diameter. Utifrån dessa figurer kan konstateras att partikelhalten mätt som antalet partiklar uppvisar mycket kraftigare variationer jämfört med om man ser till sothalter, totala ytan eller totala volymen hos partiklarna. Detta kan förklaras med att totala antalet partiklar till stor del beror av de allra minsta partiklarna som inte bidrar till varken arean, volymen eller sothalten.

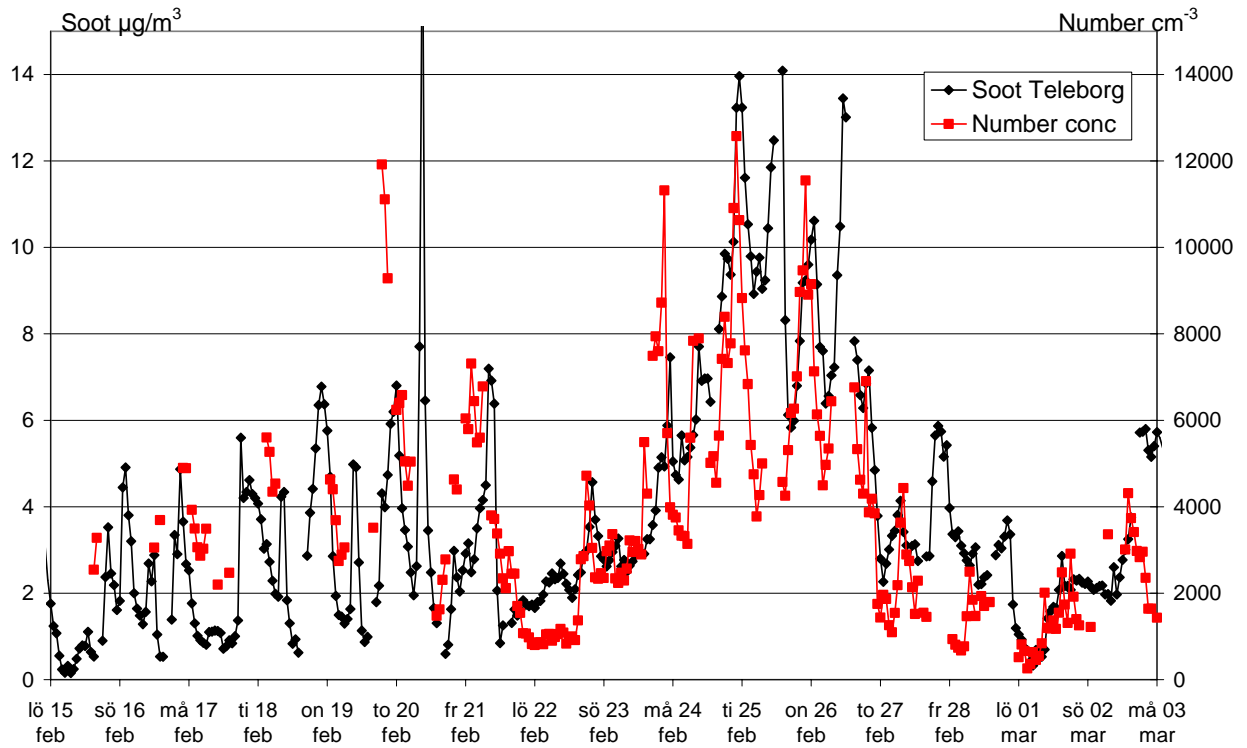
Figur 13 visar också att den högsta korrelationen med sothalten erhålls för partikelytan och halterna av totalkol, organiskt kol samt elementärt kol. Även kolmonoxidhalterna uppvisar hög korrelation. Det är också intressant att konstatera att sothalterna vid Teleborg och Konserthuset korrelerar betydligt bättre än sothalten vid Teleborg och NO_x halten vid konserthuset, vilket indikerar att sothalterna i Växjö inte i första hand beror på trafikens utsläpp utan troligen styrs av utsläppen från annan förbränning (bl a vedeldning) i hela Växjö. Se vidare käll- receptormodelleringen nedan.



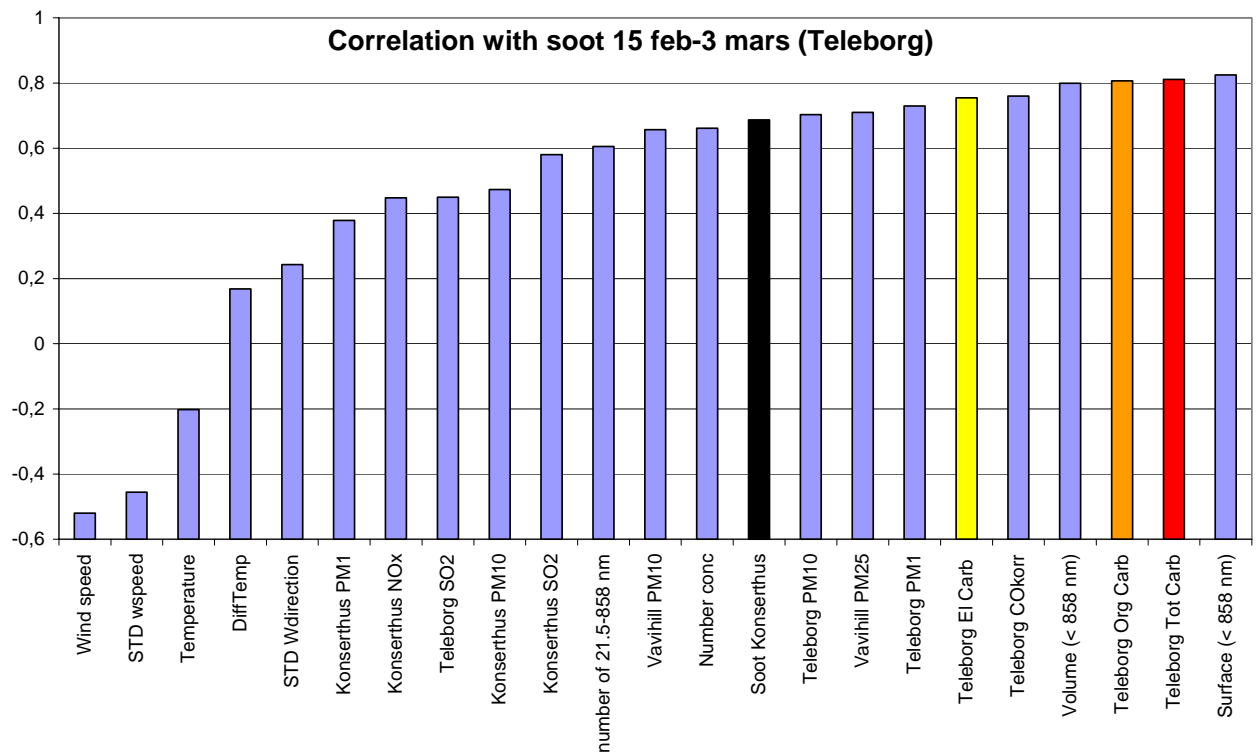
Figur 10. Sothalter och halter av den totala partikelvolymen vid Teleborg (Växjö, 2003).



Figur 11. Sothalter och partikelarea vid Teleborg (Växjö, 2003).



Figur 12. Sothalter och koncentrationen av antalet partiklar vid Teleborg (Växjö, 2003).



Figur 13. Korrelationen mellan olika meteorologiska parametrar och partikelhalter samt sot i teleborg (Växjö, 2003).

4.6 Jämförelser av halterna av EC, OC och sot på olika platser i Sverige

Inom ramen för andra forskningsprojekt har mätningar genomförts av sot, EC och OC halterna på andra platser förutom Lycksele och Växjö. I Tabell 1 presenteras värden från hårt förorenade miljöer Söderledstunneln med trafikflöden på knappt 40 000 fordon per dygn (Kristensson et al., 2003), till de ren bakgrundsmiljö (Aspvreten). Medelhalterna av elementärt kol (EC) ligger på samma nivå i Växjö, Lycksele och Aspvreten, en faktor 4-10 högre på Hornsgatan och Rosenlundsgatan samt ytterligare en tiopotens högre i Söderledstunneln. Koncentrationerna av organiskt kol (OC) är lägst i Aspvreten, men av samma storleksordning som på övriga platserna förutom i Söderledstunneln där koncentrationen är 5-10 gånger högre. Halterna är låga i Lycksele och mätplatsen är mer påverkad av trafik än vedeldning. Vid några tillfällen var dock halterna av EC och OC och även kvoten EC/OC betydligt högre. Dessa är inte kopplade till några extremt låga temperaturer (- 0,5°C – 7,3°C).

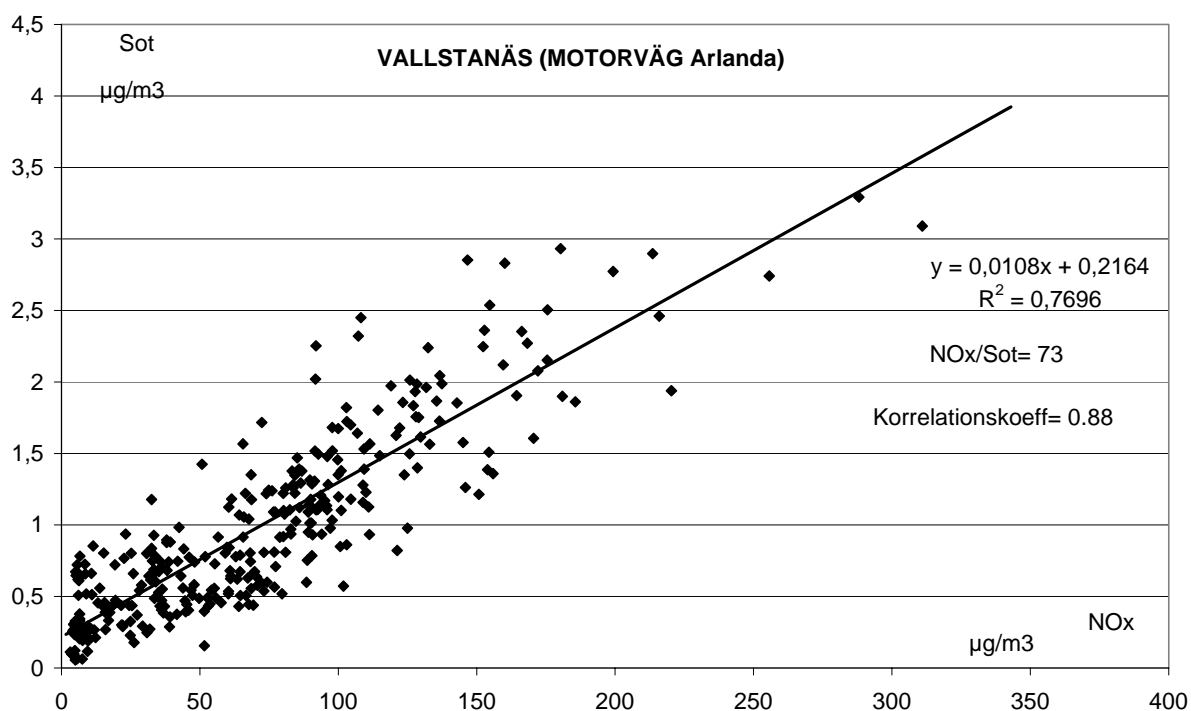
Kvoten EC/OC skiljer sig mellan de olika platserna. Lägst är den i Lycksele och Växjö (0,11) och den är signifikant lägre än i Aspvreten och på Rosenlundsgatan, som har liknande kvoter. Betydligt högre är den på den hårt trafikerade Hornsgatan (0,32) och ännu högre i Söderledstunneln (0,68). I färskas förbränningspartiklar är alltså EC andelen (av total mängden partikelbundet kol) betydligt högre jämfört med partiklar som återfinns i omgivningsluften, vilket indikerar att EC kan användas som ett spårämne för förbränningskällor.

Tabell 1. Organiskt (OC) och elementärt (EC) kol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) uppmätt med ACPM på några platser i Sverige.

		Antal	Min	Max	Medelvärde	Median	Stdav	KI 95%
Stockholm Söderledstunneln 28 jan-15 feb 1999	EC	420	9,4	30	12	10	5,9	0,57
	OC	420	2,9	55	18	16	7,3	0,70
	EC/OC	420	0,35	1,2	0,68	0,65	0,18	0,02
Stockholm Hornsgatan 24 aug 2000-21 aug 2001	EC	7415	0	11	1,0	0,76	0,90	0,02
	OC	7399	0,01	30	2,6	2,3	1,6	0,04
	EC/OC	7399	0	2,9	0,36	0,32	0,23	0,005
Stockholm Rosenlundsgatan 16 mars-7 maj 1999	EC	1214	0	12	2,0	1,6	1,7	0,09
	OC	1217	0,55	40	13	11	6,0	0,34
	EC/OC	1214	0	0,50	0,15	0,15	0,07	0,004
Lycksele Norrmalm 10 jan-11 mars 2002	EC	1046	0	11	0,16	0,08	0,49	0,08
	OC	1262	0,05	9,9	1,3	0,90	1,2	0,03
	EC/OC	1046	0	1,6	0,11	0,08	0,13	0,008
Växjö Teleborg 4 dec 2002-5 mars 2003	EC	2119	0	2,4	0,23	0,15	0,24	0,01
	OC	2125	0,13	7,1	1,8	1,5	1,1	0,05
	EC/OC	2119	0	0,58	0,11	0,10	0,05	0,002
Aspvreten 1 jan-31 maj 2004	EC	823	0	2,5	0,16	0,08	0,23	0,12
	OC	899	0,08	4,0	0,81	0,59	0,63	0,04
	EC/OC	823	0	1,2	0,17	0,16	0,12	0,008

Figur 14 visar sothalterna (mätta med samma instrument som i Lycksele och Växjö och med antagandet att specifika absorptionskoefficienten är $10 \text{ m}^2/\text{g}$) och NOx halterna intill motorvägen mellan Stockholm och Arlanda. Den totala genomsnittliga trafikmängden är knappt 60 000 fordon per dygn. Både sothalterna och NOx halterna domineras av påverkan från emissionerna från vägtrafiken på motorvägen. Den totala emissionsfaktorn för NOx är $1,5 \text{ g}/\text{fkm}$ (sammanvikttat värde för tunga och lätta fordon). Detta innebär att emissionsfaktorn för sot blir ungefär $20 \text{ mg}/\text{fkm}$ (baserat på det genomsnittliga förhållandet mellan sot och NOx halterna $1,5/73$). Motsvarande värde för den totala partikelmassan mätt som PM10 under samma period var betydligt högre ca $550 \text{ mg}/\text{fkm}$, vilket beror på att PM10 emissionen till stor del beror på mekaniskt genererade partiklar på grund av slitaget av vägbanan. Mätningarna genomfördes under senvintern och våren då ca 70% av personbilarna var utrustade med dubbdäck, vilket ökar slitaget väsentligt. Sothalterna är alltså betydligt bättre mätt på avgaspartiklarna jämfört med PM10 och PM2.5 halterna.

Vid mätningarna i Söderledstunneln (1999) erhöles en emissionsfaktor för totalkol på ca $19 \text{ mg}/\text{fkm}$ (Kristensson et al., 2003), vilket är mycket nära den som vi fått för Vallstanäs. Visserligen skiljer sig trafikförhållandena ganska mycket – högre hastigheter längs motorvägen vilket bör ge högre utsläpp där jämfört med Söderledstunneln, men samtidigt har troligen fordonsparkens utsläpp sjunkit sedan 1999.



Figur 14. Sot och NOx halter intill motorvägen mellan Stockholm och Arlanda.

5. Bidrag från olika källor till halter av organiska luftföroreningar i Lycksele och Växjö samt kemisk massbalans av aerosolen

Inom BHM genomfördes två olika fältkampanjer med detaljerade kemisk och fysikaliska mätningar av partiklar. Dessa data är intressanta ur ett flertal synpunkter. Dels ur allmän kartläggningssynpunkt för att kvantifiera halterna av olika ämnen vars hälso- och miljöeffekter kan vara viktiga. Dels för att förbättra förståelsen för vilka atmosfäriska processer som är avgörande för spridning, kemiska och fysiska förändringar av partiklarna under transporten samt deposition. Vidare erhålls en ytterligare förståelse av olika källors bidrag till partikelhalterna.

I detta avsnitt har vi genomfört en fördjupad utvärdering av alla kemiska mätdata avseende oorganiska och organiska ämnen från kampanjerna i Lycksele 2002 och Växjö 2003. Förnyad käll-receptor modellering har genomförts där även vissa organiska ämnen tagits med i beräkningarna. Vi har också genomfört en massbalansstudie för partiklar baserat på mätdata från kampanjerna i Lycksele 2002 och Växjö 2003. Genom att jämföra resultaten från den kemiska massbalansen med källtilldelningen erhållen med käll-receptormodelleringen erhålls ytterligare bekräftelse på att kvantifieringen av källorna är korrekt.

Av Tabell 2 och Tabell 3 framgår att en rad organiska och oorganiska ämnen analyserats. Tidsupplösningen har varierat från 1 timme till en vecka. Massbalansberäkningen görs för ett medelvärde över hela perioden. Resultaten från analyserna samt metoder etc framgår av slutrapporterna från Omgivningsluftsklustret (www.itm.su.se/bhm). I vissa fall har samma ämnen analyserats med olika metoder. Så var t ex fallet med kalium som både analyserades med PIXE (av Lunds universitet) och med jonkromatografi (av IVL Göteborg).

Tabell 2. Partiklars kemiska egenskaper (exklusive organiskt innehåll)

	Parametrar	Metod	Tidsupplösning	Platser	Antal prov
ITM/LTH	Sot	Differentiell ljusabsorbtion	1 minut	Mobil (Lycksele) 1 fast mätplats (Växjö)	Kontinuerligt under kampanjen
LTH	Grundämnen Metaller	Filter (grova och fina partiklar) + PIXE	12 timmar	1 fast mätplats	120 per mätkampanj per fraktion
IVL	Huvud Komponenter	Filterpack (EMEPmetod)	Dygn	2 per mätkampanj	120 per mätkampanj
CTH	"Black smoke"	Ljusreflektion	24 timmar	1 fast mätplats	kampanj
CTH	Grundämnen och joner inklusive huvudkomponenter	EDXRF, TXRF	24 timmar	1 fast mätplats	kampanj

Tabell 3. Semivolatila ämnen (inklusive organiska partikelbundna ämnen) + volatila ämnen och gaser.

	Parametrar	Metod	Tidsupplösning	Platser	Totalt antal prov per mätkampanj
ITM/LU	VOC (C6-C20), PAH (50 st), ketoner, aldehyder	Adsorbenttrör + GC/MS	3 – 6 timmar	2 Fasta	200
CTH	SO ₂	Pulsad fluorescens	10 minuter 15 minuter	2 Platser	Ca 3000
CTH	NO NO ₂	Chemiluminiscens	10 minuter	1 Plats	Ca 5000
IVL	VOC aromater, Butadien PAH, 25st Fenoler Levoglocosan	Diffusiv provtagning Adsorbent HVS- GCGC/MS,	Vecka Dygn Dygn	Bakgrund 2 2	10 100 40

Det är väl känt att flera av de analyserade metallerna och halvmetallerna härrör från jordskorpan. Man kan därvid med stor säkerhet anta att de förekommer till stor del i form av metalloxider i olika mineraler (Andrews et al., 2000). Man antar att ämnena i dessa mineralpartiklar består av SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, TiO₂, CaO and K₂O. Masskoncentrationen kan därvid beräknas som:

$$2.14*[Si] + 1.89*[Al] + 1.43*[Fe] + 1.67*[Ti] + 1.4*[Ca] + 1.2*[K]$$

Hakparenteserna, [], anger koncentrationerna av ämnena. Summan av dessa oxider utgör en stor del av de partiklar som kommer från uppvirvling och direktemission vid slitage av vägbanor. Den här metoden tenderar dock att underskatta bidraget från resuspension av partiklar. Andrews et al. (2000) fann att ca 50-90% av den totala partikelmassan som kommer från resuspension av jordstoft och vägdamm kunde kvantifieras med dessa oxider.

5.1 Forsdala, Lycksele, 2002

Av Tabell 4 framgår halterna av olika metaller samt beräknade halter av metalloxider. Aluminiumhalten mättes inte utan har uppskattats utifrån Al/Si kvoten i jordskorpan enligt (Taylor & McLennan, 1995). SiO₂ står för nästan hälften av massan av alla metalloxider. Därefter kommer Mn, Al, och Fe. Den totala metalloxidhalten blir 0,49 ug/m³. Vägslitaget består dessutom av en liten del bitumen (några enstaka procent) samt att vissa metaller förekommer som karbonater. Dessutom fattas några ämnen. För kalium har vi antagit att 20% förekommer som oxid och resten i form av sulfat (vilket kan antas vara den huvudsakliga formen av kalium vid vedförbränning).

Tabell 4. Halter av olika metaller samt beräknade halter av metalloxider, Forsdala, Lycksele 2002. (PIXE analyser)

Grundämne	Koncentration av ämnet ng/m ³	Koncentration Av oxider ug/m ³	% oxid av totala mängden oxider
Si	98,9	0,21	43
Ca	19,9	0,028	5,6
Ti	1,78	0,0030	0,6
V	1,15	0,0015	0,3
Cr	1,31	0,0017	0,3
Mn	1,77	0,0983	20
Fe	24,2	0,0346	7,0
Ni	0,505	0,0006	0,1
Cu	1,16	0,0015	0,3
Zn	17,3	0,0215	4,4
As	0,746	0,0009	0,2
Br	0,896	0,0011	0,2
Rb	0,985	0,0012	0,2
Pb	1,85	0,0020	0,4
Al	31,0	0,0587	12
K	118	0,028 ^a	5,7
Metalloxider summa		0,49	100

^a Antog att 20% av kaliumet är i form av oxiden enligt Andrews et al. (2000).

I Tabell 5 ges en sammanställning av halterna av alla ämnesgrupper samt vissa enskilda komponenter som analyserats. För organiskt och elementärt kol har vi antagit att sammansättningen är sådan att den totala kolhalten skall multipliceras med 1,4 för att få totala massan av alla ingående komponenter i det organiska kolet (p g a förekomsten av väte, syre och kväve i de organiska ämnena, utöver kolet som analyseras i form av CO₂). Av

tabellen framgår att den största delen av massan (nästan 40%) består av organiska ämnen och elementärt kol. Nu får man förmoda att levoglukosan, PAH och fenolerna ingår i det organiska kolet, som alltså erhållits genom att förbränna partiklarna vid 360°C (metodbeskrivningar finns i Johansson et al., 2004).

Sulfat, nitrat och ammonium utgör tillsammans ca 15%. Mätningarna i Lycksele visade på mycket kraftiga variationer i halterna av partikelbundet nitrat och ammonium (Johansson et al., 2004). Det är oklart vad dessa höga värden beror på. De uppmätta halterna av total nitrat och ammonium (summa gas och partiklar) i Lycksele var betydligt högre än vad som förekom vid svenska bakgrundsstationer under samma period (EMEP-data). Vid Bredkålen, den nordligaste EMEP-stationen, var medelvärdena av nitrat och ammonium 0.54 µg/m³ respektive 0.15 µg/m³. Detta kan jämföras med Lycksele där medelhalterna av nitrat var 6.8 µg/m³ och 7.9 µg/m³ och av ammonium 2.9 µg/m³ och 1.3 µg/m³. I Tabell 5 redovisas medianhalterna av ammonium och nitrat; 0,11 respektive 0,27 µg/m³. För dessa ämnen har vi valt att använda medianhalterna istället för medelhalterna för beräkningarna i denna studie.

Metalloxiderna utgör ca 8%. Den totala summan av de kemiskt bestämda partikelbundna ämnena blir då 4,6 µg/m³ vilket bara är 65% av den totala PM2.5 halten uppmätt med TEOM. Ämnen som kan tänkas fattas är karbonater, dels från förbränning av biobränslen, dels från uppvirvling från marken. En del av PM2.5 massan kan eventuellt vara vatten som är bundet till salter eller andra ämnen. Stor osäkerhet råder också i bestämningen av organiskt och elementärt kol samt i nitrat och ammoniumvärdena som diskuteras ovan. Det är mycket intressant att konstatera att levoglukosanhalt utgör en mycket stor del av total mängden organiskt material. Levoglukosan är ju ett socker som kommer enbart från förbränning av cellulosa.

Tabell 5. Summan av olika partikelbundna komponenter i Forsdala, Lycksele, jan – mar 2002.

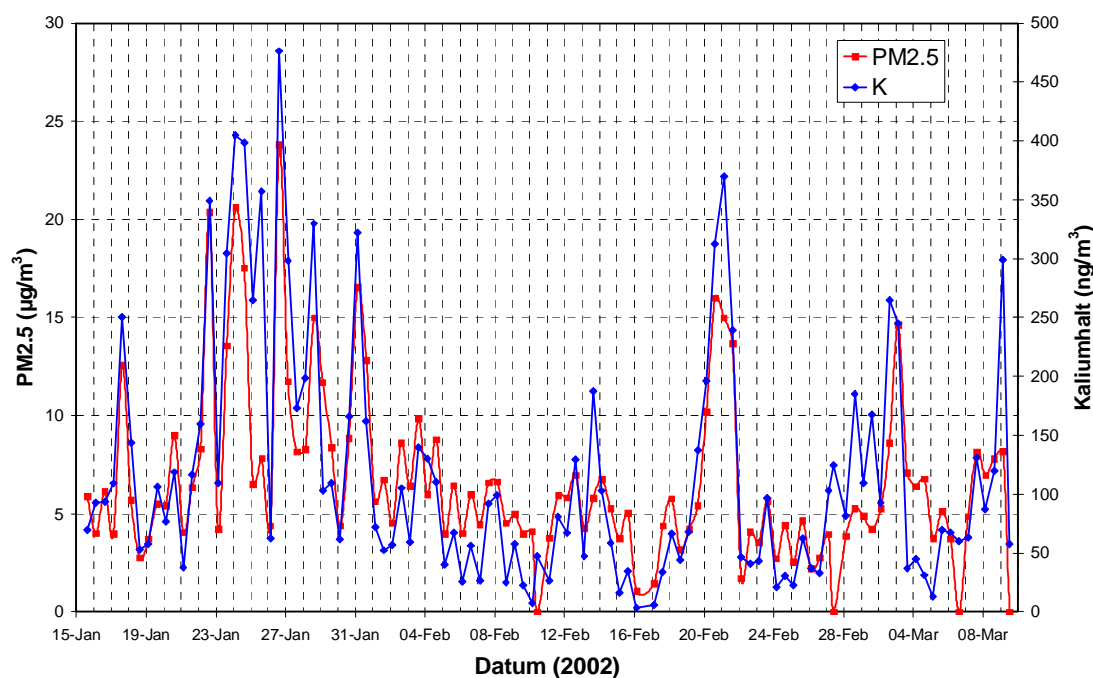
Ämne	Halt µg/m ³
Metalloxider	0,49
Klor	0,14
Sulfat, SO ₄	0,67
Nitrat, NO ₃	0,27
Ammonium, NH ₄	0,11
Mg	0,02
Na	0,17
Organiskt och elementärt kol ^a	2,6
PAH ^b	0,058
Levoglukosan ^b	0,81
Fenoler ^b	0,094
Summa	4,6

^a Eftersom detta har mätts genom att kolet förbränts till koldioxid, har värdet multiplicerats med 1,4 (se texten)

^b Dessa ämnen ingår som en del i det organiska kolet.

Med ett antal antaganden kan man fördela ämnena på olika källor. Metalloxiderna härrör till stor del från lokala trafiken (slitage av vägbanor och kanske även bromsbelägg). Vedeldning ger typiskt upphov till utsläpp av grundämnen som K, S, Cl, och Rb. Att en stor

del av kaliumhalterna beror på vedeldning framgår dels av källreceptorberäkningarna (Hedberg et al., 2004; bilaga 1), dels i Figur 15 som visar samvariationen mellan partikelhalterna och kaliumhalterna i det bostadsområde där vedeldningen var huvudsaklig källa till partikelhalterna. I utsläpp från vedeldning släpps kalium ut som kaliumsulfat eller kaliumklorid. Andra ämnen som kommer från vedeldningen är levoglukosan, fenolerna och en del av PAH-erna. Klor, natrium och magnesium kan även komma intransporterat från havsområden. En stor del av svavlet och det organiska materialet samt det mest nitraterat och ammonierat kommer in via långdistanstransporten.



Figur 15. Halterna av kalium uppmätta i Forsdala med PIXE-metoden jämförda med PM2.5 halterna (från Johansson et al., 2004).

5.2 Teleborg, Växjö, 2003

Av Tabell 6 framgår halterna av olika metaller samt beräknade halter av metalloxider i Teleborg, Växjö. Precis som för Lycksele står SiO_2 för största delen, i detta fall drygt 40% av massan av alla metalloxider. Därefter kommer även i Växjö Mn, Al, och Fe. Den totala metalloxidhalten blir drygt $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket är något högre än i Lycksele.

I Tabell 7 ges en sammanställning av halterna av alla ämnesgrupper samt vissa enskilda komponenter som analyserats. Av tabellen framgår att den största delen av massan, totalt nästan 70%, består av nitrat, sulfat och ammonium. I Lycksele utgjorde dessa ämnen endast 15%. Knappt 20% består av organiska ämnen och elementärt kol; i Lycksele var denn andel nästan 40%.

Metalloxiderna utgör i Växjö ca 13%, vilket är ungefär samma andel som i Lycksele. Den totala summan av de kemiskt bestämda partikelbundna ämnena blir då knappt $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket är ungefär samma som uppmätts som PM10. Precis som i fallet med Lycksele råder stor osäkerhet i bestämningen av organiskt och elementärt kol.

Man kan konstatera att levoglukosanhalten utgör betydligt mindre andel av den total mängden elementärt och organiskt material i Växjö, knappt 6% jämfört med i Lycksele där

andelen var hela 30%. Levoglukosan är ju ett socker som kommer enbart från förbränning av cellulosa, vilket indikerar att vedeldningsbidraget till partikelhalterna i Växjö är betydligt mindre än i Lycksele. De totala halterna av levoglukosan och PAHer är också betydligt lägre i Växjö. Däremot är halterna av fenoler högre i Växjö, vilket indikerar att dessa ämnen har helt andra källor än vedeldning.

Tabell 6. Halter av metaller och beräknade halter av metalloxider vid Teleborg, Växjö, 2003.

Metall	Metallhalt ng/m ³	Metalloxidhalt µg/m ³	Andel av totala oxidhalten
Al	246	0,4649	22%
Si	445	0,9523	44%
K	215	0,2150	10%
Ca	50	0,0700	3,2%
Ti	8,13	0,0136	0,6%
V	3,43	0,0045	0,2%
Cr	1,26	0,0016	0,1%
Mn	4,02	0,2232	10%
Fe	107	0,1530	7,1%
Ni	1,69	0,0022	0,1%
Cu	2,5	0,0031	0,1%
Zn	27,6	0,0344	1,6%
Ga	0,64	0,0000	0,0%
As	2,38	0,0029	0,1%
Se	0,81	0,0000	0,0%
Br	5,93	0,0071	0,3%
Rb	2,05	0,0024	0,1%
Pb	9,47	0,0102	0,5%
Summa	1133	2,16	100

Tabell 7. Summan av olika partikelbundna komponenter i Teleborg, Växjö, jan – mar 2003.

	MEDEL
NH ₄	2,20
NO ₃	5,22
SO ₄	4,02
Klor	0,26
OC	2,77
EC	0,307
<i>Summa PAH</i>	<i>0,021</i>
<i>Levoglukosan</i>	<i>0,19</i>
<i>Fenoler</i>	<i>0,33</i>
<i>Galactosan</i> <i>Mannosan</i>	<i>0,073</i>
Metaller metalloxider	2,16
SUMMA	16,9

6. Beräkningar av bidrag till halterna av partiklar från biomasseförbränning i Lycksele och Växjö med multivariata metoder

6.1 Sammanfattning

Syftet med beräkningarna som presenteras har varit att fastställa de olika källornas bidrag till PM-halterna samt se om det finns lämpliga "tracers" för vedeldning.

Detta arbete har lett fram till ett manus som kommer att skickas in för vetenskaplig publicering. Här ges en kort sammanfattning på svenska:

Käll-receptorberäkningar med PMF (Positive Matrix Factorisation; Paatero & Tapper, 1994) baserat på 17 olika grundämnen mätta i Forsdala i Lycksele kunde identifiera 6 olika källor. Bidragen till PM_{2.5}-halterna beräknades både genom multipel linjär regression (MLR) mot de olika källorstyrkorna, samt genom att ta med PM_{2.5} direkt i PMF-modellen. Skillnaden mellan dessa två tillvägagångssätt är främst att MLR ger ett icke-förklarat bidrag till PM_{2.5} på ca 2.5-3 µg/m³.

I Forsdala, Lycksele utgjordes det dominerande bidraget (~60%) till PM_{2.5}-halterna av vedeldningen (3-4 µg/m³). Denna källa kunde identifieras med hjälp av kalium, rubidium och zink. Långdistanstransporterade partiklar utgör drygt 20% och lokalt vägdamm 6-10%. Långdistanstransporten kunde identifieras via svavelhalterna; nästan allt svavel tillskrevs av modellen till denna källa, mindre än 1% av svavlet tillskrevs vedeldningen. Det lokala vägdamm identifierades med hjälp av titan, kalcium, mangan och järn, som alla är välkända ämnen i jordskorpan.

I Forsdala mättes också halterna av levoglukosan som är ett socker som enbart bildas vid förbränning av cellulosa. Om andelen levoglukosan av de totala partikelhalterna i vedeldning är känd och kan antas vara konstant så kan bidraget från vedeldningen till PM_{2.5}-halterna beräknas direkt, oberoende av andra mätningar och beräkningar. Levoglukosanhaltarna uppvisade mycket hög korrelation ($r^2=0,75$) till vedeldningsfaktorn som beräknats med hjälp av PMF baserat på bland annat kaliumhalterna. Enligt denna beräkning skulle levoglukosan utgöra omkring 17% av den totala partikelmassan från vedeldning. Men spridningen i data är ganska stor vilket med stor sannolikhet förklaras av att andelen levoglukosan i vedrökspartiklar inte är konstant. Mätningar som också presenteras i manuset, visar att andelen levoglukosan kan variera mellan 0,3% och 22%. Variationerna kunde inte enkelt förklaras med olika förbränningsförhållanden. Detta gör det i stort sett omöjligt att använda levoglukosan som en unik tracer för att kvantifiera vedeldningens bidrag till partikelhalterna på olika platser. Alternativet att använda totalhalten av grundämnet kalium fungerar bra för Forsdala (Lycksele) där vedeldningen dominerar. I Teleborg (Växjö) bidrar även jordstoft/vägdamm till kaliumhalterna. Eftersom kalium i vedrök återfinns i form av olika vattenlösliga kaliumsalter borde en jonkromatografianalys av enbart det vattenlösliga kaliumet vara en bättre indikator för vedrök, men resultaten från Forsdala är inte helt entydiga i detta avseende. Den bästa metoden för att kvantifiera PM-bidraget från vedeldning är troligtvis en käll-receptormodellering baserat på ett flertal grundämnen, erhållna exempelvis med en PIXE-analys av filterprov som beskrivs i denna rapport. Andra tänkbara analysmetoder för multi-elementanalys är ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) och EDXRF (Energy-Dispersive X-ray Fluorescence).

I Teleborg (Växjö) mättes halterna av PM₁ (med TEOM) och inte PM_{2.5}. Istället beräknades här PM_{2.5}-halterna utifrån de uppmätta antalsstorleksfördelningarna. PMF-modeller för halterna av uppmätt PM₁ (TEOM) och uppskattat PM₁ (DMPS) samt PM_{2.5} (DMPS+APS)

visade tämligen likvärdiga resultat vad gäller källtilldelningen. I Teleborg kunde en tydlig källa urskiljas som härrör från lokal förbränning (ved, olja). Att denna källa är knuten till det lokala värmebehovet visas tydligt genom att källbidraget är starkt kopplat till utetemperaturen, och är som allra starkast för temperaturer under 0 °C. Övriga källor uppvisar inte detta beteende. Källprofilen är karakteristisk för vedeldning, men med ett tydligt bidrag från oljeeldning.

PM-bidraget från den lokala förbränningen av ved och olja i Teleborg (4-5.5 µg/m³) uppskattades till ungefär samma halter som vedeldningen i Forsdala, Lycksele (3-4 µg/m³). Å ena sidan är detta bidrag inte helt oväntat med tanke på det stora antalet vedkaminer runt mätplatsen i Teleborg. Men samtidigt motsägs detta av dels de uppskattningar som gjorts med hjälp av energiförbrukningsdata (Pettersson & Johansson, 2004), dels av den låga halten levoglukosan.

En jämförelse av PM_{2.5}-halterna i bakgrundsluft (Vavihill, Skåne och Aneboda, Småland) med PM-halterna i Växjö visar att det inte finns utrymme för starka lokala källor i Växjö. De olika PM-mätningarna i bakgrundsluft respektive Växjö är dock inte alltid helt jämförbara, och kan vara förenliga med en lokal PM-källa på 4-5.5 µg/m³. Det bidrag från långdistanstransport som käll-receptormodellerna beräknar för Teleborg är däremot klart mindre (3-4 µg/m³) än PM-mätningarna i bakgrundsluft i Vavihill och Aneboda. Även då källbidragen för jordstoft och havssalt adderas till långdistanstransportkällan (vilket ger ~5.5 µg/m³) uppnås inte PM-halterna i bakgrundsluft.

6.2 Resultat från käll-receptormodelleringen Forsdala, Lycksele

Från de uppmätta halterna av metaller i finfraktionen i Forsdala, Lycksele 2002 har följande källor modellerats fram med PMF (Positive Matrix Factorization):

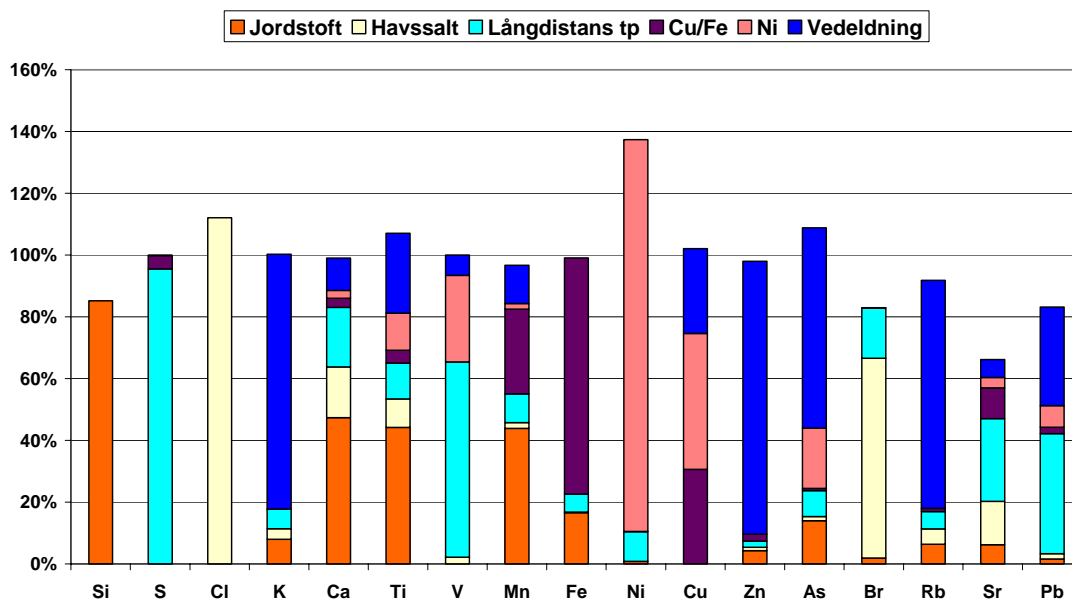
1. Jordstoft
2. Havssalt
3. Långdistanstransporterade partiklar
4. Cu/Fe
5. Ni
6. Vedeldning

Källornas sammansättning i ng/m³ redovisas i Tabell 8 och grundämnenas procentuella fördelning i Figur 16.

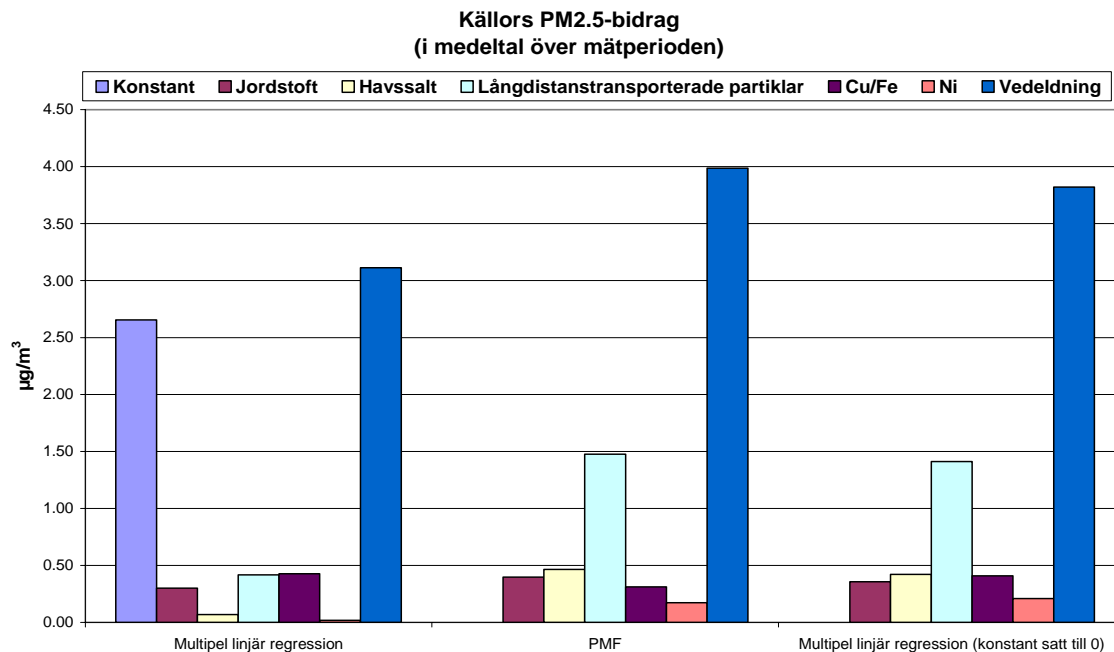
Tabell 8. Källornas sammansättning i ng/m³

	1.Jordstoft	2.Havssalt	3. Ldt p	4.Cu/Fe	5.Ni	6.Ved	Mod. massa	Uppm. massa	M/U massa
Si	17.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	17.22	20.22	85%
S	0.01	0.00	197.51	9.00	0.01	0.03	206.58	206.72	100%
Cl	0.00	91.52	0.00	0.00	0.00	0.00	91.53	81.66	112%
K	9.71	4.17	7.69	0.01	0.03	100.17	121.78	121.45	100%
Ca	9.52	3.29	3.88	0.59	0.51	2.10	19.89	20.07	99%
Ti	0.54	0.11	0.14	0.05	0.15	0.31	1.30	1.21	107%
V	0.00	0.01	0.36	0.00	0.16	0.04	0.58	0.58	100%
Mn	0.79	0.03	0.17	0.49	0.03	0.22	1.74	1.80	97%
Fe	4.11	0.05	1.45	18.93	0.00	0.00	24.53	24.75	99%
Ni	0.00	0.00	0.04	0.00	0.53	0.00	0.57	0.42	137%
Cu	0.00	0.00	0.00	0.34	0.49	0.30	1.13	1.11	102%
Zn	0.77	0.20	0.36	0.39	0.00	15.76	17.47	17.84	98%
As	0.08	0.01	0.05	0.00	0.11	0.36	0.60	0.55	109%
Br	0.02	0.50	0.13	0.00	0.00	0.00	0.64	0.77	83%
Rb	0.05	0.04	0.04	0.01	0.00	0.59	0.73	0.80	92%
Sr	0.03	0.06	0.12	0.05	0.02	0.03	0.31	0.46	66%
Pb	0.03	0.03	0.68	0.04	0.12	0.56	1.46	1.76	83%

Grundämnenas procentuella fördelning i källorna



Figur 16. Grundämnenas procentuella fördelning i de olika källorna.



Figur 17. Källors PM2.5-bidrag i µg/m³.

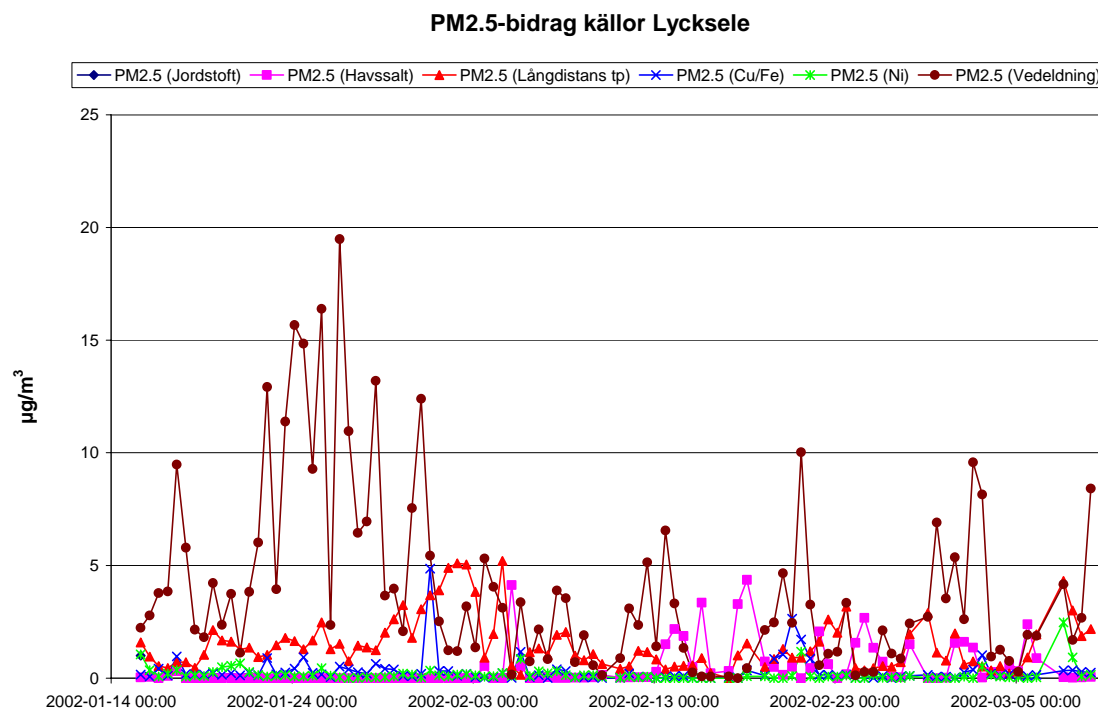
Källornas PM2.5-bidrag har beräknats på två sätt:

1. Uppmätta halter av PM2.5 har modellerats tillsammans med grundämneskoncentrationer i PMF.
2. Källornas PM-bidrag har beräknats med multipel linjär regression (MLR) efter det att källstyrkorna beräknats med PMF.

Resultatet redovisas i Figur 17. Det framgår tydligt att vedeldningskällan står för en stor andel av PM2.5-bidraget. Då man tillåter MLR att inkludera en konstant (d.v.s ett bidrag som inte kan tillskrivas en bestämd källa) blir denna relativt stor (2.66 µg/m³) och PM2.5-bidraget för källorna "långdistanstransport" och "havssalt" beskrivs dåligt. Sätts konstanten till noll i MLR blir resultatet väldigt snarlikt lösningen med PMF. En sammanställning av resultatet redovisas i Tabell 9.

Tabell 9. Källornas PM2.5-bidrag i µg/m³.

Källor	Multipel linjär regression	MLR konstant satt till 0	PMF
Konstant	2.65		
Jordstoff	0.30	0.36	0.40
Havssalt	0.07	0.42	0.46
Långdistanstransporterade partiklar	0.42	1.41	1.48
Cu/Fe	0.43	0.41	0.31
Ni	0.02	0.21	0.17
Vedeldning	3.11	3.82	3.99



Figur 18. Källornas PM2.5-bidrag över mätperioden (Forsdala, Lycksele, 2002).

Figur 18 visar hur de olika källornas bidrag till PM2.5-halterna varierar över mätperioden. Som synes dominerar vedeldningen kraftigt under den första halvan av mätkameran. Det är oklart i vilken utsträckning bidragen från havssalt och jordstoft är lokala (i form av vägsalt respektive vägslitage) eller utgör en regional bakgrund. Deras bidrag till halterna av PM2.5 är dock små i jämförelse med den lokala vedeldningen.

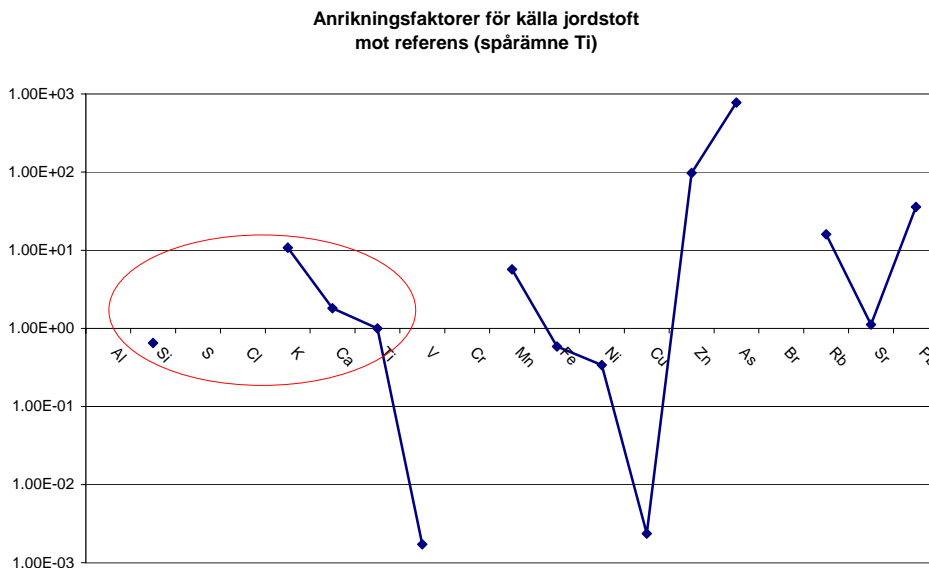
De modellerade källprofilerna har identifierats utifrån karakteristiska grundämnen för kända källprofiler och deras inbördes förhållande. Identifieringen har validerats med hjälp av anriktningsfaktorer, meteorologiska data och bakåtrajektorier. Trajektorierna har hämtats från The National Oceanic and Atmospheric Administration Air Resources Laboratory (NOAA ARL), Silver Spring, MD, USA. Principen för beräkning av anriktningsfaktorer är att man jämför det inbördes förhållandet för de olika grundämnena i en icke-validerad källprofil mot en känd referensprofil enligt följande ekvation:

$$E = \frac{C_{X,k} / C_{spår,k}}{C_{X,ref} / C_{spår,ref}}$$

- E = anriktningsfaktor för grundämnet X
- $C_{X,k}$ = koncentration av grundämne X i oidentifierad källprofil k
- $C_{spår,k}$ = koncentration av specifikt grundämne i icke validerad källprofil
- $C_{X,ref}$ = koncentration av motsvarande grundämne X i känd källprofil
- $C_{spår,ref}$ = koncentration av motsvarande specifikt grundämne i känd källprofil

6.2.1 Källa jordstoft

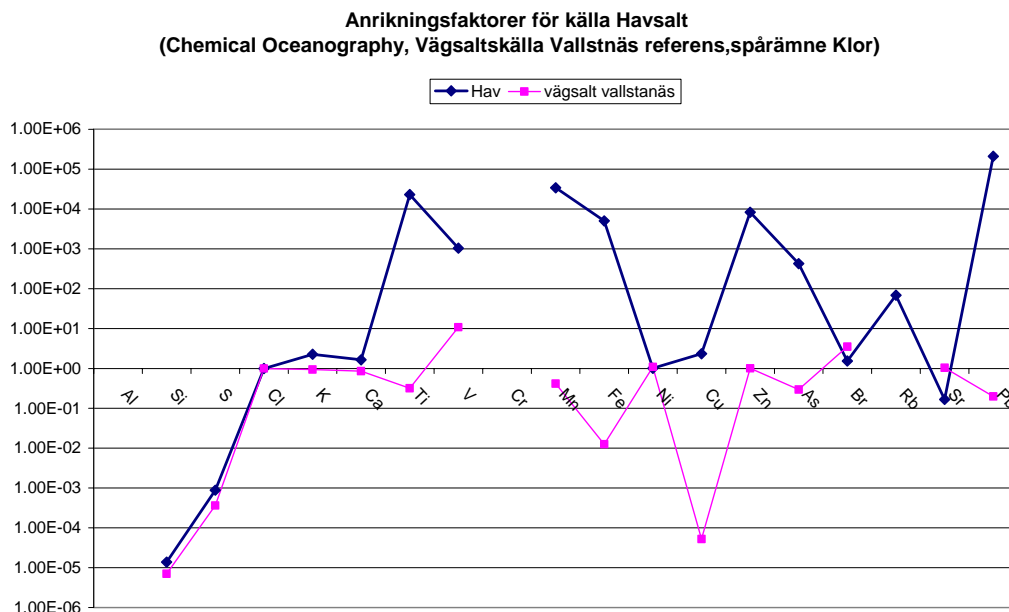
Källan karakteriseras av grundämnena kisel, kalcium, kalium, titan, mangan och järn. Identifieringen bekräftas av att anrikningsfaktorerna av dessa ämnen i jämförelse med känd jordprofil låg nära 1. Det är osäkert i vilken utsträckning denna källa härrör från vägslitage. De omgivande markerna var snötäckta under större delen av mätkampanjen.



Figur 19. Anrikningsfaktorer för källa jordstoft (Stuart et al..1985).

6.2.2 Källa havssalt

Källan karakteriseras av en hög koncentration av grundämnet klor. Anrikningsfaktorer har beräknats mot referens för havssalt (Riley and Skirrow, 1975) och mot en modellerad vägsaltskälla från ”Bestämning av trafikrelaterade PM10-bidrag i urban miljö” (Nilsson, 2003).



Figur 20. Anrikningsfaktorer för källa havssalt (Riley and Skirrow. 1975; Nilsson, 2003).

Förhållandet mellan ett flertal huvudkomponenter i havssalt (Cl, K, Ca, Br och Sr) överensstämmer bra med referensen. Identifieringen styrks ytterligare av att bakåtrajektorierna för de tillfällen höga halter av klor uppmättes (5/2, 18/2 2002) visar att luftmassorna har sitt ursprung över Atlanten. Ett mer lokalt bidrag från vägsalt är inte troligt eftersom kommunen inte saltar gatorna i Lycksele.

6.2.3 Källa långdistanstransport

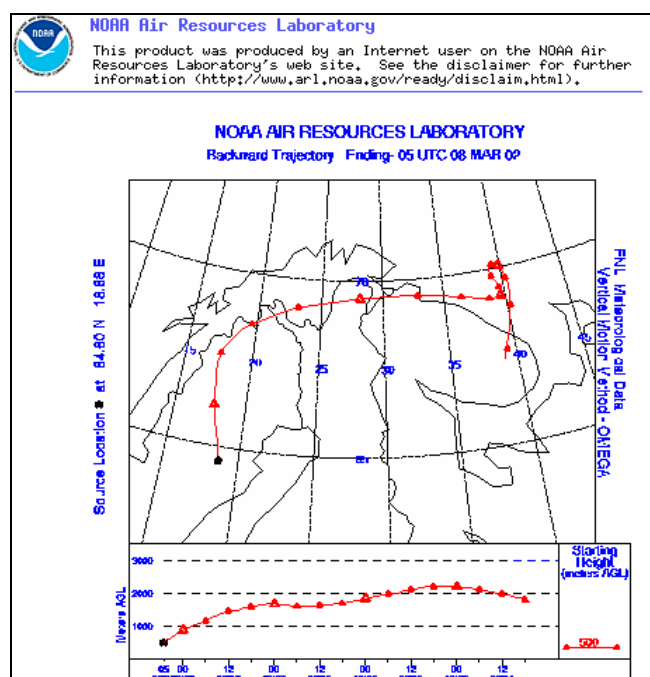
I källan dominerar svavel, vanadin och bly. Dessa grundämnen återfinns normalt i förorenade och långdistanstransporterade luftmassor. Den största källan till vanadin är oljeförbränning. Höga toppar av dessa ämnen inträffar den 2/2, 4/2 och den 7/3 2002. Vid dessa tillfällen har luftmassorna kommit från olika riktningar, från sydväst och öst samt från sydväst och riktningar3-2002 23:00 (GMT))

6.2.4 Källa Fe/Cu

Källan karakteriseras av dessa två grundämnen och bestäms framför allt av en hög topp som inträffar den 31/1-02 15:00. Då passerade luften över Rönnskärsverket innan den nådde Lycksele. Det är därför troligt att denna källa till stor del bestäms av smältverken i Rönnskär.

6.2.5 Källa Ni (nickel)

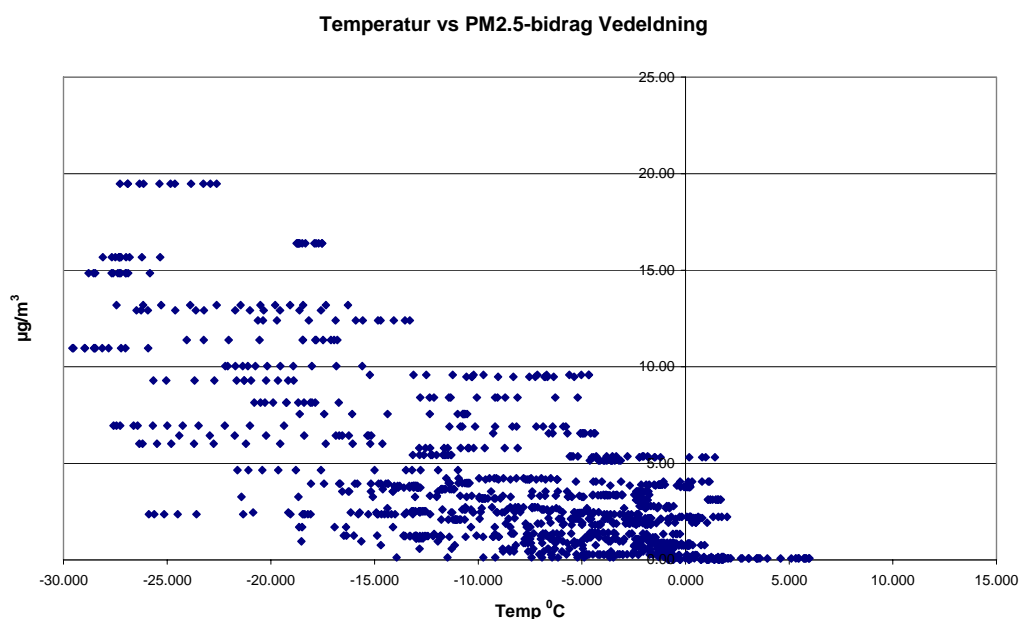
Nickel fördelas nästan enbart till denna källa och modellen beskriver de uppmätta koncentrationerna väl. Källan har sina högsta toppar den 7/3 (15:00) och den 21/2 (03:00). Tillfället runt 7-8 mars 2002 är ett skolexempel på hur det stora smältverkskomplexet i staden Nickel på Kolahalvön påverkar metallhalterna i norra Sverige (Figur 21). PM-bidraget från denna källa är trots det väldigt litet.



Figur 21. De höga nickelhalteterna vid detta tillfälle beror på nickelsmältverken i staden Nickel på Kolahalvön (Ankomst Lycksele 8/3-2002 05:00 GMT).

6.2.6 Källa vedeldning

Källan karakteriseras av grundämnena kalium, zink och rubidium. Dessa är karakteristiska för förbränning av ved. Källstyrkan är kraftigt temperaturberoende (Figur 22), med höga PM-bidrag främst när temperaturen faller under 0 °C. Detta är en mycket stark indikation på att källstyrkan är kopplat till det lokala värmebehovet. Källan kan därför knytas till vedeldning i småhusen i Forsdala-området.



Figur 22. Temperaturberoendet för PM2.5-bidraget från källa "vedeldning".

6.3 Resultat från käll-receptormodelleringen Teleborg, Växjö

Från de uppmätta halterna av metaller i finfraktionen i Teleborg, Växjö 2003 har följande källor modellerats fram med PMF (Positive Matrix Factorization):

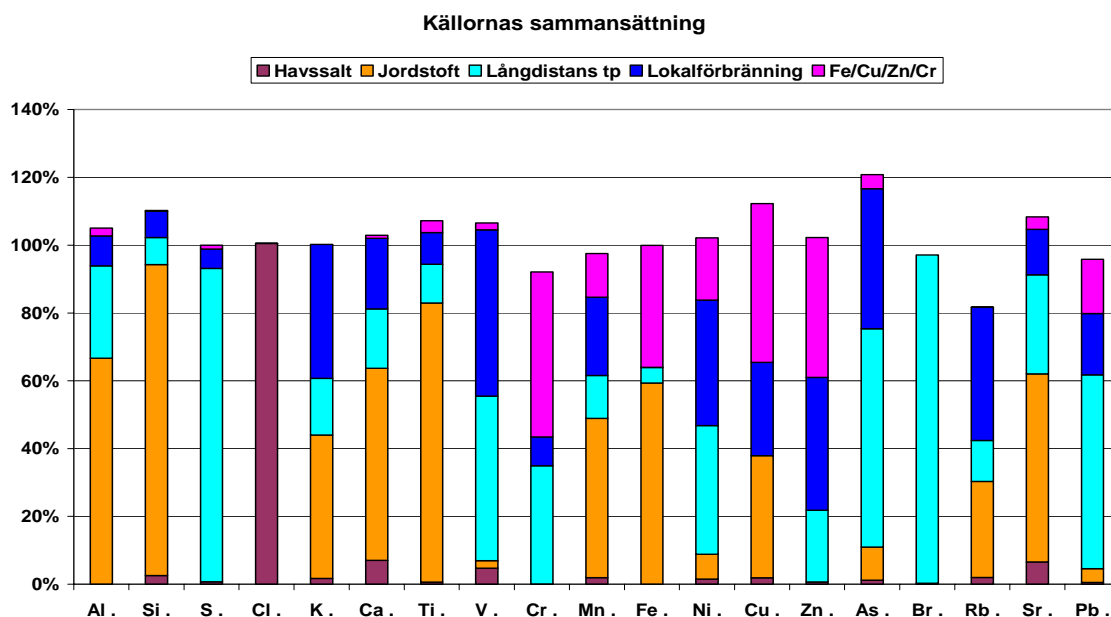
7. Havssalt
8. Jordstoft
9. Långdistanstransporterade partiklar
10. Lokal förbränning (ved, olja)
11. Fe/Cu/Zn/Cr.

I Figur 23 redovisas grundämnenas procentuella andel i varje källa i ett stapeldiagram. I diagrammet ser man tydligt vilka grundämne som är karakteristiska i de olika källorna.

Det bör noteras att källan "lokal förbränning" inte är en "ren" vedeldningskälla, utan den innehåller även ett bidrag från (lokal) oljeförbränning. Denna tolkning baseras på att modellen lägger in vanadin och nickel i ett förhållande som är typiskt för oljeförbränning (Swietlicki, 1989). Modellen kan inte separera ut oljebidraget, vilket tyder på att det är en samvariation i tiden mellan två källor ved och olja.

Tabell 7: Källornas sammansättning i Teleborg, Växjö, 2003 (ng/m³).

(ng/m ³)	Havssalt	Jordstoft	Långdistans t p	Lokal förbränning	Fe/Cu/Zn/Cr	Modellerad massa	Uppmätt massa	Modellerad/ Uppmätt massa
Al	0.00	153.97	62.80	20.35	5.35	242.5	230.9	105%
Si	10.51	377.97	32.90	31.92	0.95	454.2	412.1	110%
S	15.82	0.03	1982.49	121.34	25.47	2145.1	2145.3	100%
Cl	110.23	0.00	0.00	0.00	0.00	110.2	109.6	101%
K	3.77	93.64	37.12	87.50	0.02	222.0	221.5	100%
Ca	3.79	30.46	9.42	11.16	0.50	55.3	53.8	103%
Ti	0.05	6.95	0.96	0.78	0.30	9.0	8.4	107%
V	0.13	0.06	1.33	1.35	0.06	2.9	2.8	107%
Cr	0.00	0.00	0.32	0.08	0.45	0.8	0.9	92%
Mn	0.09	2.17	0.58	1.07	0.60	4.5	4.6	98%
Fe	0.00	63.47	4.89	0.01	38.54	106.9	106.9	100%
Ni	0.03	0.13	0.68	0.67	0.33	1.8	1.8	102%
Cu	0.05	0.96	0.00	0.74	1.25	3.0	2.7	112%
Zn	0.18	0.00	5.85	10.81	11.41	28.3	27.6	102%
As	0.02	0.16	1.09	0.70	0.07	2.0	1.7	121%
Br	0.01	0.00	3.59	0.00	0.00	3.6	3.7	97%
Rb	0.03	0.40	0.17	0.55	0.00	1.2	1.4	82%
Sr	0.05	0.45	0.23	0.11	0.03	0.9	0.8	108%
Pb	0.05	0.41	5.75	1.82	1.61	9.6	10.1	96%

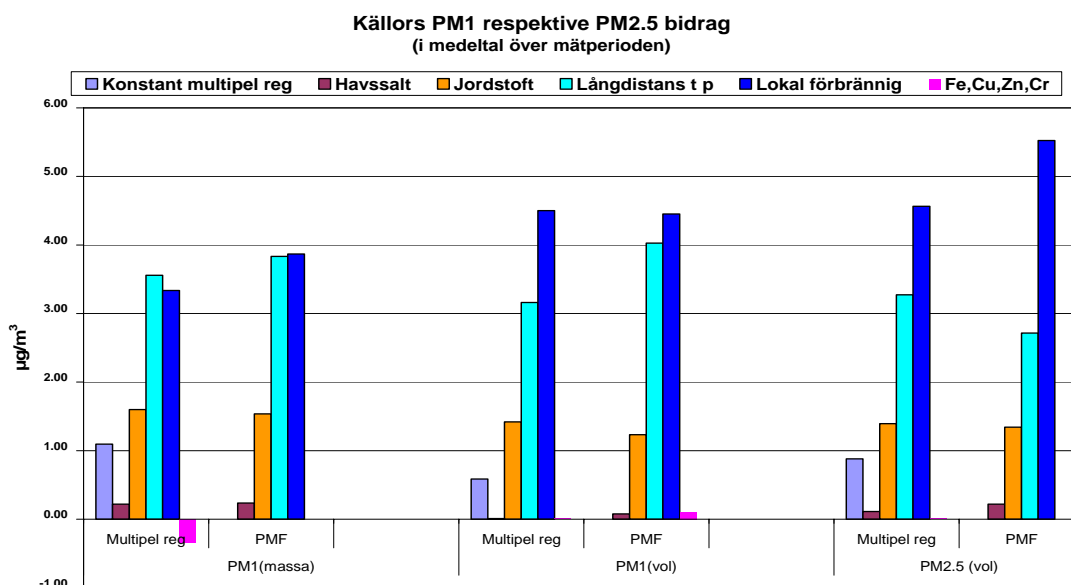


Figur 23. Grundämnenas procentuella fördelning i de olika källorna.

Uppmätta halter av PM1 i Teleborg (TEOM) och beräknade halter av PM1 och PM2.5 från två instrument som mäter antalsstorleksfördelningar (DMPS och APS) har använts för att beräkna källornas PM-bidrag. Detta har gjorts med följande teknik:

3. De olika PM-storlekarna har modellerats tillsammans med grundämneskoncentrationer i PMF.
4. Källornas PM-bidrag har beräknats med multipel linjär regression och källstyrkan för de modellerade källorna.

Här har antalsstorleksfördelningarna omräknats till total partikelvolym, för att sedan multiplicerats med densiteten (här 1 g/cm³) för att erhålla partikelmassan. Resultatet redovisas i Figur 24.



Figur 24. Källornas bidrag till halterna av PM1 och PM2.5 i µg/m³ i medeltal över mätperioden. Här betecknar "massa" TEOM-mätningar, och "volym" data från DMPS och APS.

Av diagrammet framgår klart att de källor som står för merparten av PM-bidraget i finfraktionen är lokal förbränning och långdistanstransporterade partiklar. Att resultatet för PM1(massa) och PM1(volym) inte är helt överensstämmande kan beror på att i modelleringen med PM1(massa) har 71 prov använts, jämfört med 80 prov för PM1(volym) och PM2.5(volym). PM1(volym) och PM2.5(volym) är baserad på 10 minuters data från DMPS och APS.

PM-bidraget för källa jordstoft är ganska litet under mätperioden. Källans bidrag för de olika PM-halterna ligger i genomsnitt på 1.4 µg/m³. Källorna havssalt och Fe/Cu/Zn/Cr bidrag under mätperioden är försumbart. Konstanten d.v.s den halt som multipel regression inte kan förklara är i genomsnitt 0.85 µg/m³. En sammanställning av resultatet redovisas i tabell 8.

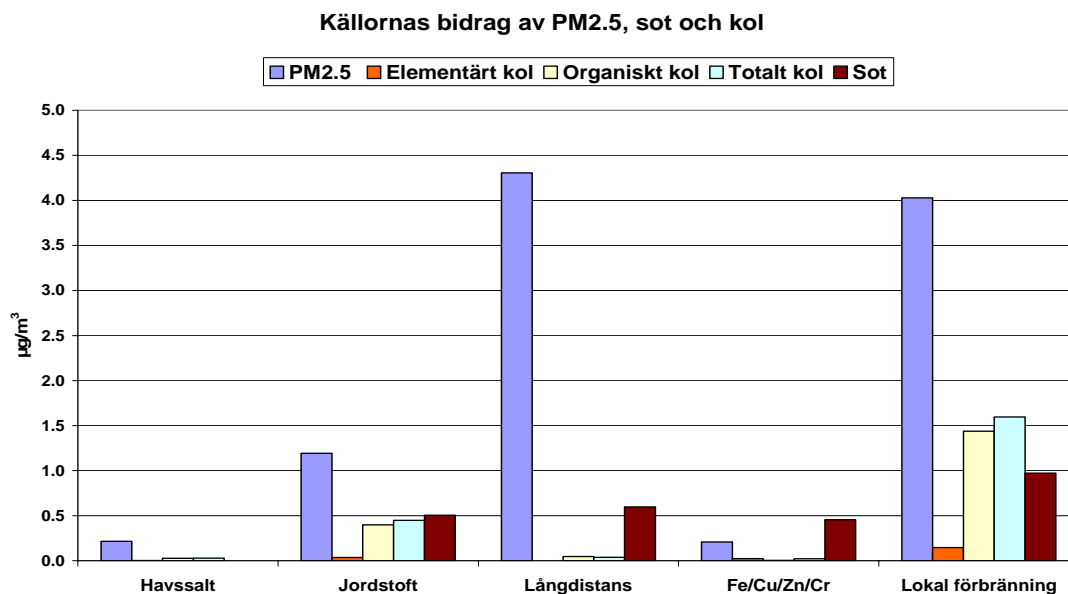
Tabell 8: Källornas PM-bidrag i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beräknat med Multipel linjär regression respektive PMF.

Källor	PM1 (massa)		PM1 (volym)		PM2.5 (volym)	
	MLR	PMF	MLR	PMF	MLR	PMF
Konstant	1.10		0.59		0.88	
Havssalt	0.22	0.24	0.01	0.08	0.11	0.22
Jordstoft	1.60	1.54	1.42	1.24	1.40	1.34
Långdistans t p	3.56	3.84	3.16	4.03	3.27	2.71
Lokal förbrännig	3.34	3.87	4.50	4.45	4.56	5.52
Fe/Cu/Zn/Cr	-0.34	0.00	0.01	0.10	0.01	0.00

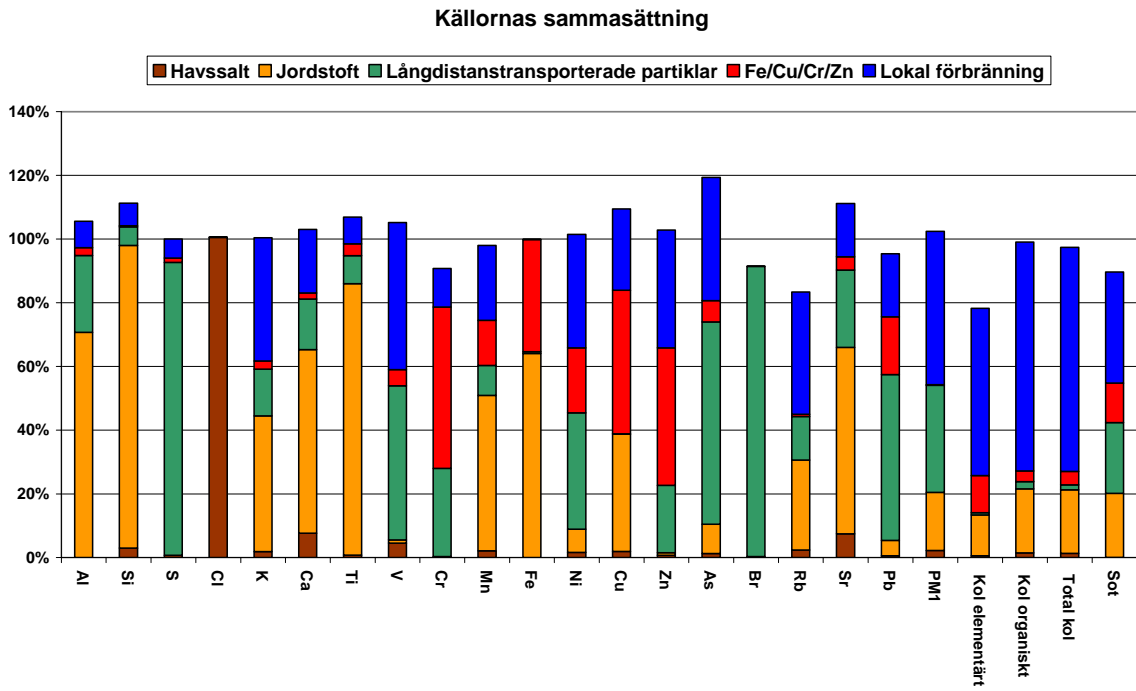
Elementärt kol, organiskt kol och sot-data har också modellerats i PMF tillsammans med grundämneskoncentrationer och PM2.5(volym). Jämfört med modelleringen med enbart PM2.5(volym) där 80 prov användes, har i denna modellering 75 prov använts. Resultatet redovisas i Figur 25.

Merparten av elementärt kol, organiskt kol och sot läggs till källa "lokal förbränning", vilket är väntat. Att en del av kolet och sot även läggs på källan "jordstoft" kan bero på att denna troligtvis till stor del härrör från trafiken. Jämfört med modelleringen med enbart PM2.5 (utan kol och sot, se figur 17) framgår också att PM2.5-bidraget för källa "lokal förbränning" blir något lägre samtidigt som bidraget för källa "långdistanstransport" ökar.

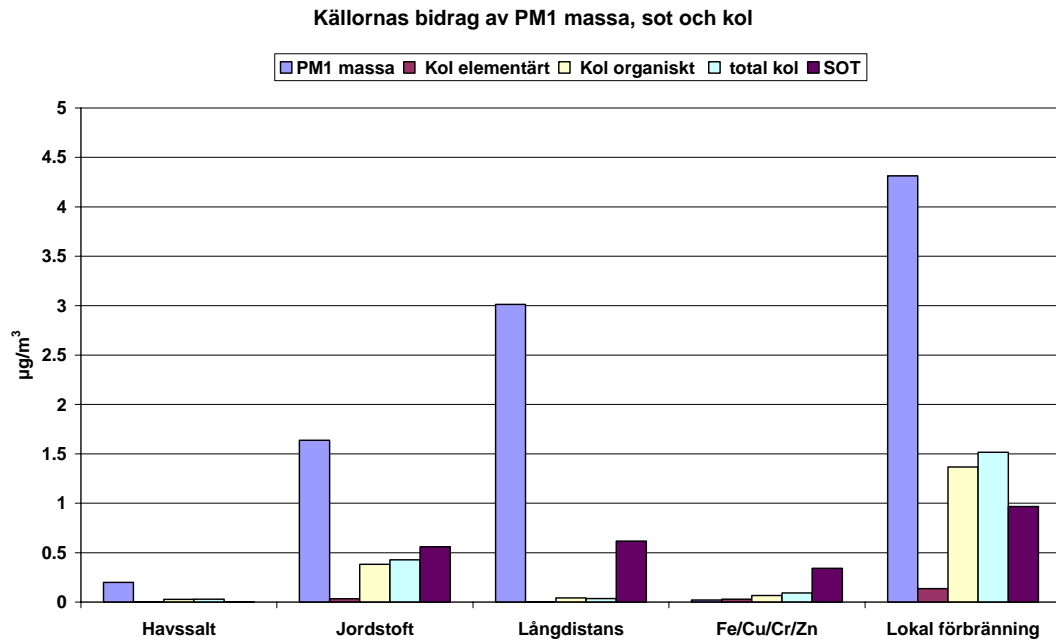
En liknande modellering gjordes även med PM1 (TEOM-data), elementärt kol, organiskt kol och sot. Källornas procentuella sammansättning (m.a.p. grundämne, PM1, kol och sot) visas i Figur 26 och källornas PM1 massa, kol och sot bidrag i medeltal över mätperioden visas i Figur 27. Jämfört med Figur 23 så framgår det att källornas grundämnessammansättning är i stort sett oförändrad.



Figur 25. Källornas bidrag av PM2.5, elementärt kol, organiskt kol, total-kol och sot i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



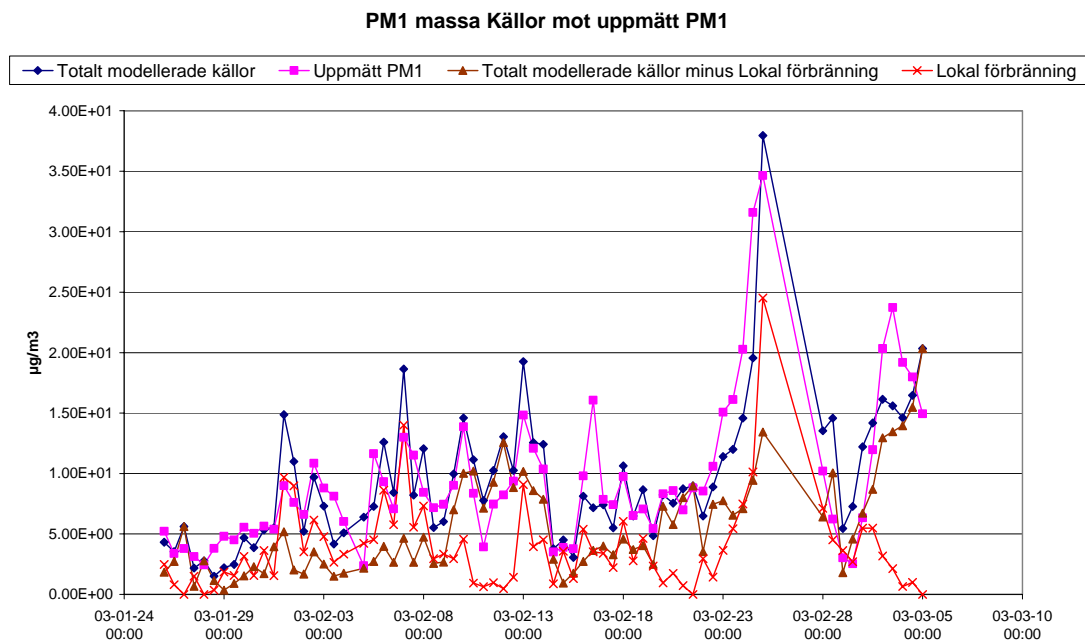
Figur 26. Källornas procentuella sammansättning (m.a.p. grundämne, PM1-TEOM, kol och sot).



Figur 27. Källornas bidrag av PM1(TEOM), kol och sot.

Då PM1 från TEOM-instrumentet användes i modellen i stället för PM2.5 (härledd från antalsstorleksfördelningarna uppmätta med DMPS och APS) så blir bidraget av kol och sot i de olika källorna detsamma, medan bidraget av PM1 massa i lokal förbränning är något högre än i motsvarande bidrag i figur 17. (Man bör ha i åtanke att modelleringen av PM1-bidraget från källan "lokal förbränning" i figur 17 inte inkluderar kol- och sot-data. När dessa tas med i PMF-modellen så omfördelas lite av PM1-bidraget för källa "långdistanstransport" till "lokal förbränning".)

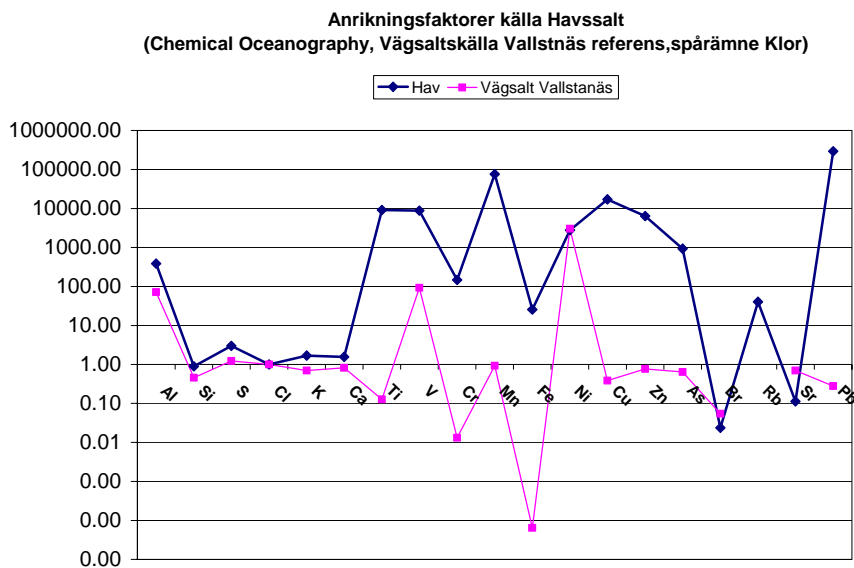
Figur 28 visar hur de olika källornas bidrag varierar över mätperioden. Summan av PM1(TEOM)-bidragen för de sex källorna beskriver de uppmätta PM1-halterna väl för de flesta 12-timmarsperioderna. Den följande diskussionen argumenterar för att endast källan "lokal förbränning" ger ett betydande lokalt PM-bidrag medan de övriga källorna härrör från källor utanför Växjö's tätort. Därför visas i Figur 28 även tidsvariationen för dessa regionala och långväga PM1-bidrag (beräknat som summan av samtliga källor som utom "lokal förbränning").



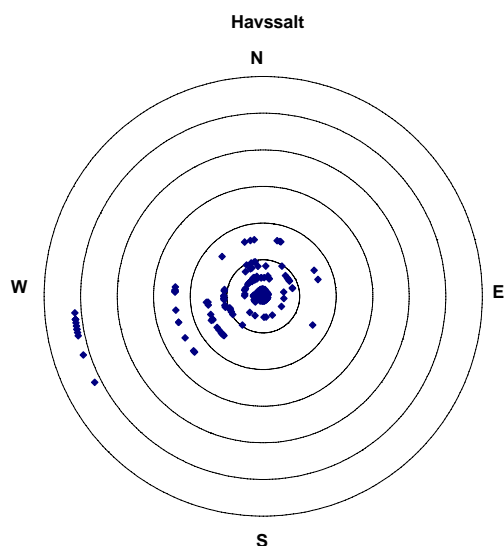
Figur 28. Totalt bidrag av de modellerade källorna mot uppmätt PM1 Teleborg, samt separat lokal förbränning och totalt bidrag av de modellerade källorna minus lokal förbränning.

6.3.1 1. Källa havssalt

Källan karakteriseras av en hög koncentration av grundämnet klor. Anrikningsfaktorer har beräknats mot referens och mot modellerad vägsaltskälla från "Bestämning av trafikrelaterade PM10-bidrag i urban miljö"(Nilsson, 2003).



Figur 29. Anrikningsfaktorer för källa havssalt (Riley and Skirrow. 1975; Nilsson,2003).

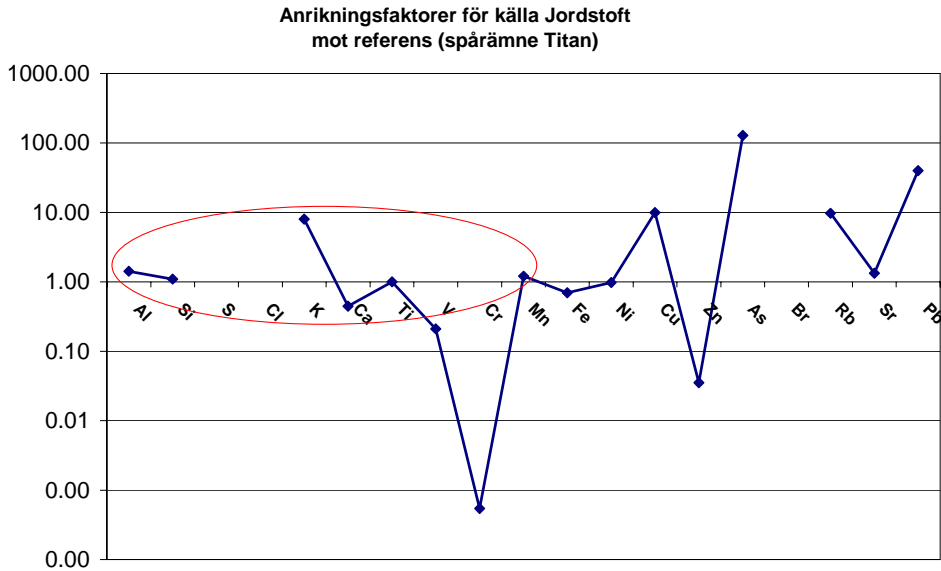


Figur 30. Källa havssalt PM2.5-bidrag (12 timmars upplösning) mot 1 timmars vindriktning. Indelningen på värdeaxeln är från 1 till 6 µg/m³.

Källprofilen för källan stämmer väl mot referensen för hav vad gäller huvudkomponenterna i havssalt, men också mot den modellerade vägsaltskällan från Vallstanäs. Ett visst bidrag från vägsalt kan inte uteslutas. Att källan trots allt till stor del är havssalt styrks när man jämför med bakåtrajektorier för de tillfällen då det har varit höga koncentrationer av klor. Detta inträffade 27/1 (provet 18:00 den 26/1 till 06:00 den 27/1) och 28/1 (provet 18:00 den 27/1 till 06:00 den 28/1). Luftmassorna hade då sitt ursprung över Atlanten med friska vindar. Att havssaltbidraget troligtvis dominerar över det lokala vägsaltbidraget för denna källa framgår också av ett polär-diagram (Figur 30) som visar källans PM2.5-bidrag för olika vindriktningar. PM2.5-bidraget från havssaltkällan var högt då det var vindarna kom från västsydväst under 12-timmersperioden.

6.3.2 Källa jordstoft

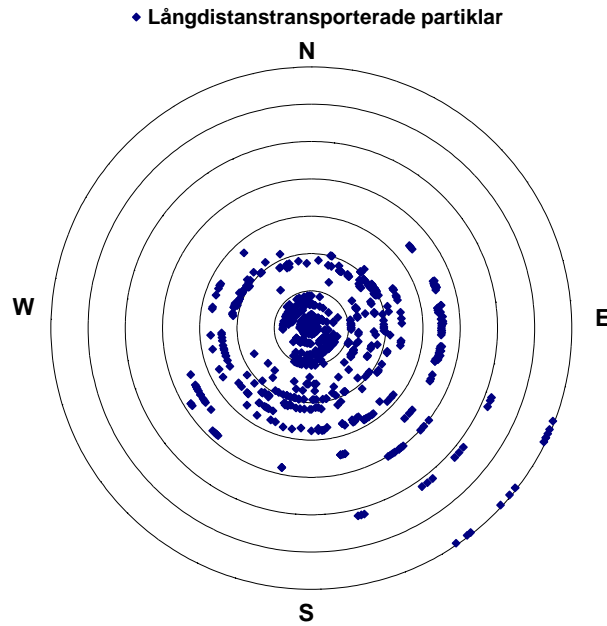
Källan karakteriseras av grundämnena aluminium, kisel, kalcium, kalium, titan, mangan och järn. Identifieringen bekräftas av att anrikningsfaktorerna av dessa huvudkomponenter i jämförelse med känd jordprofil låg nära 1 (Figur 31).



Figur 31. Anrikningsfaktorer för källa jordstoft (Ross et al.,1985).

6.3.3 Källa långdistanstransport

Källan karakteriseras av höga koncentrationer av grundämnet svavel och ett förhållande på ca 2 mellan grundämnena vanadin och nickel (oljaförbränning). Identifiering styrks genom jämförelse med bakåtrajektorier för de tillfällen då höga halter av svavel har inträffat, t ex den 5/3 och 3/3 (06:00-18:00). Luftmassorna har då sitt ursprung från sydöstra Europa och passerar över Östersjön där även fartygstrafikens utsläpp kan påverka källan. Ett polärddiagram för källans PM2.5-bidrag visar att stabila sydöstliga vindar under en 12-timmars period medför höga PM2.5-halter för källan (Figur 32).

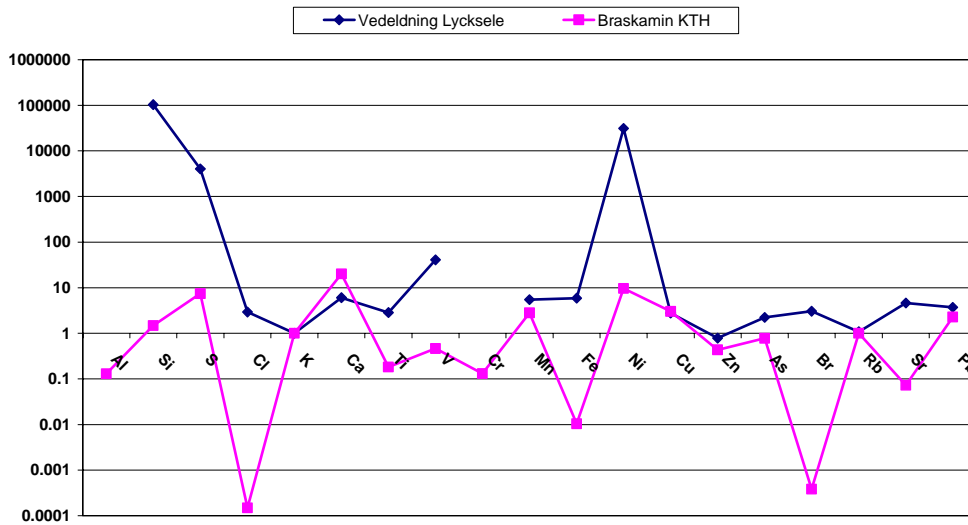


Figur 32. Källa långdistanstransporterade partiklars PM_{2.5}-bidrag (12 timmars upplösning) mot 1 timmars vindriktning. Indelningen på värdeaxel är från 2 till 14 µg/m³.

6.3.4 Källa lokal förbränning (ved, olja)

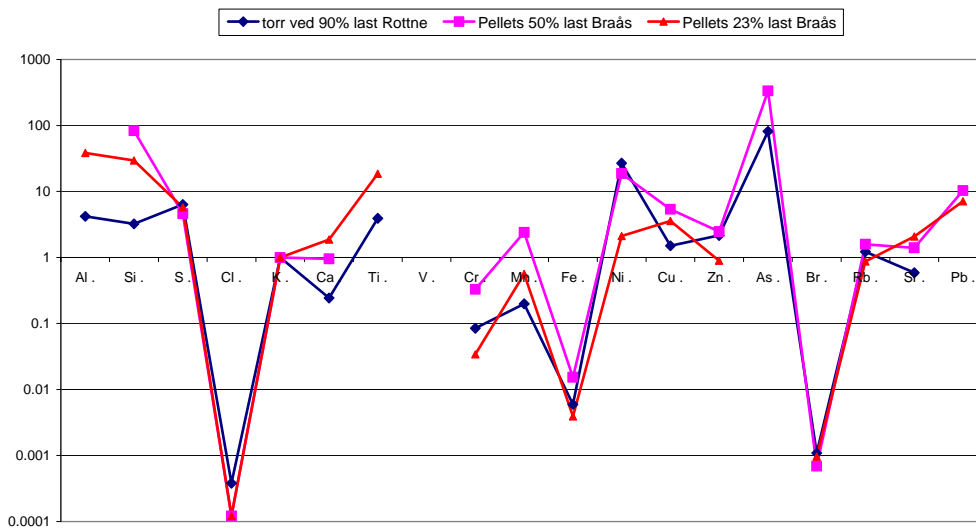
Källan karakteriseras av höga koncentrationer av grundämnena klor, kalium, zink och rubidium. Dessa gränämnen är karakteristiska för vedförbränning. Anrikningsfaktorer har beräknats för denna källa mot olika referenser. Dessa referenser är en vedeldningskälla uppskattad med hjälp av PMF-modellering baserad på data från utomhusmätningar i Forsdala i Lycksele 2002 (Johansson et al, 2004), en emissionsmätning på en björkvedseldad braskamin (Hedberg et al, 2002), samt flera emissionsmätningar på mindre och medelstora värmeverk (Szpila et al, 2004).

Anrikningsfaktorer för källa lokal förbränning, Växjö.
(Lycksele Vedeldningskälla, Braskamin KTH referens, spårämne Kalium)

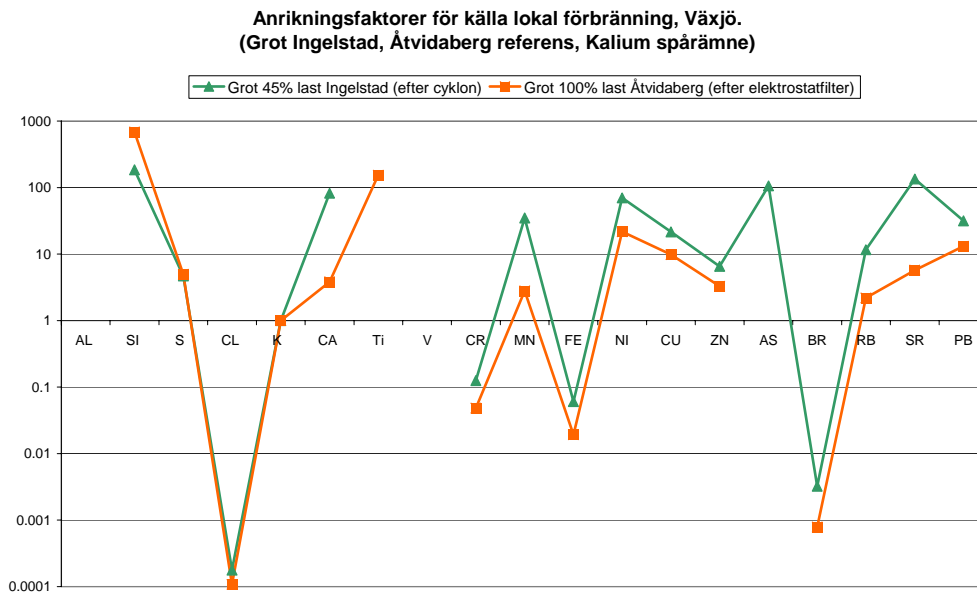


Figur 33. Anrikningsfaktorer för källa lokal förbränning, Växjö mot Vedeldningskälla, Lycksele och emissionsmätning på braskamin (Hedberg et al, 2002).

Anrikningsfaktorer för källa lokal förbränning, Växjö.
(Torr ved 90% last Rottne, pellets Braås referens, Kalium spårämne.)



Figur 34. Anrikningsfaktorer för källa lokal förbränning, Växjö mot emissionsmätning på mindre och medelstora värmeverk (Szpila, 2004).

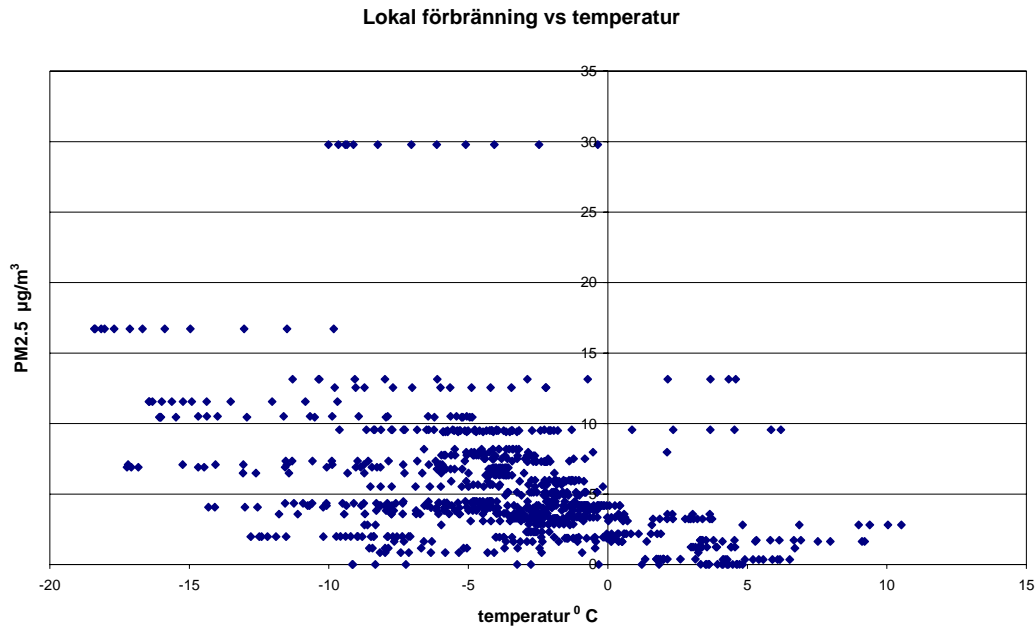


Figur 35. Anrikningsfaktorer för källa lokal förbränning, Växjö mot emissionsmätning på mindre och medelstora värmeverk; Szpila, 2004.

Som framgår av diagrammen är anrikningsfaktorn för de karakteristiska grundämnena zink och rubidium är mycket nära 1, vilket styrker identifieringen att källan till stor del är en vedeldningskälla.

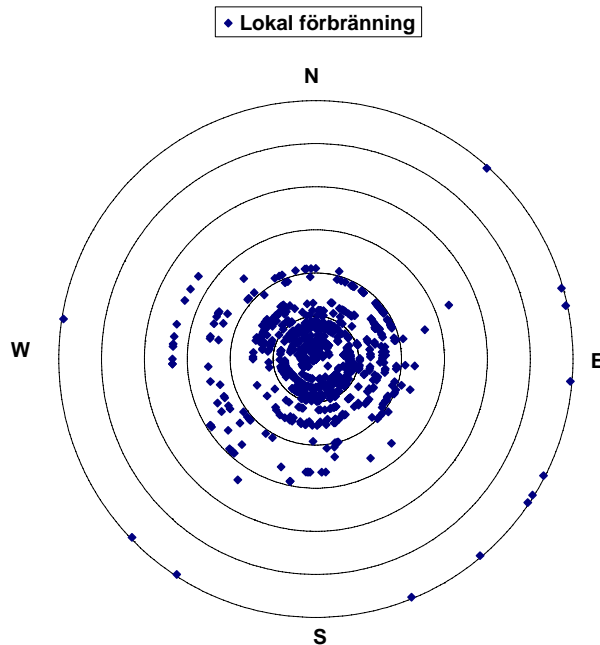
Det är värt att notera att vedkällan i Teleborg har i stort sett samma förhållande mellan kalium och klor som vedkällan från Forsdala i Lycksele. Däremot innehåller båda dessa vedkällor betydligt mindre klor i förhållande till K, Rb och Zn än de källprofiler som tagits fram genom direkta emissionsmätningar i rökgasanalerna från vedkaminer och närvärmeverk. Den troliga förklaringen är att de källprofiler som baseras på PMF-modellering av filterprov tagna i utomhusluft tilldelar huvuddelen av de uppmätta klorhalterna till en saltkälla, och inte till vedeldning. Det är känt att kaliumklorid kan fastna i form av alkalimetallavlagringar i skorstenen vid vedeldning (emissionsmätningarna gjordes direkt i rökgasanalerna), men detta torde i så fall gälla även för kaliumsulfat och zinkoxid.

Det framgår också att källan innehåller en anrikning av vanadin i jämförelse mot vedeldningskällan i Lycksele. Förhållande mellan vanadin och nickel i källan är ca 2 som indikerar på att källan "lokal förbränning" även innehåller ett bidrag från lokal oljeförbränning.



Figur 36. Källa "lokal förbränning" mot temperatur en i Teleborg, Växjö.

Att källan verkligen beror på lokal förbränning visas tydligt av att källstyrkan är kraftigt temperaturberoende (figur 26). Höga PM2.5-halter från denna källa uppkommer när temperaturen är under 0 °C under motsvarande 12-timmarsperiod. Vindriktningen spelar däremot ingen roll för källstyrkan (Figur 37), vilket är rimligt med tanke på att mätplatsen omges av hus med vedeldning i alla riktningar. Oljepannorna i Växjö ligger huvudsakligen norr om Teleborg.



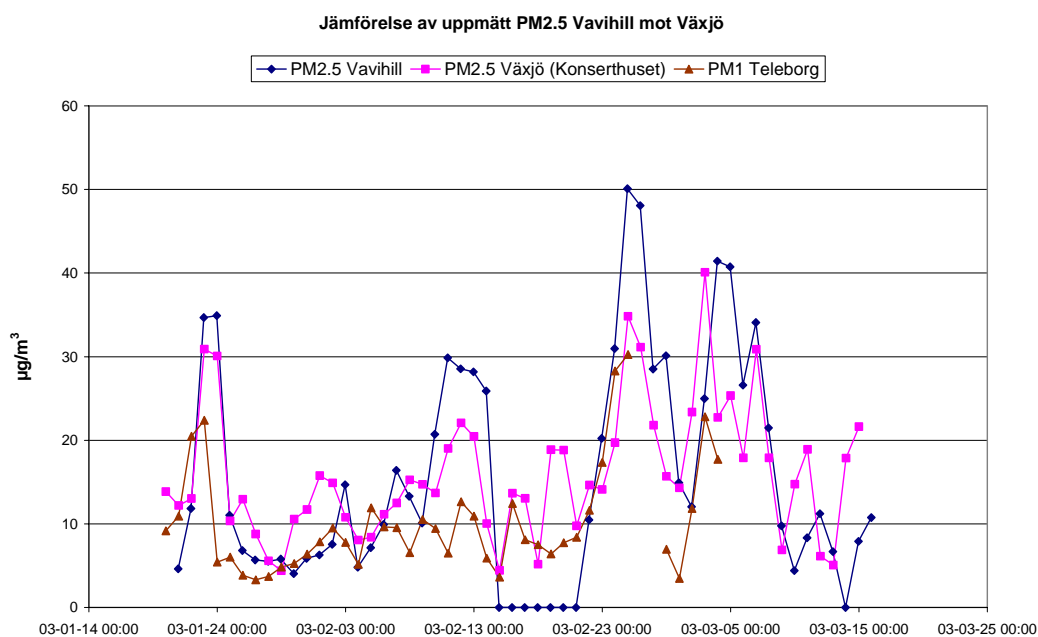
Figur 37. Källa "lokal förbränning" PM2.5-bidrag (12 timmars upplösning) mot 1 timmars vindriktning. Indelningen på värdeaxel är från 5 till 30 µg/m³.

6.3.5 Källa Fe/Cu/Zn/Cr

Källan karakteriseras av höga koncentrationer av dessa grundämnen. Detta inträffade framför allt vid två tillfällen; 6/2 (06:00-18:00) men också 25/2 och 26/2 (18:00-06:00) med lägre styrka. Bakåtrajektorier för dessa tillfällen visar på att luftmassorna har tagit lite olika vägar innan de når Sverige. Gemensamt för luftmassorna är att de har sitt ursprung från Östeuropa (25/2 Erzgebirge), men källan 6/2 kan vara av mer lokal än långväga karaktär då de luftmassan närmade sig Växjö från NNV. Denna källa härrör troligtvis från metallhantering av något slag (smältverk, metallbearbetning). Ett mindre bidrag från trafik (bromsar, däck) kan inte helt uteslutas. Källans PM2.5-bidrag är i princip försumbart. Att modellen kan separera den från de övriga källorna beror på PIXE-analysen av aerosolproven är mycket känslig för dessa grundämnen.

6.3.6 Källornas PM1-bidrag i jämförelse mot Vavihill och uppmätt PM1 (Teleborg)

En jämförelse mellan de uppmätta halterna av PM2.5 (Konserthuset, Växjö), PM1 (Teleborg) och PM2.5 (bakgrundsstationen Vavihill, NV Skåne) visar att halterna mycket lika. Tidvis är halterna till och med högre i Vavihill (Figur 38).

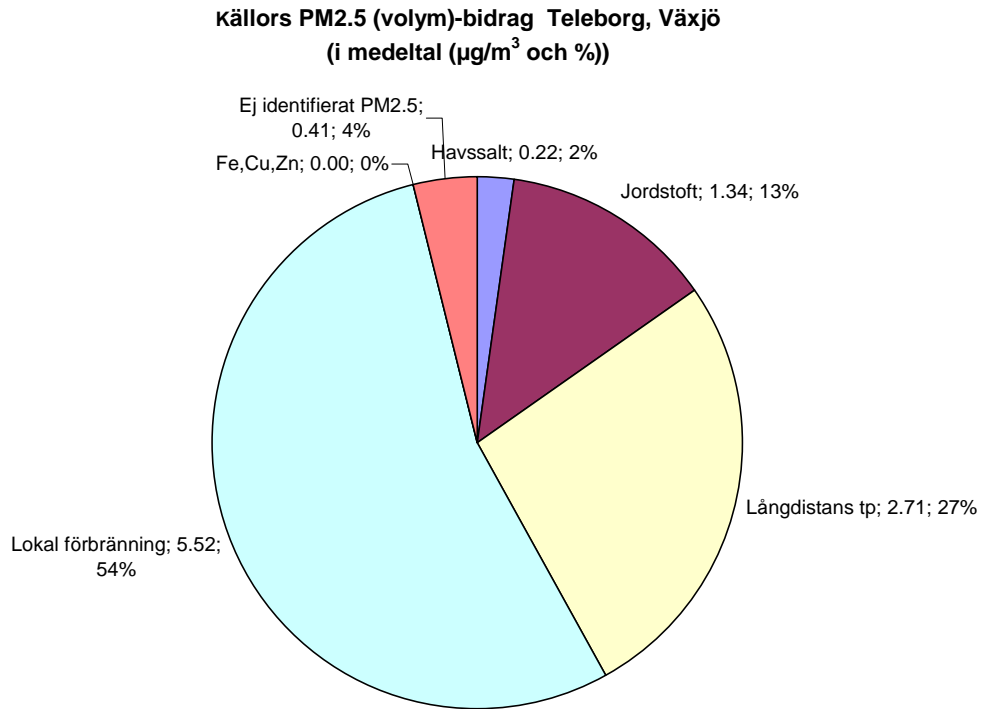


Figur 38. Jämförelse av uppmätt PM2.5 från Vavihill mot PM2.5 Växjö konserthus och PM1 Teleborg.

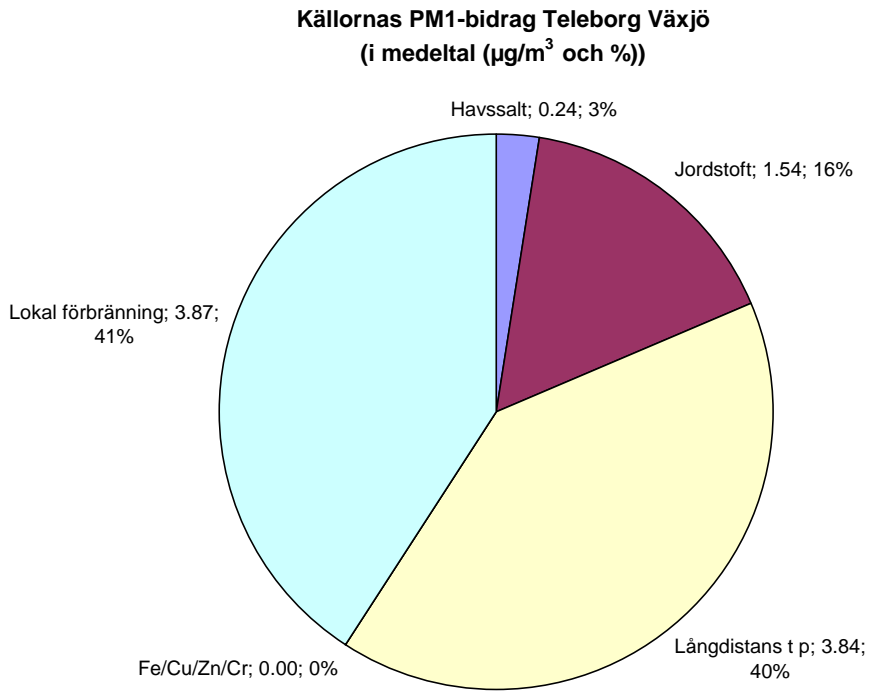
Detta skulle kunna tolkas så att PM2.5-halterna i Växjö till övervägande del utgörs av en långdistanstransporterad bakgrundskälla och att inga lokala källor är av betydelse. Mätningarna i Teleborg och käll-receptormodelleringen visar dock klart att bidraget från en lokal förbränningskälla är betydande. Denna lokala källas variation med den lokala temperaturen är ett starkt argument för att källstyrkan beror på det lokala värmebehovet.

6.3.7 Jämförelse mellan Teleborg, Växjö och Forsdala, Lycksele.

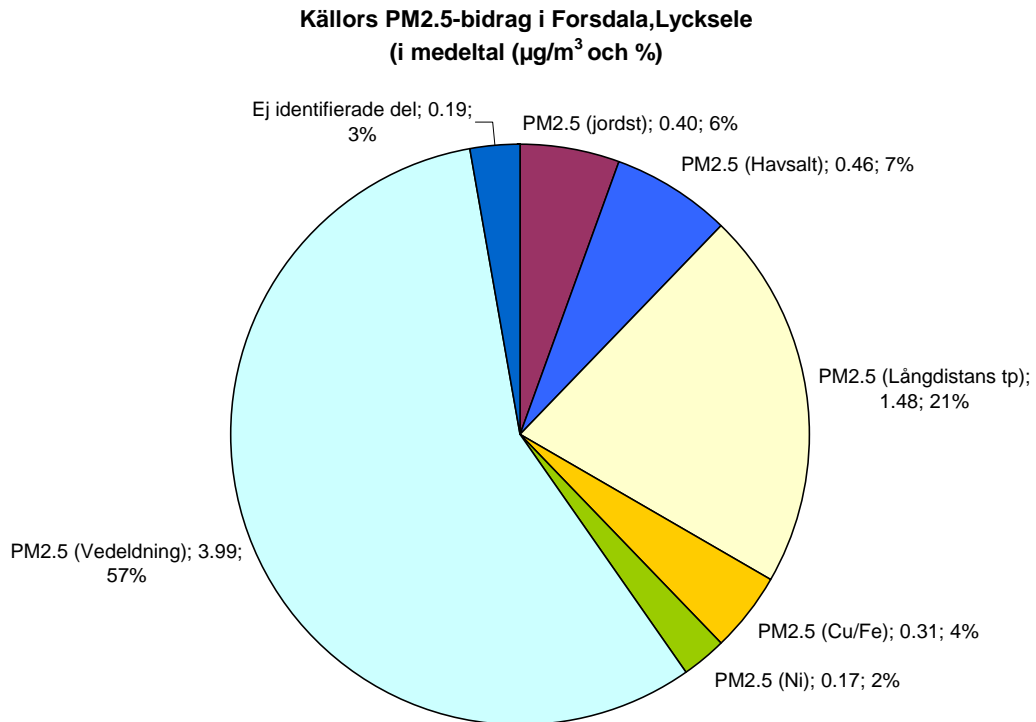
Nedanstående diagram sammanfattar resultaten av käll-receptormodelleringen för Forsdala (Lycksele, 2002) och Teleborg (Växjö, 2003).



Figur 39. Källornas PM2.5-bidrag (från DMPS-APS) i Teleborg, Växjö 2003 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ och %, i medeltal över mätkampanjen).

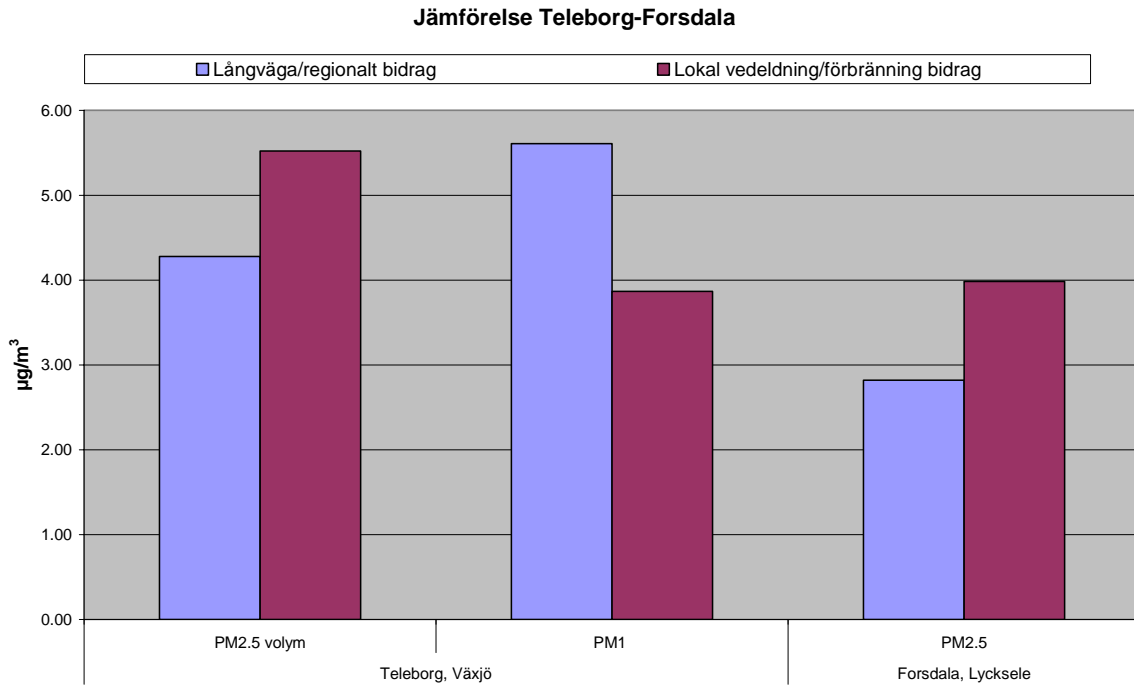


Figur 40. Källornas PM1-bidrag (från TEOM) i Teleborg, Växjö 2003 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ och %, i medeltal över mätkampanjen).



Figur 41. Källornas PM2.5-bidrag (från TEOM) i Forsdala, Lycksele 2002 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ och %, i medeltal över mätkampanjen).

I nedanstående figur har bidrag från källor med regional och långväga karaktär lagts samman och jämförs med källor av lokal karaktär.

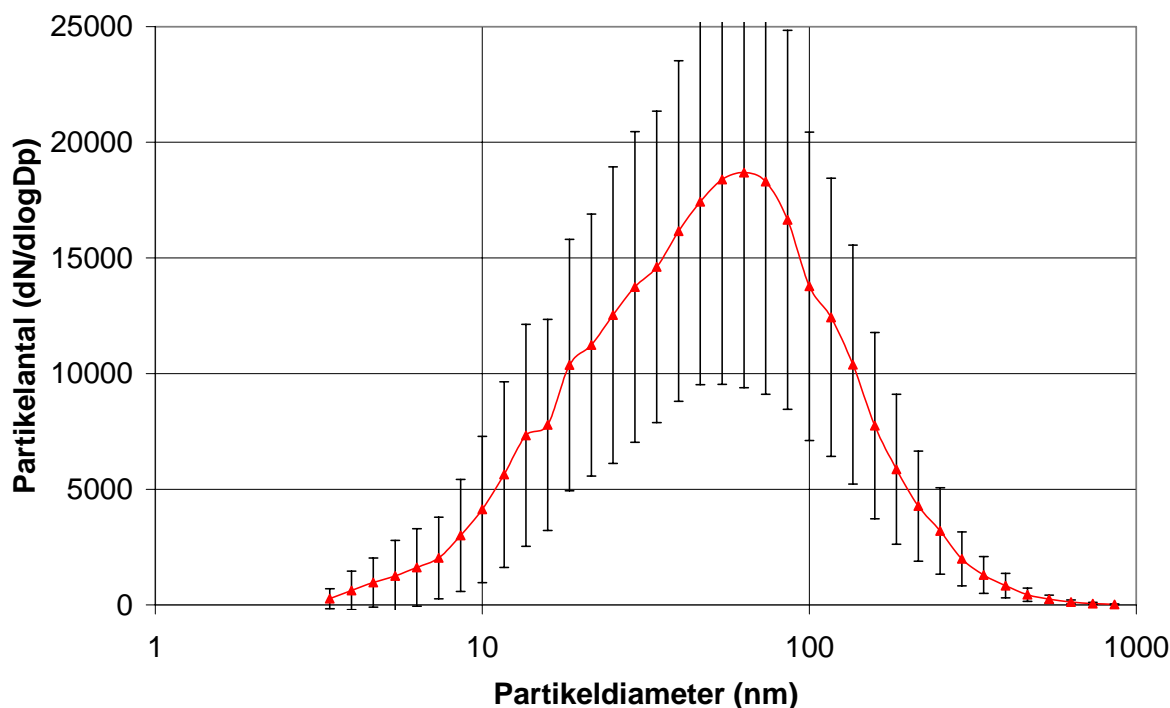


Figur 42. Jämförelse bidrag från källor med regional och långväga karaktär mot källa av lokal karaktär.

7. Beräkningar av bidrag till antalskoncentrationerna av fina partiklar från biomassförbränning i Lycksele med hjälp av en multivariat metod

7.1 Introduktion

Trots att otaliga studier har visat en relation mellan PM_{2.5}-massan och hälsoeffekter, säger PM_{2.5}-massan inte mycket om var i lungan de fina partiklarna deponeras. De högsta halterna av antalet partiklar i Lycksele, en typisk, kall vinterdag när mycket biomassförbränning sker, återfinns strax under 0.1 μm diameter (Figur 43). Peters and Wichmann (2001), och andra studier har visat att dessa partiklar är särskilt skadliga för hälsan, eftersom de är så många till antalet och lättare kan tränga långt ner i lungan.



Figur 43. Medelvärde av antals-storleksfördelningen i Forsdala, Lycksele inom 25- och 75-percentiler, från perioder med kalla nätter, och ringa trafik.

Målet med denna del av Lyckselemätningarna är att räkna ut bidragen från biomasseförbränning, trafik och långdistanstransport till antalsstorleksfördelningen av de fina partiklarna i bostadsområdet Forsdala. Detta görs med hjälp av mätningar av storleksfördelningen med ett DMPS-system (Zhou, 2001) och käll/receptor-modellen COPREM (Wählin, 2003).

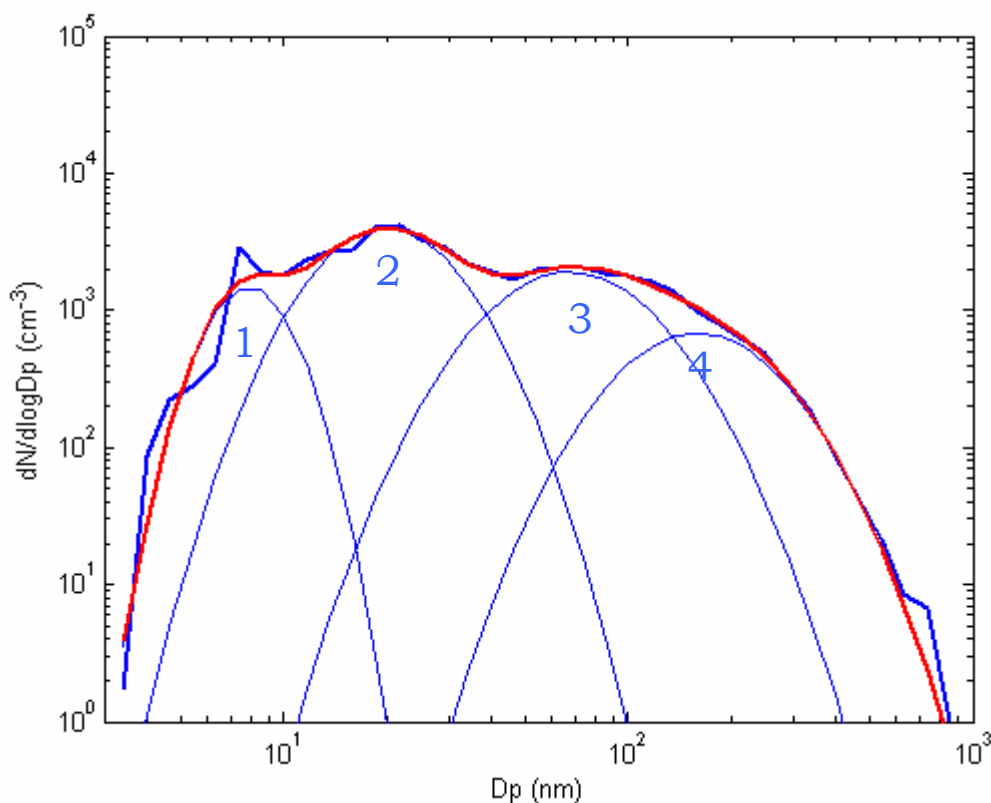
Dessa data tjänar också till att validera en lungdepositionsberäkning som också utförs med hjälp av hygroskopiska data från Forsdala (H-TDMA instrumentet, Zhou 2001). Dessa beräkningar kan direkt ge kvantitativ information om hur stor del av de uppmätta partiklarna i storleksfördelningen som deponeras i lungan, med en timmes tids-upplösning. Denna beräkning är den enda i sitt slag som mäter partikel-storleksupplöst dos i

andningsvägarna pga biomassförbränningspartiklar. Tack vare källbidragsberäkningarna ovan, kan man också bestämma från vilken källa de deponerade partiklarna härstammar. Preliminära beräkningar av deponerad partikelfraktion, som inte är tidsupplösta, utan ett medelvärde för hela perioden presenteras nedan.

7.2 Beräkning av källbidrag från biomassförbränning till antalshalterna i Lycksele

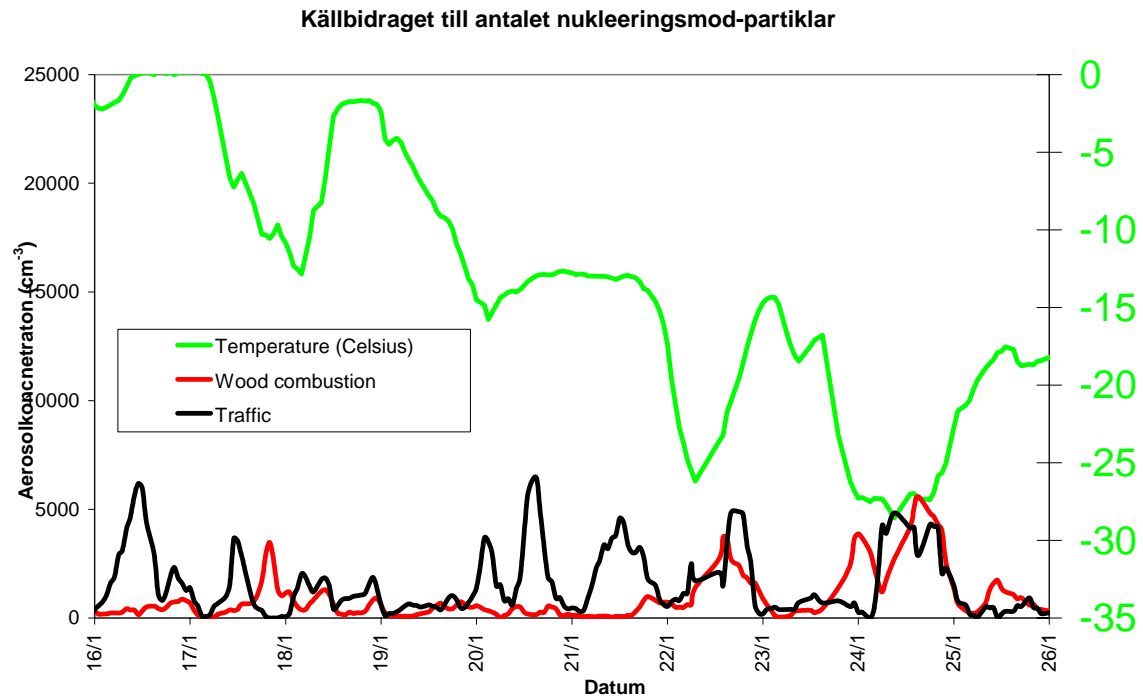
Storleksfördelningen medelvärdesbildas över en timme, eftersom den är relativt brusig över en 10-minuters-mätning, pga den naturliga variabiliteten i partikelhalter. Den anpassas sedan med 4 st. log-normal-modern, såsom visas i Figur 44.

Det visar sig att biomasskällan och trafikkällan har konstanta förhållanden mellan antalet partiklar i 3:e och 4:e moden (N_3+N_4) och antalet partiklar i 1:a och 2:a moden (N_1+N_2), vilket är 8.0 respektive 0.53 för biomasskällan och trafikkällan. Denna information används som "källprofiler" för COPREM-modell-körningen. N_1+N_2 och N_3+N_4 beräknade från de anpassade storleksfördelningarna sätts också in i modellen, och modellen beräknar då källbidraget från biomasskällan och trafikkällan till halterna av N_1+N_2 och N_3+N_4 . De två första moderna representerar två olika nukleeringsmoder och de två andra moderna representerar en slags Aitken respektive Ackumuleringsmod. Observera att bakgrunnskällan nästan är identisk med biomasskällan, och på grund av detta separeras inte denna källa från biomasskällan i COPREM-körningen.



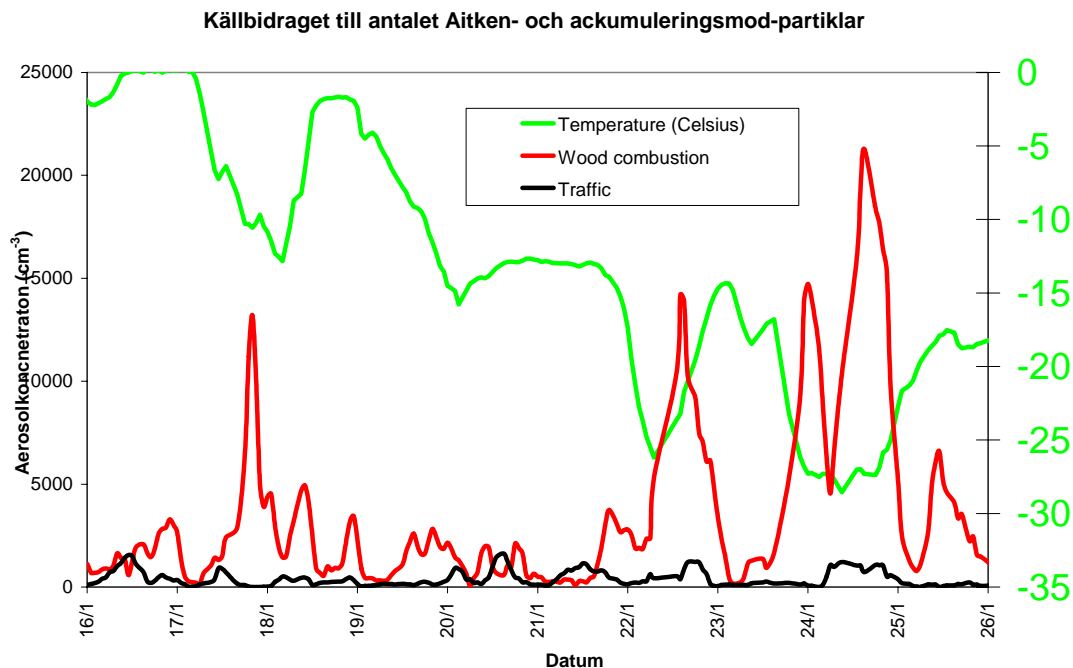
Figur 44. En timmedelvärdesbildad storleksfördelning från 13:e januari, 2002, där rådata är presenterad med tjock blå linje, anpassade moder med tunna blå linjer, och summan av de anpassade moderna med röd linje. De anpassade moderna är numrerade 1-4.

Figur 45 visar ett resultat från en utvald 10-dagars-period, där källbidraget från biomassekällan och trafikällan har beräknats. Man kan tydligt se att de flesta dagar är bidraget starkast från trafiken till dessa partiklar, medan under kalla dagar blir bidragen jämförbara mellan biomasskällan och trafikällan.



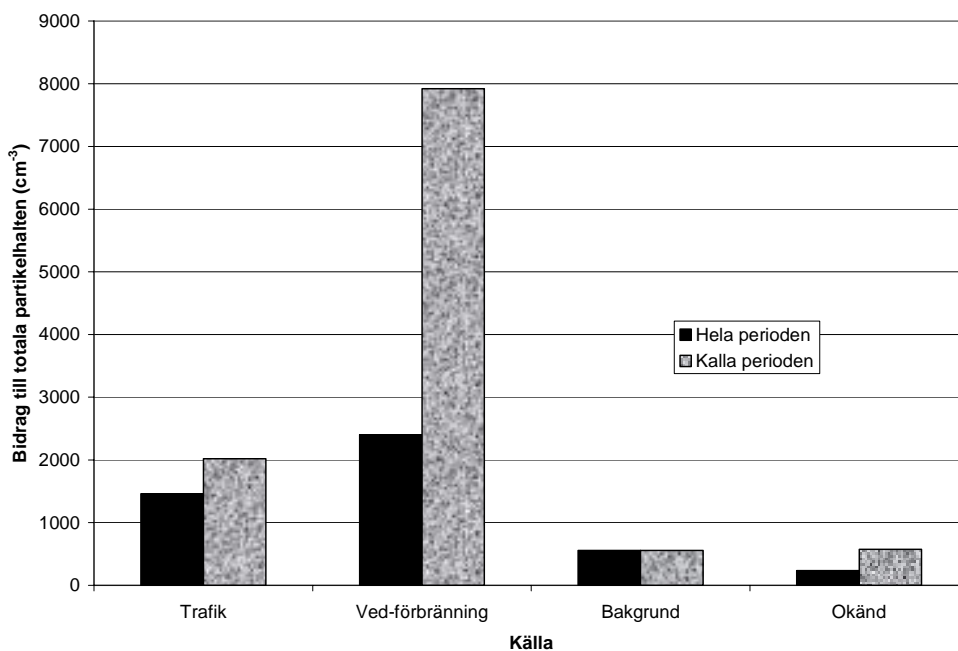
Figur 45. Källbidraget mellan 16:e och 25:e januari, 2002 till antalet nukleeringsmod-partiklar (N_1+N_2). Temperaturen är också uppmätt i Lycksele under perioden.

Figur 46 visar vidare bidragen från de olika källorna till halterna av Aitken- och Ackumuleringsmod-partiklar under samma period. Här kan man se att bidraget till dessa partiklar helt domineras av biomassförbränning de kalla dagarna och att partikelhalterna är höga, uppemot 20000 cm^{-3} .



Figur 46. Samma som Figur 45, men för Aitken- och ackumuleringsmod-partiklar.

Observera att det finns ett antal bakgrunds aerosoler i biomasskällan, men då detta antal i alla moderna är ca 500 cm^{-3} är det av ringa betydelse vid tillfällena då biomasskällan är stark. Sett över hela mätperioden är bidraget från trafiken betydande, men under de kalla perioderna ($< -15^\circ\text{C}$) bidrar biomassförbränning till ca 75% av totala partikelantalet (Figur 47). Detta stämmer också väl med de data som presenterades i Omgivningsklostrets rapport (Johansson et al., 2004a).



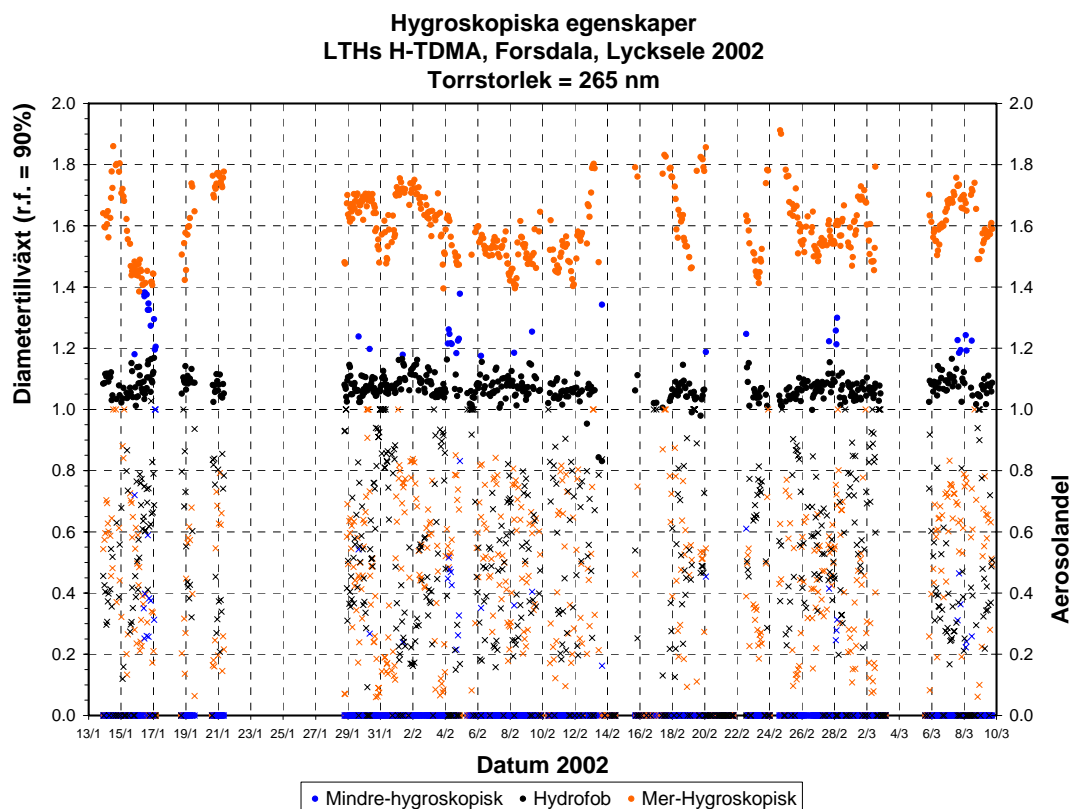
Figur 47. Medelbidraget till totala partikelantalshalterna från de olika källorna under hela perioden (13 jan – 10 mars) och då temperaturen var mindre än -15°C .

7.3 Stoleksupplöst lungdepositions-beräkning av de fina partiklarna

Den hygroskopiska tillväxten av aerosolpartiklarna mätt med H-TDMA i Forsdala från <10% Relativ fuktighet (r.f.) till 90% RH presenteras i Figur 48 för partikeldiameter 265 nm (torrstorlek, 10% r.f.). Från denna graf, kan man tydligt se skillnaden i tillväxt för två olika aerosoler i denna storlek under hela mätperioden, en hydrofob, som nästan inte tillväxer alls, och en hygroskopisk typ, som tillväxer i genomsnitt 1.6 gånger. De med hög tillväxt är typiska för bakgrunds-aerosolen, och de med mindre tillväxt är typiska för biomass- och trafik-förbränningspartiklar. Denna uppdelning kan nu verifieras med källbidragsberäkningarna ovan. Den är inte lika klar för de mindre partiklarna.

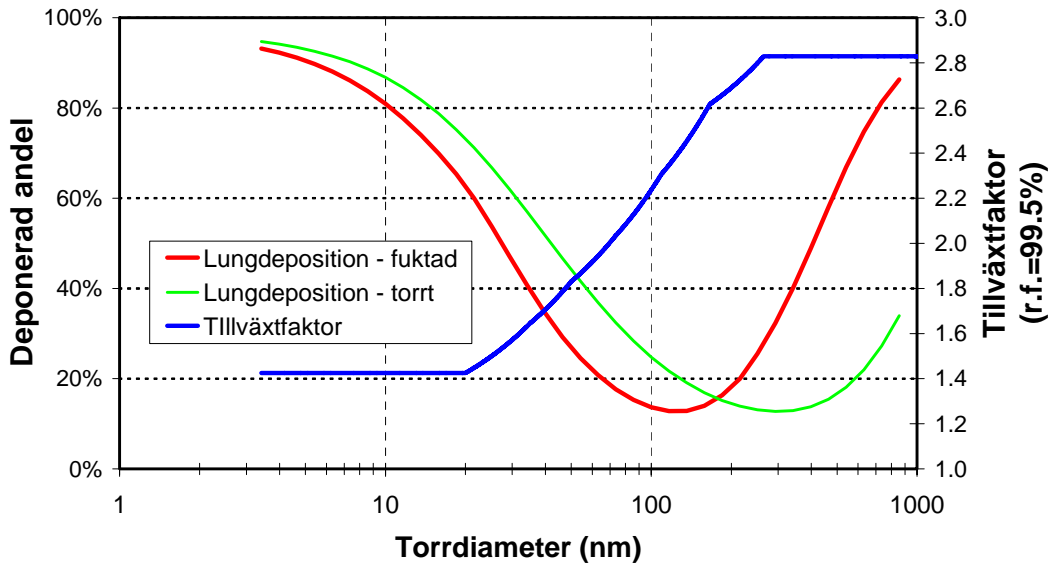
Den deponerade medelstorleksfördelningen i lungan visas i Figur 49, och man kan se att minst partiklar deponeras i storlekarna 100 nm diameter. Om man inte tagit hänsyn till att partiklarna tillväxte med hjälp av H-TDMA data, så skulle de minst deponerade fraktionen befinna sig vid ungefär 300 nm diameter. Observera att data inte är tidsupplösta i grafen, och att hydrofoba och hygroskopiska partiklar inte särskiljs.

Figur 50 visar vilken del av den ursprungliga torra storleksfördelningen som deponeras med avseende på antal, yta och volyms-storleksfördelningen, och man kan tex från denna figur se att bara en liten del av partikelytan deponeras.



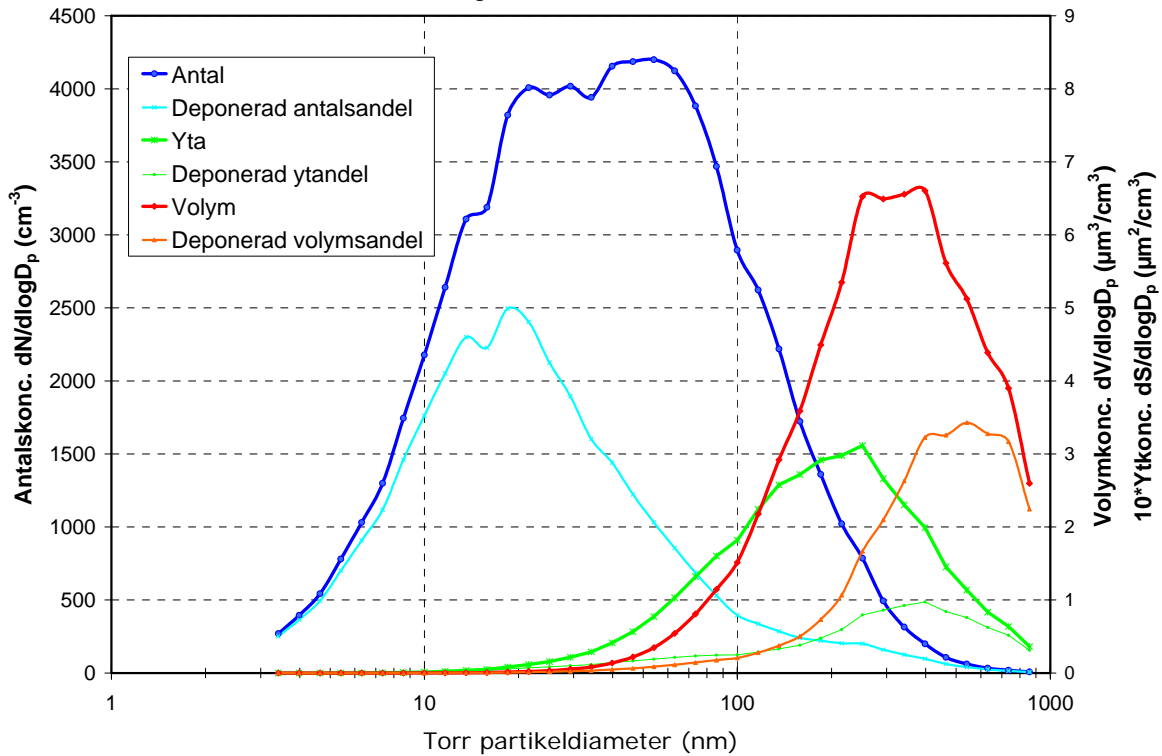
Figur 48. Hygroskopisk tillväxt-faktor från <10% till 90% r.f. för 265 nm partikeldiameter från hela mätperioden i Forsdala, Lycksele. Också andelen partiklar i de olika tillväxtgrupperna är angivet.

Lungdeposition och hygroskopisk tillväxt vid r.f.=99.5%



Figur 49. Deponerad fraktion av aerosolpartiklarna som funktion av partikeldiameter (torr, <10%r.f.) (Röd linje) baserad på den uppmätta medelstorleksfördelning i Forsdala och på 99.5% r.f. Grön linje betecknar lungdepositionen som den skulle beräknas om man hade använt sig utav den torra storleksfördelningen. Blå linje anger en medeltillväxtfaktor som funktion av storlek.

Medelstorleksfördelningar och lungdeposition Antal - Yta - Volym Forsdala, Lycksele 2002 (LTHs DMPS)



Figur 50. Deponerad andel av den ursprungliga torra medelstorleksfördelningen.

8. Referenser

- Andrews, E., Saxena, P., Musarra, S., Hildemann, L.M., Koutrakis, P., McMurry, P.H., Olmez, I. and White, W.H., 2000. Concentration and Composition of Atmospheric Aerosols from the 1995 Seavs Experiment and a Review of the Closure between Chemical and Gravimetric Measurements. *Journal of the Air & Waste Management Association* 50, 648-66
- Areskoug, H., T. Alesand, H-C Hansson, E. Hedberg, C. Johansson, V. Vesely, U. Wideqvist, och T. Ekengren, 2001. Kartläggning av inandningsbara partiklar i svenska tätorter och identifikation av de viktigaste källorna. Resultat 1 september 1999 – 31 augusti 2000. Rapport nr. 91, ITM Luftlaboratoriet, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Forsberg, B. Törnqvist, M., Pilesjö, P., Järvholm, B. 2004, Biobränsle Hälsa & Miljö, Slutrapport från Hälsoklustret, www.itm.su.se/bhm.
- Forsberg, B., 1997. Urban air quality and indicators of respiratory problems. PhD Dissertation, department of epidemiology and Public Health, Umeå university, Umeå, Sweden.
- Hansson, HC., Nyquist, G. & Rosman, K., 1997. Utvärdering av sotmätningar utförda enligt OECD metoden. Resultat från mätningar i Stockholm mars – maj, 1996. ITM rapport nr. 58, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm, ISSN 1103-341X, ISRN SU-ITM-R-58-SU.
- Hedberg Emma, Kristensson Adam, Olsson Michael, Johansson Christer, Johansson Per-Åke, Swietlicki Erik, Vesely Vaclav, Wideqvist Ulla, Westerholm Roger. Chemical and physical characterization of emission from birch wood combustion in wood stove. *Atmospheric Environment* 36 (2002) 4823-4837.
- Hedberg, E., Hansson, H.C., Johansson, C., Vesely, V., Wideqvist, U., and Kristensson, A., 2002. Characterisation of particles in Lycksele and Gothenburg. ITM Report 92. ITM Stockholm university, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X.
- Hedberg, E., Kristensson, A., Ohlsson, M., Johansson, C., Johansson, P-Å., Swietlicki, E., Vesely, V., Wideqvist, U., and Westerholm, R., 2002. Chemical and physical characterisation of emissions from birch wood combustion in a wood stove. *Atmospheric Environment*, 36, 4823-4837.
- Heinzenberg, J., 1989. Fine particles in the global troposphere, a review. *Tellus*, 41B, 149-160.
- Jeong, C.H. P. K. Hopke, E. Kim, D.-W. Lee, 2004, The comparison between thermal-optical transmittance elemental carbon and aethalometer black carbon measured at multiple monitoring sites. *Atmospheric Environment* 38, 5193–5204.
- Johansson, C. et al., 2004a. 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., 2004b. 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.
- Johansson, C., Wideqvist, U., Hedberg, E., Vesely, V., Swietlicki, E., Kristensson, A., Westerholm, R., Elswar, L., Johansson, P.Å., Burman, L., Pettersson, M., 2001. Cancerframkallande ämnen – Olika källors betydelse för spridningen och förekomsten i Stockholm. Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM), Stockholms universitet, ITM rapport 90, ISSN 1103 341X.
- Kiss, G., B. Varga, I. Galambos, and I. Ganszky, Characterization of water-soluble organic matter isolated from atmospheric fine aerosol. *J. Geophys. Res.*, 107 (D21), 8339, doi: 10.1029/2001JD000603, 2002.
- Kristensson, A., Johansson, C. Westerholm, R. Swietlicki, E., Gidhagen, L., Wideqvist, U. and Vesely, V., 2004. Real-World Traffic Emission Factors of Gases and Particles Measured in a Road Tunnel in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*, 38, 657-673.
- Liousse, C., H. Cachier, and S. G. Jennings, 1993. Optical and thermal measurements of black carbon aerosol content in different environments: variation of the specific attenuation cross section, σ (λ), *Atm Environ.* 27A, 1203-1211.

- 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.
- Nilsson Torsten. Bestämning av trafikrelaterade PM10-bidrag i urban miljö. Diploma work 2003. Department of Nuclear Physics Lund University.
- OECD, 1964. . Methods of measuring air pollution. Paris 1964.
- Paatero, P. och U. Tapper, 1994. Positive Matrix Factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics* 5 111-126.
- 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.
- Peters, A. and Wichmann, H. E., 2001. Epidemiological evidence on the health effects of ultrafine particles, *Epidemiology* 12(4): 544.
- Riley J.P., Skirrow G.. *Chemical Oceanography*. 1975. Academic press.
- Saathoff, H., K.-H. Naumanna, M. Schnaitera, W. Sch-ocka, E. Weingartnerb, 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
- 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-Saunty, H. Puxbaum, 2001. Results of the “carbon conference” international aerosol carbon round robin test stage I. *Atm. Env.* 35, 2111-2121.
- Swietlicki Erik. European source region identification of long range transported ambient aerosol based on PIXE analysis and related techniques. 1989. Doctoral dissertation. Department of Nuclear Physics Lund University.
- 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>.
- Szpilia Aneta. Particle Emissions from District Heating Units Operating on Solid Biofuels. 2004. Licentiate thesis. Division of Ergonomics and Aerosol Technology Lth Lund University (concentrations from PIXE-analysis).
- Taylor Stuart Ross, M McLennan Scott. *The Continental Crust: its Composition and Evolution*. 1985 Blackwell Scientific publications.
- Turpin, B.J., and H.J. Lim, Species contributions to PM2.5 mass concentrations: Revisiting common assumptions for estimating organic mass, *Aerosol Sci. Technol.*, 35 (1), 602–610, 2001.
- 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>).
- Wählin, P., 2003. COPREM – A multivariate receptor model with a physical approach. *Atmospheric Environment*, 37, 4861-4867.
- Yu, S., R. L. Dennis, P. V. Bhave, B. K. Eder. Primary and secondary organic aerosols over the United States: estimates on the basis of observed organic carbon (OC) and elemental carbon (EC), and air quality modeled primary OC/EC ratios. *Atmospheric Environment* 38 (2004) 5257–5268.
- Zhou, J., 2001. Hygroscopic properties of Atmospheric Aerosol Particles in Various Environments. Doctoral Dissertation at Lund University, Dep. of Nuclear Physics, Lund, Sweden, ISBN 91-7874-120-3.



**INSTITUTET FÖR TILLÄMPAD MILJÖFORSKNING
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