



Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter

Del I. Lycksele

Delredovisning av resultat från programmet Biobränsle hälsa och miljö

C. Johansson, E. Hedberg G. Olivares, L. Gidhagen, H. Karlsson, U. Wideqvist, V. Vesely, E. Swietlicki, A. Kristensson, J. Zhou, J. Rissler, P. Brohammer, E. Brorström-Lundén, K. Peterson, M. Remberger, A. Potter, E. Junedahl, K. Persson, K. Sjöberg, E. Sellin-Lindgren, J. Jacobsson, C. Tranefors, L. Andersson, E. Eltahir, G. Omstedt, J. Langner, V Foltescu, M. Pettersson, R. Ahlinder, B. Sjövall, B. Norberg, L. Burman

Mars 2004

INSTITUTET FÖR TILLÄMPAD MILJÖFORSKNING

INSTITUTE OF APPLIED ENVIRONMENTAL RESEARCH

INNEHÅLL

1. Förord.....	1
2. Sammanfattning.....	3
3. Syfte.....	8
4. Val av pilotkommuner.....	9
4.1 Lycksele kommun.....	10
4.2 Växjö kommun.....	11
4.3 Kommuner i screeningstudien.....	12
5. Mätperioder	13
6. Ämnen och mätmetoder	14
6.1 Partiklar Mätmetoder	15
6.1.1 Partikelantal.....	15
6.1.2 Partikelstorleksfördelningar.....	15
6.1.3 Partikelmassa	18
6.1.4 Hygroskopicitet.....	18
6.1.5 Metaller och andra grundämnen.....	19
6.1.6 Organiskt, elementärt kol.....	20
6.1.7 Sot.....	20
6.1.8 ”Black smoke”	20
6.2 Huvudkomponenter.....	21
6.3 Meteorologi Instrument	21
6.4 VOC	23
6.4.1 Aktiv provtagning av VOC.....	23
6.4.2 Butadien.....	24
6.5 Provtagning och analys av semivolatila organiska ämnen	24
6.5.1 PAH	24
6.5.2 Fenoler	24
6.5.3 Levoglukosan	25
6.6 Svaveldioxid.....	26
6.7 Kväveoxider	26
6.8 Metoder inom Screeningen	26
6.8.1 Sot.....	27
6.8.2 NO ₂	27
6.8.3 Dygnsvis provtagning av PM ₁₀ eller PM _{2.5}	27
6.8.4 Analys av organiska ämnen på partikelfiltren.....	27
6.8.5 Veckovis bestämning av flyktiga kolväten (VOC).....	27

6.9 Databaser för mätdata	28
7. Mätplatser i Lycksele	29
7.1 Fasta mätplatser	29
7.2 Bakgrund	29
7.3 Tillfälliga platser	29
8. Emissionsdatabas Lycksele	30
8.1 Småskalig biobränsleledning.....	31
8.2 Vägtrafik	31
8.3 Energianläggningar och panncentraler	32
8.4 Bensinstationer	32
8.5 Övriga källor.....	32
8.6 Utsläpp Lycksele	32
8.7 Sammanfattning utsläpp i Lycksele	34
9. Mätresultat Lycksele	35
9.1 Vädret under mätperioden	35
9.2 Partikelmassa	38
9.3 Partikelantal/storleksfördelning Hygroskopiska egenskaper	40
9.4 Metaller.....	47
9.5 Huvudkomponenter.....	50
9.6 Totala mängden partikulära kolföreningar och sot	52
9.7 Hygroskopiska egenskaper	55
9.8 Lungdeposition av partiklar	57
9.9 Svaveldioxid och kväveoxider.....	60
9.9.1 SO ₂ -mätningar i Forsdala och Norrmalm.	60
9.9.2 NO och NO ₂ -mätningar i Norrmalm	61
9.9.3 Samvariationer mellan gaser och små partiklar.....	62
9.10 Bensen och toluen.....	64
9.10.1 .Aktiv provtagning.....	64
9.10.2 .Diffusiv provtagning.....	68
9.11 VOC övriga gaser.....	69
9.12 Butadien.....	71
9.13 PAH och fenolära ämnen	72
9.14 Fenoler	77
9.15 Levoglukosan	78
9.16 Sammanfattning av mätresultaten från Lycksele	79
10. Resultat från Screeningstudien.....	81
10.1 PM ₁₀ , PM _{2.5} och sot	81
10.2 NO ₂	84
10.3 VOC	84
10.4 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH).....	87
10.5 Fenolära ämnen och levoglukosanbiomarkörer	91

11. Utvärdering och tillämpning av modeller	94
11.1 Modellverktyg: utveckling, utvärdering och validering.....	94
11.1.1 .Gaussiska modeller	94
11.1.2 .CFD-modellering	98
11.1.3 .Sammanfattade resultat från CFD-simuleringarna:	103
11.1.4 .Vindfältmodeller	104
11.1.5 .Detaljerad beskrivning av partiklar i en regional modell	106
11.1.6 .Tillämpning av miljökvalitetsnormer för PM10.....	107
11.2 Spatiala data levererade till hälsoklustret: PM, NO _x och bensen.....	108
11.3 Sammanfattning av modellberäkningar för Lycksele	111
12. Käll-receptor modeller	112
12.1 Resultat från multivariat modellering.....	113
12.1.1 .Baserat på PIXE data	113
12.1.2 .Bidrag till PM2.5 halterna.....	115
12.1.3 .Baserat på partikelstorleksfördelningen	116
12.1.4 .Korrelationen mellan kalium och uppmätt antal partiklar	118
12.1.5 .Levoglukosan som tracer jämfört med en käll-receptormodell	118
12.1.6 .Käll-receptormodellering med PAH	121
12.2 Sammanfattning av käll receptorberäkningar för Lycksele	123
13. Emissionsdatabas för Växjö.....	124
13.1 Småskalig biobränsleledning.....	124
13.2 Småskalig oljeeldning	127
13.3 Vägtrafik	127
13.4 Panncentraler	127
13.5 Övriga källor.....	128
13.6 Utsläpp i Växjö	128
14. TACK!.....	129
15. Referenser	129

1. Förord

Detta är en preliminär slutrapport från omgivningsklustret inom BHM. Slutsatserna baseras hittills på mätningarna i Lycksele och Vindeln. Fortfarande återstår analyser och utvärdering av de data som insamlats under mätkampanjen i Växjö december 2002 – mars 2003.

I omgivningsklustret deltar 28 forskare och doktorander från 6 institutioner:

ITM Stockholms universitet

Christer Johansson
Emma Hedberg (doktorand)
Gustavo Olivares (doktorand)
Lars Gidhagen (doktorand, även SMHI)
Hans Karlsson
Ulla Wideqvist
Vaclav Vesely

Kärnfysik, Lunds universitet

Erik Swietlicki
Adam Kristensson (doktorand)
Jingchuan Zhou
Jenny Rissler (doktorand)
Peter Brohammer (examensarbete)

IVL Svenska Miljöinst.
Göteborg

Eva Brorström-Lundén
Kjell Peterson
Mikael Remberger
Annika Potter
Erika Junedahl
Karin Presson
Karin Sjöberg

Miljöfysik, Chalmers
Högskolan Borås

Eva Sellin-Lindgren
Jan Jacobsson
Carina Tranefors (examensarbete)
Linda Andersson (examensarbete)
Elhadi Eltahir (doktorand)

SMHI, Norrköping

Gunnar Omstedt
Lars Gidhagen (doktorand, även ITM)
Joakim Langner
Valentin Foltescu

SLB analys, Stockholm

Malin Pettersson
Rolf Ahlinder
Billy Sjövall
Börje Norberg
Lars Burman

Dessutom har flera personer i Lycksele och Växjö kommun varit till stor hjälp med planering, installationer etc. etc. Vid mätningarna i Växjö har Mehri Sanati och Bagher Bagher vid Växjö universitet hjälpt till med provtagningarna. Vid mätningarna i Lycksele har Patric Söderström hjälpt till med tillsyn och provtagningar.

Denna rapport utgör preliminära slutrapporter för följande delprojekt inom BHM:

Vedeldning i småhusområden (P21220-1)

Joakim Langner, SMHI, Norrköping

Mätningar av luftföroreningshalter och validering av beräkningar (P12671-1)

Christer Johansson, Stockholms universitet

Omgivningsklustret. Emissionsdatabaser Lycksele och Växjö(P12629-1)

Malin Pettersson, SLB analys, Stockholm

Luftövervakningsstrategi för småskalig vedeldning, kostnadseffektiva mätmetoder och mätstrategier (P12635-1)

Eva Brorström-Lundén, IVL, Göteborg

Ultra, ultrafina och fina partiklar i tätortsluft (P12657-1)

Eva Selin Lindgren, Högskolan I Borås

2. Sammanfattning

Syfte

Det övergripande målet inom omgivningsklustret är att ta fram underlag och verktyg för utvärdering av hur människors hälsa påverkas av exponeringen för utsläpp från förbränning av bibränslen i tätorter. De produkter som omgivningsklustret har som mål att ta fram är:

- Emissionsdatabaser i pilotkommuner som ger ledning om hur uppskattningar av utsläppen kan göras lokalt och nationellt
- Spridningsmodeller som kan användas som planeringsverktyg
- Kemiska metoder för att kontrollera halter och olika källors bidrag

Arbetet har fokuserats på två städer (Lycksele och Växjö) där utsläppen kartlagts och bidragen från olika källor till halterna av partiklar och gaser har bestämts med hjälp av spridningsmodeller vars noggrannhet kontrollerats. Detta utgör underlag för hälsoklustrets uppskattningar av hälsoeffekterna. Dessutom har screeningstudier genomförts på några platser för att ge underlag för framtida mätstrategier.

Emissionsdatabaser

Trots att en betydande fjärrvärmeutbyggnad har skett i Lycksele tätort under de senaste åren står den småskaliga biobränsleförbränningen i Lycksele för huvuddelen av utsläppen av partiklar, PAH och benso(a)pyren. De äldre villapannorna svarar för 90% av utsläppen. Äldre kombipannor utan ackumulatortank står för de största utsläppen. Men per panna är det de äldre vedpannorna utan ackumulatortank som har störst utsläpp. Trehundranittioen lokaleldstäder bidrar med 0.7 ton partiklar jämfört med 15 äldre vedpannor som bidrar med 7 ton. För bensen blir vägtrafikens bidrag betydande och för NO_x dominerar vägtrafiken.

Även i Växjö tätort har betydande fjärrvärmeutbyggnad skett. Men i kommunen som helhet står den småskaliga biobränsleeldningen för huvuddelen av utsläppen av partiklar, PAH och BaP. Vägtrafiken är viktigast för utsläppen av VOC och NO_x medan både vägtrafik och biobränsleförbränning är viktiga för utsläppen av bensen och CO.

Mätningar i Lycksele

För många ämnen syns tydligt förhöjda halter under riktigt kalla perioder med temperaturer under minus 10 grader, indikerande att utsläppen från vedeldning är betydelsefull. Detta var speciellt tydligt i Forsdala och bekräftas av mätningarna av PM_{2.5}, levoglukosan, toluen/bensen kvoterna, PAHerna och benso[a]pyrenhalterna samt även partikelstorleksfördelningen. Likaså bekräftas det av förekomsten av vedpannor och braskaminer i detta område. Vid Norrmalm var bidraget från trafiken och bakgrunden mer betydelsefulla för halterna.

Under de perioder med mildt väder var PM_{2.5} halterna ganska obetydligt högre än bakgrundshalterna. Andelen grova partiklar mätt som skillnaden mellan PM₁₀ och PM_{2.5} var liten under större delen av mätperioden. I Forsdala låg den på ca 15% och Norrmalm ca 20%, indikerande något större genomsnittligt bidrag från resuspension i Norrmalm.

Även om koncentrationen av partikelmassan är lägre i trafikdominerande områden med liten omfattning av småskalig förbränning, t.ex. centrala Lycksele, så är koncentrationen av antalet partiklar lika hög som i bostadsområdena. Under varma perioder är partikelmassan lika låg i hela Lycksele, men däremot är antalet partiklar fortfarande lika högt i centrala områden medan bostadsområdena då har mycket lägre antal partiklar. Detta är intressant så till vida att det inte är känt ifall vilken partikelegenskap som har störst inflytande på hälsan. Antal har ofta framförts vara en viktig parameter. Inverkan av trafikavgaser respektive vedrök kan också urskiljas i mätningarna av partikelstorleksfördelningarna. Mätningar direkt i vedrök respektive trafikdominerad miljö har visat att vedpartiklarnas antal maximeras vid ca 80 nm, medan trafikavgasernas maximeras i antal vid ca 20 nm. Genom att jämföra partikelstorleksfördelningen i Forsdala och i centrum under milda respektive kyliga perioder framträdde betydelsen av vedeldningen för antalskoncentrationen av partiklar i Forsdala, medan trafikavgaser var mest betydelsefulla för antalet partiklar i centrum.

När det gäller bensen kunde kvoten mellan toluen och bensen användas för att bekräfta betydelsen av vedeldningens bidrag till bensenhalterna i Forsdala. Vid Norrmalm och i centrala Lycksele framstår trafiken som mera dominerande. Medelkoncentrationerna av bensen under perioden var 1.8 µg/m³ i Norrmalm och 1.5 µg/m³ i Forsdala och de skiljer sig inte signifikant (95%) från varandra. Koncentrationerna av toluen och toluen/bensen-kvoterna skiljer däremot signifikant (95 % signifikans) mellan provtagningsplatserna. Den högre medelhalten av toluen (7.2 µg/m³) och toluen/bensen-kvoten (3.5) i Norrmalm visar på ett större bidrag från trafiken där jämfört med i Forsdala (3.9 µg/m³ resp 2.6). Möjligheten att enbart använda kvoten mellan toluen och bensen för bestämning av vedeldningens bidrag till olika flyktiga kolväten begränsas av kunskaperna om bakgrundshalterna. Kvoten i vedledning ligger på omkring 0.35, i trafikavgaser 3.5 och i bakgrundsluft 0.5. Både bakgrundsluft och vedledning tenderar att dra ner kvoten i förhållande till trafikens avgaser.

Halterna av 1,3-butadien var 0.42 µg/m³ respektive 0.48 µg/m³ vid Norrmalm respektive Forsdala. Detta är ungefär samma nivåer som uppmätts vid en trafikerad gata i Göteborg.

Mätningar av benso[a]pyren förfaller bekräfta att vedeldning är en viktig källa. Väsentligt högre halter av benso[a]pyren uppmättes i Forsdala under kalla perioder jämfört med både Norrmalm och centrum. Bakgrundshalterna var mycket låga. Enligt spridningsberäkningar baserat på emissionsdatabasen kan all benso[a]pyren vid Norrmalm förklaras med vedeldningen där, medan halterna underskattas med en faktor 4 i Forsdala. Anledningen till den kraftiga skillnaden i uppmätta BaP halter mellan Forsdala och Norrmalm (3 – 4 gånger högre halter i Forsdala) är inte känd. Delvis kan det hänga samman med felaktig geografisk fördelning av emissionerna från vedeldning i emissionsdatabasen. Ett halvårsmedelvärde på 0.18 ng/m³ benso(a) pyren erhöles i centrala Lycksele för perioden oktober 2001 till mars 2003 vilket är under det årsmedelvärde på 0.5-1.0 ng/m³, som är föreslaget som EU direktiv.

De högsta halterna av PAH erhöles vid Forsdala under de dygn (24 och 26 januari) då den lägsta temperaturen uppmättes. Vid dessa dygn var halterna vid Forsdala betydligt högre jämfört med Norrmalm. PAH-halterna de två stationerna var i samma nivå under perioder med högre omgivningstemperaturer med undantag av den 12 februari de förhöjda halter förekom Forsdala trots att medeltemperaturen under dygnet var nära noll grader. Bakgrundshalterna av PAH var betydligt lägre jämfört med vid mätplatserna Lycksele.

Halterna av levoglukosan varierade stort mellan olika provtagningstillfällena, då halter från 10 till 2500 ng/m³ uppmättes. I likhet med PAH förekom de högsta halterna vid Forsdala i samband med låg omgivningstemperatur. En samvariation mellan PAH och levoglukosan förekom framförallt i Forsdala.

Mätningar av kväveoxider det totala antalet partiklar vid Norrmalm indikerar den dominerande betydelsen av trafikavgaser för dessa båda parametrar. Korrelationen var mycket hög och kvoten mellan partikelantalskoncentrationen och NO_x koncentrationen var ca 200 – 300 partiklar/cm³ per µg/m³. Mätningar i trafikmiljö i Stockholm och Danmark indikerar en kvot på mellan 200 och 300 partiklar/cm³ per µg/m³.

Mätdata från Växjö är under utvärdering. Preliminärt tyder PM10 mätningarna på att halterna är väsentligt mera beroende av bakgrundsnivåerna, dvs de lokala utsläppen i Växjö har mindre betydelse för halterna jämfört med i Lycksele. I enlighet med utsläppsdata-basen syns mycket liten påverkan på halterna från braskaminerna i Teleborg. Skillnaderna i PM10 halter mellan centrala mätpunkten i Växjö och mätpunkten i Teleborg är också liten.

NO_x halterna är dock väsentligt mycket högre än vad som förklaras utifrån modellberäkningar baserat på enbart vägtrafikens i Lycksele utsläpp. Ca en faktor 5 lägre genomsnittliga halter av NO_x erhålls vid modellberäkningarna jämför med uppmätta halter av NO_x i Norrmalm och NO₂ i centrum. En tänkbar orsak som dock troligen endast delvis kan förklara skillnaderna är att för låga emissionsfaktorer för vägtrafiken använts. Detta kan bero på att kallstartsutsläppen är högre i Norrland än i Mellansverige, för låga emissionsfaktorer för tunga fordon (stor andel tunga transporter genom Lycksele), fordonssammansättningen med många lätta fordon är felaktig (större andel dieselfordon och äldre bensinfordon utan katalysator).

Mätningar i Växjö

Mätdata från Växjö är under utvärdering. Preliminärt tyder PM10 mätningarna på att halterna är väsentligt mera beroende av bakgrundsnivåerna jämfört med Lycksele, dvs de lokala utsläppen i Växjö har mindre betydelse för halterna. Ena mätplatsen i Växjö (Teleborg) valdes speciellt för att studera lokaleldstädernas betydelse för halterna. Mätresultaten tyder på mycket liten lokal påverkan på halterna även under kalla perioder. Skillnaderna i PM10 halter mellan centrala mätpunkten i Växjö och mätpunkten i Teleborg är också liten. Jämförelser med bakgrundshalterna i Vavihill bekräftar att långdistanstransporten av partiklar är väldigt betydelsefull för halterna i Växjö. Det återstår att se hur halterna av antalet partiklar och de övriga ämnena ser ut.

Modellberäkningar

De högsta haltbidragen av förbränningspartiklar från vedeldning inträffar nära utsläppen, inom några 100 meters avstånd från främst närliggande samverkande icke miljögodkända pannor. De högsta halterna inträffar under vintern vid stabil atmosfärisk skiktning med svaga vindar och låga blandningshöjder, så kallade marknära inversioner. Vid dessa tillfällen domineras spridningen av horisontella vindfluktuationer. För god beskrivning av spridningsförhållandena fordras direkta mätningar av dessa med känsliga vindinstrument. Vid avsaknaden av sådana mätningar krävs modellering.

Under kalla vinterepisoder uppstår tunna, marknära dränageflöden riktade ner mot Umeälven och andra mindre dalgångar. Med vedeldade bostadsområden uppe längs sluttningarna, ger dränageflödena förhöjda halter även nere i dalgångarna. De Gaussiska modeller som har testats beskriver relativt väl uppmätta halter vid inversionstillfällen. Orsakerna är bl.a. att hänsyn tas till de horisontella vindriktningsfluktuationerna på ett någorlunda realistiskt sätt. Simulering av effekter från dränageflöden är inte helt kritiskt eftersom de högsta halterna inträffar inne i bostadsområdena. En viss underskattning av vedeldningens påverkan på halterna i låglänta områden är dock trolig.

För emissionsdata är inte bara emissionsfaktorer viktiga utan också realistiska beskrivningar av vedeldningsaktiviteter. Erfarenheten från Lycksele, med en stor andel gamla pannor, är att vedeldningsaktiviteten är kopplad till utomhustemperaturen och därigenom till uppvärmningsbehovet.

Det finns risker för haltöverskridande av miljö kvalitetsnormen för PM₁₀ (90-percentil) i stora delar av norra Sverige och risker för överskridande av övre utvärderingströskel (98-percentil) i hela landet, i småhusområden där vedeldning sker med gamla pannor. Genom att kombinera mätvärden från någon eller några punkter med modellsimuleringar som väl beskriver de lokala utsläppens påverkan, kan ”bästa möjliga” spatialt och temporalt fördelade totalhaltfält levereras för användning i hälsostudier. Under vissa förutsättningar kan källbidragen till de totala haltfälten beskrivas på samma sätt, t ex görs i Lycksele en uppdelning av partikelmassebidrag från lokal vedeldning och långväga transporter. Överskridande av MKN (**PM₁₀**) är starkt beroende inte enbart av storleken på emissionerna utan även av den meteorologiska situationen. I Lycksele och liknande orter beror antalet överskridanden av markinversioner. För att klara EU direktiven från år 2010 krävs en radikal minskning av emissionerna. Det verkar dock vara tillräckligt om gamla vedpannor som inte uppfyller kraven i BBR ersätts av pelletsanläggningar eller anläggningar med motsvarande emissioner för att klara MKN i bostadsområden. Ett halvårsmedelvärde på 0.18 ng/m³ **benso[a] pyren** erhöles i centrala Lycksele för perioden oktober 2001 till mars 2003 vilket är under det årsmedelvärde på 0.5-1.0 ng/m³, som är föreslaget som EU direktiv. Enskilda dygn i Forsdala och Norrmalm var dock betydligt högre än det föreslagna gränsvärdet. Medelvärde under de 16 dygn som analyserats var i Forsdala 3.3 ng/m³ och i Norrmalm 1.1 ng/m³. Redan med nuvarande pannbestånd i Lycksele bedöms även **bensen**halterna i bostadsområdena ligga under MKN som gäller från och med 1 juni 2003; 5 µg/m³ som ett årsmedelvärde. Även i centrala Lycksele där vägtrafiken är den huvudsakliga källan bedöms halterna ligga under MKN.

Screening

Resultaten av screeningstudien skall utnyttjas för att få en uppfattning om omfattningen av problem med luftkvaliteten till följd av biobränsleförbränning i tätorter, och för att kunna belysa relevansen i resultaten från de intensifierade mätkampanjerna. Vi har hittills analyserat och utvärderat data från ett av de två planerade årens mätningar.

Resultaten hittills visar att de tätorter som ingick i screening 2001/02 var representativa när det gäller variation i halter av PM₁₀, VOC och NO₂ i jämförelse med vad som förekom i samtliga tätorter som ingick i mätningar inom urban projektet 2001/02. Vinterhalvårsmedelvärden av PM₁₀ var högre i tätorterna i södra Sverige jämfört med de i norr. Förhöjda halter förekom dock under enskilda dygn i t.ex. Lycksele. Halterna av PM₁₀ på bakgrundsstationerna indikerade att bidraget från långdistanstransport kan vara stort i tätorterna i södra Sverige men att det inte påverkade nivån av PM₁₀ i tätorterna i norr.

Till skillnad från partikelhalterna ökade halterna av VOC mot norr och högsta halterna erhöles i Lycksele. Kvoten toluen/bensen indikerade att VOC halten även de nordliga tätorterna till stor del härrör från trafiken. PAH halterna var i samma nivå i norra som södra Sverige, t.ex. erhöles liknande PAH halter i Landskrona som Lycksele. Bakgrundsbidraget av PAH till tätorterna i norr litet. Någon tydlig signal av betydelsen av biobränsleanvändning för luftkvaliteten genom att använda levoglukosan som markör för biobränsle erhöles inte i dessa mätningar. Ej heller fanns några entydiga korrelationer mellan levoglukosan och andra parametrar. Detta visar på komplexiteten av bidrag från olika källor till luften i den urbana bakgrunden. Vi kommer att utnyttja resultaten från de mätningar som redovisats här för att välja prover och parametrar för screeningstudien 2002/03.

Käll- receptor beräkningar

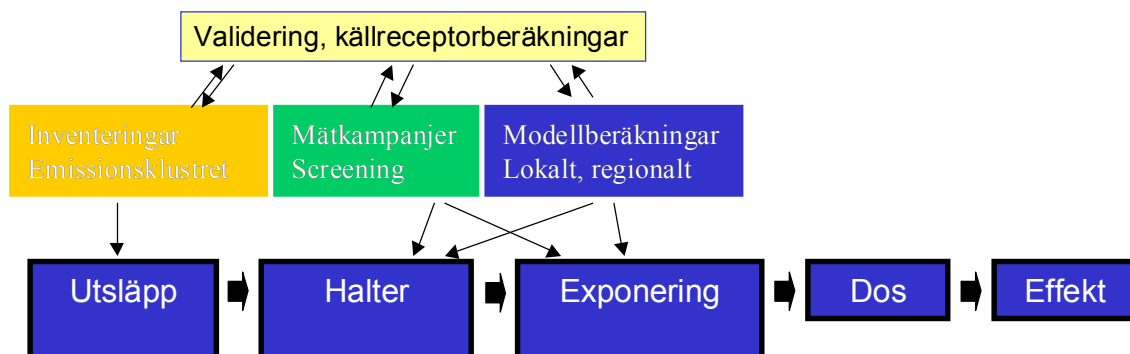
För PM₁₀ och PM_{2.5} kunde källornas bidrag i Lycksele kvantifieras ganska väl med hjälp av en multivariat beräkning (PMF) baserat på analyserna av grundämnen/metaller. Den multivariata beräkningen av vedeldningens bidrag stämmer väl med bidraget som erhålls utifrån beräkningar baserat på meteorologiska spridningsmodeller. Men metoden baserat enbart på grundämnen missar en stor del av PM_{2.5} massan som troligen hänger ihop med partiklarnas innehåll av organiskt och oorganiskt kol. Jämförelser med att använda andelen levoglukosan som spårämne för vedeldningsbidraget till partikelhalterna visar på en genomsnittligt hyfsad överensstämmelse, men andelen levoglucosan av partikelmassan i utsläppen och i omgivningsluften är mycket variabel. Detta indikerar att förbränningsförhållandena eller andra faktorer kan vara viktiga att beakta. Spår av levoglucosan har även detekterats vid oljeförbränning.

3. Syfte

De övergripande målen inom omgivningsklustret är att ta fram underlag och verktyg för utvärdering av hur människors hälsa påverkas av exponeringen för utsläpp från förbränning av bibränslen i tätorter. De produkter som omgivningsklustret har som mål att ta fram är:

- Emissionsdatabaser i pilotkommuner som ger ledning om hur uppskattningar av utsläppen kan göras lokalt och nationellt
- Spridningsmodeller som kan användas som planeringsverktyg
- Kemiska metoder för att kontrollera halter och olika källors bidrag

Arbetet har fokuserats på två städer (Lycksele och Växjö) där utsläppen kartlagts och bidragen från olika källor till halterna av partiklar och gaser har bestämts med hjälp av spridningsmodeller vars noggrannhet kontrollerats. Detta utgör underlag för hälsoklustrets uppskattningar av hälsoeffekterna. Dessutom har screeningstudier genomförts på några platser för att ge underlag för framtida mätstrategier. Arbetsgången illustreras i Figur 1.

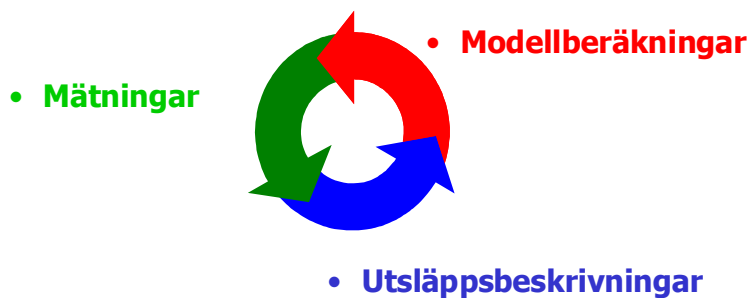


Figur 1. Schematisk beskrivning av de olika delarna i omgivningsklustret. I klustrets arbete ingår dock inte beräkningar av dos och effektstudier.

Omgivningsklustret genererar därmed underlag för bedömning av

- Betydelsen av olika källor för halterna (partiklar + gaser)
- Betydelsen av partikeldynamiska processer i luften efter utsläppet
- Geografisk och tidsmässig variation i halter
- Hur framtida bibränsleanvändningen påverkar luftkvaliteten
- Hälsoeffekterna av vedeldning

För att åstadkomma detta används tre viktiga delar nämligen: Mätningar, utsläppsdata-baser och spridningsmodeller. Tillsammans bildar de tre delarna ett effektivt utvärderingsverktyg för luftföroreningshalter i utomhusmiljön. Samspelet mellan dessa delar är mycket väsentligt (Figur 2). Modellberäkningarna bygger på geografisk och tidsmässig fördelning av utsläppen och skall jämföras med uppmätta halter. En sådan jämförelse visar på eventuellt på avvikelser som resulterar i justeringar av emissionsdatabasen så att nya beräkningar kan genomföras. Genom denna iterativa process erhålls optimal noggrannhet i hela beräkningskedjan från utsläpp till effekt. Modellerna som tagits fram används för att komplettera tidsserier av PM_{2.5} som indata till hälsostudier inom BHM. Dels erhålls komplett tidstäckning i tidsserierna, dels erhålls en rumslig upplösning. Modellerna kan också användas för att studera olika emissions-scenarier. Men modellerna måste oftast valideras med hjälp av mätningar för att de skall kunna användas på ett tillförlitligt sätt. Detta gäller speciellt för utvärderingen av vedeldningens påverkan på halter och exponering på grund av de stora variationerna som erhållits i emissionsmätningarna. Mätningarna inom detta projekt tillför också ny viktig information om t ex partiklarnas egenskaper, deras kemiska sammansättning, storleken och hur dessa egenskaper varierar beroende på deras ursprung och partikeldynamiska processer.



Figur 2. Resultaten från mätningar, emissionsinventeringar och spridningsmodellering kompletterar varandra så att en heltäckande bild kan erhållas; tidsmässig och rumslig information om halter och utsläpp samt hur utsläpp och halter förändras i olika framtidsscenarier.

4. Val av pilotkommuner

Det ursprungliga projektförslaget innefattade 7 kommuner, men av ekonomiska skäl bantades projektet och efter diskussioner mellan ingående institutioner valdes 2 kommuner: Växjö och Lycksele. På dessa platser finns historiska data på luftföroreningshalter och erfarenhet hos kommunen med mätningar samt tidigare etablerat samarbete. Båda ingick i det s k kartläggningsprojektet som genomfördes på uppdrag av Naturvårdsverket, Vägverket och Energimyndigheten. Både Lycksele och Växjö hade påbörjat inventeringar av utsläppen från olika biobränsleanläggningar (Widholm, 2002).

De båda kommunerna förväntades ha väsentligt olika situation avseende betydelsen av olika källor för halterna. Växjö i södra Sverige har betydligt större inflytande av långdistanstransporterade föroreningar. Läget inne i landet ger periodvis svaga vindar med dålig omblandning som följd även om förekomsten av sjöarna runt tätorten troligen innebär bättre omblandning än läget annars skulle medfört. I Lycksele har mätningarna inom ramen för urbannätverket visat på mycket höga halter i förhållande till tätortens storlek. Dessa har tillskrivits lokal vedeldning, som p g a kalla vintrar leder till ökad förbränning för uppvärmning med ökade utsläpp under perioder med kraftiga markinversionsförhållanden. Växjös sydliga läge innebär väsentligt lägre energiåtgång för uppvärmning och därmed lägre utsläpp per fastighet och år.

4.1 Lycksele kommun

Lycksele kommun ligger i Västerbottens län och har en total yta på 5 639 km². År 2001 hade Lycksele ca 13 000 invånare. De flesta (ca 9 000) bor i tätorten, som delas upp i två delar av Umeälven.

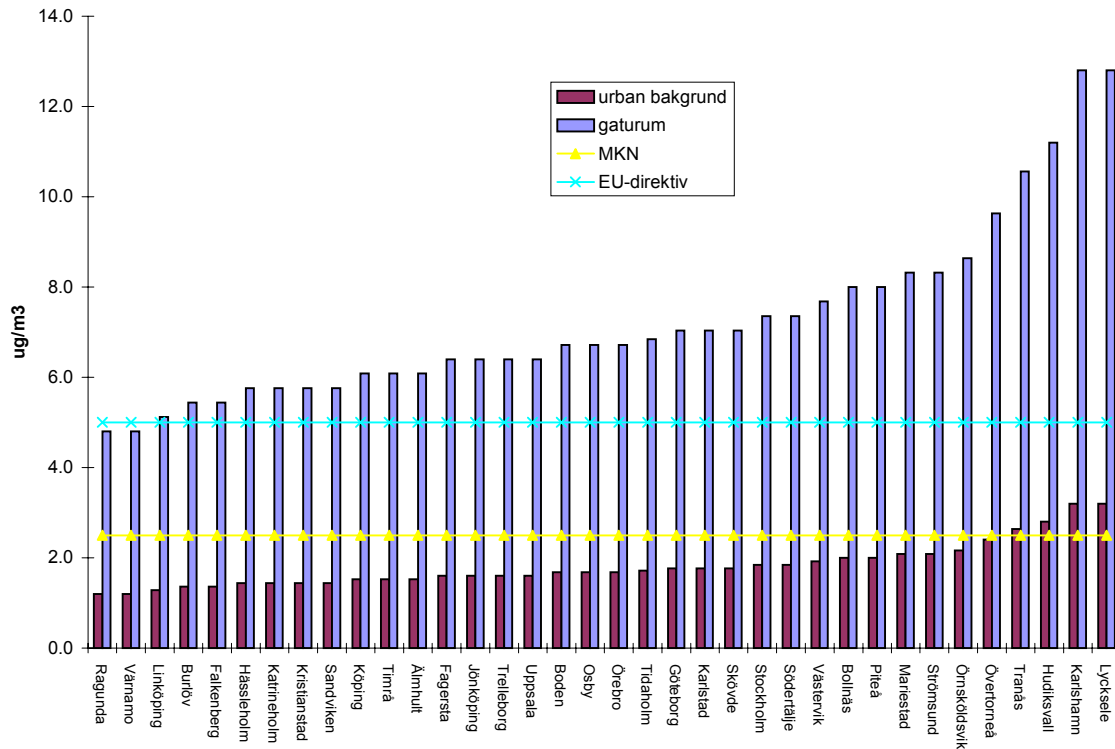


Tätorten ligger i en dalgång, drygt 200 meter över havsytans nivå, och de högsta bergen som omger tätorten är drygt 300 meter.

Kommunen har gjort stora satsningar på utbyggnad av fjärrvärmens under de senaste åren. I kommunen finns god tillgång på billig ved för användning i enskilda bostäder. Ett kraftvärmeverk försörjde år 2002 yy fastigheter med värme. Detta är en ökning från 2000 med xx%.

Kommunen har anordnat en speciell vedhanteringsplats för enskilda fastighetsägare.??? I tätorten fanns år 2001 61 enkla vedpannor, 164 kombipannor, 25 dubbelpannor och 391 lokaleldstäder som används regelbundet (Se vidare om emissionsdatabasen nedan).

Lycksele har haft egna mätningar av luftföroreningar centralt i tätorten sedan 1988. Dessa mätningar ingår i IVLs urbanmätnät och omfattar NO₂, SO₂, sot och VOC (Persson et al 2001). I Figur 3 visas erhållna medelvärden för bensenhalter inom urbanmätnätet 2000/01. Lycksele var den kommun där den högsta bensenhalten erhöles vilket indikerar att belastningen av luftföroreningar, i detta fallet bensen, är hög i Lycksele jämfört med andra kommuner.



Figur 3. Vinterhalvårsmedelvärset av bensen inom IVLs urbanmättnätet 2000/01. Kommunerna är rangordnade efter ökande bensenhalt. Värdena har ej korrigerats för upptagshastighet (Persson et al 2001).

Under åren 1999 – 2001 ingick Lycksele i det s k kartläggningsprojektet som innebar mätningar av PM10 och PM2.5 intill kommunhuset i tätorten (Areskoug et al., 2001; Hedberg et al., 2002).

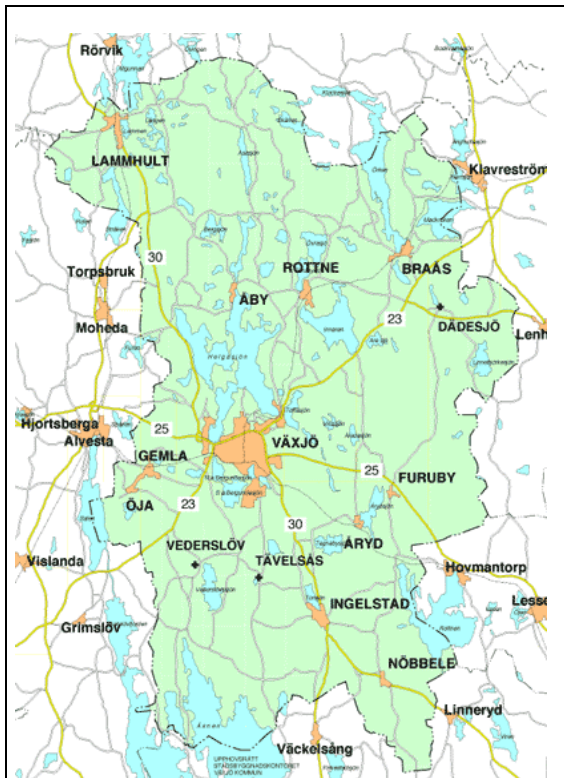
4.2 Växjö kommun

Växjö kommun hade 74 082 invånare 2001 och de flesta bor i Växjö tätort med knappt 50 000 invånare. Dess totala landareal är 1 674 km². Tätorten omges av flera stora sjöar och topografin är relativt flack. Inom Växjö kommun är bilen det dominerande färdmedlet. Mer än hälften av bilresorna är kortare än 5 km och 80% av alla resor är kortare än 10 km.

I Växjö tog kommunstyrelsen 1996 ett enhälligt beslut att sluta använda fossila bränslen i kommunens verksamhet. De skulle istället ersättas med biobränslen och effektiviseringar. I tätorten finns ett biobränsleeldat kraftvärmeverk. Den ökade användningen av biobränslen rör inte enskilda villor utan främst större förbränningsanläggningar och närvärmeverk. I kommunen finns god tillgång på billig ved för användning i enskilda bostäder. I kommunen finns 2 400 vedpannor och 3 800 lokaleldstäder som används regelbundet (Se vidare om emissionsdatabasen nedan).

Växjö har haft egna mätningar av luftföroreningar centralt i tätorten sedan 1989 (Widholm, 2003). Denna innefattar mätningar av NO₂, SO₂ och ozon. Under 3 vinterhalvår, 98/99, 99/00 och 00/01 mättes halterna av bensen, kväveoxid och kvävedioxid på ett antal platser i centrala Växjö. Under perioden hösten 1999 – våren 2001 ingick Växjö i det s k kartläggningsprojektet

som innebar mätningar av PM10 och PM2.5 i ett bostadsområde i tätorten (bostadsområdet Norr) (Areskoug et al., 2001).



Figur 4. Växjö kommun.



Figur 5. Växjö tätort

4.3 Kommuner i screeningstudien

Screeningstudier, vilka innebär mätningar på flera platser under en längre tid med bestämning av ett begränsat antal biobränslerelaterade parametrar, av betydelse ur hälsosynpunkt och för källbidragsberäkningar. Mätningarna genomfördes i samarbete med det så kallade Urbanmätnätet, under två vinterhalvår vid utvalda tätorter vilka utvidgas med flera mätparametrar.

Mätningar omfattade dygnsprovtagning av PM_{2.5}, PM₁₀ och NO₂ samt veckoprovtagning av VOC. Vidare karakteriseras ett antal av filterproven med avseende på PAH och andra organiska komponenter. I Figur 6 visas de kommuner som deltog i screeningen. Valet av kommuner baserades bl.a. på geografisk spridning och inslag av biobränsleanvändning.



Figur 6. Kommuner i screeningstudien.

De kommuner som ingick i studien 2001/02 var följande: Landskrona, Värnamo, Uppsala, Östersund och Lycksele. Under studien 2002/03 utfördes mätningar följande kommuner: Landskrona, Värnamo, Uppsala, Östersund och Växjö. I screeningen ingick även bakgrundsstationer, vilka var Vindeln, Aneboda och Råö. Vid dessa stationer mättes framförallt partiklar PM_{10} .

5. Mätperioder

Mätkampanjer har genomförts i Lycksele under december 2001 – mars 2002 och under december 2002 – mars 2003 i Växjö. Planeringen av mätkampanjerna samordnades med Hälsoklustrets studier på dessa platser. Screeningstudierna genomfördes under vinterhalvåren 2001/2002 och 2002/2003.

6. Ämnen och mätmetoder

Mätningarna i Lycksele och Växjö innefattar partiklar både massa, antal och storleksfördelning samt kemisk sammansättning. Såväl organiska som oorganiska ämnen i partiklarna analyseras. Dessutom mäts några gaser (NO_x, CO, SO₂ samt VOC). Kriterier för valet av ämnen/ämnesgrupper som inkluderades i de kemiska mätningarna har baserats på att de i) emitteras vid biobränsleanvändning, ii) kan ge upphov till hälsoeffekter, och iii) kan vara källspecifika. Ett kriterium var också att de kan vara lätta att mäta och analysera.

Organiska ämnen förekommer inom ett stort kokpunktsintervall och de kan ha olika polaritet, vilket medför att de delvis har olika kemiska och fysikaliska egenskaper. Detta påverkar både provtagningsmetodik och ämnenas transport och uppehållstid i luften. De indelas i volatila organiska ämnen (VOC) och semivolatila organiska ämnen (SOC). VOC förekommer i luftens gasfas medan SOC fördelas mellan gas- och partikelfas. Fördelningen mellan faserna beror på faktorer som ämnets ångtryck liksom dess K_{ow} , dvs ämnets fördelning mellan vatten och oktanol, samt på omgivningstemperaturen. Bärarmaterialet dvs partikelns egenskaper samt luftens partikelhalt är också av betydelse för fördelningen.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) vilka är semivolatila återfinns på fina partiklar. Ett luftkvalitetsdirektiv inom EUs "Air Quality Directive (96/62/EC)" för PAH är under bearbetning och ett s.k. "Position Paper", "Ambient Air Pollution by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)" utkom 2001-07-27. Arbetsgruppen för PAH rekommenderar i detta "Position Paper" att EU inför ett luftkvalitetsdirektiv för benzo(a)pyren, (B(a)P) mellan 0.5-1.0 ng/m³, som årsmedelvärde uppmätt i PM₁₀-fraktionen. PAH är tillräckligt stabila för att kunna transporteras med luftmassorna över stora avstånd återfinns i bakgrundsområden.

Veden av löv- och barrträd består i av cellulosa (40-50 %), hemicellulosa (20-30 %) och lignin (30 %). Utöver dessa huvudkomponenter innehåller veden också hartssyror, växtsteroler triglycerider och fettsyror som brukar benämnas "extraktivämen". Under pyrolytiska betingelser (> 300°C) bildas ur cellulosan stora mängder levoglukosan (1,6-anhydro- β -D-glucopyranose) men också mindre mängder 1,6-anhydro- α -D-glucofuranos. Levoglukosan har med framgång använts som markör för förbränning av biobränsle. Fördelen med att använda levoglukosan framför andra biomarkörer är främst att den bildas i stora mängder (3-16% av emitterade partiklar) är relativt stabil och är specifik för pyrolysis av cellulosan (Pashynska et al., 2002; Fine et al., 2002).

Ligninet utgör "kittet" i veden. Dess struktur är komplex och är ofullständigt kemiskt karakteriserad. Lignin är en makromolekyl med en molekylvikt på upp till 15000. Lignin innehåller fenoliska strukturer (35-45 %) som är tvärbundna med kolvätekedjor. Ligninet byggstenar är guaiacylglycerol, syringylglycerol och p-hydroxyfenylpropan (Parker et al., 1996; Adler, 1977). Guaiacylenheter återfinns i all ved och dominerar i barrveden (gymnospermer) medan lövträdens ved (angiospermer) innehåller både guaiacyl- och syringylstrukturer i ungefär 1:1 förhållande..

Vid hydrolysis av ligninet t ex vid framställning av pappersmassa eller under pyrolytiska betingelser bildas ett stort antal fenoliska monomerer. Dessa pyrolysisprodukter kan utgöra upp till 1/5 av det totala finpartikulära i emissionen (McDonald et al., 2000). Skillnaden i ligninets fenolsammansättningen avspeglar sig i pyrolysisprodukterna och fenolerna används som markörer för biomassaförbränning (Fine et al., 2002).

Mer flyktiga fenoler som fenol, kresoler, guaiakol och metyl- samt etylguaiakol (kokpunkt 108-120°C) återfinns främst i luftens gasfasen medan levoglukosan främst förekommer i partikelfas. I gruppen semivolatila organiska ämnen ingår polycykliska aromatiska kolväten (PAH), fenolära föreningar samt levoglukosan.

I Tabell 1, Tabell 2 och Tabell 3 har mätparametrar, metoder, tidsupplösning i mätningarna etc. sammanställts. Dessutom framgår vilken institution som ansvarat för mätningarna.

6.1 Partiklar Mätmetoder

6.1.1 Partikelantal

Antalet partiklar mäts med s.k. CPCer (Condensation Particle Counters, leverantör för samtliga TSI Inc.; <http://www.tsi.com/particle/products/partcount/partcount.htm>). Beroende på typ av CPC kan dessa räkna partiklar ner till 10 nm ($1 \text{ nm} = 10^{-9} \text{ m}$) i diameter, men vissa varianter (UCPC) förmår detektera partiklar ända ner till 3 nm.

6.1.2 Partikelstorleksfördelningar

Partiklarnas storleksfördelningar (m.a.p. antal) mättes med tre typer av instrument, vilka arbetar i olika storleksintervall. Mätningar av storleksfördelningar för partiklar mindre än 1 mikrometer ($1 \mu\text{m} = 10^{-6} \text{ m}$) utfördes med DMA-CPC teknik, medan de något större partiklarna klassificerades med en OPC respektive en APS.

DMA-CPC teknik

LTH, Chalmers och ITM har lite olika instrument för bestämning av storleksfördelningar, men principen är densamma. ITM och LTH har "hemmabyggda" instrument medan Chalmers använt ett kommersiellt instrument. För (torra) partiklar med diameter mindre än $1 \mu\text{m}$ kan storleksfördelningen bestämmas med hjälp av en kombination av DMA (Differentiell mobilitetsanalysator) och CPC. DMA:n separerar först partiklar i ett utvalt och väldigt smalt storleksintervall genom att låta dessa passera genom ett elektriskt fält vinkelrätt mot flödesriktningen. Dessa nästan monodispersa partiklar (samma storlek) kan sedan räknas sedan med en CPC. Instrumenten (DMA+CPC) kallas antingen SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) eller DMPS (Differential Mobility Particle Sizer). SMPS är ett kommersiellt tillgängligt instrument (TSI Inc.; en äldre variant av TSI 3034 <http://www.tsi.com/particle/products/partsizer/3034.htm>), medan Twin-DMPS instrumentet är tillverkat och kalibrerat vid avd. för Kärnfysik, LTH. LTHs Twin-DMPS instrument består av två separata men samverkande DMA+CPC-enheter, en för storleksintervallet 3-21 nm och den andra för intervallet 21-850 nm. Tidsupplösningen för detta var under mätkampanjerna i Lycksele och Växjö satt till 10 minuter.

Tabell 1. Partiklars fysikaliska egenskaper

	Parametrar	Metod	Tidsupplösning	Platser	Antal prov
ITM	Antalsfördelning, EMMA mobilt system	Kombination av UCPC-CPC-DMA-OPC	1 Minut	Mobil (Lycksele) 1 fast mätplats (Växjö)	Kontinuerligt under Kampanjen
ITM	PM ₁₀ /PM _{2.5}	TEOM	1 timme	1 fast mätplats	Kontinuerlig Kartläggningsserier
LTH CTH	Antalsfördelning Antalsfördelning	Twin-DMPS, APS SMPS	10 minuter 20 minuter	1 fast mätplats 1 fast mätplats	Kontinuerligt under kampanjen
LTH	Hygroskopicitet	H-TDMA	ca 30 minuter	1 fast mätplats	Kontinuerligt
CTH	Storleksfördelning PM _{2.5} /PM ₁₀ -PM _{2.5}	Flerstegsimpaktor Vituell impaktor	24 timmar	1 fast mätplats	2 prover under kampanjen

Tabell 2. Partiklars kemiska egenskaper (exklusive organiskt innehåll)

	Parametrar	Metod	Tidsupplösning	Platser	Antal prov
ITM/LTH	Sot	Differentiell ljusabsorption	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	Tidsuppl	Platser	Totalt antal prov per mätkampanj
ITM/LU	VOC (C6-C20), PAH (50 st), ketoner, aldehyder	Adsorbentrör + 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,	Diffusiv provtagning	Vecka	Bakgrund	10
	Butadien	Adsorbent	Dygn	2	100
	PAH, 25st Fenoler Levoglocosan	HVS- GCGC/MS,	Dygn	2	40

Chalmers instrument är väsentligen samma som ovan beskrivna *DMA-CPC* instrument, men består av två separata äldre instrument vilka tillsammans utgör en Differential Mobility Particle Sizer (DMPS, a TSI 3071). I registreringen användes ett av de rekommenderade storleksintervallen, 0.010 - 0.337 μm . Med detta instrument tar det mellan 15 och 30 minuter att generera ett partikelspektrum, delvis beroende på partikelkoncentrationen i de olika kanalerna samt på det storleksintervall som har valts.

OPC

Denna typ av instrument både storleksbestämmer och räknar antalet partiklar i samma steg. Den OPC (Optical Particle Counter) som användes under fältmätningarna (PMS PCASP-100; <http://www.pmeasuring.com/products/aerosol>) utgjorde en del av ITMs mobila EMMA-system, och mätte antalsstorleksfördelningar i intervallet 0.1-10 μm . En OPC mäter intensiteten på det ljus som sprids från en partikel då den bestrålas med en kraftig ljuskälla, i fallet med PCASP-100 en HeNe-laser. Eftersom ljusspridningen (s.k. Mie-spridning) i det aktuella storleksintervallet uppvisar starka resonanser (svängningar i intensiteten för det spridda ljuset) så är partikeldiametern inte entydigt bestämd. Dessutom varierar ljusspridningen med partiklarnas

brytningsindex. För en diskussion om kalibrering av OPCer, se: http://raf.atd.ucar.edu/Projects/INDOEX/PMS_Calib_Explains.html.

APS

Detta instrument användes av LTH vid mätningarna i Växjö. Liksom OPCn bygger APSn på detektion av spritt ljus, men APSn använder ljuspulsen endast för att räkna antalet partiklar. Storleken bestäms istället genom att partiklarna accelereras över ett tryckfall. Stora partiklar har en relativt sett stor tröghet och behöver därmed längre tid för att passera mellan två laserstrålar än de mindre partiklarna. Passagetiden är ett direkt mått på partikelstorleken. APSn förmår mäta storleksfördelningar i intervallet 0.8-30 μm , men effektiviteten avtar över 5 μm . Det instrument som användes i Växjö är en äldre variant av TSI 3321 (<http://www.tsi.com/particle/products/partsizes/3321.htm>).

Eftersom de olika instrumenten använder olika mätprinciper, är resultaten inte direkt jämförbara. En DMA+CPC mäter elektrisk mobilitetsdiameter, OPCn mäter en diameter som baseras på optisk ljusspridning, medan APSn mäter aerodynamisk diameter. Det är möjligt att konvertera mellan elektrisk mobilitetsdiameter och aerodynamisk diameter om man tror sig känna formen på partikeln och dess densitet, medan det är svårt att relatera optisk "diameter" till de andra storleksmåten.

6.1.3 Partikelmassa

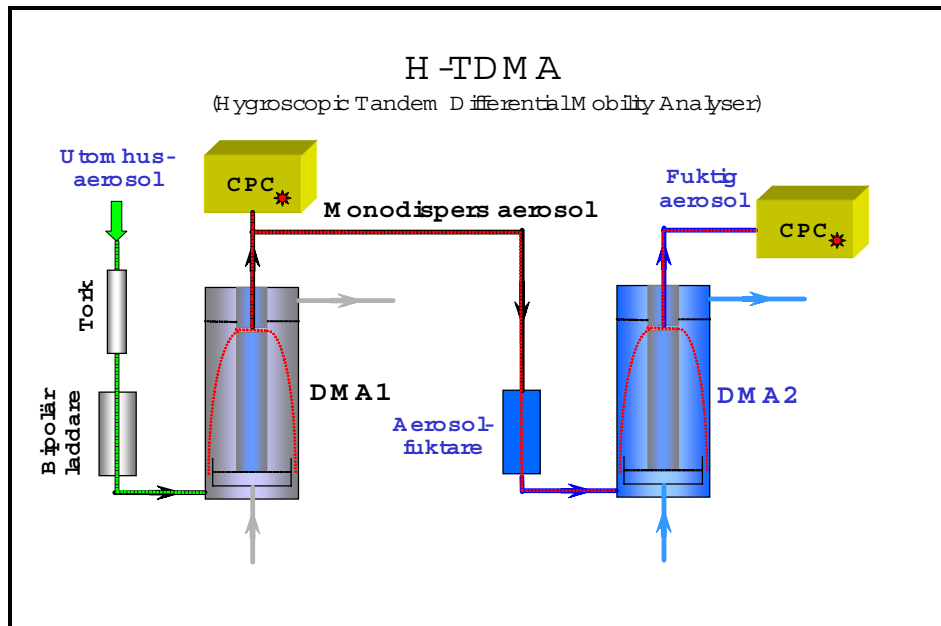
Två olika metoder har använts för bestämning av partikelmassekonzentrationen. IVL har en gravimetrisk metod som beskrivs närmare under Screening nedan och ITM har 2 TEOM instrument. En utförlig jämförelse av dessa metoder ges i Ferm & Hansson (2003). Vid de fasta mätplatserna mättes halterna av PM10 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, ett vid Norrmalm och ett vid Forsdala.

6.1.4 Hygroskopicitet

Partiklarnas hygroskopicitet, d.v.s. deras benägenhet att ta upp vattenånga och växa i storlek vid förhöjda luftfuktigheter (RH), mättes med en H-TDMA (Hygroscopic Tandem Differential Mobility Analyzer). Detta instrument är, liksom Twin-DMPS-instrumentet, tillverkat och kalibrerat vid avd. för Kärnfysik, LTH, och bygger även detta på DMA+CPC teknik. Det finns f.n. inga kommersiellt tillgängliga H-TDMA instrument.

Den första DMA:n separerar först partiklar m.a.p. deras torrstorlek (Figur 7). Dessa väldefinierade partiklar fuktas sedan, och förs därefter in i en andra DMA, med vars hjälp man kan bestämma den diameter som partiklarna erhåller efter att ha fuktats till en välkontrollerad relativ luftfuktighet. Under mätningarna i Lycksele och Växjö mättes tillväxten för partiklar med torrstorlekar mellan 20 och 265 nm. I detta storleksintervall återfinns en övervägande majoritet av antalet partiklar. Tillväxten uppmättes mellan RH<10% och RH=90%. H-TDMA-mätningarna används här främst för att beräkna hur partiklarna deponeras i olika delar av luftvägarna. Mätresultaten extrapoleras då med hjälp av en modell till de luftfuktigheter som råder i andningsvägarna (ca 99.5% RH).



Figur 7. Principen för mätning av partiklars hyroskopiska egenskaper m.h.a. H-TDMA instrumentet.

Insamling av partiklar med impaktorer för analys av grundämnen och Black Carbon.

En automatisk tvåstegsimpaktör användes vid insamlingen (Sierra Instruments Model 244) har varit placerad vid Norrmalm. 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 1m³ 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 svartan eller kolinnehållet (BC) med användande av en ljusspridningsteknik (reflektometer).

Vid mätstationen användes också en annan typ av impaktorer, en lågvolumimpaktör (1 dm³ h⁻¹). Denna sorterar partiklar i sju storleksfraktioner ner till 0,25 µm. Partiklarna samlas in på speciella högreflekterande glasplattor, vilka är lämpade att analyseras med en speciell röntgenfluorescensteknik, TXRF.

6.1.5 *Metaller och andra grundämnen*

Filterprov från mätstationen vid Forsdala analyserades med PIXE (particle Induced X-ray Emission) vid jonstrålelaboratoriet vid avd. för Kärnfysik, LTH. Proven för PIXE-analys samlades in med en automatisk provtagare SAM (Stationary Aerosol Monitor) separerat i en grov- och en finfraktion, och med en tidsupplösning på 12 timmar.

Filtren från tvåstegsimpaktorn vid Norrmalm analyserades i den tre-axiella energidispersiva röntgenfluorescensspektrometer (EDXRF) som sedan länge använts för aerosolanalys vid den Fysiska Institutionen i Göteborg. För att bestämma koncentrationerna av olika grundämnen används referensmaterial från NIST (Standard Reference Material 1833) med kända koncentrationer av Si, K, Ti, Fe, Zn och Pb. Röntgenspektra analyseras kvantitativt med ett särskilt dataprogram, QXAS (Quantitative X-ray Analysis System). Felen vid kvantifieringen är vanligtvis mindre än 10%, men betydligt större för koncentrationer som närmar sig detektionsgränsen.

Glasplattorna från flerstegsimpaktorn analyserades med hjälp av TXRF (Totalröntgenfluorescensteknik). I denna teknik får en högintensiv röntgenstråle

totalreflekteras från aerosolpartiklarna som samlats in på glasplattan. Röntgenstrålningen från grundämnen i aerosolpartiklarna detekteras vinkelrätt mot den totalreflekterade strålen vilket ger mycket låg bakgrundsstrålning i spektra.

6.1.6 Organiskt, elementärt kol

Vid Norrmalm 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 ($>0.1 \mu\text{m}$) på ett impaktorsteg. Efter 1 timmes provtagning upphettas partiklarna först till $340 \text{ }^\circ\text{C}$, och sedan till $750 \text{ }^\circ\text{C}$. Mängden CO_2 som emitteras från provet vid upphettning är ett mått på mängden organiskt bundet kol ($<340 \text{ }^\circ\text{C}$), respektive elementärt kol ($340\text{-}750 \text{ }^\circ\text{C}$). 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). För OC-data från Lycksele och Växjö användes faktorn 1.4.

6.1.7 Sot

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

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

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

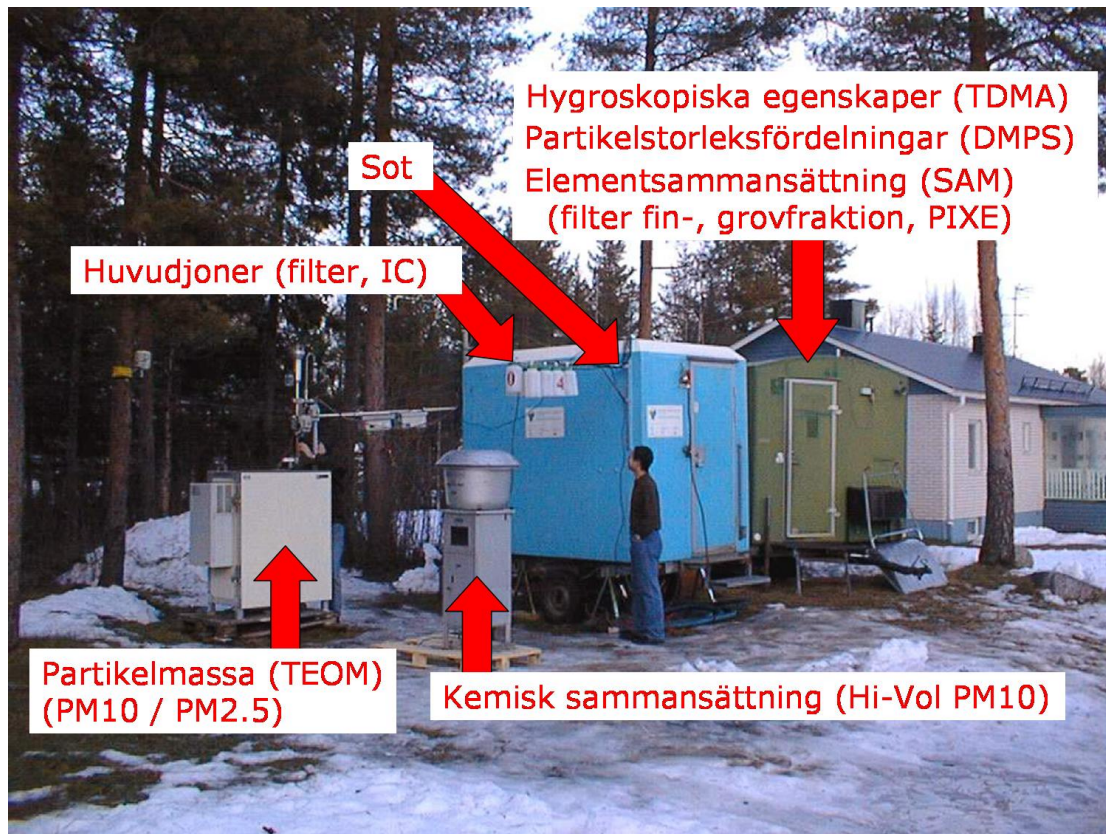
$$b_{\text{ap}} = (\text{area/volym}) \ln(I_0/I)$$

där area är arean av sotfläcken [m^2] och volymen är luftvolymen som passerat. Genom att hela tiden samtidigt mäta ljusabsorptionen i en filtrerad filteryta kan den uppmätta absorbansen helt tillskrivas partiklarnas effekt. Omräkningen av ljusabsorption till massan sot görs med antagande om en viss absorptionskoefficient. I Lycksele användes $10 \text{ m}^2/\text{g}$. Ett problem är att partiklarna också sprider ljus, vilket ser ut som ljusabsorption.

Det bör noteras att mätningarna för elementärt kol och sotmätningarna med hjälp av ljusabsorptionsmetoden inte nödvändigtvis ger samma resultat, detta p g a att de inte mäter samma storhet. Detta är ett välkänt mättekniskt problem och inte unikt för detta projekt (Scmid et al., 2001).

6.1.8 ”Black smoke”

Vid mätstationen på gågatan i centrala Lycksele (urbanmät punkten) 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 urbanmät nätet i Sverige. Den användes också i Screeningen inom ramen för BHM (se nedan).



Figur 8. Den fasta mätplatsen i Forsdala, Lycksele under mätkampanjen januari-mars 2002. Pilarna visar mätinstrumenten för partiklar. Jingchuan Zhou från LTH inspekterar mätningarna.

6.2 Huvudkomponenter

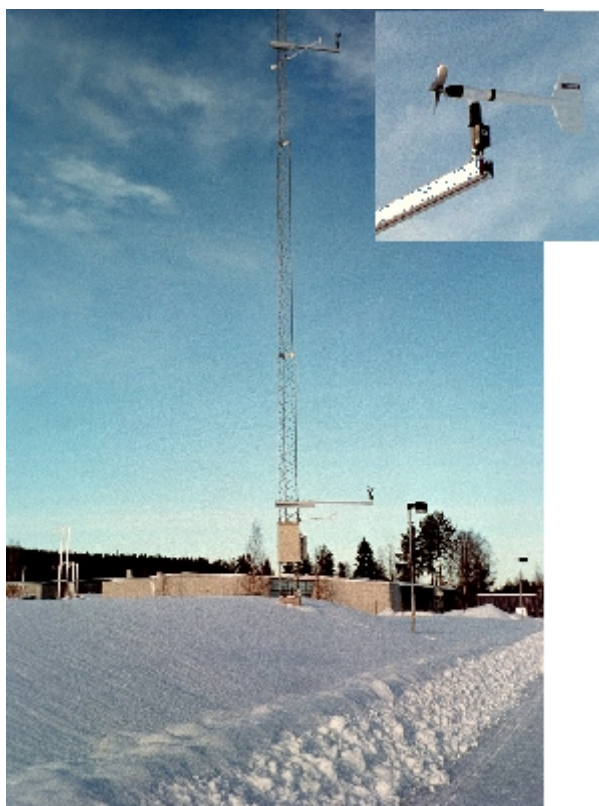
För provtagning av huvudkomponenter sugts luft igenom en s.k. filterpack, där tre filter är monterade i serie. På det första filtret (Zeflour) uppsamlas partikelfasen för samtliga komponenter, de följande filtren (Whatman W40) är impregnerade med absorptionslösning för upptag av respektive gasfaskomponent. Det andra filtret är impregnerat med kaliumhydroxid som absorberar sura gaser (FB). På det tredje oxalsyreimpregnerade filtret absorberas basiska gaser (FA). Provtagningsvolymen är ca.20 m³/dygn (EMEP EMEP/CCC-report).

Zeflourfiltren lakas i MQ-vatten och analyseras sedan med avseende på an- och katjoner med hjälp av jonkromatografi. FA och FB filtren lakas på samma sätt i MQ-vatten. Till FB filtren tillsätts, en droppe 30% H₂O₂. Analyserna utförs med jonkromatografi (anjoner) eller spektrofotometriskt (NH₄).

6.3 Meteorologi Instrument

Meteorologiska instrument placerades på belysningsstolpar i Lycksele och Växjö, se Figur 9 och Figur 10. Instrumenten placerades på två höjder i masten för att analysera vertikala profiler av vind och temperatur. För mätning av vindriktning och styrka användes två st.Young Windmonitor AQ, som i Växjö kompletterades med ett Windsonic instrument från Gill. För temperatur användes Pt-100 mätare på den lägre nivån och en differensstemperatursensor på den övre nivån. Fläktventilerade strålskydd utnyttjades på bägge nivåerna. Data samlades in via en datalogger och telefonmodem utnyttjades för att automatiskt överföra data till SMHI.

Meteorologiska data presenterades på SMHIs hemsida och kunde laddas ned för vidare bearbetning av deltagarna i BHM.



Figur 9. Den tillfälliga meteorologiska stationen vid Tannens idrottsplats i Lycksele.



Figur 10. Den tillfälliga meteorologiska stationen vid Tekniska förvaltningen vid Söderleden i Växjö.

6.4 VOC

Flyktiga kolväten, VOC (Volatile Organic Compounds), har provtagits på 2 olika sätt. Dels har en aktiv metod använts vid Forsdala och Norrmalm, dels en diffusiv metod vid den centrala mätpunkten (urbanpunkten) i Lycksele och i screeningkommunerna (se nedan). Vid aktiv mätning sugs luften med en pump genom provtagningsröret. Vid den diffusiva diffunderar molekylerna utan att pump används.

6.4.1 Aktiv provtagning av VOC

VOC samlades på adsorbenttrör, innehållande 200 mg Tenax TA, genom att aktivt pumpa luft med ett flöde av 30 ml/min. Provtagnings tiden var 12 timmar, vilket gav cirka 20 liter luft per prov. En automatisk provväxlare matades med adsorbenttrör för tolv dygn i taget. Dagproverna startades mellan kl 9 och 12. Provtagning genomfördes under perioden 14 januari – 11 mars vid de två fasta mätstationerna, Forsdala (Fo) och Norrmalm (N). Vid Forsdala installerades ytterligare en provtagningskarusell som periodvis tog parallella prover. Dessa samlades omväxlande på Tenax TA och på ett annat adsorbent, Carbopack B. Adsorbenttrör som inte pumpades sattes upp och användes som blankprover. Följande föreningar har analyserats: Bensen, toluen, etylbensen, o,m,p-xylen, 1,3,5-trimetylbenzen, naftalen, 1-och 2-metyl-naftalen samt raka alkaner med 9-20 kolatomer (C₉-C₂₀)

På laboratoriet desorberades provtagningsrören termiskt (ATD 400, Perkin Elmer) vid 250 - 350°C i en ström av heliumgas, som för provet vidare till analysinstrumentet, en gaskromatograf kopplad till antingen en masspektrometer eller en flamjonisationsdetektor. (referenser). En certifierad gasblandning från National Physics Laboratory (England) respektive preparerade certifierade adsorbenttrör från NMI (Nederländerna) användes som referenser för att bestämma

halten av bensen, toluen, etylbensen samt o-, m- och p-xylen. För övriga substanser användes lösningar i metanol som injicerades i adsorbenttrören.

6.4.2 Butadien

Dygnsmätningar av 1,3-butadien genomfördes med hjälp av en automat med åtta provtagningskanaler styrda av ett tidur. I vardera provtagningskanalen fanns ett provtagningsrör samt ett back-up rör kopplade i serie, vilka innehöll en adsorbent (Carbopack B). Flödet under provtagningen var 150 ml per minut och provtagningen genomfördes under en minut per timma hela dygnet. Analysen utfördes efter termisk desorption av adsorbenttrören på en gaskromatografi med flamjonisationsdetektor (ATD 400 från Perkin-Elmer och GC-FID, Varian 3800).

6.5 Provtagning och analys av semivolatila organiska ämnen

Provtagningen utfördes med en högvolymsluftprovtagare (HVS) försedd med ett partikel cut-off på 10 μm och en adsorbent av polyuretanskum (PUF) för avskiljning av ämnen i gasfas. Adsorbenten uppenades före provtagningen.

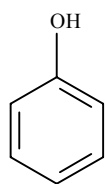
Efter provtagningen soxhlet-extraherades proven, dvs filter och puffar, först i 24 timmar med aceton och därefter i ytterligare 8 timmar med aceton, vilken surgjorts med 1M HCl. Internstandarder bestående av C^{13} märkta PAH (7st) och 5-klor-*m*-kresol sattes till proven. Acetonen späddes därefter med vatten i förhållandet 3:1 och extraherades med en blandning av pentan/dietyleter (3:1). Aceton/vattenfasen utnyttjades för analysen av levoglokosan. För att avskilja de fenolära ämnena extraherades organfasen med 1M NaOH.

6.5.1 PAH

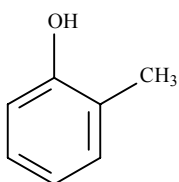
Pentan/eterblandningen fraktionerades på en kiselgelkolonn (10% H_2O) och en fraktion innehållande alifatiska kolväten och PAH uppsamlades. Proven uppenades genom s.k. DMF-rening vilken innebär en avskiljning av aromater med dimetylformamid (DMF) och efter vattentillsats återextraktion till organfas (hexan). Analysen utfördes med GC-MS-SIR (HP5890-Trio 2 (Micromass)).

6.5.2 Fenoler

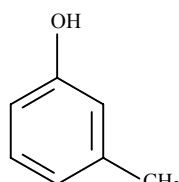
Proven indunstades och provets innehåll av NaOH neutraliserades med HCl. Efter tillsatts av karbonatbuffert utfördes en derivatisering av fenolerna med pentafluorobenzoylchlorid (figur 2)(Proverna uppenades på kiselgelkolonn. Analysen utfördes med GC-ECD.



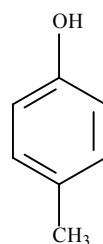
Fenol



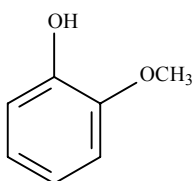
o-kresol



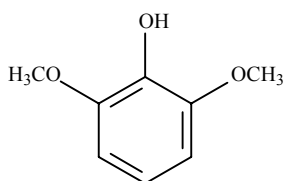
m-kresol



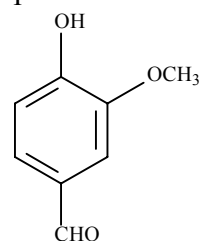
p-kresol



Guajakol

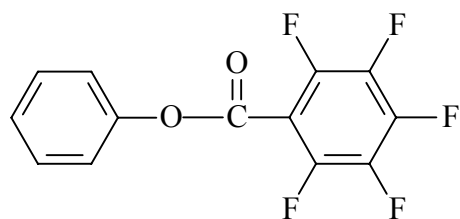


Syringol



Vanillin

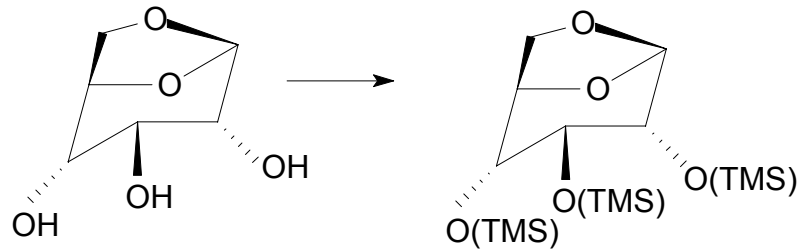
Figur 11. Strukturformler för de olika fenoliska föreningar som analyserades som O-pentafluorobenzoat.



Figur 12. Visar derivatet O-pentafluorobenzoat av fenol.

6.5.3 Levoglukosan

Vatten/acetoneextraktet vakuumindunstades till torrhet. Indunstningsresten extraheras med diklormetan /MeOH. Extraktet indunstades till torrhet varefter en derivatisering med reagenset MSTFA med 1% TMCS i pyridin utfördes. Analysen utfördes med GC-FID.



Figur 13. Levoglukosan och tri(trimetyl)-silyleter av levoglukosan

6.6 Svaveldioxid

Svaveldioxid mättes både i Norrmalm och i Forsdala. För detta användes två Thermo Environmental Instruments (TEI) baserade på fluorescens (modell 43). Pulserande UV-ljus, som filterats till ett smalt våglängdsband används för att excitera SO_2 molekylerna i den insugna luften till högre energitillstånd. När molekylerna återgår till grundtillståndet utsänds fluorescerande strålning. Strålningen träffar en detektor vars signal blir proportionell mot koncentrationen av SO_2 . Detektionsgränsen för instrumentet är 0.1 ppb om instrumentet ställs in på snabb responstid. Genom att välja längre responstid kan detektionsgränsen sänkas 0.06 ppb. I våra mätningar har vi valt den lägre detektionsgränsen och en längre responstid på ca 5 minuter.

6.7 Kväveoxider

Det instrument som analyserar NO och NO_2 är baserat på kemiluminiscens (CLD 700). En ozongenerator i instrumentet gör att den NO som finns i den insugna luften reagerar med det bildade ozonet varvid NO_2 bildas. Ca 20% av denna NO_2 är i ett exciterat tillstånd, och sänder ut elektromagnetisk strålning när den deexciteras ner till grundtillståndet. Den strålning som därvid sänds ut detekteras fotoelektriskt och utgör ett mått på NO-koncentrationen i luften. För att också detektera NO_2 i luften måste denna först konverteras till NO. Detta görs i en termisk konverter som innehåller molybden och som reducerar NO_2 till NO. En två-kammar konstruktion gör det möjligt att både detektera NO och NO_x . Koncentrationsskillnaden mellan NO_x and NO utgör NO_2 koncentrationen. Detektionsgränsen för båda gaserna är 1 ppb, och responstiden är 70 sekunder. Ett instrument av denna typ var placerat i mätstationen Norrmalm.

6.8 Metoder inom Screeningen

Provtagningen av NO_2 och sot genomförs med en, vid IVL framtagen, halvautomatisk dygnsprovtagare utrustad med 8 provtagningskanaler. Varje kanal består av en filterhållare med Whatman 1 filter för avskiljning av sot följt av ett natriumjodidimpregnerat sintrat glasfilter för kemisorbition av NO_2 . Flödet genom provtagaren åstadkoms med hjälp av en vaccuumpump med grundkapacitet, 25-30 l/min.

6.8.1 Sot

Sotmängden bestäms 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.).

6.8.2 NO₂

NO₂ filtret lakas med avjoniserat vatten, varvid bildad nitrit (NO₂⁻) löses ut vilken analyseras med FIA (Flow Injector Analysis), som är en automatiserad spektrofotometrisk metod.

6.8.3 Dygnsvis provtagning av PM₁₀ eller PM_{2.5}.

Provtagningen av partiklar utförs med provtagare som tagits fram vid IVL (Ferm). Luft sugas med konstant flöde igenom ett provtagningshuvud, där ett filter är monterat, (Zeflour-PM₁₀, Teflon-PM_{2.5}). Huvudets inlopp, luftflödet samt en impaktor monterad före filtret ger den bestämda partikelfractionen, PM₁₀ eller PM_{2.5}. Provtagning sker dygnsvis genom att en styrenhet skiftar bestående av 8 kanaler. skiftas en gång per dygn. Vägning av provtagningsfilter sker vid IVL's laboratorium, före och efter provtagning. Vägningen utförs i ett konditionerat vågrum (fukt och temp) och på en våg med en upplösning på 1 µg

6.8.4 Analys av organiska ämnen på partikelfiltren.

Före analysen extraherades filtren på samma sätt som utnyttjats vid fältmätningarna (se ovan). PAH analyserades efter uppreningen på kiselgel med en HPLC försedd med fluorescensdetektor (FL). HPLC-FL är en kostnadseffektiv metod då en enklare upprening av proverna krävs. Vidare erhålls en låg detektionsgräns för de olika PAH komponenterna vilket gör det möjligt att bestämma PAH på de 20-30 m³ som erhålls med IVLs partikelprovtagare. Analys av levoglukosan (se ovan).

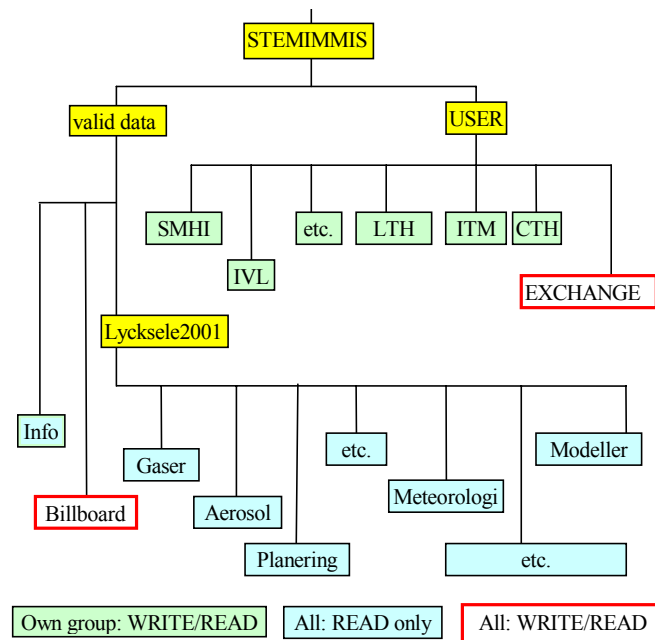
6.8.5 Veckovis bestämning av flyktiga kolväten (VOC)

Vid provtagningen av VOC används diffusionsprovtagare från Perkin Elmer innehållande en adsorbent (här Tenax-TA Adsorbentören renas före användandet genom avvärmning med heliumgasgenomströmning. Renheten kontrolleras genom att rören analyseras omedelbart innan de sänds ut till mätstationerna. Analysen utförs med en automatinjektor, ATD-400 från Perkin Elmer, kopplad till en högupplösande gaskromatograf med flamjonisationsdetektor. Halterna beräknas utifrån de analyserade mängderna diffusionskonstanten för ämnet, diffusionssträckan, arean och exponeringstiden.. För kalibrering används standardrör från TNO i Holland. Dessa standardrör har i sin tur kontrollerats genom jämförelse med en certifierade referensstandard från BCR (European Community Bureau of Reference).

Metoderna som används inom urbamättnätet finns utförligare liksom data från andra tätortet finns utförligare beskrivna i Persson et al (2002).

6.9 Databaser för mätdata

Målsättningen har varit att upprätta gemensamma databaser för mätdata. Dels finns en gemensam ftp server på Lunds universitet, dels en gemensam databas vid ITM och SLB i Airvirosystemet. På ftp servern ligger både rådata och validerade data mest i excelformat. För olika parametrar är tidsupplösningen olika.



I Airvirodatabasen ligger validerade data med tidsupplösningen 15 minuter, timme och dygn.

7. Mätplatser i Lycksele

Mätningarna av luftföroreningar i Lycksele genomfördes på 3 fasta mätstationer och med en mobil utrustning erhöles partikelstorleksfördelningen från ytterligare 3 platser. En meteorologisk mätstation installerades som komplement till den befintliga vid flygplatsen. Vidare mättes vind och temperatur vid de fasta mätstationerna.

7.1 Fasta mätplatser

Norrmalm ett villaområde på östra sidan om Umeälven med ett flertal villor med vedpannor, en del braskaminer och mindre andel villor med fjärrvärme. Mestadels tvåplanshus.

Forsdala, ett litet villaområde en bit söder om centrala Lycksele. Stort inslag av braskaminer och en del villor med vedpannor, flera villor med eluppvärmning. I huvudsak enplanshus. Mycket begränsad trafik, bortsett från vägen till flygplatsen straxt öster om området.

I **Centrum** på gågatan. Detta var samma plats som under tidigare års urbanmätningar. I denna del av centrala Lycksele förekommer mycket litet vedeldning. Mätplatsen motsvarar urban bakgrund.

7.2 Bakgrund

Vindelns försökspark, som har använts som bakgrundsstation ligger ca 75 km SO om Lycksele. Mätstationen ingår även i det sk EMEP programmet (Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmissions of air pollutants in Europe; www.emep.int).

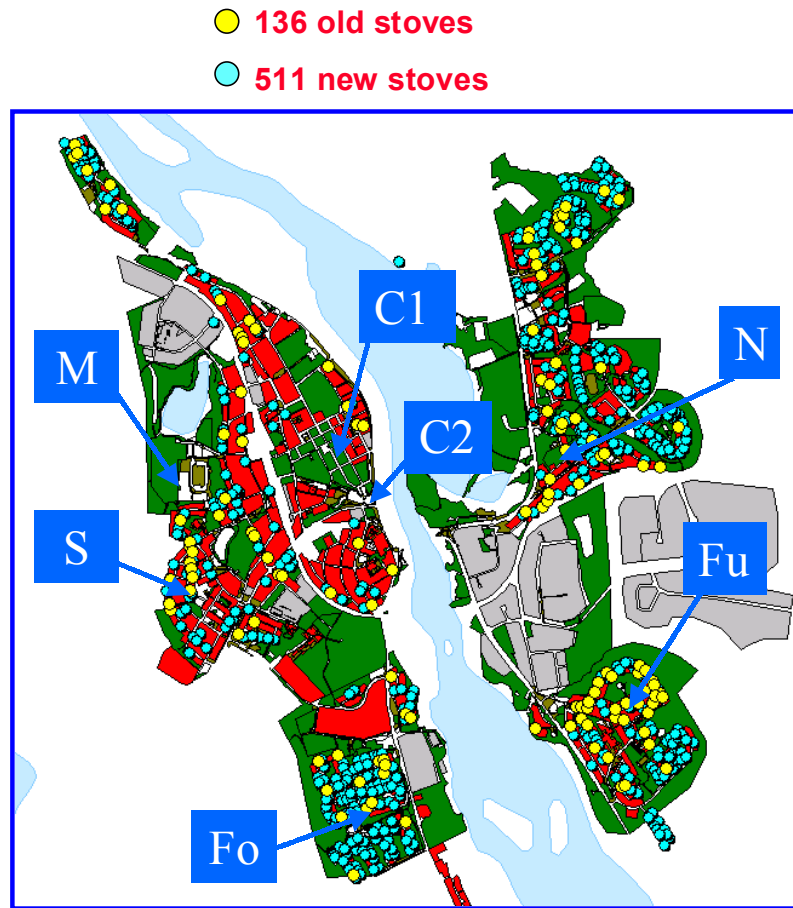
7.3 Tillfälliga platser

Södermalm, ett område med villor med vedpannor, dock betydligt färre än på Norrmalm. En del trafik till ett industriområde, skola och idrottsplats. Varierande storlek på villorna.



Furuviik är ett relativt högt beläget bostadsområde öster om älven, SO om centrum. Här finns ett stort antal äldre vedpannor.

Central plats på parkeringsplats intill kommunhuset, väster om E12. Denna centrala mätplats ligger närmare de mer trafikerade större genomfartsvägarna (E12/Blå vägen och Vilhelminavägen) jämfört med Centrum (urbanmätplatsen). Här mättes bl a PM10 och PM2.5 under kartläggningsprojektet (Areskoug et al., 2002; Hedberg et al., 2002).



Figur 14. Mätningar i Lycksele tätort. Fasta stationer: C1 – Centrum (urbanstation); Fo – Forsdala; N – Normalm; M – Tannens idrottsplats (meteorologisk mast). Periodvis mättes också vid Fu – Furuvik; C2 – Centrum och S – Södermalm. Bakgrundsmätningar genomfördes vid Vindelns försökspark, ca 75 km SO om Lycksele.

8. Emissionsdatabas Lycksele

I Lycksele fanns det ingen emissionsdatabas sedan tidigare. Databasen som skapats har samma struktur som den som används i Stockholm och Uppsala län (Pettersson et al., 1999). Utsläppsberäkningar från vägtrafik, småskalig bibränsleeldning, energianläggningar och bensinstationer, är utförda med den så kallade "bottom-up" principen. För dessa källor finns lokal och detaljerad information om själva aktiviteten, tidsupplösning etc. För enskild oljeeldning, arbetsmaskiner och skotrar är beräkningarna emellertid utförda med så kallad "top-down" princip. Detta innebär att beräkningar bygger på statistik med en grov geografisk upplösning ur ett kommunalt perspektiv. Detaljerad beskrivning av emissionsdatabasen uppbyggnad finns i Pettersson et al. (2002).

8.1 Småskalig biobränsleledning

Utgångspunkten för uppbyggnaden av emissionsdatabasen var den inventering av biobränsleeldade villapannor i tätorten som kommunen genomfört under åren 1996-1997. Enligt inventeringen fanns 717 installationer. Korrigeringar utfördes i förhållande till den fjärrvärmeutbyggnad som skett i Lycksele tätort fram till 2001-05-25, vilket medförde att antalet reducerades till 641 källor. Av dessa var 391 lokaleldstäder, 61 enkla vedpannor, 164 kombipannor och 25 dubbelpannor. Fördelningen av miljögodkända och icke miljögodkända pannor respektive innehav av ackumulatortank är känd, delvis med hjälp av den inventering som ÄFAB utfört.

Vid uppbyggnad av databasen har så mycket information som möjligt gjorts sökbar. Detta innebär att det går att söka fram information utifrån typ av panninstallation, gatuadress, fastighetsbeteckning etc. Dessutom går det att söka på olika geografiska områden såsom Forsdala, Norrmalm etc. Vad gäller utsläppens fördelning över tiden så bygger det på examensarbete vid Umeå Universitet år 2000 (Andersson, 2000). Emissionsfaktorer är hämtade från Naturvårdsverket (1996) samt från KTH år 2000 (Hedberg et al. 2002), se Tabell 4. Uppdatering av emissionsfaktorer för småskalig biobränslen utifrån emissionsklustrets mätningar kan enkelt ske men har ej genomförts.

Tabell 4. Emissionsfaktorer som använts för villapannor och lokaleldstäder i Lycksele

	NO _x (hel)ved d mg/MJ	CO (hel)ved mg/MJ	VOC (hel)ved d mg/MJ	Partiklar (hel)ved mg/MJ	PAH (hel)ved mg /MJ	B(a)P (hel)ved mg/MJ	Bensen (hel)ved mg/MJ
MG/ACK	110	1300	300	22	0.074	0.0015	0.28
IMG/ACK	60	7000	900	89	5	0.1	140
IMG/IACK	40	12000	2800	2190	5	0.1	140
Lokaleldstäder	40	12000	2800	110	5.1	0.07	110

8.2 Vägtrafik

Vägtrafiken är beskriven med parametrar såsom flöde, skyltad hastighet, flödeshastighet, andel tung trafik samt tidsvariationen över året, veckan och dygnet. Det statliga vägnätet bygger på trafikuppgifter från vägverkets vägdatabank från år 2001. Uppgifter om trafikflöden på det lokala vägnätet är hämtade från Lycksele kommun. Trafikräkningarna utfördes 1998-1999. Indelningen i fordonstyper och reningssteg motsvarar den struktur som finns i Vägverkets EVA-modell, version 2.3 (Vägverket 2000). Emissionsfaktorer från EVA 2.3 har använts för kväveoxider, kolväten, kolmonoxid och partiklar. Värden för bränsleförbrukning och koldioxidutsläpp är också från EVA 2.3. För de *oreglerade ämnena* formaldehyd, acetaldehyd, butadien, PAH, bens(a)pyren, eten och propen har emissionsfaktorer hämtats från Vägverkets TCT-modell (Lenner & Karlsson, 1998). För bensen har emissionsfaktorer hämtats från Coopert III (Ntziachristos & Samaras, 1999). Emissionsfaktorer är uppdelade på flödeshastighet. Försämringsfaktorer är relaterade till fordonsålder. Här förutsätts en linjär försämring upp till och med viss fordonsålder. Uppgifter om försämring finns endast för bensindrivna fordon liksom för kallstartstillägg. Tilläggen baseras på reslängder mellan två kallstarter fördelat på vägtyp.

8.3 Energianläggningar och panncentraler

Två energianläggningar är inlagda och uppgifter om anläggningarna är hämtade från miljökontoret i Lycksele. Utsläppen från energianläggningar och panncentraler sker huvudsakligen under vinterhalvåret juni, juli, augusti och september har i stort sätt inga utsläpp,

8.4 Bensinstationer

Fyra bensinstationer är inlagda och uppgifter om anläggningarna är hämtade från miljökontoret i Lycksele. När utsläppen av kolväten beräknas tas hänsyn till vilka reningssteg som finns d v s muffar och gasåtervinning.

8.5 Övriga källor

Utsläpp från enskild oljeeldning, arbetsmaskiner samt skottrar finns beräknade men är ej inlagda i emissionsdatabasen. Källorna kan ej läggas in i en emissionsdatabas som skall användas för haltberäkningar p g a bristande kunskap om geografisk och tidsmässig fördelningen av utsläppen. Utsläpp från enskild oljeledning grundar sig på bränslestatistik och emissionsfaktorer från SCB år 1999 (Statistiska Centralbyrån, programmet för energi. 701 89 Örebro).

Med utgångspunkt från SCB:s statistik för regionala oljeleveranser efter förbrukarkategori 1999 har utsläppen från arbetsmaskiner även skattats. Emissionsfaktorer är hämtade från Persson & Kindbom (1999). Detsamma gäller för beräknade utsläpp från skottrar men antalet skottrar har erhållits från miljökontoret i Lycksele. Typisk motoreffekt, belastningsgrad och drifttid per år är även det hämtat från Persson & Kindbom (1999).

8.6 Utsläpp Lycksele

De totala partikelutsläppen från olika anläggningar framgår av Tabell 5. Hänsyn är tagen till pannans verkningsgrad. Uttagen energi för värme och varmvatten i en villapanna har antagits vara 30 000 kWh. De äldre kombipannorna utan ackumulatortank står för de största utsläppen tack vare att de är så många, 112 st., men per panna räknat är det de äldre vedpannorna utan ackumulatortank som har de största utsläppen (Tabell 5). Värt att notera är också att trots att antalet lokaleldstäder är så många som 391 st. är deras bidrag till partikelutsläppen (0.7 ton/år) mycket litet i jämförelse med vedpannorna (drygt 7 ton/år). För lokaleldstäder finns det mycket begränsat mätunderlag och därmed begränsat med emissionsfaktorer. Som framgår av Tabell 4 så har en emissionsfaktor för partiklar på 110 mg/MJ använts. Denna emissionsfaktor medför att lokaleldstäder bidrar mycket lite till utsläppen av partiklar i förhållande till äldre villapannor utan ackumulatortank (IMG/IACK).

En viktig fråga är om lokaleldstäder verkligen ger så litet bidrag till de lokala halterna i förhållande till äldre villapannor. I ett försök att belysa lokaleldstädernas bidrag till lokal utsläpp och halter har vi tittat närmare på förhållandena i Forsdala, där mätningar av föroreningshalter genomfördes och där modellberäkningar som presenteras senare i denna rapport visar att

vedeldningen har helt avgörande betydelse för partikelhalterna under kalla perioder. I Forsdala finns det 103 lokaleldstäder och 13 äldre villapannor. De äldre villapannorna svarar för över 90 % av partikelutsläppen i området och lokaleldstäderna för mindre än 5 %, om vi använder de emissionsfaktorer som redovisas i Tabell 4. Enligt rekommendationer från SP (Nader Padban) kan vår emissionsfaktor vara väl låg och bör snarare ligga på omkring 400 mg partiklar /MJ d v s ca 4 gånger högre. Trots detta skulle de äldre pannorna ändå stå för drygt 80% av utsläppen och därmed svara för ca 80% av de lokala utsläppens bidrag partikelhalterna.

Under förutsättning att de äldre pannorna faktiskt släpper ut så mycket som antagits så måste vi ändå dra slutsatsen att lokaleldstädernas bidrag till utsläppen i Lycksele är liten i förhållande till äldre vedpannor. Hur det ser ut på andra platser är givetvis kritiskt avhängigt av fördelningen i pannbeståndet.

Tabell 5. Totala partikelutsläppen från olika typer av pannor i Lycksele tätort.

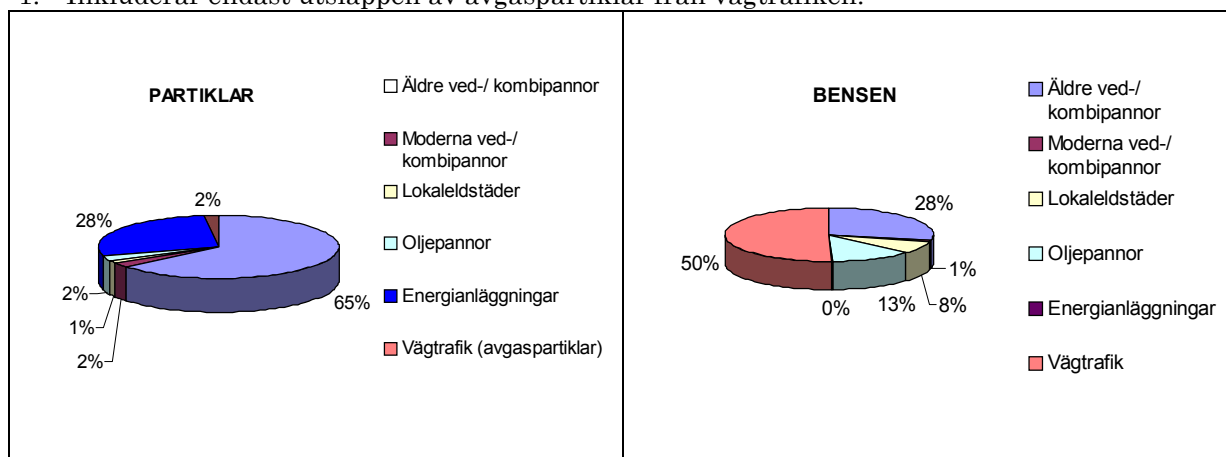
Lycksele Tätort	Antal	Ton PM	Kg/panna
Äldre vedpannor utan ackumulatortank (IMG/IACK)	15	7.1	470
Äldre vedpannor med ackumulatortank (IMG/ACK)	10	0.1	10
Äldre kombipannor utan ackumulatortank (IMG/IACK)	112	26.6	240
Äldre kombipannor med ackumulatortank (IMG/ACK)	51	0.3	5.9
Moderna vedpannor med ackumulatortank (MG/ACK)	36	0.1	2.8
Moderna kombipannor med ackumulatortank (MG/ACK)	21	0.03	1.4
Moderna kombipannor utan ackumulatortank (MG/ACK)	5	1.17	230
Lokaleldstäder	391	0.74	1.9

Tabell 6 redovisar de totala utsläppen för alla ämnen fördelat på olika källor för år 1999. Den småskaliga biobränsleeldningen står för huvuddelen av utsläppen av partiklar, PAH och benso(a)pyren. När det gäller vägtrafikens partikelutsläpp ingår endast avgaspartiklarna och de utgör endast ca 2% av de totala partikelutsläppen i tätorten. För bensen är vägtrafikens och vedeldningens bidrag ungefär lika stora och för NOx dominerar vägtrafikens bidrag.

Tabell 6. De totala utsläpp av olika ämnen i Lycksele år 1999. Enhet ton per år.

	NO _x	CO	VOC	Partiklar	PAH	B(a)P	Bensen
Småskalig biobränsleeldning	2	310	70	36	0.13	0.026	3.7
Vägtrafik	25	200	35	1 ¹	0.01	0.001	4.7
Arbetsmaskiner	200	150	40	10			
Småskalig oljeeldning	3	1	0.1	1.2			1.3
Energianläggningar	15	0.2	0.02	15			0.023
Skotrar	1		50	2			
8.6.1.1 Totalt	250	660	195	65	0.14	0.03	10

1. Inkluderar endast utsläppen av avgaspartiklar från vägtrafiken.



Figur 15. Procentuell fördelning av utsläppen från olika källor i Lycksele tätort år 1999. OBS i redovisade procentuella bidrag ingår ej arbetsmaskiner och skotrar.

8.7 Sammanfattning utsläpp i Lycksele

En betydande fjärrvärmeutbyggnad har skett i tätorten under de senaste åren, vilket säkerligen haft stor inverkan på luftkvaliteten. Inventeringen av pannbeståndet i Lycksele bygger på fjärrvärmekartor, sotarregistret med ÄFAB's kompletteringar, vägverkets trafikkartor och SCB statistik. En enkätundersökning i Vännäs har använts för att beskriva trivseldningens variation.

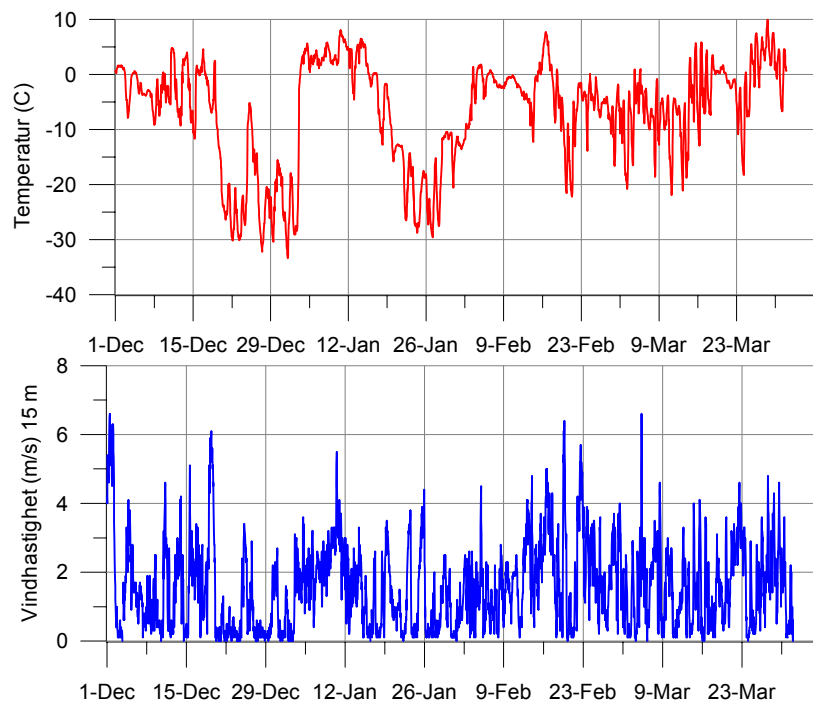
Den småskaliga biobränsleförbränningen i Lycksele står för huvuddelen av utsläppen av partiklar, PAH och benso(a)pyren. De äldre villapannorna svarar för 90% av utsläppen. Äldre kombipannor utan ackumulatortank står för de största utsläppen. Men per panna är det de äldre vedpannorna utan ackumulatortank som har störst utsläpp. Trehundranittioen lokaleldstäder bidrar med 0.7 ton partiklar jämfört med 15 äldre vedpannor som bidrar med 7 ton. För bensen blir vägtrafikens bidrag betydande och för NO_x dominerar vägtrafiken.

9. Mätresultat Lycksele

9.1 Vädret under mätperioden

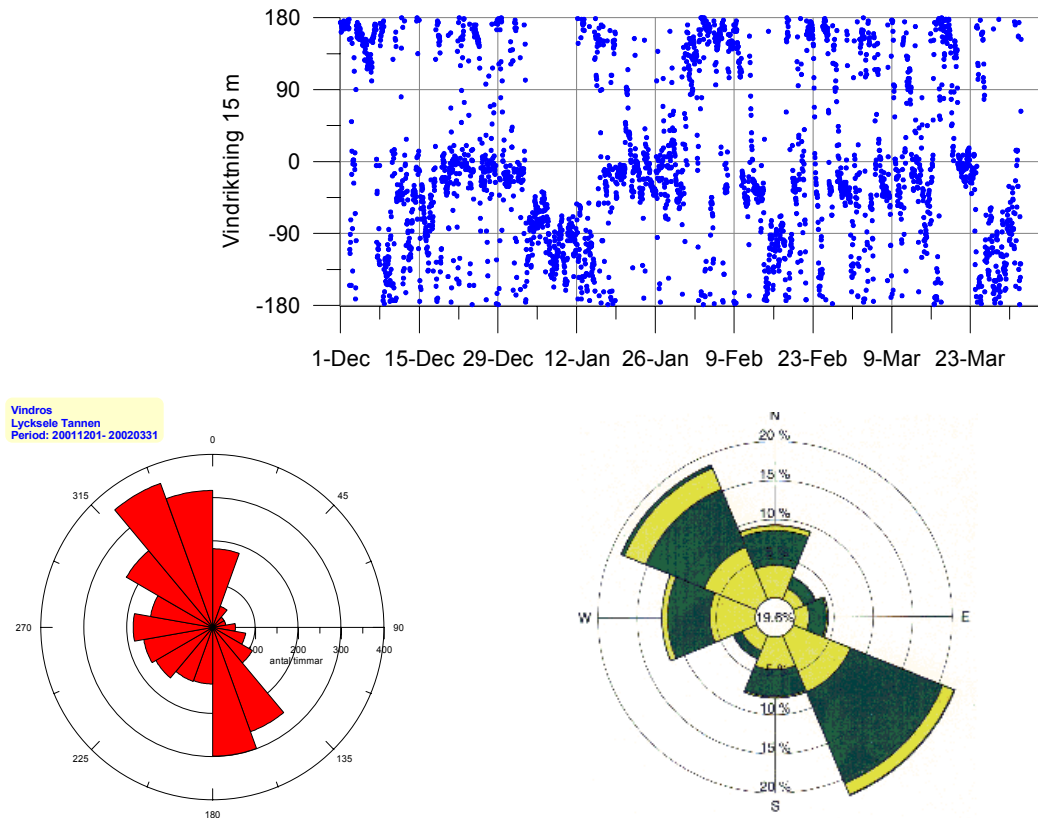
Medeltemperaturen under perioden december till mars var -6.8 grader. Det kan jämföras med referensnormaltemperaturen i Lycksele för motsvarande period (december-mars, åren 1961-1990) på -9.8 grader. Perioden var således ca 3 grader varmare än normalt. Temperaturen varierade med några kalla dagar då den sjönk under -20 grader. Vindhastigheten var då låg (Figur 16).

Många mätresultat som presenteras längre fram i rapporten avser perioden 7 januari – 11 mars. Under denna period var temperaturen -6.5 grader.

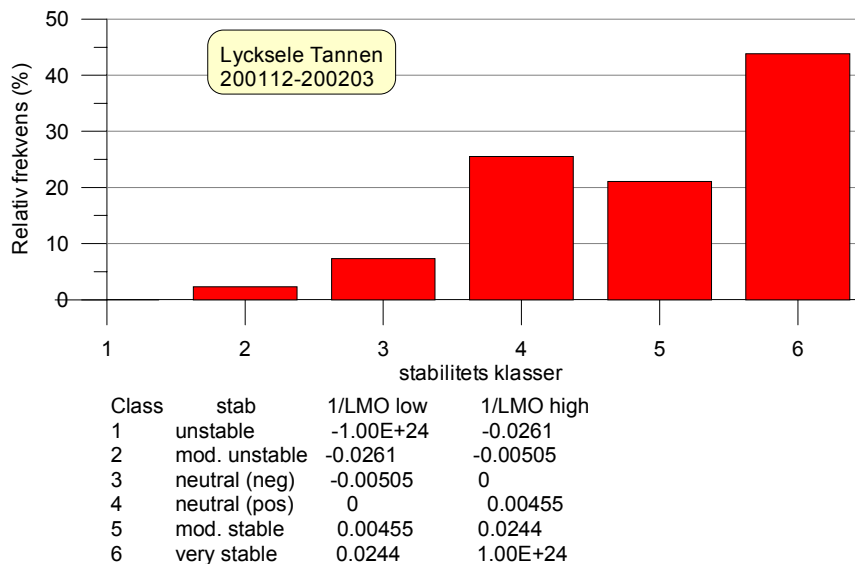


Figur 16. Temperatur och vindhastighet på den övre mätnivån (15m) vid Tannen/Lycksele.

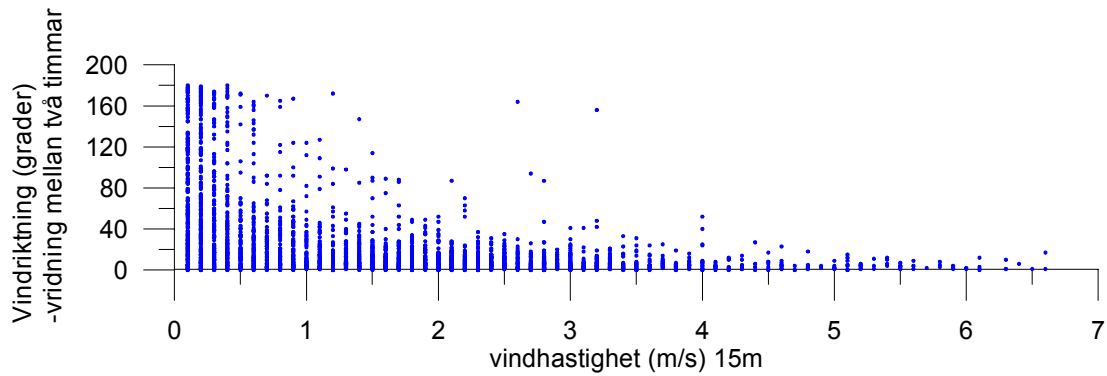
Vindriktningsfördelningen vid Tannen visas nederst i Figur 17 tillsammans med motsvarande från SMHIs automatstation vid flygplatsen i Lycksele för åren 1996-2001. Vindrosorna liknar varandra. Skillnaderna beror främst på olikheter i topografi och att data avser olika perioder. Stabiliteten under perioden varierade (Figur 18) men dominerades av stabila förhållanden.



Figur 17. Vindriktningen på den övre mätnivån (15m) vid Tannen, presenterad som tidserie (övre figur) och som vindros (nedre vänstra figur). Som jämförelse visas i den nedre högra figuren vindrosen vid SMHIs meteorologiska station vid flygplatsen i Lycksele åren 1996-2001.

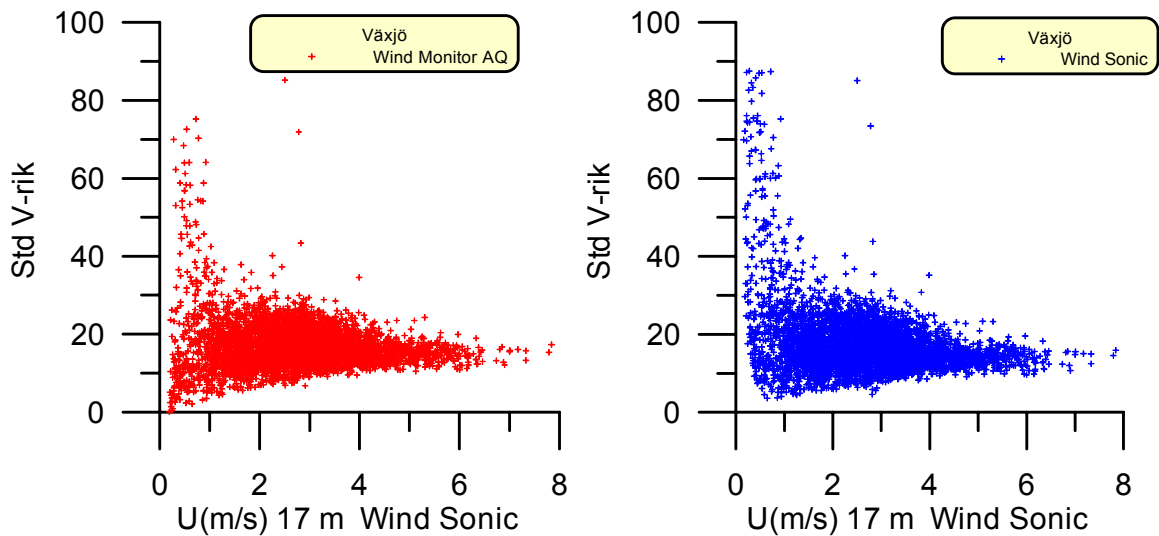


Figur 18. Relativ frekvens av stabilitetsklasser som funktion av Monin-Obukhovs längdskala (LMO) under mätperioden.



Figur 19. Vindriktningens förändring mellan två på varandra följande timmar som funktion av vindhastighet.

Vid kraftigt stabila förhållanden och svaga vindhastigheter varierade vindriktningen kraftigt (Figur 19). Instrumentet (Wind Monitor) hade då vissa svårigheter att mäta den horisontella turbulensintensiteten, uttryckt som standardavvikelsen av vindriktningsfluktuationerna, då tröskelvärdet för vindflöjeln var 0.5 m/s. Det mer avancerade instrumentet som användes i Växjö (Windsonic) klarar detta bättre, se Figur 20.



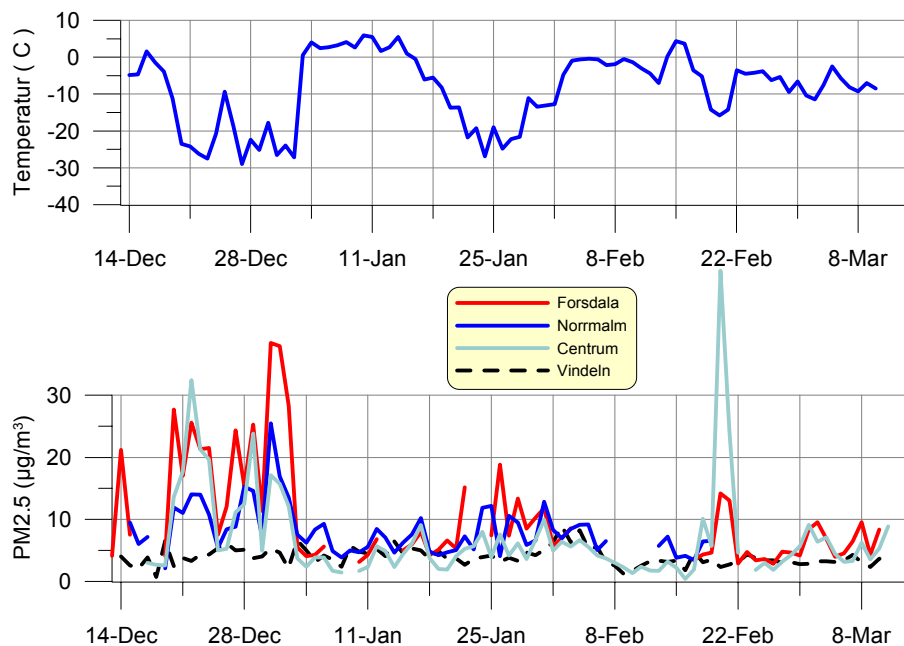
Figur 20. Standardavvikelsen av de horisontella vindriktningsfluktuationerna som funktion av vindhastighet. Den vänstra figur visar data från Youngs Windmonitor AQ. Det finns en mekanisk tröghet i instrumentet, under tröskelvärdet 0.5 m/s, som ger osäkra data. Den högra figuren visar data från Gills Windsonic.

9.2 Partikelmassa

Mätningarna har omfattat PM10 och PM2.5 på fyra platser; Forsdala, Normalm, i centrum på gågatan och i Vindeln (bakgrund). I Forsdala, på Norrmallm och i Vindeln användes TEOM instrument som försetts med kulventiler som växlar mellan PM10 och PM2.5.

Mätningarna av PM10 och PM2.5 påbörjades redan i december 2001, något före de övriga mätningarna, som började i januari 2002. I Figur 21 visas mätdata från samtliga stationer samt temperaturdata från den meteorologiska stationen vid Tannen i Lycksele. Mätdata från centrumstationen är troligtvis påverkad av rök från marschaller. Mätstationen ligger strax över den lokala bokhandeln. Enligt bokhandlare Jörgen Berg eldades det mycket med marschaller före jul och nyår samt vid bokrean 20 februari. Dessa dagar har därför tagits bort i den efterföljande analysen.

Av Figur 21 framgår att de lokala utsläppen i Lycksele ger mycket stort bidrag till halterna av PM2.5 under de kalla perioderna. Då noteras dygnsmedelvärden på upp emot 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Bakgrundshalterna låg på omkring 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och under långa perioder med mildt väder var halterna i Lycksele i nivå med bakgrundshalterna. Den övre figuren visar dygnsmedeltemperaturer från Tannen.



Figur 21. Dygnsmedelhalter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid de olika mätstationerna i Lycksele.

I Tabell 7 redovisas en sammanställning av halterna av PM10 och PM2.5 i Lycksele och vid Vindeln under mätperioden. Med undantag för periodmedelvärdet av PM2.5 uppmättes de högsta dygns och periodmedelvärdena av PM10 och PM2.5 i Centrum. Här användes dock IVL's gravimetriska metod som troligen kan ge 10% till 30% högre värden jämfört med TEOMerna i

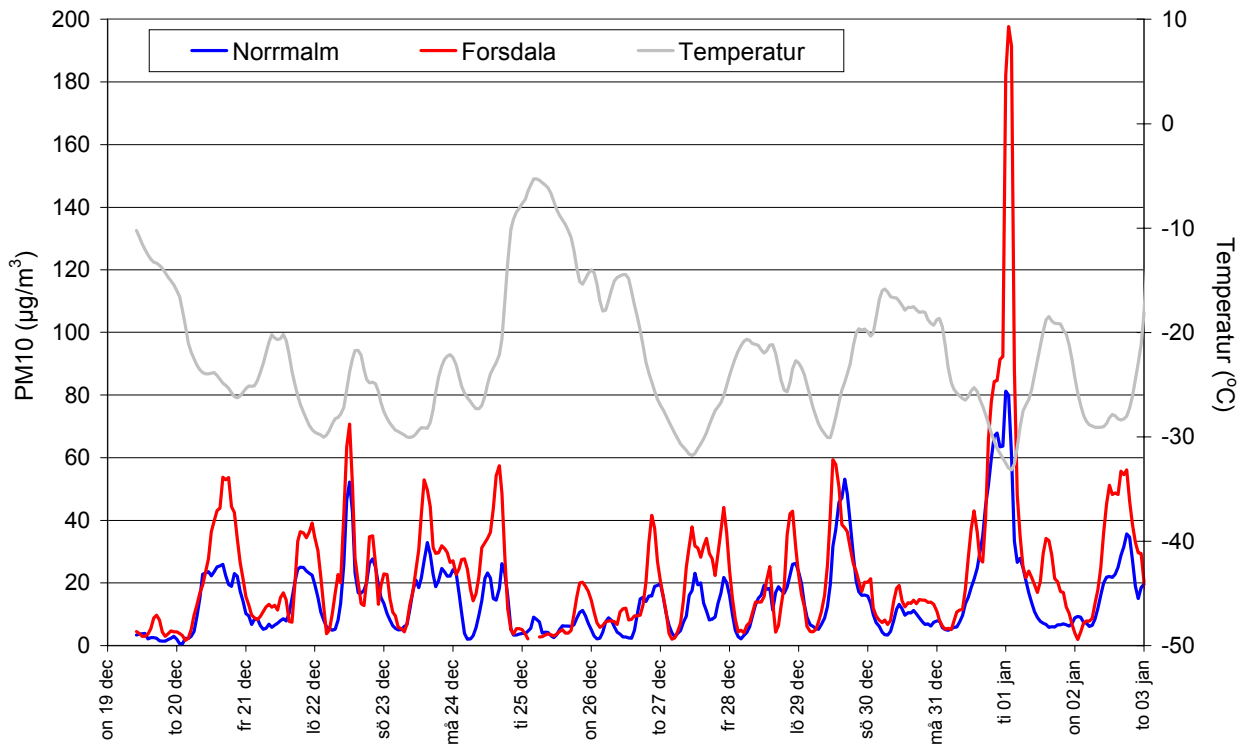
Forsdala och Norrmalm. Forsdala hade klart högre värden än Norrmalm, både för PM10 och PM2.5. Speciellt kan noteras att de maximala timmedelvärdena av PM10 var nästan dubbelt så högt i Forsdala och för PM2.5 var det mer än dubbelt så högt i Forsdala. Detta indikerar att inflytandet av de lokala källor i Forsdala är viktiga för korttidsfluktuationerna i halterna.

Som kuriosa kan nämnas att halterna av PM10 under nyårsnatten var 380 µg/m³ i Forsdala, vilket dock med säkerhet inte enbart berodde på vedeldning.

I genomsnitt var andelen grova partiklar (PM10 – PM2.5) 14% i Forsdala och 22% i Norrmalm. I Centrum var den hela 43%. Det är lite svårt att säkert säga om skillnaden mellan Centrum och Forsdala/Norrmalm är reell eller om den kan bero på olika mätmetodik. Förutom att principen för massbestämningen är olika används också olika typer av partikelstorleksavskiljare vid insugen.

Tabell 7. Sammanställning av PM10 och PM2.5 halter i Lycksele och Vindeln under mätperioden 10 januari – 11 mars 2002.

		Forsdala	Norrmalm	Centrum	Vindeln
PM10	Periodmedelvärde	8.2	8.0	8.8	
	Högsta dygnsmedelvärde	23.8	18.9	57.0	
	Högsta timmedelvärde	82.8	43.5	-	
PM2.5	Periodmedelvärde	7.0	6.2	5.0	3.2
	Högsta dygnsmedelvärde	18.8	11.5	23.5	8.1
	Högsta timmedelvärde	47.7	18.0	-	

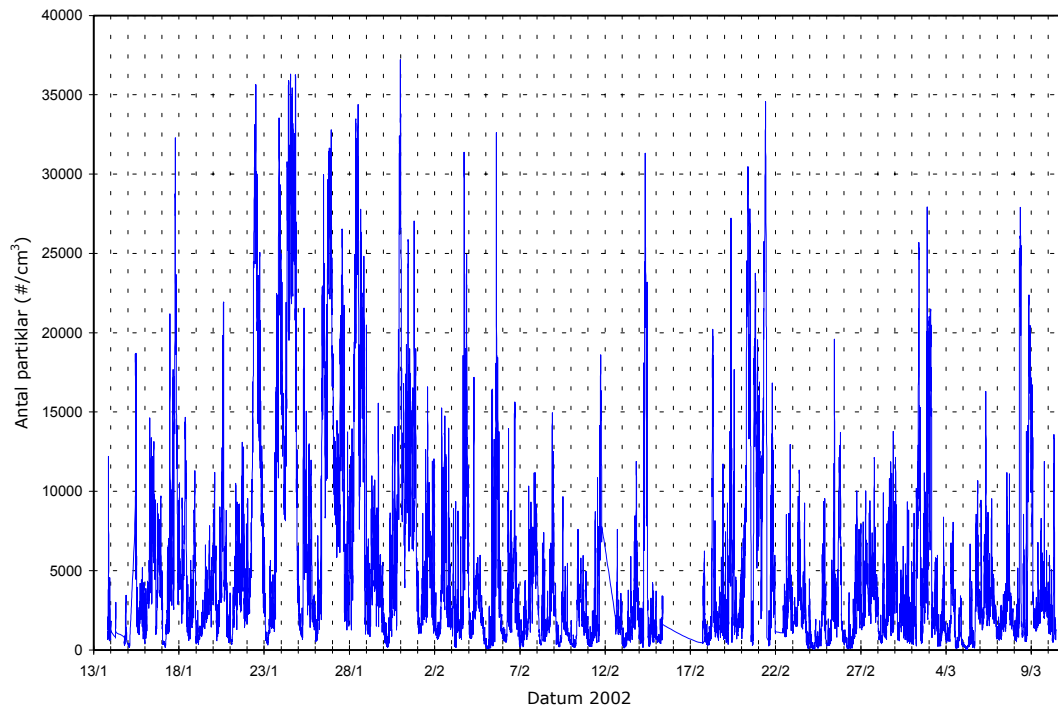


Figur 22. PM10 halter i Forsdala och Norrmalm, samvariation i december. Rullande 3-timmarsmedelvärden. Den höga toppen hänger främst samman med nyårsfyverkerier.

9.3 Partikelantal/storleksfördelning Hygroskopiska egenskaper

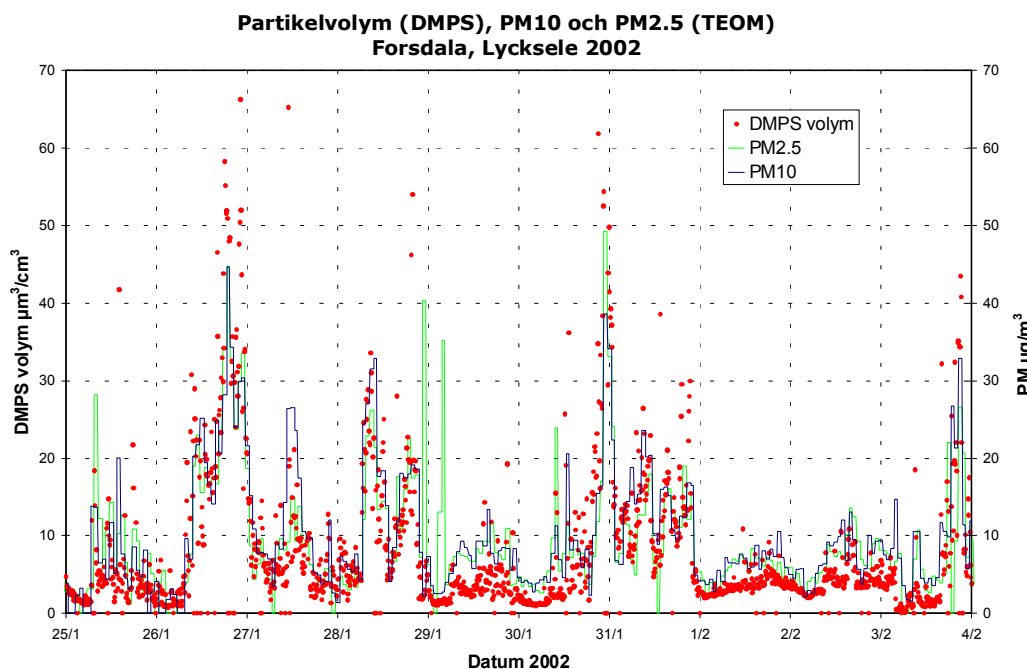
Under Lyckselekampanjen 2002 mätte LTHs Twin-DMPS-instrument vid den fasta stationen i Forsdala storleksfördelningar för (torra) partiklar i storleksintervallet 3-850 nm med en tidsupplösning på 10 minuter. Den övervägande andelen partiklar återfinns i detta intervall, i regel >99% av antalet.

Totalantalet partiklar uppmätt med detta instrument varierade kraftigt under mätperioden (Figur 23). Bakgrundskoncentrationerna ligger troligtvis i intervallet 50-1500 cm⁻³, vilket får betraktas som rent. Överlagrat denna bakgrund tillkommer ett kraftigt bidrag från lokala källor. Käll-receptormodelleringen indikerar att vedeldning är den helt dominerande källan.



Figur 23. Totalantalet partiklar, Forsdala, Lycksele 2002.

Med antagandet att partiklarna är sfäriska och har densiteten 1 g/cm^3 , kan partikelstorleksfördelningarna uppmätta med DMPS-instrumentet omvandlas till partikelmassa. Den på så sätt beräknade massan för partiklarna $< 0.85 \mu\text{m}$, d.v.s. PM0.85, kan därefter jämföras med den partikelmassa som uppmättes med TEOM-instrumentet. Dessa antaganden är inte nödvändigtvis helt korrekta, men omräkningen ger ändå en bra bild över samstämmigheten mellan två helt oberoende mätningar (DMPS-TEOM). Figur 24 visar en sådan jämförelse för perioden 14/1 – 2/2 2002, då de största haltvariationerna uppmättes. PM2.5- och PM10-data är timmedelvärden, medan tidsupplösningen på PM0.85 är 10 minuter. Som väntat är PM0.85-halterna i regel lägre än de med högre övre storleksgräns (PM0.85 är 66% av PM2.5 och 50% av PM10), men uppvisar i övrigt bra samvariation.



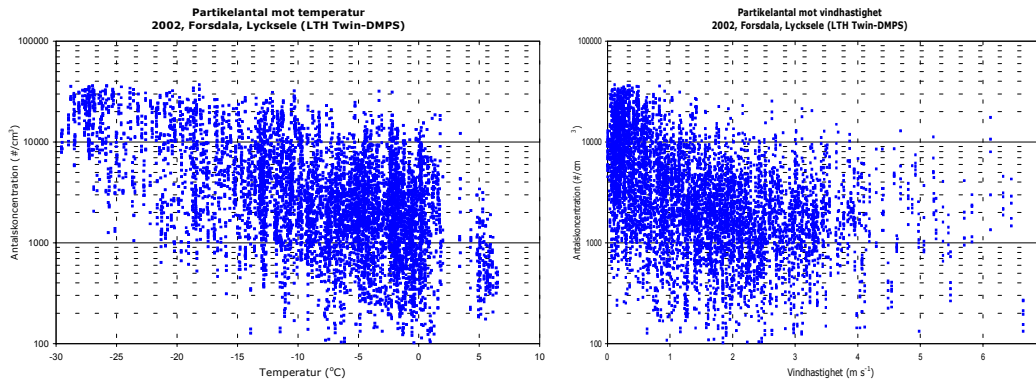
Figur 24.

Beräknad (från DMPS) respektive uppmätt (TEOM) partikelmassa, Forsdala, Lycksele 2002. Med partikeldensiteten 1 g/cm^3 motsvarar volymen $1 \text{ } \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ massan $1 \text{ } \mu\text{g}/\text{cm}^3$.

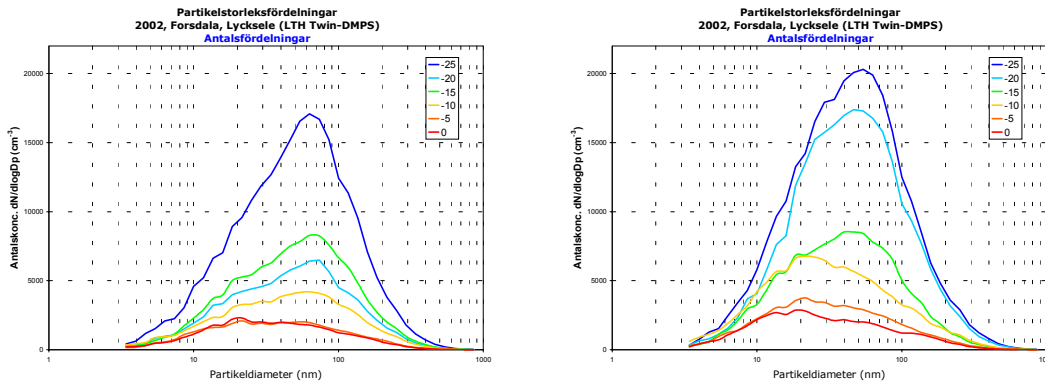
Variationen i partikelhalterna beror på **aktivitetsgraden**, d.v.s. hur mycket ved som eldas, **utspädningsfaktorn** i utomhusluften, och till viss del även **vindriktningen** (källornas placering i förhållande till mätplatsen). Aktivitetsgraden beror i sin tur på värmebehovet som styrs av **yttertemperaturen**. Figur 25a visar sambandet mellan partikelantal och yttertemperatur, och visar att de högsta partikelhalterna i regel uppkommer vid de låga temperaturerna ($< \text{ca } -15 \text{ } ^\circ\text{C}$). Spridningen i halter för en given temperatur är dock stor, p.g.a. de övriga faktorernas inverkan. Figur 25b visar att höga vindhastigheter främjar ett gott (horisontellt) luftombyte och därmed ger upphov till lägre partikelhalter. Samma mönster gäller för partikelvolymen gentemot yttertemperaturen respektive vindhastigheten.

Det vertikala luftombytet styrs till stor del av temperaturens variation med höjden, och kan parameteriseras med en stabilitetsklassificering där 1 är betecknar en kraftigt instabil atmosfär med bra vertikal omblandning, medan klass 6 ger en väldigt stabil vertikal skiktning (se avsnittet om meteorologi). Partikelhalterna ökar med stabiliteten i stabilitetsintervallet 4-6, d.v.s. från neutral till mycket instabil (visas inte här). Mätplatsen i Forsdala var omgiven av vedeldningskällor i så gott som alla riktningar varför vindriktningen spelar mindre roll, men den bidrar i alla fall till en del av variationen i partikelhalterna.

Yttertemperaturens inverkan på partikelhalterna och stoleksfördelningarna visas tydligt i Figur 26. Dessa figurer visar medelstorleksfördelningarna beräknade för 5-graders temperaturintervall för natt (Figur 26a) och dag (Figur 26a). Det är intressant att notera att halterna är något högre dagtid vid de låga temperaturerna, trots att atmosfären vanligtvis är stabilare nattetid och vindhastigheterna lägre. Detta beror troligen på eldningsmönstret. Nattetid läggs ingen ny ved på kaminen eller pannan, vilket gör att utsläppen avtar framåt morgontimmarna.

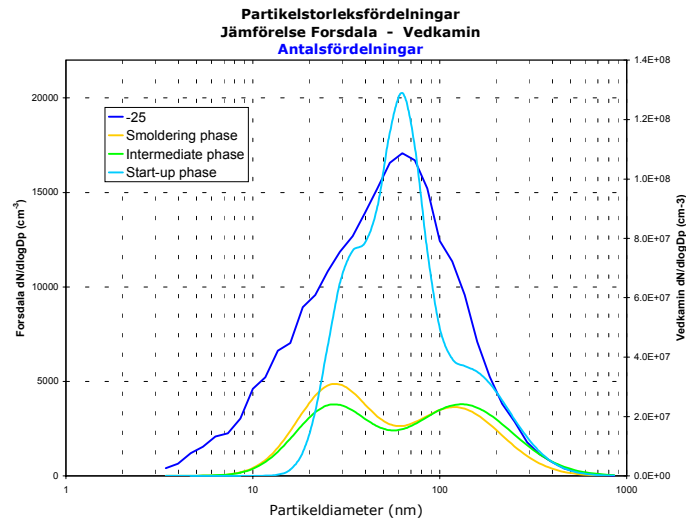


Figur 25. Partikelhalterna beror av yttertemperaturen och därmed vedeldningsaktiviteten (a), samt vindhastigheten och därmed utspädningen (b).



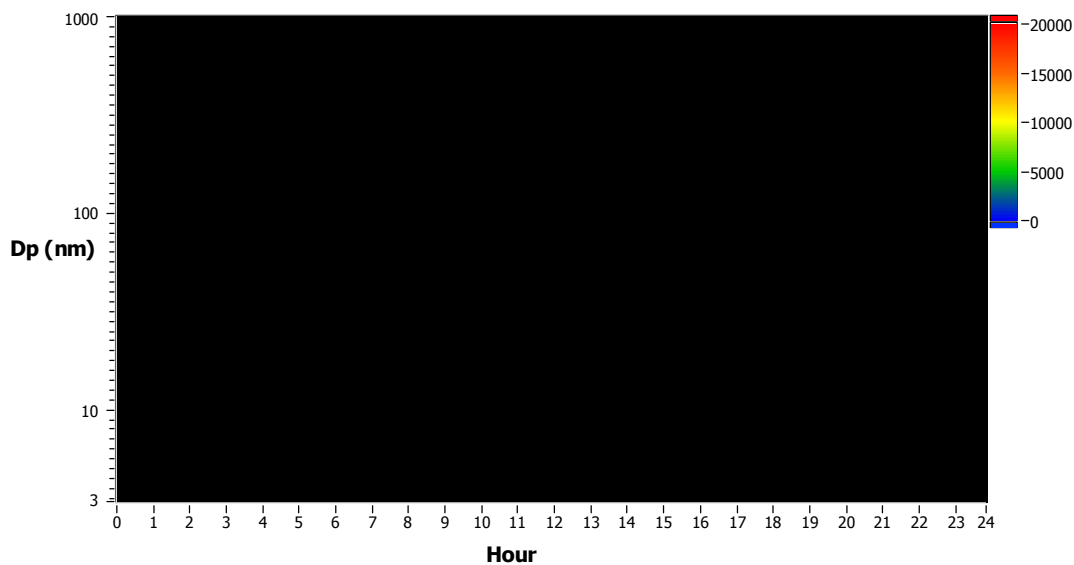
Figur 26. Partikelstorleksfördelningar beräknade för olika 5-graders temperaturintervall för natt (a) respektive dag (b). Siffrorna för respektive fördelning anger övre temperaturgräns mätt i °C.

Storleksfördelningarna liknar de som uppmättes vid emissionsmätningar på en vedkamin eldad med torr björkved (Hedberg et al., 2002). Figur 26 jämför antalsfördelningen medelvärdesbildad över yttertemperaturer < 25 °C nattetid med vedkaminens fördelningar under olika eldningsfaser. Samtliga fördelningar i Forsdala vid låga temperaturer (< ca -15 °C) är väldigt lika till formen, även om halterna minskar med ökande temperatur. Koncentrationerna i vedkaminens skorsten är givetvis mycket högre (> 10⁴ gånger) än i utomhusluften i Forsdala. De fördelningar som uppmättes nattetid i Forsdala är mest lika de under vedkaminens uppstartsfas. Antalsfördelningarna har ett maximum runt 60-65 nm i båda dessa fall. Vedkaminens fördelningar under brinn- och slokningsfaserna är mer bimodala med toppar vid ~25 och ~125 nm). Utomhusluften i Forsdala är en kombination av bidragen från många vedeldningskällor under olika eldningsfaser. Därför kan de i Forsdala uppmätta storleksfördelningarna vid låga temperaturer (< ca -15 °C) antas representera storleksfördelningen från lokala eldstäder medelvärdesbildad över samtliga eldningsfaser, och överstämmelsen med emissionsmätningarna från vedkaminerna är god.



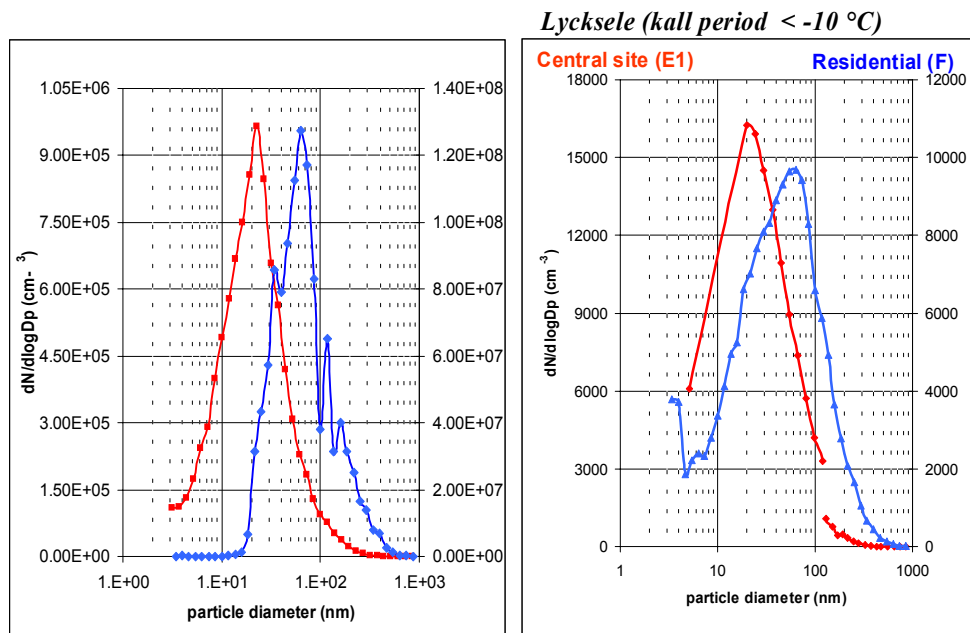
Figur 27. Partikelstorleksfördelningar uppmätta vid emissionsmätningar på en vedkamin eldad med torr björkved under olika eldningsfaser jämförda med antalsfördelningen i Forsdala medelvärdesbildad över yttertemperaturer < -25 °C nattetid.

Variationen i storleksfördelningen från de lokala eldstäderna och i eldningsmönstret illustreras i Figur 28, som visar storleksfördelningen i Forsdala under 24/1 2002, ett dygn med temperaturer mellan -29 °C och -23 °C. Den ved som lades in på kvällen 23/1 hade brunnit ut under morgontimmarna 24/1, och partikelhalterna minskar fram till ca 7-tiden på morgonen. Då lades ny ved in, och utsläppen ökar igen. Luften är väldigt stabil med en inversion under hela dygnet (stabilitetsklass 6) ändra fram till 21.30, då den vertikala omblandningen ökar abrupt. Stabilitetsklassen minskar från 5 kl. 21.20 till 2 kl. 21.30, och förblir instabil resten av dygnet trots att temperaturen är fortsatt låg. Detta återspeglas mycket tydligt i partikelhalterna (Figur 28).



Figur 28. Partikelstorleksfördelningar i Forsdala under dygnet 24/1, då temperaturen varierade mellan -29 °C och -23 °C. Den kraftiga inversion som rådde bröts upp 21.30.

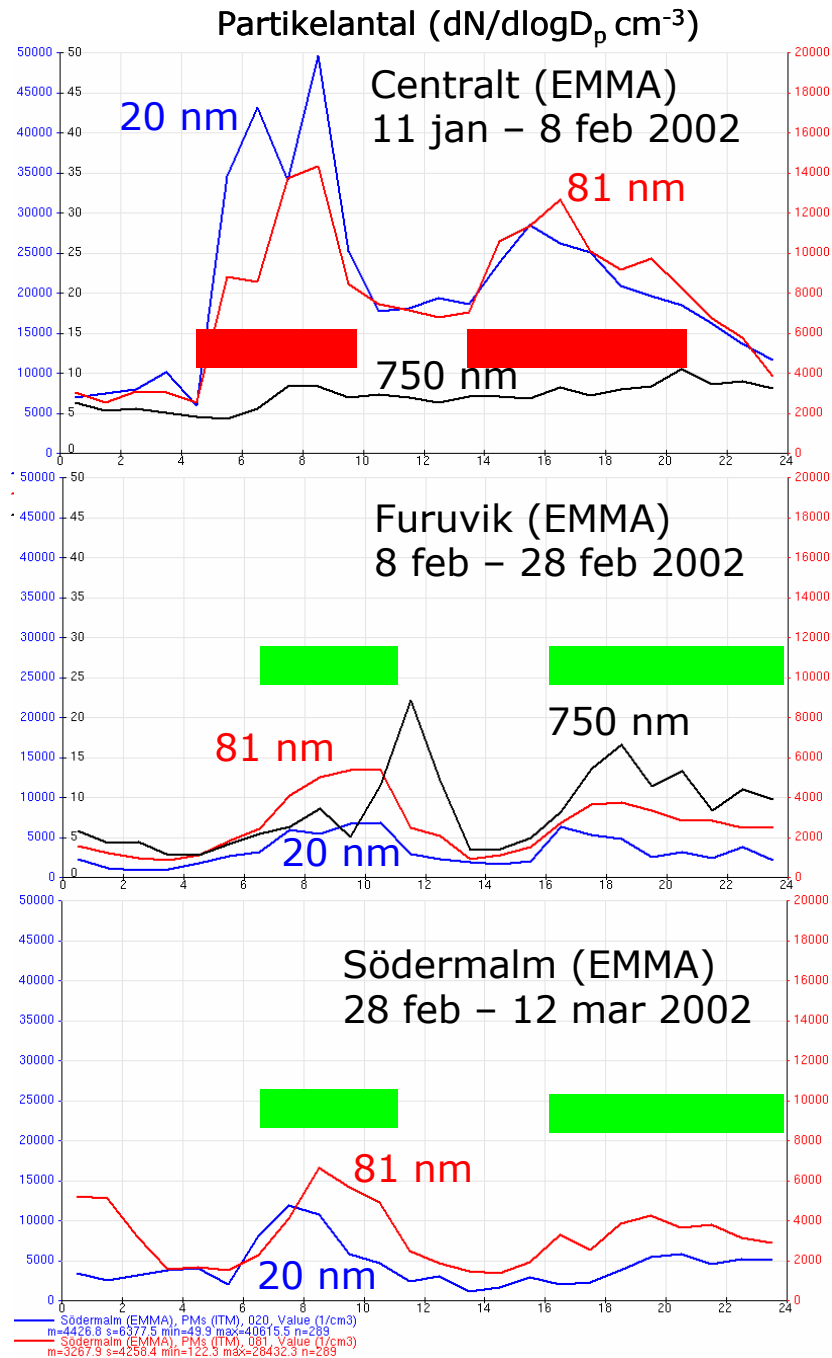
Figur 29 visar partikelstorleksfördelningar uppmätta i Söderledstunneln (Kristensson m.fl.), där trafiken är den helt dominerande källan (röd kurva, vänster). Denna fördelning är väldigt lik den som uppmättes med EMMA-systemet då detta stod uppställt på den centrala mätplatsen i Lycksele 11/1 -8/2 2002 (röd kurva, höger). Mätplatsen låg på en parkeringsplats intill kommunhuset, nära de trafikerade stora genomfartsvägarna (E12/Blå vägen och Vilhelminavägen). De båda blå kurvorna visar vedeldningens kraftiga inverkan på partikelhalterna i Forsdala såsom diskuterats i detalj ovan.



Figur 29. Figuren till vänster visar partikelstorleksfördelningar uppmätta i Söderledstunneln (röd) respektive i rökgaserna från en vedkamin (blå). Dessa ska jämföras med fördelningarna i figuren till höger uppmätta i Lyckseles centrum (röd) respektive i Forsdala (blå).

Det råder ingen större tvekan att både totalpartikelantal och partiklarnas storleksfördelningar på den centrala mätplatsen domineras av trafiken, till skillnad från i Forsdala. Trafiken emitterar flest partiklar runt 20-30 nm, medan vedeldningen uppvisar en topp i fördelningen kring 50-80 nm. De större partiklarna härrör till stor del från bakgrunden. Detta förhållande kan användas för att på ett enkelt sätt studera hur de olika källorna varierar under dygnet.

Figur 30 visar hur halterna av partiklar som huvudsakligen emitteras från trafik (20 nm) vedeldning (81 nm) samt partiklar i bakgrunds aerosolen (här 750 nm) varierar under dygnet. Märningarna gjordes med EMMA-systemet på olika mätplatser i Lycksele.

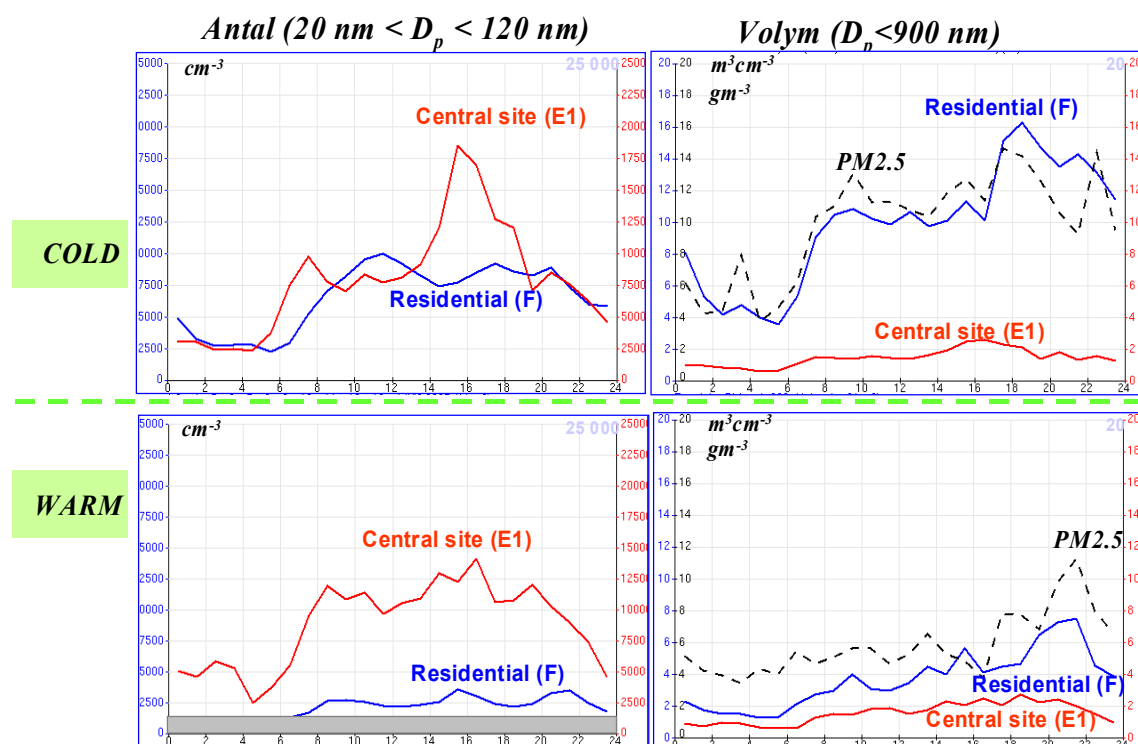


Figur 30. Medelhalterna av partiklar huvudsakligen från trafik (20 nm) vedeldning (81 nm) samt bakgrunden (750 nm) under dygnet uppmätta med EMMA-systemet på olika mätplatser i Lycksele. Halterna anges som dN/dlogD_p (cm⁻³) vid respektive storlek. Maxantal på skalorna är 50000 cm⁻³ för 20 nm, 20000 cm⁻³ för 81 nm, och 50 cm⁻³ för 750 nm.

I figuren markeras även de tider under dygnet då bidraget från trafiken (röd) respektive vedeldning (grön) dominerar. På den centrala mätplatsen ger ”rusningstrafiken” under morgon- och eftermiddagstimmarna upphov till klart förhöjda halter av partiklar i det storleksintervall där trafiken förväntas emittera flest partiklar (runt 20 nm). I centrum härrör troligtvis även en stor andel av partiklarna vid 81 nm från biltrafiken, medan vedeldningen ger ett stort bidrag vid dessa partikelstorlekar i småhusområdena Furuvik och Södermalm. Skillnaden i dygnsvariation mellan trafik och vedeldning blir ännu tydligare vid en jämförelse mellan den centrala

mätplatsen (EMMA) och Forsdala (DMPS), vilket visas i Figur 30. Trafiken ger ett väldigt litet bidrag till halterna i Forsdala.

I Forsdala dominerar vedeldningen antalskoncentrationen under kalla perioder ($< -10\text{ }^{\circ}\text{C}$), och är lika höga som vid den centrala mätplatsen (Figur 31). Under varma perioder är halterna (antal) i Forsdala däremot nästan lika låga som i bakgrundsluften. I Forsdala kan partikelvolymen (för partikeldiametrar $< 900\text{ nm}$) förklara så gott som hela PM2.5-massan uppmätt med TEOM-instrumentet, särskilt under de kalla perioderna. Trafiken på den centrala mätplatsen i Lycksele emitterar många men mycket små partiklar (avgaspartiklar), vilket gör att trafikens bidrag till PM2.5 är litet. Detta gäller inte generallt eftersom uppvirvling av vägdamm kan ge upphov till höga PM-halter särskilt under vårvintern då snön smälter bort, medan bilar fortfarande kör med dubbade däck och mycket grus och salt finns kvar på vägbanan



Figur 31. Jämförelse mellan partikelhalter (antal och volym/massa) vid den centrala mätplatsen respektive Forsdala.

9.4 Metaller

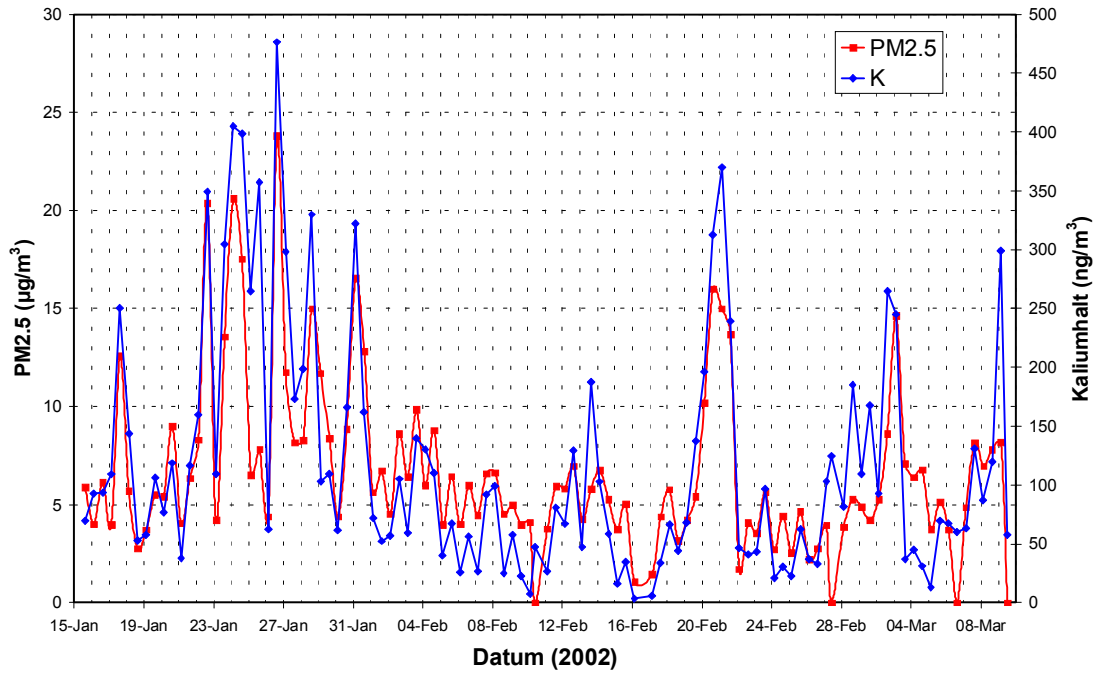
Under mätkampanjen 2002 användes den automatiska aerosolprovtagaren SAM för att samla in prov i 12 timmarsintervall vid mätstationen i Forsdala, Lycksele. Proven i finfraktionen (partiklar $< 2\text{ }\mu\text{m}$ i aerodynamisk diameter) analyserades med PIXE-metoden. En sammanställning över de uppmätta halterna av 17 grundämnen presenteras i Tabell 8.

Halterna i Forsdala dominerades av vedeldning, som bl.a. emitterar grundämnena K, S, Cl, och Rb. Figur 32 visar en jämförelse mellan halterna av kalium (K) i finfraktionen enligt PIXE-metoden och halterna av PM2.5. Den kraftiga samvariationen mellan dessa två halter visar att en stor del av partikelmassan i finfraktionen utgörs av partiklar från lokal vedeldning. En närmare analys av dessa PIXE-data återfinns i avsnittet om käll-receptormodellering.

Tabell 8. Uppmätta halter i finfraktionen i Forsdala, Lycksele 2002. Provtagare: SAM, 12 timmars provtagning. Analysmetod: PIXE (LTH).

Halterna är angivna i ng/m³.

Grundämne	Medel	$\pm 1\sigma$	Median	Antal
Si	98.9	107	59.0	22
S	223	178	176.44	105
Cl	137	207	44.0	63
K	118	103	84.3	106
Ca	19.9	36.7	12.3	106
Ti	1.78	2.33	1.05	59
V	1.15	1.13	0.812	39
Cr	1.31	1.52	0.841	42
Mn	1.77	3.74	0.754	106
Fe	24.2	45.0	11.5	106
Ni	0.505	0.98	0.198	96
Cu	1.16	1.34	0.739	100
Zn	17.3	17.8	11.7	106
As	0.746	1.04	0.41	71
Br	0.896	0.753	0.655	91
Rb	0.985	0.619	0.781	63
Pb	1.85	2.28	1.27	90



Figur

32. Halterna av kalium uppmätta i Forsdala med PIXE-metoden jämförda med PM2.5 halterna.

9.5 Huvudkomponenter

En sammanställning av data från mätningarna av "huvudkomponenter" vid Norrmalm och Forsdala visas i Tabell 9 och Tabell 10. I mätningarna ingick nitrat och ammonium i gas- och partikelfas, svaveldioxid och partikelbunden sulfat samt metallerna kalcium, magnesium, natrium och kalium. En stor variation mellan olika provtagningstillfällen förekom för partikelbunden ammonium och nitrat både vid Norrmalm och Forsdala, vilket visas i figur... De högsta halterna uppmättes i slutet av mätperioden, medan det inte förekom några förhöjda halter i samband med lägre omgivningstemperatur, vilket visats för tex PAH i Forsdala. En tydlig skillnad mellan de båda mätstationerna var att nitrathalten var högre i Forsdala medan ammoniumhalten var högre i Norrmalm. En god samvariation mellan nitrat och ammonium erhöles vid båda mätstationerna.

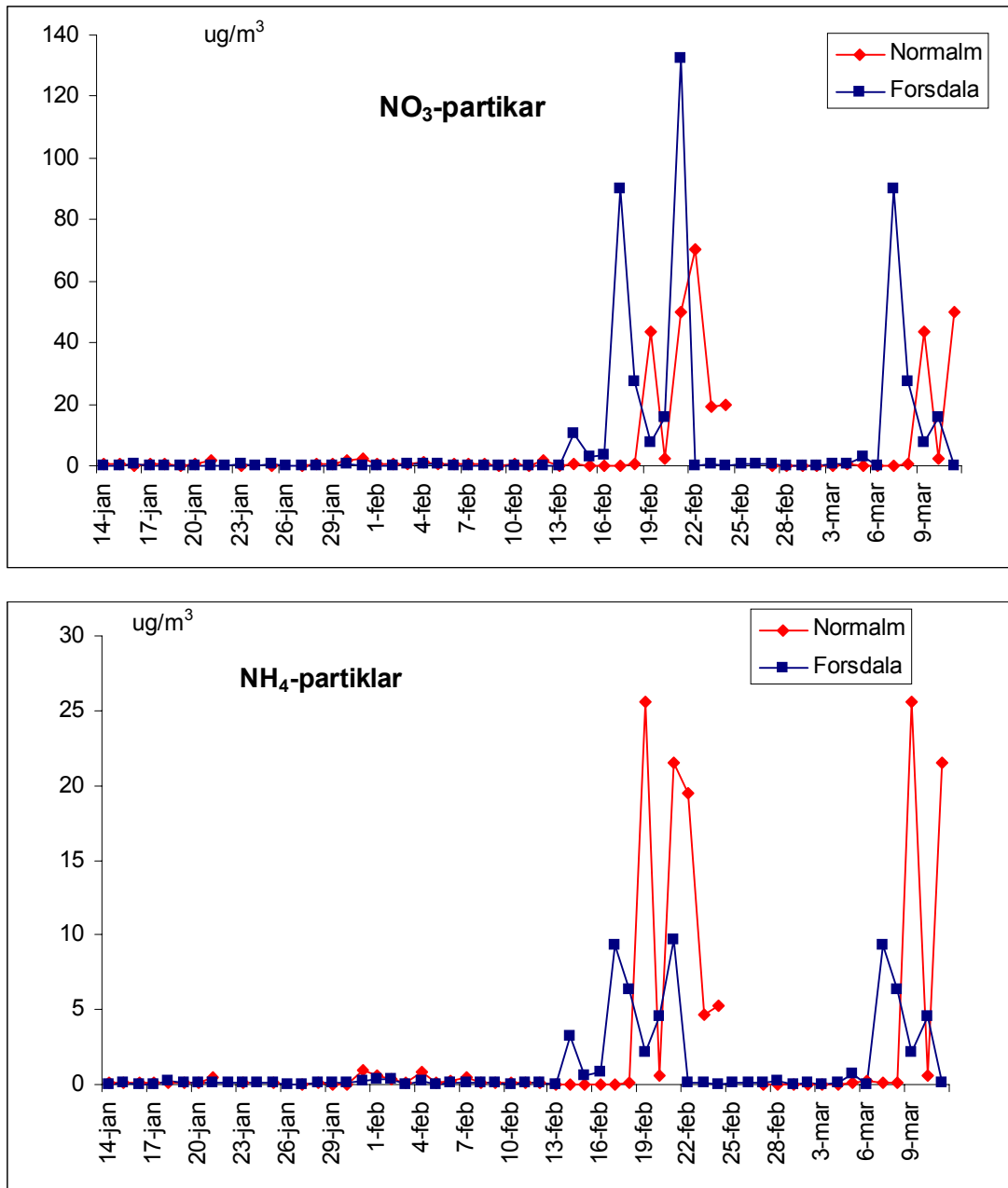
Tabell 9. Koncentrationer av "huvudkomponenter" i Lycksele 14 januari -11 mars 2002, Norrmalm.

	Norrmalm									
	NO ₃	SO ₂	NH ₄	NO ₃	SO ₄	NH ₄	Ca	Mg	Na	K
	gas	gas	gas	part	part	part	part	part	part	part
	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³
Antal	52	52	52	52	52	52	52	52	52	52
Max	9.5	6.3	1.5	71	27	26	0.88	0.10	1.2	0.48
Min	<0.01	<0.02	<0.01	0.04	0.20	<0.01	0.02	<0.01	0.04	0.02
Median	0.29	0.13	0.28	0.39	0.48	0.11	0.11	0.03	0.25	0.12
Medel	0.58	0.39	0.40	6.2	2.4	2.5	0.18	0.03	0.32	0.16
Std	1.4	0.95	0.32	16	5.4	6.8	0.20	0.02	0.25	0.12

Tabell 10. Koncentrationer av "huvudkomponenter" i Lycksele 14 januari -11 mars 2002, Forsdala.

	Forsdala									
	NO ₃	SO ₂	NH ₄	NO ₃	SO ₄	NH ₄	Ca	Mg	Na	K
	gas	gas	gas	part	part	part	part	part	part	part
	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³
Antal	57	57	57	57	57	57	57	57	57	57
Max	0.69	1.5	0.62	132	1.9	9.7	2.2	0.05	0.61	0.44
Min	<0.01	<0.02	0.03	0.02	0.02	<0.01	0.02	<0.01	0.03	0.03
Median	0.17	0.27	0.15	0.27	0.42	0.11	0.06	0.02	0.17	0.09
Medel	0.19	0.33	0.17	7.8	0.50	1.1	0.24	0.02	0.23	0.14
Std	0.15	0.29	0.10	24	0.38	2.5	0.53	0.01	0.16	0.10

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 $0.54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Detta kan jämföras med Lycksele där halterna av nitrat var $6.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $7.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och av ammonium $2.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

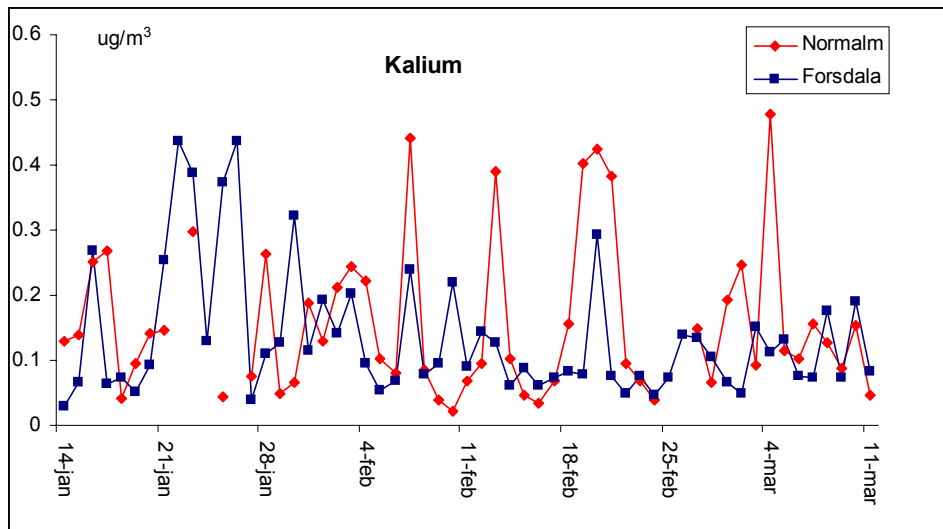


Figur

33. Halterna av partikelbunden nitrat och ammonium vid Normmalm och Forsdala 14 januari -11 mars 2002.

Medel- och medianhalterna av metallerna var jämförbara vid de två mätstationerna. Det förekom dock variationer mellan olika dygn, vilket exemplifieras av kalium i Figur 34. Halten av kalium som anses var en markör för vedeldning, var i Forsdala högst under den kalla perioden 21-28

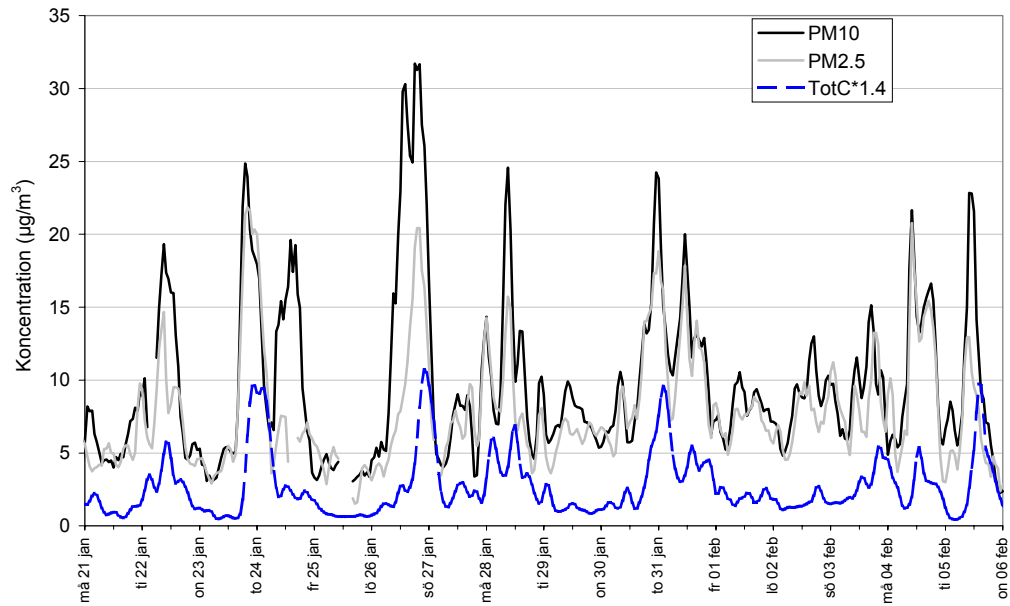
januari, då halterna också var högre jämfört med Norrmalm. Under mätningarna i februari och mars förekom högre halter i Norrmalm.



Figur 34. Halterna av kalium vid Norrmalm och Forsdala 14 januari -11 mars 2002.

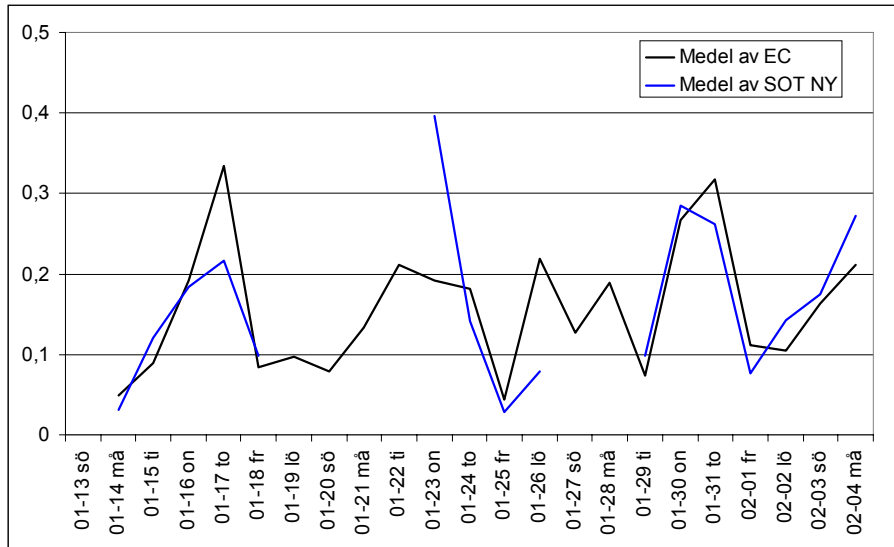
9.6 Totala mängden partikulära kolföreningar och sot

Figur 35 visar hur totala mängden kol på partiklarna (PM2.5 insug) samvarierar med halterna PM10 och PM2.5 vid Norrmalm. 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. För denna period är medelhalten PM2.5 7.7 µg/m³ och totala mängden partikulära kolföreningar är 2.6 µg/m³, dvs 34% av totala massan fina partiklar skulle kunna vara 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, troligen beroende på lokal resuspension.



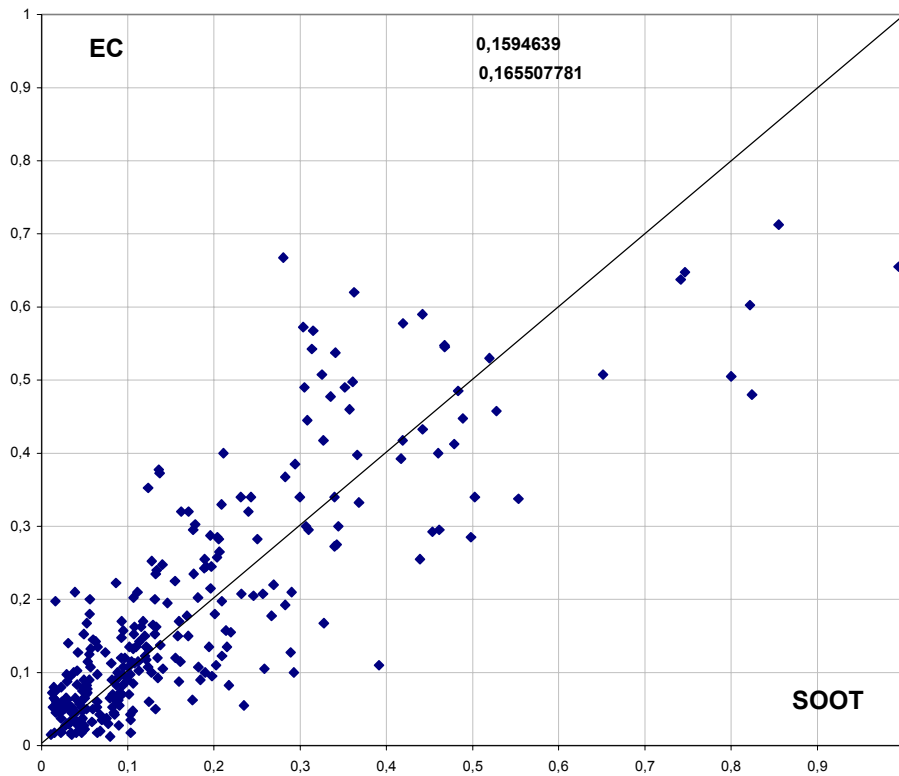
Figur 35. Jämförelse av variationerna av PM10, PM2.5 och total mängd partikulärt kol vid mätstationen Norrmalm, Lycksele 2002. Totala kolhalten är mätt med termisk metod (ACPM) och värdena är multiplicerade med 1.4 för att approximativt erhålla totala mängden organiska och oorganiska ämnen.

Det kan vara av intresse att jämföra de olika mätningarna av kol och sot. Men man måste komma ihåg att mätningarna för elementärt kol baseras på termisk oxidation och sotmätningarna på ljusabsorption, vilket betyder att de inte nödvändigtvis ger samma resultat. Figur 36 visar dygnsmedelvärden av elementärt kol och sot vid Norrmalm 2002. För omräkning från ljusabsorption till masskoncentration användes en absorptionskoefficient på 10 m²/g. Mätningarna uppvisar mycket god tidsmässig samvariation och de absoluta halterna är i stort sett desamma.



Figur 36. Dygnsmedelvärden elementärt kol mätt med ACPM och sot mätt som ljusabsorption med en antagen absorptionskoefficient på 10 m²/g. Värderna kommer från Norrmalm, Lycksele, januari – februari, 2002.

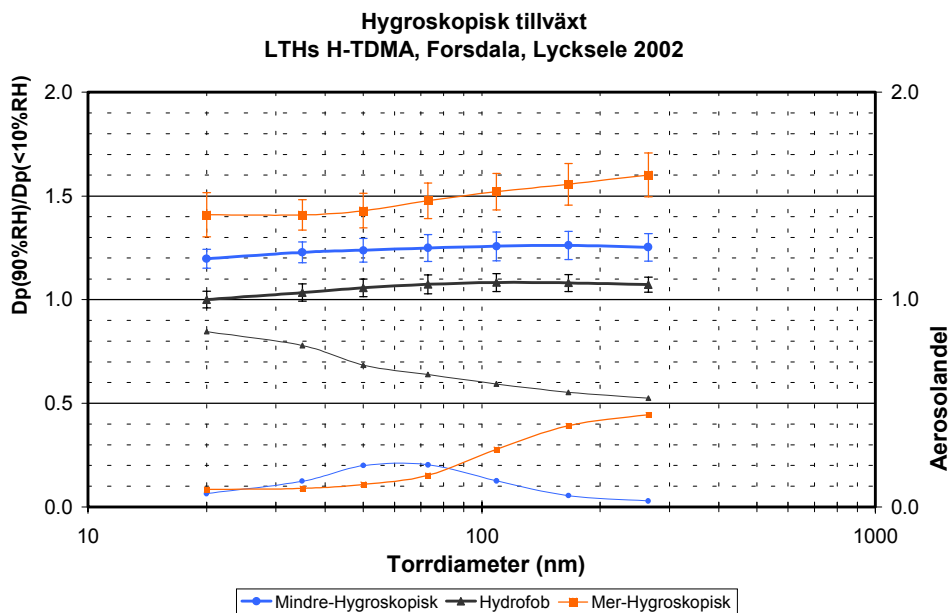
Figur 37 visar timmedelvärdena av sot och elementärt kol i Norrmalm. Den genomsnittliga överensstämmelsen är god även om man ser ganska stora skillnader under enskilda timmar.



Figur 37. Timmedelvärdena av sotmätningar och mätningar av elementärt kol vid Norrmalm, Lycksele (januari – februari 2002).

9.7 Hygroskopiska egenskaper

Förbränningsprocesser ger ofta upphov till hydrofoba partiklar, framför allt om förbränningen är ofullständig och genererar mycket sotpartiklar. Vedeldning kan däremot producera även hygroskopiska partiklar, eftersom olika kaliumsalter bildas vid förbränningen. Under Lyckselekompanjen 2002 mätte LTHs H-TDMA-instrument vid den fasta stationen i Forsdala aerosolpartiklarnas hygroskopiska egenskaper i (torr-) storleksintervallet 20-265 nm. Tidsupplösningen, d.v.s. den tid det tar att mäta vid samtliga torrstorlekarna, varierar med partikelkoncentrationen men låg i regel runt en dryg timme. Figur 38 visar den hygroskopiska tillväxten medelvärdesbildat över hela mätperioden, medan Figur 39 ger exempel på tidsvariationen.



Figur 38. Partiklarnas hygroskopiska egenskaper uppmätta i Forsdala, Lycksele 2002. Värderna > 1 visar hygroskopisk diametertillväxt (kvoten mellan diameter vid r.f.=90% och torrt), medan värdena < 1 visar andelen av partiklar med respektive tillväxtfaktor.

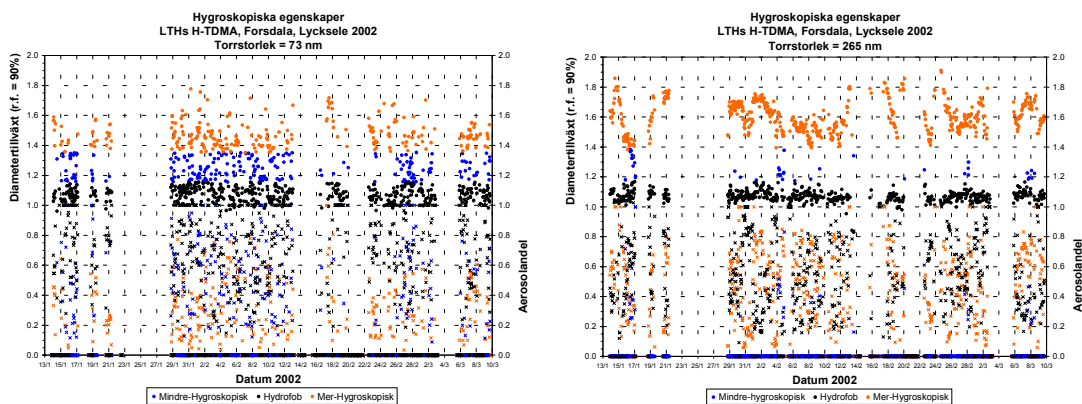
Tillväxten mäts mellan ett torrt tillstånd och en relativ fuktighet (r.f.) på 90%. Resultaten presenteras som en tillväxtfaktor, beräknad som kvoten mellan den fuktiga och den torra partikeldiametern. Tillväxtfaktorn är i de allra flesta fall >1, d.v.s. partiklarna tar upp vatten och växer då de fuktas, men agglomererade partiklar kan även krympa något. Tillväxten beror på närvaron av hygroskopiskt material i partiklarna, oftast olika salter. I bakgrunds aerosolen är ammoniumsulfat och nitratsalter vanligt förekommande. Vid vedeldning dominerar kaliumsalterna. Även organiska föreningar kan ta upp vatten och bidra till tillväxten. Som referens kan nämnas att en 100 nm partikel bestående av ren ammoniumsulfat har en tillväxtfaktor på 1.70 vid r.f.=90%.

Tillväxtfaktorerna grupperades i tre intervall för att ge en bättre överblick över data. Gruppering utgår från en modell för hygroskopisk tillväxt som antar att partiklarna består av en hygroskopisk volymsandel och en andel som inte växelverkar med vatten (hydrofob). Som modellsubstans användes ammoniumsulfat. Partiklar med en volymsandel ammoniumsulfat < 0.15 har en väldigt låg tillväxt och betecknas som hydrofoba, även om de faktiskt växer något då de fuktas. Partiklar med en volymsandel ammoniumsulfat > 0.4 har en hög tillväxt och betecknas

som mer-hygroskopiska. Övriga partiklar betecknas mindre hygroskopiska. Mätningarna ger även besked om hur stor andel av partiklarna som tillhör var och en av dessa grupper.

De mer hygroskopiska partiklarna härrör sannolikt till stor del från bakgrundsluften. Detta gäller särskilt de större partiklarna (> ca 150 nm). Aerosolpartiklar tar vanligtvis upp hygroskopiskt material då de åldras under transport i atmosfären, och tenderar att bli alltmer hygroskopiska. Det kan inte uteslutas helt att mer hygroskopiska partiklar härrör från lokal vedeldning, men i så fall endast i ringa omfattning eftersom de mer-hygroskopiska partiklarna alltid uppvisar relativt låga partikelkoncentrationer. Omvänt kan detta uttryckas så att höga partikelkoncentrationer i Forsdala alltid berodde på hög förekomst av partiklar som är främst hydrofoba, men även mindre-hygroskopiska. Ytterligare en tydlig indikation på att de mindre hygroskopiska och hydrofoba partiklarna härrör från lokal vedeldning är att dessa dominerar helt i det storleksintervall där de små eldstäderna emitterar de allra flesta partiklarna till antalet, d.v.s torrstorlekar < 100 nm.

Figur 39 visar exempel på tidsvariationen för två torrstorlekar, dels för 73 nm där partiklar från vedeldning dominerar, samt 265 nm där bidraget från bakgrundsluften är större. De mer hygroskopiska partiklarna vid 265 nm uppvisar en regelbunden tidsvariation som är typisk för partiklar i en bakgrundsluft. Notera även den kraftiga uppdelningen i tillväxtfaktorer mellan de mer hygroskopiska och hydrofoba partiklarna. Vid torrstorleken 73 nm är tidsvariationen mycket större, p.g.a. att vedeldningsaktiviteten varierar kraftigt med tiden, samt att de hygroskopiska egenskaperna från dessa lokala källor är mer variabla.



Figur 39. Exempel på tidsvariationen i hygroskopiska egenskaper uppmätta i Forsdala för torrstorlekarna 73 nm (a) och 265 nm (b).

Figur 38 visar de hygroskopiska egenskaperna medelvärdesbildade över hela mätperioden. Liknande medelvärden kan räknas ut för olika temperaturintervall, men figurerna blir ganska lika Figur 38 och visas inte här. Inga signifikanta trender i tillväxtfaktor som funktion av temperaturen kan skönjas för de olika grupperna (mer-hygroskopiska, mindre-hygroskopiska, hydrofoba). Detta beror till viss del på det sätt vilket partiklarna klassas, vilket begränsar variationen i tillväxtfaktor inom varje grupp.

Istället kan tydliga temperaturtrender utlösas i andelen partiklar som återfinns i varje grupp. Andelen mer hygroskopiska partiklar ökar med stigande temperatur, framför allt för partiklar >

ca 100 nm. Detta beror som redan nämnt på att de mer-hygroskopiska partiklarna härrör från bakgrundsluften. När vedeldningsaktiviteten minskar vid högre yttertemperaturer utgör partiklarna i bakgrundsluften en större andel av det totala partikelantalet. Andelen hydrofoba partiklar minskar däremot med stigande temperatur för alla torrstorlekar. Återigen beror detta på eldningsaktiviteten eftersom de hydrofoba partiklarna till övervägande del härrör från vedeldningen.

Sammanfattningsvis kan sägas att partiklarna som härrör från de lokala eldstäderna är antingen hydrofoba eller svagt hygroskopiska. Variationen i tillväxtfaktor är dock tämligen stor, och beror troligtvis på typ av eldstad, eldningsförfarandet och bränsletyp. De mer hygroskopiska partiklarna härrör i huvudsak från bakgrundsluften, och kan skiljas från de lokalt producerade partiklarna, i synnerhet för partiklar större än ca 100 nm torrstorlek.

9.8 Lungdeposition av partiklar

Depositionen av partiklar i olika delar av andningsvägarna kan beräknas utifrån de uppmätta (torra) partikelstorleksfördelningarna och partiklarnas hygroskopiska egenskaper. Mer eller mindre sofistikerade modeller för lungdepositionsmonstret kan användas. Här presenteras resultaten beräknade med en relativt enkel modell. Olika antaganden görs:

- Lungdepositionen kan beskrivas med ICRPs modell för en medelpopulation;
- Luftfuktigheten (r.f.) i andningsvägarna är 99.5% (Anselm m.fl., 1990);
- Partiklarnas tillväxt vid r.f.=99.5% kan uppskattas utifrån H-TDMA mätningarna vid r.f.=90%;
- De inandade partiklarna uppnår omedelbart jämvikt med den omgivande vattenånga.

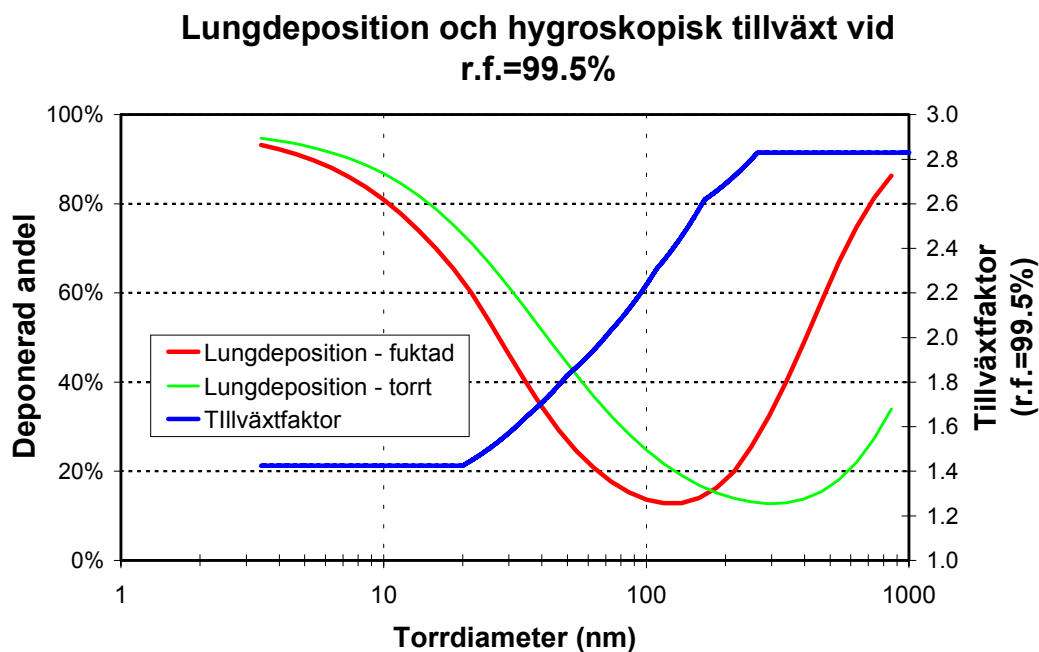
Rimligheten i dessa antaganden har verifierats gentemot direkta mätningar av lungdepositionsmonstret för både hydrofoba och starkt hygroskopiska partiklar (Pagels m.fl., 2001). Flera tidigare studier har visat att H-TDMA mätningar av tillväxten vid r.f.=90% kan användas för att beräkna tillväxten vid högre fuktigheter (exempelvis Swietlicki m.fl., 1999), faktiskt ända till övermättnad, r.f.>100%. För de partikelstorlekar som diskuteras här (partikeldiametrar < 850 nm) uppnår partiklarna snabbt en jämvikt med omgivande vattenånga.

ICRP (International Commission on Radiological Protection) har sammanställt en lång rad mätningar av lungdepositionsmonstret för olika personer (ålder, hälsostatus m.m.) och olika grad av fysisk ansträngning, och sammanställt resultatet i form av enkla parametreringar som funktion av partikeldiametern (ICRP, 1994). Den diameter som skall användas är den verkliga diameter som partikeln uppnår i de fuktiga andningsvägarna. Hygroskopiska partiklar växer till efter inandning och får ett annat depositionsmonster än en helt hydrofob partikel. Denna effekt kan vara stor, speciellt vid storlekar där depositionseffektiviteten har kraftiga gradienter.

Figur 40 visar den totala depositionen i andningsvägarna för hydrofoba partiklar som bevarar sin torrstorlek, och partiklar som växer till då de fuktas till r.f.=99.5%. Figuren visar också den uppmätta tillväxten från torrt tillstånd till r.f.=99.5%, så som den mättes upp med LTHs H-TDMA under mätkampanjen i Forsdala, Lycksele januari-mars 2002. Denna tillväxt användes i beräkningarna. Tillväxten är medelvärdesbildad över hela mätperioden (januari - mars 2002) och samtliga tre hygroskopiska grupper (hydrofoba, mindre-hygroskopiska, mer-hygroskopiska). Eftersom inga data för tillväxt uppmättes för partiklar < 20 nm respektive > 265 nm har befintliga data vid dessa två storleksgränser använts för att extrapolera utanför detta mätintervall.

Figur 40 visar tydligt hur partiklarnas depositionsmonster påverkas av deras förmåga att ta upp vattenånga ur luften i andningsvägarna och växa i storlek. Partiklarnas deposition i andningsvägarna ökar för partikeldiametrar > 185 nm, och minskar för mindre diametrar. Observera att den angivna partikeldiametern är torrstorleken, d.v.s. den storlek som mäts upp med LTHs DMPS. Den största effekten uppkommer för partiklar > 200 nm, för vilka depositionen kan öka med nästan en faktor fyra om partiklarna är hygroskopiska jämfört med helt hydrofoba. De flesta av dessa partiklar deponeras i mun och näshålan.

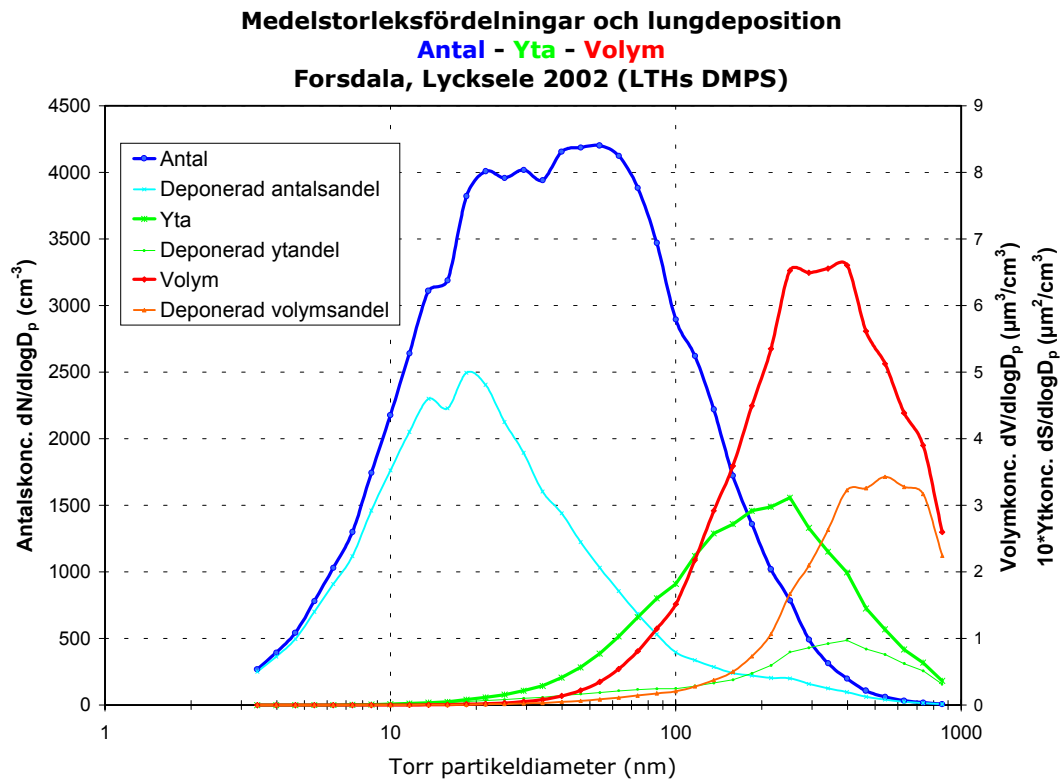
Å andra sidan minskar depositionen till hälften för hygroskopiska partiklar i det storleksintervall där de flesta partiklarna från vedeldning emitteras, d.v.s runt 70-80 nm (torrdiameter).



Figur 40. Depositionseffektivitet i andningsvägarna enligt ICRPs modell för hydrofoba respektive hygroskopiska partiklar. Blå kurva visar diametertillväxtfaktorn medelvärdesbildad över hela mätperioden (januari - mars 2002) och samtliga hygroskopiska grupper.

Denna modell användes för att beräkna lungdepositionen av partiklar för mätkampanjen i Forsdala, Lycksele 2002. Figur 41 visar medelstorleksfördelningar uppmätta med LTHs Twin-DMPS i Forsdala under mätkampanjen i januari-mars 2002. Figuren visar antal, yt- respektive volyms- (mass-)fördelningar, samt även den andel av partiklarna som deponeras i andningsvägarna som funktion av (torr-)storlek. Resultaten sammanfattas i Tabell 11. Det är fullt möjligt att beräkna lungdepositionen med samma tidsupplösning som DMPS-instrumentet, d.v.s. 10 minuter, och med hänsyn taget till uppdelningen i tre hygroskopiska grupper.

Att partiklarna i Forsdala är hygroskopiska betyder att avsevärt mer partikelmassa (volym) deponeras i andningsvägarna - främst i mun och näshåla - jämfört med om dessa partiklar hade varit hydrofoba. Detta beror på att sannolikheten för deposition ökar kraftigt för hygroskopiska partiklar i storleksintervallet > 200 nm (torrdiameter) där den mesta av partikelmassan återfinns. Å andra sidan minskar depositionen av antalet hygroskopiska partiklar i nedre lungan, framför allt i lungblåsorna där även lungans förmåga att rensa bort partiklarna (clearance) är begränsad. Flera studier visar att antalet partiklar med diametrar < 100 nm (s.k. ultrafina partiklar) är av betydelse vid uppkomsten av hälsoeffekter (t.ex. Pekkanen m.fl., 2002).



Figur 41. Depositionseffektivitet i andningsvägarna enligt ICRPs modell för hydrofoba respektive hygroskopiska partiklar. Blå kurva visar diametertillväxtfaktorn medelvärdesbildad över hela mätperioden (januari - mars 2002) och hygroskopiska grupper.

Tabell 11. Medelvärden av partikelantal, yta volym uppmätta i Forsdala under mätkampanjen i januari-mars 2002 samt beräknad andel som deponeras i andningsvägarna.

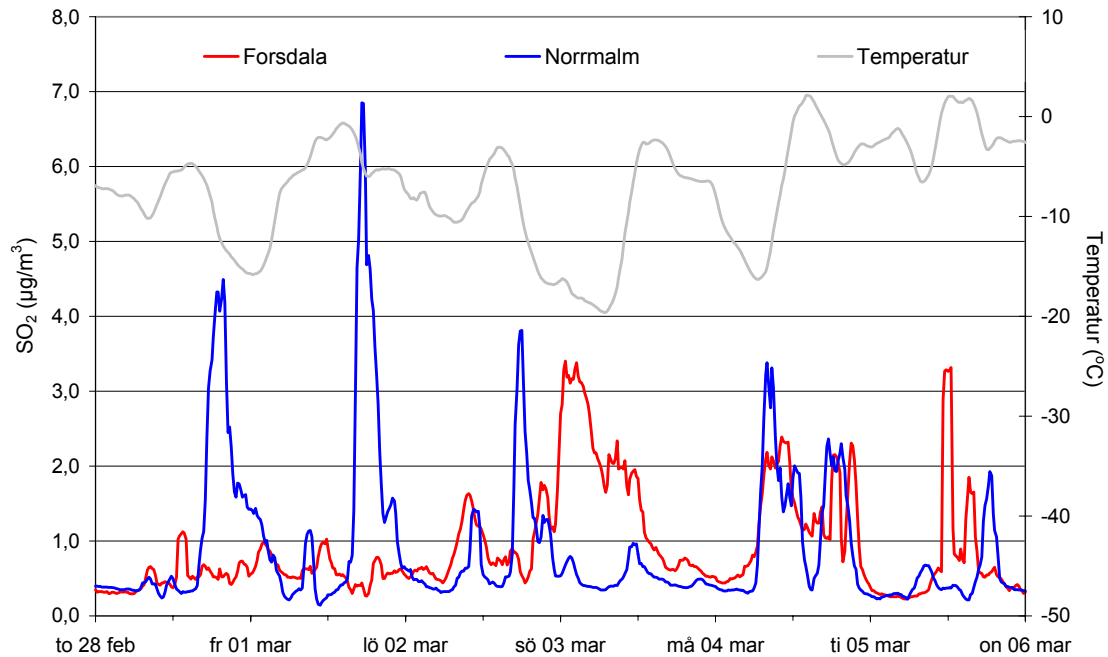
	Antal (cm ⁻³)	Yta (µm ² /cm ³)	Volym (µm ³ /cm ³)
Hela perioden	4910	120	4.7
Kallt (< -10 °C)	8700	225	8.7
Varmt (> -10 °C)	2880	63	2.6
Deponerad andel (hela perioden)			
Lungblåsorna	26%	10%	11%
Bronker och svalg	8%	2%	3%
Mun och näshåla	7%	16%	27%
Totalt	43%	29%	41%

9.9 Svaveldioxid och kväveoxider

9.9.1 SO₂-mätningar i Forsdala och Norrmalm.

Figur 42 visar tidsserierna då SO₂ mätningar skedde samtidigt vid Forsdala och Norrmalm. Figuren visar att SO₂-data inte är särskilt väl korrelerade mellan de två platserna. I själva verket är korrelationskoefficienten, R=0,31 under den mätperiod som är gemensam. Detta tyder på att de lokala källorna till SO₂ har störst inflytande över koncentrationsvariationerna. Halterna i Forsdala förefaller uppvisa mera oregelbunden variation jämfört med Norrmalm, som mera liknar trafikens variationer. Förhållandevis höga halter noteras i Forsdala söndagen den 3:e mars då temperaturen går ner mot -20 C — detta kan hänga samman med utsläpp av svavel från vedeldning.

Det kan påpekas att SO₂ är relativt långlivad i atmosfären. Man beräknar att någon eller några procent per timme omvandlas till sulfatpartiklar.



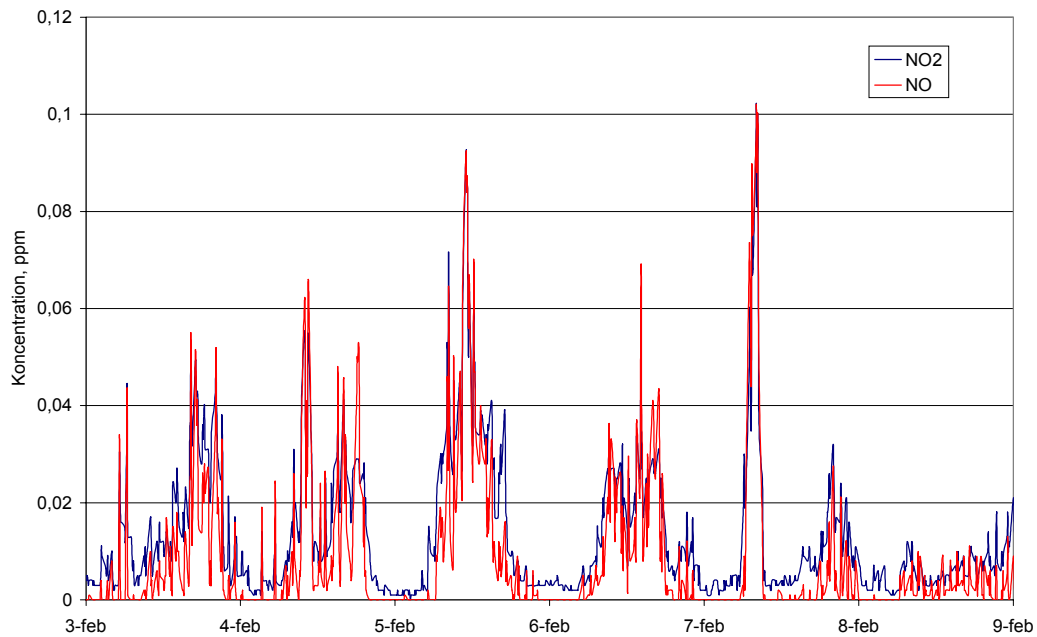
Figur 42. Jämförelse av SO₂ halter i Forsdala och Norrmalm. (Rullande 90 minutersmedelvärden).

9.9.2 NO och NO₂-mätningar i Norrmalm

Vid förbränning bildas huvudsakligen kväveoxid, NO, som i luften oxideras till NO₂. Detta sker främst p g a ozon och omvandlingen går snabbt, inom en tid på någon till några minuter, beroende på ozonhalterna. Under vinterhalvåret i Norrland är dock ozonhalterna relativt låga vilket gör att oxidationen tar längre tid. Man kan därför använda NO-koncentrationen för att identifiera närbelägna källor. Figuren nedan visar NO₂ och NO koncentrationerna vid Norrmalm under hela mätperioden.

Man kan notera de höga NO-topparna, vilket visar att källorna är mycket närbelägna. Under nattetid, vid låga halter finns en rest av NO₂ kvar, medan koncentrationerna av NO är väsentligen noll, vilket betyder att de lokala utsläppen av kväveoxider är låga under natten. Detta indikerar att källan inte är vedeldning, som kan antas fortgå hela dygnet utan kanske vägtrafiken, som huvudsakligen ger bidrag dagtid.

En detaljerad studie av en kortare period åskådliggör skillnaderna mellan NO och NO₂ i Figur 43.



Figur 43. Halterna av NO och NO₂ vid Norrmalm, Lycksele 2002.

Man kan också notera att kvoten mellan NO och NO₂ för topparna inte är konstant, vilket kan tyda på att det är olika närbelägna källor som slår igenom (beroende på avstånd, meteorologi, vindriktning mm). Korrelationskoefficienten, R mellan NO och NO₂ för hela mätperioden är 0,69. Tabell 12 redovisar medelvärden och standardavvikelser för SO₂, NO och NO_x under kampanjen. NO₂-koncentrationen ugnörs av skillnaden mellan NO_x och NO.

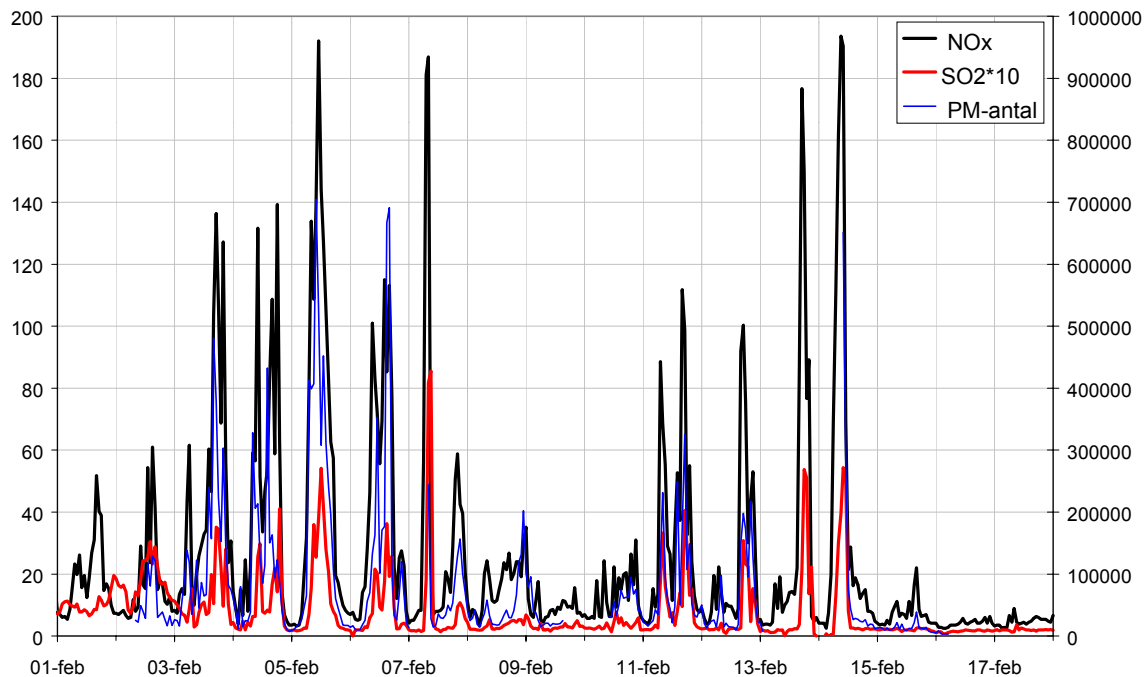
Tabell 12. Medelvärden och standardavvikelser för koncentrationer av gaser (ppb) under nedan angivna mätperioder.

Gas	Medelvärde, ppb	Standardavvikelse
SO ₂ , 15/1-8/3, Norrmalm	0.38	0.59
SO ₂ , 7/2-8/3 Forsdala	0.28	0.35
NO, 15/1-8/3, Norrmalm	6.1	18.3
NO _x , 15/1-8/3, Norrmalm	16.2	24.5

9.9.3 Samvariationer mellan gaser och små partiklar

NO_x halterna och halterna av totala antalet partiklar uppvisade mycket stor samvariation vid Norrmalm i Lycksele (Figur 44). I genomsnitt var förhållandet mellan antalet partiklar och NO_x halten omkring 200 till 300 (cm⁻³)/(µg/m³), vilket är samma värden som erhållits vid

trafiknära mätningar i gatumiljö i Stockholm och längs motorvägen mellan Stockholm och Uppsala, indikerande att trafikavgaserna kan stå för en stor del av bidraget till dessa båda parametrar i Norrmalm under denna period. Även SO₂ samvarierar med NO_x halterna.



Figur 44. Samvariation mellan NO_x (µg/m³), SO₂ (µg/m³, *10) och totalpartikelantal (cm⁻³) vid(Lycksele), februari 2002. (Skalan för totalpartikelantal är 10 gånger för stor, dvs max skall vara 100 000).

I korrelationsanalysen mellan NO, NO₂ och SO₂ i Norrmalm visade det sig att korrelationskoefficienten mellan NO och SO₂ i Norrmalm hade allra störst värde, R= 0,87 för hela mätperioden och upp till 0,95 för en enstaka vecka. Om däremot SO₂ jämförs med NO₂ fås lägre korrelation. Detta ger en stark indikation på att NO och SO₂ härrör från samma, närbelägna källor. Om det är vedeldade pannorna i Norrmalm eller vägtrafiken kan dock inte avgöras baserat på dessa data. När partikelkoncentrationerna för partiklar < 0,34 µm adderas till informationen fås en överensstämmelse så till vida att samtliga tre komponenter, SO₂, NO och partiklar har mycket låga koncentrationer under nätterna och att partikelkoncentrationerna har högre värden under de perioder när NO och framför allt SO₂ är som störst. Dock finns det tillfällen när partikelhalterna är låga trots att båda gaskomponenterna har höga värden.

Det förelåg ett positivt samband mellan halterna av svavel- och kväveoxider under hela mätperioden för mätningar som ägde rum på samma plats. Tabellen nedan redovisar Pearsons produktmomentkorrelation, (r) mellan olika gaser i Norrmalm. Sista kolumnen visar korrelationen mellan SO₂ i Forsdala och Norrmalm.

Tabell 13. Pearsons produktmomentkorrelation, (r) mellan olika gaser i Norrmalm.

9.9.3.1.1 Tid	SO ₂ -NO (r)	SO ₂ -NO _x (r)	9.9.3.1.2	S 9.9.3.1.4 O 2 - N O 2	N 9.9.3.1.5 O N O 2	S O - S O 2
			9.9.3.1.3 (r)	(r)	Fors-Norr	
			(r)		(r)	
Totala perioden	0,873	0,827	0,620	0,693	0,318	
Julian dag 31-38	0,868	0,824	0,653	0,770	-	
Julian dag 38-45	0,940	0,902	0,617	0,635	-	
Julian dag 59-66	0,953	0,890	0,636	0,624	0,039	

- ej tillräckligt med data

Tabell 13 visar att korrelationen blir väsentligt lägre för SO₂ när den jämförs med NO₂ än när den jämförs med NO. Förklaringen till detta är att såväl NO som SO₂ huvudsakligen bildas lokalt, medan NO₂ innehåller bidrag av äldre datum som också kan vara långdistanstransporterade. Bakgrunden för NO₂ är aldrig noll i Lycksele. Korrelationen mellan NO-NO₂ har ett något starkare samband än SO₂-NO₂. Klart svagast samband erhöles vid en jämförelse mellan SO₂ i Norrmalm och Forsdala.

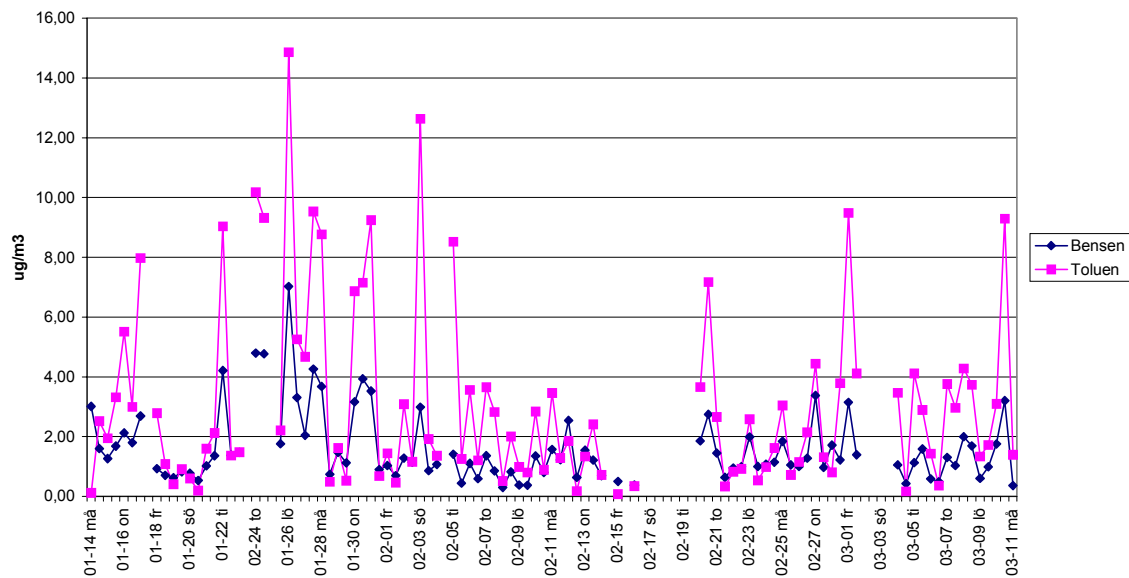
9.10 Bensen och toluen

9.10.1 Aktiv provtagning

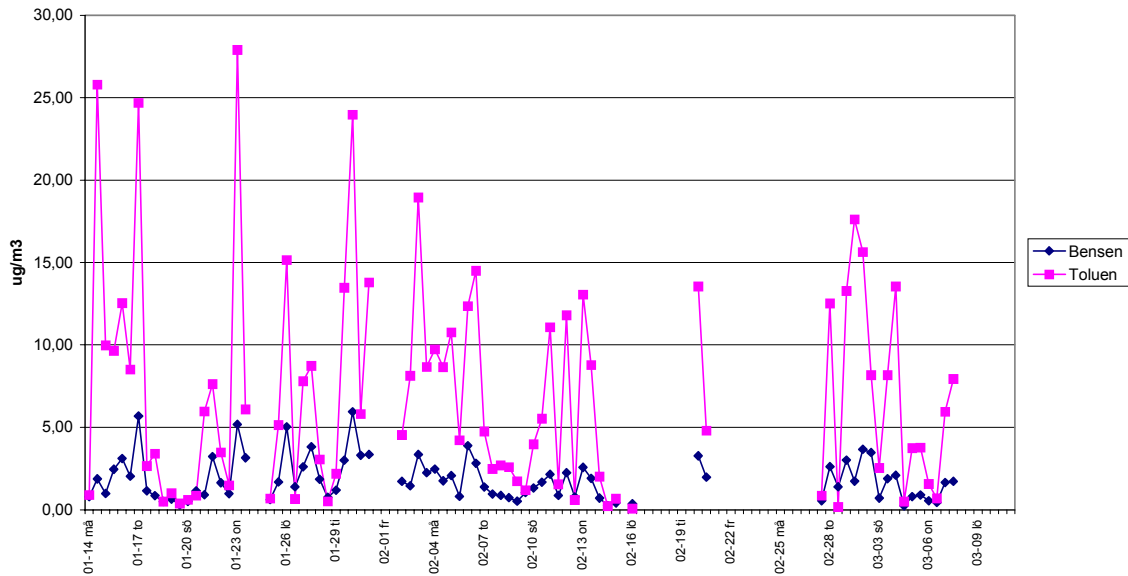
En statistisk sammanställning av alla data visas i Tabell 14. Medelkoncentrationerna av bensen under perioden var 1.8 µg/m³ i Norrmalm och 1.5 µg/m³ i Forsdala och de skiljer sig inte signifikant (95%) från varandra. Koncentrationerna av toluen och toluen/bensen-kvoterna skiljer däremot signifikant (95 % signifikans) mellan provtagningsplatserna. Den högre medelhalten av toluen (7.2 µg/m³) och toluen/bensen-kvoten (3.5) i Norrmalm visar på ett större bidrag från trafiken där jämfört med i Fordala (3.9 µg/m³ resp 2.6). Tidsserierna för de bägge mätplatserna överensstämmer inte helt (se Figur 45 och Figur 46) men även om bara parallella prover inkluderas i kalkylen kvarstår tendensen. Toluene/bensen-kvoterna från tre olika källor (Johansson et al. 2001) har tidigare uppmätts till ca 3.5 från trafikavgaser, 0.5 i bakgrundsluft och 0.35 från en vedeldningsstudie (Hedberg et al., 2002). Kvoterna som uppmätts i Lycksele ligger närmare trafikrelaterade utsläpp än utsläpp från de övriga två källorna, även om mätningarna i både Forsdala och vid urbanmätstationen i centrum (se nedan under Diffusiv provtagning) visade signifikant lägre kvoter än i Norrmalm.

Tabell 14. Bensen och toluenkonzentrationer i Lycksele 14 januari - 11 mars 2002

	Norrmalm			Forsdala		
	Bensen (ug/m3)	Toluen (ug/m3)	Toluen/bensen kvot	Bensen (ug/m3)	Toluen (ug/m3)	Toluen/bensen kvot
Antal prover	83	79	79	100	96	96
Max	6.0	28	14	7.0	15	6.0
Min	0.1	0.2	0.5	0.3	0.1	0.04
Median	1.6	5.8	3.3	1.2	2.0	1.7
Medel ± Std	1.8 ± 1.3	7.2 ± 6.5	3.5 ± 2.2	1.5 ± 1.2	3.9 ± 3.1	2.6 ± 1.0
Konfidensintervall (95 %)	1.5 – 2.1	5.8 – 8.7	3.0 – 4.0	1.3 – 1.8	3.3 – 4.5	2.4 – 2.8

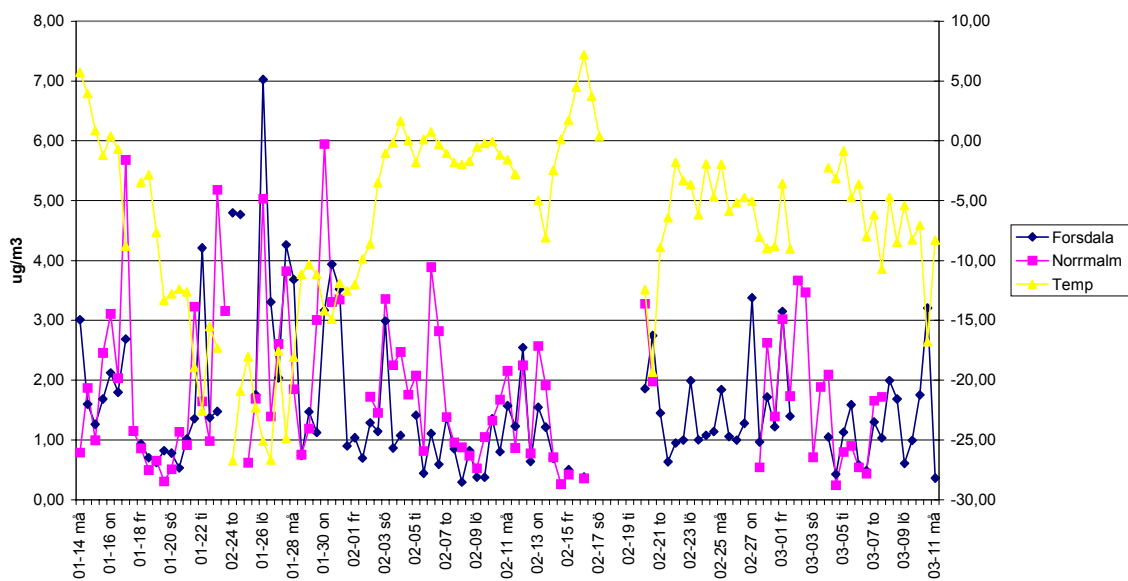


Figur 45. Bensen och toluen halter i Forsdala.



Figur 46. Bensen och toluenhalter i Norrmalm.

Både bensen och toluen har en dygnsvariation med 20-30 % högre medelkoncentrationer dagtid (dagproverna startade mellan kl. 9 och 12 och nattproverna mellan kl 21 och 24), men skillnaderna är inte signifikanta (se Tabell 15). Ingen skillnad i medelkoncentrationer uppmättes mellan vardagar (måndag – fredag) och helger (lördag – söndag) (Tabell 16). När proverna delas upp i en kall period (temp.< -10°C) och en varm period (temp. > -10°C), visar det sig att koncentrationen av bensen är högre under den kalla perioden än den varma (se Figur 47 och Tabell 17) skillnaden är signifikant endast i Forsdala. Skillnaden i toluenkonzentration är obetydlig i Norrmalm medan i Forsdala är toluenhalten signifikant högre under den kalla perioden.



Figur 47. Jämförelse av bensenhalter i Forsdala och Norrmalm.

Tabell 15. Bensen och toluenkonzentrationer i Lycksele 14 januari - 11 mars 2002. Data uppdelade i dag och natt

	Norrholm			Forsdala		
	Bensen (ug/m3)	Toluen (ug/m3)	Toluen/bensen kvot	Bensen (ug/m3)	Toluen (ug/m3)	Toluen/bensen kvot
<i>9.10.1.1 Dag</i>						
Antal prover	41	41	41	51	51	51
Medel ± Std	2.1 ± 1.5	8.5 ± 7.2	3.7 ± 1.8	1.7 ± 1.3	3.6 ± 3.5	2.1 ± 1.1
Konfidensintervall (95 %)	1.6 – 2.6	6.3 – 11	3.1 – 4.2	1.3 – 2.0	2.7 – 4.6	1.8 – 2.4
<i>9.10.1.2 Natt</i>						
Antal prover	39	39	39	45	45	45
Medel ± Std	1.6 ± 1.0	5.6 ± 5.5	3.1 ± 2.6	1.4 ± 1.0	2.4 ± 2.5	1.6 ± 0.8
Konfidensintervall (95 %)	1.3 – 1.9	3.9 – 7.3	2.3 – 4.0	1.1 – 1.7	1.7 – 3.2	1.3 – 1.8

Tabell 16. Bensen och toluenkonzentrationer i Lycksele 14 januari - 11 mars 2002. Data uppdelade i vardag (måndag-fredag) och helg (lördag-söndag)

	Norrholm			Forsdala		
	Bensen (ug/m3)	Toluen (ug/m3)	Toluen/bensen kvot	Bensen (ug/m3)	Toluen (ug/m3)	Toluen/bensen kvot
<i>9.10.1.3 Mån – Fre</i>						
Antal prover	59	59	59	71	71	71
Medel ± Std	1.9 ± 1.3	7.5 ± 6.9	3.7 ± 2.4	1.6 ± 1.0	3.0 ± 2.7	1.8 ± 1.0
Konfidensintervall (95 %)	1.5 – 2.1	5.8 – 9.3	3.1 – 4.3	1.4 – 1.8	2.4 – 3.7	1.6 – 2.1
<i>9.10.1.4 Lör – Sön</i>						
Antal prover	21	21	21	25	25	25
Medel ± Std	1.8 ± 1.3	5.8 ± 5.5	2.7 ± 1.6	1.6 ± 1.5	3.3 ± 4.0	1.7 ± 0.9
Konfidensintervall (95 %)	1.3 – 2.4	3.5 – 8.2	2.0 – 3.4	1.0 – 2.2	1.7 – 4.9	1.4 – 2.0

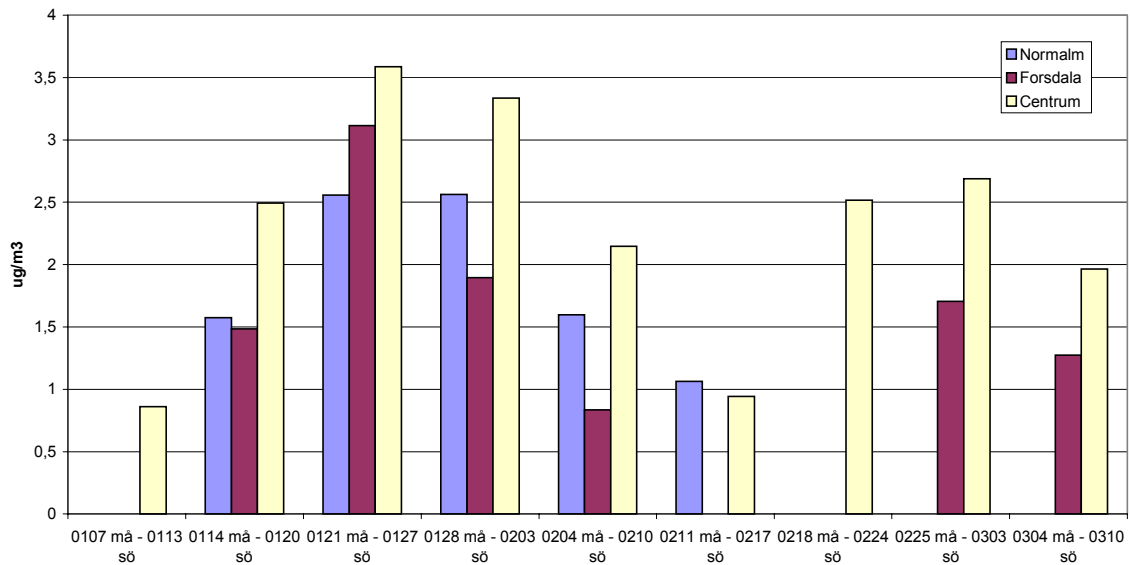
Tabell 17. Bensen och toluenkonzentrationer i Lycksele 14 januari - 11 mars 2002. Data uppdelade i en kall period temp.< -10°C och en varm period temp.> -10°C

	Norrmalm			Forsdala		
	Bensen (ug/m ³)	Toluen (ug/m ³)	Toluen/bensen kvot	Bensen (ug/m ³)	Toluen (ug/m ³)	Toluen/bensen kvot
<i>9.10.1.5 Kall < -10°C</i>						
Antal prover	26	26	26	28	28	28
Medel ± Std	2.3 ± 1.5	7.1 ± 7.2	2.6 ± 1.6	2.4 ± 1.6	4.8 ± 4.0	1.7 ± 0.7
Konfidens- intervall (95 %)	1.7 – 2.9	4.3 – 9.8	2.0 – 3.2	1.8 – 3.0	3.3 – 6.3	1.4 – 2.0
<i>9.10.1.6 Varm > - 10°C</i>						
Antal prover	48	48	48	66	66	66
Medel ± Std	1.6 ± 1.1	7.0 ± 6.4	3.9 ± 2.5	1.2 ± 0.7	2.4 ± 2.3	1.9 ± 1.9
Konfidens- intervall (95 %)	1.3 – 1.9	5.1 – 8.8	3.2 – 4.6	1.1 – 1.4	1.9 – 3.0	1.6 – 2.2

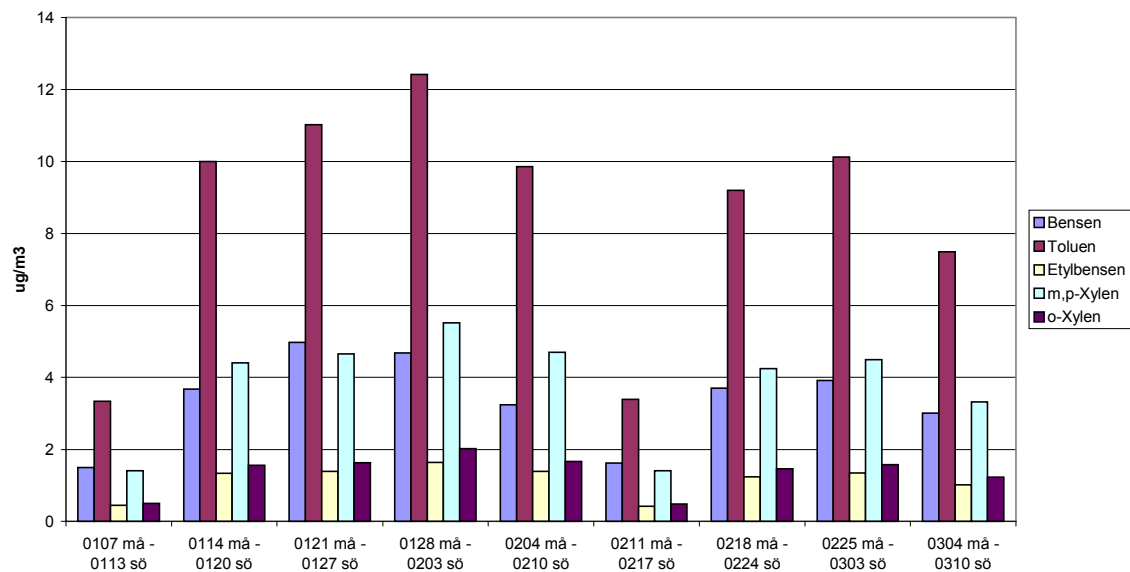
9.10.2 Diffusiv provtagning

Veckomedelvärdena av bensen från diffusionsprovtagningarna i Lycksele centrum (C1, urbanstation, Figur 6) varierade mellan 1,5 och 4,7 ug/m³. Toluenhalterna varierade mellan 3,3 och 12 ug/m³ (Figur 47). De högsta halterna erhöles under den kallaste perioden, 21- 27 januari, men nästan lika höga halter erhöles under den senare delen av kampanjen då temperaturen låg runt -5°C.

Medelvärdet av toluen/bensen-kvoten var 2.5 med 95% konfidensintervall på 2.3-2.7. I Figur 48 jämförs koncentrationerna av bensen mellan mätplatserna Forsdala, Norrmalm och urbanstationen C1. Proverna från Forsdala och Norrmalm har räknats om till veckomedelvärden och koncentrationerna från de diffusiva provtagarna har korrigerats för hur upptagshastigheten varierar med omgivningskoncentrationen enligt Wideqvist et al. (2003). Resultatet visar att halterna under hela mätkampanjen är högst i centrum och därefter i Forsdala under den kallaste veckan men när temperaturen närmar sig 0°C är koncentrationen i Norrmalm högre.



Figur 48. Jämförelse av veckomedelvärden av bensen vid Normalm, Forsdala och Centrum.



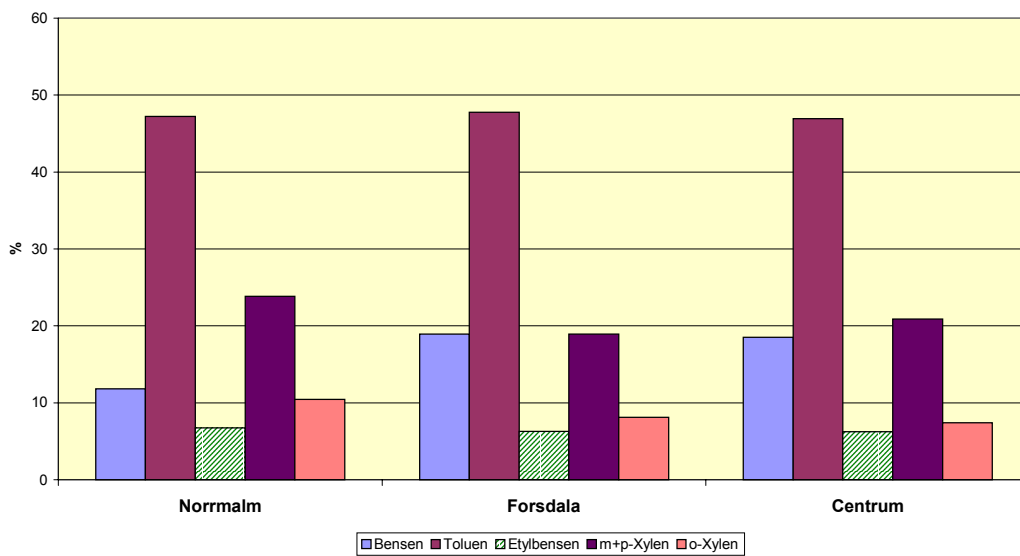
Figur 49. VOC halter från diffusiv provtagning i Centrum.

9.11 VOC övriga gaser

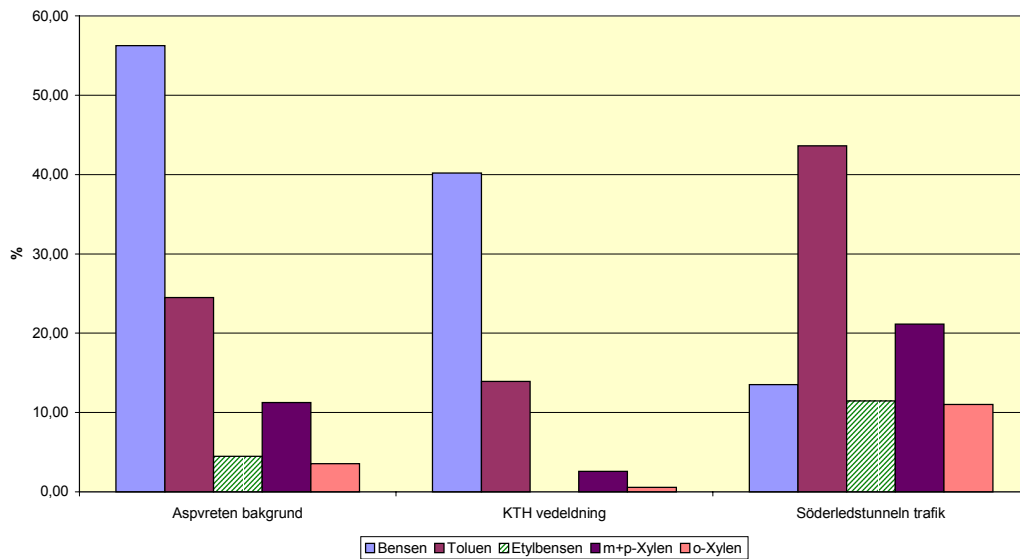
Koncentrationerna av etylbensen, m+p-xylen och o-xylen var i likhet med toluen signifikant högre i Norrmalm än i Forsdala (Tabell 18). En jämförelse av de relativa bidragen från BTX-föreningarna till summan av dem (beräknat från medelvärdena) mellan de tre platserna i Lycksele och de tre källorna i Johansson et al. (2001) visar att koncentrationsprofilerna i Lycksele överensstämmer med trafikrelaterade utsläpp (Figur 50 och Figur 51).

Tabell 18. Koncentrationer av etylbensen, m+p-xylen och o-xylen i Lycksele 14 januari - 11 mars 2002

	Norrholm			Forsdala		
	Etylbensen (ug/m ³)	m+p-Xylen (ug/m ³)	o-Xylen (ug/m ³)	Etylbensen (ug/m ³)	m+p-Xylen (ug/m ³)	o-Xylen (ug/m ³)
Antal prover	83	83	83	99	99	99
Max	5.1	15	8.7	3.7	7.9	4.8
Min	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Median	0.7	2.7	1.0	0.3	0.9	0.4
Medel ± Std	1.0 ± 1.1	3.6 ± 3.5	1.6 ± 1.8	0.5 ± 0.6	1.6 ± 1.7	0.7 ± 0.8
Konfidens- intervall (95 %)	0.8 – 1.3	2.9 – 4.4	1.2 – 2.0	0.4 – 0.6	1.2 – 1.9	0.5 – 0.8



Figur 50. Relativt bidrag från enskilda VOC vid tre platser i Lycksele.



Figur 51. Relativt bidrag från tre olika "källor" till enskilda VOC.

9.12 Butadien

En sammanställning av resultaten från mätningarna av 1,3-butadien i Lycksele visas i Medelkoncentrationerna av 1,3-butadien var i samma nivå vid Norrmalm och Forsdala där 0.42 µg/m³ respektive 0.48 µg/m³ uppmättes.

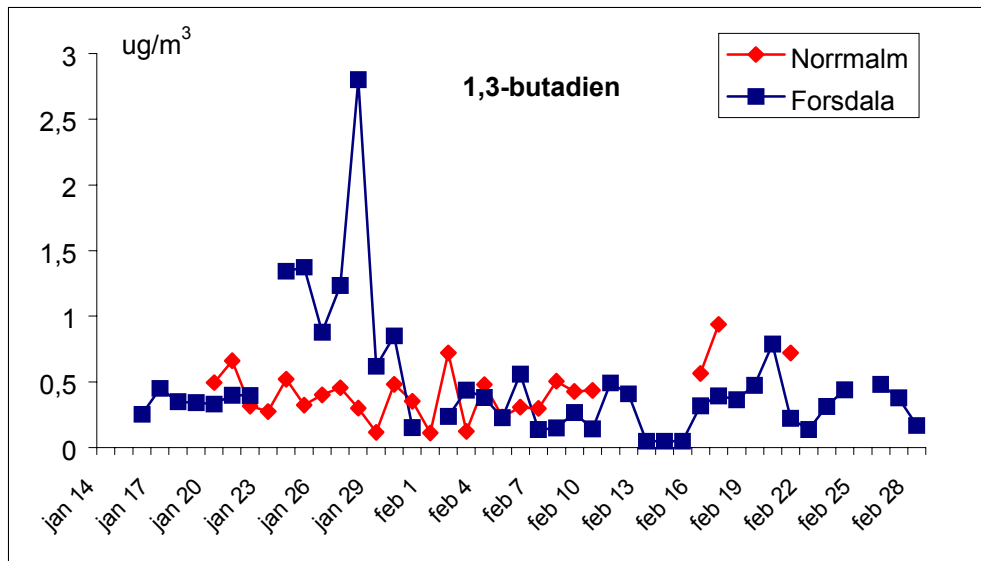
Tabell 19. Sammanställning av halter av 1,3-butadien i luft i Lycksele 14 januari -11 mars 2002.

	Norrmalm µg/m ³	Forsdala µg/m ³
Antal	25	43
Max	0.94	2.8
Min	0.11	<0.1
Median	0.43	0.38
Medel	0.42	0.48
Std	0.20	0.48

Ett bortfall av mätdata till följd av svårigheter med provtagningen förekom vid båda stationerna. I början av mätperioden berodde detta på svårigheter med inställning av provtagningsflödet medan en kontaminering av kolonnerna samt strömavbrott förekom under slutet av mätperioden. Halterna från enskilda mättygn visas i Figur 52.

Under perioden 23-28 januari förekom signifikant högre halter vid Forsdala jämfört med Norrmalm och under ett dygn erhöles i Forsdala en extrem hög halt, 2.8 µg/m³. Under övriga

mättygn var halterna samma nivå vid de två platserna förutom några dygn med högre halter i Norrmalm.



Figur 52. Halterna av 1,3 butadien vid Norrmalm och Forsdala 14 januari –1 mars 2002.

Halten av 1,3- butadien i Lycksele var i nivå med vad som uppmättes vid en trafikerad gata i centrala Göteborg där halterna under dygnet var 0.2-0.6 µg/m³. (Lindskog et al 1999). I samma undersökning gjordes mätningar i en vägtunnel

där halterna var 1.5-2.5 µg/m³, vilket är i nivå med den höga halten i Forsdala den 28 januari. Detta värde kan sannolikt vara en "outlier" med det påverkar nämnvärt inte medel- och medianvärden på 0.4 µg/m³ som utnyttjas för riskuppskattningen av 1,3-butadien.

9.13 PAH och fenolära ämnen

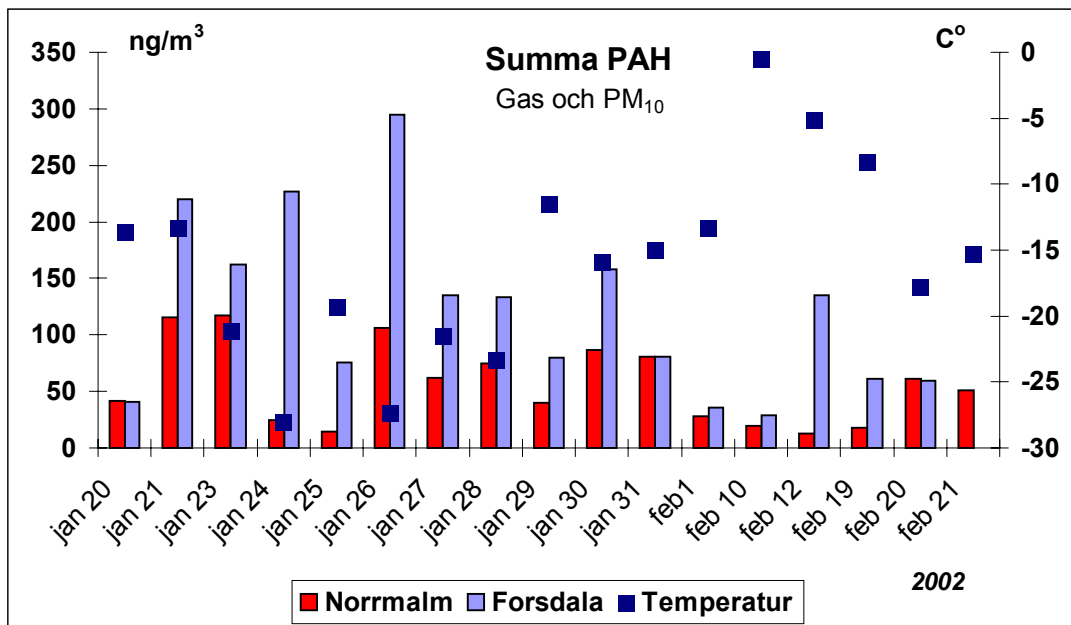
Ett antal dygnsprover från fältkampanjerna valdes ut för analys. Valet av provtagningsdygn baserades på meteorologiska faktorer, främst omgivningstemperaturen. De uppmätta halterna av PAH, fenolära ämnen och levoglukosan från Lycksele, Forsdala och Norrmalm finns sammanställda i Tabell 20. De PAH-halter som erhöles i samband med screeningmätningarna i Lycksele och Växjö, liksom från bakgrundsstationerna Vindeln och Aneboda, har använts för utvärderingen av data i samband med fältkampanjerna. Hur urvalet av analysdygn gjordes redovisas under screeningstudien.

Tabell 20.

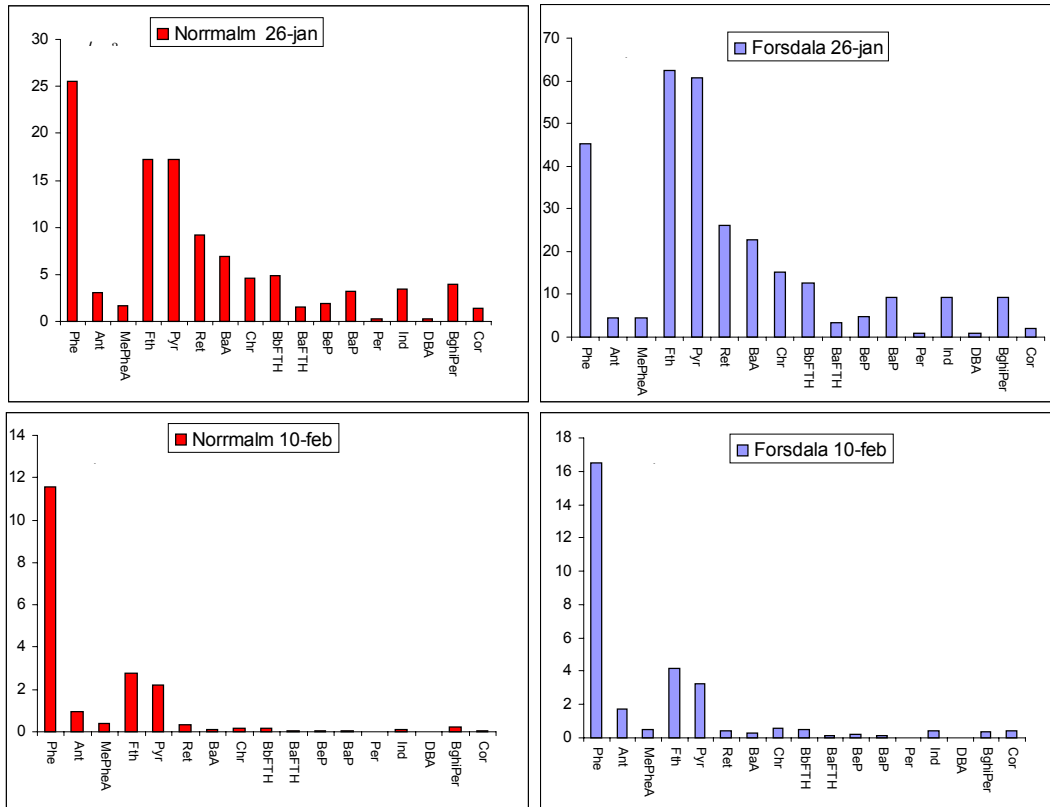
PAH ng/m ³	Norrholm (Antal prov 17)				Forsdala (Antal prov 16)			
	medel	median	min	max	medel	median	min	max
Naphtalene	26	12	2.5	100	42	14	1.5	127
2-Metylnaphtalene	19	11	2.2	64	23	13	0.82	79
1-Metylnaphtalene	8.1	5.5	0.86	27	11	7.4	0.42	36
Bifenyl	7.6	5.4	1.6	17	13	12	0.81	31
2,6-Dimetylnaphtalen	3.5	2.3	0.60	10	3.4	3.2	0.06	10
Acenaphtylen	10	6.8	0.61	50	17	6.8	1.4	53
Acenaphten	1.8	1.5	0.39	4.2	2.8	2.2	0.4	6.3
2,3,5-Trimetylnaphtalen	0.39	0.25	<0.02	1.1	0.55	0.44	0.05	1.5
Fluoren	8.6	7.4	1.4	19.5	13	12.1	3.0	31
Dibenzothiophene	0.05	0.03	<0.01	0.17	0.09	0.08	<0.02	0.19
Phenantrene	22	19	4.6	49	40	40	12	83
Anthracene	2.5	1.5	0.58	6.80	3.6	2.6	0.90	9.0
2-Metylanthracene	0.11	0.05	0.05	0.21	0.12	0.11	<0.05	0.39
Metylphenanthrene + 1-Metylanthracene	0.77	0.63	<0.1	2.0	1.5	1.4	0.38	4.6
Fluoranthene	7.5	6.2	0.97	21	17	10	3.6	62
Pyrene	7.4	6.0	0.93	24	18	11	3.1	61
Reten	2.0	0.68	0.02	9.2	4.4	1.3	0.20	26
Benzso(a)anthracene	2.4	0.91	0.07	8.7	7.0	4.5	0.21	23
Chrysene	2.1	2.1	0.01	5.6	5.9	4.8	0.52	15
Benso(b)fluoranthene	2.3	1.7	0.17	5.2	6.2	4.7	0.46	19
Benso(k)fluoranthene	0.80	0.70	0.06	2.0	2.0	1.6	0.13	6.6
Benso(e)pyrene	0.87	0.72	0.08	1.9	2.4	1.7	0.19	7.2
Benso(a)pyrene	1.1	0.46	0.02	3.6	3.3	2.2	0.08	9.3
Perylene	0.10	0.02	<0.02	0.34	0.28	0.16	<0.02	1.0
Indeno(cd)pyrene	1.6	0.83	0.11	7.4	3.8	3.0	0.35	9.2
Dibenso(ah)antracene	0.11	0.06	<0.02	0.30	0.41	0.29	<0.02	1.2
Benso(ghi)perylene	2.0	1.2	0.16	9.6	3.7	2.9	0.33	9.3
Coronene	0.54	0.24	<0.02	2.0	0.84	0.85	<0.02	2.0
Summa PAH (Na-Cor)	141	100	30	337	245	208	45	625
Summa PAH (Phe-Cor)	56	51	12	117	120	107	29	294
Fenoler ng/m³								
Fenol	46	37	19	144	39	44	10	68
o-Cresol	7.4	4.0	1.3	23	10	10	1.2	25
m-Cresol	4.2	2.7	0.46	18	5.5	5.2	1.3	12
p-Cresol	9.0	5.2	0.65	46	14	13	2.4	33
Guaiakol	0.64	0.71	0.22	1.1	1.8	1.2	0.3	5.3
Syringol	0.15	0.14	<0.05	0.28	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Vanillin	20	12	0.66	63	24	24	9.8	38
Levoglukosan ng/m³	400	271	42	1407	807	458	17	2335

Variationen av de PAH-halter som uppmättes i Forsdala och Norrmalm visas i Figur 53. PAH-halterna har satts i relation till omgivningstemperaturen. En stor variation förekom vid båda mätstationerna mellan olika provtillfällen och en viss samvariation med omgivningstemperaturen förekom. De högsta halterna av PAH erhöles vid Forsdala under de dygn (24 och 26 januari) då den lägsta temperaturen uppmättes. Vid dessa dygn var halterna vid Forsdala betydligt högre jämfört med Norrmalm. PAH-halterna de två stationerna var i samma nivå under perioder med högre omgivningstemperaturer med undantag av den 12 februari de förhöjda halter förekom Forsdala trots att medeltemperaturen under dygnet var nära noll grader.

Två dygn valdes ut för att illustrera PAH profilerna, dvs fördelningen av enskilda PAH, den 26 januari, som kännetecknades av hög PAH halt och låg temperatur och den 10 februari då lägre PAH halter uppmättes. PAH profilerna visas i Figur 54.



Figur 53. Figur 1 PAH i luft vid Norrmalm och Forsdala.

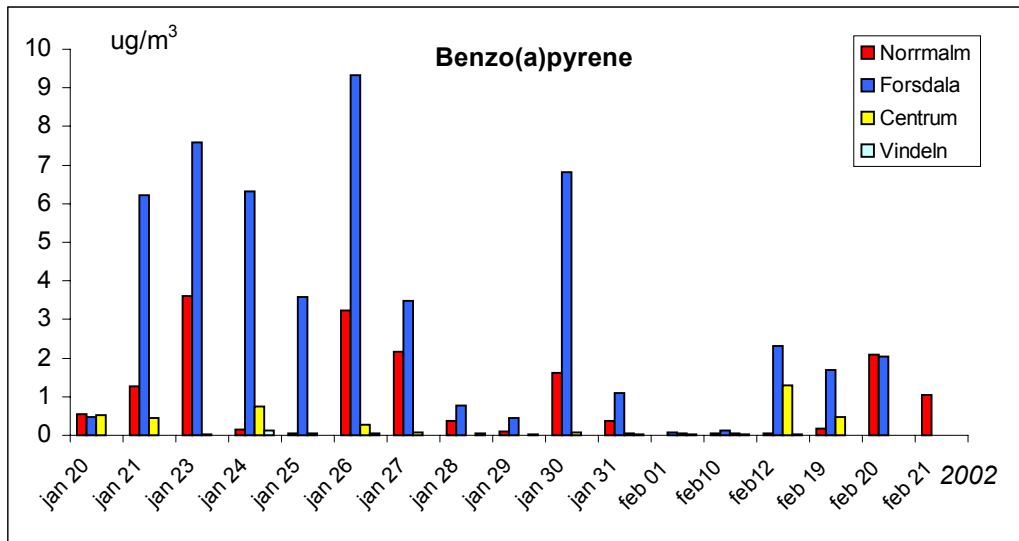


Figur 54. Fördelningen av individuella PAH.

PAH-profilerna i Figur 54 visar att fördelningen mellan individuella PAH skilde sig något dels mellan olika tillfällena men även mellan Forsdala och Norrmalm. Andelen av tyngre PAH, vilka i atmosfären till stor del är partikelbunda, var större den 26 januari jämfört den 10 februari, då PAH innehålllet dominerades av mer flyktiga PAH som phenanthrene, fluoranthene och pyrene. Vidare var andelen tyngre PAH större i Forsdala jämfört med Norrmalm. T ex var förhållandet Bens(a)pyren /total-PAH en faktor 2 större i Forsdala (medelvärde för alla mätningar). Reten, en PAH som diskuteras som en markör för PAH från biobränsle (dock endast gran och tall), var vid båda stationerna relativt högre den 26 januari jämfört med den 10 februari.

I likhet med halterna av summan av alla PAH, erhöles en stor variation i halten av benso(a)pyren mellan olika provtagningstillfällena. Halterna vid Forsdala (0.08-9.3 ng/m³) var högre jämfört med Norrmalm (0.02-3.6 ng/m³).

Benso(a)pyrene förekommer nästan uteslutande i partikelfas varför halterna även går att jämföra med de som uppmätts på PM₁₀-filtren i centrala Lycksele och Vindeln, inom screeningstudien, Figur 55.



Figur 55. Halten Benso(a)pyren i luft vid Norrmalm, Forsdala, Urban-stationen i centrala Lycksele och Vindeln.

Benso(a)pyren halterna under den kalla perioden i januari var betydligt lägre i centrala Lycksele (0.01-1.3) jämfört med områdena med vedeldning.

Benso(a)pyren halter i samband med lägre omgivningstemperatur den 24 och 26 januari, då 0.46 respektive 0.75 ng/m³ uppmättes, medan den högsta PAH halten i centrala Lycksele erhöles den 12 februari.

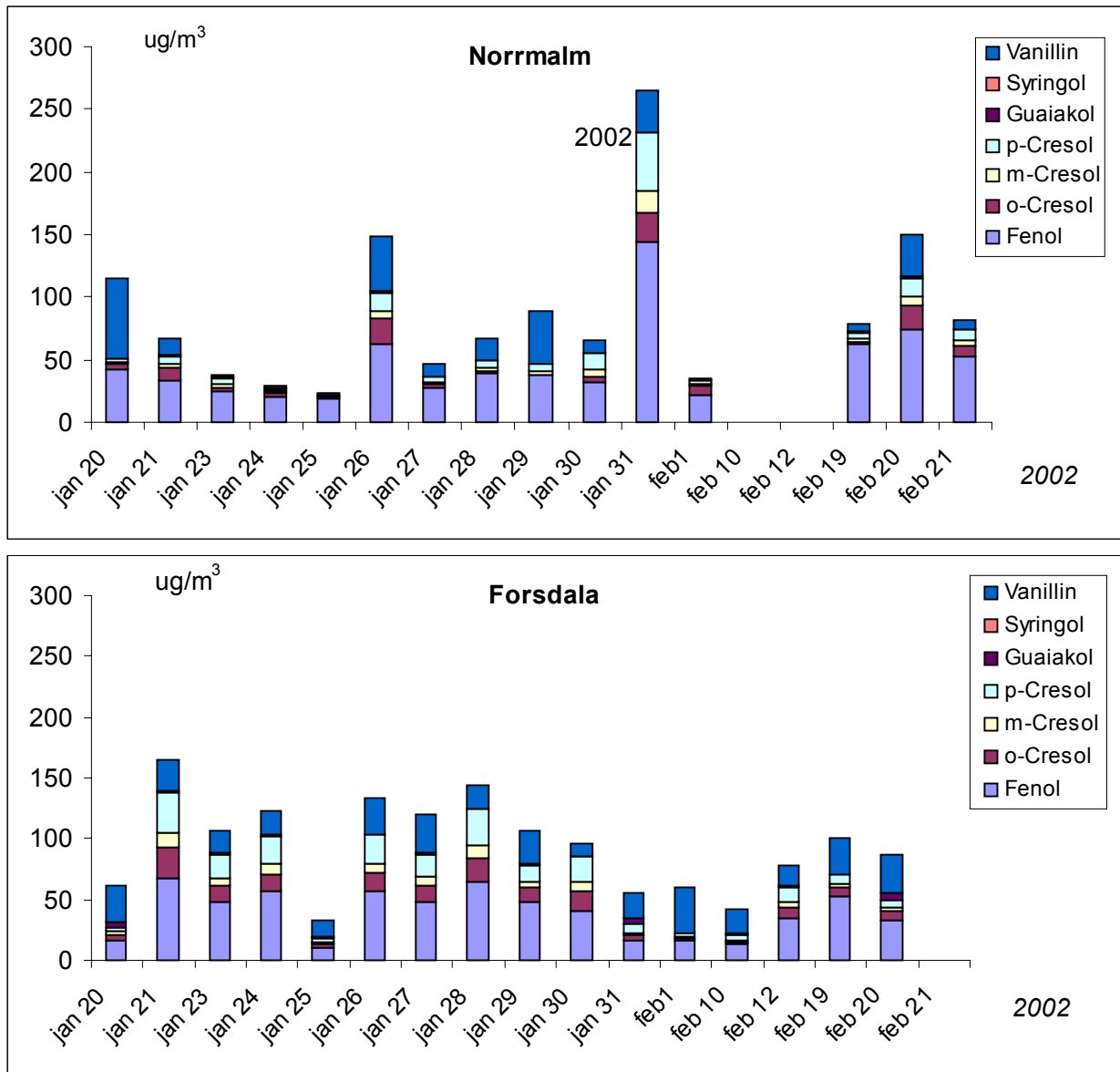
Ett halvårsmedelvärde på 0.18 ng/m³ benso(a) pyren erhöles i centrala Lycksele för perioden oktober 2001 till mars 2003 vilket är under det årsmedelvärde på 0.5-1.0 ng/m³, som är föreslaget som EU direktiv. Enskilda dygn i Forsdala och Norrmalm var dock betydligt högre än det föreslagna gränsvärdet. Medelvärde under de 16 dygn som analyserats var i Forsdala 3.3 ng/m³ och i Norrmalm 1.1 ng/m³

Under januari-mars 2001 genomfördes PAH mätningar på 13 urbanstationer geografiskt spridda över Sverige (Brorström-Lundén 2002). Medelkoncentrationen av benso(a)pyren vid dessa mätningar var 0.24 ng/m³ vilket är i nivå med det halvårsmedelvärde som erhöles i centrala Lycksele

Halterna vid Vindeln var signifikant lägre än i Lycksele och de var jämförbara med de som rapporteras från andra bakgrundsområden i norr, t ex Pallas i norra Finland (Brorström-Lundén et al., 2003).

9.14 Fenoler

Halterna av de fenolära ämnena visas i Figur 56. De fenoliska föreningarna ger en mer svårtolkad bild jämfört med levoglukosan (se nedan). Fenol och vanillin förekommer i högsta halterna. Den relativa fördelningen mellan de olika fenolerna skiljer sig mellan Forsdala och Norrmalm, t ex genom att andel fenol är större i proven från Norrmalm. Syringnol kunde endast detekteras i proven från Norrmalm.



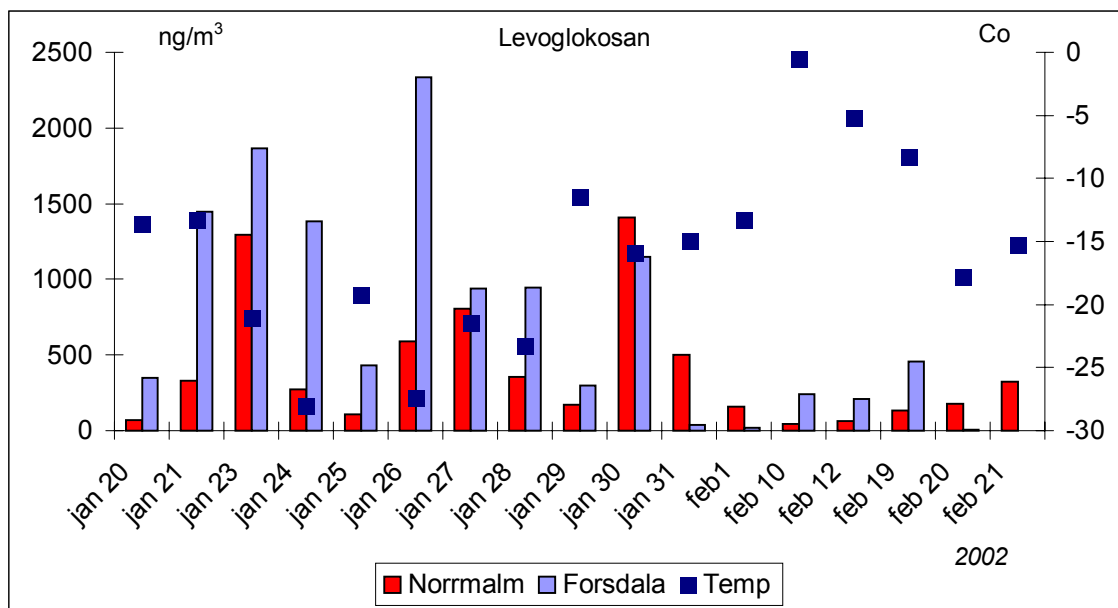
Figur 56. Halterna av fenolära föreningar vid Norrmalm, och Forsdala

Halterna av fenolära ämnen som uppmättes i de två amerikanska städerna Minneapolis och Salt Lake City var betydligt högre än vad mätningarna i Norrmalm och Forsdala visade. Hawthorne et al. (1992) mätte fenoliska biomarkörer i städerna Minneapolis och Salt Lake City. Vintertid

uppmättes 1900 ng/m³ summa fenoler i Minneapolis i bostadsområden och i de centrala delarna av staden. I områden utan bostadsbebyggelse var halten lägre (700 ng/ m³). I Salt Lake City uppmättes summa fenoler på 2000 ng/m³ i bostadsområden, 1200 ng/m³ i city och 500 ng/m³ i områden utan bostadsbebyggelse. I Salt Lake City där i huvudsak barrved eldades utgjorde syringoler 1% av fenolerna och i Minneapolis där huvuddelen utgjordes av lövträdsved var halten signifikant högre (7-6%) I båda städerna dominerade fenol och kresoler den fenoliska fraktionen (58-85%). Liksom i den amerikanska undersökningen dominerar fenol och kresolerna i Forsdala och Norrmalm

9.15 Levoglukosan

Halterna av levoglukosan varierade stort mellan olika provtagningstillfällen, då halter från 10 till 2500 ng/m³ uppmättes. I likhet med PAH förekom de högsta halterna vid Forsdala i samband med låg omgivningstemperatur. En samvariation mellan PAH och levoglukosan förekom framförallt i Forsdala. Den förhöjda PAH halten som erhöles i Forsdala den 12 februari var inte korrelerad till levoglukosan.



Figur 57. Halterna av levoglukosan vid Norrmalm och Forsdala i relation till temperaturen.

De halter av levoglukosan som uppmättes i Lycksele var i samma storleksordning som visats i andra mätningar. Pashynska et al. (2002) gjorde mätningar av levoglukosan vintern 2000-2001 i Ghent Belgien på PM-10 filter. Medelvärde för vinterperioden var 420 ng/m³ (96-1900 ng/m³). Under sommaren var halten levoglukosan låg 19 ng/m³ (9,1-27 ng/m³).

9.16 Sammanfattning av mätresultaten från Lycksele

För många ämnen syns tydligt förhöjda halter under riktigt kalla perioder med temperaturer under minus 10 grader, indikerande att utsläppen från vedeldning är betydelsefull. Detta var speciellt tydligt i Forsdala och bekräftas av mätningarna av PM_{2.5}, levoglukosan, toluen/bensen kvoterna, PAHerna och benso[a]pyrenhalterna samt även partikelstorleksfördelningen. Likaså bekräftas det av förekomsten av vedpannor och braskaminer i detta område. Vid Norrmalm var bidraget från trafiken och bakgrunden mer betydelsefulla för halterna.

Under de perioder med mildt väder var PM_{2.5} halterna ganska obetydligt högre än bakgrundshalterna. Andelen grova partiklar mätt som skillnaden mellan PM₁₀ och PM_{2.5} var liten under större delen av mätperioden. I Forsdala låg den på ca 15% och Norrmalm ca 20%, indikerande något större genomsnittligt bidrag från resuspension i Norrmalm.

Även om koncentrationen av partikelmassan är lägre i trafikdominerande områden med liten omfattning av småskalig förbränning, t.ex. centrala Lycksele, så är koncentrationen av antalet partiklar lika hög som i bostadsområdena. Under varma perioder är partikelmassan lika låg i hela Lycksele, men däremot är antalet partiklar fortfarande lika högt i centrala områden medan bostadsområdena då har mycket lägre antal partiklar. Detta är intressant så till vida att det inte är känt ifall vilken partikelegenskap som har störst inflytande på hälsan. Antal har ofta framförts vara en viktig parameter. Inverkan av trafikavgaser respektive vedrök kan också urskiljas i mätningarna av partikelstorleksfördelningarna. Mätningar direkt i vedrök respektive trafikdominerad miljö har visat att vedpartiklarnas antal maximeras vid ca 80 nm, medan trafikavgasernas maximeras i antal vid ca 20 nm. Genom att jämföra partikelstorleksfördelningen i Forsdala och i centrum under milda respektive kyliga perioder framträdde betydelsen av vedeldningen för antalskoncentrationen av partiklar i Forsdala, medan trafikavgaser var mest betydelsefulla för antalet partiklar i centrum.

När det gäller bensen kunde kvoten mellan toluen och bensen användas för att bekräfta betydelsen av vedeldningens bidrag till bensenhalterna i Forsdala. Vid Norrmalm och i centrala Lycksele framstår trafiken som mera dominerande. Medelkoncentrationerna av bensen under perioden var 1.8 µg/m³ i Norrmalm och 1.5 µg/m³ i Forsdala och de skiljer sig inte signifikant (95%) från varandra. Koncentrationerna av toluen och toluen/bensenkvoterna skiljer däremot signifikant (95 % signifikans) mellan provtagningsplatserna. Den högre medelhalten av toluen (7.2 µg/m³) och toluen/bensen-kvoten (3.5) i Norrmalm visar på ett större bidrag från trafiken där jämfört med i Forsdala (3.9 µg/m³ resp 2.6). Möjligheten att enbart använda kvoten mellan toluen och bensen för bestämning av vedeldningens bidrag till olika flyktiga kolväten begränsas av kunskaperna om bakgrundshalterna. Kvoten i vedledning ligger på omkring 0.35, i trafikavgaser 3.5 och i bakgrundsluft 0.5. Både bakgrundsluft och vedledning tenderar att dra ner kvoten i förhållande till trafikens avgaser.

Halterna av 1,3-butadien var 0.42 µg/m³ respektive 0.48 µg/m³ vid Norrmalm respektive Forsdala. Detta är ungefär samma nivåer som uppmätts vid en trafikerad gata i Göteborg.

Mätningar av benso[a]pyren förfaller bekräfta att vedeldning är en viktig källa. Väsentligt högre halter av benso[a]pyren uppmättes i Forsdala under kalla perioder jämfört med både Norrmalm och centrum. Bakgrundshalterna var mycket låga. Enligt spridningsberäkningar baserat på emissionsdatabasen kan all benso[a]pyren vid Norrmalm förklaras med vedeldningen där, medan halterna underskattas med en faktor 4 i Forsdala. Anledningen till den kraftiga skillnaden i uppmätta BaP halter mellan Forsdala och Norrmalm (3 – 4 gånger högre halter i Forsdala) är inte känd. Delvis kan det hänga samman med felaktig geografisk fördelning av emissionerna från vedeldning i emissionsdatabasen. Ett halvårsmedelvärde på 0.18 ng/m³ benso(a) pyren erhöles i centrala Lycksele för perioden oktober 2001 till mars 2003 vilket är under det årsmedelvärde på 0.5-1.0 ng/m³, som är föreslaget som EU direktiv.

De högsta halterna av PAH erhöles vid Forsdala under de dygn (24 och 26 januari) då den lägsta temperaturen uppmättes. Vid dessa dygn var halterna vid Forsdala betydligt högre jämfört med Norrmalm. PAH-halterna de två stationerna var i samma nivå under perioder med högre omgivningstemperaturer med undantag av den 12 februari de förhöjda halter förekom Forsdala trots att medeltemperaturen under dygnet var nära noll grader. Bakgrundshalterna av PAH var betydligt lägre jämfört med vid mätplatserna Lycksele.

Halterna av levoglukosan varierade stort mellan olika provtagningstillfällen, då halter från 10 till 2500 ng/m³ uppmättes. I likhet med PAH förekom de högsta halterna vid Forsdala i samband med låg omgivningstemperatur. En samvariation mellan PAH och levoglukosan förekom framförallt i Forsdala.

Mätningar av kväveoxider det totala antalet partiklar vid Norrmalm indikerar den dominerande betydelsen av trafikavgaser för dessa båda parametrar. Korrelationen var mycket hög och kvoten mellan partikelantalskoncentrationen och NO_x koncentrationen var ca 200 – 300 partiklar/cm³ per µg/m³. Mätningar i trafikmiljö i Stockholm och Danmark indikerar en kvot på mellan 200 och 300 partiklar/cm³ per µg/m³.

NO_x halterna är dock väsentligt mycket högre än vad som förklaras utifrån modellberäkningar baserat på enbart vägtrafikens i Lycksele utsläpp. Ca en faktor 5 lägre genomsnittliga halter av NO_x erhöles vid modellberäkningarna jämför med uppmätta halter av NO_x i Norrmalm och NO₂ i centrum. En tänkbar orsak som dock troligen endast delvis kan förklara skillnaderna är att för låga emissionsfaktorer för vägtrafiken använts. Detta kan bero på att kallstartsutsläppen är högre i Norrland än i Mellansverige, för låga emissionsfaktorer för tunga fordon (stor andel tunga transporter genom Lycksele), fordonssammansättningen m a p lätta fordon är felaktig (större andel dieselfordon och äldre bensinfordon utan katalysator).

10. Resultat från Screeningstudien

Screeningstudien, innebär mätningar på flera platser under en längre tid med bestämning av ett begränsat antal parametrar av betydelse ur hälsosynpunkt och för källbidragsberäkningar. Mätningarna har genomförts i samarbete med IVLs Urbanmätnät.

URBAN-projektet bygger på samordnade, långsiktiga mätningar av luftkvaliteten i ett stort antal kommuner, utförda på ett sådant sätt att resultaten blir jämförbara mellan tätorter och år. Målsättningen med urbanprojektet är bl.a. att besvara hur luftkvaliteten är i svenska tätorter i förhållande till gällande gränsvärden och miljökvalitetsnormer och vilken betydelse utsläpp från lokala, regionala och utländska källor har. Vidare skall resultaten från Urbanmätningarna kunna utnyttjas för att förbättra luftkvaliteten långsiktigt som resultat av emissionsbegränsande åtgärder.

I screeningstudien samordnas mätningar inom BHM med de inom urbanmätnätet, ett kostnadseffektivt sätt att erhålla mätdata. I mätningarna ingår $PM_{2.5}$, PM_{10} och NO_2 samt veckoprovtagning av VOC. Vidare karakteriseras ett antal av filterproven med avseende på PAH och andra organiska komponenter.

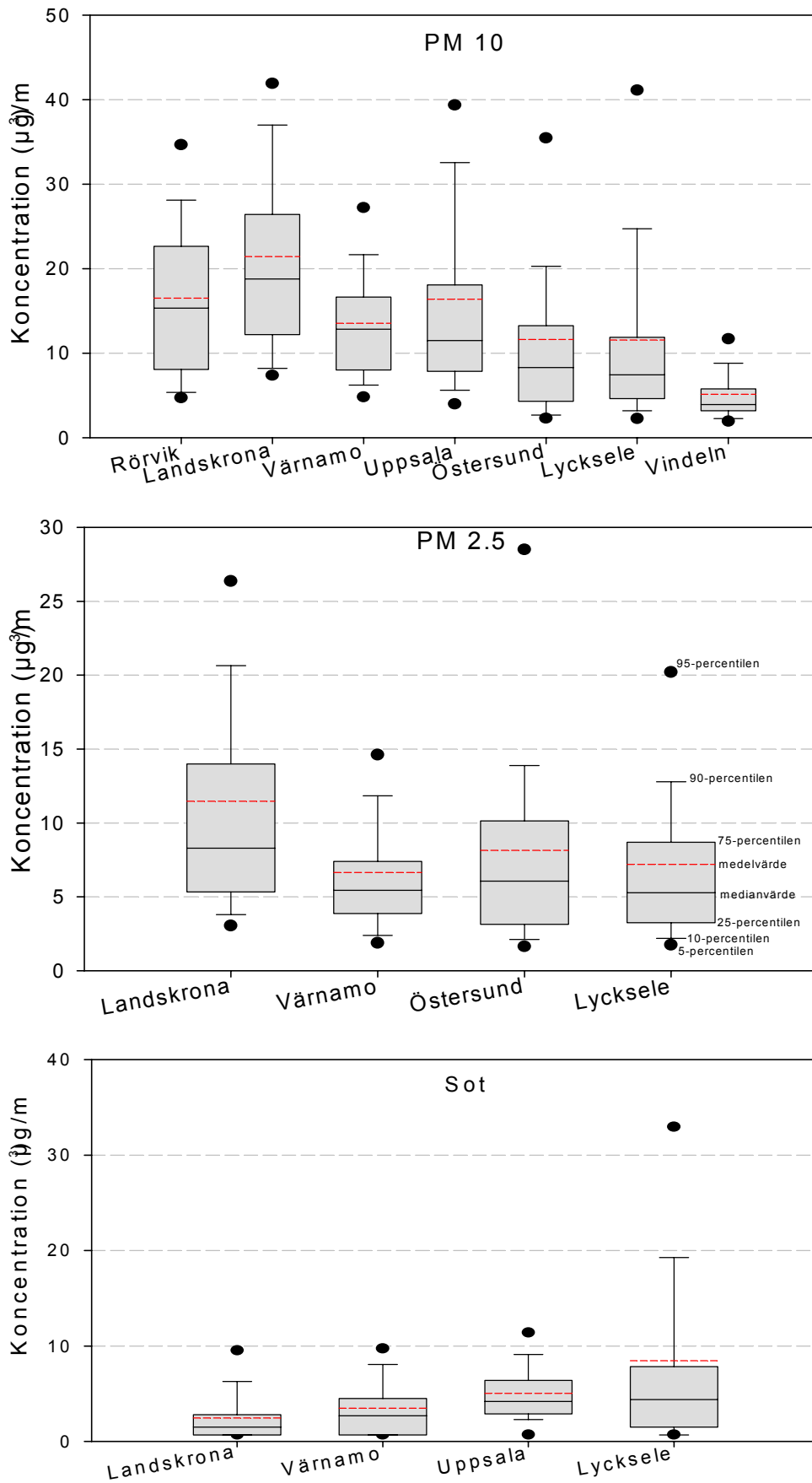
Val av mätpunkter inom Urbanprojektet görs med utgångspunkten att mätningarna i de olika tätorterna ska vara jämförbara. För den urbana bakgrundsstationen eftersträvas centralt läge (innerstadskärnan) med hög persontäthet, dvs platsen skall representera exponeringen för många personer .

De kommuner som ingick i studien 2001/02 var följande: Landskrona, Värnamo, Uppsala, Östersund och Lycksele. Under studien 2002/03 utfördes mätningar i följande kommuner: Landskrona, Värnamo, Uppsala, Östersund och Växjö. I screeningen ingick även bakgrundsstationer, vilka var Vindeln, Aneboda och Rörvik. Vid dessa stationer mättes framförallt partiklar PM_{10} (se tidigare kapitel, kommuner i screeningstudien)

10.1 PM_{10} , $PM_{2.5}$ och sot

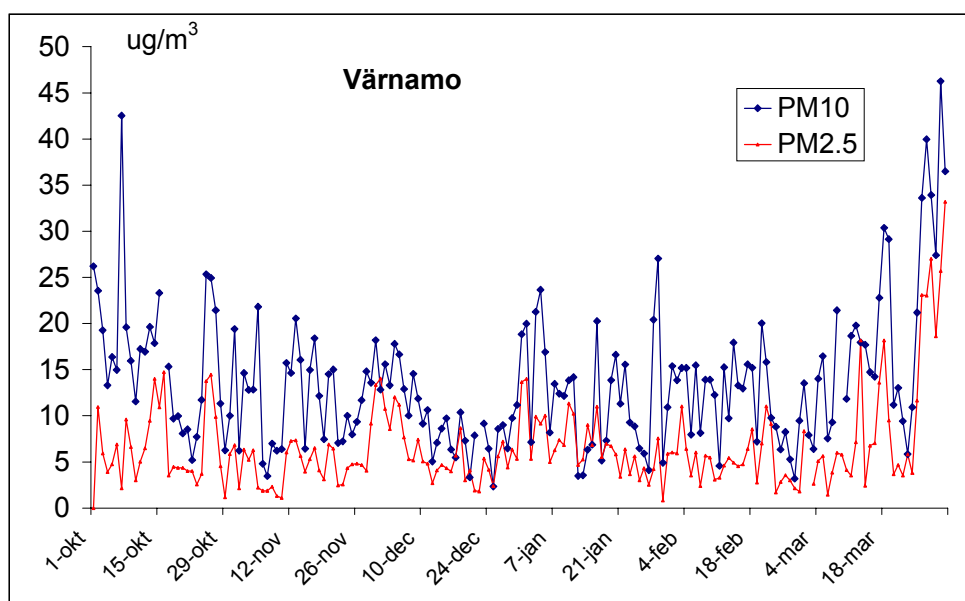
Resultaten från dygnsmätningar av PM_{10} , $PM_{2.5}$ och sot från sex månaders mätningar inom screeningstudien i form av "box-whisker plots", med vilka medel- och medianvärden presenteras i Figur 58. I dessa figurer åskådliggörs också spridningen av mätdata genom att 5-, 10-, 25-, 75-, 90- och 95-percentilerna lagts in..

De vinterhalvårsmedelvärden av PM_{10} som erhöles i de 5 tätorterna låg mellan 11 och 21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och motsvarande medianvärden mellan 7 och 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De högsta halterna av PM_{10} (median och medelvärden för vinterhalvåret) erhöles i Landskrona, den sydligaste tätorten, medan halten avklingar mot norr. Under enskilda dygn var dock halterna i Lycksele i nivå med de högsta i Landskrona.



Figur 58. Halter av PM₁₀, PM_{2.5} och sot, dygnsmätningar vinterhalvåret 2001/02

Mätningarna visade vidare att PM₁₀ halterna på bakgrundsstationen i södra Sverige, Rörvik, var betydligt högre jämfört med vad som uppmättes på bakgrundsstationen i norr, Vindeln. Långdistanstransport utgör alltså ett betydande bidrag till PM₁₀ halterna i tätorterna i södra Sverige, medan den är av mindre betydelse i norr, vilket också framgår i Figur 58. På stationerna i södra Sverige, främst Landskrona och Värnamo, ökade halterna under slutet av mätperioden, dvs i slutet av mars, vilket visas i Figur 59 där Värnamo har används som exempel på hur partikelhalterna varierar under vinterhalvåret.



Figur 59. Halterna av PM₁₀ och PM_{2.5} i Värnamo.

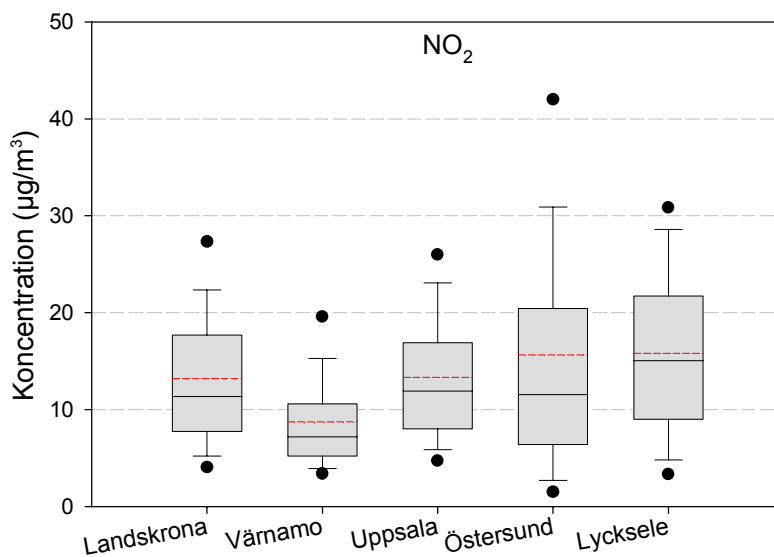
Inom urbanprojektet 2001/02 deltog 26 tätorter med mätningar av PM₁₀. Vinterhalvårsmedelvärden från dessa tätorter varierade i likhet med de utvalda stationerna inom BHM mellan 11-21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Landskrona var en av de orter som hade det högsta medelvärdet och liksom för de 5 "BHM stationerna" erhöles i urbanmätningarna minskade halter mot norr. De stationer som utvalts inom BHM kan alltså anses vara representativa när det gäller partikelhalter för mindre och medelstora tätorter i Sverige.

De högsta halterna av PM_{2.5} erhöles i likhet med PM₁₀ i Landskrona, där medelvärdet för vinterhalvåret var 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Någon tydlig minskning mot norr liknande den för PM₁₀ erhöles ej. I Värnamo, Östersund och Lycksele låg halvårsmedelvärdet av PM_{2.5} i samma nivå, 7 till 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Den lägsta PM_{2.5} halterna (medianvärdet) och den lägsta spridningen för mätdata erhöles i Värnamo. PM_{2.5} resultaten från Uppsala redovisas ej då ett stor bortfall av data förekom. I Figur 59 visas variationen av PM₁₀ och PM_{2.5} i Värnamo .

Till skillnad från partikelhalterna uppmätta som PM₁₀ och PM_{2.5}, erhöles högre sothalter i norra Sverige jämfört med i söder (Figur 58). I Lycksele bidrog dock förhöjda halter under vissa enstaka dygn till det högre halvårsmedelvärdet.

10.2 NO₂

Inom urbanprojektet 2001/02 deltog 38 tätorter med mätningar av NO₂. Vinterhalvårsmedelvärden i dessa tätorter varierade mellan 8 och 24 µg/m³. NO₂-halterna från stationerna som deltog i screeningstudien visas i Figur 60 där halterna från sex månaders dygnsmätningar har sammanställts.



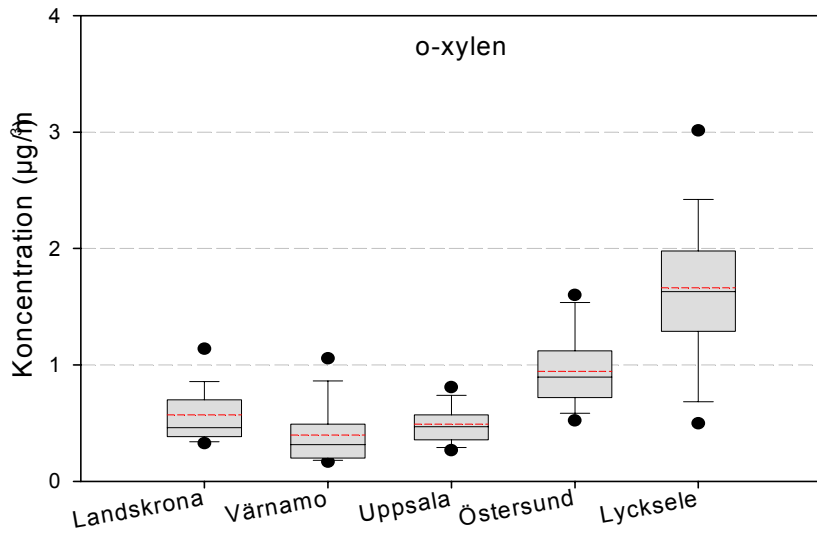
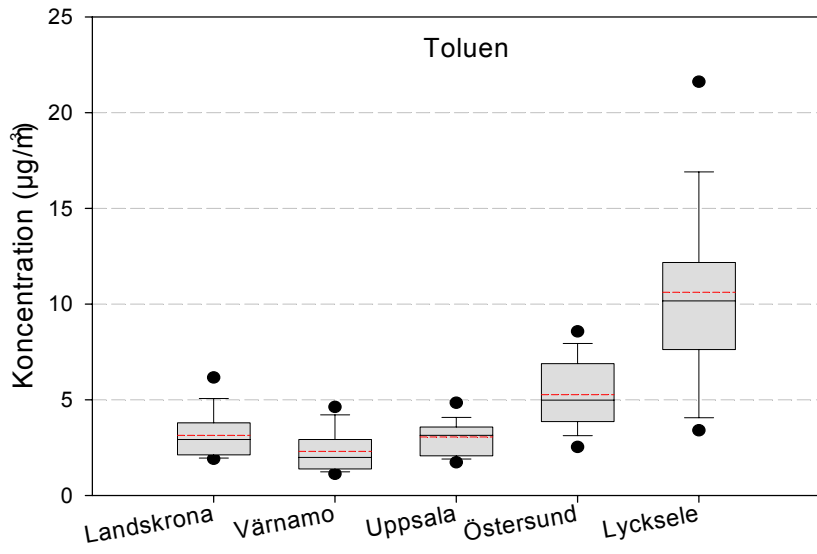
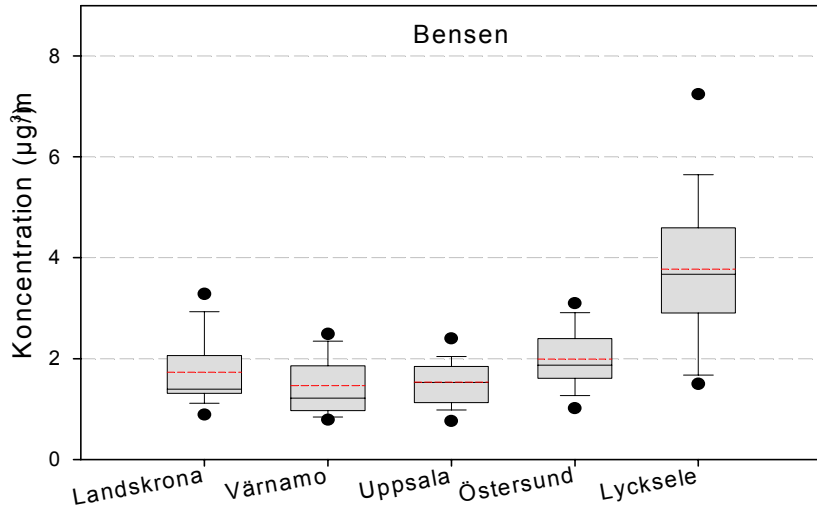
Figur 60. NO₂ halter i screeningkommuner. Sex månaders dygnsmätning.

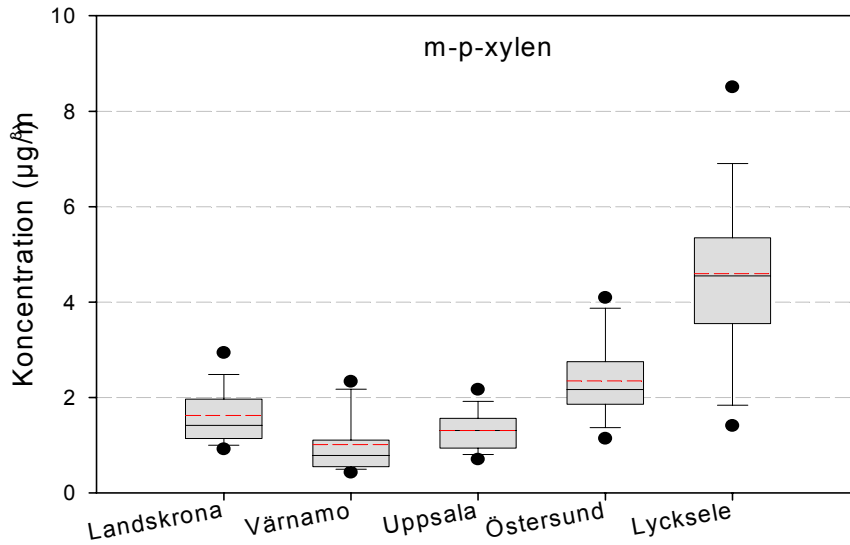
Den lägsta NO₂ halten (medelvärde för perioden) för de 5 BHM stationerna, 9 µg/m³ erhöles i Värnamo och den högsta i Lycksele och Östersund, 15 µg/m³. Den minsta variationen i NO₂ halten förekom i Värnamo och den största i Östersund där också de högsta dygnshalterna uppmättes.

Halterna i tätorterna i södra Sverige är i samma nivå som den regionala bakgrundshalten av NO₂ vilken under vinterhalvåret 2001/02 var 6-7 µg/m³ (Råö och Vavihill) (EMEP-data). I norra Sverige var NO₂ halten i Bredkålen (EMEP station) 2 µg/m³ (medelvärde för vinterhalvåret), vilket var lägre än i tätorterna. Det regionala regional bidraget till NO₂ halterna i tätorterna i norr, Lycksele och Östersund, är alltså litet.

10.3 VOC

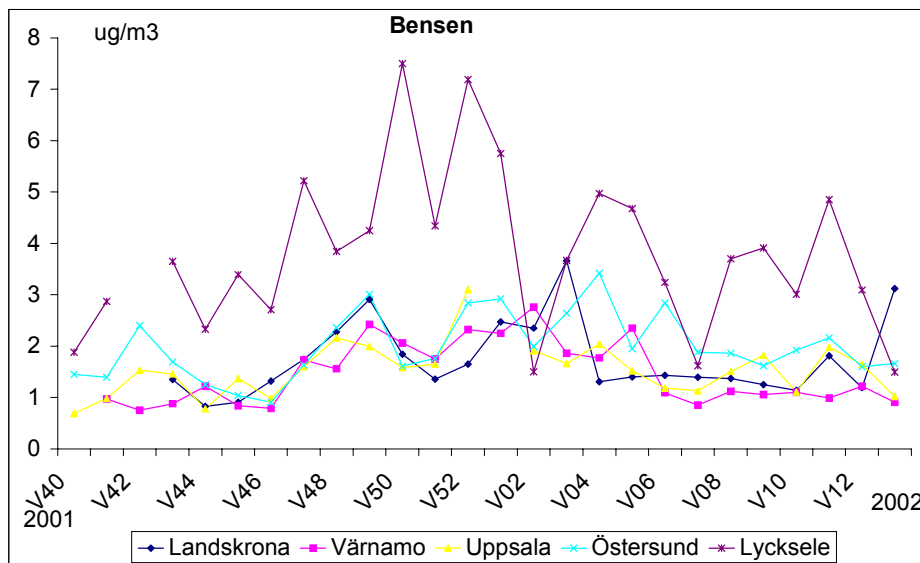
Resultaten av veckomätningar avseende VOC, vilka inkluderar bensen, toluen, o-xylen, och m,p-xylen, under perioden oktober 2001 t.o.m. mars 2002 har sammanställts Figur 61.





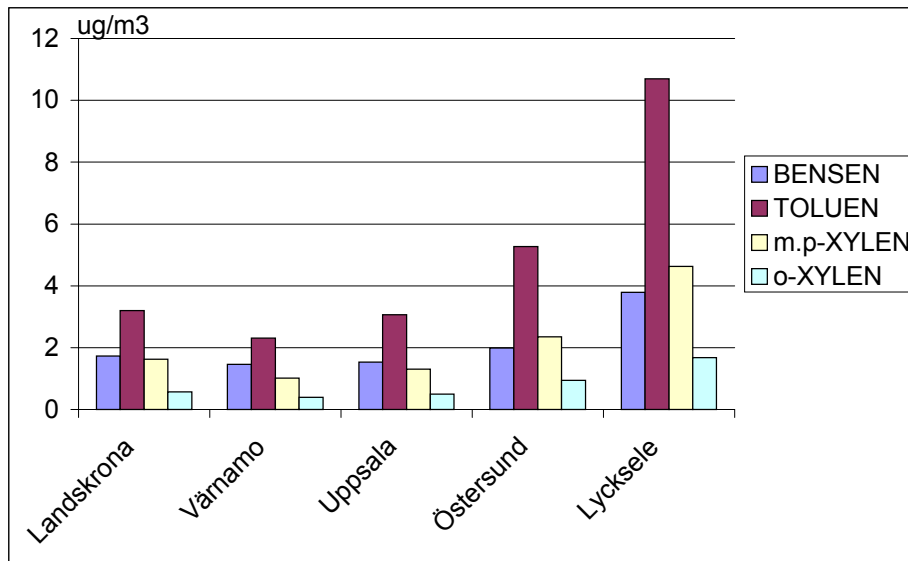
Figur 61. VOC koncentrationer i screeningkommunerna. Data från oktober 2001 t om mars 2002. Bensenhalterna har ej korrigerats för dosberoende upptagshastighet.

Ett liknande mönster förekom för samtliga analyserade VOC, med ökande halter mot norr och med de högsta halterna i Lycksele. Vinterhalvårsmedelvärdet för bensen var i Lycksele 3.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ medan halten i de övriga orterna var 1.5-2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Värdena för bensen har ej korrigerats för dosberoende upptag (vilket däremot har gjorts för de värden som redovisats ovan för Lycksele). Lycksele tillhörde de tätorter där det högsta vinterhalvårsmedelvärdet av bensen erhöles, jämfört med samtliga urbanstationer 2001/2002. Värnamo var en av dem där den lägsta bensenhalten uppmättes. I Figur 62 visas variationen av bensenhalten i de fem tätorterna för olika mätveckor. En viss samvariation förekom för tätorterna med de högsta halterna i december och januari.



Figur 62. Halterna av bensen vid olika mätveckor.

Fördelningen mellan olika VOC, vilken kan användas för att få uppfattning om ursprung, var likartad vid stationerna i söder medan kvoten toluen/bensen var högre i Östersund och Lycksele. I Lycksele varierade kvoten toluen/bensen mellan 2.1 och 3.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och i Värnamo mellan 1.0 och 2.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En högre halt toluen i förhållande till bensen tyder på ett större bidrag av trafik till VOC emissionen. De lägre kvoterna i södra Sverige hänger troligen samman med större inflytande av bakgrundsluft, medan den lokala trafiken i Östersund och Lycksele bidrar till de högre kvoterna där. Vid urbanstationen i Lycksele tätort var kvoten toluen/bensen högre (mer trafikavgaser) jämfört med stationerna Forsdala och Norrmalm, dvs stationerna med ett större inslag av emission av biobränsle och bakgrund i förhållande till trafikavgaser.



Figur 63. Förhållandet mellan enskilda VOC, medelhalten för vinterhalvåret 2001/2002 vid screeningkommunerna.

10.4 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

PAH analyserades på ett antal PM_{10} -filter från de 5 tätorterna och från Vindeln. För att få en uppfattning om olika källors betydelse för PAH förekomsten valdes dygn utspridda över vinterhalvåret, vilka skulle representera olika föroreningsnivå och meteorologiska förhållanden. Urvalet av filter för analys av organiska ämnen baserades på omgivningstemperaturen samt uppmätta partikel- och NO_2 -halter.

PAH halterna finns sammanställda i Tabell 21, där de visas som medelvärden för samtliga utvalda prov tillsammans med medelvärden för partikelhalter, NO_2 och omgivningstemperatur. I tabellen visas också PAH halterna från en bakgrundsstation i södra Sverige, Rörvik. Eftersom provtagningen på Rörvik inkluderar summan av PAH i gas- och partikelfas redovisas endast de PAH komponenter som nästan uteslutande återfinns i partikelfas (data från nationell miljöövervakning).

Tabell 21. PAH-halter, medelvärden för samtliga analyserade prover.

Medelvärden	Bakgrund Rörvik*	Urban Landskrona	Urban Värnamo	Urban Uppsala	Urban Östersund	Urban Lycksele	Bakgrund Vindeln
Sot ug/m³		6.0	8.3	12		13	
NO₂ ug/m³	6	18	16	25	35	19	
PM₁₀ ug/m³	16	34	20	49	32	20	9.7
PM_{2.5} ug/m³		19	11		15.71	11	
Temp C°		1.1	-2.0	-6.40	-8.50	-11	
PAH ng/m³							
Phenantrene		0.13	0.11	0.10	0.07	0.09	0.07
Anthracene		0.010	0.013	0.008	0.004	0.008	0.003
Fluoranthene		0.21	0.17	0.13	0.07	0.15	0.12
Pyrene		0.20	0.20	0.53	0.07	0.22	0.29
Benso(a)anthracene		0.12	0.12	0.08	0.05	0.17	0.02
Chrysene		0.17	0.17	0.12	0.07	0.21	0.05
Benso(b)fluoranthene	0.21	0.50	0.52	0.38	0.23	0.50	0.11
Benso(k)fluoranthene	0.10	0.21	0.25	0.17	0.11	0.25	0.04
Benso(a)pyrene	0.12	0.24	0.36	0.14	0.08	0.36	0.02
Dibenso(a,h)anthracene	0.02	0.07	0.08	0.05	0.04	0.07	0.01
Benso(g,h,i)perylene	0.14	0.62	0.90	0.68	0.53	0.92	0.11
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	0.16	0.63	0.71	0.50	0.38	0.68	0.13
Summa	0.74	3.12	3.61	2.90	1.69	3.62	0.99
<i>Antal mätdygn</i>	<i>180</i>	<i>20</i>	<i>19</i>	<i>11</i>	<i>14</i>	<i>29</i>	<i>27</i>

*Veckomätningar inom nationell miljöövervakning

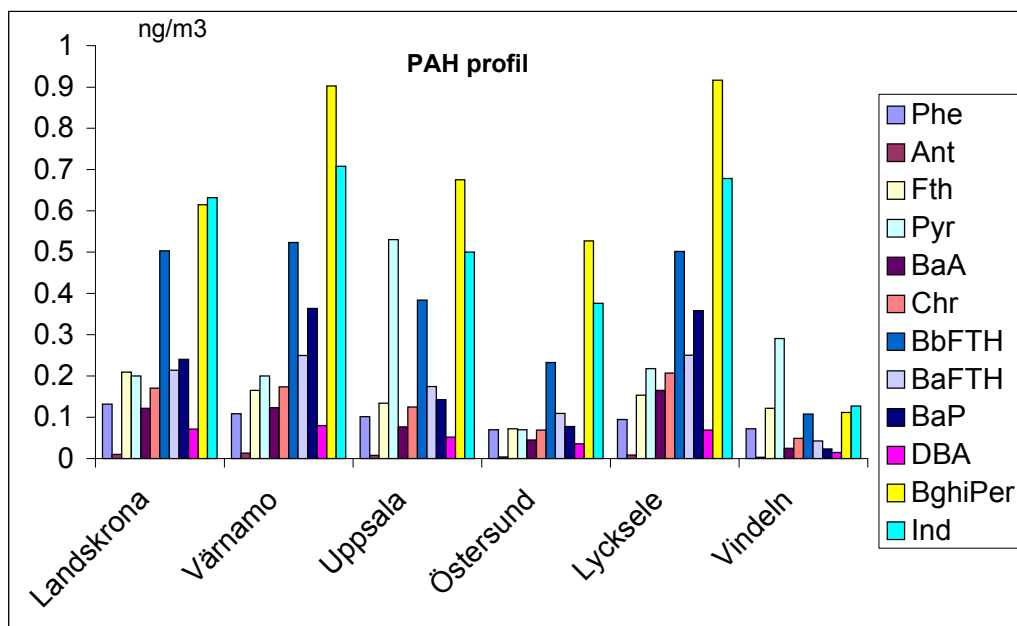
PAH halterna var i likhet med PM₁₀ högre på bakgrundsstationen i söder jämfört med den norr. Exempelvis var benso(a) pyrene halten 10 gånger högre vid Rörvik jämfört med Vindeln, vilket överensstämmer med vad som erhållits vid mätningar inom nationell miljöövervakning åren 1996-2001, där Pallas i norra Finland är en bakgrundsstation (Brorström-Lundén 2003).

Summa PAH i tätorterna varierade mellan 1.7 till 3.6 ng/m³ vilket var högre jämfört med bakgrundsstationerna. Halterna i Lycksele låg i samma nivå som i Landskrona, någon skillnad mellan tätorterna i norr och söder förekom alltså inte. Medelhalterna av benso(a)pyrene i tätorterna varierade mellan 0.08-0.36 ng/m³ vilket är lägre än EUs föreslagna luftkvalitets direktiv.

Medelhalten av PAH för de utvalda dygnen i Lycksele var högre jämfört med det vinterhalvårsmedelvärde som erhöles vid analysen av samtliga filter, då summa PAH halten uppmättes till 1.8 ng/m³ (se tidigare kapitel mätresultat i Lycksele). Detta visar svårigheten med att välja ut ett antal representativa prover. Dock baserades urvalet av prover i "Screeningen" på att analysera dygn där höga halter av andra luftföroreningar uppmättes.

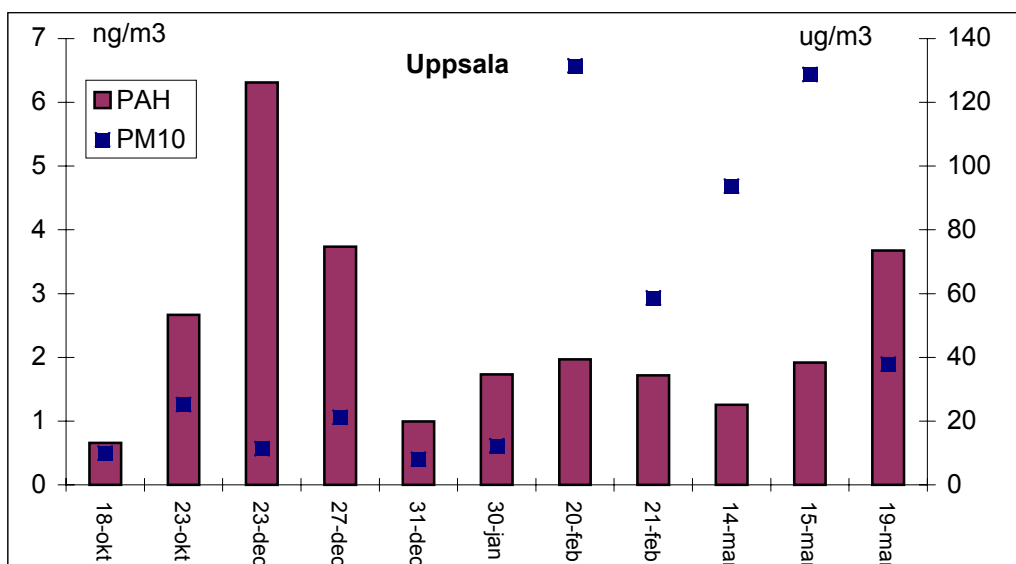
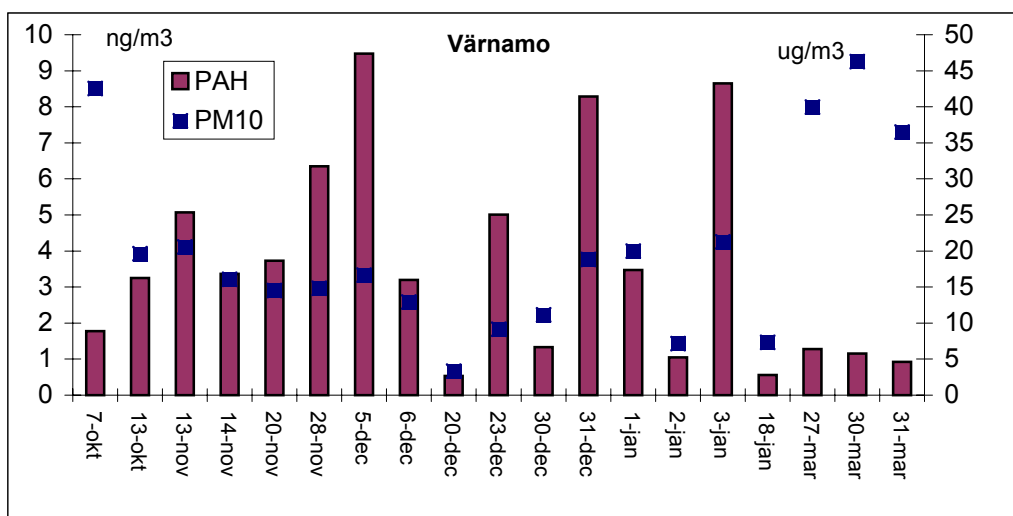
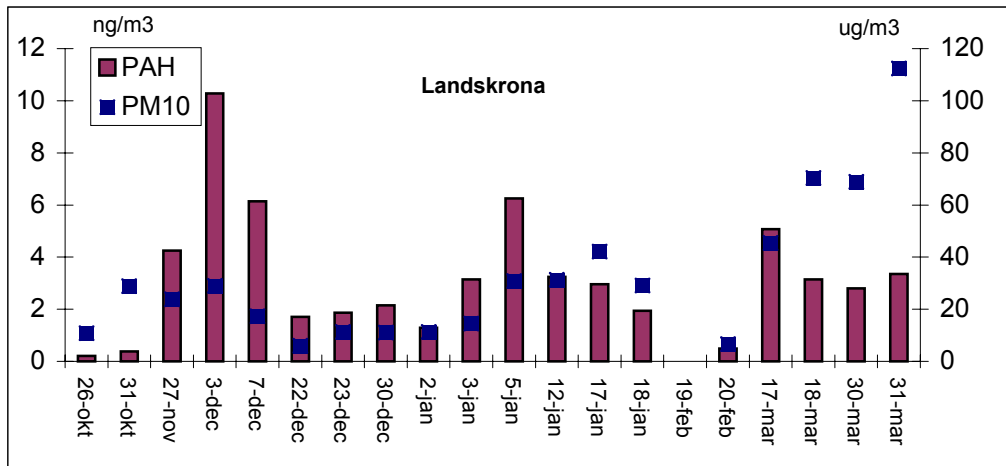
Under januari till mars 2001 genomfördes PAH mätningar på 13 urbanstationer geografiskt spridda över Sverige från Burlöv i söder till Övertorneå i norr (Brorström-Lundén 2002). Medelvärdet av summa PAH för de 13 tätorterna var under januari 3.1 ng/m³ och i mars 1.5 ng/m³ vilket är i nivå med de vad som uppmättes vid BHM-stationerna 2001/02. Till skillnad från dessa mätningar erhöles en gradient norr ut med minskande halter norr ut. Lycksele fanns dock inte med bland de 13 tätorterna.

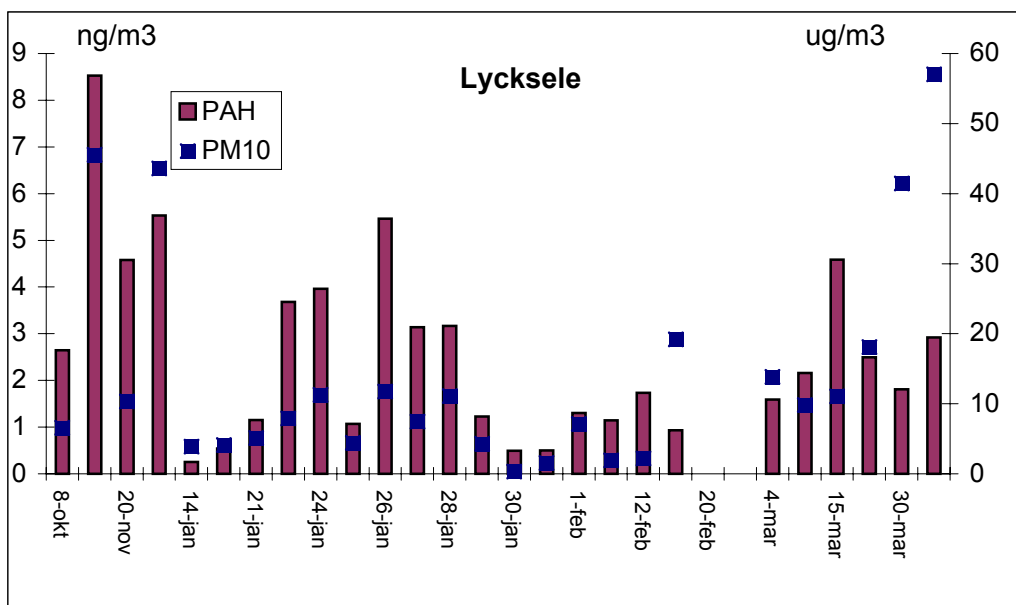
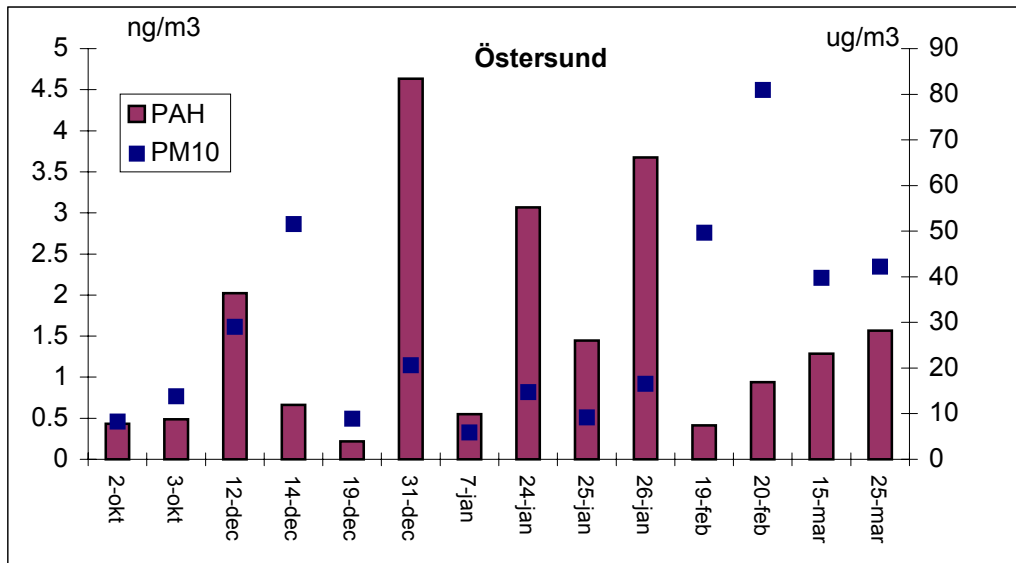
PAH profilerna, dvs fördelningen av enskilda PAH, visas Figur 64. En likartad fördelning mellan de analyserade PAH komponenterna erhöles i olika tätorterna och profilerna kännetecknades av högre halter av de tyngre komponenterna. En skillnad var dock att andelen benso(ghi)perylen i förhållande till indeno(cd)pyren var lägre i Landskrona och Vindeln jämfört med de övriga tätorterna. En högre kvot benso(ghi)perylen/indeno(cd)pyren indikerar ett större inslag av PAH som härrör från trafik.. PAH-profilen visade vidare att kvoten mellan de mer reaktiva PAH komponenterna, antracene, benso(a)antracene och benso(a)pyren, i förhållande till en mer stabil PAH var lägre i Vindeln jämfört med i tätorterna vilket bekräftar att PAH och partiklarna på Vindeln är långdistanstransporterade.



Figur 64. PAH profilerna, dvs fördelningen av enskilda PAH medelvärde för samtliga prover.

Variationen av PAH halterna mellan olika provtagnings tillfällen visas för de respektive tätorterna i Figur 65. Någon samvariation mellan PAH och PM₁₀ halterna erhöles inte i någon av tätorterna. Den förhöjning av partikelhalten som förekom i slutet av mätperioden i mars gav inte upphov till några förhöjda PAH halter, vilket är att förvänta eftersom dessa partiklar till stor del härrör från uppvirvlat stoft, som mest består av stenmaterial. Ett visst samband mellan PAH halter och temperatur erhöles då de högsta PAH halterna Värnamo, Uppsala och Östersund förkom under tillfällen i december- januarii samband med kalla perioder. I Landskrona förekom låga PAH halter under denna kalla perioden i slutet av december och början av januari.





Figur 65. Variationen av PAH halterna mellan olika provtagnings tillfällen visas för screeningkommunerna.

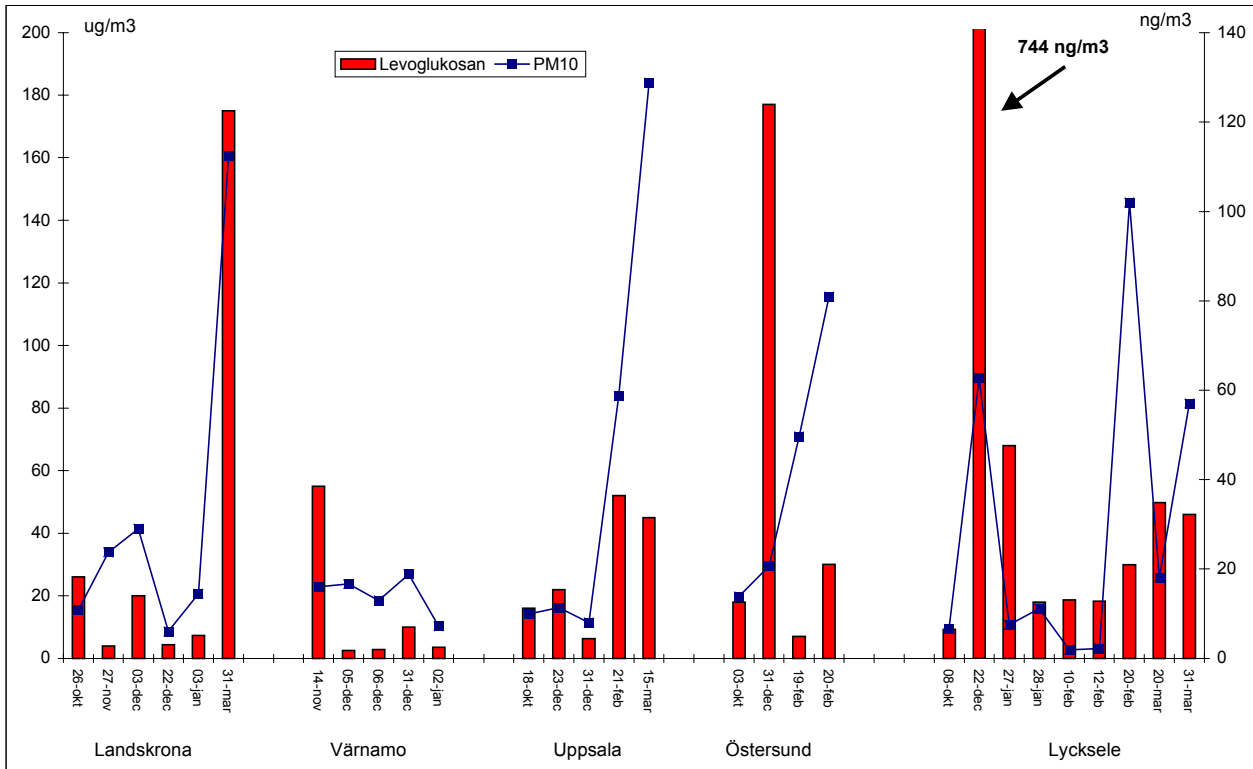
10.5 Fenolära ämnen och levoglukosanbiomarkörer

Ett antal av de PM₁₀ filter som använts för bestämning av PAH analyserades även med avseende på andra organiska ämnen. Filter från Lycksele användes för att testa metodik för att bestämma fenolära ämnen. Fenoler och kresoler kunde detekteras i låga halter medan guaiakol och syringol låg under detektionsgränsen. Eftersom dessa fenolära ämnen förekom i låga halter, samt att de främst befinner sig i gasfas, valde vi att istället använda levoglukosan som markör för biobränsle. Levoglukosan förekommer i luften till största delen bundet på partiklar och kunde detekteras på de filter (30 m³ luftvolym) som erhålls vid PM₁₀ provtagningen.

Urvalet av prov som analyserades avseende levoglukosan baserades på uppmätta PAH- och PM₁₀-halter samt på omgivningstemperaturen. För att få en uppfattning om källan valdes dygn med hög, medel respektive låg luftföroreningsnivå och med varierande temperatur. Resultaten har sammanställts i Tabell 22 och i Figur 66 visas variationen mellan levoglukosan och partikelhalt (PM₁₀).

Tabell 22. Halter av levoglukosan i screeningkommunerna.

	Levoglukosan ng/m ³	PAH ng/m ³	PM10 ug/m ³	Temp C°
Landskrona				
26-okt-01	26	0.2	11	11.1
27-nov-01	3.9	4.2	24	1.3
03-dec-01	20	10	29	1.9
22-dec-01	4.3	1.7	6	-7.6
03-jan-02	7.3	3.1	14	-5.6
31-mar-02	175	3.4	112	7.1
Värnamo				
14-nov-01	55	3.4	16	-3.5
05-dec-01	2.5	9.5	17	-1.3
06-dec-01	2.8	3.2	13	0.9
31-dec-01	10	8.3	19	-15
02-jan-02	4	1.0	7.2	-9.1
Uppsala				
18-okt-01	16	0.7	10	6.1
23-dec-01	22	6.3	11	-22.3
31-dec-01	6.3	1.0	8	-15.5
21-feb-02	52	1.7	59	-6.7
15-mar-02	45	1.9	129	-0.4
Östersund				
03-okt-01	18	0.5	14	10
31-dec-01	177	4.6	21	-23
19-feb-02	7.0	0.4	50	-5.5
20-feb-02	30	0.9	81	-9.1
Lycksele				
08-okt-01	9.2	2.6	7	9.2
22-dec-01	741	24	63	-29
27-jan-02	68	3.1	7	-22
28-jan-02	18	3.2	11	-23
10-feb-02	19	1.1	2	-0.5
12-feb-02	18	1.7	2	-5.2
20-feb-02	30	8.8	102	-18
20-mar-02	50	2.5	18	0.90
31-mar-02	46	2.9	57	-1



Figur 66. Variationen mellanhalten av levoglukosan i förhållande till PM₁₀ halten.

En stor variation av halten levoglukosan erhöles mellan olika tillfällen i samtliga av tätorterna. Förutom en hög halt i Landskrona uppmättes högre halter i tätorterna i norr jämfört med de i söder. Den högsta halten, 744 ng/m³, förekom i Lycksele under ett dygn med låg medeltemperatur och då även höga PAH- och partikelhalter uppmättes. Även i Östersund uppmättes den hösta halten av levoglukosan, 177 ng/m³, tillsammans med förhöjd PAH-halt och låg temperatur. I övriga orter erhöles inte någon samvariation mellan förhöjda levoglukosanhalter och temperatur.

Någon samvariation mellan levoglukosan och partikelhalt erhöles ej heller vilket framgår i Figur 66. Den höga halten av levoglukosan som förekom i Landskrona den 31 mars, ett dygn med hög temperatur men med hög partikelhalt, har vi inte någon förklaring till, mer än att 31 mars 2002 var under påskhelgen och att påskbrasor kan ha bidragit till denna halt.

Fler levoglukosanalyser kommer att genomföras under hösten både i prover tagna under vinterhalvåret 2001/02 och 2002/03. Detta för att ytterligare utreda möjligheten att använda levoglukosan som markör. Den analysmetod som tagits fram för levoglukosan i projektet är enkel och den är "billig" i förhållande till analys av många andra organiska ämnen.

11. Utvärdering och tillämpning av modeller

SMHI har ansvarat för utveckling och tillämpning av spridningsmodeller för luftföroreningar inom BHM i projektet ”Modellverktyg för spridning av partiklar och förbränningsemissioner på nationell, urban och lokal skala”. Det övergripande målet har varit att vidareutveckla, utvärdera och tillämpa modellverktyg för spridning av luftburna partiklar och andra föroreningar som genereras vid energiproduktion. Ett slutmål för projektet är även att skapa ett kopplat modellsystem som beskriver processerna i atmosfären från regional (nationell) skala ner till lokal skala (stadsdelar och bostadsområden). Den utvärdering och de tillämpningar som redovisas här bygger huvudsakligen på den emissionsinventering som utfördes för Lycksele och de mätningar som genomfördes under mätkampanjen där under vintern 2001-2002. Det stod tidigt klart att förhöjda halter vintertid i Lycksele av bl.a. partiklar orsakas av lokala utsläpp och att bidraget från långväga transport var litet. Modellarbetet inriktades därför på att kunna förstå och beskriva de lokala spridningsförhållandena med två olika typer av modeller, traditionella Gaussiska spridningsmodeller samt modeller som bygger på kommersiellt tillgänglig CFD-programvara (CFD, Computational Fluid Dynamics). De Gaussiska modellerna är anpassade till att utnyttja lokalt observerade meteorologiska data och de data som samlades in från den tillfälliga meteorologiska mätplatsen användes för att driva dessa modeller. Mer avancerade s.k. Eulerska, eller gridpunktsmodeller kräver en horisontellt och vertikalt upplöst beskrivning av de meteorologiska förhållandena (vind, vindriktning temperatur, mm). Flera olika metoder för att ta fram högupplösta tredimensionella meteorologiska data, inklusive CFD-simuleringar, prövades och utvärderades så långt som möjligt i Lycksele. Arbetet med att införa en mer detaljerad beskrivning av partikelstorlek och kemisk sammansättning i den regionala spridningsmodellen MATCH har pågått parallellt. Resultatet av det arbetet kommer att vara av större intresse i samband med utvärderingen av mätkampanjen i Växjö vintern 2002-2003 eftersom bidraget från långtransport till de lokalt uppmätta halterna där är betydligt större än i Lycksele.

11.1 Modellverktyg: utveckling, utvärdering och validering

11.1.1 Gaussiska modeller

Den Gaussiska plymmodellen beskriver spridningen från en enskild källa på ett förenklat sätt med hjälp av en analytisk ekvation. Spridningen (kring plymens centrum) antas vara approximativt Gaussisk, dvs. normalfördelad och beroende på atmosfärens turbulens. Halterna antas vara omvänt proportionella mot vindhastigheten. Transporten av föroreningar sker rätlinjigt i medelvindens riktning. Plymlyft och vissa aerodynamiska spridningseffekter runt byggnader inkluderas ofta i modellen. Ekvationen generaliseras för att också gälla yt- och linjekällor. Med hjälp av meteorologiska data görs, för varje källa, beräkningar timme för timme. Haltbidragen från varje enskild källa adderas. Med hjälp av dessa principer kan spridningen av luftföroreningar från komplicerade emissionsstrukturer beskrivas detaljerat. Modellen är framförallt giltig nära utsläppskällorna, där de högsta halterna från enskilda källor ofta inträffar. På större avstånd är giltigheten sämre. Då blir rumsliga variationer i meteorologi, depositionsprocesser och atmosfärskemi viktiga. Dessa effekter kan inte beskrivas med de Gaussiska modellerna. För mer detaljer se referenserna till AirViro och Dispersion.

De modeller som redovisas här har också använts för att ta fram kompletta tidsserier av halter som indata till hälsostudier inom BHM (för mer detaljer se nedan). Modellerna används då för att

fylla i luckor i mätdata, ge rumslig fördelning och för att förlänga tidsserierna så att de täcker hela perioden för hälsostudierna. Modellerna kommer också att kunna användas för att studera olika emissionsscenarier. För detaljer om modellstudien hänvisas till en separat rapport, Omstedt m.fl. 2002, som finns tillgänglig via SMHIs hemsida.

Under ca 3 månader vintern 2001/2002 utfördes mätningar av luftkvalitet och meteorologi i Lycksele. Mätplatserna framgår av Figur 67. En emissionsdatabas för Lycksele har tagits fram inom BHM (Petersson et al., 2002). Dessa data utgör grundkomponenter för den utvärdering av Gaussiska spridningsmodeller som har utförts. Huvudsyftet med arbetet har varit att utröna om befintliga Gaussiska modeller kan tillämpas i starkt stabila situationer och på liten skala för simulering av partikelspridning. Denna typ av modell är förhållandevis enkel att tillämpa och har begränsade krav på meteorologiska indata.



Figur 67. De olika mätplatserna i Lycksele. T anger den meteorologiska stationen i Tannen. F, N och C anger mätstationerna för luftkvalitet i Forsdal, Norrmalm och Centrum.

De meteorologiska indata som krävs för att driva de Gaussiska modellerna hämtades för simuleringar under mätkampanjen 2001/2002 från den tillfälliga meteorologiska station som var placerad vid Tannens idrottsplats i Lycksele. För simuleringar för andra perioder användes mätningar från den permanenta meteorologiska stationen vid Lycksele flygplats. Mätningarna från dessa två platser ger en likartad bild av de meteorologiska förhållandena i Lycksele. Den viktigaste skillnaden är att mätningarna i Tannen sker på två nivåer (både för vind och temperatur) samt att känsligare vindinstrument (vid låga vindhastigheter) användes i Tannen.

Tydliga lokalt förhöjda halter av PM_{2.5} inträffade nästan enbart då det var kallt, vilket framgår av Figur 21. Vid varmare förhållanden var de lokala haltbidragen små. Data analyserades därför genom att selektera dem i två grupper, en för dagar då medeltemperaturen är lika med eller lägre än -10 grader och den andra för dagar då medeltemperaturen är högre än -10 grader. Den första

gruppen (Grupp 1) avser data då en tydlig lokal haltpåverkan registrerats. Den andra gruppen (Grupp 2) avser data då endast en svag eller obetydlig lokal haltpåverkan registrerats.

I Tabell 23 ges medelhalterna för mätdata i de olika grupperna. Vid modelljämförelsen används mätdata från Vindeln som bakgrundsstation. Lokalt haltbidrag beräknas som skillnaden mellan halten vid mätstationen (Forsdala, Norrmalm, Centrum) och halten vid Vindeln. Som framgår av tabellen är den lokala haltpåverkan betydelsefull endast för data i grupp 1.

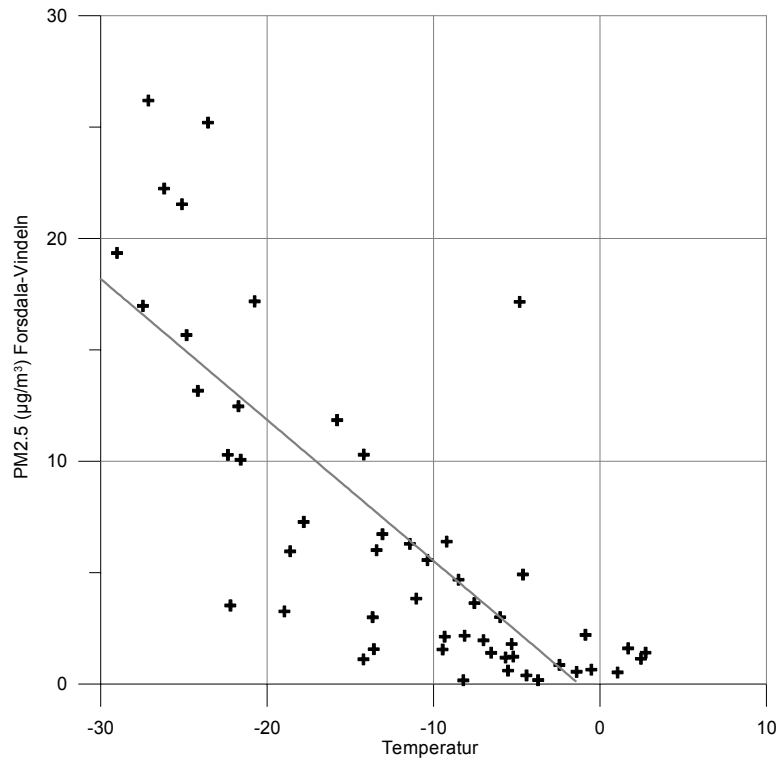
Tabell 23. Medelhalter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) under mätperioden. Grupp 1 anger de halter då temperaturen var kallare eller lika med -10 grader och Grupp 2 de halter då temperaturen var varmare än -10 grader. I parentes anges antal data (dygnsmedelvärden).

	FORSDALA*	ORR AL *	R **	D L
Grupp	15.5 (28)	10.2 (27)	6.8 (24)	4.0 (32)
Grupp 2	5.5 (35)	6.4 (34)	3.8 (50)	3.9 (54)

* Data påverkade av nyårsfirandet har tagits bort.

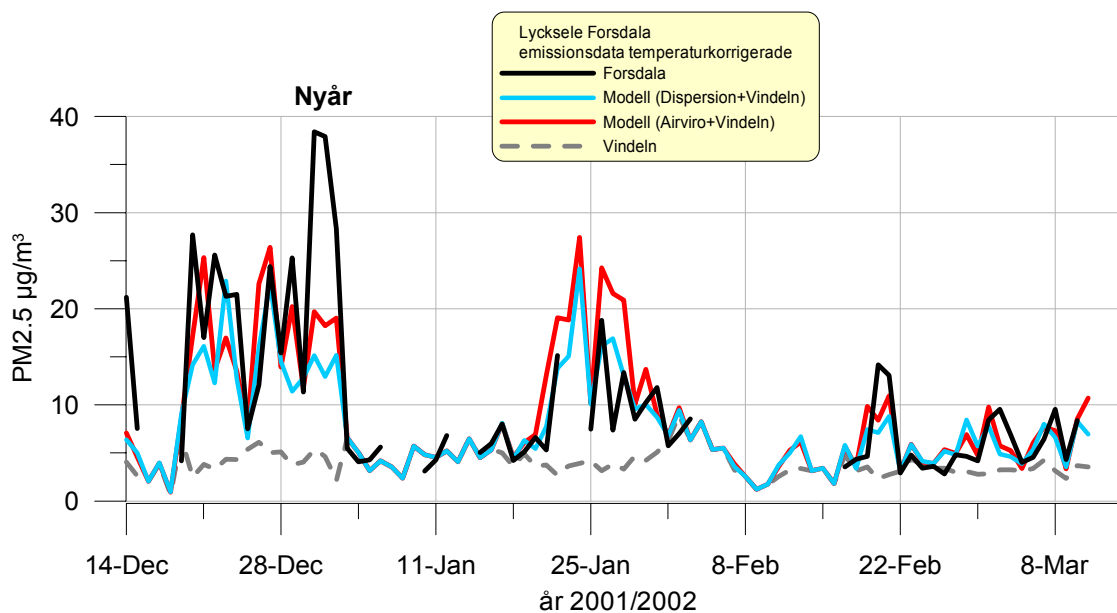
** Data som bedöms vara påverkade från en delning av marscherna har tagits bort.

Simulering av halterna av PM2.5 med två olika Gaussiska modeller visade god överensstämmelse med mätdata för dygnsmedelvärden för de kalla perioderna (Grupp 1). För de varmare perioderna överskattade modellerna halterna. Det är sannolikt att emissionsdatabasen överskattar utsläppen från småskalig biobränsleledning under de varmare perioderna eftersom det inte finns någon koppling mellan uppvärmningsbehovet och utsläppen. Det är väl känt att uppvärmningsbehovet är starkt kopplat till utomhustemperaturen. Det framgår också av Figur 21. Då det är varmt är de lokala haltbidragen små eller försumbara. Som en första ansats för att korrigera emissionerna användes därför relationen mellan uppmätt lokalt tillskott av PM2.5-halt och temperatur. Figur 68 visar relationen mellan lokala halter av PM2.5 och temperaturen i Forsdala.



Figur 68. Lokalt haltbidrag av PM2.5 i Forsdala som funktion av temperaturen.

I Figur 69 visas beräknade och uppmätta tidsserier av PM2.5 i Forsdala då emissionsdata korrigerats enligt ovan. Utsläpp av partiklar vid fyrverkeri i samband med nyårsfirandet har inte inkluderats i beräkningarna. Som framgår av figuren fångar modellerna relativt väl variationerna i mätdata.



Figur 69. Jämförelse i tidserie mellan uppmätta och beräknade PM2.5 halter i Forsdala då emissionsdata temperaturkorrigerats.

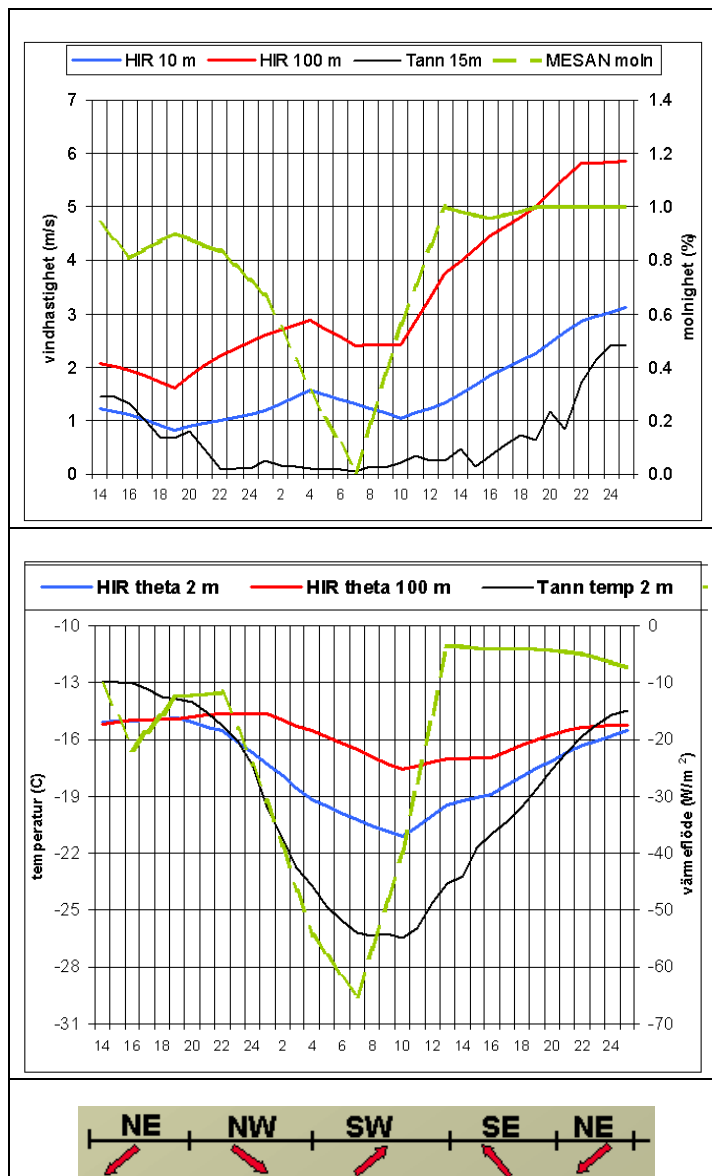
11.1.2 CFD-modellering

Tester av modeller uppbyggda i kommersiellt tillgängliga programpaket för strömningsberäkningar, s.k. CFD-modeller (CFD, Computational Fluid Dynamics) ingår i projektet. Målet har varit att undersöka om denna typ av modeller kan användas för att dels simulera strömningen på lokal skala och under stabila förhållanden med svag vind, dels simulera själva spridningsförloppet inklusive effekter av aerosoldynamik såsom koagulation, kondensation och deposition. Uppgifter om den CFD-modell som använts, Star-CD, finns på <http://www.cd-adapco.com/index.html>.

Delar av den aerosoldynamiska modellen MONO32 från Helsingfors Universitet har implementerats och testats i CFD-miljö i ett angränsande forskningsprojekt om partiklar i stadsmiljö (Gidhagen et al., 2003). För studierna inom BHM, och i högsta grad för Lycksele, är den småskaliga vedeldningens effekter i hög grad styrda av de stabila gränsskikt som byggs upp under kalla vinterperioder. Är det så att vedröksplymerna under kalla perioder styrs av kallluftsflöden som rinner utför sluttningarna ner mot dalbottnar och älvfåror? Kan modeller i så fall beskriva dessa fenomen? Vikten av att utröna transportvägarna under de kritiska vinterperioderna har gjort att CFD-arbetet i Lycksele koncentrerats på den meteorologiska beskrivningen under extremsituationer, medan aerosoldynamiska modellberäkningar har utelämnats. Under kalla perioder är vedeldningen den totalt dominerande källan till partikelmassa i vissa bostadsområden (Gidhagen et al., 2002), och för partikelmassa är på denna rumsliga skala de aerosoldynamiska processer av mindre intresse. För andra partikelmått, som t ex antalskoncentration, har partikelprocesser större betydelse. Modellberäkningar av antalskoncentration kräver också att andra källor – främst trafik – inkluderas.

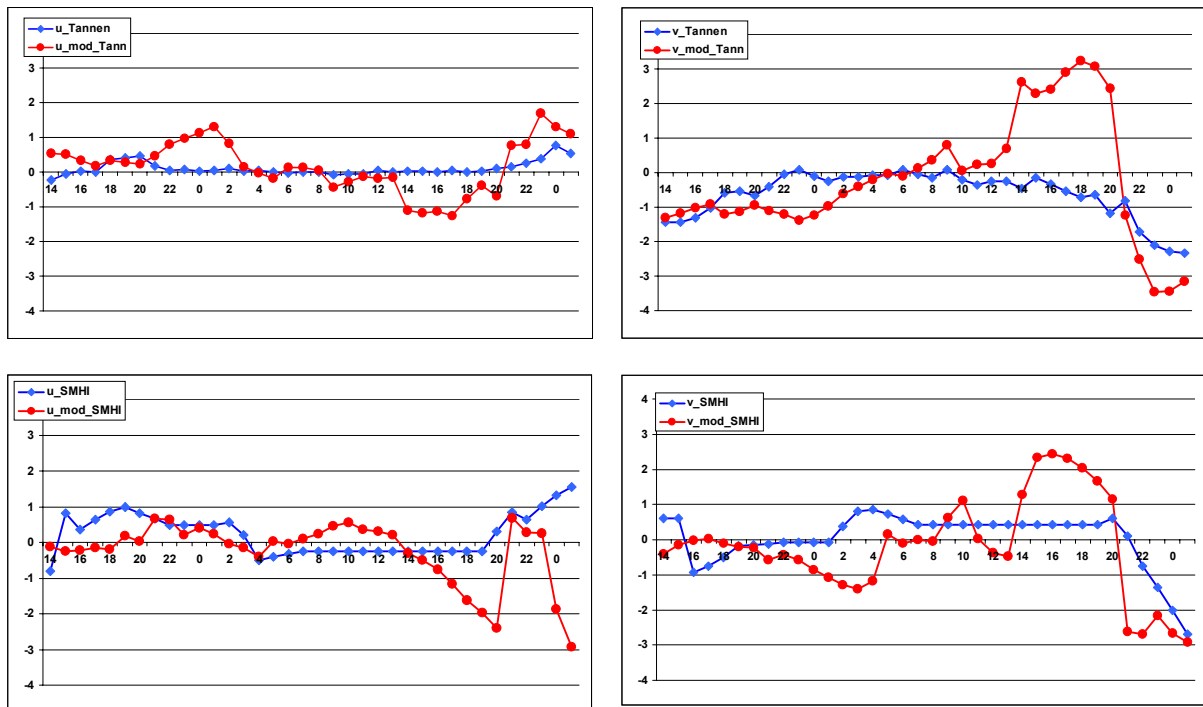
Som exempel på en extrem vintersituation har vi valt perioden Jan 21 kl. 14 till midnatt Jan 21-22 (se Figur 70). Under natten och gryningen mot den 22 januari klarnar det upp och marktemperaturen (Tannen 2 m) faller snabbt från -13 till -30 °C. Samtidigt kan vi se att vindhastigheten vid Tannen sjunker till nästan noll, medan vindhastigheten längre upp i atmosfären (HIRLAM 100 m) är konstant eller till och med ökar. Den ökande vertikala temperaturgradienten nära marken gör att luftlagret närmast marken frikopplas från atmosfären ovanför. HIRLAM-modellen försöker efterlikna detta, men klarar inte av frikopplingen vilket medför att HIRLAM ger en vind på 10 m och temperatur på 2 m (blå linje i de två diagrammen) som inte följer det som mätts upp i Tannen.

CFD-modellen har satts upp med mycket hög upplösning (50x50 m i horisontell led, 20 lager mellan 0 och 600 m och ytterligare 4 lager upp till 2000 m. Modellen drivs på ränderna av HIRLAMs vindar och temperatur, samt av från molnighet beräknad utstrålning (undre diagrammet i Figur 20).



Figur 70. Vind, temperatur och molnighet under den studerade perioden Jan 21-23, 2002.

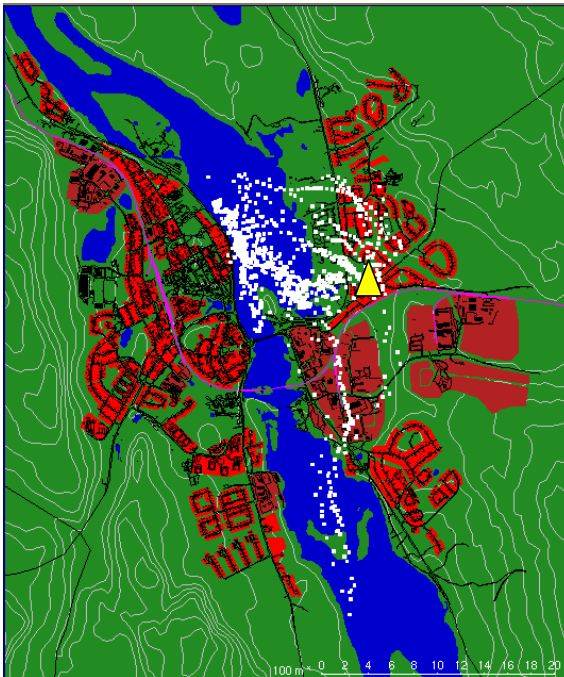
Jämförelse mellan beräknade vindkomponenter i de två meteorologiska stationer (Figur 71) visar att CFD-modellen klarar av att under avkylningsperioden frikoppla markskiktet och generera vindfält som stämmer relativt väl med de två mätpunkterna. När molnen tätat igen och utstrålningen upphört (22 jan – kl 14) ökar plötsligt den beräknade vindhastigheten, speciellt i nordsydlig riktning, medan uppmätt vindhastighet fortsätter att vara låg. Utan avkylning vid marken kommer de högre vindhastigheterna vid modellränderna att få större betydelse. Av den anledningen borde modellområdet gjorts större, så att influensen från ränderna minimeras, men av beräkningsskäl har detta inte varit möjligt.



Figur 71. Uppmätta (blå) och beräknade (röd) vindkomponenter i Tannen (övre) och SMHIs mätstation vid flygplatsen (nedre).

CFD-beräkningarna visar att det under kalla vinterepisoder bildas ett starkt stabilt gränsskikt nära marken, frikopplat från den synoptiska vinden ovanför. Transportvägarna i markskiktet är då nerför sluttningarna ner mot älvdalen eller mot andra, mindre dalgångar. För spridningen och den senare påverkan på luftkvaliteten har det stor betydelse på vilken höjd som vedröken inlagras omedelbart efter utsläppet och den initiala blandningen/avkylningen. Vi har i modellberäkningarna släppt ut vedröken jämnt fördelad mellan ca 5 och 20 m. Villapannor och kaminer antas ha sina skorstenar på ca 5 m, men effekter av plymlyft och blandning på subgridskala (dvs < 50 m) motiverar en fördelning av utsläppen över ett större höjdintervall.

Avgörande för hur vedröken sprids kommer att vara på vilken höjd över marken som den inlagras. Figur 67 och Figur 68 illustrerar skillnaden i transportvägar mellan rök från källor i Norrmalm som släpps ut i de nedersta två metrarna, jämfört med den som släpps ut i på 15-20 m höjd. Det marknära utsläppet kommer att transporteras nerför sluttningarna mot älven, t o m leta sig igenom de små sänkor som finns söder om Norrmalm. Trajektorierna högre upp visar mycket större spridning och når även områden topografiskt högre än själva utsläppsplatsen.



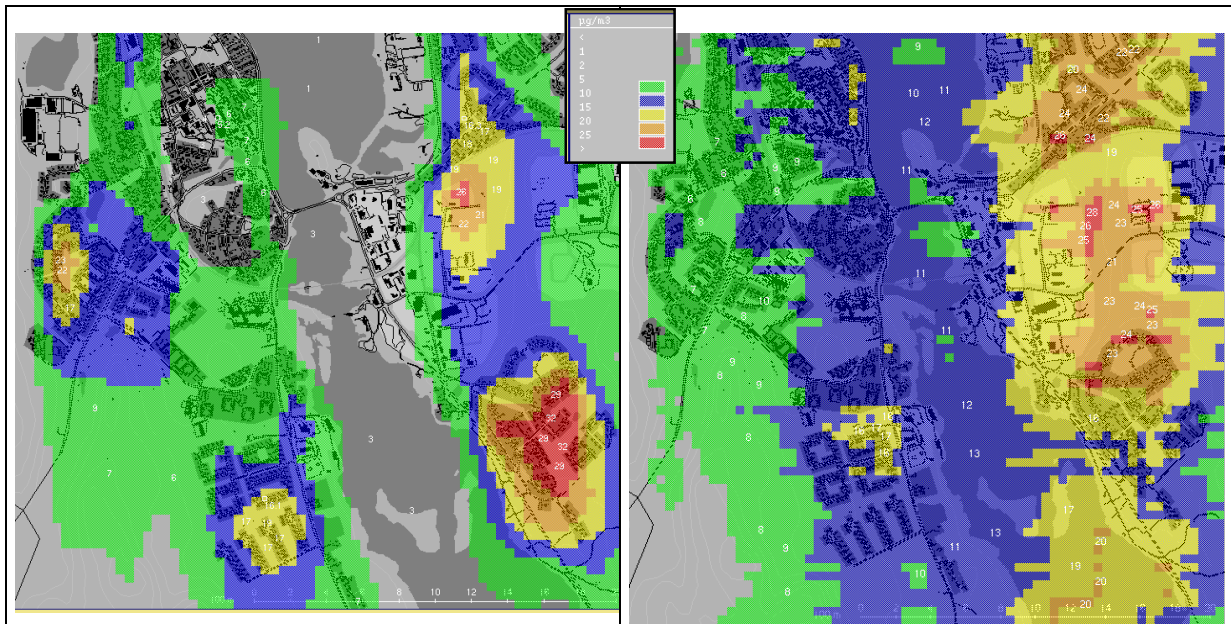
Figur 72. Trajektorier av utsläpp i nedersta markskiktet (0-2 m). Ny trajektorie generad varje halvtimme, 10 min mellan varje punkt.



Figur 73. Trajektorier av utsläpp i 5:e lagret (15-20 m). Utsläppspunkt markerad som gul triangel.

Under de stabila förhållanden som råder under simuleringsperioden, kommer vedröken som släpps ut på 5 till 20 m höjd till största del att spridas ovanför markskiktet, där större utspädning sker, men delar av utsläppet kommer också att påverkas av strömningen i markskiktet. Vi har inga experimentella observationer av vedrökens vertikala fördelning att styrka modellens beräkningar med. Däremot kan vi se att modellen, om vi accepterar att emissionerna i modellen varit större än de verkliga (se diskussion om osäkerheter i emissionsdata nedan), genererar någorlunda rimliga halter (Figur 72 och Figur 73, Tabell 24). Det är dock svårt att för en så kort period och utifrån endast tre mätpunkter, två av dem belägna inne i bostadsområden med vedeldning, verifiera den horisontella fördelning som CFD-modellen respektive Gaussmodellen indikerar.

CFD-modellens resultat visar för den simulerade perioden en bättre ventilation på västra sidan om Umeälven (Figur 74 och Figur 75), också illustrerat i en tredimensionell ögonblicksbild i Figur 76. Vid det senare tillfället fanns en västlig och sydvästlig vind som på västra sidan överlagras dränageflödet, varvid halterna då också blir lägre på västsidan. Uppmätta halter (Tabell 24) säger istället att medelhalterna under dessa dygn är högre i Forsdala (väster) än på Norrmalm (i öster). De vedeldningsemissioner som använts för CFD-modelleringen är konstanta i tiden, med en medelnivå enligt emissionsdatabasen TOT03. Det betyder att emissionerna ska jämföras med de som den Gaussiska modelutvärderingen tillskriver mycket kalla ($-30\text{ }^{\circ}\text{C}$) perioder. Vi kan därför anta att de sanna medelemissionerna under de simulerade dygnen varit lägre än de som använts i modellen. Erfarenheterna från jämförelser med Gaussiska modeller över längre perioder har också indikerat att TOT03-databasens emissioner i Norrmalm är mer överskattade än vad de är i Forsdala. CFD-modellens resultat motiverar dock följande kvalitativa slutsatser:



Figur 74. Gaussisk simulering medelfält 21-22 jan 2002. Konstanta emissioner.

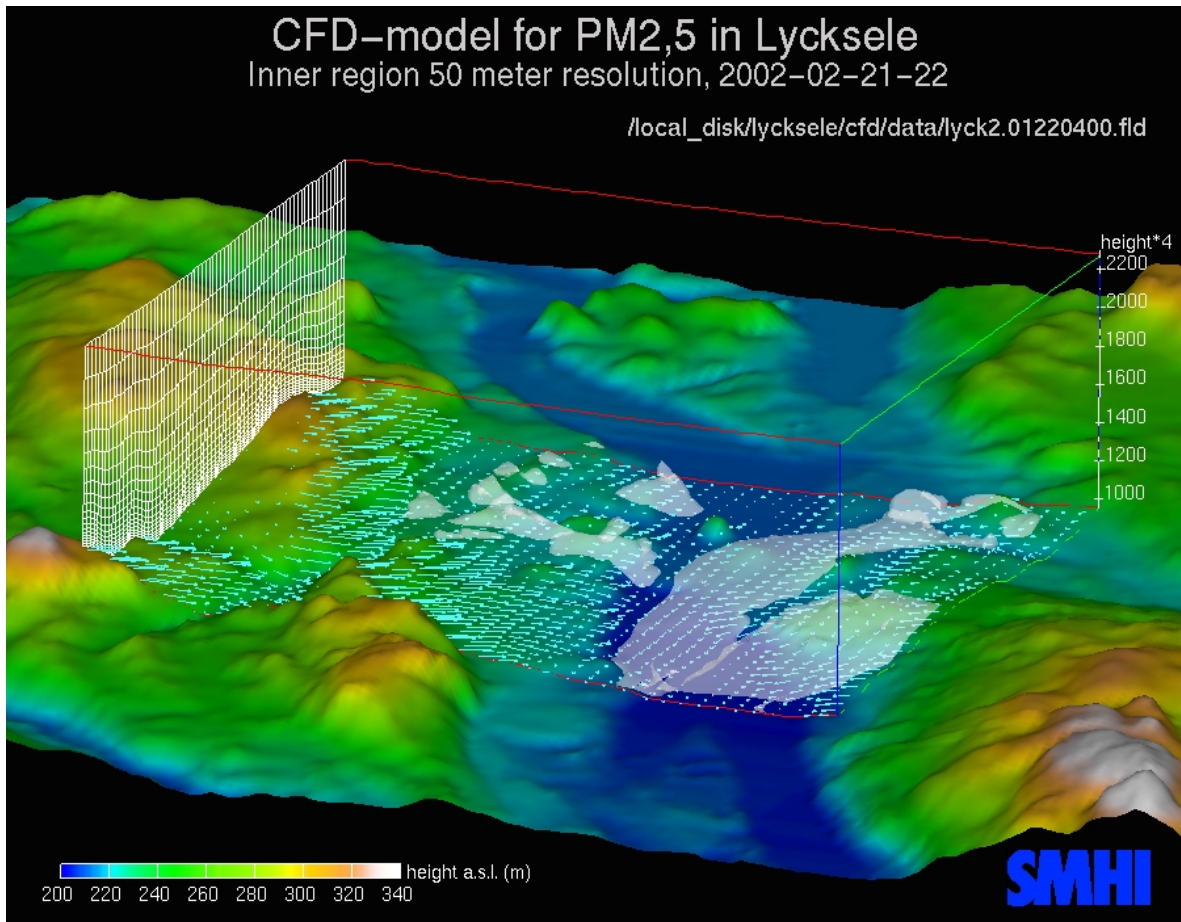
Figur 75. CFD-simulering medelfält 21-22 jan 2002. Konstanta emissioner.

Tabell 24. Uppmätta och simulerade halter (konstant emission) för perioden 020121 14 till 020123 01 samt uppmätta 98-percentiler under hela mätkampanjen.

	<i>Monitor</i>		<i>Gauss (exkl. bakgrund)</i>	<i>CFD (exkl. bakgrund)</i>
	Medelvärde 21-22 jan, 2002	98-percentil Dec 2001-Mar 2002	Medelvärde 21-22 jan, 2002	Medelvärde 21-22 jan, 2002
Forsdala	11.8	46	16.1	12.8
Norrmalm	7.2	25	16.3	24.7
Centrum	5.3	32*	5.2	12.8

* dygnsvärden i Centrum, timvärden för Forsdala och Norrmalm

CFD-modellen ger, liksom Gauss-modellen, de högsta halterna nära utsläppskällorna. För jämförelser med miljö kvalitetsnormer så är det områdena med de högsta årsmedelvärdena och dygnsmedelvärdena som är viktigast och de simuleras tillfredsställande med Gaussmodellen. Föroreningar som sprids i det marknära skiktet kan ackumuleras i sänkor, vilket innebär större påverkan över t ex själva älven och andra låglänta områden utan emissioner. Resultatet från CFD-modellen indikerar därför att Gaussmodellen under kalla episoder underskattar halterna i låglänta, "emissionsfria" delar av Lycksele. För jämförelser med miljö kvalitetsnormer bör en lite större spridning av vedeldningen påverka inte ha någon betydelse, men den kan möjligen påverka exponeringsberäkningar.



Figur 76. Ögonblicksbild från Jan 22 kl. 04. De vitgrå ytorna representerar isoytan $20 \mu\text{g m}^{-3}$. Vindpilar visas enbart för markskiktet. Notera att den vertikala skalan är ökad 4 ggr. Modellen sträcker sig utanför den markerade boxen, men med större och olikformade celler.

11.1.3 Sammanfattade resultat från CFD-simuleringarna:

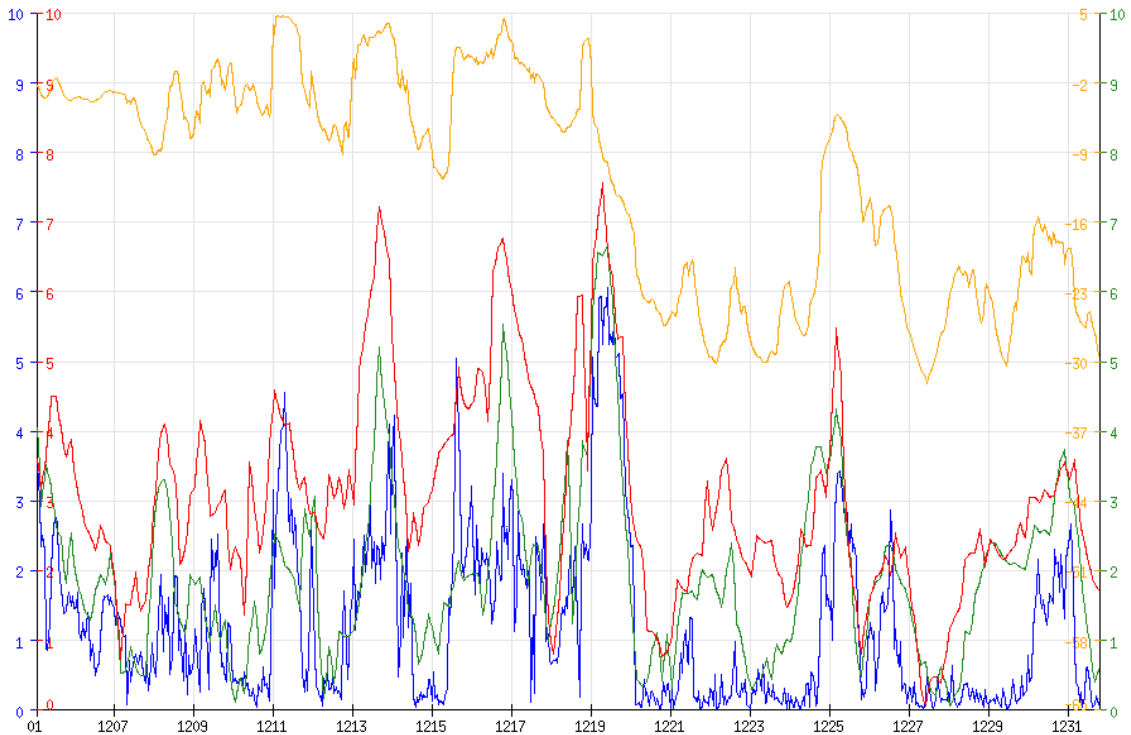
- Under kalla vinterepisoder uppstår tunna, marknära dränageflöden riktade ner mot Umeälven och andra mindre dalgångar
- Med vedeldade bostadsområden uppe längs sluttningarna, ger dränageflödena förhöjda halter även nere i dalgångarna
- Eftersom utsläppen från småskalig vedeldning sker på låg höjd, kommer de högsta halterna trots detta att återfinnas inne i bostadsområdena, dvs i vedpannornas omedelbara närhet.
- Gaussiska modeller bör därför kunna användas för att simulera högsta halter och jämförelser med miljönormer även i orter med starka vinterinversioner. En viss underskattning av vedeldningens påverkan på halterna i låglänta områden är dock trolig.

11.1.4 Vindfältsmodeller

Ett delmål i projektet är att ”utveckla generella metoder för generering av meteorologiska data till lokala modeller från meteorologiska modeller/analyssystem som inte förutsätter lokala mastmätningar”. Som ett led i detta arbete utvärderades under 2001 tre meteorologiska modeller mot mätdata från SMHIs meteorologiska station i Lycksele. Utvärderingen visade att samtliga modellansatser överskattade vindstyrkan i starkt stabila situationer (se SMHIs rapportering till STEM för 2001).

De tre modellerna som jämfördes var HIRLAM, DYNAD och MM5. HIRLAM är SMHIs operationella väderprognosmodell som levererar prognoser upp till 48 timmar fyra gånger per dygn. HIRLAM har en horisontell upplösning på 22 km. DYNAD är en vindtolkningsmodell som bygger på HIRLAM men som har en högre horisontell upplösning. DYNAD tar som utgångspunkt en prognos från HIRLAM och försöker anpassa vindfältet till topografin med högre upplösning. Syftet är att vindhastighet och vindriktning skall bli bättre beskriven. MM5 är en meteorologisk modell som är anpassad för att kunna användas med högre upplösning från början. MM5 kördes för 2001 på två kopplade områden med 3 respektive 1 km upplösning över Lycksele.

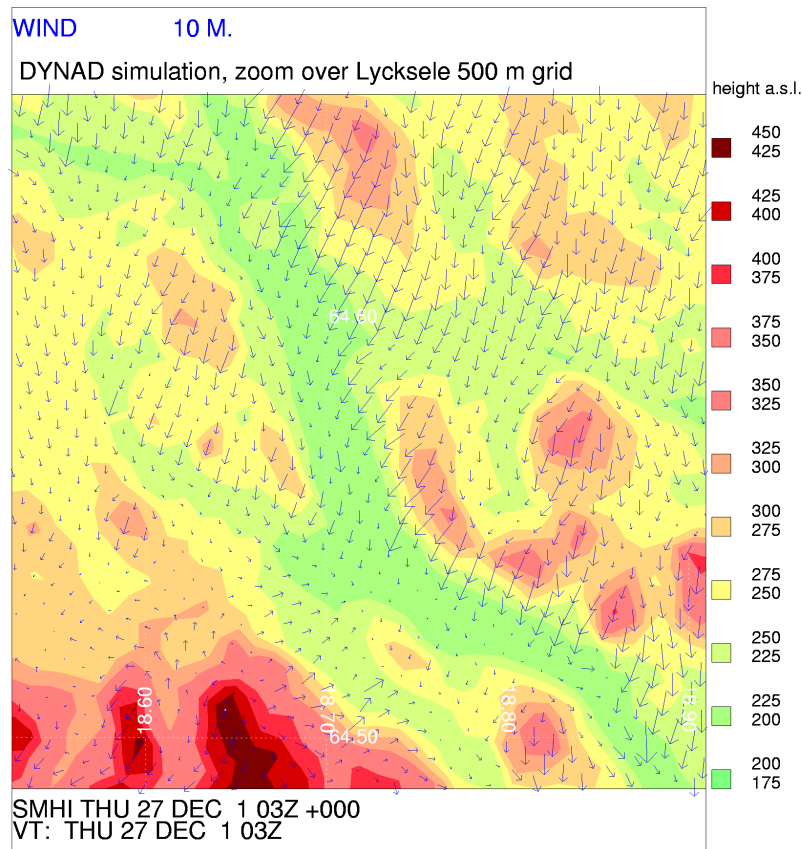
För simuleringarna under mätkampanjen i Lycksele har vi valt att göra ytterligare tester med DYNAD. Vid dessa tester har ett antal ändringar gjorts i modellen: Den horisontella upplösningen har ökats från 1,6 km till 500 m och även den vertikala upplösningen har ökats med tätare nivåer nära markytan. Indata vid markytan har förändrats så att modellen nu drivs med 2-meterstemperatur från SMHIs mesoskaliga analyssystem MESAN. MESAN producerar kartläggningar av meteorologiska variabler varje timme dygnet runt i ett rutnät på 22 km med utgångspunkt från befintliga observationer. Eftersom MESAN täcker hela norra Europa så innebär användningen av dessa indata ingen geografisk begränsning i tillämpningen av DYNAD.



Figur 77. Jämförelse mellan observerad (blå), simulerad med DYNAD (röd) och kartlagd med MESAN (grön) vindstyrka på 10 meters höjd i Tannen under perioden 5-31 december 2001. I figuren visas även den observerade temperaturen på 2 meters höjd (gul).

I Figur 77 visas en jämförelse mellan simulerad (med DYNAD), kartlagd (med MESAN) och uppmätt vindstyrka samt uppmätt temperatur vid Tannen för perioden 5-31 december 2001. Det ska noteras att data från Tannen är helt oberoende. De har alltså inte utnyttjats i kartläggningen med MESAN. Det framgår att både MESAN och DYNAD reproducerar de observerade variationerna i vindstyrka relativt väl dock med en tydlig tendens till överskattning för DYNAD. Den observerade medelvinden i Tannen för perioden är 1,2 m/s medan MESAN ger 2,0 och DYNAD ger 3,1 m/s. Korrelationen för timvärden är 0,69 för MESAN och 0,70 för DYNAD. DYNAD visar en tydlig topografisk styrning av den marknära vinden vid låga vindhastigheter (se Figur 78). Denna styrning liknar delvis det marknära vindfält som erhålls från CFD-modellen.

Som indata till tredimensionella spridningsmodeller som MATCH framstår en kombination av DYNAD och MESAN som ett tänkbart alternativ. Detta skulle innebära att modell och mätdata kombineras för att tillsammans ge bästa möjliga beskrivning av vindfältet. Från DYNAD hämtas den topografiskt styrda strukturen av vindfältet medan MESAN används för att korrigera vindstyrkan. De meteorologiska data som finns tillgängliga från mätkampanjen i Lycksele är emellertid otillräckliga för att i detalj utvärdera hur realistisk den topografiska styrningen av vindfältet är. Kombinationen DYNAD och MESAN kommer att prövas i modellsimuleringar för Växjö. Som indata till lokala Gaussiska modeller framstår MESAN som ett bra alternativ för platser där lokala mätningar saknas.



Figur 78. Ögonblicksbild av DYNAD simulerat vindfält på 10 meters höjd KI 03 den 27 december 2001. Bilden visar den del av beräkningsområdet som täcker Lycksele.

11.1.4.1.1

11.1.5 Detaljerad beskrivning av partiklar i en regional modell

Ett viktigt syfte med projektet är att utveckla beskrivningen av partiklar i befintliga spridnings modeller. Som utgångspunkt för det arbetet används en partikelmodell utvecklad vid Helsingfors Universitet (Pirjola och Kulmala, 1998; Pirjola m.fl., 1998). Modellen beskriver partiklarnas storlek, antal, massa och kemisk sammansättning enligt det schema som visas i Tabell 2. Nukleering (bildning av nya små partiklar), koagulation (sammanslagning av partiklar), kondensation (upptag av gaser på partiklar) samt deposition är inkluderat i modellen. Med utgångspunkt från den finska modellen införs de olika komponenterna i den regionala spridningsmodellen MATCH. Arbetet har under har hittills inriktats på att införa emissioner av olika typer av partiklar och en beskrivning av massan för de olika kemiska komponenterna. Statusen för arbetet indikeras i Tabell 25. Olika metoder att beskriva depositionen av partiklar som funktion av storleken har implementerats och testats i MATCH.

På grund av svårigheterna att med modeller beskriva vindfältet över Lycksele i starkt stabila situationer har MATCH hittills inte tillämpats för beräkningar av spridning av partiklar över Lycksele. För studierna av Växjö räknar vi med att dessa problem är mindre och/eller lösta och att även MATCH kommer att kunna tillämpas. I ett angränsande projekt har MATCH utnyttjats för simulering av partikelantal över Stockholm med lovande resultat.

Tabell 25. Schematisk beskrivning av den atmosfäriska aerosolen som implementeras i spridningsmodeller. Komponenter markerade med blått (OK) finns tillgängliga i dagsläget. För komponenter markerade med rött (P) pågår arbete.

Mod	Diameter(nm)	Sulfat Nitrat Ammonium	Organiskt kol	Elementärt kol	Havssalt	Uppvirvlat stoft
Nukleation	1-20	OK				
Aitken	20-100	OK	P	P	OK	
Ackumulation	100-2500	OK	P	P	OK	P
Grov	>2500	OK	P	P	OK	P

11.1.6 Tillämpning av miljö kvalitetsnormer för PM10

Modellresultaten kan generaliseras till längre tidsperioder genom att använda meteorologiska data från Lycksele flygplats. Därigenom kan också luftkvalitetsmått jämförbara med de nya miljö kvalitetsnormerna för utomhusluft beräknas. I Figur 79 visas beräkningsresultat då meteorologiska data för år 2001 använts. Temperaturförhållandena var normala under detta år. Årsmedeltemperaturen var 1 grad, lika med referensnormaltemperaturen. Vid beräkningarna har emissionsdata, som tagits fram inom BHM (SLB-analys, 2002) använts. Dessa har temperaturkorrigerats för att ta hänsyn till uppvärmningsbehovet (Omstedt m.fl.2002).

Från 2001 gäller nya svenska miljö kvalitetsnormer för inandningsbara partiklar, PM10. Normen omfattar extremvärde, uttryckt som 90-percentiler av dygnsmedel, och årsmedelvärde. Utvärderingströsklarna anges som 98-percentiler av dygnsmedel. Som framgår av Figur 79 beräknas överskridande ske av normen $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ (90-percentil) på några ställen i Furuviik/Lycksele och av den övre utvärderingströskel $30\mu\text{g}/\text{m}^3$ (98-percentil) i stora delar av Furuviik/Lycksele. Överskridande beräknas sker nära utsläppen och orsakas främst av utsläpp från samverkande icke miljö godkända pannor.



Figur 79. Beräknade halter av förbränningspartiklar i Furuviik, Lycksele. Den vänstra figuren visar 90-percentiler av dygnsmedelhalter och den högra figuren visar 98-percentiler av dygnsmedelhalter. Beräkningarna avser år 2001. Färgskalan för 90-percentilkartan anges enligt följande: rött > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, orange 30-50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, gult 20-30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och grönt < 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

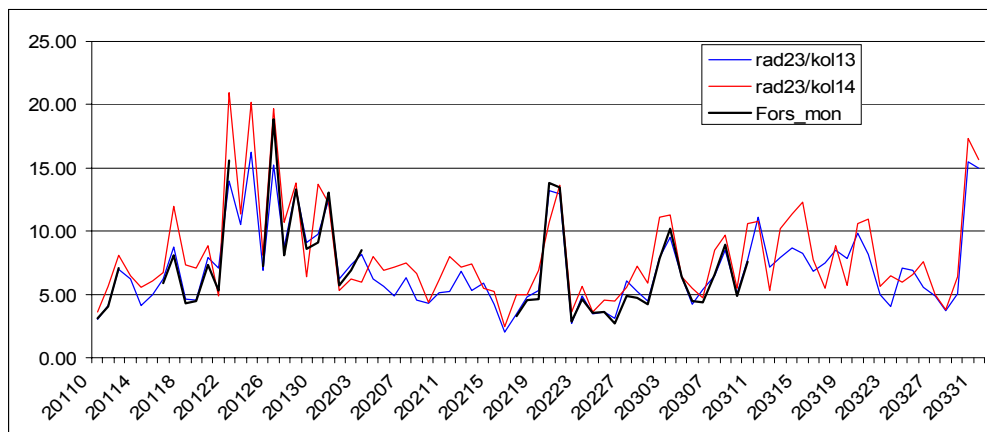
11.2 Spatiala data levererade till hälsoklustret: PM, NO_x och bensen

För några föroreningsvariabler – PM, NO_x och bensen - har det varit möjligt att kombinera modellsimuleringar med uppmätta data, för att på så sätt erhålla bästa möjliga information om både temporal och spatial fördelning av halter. Avsikten var från början att även använda modeller för att beskriva spatial fördelning av BaP och butadien, men det visade sig inte vara genomförbart. För BaP kunde modellberäknade halter inte förklara de rumsliga skillnader som uppmättes. Uppgifter om utsläpp av butadien har bedömts otillräckliga, och ämnet är också kemiskt reaktivt som gör det osäkert att använda en enkel spridningsmodell för inerta gaser. Tillvägagångssättet där beräkningarna har fullföljts har i princip varit:

1. Simulering av lokala halter med utsläpp från källor i Lycksele (timvärden)
2. Skapande av komplett timdataserie för mätningar (om mätningarna varit dygnsmedelvärden har interpolering skett, likaså har saknade data rekonstruerats på olika sätt)
3. Justering av beräknade halfält (timvärden) så att de simulerade värdena överensstämmer med de uppmätta i mätpunkterna. De uppmätta värdena har sedan en viss påverkan på resten av modellområden, med viktning som funktion av avståndet.
4. Medelvärdesbildning av justerade halfält till dygnsmedelvärden alternativt medelvärde för hela mätperioden.
5. Eventuell omräkning av medelfält för mätperioden till årsmedelvärde (bensen).

Eftersom såväl uppmätta halter som emissionsdata varit av olika kvalitet, så finns det vissa skillnader i hur haltdata har bearbetats innan de skickats över till hälsoklustret. I det följande dokumenteras hur den griddade information tagits fram.

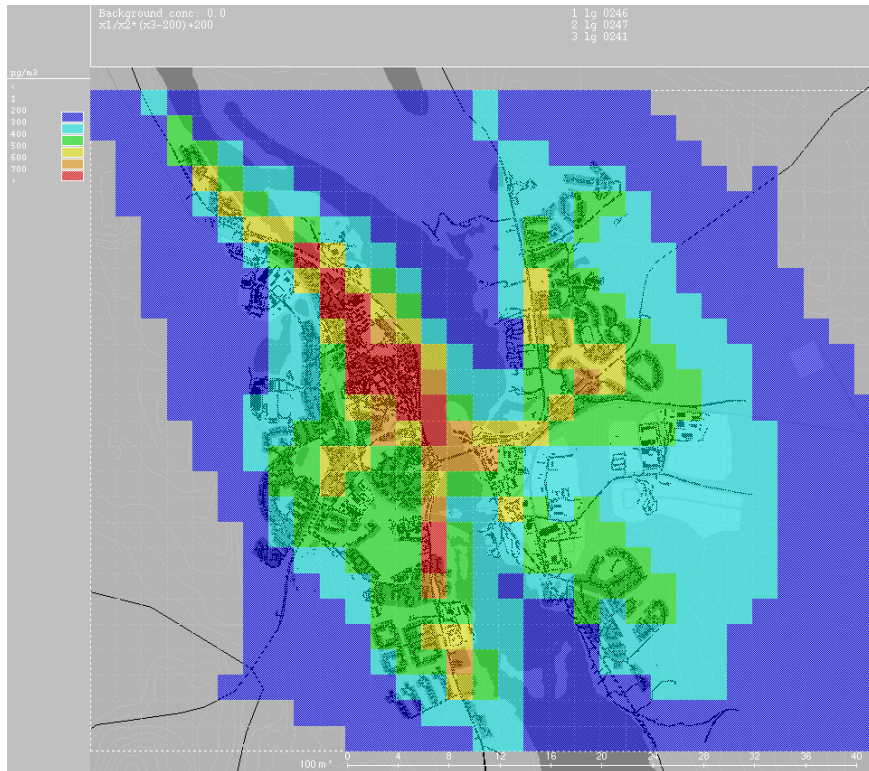
Partikelmassa har varit den för hälsoeffekter prioriterade variabeln. Istället för mätvärden från 3 punkter, med databortfall under olika perioder, har vi med modellens hjälp skapat kompletta, griddade haltfält av PM2.5 och PM10 – dygnsvärden i 200x200 m rutor - för perioden 10 januari till 31 mars 2002. Figur 80 visar hur en sådan tidsserie ser ut i två gridpunkter nära mätplatsen Forsdala.



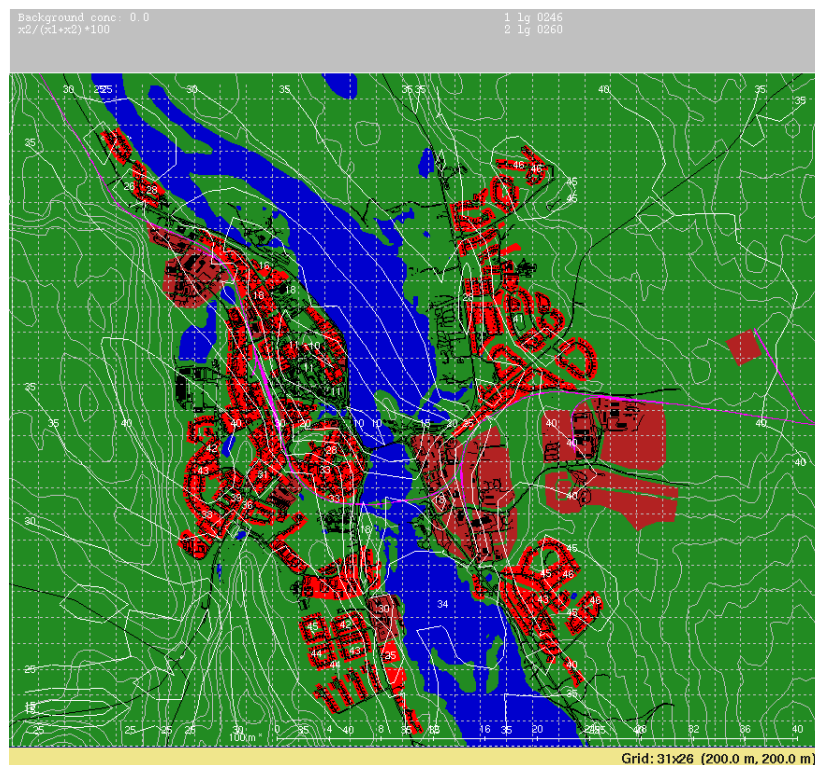
Figur 80. Tidsserier av PM2.5 från hälsogridet samt från mätningar. Period 020110-020331.

För partikelmassa har källbidraget från vedeldning och från bakgrunds aerosolen separerats dygn för dygn, viktigt eftersom deras kemiska sammansättning är så olika.

För NOx och bensen är trafiken en stor källa. Figur 81 visar beräknat årsmedelvärde för bensen. Vedeldning har störst betydelse på vintern. Sett över ett helt år kan det procentuella bidraget av vedeldning till summan av lokalt genererade bensenhalter (dvs vedeldning + trafik) uppskattas via olika modellresultat, se Figur 82.



Figur 81. Modellberäknade totalhalter av bensen, årsmedelvärde 2000. Enhet: ng m^{-3}



Figur 82. Modellberäknat bidrag av vedeldning till lokalt genererade halter av bensen, medelvärde för helår (2000). Enhet: %. Observera att bakgrundshalt inte finns med i kvotberäkningen!

11.3 Sammanfattning av modellberäkningar för Lycksele

De högsta haltbidragen av förbränningspartiklar från vedeldning inträffar nära utsläppen, inom några 100 meters avstånd från främst närliggande samverkande icke miljögodkända pannor. De högsta halterna inträffar under vintern vid stabil atmosfärisk skiktning med svaga vindar och låga blandningshöjder, så kallade marknära inversioner. Vid dessa tillfällen domineras spridningen av horisontella vindfluktuationer. För god beskrivning av spridningsförhållandena fordras direkta mätningar av dessa med känsliga vindinstrument. Vid avsaknaden av sådana mätningar krävs modellering.

Under kalla vinterepisoder uppstår tunna, marknära dränageflöden riktade ner mot Umeälven och andra mindre dalgångar. Med vedeldade bostadsområden uppe längs sluttningarna, ger dränageflödena förhöjda halter även nere i dalgångarna. De Gaussiska modeller som har testats beskriver relativt väl uppmätta halter vid inversionstillfällen. Orsakerna är bl.a. att hänsyn tas till de horisontella vindriktningsfluktuationerna på ett någorlunda realistiskt sätt. Simulering av effekter från dränageflöden är inte helt kritiskt eftersom de högsta halterna inträffar inne i bostadsområdena. En viss underskattning av vedeldningens påverkan på halterna i låglänta områden är dock trolig.

För emissionsdata är inte bara emissionsfaktorer viktiga utan också realistiska beskrivningar av vedeldningsaktiviteter. Erfarenheten från Lycksele, med en stor andel gamla pannor, är att vedeldningsaktiviteten är kopplad till utomhustemperaturen och därigenom till uppvärmningsbehovet.

Det finns risker för haltöverskridande av miljö kvalitetsnormen för PM₁₀ (90-percentil) i stora delar av norra Sverige och risker för överskridande av övre utvärderingströskel (98-percentil) i hela landet, i småhusområden där vedeldning sker med gamla pannor. Genom att kombinera mätvärden från någon eller några punkter med modellsimuleringar som väl beskriver de lokala utsläppens påverkan, kan ”bästa möjliga” spatialt och temporalt fördelade totalhaltfält levereras för användning i hälsostudier. Under vissa förutsättningar kan källbidragen till de totala haltfälten beskrivas på samma sätt, t ex görs i Lycksele en uppdelning av partikelmassebidrag från lokal vedeldning och långväga transporter. Överskridande av MKN (PM₁₀) är starkt beroende inte enbart av storleken på emissionerna utan även av den meteorologiska situationen. I Lycksele och liknande orter beror antalet överskridanden av markinversioner. För att klara EU direktiven från år 2010 krävs en radikal minskning av emissionerna. Det verkar dock vara tillräckligt om gamla vedpannor som inte uppfyller kraven i BBR ersätts av pelletsanläggningar eller anläggningar med motsvarande emissioner för att klara MKN i bostadsområden. Ett halvårsmedelvärde på 0.18 ng/m³ **benso[a] pyren** erhöles i centrala Lycksele för perioden oktober 2001 till mars 2003 vilket är under det årsmedelvärde på 0.5-1.0 ng/m³, som är föreslaget som EU direktiv. Enskilda dygn i Forsdala och Norrmalm var dock betydligt högre än det föreslagna gränsvärdet. Medelvärdet under de 16 dygn som analyserats var i Forsdala 3.3 ng/m³ och i Norrmalm 1.1 ng/m³. Redan med nuvarande pannbestånd i Lycksele bedöms även **bensen**halterna i bostadsområdena ligga under MKN som gäller från och med 1 juni 2003; 5 µg/m³ som ett årsmedelvärde. Även i centrala Lycksele där vägtrafiken är den huvudsakliga källan bedöms halterna ligga under MKN.

12. Käll-receptor modeller

Käll-receptormodeller är en grupp (multivariata) statistiska modeller vilka, enbart utifrån direkta mätningar av halterna av en rad luftföroreningskomponenter vid en mätplats (receptorn), beräknar bidraget från varje relevant källtyp till de uppmätta halterna. Alla käll-receptormodeller baseras på antagandet att de uppmätta halterna kan förklaras på ett nöjaktigt sätt genom en linjärkombination av bidragen från de relevanta källtyperna – med fix sammansättning. Detta kan skrivas som

$$x_{ij} \cong \sum_{k=1}^p a_{ik} f_{kj} \quad (1)$$

där x_{ij} är de uppmätta halterna i utomhusluften för föroreningskomponent i ($i=1,m$) under provtagningstillfälle j ($j=1,n$).

Ett antal p relevanta källtyper ($k=1,p$) anses vara signifikanta. Vektorn $(a_{1k}, a_{2k}, \dots, a_{mk})$, innehållande massfraktionerna a_{ik} för föroreningskomponent i i källa k , benämns källprofilen för källa k . Vidare är f_{kj} den massa som källa k bidrar med till halterna under provtagningstillfälle j (källbidraget).

Data analyseras först med APCA (Absolute Principal Component Analysis; Swietlicki et al., 1996, Swietlicki and Krejci, 1996). APCA beräknar källprofilerna utifrån en Varimax-rotaterad principalkomponentanalys (PC) av haltdata, medan källbidragen uppskattas utifrån de roterade så kallade PC "scores". Antalet statistiskt signifikanta komponenter är identiskt med antalet relevanta källtyper som påverkar receptorn (mätplatsen). Eftersom APCA-modellen inte är matematiskt begränsad till icke-negativa lösningar, används APCA här främst för att få en första överblick över de multivariata haltdata och för att bestämma antalet relevanta källtyper och deras ungefärliga sammansättning.

Den modell som valdes för att slutligen beräkna källprofiler och källbidrag är PMF (Positive Matrix Factorization; Paatero, 1997). Liksom APCA baseras PMF på samma grundläggande källtilldelning som beskrivs av ekvation (1). Till skillnad från APCA – som grundar sig på en principalkomponentanalys av haltdata – så använder sig PMF av en iterativ metod för att bestämma källprofiler och källbidrag i absoluta halter. Det görs genom att minimera den viktade residualkvadratsumman

$$\chi^2 = \sum_j \sum_i \frac{(x_{ij} - \sum_k a_{ik} f_{kj})^2}{\sigma_{ij}^2} \quad (2)$$

I ekvation 2 betecknar σ_{ij} osäkerheterna för haltdata. Modellen ger enbart positiva källbidrag och källprofiler, och kräver ingen initial gissning av källornas sammansättning. Varje datapunkt kan ges en individuell viktning i ekvation (2), d.v.s. man kan ge ett individuellt mått på osäkerheten hos varje datapunkt. Genom att ge provtillfällena med kraftigt avvikande halter (s.k. "outliers") eller halter med stora fel (t.ex. nära detektionsgränsen) en lägre signifikans än säkra data, blir den beräkningsalgoritm PMF använder sig av robust och tämligen okänslig för dylika datapunkter.

Till skillnad från APCA behöver de källor som beräknas av PMF inte vara linjärt oberoende, dvs. två olika källstyrkor kan samvariera något eller ha liknande källprofiler. Däremot kan två källor som är helt samlokaliserade – och därmed samvarierar tidsmässigt – inte upplösas med PMF. Modellen smälter då samman dessa två källor till en. Liksom APCA beräknar PMF resultaten i absoluta tal, d.v.s i de ursprungliga enheterna för haltdata (t.ex. ng/m³).

Sammanfattningsvis har PMF följande fördelar:

- Inga antaganden om källornas sammansättning behövs;
- Enbart positiva källprofiler och källbidrag extraheras;
- Källorna behöver inte vara linjärt oberoende;
- Robust algoritm med möjlighet att kontrollera brusiga och saknade data samt provtillfällena med kraftigt avvikande halter, s.k. "outliers".

Resultatet från PMF består av två matriser A och F, som beskriver ekvation (1) i matrisform ($X=AF$).

Den första av dessa (A) beskriver källornas sammansättning och används för att identifiera vilka källor som påverkar provtagningsplatsen. Matrisen A innehåller källprofilerna för källorna $k=1,p$ med de olika massfraktionerna a_{ik} för föroreningskomponent i i källa k . Källorna identifieras genom att de inbördes förhållandena mellan de ämnen som är karakteristiska för källan ifråga jämförs med kända ämnesprofiler.

Den andra matrisen (F) visar källornas tidsvariation under provtagningsperioden, och innehåller källbidragen f_{kj} , d.v.s. hur mycket källa k bidrar med till halterna under provtagningsstillfälle j .

12.1 Resultat från multivariat modellering

12.1.1 Baserat på PIXE data

Identifikationen av de källor som bidrog till föroreningarna i Forsdala under provtagningsperioden gjordes med hjälp av ämnena i Tabell 26. Resuspensionsbidraget (uppvirvlat vägdamm) identifierades genom förekomsten av Ca, Fe, Mn och Ti. Två olika källor med lång-distanstransporterade föroreningar extraherades också i modellen. Den ena

visade förekomster av Cu, Ni och S, medan den andra visade förekomster av Br, Pb och dominerade halten av S. Möjliga punktutsläpp för källan innehållande Cu, Ni och S kan vara det närbelägna Rönnskärsverken men också utsläpp från smältverk belägna på Kolahalvön. Dessa två källor kan vara svåra att separera från varandra, då de ligger i samma vindriktning i förhållande till Lycksele, samt ger upphov till samma ungefär samma ämnen. Källan som karakteriserades av Br, Pb och S är troligen en källa innehållande partiklar från t.ex. trafikavgaser eller oljeförbränning, och en trajektorieanalys visade ett antal typområden, bl.a. Storbritannien och Baltikum.

Tabell 26. Källornas sammansättning i ng/m³, beräknat med PMF.

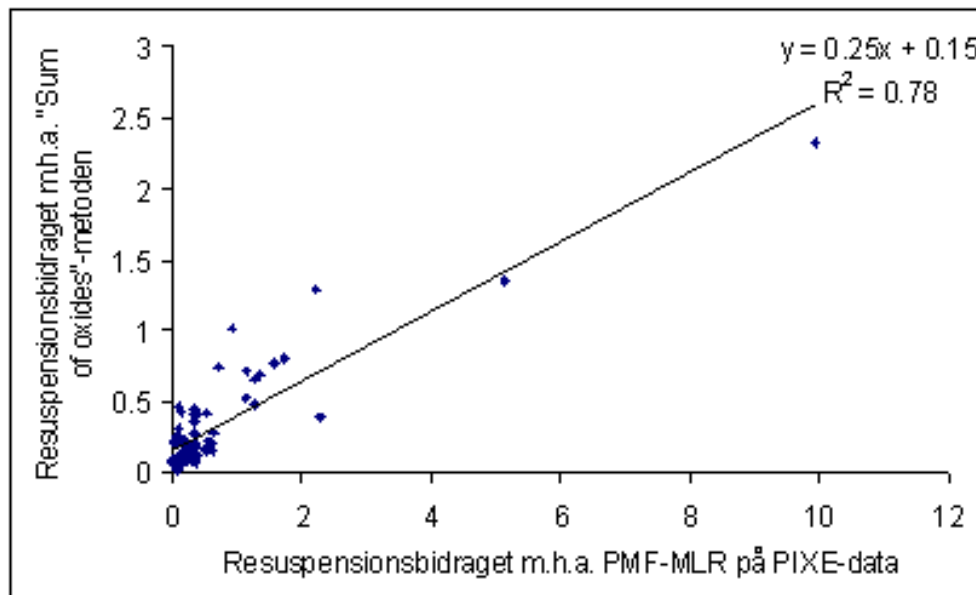
ng/m ³	Resuspension	Lång-dist. 1	Lång-dist. 2	Vedeldning	Hav	Modellerad massa	Uppmätt massa	Modellerad/ Uppmätt massa
Br	<0.05	<0.05	0.3	<0.05	0.4	0.7	0.8	84%
Ca	9.8	0.4	2.8	0.7	3.2	16.9	20.0	85%
Cu	0.1	0.3	<0.05	0.5	<0.05	0.9	1.1	81%
Fe	19.1	1.3	0.7	1.1	0.2	22.5	24.3	92%
K	4.3	1.8	12.8	91.8	5.2	116.0	118.9	98%
Mn	1.2	<0.05	0.1	0.2	<0.05	1.5	1.8	84%
Ni	<0.05	0.4	<0.05	<0.05	<0.05	0.4	0.4	100%
Pb	<0.05	<0.05	0.7	0.5	<0.05	1.2	1.5	80%
Rb	<0.05	<0.05	<0.05	0.6	<0.05	0.6	0.6	100%
S	3.3	<0.05	137.7	38.6	6.6	196.2	214.2	92%
Ti	0.7	0.1	<0.05	0.1	0.1	1.0	1.1	94%
Zn	<0.05	0.1	1.4	14.5	0.2	16.2	17.4	93%
Cl	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	76.1	76.1	79.7	96%

Vedeldningskällan är väldigt typisk, med ett högt bidrag från K och Zn, vilket är rapporterat att vara de främsta signalämnena i elementdata (Hedberg et al., 2002). Havskällan, som även den är en lång-distanstransporterad bakgrundskälla, innehöll Br och Cl. Sammantaget förklarar den multivariata beräkningen mellan 80% och 100% av den totalt uppmätta massan av olika ämnen, vilket får anses som mycket bra.

12.1.2 Bidrag till PM2.5 halterna

De olika källornas bidrag varierar kraftigt under mätperioden. Denna tidsvariation används för att skatta källornas bidrag till PM2.5 halterna i Forsdala. Det görs genom att man gör en multipel linjär regression av PM2.5 på tidsserien av källorna. Då får man ett intercept samt källornas bidrag till PM2.5 i samma koncentrationsenhet som PM2.5. Resultaten är presenterade i Tabell 27.

Man kan se att under denna period som beräkningen avser, låg PM2.5-koncentrationen på 7.0 µg/m³. Av detta utgjorde bakgrundsbidraget i genomsnitt 46% av uppmätta koncentrationen, och vedeldningsbidraget var ungefär lika stort. Under denna period förekom det endast sporadiska bidrag från resuspension, vilket resulterat i ett lågt medelbidrag på 8.6%. Resuspensionen kan också uppskattas med hjälp av "Sum of oxides"-metoden, en metod som antar att resuspension enbart består av oxiderna av sex metaller, SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, TiO₂, CaO, och K₂O. Metoden är beskriven i Andrews et al., 2000. "Sum of oxides"-metoden uppskattar det genomsnittliga resuspensionsbidraget till 0.3µg/m³, vilket är ungefär hälften av bidraget uppskattat av den multivariata metoden. Figur 83 visar att de två metoderna har en god inbördes korrelation, men att "Sum of oxides"-metoden ger en lägre uppskattning av resuspensionen än den multivariata modellen. Det är dock två prover har stort inflytande på korrelationen och lutningen på linjen. Det stora bidraget från resuspension till PM2.5 halterna som syntes i PMF-MLR-modellen under ett par dygn i februari (20-21, dagtid) ger inte lika stort bidrag från resuspension med "Sum of oxides"-metoden.



Figur 83. Jämförelse av resuspensionsbidraget till PM2.5 vid användandet av två olika uppskattningsmetoder, "Sum of oxides" (Andrews et al., 2000) och PMF-MLR på PIXE-data.

Om man istället delar upp bidragen av källorna med avseende på temperaturen, och tar medelvärdet för parametrarna då temperaturen varit under -10°C respektive över -10°C, kan man se att bakgrunds-nivån är rätt konstant, med 3.0 och 3.3 µg/m³ för den kallare respektive den varmare perioden, medan partikelkoncentrationen i den kallare perioden i genomsnitt var 9.8 respektive i den varmare perioden 5.0 µg/m³ (bakgrunden utgjorde då 31% respektive 65% av PM2.5) (se Tabell 27). Vedeldningsbidraget ligger nästan dubbelt så högt som bakgrundsbidraget

under den kallare perioden, medan det ligger på drygt hälften av bakgrundshalten under den varmare perioden.

Detta resultat kan jämföras med det resultat man fick i Lycksele under en kampanj 2000 (Hedberg, E. et al., 2001), där vedeldning bidrog med över 4 ggr PM2.5 än vedeldning under den kallare perioden (januari-februari), men enbart till hälften senare under våren (mars-april). En stor skillnad vid denna kampanj jämfört med kampanjen år 2000 är att resuspensionen hade en mycket större signifikans år 2000, i januari 2000 bidrog resuspension till PM2.5 med 25% och i april 2000 med 72%. I denna kampanj uppgår inte resuspensionen till 10%.

Interceptet vid regressionen (den oförklarade PM2.5 halten) blir 2.3 µg/m³ men beror sannolikt delvis på att TEOM instrumentets värden har en offset på 3 µg/m³

Det är också sannolikt att partiklarnas innehåll av organsikt och elementärt kol inte beskrivs väl med metallanalyserna som ligger till grund för PMF beräkningen. I Norrmalm mättes totala mängden kol samtidigt som PM2.5 mättes. I genomsnitt var halten massan totalkol ca 2.4 µg/m³ om man multiplicerar totalkolhalten med 1.4 för att ta hänsyn till att föreningarna innehåller andra grundämnen än kol.

Tabell 27. Källornas bidrag till PM2.5 uttryck i µg/m³.

µg/m ³	PMF-MLR-modellerat PM2.5-bidrag			
	PM2.5 Uppmätt	Bakgrund	Vedeldning	Resuspension
Medel	7.0	3.2	3.3	0.6
Medel (Temp<10°C)	9.8	3.0	5.4	1.0
Medel (Temp>10°C)	5.0	3.3	1.8	0.3

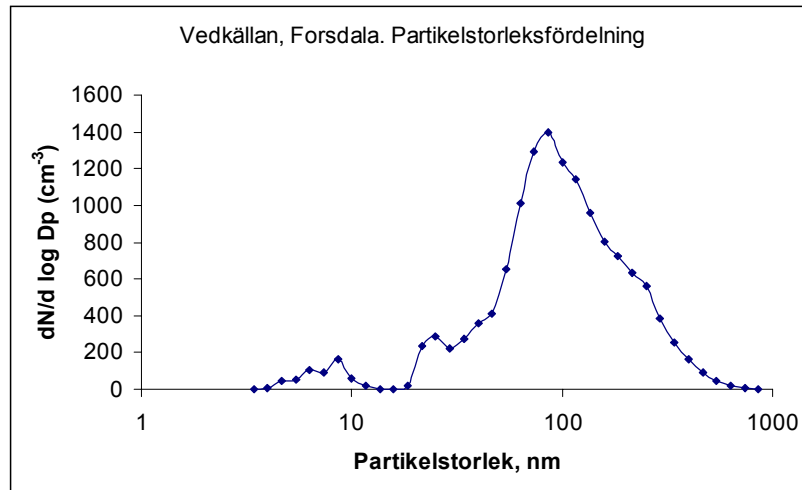
Tabell 28. Tolkning av interceptet i PMF-MLR metoden som industriella partiklar, havspartiklar och organiskt+elementärt kol.

Interceptet vid MLR, dvs. det konstanta	Partiklar från luftmassor som passerat industriella länder	Havspartiklar	OrgC av PM2.5 (24%), medelvärde
2.3	0.1	0.8	2.4

12.1.3 Baserat på partikelstorleksfördelningen

Vedeldningen kan också konfirmeras med hjälp av att modellera källornas tidsserie tillsammans med partikelstorleksfördelningen under samma tidsperiod. Förklaringen av

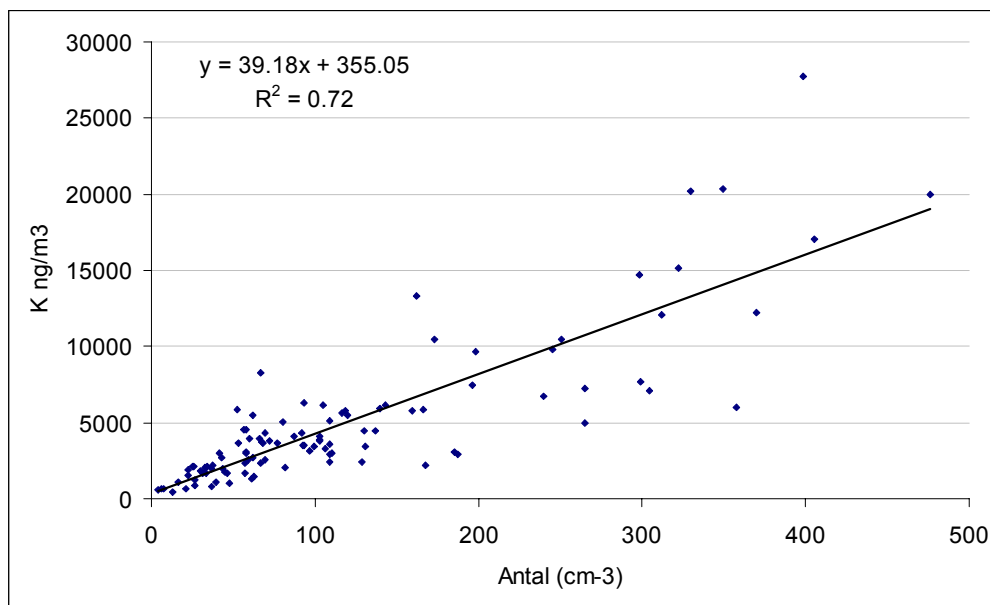
vedeldningskällan var 94%, och visade ett maximum på strax under 100 nm, vilket är det maximum som rapporterades för vedeldningspartiklar i Hedberg et al. (2002). Det stämmer också bra med analyserade storleksfördelningar under varma och kalla perioder som presenteras ovan.



Figur 84. Partikelstorleksfördelning för vedeldningspartiklar i Forsdala, Lycksele.

12.1.4 Korrelationen mellan kalium och uppmätt antal partiklar

I Forsdala har det visats att emissionen av antalet partiklar ökar vid kalla perioder och ökningen beror på vedeldning. I Figur 85 kan man se att antalet partiklar i Forsdala korrelerar väl ($r^2 = 0.72$) med kalium, vilket ytterligare bekräftar att kalium kan användas vid identifiering av vedeldningskällan i vid multivariat beräkning baserat på PIXE analyser.



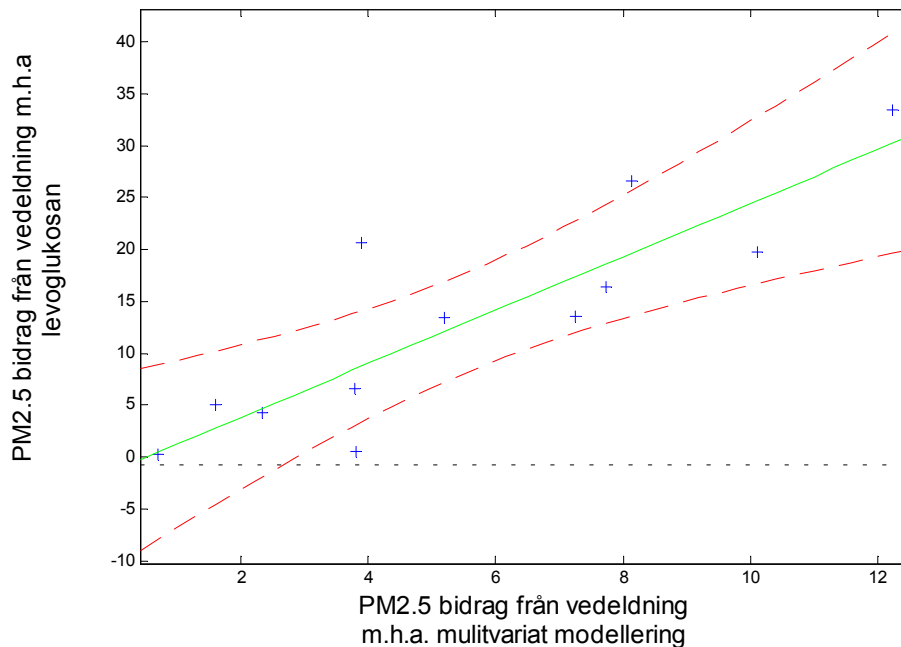
Figur 85 Korrelationen mellan antal partiklar och koncentrationen av kalium i Forsdala.

12.1.5 Levoglukosan som tracer jämfört med en käll-receptormodell

I genomsnitt var de uppmätta halterna av levoglukosan i Norrmalm hälften så höga som i Forsdala, 0.45 respektive 0.83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. PM2.5-halterna är däremot ungefär desamma på de båda platserna för samma period. Om levoglukosan är ett unikt spårämne för vedledning och utsläppen i genomsnitt per kg ved är lika stora på Norrmalm som i Forsdala betyder det att vedeldningens bidrag till PM2.5 halterna dubbelt så stort i Forsdala.

Enligt emissionsmätningar gjorda av emissionsklustret, ligger emissionen av levoglukosan / emitterad stoft på i genomsnitt 7% vid förbränning av ved. Spridningen sträcker sig dock från 0 – 22%, med den högsta emissionen vid fuktig ved. Andra studier har visat att det procentuella innehållet av levoglukosan i PM2.5 från björkvedsförbränning ligger på cirka 10% (Fine, et al., 2001). Genom att använda den genomsnittliga emissionen av levoglukosan / stoft, kan man uppskatta PM2.5-bidraget från vedeldning med de uppmätta levoglukosankoncentrationerna i Forsdala och Norrmalm. En jämförelse mellan PM2.5-bidraget från ved uppskattat m.h.a.

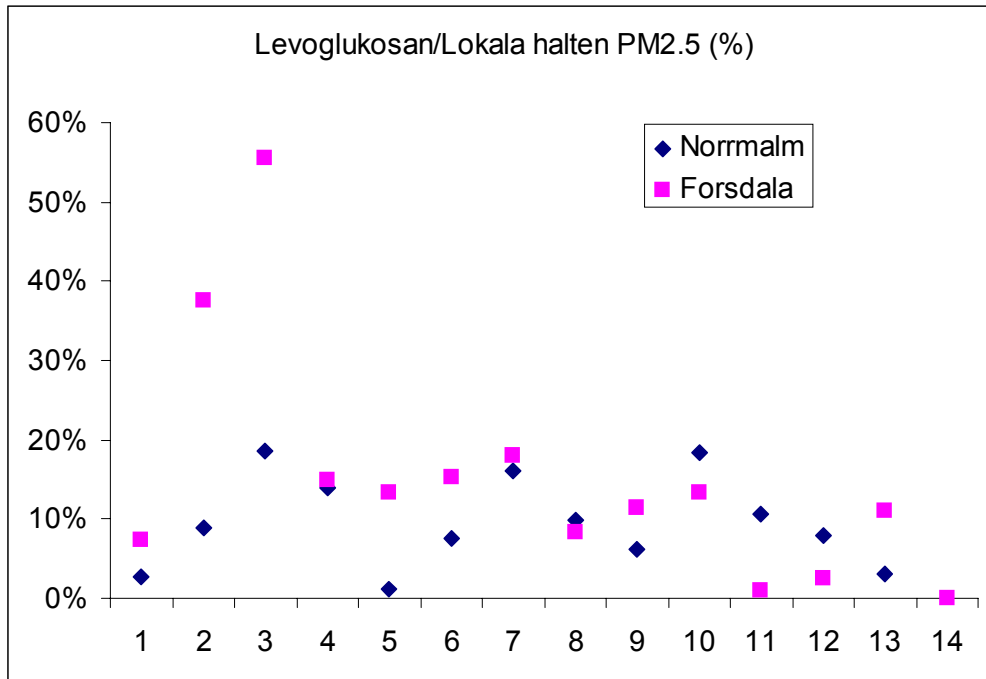
levoglukosan och PM2.5-bidraget från vedeldning enligt PMF-MLR-metoden (beskriven ovan), visas i Figur 86.



Figur 86. Jämförelse mellan två metoder att skatta PM2.5-bidraget från vedeldning i Forsdala, m.h.a. levoglukosan och m.h.a. den multivariata metoden PMF-MLR. Den gröna linjen markerar minsta-kvadratanpassningen av linjen på proverna ($y = 2.4x - 0.6$, $r^2 = 0.74$), de röda markerar 95% konfidensintervall för regressionen.

Av de ursprungliga 13 samtidiga proverna med PM2.5 och levoglukosan är Figur 86 baserad på 12 prover. Ett prov togs bort då det uppskattade bidraget från vedeldningen till PM2.5 översteg den uppmätta halten av PM2.5 (outlier i regressionen av scores från PMF mot PM2.5). Genom detta förbättrades korrelationen i Figur 53 från $r^2 = 0.67$ till $r^2 = 0.74$. Korrelationskoefficienten tyder alltså på att levoglukosan skulle kunna ha ett linjärt samband med emitterad partikelhalt från vedeldning, vilket är en förutsättning för att levoglukosan ska kunna användas som en kvantitativ tracer för vedeldning.

Men om man detaljstuderar enskilda mätvärden ser man att variationerna mellan olika prover är stor (Figur 87). Av Tabell 29 framgår att andelen levoglukosan av PM2.5 halten som beror på lokala källors utsläpp (dvs uppmätt PM2.5 vid Forsdala respektive Norrmalm minus bakgrundshalten i Vindeln) varierar från 1% till 56%. Om de lokala källornas bidrag till PM2.5 halten hela tiden vore dominerade av vedeldning skulle man förvänta sig någorlunda konstant förhållande (dvs om levoglukosan andelen av partikelutsläppen också vore konstant i utsläppen från vedeldning).



Figur 87. Andelen levoglukosan/lokal halt PM2.5 beräknat som uppmätt PM2.5 vid respektive mätstation minus PM2.5 i bakgrundsluften.

Tabell 29. Procentuella andelen levoglukosan i lokala PM2.5 halterna i Forsdala och Norrmalm. Samma data är presenterade i Figur 87.

Prov nummer i Figur 87	Datum	Norrmalm Levoglukosan/ PM2.5 _{lokal} (%)	Forsdala Levoglukosan/ PM2.5 _{lokal} (%)
1	2002-01-20	3	7
2	2002-01-21	9	37
3	2002-01-23	19	56
4	2002-01-24	14	15
5	2002-01-25	1	13
6	2002-01-26	8	15
7	2002-01-27	16	18
8	2002-01-28	10	8
9	2002-01-29	6	11
10	2002-01-30	18	13
11	2002-01-31	11	1
12	2002-02-01	8	2
13	2002-02-19	3	11
14	2002-02-20		0
Medelvärde		10	18

Tabell 30. Genomsnittliga vedbidragen till PM2.5 vid användandet av multivariat receptormodell (PMF-MLR) jämfört med levoglukosan, vid antagandet att levoglukosan utgör 7% av PM2.5 i vedeldningspartiklar.

	PM2.5	Vedbidrag PMF-MLR	Vedbidrag Levoglukosan
PM2.5 (µg/m ³)	10.4	5.6	12.2
95% konfidensintervall		4.6 - 6.6	

I och med att de uppmätta kvoterna levoglukosan/PM i vedrök har så stort spann (0-22%) beroende på omständigheter vid förbränning och beroende på bränslets beskaffenhet, ska man kanske inte förvänta sig en bättre skattning av PM2.5-bidraget från vedeldning med ett enda ämne som tracer. Vid den multivariata metoden med PIXE data ingår många ämnens inbördes relation i olika källor vid skattningen av olika källors bidrag till partikelhalterna. Å andra sidan ger uppskattningen av PM2.5 från vedeldning med hjälp av levoglukosan en god korrelation med uppskattningen gjord med multivariata metoden baserat på PIXE data. För att ytterligare bekräfta korrelationen mellan den uppmätta PM2.5-koncentrationen från vedeldning och den uppmätta levoglukosanhalten i omgivningsluft, bör fler levoglukosanprover analyseras.

Tabell 31. Emissioner av levoglukosan och stoft för de olika emissionsproverna vid vedförbränning.

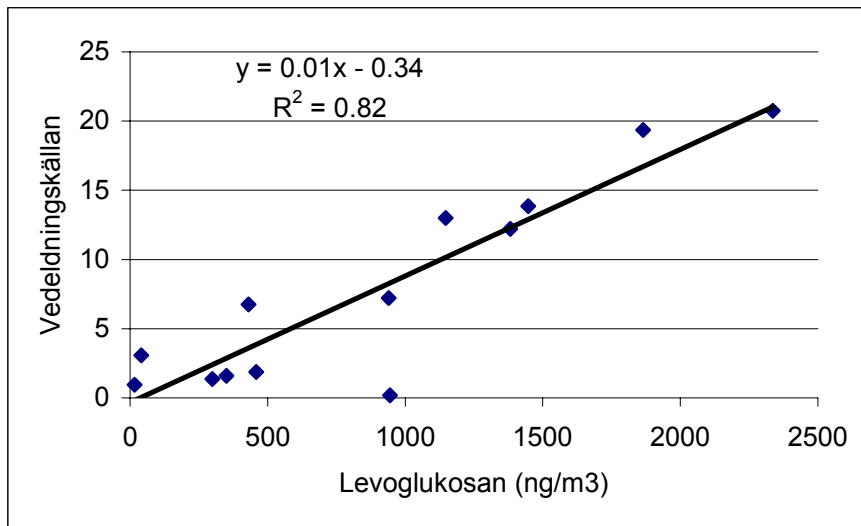
Prov-beteckning	Bränsleslag	Emissioner (mg/MJ tillfört bränsle)		Levoglukosan/ Stoft (%)
		Stoft	Levoglukosan	
SP9	Björkstockar, normal fuktighet	89	2.7	3
SP11	Björkstockar, 17% fuktighet	103	6	6
SP12	Ved	2243	88	4
SP14	Torr björkved	27	0.08	0
SP15	Fuktig ved	89	20	22
SP16	Fuktig ved (Torrare än SP15)	25	1.6	6
SP18	Fuktig ved	23	2.6	11
SP19	Torr ved	32	1.4	5

12.1.6 Käll-receptormodellering med PAH

PMF applicerades på PAH-data provtagna i både Norrmalm och Forsdala. De ämnen som inkluderades i modeller var uteslutande partikelbundna: benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(e)pyren, benso(a)pyren, indeno(c,d)pyren, benso(g,h,i)perylene och coronen. Anledningen till

urvalet av ämnen var att om man även inkluderade ämnen som helt eller delvis förekommer i gasfas, delades ämnena upp efter just förekomst i gas- eller partikelfas.

Preliminära resultat ger följande: På båda platser kunde tre troliga källor extraheras ur datamatriken, vedeldning, trafik samt en dieselkälla. Vedeldningskällan identifierades m.h.a. levoglukosan, då tidsserien för den troliga vedeldningskällan korrelerade med levoglukosan med korrelationskoefficienten $r^2 = 0.82$ (Figur 88). Bidraget från vedeldning till B(a)P uppskattades till 44% från dieselkällan, 52% från vedeldningskällan och 4% från bensinkällan, m.a.p. de modellerade respektive koncentrationerna (se Tabell 32). Jämför man dessa resultat från den multivariata modellen med emissionerna beräknade utifrån emissionsdatabasen, ser man att den multivariata modellen tenderar att dra ner vedeldningens bidrag till B(a)P jämfört med emissionsinventeringen. Emissionsinventeringen indikerade att B(a)P emitteras nästan uteslutande emitteras från lokal småskalig biobränsleeldning (87%) och endast till liten del från lokal vägtrafik (3%).



Figur 88. Regression av den modellerade vedeldningskällan med enbart partikelbundna PAHer (preciserade i texten) mot den uppmätta koncentrationen av levoglukosan i Forsdala.

En multipel linjär regression av totala uppmätta PAH-koncentrationen mot tidsserierna för de tre källorna, ger en uppskattning av de olika källornas bidrag till den totala PAH-koncentrationen. Ur regressionen får man att vedeldningen bidrar till totala PAH-halten med 44%, diesel 27% och bensin 29% (totala trafik-bidraget blir då 56%) (se Tabell 32). Detta resultat kan jämföras med den källreceptor-beräkning som gjordes på PAHer provtagna i januari 2000 (Hedberg, et al., 2001), då vedeldning uppskattades till 40-43% (A-PCA resp. PMF modellen) och trafikbidraget till 57-60% (PMF resp. A-PCA-modellen).

Tabell 32. Källornas relativa bidrag till B(a)P och den totala PAH-koncentrationen, modellerat m.h.a. PMF och multipel linjär regression.

%	Vedeldning	Bensin	Diesel
B(a)P	52	4	44
Total PAH	44	29	27

Sammanfattningsvis kan man konstatera att med multivariata metoder kan vedeldningens bidrag till partikelhalterna uppskattas bra baserat på analyser av grundämnen. Vedeldning ger ett specifikt mönster som innehåller framförallt kalium och zink, som vanligtvis är lätt att hitta. Men ytterligare undersökningar krävs innan man kan använda sig enbart av en unik tracer, som levoglukosan, för att kunna göra en kvantitativ bedömning av vedeldningens bidrag till partikelhalterna. En kombination är naturligtvis bäst men kan bli kostsam.

12.2 Sammanfattning av käll receptorberäkningar för Lycksele

För PM10 och PM2.5 kunde källornas bidrag i Lycksele kvantifieras ganska väl med hjälp av en multivariat beräkning (PMF) baserat på analyserna av grundämnen/metaller. Den multivariata beräkningen av vedeldningens bidrag stämmer väl med bidraget som erhålls utifrån beräkningar baserat på meteorologiska spridningsmodeller. Men metoden baserat enbart på grundämnen missar en stor del av PM2.5 massan som troligen hänger ihop med partiklarnas innehåll av organiskt och oorganiskt kol. Jämförelser med att använda andelen levoglukosan som spårämne för vedeldningsbidraget till partikelhalterna visar på en genomsnittligt hyfsad överensstämmelse, men andelen levoglucosan av partikelmassan i utsläppen och i omgivningsluften är mycket variabel. Detta indikerar att förbränningsförhållandena eller andra faktorer kan vara viktiga att beakta. Spår av levoglucosan har även detekterats vid oljeförbränning.

13. Emissionsdatabas för Växjö

Till skillnad från Lycksele så fanns det en emissionsdatabas i Växjö kommun. Befintlig databas saknade däremot detaljerade uppgifter om den småskaliga biobränsleledningen. Vägtrafiken emissionsfaktorer var ålderstigna och vissa statistiska data saknades för punktkällor.

SLB-analys köpte Växjös databas för att ge ersättning för det arbete som miljökontoret i Växjö lagt ned.

13.1 Småskalig biobränsleledning

Även i Växjö fanns det en inventeringen gjord av den småskaliga biobränsleledningen. Inventeringen omfattade samtliga eldstäder i Växjö kommun med en effekt < 60 kW, som fanns med i skorstensfejarmästarnas register år 1999 och som sotas oftare än vart tredje år. Inventeringen är uppdelad på två distrikt, Södra (S) och Norra (N). Koderna har tolkats och överförts till ett format som accepterades av Airviro systemet d v s det system som emissionsdatabasen är uppbyggd i. Antal pannor har även korrigerats mot fjärrvärmeutbyggnaden fram till juni år 2002. Sotarens register innehöll ej information om vilka som hade ackumulatortank varför äldre pannor lagts in utan ackumulatortank och moderna pannor med ackumulatortank. ÅFAB har lämnat uppgifter över vilka som enligt deras inventering har ackumulatortank. I Växjö tätort har ÅFAB:s uppgifter utnyttjas och därmed har vissa korrigeringar gjorts. Nedan framgår antal pannor som finns inlagda i Växjös emissionsdatabas.

Tabell 33 Antal och typ av pannor som finns inlagda i upprättade utsläppsdata-baser för Växjö.

Installation	Sotarens kod		Andel ved	Antal
Vedpanna	020(S) 021 022(N)	IMG	B=100%	708
Kombipanna ved/el/olja	020(S) 021 022(N)	IMG	D=65%	139
Kombipanna ved/el/olja	020(S) 021 022(N)	IMG	E=40%	25
Kombipanna ved/el	020(S) 021 022(N)	IMG	F=10%	123
Kombipanna ved/el	020(S) 021 022(N)	IMG	V=86%	285
Kombipanna ved/el	020(S) 021 022(N)	IMG	V=63%	
Vedpanna	023(S+N)	MG	B=100%	276
Vedpanna	023(S+N)	MG	D=100%	265
Kombipanna ved/el/olja	023(S+N)	MG	E=40%	7
Kombipanna ved/el	023(S+N)	MG	V=63%	71
Kombipanna ved/el	023(S+N)	MG	V=83%	
Installation	Kod		Andel olja	
Oljepanna	010,024(S+N) 020(N)		B,D,E,O=100%	1880
Kombipanna ved/el/olja	020(S)	IMG	E=40%	25
Kombipanna ved/el/olja	020(S)	IMG	D=16%	139
Kombipanna ved/el/olja	023(S+N)	MG	E=40%	7
Kombipanna olja/el	010,020(N) 024(S+N)		F=76%	797
Installation	Kod			
Braskamin	123, 115			963
Vedkamin	121			121
Kakelugn	111 D,E,F			535
Cronspis	113 F			253
Ö.spis med insats	141 E;F			422
Ö.spis utan insats	140 F			51
Köksspis	081 B;D			136
Köksspis	081 E,v			46
Köksspis	081 F			447
			Summa totalt	7550

Vissa installationer har lagts in som två punkter eftersom det eldas med fler än ett bränsle inom en och samma fastighet. Två punkter kan inte ha samma koordinater så X-koordinaten för ena

punkten har förskjutits en meter. Tillika har X-koordinaten för alla lokaleldstäder förskjutits en meter för att inte riskera att de får samma koordinater som villapannor i de fall man både har en villapanna och lokaleldstad installerad. Dessutom har alla köksspisar förskjutits ytterligare en meter (X-koordinaten) eftersom det bedömts sannolikt att man kan ha ytterligare en lokaleldstad då man har köksspis. Airviro accepterar ej två punkter med samma koordinater.

Liksom för Lycksele har vid uppbyggnad av databasen så mycket information som möjligt gjorts sökbar. Vad gäller utsläppens fördelning över tiden så bygger det på examensarbete vid Umeå Universitet år 2000. "Eldningsmönster för hushåll i Vännäs med småskalig förbränning av biobränsle".

När det gäller emissionsfaktorer så är i dagsläget två emissionsdatabaser uppbyggda. En med emissionsfaktorer hämtade från Naturvårdsverket rapport 4687 samt från KTH d v s samma emissionsfaktorer som använts i Lycksele . Detta så att det skall finnas en databas som är i det avseendet är jämförbar med Lyckseles databas. Ytterligare en emissionsdatabas (EDB99_03b) är uppbyggd och innehåller delvis nya emissionsfaktorer som grundas på emissionsklustrets mätningar. Emissionsfaktorerna är hämtade från SP, rapport 2003:08, "Emissioner från småskalig biobränsleeldning – mätningar och preliminära mängdberäkningar", se Tabell 34.

Uttagen energi för värme och varmvatten i en villapanna har antagits vara 20 000 kWh. Hänsyn har tagits till olika verkningsgrader

Tabell 34 Emissionsfaktorer som använts för villapannor och lokaleldstäder i Växjö i EDB99_03b

	NO _x ² (hel)ved d mg/MJ	CO ² (hel)ved d mg/MJ	VOC ¹ (hel)ved d mg/MJ	Partiklar ¹ (hel)ved d mg/MJ	PAH ² (hel)ved d mg /MJ	B(a)P ² (hel)ved d mg/MJ	Bensen ¹ (hel)ved d mg/MJ
MG/ACK	110	1300	8	30	1	0,0015	3
IMG/ACK	60	7000	430	95	13	0,1	66
IMG/IACK	40	12000	1100	900 ³	31	0,1	56
Lokaleldstäder	40	12000	200	110	5,1	0,07	110

1. Emissionsfaktorer hämtade från SP rapport 2003:08 " Emissioner från småskalig biobränsleeldning – mätningar och preliminära beräkningar".
2. *Emissionsfaktorer hämtade från Naturvårdsverket rapport 4687 "Åtgärder för att minska utsläpp från småskalig vedeldning". Emissionsfaktorer för lokaleldstäder är även hämtade från KTH år 2000.*
3. *Avsevärd minskning jämfört med tidigare redovisade emissionsfaktorer för äldre pannor, se nedan.*

Nya emissionsfaktorer medför kraftigt minskade partikelutsläpp från äldre vedpannor jämfört med tidigare emissionsfaktorer från Naturvårdsverket (2190 mg/MJ). Emissionsfaktorn 900 mg/MJ grundas emellertid endast på tre mätfall varav två på äldre kombipannor. Kombipannornas utsläpp av partiklar uppmättes till 90 respektive 4 350 mg/MJ emedan ett mätfall på äldre enkelpanna gav 2200 mg/MJ. Skillnaderna är så pass stora att medelvärdet 900 som angivits i rapporten är förvirrande. Möjligtvis tar ytterligheterna i utsläppen ut varandra

men det är å andra sidan avhängigt fördelningen mellan antalet äldre kombipannor och äldre enkelpannor. För att om möjligt minska osäkerheterna kommer vi sannolikt att bygga en tredje emissionsdatabas där Växjös 708 äldre vedpannor ges en emissionsfaktor på ca 2200 mg/MJ och där äldre kombipannor får en annan emissionsfaktor. Vad den skall vara vet vi ej i dag utan måste tas fram i samråd med emissionsklustret.

13.2 Småskalig oljeeldning

Inventeringen som gjordes 1999 av bl a småskalig biobränsleeldning omfattade samtliga eldstäder i Växjö kommun med en effekt < 60 kW, d v s även enskilda oljepannor ingick. Dessa har precis som den småskaliga biobränsleeldningen lagts in i emissionsdatabasen. Antal oljepannor och kombipannor med olja har även korrigerats mot fjärrvärmeutbyggnaden fram till juni år 2002.

När utsläppen från den småskaliga oljeeldningen har beräknats har emissionsfaktorer hämtats dels från Statistiska centralbyrån för kväveoxider och koloxid övriga är hämtade från SP, rapport 2003:08, "Emissioner från småskalig biobränsleeldning – mätningar och preliminära mängdberäkningar", se Tabell 35.

Tabell 35. Emissionsfaktorer för småskalig oljeeldning

	NO _x	CO	VOC	Partiklar	PAH	Bensen
	g/MJ	g/MJ	mg/MJ	mg/MJ	mg /MJ	mg/MJ
Oljepannor	0,05	75	1	9	0,09	0,02

13.3 Vägtrafik

Växjös emissionsdatabas var uppbyggd med gamla emissionsfaktorer och fordonstyper från Vägverket. Emissionsfaktorer och fordonstyper har byts ut mot nya enligt vägverkets EVA modell version 2.3. Dessutom har vägtyper i Växjös gamla edb byts ut mot de vägtyper som används i Stockholm/Uppsala län. Emissionsfaktorer från EVA 2.3 har använts för kväveoxider, kolväten, kolmonoxid och partiklar. Värden för bränsleförbrukning och koldioxidutsläpp är också från EVA 2.3. För de *oreglerade ämnena* formaldehyd, acetaldehyd, butadien, PAH, bens(a)pyren, eten och propen har emissionsfaktorer hämtats från Vägverkets TCT-modell (version 1,0). För bensen har emissionsfaktorer hämtats från Coopert III. Emissionsfaktorer är uppdelade på flödes hastighet. Försämringsfaktorer är relaterade till fordonsålder. Här förutsätts en linjär försämring upp till och med viss fordonsålder. Uppgifter om försämring finns endast för bensindrivna fordon liksom för kallstartstillägg. Tilläggen baseras på reslängder mellan två kallstarter fördelat på vägtyp.

13.4 Panncentraler

I Växjös nuvarande emissionsdatabas finns ca 294 mindre energianläggningar inlagda. Samtliga benämns Värmepanna. Vissa statistiska data saknas för dessa källor. För dessa har schablonvärden har lagts in.

13.5 Övriga källor

Med utgångspunkt från SCB:s statistik för regionala oljeleveranser efter förbrukarkategori år 1999 har utsläppen från arbetsmaskiner även skattats. Emissionsfaktorer är hämtade från IVL rapport B1342.

13.6 Utsläpp i Växjö

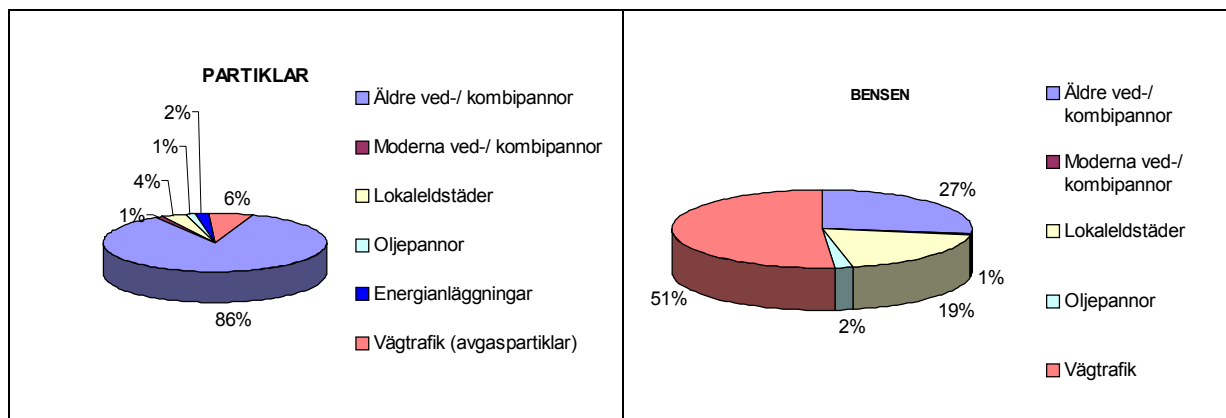
De totala utsläppen i Växjö kommun framgår av Tabell 36. De procentuella bidragen till de totala utsläppen framgår av Figur 89 och Figur 90. Precis som i Lycksele är det den småskaliga biobränsleeldningen som står för huvuddelen av utsläppen av partiklar, PAH och BaP. Vägtrafiken är viktigast för utsläppen av VOC och NO_x medan både vägtrafik och biobränsleförbränning är viktiga för utsläppen av bensen och CO.

Tabell 36. De totala utsläppen av olika ämnen i Växjö kommun.

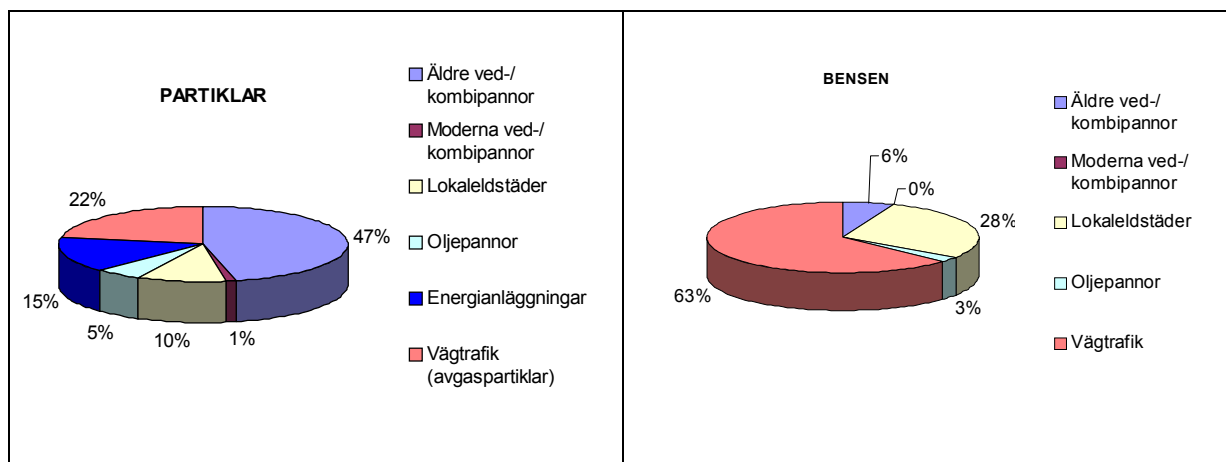
	NO _x	CO	VOC	Partiklar	PAH	B(a)P	Bensen
Småskalig biobränsleeldning	13	2030	160	130 ¹	0.9	0.18	13
Vägtrafik	485	2380	410	10 ²	0.1	0.01	14
Arbetsmaskiner	200	100	30	10			
Småskalig oljeeldning	3	1	0,1	1			0,7
Energianläggningar, panncentraler	110			3			
13.6.1.1 Summa	850	5200	800	200	1	0.2	40

1. Utsläppet av partiklar när emissionsfaktorn 900 mg/MJ använd för äldre vedeldade enkelpannor och kombipannor
2. Inkluderar endast vägtrafikens avgaspartiklar. Slitagepartiklar från vägtrafiken beräknas totalt uppgå till ca 180 ton

Figur 89. Utsläpp ifrån olika källor i Växjö kommun år 2003



Figur 90. Utsläpp ifrån olika källor i Växjö tätort år 2003



14. TACK!

Vi som deltagit i mätningarna i Lycksele och Växjö vill slutligen framföra många varma TACK till alla i respektive kommun som ställt upp och hjälpt oss med alla mätningarna! Utan den hjälpen hade vi inte kunnat genomföra mätningarna. Vi är också tacksamma för den information om fjärrvärmeutbyggnader mm som vi erhållit från Lycksele Energi (Skogabacka Kraftvärmeverk) och Växjö Energi AB (Jan Johansson) samt Energirådgivningen Växjö Kommun, Lars Holmgren.

15. Referenser

- Adler, E. (1977). "Lignin chemistry - past, present and future." Wood sci. technol. 11: 169-218.
- AirViro: <http://www.airviro.smhi.se/smhi/smhi.htm>
- Andersson, L-S. 2000. Eldningsmönster för hushåll i Vännäs med småskalig förbränning av biobränsle. Examensarbete vid Umeå Universitet MH 2000:28.
- Andrews, E., Saxena, P., Musarra, S., Hildemann, L.M., Koutrakis, P., McMurry, P.H., Olmez, I. och 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. J. Air & Waste Managem. Assoc., 50, 648-664.
- Anselm A., Heibel T., Gebhart J. and Ferron G. A. (1990) "In Vivo" - Studies of Growth Factors of Sodium Chloride Particles in the Human Respiratory Tract. J. Aerosol Sci., 21:S427-430.
- Areskoug, H., T. Alesand, H-C Hansson, E. Hedberg, C. Johansson, V. Vesely, U. Widequist, 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.
- Boström, C-Å., Haeger-Eugensson, M. & Enger, L., 2002. Småskalig biobränsleledning i tätbebyggda områden Verktyg för tillståndsgivning på kommunal nivå, IVL rapport L02/26. Göteborg
- Brorström-Lundén, E., Strömberg, K., Junedahl E. och Palm, A. (2002) Kartläggning av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i tätorter, Lägesrapport till Naturvårdsverket 2002-07-12
- Brorström-Lundén, E., Strömberg, K., Junedahl E. Palm, A. and Leppanen ,S. (2003) Atmospheric Concentrations and Deposition Fluxes of Persistent Organic Pollutants (POPs) at the Swedish West Coast and in Northern Fennoscandia, Status report IVL- U716
- Dispersion: http://155.207.20.121/mds/bin/show_long?DISPERSION21 ,
- EMEP/CCC-report 1/95 EMEP-manual for sampling and chemical analyses (1996) Rapport O-7726, NILU, Kjeller, Norge
- Ferm M., Gudmundsson A. and Persson K. (2001) Measurements of PM10 and PM2.5 within the Swedish urban network. Proc. from NOSA Aerosol Symposium Lund, Sweden 8-9 November 2001.
- Ferm M., Gudmundsson A. and Persson K. (2001) Measurements of PM10 and PM2.5 within the Swedish urban network. Proc. from NOSA Aerosol Symposium Lund, Sweden 8-9 November 2001.
- Ferm, M. & Hansson, H.C., 2003. Jämförelse mellan de två vanligaste metoderna att mäta PM₁₀ i Sverige. IVL, rapport B1527, Box 47086, 402 58 Göteborg.
- Fine, M. P., R. G. Cass, et al. 2002. "Chemical Characterization of fine particle emissions from the fireplace combustion of woods grown in southern united states." Environ. Sci. Technol. 36(7): 1442-1451.
- Fine, P. M., Cass, G.R. and Simoneit, B.R.T., 2001. Chemical characterization of fine particle emissions from fireplace combustion of woods grown in the northeastern united states. Environmental Science & Technology 35, 2665-2675.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Swietlicki, E. And Hansson, H.C., 2003. Measurements of aerosol mass and size distribution in a residential area impacted by wood smoke. Presentation at the Particulate Matter: Atmospheric Sciences, Exposure and the fourth Colloquium on PM and Human Health March 31-April 4, 2003, Pittsburgh, PA, USA.
- Gidhagen, L., Johansson, C. and Swietlicki, E., 2002. Measurements of aerosol mass and size distribution in a residential area impacted by wood smoke. Presented at the NOSA Aerosol Symposium November 7-8, 2002, Lilleström, Norway.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Ström, J., Kristensson, A., Swietlicki, E., Pirjola, L. and Hansson, H-C., 2003. Model simulation of ultrafine particles inside a road tunnel. *Atmospheric Environment*, 37, 2023-2036.
- Hawthorne, B. S., J. D. Miller, et al. (1988). "Identification of methoxylated phenols as candidate tracers for atmospheric wood smoke pollution." Environ. Sci. Technol. 22(10): 1191-1196.
- Hedberg, E., Hansson, H.C., Johansson, C., Vesely, V., Wideqvist, U., and Kristensson, A., 2001. 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.
- Hedman, H., 2002. Emissionsmätningar i fält från småskalig förbränning i Lycksele. ETC 02/02. Energitekniskt centrum, Piteå, Box 726, 941 28 Piteå.
- ICRP (1994) International Commission on Radiological Protection, Human respiratory tract model for radiological protection, Annals of the ICRP, Publication 66, Elsevier Science Inc., Tarrytown, NY.
- 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.

- Kristensson, A., C. Johansson, R. Westerholm, E. Swietlicki, L. Gidhagen, U. Wideqvist & V. Vesely, 2003. Measured Real-World Traffic Emission Factors of Gases and Particles in Stockholm, Sweden. Inskickad för publikation i *Atmospheric Environment*.
- Larsen, R.K. and Baker, I.E., 2003. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: a comparison of three methods. *Environmental Science & Technology* 37, 1873-1881.
- Lenner, M. & Karlsson, B. O., 1998. TCT-modellen. Kvantitativ beräkningsmodell för trafikens utsläpp av cancerframkallande ämnen i svenska tätorter. Väg- och transportforskningsinstitutet PC-baserat datorprogram framtaget på uppdrag från Vägverket. VTI meddelande 847, 1998.
- Lindskog, A., Mowrer, J. and Svanberg, PA. (1999) VOC in urban air - development of a simple and inexpensive sampling technique IVL report L99/14
- McDonald, D. J., B. Zielinska, et al. (2000). "Fine particle and gaseous emission rate from residential wood combustion." *Environ. Sci. Technol.* 34(11): 2080-2091.
- Naturvårdsverket, 1996. Åtgärder för att minska utsläpp från småskalig vedeldning. Rapport 4687. Naturvårdsverket, Boverket och NUTEK. ISSN 0282-7298.
- Ntziachristos, L. och Samaras, Z., 1999. COPERT III. Methodology and emission factors. European Topic centre on Air emissions, EEA, <http://vergina.eng.auth.gr/mech/lat/copert/copert.htm>.
- Omstedt, G., Gidhagen, L. och Langner, J. 2002. Spridning av förbränningsemissioner från småskalig biobränsleeldning – analys av PM2.5 data från Lycksele med hjälp av två Gaussiska spridningsmodeller. SMHI Rapport Meteorologi 103/2002. www.smhi.se >FOU>Publikationer>Meteorologi>2002
- Omstedt, G. 2003. Vedeldning i småhusområden -spridningsmeteorologisk analys (pågående arbete).
- Pagels J, Swietlicki E, Gudmundsson A and Bohgard M. (2001) A Set-up for Field Studies of Respiratory Deposition of Environmental Particles, in the Size Range 15 nm to 2.5 µm. Proc. the Congress International Society for Aerosols in Medicine '02 in Interlaken 17-21 September 2001.
- Parker, E. P., L. R. Coalson, et al. (1966). "The Structure of dimers from the alkaline hydrogenation of lignin." *Advance in chemistry series* 59: 249-261.
- Pashynska, V., R. Vermeylen, et al. (2002). "Development of a gas chromatographic/ion trap mass spectrometric method for the determination of levoglucosan and saccharidic compounds in atmospheric aerosols. Application to urban aerosols." *J. MASS. SPECTROMETRY.* 37: 1249-1257.
- Pekkanen, J. et al. (2002) Particulate air pollution and risk of ST-segment depression during repeated submaximal exercise tests among subjects with coronary heart disease: the Exposure and Risk Assessment for Fine and Ultrafine Particles in Ambient Air (ULTRA) study. *Circulation*, 106:933-938.
- Persson, K (2001) Luftkvaliteten i Sverige sommaren 2001 och vintern 2001/02 IVL rapport
- Persson, K (2002) Luftkvaliteten i Sverige sommaren 2001 och vintern 2001/02 IVL rapport B-1478
- Persson, K. & Kindbom, K. 1999. Kartläggning av emissioner från arbetsfordon och arbetsredskap i Sverige, Rapport B1342, IVL Svenska Miljöinstitutet, Göteborg.
- Pettersson, M., Gidhagen, L. och Johansson, C. 2002. Emissionsdatabas för Lycksele SLB Rapport 4:2002, Miljöförvaltningen Stockholm, Box 38 024, 100 64 Stockholm.
- Pettersson, M., Johansson, C. och Jonsson, T., 1999. Emissionsdatabas 1997 — Struktur, innehåll, kvalitet. Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbund, Stockholms Luft- och buller analys, Box 38 024, 100 64 Stockholm (<http://go.to.lvlf>).
- Pirjola, L. och Kulmala, M. (1998) Modelling the formation of H₂SO₄-H₂O particles in rural, urban and marine conditions. *Atmos. Res.*, 46, 321-347.
- Pirjola, L., Laaksonen, A., Aalto, P., och Kulmala, M. (1998) Sulfate aerosol formation in the Arctic boundary layer. *J. Geophys. Res.*, 103, 8309-8322.
- 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. Hitznerberger, C. Hueglin, W. Maenhaut, C. Pio, A. Carvalho, J.-P. Putaud, D. Toom-Sauntry, H. Puxbaum, 2001. Results of the "carbon conference" international aerosol carbon round robin test stage I. *Atm. Env.* 35, 2111-2121.
- SLB-analys, 2002. Emissionsdatabas för Lycksele-EDB. EDB Tot03.

- Swietlicki E, Zhou J, Berg O H, Martinsson B G, Frank G, and Cederfelt S-I. (1999) A Closure study of Sub-Micrometer aerosol Particle Hygroscopic behaviour. *Atm. Res.*, 50:205-240.
- Swietlicki, E. Sanjiv Puri, H.-C. Hansson and H. Edner. Urban air pollution source apportionment using a combination of aerosol and gas monitoring technique. *Atmospheric Environment* 30(1996)2795-2809.
- Swietlicki, E., R. Krejci. Source characterisation of the Central European atmospheric aerosol using multivariate statistical methods. *Nucl. Instr. and Meth.* B109/110(1996)519-525.
- Wideqvist, U., Vesely, V., Johansson, C., Brorström-Lundén, E., Sjöberg and Jonsson, T., 2003. Comparison of measurement methods for benzene and toluene. *Atmospheric Environment*, 37, 1963-1973..
- Widholm, M., 2002. Småskalig uppvärmning i Växjö kommun. Uttagen energi och emissioner. Växjö kommun, Miljökontoret, Box 1222, 351 12 Växjö.
- Widholm, M., 2003. Luftkvalitet och utsläpp av luftföroreningar i Växjö kommun. April 2003. Växjö kommun, miljökontoret, Box 1222, 351 12 Växjö.
- Vägverket, 2000. EVA SYSDOK, version 2.2, Modellspecifikation, fordonseffektmodell. Rev 2000-07-03, Håkan Johansson MN.



**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**