



Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter

Del II. Växjö

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

Delredovisning av resultat från programmet Biobränsle hälsa och miljö

Mars 2004

INNEHÅLL

Förord.....	1
Sammanfattning.....	1
Om Växjö kommun.....	3
Mätperioder, ämnen och mätmetoder.....	4
Mätplatser i Växjö.....	4
Fasta mätplatser	4
Tillfälliga platser	4
Bakgrund	4
Mätresultat från Växjö.....	6
PM10 under år 2000 och 2001	6
PM10 under BHM kampanjen.....	8
PM1, sot, elementärt och organiskt kol	10
Elementärt kol (Black Carbon) i PM _{2,5} och PM ₁₀	11
Partikelantal/storleksfördelning Hygroskopiska egenskaper	14
Hygroskopiska egenskaper	18
Metaller.....	20
Huvudkomponenter.....	23
Butadien.....	27
PAH och fenolära ämnen	28
Fenoler	35
Levoglukosan	37
SO ₂ och NO _x	39
Bensen och toluen.....	40
Aktiv provtagning.....	40
VOC övriga gaser.....	47
Aktiv provtagning.....	47
Spridningsberäkningar	48
Sammanfattning.....	48
Spridningsberäkningar	49
Emissionsdata.....	49
Haltberäkningar.....	53
PM10 data för hälsostudier	57
Referenser	60

1. Förord

I denna rapport redovisas resultat från mätkampanjen som genomfördes i Växjö år 2002/2003 inom ramen för Omgivningsklustret i Biobränsle Hälsa Miljö. Alla resultat från mätningarna och beräkningarna för Lycksele liksom emissionsinventeringen för Växjö har redan redovisats tidigare. Arbetet har finansierats av Energimyndigheten.

I omgivningsklustret deltog 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 (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. 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.

2. Sammanfattning

I denna rapport redovisas resultat från mätkampanjen som genomfördes i Växjö år 2002/2003 inom ramen för Omgivningsklustret i Biobränsle Hälsa Miljö. Alla resultat från mätningarna och beräkningarna för Lycksele liksom emissionsinventeringen för Växjö har redan redovisats tidigare. Totalt emitteras ca 100 ton förbränningspartiklar per år. Av dessa står avgaspartiklarna från vägtrafiken för den helt dominerande delen, ca 86 ton/år. Då ingår inte vägtrafikens bidrag till PM10 emissionerna p g a slitage av vägbanor mm, som kan utgöra betydligt större del. Av biobränsle emissionerna är det de icke-miljögodkända villapannorna med liten eller ingen ackumulatortank som ger det största bidraget, knappt 20 ton/år, medan lokaleldstäderna uppskattas emittera knappt 2 ton per år.

Vid två fasta mätstationer, en i centrum (Konsert huset) och en i ett bostadsområde (Teleborg), mättes halterna av partikulära och gasformiga ämnen under december 2002 till och med februari 2003. Mätplatsen vid Teleborg valdes för att se eventuell påverkan från lokala utsläpp p g a eldning i braskaminer och den centrala platsen dominerades av vägtrafikens påverkan.

Generellt kan man konstatera att det är mycket små skillnader mellan PM10 halterna i Växjö tätort och bakgrundshalterna. Medelvärde för den närmast belägna bakgrundsstationen (Aneboda) var $13.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och i Växjö tätort uppmättes 16. respektive $18.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid Teleborg respektive Konsert huset. Den lokala vägtrafiken i centrala Växjö ger alltså större påverkan på PM10 halterna jämfört med eventuell vedeldning i braskaminerna.

Mätningarna av antalet partiklar i Teleborg indikerar ungefär dubbelt så höga halter under de kalla perioderna ($< -5^\circ\text{C}$) jämfört med varma. Detta kan bero på ökade utsläpp på grund av vedeldning, men det kan också bero på högre halter p g a stabilare väderleksförhållanden. Mätningar i centrala Stockholm visar att partikelantalet efter avgasutsläppen ökar då temperaturen sjunker, troligen beroende på kondensation av oförbrända kolväten på mycket små partiklar, som då växer sig tillräckligt stora för att detekteras av instrumenten.

Vad gäller halterna av lösligt partikelbundet kalium var de lika höga halter vid Konsert huset som Teleborg. I Lycksele noterades att kalium var en utmärkt markör för utsläppen från vedeldning. Men i Växjö samvarierade kaliumhalterna med spårämnen för jordstoft (t ex titan), vilket indikerar att vedeldningen i Växjö bidrar väldigt lite till partikelhalterna. Detta är ju också i överensstämmelse med resultaten för PM10 som indikerar att intransporten är viktigast och att av de lokala källorna står vägtrafiken för huvuddelen.

Mätningarna av levoglukosan, ett spårämne för biobränsleförbränning, visade att vedeldning också förekommit i Teleborg. Levoglukosanhaltarna varierade mellan 20 och $580 \text{ ng}/\text{m}^3$ och var dubbelt så höga i Teleborg jämfört med vid Konsert huset. Betydligt högre halter uppmättes i Lycksele, upp till $2500 \text{ ng}/\text{m}^3$. Haltarna var inte tydligt antikorrelerade med temperaturen.

Butadienhalterna var högre vid Konsert huset, vilket understryker trafikens betydelse för utsläppen, men samtidigt inte betyder att biobränsleförbränningen kan vara betydelsefull källa. Samma sak kan sägas om PAH halterna, som var högre vid Konsert huset.

Halterna av flyktiga aromatiska kolväten, bensen, toluen, etylbensen, m,p-xylen samt o-xylen var alla högre i centrum vid konsert huset jämfört med Teleborg. Kvoten toluen/bensen, som i Lycksele kunde användas som en indikation på vedeldning, indikerar relativt stort inflytande av trafikavgaser. Bensenhalterna (10 jan – 5 mars, 2003) var $2.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid konsert huset och $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i bostadsområdet Teleborg, dvs klart under normen för 2010, som dock är ett årsmedelvärde ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Medelvärdet av benso[a]pyren var $0.46 \text{ ng}/\text{m}^3$ respektive $0.38 \text{ ng}/\text{m}^3$ vid konsert huset respektive i Teleborg. Dvs högst halter i den trafikdominerade miljön. Föreslaget målvärde som årsmedelvärde i 4:e dotterdirektivet är $1 \text{ ng}/\text{m}^3$. Värdena för Växjö avser dock endast januari och

februari, men man kan förvänta sig att årsmedelvärdet inte kommer att ligga speciellt långt från de som uppmätts under denna period. De totala PAH halterna varierade från ca 5 ng/m³ till ca 80 ng/m³. Dessa domineras av de mest lättflyktiga, naftalenerna och fenantren.

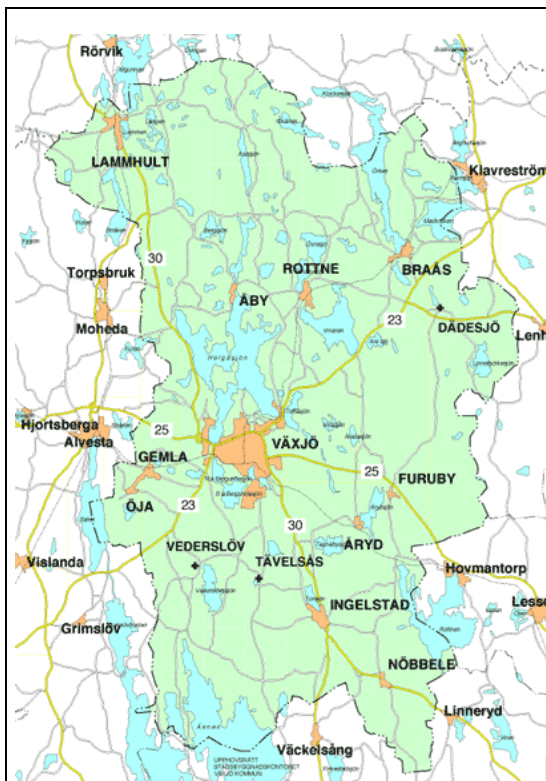
Spridningsberäkningar har genomförts för mätperioden på knappt tre månader. Beräkningarna begränsar sig till förbränningspartiklar och genom att väga samman mätningar och beräkningar har även detaljerade data tagits fram för hälsostudier. Dessa innefattar dygnsmedelvärden av PM10. Beräknade halter inklusive bakgrundsbidrag underskattar något uppmätta halter. För Teleborg är avvikelsen ca 7% och för Konserthuset ca 16%. Orsaken är osäkerheter i såväl modellberäkningar som mätdata samt analysen av bakgrundshalter. Av tabellen nedan framgår att vid mätplatserna Teleborg och Konserthuset domineras PM10 halterna av haltbidrag från bakgrundsluft. För Teleborg beräknas bakgrunden svara för ca 85% av uppmätta halter. Motsvarande värde för Konserthuset uppskattas till ca 64%. Bidragen från övriga källor i Växjö är relativt små, fransett vägtrafiken som beräknas bidra med ca 15% vid Konserthuset. Bidraget från icke miljögodkända pannor beräknas till ca 3% vid Konserthuset och ca 1% vid Teleborg.

3. Om 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 bibränslen och effektiviseringar. I tätorten finns ett bibränsleeldat kraftvärmeverk. Den ökade användningen av bibränslen 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 sk kartläggningsprojektet som innebar mätningar av PM₁₀ och PM_{2.5} i ett bostadsområde i tätorten (bostadsområdet Norr) (Areskoug et al., 2001).



Figur 1. Växjö kommun.



Figur 2. Växjö tätort

4. Mätperioder, ämnen och mätmetoder

Mätkampanjen genomfördes under december 2002 – mars 2003 i Växjö.

Finns även data på PM10 från kartläggningsprojektet 2000 – 2001. Vad gäller ämnen och mätmetoder har de beskrivits i detalj i den tidigare rapporten.

5. Mätplatser i Växjö

Mätningarna av luftföroreningar genomfördes vid två fasta och två tillfälliga platser i Växjö tätort. Figur 3. De mer detaljerade meteorologiska mätningarna genomfördes vid Tekniska förvaltningen. Dessutom har data från SMHI's automatiska mätstation öster om Teleborg utnyttjats.

5.1 Fasta mätplatser

Teaterparken ligger mitt i Växjö, vid konserthuset. I centrala Växjö förekommer ingen vedeldning.

Teleborg är ett bostadsområde med enskilda villor byggda på 70-talet. Alla värms med direktel, men många har braskaminer. Området ligger väster om Södra Bergundasjön, så att vid västliga vindar finns i stort sett inga andra lokala källor mer än vägtrafiken på Torparvägen.

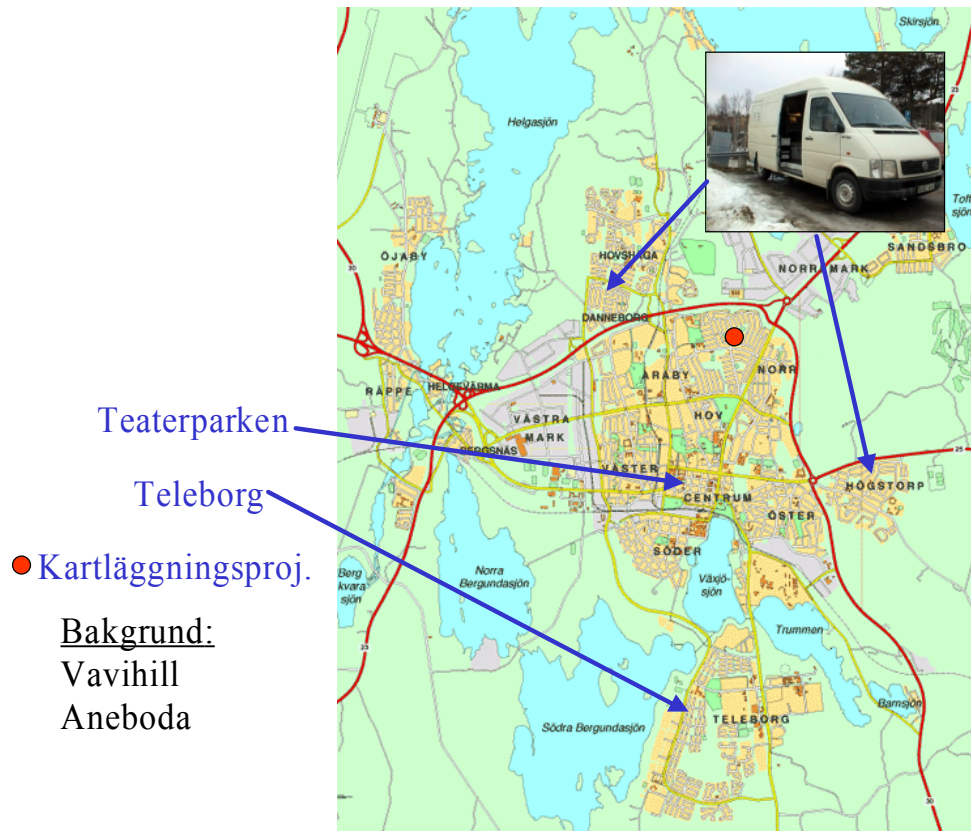
5.2 Tillfälliga platser

Daneborg är ett bostadsområde med både gamla och nya pannor. Det ligger norr om ringen och bör ha relativt litet trafikbidrag (med grönområde och Helgasjön i väster).

Högstorp öster om centrala Växjö och de mest trafikerade Kalmarvägen/Ronnebyvägen ligger nära ligger. I området finns både gamla och nya pannor. Trafikpåverkan kan bli betydande.

5.3 Bakgrund

Som bakgrundsstationer används Aneboda och Vavihill. Aneboda är beläget fågelvägen 28 km nordväst om Växjö. Området utgör nordöstra spetsen av det cirka 1060 ha stora naturreservatet Fiolenområdet, som bildades år 2001 (se <http://info1.ma.slu.se/IM/IM.html>). Vavihill ligger i Svalövs kommun i nordvästra Skåne.



Figur 3. Mäplatser i Växjö.



Figur 4. Den tillfälliga meteorologiska stationen vid Tekniska förvaltningen vid Söderleden i Växjö.

6. Mätresultat från Växjö

PM10 värdena som presenteras baserade på mätningar med TEOM instrument är okorrigerade för eventuella avdunstningsförluster.

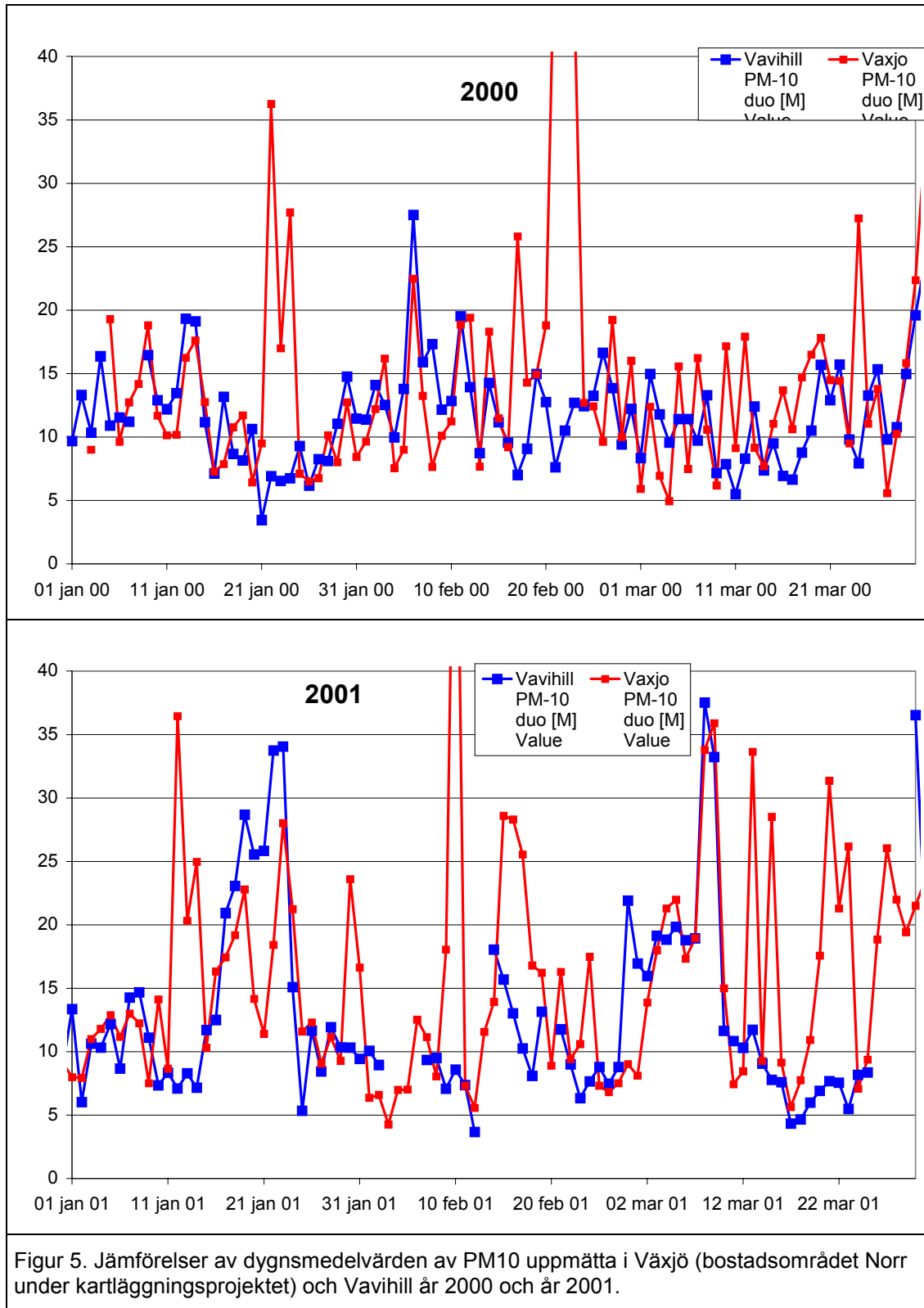
6.1 PM10 under år 2000 och 2001

I samband med kartläggningsprojektet (Areskoug et al., 2001) genomfördes mätningar i Växjö i bostadsområdet Norr i Växjö tätort (se karta ovan). Denna mätplats ligger i nordöstra delen av tätorten och i bostadsområdet finns en del äldre vedpannor som kan ha viss inverkan på de lokala PM10 halterna.

Figur 5 visar dygnsmedelvärden under januari – mars år 2000 och 2001, ungefär samma period som BHM projektet genomfördes i Växjö år 2003. Av figurerna framgår att halterna i Växjö inte skiljer sig särskilt mycket från halterna vid Vahill (bakgrundsstation i Skåne). Medelvärdet för perioden januari – mars år 200 i Vavihill var $11.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och i Växjö var medelvärdet $14.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för samma period. Motsvarande värden för 2001 var $13.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Vavihill och $16.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Växjö.

För PM2.5 var de genomsnittliga halterna till och med något lägre i Växjö jämfört med Vavihill. År 2000 var PM2.5 halterna vid Vavihill $9.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ jämfört med $7.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Växjö och år 2001 var halterna 10.7 respektive $9.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Detta kan hänga samman med att bakgrundsbidraget till halterna i Sverige sjunker från södra till norra Sverige så att bakgrundshalterna i höjd med Växjö är lägre än de som mäts upp vid Vavihill i Skåne.

Som framgår Figur 5 är det under enstaka dygn under perioderna som halterna i Växjö ökar kraftigt på grund av lokala utsläpp. Detta inträffar endast under några få dygn varje månad, men bidrar till att medelnivåerna i Växjö är aningen förhöjda jämfört med bakgrundshalterna.



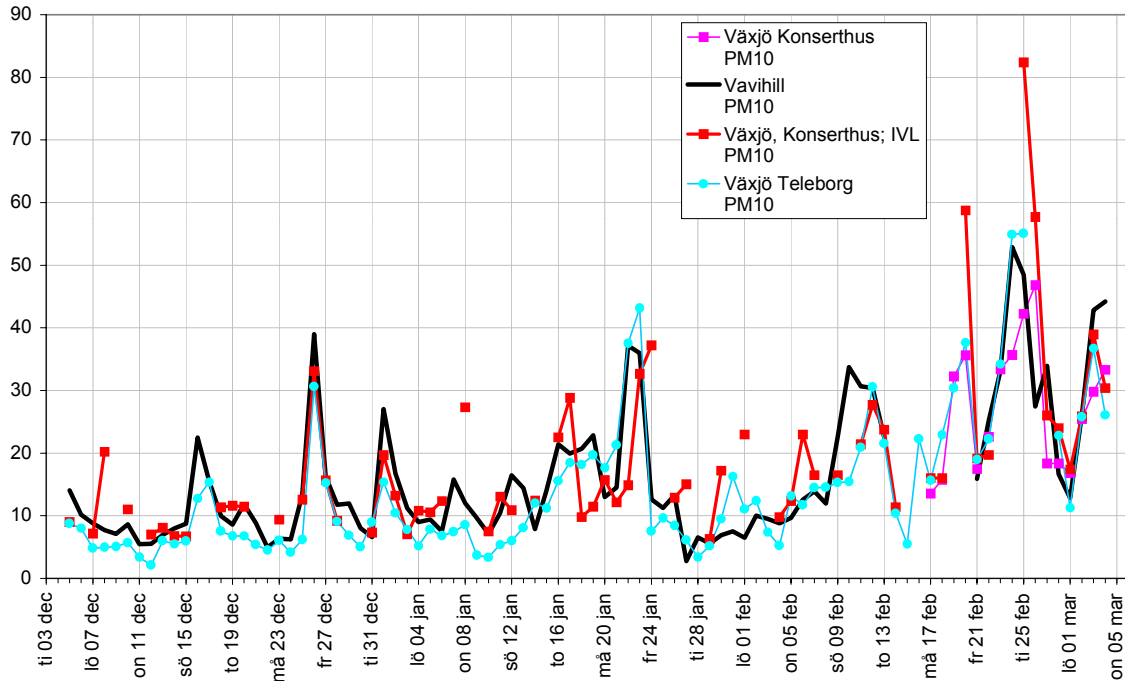
6.2 PM10 under BHM kampanjen

Av Figur 6 framgår halterna av PM10 i Växjö (Teleborg och konserthuset) och Vavihill. Mätningar vid konserthuset genomfördes dels av IVL med filtermetod dels av ITM med TEOM. Generellt kan man konstatera att det är mycket små skillnader mellan halterna i Växjö tätort och bakgrundsstationerna (Aneboda och Vavihill). Under flera dygn är till och med halterna vid bakgrundsstationen i Vavihill högre än i Växjö. Detta är inte så konstigt utan hänger samman med att bakgrundshalterna sjunker successivt från söder till norr i Sverige. Medelhalterna av PM10 halveras, från 16 till 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, om man jämför Skåne (Vavihill) och Södermanland (Aspvreten) under perioden december 2002 t om 4 mars 2003 (Tabell 1; se även Figur 7).

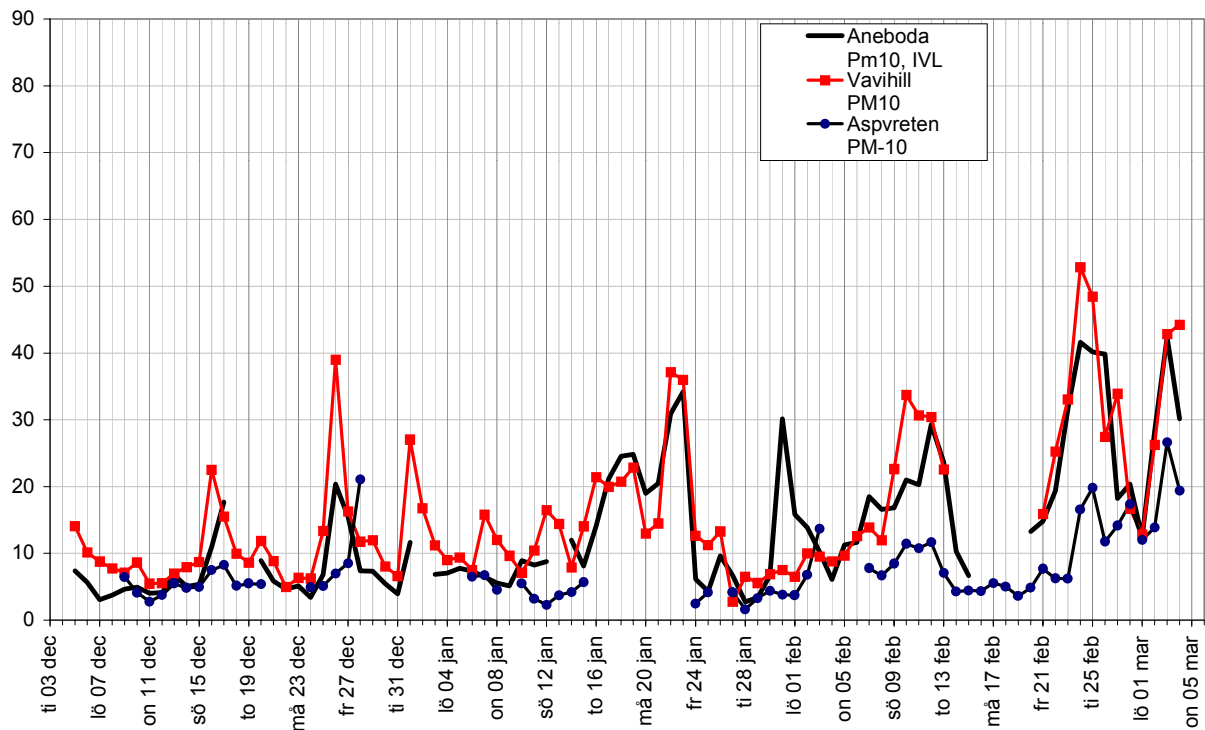
För PM2.5 blir bakgrunden ännu mer betydelsefull jämfört med det lokala halttillskottet. Under kartläggningsprojektet (Areskoug m fl., 2000) konstaterades att PM2.5 halterna är väsentligt högre i Vavihill jämfört med i bostadsområdet Norr i Växjö.

Tabell 1. PM10 halter i Växjö tätort och vid bakgrundsstationerna Aneboda (Småland) och Vavihill (Skåne).

Period	Vavihill LU	Aneboda IVL	Aspvreten ITM	Växjö Konserthuset IVL	Växjö Teleborg ITM	Växjö Norr, ITM kartläggningsproj .
Årsmedelvärde 2000	13.3					13.1
Årsmedelvärde 2001	13.3					13.8 (endast jan- jun 2001)
5 december 2001 - 4 mars 2001	13.3					13.6
5 december 2002 - 4 mars 2003	16.1	13.8	7.6	18.7	16.1	-



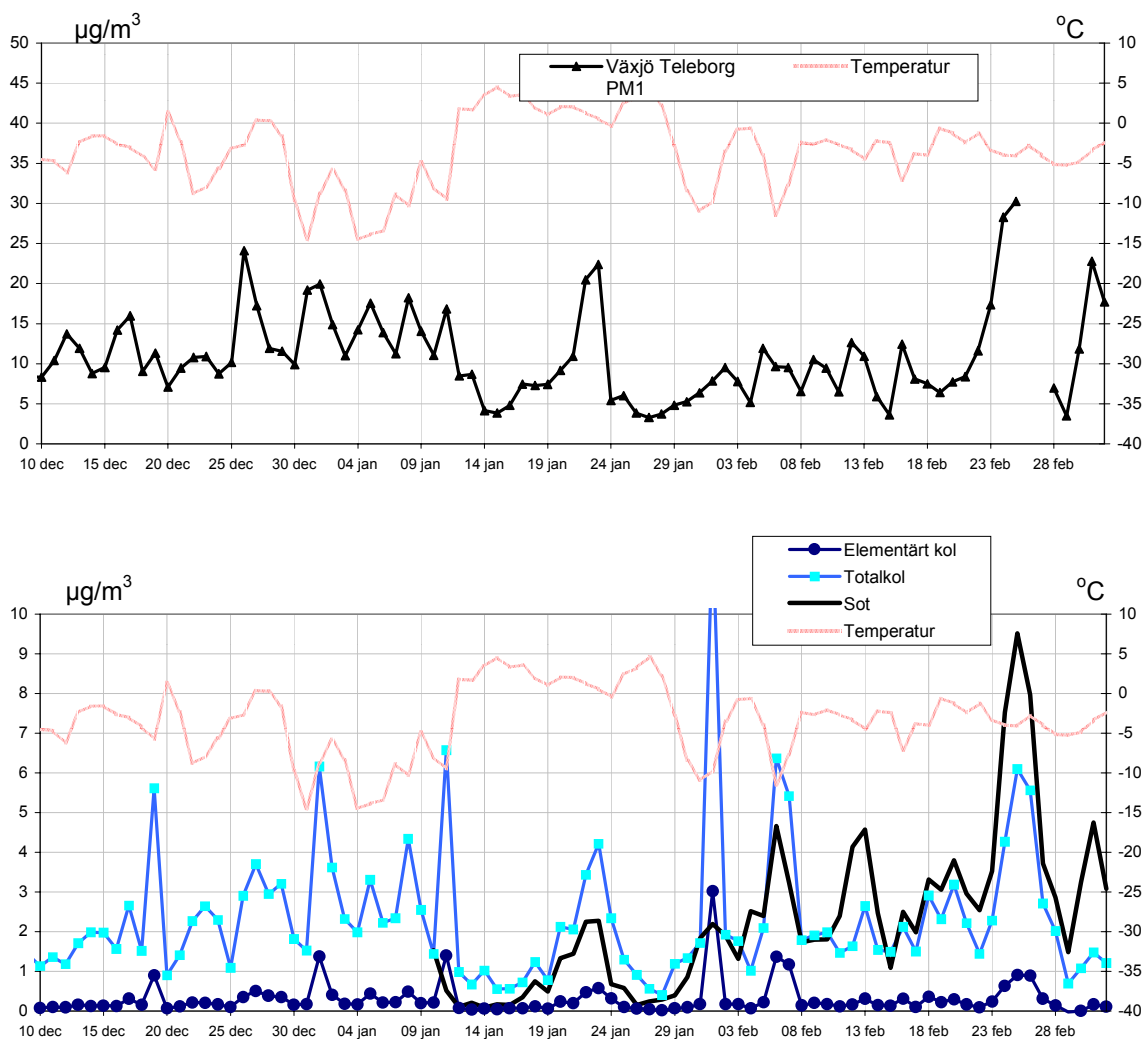
Figur 6. PM10 halter i Växjö (Teleborg och konserthuset) och Vavihill. Mätningar vid konserthuset genomfördes dels av IVL med filtermetod dels av ITM med TEOM.



Figur 7. Dagensmedelvärden av PM10 halterna vid tre bakgrundsstationer; Vavihill (Skåne, TEOM, LU), Aneboda (Småland, filter, IVL) och Aspvreten (Södermanland, TEOM, ITM)

6.3 PM1, sot, elementärt och organiskt kol

Figur 8 visar dygnsmedelvärdena av halterna av PM1, elementärt kol, totalkol och sot. I båda graferna visas även dygnsmedeltemperaturen. Elementärt kol och totalkol har mätts med termisk metod (ACPM) och sothalterna är mätt som ljusabsorption (med absorptionskoefficienten 10 g/m²). Av figurerna framgår att det finns tydlig samvariation mellan sothalterna och totalkolhalterna. Under de riktigt kalla dygnen 30 januari – 2 februari samt 6 – 7 februari, med dygnsmedeltemperaturer ner till ca -10°C, syns också höga sot och kolhalter, men inte speciellt höga PM1 halter. Däremot sammanfaller topparna i PM1 och kolhalterna vid flera tillfällen, t ex den 20 – 25 januari samt flera dygn i december 2002.



Figur 8. Dygnsmedelvärden av PM1 (övre grafen), totalkol och elementärt kol vid Teleborg i Växjö 10 december 2002 – 4 mars 2003. Den tunna röda linjen visar dygnsmedeltemperaturen.

6.4 Elementärt kol (Black Carbon) i $PM_{2,5}$ och PM_{10} .

Elementärt kol eller "black carbon" (BC) har under senare år varit föremål för ett ökande intresse i forskarsamhället. Detta beror huvudsakligen på två saker: De svarta små partiklarna har förmåga att både sprida och absorbera solljus och kan därför påverka jordens strålningsbalans och därmed klimatet. Den andra orsaken är att kolpartiklar har förmåga att binda farliga kemiska ämnen och därför utgör en hälsorisk.

Inom BHM-projektet, och med stöd av tidigare arbeten, har vi konstaterat att när BC-koncentrationen införs som en variabel i källanalys av $PM_{2,5}$ partiklar så utgör den en betydelsefull komponent i bidraget från såväl biomassaförbränning som i fordonsavgaser. Vid mätningar med flerstegsimpaktorn finns en trend mot ökande svärta vid minskande partikelstrolek på samma sätt som gäller för koncentrationerna av grundämnena K, Zn, S, Br och Pb. Detta innebär att BC är en viktig markör för såväl biomassaförbränning som för fordonsavgaser.

Flera studier har visat att den relativa BC-andelen av partikelmassan för $PM_{2,5}$ i tätortsluft håller sig runt 10%, såvida man inte mäter i närheten av en verksamhet som alstrar mycket BC.

I Tabell 2 redovisas resultaten från mätningarna av andelen BC av totala partikelmassan samt också absolutnivån (angiven i $\mu\text{g}/\text{m}^3$) i Lycksele och Växjö. Av tabellen framgår att BC-koncentrationen i de grova partiklarna, $PM_{2,5-10}$, är en mycket liten andel av den totala massan, en procent eller mindre. I $PM_{2,5}$ däremot är BC-andelen ca 10% av massan i såväl Växjö som Lycksele i god överensstämmelse med observationer i andra städer.

Vi drar därför slutsatsen att det är de minsta partiklarna som är av störst betydelse för BC-koncentrationen i luften, och att det är angeläget att mäta black carbon i storlekssegregerade partiklar och inte i allmänna termer som "sot". Det är också värt att lägga märke till den sista referensen i Tabell 2, där BC-koncentrationen i luft vid Mace Head på Irland uppges till mellan 4 och 6 % av massan för partiklar som är mindre än 710 nm. Mace Head på Irlands västkust är till skillnad från flera av de andra orterna i tabellen ett utomordentligt rent område, men det påverkas i denna studie av luft från Europeiska kontinenten, Storbritannien och andra delar av Irland.

Man kan också konstatera att såväl BC som massan (M) i de studier som ingår i tabellens data har mätts med sinsemellan olika metoder, men att resultaten ändå ger samma trend.

Tabell 2. Jämförelse mellan absoluta och relativa koncentrationer av black carbon (BC; i $\mu\text{g}/\text{m}^3$) mellan uppmätta data från Lycksele och Växjö med data från andra undersökningar. (d_a =aerodynamisk diameter, d_g =geometrisk diameter, DL=detektionsgränsen, M= partikelmassa).

Plats	BC/M	BC-konc	Partikelstorlek	Referens/kommentar
	%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	μm	
<u>PM2.5Svenskatätorter</u>				
Lycksele. Norrmalm	10	0.65	$d_a < 2.5$	ULTRA.ITM
Växjö. Konserthuset	9.7	1	$d_a < 2.5$	ULTRA.ITM
Göteborg	13	0.9	$d_a < 2.5$	a)Centrum
<u>PM2.5Tätorter i andra länder</u>				
Riga Centrum. Lettland	16.7	2.4	$d_a < 2.5$	ULTRA.b)
Helsingfors. Nära kolkraftverk	19	1.4	$d_a < 2.5$	c)
Khartoum. Centrum.Sudan	*	3	$d_a < 2.5$	ULTRA.d)
DarEsSalaam. Centrum.Tanzania	*	4.2	$d_a < 2.5$	e)
Bangkok. Ytterområde. Thailand	10	2.1	$d_a < 2.5$	pågåendeprojekt.HB
Beijing. Kina	7.5	10.3	$d_a < 2.5$	f)
Serowe. Botswana	9.5	0.96	$d_a < 2.5$	a)
Paris. Trafikled	43	14.8	$d_a < 2.5$	g)
<u>PM2.5-10;Svenskatätorter</u>				
Lycksele. Norrmalm	DL	DL	$2.5 < d_a < 10$	ULTRA
Växjö. Konserthuset	<0.8	<0.07	$2.5 < d_a < 10$	ULTRA.ITM
Göteborg. Centrum	0.1	0.01	$2.5 < d_a < 10$	a)
<u>PMvarierande:Orteriandra länder</u>				
RigaCentrum. Lettland	1.4	0.14	$2.5 < d_a < 10$	ULTRA.b)
Khartoum. Centrum.Sudan	*	0.3	$2.5 < d_a < 10$	ULTRA.d)
DarEsSalaam. Centrum.Tanzania	*	0.4	$2.5 < d_a < 10$	e)
Serowe. Botswana	0.2	0.03	$2.5 < d_a < 10$	a)
Gaborone. Botswana	1.4	1.3	$d_a < 10$	h)
NorraFinland	0.64	*	$d_a < 10$	i)
CentralaFinland	1.3-2.4	*	$d_a < 10$	j)
Uji. Japan	14.4	4.9		k)
Wien	9.8	5	Ej angiven	k)
MaceHead. Irland	4.1-6.2	0.24-0.77	$d_g < 0.71$	l)

* data saknas

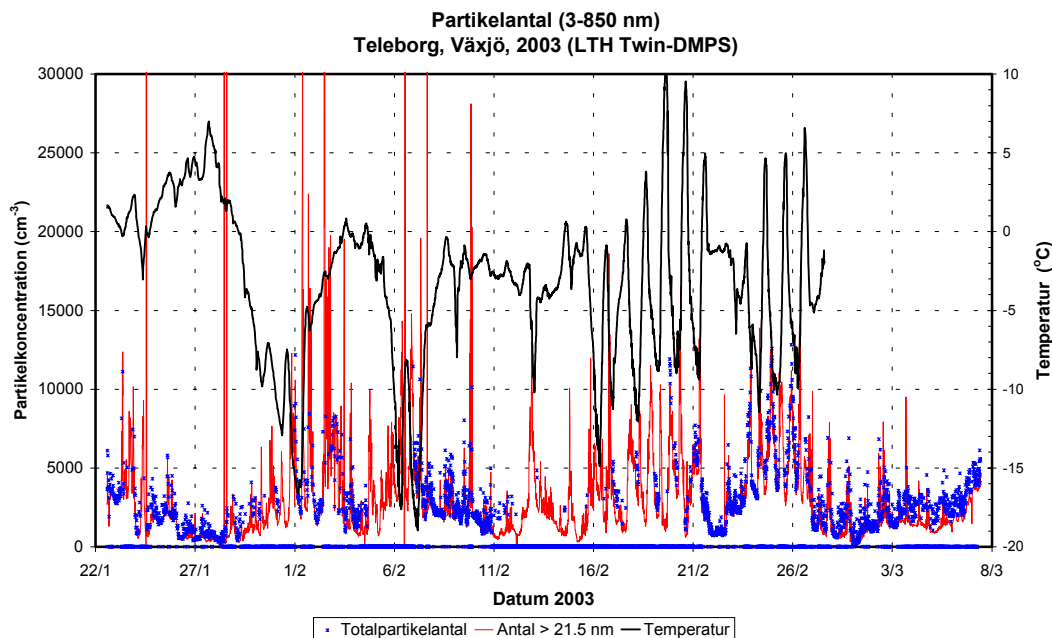
Referenser till Tabell 2

- a) Moloji K., Chimidza S., Selin Lindgren E., Viksna A., Standzenieks P., 2002. Black carbon, mass and elemental measurements of airborne particles in the village of Serowe, Botswana. *Atmospheric Environment*, 36, 2447-2457.
- b) Viksna A., Selin Lindgren E., Standzenieks P., Jacobsson J., 2003. EDXRF and TXRF analysis of elemental size distributions of airborne particles in the city of Riga, Latvia. *Accepterat för publicering i X-Ray Spectrometry*, 2004.
- c) Pakkanen, T.A., Kerminen, V-M., Ojanen, CH., Hillamo, RE., Aarnio, P., Koskentalo, T., 2000. Atmospheric black carbon in Helsinki. *Atmospheric Environment* 34, 1497-1506.
- d) El-Tahir H, Selin Lindgren E, Habbani F., 2003. Elemental Characterization of Airborne Particles in the Khartoum Area. *Accepterat för publicering i X-Ray Spectrometry*, 2004.
- e) Bennet C, Jonsson P, Selin Lindgren E., 2003 Concentrations and sources of trace elements in particulate air pollution, Dar Es Salaam, Tanzania, studied by EDXRF techniques. *Accepterat för publicering i X-Ray Spectrometry*, 2004.
- f) He, K., Yang, F., Ma, Y., Zhang, Q., Yao, X., Chan, C.K., Cadle, S., Chan, T., Mulawa, P., 2001. The characteristics of PM_{2.5} in Beijing, China. *Atmospheric Environment* 35, 4959-4970.
- g) Ruellan, S., Cachier, H., 2001. Characterisation of fresh particulate vehicular exhausts near a Paris high flow road. *Atmospheric Environment*, 35, 453-468.
- h) Moloji, K., 2001. Doktorsavhandling, Göteborgs Universitet
- i) Raunemaa, T., Kuusalo, K., Ålander, T., Mirne, A., Tamm, E., 1996. Age estimation of atmospheric black carbon over Finland from combined aerosol size distribution and radon progeny measurements, *Journal of Aerosol Science* 27, 455-465.
- j) Raunemaa, T., Kikas, U., Bernotas, T., 1994. Observation of submicron aerosol, black carbon and visibility degradation in a remote area at temperature range from -24 to 20°C. *Atmospheric Environment* 28, 865-871.
- k) Hitzenberger, R., Tohno, S., 2001. Comparison of black carbon (BC) aerosols in two urban areas – concentrations and size distributions. *Atmospheric Environment* 35, 2153-2167.
- l) Jennings, S.G., Geever, M., McGovern, F.M., Francis, J., Spain, T.G., Donaghy, T., 1997. Microphysical and physico-chemical characterisation of atmospheric marine and continental aerosols at Mace Head, *Atmospheric Environment* 31, 2795-2808.

6.5 Partikelantal/storleksfördelning Hygroskopiska egenskaper

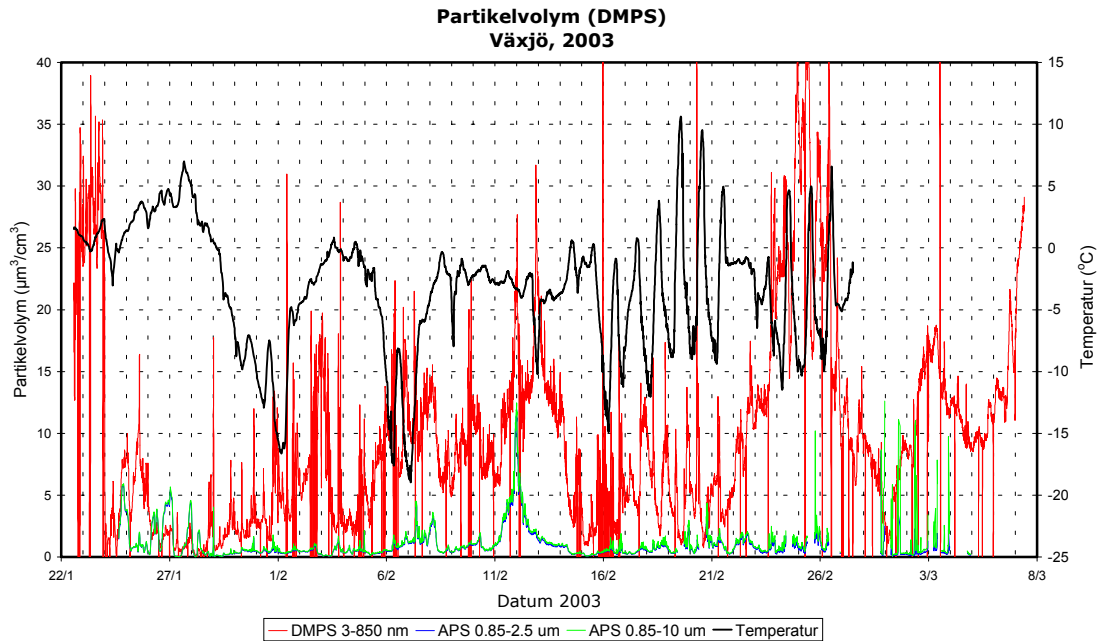
Under Växjökampanjen 2003 mättes storleksfördelningar för (torra) partiklar i storleksintervallet 3-850 nm med en tidsupplösning på 10 minuter (22/1-7/3 2003) vid den fasta mätstationen i Teleborg. Den övervägande andelen partiklar återfinns i detta intervall, i regel >99% av totala antalet partiklar.

Totalantalet partiklar varierade kraftigt under mätperioden (Figur 9). En stor del av tiden låg partikelkoncentrationerna inte nämnvärt högre än bakgrundshalterna i södra Sverige (1000-3000 cm^{-3}). Överlagrat denna bakgrund tillkommer ett bidrag från lokala källor.



Figur 9. Totalantalet partiklar, Teleborg, Växjö 2003 (LTH).

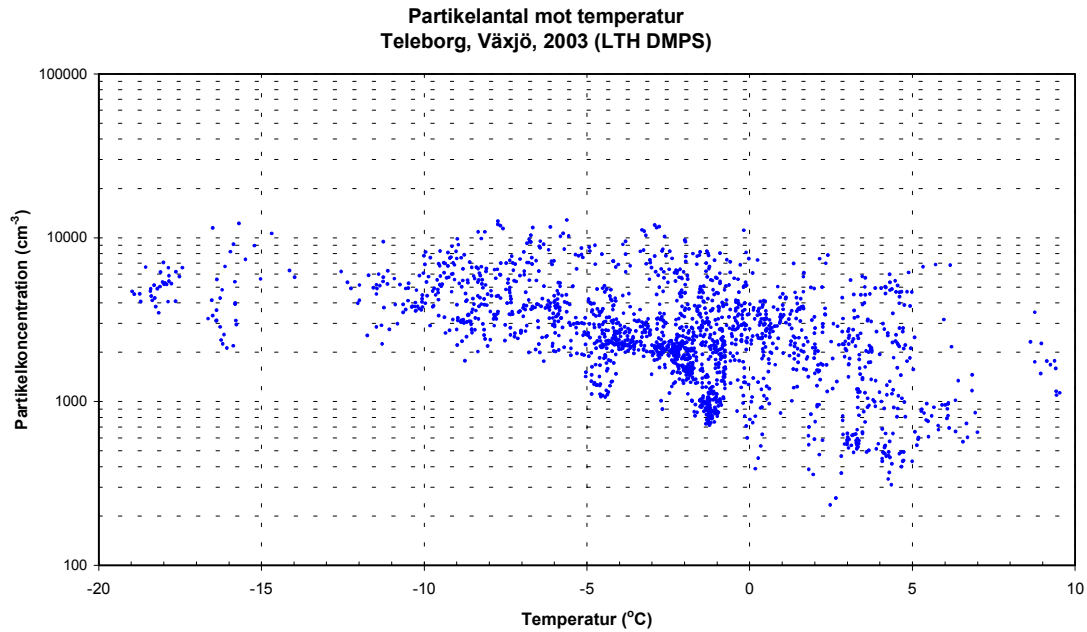
Med antagandet att partiklarna är sfäriska och har densiteten 1 g/cm^3 , kan partikelstorleksfördelningarna uppmätta med DMPS- och APS-instrumenten omvandlas till partikelmassa. Den på så sätt beräknade massan för partiklarna $< 0.85 \mu\text{m}$ (DMPS), $\text{PM}_{2.5}$ (DMPS+APS upp till $2.5 \mu\text{m}$) och PM_{10} (DMPS+APS upp till $10 \mu\text{m}$), kan därefter jämföras med den partikelmassa som uppmättes med TEOM-instrumentet (Figur 7). Antagandena rörande form och densitet är inte nödvändigtvis helt korrekta, men omräkningen ger ändå en bra bild över samstämmigheten mellan tre helt oberoende mätningar (DMPS-APS-TEOM).



Figur 10. Beräknad (från DMPS) partikelmassa, Teleborg, Växjö 2003. Med partikeldensiteten 1 g/cm^3 motsvarar volymen $1 \text{ µm}^2/\text{cm}^3$ massan 1 µg/cm^3 .

Figur 10 visar de på så sätt beräknade halterna av PM_{0.85}, PM_{2.5} och PM₁₀ för perioden 22/1 – 7/3 2003. Tidsupplösningen på dessa PM-uppskattningar är 10 minuter. Den största partikelmassan återfinns för partiklarna < 0.85 µm, medan de grova partiklarna i storleksintervallet mellan 2.5-10 µm inte verkar bidra nämnvärt till partikelmassan i Teleborg. De episoder med förhöjda PM-halter som observerade med TEOM och filtermätningarna syns tydligt även i DMPS-mätningarna (22-23/1, 11-13/2, 23-26/2). De höga PM₁₀-halter som observerades med TEOM och filtermätningarna 20/1 2003 verkar bero på kraftigt förhöjda halter under ca 1½ timme med start 07.20. DMPS-instrumentetets höga tidsupplösning (10 min) ger denna högupplösta information som annars inte är lätt att åstadkomma med gravimetriska filtermätningar.

Variationen i partikelhalterna beror på **aktivitetsgraden** (d.v.s. om det skulle vara vedeldning beroende på hur mycket ved som eldas och trafikarbetet om det är vägtrafikens utsläpp som), **utspädningsfaktorn** i utomhusluften, och till viss del även **vindriktningen** (källornas placering i förhållande till mätplatsen). Aktivitetsgraden vad gäller utsläpp från vedeldning beror i sin tur på värmebehovet som styrs av **yttertemperaturen**. Men för vedeldningen i Teleborg är kopplingen till värmebehov troligen liten eftersom husen i området är eluppvärmda och många eldar troligen i sina braskaminer mera för trivsel än för att täcka en väsentlig del av värmebehovet. Figur 11 visar sambandet mellan partikelantal och yttertemperatur, och visar att de högsta partikelhalterna i regel uppkommer vid de låga temperaturerna (< ca -5 °C). Spridningen i halter för en given temperatur är dock stor, p.g.a. de övriga faktorernas inverkan. Sambandet mellan temperatur och partikelantal är snarlikt det som observerades i Lycksele 2002, men antalskoncentrationerna i Växjö överskrider sällan 10^4 cm^{-3} , troligtvis tack vare bättre utspädning och lägre utsläpp.

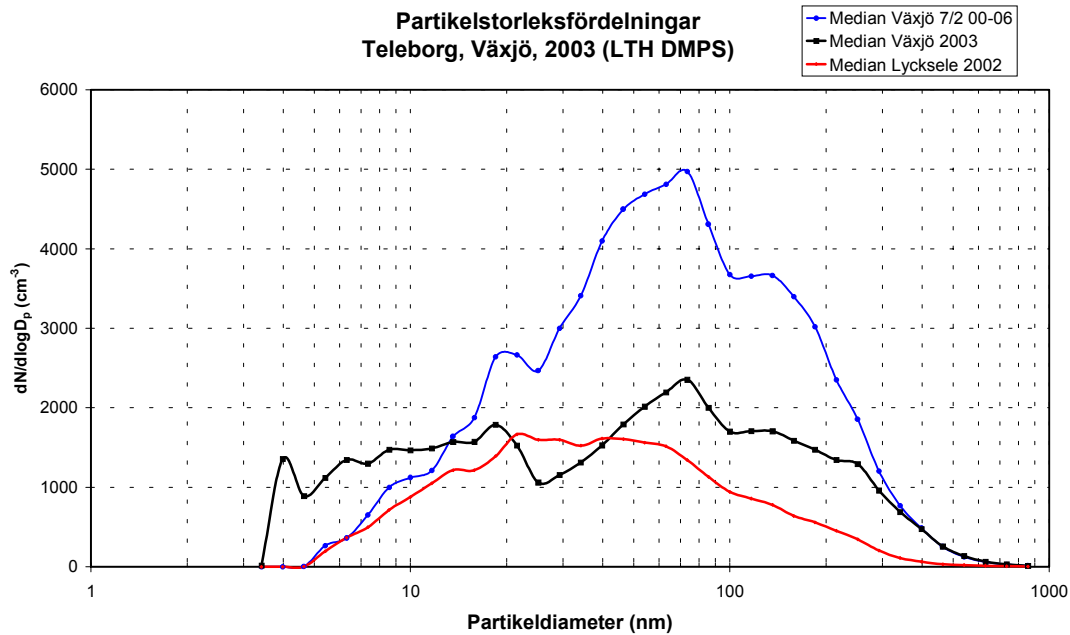


Figur 11. Partikelhalterna beror av yttertemperaturen och därmed vedeldningsaktiviteten.

En jämförelse (Tabell 3) mellan partikelkoncentrationerna uppmätta i Forsdala (Lycksele) 2002 och Teleborg (Växjö) 2003 visar på snarlika **antals**-koncentrationer sett över hela perioden (från januari till början av mars). Både partikelytan och partikelmassan är dock större i Växjö jämfört med Lycksele, vilket förklaras med att den långdistanstransporterade bakgrunds aerosolen har en stark inverkan på halterna i den sydliga orten.

Tabell 3. Jämförelse mellan partikelkoncentrationer uppmätta med LTHs DMPS-instrument (3-858 nm) i Forsdala (Lycksele) 2002 och Teleborg (Växjö) 2003. Gränsen mellan varm och kall period sattes till -10 °C för Lycksele 2002 och -5 °C för Växjö 2003.

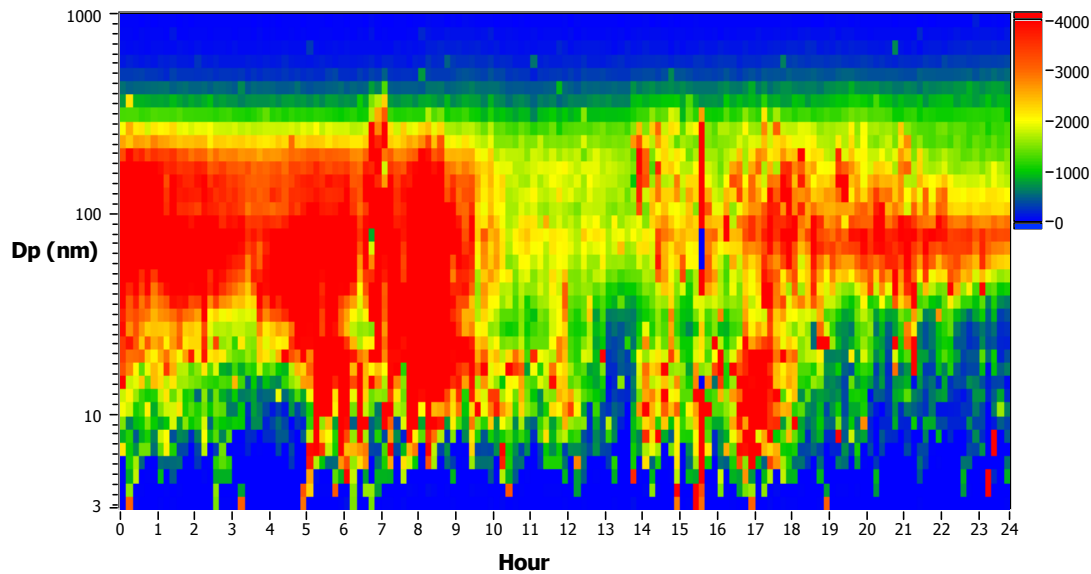
	Forsdala, Lycksele 2002			Teleborg, Växjö, 2003		
	Antal (cm ⁻³)	Yta (µm ² /cm ³)	Volym (µm ³ /cm ³)	Antal (cm ⁻³)	Yta (µm ² /cm ³)	Volym (µm ³ /cm ³)
Hela period	4910	120	4.7	5083	201	10.2
Kall period	8700	225	8.7	8130	276	12.5
Varm period	2880	63	2.6	4706	170	8.8



Figur 12. Medianstorleksfördelningar för Teleborg (Växjö) 2003 jämfört med Forsdala (Lycksele) 2002. Även fördelningen under Växjökampanjens kallaste natt visas (7/2 2003 kl 00-06, <-16 °C).

Figur 12 visar medianstorleksfördelningarna för hela mätperioderna i Teleborg (Växjö) 2003 och i Forsdala (Lycksele) 2002. Som jämförelse visas även en fördelning uppmätt under Växjökampanjens kallaste natt 7/2 2003 kl. 00-06 då temperaturen varierade mellan -16 och -19 °C. Denna storleksfördelning är typisk för vedeldning och mycket snarlik de som observerades under kalla nätter i Lycksele. Växjö-fördelningen avviker framför allt för partikelstorlekar > 100 nm, där bakgrundens bidrag visar sig tydligast (väldefinierad ackumuleringsmod). Liksom i Lycksele bidrar trafiken till partiklar i storleksintervallet 10-30 nm, främst under dagtid.

Under kalla dygn följer dygnsvariationen i storleksfördelningen samma mönster som i Forsdala, Lycksele, med högre koncentrationer under de kalla nätterna och renare luft under de varmare dagarna då omblandningen är bättre och eldningsaktiviteten i de lokala eldstäderna lägre. Detta mönster syns tydligt i Figur 13 (7/2 2003) och i Figur 10 för de kalla dygnen.

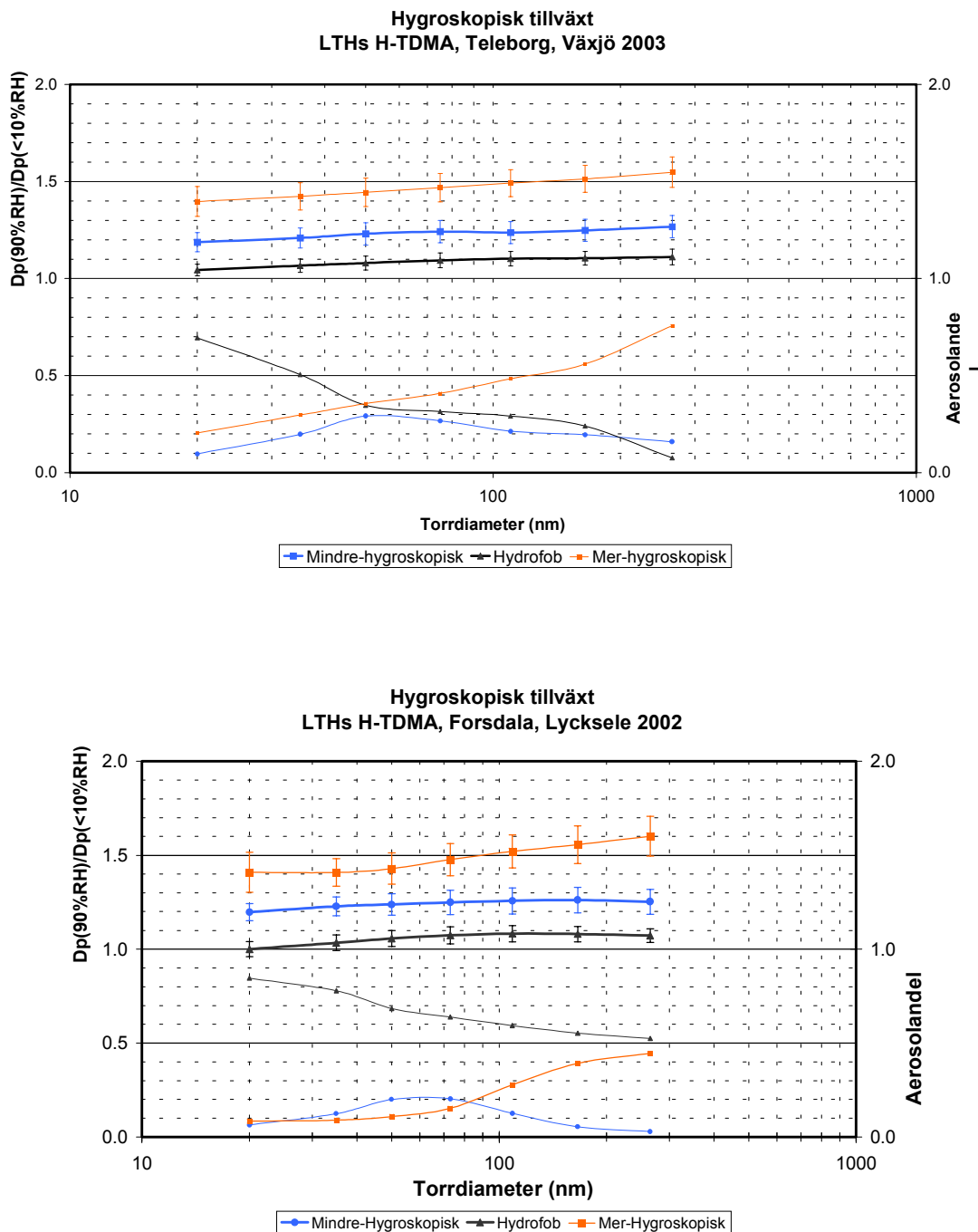


Figur 13. Partikelstorleksfördelningar i Teleborg under den kallaste natten 7/2 2003, då temperaturen varierade mellan $-16\text{ }^{\circ}\text{C}$ och $-19\text{ }^{\circ}\text{C}$ (kl. 00-06). Färgskalan anger antalskoncentrationen i dN/dlogD_p (cm^{-3}).

6.6 Hygroskopiska egenskaper

Under Växjökampanjen 2003 mättes 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 14 visar den hygroskopiska tillväxten medelvärdesbildat över hela mätperioden.

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. 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%.



Figur 14. Partiklarnas hygroskopiska egenskaper uppmätta med LTHs H-TDMA i Teleborg, Växjö, 2003 och i Forsdala, Lycksele 2002. Värderna > 1 visar hygroskopisk diameter tillväxt (kvoten mellan diameter vid r.f.=90% och torr), medan värderna < 1 visar andelen av partiklar med respektive tillväxtfaktor.

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.

Förbränningsprocesser ger ofta upphov till hydrofoba partiklar, framför allt om förbränningen är ofullständig och genererar mycket sotpartiklar. 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.

De hygroskopiska *tillväxtfaktorerna* är snarlika vid en jämförelse mellan H-TDMA-data från Växjö och Lycksele. Däremot är en lägre *andel* av partiklarna hydrofoba partiklar i Växjö, och en högre andel mer-hygroskopiska partiklar. Detta ger ett direkt mått på att Växjö har en relativt sett större inverkan från långdistanstransporterade luftföroreningar än i Lycksele. Om man gör antagandet att samtliga mer-hygroskopiska partiklar härrör från långdistanstransport så kan man med hjälp av H-TDMA-data beräkna bidraget från bakgrundsluften, både angett som partikelantal och partikelmassa, med en hög tidsupplösning (~ 10 minuter). Dessa bidrag kan sedan jämföras med modellberäkningar.

6.7 Metaller

Under mätkampanjen 2002 i Forsdala, Lycksele och under mätkampanjen 2003 i Teleborg, Växjö användes en automatisk aerosolprovtagare SAM (Stationary Aerosol Monitor) för att samla in prov i 12-timmarsintervall. SAM provtar aerosolen separat i en grov- och finfraktion. Proven i finfraktionen (partiklar $< 2 \mu\text{m}$ i aerodynamisk diameter) från Forsdala och Teleborg analyserades med PIXE (Particle Induced X-ray Emission) vid jonstrålelaboratoriet vid avdelningen för Kärnfysik, LTH. En sammanställning över uppmätta halterna av olika grundämnen presenteras i Tabell 4.

Som framgår av Tabell 4 är de uppmätta medelvärdeshalterna högre i Teleborg än i Forsdala för de redovisade grundämnena. Detta beror framför allt på att bakgrundshalten av långdistanstransporterade luftföroreningar är högre i de södra delarna av Sverige, men också på lokal påverkan från trafik och industri i och runt Växjö. En utförd PCA (Principal Component Analysis) på grundämneskoncentrationerna från Teleborg indikerar att fem källor bidrar till de uppmätta koncentrationerna, varav tre uppvisar källprofiler som kan tolkas till jordstoft, vedeldning och bakgrund. För en säkrare bestämning av de källor som bidrar till grundämneskoncentrationerna i Teleborg krävs ett vidare arbete av det framtagna analysmaterialet i någon källreceptormodell t ex PMF (Positive Matrix Factorization) samt granskning av luftmassornas rörelse fram till mätplatsen i Växjö (bakåtrajektorier) under mätperioden.

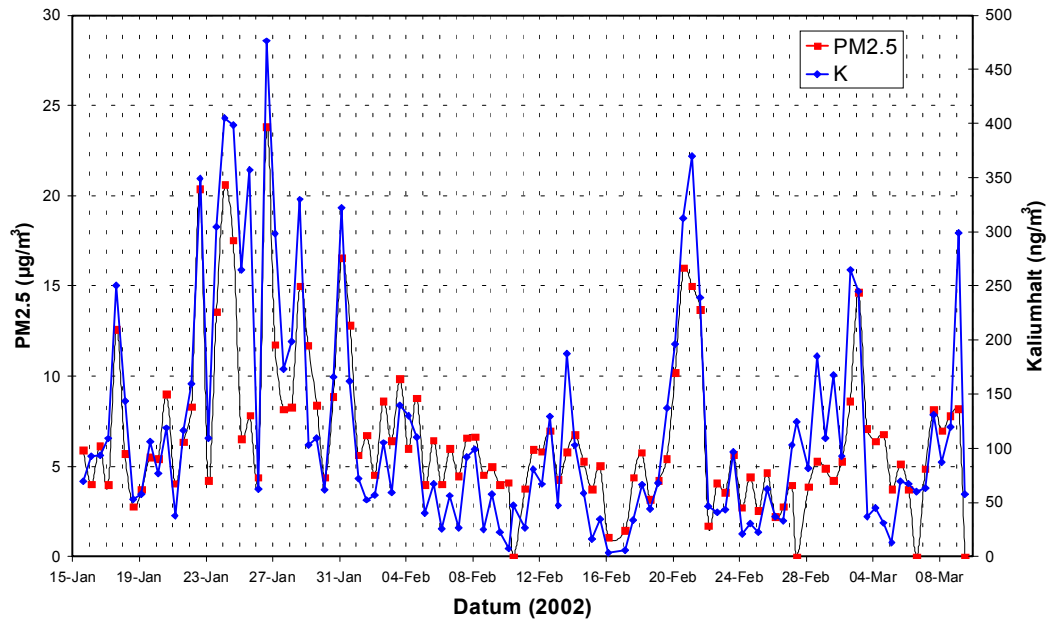
Tabell 4. Uppmätta halter i finfraktionen i Teleborg, Växjö 2003 och Forsdala, Lycksele 2002. Provtagare: SAM, 12 timmars provtagning. Analysmetod: PIXE (LTH).

Halterna är angivna i ng/m³, n står för antal prov där halterna översteg detektionsgränsen.

Växjö					Lycksele			
Grundämne	Medelvärde	± 1σ	Median	n	Medelvärde	± 1σ	Median	n
Al	246	224	220	75	--	--	--	--
Si	445	506	295	74	98.9	107	59.0	22
S	2145	2030	1498	80	223	178	176.44	105
Cl	258	496	62.6	34	137	207	44.0	63
K	215	154	197	80	118	103	84.3	106
Ca	50.0	40.0	38.7	80	19.9	36.7	12.3	106
Ti	8.13	9.72	5.66	63	1.78	2.33	1.05	59
V	3.43	1.51	3.22	61	1.15	1.13	0.812	39
Cr	1.26	1.29	0.958	58	1.31	1.52	0.841	42
Mn	4.02	3.46	2.96	80	1.77	3.74	0.754	106
Fe	107	129	63.0	80	24.2	45.0	11.5	106
Ni	1.69	1.15	1.57	79	0.505	0.98	0.198	96
Cu	2.50	3.40	1.39	77	1.16	1.34	0.739	100
Zn	27.6	27.3	22.6	80	17.3	17.8	11.7	106
Ga	0.638	0.399	0.494	21	--	--	--	--
As	2.38	2.79	1.48	43	0.746	1.04	0.41	71
Se	0.805	0.548	0.713	20	--	--	--	--
Br	5.93	5.29	5.10	50	0.896	0.753	0.655	91
Rb	2.05	0.747	1.85	11	0.985	0.619	0.781	63
Sr	1.24	0.688	1.02	37	--	--	--	--
Pb	9.47	10.7	4.93	75	1.85	2.28	1.27	90

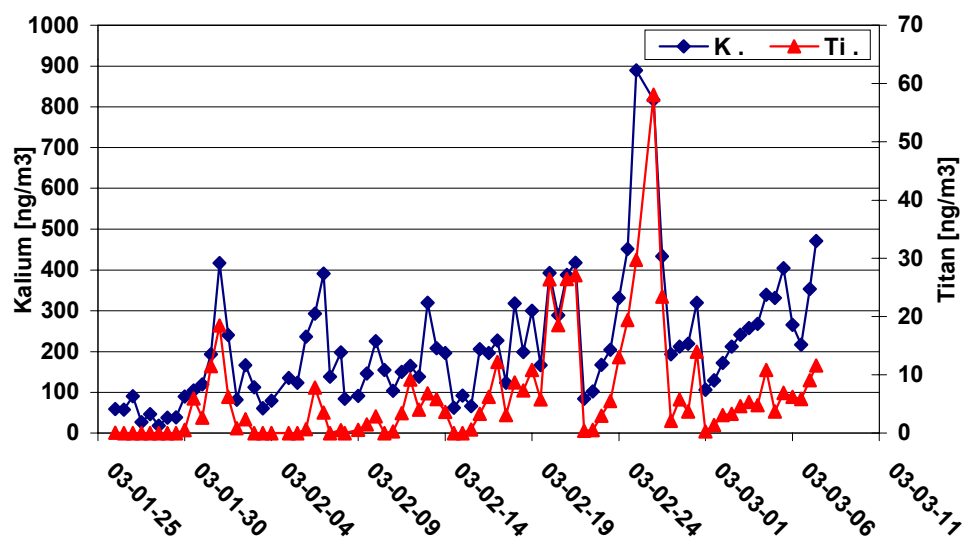
Halterna i Forsdala dominerades av vedeldning (se avsnitt källreceptormodellering i preliminär slutrapport juli 2003) som bl.a. emitterar grundämnena K, S, Cl, Zn och Rb.

Under kalla perioder i Forsdala utgörs en stor del av partikelmassan i finfraktionen av partiklar från lokal vedeldning. En jämförelse mellan halterna av kalium (K) i finfraktionen enligt PIXE-metoden och halterna av PM_{2.5} i Forsdala under mätperioden visar på en tydlig samvariation.



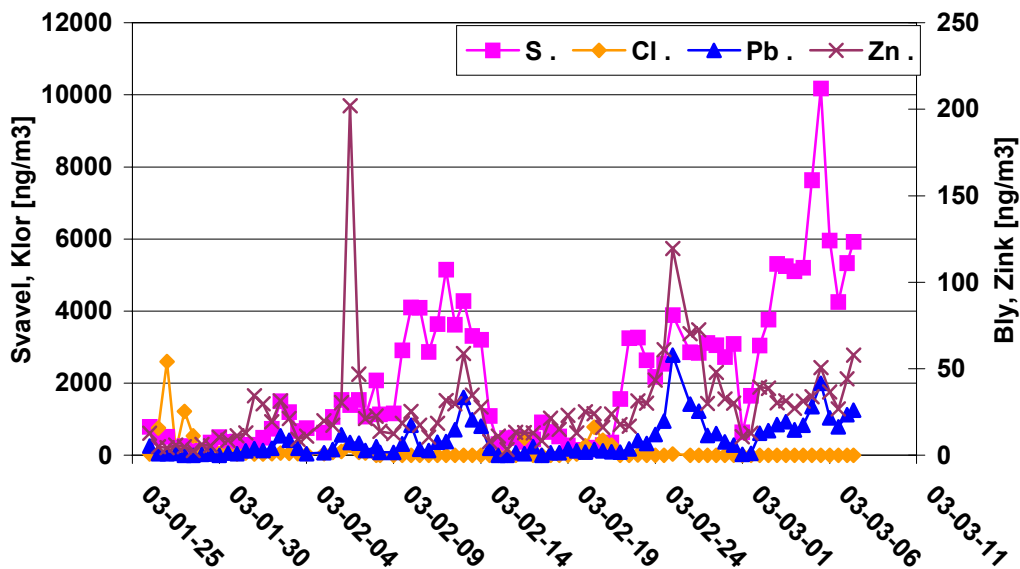
Figur 15. Halterna av kalium uppmätta i Forsdala med PIXE-metoden jämförda med PM2.5 halterna.

Kaliumhaltens tydliga samvariation med den uppmätta PM2.5 halten innebär att det är möjligt att använda kalium som en markör för vedeldning i miljöer som Forsdala, där inslaget av jordstoft är begränsat. Kalium är liksom kisel och titan också ett karakteristiskt grundämne för jordstoft. I miljöer där en jordstoftkälla är mer framträdande blir inte kalium ensamt lämplig som markör för vedeldning. Detta framgår i Figur 16, som visar samvariationen mellan kalium och titanhalterna i Teleborg. Grundämnet titan är en bra markör för just jordstoft eftersom andra källor till partikulärt titan normalt är obetydliga. En preliminär PCA-analys bekräftar att titan härrör från jordstoft.



Figur 16. Tidsserie för koncentrationerna av grundämnena kalium och titan i proverna från Teleborg.

Framträdande grundämnen för de övriga fyra källorna enligt PCA- analysen är bl a svavel (S), klor (Cl), zink (Zn) och bly (Pb) (Figur 16). Klor har sitt ursprung antingen från vägsalt eller havsspray. Svavel var framträdande i den källa som tolkas som bakgrund och zink var framträdande i den källa som förmodas vara vedeldning (se Figur 17). I den källa som bly representerar hade också brom och arsenik höga faktorladdningar i PCA-analysen.



Figur 17. Tidsseriediagram på grundämnenkoncentrationer för svavel, klor, bly och zink från proverna från Teleborg.

6.8 Huvudkomponenter

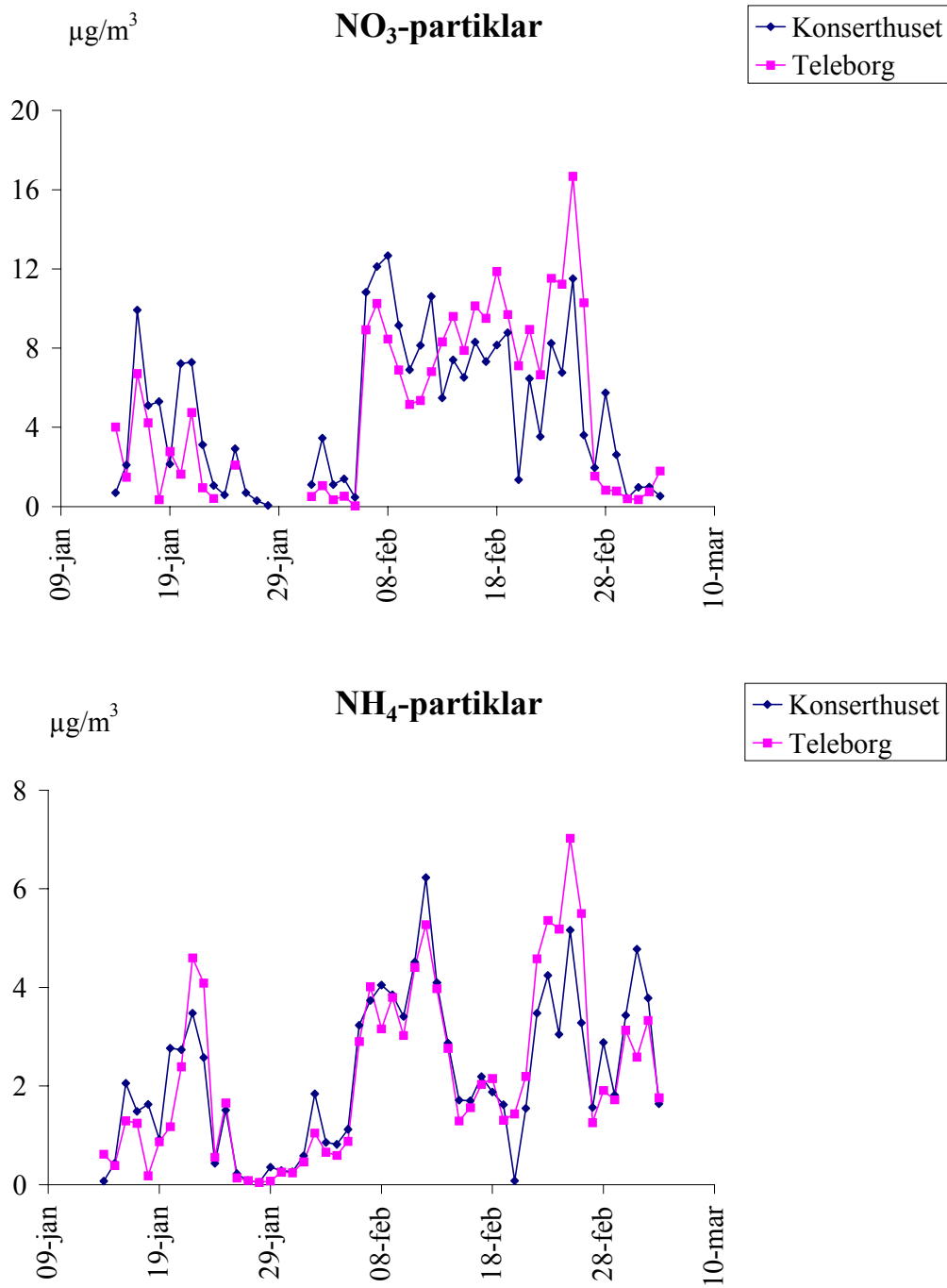
En sammanställning av data från mätningarna av "huvudkomponenter" vid Konserthuset och Teleborg visas i Tabell 5 och Tabell 6. I mätningarna ingick nitrat och ammonium i gas- och partikelfas, svaveldioxid och partikelbunden sulfat samt metallerna kalcium, magnesium, natrium och kalium. De högsta halterna uppmättes vid båda mätstationerna under perioden 24-26 februari då även förhöjda halter av partiklar och PAH förekom. En viss samvariation mellan tex nitrat och ammonium erhöles vid båda mätstationerna (Figur 18). Halterna vid de båda stationerna i Växjö låg i samma nivå eller var högre än de som uppmättes vid de båda stationerna i Lycksele. Speciellt SO₂ och SO₄ var högre i Växjö.

Tabell 5. Koncentrationer av "huvudkomponenter" i Växjö 14 januari -5 mars 2003, Konserthuset.

	Konserthus									
	NO₃	SO₂	NH₄	NO₃	SO₄	NH₄	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	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51
Max	2.6	4.8	2.8	13	14	6.2	0.58	0.26	3.0	0.60
Min	0.10	<0.04	<0.03	<0.01	0.22	0.050	0.022	0.009	<0.01	<0.01
Median	0.47	0.67	0.37	4.4	3.2	1.8	0.18	0.038	0.25	0.13
Medel	0.71	1.1	0.60	4.9	4.1	2.2	0.22	0.071	0.68	0.17
Std	0.65	1.1	0.64	3.8	3.4	1.5	0.14	0.067	0.84	0.13

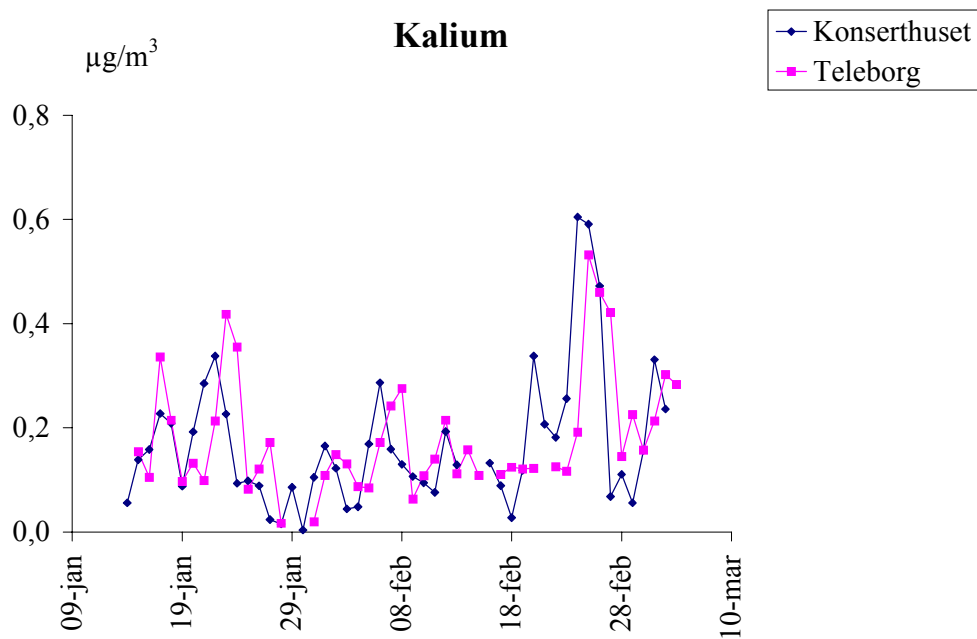
Tabell 6. Koncentrationer av "huvudkomponenter" i Växjö 14 januari -5 mars 2003, Teleborg.

	Teleborg									
	NO₃	SO₂	NH₄	NO₃	SO₄	NH₄	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	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51
Max	2.9	10	0.84	17	11	7.0	0.41	0.57	4.9	0.53
Min	<0.01	<0.04	<0.03	<0.01	0.14	0.046	<0.005	<0.001	<0.01	<0.01
Median	0.77	0.69	0.23	5.0	2.8	1.7	0.14	0.030	0.17	0.14
Medel	0.99	1.3	0.28	5.2	4.0	2.2	0.16	0.067	0.62	0.18
Std	0.78	1.8	0.21	4.3	3.4	1.8	0.53	0.10	0.98	0.11



Figur 18. Halterna av partikelbunden nitrat och ammonium vid Konserthuset och Teleborg 14 januari - 5 mars 2003.

Medel- och medianhalterna av metallerna var i samma storleksordning vid de två mätstationerna. Det förekom dock variationer mellan olika dygn, vilket exemplifieras av kalium i Figur 19. Halten av kalium, var liksom övriga ämnen högst under perioden **24-26 januari**. Som visats ovan var titanhalterna också höga denna period vilket indikerar att förhöjningen inte beror på höga utsläpp från vedeldning utan från jordstoft.



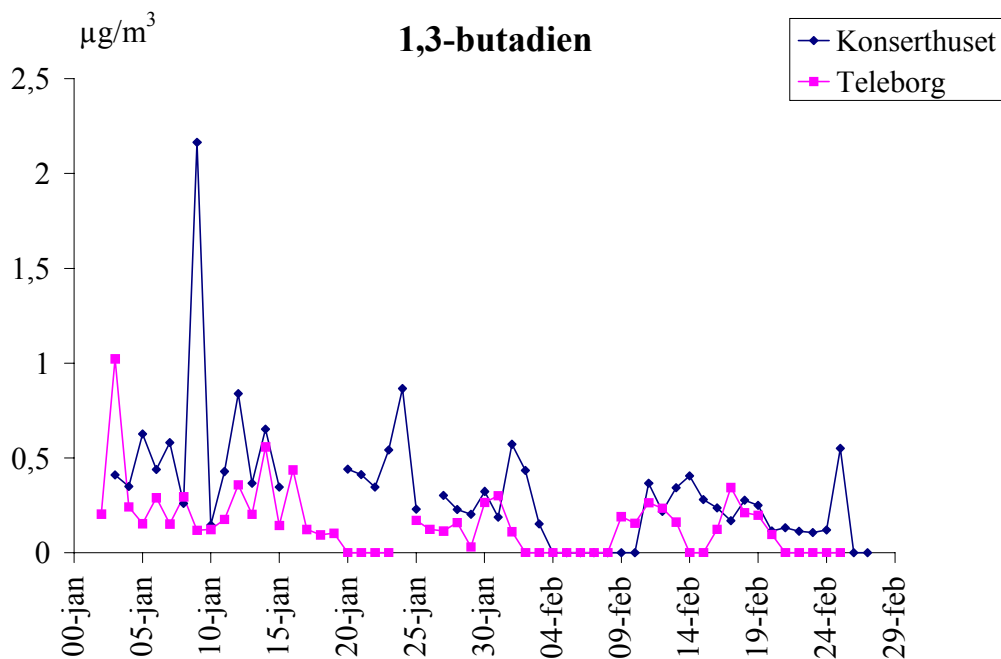
Figur 19. Halterna av kalium vid Konserthuset och Teleborg 14 januari -5 mars 2003.

6.9 Butadien

En sammanställning av resultaten från mätningarna av 1,3-butadien i Växjö visas i Tabell 7. Medelkoncentrationerna av 1,3-butadien var i samma nivå vid de båda stationerna. Högre halter förekom dock under enstaka tillfällen vid Konserthuset där den högsta uppmätta halten var 2.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Variation mellan olika dygn visas för de båda stationerna i Figur 20.

Tabell 7. Sammanställning av halter av 1,3-butadien i luft i Växjö 9 januari - 4 mars 2003.

	Konserthuset $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Teleborg $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Antal	42	36
Max	2.2	1.0
Min	0.11	0.031
Median	0.34	0.18
Medel	0.25	0.20
Std	0.34	0.17



Figur 20. Halterna av 1,3 butadien vid Konserthuset och Teleborg 9 januari – 4 mars 2003.

6.10 PAH och fenolära ämnen

Ett antal dygnsprover från fältkampanjerna valdes ut för analys. Valet av provtagningsdygn baserades på meteorologiska faktorer, främst omgivningstemperaturen, partikelhalten samt betydelsen av långdistanstransport. De uppmätta halterna av PAH, fenolära ämnen och levoglukosan från Växjö, Konserthuset och Teleborg finns sammanställda i Tabell 8.

Tabell 8. Sammanställning av halterna av PAH, fenoler och levoglukosan.

Konserthuset (Antal prov: 14)

Teleborg (Antal prov: 14)

PAH ng/m ³	MEDEL	MEDIAN	MIN	MAX	MEDEL	MEDIAN	MIN	MAX
Naphtalene	23	8.1	1.9	80	8.7	5.3	1.0	45
Naphtalene, 2-methyl-	8.1	3.4	1.0	26	5.0	1.8	0.43	25
Naphtalene, 1-methyl-	5.7	2.3	0.65	18	3.8	1.5	0.31	18
Biphenyl	6.2	5.8	0.92	19	5.4	4.8	0.76	11
Naphtalene, 2,6-dimethyl-	2.1	1.1	0.37	9.1	1.2	0.53	0.20	4.2
Acenaphtylene	7.0	0.49	0.26	51	2.6	0.52	0.10	10
Acenaphtene	1.6	0.99	0.41	6.5	1.2	0.66	0.29	3.1
Naphtalene, 2,3,5-trimethyl-	0.50	0.31	0.14	2.1	0.29	0.20	0.047	0.67
Fluorene	4.4	3.2	2.0	15	3.7	3.6	1.3	6.5
Dibenzothiophene	0.15	0.14	0.059	0.35	0.11	0.094	0.049	0.28
Phenanthrene	8.5	5.4	3.6	30	8.1	6.7	3.0	20
Anhtracene	0.83	0.45	0.17	4.2	0.79	0.78	0.13	2.1
Anthracene, 2-methyl-	0.19	0.040	0.021	0.81	0.032	0.035	0.026	0.04
Anthracene, 1-methyl-	0.26	0.15	0.092	1.1	0.19	0.17	0.070	0.43
Phenantrene, 1-methyl-	0.35	0.22	0.13	1.4	0.39	0.36	0.10	0.74
Fluoranthene	2.9	1.9	0.18	11	3.1	2.7	1.0	7.3
Pyrene	2.1	1.2	0.76	8.4	2.2	2.0	0.55	4.9
Retene	0.34	0.18	0.063	2.1	0.64	0.44	0.13	2.2
Benzo[a]anthracene	0.64	0.17	0.035	4.5	0.50	0.3	0.027	1.9
Chrysene	1.2	0.57	0.17	5.9	1.4	1.1	0.25	4.8
Benzo[b]fluoranthene	0.95	0.49	0.14	4.2	1.0	0.75	0.040	4.4
Benzo[k]fluoranthene	0.77	0.38	0.10	3.7	0.88	0.61	0.066	3.4
Benzo[e]pyrene	0.55	0.31	0.10	2.4	0.64	0.48	0.042	2.4
Benzo[a]pyrene	0.46	0.24	0.12	2.3	0.38	0.27	0.039	1.4
Perylene	0.13	0.091	0.050	0.28	0.081	0.073	0.016	0.20

Indeno[123cd]pyrene	0.30	0.20	0.041	1.4	0.30	0.23	0.034	1.1
Dibenz[ah]anthracene	0.10	0.070	0.027	0.28	0.10	0.064	0.025	0.34
Benzo[ghi]perylene	0.63	0.32	0.12	3.0	0.59	0.38	0.034	2.2
Coronene	0.27	0.12	0.058	1.3	0.26	0.16	0.045	0.83
Summa PAH (Na-Cor)	80	38	20	270	53	38	11	150
Summa PAH (Phe-Cor)	21	13	7.7	87	21	18	5.5	51

Fenoler ng/m3

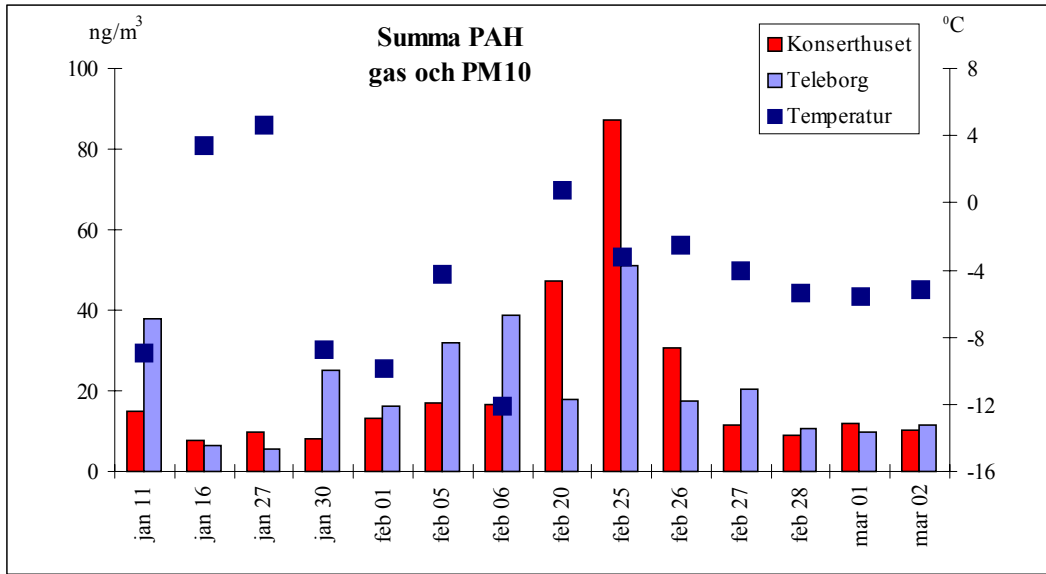
Fenol	120	52	31	570	53	48	26	82
o-Cresol	13	4.8	1.8	41	11	8.3	1.7	29
m-Cresol	4.9	2.9	0.70	16	4.6	3.4	0.60	12
p-Cresol	17	11	1.6	41	16	11	6.1	37
Guaiakol	3.6	2.1	1.6	8.8	3.4	3.1	2.0	5.1
Syringol	3.8	0.86	0.41	14	1.0	0.72	0.38	2.3
Vanillin *	490	160	56	2700	240	230	57	480

ng/m3

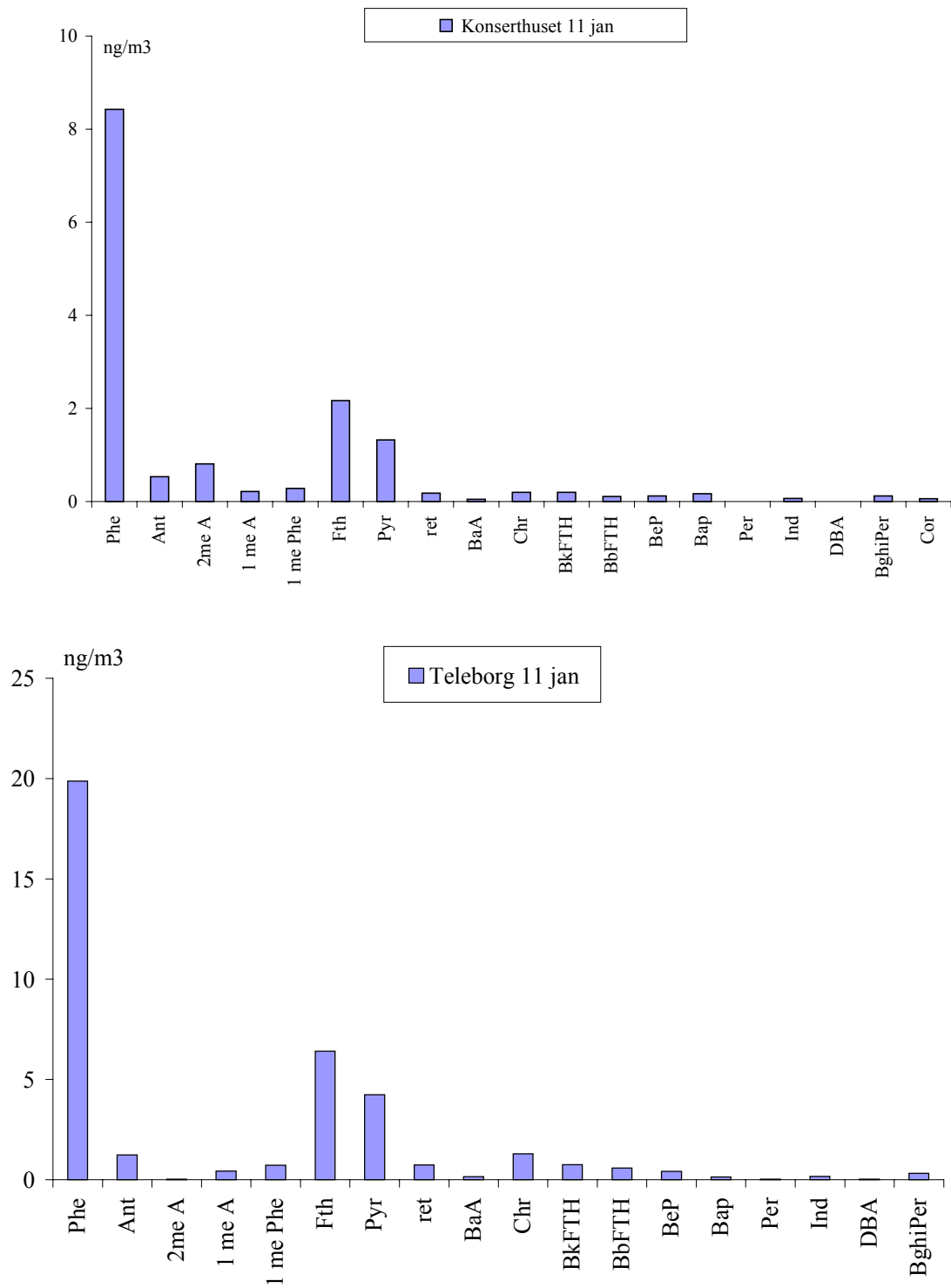
Levoglukosan	107	104	23	240	190	170	25	580
Galactosan	4.5	3.9	<2	12	9.4	8.2	<2	27
Mannosan	33	23	<2	69	64	62	<2	120

* överskattat värde p.g.a. en störning vid den kromatografiska bestämningen.

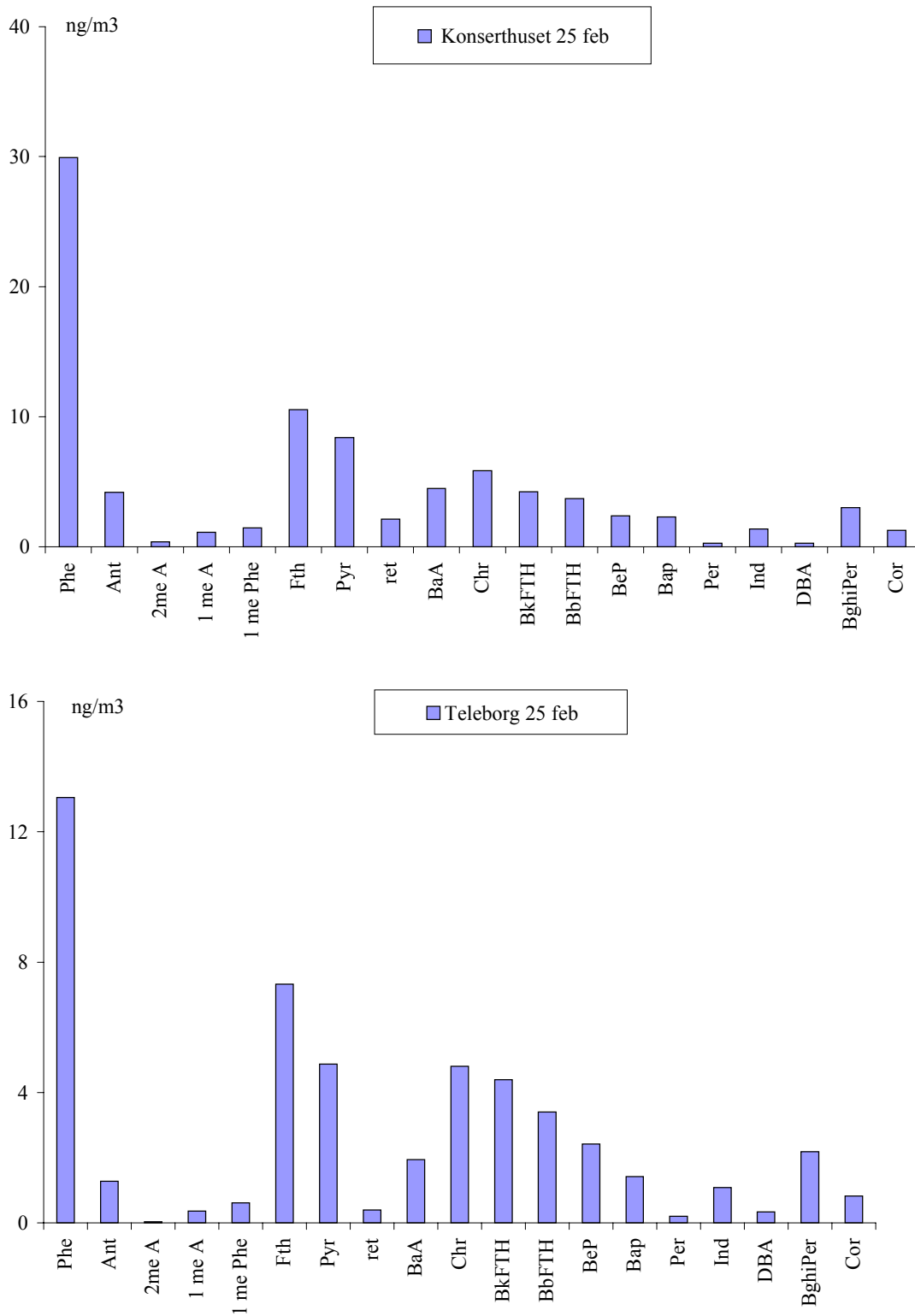
Variationen av de PAH-halter som uppmättes i Konserthuset och Teleborg visas i Figur 4. PAH-halterna har satts i relation till omgivningstemperaturen. En stor variation förekom vid båda mätstationerna mellan olika provtillfällen. De lägsta PAH halterna uppmättes vid de tillfällen som den högsta temperaturen förekom. Vid ett flertal tillfällen erhöles en högre PAH-halt i Teleborg jämfört med Konserthuset. Dessa tillfällen sammanföll med kalla perioder. De högsta halterna av PAH erhöles under mitten av februari då halterna var högre i centrala Växjö jämfört med Teleborg. Under dessa dygn uppmättes höga partikelhalter.



Figur 21. PAH halter vid konserthuset och Teleborg 9 januari – 4 mars 2003



Figur 22. Fördelningen av individuella PAH i Växjö den 11 januari 2003.

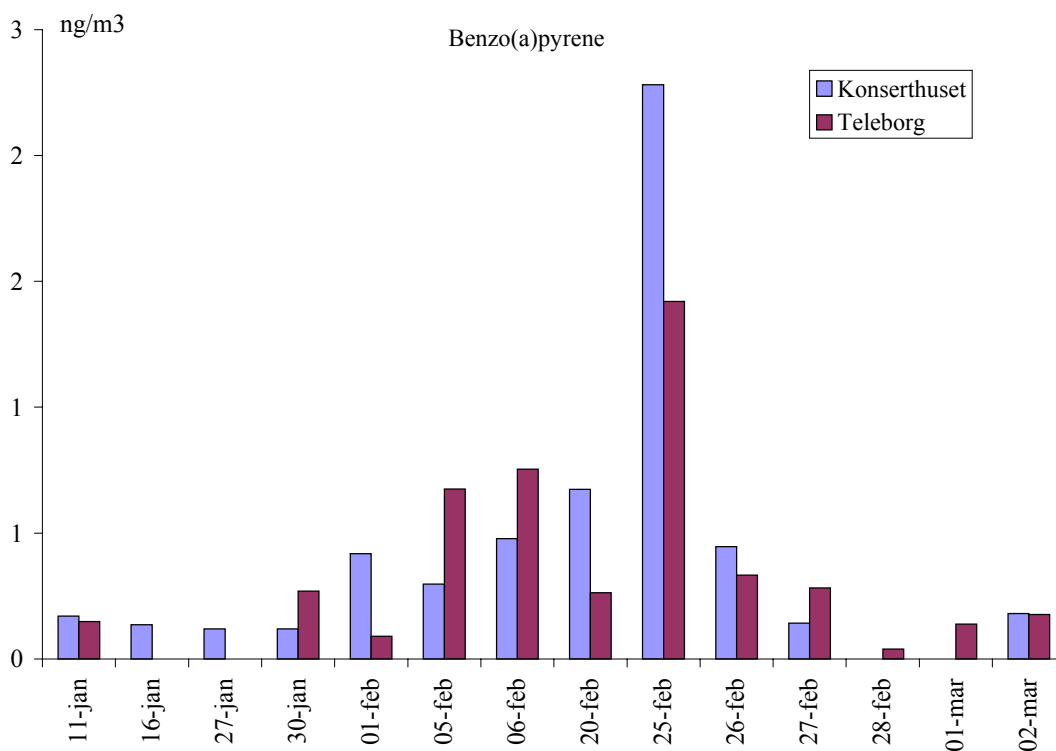


Figur 23. Fördelningen av individuella PAH i Växjö den 25 februari 2003.

Två dygn valdes ut för att illustrera PAH profilerna, dvs fördelningen av enskilda PAH. Den 11 januari, som kännetecknades av en något förhöjd PAH halt i Teleborg jämfört med Konserthuset och en låg temperatur samt den 15 februari, med högre PAH halter tillsammans med höga partikelhalter, se Figur 5.

PAH-profilerna visar att fördelningen mellan individuella PAH skilde sig mellan de båda provtagningstillfällena medan profilen var likartad vid de båda stationerna. Andelen tyngre PAH, vilka i atmosfären till stor del är partikelbunda, var större den 25 februari jämfört den 11 januari, då PAH innehållet dominerades av mer flyktiga PAH som phenanthrene, fluoranthene och pyrene.

I likhet med halterna av summan av alla PAH, erhöles en stor variation i halten av benzo(a)pyren mellan olika provtagningstillfällen. Halterna vid Konserthuset varierade mellan 0.12-2.3 ng/m³ och vid Teleborg mellan 0.04-1.4 ng/m³. Variationen för benzo(a)pyrene mellan olika provtagningstillfällen visas i Figur.6.



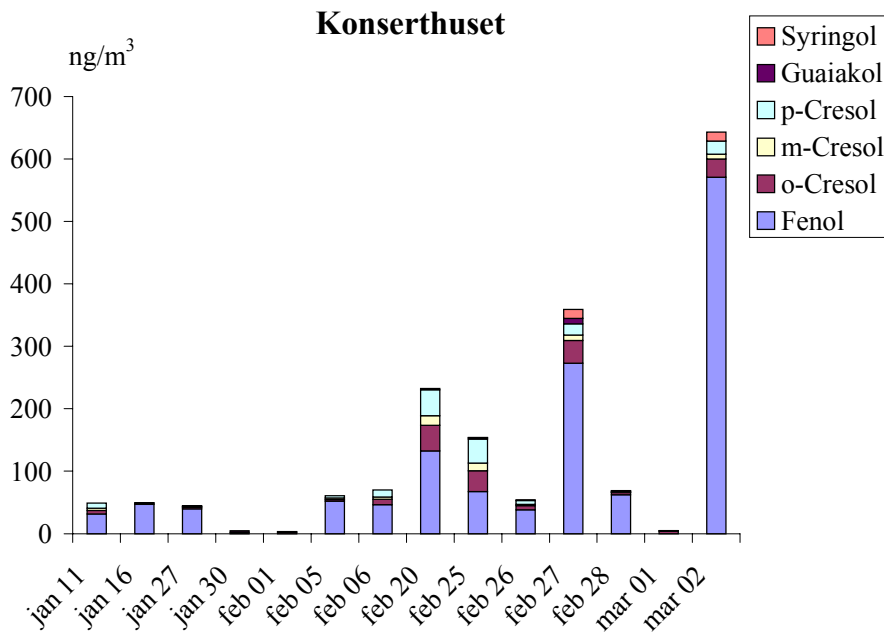
Figur 6. Halterna av benzo(a)pyren vid Konserthuset och Teleborg 9 januari - 4 mars 2003.

Medelvärdet av halten benso(a)pyren var 0.46 ng/m³ vid Konserthuset och 0.38 ng/m³ vid Teleborg, vilket kan jämföras med det årsmedelvärde på 1.0 ng/m³, som är föreslaget målvärde i 4:e dotterdirektivet. Enskilda dygn i Växjö var högre än det föreslagna gränsvärdet.

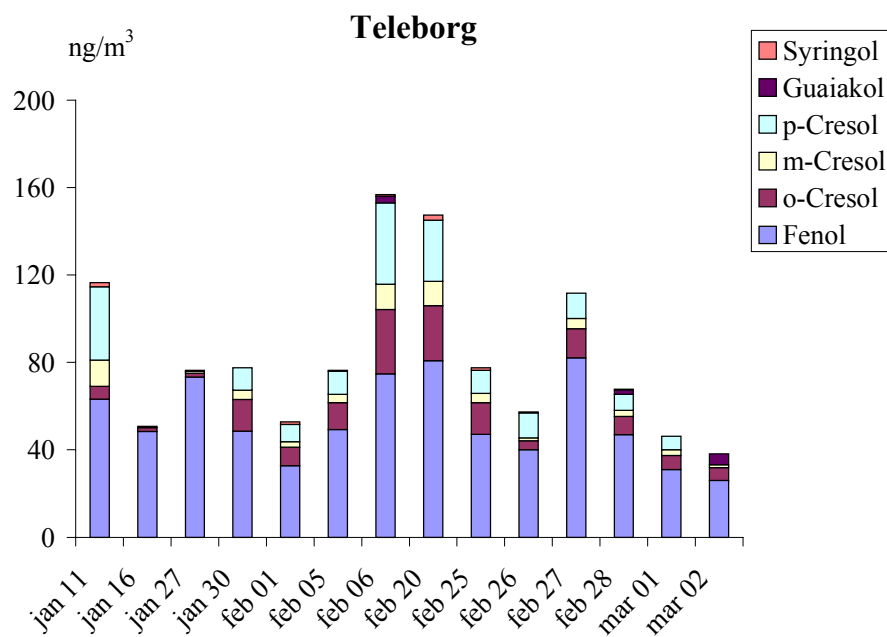
Benso(a)pyrene förekommer nästan uteslutande i partikelfas varför halterna även går att jämföra med de som uppmätts på PM₁₀-filtren inom screeningstudien. Under januari - mars 2001 genomfördes PAH mätningar på 13 urbanstationer geografiskt spridda över Sverige. Medelkoncentrationen av benso(a)pyren vid dessa mätningar var 0.24 ng/m³. Halterna av benso(a)pyren på Råö bakgrundsstation på Svenska västkusten var år 2002 0.06 ng/m³ (medelvärde för året) och 0.1 ng/m³ för vinterhalvåret.

6.11 Fenoler

Halterna av de fenolära ämnena visas i Figur 24 och Figur 25. De fenoliska föreningarna ger svårtolkad bild. Fenol och vanilin uppmättes i de högsta halterna. Dock förekom en störning vid den gaskromatografiska bestämningen av Vanilin av en alkyfenol varför halten av detta ämne är överskattat. Den relativa fördelning skiljer sig mellan de båda mätplatserna med att framförallt fenolhalten var högre i centrala Växjö. Syringol och guaiakol kunde detekteras vid båda platserna.



Figur 24. Halterna av fenolära föreningar vid Konserthuset.

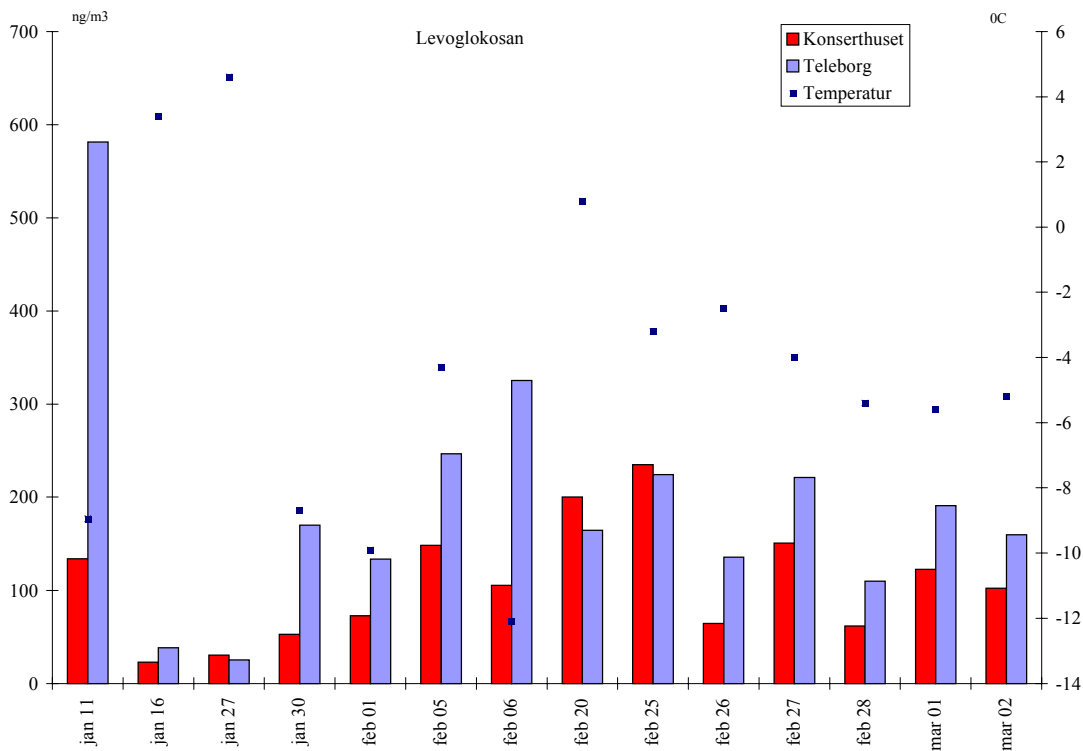


Figur 25. Halterna av fenolära föreningar vid Teleborg.

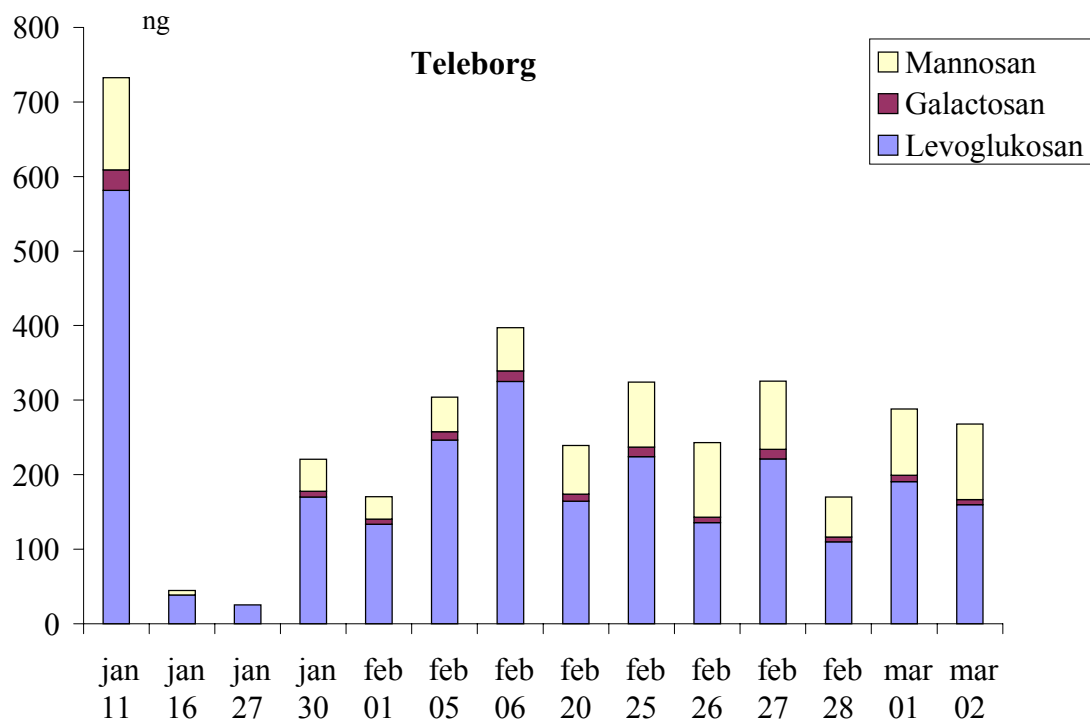
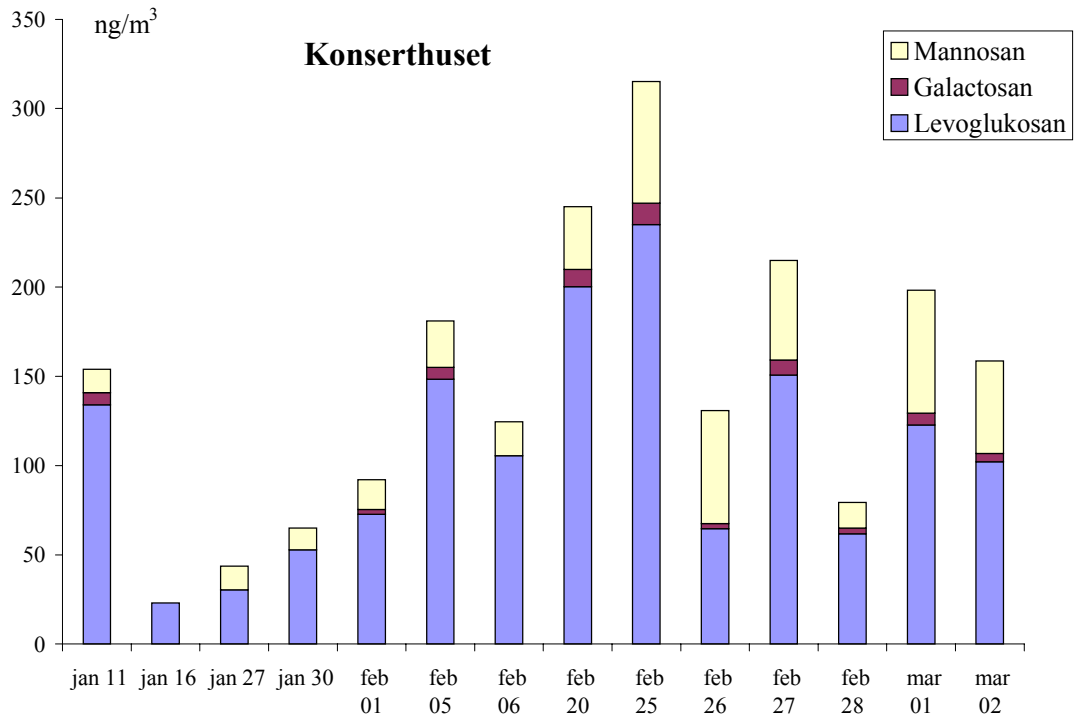
6.12 Levoglukosan

Halterna av levoglukosan varierade i likhet med PAH mellan olika provtagningstillfällen från 20 till 580 ng/m³ uppmättes, Figur 26. De högsta halterna uppmättes i Teleborg den 11 januari i samband med låg omgivningstemperatur. Vi de flesta mättillfällen var halten högre i Teleborg jämfört med Konserthuset. De förhöjda PAH och partikelhalterna den 20 och 25 februari korrelerade in med levoglucosan. Betydligt högre halter av levoglucosan uppmättes i Lycksele jämfört med Växjö.

Vid mätningarna i Växjö inkluderades ytterligare två ämnen som kan härröra från biobränsleanvändning mannosan och gactosan. Dessa ämnen för kom vid båda stationerna. Förekomsten av dessa kommer att utredas.



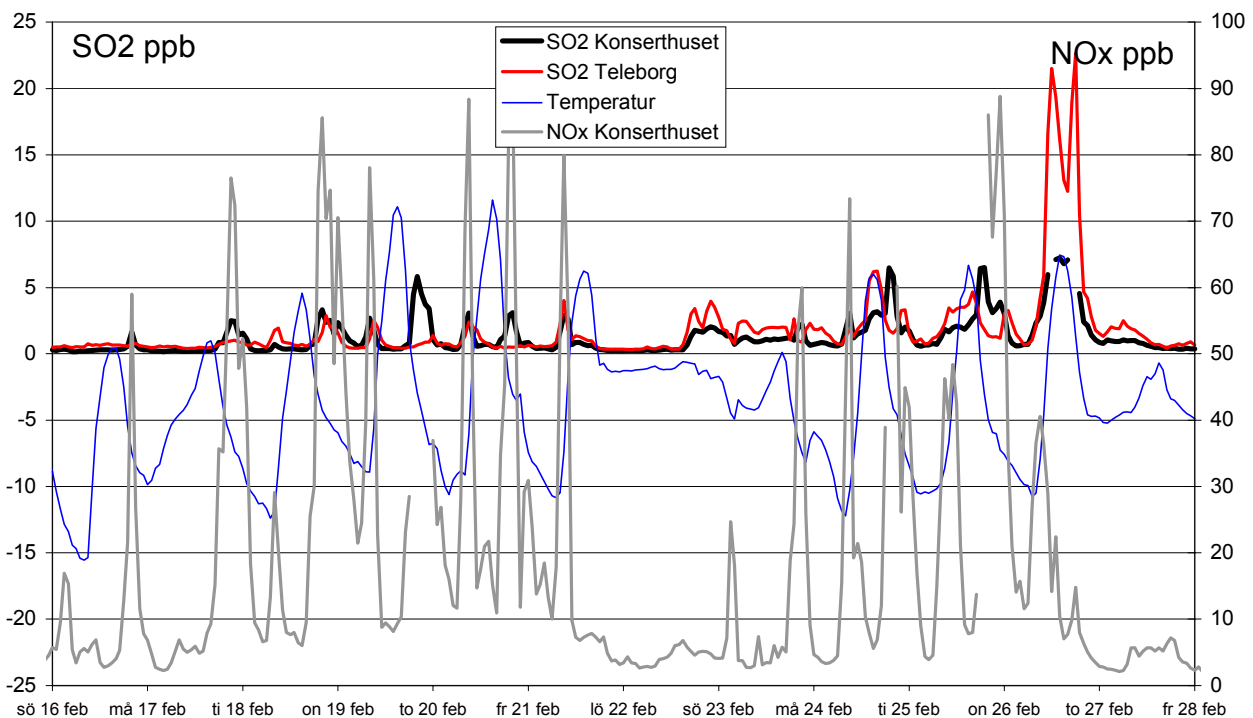
Figur 26. Halterna av levoglukosan vid Konserthuset och Teleborg i relation till temperaturen.



Figur 27. Halter av mannosan, galactosan och levoglukosan vid Konsertthuset och Teleborg

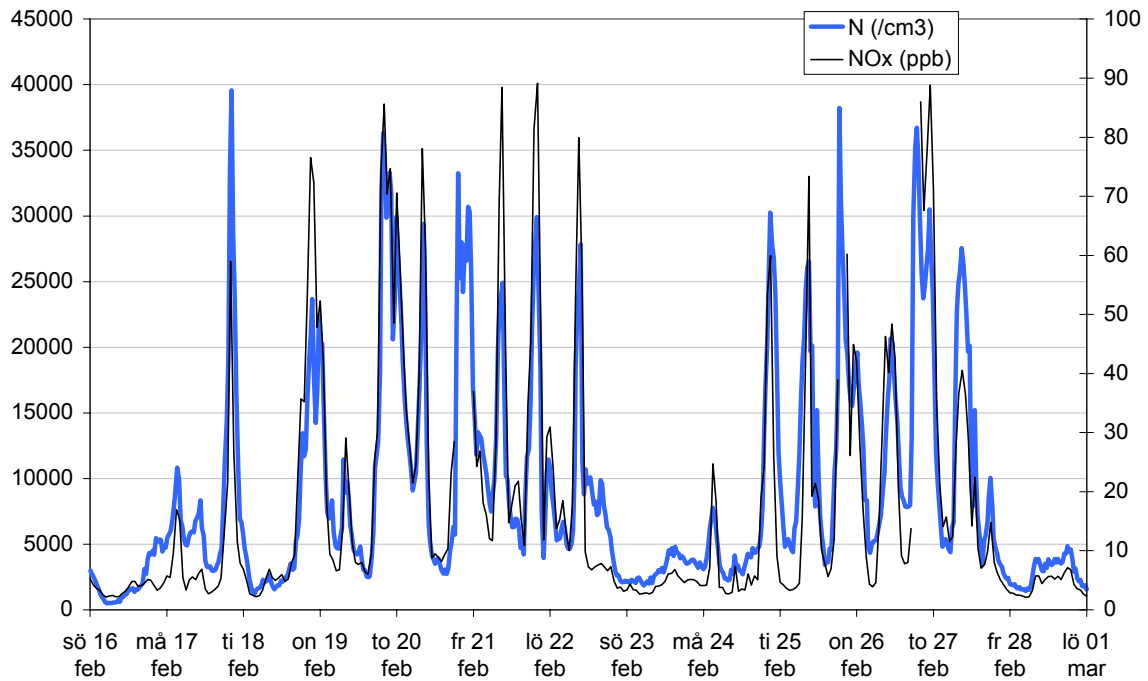
7. SO₂ och NO_x

Halterna av NO_x vid Konserthuset kan med stor sannolikhet antas bero huvudsakligen på utsläppen från vägtrafiken i de centrala delarna av tätorten. Av figuren framgår att SO₂ halterna vid Konserthuset ofta följer NO_x halterna. Vid flera tillfällen inträffar kortvarigt förhöjda NO_x och SO₂ halterna vid Konserthuset omkring kl 9 på morgonen, vilket troligen hänger samman med utsläpp från vägtrafik. SO₂ halterna vid Teleborg ligger på samma nivå som vid Konserthuset. Endast vid ett tillfälle noteras något förhöjda SO₂ halter vid Teleborg; den 26 till 27 februari, men vad denna korta episod beror på är inte utrett. Det var relativt varmt under perioden med flera plusgrader.



Figur 28. Halter av SO₂ vid Teleborg och Konserthuset samt NO_x vid Konserthuset i Växjö, 2003.

Figur 29 visar att antalet partiklar och NO_x halterna vid Konserthuset är mycket väl korrelerade. Det genomsnittliga förhållandet mellan antalet partiklar och NO_x halten är 320 cm⁻³ ppb⁻¹ eller 170 cm⁻³ per µg/m³. Detta är samma storleksordning som värdet som uppmättes i Lycksele (200 – 300 cm⁻³ per µg/m³).



Figur 29. Halterna av totala antalet partiklar och NOx vid Konserthuset (Växjö centrum, 2003).

8. Bensen och toluen

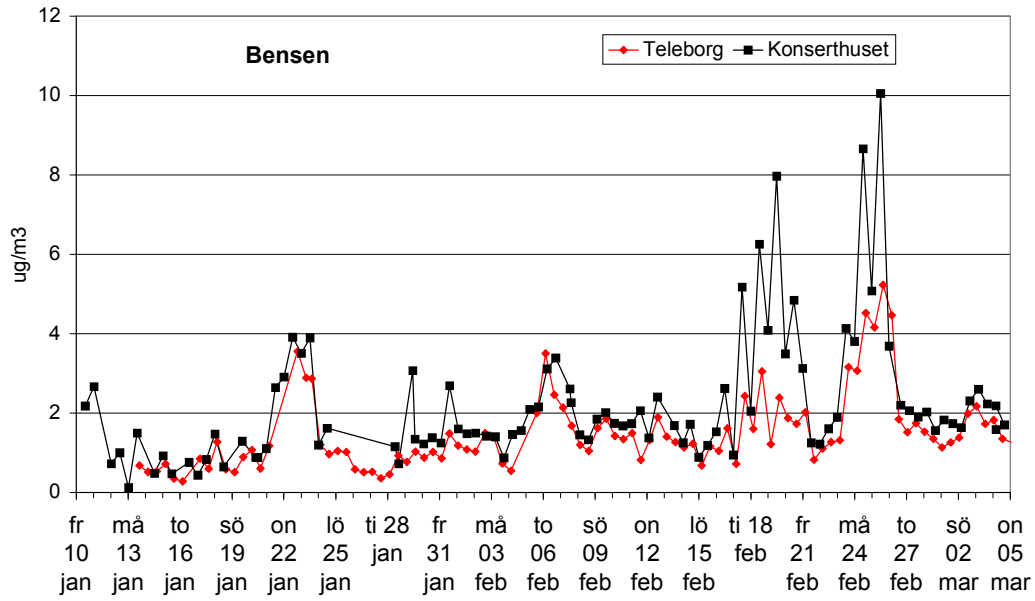
8.1 Aktiv provtagning

En sammanställning av samtliga data visas i Tabell 9. Medelkoncentrationen av bensen var 2.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vid konserthuset och 1.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i Teleborg. Skillnaden är signifikant (95 %). Även toluenhalten och kvoten toluen/bensen är signifikant högre vid konserthuset, 2.0 vid konserthuset och 1.5 i Teleborg.

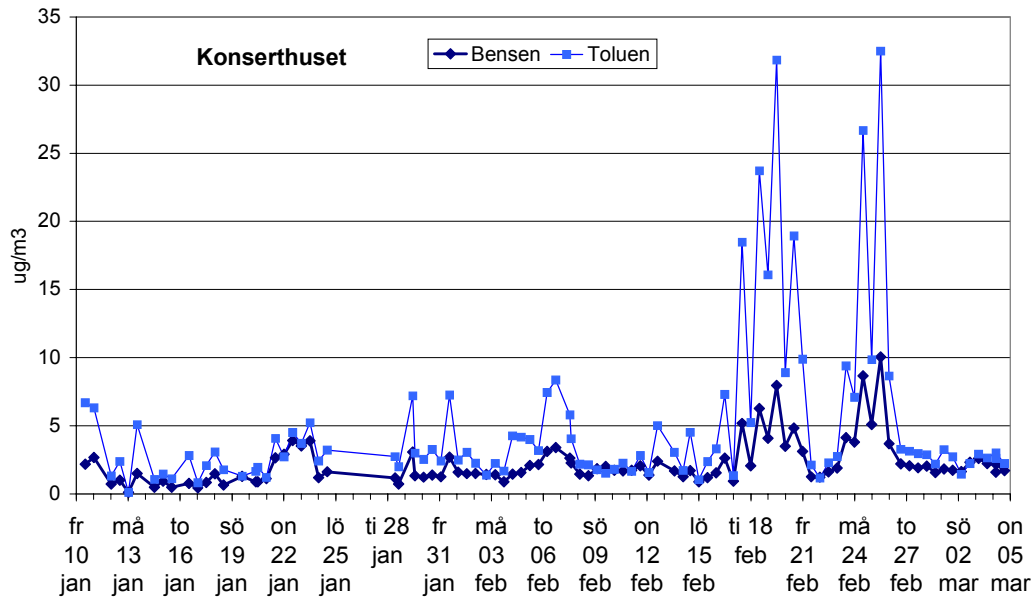
Tabell 9. Bensen och toluenkonzentrationer i Växjö 10 januari – 5 mars 2003. Data för hela perioden och för perioderna måndag 02-17 till fredag 02-21 och söndag 02-23 till onsdag 02-26 då höga koncentrationer uppmättes.

	Konserthuset			Teleborg		
	Bensen (µg/m ³)	Toluen (µg/m ³)	Toluen/Bensen kvot	Bensen (µg/m ³)	Toluen (µg/m ³)	Toluen/Bensen kvot
Hela perioden						
Antal prover	97	97	97	97	97	97
Max	10	32	4.0	5.2	18	5.8
Min	0.1	0.1	0.8	0.3	0.1	0.5
Median	1.7	2.8	1.9	1.5	2.7	1.5
Medelc ±Std	2.2±1.6	4.9±6.0	2.0±0.8	1.5±1.0	2.7±3.6	1.5±1.2
Konfidensintervall 95%	1.9-2.5	3.7-6.0	1.8-2.1	1.3-1.7	2.0-3.4	1.2-1.7
17 – 26 februari						
Antal prover	14	14	14	14	14	14
Medelc ±Std	5.2±2.3	16±9.3	3.0±0.8	2.9±1.2	10±3.6	3.8±1.3
Konfidensintervall 95%	4.0-6.4	11-21	2.6-3.4	2.3-3.6	8.1-12	3.0-4.4

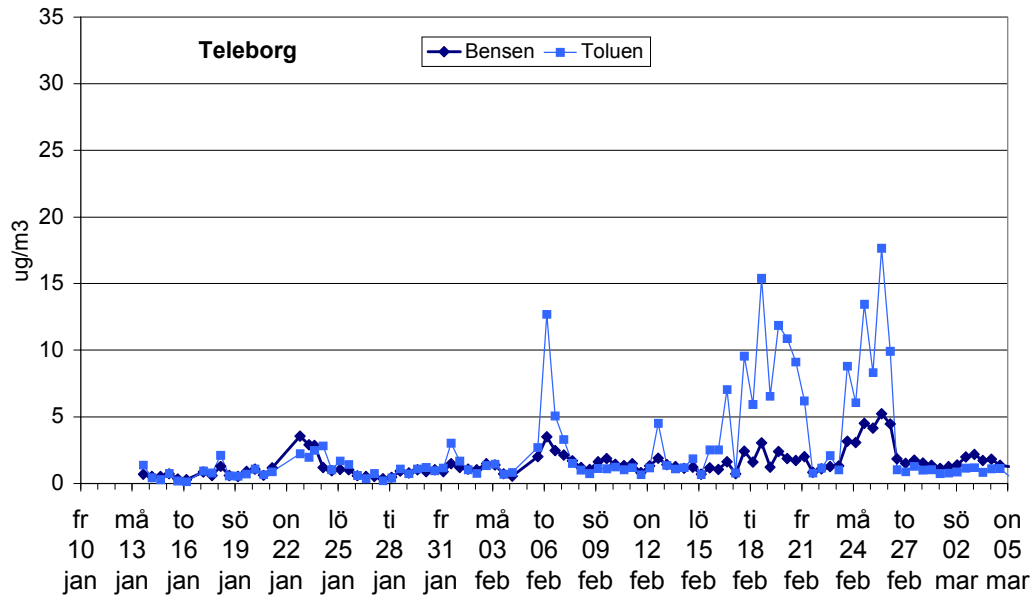
Koncentrationerna samvarierar i tiden vid de båda mätplatserna (Figur 30). Under perioden måndag 17 till onsdag 26 februari (exklusive helgen) var koncentrationerna av bensen och toluen 2 – 3 gånger högre än medelkoncentrationen för hela perioden både vid konserthuset och i Teleborg. Temperaturen låg runt -5°C, men det var inte de kallaste mättillfällena. Förhöjda bensenhalter uppmättes även 22-23 januari och 6-7 februari vid båda mätplatserna. Vid det senare tillfället var det -12°C och i Teleborg var även toluenkonzentrationen hög.



Figur 30. Bensenhalter vid Teleborg och konserthuset i Växjö, 2003.



Figur 31. Bensen och toluenhalter vid konserthuset i centrala Växjö, 2003.



Figur 32. Bensen och toluenhalter i bostadsområdet Teleborg i Växjö, 2003.

Tabell 10. Bensen och toluenkonzentrationer i Växjö 10 januari – 5 mars 2003. Data uppdelade i dag och natt. Nattproverna inkluderar morgontrafiken och dagproverna eftermiddagstrafiken.

	Konserthuset			Teleborg		
	Bensen (µg/m ³)	Toluen (µg/m ³)	Toluen/Bensen kvot	Bensen (µg/m ³)	Toluen (µg/m ³)	Toluen/Bensen kvot
Dag						
Antal prover	44	44	44	48	48	48
Medelc ±Std	2.6±2.1	6.5±8.1	2.2±0.8	1.6±1.0	3.1±4.2	1.6±1.3
Konfidensintervall 95%	2.0-3.2	4.1-8.9	1.9-2.4	1.3-1.8	1.9-4.3	1.2-1.9
Natt						
Antal prover	43	43	43	49	49	49
Medelc ±Std	1.9±1.0	3.5±3.1	1.7±0.6	1.4±0.9	2.3±2.9	1.4±1.2
Konfidensintervall 95%	1.6-2.2	2.5-4.4	1.5-1.9	1.2-1.7	1.5-3.1	1.1-1.8

Koncentrationerna av bensen och toluen varierar över dygnet, framför allt vid konserthuset, där bensenhalterna var 30 % och toluenhalterna 60 % högre på dagen (Tabell 10). Skillnaderna var dock inte signifikanta. Dagproverna inkluderade eftermiddagstrafiken och nattproverna morgontrafiken.

Skillnaderna i Teleborg var betydligt mindre. Vid konserthuset var bensen- och toluenkonzentrationerna signifikant lägre (30 % resp.70 %) under helger (lördag-söndag) än under vardagar (måndag-fredag) (Tabell 11).

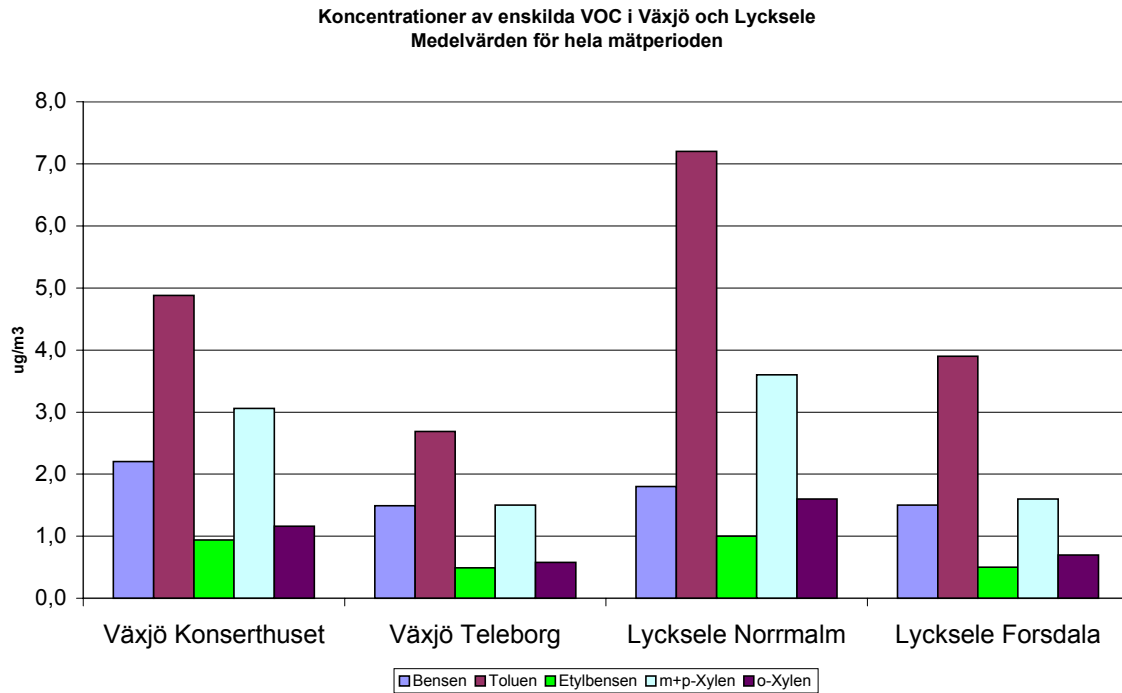
Tabell 11. Bensen och toluenkonzentrationer i Växjö 10 januari – 5 mars 2003. Data uppdelade i vardag (måndag-fredag) och helg (lördag-söndag)

	Konserthuset			Teleborg		
	Bensen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Toluen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Toluen/Bensen kvot	Bensen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Toluen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Toluen/Bensen kvot
Mån-Fre						
Antal prover	71	71	71	69	69	69
Medelc \pm Std	2.4 \pm 1.8	5.6 \pm 6.8	2.1 \pm 0.8	1.6 \pm 1.0	3.1 \pm 4.1	1.6 \pm 1.3
Konfidensintervall 95%	2.0-2.8	4.1-7.2	1.9-2.3	1.4-1.9	2.2-4.1	1.3-1.9
Lör-Sön						
Antal prover	26	26	26	28	28	28
Medelc \pm Std	1.7 \pm 0.7	2.8 \pm 2.0	1.6 \pm 0.6	1.2 \pm 0.5	1.6 \pm 1.9	1.2 \pm 0.8
Konfidensintervall 95%	1.4-1.9	2.0-3.5	1.4-1.9	1.0-1.4	1.0-2.3	0.9-1.6

Temperaturens inverkan på koncentrationerna testades genom att dela proverna i två grupper, de som provtogs när medeltemperaturen var $<-5^\circ\text{C}$ och när den var $>-5^\circ\text{C}$. I Teleborg var det signifikant högre koncentrationer av bensen (30 %) när det var kallt. För toluen var skillnaden 70 % men konfidensintervallen tangerade varandra. Vid de sex kallaste tillfällena ($<-10^\circ\text{C}$) är koncentrationerna visserligen högre än medelkoncentrationerna för hela perioden, men lägre än för gruppen som inkluderar alla proverna tagna vid $<-5^\circ\text{C}$ och spridningen är så stor att det inte är någon signifikant skillnad mellan dessa sex och för hela perioden.

Tabell 12. Bensen och toluenkonzentrationer i Växjö 10 januari – 5 mars 2003. Data uppdelade i två kalla perioder, temp < -10°C och temp < -5°C och en varm period temp > -5°C.

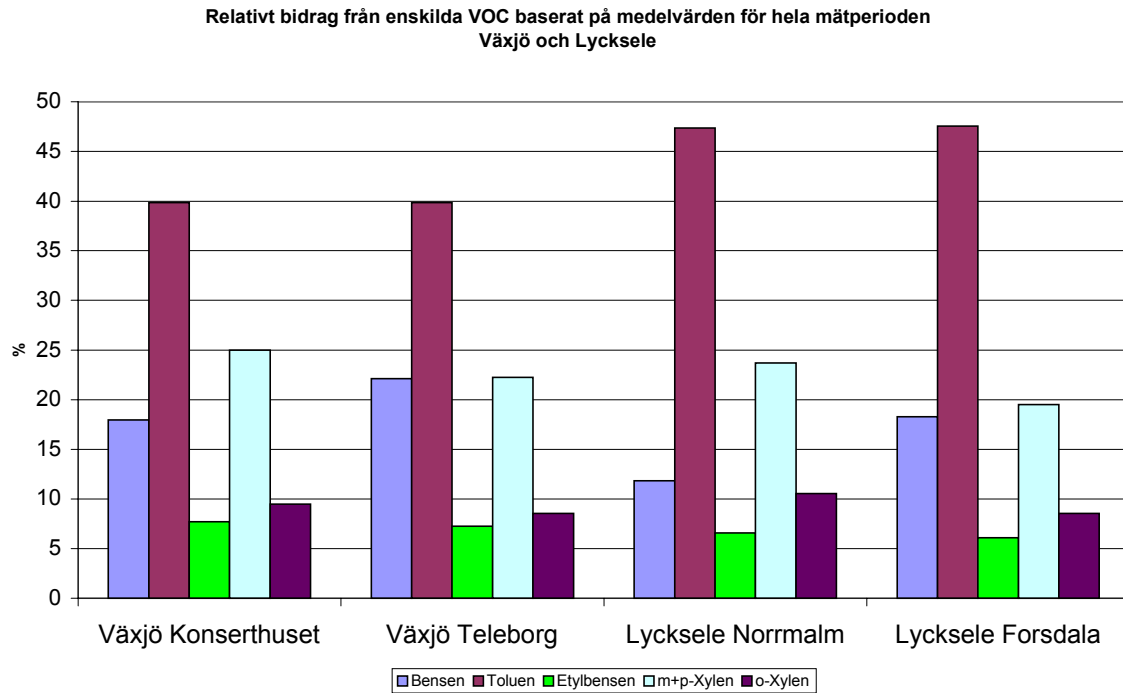
	Konserthuset			Teleborg		
	Bensen (µg/m ³)	Toluen (µg/m ³)	Toluen/ Bensen kvot	Bensen (µg/m ³)	Toluen (µg/m ³)	Toluen/ Bensen kvot
Kall < -10°C						
Antal prover	8	8	8	6	6	6
Medelc ±Std	2.3±0.8	5.5±2.4	2.3±0.5	1.9±1.0	4.5±4.2	2.0±0.8
Konfidensintervall 95%	1.8-2.8	3.9-7.2	2.0-2.6	1.2-2.7	1.1-7.9	1.3-2.7
Kall < -5°C						
Antal prover	23	23	23	21	21	21
Medelc ±Std	2.4±1.1	5.9±3.4	2.3±0.6	2.1±1.2	4.9±4.1	2.1±1.0
Konfidensintervall 95%	2.1-2.9	4.5-7.3	2.1-2.5	1.6-2.6	3.1-6.6	1.7-2.5
Varm > -5°C						
Antal prover	62	62	62	65	65	65
Medelc ±Std	2.2±2.0	5.0±7.1	2.0±0.8	1.3±0.9	2.3±3.5	1.4±1.3
Konfidensintervall 95%	1.7-2.6	3.2-6.7	1.8-2.2	1.1-1.5	1.4-3.1	1.1-1.8



Figur 33. Koncentrationer av enskilda VOC i Växjö och Lycksele. Medelvärden för hela mätperioden

Medelkoncentrationerna av bensen ligger på samma nivå som i Lycksele medan toluenkoncentrationerna är lägre (Figur 33). Även i Växjö ligger toluen/bensen kvoterna närmare trafikrelaterade utsläpp än de från bakgrundsluft (0.5) (Johansson et al. 2001) eller vedeldning (0.35) (Hedberg et al., 2002) även om de är lägre än de som erhöles för trafikavgaser i Söderledstunneln (3.5) (Johansson et al. 2001).

Inkluderas etylbensen och xylen-föreningarna (se Figur 34) erhålls en ännu tydligare trafikprofil. Profilerna från Forsdala i Lycksele och Teleborg i Växjö liknar varandra med undantag för toluen. De skiljer sig något från de profiler som erhöles från de mer trafikintensiva provtagningsplatserna, Norrmalm och konserthuset, framför allt förhållandet mellan m+p-xylen och bensen.



Figur 34. Relativt bidrag från enskilda VOC baserat på medelvärden för hela mätperioden Växjö och Lycksele.

9. VOC övriga gaser

9.1 Aktiv provtagning

Koncentrationerna av etylbensen, m+p-xylen och o-xylen var dubbelt så höga vid konserthuset jämfört med Teleborg (Tabell 13) och skillnaden var signifikant. De varierade också på samma sätt som koncentrationerna för bensen och toluen med avseende på de parametrar som diskuterats ovan. Medelkoncentrationerna ligger nära de som uppmättes i Lycksele (Figur 33).

Tabell 13. Koncentrationer av etylbensen, m+p-xylen och o-xylen i Växjö 10 januari – 5 mars 2003.

	Konsert huset			Teleborg		
	Etylbensen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	m+p-Xylen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	o-Xylen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Etylbensen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	m+p-Xylen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	o-Xylen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Antal prover	95	97	97	95	97	95
Max	6.8	22	8.4	3.4	11	4.0
Min	0.1	0.1	0.02	0.01	0.01	0.04
Median	0.5	1.6	0.6	0.2	0.5	0.2
Medelc \pm Std	0.9 \pm 1.3	3.1 \pm 4.1	1.2 \pm 1.6	0.5 \pm 0.7	1.5 \pm 2.2	0.6 \pm 0.8
Konfidensintervall 95%	0.7 – 1.2	2.2 – 3.9	0.8 – 1.5	0.4 – 0.6	1.1 – 2.0	0.4 – 0.8

10. Spridningsberäkningar

10.1 Sammanfattning

Spridningsberäkningar har genomförts för mätperioden på knappt tre månader. Beräkningarna begränsar sig till förbränningspartiklar och genom att väga samman mätningar och beräkningar har även detaljerade data tagits fram för hälsostudier. Dessa innefattar dygnsmedelvärden av PM10.

En översiktlig jämförelse görs mellan beräknade (inklusive bakgrund) och uppmätta halter. Beräknade halter inklusive bakgrundsbidrag underskattar något uppmätta halter. För Teleborg är avvikelsen ca 7% och för Konsert huset ca 16%. Orsaken är osäkerheter i såväl modellberäkningar som mätdata samt analysen av bakgrundshalter. Av tabellen nedan framgår att vid mätplatserna Teleborg och Konsert huset domineras PM10 halterna av haltbidrag från bakgrundsluft. För Teleborg beräknas bakgrunden svara för ca 85% av uppmätta halter. Motsvarande värde för Konsert huset uppskattas till ca 64%. Bidragen från övriga källor i Växjö är relativt små, fransett vägtrafiken som beräknas bidra med ca 15% vid Konsert huset. Bidraget från icke miljögodkända pannor beräknas till ca 3% vid Konsert huset och ca 1% vid Teleborg

Tabell 14. Uppskattade haltbidrag (%) från olika källtyper till uppmätta PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) under mätperioden 2002-12-04 – 2003-02-27

<i>Källa</i>	<i>Teleborg (%)</i>	<i>Konserthuset (%)</i>
<i>Vägtrafik (utan resuspension)</i>	5	15
<i>Icke miljögodkända villapannor</i>	0.9	3.0
<i>Miljögodkända villapannor</i>	0.02	0.014
<i>Lokaleldstäder</i>	1.3	0.47
<i>Övriga (oljepannor+Sandviksverket)</i>	0.18	0.62
<i>Bakgrund</i>	85	64
<i>Oidentifierade källbidrag</i>	7	16

Det finns andra områden i Växjö som har en relativt stor andel gamla vedpannor, exempelvis Öjaby och Högstorp. Beräkningarna indikerar att påverkan från vedeldningen är i dessa områden, som medelvärde under perioden, av storleken några $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I figur 14 presenteras beräkningar då emissioner från alla källor i Växjö samt bakgrundshalter inkluderats. Enligt miljö kvalitetsnormen för PM10 avseende årsmedelvärden ligger utvärderingströsklarna mellan 10-14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Figur 14 avser kortare period om knappt tre månader och kan därför inte direkt jämföras med miljö kvalitetsnormen. Om vi ändå gör det framgår det att bakgrundshalterna är relativt höga, varför ett inte allt för stort lokalt bidrag medför att övre utvärderingströskeln överskrids i stora delar av Växjö.

- Beräkningarna har sammanvägts med mätdata från kompletterade tidsserier av dygnsmedelhalter av PM10 vid Teleborg, Konserthuset och Aneboda. Ett dataset har tagits fram för hälsostudier med dygnsmedelhalter av PM10 i ett beräkningsrutnät om 56*44 beräkningspunkter med beräkningsavstånd på 250 meter, för perioden 2002-12-04 till 2003-02-26, dvs för 85 dygn.

10.2 Spridningsberäkningar

Beräkningar görs först för de olika källtyper som presenteras i tabell 1. Därefter görs beräkningar för alla källor inklusive bakgrundshalter. Beräkningarna görs med hjälp av den Gaussiska modellen i SMHI:s Airviro system.

10.3 Emissionsdata

En smmanställning av emissionerna av alla ämnen i Växjö har presenterats i den preliminära redovisningen. I Tabell 15 redovisas de totala partikelemissionerna i det beräkningsområde som använts för spridningsberäkningarna, som redovisas nedan.

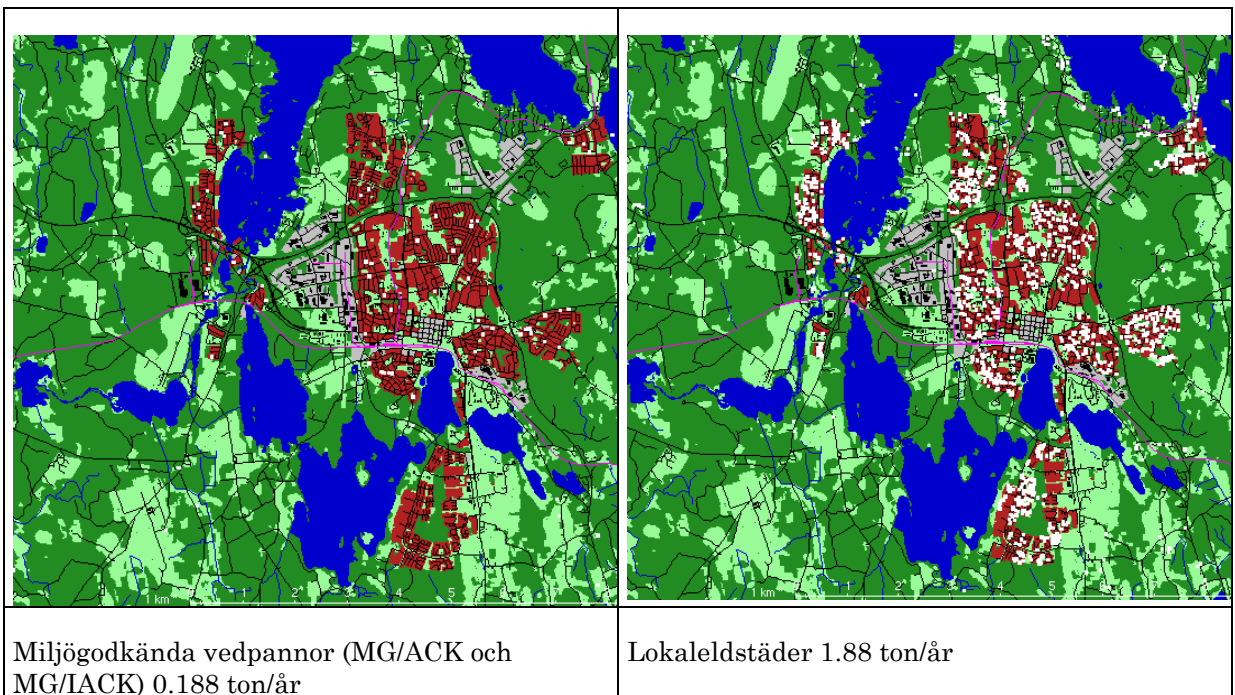
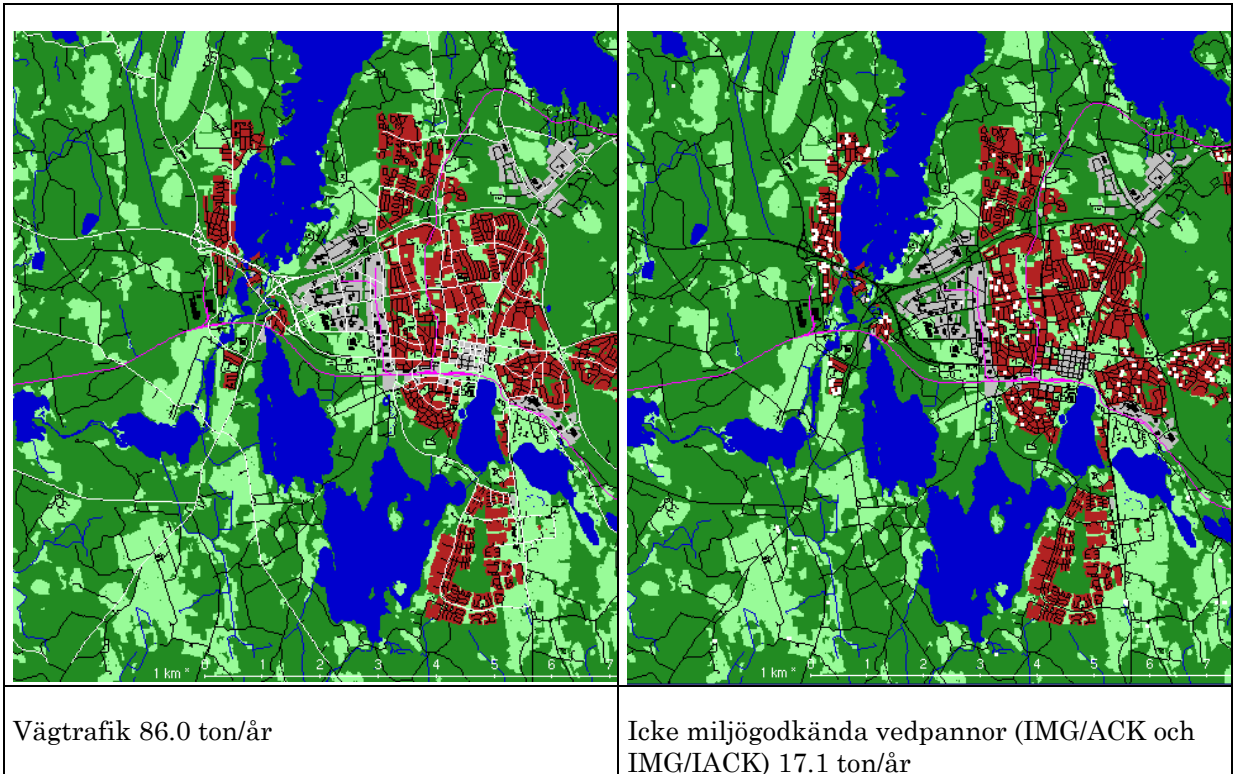
Tabell 15. Emissioner av förbränningspartiklar i Växjö enligt edb99-O3b.

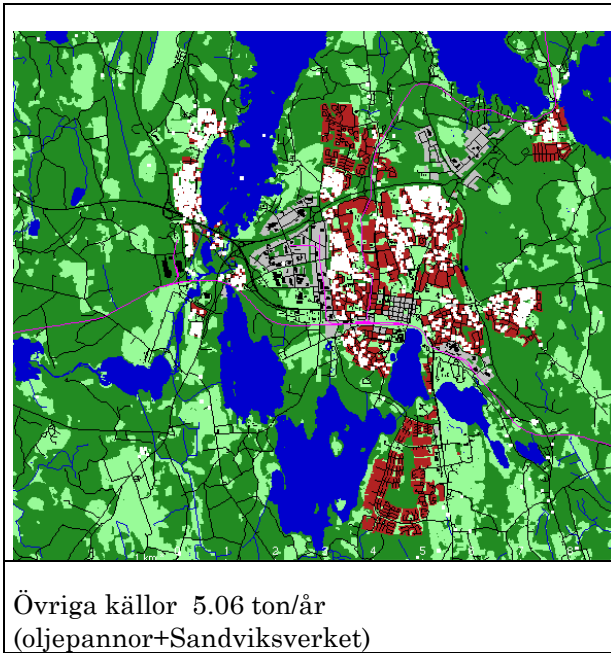
<i>10.3.1.1</i>	<i>Källtyp</i>	<i>Emission (ton/år)</i>
	<i>Trafik (utan resuspension)</i>	86.0
	<i>Villapannor icke miljögodkända med och utan ackumulatortank</i>	17.1
	<i>Villapannor miljögodkända med och utan ackumulatortank</i>	0.188
	<i>Lokaleldstäder</i>	1.88
	<i>Övriga källor (oljepannor+Sandviksverket)</i>	5.06
	<i>Summa</i>	110.2

Totalt emitteras ca 100 ton förbränningspartiklar per år. Av dessa står avgaspartiklarna från vägtrafiken för den helt dominerande delen, ca 86 ton/år. Då ingår inte vägtrafikens bidrag till PM10 emissionerna p g a slitage av vägbanor mm., som kan utgöra betydligt större del.

Av bibränsle emissionerna är det de icke miljögodkända villapannorna med liten eller ingen ackumulatortank som ger det största bidraget, knappt 20 ton/år, medan lokaleldstäderna uppskattas emittera knappt 2 ton per år.

Den geografiska fördelningen av utsläppen framgår av figurerna nedan.





Figur 35. Källornas lägen och emissioner av förbränningspartiklar enligt emissionsdatabasen.

10.4 Haltberäkningar

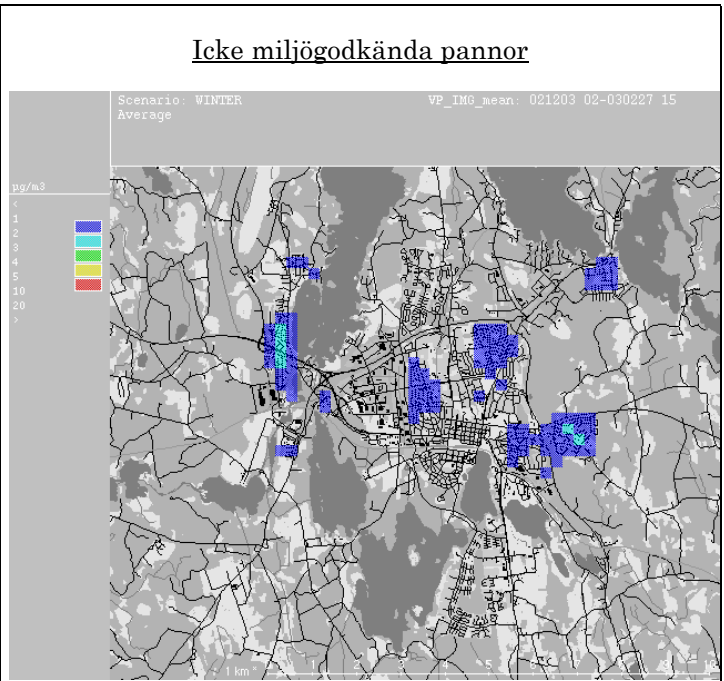
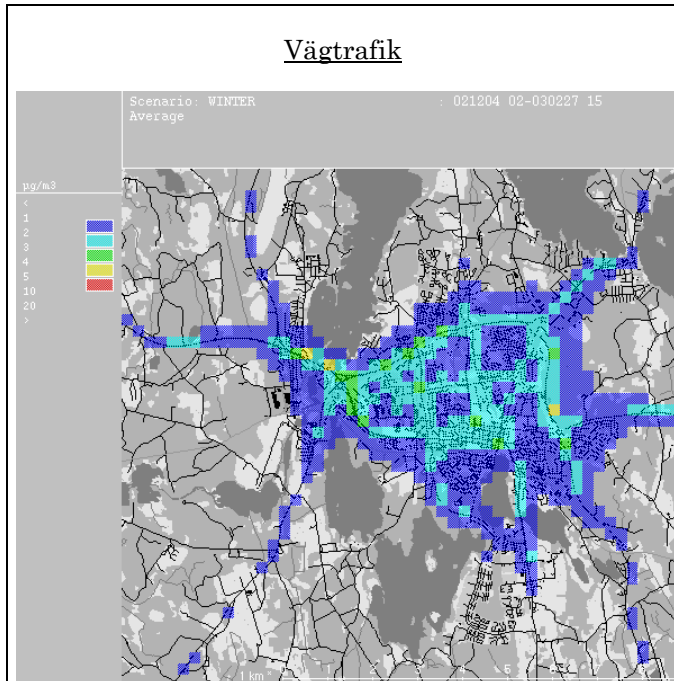
I Tabell 16 sammanställs beräkningarna av partikelhalterna för mätperioden (4 december 2002 till 27 februari 2003). Med hjälp av emissionsdatabasen och de meteorologiska mätningarna har bidraget till halterna från olika källor vid Teleborg och Konserthuset beräknats. Som framgår av tabellen dominerar bakgrundshalterna och bidragen från de lokala källorna i Växjö är små. Av de lokala källorna är vägtrafiken viktigast. I beräkningarna ingår endast vägtrafikens avgasemissioner. Partiklar som sprids på slitage av vägbanor mm kan utgöra lika stor eller större del men ingår inte i beräkningarna. Emissionerna på vägbaneslitage är bl a beroende av vägbaneförhållandena (fuktig eller torr vägbana) och dubbdäcksanvändningen.

Beräknade halter inklusive bakgrundsbidrag underskattar något uppmätta halter. För Teleborg är avvikelserna ca 7% och för Konserthuset ca 16%. Orsaken är osäkerheter i såväl modellberäkningar som mätdata samt analysen av bakgrundshalter.

Tabell 16. Beräknade haltbidrag av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Teleborg och Konserthuset. Beräkningarna avser medelvärden under perioden 2002-12-04 –2003-02-27.

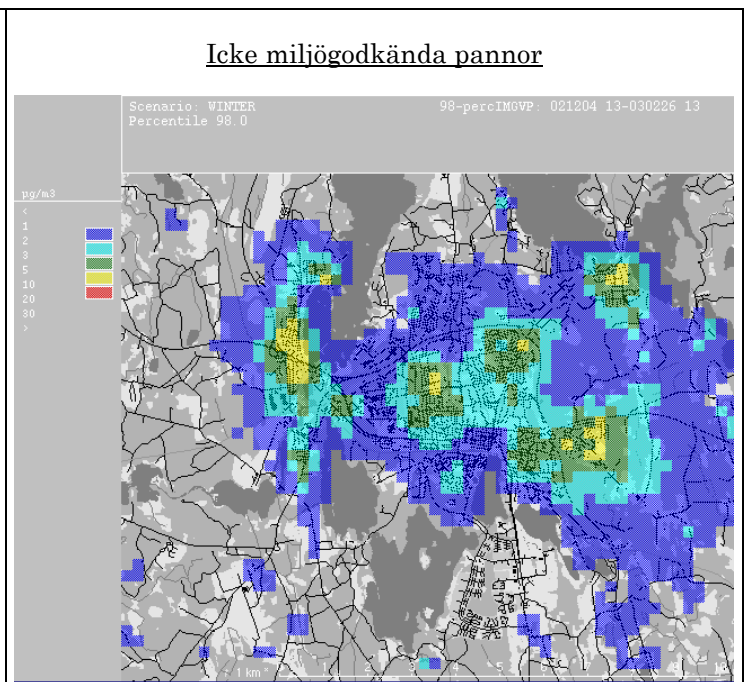
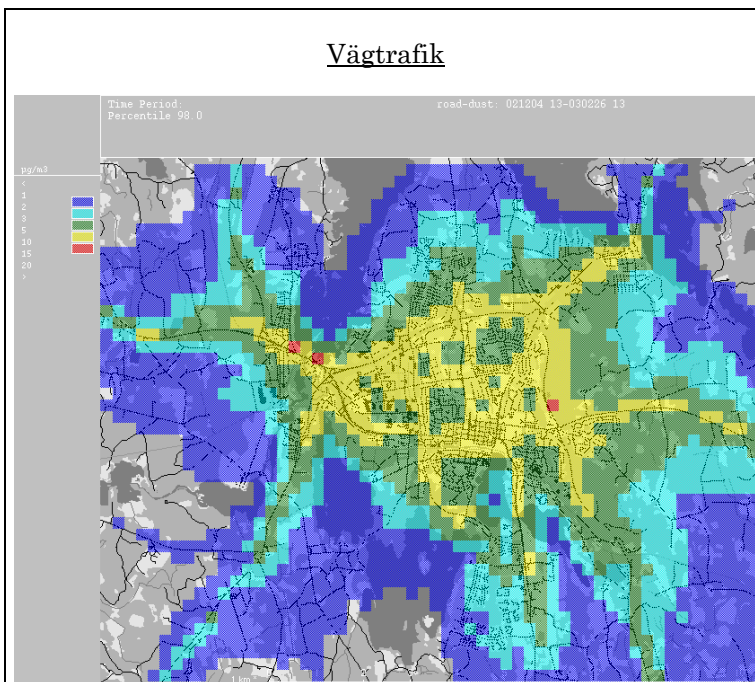
<i>Källa</i>	<i>Teleborg</i>	<i>Konserthuset</i>
<i>Vägtrafik</i>	0.69	2.72
<i>Icke miljögodkända villapannor</i>	0.12	0.54
<i>Miljögodkända villapannor</i>	0.0025	0.0025
<i>Lokaleldstäder</i>	0.18	0.085
<i>Övriga</i>	0.025	0.11
<i>Bakgrund</i>	11.7	11.7
<i>Summa</i>	12.7	15.2
<i>Uppmätt</i>	13.7	18.1
<i>Differens beräknat uppmätt (%)</i>	-7	-16

Nedanstående figurer visar den geografiska fördelningen av haltbidragen beräknade som medelbidrag och 98 percentil av dygnsvärdena för perioden 3 dec 2002 – 27 feb 2003. KHV anger Kartans Högsta Värde.



Figur 36. Beräknade partikelhalter. Medelvärden för perioden Dec 03 2002- Feb 27 2003. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Enbart vägtrafik. KHV: $4.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Figur 37. PM medelvärden. Perioden Dec 03 2002- Feb 27 2003 Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$ EDB:edb99-Icke miljögodkända pannor (IMG/ACK och IMG/IACK). KHV: $2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

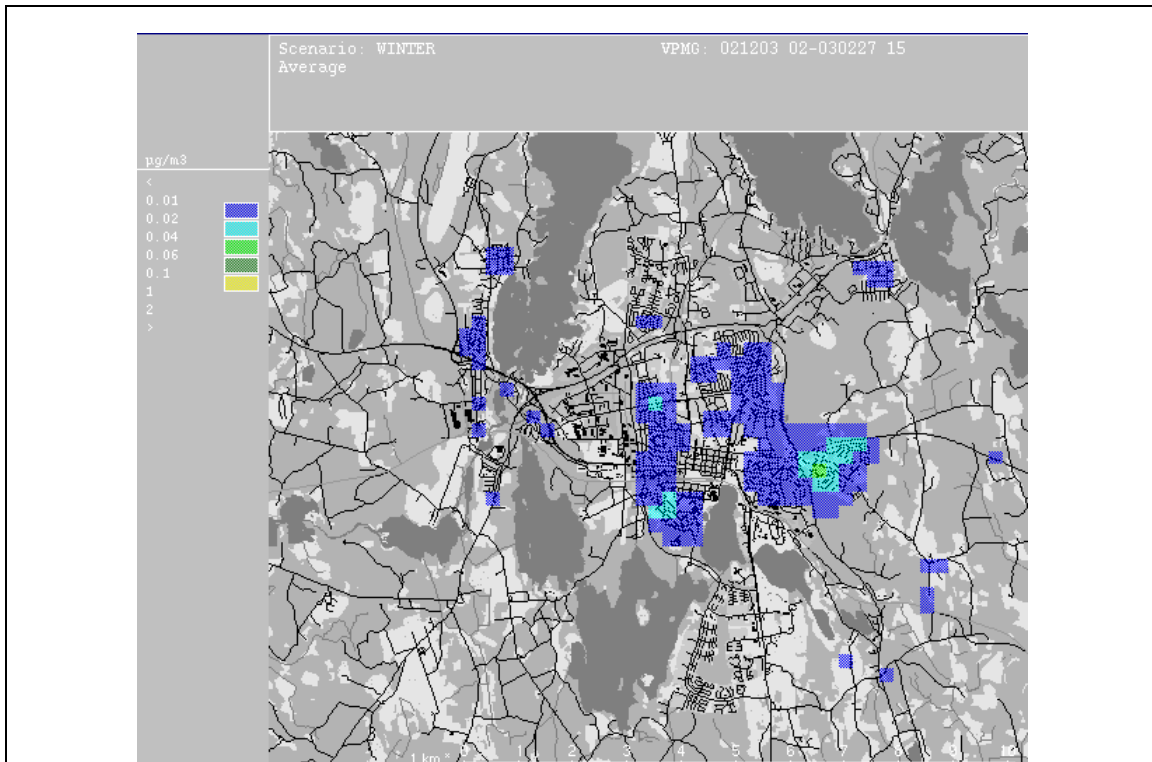


Figur 38. PM 98-percentiler av dygnsmedel för perioden Dec

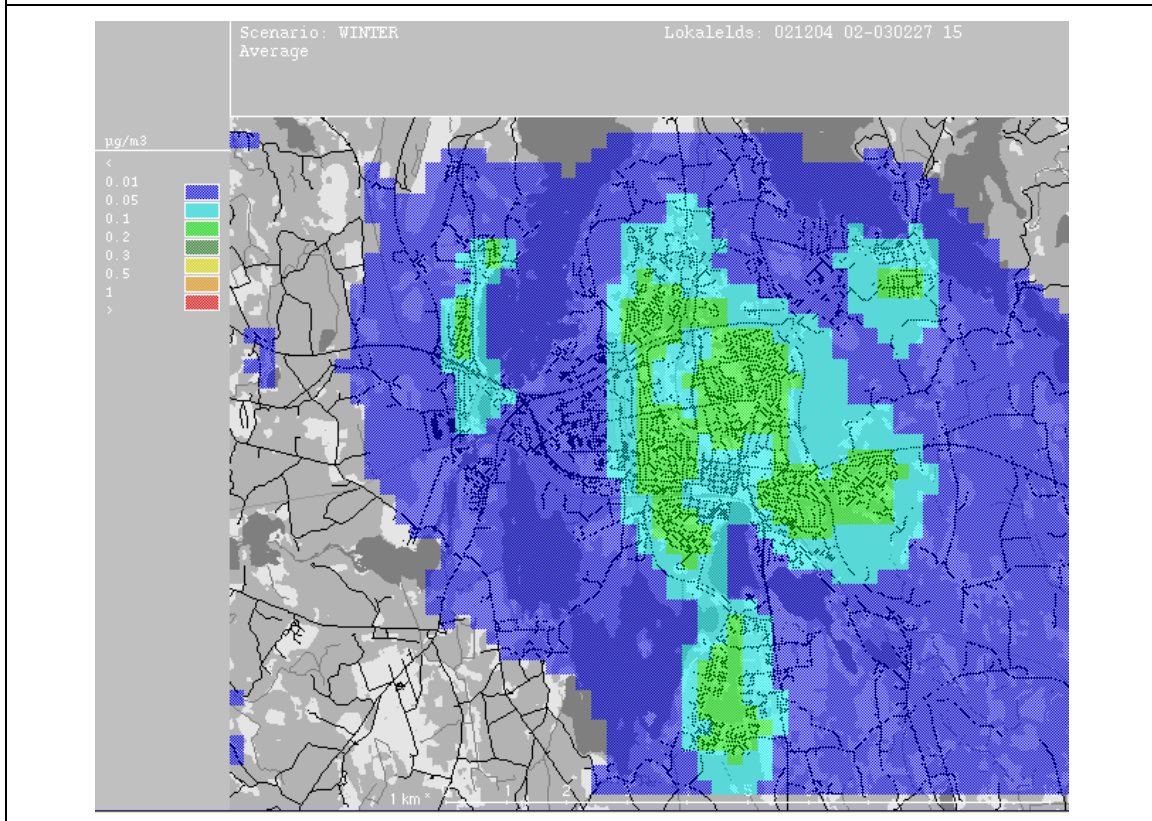
Figur 39. PM 98-percentil av dygnsmedelvärden Period: Dec

03 2002- Feb 27 2003. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Enbart vägtrafik.
KHV: $12.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$

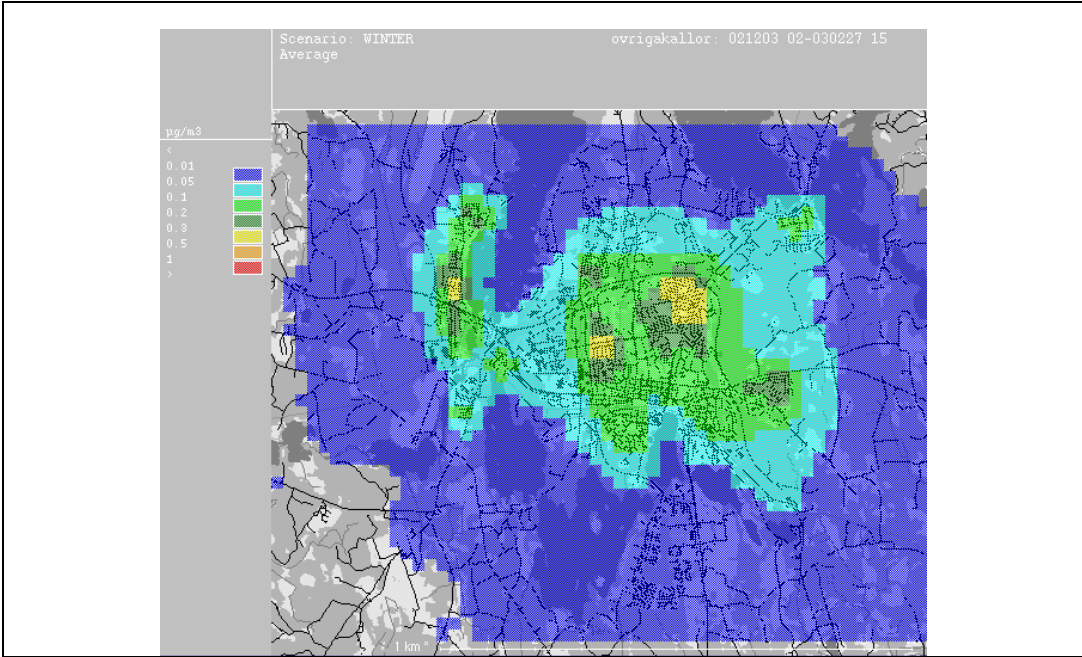
03 2002- Feb 27 2003 Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Icke miljögodkända
pannor (IMG/ACK och IMG/IACK) KHV: $6.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$



Figur 40. PM medelvärden Period: Dec 03 2002- Feb 27 2003 Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Miljögodkända pannor (MG/ACK och MG/IACK) KHV: $0.04 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

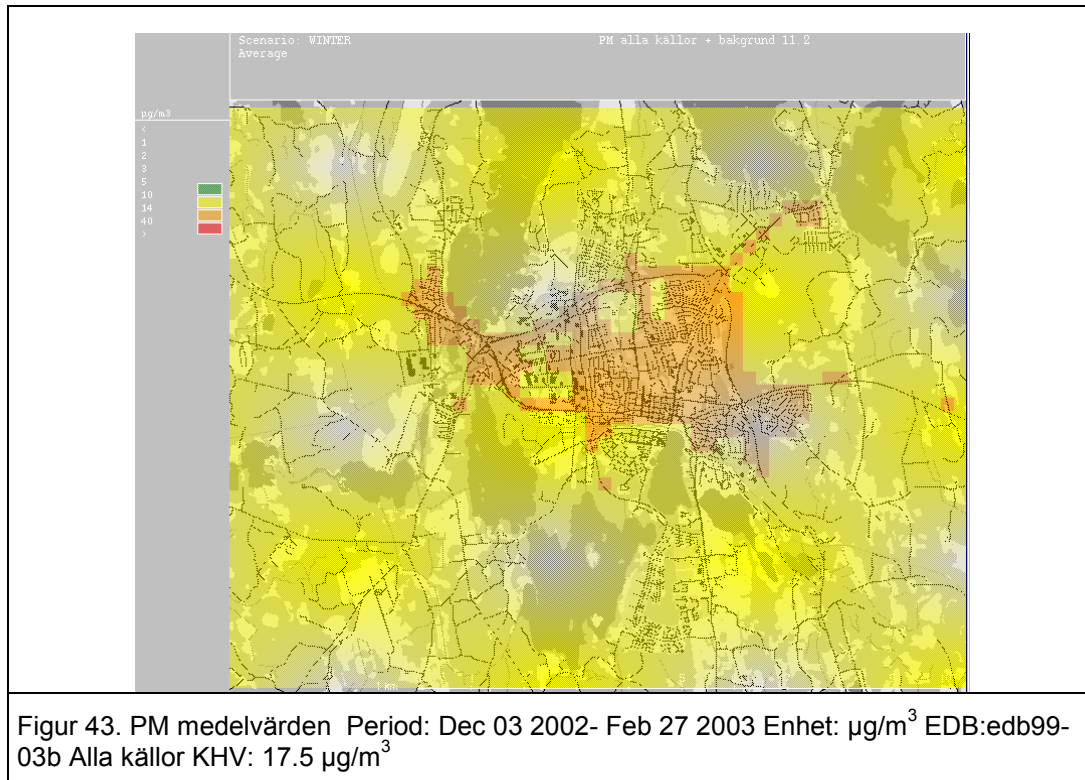


Figur 41. PM medelvärden Period: Dec 03 2002- Feb 27 2003 Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Lokaleldstäder
KHV: $0.18 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



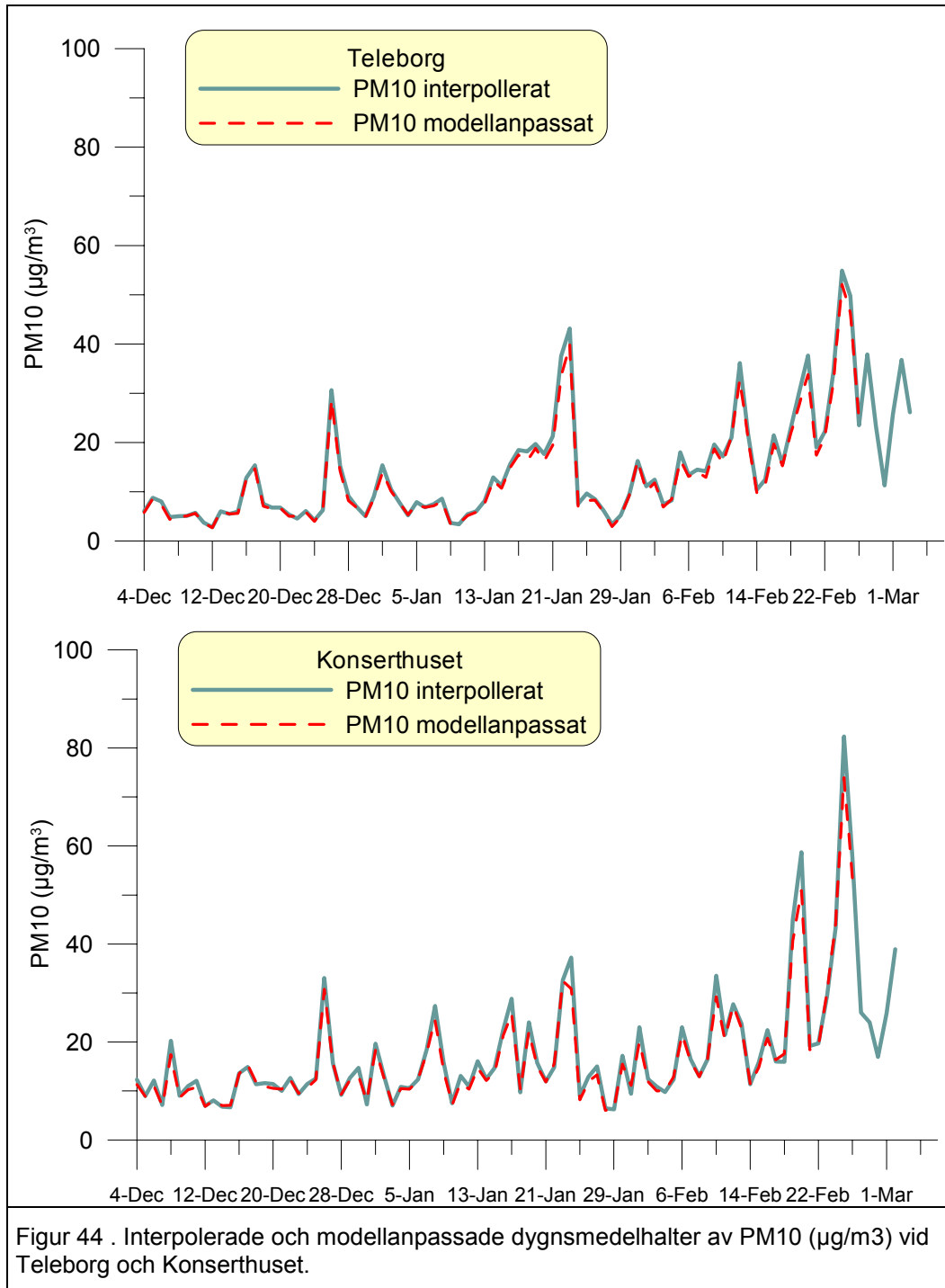
Figur 42. Medelvärden. Period: Dec 03 2002- Feb 27 2003. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Övriga källor.
KHV: $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

I Figur 43 presenteras beräkningsresultat då emissioner från alla källor i Växjö samt bakgrundshalter inkluderats. Enligt miljö kvalitetsnormen för PM10 avseende årsmedelvärden ligger utvärderingströsklarna mellan $10-14 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Figuren avser en kortare period om knappt tre månader och kan därför inte direkt jämföras med miljö kvalitetsnormen. Om vi ändå gör det framgår det att bakgrundshalterna är relativt höga, varför ett inte allt för stort lokalt bidrag medför att övre utvärderingströskeln överskrids i stora delar av Växjö.



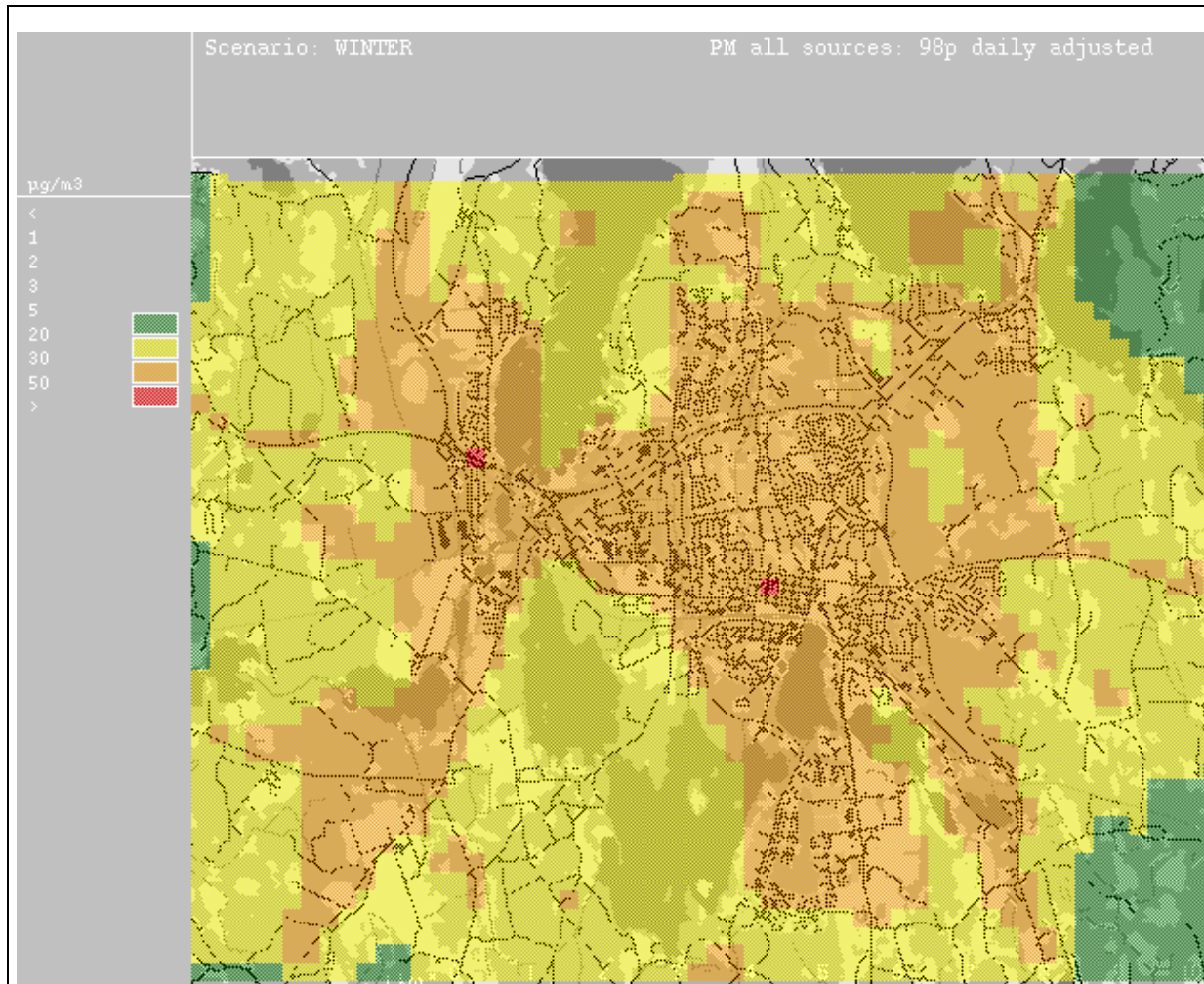
11. PM10 data för hälsostudier

För att beskriva PM10 halternas variationer i tid och rum har ett dataset tagits fram där mätdata och beräkningsdata sammanvägts. Det har gjorts på följande sätt. Först har mätdata kompletterats så att fullständiga tidserier erhållits för mätstationerna vid Teleborg, Konserthuset och Aneboda, se avsnitt 2. Därefter har modellberäknade och uppmätta halter sammanvägts. Bakgrundshalter höjer den allmänna förorenings nivån och mätdata vid Teleborg och Konserthuset påverkar närliggande halter. Metoden innebär att anpassade halter vid mätplatserna sammanfaller med uppmätta (interpolerade) halter.



Figur 44 . Interpolerade och modellanpassade dygnsmedelhalter av PM10 (µg/m³) vid Teleborg och Konserthuset.

I Figur 45 visas exempel på resultat för modellanpassade data. Figuren visar 98-percentiler av dygnsmedelhalter. Figuren kan inte direkt jämföras med miljökvalitetsnormer eftersom normen avser ett år. Figuren indikerar dock höga halter. Orsaken är långdistanstransport.



Figur 45. Modellanpassade halter av PM10 (98-percentil av dygnsmedel) Period: Dec 03 2002- Feb 27 2003 Enhet: µg/m³ EDB:edb99-03b Alla källor KHV: 54 µg/m³

12. Referenser

- Areskoug, H., T. Alesand, H-C Hansson, E. Hedberg, C. Johansson, V. Vesely, U. Wideqvist, och T. Ekengren, 2001. Kartläggning av inandningsbara partiklar i svenska tätorter och identifikation av de viktigaste källorna. Resultat 1 september 1999 – 31 augusti 2000. Rapport nr. 91, ITM Luftlaboratoriet, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- 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.
- Hedberg, E., Hansson, H.C., Johansson, C., Vesely, V., Wideqvist, U., and Kristensson, A., 2002. Characterisation of particles in Lycksele and Gothenburg. ITM Report 92. ITM Stockholm university, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X.
- 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.



**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**