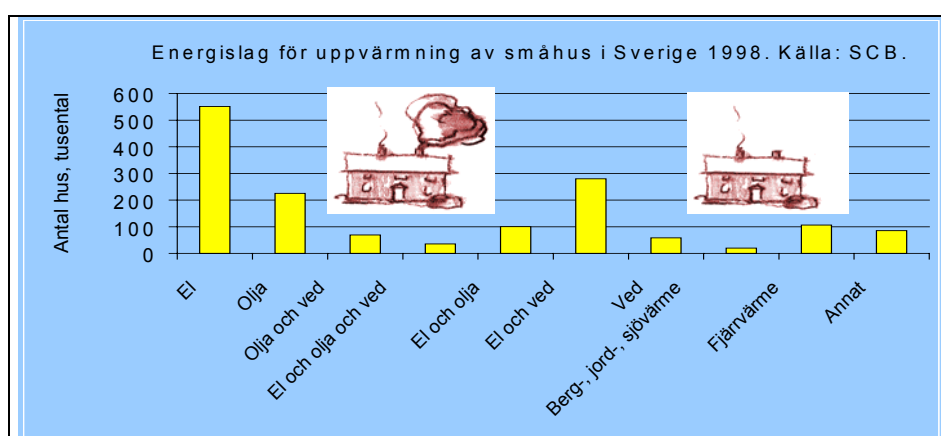


Luftföroreningsmätningar i Enskede och Kista

- två småhusområden med olika uppvärmningsätt



K-G Westerlund, Billy Sjövall och P-Å Johansson, Stockholms luft- och bulleranalys
Miljöförvaltningen, Stockholm

På uppdrag av Miljöförvaltningens hälsoskyddsavdelning

Oktober 1999

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	sid
SAMMANFATTNING	2
BAKGRUND.....	3
MÄTPLATSBEKRIVNING	3
<i>Enskede</i>	3
<i>Kista</i>	4
MÄTKOMPONENTER	5
MÄTUTRUSTNING.....	5
MÄTTID.....	5
ÄMNENAS UPPKOMST OCH HÄLSORISK.....	5
LUFTKVALITETSKRITERIER	6
VÄDERFÖRHÅLLANDEN UNDER MÄTPERIODEN	6
MÄTRESULTAT	8
KVÄVEOXIDER	8
FORMALDEHYD	8
FLYKTIGA KOLVÄTEN	9
PARTIKLAR	10
POLYCYKLISKA AROMATISKA KOLVÄTEN	11
LUFTFÖRORENINGARNAS URSPRUNG.....	12
JÄMFÖRELSER MELLAN MÄTPLATSERNA, SAMVARIATION.....	12
DYGNSRYTM FÖR PARTIKLAR	13
KOLVÄTENAS SAMMANSÄTTNING	14
<i>VOC</i>	14
<i>PAH</i>	15
REFERENSER.....	17

Sammanfattning

Den relativt sett dåliga förbränningen av fasta bränslen i villapannor och braskaminer gör att utsläppet av oförbränt organiskt material blir stort. Utsläppen av luftföroreningar från småskalig vedeldning har också alltmer uppmärksamats under senare år som ett allvarligt hälsoproblem i vissa tätorter och villaområden. De ämnen som släpps ut kan medföra kroniska och akuta problem i luftvägarna och vissa av dem är cancerframkallande. Vedeldningen kan i en del tätorter ge ett påtagligt bidrag till utsläppen av partiklar samt vissa flyktiga organiska ämnen (VOC) och polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Kunskapen om halter av de aktuella ämnena i villaområden är emellertid liten.

I syfte att få underlag för egna bedömningar av betydelsen på luftkvaliteten av vedeldning har Miljöförvaltningen under februari och mars 1997 genomfört ett projekt innefattande luftföroreningsmätningar utomhus i ett område i Enskede, som fått representera områden med möjlighet till vedeldning i enskilda hus och i ett område i Kista, där få enskilda eldstäder finns installerade.

De ämnen som mätts är kväveoxider (NO_x/NO_2), formaldehyd, flyktiga kolväten (VOC), polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och inandningsbara partiklar ($\text{PM}_{10}/\text{PM}_{2,5}$).

Mätningarna visar generellt sett att halterna av NO_x/NO_2 , VOC och PAH är högre i Enskede än i Kista. När det gäller formaldehyd så ses inga skillnader mellan områdena. Beträffande PM_{10} och $\text{PM}_{2,5}$ så är halterna högst i Kista.

I relation till aktuella luftkvalitetskriterier så är i de flesta fallen uppmätta halter så låga att risken för överskridanden bedöms vara liten på båda mätplatserna. Undantag är bensen, bens(a)pyren och PM_{10} . När det gäller bensen och bens(a)pyren så finns risk för överskridande av IMM föreslagna långtidsgränsvärden i både Enskede och Kista. Beträffande PM_{10} så föreligger risk för att IMM:s föreslagna halvårsgränsvärde överskrids i Kista.

Frågan om luftföroreningarnas ursprung har studerats beträffande VOC, $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{2,5}$ och PAH. I regel pekar mätresultaten mot att vägtrafiken dominerar luftföroreningsbilden i mätområdena. Endast beträffande $\text{PM}_{2,5}$ och då i Enskede pekar resultatet mot att de lokala utsläppen från uppvärmningen spelar roll. Huruvida partikelemissionen härrör från ved- eller från oljeeldning kan dock inte avgöras.

Vädret har under mätperioden varit varmare och mindre blåsigt än normalt vilket kan ha inneburit lägre eldningsbehov och bättre utspädning av rökgaserna från uppvärmningen än normalt.

Bakgrund

Den relativt sett dåliga förbränningen av fasta bränslen i villapannor och braskaminer gör att utsläppet av oförbränt organiskt material blir stort. Utsläppen av luftföroreningar från småskalig vedeldning har också alltmer uppmärksamrats under senare år som ett allvarligt hälsoproblem i vissa tätorter och villaområden. De ämnen som släpps ut kan medföra kroniska och akuta problem i luftvägarna och vissa av dem är cancerframkallande.

Vedeldningen kan i en del tätorter ge ett påtagligt bidrag till utsläppen av partiklar samt vissa flyktiga organiska ämnen (VOC) och polycykliska aromatiska kolväten (PAH).

Totala utsläppen av VOC i Sverige har beräknats vara av storleksordningen 120 000 ton per år, varav c:a 25 procent faller på vedeldningen. Merparten härrör från trafiken. Beträffande PAH så saknas uppgifter om totalutsläpp i landet, men den småskaliga vedeldningens utsläpp bedöms vara dubbelt så stort som trafikens (ref. 1).

För Stockholms del har de totala VOC utsläppen för år 1995 beräknats vara c:a 19 000 ton (ref. 2). Av dessa har storleksmässigt en fjärdedel uppskattats komma från småskalig vedeldning. De totala PAH-utsläppen i Stockholm har beräknats vara 3 300 kg år 1996. Drygt hälften av dessa uppskattas komma från de enskilda hushållens vedeldning och en knapp tredjedel från vägtrafiken (ref. 3).

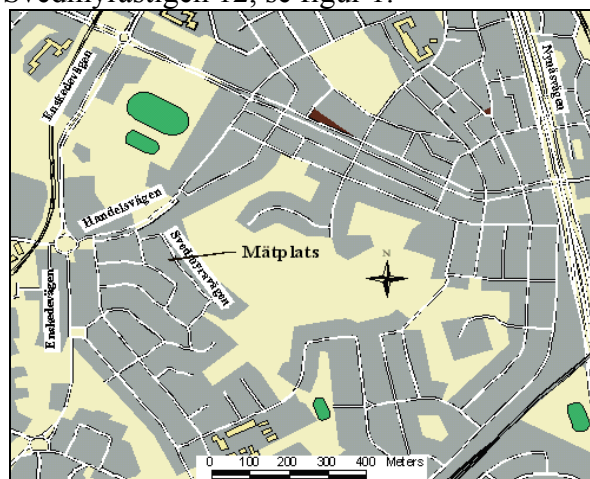
Kunskapen om halter av de aktuella ämnena i villaområden är liten. Institutet för miljömedicin, IMM, har bedömt att olägenheterna på grund av luftföroreningarna, innefattande risk för hälsoproblem och lukt, är så stora att utbredd vedeldning i tätbebyggda områden är direkt olämpligt, åtminstone med dagens eldningsteknik (ref. 4).

I syfte att få underlag för egna bedömningar av betydelsen på luftkvaliteten av vedeldning har Miljöförvaltningen inom programområdet ”Luften och vår hälsa” i stadens miljöprogram, Miljö 2000, genomfört ett projekt innefattande luftföroreningmätningar utomhus i ett par av stadens villaområden. Efter kontakter med skorstensfejaremästare i staden gjordes under februari – mars 1997 mätningar i två områden. Det ena, beläget i Enskede, representerar områden med möjlighet till vedeldning i många hus. Det andra området däremot, beläget i Kista, är exempel på områden där få enskilda eldstäder finns installerade.

Mätplatsbeskrivning

Enskede

Mätningarna har gjorts vid Svedmyrastigen 12, se figur 1.



Figur 1: Kartskiss över mätplatsen i Enskede.

Uppvärmningsförhållanden

Mätplatsen ligger i ett villaområde där flera av fastigheterna har kombipanna/öppen spis/braskamin installerad. Enligt uppgift från skorstensfejaremästaren så är det dock endast en fastighet i området som helt värms med ved och denna ligger flera kvarter bort från mätplatsen. Eftersom eldning sker i många enskilda pannor kan antas att denna påverkar luftföroreningshalten på platsen. Omfattningen samt vedeldningens andel är dock svår att avgöra.

Trafiksituation

Väster om mätplatsen på avståndet c:a 250 m går Enskedevägen som trafikeras av 13 000 fordon per vardagsdygn. Cirka 100 m norr om platsen ligger Handelsvägen med 1 000 fordon per dygn. Nynäsvägen som trafikeras av 83 000 fordon per dygn går öster om mätplatsen på avståndet c:a en kilometer. Med hänsyn till trafikmängder på och avstånd till omgivande gator så spelar trafiken i närområdet sannolikt en betydande roll för luftföroreningshalterna på platsen. Bidraget till luftföroreningsförhållandena från trafiken kan antas vara störst vid vindar inom sektorn SV – NV.

Kista

Mätningarna har gjorts vid Århusgatan 107, se figur 2.



Figur 2: Kartskiss över mätplatsen i Kista.

Uppvärmningsförhållanden

Mätplatsen ligger i ett relativt nybyggt radhusområde, som värms med fjärrvärme. Braskamin finns installerad i nio av husen i området. Av dessa ligger sju väst - nordväst och två ost - sydost om mätplatsen. Vedeldningen kan antas vara ringa, mest s.k. trivseldning, varför dess bidrag till luftföroreningsförhållandena bedöms vara liten.

Trafiksituation

Ost – nordost om mätplatsen, på c:a 100 meters avstånd, går Jyllandsgatan som trafikeras av 1 500 fordon per vardagsdygn. Norr om platsen på c:a 700 meters avstånd passerar Danmarksgatan och Norgvegatan med trafikmängder om 11 000 respektive 8 000 fordon per vardagsdygn. I väster på 1,3 kilometers avstånd sträcker sig Akallavägen med 26 000 fordon per dygn och söder om mätplatsen går på avståndet c:a 900 m Hjulstavägen som trafikeras av 35 000 – 40 000 fordon per vardagsdygn. Trafiken i närområdet är liten och avståndet till större trafikleder är stort. Närtrafikens betydelse för luftföroreningsituationen på platsen bedöms därför vara liten. Störst påverkan på luftföroreningsssi

tuationen har med tanke på trafikmängder och avstånd till mätplatsen, trafiken på Hjulstavägen och då vid vindar i sektorn SO - SV.

Mätkomponenter

De ämnen som mätts är kväveoxider (NO_x, NO₂)¹⁾, flyktiga kolväten (bensen, toluen, xylen och TVOC²⁾), formaldehyd, partiklar (PM₁₀ och PM_{2,5})³⁾ samt PAH⁴⁾.

¹⁾ NO_x = summa kväveoxider

NO₂ = kvävedioxid

²⁾ TVOC = totalmängd flyktiga kolväten (eg. organiska ämnen)

³⁾ PM₁₀ = partiklar med aerodynamisk diameter mindre än 10 mikrometer.

PM_{2,5} = partiklar med aerodynamisk diameter mindre än 2,5 mikrometer.

⁴⁾ PAH = polycykliska aromatiska kolväten.

Mätutrustning

Av tabell 1 framgår vilken mätutrustning som använts för de olika mätkomponenterna.

Tabell 1: Mätutrustning/mätmetoder.

Mätkomponent	Utrustning	Tids- upplösning	Mätprincip/ analysmetod
Kväveoxider	Diffusionsprovtagare	2 veckor	Våtkemisk spektrofotometri
Formaldehyd	Diffusionsprovtagare	2 dygn	HPLC ¹⁾
Flyktiga kolväten	Diffusionsprovtagare	1 vecka	Gaskromatografi
Partiklar	TEOM 1400	1 timme	Teom ²⁾
PAH	LIB (membranfilter och polyuret- tanpuffar)	2 dygn	Vätske- och gaskromatografi

1) HPLC = High Pressure Liquid Chromatography (högtrycksvätskekromatografi)

2) Teom = Tapered element oscillating microbalance.

Mättid

Mätningarna gjordes parallellt på båda platserna under tiden 20 januari – 17 mars 1997.

Ämnenas uppkomst och hälsorisk

Kvävedioxid är en gas som bildas direkt vid förbränningsprocesser men också sekundärt i omgivningsluften genom oxidation av kväveoxid. Ämnet verkar irriterande på andningsvägarna och medför ökat besvär för människor med luftvägssjukdomar, särskilt astmatiker. Kvävedioxid spelar möjligen även roll för uppkomst av cancer.

Formaldehyd är en gas som bildas vid förbränning i motorer och vid vedeldning men också genom fotokemiska reaktioner i luften. Ämnet förekommer i och avgår från limmer och vissa byggnadsmaterial samt diverse hushållsprodukter. Formaldehyd verkar irriterande på ögon och luftvägar och är vävnadsskadande. Ämnet kan möjligen även orsaka cancer (ref 5).

Flyktiga kolväten, VOC, bildas vid förbränning av kolhaltiga bränslen och vid avdunstning av exempelvis bensin. I gruppen ingår cancerframkallande ämnen såsom bensen samt ämnen med effekter på centrala nervsystemet som toluen och xylen. Flyktiga kolväten deltar också vid fotokemisk bildning av ozon i atmosfären.

Partiklar uppstår vid mekaniska processer och vid förbränning. Generellt sett är de mekaniskt bildade partiklarna större än de från förbränning. Både trafik och vedeldning alstrar förbränningspartiklar. Trafiken genererar också partiklar mekaniskt genom slitage av däck och vägbana, särskilt under dubbdäckssäsongen. Slitage av bromsbelägg är också en betydande orsak till partikelemission från

trafiken (ref. 6). De från hälsosynpunkt mest intressanta partiklarna är de s. k. inandningsbara, PM₁₀ och finfraktionen PM_{2,5}, vilka till skillnad mot grövre partiklar inte avskiljs i de övre andningsvägarna utan följer med luften ner i lungorna.

Partiklarnas hälsofarlighet ligger i att de påvekar lungfunktionen och ökar symtomen hos personer med lungsjukdomar. Välkänt är att höga partikelhalter kan tillsammans med höga svaveldioxidhalter medföra ökad sjuklighet och dödlighet även vid kortare exponering. Nyare undersökningar pekar på att också lägre halter av små partiklar och utan höga av svaveldioxidhalter kan vara skadligt och leda till ökad dödlighet eller behov av sjukvård hos astmatiker och personer med nedsatt hälsa (ref. 7). Partiklarna kan också vara bärare av hälsofarliga ämnen, t. ex. olika kolväten och metaller.

Polycykliska aromatiska kolväten, PAH, är samlingsnamn för en grupp av ämnen som bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material. Viktiga källor till PAH i omgivningsluften är fordonstrafik samt på vissa orter vedeldning i villapannor och braskaminer. Många ämnen i gruppen är cancerframkallande. Ett sådant, sedan länge välkänt ämne, är bens(a)pyren. PAH-föreningar är stora molekyler vilka lätt kondenserar på partiklar, varför de i omgivningsluften till stor del förekommer som partikelbundna och därvid bidrar till hälsoriskerna med inandningsbara partiklar (ref. 8).

Luftkvalitetskriterier

Av de här undersökta ämnena är det endast beträffande kvävedioxid, NO₂, som nationella miljökvalitetsnormer finns fastställda av Naturvårdsverket (ref. 9). När det gäller partiklar har verket formulerat bedömningsgrunder (ref. 10). Beträffande partiklar så har även Institutet för miljömedicin, IMM, gett förslag till gränsvärden. IMM har också lämnat förslag till gränsvärden för kolväten som bensen, toluen, xylen och bens(a)pyren (ref 8). I tabell 2 ses de aktuella luftkvalitetsnormerna.

Tabell 2: Luftkvalitetsnormer.

Ämne	Normvärde	Anmärkning
Kvävedioxid	90 µg ¹⁾ /m ³ som 1-imesmedelvärde ^{a)} 60 µg/m ³ som dynsmedelvärde ^{a)} 40 µg/m ³ som årsmedelvärde ^{a)}	98-percentil ³⁾ /år, nationellt gränsvärde 98-percentil/år, nationellt gränsvärde -
Formaldehyd	120 µg/m ³ som korttidsmedelvärde 12 - 62 µg/m ³ som långtidsmedelvärde	riktvärde, förslag IMM riktvärde, förslag IMM
Toluen + xylen	40 - 400 µg/m ³ som långtidsmedelvärde	gränsvärde lågrisknivå förslag IMM
Bensen	1,3 µg/m ³ som långtidsmedelvärde	gränsvärde lågrisknivå ⁴⁾ , förslag IMM
Partiklar (PM10)	110 µg/m ³ som dygnsmedelvärde 50 µg/m ³ som halvårsmedelvärde 100 µg/m ³ som högsta dygnsmedelvärde/halvår 20 µg/m ³ som halvårsmedelvärde	98-percentil/halvår, nationellt gränsvärde nationellt gränsvärde rekommenderat värde, IMM rekommenderat värde, IMM
Bens(a)pyren	0,1 ng ²⁾ /m ³ som långtidsmedelvärde	gränsvärde lågrisknivå, förslag IMM

1) µg = mikrogram. 1 µg = 10⁻⁶ g = en miljondels gram.

2) ng = nanogram. 1 ng = 10⁻⁹ g = 1 miljarddels gram.

3) 98-percentil innebär att gränsvärdesnivån måste klaras under 98 procent men får överskridas under 2 procent av tiden.

4) lågrisknivån anger den halt av ämnet i luften som skulle kunna ge upphov till en cancerrisk om 1 på 100 000 vid inandning under en livstid.

a) Ska klaras senast den 31 december 2005

b)

Väderförhållanden under mätperioden

Vädret spelar stor roll för luftföroreningsförhållandena. Vid t. ex. blåsigt väder är utvädringen god, påverkan från lokala källor liten och luftkvaliteten oftast bra. Vid låg vindhastighet och klart väder däremot bildas lätt inversion som gör att luftföroreningsutsläppen inte vädras bort utan kan ackumuleras nära marken med höga halter som följd. Kall väderlek medför ökat uppvärmningsbehov och därmed större utsläpp jämfört med varmt väder. Vindens riktning och mätplatsens läge i förhållande till utsläppskällan kan också spela stor roll för luftföroreningssituationen. Nederbörd påverkar främst

partikelförhållandena. Torrt väder medför att deponerade partiklar lättare lösgörs (återemitteras) från ytor och virvlas upp i luften med högre partikelhalt som följd jämfört med våt väderlek.

Väderförhållandena under mätperioden vid Miljöförvaltningens meteorologiska mätstation på Södermalm ses i tabellerna 3 och 4.

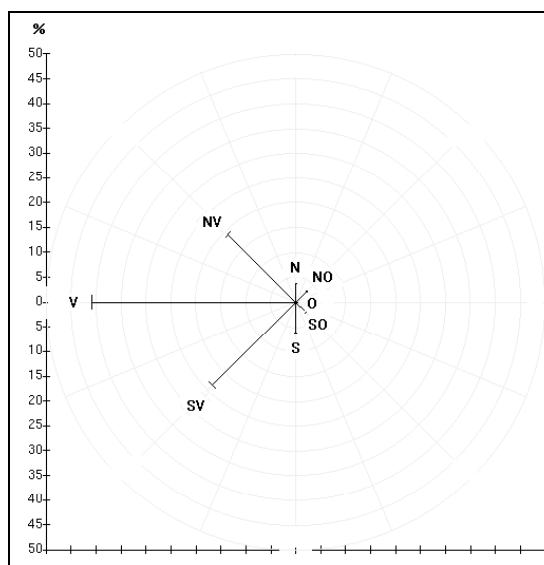
Tabell 3: Genomsnittliga väderförhållanden under hela mätperioden samt för motsvarande period under de senaste 10 åren uppmätt vid Miljöförvaltningen meteorologiska station på Södermalm.

	1997	1986 - 1996
Temperatur, °C	1,3	- 0,7
Vindriktning	V	SV
Vindhastighet, m/s	4,2	3,4
Nederbörd, mm	43	75 ¹⁾
Antal nederbördsdagar	16	26 ¹⁾

1) Nederbörd 1991 - 1996

Kommentarer: Såväl temperatur som vindhastighet har varit betydligt högre under den nu aktuella mätperioden än 10- årsgenomsnittet. Detta innebär lägre uppvärmningsbehov och därmed mindre utsläpp från värmeanläggningar samt bättre utvädring än genomsnittligt för perioden. Däremot har antalet nederbördsdagar och nederbördsmängden varit klart lägre än 10- årsgenomsnittet, vilket kan ha inneburit större återemission av partiklar och därigenom högre partikelhalt än normalt.

Vindriktningsfördelningen under mätperioden ses i figur 3.



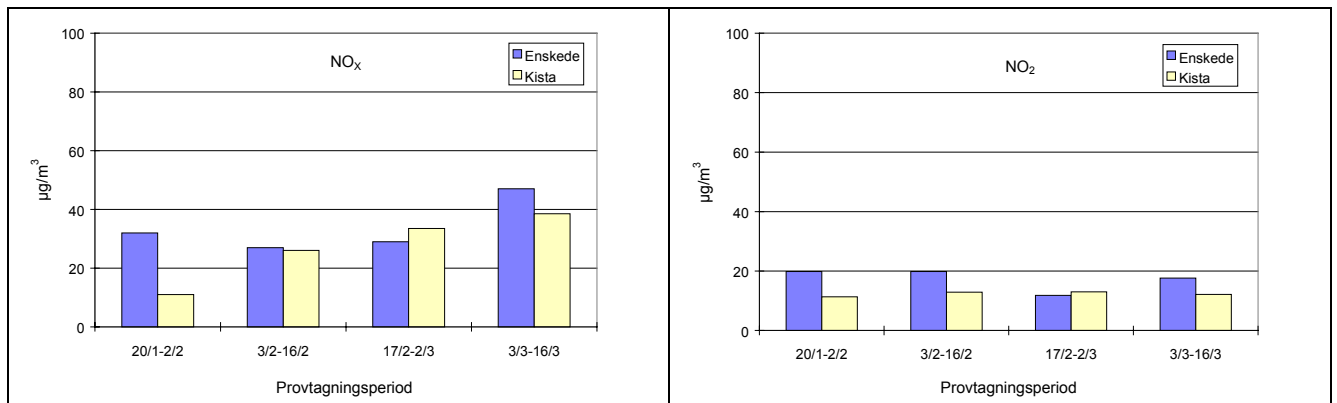
Figur 3: Vindriktningsfördelning på olika vindsektorer under hela mätperioden, procent.

Kommentarer: Under c:a 85 procent av mätperioden har vindar inom sektorn SV – NV förekommit. Detta innebär, med hänsyn till mätplatsens läge i förhållande till trafikströmmarna, att mätplatsen i Enskede varit mer exponerad för lokala bilavgasutsläpp än den i Kista.

Mätresultat

Kväveoxider

Halterna av NO_x och NO₂ ses i figur 4.



Figur 4: Medelvärden av NO_x- och NO₂- halter under provtagningsperioderna.

Kommentarer: Halten av både NO_x och NO₂ är med undantag för perioden 17/2 – 3/3 högre i Enskele än i Kista.

Kväveoxidmätningarna sammanfattas i tabell 4.

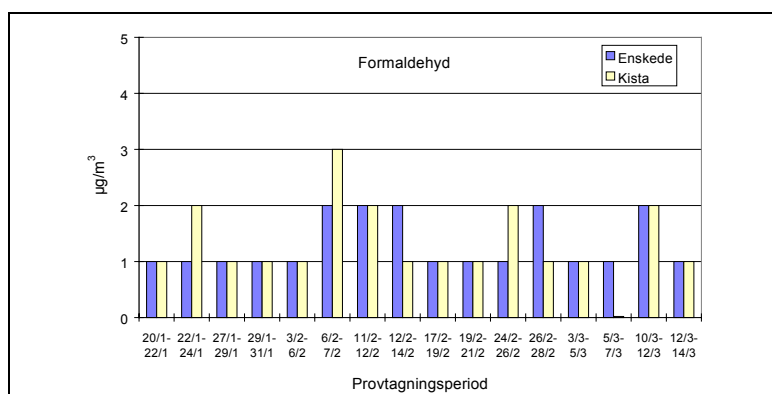
Tabell 4: Resultat av kväveoxidmätningarna.

	Antal prov		Högsta värde		Lägsta värde		Medelvärde	
	Enskele	Kista	Enskele	Kista	Enskele	Kista	Enskele	Kista
NO _x	4	4	47	39	27	11	34	27
NO ₂	4	4	20	13	12	11	17	12

Kommentarer: Eftersom tidsupplösningen för mätvärdena två veckor, så går det inte att göra jämförelser med korttidsgränsvärden, entimmes och dygnsvärden, för kvävedioxid. Periodmedelvärdena, 17 µg/m³ i Enskele och 12 µg/m³ i Kista ligger dock långt under årsgränsvärdet 40 µg/m³ och risken för överskridande sett på årsbasis är mycket liten.

Formaldehyd

Halten av formaldehyd ses i figur 5. På grund av mätmetodens låga upplösning kan uppmätta halter endast anges som hela tal.



Figur 5: Formaldehydhalt i proven.

Kommentarer: Inga tydliga haltskillnader mellan mätplatserna kan ses. För vissa provperioder är halten högst i Enskele och för andra högst i Kista.

Resultaten av formaldehydmätningarna sammanfattas i tabell 5.

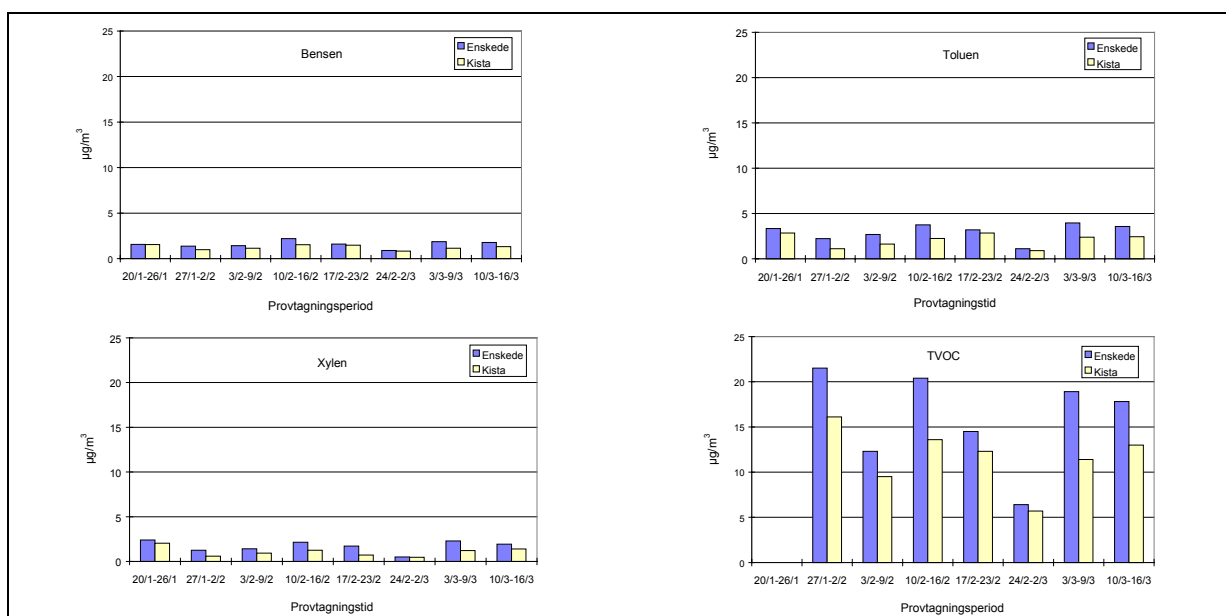
Tabell 5: Formaldehyd, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Antal värden		Högsta värde		Lägsta värde		Medelvärde	
Enskede	Kista	Enskede	Kista	Enskede	Kista	Enskede	Kista
16	16	2	3	1	ej mätbart	1,3	1,3

Kommentarer: För både Enskede och Kista gäller att högsta värdet, 2 respektive 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, håller godmarginal till det av IMM föreslagna korttidsriktvärdet 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Detsamma gäller för periodmedelvärdet, 1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, jämfört med lägsta värdet i det föreslagna gränsvärdesintervallet 12 – 62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Risken för överskridande av föreslagna riktvärden är liten.

Flyktiga kolväten

Halten av några olika kolväten ses i figur 6. Totalkolväten, TVOC, redovisas som toluenekvivalenter. I bilaga 1 visas hela resultatet av VOC-analyserna.

**Figur 6:** Kolvätehalter i proven.

Kommentarer: För samtliga komponenter och provtagningsperioder är halten högst i Enskede.

Mätresultaten avseende flyktiga kolväten sammanfattas i tabell 6.

Tabell 6: Flyktiga kolväten, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

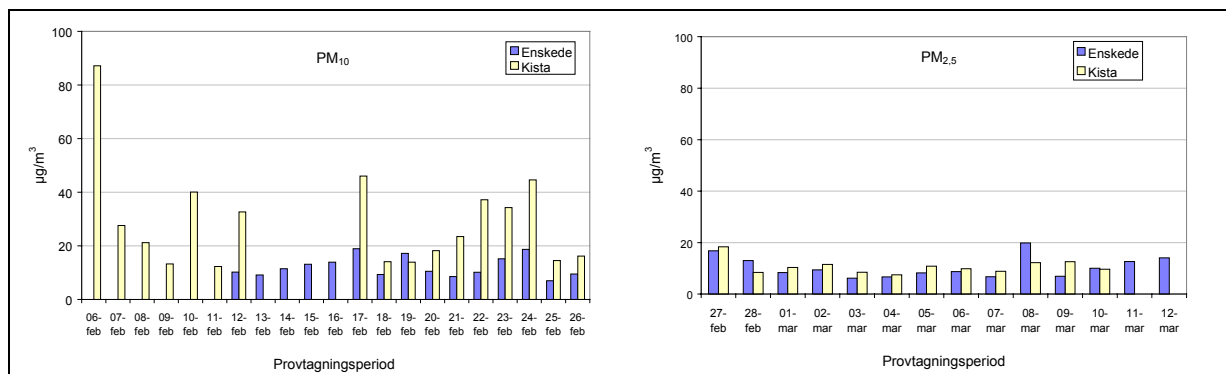
Ämne	Antal värden		Högsta värde		Lägsta värde		Periodmedelvärde	
	Enskede	Kista	Enskede	Kista	Enskede	Kista	Enskede	Kista
Bensen	8	8	2,2	1,5	0,89	0,83	1,6	1,2
Toluen	8	8	4,0	2,9	1,1	0,91	3,0	2,1
Xylen	8	8	2,4	2,0	0,51	0,46	1,7	1,1
Etylbensen	8	8	0,57	0,49	0,12	0,11	0,38	0,27
Oktan	7	8	0,74	0,54	0,01	0,02	0,18	0,14
Nonan	7	7	0,38	0,21	0,02	0,04	0,14	0,13
TVOC	7	7	22	16	6,4	5,7	16	12

Kommentarer: Periodmedelvärdet är för samtliga komponenter högre i Enskede än i Kista. I Enskede är periodmedelvärdet för bensen 1,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket är något högre än det av IMM föreslagna långtidsgränsvärdet 1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I Kista är periodmedelvärdet 1,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d. v. s. något lägre än gränsvärdet. Risk finns att långtidsgränsvärdet överskrids på båda mätplatserna.

Beträffande toluen och xylen så är vid båda mätplatserna periodmedelvärdena så låga att summan av halterna håller stor marginal till undre gränsen, $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, av det föreslagna gränsvärdesintervallet.

Partiklar

PM_{10} mättes 6/2 - 26/2 och $\text{PM}_{2,5}$ 27/2 - 12/3. Resultaten av partikelmätningarna i form av dygnsmedelvärden redovisas i figur 7. Kumulativa frekvensfördelningar för entimmesmedelvärden ses i bilaga 2.



Figur 7: PM_{10} och $\text{PM}_{2,5}$, dygnsmedelvärden.

Kommentarer: Beträffande såväl PM_{10} som $\text{PM}_{2,5}$ så är i så gott som samtliga fall, där jämförelser kan göras, halten högst i Kista.

Resultaten av partikelmätningarna sammanfattas i tabell 7. Antalet dygnsmedelvärden är för litet för att det ska gå att redovisa kumulativa frekvensfördelningar.

Tabell 7: Partiklar, dygnsmedelvärden, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

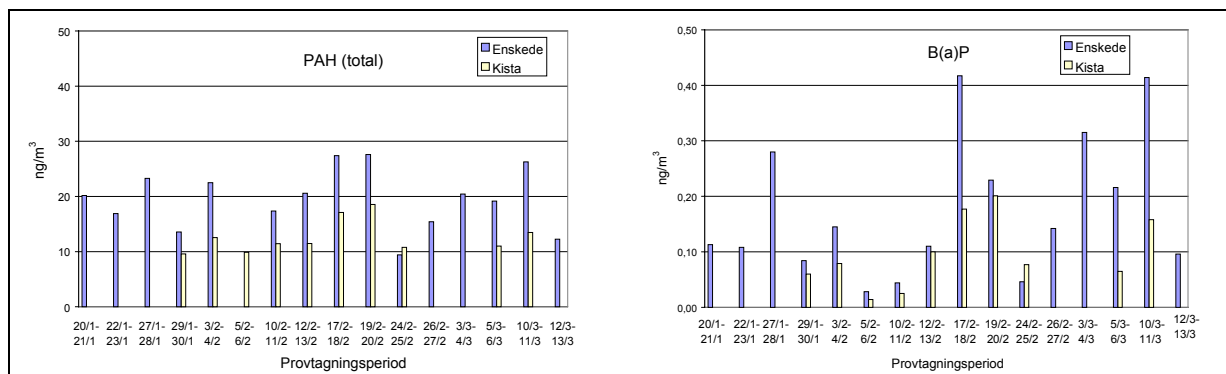
	Antal värden		Högsta värde		Lägsta värde		Medelvärde	
	Enskede	Kista	Enskede	Kista	Enskede	Kista	Enskede	Kista
PM_{10}	15	17	19	87	7,0	12	12	29
$\text{PM}_{2,5}$	14	12	20	18	6,2	7,5	11	11

Kommentarer: Beträffande PM_{10} , så ligger i Enskede det högsta dygnsmedelvärdet, $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$, långt under nationella dygnsgränsvärdet, $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som 98-percentilvärde och IMM:s rekommenderade högsta dygnsmedelvärde, $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Även periodmedelvärdet $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ har stor marginal till både nationella halvårsgränsvärdet $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och IMM:s rekommendation $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som halvårsmedelvärde. I Kista är för PM_{10} högsta dygnsmedelvärdet $87 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket är lägre än både dygnsgränsvärdet och IMM:s rekommendation. Periodmedelvärdet i Kista, $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$, underskrider klart årsgränsvärdet men är högre än IMM:s rekommendation. Det är därför, av mätningarna att döma, troligt att de nationella gränsvärdena beträffande PM_{10} klaras i båda områdena. I Kista finns risk för överskridande av det av IMM rekommenderade halvårsgränsvärdet.

När det gäller $\text{PM}_{2,5}$, som ingår i PM_{10} -fraktionen, så ses i Enskedes att halterna ligger i nivå med PM_{10} -halterna. Även om jämförelse mellan partikelfraktionerna inte kan göras strikt, eftersom mätperioderna inte sammanfaller, så pekar mätresultatet mot att de inandningsbara partiklarna här till största delen utgörs av $\text{PM}_{2,5}$. Motsvarande resonemang tillämpat på periodmedelvärdena för Kista, ger att $\text{PM}_{2,5}$ -fraktionen här utgör endast en mindre del av de inandningsbara partiklarna.

Polycykliska aromatiska kolväten

Totalhalten av PAH (27 ämnen analyserade) och halten av bens(a)pyren ses i figur 9. I bilaga 2 visas fullständiga resultatet av PAH-analyserna. Provtagning har gjorts enbart under vardagar.



Figur 8: Tvådygnsmedelvärden av PAH(total) och B(a)P.

Kommentarer: För både PAH(total) och B(a)P så är halterna, i de fall där resultat från båda mätplatserna finns, högre i Enske-de än i Kista. Enda undantaget är perioden 24/2-25/2 för vilken förhållandet är omvänt. Någon tydlig orsak till den omvända relationen under denna period kan inte ses. Inga avgörande meteorologiska avvikelser rådde under perioden jämfört med övriga tvådygnsperioder.

Resultaten av PAH-mätningarna sammanfattas i tabell 8.

Tabell 8: PAH(total) och B(a)P, ng/m³

	Antal värden		Högsta värde		Lägsta värde		Medelvärde	
	Enske-de	Kista	Enske-de	Kista	Enske-de	Kista	Enske-de	Kista
PAH(total)	15	12	28	19	9	2	19,5	11,2
B(a)P	15	12	0,4	0,2	0,03	0,01	0,2	0,1

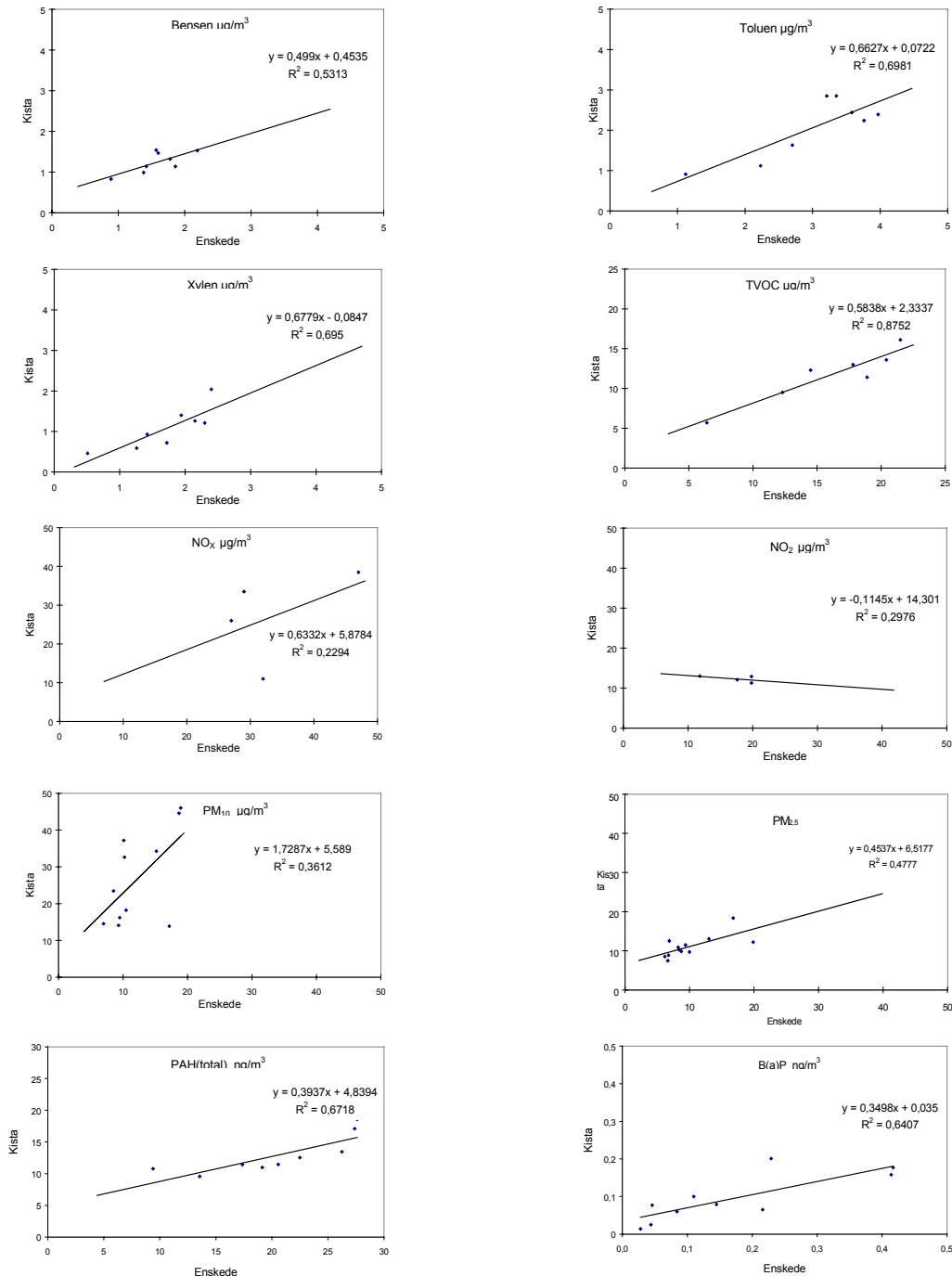
Kommentarer: Halterna av såväl PAH(total) som B(a)P är genomgående 2-3 gånger högre i Enske-de än i Kista. Sett till medelvärdet för samtliga prov så ses att detta i Kista är lika med och i Enske-de två gånger högre än IMM:s föreslagna lågrisknivåvärde. Det finns alltså risk för att långtidsmedelvärdet för B(a)P överskrider lågrisknivån på båda platserna.

Luftföroreningarnas ursprung

Bortsett från formaldehyd och PM₁₀ så är luftföroreningshalterna genomgående högre i Enskede än i Kista. En naturlig fråga blir då i vad mån Enskedes högre halter beror på vedeldning i området. I det följande görs ett försök att ange huvudkällor till föroreningarna.

Jämförelser mellan mätplatserna, samvariation

I figur 9 har uppmätta halter vid de två mätplatserna prickats av mot varandra för olika ämnen. Samvariationen mellan uppmätta halter anges med regressionslinje och korrelationskoefficient.



Figur 9: Haltsamvariation mellan mätplatserna

Kommentarer: För samtliga komponenter, utom för NO₂, ses ett positivt samband mellan mätplatserna. Detta betyder att halterna tenderar att öka och minska samtidigt på båda platserna. Vad gäller NO₂ så är samvariationen svagt negativ, i detta fall innebärande att ökande halter i Enskede motsva

ras av minskande halter i Kista. Beträffande både NO_x och NO_2 är emellertid antalet mätvärden alltför litet för att slutsatser ska kunna dras om eventuell samvariation.

Om man ser till korrelationskoefficienten i de olika prickdiagrammen så är denna hög, d. v. s. korrelationen är stark, $R^2 \approx 0,5$, för samtliga kolväten samt för $\text{PM}_{2,5}$. Även för PM_{10} är korrelationskoefficienten förhållandevis hög, $R^2 \approx 0,4$. Beträffande kväveoxiderna däremot är korrelationen låg. För NO_x är $R^2 \approx 0,2$, och för $\text{NO}_2 \approx 0,3$.

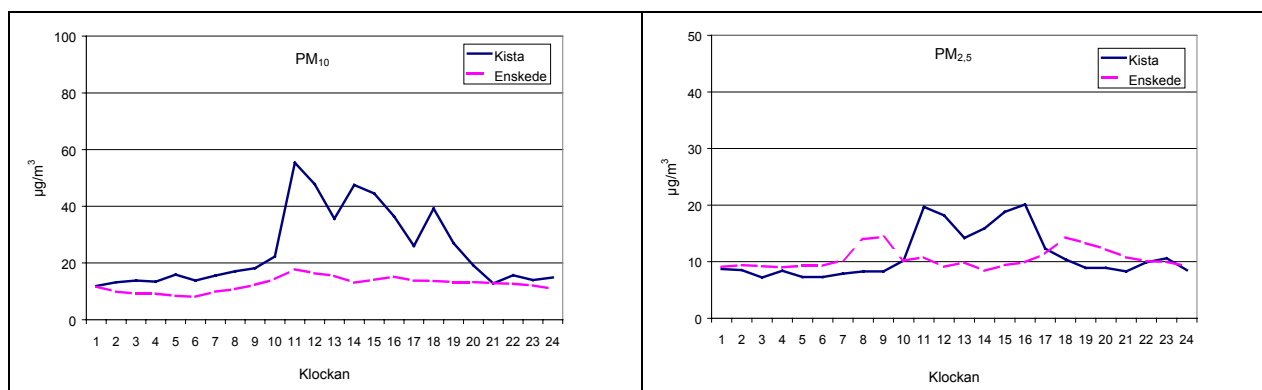
Det råder således för de flesta mätkomponenterna en stark samvariation mellan halterna på de båda mätplatserna. Detta måste tolkas som att det finns bakomliggande faktorer som är gemensamma för båda platserna. En av dessa faktorer är trafiken. En annan faktor kan vara de lokala luftföroreningsutsläppen från eldstäder i områdena eller i deras närhet, vilka styrs av t. ex. uppvärmningsbehovet. Uppvärmningsbehovet varierar på i stort sett samma sätt i hela stockholmsområdet. I Enskede, med stort antal enskilda värmepannor är de lokala utsläppen och därmed sannolikt även luftföroreningsförhållandena mer påverkade av uppvärmningsbehovet än i Kista, som är fjärrvärmeuppvärmt. Men även här sker naturligtvis en påverkan på luftsituationen men då från mer avlägsna utsläpp. Vidare kan faktorer som påverkar förutsättningarna för utspädning och ventilation av föroreningarna, såsom vindhastighet och vertikal luftomblandning, antas att samvariera mellan platserna. En ytterligare faktor som kan spela roll är föroreningsnivån i de långdistans transporterade luftmassor som når Stockholmsområdet som tidvis är så pass hög att den slår igenom på luftföroreningssituationen på det lokala planet.

Oavsett vilken orsaken är till att halterna samvarierar mellan mätplatserna så måste de högre halter som generellt sett uppmätts i Enskede jämfört med Kista, bero på större lokala emissioner i Enskede än i Kista, t. ex. från trafik och eldning för uppvärmning.

Dygnsrhythm för partiklar

Särskilt intressant för källanalysen är partiklarna. Detta eftersom PM_{10} är den enda mätkomponenten för vilken halten är högre i Kista än i Enskede. Partikelmätningarna har dessutom gjorts med ned till en timmesupplösning varför det går att göra studier av dygnsrhythmen. Detta har gjorts för vardagar. Beträffande lördagar och söndagar så är materialet för litet för meningsfulla studier.

I figur 10 ses den genomsnittliga dygnsrhythmen under vardagar.



Figur 10: Dygnsrhythm för PM_{10} och $\text{PM}_{2,5}$ vid mätplatserna i Enskede och Kista, vardagar.

Kommentarer: Sett till PM_{10} , så finns det ett grunddrag som är gemensamt för båda platserna nämligen att halterna börjar öka på morgonen, når en topp på förmiddagen och avtar på kvällen. Detta är ett förlopp som väsentligen överensstämmer med haltvariationen hos föroreningar från fordonstrafiken. Man kan därför anta att PM_{10} huvudsakligen har trafiken som källa vid båda mätplatserna.

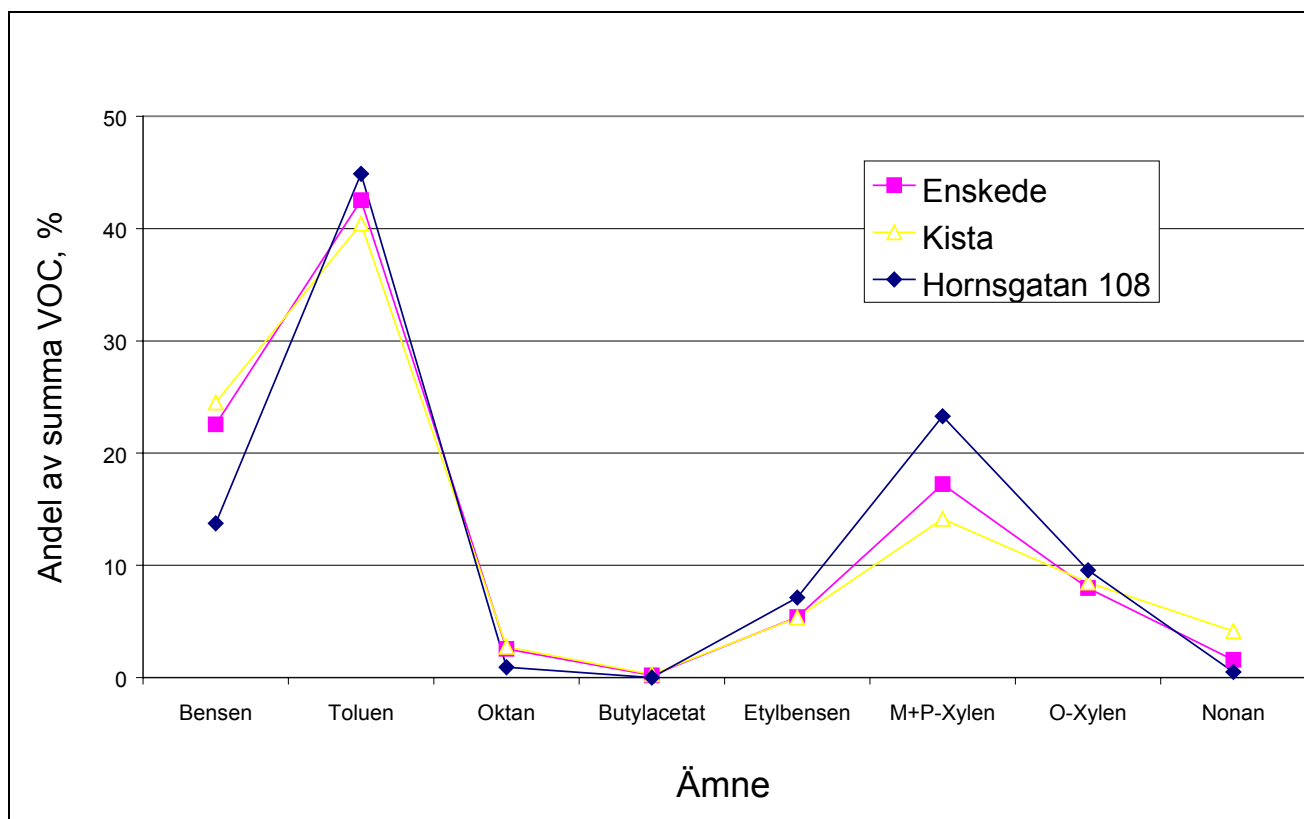
När det gäller PM_{2,5} så ses en tydlig skillnad i dygnsrytm mellan mätplatserna. I Kista överensstämmer förloppet med trafikens vad gäller morgon- och eftermiddagstoppar medan halten i Enskede har betydligt tidigare och senare morgon- respektive kvällstoppar. Under dagen ligger PM_{2,5}-halten här på samma relativt låga nivå som på natten. En tolkning av PM_{2,5} förloppet i Enskede är att haltökningen tidigt på morgonen beror på att förbränningen i villapannorna ökar då människorna vaknar och börjar använda varmvatten. Samma förklaring kan ges för kvällstoppen. En slutsats kan därför vara att PM_{2,5}-förhållandena i Kista främst påverkas av trafiken. I Enskede spelar även uppvärmningen stor roll för PM_{2,5}-förekomsten. Någon koppling till bränsleslag kan dock inte göras utifrån partikelmätningarna.

Kolvätenas sammansättning

Olika källors kolväteutsläpp har olika sammansättning, profil. Genom att jämföra sammansättningarna hos VOC och PAH vid mätplatserna kan ses i vilken grad studerade ämnen kan antas ha gemensamt eller olika ursprung. Om exempelvis vedeldning dominerar föroreningsutsläppen i ett område, så bör profilen där skilja sig från profilen i ett område med vägtrafik som dominerande källa.

VOC

I figur 11 visas för Enskede och Kista de enskilda VOC-komponenternas genomsnittliga andel av mängden flyktiga kolväten i luften. För jämförelse visas också resultat från mätningar i innerstaden under april och maj 1996 vid Hornsgatan 108 i trafikmiljö. Här är källan till flyktiga kolväten till helt övervägande del trafiken.

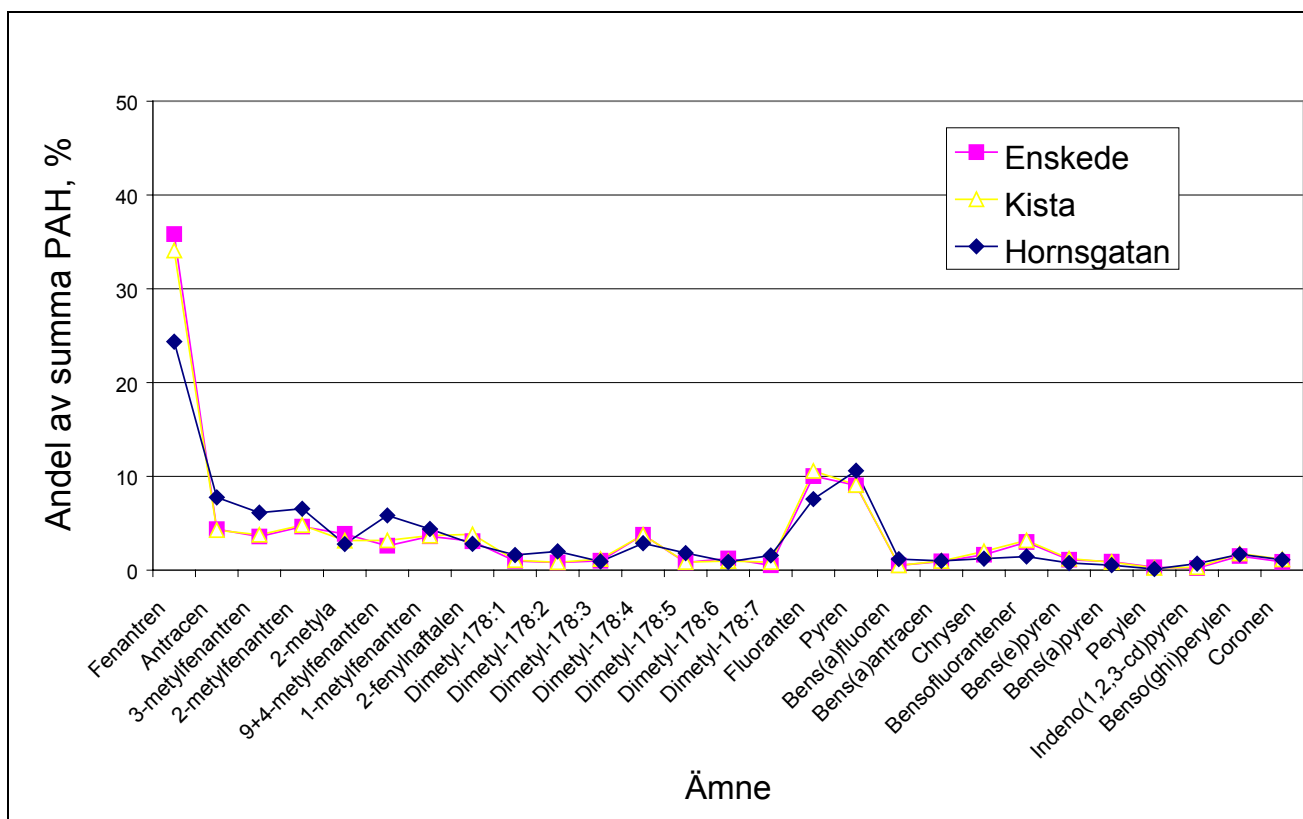


Figur 11: De olika VOC-komponenternas andel.

Kommentarer: De olika komponenternas andel av mängden flyktiga kolväten är i stort sett den samma i både Enskede och Kista men även i trafikmiljön på Hornsgatan, där kolväten från fordons- trafiken dominerar. Därför kan antas att trafiken är huvudkälla för flyktiga kolväten i såväl Enskede som i Kista.

PAH

De enskilda PAH-komponenternas genomsnittliga andel av totala PAH-mängden i luften visas i figur 12.. För jämförelse visas också resultat från mätningar i innerstaden under april och maj 1996 vid Hornsgatan 108 i trafikmiljö. Polyaromaterna har här till helt övervägande del trafiken som källa. I figuren ses en grupp ämnen som betecknas dimetyl-178:1-7. Dessa består till helt övervägande del av isomerer av dimetylfenantren. Möjligen kan i något fall även antracen ingå.



Figur 12: De olika PAH-komponenternas andel av total-PAH.

Kommentarer: Andelarna av de olika PAH-komponenterna är i det närmaste identiska i Enskede och Kista. Men även Hornsgatans prov, där PAH från fordonstrafiken dominerar, uppvisar stora likheter med de övriga proven. Ett av ämnena, 1,7- dimetylfenantren, har vid undersökningar i USA visat sig dominera kraftigt bland dimetylfenantrenerna i områden med vedeldning och vägtrafik jämfört med renodlad trafikmiljö, trafikunnel (ref. 11). Översatt till nu aktuella miljöer, så borde den relativa halten av 1,7-dimetyl-fenantren vara högre i Enskede än i Kista och på Hornsgatan om vedeldning förekommit i betydande omfattning. Vilken av de analyserade dimetylfenantrenerna, som är den aktuella har ej gått att bestämma vid analysen. Men som ses i figur 12 så ligger alla dimetylfenantrenerna på stort sett samma nivåer i både Enskede och Kista men också på Hornsgatan. Detta innebär att ej heller dimetylfenantrena pekar ut luftsituationen i Enskede som mer påverkad av vedeldning än i Kista eller på Hornsgatan.

Sammantaget kan därför dras slutsatsen att vedeldning inte påverkat PAH-halten utan att trafiken är huvudkälla för PAH i både Enskede och Kista.

PAH-provtagning har som nämnts skett enbart under vardagar och det är tänkbart att profilerna i Enskede och Kista ser annorlunda ut under lördagar och söndagar då vedeldning kan antas vara mer omfattande. Samtidigt kan dock framhållas att om vedeldning enbart skulle förekomma under ett par dagar i veckan så är sannolikt vedeldningens betydelse för PAH-situationen sett i ett långtidsperspektiv inte så betydande.

Referenser

1. Småskalig vedeldning. SNV Rapport 4912 (1998). Naturvårdsverket.
2. Miljöbokslut för Stockholm åren 1989 tom 1995 (1997). Stockholms Miljöförvaltning.
3. Luftföroreningar i staden, PAH. (1998). Underhandsbesked. Projektrapport MONITOR.
4. Hälsorisker till följd av vedförbränning. (1994). SNV Rapport 4223. Naturvårdsverket.
5. Miljörelaterade hälsorisker. Bilaga till miljöhälsoutredningen. (1996). SOU 1996:124.
6. Metallemmission från trafiken i Stockholm – slitage av bromsbelägg. (1998). Stockholms Miljöförvaltning.
7. Partiklar och Hälsa – ett angeläget problem att undersöka. (1996). Skandias miljökommission Rapport nr 5. Skandia
8. Hälsorelaterad miljöövervakning - ett programförslag. (1992). IMM-rapport 7/92. Institutet för miljömedicin.
9. Förordning om miljö kvalitetsnormer. (1998). SFS 1998:897.
10. Riktvärden för luftkvalitet i tätorter (1990). Allmänna råd 90:9. Naturvårdsverket.
11. Distinguishing the contributions of residential wood combustion and mobile source Emissions using relative concentrations of dimethylphenanthrene isomers. (1995). Benner, B.A. m. fl. Environ. Sci. Technol., 29: 2382-2389.