



Redovisning av FoU projekt (1998 – 2000)

Cancerframkallande ämnen – Olika källors betydelse för spridningen och förekomsten i Stockholm

Christer Johansson, Ulla Wideqvist, Emma Hedberg och
Vaclav Vesely
ITM Luftlaboratoriet, Stockholms universitet, Stockholm

Erik Swietlicki och Adam Kristensson
Avdelningen för Kärnfysik, Lunds universitet, Lund

Roger Westerholm och Lena Elswer
Institutionen för analytisk kemi, Stockholms universitet

Per-Åke Johansson, Lars Burman och Malin Pettersson
SLB-analys, Miljöförvaltningen, Stockholm

April 2001

INSTITUTET FÖR TILLÄMPAD MILJÖFORSKNING, LUFTLABORATORIET

STOCKHOLMS UNIVERSITET

106 91 STOCKHOLM

www.itm.su.se

Innehåll

1. Sammanfattning.....	1
2. Bakgrund och syften med projektet	2
3. Finansiering och genomförande	4
4. Emissionsinventeringar	5
4.1 PAH	6
4.2 Partiklar.....	7
4.3 Bensen.....	7
5. Mätningar av utsläppen från vägtrafik i Söderledstunneln	8
5.1 Partiklar.....	9
5.2 Partikelbundna grundämnen	11
5.3 PAH	13
5.3.1 PAH i bränslen	14
5.4 VOC	16
5.5 PM ₁₀ och PM _{2.5}	17
5.5.1 Organiskt och elementärt kol.....	18
5.6 Kolmonoxid.....	19
5.7 Kväveoxider	19
5.8 Principalkomponentanalys med alla ämnen	20
6. Utsläpp från småskalig vedeldning	22
6.1 Partiklar.....	23
6.2 Monoaromater (BTX)	24
6.3 Alkaner.....	25
6.4 PAH	26
7. Mätningar i omgivningsluft.....	26
7.1 Partiklar.....	27
7.2 Alkaner.....	30
7.3 Monoaromater (BTX)	30
7.4 Bensen — jämförelse av mätmetoder	31
7.5 PAH	32
7.6 PAH — betydelse av fördelningen mellan gasfas och partikelfas.....	32
7.7 Aldehyder och ketoner	32
8. Spridningsberäkningar av PAH, bensen och partiklar.....	33
8.1 PAH	34

8.2 Bensen	35
8.3 Partiklar	36
8.3.1 Resuspensionens bidrag till PM ₁₀ halterna	36
8.3.2 Bidrag till partikelhalterna från olika sektorer	37
8.4 Aldehyder	37
9. Käll- receptorberäkningar	37
9.1 Beräkningar av bidragen till halterna av PAH samt analys av PAH i bildäck	38
10. Undervisningsinsatser och resultatförmedling	39
11. Referenser	41
12. APPENDIX	44

1. Sammanfattning

I denna rapport redovisas resultat från forskningsprojektet "Cancerframkallande ämnen – Olika källors betydelse för spridningen och förekomsten i Stockholm", som pågått under tre år mellan 1998 t om 2000. Huvudsyftet har varit att öka kunskapen om källorna och förekomsten av cancerframkallande luftföroreningar. Fyra olika institutioner har medverkat i projektet:

- ITM Luftlaboratoriet, Stockholms universitet
- Institutionen för analytisk kemi, Stockholms universitet
- Fysiska institutionen, Avdelningen för Kärnfysik, Lunds universitet
- SLB-analys, Miljöförvaltningen, Stockholm

Projektet har innefattat fyra olika aktiviteter med olika delmål:

- Emissionsinventering med avsikten att redovisa kunskapsläget när det gäller utsläppen av PAH, VOC och partiklar
- Emissionsmätningar i Söderledstunneln (Stockholm), fokuserade på PAH, VOC och partiklar, med avsikten att uppskatta utsläppsfaktorer för dessa ämnen från vägtrafik under realistiska körförhållanden i Stockholm
- Emissionsmätningar avseende utsläpp från vedeldning med avsikt att karakterisera utsläppen av PAH, VOC och partiklar från småskalig vedledning och erhålla utsläppsprofiler för dessa ämnen som kan användas i käll- receptormodellering
- Mätkampanj i Stockholm med avsikt att bestämma olika källors bidrag till halterna och jämföra med resultat från meteorologiska spridningsmodeller baserade på emissionsinventeringen och emissionsmätningarna

Finansiering har erhållits från Vägverket i Borlänge (FoU bidrag), Vägverket Stockholm, Kommunikationsforskningsberedningen (KFB), Miljövärdsfonden i Stockholms läns landsting samt Miljöförvaltningen i Stockholms stad. Emissionsinventeringen har utnyttjat uppgifter i [Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbunds](#)¹ emissionsdatabas, som också uppdaterats med information så att utsläppen av vissa cancerframkallande ämnen numera kan beräknas med hjälp av databasen. Denna uppdatering förväntas få stor betydelse inom de närmaste åren eftersom gränsvärden för bensen och PAH kommer att fastläggas inom kort. I projektet har även ingått att kartlägga utsläpp och förekomst av partiklar, som nu också är en högaktuell luftföroreningsparameter då ett gränsvärde inom EU är nära förestående.

Resultaten från projektet har rapporterats vid såväl internationella vetenskapliga konferenser som nationella konferenser och inom ramen för andra nationella projekt/arbetsgrupper. De första vetenskapliga publikationerna förväntas komma under år 2001 och dessa arbeten avses ingå i doktorsarbeten vid Stockholms universitet och vid Lunds universitet. I denna rapport ges exempel på resultat från projektet. När det gäller övriga utbildningsinsatser har flera aktiviteter inom projektet genomförts som akademiska examensarbeten vid Stockholms universitet samt ett vid Linköpings universitet. Ulrika [Carlsson](#) kartlade utsläppen, förekomsten och spridningen av aldehyder i Stockholm. Elisabeth [Vestlund](#) utvärderade betydelsen av gas- partikelfördelningen av olika PAH för spridning och omvandling av dessa ämnen. Petra [Larnesjö](#) kunde med hjälp av käll- receptormodeller applicerade på mätresultat avseende PAH och VOC i Stockholm, uppskatta några olika källors bidrag till halterna i luften och jämföra med emissionsdatabasen. Beyongsup [Moon](#) utnyttjade mätningarna i Söderledstunneln för att uppskatta emissionsfaktorer för partiklar, kväveoxider och kolmonoxid och jämföra med uppskattningar baserade på EVA-modellen, samt uppskattningar baserade på mätningar i gaturum.

¹ Stockholms- och Uppsala Läns Luftvårdsförbund är en ideell förening. Medlemmarna består av 31 kommuner samt länens två landsting. Verksamheten drivs av medlemmarna i samarbete med länsstyrelserna i Stockholms och Uppsala län. Målet med verksamheten är att samordna arbetet inom luftmiljöområdet i de två länen med hjälp av ett luftmiljöövervakningssystem.

2. Bakgrund och syften med projektet

Projektets huvudsyfte har varit att öka kunskapen om källorna och förekomsten av cancerframkallande luftföroreningar. Det är speciellt relevant för storstadsområden där halterna av cancerframkallande ämnen ofta överskrider de av IMM rekommenderade lågrisknivåerna. I projektet har ingått mätningar av utsläpp och halter av exempelvis bensen, eten, propen, formaldehyd och olika polycykliska aromatiska kolväten (PAH) samt även fina och grova partiklar (PM10 och PM2.5). Förutom att dessa ämnen påverkar människors hälsa på olika sätt (vissa ämnen som ingår i projektet har annan hälsopåverkan än cancer) har de också annan miljöpåverkan. Både direkt och indirekt påverkas växthuseffekten på jorden av kolväten och partiklar. Det är i flera fall samma ämnen (t ex eten, propen och bensen) som är avgörande för bildningen av ozon och oxygenater (t ex. aldehyder). Härvid finns en stark koppling mellan gaserna som studerats och partiklarna — de oxiderade kolvätena har ofta låga ångtryck och flera av dessa kan bidra till partikelbildning och partikeltillväxt och därmed påverka halterna av PM2.5 och PM10.

De polycykliska aromatiska kolvätena förekommer både i gasform och bundna på partiklar, vilket ytterligare understryker vikten av att förstå partiklarnas källor. Synen på de luftburna partiklarnas effekter på människors hälsa svängt markant under de senaste åren. Hälsoeffekter har påvisats vid betydligt lägre halter än vad som framkommit av tidigare studier. I USA har detta föranlett skärpningar av riktvärdena och EU-kommissionen har nyligen föreslagit nya riktvärden.

Resultaten från projektet har stor strategisk betydelse eftersom kunskap om enskilda kolvätens källor krävs för att utvärdera vilka som är de mest effektiva åtgärderna (miljö- och hälsomässigt samt samhällsekonomiskt) för att minska miljö- och hälsopåverkan. Nära förestående EU-direktiv för bensen och partiklar kommer att påkalla svar på strategiska frågor rörande kontrollen av gränsvärdet: På hur många platser, hur ofta, med vilken tidsupplösning och noggrannhet bör man mäta för att erhålla relevant information om ämnets hälsopåverkan?

Projektet har också haft som målsättning att belysa relativa bidragen från tung trafik (lastbilar och bussar med dieselmotorer) respektive personbilar samt betydelsen av vedeldning i jämförelse med vägtrafiken och andra källor. Dieselmotorerna har lägre koldioxidutsläpp men högre utsläpp av PAH och partiklar än bensinmotorer. Samtidigt är det ur skattesynpunkt idag fördelaktigare med diesel. Idag förs diskussioner om att ersätta elvärmn i villor med biobränslen. Även om nya pannor har bättre miljöprestanda än nuvarande kombipannor, kommer utsläppen av kolväten och partiklar att öka jämfört med idag. För att kunna bedöma de samlade effekterna på miljön och människors hälsa av utsläppen från trafiken och energiproduktionen i framtiden behövs bättre kunskap om luftföroreningsutsläppen.

Kolväten är en mycket heterogen grupp luftföroreningar som förekommer både i gasform och bundna på partiklar i luften. Flera kolväten är såväl hälsovådliga som skadliga för miljön. Till miljöeffekterna hör att de bidrar till bildningen av ozon och andra oxidanter samt även späder på växthuseffekten. Ozonet är i sin tur en växthusgas och även skadlig för människor och växter. Till de direkta hälsoeffekterna hör att vissa kolväten kan ge upphov till cancer, påverka centrala nervsystemet och irritation av ögon och luftvägar (se Tabell 1).

Eftersom olika kolväten har väsentligt olika effekter på miljön och på människors hälsa är det angeläget att känna till utsläppen och förekomsten av var och en av dessa ämnen. Det räcker inte med information om utsläpp och förekomst av den totala mängden kolväten.

Tabell 1. Hälsopåverkan av kolväten, föreslagna gränsvärden och lågrisknivåer samt uppskattat antal cancerfall i Sverige (SOU, 1996).

Ämne	Kritisk effekt	Föreslaget gränsvärde som långtidsmedelvärde (Lågrisknivå ¹)	Cancerfall 1991 per år i Sverige ²
Eten	Cancer (t ex leukemi)	1,1 µg/m ³ (IMM)	1 till 30
Propen	Cancer		5
1,3-Butadien	Cancer	0,036 - 0,30 µg/m ³ (IMM)	4 till 50
Formaldehyd	Irritation, cancer	10 till 100 µg/m ³ (WHO, korttidsmedelvärde)	25
Bensen	Cancer (t ex leukemi)	1,3 µg/m ³ (IMM)	3 till 10
Toluen Xylen	Påverkan på Centrala nervsystemet	40 till 400 µg/m ³ (IMM)	
PAH	Cancer	0,1 ng/m ³ (benso(a)pyren)	100 - 300

¹) Motsvarar den halt som teoretiskt skulle medföra livstidsrisken 1 på 100 000 ($1 \cdot 10^{-5}$).

²) Baseras på uppskattad genomsnittlig exponering för ämnet i Sverige samt beräkningar av Törnqvist och Ehrenberg (1994).

Polycykliska Aromatiska Kolväten (PAH) är en viktig klass av organiska luftföroreningar som är potentiellt hälsofarliga. Ett flertal av dessa PAH är mutagena och carcinogena (IARC, 1983; 1988) vilket har påvisats i hudpenslingsförsök på djur. PAH är därför en potentiell hälsorisk för människor och då speciellt i större tätorter. Den klart viktigaste källan för PAH i svenska tätorter är fordonstrafik i allmänhet. Det finns ett flertal parametrar som påverka emissionen av PAH från motorfordon. Bland dessa finns olika typer av motorer, bränslen och avgasreningssystem exempelvis trevägskatalysatorer på bensindrivna fordon och oxiderande katalysatorer på dieseldrivna fordon (SOU, 1996a). De polycykliska aromatiska kolvätena kan förekomma både i gasform och bundna på partiklar. Till PAH hör exempelvis antracen, fenantren, pyren och benso(a)pyren.

Till de mest lättflyktiga kolvätena med fastlagd hälsopåverkan hör eten, propen, 1,3-butadien och bensen. Mätningar av bensen har visat att även i mindre tätorter överskrider halterna den av IMM (Institutet för Miljömedicin) föreslagna lågrisknivån. I de mest trafikerade områdena i länet ligger halterna av flera enskilda kolväten klart högre än de nivåer som IMM klassat som lågrisknivåer. Medicinska uppskattningar tyder på att förekomsten av olika kolväten utgör en av de viktigaste hälsoriskerna i den yttre miljön.

Många av de oxiderade kolvätena (t ex. aldehyder och ketoner) har menlig inverkan på människors hälsa. De är allergiframkallande och irriterande för ögon, näsa och hals. Information om förekomsten och bildningen av oxygenater är idag mycket bristfällig. Utsläppen av kolväten och kväveoxider påverkar halterna av ozon och andra oxidanter samt oxygenater. För att kunna göra en bedömning av utsläppens påverkan krävs betydligt bättre kunskap om förekomsten och utsläppen av enskilda kolväten. I Stockholms län utgör det marknära ozonet ett allvarligt hot mot miljön. Ozonhalterna överstiger regelmässigt de nivåer som anses ge skador på skog och jordbruksgrödor. Även om den fotokemiska bildningen av det ozon som förekommer i Sverige är orsakat av utsläppen i hela Europa snarare än lokala utsläpp i Sverige, påverkar de lokala utsläppen förekomsten av ozon, andra oxidanter och oxygenater lokalt i städer genom fotokemiska reaktioner. Organiska ämnen oxideras och bildar nya komponenter (oxygenater), ofta med låga ångtryck. Dessa ämnen kan även bidra till partikelbildning och partikelutväxt och därmed påverka halterna av PM_{2.5} och PM₁₀.

Under de senaste åren har en markant omsvängning ägt rum i synen på de luftburna partiklarnas effekter på människors hälsa. I direktiven år 1987 angav FNs världshälsoorganisation, WHO, att luftburna partiklar i halter under 500 µg/m³ inte hade någon påvisbar effekt på mortaliteten. I stark kontrast till detta har USA nyligen beslutat om nya nationella riktvärden för luftkvalitet avseende partikulärt stoft. Dessa riktvärden är satta till 15 µg/m³ för PM_{2.5} (partiklar med en diameter < 2,5 µm) och 50 µg/m³ för PM₁₀ (< 10 µm) som ett medelvärde beräknat på årsbasis. Enligt EU-kommissionens förslag bör årsmedelvärdena för

PM10 inte överskrida $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ år 2005, ett värde som enligt kommissionen ytterligare bör skärpas till $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ år 2010.

Som jämförelse kan nämnas att PM10-halterna (långtidsmedelvärden) i svenska städer ligger på mellan 10 och $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Hansson m fl., 1997; Areskoug m fl., 2000). I gatunivå är halterna högre (2 till 3 gånger beroende på gaturummets utformning, trafikflöde, fordonssammansättning mm). På gatustationerna på Hornsgatan i Stockholm, Gärdä i Göteborg och på Storgatan i Umeå har timmedelvärden på $400 - 500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ uppmätts (Areskoug m fl., 2000). Riktvärden är satta så att de skadliga effekterna på medborgarnas hälsa orsakade av partikulärt stoft skall vara små. Det finns idag flera oberoende undersökningar både från USA och Europa som visar att hälsoeffekter kan uppstå redan vid mycket låga halter av partikulärt stoft. Dessutom verkar det inte finnas något tröskelvärde under vilken inga hälsoeffekter uppträder.

För att kunna vidta effektiva åtgärder i syfte att minska partiklarnas hälsoeffekter måste man givetvis känna till vilka källor som bidrar till halterna i den miljö där människorna vistas. Den enskilt största källan till partiklar i Sverige är vedeldning. Osäkerheten i källstyrkan är dock mycket stor och det finns tecken som tyder på att utsläppen kan vara kraftigt underskattade (Hansson m fl., 1997). För att kunna bedöma de samlade effekterna på miljön och människors hälsa av utsläppen från trafiken och energiproduktionen i framtiden behövs bättre kunskap om luftföroreningsutsläppen. Ett av huvudsyftena med det föreslagna projektet är att ta fram sådana s.k. käll-receptorsamband, dvs. förklara och kvantifiera vilka källor såväl lokala som regionala, som ger upphov till förekomsten av olika kolväten och partiklar (PM2.5 och PM10).

3. Finansiering och genomförande

Projektet har genomförts i samarbete mellan

- Institutet för tillämpad miljöforskning, Stockholms universitet
- Institutionen för analytisk kemi, Stockholms universitet
- Avdelningen för Kärnfysik, Lunds universitet och
- Miljöförvaltningen i Stockholm

ITM (Christer Johansson) har varit projektansvarig och huvudsökande. Bidrag har fördelats direkt till respektive institution som ansvarat för genomförandet av sina delar i projektet. Projektet har bestått av fyra aktiviteter under 1998, 1999 och år 2000. Den första aktiviteten har innefattat kunskapssammanställningar när det gäller utsläppen av cancerframkallande ämnen. Projektet har därvid utnyttjat information i Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbunds emissionsdatabas, och bidragit till att databasen kompletterats med information i form av emissionsfaktorer för olika ämnen, såsom partiklar, bensen och några olika polycykliska aromatiska kolväten. En mätkampanj bestående av trafikunnelmätningar (Söderledstunneln i Stockholm) genomfördes för att i detalj karakterisera utsläppen från olika fordonstyper och olika bränslen. I samband med tunnelmätningarna analyserades fordonsbränsle som distribueras i Storstockholmsområdet med avseende på kolvätesammansättningen. Avsikten är att alla dessa data skall ligga till grund för detaljerade källbidragsberäkningar. Under 1999 genomfördes en mätkampanj på KTH i Stockholm med syfte att erhålla representativa emissionsdata för vedeldning och slutligen genomfördes en mätkampanj i omgivningsluft under år 2000.

Anslag för projektet har erhållits från

- Vägverket (Borlänge och Region Stockholm)
- Miljövärdsfonden vid Stockholms läns landsting
- Kommunikationsforskningsberedningen (KFB) och
- Miljöförvaltningen i Stockholm.

4. Emissionsinventeringar

Flera aktiviteter har bidragit till att sammanställa kunskapsläget när det gäller cancerframkallande ämnens utsläpp i Stockholms och Uppsala län ([Larnesjö m fl., 2000](#); [Johansson m fl., 1998](#)). Dessa har bidragit till att Luftvårdsförbundets i Stockholms och Uppsala län emissionsdatabas nu uppdateras en gång per år. Informationen skall bidra till att förbättra miljö- och hälsoskyddsarbetet bland kommunerna, som har direkt tillgång till databasen genom sitt medlemskap i Luftvårdsförbundet. I detta avsnitt ges exempel på resultat från emissionsinventeringarna.

I Tabell 2 sammanställs utsläppen i Stockholms stad för några av de ämnen som studerats i detta projekt. Uppskattningar som gjorts för olika källor har ändrats en del under projektet och fortfarande finns stora osäkerheter i vissa fall. Detta gäller t ex småskalig vedeldning. När det gäller vägtrafiken hänger är en hel del osäkerheter samman med kallstarteffekter och försämringseffekter. För PAH och partiklar kan slitage av däck och vägbeläggning vara en betydande källa som dock är svår att uppskatta. Observera att siffrorna för partiklar (700 resp. 1500 ton/år) avser mestadels mycket grova partiklar som inte bidrar till halterna av inandningsbara partiklar i luften.

Tabell 2. Utsläpp av partiklar, PAH, bensen och formaldehyd i Stockholms stad. Värdena avser förhållandena under mitten av 1990-talet. Enhet: ton/år.

Sektor	Delområde	Partiklar ¹⁾	PAH ²⁾	Bensen ³⁾	Formaldehyd ⁴⁾ Avser Storstockholm
Vägtrafik	Slitage av däck	700 ⁶⁾	0.12	-	-
	Slitage av asfalt	15 000 ⁶⁾		-	-
	Slitage av bromsbelägg	60		-	-
	Förbränning av bensin i personbilar utan katalysator	17	0.88	1400	1700
	Förbränning av bensin i personbilar med katalysator	11			
	Förbränning av diesel i personbilar	29			
	Förbränning av diesel i tunga och lätta lastbilar	33	0.05		
	Avdunstning från bränsle		0.08	170	0
	Totalt Vägtrafik		150⁷⁾	~ 1	1600
Energi	Småskalig vedeldning	320	1.8	290	11
	Fjärrvärme och panncentraler (förbränning av olja, flis, kol mm)	310	0.07	-	-
Sjöfart	Färjor	30	0.25	<1	
	Fritidsbåtar	-	?	130	11
Arbetsmaskiner		150	0.09	6	52
Hushåll		-	?	-	<1
Industri		20	?		
TOTALT		~ 1 000	~ 3	~ 2 000	~ 2 000

1) [Johansson m fl. \(1999a\)](#)

2) [Johansson m fl. \(1998\)](#)

3) [Fink \(1997\)](#)

4) Dessa värden avser Storstockholmsområdet enligt [Carlsson \(1998\)](#)

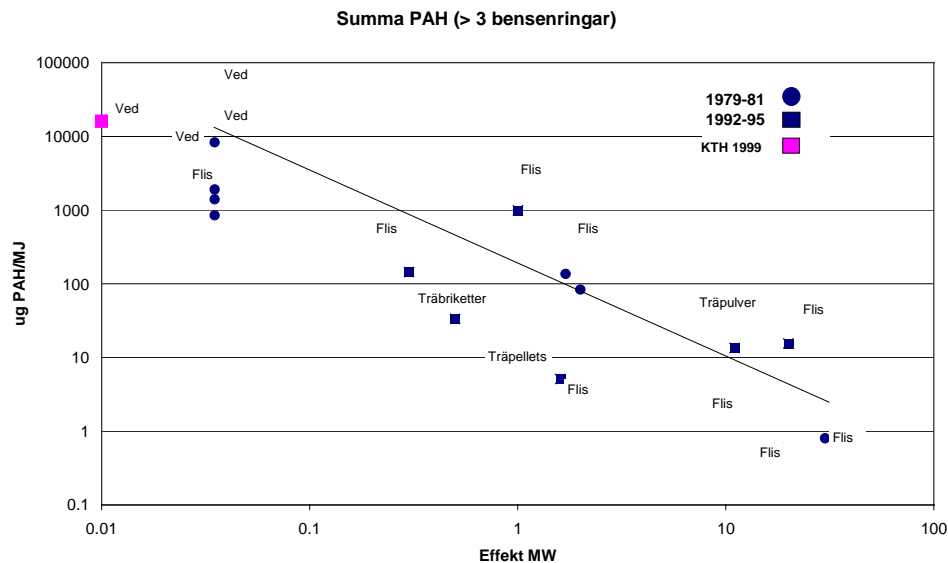
5) [Wallin \(1998\)](#)

6) Detta är troligen huvudsakligen mest mycket grova partiklar som deponeras inom några tiotal meter från vägbanan och inte bidrar till människors exponering via inandning.

7) Exklusive slitage av däck och asfalt.

4.1 PAH

Speciellt för partiklar och PAH framstår förbränning av biobränslen som mycket betydelsefull för utsläppen. Emissionsfaktorerna (t ex angivna per energienhet, $\mu\text{g}/\text{MJ}$) varierar dock dramatiskt beroende på anläggningens storlek (Figur 1). De högsta värdena erhålls för lokaleldstäder såsom braskaminer och kakelugnar och därefter kommer villapannorna. De lägsta värdena, som är upp emot 4 storleksordningar lägre än villapannorna, noteras för riktigt stora förbränningsanläggningar. I figuren har även resultat från mätningar på en vedkamin i detta projekt lagts in och värdet ligger väl i linje med vad man skulle förvänta sig utifrån de andra studierna som är inlagda, dvs mot bakgrund att skillnader mellan olika studier på samma typ av anläggning utan vidare kan variera med en faktor 10.



Figur 1. Specifika emissionsfaktorer ($\mu\text{g}/\text{MJ}$) för total PAH. "KTH 1999" motsvarar värdena som erhöles från mätningarna av utsläppen från en vedkamin på KTH inom ramen för detta projekt ([Hedberg m fl., 2001](#)).

Emissionsfaktorer när det gäller vägtrafiken för total PAH framgår av Tabell 3 ([Larnesjö m fl., 2000](#)). Dessa avser varmutsläpp och har framräknats från TCT-modellen ([Lenner & Karlsson, 1999](#)). Korrigering har gjorts för kallstarteffekter, beroende på vilken vägtyp som avses.

Tabell 3. Emissionsfaktorer för PAH (mg/km) som används i emissionsdatabasen. Avser faktorer för varmutsläpp. Korrekationer för kallstart mm framgår av [Larnesjö m fl., \(2000\)](#).

	A-fordon, oreglerad Pb årsmodell 88 Lb årsmodell 80	B-fordon Årsmodell 93	C-fordon årsmodell 96
Personbilar + lätt lastbil bensin	0.14	0.04	0.039
Personbilar + lätt lastbil diesel	0.32	0.32	0.32
Lastbilar <16 ton diesel	1.5	0.15	0.14
Lastbilar >16 ton diesel	0.27	0.64	0.13

I Stockholms stad (år 1999) svarar bensindrivna personbilar för den största delen av de totala PAH utsläppen via trafikavgaser, ca 80% (800 kg/år). Bland de dieseldrivna fordonen står de tunga fordonen för knappt 10% (95 kg/år) och dieseldrivna personbilar för knappt 5% (44 kg/år). När det gäller benso[a]pyren är bidraget från bensindrivna personbilar ännu mer dominerande — ca 89% av trafikavgasutsläppen i Stockholms stad härrör från dessa fordon. Dieselpersonbilarna bidrar med knappt 6% och de tunga fordonen bidrar med mindre än en halv procent.

Det oklart hur mycket slitage av däck bidrar till PAH utsläppen. En speciell studie genomfördes som ett akademiskt examensarbete av [Larnesjö \(1999\)](#). Analyser av däck visade på mycket likartad relativ PAH sammansättning i olika däck, men mängderna per gummimassa skilde kraftigt. Käll- receptorberäkningar baserat på PAH halter i Stockholm indikerade att däckslitage inte bidrar väsentligt till halterna i luften. Men det kan bero på att däckspartiklarna är till största delen mycket stora och en hel del kanske inte fångas upp i luftprovtagningen. ([Noll m fl., \(1987\)](#) fann en massmedeldiameter på omkring 25 µm för däckpartiklar). Uppskattningsvis ger slitage av däck och asfalt upphov till något eller som mest några tiotal procent av de totala PAH utsläppen från vägtrafiken i Stockholms stad (mycket osäkert). När det gäller avgasutsläppen står personbilarna för 95% av PAH utsläppen och av dessa utsläpp sker en betydande del innan motor och katalysator blivit varma (kallstartsfasen).

4.2 Partiklar

När det gäller partiklar uppskattas ca 1/3 av partikelutsläppen härröra från småskalig vedeldning. Även dessa siffror är mycket osäkra på grund av ett bristande underlag. Dessutom tillkommer en annan svårkvantifierbar källa, som inte redovisas i Tabell 2, nämligen uppvirvlingen av fina partiklar från gator i staden (resuspension). Enligt beräkningar med en meteorologisk spridningsmodell och emissioner från resuspension med hänsyn till vägbanans fuktighet mm. ([Wallin, 1998](#)) är denna källa av samma storleksordning som emissionen från vägtrafiken på grund av förbränningen av bensin och dieselbränsle. Under torra perioder på våren kan mängden uppvirvlade partiklar vara betydligt högre än mängden från trafikavgaserna. Beräkningar av halterna och befolkningsexponeringen av inandningsbara partiklar inom ramen för det s k SHAPE projektet (The Stockholm Study of Air Pollution and its Effect on Health and their Economic Consequences) visar att förutom intransport (som beror på utsläpp från trafik och andra sektorer i andra länder) ger vedeldningen och vägtrafiken de dominerande bidragen till inandningsbara partiklar i Stockholmsluften. Beräkningarna genomfördes med hjälp av Luftvårdsförbundets Luftmiljöövervakningssystem och finns redovisade i den första delrapporten från SHAPE projektet ([Johansson m fl., 1999c](#)). Men i dessa beräkningar ingick inte slitage av bromsbelägg i staden, som kan vara ungefär lika stor källa till partiklar som utsläppen via avgaser från vägtrafiken i Stockholm ([Westerlund, 1998](#)).

4.3 Bensen

När det gäller bensen dominerar utsläppen av vägtrafiksektorn. De specifika emissionsfaktorerna från dieseldrivna fordon lägre än från bensindrivna fordon utan katalysator men högre än faktorerna som gäller för bensindrivna fordon med katalysator (se Tabell 4 hämtad från [Larnesjö m fl., 2000](#)). Bensen är en av komponenterna i bensin och kan utgöra 1- 4%. Den nya Miljöklass I bensinen innehåller max 1% bensen. Utifrån jämförelser mellan beräknade och uppmätta halter av bensen i Storstockholm förefaller det som om de emissionsfaktorer som erhålls från TCT modellen ([Lenner & Karlsson, 1999](#)) som redovisas i tabellen, är för höga. Väsentligt lägre faktorer erhålls från den s k COPERT modellen ([Ntziachristos, 1999](#); se vidare diskussion längre fram i denna redovisning).

Tabell 4 Emissionsfaktorer för bensen (mg/km). Avser faktorer för varmutsläpp (se vidare [Larnesjö m fl., 2000](#)).

	<i>A-fordon, oreglerad Pb årsmodell 88 Lb årsmodell 80</i>	<i>B-fordon Årsmodell 93</i>	<i>C-fordon årsmodell 96</i>
Personbilar + lätt lastbil bensin	130	16.2	2.54
Personbilar + lätt lastbil diesel	12.3	3.7	3.08
Lastbilar <16 ton diesel	2.2	1.1	1.1
Lastbilar <16 ton diesel	7.92	11	11

Emissionerna av bensen från dieselfordon kommer att utgöra en allt större andel allteftersom antalet bilar med katalysator ökar. Trafikarbetet för katalysatorbilar beräknas nu vara omkring 70% av det totala trafikarbetet för personbilar i Stockholm ([Burman, 1999](#)).

När det gäller de totala utsläppen av bensen via avgaser från vägtrafiken i Stockholms stad så dominerar de bensindrivna personbilarna — de står för knappt 95% av utsläppen (ca 700 ton/år). Av övriga fordon är det de lätta lastbilarna som står för 5%, medan bidragen från den tunga trafiken är mindre än en halv procent.

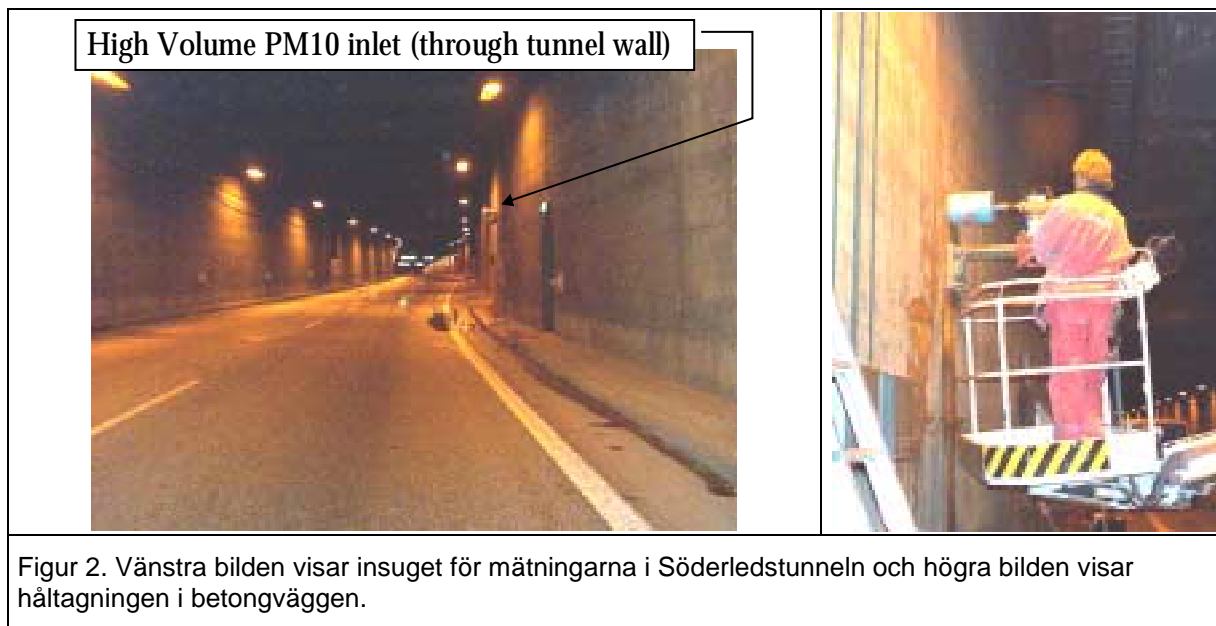
Källinventeringarna för de ämnen som redovisas i tabellen ovan har identifierat stora brister i kunskapsunderlaget för att beräkna olika källors betydelse för utsläppen, förekomsten och exponeringen för partiklar och cancerframkallande ämnen i Stockholm.

5. Mätningar av utsläppen från vägtrafik i Söderledstunneln

Under november 1998 till februari 1999 genomfördes en kampanj med omfattande mätningar av både gaser och partiklar i Söderledstunneln i Stockholm. Syftet var dels att karakterisera vägtrafikens utsläpp i form av källsignaturer som kan användas för att göra bättre uppskattningar bidraget till halterna av dessa ämnen i Stockholm, dels att beräkna emissionsfaktorer för dessa ämnen. Emissionsfaktorerna skall jämföras med motsvarande värden som rapporterats i litteraturen och som baseras på andra typer av mätningar. Resultaten från mätningarna har redovisats vid olika internationella konferenser ([Johansson m fl., 1999a](#); [Swietlicki m fl., 1999](#)), i årliga rapporter till ett europeiskt forskningssamarbete ([Johansson m fl., 1999b](#); [Kristensson m fl., 2001a](#)) och ett manus kommer nu (våren 2001) att skickas in för publikation i en vetenskaplig tidskrift ([Kristensson m fl., 2001b](#)).

Vardagar passerar 30 000 — 40 000 fordon genom tunneln, av vilka 4 % är tunga fordon. Mätningarna genomfördes vid två mätstationer, 100 respektive 900 m från tunnelöppningen. Utvärderingen har inriktas mot att identifiera och karakterisera olika delprocesser som bidrar till utsläppen:

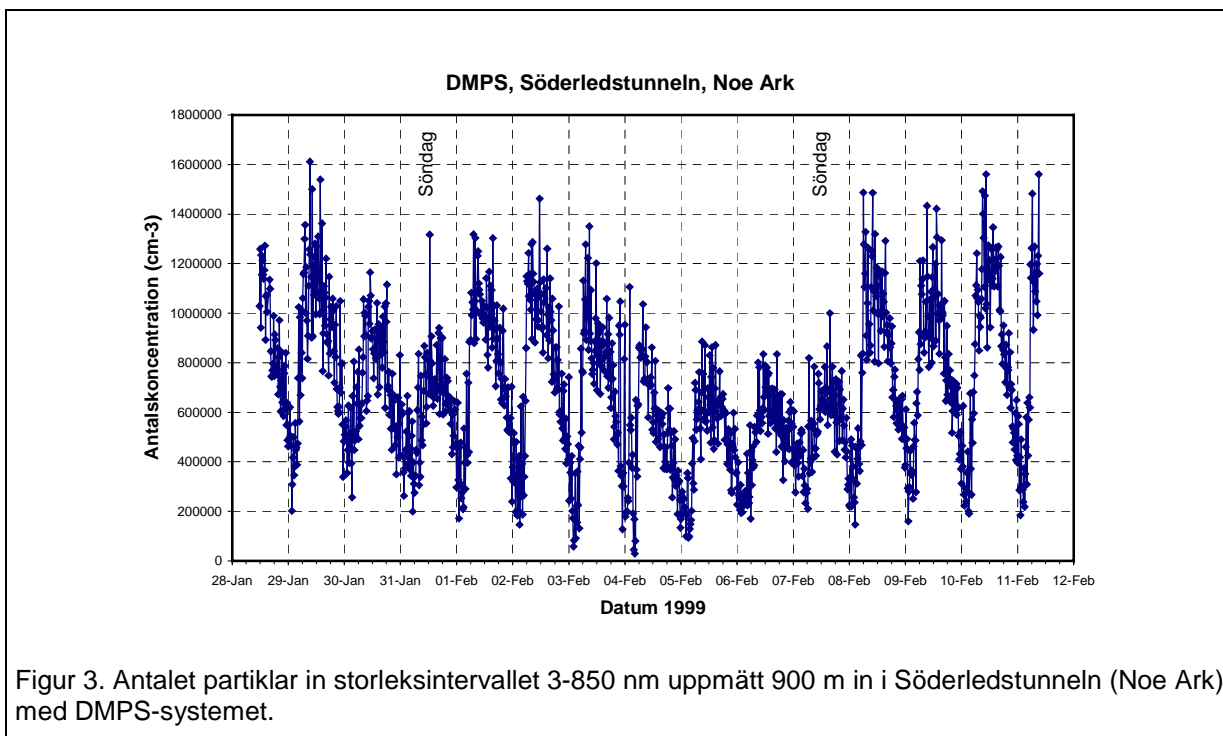
- Utsläpp av ämnen som bildas vid ofullständig förbränning av diesel, bensin och motorolja,
- Utsläpp av ämnen p g a oförbränd diesel, bensin och motorolja,
- Bidrag till utsläppen av fina partiklar från ofullständig förbränning och eventuellt andra processer (slitage av bromsar, uppvirvlade partiklar från sand och vägsitage).



Figur 2. Vänstra bilden visar insuget för mätningarna i Söderledstunneln och högra bilden visar håltagningen i betongväggen.

5.1 Partiklar

Partikelstorleksfördelningar uppmättes ca 900 m från inloppet i norrgående tunnelrör (Noe Ark) med en tidsupplösning på en kvart. Instrumentet som användes är ett s.k. DMPS-system (DMPS = Differential Mobility Particle Sizer). Detta instrument konstruerades och kalibrerades vid Avdelningen för Kärnfysik vid Lunds Tekniska Högskola. DMPS-systemet mäter partikelstorleksfördelningar i storleksintervallet 3-850 nm (1 nm = 1 miljondels millimeter). Inom detta intervall återfinns en övervägande majoritet (>99%) av antalet partiklar. Uppmätta partikelantalskoncentrationer under mätperioden visas i Figur 3 nedan.

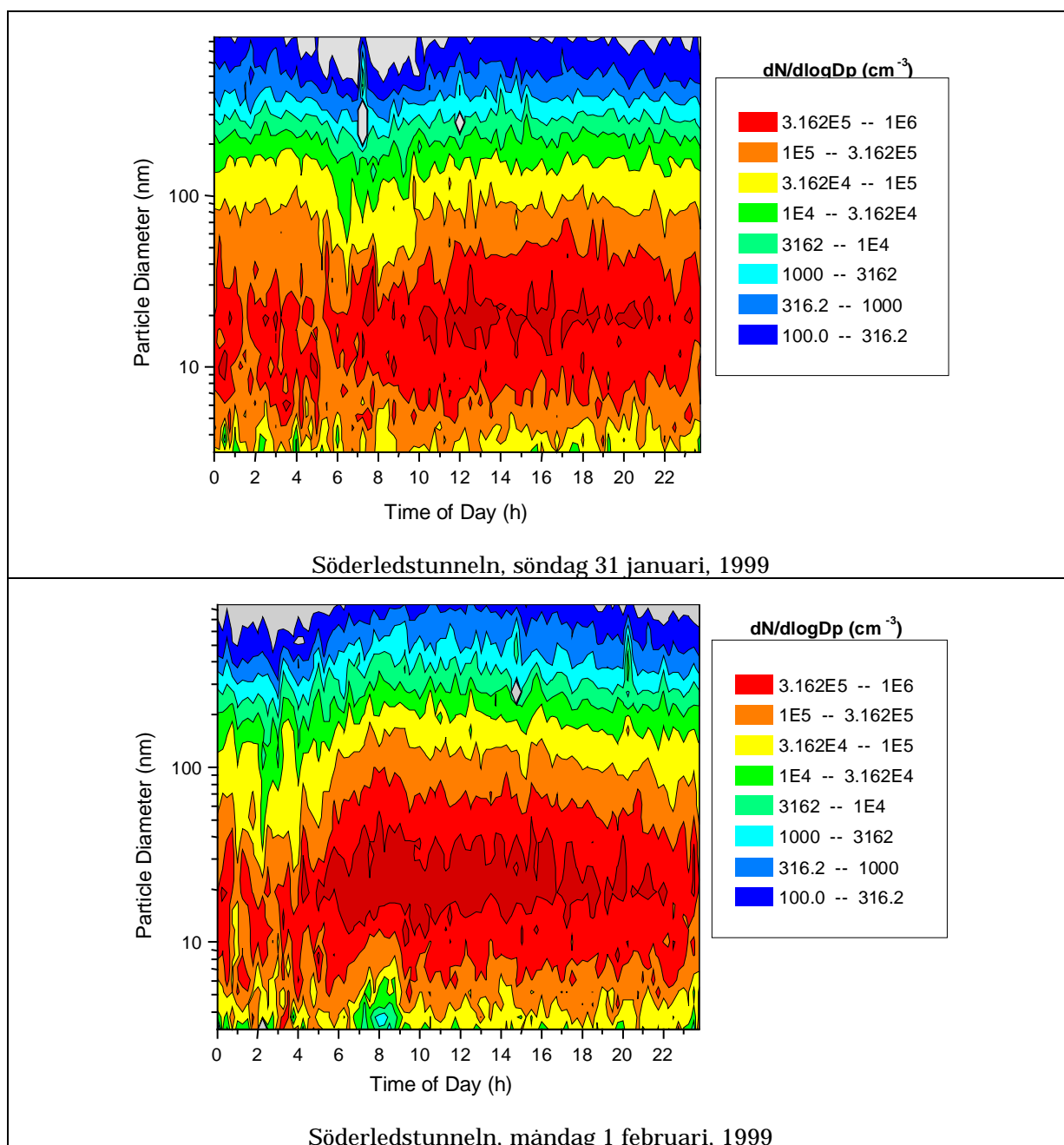


Figur 3. Antalet partiklar in storleksintervallet 3-850 nm uppmätt 900 m in i Söderledstunneln (Noe Ark) med DMPS-systemet.

Medelvärden för partikelantal, partikelarea och partikelvolym är $7 \cdot 10^5 \text{ cm}^{-3}$, $3 \cdot 10^3 \mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$ respektive $80 \mu\text{m}^3 \text{cm}^{-3}$. Som jämförelse kan nämnas att koncentrationen av antalet partiklar i tunneln är ca 50-100 gånger högre än i utomhusluften! Partikelkoncentrationen uppvisar ett

tydligt dygns- och veckomönster som återspeglar trafikintensiteten (Figur 3). Maximum inträffar under den mest högtrafikerade timmen (mellan kl. 8 och 9).

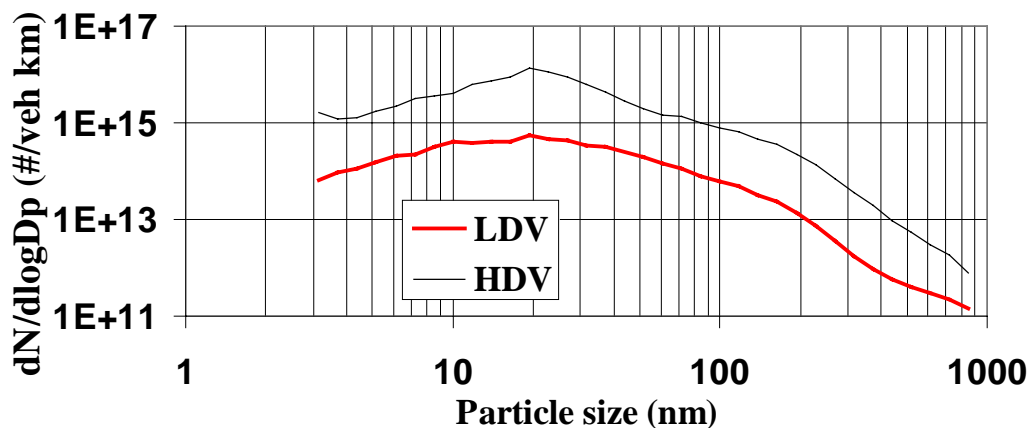
Partikelstorleksfördelningarna i Figur 4 visar att de flesta partiklarna har en diameter på ca 20 nm, i stort sett oberoende av tiden på dygnet eller vilken veckodag det är. Dessa partiklar härrör från förbränning av bensin och diesel. Studier i avgaslaboratorier har visat att dieselfordon släpper ut betydligt flera små partiklar jämfört med bensinfordon (räknat på samma körsträcka). På grund av sin ringa storlek bidrar dessa 20 nm partiklar dock relativt lite till den totala partikelmassan (uppmätt som ex. PM10). Däremot utgör de en betydande del av den totala partikelytan och i ännu högre grad partikelantalet.



Figur 4. Exempel på partikelstorleksfördelningen i Söderledstunneln en söndag och en måndag januari/februari 1999.

Emissionsfaktorer för partikelantal har beräknats utifrån uppmätta partikelstorleksfördelningar och mätningar av antalet tunga och lätta fordon i Söderledstunneln (Kristensson m fl., 2001b). Av

Figur 5 framgår att antalet partiklar som emitteras per fordonskilometer är ca 10 – 20 gånger högre för de tunga fordonen (dieselfordon) jämfört med lätta fordon (huvudsakligen bensinfordon). Beräkningarna för de allra minsta partiklarna (<10 nm) kan vara osäkra eftersom de påverkas inte bara av utsläppen från fordonen utan även av koagulationsprocesser inne i tunneln.

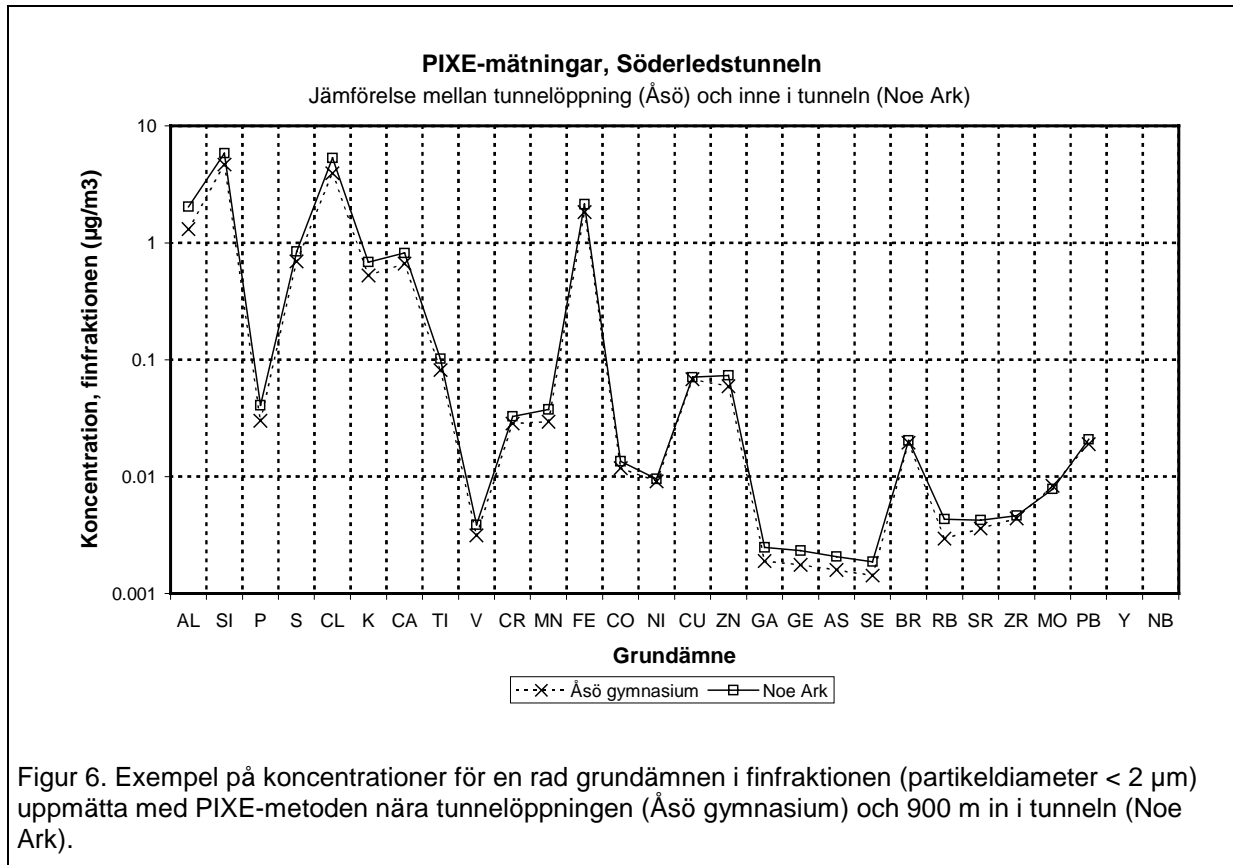


Figur 5. Emissionsfaktorer för tunga (HDV) och lätta (LDV) fordon i Söderledstunneln angivna för antalet partiklar som funktion av partikelstorleken (den aerodynamiska diametern).

5.2 Partikelbundna grundämnen

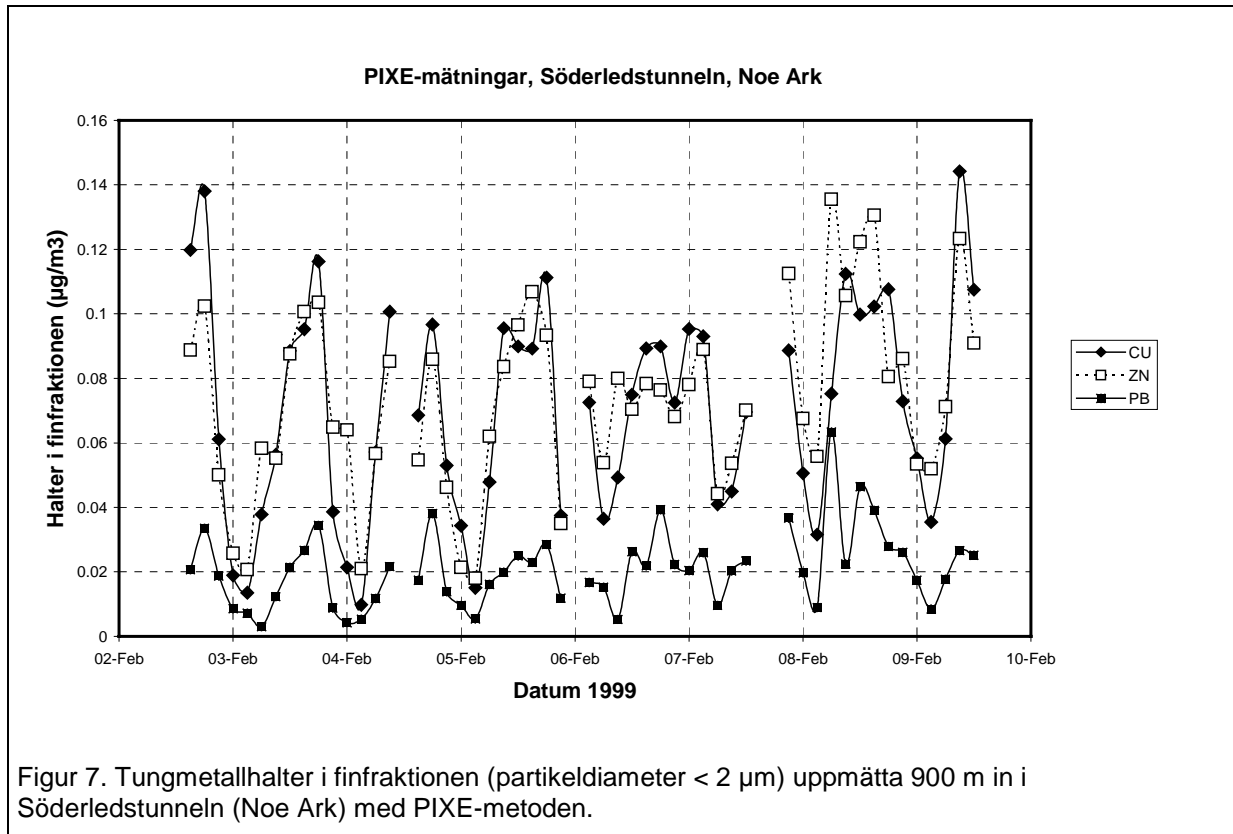
Partiklar i Söderledstunneln insamlades även på filter för vidare elementanalys vid avdelningen för Kärnfysik i Lund. Två provtagare av typen SAM (Stationary Aerosol Monitor) användes, en i tunnelöppningen och en 900 m in i tunneln vid Noe Ark. SAM är en två-steps automatisk filterprovtagare som konstruerats och kalibrerats vid Avdelningen för Kärnfysik vid Lunds Tekniska Högskola. Totalt samlades 448 prov in (=2·2·2·56; 2 provtagningsplatser, 2 fraktioner, 2 mätkampanjer, 56 prov). Den analysmetod som används är PIXE (Particle Induced X-ray Emission), en jonstråleanalysmetod med vars hjälp man erhåller halterna av en rad grundämnen i provet. Ca 250 av filterproven och ett stort antal blankprov har analyserats.

Figur 6 visar uppmätta medelvärden för en rad grundämnen i finfraktionen (partikeldiameter < 2 μm) i närheten av tunnelöppningen (Åsö gymnasium) och 900 m in i tunneln (Noe Ark) under perioden 2-9 februari 1999. Halterna inne i tunneln är mellan 5-35% högre än vid tunnelöppningen. För grovfraktionen (2 μm < partikeldiameter < 10 μm) är skillnaderna större och uppgår i vissa fall till flera hundra procent.



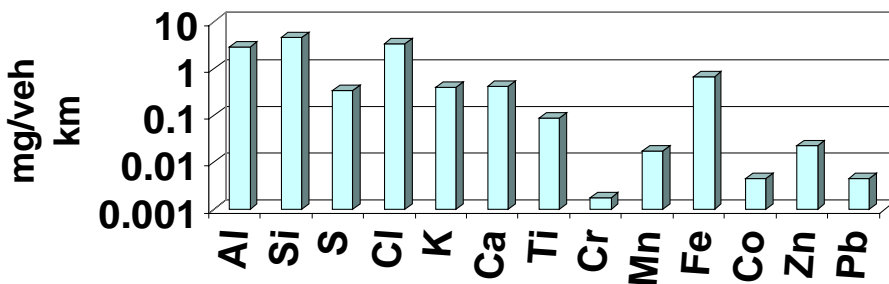
Figur 7 visar ett exempel på halterna av tre tungmetaller i tunneln. Blyhalterna (Pb) uppmättes till ca. $20 \text{ ng}/\text{m}^3$ både i fin- respektive grovfraktionen. Sådana värden var normala halter i utomhusluften (!) för 10-15 år sedan. Den kraftiga minskningen av blyhalterna beror givetvis på den minskade användningen av blyad bensin, men dessa resultat indikerar att vägtrafiken fortfarande utgör en källa till bly i miljön.

Figuren visar också en stark samvariation mellan dessa tre tungmetaller (Cu, Zn och Pb), vilket är en stark indikation på att dessa härrör från en gemensam källa. Tidsvariationen för de grundämnen som härrör från trafik respektive jordstoft är klart olika, troligtvis därför att uppvirvling av vägdamm inte enbart beror på trafikintensiteten men även är starkt beroende av huruvida vägbanan är fuktig eller ej.



En mer avancerad statistisk analys av dessa och andra samvariationer med käll-receptor-modellen APCA (Absolute Principal Component Analysis) visar två klart dominerande källtyper. Den ena är uppvirvlat jordstoft och kännetecknas av grundämnena Al, Si, K, Ca, Ti, Mn och Fe. Jordstoftet var kontaminerat av Cl, troligtvis från saltning (med koksalt, NaCl) av de gator som leder fram till tunneln. Den andra källan kan knytas till trafiken och domineras av de tre tungmetaller som visas i Figur 7, d.v.s. Cu, Zn och Pb samt i viss mån även Mn och Fe.

Figur 8 visar beräknade emissionsfaktorer för grundämnena baserat på mätningarna i Söderledstunneln. Högsta värdena erhålls för de ämnen som härrör från jordstoft och virvlas upp från vägbanan; kisel, aluminium och järn.



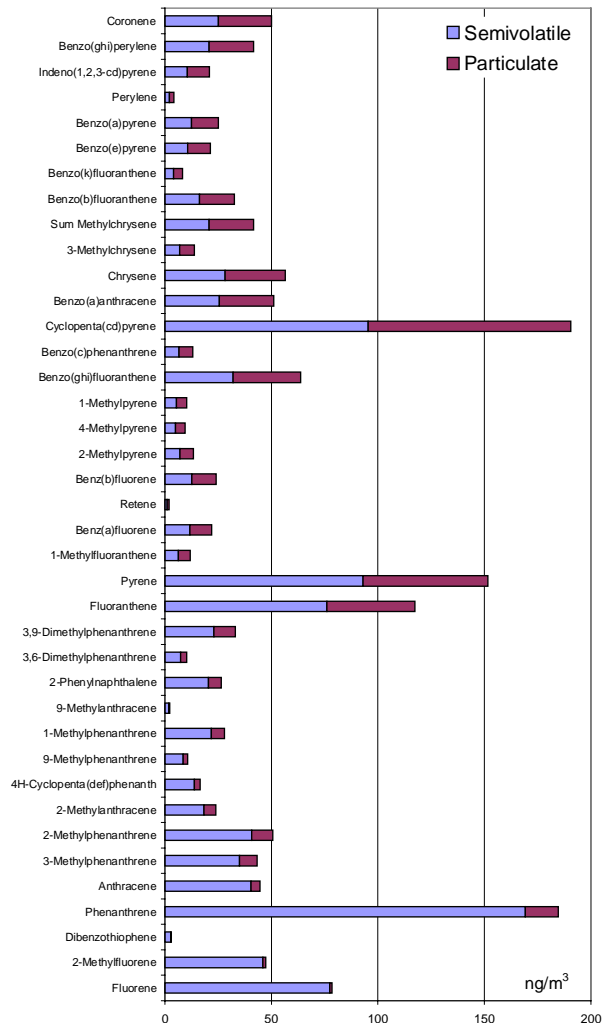
Figur 8. Beräknade emissionsfaktorer för ett antal metaller och halvmetaller baserat på mätningarna i Söderledstunneln 1999 ([Kristensson m fl., 2001b](#)).

5.3 PAH

Provtagning av PAH i Söderledstunneln har bestått av dels partikulära och dels semivolatila prover. Provtagningen har skett i kvarteret Noe och i Åsögaraget. Totalt omfattar

undersökningen 72 prover. Provtagningen varierar mellan dygnsprovtagning ned till entimmes provtagning.

I samarbete med Institutet för Miljömedicin (Boström et al., 2001) har en prioritering gällande vilka PAH som bör ingå vid analys av PAH i tätortsluft. I samband med detta har en ny PAH-standard utarbetats som skall användas vid identifiering och kvantifiering av partikulära och semivolatila PAH prover i projektet. PAH-standard blandningen består av 48 individuella PAH. Analysresultaten visar att den partikulära summa PAH halterna i Söderledstunneln varierar mellan ca 200 till 1000 ng/m³. Dominerande PAH är fenantren, fluoranten, pyren, cyclopenta[cd]pyren och coronen.



Figur 9. Typiska halter av olika PAH i Söderledstunneln.

Principalkomponentanalys visar att typiska PAH associerade med bensinavgaser är coronen, benso[ghi]perylen, bensofluorantener, benso[a]antracen och chrysen. Diesel avgaser karakteriseras bäst av pyren, fenantren, fluoranten och metylfenantrener.

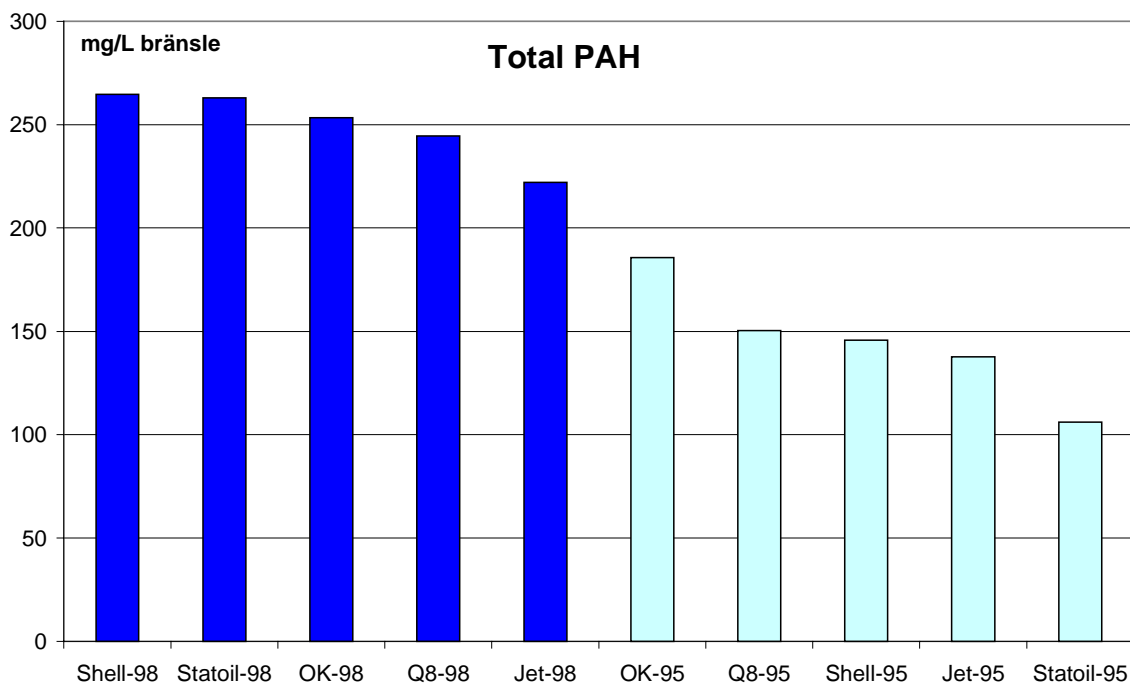
5.3.1 PAH i bränslen

Under mätkampanjen i december 98 provtogs drivmedel för att erhålla en uppfattning om drivmedelssammansättningen för de fordon som befann sig i Söderledstunneln (Tabell 5). Provtagningen utfördes på de bensinstationer som enligt tillgänglig statistik har de relativt största marknadsandelarna i Stockholmsregionen av drivmedel.

Tabell 5. Specifikation av bränsleprover för analys av kolväten.

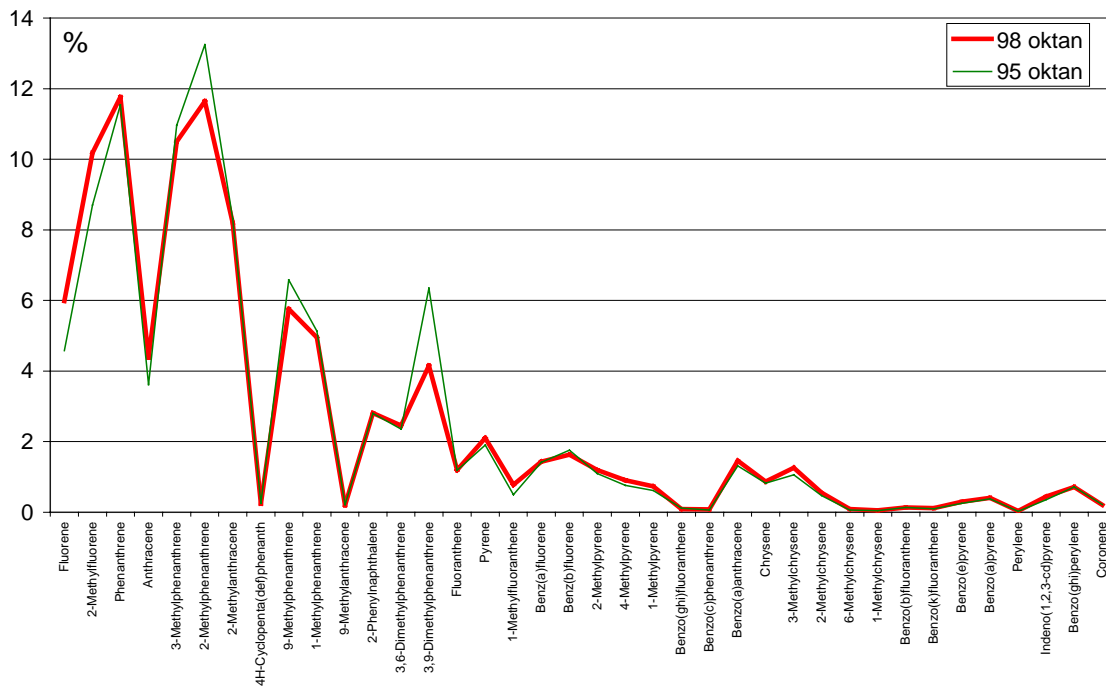
Bensinstation	oktantal	inköpsort
OK	95	Västberga
OK	98	Västberga
OK	Diesel	Västberga
Statoil	95	Nynäsvägen
Statoil	98	Nynäsvägen
Statoil	Diesel	Nynäsvägen
Jet	95	Hammarby
Jet	98	Hammarby
Shell	95	Globen
Shell	98	Globen
Shell	Diesel	Globen
Q8	95	Huddingevägen
Q8	98	Huddingevägen
Q8	Diesel	Huddingevägen
Totalt antal bränsleprover	14	

Totala PAH halten (totalt 49 PAH) i bränsleproverna varierade från ca 100 mg/l till ca 260 mg/l. För samtliga oljeleverantörer ser man att 98 oktanic bensin innehåller generellt en större mängd PAH än 95 oktanic bensin (Figur 10).



Figur 10. Totala halter av PAH (summan av 49 olika PAH) i olika bränslen (1998).

Intervall för PAH i 95 oktanic bensin är 106 till 186 mg PAH/l och för 98 oktanic är intervall 222 till 265 mg PAH/l. Dominerande PAH är: fenantren, monometyl-fenantrener och monometyl-antracener, dimetyl fenantren. Halterna för dessa är i intervallet 5 till 40 mg/l bränsle och de utgör 5% till 15% av totala PAH mängden (Figur 11). Halten för benzo(a)pyren ligger i intervallet 0.2 till 1.4 mg/l och är generellt högre i samtliga 98 oktanic bränslen jämfört med den 95 oktanic. Generellt saknas (under detektionsgränsen) förekomsten av 9,10-dimetylantracen, indeno(1,2,3-cd)pyren och dibenzpyrener i de analyserade bränslena.

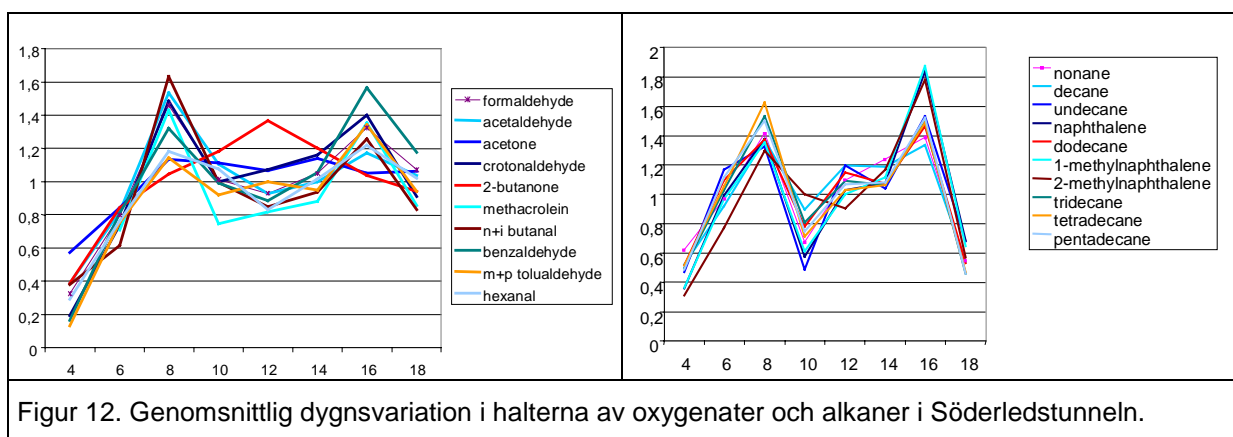


Figur 11. Procentuell sammansättning av olika PAH i 98- respektive 95 oktanic bensin.

5.4 VOC

Omkring 60 olika kolväten (alkaner, alkener, aromater, aldehyder och ketoner) har analyserats och kvantifierats i Söderledstunneln. För detta har tre olika provtagningssystem använts: tenaxrör, DNPH-protagare och stälkanistrar. Provtagnings tiden har varit en timme och prover har tagits på båda platserna i tunneln parallellt. För alkaner, alkener och aromater har analyserna genomförts med hjälp av ett GC/MS system. För aldehyder och ketoner sker analyserna med HPLC-teknik.

Dygnsvariationerna är mycket likartad för de flesta alkanerna beroende på att dessa kommer huvudsakligen från bensinfordon, som har en mycket regelbunden tidsvariation i tunneln. När det gäller oxygenaterna är variationerna lite större p g a att dessa ämnen också släpps ut via dieselavgaser från tunga fordon, som har en något annan dygnsvariation i trafikintensiteten.



Figur 12. Genomsnittlig dygnsvariation i halterna av oxygenater och alkaner i Söderledstunneln.

Med hjälp av absolut principalkomponentanalys kunde emissionsfaktorer uppskattas för olika ämnen. Detta är en helt ny metod som kan ge bättre separation mellan diesel och bensinavgaser. Den har inte använts tidigare i denna typ av studier. Det normala sättet är att uppskatta emissionsfaktorerna utifrån linjär regression mellan skillnaderna i halterna mellan 2 mätplatser

(eller om endast en mätplats finns så antas noll eller mycket låg koncentration i inloppet till tunneln) mot trafikflödena för lätta och tunga fordon. Ett problem är att med trafikräkningarna skilja mellan bensin och dieselfordon då även lätta fordon kan vara dieseldrivna och att det finns en stor del lätta lastbilar som är bensindrivna. Principalkomponentanalysen som applicerats i denna studie gav två komponenter som kan identifieras som bensin respektive dieselavgaser. Därefter antogs att dieselkomponenten huvudsakligen beror på utsläpp från tunga fordon ("HDV" i tabellen).

Tabell 6. Emissionsfaktorer för aldehyder och ketoner baserade på absolut faktoranalys applicerad på mätdata från Söderledstunneln (Kristensson m fl., 2000). "LDV" = Light duty vehicles; "HDV" = Heavy duty vehicles. I kolumnen "Calc" har värdena räknats om till trafiksammansättningen som rådde i Söderledstunneln för jämförelsens skull. (För referenser hänvisas till [Kristensson m fl., 2000](#)).

Species	PCA (N = 42 with total variance explained = 92 %) (60% catalyst fleet)		Stahelin et al., 1998 (70% catalyst fleet, Swiss tunnel)		Laveskog, 1993	Westerholm and Wijk, 1996	Calc.
	LDV	HDV	Gasoline vehicles	Diesel vehicles	LDV (non-catalyst)	LDV (catalyst)	LDV (60% catalyst fleet)
o-tolualdehyde	1.14±0.45	2.72±1.62					
benzaldehyde	4.31±1.70	22.39±13.31			10.5±0.5		
formaldehyde	15.14±5.98	80.21±47.68	10.54±8.06	67.76±36.45	40.5±1.9	0.55	16.5±0.8
hexanal	0.76±0.30	3.98±2.36					
methacrolein	0.56±0.22	4.49±2.67					
n+i butanal	0.83±0.33	9.38±5.58					
m+p tolualdehyde	3.23±1.27	37.66±22.38					
acetaldehyde	4.74±1.87	62.66±37.24	2.33±1.12	14.62±5.09	7.0±0.5	0.45	3.1±0.3
crotonaldehyde	2.56±1.01	37.79±22.46					
acetone	2.27±0.89	57.26±34.04	1.10±1.80	7.95±8.13			
2-butanone	0.75±0.29	90.81±53.98	0.08±0.44	1.24±1.97			
	Johansson et al., 1997 Söderledstunneln, Stockholm, 1995/1996		Sjödin et al., 1996. The Tingstads-tunnel, 1994 (Göteborg, Sweden)		Sagabiel et al., 1996. Tuscarora Tunnel, USA		
Species	Combined LDV and HDV		Combined LDV and HDV		LDV	HDV	
benzaldehyde	9.5±0.7						
formaldehyde	18±3		20		3.9±1.4	26.8±4.5	
acetaldehyde	28±8						

I Tabell 6 jämförs uppskattade emissionsfaktorer för olika oxygenater i Söderledstunneln med värden från andra studier. Emissionsfaktorerna från tunga fordon är som regel högre än för de lätta fordonen, men eftersom andelen tunga fordon är liten i Söderledstunneln blir värdena betydligt osäkrare. Resultaten stämmer ändå relativt bra med vad man funnit i andra studier.

Masskvoten mellan bensen och toluen i Söderledstunneln var i genomsnitt 3.3 (µg toluen/µg bensen). Detta är väsentligt högre än den kvot som mättes upp i rökgaserna från en vedeldad braskamin (se längre fram i denna redovisning).

5.5 PM₁₀ och PM_{2.5}

I sitt examensarbete "Real World Emission Factors Estimated from Street Canyons and Road Tunnel in Stockholm" beräknade Beyongsup Moon emissionsfaktorer för lätta och tunga fordon och jämförde med beräknade faktorer baserat på Vägverkets EVA modell ([Moon, 2001](#)). Hans beräkningar bygger på resultat från detta projekt. Mätningarna 1998 (december) avsåg PM₁₀ och mätningarna 1999 (februari) avsåg PM_{2.5}. För 1998 kunde de tunga fordonens emissionsfaktor bestämmas.

Tabell 7. Beräknade emissionsfaktorer, medelvärden och +/- 95% konfidensintervall (g/fkm).

År	PM ₁₀ /PM _{2.5}	Tunnel ^a		EVA ^b	
		Tunga fordon	Lätta fordon	Tunga fordon	Lätta fordon
1998	PM ₁₀	-	0.24±0.06	0.13	0.01
1999	PM _{2.5}	0.57±0.24	0.04±0.02	0.11	0.01

^a Baserat på mätningar av PM₁₀ och PM_{2.5} i Söderledstunneln

^b Baserat på EVA modellen (emissions faktorerna är ej uppdelade på PM₁₀ and PM_{2.5} utan avser endast avgaspartiklar vilka till största delen har en diameter mindre än 100 nm).

Av Tabell 7 framgår att den beräknade emissionsfaktorn för tunga fordon är mer än en faktor 10 högre jämfört med lätta fordon. EVA modellens värden är betydligt lägre än de beräknade värdena baserat på mätningarna i tunneln. Detta är inte helt oväntat eftersom en stor del av PM₁₀ och PM_{2.5} utgörs av uppvirvlade grova partiklar genererade från slitage av vägbana, däck och bromsar. Om man antar att EVA faktorerna är representativa för avgasemissionerna från lätta och tunga fordon i tunneln utgör avgaspartiklarna omkring 20% respektive 25% av den totala PM_{2.5} emissionen (Tabell 8).

[Westerlund \(2001\)](#) uppskattade genomsnittliga (för Stockholms stad) emissionsfaktorer för partiklar genererade vid bromsslitage och erhöll 0.084 g/fkm respektive 0.017 g/fkm för tunga och lätta fordon. I Söderledstunneln kan värdena för bromsslitage vara lite lägre eftersom trafiken normalt flyter ganska jämnt utom under rusningstid på morgonen. För tunga fordon skulle detta skulle betyda att bromsslitage kan bidra med ca 15% till PM_{2.5} utsläppen och resuspensionen (uppvirvlingen) av grova partiklar kan utgöra mer än 60%. För lätta fordon står bromsarna för hela 43% och resuspensionen för 33%.

Tabell 8. Uppskattade emissionsfaktorer för partiklar genererade från avgasutsläpp, bromsar och resuspension.

Källa	Tunga fordon		Lätta fordon	
	(g/fkm)	Andel, %	(g/fkm)	Andel, %
Resuspension ^a	0.38	66	0.013	33
Bromsar ^b	0.084	15	0.017	43
Avgas ^c	0.11	19	0.010	25
SUMMA	0.57	100	0.040	100

^a Beräknad som total emissionsfaktor för PM_{2.5} (Tabell 7) minus emissionsfaktorerna för avgaser och bromsar.

^b Genomsnittlig emissionsfaktor för fordon i Stockholms stad enligt [Westerlund \(2001\)](#).

^c Emissionsfaktor för Avgasemissioner för 1999 års fordonssammansättning i Söderledstunneln enligt EVA modellen.

5.5.1 Organiskt och elementärt kol

Baserat på mätningarna i Söderledstunneln beräknades emissionsfaktorer för elementärt och organsikt kol ([Kristensson m fl., 2001](#)). För summan av dessa erhöles 35±3 mg/fkm (totalt för tunga och lätta fordon). Detta värde är betydligt högre än den totala emissionsfaktorn för avgasemissionerna enligt EVA modellen (15 mg/fkm), vilket antyder att mer än hälften av det organiska och oorganiska kol som återfinns i tunnelluften kan härröra från slitage av asfalt och däck.

Eftersom den totala emissionsfaktorn för PM_{2.5} var 64 mg/fkm erhålls att emissionsfaktorn för den oorganiska metallerna (halvmetaller) blir skillnaden mellan dessa, dvs 29 mg/fkm (Tabell 9).

Detta stämmer mycket väl med det värde (25 mg/fkm) som erhålls om man summerar metalloxiderna av kisel, aluminium och järn. Den totala emissionsfaktorn för bromsar blev 20 mg/fkm (84 mg/fkm för tunga fordon och 17 mg/fkm för lätta fordon, Tabell 8).

Enligt mätningar av [Garg m fl. \(2000\)](#) var ca 18% av partikelmassan från bromsbeläggsitage kolföreningar. Detta skulle betyda att elementärt och organiskt kol utgör en relativt stor del av resuspensionen; 46% av totala emissionen av OC/EC (Tabell 9). Men eftersom resten av resuspensionen rimligen bör vara metalloxider finns det då "för lite" kvar av resuspensionen; $29 - 16 = 13$ mg/fkm att jämföra med 25 mg/fkm som erhållits ovan. Men om bromsbeläggslitaget är överskattat skulle ändå massbalansen gå ihop ganska väl.

Tabell 9. Grovt uppskattad fördelning av EC/OC, enligt resonemang i texten baserat på resultaten från Söderledstunneln.

Totalt PM2.5	Total emissionsfaktor (mg/fkm)	Elementärt och organiskt kol (mg/fkm)	Andel %
Resuspension	29	16 ³	46%
Bromsar	20	4 ²	11%
Avgas	15	15 ¹	43%
SUMMA	64	35	100%

¹ Antar att all massa avgaspartiklar är OC/EC.

² Antar att 20% är kolföreningar.

³ Skillnaden mellan totalt uppmätt och de övriga två uppskattade värdena för avgaser och bromsslitage.

5.6 Kolmonoxid

Av Tabell 10 framgår emissionsfaktorer för kolmonoxid dels utifrån mätningarna i Söderledstunneln, dels baserat på EVA modellen för den fordonssammansättning som rådde i tunneln 1999 ([Moon, 2001](#)). EVA modellen tycks ge drygt en faktor 3 högre värden än de värden som uppskattas utifrån mätningarna i tunneln.

Tabell 10. Beräknade emissionsfaktorer för CO, medelvärden och +- 95% konfidensintervall (g/fkm).

År	Tunneldata		EVA	
	Tunga fordon	Lätta fordon	Tunga fordon	Lätta fordon
1994	-	7.0±0.2 ^a	3.41	20.84
1995	-	5.2±0.2 ^a	3.13	19.95
1996	-	-	2.78	18.08
1997	-	-	2.51	16.65
1998	-	4.1±1.1	2.10	15.27
1999	-	5.5±0.6	1.73	14.28

^a Dessa två värden kommer från tidigare mätningar i tunneln ([Johansson m fl., 1996](#)).

5.7 Kväveoxider

När det gäller kväveoxider är överensstämmelsen mellan EVA och mätningarna i tunneln betydligt bättre än för kolmonoxid (Tabell 11). I detta fall underskattar EVA modellen utsläppen från lätta fordon med mellan 10% och 40% och från tunga fordon med knappt 50%. Den förväntade minskningen i emissionsfaktorerna för lätta fordon från 0.82 g/fkm 1994 till 0.60

g/fkm 1999, som uppskattas med EVA modellen, stämmer inte med vad som observeras i mätningarna i tunneln.

Tabell 11. Beräknade emissionsfaktorer för NO_x, medelvärden och +- 95% konfidensintervall (g/fkm).

År	Tunnel		EVA	
	Tunga fordon	Lätta fordon	Tunga fordon	Lätta fordon
1994	-	0.9±0.04 ^a	5.5	0.82
1995	-	1.3±0.03 ^a	5.3	0.79
1996	-	-	5.1	0.75
1997	-	-	4.8	0.69
1998	7.4±2.5	1.1±0.1	4.5	0.64
1999	9.1±1.5	0.8±0.1	4.2	0.60

^a Dessa två värden kommer från tidigare mätningar i tunneln ([Johansson m fl., 1996](#)).

5.8 Principalkomponentanalys med alla ämnen

Principalkomponentanalys av tunneldata visade tre urskiljbara källor: utsläpp från bensindrivna fordon (personbilar), utsläpp från dieselfordon (tung lastbilar) samt vägdamm. NO_x, CO, CO₂, bensen, toluen m.fl. VOC dominerar från bensen, medan elementärt kol och antalet fina partiklar kan kopplas till dieselfordon. Resuspenderade partiklar kan lätt identifieras med hjälp av typiska ämnen i jordskorpan; t ex kisel, titan, aluminium, järn och kalcium. I denna faktor återfinns även PM_{2.5}, som alltså huvudsakligen skulle bestå av grova partiklar genererade av resuspension, vilket stämmer bra med jämförelserna med EVA modellen redovisat tidigare i denna rapport.

När det gäller blyhalterna (Pb) förklaras huvuddelen av variationen av resuspensionsfaktorn, vilket antyder att blyet finns i vägdamm (asfalts-, däck- eller eventuellt grova bromspartiklar), inte i avgaserna. Koppars (Cu) och i viss mån zink (Zn) är de enda metaller som associeras med fordonsavgaser. Koppars härrör enligt dessa beräkningar främst från lätta fordon. Huruvida det är avgaspartiklar eller eventuellt fina bromspartiklar kan inte avgöras.

När det gäller antalet partiklar associeras alla partikelstorlekar med dieselavgasfaktorn. Men för de allra minsta partiklar (<13 nm) förklaras endast ca 40% av variansen av de tre faktorerna. Detta beror på att dessa partiklar har relativt kort livstid i tunneln p g a koagulationsprocesser.

Tabell 12. Principalkomponentanalys av timmedelvärden av halterna i Söderledstunneln. I tabellen ges även de varimaxroterade loadingsvärden som visar vilken källa ger störst bidrag till variansen i halterna. Kommunaliteten anger hur stor del av variansen som förklaras av de tre källorna (bensin, diesel och resuspension) (från [Johansson m fl. 2000b](#)).

Parameter	Medelhalt ± Std dev	Loading värden ^a			Kommunalitet ^b
		Bensinavgaser	Dieselavgaser	Resuspension	
Light duty veh. (N per hour)	1500 ± 700	0,64	0,46	-0,01	0,63
NO _x (µg/m ³)	2100 ± 1100	0,82	0,55	-0,03	0,97
CO (mg/m ³)	10 ± 6	0,96	0,23	0,02	0,98
Benzene (µg/m ³)	41 ± 24	0,96	0,25	0,04	0,99
Toulene (µg/m ³)	130 ± 70	0,96	0,25	0,04	0,98
p-Xylene (µg/m ³)	27 ± 15	0,96	0,24	0,03	0,99
m-Xylene (µg/m ³)	56 ± 32	0,96	0,24	0,05	0,99
o-Xylene (µg/m ³)	34 ± 19	0,95	0,27	0,05	0,99
CO ₂ (mg/m ³)	1220 ± 360	0,90	0,37	-0,04	0,95
Cu (µg/m ³)	0,079 ± 0,028	0,78	0,36	0,25	0,80
Heavy duty veh. (N per hour)	75 ± 63	0,27	0,87	-0,20	0,86
Total Surface area (µm ² /cm ³)	3450 ± 1600	0,37	0,91	0,05	0,98
Total PM Volume, < 900 nm (µm ³ /cm ³)	76 ± 34	0,30	0,92	0,15	0,96
NO ₂ (µg/m ³)	150 ± 65	0,56	0,61	-0,22	0,74
Organic carbon (µg/m ³)	18 ± 5	0,32	0,78	0,26	0,77
Elemental carbon (µg/m ³)	13 ± 5	0,35	0,87	-0,08	0,88
N per cm ³ (3 – 13 nm)	316000 ± 70200	0,00	0,63	0,12	0,41
N per cm ³ (13 - 29 nm)	888000 ± 417000	0,25	0,92	0,09	0,92
N per cm ³ (29 - 56 nm)	498000 ± 317000	0,43	0,85	0,03	0,91
N per cm ³ (56 – 210 nm)	96500 ± 43700	0,44	0,85	-0,04	0,92
N per cm ³ (210 – 900 nm)	3150 ± 1560	0,24	0,88	0,13	0,85
PM _{2.5} (µg/m ³)	116 ± 58	0,47	0,06	0,77	0,83
Al (µg/m ³)	2,74 ± 2,01	-0,20	-0,07	0,95	0,95
Si (µg/m ³)	7,84 ± 5,40	-0,12	-0,10	0,98	0,98
S (µg/m ³)	1,08 ± 0,36	0,41	0,31	0,74	0,81
Cl (µg/m ³)	6,52 ± 4,07	0,03	-0,21	0,87	0,80
K (µg/m ³)	0,88 ± 0,60	-0,14	-0,02	0,98	0,98
Ca (µg/m ³)	1,01 ± 0,62	-0,07	0,01	0,99	0,99
Ti (µg/m ³)	0,13 ± 0,09	-0,13	0,00	0,98	0,98
Cr (µg/m ³)	0,034 ± 0,007	0,12	0,38	0,79	0,78
Mn (µg/m ³)	0,044 ± 0,019	0,05	0,12	0,97	0,96
Fe (µg/m ³)	2,51 ± 1,04	0,16	0,19	0,94	0,95
Zn (µg/m ³)	0,084 ± 0,027	0,40	0,58	0,62	0,88
Br (µg/m ³)	0,020 ± 0,002	0,04	-0,07	0,63	0,41
Pb (µg/m ³)	0,025 ± 0,013	0,18	0,40	0,76	0,78

^a Loading värdena motsvarar korrelationen mellan ämnet och respektive faktor.

^b Kommunaliteten anger hur stor del av den totala variansen av ämnet som förklaras av de tre faktorerna.

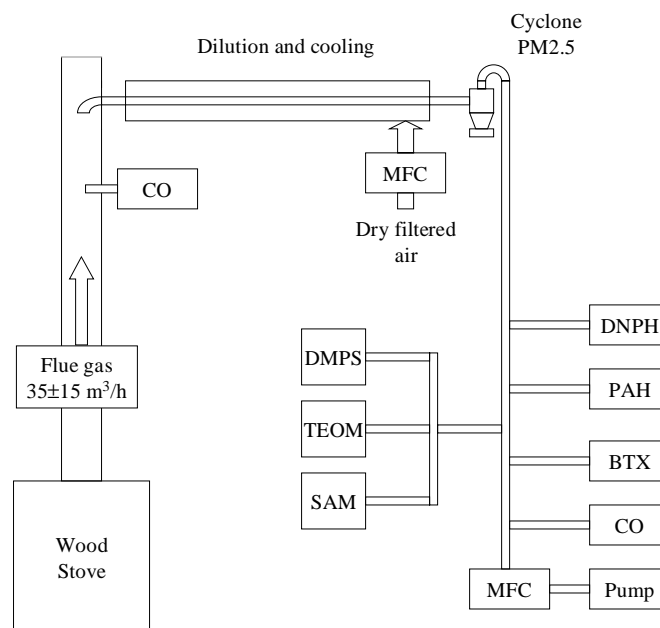
6. Utsläpp från småskalig vedeldning

Syftet med studien var att karakterisera utsläppen av gasformiga och partikulära föroreningar från eldning i vedkamin för att kunna ta fram en källprofil för vedeldning. Data ska ligga till grund för att beräkna vedeldningens bidrag till halterna av partiklar och cancerframkallande ämnen i Stockholm. I Sverige är vedeldningen tillsammans med trafiken den största utsläppskällan för partiklar och PAH. Enligt nuvarande kunskap om emissionsfaktorer har småskalig förbränning av bibränslen potentiellt mycket stor betydelse för halterna i tätorter och därmed befolkningsexponeringen för partiklar och cancerframkallande ämnen.

Vid vedeldning avges förhållandevis (jämfört med annan förbränning) stora mängder oförbrända kolväten som innehåller PAH, mutagena ämnen och andra potentiellt carcinogena ämnen. Färsk statistik från Räddningsverket visar att vedeldningen i Stockholms stad (och andra större städer) skiljer sig från vedeldning på mindre orter och landsbygden. Antalet vedkaminer, kakelugnar är betydligt flera än antalet vedpannor i Stockholms stad. Detta indikerar att relativt lite av den ved som förbrukas i staden används som enda eller dominerande värmekälla i villapannor utan att det är troligt att trivseleldningen ger de största utsläppen och därmed större bidrag till halterna i omgivningen. Men här finns stora osäkerheter.

Mätningarna genomfördes på en vedkamin på KTH i Stockholm i samarbete med Kemisk teknologi (Mikael Ohlsson). Björk användes som bränsle i alla försök utom 2 då gran användes. Ett manus kommer att skickas in för publikation under april/maj 2001; ([Hedberg m fl., 2001](#)). Försöksuppställningen framgår av Figur 13. I stort sett var instrumenteringen av densamma som i Söderledstunneln. Ytterligare ett antal organiska ämnen analyserades (organiska syror, guaiacol och levoglucosan).

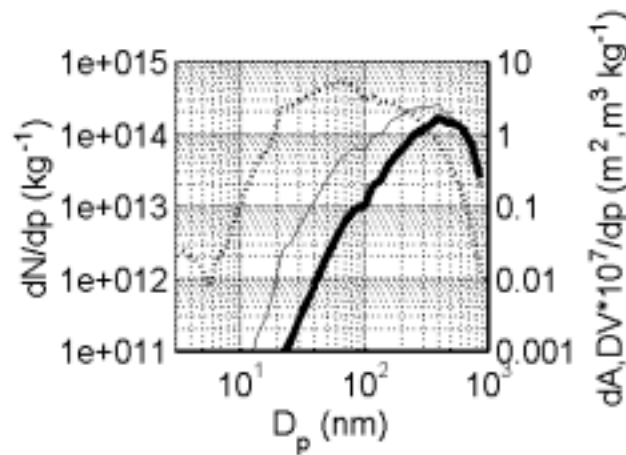
I detta avsnitt beskriver vi en del av resultaten i relation till de resultat som framkommit vid mätningarna i Söderledstunneln. Ett av syftena var att se hur vedrök skiljer sig från trafikavgaser när det gäller partiklar och olika kolväten.



Figur 13. Försöksuppställning för mätningar av utsläppen från en vedeldad braskamin på KTH i Stockholm ([Hedberg m fl., 2001](#)).

6.1 Partiklar

I princip samma utrustning som användes i Söderledstunneln, användes för att studera partikelutsläppen från vedkaminen på KTH, Stockholm. Partikelmassan (PM_{2.5}), partikelantalet och storleksfördelningen mättes kontinuerligt under försöken.



Figur 14. Genomsnittlig antals- (prickad), yt- (tunn linje) och volymsfördelning (tjock linje) i rökgaserna från vedkaminen (D_p är den aerodynamiska diametern).

Den genomsnittliga partikelstorleksfördelningen framgår av Figur 14. Denna fördelning är lite mer förskjuten mot större andel grövre partiklar i jämförelse med vad som mätts upp i trafikavgaser och i Söderledstunneln i Stockholm. Partikelemissionerna varierar kraftigt mellan försöken med en emissionsfaktor mellan 0.1 och 2.6 g/kg ved. Medelvärdet var 1.3 g/kg ved. Enligt mätningarna av partikelstorleksfördelningen så utgörs den största delen av massan av partiklar med en diameter som är mindre än $0.9 \mu\text{m}$.

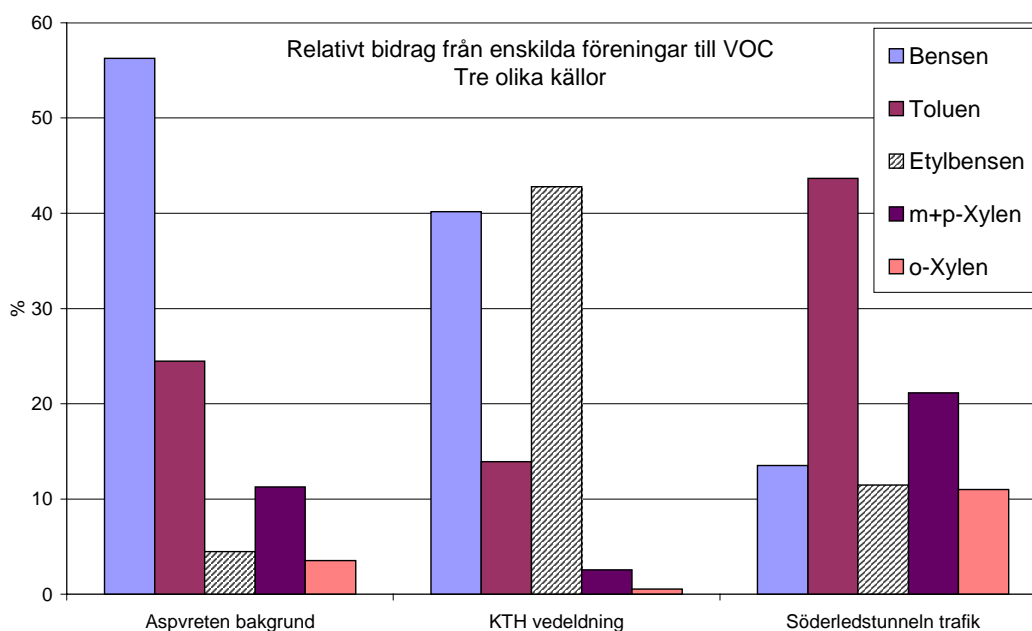
Sammansättningen av grundämnen skiljer sig markant i vedrök jämfört med den som observerats i Söderledstunneln för vägtrafikavgaser. Av de grundämnen som analyserades (ca 30 st) hade kalium de högsta utsläppen med i genomsnitt 27 mg/kg ved.

Tabell 13. Emissionsfaktorer för grundämnen för vedkamin (Hedberg m fl., 2001).

Ämne	mg/kg ved			
	Medel	Median	Max	Min
Si	9.27	6.23	38.32	0.37
S	6.55	4.71	18.46	1.07
Cl	5.71	5.37	10.56	0.81
K	27.38	25.24	60.26	4.67
Ca	0.43	0.16	1.89	0.01
Cr	0.63	0.17	2.10	0.04
Mn	0.14	0.11	0.34	0.03
Fe	0.21	0.15	0.80	0.04
Co	0.03	0.01	0.16	0.00
Ni	0.06	0.02	0.30	0.01
Cu	0.07	0.07	0.08	0.07
Zn	7.50	7.21	12.27	1.49
Se	0.01	0.01	0.02	0.00
Br	0.19	0.09	0.86	0.02
Rb	0.15	0.16	0.24	0.04
Mo	0.64	0.43	1.64	0.07
Pb	0.34	0.23	0.92	0.07
Summa	61.0	51.8	153.0	8.8

6.2 Monoaromater (BTX)

I Figur 15 visas sammansättningen av monoaromater i vedröken från vedkaminen. För jämförelse visas även sammansättningen i bakgrundsluften och i Söderledstunneln. Figuren visar att relativa sammansättningen skiljer sig ganska kraftigt. Bensen dominerar i bakgrundsluft eftersom den är mest stabil i luften (har längst livstid). Förhållandet mellan toluen och bensen är ca 3.5 i trafikavgaserna i tunneln och endast ca 0.5 i bakgrundsluft. Men även i vedrök dominerar bensen över toluen så att kvoten toluen/bensen var ca 0.35 vid mätningarna på KTH.



Figur 15. Relativa bidragen till mängderna av olika monoaromater i olika källor.

6.3 Alkaner

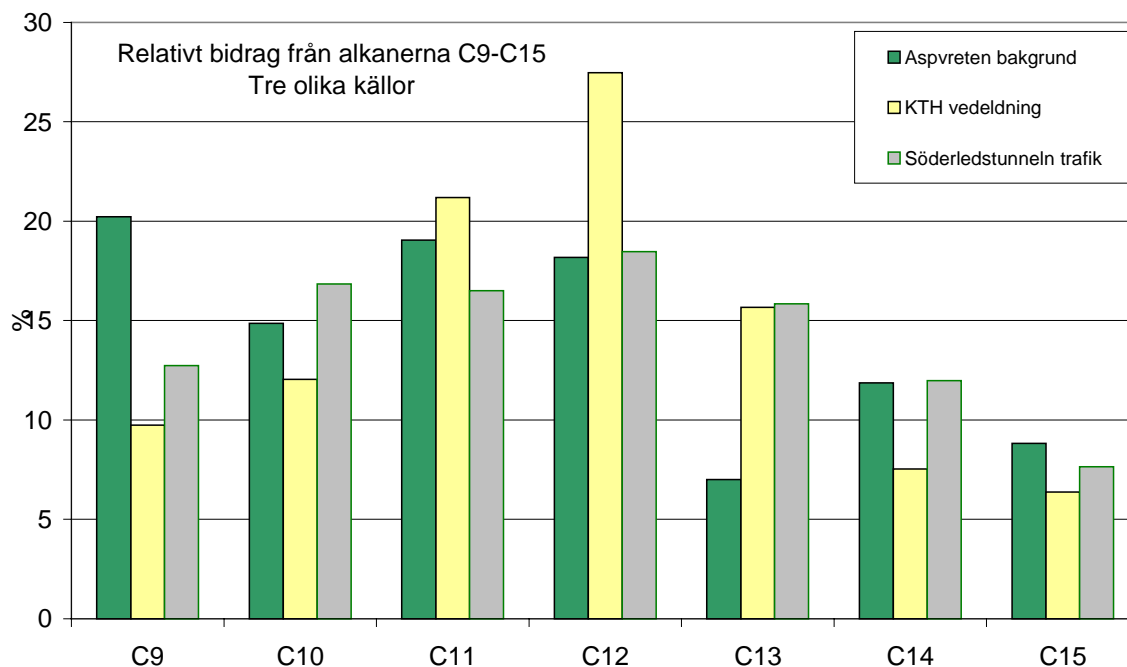
Figur 16 visar de relativa bidragen (% av totala mängden alkaner) i olika källor (bakgrundsluften betraktas som en "källa" till luftföroreningar i Stockholm). Detta visar att det finns tydliga skillnader när det gäller sammansättningen av alkaner. Vedeldningen bidrar betydligt mera till summan av C11 och C12 (48%) jämfört med vägtrafiken (34%) och bakgrundsluften (37%).

Vid mätningarna under mätkampanjen som presenteras längre fram i denna rapport var andelarna C11 plus C12 34% i innerstaden, dvs exakt samma värde som för vägtrafiken. För Herrängen (villaområde S om Stockholm) var andelen 37%, motsvarande andelen i bakgrundsluften eller andelen som skulle återfinnas i trafikavgaser "spetsade" med lite vedeldning.

Om man istället betraktar bara nonan (C9) ser man att högst andel 20% återfinns i bakgrundsluften. Mätningarna i innerstaden resulterade i en andel på 10% och vid Herrängen var andelen 7%, vilket är närmare andelarna i vägtrafikens avgaser och i rök från vedeldning.

Tar man däremot tridekan (C13) så var andelarna vid Herrängen och Rosenlundsgatan 7% respektive 6%, vilket är identiskt med andelen som mätts upp i Aspvreten. I trafikavgaser och vedrök var andelarna betydligt högre, 16%.

Man får alltså något olika bild beroende på vilken (eller vilka) alkaner som man betraktar. Jämförelser med endast ett ämne kan vara vanskliga eftersom källornas sammansättning kan variera. I detta fall baseras mätningarna vid Herrängen och Rosenlundsgatan på en begränsad tidsperiod vilket kan betyda att kortvariga variationer i källprofilerna (t ex p g a kallstarteffekter) kan påverka alkansammansättningen. Den fortsatta utvärderingen med alla data får utvisa vilket resultat som är mest sannolikt.



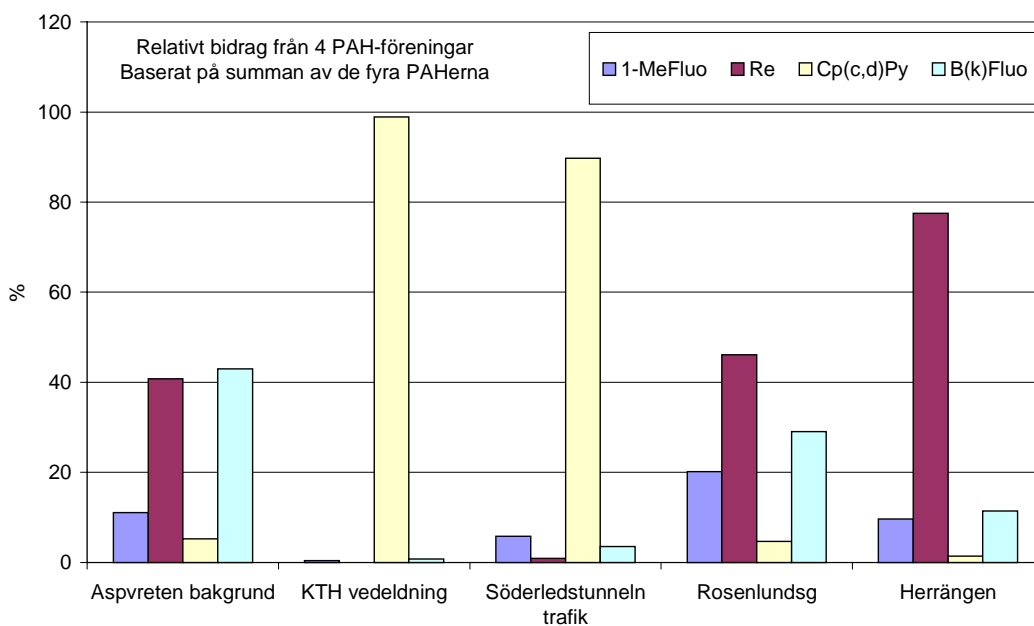
Figur 16. Staplarna anger de relativa bidragen (% av totalt uppmätt halt från respektive källa) till olika enskilda alkaner i vedrök, vägtrafikavgaser och i bakgrundsluft.

6.4 PAH

I rökgaserna återfanns i genomsnitt ca 0.3 g PAH per kg ved, räknat som summan av 50 PAHer. Dessa dominerades av fenantren, flouranten, fluoren och pyren. I Figur 17 jämförs relativa halterna av fyra PAH-föreningar i vedrök, trafikavgaser, bakgrundsluft och vid Rosenlundsgatan i centrala Stockholm samt Herrängen i södra delen av staden. Ämnena som valts ut har väsentligt olika relativ sammansättning i trafikavgaser och vedrök samt ytterligare en helt annan sammansättning i bakgrundsluft. Cyklopenta(cd)pyren dominerar totala mängden av dessa ämnen i vedrök och i trafikavgaser är den också mycket viktig men återfinns till mycket liten del i bakgrundsluften. Även om det förefaller osannolikt kan avsaknaden av cyklopenta(cd)pyren i Stockholm skulle bero på att föreningen bryts ner i luften eller under provtagningen.

Ursprungligen då detta projekt planerades var tanken att använda reten som ett spårämne för vedrök. Mätningarna på KTH visade att förbränning av björk inte resulterar i mätbara halter reten, som däremot är ett bra spårämne för förbränning av gran och tall. Men dessutom utgör reten en viktig del av dessa 4 PAHer i bakgrundsluften vilket kanske var något överraskande. Mätbara mängder återfanns tyvärr också i Söderledstunneln. Relativa sammansättningen av PAHerna i proverna från Stockholm liknar betydligt mera bakgrundsluftens sammansättning än någon av de två källprofilernas. Det förefaller då ganska tydligt från denna analys att många PAHer som vi ser i Stockholm till stor del kan härröra från intransport och inte från lokala källor i staden.

Ytterligare data från mätningarna presenteras i Appendix och ytterligare diskussion av halterna vid Herrängen, Rosenlundsgatan och Aspvreten presenteras längre fram i denna rapport.



Figur 17. Jämförelse av relativa halterna av fyra PAH föreningar i vedrök, trafikavgaser, bakgrundsluft och vid Rosenlundsgatan i centrala Stockholm samt Herrängen i södra delen av staden. Ämnena är 1-metylfluoranten, reten, cyklopenta(cd)pyren och benso(k)fluoranten.

7. Mätningar i omgivningsluft

Ett stort problem är att mätdataunderlaget när det gäller halter i urban luft av PAH, VOC och partiklar är mycket begränsat. Trots att Stockholm troligen har det mest omfattande mätprogrammet bland alla kommuner i Sverige saknas bra information för de ämnesgrupper som studeras i detta projekt. Hittills (2001) har t ex PAH mätningar genomförts endast en gång om

året, två månader under våren på Hornsgatan. Förutom enstaka kortare mätkampanjer har detta varit det enda mätprogrammet för PAH i urban miljö i Sverige. Från och med i år startas i mer regelbunden PAH provtagning som täcker en stor del av året. Sedan förra året (1999) innefattar mätprogrammet även en provtagning i taknivå. När det gäller inandningsbara partiklar genomförs nu betydligt mer mätningar än vad som tidigare varit fallet (se [Areskoug m fl., 2000](#)). Inom ramen för det nu redovisade projektet har dels mätningar genomförts inom ramen för examensarbeten ([Carlsson, 1998](#); [Fink 1997](#); [Larnesjö, 1999](#)), dels inom ramen en mätkampanj under år 2000 i Stockholm. Vid mätkampanjen 2000 studerades ett mycket stort antal parametrar och en del resultat presenteras i denna rapport, men ytterligare rapportering kommer att ske i form av publikationer i vetenskaplig litteratur. Mätkampanjen genomfördes under mars på två platser i Stockholm, dels i innerstaden på Södermalm, dels i ett villaområde i södra Stockholm (Herrängen). Dessutom mättes samma ämnen i bakgrundsluft på Aspvreten. Avsikten var att med hjälp av käll- receptormodeller bestämma det bidraget från olika källor till halterna av luftföroreningar i stadsmiljön.

Vid provtagningsplatsen på Södermalm är trafiken den största källan. Herrängen är ett villaområde med förhållandevis stor andel kombipannor och lokaleldstäder så att eventuella utsläpp från vedeldning skulle kunna ge betydande bidrag till halterna av vissa ämnen. Bidrag från långdistanstransport förväntas kunna kvantifieras med hjälp av mätningarna vid Aspvreten. Sammanfattningar av data från mätningarna av kolväten ges i tabeller i Appendix. Dessutom mättes partikelhalter (massa och storleksfördelningar) samt en rad partikelbundna ämnen.

Tabell 14. Provtagning av kolväten vid mätkampanjen i Stockholm under mars 2000.

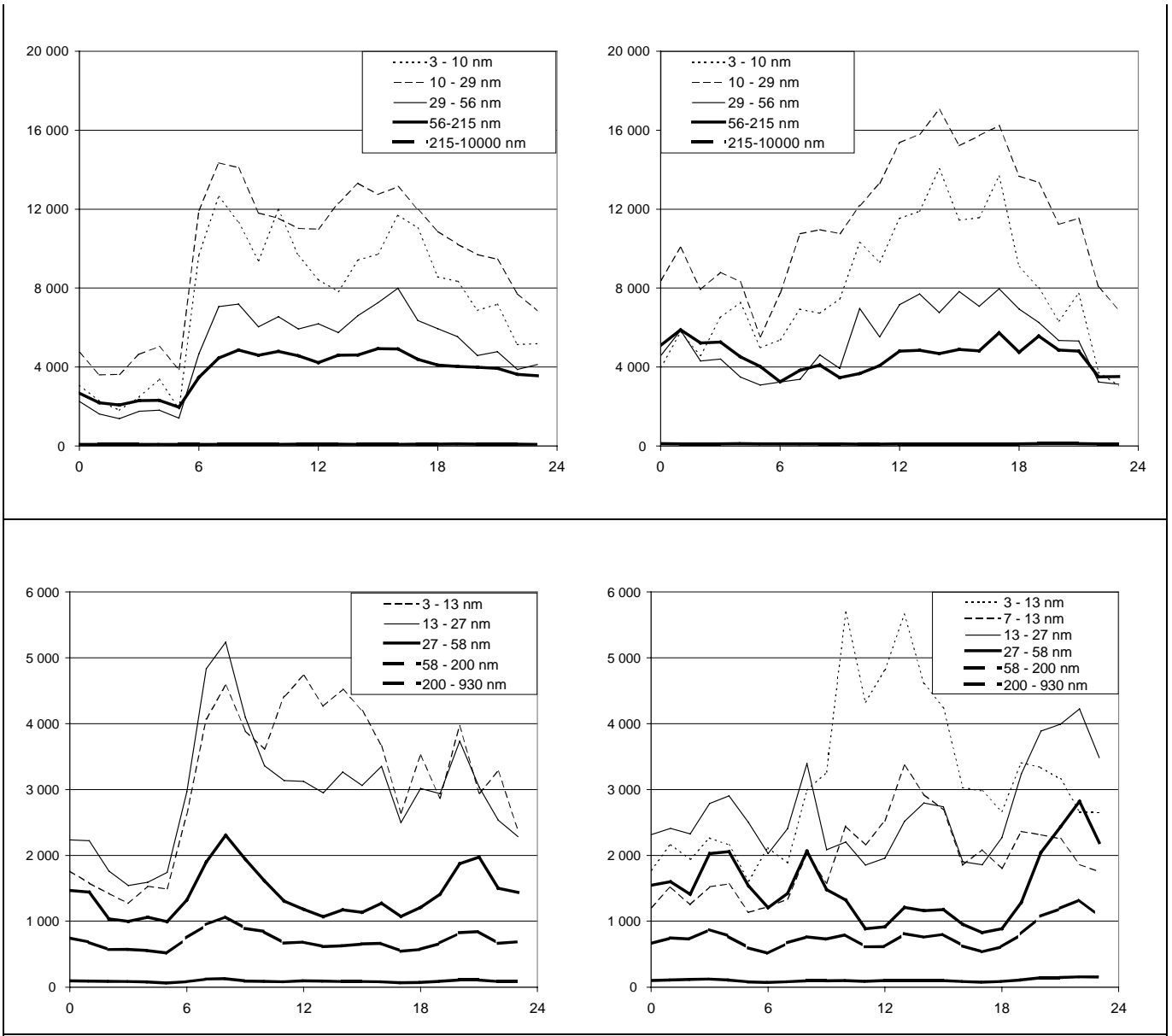
Ämne/provtagningsmetod	Rosenlundsgatan		Herrängen		Aspvreten	
	Antal dagar	Provtagn. Tid (tim)	Antal dagar	Provtagn. Tid (tim)	Antal dagar	Provtagn. Tid (tim)
Monoaromater (VOC) / BTX	10	1				
/ Tenax	10	3	4	3	10	12
Alkaner / Tenax	10	3	4	3	10	12
Aldehyder och ketoner / DNPH	10	3	10	3	10	12
PAH /Hi-vol	10	9*	10	9*	10	24

* Två prover per dygn samlades

7.1 Partiklar

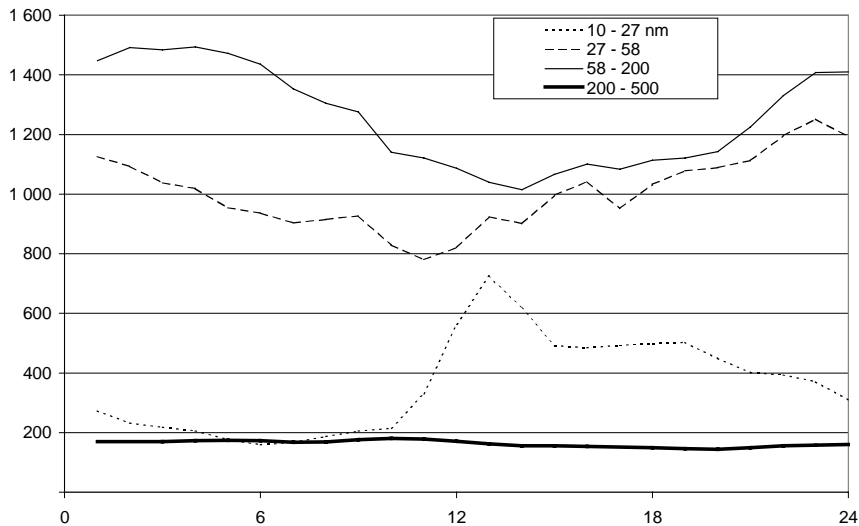
Figur 18 visar partikelstorleksfördelningar av antalet partiklar på Hornsgatan (mätningar under oktober 2000 i gatunivå) och vid Rosenlundsgatan (mars 2000 i taknivå). Det genomsnittliga totala antalet partiklar per cm³ under en timme varierar mellan många tiotusental i gatumiljön till några tusental i taknivå.

Av figuren framgår också att antalet partiklar är kraftigt beroende av vilken partikelstorlek man mäter. Både i taknivå och i gatumiljö är 80% eller mer av alla partiklar mindre än 60 nm och de flesta partiklarna omkring 20 nm i diameter. Ett mycket litet antal (<2%) är större än 200 nm, men det är dessa som helt dominerar om ser till massan partiklar i luften.



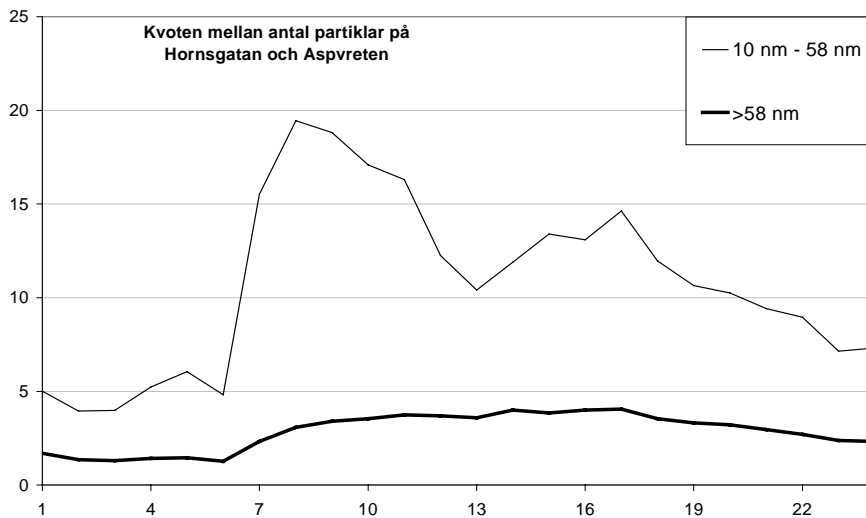
Figur 18. Partikelstorleksfördelningar uppmätta på Hornsgatan (2 övre fig.) och i taknivå på Rosenlundsgatan. Enhet: Antalet partiklar i angivet storleksintervall per cm³.

Även i bakgrundsluft, som inte påverkats av lokala föroreningskällor finns mycket lite data på partikelstorleksfördelningen. Vid Aspvreten utanför Studsvik är det genomsnittliga totala antalet partiklar några tusen per cm³ (räknat som ett timmedelvärde). Mätningarna är genomsnitt för nästan alla dagar i september år 2000. De flesta partiklarna är mellan 30 nm och 200 nm, dvs betydligt större i gatumiljön i Stockholm. Dessa partiklar har bildats under transporten från mer avlägsna källor lokaliserade främst utanför Sverige.



Figur 19. Partikelstorleksfördelningen m a p antalet partiklar per cm³ vid Aspvreten. Data är timmedelvärden från september år 2000.

Figur 20 visar att det i genomsnitt under en timme finns 10 till 20 gånger flera partiklar med en diameter i intervallet 10 nm till 60 nm. När det gäller partiklar större än 60 nm är det endast 3 – 4 gånger flera partiklar i den hårt trafikerade gatumiljön jämfört med antalet partiklar i bakgrundsluften.



Figur 20. Kvoten mellan antalet partiklar i gatumiljö i centrala Stockholm och antalet partiklar vid Aspvreten.

Om man antar att partiklarna är sfäriska och har en genomsnittlig densitet på 1.5 g/cm³ kan man uppskatta hur stor massa varje storleksfraktion utgör. Det visar sig att oavsett om man befinner sig i gatumiljön på Hornsgatan eller på landbygden långt från luftföroreningsutsläpp så utgörs 90% eller mera av masskoncentrationen fina partiklar (<2.5 µm) av partiklar som är större än 200 nm. Eftersom det inte är dessa partiklar som släpps ut i trafikavgaserna så är skillnaderna i masskoncentrationerna mellan gatumiljön och bakgrundsluften liten i förhållande till skillnaden i koncentrationen av antalet partiklar.

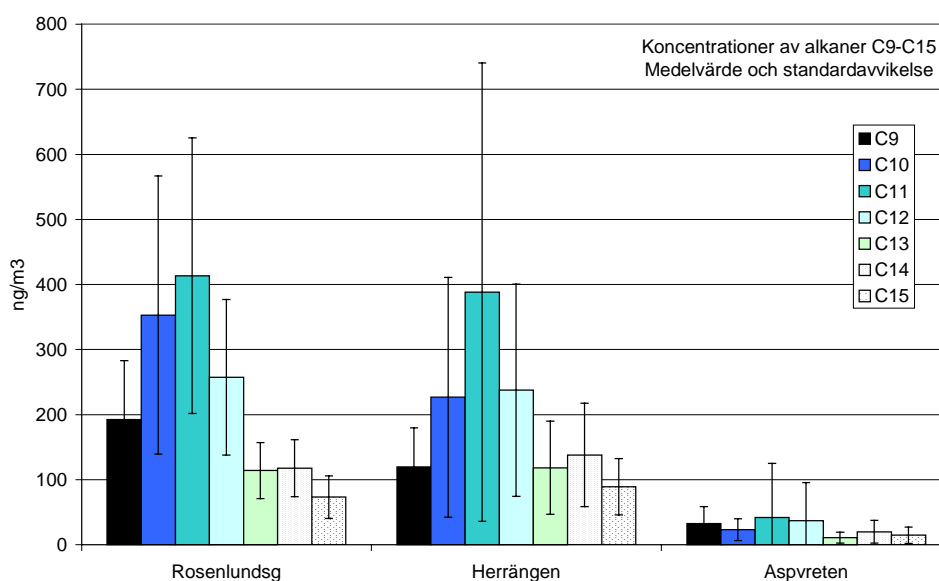
Slutsatsen av detta är att om man ser till antalet partiklar i luften så är den lokala trafikens bidrag till halterna den helt avgörande faktorn. Om man däremot betraktar massan av alla fina partiklar med en diameter mindre än 2.5 µm så är den lokala trafikens betydelse inte speciellt

stor. Massmässigt är den lokala trafiken främst av betydelse för partiklar mellan 2.5 och 10 μm på grund av resuspension av partiklar bildade vid slitage av vägbana, däck och bromsar.

7.2 Alkaner

I Figur 21 visas medelhalterna av sju alkaner under mätkampanjen i mars 2000 vid Rosenlundsgatan och Herrängen i Stockholm samt i bakgrundsluft vid Aspvreten. I stort set är nivåerna vid Rosenlundsgatan i innerstaden och i villaområdet Herrängen i södra Stockholm identiska. De relativa förhållandena mellan olika alkaner på dessa platser är också väldigt lika, vilket indikerar att samma källa (eller källmix) påverkar halterna på de båda platserna.

Halterna i Stockholm är förhöjda med en faktor 5 till 13 gånger jämfört med bakgrundsluften. Dekan (C10) och tridekan (C13) är något mer förhöjda jämfört med de andra alkanerna.

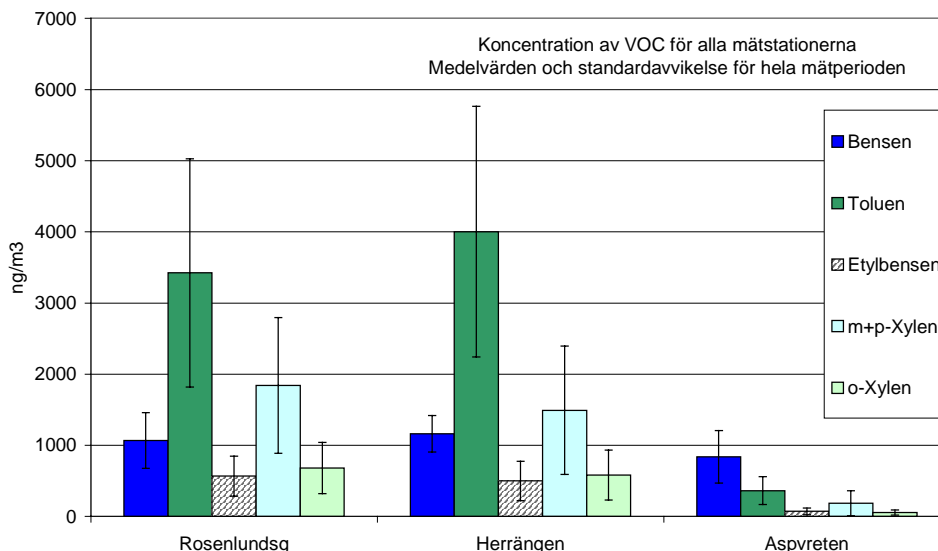


Figur 21. Halter av 7 alkaner under mätkampanjen i mars 2000 vid Rosenlundsgatan och Herrängen i Stockholm samt i bakgrundsluft vid Aspvreten. Värdena är medelhalter och standardavvikelser av 12 h värden i Stockholm och 24 h värden vid Aspvreten (totala längden av de vertikala linjerna motsvarar 2 standardavvikelser).

7.3 Monoaromater (BTX)

Halterna av bensen, toluen, etylbensen, meta, para och orto xylen framgår av Figur 22. Precis som för alkanerna är halterna i stort sett identiska vid Herrängen och Rosenlundsgatan. Jämfört med bakgrundsluften är halterna förhöjda med 1 till 10 gånger. Intressant att notera är att bensenhalterna är bara 30% högre medan toluenhalterna är 10 gånger högre i Stockholm jämfört med Aspvreten.

Kvoten toluen/bensen är 3.2 respektive 3.6 vid Rosenlundsgatan och Herrängen. Detta är ungefär samma kvot som återfinns i trafikavgaser i Söderledstunneln. Vid Aspvreten är kvoten toluen/bensen ca. 0.5. De lägre toluenhalterna relativt bensenhalterna i bakgrundsluften hänger samman med att toluen har kortare livstid i atmosfären.

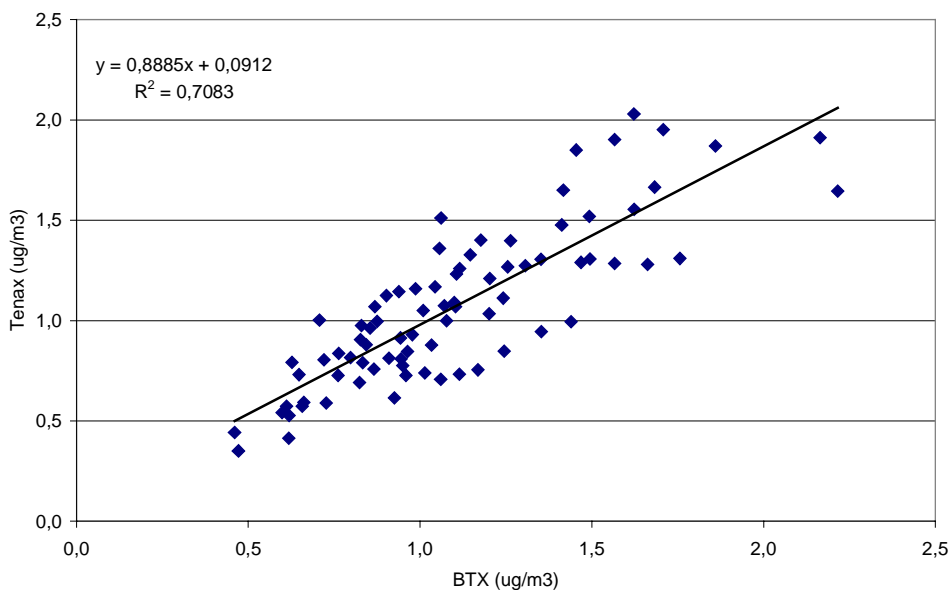


Figur 22. Halter av 5 monoaromater under mätkampanjen i mars 2000 vid Rosenlundsgatan och Herrängen i Stockholm samt i bakgrundsluft vid Aspvreten. Värdena är medelhalter och standardavvikelser av 12 h värden i Stockholm och 24 h värden vid Aspvreten (totala längden av de vertikala linjerna motsvarar 2 standardavvikelser).

7.4 Bensen — jämförelse av mätmetoder

Vid mätningarna på Rosenlundsgatan användes både Tenaxprovtagning (aktiv) och ett BTX instrument för att mäta monoaromater. Figur 23 visar att överensstämmelsen mellan dessa metoder för bensen var mycket god (Lutningskoefficient = 0.90; $R^2 = 0.71$).

Tidigare har jämförelser mellan BTX och diffusionsprovtagare med Tenax TA visat dålig överensstämmelse vid låga halter ([Johansson m fl., 2001b](#)).



Figur 23. Jämförelse av halterna av bensen mätt med aktiv Tenax provtagning och BTX (automatisk GC/FID) instrument. Mätningar under våren 2000 på Rosenlundsgatan.

7.5 PAH

Under början av mars år 2000 togs luftprover (partikelfilter och polyuretan-skumpluggar (PUF) på tre olika ställen. Provtagningen genomfördes med s k högvolymsprovtagare med PM₁₀ insug.

Herrängen representerade en förort med förväntade relativt stor andel PAH emissioner från vedförbränning, Rosenlundsgatan representerade innerstad med förväntad relativt stor andel PAH från trafik och Aspvreten som bakgrundsstation. Filterprover med korresponderade PUF-prover extraherades med aceton och analyserades med gaskromatografi/masspektrometri (GC/MS) enligt tidigare utarbetad analysmetodik (Westerholm et al., 1999; Westerholm et al., 2001). Redovisade PAH-resultat består av partikel och semivolatilfas (PUF) sammanslaget dvs total PAH. Totalt har ca 50 individuella PAH analyserats.

Summan av alla PAH för Aspvreten varierar mellan 0,2 till 17 ng/m³ och dominerande PAHer är fenantren, pyren, fluoranten. Halten för den mest kända carcinogena PAH föreningen benzo(a)pyren (B(a)P) ligger i intervallet <0.01 till 0.04 ng/m³.

Summan av PAHerna i Herrängen varierar mellan 20 till 70 ng/m³, dominerande PAHer är fenantren, pyren, fluoranten. Reten-halten varierade mellan 0,4 till 6 ng/m³. Reten anses vara en markör för förbränning av trä (granved) och visar således indirekt förekomsten av vedeldning i området. Motsvarande halt av reten i Aspvreten var i intervallet 0.005 till 0.17 ng/m³ och för Rosenlundsgatan intervallet 0.12-0.47 ng/m³. Detta indikerar att det är en större andel vedförbränning i Herrängen vilket är i överensstämmelse med förväntade resultat. Halten för benzo(a)pyren ligger i intervallet 0.01 till 0.15 ng/m³.

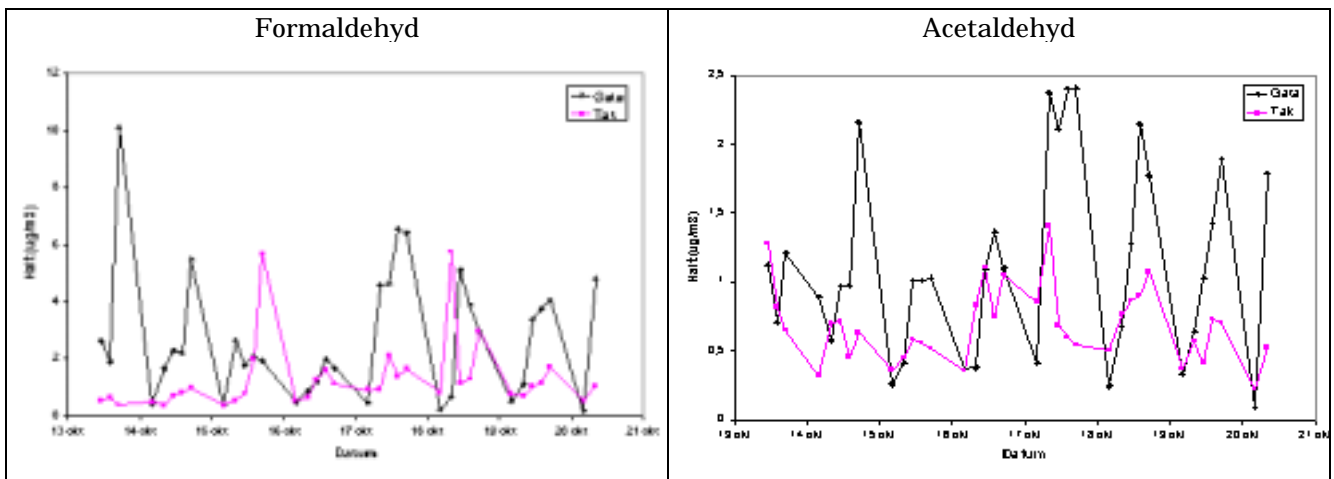
Den uppmätta totala PAH-halten vid Rosenlundsgatan (på Södermalm i taknivå) är i intervallet 10 till 81 ng/m³. Dominerande PAH är som i de övriga analyserade proverna dvs fenantren, pyren och fluoranten. Halten för benzo(a)pyren ligger i intervallet 0.02 till 0.3 ng/m³. Generellt saknas (under detektionsgränsen) 9,10-dimetylantracen och dibenzpyrener i de analyserade luftproverna.

7.6 PAH — betydelse av fördelningen mellan gasfas och partikelfas

När det gäller PAH i luften är fördelningen mellan gasfasen och partikelfasen av avgörande betydelse för uppehållstiden (spridningen) och kan även vara av stor betydelse för hälsoeffekterna. För att belysa detta genomfördes ett examensarbete vid Meteorologiska institutionen vid Stockholms universitet av Elisabeth Vestlund ([Vestlund, 1999](#)). Resultaten visar att det idag finns modeller för att skatta hur olika PAH fördelar sig mellan gas och partikelfas. Denna fördelning mellan gasfas och partikelfas är avgörande för hur snabbt och dessa ämnen deponeras på mark och vatten. Arbetet visade dock på en del kunskapsluckor när det gäller reaktionshastigheter för olika PAHer. Resultaten har legat till grund för den modell för spridning av PAH som utvecklats i samarbete med SMHI (se [Johansson m fl., 2001](#)).

7.7 Aldehyder och ketoner

Tidigare mätningar har visat att dygnsvariationerna av acetaldehydhalterna och formaldehydhalterna på Sveavägen följer samma mönster som trafikintensiteten (Figur 24). De lägsta värdena återfinns under natten och de högsta vid rusningstrafiken mellan klockan 16 och 18. För både formaldehyd och acetaldehyd är halten under natten som högst i taknivån. I alla andra fall är gatuhalten störst. Halterna i taknivå är 2 till 4 gånger högre jämfört med halterna i gatunivå.



Figur 24. Uppmätta halter av formaldehyd och acetaldehyd i taknivå och gatunivå på Sveavägen i Stockholm (Carlsson, 1998).

Kvoten mellan uppmätta värden för formaldehyd och acetaldehyd är ca 1.8. Förhållandet mellan formaldehyd och acetaldehyd kan användas som ett mått på antropogena och naturliga källor. Fotooxidation av enbart isopren förväntas ge en kvot på ca 10. Låga kvoter är en indikation på antropogena källor (Gaffney m.fl., 1997). Mätningar i Söderledstunneln visar en kvot på 0.64 för emissionsfaktorerna för vägtrafik (Johansson m.fl., 1997).

8. Spridningsberäkningar av PAH, bensen och partiklar

Med hjälp av en uppdaterad version av Luftvårdsförbundets i Stockholms och Uppsala läns emissionsdatabas har spridningsberäkningar genomförts dels för att få en uppfattning om bidragen från olika källor till halterna av PAH, bensen och partiklar i Storstockholmsområdet, dels för att jämföra med uppmätta halter och därmed få en uppfattning om kvaliteten i emissionsuppskattningarna (Johansson m.fl., 2000; Wallin, 1998; Burman och Johansson, 2001; Johansson m.fl., 2001; Johansson och Burman, 2001; Carlsson, 1998; Fink, 1997).

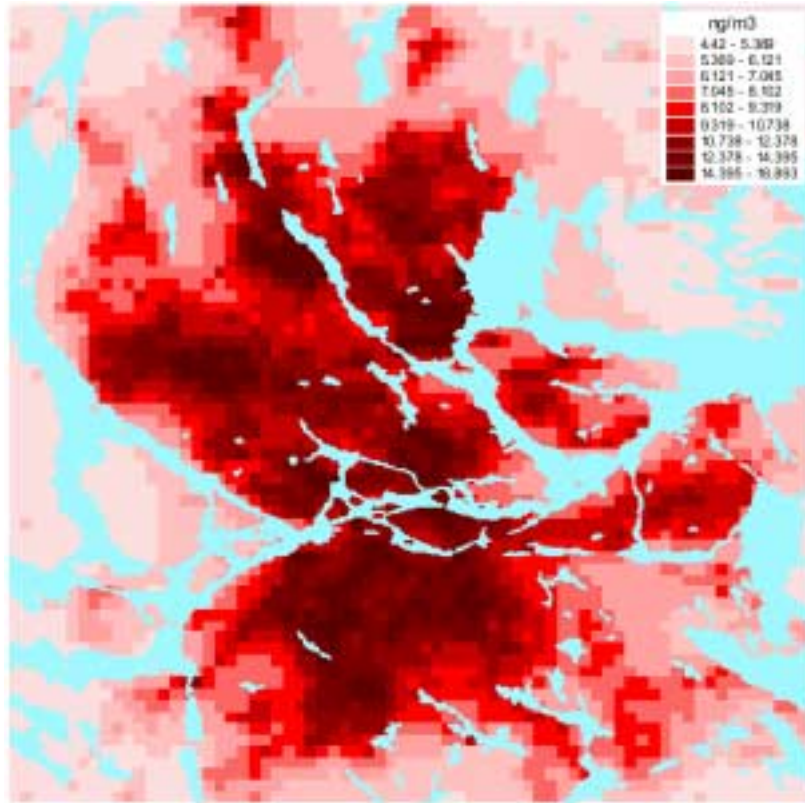
Emissionsdata bygger på inventeringar genomförda i detta projekt (Larnesjö m.fl., 2000). Beräkningarna har gjorts med hjälp av en gaussisk spridningsmodell och bygger på antagandet att ämnena kan betraktas som inerta och att depositionsprocesser kan försummas (SMHI, 1997). Gaussmodellen är baserad på en lagrangesk/gaussisk formulering och används bäst för beräkningar på små skalor på områden där topografin är relativt platt. Koncentrationen beräknas med följande plymekvation:

$$C = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_zU} e^{-y^2/2\sigma_y^2} \left[e^{-(z-h_e)^2/2\sigma_z^2} + e^{-(z+h_e)^2/2\sigma_z^2} + e^{-(z+h_e-2h)^2/2\sigma_z^2} \right]$$

Q beskriver källorna, y och z är avståndet från källan i horisontell- respektive vertikalled. U är den horisontella vinden. Spridningsparametrarna σ_y och σ_z beräknas utifrån detaljerade meteorologiska mätningar av temperaturgradient, vindhastighet, vindriktning och vertikalvind. Med hjälp av en diagnostisk vindmodell beräknas vindfält och stabilitet i varje yta. h_e är plymhöjden. Vindhastighet och vindriktning antas konstanta för varje beräkningsfall. För att erhålla ett årsmedelvärde beräknas 180 eller 360 väderfall. Detta har visats vara tillräckligt vid jämförelser mot uppmätta halter på olika platser i regionen. I detta avsnitt summeras resultat från några av de relevanta rapporterna. För mer ingående redovisning hänvisas till rapporterna.

8.1 PAH

Beräknade totala halter av PAH framgår av Figur 25 ([Johansson m fl., 2000](#)). De högsta halterna inträffar dels i Stockholms innerstad där vägtrafiken är den viktigaste källan, dels ytterområden där även enskild uppvärmning bidrar till förhöjda halter. Tyvärr finns mycket få mätningar som kan bekräfta att dessa beräkningar är riktiga, men de beräknade halterna på Södermalm stämmer rätt väl med mätningar av PAH under våren 1999. Men osäkerheterna i denna jämförelse är stor eftersom det hittills inte finns heltäckande data att jämföra med.



Figur 25. Beräknade totala PAH halter i Storstockholmsområdet ([Johansson m fl., 2000a](#)).

[Johansson m fl. \(2000\)](#) beräknade även bidragen till halterna av bl a PAH och benso[a]pyren från olika sektorer. Bidragen till PAH halterna i Storstockholmsområdet framgår av Tabell 15. I genomsnitt för hela området är det vägtrafiken och den enskilda uppvärmningen som bidrar mest till halterna.

Vägtrafiken ger maximala halter på ca 13 ng/m³ i innerstaden. Förbränning av främst ved i villaområden skulle kunna ge ungefär lika höga halter i ytterområdena, men det är fortfarande en öppen fråga om denna källa verkligen är så stor. Panncentraler, energianläggningar och sjöfarten ger mycket små bidrag till halterna. Det enskilt största bidraget (i genomsnitt) till halterna kommer från intransport av PAH och är 60%.

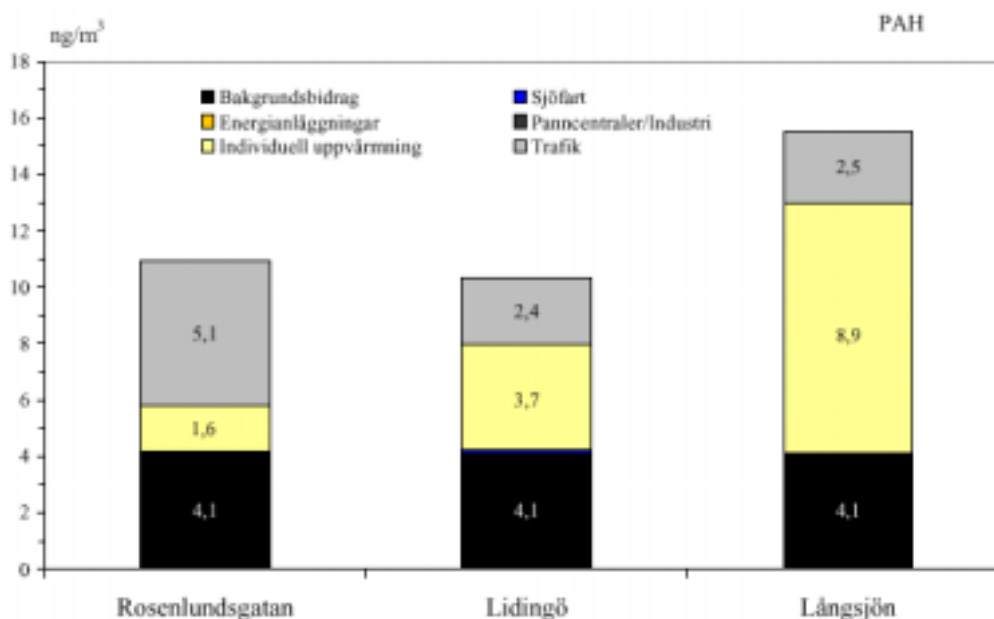
Tabell 15. Bidrag från olika källor till PAH halterna i Storstockholmsområdet.

Källa	Min	Max	Median	Medel	Stdav	Bidrag ¹⁾
Individuell uppvärmning	0,189	12,218	1,417	2,047	1,779	23%
Vägtrafik	0,127	12,635	0,880	1,443	1,508	16%
Panncentraler, industrianläggningar	0,000	0,025	0,001	0,001	0,001	0,01%
Energianläggningar	0,000	0,004	0,001	0,001	0,000	0,01%
Sjöfart	0,002	0,598	0,023	0,041	0,058	0,56%
Alla inklusive bakgrundsbidrag	4,420	18,893	6,620	7,630	2,786	60% ²⁾

¹⁾ Genomsnittliga procentuella bidrag till halterna i hela området.

²⁾ Genomsnittligt bidrag från intransporten till den totala halten.

Figur 26 visar hur mycket olika källor bidrar till halterna av PAH på 3 platser i Stockholm. På Södermalm är det vägtrafiken och intransporten som dominerar. Vid Långsjön (mätplatsen Herrängen) skulle enskild vedeldning kunna ge ett betydande bidrag (nästan 60% av totala halten). Resultaten från mätkampanjen är inte utvärderade helt och hållet, men för den period som mätningarna pågick var vedeldning inte någon viktig källa.



Figur 26. Beräknade bidrag från olika källor till PAH årsmedelhalterna på 3 platser i Stockholm (Johansson m fl., 2000a).

8.2 Bensen

De första beräkningarna av bensenhalter för Stockholmsregionen indikerade att emissionerna som använts var alldeles för höga (Fink, 1997). Efter denna studie har dels nya emissionsfaktorer tagits fram, dels har betydligt fler mätningar genomförts. Två olika beräkningar har genomförts, baserade på olika emissionsfaktorer för vägtrafiken (Johansson m fl., 2000; Johansson & Burman, 2001). Dels beräkningar baserade på emissionsfaktorer i enlighet med TCT modellen (Lenner och Karlsson, 1999), dels beräkningar där en kombination av COPERT och EVA faktorer (Vägverkets EVA modell version 2.2) använts. I den senare beräkningen användes de i COPERT angivna procentuella andelarna bensen av totala VOC utsläppen för olika fordon samt EVA

modellens VOC utsläpp för olika fordon (inklusive EVA modellens korrigeringar för kallstarteffekter, "running losses" och "hot soak"). Emissionsmätningarna i Söderledstunneln indikerar också att TCT modellen ger alldeles för höga värden. Likaså om COPERT/EVA faktorer appliceras på trafiken i Söderledstunneln, verkar det ge något högre emissioner än vad som faktiskt mätts upp ([Johansson m fl., 1997](#)).

Tabell 16. Jämförelse av genomsnittliga emissionsfaktorer för vägtrafik i Stockholms stad, baserade på COPERT III/EVA respektive TCT modellen (mg bensen/fordonskm).

Fordon	Copert + EVA	TCT
Personbil bensin	62	260
Personbil diesel	5	5
Lätt lastbil	62	262
Lastbil utan släp	23	2
Lastbil med släp	18	10

Det visade sig att beräkningarna enligt TCT modellens emissionsfaktorer gav kraftigt överskattade halter jämfört med uppmätta bensenhalter på olika platser i Storstockholmsområdet. Beräkningarna med COPERT/EVA faktorerna gav betydligt mer realistiska värden, även om haltbidragen från vägtrafiken fortfarande föreföll väl höga (Tabell 17). Observera att i de beräknade värdena ingår endast vägtrafikens utsläpp och bakgrundsbidraget. För beräkningarna antogs att bakgrundshalten (årsmedelvärdet) var $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Detta värde baseras på mätningar vid Norr Malma (Norrhälje; [Luftvårdsförbundet, 1999](#)), men har korrigerats för att värdet troligen är överskattat baserat på jämförelser mellan automatisk GC/FID och diffusionsprovtagning (Tenax). Överensstämmelsen är mycket god med korrelationskoefficient på 0.93, men det finns knappast utrymme för några andra källor. Enskild uppvärmning (främst förbränning av olja i enskilda villapannor) beräknas ge bidrag till bensenhalterna på mellan 0.1 och $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabell 17. Jämförelse mellan beräknade bensenhalter och uppmätta värden. Avser årsmedelvärden. I beräknade värden ingår endast vägtrafik samt bakgrundsbidrag.

	Beräknade halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Uppmätta halter Medel \pm Stdav ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Minhalt ¹⁾ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Max ¹⁾ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Kvot Uppmätt/Beräknat
Enskede	1,50	1,85 \pm 0,71	0,58	3,68	1,23
Järva Krog	1,90	2,09 \pm 0,73	0,84	3,73	1,10
Kanaan	0,90	1,01 \pm 0,39	0,38	1,90	1,12
Solberga bostadsområde	1,90	1,97 \pm 0,71	0,76	3,25	1,04
Rosenlundsgatan	1,80	1,73 \pm 0,56	0,70	2,95	0,96

¹⁾ Veckomedelvärden (diffusionsprovtagning, Tenax)

8.3 Partiklar

Spridningsberäkningar för partiklar (som bygger på resultat från detta projekt) har genomförts i tre olika projekt.

8.3.1 Resuspensionens bidrag till PM_{10} halterna

[Wallin \(1998\)](#) genomförde beräkningar av PM_{10} halter för Storstockholmsområdet. Hon studerade effekten av resuspension genom att använda en modell som utvecklats på SMHI ([Bringfelt m fl., 1997](#)). Resuspensionens bidrag till halterna av PM_{10} varierade kraftigt beroende meteorologiska förhållanden, speciellt nederbördens inverkan på vägbanans fuktighet. För Storstockholm var

bidraget till PM₁₀ halterna i genomsnitt under ett år ungefär lika stort som vägtrafikens direktmissioner via avgasutsläppen, men lokalt intill gator och vägar under våren kan bidraget från resuspension vara dominerande. Det är också troligt att resuspensionen kan vara viktigare för dygnsmedelkoncentrationen av PM₁₀ än för årsmedelkoncentrationen, vilket var vad [Larsen och Hagen \(1997\)](#) kom fram till för Oslo.

8.3.2 Bidrag till partikelhalterna från olika sektorer

[Johansson m fl. \(2000\)](#) beräknade bidragen till halterna av partiklar från olika sektorer. När man betraktar massan partiklar med en diameter mindre än PM_{2.5}, ger intransporten det största bidraget till halterna i taknivå; närmare 90% av årsmedelvärdet kan förklaras med intransport. De resterande 10% av halterna i innerstaden kommer huvudsakligen från den lokala vägtrafiken (avgaspartiklar, resuspension osv, se diskussion ovan). Bidragen från lokala energianläggningar, panncentraler och sjöfarten beräknas vara mycket små. Eventuellt bidrag från vedeldning i småhusområden i utkanterna av staden är fortfarande högst osäkert (se vidare diskussion i [Johansson m fl. \(2000\)](#)).

8.4 Aldehyder

Enligt den emissionsinventering som genomfördes av [Carlsson \(1998\)](#) är vägtrafiken den helt dominerande källan till aldehyder i Stockholms stad. Spridningsberäkningar baserad på emissionsdatabasen som tagits fram (både med en gaussisk spridningsmodell och en grid modell) verkade ge för höga halter i jämförelse med de få mätningar som funnits att tillgå. Den mest sannolika orsaken är för höga emissionsfaktorer för vägtrafiken, dvs samma resultat som erhöles för bensen tidigare.

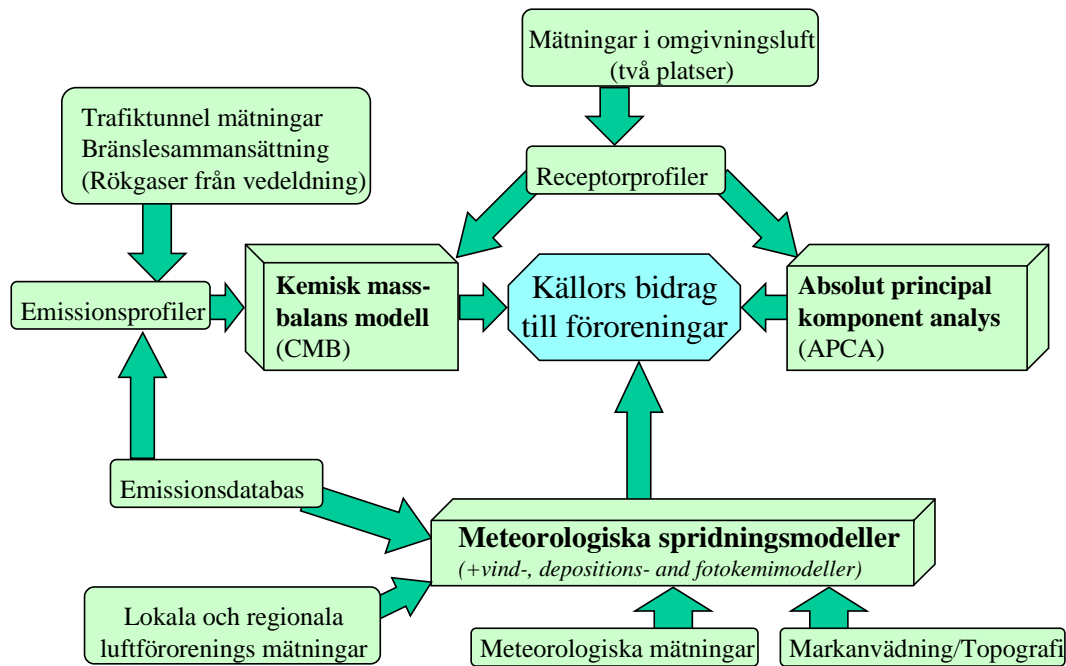
En komplicerande faktor när det gäller aldehyder och ketoner är dock att dessa ämnen bildas och bryts ner i fotokemiska reaktioner. [Carlsson \(1998\)](#) applicerade en enkel fotokemimodell för att studera detta och resultaten tyder på att fotokemiska processer inte är av avgörande betydelse för dessa ämnen på den lokala skalan på våra breddgrader.

9. Käll- receptorberäkningar

Den sista delen i projektet — beräkningar av källors bidrag till halterna med käll-receptormodeller — har ännu inte slutförts, men metodiken har tillämpats på data genererade i projektet, bl a data från Söderledstunneln ([Kristensson m fl., 2000](#)).

Med käll-receptormodeller beräknas olika källors bidrag till förekomsten av olika ämnen i miljön. Spridningsmodellerna används på omvänt sätt, dvs förekomsten i miljön av olika ämnen beräknas utgående från given information om olika källor. Båda har sina för- och nackdelar men skall, i princip, ge samma resultat under samma förutsättningar. Den avgörande begränsningen med spridningsmodeller, som traditionellt används i miljö- och hälsoarbetet, är bristen på bra kvantitativ information om olika källor. Käll- receptormodeller har hittills främst använts för partiklar.

Avsikten är att omgivningsmätningarna skall användas som indata till käll- receptormodeller och för validering av spridningsberäkningar. Tunnelmätningar och data på kolvätesammansättningen i fordonsbränslen utgör indata till emissionsdatabasen och till käll-receptormodellerna. Mätresultaten från tunnelstudien kan jämföras med resultat från emissionsmätningar i avgaslaboratorier.



Figur 27. Illustration av hur resultaten från mätningarna och modellerna används för att kvantifiera olika källors bidrag till förekomsten (halterna) i omgivningsluften.

Två olika typer av modeller kommer att användas — käll- receptormodeller och meteorologiska spridningsmodeller. I käll- receptormodeller beräknas bidragen från olika källor till halterna vid receptorn. Meteorologiska spridningsmodeller beräknar halterna och källbidragen till halterna utifrån meteorologiska spridningsförhållanden och information om olika källors utsläpp. Båda metoderna har för och nackdelar och tillsammans kompletterar de varandra. Nackdelen med meteorologiska spridningsmodeller är att det krävs noggrann information om olika källors utsläpp. Denna information saknas ofta för de ämnen som detta projekt är avsett att studera. Till fördelarna hör att med noggranna indata kan man beräkna halterna på vilken plats som helst och dessutom kan olika (framtida) utsläppsscenarioer simuleras med spridningsmodellerna.

Käll- receptormodellerna ger information om källbidragen till halterna av olika ämnen vid mätningarna. Till nackdelarna hör att resultatet endast gäller i de punkter där man utför mätningarna, dvs man kan inte generalisera resultaten till andra platser och andra tider på året. Tre olika käll- receptormodeller kommer att jämföras — kemisk massbalans (CMB), absolut principalkomponentanalys (APCA) och positiv matris faktoranalys (PMF). Kemisk massbalans kräver information om relativa förekomsten av olika ämnen dels i olika källor (källprofiler), dels vid varje mätning. För APCA och PMF krävs inte samma detaljerade information om källorna utan endast data från mätningar i omgivningen.

Käll- receptormodeller har hittills främst applicerats på partikelmassa och partikelbundna grundämnen ([Gordon, 1988](#)). Under senare år har modellerna även använts som komplement till meteorologiska spridningsmodeller ([Zanetti, 1990](#); [Swietlicki m.fl. 1996](#)).

9.1 Beräkningar av bidragen till halterna av PAH samt analys av PAH i bildäck

Käll- receptormodeller har använts för att beräkna bidragen till halterna av PAH i gatunivå från förbränning av diesel respektive bensin. Arbetet genomfördes som ett 20 veckors examensarbete vid Institutionen för analytisk kemi vid Stockholms universitet ([Larnesjö, 1999](#)). Jämförelse mellan beräknade bidrag och uppskattningar av utsläppen av PAH från bensin respektive dieselfordon utifrån VTI's beräkningsmodell och trafikdata i Stockholm ger mycket god överensstämmelse.

Arbetet har även innefattat provtagning och kemisk analys av PAH i olika typer av bildäck. Bildäcken innehåller högaromatiska oljor och vid slitage kan detta ge upphov till att stora mängder PAH frigörs, antingen i form av fina partiklar i luften eller i form av partiklar i t ex trafikdagvatten som i slutändan hamnar i olika vattenmiljöer runt om i Stockholm.

10. Undervisningsinsatser och resultatförmedling

Tabell nedan avser att ge en översikt av hittills redovisade resultat och planerad redovisning av data som framkommit i projektet. För fullständighetens skull redovisas även de delar som hör till 1995/96 års projekt som också (del)finansierats av Miljövårdsfonden.

Projektet genererat fyra examensarbeten. De två första arbetena genomfördes inom ramen för finansieringen 1995/96. Samtliga examensarbeten behandlar cancerframkallande ämnen i stadsluften — bensen, aldehyder och PAH.

På uppdrag av Naturvårdsverket har IMM koordinerat ett arbete att identifiera nya indikatorer och gränsvärden för cancerframkallande ämnen i Sverige ([Boström m fl., 2001](#)). I arbetet ingår även att sammanställa nuvarande kunskapsläge vad gäller utsläpp, förekomst och hälsoeffekter av cancerframkallande ämnen. Arbetet begränsades till att innefatta PAH och skall ligga till grund för förslag till nya indikatorer och gränsvärden för cancerframkallande ämnen. CJ och RW har bidragit med information angående utsläppen och förekomsten av PAH i Stockholm.

På uppdrag av Vägverket har VTI (Linköping) utvecklat ett program (den s k TCT-modellen), som kan användas för att beräkna vägtrafikens utsläpp av cancerframkallande ämnen ([Lenner och Karlsson, 1999](#)). I referensgruppen för detta projekt har CJ och RW deltagit. Med hjälp av programmet, som bygger på både nationella och internationella studier, kan utsläppen av olika cancerframkallande ämnen från vägtrafik i svenska tätorter uppskattas. I programmet ingår polycykliska aromatiska ämnen (PAH), bensen, eten, formaldehyd, acetaldehyd, 1,3-butadien och partiklar.

Stockholms stad driver ett projekt (MONITOR) som syftar till att kartlägga flödena och tillstånden av olika ämnen i luften, vattnet, marken, sedimenten och även i samhället (teknosfären). Syftet är att sammanställa kunskapen i ett integrerat miljöinformationssystem. En viktig del är att kunna sammanställa flödena i ett "räkenskapsschema" så att de olika ämnens påverkan på hälsa och miljö kan tydliggöras. I detta arbete har ITM bidragit med information om förekomsten och flödena av PAH i luften ([Johansson m fl., 1998](#); [Johansson m fl., 2001](#)).

Slutligen kan nämnas att resultaten från mätningarna hittills presenterats vid 4 olika internationella konferenser:

- Internationell aerosolkonferens i Prag i september 1999
- Internationell konferens inom ramen för ett europeiskt samarbete (SATURN) i Aveiro (Portugal) i augusti 1999
- Internationell konferens i Garmisch-Partenkirchen i Tyskland mars, 2000
- Internationell konferens om urbana luftföroreningar i Loutraki i Grekland, mars 2001

Tabell 18. Lista över examensarbeten som genererats inom projektet samt exempel på aktiviteter där resultat från projektet förmedlats.

Form för redovisningen samt avnämare	Titel/Innehåll	Referens
Examensarbeten	Spridning och förekomst av bensen i Stockholmsregionen. Aldehyder – emissioner, förekomst samt spridning och fotokemisk omvandling Gas- partikelfördelning av PAH — inverkan på deposition och reaktivitet. Applikation av käll-receptormodeller på PAH och VOC data från Stockholm Real World Emission Factors Estimated from Street Canyons and Road Tunnel in Stockholm	Fink (1997) Carlsson, (1998) Vestlund, (1999) Larnesjö (1999) Moon (2001)
Naturvårdsverket	Bidrag till utvärdering av indikatorer för cancerframkallande ämnen .	Boström m fl. (2001)
Stockholms stad	Flöden och förekomst av PAH i luften i Stockholm	Johansson m fl. (1998)
Vägverket	Emissionsfaktorer för cancerframkallande ämnen från vägtrafik i Sverige	Lenner, och Karlsson, (1999)
Luftvårdsförbundet i Stockholms och Uppsala län	Emissionsfaktorer och emissionsinventeringar av cancerframkallande ämnen som implementerats i förbundets databas.	Pettersson m fl. (1999)
Miljöförvaltningen i Stockholm	Påverkan av miljözonen på partikelhalterna	Burman och Johansson (2001)
Birka Energi AB	Utsläpp av PAH, partiklar och flyktiga kolväten samt beräkningar av halterna av PAH, bensen och partiklar.	Johansson m fl., 2000 Larnesjö m fl., 2000

11. Referenser

- Areskoug, H., T. Alesand, H-C Hansson, E. Hedberg, C. Johansson, V. Vesely, U. Wideqvist, och T. Ekengren, 2000. Kartläggning av inandningsbara partiklar i svenska tätorter och identifikation av de viktigaste källorna. Resultat 1 september 1999 – 31 augusti 2000. Rapport från ITM Luftlaboratoriet, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Boström C-E, Gerde P, Hanberg A, Jernström B, Johansson C, Kyrklund T, Rannug A, Törnqvist M, Westerholm R och Victorin C. (1999) Cancer risk assessment, indicators and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the ambient air. SNV-rapport under tryckning.
- Bringfeldt, B., Backström, H., Kindell, S., Omstedt, G., Persson, C. and Ullerstig, A. 1997. Calculations of PM-10 concentrations in Swedish cities- Modelling of inhalable particles. SMHI RMK No.76. SMHI, S-60176 Norrköping, Sweden.
- Burman, 1999. Personlig kontakt. SLB-analys, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm.
- Burman, L. Och Johansson, C., 2001. Stockholms miljözon år 2000 — Uppföljning av effekter på utsläpp och halter. SLB rapport nr. 1:2001. Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm.
- Carlsson, U., 1998. Aldehyder – emissioner, förekomst samt spridning och fotokemisk omvandling. Examensarbete, 20 poäng, Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Fink S., 1997. Spridning och förekomst av bensen i Stockholms regionen. Examensarbete i Meteorologi 20 poäng vid Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Gaffney, J, Marley, N m.fl. (1997). Potential air quality effects of using ethanol-gasoline fuel blends: a field study in Albuquerque, New Mexico. *Environmental Science and Technology*, vol.31, no 11 pp. 3053-3061.
- Garg, B.D., Cadle, S.H., Mulawa, P.A., Groblicki, P.J., Laroo, C. and Parr, G.A., 2000. Brake wear particulate matter emissions. *Environ Sci. Technol.*, 34, 4463-4469.
- Gordon, G.E., 1988. Receptor models. *Environ. Sci. & Technol.*, 22(10), 1132.
- Hansson, H.C., Westerholm, R. och Kyrklund, T., 1997. Airborne particles in the ambient environment. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Hedberg, E., Kristensson, A., Ohlsson, M., Johansson, C., Johansson, P.-Å., Swietlicki, E., Vesely, V., Wideqvist, U., Zebuhr, Y., och Westerholm, R., 2001. Chemical and physical characterisation of particles and emissions from wood combustion in a wood stove. Insänds för publikation i *Environmental Science and Technology*, 2001.
- IARC, 1983, Monographs on the evaluation of carcinogenic risks of chemicals to humans: Polynuclear Aromatic Compounds, part 1, Chemical, environmental and experimental data, Volume 32, Lyon, France.
- IARC, 1989. Monographs on the evaluation of carcinogenic risks of chemicals to humans: Diesel and gasoline engine exhausts and some nitro-PAH, vol. 46, Lyon, France.
- Johansson, C., Romero, R. och Vesely, V. 1997. Emissioner av kolväten från vägtrafik — Analys av mätningar i Söderledstunneln. ITM-rapport 61. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Johansson, C., Johansson, P.-Å. and Burman, L., 1996. Emissioner av kväveoxider och kolmonoxid från trafik. Analys av mätningar i Söderledstunneln. ITM Luftlaboratoriet, Stockholms universitet, rapport nr. 49.
- Johansson C, Hansson HC, Westerholm R, Pettersson M, Johansson P-Å och Burman L., 1998. Luftföroreningar i staden, PAH. Projektrapport Monitor. Stockholms Miljöförvaltning Luft och Buller Analys, Box 38024, 100 64 Stockholm.
- Johansson, C., Wideqvist, U, Veseley, V., Westerholm, R., and Swietlicki, E., 1999b. Carcinogenic substances: Importance of different sources for the distribution and for man's exposure. A contribution to subproject SATURN. In annual Report 1998, EUROTRAC-2/SATURN (Ed. Moussioupoulos et al.). Copyprint, München, Tyskland.
- Johansson, Wideqvist, Veseley, Westerholm, Swietlicki och Johansson, 1999a. Tunnel measurements of submicrometer particle size distributions, elemental composition and gas phase components. Presentation

- vid SATURN/EUROTRAC-2 konferens ("Studying Urban Air Pollution") i Aveiro (Portugal) augusti 1999.
- Johansson C, Hadenius A, Johansson P-Å och Jonsson T. 1999c. NO₂ and Particulate Matter In Stockholm – Concentrations and Population Exposure. Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbund AQMA rapport 6:98, Vägverket, 781 87 Borlänge, rapport nr. 1999:49 ISSN 1401-9612.
- Johansson, C., Pettersson, M., Burman, L., Johansson, P.-Å. & Höglund, P., 2000a. Beräknade halter av PAH, bensen och partiklar. SLB-analys, rapport 2000:7.2, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm.
- Johansson, C., Kristensson, A., Wideqvist, U., Vesely, V., Westerholm, R., and Swietlicki, E., 2000b. Measurements of Aerosols and gases in a traffic tunnel and application of source receptor analysis. Annual report 1999. In annual report of SATURN/EUROTRAC2. International Scientific Secretariat, GSF-forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, München, Tyskland, mars 2001.
- Johansson, C., Hansson, HC., Westerholm, R., Pettersson, M., Burman, L., Johansson, P.-Å., Bergström, R. Och Langner, J., 2001a. Redovisning av Luftgruppens arbete. MONITOR projektet. Rapport från ITM, Luftlaboratoriet, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Johansson, C. och Burman, L., 2001. Bensen — Jämförelse mellan beräknade och uppmätta värden.. SLB analys, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm.
- Johansson, C., Johansson, P-Å., Jonsson, T. Och Wideqvist, U. 2001b. Comparison of four methods for measuring atmospheric benzene and toluene. Insänd för publikation i Water, Air and Soil Pollution.
- Kristensson, A., C. Johansson, E. Swietlicki, J. Zhou, R. Westerholm, U. Wideqvist and V. Vesely, 2000a. Traffic source characterisation using factor analysis of the gas- and particle phase measured in a road tunnel. A contribution to subproject SATURN. Abstract Symposium 2000, Eurotrac-2, Garmisch-Partenkirchen, Germany, March 2000.
- Kristensson, A., E. Hedberg, Johansson, C., U. Wideqvist, V. Vesely, R. Westerholm, Y. Zebühr and E. Swietlicki, 2001a. Particle size distribution in urban air and in a road tunnel. A contribution to subproject SATURN. Annual Report 2000. Kommer att tryckas av SATURN/EUROTRAC2. International Scientific Secretariat, GSF-forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, München, Tyskland, 2001.
- Kristensson, A., Johansson, C., Swietlicki, E., Westerholm, R., Wideqvist, U., Vesely, V., Zhou, J., Papaspiropoulos, G., 2001b. Emission of gases and particulate matter measured in a road tunnel. Presenterat vid "The Third International Conference on Urban Air Quality — Measurement, modelling and management", 19 — 23 mars, 2001. Loutraki, Grekland.
- Larnesjö P., 1999. Applications of Source Receptor Models Using Air Pollution Data in Stockholm. Examensarbete 20 poäng i analytisk kemi, Stockholms Universitet, 106 91 Stockholm
- Larnesjö, P., Johansson, C. & Pettersson, M., 2000. Utsläpp av PAH, partiklar och flyktiga kolväten. SLB-analys, rapport 2000:7.1, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm.
- Larssen, S. och Hagen, L.O., 1997. Partikelförutspåning fra piggdekk. NILU OR 16/97. Norsk Inst for Luftföroreningsforskning, Postboks 100, 2027 Kjeller, Norge.
- Lenner, M. och Karlsson, B., 1999. Vägtrafikens emissioner av cancerframkallande ämnen... TCT-modellen. VTI Linköping. Program med manual. Vägverket, Borlänge.
- Luftvårdsförbundet, 1999. Luftföroreningar i Stockholms län. Mätdata vinterhalvåret 1998/99. Rapport nr. 1:99. Luftvårdsförbundet i Stockholms och Uppsala län (<http://www.slb.mf.stockholm.se/lvf/rapport.htm>).
- Moon, B., 2000. Real World Emission Factors Estimated from Street Canyons and Road Tunnel in Stockholm. Master's Thesis carried out in the International Master Program for Traffic Environment and Safety Management, Linköping University.
- Noll, K.E., Draftz, R. and Fang, K.Y.P, 1987. The composition of atmospheric coarse particles at an urban and non-urban site. Atmos Environ., 21, 2717-2721.
- Ntziachristos, L., och Samaras Z., 1999. COPERT III. Methodology and emission factors. European Topic Centre och Air Emissions, EEA. <http://vergina.eng.auth.gr/mech/lat/copert/copert.htm>.
- SMHI, 1997. Airviro User Documentation. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, S-60176 Norrköping, Sweden.
- SOU, 1996a. Bilagor till betänkande av alternativbränsleutredningen. SOU 1996:184.

- SOU, 1996b. Miljörelaterade hälsorisker. Betänkande från miljö- och hälsoutredningen, bilaga 1. SOU 1996:124.
- Swietlicki, E., Puri, S., Hansson, H.-C., and Edner, H., 1996. Urban air pollution source apportionment using a combination of aerosol and gas monitoring techniques. *Atmos. Environ.*, 30, 2795-2809.
- Swietlicki, Zhou, Papaspiropoulos, Johansson och Westerholm, 1999. Road tunnel measurements of submicrometer particle size distributions, elemental composition and gas phase components. Presentation vid aerosol konferens, Prag, september 1999. Extended abstracts publicerade i *J Aerosol Science*, 1999.
- Thörnqvist, M. och Ehrenberg, L., 1994. On cancer risk estimation of urban air pollution. *Environ. Health. Perspect.*, 102, suppl., 4, 173-182.
- Wallin, A., 1998. Particles – Sources and dispersion in Stockholm. Examens arbete, 20 p., Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Westerholm R., Christensen A., de Serves C. and Almén J., 1999. Chemical Characterisation of Diesel Particle Size Fractions from a Light Duty Vehicle. Society of Automotive Engineers, SAE Paper 1999-01-3533.
- Westerholm R., Christensen A., Törnqvist M., Ehrenberg L., Rannug U., Sjögren M. Rafter J., Soontjens C., Almén J. and Grägg K., 2001. A Comparison of Exhaust Emissions from Swedish Environmental Classified Diesel Fuel (MK1) and European Program on Emissions, Fuels and Engine Technologies (EPEFE) Reference Fuel: A chemical and biological characterisation, with viewpoints on cancer risk. Accepted for publication: *Environmental Science & Technology*.
- Westerlund, K.-G., 1998. Metallemission från trafiken i Stockholm - Slitage av bromsbelägg. SLB-analys, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm.
- Westerlund, K.-G., 2001. Metal emissions from Stockholm traffic – wear of brake linings. Rapport 3:2001, SLB-analys, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm.
- Vestlund, E. 1999. Gas/particle partitioning and removal processes of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Examensarbete, 10 p. Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet. Stockholm, 1999.
- Victorin, K., 1997. Genotoxicity of extracts from diesel- and wood combustion exhausts. Kapitel i *Particles in the ambient air as a risk factor for lung cancer* av Camner, P., Naturvårdsverket, rapport 4804.
- Wählin P. 1992. A multivariate receptor model with a physical approach. *Proceedings of the Fifth International Symposium on Arctic Air Chemistry*, September 8-10, Copenhagen.
- Zanetti, P., 1990. Air pollution modelling. Theories, computational methods and software. Van Nostrand Reinhold, New York. ISBN 1-85312-100-2.

12. APPENDIX

Tabell A. 1. Halter av mono- och diaromater (ng/m³) i Stockholm och vid Aspvreten under mätkampanjen 2000. Mätningar genomförda med aktiva Tenax provtagare.

Förening	Rosenlundsg					Herrängen					Aspvreten				
	max	min	Med- ian	Medel- värde	Std- av	max	min	Med- ian	Medel- värde	Std- av	max	min	Med- ian	Medel- värde	Std- av
Bensen	2032	351	1002	1069	391	1571	514	1187	1163	257	1666	411	756	838	368
Toluen	7967	753	3277	3424	1605	8464	1714	3605	4004	1761	1037	181	345	364	194
<i>Kvot toluen/bensen</i>	<i>6,86</i>	<i>1,49</i>	<i>3,11</i>	<i>3,22</i>	<i>1,13</i>	<i>9,50</i>	<i>1,82</i>	<i>3,10</i>	<i>3,57</i>	<i>1,75</i>	<i>0,80</i>	<i>0,19</i>	<i>0,44</i>	<i>0,46</i>	<i>0,16</i>
Etylbensen	1338	58	531	568	281	1395	141	456	499	275	242	28	60	71	47
m+p-Xylen	4437	254	1758	1843	953	4520	391	1362	1491	902	854	46	148	186	176
o-Xylen	1633	70	649	680	360	1809	156	525	582	351	181	21	46	55	36
1,3,5- metylbensen	483	30	199	210	105	721	24	167	186	126	27	2	8	9	6
1,2,4- metylbensen	1656	114	633	680	337	1811	159	516	555	331	113	10	26	33	23
1,2,3- metylbensen	319	1	152	154	73	545	32	161	163	96	25	2	5	7	5
Naftalen	231	29	89	96	40	204	54	95	112	44	49	5	13	17	13
2- metylnaftalen	63	11	27	29	11	111	14	35	49	34	56	1	3	5	12
1- metylnaftalen	35	6	17	18	6	90	4	18	34	32	34	0	2	4	7

Tabell A. 2. Halter av alkaner (ng/m³) i Stockholm och vid Aspvreten under mätkampanjen 2000. Mätningar genomförda med aktiva Tenax provtagare.

Förening	Rosenlundsg					Herrängen					Aspvreten				
	max	min	Med- ian	Medel- värde	Std- av	max	min	Med- ian	Medel- värde	Std- av	max	min	Med- ian	Medel- värde	Std-av
Summa alkaner	5690	787	1863	1962	874	5141	787	1602	1674	898	1229	101	217	287	251
nonan	484	70	170	193	90	307	45	106	120	60	120	16	21	32	26
dekan	1063	94	282	353	214	1012	99	161	227	184	85	10	19	23	17
undekan	1067	133	367	414	212	1942	152	255	388	352	393	13	22	42	83
dodekan	678	59	235	258	120	876	86	193	238	163	282	12	19	37	59
tridekan	263	38	114	114	43	262	29	114	118	72	43	4	9	11	8
tetradekan	318	42	112	118	44	258	39	89	138	80	83	6	12	20	18
pentadekan	202	24	68	73	33	153	30	75	89	43	55	4	10	15	12
hexadekan	297	22	63	84	63	135	28	65	74	36	63	3	13	19	16
heptadekan	820	13	103	164	169	188	42	85	93	36	130	2	24	36	34
oktadekan	401	9	50	76	70	99	29	46	53	19	43	2	15	17	11
nonadekan	233	12	43	50	35	110	29	51	60	26	32	3	16	16	7
eikosan	302	17	56	67	50	152	29	67	76	37	39	8	22	22	9

Tabell A. 3. Halter av aldehyder och ketoner (ng/m³) i Stockholm och vid Aspvreten under mätkampanjen 2000. Mätningar genomförda med DNPH provtagare.

Förening	Rosenlundsg					Herrängen					Aspvreten				
	max	min	Med- ian	Medel- värde	Std-av	max	min	Med- ian	Medel- värde	Std- av	max	min	Med- ian	Medel- värde	Std-av
Summa ketoner och aldehyder	21685	356	6370	7072	4142	10470	1067	5789	5730	1829	5886	2742	4468	4223	911
Formaldehyde	3042	86	650	681	476	854	41	500	486	194	353	40	176	170	99
Acetaldehyde	5520	67	632	731	772	1956	61	564	565	275	498	143	242	271	95
Aceton	7184	64	1629	1909	1315	4766	412	1461	1921	1043	1475	304	914	969	352
acrolein	168	0	0	16	44	316	0	0	15	55	939	0	39	153	235
propanal	50520	0	12424	12172	8847	2091	0	1051	1069	467	5515	2220	3859	3781	955
crotonaldehyde	703	0	0	125	183	0	0	0	0	0	214	0	149	122	78
2-butanone	5939	0	267	386	857	1064	61	314	328	151	366	0	148	137	82
methacrolein	109	0	0	4	20	0	0	0	0	0	75	0	32	32	30
butanal	2599	0	315	426	514	207	0	0	42	65	127	0	0	16	34
benzaldehyde	7616	0	2454	2771	2053	3567	88	2461	2358	755	3965	1256	2452	2471	798
cyklohexanone	428	0	0	44	94	339	0	0	42	93	822	0	156	182	196
isovaleraldehyde	356	0	0	31	80	201	0	0	34	59	213	77	132	137	39
valeraldehyde	541	0	0	42	113	700	0	0	81	122	182	0	0	40	65
o-tolualdehyde	358	0	0	18	72	263	0	0	12	51	0	0	0	0	0
m+p-tolualdehyde	271	0	0	13	53	374	0	0	19	63	74	0	0	16	25
Hexanal+2,4DMBA	395	0	0	26	84	209	0	0	12	41	167	0	0	18	40

Tabell A. 4. Halter av polycykliska aromatiska kolväten (ng/m³) i Stockholm och vid Aspvreten under mätkampanjen 2000.

	Rosenlundsg					Herrängen					Aspvreten				
	max	min	medi an	medelv ärde	stda v	max	min	medi an	medelv ärde	stda v	max	min	medi an	medelv ärde	stda v
Summa PAH (48 fören.)	82	11	20	24	15	70	21	31	33	11	17	0,17	3,8	4,8	5,1
Fluorene	6,49	0,77	2,00	2,09	1,19	6,08	1,22	2,99	3,14	1,28	0,92	0,01	0,40	0,40	0,30
2-Methylfluorene	1,38	0,13	0,59	0,61	0,28	0,90	0,17	0,61	0,55	0,19	0,14	0,01	0,06	0,07	0,04
Dibenzothiophene	0,60	0,04	0,19	0,22	0,13	0,79	0,08	0,29	0,33	0,22	0,15	0,01	0,03	0,04	0,05
Phenanthrene	23,11	3,41	6,12	7,02	4,00	19,68	7,43	11,23	11,53	3,60	4,71	0,06	1,36	1,52	1,45
Anthracene	0,94	0,07	0,22	0,28	0,22	0,52	0,06	0,31	0,31	0,12	0,09	0,00	0,04	0,04	0,06
3-Methylphenanthrene	1,70	0,22	0,47	0,54	0,30	1,33	0,32	0,55	0,63	0,27	0,39	0,00	0,04	0,08	0,13
2-Methylphenanthrene	2,22	0,29	0,60	0,69	0,39	1,98	0,45	0,78	0,86	0,37	0,57	0,01	0,07	0,12	0,18
2-Methylanthracene	0,13	0,01	0,04	0,05	0,04	0,06	0,01	0,03	0,04	0,02	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01
4H-Cyclopenta-(def)phenanthrene	1,31	0,20	0,33	0,38	0,23	0,85	0,23	0,42	0,43	0,14	0,25	0,00	0,04	0,06	0,08
9-Methylphenanthrene	0,91	0,11	0,25	0,28	0,16	0,70	0,19	0,31	0,35	0,13	0,22	0,00	0,02	0,05	0,07
1-Methylphenanthrene	1,13	0,15	0,31	0,36	0,19	1,02	0,25	0,41	0,47	0,22	0,25	0,00	0,05	0,06	0,08
9-Methylanthracene	0,00	0,00				0,00	0,00				0,00	0,00			
2-Phenylanthracene	2,87	0,36	0,70	0,83	0,52	2,76	0,57	1,06	1,12	0,51	0,73	0,00	0,14	0,18	0,23
3,6-Dimethylphenanthrene	0,62	0,07	0,15	0,18	0,11	0,57	0,09	0,19	0,20	0,10	0,11	0,00	0,01	0,02	0,04
3,9-Dimethylphenanthrene	1,94	0,18	0,37	0,45	0,37	1,82	0,24	0,53	0,58	0,35	0,39	0,01	0,02	0,06	0,13
Fluoranthene	17,81	2,26	3,65	4,52	3,39	22,18	2,72	5,56	6,78	4,43	4,85	0,03	0,55	1,03	1,57
Pyrene	7,94	1,19	2,04	2,34	1,44	7,49	1,22	2,50	2,74	1,32	1,56	0,16	0,21	0,43	0,50
9,10-Dimethylanthracene	0,00	0,00				0,00	0,00				0,00	0,00			
1-Methylfluoranthene	0,46	0,05	0,10	0,12	0,08	0,26	0,06	0,14	0,14	0,05	0,06	0,00	0,02	0,02	0,02
Benz(a)fluorene	0,85	0,05	0,15	0,19	0,16	0,33	0,10	0,20	0,20	0,06	0,14	0,02	0,03	0,05	0,04
Retene	0,47	0,12	0,25	0,29	0,12	6,03	0,21	0,61	1,13	1,38	0,17	0,00	0,07	0,08	0,05
Benz(b)fluorene	0,33	0,03	0,08	0,10	0,06	0,20	0,06	0,11	0,12	0,04	0,06	0,01	0,02	0,03	0,02
2-Methylpyrene	0,39	0,03	0,08	0,10	0,07	0,16	0,06	0,10	0,10	0,03	0,07	0,00	0,01	0,02	0,02
4-Methylpyrene	0,28	0,03	0,07	0,08	0,05	0,15	0,04	0,07	0,08	0,03	0,04	0,00	0,01	0,01	0,01
1-Methylpyrene	0,22	0,02	0,05	0,06	0,04	0,10	0,03	0,06	0,06	0,02	0,03	0,00	0,01	0,01	0,01
Benzo(ghi)fluoranthene	0,26	0,02	0,07	0,08	0,06	0,11	0,01	0,05	0,05	0,03	0,02	0,00	0,02	0,01	0,01
Benzo(c)phenanthrene	0,10	0,02	0,03	0,05	0,04	0,03	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00
Benzo(b)naphto(1,2-	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

	Rosenlundsg					Herrängen					Aspvreten				
	max	min	medi an	medelv ärde	stda v	max	min	medi an	medelv ärde	stda v	max	min	medi an	medelv ärde	stda v
d)thiop															
Cyclopenta(cd)pyrene	0,17	0,01	0,01	0,03	0,04	0,04	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01
Benzo(a)anthracene	0,43	0,01	0,05	0,07	0,09	0,11	0,02	0,05	0,06	0,03	0,05	0,00	0,02	0,02	0,02
Chrysene	0,78	0,05	0,19	0,21	0,16	0,40	0,08	0,19	0,21	0,09	0,11	0,00	0,07	0,06	0,04
3-Methylchrysene	0,17	0,01	0,03	0,04	0,04	0,08	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01
2-Methylchrysene	0,10	0,00	0,01	0,02	0,02	0,03	0,00	0,02	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00
6-Methylchrysene	0,04	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
1-Methylchrysene	0,06	0,00	0,01	0,01	0,01	0,03	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Benzo(b)fluoranthene	0,86	0,04	0,14	0,19	0,17	0,26	0,05	0,16	0,16	0,08	0,13	0,00	0,09	0,08	0,04
Benzo(k)fluoranthene	0,74	0,04	0,15	0,18	0,15	0,28	0,04	0,18	0,17	0,08	0,12	0,04	0,10	0,09	0,03
Benzo(e)pyrene	0,41	0,03	0,13	0,13	0,09	0,18	0,02	0,11	0,10	0,05	0,07	0,01	0,04	0,04	0,02
Benzo(a)pyrene	0,30	0,01	0,06	0,09	0,08	0,15	0,01	0,05	0,05	0,03	0,05	0,01	0,04	0,03	0,02
Perylene	0,04	0,00	0,02	0,02	0,02	0,00	0,00				0,01	0,01	0,01	0,01	
Indeno(1,2,3-cd)fluoranthene	0,05	0,05	0,05	0,05		0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	1,13	0,05	0,18	0,25	0,25	0,41	0,04	0,18	0,19	0,10	0,12	0,04	0,09	0,08	0,03
Dibenz(a,h)anthracene	2,74	1,23	1,98	1,98	1,07	0,00	0,00				0,01	0,01	0,01	0,01	
Benzo(ghi)perylene	1,21	0,12	0,39	0,45	0,28	0,60	0,07	0,25	0,27	0,13	0,12	0,03	0,06	0,06	0,03
Dibenzo(a,l)pyrene	0,00	0,00				0,03	0,03	0,03	0,03		0,00	0,00			
Coronene	0,97	0,06	0,23	0,30	0,22	0,41	0,03	0,15	0,17	0,11	0,12	0,02	0,04	0,04	0,03
Dibenzo(a,i)pyrene	0,00	0,00				0,00	0,00				0,02	0,02	0,02	0,02	
Dibenzo(a,h)pyrene	0,00	0,00				0,00	0,00				0,00	0,00			



**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**