

Cancerframkallande ämnen i tätortsluft

Stockholm 2002/2003

Rapport från Arbets- och miljömedicin ● 2004:3

Cancerframkallande ämnen i tätortsluft
Stockholm 2002/2003

Martin Kruså, Tom Bellander, Malin Nilsson

Rapport till Naturvårdsverket,
programområde Hälsorelaterad miljöövervakning



Arbets & Miljömedicin

Arbets- och miljömedicin • Norrbacka • 171 76 Stockholm
tel 08-517 730 56 • fax 08-33 43 33 • amm@smd.sll.se
Rapporten finns även på vår webbplats, www.sll.se/amm.

ISSN: 1651-0321

Innehåll

FÖRORD	5
SAMMANFATTNING	6
BAKGRUND	8
PROJEKTETS SYFTE	10
MATERIAL OCH METODER	11
Urval av försökspersoner	11
Personburen provtagning och provtagning i hemmet.....	12
Stationär provtagning	12
Provtagningsmetoder och analyser	12
Bensen och 1,3-Butadien	13
Formaldehyd och Acetaldehyd.....	13
Kvävedioxid.....	13
PAH.....	14
Bakgrundsinformation.....	14
Statistiska metoder	14
RESULTAT.....	16
Bakgrundsdata	16
Kvalitetskontroll.....	17
Stationära mätningar	19
Personburna mätningar	22
Multipel linjär regression	22
Bensen	22
1,3-Butadien	25
Formaldehyd	26
Acetaldehyd	29
Kvävedioxid.....	30
Polyaromatiska kolväten (PAH)	32
DISKUSSION	34
Halter.....	34

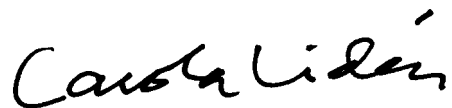
Bensen.....	34
1,3-Butadien	35
Formaldehyd.....	36
Acetaldehyd.....	37
Kvävedioxid	38
PAH	40
Variabilitet.....	40
Validitet	42
Mätstrategi	42
Slutsatser.....	43
Tack.....	44
REFERENSER	45

Förord

Efter införandet av miljöbalken fastslog regeringen 15 miljömål som ska vägleda det svenska miljöarbetet. Ett av miljömålen är "Frisk luft". Denna undersökning är en del inom Naturvårdsverkets programområde hälsorelaterad miljöövervakning, och syftar till att värdera miljömålet "Frisk luft" med avseende på cancerframkallande ämnen i tätortsluft. Stockholm deltar som en av fyra städer i projektet. Arbetet har utförts i samarbete mellan avdelningen för Arbets- och Miljömedicin, som är en del av Samhällsmedicin inom Stockholms läns landsting, och Institutet för Miljömedicin vid Karolinska Institutet. Projektet har i sin helhet finansierats av Naturvårdsverket.

Arbetet initierades och leddes av Tom Bellander. Fältarbetet utfördes av Martin Kruså med hjälp från Malin Nilsson. Martin Kruså utförde databearbetningen och skrev rapporten.

Stockholm i maj 2004



Carola Lidén
Avdelningschef
Arbets- och Miljömedicin

Sammanfattning

Mätningar av flera cancerframkallande ämnen och kvävedioxid har utförts i Stockholm med avsikt att skatta befolkningens exponeringsnivå för dessa ämnen. Fyrtio försökspersoner i åldern 20–50 boende i församlingar med geografisk tyngdpunkt inom 10 km från Kungliga Slottet i Stockholms City valdes slumpmässigt ut. Varje försöksperson från slumpurvalet bar tre passiva provtagare i en vecka för mätning av kvävedioxid, bensen, 1,3-butadien, formaldehyd samt acetaldehyd. Under provveckan fick varje försöksperson svara på frågor i en dagbok samt frågor i ett formulär om faktorer relevanta för deras exponering för luftföroreningar. Tjugo försökspersoner av de fyrtio slumpvis utvalda fick bära provtagare i ytterligare en vecka och tio av dessa tjugo hade under ett dygn även en pump och en provtagare för mätning av PAH (polyaromatiska kolväten) hemma i sitt sovrum. Tio försökspersoner anställda vid Arbets- och miljömedicin i Stockholm bar en pump och en provtagare för PAH under ett dygn, samma dygn hade de även utrustning för mätning av PAH hemma i sovrummet. Parallellt med de personburna mätningarna genomfördes mätningar, av samma ämnen som för de personburna mätningarna, vid tre stationära platser i Stockholm:

1. På Miljöförvaltningens tak på Rosenlundsgatan
2. I gatunivå på Hornsgatan
3. På en tomt i ett villaområde i Huddinge, 10 km sydost från Stockholms City.

Medianvärdet från den personburna provtagningen av bensen för de 40 mätningar i den första mätomgången var $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket kan jämföras med resultaten från motsvarande studier i Göteborg (år 2000, $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och Umeå (år 2001, $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och den av Institutet för miljömedicin (IMM) föreslagna lågrisknivån $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Exponeringen för bensen i den aktuella studien var signifikant associerad till tid i rökigt rum, tankning av bensin samt för tid utomhus annat än i trafik eller på arbetsplatser. Halterna uppmätta på Hornsgatan, Rosenlundsgatan och Huddinge var 4,5, 1,4 samt $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive.

Medianvärdet för de personburna mätningarna av 1,3-butadien för de 40 mätningarna i den första mätomgången var $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket kan jämföras med $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som uppmättes i Umeå. Halten uppmätt på Hornsgatan var densamma som för de personburna mätningarna medan halterna på Rosenlundsgatan och i Huddinge var betydligt lägre, 0,07 samt $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tid som tillbringats i rökigt rum samt tankning av bensin var signifikant förknippat med ökad exponering för 1,3-butadien.

Medianvärdet för formaldehyd för de personburna mätningarna för de 40 mätningarna i den första mätomgången var $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket är något lägre än vad som uppmättes i Göteborg år 2000 ($19 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och Umeå år 2001 ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Skillnaden mellan de tre städerna kan delvis bero på boendeformen. I Göteborg, Umeå och även i den aktuella studien uppvisades signifikant högre halter formaldehyd för försökspersoner boende i villa/radhus jämfört med

försökspersoner boende i lägenheter. Andelen försökspersoner som bodde i villa/radhus var högre i Göteborg och Umeå jämfört med Stockholm. IMM har angivit 12-60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som lågrisknivå. Utöver "typ av bostad" var variablerna "tid utomhus annat än i trafik eller på arbetsplats" och "tid i rökigt rum" signifikant associerat till personliga exponeringen för formaldehyd. Halterna uppmätta på Hornsgatan, Rosenlundsgatan och Huddinge var 3,2, 2,5 samt 1,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive.

Medianvärdet av acetaldehyd för de 40 personburna mätningarna i den första mätomgången var 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Halterna uppmätta vid de stationära mätningarna var låga och flera låg under detektionsgränsen. De högsta värdena uppmättes som för övriga ämnen på Hornsgatan: 2,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. För acetaldehyd finns ingen lågrisknivå angiven. Variablerna "tid i rökigt rum" samt "tankat bensin" var signifikant positivt associerade till halten acetaldehyd.

Medianvärdet för bens(a)pyren personburet var 0,09 ng/m^3 och halterna vid sovrumsmätningarna var 0,10 för försökspersoner ur slumpurvalet respektive 0,12 ng/m^3 för försökspersoner anställda vid Arbets- och miljömedicin. WHO har angett ett riktvärde för Europa på 0,1 ng/m^3 bens(a)pyren. I Göteborg och Umeå uppmättes liknande värden. Vid Hornsgatan uppmättes 0,28 ng/m^3 bens(a)pyren och på Rosenlundsgatan och i Huddinge 0,16 respektive 0,08 ng/m^3 bens(a)pyren.

Medianvärdet av kvävedioxid för de 40 personburna mätningarna i den första mätomgången var 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket är betydligt högre än det som uppmättes i Umeå (8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Bakgrundshalten kvävedioxid var dock högre i Umeå (median 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) jämfört med i Stockholm (median 21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), vilket kan bero på skillnader i provplatsernas placering. I Indexstudien som genomfördes juni 1999 – juni 2000 mättes kvävedioxid personburet på 247 försökspersoner boende i Stockholms län. Den personliga kvävedioxidexponeringen skattades i Index-studien till 12,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Det högre värdet uppmätt i denna studie beror troligen på att de flesta försökspersonerna bodde i innerstan eller dess närhet. Variablerna "tid i rökigt rum", "tid i trafik" samt "inomhus på arbete" var signifikant positivt associerade till kvävedioxidhalten. Försökspersoner boende i flerfamiljshus visade signifikant högre exponering för kvävedioxid än de boende i enfamiljshus. Detta beror antagligen på att de boende i flerfamiljshus i större utsträckning bodde i innerstaden där kvävedioxidhalterna är högre. Flera av dessa hade även gasspis. Halterna uppmätta stationärt var de följande: Hornsgatan 71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Rosenlundsgatan 21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och Huddinge 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

För samtliga ämnen, utom för kvävedioxid, hade rökare i genomsnitt högre exponering. På grund av det ringa antalet rökare (4 st) kan dessa skillnader inte skattas med god precision i denna studie.

Bakgrund

Naturvårdsverket finansierar inom programmet för hälsorelaterad miljöövervakning en övervakningsstudie av allmänbefolkningens exponering för cancerframkallande ämnen. År 2000 genomfördes studien i Göteborg (Sällsten et al 2001) , 2001 i Umeå (Modig et al 2002), Stockholmsstudien genomfördes februari-mars 2003 och hösten/vintern 2003 genomförs studien i Malmö. Strävan är att studien efter några år sedan skall återkomma till samma stad, så att såväl tidstrender som skillnader mellan städer kan belysas.

Cancerframkallande luftföroreningar i tätortsmiljö är ett väsentligt område för miljöövervakningen inom programområdet hälsorelaterad miljöövervakning. Mätningar av dessa ämnen måste göras för att kunna värdera miljömålet "Frisk luft". I miljöhälsoutredningen (SOU 1996:124) rekommenderas mätningar av en rad ämnen. Beträffande cancerframkallande ämnen gäller det eten, propen, bensen, formaldehyd, acetaldehyd och PAH, speciellt bens(a)pyren.

Exponering för luftföroreningar från utomhuskällor som till exempel trafik beror inte bara av tiden som spenderas utomhus, utan även av vistelse- och aktivitetsmönster. Det finns också flera olika källor till samma förorening varav en del är kopplade till inomhusmiljön. Stationära mätningar av vissa cancerframkallande ämnen görs i Sverige, ofta i taknivå. Risken för människor beror emellertid på *personlig* exponering och riskvärderingar som underlag för eventuella gränsvärden eller riktvärden i utomhusmiljö bör för dessa ämnen baseras på populationernas personliga exponering. För att bedöma risken för människor krävs därför att man undersöker personlig exponering eller visar att denna kan skattas från miljömätningar, t.ex. i urban bakgrund. Mätningar av personlig exponering är betydligt mera resurskrävande än stationära mätningar i olika punkter i omgivningen, men nivåerna personburet och ovan tak kan vara mycket olika.

Urvalet av ämnen att mäta personburet har sin grund i hur spridd hanteringen och exponeringen är, ämnesvisa riskbedömningar samt i vilken utsträckning mät- och analysmetoder finns tillgängliga.

Bensen är ett vida spritt ämne med säkerställd cancerframkallande effekt och finns i bensen och avgaser. Ämnet alstras också vid vedeldning och i cigaretttrök. Inomhus härstammar bensen främst från trafik och cigaretttrök. Institutet för Miljömedicin (IMM) har föreslagit $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som lågrisknivå för bensen (Victorin 1998). Bensenhalten i bensen minskades från och med den 1 januari 2000 till maximalt tillåtna nivå 1 volym %. EU har beslutat om ett gränsvärde för bensen på maximalt $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ luft som årsmedelvärde till år 2010. Naturvårdsverket föreslår en miljö kvalitetsnorm på $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för 2010, med avsikt att personlig exponering från urban bakgrund skall vara högst $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ("generationsmålet").

Alkenexponering har tidigare endast undersökt i motsvarande studie i Umeå år 2001 för allmänbefolkningen i Sverige. De lättaste alkenerna är svåra att provta i låga halter. Utifrån djurstudier och uppskattningar av befolkningens exponering, har IMM bedömt att **1,3-butadien** (IARC grupp 2A, probably carcinogenic to humans) är den alken som innebär störst cancerrisk för allmänbefolkningen i Sverige. 1,3-butadien bildas vid förbränning och de största källorna för allmänbefolkningen är trafik och rökning. IMM angav 1986 en lågrisknivå om 0,04 – 0,3 µg/m³. Sedan dess har flera nya studier tillkommit. Någon ny lågrisknivå är ännu inte fastställd men ett riktvärde som diskuteras i en kommande riskbedömning är 0,2 – 1,0 µg/m³, alltså högre än tidigare lågrisknivå.

Formaldehyd antas vara cancerframkallande (IARC grupp 2A) och **acetaldehyd** misstänkts vara cancerframkallande (IARC grupp 2B). Båda ämnena kan provtas med samma typ av personliga provtagare. Exponeringen för dessa båda ämnen sker framför allt i inomhusmiljön (Loh et al 2000, Gonzales-Flesca et al 1999) vilket beror på förekomsten av formaldehyd och acetaldehyd i byggnadsmaterial. Ämnena bildas även vid förbränning. IMM har angivit 12-60 µg/m³ som lågrisknivå för formaldehyd (Victorin 1998). För acetaldehyd finns ingen lågrisknivå angiven.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är ett samlingsnamn för ett stort antal polycykliska aromatiska kolväten som bildas vid förbränning av organiskt material inklusive ved, dieselbränsle och bensin. Det finns en del utomhusmätningar, men mycket få personliga exponeringsmätningar gjorda. I tätorter är trafiken den dominerande källan för PAH medan utsläppen från pannor och eldstäder kan dominera i bostadsområden. Den småskaliga förbränningen förmodas även generera en stor del av de totala utsläppen av PAH (Johansson et al 2001). Många enskilda PAH är dokumenterat cancerframkallande, t.ex. bens(a)pyren och vissa blandningar av PAH, sot och koltjära (Grupp 1 av IARC). På grund av det stora antalet PAH används ofta vissa indikatorföreningar för att påvisa förekomsten, en vanligt förekommande indikator är bens(a)pyren.

Kvävedioxider (NO_x) bildas vid all typ av förbränning vilket gör att emissionskällorna varierar. Den huvudsakliga källan i tätorter är trafik vilket gör att NO_x eller NO₂ (kvävedioxid) ofta används som en trafikindikator. Även vedeldning och annan typ av förbränning kan bidra till utsläppen av kvävedioxider i vissa områden. Riksdagen har som delmål till miljö kvalitetsmålet frisk luft beslutat att årmedelvärdet av kvävedioxid ska vara högst 20 µg/m³ år 2010 (Miljömålsrådet 2003). Från 2006 gäller miljö kvalitetsnormen 40 µg/m³ kvävedioxid som årmedelvärde. EU:s direktiv för 2010 är under utarbetande.

I frånvaro av inomhuskällor är utomhushalten den viktigaste bidragande faktorn till NO₂-halten inomhus. Förekomsten av gasspis är den enskilda faktorn som bidrar mest till halten inomhus. En gasspis i hemmet kan ge ett större bidrag till NO₂ exponeringen än emissionerna från trafiken (Monn et al 1998, Gauvin et al 2001). Tobaksrök bidrar också till den individuella exponeringen för NO₂ (Gauvin et al 2001).

Projektets syfte

- att värdera allmänbefolkningens exponering för några väsentliga cancerframkallande luftföroreningar vad avser genomsnitt och spridning mellan och inom individer
- att försöka kvantifiera betydelsen av rökvanor, trafiksituation och andra potentiella källor
- att ge underlag för en förbättrad riskvärdering för allmänbefolkningen
- att jämföra personlig exponering med halter i bakgrundsluft

Material och metoder

Studiens huvudsyfte var att övervaka allmänbefolkningens exponering för följande ämnen: bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, acetaldehyd och PAH. Utöver dessa ämnen mättes även kvävedioxid. Detta har praktiskt inneburit personburna mätningar bland försökspersoner slumpade ur befolkningsregistret med undantag av den personburna PAH-mätningen som av praktiska skäl skedde bland försökspersoner rekryterade från personal vid Arbets- och miljömedicin. Genom upprepade mätningar på hälften av försökspersonerna erhöles ett mått på hur nivåerna varierar inom och mellan individer. Mätningar gjordes även vid tre fasta mätstationer, två i centrala Stockholm för att belysa halterna i urban bakgrund samt en station 10 km från Stockholms City för att få ett mått på halterna i de perifera delarna av upptagningsområdet. Tillstånd från etisk kommitté inhämtades från KI forskningsetikkommitté Nord (Dnr 02-425).

Urval av försökspersoner

Personer mellan 20 och 49 år (födda 1953 - 1982) slumpades fram ur befolkningsregistret med utgångspunkten att få 40 försökspersoner i yrkesverksam ålder. Att vara yrkesverksam var dock inget krav för deltagande i studien. För att avgränsa den geografiska spridningen begränsades urvalet till att omfatta personer boende i församlingar med geografisk tyngdpunkt inom 10 km från Stockholms City. Totalt slumpades 158 individer fram. För att få ett så representativt urval som möjligt slumpades individer fram separat i fem olika åldersgrupper där andelen individer från varje åldersgrupp motsvarade den verkliga andelen i allmänbefolkningen enligt befolkningsstatistik från år 2002.

Ett inbjudningsbrev med information om studien samt svarstalong sändes ut till samtliga 158 framlumpade personer. Efter tre veckor skickades en påminnelse ut till de personer som inte hade svarat på det första brevet. Bland de 158 personerna fanns 12 som hade flyttat till okänd adress (brev returnerade med posten), 3 som hade flyttat utanför upptagningsområdet samt två som inte var lämpliga försökspersoner pga. mycket resor i arbetet. Av de återstående 141 presumtiva försökspersonerna tackade 62 ja till att delta i studien, 42 tackade nej och 37 svarade aldrig på förfrågan om att delta i studien. Andelen som accepterade att delta i studien var således 44 % (62/141). Av de 62 personer som tackat ja till att delta valdes 40 försökspersoner ut på grundval av deras bostadsadress för att få samma geografiska spridning som de 158 först framlumpade personerna. Se bilaga 1 för karta över spridningen på försökspersonernas bostadsadresser.

För de personburna PAH-mätningarna rekryterades 10 försökspersoner från personal vid Arbets- och miljömedicin. Dessa 10 försökspersoner slumpades inte fram, dock var det ett krav för deltagande att bo i en församling med geografisk tyngdpunkt inom 10 km från Stockholms City.

Personburen provtagning och provtagning i hemmet

Personburen provtagning för bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, acetaldehyd och kvävedioxid genomfördes under 7 på varandra följande dygn på alla 40 försökspersoner ur slumpurvalet och upprepades på 20 av försökspersonerna.

Den första omgången mätningar på samtliga 40 försökspersoner ur slumpurvalet utfördes under vecka 7 till vecka 10 år 2003. Upp till 4 försökspersoner startades varje dag under vecka 7 till och med vecka 9. Tidpunkten för provtagningen bestämdes i samband med att försökspersonen tillfrågades om att medverka i studien. Om försökspersonen planerade att vara bortrest under mer än ett dygn av provtagningsveckan valdes ett annat tillfälle. Dock utslöts inte resultat från de försökspersoner som varit bortresta under mer än ett dygn av provtagningsveckan. En upprepad mätning av samma ämnen gjordes bland 20 av försökspersonerna inom 2-5 veckor från den första provtagningsveckan. I samband med den upprepade mätningen utfördes även stationär PAH-provtagning under 24 timmar hemma hos 10 av de 20 försökspersoner som gjorde upprepad provtagning. Mätningarna startade vecka 7 och avslutades vecka 14 år 2003 med uppehåll under vecka 11.

PAH-provtagning utfördes även på 10 försökspersoner anställda vid Arbets- och miljömedicin. Hos dessa 10 försökspersoner utfördes under 24 timmar personburen och stationär provtagning av PAH i hemmet. Denna del av studien genomfördes under vecka 8 – 10 år 2003. Till skillnad från de övriga personburna mätningarna utfördes samtliga PAH-mätningar aktivt med hjälp av en pump. Samtliga PAH-mätningar i hemmet utfördes i respektive försökspersons sovrum, men pumpen och provtagaren fick över natten flyttas till ett närliggande rum om det störde nattsömnerna.

Stationär provtagning

Stationär mätning utomhus genomfördes under perioden vecka 7 till vecka 13 år 2003 för ämnena bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, acetaldehyd och kvävedioxid. PAH-mätningar utfördes under perioden vecka 8 till vecka 10 samt vecka 12 till vecka 13.

Tre platser användes för de stationära mätningarna: taket på Miljöförvaltningens kontor på Rosenlundsgatan = Mätpunkt för Stockholms Miljöförvaltning; i gatunivå på Hornsgatan = Mätpunkt för Stockholms Miljöförvaltning; samt på en tomt i ett villaområde i Huddinge 10 km sydost från Stockholms City.

Provtagningstiden var 7 dygn för samtliga ämnen.

Provtagningsmetoder och analyser

Provtagningen av PAH skedde i samtliga fall, stationärt som personburet, endast med enkelprov, det vill säga inga dubbelprov eller fältblanker användes.

All övrig provtagning för de stationära mätningarna utfördes som dubbelprov. Vid de stationära mätningarna användes även fältblanker var tredje vecka, vilket innebar att det vid någon av de tre stationära mätplatserna varje vecka togs blankprover.

Även för de personburna mätningarna användes en del dubbelprover och fältblanker, dock inte i lika hög utsträckning som vid de stationära mätningarna.

Samtliga fältblanker, personburna som stationära, togs på samma sätt och under lika lång tid som de övriga proven med den enda skillnaden att de aldrig öppnades. Fältblankerna var alltså förslutna provtagare placerade vid sidan av de öppna provtagarna. Dessa fältblanker användes utöver de inbyggda blanker som vissa av provtagarna var utrustade med och utöver de laboratorieblanker som användes av laboratoriet.

Fältblankerna analyserades blint av laboratoriet, dvs. laboratoriet kände inte till vilka prov som var blanker.

Bensen och 1,3-Butadien

Provtagning av bensen och 1,3-butadien gjordes genom diffusionsprovtagning på Perkin Elmer-rör packade med adsorbenten Carbopack X. Under provtagningen användes Perkin Elmers diffusionscaps, som förhindrar okontrollerade luft rörelser vid adsorbentytan. Före och efter provtagningen innan proverna skickades till analys förvarades de i rumstemperatur.

Analyserna utfördes vid Arbetslivsinstitutet i Umeå. Proverna desorberades termiskt, separerades med gaskromatografi och identifierades med masspektrometri med SIM (selected ion monitoring) (Sunesson et al, in press). Av labbet angivna upptagsfaktorer var 0,61 ml/min för 1,3-butadien och 0,48 ml/min för bensen. Detektionsgränsen vid sjudygnsmätning uppgavs av labbet vara 0,01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för butadien och 0,05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för bensen.

Formaldehyd och Acetaldehyd

För provtagning av formaldehyd och acetaldehyd användes UME-X diffusionsprovtagare med provtagningshastighet 20,2 ml/min respektive 13,4 ml/min. Analyserna, som utfördes vid Arbetslivsinstitutet i Umeå, gjordes med vätskekromatografi och UV-detektion. Detektionsgränsen vid 1 veckas provtagning var 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för formaldehyd och 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för acetaldehyd. Före och efter provtagningen innan proverna skickades till analys förvarades de i frys.

Kvävedioxid

För kvävedioxidmätningarna användes diffusionsprovtagaren Willems badge som är utvärderad för utomhusmiljömätningar (Hagenbjörk-Gustafsson et al. 1999). Provtagaren är försedd med ett glasfiberfilter impregnerat med trietanolamin/acetone, ett vindskyddande teflonfilter och ytterst ett lock av polyeten. Provtagningen startas genom att locket tas av varvid kvävedioxid i luften reagerar med trietanolamin under bildning av bland annat nitrit. Provtagningen avslutas genom att locket sätts på provtagaren. Före och efter provtagningen innan proverna skickades till analys förvarades de i kylskåp.

Analyserna utfördes vid Arbetslivsinstitutet i Umeå genom separation med jonkromatografi och detektion med konduktivitetdetektor. Detektionsgränsen var 0,05 μg per prov. Upp-

tagningshastigheten för provtagaren var 46 ml/minut, vilket gav en detektionsgräns på 0,11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för sjudygnsmätning.

PAH

Provtagningen av PAH utfördes med hjälp av en pump. Luften sögs genom en förpreparerad kolonn innehållande en polyuretanplugg som adsorbent där PAH i gasfas fastnade. För de stationära mätningarna användes en pump med flödes hastighet på 10 dm^3/minut medan det för mätningarna i hemmet och de personburna mätningarna användes en batteridriven pump med en flödes hastighet på 2 dm^3/minut . Partiklar samlades upp på ett glasfiberfilter placerat före kolonnen. Analyserna gjordes av Institutet för Vatten och Luftvårdsforskning (IVL) i Göteborg. Vätskekromatografisk bestämning av PAH.

Provberedning: Adsorbent och filter soxhletextraherades under 24 timmar med aceton. Internstandard tillsattes sedan till provextraktet. Till varje upparbetningsserie gjordes ett blankprov. Extraktet späddes sedan med två delar vatten och extraherades två gånger med en 9:1 blandning av pentan/eter. De båda organfaserna slogs sedan samman och indunstades till 1 ml under kvävgas. Extraktet fraktionerades därefter på en kiselgelkolonn där den PAH innehållande fraktionen samlades upp.

Analys: För bestämning av PAH användes ett vätskekromatografisystem med fluorescensdetektor. Då proverna förväntades innehålla låga halter PAH användes metoden "large injection". Denna metod ingår ej i ackrediteringen men tillämpas på prover som förväntas innehålla låga halter. Detektionsgränsen bestäms separat för varje prov och beror av hur hög brusnivån är för den enskilda provkörningen samt av hur stor luftvolym som har pumpats igenom provet. Den högsta detektionsgränsen för benso(a)pyren var 0,09 ng/m^3 och den lägsta 0,05 ng/m^3 . I resultatdelen redovisas utöver halten bens(a)pyren även summa PAH vilket innefattar phenantren, anthracen, fluoranthen, pyren, benso(a)anthracen, chrysen, benso(b)fluoranthen, benso(k)fluoranthen, benso(a)pyren, dibenso(a,h)anthracen, benso(g,h,i)perylene och indeno(1,2,3-cd)pyren.

Bakgrundsinformation

Under mätperioden fick försökspersonerna svara på allmänna frågor i en enkät samt för varje dygn fylla i en detaljerad dagbok, se bilaga 2 och 3. Enkätens och dagbokens syfte var att genom vetskap om vistelse och aktiviteter under mätperioden tillsammans med data om exponeringsnivå kunna urskilja olika faktorer och miljöers bidrag till den totala exponeringen. Vädret under mätperioden (2003-02-10 till 2003-04-02) kartlades med avseende på temperatur, vind och regn med information från Miljöförvaltningen i Stockholms databaser.

Statistiska metoder

Den statistiska bearbetningen av data gjordes i statistikprogrammet Stata version 8.0. För korrelationsberäkningar användes enkel linjär regression, för jämförelse av två grupper

användes Wilcoxon's rangsummetest. Inom-individvariabilitetens andel av den totala variabiliteten beräknades som kvadratsumman av variationen inom individer dividerat på kvadratsumman av den totala variationen. För beräkning av effekten att vistas i olika miljöer användes multipel linjär regression. Som gräns för statistisk signifikans användes $p < 0,05$. Vid beräkning av inom-individvariabilitetens bidrag till den totala variabiliteten användes logtransformerade data, vid all övrig databearbetning användes oftransformerade data.

Resultat

Bakgrundsdata

Personburna mätningar genomfördes på totalt 40 försökspersoner, varav 25 kvinnor och 15 män. Åldern beräknades utifrån hur många år en försöksperson var fyllda 2002-12-31. Medelåldern var 34 år (spännvidd 20 – 49), 33 för kvinnorna och 35 för männen.

Försökspersonerna arbetade inom en rad olika yrken varav 15 % var lärare eller studenter och 10 % inte arbetade under mätperioden på grund av barnledighet eller sjukskrivning.

Av samtliga försökspersoner bodde 35 i lägenhet, 3 i villa och 2 i radhus/parhus. Bostadens byggår varierade från 1867 till 1992 och var i genomsnitt 1951. Gasspis fanns i 6 av försökspersonernas hem. Fjärrvärme var det vanligaste sättet för uppvärmning av bostaden. Två försökspersoner angav att de hade inbyggt garage i bostaden.

I studien deltog 4 rökare, 3 män och 1 kvinna. Av icke-rökarna uppgav 19 försökspersoner att de vistats i ett rum där rökning förekom varav en försöksperson hela 20 timmar. I medeltal var samtliga 36 icke-rökare utsatta för passiv rökning drygt 2 timmar under provtagningsveckan.

60 % angav att de kom i kontakt med motoravgaser/bensinångor eller lösningsmedel på arbetet eller på fritiden, 18 % hade sådan exponering bara på arbetet, 15 % på både arbetet och fritiden, och 27 % endast på fritiden. Hälften av försökspersonerna uppgav att de ofta eller ibland kände sig besvärade av bilavgaser, och 45 % av trafikbuller.

Den genomsnittliga tiden försökspersonerna vistades i olika miljöer beräknades utifrån dagboksmaterial från mätperiod 1 eftersom alla försökspersoner då var med. I genomsnitt spenderade försökspersonerna 68 % av sin tid i bostäder, 18 % inomhus på arbetsplatser och 5 % inne i övriga lokaler vilket medför att 91 % av tiden spenderades inomhus. Övriga 9 % av tiden fördelade sig enligt: tid i trafik 7 %, ute på arbetsplatser 0,3 % samt 1,4 % övrig tid utomhus.

Samtliga personburna och stationära mätningar utfördes från den 10 februari till den 2 april, 2003. Medeltemperaturen under provtagningsperioden var 0,8 °C (intervall från –9,5 °C till +14,4 °C) och medelvindhastigheten 3,5 m/s. Endast en dag under hela mätperioden föll det regn vilket antagligen till stor del beror på att temperaturen låg under 0 °C under största delen av mätperioden.

Kvalitetskontroll

På alla dubbelprovpar för de stationära provtagningarna av bensen och 1,3-butadien, acetaldehyd och formaldehyd, och kvävedioxid tillämpades kvalitetskrav för att dubbelprovparet skulle bli godkänt. Eftersom inte samtliga personburna mätningar utfördes som dubbelprov utslöts bara prov från de personburna mätningarna om det förelåg något uppenbart fel. Med hjälp av fältblankerna beräknades detektionsgränsen för fältmätningarna. Fältblankerna från de stationära och personburna mätningarna slogs ihop vid beräkningarna eftersom förvaring, transport till och från provtagningsplatsen samt start och stopp av provtagningen utfördes på samma sätt och av samma personer för de personburna och de stationära mätningarna.

I tabell 1 kan det ses vilka krav som tillämpades för varje ämne för att dubbelprov från de stationära mätningarna skulle bli godkända samt hur många prov som utslöts för varje ämne och hur många respektive fältblanker som utslöts. Om ett dubbelprovpar utslöts utslöts även tillhörande fältblank.

Tabell 1. Kriterier för att godkänna dubbelprovpar vid de stationära mätningarna av bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, acetaldehyd och kvävedioxid. I tabellen redovisas även antal utslutna prov, utslutna blankprov, medelvärde för absoluta skillnaden och den relativa skillnaden mellan dubbelprover före och efter utslutning.

Ämne	Uteslutningskriterier (båda skall vara uppfyllda för utslutning)					
	Absolut skillnad \geq ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Relativ Skillnad \geq (%)	Antal utslutna provpar	Antal utslutna blanker	Absolut skillnad mellan dubbelproven, $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Medelvärde (innan utslutning)	Relativ skillnad, % Medelvärde (innan utslutning)
Bensen	0,5	40	1	1	0,16 (0,35)	8 (17)
1,3-butadien	0,02	40	3	1	0,02 (0,06)	11 (26)
Formaldehyd	1	40	4	1	0,17 (0,34)	5 (13)
Acetaldehyd	2	40	3	1	0,35 (0,70)	29 (41)
Kvävedioxid	6	30	0	0	2,1 (2,1)	9,0 (9,0)

Samtliga beräkningar och analyser utfördes sedan endast med de kvarvarande proven. För dubbelprov användes medelvärdet av de två proven.

För att avgöra om någon korrigering av de uppmätta värdena för fältblank var nödvändig plottades fältblankernas värde mot motsvarande provvärde, se bilaga 4. För de stationära mätningarna representerade provvärdena medelvärdet av dubbelproven för motsvarande vecka och plats samt för de personburna mätningarna representerade provvärdet endast värdet av ett prov. En linjär regressionsanalys gav följande samband:

$$\text{Bensen fältblank } (\mu\text{g}/\text{m}^3) = 0,047 * (\text{provvärde } (\mu\text{g}/\text{m}^3)) - 0,05$$

$$\text{Butadien fältblank } (\mu\text{g}/\text{m}^3) = 0,024 * (\text{provvärde } (\mu\text{g}/\text{m}^3)) + 0,0052$$

$$\text{Formaldehyd fältblank } (\mu\text{g}/\text{m}^3) = 0,0214 * (\text{provvärde } (\mu\text{g}/\text{m}^3)) + 0,4893$$

$$\text{Acetaldehyd fältblank } (\mu\text{g}/\text{m}^3) = 0,0355 * (\text{provvärde } (\mu\text{g}/\text{m}^3)) + 0,6196$$

$$\text{Kvävedioxid fältblank } (\mu\text{g}/\text{m}^3) = 0,0013 * (\text{provvärde } (\mu\text{g}/\text{m}^3)) + 0,0416$$

Då provvärdet är noll ska blankvärdet också vara noll om det ej läcker in i de förslutna provtagarna under hanteringen till och från provplatsen. I samtliga fall utom för bensen var interceptet positivt när blank plottades mot provvärde. Detta innebär att det läcker in i provtagarna vid hantering och att en korrigering av provvärdena därför måste göras. Samtliga provvärden, stationära prov och personburna prov, korrigerades därför genom att värdet av interceptet drogs ifrån, förutom i fallet bensen då ingen korrigering genomfördes. Interceptet för bensen var negativt och det är inte rimligt att anta att bensen skulle "läcka ut" ur provtagarna vid transport och hantering.

I tabell 2 redovisas variationskoefficienten för samtliga ämnen utom för PAH. Värdena är beräknade efter uteslutning av icke-godkända prov. Inom parentes anges värden beräknade med samtliga prov, dvs. även de icke-godkända. Variationskoefficienten för ett enkelprov beräknades enligt följande. Variansen uppskattades som kvadratsumman av den absoluta skillnaden mellan dubbelprovspär, delat på två gånger antalet dubbelprovspär. Kvadratroten av variansen delades på medelvärdet av de ingående proven och multiplicerades med hundra för att få variationskoefficienten. Vid beräkandet av variationskoefficienten användes även dubbelprovsparen från de personburna mätningarna utom vid beräkningarna för formaldehyd och acetaldehyd då bara dubbelproven från de stationära mätningarna användes eftersom de uppmätta halterna från de personburna proven låg flera gånger högre jämfört med halterna från de stationära proven.

Med fältblankerna beräknades fältdetektionsgränsen enligt formeln; $3 * \text{standardavvikelsen} - \text{medelfältblank}$. Som värde för medelfältblank användes interceptet för plotterna fältblank mot provvärde och standardavvikelsen beräknades som standardavvikelsen för interceptet i dessa plotter. I samtliga fall användes fältblankerna från både de stationära mätningarna och de personburna mätningarna.

Tabell 2. Variationskoefficient och fältdetekteringsgräns för bensen, butadien, formaldehyd, acetaldehyd och kvävedioxid. Värden inom parentes är beräknade med de icke-godkända proven och tillhörande blankprover inkluderade.

Ämne	Variationskoefficient (%)	Fältdetekteringsgräns (µg/m ³)	Av laboratoriet angiven detekteringsgräns vid en veckas provtagning (µg/m ³)
Bensen	6,0 (29)	0,18 (0,80)	0,05
1,3-Butadien	29 (39)	0,035 (0,033)	0,01
Formaldehyd	10 (19)	0,51 (0,46)	0,5
Acetaldehyd	36 (67)	0,67 (0,57)	0,3
Kvävedioxid	6,8 (6,8)	0,92 (0,92)	0,11

Stationära mätningar

Resultaten från de stationära mätningarna redovisas i tabell 3. PAH-mätningarna startade 17 februari 2003 och avslutades 10 mars 2003. PAH-mätningarna startades igen 17 mars och pågick till 31 mars. Övriga stationära mätningar startade 10 februari 2003 och pågick utan avbrott till 31 mars 2003. Samtliga mätningar genomfördes som veckomedelvärden. På grund av de uteslutningar av vissa dubbelprov som gjordes saknas det mätdata för vissa mätveckor. Vilka mätveckor det rör sig om framgår av figur 1.

För samtliga ämnen var veckomedelvärdena högst vid Hornsgatan (gatustation) näst högst vid Rosenlundsgatan (ovantakstation) och lägst i Huddinge (förortsstation). Halterna av butadien, acetaldehyd och kvävedioxid var ca 10 gånger högre vid Hornsgatan jämfört med i Huddinge. För bensen var halten ca 4 gånger högre vid Hornsgatan jämfört med i Huddinge och värdena från Rosenlundsgatan var bara 30 % högre än de i Huddinge. För formaldehyd var det inga större skillnader mellan de tre stationerna. Bens(a)pyrenhalten var ungefär dubbelt så hög på Hornsgatan jämfört med Rosenlundsgatan och dubbelt så hög på Rosenlundsgatan jämfört med i Huddinge.

Korrelationen bensen-bensen mellan de tre stationära mätplatserna var signifikant endast för Rosenlundsgatan och 10km från City ($r^2=0,97$, $p=0,00$). Korrelationen bensen-butadien inom mätplatserna var inte signifikant i något fall. Dock var det signifikanta korrelationer bensen Hornsgatan – butadien Rosenlundsgatan ($r^2=0,76$, $p=0,02$) samt bensen Hornsgatan – butadien 10km från City ($r^2=0,68$, $p=0,04$). Korrelationen bensen Rosenlundsgatan – bu-

tadien Hornsgatan var också hög ($r^2=0,65$, $p=0,051$). Butadien-butadien korrelerade signifikant mellan stationerna Huddinge-Rosenlundsgatan ($r^2=0,98$, $p=0,001$) samt Hornsgatan-Rosenlundsgatan ($r^2=0,79$, $p=0,044$), dock ej mellan Huddinge och Hornsgatan.

Kvävedioxid var starkt korrelerat och signifikant mellan alla tre mätstationerna. Som ett tillägg undersöktes korrelationen mellan de stationära kvävedioxidmätningarna och kvävedioxidmätningar från en av Miljöförvaltningen i Stockholms urbana bakgrundsstationer på Södermalm. Samtliga kvävedioxidmätningar från de stationära mätstationerna var starkt korrelerade till Miljöförvaltningens urbana bakgrundsstation, speciellt för Rosenlundsgatans station ($r^2=0,95$, $p=0,000$).

Tabell 3. Uppmätta veckomedel- och medianhalter vid tre stationära mätplatser i Stockholm. Hornsgatan är en mätstation i gatunivå och Rosenlundsgatan en urban bakgrundsstation. Stationen 10 km från Stockholms city är placerad på en tomt i ett villaområde. Inom parentes redovisas från hur många mätveckor data finns från respektive provtagningsplats.

Ämne	Hornsgatan			Rosenlundsgatan-Tak			10km från Sthlm-City Jägmästarvägen		
	Median $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mätv.)	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spännvidd $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Median $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mätv.)	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spännvidd $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Median $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mätv.)	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spännvidd $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Bensen	4,54 (7)	4,81	3,9 – 7,0	1,39 (7)	1,69	1,17-2,41	1,20 (6)	1,29	0,83 – 1,86
Butadien	0,41 (6)	0,39	0,19- 0,52	0,07 (6)	0,08	0,05 – 0,12	0,036 (6)	0,04	0,02 – 0,07
Formald.	3,2 (6)	3,5	2,3 – 5,5	2,5 (7)	2,3	1,5 - 3,0	1,8 (4)	1,8	1,5 – 2,2
Acetal.	2,4 (7)	2,2	0,9 – 3,4	0,6 (4)	0,7	0,3 – 1,4	0,3 (7)	0,2	-0,3- 0,6
NO ₂	71 (7)	74	52 – 106	21 (7)	24	16 – 41	10 (7)	10	5 – 18
Bens(a)-Pyren ng/m ³	0,28 (5)	0,31	0,18 – 0,55	0,16 (5)	0,14	0,04 – 0,27	0,08 (5)	0,15	0,03 – 0,41

Formaldehyd korrelerade inte signifikant mellan de tre mätstationerna. Acetaldehyd korrelerade endast signifikant mellan Rosenlundsgatan och Hornsgatan. Det var ingen signifikant korrelation mellan formaldehyd och acetaldehyd inom mätstationerna. Dock var det signifikant korrelation mellan acetaldehyd 10km från City och formaldehyd på Rosenlundsgatan.

Inga signifikanta korrelationer fanns för benso(a)pyren mellan stationerna. Dock fanns en stark korrelation mellan benso(a)pyren på Rosenlundsgatan och benso(a)pyren 10km från City ($r^2=0,75$, $p=0,056$).

Inverkan av de meteorologiska faktorerna vind, temperatur och fukt på de stationära mätningarna undersöktes. Regn undersöktes inte då det endast föll regn en dag under hela mätperioden. Bensen 10km från City korrelerade signifikant med fukt och negativt med temperatur ($r^2=0,96$, $p=0,001$ respektive $r^2=0,71$, $p=0,036$). Butadien korrelerade signifikant negativt med vindhastighet 10 km från City ($r^2=0,70$, $p=0,037$). För formaldehyd var det endast signifikant korrelation mellan temperatur och stationen på Rosenlundsgatan. Även i detta fall var korrelationen negativ mot temperaturen ($r^2=0,62$, $p=0,036$). Även acetaldehyd vid stationen 10km från City korrelerade negativt med temperaturen ($r^2=0,58$, $p=0,046$). Kvävedioxid och benso(a)pyren uppvisade inga signifikanta korrelationer med de undersökta meteorologiska faktorerna

Figur 1. Antalet parallella mätveckor mellan de stationära stationerna. Fyllda rutor visar lyckade veckomätningar och tomma rutor visar mätveckor för vilka resultaten uteslutits.

Ämne och mätplats	Mätveckor 2003						
	7	8	9	10	11	12	13
ben_gata							
ben_tak							
ben_förort							
but_gata							
but_tak							
but_förort							
ace_gata							
ace_tak							
ace_förort							
for_gata							
for_tak							
for_förort							
no2_gata							
no2_tak							
no2_förort							
pah_gata							
pah_tak							
pah_förort							

Personburna mätningar

Multipel linjär regression

För varje ämne analyserades effekten av att vistas i olika miljöer med hjälp av multipel linjär regression. De inkluderade variablerna redovisas i tabell 5. Variablerna "har du eldat under dygnet?" samt "har du hanterat bensin vid andra tillfällen än tankning av bil?" från dagboken togs inte med i regressionsmodellen då det endast var en respektive försöksperson för varje variabel som utfört dessa aktiviteter. För varje ämne gjordes minst två modeller med de variabler i tabell 5 inkluderade, en där "tid inomhus på arbetsplatser" inkluderades och en modell där "tid inomhus på arbetsplatser" ersattes med variabeln "tid i bostad". Utöver detta gjordes även en modell där endast de variabler som visade sig ha störst inverkan på exponeringen för respektive ämne inkluderades. Dessa reducerade modeller finns i bilaga 5.

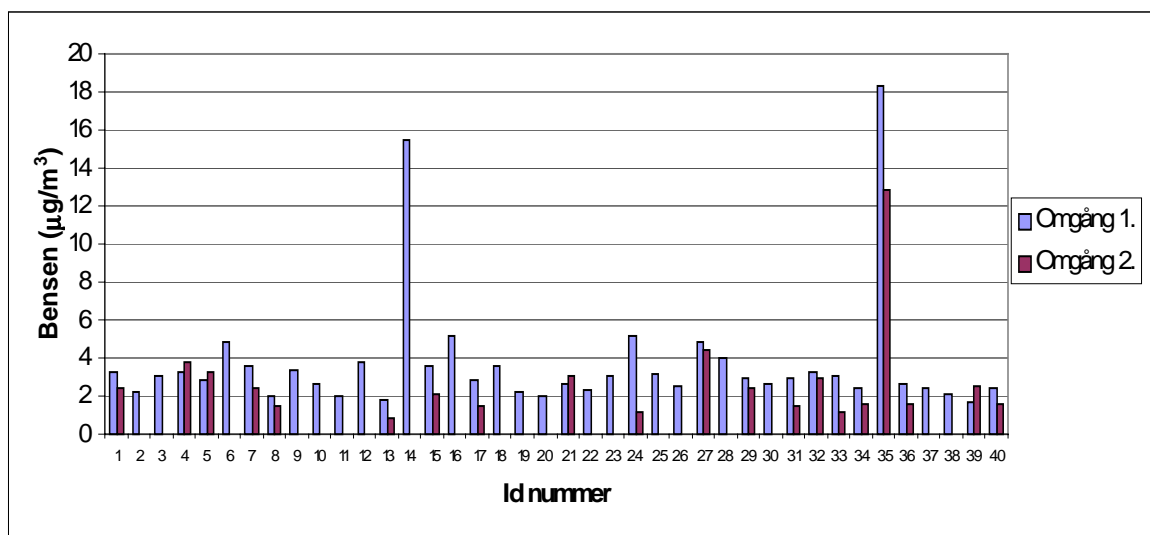
Tabell 5. Ingående variabler i regressionsmodell. Variablerna är hämtade från försökspersonernas dagböcker och enkäter.

Tid i trafik
Tid inomhus på arbetsplatser / Tid i bostad
Tid utomhus på arbetsplats
Utomhus annat än i trafik eller på arbetsplats
Tid provtagaren varit täckt
Tid i rum där rökning förekom
Tankat bensin (antal ja)
Sovrumsfönstret öppet eller på glänt under natten (antal ja)

Bensen

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av bensen framgår av figur 2. Den genomsnittliga skillnaden mellan första och andra mättillfället inom individer beräknades till 43 % med 95 % konfidensintervallet 8 – 106 % och beräknades enligt formeln: $\text{abs}(\text{mät}_1 - \text{mät}_2) / \text{medelvärde}(\text{mät}_1 \text{ och } \text{mät}_2)$. Beräkningar av variabiliteten inom- och mellan individer visade att inom-individvariabiliteten (variabiliteten mellan bensen-exponeringen vid olika mättillfällen hos samma individ) utgjorde 24 % av den totala variabiliteten, dvs jämfört med skillnaderna mellan individerna är individens egen variation liten.

Figur 2. Bensenkoncentrationer vid personburen mätning. Omgång 2 avser de 20 försökspersoner på vilka mätningarna upprepades.



I tabell 4 redovisas medianhalten av bensen totalt, för första och andra mättillfället samt uppdelat på rökare och icke-rökare. För värdena inom parentes har medelvärdet av samtliga mätningar på varje individ använts vid beräkningarna. Medianhalten för alla försökspersoner var $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och spridningen av värdena låg mellan $1,7$ och $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det var relativt stor skillnad på medianhalten mellan första och andra mättillfället, $3,0$ respektive $2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dock var det signifikant individuell korrelation mellan de två mättillfällena ($r^2=0,87$, $p=0,00$). De uppmätta halterna var högre bland rökare jämfört med icke-rökare. Antalet rökare var dock mycket litet (4 st). Denna skillnad kan därför inte skattas med god precision. Det var ingen signifikant skillnad mellan könen i exponering för bensen ($p=0,6$). De försökspersoner som bodde i enfamiljshus hade en bensenexponering på $5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i medeltal medan de som bodde i flerfamiljshus hade en genomsnittlig exponering på $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dock var inte skillnaden statistiskt signifikant.

Medianen av den personburna halten bensen låg ungefär mittemellan medianhalten på Hornsgatan och taket på Rosenlundsgatan ($3,0$, $4,54$ respektive $1,39 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Av de övriga ämnen som mättes personburet visade bensen signifikant korrelation endast med butadien ($r^2=0,37$, $p=0,00$).

Tabell 4. Bensenkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. I tabellen redovisas medianen, aritmetiskt medelvärde (AM), standardavvikelse (SD) samt högsta och lägsta värde (Spännvidd). Resultaten för de försökspersoner som deltog i upprepade mätningar redovisas som Period 1 för första mättillfället och Period 2 för andra mättillfället. För värdena inom parentes har medelvärdet av samtliga mätningar på varje individ använts vid beräkningarna.

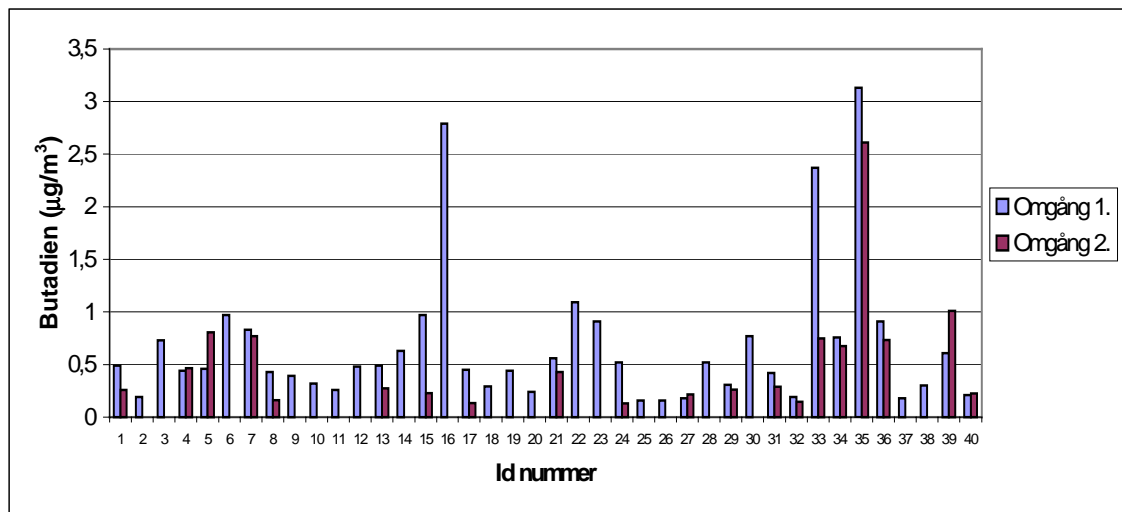
	Median	AM	SD	Spännvidd
Alla försökspersoner, period 1, (alla mät.), N=40	3,0 (2,8)	3,7 (3,4)	3,2 (2,9)	1,7 – 18 (1,3 – 16)
Period 1, N=20	3,0	3,8	3,5	1,7 – 18
Period 2, N=20	2,2	2,7	2,6	0,8 – 13
Rökare, period 1, (alla mät.), N=4	3,7 (3,7)	6,9 (6,1)	7,8 (6,6)	1,8 – 18 (1,3 – 16)
Icke-rökare, period 1, (alla mät.), N=36	3,0 (2,8)	3,3 (3,1)	2,2 (2,2)	1,7 – 15 (1,7 – 15)

Effekten av att vistas i olika miljöer analyserades enligt beskrivningen under rubriken multipel linjär regression. Resultatet visade signifikanta samband mellan exponering för bensen och tid i rökigt rum ($\beta = 0,015 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h), tankat bensin ($\beta = 2,86 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per tanktillfälle) samt för variabeln "utomhus annat än i trafik eller på arbetsplats" ($\beta = 0,22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h). Ersattes "tid inomhus på arbetsplats" i modellen med variabeln "tid i bostad" visade inte "tid i bostad" signifikant samband med bensen exponeringen, dock var koefficienten negativ ($\beta = -0,014 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h), variabeln "utomhus annat än i trafik eller på arbetsplats" var inte signifikant i denna modell. Togs bara de tre variablerna "utomhus annat än i trafik eller på arbetsplats", "tid i rökigt rum" samt "tankat bensin" med var modellens förklaringsvärde 41 % ($r^2=0,41$) vilket kan jämföras med förklaringsvärdena för de övriga två modellerna vilka var 44 respektive 43 %

1,3-Butadien

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av 1,3-butadien framgår av figur 3. Den genomsnittliga skillnaden mellan första och andra mättillfället inom individer beräknades till 49 % med 95 % konfidensintervallet 7 – 123 %, $\text{abs}(\text{mät}_1 - \text{mät}_2) / \text{medelvärde}(\text{mät}_1 \text{ och } \text{mät}_2)$. Inom-individvariabiliteten utgjorde 20 % av den totala variabiliteten, dvs något lägre än för bensen.

Figur 3. 1,3-Butadienkoncentrationen vid personburna mätning. Omgång 2 avser de 20 försökspersoner på vilka mätningarna upprepades.



I tabell 6 redovisas median halten av butadien totalt, för första och andra mättillfället samt uppdelat på rökare och icke-rökare. För värdena inom parentes har medelvärdet av samtliga mätningar på varje individ använts vid beräkningarna. Medianhalten för alla försökspersoner var $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och spridningen av värdena låg mellan $0,2$ och $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det var relativt stor skillnad på medianhalten mellan första och andra mättillfället, $0,5$ respektive $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dock var det signifikant korrelation mellan de två mättillfällena ($r^2=0,67$, $p=0,00$). De uppmätta halterna var högre bland rökare jämfört med icke-rökare. Antalet rökare var dock mycket litet (4 st). Denna skillnad kan därför inte skattas med god precision. Det var ingen signifikant skillnad mellan könen i exponering för butadien ($p=0,6$).

Den personburna halten butadien låg något högre än medianhalten på Hornsgatan ($0,5$ respektive $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Av de övriga ämnen som mättes personburet visade butadien signifikant korrelation med bensen ($r^2=0,37$, $p=0,00$), acetaldehyd ($r^2=0,19$, $p=0,001$) samt kvävedioxid ($r^2=0,07$, $p=0,04$).

Effekten av att vistas i olika miljöer analyserades enligt beskrivningen under rubriken multipel linjär regression. Modellens förklaringsvärde var 59 % ($r^2=0,59$). De variabler som

var signifikant associerade till personliga exponeringen för butadien var tid i rökigt rum ($p=0,00$ och $\beta=0,017 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h) samt tankning av bensin ($p=0,000$ och $\beta=0,57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per tillfälle). Ersattes "tid inomhus på arbetsplats" i modellen med variabeln "tid i bostad" visade sig koefficienten för "tid i bostad" vara mycket nära noll och variabeln hade inget signifikant samband med butadienexponeringen. Togs bara variablerna "tid i rökigt rum" och "tankning av bensin" med i modellen var förklaringsvärdet 53 %.

Tabell 6. Butadienkonzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. I tabellen redovisas medianen, aritmetiskt medelvärde (AM), standardavvikelse (SD) samt högsta och lägsta värde (Spännvidd). Resultaten för de försökspersoner som deltog i upprepade mätningar redovisas som Period 1 för första mättillfället och Period 2 för andra mättillfället. För värdena inom parentes har medelvärdet av samtliga mätningar på varje individ använts vid beräkningarna.

	Median	AM	SD	Spännvidd
Alla försökspers., period 1, (alla mät.), N=40	0,5 (0,4)	0,7 (0,6)	0,7 (0,6)	0,2 -3,1 (0,2 - 2,9)
Period 1, N=20	0,5	0,7	0,7	0,2 -3,1
Period 2, N=20	0,3	0,5	0,6	0,1 -2,6
Rökare, period 1, (all mät.), N=4	1,6 (1,6)	1,7 (1,6)	1,4 (1,4)	0,4 -3,1 (0,4-2,9)
Icke-rökare, period 1, (alla mät), N=36	0,4 (0,4)	0,5 (0,5)	0,4 (0,3)	0,2 -2,4 (0,2-1,6)

Formaldehyd

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av formaldehyd framgår av figur 4. Mätningen från omgång två för individ nummer 15 (se figur 4) visade det extrema värdet $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Om beräkningen av inom-individvariationens bidrag till den totala variabiliteten gjordes utan de båda mätningarna från individ nummer 15 utgjorde inom-individvariabiliteten 50 % av den totala variabiliteten, vilket är högre än för övriga uppmätta ämnen. Den genomsnittliga skillnaden mellan första och andra mättillfället inom individer beräknades till 32 % med 95 % konfidensintervallet 0 – 189 %, $\text{abs}(\text{mät}_1 - \text{mät}_2)/\text{medelvärde}(\text{mät}_1 \text{ och } \text{mät}_2)$. Gjordes beräkningarna med mätningarna från individ nummer 15 inkluderade fick följande värden: Inom-individvariabiliteten stod för 52 % av den totala variabiliteten och den genomsnittliga skillnaden mellan första och andra mättillfället inom individer var 39 % med 95 % konfidensintervallet 3 – 185 %.

I tabell 7 redovisas medianhalten av formaldehyd totalt, för första och andra mättillfället samt för rökare respektive icke-rökare. För värdena inom parentes har medelvärdet av samtliga mätningar på varje individ använts vid beräkningarna. Medianhalten för alla försökspersoner var $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och spridningen av värdena låg mellan 6 och $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medianhalten vid första och andra mättillfället var $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid båda tillfällena. Korrelationen

mellan mätningarna första och andra mättillfället var inte signifikant ($r^2=0,007$, $p=0,7$). Korrelationen var dock signifikant ($r^2=0,45$, $p=0,002$) om max- och minvärdet från mättillfälle två uteslöts (min= $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, max= $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Då var det dock endast 18 dubbelmätningar som jämfördes.

De uppmätta halterna var något högre för rökare jämfört med icke-rökare. Antalet rökare var dock mycket litet (4 st). Denna skillnad kan därför inte skattas med god precision. Det var ingen signifikant skillnad mellan könen ($p=0,98$).

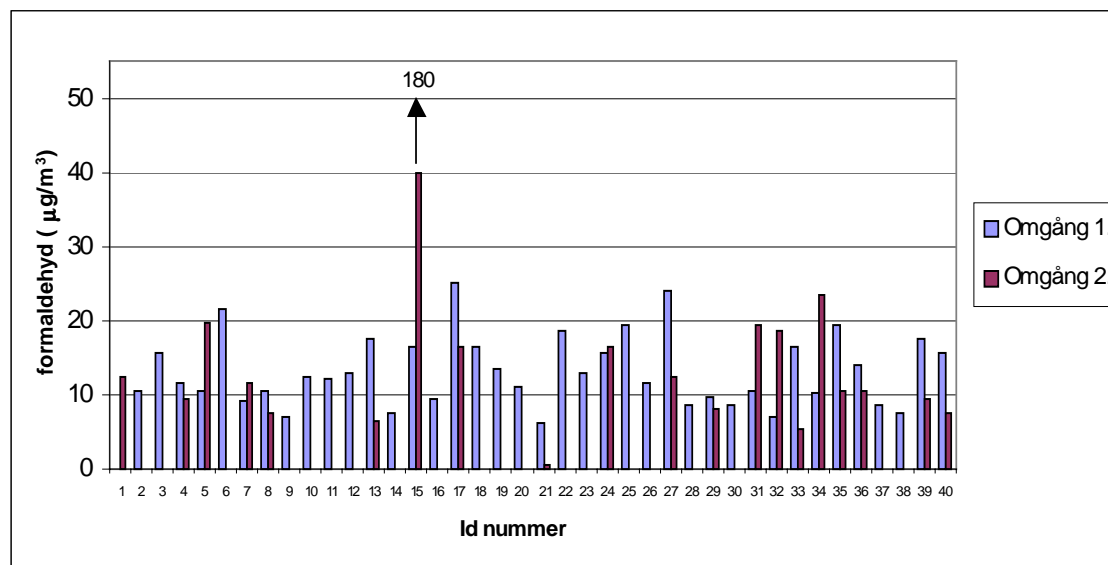
Det fanns ingen signifikant korrelation mellan formaldehyd och övriga ämnen som mättes personburet. Dock var korrelationen till acetaldehyd signifikant om extremvärdena $0,5$ och $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för formaldehyd uteslöts.

Effekten av att vistas i olika miljöer analyserades enligt beskrivningen under rubriken multipel linjär regression. Modellens förklaringsvärde var mycket lågt ($r^2=0,08$) och ingen variabel var signifikant associerad till halten formaldehyd. Uteslöts de två extremvärdena (min= $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, max= $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$) emellertid så blev modellens förklaringsvärde 27 % ($r^2=0,27$). Efter uteslutning av dessa två värden visade sig variabeln "tid utomhus på arbetsplats" signifikant negativt associerade till formaldehyd ($p=0,004$ och $\beta= -0,39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h) och variablerna "utomhus annat än i trafik eller på arbetsplats" och "tid i rökigt rum" signifikant positivt associerade till halten formaldehyd ($p=0,004$ och $\beta=0,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h respektive $p=0,000$ och $\beta=0,069 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h). Utökades modellen med variabeln "typ av bostad" ökade modellens förklaringsvärde till 37 % och "typ av bostad" visade sig signifikant associerad till formaldehyd ($p=0,003$ och $\beta= -5,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per vecka) på det sättet att boende i lägenhet visade lägre exponering för formaldehyd jämfört med boende i villa/radhus. Efter utökningen var dock inte variabeln "tid utomhus på arbetsplats" signifikant ($p=0,066$).

Ersattes "tid inomhus på arbetsplats" i modellen med variabeln "tid i bostad" och variabeln "typ av bostad" hölls kvar i modellen visade sig koefficienten för "tid i bostad" vara mycket nära noll och variabeln hade inget signifikant samband med formaldehydexponeringen. Variablerna "utomhus annat än i trafik eller på arbetsplats", "tid i rökigt rum" samt "typ av bostad" visade ungefär samma p-värden och koefficienter i denna modell som i motsvarande modell med "tid utomhus på arbetsplats".

Togs bara variablerna "tid i rökigt rum", "typ av bostad" och "utomhus annat än i trafik eller på arbetsplats" med i modellen var förklaringsvärdet 33 %.

Figur 4. Formaldehydkoncentrationen vid personburen mätning. Omgång 2 avser de 20 försökspersoner på vilka mätningarna upprepades.



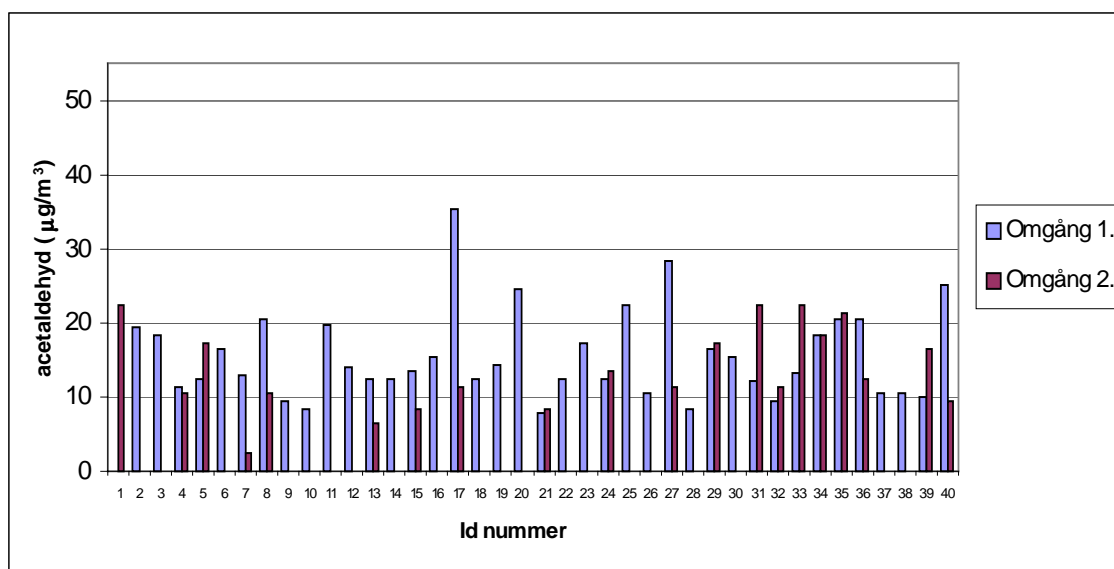
Tabell 7. Formaldehyd ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. I tabellen redovisas medianen, aritmetiskt medelvärde (AM), standardavvikelse (SD) samt högsta och lägsta värde (Spännvidd). Resultaten för de försökspersoner som deltog i upprepade mätningar redovisas som Period 1 för första mättillfället och Period 2 för andra mättillfället. För värdena inom parentes har medelvärdet av samtliga mätningar på varje individ använts vid beräkningarna. Värdena i fet stil är beräknade utan resultaten från individ nummer 15.

	Median	AM	SD	Spännvidd
Alla försökspers., period 1, (alla mät.), N=40	12, 12 (12, 12)	13, 13 (15, 13)	5,5 (14, 5)	6-25, 6-25 (6-95, 6-25)
Period 1, N=20	11, 11	12, 13	5, 5	7-22, 7-22
Period 2, N=20	11, 11	20, 12	38, 6	1-180, 1-24
Rökare, period 1, (alla mät.), N=4	13 (12)	14 (14)	8 (8)	8-25 (7-25)
Icke-rökare, period 1, (alla mät.), N=36	12, 12 (12, 12)	13, 13 (15, 13)	4, 5 (14, 4)	6-24, 6-24 (6-95, 6-24)

Acetaldehyd

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av acetaldehyd framgår av figur 5. Den genomsnittliga skillnaden mellan första och andra mättillfället inom individer beräknades till 33 % med 95 % konfidensintervallet 2 – 120 %, $\text{abs}(\text{mät}_1 - \text{mät}_2) / \text{medelvärde}(\text{mät}_1 \text{ och } \text{mät}_2)$. Inom-individvariabiliteten stod för 45 % av den totala variabiliteten, vilket är den näst högsta siffran efter formaldehyd.

Figur 5. Acetaldehydkoncentrationen vid personburen mätning. Omgång 2 avser de 20 försökspersoner på vilka mätningarna upprepades



I tabell 8 redovisas medianhalten av acetaldehyd totalt, för första och andra mättillfället samt för rökare och icke-rökare. För värdena inom parentes har medelvärdet av samtliga mätningar på varje individ använts vid beräkningarna. Medianhalten för alla försökspersoner var $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och spridningen av värdena låg mellan 8 och $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medianhalten vid första och andra mättillfället var 14 respektive $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Korrelationen mellan mätningarna var inte signifikant ($p=0,18$) om alla värden togs med. Uteslöts det par av mätningar där det lägsta värdet ($\text{min}=2,4$, id nummer 7) ingick var dock korrelationen signifikant ($p=0,03$), 19 par av mätningar jämfördes endast då.

Medianhalten och medelvärdet av acetaldehyd uppmätt hos rökare var nästan dubbelt så hög hos rökare jämfört med icke-rökare. Antalet rökare var dock mycket litet (4 st). Denna skillnad kan därför inte skattas med god precision. Det var ingen signifikant skillnad mellan könen.

Av de övriga ämnen mätta personburet visade acetaldehyd signifikant korrelation till butadien ($r^2=0,2$, $p=0,001$). Som redovisats i avsnittet om personburna mätningar av formalde-

hyd visade acetaldehyd och formaldehyd signifikant korrelation om max- och minvärdet av formaldehyd mätningarna uteslöts.

Effekten av att vistas i olika miljöer analyserades enligt beskrivningen under rubriken multipel linjär regression. Modellens förklaringsvärde var 31 % ($r^2=0,31$) och variablerna "tid i rökigt rum" och "tankat bensin" var signifikant associerade till halten acetaldehyd ($p=0,000$ och $\beta=0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h respektive $p=0,007$ och $\beta=3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per tillfälle). Ersattes "tid inomhus på arbetsplats" i modellen med variabeln "tid i bostad" var det fortfarande endast variablerna "tid i rökigt rum" och "tankat bensin" som var signifikanta. Om de två modellerna utökades med variabeln "typ av bostad" visade sig inte denna variabel signifikant. Togs bara variablerna "tid i rökigt rum" och "tankat bensin" med i modellen var förklaringsvärdet 24 %.

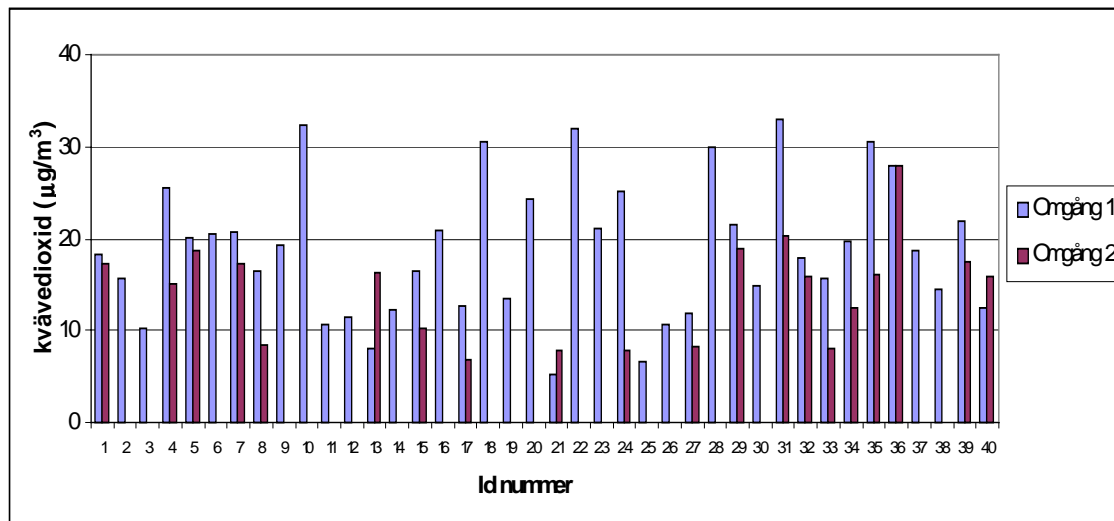
Tabell 8. Acetaldehyd ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. I tabellen redovisas medianen, aritmetiskt medelvärde (AM), standardavvikelse (SD) samt högsta och lägsta värde (Range). Resultaten för de försökspersoner som deltog i upprepade mätningar redovisas som Period 1 för första mättillfället och Period 2 för andra mättillfället. För värdena inom parentes har medelvärdet av samtliga mätningar på varje individ använts vid beräkningarna.

	Median	AM	SD	Range
Alla försökspers., period 1, (alla mät.), N=40	13 (13)	15 (15)	6 (6)	8-35 (8-35)
Period 1, N=20	14	15	5	8-25
Period 2, N=20	12	14	6	2-22
Rökare, period 1, (alla mät.), N=4	23 (23)	23 (23)	10 (11)	12-35 (9-35)
Icke-rökare, period 1, (alla mät.), N=36	13 (12)	14 (14)	5 (4)	8-28 (8-28)

Kvävedioxid

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av kvävedioxid framgår av figur 6. Den genomsnittliga skillnaden mellan första och andra mättillfället inom individer beräknades till 40 % med 95 % konfidensintervallet 3 – 87 %, $100 \cdot \text{abs}(\text{mät}_1 - \text{mät}_2) / \text{medelvärde}(\text{mät}_1 \text{ och } \text{mät}_2)$. Inom-individvariabiliteten beräknades till 32 % av den totala variabiliteten, vilket är högre än för bensen och 1,3-butadien men lägre än för formaldehyd och acetaldehyd.

Figur 6. Kvävedioxidkoncentrationen vid personburen mätning. Omgång 2 avser de 20 försökspersoner på vilka mätningarna upprepades



I tabell 9 redovisas medianhalten av kvävedioxid totalt, för första och andra mättillfället samt för rökare och icke-rökare. För värdena inom parentes har medelvärdet av samtliga mätningar på varje individ använts vid beräkningarna. Medianhalten för alla försökspersoner var $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och spridningen av värdena låg mellan 5 och $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medianhalten vid första och andra mättillfället var 19 respektive $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Korrelationen mellan mätningarna var signifikant ($p=0,01$). Det var knappt någon skillnad i medianhalten och medelvärdet av kvävedioxid uppmätt hos rökare och icke-rökare. Antalet rökare var dock mycket litet (4 st). Denna skillnad kan därför inte skattas med god precision. Det var ingen signifikant skillnad mellan könen ($p=0,7$).

Av övriga ämnen mätt personburet uppvisade kvävedioxid endast signifikant korrelation till butadien personburet ($r^2=0,07$, $p=0,04$).

Effekten av att vistas i olika miljöer analyserades enligt beskrivningen under rubriken multipel linjär regression. Modellens förklaringsvärde var på 24 % ($r^2=0,24$). Variablerna "inomhus på arbete" ($p=0,003$, $\beta=0,16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h), "tid i trafik" ($p=0,023$, $\beta=0,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h) samt "tid i rökigt rum" ($p=0,000$, $\beta=0,067 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h) var signifikant positivt associerade till individuella kvävedioxidhalten medan "utomhus annat än i trafik eller på arbetsplats" var negativt associerat ($p=0,022$, $\beta= -0,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h). Ersattes variabeln "inomhus på arbete" i modellen med "tid i bostad" visade sig "tid i bostad" vara signifikant negativt associerat till kvävedioxidexponeringen ($p=0,012$, $\beta= -0,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per h) medan "tid i trafik" inte längre var signifikant. Gjordes en modell med endast variablerna "tid i trafik", "inomhus på arbete", "tid i rökigt rum" samt variabeln "typ av bostad" var dess förklaringsvärde 23 %. "Typ av bostad" var signifikant ($p=0,007$, $\beta=6,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per vecka) på så sätt att de boende i flerfamiljshus visade högre kvävedioxidexponering än de boende i enfamiljshus.

Tabell 9. Kvävedioxid ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. I tabellen redovisas medianen, aritmetiskt medelvärde (AM), standardavvikelse (SD) samt högsta och lägsta värde (Range). Resultaten för de försökspersoner som deltog i upprepade mätningar redovisas som Period 1 för första mättillfället och Period 2 för andra mättillfället. För värdena inom parentes har medelvärdet av samtliga mätningar på varje individ använts vid beräkningarna.

	Median	AM	SD	Range
Alla försökspersoner, period 1, (alla mät.), N=40	19 (17)	19 (18)	7,4 (6,8)	5-33 (7-32)
Period 1, N=20	19	19	7,2	5-33
Period 2, N=20	16	14	5,5	7-28
Rökare, period 1, (alla mät.), N=4	17 (17)	18 (17)	9,7 (5,5)	8-30 (12-23)
Icke-rökare, period 1, (alla mät.), N=36	19 (17)	19 (18)	7,3 (7,0)	5-33 (7-32)

Polyaromatiska kolväten (PAH)

I tabell 10 redovisas resultaten från mätningarna av PAH. Mätningarna utfördes personbundet och i sovrummet hemma hos försökspersoner (personal vid Arbets- och miljömedicin) samt i sovrummet hemma hos 10 av de 40 slumpvis utvalda försökspersonerna. Medianhalten för de personburna mätningarna var $0,09 \text{ ng}/\text{m}^3$, och medianhalten för mätningarna i hemmet var 0,12 för försökspersoner anställda vid Arbets- och miljömedicin och 0,10 för försökspersoner ur slumpurvalet.

Bland försökspersoner anställda vid Arbets- och miljömedicin fanns det en rökare och bland försökspersoner ur slumpurvalet fanns det två rökare. För att jämföra om det var någon skillnad mellan mätningar hemma hos rökare och icke-rökare slogs mätningarna hemma hos försökspersoner anställda vid Arbets- och miljömedicin ihop med mätningarna hemma hos försökspersoner ur slumpurvalet. Benso(a)pyren halten uppmätt hemma hos rökarna var i genomsnitt $0,30 \text{ ng}/\text{m}^3$ och $0,12 \text{ ng}/\text{m}^3$ hemma hos icke-rökarna. Skillnaden mellan halten benso(a)pyren hemma hos försökspersoner anställda vid Arbets- och miljömedicin och hemma hos försökspersoner ur slumpurvalet var inte signifikant ($p=0,6$).

Tabell 10. Benso(a)pyren och summan av 12 olika PAH:er mätt personburet och hemma hos personal vid Arbets- och miljömedicin samt hemma hos försökspersoner ur slumpurvalet. I tabellen redovisas medianen, standardavvikelse (SD) samt högsta och lägsta värde (Spännvidd).

	Benso(a)pyren			Summa PAH		
	Median ng/m ³	Spännvidd ng/m ³	SD ng/m ³	Median ng/m ³	Spännvidd ng/m ³	SD ng/m ³
Personburet, N=10 (klinikpersonal)	0,09	0,03 – 0,75	0,21	27	17 - 151	42
Hemma, N=10 (klinikpersonal)	0,12	0,06 – 0,69	0,20	18	5 - 239	70
Hemma, N=10 (slumpade)	0,10	0,03 – 1,5	0,04	16	8 - 53	14

Diskussion

Halter

Bensen

Medianvärdet från den personburna provtagningen av bensen för de 40 mätningarna i den första mätomgången var $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket kan jämföras med $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som uppmättes i motsvarande studier i Umeå hösten 2001 och Göteborg hösten 2000. De uppmätta halterna i Stockholm är alltså två-tre gånger så höga som i Umeå och Göteborg. De högre värdena i Stockholm kan bero på att Stockholm har betydligt större trafikmängd jämfört med Umeå och Göteborg samt på att studien i Göteborg utfördes under hösten då temperaturen var högre än vad den var i Stockholmsstudien som utfördes under vintern. Vägtrafik och energiproduktion, som är högst under vintern, är betydande utsläppskällor för bensen. Låga temperaturer under långa perioder motverkar även omblandning av luften i höjddled vilket medför att höga halter kan ansamlas. Jämfört med studierna i Göteborg och Umeå var försökspersonerna i denna studie utsatta för passiv rökning i högre grad vilket även det kan ha bidragit till den högre exponeringsnivån för Stockholmare.

Halten som uppmättes personburet ligger betydligt högre än IMM:s föreslagna lågrisknivå på $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och även över det föreslagna normvärdet på $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ men dock under det av EU fastlagda årsmedelvärdet på $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Mätplatsen på Hornsgatan är en av Stockholms mest trafikexponerade platser med ca 40000 fordon/dygn, höga hus på båda sidor om vägen och 24 meter mellan husfasaderna och dålig ventilation av luften. Mätstationen på Rosenlundsgatan är belägen på Miljöförvaltningens tak bara några hundra meter från Hornsgatan. Medelvärdet av bensen uppmätt vid gatustationen på Hornsgatan var $4,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket kan jämföras med $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ uppmätt på Rosenlundsgatans tak. Detta ger en kvot på 2,8 mellan gatunivå och taknivå vilket förefaller normalt enligt tidigare studier gjorda i svenska städer (NVV Rapport 2002). Medianvärdena som uppmättes i Göteborg 2000 och Umeå 2001 på de urbana bakgrundsstationerna var 1,1 respektive $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket bara är något lägre än medianvärdet som uppmättes på Rosenlundsgatans tak $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Enligt Miljöförvaltningens mätningar under april-maj uppmättes 2002 $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på Hornsgatan och $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på Rosenlundsgatans tak. På Hornsgatan har bensenhalterna i stora drag halverats sedan mitten av 90-talet medan minskningen är något mindre på Rosenlundsgatan (SLB-analys 2003).

De lägre halterna beror antagligen på att bensenhalten i bensin reducerats fr.o.m. januari 2000 till maximal tillåten nivå på högst 1 volym %, men även andra faktorer som modernare bilpark kan ha betydelse. År 2001 stod bilar med katalysator för ca 83 % av den totala körsträckan och denna siffra ökar stadigt allteftersom gamla fordon skrotas ut då det sedan 1989 är lag på att nya bilar skall ha katalysator. Bensenutsläppen från en varm motor från

en bil med ny katalysator kan per km vara så låga som endast 3 % jämfört med de från en bil utan katalysator (NVV Rapport 2002).

I Göteborgsstudien 2000 uppmättes högre halter bensen i sovrummen i flerfamiljshus jämfört med sovrummen i enfamiljshus. I denna studie gjordes inga bensenmätningar i sovrummen men resultaten pekar i motsatt riktning. Försökspersoner boende i flerfamiljshus hade i genomsnitt lägre bensenexponering ($3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) än försökspersoner boende i enfamiljshus ($5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), trots att ingen av de boende i enfamiljshus rökte. Denna skillnad beror antagligen på att försökspersoner boende i enfamiljshus i större utsträckning färdas i bil. Av de 5 försökspersonerna som bodde enfamiljshus angav 80 % bil som det huvudsakliga färd sättet till arbetet vilket motsvarades av 29 % för de boende i flerfamiljshus.

Rökarna hade en högre bensenexponering än icke-rökarna, dock var inte skillnaden statistiskt signifikant. Dock inhalerar rökarna förstås en betydlig mängd bensen som inte fångas upp av provtagarna. Tid i rökigt rum och tankning av bil var de variabler som var signifikant associerade till bensen. Även i Umeå-studien år 2001 visades ett signifikant samband mellan tid i rökigt rum och bensen. Tid i trafik visade inget signifikant samband till bensen exponeringen. Dock kan det vara svårt att urskilja bidraget från trafik i denna studie då samtliga försökspersoner bodde i Stockholms innerstad eller maximalt några kilometer därifrån, så gott som samtliga försökspersoner vistades i trafiken så fort de gick utanför dörren. I genomsnitt tillbringades över 80 % av den sammanlagda tiden utomhus i trafik. Av samtliga försökspersoner arbetade eller studerade 90 %, vilket innebär att den största delen av vistelserna utomhus antagligen var i trafiken under morgon- och eftermiddagsrusningen på väg till och från jobbet/skolan detta tillsammans med att studien utfördes under den kalla årstiden som inte lockar till utomhusaktiviteter på fritiden gör förmodligen att försökspersonernas exponering för trafik var relativt homogen vilket försvårar någon urskiljning av trafikens bidrag speciellt i en studie med så pass lite omfattning som denna.

Av de övriga ämnen mätta personburet var korrelationen signifikant endast till 1,3-butadien. Ett oväntat resultat är dock att korrelationen bensen-butadien inte var signifikant inom någon av de tre stationära mätplatserna. Detta tyder på att försökspersonerna exponerades för källor gemensamma för bensen och butadien som den stationära mätutrustningen inte exponerades för. Tid i rökigt rum skulle kunna vara en sådan källa. Både butadien och bensen var signifikant associerade till tid i rökigt rum och tankning av bil.

Mellan de fasta mätstationerna var det signifikant och stark korrelation mellan Rosenlundsgatan och Huddinge. Mätningarna vid Hornsgatan uppvisade ingen korrelation som var i närheten av att vara signifikant med mätningarna i Huddinge eller på Rosenlundsgatan. Av de undersökta meteorologiska faktorerna fanns signifikant korrelation endast med fukt och negativt med temperatur för stationen i Huddinge.

1,3-Butadien

Medianvärdet från den personburna provtagningen av butadien för de 40 mätningarna i den första mätomgången var $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket kan jämföras med $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som uppmättes i motsvarande studie i Umeå hösten 2001. Halterna butadien uppmätta på de tre stationära

mätplatserna Hornsgatan, Rosenlundsgatan och i Huddinge var 0,4, 0,08 och 0,04 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive. Den personliga exponeringen var alltså något högre än vad som uppmättes i gatunivå vid den mycket trafikerade mätstationen vid Hornsgatan. Trafik är den dominerande källan för butadien utomhus även om vissa industriella processer bidrar med utsläpp (Dollard et al 2001). Inomhus är den huvudsakliga källan för exponering passiv rökning. I den multipla regressionsmodellen visade sig också tid i rökigt rum vara starkt signifikant associerat med ökad butadienexponeringen. Det var dock inget signifikant samband mellan rökare och ökad butadienexponering trots att rökarna i medeltal hade betydligt högre butadienexponering. Dock var antalet rökare bara 4 stycken vilket gör det svårt att påvisa några statistiska samband. Utöver tid i rökigt rum framstod tankning av bil som signifikant för butadienexponeringen. Butadien bildas som en förbränningsprodukt vilket innebär att inga betydande bidrag borde komma från tankning. Anledningen till att tankning av bil visade sig signifikant kan vara att de försökspersoner som har tankat bilen antagligen kör mycket bil och därmed även utsätts för mycket avgaser. Av de sex försökspersoner som någon gång hade tankat bilen angav samtliga bil som färdstätt till och från jobbet.

Av de övriga ämnen mätt personburet visade butadien signifikant korrelationen till bensen, acetaldehyd samt kvävedioxid. För butadien, bensen och kvävedioxid är trafik betydande utsläppskällor så korrelationen är inte överraskande. Acetaldehyd bildas bland annat vid förbränning vilket kan förklara dess samvariation med butadien. Som diskuterats i avsnittet om bensen fanns det ingen signifikant korrelation inom mätstationerna mellan bensen och butadien. För acetaldehyd och butadien fanns det inte heller någon korrelation inom de stationära mätstationerna dock korrelerade butadien och kvävedioxid vid stationen i Huddinge samt på Rosenlundsgatans tak men inte på Hornsgatan. Detta innebär att försökspersonerna exponerades för källor gemensamma för acetaldehyd och butadien som den stationära mätutrustningen inte exponerades för. Tid i rökigt rum skulle kunna vara en sådan källa. Både butadien och acetaldehyd var signifikant associerade till tid i rökigt rum i den multipla regressionsmodellen.

Korrelationen mellan halten butadien på Rosenlundsgatan och Hornsgatan var signifikant och även mellan Rosenlundsgatan och stationen i Huddinge. Detta tyder på att butadien uppvisar samvariation med trafik. Av de meteorologiska faktorerna uppvisade butadien signifikant negativ korrelation med vindhastighet för stationen i Huddinge.

Formaldehyd

Medianvärdet från den personburna provtagningen av formaldehyd för de 40 mätningarna i den första mätomgången var $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket kan jämföras med 15 och $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för studierna i Umeå och Göteborg. Resultatet är inom den lågrisknivå som angetts av IMM, 12-60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Victorin 1998).

Formaldehyd kan hittas i material som finns i bostäder exempelvis färger, plaster, lim, gummi och spånplattor. Även vedeldning och rökning kan bidra till exponeringen (WHO, 2000). Den huvudsakliga exponeringen sker inomhus vilket har bekräftats i ett flertal både svenska och utländska studier (Gonzales-Flesca et al 1999, Loh et al 2001, Jurvelinen et al 2001).

Medianhalten formaldehyd på Rosenlundsgatans tak var $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket medför att den personburna exponeringen var nästan 10 gånger högre jämfört med bakgrundsluften. Även för studierna i Umeå och Göteborg uppvisades ett liknande förhållande mellan den personburna exponeringen och halten uppmätt utomhus. Detta i kombination med att försökspersonerna spenderade drygt 90 % av sin tid inomhus bekräftar källor i inomhusmiljön som de främsta exponeringskällorna. I regressionsanalysen framstod "tid i rökigt rum", "utomhus annat än i trafik eller på arbetsplats" som signifikant positivt associerade till halten formaldehyd. Vidare visade boende i enfamiljshus signifikant högre exponering för formaldehyd än boende i flerfamiljshus. Om året bostaden byggdes ersatte bostadstyp i regressionsmodellen var årtalet för bostadens byggande signifikant positivt associerat till formaldehydexponeringen. Den genomsnittliga åldern för bostaden var 26 år för enfamiljshuset och 56 år för flerfamiljshuset. Möjligen är det åldern på bostaden som är avgörande för formaldehydexponeringen, inte typen av bostad. Även i studierna i Göteborgs och i Umeå visade försökspersoner boende i enfamiljshus klart högre halter formaldehyd. I Göteborg gjordes också mätningar i sovrummen och motsvarande gällde för dessa mätningar. Att tid i rökigt rum var associerat till formaldehydexponeringen bekräftar att rökning kan bidra till exponeringen (WHO, 2000). Anmärkningsvärt är att "utomhus annat än i trafik eller på arbetsplats" var positivt associerat till halten formaldehyd. Förklaringen till detta kan vara att de boende i enfamiljshus i genomsnitt spenderade nästan dubbelt så mycket tid "utomhus annat än i trafik eller på arbetsplats" jämfört med de boende i flerfamiljshus, vilket orsakar den positiva koefficienten. Den något lägre formaldehydexponeringen som uppmättes i denna studie kan bero på att andelen försökspersoner som bodde i enfamiljshus var lägre jämfört med boendeformen för urvalet i studierna i Umeå och Göteborg.

Av de övriga ämnen mätta personburet var formaldehyd endast signifikant korrelerat till acetaldehyd och det endast efter att de två värden från den individ som uppvisade det extrema värdet $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ uteslöts. Försökspersonen som uppvisade det extremt höga värdet på $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hade under mätveckan utfört renovering i sin lägenhet och vistats i genomsnitt 20 timmar per dygn i bostaden.

Inom de stationära mätstationerna var det ingen signifikant korrelation mellan formaldehyd och acetaldehyd. Korrelationen för formaldehyd mellan de stationära mätstationerna var inte signifikant i något fall. Av de meteorologiska faktorerna var det endast formaldehyd uppmätt på Rosenlundsgatan som var signifikant negativt associerat till temperaturen. Halterna av formaldehyd, och de flesta andra luftföroreningar, är generellt högre på vintern jämfört med på sommaren vilket förklaras av bland annat mindre nedbrytning av kolväten samt sämre omblandning av luften.

Acetaldehyd

Medianvärdet från den personburna provtagningen av acetaldehyd för de 40 mätningarna i den första mätomgången var $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vid personburna mätningar som utförts i Finland och i Frankrike har medelvärden på 14 respektive $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ rapporterats (Jurvelin 2001, Gonzales-Flesca 1999). För Umeåstudien finns inga acetaldehydvärden rapporterade och de värden rapporterade från Göteborgsstudien visade sig vara felaktiga (Sällsten 2004). De stationära mätningarna gav följande värden: 2,4, 0,6 samt $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för Hornsgatan, Ro-

senlundsgatan respektive Huddinge. Värdena för Rosenlundsgatan och Huddinge är dock osäkra då flera av mätvärdena låg under gränsen på $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som enligt utvärderingen av den kemiska analysmetoden är det lägsta värde som måste uppnås för att en korrekt kvantifiering skall kunna göras. I denna studie användes trots allt de värden som låg under gränsen. I Helsingfors uppmättes en genomsnittshalt utomhus på cirka $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Jurvelin et al 2001).

Acetaldehydnivåerna tycks alltså precis som formaldehyd vara högre inomhus än utomhus. Formaldehyd och acetaldehyd mätt personburet uppvisade också signifikant korrelation om max- och minvärdet för formaldehyd uteslöts. Acetaldehyd har en vidsträckt industriell användning, t ex vid framställning av färg, lim och papper och bildas också vid förbränning. Källorna för de två aldehyderna är alltså ganska lika. Butadien mätt personburet var också signifikant korrelerat till acetaldehyd. Detta samband kan möjligen förklaras av att både acetaldehyd och butadien bildas vid förbränning av cigaretter. Acetaldehyd var det enda ämne som i denna studie visade statistiskt signifikant högre halter för rökare jämfört med icke-rökare.

I regressionsanalysen var det endast "tid i rökigt rum" samt "tankat bensin" som var signifikant positivt associerade till acetaldehydhalten. Till skillnad från formaldehyd var det för acetaldehyd ingen signifikant korrelation mellan typ av bostad och personliga exponeringen för acetaldehyd. Anledningen till att acetaldehyd är signifikant associerat till tankning av bil har antagligen inte något att göra med att tankning i sig skulle ge högre exponering för acetaldehyd. Förklaringen angiven i avsnittet om butadien att de som tankat bilen färdas mer i bil och därmed utsätts för mer avgaser håller inte heller. Dock verkar det tydligt att avgaser innehåller högre halter acetaldehyd än bakgrundsluft om man jämför värdena uppmätta på Hornsgatan med värdena från Huddinge. Skillnaden är trots allt inte tillräckligt stor för att förklara associationen till tankning då den personliga exponeringen ligger mycket högre än vad som uppmätts på Hornsgatan. En förklaring skulle kunna vara att de som någon gång tankat bilen spenderade i genomsnitt drygt två timmar mer per vecka inomhus jämfört med de som inte tankat bilen. I en så pass liten studie som denna är data väldigt känsligt för slumpvariationer.

Av de undersökta meteorologiska faktorerna korrelerade acetaldehyd signifikant negativt endast mot temperatur för stationen i Huddinge.

Kvävedioxid

Kvävedioxid är ett ämne som mäts på ett stort antal platser på grund av att det är en bra indikator för trafikrelaterade utsläpp och dessutom är enkelt och billigt att mäta. I denna studie mättes kvävedioxid som ett tillägg i syfte att studera dess eventuella samvariation med de övriga ämnena.

Medianvärdet från den personburna provtagningen av kvävedioxid för de 40 mätningarna i den första mätomgången var $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket kan jämföras med $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för studien i Umeå. I Göteborg utfördes ingen personburen mätning av kvävedioxid. För de stationära mätplatserna uppmättes medianvärdena 71, 21 och $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid Hornsgatan, Rosenlunds-

gatan respektive Huddinge. I Umeåstudien uppmättes $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid den urbana bakgrundstationen vilket skulle motsvaras av taket på Rosenlundsgatan i Stockholm. Umeåborna verkar alltså exponeras för betydligt lägre halter kvävedioxid samtidigt som bakgrundshalterna är ungefär desamma eller något lägre i Stockholm. Gasspisar och rökning är de viktigaste inomhuskällorna för kvävedioxid (Monn et al 1998). I denna studie uppgav sex av försökspersonerna att de hade gasspis i hemmet medan ingen försöksperson hade gasspis i Umeå. I regressionsanalysen framstod dock inte gasspis som signifikant men de med gasspis exponerades för i genomsnitt $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kvävedioxid och de utan gasspis för $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I denna studie hade 19 icke-rökare exponerats för passiv rökning och i genomsnitt exponerades samtliga 36 icke-rökare 140 minuter för passiv rökning under provtagningsveckan. Motsvarande siffror för Umeåstudien är 4 icke-rökare som utsattes för passiv rökning och ingen mer än 90 minuter.

I regressionsanalysen framstod ett flertal variabler som signifikanta. Detta skiftade dock beroende på vilka övriga variabler som inkluderades i respektive modell. I en reducerad modell med endast variablerna "tid i trafik", "inomhus på arbetet", "tid i rökigt rum" samt "typ av bostad" visade sig samtliga dessa variabler signifikant positivt associerade till den personliga kvävedioxidexponeringen. Kvävedioxid var det enda ämne som, om än inte speciellt starkt, visade något signifikant samband med tid i trafik. Boende i flerfamiljshus visade signifikant högre halter kvävedioxid jämfört med de boende enfamiljshus. Detta samband är inte förvånansvärt då samtliga försökspersoner som uppgav att de hade gasspis i bostaden eller var rökare bodde i lägenhet. Av de övriga ämnen mätta personburet var kvävedioxid endast signifikant korrelerat till butadien. Vistelse i rökigt rum och möjligen också trafik skulle kunna förklara detta samband, då båda ämnen var signifikant associerade till tid i rökigt rum. Butadien och kvävedioxid var också signifikant korrelerade på den stationära mätplatsen på Rosenlundsgatan och den i Huddinge, men inte på Hornsgatan. Även i Umeå var det signifikant korrelation mellan kvävedioxid och butadien på de stationära mätplatserna.

Kvävedioxid var mycket starkt korrelerat mellan de stationära mätplatserna men inga signifikanta korrelationer kunde ses till de meteorologiska faktorerna vind, fukt eller temperatur. Även i Umeå sågs en hög korrelation mellan de två mätstationerna som användes där. Den huvudsakliga källan till kvävedioxid utomhus i Stockholm är trafiken (SLB-analys 2003) och den höga samvariationen mellan de tre mätstationerna bekräftar detta.

I Index-studien som genomfördes juni 1999 – juni 2000 mättes kvävedioxid personburet på 247 försökspersoner boende i Stockholms län (Bellander 2003). Den personburna kvävedioxidexponeringen skattades i Index-studien till $12,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det högre värdet uppmätt i denna studie kan bero på att de flesta försökspersoner i denna studie bodde i innerstan eller i dess närhet. Vidare tilläts i Index-studien inte försökspersoner som rökte eller hade gasspis i hemmet. De senaste tjugo åren har dock årsmedelvärdet av kvävedioxid halten uppmätt i taknivå på Södermalm i Stockholm minskat med ca 50 %, från drygt $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 1982 till knappt $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2002. Sedan mitten av 1990-talet har dock vägtrafiken successivt ökat och de senaste tre-fyra åren har årsmedelvärdet av kvävedioxid i taknivå på Södermalm legat i princip konstant (SLB-analys 2003).

PAH

Medianvärdet uppmätt personburet av bens(a)pyren var $0,09 \text{ ng/m}^3$ vilket är i nivå med resultaten från Göteborg ($0,07 \text{ ng/m}^3$) och Umeå ($0,08 \text{ ng/m}^3$). Medianvärdet för mätningarna av bens(a)pyren i bostaden var hos försökspersoner anställda vid Arbets- och miljömedicin $0,12 \text{ ng/m}^3$ (Göteborg $0,06 \text{ ng/m}^3$, Umeå $0,07 \text{ ng/m}^3$) och $0,10 \text{ ng/m}^3$ för försökspersoner ur slumpurvalet (Göteborg $0,07 \text{ ng/m}^3$, Umeå $0,17 \text{ ng/m}^3$). IMM har angivit en lågrisknivå på $0,1 \text{ ng/m}^3$ vilken överskreds för fyra av de tio personburna mätningarna och för tio av de tjugo mätningarna som utfördes i hemmet.

PAH bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material och betydande utsläppskällor för PAH i Stockholm är vägtrafik och vedeldning (SLB-analys 2003). Inomhus är cigaretttrök en betydande källa (WHO 2000).

För de personburna mätningarna utfördes ingen multipel regressionsanalys för att undersöka effekten av att vistas i olika miljöer. Det var ingen statistisk signifikant skillnad mellan mätningarna i hemmet för försökspersoner anställda vid Arbets- och miljömedicin och försökspersoner ur slumpurvalet. Det fanns 1 rökare bland försökspersonerna anställda vid Arbets- och miljömedicin och 2 rökare bland försökspersonerna från slumpurvalet. Togs medelvärdet av de uppmätta värdena bens(a)pyren i hemmet hos dessa tre rökare ficks $0,30 \text{ ng/m}^3$ och togs medelvärdet för mätningarna i hemmet hos de återstående 17 försökspersonerna ficks $0,12 \text{ ng/m}^3$. Dock var det ingen statistiskt signifikant skillnad mellan icke-rökare och rökare vid en ranksummetest.

Vid de stationära mätplatserna uppmättes följande medianhalter av bens(a)pyren: Hornsgatan $0,28 \text{ ng/m}^3$, Rosenlundsgatan $0,16 \text{ ng/m}^3$ och Huddinge $0,08 \text{ ng/m}^3$. Bens(a)pyren uppvisade inte signifikant korrelation mellan de tre mätplatserna. Dock var det på gränsen signifikant mellan Rosenlundsgatan och i Huddinge. Bens(a)pyren visade inga signifikanta korrelationer med de undersökta meteorologiska faktorerna.

I Stockholm gör Miljöförvaltningen årligen mätningar av PAH på taket på Rosenlundsgatan och i gatunivå på Hornsgatan. År 2002 uppmättes $0,39 \text{ ng/m}^3$ på Hornsgatan och $0,08 \text{ ng/m}^3$ på Rosenlundsgatan. Halterna på Hornsgatan har aldrig legat under lågrisknivån $0,1 \text{ ng/m}^3$ men har minskat betydligt sedan mätningarna började 1994 då det uppmättes $1,8 \text{ ng/m}^3$ (SLB-analys 2003).

Variabilitet

Variabiliteten beräknades för samtliga ämnen förutom PAH då mätningarna endast genomfördes vid ett tillfälle. I tabell 11 visas den beräknade andel inom-individvariabiliteten utgjorde av den totala variabiliteten för de personburna mätningarna i denna studie samt i Göteborg och Umeå. Det bör noteras att själva provtagningsmetodens variabilitet ingår i inom-individvariabiliteten, vilket haft betydelse framför allt för mätningarna av acetaldehyd och 1,3-butadien.

Tabell 11. Inom-individvariabilitetens andel av den totala variabiliteten för upprepade personburna mätningar av bensen, butadien, formaldehyd, acetaldehyd och kvävedioxid.

Ämne	% Inom-individvariabilitet av den totala variabiliteten		
	Stockholm 2002/2003	Umeå 2001	Göteborg 2000
Bensen	24	15	58
1,3-Butadien	20	13	-
Formaldehyd	52 (50 [*])	18	10
Acetaldehyd	45	-	-
Kvävedioxid	32	25	-

^{*} Efter uteslutning av båda mätningarna från den individ med det högsta uppmätta värdet av formaldehyd.

Inom-individvariabilitetens andel av den totala variabiliteten för studierna utförda i Stockholm, Göteborg och Umeå förefaller ganska lika förutom för den höga inom-individvariabiliteten för bensen i Göteborg och för formaldehyd i Stockholm. Inom-individvariabiliteten stod för 52 % av den totala variabiliteten för formaldehyd. Uteslöts de två värdena från en försöksperson som uppvisade ett extremt värde på 180 µg/m³ var inom-individvariationen fortfarande höga 50 % jämfört med 18 % i Umeå och 10 % i Göteborg. En förklaring till den höga inom-individvariationen för formaldehyd kan vara att denna studie genomfördes med början på vintern med den första mätomgången i februari och i början av mars och den andra mätomgången på våren i slutet av mars och i början av april. Dygnsmedeltemperaturen under den första mätomgången var -2 °C och under den andra mätomgången +5°C och +7°C den sista mätveckan. De som deltog i två mätomgångar spenderade i genomsnitt 5 timmar mindre per vecka inomhus i den andra mätomgången jämfört med den första. Denna förändring i beteende skulle kunna förklara en del av den höga inom-individvariabiliteten för formaldehyd i denna studie då den huvudsakliga exponeringen sker i inomhusmiljö. Även acetaldehydexponering sker främst i inomhusmiljö och dess höga inom-individvariation, 45 %, kan antagligen förklaras på samma sätt som för formaldehyd. För acetaldehyd finns det dock inga värden att jämföra med.

Validitet

Urvalet av försökspersoner gjordes till viss del annorlunda i denna studie jämfört med i Göteborg och Umeå. I denna studie slumpades ett stort antal personer fram och förfrågades om att delta i studien per brev. En påminnelse skickades ut per brev. I Göteborg och Umeå slumpades ett mindre antal personer fram och rekryteringen skedde sedan mer aktivt med brev, telefonsamtal och även besök i bostaden.

Bortfallet i denna studie var 56 % vilket hade kunnat minskat betydligt om mer resurser lagts på rekryteringen.

Mätstrategi

Att mäta både personburet och stationärt ger värdefull information om förhållandet mellan de båda strategierna. Vi valde till skillnad från Göteborg och Umeå att mäta vid tre olika typer av stationära stationer, en urban bakgrundsstation, en mycket trafikerad innerstadsgata samt en station utanför innerstaden i ytterområdet av upptagningsområdet. Detta gjordes för att få en så komplett bild som möjligt av föroreningsnivåerna för de miljöer försökspersonerna vistades i.

Användandet av fältblanker är bra för att undersöka om provtagarna kontamineras då de transporteras till och från mätplatsen. I denna studie har fältblankerna varit förslutna provtagare som följt med de ”skarpa” proven under en hel mätvecka. Det eventuella läckage som kan finnas in i de förslutna provtagarna i en miljö med hög koncentration är dock inte relevant. Ett bättre sätt att ta fältblanker på hade därför varit att endast transportera förslutna provtagare till och från mätplatsen.

Utöver utförda mätningar hade det varit intressant med mätningar i hemmet och mätningar på jobbet som startades när försökspersonerna kom hem/till jobbet och stängdes av när de gick därifrån. På så vis hade bidragen från hemmet, arbetet och övrig tid kunnat urskiljas.

Varken i Göteborg, Umeå eller i denna studie kunde bidraget från trafiken urskiljas. Detaljerad information om vilken typ av trafik försökspersonerna vistats i hade eventuellt bättre kunnat förklara trafikens inverkan på exponeringen.

Slutsatser

- De flesta försökspersonerna exponerades för bensen- och 1,3-butadienhalter över IMM:s (Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet) föreslagna lågrisknivå och ca hälften av försökspersonerna exponerades för formaldehyd och bens(a)pyren halter över lågrisknivån.
- Med undantag för bens(a)pyren och kvävedioxid underskattade de stationära mätningarna ovan tak den personliga exponeringen med en faktor 2 (bensen) till 20 (acetaldehyd).
- Jämfört med Göteborg och Umeå var den personliga exponeringen i denna studie för:
 1. bensen 2-3 gånger högre,
 2. 1,3-butadien liknande den i Umeå (ej mätt i Göteborg),
 3. formaldehyd något lägre,
 4. kvävedioxid ungefär dubbelt mot Umeå (ej mätt i Göteborg),
 5. bens(a)pyren liknande
- De stationära mätningarna ovan tak gav halter i ungefär samma nivå för alla de tre städerna Göteborg, Umeå och Stockholm.
- Samtliga ämnen var signifikant positivt associerade till tid spenderad i rökigt rum.
- Försökspersoner boende i flerfamiljshus visade lägre exponering för formaldehyd jämfört med försökspersoner boende i enfamiljshus, möjligen beroende på skillnader i bostadens ålder.
- Försökspersoner boende i flerfamiljshus visade högre exponering för kvävedioxid jämfört med försökspersoner boende i enfamiljshus, troligen i huvudsak beroende på skillnader i bostadens läge och innehav av gasspis.

Tack

Ett stort tack till samtliga försökspersoner som deltog i undersökningen, utan Er hade detta projekt inte kunnat genomföras. Tack till Tage Jonsson på SLB-Miljöförvaltningen för upplåtande av de stationära mätplatserna på Hornsgatan och Rosenlundsgatan. Tack till Billy Sjövall på SLB-Miljöförvaltningen för praktisk hjälp i samband med de stationära mätningarna. Tack till Eva Thunberg för upplåtande av sin tomt i Huddinge till stationär mätplats. Tack till Göran Gutengränd för praktisk hjälp.

Referenser

Bellander T (2003) Arbets- och Miljömedicin, Stockholm. Personlig kommunikation.

Dollard GJ, Dore CJ, Jenkin ME (2001) Ambient concentrations of 1,3-butadiene in the UK. *Chemico-Biological Interactions*. 135-136: 177-206.

Gauvin S, Moullec Y, Bremont F, Momas I, Balducci F, Ciognard F, Poilve M-P, Zmirou D, Vesta Investigators. (2001). Relationships between nitrogen dioxide, personal exposure and ambient air monitoring measurements among children in three French metropolitan areas: VESTA study. *Archives of Environmental Health*. 56 (4): 336-341.

Gonzales-Flesca N, Cicoletta A, Bates M, Bastin E. (1999) Pilot study of personal, Indoor and Outdoor Exposure to benzene, Formaldehyde and Acetaldehyde. *Environmental Science and Pollution Research*. 6 (2): 95-102.

Hagenbjörk-Gustafsson A, Lindahl R, Levin J-O och Karlsson D. (1999). Validation of diffusive samplers for NO₂. *Journal of Environmental Monitoring*. 1: 349-352.

Johansson C, Wideqvist, U, Hedberg E, Vesely V, Swietlicki E, Kristensson A, Westerholm R, Elswar R, Johansson P-Å, Burman L och Pettersson, M. (2001) Cancerframkallande ämnen - Olika källors betydelse för spridningen och förekomsten i Stockholm. Redovisning av FoU projekt (1998 - 2000) ITM Stockholms Universitet, ITM 90, , ISSN 1103-341X.

Jurvelin J, Vartiainen M, Jantunen M, Pasanen P (2001) Personal exposure levels and microenvironmental concentrations of formaldehyde and acetaldehyde in the Helsinki metropolitan area, Finland. *J Air Waste Manag Assoc*. 51(1): 17-24.

Loh C, Andersson C, Ferm M, Ljungkvist G, Lindahl R, Barregård L, Sällsten G. (2001). Vedrök i Hagfors – befolkningens exponering för luftföroreningar vintern 2000. Rapport från Yrkes- och miljömedicin nr 83. Göteborg: Yrkes- och miljömedicin.

Miljömålsrådet (2003) Miljömålen –när vi delmålen? Miljömålsrådets uppföljning av Sveriges 15 miljömål.

Modig L, Forsberg B, Hagenbjörk-Gustafsson A, Järvholm B, Levin J-O, Lindahl R, Rhén M, Segerstedt B, Sundgren M, Sunesson A-L och Brorström-Lundén E. (2002). Rapport till Nationell miljöövervakning, Naturvårdsverket.

Monn C, Brändli O, Schindler C, Ackerman-Liebrich U, Leuenberger P, SAPALDIA Team (1998) Personal exposure to nitrogen dioxide in Switzerland. *The Science of the total environment*. 215: 243-251.

Naturvårdsverket Rapport nr 5208 (2002). Förslag till miljökvalitetsnorm för bensen och koldioxid. Juni 2002. ISBN 91-620-5208-X, ISSN 0282-7298

SLB-analys vid Miljöförvaltningen i Stockholm (2003) Luften i Stockholm. Årsrapport 2002. Rapport nr 2:2003.

Sunesson A-L, Sundgren M, Levin J-O, Johansson O, Ljungkvist G. 1,3-Butadiene in air – evaluation of Carbo-pack X for diffusive sampling and thermal desorption-gas chromatographic analysis. Manuskript under utarbetande för att skickas till *The Analyst*

Sällsten G (2004) Yrkes- och miljömedicin, Göteborg. Personlig kommunikation.

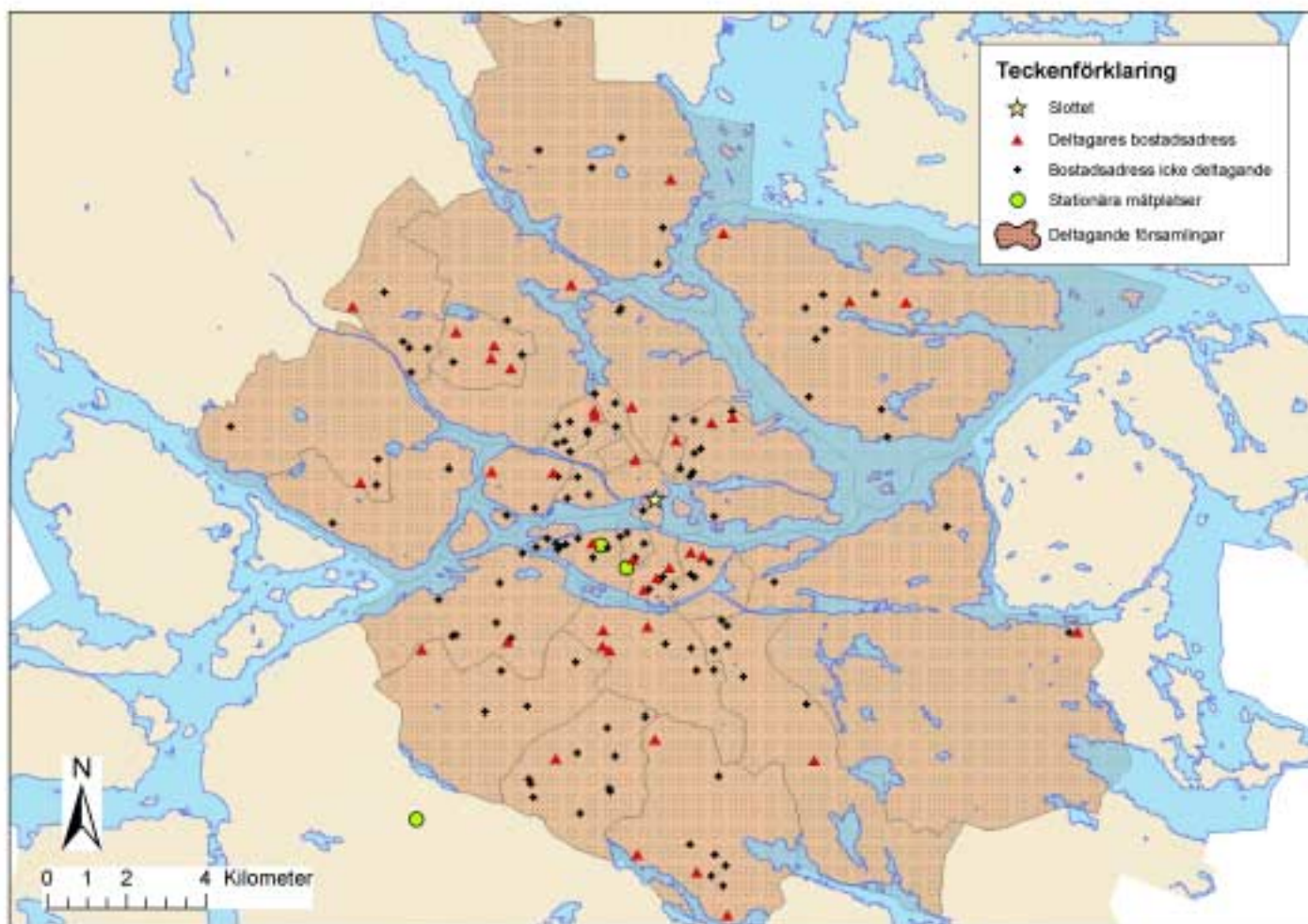
Sällsten G, Björklund J, Johansson O, Melin J, Lindahl R, Loh C, Östman C och Barregård L. (2001) Cancerframkallande ämnen i tätortsluft - personlig exponering, individrelaterade stationära mätningar och bakgrundsmätningar i Göteborg 2000. Rapport till Nationell miljöövervakning, Naturvårdsverket.

Victorin K. (1998). Risk assessment of carcinogenic air pollutants. IMM-rapport 1/98, Stockholm.

WHO (2000) Air quality guidelines for Europe, Geneva. Second Edition. European Series No 91. 91.

Bilaga 1. Karta över deltagarnas geografiska fördelning

Kartan visar Stockholms innerstad med omnejd. Markeringarna symboliserar bostadsadressen för deltagarna i studien samt bostadsadress för övriga personer som förfrågats om att delta i studien.



Löpnummer: _____

Startdatum: _____ (dygn 0)

Namn: _____

Adress: _____ Våringsplan _____
gata nr. postnr. kommun**Bilaga 2. Dagbok under hela veckan (ifylles dagligen)**

Start kl.	:								Stopp kl.	:
		Dygn 0	Dygn 1	Dygn 2	Dygn 3	Dygn 4	Dygn 5	Dygn 6	Dygn 7	
Tid i trafik										
Hur länge har Du vistats ute i trafik längs gator, vägar och trottoarer (i bil, buss, gående eller cyklande etc.)? Ange timmar eller minuter.										
Övrig tid inomhus										
Hur länge har Du vistats inomhus i bostäder ? Ange timmar.										
Hur länge har Du vistats inomhus på arbetsplatser ? Ange timmar.										
Hur länge har Du vistats inomhus i andra lokaler (t ex affärer, restauranter, nöjeslokaler etc.)? Ange timmar eller minuter.										
Övrig tid utomhus										
Hur länge har Du vistats utomhus på arbetsplatser (andra än i trafiken – se fråga 1)? Ange timmar.										
Hur länge har Du vistats utomhus annat än i trafik eller på arbetsplatser (t ex på gårdar, i natur o s v)? Ange timmar eller minuter.										
Summa (ska vara 24 timmar)										
Har Du under dygnet täckt över provtagarna p.g.a. väder? Om ja, hur lång tid i minuter.										
Har Du vistats i ett rum där rökning förekom? Om Ja, hur lång tid sammanlagt. Ange timmar eller minuter										
Har Du själv eldat under dygnet (tänt/ lagt in ved)?		Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>
Har Du tankat bensin (ej diesel) under dygnet?		Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>
Har Du hanterat bensin vid andra tillfällen än tankning av bil?		Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>
Har Du haft sovrumsfönstret öppet eller på glänt under natten?		Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>
Annan adress under dygnet? Om ja, ange vilken på baksidan.		Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>

Behöver endast fyllas i om Du något dygn under veckan sovit på annan adress än där Du normalt sover.

Adress dygn 1:

Adress: _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

Adress dygn 2:

Adress: _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

Adress dygn 3:

Adress: _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

Adress dygn 4:

Adress: _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

Adress dygn 5:

Adress: _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

Adress dygn 6:

Adress: _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

Adress dygn 7:

Adress: _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

Vid frågor kontakta:

Martin Kruså, forskningsassistent, Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet,
tel 08-5177 7919, 0702-511098, e-post martin.krusa@smd.sll.se.

Malin Nilsson, forskningsassistent, Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet,
tel 08-5177 9710, 0706-689194, e-post malin.nilsson@smd.sll.se.

Tom Bellander, docent, projektledare, Arbets- och miljömedicinska enheten, Stockholms läns
landsting, tel 08-5177 7906 , e-post tom.bellander@smd.sll.se.

Bilaga 3.

Löpnummer: _____

Datum: _____

Namn: _____

Adress: _____, _____, _____ Våningsplan _____
Gata nr. postnr. kommun

Allmänna frågor:

1. Är Du rökare? Ja Nej

2. Hur bor Du? villa lägenhet radhus/parhus

Ungefärligt byggår: _____ Reparationsår: _____

3. Uppvärmning av bostaden sker med fjärrvärme
enbart oljepanna
enbart elpanna
enbart ved/pellets

kombination/övrigt _____

4. Finns det gasspis i Din bostad? Ja Nej

5. Var arbetar/studerar Du i huvudsak? Vid flera arbetsplatser eller skolor, skriv på baksidan.

Adress: _____, _____, _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

6. Yrke/studieinriktning? _____

7. Arbets/skoltider? _____

8. Färdmedel till arbete/skola? _____

9. Parkerar Du i garage som är inbyggt i ditt bostadshus? Ja Nej

10. Kommer Du i kontakt med motoravgaser/bensinångor eller lösningsmedel inom arbetet/skolan? Ja Nej

11. Kommer Du i kontakt med motoravgaser /bensinångor eller lösningsmedel på din fritid? Ja Nej

[mer frågor på baksidan]

12. Har Du de senaste tre månaderna känt dig besvärad av något av följande?

a) trafikbuller Ja, ofta (varje vecka) Ja, ibland Nej, aldrig

b) bilavgaser

13. Hur ofta brukar Du vintertid uppleva luften såsom irriterande?

	dagligen eller nästan dagligen	ibland eller periodvis	aldrig eller nästan aldrig
a) i ditt bostadsområde	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
b) mitt i centrum	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

14. Övriga arbetsplatser eller skolor

Adress: _____, _____, _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

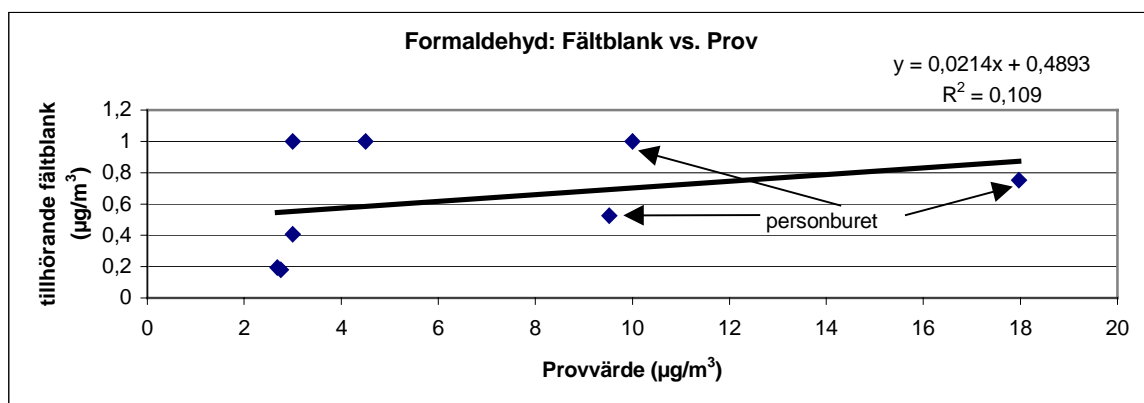
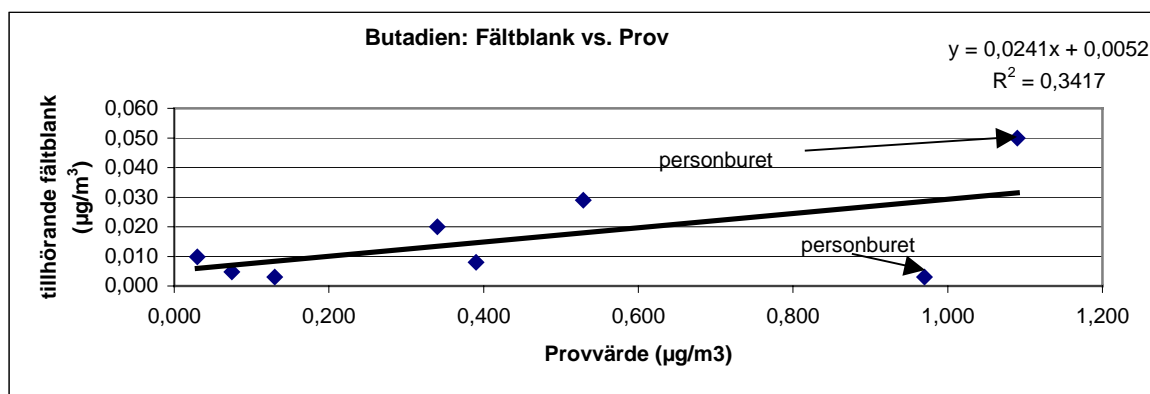
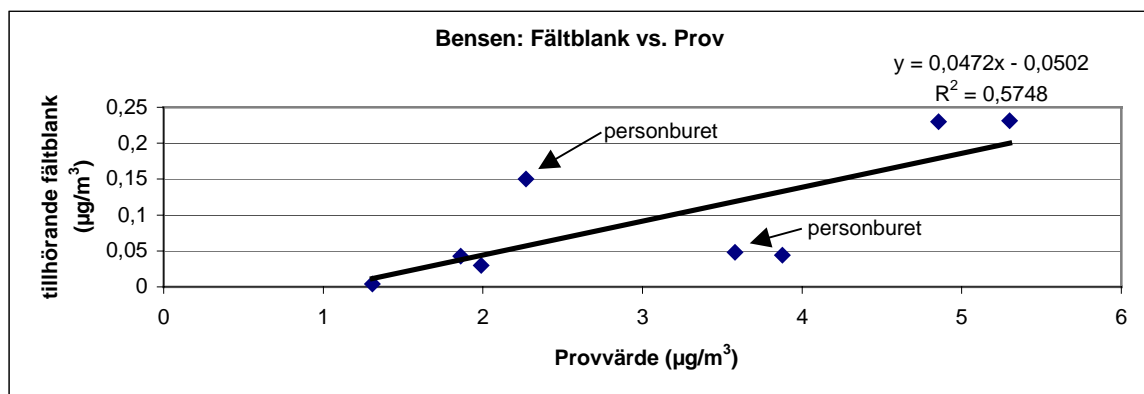
Adress: _____, _____, _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

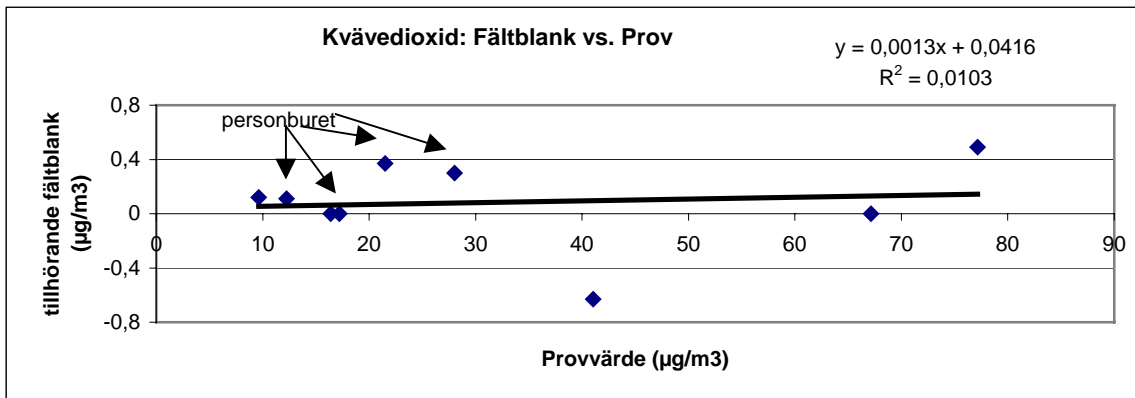
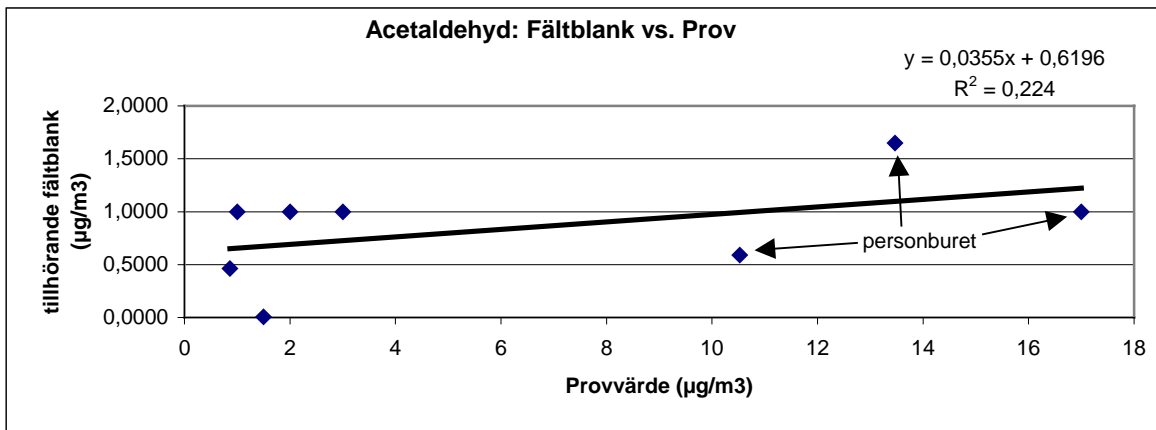
Vid frågor kontakta:

Martin Kruså, forskningsassistent, Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet,
tel 08-5177 7919, 0702-511098, e-post martin.krusa@smd.sll.se.

Tom Bellander, docent, projektledare, Arbets- och miljömedicinska enheten,
Stockholms läns landsting, tel 08-5177 7906 , e-post tom.bellander@smd.sll.se.

Bilaga 4. Fältblankvärden plottade mot motsvarande provvärde





Bilaga 5. Regressionsmodeller för den personliga exponeringen

Använda förkortningar:

IQR=Kvartilavstånd

K.I.=Konfidensintervall

Koef.=Koefficient

Bensen

Regressionsmodell för faktorer påverkande personliga exponeringen för bensen, $r^2=0,41$.

Medelvärde för samtliga 60 mätveckor av bensen: $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Ingående variabler	Koef. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	[95% K.I.]	IQR	Koef.*IQR	[95% K.I.]*IQR
Utomhus övrigt ^a (h/vecka)	0,20	0,018 0,38	5,0	1,0	0,091 1,9
Rökigt rum (h/vecka)	0,012	0,0023 0,022	2,3	0,027	0,0052 0,050
Tankat bensin (antal ja)	3,1	1,3 4,9	0,00	0,00	0,00 0,00

^aAnnat än i trafik och arbete

1,3-Butadien

Regressionsmodell för faktorer påverkande personliga exponeringen för 1,3-butadien, $r^2=0,53$.

Medelvärde för samtliga 60 mätveckor av 1,3-butadien: $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Ingående variabler	Koef. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	[95% K.I.]	IQR	Koef.*IQR	[95% K.I.]*IQR
Rökigt rum (h/vecka)	0,017	0,016 0,019	2,3	0,038	0,035 0,042
Tankat bensin (antal ja)	0,67	0,28 1,1	0,00	0,00	0,00 0,00

Formaldehyd

Endast modellen med extravariabeln bostad och utan de två extremvärdena (min=0,5 µg/m³, max=180 µg/m³) visas.

*Regressionsmodell för faktorer påverkande personliga exponeringen för formaldehyd. $r^2=0,33$
Medelvärde för de 58 i modellen ingående mätveckorna av formaldehyd: 13 µg/m³*

Ingående variabler	Koef. (µg/m ³)	[95% K.I.]	IQR ^b	Koef.*IQR [95% K.I.]*IQR
Utomhus övrigt ^a (h/vecka)	0,36	0,016 0,71	5,0	1,8 0,081 3,5
Rökigt rum (h/vecka)	0,081	0,058 0,10	2,5	0,20 0,15 0,26
Bostad (1=flerfamiljshus, 0=enfamiljshus)	-5,7	-8,6 -2,8	0,88 ^c	-5,0 -7,6 -2,5

^a Annat än i trafik och arbete

^b IQR beräknat efter uteslutning av max- och minvärdet för formaldehyd

^c För 88 % av de 58 ingående mätveckorna mättes det på personer boende i flerfamiljshus

Acetaldehyd

*Regressionsmodell för faktorer påverkande personliga exponeringen för acetaldehyd. $r^2=0,24$
Medelvärde för samtliga 60 mätveckor av acetaldehyd: 15 µg/m³*

Ingående variabler	Koef. (µg/m ³)	[95% K.I.]	IQR	Koef.*IQR [95% K.I.]*IQR
Rökigt rum (h)	0,15	0,12 0,17	2,3	0,33 0,27 0,39
Tankat bensin (antal ja)	2,4	0,78 4,0	0,00	0,00 0,00 0,00

Kvävedioxid

*Regressionsmodell för faktorer påverkande personliga exponeringen för kvävedioxid. $r^2=0,23$
Medelvärde för samtliga 60 mätveckor av kvävedioxid: $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$*

Ingående variabler	Koef. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	[95% K.I.]	IQR	Koef.*IQR	[95% K.I.]*IQR
Tid i trafik (h)	0,20	0,032 0,38	5,3	1,1	0,17 2,0
Inomhus på arbete (h)	0,18	0,074 0,28	24	4,3	1,8 6,8
Rökigt rum (h)	0,051	0,015 0,086	2,3	0,11	0,034 0,19
Bostad (1=flerfamiljshus 0=enfamiljshus)	6,2	1,8 11	0,88 ^a	5,4	1,6 9,3

^a För 88 % av de 60 ingående mätveckorna mättes det på personer boende i flerfamiljshus