

Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Malmö 2003

Katarina Friman, Anna Axmon, Håkan Tinnerberg

Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset i Lund

Rapport till Naturvårdsverket (Dnr 231-51-03 Mm)

Sammanfattning

Den allmänna befolkningens personliga exponering i Malmö för några cancerframkallande ämnen undersöktes under perioden oktober-november 2003. Totalt 60 mätningar genomfördes på slumpmässigt utvalda individer med personburna passiva provtagare för bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, acetaldehyd, samt kvävedioxid, i sjudygnsperioder. Samtidigt med de personburna mätningarna utfördes stationära mätningar på två platser i Malmö, en på Miljöförvaltningens tak, som anses representera Malmös urbana bakgrundshalter, samt en i gatunivå på Södervärn, som är ett trafikbelastat busstorg. Utöver detta utfördes även pumpad provtagning av polyaromatiska kolväten (PAH) i tredygnsmätningar stationärt utomhus. Hos tio av deltagarna mättes PAH stationärt i sovrummet under 24 timmar. PAH-mätningar utfördes även hos tio personer från personalen på Yrkes- och miljömedicinska kliniken i Lund och Miljöförvaltningen i Malmö både personburet och stationärt i sovrummet. PAH-mätningarna presenteras som nivåer av bens(a)pyren. Studier med liknande upplägg har tidigare genomförts i Göteborg (2000), Umeå (2001), samt Stockholm (2002/2003).

Deltagarfrekvensen var endast 43 %. Bortfallet orsakade en snedfördelning, vilket gav en överrepresentation av personer bosatta i de centrala delarna av Malmö.

Medianresultat från studien i Malmö presenteras i nedanstående tabell.

Ämne	Personburna mätningar	Stationära mätningar	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	
		Miljöförvaltningens tak	Södervärn
Bensen	1.7	1.0	2.0
1,3-Butadien	0.6	0.1	0.2
Formaldehyd	16	3	3
Acetaldehyd	10	0	1
Kvävedioxid	14	25	42
Bens(a)pyren ng/m^3	0.17	0.07	0.13

Den personliga exponeringen för bensen korrelerar med om man är rökare och hur ofta man tankar eller hanterar bensen. De uppmätta koncentrationerna av 1,3-butadien var mer än sex gånger högre för rökare än icke-rökare och i genomsnitt hade deltagare som eldat med ved under provtagningen 50 procent högre butadienexponering än deltagare som inte vedeldat. Studien visade att huvudexponeringen av formaldehyd och acetaldehyd sker från emissioner inomhus. I båda fallen var exponeringen större i enfamiljshus än i flerfamiljshus. Kvävedioxid är i sig inte cancerframkallande, men mättes som indikator på trafikrelaterade luftföroreningar. Kvävedioxidhalterna korrelerade inte till vistelse i specifika miljöer och ej heller till övriga ämnen, varken personburet eller stationärt. För de personburna passiva mätningarna var inomindividvariabiliteten en liten del av den totala variabiliteten. Det förelåg en stark korrelation mellan personburna mätningar av bens(a)pyren och parallella stationära mätningar i hemmet.

Innehållsförteckning

PROJEKTETS SYFTE	1
BAKGRUND	1
Bensen	2
1,3-Butadien	2
Formaldehyd och Acetaldehyd	2
Kvävedioxid	3
PAH	3
MATERIAL OCH METODER	4
BEFOLKNINGSURVAL	4
BAKGRUNDSINFORMATION	4
EXPONERINGSMÄTNINGAR	5
Personburna mätningar	5
Stationära mätningar	6
MÄTMETODER OCH ANALYSER	7
Bensen och 1,3-Butadien	7
Formaldehyd och Acetaldehyd	7
Kvävedioxid	7
PAH	8
STATISTISKA METODER	8
BLODPROVER	9
ETIK	9

RESULTAT	10
BEFOLKNINGSURVAL OCH BAKGRUNDSINFORMATION	10
PERSONBURNA MÄTNINGAR	11
Bensen	11
1,3-Butadien	13
Formaldehyd	15
Acetaldehyd	17
Kvävedioxid	19
PAH	21
VARIABILITET	22
STATIONÄRA MÄTNINGAR	22
DISKUSSION	26
Bensen	27
1,3-Butadien	28
Formaldehyd	29
Acetaldehyd	30
Kvävedioxid	30
PAH	32
VARIABILITET	33
VALIDITET	34
MÄTSTRATEGI	34
TACK	35
REFERENSER	36

Projektets syfte

- Att studera allmänbefolkningens personliga exponering för några cancerframkallande luftföroreningar
- Att försöka kvantifiera betydelsen av rökvanor, trafiksituation och andra potentiella källor för dessa luftföroreningar
- Att ge underlag för en riskvärdering för allmänbefolkningen

Bakgrund

Naturvårdsverkets program för hälsorelaterad miljöövervakning innehåller bland annat en studie av allmänbefolkningens exponering av cancerframkallande luftföroreningar. Studien har genomförts i fyra storstäder i Sverige, Göteborg (2000), Umeå (2001), Stockholm (2002/2003) och utfördes under hösten 2003 i Malmö. Avsikten är att vart fjärde år återkomma till samma stad för att karakterisera såväl tidstrender i staden, som skillnader mellan de fyra städerna.

Cancerframkallande luftföroreningar i tätortsmiljö är ett väsentligt område för miljöövervakningen inom programområdet Hälsa. Bedömningar av exponering för 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 polyaromatiska kolväten (PAH), speciellt bens(a)pyren. Eftersom eten och propen är svåra att provta, har man i den här studien valt att mäta en tyngre alken, 1,3-butadien. Kvävedioxid mäts också, inte för att det i sig är en cancerframkallande luftförorening, utan därför att det traditionellt används som trafikindikator. Kvävedioxid samvarierar dessutom med flera luftföroreningar, varvid uppmätta kvävedioxidhalter kan användas som ett indirekt mått på andra ämnen. 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.

Det utförs stationära mätningar av carcinogena luftföroreningar i Sverige, oftast i gatu- eller taknivå, men det har visat sig att dessa halter många gånger skiljer sig markant från de personburet uppmätta (Kruså *et al* 2003, Modig *et al* 2002, Sällsten *et al* 2001). Riskbedömning för människor bör baseras på populationens personliga exponering, eller om det är möjligt, skattas genom bakgrundsmätningar eller modelleringar. Den personliga exponeringen för föroreningar utomhus beror inte bara på exponeringstiden, utan även på vistelse- och aktivitetsmönster. Det finns dessutom flera olika källor till samma förorening, varav en del är kopplade till inomhusmiljön.

Till vägledning för miljöarbete i Sverige utfärdar ansvariga myndigheter riktlinjer, där vissa utgör lagstiftade stadgor, medan andra är mer rådgivande målsättningar. *Miljö kvalitetsnormer* infördes i samband med miljöbalken och syftar till att uppnå miljömål och att genomföra vissa EG-direktiv. En normnivå bestäms utifrån vad människor kan exponeras för utan uppenbar

fara för olägenheter och kan t ex gälla högsta tillåtna halt av ett visst ämne i luft, vatten eller mark. En norm kan införas såväl för hela landet som för ett visst geografiskt område och får inte överskridas efter ett angivet datum. *Lågrisknivå* definieras som den haltnivå som teoretiskt kan ge upphov till 1 cancerfall per 100 000 invånare om dessa exponeras för ämnet en livstid. *Riktvärden* för luftkvalitet anger halter av föroreningar som inte bör överskridas om en god miljö ska bevaras. Riktvärden är ledande, men inte bindande.

Bensen

Bensen har en säkerställd cancerogen effekt (IARC - The International Agency for Research on Cancer). De huvudsakliga källorna till bensenexponering för allmänbefolkningen är bilavgaser och avdunstning från bensen, samt cigarettrökning. Bensen alstras och emitteras även vid vedeldning (Naturvårdsverket 2002). Bensenhalten i bensen får sedan januari 2000 maximalt utgöra 1 volymprocent (KIFS 1998:8). Den 1 januari 2003 infördes en miljökvalitetsnorm för bensen, $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde, som ska uppfyllas senast den 1 januari 2010 (SFS 2001:527). Detta ska även gälla de mest belastade områdena, vanligtvis hårt trafikerade gaturum. Naturvårdsverket föreslår att Sverige inför en strängare miljökvalitetsnorm på $2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Naturvårdsverket 2002), vilket approximativt motsvarar en maximal exponeringsnivå för allmänbefolkningen på $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, till år 2010, för att försäkra sig om att Institutet för miljömedicin (IMM) lågrisknivå på $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ inte överskrids (Victorin 1998).

1,3-Butadien

Utifrån djurstudier och uppskattningar av befolkningens exponering har IMM bedömt att 1,3-butadien, IARC grupp 2A, sannolikt cancerframkallande för människor, är den alken som innebär störst cancerrisk för allmänbefolkningen i Sverige (Naturvårdsverket 2003). Butadien bildas vid förbränning. Bilavgaser är den huvudsakliga källan i utomhusluft (Dollard *et al* 2001), men även vedeldning kan emittera butadien (Gustafson *et al* 2003). Tobaksrök är den viktigaste källan till exponering för butadien inomhus (Min Kim *et al* 2001, Nazaroff *et al* 2004). En av IMM nyligen utförd preliminär hälsoriskbedömning av 1,3-butadien visar att lågrisknivån bör ligga i storleksordningen $0.2 - 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Finnberg *et al* 2003).

Formaldehyd och Acetaldehyd

Formaldehyd kategoriseras som en sannolik carcinogen, IARC grupp 2A, och acetaldehyd som en möjlig carcinogen, IARC grupp 2B. Den största exponeringen av formaldehyd och acetaldehyd härstammar främst från emissioner från byggnadsmaterial inomhus (Loh *et al* 2001). De viktigaste källorna till formaldehyd och acetaldehyd i utomhusluft är från trafikavgaser och annan förbränning (Jurvelin *et al* 2001). IMM har föreslagit att ett riktvärde på $12 - 62 \mu\text{g}/\text{m}^3$ införs för formaldehyd som långtidsmedelvärde, medan det saknas motsvarande värden för acetaldehyd.

Kvävedioxid

Kvävedioxid, NO₂, bildas vid all typ av förbränning, vilket gör att emissionskällorna varierar. Den huvudsakliga källan i tätorter är trafik, med följd att NO_x (NO + NO₂) eller NO₂ lämpar sig som indikator av trafikdensitet (WHO 2000). Förekomsten av gasspis är den enskilt största faktorn till förhöjda kväveoxidhalter inomhus. En gasspis i hemmet bidrar mer till kvävedioxidexponeringen än emissionerna från trafiken (Monn *et al* 1998, Gauvin *et al* 2001). Rökning inomhus bidrar också till den individuella exponeringen för NO₂, men tillskottet är ofta marginellt i förhållande till andra inomhuskällor (Gauvin *et al* 2001). Ett långsiktigt mål som riksdagen satt upp är att årsmedelvärdet av kvävedioxid inte ska överstiga 20 µg/m³ år 2010 och ett etappmål är 40 µg/m³ som årsmedelvärde, samt ett dygnsmedelvärde på 60 µg/m³, som inte får överskridas mer än sju gånger under ett år, till år 2005 (SFS 2001:527).

PAH

Polyaromatiska kolväten, PAH, är ett samlingsnamn för ett stort antal organiska föreningar. Många enskilda PAH är dokumenterat carcinogena, t ex bens(a)pyren och även vissa blandningar av PAH, sot och koltjära (IARC). PAH bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material, t ex ved, dieselbränsle och bensin (Naturvårdsverket 2003). I tätorter är i allmänhet trafiken den största utsläppskällan för PAH, medan utsläppen från pannor och eldstäder kan dominera lokalt i bostadsområden (Naturvårdsverket 2004). Den småskaliga förbränningen förmodas även generera en stor del av det totala utsläppet av PAH (Johansson *et al* 2001). I inomhusmiljö är cigarettökning den största enskilda källan (WHO 2000). På grund av det stora antalet PAH används ofta vissa indikatorföreningar, huvudsakligen bens(a)pyren, för att påvisa förekomsten. IMM:s lågrisknivå för bens(a)pyren på 0.1 ng/m³ baseras på WHO:s riskbedömning (Boström *et al* 2002, WHO 1999).

Material och metoder

Befolkningsurval

Personer mellan 20 och 50 år valdes randomiserat ur folkbokföringsregistret med avsikten att få 40 deltagare i yrkesverksam ålder. För att begränsa spridningen inskränktes urvalet till personer boende i Malmö tätort. Begränsningen utfördes så att personer från kommunområdena Oxie, Klagshamn, Bunkeflostrand och Tygelsjö exkluderades från det slumpade materialet.

Brev med utförlig information och förfrågan om deltagande skickades ut i omgångar tills 40 personer tackat ja till studien. Totalt 119 personer tillfrågades. Efter en vecka skickades en påminnelse till dem som inte svarat och efter ytterligare en vecka kontaktades de som ännu inte hört av sig per telefon. Av de 119 utskicken returnerades 17 brev då adressaten var okänd, och 8 personer kunde ej nås via telefon. Av de återstående 94 personerna tackade 54 nej företrädesvis på grund av språksvårigheter, men även på grund av tidsbrist eller resor. Andelen som accepterade att delta i studien var således 43 % (40/94). De 40 deltagarna kontaktades med ett telefonsamtal för muntlig information och bokning av provtagningsperiod.

Bakgrundsinformation

Under mätperioden fick försökspersonerna svara på allmänna frågor i en enkät samt för varje dygn fylla i en detaljerad dagbok (se bilaga 3 och 4). En sammanställning av informationen som erhöles från frågeformuläret och dagboken ses i tabell 1 och 2.

Tabell 1. Information om deltagaren från det allmänna frågeformuläret.

- Rökare eller snusare
 - Bostadsform, samt byggår och reparationsår
 - Uppvärmningsform i bostad
 - Arbetsplats
 - Yrkes- eller studieinriktning
 - Arbets- eller skoltider
 - Färdmedel
 - Garage i bostad
 - Kontakt med bensinångor eller lösningsmedel
 - Trafikbuller- eller bilavgasbesvär
 - Besvär av vinterluft i bostadsområdet eller i centrum
-

Tabell 2. Information från dagboken om inomhus- och utomhusvistelse, samt övrig aktivitet.

Hur lång tid deltagaren vistats:	Hur många gånger deltagaren:
▪ ute i trafik ▪ utomhus på arbetsplats ▪ utomhus i övrigt (t ex i naturen) ▪ inomhus i bostäder ▪ inomhus på arbetsplatser ▪ inomhus i andra lokaler ▪ i rökig miljö	▪ täckt provtagaren och hur lång tid ▪ eldat (tänt eller lagt in ved) ▪ tankat bensin ▪ hanterat bensin ▪ sovit med sovrumsfönstret öppet ▪ sovit på annan adress

Vädret under mätperioden kartlades med avseende på temperatur, vindhastighet och -riktning, samt globalinstrålning, nederbörd och luftfuktighet med hjälp av information från Miljöförvaltningen i Malmö. Meteorologiska faktorerers inverkan på luftföroreningshalterna analyserades och i beräkningarna användes veckomedelvärden för vindriktning, vindhastighet, temperatur och luftfuktighet, samt nederbörd.

Exponeringsmätningar

Personburna mätningar

Den personburna mätningen innefattade passiv provtagning av bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, acetaldehyd och kvävedioxid. Provtagningen genomfördes på samtliga 40 deltagare i omgång 1 och upprepades på 20 av deltagarna i omgång 2.

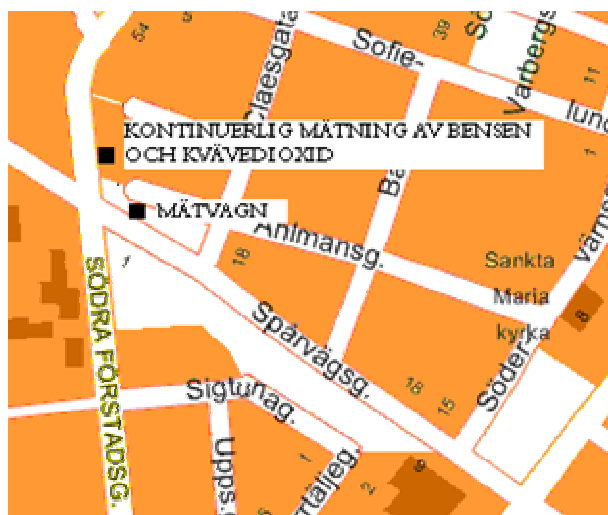
Provtagningsperioden omfattade sju på varandra följande dygn och en till sju personer startades samma dag. Första veckan startades mätningarna måndag, onsdag och fredag medan andra veckans mätningar startades tisdag och torsdag i ett rullande schema. Mätveckan planerades då försökspersonen uppgav att han/hon huvudsakligen skulle befinna sig i Malmö, men deltagare som varit bortresta från Malmö kortare perioder har inte uteslutits. En upprepad mätning utfördes på 20 deltagare efter minst en vecka. Från och med första avslutade mätningen tillfrågades deltagare löpande om de var villiga att medverka ytterligare en period, vilket fortsatte tills 20 personer tackat ja.

Förutom ovanstående ämnen utfördes även personburen aktiv provtagning av PAH på tio frivilliga personer ur personalen från Yrkes- och miljömedicinska kliniken i Lund och Miljöförvaltningen i Malmö. Samtliga deltagare från kliniken i Lund var bosatta i Malmö. Provtagningen utfördes under 24 timmar. Under samma dygn som personalen mätte PAH personburet, ställdes också en stationär PAH-provtagare i sovrummet. PAH-mätningar i sovrummet gjordes även under 24 timmar hos tio av de 40 slumpmässigt utvalda deltagarna. För samtliga gällde att pumpar och provtagare kunde förflyttas till ett närliggande rum under natten för att inte störa sömnen. Alla personburna mätningarna utfördes från den 6 oktober till och med den 21 november 2003.

Stationära mätningar

Två platser i centrala Malmö valdes för stationär utomhusmätning. Dels utfördes mätningar på Miljöförvaltningens tak, som anses representera Malmös urbana bakgrundshalter, och dels i gatunivå på Södervärn ovanpå en mätvagn. Södervärn är ett busstorg med hög trafikintensitet. Bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, acetaldehyd och kvävedioxid mättes under sju dygnsperioder, medan PAH mättes under tre dygn. Provtagningarna pågick fem veckor i följd (v 42 - v 46). De stationära mätningarna av bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, acetaldehyd och kvävedioxid startades 13 oktober och avslutades 17 november 2003. PAH-mätningarna påbörjades 13 oktober och avslutades, på grund av en viss förskjutning av provtagningen, 22 november 2003. Provtagningarna av PAH fördelades över veckorna där lördagar och söndagar ingick med en andel som motsvarar helgdagars relation till vardagar.

Som jämförelse till de stationära veckoprovtagningarna användes veckomedelvärden av kontinuerliga data för bensen (Fosie, Södra Förstadsgatan), formaldehyd (Fosie) och kvävedioxid (Fosie, Södra Förstadsgatan, samt mätvagnen på Södervärn) erhållna från Malmö Miljöförvaltnings kontinuerliga mätningar. Fosie är ett villa- och industriområde, där belastningen av luftföroreningar bedöms ungefär motsvara genomsnittet i Malmö. Södra Förstadsgatan ligger i anslutning till busstorget på Södervärn, men är ett smalare gaturum med bebyggelse på båda sidor och sämre luftväxling (se figur 1). Mätvagnen användes för kontinuerlig mätning av bland annat kvävedioxid i samma höjd och position som de passiva provtagarna.



Figur 1. Karta över mätvagnens placering.

Mätmetoder och analyser

Bensen och 1,3-Butadien

Provtagning av bensen och 1,3-butadien gjordes genom diffusionsprovtagning på Perkin Elmer-rör packade med en adsorbent, Carbopack X. Vid lagring och transport är rören förslutna i båda ändar med muttrar. Under provtagningen utnyttjades Perkin Elmers diffusionscaps, som resulterar i en definierad, turbulensfri diffusionssträcka in i adsorbenten. Före och efter provtagningen förvarades provtagarna i rumstemperatur.

De kemiska analyserna utfördes av Arbetslivsinstitutet i Umeå. Proverna desorberas termiskt, separeras med gaskromatografi och identifieras med masspektrometri med selected ion-monitoring (SIM). Upptagningsfaktorerna är 0.56 ml/min för 1,3-butadien och 0.59 ml/min för bensen (Sunesson *et al* 2004). Detektionsgränsen för butadien och bensen är $0.01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid veckomätning (Margit Sundgren, ALI, personlig upplysning).

Formaldehyd och Acetaldehyd

Provtagning av formaldehyd och acetaldehyd utfördes med UMEx 100-provtagare från SKC. Provtagaren är försedd med två glasfiberfilter behandlade med dinitrofenylhydrazin (DNPH), varav ett fungerar som blankprov. Vid provtagningen reagerar aldehyderna med DNPH till DNPH-hydrazon på det filter som är i kontakt med den omgivande luften. Provtagningen startas genom att ett skydd skjuts över till blandsidan av provtagaren varvid provtagningsfiltret är i kontakt med luften via små hål i provplattan. Vid provstopp skjuts skyddet tillbaka. Före och efter provtagning förvaras provtagaren i en tillhörande aluminiumpåse i frys.

De kemiska analyserna, som utfördes av Arbetslivsinstitutet i Umeå, görs med vätskekromatografi och UV-detektion. Upptagningsfaktorerna är 20.2 ml/min för formaldehyd respektive 13.4 ml/min för acetaldehyd. Detektionsgränsen vid veckomätning är för formaldehyd $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och för acetaldehyd $0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Margaret Rhén, ALI, personlig upplysning).

Kvävedioxid

För mätningarna av kvävedioxid användes diffusionsprovtagaren Willems badge (Hagenbjörk-Gustafsson *et al* 1999), vilken 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 nitrit. Provtagningen avslutas genom att locket sätts på provtagaren. Före och efter provtagningen förvarades provtagarna i kylskåp.

De kemiska analyserna utfördes vid Arbetslivsinstitutet i Umeå. Nitritjonerna detekteras genom jonkromatografi försedd med en konduktivitetdetektor (Hagenbjörk-Gustafsson *et al* 2002). Upptagningsfaktorn för provtagaren är 40 ml/min, vilket ger en detektionsgräns på $0.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ under en veckomätning (Hagenbjörk-Gustafsson *et al* 1999).

PAH

Provtagaren för PAH består av ett glasfiberfilter i serie med en förpreparerad kolonn innehållande en polyuretanplugg som adsorbent. Partiklar fångas in av filtret och gasformig PAH på polyuretanpluggen. Både för de stationära och de personburna mätningarna användes en flödes hastighet på 2 l/min.

De kemiska analyserna utfördes av Institutet för Vatten och Luftvårdsforskning (IVL) i Göteborg med en modifierad, ackrediterad vätskekromatografisk metod med fluorescensdetektor (ISO 12884:2000). Modifieringen bestod av att man utförde sk large injection, då låga PAH-halter förväntades. Detektionsgränsen för bens(a)pyren var 0.04 ng/m³ för en tredagarsmätning (Erika Junedahl, IVL, personlig upplysning). I resultatdelen redovisas utöver bens(a)pyren även summan PAH, vilket innefattar fenantren, antracen, fluoranten, pyren, bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(a,h)antracen, bens(g,h,i)perylene samt indeno(1,2,3-c,d)pyren.

Statistiska metoder

För statistiska beräkningar användes statistikprogrammet SPSS. Som gräns för statistisk signifikans användes $p=0.05$. Vid korrelationsberäkningar mellan två variabler användes Spearman's rangkorrelation (r_s) och vid jämförelse mellan två grupper användes Mann-Whitney's U-test. Inom- och mellanindividsvariabilitet beräknades för de personer på vilka det gjordes två mätningar med ANOVA på log-tranformerade data. Multipel linjär regression med "stepwise selection" (stegvist urval) användes för att fastställa vilka faktorer i enkäten och dagboken som i en multivariat modell var associerade till de olika luftföroreningarna. Variabler inkluderades i modellen om deras p-värden var mindre än 0.05 och exkluderades om deras p-värden var större än 0.10. Ingående variabler redovisas i tabell 3 och är hämtade från respektive deltagares dagbok.

Tabell 3. Ingående variabler i regressionsmodellen.

- Total tid inomhus
- Total tid i trafik
- Total tid utomhus på arbetsplatsen
- Total tid utomhus övrigt
- Total tid provtagaren varit täckt
- Total tid i rum där rökning förekom
- Eldat ¹
- Tankat/hanterat bensin ¹
- Sovit med sovrumsfönstret öppet ¹
- Rökare ²

¹Antal ja per vecka

²Ja/nej

Blodprover

Utöver Naturvårdsverkets uppdragsspecifikation insamlades blodprover från samtliga deltagare i slutet av respektive individuella mätperiod för senare analys av butadienaddukter, samt nikotinmetaboliten cotinin. Detta för att validera en metod att bedöma butadienexponering under en längre tidsperiod. Förutom att butadien finns i omgivningsluften, så innehåller tobaksrök butadien.

Etik

Tillstånd från etisk kommitté inhämtades från Forskningskommittén vid Lunds Universitet (Dnr LU 450-03).

Resultat

Befolkningsurval och bakgrundsinformation

Av de 40 slumpmässigt urvalda individerna var 19 kvinnor och 21 män. Medelåldern var 35 år för både kvinnorna och männen (spridning 20-50 år).

Deltagarna spenderade 92 % av provtagningstiden inomhus, varav 67 % i hemmet.

Av deltagarna var 13 rökare, sju kvinnor och sex män. I omgång 1 uppgav 14 av de 27 icke-rökande deltagarna att de utsatts för passiv rökning i median 2 timmar och som mest 15 timmar. I omgång 2 hade fyra av 13 icke-rökare utsatts för passiv rökning under maximalt 5 timmar (median 3 timmar).

Den största yrkesgruppen utgjordes av lärare och studenter med 28 %. Tjugo procent av deltagarna arbetade inte under mätperioden på grund av arbetslöshet, sjukskrivning eller barnledighet.

Av samtliga deltagare bodde 82 % i lägenhet, 10 % i villa och 8 % i radhus eller parhus. Åtta personer angav att de parkerade bil i ett garage som var inbyggt i bostaden. Bostadens byggår varierade mellan 1882 och 1997 och var i median 1955.

I sex av deltagarnas hem fanns en gasspis. Fjärrvärme var den huvudsakliga energikällan för uppvärmning (86 %). I övrigt var det 8 % som använde elpanna, 3 % oljepanna, samt 3 % ved eller pellets.

Av individerna upplevde 32 % ibland eller periodvis luften i *bostadsområdet* som irriterande vintertid, 43 % upplevde ibland eller periodvis, och 5 % dagligen eller nästan dagligen, luften i *centrum* som irriterande vintertid.

Hälften av deltagarna känner sig ofta eller ibland besvärade av trafikbuller, och 40 % anser att de är besvärade av bilavgaser ofta eller ibland. Av deltagarna uppger 28 % att de kommer i kontakt med motoravgaser/bensinångor eller lösningsmedel i arbetet, och 38 % på fritiden.

Det påvisades ingen signifikant korrelation mellan uppmätta luftföroreningar och upplevda besvär ($r_s \leq 0.40$). Om man tyckte att bilavgaser vållade obehag, uppfattande man däremot generellt att luften i bostadsområdet ($r_s=0.46$, $p=0.003$) eller centrum ($r_s=0.38$, $p=0.017$), samt trafikbuller ($r_s=0.40$, $p=0.01$) som irriterande.

Medeltemperaturen under provtagningsperioden var 5.6 °C, min- och maxtemperatur var -5.4 respektive 11.5 °C. Vindhastigheten var i genomsnitt 3.3 m/s och nederbörden 46 mm, med en medelluftfuktighet på 81 %. Det regnade 12 av totalt 48 mätdygn. Globalinstrålningen var i medeltal 35 W/m².

Personburna mätningar

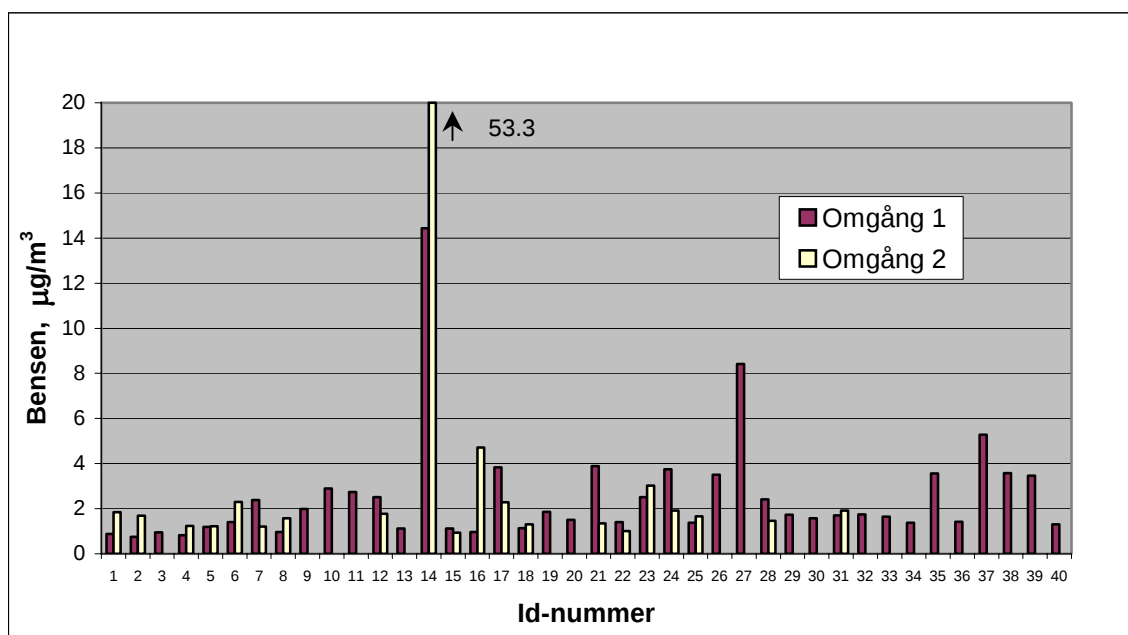
Tidsvariationerna i provtagningarna var 160 - 193 timmar i omgång 1 och 167 - 169 timmar i omgång 2, med en medianprovtagningstid på 168 timmar för båda omgångarna, vilket är precis sju dygn. De upprepade mätningarna skedde med i genomsnitt 20 dagar från startdag (omgång 1) till startdag (omgång 2), med som minst 8 dagar och som mest 28 dagar emellan.

Bensen

Resultaten från de personburna mätningarna av bensen framgår av tabell 5 samt figur 2. Skillnaden mellan de två mätningarna hos samma person var i individuella fall stor.

Tabell 5. Bensenkoncentration vid personburen mätning. I tabellen redovisas median, aritmetiskt medelvärde, lägsta och högsta uppmätta halt samt standardavvikelsen (StA). Personer som deltog två gånger kallas omgång 1 och omgång 2. I tabellen redovisas även halten för rökare respektive icke-rökare, omgång 1.

	N	Median $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spridning $\mu\text{g}/\text{m}^3$	StA $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Alla deltagare	40	1.7	2.5	0.8 - 14.4	2.4
Omgång 1	20	1.4	2.5	0.8 - 14.4	3.0
Omgång 2	20	1.7	4.4	0.9 - 53.3	11.5
Rökare	13	2.9	3.9	1.0 - 14.4	3.7
Icke-rökare	27	1.5	1.9	0.8 - 5.3	1.1



Figur 2. Bensenkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar utfördes på 20 personer (omgång 2).

Det förelåg ingen signifikant korrelation mellan omgång 1 och 2 ($r_s=0.32$, $p=0.16$). Exponering av bensen korrelerade signifikant till butadien ($r_s=0.65$, $p<0.001$), men inte till övriga ämnen ($r_s \leq 0.17$).

Deltagarnas medianexponering av bensen låg mellan medianhalterna uppmätta stationärt utomhus på Miljöförvaltningens tak och Södervärn (1.0 respektive $2.0 \mu\text{g bensen}/\text{m}^3$).

De uppmätta koncentrationerna var dubbelt så höga för rökare än icke-rökare ($p=0.018$), däremot fanns ingen korrelation mellan passiv rökning och ökade bensenhalter ($r_s=0.004$). Det var en skillnad i bensenhalter mellan deltagare som i huvudsak tog sig fram till fots och deltagare som hade bil som främsta färdmedel, dock ej signifikant ($p=0.052$). Fotgängare hade en medianhalt på $0.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, medan bilister hade en nästan dubbelt så hög exponering, $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ingen korrelation kunde påvisas mellan eldning och bensen ($r_s=0.18$).

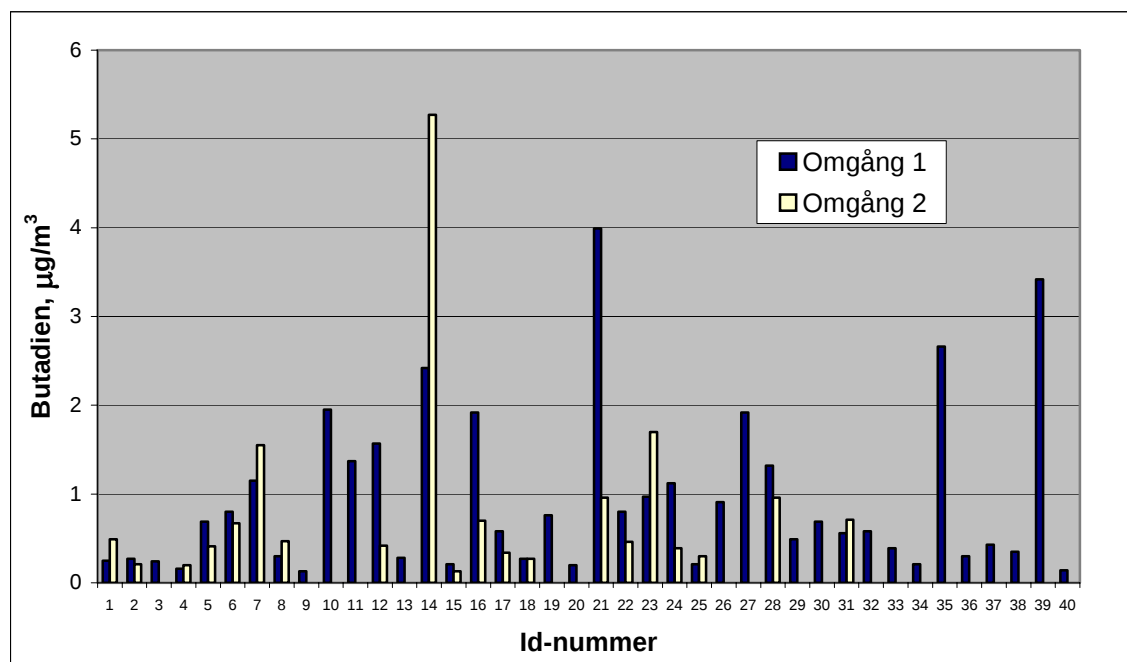
Resultaten från regressionsanalyserna visade signifikanta samband mellan de uppmätta exponeringsnivåerna och variablerna tankat/hanterat bensin, samt rökning. Passiv rökning gav inte något genomslag i regressionsanalysen, inte heller då rökare exkluderades från beräkningarna.

1,3 - Butadien

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av butadien framgår av tabell 6 och figur 3. Skillnaden mellan de två mätningarna kan i individuella fall vara stor.

Tabell 6. 1,3-Butadienkoncentration vid personburen mätning. I tabellen redovisas median, aritmetiskt medelvärde, lägsta och högsta uppmätta halt samt standardavvikelsen (StA). Personer som deltog två gånger kallas omgång 1 och omgång 2. I tabellen redovisas även halten för rökare respektive icke-rökare, omgång 1.

	N	Median $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spridning $\mu\text{g}/\text{m}^3$	StA $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Alla deltagare	40	0.6	0.9	0.1 - 4.0	0.9
Omgång 1	20	0.7	1.0	0.2 - 4.0	0.9
Omgång 2	20	0.5	0.8	0.1 - 5.3	1.1
Rökare	13	1.9	1.8	0.6 - 4.0	1.1
Icke-rökare	27	0.3	0.5	0.1 - 1.6	0.4



Figur 3. 1,3-Butadienkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar utfördes på 20 personer (omgång 2).

Det förelåg en signifikant korrelation mellan omgång 1 och 2 ($r_s=0.74$, $p<0.001$). Exponering av butadien korrelerade signifikant till bensen ($r_s=0.65$, $p<0.001$) och lågt men signifikant till acetaldehyd ($r_s=0.42$, $p=0.007$), men inte till övriga ämnen ($r_s \leq 0.15$).

Deltagarnas medianexponering av 1,3-butadien låg högre än medianhalterna uppmätta stationärt utomhus på Miljöförvaltningens tak och Södervärn (0.1 respektive 0.2 μg butadien/ m^3).

De uppmätta koncentrationerna av butadien var mer än sex gånger högre för rökare än icke-rökare ($p < 0.001$). Passiva rökare hade en något högre halt än icke-rökare som inte exponerats för tobaksrök, dock ingen statistisk signifikans. I genomsnitt hade icke-vedeldare 50 % lägre butadienexponering än deltagare i vedeldade hem i Malmö, 0.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive 1.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, men skillnaden var inte statistiskt signifikant. Om man bara relaterade de deltagare som eldat under sin mätperiod beträffande butadienkoncentrationer, erhöles ett starkt signifikant samband ($r_s = 1.00$, $p < 0.001$).

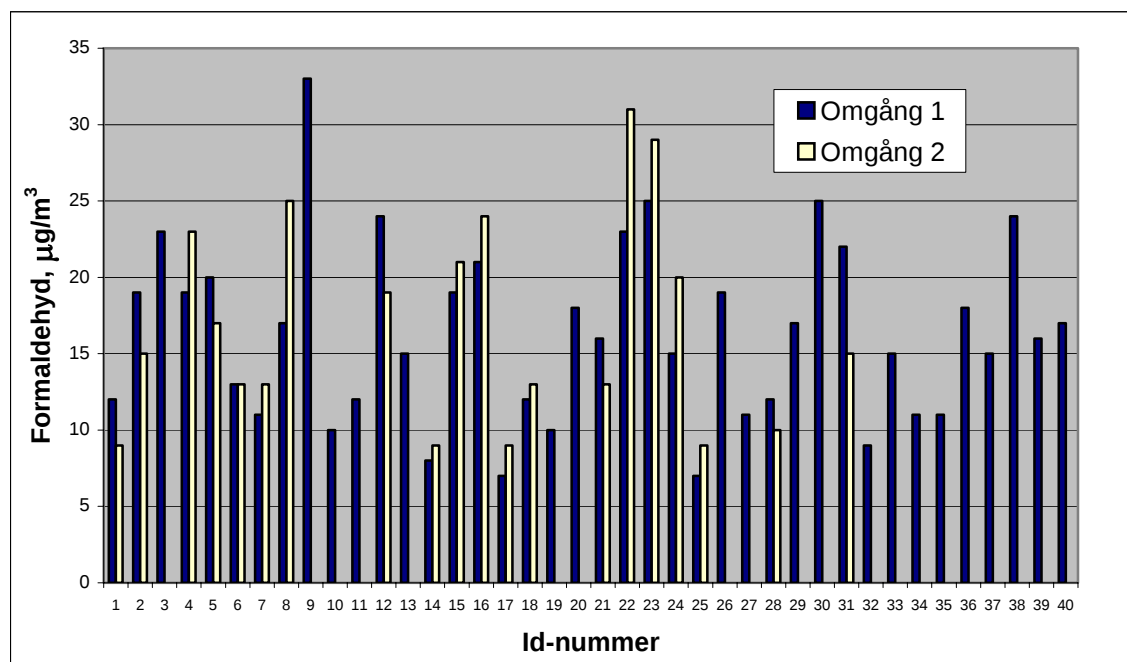
Resultaten från regressionsanalyserna visade signifikanta samband mellan de uppmätta exponeringsnivåerna av butadien och variablerna rökning och tid i rum där rökning förekom. Om rökarna exkluderades från analysen, blev antalet gånger man eldat under mätperioden den enda statistiskt signifikanta variabeln.

Formaldehyd

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av formaldehyd framgår av tabell 7 och figur 4.

Tabell 7. Formaldehydkoncentrationen vid personburen mätning. I tabellen redovisas median, aritmetiskt medelvärde, lägsta och högsta uppmätta halt samt standardavvikelsen (StA). Personer som deltog två gånger kallas omgång 1 och omgång 2. I tabellen redovisas även halten för rökare respektive icke-rökare, omgång 1.

	N	Median $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spridning $\mu\text{g}/\text{m}^3$	StA $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Alla deltagare	40	16	16	7 - 33	6
Omgång 1	20	17	16	7 - 25	6
Omgång 2	20	15	17	9 - 31	7
Rökare	13	11	13	7 - 21	4
Icke-rökare	27	18	18	7 - 33	6



Figur 4. Formaldehydkoncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar utfördes på 20 personer (omgång 2).

Det förelåg en signifikant korrelation mellan omgång 1 och 2 ($r_s=0.83$, $p<0.001$). Formaldehyd uppvisade ingen samvariation med övriga personburet uppmätta ämnen ($r_s\leq 0.20$).

De uppmätta koncentrationerna av formaldehyd var lägre för rökare än icke-rökare ($p=0.004$).

Deltagarnas medianexponering av formaldehyd låg avsevärt högre än medianhalterna uppmätta stationärt utomhus på Miljöförvaltningens tak och Södervärn ($3 \mu\text{g formaldehyd/m}^3$ på båda mätpositionerna).

Medianhalten för formaldehyd var något högre för boende i enfamiljshus än för dem som bodde i flerfamiljshus, $20.6 \mu\text{g/m}^3$ respektive $15.4 \mu\text{g/m}^3$. Skillnaden var inte statistiskt signifikant ($p=0.066$). Korrelationsberäkningarna visade att formaldehydexponeringen sjunker med tilltagande ventilation ($r_s=-0.34$, $p=0.033$).

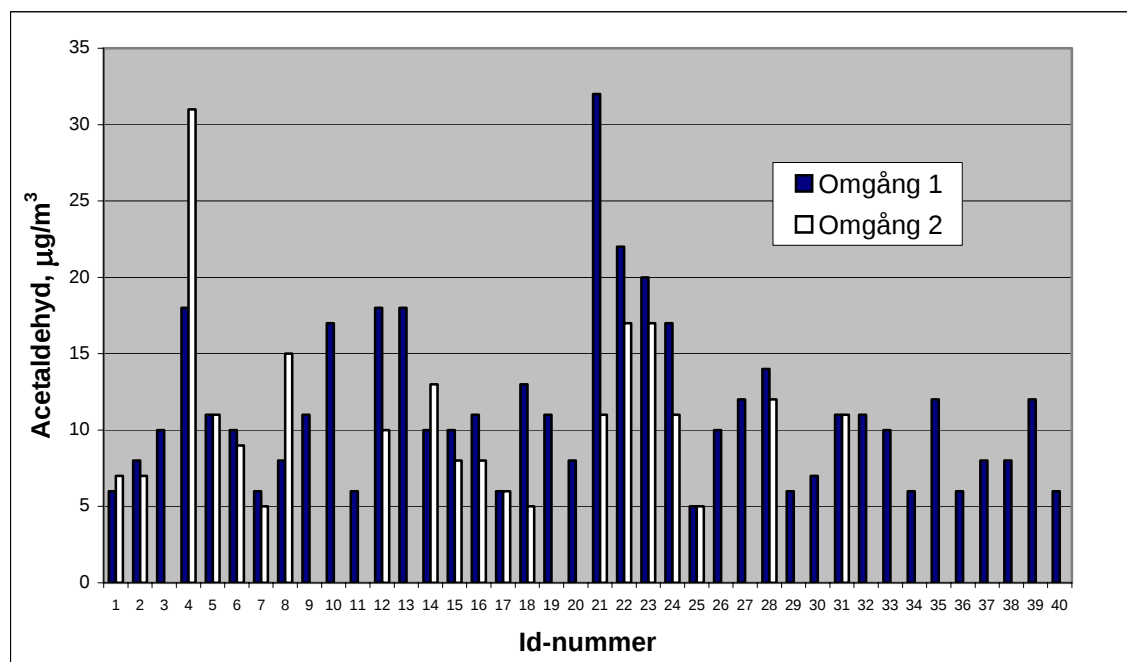
Resultaten av regressionsanalyserna visade ett signifikant och negativt samband mellan exponering för formaldehyd och variabeln rökning. Om variabeln tid inomhus delades upp i tid inomhus i bostad, tid inomhus på arbetsplats, samt tid inomhus i övriga lokaler, framstod tid inomhus i bostad och rökning som positivt associerade, samt tid inomhus i övriga lokaler som negativt associerat samband till formaldehyd.

Acetaldehyd

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av acetaldehyd framgår av tabell 8 och figur 5. Skillnaden mellan de två mätningarna hos samma person kan vara stor.

Tabell 8. Acetaldehydkoncentrationen vid personburen mätning. I tabellen redovisas median, aritmetiskt medelvärde, lägsta och högsta uppmätta halt samt standardavvikelsen (StA). Personer som deltog två gånger kallas omgång 1 och omgång 2. I tabellen redovisas även halten för rökare respektive icke-rökare, omgång 1.

	N	Median $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spridning $\mu\text{g}/\text{m}^3$	StA $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Alla deltagare	40	10	11	5 - 32	5
Omgång 1	20	11	13	5 - 32	7
Omgång 2	20	11	11	5 - 31	6
Rökare	13	11	13	6 - 32	6
Icke-rökare	27	8	10	5 - 22	5



Figur 5. Acetaldehydkoncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar utfördes på 20 personer (omgång 2).

Det förelåg en signifikant korrelation mellan omgång 1 och 2 ($r_s=0.65$, $p=0.002$). Exponering av acetaldehyd korrelerade lågt, men signifikant, till butadien ($r_s=0.42$, $p=0.007$), men inte till övriga ämnen ($r_s \leq 0.20$).

Deltagarnas medianexponering av acetaldehyd låg avsevärt högre än medianhalterna uppmätta stationärt utomhus på Södervärn och Miljöförvaltningens, som i de flesta fall inte var detekterbar.

De uppmätta koncentrationerna av acetaldehyd var högre för rökare än icke-rökare, dock var skillnaden inte statistiskt signifikant ($p=0.056$). Medianhalten för acetaldehyd var något högre för dem som bodde i enfamiljshus än för dem som bodde i flerfamiljshus, men skillnaden var inte signifikant.

I regressionsanalyserna sågs inga signifikanta samband mellan testade variabler och uppmätta exponeringsnivåer för acetaldehyd.

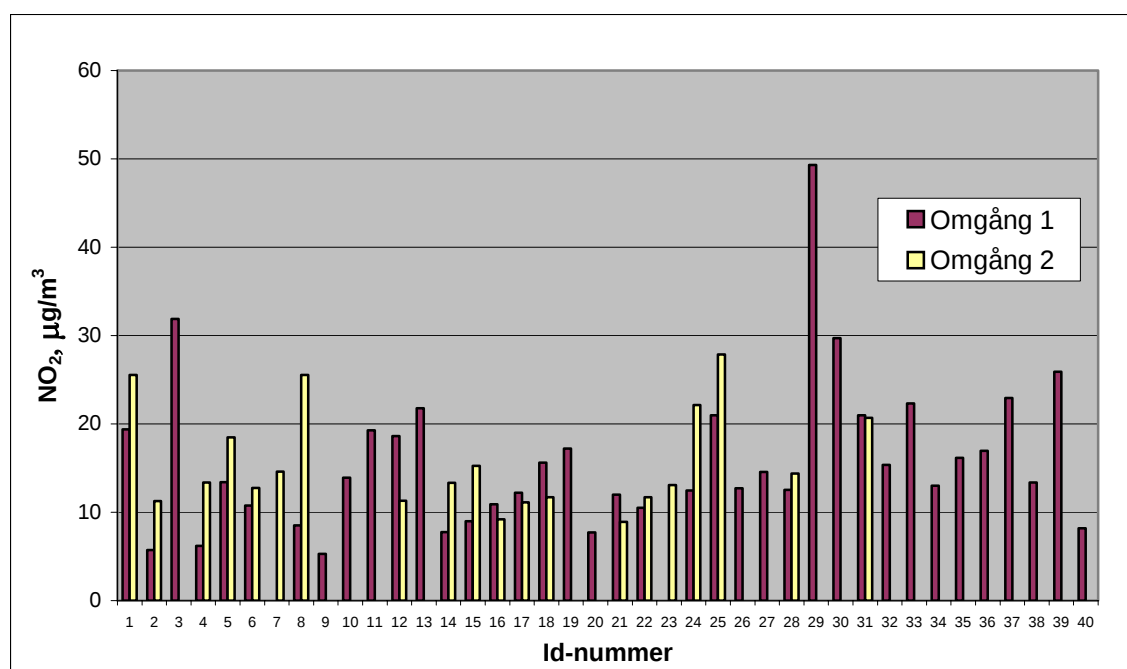
Kvävedioxid

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av kvävedioxid framgår av tabell 9 och figur 6.

Tabell 9. Kvävedioxidkoncentrationen vid personburen mätning. I tabellen redovisas median, aritmetiskt medelvärde, lägsta och högsta uppmätta halt samt standardavvikelsen (StA). Personer som deltog två gånger kallas omgång 1 och omgång 2. I tabellen redovisas även halten för rökare respektive icke-rökare, omgång 1.

	N	Median $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spridning $\mu\text{g}/\text{m}^3$	StA $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Alla deltagare	39 ¹	13	16	0 - 49	9
Omgång 1	19 ¹	12	12	0 - 21	6
Omgång 2	20	13	16	9 - 28	6
Rökare	13	13	14	8 - 26	4
Icke-rökare	26 ¹	15	16	0 - 49	10

¹ En provtagare tappades under mätperioden



Figur 6. Kvävedioxidkoncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar utfördes på 20 personer (omgång 2).

Det förelåg ingen signifikant korrelation mellan omgång 1 och 2 ($r_s=0.34$, $p=0.16$). Halterna samvarierade inte med övriga ämnen som mättes personburet ($r_s \leq 0.15$).

Deltagarnas medianexponering av kvävedioxid var ungefär två till tre gånger lägre än medianhalterna uppmätta stationärt utomhus på Miljöförvaltningens tak och Södervärn (25 respektive 42 μg kvävedioxid/ m^3).

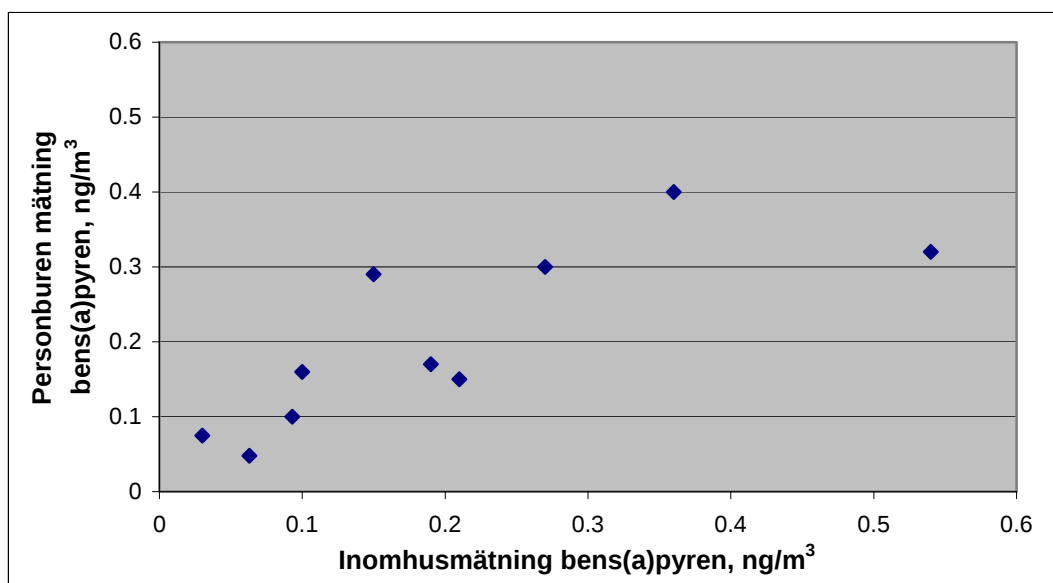
Det framstod ingen signifikant skillnad mellan kvävedioxidhalterna som uppmättes personburet hos rökare respektive icke-rökare.

Befintlig gasspis i hemmet och förhöjda kvävedioxidhalter korrelerade lågt, men signifikant ($r_s=0.44$, $p=0.006$).

I regressionsanalyserna sågs inga signifikanta samband mellan testade variabler och exponeringsnivåerna för kvävedioxid. Om variabeln gasspis i hemmet inkluderades i modellen, blev detta den enda statistiskt signifikanta variabeln ($p=0.033$).

PAH

I tabell 10 redovisas resultaten från mätningarna av PAH. Personalens personburet uppmätta bens(a)pyrenhalter korrelerade signifikant med simultant uppmätta sovrumsalter ($r_s=0.89$, $p=0.001$), se figur 7. På samma sätt korrelerade personburet uppmätt summa PAH signifikant med summa PAH i sovrummet ($r_s=0.82$, $p=0.004$). Bens(a)pyren och summan PAH korrelerade varken vid personburna mätningar eller vid stationära sovrumsuppmätningar ($r_s \leq 0.10$).



Figur 7. Korrelation mellan personburen mätning och inomhusmätning av bens(a)pyren

Det fanns en rökare bland personalen och två i den slumpade gruppen. Inomhusmätningarna visade inte på korrelation mellan rökning och bens(a)pyrenhalter ($r_s=-0.14$). Den högsta halten provtaget personburet var uppmätt hos en rökare.

Tabell 10. Halten bens(a)pyren och summan av 12 olika PAH mätt personburet och hemma hos personal samt hemma hos slumpade deltagare. Halterna redovisas som medianer, ng/m^3 , tillsammans med spännvidd och standardavvikelse (StA).

	N	Bens(a)pyren			Summa PAH		
		Median ng/m^3	Spridning ng/m^3	StA ng/m^3	Median ng/m^3	Spridning ng/m^3	StA ng/m^3
Personburet (Personal)	10	0.17	0.05 - 0.40	0.12	24	6 - 119	43
Sovrum (Personal)	10	0.17	0.03 - 0.54	0.16	22	6 - 129	38
Sovrum (Slumpade)	10	0.11	0.03 - 1.20	0.31	19	7 - 56	17

Variabilitet

Beräkningar av variabiliteten inom- och mellan de individer som deltog i två mätningar redovisas i tabell 11.

Tabell 11. Inomindividvariabiliteten i procent av den totala variabiliteten.

Ämne	Inomindividvariabilitet
Bensen	19 %
Butadien	15 %
Formaldehyd	8 %
Acetaldehyd	20 %
Kvävedioxid	38 %

Stationära mätningar

Resultaten från mätningarna redovisas i tabell 12. En mätpunkt var belägen på en mätvagn som stod på Södervärn i gatunivå och den andra på Miljöförvaltningens tak. Sammanlagt utfördes fem mätningar av varje ämne på båda mätpositionerna.

Tabell 12. Uppmätta veckomedel- och medianhalter vid två stationära mätplatser i Malmö. Södervärn är en mätvagn i gatunivå och Miljöförvaltningens tak motsvarar urbana bakgrundshalter. Vidare presenteras p-värdet för test av skillnader (Mann-Whitney's U-test) mellan de två mätplatserna.

Ämne	Miljöförvaltningen			Södervärn			p
	Median	Medel	Spridning	Median	Medel	Spridning	
	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	
Bensen	1.0	1.1	0.9 - 1.7	2.0	2.2	1.8 - 3.0	0.008
Butadien	0.1	0.1	0.1 - 0.1	0.2	0.2	0.1 - 0.3	0.008
Formaldehyd	3	3	2 - 3	3	3	2 - 3	0.69
Acetaldehyd	0	0	0 - 1	1	1	0 - 1	0.31
Kvävedioxid	25	26	22 - 30	42	42	34 - 49	0.008
Bens(a)pyren ¹ (ng/m ³)	0.07	0.16	0.04 - 0.38	0.13	0.18	0.07 - 0.33	0.56

¹Endast fyra av fem mätningar är provtaget parallellt, se text.

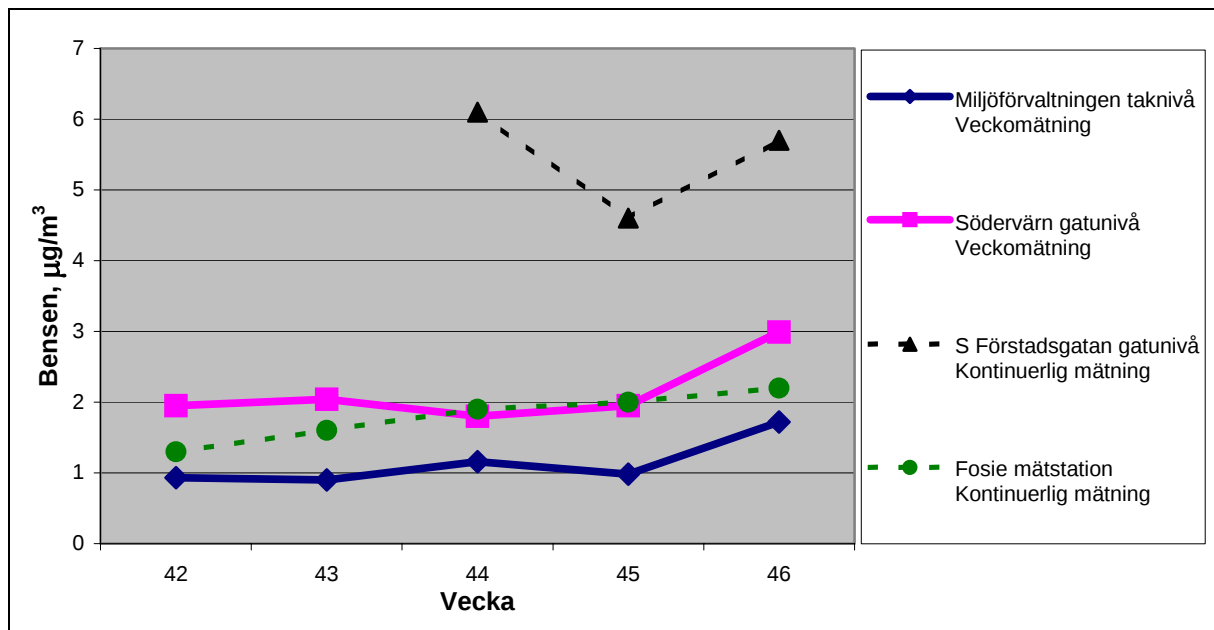
Det var en statistiskt signifikant storleksskillnad mellan halterna av bensen, butadien och kvävedioxid uppmätta på Miljöförvaltningens tak och i gatunivå på Södervärn, där de uppmätta halterna på Södervärn var högre (tabell 12). Däremot kan sådana differenser inte urskiljas för formaldehyd och acetaldehyd. Spridningen på de veckovis uppmätta resultaten är liten för samtliga ämnen. Mellan mätstationerna på Södervärn och Miljöförvaltningens tak var korrelationen för respektive ämne i flera fall hög, men inte statistiskt signifikant (tabell 13).

En PAH-provtagare gick sönder andra veckan på Södervärn och det blev en förskjutning mellan mättillfällena på Miljöförvaltningens tak och på Södervärn. Den totala mätperioden för PAH sträcker sig därför över sex veckor istället för fem veckor som övriga utomhusmätningar. Detta innebär att endast fyra av fem PAH-mätningar provtogs simultant. För dessa fyra var bens(a)pyrenhalterna på de två mätpositionerna i samma nivå och korrelerade väl (tabell 13). Däremot korrelerade inte summan PAH mellan Miljöförvaltningens tak och Södervärn ($r_s = -0.20$).

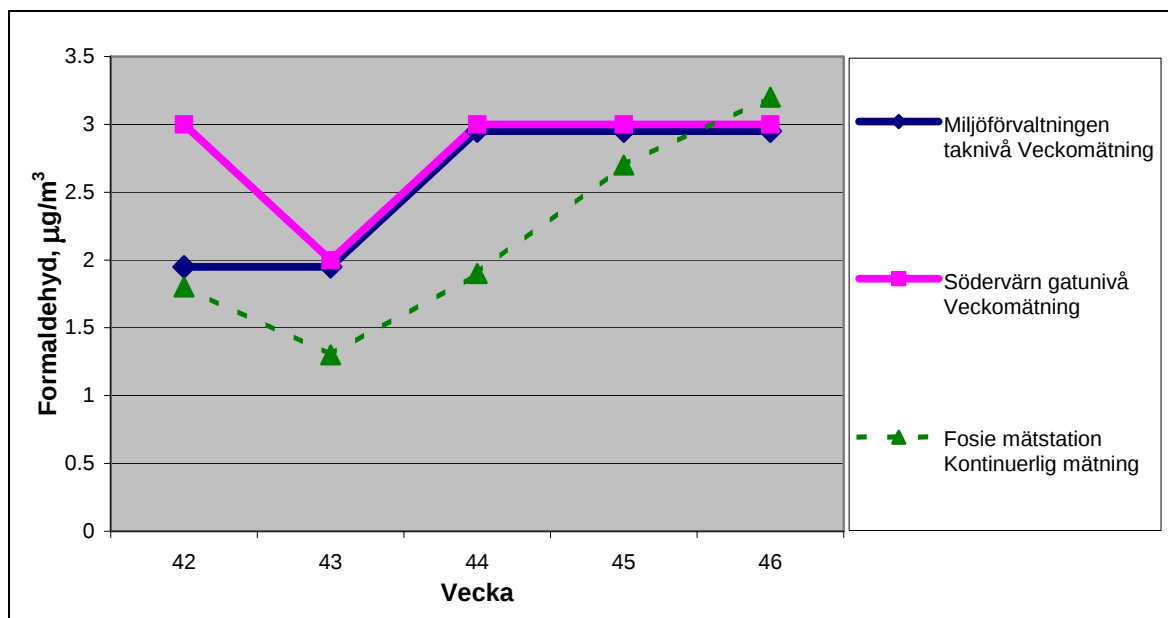
Tabell 13. Inbördes korrelationsfaktorer, samt p-värde, för respektive ämne uppmätta på Miljöförvaltningens tak och Södervärn.

Ämne	Korrelation, r_s	p
Bensen	0.05	0.94
Butadien	0.60	0.29
Formaldehyd	0.61	0.27
Acetaldehyd	0.41	0.50
Kvävedioxid	0.60	0.29
Bens(a)pyren	0.80	0.20

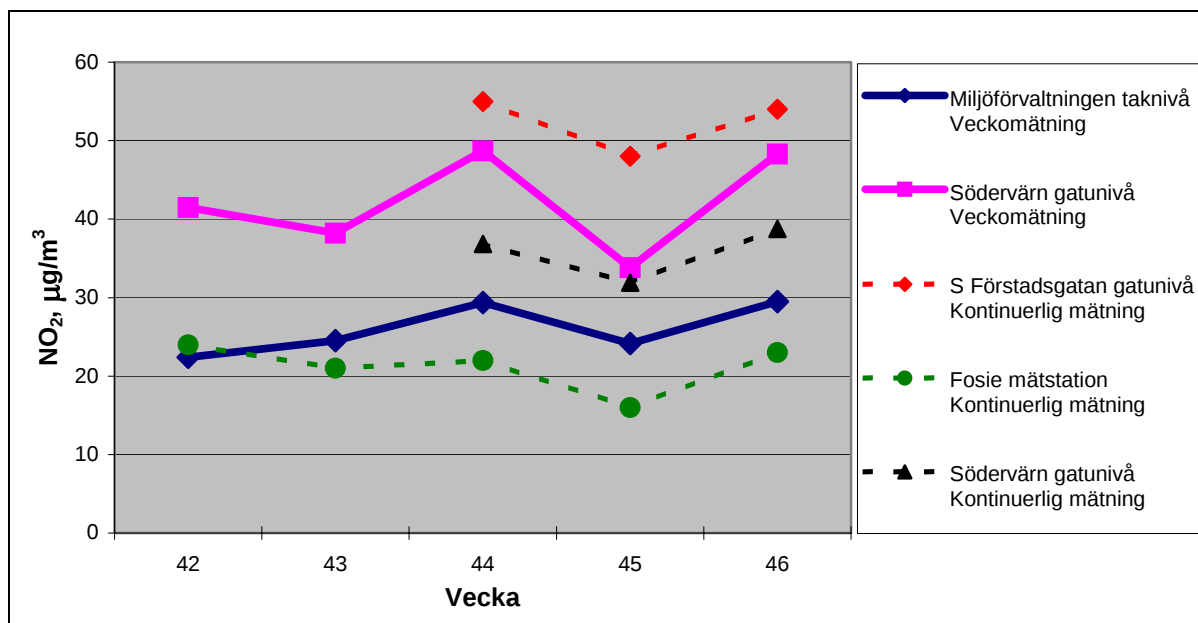
Liknande koncentrationsdynamik ses vid jämförelse mellan halterna uppmätta med hjälp av passiva provtagare och veckomedelvärden av Malmö Miljöförvaltnings kontinuerliga mätningar (figur 8 till 10). De kontinuerliga mätningarna på Södervärns mätvagn utförda av Miljöförvaltningen i Malmö startades först under v 44.



Figur 8. Dynamisk jämförelse mellan veckoprovtagningarna av bensen (heldragna linjer) och kontinuerliga mätvärden erhållna från Miljöförvaltningen i Malmö uppmätta på Södervärn, Södra Förstadsgatan och i Fosie.



Figur 9. Dynamisk jämförelse mellan veckoprovtagningarna av formaldehyd (heldragna linjer) och kontinuerliga mätvärden erhållna från Miljöförvaltningen i Malmö uppmätta i Fosie.



Figur 10. Dynamisk jämförelse mellan veckoprovtagningarna av kvävedioxid (heldragna linjer) och kontinuerliga mätvärden erhållna från Miljöförvaltningen i Malmö uppmätta på Södervärn, Södra Förstadsgatan och i Fosie..

Bensen och kvävedioxid korrelerade signifikant och negativt med nederbörd på Miljöförvaltningens tak, men inte på Södervärn. Butadien uppmätt på Miljöförvaltningens tak korrelerar signifikant och negativt med luftfuktighet. I övrigt fanns inga samband mellan meteorologiska faktorer och uppmätta ämnen.

Diskussion

I studien presenteras data från totalt 60 personburna mätningar av bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, acetaldehyd och kvävedioxid, samt tio personburna mätningar av PAH, utförda i Malmö under oktober och november 2003. Parallellt med de personburna mätningarna mättes samma ämnen även på två stationära mätpunkter utomhus, på Miljöförvaltningens tak, som anses representera Malmös urbana bakgrund, samt på Södervärn i gatunivå, fem veckor i följd.

Det har tidigare inte utförts liknande undersökningar på allmänbefolkningens personliga exponering för cancerframkallande luftföroreningar som medger lokal jämförelse i Malmö. Däremot har motsvarande studier genomförts i Göteborg 2000 (Sällsten *et al* 2001), Umeå 2001 (Modig *et al* 2002) och Stockholm 2002/2003 (Kruså *et al* 2003). En sammanställning av resultaten från de personburna mätningarna i Malmö, Göteborg, Umeå och Stockholm återfinns i bilaga 1. De urbana bakgrundshalterna är ungefär lika stora oberoende av omfattning på tätorten; det är samma haltnivåer i Stockholm som i mindre tätorter (Naturvårdsverket 2002). Detta stämmer bra överens med undersökningarna i de fyra städerna, i vilka de inbördes resultaten för urban bakgrund är förvånansvärt lika. Vad som däremot skiljer något är spridningen i uppmätta utomhushalter, där Malmö uppvisade en mycket liten haltvariation under mätperioden. I Umeå var spännvidden för vissa ämnen avsevärt bredare än i Malmö, t ex varierade halterna av bensen och butadien med en faktor 20 i gatunivå i Umeå (Modig *et al* 2002). Motsvarande mätningar på Södervärn i Malmö skiljde sig endast med en faktor två.

Materialet från både de personburna och stationära mätningarna är förhållandevis litet, vilket innebär att slutsatserna man kan dra från statistiska beräkningar är begränsat.

Malmö är en stad med speciella väderförhållanden beroende på Skånes flacka landskap och närheten till havet. Detta medför ett blåsigare och mildare klimat som är gynnsamt för luftkvaliteten i stadsmiljön, tack vare en förbättrad luftomsättning. Trots en hög bakgrundshalt orsakad av föroreningar importerade från kontinenten och intensiv trafik i och utanför Malmö är alltså koncentrationerna av luftföroreningar relativt låga. I de centrala delarna av Malmö kan det vid hårt trafikerade gator däremot uppstå förhöjda luftföroreningshalter som kan påverka människors hälsa (Miljöprogram för Malmö stad 2003-2008). Vädret var något kallare och torrare vid mätningarna än normalt för perioden. Solinstrålningen var ungefär densamma som normalt.

Upptagsfaktorerna för bensen och butadien har validerats efter att mätningarna i Umeå och Stockholm utfördes. Tidigare användes upptagsfaktorerna 0.48 ml/min för bensen och 0.61 ml/min för butadien, medan resultaten från Malmö beräknades med de slutgiltigt bestämda upptagsfaktorerna 0.59 ml/min för bensen och 0.56 ml/min för butadien (Sunesson *et al* 2004). För att korrekt kunna jämföra data från Malmö med halterna från Umeå och Stockholm har bensenhalterna räknats ner med 19 % och butadienhalterna ökats med 9 % i den här rapporten. Det är också anledningen till att värdena i den här rapporten skiljer sig från originalrapporterna från Umeå och Stockholm.

Bensen

Personburna mätningar

Sammanställningen av de 40 första personburna mätningarna av bensen resulterade i en medianhalt på $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilken är högre än de uppmätta i Göteborg, $1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, och i Umeå, $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men lägre än den i Stockholm, $2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Av de sammanlagt 60 personliga mätningarna av bensen överskred 43 IMM:s lågrisknivå på $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och tre personer exponerades för högre halter än den från år 2010 lagstadgade miljökvalitetsnormen på $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (se figur 2). Deltagare nummer 14 hade den högsta exponeringen av bensen i båda mätomgångarna, 14.4 respektive $53.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dessa värden är svårförklarliga, men kan delvis förklaras med att personen är rökare, samt sov med sovrumsfönstret öppet i en centralt belägen bostad. Deltagaren eldade vid en campingutflykt under omgång 2, vilket också kan vara en bidragande faktor till den höga bensenexponeringen. Deltagare nummer 27 hade ett utomhusarbete och befann sig mycket i trafik. Personen både tankar och hanterar bensin i stor utsträckning i sitt yrke, samt är rökare.

Exponeringen för bensen är som förväntat signifikant högre hos rökare än hos icke-rökare. I en finsk och en dansk studie påvisas också den passiva rökningen vara en dominerande källa till exponering för bensen (Edwards *et al* 2001, Skov *et al* 2001), men detta kunde inte urskiljas i Malmö. Andelen rökare i studiepopulationen var anmärkningsvärt större än i normalbefolkningen i Malmö (19 - 79 år), 33 procent mot 20 procent (Folkhälsoinstitutet).

Regressionsanalysen visade att tankning och hantering av bensin är signifikant associerade till förhöjda bensenhalter. Exponeringen för bensen vid tankning eller hantering av bensin kan vara betydande (IEH 1999), trots att tankningstillfället oftast är en så liten del av mätperioden att det inte har någon effekt på den totala exponeringen (Ilgen *et al* 2001). Variabeln tid i trafik verkade inte ha inverkan enligt regressionsmodellen, trots att det föreligger en statistiskt signifikant korrelation mellan vistelse i trafik och förhöjda bensenhalter. Även om uppehållstiden i trafik är begränsad under ett dygn, vistas man då ofta i rusningstrafiken, vilken kan ge en omfattande bensenexponering (Cocheo *et al* 2000). Fotgängare hade lägre bensenhalter än deltagare som främst använde bil som fortskaffningsmedel. En undersökning utförd i England tyder på att halterna av monoaromatiska kolväten, såsom bensen, kan uppnå mer än dubbelt så höga halter inne i bilen jämfört med halter uppmätta vid vägkanten (Leung och Harrison 1999).

Stationära mätningar

I Malmö underskred alla mätningar, både på Miljöförvaltningens tak och på Södervärn, den rådande miljökvalitetsnormen för bensen på $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ till 2010. Om man däremot jämför de uppmätta halterna mot IMM:s lågrisknivå på $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ överskred alla mätningar på Södervärn och en mätning på Miljöförvaltningens tak detta värde. Halterna i gaturum är generellt sett två till tre gånger högre än i den urbana bakgrunden (Naturvårdsverket 2002), vilket är överensstämmande med mätningarna i Malmö.

Vid jämförelse mellan Malmö stads kontinuerliga mätningar av bensen på Södra Förstadsgatan och veckomätningarna utförda med de passiva provtagarna på busstorget på Södervärn är förvisso diskrepansen i halter ansevärd, men dynamiken är i stort sett densamma (se figur 8). Anledningen till detta kan vara att de kontinuerliga mätningarna sker i ett snävtare

gaturum med hög trafikbelastning och låg luftomsättning, medan busstorget, på vilket veckomätningarna utfördes, är en öppen yta med större förutsättningar till luftomblandning (se figur 1).

Under senare år har lufthalterna av bensen i tätortsluft minskat, främst beroende på miljöklassning av bensen (Palmgren *et al* 2001). I Sverige innebär detta en reduktion av bensen i bensen till maximalt en volymprocent. Krav på katalysator i bilar producerade efter 1989, samt åtgärder för att minska avdunstningsförluster från bilar och bensindistribution har också haft betydelse. I tidigare studier av luftkvaliteten utförda av Miljöförvaltningen i Malmö under 2000/2001 varierade bensenhalterna i stadsmiljön mellan 2 och 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Miljöprogram för Malmö stad 2003-2008). Trenden för bensenemissionerna i Malmö förfaller vara avtagande om man beaktar återkommande mätningar på olika punkter i stadskärnan. Upprepade mätningar i gatunivå utmed Amiralsgatan, en i hög grad trafikbelastad central väg, under 1996/1997 respektive 2002/2003 tyder på minskade bensenutsläpp med 60 %, från 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ till 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Nilsson Rapport 26/2003). Sålunda trafikflödena inte tilltar, bör inte halterna öka.

Korrelationen inbördes mellan de stationära mätplatserna för bensen var låg ($r_s=0.05$). Detta kan grunda sig i att variationen i uppmätta halter på respektive mätposition var liten och kan möjligtvis även bero på en skrubbeffekt, d v s att regn tvättar bensen ur luften. Stöd för urtvättningsteorin är att mätningarna av den urbana bakgrunden av bensen på Miljöförvaltningens tak korrelerade signifikant och negativt med nederbörd, vilket den inte gjorde på Södervärn. Våtdepositionen är inte märkbar i gatunivå, beroende på den direkta närheten mellan trafik och provtagare.

1,3 - Butadien

Personburna mätningar

Medianen för de 40 personburna mätningarna av butadien var 0.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket är obetydligt högre än de resultat man erhållit i Umeå och Stockholm, 0.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive 0.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Enligt ett preliminärt riktvärde på 0.2 - 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Finnberg *et al* 2003), underskrider endast tre av deltagarna den nedre riktvärdesgränsen. Av de 40 deltagarna hade 12 personer halter högre än eller tangerande den övre gränsen.

Rökare i denna studie hade i median över sex gånger högre halter än icke-rökare. De fyra deltagarna med de högsta butadienhalterna är alla rökare. Både rökning och passiv rökning visade sig som förväntat vara signifikanta variabler i regressionsanalysen för butadienexponering. Miljötobaksrök är den största inomhuskällan till butadien (Nazaroff och Singer 2004).

Vedeldare hade dubbelt så höga butadienhalter som deltagare i icke-vedeldade hem i Malmö. I en nyligen genomförd studie i Göteborg sågs ett statistiskt signifikant samband mellan personer som använde ved för uppvärmning av bostaden och stigande, personlig butadienexponering (Gustafson *et al* 2003).

Stationära mätningar

Den urbana bakgrundshalten av butadien under mätperioden var $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och trots att genomsnittskoncentrationen i gatunivå var dubbelt så hög, $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (med en maximal veckokoncentration på $0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), hamnar de stationära mätningarna i det nedre intervallet av IMM:s riktvärde, $0.2 - 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Formaldehyd

Personburna mätningar

Medianvärdet för de personburna mätningarna av formaldehyd var $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket är i nivå med resultaten som presenterades av Göteborg, Umeå och Stockholm, $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kunskapen om personlig exponering för formaldehyd är begränsad. Exponeringen ligger inom de gränser som IMM har angett som riktvärde, $12-62 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Byggmaterial som innehåller formaldehydbaserade adhesiv är välkända inomhuskällor till formaldehyd. Detta kan vara allt från spånplattor och isoleringsmaterial till golvmattor och möbler (Jurvelin *et al* 2001, Loh *et al* 2001). I Malmö, i likhet med resultat från motsvarande studier i Göteborg, Umeå och Stockholm, var medianhalten för personlig exponering av formaldehyd högre för boende i enfamiljshus än för dem som bodde i flerfamiljshus. En aktuell studie i Göteborg visar att enfamiljshus har anmärkningsvärt högre inomhushalter av formaldehyd än lägenheter, $47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Inomhushalterna korrelerade dessutom väl med den simultant uppmätta, personliga exponeringen för formaldehyd (Gerd Sällsten, Yrkes- och miljömedicin Göteborg, muntlig kommunikation). Bostadens ålder och utformning spelar också roll, då yngre material emitterar större mängder formaldehyd än äldre, samt att modernare bostäder tenderar att ha sämre ventilation och vara mer isolerade och således stänga in formaldehyden (Sakai *et al* 2004). Alltså är det att vänta att ökad luftning av bostaden skulle medföra en lägre formaldehydexponering. Så verkar också vara fallet, eftersom formaldehydhalterna i studien i Malmö sjunker med ökande ventilerings.

Tobaksrök innehåller formaldehyd, men motsägelsefullt nog var de uppmätta koncentrationerna av formaldehyd lägre för rökare än icke-rökare och skillnaden var statistiskt signifikant. En möjlig socioekonomisk aspekt och förklaring till paradoxen är att rökare oftare än icke-rökare är bosatta i lägenhet och att de generellt sett högre inomhusemissionerna av formaldehyd i enfamiljshus ger ett större genomslag än rökning. I studien i Malmö bodde det procentuellt fler rökare i lägenheter än i villor.

Regressionsmodellen visade att tid inomhus i bostad, samt rökning, var signifikanta variabler för formaldehyduppskattning. Tid inomhus i bostad var relaterad till formaldehydexponering, vilket är förenligt med teorin att inomhusluften ger den huvudsakliga exponeringen. Att det endast var tid i bostadsmiljön och inte den totala tiden inomhus som gav utslag kan bero på att 70 % av deltagarnas dygn spenderades i hemmet.

Stationära mätningar

Skillnaderna i lufthalter på Södervärn respektive Miljöförvaltningens tak var ringa och endast en veckomätning avvek (se figur 9). I förhållande till kontinuerlig mätning av urban bakgrund i Fosie är halttenden på Miljöförvaltningens tak och på Södervärn ungefär densamma.

Jämfört med resultaten erhållna i Umeå var de personburna halterna ungefär fem gånger högre än de uppmätta stationärt utomhus, både på Miljöförvaltningens tak och på Södervärn.

Acetaldehyd

Personburna mätningar

För deltagarna i Malmö var den genomsnittliga exponeringen för acetaldehyd $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket är likvärdigt med motsvarande halt uppmätt i Stockholm på $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Varken Göteborg eller Umeå erhöi i motsvarande projekt korrekta mätresultat som medger jämförelse. Däremot kartlades personlig exponeringen för acetaldehyd i en studie om vedeldnings påverkan på inom- och utomhuskoncentrationer i Göteborg under 2000/2001 (Gustafson et al 2003). Resultatet visade att det inte fanns signifikanta skillnader mellan vedeldare och icke-vedeldare och den genomsnittliga personliga exponeringen uppnådde $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket överensstämmer med nivåerna som uppmäts både i Malmö och i Stockholm. Studier i Finland respektive i Frankrike visar på liknande eller något högre personlig exponering av acetaldehyd, $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Jurvelin et al 2001, Gonzales-Flesca et al 1999).

Liksom för formaldehyd var medianhalten för acetaldehyd något högre för dem som bodde i enfamiljshus än för dem som bodde i flerfamiljshus, men skillnaden var inte statistiskt signifikant. Huvudexponeringen för människor sker inomhus (Jurvelin et al 2001) och följdriktigt var deltagarnas medianexponering av acetaldehyd avsevärt högre än medianhalterna uppmätta stationärt utomhus på Södervärn och Miljöförvaltningens tak, $1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket styrker teorin om att den väsentliga exponeringsmiljön för acetaldehyd är inomhus.

De uppmätta koncentrationerna av acetaldehyd var högre för rökare än icke-rökare, men skillnaden var inte statistiskt signifikant ($p=0.056$). I likhet med undersökningen utförd i Stockholm var personburet mätt acetaldehyd signifikant associerat med butadien, vilket kan förklaras med att båda är förbränningsprodukter som alstras vid cigarettökning.

Kvävedioxid

Personburna mätningar

I den aktuella undersökningen i Malmö uppmätte deltagarna en medianexponering på $14 \mu\text{g}$ kvävedioxid/ m^3 och alla utom en person underskred miljö kvalitetsnormen, $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I motsvarande studier i Umeå och Stockholm erhöi man resultaten $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Gasspisar är den största källan till kvävedioxid i inomhusluft och förekomst av gasspis i hemmet medför en klart förhöjd kvävedioxidexponering (Monn et al 1998, Gauvin et al

2001). I Malmö noterades en stark korrelation mellan personliga kvävedioxidhalter och gasspis i hemmet. När "befintlig gasspis i hemmet" inkluderades i regressionsanalyserna blev det den enda signifikant beroende variabeln. Utan gasspifaktorn föll inte någon variabel ut som signifikant. I både Malmö och Stockholm deltog personer med gasspis i bostaden, medan ingen av Umeås deltagare hade gasspis, vilket delvis kan förklara diskrepansen mellan de personburna kvävedioxidmätningarna och den låga medianhalten i Umeå. Utomhus har kvävedioxid företrädesvis sitt ursprung från trafik och halterna uppmätta stationärt på Miljöförvaltningens tak och Södervärn, 25 respektive 42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, var ungefär två till tre gånger högre än de personburna medianhalterna.

Det framstod ingen signifikant skillnad mellan kvävedioxidhalterna som uppmättes personburet hos rökare respektive icke-rökare i Malmö. Rökning och passiv rökning förefaller ha olika betydelse i olika studier, där några hävdar att tobaksrök är en betydande orsak till förhöjd inomhusexponering (Monn *et al* 1998, Sakai *et al* 2004), medan tobaksrök inte hade något genomslag avseende förhöjda kvävedioxidhalter vare sig i Malmö, Stockholm eller i Umeå.

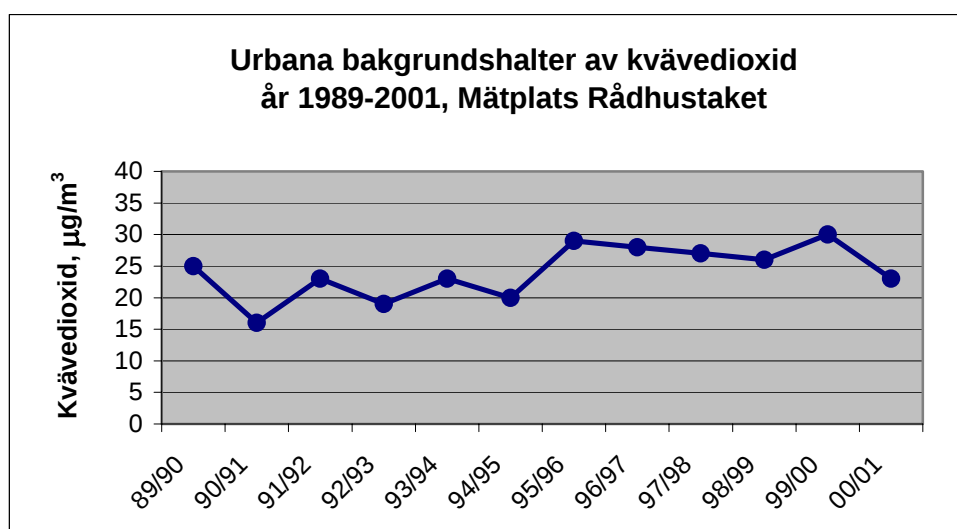
Utomhus har kvävedioxid företrädesvis sitt ursprung från trafik och halterna uppmätta stationärt på Miljöförvaltningens tak och på Södervärn var ungefär två till tre gånger högre än de personburna medianhalterna. Trots detta verkar utomhuskoncentrationerna av kvävedioxid, liksom exponering för tobaksrök, ha en underordnad betydelse för den totala kvävedioxidexponeringen vid förekomst av gasspis i hemmet.

Stationära mätningar

De stationärt uppmätta halterna på Miljöförvaltningens tak och Södervärn uppnådde 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I en studie i Skåne modellerades befolkningens exponeringsnivåer av kvävedioxid och enligt beräkningsmodellen Airviro är årsmedelxponeringen utanför bostad 24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för befolkningen i Malmö (Welinder *et al* 2003). På vinterhalvåret ökar kvävedioxidhalterna och därför borde det modellerade årsmedelvärde ha varit något lägre än det uppmätt på Miljöförvaltningens tak.

Kvävedioxidhalterna avtog under 80-talet tack vare tekniska förbättringar av motorfordon, men minskningen stagnerade och halterna har sedan dess hållit sig jämna eller tilltagit något igen (Sjöberg *et al* 2004). I stadsmiljö härstammar 70 - 80 % av kvävedioxidhalterna från trafik. Reduktionen av kvävedioxid är långsammare i tätortsmiljö än i mindre orter och på landsbygden, möjligtvis för att effekten av katalytiska avgasrenare motverkas av en ökad trafikintensitet. Dessutom har den tunga trafikens utsläpp av kväveoxider i tätorter ökat under perioden 1988-94 (Vägverket).

År 1998 infördes en miljö kvalitetsnorm för kvävedioxid på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (årsmedelvärde) som ska uppfyllas senast vid årsskiftet 2005/2006. I figur 11 återges mätningar utförda av Miljöförvaltningen i Malmö på Rådhuset och representerar stadens urbana bakgrundshalter mellan 1989 och 2001 (Naturvårdsverket 2001). Här kan utläsas att bakgrundshalterna inte förändrats nämnvärt under det gångna decenniet och om trafiken i Malmö inte ökar bör inte miljö kvalitetsnormen överskridas. Samma resultat är redovisat vid gatumätningar i periferin av Malmö stad, där sannolikheten att luftkvaliteten inte ska klara normen vid årsskiftena 2004/2005 och 2005/2006 anses vara liten (Nilsson Rapport 27/2003).



Figur 11. Vinterhalvårsmedelvärden av kontinuerligt uppmätta halter på Rådhuset i Malmö.

Avseende kvävedioxidhalter i gatunivå har dessa varit konstanta eller svagt ökande sedan mitten av 90-talet, visar upprepade mätningar utmed Nobelvägen i Malmö (Nilsson Rapport 26/2003). Årsmedelvärdet har varit strax över $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och underskrider miljö kvalitetsnormen, medan dygnsmedelvärdet vintertid däremot ofta överskrider $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Miljöförvaltningen i Malmö bedömer att risken att miljö kvalitetsnormen för kvävedioxid överskrids vid Nobelvägen till 2005 är stor.

PAH

Personburna och stationära sovrumsmätningar

Medianhalten för personburet uppmätt bens(a)pyren, $0.17 \text{ ng}/\text{m}^3$, var dubbelt så hög i Malmö i jämförelse med motsvarande resultat i Göteborg, $0.07 \text{ ng}/\text{m}^3$, Umeå, $0.08 \text{ ng}/\text{m}^3$, och Stockholm, $0.09 \text{ ng}/\text{m}^3$. Personalens genomsnittliga sovrumshalt var $0.17 \text{ ng}/\text{m}^3$, medan den för de slumpade deltagarna var något lägre, $0.11 \text{ ng}/\text{m}^3$. Skillnaden var dock inte signifikant. I Göteborg, Umeå och Stockholm var klinikpersonalens inomhushalt $0.06 \text{ ng}/\text{m}^3$, $0.07 \text{ ng}/\text{m}^3$ respektive $0.12 \text{ ng}/\text{m}^3$, och befolkningsurvalets inomhushalt $0.07 \text{ ng}/\text{m}^3$, $0.17 \text{ ng}/\text{m}^3$ och $0.10 \text{ ng}/\text{m}^3$.

IMM har fastställt en lågrisknivå för bens(a)pyren på $0.1 \text{ ng}/\text{m}^3$ (Boström *et al* 2002) och sju av tio personburna mätningar överskred detta värde, samt elva av tjugo inomhusmätningar. Det fanns en rökare bland personalen och två i den slumpade gruppen, men det uppvisades ingen signifikant skillnad i PAH-halter mellan rökare och icke-rökare vid inomhusmätning. I Berlin mätte man vintern 1997/1998 PAH i över hundra hushåll, vilket resulterade i en medelhalt på $0.25 \text{ ng}/\text{m}^3$ bens(a)pyren hos icke-rökare. Rökare hade en väsentligt högre inomhushalt, $0.65 \text{ ng}/\text{m}^3$, vilket är rimligt, då PAH bildas vid cigaretttrökning (Fromme *et al* 2004). Att rökning inte visar på genomslag i Malmöstudien kan bero på det begränsade materialet.

I bilaga 1 redovisas att Malmö har den högsta medianhalten bens(a)pyren, men den lägsta mediansumman PAH av de fyra jämförda städerna. Bens(a)pyren används ofta som en indikatorförening för PAH och borde korrelera väl med totala mängden PAH, vilket inte kunde påvisas i denna studie. En förklaring kan vara att antalet mätningar (n=10) är begränsat. Att de relativa förhållandena mellan bens(a)pyren och summan PAH varierar mellan de fyra städerna indikerar på olika emissionskällor.

Stationära utomhusmätningar

De stationära mätningarna visade att halterna i gatunivå på Södervärn var ungefär i samma nivå som den urbana bakgrunden uppmätt på Miljöförvaltningens tak. Halterna är lägre än de rapporterade från Umeå och Stockholm, där man vid E4:an i Umeå uppnått en medianhalt på 0.30 ng/m³ och i gatunivå vid Hornsgatan i Stockholm 0.28 ng/m³. Utomhus är trafiken huvudkällan till PAH, och trafiktätheten på Hornsgatan i Stockholm var dubbelt så hög som på Södervärn i Malmö vid mättillfällena (ca 40 000 fordon/dygn respektive 23 000 fordon/dygn). Trafikbelastningen på E4:an i Umeå (24 000 fordon/dygn) är däremot jämförbar med den på Södervärn i Malmö och trots detta är halterna två till tre gånger så höga i Umeå. Detta kan bero på att E4:an i högre grad är belastad med tyngre trafik och högre hastigheter. Dessutom var vädret kallare än normalt vid mätningarna i Umeå, vilket främjar inversion och därmed högre bens(a)pyrenhalter.

Variabilitet

Variabiliteten beräknades för samtliga personburna mätningar på de individer på vilka det utfördes två mätningar. En jämförelse mellan Göteborgs, Umeås, Stockholms och Malmös inomindividvariabilitet ses i tabell 14.

Tabell 14. Inomindividvariabilitetens andel av den totala variabiliteten i procent.

Ämne	Inomindividvariabilitet i procent			
	Malmö	Stockholm	Umeå	Göteborg
Bensen	19	24	15	58
Butadien	15	20	13	-
Formaldehyd	8	52	18	10
Acetaldehyd	20	45	-	-
Kvävedioxid	38	32	25	-

Allmänt sett var inomindividvariabiliteten av de personburna mätningarna i Malmö en liten del av den totala variabiliteten. Detta är troligen ett resultat av en intensiv provtagning som endast varade i sex veckor, där deltagarnas aktivitetsmönster inte hann förändras i någon större utsträckning beroende på vädret, samt av jämna utomhusnivåer av föroreningarna. Omgivningsluftens koncentration av bensen, butadien och kvävedioxid varierar med

årstiderna med de högsta halterna under vinterhalvåret. Utomhusklimatet influerar även människors aktivitetsmönster och man tenderar att uppehålla sig mer inomhus vid kallare väder, vilket innebär större exponering för aldehyder, särskilt formaldehyd. Därför tilltar inomindividvariabiliteten vanligtvis med ökande tidslängd mellan två provomgångar.

I Malmö är variabiliteten för formaldehyd mellan individer klart dominerande, vilket innebär att det inte finns anledning till upprepade mätningar på samma individ.

Stockholms relativt höga inomindividvariabilitet härrör sig med stor sannolikhet från den totala mätperiodens utsträckning i tiden, med början i februari till april, med stor förändring i medeldygnstemperatur från första till andra mätomgången och därmed förändrat vistelsemönster till följd.

Validitet

Urvalet av försökspersoner gjordes slumpmässigt och bortfallet var 57 %, vilket i mycket berodde på språksvårigheter, då en stor del av Malmös befolkning har invandrarbakgrund. Vissa tätbefolkade områden i Malmö, såsom Rosengård och Västra Innerstaden, var underrepresenterade i studien, medan de centrala delarna var överrepresenterade. Detta kan innebära att de trafikrelaterade luftföroreningarna under mätperioden har överskattats något på grund av den högre trafikintensiteten i de centrala delarna av Malmö i förhållande till mer perifera stadsdelar. Den geografiska fördelningen av deltagarna finns återgivna i en karta i bilaga 2.

Arbetslösheten var långt större i studien än normalstatistiken (20 - 64 år) för Malmö, 18 % respektive 6 % (Folkhälsoinstitutet). Av deltagarna uppgav 33 % att de var rökare. Enligt en folkhälsoenkät utförd 2000 röker totalt 20 % av Malmös befolkning i åldrarna 19 - 79 år dagligen (Carina Nilsson, Socialmedicinska enheten MAS, personlig upplysning). Dock röker en tredjedel av normalbefolkningens arbetslösa, och eftersom arbetslösa är överrepresenterade i denna studie, kan detta dra upp statistiken något. Fördelningen mellan kön, åldrar och boendeform anses vara acceptabel.

Mätstrategi

I Malmö valdes två typer av stationära mätpunkter, en som representerade den urbana bakgrunden, samt en i ett tättrafikerat gaturum i centrum. Provtagarna byttes varje måndag, medan deltagarna startades vilken vardag som helst, vilket gör det svårt att direkt jämföra utomhushalter med personlig exponering. En bättre strategi för att jämföra stationära med personburna mätningar är att starta utomhusprovtagningen simultant med den personburna provtagningen även om det medför ett större resurskrav i form av personal.

Utöver de personburna mätningarna hade det varit intressant att mäta inomhushalter i bostaden, eftersom över 70 procent av dygnet spenderas i hemmet, samt utanför bostaden på balkong eller motsvarande för att utvärdera eventuell samvariation mellan utomhus- och inomhushalter av luftföroreningar.

De personburna provtagarna bars i ett band runt halsen för att underlätta förflyttning av provtagarna och för att undvika att blockera diffusionskanaler.

Bortfallet på grund av språksvårigheter skulle kunna minskas om informationsutskicket var tillgängligt på fler språk än svenska.

Tack

Först och främst ett hjärtligt tack till Helene Ottosson och Karin Paulsson på Yrkes- och miljömedicinska kliniken i Lund för all assistens vid provtagningarna. Särskilt stort tack också till Henric Nilsson och Susanna Gustafsson på Miljöförvaltningen i Malmö för ovärderlig hjälp med placering och montering av stationär mätutrustning, samt för goda råd och information. Ett tack till alla deltagare och personal på Yrkes- och miljömedicin i Lund, samt på Miljöförvaltningen i Malmö som ställde upp i undersökningen. Tack till Miljöförvaltningen i Malmö för upplåtande av mätplatser på Miljöförvaltningens tak, samt tillgång till mätvagnen på Södervärn. Provtagarna analyserades av Arbetslivsinstitutet i Umeå av Margit Sundgren, Margaret Rhén, Anna-Lena Sunesson och Annika Hagenbjörk-Gustafsson, samt av IVL i Göteborg av Erika Junedahl, och vi tackar er alla för ett mycket gott och trevligt samarbete!

Referenser

- Boström C-E, Gerde P, Hanberg A, Jernström B, Johansson C, Kyrklund T, Rannug A, Törnqvist M, Victorin K, Westerholm R (2002) *Cancer risk assessment, indicators and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the ambient air*. Environmental Health Perspectives 110 suppl 31 (451-488)
- Cocheo C, Sacco P, Boaretto C, de Saeger E, Ballesta P, Skov H, Goelen E, Gonzalez N, Caracena A (2000) *Urban benzene and population exposure*. Nature 404 (141-142)
- Dollard GJ, Dore CJ, Jenkin ME (2001) *Ambient concentrations of 1,3-butadiene in the UK*. Chemico-Biological Interactions 135-136 (177-206)
- Edwards RD, Juvelin J, Saarela K, Jantunen M (2001) *VOC concentrations measured in personal samples and residential indoor, outdoor and workplace microenvironments in EXPOLIS-Helsinki, Finland*. Atmospheric Environment 35 (4531-4543)
- Folkhälsoinstitutet <http://www.fhi.se>
- Finnberg N, Gustavsson P, Högber J, Johansson G, Sällsten G, Warholm M, Viktorin M (2003) *Kortfattad riskbedömning av 1,3-butadien*. Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet
- Fromme H, Lahrz T, Piloty M, Gebhardt H, Oddoy A, Rüdén H (2004) *Polycyclic aromatic hydrocarbons inside and outside of apartments in an urban area*. Science of the Total Environment 326 (143-149)
- Gauvin S, Le 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)
- Gustafson P, Barregård L, Strandberg B, Johannesson S, Sällsten G (2003) *Inverkan av vedeldning på exponeringen för bensen, 1,3-butadien, formaldehyd och acetaldehyd*. Yrkes- och miljömedicin, Göteborg 2003-12-16
- Hagenbjörk-Gustafsson A, Lindahl R, Levin J-O, Karlsson D (1999) *Validation of diffusive sampler for NO₂*. Journal of Environmental Monitoring 1 (349-352)
- Hagenbjörk-Gustafsson A, Lindahl R, Levin J-O, Karlsson D (2002) *Validation of the Willems badge diffusive sampler for nitrogen dioxide determinations in occupational environments*. Analyst 127 (163-168)
- IARC <http://www.iarc.fr/>
- IEH (1999) *IEH Report on benzene in the environment (Report R12)*. Leicester, UK. MRC Institute for Environment and Health
- Ilgen E, Levsen K, Angerer J, Schneider P, Heinrich J, Wichmann H-E (2001) *Aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment. Part III: personal monitoring*. Atmospheric Environment 35 (1265-1279)

ISO 12884:2000 *Ambient air – Determination of total (gas and particle-phase) polycyclic aromatic hydrocarbons – Collection on sorbent-packed filters with gas chromatographic/mass spectrometric analyses.*

Johansson C, Wideqvist U, Hedberg E, Vesely V, Swietlicki E, Kristensson A, Westerholm R, Elswier R, Johansson P-Å, Burman L, 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

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.* Journal of Air Waste Management Association 51 (17-24)

Kruså M, Bellander T, Nilsson M (2003) *Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Stockholm 2002/2003.* Rapport till Naturvårdsverket

Leung P-L, Harrison R (1999) *Roadside and in-vehicle concentrations of monoaromatic hydrocarbons.* Atmospheric Environment 33 (191-204)

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

Miljöprogram för Malmö stad 2003-2008 – Plattform för ekologiskt hållbar utveckling.
www.malmo.se

Min Kim Y, Harrad S, Harrison RM (2001) *Concentrations and sources of VOCs in urban domestic and public microenvironments.* Environmental Science and Technology 35:6 (997-1004)

Modig L, Forsberg B, Hagenbjörk-Gustafsson A, Järnholm B, Levin J-O, Lindahl R, Rhén M, Segerstedt B, Sundgren M, Sunesson A-L, Brorström-Lunden E (2002) *Cancerframkallande ämnen i tätortsluft – Umeå 2001.* Rapport till 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 (2001) *Luftkvalitet i tätorter 2000/2001.* Rapport från Naturvårdsverket och Statistiska Centralbyrån. Beställningsnummer MI 24 SM 0101

Naturvårdsverket (2002) *Förslag till miljökvalitetsnorm för bensen och koloxid.* Redovisning av ett regeringsuppdrag Rapport 5208

Naturvårdsverket (2003) *Hur påverkar miljön människors hälsa? Mått och resultat från miljöövervakningen.* Rapport 5325

Naturvårdsverket (2004) *Nya miljökvalitetsnormer och delmål för miljökvalitetsmålet Frisk luft.* Rapport 5357

Nazaroff W, Singer B (2004) *Inhalation of hazardous air pollutants from environmental tobacco smoke in US residences.* Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 14 suppl. 1 (S71-S77)

Nilsson, Henric (2003) *Uppföljning av luftföroreningsmätning vid Nobeltorget 2002/2003*. Miljöförvaltningen i Malmö Rapport 26/2003

Nilsson, Henric (2003) *Luftföroreningsmätning i Oxie 2002/2003*. Miljöförvaltningen i Malmö Rapport 27/2003

Palmgren F, Hansen AB, Berkowicz R, Skov H (2001) *Benzene emission from the actual car fleet in relation to petrol composition in Denmark*. Atmospheric Environment 35 suppl. 1 (S35-S42)

Sakai K, Norbäck D, Mi Y, Shibata E, Kamijima M, Yamada T, Takeuchi Y (2004) *A comparison of indoor air pollutants in Japan and Sweden: formaldehyde, nitrogen dioxide, and chlorinated volatile organic compounds*. Environmental Research 94 (75-85)

Sjöberg K, Persson K, Lagerström M, Brodin Y (2004) *Luftkvalitet i tätorter*. IVL Svenska Miljöinstitutet Rapport 1553

Skov H, Hansen AB, Lorenzen G, Andersen HE, Løfstrøm P, Christensen CS (2001) *Benzene exposure and the effect of traffic pollution in Copenhagen, Denmark*. Atmospheric Environment 35 (2463-2471)

Sunesson A-L, Sundgren M, Levin J-O, Johansson O, Ljungkvist G, Strandberg B (2004) *Laboratorie- och fältvalidering av metoder för mätning av bensen med diffusionsprovtagning och automatisk termisk desorption*. Rapport till Naturvårdsverket från Arbetslivsinstitutet Umeå

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

Sällsten G (muntlig kommunikation) *Nivåer av formaldehyd i Göteborg: Personlig exponering, inomhus- och utomhuskoncentrationer*. Yrkes- och miljömedicin, Göteborg

Victorin K (1998) *Risk assessment of carcinogenic air pollutants*. Rapport från Institutet för Miljömedicin 1/98, Stockholm, ISSN-1101-2803

Vägverket <http://www.vv.se>

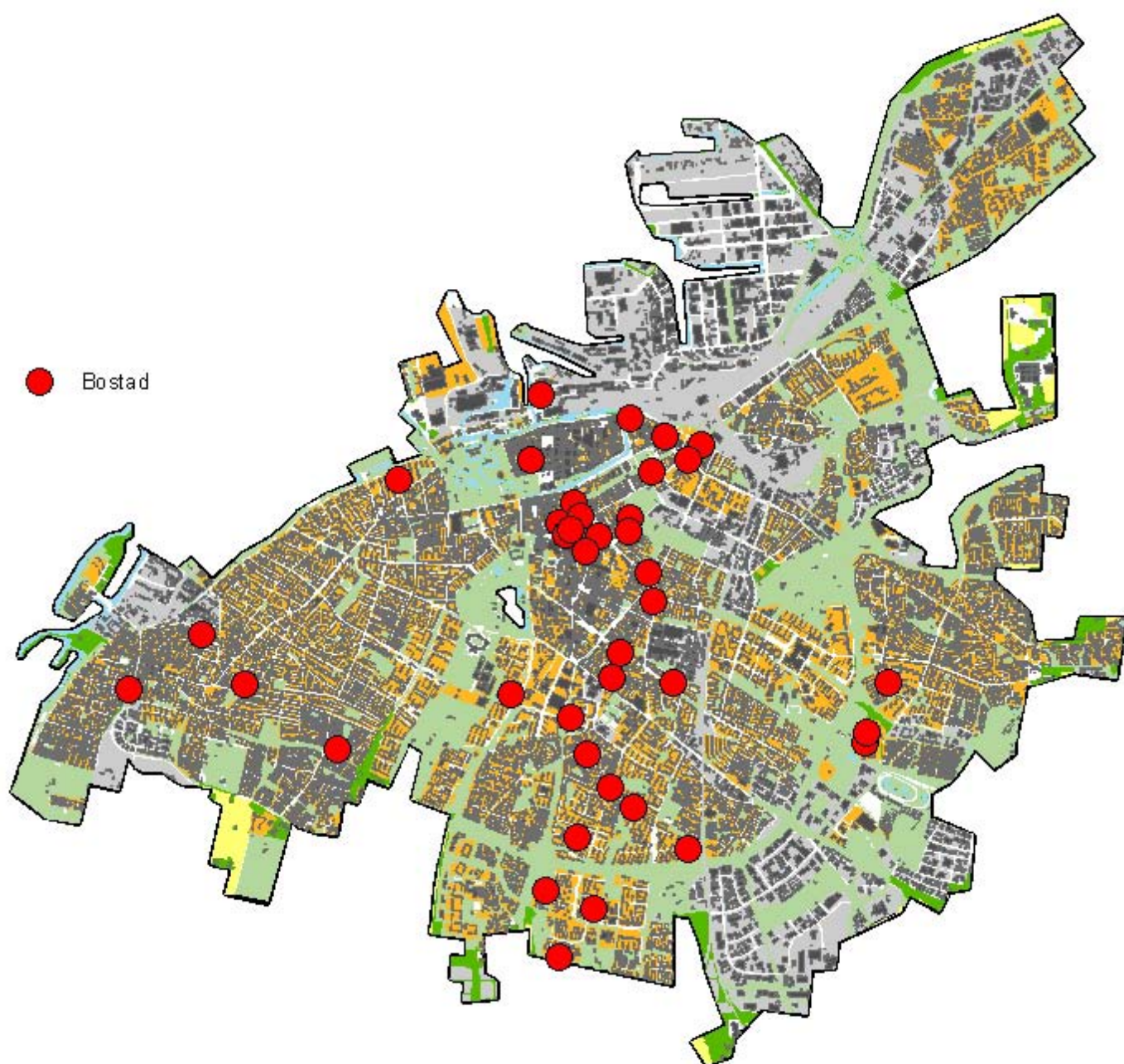
Welinder H, Axmon A, Gustafsson S, Tinnerberg H (2003) *Exponering för partiklar och NO₂ i Skåne: Omfattning och miljömedicinsk bedömning*. Delrapport till Naturvårdsverket Dnr 721-2728-02Mm

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

Bilaga 1. Personburna mätningar i Malmö, Göteborg, Umeå och Stockholm.

	Median µg/m ³	Range µg/m ³		Median ng/m ³	Range ng/m ³
Bensen			Bens(a)pyren		
Malmö	1.7	0.8 - 14.4	Malmö	0.17	0.05 - 0.40
Göteborg	1.0	0.5 - 6.5	Göteborg	0.07	0.03 - 0.26
Umeå	1.2	0.6 - 13.8	Umeå	0.08	<0.02 - 0.60
Stockholm	2.4	1.1 - 13.0	Stockholm	0.09	0.03 - 0.75
Butadien			Summa PAH		
Malmö	0.6	0.1 - 4.0	Malmö	24	6 - 119
Umeå	0.4	0.2 - 2.3	Göteborg	70	30 - 260
Stockholm	0.5	0.2 - 3.2	Umeå	32	10 - 60
			Stockholm	27	17 - 150
Formaldehyd					
Malmö	16	7 - 33			
Göteborg	19	9 - 77			
Umeå	15	6 - 82			
Stockholm	12	6 - 25			
Acetaldehyd					
Malmö	10	5 - 32			
Stockholm	13	8 - 35			
Kvävedioxid					
Malmö	14	0 - 49			
Umeå	8	3 - 21			
Stockholm	19	7 - 32			

Bilaga 2. Deltagarnas geografiska fördelning i Malmö



Bilaga 3. Allmänna frågor

Löpnummer: _____

Datum: _____

Namn: _____

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

Allmänna frågor:

1. Är Du rökare? Ja ☐ Nej ☐

2. Är Du snusare? Ja ☐ Nej ☐

3. Hur bor Du? villa ☐ lägenhet ☐ radhus/parhus ☐

Ungefärligt byggår: _____ Reparationsår: _____

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

kombination/övrigt _____

5. Finns det gasspis i Din bostad? Ja ☐ Nej ☐

6. Var arbetar/studerar Du i huvudsak?
Vid flera arbetsplatser eller skolor, skriv på baksidan (15).

Adress:

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

7. Yrke/studieinriktning? _____

8. Arbets/skoltider? _____

9. Färdmedel till arbete/skola? _____

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

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

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

[fler frågor på baksidan]

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

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

14. Hur ofta brukar Du vintertid uppleva luften som irriterande?

	dagligen eller nästan dagligen	ibland eller periodvis	aldrig eller nästan aldrig
a) i ditt bostadsområde	☐	☐	☐
b) mitt i centrum	☐	☐	☐

15. Övriga arbetsplatser eller skolor (forts från fråga nr 6)

Adress:

_____, _____, _____ Våningsplan _____
gata nr postnr kommun

Adress:

_____, _____, _____ Våningsplan _____
gata nr postnr kommun

Löpnummer: _____ Startdatum: _____ (dygn 0)
 Namn: _____
 Adress: _____ Våningsplan _____

Det är viktigt för oss att få en uppfattning om var Du i huvudsak har vistats under försöksperioden. Det kan vara svårt att komma ihåg dagboken, men ett förslag är att Du gör dagboksskrivandet till en (temporär) rutin. Du kan t ex fylla i dagboken innan Du tar av provtagarna för natten. Fyll i ett dygn i taget.

[illegible]

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

Adress dygn 1:

_____, _____, _____, _____ Våningsplan: _____
gata nummer postnummer kommun

Adress dygn 2:

_____, _____, _____, _____ Våningsplan: _____
gata nummer postnummer kommun

Adress dygn 3:

_____, _____, _____, _____ Våningsplan: _____
gata nummer postnummer kommun

Adress dygn 4:

_____, _____, _____, _____ Våningsplan: _____
gata nummer postnummer kommun

Adress dygn 5:

_____, _____, _____, _____ Våningsplan: _____
gata nummer postnummer kommun

Adress dygn 6:

_____, _____, _____, _____ Våningsplan: _____
gata nummer postnummer kommun

Adress dygn 7:

_____, _____, _____, _____ Våningsplan: _____
gata nummer postnummer kommun