

Hälsorelaterad miljöövervakning

# Cancerframkallande ämnen i tätortsluft

Göteborg 2012

Sandra Johannesson  
Yrkes- och miljöhygieniker

Lisa Svedbom  
Biomedicinsk analytiker

Bo Strandberg  
Docent, 1:e kemist

Gerd Sällsten  
Professor, 1:e yrkes- och miljöhygieniker

15 november 2013



NATIONELL  
MILJÖÖVERVAKNING  
PÅ UPPDRAG AV  
NATURVÅRDSVERKET



GÖTEBORGS UNIVERSITET

Sahlgrenska akademien

## Hälsorelaterad miljöövervakning luftföroreningar Cancerframkallande ämnen i tätortsluft

<p><b>Rapportförfattare</b> Sandra Johannesson, Göteborgs Universitet Lisa Svedbom, Göteborgs Universitet Bo Strandberg, Göteborgs Universitet Gerd Sällsten, Göteborgs Universitet</p>	<p><b>Utgivare</b> Arbets- och miljömedicin, Göteborgs Universitet <b>Postadress</b> Box 414, 405 30 Göteborg <b>Telefon</b> 031-786 63 00</p>
<p><b>Rapporttitel och undertitel</b> Cancerframkallande ämnen i tätortsluft, Göteborg 2012</p>	<p><b>Beställare</b> Naturvårdsverket 106 48 Stockholm <b>Finansiering</b> Regional MÖ</p>
<p><b>Nyckelord för plats</b> Göteborg</p>	
<p><b>Nyckelord för ämne</b> Personlig exponering, cancerframkallande ämnen, bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, kvävedioxid, partiklar, polycykliska aromatiska kolväten (PAH)</p>	
<p><b>Tidpunkt för insamling av underlagsdata</b> 2012</p>	
<p><b>Sammanfattning</b> Allmänbefolkningens exponering för bensen, 1,3-butadien, formaldehyd och kvävedioxid mättes på 40 slumpvis utvalda personer i Göteborg under hösten 2012. Upprepad mätning gjordes på 20 av deltagarna. Fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>) mättes i bostaden hos 20 personer. Hälften av deltagarna var kvinnor och hälften män, medianåldern var 32 år, fem personer var rökare.</p> <p>Medianexponeringen för bensen var 0,7 µg/m<sup>3</sup>, vilket underskrider lågrisknivån. För 1,3-butadien var medianvärdet 0,3 µg/m<sup>3</sup>, vilket är inom riktvärdesintervallet för långtidsexponering. Personlig exponering för bensen och 1,3-butadien var korrelerade. Medianexponeringen för formaldehyd var 19 µg/m<sup>3</sup>, vilket är inom riktvärdet. Median-exponeringen för kvävedioxid, 13 µg/m<sup>3</sup>, underskrider riktvärdet. För deltagare med upprepade mätningar fanns en korrelation mellan exponering i mätomgång ett och två för bensen och 1,3-butadien (r<sub>s</sub>=0,44), men inte för kvävedioxid. Det gick inte att påvisa någon skillnad i exponering mellan rökare och icke-rökare för bensen, 1,3-butadien eller kvävedioxid. För bensen var inom-individvariansen 48 %. Mellan-individvariansen dominerade för 1,3-butadien (85 %), medan inom-individvariansen (77 %) dominerade för kvävedioxid. För PM<sub>2,5</sub> i bostaden var medianvärdet 7 µg/m<sup>3</sup> och för bens(a)pyren i PM<sub>2,5</sub> 0,01 ng/m<sup>3</sup>. Båda dessa halter underskrider respektive riktvärde. Om en bostad där rökning skedde inomhus exkluderades var inomhushalterna av både PM<sub>2,5</sub> och bens(a)pyren korrelerade till de parallella mätningarna i urban bakgrund.</p>	

## Innehållsförteckning

<i>Sammanfattning</i> .....	4
<i>1. Bakgrund</i> .....	5
<i>2. Material och metoder</i> .....	6
2.1 Studiedesign.....	6
2.2 Urval och rekrytering av försökspersoner.....	7
2.3 Personburna mätningar .....	8
2.4 Stationära inomhusmätningar .....	8
2.5 Stationära utomhusmätningar i urban bakgrund .....	8
2.6 Mät- och analysmetoder.....	9
2.7 Statistiska metoder .....	10
<i>3. Resultat</i> .....	11
3.1 Studiegrupp och bakgrundsinformation.....	11
3.2 Personlig exponering .....	13
3.3 Variabilitet i personlig exponering .....	18
3.4 Stationära mätningar inomhus .....	19
3.5 Utomhusmätningar i urban bakgrund .....	21
3.6 Analys av tidstrender i personlig exponering .....	22
<i>4. Diskussion</i> .....	22
4.1 Personlig exponering .....	22
4.2 Inomhusmätningar .....	24
4.3 Utomhusmätningar i urban bakgrund .....	24
4.4 Resultat från samtliga HÄMI-undersökningar år 2000 - 2012 .....	25
<i>Tack!</i> .....	26
<i>5. Referenser</i> .....	27
<i>Bilaga 1. Information till försökspersoner</i> .....	30
<i>Bilaga 2. Enkät</i> .....	31
<i>Bilaga 3. Dagbok</i> .....	33
<i>Bilaga 4. Personburna mätningar</i> .....	35
<i>Bilaga 5. Stationära utomhusmätningar</i> .....	37

## Sammanfattning

Allmänbefolkningens exponering för de tre cancerframkallande ämnena bensen, 1,3-butadien och formaldehyd samt även kvävedioxid undersöktes i Göteborg under hösten 2012. I studien har deltagit 40 slumpvis utvalda personer i åldern 20-50 år boende i Göteborg som fick bära provtagare under en vecka. En upprepad mätning gjordes på 20 av deltagarna. Under perioden utfördes även stationära veckomätningar utomhus på två platser i centrala Göteborg. Utöver dessa ämnen mättes även fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>) i bostaden hos 20 personer.

Deltagarfrekvensen för undersökningen var 47 %. Svartsfrekvensen var 84 %, dvs ett antal av de personer som kontaktats per brev gick inte att nå. Hälften av deltagarna var kvinnor och hälften män, medianåldern var 32 år. Majoriteten av deltagarna (78 %), bodde i lägenhet. Den vanligaste typen av uppvärmningskälla i bostaden var fjärrvärme (58 %). Deltagarna tillbringade merparten av sin tid (median 87 %) inomhus.

Medianvärdet för personlig exponering för bensen var 0,7 µg/m<sup>3</sup> (95 % KI: 0,6-1,0 µg/m<sup>3</sup>), vilket underskrider lågrisknivån på 1,3 µg/m<sup>3</sup>. För 1,3-butadien var medianvärdet 0,3 µg/m<sup>3</sup> (95 % KI: 0,2-0,7 µg/m<sup>3</sup>), vilket ligger inom det intervall (0,2 – 1,0 µg/m<sup>3</sup>) som anges som riktvärde för långtidsexponering. Det fanns en korrelation mellan personlig exponering för bensen och 1,3-butadien ( $r_s=0,44$ ,  $p=0,005$ ). Medianexponeringen för formaldehyd var 19 µg/m<sup>3</sup> (95 % KI: 15-22 µg/m<sup>3</sup>), vilket ligger inom det intervall (12 – 60 µg/m<sup>3</sup>) som anges som riktvärde för långtidsexponering. Medianexponeringen för kvävedioxid var 13 µg/m<sup>3</sup> (95 % KI: 11-15 µg/m<sup>3</sup>), vilket underskrider riktvärdet 40 µg/m<sup>3</sup>.

För deltagare med upprepad mätning fanns en korrelation mellan exponering i mätomgång ett och två för bensen och 1,3-butadien men inte för kvävedioxid. Det var ingen skillnad i exponering mellan kvinnor och män för något av de undersökta ämnena. För bensen, 1,3-butadien och kvävedioxid gick det inte att påvisa någon skillnad i exponering mellan rökare och icke-rökare, även om cigarettök är en källa till dessa ämnen. För bensen var inom-individvariansen 48 %. Mellan-individvariansen dominerade för 1,3-butadien (85 %), dvs variabiliteten i exponeringen berodde huvudsakligen på skillnader mellan olika deltagare. För kvävedioxid dominerade inom-individvariansen (77 %), vilket innebär att variabiliteten till största del kunde förklaras av skillnader i exponering mellan de olika mätveckorna.

För mätningar av PM<sub>2,5</sub> inomhus i bostaden var medianvärdet 7 µg/m<sup>3</sup>, och för bens(a)pyren i PM<sub>2,5</sub> var medianvärdet 0,01 ng/m<sup>3</sup>. Båda dessa medianvärden underskrider respektive riktvärde. Om en bostad där rökning förekom inomhus exkluderades var inomhushalterna av både PM<sub>2,5</sub> och bens(a)pyren signifikant korrelerade till de parallella mätningarna i urban bakgrund ( $r_s=0,52$  resp.  $r_s=0,64$ ). I urban bakgrund uppmättes halter av bensen i nivå med den personliga exponeringen, medan halterna av 1,3-butadien var betydligt lägre utomhus liksom halterna av formaldehyd (ca 1/10 av personlig exponering). För kvävedioxid var medianvärdena 19 och 34 µg/m<sup>3</sup> för Medicinaregatan respektive Femman i Nordstan.

## 1. Bakgrund

I Naturvårdsverkets program för hälsorelaterad miljöövervakning (HÄMI) ingår bland annat undersökningar av allmänbefolkningens exponering för cancerframkallande ämnen. Syftet är att utvärdera allmänbefolkningens exponering för några cancerframkallande luftföroreningar och ge underlag för förbättrad riskvärdering för allmänheten.

International Agency for Research on Cancer (IARC) har nyligen (oktober 2013) klassificerat luftföroreningar från utomhusmiljö som cancerframkallande för människor (grupp 1), (Loomis m.fl., 2013). Tillräckligt vetenskapligt stöd finns för att luftföroreningar kan orsaka lungcancer. Klassificeringen gäller hela den komplexa mix av olika ämnen som luftföroreningar utgörs av. Fina partiklar, som utgör en betydande del av luftföroreningarna, utvärderades separat och bedömdes också som cancerframkallande för människor (grupp 1).

HÄMI undersökningen omfattar fem svenska städer, Malmö, Göteborg, Lindsberg, Stockholm och Umeå. De utvalda städerna representerar såväl storstadsregioner som kustnära städer, olika delar av landet samt mindre ort i inlandet (Lindsberg). Mätningarna utförs under hösten i en stad åt gången enligt ett rullande schema. Projektet ger därigenom möjlighet att jämföra städer, och på sikt studera tidstrender både inom städer och i landet som helhet. De första mätningarna utfördes år 2000 i Göteborg, och därefter har mätningar genomförts i Umeå 2001, Stockholm 2002/2003, Malmö 2003, Lindsberg 2005, Göteborg 2006, Umeå 2007, Malmö 2008, Stockholm 2009, Lindsberg 2010, och nu senast i Göteborg 2012.

De ämnen som ingår i HÄMI undersökningen är bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, kvävedioxid, fina partiklar och polycykliska aromatiska kolväten.

### **Bensen**

Bensen är ett ämne med säkerställd carcinogen effekt på människa. Det innebär att bensen har klassats i grupp 1 av IARC (IARC, 1982). De huvudsakliga källorna till människors exponering för bensen är bilavgaser, avdunstning av motorbensin, vedeldning och annan förbränning samt cigarettök. I Sverige har Institutet för miljömedicin (IMM) angett en lågrisknivå på  $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  för bensen (Victorin, 1998).

### **1,3-Butadien**

1,3-Butadien är klassad som cancerframkallande för människa, grupp 1, av IARC (IARC, 2008). Källor till exponering för allmänbefolkningen är förbränning av biomassa, bilavgaser och cigarettök. 1,3-Butadien är den alken som anses innebära störst cancerrisk för allmänbefolkningen i Sverige. Riktvärdet från IMM anger ett intervall  $0,2 - 1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som riktvärde för långtidsexponering (Finnberg m.fl., 2004).

### **Formaldehyd**

Formaldehyd är klassad som cancerframkallande för människa, grupp 1, av IARC (IARC, 2009). Exponeringen för allmänbefolkningen sker främst genom emissioner från byggnadsmaterial inomhus. Utomhus härrör formaldehyd från trafikavgaser och

annan förbränning. Som riktvärde för långtidsexponering anger IMM ett intervall 12 – 60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Victorin, 1998).

### **Kvävedioxid**

Kvävedioxid bildas vid all typ av förbränning och har således en mängd olika emissionskällor. Den huvudsakliga källan till exponering för kvävedioxid utomhus i tätorter är vägtrafik. Det finns inga bevis för att kvävedioxid skulle vara cancerframkallande. Världshälsoorganisationen (WHO) anger 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  som riktvärde för årsmedelvärde (WHO, 2006). Miljökvalitetsnormen (MKN) för kvävedioxid enligt Sveriges Luftkvalitetsförordningen (2010:477) anger 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (årsmedelvärde) och 60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  som dygnsmedelvärde. Det senare får överskridas 7 gånger per år. Kvävedioxid används ofta som en markör för trafikrelaterade luftföroreningar.

### **Fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>)**

Fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>) bildas vid förbränning av biomassa, kol, olja och andra bränslen. Trafik och småskalig vedeldning är viktiga källor till partiklar i tätorter. Små partiklar kan färdas långa sträckor med luftströmmar och långdistanstransporterade partiklar står för ett betydande bidrag, särskilt i södra Sverige. Exponering för partiklar har i studier visat sig bidra till hjärt-kärlsjuklighet, luftvägssjukdomar och cancer (WHO, 2013). Kunskapen om vad som gör partiklarna skadliga för människors hälsa är ofullständig och man vet idag inte om det är den totala massan av partiklar, partiklarnas kemiska innehåll, antalet partiklar, eller den specifika ytan som är av störst betydelse ur hälsosynpunkt. Världshälsoorganisationen anger ett riktvärde på 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmedelvärde för PM<sub>2,5</sub> (WHO, 2006).

### **Polycykliska aromatiska kolväten**

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är ett samlingsnamn för en stor grupp av ämnen som bildas vid ofullständig förbränning. Småskalig vedeldning och trafik är de huvudsakliga källorna till utsläpp av PAH i Sverige. Ett flertal av PAH-föreningarna är klassade som cancerframkallande för människor. Den mest studerade av de cancerogena PAHerna är bens(a)pyren. Institutet för Miljömedicin (IMM) anger en lågrisknivå för bens(a)pyren på 0,1  $\text{ng}/\text{m}^3$ , baserat på lungcancer.

## **2. Material och metoder**

### **2.1 Studiedesign**

Mätningarna utförs personburet, vilket innebär att försökspersonerna bär provtagarna på sig. Syftet med studien är att kartlägga allmänbefolkningens exponering för luftföroreningar. Deltagarna i studien är slumpvis utvalda, detta för att resultaten ska kunna generaliseras till den bakomliggande populationen. I syfte att studera hur exponeringen varierar inom en individ utförs en upprepad mätning på hälften av deltagarna.

När det gäller exponering för cancerframkallande ämnen bland allmänbefolkningen är det långtidsexponeringen som är väsentlig. Mätningarna utförs under en vecka för att ge

ett bättre mått på hur exponeringen ser ut över tid och för att minska inverkan av kortvariga eller enstaka aktiviteter som kan få en stor inverkan på medexponeringen vid en korttidsmätning (dygn eller timmar).

De upprepade mätningarna omfattar bensen, 1,3-butadien och kvävedioxid men inte formaldehyd. Formaldehyd har under tidigare år uppvisat mycket liten inom-individvarians, och det har därför beslutats vid ett HÄMI projektmöte att en mätning per individ är tillräckligt.

## 2.2 Urval och rekrytering av försökspersoner

Ett slumpmässigt urval av totalt 200 personer (hälften män och hälften kvinnor) i åldern 20-50 år folkbokförda i Göteborgs kommun begärdes från Statens personadressregister (SPAR). Åldersgränserna har sedan tidigare valts för att urvalet ska omfatta personer i yrkesverksam ålder.

Ett informationsbrev där studien presenterades (Bilaga 1) skickades ut i omgångar om 20 brev till 10 män respektive 10 kvinnor per omgång. I utskicket ingick även en svarsblankett, där personerna kunde fylla i om de önskade delta (ja eller nej) och möjlighet att välja vilken vecka de i så fall ville starta sin mätning. Möjlighet gavs att välja någon av de närmaste tre veckorna efter utskicket samt även alternativet att delta senare under hösten.

I brevet ombads personerna svara så snart som möjligt, gärna inom en vecka. Personer som inte svarat kontaktades via telefon för att informeras och tillfrågas om deltagande i studien. Datum och tidpunkt för start av mätning bokades så snart det var möjligt. Om personen inte gick att nå per telefon skickades ett påminnelsebrev ut med samma information som i första brevet. Därefter kontaktades nästföljande 20 slumpmässigt utvalda personer från listan (10 män, 10 kvinnor), i ett tredje utskick nästföljande 20 personer, osv. Till de personer som fortfarande inte hört av sig skickades ett tredje påminnelsebrev till folkbokföringsadressen, samt en förfrågan till ev. anhörig på adressen om den utvalda personen vistades utomlands, var avflyttad etc. I några fall skickades informationen även på engelska. Rekryteringen pågick tills målet om 40 deltagare hade nåtts. Förfrågan om att delta i en andra mätvecka ställdes direkt till försökspersonen efter att den första mätveckan avslutats, och detta gjordes tills 20 upprepade mätningar hade genomförts.

Brev skickades till totalt 90 personer. Bland dessa 90 personer fanns två som bodde utomlands, en som var bortrest under hela hösten samt en som var utflyttad från Göteborg. Sammanlagt var således fyra (4) personer inte aktuella för att kunna delta i studien och kunde uteslutas. Trettio två (32) personer avböjde att delta i studien, och 14 personer svarade aldrig via brev eller på telefon. Deltagarfrekvensen för studien blev därmed 47 % (40/86), medan svarsfrekvensen var 84 % (72/86).

Fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>) mättes hemma hos sammanlagt 20 försökspersoner. Deltagarna tillfrågades i samband med förfrågan om personburen mätning om de även kunde tänka sig att ha pumpad provtagning av partiklar i sitt hem. Av de 20 personerna hos vilka mätning utfördes tillhörde 16 de slumpvis utvalda försökspersonerna och fyra var anställda på Arbets- och miljömedicin.

### **2.3 Personburna mätningar**

I samband med att mätningen startades delades ett formulär för samtycke att delta i studien, provtagare och skriftliga instruktioner ut till försökspersonerna. Försökspersonerna instruerades även muntligt om hur provtagarna ska bäras, förvaring under natten etc. Försökspersonen fick vid detta tillfälle ett frågeformulär med allmänna frågor om bostaden, yrke eller skola, arbetstider/skoltider etc. (Bilaga 2), samt en dagbok där försökspersonen noterar för varje dygn hur länge han eller hon vistats i olika miljöer, t ex utomhus, hemma i bostaden, på arbetet etc. (Bilaga 3).

Försökspersonerna bar en provtagare för mätning av bensen och 1,3-butadien, en provtagare för formaldehyd och en för kvävedioxid. Provtagarna bars i ett snöre runt halsen för att så nära som möjligt spegla halten av luftföroreningar nära andningszonen. Mätningarna utfördes under en vecka (7 dygn), och provtagarna bars under all vaken tid av försökspersonerna (undantaget vid dusch eller bad, träning etc). Under natten hängde försökspersonerna halsbandet med provtagarna över en stolsrygg eller dylikt nära sängen.

Den första personburna mätningen startades den 24 september och den sista avslutades den 13 december 2012. Nya deltagare rekryterades kontinuerligt under projektets gång, och mätningarna pågick tills samtliga 60 personburna provtagningar var utförda. Startdag kunde vara måndag till fredag och antalet deltagare per vecka som burit provtagare har varierat under mätperioden.

### **2.4 Stationära inomhusmätningar**

Fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>) mättes stationärt under två dygn (48 timmar) i vardagsrummet hemma hos 20 försökspersoner. Pumpen placerades i en låda (för bullerdämpning) och cyklonen på ett stativ ca 1,5 meter över golvet.

### **2.5 Stationära utomhusmätningar i urban bakgrund**

Utomhusmätningar av bensen, 1,3-butadien, formaldehyd och kvävedioxid utfördes på taket till Arbets- och miljömedicin på Medicinargatan 16 samt på taket till Femman i Nordstans köpcentrum, Postgatan 26-32. Båda mätplatserna avser att representera urban bakgrund. För dessa mätningar användes likadana provtagare som för de personburna mätningarna. Studien omfattade fem veckomätningar som utförts parallellt på båda mätplatserna. De fem veckorna var utspridda över den tid som projektet med personburna mätningar pågick. I resultatsammanställningen i Bilaga 5 har medelvärdet för



dess båda mätstationer använts för de ämnen där mätning skett parallellt på båda platserna.

Fina partiklar, PM<sub>2,5</sub>, mättes under två dygn parallellt med de stationära mätningarna av PM<sub>2,5</sub> hemma hos försökspersonerna. Mätningarna utfördes på taket till Arbets- och miljömedicin (Medicinaregatan 16).

## 2.6 Mät- och analysmetoder

### Bensen och 1,3-butadien

Vid mätning av bensen och 1,3-butadien användes diffusionsprovtagare Perkin-Elmer fyllda med Carbopack X 60/80 mesh (Supelco, Bellefonte, PA, USA). Proverna har analyserats av Miljökemiska laboriet vid Arbets- och miljömedicin i Göteborg. Bensen och 1,3-butadien har analyserats med automatisk termisk desorption (ATD) kopplad till gaskromatograf (GC) med masspektrometer detektor (MS). Kontroller för kvantifiering och identifiering av målsubstanserna tillverkades genom att injicera en känd massa av en referensgas innehållande de två ämnena på Perkin-Elmer rör. Vid beräkningarna användes upptagshastigheten 0,59 ml/min för bensen och 0,56 ml/min för 1,3-butadien. Blankprover samt externa kontrollprover (två kontrollnivåer, VSL Dutch Metrology Institute) analyserades samtidigt med proverna under hela studien. Provresultaten korrigerades mot blankvärdena. Detektionsgränsen för sju dygns provtagning var 0,12 µg/m<sup>3</sup> för bensen och 0,032 µg/m<sup>3</sup> för 1,3-butadien.

### Formaldehyd

Formaldehyd mättes med UME<sup>X</sup> 100 dosimetrar. Provtagningen baseras på en reaktion mellan 2,4-dinitrofenylhydrazin (DNPH) och formaldehyd. Analyserna har utförts vid miljökemiska laboriet vid Arbets- och miljömedicin i Göteborg. Proverna analyserades med HPLC (High Performance Liquid Chromatography). Den provtagna mängden i provtagningskiktet korrigerades för blank. Upptagshastigheten för provtagaren vid långtidsmätning är 20,2 ml/min, vilken användes för att beräkna halterna i proverna. Detektionsgränsen för sju dygns provtagning var 0,25 µg/m<sup>3</sup>.

### Kvävedioxid

För mätning av kvävedioxid användes diffusionsprovtagare från Ogawa (Ogawa and Co., USA). I provtagaren finns filter impregnerat med trietanolamin. Analyserna har utförts av Yrkes- och miljömedicin, Umeå Universitet. Upptagsfaktorn för provtagaren är 8,6 ml/min och detektionsgränsen för sju dygns provtagning var 0,082 µg/m<sup>3</sup>.

### Fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>)

För de stationära mätningarna i försökspersonernas vardagsrum användes cyklon GK2.05 (KTL) kopplad till pump från BGI (BGI Inc., Waltham, MA, USA.) Vid mätningen användes luftflödet 4 l/min, och partiklarna samlades på teflonfilter (Pall Teflo, 37 mm, 2 µm porstorlek). Vid de stationära mätningarna av PM<sub>2,5</sub> utomhus i urban bakgrund användes PQ100 Basel PM<sub>2,5</sub> sampler (EPA WINS, BGI). Partikel-

avskiljningen sker med impaktor, luftflödet var 16,7 l/min. Partiklarna samlades på teflonfilter (Pall Teflo, 47 mm, 2 µm porstorlek).

Masskoncentration bestämdes gravimetriskt (Mettler Toledo MX5). Detektionsgränsen var 11 µg, vilket motsvarar 1 µg/m<sup>3</sup> vid 48 timmars mätning (ISO/CD 15767). Vägningen har utförts av miljökemiska laboratoriet vid Arbets- och miljömedicin i Göteborg.

### **Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i PM<sub>2,5</sub>**

Den insamlade partikelmassan analyserades efter vägning med avseende på innehåll av PAH. Teflonfiltret placerades i glasvial varefter en internstandard (IS) bestående av 16 isotopinmärkta PAH-komponenter tillsattes. Därefter tillsattes diklormetan och provet extraherades i ett ultraljudsbad (SONICA Ultrasonic extraktor). Analys och detektion utfördes med en högupplösande gaskromatograf (GC) kopplad till en lågupplösande masspektrometer (MS) med Selective Ion Recording (SIR) mode. Blankprover analyserades parallellt med proverna under hela studien. Provresultaten korrigerades mot blankvärdena. Detektionsgränsen var 0,26 pg/m<sup>3</sup> för bens(a)pyren i prover från inomhusmätningarna, och 0,20 pg/m<sup>3</sup> för bens(a)pyren i urban bakgrund.

## **2.7 Statistiska metoder**

För varje enskilt ämne har koncentrationer angetts som medianvärde, aritmetiskt medelvärde och geometriskt medelvärde. Dessutom anges standarddeviationen (SD), den geometriska standarddeviationen (GSD) samt spridningen i de uppmätta halterna (min-max). För medianvärdet har även ett 95 % konfidensintervall beräknats (95 % KI). Vid beräkningar av samband mellan två olika variabler användes Spearmans rang-korrelations koefficient ( $r_s$ ). Vid jämförelse mellan grupper användes Wilcoxon's rangsummetest och för parvisa jämförelser Wilcoxon signed-rank test. För beräkning av inom- och mellanindividvarians användes Proc Mixed i SAS på logtransformerade data. Variansanalysen gjordes med obalanserade data, dvs alla 60 personburna mätningar inkluderades (40 från första omgångens mätningar samt de 20 upprepade).

Analys av eventuell tidstrend mellan de tre mätkampanjerna i Göteborg (år 2000, 2006 och 2012) gjordes med Proc Mixed. År inkluderades som variabel tillsammans med de determinanter som funnits vara signifikanta för respektive ämne vid en statistisk analys av data från samtliga åtta tidigare HÄMI-undersökningar i Sverige (Hagenbjörk-Gustafsson m.fl., 2013). Analys av tidstrend gjordes för bensen, 1,3-butadien och formaldehyd, men inte för kvävedioxid eftersom det för Göteborg endast finns mätningar från år 2012.

Vid samtliga beräkningar har statistikprogrammet SAS använts (SAS version 9.2), och som gräns för statistisk signifikans har använts  $p < 0,05$ .

## 3. Resultat

### 3.1 Studiegrupp och bakgrundsinformation

Totalt deltog 40 personer i studien och samtliga fullföljde mätningarna över hela veckan. Av de 40 försökspersonerna var 20 kvinnor och 20 män. Medelåldern för deltagarna var 32 år (32 år för kvinnorna och 33 år för männen). Av de 20 som deltog i den upprepade mätveckan var 11 kvinnor och 9 män. Bland deltagarna fanns fem rökare (två kvinnor och tre män). Tre av rökarna deltog i de upprepade mätningarna. Av de 40 deltagarna var 27 personer (68 %) aktiva i arbetslivet, åtta personer (20 %) var studerande, tre deltagare var föräldralediga, en var arbetssökande och en var vid tillfället sjuk-skriven.

Majoriteten av deltagarna, 31 personer (78 %), bodde i lägenhet medan 9 personer bodde i villa eller radhus. Byggåret för deltagarnas bostäder varierade mellan 1905 och 2008, för 20 % av deltagarna var byggåret inte känt. Den vanligaste typen av uppvärmningskälla i bostaden var fjärrvärme, vilket har angetts av drygt hälften av deltagarna (58 %). Åtta deltagare (20 %) bodde i bostad med eluppvärmning och tre hade oljeeldning. Ingen deltagare uppgav att de hade ved- eller pelletseldning som huvudsaklig uppvärmning i sin bostad. Fem deltagare uppgav att de hade andra alternativ eller kombinationer av uppvärmning och en deltagare var ovetande om uppvärmningskällan i bostaden. Sex personer (15 %) hade gasspis i sin bostad. Tre deltagare angav att de bodde i bostad med inbyggt garage där de parkerade bilen.

Sju deltagare (17 %) uppgav att de i sitt arbete exponeras för motoravgaser, bensinångor eller lösningsmedel. Bland dessa sju personer var flera olika yrken representerade; studerande, taxichaufför, servicetekniker, rivnings/saneringsarbetare, ingenjör (två deltagare) samt montör. Sjutton deltagare (43 %) uppgav exponering för motoravgaser, bensinångor eller lösningsmedel på sin fritid. Under första omgångens mätningar uppgav fem av de 35 icke-rökarna att de vistats i ett rum tillsammans med någon som röker. Tiden dessa fem personer utsatts för passiv rökning under veckan var som median 20 minuter (från 10 minuter upp till 5 timmar). Under de upprepade mätningarna uppgav en av icke-rökarna exponering för passiv rökning under 10 minuter.

Det vanligaste färdmedlet till och från arbete eller utbildning var kollektivtrafik (buss eller spårvagn, 43 %), och näst vanligast var bil (30 %). Sex deltagare (15 %) cyklade eller gick till och från arbete/skola.

Utifrån de dagböcker som deltagarna förde under hela mätveckan har den andel av tiden som tillbringats i olika miljöer beräknats, se Tabell 1. Dagboken avser hela dygnet, dvs såväl vaken tid som den tid man sover. Merparten av tiden, median 66 %, tillbringades i bostäder (egen eller annans). Deltagarna vistades ca 17 % av veckan på arbetsplatser och 4 % inomhus i övriga lokaler (t ex affärer, restauranger etc.). Den sammanlagda tiden som tillbringades inomhus uppgick till 87 %. Deltagarna vistades ca 6 % av mättiden i trafik (i bil eller buss, gående eller cyklande längs vägar), medan 2 % av mättiden tillbringades utomhus i naturen eller på innergårdar.

**Tabell 1.** Andel av tiden (i procent) som deltagarna tillbringat i olika miljöer.

<b>Mätomgång 1 (40 pers.)</b>	<b>Median (%)</b>	<b>Min – Max (%)</b>
Inomhus i bostäder	66	43 - 94
Inomhus på arbetsplatser	17	0 - 33
Inomhus övrigt	4	0 - 14
I trafik	6	1 - 21
Utomhus på arbetsplats	0	0 - 26
Utomhus i naturen	2	0 - 17

<b>Upprepad mätning (20 pers.)</b>	<b>Median (%)</b>	<b>Min – Max (%)</b>
Inomhus i bostäder	75	33 - 96
Inomhus på arbetsplatser	14	0 - 39
Inomhus övrigt	4	0,4 - 8
I trafik	5	1 - 15
Utomhus på arbetsplats	0	0 - 6
Utomhus i naturen	1	0 - 7

De 20 deltagarna i den upprepade mätomgången tillbringade en något större andel av tiden i bostäder, 75 %, jämfört med första omgångens mätning. För övriga miljöer skiljde sig de rapporterade tiderna inte nämnvärt åt jämfört med första omgångens mätningar.

Drygt hälften av deltagarna (58 %) uppgav att de inte känt sig besvärade av trafikbuller de senaste tre månaderna, medan 38 % sade sig vara besvärade ibland. Två deltagare (5 %) uppgav att de ofta (varje vecka) känt sig besvärade av trafikbuller. Femton deltagare (38 %) uppgav att de ibland besvärats av bilavgaser under de tre senaste månaderna, medan 63 % uppgav att de inte besvärats. Deltagarna tillfrågades även hur ofta, under vintertid, som de upplever luften i sitt bostadsområde som irriterande. Flertalet (75 %) svarade aldrig eller nästan aldrig, 23 % av deltagarna upplevde periodvis luften som irriterande, medan en deltagare upplevde daglig irritation under vintern. Samma fråga ställdes angående luften i Göteborgs centrum. Hälften (50 %) uppgav att de aldrig eller nästan aldrig upplevde luften som besvärande vintertid, medan den andra hälften av deltagarna upplevde stadsluften som irriterande periodvis (45 %) eller dagligen (5 %).

### Vädret under mätperioden

För hela mätperioden 24 september till 13 december var medeltemperaturen 6°C (lägsta timmedel -15 °C, högsta +15°C). Medeltemperaturen under första veckan i september var 12 °C. Det regnade mycket under både oktober och november månad (22 respektive 23 av månadens dagar), och totala nederbördsmängden var större än normalt.

Temperaturerna var under det normala för oktober (medeltemperatur 8 °C) och över det normala för större delen av november (medeltemperatur 6 °C). Första delen av december var kallare än normalt (medeltemperatur -7 °C). Flera inversioner inträffade under mätperioden, under såväl oktober, november som december (Miljöförvaltningen, Göteborgs stad).

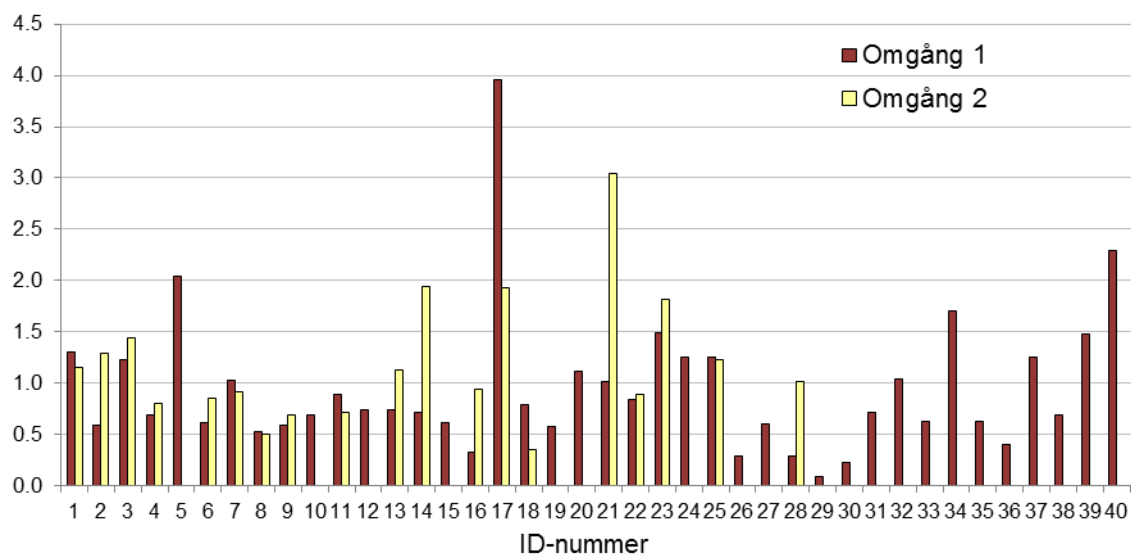
### 3.2 Personlig exponering

Resultaten avser genomsnittsexponeringen under hela mätveckan och redovisas nedan ämne för ämne.

#### Bensen

Resultaten för samtliga personburna mätningar av bensen redovisas i Figur 1 nedan.

Bensen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )



**Figur 1.** Personlig exponering för bensen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) för samtliga 40 deltagare. Upprepade mätningar utfördes på 20 av individerna (omgång 2).

Deltagare nr 1, 11, 12, 23 och 27 är rökare. Deltagare nr 17 har uppgett tankning av bensen vid två tillfällen under mätomgång 1 och vid fyra tillfällen under omgång 2.

Ett värde från de upprepade mätningarna har exkluderats (Id 26). Deltagaren hade en mycket hög genomsnittsexponering ( $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vid denna upprepade mätning jämfört med första omgångens mätning ( $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Deltagaren har, för den upprepade mätningen, uppgett färd i bil under ca 4 timmar med en dunk bensen som läckt (bilen stank av bensen). Resultatet från den upprepade mätningen exkluderades, eftersom exponeringen inte anses spegla deltagarens normala vardag. Om man antar att deltagaren under mätveckans övriga timmar haft en genomsnittsexponering för bensen motsvarande medianen för gruppen ( $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), skulle bensenhalten i bilen ha legat nära  $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ .

Medianexponeringen för samtliga 40 individer i mätomgång 1 var  $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (95 % KI:  $0,6\text{-}1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) och medelvärdet var  $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , se Tabell 2. För de 20 deltagarna med upprepade mätning fanns en signifikant korrelation mellan uppmätt halt av bensen i

mätomgång 1 och omgång 2 ( $r_s=0,48$ ;  $p=0,04$ ). Det var ingen signifikant skillnad i bensenexponering mellan kvinnor och män. Det gick inte att påvisa någon signifikant skillnad i exponering mellan rökare och icke-rökare. Det fanns en ganska svag, men signifikant, korrelation mellan personlig exponering för bensen och exponering för 1,3-butadien ( $r_s=0,44$ ,  $p=0,005$ ).

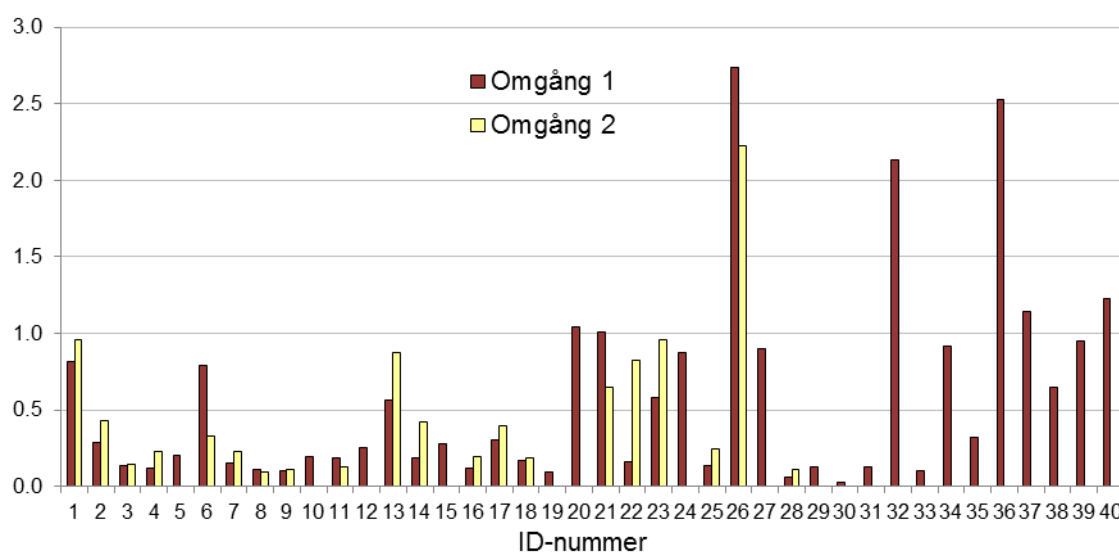
**Tabell 2.** Personlig exponering för bensen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (Min - Max). Halter redovisas även för icke-rökare respektive rökare. För de 20 deltagarna med upprepad mätning anges resultaten för omgång 1 och omgång 2 separat.

	N	Median	Medel	SD	GM	GSD	Min-Max
Mätomgång 1	40	0,7	0,9	0,7	0,8	2,0	<0,1 – 4,0
icke-rökare	35	0,7	0,9	0,7	0,7	2,0	0,09 – 4,0
rökare	5	0,9	1,0	0,4	0,9	1,5	0,6 – 1,5
Individer med upprepad mätning							
Omgång 1	N	Median	Medel	SD	GM	GSD	Min-Max
Omgång 1	20	0,8	1,0	0,8	0,8	1,8	0,3 – 4,0
Omgång 2	19	1,0	1,2	0,6	1,1	1,7	0,4 – 3,0

### 1,3-Butadien

Samtliga personburna mätningarna av 1,3-butadien redovisas i Figur 2.

1,3-butadien ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )



**Figur 2.** Personlig exponering för 1,3-butadien ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) för samtliga 40 deltagare. Upprepade mätningar utfördes på 20 av individerna (omgång 2).

Medianexponeringen för samtliga 40 individer i mätomgång 1 var  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (95 % KI:  $0,2-0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) och medelvärdet var  $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , se Tabell 3. För de 20 deltagarna med upprepad mätning fanns en stark korrelation mellan uppmätt halt av 1,3-butadien i mätomgång 1 och omgång 2 ( $r_s=0,81$   $p<0,0001$ ). Det var ingen signifikant skillnad i uppmätta halter mellan kvinnor och män. Det gick inte att påvisa någon signifikant skillnad i exponering mellan rökare och icke-rökare.

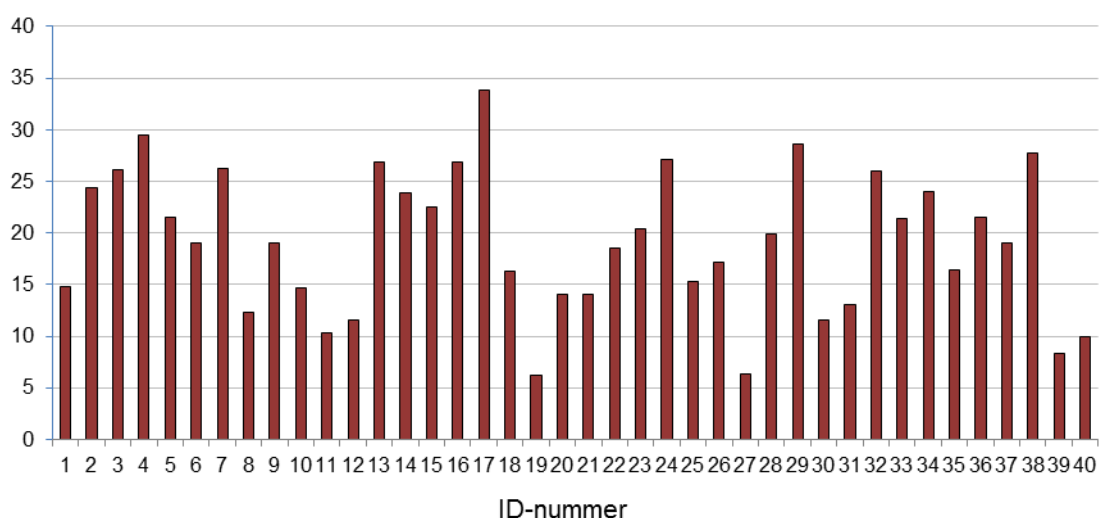
**Tabell 3.** Personlig exponering för 1,3-butadien ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (Min - Max). Halter redovisas även för icke-rökare respektive rökare. För de 20 deltagarna med upprepad mätning anges resultaten för omgång 1 och omgång 2 separat.

	<b>N</b>	<b>Median</b>	<b>Medel</b>	<b>SD</b>	<b>GM</b>	<b>GSD</b>	<b>Min-Max</b>
Mätomgång 1	40	0,3	0,6	0,7	0,3	3,1	<0,03 – 2,7
icke-rökare	35	0,2	0,6	0,7	0,3	3,2	0,02 – 2,7
rökare	5	0,6	0,5	0,3	0,5	2,0	0,2 – 0,9
Individer med upprepad mätning	<b>N</b>	<b>Median</b>	<b>Medel</b>	<b>SD</b>	<b>GM</b>	<b>GSD</b>	<b>Min-Max</b>
Omgång 1	20	0,2	0,4	0,6	0,3	2,6	0,06 – 2,7
Omgång 2	20	0,3	0,5	0,5	0,3	2,4	0,09 – 2,2

## Formaldehyd

Personlig exponering för formaldehyd mättes endast under första omgångens mätningar, och resultaten redovisas i Figur 3.

Formaldehyd ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )



**Figur 3.** Personlig exponering för formaldehyd ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) för samtliga 40 deltagare.

Medianexponeringen för samtliga 40 deltagare var  $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (95 % KI:  $15\text{--}22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) och medelvärdet var  $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , se Tabell 4. Det förelåg ingen skillnad i uppmätta halter av formaldehyd mellan kvinnor och män. Det gick inte att påvisa någon signifikant skillnad i exponering mellan deltagare boende i villa eller radhus jämfört med de som bodde i lägenhet ( $p=0,07$ ). Exponeringen för formaldehyd var signifikant lägre ( $p=0,04$ ) för de fem rökarna jämfört med icke-rökarna. Personlig exponering för formaldehyd var inte korrelerad till halter av övriga ämnen.

**Tabell 4.** Personlig exponering för formaldehyd ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (Min - Max). Halter redovisas även för icke-rökare respektive rökare.

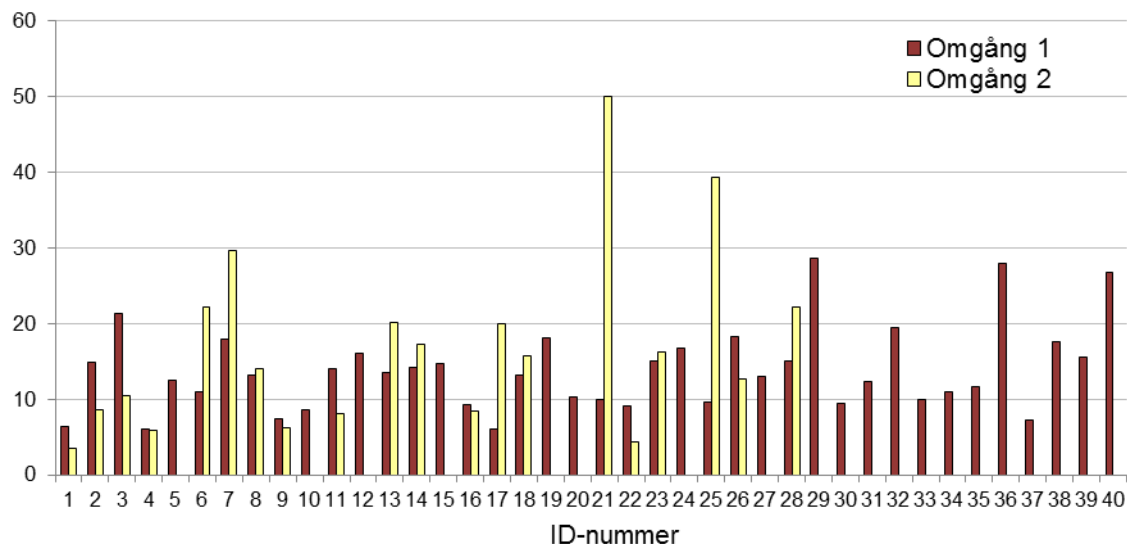
	N	Median	Medel	SD	GM	GSD	Min-Max
Mätomgång 1	40	19	19	6,9	18	1,5	6,2 – 34
icke-rökare	35	20	20	6,6	19	1,5	6,2 – 34
rökare	5	12	13	5,3	12	1,5	6,4 – 20



## Kvävedioxid

Resultaten från samtliga personburna mätningarna av kvävedioxid redovisas i Figur 4.

Kvävedioxid ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )



**Figur 4.** Personlig exponering för kvävedioxid ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) för samtliga 40 deltagare. Upprepade mätningar utfördes på 20 av individerna (omgång 2).

Medianexponeringen för samtliga 40 individer i mätomgång 1 var  $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (95 % KI:  $11-15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) och medelvärdet var  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , se Tabell 5. Det fanns ingen korrelation mellan uppmätt halt av kvävedioxid i omgång 1 och omgång 2 för de 20 deltagarna med upprepade mätningar. Det var ingen signifikant skillnad i uppmätta halter mellan kvinnor och män. Det gick inte att påvisa någon signifikant skillnad i exponering mellan rökare och icke-rökare. Inte heller kunde någon signifikant skillnad i exponering mellan de deltagare som bodde i bostad med gasspis och de som inte hade gasspis påvisas.

**Tabell 5.** Personlig exponering för kvävedioxid ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (Min - Max). Halter redovisas även för icke-rökare respektive rökare. För de 20 deltagarna med upprepad mätning anges resultaten för omgång 1 och omgång 2 separat.

	<b>N</b>	<b>Median</b>	<b>Medel</b>	<b>SD</b>	<b>GM</b>	<b>GSD</b>	<b>Min-Max</b>
Mätomgång 1	40	13	14	5,5	13	1,5	6,1 – 29
icke-rökare	35	13	14	5,8	13	1,5	6,1 – 29
rökare	5	14	13	3,8	12	1,5	6,4 – 16
Individer med upprepad mätning	<b>N</b>	<b>Median</b>	<b>Medel</b>	<b>SD</b>	<b>GM</b>	<b>GSD</b>	<b>Min-Max</b>
Omgång 1	20	13	12	4,3	12	1,5	6,1 – 21
Omgång 2	20	15	17	12	13	2,0	3,6 – 50

### 3.3 Variabilitet i personlig exponering

Den totala variabiliteten i exponering kan delas upp i två varianskomponenter. Mellan-individvariansen är skillnaden i medel exponering mellan de olika individerna, och inom-individvariansen är skillnaden i exponering mellan de olika mätveckorna för en enskild individ.

För personlig exponering för bensen utgjorde inom-individvariansen 48 %, dvs den totala variabiliteten var ungefär jämnt fördelad mellan de två varianskomponenterna (Tabell 6). För 1,3-butadien dominerade mellan-individvariansen (85 %), dvs variabiliteten i exponeringen berodde huvudsakligen på skillnader mellan olika deltagare. För kvävedioxid dominerade inom-individvariansen (77 %), vilket innebär att variabiliteten till största delen kunde förklaras av skillnader i exponering mellan de olika mätveckorna. Exkludering av de fem rökarna ändrade inte resultatet för 1,3-butadien, medan för bensen och kvävedioxid minskade mellan-individvariansen något.

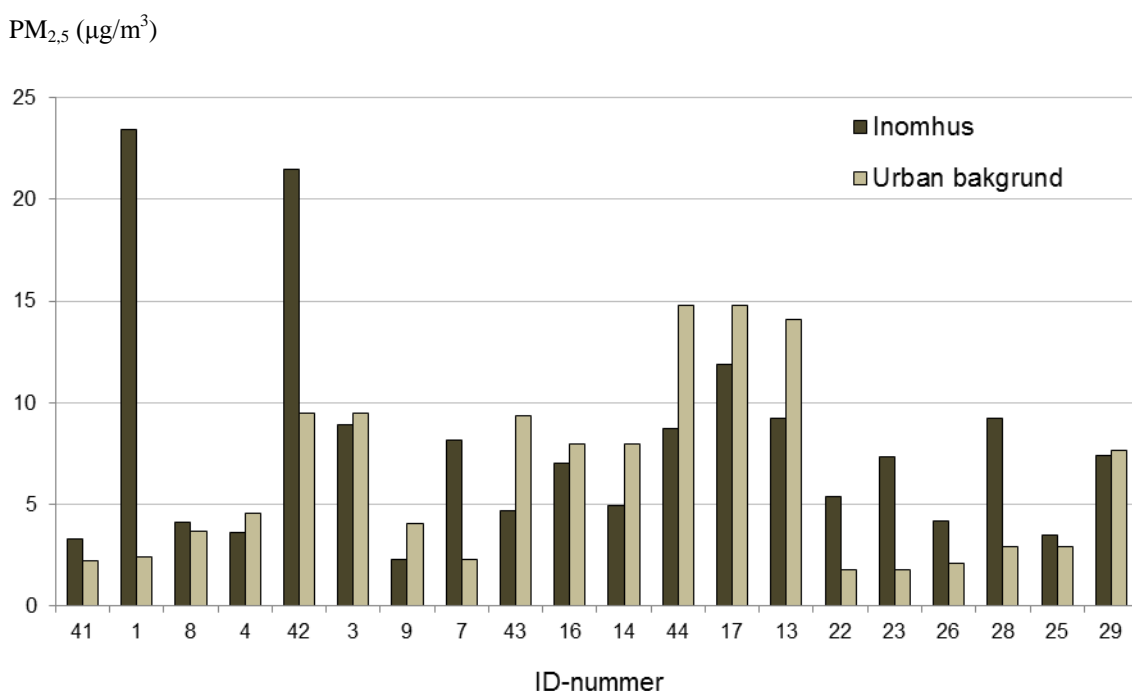
**Tabell 6.** Mellan- respektive inom-individvarians för samtliga 40 deltagare

	Mellan-individvarians (%)	Inom-individvarians (%)
Bensen	52	48
1,3-butadien	85	15
Kvävedioxid	23	77

### 3.4 Stationära mätningar inomhus

#### Fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>)

Resultaten från de stationära tvådygns-mätningarna i vardagsrum hos 20 individer samt de parallella mätningarna i urban bakgrund (Medicinaregatan 16) presenteras i Figur 5. Mätningar utfördes hos 16 av de deltagare som även deltog i personburen mätning, samt hemma hos fyra anställda på Arbets- och miljömedicin (id 41-44). Högst halt av PM<sub>2,5</sub> inomhus uppmättes hos en rökare som även rökte inomhus i lägenheten (id 1). Nästan lika hög halt uppmättes hos person som eldat i braskamin i vardagsrummet (id 42).



**Figur 5.** Fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>) i bostaden och parallell mätning i urban bakgrund.

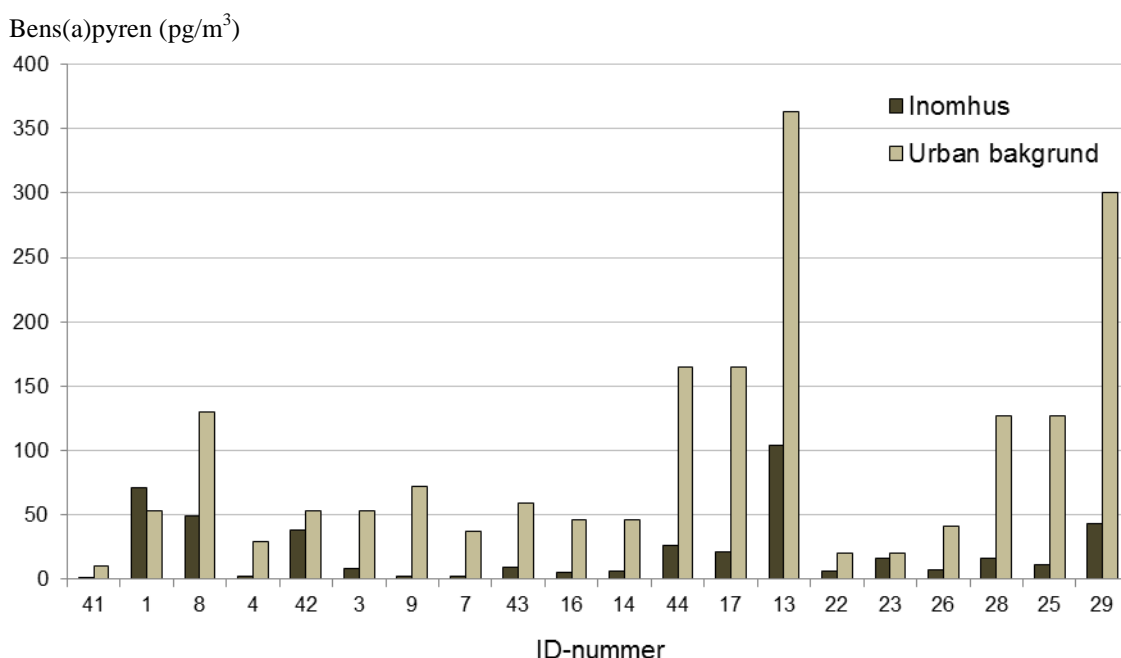
Medianvärdet för samtliga 20 deltagare var 7,2 µg/m<sup>3</sup> (95 % KI: 4,2-8,9 µg/m<sup>3</sup>) och medelvärdet var 7,9 µg/m<sup>3</sup> (Tabell 7). Vid fem tillfällen genomfördes mätningar i två bostäder samtidigt, och den parallella mätningen i urban bakgrund användes i dessa fall för båda dessa deltagare (se Figur 5). För PM<sub>2,5</sub> i urban bakgrund (N=15) var medianen 4,0 µg/m<sup>3</sup> och medelvärdet 6,0 µg/m<sup>3</sup>. Det var ingen signifikant skillnad mellan uppmätta halter av PM<sub>2,5</sub> inomhus och i urban bakgrund (parvisa jämförelser). Ingen signifikant korrelation förelåg mellan PM<sub>2,5</sub> i bostaden och i urban bakgrund, men om mätningen från den bostad där rökning skedde inomhus exkluderades blev korrelationen mellan halter inomhus och utomhus signifikant ( $r_s=0,52$   $p=0,02$ ).

**Tabell 7.** Fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>) inomhus i bostad samt i urban bakgrund. I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (Min - Max).

PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	N	Median	Medel	SD	GM	GSD	Min-Max
Inomhus i bostaden	20	7,2	7,9	5,6	6,6	1,8	2,3 – 23
Urban bakgrund	15	4,0	6,0	4,4	4,7	2,1	1,8 – 15

### Bens(a)pyren

Resultaten från de stationära mätningarna av bens(a)pyren i PM<sub>2,5</sub> i bostaden hos de 20 försökspersonerna samt de parallella mätningarna i urban bakgrund (Medicinaregatan 16) presenteras i Figur 6.



**Figur 6.** Bens(a)pyren i PM<sub>2,5</sub> i bostaden samt parallell mätning i urban bakgrund.

Uppmätta halter av bens(a)pyren inomhus var signifikant korrelerade till halter i urban bakgrund ( $r_s=0,69$   $p=0,0008$ ), alla mätningar inkluderade. För samtliga deltagare, utom för den som rökte inomhus i sin bostad, uppmättes högre halter utomhus i urban bakgrund än i bostaden. Skillnaden mellan inomhus och urban bakgrund var signifikant ( $p=0,0004$ ; parvisa jämförelser).

Medianhalten av bens(a)pyren var 10 pg/m<sup>3</sup> (95 % KI: 6-27 pg/m<sup>3</sup>) och medelvärdet var 22 pg/m<sup>3</sup>, se Tabell 8. Det var en signifikant korrelation mellan bens(a)pyren och PM<sub>2,5</sub> både för mätningarna inomhus i bostäder ( $r_s=0,64$   $p=0,003$ ) och i urban bakgrund ( $r_s=0,64$   $p=0,01$ ).

**Tabell 8.** Bens(a)pyren i PM<sub>2,5</sub> inomhus i bostaden samt i urban bakgrund. I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (Min - Max).

Bens(a)pyren (pg/m <sup>3</sup> )	N	Median	Medel	SD	GM	GSD	Min-Max
Inomhus i bostaden	20	10	22	27	11	4,3	<0,3 – 104
Urban bakgrund	15	54	101	104	65	2,6	10 – 360

### Övriga PAHer

Förutom bens(a)pyren analyserades åtta andra PAH föreningar i PM<sub>2,5</sub>. För två av ämnena, bens(b)fluoranten och dibens(a,h)antracen, var mer än hälften av proverna under detektionsgränsen och dessa ämnen redovisas därför inte i Tabell 9 nedan.

**Tabell 9.** Övriga PAH i PM<sub>2,5</sub> inomhus i bostaden. I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (Min – Max).

PAH (pg/m <sup>3</sup> )	N	Median	Medel	SD	Min-Max
Bens(a)antracen	20	3,2	9,0	17	<0,7 – 78
Krysen	20	7,6	20	37	<3 – 170
Bens(k)fluoranten	20	7,1	19	36	<1 – 160
Perylen	20	1,6	3,3	3,6	<0,7 – 13
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	20	111	150	120	30 – 450
Bens(g,h,i)perylene	20	66	80	62	<19 – 200

## 3.5 Utomhusmätningar i urban bakgrund

Resultaten från de stationära mätningarna utomhus (fem veckor fördelade över hela mätperioden) på de två mätplatserna i centrala Göteborg återfinns i Tabell 10. Den sista mätomgången på Femman har utslutits, eftersom det under mätveckan påbörjades takarbeten som innebar att mätplatsen under större delen av veckan varit övertäckt med presenning. Ett prov av kvävedioxid från Medicinaregatan 16 misslyckades vid analysen. Båda mätplatserna är högt belägna och avser att representera urban bakgrund. För samtliga ämnen var såväl median som medelvärde högre på Femman än på Medicinaregatan.

**Tabell 10.** Stationära mätningar av bensen, 1,3-butadien, formaldehyd och kvävedioxid utomhus i urban bakgrund. I tabellen redovisas median, medelvärde samt lägsta och högsta värde för Medicinaregatan 16 respektive Femman.

Ämne (µg/m <sup>3</sup> )	Medicinaregatan 16				Femman			
	N	Median	Medel	Min-Max	N	Median	Medel	Min-Max
Bensen	5	0,6	0,6	0,1 – 1,4	4	0,8	0,8	0,2 – 1,3
1,3-Butadien	5	<0,03	0,05	<0,03 – 0,1	4	0,08	0,09	<0,03 – 0,2
Formaldehyd	5	1,4	1,5	0,7 – 2,5	4	2,3	2,3	1,8 – 2,9
Kvävedioxid	4	19	24	14 – 42	4	34	35	31 – 43

### 3.6 Analys av tidstrender i personlig exponering

När mätdata från samtliga tre HÄMI undersökningar från Göteborg (år 2000, 2006 och 2012) analyserades kunde ingen signifikant tidstrend i den personliga exponeringen påvisas för bensen eller formaldehyd (statistisk analys med Proc Mixed). I analysen inkluderades även de faktorer (s.k. determinanter) som funnits påverka den personliga exponeringen för respektive ämne då data från åtta tidigare HÄMI undersökningar analyserades (Hagenbjörk-Gustafsson m.fl., 2013). För bensen var rökning, tankning av bil eller annan hantering av bensin, samt tid tillbringad utomhus faktorer som signifikant ökade den personliga exponeringen. För formaldehyd var det bostadstyp (högre halter för boende i villa jämfört med lägenhet) samt rökning (rökare hade lägre exponering) som signifikant påverkade personlig exponering.

För 1,3-Butadien däremot kunde en signifikant skillnad ses mellan mätningarna år 2006 och 2012 (lägre halter år 2006). 1,3-Butadien mättes inte vid den allra första HÄMI-undersökningen år 2000 i Göteborg. Identifierade faktorer som signifikant påverkade den personliga exponeringen var rökning, tid i trafik samt tid utomhus (Hagenbjörk-Gustafsson m.fl., 2013).

## 4. Diskussion

### 4.1 Personlig exponering

#### Bensen

Medianvärdet för personlig exponering för bensen var  $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , vilket underskrider lågrisknivån på  $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I den föregående HÄMI-undersökningen i Göteborg från 2006 var medianexponeringen  $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Johannesson m.fl., 2008) och år 2000 var den  $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Sällsten m.fl., 2001). Ingen signifikant tidstrend kunde påvisas, dvs exponeringen för bensen ligger kring ungefär samma nivå.

Inom-individvariansen utgjorde 48 % av den totala variabiliteten. I undersökningen från år 2006 utgjorde inom-individvariansen 35 % och år 2000 var den 27 %, dvs variabiliteten i exponering mellan olika individer utgjorde i de föregående undersökningarna en större andel än den gjorde år 2012. En möjlig förklaring kan vara att det var en högre andel rökare bland deltagarna i de tidigare undersökningarna (särskilt år 2000), vilket bidrar till att öka skillnaden i exponering mellan olika individer.

#### 1,3-Butadien

Medianvärdet för personlig exponering för 1,3-butadien var  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , vilket är inom det intervall som IMM angett som riktvärde för långtidsexponering ( $0,2-1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Exponeringen i Göteborg är fortfarande något lägre än de halter som uppmätts i de andra orterna i HÄMI projektet (Bilaga 4). Dock var exponeringen bland göteborgarna

år 2012 signifikant högre jämfört med den som uppmättes år 2006 (Johannesson m.fl., 2008). För 1,3-butadien dominerade mellan-individvariansen (85 %), dvs variabiliteten i exponeringen berodde huvudsakligen på skillnader mellan olika deltagare. Det är en högre andel än vid undersökningen år 2006, då mellan-individvariansen utgjorde 54 % av den totala variabiliteten.

### **Formaldehyd**

För formaldehyd var medianexponeringen  $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Även för detta ämne ligger exponeringen inom det intervall ( $12\text{-}60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) som angetts som riktvärde för långtids-exponering. Inget av de uppmätta värdena överskred riktvärdets övre gräns.

Medianexponeringen ligger i nivå med de värden som uppmättes i Göteborg år 2006 ( $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) och år 2000 ( $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Ingen signifikant tidstrend kunde heller påvisas.

När det gäller formaldehyd är det välkänt att de största källorna finns inomhus, vilket även bekräftas av de betydligt lägre halterna utomhus (median ca  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Det faktum att inomhusluften är den dominerande exponeringskällan visades även i mätningarna år 2000 (Sällsten m.fl., 2001; Gustafson m.fl., 2005), och då var halterna signifikant högre för personer boende i villa jämfört med dem som bodde i lägenhet. Denna skillnad kunde inte påvisas vid denna undersökning. Medianhalten var dock något högre för boende i villa eller radhus ( $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 23 % av deltagarna) än för de deltagare som bodde i lägenhet ( $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 78 % av deltagarna). I en nyligen genomförd studie i Sverige där man undersökt formaldehyd i inomhusluft fann man en median-koncentration på  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i villor och  $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i lägenheter (Langer och Bekö, 2013).

### **Kvävedioxid**

För kvävedioxid var medianexponeringen  $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , vilket är lägre än riktvärdet på  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som avser årsmedelvärde. Resultat för kvävedioxid saknas från de tidigare undersökningarna i Göteborg, år 2006 misslyckades analyserna och år 2000 ingick inte kvävedioxid i HÄMI projektet. Det gick inte att påvisa någon skillnad i exponering mellan rökare och icke-rökare, eller mellan de som hade gasspis och de som inte hade det. Orsaken kan vara att urvalet är litet; 40 personer varav 5 rökare och 6 deltagare med gasspis. Både cigarettök och gasspis är källor till kväveoxider. I inomhusluft i svenska bostäder fann man en mediankoncentration av kvävedioxid på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i villor och  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i lägenheter (Langer och Bekö, 2013).

### **Skillnader mellan rökare och icke-rökare**

Cigarettök är en källa till såväl bensen (Wallace et al., 1987) och 1,3-butadien (Finnberg m.fl., 2004) som formaldehyd och kvävedioxid (IMM, 2013). För bensen, 1,3-butadien och kvävedioxid gick det dock inte att påvisa en signifikant skillnad i exponering mellan rökare och icke-rökare. Detta kan bero på att urvalet är litet (40 personer varav 5 rökare) och att det därför inte gick att påvisa någon generell skillnad. I den nyligen publicerade artikeln där data från åtta tidigare HÄMI-undersökningar slagits samman (Hagenbjörk-Gustafsson m.fl., 2013) identifierades rökning som en signifikant faktor som ökade personlig exponering för både bensen och 1,3-butadien.

Antalet rökare bland deltagarna i HÄMI undersökningen har varierat mellan de tre mätkampanjerna i Göteborg. Vid den första undersökningen år 2000 var 14 av de 40 deltagarna rökare (35 %), år 2006 var 7 av de 36 deltagarna rökare (19 %), medan det vid denna senaste undersökning år 2012 fanns 5 rökare bland de 40 deltagarna (13 %). Att antalet rökare bland deltagarna sjunkit kan bero på slumpen, dels är deltagarna slumpvis utvalda och dels kan det vara en slump vem (rökare eller icke-rökare) som väljer att delta i undersökningen. Andelen rökare i Sveriges befolkning uppvisar dock en sjunkande trend. Enligt den nationella miljöhälsoenkäten från 2007 var 14 % av Sveriges befolkning dagligrökare (Socialstyrelsen, 2009). Det är en minskning sedan en tidigare miljöhälsoenkät från 1999, då andelen var 18 %.

## 4.2 Inomhusmätningar

### Fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>)

Medianvärdet för PM<sub>2,5</sub> inomhus i bostaden var 7,2 µg/m<sup>3</sup>. Uppmätta halter ligger i nivå med de som uppmättes vid föregående undersökning år 2006 (7,3 µg/m<sup>3</sup>). Fina partiklar har tidigare mätts stationärt inomhus i vardagsrum i Göteborg (Johannesson m.fl. 2007). Medianvärdet för de 30 deltagarna i den studien var 8,6 µg/m<sup>3</sup>, dvs i nivå med resultaten från nuvarande HÄMI undersökning. Medianvärdet för de 20 stationära inomhusmätningarna underskrider det av WHO angivna riktvärdet för PM<sub>2,5</sub> på 10 µg/m<sup>3</sup> som årsmedelvärde.

### Bens(a)pyren

Medianvärdet för bens(a)pyren i PM<sub>2,5</sub> inomhus var 0,01 ng/m<sup>3</sup>. Det är samma nivå som uppmättes i HÄMI undersökningen år 2006. Medianvärdet underskrider den lågrisknivå på 0,1 ng/m<sup>3</sup> som angetts av WHO och IMM. I metoden har analyserats innehållet av bens(a)pyren i insamlade partiklar PM<sub>2,5</sub>, dvs den uppmätta halten återger inte säkert den totala koncentrationen av bens(a)pyren i luft.

## 4.3 Utomhusmätningar i urban bakgrund

Fem veckomätningar gjordes på två olika platser, på Medicinareberget respektive på Femmans tak i Nordstan. Båda mätplatserna avser urban bakgrund. Femman ligger i Nordstan som är beläget mitt i centrala Göteborg nära Göta Älv och påverkas av utsläpp från såväl biltrafik som sjöfart. Medicinareberget ligger söder om Nordstan och inte i direkt närhet till flera större trafikleder och älven vilket sannolikt förklarar de lägre värdena som uppmättes där jämfört med på Femman.

Medianhalten av bensen låg för båda mätplatserna i nivå med de halter som uppmättes vid de personburna mätningarna. Femmans tak har använts vid alla tre HÄMI undersökningarna i Göteborg och medianvärdet var 0,7 µg/m<sup>3</sup> år 2006 och 1,1 µg/m<sup>3</sup> år 2000. För 1,3-butadien uppmättes högre halter än vid de tidigare mätningarna år 2006 (då var medianhalten <0,02 µg/m<sup>3</sup> för båda mätplatserna). Utomhushalterna av kvävedioxid var



lägre än deltagarnas personliga exponering, vilket är välkänt eftersom den huvudsakliga källan till kvävedioxid i tätorter är vägtrafiken. Den mest betydande inomhuskällan är gasspis, vilket inte var särskilt vanligt förekommande bland deltagarna (15 % hade gasspis). Utomhushalterna av formaldehyd var som väntat betydligt lägre utomhus än personburet (ca 1/10), eftersom de huvudsakligen källorna till formaldehyd finns inomhus (emissioner från byggnadsmaterial, möbler och andra textilier).

#### **4.4 Resultat från samtliga HÄMI-undersökningar år 2000 - 2012**

En sammanställning av resultaten från samtliga personburna mätningar som utförts hittills i de fem städerna inom HÄMI-luft mellan år 2000 till 2012 återfinns i Bilaga 4 (Sällsten m.fl., 2001; Modig m.fl., 2002; Kruså m.fl., 2004; Friman m.fl., 2004; Andersson m.fl., 2006; Johannesson m.fl., 2008; Hagenbjörk-Gustafsson m.fl., 2008; Bergendorff m.fl., 2010; Yazar m.fl., 2010; Andersson m.fl., 2011; Johannesson m.fl., 2013). I Bilaga 5 återfinns resultaten från de stationära utomhusmätningarna.

## **Tack!**

Ett stort tack till alla deltagare som medverkat i undersökningen! Tack även till Göteborgs miljöförvaltning för tillgång till Femmans mätstation för mätningar utomhus i urban bakgrund. Tack till Gunnel Garsell för värdefull hjälp med layout av rapporten.

## 5. Referenser

- Andersson L, Westberg H, Bryngelsson I, Lundholm C. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Lindsberg 2005/2006. Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset i Örebro, 2006.
- Andersson L, Westberg H, Bryngelsson I, Husby B, Arvidsson H. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft, Lindsberg 2010/2011. Arbets- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset Örebro, 2011.
- Bergendorf U, Friman K, Tinnerberg H. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft – Personlig exponering och bakgrundsmätningar i Malmö 2008. Arbets- och miljömedicin Lund, 2010.
- Finnberg N, Gustavsson P, Högberg J, Johansson G, Sällsten G, Warholm M, Victorin K. Kortfattad riskbedömning av 1,3-butadien. Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet, IMM-rapport 1/2004.
- Friman K, Axmon A, Tinnerberg H. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft, Malmö 2003, Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset i Lund, 2004.
- Gustafson P, Barregård L, Lindahl R, Sällsten G. Formaldehyde levels in Sweden: personal exposure, indoor, and outdoor concentrations. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 2005; 15: 252-260.
- Hagenbjörk-Gustafsson A, Modig L, Forsberg B. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft - Personlig exponering och bakgrundsmätningar i Umeå 2007. Yrkes- och miljömedicin, Umeå Universitet, 2008.
- Hagenbjörk-Gustafsson A, Tornevi A, Andersson E M, Johannesson S, Bellander T, Merritt A, Tinnerberg H, Westberg H, Forsberg, Sällsten G. Determinants of personal exposure to some carcinogenic substances and nitrogen dioxide among the general population in five Swedish cities. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 2013. doi:10.1038/jes.2013.57.
- Johannesson S, Mattsson C, Bergemalm-Rynell K, Strandberg B, Sällsten G. Personburen exponering för organiska ämnen och partiklar kopplad till stationära mätningar i Göteborg 2006. Arbets- och miljömedicin, Göteborgs Universitet, 2008.
- Johannesson S, Gustafson P, Molnár P, Barregård L, Sällsten G. Exposure to fine particles (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>1</sub>) and black smoke in the general population: personal, indoor, and outdoor levels. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 2007; 17: 613-624.
- IARC, 1982. International Agency for Research on Cancer. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Volume 29. Some industrial chemicals and dyestuffs. WHO and IARC, Lyon, France.

IARC, 2008. International Agency for Research on Cancer. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Volume 97. 1,3-Butadiene, ethylene oxide and vinyl halides (vinyl fluoride, vinyl chloride and vinyl bromide). WHO and IARC, Lyon, France.

IARC, 2009. International Agency for Research on Cancer. Formaldehyde. Mechanistic and other relevant data. Chapter 4, Volume 100F. WHO and IARC, Lyon, France.

Kruså M, Bellander T, Nilsson M. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Stockholm 2002/2003. Rapport från Arbets- och miljömedicin 2004:3, Stockholm.

Langer S, Bekö G. Indoor air quality in the Swedish housing stocking and its dependence on building characteristics. *Building and Environment*, 2013; 69: 44-54.

Loomis D, Grosse Y, Lauby-Secretan B, Ghissassi F, Bouvad V, Benbrahim-Tallaa L, Guha N, Baan R, Mattock H, Streif K, on behalf of the International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group IARC, Lyon, France. The carcinogenicity of outdoor air pollution. *The Lancet Oncology*, early online publication, October 2013. doi:10.1016/S1470-2045(13)70487-X.

Miljöförvaltningen, Göteborgs stad. Luftkvalitet i Göteborgsområdet, månadsrapport oktober 2012.

Miljöförvaltningen, Göteborgs stad. Luftkvalitet i Göteborgsområdet, månadsrapport november 2012.

Miljöförvaltningen, Göteborgs stad. Luftkvalitet i Göteborgsområdet, månadsrapport december 2012.

Modig L, Forsberg B, Hagenbjörk-Gustafsson A, Järvholm B, Levin JO, Lindahl R, Rhen M, Segerstedt B, Sundgren M, Sunesson AL, Brorström-Lunden E. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft – Umeå 2001. Umeå Universitet, 2002.

Socialstyrelsen och Karolinska Institutet, 2009. Miljöhälsorapport 2009.

Sällsten G, Björklund J, Johansson O, Melin J, Lindahl R, Loh C, Östman C, Barregård L. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft – personlig exponering, individrelaterade stationära mätningar och bakgrundsmätningar i Göteborg 2000. Rapport från Yrkes- och miljömedicin nr 90. Arbets- och miljömedicin, Göteborg, 2001.

Victorin K. Risk assessment of carcinogenic air pollutants. Institutet för miljömedicin, IMM-rapport 1/1998.

Wallace L, Pellizzari E, Hartwell TD, Perritt R, Ziegenfus R. Exposures to benzene and other volatile compounds from active and passive smoking. *Arch. Environ. Health*, 1987; 42: 272-279.

WHO, 2000. Air Quality Guidelines for Europe, Second edition. European series, no. 91. World Health Organization, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

WHO, 2006. World Health Organization (WHO) Air Quality Guidelines, Global Update 2005. World Health Organization, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

WHO, 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP project, Technical Report. World Health Organization, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

# Bilaga 1. Information till försökspersoner

## Undersökning av luftföroreningar i Göteborg

### Information till försökspersoner

*Vill Du delta i ett forskningsprojekt, där vi undersöker vilka halter av luftföroreningar allmänbefolkningen utsätts för?* Forskningsprojektet genomförs av Arbets- och miljömedicin vid Sahlgrenska Universitetssjukhuset och pågår under hösten 2012.

#### Bakgrund

Luftföroreningar finns bl. a i bilavgaser och i utsläpp från industrier, men bildas också vid förbränning av ved och tobak. Vi vill undersöka halterna av några olika luftföroreningar i Göteborg och jämföra med resultaten från andra städer i Sverige. Genom att låta personer bära provtagningsutrustning får vi veta vad den luft vi människor andas in innehåller.

#### Undersökningsmetoder

Ur befolkningsregistret för Göteborgs kommun väljs slumpmässigt ett antal personer från några olika bostadsområden. Du är en av dessa slumpmässigt utvalda försökspersoner.

Försökspersonerna får under en veckas tid (7 dagar) bära fyra olika dosimetrar i ett band runt halsen: två rör (ungefär av en pennas storlek), en liten platta samt en 3 cm lång plastcylinder. Dosimetrarna mäter halten av bensen och 1,3-butadien, formaldehyd respektive kvävedioxid. (ämnen som samtliga bildas vid förbränning). Provtagarna bärs under vaken tid.

Du får under denna vecka även fylla i ett formulär om aktiviteter under veckan (t ex hur mycket tid Du tillbringat i hemmet, utomhus, bilkörning, åkt buss mm). Du får även besvara några frågor om din bostad (bostadstyp, uppvärmning och liknande) samt eventuella besvär du upplever av luftföroreningar.

#### Deltagandet är frivilligt!

Deltagandet i undersökningen är frivilligt och du har rätt att när som helst avbryta utan att ange något skäl för detta. Efter genomförd mätning i en vecka får du en ekonomisk ersättning för besväret med 1500 kr (beskattas enligt Skatteverkets regler).

#### Vad händer med resultaten?

När analyserna är klara får Du veta Ditt resultat per brev. Eftersom det är många analyser och bearbetning av data tar tid kan det dröja till sommaren innan Du får Ditt resultat. Vi kommer sedan att presentera alla resultat i en skriftlig rapport. I denna rapport kan inga enskilda individer spåras och vid bearbetning av mätdata används inga personnummer eller namn.

Om Du har några frågor är Du välkommen att ringa till någon av oss!

Vänliga hälsningar,

Lisa Svedbom, biomedicinsk analytiker, telefon: 031-786 28 47, alt. 0707-22 28 97

Sandra Johannesson, yrkes- och miljöhygieniker, telefon: 031-786 28 42

Gerd Sällsten, professor, telefon 031-786 28 97

**Arbets- och miljömedicin, Sahlgrenska Universitetssjukhuset, Göteborg.**

## Bilaga 2. Enkät

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 \_\_\_\_\_  
Är oljepanna eller ved/pelletspanna placerad inne i bostaden Ja  Nej

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? \_\_\_\_\_

Pendling mellan orterna? \_\_\_\_\_

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

11. Kommer Du i kontakt med motoravgaser/bensinångor eller lösningsmedel på ditt arbete eller i skolan? Ja  Nej

[fler frågor på baksidan]

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

Ja  Nej

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

	Ja, ofta (varje vecka)	Ja, ibland	Nej, aldrig
a) trafikbuller	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
b) bilavgaser	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

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	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
b) i stadens centrum	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

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

Adress:

\_\_\_\_\_ Våningsplan \_\_\_\_\_  
gata nr postnr kommun

Adress:

\_\_\_\_\_ Våningsplan \_\_\_\_\_  
gata nr postnr kommun

**Vid frågor kontakta någon av oss på Arbets- och miljömedicin:**

Lisa Svedbom, telefon: 031-786 28 47, mobil: 0707-22 28 97 e-post: lisa.svedbom@amm.gu.se

Sandra Johannesson, telefon: 031-786 28 42, e-post: sandra.johannesson@amm.gu.se

Gerd Sällsten, telefon 031-773 28 97, e-post: gerd.sallsten@amm.gu.se



## Bilaga 3. Dagbok

Löpnummer: \_\_\_\_\_

Startdatum: \_\_\_\_\_ (dygn 0)

Namn: \_\_\_\_\_

Adress: \_\_\_\_\_ Våringsplan \_\_\_\_\_

Start kl.	:	Stopp kl.							:
		Dygn 0	Dygn 1	Dygn 2	Dygn 3	Dygn 4	Dygn 5	Dygn 6	Dygn 7
<b>Tid i trafik</b>									
Hur länge har Du vistats <b>ute i trafik</b> på vägar och längs trottoarer (i bil, buss, gående eller cyklande etc.)? Ange timmar eller minuter.									
<b>Tid inomhus</b>									
Hur länge har Du vistats <b>inomhus i bostäder (egen eller annan)</b> ? Ange timmar.									
Hur länge har Du vistats <b>inomhus på arbetsplatser</b> ? Ange timmar.									
Hur länge har Du vistats <b>inomhus i andra lokaler</b> (t ex affärer, restauranger, nöjeslokaler etc.)? Ange timmar eller minuter.									
<b>Övrig tid utomhus</b>									
Hur länge har Du vistats <b>utomhus på arbetsplatser</b> (andra än i trafiken – se fråga 1)? Ange timmar.									
Hur länge har Du vistats <b>utomhus annat än i trafik eller på arbetsplatser</b> (t ex på gårdar, i naturen)? Ange timmar eller minuter.									
<b>Summa</b> (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 utfört någon speciell aktivitet under veckan där du tror dig ha utsatts för extra mycket föroreningar (målat, svetsat, lackerat etc) Om ja, vad?	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 vistats i bostaden (egen eller annans) samtidigt som det eldats med ved/pellets? Om ja, hur länge?	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> .....tim .....min	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> .....tim .....min	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> .....tim .....min	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> .....tim .....min	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> .....tim .....min	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> .....tim .....min	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> .....tim .....min	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> .....tim .....min	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> .....tim .....min
Har Du tankat <b>bensin</b> (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 <b>bensin</b> 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 checked="" type="checkbox"/>
Sovit på 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 i din bostad.**

Antal nätter? \_\_\_\_\_

Adress: \_\_\_\_\_ Våningsplan \_\_\_\_\_  
gata nr. postnr. kommun

## Bilaga 4. Personburna mätningar

Sammanställning av personburna mätningar inom HÄMI år 2000-2012.

<b>Bensen</b>	<b>Median (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Medel (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Min - Max</b>
Göteborg 2000	1,0	1,3	0,5 - 6,5
Umeå 2001	1,5	2,2	0,7 - 17
Stockholm 2002	2,8	3,4	1,3 - 16
Malmö 2003	1,7	2,5	0,8 - 14,4
Lindesberg 2005	1,6	3,2	0,9 - 22
Göteborg 2006	0,8	1,2	0,3 - 5,4
Umeå 2007	1,0	1,1	0,5 - 3
Malmö 2008	1,0	1,3	0,5 - 4,5
Stockholm 2009	1,3	2,5	0,7 - 41
Lindesberg 2010	1,6	3,7	0,8 - 52
Göteborg 2012	0,7	0,9	<0,1 - 4,0

<b>1,3-Butadien</b>	<b>Median (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Medel (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Min - Max</b>
Göteborg 2000			
Umeå 2001	0,4	0,6	0,2 - 2,1
Stockholm 2002	0,4	0,6	0,2 - 2,9
Malmö 2003	0,6	0,9	0,1 - 4
Lindesberg 2005	0,5	0,7	0,1 - 3,5
Göteborg 2006	0,1	0,2	0,02 - 0,6
Umeå 2007	0,3	0,6	0,07 - 4,4
Malmö 2008	0,4	0,7	0,06 - 4,3
Stockholm 2009	0,25	0,45	0,08 - 2,3
Lindesberg 2010	0,38	0,72	0,06 - 6
Göteborg 2012	0,3	0,6	<0,03 - 2,7

<b>Formaldehyd</b>	<b>Median (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Medel (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Min - Max</b>
Göteborg 2000	19	25	9 - 77
Umeå 2001	15	22	6 - 82
Stockholm 2002	12	13	6 - 25
Malmö 2003	16	16,3	7 - 33
Lindesberg 2005	27	27	7 - 64
Göteborg 2006	21	23	11 - 46
Umeå 2007	16	18	7 - 33
Malmö 2008	11	15	4 - 68
Stockholm 2009	10	11	1,1 - 30
Lindesberg 2010	20	22	8 - 47
Göteborg 2012	19	19	6 - 34

<b>Kvävedioxid</b>	<b>Median (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Medel (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Min - Max</b>
Göteborg 2000			
Umeå 2001	8	9,6	3 - 21
Stockholm 2002	17	18	7 - 32
Malmö 2003	13	15	0,1 - 49
Lindesberg 2005	5	8	1 - 45
Göteborg 2006			
Umeå 2007	11	10	6 - 33
Malmö 2008	15	15	3 - 28
Stockholm 2009	15	15	3,6 - 44
Lindesberg 2010	8,1	9,2	2,1 - 26
Göteborg 2012	13	14	6 - 29

<b>NOx</b>	<b>Median (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Medel (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Min - Max</b>
Stockholm 2009	36	44	11 - 148
Lindesberg 2010	27	37	0 - 140

<b>B(a)P</b>	<b>Median (<math>\text{ng}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Medel (<math>\text{ng}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Min - Max</b>
Göteborg 2000	0,07	0,09	0,03 - 0,26
Umeå 2001	0,08		<0,02 - 0,6
Stockholm 2002	0,09		0,03 - 0,75
Malmö 2003	0,17		0,05 - 0,4

## **Inomhusmätningar i bostad**

<b>B(a)P i PM<sub>2,5</sub></b>	<b>Median (<math>\text{ng}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Medel (<math>\text{ng}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Min - Max</b>
Lindesberg 2005	0,076	0,12	0,01 - 0,75
Göteborg 2006	0,01	0,032	<0,005 - 0,34
Umeå 2007	0,0025	0,0067	<0,005 - 0,028
Malmö 2008	0,014	0,017	0,005 - 0,053
Stockholm 2009	0,025	0,043	0,009 - 0,215
Lindesberg 2010	0,017	0,076	0,004 - 0,85
Göteborg 2012	0,01	0,02	<0,3 - 0,1

<b>PM<sub>2,5</sub></b>	<b>Median (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Medel (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Min - Max</b>
Lindesberg 2005	9,3	11	3,6 - 45
Göteborg 2006	7,3	9,7	3,2 - 45
Umeå 2007	1,9	2,5	0,5 - 12
Malmö 2008	5,8	5,8	2 - 12
Stockholm 2009	7,1	7,7	2,3 - 18
Lindesberg 2010	8,8	14	3 - 75
Göteborg 2012	7,2	7,9	2,3 - 23

## Bilaga 5. Stationära utomhusmätningar

Sammanställning av stationära utomhusmätningar inom HÄMI år 2000-2012.

	Gatunivå			Urban bakgrund		
	Median µg/m <sup>3</sup>	Medel µg/m <sup>3</sup>	min - max µg/m <sup>3</sup>	Median µg/m <sup>3</sup>	Medel µg/m <sup>3</sup>	min - max µg/m <sup>3</sup>
<b>Bensen</b>						
Göteborg 2000	1,1	-	0,9 - 1,6	1,1	-	0,9 - 1,5
Umeå 2001	1,6	2,1	0,2 - 4,6	0,8	1	0,04 - 2,2
Stockholm 2002 <sup>a)</sup>	4,5	4,81	3,9 - 7	-	-	-
Stockholm 2002	1,2	1,3	0,8 - 1,9	1,4	1,7	1,2 - 2,4
Malmö 2003	2	2,2	1,8 - 3	1	1,1	0,9 - 1,7
Lindesberg 2005	0,4	0,8	0,3 - 2,1	0,4	0,7	0,2 - 1,8
Göteborg 2006	-	-	-	0,8	0,7	0,3 - 1
Umeå 2007	1,5	1,6	1,1 - 2,3	0,8	0,8	0,5 - 1,1
Malmö 2008	1,1	1,2	0,9 - 1,4	0,6	0,7	0,4 - 1,1
Stockholm 2009	1,4	1,5	0,9 - 2	0,7	0,7	0,4 - 1,6
Lindesberg 2010	0,7	0,7	0,5 - 0,9	0,5	0,5	0,2 - 0,8
Göteborg 2012	-	-	-	0,7	0,7	0,2 - 1,4
<b>1,3-Butadien</b>						
Göteborg 2000						
Umeå 2001	0,4	0,35	0,03 - 0,6	0,14	0,12	0,01 - 0,2
Stockholm 2002 <sup>a)</sup>	0,41	0,39	0,19 - 0,52	-	-	-
Stockholm 2002	0,036	0,04	0,02 - 0,07	0,07	0,08	0,05 - 0,12
Malmö 2003	0,22	0,22	0,13 - 0,3	0,1	0,09	0,05 - 0,13
Lindesberg 2005	0,04	0,12	0,03 - 0,3	0,05	0,12	0,01 - 0,3
Göteborg 2006	-	-	-	<0,02	0,02	<0,02 - 0,09
Umeå 2007	0,14	0,16	0,05 - 0,39	0,06	0,07	0,02 - 0,22
Malmö 2008	0,12	0,11	0,05 - 0,17	0,05	0,05	0,01 - 0,07
Stockholm 2009	0,2	0,18	0,04 - 0,25	0,08	0,09	0,02 - 0,16
Lindesberg 2010	0,06	0,054	0,03 - 0,08	0,04	0,044	0,02 - 0,07
Göteborg 2012	-	-	-	0,05	0,07	<0,03 - 0,1
<b>Formaldehyd</b>						
Göteborg 2000	2	-	0,9 - 3,9	2,7	3,1	1,8 - 4,6
Umeå 2001	3,5	3,5	3 - 4	3	-	2 - 4
Stockholm 2002 <sup>a)</sup>	3,2	3,5	2,3 - 5,5	-	-	-
Stockholm 2002	1,8	1,8	1,5 - 2,2	2,5	2,6	1,5 - 3
Malmö 2003	3	2,8	2 - 3	3	2,2	2 - 3
Lindesberg 2005	3	2,6	2,6 - 3	2	2	1 - 3
Göteborg 2006	-	-	-	2,1	1,8	1 - 3
Umeå 2007	1,7	1,9	1,4 - 3,2	1,7	3,1	1 - 3,3
Malmö 2008	3,1	3	1,7 - 5,1	3,4	2,3	0,7 - 4,5
Stockholm 2009	2,8	5,4	1,9 - 25	2	-	0,6 - 3,9
Lindesberg 2010	1	1,4	1 - 1	1	1,4	1 - 2
Göteborg 2012	-	-	-	1,6	1,7	0,7 - 2,7

	Gatunivå			Urban bakgrund		
	Median µg/m <sup>3</sup>	Medel µg/m <sup>3</sup>	min - max µg/m <sup>3</sup>	Median µg/m <sup>3</sup>	Medel µg/m <sup>3</sup>	min - max µg/m <sup>3</sup>
<b>Kvävedioxid</b>						
Göteborg 2000	21	-	19 - 24	20	-	17 - 22
Umeå 2001	55	53	35 - 72	28	26	16 - 41
Stockholm 2002 <sup>a)</sup>	71	74	52 - 106	-	-	-
Stockholm 2002	10	10	5 - 18	21	24	16 - 41
Malmö 2003	42	42	34 - 49	25	26	22 - 30
Lindesberg 2005	10	10	7 - 13	7	6,5	4 - 8
Göteborg 2006	-	-	-	19	19	16 - 23
Umeå 2007	43	44	24 - 70	20	21	9,1 - 39
Malmö 2008	28	28	19 - 36	19	19	10 - 25
Stockholm 2009	45	45	24,6 - 57,4	13	14	7,6 - 22,3
Lindesberg 2010	8	7	4,2 - 10,3	5	5	3 - 7
Göteborg 2012	-	-	-	28	31	25 - 42
<b>NOx</b>						
Stockholm 2009	128	122	66,2 - 158	20	21	14,4 - 32,4
Lindesberg 2010	14	12	4 - 16	7	7	3 - 11
<b>B(a)P ng/m<sup>3</sup></b>						
Göteborg 2000	-	-	-	-	-	-
Umeå 2001	0,3	0,29	0,06 - 0,49	0,07	0,1	0,02 - 0,3
Stockholm 2002 <sup>a)</sup>	0,28	0,31	0,18 - 0,55	-	-	-
Stockholm 2002	0,08	0,15	0,03 - 0,41	0,16	0,14	0,04 - 0,27
Malmö 2003	0,13	0,18	0,07 - 0,33	0,07	0,16	0,04 - 0,38
<b>B(a)P i PM<sub>2,5</sub> ng/m<sup>3</sup></b>						
Lindesberg 2005	0,29	0,29	0,08 - 0,48	0,31	0,3	0,08 - 0,45
Göteborg 2006				0,035	0,046	0,01 - 0,14
Umeå 2007				0,035	0,112	0,01 - 0,38
Malmö 2008				0,024	0,022	0,005 - 0,31
Stockholm 2009				0,056	0,111	0,013 - 0,321
Lindesberg 2010	0,16	0,14	0,02 - 0,29	0,074	0,081	0,015 - 0,14
Göteborg 2012	-	-	-	0,05	0,1	0,01 - 0,36
<b>PM<sub>2,5</sub></b>						
Lindesberg 2005	9	13	5,8 - 23	9,7	13	5,9 - 23
Göteborg 2006			-	5,3	7,3	2,9 - 18
Umeå 2007			-	4,9	4,7	2,4 - 8,3
Malmö 2008			-	5,3	5,2	2,9 - 8,3
Stockholm 2009			-	4,2	5,2	1,5 - 9,7
Lindesberg 2010	3,5	2,4	2,5 - 5	2,4	2,9	1,9 - 4,7
Göteborg 2012	-	-	-	4,0	6,0	1,8 - 15

<sup>a)</sup> Hornsgatan i Stockholm