

HÄLSORELATERAD MILJÖÖVERVAKNING

CANCERFRAMKALLANDE ÄMNEN I TÄRTORTSLUFT

Utvärderingsuppdrag
mätningar utförda 2000 - 2016

1 mars 2019

Sandra Johannesson
Arbets- och miljömedicin
Sahlgrenska Akademin vid Göteborgs Universitet

Hälsorelaterad miljöövervakning

Cancerframkallande ämnen i tätortsluft

<p>Rapportförfattare Sandra Johannesson, Arbets- och miljömedicin, Göteborgs Universitet</p>	<p>Utgivare Arbets- och miljömedicin, Göteborgs Universitet</p> <p>Postadress Box 414, 405 30 Göteborg</p> <p>Telefon 031-786 63 00</p>
<p>Rapporttitel och undertitel Hälsorelaterad miljöövervakning Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Utvärderingsuppdrag</p>	<p>Beställare Naturvårdsverket 106 48 Stockholm</p> <p>Finansiering Nationell MÖ</p>
<p>Nyckelord för plats</p>	
<p>Nyckelord för ämne cancerframkallande ämnen, personlig exponering, bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, kvävedioxid, fina partiklar (PM_{2,5}), bens(a)pyren</p>	
<p>Tidpunkt för insamling av underlagsdata 2000-2016</p>	
<p>Sammanfattning Inom den hälsorelaterade miljöövervakningen Cancerframkallande ämnen i tätortsluft har sammanlagt 15 mätkampanjer genomförts, tre i vardera av de fem städer som deltar. Mätningar utförs personburet på slumpvis utvalda vuxna deltagare ur allmänbefolkningen.</p> <p>Den personliga exponeringen för bensen och 1,3-butadien visar tendens till att minska över tid men trenden är inte tydlig för alla städerna. Medianexponeringen för bensen vid den senaste mätningen i respektive stad låg omkring eller under lågrisknivån 1,3 µg/m³ respektive miljö kvalitets-målets precisering på 1 µg/m³. Medianexponeringen för 1,3-butadien i respektive stad varierade mellan 0,2-0,5 µg/m³ vilket är i nivå med eller över miljö kvalitetsmålets precisering (0,2 µg/m³). För kvävedioxid ses inga tydliga eller samstämmiga tidstrender, men medianhalterna för personlig exponering underskrider miljö kvalitetsmålets precisering i samtliga städer. Formaldehyd som framförallt har inomhuskällor uppvisar inte heller några trender över tid. Medianhalterna för personlig exponering har legat mellan ca 10 till 20 µg/m³ med högre halter för boende i villa än i lägenheter. Medianhalter av PM_{2,5} som mätts inomhus i bostäder har underskridit WHO:s riktvärde och miljö kvalitetsmålets precisering på 10 µg/m³ och inga direkta trender kan ses över tid. Halter av bens(a)pyren inomhus underskrider lågrisknivån och tillika miljö kvalitetsmålets precisering på 0,1ng/m³, och uppmätta halter inomhus är lägre än utomhus.</p> <p>Möjligheten att jämföra personlig exponering med halter i utomhusluft begränsas av de få utomhus-mätningarna inom projektet. Det är dock tydligt i alla städer att den personliga exponeringen för 1,3-butadien är betydligt högre än halter i urban bakgrund. Även för bensen är den personliga exponeringen ofta högre än halter i urban bakgrund. Personlig exponering för kvävedioxid har varit lägre än i urban bakgrund för Göteborg, Umeå och Malmö, medan det varierat i Stockholm och Lindesberg. Sammanfattningsvis visar resultaten att personburna mätningar av luftföroreningar är viktigt för att kunna värdera människors exponering och göra adekvata hälsoriskbedömningar.</p> <p>Förslag och rekommendationer inför fortsatta mätningar är att metodiken med rekrytering av deltagare från ett slumpat urval ur befolkningsregister bör bibehållas. Mätningar av PM_{2,5} inomhus i bostaden föreslås ersättas av personburna mätningar av sot (black carbon). Black carbon har fördelen att det kan mätas personburet och är ett bättre mått på förbränningspartiklar. Nackdelen är att det saknas riktvärde att relatera exponeringen till. Personburna mätningar av de gasformiga ämnena föreslås fortsätta enligt nuvarande metodik. Ett förändrat studieupplägg, t ex ett uppehåll efter avslutade mätkampanjer i samtliga fem städer eller en utglesning av intervallen för mätningarna, skulle kunna frigöra resurser och möjliggöra utrymme för mer riktade och specifika undersökningar, mätningar för att studera olika variationer i exponering etc.</p>	

Innehåll

Bakgrund	4
Ämnen som ingår i undersökningen	4
Gräns- och riktvärden för luftföroreningar	6
Metodik inom undersökningen.....	7
Mätmetoder genom åren	8
Utvärdering av undersökningen	9
Deltagarfrekvens.....	9
Personlig exponering	11
Variabilitet i personlig exponering	15
Korrelation mellan olika luftföroreningar	15
Mätningar inomhus i bostaden	16
Personlig exponering jämfört med mätningar i urban bakgrund	18
Diskussion	22
Vikten av att mäta personburet	22
Urvalsmetodiken.....	22
Faktorer som påverkar den personliga exponeringen.....	23
Undersökningen i framtiden och tidstrender	23
Förslag och rekommendationer inför fortsatta mätningar	25
Referenser.....	27

Bakgrund

Undersökningen Cancerframkallande ämnen i tätortsluft ingår i Naturvårdsverkets nationella miljöövervakningsprogram för Hälsorelaterad miljöövervakning. Syftet med undersökningen är att undersöka allmänbefolkningens exponering för några väsentliga cancerframkallande luftföroreningar. Undersökningen ska ge underlag för riskvärdering för allmänbefolkningen och resultaten används för att följa upp och utvärdera det nationella miljömålet *Frisk luft*.

Undersökningen omfattar fem svenska städer: Malmö, Göteborg, Lindsberg, Stockholm och Umeå. De utvalda städerna representerar storstadsregioner i olika delar av landet samt en mindre tätort i inlandet (Lindsberg). Mätningarna utförs under hösten i en stad per år. Undersökningen är unik i Sverige i det att personburen provtagning används för att mäta den personliga exponeringen. Deltagarna i studien är vuxna individer rekryterade genom ett slumpat urval ur allmänbefolkningen.

Denna utvärdering sker på uppdrag av Naturvårdsverket med anledning av att det sedan undersökningens start år 2000 nu har genomförts mätningar i tre omgångar i samtliga fem städer. Denna rapport har sammanställts av koordinatör för undersökningen vid Arbets- och miljömedicin i Göteborg, men förslag och rekommendationer har diskuterats och tagits fram i samråd med ansvariga utförare på de övriga fyra Arbets- och miljömedicinska klinikerna som deltar i undersökningen.

Ämnen som ingår i undersökningen

I undersökningen ingår personburna mätningar av bensen, 1,3-butadien, formaldehyd och kvävedioxid. Fina partiklar (PM_{2,5}) mäts stationärt inomhus i vardagsrum hos hälften av deltagarna och partikelmassan analyseras med avseende på innehåll av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) däribland bens(a)pyren.

Bensen

Bensen är ett aromatiskt kolväte som är klassat som cancerframkallande för människor (IARC, 1982). Bensen bildas vid förbränning och härrör från trafikavgaser, industrier, vedeldning, cigarettök mm. Bensen finns även i bensin och tankning har visats ge ett bidrag till den personliga exponeringen (Hagenbjörk-Gustafsson, 2014). Katalytisk avgasrening och reglering av den tillåtna halten av bensen i bensin har bidragit till att halterna i utomhusluft i tätorter har sjunkit sedan början av 1990-talet. Världshälsoorganisationen (WHO) anger inget specifikt hälsobaserat riktvärde för bensen. En halt på 1,7 µg/m³ skulle teoretiskt motsvara ett extra cancerfall per 100 000 exponerade under en livstid (WHO, 2010). Institutet för Miljömedicin (IMM) har angivit en lågrisknivå för långtidsexponering på 1,3 µg/m³ (Victorin, 1998).

1,3-butadien

1,3-butadien är klassat som cancerframkallande för människor (IARC, 2008). Det bildas vid olika typer av förbränning och härrör från trafikavgaser, vedeldning, cigarettök mm. 1,3-butadien används även inom industrin vid framställning av plaster och gummi. Institutet för

Miljömedicin (IMM) har tidigare angivit ett intervall 0,2-1,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som riktvärde för långtidsexponering (Finnberg m.fl., 2004).

Formaldehyd

Formaldehyd är klassat som cancerframkallande för människor (IARC, 2006). Det används industriellt och förekommer i syntetiska hartser som används i olika typer av trä-, pappers- och plastprodukter. Formaldehyd används även som konserverings- och desinfektionsmedel. Formaldehyd bildas även vid förbränning och förekommer i avgaser, vedrök, cigarettök mm. För formaldehyd finns de huvudsakliga källorna till allmänbefolkningens exponering inomhus såsom byggnadsmaterial, möbler och textilier, konsumentprodukter mm. WHO anger ett riktvärde på 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som tidsvägt medelvärde över 30 minuter för inomhusmiljö (WHO, 2010). Riktvärdet är i första hand satt utefter sensoriska korttidseffekter (ögonirritation) och bedöms även skydda för långtidseffekter, inkluderande cancer.

Kvävedioxid

Kvävedioxid härrör från förbränning, då bildas primärt kväveoxid (NO) som oxideras till kvävedioxid (NO₂). Vägtrafiken står för en stor del av emissionerna, men även sjöfart, industrier och dieseldrivna arbetsmaskiner bidrar till betydande utsläpp. Halterna är högst i städer med mycket trafik och kvävedioxid används därför ofta som en markör för trafikrelaterade luftföroreningar. En inomhuskälla till kvävedioxid är användning av gasspis. Det finns inga bevis för att kvävedioxid skulle vara cancerframkallande. WHO anger 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som riktvärde för årsmedelvärde (WHO, 2006).

Fina partiklar (PM_{2,5})

Fina partiklar (PM_{2,5}) härrör från olika förbränningsprocesser där trafik och småskalig vedeldning är viktiga källor till utsläpp i Sverige. Även mekaniska processer som slitage av vägbanor och erosion bidrar liksom partiklar från hav och skog. Partiklar har även inomhuskällor som matlagning, städning mm. Partiklar har olika kemisk sammansättning beroende på ursprung. Små partiklar kan färdas långa sträckor med luftströmmar och långdistanstransporterade partiklar står för ett betydande bidrag, särskilt i södra Sverige. Fina partiklar är som enskild beståndsdel av urbana luftföroreningar klassat som cancerframkallande för människor (WHO, 2013). Exponering för partiklar bidrar till ökad sjuklighet och dödlighet i framförallt hjärtkärl- och lungsjukdomar och partiklar från förbränning anses vara mest skadliga för hälsan. Förbränningspartiklar är mycket små och utgör en liten del av den totala partikelmassan mätt som PM₁₀ eller PM_{2,5}. WHO anger ett riktvärde på 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde för PM_{2,5} (WHO, 2006).

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är ett samlingsnamn för en stor grupp av ämnen som bildas vid ofullständig förbränning. Småskalig vedeldning och trafik är huvudkällor till utsläpp nationellt. Cigarettök är en annan källa till exponering. Ett flertal av PAH-föreningarna är klassade som cancerframkallande för människor däribland bens(a)pyren. Bens(a)pyren används som en indikator för PAH i luft och WHO anger ett hälsobaserat riktvärde för bens(a)pyren på 0,1 ng/m^3 , baserat på risk för lungcancer.

Gräns- och riktvärden för luftföroreningar

Lagstiftningen för luftkvaliteten i Sverige regleras genom vårt medlemskap i Europeiska Unionen (EU). För ett flertal olika luftföroreningar finns Miljökvalitetsnormer (MKN) vilka är angivna som gränsvärden som inte får överskridas. MKN gäller för utomhusluft med undantag för arbetsplatser och vägtunnlar. MKN ska ange en högsta acceptabel nivå till skydd för människors hälsa och miljön. Flera luftföroreningar har dock hälsoeffekter även under dessa nivåer. Miljökvalitetsmålet *Frisk luft* verkar för att luftkvaliteten i Sverige ska förbättras och inom ramen för detta har regeringen fastställt ett antal preciseringar som samtliga ligger under motsvarande MKN (tabell 1). De nationella miljökvalitetsmålen är baserade på hälsobaserade riktvärden som tagits fram bl. a av Världshälsoorganisationen (WHO).

Tabell 1. Miljökvalitetsnormer (MKN) samt miljökvalitetsmålets preciseringar.

	Miljökvalitetsnorm MKN årsmedelvärde	Miljökvalitetsmålets preciseringar		
		årsmedelvärde	dygnsmedelvärde	timmedelvärde
Bensen	5 µg/m ³	1 µg/m ³		
1,3-butadien		0,2 µg/m ³		
Formaldehyd				10 µg/m ³
Kvävedioxid	40 µg/m ³	20 µg/m ³		60 µg/m ³
Partiklar PM _{2,5}	25 µg/m ³	10 µg/m ³	25 µg/m ³	
Bens(a)pyren	1 ng/m ³	0,1 ng/m ³		

Metodik inom undersökningen

Undersökningen omfattar exponeringsmätning på 40 vuxna deltagare (ålder 20-50 år). Deltagarna är slumpvis utvalda ur befolkningsregister (såsom statens personadressregister) och rekrytering sker via brev och telefon. Efter fullgjord mätning erhåller deltagarna en ekonomisk ersättning (beskattningsbar).

Bensen, 1,3-butadien, formaldehyd och kvävedioxid mäts med personburna passiva provtagare som bärs under vaken tid i andningszonen (fästs med clips i kläder eller i ett kortare halsband). Fina partiklar (PM_{2,5}) mäts med pumpad provtagning stationärt inomhus i vardagsrum i bostaden hos hälften av deltagarna (20 av 40) och samtidigt mäts PM_{2,5} i urban bakgrund. Partikelmassan analyseras med avseende på innehåll av polycykliska aromatiska kolväten (PAH), däribland bens(a)pyren.

När det gäller exponering för cancerframkallande ämnen bland allmänbefolkningen är det långtidsexponering som är väsentlig. Mätning under en veckas tid har ansetts rimligt ur deltagarnas perspektiv (bära provtagare, fylla i dagbok etc.). Mätning under en vecka ger också ett bättre mått på exponeringen över tid och minskar inverkan av kortvariga eller enstaka aktiviteter som annars kan få en betydande inverkan på medlexponeringen vid en kortare mätning. I syfte att studera hur exponeringen varierar inom individer utförs upprepade mätningar på hälften av deltagarna.

För att få ett någorlunda rättvisande mått på befolkningens genomsnittsexponering krävs att tillräckligt många personer ingår i studien. I denna undersökning ingår 40 deltagare. Eventuella skillnader i exponering mellan subgrupper är möjliga att påvisa statistiskt om subgrupperna är tillräckligt stora (t ex skillnader män/kvinnor) och skillnaden i exponering inte är alltför liten. För att kunna påvisa statistiskt signifikanta skillnader beroende på faktorer som inte är så vanliga i den allmänna befolkningen krävs större material än vad som är rimligt ur arbets- och kostnadssynpunkt inom den hälsorelaterade miljöövervakningen. Faktorer som påverkar den personliga exponeringen kan med fördel studeras i sammanslagna datamaterial från flera undersökningar. Detta har utförts på datamaterial avseende undersökningarna år 2000 till 2008 och resulterade i en vetenskaplig publikation (Hagenbjörk-Gustafsson A. et.al., 2014). Artikeln är publicerad i den vetenskapliga tidskriften *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*.

Inom projektet ingår även att under undersökningsperioden, dvs under den tid som de personburna mätningarna pågår, även utföra minst fem veckomätningar i utomhusluft. Mätningarna utförs på två stationära mätstationer utomhus, varav minst en ska anses kunna representera urban bakgrund. Mätningarna omfattar bensen, 1,3-butadien, formaldehyd och kvävedioxid och utförs med samma typ av diffusionsprovtagare som används för de personburna mätningarna. Undersökningen utförs alltid på samma tid under året, på hösten, under perioden september till november/december för att undvika betydande årstidsvariationer.

Metodiken för undersökningen finns beskriven i en *Metodhandbok*, vilken hålls uppdaterad av koordinators för undersökningen och den finns tillgänglig via Naturvårdsverkets webbplats.

Mätmetoder genom åren

Bensen mäts med diffusionsprovtagare Perkin-Elmer. Vid de första mätningarna år 2000 användes adsorbent Tenax TA men från och med år 2001 används Carbopack X. Analyserna har utförts av Arbetslivsinstitutet i Umeå år 2001-2005, Arbets- och miljömedicin, Göteborg 2006 och Fenix Environmental i Umeå 2007-2009. Analyserna har sedan 2010 utförts av Arbets- och miljömedicin, Göteborg eller Arbets- och miljömedicin, Örebro.

1,3-butadien har från och med år 2001 (Umeå) provtagits på samma Perkin-Elmer provtagare med Carbopack X som används för bensen. Vid tidpunkten för den första undersökningen år 2000 fanns ingen provtagningsmetod som var validerad för mätning av låga halter av 1,3-butadien i allmänluften. Eftersom 1,3-butadien har provtagits i samma Perkin-Elmer rör som bensen har analyserna utförts av det laboratorium som även analyserat bensen.

För **bensen och 1,3-butadien** utfördes en separat jämförelse av provtagare och analys mellan laboratorierna vid Arbets- och miljömedicin, Göteborg och Fenix Environmental, Umeå i samband med mätningarna 2006. Denna visade inte på några anmärkningsvärda skillnader (15-20 %) mellan de två laboratorierna (Sällsten, 2008; NV rapport nr 215 0816). Vid undersökningen i Lindsberg togs 10 dubbelprover som analyserades i Örebro respektive Göteborg. Skillnaden var inte heller i denna kvalitetskontroll betydande (<20 %) (Andersson, 2011).

Formaldehyd mättes vid de två första undersökningarna år 2000 (Göteborg) och 2001 (Umeå) med en modifierad diffusionsprovtagare GMD Model 570 (Sällsten, 2001; Modig, 2002). Från och med år 2003 (Stockholm) har diffusionsprovtagaren UME^X 100 använts. Båda provtagarna innehåller DNPH (2,4-dinitrofenylhydrazin) som reagens. Proverna har analyserats av Arbetslivsinstitutet Umeå 2001-2005 och Fenix Environmental 2008-2009. Från år 2010 har analyserna utförts av Arbets- och miljömedicin, Göteborg eller Arbets- och miljömedicin, Örebro.

Kvävedioxid ingick inte som personburen mätning första året. Från och med år 2001 (Umeå) till och med år 2005 (Lindsberg) användes diffusionsprovtagaren Willems badge (Hagenbjörk-Gustafsson et al., 1996, 1999) och analyserna utfördes av Arbetslivsinstitutet i Umeå. Från och med år 2007 (Umeå) har diffusionsprovtagare Ogawa (Ogawa and Co., USA) använts för mätning av kvävedioxid. Analys utfördes år 2007 vid Utrecht Universitet, Nederländerna men från och med mätningarna 2008 har kvävedioxid analyserats av Yrkes- och miljömedicin, Umeå Universitet.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) mättes år 2000 till 2003 med pumpad provtagning med glasfiberfilter (PAH i partikulär fas) med efterföljande PUR adsorbent (PAH i gasfas). Mätningarna utfördes stationärt i sovrum. Analyserna utfördes på Institutionen för analytisk kemi, Stockholm Universitet (2000) respektive Institutet för vatten och luftvårdsforskning, IVL (2001-2003).

Fina partiklar (PM_{2,5}) började mätas inom projektet från och med år 2005 (Lindsberg) och mäts med pumpad provtagning stationärt i deltagarnas bostad. Partikelfraktion PM_{2,5} avskiljs med cyklon och partiklarna samlas in på teflonfilter. Partikelmassan har analyserats avseende innehåll av PAH med GC-MS vid Arbets- och miljömedicin, Göteborg.

Analysmetoderna för samtliga ämnen finns utförligt beskrivna i Metodhandboken samt i den vetenskapliga publikationen av Hagenbjörk-Gustafsson m fl., (2014).

Utvärdering av undersökningen

Inom undersökningen *Cancerframkallande ämnen i tätortsluft* har hittills genomförts tre mätkampanjer i respektive stad sedan starten år 2000 (Tabell 1). Undersökningen har genomförts varje år med undantag för hösten 2002, då mätningarna istället fick flyttas fram till februari-mars 2003, år 2004, samt år 2011 då ett uppdrag för att utvärdera de urbana bakgrundsmätningarna inom HÄMI i förhållande till kommunernas utomhusmätningar utfördes istället för ordinarie exponeringsmätningar (Stroh, 2011).

Tabell 2. År och stad för hittills genomförda mätningar.

År	Stad
2000	Göteborg
2001	Umeå
2003	Stockholm
2003	Malmö
2005	Lindesberg
2006	Göteborg
2007	Umeå
2008	Malmö
2009	Stockholm
2010	Lindesberg
2012	Göteborg
2013	Umeå
2014	Malmö
2015	Stockholm
2016	Lindesberg

Deltagarfrekvens

Deltagarfrekvensen beräknas för varje undersökning och anges i procent. Deltagarfrekvensen beräknas genom att dividera antalet deltagare som medverkat i studien (40 personer) med antalet kontaktade personer - minus de som är avflyttade, bor på annan ort eller kan uteslutas av andra skäl.

Deltagarfrekvensen för de sammanlagt 15 undersökningar som har utförts mellan år 2000 till 2016 presenteras i Tabell 2. I tabellen är resultaten uppdelade på de fem städer som deltar i undersökningen. Generellt är det tydligt att deltagarfrekvensen har minskat över tid för Göteborg, Stockholm, Malmö och Lindesberg. Umeå skiljer sig från övriga städer då där saknas trend och där deltagarfrekvensen var väldigt hög 2007 (81 procent). Umeå är den stad som haft den överlag högsta deltagarfrekvensen genom åren.

Tabell 3. Deltagarfrekvens (procent) för undersökningen.

Stad	År	Deltagarfrekvens (procent)
Göteborg	2000	71
	2006	60
	2012	47
Umeå	2001	67
	2007	81
	2013	66
Stockholm	2003	44
	2009	39
	2015	30
Malmö	2003	43
	2008	46
	2014	25
Lindesberg	2005	44
	2010	35
	2016	27

Svarsfrekvensen för studien följer den generella trenden för svarsfrekvenser för olika typer av undersökningar i allmänbefolkningen vilken har minskat under senare år (källa: Folkhälsomyndigheten). Det gäller exempelvis de nationella enkätundersökningarna Miljöhälsoenkäten och Folkhälsoenkäten som genomförs av Folkhälsomyndigheten.

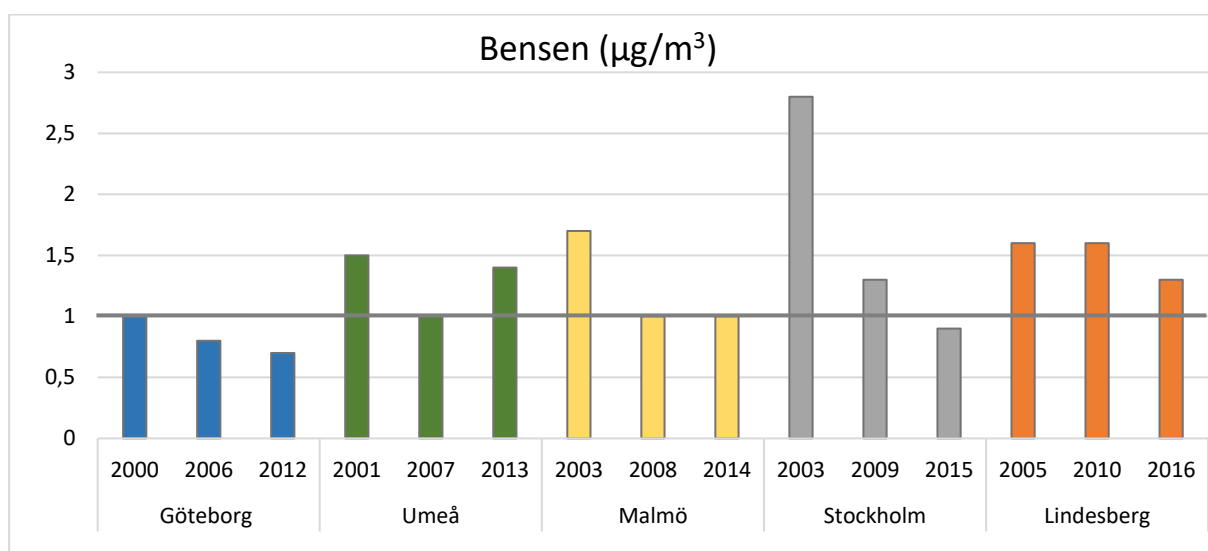
Att nå en acceptabel deltagarfrekvens är av vikt eftersom det påverkar hur generaliserbart resultatet kan anses vara till bakomliggande population. Syftet med undersökningen är att beskriva *allmänbefolkningens* exponering för cancerframkallande ämnen och det är därför önskvärt att resultaten i stort återspeglar populationen. Vad som är en acceptabel deltagarfrekvens kan alltid diskuteras. För större populations-undersökningar (t. ex enkätundersökningar) är det relativt vanligt att man gör en så kallad bortfallsanalys. Syftet med bortfallsanalysen är att analysera om det finns stora skillnader mellan personer som deltagit och personer som inte deltagit (bortfallet). Om det finns betydande skillnader riskerar man att få skevheter i statistiken vilket kan utgöra ett problem när resultaten från undersökningen ska tolkas. I en så liten undersökning som denna har det dock inte varit möjligt att göra någon statistisk analys av bortfallet (dvs de personer som tackat nej till deltagande, inte svarat på brevet eller som ej gått att nå via telefon).

Personlig exponering

Medianhalter för personlig exponering som uppmätts i de sammanlagt 15 undersökningarna redovisas nedan grafiskt ämne för ämne. I figurerna är inlagt miljö kvalitetsmålets precisering som en grå linje. Om tidstrender har undersökts i rapport från respektive undersökning redovisas även dessa.

Bensen

Den personliga exponeringen för bensen för de tre undersökningarna som utförts hittills i respektive stad presenteras i figur 1.



Figur 1. Medianexponering för bensen (µg/m³) för de tre undersökningarna i respektive stad.

För samtliga städer utom Göteborg överskred medianexponeringen i första omgångens mätningar (2000-2005) den rekommenderade lågrisknivån på 1,3 µg/m³ (Victorin, 1998). I Stockholm 2003 överskred medianhalten även WHO:s riktvärde på 1,7 µg/m³. Mätningarna i Stockholm gjordes dock under senvintern (februari-mars) till skillnad från övriga som utförts under hösten.

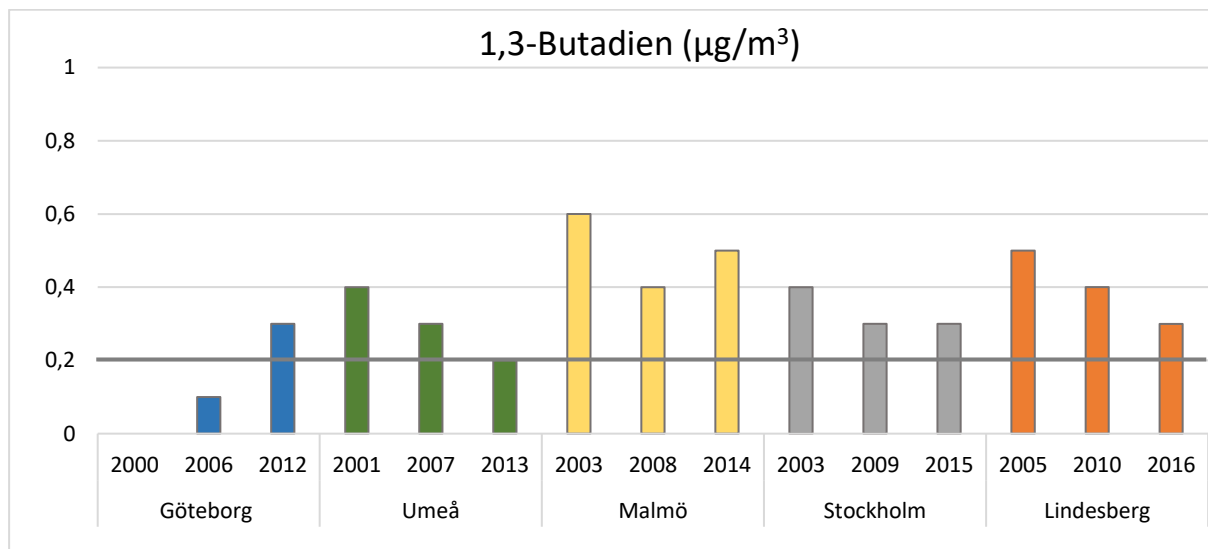
I den senaste omgångens mätningar i respektive stad låg medianexponeringen under lågrisknivån för Göteborg (2012), Malmö (2014) och Stockholm (2015). I dessa städer underskred eller tangerade medianhalten även miljö kvalitetsmålets precisering. I Umeå (2013) låg medianexponeringen strax över lågrisknivån medan man i Lindesberg (2016) tangerade nivån.

Generellt har exponeringen för bensen minskat i flera av städerna. För Göteborg ses en sjunkande trend i medianexponeringen, men minskningen var inte statistiskt signifikant (Johannesson, 2013). För Umeå ses ingen tydlig tidstrend (Hagenbjörk-Gustafsson, 2014). I Malmö var medianexponeringen lägre i de två senaste undersökningarna 2008 och 2013

jämfört med den första som utfördes år 2003 (Stroh, 2014). I Stockholm kan ses en tydligare trend i exponeringen som minskat mellan varje omgång, synnerhet jämfört med halter som uppmättes i första undersökningen 2003 (Sagán, 2016). I Lindesberg var exponeringen för bensen signifikant lägre i den senaste undersökningen 2016 jämfört med de två tidigare undersökningarna 2005 och 2010 (Mannerling, 2017).

1,3-butadien

I figur 2 redovisas medianexponeringen för 1,3-butadien i respektive stad.



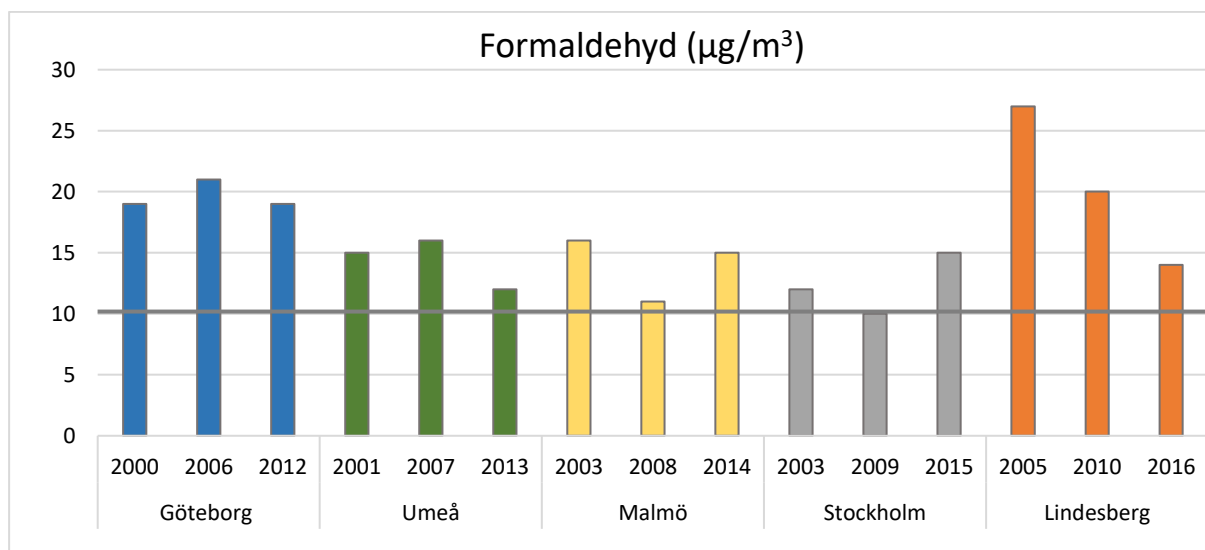
Figur 2. Medianexponering för 1,3-butadien (µg/m³) för de tre undersökningarna i respektive stad.

För 1,3-butadien har lågrisknivån angetts som ett intervall 0,2-1,0 µg/m³ för långtids-exponering (Finnberg, 2004). Medianvärdet för den personliga exponeringen låg inom lågriskintervallet vid samtliga undersökningar. Vid de senaste mätningarna i respektive stad (år 2012-2016) överskred eller tangerade medianexponeringen lågrisknivåns undre gräns vilken är samma som miljö kvalitetsmålets precisering (0,2 µg/m³).

För Umeå och Lindesberg ses generellt över de tre undersökningarna en nedåtgående trend i exponeringen. I Lindesberg var medelxponeringen i den senaste undersökningen år 2016 signifikant lägre än 2005 (Mannerling, 2017). För Malmö och Stockholm är trenden inte entydig. Överlag uppmättes den högsta medianhalten vid första årets undersökning i respektive stad. För Göteborg däremot uppmättes signifikant högre exponeringen år 2012 jämfört med 2006 (Johannesson, 2013), dock uppmättes väldigt låga halter år 2006. Det saknades en validerad provtagare för 1,3-butadien när undersökningen startade år 2000.

Formaldehyd

I figur 3 redovisas medianexponeringen för formaldehyd i respektive stad.



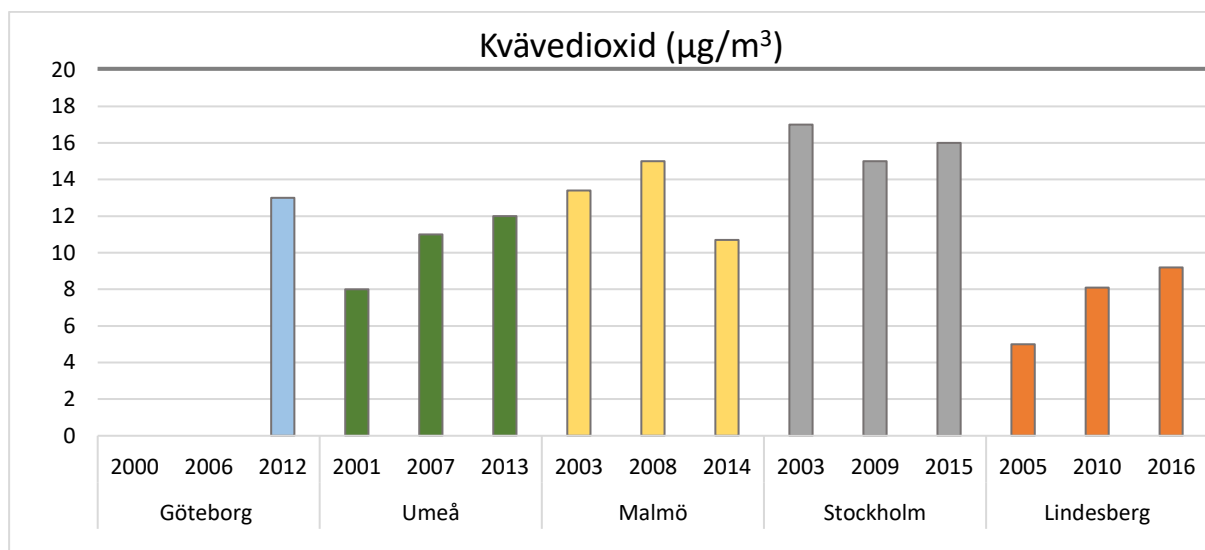
Figur 3. Medianexponering för formaldehyd (µg/m³) för de tre undersökningarna i respektive stad.

För formaldehyd ses ingen trend i den personliga exponeringen förutom i Lindesberg, där den uppmätta exponeringen i den senaste undersökningen (2016) var signifikant lägre än tidigare års undersökningar (Mannerling, 2017). Medianexponeringen för den senaste undersökningen i respektive stad varierar mellan 12 och 19 µg/m³. Det är betydligt lägre än 100 µg/m³ som WHO rekommenderar som riktvärde för inomhusluft och som även anses skydda mot långtidseffekter (WHO, 2010). Personlig exponering ligger omkring eller över miljö kvalitetsmålets precisering (10 µg/m³), vilken gäller för utomhusluft där betydligt lägre halter har uppmätts (omkring 2 till 3 µg/m³). Källor till formaldehyd finns framförallt inomhus (byggnadsmaterial, möbler, textilier etc.), varför halterna av formaldehyd normalt är högre inne än ute.

Exponeringen har visats vara högre för de som bor i villa än för de som bor i lägenhet (Hagenbjörk-Gustafsson, 2014), och denna skillnad har även kunnat påvisas i ett flertal av de enskilda undersökningarna. Orsaken till detta kan vara olika faktorer såsom skillnader i byggnadsmaterial och ventilation. Andelen deltagare som bor i villa jämfört med lägenhet avgörs i det slumpmässiga urvalet och varierar mellan undersökningarna, vilket i sin tur kan påverka medianexponeringen för hela gruppen. Högre halter i villa än lägenheter har även visats i Boverkets BETSI undersökning från 2006, där medianhalten i villor var 22 µg/m³ och i lägenheter 13 µg/m³ (mätningar utfördes i slumpvis utvalda bostäder, 157 villor och 148 lägenheter) (Langer, 2013). I studien uppmättes lägre luftomsättning i villor än i lägenheter och en högre ventilation minskar inomhushalterna.

Kvävedioxid

I figur 4 redovisas medianexponeringen för kvävedioxid i respektive stad.



Figur 4. Medianexponering för kvävedioxid (µg/m³) för de tre undersökningarna i respektive stad.

Den huvudsakliga källan till kvävedioxid i vår omgivningsluft är trafikavgaser vilket gör att halterna är högre i städer än i mindre tätorter. Detta avspeglas även i den personliga exponeringen, där det blir tydligt att exponeringen i Lindesberg är lägre än i de fyra övriga större städerna. En inomhuskälla till kvävedioxid är gasspis, vilket kunde visas påverka den personliga exponeringen (Hagenbjörk-Gustafsson, 2014). Medianvärdet för den personliga exponeringen underskrider miljö kvalitetsmålets precisering (20 µg/m³ som årsmedelvärde) för samtliga av de 15 undersökningarna.

Trenden i personlig exponering för kvävedioxid ser olika ut för de fem städerna. I Umeå och Lindesberg har den personliga exponeringen för kvävedioxid ökat sedan den första undersökningen. För Lindesberg var medel exponeringen signifikant högre i den senaste undersökningen 2016 jämfört med år 2005 (Mannerling, 2017). I Stockholm har exponeringen legat på ungefär samma nivå för de tre undersökningarna. I Malmö uppmättes en något lägre medianexponering i den senaste undersökningen 2014 jämfört med tidigare undersökningar. För Göteborg finns endast data för den senaste undersökningen eftersom kvävedioxid inte ingick år 2000, medan mätmetod och analys inte fanns tillgänglig vid tillfället för mätningarna år 2006.

Kvävedioxid har mätts inomhus i slumpvis utvalda svenska bostäder (ca 300 stycken) inom Boverkets BETSI projekt, och medianhalten 8 µg/m³ (Langer, 2013) var generellt något lägre än för de personburna mätningarna inom HÄMI.

Variabilitet i personlig exponering

Exponering varierar såväl mellan olika individer som mellan olika dagar eller veckor för en enskild individ. Variabiliteten i exponering gör det mer komplicerat att bestämma exponeringen för en grupp eller en population. Exponering används ofta i epidemiologiska studier där den används för att skatta dos-respons samband. Med hjälp av statistiska metoder kan den totala variabiliteten i uppmätta exponeringshalter delas upp i inom-individvarians (variabiliteten mellan olika mätningar för en enskild individ) samt mellan-individvarians (variabiliteten i medalexponering mellan olika individer).

För att kunna undersöka även variabiliteten i exponering inom individer upprepas de personburna mätningarna på 20 av de 40 deltagarna. Personlig exponering kan variera beroende på olika aktiviteter (t ex transportsätt, exponering för miljötobaksrök, mm). Meteorologiska förhållanden påverkar utomhushalter vilket i sin tur har inverkan på den personliga exponeringen. Om inom-individvariansen är låg betyder det att det är tillräckligt att endast mäta en gång per person för att skatta exponeringen.

Variabiliteten i personlig exponering varierar mellan olika år och orter. Analysen av sammanslagna data för 2000-2008 (Hagenbjörk-Gustafsson, 2014) kan anses ge en säkrare skattning. I dessa data visades en betydande inom-individvarians för bensen och 1,3-butadien samt för kvävedioxid. Formaldehyd hade lägre inom-individvarians och det beslutades att från och med undersökningen år 2012 mäts formaldehyd bara en gång per deltagare.

Då studiegruppen är förhållandevis liten kan ett eller några enstaka höga värden ha en avsevärd inverkan på mellan-individvariationen. Detta observerades i exempelvis Stockholm 2009, där en deltagare hade en exponering för bensen på 41 respektive 64 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (första respektive upprepad mätning) vilket var betydligt högre än medianexponeringen för hela studiegruppen (1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Korrelation mellan olika luftföroreningar

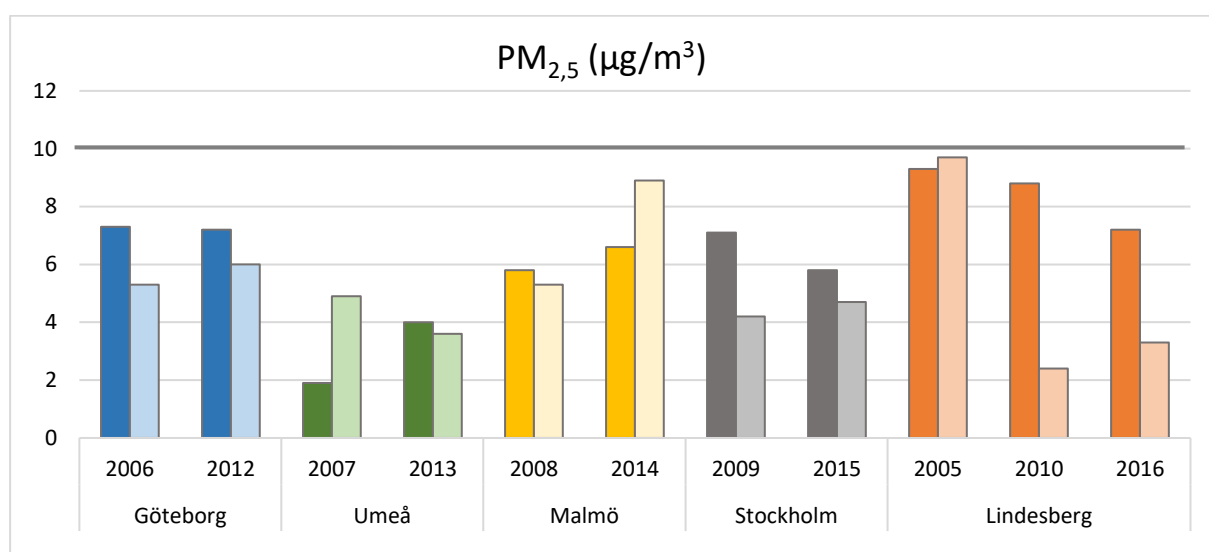
Den personliga exponeringen för bensen har i de flesta av undersökningarna visats vara signifikant korrelerad till exponeringen för 1,3-butadien. Personlig exponering för formaldehyd var sällan korrelerad till något av de övriga ämnena, vilket inte är oväntat då formaldehyd i huvudsak har andra källor än övriga ämnen. Inte heller kvävedioxid var för de flesta av undersökningarna korrelerad med övriga ämnen. I Stockholm kunde dock en svag korrelation mellan kvävedioxid och bensen respektive 1,3-butadien påvisas (Stockholm 2009 samt 2015) och i Malmö 2014 fann man signifikant korrelation mellan kvävedioxid och övriga tre gasformiga ämnen (Stroh, 2015).

Mätningar inomhus i bostaden

Fina partiklar (PM_{2,5})

Stationära mätningar av fina partiklar (PM_{2,5}) ingår i undersökning sedan år 2005 med start i Lindesberg. Fina partiklar mäts stationärt i försökspersonernas hem (vardagsrum) under två dygn för 20 försökspersoner. Samtidigt med mätningen inomhus i bostaden utförs mätning i urban bakgrund. Så här långt har mätningar av PM_{2,5} mätts två omgångar i Göteborg, Umeå, Malmö och Stockholm medan det i Lindesberg har mätts tre omgångar.

I figur 5 nedan redovisas medianhalter av PM_{2,5} i försökspersonernas hem respektive medianhalt uppmätt parallellt i urban bakgrund.



Figur 5. Medianhalter av fina partiklar PM_{2,5} (µg/m³) inomhus i deltagarnas hem (vänstra stapeln mörkare nyans) samt i urban bakgrund (högra stapeln, ljusare nyans) för de två eller tre undersökningarna i respektive stad.

De medianhalter av PM_{2,5} som uppmätts inomhus i hemmiljö har underskridit miljö kvalitetsmålets precisering och tillika WHO:s rekommenderade riktvärde för långtidsexponering på 10 µg/m³ för samtliga undersökning i respektive stad (Figur 5). Detsamma gäller även för medianhalten för de mätningar utomhus i urban bakgrund som utförts parallellt med mätningarna i hemmen.

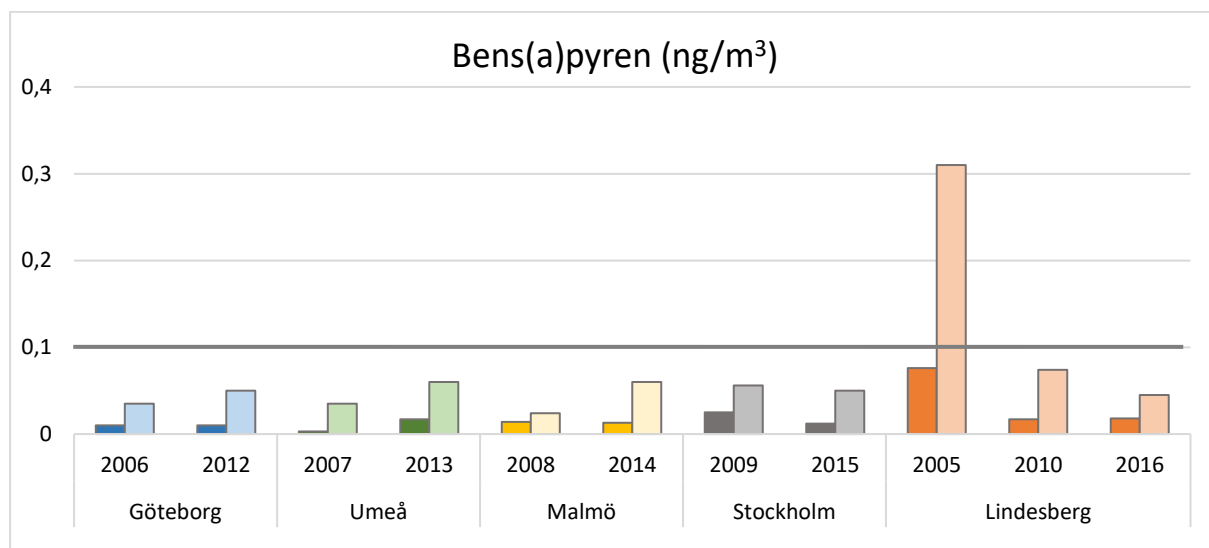
I Göteborg har medianhalterna legat i princip konstant för de två undersökningarna som genomförts (2006 och 2012) såväl inomhus i hemmet som utomhus i urban bakgrund. I Umeå uppmättes en högre medianhalt inomhus år 2013 jämfört med 2007 medan medianhalten i urban bakgrund var något lägre 2013 än 2007. I Malmö var medianhalterna inomhus i princip oförändrade år 2008 och 2014 medan uppmätta halter i urban bakgrund låg högre 2014 än 2008. För Stockholm ses en liten minskning i uppmätt medianhalt mellan år 2009 och 2015, medan medianhalten utomhus i urban bakgrund var oförändrad. Lindesberg där tre mätomgångar genomförts ses en tendens till sjunkande halter i inomhusluften men det förelåg

ingen statistiskt säkerställd minskning (Mannerling, 2017). Uppmätt halt i urban bakgrund var betydligt högre 2005 jämfört med de två senare undersökningarna 2010 och 2016.

Eftersom mätningen av PM_{2,5} inomhus i bostaden och i urban bakgrund sker samtidigt kan eventuell korrelation mellan inomhus och utomhus undersökas. Signifikant korrelation mellan uppmätt halt PM_{2,5} inomhus och i urban bakgrund förelåg för Göteborg år 2006, och även 2012 men då efter att ett hem där man rökte inomhus hade uteslutits. I Umeå förelåg ingen signifikant korrelation mellan halter inomhus och utomhus vid undersökningarna år 2007 respektive 2013, och inte heller i Malmö 2008 eller Stockholm 2009 var korrelationen signifikant. För övriga undersökningar har eventuell korrelation mellan PM_{2,5} inomhus och i urban bakgrund inte redovisats i rapport.

Bens(a)pyren

Den insamlade partikelmassan har analyserats avseende på innehåll av polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Som indikator för exponering för PAH används bens(a)pyren. Medianvärdena inomhus i hemmiljö underskred den rekommenderade lågrisknivån på 0,1 ng/m³ för samtliga undersökningar (Figur 6). I Lindesberg uppmättes signifikant lägre halt av bens(a)pyren inomhus i hemmen vid den senaste undersökningen år 2016 (Mannerling, 2017).



Figur 6. Medianhalter av bens(a)pyren (ng/m³) inomhus i deltagarnas hem (vänstra stapeln) samt i urban bakgrund (högra stapeln) för de två eller tre undersökningar som utförts i respektive tätort.

Medianhalten av bens(a)pyren var högre utomhus i urban bakgrund jämfört med inomhus i bostäderna för samtliga mätningar i alla tätorter (Figur 6). När det gäller uppmätta halter i urban bakgrund var det endast medianhalten i Lindesberg år 2005 (0,31 ng/m³) som överskred miljö kvalitetsmålets precisering på 0,1 ng/m³.

För bens(a)pyren var uppmätt halt inomhus i bostaden signifikant korrelerad till halt i urban bakgrund för undersökningarna i Göteborg år 2006 och 2012, i Umeå 2007 och 2013 samt i Stockholm 2009. Vid undersökningen i Malmö år 2008 fann man ingen signifikant korrelation mellan halter i bostad och i urban bakgrund, medan för övriga undersökningar är

eventuell korrelation inte redovisad i rapport. Uppmätta halter bens(a)pyren inomhus var signifikant lägre än utomhus i urban bakgrund (parvisa jämförelser) i Göteborg 2012 och Umeå 2013 (Johannesson, 2013; Hagenbjörk-Gustafsson, 2014).

Personlig exponering jämfört med mätningar i urban bakgrund

De stationära utomhusmätningarna omfattar bensen, 1,3-butadien, formaldehyd och kvävedioxid och utförs med samma passiva provtagare som används för de personburna mätningarna. Mätningarna i urban bakgrund syftar till att få en uppfattning om utomhus-halterna under höstens mätperiod. Eftersom utomhusmätningarna endast omfattar fem veckor är underlaget mycket begränsat vilket gör att uppmätta halter och jämförelser med gräns- och riktvärden bör tolkas med försiktighet. Kommunernas miljöförvaltningar utför kontinuerliga mätningar året om enligt standardiserade metoder för att följa upp miljö kvalitetsnormer och miljömål.

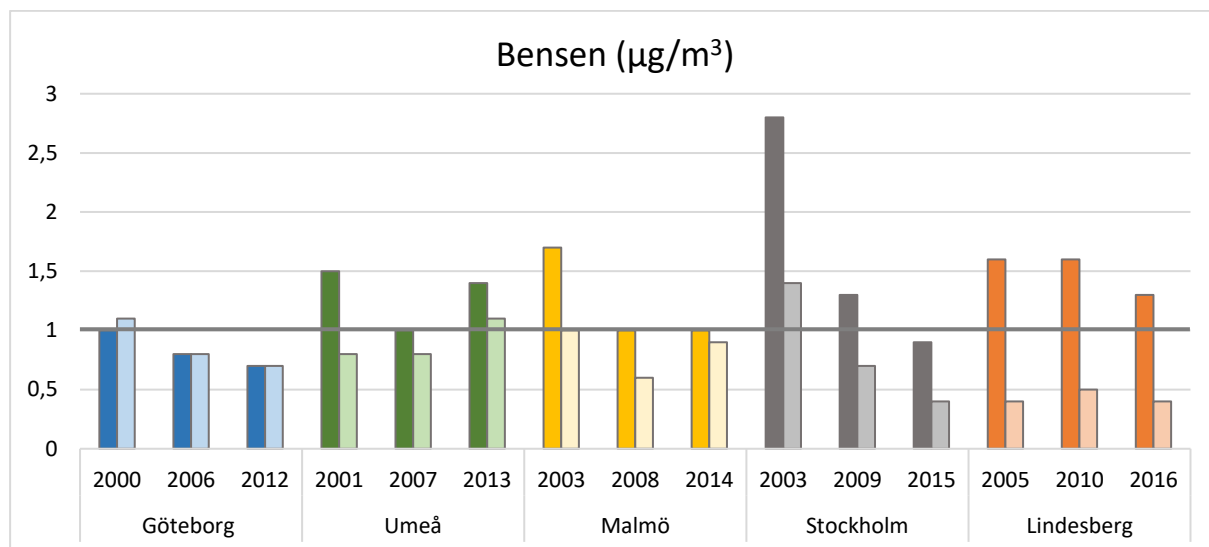
De personburna mätningarna startas på olika dagar fördelade över hela mätperioden för att få en bred skattning av exponeringen och minska inverkan av kortvariga väderbetingelser. Denna studiedesign innebär att de allra flesta av de personburna mätningarna inte skett samtidigt som mätningarna utomhus i urban bakgrund, vilket försvårar undersökning av eventuella korrelationer mellan personlig exponering och halter i urban bakgrund.

I Umeå 2007 och Malmö 2008 utfördes undersökningen med en ändrad mätstrategi, där flera personburna mätningar startades samtidigt och parallellt med en veckomätning i urban bakgrund. I Umeå deltog 5-8 försökspersoner per vecka under sammanlagt 9 mätveckor, och i Malmö deltog 2-8 deltagare per vecka under sammanlagt 11 mätveckor. I Umeå fann man en signifikant korrelation mellan medelhalten av personlig exponering för de samtida deltagarna och urban bakgrund för bensen och kvävedioxid (Hagenbjörk-Gustafsson, 2008). I Malmö fann man inga korrelationer mellan medelxponeringen för deltagarna och den samtidigt uppmätta halten i urban bakgrund för något av ämnena (Bergendorf, 2010).

De stationära utomhusmätningarna inom HÄMI utvärderades i ett särskilt uppdrag från Naturvårdsverket (Stroh, 2011). Syftet var att utvärdera huruvida kommunernas kontinuerliga mätningar kunde ersätta de mätningar i urban bakgrund som görs inom HÄMI. Utvärderingens slutsats var att utomhusmätningarna inom HÄMI bör kvarstå. Detta eftersom det för bensen och 1,3-butadien saknades kommunala mätningar i urban bakgrund i de orter som ingår i undersökningen. För kvävedioxid fanns kommunala mätningar av kvävedioxid att tillgå i Umeå, Malmö, Göteborg och Stockholm men med annan mätmetod (kemiluminiscens instrument). För Lindesberg saknades kommunala mätningar överlag. Gaturumsmätningar bedömdes vara mer problematiska att relatera till personburna mätningar på grund av stor variation angående gaturummets uppbyggnad och provtagarnas placering, trafiksituation etc. (Stroh, 2011).

Bensen

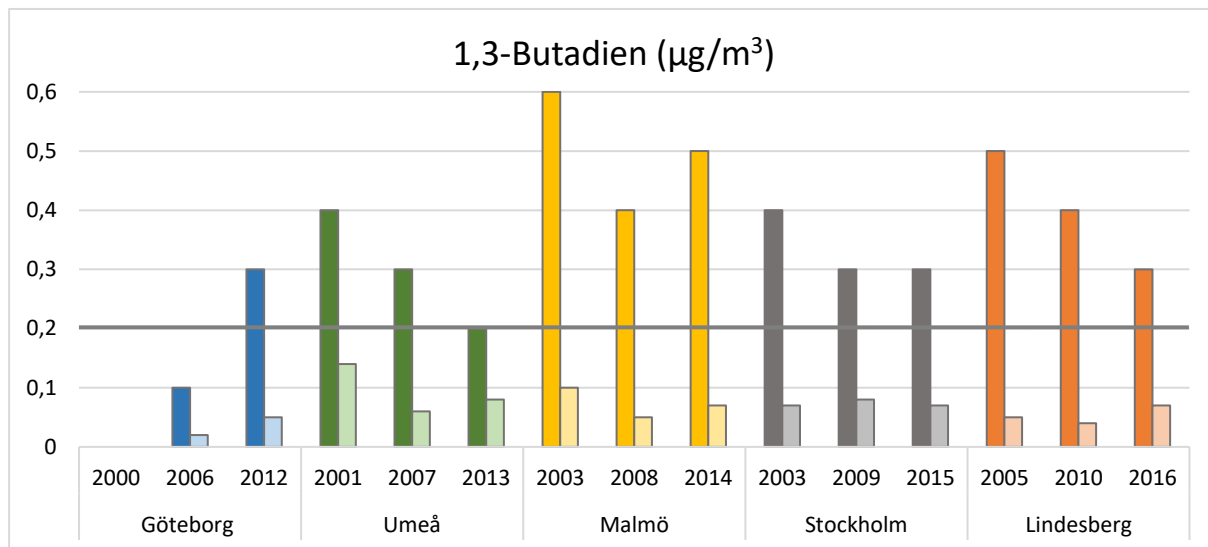
Figur 7 visar medianhalter av bensen uppmätt personburet och i urban bakgrund vid de tre undersökningarna som genomförts i respektive tätort. Den personliga exponeringen har i allmänhet varit något högre eller i nivå med uppmätta halter i urban bakgrund. I den mindre tätorten Lindesberg visar de personburna mätningarna betydligt högre halter än i urban bakgrund. Även för Stockholm ses en skillnad mellan personburet och urban bakgrund.



Figur 7. Medianhalter av bensen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) personburet (vänstra stapeln, mörkare nyans) samt i urban bakgrund (högra stapeln, ljusare nyans) för de tre undersökningar som utförts i respektive tätort.

1,3-butadien

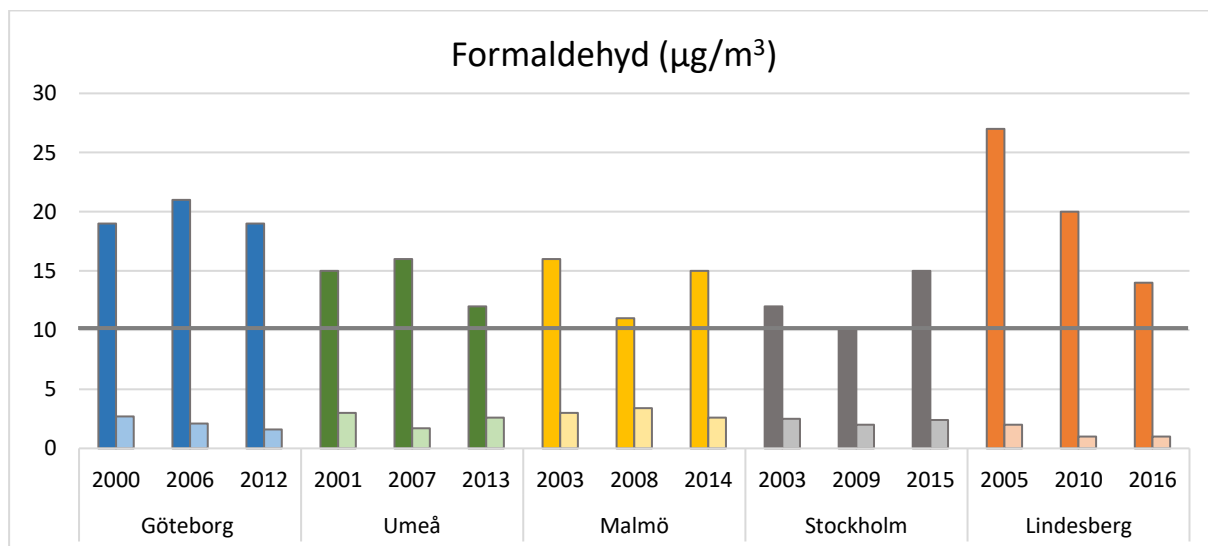
För 1,3-butadien är den personliga exponeringen betydligt högre än de halter som uppmätts utomhus (Figur 8). 1,3-butadien är en reaktiv förening (dubbelbindning) och fotokemiska (reaktioner med inverkan av solljus) och atmosfärskemiska reaktioner orsakar nedbrytning av 1,3-butadien. Högre halter av 1,3-butadiene inomhus än utomhus har rapporterats i flera andra studier (IPCS, 2001). Det kan även tänkas att personliga aktiviteter kan bidra till de högre halter som uppmätts personburet.



Figur 8. Medianhalter av 1,3-butadien (µg/m³) personburet (vänstra stapeln, mörkare nyans) samt i urban bakgrund (högra stapeln, ljusare nyans) för de tre undersökningar som utförts i respektive tätort.

Formaldehyd

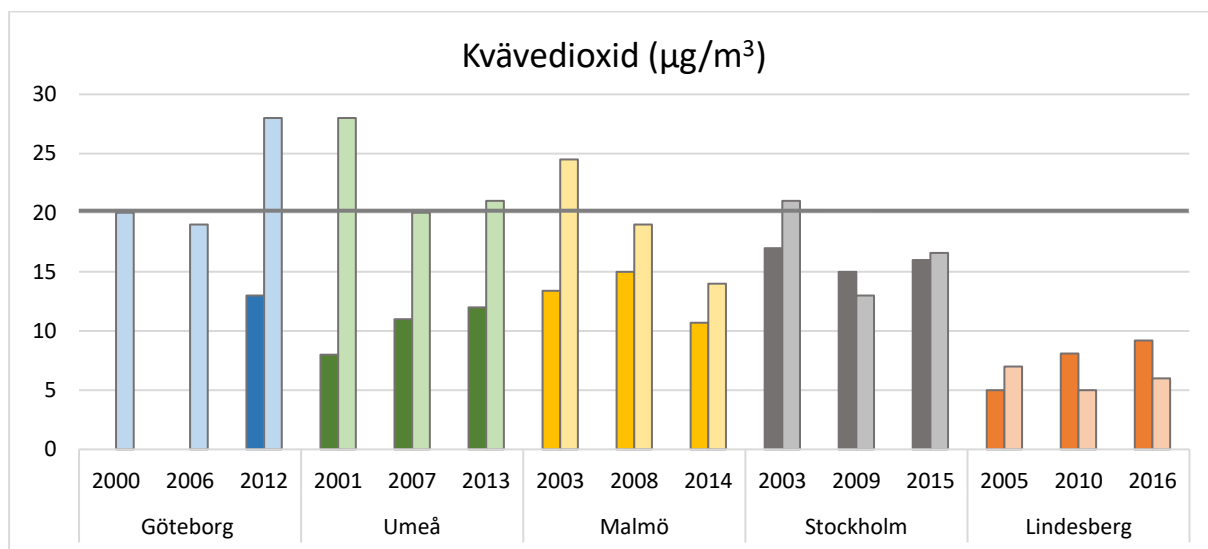
Den personliga exponeringen för formaldehyd är betydligt högre än halter i utomhusluft. Detta är förväntat eftersom de huvudsakliga källorna till formaldehyd finns inomhus och i byggnadsmaterial och vi tillbringar den största delen av dygnet inomhus.



Figur 9. Medianhalter av formaldehyd (µg/m³) personburet (vänstra stapeln, mörkare nyans) samt i urban bakgrund (högra stapeln, ljusare nyans) för de tre undersökningar som utförts i respektive tätort.

Kvävedioxid

I tätorter är vägtrafik den huvudsakligen källan till kvävedioxid. Den personliga exponeringen ligger ofta under utomhushalter, vilket är fallet för Göteborg, Umeå och Malmö. För Stockholm och Lindsberg var medianhalterna personburet och i urban bakgrund ungefär lika höga, och vissa år var den personliga exponeringen högre än utomhushalter. Det är återigen viktigt att poängtera att utomhusmätningarna endast omfattar fem veckor, och meteorologiska faktorer (t ex inversion) kan ha en betydande inverkan. Uppmätta halter såväl personburet som utomhus är betydligt lägre i Lindsberg vilket avspeglar att Lindsberg är en mindre tätort med betydligt mindre trafik än i de övriga större städerna.



Figur 10. Medianhalter av kvävedioxid (µg/m³) personburet (vänstra stapeln, mörkare nyans) samt i urban bakgrund (högra stapeln, ljusare nyans) för de tre undersökningar som utförts i respektive tätort.

Diskussion

Vikten av att mäta personburet

Miljöövervakningen ”Cancerframkallande ämnen i tätortsluft” är unik som den enda i Sverige där luftföroreningar mäts personburet i en studie som upprepas regelbundet över tid och med samma studiedesign. Det framgår av figur 7 till 10 att den personliga exponeringen för de gasformiga ämnena skiljer sig från halter utomhus i urban bakgrund. För 1,3-butadien och formaldehyd är den personliga exponeringen betydligt högre än halter i utomhusluft, medan för bensen var den personliga exponeringen oftast högre än halter i urban bakgrund. I samband med mätningarna i Göteborg 2006 mättes bensen samtidigt även utanför deltagarnas bostad, och de personburna halterna var då signifikant högre än utomhus (Åkerström, 2009). Utomhushalter av bensen i starkt trafikerad miljö kan dock vara högre.

För kvävedioxid har den personliga exponeringen däremot varit lägre än utomhushalter, undantaget Lindesberg och Stockholm. Den huvudsakliga källan till kvävedioxid i tätortsmiljö är vägtrafiken. I avsaknad av inomhuskällor är halter av kvävedioxid som regel lägre inomhus än utomhus (WHO, 2010). Den vanligaste källan till kvävedioxid inomhus i bostäder är gasspis.

Vid jämförelser mellan personburet och halter utomhus i HÄMI bör man ha i åtanke att mätningarna utomhus endast har omfattat fem mätveckor vilket gör underlaget mycket begränsat. Då vägtrafik är källa till flertalet av ämnena som mäts kan även mätstationernas placering inom staden ha betydelse.

Fina partiklar och bens(a)pyren är inte mätt personburet utan stationärt inomhus i deltagarnas bostäder. Uppmätt medianhalt av bens(a)pyren inomhus har legat betydligt lägre än de halter som mätts samtidigt utomhus i urban bakgrund. Då de flesta människor tillbringar större delen av tiden inomhus kan inomhushalter av bens(a)pyren förväntas avspegla vår exponering relativt väl, dock med risk för underskattning då eventuell exponering i trafikerad miljö eller annan förbränningsrelaterad exponering inte blir inkluderad.

Sammanfattningsvis visar resultaten från undersökningen att personburna mätningar av luftföroreningar är viktigt för att kunna värdera människors exponering och göra adekvata hälsoriskbedömningar.

Urvalsmetodiken

Metodiken att deltagare väljs ut slumpvis gör det möjligt att generalisera resultat till allmänbefolkningen. Generellt har deltagarfrekvensen för undersökningen minskat över tid. Detta är tydligt för Göteborg, Stockholm, Malmö och Lindesberg men mindre tydligt för Umeå som också haft den högsta deltagarfrekvensen genom åren. Den minskade deltagarfrekvensen beror på att personer inte svarar på brevutskick, ej går att nå eller att personer avstår från att delta. Ett alternativ till slumpvis urval skulle kunna vara att via t ex annonser söka efter frivilliga deltagare. Hur och i vilka forum man i så fall annonserar skulle sannolikt påverka rekryteringen med en sådan metodik, och risken skulle möjligen kunna vara

större att man får en skev fördelning av deltagare (ålder, språkkunskaper, kön, sysselsättning, socioekonomi etc.) vilket gör det svårare att generalisera resultat till hela populationen.

För att uppnå så hög deltagarfrekvens som möjligt är det viktigt att inte skicka ut alltför många brev i ett tidigt skede av undersökningen. När brev väl är utskickade och svar inväntas bör man undersöka om det går att utesluta personer som fått brevutskick men ej svarat. Dessa personer kan vara utflyttade ur kommunen, tillfälligt bo på annan ort etc. och omfattas därmed inte av kriterierna för att kunna ingå i studien.

Faktorer som påverkar den personliga exponeringen

Genom att slå ihop mätdata från flera undersökningar har faktorer som påverkar den personliga exponeringen kunnat påvisas statistiskt. Detta är svårt att göra i varje enskild undersökning eftersom materialet är för litet för att nå statistisk signifikans. Den vetenskapliga publikation (Hagenbjörk-Gustafsson, 2014) som analyserat sammanslagna mätdata från år 2000 till 2008 kunde påvisa flera faktorer som påverkade den personliga exponeringen. Tankning av bensen ökade signifikant exponeringen för bensen. Rökare hade högre exponeringen för bensen och 1,3-butadien, medan exponering för miljötobaksrök ökade icke-rökarnas exponering för bensen, 1,3-butadien och kvävedioxid. Mer tid tillbringad i trafikerad miljö samt utomhus gav ökad personlig exponering för bensen och 1,3-butadien. Högre exponering för formaldehyd har visats för de som bor i villa jämfört med lägenheter, och deltagare med gasspis i hemmet hade högre exponering för kvävedioxid. En ny liknande analys av ett större sammanslaget datamaterial skulle möjligen kunna identifiera fler faktorer som påverkar den personliga exponeringen för de ämnen som studeras.

Undersökningen i framtiden och tidstrender

Den hälsorelaterade miljöövervakningen med personburen mätningar används för att följa upp miljömålet *Frisk Luft*. Den kan även användas för att undersöka om åtgärder och lagkrav för omgivningsmiljön avspeglas i den personliga exponeringen och som ett led i att följa upp nationellt och regionalt miljömålsarbete.

En fordonspark i förändring med färre bensen- eller dieseldrivna fordon och fler eldrivna fordon innebär minskade halter av trafikrelaterade luftföroreningar i utomhusmiljön samt att färre personer tankar bilar. Det vore därför intressant att följa om denna utveckling skulle avspegla sig i sänkt personlig exponering för bensen, 1,3-butadien och kvävedioxid i framtiden. Tobaksrökningen har minskat i Sverige sett över tid. Enligt miljöhälsoenkäten 2015 var 9 procent av Sveriges befolkning dagligrökare, vilket är lägre än tidigare miljöhälsoenkäter där andelen var 14 procent (2007) och 18 procent (1999) (Folkhälsomyndigheten, 2017). Den minskade andelen dagligrökare tillsammans med eventuellt framtida striktare restriktioner för rökning på allmänna platser kan förväntas innebära minskad exponering för miljötobaksrök för icke-rökare.

Tidstrender i personlig exponering har undersökts i analysen av sammanslagna data för 2000-2008 (Hagenbjörk-Gustafsson, 2014). För de tre städer där mätningar hade genomförts två gånger (Göteborg, Umeå och Malmö) påvisades en signifikant minskning i personlig exponering för bensen i Umeå (-35 %, $p < 0,001$) och Malmö (-42 %, $p < 0,001$) men inte i

Göteborg. För 1,3-butadien påvisades ingen tidstrend för Umeå eller Malmö och för Göteborg fanns endast data för ett år (2006). I Umeå var exponeringen för kvävedioxid högre vid mätningarna år 2007 jämfört med 2001, medan ingen signifikant tidstrend kunde påvisas för Malmö. För formaldehyd sågs ingen tidstrend för någon av städerna. En ny analys av samtliga insamlade mätdata skulle med statistiska metoder kunna undersöka tidstrender i exponering i alla fem städer och över en längre tidsperiod. Förslagsvis skulle detta kunna göras efter att ytterligare minst en mätomgång genomförts i respektive stad.

Fina partiklar och bens(a)pyren

Mätning av fina partiklar (PM_{2,5}) inkluderades i undersökningen från och med 2005 med start i Lindesberg. Mätningarna utförs med stationär provtagning i deltagarnas bostad.

Anledningen till att PM_{2,5} inte också mäts personburet är att partiklar måste samlas in med pumpad provtagning. En pump väger ca 1-2 kilo och pumpens motor ger ifrån sig ett brummande ljud. Det har inom undersökningen ansetts vara en alltför en stor börda för deltagarna att utöver de passiva provtagarna även bära en pump med hänsyn till pumpens vikt och ljud.

De mätningar av PM_{2,5} som hittills genomförts inom projektet (2005-2016) har inte visat någon tydlig trend (Figur 5). Man har inte funnit någon signifikant korrelation mellan uppmätta halter av PM_{2,5} inomhus i deltagarnas bostäder och de samtidiga mätningarna i urban bakgrund, förutom i Göteborg. Medianhalter av bens(a)pyren inomhus (range: 0,003-0,025 ng/m³) har legat betydligt under WHO:s riktvärde (0,1 ng/m³) i samtliga av de hittills utförda undersökningar förutom i Lindesberg 2005 då medianhalten låg strax därunder (0,08 ng/m³). Halter inomhus har varit lägre än utomhus i samtliga städer. Halter av bens(a)pyren inomhus har, till skillnad mot PM_{2,5}, varit korrelerade till halter i urban bakgrund för Göteborg (2006 och 2012), Umeå (2007 och 2013) och för Stockholm (2009).

Inom Naturvårdsverkets forskningsprogram SCAC (Swedish Clean Air and Climate Program) fann man att långdistanstransporterade partiklar utgjorde den största delen av den totala partikelmassan i de tre städer som ingick i studien (Stockholm, Göteborg och Umeå), men att lokala utsläpp av primära förbränningspartiklar från trafik och vedeldning har större konsekvenser på mortaliteten (Grennfelt, 2017; Segersson, 2017). Studier från senare år har indikerat att samband mellan exponering och hälsoeffekter är starkare för sotpartiklar, ofta mätt som black carbon, än för PM_{2,5} (Segersson, 2017). Resultat från SCAC-studien indikerar att black carbon som mått på exponering ger ett större fokus på lokala emissioner.

Black carbon kan mätas med aethalometer som med optisk teknik mäter koncentrationen av ljusabsorberande svarta partiklar. Tekniken finns tillgänglig i form av små, lätta och tysta instrument som kan bäras personburet och mätdata loggas med ett förutbestämt tidsintervall. Black carbon skulle kunna ge ett bättre mått på exponering för förbränningspartiklar än den mer specifika masskoncentrationen PM_{2,5}.

För bens(a)pyren och andra PAH-föreningar är småskalig vedeldning en viktig källa till emissioner. HÄMI avser att avspegla exponeringen för ett representativt tvärsnitt ur den vuxna allmänbefolkningen och deltagare rekryteras från ett slumpat urval från befolkningsregister. Andelen deltagare som har uppgett att uppvärmning av bostaden sker med ved eller pellets har varit relativt få, och det har inte varit möjligt att utifrån få individer utvärdera en eventuell inverkan av vedeldning på exponering för bens(a)pyren. Vedeldning var inte signifikant i den statistiska analysen (multivariabel modell) på sammanslagna mätdata

(Hagenbjörk-Gustafsson, 2014) men PM_{2,5} ingick då endast i fyra av de åtta mätkampanjerna (2005-2008). Slutsatsen blir att den studiedesign (med slumpvist urval av deltagare) som används inom HÄMI inte kan anses vara optimal för att undersöka effekter av småskalig vedeldning på den personliga exponeringen för luftföroreningar.

En studie i Hagfors använde en riktad strategi där deltagare med egen vedeldning respektive deltagare med annan uppvärmning (fjärrvärme, el, etc.) rekryterades (Loh, 2001). Halter av bens(a)pyren inomhus i bostaden var drygt fyra gånger högre hos vedeldare jämfört med icke-vedeldare (Gustafson, 2008). Man kunde även påvisa signifikanta skillnader i personlig exponering för 1,3-butadien mellan deltagare med vedeldning och referenspersoner (Gustafson, 2007), och för inomhushalter av bensen. Den lokala vedeldningens effekt på luftkvaliteten har även studerats inom programmet Biobränsle Hälsa Miljö (BHM). I detta projekt gjordes mätningar utomhus i vedeldningsområden (huvudsakligen i Lycksele kommun), och där stod den småskaliga vedeldningen (i synnerhet äldre vedpannor) för huvuddelen av utsläppen av partiklar och PAH (Johansson, 2003). Inom BHM gjordes dock inga personburna mätningar eller mätningar inomhus i bostäder.

Förslag och rekommendationer inför fortsatta mätningar

Den hälsorelaterade miljöövervakningen *Cancerframkallande ämnen i tätortsluft* används för att följa upp miljömålet *Frisk Luft*. Den kan även användas för att undersöka om skärpta lagkrav och åtgärder för omgivningsmiljön avspeglas i den personliga exponeringen bland allmänbefolkningen. Kontinuerliga mätningar gör det möjligt att följa utveckling och trender över tid.

När det gäller luftföroreningar och hälsa i allmänbefolkningen är relationen mellan personlig exponering och utomhushalter intressant att belysa eftersom utomhushalter (uppmätta eller modellerade) vanligen används i epidemiologiska studier för att undersöka samband mellan exponering och hälsoeffekter. Kvävedioxid används ofta i dylika studier och då som markör för trafikavgaser. I tätorter är den personliga exponeringen för kvävedioxid generellt lägre än halter utomhus, vilket beror på att människor tillbringar större delen av sin tid inomhus. Mätningarna visar att den personliga exponeringen för 1,3-butadien ligger högre än halter utomhus i urban bakgrund. Även för bensen ligger den personliga exponeringen ofta högre än i urban bakgrund. Formaldehyd har huvudsakligen inomhuskällor och den personliga exponeringen är därför betydligt högre än utomhushalter. Resultaten visar att personburna mätningar av luftföroreningar är viktiga för att kunna värdera människors exponering och göra adekvata riskbedömningar. Ur ett folkhälsoperspektiv bör det eftersträvas att människors exponering för cancerframkallande ämnen hålls så låg som möjligt. Det föreslås att personburna mätningar av de fyra gasformiga ämnena fortsätter enligt nuvarande metodik.

Mätning av fina partiklar (PM_{2,5}) i bostäderna föreslås ersättas av personburna mätningar av sot (black carbon) eftersom det är ett bättre mått på förbränningsrelaterade partiklar och lättare kan mätas personburet. En nackdel som bör beaktas är att det för black carbon saknas hälsobaserade riktvärden eller miljökvalitetsmål att jämföra exponeringen med. Instrumenten är även förhållandevis dyra i inköp. För att kunna utvärdera variationer i exponering över dygn behövs någon form av dagbok där deltagarna anger när de vistats i trafikerad miljö,

utfört aktiviteter som grillning etc. vilket innebär ett merarbete dels för deltagarna men även för arbetet med utvärderingen.

Deltagare rekryteras från ett slumpat urval ur befolkningsregister vilket är viktigt för att kunna generalisera resultaten till populationen. Denna metodik får anses vara den mest fördelaktiga även när det gäller att försöka undvika en skev rekrytering av deltagare. Målet är att få ett representativt tvärsnitt av den vuxna allmänbefolkningen som deltagare. Det rekommenderas att denna metodik bibehålls.

Inför kommande mätkampanjer föreslås att enkät och dagbok till deltagarna ses över, med syfte att förenkla dessa genom att eventuellt sälla bort frågor som erfarenhetsmässigt inte har kunnat användas vid tolkning av resultaten. För att underlätta rapportskrivning skulle en mall kunna användas.

Ett förändrat studieupplägg, t ex ett uppehåll efter avslutade mätkampanjer i samtliga fem städer eller en utglesning av intervallen för mätningarna, skulle kunna frigöra resurser och möjliggöra utrymme för mer riktade och specifika undersökningar, mätningar för att studera olika variationer i exponeringen etc.

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.
- Folkhälsomyndigheten, 2017. Miljöhälsorapport 2017. Folkhälsomyndigheten och karolinska Institutet
- Friman K, Axmon A, Tinnerberg H. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft, Malmö 2003, Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset i Lund, 2004.
- Grennfelt m.fl. 2017. Forskning för renare luft. En sammanfattning av resultaten i naturvårdsverkets forskningsprogram SCAC – Swedish Clean Air and Climate research Program.
- Gustafson P m fl. The impact of domestic wood burning on personal, indoor and outdoor levels of 1,3-butadiene, benzene, formaldehyde and acetaldehyde. *Journal of Environmental Monitoring* 2007, 9:23-32.
- Gustafson P m fl. Indoor levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in homes with or without wood burning for heating. *Environmental Science & Technology* 2008, 42: 5074-5080.
- 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, Modig L, Forsberg B. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft. Personlig exponering och bakgrundsmätningar i Umeå 2013. Yrkes- och miljömedicin, Umeå Universitet, 2014.
- Hagenbjörk-Gustafsson A m fl. 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* 2014, 24:437-443.
- 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, 2006. International Agency for Research on Cancer. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk to Humans, Vol. 88. Formaldehyde, 2-butoxyethanol and 1-tertbutoxypropan-2-ol. Lyon, 2006:39–325.
- 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.
- IPCS, 2001. International Program on Chemical Safety. Concise International Chemical Assessment Document 30. 1,3-butadiene: human health aspects.
- Johansson C, Pettersson M, Omstedt G. Metodik för utvärdering av den lokala vedeldningens påverkan på luftkvaliteten. Erfarenheter från BHM. ITM-rapport 118.
- 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, Svedbom, Strandberg, Sällsten. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Göteborg 2012. Arbets- och miljömedicin, Göteborgs Universitet 2013.
- Johannesson S, Gustafson P, Molnár P, Barregard L, Sällsten G. Exposure to fine particles (PM_{2.5} and PM₁) and black smoke in the general population: personal, indoor, and outdoor levels. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 2007; 17: 613-624.
- 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 stock and its dependence on building characteristics. *Building and Environment*, 2013; 69: 44-54.
- Loh C m. fl. Vedrök i Hagfors - befolkningens exponering för luftföroreningar vintern 2000. Rapport från Yrkes- och miljömedicin nr 83. Yrkes- och miljömedicin, Göteborg 2001.
- Mannerling A-C och Hagström K. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Lindesberg 2016. Arbets- och miljömedicin Örebro 2017, rapportnummer 17RS5701-1.
- Modig L, Forsberg B, Hagenbjörk-Gustafsson A, Järholm 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.
- Sagán och Löhmus Sundström M. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft. Personlig exponering och bakgrundsmätning Stockholm 2015. Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet.
- Segersson m.fl. Health impact of PM₁₀, PM_{2.5} and black carbon exposure due to different source sectors in Stockholm, Gothenburg and Umea, Sweden. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2017, 14, 742: doi:10.3390/ijerph14070742.
- Stroh E, 2011. Utvärderingsuppdrag – Hälsorelaterad miljöövervakning avseende cancerframkallande ämnen i tätortsluft. Arbets- och miljömedicin – Lund. Rapport 3/2011.
- Stroh E, Enquist H, Riddar J. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft. Personlig exponering och bakgrundsmätning 2014. Arbets- och miljömedicin Lund, Rapport 19/2015.
- 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.
- Sällsten G m. fl. Vedrök i Hagfors – Resultat från en undersökning av besvärsförekomst samt resultat från stationära mätningar av luftföroreningar. Delrapport 2. Yrkes- och miljömedicin, Göteborg.

Sällsten och Johannesson, 2008. Jämförelse av provtagare för personburen exponering för bensen och 1,3-butadien. SAKrapport NV nr 215 0816.

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

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

World Health Organization (WHO), 2010. WHO Guidelines for Indoor Air Quality: selected pollutants. The WHO European Centre for Environmental and Health, Bonn Office. ISBN: 978 92 890 0213 4.

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.

Yazar M, Merritt A, Bellander T. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft 2009. Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet, Stockholm, 2010.

Åkerström M. m.fl. Allmänbefolkningens exponering för bensen, toluen, xylener och naftalen i Göteborg 2006. Arbets- och miljömedicin och Göteborgs Universitet, 2009.