

# Mätning av starkt carcinogena dibensopyrener i jämförelse med humancarcinogenen bens(a)pyren [B(a)P] i Stockholmsluft från vägtrafik

2012-01-02

Roger Westerholm, Christoffer Bergvall, Ioannis Sadiktsis  
Christer Johansson<sup>\*,□</sup> och Ulla Stenius<sup>#</sup>

Institutionen för Analytisk kemi, Arrheniuslaboratoriet,  
Stockholms universitet 106 91 STOCKHOLM

Tel: 08-162440

Fax: 08-156391

e-post: roger.westerholm@anchem.su.se

\* Miljöförvaltningen i Stockholm, SLB-analys

□ Institutionen för tillämpad miljövetenskap vid Stockholms universitet

# Karolinska Institutet, Institutet för miljömedicin (IMM), Biokemisk toxikologi, Box 210  
171 77 STOCKHOLM

## Innehållsförteckning

Föord.....	4
Sammanfattning .....	5
Förkortningar .....	7
Bakgrund.....	8
Syfte.....	10
Metodik, utförande och avgränsningar.....	10
PAH analysmetod .....	10
Däck.....	10
Bitumen.....	11
Provtagning av luftpartiklar .....	11
Urban bakgrund, Aspvreten .....	12
Urban taknivå, Torkel Knutssongatan (Mariapoliklinikens tak) .....	12
Urban gatumiljö Hornsgatan .....	12
Partikelstorleksfraktionering .....	12
Provtagning av partiklar från vedförbränning .....	12
PAH-profiler .....	13
PAH-profiler luftpartiklar från urban bakgrund, taknivå och gatumiljö .....	13
PAH profiler från däck.....	14
PAH-profil bitumen .....	15
PAH profil bensindrivet fordon .....	16
PAH profil dieseldrivet fordon.....	17
PAH profil ved.....	18
Metod för att bestämma olika källors bidrag.....	18
Mätdata urban bakgrund, taknivå och gatumiljö.....	20
PAH-halter i PM <sub>10</sub> .....	20
Uppskattning av osäkerhet i mätdata .....	22
PAH-halter i PM <sub>1</sub> , PM <sub>1-10</sub> .....	23
B(a)P och dibensopyrenhalter i Stockholm jämfört med litteratordata .....	24
Mätdata däck och bitumen .....	27
Cancerriskuppskattning av dibensopyrenbidraget i Stockholmsluft .....	29
Beräknade bidrag från olika källor till den urbana bakgrundshalten.....	34
Exponeringsberäkningar .....	38
Emissioner från vägtrafiken .....	39
Bidrag till halterna från däckslitage .....	40
Övriga emissioner .....	40
Exponeringsberäkningar .....	41
Slutsatser och diskussion .....	44
Ytterligare redovisning av resultaten .....	47
Ekonomisk redovisning.....	48
Tack .....	49
Referenser .....	50
Vetenskapliga artiklar och konferensbidrag från detta projekt .....	54
Examensarbeten som utförts inom projektet.....	54
Appendix.....	55

## Tabellförteckning

Tabell 1. Underlag i form av källprofiler för källreceptorberäkningar med COPREM. ....	19
Tabell 2. Medelhalter (pg/m <sup>3</sup> ) av B(a)P, DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P och DB(a,h)P i luftpartiklar från Stockholm, Porto, Peking samt Qingyuan. ....	25
Tabell 3. Använda TEF-faktorer (Boström et al., 2002) .....	29
Tabell 4. Skattning av cancerrisk för B(a)P och dibensopyrenerna under 2010 beräknat med högsta TEF-faktorer. ....	33
Tabell 5. Skattning av cancerrisk för B(a)P och dibensopyrener under 2010 beräknat med TEF-faktorer från CARB.....	33
Tabell 6. Skattning av cancerrisk för B(a)P och dibensopyrener under 2010 beräknat med TEF-faktorer från Muller.....	33
Tabell 7. Skattning av cancerrisk för B(a)P och dibensopyrener under 2010 beräknat med TEF-faktorer från Larsen and Larsen. ....	33

Tabell 8. Korrelationskoefficienterna, lutningar, intercept och relativa fel för de beräknade totala halterna av de olika ämnen i jämförelse med de uppmätta värdena. Relativa felet är uttryckt som RMSE (root mean square error) i förhållande till medelvärdet av de uppmätta halterna. ....	34
Tabell 9. Skillnad i koncentration mellan Hornsgatan och taket på Mariapolikliniken samt uppskattad emissionsfaktor för de olika PAH:erna. ....	40
Tabell 10. Befolkningsviktade exponeringshalter för Storstockholm. Enhet: $\text{pg}/\text{m}^3$ .....	43
Tabell 11. Redovisning av projektkostnader.....	48

## Figurförteckning

Figur 1. Strukturformler för dibenso(a,l)pyren (DB(a,l)P), dibenso(a,e)pyren (DB(a,e)P), dibenso(a,i)pyren (DB(a,i)P) och dibenso(a,h)pyren (DB(a,h)P). ....	9
Figur 2. PAH profiler, Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan och Aspvreten. ....	13
Figur 3. PAH-profiler, bitumen, bildäck, bensindrivet fordon, dieseldrivet fordon samt vedförbränning. ....	14
Figur 4. PAH-profiler i däck, samt en beräknad medelprofil för samtliga däck som har analyserats. ....	14
Figur 5. Tårtdiagram för PAH-profil i bitumen. ....	15
Figur 6. Tårtdiagram för PAH-profil från bensindrivet fordon. ....	16
Figur 7. Tårtdiagram för PAH-profil från dieseldrivet fordon. ....	17
Figur 8. Tårtdiagram för PAH profil från förbränning av ved. ....	18
Figur 9. Uppmätta B(a)P och DB(a,l)P halter våren och hösten 2010, Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan och Aspvreten. ....	21
Figur 10. Uppmätta B(a)P och DB(a,l)P halter våren 2011, Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan och Aspvreten. ....	22
Figur 11. Uppmätta B(a)P och DB(a,l)P halter i partikelstorleksfraktionerna $\text{PM}_1$ och $\text{PM}_{1-10}$ våren 2011, Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan och Aspvreten. ....	24
Figur 12. Individuella PAH-koncentrationer i däck och bitumen prover. ....	27
Figur 13. B(a)P-koncentration i olika däckstyper från samma tillverkare. ....	28
Figur 14. B(a)P-koncentration i olika däckstyper från olika tillverkare. ....	28
Figur 15. Dibensopyrenernas bidrag relativt B(a)P till B(a)P <sub>eq</sub> på Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten (2010) beräknat med worst case TEF-faktorer. ....	30
Figur 16. Dibensopyrenernas bidrag relativt B(a)P till B(a)P <sub>eq</sub> på Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten (2010) beräknat med TEF-faktorer från California Air Resources Board (CARB). ....	30
Figur 17. Dibensopyrenernas (ej från DB(a,i)P då TEF saknas) bidrag relativt B(a)P till B(a)P <sub>eq</sub> på Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten (2010) beräknat med TEF-faktorer från Muller. ....	31
Figur 18. Dibensopyrenernas bidrag relativt B(a)P till B(a)P <sub>eq</sub> på Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten (2010) beräknat med TEF-faktorer från Larsen and Larsen (1998). ....	31
Figur 19. Scatterplottar av beräknade totala halter av B(a)P, DB(a,l)P, DB(a,e)P och DB(a,i)P mot uppmätta halter på taket på Mariapolikliniken på Södermalm i Stockholm. Enheterna är $\text{pg}/\text{m}^3$ . ....	35
Figur 20. Källbidrag till den urbana bakgrundshalten i Stockholm. Beräkningar med COPREM, med standardkällprofilen. ....	36
Figur 21. Källbidrag till den urbana bakgrundshalten i Stockholm. Beräkningar med COPREM, med olika alternativa källprofiler till standardprofilen. ....	37
Figur 22. Totala genomsnittliga halter uppdelat på olika källors bidrag till B(a)P och dibensopyrenerna. Vänstra figuren visar oviktade värden och högra figuren värdena efter viktning genom multiplikation med TEF-faktorer (100, 1, 10 och 10 för DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P respektive DB(a,h)P). Enhet: $\text{pg}/\text{m}^3$ . ....	38
Figur 23. Genomsnittliga bidraget till den sammanlagda halten av B(a)P, DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P och DB(a,h)P. Vänstra figuren visar oviktade värden och högra figuren värdena efter viktning genom multiplikation .....	38
Figur 24. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta totala halter av B(a)P, DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P och DB(a,h)P på taket på mariapolikliniken. ....	41
Figur 25. Befolkningsviktad exponeringshalt för B(a)P, DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P och DB(a,h)P baserat på spridningsmodellering över Storstockholmsområdet (ca: 1.4 miljoner invånare). Övre diagrammet visar de absoluta halterna och undre diagrammet de procentuella bidragen från olika källor. ....	42
Figur 26. Beräknade bidrag till befolkningsexponeringen i Storstockholmsområdet. Vänstra diagrammet visar befolkningsexponeringen för B(a)P och högra diagrammet visar exponeringen för summan av B(a)P och de fyra isomererna av dibensopyren viktade med TEF-faktorer [(100, 1, 10 och 10 för DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P respektive DB(a,h)P]. ....	43

## **Förord**

Detta forskningsprojekt har finansierats av Landstingets Miljövårdsfond, Stockholms universitet och Miljöförvaltningen i Stockholm. Luftvårdsförbundets i Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbund har bidragit med Luftövervakningssystemet innehållande spridningsmodeller, luftföroreningsdata, meteorologi etc.

Projektets Referensgrupp har bestått av: Michelle Benyamine, Trafikverket, Bernt Wahlberg, STRO, Ulla Stenius, Karolinska Institutet, Thomas Sandström, Umeå universitet, Anette Jansson, Miljöförvaltningen, Michael Erman, Regionplanekontoret, Anna Henstedt, Bilindustriföreningen och Britta Hedlund, Naturvårdsverket.

Förutom rapportförfattarna har projektets Arbetsgrupp bestått av: Lena Elfver, Trifa Ahmed, Karin Schulze Tertilt, Silvia Masala, Institutionen för Analytisk kemi Stockholms universitet, Hans Karlsson och Hans Areskoug, Institutionen för Tillämpad Miljövetenskap (ITM), Stockholms Universitet, Billy Sjövall, Miljöförvaltningen Stockholm.

Kontaktperson på Stockholms läns landsting har varit Shewen Nysmed.

Projektledaren tackar samtliga som har bidragit till genomförandet av detta projekt.

Stockholm den 2012-01-02



Roger Westerholm

## Sammanfattning

Med hjälp av simultana mätningarna av koncentrationerna av PAH och NO<sub>x</sub> på Hornsgatan och på taket på Mariapolikliniken på Södermalm i Stockholm, beräknades bidraget till halterna från vägtrafiken på Hornsgatan. De beräknade emissionsfaktorerna har jämförts med emissionsfaktorer för avgasemissioner från bensin och dieselfordon enligt mätningar i avgaslaboratorier. De uppmätta emissionerna är generellt lägre än de som uppskattas för avgaserna. Detta indikerar att däckslitage inte är speciellt betydelsefullt för halterna, men de rapporterade avgasemissionerna kan vara för höga vilket gör att det inte går att helt utesluta att däckslitage också kan vara betydelsefullt.

En källreceptormodell användes för att uppskatta bidragen till halterna på Södermalm från vedeldning, bensin- och dieselavgaser, däckslitage samt bakgrunden (intransporten) baserat på de uppmätta halterna på taket på Mariapolikliniken samt de olika profilerna för vedeldning, bensin och diesel som presenteras ovan (däcksbidraget antogs vara försumbart). De beräknade halterna stämmer mycket väl med de uppmätta halterna. För de flesta PAH:erna, med undantag för dibensopyrenerna, ger vedeldning störst bidrag med mellan ca: 40 % och 60 %. Därefter kommer dieselavgaser. För dibensopyrenerna är variationen stor mellan vilka källor som bidrar mest. För DB(a,l)P dominerar dieselavgaser. Om man summerar B(a)P och dibensopyrenerna dominerar vedeldning på grund av att B(a)P ger störst bidrag och domineras av vedeldning. Men om dibensopyrenernas halter multipliceras med TEF-värden blir fördelningen av de relativa bidragen helt annorlunda; diesel, bakgrunden och vedeldningen ger 37 %, 32 %, respektive 24 %'s bidrag till summan av de viktade värdena för B(a)P och dibensopyrenerna.

Den totala befolkningens i Storstockholm exponering för olika källor beräknades med hjälp av en spridningsmodell. Beräkningarna innefattar 1.4 miljoner invånare och tar hänsyn till den geografiska variationen i halterna och var personerna bor. Medexponeringen för Storstockholms befolkning är 45 pg/m<sup>3</sup> för B(a)P, vilket är betydligt lägre än det svenska miljömålet på 100 pg/m<sup>3</sup> (0.1 ng/m<sup>3</sup>). För dibensopyrenerna är befolkningsexponeringen 0.73, 13, 3.4 och 0.93 pg/m<sup>3</sup> för DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P respektive DB(a,h)P. För dessa ämnen finns inga miljömål eller gränsvärden att jämföra med. Beräkningarna indikerar att intransporten ger det största bidraget. Av de lokala källorna står vedeldning och vägtrafik för de viktigaste bidragen.

Cancerrisken ökar signifikant då hänsyn tas till dibensopyrenerna. Med enbart B(a)P blir medalexponeringen 45 pg/m<sup>3</sup>. För summan B(a)P och de fyra dibensopyrenerna blir exponeringshalten 173 pg/m<sup>3</sup>, motsvarande en ökad cancerrisk med nästan en faktor 4. Bidraget till exponeringen från olika källor är ungefär detsamma med enbart B(a)P jämfört med att man tar hänsyn till TEF-viktade bidrag från dibensopyrenerna. Detta innebär att de viktigaste lokala källorna som bör åtgärdas för att minska cancerrisken blir desamma med respektive utan hänsyn till bidraget från dibensopyrenerna.

## Förkortningar

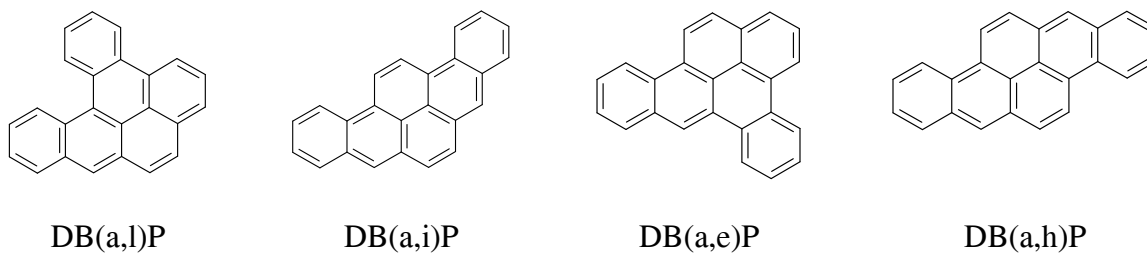
ASE	Accelerated Solvent Extraction
ABS16	Vägbeläggning med största kornstorlek: 16mm
ARTEMIS	Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems
B(a)P	Bens(a)pyren
B(a)P <sub>eq</sub>	B(a)P-ekvivalens
B(b)F	Benso(b)fluoranten
B(e)P	Bens(e)pyren
B(ghi)P	Benso(ghi)perylen
B(k)F	Benso(k)fluoranten
CARB	California Air Recourses Board
CO	Kolmonoxid
COPREM	Constrained Physical Receptor Model
Cor	Koronen
DB(a,e)P	Dibenso(a,e)pyren
DB(a,h)A	Dibens(a,h)antracen
DB(a,h)P	Dibenso(a,h)pyren
DB(a,i)P	Dibenso(a,i)pyren
DB(a,l)P	Dibenso(a,l)pyren
DBP	Dibensopyrener
DLPI	Dekati® Low Pressure Impactor, Impaktorprovtagare för luftpartikelavskiljning
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
fkm	Fordonskilometer
I(1,2,3-cd)F	Indeno(1,2,3-cd)fluoranten
I(1,2,3-cd)P	Indeno(1,2,3-cd)pyren
IARC	International Agency for Research on Cancer
ITM	Institutionen för Tillämpad Miljövetenskap, Stockholms Universitet
mg	Milligram, 10 <sup>-3</sup> gram
µg	Mikrogram, 10 <sup>-6</sup> gram
ng	Nanogram, 10 <sup>-9</sup> gram
NIST	National Institute of Standards and Technology
NO <sub>x</sub>	Kväveoxider
PAH	Polycyclic Aromatic Hydrocarbon
Per	Perylen
pg	Picogram, 10 <sup>-12</sup> gram
Pic	Picen
PM <sub>1</sub>	Partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än 1 µm
PM <sub>1-10</sub>	Partiklar med en aerodynamisk diameter mellan 1 µm och 10 µm
PM <sub>1.5</sub>	Partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än 1.5 µm
PM <sub>2.5</sub>	Partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än 2.5 µm
PM <sub>10</sub>	Partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än 10 µm
RMSE	Root mean square error
SLB-analys	Stockholms Luft och Bulleranalys
SRM	Standard Reference Material
TEF	Toxic Equivalence Factor
US DHHS	United States Department of Health and Human Services
v/v	Volym till volymförhållande
WHO	World Health Organization
VTI	Statens väg- och transportforskningsinstitut

## Bakgrund

En grupp av organiska kemiska föreningar som bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material i luft är polycykliska aromatiska kolväten (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAH). Exempel på lokala källor som bidrar till Stockholmsluftens PAH innehåll är mobila källor (fordonsavgaser bensin/diesel, däck) och stationära källor (generering av värme för villor/småhus och industriprocesser) (Johansson et al., 1998, 2000, 2001; Hellebuyk et al., 2002; Larnesjö et al., 2000; Sundkvist, 2004; Sheesley et al., 2009). Den mest kända och mest studerade föreningen inom gruppen PAH är bens(a)pyren (B(a)P) som också är den enda PAH som är klassificerad som humancarcinogen (Grupp 1) av International Agency for Research on Cancer (IARC) (Straif, 2005). I såväl EU som i Sverige finns ett gränsvärde för B(a)P. Den svenska miljö kvalitetsnormen (och EU direktivet) innebär att halten B(a)P från och med den 1 januari 2013 inte ska överskrida  $1 \text{ ng/m}^3$  luft som medelvärde under ett kalenderår (årsmedelvärde). Värdet gäller för B(a)P på partiklar mindre än  $10 \mu\text{m}$  i diameter ( $\text{PM}_{10}$ ). Luftvårdsförbundet i Stockholms och Uppsala län har kartlagt halterna av B(a)P för länen samt även för Gävle och Sandviken (se kartor och rapport på <http://www.slb.nu/lvf>). Kartläggningen visar att  $1 \text{ ng/m}^3$  underskrids i hela området inklusive de mest trafikerade gatorna i Stockholms innerstad. Däremot är halterna högre än det svenska miljömålet,  $0.1 \text{ ng/m}^3$  på de mest trafikerade gatorna. Bidraget från vedeldning är mycket osäkert.

Men B(a)P är troligtvis inte den enda PAH som är carcinogen för människor. Hittills har det saknats data på andra PAH för att klassificera dem som humancarcinogener. De fyra dibenso-pyren isomererna: dibenso(a,l)pyren, dibenso(a,e)pyren, dibenso(a,i)pyren och dibenso(a,h)pyren, Figur 1, har visat sig ha jämförbar eller högre cancerpotens än B(a)P i vissa studier och de är klassificerade som misstänkta humancarcinogener av United States Department of Health and Human Services (US DHHS, 2005). IARC klassificerar dibenso(a,l)pyren som sannolik humancarcinogen samt dibenso(a,i)pyren och dibenso(a,h)pyren som möjliga humancarcinogener (Straif, 2005). Dibenso(a,l)pyren är den isomer som har visat sig hittills vara den PAH med starkast cancerpotens i djurförsök (Luch, 2005) med en cancerpotens relativt B(a)P som kan vara upp till drygt 200 gånger högre (Boström, 2002). B(a)P är dock den enda PAH som är lagstadgad att mäta i luft inom den Europeiska unionen i enlighet med rådande EU direktiv (EU directive, 2004), som implementerats i svenska miljöbalken i form av en miljö kvalitetsnorm.





**Figur 1.** Strukturformler för dibenso(a,l)pyren (DB(a,l)P), dibenso(a,e)pyren (DB(a,e)P), dibenso(a,i)pyren (DB(a,i)P) och dibenso(a,h)pyren (DB(a,h)P).

Enligt World Health Organization (WHO, 2000) så rekommenderar man att bestämma B(a)P halter i luft för att få en god uppskattning av cancerpotensen i luft från PAH. Dock varnar WHO för att det kan bli en underskattning. I en svensk litteraturstudie som publicerades 2002, om cancerpotens av PAH i luft, föreslog forskarna att dibensopyrener ska inkluderas i gruppen indikatorsubstanser för att få en mer korrekt uppskattning av cancerpotensen i luft från PAH (Boström et al., 2002).

Men hittills har det saknats tillräckligt känslig och selektiv analysmetodik för att göra noggranna mätningar av halterna i utomhusluften. Förekomsten av de starkt carcinogena dibensopyrenerna (ovan nämnda fyra isomerer) i Stockholmsluft har påvisats i ett begränsat antal partikelprover. Resultaten från denna begränsade studie visade att genom att använda endast den lagstadgade B(a)P halten som en indikator på Stockholmsluftens cancerpotens så kan man underskatta cancerpotensen i Stockholmsluften med 200 till 500 % (Bergvall and Westerholm, 2007). Detta betyder att bidraget till cancerpotensen från dibensopyrener i Stockholms luft är en faktor 1 - 4 ggr större än endast B(a)Ps bidrag. Denna slutsats visar att för de begränsade antalet prover i Stockholmsluften som tidigare har analyserats är det ej är tillräckligt att endast analysera B(a)P som indikatorsubstans som ett mått på cancerpotensen.

Under nuvarande projekts gång har studier inriktade på att mäta halterna av dibensopyrenerna samt att uppskatta deras hälsoinverkan på populationen från andra städer publicerats i vetenskapliga tidskrifter. Dessa nyligen publicerade studier i, Porto (Portugal), Peking och Qingyuan (Södra Kina) indikerar också att dibensopyrenerna förekommer i sådana halter i luften att en underskattning av cancerpotensen av PAH görs om enbart B(a)P detekteras (Layschock et al., 2010; Wei et al., 2011; Slezakova et al. 2011). Liknande resultat har även erhållits i inomhusluft (Castro et al., 2011). Emissionsfaktorer från bensin och dieselfordon map B(a)P samt de 4 dibensopyren isomererna (Bergvall and Westerholm, 2009) visar att om man tar förhållandet mellan emissionsfaktorerna och halterna på Hornsgatan (Bergvall and

Westerholm, 2007) så får man ca: 2 för dibenso(a,e)pyren och 0.9 för B(a)P. Detta indikerar att det finns andra källor till dibenso(a,e)pyren [jämfört med B(a)P] som bidrar till halterna.

## **Syfte**

Syftet med detta forskningsprojekt är att: Kartlägga halterna och källorna till dibensopyrener i jämförelse med B(a)P i Stockholmsluften för att klargöra om man även måste inkludera dibensopyrener som indikatorer för cancerpotens i luft. Projektets mål är vidare att klargöra betydelsen av dibensopyrenerna för folkhälsan, för att säkerställa en långsiktigt hållbar utveckling i regionen. Även tio andra PAH:er, av vilka några är misstänkta humancarcinogener, har analyserats i detta projekt, se Tabell A1 i Appendix för förkortningar, strukturformler och CAS-nummer.

## **Metodik, utförande och avgränsningar**

### **PAH analysmetod**

Partiklar insamlad på filtermedia (luftpartiklar och partiklar från vedförbränning) samt däckspartiklar har analyserades med metoder som tidigare har validerats för PAH med Standard Reference Materials (SRMs) från National Institute of Standards and Technology (NIST), USA. Metoderna som använts för analys av PAH i luftpartiklar (Bergvall and Westerholm, 2008) samt i däckspartiklarna (Masala et al., 2011) är publicerade i vetenskapliga tidskrifter med peer-reviewed granskning.

Det partikulära materialet har extraherats med så kallad accelerated solvent extraction (ASE) i celler av rostfritt stål under högt tryck och temperatur för att extrahera ur PAH från partiklarna. Toluen har använts som lösningsmedel vid extraktionerna av luftpartikelproverna och en blandning av toluen/metanol (9/1, v/v) har använts vid extraktionerna av däckspartiklarna. De erhållna extrakten har därefter uppenats med fastfasextraktion där polära föreningar renats bort från proven. Fortsatt uppening, separation av PAH fraktionen samt detektion av enskilda PAH har gjorts med ett kopplat vätskekromatografi-gaskromatografi-masspektrometri system (Bergvall and Westerholm, 2006).

### **Däck**

Åtta olika däckmärken från fyra olika tillverkare användes i denna studie. Tre replikatprover togs från två olika däck av varje däckmärke. Information om de analyserade däcken presenteras

Tabell A2 i Appendix. Däckprover togs genom att raspa däcken på två till fyra olika ställen på slitbanan. Däcken tillhandahölls från Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI) där de ingått i en tidigare studie av slitage av däck och vägbana (Gustafsson et al., 2009).

### **Bitumen**

Det asfaltsprov som analyserades tillhandahölls av VTI och var av typen ABS16 (Största stenstorlek: 16 mm). Sammansättningen hos asfalten är densamma som den som används som vägbeläggning på Hornsgatan i Stockholm. Asfaltprovet analyserades i triplikat för PAH genom att först avlägsna det bituminösa bindemedlet från större stenmaterial varpå det extraherades med m.h.a. ultraljud i toluen. Extraktet dekanterades och förfarandet upprepades till endast olösligt stenaggregat återstod. Extraktet industandes till torrhet och återlöstes med pentan följt av filtrering. De erhållna extrakten fastfaseextraherades och fraktionerades på samma sätt som beskrivet ovan.

### **Provtagning av luftpartiklar**

Luftpartiklar har samlats in på filtermedia parallellt på Institutionen för Tillämpad Miljövetenskap, (ITM) Stockholms universitets bakgrundstation i Aspvreten samt på Stockholms Luft och Bulleranalys (SLB) etablerade mätstationer för automatiska mätningar av reglerade luftföroreningar på taket av Mariapolikliniken Torkel Knutssonsgatan och Hornsgatan på Södermalm i Stockholm. Provtagningen har gjorts veckovis med i huvudsak SLB analys lågvolymsprovtagare med ett flöde av ca: 17 l/min (vid provtagning på Aspvreten under vårkampanjen 2010 användes en annan provtagare med ett flöde på ca: 500 l/min). Provtagning har utförts under stora delar av 2010 (feb-maj samt aug-dec) samt en vårkampanj 2011 (mars-maj). Parallell provtagning har utförts under delar av insamlingskampanjerna på Hornsgatan och Torkel Knutssonsgatan. Mer detaljerad information om tidpunkter för provtagning finns i Appendix Tabell A3- Tabell A8.

Partikelavskiljning har använts vid provtagningen för att erhålla den så kallade respirabla fraktionen  $PM_{10}$  (partikeldiameter  $< 10 \mu m$ ). Under vårkampanjen 2011 har även provtagning utförts där  $PM_{10}$  fraktionen har separerats i grova  $PM_{1-10}$  (1 - 10  $\mu m$ ) och fina partiklar  $PM_1$  ( $< 1 \mu m$ ). Grova partiklar kommer i huvudsak från slitage av däck och vägbana. De fina partiklarna kommer från förbränningsprocessen av drivmedel som sker i motorfordon. (APEG, 1999)

## **Urban bakgrund, Aspvreten**

Aspvretens bakgrundsstation ligger ungefär 80 km söder om Stockholm i Nyköpings kommun och används för mätningar av olika luftföroreningar samt insamling av meteorologiska data inom ramen för national Swedish air monitoring network och European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). Stationen har även används i olika tidigare forskningsprojekt och stationen är representativ för den regionala bakgrunden i mellansverige.

## **Urban taknivå, Torkel Knutssonsgatan (Mariapoliklinikens tak)**

SLB analys mätstation som ligger på taket av Mariapolikliniken ca: 20 m över gatunivån. Mätplatsen är belägen i innerstadsmiljö med till övervägande del fjärrvärmeuppvärmd bostadsbebyggelse där automatisk mätning av ett flertal luftföroreningar sker kontinuerligt. Hornsgatan passerar ca: 100 m norr om mätplatsen.

## **Urban gatumiljö Hornsgatan**

SLBs analysmätstation på Hornsgatan 108 är belägen på gatans norra sida. Provtagning har utförts på taket av mätstationen ca: 3 m över vägbanan. Gatan trafikeras på platsen av ungefär 30 000 fordon varje dygn under vardagar. Automatisk mätning av ett flertal luftföroreningar sker kontinuerligt.

## **Partikelstorleksfraktionering**

En Dekati<sup>®</sup> Low Pressure Impactor (DLPI) har lånats från ExIS AB, för att separera partiklar i från luften i olika storleksfraktioner. Partiklar delades upp i PM<sub>1</sub> samt PM<sub>1-10</sub> för PAH analys. Då enbart en impaktor fanns tillgänglig har ej parallell provtagning utförts under projektet. Parallell provtagning gjordes dock med PM<sub>10</sub>-provtagare. Provtagning utfördes under 2011 på Hornsgatan under två veckor (21/3 - 4/4) samt tre veckor på Torkel Knutssonsgatan (4/4 - 26/4) och på Aspvreten (2/5 - 23/5).

## **Provtagning av partiklar från vedförbränning**

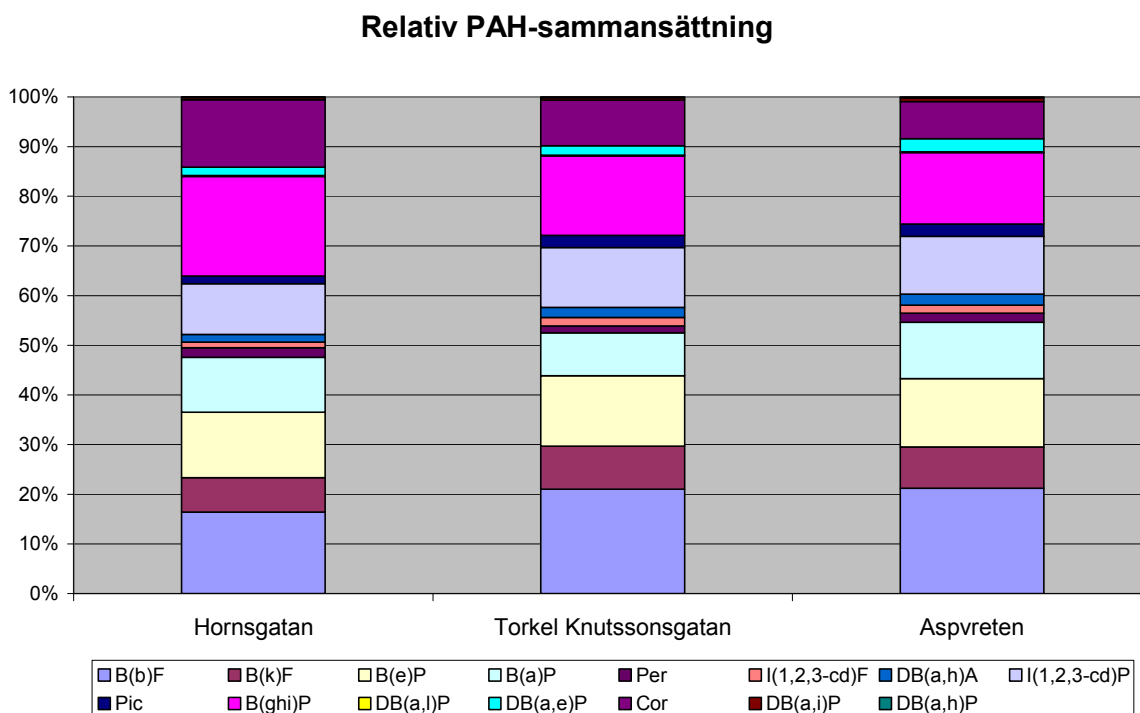
Partiklar genererade från vedförbränning kommer från ett pågående forskningsprojekt tillsammans med Umeå universitet. Partiklarna analyserades mot PAH och ska vara representativt för kontinuerlig förbränning av ved<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> Stabil förbränning (efter startfas), O<sub>2</sub>: 10-14 %, provtagning under 28 min. [Boman, (2011)]

## PAH-profiler

### PAH-profiler luftpartiklar från urban bakgrund, taknivå och gatumiljö

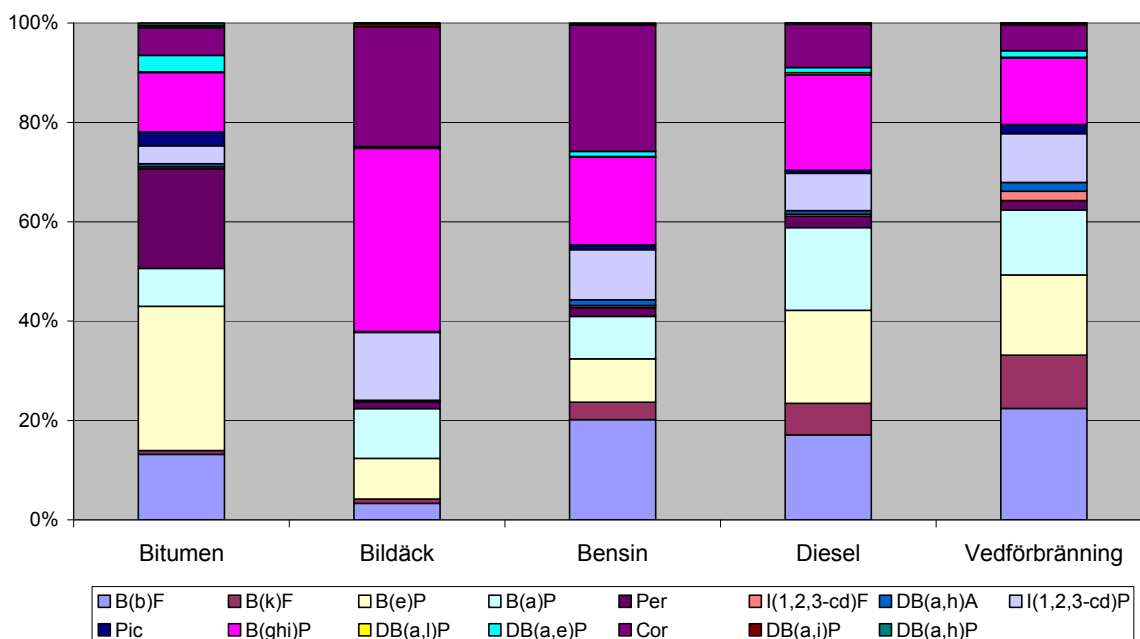


**Figur 2.** PAH profiler, Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan och Aspvreten.

I Figur 2 visas medelvärdet av de relativa PAH-halterna för de analyserade PAH:erna i alla luftprover från Hornsgatan, Mariapoliklinikens tak Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten. Profilerna liknar varandra och uppvisar låga halter av dibensopyrenerna  $DB(a,e)P < 2.5 \%$ ,  $DB(a,i)P < 0.7 \%$ ,  $DB(a,l)P$  och  $DB(a,h)P < 0.2 \%$ . Medelbidraget av  $B(a)P$  var 11 %, 10 %, 7 % för respektive Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten.

Noterbart är att de relativa halterna av  $B(ghi)P$  och  $Cor$  är mycket högre på Hornsgatan jämfört med Torkel Knutssonsgatan och Aspvreten. Dessa två PAH har tidigare föreslagits som indikatorer för PAH från trafik (Ravindra et al., 2008). Höga relativa halter för  $Cor$  har detekterats i våra tidigare studier samt detta projekt för partiklar från däck samt bensinavgaser, se PAH profiler nedan.  $B(ghi)P$  är dominerande PAH i partiklar från dieselavgaser samt däck men ger även ett stort bidrag till halten av de analyserade PAH i partikulärt material från bensinavgaser samt vedeldning. PAH profiler för bitumen, bildäck, bensindrivet fordon, dieseldrivet fordon, och vedförbränning presenteras i Figur 3.

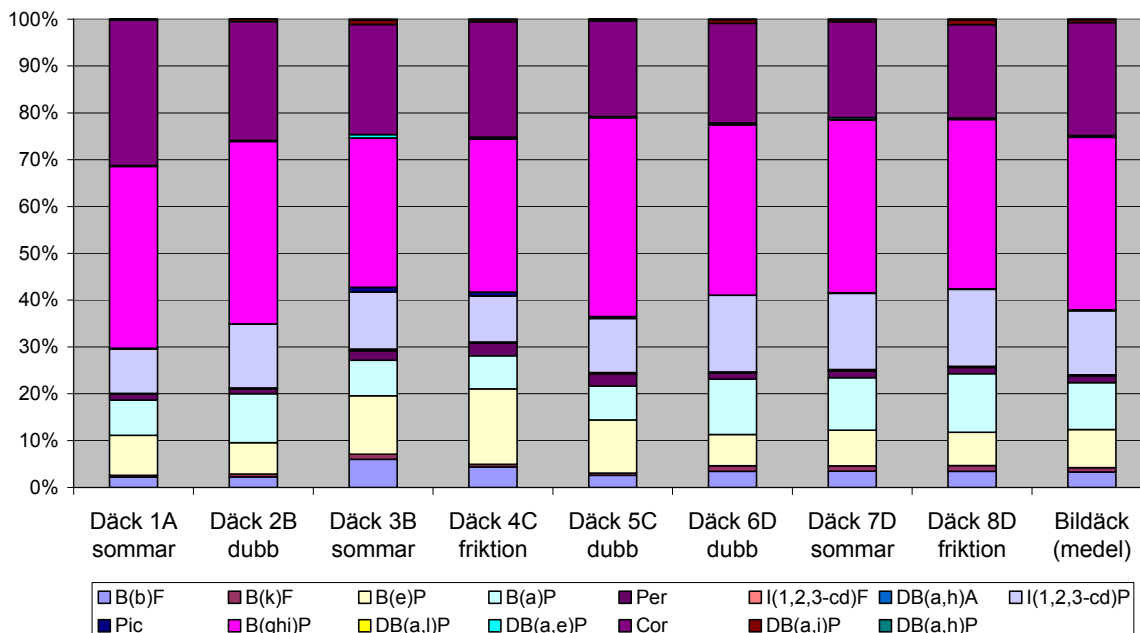
### Relativ PAH-sammansättning



Figur 3. PAH-profiler, bitumen, bildäck, bensindrivet fordon, dieseldrivet fordon samt vedförbränning.

### PAH profiler från däck

#### Relativ PAH-sammansättning

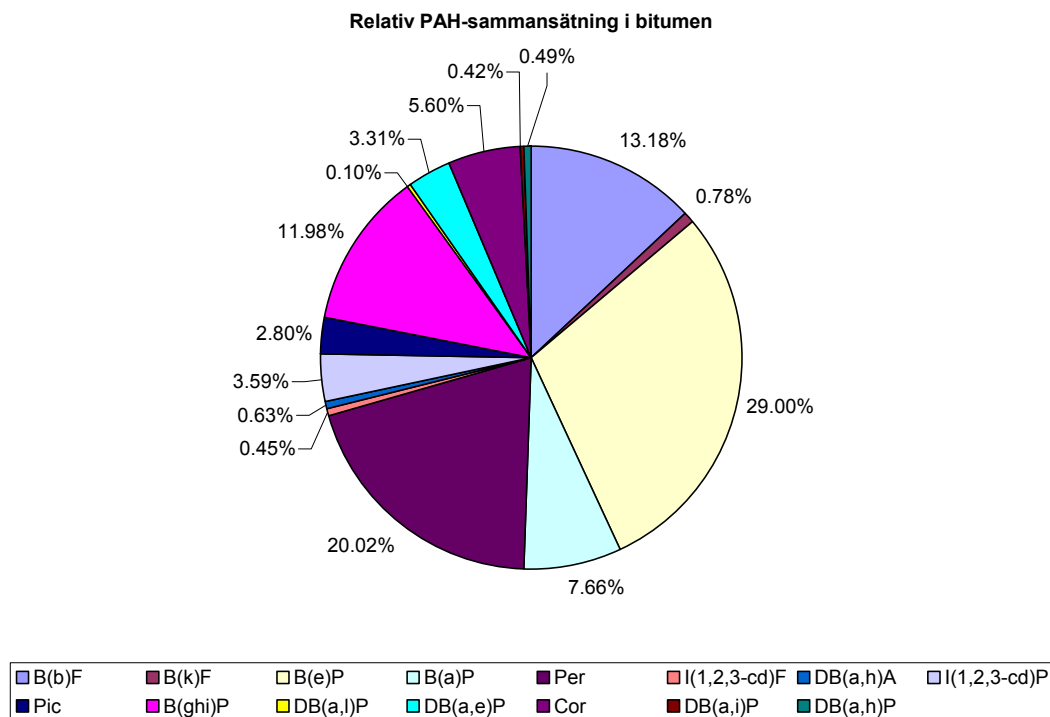


Figur 4. PAH-profiler i däck, samt en beräknad medelprofil för samtliga däck som har analyserats.

Den relativa PAH-sammansättningen hos de analyserade däcken uppvisar likheter oavsett vilket däck som analyserats. Från PAH-profilerna, se Figur 4, framgår det att B(ghi)P är den PAH som finns i högst koncentration hos däcken, följt av Cor. B(a)P kommer först på fjärde

eller femte plats beroende på däck, den relativa koncentrationen för B(a)P varierar mellan 7-13 % hos de analyserade däcken. Medelvärdet av den relativa sammansättningen hos däcken i stapel längst till höger visar att 92.3 % av den totala uppmätta PAH-innehållet utgörs av B(ghi)P, Cor, I(1,2,3-cd)P, B(a)P och B(e)P. Den relativa koncentrationen hos de fyra analyserade dibensopyrenerna varierade mellan 0.4 - 1.9 % (medelvärde: 1 %), där DB(a,i)P var den dibensopyren som uppmättes i högst koncentrationer hos däcken.

## PAH-profil bitumen

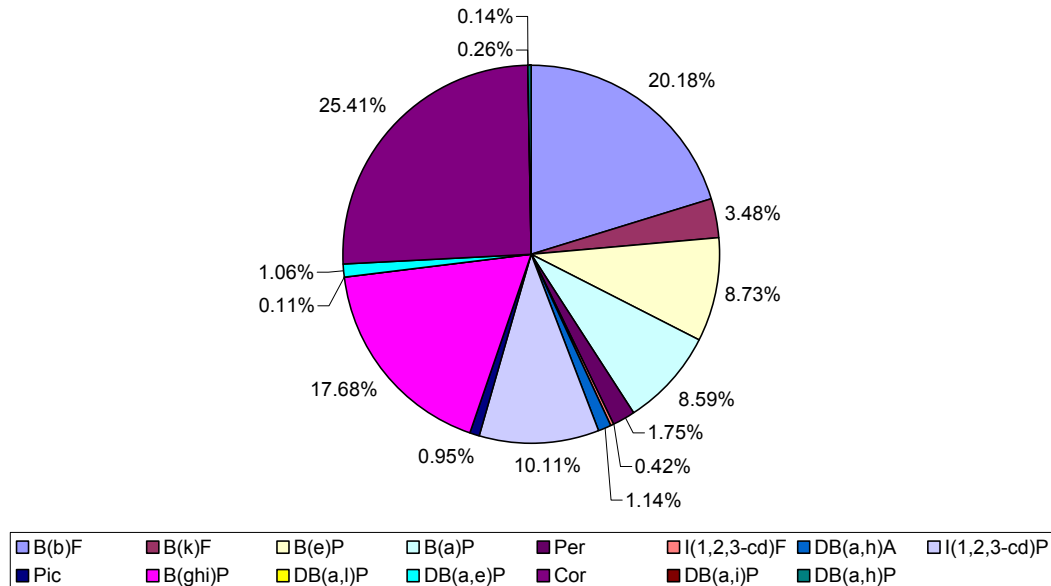


**Figur 5.** Tårtdiagram för PAH-profil i bitumen.

Den relativa PAH-sammansättningen för bitumen, Figur 5, visar att B(e)P är den PAH som återfinns i högst koncentration (29 %) följt av Per (20 %). Den relativa koncentrationen för B(a)P uppmättes till 7.7 %. Av de analyserade dibensopyrenerna är DB(a,e)P den isomer som uppmättes i den högsta koncentrationen. Den relativa koncentrationen för DB(a,e)P uppmättes till 3.3 %, för samtliga dibensopyrener är den relativa sammansättningen: 4.3 %.

## PAH profil bensindrivet fordon

### Relativ PAH-sammansättning i avgasemissioner från bensindrivna fordon



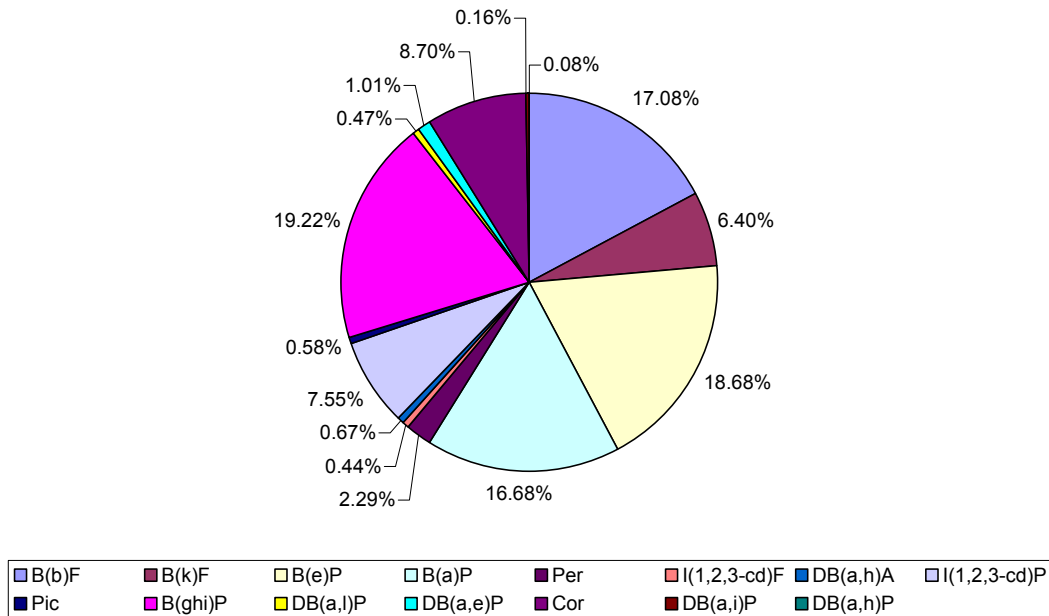
Figur 6. Tårtdiagram för PAH-profil från bensindrivet fordon.

Data för relativ PAH-sammansättning i avgasemissioner från bensindrivna fordon kommer i från tester av två personbilar: en Audi A2, årsmodell 2001, Euro 3 samt en Saab 9-3, årsmodell 1999, Euro 2 (Bergvall and Westerholm 2009). Den relativa PAH sammansättningen i Figur 6 visar ett medelvärde från partikulärt material insamlat från de två fordonen under dynamometertester. Fordonen har körts enligt ARTEMIS Urban körcykeln som simulerar körning i stadstrafik. Cor är den PAH som uppvisade högst halt (25 %) i emissionerna följt av B(b)F (20 %) och B(ghi)P (18 %). Haltbidraget av B(a)P uppmättes till 9 % av summan av de analyserade PAH:erna. Dibensopyrenerna förekom i låga halter ( $\leq 1$  %) med lägst bidrag av DB(a,l)P (0.1 %).



## PAH profil dieseldrivet fordon

### Relativ PAH-sammansättning i avgasemissioner från dieseldrivna fordon

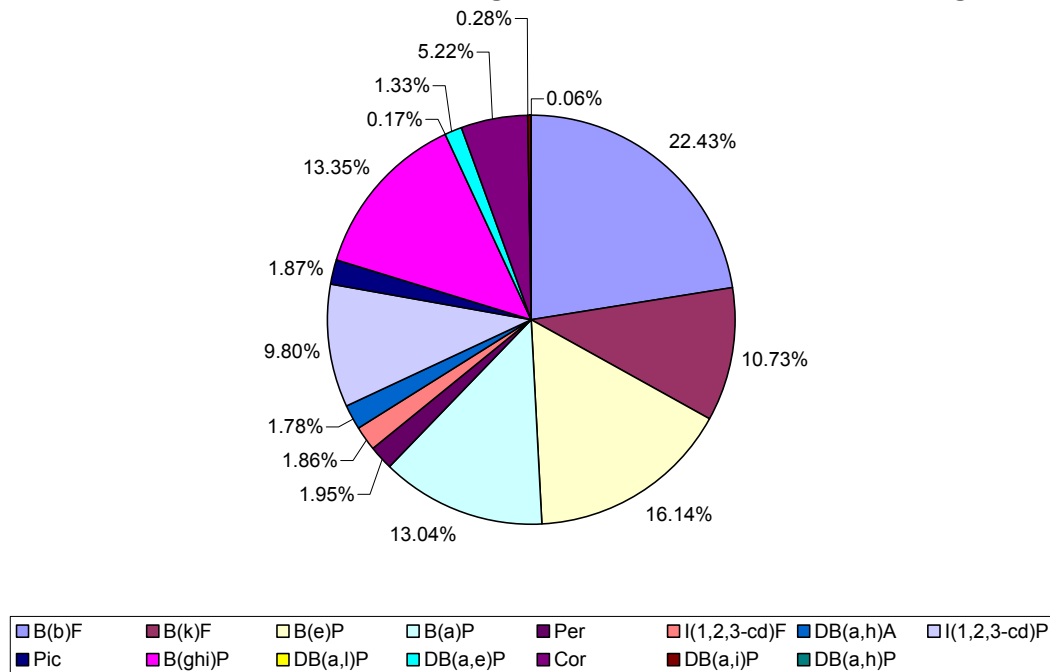


Figur 7. Tårtdiagram för PAH-profil från dieseldrivet fordon.

Data för relativ PAH-sammansättning i avgasemissioner från dieseldrivna fordon kommer i från tester av två personbilar: en Opel Astra, årsmodell 2004, Euro 4 samt en Škoda Octavia, årsmodell 2005, Euro 4 (Bergvall and Westerholm 2009). Den relativa PAH sammansättningen i Figur 7 visar ett medelvärde från partikulärt material insamlat från de två fordonen under dynamometertester. Fordonen har körts enligt ARTEMIS Urban körcykeln som simulerar körning i stadstrafik. B(ghi)P är den PAH som uppvisade högst halt (19 %) i emissionerna följt av B(e)P (19 %) samt B(b)F och B(a)P (17 %). Dibensopyrenerna förekom i låga halter ( $\leq 1$  %) med lägst bidrag av DB(a,h)P (0.1 %). Haltbidraget av DB(a,l)P uppmättes till 0.5 %.

## PAH profil ved

Relativ PAH-sammansättning i emissioner från vedförbränning



Figur 8. Tårtdiagram för PAH profil från förbränning av ved.

För att erhålla relativ PAH sammansättning från förbränning av ved så har partikulärt material genererat vid vedeldning i en vedkamin analyserats. Resultaten presenteras i Figur 8 och visar att B(b)F (22 %), B(e)P (16 %) samt B(a)P och B(ghi)P (13 %) förekom i högst halter medan dibensopyrenerna förekom i låga halter (< 1.5 %) med lägst bidrag av DB(a,h)P (0.06 %). Haltbidraget av DB(a,l)P uppmättes till 0.2 %.

### Metod för att bestämma olika källors bidrag

För att uppskatta bidraget från olika utsläpp till PAH-halterna användes en statistisk beräkningsmetod; COPREM (Constrained Physical Receptor Model, Wåhlin, 2003). COPREM är en s.k. Källreceptor-modell som delar upp de totalt uppmätta halterna i delbidrag från olika utsläpp baserat på en viktad multipel linjär regressionsanalys. Rent matematiskt finns ett mycket stort antal möjliga lösningar, men genom att specificera olika begränsningar erhålls den mest sannolika lösningen. Dels tillåts inga negativa källbidrag, dels kan de slutliga källornas bidrag tvingas uppfylla vissa fördefinierade kriterier. Som exempel kan man specificera att vissa källor inte ska bidra till halterna av vissa ämnen. Om något spårämne för någon källa mäts, t ex levoglucosan som enbart bildas vid förbränning av cellulosa, kan detta utnyttjas för att kvantifiera bidragen från vedledning av alla andra ämnen. COPREM modellen tar också hänsyn till att olika ämnen har mätts upp med olika stor säkerhet genom

att beräkningarna viktas med osäkerheten i mätdata så att mycket osäkra värden får liten betydelse för den slutliga lösningen.

Vi har använt de uppmätta halterna vid Torkel Knutssonsgatan (taket på Mariapolikliniken) som ingångsdata för att uppskatta olika källors bidrag till halterna i den urbana bakgrundsluften. Osäkerheten i mätningarna uppskattades utifrån dubbel och trippelprovtagning samt med hänsyn till detektionsgränserna för olika ämnen. Som ingångsdata för källbidragsberäkningen användes källprofiler (relativa utsläpp av olika ämnen från olika källor). Eftersom källprofilerna kan variera kraftigt för en och samma källa beroende på olika förhållanden, genomfördes beräkningar baserat på flera olika källprofiler. Källprofilerna i standardscenariot baseras på mätningar i enlighet med Tabell 1.

Mätningar av NO<sub>x</sub> och CO har också inkluderats för att begränsa lösningarna. Förhållandet mellan emissionerna av NO<sub>x</sub> och CO från vedeldning, bensen- och dieslavgaser samt i bakgrundsluften har fixerats som en begränsning vid regressionen. Dessutom tillåts inga lösningar där däckbidraget innehåller NO<sub>x</sub> eller CO.

**Tabell 1.** Underlag i form av källprofiler för källreceptorberäkningar med COPREM.

<b>Källa</b>	<b>PAH – standardscenariot</b>	<b>NO<sub>x</sub> och CO</b>
Slitage av däck	Analys av PAH halter i olika däck Sadiktsis et al., 2011 (inskickad för publicering)	Inga emissioner sker från slitage av däck
Utsläpp från bensindrivna fordon	Mätningar i avgasutsläpp från 2 olika fordon. Medelvärde för stadskörning. Bergvall and Westerholm (2007)	Samma som PAH Bergvall and Westerholm (2007)
Utsläpp från dieseldrivna fordon	Mätningar i avgasutsläpp från 2 olika fordon. Medelvärde för stadskörning. Bergvall and Westerholm (2007)	Samma som PAH Bergvall and Westerholm (2007)
Utsläpp från vedeldning	Analys av partiklar i rökgaserna från en vedkamin under den kontinuerliga förbränningsfasen Boman, (2011).	Samma som PAH Boman, (2011)
Bidrag från regional bakgrund (t.ex. intransport från andra länder)	Mätning av halterna i Aspvreten inom ramen för detta projekt.	Mätningar av NO <sub>x</sub> vid Norr Malma samt minvärde från mätningar i Stockholm för CO

## Mätdata urban bakgrund, taknivå och gatumiljö

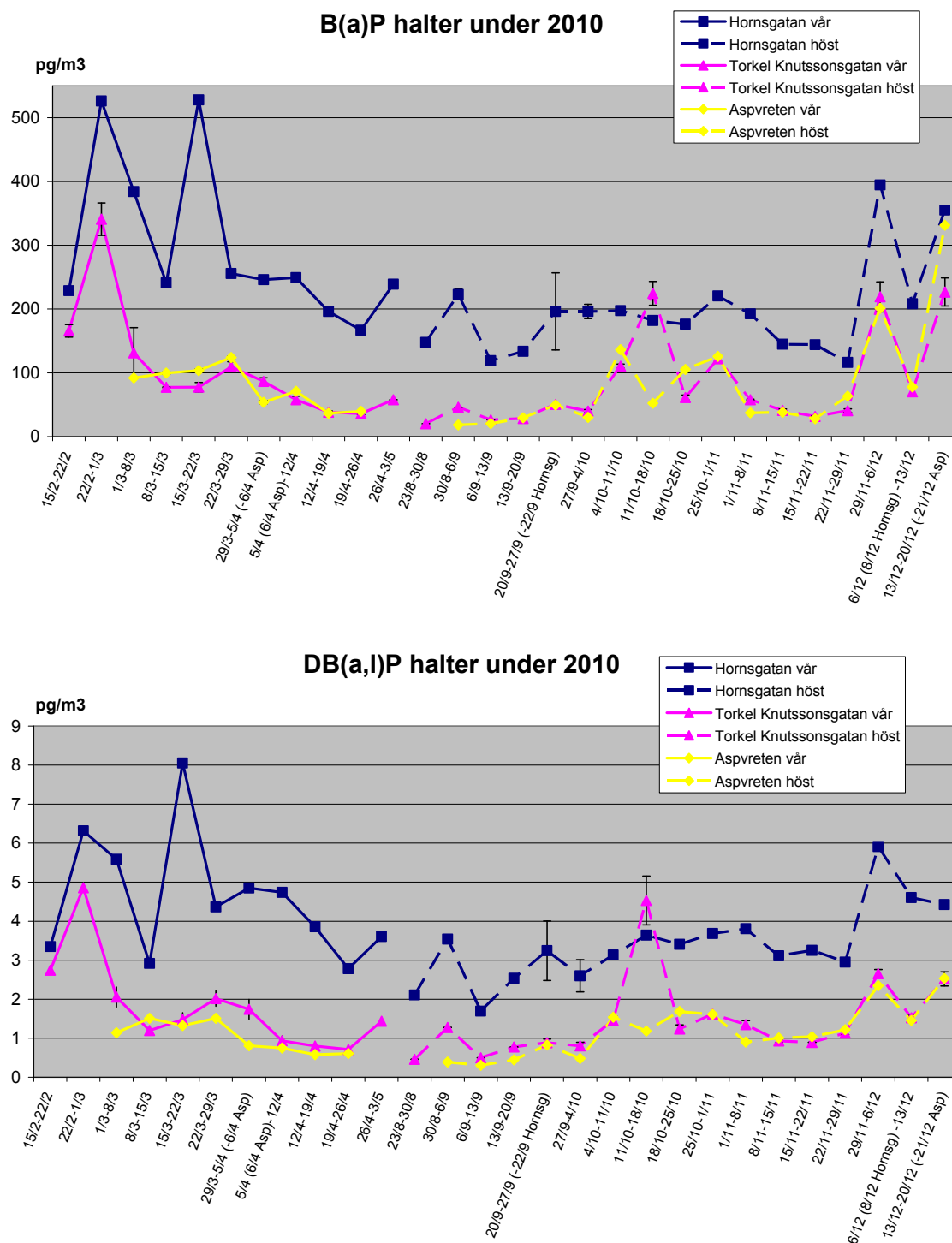
### PAH-halter i PM<sub>10</sub>

Figur 9 visar halter av B(a)P samt DB(a,l)P uppmätta under 2010 och 2011 på Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten. Då parallell provtagning har utförts (Hornsgatan och Torkel Knutssonsgatan) eller dubbelanalys har gjorts på provtaget filter (Aspvreten vårkampanj 2010) är angiven halt ett medelvärde. För dessa datapunkter visar spridningsmättet högsta samt lägsta bestämda halter. Numerisk mätdata för alla PAH:er samt provtagningsdatum och information om parallell provtagning och dubbelanalys finns i Tabell A3 - Tabell A8 i Appendix.

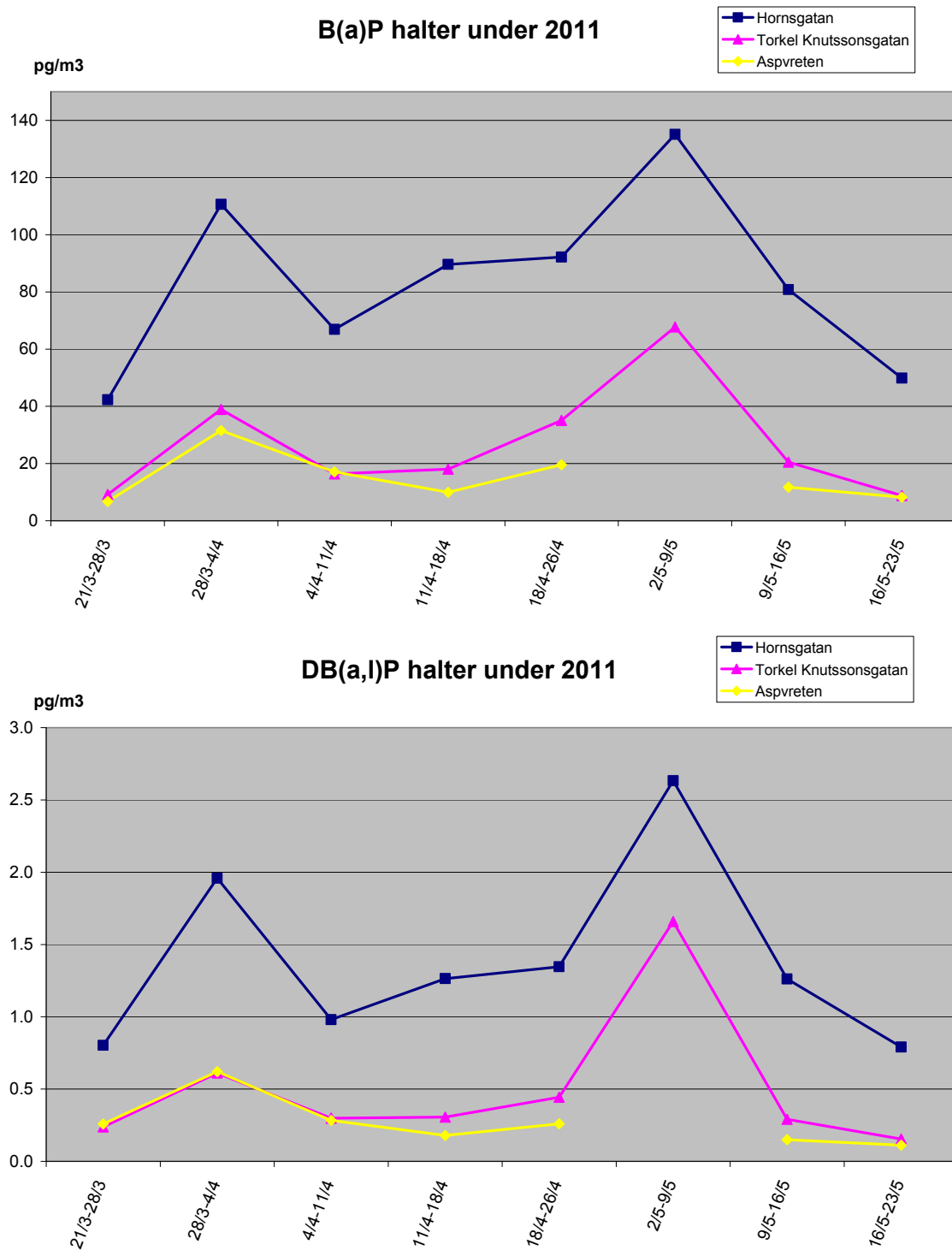
Uppmätta halter för både B(a)P och DB(a,l)P (gäller också för övriga PAH, diagram visas ej) uppvisar liknande tidstrender med högsta värden generellt enligt ordningen Hornsgatan >> Torkel Knutssonsgatan > Aspvreten. Medelhalt för B(a)P på Hornsgatan under 2010 blev 0.24 ng/m<sup>3</sup> vilket är under miljö kvalitetsnormen (luftkvalitetsförordning 2010:477). I enlighet med miljö kvalitetsnormen ska det eftersträvas att årsmedelvärdet av B(a)P understiger 1 ng/m<sup>3</sup> från och med 2013 för att skydda människors hälsa. Medelhalten för B(a)P under 2010 på Hornsgatan understiger även delmålet för det nationella miljömålet Frisk luft. Enligt delmålet ska halten 0.3 ng/m<sup>3</sup> som årsmedelvärde i huvudsak underskridas år 2015.

Medelhalten för B(a)P under 2010 på Hornsgatan (0.24 ng/m<sup>3</sup>) och Torkel Knutssonsgatan (0.093 ng/m<sup>3</sup>) stämmer väl överens med data från SLB analys från dessa platser för åren 2008-2010. Medelhalt för denna tidsperiod för B(a)P har rapporterats till 0.18 ng/m<sup>3</sup> på Hornsgatan och 0.07 ng/m<sup>3</sup> på Torkel Knutssonsgatan (Luften i Stockholm, årsrapport 2010. SLB 1:2011)

Provtagning av PM<sub>10</sub> gjordes även under en tidsperiod av åtta veckor under våren 2011 i samband med provtagning av storleksfraktionerade partiklar (PM<sub>1</sub> och PM<sub>1-10</sub>). Bestämda halter för B(a)P och DB(a,l)P visas i Figur 10. Lägre PAH-halter uppmättes jämfört med motsvarande period 2010. Numerisk mätdata presenteras i Tabell A5 i Appendix.



**Figur 9.** Uppmätta B(a)P och DB(a,l)P halter våren och hösten 2010, Hornsgatan, Torkel Knutssongatan och Aspvreten.



Figur 10. Uppmätta B(a)P och DB(a,l)P halter våren 2011, Hornsgatan, Torkel Knutssongatan och Aspvreten.

### Uppskattning av osäkerhet i mätdata

Osäkerheten i bestämningen av PAH-halter i PM<sub>10</sub> proverna har uppskattats genom att beräkna den relativa standardavvikelsen från de veckoprover där parallellprovtagning har utförts. Medelvärdet för den relativa standardavvikelsen för de analyserade PAH:erna beräknades till mellan 9 - 27 % för Hornsgatan ( $n = 4$ ) och 7 - 12 % för Torkel

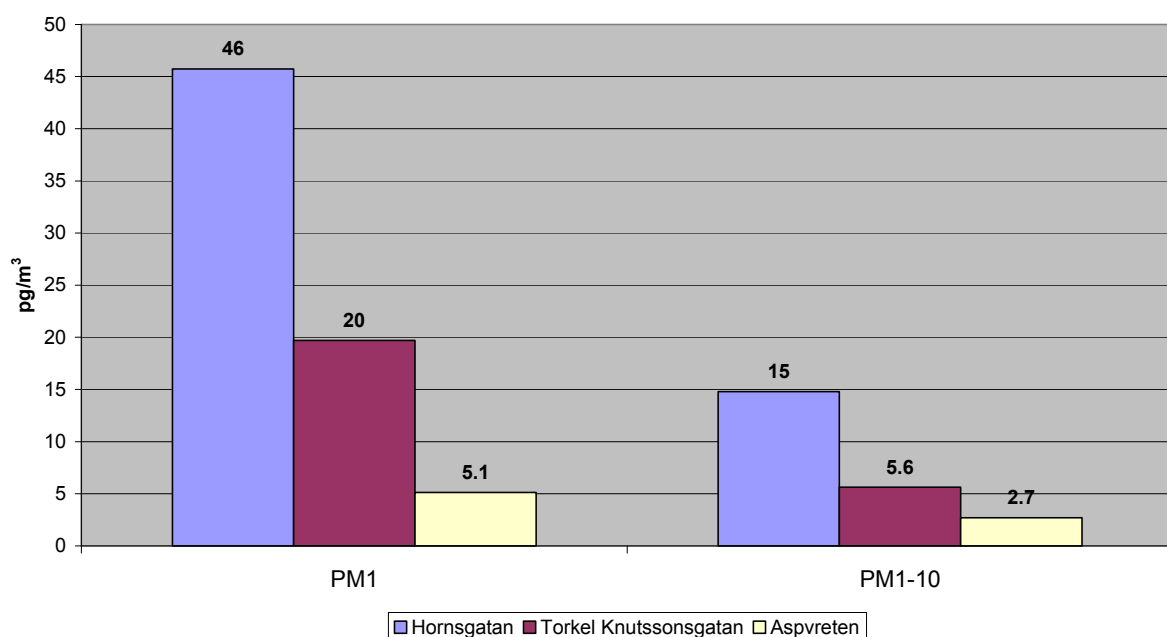
Knutssonsgatan ( $n = 23$ ). Osäkerheten i PAH-halt från enbart den kemiska analysen (d.v.s. exkluderat provtagningen) har på liknande sätt uppskattats till mellan 4 - 8 % från dubbelanalyser av filter från Aspvreten ( $n = 9$ ).

### PAH-halter i $PM_{10}$ , $PM_{1-10}$

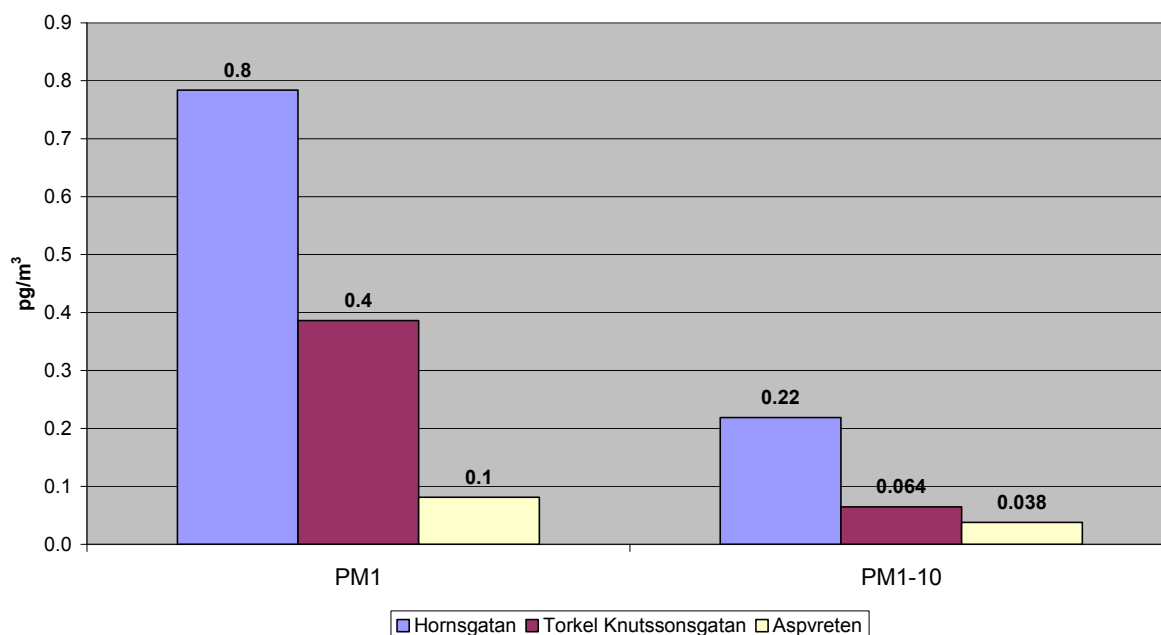
Alla analyserade PAH i partikulärt material från Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten visade samma trend med högre halter i storleksfraktionen med de fina partiklarna ( $PM_{10}$ ) jämfört med de grövre partiklarna ( $PM_{1-10}$ ). PAH-halter i  $PM_{10}$  samt  $PM_{1-10}$  följde samma generella ordning som  $PM_{10}$  proverna med högst halter i partiklar från Hornsgatan följt av partiklar från Torkel Knutssonsgatan och Aspvreten. Figur 11 visar halter för B(a)P och DB(a,l)P i  $PM_{10}$  samt  $PM_{1-10}$ . En tydlig trend för alla analyserade PAH är att de förekommer i högre koncentrationer i den fina partikelfraktionen ( $PM_{10}$ ) jämfört med i den grova partikelfraktionen ( $PM_{1-10}$ ). Procentandel av den totala koncentrationen ( $PM_{10}$ , dvs summan av halterna för  $PM_{10}$  +  $PM_{1-10}$ ) i  $PM_{10}$  varierade mellan 57 - 86 % för de analyserade PAH:erna (se Tabell A6 - Tabell A8 i Appendix).

Parallellt med impaktorprovtagningen utfördes också provtagning av  $PM_{10}$  på alla tre provtagningsplatser. Summan av PAH-halt i  $PM_{10}$  och  $PM_{1-10}$  överensstämmer med bestämd PAH-halt i  $PM_{10}$  (78 - 150 %). Mätdata för alla PAH från impaktorprovtagning ( $PM_{10}$ ,  $PM_{1-10}$ ) samt från parallell provtagning av  $PM_{10}$  rapporteras i Tabell A6 - Tabell A8 i Appendix.

**B(a)P halter i  $PM_{10}$  och  $PM_{1-10}$**



### DB(a,l)P halter i PM<sub>1</sub> och PM<sub>1-10</sub>



**Figur 11.** Uppmätta B(a)P och DB(a,l)P halter i partikelstorleksfraktionerna PM<sub>1</sub> och PM<sub>1-10</sub> våren 2011, Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan och Aspvreten.

### B(a)P och dibensopyrenhalter i Stockholm jämfört med litteraturlösa

Medelhalt för B(a)P och de fyra dibensopyrenerna i PM<sub>10</sub> (2010 och 2011) samt för PM<sub>1</sub> och PM<sub>1-10</sub> (2011) presenteras i Tabell 2 tillsammans med data från litteraturen. En trend som är tydlig är att dessa PAH till största delen återfinns i den fina partikelfraktion (PM<sub>2.5</sub>). Data genererat inom detta projekt visar att andelen av B(a)P, DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P och DB(a,h)P i PM<sub>1</sub> jämfört med halten i PM<sub>10</sub> är mellan 57 - 86 % för luftpartiklar insamlade på Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten, Tabell A6 - Tabell A8 i Appendix. Resultat från haltbestämning av B(a)P och DB(a,l)P i luftpartiklar (PM<sub>10</sub> samt PM<sub>2.5</sub>) insamlat både utomhus och inomhus från Porto i Portugal visar att dessa föreningar återfinns med mer än 80 % i PM<sub>2.5</sub> (Castro et al., 2009; 2011; Slezakova et al., 2010; 2011), se Tabell 2. En annan studie från Peking i Kina visar att procentandelen av B(a)P, DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P och DB(a,h)P i PM<sub>1.5</sub> är högre än 95 % av den totala halten i PM<sub>10</sub> (Layshock et al., 2010), Tabell 2.

Vid jämförelse av halter av B(a)P och dibensopyrenerna framgår det att halterna i Stockholm är mycket lägre än de som rapporterats från Porto i Portugal samt Peking och Qingyuan i Kina, se Tabell 2.



**Tabell 2.** Medelhalter (pg/m<sup>3</sup>) av B(a)P, DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P och DB(a,h)P i luftpartiklar från Stockholm, Porto, Peking samt Qingyuan.

Land, stad	Mätplats	År	Årstid/månad	PM storlek	Mättid	Antal prover	B(a)P	DB(a,l)P	DB(a,e)P	DB(a,i)P	DB(a,h)P	Referens
Sverige, Stockholm	Stad, tak	2005, 2006	Okt, April	TSP	24 h	9	177	3.6	26	6.2	1.8	Bergvall and Westerholm, (2007)
	Stad, gata	2003	Juli	PM10	24 h	3	145	2.0	17	2.4	0.60	
	Tunnelbanestation, underjord	2003	Juni	PM10	24 h	3	449	4.2	24	6.5	3.2	
Portugal, Porto	Stad, trafikmiljö	2008	Feb	PM10	12-24 h	9	1160	19.8	id	id	id	Castro et al., (2009)
				PM2.5	12-24 h	9	1230	15.8	id	id	id	
Portugal, Porto	Stad, trafikmiljö	2008	Höst, vinter	PM10	24 h	40	2020	92	id	id	id	Slezakova et al., (2011)
				PM2.5	24 h	40	1880	80.9	id	id	id	
Portugal, Porto	Stad, trafikmiljö	2008	Vinter	PM10	24 h	60	953	23.6	id	id	id	Slezakova et al., (2010)
				PM2.5	24 h	60	933	21.8	id	id	id	
Portugal, Porto	Hushåll icke rökare	2009	Vinter	PM10	Dag12 h	19	610	68.9	id	id	id	Castro et al., (2011)
				PM2.5	Dag12 h	19	573	61.7	id	id	id	
				PM10	Dag12 h	19	1400	232	id	id	id	
Kina, Peking	Stad, tak	2007	Sommar	PM2.5	Dag12 h	19	1330	218	id	id	id	Layshock et al., (2010)
				PM>7.2	24 h	7	id	id	7.8	id	id	
				PM1.5-7.2	24 h	7	id	id	15	id	id	
				PM1.5	24 h	7	714	23	259	15	53	
				PM>7.2	24 h	8	140	id	24	8	12	
Kina, Peking	Stad, tak	2008	Vinter	PM1.5-7.2	24 h	8	943	14	152	36	55	
				PM1.5	24 h	8	23500 <sup>a</sup>	2869 <sup>a</sup>	29300 <sup>a</sup>	6190 <sup>a</sup>	9930 <sup>a</sup>	
				PM2.5	24 h	63	964	35	194	73	11	
				PM2.5	24 h	63	964	35	194	73	11	
Kina, Qingyuan	Stad, industrimiljö	2009, 2010	Höst, vinter	PM2.5	Dag/natt 12 h	86	3225	79	314	164	79	Jia et al., (2011) Wei et al., (2011)
Sverige, Stockholm	Stad, gata	2010	Vår, höst, vinter	PM10	1 vecka	28	236	3.9	31	8.6	2.6	
		2011	Vår	PM10	1 vecka	8	83	1.4	19	4.7	1.5	
		2011	Vår	PM1	2 veckor	1	46	0.78	10	2.7	0.93	
		2011	Vår	PM1-10	2 veckor	1	15	0.22	4.6	1.1	0.43	

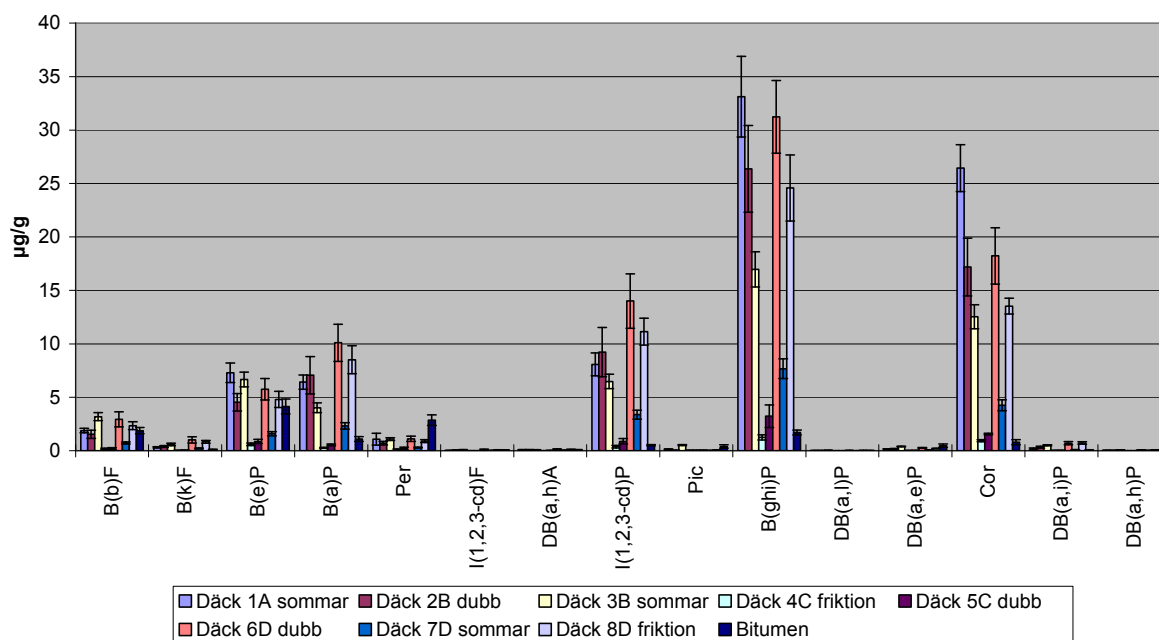
Stad, tak	2010	Vår, höst, vinter	PM10	1 vecka	28	93	1.6	16	4.1	1.2
	2011	Vår	PM10	1 vecka	8	27	0.50	8.2	2.3	0.79
	2011	Vår	PM1	3 veckor	1	20	0.39	5.9	1.5	0.44
	2011	Vår	PM1-10	3 veckor	1	5.6	0.064	2.1	0.54	0.17
Bakgrund	2010	Vår, höst, vinter	PM10	1 vecka	24	82	1.1	12	3.6	1.1
	2011	Vår	PM10	1 vecka	7	15	0.27	6.4	1.7	0.48
	2011	Vår	PM1	3 veckor	1	5.1	0.082	2.3	0.56	0.15
	2011	Vår	PM1-10	3 veckor	1	2.7	0.038	1.5	0.43	0.12

TSP: Total suspended particulates; id, ingen data rapporterad

a) Extrema värden, kan ifrågasättas.

## Mätdata däck och bitumen

### Uppmätta PAH-halter hos de analyserade däcken och bitumen

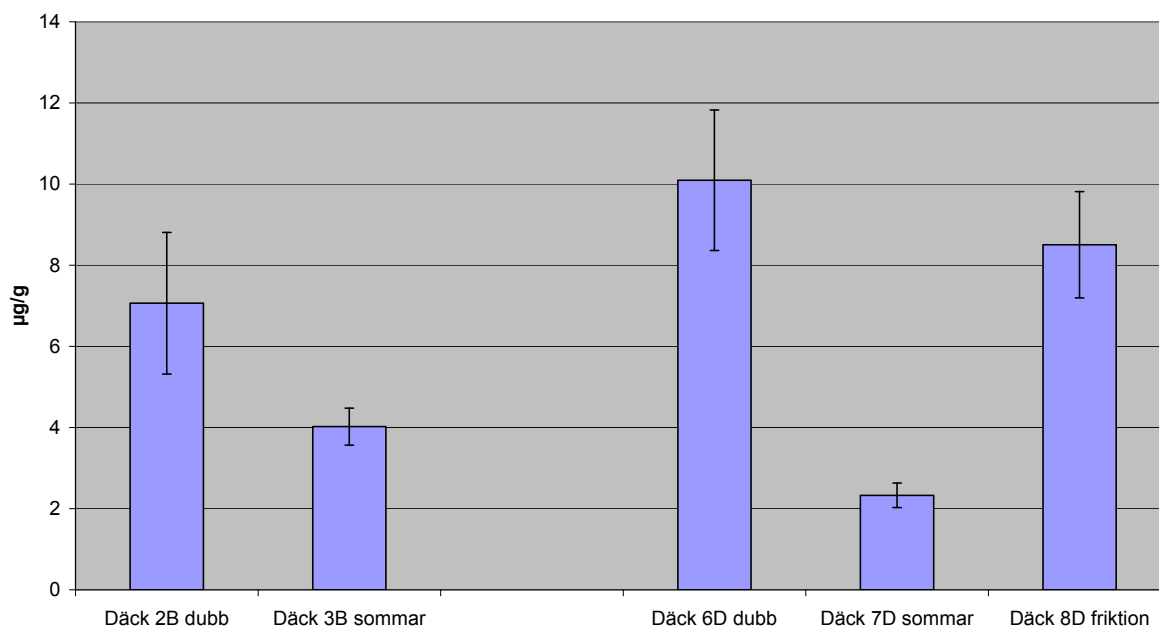


Figur 12. Individuella PAH-koncentrationer i däck och bitumen prover.

Variationen hos de uppmätta PAH-halterna i de olika däcken är stor, där skillnaden mellan det högsta och lägsta uppmätta totala PAH-koncentrationen skiljer sig med en faktor på ca: 23, se Figur 12. För B(a)P är motsvarande siffra ca: 38 ggr och för summan av dibensopyrenerna ca: 31 ggr. Mätvärden och information om de ingående däcken finns presenterade i Tabell A2 respektive Tabell A9 i Appendix. De uppmätta PAH-halterna i bitumen är förållandevis låga i jämförelse med de däck med högt PAH innehåll, se Figur 12. Genom att endast ett bitumen prov analyserats finns det ett behov av att analysera ytterliggare prover från olika delar av Stockholm.

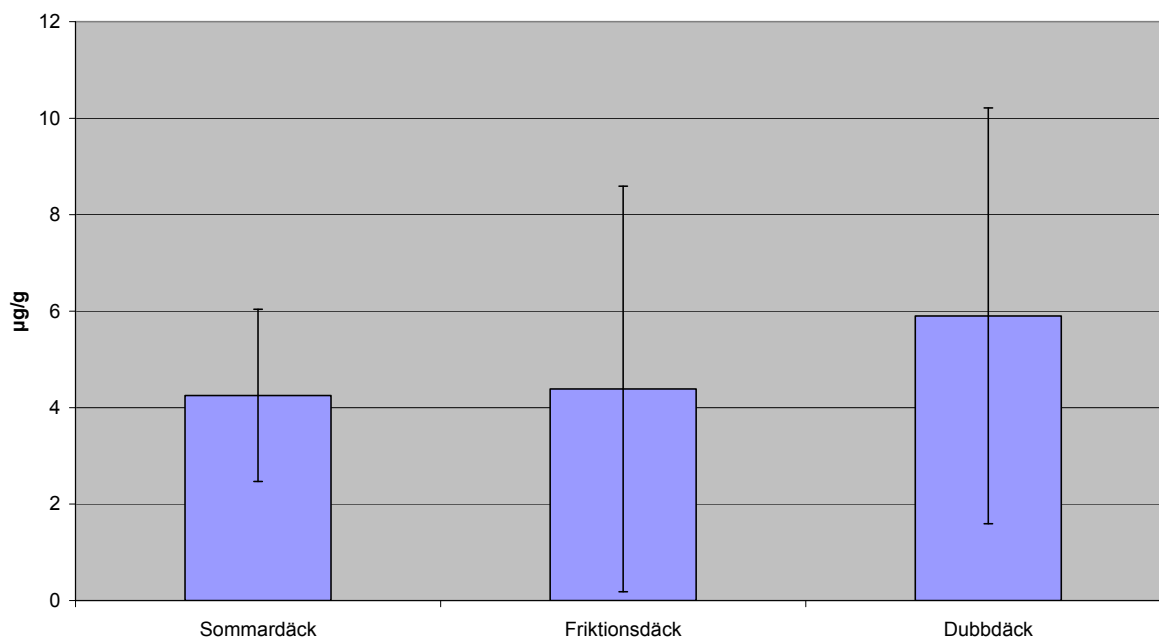
Jämför man PAH-halterna mellan sommar- dubb- och odubbade vinter-däck från samma tillverkare visar det sig att sommardäcken har ett lägre B(a)P innehåll än vinterdäcken, Figur 13. Orsakerna till detta är inte känt, men kan bero på användningen av olika råvaror vid tillverkningen, men kan kanske också bero på olika tillverkningsprocesser för sommar och vinterdäck. Jämför man sommardäcken med de båda vinterdäcken för alla tillverkare (Figur 14) så finns det ingen signifikant skillnad m.a.p. PAH-koncentration mellan de olika däckstyperna. Detta beror troligtvis på den stora spridningen i de uppmätta koncentrationerna hos de olika däcken.

Jämförelse: B(a)P i däck från samma tillverkare



Figur 13. B(a)P-koncentration i olika däckstyper från samma tillverkare.

Jämförelse: B(a)P i sommar- och vinterdäck, alla tillverkare



Figur 14. B(a)P-koncentration i olika däckstyper från olika tillverkare.

## Cancerriskuppskattning av dibensopyrenbidraget i Stockholmsluft

För att jämföra bidraget av B(a)P och dibensopyrenerna till cancerpotensen av de analyserade luftpartikelproverna så har deras halter viktats med så kallade TEF-faktorer (toxic equivalency factor). TEF-värden används som praktiska verktyg i riskbedömning av blandningar. Ett TEF-värde anger den relativa cancerpotensen för en PAH jämfört med B(a)P. B(a)P har ett TEF-värde på 1 per definition och PAH:er med TEF-värden över 1 har således en högre cancerpotens än B(a)P och vice versa. Det finns olika TEF-skalar och dessa baseras på djurförsök och olika typer av korttidstest. Det finns en stor osäkerhet i användningen av TEF-faktorer då spridningen är stor och beroende på vilka test de baseras på. Det finns även en risk att TEF-konceptet underskattar cancerpotensen då dessa grundas på additivitetsprincipen och det finns data som visar synergieffekter. En mängd data tyder på att TEF-faktorer underskattar risken av komplexa blandningar. Det har t ex visats att när TEF-faktorer appliceras på cancerdata underskattas risken av blandningar av PAH:er (Schneider et al., 2002).

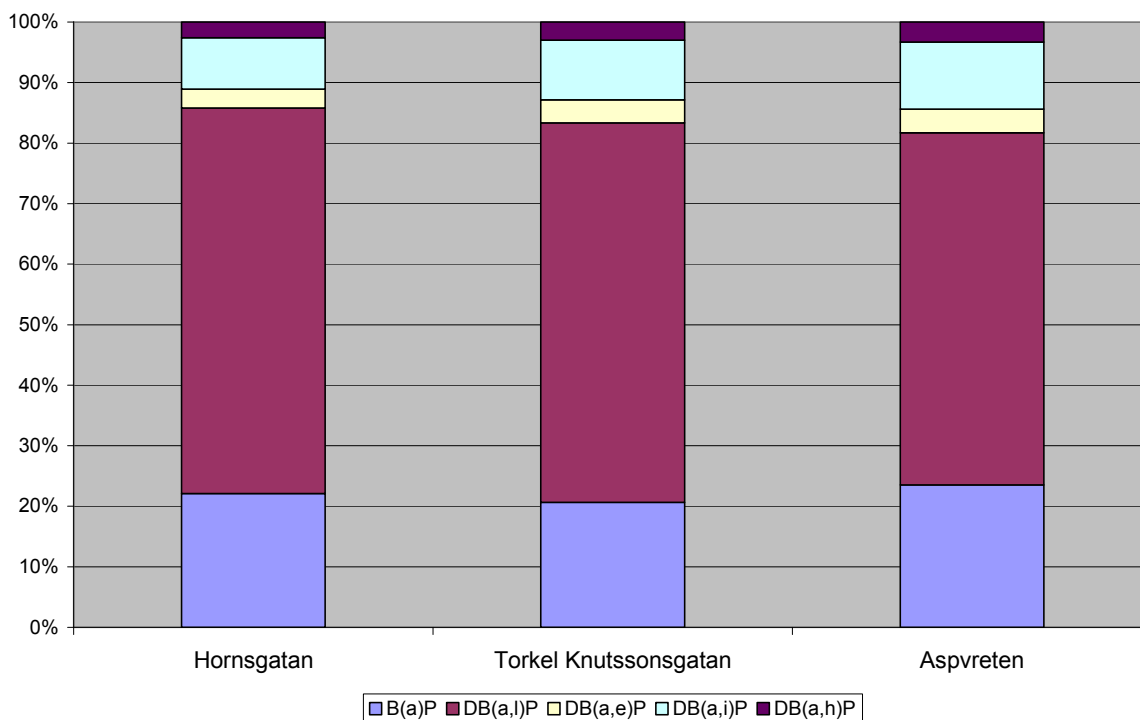
Halterna för B(a)P och dibensopyrenerna har viktats med olika TEF-skalar hämtade från en välciterad svensk litteraturgenomgång publicerad 2002 (Boström et al., 2002). Ett ”worst case scenario” har beräknats genom att vikta de erhållna koncentrationerna med de högst publicerade TEF-faktorerna. Värdet 176 för DB(a,l)P är inte en publicerad TEF-faktor, utan kommer från en studie där DB(a,l)P har visats inducera 176 gånger fler tumörer än B(a)P (Cavalieri et al., 1991). Använda TEF-faktorer presenteras i Tabell 3.

Tabell 3. Använda TEF-faktorer (Boström et al., 2002)

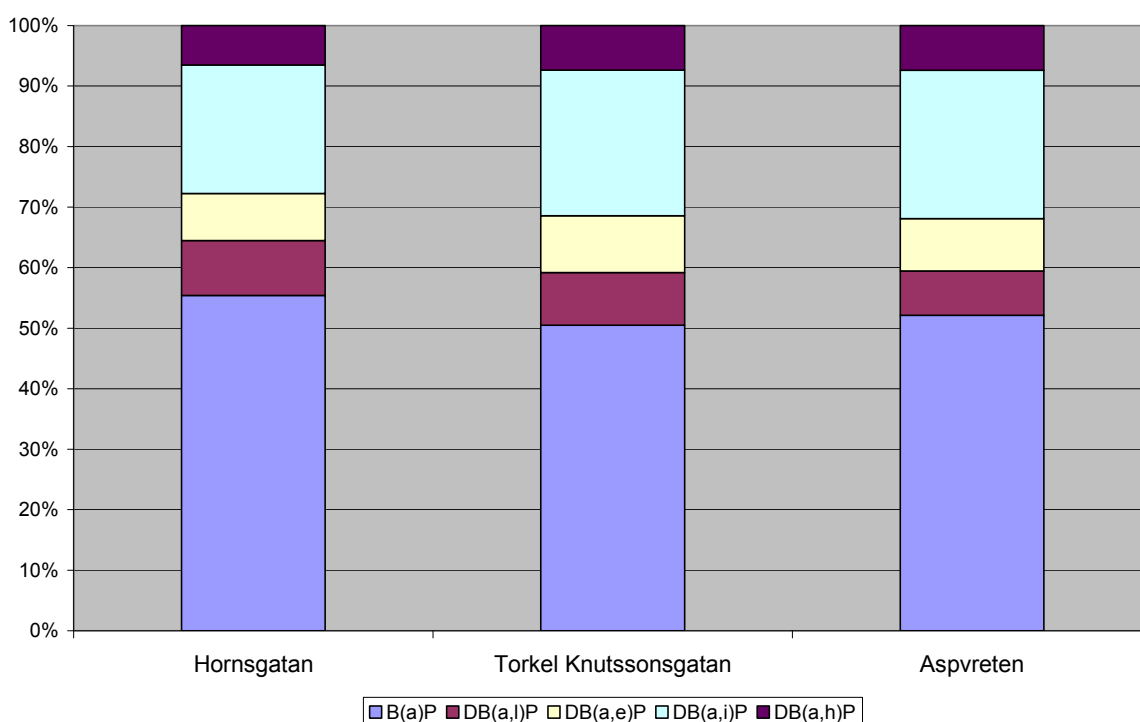
PAH	Worst case	CARB	Muller	Larsen and Larsen
B(a)P	1	1	1	1
DB(a,l)P	176	10	100	1
DB(a,e)P	1	1	1	0.2
DB(a,i)P	10	10		0.1
DB(a,h)P	10	10	1.2	1

Multiplikering av PAH-halt med TEF-faktor ger en så kallad B(a)P-ekvivalens (B(a)Peq), vilket anger motsvarande halt B(a)P med avseende på cancerpotens. Summering av medelhalt av B(a)Peq (beräknat med worst case TEF-faktorer) för B(a)P och dibensopyrenerna för 2010 på Hornsgatan ger en koncentration motsvarande 1 ng/m<sup>3</sup> B(a)P, vilket är samma som EU gränsvärdet (gäller från 2013) och överstiger delmålet för det nationella miljömålet Frisk luft

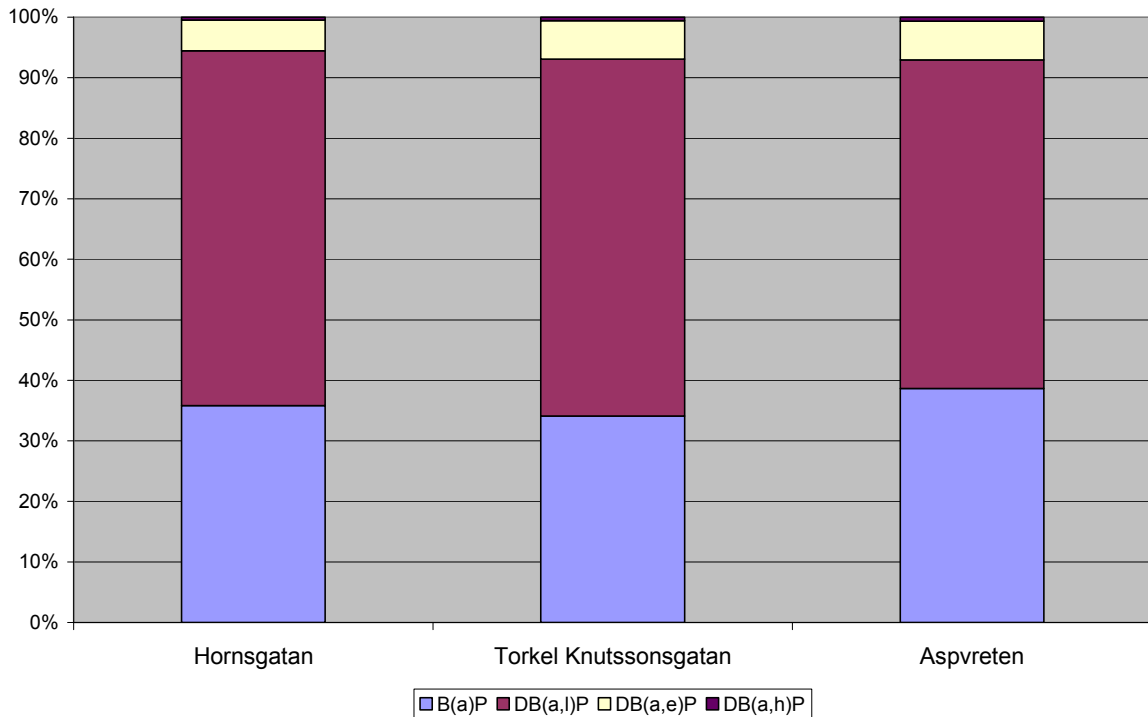
(0.3 ng/m<sup>3</sup> som ska nås 2015). Används istället de andra TEF-skalorna så blir B(a)P<sub>eq</sub>-halten lägre än EU-gränsvärdet i alla fall men över delmålet för det nationella miljömålet Frisk luft. Bidraget av dibensopyrenerna relativt B(a)P till summan av B(a)P<sub>eq</sub> beräknat med de olika TEF-skalorna presenteras i Figur 15 - Figur 18.



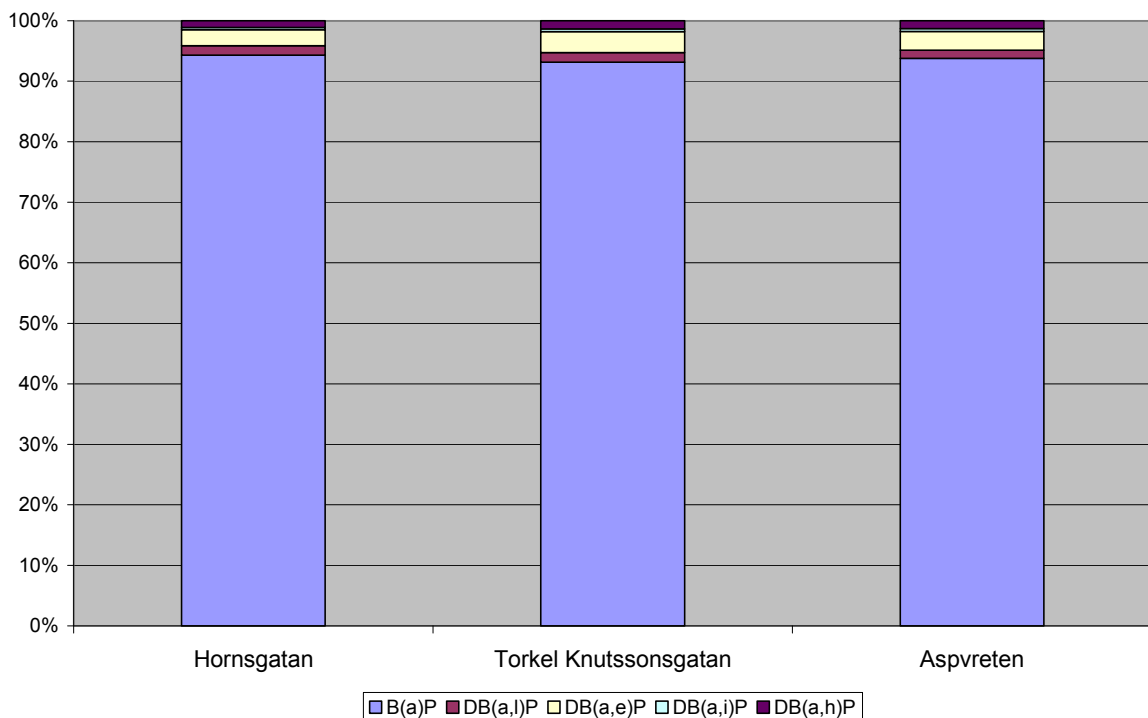
**Figur 15.** Dibensopyrenernas bidrag relativt B(a)P till B(a)P<sub>eq</sub> på Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten (2010) beräknat med worst case TEF-faktorer.



**Figur 16.** Dibensopyrenernas bidrag relativt B(a)P till B(a)P<sub>eq</sub> på Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten (2010) beräknat med TEF-faktorer från California Air Resources Board (CARB).



**Figur 17.** Dibensopyrenernas (ej från DB(a,i)P då TEF saknas) bidrag relativt B(a)P till B(a)P<sub>eq</sub> på Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten (2010) beräknat med TEF-faktorer från Muller.



**Figur 18.** Dibensopyrenernas bidrag relativt B(a)P till B(a)P<sub>eq</sub> på Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan samt Aspvreten (2010) beräknat med TEF-faktorer från Larsen and Larsen (1998).

Resultaten visar att dibensopyrenernas bidrag till cancerpotensen av insamlade luftpartiklar är högre (> 3 gånger) än för B(a)P om de högsta TEF-faktorerna används, se Figur 15.

Om de andra TEF-faktorerna används blir det en stor variation i det relativa bidraget från B(a)P och dibensopyrenerna till summan av B(a)P<sub>eq</sub>, se Figur 16 - Figur 18. Används TEF-värden från CARB blir dibensopyrenernas bidrag till summan av B(a)P<sub>eq</sub> i storleksordningen 45-50 % dvs ger ett bidrag till cancerpotensen liknande B(a)P, se Figur 16. Ett högre bidrag från dibensopyrenerna erhålls om koncentrationerna viktas med TEF-faktorer från Muller även fast bidraget från DB(a,i)P inte räknas med pga saknad av TEF-värde, se Figur 17. Det höga bidraget vid användning av denna TEF-skala beror på att TEF-värdet för DB(a,l)P är satt till 100. Bidraget från DB(a,l)P till summan av B(a)P<sub>eq</sub> blir runt 55-60 %, se Figur 17. Lägst TEF-faktorer använda i detta projekt för dibensopyrenerna har rapporterats av Larsen and Larsen (1998). Viktas medelkoncentrationerna för B(a)P och dibensopyrenerna med denna skala erhålls ett väldigt lågt bidrag (ca: 5%) från dibensopyrenerna till summan av B(a)P<sub>eq</sub>, se Figur 18.

Olika TEF-skalar ger således en stor skillnad i cancerpotens. De flesta publicerade TEF-skalar saknar värden för DB(a,l)P då det finns en stor brist på data om dess toxicitet. En begränsande faktor har också varit brist på mätdata eftersom DB(a,l)P är svåranalyserad. Litteraturen anger dock att det är den mest potenta PAH:n med en mycket hög cancerpotens, i enstaka studier upp till 176 gånger. Farhågan om en hög cancerpotens stöds av data som visar att DB(a,l)P är en transplacental carcinogen och en enda dos DB(a,l)P för dräktiga råttor har visats inducera leukemi hos 100 % av avkomman (Zu et al., 2006).

B(a)P<sub>eq</sub> kan också användas för att få ett kvantitativt mått på cancerrisken genom multiplicering med en riskfaktor för B(a)P. Institutet för miljömedicin (IMM), Karolinska Institutet har tagit fram ett hälsobaserade riktvärde för B(a)P på 0.1 ng/m<sup>3</sup>, vilket teoretiskt motsvarar en cancerrisk på 1/100 000 personer som exponeras för denna koncentration under 70 år. Medelhalten för B(a)P och dibensopyrenerna uttryckt i B(a)P<sub>eq</sub> under 2010 på Hornsgatan var 1058 pg/m<sup>3</sup> (beräknat med högsta TEF-faktorer enligt ett worst case scenario). Teoretiskt anger detta 10.6 cancerfall/100 000 individer, varav B(a)P står för 2.4 och DB(a,l)P står för 6.8 cancerfall. Motsvarande siffra för Torkel Knutssonsgatan är 442 pg/m<sup>3</sup>, vilket anger 4.4 cancerfall varav 2.8 inducerade av DB(a,l)P, se Tabell 4.



**Tabell 4.** Skattning av cancerrisk för B(a)P och dibensopyrenerna under 2010 beräknat med högsta TEF-faktorer.

	<b>B(a)P<sub>eq</sub></b> <b>pg/m<sup>3</sup></b>	<b>Cancerfall</b> <b>per</b> <b>100 000</b>	<b>B(a)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,l)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,e)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,i)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,h)P</b> <b>inducerat</b>
Hornsgatan	1058	10.6	2.4	6.8	0.3	0.9	0.3
Torkel Knutssonsgatan	442	4.4	0.9	2.8	0.2	0.4	0.1

Skattning av cancerrisk beräknat med de andra TEF-skolor och medelhalter för B(a)P och dibensopyrenerna under 2010 presenteras i Tabell 5 - Tabell 7. Då beräkningarna baseras på B(a)P<sub>eq</sub> så varierar dibensopyrenernas bidrag relativt B(a)P till antalet teoretiska cancerfall per 100 000 individer stort beroende på vilken TEF-skala som används, se Tabell 5 - Tabell 7.

**Tabell 5.** Skattning av cancerrisk för B(a)P och dibensopyrener under 2010 beräknat med TEF-faktorer från CARB.

	<b>B(a)P<sub>eq</sub></b> <b>pg/m<sup>3</sup></b>	<b>Cancerfall</b> <b>per</b> <b>100 000</b>	<b>B(a)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,l)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,e)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,i)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,h)P</b> <b>inducerat</b>
Hornsgatan	418	4.2	2.4	0.4	0.3	0.9	0.3
Torkel Knutssonsgatan	178	1.8	0.9	0.2	0.2	0.4	0.1

**Tabell 6.** Skattning av cancerrisk för B(a)P och dibensopyrener under 2010 beräknat med TEF-faktorer från Muller.

	<b>B(a)P<sub>eq</sub></b> <b>pg/m<sup>3</sup></b>	<b>Cancerfall</b> <b>per</b> <b>100 000</b>	<b>B(a)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,l)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,e)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,i)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,h)P</b> <b>inducerat</b>
Hornsgatan	656	6.6	2.4	3.9	0.3	TEF saknas	0.03
Torkel Knutssonsgatan	269	2.7	0.9	1.6	0.2	TEF saknas	0.01

**Tabell 7.** Skattning av cancerrisk för B(a)P och dibensopyrener under 2010 beräknat med TEF-faktorer från Larsen and Larsen.

	<b>B(a)P<sub>eq</sub></b> <b>pg/m<sup>3</sup></b>	<b>Cancerfall</b> <b>per</b> <b>100 000</b>	<b>B(a)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,l)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,e)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,i)P</b> <b>inducerat</b>	<b>DB(a,h)P</b> <b>inducerat</b>
Hornsgatan	249	2.5	2.4	0.04	0.1	0.01	0.03
Torkel Knutssonsgatan	99	1.0	0.9	0.02	0.03	0.004	0.01

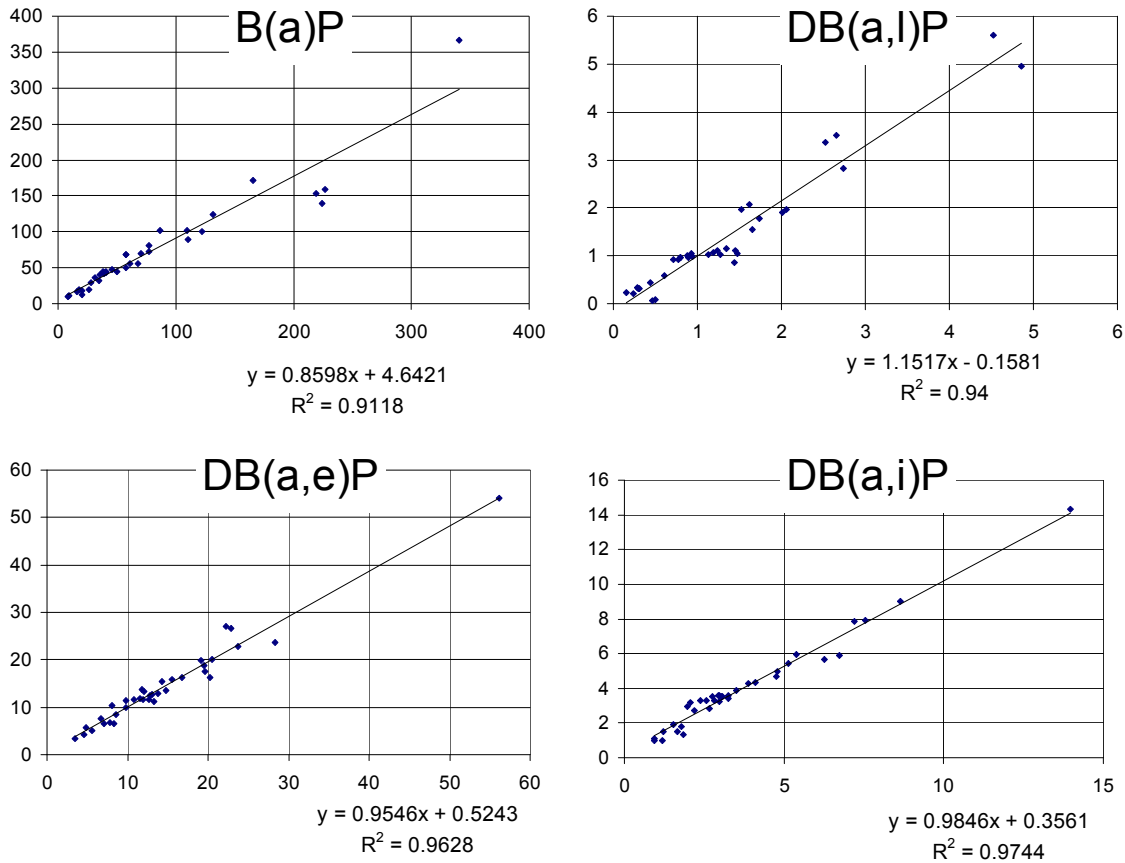
## Beräknade bidrag från olika källor till den urbana bakgrundshalten

Källreceptormodellen COPREM användes för att uppskatta bidragen från vedeldning, bensin- och dieselavgaser, däckslitage samt bakgrunden (intransporten). Indata utgörs av de uppmätta halterna på taket på Mariapolikliniken på Södermalm samt de olika profilerna för vedeldning, bensin och diesel som presenteras ovan. Däcksprofilen har inte medtagits (se vidare diskussion om detta längre fram i rapporten).

De beräknade halterna stämmer mycket väl med de uppmätta halterna. Tabell 8 visar korrelationerna, lutningarna, intercepten och de relativa felen för de beräknade totala halterna av de olika PAH:erna samt NO<sub>x</sub> och CO (jämfört med mätningarna). I de flesta fall är de relativa felen < 20 %, korrelationerna nära 1. De flesta lutningarna och intercepten är inte signifikant skilda från 1 respektive 0. Som exempel visas scatterplottar av beräknade totala halter av tre dibensopyrener och NO<sub>x</sub> mot uppmätta halter i Figur 19. Jämförelserna mellan de beräknade totala halterna och de uppmätta halterna visar att summan av de beräknade bidragen till halterna stämmer mycket väl med de uppmätta halterna för de olika ämnena.

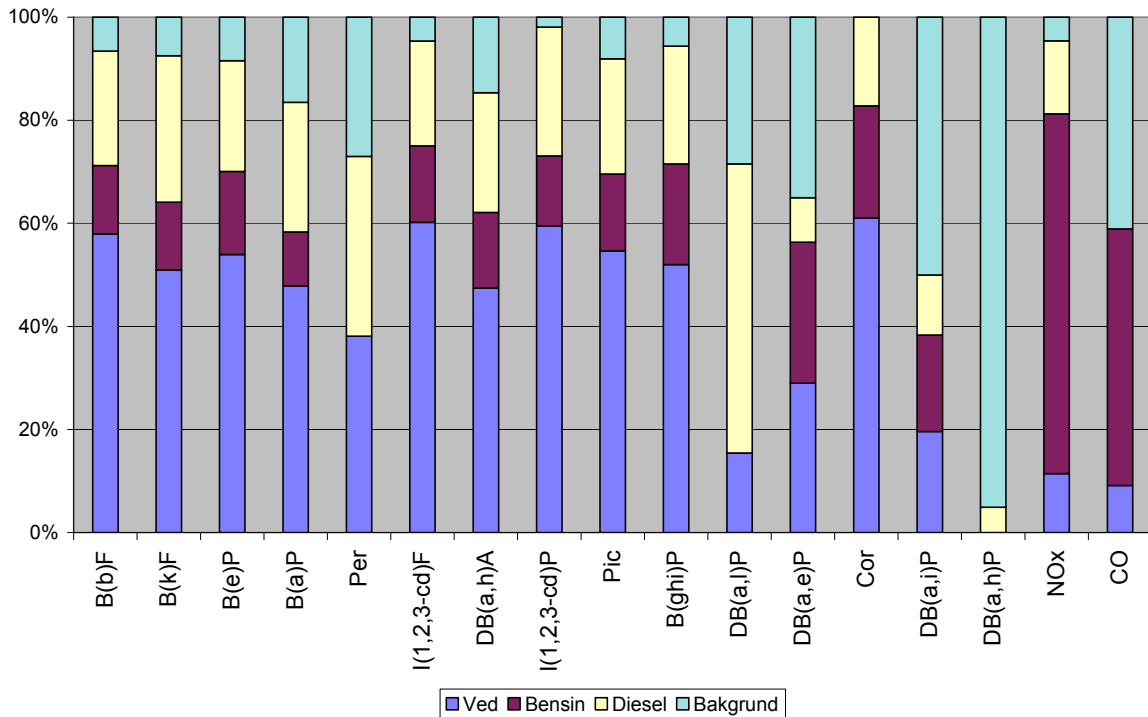
**Tabell 8.** Korrelationskoefficienterna, lutningar, intercept och relativa fel för de beräknade totala halterna av de olika ämnen i jämförelse med de uppmätta värdena. Relativa felet är uttryckt som RMSE (root mean square error) i förhållande till medelvärdet av de uppmätta halterna.

	Korrelation	Relativ RMSE	Lutning (g/g)	Intercept pgPAH/m <sup>3</sup> µgNO <sub>x</sub> /m <sup>3</sup> mgCO/m <sup>3</sup>
B(b)F	1.00	10%	0.934	8.724
B(k)F	1.00	11%	0.931	3.121
B(e)P	1.00	5%	0.981	1.514
B(a)P	0.95	29%	0.860	4.642
P(e)r	0.99	15%	0.961	0.053
I(1,2,3-cd)F	1.00	7%	0.974	0.481
DB(a,h)A	0.99	15%	0.898	1.405
I(1,2,3-cd)P	0.99	18%	1.096	-9.402
Pic	0.99	10%	0.971	0.662
B(ghi)P	1.00	7%	1.003	-1.358
DB(a,l)P	0.97	26%	1.152	-0.158
DB(a,e)P	0.98	12%	0.955	0.524
Cor	0.99	14%	0.963	1.081
DB(a,i)P	0.99	14%	0.985	0.356
DB(a,h)P	0.96	23%	0.939	0.121
NO <sub>x</sub>	0.98	10%	0.807	2.757
CO	0.99	3%	1.010	-0.004



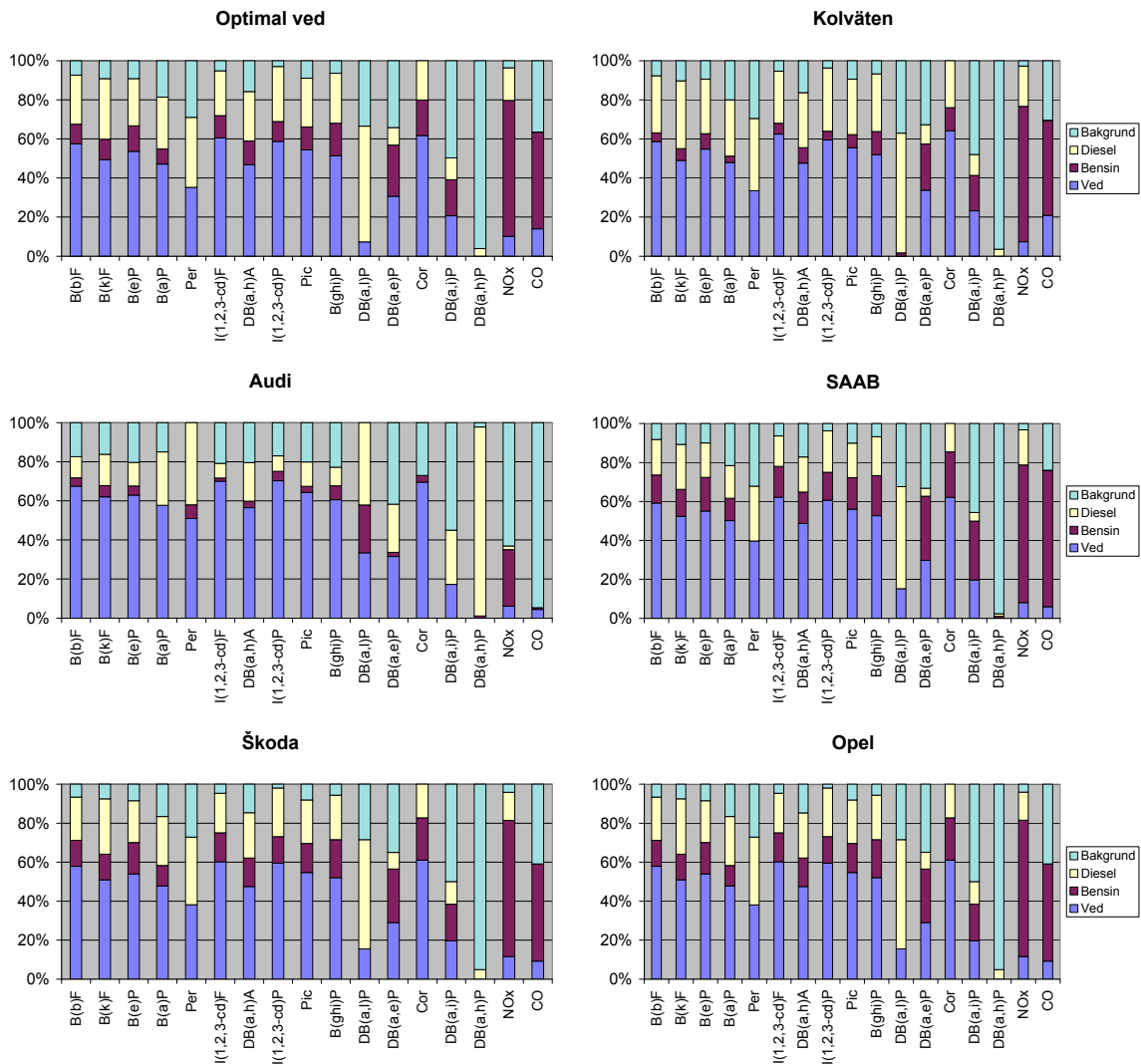
**Figur 19.** Scatterplottar av beräknade totala halter av B(a)P, DB(a,l)P, DB(a,e)P och DB(a,i)P mot uppmätta halter på taket på Mariapolikliniken på Södermalm i Stockholm. Enheterna är  $\text{pg}/\text{m}^3$ .

I Figur 20 presenteras bidragen till den urbana bakgrundshalten med standardkällprofilen. Med standardprofilen används för vedeldning en profil som heter kontinuerlig och som innebär en stabil förbränning efter startfas,  $\text{O}_2$ : 10 - 14 %, Boman, (2011). För bensinavgaser används medelvärdet av källprofilerna för de två bensinbilarna och för diesel-medelvärdet av de två dieselbilarna. För PAH:erna, med undantag för dibensopyrenerna, ger vedeldning störst bidrag med mellan ca: 40 % och 60 %. Därefter kommer diesel. För dibensopyrenerna är variationen stor mellan vilka källor som bidrar mest. För DB(a,l)P dominerar dieselavgaser, ca: 50 % och för DB(a,h)P dominerar bakgrundsbidraget.



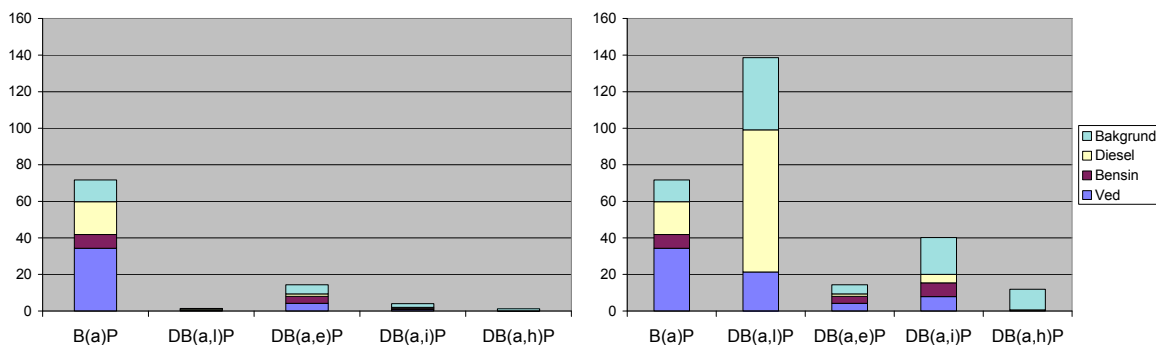
**Figur 20.** Källbidrag till den urbana bakgrundshalten i Stockholm. Beräkningar med COPREM, med standardkällprofilen

Figur 21 presenterar bidragen från olika källor till halterna med olika alternativa källprofiler som ingångsdata. I stort sett är källbidragen ungefär desamma oberoende av källprofil. Den källprofil som ger kraftigt avvikande bidrag för bensopyrenerna och CO är den då bilavgasprofilen från Audi används för bensinavgaserna. Trenden håller i sig att källorna för dibensopyrenerna skiljer sig från källorna till övriga PAH:er. För DB(a,l)P ger dieselavgaser störst bidrag, medan vedeldning är viktigast för de flesta andra PAH:er. För DB(a,h)P har intransporten (bakgrund) störst betydelse.

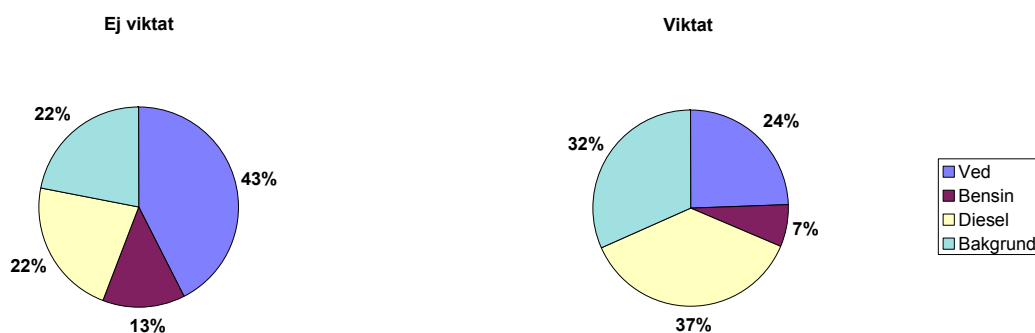


**Figur 21.** Källbidrag till den urbana bakgrundshalten i Stockholm. Beräkningar med COPREM, med olika alternativa källprofilerna till standardprofilen.

Figur 22 visar de absoluta bidragen från olika källor ( $\text{pg}/\text{m}^3$ ) till halterna av B(a)P och dibensopyrenerna (DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P och DB(a,h)P). Av figuren framgår både oviktade och viktade värden, dvs multiplikation av dibensopyrenerna med TEF-värden. Efter viktningen blir DB(a,l)P dominerande och för detta ämne är bidraget från dieselfordon viktigast. Figur 23 visar de procentuella bidragen för summan av B(a)P och dibensopyrenerna med och utan viktning med TEF-värden. Utan viktning dominerar vedledning på grund av att B(a)P ger störst bidrag och domineras av vedledning. Med viktning blir fördelningen av de relativa bidragen helt annorlunda; diesel, bakgrunden och vedledningen ger 37, 32, respektive 24 %'s bidrag till summan av de viktade värdena för B(a)P och dibensopyrenerna.



**Figur 22.** Totala genomsnittliga halter uppdelat på olika källors bidrag till B(a)P och dibensopyrenerna. Vänstra figuren visar oviktade värden och högra figuren värdena efter viktning genom multiplikation med TEF-faktorer (100, 1, 10 och 10 för DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P respektive DB(a,h)P). Enhet.  $\text{pg}/\text{m}^3$ .



**Figur 23.** Genomsnittliga bidraget till den sammanlagda halten av B(a)P, DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P och DB(a,h)P. Vänstra figuren visar oviktade värden och högra figuren värdena efter viktning genom multiplikation

## Exponeringsberäkningar

För att beräkna befolkningens exponering för dibensopyrenerna används en vindmodell, en Gaussisk spridningsmodell och indata i form av emissioner för olika sektorer. En s.k. klimatologi innehåller meteorologiska data som representerar typiska väderförhållanden under de senaste 15 åren. Först genomfördes beräkningar av bidragen till B(a)P halterna från vedeldning, trafik i form av avgaser från bensin och dieselfordon (ej däck), sjöfart, industrier och energisektorn. Därefter uppskattades bidragen till halterna av de olika dibensopyrenerna genom att multiplicera B(a)P bidragen med förhållandet mellan respektive dibensopyren och B(a)P i de olika källorna. Förhållandet erhöles från källprofilerna som beskrivits ovan.

Nedan redovisas först underlag i form av emissionerna av B(a)P för olika sektorer. Underlaget bygger på den kartläggning som Luftvårdsförbundet i Stockholms Uppsala län genomförde för år 2008.

## Emissioner från vägtrafiken

Med hjälp av mätningarna av koncentrationerna av PAH och NO<sub>x</sub> på Hornsgatan ( $C_{street}$ ) och på taket på Mariapolikliniken ( $C_{UB}$ ) beräknades bidraget till halterna från trafiken på Hornsgatan ( $C_{street}-C_{UB}$ ). Förhållandet mellan haltbidraget till PAH relativt NO<sub>x</sub> är proportionellt mot förhållandet mellan emissionsfaktorerna ( $Ef$ ). Eftersom emissionsfaktorn för NO<sub>x</sub> kan uppskattas med relativt god noggrannhet kan emissionsfaktorerna för PAH:erna beräknas med hjälp av:

$$Ef^{PAH} = Ef^{NOx} \cdot \frac{C_{Street}^{PAH} - C_{UB}^{PAH}}{C_{Street}^{NOx} - C_{UB}^{NOx}}$$

De beräknade emissionsfaktorerna jämförs med emissionsfaktorer för avgasemissioner från bensin och dieselfordon enligt den sk COPERT-modellen i Tabell 9. Värdena från COPERT-modellen, som också presenteras i Tabell A10 i Appendix, har beräknats för olika fordonskategorier i enlighet med fordonssammansättningen på Hornsgatan. Av tabellen framgår att de uppmätta emissionerna generellt är lägre än de som uppskattas för avgaserna i enlighet COPERT modellen (utom för Koronen). Exempelvis är den uppmätta emissionsfaktorn för DB(a.l)P 12 ng/fkm, vilket är 23 % av den som uppskattas för avgasemissionerna enligt COPERT modellen (51 ng/fkm).

Men det är viktigt att notera att emissionsfaktorerna från COPERT modellen är osäkra och troligen i många fall överskattar avgasemissionerna. Emissionsfaktorerna för de två bensin och dieselfordonen som uppmätts av Bergvall and Westerholm (2009) är betydligt lägre än faktorerna i COPERT modellen. Som exempel kan nämnas att för B(a)P rapporterar Bergvall and Westerholm (2009) 7.7 respektive 21 ng/fkm för två moderna bensindrivna fordon (Euro 3 respektive Euro 2). COPERT modellen anger 320 ng/fkm för bensindrivna fordon motsvarande Euro 1 och nyare. För två dieseldrivna personbilar rapporterar Bergvall and Westerholm (2009) 364 respektive 169 ng/fkm (båda Euro 4), medan motsvarande värden i COPERT modellen är 630 respektive 2850 ng/fkm för direkt insprutad (DI) och indirekt insprutad (IDI) diesel bilar. Det är alltså sannolikt att COPERT modellen representerar en äldre fordonspark än den som trafikerar Hornsgatan under 2010 då mätningarna genomfördes. Tyvärr saknas mer aktuella mätningar på dagens fordonspark.

Enligt COPERT modellen är emissionsfaktorerna för B(a)P för dieselpersonbilar (DI) ca: 2 gånger högre jämfört med bensinbilar Euro 1 och nyare. Jämfört med dieseldrivna personbilar (DI) släpper lastbilarna ut ca: 40 % mer per fordonskilometer. För DB(a,l)P släpper en dieselbil ut ca: 12 gånger mer jämfört med en bensindriven personbil.

**Tabell 9.** Skillnad i koncentration mellan Hornsgatan och taket på Mariapolikliniken samt uppskattad emissionsfaktor för de olika PAH:erna.

	Medelvärden av skillnaden i halt mellan Hornsg och Mariapol. $\text{pg/m}^3$	Emissionsfaktor från mätningarna $\text{ng/fkm}$	Emissionsfaktor för Hornsgatan enligt COPERT-modellen $\text{ng/fkm}$ (COPERT, 2007) <sup>#</sup>	Uppmätt i procent av COPERT
B(b)F	106.4	640	535	120
B(k)F	49.6	299	341	88
B(e)P	104.5	629	1863	34
B(a)P	116.4	701	439	160
Per	21.2	128	237	54
I(1,2,3-cd)F	5.4	32		
DB(a,h)A	10.8	65	109	60
I(1,2,3-cd)P	72.5	437	516	85
Pic	7.9	48		
B(ghi)P	196.4	1182	700	169
DB(a,l)P	1.9	12	51	23
DB(a,e)P	13.8	83		
Cor	148.5	893	55	1616
DB(a,i)P	3.9	24		
DB(a,h)	1.2	7		

<sup>#</sup>) Viktade värden för de fordon som trafikerar Hornsgatan.

### Bidrag till halterna från däckslitage

Jämförelsen mellan de uppmätta emissionsfaktorerna med emissionsfaktorerna för avgaser enligt COPERT ovan, indikerar att däckbidraget är litet eftersom det inte finns något utrymme för emissioner från däck då de uppmätta emissionsfaktorerna är lägre än de som kommer från avgaserna. Men resultaten är osäkra på grund av att emissionsfaktorerna för avgaserna i COPERT-modellen kan vara för höga. Det går alltså inte att utesluta att däckslitage påvekrar PAH-halterna. Det som skulle kunna klargöra detta är analys av någon specifik kemisk markör som enbart kommer från däcken, men det har inte genomförts i detta projekt.

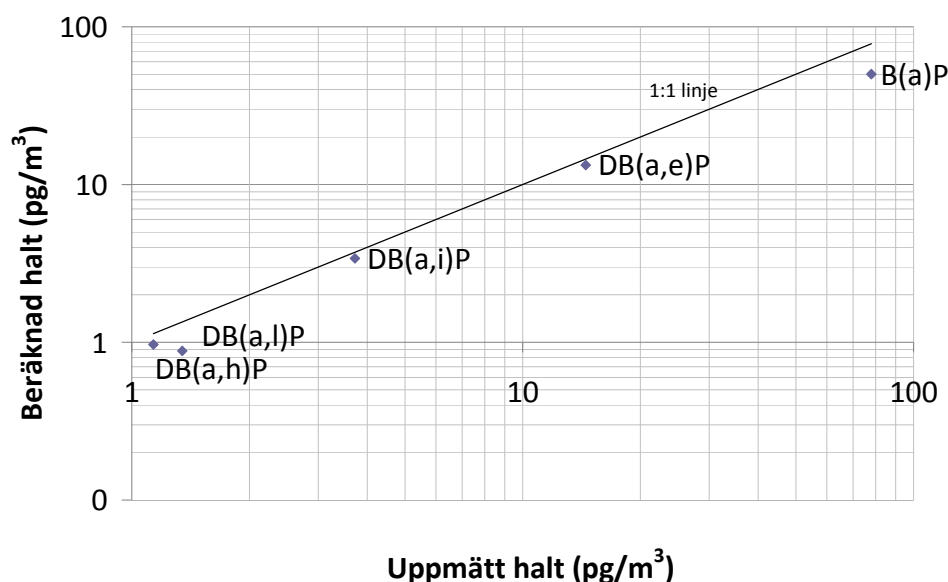
### Övriga emissioner

Vad gäller emissionerna av B(a)P från övriga sektorer hänvisas till rapporten som beskriver kartläggningen som Luftvårdsförbundet genomfört (<http://slb.nu/lvf> under rapporter).



## Exponeringsberäkningar

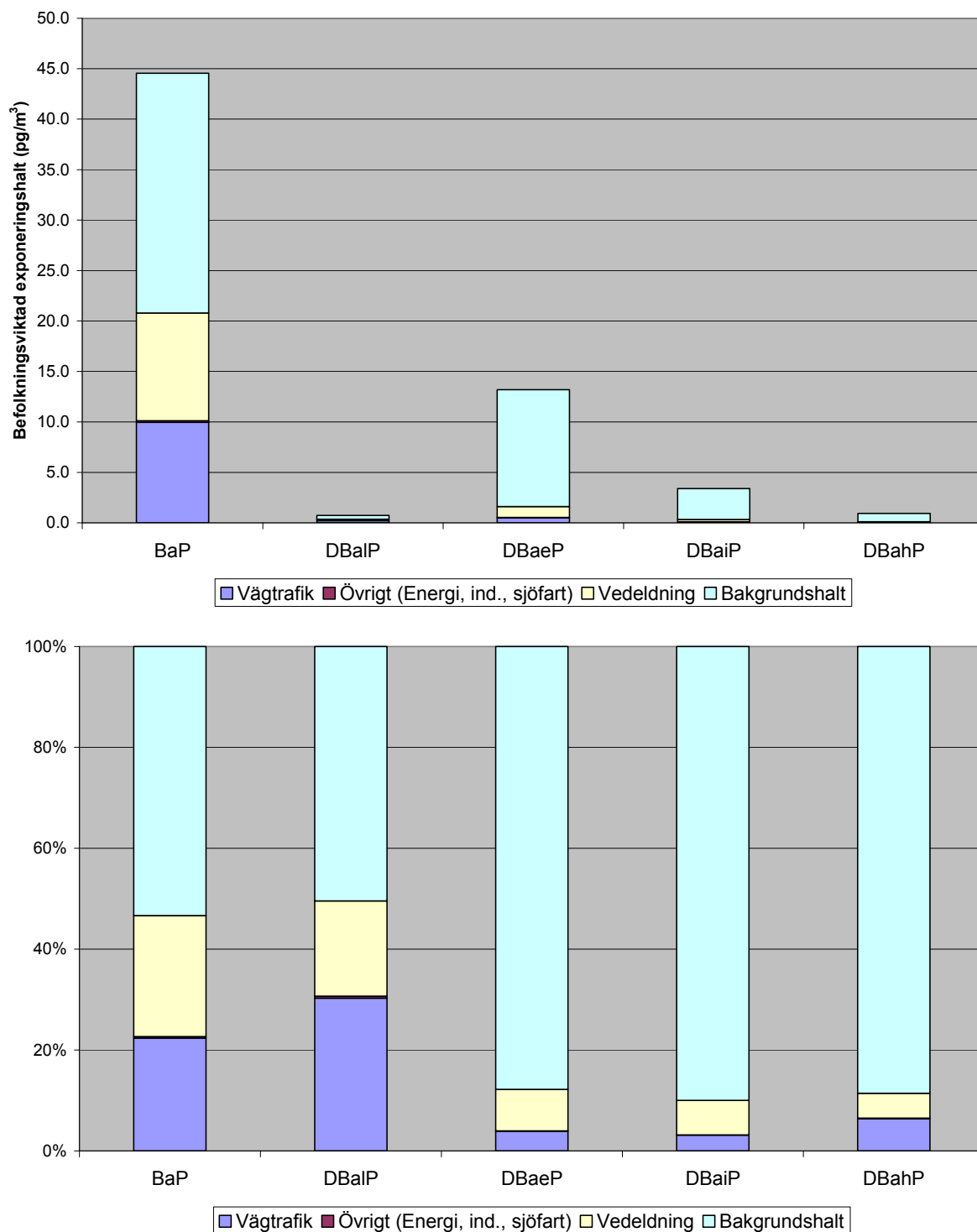
I detta avsnitt redovisas bidragen till halterna och exponeringen från olika källor. Figur 24 visar en jämförelse mellan beräknade och uppmätta halter av B(a)P och dibensopyrenerna på taket på Mariapolikliniken. Halterna underskattas något vilket kan bero på att emissionerna är för låga. Men jämförelsen ska bara ses som en indikation eftersom de beräknade värdena baseras på en klimatologi (representerar 15 års typiskt väder) och inte de verkliga meteorologiska förhållanden som varit rådande under mätperioden. Beräkningarna måste därför ses som preliminära och inför en eventuell vetenskaplig publicering kommer beräkningarna att avse de verkliga meteorologiska förhållandena. De relativa bidragen till den genomsnittliga befolkningens exponering under ett helt år påverkas dock troligen ganska lite av vilka meteorologiska förhållandena varit.



**Figur 24.** Jämförelse mellan beräknade och uppmätta totala halter av B(a)P, DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P och DB(a,h)P på taket på mariapolikliniken.

Exponeringen för olika källor i form av befolkningsviktade halt bidrag framgår av Figur 25. Beräkningarna avser Storstockholmsområdet med 1.4 miljoner invånare och tar hänsyn till den geografiska variationen i halterna och var personerna bor. Dessa värden är lägre än halterna de beräknade värden för Mariapoliklinikens tak som ligger mitt på Södermalm (som presenteras i Figur 24). Av Figur 25 framgår att medexponeringen för Storstockholms befolkning är 45 pg/m<sup>3</sup> för B(a)P, vilket är betydligt lägre än det svenska miljömålet på 100 pg/m<sup>3</sup> (0.1 ng/m<sup>3</sup>). För dibensopyrenerna är befolkningsexponeringen 0.73, 13, 3.4 och 0.93 för DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P respektive DB(a,h)P. För dessa ämnen finns inga miljömål eller gränsvärden att jämföra med.

Figur 25 visar också de procentuella bidragen till exponeringen från olika källor. Beräkningarna indikerar att intransporten ger det största bidraget. Av de lokala källorna står vedeldning och vägtrafik för de viktigaste bidragen.



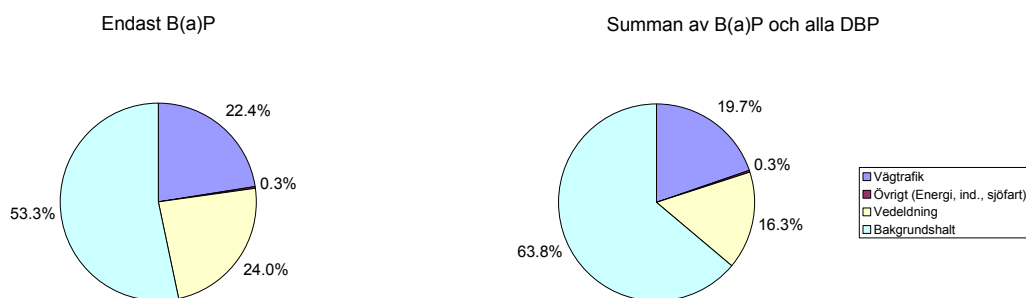
**Figur 25.** Befolkningsviktad exponeringshalt för B(a)P, DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P och DB(a,h)P baserat på spridningsmodellering över Storstockholmsområdet (ca. 1.4 miljoner invånare). Övre diagrammet visar de absoluta halterna och undre diagrammet de procentuella bidragen från olika källor.

Tabell 10 visar de befolkningsviktade haltbidragen för enbart B(a)P i jämförelse med summan av B(a)P och dibensopyrenerna, där de senare viktats med respektive TEF-faktor. Tabellen visar att medexponeringen (cancerrisken) ökar signifikant då hänsyn tas till dibensopyrenerna. Med enbart B(a)P blir medexponeringen 45 pg/m<sup>3</sup>. För summan B(a)P och de fyra dibensopyrenerna blir exponeringshalten 173 pg/m<sup>3</sup>, motsvarande en ökad cancerrisk med nästan en faktor 4.

**Tabell 10.** Befolkningsviktade exponeringshalter för Storstockholm. Enhet: pg/m<sup>3</sup>)

	Summan av B(a)P och TEF-viktade halter av de fyra dibensopyrenerna	Endast B(a)P	Kvot Summan B(a)P+DBP/B(a)P
Vägtrafik	34	10	3.4
Övrigt (Energi, ind., sjöfart)	0.5	0.1	3.4
Vedeldning	28	11	2.6
Summa	63	21	3.0
Bakgrundshalt	111	24	4.7
Summa	173	45	3.9

Figur 26 visar de procentuella bidragen till befolkningens i Storstockholm exponering för enbart B(a)P respektive för summan av B(a)P och dibensopyrenerna när halterna har viktats med de olika TEF-faktorerna för de olika dibensopyrenerna. Av figuren framgår att bidraget till exponeringen från olika källor är ungefär detsamma med enbart B(a)P jämfört med att man tar hänsyn till TEF-viktade bidrag från dibensopyrenerna. Detta innebär att de viktigaste lokala källorna som bör åtgärdas för att minska cancerrisken blir desamma med respektive utan hänsyn till bidraget från dibensopyrenerna.



**Figur 26.** Beräknade bidrag till befolkningsexponeringen i Storstockholmsområdet. Vänstra diagrammet visar befolkningsexponeringen för B(a)P och högra diagrammet visar exponeringen för summan av B(a)P och de fyra isomererna av dibensopyren viktade med TEF-faktorer [(100, 1, 10 och 10 för DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P respektive DB(a,h)P].

## Slutsatser och diskussion

Partiklar från luft har samlats in på veckobasis på Hornsgatan, på taket av Mariapolikliniken (Torkel Knutssonsgatan) samt på Aspvretens bakgrundsstation.

Målet har varit att haltbestämma de fyra starkt cancerframkallande dibensopyrenerna DB(a,l)P, DB(a,e)P, DB(a,i)P och DB(a,h)P samt humancarcinogenen B(a)P i Stockholmsluft samt att utröna deras källor och hälsoeffekter. Mätdata för dessa PAH samt ytterligare 10 andra PAH har genererats inom projektet för stora delar av 2010 samt våren 2011. Haltbestämning av de analyserade PAH:erna visar generellt högst halter på Hornsgatan följt av Torkel Knutssonsgatan och Aspvreten. Resultaten visar även att de analyserade PAH:erna förekommer till största delen (57 - 86 %) i den fina partikelfractionen (PM<sub>1</sub>, partiklar med diameter ≤ 1 µm) av inhalerbara partiklar (PM<sub>10</sub>, partiklar med diameter ≤ 10 µm).

Medelhalt för B(a)P på Hornsgatan under 2010 blev 0.24 ng/m<sup>3</sup> vilket indikerar att årsmedelvärdet för B(a)P underskrider miljö kvalitetsnormen (luftkvalitetsförordning 2010:477). I enlighet med miljö kvalitetsnormen ska det eftersträvas att årsmedelvärdet av B(a)P understiger 1 ng/m<sup>3</sup> från och med 2013 för att skydda människors hälsa. Medelhalten för B(a)P under 2010 på Hornsgatan underskrider även delmålet för det nationella miljömålet Frisk luft. Enligt delmålet ska halten 0.3 ng/m<sup>3</sup> som årsmedelvärde i huvudsak underskridas år 2015.

Under projektets gång har studier som påvisar förekomsten av dibensopyrener i luften i andra städer publicerats i olika vetenskapliga tidskrifter. Dessa studier visar förhållandevis höga halter av B(a)P samt dibensopyrener (även för andra PAH) i partiklar från olika stadsmiljöer i Portugal (Porto) och Kina (Peking och Qingyuan) jämfört med förhållandena i Stockholm. Resultaten av dessa studier visar samma trend som påvisats i Stockholm i detta projekt med högre andel (> 80 %) av B(a)P samt dibensopyrenerna i den fina partikelfractionen (PM<sub>2.5</sub>) jämfört med i den grova partikelfractionen (PM<sub>2.5-10</sub>).

För att utröna olika källors bidrag till dibensopyrenhalterna i Stockholmsluften så har deras förekomst i partiklar från vedförbränning samt i bildäck (sommardäck samt dubbade och odubbade vinterdäck) bestämts för första gången med en ny analysmetod. Även analys av dessa PAH:er i asfalt (bitumen) har utförts. Den relativa PAH-sammansättningen hos de analyserade bildäcken uppvisade stora likheter oberoende på däckstyp och tillverkare. De

ingående PAH-koncentrationerna varierade däremot stort mellan de olika analyserade bildäcken. PAH-halten i bitumen var förhållandevis lågt i jämförelse med vissa av de analyserade bildäcken.

Källprofiler för bakgrundsluft (Aspvreten), bildäck, vedförbränning samt för avgasemissioner från bensindrivna och dieseldrivna personbilar (data hämtat från litteraturen) har använts tillsammans med mätdata från Torkel Knutssonsgatan som ingångsdata för multivariat modellering av källbidraget.

Skattning av cancerrisken av de uppmätta luftpartikelhalterna för dibensopyrenerna jämfört med B(a)P har gjorts genom att vikta koncentrationerna med olika TEF-värden från litteraturen. De erhållna B(a)P<sub>eq</sub> indikerar att dibensopyrenerna ger ett signifikant bidrag till cancerpotensen av PAH jämfört med B(a)P. Dibensopyrenernas bidrag till summan av B(a)P<sub>eq</sub> för B(a)P och dibensopyrenerna är runt 80, 60, 50 eller 5 % beroende på vilka TEF-skalar som används. Det låga bidraget från dibensopyrenerna (5 %) till summan av B(a)P<sub>eq</sub> erhålls vid användning av TEF-faktorer från Larsen and Larsen. Detta ger troligtvis en stor underskattning i bidraget från dibensopyrenerna då exempelvis TEF-faktorn för DB(a,l)P är låg (TEF = 1). TEF-faktorn för DB(a,l)P antas generellt ligga i storleksordningen 100 (Luch., 2009) men kan också vara högre. Resultaten från detta projekt indikerar att en underskattning av cancerpotensen av PAH i luft görs om enbart B(a)P mäts som indikatorsubstans. Liknande resultat har under projektets gång rapporterats från Porto i Portugal samt Peking och Qingyuan i Kina.

Livstidsexponering för de uppmätta medelhalterna för B(a)P och dibensopyrenerna under 2010 på Hornsgatan motsvarar teoretiskt 10.6, 6.6, 4.2 eller 2.5 cancerfall per 100 000 individer beroende på vilka TEF-faktorer som används i beräkningarna, varav dibensopyrenerna inducerar 8.2, 4.2, 1.8 samt 0.1 cancerfall. Livstidsexponering för den uppmätta medelhalten för endast B(a)P blir motsvarande siffra 2.4 cancerfall per 100 000 individer.

Ett mer realistiskt mått på exponeringen för befolkningen i Stockholm fås om halterna uppmätta på Torkel Knutssonsgatan används istället. Motsvarande siffror blir då 4.4, 2.7, 1.8 och 1.0 teoretiska cancerfall per 100 000 individer varav dibensopyrenerna står för 3.5, 1.8, 0.9 samt 0.1 cancerfall, 0.9 cancerfall skulle då vara B(a)P-inducerade.

Ytterligare faktorer som denna beräkning inte tar hänsyn till är att det är känt att dessa substanser ger samverkans effekter, barn har sannolikt en ökad känslighet och att DB(a,l)P har visats vara en transplacental carcinogen.

### **Ytterligare redovisning av resultaten**

Tre referensgruppsmöten har genomförts inom projektet, ett möte april 2010 och ett möte juni 2011 samt ett avslutande möte med projektredovisning december 2011. Resultat som genererats inom projektet presenteras i minst tre vetenskapliga artiklar (Bergvall et al., 2012; Sadiktsis et al., 2011 och Johansson et al., 2012) och på minst två internationella konferenser. Ett abstract har accepterats för en oral presentation på ”the 8th International Conference on Air Quality – Science and Application Athens 2012” (Johansson et al., 2012). En poster har presenterats på “Road Dust - Health effects and abatement strategies” konferensen som organiserades av SLB analys på initiativ av Stockholms stad under Oktober 2010, se Figur A1, i Appendix. Resultaten från detta projekt planeras också att presenteras på Svenska luftvårdsföreningens seminarium under våren 2012.

## Ekonomisk redovisning

En sammanställning av kostnaderna och intäkterna framgår av Tabell 11. Övriga intäkter kommer från Stockholms universitet samt två examensarbeten i Analytisk kemi. Examensarbetet motsvarar totalt 45 högskolepoäng (27 veckors heltidsstudier, Schulze Tertilt, 2010; Sadiktsis, 2011). Kostnaderna för publicering och deltagande i konferenser görs inom ramen för annan finansiering. Forskningsprojektets totala budget är 2 290 kkr varav landstingets miljöanslag bidrar med 999 kkr vilket motsvarar 44 %.

Tabell 11.Redovisning av projektkostnader.

Specifikation	Annan finansiering	Landstingets Miljöanslag
Lönekostnader	580 000 <sup>a, b</sup>	620 000
Driftskostnader för instrument	120 000 <sup>c</sup>	0
Förbrukningsmateriell	15 000 <sup>c</sup>	120 000
Resor	15 000	0
Overhead SU 35 %	520 000	259 000
Delsumma	1 235 000	999 000
Examensarbetare	56 000 <sup>d</sup>	
Delsumma	1 291 000	
Totalsumma för projektet	2 290 000	
Landstinget, rekvirerat		899 000
Landstinget, att rekvirera		100 000
Delsumma		999 000

a) Löneandel belastas i huvudsak av Institutionen för analytisk kemi.

b) Löneandel belastas av Miljöförvaltningen i Stockholm

c) Belastas i huvudsak av Institutionen för analytisk kemi.

d) Uppskattad intäkt till projektet.



## **Tack**

Följande personer tackas för sitt bidrag till projektet: Peter Ahlvik, Exis AB Järna, Christoffer Boman, Umeå universitet, Mats Gustafsson och Tomas Halldin, VTI Linköping.

## Referenser

APEG, Source apportionment of airborne particulate matter in the United Kingdom, Department of Environment, Transport, and the Regions, the Welsh Office, the Scottish Office and the Department of the Environment (Northern Ireland), (1999)

Bergvall C. and Westerholm R. Determination of Dibenzopyrenes in Standard Reference Materials (SRM) 1649a, 1650 and 2975 using ultrasonically-assisted extraction and LC-GC-MS, *Anal. Bioanal. Chem.*, Vol. 384(2), pp 438-447 (2006)

Bergvall C. and Westerholm R. Identification and determination of highly carcinogenic dibenzopyrene isomers in air particulate samples from a street canyon, a rooftop and a subway station in Stockholm. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 41(3), pp 731-737 (2007).

Bergvall C. and Westerholm R. Determination of 252-302 Da and tentative identification of 316-376 Da Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Standard Reference Materials 1649a Urban Dust and Diesel Particulate Matter 1650b and 2975 by Accelerated solvent extraction-HPLC-GC-MS. *Anal. Bioanal. Chem.* Vol. 391, pp 2235-2248 (2008).

Bergvall C. and Westerholm R. Determination of highly carcinogenic dibenzopyrene isomers in particulate emissions from two diesel- and two gasoline-fuelled light-duty vehicles. *Atmos. Environ.*, Vol. 43, pp3883-3890 (2009).

Boman C., Umeå Universitet, SE-901 87 Umeå, personlig kommunikation,(2011)

Boström, C-E.; Gerde, P.; Hanberg, A.; Jernström, B.; Johansson, C.; Kyrklund, T.; Rannug, A.; Törnqvist, M.; Victorin, K.; Westerholm, R. Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. *Environ. Health. Perspect.*, 110(3), 451-488 (2002).

CARB. 1994. Benzo[a]pyrene as a Toxic Air Concomitant; Part B Health Assessment. Berkeley, CA:California Environmental Protection Agency, Air Resources Board (1994).

Castro, D., Slezakova, K., Oliva-Teles, MT., Delerue-Matos, C., Conceição Alvim-Ferraz, M., Morais, S. and Carmo Pereira, M. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particulate samples by microwave-assisted extraction and liquid chromatography. *J. Sep. Sci.*, 32, 501-510, (2009).

Castro, D., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., da Conceição Alvim-Ferraz, M., Morais, S. and do Carmo Pereira, M. Polycyclic aromatic hydrocarbons in gas and particulate phases in indoor environments influenced by tobacco smoke: Levels, phase distributions and health risks. *Atmos. Environ.*, 45, 1799-1808, (2011).

Cavalieri EL, Higginbotham S, RamaKrishna NVS, Devanesan PD, Todorovic R, Rogan E.G. and Salmasi S. Comparative dose-response tumorigenicity studies of dibenzo[a,l]pyrene versus 7,12-dimethylbenz[a]anthracene, benzo[a]pyrene and two dibenzo[a,l]pyrene dihydrodiols in mouse skin and rat mammary gland. *Carcinogenesis.*, 12 : 1939-44, (1991)

COPERT, 2007. Emission Inventory Guidebook. Road Transport.

EU directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the council relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in ambient air, (2004).

Gustafsson M., Blomqvist G., Brorström-Lundén E., Dahl A., Gudmundsson A., Hjort M., Johansson C., Jonsson P. och Swietlicki E., NanoWear - nanopartiklar från slitage av däck och vägbanor, VTI Rapport 660, (2009)

Johansson C, Hansson HC, Westerholm R, Pettersson M, Johansson P-Å och Burman L., Luftföroreningar i staden, PAH. Projektrapport Monitor. Stockholms Miljöförvaltning Luft och Buller Analys, Box 38024, 100 64 Stockholm, (1998).

Johansson, C., Pettersson, M., Burman, L., Johansson, P.-Å. och Höglund, P., Beräknade halter av PAH, bensen och partiklar. SLB-analys, rapport 2000:7.2, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm, (2000).

Hellebuyck, A., Jonsson, A. och Johansson, C., PAH i sediment i Stockholmsområdet – halter och källor. SLB analys, rapport nr. 1:2002. Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm, (2002).

Jia, Y., Stone, D., Wang, W., Schrlau, J., Tao, S. and Massey Simonich, SL. Estimated reduction in cancer risk due to PAH exposures if source control measures during the 2008 Beijing Olympics were sustained. *Environ. Health Perspect.*, 119, 815-820, (2011).

Johansson, C., Wideqvist, U., Hedberg, E., Vesely, V., Swietlicki, E., Kristensson, A., Westerholm, R., Elswier, L., Johansson, P.Å., Burman, L. och Pettersson, M., Cancerframkallande ämnen – Olika källors betydelse för spridningen och förekomsten i Stockholm. Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM), Stockholms universitet, ITM rapport 90, ISSN 1103 341X, (2001).

Kose, T., Yamamoto, T., Anegawa, A., Mohri, S., and Ono, Y. Source analysis for polycyclic aromatic hydrocarbon in road dust and urban runoff using marker compounds, *Desalination* 226, 151-159, (2008).

Layshock, J., Simonich, SM. and Anderson, KA. Effect of dibenzopyrene measurement on assessing air quality in Beijing and possible implications for human health. *J. Environ. Monit.*, 12(12), 2290-2298, (2010).

Larnesjö, P., Johansson, C. och Pettersson, M. Utsläpp av PAH, bensen och partiklar i Stockholm. Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, Rapport nr. 2000:7.1. Göta Ark 190, 118 72 Stockholm, (2000).

Larsen J. C. and Larsen P. B. Chemical carcinogens. In: *Air Pollution and Health* (Hester RE, Harrison RM eds). Cambridge, UK: The Royal Society of Chemistry, 33-56 (1998).

Luch A. The carcinogenic effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Imperial College Press, (2005).

Luch A. On the impact of the molecular structure in chemical carcinogenesis. *EXS* 99, 151-179. (2009)

Luftkvalitetsförordning 2010:477; <http://62.95.69.3/SFSdoc/10/100477.PDF>

Masala, S., Ahmed, T., Bergvall C. and Westerholm R. Improved efficiency of extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from the National Institute of Standards and Technology (NIST) Standard Reference Material Diesel Particulate Matter (SRM 2975) using accelerated solvent extraction. *Anal. Bioanal. Chem.*, Vol. 401, 3305-3315 (2011).

Muller P. Scientific Criteria Document for Multimedia Standards Development Oilcyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH); Part 1: Hazard Identification and Dose-Response Assessment. Ontario, CN: Standard Development Branch, Ontario Ministry of Environment and Energy. (1997).

Ravindra, K., Sokhi, R. and Van Grieken, R. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmos. Environ.*, 42, 2895-2921, (2008).

Schneider K., Roller M., Kalberlahl F. and Schuhmacher-Wolz U. Cancer risk assessment for oral exposure to PAH mixtures. *J. Appl. Toxicol.*, 22(1), 73-83, (2002).

Sheesley, R.J., Kruså, M., Krecl, P., Johansson, C. and Gustafsson, Ö. Source apportionment of elevated wintertime PAHs by compound-specific radiocarbon analysis. *Atmos. Chem. Phys.* 9, 3347-3356, (2009).

SLB analys. Luften i Stockholm, årsrapport 2010. SLB 1:2011; [http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2011\\_001.pdf](http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2011_001.pdf), (2011)

Slezakova, K., Castro, D., Pereira, MC., Morais, S., Delerue-Matos, C. and Alvim-Ferraz, MC. Influence of traffic emissions on the carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in outdoor breathable particles. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 60, 393-401, (2010).

Slezakova, K., Castro, D., Begonha, A., Delerue-Matos, C., da Conceição Alvim-Ferraz, M., Morais, S. and do Carmo Pereira, M. Air pollution from traffic emissions in Oporto, Portugal: Health and environmental implications. *Microchem. J.*, 99, 51-59, (2011).

Straif, K.; Baan, R.; Grosse, Y.; Secretan, B.; El Ghissassi, F. and Coglianò, V. Carcinogenicity of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Lancet. Oncol.*, 6, 931-932, (2005).

Sundkvist, P., Polycykliska aromatiska kolväten i stadsluft - källor, spridning och betydelse för folkhälsan. Examensarbete vid Stockholms universitet, Institutionen för Naturgeografi och kvartärgeologi; [http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/lvf2004\\_Ex1.pdf](http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/lvf2004_Ex1.pdf)) (2004).

US Department of Health and Human Services. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: 15 Listings; Eleventh Report on Carcinogens, (2005).

US Environmental Protection Agency. DEVELOPMENT OF A RELATIVE POTENCY FACTOR (RPF) APPROACH FOR POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBON (PAH) MIXTURES, (2010).

Wei, S., Liu, M., Huang, B., Bi, X., Sheng, G. and Fu, J. Polycyclic aromatic hydrocarbons with molecular weight 302 in PM<sub>2.5</sub> at two industrial sites in South China. *J. Environ. Monit.*, 13, 2568-2574, (2011).

World Health Organization. Air Quality Guidelines for Europe, second edition; WHO regional publications: Copenhagen, 2000; European series No 91, (2000).

Wählin P. COPREM-A multivariate receptor model with a physical approach. *Atmos. Environ.* 37, 4861-4867 (2003).

Yu Z., Loehr CV., Fischer KA., Louderback MA., Krueger S., Dashwood R., Kerkvliet N., Pereira C., Jennings-Gee J., Dance S., Miller M., Bailey G and Williams D. In utero exposure of mice to dibenzo[a,l]pyrene produces lymphoma in the offspring: role of the aryl hydrocarbon receptor. *Cancer Res.*, 66(2):755-62, (2006)

## **Vetenskapliga artiklar och konferensbidrag från detta projekt**

Bergvall C., Johansson C. and Westerholm R. Highly carcinogenic benzo(a)pyrene and dibenzopyrenes in air particles at street and roof top levels in Stockholm in comparison to a background station. To be submitted (2012).

Sadiktsis I., Bergvall C., Johansson C. and Westerholm R. Automobile tires - a potential source to highly carcinogenic dibenzopyrenes in the environment. Submitted to Environmental Science & Technology, (2011).

Johansson C., Bergvall C. Sadiktsis I., Stenius U. and Westerholm R. Public exposure of highly carcinogenic benzo(a)pyrene and dibenzopyrenes in Stockholm. To be submitted to Atmospheric Environment, (2012).

Bergvall C., Westerholm R., Johansson C and Sjövall B.,Dibenzopyrenes- Overlooked Air Pollutants in Cancer Risk Estimates? "Road Dust- Health effects and abatement strategies" Stockholm (2010).

Johansson C., Bergvall C., Westerholm R and Stenius U. Sources Exposure Carcinogenic Effects of Dibenzopyrenes in Stockholm. To be presented at the 8th International Conference on Air Quality – Science and Application in Athens, Greece 2012" (2012).

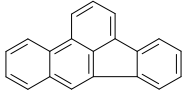
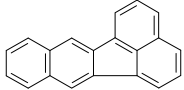
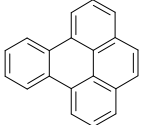
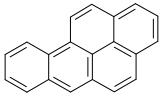
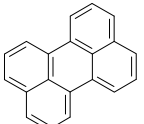
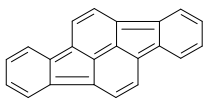
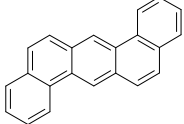
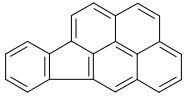
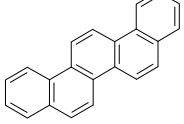
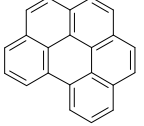
## **Examensarbeten som utförts inom projektet**

Karin Schulze Tertilt. Identification and Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Automobile Tires. Master Thesis in Analytical chemistry, Department of Analytical chemistry, Stockholm university, June 2010.

Ioannis Sadiktsis. Identification and determination of benzo[a]pyrene and dibenzopyrenes in automobile tires and road bitumen. Diploma work in Analytical chemistry, Department of Analytical chemistry, Stockholm university, May 2011.

## Appendix

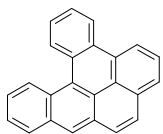
Tabell A1. Analyserade PAH:er, strukturer samt CAS-nummer.

PAH/Struktur	CAS nr.	Förkortning
Benso(b)fluoranten 	205-99-2	B(b)F
Benso(k)fluoranten 	207-08-9	B(k)F
Bens(e)pyren 	192-97-2	B(e)P
Bens(a)pyren 	50-32-8	B(a)P
Perylen 	198-55-0	Per
Indeno(1,2,3-cd)fluoranten 	193-43-1	I(1,2,3-cd)F
Dibens(a,h)antracen 	53-70-3	DB(a,h)A
Indeno(1,2,3-cd)pyren 	193-39-5	I(1,2,3-cd)P
Picen 	213-46-7	Pic
Benso(ghi)perylen 	191-24-2	B(ghi)P

Dibenso(a,l)pyren

191-30-0

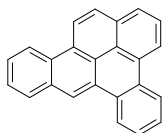
DB(a,l)P



Dibenso(a,e)pyren

192-65-4

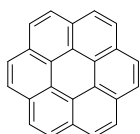
DB(a,e)P



Koronen

191-07-01

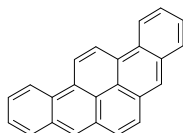
Cor



Dibenso(a,i)pyren

189-55-9

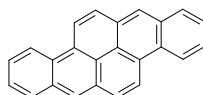
DB(a,i)P



Dibenso(a,h)pyren

189-64-0

DB(a,h)P





**Tabell A2.** Tillverkare, modell, DOT kod och däckstyp hos de analyserade däcken.

<b>Däck ID</b>	<b>Tillverkare</b>	<b>Modell</b>	<b>DOT Kod<sup>a)</sup></b>	<b>Däcktyp</b>
Däck 1A sommar	AGI	Proline	5004	Re-gummerat sommardäck
Däck 2B dubb	Bridgestone	Noranza	0305	Dubbdäck
Däck 3B sommar	Bridgestone	Turanza	1205	Sommardäck
Däck 4C friktion	Michelin	X-Ice	2104	Odubbatt vinterdäck
Däck 5C dubb	Michelin	X-Ice North	2205	Dubbdäck
Däck 6D dubb	Nokian	Hakkapeliitta 4	4005	Dubbdäck
Däck 7D sommar	Nokian	NRHi	1905	Sommardäck
Däck 8D friktion	Nokian	RSi	2905	Odubbatt vinterdäck

a) De två första siffrorna i DOT koden anger tillverkningsvecka och de två sista siffrorna anger tillverkningsår för däckets. DOT koden: 5004 innebär således att däckets är tillverkat i vecka 50 år 2004.

**Tabell A3.** Uppmätta PAH-halter våren 2010 (pg/m<sup>3</sup>), Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan och Aspvreten.

Provtagnings - plats	Startdatum	Slutdatum	B(b)F	B(k)F	B(e)P	B(a)P	Per	I(1,2,3-cd)F	DB(a,h)A	I(1,2,3-cd)P	Pic	B(ghi)P	DB(a,l)P	DB(a,e)P	Cor	DB(a,i)P	DB(a,h)P
Hornsgatan	2010-02-15	2010-02-22	444	186	308	229	37.7	30.6	33.9	316	36.3	393	3.35	27.7	259	7.58	1.54
Hornsgatan	2010-02-22	2010-03-01	1095	441	685	526	87.4	81.7	103	463	110	765	6.32	58.3	483	16.37	4.62
Hornsgatan	2010-03-01	2010-03-07	657	287	474	384	67.0	45.3	55.3	380	56.1	675	5.58	37.2	468	10.47	2.96
Hornsgatan	2010-03-08	2010-03-15	373	162	300	241	44.9	25.4	32.2	226	33.4	460	2.91	23.8	341	6.05	1.50
Hornsgatan	2010-03-15	2010-03-19	729	316	583	528	96.5	49.4	69.1	453	65.7	907	8.05	55.0	679	15.54	4.36
Hornsgatan	2010-03-22	2010-03-29	410	167	303	256	44.8	30.4	37.3	285	37.8	397	4.36	32.0	261	7.46	2.09
Hornsgatan	2010-03-29	2010-04-04	410	164	318	246	49.9	25.9	37.1	226	37.3	453	4.85	40.8	315	8.96	2.71
Hornsgatan	2010-04-05	2010-04-12	394	164	318	249	50.7	25.4	36.0	270	37.5	463	4.73	37.2	336	8.80	2.42
Hornsgatan	2010-04-12	2010-04-19	320	130	283	196	40.9	17.9	29.6	196	30.2	432	3.86	32.0	328	6.70	1.97
Hornsgatan	2010-04-19	2010-04-26	291	121	235	167	29.3	18.0	26.0	183	27.8	352	2.78	24.0	276	5.10	1.26
Hornsgatan	2010-04-26	2010-05-03	389	156	316	239	44.3	23.7	36.4	267	39.9	476	3.61	30.3	381	7.66	1.92
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-02-15	2010-02-22	528	204	326	166	25.9	38.9	35.3	334	45.9	337	2.74	28.3	199	6.72	0.90
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-02-22	2010-03-01	1111	406	658	341	58.5	89.4	97.6	517	121	675	4.86	56.2	438	14.0	3.78
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-03-01	2010-03-07	360	139	238	131	19.5	28.6	27.0	187	35.8	275	2.05	19.1	180	4.79	1.18
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-03-08	2010-03-15	195	76.4	134	77.2	12.2	15.5	16.4	141	20.2	160	1.19	11.9	104	2.97	0.86
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-03-15	2010-03-22	220	87.2	152	77.4	13.4	17.7	20.0	148	24.5	181	1.48	14.3	119	3.50	1.01
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-03-22	2010-03-29	267	103	169	109	16.7	25.1	25.0	169	30.6	190	2.02	19.6	121	4.75	1.36
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-03-29	2010-04-04	274	95.8	182	86.5	14.9	24.2	24.5	170	34.0	198	1.74	20.2	130	4.09	0.80
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-04-05	2010-04-12	186	68.6	121	57.6	10.0	16.1	16.3	117	22.7	139	0.93	12.0	100	2.76	0.65
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-04-12	2010-04-19	118	43.1	84.1	38.1	7.13	8.38	10.1	73.2	13.2	94.2	0.80	8.07	65.2	1.98	0.61
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-04-19	2010-04-26	117	42.4	76.1	35.9	4.74	8.72	10.0	67.3	13.6	76.9	0.71	8.32	56.7	1.67	0.44
Torkel Knutssonsgatan	2010-04-26	2010-05-03	195	70.6	125	57.7	10.3	14.9	17.2	129	24.6	111	1.44	14.8	78.9	3.27	0.72

Aspvreten <sup>D</sup>	2010-03-01	2010-03-08	196	67.1	116	91.8	16.6	13.2	17.8	96.8	19.1	109	1.14	10.3	74.3	2.97	0.95
Aspvreten <sup>D</sup>	2010-03-08	2010-03-15	145	53.3	94.5	100	15.4	12.0	12.6	85.9	15.0	103	1.51	9.03	67.1	3.23	0.86
Aspvreten <sup>D</sup>	2010-03-15	2010-03-22	177	60.6	112	103	19.8	9.48	19.1	94.5	18.2	106	1.32	12.4	59.1	3.75	1.16
Aspvreten <sup>D</sup>	2010-03-22	2010-03-29	242	79.8	135	124	19.4	21.5	25.1	139	27.4	129	1.51	14.3	88.3	4.22	1.52
Aspvreten <sup>D</sup>	2010-03-29	2010-04-06	121	39.7	72.5	53.7	8.17	10.1	10.7	69.4	13.4	70.1	0.81	7.51	48.7	1.98	0.56
Aspvreten <sup>D</sup>	2010-04-06	2010-04-12	132	44.5	80.6	71.0	12.6	9.29	13.1	83.6	14.7	77.9	0.75	10.5	48.2	3.06	0.83
Aspvreten <sup>D</sup>	2010-04-12	2010-04-19	79.9	27.4	55.5	36.2	6.49	5.10	8.21	47.6	10.0	56.9	0.58	6.23	40.4	1.67	0.44
Aspvreten <sup>D</sup>	2010-04-19	2010-04-26	75.9	26.0	47.5	39.5	5.56	5.35	7.01	43.1	8.54	46.6	0.61	6.77	31.5	1.86	0.47

P) Parallell provtagning

D) Dubbelanalys

**Tabell A4.** Uppmätta PAH-halter hösten 2010 (pg/m<sup>3</sup>), Hornsgatan, Torkel Knutssonsgatan och Aspvreten.

Provtagnings-plats	Startdatum	Slutdatum	B(b)F	B(k)F	B(e)P	B(a)P	Per	I(1,2,3-cd)F	DB(a,h)A	I(1,2,3-cd)P	Pic	B(ghi)P	DB(a,l)P	DB(a,e)P	Cor	DB(a,i)P	DB(a,h)P
Hornsgatan	2010-08-23	2010-08-30	153	37.9	160	148	24.7	8.32	16.5	109	11.8	335	2.11	21.0	245	4.36	1.10
Hornsgatan <sup>P</sup>	2010-08-30	2010-09-06	234	41.1	231	223	38.5	15.9	28.1	172	24.2	416	3.54	32.6	293	8.87	2.69
Hornsgatan <sup>P</sup>	2010-09-06	2010-09-13	140	44.0	133	119	19.4	8.95	14.7	97.1	14.9	240	1.69	19.0	171	5.13	1.48
Hornsgatan	2010-09-13	2010-09-20	143	65.2	130	134	23.6	8.76	15.5	100	13.7	237	2.53	21.2	168	5.92	1.97
Hornsgatan	2010-09-20	2010-09-22	198	87.8	201	196	33.7	11.5	19.1	143	16.9	361	3.24	27.2	260	7.39	2.11
Hornsgatan <sup>P</sup>	2010-09-27	2010-10-04	242	112	203	196	33.1	17.3	24.9	164	24.4	346	2.60	23.6	234	6.59	2.06
Hornsgatan <sup>P</sup>	2010-10-04	2010-10-11	286	117	202	197	29.6	24.7	28.6	173	32.1	277	3.14	32.0	178	9.23	3.19
Hornsgatan	2010-10-11	2010-10-18	223	107	178	182	31.1	15.6	23.0	139	22.2	273	3.64	26.5	176	7.76	2.78
Hornsgatan	2010-10-18	2010-10-25	222	106	171	176	28.8	17.0	23.4	142	23.1	258	3.41	26.1	157	7.78	2.56
Hornsgatan	2010-10-25	2010-11-01	317	143	221	220	34.0	27.0	34.3	191	36.4	309	3.68	34.3	194	9.93	3.40
Hornsgatan	2010-11-01	2010-11-08	209	100	173	192	33.2	14.7	22.1	137	20.7	280	3.80	27.1	188	8.98	3.17
Hornsgatan	2010-11-08	2010-11-15	177	84.6	139	145	25.3	12.4	20.1	114	18.4	214	3.11	24.0	133	7.35	2.25
Hornsgatan	2010-11-15	2010-11-22	174	84.5	138	144	24.2	12.7	18.5	116	17.2	223	3.25	24.8	145	7.12	1.98

Hornsgatan	2010-11-22	2010-11-29	178	81.1	125	116	18.4	10.5	15.9	93.1	16.2	166	2.95	21.8	114	6.31	1.93
Hornsgatan	2010-11-29	2010-12-06	558	259	369	395	63.2	42.5	58.9	307	57.9	457	5.91	41.1	263	14.8	5.35
Hornsgatan	2010-12-08	2010-12-13	293	145	220	208	35.5	21.6	28.1	186	28.3	321	4.61	33.1	190	9.78	2.75
Hornsgatan	2010-12-13	2010-12-20	602	266	362	355	50.8	46.3	60.6	304	61.7	406	4.43	37.1	225	12.9	5.13
Torkel Knutssonsgatan	2010-08-23	2010-08-30	37.3	16.7	28.5	20.1	3.32	2.89	4.71	23.9	4.63	38.7	0.46	5.65	23.3	1.18	0.28
Torkel Knutssonsgatan	2010-08-30	2010-09-06	108	47.5	80.7	45.8	8.03	9.18	14.2	65.4	13.3	98.6	1.27	13.8	51.5	2.95	0.89
Torkel Knutssonsgatan	2010-09-06	2010-09-13	56.2	23.7	41.6	26.3	4.25	4.63	7.31	35.5	7.96	51.4	0.50	7.84	31.6	1.85	0.49
Torkel Knutssonsgatan	2010-09-13	2010-09-20	57.7	26.0	41.8	28.3	5.47	4.52	8.42	38.4	7.95	56.9	0.78	8.54	26.7	2.18	0.64
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-09-20	2010-09-27	102	44.4	67.8	50.5	7.55	7.50	10.7	56.7	12.1	78.2	0.89	13.3	38.1	3.26	1.25
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-09-27	2010-10-04	104	44.8	72.6	39.8	5.76	9.5	11.2	63.5	12.6	90.6	0.80	11.6	47.8	2.38	0.58
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-10-04	2010-10-11	223	95.0	142	110	15.3	21.9	22.1	131	28.4	162	1.45	19.5	86.8	5.13	1.51
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-10-11	2010-10-18	250	148	176	224	37.8	19.7	33.6	146	34.3	186	4.53	23.8	73.6	8.63	4.06
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-10-18	2010-10-25	140	61.9	95.1	61.2	10.3	12.0	13.7	81.3	16.4	113	1.24	13.0	55.2	3.07	0.91
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-10-25	2010-11-01	243	105	152	122	17.8	23.0	26.6	139	31.6	172	1.62	20.5	87.3	5.39	1.60
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-11-01	2010-11-08	121	54.6	85.7	57.7	10.0	10.3	11.7	73.2	13.9	105	1.35	12.8	51.1	3.03	0.96
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-11-08	2010-11-15	105	47.1	74.2	41.0	8.14	8.22	11.3	63.0	12.8	89.9	0.93	10.8	45.4	2.58	0.70
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-11-15	2010-11-22	94.3	40.2	63.5	31.4	5.56	8.30	9.04	54.6	11.4	73.8	0.89	9.87	38.4	2.06	0.60
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-11-22	2010-11-29	147	58.2	91.9	40.6	6.53	8.80	11.1	64.1	14.0	84.8	1.13	11.9	39.8	2.81	0.92
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-11-29	2010-12-06	419	188	261	219	35.2	32.7	42.4	215	45.0	277	2.65	22.3	137	7.20	2.68
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-12-06	2010-12-13	174	77.8	117	70.3	12.0	15.1	16.4	103	19.9	149	1.52	15.6	76.8	3.88	1.12
Torkel Knutssonsgatan <sup>P</sup>	2010-12-13	2010-12-20	459	197	263	227	31.8	36.4	46.0	221	48.0	264	2.52	22.9	135	7.54	3.02
Aspvreten	2010-08-30	2010-09-06	31.7	14.2	24.1	18.2	2.62	2.94	4.17	21.8	4.70	30.2	0.39	6.62	12.5	1.39	0.36
Aspvreten	2010-09-06	2010-09-13	47.5	19.1	33.9	20.3	3.87	2.94	6.54	27.3	6.31	36.3	0.30	9.37	13.2	1.79	0.30
Aspvreten	2010-09-13	2010-09-20	45.9	20.4	34.0	29.4	6.81	1.99	8.58	26.5	6.73	36.3	0.44	9.20	14.1	2.68	0.88

Aspvreten	2010-09-20	2010-09-27	95.1	41.5	61.4	49.4	7.05	7.32	10.1	52.5	11.8	65.4	0.82	16.2	30.0	4.09	1.14
Aspvreten	2010-09-27	2010-10-04	51.7	23.1	35.8	30.0	3.63	5.43	5.20	32.4	6.61	42.5	0.48	7.18	21.6	1.77	0.49
Aspvreten	2010-10-04	2010-10-11	221	97.0	139	136	18.1	21.6	24.5	129	27.4	156	1.54	20.9	77.4	6.10	1.97
Aspvreten	2010-10-11	2010-10-18	71.3	33.8	52.2	52.0	9.24	6.53	8.26	44.9	9.45	62.1	1.18	10.7	25.6	3.08	0.83
Aspvreten	2010-10-18	2010-10-25	152	78.1	114	105	20.8	10.8	16.0	95.8	16.8	138	1.69	22.0	46.1	6.23	1.69
Aspvreten	2010-10-25	2010-11-01	224	95.0	140	126	20.2	18.4	25.1	118	28.1	145	1.61	21.0	68.7	5.93	2.21
Aspvreten	2010-11-01	2010-11-08	62.8	27.2	45.5	37.2	5.70	5.84	6.60	38.6	8.14	53.3	0.90	9.58	23.1	2.52	0.68
Aspvreten	2010-11-08	2010-11-15	69.2	29.5	45.7	37.8	7.03	5.07	8.59	36.2	9.42	47.5	1.01	10.3	19.5	3.00	0.99
Aspvreten	2010-11-15	2010-11-22	49.0	21.7	34.7	27.9	4.71	4.92	5.22	32.8	6.52	43.6	1.04	8.40	20.3	2.58	0.90
Aspvreten	2010-11-22	2010-11-29	144	54.8	88.2	63.4	8.75	9.08	10.3	62.1	13.5	81.8	1.22	10.7	34.7	3.07	1.02
Aspvreten	2010-11-29	2010-12-06	411	180	260	201	32.1	33.3	36.3	222	42.3	305	2.34	22.3	156	7.77	2.74
Aspvreten	2010-12-06	2010-12-13	133	56.6	86.5	77.8	13.0	11.1	12.8	70.8	15.3	93.6	1.46	13.6	41.8	4.07	1.20
Aspvreten	2010-12-13	2010-12-21	599	256	341	331	44.6	48.0	61.3	286	63.2	335	2.53	22.5	148	6.66	1.73

P) Parallell provtagning

**Tabell A5.** Uppmätta PAH-halter våren 2011 (pg/m<sup>3</sup>), Hornsgatan, Torkel Knutssongatan och Aspvreten.

Provtagnings - plats	Startdatum	Slutdatum	B(b)F	B(k)F	B(e)P	B(a)P	Per	I(1,2,3-cd)F	DB(a,h)A	I(1,2,3-cd)P	Pic	B(ghi)P	DB(a,l)P	DB(a,e)P	Cor	DB(a,i)P	DB(a,h)P
Hornsgatan	2011-03-21	2011-03-28	81.1	37.4	73.4	42.3	8.41	4.60	7.69	47.1	7.16	112	0.80	13.6	81.6	2.60	0.88
Hornsgatan	2011-03-28	2011-04-04	168	66.7	132	111	19.1	13.2	17.8	101	16.7	192	1.96	24.5	132	6.09	1.93
Hornsgatan	2011-04-04	2011-04-11	113	50.0	105	66.9	13.0	6.67	11.4	69.5	10.7	174	0.98	15.1	124	3.11	1.13
Hornsgatan	2011-04-11	2011-04-18	142	60.7	133	89.6	17.2	8.36	14.4	84.7	13.9	212	1.26	20.0	156	4.22	1.21
Hornsgatan	2011-04-18	2011-04-26	153	65.1	134	92.2	16.8	8.87	16.0	86.0	15.2	197	1.35	20.4	143	5.21	1.86
Hornsgatan	2011-05-02	2011-05-09	191	91.6	162	135	23.6	11.5	21.9	114	19.2	231	2.63	28.1	153	8.53	2.82
Hornsgatan	2011-05-09	2011-05-16	116	48.7	108	80.8	14.8	6.08	12.0	69.6	11.1	178	1.26	19.2	132	5.40	1.78
Hornsgatan	2011-05-16	2011-05-23	76.7	31.9	78.0	49.9	8.99	3.79	7.22	48.3	6.16	141	0.79	12.3	111	2.60	0.75

Torkel Knutssonsgatan	2011-03-21	2011-03-28	28.5	11.4	21.2	9.17	1.65	2.04	2.61	14.9	3.01	24.4	0.24	4.55	14.0	0.95	0.27
Torkel Knutssonsgatan	2011-03-28	2011-04-04	105	35.7	68.1	38.9	5.73	10.3	10.7	59.0	12.7	79.5	0.61	12.6	47.2	2.98	0.99
Torkel Knutssonsgatan	2011-04-04	2011-04-11	42.3	17.3	31.7	16.4	2.99	3.10	4.07	22.7	4.70	37.8	0.30	4.84	23.7	1.22	0.40
Torkel Knutssonsgatan	2011-04-11	2011-04-18	55.4	21.1	40.6	18.1	2.99	3.93	5.09	28.2	6.29	45.5	0.31	6.66	28.9	1.52	0.47
Torkel Knutssonsgatan	2011-04-18	2011-04-26	80.6	32.0	57.8	35.1	5.97	5.58	8.58	40.5	9.54	59.7	0.44	9.76	34.1	2.66	0.91
Torkel Knutssonsgatan	2011-05-02	2011-05-09	105	47.1	78.7	67.7	10.5	7.87	12.4	58.4	13.2	78.4	1.66	16.8	38.5	6.27	2.46
Torkel Knutssonsgatan	2011-05-09	2011-05-16	45.0	17.9	32.4	20.5	3.12	2.86	4.49	22.4	5.24	35.7	0.29	7.06	20.2	1.79	0.52
Torkel Knutssonsgatan	2011-05-16	2011-05-23	25.8	9.71	17.8	8.82	1.43	1.31	2.16	11.0	2.49	18.7	0.15	3.48	11.5	0.94	0.32
Aspvreten	2011-03-21	2011-03-28	17.3	6.28	12.2	6.70	1.07	1.64	1.69	9.7	2.19	14.3	0.26	3.86	7.34	0.83	0.16
Aspvreten	2011-03-28	2011-04-04	61.8	24.5	36.4	31.5	4.39	6.10	6.68	31.3	7.39	37.6	0.62	11.5	20.5	3.06	1.00
Aspvreten	2011-04-04	2011-04-11	26.6	10.9	19.2	17.1	3.83	1.45	3.95	14.3	3.82	19.7	0.28	7.23	8.67	2.07	0.65
Aspvreten	2011-04-11	2011-04-18	18.2	7.05	12.7	9.9	1.38	1.31	1.94	9.63	2.24	13.7	0.18	4.21	7.23	1.08	0.28
Aspvreten	2011-04-18	2011-04-26	34.8	14.2	23.8	19.6	2.90	2.25	3.88	16.3	4.11	20.7	0.26	7.59	10.1	2.08	0.67
Aspvreten	2011-05-09	2011-05-15	23.6	9.8	16.6	11.7	1.71	1.27	2.71	11.7	3.05	15.6	0.15	6.40	7.15	1.61	0.38
Aspvreten	2011-05-16	2011-05-23	16.5	6.97	12.1	8.20	1.39	0.74	2.06	7.44	2.02	10.4	0.11	4.03	3.35	1.02	0.24

**Tabell A6.** Uppmätta PAH-halter våren 2011 (pg/m<sup>3</sup>), Hornsgatan.

Provtagare	Startdatum Stoppdatum	PM storleksintervall	B(b)F	B(k)F	B(e)P	B(a)P	Per	I(1,2,3- cd)F	DB(a,h)A	I(1,2,3- cd)P	Pic	B(ghi)P	DB(a,l)P	DB(a,e)P	Cor	DB(a,i)P	DB(a,h)P	
Impaktorer	2011-03-21	PM1	88	40	64	46	6.8	7.0	7.6	50	7.5	94	0.78	10	70	2.7	0.93	
	2011-04-04	PM1-10	30	13	23	15	2.4	2.2	3.1	16	3.5	27	0.22	4.6	11	1.1	0.43	
		PM1+PM1-10= PM10	118	53	88	61	9.2	9.2	11	66	11	121	1.0	14	82	3.9	1.4	
		% i PM1	74	76	73	76	74	76	71	76	68	78	78	68	68	86	70	68
		% i PM1-10	26	24	27	24	26	24	29	24	32	22	22	32	14	30	32	
PM10- provtagare	2011-03-21	Medel PM10	125	52	103	77	14	8.9	13	74	12	152	1.4	19	107	4.3	1.4	
	2011-04-04	PM10 vs impaktorer PM10 %	106	99	117	126	150	97	119	113	109	126	138	132	131	112	103	

**Tabell A7.** Uppmätta PAH-halter våren 2011 (pg/m<sup>3</sup>), Torkel Knutssongatan.

Provtagare	Startdatum Stoppdatum	PM storleksintervall	B(b)F	B(k)F	B(e)P	B(a)P	Per	I(1,2,3- cd)F	DB(a,h)A	I(1,2,3- cd)P	Pic	B(ghi)P	DB(a,l)P	DB(a,e)P	Cor	DB(a,i)P	DB(a,h)P
Impaktor	2011-04-04	PM1	35	15	28	20	3.3	3.1	4.2	22	4.5	36	0.39	5.9	19	1.5	0.44
	2011-04-26	PM1-10	12	4.7	9.0	5.6	1.1	0.55	1.3	5.5	1.4	9.0	0.064	2.1	4.9	0.54	0.17
		PM1+PM1-10= PM10	47	20	37	25	4.3	3.6	5.5	28	5.9	45	0.45	8.0	24	2.0	0.61
		% i PM1	75	76	76	78	76	85	76	80	76	80	86	73	79	74	72
		% i PM1-10	25	24	24	22	24	15	24	20	24	20	14	27	21	26	28
PM10- provtagare	2011-04-04	Medel PM10	59	23	43	23	4.0	4.2	5.9	30	6.8	48	0.35	7.1	29	1.8	0.59
	2011-04-26	PM10 vs impaktor PM10 %	126	119	118	91	92	116	108	109	116	107	78	89	123	89	97

**Tabell A8.** Uppmätta PAH-halter våren 2011 (pg/m<sup>3</sup>), Aspvreten.

Provtagare	Startdatum Stoppdatum	PM storleksintervall	B(b)F	B(k)F	B(e)P	B(a)P	Per	I(1,2,3- cd)F	DB(a,h)A	I(1,2,3- cd)P	Pic	B(ghi)P	DB(a,l)P	DB(a,e)P	Cor	DB(a,i)P	DB(a,h)P
Impaktor	2011-05-02	PM1	12	4.9	8.7	5.1	0.68	1.0	1.4	7.0	1.6	10	0.08	2.3	4.8	0.56	0.15
	2011-05-23	PM1-10	5.0	2.1	3.6	2.7	0.44	0.18	0.59	2.2	0.62	3.1	0.038	1.5	1.1	0.43	0.12
		PM1+PM1-10= PM10	17	7.0	12	7.8	1.1	1.2	2.0	9.2	2.3	13	0.12	3.8	5.9	1.0	0.27
		% i PM1	71	70	71	65	61	85	70	76	72	76	68	61	81	57	57
		% i PM1-10	29	30	29	35	39	15	30	24	28	24	32	39	19	43	43
PM10- provtagare	2011-05-09	Medel PM10	20	8.4	14	10	1.6	1.0	2.4	10	2.5	13	0.13	5.2	5.3	1.3	0.31
	2011-05-23	PM10 vs impaktor PM10 %	118	120	117	127	139	83	122	103	112	103	109	136	88	133	113

**Tabell A9.** Uppmätta PAH-koncentrationer i däck och bitumenprover.

	Däck 1A sommar <i>n</i> = 6	Däck 2B dubb <i>n</i> = 6	Däck 3B sommar <i>n</i> = 6 <sup>a)</sup>	Däck 4C friktion <i>n</i> = 6 <sup>b)</sup>	Däck 5C dubb <i>n</i> = 6	Däck 6D dubb <i>n</i> = 6	Däck 7D sommar <i>n</i> = 6	Däck 8D friktion <i>n</i> = 6	Bitumen (Bindemedel) <i>n</i> = 3
B(b)F	1.88±0.21	1.54±0.39	3.18±0.38	0.166±0.069	0.196±0.081	2.94±0.71	0.727±0.100	2.35±0.37	1.88±0.29
B(k)F	0.321±0.058	0.403±0.088	0.589±0.121	0.0216±0.0089	0.0367±0.0215	1.02±0.29	0.222±0.034	0.833±0.134	0.111±0.017
B(e)P	7.29±0.90	4.53±0.80	6.66±0.69	0.611±0.123	0.865±0.197	5.74±1.00	1.59±0.20	4.79±0.76	4.14±0.69
B(a)P	6.41±0.67	7.06±1.75	4.02±0.46	0.269±0.049	0.550±0.090	10.1±1.7	2.33±0.30	8.50±1.31	1.09±0.22
Per	1.08±0.56	0.709±0.162	1.09±0.11	0.104±0.070	0.200±0.140	1.11±0.24	0.294±0.036	0.895±0.142	2.86±0.49
Ind(1,2,3-cd)F	0.0189±0.0026	0.0513±0.0269	0.0907±0.0179	0.00121±0.00079	0.00479±0.00168	0.102±0.039	0.0226±0.0026	0.0814±0.0082	0.0635±0.0075
DB(a,h)A	0.0990±0.0170	0.0915±0.0245	0.0949±0.0066	0.00586±0.00293	0.0136±0.0027	0.146±0.029	0.0368±0.0043	0.115±0.012	0.0896±0.0297
Ind(1,2,3-cd)P	8.08±1.07	9.23±2.30	6.48±0.69	0.373±0.121	0.877±0.253	14.0±2.5	3.38±0.42	11.1±1.3	0.513±0.069
Pic	0.140±0.027	0.0370±0.0083	0.538±0.045	0.0324±0.0086	0.0343±0.0080	0.0366±0.0070	0.0229±0.0035	0.0559±0.0065	0.399±0.160
B(ghi)P	33.1±3.8	26.4±4.1	17.0±1.7	1.24±0.24	3.23±1.05	31.2±3.4	7.67±0.92	24.6±3.1	1.71±0.22
DB(a,l)P	0.0105±0.0016	0.0126±0.0059	0.0307±0.0042	0.00223±0.00105	0.000929±0.000200	0.0187±0.0032	0.00575±0.00075	0.0192±0.0034	0.0147±0.0091
DB(a,e)P	0.154±0.013	0.150±0.050	0.392±0.029	0.0120±0.0047	0.0155±0.0032	0.264±0.033	0.0764±0.0048	0.208±0.015	0.472±0.153
Cor	26.4±2.2	17.2±2.7	12.5±1.1	0.936±0.106	1.56±0.07	18.2±2.6	4.25±0.51	13.5±0.7	0.800±0.240
DB(a,i)P	0.160±0.100	0.334±0.100	0.511±0.049	0.0164±0.0041	0.0212±0.0077	0.709±0.154	0.0938±0.0159	0.720±0.113	0.0595±0.0327
DB(a,h)P	0.0281±0.0095	0.0242±0.0095	0.0675±0.0053	0.00392±0.00205	0.00380±0.00067	0.0665±0.0110	0.0168±0.0023	0.0594±0.0033	0.0692±0.0128
Summa PAH	85.2±7.5	67.7±12.4	53.2±5.1	3.79±0.54	7.61±1.44	85.7±12.7	20.7±2.5	67.9±7.6	16.3±1.2

a) *n* = 5 för DB(a,l)P

b) *n* = 5 för Ind(1,2,3-cd)F and DB(a,l)P



**Tabell A10.** Emissionsfaktorer enligt COPERT 4 (COPERT, 2007)

<b>PAH</b>	<b>Personbil, bensin, Conventional</b>	<b>Personbil bensin, Euro 1 och nyare</b>	<b>Personbil, diesel, DI</b>	<b>Personbil diesel,IDI</b>	<b>Lastbil diesel</b>	<b>LPG</b>
B(a)P	480	320	630	2850	900	10
DB(a,l)P	230	10	120		171	
B(b)F	880	360	600	3300	5450	
B(k)F	300	260	190	2870	6090	10
B(e)P	120	270	4750	8650	2040	
B(a)P	480	320	630	2850	900	10
Per	110	110	470	410	200	
I(1,2,3-cd)F						
DB(a,h)A	10	30	240	560	340	
I(1,2,3-cd)P	1030	390	700	2540	1400	10
Pic						
B(ghi)P	2900	560	950	6000	770	20
DB(a,l)P	230	10	120		171	
DB(a,e)P						
Cor	900	50	60	50	150	
DB(a,i)P						
DB(a,h)P						

Figur A1. Poster; Road Dust - Health effects and abatement strategies, 2010



Stockholm University

# DIBENZOPYRENES-OVERLOOKED AIR POLLUTANTS IN CANCER RISK ESTIMATES?

Christoffer Bergvall<sup>1</sup>, Roger Westerholm<sup>1</sup>, Christer Johansson<sup>2</sup> and Billy Sjövall<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Department of Analytical Chemistry, Stockholm University

<sup>2</sup> Environment and Health Administration of the City of Stockholm (SLB-analys)



## PROJECT AIM

- Determine the levels of the highly carcinogenic dibenzopyrenes (DBPs) in Stockholm ambient air.
- Evaluate the contribution of traffic (exhaust emissions and tire wear).
- Generate emission databases and use dispersion models to map the population exposure to DBPs and benzo(a)pyrene (B(a)P).
- Determine the contribution to the carcinogenic potential of Stockholm air particulate matter made by the DBPs relative to that of B(a)P.
- Should the DBPs be included, together with B(a)P, as markers of PAH carcinogenicity?

## INTRODUCTION

B(a)P is legislated by the European Union to be a marker for the carcinogenic risk posed by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in ambient air (1). The World Health Organization recommends the use of B(a)P as a marker substance but also states that this will probably underestimate the carcinogenic potential of PAHs due to the presence of other carcinogenic substances (3). A literature study by Sweden's leading PAH experts on suitable indicator substances for PAHs in ambient air proposed the DBP isomers dibenzo(a,h)pyrene, dibenzo(a,e)pyrene, dibenzo(a,i)pyrene and dibenzo(a,j)pyrene to be complementary indicators to B(a)P to obtain a better estimate of the PAH carcinogenicity (4).

The DBPs have been shown to have comparable or higher cancer potencies compared to B(a)P in animal testings (5). In fact, dibenzo(a,i)pyrene has shown to be the PAH with the highest carcinogenic potency in animal testings (5) with a relative cancer potency of up to 100 times that of B(a)P (6).

Previous studies have found the DBPs to give a higher contribution to the carcinogenicity of particulate matter compared to B(a)P:

- 1-4 times higher contribution in a small number of Stockholm air particulate samples (7)
- 1-7 and 1-11 times higher contribution in particulate matter emitted from gasoline and diesel fuelled vehicles, respectively (8)

Another potential source to DBPs in urban environments is tire wear. However, data on the presence of DBPs in tire particles is nonexistent in the scientific literature.

## METHODS

Particulate matter (PM10) is collected on filters at three different locations:

- **Street canyon:** Hornsgatan a busy street with ca 30 000 vehicles/day, Södermalm, downtown Stockholm
- **Urban background:** Rooftop of Maria polyclinic, Södermalm, downtown Stockholm.
- **Rural background:** Aspveten located ca 80 km south of Stockholm

Sampling (24h samples) is performed during two campaigns:

- February-May 2010
- August-November 2010

The samples are analyzed using an analytical method validated for the determination of B(a)P and the four DBPs using Standard Reference Material (SRM) 1649a, Urban Dust, from the US National Institute of Standards and Technology (NIST) (9,10). The samples are extracted using accelerated solvent extraction, cleaned-up with silica solid phase extraction cartridges and analyzed using an on-line liquid chromatography-gas chromatography-mass spectrometry system. The same method was used for the analysis of tire particles, except for the accelerated solvent extraction method which was optimized with regards to tire particles.



Above: Street canyon sampling of particulate matter at Hornsgatan

Below: Urban background sampling of particulate matter at the roof of the Maria polyclinic building.

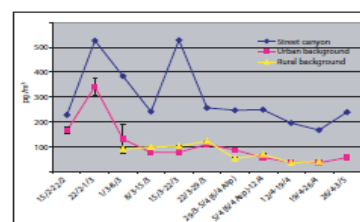


Figure 1. Determined concentrations (pg/m<sup>3</sup>) of B(a)P in particulate matter sampled at Hornsgatan (street canyon), on the roof of Maria polyclinic (urban background) and at Aspveten (rural background).

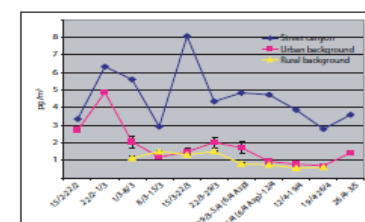
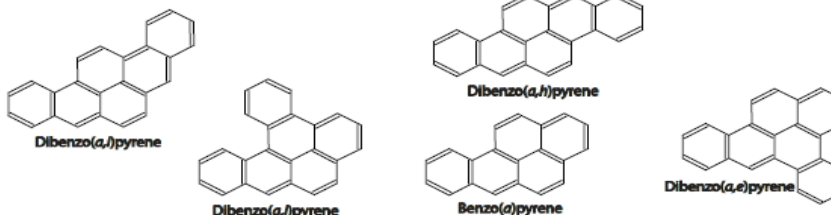


Figure 2. Determined concentrations (pg/m<sup>3</sup>) of dibenzo(a,i)pyrene in particulate matter sampled at Hornsgatan (street canyon), on the roof of Maria polyclinic (urban background) and at Aspveten (rural background).

## RESULTS SO FAR

- The concentrations of B(a)P (Figure 1) and the DBPs (Figure 2 shows example for dibenzo(a,i)pyrene) have been determined in all of the samples collected during the spring campaign.
- Similar time trends for all determined PAHs
- The ratio of carcinogenic activity between the DBP isomers and B(a)P was found to be between 2.5 and 4.5 indicating that the DBPs have a greater carcinogenic activity in comparison to B(a)P.



## ACKNOWLEDGEMENTS

Karin Schultze-Terrib is acknowledged for developing the extraction method for tire particles. Trifa Ahmed, Lena Elfver and Silvia Masala are acknowledged for laboratory assistance. This project is financed by the Office of Regional Planning, Stockholm County Council, Stockholm University and Environment and Health Administration of the City of Stockholm (SLB-analys).

## REFERENCES

1. European Parliament and Council. (2004). Relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. Official Journal of the European Union, Directive 2004/10/EC.
2. Straif K, Baan R, Grosse Y, Secretan B, El Ghissassi F and Coglianor V (2009). Lancet Oncol, 6, 921-932.
3. World Health Organization (WHO). (2000). Air quality guidelines for Europe, 2nd ed. Rep. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. Copenhagen.
4. Bonstrom C, Gerde P, Hanberg A, Kernersten B, Johansson C, Kyllander L, Hennig A, Tengqvist M, Westerholm R and Victorin K. (2002). Environ Health & Perspect, Vol. 110, Supplement 3, 451-488.
5. Luch A. (ed.). (2002). The carcinogenic effects of polycyclic aromatic hydrocarbons. Imperial College Press, London, UK.
6. Miller F (1997). Scientific Criteria Document for Multimedia Standards Development Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), Part 1: Hazard Identification and Dose-Response Assessment. Ontario, CN: Standard Development Branch, Ontario Ministry of Environment and Energy.
7. Bergvall C and Westerholm R. (2007). Environ Sci Technol, 41, 731-737.
8. Bergvall C and Westerholm R. (2009). Atmos Environ, 43, 3882-3896.
9. Bergvall C and Westerholm R. (2006). Anal and Bioanal Chem, 384, 438-447.
10. Bergvall C and Westerholm R. (2008). Anal and Bioanal Chem, 391, 2235-2248.