

Halter av PAHer i Stockholms och Gävleborgs län

Uppmätta samt modellerade halter. Bidrag från vedeldning
och trafik

Sanna Silvergren, Christer Johansson, Beatrice Säll, Jennie Hurkmans,
Billy Sjövall, Sebastian Bergström, Anders Engström Nylén.



Finansierat av SLL, Östra Sveriges Luftvårdsförbund
och Naturvårdsverket

SLB-analys, februari 2020



Uppdragsnummer	2019055
Daterad	2020-02-21
Handläggare	Sanna Silvergren 08-508 28 754
Status	Granskad av Kristina Eneroth

Förord

Denna utredning är genomförd med finansiering tack vare Hållbarhetsbidrag från Stockholms läns landsting [1], Östra Sveriges Luftvårdsförbund samt Naturvårdsverket. Rapporten har författats vid SLB-analys vid Miljöförvaltningen i Stockholm av Sanna Silvergren och Christer Johansson. Beatrice Säll, Jennie Hurkmans, Billy Sjövall, Sebastian Bergström och Anders Engström Nylén från SLB-analys har alla bidragit i arbetet.

Ett större samarbete gjordes med Stockholms Universitet, vid Institutionen för analytisk kemi. Där har framförallt Hwanmi Lim bidragit till arbetet, men även Sylvia Spinicci, Farshid Mashayekhy Rad, Ulrika Nilsson och Roger Westerholm.

Innehåll

Sammanfattning	4
Inledning	6
Syfte	6
Mätningar	8
Mätplatser	8
Delsbo	8
Enskede	8
Ytterjärna	8
Urban bakgrund Stockholm	8
Metod	10
Provtagning PM10	11
PAH inklusive BaP	11
Spårämnen från vedeldning	11
Modelleringar	12
Metod	12
Bakgrund	12
Utsläppsinventering vedkällor	12
Emissionsfaktorer	15
Antagande om skorstensutsläpp	16
Utsläppsvariation	16
Inventerad mängd BaP från vedkällor	20
Bens(a)pyren från trafik	20
Bens(a)pyren utifrån Stockholms län, regional bakgrund	20
Beräkning av totalhalter bens(a)pyren i Stockholm	20
Miljökvalitetsnormer och miljökvalitetsmål	22
Bens(a)pyren	22
Mätresultat	23
Resultat för 2017 – Enskede, Ytterjärna och Delsbo	23
Resultat för 2016 – Urban bakgrund i Stockholm	26
Bidrag från ved till totala partikelhalter	29
Beräknade resultat	31
Korrektionsfaktor för vedutsläpp	31
Totala halter av BaP över Stockholms län	32
Spatial fördelning av halterna av BaP från vedkällor respektive trafik i Stockholms län	32
Beräknade halter av BaP vid mätplatserna Ytterjärna, Enskede och urban bakgrund i Stockholm	36
Beräknade haltbidrag från olika källor till halter av BaP i Stockholms län	39
Befolkningsexponering	40
Referenser	42

Bilagor.....	44
Bilaga 1. Analyserade PAH-er, förkortning och CAS-nummer.....	44
Bilaga 2. Analyserade OPAH-er, förkortning och CAS-nummer.....	45
Bilaga 3. Beskrivning av kontinuerliga mätstationer vars data har använts i projektet.....	46
Bilaga 4. Instrument och mätprinciper.....	47

Sammanfattning

Bakgrund

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) bildas vid ofullständig förbränning och har en negativ inverkan på hälsan. Bland PAH ingår bland annat bens(a)pyren (BaP), som är reglerat i EU direktiv och svenska miljökvalitetsnormer. Årsmedelvärdet får inte överstiga 1,0 ng/m³. Miljömålet ”Frisk luft” innebär att halterna ska understiga 0,1 ng/m³ som årsmedelvärde. Småskalig vedeldning, storskalig energiproduktion samt trafikavgaser är viktiga utsläppskällor till PAH-er.

Inom detta projekt har vi mätt halterna av 46 olika PAH-er på fyra olika mätplatser. Oxiderade PAH-er (OPAH) i urban bakgrund. Tre mätplatser låg i villaområden i Stockholms län (Enskede och Ytterjärna) samt Delsbo i Gävleborgs län, där mätningar pågick under hela år 2017. Den fjärde platsen var placerad i urban bakgrundsluft i Stockholm och mätningarna pågick under 22 feb - 5 maj 2016. Mätningarna vid stationen i urban bakgrundsluft kunde även jämföras med pågående mätningar av andra luftföroreningar såsom sot. Utöver mätningarna av PAH-er analyserades proverna med avseende på sockerarter som är spårämnen för biomassaförbränning, dvs. utsläpp som inte kan kopplas till vägtrafikens utsläpp.

Parallellt med mätningarna genomfördes en inventering av utsläppen som innehåller information om ca 280 000 pannor/kaminer inom Stockholms län. Indata för utsläpp var också schabloner, vilket är en förenkling som är nödvändig då utsläpp av PAH-er till stor del beror på individens eldningsmönster. Utsläpps databasen är ett viktigt komplement till mätningar som ger en helhetsbild i länet och som också kan användas för vidare studier såsom åtgärder i form av eldningsförbud, modernisering av pannbeståndet respektive fordonsflottan etc.

Resultat

- År 2017 var halterna av benso(a)pyren (BaP) lägre än både miljökvalitetsnormen och miljömålet vid mätplatserna i Enskede och Ytterjärna. I Delsbo låg halterna strax över målvärdet, men klart under norm.
- Modellberäkningar, som enbart gjorts i Stockholm, som är något överskattade jämfört med halterna på mätplatserna samt visar att halterna är lägre än normen i hela Stockholms län.
- Utsläpps databasen för vedutsläpp och trafikutsläpp av BaP visar att de lokala utsläppen av BaP i hela Stockholms län härstammar till ca 95 % från vedkällor och ca 5 % från trafik. I innerstaden är andelen från trafik av de lokala utsläppen större (ca 25 %) och i förorter lägre (ca 5 %).
- Halterna av levoglukosan, som en unik markör för biomassaförbränning men som inte finns i trafikgenererade utsläpp, samvarierar mycket väl med uppmätta halter av BaP, vilket också visar att vedeldningen är en viktig källa. Sambandet är starkast i villaområdena, där även vedkällorna dominerar enligt beräkningarna av de lokala utsläppen.
- Intransporten via luften från utsläpp utanför länet är också en viktig källa till BaP. Årsmedelhalten i bakgrundsluften år 2017 antyder att 40 - 50 % av den uppmätta halten BaP i villaområdena berodde på icke-lokala källor.

- Högsta halterna återfinns enligt beräkningarna i Huddinge, Järfälla, Sollentuna, Täby och Stockholms kommun. Inom Stockholms kommun beräknades högst halter i delar av Spånga och Älvsjö/Herrängen.
- Oxiderade PAH-er (OPAH) har identifierats som cancerframkallande och visade sig i detta projekt vara väl korrelerade med vedspårämnena. Vedeldning är därmed sannolikt en betydande källa även för dessa ämnen.
- Kontinuerliga sotmätningar i urban bakgrund kan fungera som en indikator för vedförbränningen och dess utveckling i länet.
- De totala halterna av PAH-er beräknas ge upphov till ca 217 cancerfall per år i Stockholms län. Lokal förbränning av ved i pannor och kaminer orsakar ca 45 % av fallen. Lokal trafik ca 1 %. Resten beror på intransport utifrån länet.

Inledning

Luftföroreningar har en negativ inverkan på människors hälsa. Denna utredning har genomförts i syfte att kartlägga halter av luftburna polycykliska aromatiska kolväten (PAH) som bildas vid ofullständig förbränning. Bland PAH-er ingår bland annat bens(a)pyren (BaP), som är reglerat mot luftkvalitetsnorm. BaP är klassad som en cancerframkallande luftförorening, och tros medföra 100 - 300 cancerfall per år i Sverige. Småskalig vedeldning, storskalig energiproduktion samt trafikavgaser är viktiga utsläppskällor. Den småskaliga vedeldningen tros bidra med cirka 65 % av Sveriges totala emissioner av BaP år 2013 (SMED och Naturvårdsverket, 2015). Halten BaP är reglerad i europeisk lagstiftning. Årsmedelhalter under $1,0 \text{ ng/m}^3$ ska eftersträvas enligt svensk miljö kvalitetsnorm, medan miljömålet har ett gränsvärde på $0,1 \text{ ng/m}^3$. Vedförbränningen bidrar även till en rad andra PAH-er. De så kallade dibenspyrenerna är uppemot 100 - 200 gånger mer toxiska, men uppgifter om förekomsten och exponering är mycket begränsad.

SLB-analys utförde mätningar av BaP år 2010 - 2011. Årsmedelhalten i centrala Stockholm uppmättes till $0,08 - 0,2 \text{ ng/m}^3$, halten var lägre i regional bakgrundsluft. En kartläggning av utsläpp och halter från år 2008 - 2009 visade att miljö kvalitetsnormen klaras i hela Stockholmsregionen. På senare år har det dock uppmärksamats att utsläpp av BaP från vedeldning kan orsaka väldigt höga halter lokalt på platser som tidigare förbisetts i luftövervakningen. En nationell kartläggning av SMHI (2015) indikerade att vedeldning är en viktig källa till BaP i Sverige men det konstaterades även att osäkerheterna är stora [3]. Nyligen (2016) kom en ny finsk studie från HSY (Samkommunen Helsingforsregionens miljö tjänster) i vilken mätningar sammanställts för Helsingfors [4]. Halter av BaP har dels uppmätts i urban bakgrund och i urbana trafikmiljöer och årsmedelhalterna där var i stort sett identiska samt klart under normgränsen (ca $0,3 \text{ ng/m}^3$). Det faktum att halterna mellan urban bakgrund och bland trafik var så lika gav slutsatsen att det sannolikt inte är urbana källor som är orsaken till de uppmätta halterna utan snarare intransport från källor utanför stadskärnan. Mätningarna bland småhusbebyggelse i förorter var däremot ca $0,5 - 1,2 \text{ ng/m}^3$ beroende på mätår och mätplats vilken styrker teorin om att det är vedeldning som är den lokala källan till de höga halterna.

Syfte

Användningen av träbränslen har ökat kraftigt i Sverige sedan 90-talet enligt Energimyndigheten. Stockholm expanderar, nya bostadsområden växer fram med nya villor och braskaminer. Men vedeldningen kan medföra negativa bieffekter på stockholmarnas hälsa i och med dess utsläpp av PAH-er, däribland BaP. Tidigare kartläggningar av BaP-halter har i huvudsak bestått av utsläppsinventeringar behäftade med stora osäkerheter. De mätningar som gjorts har främst fokuserats på innerstadsmiljöer samt regional bakgrund. I detta projekt ligger fokus på vedeldande villaområden för att undersöka om halterna är högre där än i stadsmiljö.

Denna studie har syftet att ge viktig, ny kunskap om hälsoriskerna förknippade med exponering för BaP och andra cancerframkallande ämnen från biomasseförbränning i länet. Framförallt sker analysen genom mätningar men också genom att förbättra inventeringen av utsläppskällorna och jämföra med beräknade halter som används för hälsoriskskattningar. Projektets syfte var också att bidra till kunskap om huruvida halterna

av BaP bör övervakas noggrannare och om övervakningen bör innefatta flera PAH-er. Mätningarna inom detta projekt utgör ett viktigt komplement till de få mätningar som hittills utförts av Stockholms stad, som har fokuserat främst på innerstadsmiljön. Det syftar även till att klargöra hur stor del av BaP och andra toxiska PAH som vedeldningen bidrar till jämfört med trafiken, något som knyter an till den nationella ambitionen att sänka nivåerna av BaP.

Mätningar

Mätplatser

För projektet användes data från fyra olika mätplatser under två tidsperioder. En mindre förstudie gjordes under 2016 där mätningar pågick under senvinter och tidig vår i centrala Stockholm i urban bakgrund. Mätningarna pågick 22 februari – 5 maj 2016 på SLB-analys takstation på Torkel Knutssonsgatan på Södermalm. Mätningarna finansierades delvis av Naturvårdsverket inom ett större projekt med inriktning på sot. Övriga tre mätstationer startades 1 januari 2017 och avslutades vid årsskiftet till 2018. Dessa tre stationer valdes ut med inriktning på villatäta områden med potentiellt mycket vedeldning utifrån tips från villaägare samt sotare. Två av mätstationerna finansierades av Stockholms läns landsting, SLL, inom miljöprojekt som uppfyller mål för RUFSS (Regional utvecklingsplan för Stockholmsregionen) och dessa var de som låg inom Stockholms län; i Enskede i Stockholm Stad samt i Ytterjärna i Södertälje kommun. Den tredje mätstationen som mätte under 2017 låg i Delsbo i Gävleborgs län och mätningarna skedde på uppdrag av Östra Sveriges luftvårdsförbund.

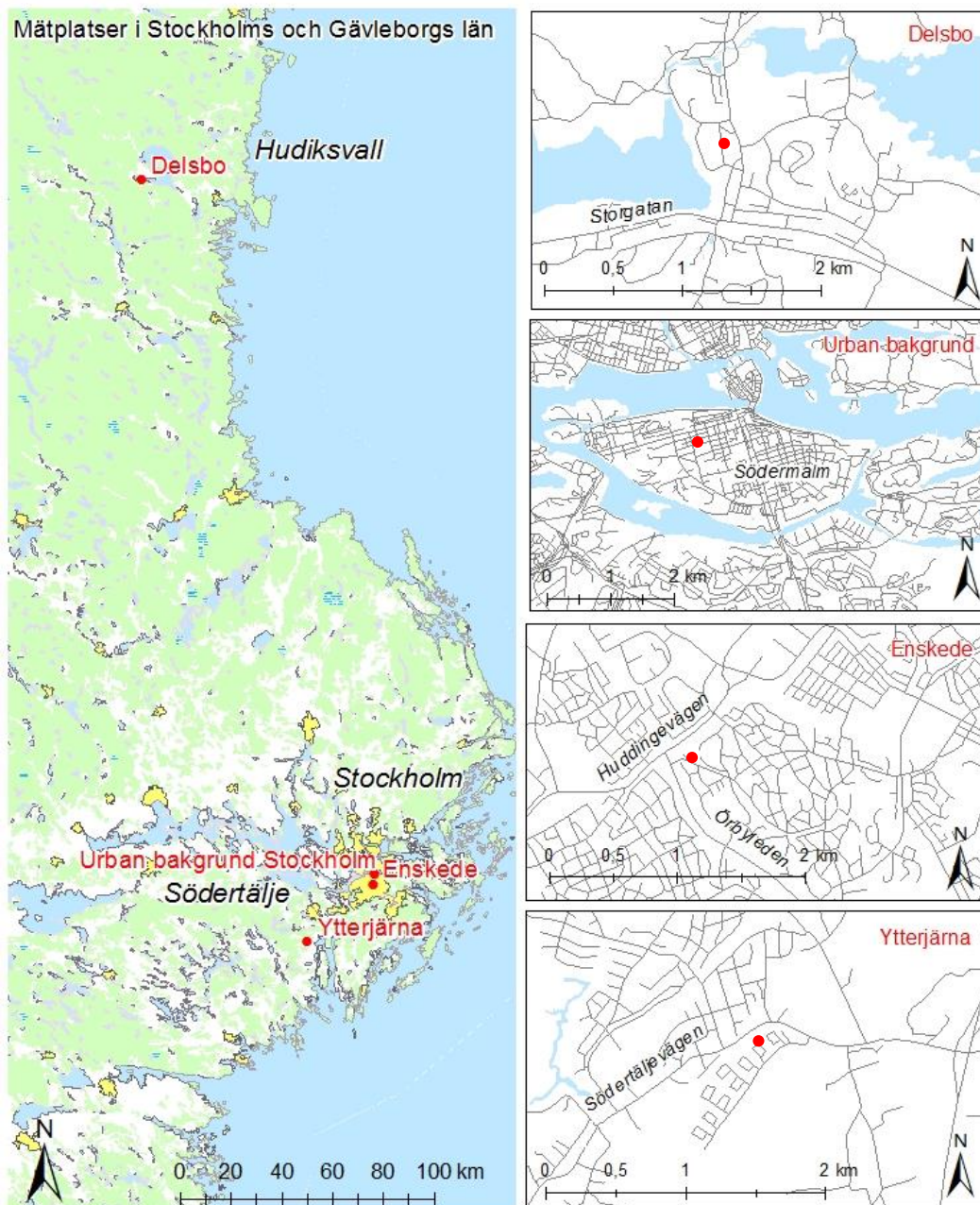
Filterprovtagarnas placering framgår av Figur 1. Figur 2 och Figur 3 visar filterprovtagare på plats under mätningar i Delsbo och i Enskede.

Delsbo (N 61.80378, E 16.55225) är en villatät stad med lite trafik och området är inte fjärrvärmeanslutet, vilket gjorde att sotare pekade ut platsen som mer lämplig än centrala Hudiksvall i Gävleborgs län, som däremot har fler invånare.

Enskede (N 59.28004, E 18.04046) ligger i södra delen av Stockholm, och präglas av många mindre villor men också förhållandevis mycket trafik där både Huddingevägen och Örbyleden ligger inom 250 meters avstånd från villan. En busshållplats ligger inom ett fåtal meter från mätstationen.

Ytterjärna (N 59.08761, E 17.57143) är ett villaområde som ligger i en dalgång och platsen valdes även ut för att boende uppmärksammat kommunen på mycket eldning och att röken ibland vädras ut dåligt från området. Södertäljevägen, med stor andel tung trafik, går mindre än 100 meter från mätstationens placering.

Urban bakgrund Stockholm (N 59.31605, E 18.05785), är en takstation i centrala Stockholm där SLB-analys har en mängd olika mätinstrument och där mäts bl. a. partiklar, sot, kväveoxider samt meteorologiska parametrar. Data från dessa övriga instrument kunde sedan användas i efterföljande analyser.



Figur 1. Mätplatsernas geografiska placering inom Stockholms län samt Gävleborgs län.



Figur 2. Mätinstrument placerat i Delsbo.



Figur 3. Mätinstrument placerat i Enschede.

Metod

Filterprovtagare användes för att samla in luftburna partiklar med en diameter mindre än 10 mikrometer (PM10) som sedan analyserats kemiskt. Både kemisk analys av partikelbundna PAH-er och mätningar av sockerarterna levoglukosan, galaktosan och mannosan (spårämnen från vedeldning) genomfördes. Därför går det att jämföra uppmätta halter med miljö kvalitetsnorm och samtidigt kunna säga vad som är källan till halterna. PAH-erna har olika sammansättning beroende på om de härstammar från diesel- eller bensinförbränning eller från biomassaförbränning.

Provtagning PM10

Leckel SEQ 47/50 (Sven Leckel, Ingenieurbüro GmbH, Berlin, Tyskland) är en filterprovtagare som bland annat används som referensprovtagare för PM10-mätningar. Den har kontrollerat flöde (16.67 liter/minut) samt kylning för provtagna filter, för att undvika avdunstning.

För provtagningen användes kvartsfiberfilter (47 mm diameter, T293 grade, Munktell, Ahlstrom-Munksjö, Stockholm, Sverige). Blankfilter fraktades till och från mätstationerna men placeras bland provtagna filter i instrumentet, vilket betyder att de behandlades på samma sätt som provfilter, förutom att ingen luft pumpades genom filtret. Alla filter placeras i frys -20 °C i väntan på analys.

Urban bakgrund Stockholm

Filter provtogs med ett dygn till tre dygns upplösning där ett dygns provtagning per filter gjordes kring Valborg, eftersom mycket biomassaförbränning förväntades den perioden. Proverna polades senare för analys i upp till 6 dygn per analys.

Enskede, Ytterjärna och Delsbo

Filter provtogs med ett dygn till två dygns upplösning där ett dygns provtagning per filter gjordes under vinterhalvåret jan-april samt nov-dec, eftersom mer biomassaförbränning förväntades den perioden. Vinterhalvårets prover polades senare för analys med två analyser per månad. Under sommarhalvåret polades filterna månadsvis.

PAH inklusive BaP

Alla prover analyserades med vätske- och gaskromatografi samt masspektrometri (LC-GC-MS) vid institutionen för Analytisk kemi och miljövetenskap på Stockholms universitet. Metodiken beskrivs i detalj separat i vetenskapliga manuskript [5, 6, 7, 8, 9]. I Delsbo, Enskede och Ytterjärna analyserades 46 olika PAH-er och i urban bakgrund analyserades förutom de 46 PAH-erna även oxiderade PAH-er (OPAH), som identifierats som cancerframkallande.

Spårämnen från vedeldning

Socketarterna levoglukosan, galaktosan och mannosan, som alla är spårämnen från vedeldning, analyserades. Alla prover analyserades med vätskekromatografi och masspektrometri. Metodiken går ut på att en hydrofil kolonn används för att separera molekylerna som sedan genomgår elektroprayjonisering samt efterföljande tandemmasspektrometrianalys (HILIC/ESI-MS/MS). Analyserna utfördes vid institutionen för Analytisk kemi och miljövetenskap på Stockholms universitet. Metodiken beskrivs i detalj separat i vetenskapliga manuskript [10].

Modelleringar

Metod

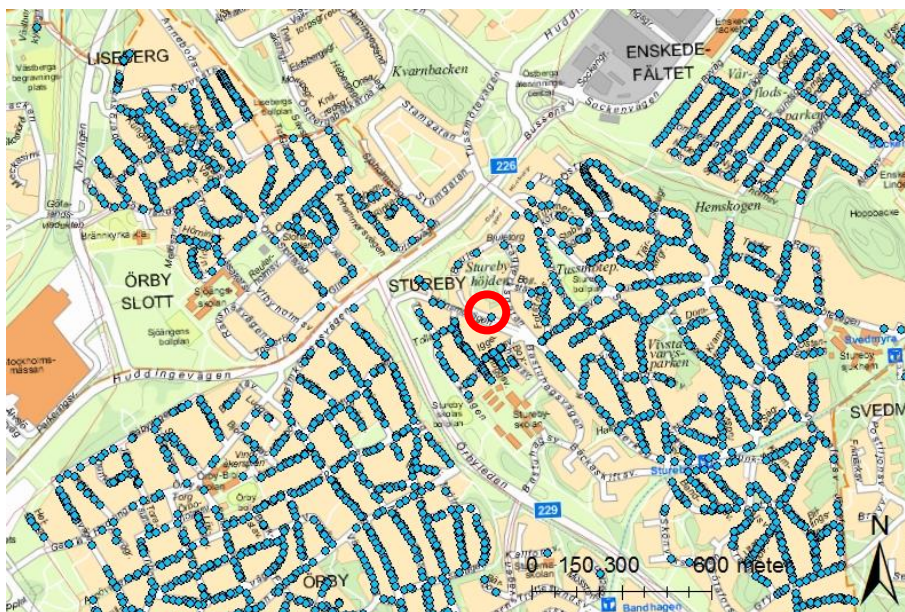
Bakgrund

SMHI och IVL har på uppdrag av Naturvårdsverket dels modellerat och dels mätt PAH-er inklusive BaP inom Sverige [11]. Till en början gjordes en grov kartläggning av halterna via beräkningar av SMHI och utifrån de resultaten valdes områden med potentiellt höga halter av BaP ut för en förfinad utsläppsinventering med modellering av halter samt mätningar för att kunna validera de modellerade resultaten [12]. Projektet var en del av Naturvårdsverkets regleringsbrev för 2017 där de fick i uppdrag av regeringen att kartlägga utsläppen från småskalig vedeldning och utreda hur stora utsläppsminskningar som samlat krävs för att preciseringarna i miljö kvalitetsmålet Frisk luft ska kunna nås [13].

Till stor del har vi valt att följa samma metodik som SMHI. Detta för att underlaget och syftet liknar varandra i de båda projekten. Det är positivt att likrikta metodiken för att kunna bidra till Naturvårdsverkets regeringsuppdrag på ett konsekvent sätt och SMHI's metodik ansågs vara väl utarbetad och därmed en bra mall att följa.

Utsläppsinventering vedkällor

En utsläppsdatabas skapades för Stockholms län i och med att det var en del av projektet som finansierats av Stockholms läns landsting. Sotardata med god täckning har erhållits för sex kommuner inom Stockholms län; Danderyd, Stockholm, Täby, Värmdö, Vaxholm, Vallentuna och Österåker. Sammanlagt cirka 110 000 objekt kunde geokodas till en adress, se Figur 4 för exempel på objekt i databasen. Dessa olika objekt kunde klassas som antingen vedpanna, lokaleldstad, flis/pelletspanna eller gas/oljepanna.



Figur 4. Exempel på geokodade eldstäder kring mätstationen (röd ring) i Enskede.

Utöver de kända objekten har schablonmässiga källor skapats i övriga delar av länet, ca 170 000 källor. Källorna har placerats ut slumpmässigt, men bland småhusbebyggelse och baserat på antal småhus som finns i området. Information om småhusbebyggelse är hämtat från Statistiska centralbyrån (SCB). Schablonutsläppen grundas på viktade utsläpp från de sex kommuner, där sotardata använts. Ett antagande har alltså gjort att fördelning av panntyper är likvärdig i hela Stockholms län utifrån de kommuner som sotardata finns.

De olika parametrar som styr storleken på utsläpp från vedeldningen är många och omfattar stora osäkerheter och schabloniseringar. Det som tagit i beaktning i bästa möjliga mån i utsläppsinventeringen är:

- Panntyp
- Energibehov
- Verkningsgrad
- Nyttjandegrad

I slutändan är det ogörligt att i detalj kartlägga hur och när individer väljer att elda med ved och det finns stora variationer mellan områden. Det är därför sannolikt att kartläggningen ger en generaliserad medelbild utan verkliga extrema platser där det förekommer äldre icke miljögodkända pannor som används i stor grad. Som exempel fanns endast en handfull vedkaminer som sotas fyra gånger varje år bland de 110 000 kända objekten. Så förekomsten av extrema utsläppskällor bedöms vara sällsynt.

Panntyp

Utifrån tillgängligt sotardata har 110 348 pannor sammanställts och fördelats mellan panntyper aggregerade i fyra huvudkategorier enligt Tabell 1. Som kan ses i tabellen är lokaleldstäder och vedpannor dominerande i beståndet och emissionsfaktorerna för dessa har avgörande betydelse för storleken på de modellberäknade halterna.

Tabell 1. Andel av varje panntyp som finns i sotarregister inom Danderyd, Stockholm, Täby, Värmdö, Vaxholm, Vallentuna och Österåker.

Typ av eldstad	Andel objekt [%]
Vedpanna	14
Pellets/flispanna	1
Lokaleldstad/udda eldstad	81
Oljepanna/gaspanna	4

Energibehov

Vädret påverkar byggnaders uppvärmningsbehov och en generell energianvändning har antagits för ett schabloniserat småhus med 152 kvm boyta i Stockholms län. Det årliga energibehovet togs fram i SMHI's nationella B(a)P-kartering och antas vara 13 259 kWh/år per hus i hela länet [12]. Energibehovet gäller för ett normalår, dvs. för ett genomsnittligt meteorologiskt kalenderår under referensperioden 1960-1990. För beräkningar användes ENLOSS-modellen.

Miljö- eller icke miljögodkänd panna

Bland vedpannorna finns miljö- respektive icke miljögodkända pannor. De generella utsläppen från de olika typerna skiljer sig kraftigt. Även verkningsgraden skiljer sig. SP (Sveriges tekniska forskningsinstitut) gjorde för ett drygt decennium sedan en nationell kartläggning över hur många panntyper av vardera typ som finns och kom fram till att 30 % av pannorna i Sverige är miljögodkända. SMHI's kartläggning från 2018 specificerade att 27 % av pannorna är miljögodkända i de utvalda områdena de modellerade inom, Skellefteå, Strömsund och Alingsås [12]. Det verkar inte ha skett någon dramatisk utveckling av pannbeståndet och mot den bakgrunden gjordes antagandet att det är 30 % miljögodkända vedpannor i Stockholms län idag. Eftersom ingen kännedom finns om specifika pannor har en viktad schablon av emissionsfaktor samt verkningsgrad baserat på 30/70 % miljögodkända/ icke miljögodkända pannor satts för alla vedpannor.

Verkningsgrad

Verkningsgraden som används för olika typer av eldstäder visas i Tabell 2 och de är hämtade från SMHI's kartläggning av vedeldning och BaP [12]. Dessa har i sin tur tagits fram i tidigare rapporter av SMHI [11,14].

Tabell 2. Verkningsgrad för vedpannor som använts. Alla värden är hämtade från SMHI's rapport [12].

Typ av eldstad	Verkningsgrad (%)
Vedpanna, icke-miljögodkänd	60
Vedpanna, miljögodkänd	75
Viktad vedpanna	64,5
Pellets/flispanna	75
Lokaleldstad/udda eldstad	70
Oljepanna/gaspanna	90
Sammanviktad generell panntyp där ingen sotardata finns	70

Nyttjandegrad

Nyttjandegraden beror delvis på fjärrvärmeanslutning och panntyp. En vedpanna som ligger inom fjärrvärmenätet antas användas mer sällan än ifall fjärrvärmenät saknas. Uppgifter om nyttjandegrad, dvs hur stor andel av husets värmebehov som tillgodoses av pannan/eldstaden, finns i Tabell 3. Dessa är också hämtade från SMHI's rapport som i sin tur kommer från en enkätundersökning i Västerbottenprojektet samt en nyligen gjord eldvaneundersökning i Alingsås [12, 14]. Notera att endast vedpannor påverkas av fjärrvärmeanslutningen. Exempelvis myseldning, som primärt är för att det är trevligt med en öppen brasa och inte för att värma upp bostaden, påverkas inte.

Tabell 3. Nyttjandegrad beroende på panntyp och fjärrvärmeanslutning. Alla värden är hämtade från SMHI's rapport [12].

Typ av eldstad	Område med fjärrvärme: Nyttjandegrad (%)	Område utan fjärrvärme: Nyttjandegrad (%)
Vedpanna	21	63
Pellets/flispanna	61	61
Lokaleldstad/udda eldstad	11	11
Oljepanna/gaspanna	100	100

Emissionsfaktorer

Alla ovanstående parametrar har använts för att lägga in utsläpp per panna i en utsläppsdatabas. I områden där uppgifter om pannor inte finns har en medelfaktor använts utifrån det kända beståndet. Dessa utsläppsfaktorer som har nyttjats sammanfattas i Tabell 4. Beroende på eldningsförhållanden kan utsläppen variera kraftigt och två oerhört viktiga faktorer som påverkade utsläppen är vedens fuktighet och syretillförseln. Även typen av panna är viktig. Utsläppsfaktorerna i Tabell 4 motsvarar vad SMHI kallar basfallet. Källorna som använts för att ta fram utsläppsfaktorerna finns listade i SMHI's rapport och är ett sammanvägt mellan olika källor. Antagande har gjorts att 10 % av vedpannorna har dålig förbränning (pyreldas/fuktig ved) [12].

Tabell 4. Emissionsfaktorer av BaP som använts i kartläggningen. Även emissionsfaktorer för sot (black carbon) och PM2.5 har lagts in i databasen. Alla värden är hämtade från SMHI's rapport [12].

Typ av eldstad	BaP [mg/MJ]	Sot [mg/MJ]	PM2.5 [mg/MJ]
Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,12	56	376
Vedpanna, miljögodkänd	0,02	5	36
Viktad vedpanna	0,09	41	274
Pellets/flispanna	0,01	6	37
Lokaleldstad/udda eldstad	0,05	20	131
Oljepanna/gaspanna	0,001	6	37
Sammanviktad generell panntyp där ingen sotardata finns	0,054	22	147

Beräknad årsemission per panna, beräkningsexempel för en vedpanna inom fjärrvärmenätet:

Energi: 13,259 MWh förbrukas varje år i huset

Nyttjandegraden (som ger upphov till utsläpp av BaP): 21 %

Verkningsgrad: 65 %

Det betyder att $13\,259 \times 0,21 / 0,65 = 4.28$ MWh = 15 421 MJ av husets energibehov skapas genom förbränning av ved.

Emissionsfaktorn EF för BaP är 0,09 mg/MJ för viktade vedpannor:

$15\,421 \times 0,09 = 1,39$ g BaP släpps ut per år från husets vedpanna.

Antagande om skorstensutsläpp

Varje punktkälla, dvs panna, antas ha samma egenskaper och dessa är:

- Skorstenshöjd: 5 m
- Gastemperatur: 100°C
- Gasflödes hastighet: 1 m/s
- Ytter/innerdiameter skorsten: 0,8 m / 0,5 m

Utsläppsvariation

Det har i början av 2000-talet gjorts ett examensarbete av eldningsmönster i Vännäs [21]. I examensarbetet specificerades när och hur mycket eldning som generellt görs för varje eldningskategori, eg. lokaleldstäder, värmepannor, oljepannor mm. Resultaten från detta examensarbetet har antagits gälla i Stockholms län i nuläget. Fördelningen över dygn och årstid finns i Tabellerna 5 - 7. En sammanviktad fördelning har dock gjorts för värmepannor då ursprungsinformationen var separerad för miljögodkända respektive icke miljögodkända pannor.

Tabell 5. *Fördelning av förbränningen över året [21].*

Månad	Andel av förbränning
Januari	15
Februari	12
Mars	12
April	10
Maj	6
Juni	3
Juli	2
Augusti	3
September	4
Oktober	9
November	11
December	13

Tabell 6. Fördelning av förbränningen över dygnet för lokaleldstad/udda eldstad, oljepanna/gaspanna, pelletspanna/flispanna [21].

Timme (start)	Lokaleldstad/udda eldstad	Oljepanna/gaspanna	Pelletspanna/flispanna
00	0	4	0
01	0	4	0
02	0	4	0
03	0	4	0
04	0	4	0
05	0	4	8
06	0	4	8
07	0	4	8
08	0	4	8
09	0	4	0
10	0	4	0
11	0	4	0
12	0	4	0
13	0	4	0
14	3	4	0
15	3	4	0
16	3	4	0
17	22	4	17
18	22	4	17
19	22	4	17
20	22	4	17
21	0	4	0
22	0	4	0
23	0	4	0

Tabell 7. Fördelning av förbränningen över dygnet för vedpanna [21].

Timme (start)	Måndag-Fredag	Lördag	Söndag
00	0	0	0
01	0	0	0
02	0	0	0
03	0	0	0
04	0	0	0
05	9	9	9
06	9	9	9
07	9	9	9
08	9	9	9
09	2	2	2
10	2	2	2
11	2	2	2
12	3	3	4
13	3	3	4
14	3	3	3
15	0	0	0
16	3	3	3
17	3	3	3
18	10	10	10
19	10	10	10
20	10	10	10
21	10	10	10
22	0	0	0
23	0	0	0

Inventerad mängd BaP från vedkällor

I Stockholms län släpps det enligt inventeringen av lokala vedkällor årligen ut 93 kg BaP. I Helsingfors, som har 1,1 miljoner invånare, beräknades det släppas ut 196 kg BaP från vedkällor år 2014 [4]. Där står bastuförbränning för en stor del av förbränningen. Av de lokala utsläppen i Stockholm beräknas vedkällor bidra med ca 95 % av BaP.

Bens(a)pyren från trafik

Databasen för trafik underhålls kontinuerligt av SLB-analys, Där finns gaser såsom kväveoxider samt partikelhalter. Trafikmängderna uppdateras med hjälp av trafikmätningar och simuleringar. Emissionsfaktorerna för avgaspartiklarna som finns i trafikemissionsdatabasen är framtagna i ett större europeiskt samarbete i en handbok kallad HBEFA (nuvarande ver 3.3). En tidigare vetenskaplig studie applicerade en faktor för att få fram utsläppen av BaP [4]. Denna faktor användes även i denna och ger sambandet:

$$\text{BaP}_{\text{trafik}} = 0,000031 \times \text{PM}_{\text{avgas}}$$

I Stockholms län släpps det årligen ut 144 ton PM_{avgas} som därmed bidrar med 4,464 kg BaP enligt inventeringen. Det är i samma storleksordning som den tidigare studien där BaP-faktorn erhållits. I Helsingfors, som har 1,1 miljoner invånare, beräknades det släppas ut 138 ton avgaspartiklar år 2014. Av de lokala utsläppen i Stockholms län bidrar trafikällor med ca 5 % av BaP enligt beräkningarna.

Bens(a)pyren utifrån Stockholms län, regional bakgrund

I utsläpps databasen finns lokala vedkällor av BaP från kaminer och pannor i bostäder samt utsläpp av BaP via vägtrafik. Det som inte ingår är BaP som som färdas långväga och kommer från källor utanför Stockholms län. Därför har mätningar i bakgrundsmiljö långt från större lokala källor adderats till beräknade halter för att få en helhetsbild, d.v.s. beräknade totalhalter. De regionala bakgrundsmätningarna genomförs kontinuerligt av IVL och mätstationer finns på flera platser, Råö utanför Göteborg, Vavihill (2014 - 2015) och Hallahus (2016 - 2017) i närheten av Malmö. Dessutom har mätningar utförts vid Aspvreten (2014 - 2017) samt Norunda (2018), vilka är de stationer som är närmast Stockholm. Det antas i beräknade totalhalter att halterna som uppmätts i Råö, motsvarar den halten som kommer in utifrån länet till Stockholm. Aspvreten hade varit ett naturligt val av regional bakgrundsstation, då det ligger närmare Stockholm än Råö. Mätdata antyder tyvärr att lokala källor påverkat mätningarna eftersom halterna under sommarhalvåret är avsevärt högre än mätresultaten inne i Stockholm. Oavsett val av bakgrundsstation finns dock osäkerheter som förhärskande vindriktning, nedbrytning eller nedfall etc. men anses vara bästa möjliga antagande.

Beräkning av totalhalter bens(a)pyren i Stockholm

För att ta fram beräknade totalhalter har två olika tillvägagångssätt gjorts i detta projekt. Grundprincipen är att totalhalten av BaP är summan av lokal vedförbränning i kaminer och pannor, trafikutsläpp samt inkommande BaP från regional bakgrund. Det betyder alltså att större förbränning i t.ex. värmeverk inte ingår, men antas ge försumbart bidrag tack vare bra förbränningsteknik. Alla beräkningar har gjorts med en gaussisk modell. Gaussmodellen används för att beräkna halter av föroreningar 2 m ovan mark (öppet

landskap) eller tak (bebyggelse). Spridningen från varje enskild källa beskrivs i modellen med hjälp av en Gaussisk plymmodell (Airviro Dispersion). För gridstorlek, dvs. storleken på beräkningsrutorna användes ett beräkningsgrid med gridrutorna storlek 100 - 200 meter. Meteorologiska indata kommer från en mast i Högdalen, i södra Stockholms kommun. Beräkningarna som gjorts är:

1. Beräkningar över hela Stockholms län har gjorts med klimatologi som motsvarar ett meteorologiskt normalår. Inkommande bakgrundshalten var 5-årsmedelhalten från Råö. Detta ska motsvara halterna av BaP ett medelår för ett nuläge.
2. Beräkningar har gjorts med aktuell meteorologi har gjorts för vedkällor och trafikällor i ett område närmast mätstationerna i Ytterjärna, Enskede och i urban bakgrund. Inkommande bakgrundshalten var månadsvisa mätvärden hämtade från Råö år 2016 respektive år 2017. Dessa beräkningar har gjorts för att avgöra hur representativt året 2017 var samt för att kunna jämföra uppmätta halter med beräknade halter månadsvis.

Miljökvalitetsnormer och miljökvalitetsmål

Miljökvalitetsnormer syftar till att skydda människors hälsa och naturmiljön. Normerna är juridiskt bindande föreskrifter som har utarbetats nationellt i anslutning till miljöbalken. De baseras på EU:s regelverk om gränsvärden och vägledande värden [2].

Det nationella miljökvalitetsmålet Frisk luft är definierat av Sveriges riksdag [16]. Halterna av luftföroreningar ska senast till år 2020 inte överskrida lågrisknivåer för cancer eller riktvärden för skydd mot sjukdomar eller påverkan på växter, djur, material och kulturföremål. Miljökvalitetsnormerna fungerar som rättsliga styrmedel för att uppnå de strängare miljökvalitetsmålen. Miljökvalitetsmålen med preciseringar anger en långsiktig målbild för miljöarbetet och ska vara vägledande för myndigheter, kommuner och andra aktörer.

För närvarande finns miljökvalitetsnormer för kvävedioxid, partiklar (PM10 och PM2.5), bensen, kolmonoxid, svaveldioxid, ozon, bens(a)pyren, arsenik, kadmium, nickel och bly. Halterna av svaveldioxid, kolmonoxid, bensen, bens(a)pyren, partiklar (PM2,5), arsenik, kadmium, nickel och bly är så låga att miljökvalitetsnormer för dessa ämnen klaras i hela regionen.

Miljökvalitetsnormer och miljökvalitetsmål innehåller värden för halter av luftföroreningar både för lång och kort tid. Från hälsoskyddssynpunkt är det viktigt att människor både har en låg genomsnittlig exponering av luftföroreningar under längre tid (motsvarar årsmedelvärde) och att minimera antalet tillfällen då de exponeras för höga halter under kortare tid (dygns- och timmedelvärden). För att en miljökvalitetsnorm ska klaras får inget av normvärdena överskridas.

Bens(a)pyren

Tabell 8 visar gällande miljökvalitetsnorm och miljökvalitetsmål för bens(a)pyren (BaP) till skydd för hälsa. Värdena anges i enheten ng/m³ (nanogram per kubikmeter) och omfattar ett årsmedelvärde. I luftkvalitetsförordningen (2010:477) anges att det ska eftersträvas att bens(a)pyren inte förekommer i utomhusluft med mer än gränsvärdet som årsmedelvärde anges. I tidigare mätningar i Stockholms innerstad 2010 - 2011 har halterna understigit gränsvärdet med god marginal. Uppmätta halter var 0,08 - 0,2 ng/m³ [15].

Tabell 8. Miljökvalitetsnorm och miljökvalitetsmål för bens(a)pyren, BaP [2, 16].

Tid för medelvärde	Normvärde (ng/m ³)	Målvärde (ng/m ³)	Anmärkning
Kalenderår	1,0	0,1	Värdet ska eftersträvas att underskridas

Mätresultat

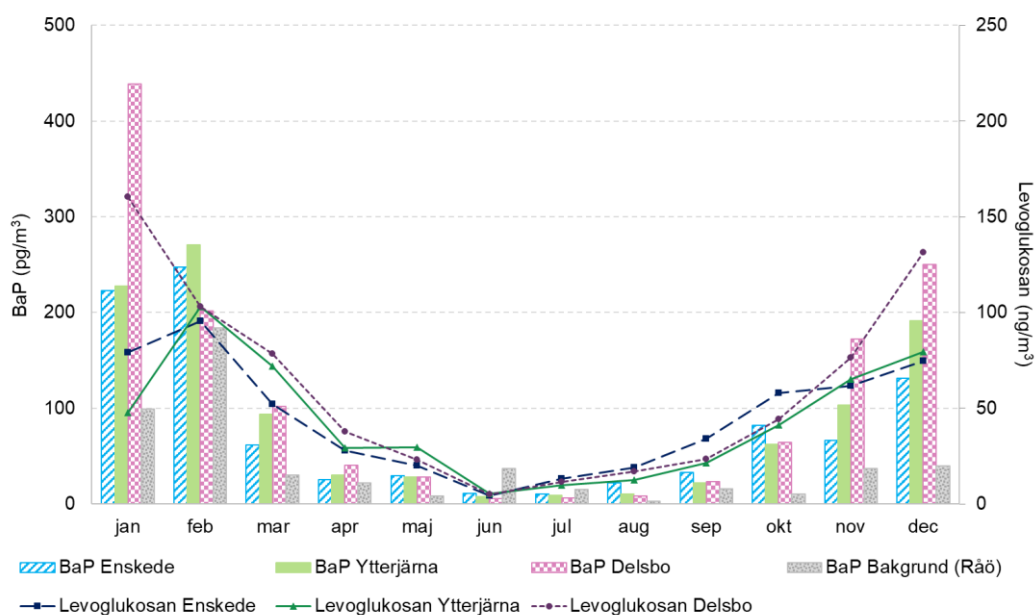
Resultat för 2017 – Enskede, Ytterjärna och Delsbo

Resultaten från mätningarna under 2017 i villaområden i Stockholm, Södertälje och Hudiksvalls kommun visar att årsmedelhalterna av bens(a)pyren ligger väl under normgränsen 1 ng/m³. Årsmedelvärdena kan utläsas i Tabell 9 - 11. Även miljömålet, 0,1 ng/m³, för bens(a)pyren klarades i Enskede och Järna under 2017. I Delsbo uppmättes däremot halter strax över miljömålet.

I Figur 5 visas en överblick av de viktigaste resultaten av mätningarna under 2017, halterna av BaP och levoglukosan. Det finns sammantaget starka indikationer på att biomassaförbränning är en viktig källa till halterna.

- Halterna av levoglukosan, som en huvudsaklig markör för biomassaförbränning men som inte finns i trafikgenererade utsläpp, samvarierar väldigt väl med uppmätta halter av BaP.
- Det finns en tydlig variation över året där högst halter uppmättes vintertid på samtliga mätplatser.
- Det är högre halter av både BaP och levoglukosan i Delsbo än i Enskede och Ytterjärna, vilket ger indikationer på att vedeldningen är en viktig källa då både Enskede och Ytterjärna är mer influerade av lokala trafikutsläpp.

Som jämförelse till mätningarna utförda inom detta projekt finns mätningar av BaP från IVL's mätningar i Råö, en mätstation som ligger i Kungsbacka på västkusten. Halterna vid Råö representerar regional bakgrund mätningarna därför att de ligger uppströms i den förhärskande vindriktningen. Det innebär att luftmassorna ofta färdas från Råö i mot Stockholm och Delsbo. Mätningar har dock även gjorts i Aspvreten, som ligger i samma riktning fast närmare mätplatserna. Mätningarna i Aspvreten visade avsevärt högre halter under sommaren än de som vi uppmätt inom detta projekt och vi bedömde därför att lokala utsläpp hade för stor inverkan på platsen för att den ska kunna användas som bakgrund. Som kan ses vid en jämförelse med mätdata från Råö samt de andra mätningarna (figur 5) inom miljöövervakningen ger även intransport d.v.s. icke-lokala källor ett betydande bidrag. Årsmedelhalten i Råö år 2017 var ca 0,04 ng/m³, vilket antyder att ca 40 - 50 % av den uppmätta halten BaP i SLBs mätningar kom utifrån.



Figur 5. Månadsvisa mätresultat av bens(a)pyren och levoglukosan för 2017. Jämförelse med mätvärden från IVL's mätningar vid Råö vid Kungsbacka (Regional bakgrund).

Tabell 9. Sammanställning av uppmätta halter som månads- och årsmedel för Enskede, Skönsmovägen. Samtliga analysresultat finns i bilagan.

ENSKEDE				
Månad	BaP [ng/m ³]	ΣPAH [ng/m ³]	Levoglukosan [ng/m ³]	ΣSockerarter [ng/m ³]
Januari*	0,22	5,25	79	86
Februari*	0,25	4,84	96	109
Mars*	0,06	1,57	52	57
April*	0,03	0,88	28	33
Maj	0,03	0,78	20	23
Juni	0,01	0,32	4	4
Juli	0,01	0,27	13	15
Augusti	0,02	0,49	19	22
September	0,03	0,71	34	40
Oktober	0,08	1,52	58	67
November*	0,07	1,79	62	69
December*	0,13	3,25	75	86
Årsmedel Enskede	0,08	1,81	45	51

*Medel av två analyser av första och andra månadshalvan.

Tabell 10. Sammanställning av uppmätta halter som månads- och årsmedel för Järna, Rödshipsstigen. Samtliga analysresultat finns i bilagan.

YTTERJÄRNA				
Månad	BaP [ng/m ³]	ΣPAH [ng/m ³]	Levoglukosan [ng/m ³]	ΣSockerararter [ng/m ³]
Januari*	0,23	5,57	48	61
Februari*	0,27	5,84	103	120
Mars*	0,09	2,22	72	83
April*	0,03	1,11	29	31
Maj	0,03	0,74	30	35
Juni	0,01	0,22	5	5
Juli	0,01	0,22	10	11
Augusti	0,01	0,25	12	15
September	0,02	0,59	21	24
Oktober	0,06	1,27	41	50
November*	0,10	2,31	65	74
December*	0,19	4,50	79	93
Årsmedel Järna	0,09	2,07	43	50

Tabell 11. Sammanställning av uppmätta halter som månads- och årsmedel för Delsbo, Ringvägen. Samtliga analysresultat finns i bilagan.

DELSBO				
Månad	BaP [ng/m ³]	ΣPAH [ng/m ³]	Levoglukosan [ng/m ³]	ΣSockerararter [ng/m ³]
Januari*	0,44	7,88	160	197
Februari*	0,20	4,47	103	123
Mars*	0,10	2,64	78	87
April*	0,04	1,26	38	48
Maj	0,03	0,94	23	27
Juni	0,01	0,24	5	5
Juli	0,01	0,23	11	13
Augusti	0,01	0,24	17	18
September	0,02	0,68	23	27
Oktober	0,06	1,44	44	53
November*	0,17	3,32	76	88
December*	0,25	5,22	131	161
Årsmedel Delsbo	0,11	2,38	59	70

*Medel av två analyser av första och andra månadshalvan.

Resultat för 2016 – Urban bakgrund i Stockholm

I urban bakgrund, på ett hustak på Södermalm i centrala Stockholm utfördes mätningar under 22 feb - 5 maj år 2016. Resultaten visar en kortsiktigare bild av halterna jämfört med årsmätningarna i de tre villaområdena. Fördelen med mätningarna i Stockholms urbana bakgrundsluft är att på samma mätplats finns även ett stort antal andra parametrar att jämföra halter med, både meteorologi och andra luftföroreningar. Mätresultaten kan läsas ur Tabell 12. Det finns många andra parametrar som mäts på samma plats men som inte redovisas i denna rapport. Notera att OPAH har analyserats i urban bakgrund. Dessa oxiderade PAH-er har identifierats som cancerframkallande, men kunskapen om dem lägre än för exempelvis BaP.

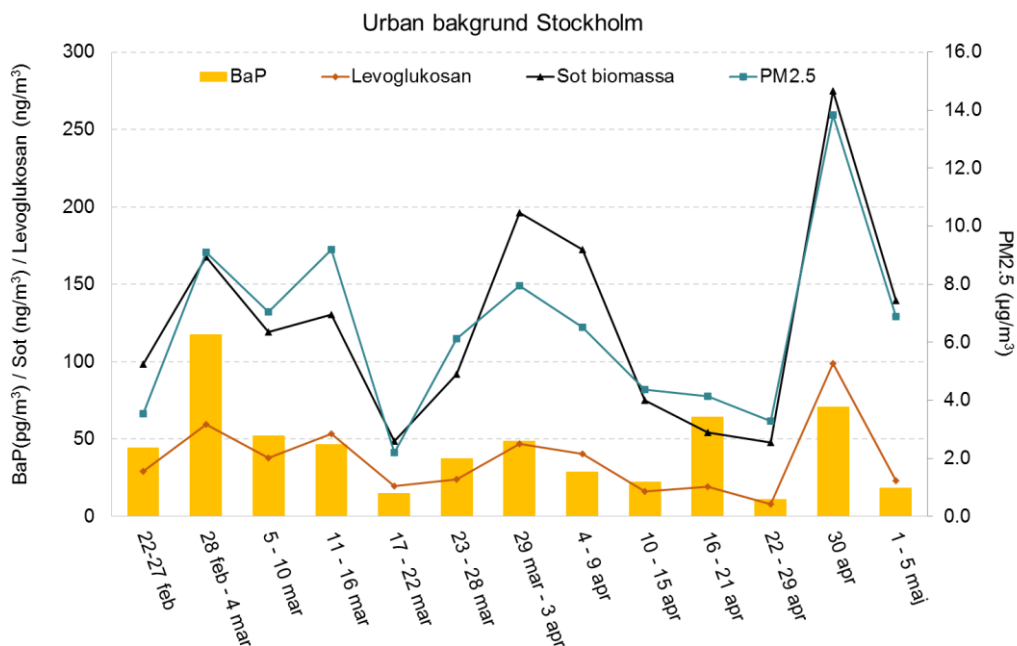
Tabell 12. Sammanställning av uppmätta halter för varje analyserat prov av BaP och levoglukosan. Jämförelse med utvalda andra luftkvalitetsmätningar vid samma mätplats, urban bakgrund på Södermalm i Stockholm.

URBAN BAKGRUND STOCKHOLM									
Start [m/d]	Stopp [m/d]	BaP [ng/m ³]	ΣPAH [ng/m ³]	OPAH [pg/m ³]	LG [ng/m ³]	ΣSocker [ng/m ³]	Sot _{bio} [ng/m ³]	Sot _{tot} [ng/m ³]	PM2.5 [μg/m ³]
02-22	02-28	0,044	1,00	185	29	33	98	407	3,5
02-28	03-05	0,118	2,70	503	59	66	168	695	9,1
03-05	03-11	0,052	1,28	205	38	43	119	520	7,0
03-11	03-17	0,046	1,09	308	54	64	131	611	9,2
03-17	03-23	0,015	0,42	112	19	23	48	266	2,2
03-23	03-29	0,037	1,06	178	24	28	92	390	6,2
03-29	04-04	0,048	1,22	171	47	55	196	723	7,9
04-04	04-10	0,029	0,78	125	41	46	172	638	6,5
04-10	04-16	0,022	0,58	105	16	19	75	439	4,4
04-16	04-22	0,064	1,16	166	19	22	54	279	3,9
04-22	04-30	0,011	0,44	93	8	10	48	324	4,5
04-30	05-01	0,071	2,17	647	99	117	275	592	8,0
05-01	05-06	0,018	0,57	161	23	27	140	497	6,9
Viktat medel		0,041	1,01	198	31	36	111	477	6

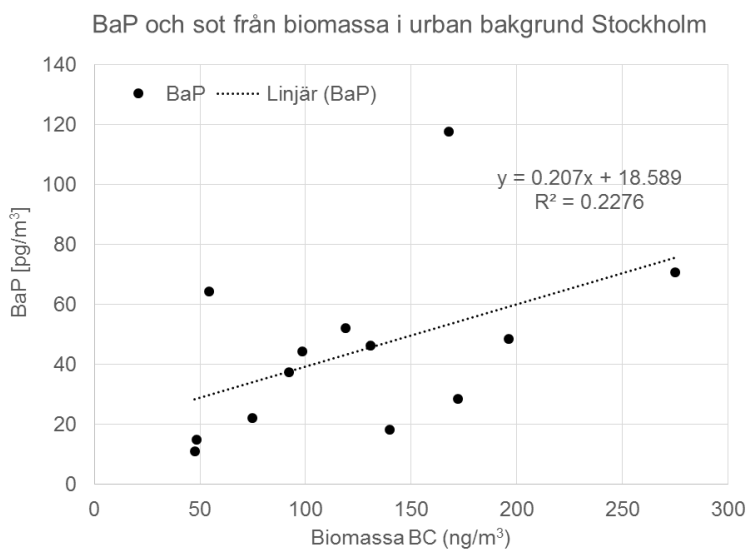
Det finns en samvariation mellan uppmätta halter av bens(a)pyren, sot från biomassa (biomassa BC), PM2.5 och levoglukosan i urban bakgrund under mätperioden, se Figur 6. Halterna ökar under Valborg den 30 april, där särskilt levoglukosan och biomassasot får ett rejält påslag.

Vid ytterligare analys av biomassasotets korrelation mot BaP respektive levoglukosan, se Figurer 7 och 8. I figurerna framgår tydligt att sambandet mellan halter av BaP och biomassasot är klart svagare än sambandet mellan levoglukosan och biomassasot. En möjlig förklaring till detta är att halterna av BaP till en betydande del även härstammar från andra källor än biomassaförbränning i stadsmiljö medan levoglukosan är en markör enbart från biogena källor.

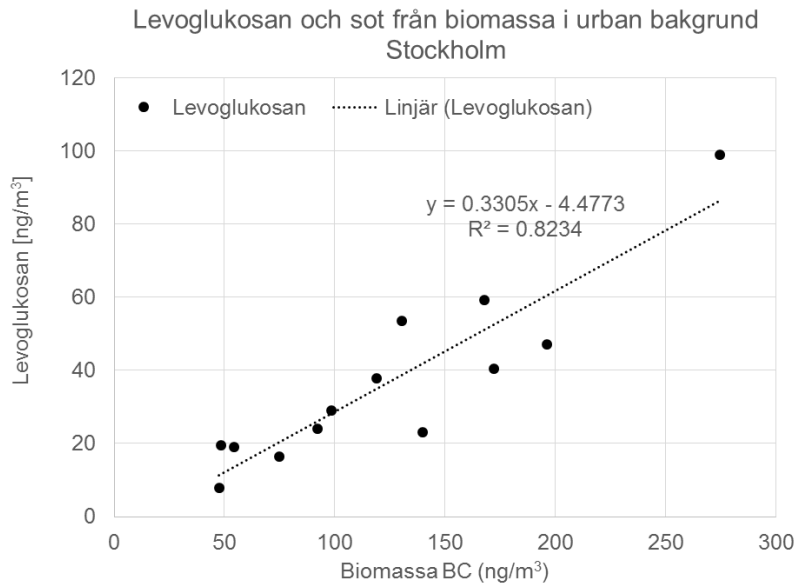
De parametrar som har en robust korrelation med levoglukosan delar mer sannolikt samma källa, i detta fall ved, än de som samvarierar mindre väl. Totala sothalten, biomassasot, PM10, PM2.5, NO_x, BaP, totalhalt PAH, oxiderade PAH'er (OPAH) har alla undersökts i detta avseende. Resultatet var att de mest tydliga korrelationen fanns mellan levoglukosan och PM2.5, biomassasot samt OPAH. Se Figurer 9-10 för samband mellan uppmätta halter av levoglukosan och PM2.5 respektive OPAH.



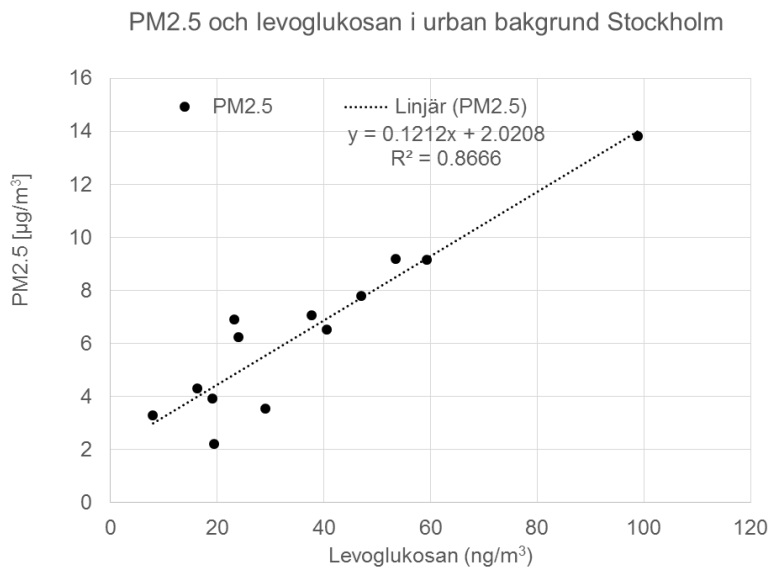
Figur 6. Mätresultat av bens(a)pyren, levoglukosan, sot från biomassa samt PM2.5 i urban bakgrund i Stockholm feb-maj 2016.



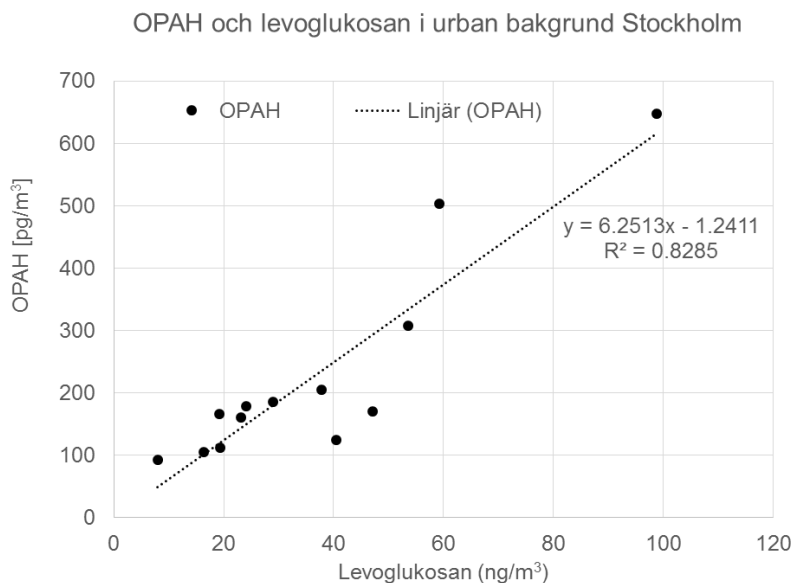
Figur 7. Samband mellan mätresultat av bens(a)pyren och biomassasot i urban bakgrund i Stockholm feb-maj 2016.



Figur 8. Samband mellan mätresultat av levoglukosan och biomassasot i urban bakgrund i Stockholm feb-maj 2016.



Figur 9. Samband mellan mätresultat av levoglukosan och PM2.5 i urban bakgrund i Stockholm feb-maj 2016.



Figur 10. Samband mellan mätresultat av levoglukosan och OPAH i urban bakgrund i Stockholm feb-maj 2016.

Bidrag från ved till totala partikelhalter

Vid mätstationen i urban bakgrund i Stockholm finns många andra mätinstrument för luftkvaliteten i drift och resultaten från dessa mätningar kan därför användas för att få ytterligare information om vedeldningen, se Tabell 13. Enligt mätningar av PM2.5, PM10, sot och relationer mellan uppmätta halter av levoglukosan kan det skattas att vedeldningen bidrog med ca 24 % av de totala sothalterna, 2,0 - 6,3 % av PM2.5 samt 0,7 - 2,8 % av PM10. Detta motsvarar 0,12 - 0,41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som vedeldningen bidrar med till partikelhalterna i urban bakgrund i Stockholm. Totala PM2.5 respektive PM10-halten var cirka 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ samt 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ under mätperioden.

Tabell 13. Sammanställning av uppmätta halter (feb-maj 2016) i relation till andra reglerade partikelhalter: PM2.5 och PM10. Referenserna som använts är [17, 18, 19, 20], vilka anger empiriskt framtagna relationer mellan levoglukosan och partikelhalter.

URBAN BAKGRUND STOCKHOLM	
Biomassabidrag till sot _{aeth} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	0,12
Biomassabidrag till PM2.5 _{ref} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	0,34
Biomassabidrag till PM10 _{ref} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	0,41
<hr/>	
Biomassa av total sothalt [%]	23 %
Biomassabidrag till PM2.5 _{aeth} [%]	1,9 %
Biomassabidrag till PM2.5 _{ref} [%]	6,1 %
Biomassabidrag till PM10 _{aeth} [%]	0,7 %
Biomassabidrag till PM10 _{ref} [%]	2,7 %

Liknande beräkningar kan göras för de övriga mätstationerna med avsevärt förenklade antaganden. Mätningar finns i regional bakgrund (sydost om Stockholm i Norr Malma) samt i urban bakgrund (Stockholm och Gävle). För PM10 är det ännu mer osäkert att anta att halter på andra platser än vid mätstationerna inom detta projekt är representativa. För PM2.5 kan däremot samband mellan uppmätta halter av levoglukosan [19] användas för en grov uppfattning om bidraget från vedeldning till totalhalten av PM2.5. Det görs genom att anta att den totala halten är mellan den uppmätta i regional bakgrund (högre skattning) och urban bakgrund (lägre skattning). För Delsbo finns ingen motsvarande regional bakgrund så där anges endast en lägre skattning av biomassabidrag till PM10-halterna, se tabell 14, då PM2.5 inte uppmätts i regionen utan endast i urban bakgrund.

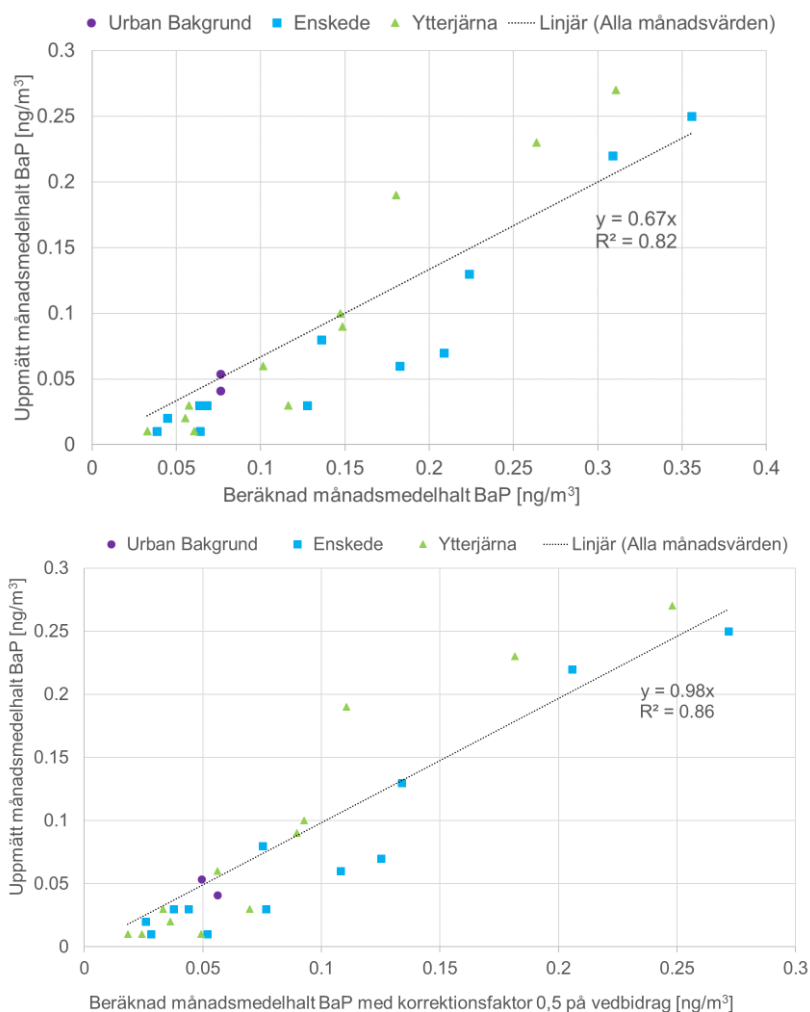
Tabell 14. Skattning av biomassabidrag till uppmätta halter av PM2.5/PM10 under 2017. Referensen som använts är [19] samt halter av PM2.5 respektive PM10 i urban och regional bakgrund.

BIOMASSABIDRAG TILL PARTIKELHALT	Lägre skattning [%] Urban bakgrund	Högre skattning [%] Regional bakgrund
Enskede (PM2.5)	11	17
Ytterjärna (PM2.5)	11	16
Delsbo (PM10)	9	-

Beräknade resultat

Korrektionsfaktor för vedutsläpp

Modellberäkningarna, som baseras på många antaganden och schablonerna, visade att de totala månadsmedelhalterna av BaP generellt överskattades med cirka 30 % jämfört med uppmätta halterna på mätplatserna. Därför valde vi att ta fram en korrektionsfaktor för vedutsläppen, då vi vet att osäkerheten är mycket stor. Beräknade och uppmätta totala månadshalter vid Enskede, Ytterjärna samt i urban bakgrund visas i Figur 11 före respektive efter korrektion av bidraget från lokala vedutsläpp. Det linjära sambandet visar att en korrektionsfaktor 0,5 behövdes för att uppmätta och beräknade totalhalter skulle stämma bäst överens. Det betyder alltså att vedutsläppen i emissionsdatabasen behövde reduceras till hälften. Alla efterföljande resultat baseras på korrigerade vedutsläpp utifrån dessa resultat.



Figur 11. Beräknade totala månadsmedelhalter före (övre delen) och efter (nedre delen) 50 % korrigerig av lokala vedkällors bidrag jämfört med uppmätta månadsmedelhalter vid Enskede, Ytterjärna och i urban bakgrund.

Totala halter av BaP över Stockholms län

Utifrån kartläggningen av olika pannor och kaminer i Stockholms län går det att beräkna halter av BaP i länet. Det finns ett värde i att utöver mätningarna genomföra en modellberäknad kartläggning av halterna. Då kan även ytterligare analyser göras där man exempelvis moderniserar kaminerna, förbättrar förbränningstekniken eller mer radikalt upprättar eldningsförbud under perioder. Det är ett effektivt sätt att få en uppfattning vilken effekt olika åtgärder eller förändringar skulle kunna påverka halterna. Inom ramen detta projekt ligger dock fokus främst på att upprätta en databas och utvärdera resultaten. Uppbyggnaden av emissionsdatabasen av lokala utsläpp beskrivs i avsnitt ”Modelleringar” s. 12.

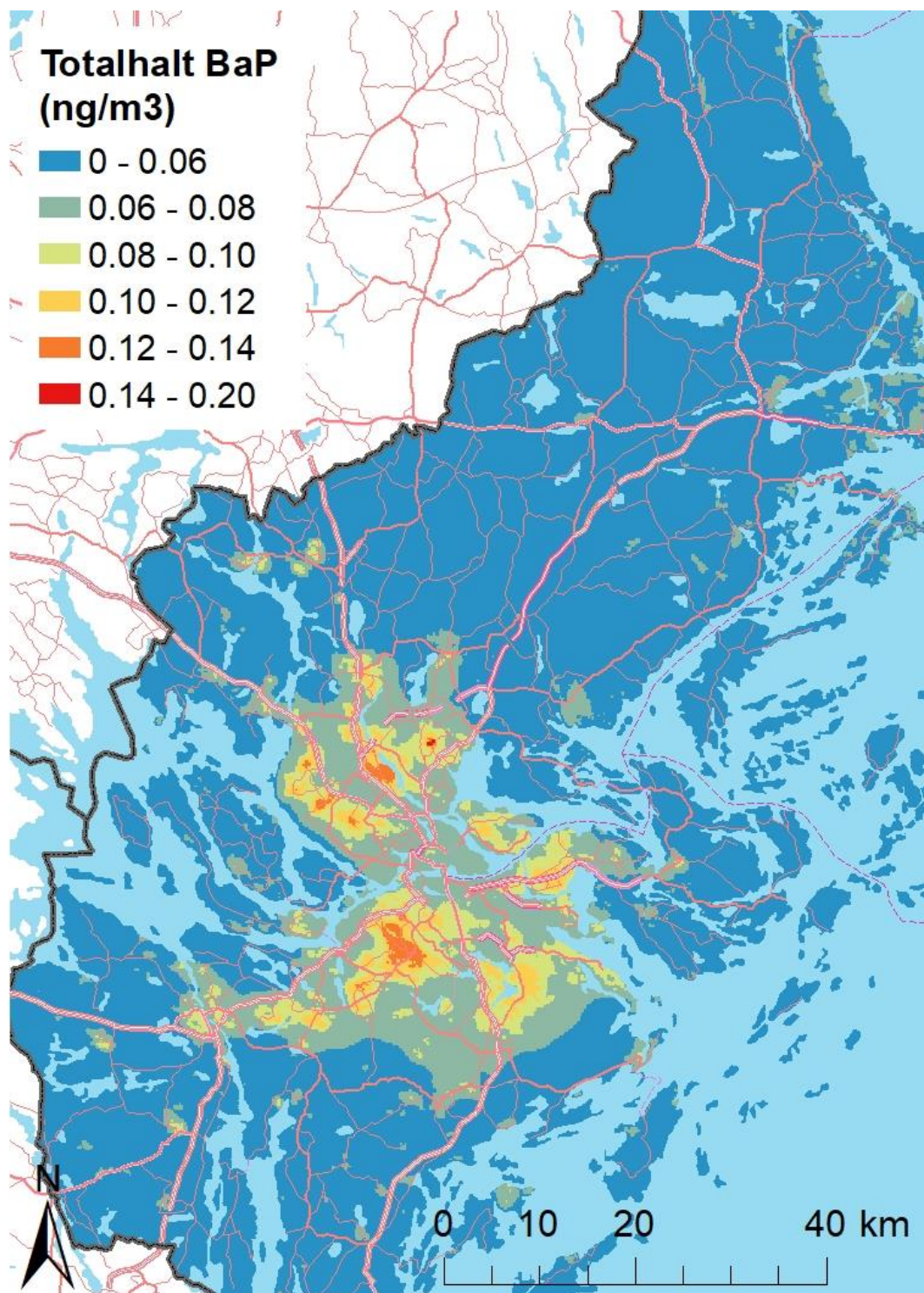
Figur 12 visar beräknade totalhalter av bens(a)pyren (BaP) i hela Stockholms län baserat på utsläppsinventeringen och regionala bakgrundhalter för 2014 - 2018. År 2017 var medelhalten i regional bakgrund exakt samma som 2014 - 2018, vilket innebär att mätåret i villaområdena var representativt för nuläget under ett flerårigt perspektiv. Det var därmed inget extremt år. Haltkartan baseras på modellberäkningar med meteorologi utifrån ett normalår.

Allra högst halter beräknades i Huddinge, Järfälla, Sollentuna, Täby och Stockholms kommun. Inom Stockholms kommun beräknades högst halter i delar av Spånga och Älvsjö/Herrängen. Samtliga beräknade halter är under miljö kvalitetsnormen för bens(a)pyren, som är $1,0 \text{ ng/m}^3$. Miljömålet $0,1 \text{ ng/m}^3$ beräknas klaras i större delarna av länet. Högsta halterna är i nivåer strax över miljömålet (ca $0,16 \text{ ng/m}^3$) och hittas i kranskommuner där villaområden finns. Det bör dock påpekas att de beräknade halterna ger en generell bild av verkligheten, där lokala hotspots med högre halter till följd av på individens eldningsmönster ej fångas. Kartläggningen kommer främst ha sin styrka i att försöka visa en helhetsbild av haltläget i länet och dess påverkan på befolkningens hälsa i stort.

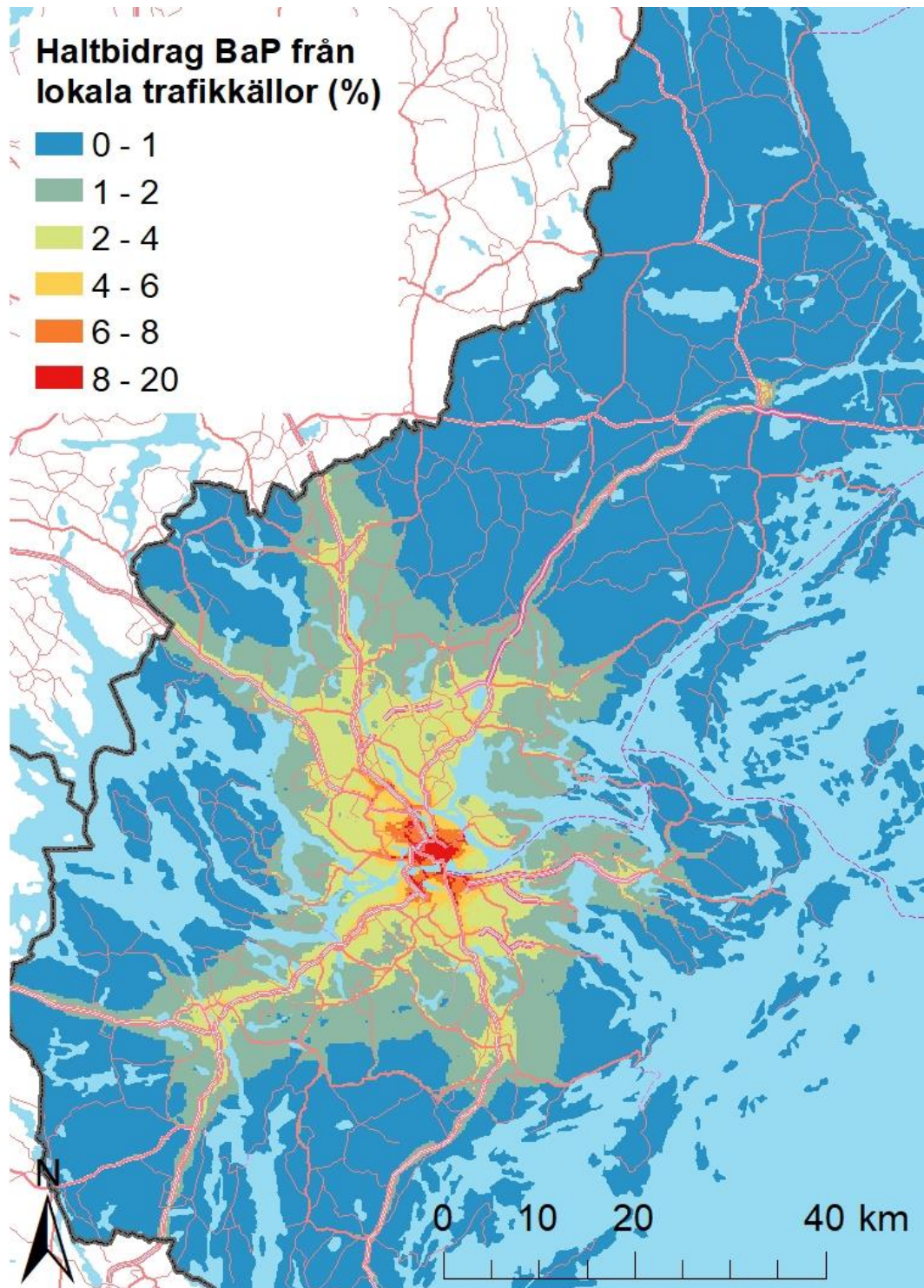
Spatial fördelning av halterna av BaP från vedkällor respektive trafik i Stockholms län

Figureerna 13 - 14 visar de beräknade haltbidragen av lokala vedkällor från kaminer och pannor respektive lokala trafikällor i länet. Resultatet anges som procentuell andel totala halten BaP. Analyser av utsläppssammansättningen visar att de lokala vedutsläppen bidrar med 95 % av utsläppen av BaP i Stockholms län medan trafikutsläppen står för 5 %. De lokala utsläppen från trafiken är relativt viktigare i innerstaden än de yttre delarna av Stockholms län.

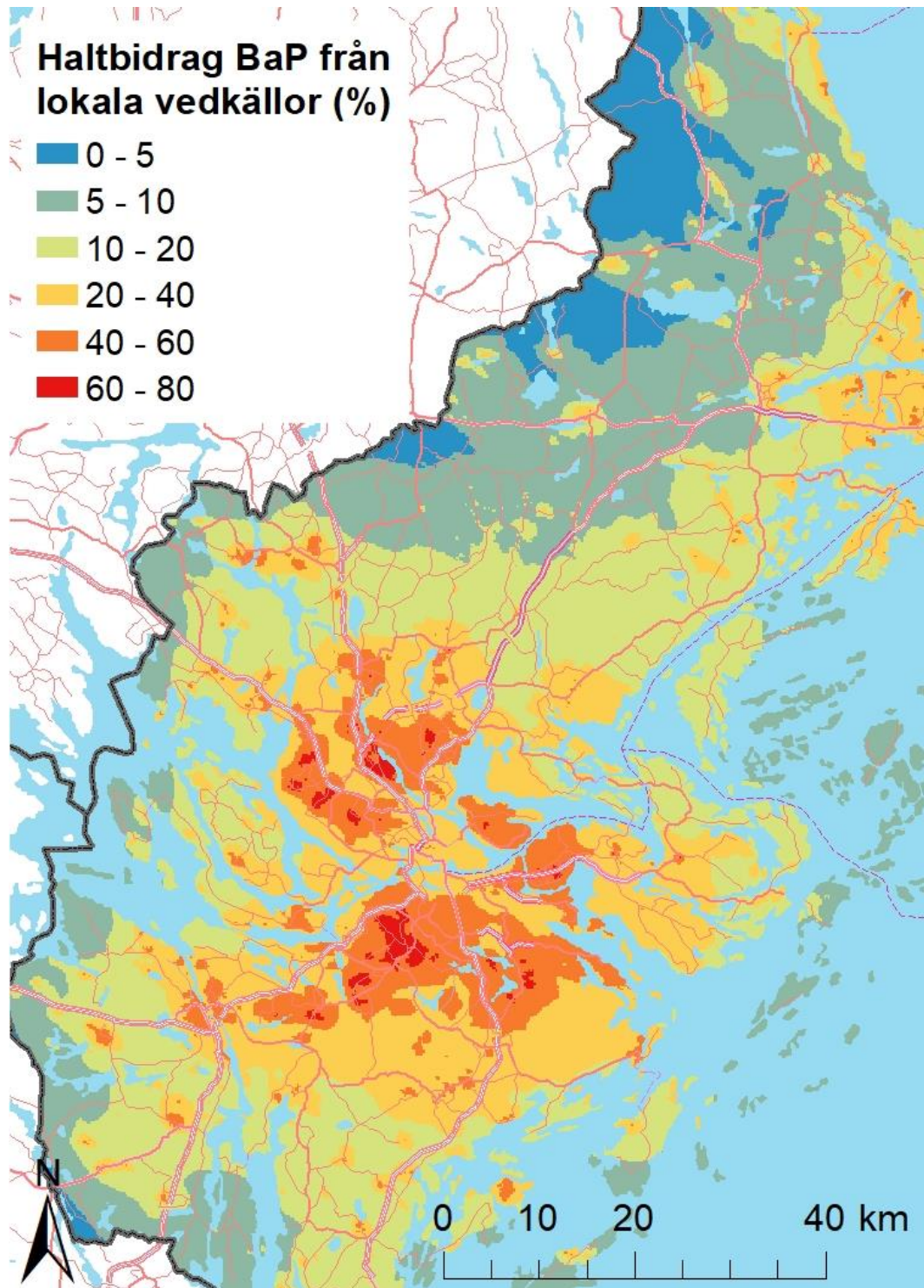
I avsnitt ” Beräknade haltbidrag från olika källor till halter av BaP i Stockholms län” redovisas det genomsnittliga haltbidraget i länet från lokal vedeldning, lokal vägtrafik samt intransport utifrån.



Figur 12. Beräknade totalhalter av bens(a)pyren i Stockholms län där regionala bakgrundshalten är en medelhalt av från Råö 2014-2018. Beräkningarna ska motsvara ett meteorologiskt normalår.



Figur 13. Beräknat bidrag från lokala trafikällor i Stockholms län till totala halterna av bens(a)pyren. Bidraget anges som procentuell andel.



Figur 15. Beräknat bidrag från lokala vedkällor (pannor och kaminer) i Stockholms län till totala halterna av bens(a)pyren. Bidraget anges som procentuell andel.

Beräknade halter av BaP vid mätplatserna Ytterjärna, Enskede och urban bakgrund i Stockholm

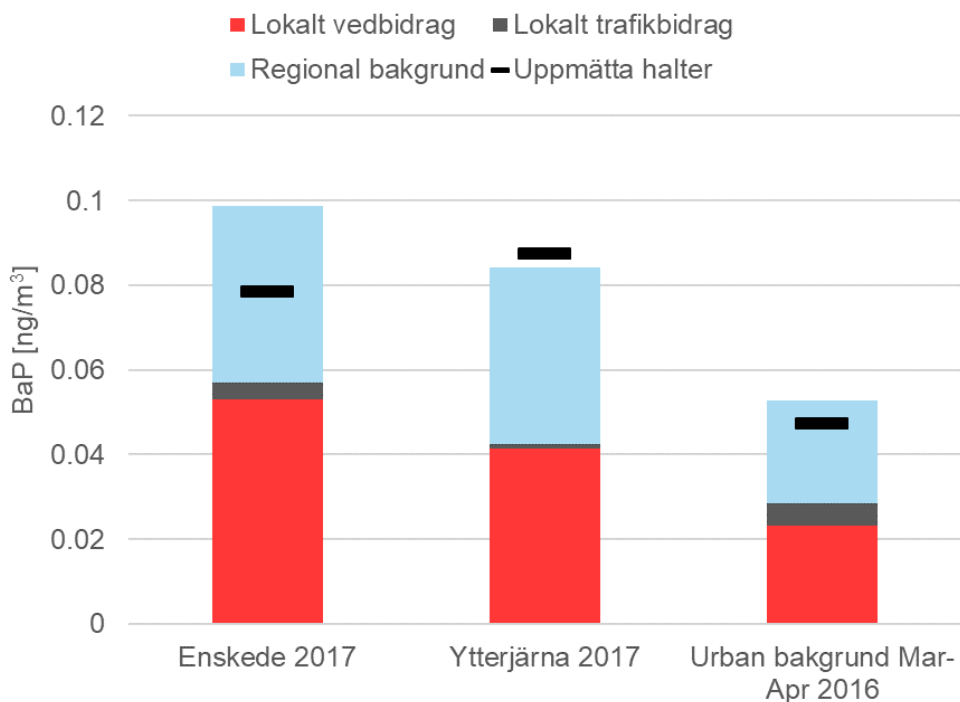
Beräknade totalhalter av BaP kan jämföras med uppmätta halter vid mätstationerna i Stockholms län, dvs. Enskede, Ytterjärna och i urban bakgrund. Tidserieberäkningar av BaP kring varje mätstation gjordes med en gaussmodell med en storlek av 100 m på beräkningsrutorna. Totalt var beräkningsytan ca 5,5 km². Meteorologin hämtades för den aktuella mätperioden från en 50 meter hög meteorologisk mast i Högdalen i södra Stockholm.

De beräknade årsmedelhalterna av BaP vid mätstationerna tillsammans med de uppmätta visas i Figur 16. I Figurerna 17 - 19 finns månadsvisa jämförelser mellan uppmätta och beräknade halter av BaP. I Enskede var den beräknade årsmedelhalten nästan identisk med den uppmätta. Ser man på månadsvisa värden i Figur 17 så är årsvariationen inte riktigt lika fluktuerande i halter i de beräknade värdena som de uppmätta och det beror mycket på de höga halterna som uppmättes i regional bakgrund under sommaren, som är mycket högre än de beräknade. På vintern underskattas halterna något i beräkningarna.

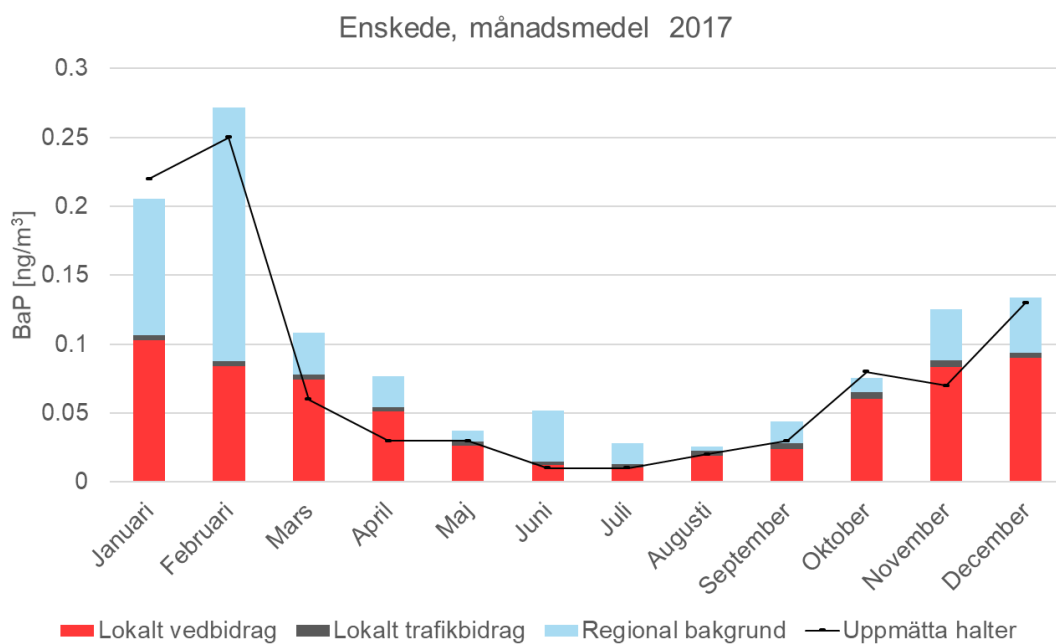
Årsmedelhalten som uppmättes i Ytterjärna är högre än den beräknade, se Figur 16 och 18. Det kan förklaras av att eldningsbeteendet hos de boende i området är annorlunda mot det schabloniserade. Det har inkommit information från lokalboende om att eldning är frekvent i området och att det eldas olika material förutom ved. Årsvariationen är liksom i Enskede mindre fluktuerande i beräknade halter jämfört med uppmätta, med högre beräknade halter under sommaren och lägre under vinter. En annan skillnad mot Enskede är att de lokala trafikbidraget till BaP i Ytterjärna beräknas vara avsevärt mindre, även om det är litet relativt de övriga källorna vid båda mätplatserna.

I urban bakgrund, se Figur 19, är det lokala trafikbidraget störst av de tre mätstationerna. Skillnaden mellan beräknad medelhalt och den uppmätta för mars-april är störst av de tre mätstationerna. Det kan delvis bero på att den regionala bakgrundshalten inte är helt tillförlitlig eller jämförbar med vår metod, då halterna bitvis varit högre i bakgrundsmiljö än i urban miljö samt i villaområdena. Utöver detta finns det givetvis felkällor i databasen för utsläpp av BaP inom regionen.

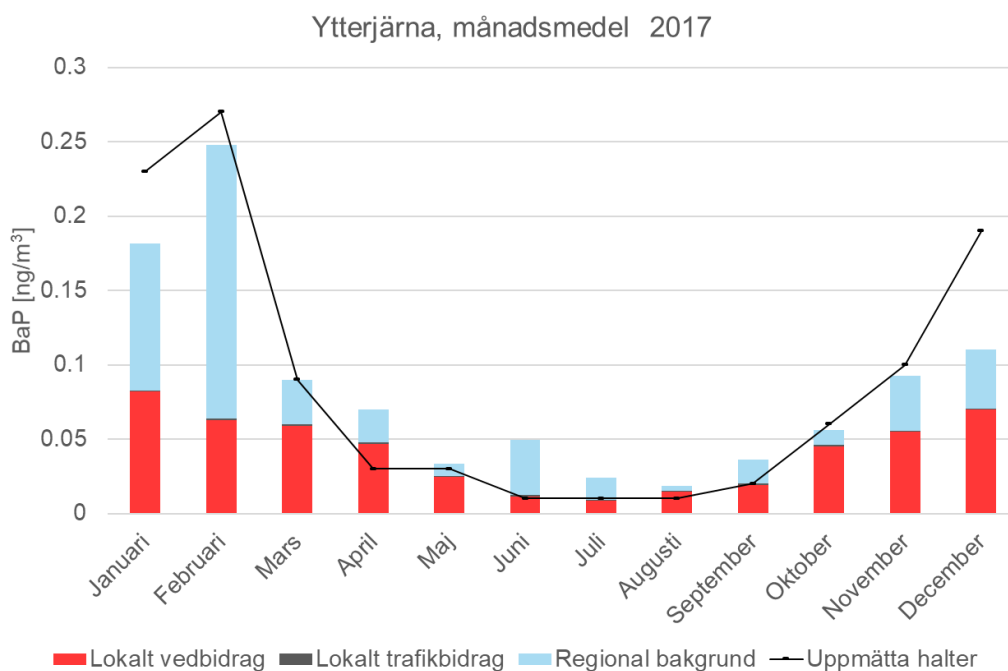
Sammantaget återspeglar beräknade värden en liknande årsvariation och liknande medelhalter som det beräknade inom vad man kan förvänta sig för en databas med schabloniserade utsläpp där individers beteenden har stor inverkan på resultatet. En viktig aspekt är också att intransport utifrån regionen inte kan förbises och att kvaliteten av dessa också är viktigt. En felkälla för dessa är den förhärskande vindriktningen, där nordliga vindar i detta fall kan innebära att bidraget från regionala bakgrund troligen överskattas.



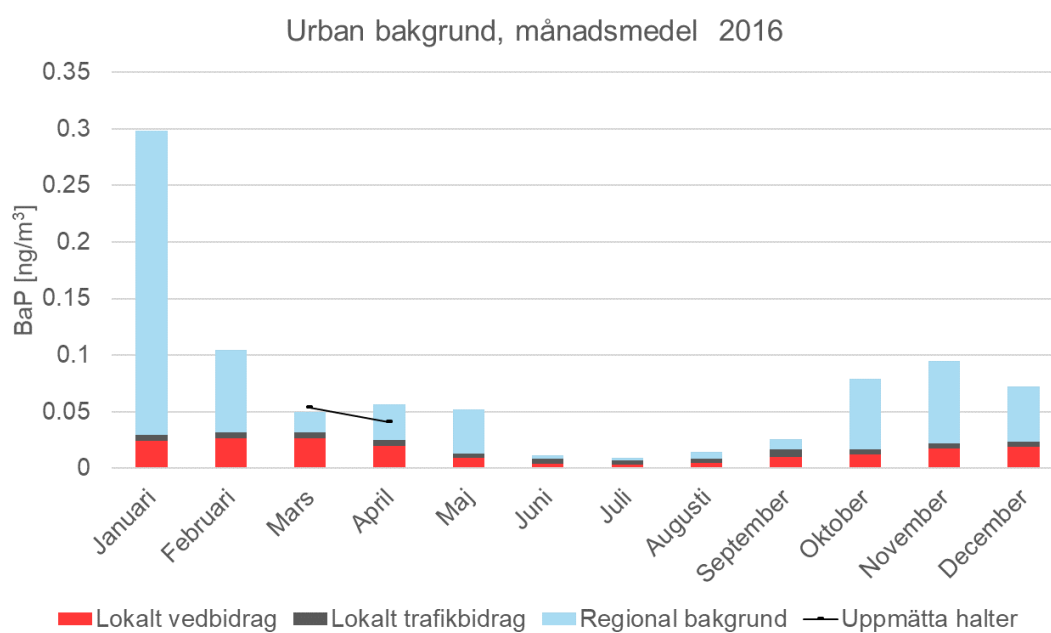
Figur 16. Beräknade totalhalter av bens(a)pyren jämfört med uppmätta värden vid de olika mätstationerna.



Figur 17. Beräknade månadsmedelhalter av bens(a)pyren jämfört med uppmätta värden vid mätstationen i Enskede.



Figur 18. Beräknade månadsmedelhalter av bens(a)pyren jämfört med uppmätta värden vid mätstationen i Ytterjärna.



Figur 19. Beräknade månadsmedelhalter av bens(a)pyren jämfört med uppmätta värden (mars-april) vid mätstationen i urban bakgrund på Södermalm.

Beräknade haltbidrag från olika källor till halter av BaP i Stockholms län

Utifrån beräkningarna kan det lokala bidraget av BaP från vedkällor och trafikällor respektive intransport utifrån utvärderas. Resultatet visas i Tabell 14. Enligt beräkningarna bidrar intransport utifrån Stockholms län med cirka 40 - 70 % av de uppmätta halterna. Av de lokala källorna är ved den viktigaste källan på alla mätplatserna inom Stockholms län. Lokala vedutsläpp bidrog till cirka 50 % av BaP-halterna vid de två mätstationerna i villaområden, Ytterjärna och Enskede. I urban bakgrund bestod det lokala bidraget till de uppmätta halterna av cirka 3/4 BaP från vedkällor och cirka 1/4 från trafikällor. I villaområdena var bidraget från trafik mycket litet, särskilt i Ytterjärna där det uppskattas vara endast ca 1 %.

Vid analys av beräknade halter över hela Stockholms län är bilden att intransport utifrån länet står för det i särklass största haltbidraget av de beräknade halterna av BaP med cirka 84 % bidrag. Trafiken bidrar med enstaka procent. Bidraget av vedkällor dominerande bland de lokala källorna liksom på mätplatserna. Det fanns andra potentiella mätplatser med större haltbidrag från vedkällor enligt beräkningar. Som exempel beräknades allra högst haltbidrag av BaP från ved till 0,11 i Täby, ungefär det dubbla mot mätstationen i Enskede. Osäkerheterna i beräkningarna är dock stora. Den beräknade totalhalten hamnar även i Täby på låga nivåer, klart under normgränsen för BaP. Notera även att beräkningarna för hela Stockholms län gäller för ett meteorologiskt normalår och att bakgrundhalten varierar mellan åren. Exempelvis varierade årsmedelhalten BaP vid Råö mellan 0,033 – 0,053 under åren 2014 - 2018.

Tabell 14. Beräknat haltbidrag till bens(a)pyren från olika källor.

Mätstation	Period	Lokala vedkällor	Lokal trafik	Regional bakgrund
Enskede	2017	54 %	4 %	42 %
Ytterjärna	2017	49 %	1 %	50 %
Urban bakgrund	2016	20 %	7 %	73 %
Urban bakgrund	Mars – April 2016	44 %	10 %	46 %
Medel Stockholms län	2014 - 2018	15 %	1 %	84 %

Befolkningsexponering

Flera av PAH-er är erkänt carcinogena ämnen, däribland bens(a)pyren. Det är vanligt att undersöka potensen, dvs. cancerrisken en och en för enskilda PAH-er, då genom *in vivo* studier. På Karolinska Institutet har nyligen även studier gjorts genom *in vitro* testning av sk. Mixture potency factors (MPF). Det innebär att samverkans effekter av ämnena också framgick i resultaten [22]. Vid beräkningar där MPF används får avsevärt större antal cancerfall än vid enskilda beräkningar. Inom detta projekt beräknas bäggedera.

En detaljerad beskrivning av metod finns att läsa i den vetenskapliga publikationen [22] där man först testat metoden för Stockholmsdata. Kortfattat beskrivet används 100 meter x 100 meter griddad nattbefolkningsdata över Stockholm tillsammans med de beräknade BaP-halterna från lokalt vedbidrag respektive trafikbidrag i varje ruta. Resultatet blir en befolkningsviktad halt. Meteorologin motsvarar ett meteorologiskt normalår. Den regionala bakgrundshalten antas vara samma i hela länet motsvarande 5-årsmedelhalten under 2014 - 2018 för Råö, som var samma som årsmedelhalten år 2017 då mätningarna pågick. BaP-halten viktas genom att använda PAH-profiler för varje källtyp, se Tabell 15. I den ingår fördelningen av 12 olika PAH-er för ved, trafik och regional bakgrund. Cancerrisken för varje PAH beräknas därefter genom att använda relativ riskfaktor (RPF) för varje PAH, också dessa finns i Tabell 15. Då fås antalet cancerfall enligt *in vivo* studier som står i Tabell 16. Beaktas även samverkans effekter mellan olika PAH-er, även kallad cocktaileffekt, så kan RPF cancerrisken räknas om med multi potency factor (MPF), i detta projekt 487 respektive 1094 hämtat från en tidigare studie i Stockholm utifrån mätresultat vid Stockholms universitet samt Söderledstunneln [22]. Resultaten från beräkningarna med MPF finns också i Tabell 16.

Om ingen samverkanfaktor används beräknas mindre än ett cancerfall per år i Stockholms län, med sina cirka 2 miljoner invånare, bero på partikelburna PAH-er. Om samverkans effekt tas i beaktning tros 217 cancerfall bero på exponering för partikelburna PAH-er ett medelår i Stockholm. Enligt Socialstyrelsen registrerades 3432 lungrelaterade cancerfall (lunga, luftstrupe, bronker) under åren 2014 - 2017, vilket innebär att ungefär 28 % av lungrelaterade cancerfallen skulle kunna bero på PAH. Av dessa beräknas 54 % bero på intransport av PAH-er utifrån länet, 45 % på lokala vedkällor och resterande 1 % på lokala utsläpp från biltrafik.

Tabell 15. PAH-profiler som antagits för olika källor; trafik, ved och intransport utifrån regional bakgrund. Även använd Relative Potency Factor, RPF.

PAH	Trafik [%]	Ved [%]	Regional bakgrund [%]	RPF
B[a]P	17.25	13.82	12.56	1
DBaP	0.49	0.21	0.18	30
BbF	17.66	23.76	22.92	0.8
BkF	6.62	11.37	9.26	0.03
DB(a,h)A	0.69	1.89	2.34	10
I(1,2,3-cd)P	7.81	10.39	12.48	0.07
DB(a,h)P	0.08	0.06	0.18	0.9
DB(a,i)P	0.17	0.30	0.59	0.6
DB(a,e)P	1.04	1.41	2.08	0.4
B(e)P	19.32	17.11	14.48	0.002
Coronene	9.00	5.53	7.73	0.01
B(g,h,i)P	19.88	14.15	15.19	0.009

Tabell 16. Beräknat antal cancerfall i Stockholms län med beräkningar utan (RPF) och med samverkans effekter (MPF)

Beräkningametod	Lokala vedkällor	Lokal trafik	Regional bakgrund	Total
RPF	0,4	0,02	0,5	0,9
MPF	97	4	116	217
	45 %	1 %	54 %	100 %

Referenser

1. Stockholms Läns Landsting (SLL), Miljö- och hållbarhetsbidrag, kontakter Rebecka Frej och Christina Larsson
2. Förordning om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft, Luftkvalitetsförordning (2010:477). Miljödepartementet 2010, SFS 2010:477.
3. Identifiering av potentiella riskområden för höga halter av benso(a)pyren SMHI-rapport 159, 2015.
4. Hellén, H., Kangas, L., Kousa, A., Vestenius, M., Teinilä, K., Karppinen, A., Kukkonen, J., Niemi, J. V.: Evaluation of the impact of wood combustion on benzo[a]pyrene (BaP) concentrations; ambient measurements and dispersion modeling in Helsinki, Finland. *Atmos. Chem. Phys.*, 17, 3475-3487, 2017.
5. Lim, H., Mattsson, Å., Jarvis, I.W.H., Bergvall, C., Bottai, M., Morales, D.A., Kummrow, F., Umbuzeiro, G.A., Stenius, U., Westerholm, R., and Dreij, K.: Detection of benz[j]aceanthrylene in urban air and evaluation of its genotoxic potential, *Environ. Sci. Technol.*, 49, 3101-3109, doi:10.1021/es505458g, 2015.
6. Nyström, R., Sadiktsis, I., Ahmed, T.M., Westerholm, R., Koegler, J.H., Blomberg, A., Sandström, T., and Boman, C.: Physical and chemical properties of RME biodiesel exhaust particles without engine modifications, *Fuel*, 186, 261-269, doi:10.1016/j.fuel.2016.08.062, 2016.
7. Ahmed, T.M., Bergvall, C., Åberg, M., and Westerholm, R.: Determination of oxygenated and native polycyclic aromatic hydrocarbons in urban dust and diesel particulate matter standard reference materials using pressurized liquid extraction and LC-GC/MS, *Anal. Bioanal. Chem.*, 407, 427-438, doi:10.1007/s00216-014-8304-8, 2015.
8. Sadiktsis, I., Koegler, J.H., Benham, T., Bergvall, C., and Westerholm, R.: Particulate associated polycyclic aromatic hydrocarbon exhaust emissions from a portable power generator fueled with three different fuels – A comparison between petroleum diesel and two biodiesels, *Fuel*, 115, 573-580, doi:10.1016/j.fuel.2013.07.062, 2014.
9. Olsson, P., Sadiktsis, I., Holmbäck, J., och Westerholm, R.: Class separation of lipids and polycyclic aromatic hydrocarbons in normal phase high performance liquid chromatography – A prospect for analysis of aromatics in edible vegetable oils and biodiesel exhaust particulates, *J. Chromatogr. A.*, 1360, 39-46, doi:10.1016/j.chroma.2014.07.064, 2014.
10. Mashayekhy Rad, F., Spinicci, S., Silvergren, S., Nilsson, U., och Westerholm, R.: Validation of a HILIC/ESI-MS/MS method for the wood burning marker levoglucosan and its isomers in airborne particulate matter, *Chemosphere*, 211, 617-623, doi:10.1016/j.chemosphere.2018.07.188, 2018.
11. Identifiering av potentiella riskområden för höga halter av benso(a)pyren, Nationell kartering av emissioner och halter av B(a)P från vedeldning i småhusområden, SMHI-rapport 159, 2015.

12. Beräkningar av emissioner och halter av benso(a)pyren och partiklar från småskalig vedeldning. Luftkvalitetsmodellering för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner, SMHI-rapport 29, 2018.
13. Kartläggning och analys av utsläpp från vedeldning. Redovisning av regeringsuppdrag. Naturvårdsverket-rapport 2019.
14. Vedrök i Västerbotten – mätningar, beräkningar och hälsokonsekvenser. SMHI-rapport 156, 2014.
15. Luften i Stockholm. Årsrapport 2012, SLB-analys, SLB-rapport 1:2012.
16. Miljökvalitetmål: <http://www.miljomal.se/>
17. Pfeffer, U., Breuer, D., Gladke, T.J., Shuck: Contribution of wood burning to the exceedance of PM10 limit values in North Rhine-Westphalia, Kleinfeuerungen 6, 2013.
18. Szidat, S., Prévôt, A.S.H., Sandradewi, J., Alfarra, M.R., Synal, H.A., Wacker, L., Baltensperger, U.: Dominant impact of residential wood burning on particulate matter in Alpine valleys during winter, Geophysical Research Letters 34, 2007
19. Maenhaut, W., Vermeylen, R., Claeys, M., Vercauteren, J., Matheussen, C. & Roekens, E.: Assessment of the contribution from wood burning to the PM10 aerosol in Flanders, Belgium, Science of the Total Environment, vol. 437, 226-236, 2012.
20. Puxbaum, H., Caseiro, A., Sánchez-Ochoa, A., Kasper-Giebl, A., Claeys, M., Gelencsér, A., Legrand, M., Preunkert, S. & Pio, C.: Levoglucosan levels at background sites in Europe for assessing the impact of biomass combustion on the European aerosol background, Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012), vol. 112, no. D23, 2007.
21. Andersson, L.: Eldningsmönster för hushåll i Vännäs med småskalig förbränning av biobränsle”, Umeå Universitet MH 2000:28, 2000.
22. Dreij K., Mattsson, Å., Jarvis, I. W. H., Lim, H., Hurkmans, J., Gustafsson, J., Bergwall, C., Westerholm, R., Johansson, C., Stenius, U.: Cancer potency risk assessment of airborne PAHs based on in vitro mixture potency factors, Environmental Science and Technology 51, 8805-8814, 2017.

SLB- och LVF-rapporter finns att hämta på: www.slb.nu

Bilagor

Bilaga 1. Analyserade PAH-er, förkortning och CAS-nummer

PAH	CAS	Förkortning	PAH	CAS	Förkortning
Dibenzothiophene	132-65-0	DBT	Benzo[a]pyrene	50-32-8	B[a]P
Phenanthrene	85-01-8	Phe	Perylene	198-55-0	Per/p
Anthracene	120-12-7	Ant/A	Dibenzo[a, <i>l</i>]anthracene	224-41-9	DB[a, <i>l</i>]A
3-Methylphenanthrene	832-71-3	3-MPhe	Benzo[<i>b</i>]triphenylene (Dibenzo[a, <i>c</i>]anthracene)	215-58-7	DB[a, <i>c</i>]A
2-Methylphenanthrene	2531-84-2	2-MPhe	Dibenzo[a, <i>h</i>]anthracene	53-70-3	DB[a, <i>h</i>]A
2-Methylantracene	613-12-7	2-MAnt	Benzo[<i>b</i>]chrysene	214-17-5	B[<i>b</i>]Chr
9-Methylphenanthrene	883-20-5	9-MPhe	Picene	213-46-7	Pic
1-Methylphenanthrene	832-69-9	1-MPhe	Indeno[1,2,3- <i>cd</i>]pyrene	193-39-5	I[1,2,3- <i>cd</i>]P
1,7-Dimethylphenanthrene	483-87-4	1,7-DMPhe	Benzo[<i>ghi</i>]perylene	191-24-2	B[<i>ghi</i>]p
4 <i>H</i> -Cyclopenta[<i>def</i>]phenanthrene	203-64-5	4 <i>H</i> -CPP	Dibenzo[<i>def,mno</i>]chrysene (Anthanthrene)	191-26-4	Anthan
Fluoranthene	206-44-0	Flu/F	Naphtho[2,3- <i>e</i>]acephenanthrylene (Dibenzo[<i>b,k</i>]fluoranthene)	205-97-0	DB[<i>b,k</i>]F
Pyrene	129-00-0	Pyr/P	Dibenzo[<i>def,p</i>]chrysene (Dibenzo[a, <i>l</i>]pyrene)	191-30-0	DB[a, <i>l</i>]P
1-Methylfluoranthene	25889-60-5	1-MFlu	Naphtho[1,2,3,4- <i>def</i>]chrysene (Dibenzo[a, <i>e</i>]pyrene)	192-65-4	DB[a, <i>e</i>]P
3-Methylfluoranthene	1706-01-0	3-MFlu	Coronene	191-07-1	Cor
7 <i>H</i> -Benzo[<i>c</i>]fluorene	205-12-9	B[<i>c</i>]f	Benzo[<i>rst</i>]pentaphene (Dibenzo[a, <i>l</i>]pyrene)	189-55-9	DB[a, <i>l</i>]P
4-Methylpyrene	3353-12-6	4-MPyr	Dibenzo[<i>b,def</i>]chrysene (Dibenzo[a, <i>h</i>]pyrene)	189-64-0	DB[a, <i>h</i>]P
1-Methylpyrene	2381-21-7	1-MPyr	7,12-Dimethylbenzo[<i>a</i>]anthracene	57-97-6	7,12-DMBA
Benzo[<i>c</i>]phenanthrene	195-19-7	B[<i>c</i>]Phe	Benzo[<i>e</i>]acephenanthrylene (Benzo[<i>b</i>]fluoranthene)	205-99-2	B[<i>b</i>]F
Benzo[<i>ghi</i>]fluoranthene	203-12-3	B[<i>ghi</i>]F	Benzo[<i>k</i>]fluoranthene	207-08-9	B[<i>k</i>]F
Benzo[<i>a</i>]anthracene	56-55-3	B[<i>a</i>]A	Benzo[<i>j</i>]fluoranthene	205-82-3	B[<i>j</i>]F
Triphenylene	217-59-4	Tphe	Benzo[<i>a</i>]aceanthrylene (Benzo[<i>a</i>]fluoranthene)	203-33-8	B[<i>a</i>]F
Chrysene	218-01-9	Chr	Benzo[<i>j</i>]aceanthrylene	202-33-5	B[<i>j</i>]A
3-Methylchrysene	3351-31-3	3-MChr	Benzo[<i>e</i>]pyrene	192-97-2	B[<i>e</i>]P
6-Methylchrysene	1705-85-7	6-MChr			
5-Methylchrysene	3697-24-3	5-MChr			

Bilaga 2. Analyserade OPAH-er, förkortning och CAS-nummer

OPAH	CAS	Förkortning
Benzo[a]anthracene-7,12-dione	2498-66-0	B[a]AQ
9,10-Anthracenedione (9,10-Anthraquinone)	84-65-1	AQ
4 <i>H</i> -cyclopenta[<i>def</i>]phenanthren-4-one	5737-13-3	CPPQ
7 <i>H</i> -Benzo[<i>de</i>]anthracen-7-one (Benzanthrone)	82-05-3	BAQ

Bilaga 3. Beskrivning av kontinuerliga mätstationer vars data har använts i projektet



Torkel Knutssonsgatan. Mätpunkt ca 20 m över gatunivå samt meteorologisk mast ca 36 m över gatunivå. Innerstadsmiljö med till övervägande del fjärrvärmeuppvärmda bostäder.

Hornsgatan passerar ca 250 m norr om mätplatsen, och trafikeras där av ca 13 000 fordon per årsmedeldygn.

Mätparametrar: PM10, PM2.5, SO₂, O₃, NO₂, NO_x, sot, temperatur, vindriktning, vindhastighet, globalstrålning, relativ fuktighet, nederbörd, lufttryck

Typ av station: Urban bakgrund, meteorologi.



Norr Malma. Mätpunkt 3 m över öppen mark samt 24 m hög meteorologisk mast. Mätplatsen är belägen på landsbygden, ca 15 km nordväst om Norrtälje tätort. Varken bostadsområden eller nämnvärd fordonstrafik finns.

Mätparametrar: PM10, PM2.5, NO₂, NO_x, O₃, temperatur, vindriktning, vindhastighet, globalstrålning, relativ fuktighet, nederbörd.

Typ av station: Regional bakgrund, meteorologi.



Högdalen, 50 m hög meteorologisk mast belägen i ett förortsområde i södra Stockholm.

Mätparametrar: temperatur, vindriktning, vindhastighet, globalstrålning, relativ fuktighet, nederbörd.

Typ av station: Meteorologi.

Bilaga 4. Instrument och mätprinciper

Mätparametrar	Instrument	Mätprincip
PM10, PM2.5	Thermo SCIENTIFIC TEOM (Series 1400ab)	Gravimetrisk metod där man i TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) – instrumentet avskiljer partiklarna på ett filter placerat på toppen av en oscillerande glaskropp. Frekvensen hos den ihåliga glaskroppen förändras proportionellt med massförändringen på filtret.
NO och NO₂	Environnement S.A (AC31M-LCD)	Luminiscens metod. Kemiluminescensmetoden utnyttjar kemiska reaktioner som ger upphov till en ljus utveckling. Instrumentet utnyttjar den snabba reaktionen mellan NO och ozon (O ₃), vilket sker under kemiluminescens. Ljusintensiteten är proportionell mot NO koncentrationen och kan mätas med stor noggrannhet. För att instrumentet även skall kunna mäta den totala halten NO _x (NO + NO ₂) så måste provtagningsluften passera en NO ₂ till NO konverter, vanligtvis innehållande Molybden, innan den tas in i mätcellen. I mätcellen tillförs ozon under lågt tryck för att uppnå högsta möjliga ljusutbyte i den kemiska reaktionen. Ljusintensiteten detekteras av en fotodetektor i form av ett fotomultiplikatorvacuumrör som har förmåga att kunna detektera enskilda fotoner. Fotodetektorn ger en förstärkt elektronisk spänningssignal som är proportionell mot NO _x och NO koncentrationen i mätcellen. Instrumentet beräknar NO ₂ -koncentrationen genom att subtrahera NO _x signalen med NO signalen.
Sot ("Black Carbon")	Magee Scientific Aethalometer Modell AE33	Optiskmetod där attenueringen av ljus vid sju olika våglängder (370, 470, 520, 590, 660, 880, och 950 nm) efter passage genom ett filter med insamlade partiklar uppmäts. Mätningen vid 880 nm representerar koncentrationen av sotpartiklar (black carbon). Instrumentet använder s k dual spot teknik, vilket innebär att värdena kontinuerligt korrigeras för olinjära effekter vid hög filterbelastning (låg transmittans).
Massan av partiklar i 6 fraktioner PM0.5 PM1 PM2.5 PM5 PM10 TPM	Grimm OPC180 (Optical Particle Counter)	Optisk metod. OPC (Optical Particle Counter). Den optiska cellen i mätkammaren består av en laser, när en partikel träffas av laserstrålen sprids en viss mängd ljus 90 grader från strålens riktning, där sitter en spegel som skickar strålen till mottagaren, intensiteten varierar med storleken på partikeln. Varje partikel placeras i ett av 31 storlekskanaler, från 0,3 µm till 32 µm i diameter. Partiklarna antas vara sfäriska med samma densitet. Grimm kan inte bestämma densiteten utan antar en densitet och från volymen och flödet beräknas massan och därmed koncentrationen i massa per kubikmeter, µg/m ³ för var och en av de 31 kanalerna. Grimm EDM-180 har ett mätflöde på 1,2 liter per minut, insuget är inte uppvärmt utan torkar mätluften genom att flöda torr luft på utsidan av mätluften som är separerat av ett membran (Nafion) som endast släpper igenom fukt och på så vis torkas luften till under 20 % relativ fuktighet.

