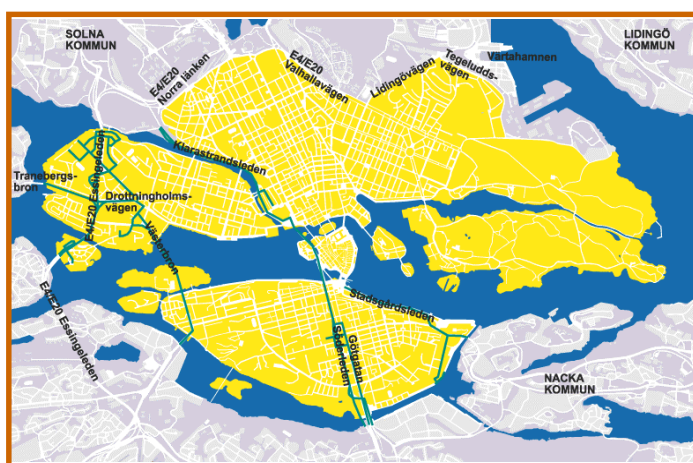


Stockholms miljözon



EFFEKTER PÅ LUFTKVALITET 2000

MILJÖFÖRVALTNINGEN I STOCKHOLM, APRIL 2001

Stockholms miljözon



EFFEKTER PÅ LUFTKVALITET 2000

Lars Burman och Christer Johansson vid Stockholms Luft- och Bulleranalys,
Miljöförvaltningen Stockholm.

Stockholm i april 2001

Stockholms Luft- och Bulleranalys.
Avd för miljöövervakning
Miljöförvaltningen
Box 38024
100 64 Stockholm

<http://www.slb.mf.stockholm.se/miljo/>
tel. 08 – 508 28 800 (vx MF)
tel. 08 – 508 28 880 (avd exp)
fax 08 – 508 28 991

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	<u>Sida</u>
SAMMANFATTNING.....	4
1. BAKGRUND.....	5
2. INLEDNING.....	5
3. MILJÖKLASSER OCH MILJÖZONSBESTÄMMELSER.....	6
4. EMISSIONS- OCH SPRIDNINGSMODELLER.....	7
Emissionsdatabasen och EVA-modellen.....	7
Spridningsmodell.....	8
5. BERÄKNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR.....	9
Tung trafik i miljözonen 2000.....	9
Beräkningsmetodik.....	11
6. EMISSIONSBERÄKNINGAR	13
7. INVERKAN PÅ LUFTKVALITET.....	16
Den lokala vägtrafikens bidrag till halterna i miljözonen.....	16
Haltberäkningar för år 2000.....	19
8. DISKUSSION PARTIKLAR	22

SAMMANFATTNING

Denna rapport fokuserar på hur miljözonen påverkat halterna av kväveoxider och partiklar i Stockholms centrala delar. För ändamålet skapades tre beräkningsfall omfattande nuläget med miljözon, ett s k nollalternativ utan miljözon samt ett fall där efterlevnaden i miljözonen varit 100 %. Alla tre fall beaktade situationen år 2000. I rapporten redovisas beräkningar av utsläppen av kväveoxider, partiklar och kolväten samt halterna av kväveoxider och partiklar.

Enligt de kontroller som gjordes i Stockholms miljözon under 2000 var ca 90 % av de tunga fordonen godkända, varav ca 10 % hade erhållit dispens att trafikera zonen enligt s k särskilt undantag. Den vanligaste åtgärden var eftermontering av avgasreningsutrustning. Ca 10 % av fordonen bröt mot miljözonsbestämmelserna.

Beräkningarna visar att miljözonen har medfört att den tunga trafiken har minskat sina utsläpp av **kväveoxider** (NO_x) i zonen med ca 10 % jämfört med nollalternativet. Motsvarande minskning av NO_x-halten i taknivå i zonen är ca 0,1-2 µg/m³. Räknat i procent av den totala halten av NO_x är minskningen mellan 0,5 % till drygt 2 %. Detta motsvarar ca 21 % av den största möjliga reduktion som skulle erhållas om alla avgasutsläpp från tunga lastbilar i miljözonen eliminerades. Vid full efterlevnad skulle miljövinsten ha varit något större.

Den tunga trafikens utsläpp av **partiklar** beräknas med miljözonen ha minskat med ca 40 % jämfört med nollalternativet. Den dåliga efterlevnaden i miljözonen har betytt att miljövinsten för partiklar blivit tre fjärdedelar av vinsten vid full efterlevnad. För avgaspartiklar (approximerade med PM_{0,2}) innebär miljözonen, enligt nuvarande efterlevnad, att halterna i taknivå reducerats med i genomsnitt ca 44 % av den reduktion som skulle erhållas om alla avgasutsläpp från tunga lastbilar inom zonen eliminerades (ca 61 % vid full efterlevnad). Räknat i procent av den totala PM_{0,2}-halten i taknivå beräknas miljözonen ha inneburit att halterna minskat med mellan 0,5 % och 9 % (uppemot 12 % vid full efterlevnad).

De största haltminskningarna i *taknivå* i innerstaden, för nuvarande miljözonsefterlevnad, har beräknats till 1,5 % för NO₂ och 9 % för partiklar (PM_{0,2}). De har erhållits i de centrala delarna av Norrmalm och Östermalm där också många människorna bor och vistas. Beräkningar för **Hornsgatan** visar att miljözonen har inneburit ca 2,5 µg/m³ eller ca 1,5 % lägre NO_x-halter i *gatunivån* jämfört med om zonen inte hade funnits. För partiklar (PM_{0,2}) är motsvarande minskning ca 0,2 µg/m³ eller ca 4 %. Vid full efterlevnad hade halterna av PM_{0,2} i *gatunivå* på Hornsgatan varit ca 6 % lägre.

Miljözonens effekt ”dämpas” av att bakgrundshalten, d v s transporten av luftföroreningar utifrån till Stockholms centrala delar, står för en relativt stor andel av belastningen både för kväveoxider och partiklar (PM_{0,2}). Dessutom är utsläppen från personbilar i miljözonen betydande. Avgasemissionerna från tunga fordon har också, oberoende av miljözonen, minskat signifikant under de senaste åren. Det gäller framförallt partikel(mass)emissionerna.

För att noggrannare kunna beskriva miljözonens betydelse för halterna av partiklar behövs detaljerad information om *antalet partiklar* som släpps ut från fordonsparken. Mätningar har nämligen visat att tunga dieselfordon har 10-20 gånger högre partikelutsläpp än lätta bensinfordon om man betraktar antalet partiklar. Dessutom finns markanta skillnader i utsläpp mellan nya och gamla fordon samt mellan gamla fordon med respektive utan partikelfilter (CRT). Dessa resultat talar för att miljözonen torde lett till väsentligt minskade utsläpp av antalet partiklar i innerstaden. Vad gäller antalet partiklar är också lokal påverkan större och effekter av intransport mindre.

1. BAKGRUND

Den 1 juli 1996 infördes miljözoner i de centrala delarna av Stockholm, Göteborg och Malmö. Lund införde miljözon den 1 januari 1999. Flera andra städer har sedan dess utrett möjligheterna att införa miljözon, däribland Uppsala, Helsingborg, Umeå och Örebro.

Miljözoner har till syfte att begränsa den tunga trafikens miljöstörningar i städernas centrala delar. Förutom den direkta effekten, att genom påtvingade åtgärder reducera luftförorenings- och bullernivåer, syftar miljözonsbestämmelserna till att driva på utvecklingen mot nyare och renare fordon. I och med att tunga fordon till stor del har sina transporter utanför citykärnan uppstår positiva miljöeffekter även utanför miljözonsområdena.

Miljözonsbestämmelserna leder till ökade kostnader för åkerier och transportfirmor. I första hand riskerar mindre företag med sämre ekonomiska resurser att drabbas om inte kostnadsökningarna kan kompenseras genom påslag i beställar- och konsumentled.

Våren 1997 gjorde Stockholm tillsammans med Göteborg och Malmö en utvärdering av respektive miljözon omfattande erhållna kostnader och miljövinster efter första (halv)året (Hyllenius, 1997). Jämfört med vad som kalkylerades före miljözonens införande var både kostnaderna för transportföretagen samt miljövinsterna något lägre. Det berodde främst på att färre än förväntat hade valt att anskaffa nytt fordon eller att eftermontera avgasreningsutrustning.

2. INLEDNING

Miljözonen i Stockholm har funnits i ungefär 5 år. Jämfört med 1997 krävdes åtgärder på årsmodellerna 1989-1992 för att få trafikera zonen under 2000. Eftersom det fanns relativt många fordon av dessa årsmodeller kan miljövinsterna förväntas vara något större 2000 än vad som erhöles efter första året (i förkalkylerna erhöles de största miljövinsterna efter ca 4-5 år). Denna positiva miljöeffekt har dock motverkats av att det genom regelbundna kontroller i Stockholms miljözon har visat sig att regelefterlevnaden successivt har försämrats. Under 1997 körde i genomsnitt 1 fordon av 40 olagligt i zonen, vilket ökade till vart 10:e fordon under 2000.

Genom miljözonskontrollerna har en god bild av de tunga fordonen i Stockholms miljözon byggts upp. Jämfört med tidigare beräkningar har dessutom Vägverket tagit fram nya emissionsfaktorer för bl a den tunga trafiken. Enligt de nya emissionsfaktorerna släpper tunga fordon ut en mindre mängd partiklar än vad som angavs tidigare.

Syftet med denna utredning är att med bättre kunskapsunderlag och med delvis förändrade förutsättningar beräkna Stockholms miljözons effekt på utsläpp och luftkvalitet i innerstaden. Studien omfattar utsläppsberäkningar av kväveoxider, partiklar och kolväten samt halt- och exponeringsberäkningar för kväveoxider och partiklar för år 2000.

Resultatet av beräkningarna i denna rapport kommer framgent att utgöra underlag för ännu inte beslutade miljözonsbestämmelser. Varken effekter på buller eller ekonomi har beräknats i denna rapport.

3. MILJÖKLASSER OCH MILJÖZONSBESTÄMMELSER

Miljöklasser

Från 1993 ska, enligt bilavgaslagen, nya tunga (>3,5 ton) dieselmotordrivna fordon indelas i miljöklasser. Miljöklass 3 (MK3) motsvarar de grundläggande kraven medan MK2 och MK1 innebär en skärpning. Gränsvärdena för nuvarande MK3 överensstämmer med de som gällde för miljöklass 1 i den ursprungliga miljöklassningen. Allt eftersom teknikutvecklingen går framåt kommer hårdare krav att ställas. För närvarande saknas specifikation för MK1 och MK2 eftersom Sverige avvaktar beslut i EU om krav som skall träda i kraft efter år 2000 för nya tunga lastfordon.

Tabell 1. Utsläppsgränsvärden (g/kWh) efter 98-10-01 för tunga fordon över 3,5 ton.

Miljöklass	Kväveoxider (NO _x)	Partiklar	Kolväten (HC)	Kolmonoxid (CO)
MK3	7.0	0.15	1.1	4.0

Inom EU benämns kravnivåerna "EURO". Det svenska systemet är väldigt likt det europeiska förutom att Sverige också har ett långsträckt tillverkaransvar. Kravnivåerna ska därigenom garanteras i minst åtta år eller upp till 50 000 mil.

Miljözonsbestämmelser

Huvudregeln i de lokala trafikföreskrifterna är att det i miljözonen råder förbud att framföra dieseldrivna tunga lastbilar och bussar över 3,5 ton, som inte är miljöklassade. Från huvudregeln finns dock regler om generellt- och särskilt undantag. Det förra berör fordon vilka inte är äldre än åtta år. Särskilt undantag kan erhållas för följande fordon:

- har försetts med godkänd eftermonterad avgasreningsutrustning
- har specialkarosseri samt försetts med godkänd avgasreningsutrustning
- har försetts med ny motor
- har sällan färdmål inom miljözonen, t ex veteranfordon

De fordon som har tillåtelse att trafikera miljözonen ska vara försedda med ett speciellt märke, fastsatt på en väl synlig plats på vindrutan. Detta märke anger miljöklass eller undantagets giltighetstid för färd inom miljözonen.

De lokala trafikföreskrifterna kommer att ändras i enlighet med Trafikförordningen. Det blir då förbud att inom zonen framföra dieseldrivna tunga lastbilar och bussar över 3,5 ton, som har registrerats för första gången för mer än ett visst antal år sedan. Denna förändring av lagstiftningen har gjorts för att möjliggöra att även utlandsregistrerade fordon ska kunna omfattas av miljözonsbestämmelserna. Enligt det regelförslag som föreligger från Stockholm, Göteborg och Malmö kommer fordon som har registrerats för första gången för mer än 8 år sedan att omfattas av förbudet. Särskilt undantag kommer att ges som tidigare.

För att få färdas i miljözonen föreslås från de tre städerna att kraven på märkning av fordonen består. Märkena erhålls av Vägverket eller av kommunen.

Miljözonsbestämmelserna kan framgent komma att påverkas av förändringar i lagstiftningen samt av nya rön inom drivmedels-, fordons- och miljöområdet.

4. EMISSIONS- OCH SPRIDNINGSMODELLER

Emissions- och spridningsberäkningarna som gjorts i samband med denna rapport har använt ett system vid namn Airviro. Det är ett Geografiskt Informationssystem (GIS) anpassat för luftrelaterade undersökningar.

Airvirosystemet har tre huvudbeståndsdelar; emissionsdatabas, spridningsmodell (haltberäkningar) samt Indico (mätdata). För de beräkningar som redovisas i denna rapport har endast de två första modulerna använts. Indico är till för insamling, analys och presentation av mätdata.

Emissionsdatabasen och EVA-modellen

För beräkningarna användes Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbunds emissionsdatabas (Pettersson m fl, 1999). I EDB'n är vägtrafiken definierad som linjekällor. Varje väglänk är beskriven med avseende på bl a trafikmängd, flödes hastighet samt andel tung trafik. Förutom vägtrafiken finns en mängd olika utsläpp beskrivna.

De emissionsfaktorer som används i EDB'n kommer främst från Vägverkets EVA-modell (version 2.2). Emissionerna beskrivs där för tre fordonstyper; bensindrivna personbilar, tunga dieseldrivna lastbilar och bussar samt tunga dieseldrivna lastbilar med släp. Dessutom finns i EDB'n emissionsfaktorer för dieseldrivna personbilar samt lätta bensindrivna lastbilar (totalvikt <3,5 ton). I denna utredning har EDB'n kompletterats med emissionsfaktorer för etanolbussar erhållna ifrån Kommunikationsforskningsberedningen (Egebäck mfl, 1997).

För varje fordonstyp i EVA finns sex olika tekniksteg (A –F) beskrivna, vilka motsvarar olika kravnivåer. Följande fordonsbeskrivning gäller för tunga lastbilar utan släp och bussar:

Tabell 2. Tekniksteg enligt EVA-modellen (2.2), för tunga fordon (lastbilar och bussar), vilka är implementerade i den emissionsdatabas som har använts för miljözonsberäkningarna.

A	B	C	D	E	F
Egenskaper motsvarande tunga fordon ca 1985-86 års fordonspark (enligt EVA 2.1)	Tunga fordon från år 1993 (A30-best) Fordonsbeskrivning motsvarande 1993 års modell.	Tunga fordon uppfyllande krav enligt A31. Fordonsbeskrivning motsvarande 1997 års modell.	Tunga fordon uppfyllande av Rådet förslagna avgaskrav för 2000.	Tunga fordon uppfyllande av Rådet förslagna avgaskrav för 2005.	Tunga fordon uppfyllande av Rådet förslagna avgaskrav för 2008.

Kategori A har emissionsfaktorer som motsvarar oreglerade fordon medan kategori B, C och D i huvudsak motsvarar krav för EURO 1, EURO 2 respektive EURO 3. Den nuvarande MK 3 (baskraven) motsvarar kategori C.

Spridningsmodell

Med spridningsmodeller beräknas halterna av gasformiga eller finpartikulära luftföroreningar. För beräkningarna användes en gaussisk spridningsmodell, vilken är avsedd att användas vid haltberäkningar i marknivå utanför bebyggda områden eller i taknivå vid slutna gaturum (www.slb.mf.stockholm.se/).

Haltberäkningar baseras till stor del på väderdata. Hänsyn tas också till topografi och skrovlighet. I Gaussmodellen beskrivs hus och vegetation som skrovlighet, vilken påverkar vindfältet. Ju högre skrovlighet desto lägre vindhastighet och sämre spridning av luftföroreningar. På öppna ytor beräknas spridningsfältet på 2 meters höjd och i städer beräknas det i takhöjd. Vindfältet beräknas med hjälp av en diagnostisk vindmodell.

Genom att skapa emissionsdatabaser kan man simulera spridningen för just den kombination av utsläpp som man är intresserad av. Vid simuleringen tas endast de källor med som finns inom valt beräkningsfönster. All påverkan från källor utanför området måste man ta hänsyn till som bakgrundspåverkan.

De beräknade föroreningsnivåerna illustreras på kartor med isolinjer eller färgade gridrutor i form av säsongsmedelvärden eller percentiler.

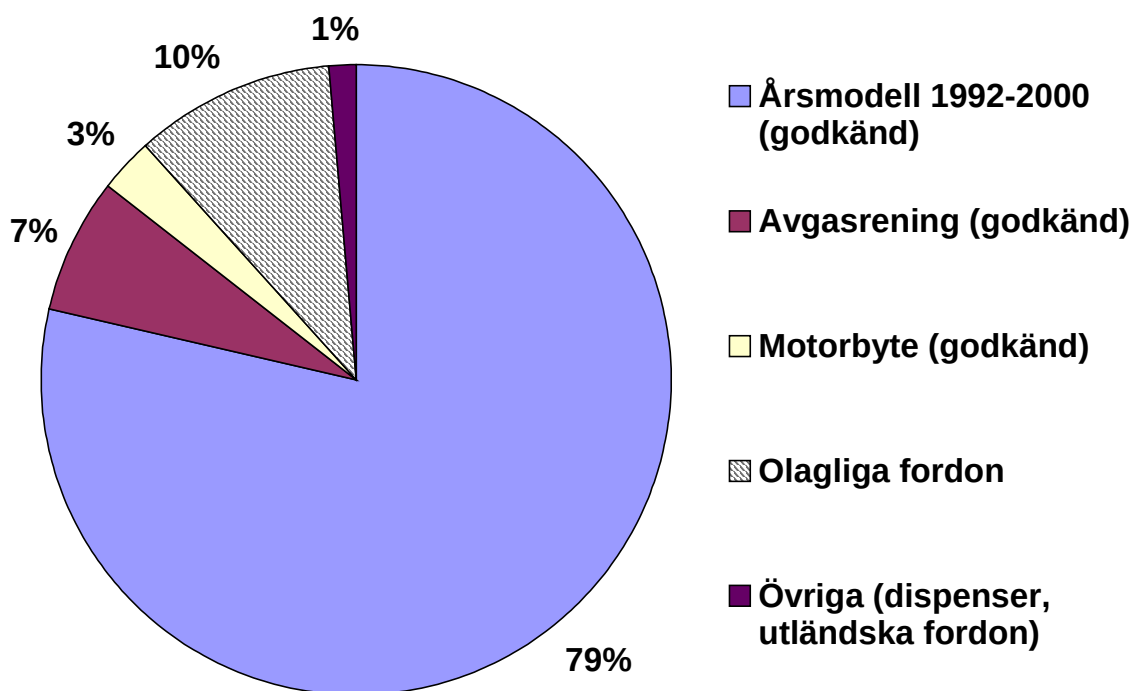
5. BERÄKNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR

Tung trafik i miljözonen 2000

Miljöförvaltningens och Gatu- och fastighetskontorets okulära stickprovskontroller har gjorts kvartalsvis sedan miljözonen i Stockholm infördes 1 juli 1996. Kontrollplatser är korsningen Birger Jarlsgatan/ Kungsgatan samt korsningen Hornsgatan/ Ringvägen.

Miljözonskontrollerna omfattar identifiering av de tunga fordonens miljözonsmärkning och registreringsnummer. Efterföljande kontroll med stadens tillståndsregister samt fordonsregistret görs av Gatu- och fastighetskontoret. Genom kontrollerna har en mycket god bild av den tunga trafiken i Stockholms miljözon byggts upp. Informationen omfattar bl a årsmodeller, totalvikter, fordonslängder, miljöklasser samt erhållna typer av dispenser.

Under år 2000 kontrollerades sammanlagt ca 470 tunga fordon (>3,5 ton) i Stockholms miljözon. Resultatet visar att de dieseldrivna lastbilarna utgör ca 60 % av den tunga trafiken. Den tunga busstrafiken i miljözonen består främst av etanolbussar i linjetrafik tillhörande Storstockholms Lokaltrafik, SL. De tunga dieseldrivna bussarna utgör ca 5 % av de tunga fordonen enligt kontrollerna. De består främst av transfer- och sightseeingbussar.



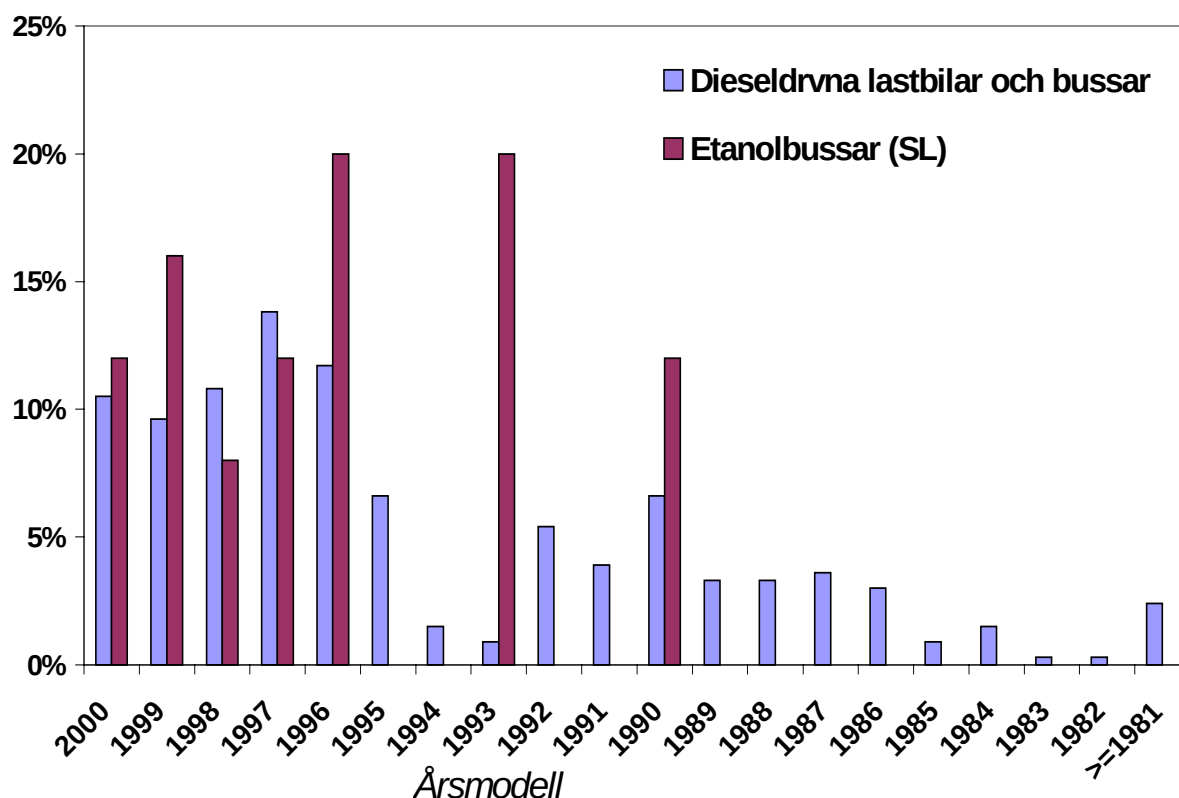
Figur 1. Sammansättning enligt miljözonskontroller i januari, april, juli och oktober 2000 omfattande ca 470 tunga fordon i Stockholms miljözon.

Enligt miljözonskontrollerna 2000 var ca 80 % av de tunga fordonen av årsmodell 1992 eller senare. Ca 10 % av fordonen hade under år 2000 erhållit dispens att trafikera zonen enligt "särskilt undantag". Den vanligaste vidtagna åtgärden var eftermontering av avgasrening (ca 7 %) följt av motorbyte (ca 3 %). Övrig tung trafik bestod av utländska fordon samt fordon med dispens för specialkaross, veteranfordon eller enstaka transport (ca 1 %). Vart tionde tungt fordon i miljözonen bröt mot miljözonsbestämmelserna. Ca 95 % av dessa var lastbilar. Nästan hälften av de olagliga fordonen var av årsmodell 1990 eller 1991. Det äldsta var av årsmodell 1970.

Den tunga trafikens trafikarbete i Stockholms miljözonen har beräknats, liksom tidigare, till ca 25 Mfkm/år. Det totala trafikarbetet i zonen (samtliga fordonstyper) är ca 500 Mfkm/år, vilket betyder att de tunga fordonen i genomsnitt utgör ca 5 %.

Stockholms innerstad trafikeras av ca 250 etanolbussar. Deras trafikarbete är enligt SL ca 11,5 Mfkm/år. Ca 10 Mfkm/år beräknas utföras inom miljözonen. Resterande del utförs på undantagna leder och huvudgator i innerstaden, t ex Valhallvägen, Lidingövägen, Stadsgårdsleden, Långholmsgatan och Västerbron.

Medellåldern för de dieseldrivna lastbilarna och bussarna i miljözonen år 2000 var 6 år (räknat från årsmodellåret). Etanolbussarnas medellålder var ca 4 år. De äldsta etanolbussarna tillhörde årsmodell 1990 (ca 30 st). Med tanke på att fordonen var äldre än åtta år borde dessa omfattas av miljözonsbestämmelserna.



Figur 2. Ålderssammansättning för tunga lastbilar och bussar (>3,5 ton) i Stockholms miljözon. Fördelning enligt miljözonskontroller 2000 samt efterföljande kontroll med fordonsregistret. Uppgifter för etanolbussarna har erhållits av Storstockholms Lokaltrafik, SL.

Beräkningsmetodik

Emissionsdatabaser, utsläpps-, halt- och exponeringsberäkningar har beaktat tre olika fall för år 2000:

- *Nuläget – d v s med miljözon*
- *Nollalternativet – utan miljözon*
- *Full efterlevnad i miljözonen*

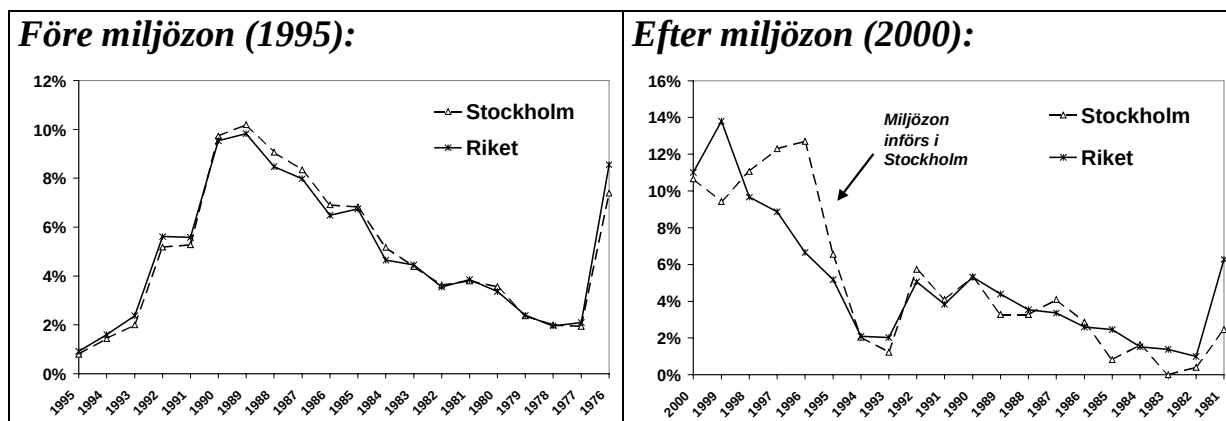
Nuläget i miljözonen utgår ifrån miljözonkontrollerna 2000 omfattande information om bl a åldersfördelning, kravnivåer samt vidtagna dispenser för generellt- och särskilt undantag.

Nollalternativets fordonssammansättning 2000, bl a avseende ålder och kravnivåer, är hämtad från den nationella beräkningsmodellen EVA 2.2 (Vägverket, 1999). Informationen baseras på fordonsstatistik för riket.

I fallet *full efterlevnad* antas att hälften av de olagliga fordonen har åtgärdats med avgasrening. Övriga har anskaffat nytt fordon, bytt motor eller omfördelat fordon i sin vagnpark (s k ruttplanering).

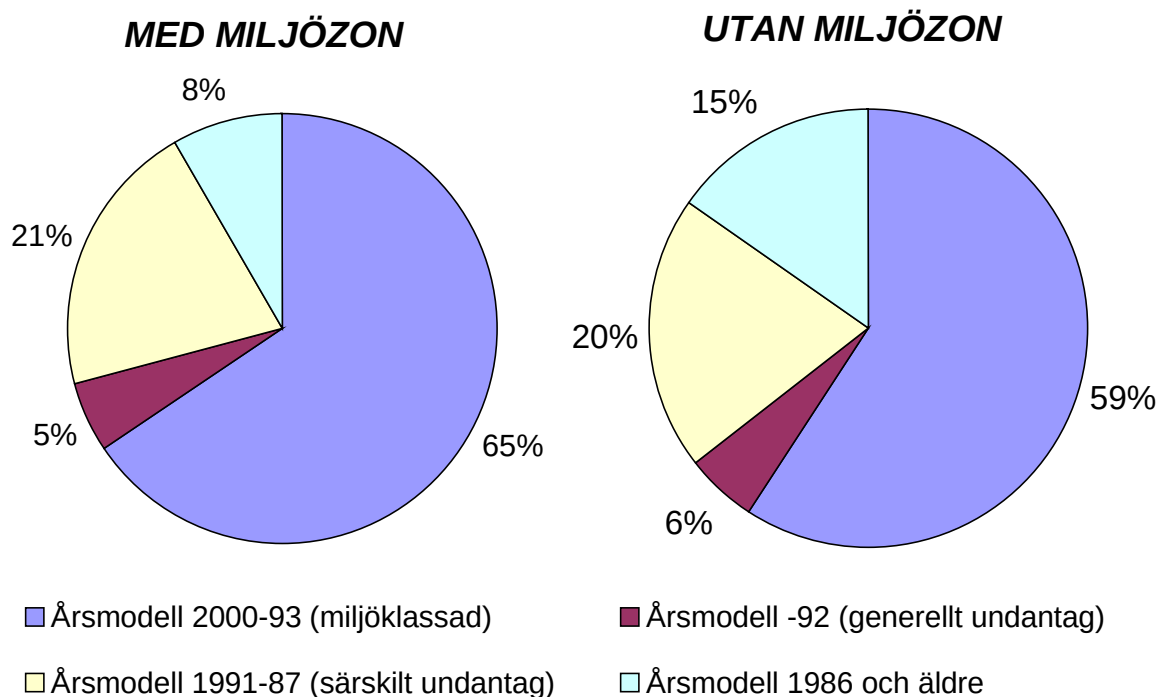
För respektive beräkningsfall skapades en emissionsdatabas med tillhörande söknyckel för det geografiska område som miljözonen utgör i Stockholms innerstad.

SCB-statistik för 1995, d v s före miljözonens införande, visade på en liknande åldersfördelning för de tunga lastbilarna i Stockholm och i riket. Miljözonen som infördes vid halvårsskiftet 1996 medförde att många fler fordon av främst årsmodell 1996 och 1997 anskaffades jämfört med riket (Figur 3). Samtidigt minskade de äldsta fordonen i antal, mer än för riket i övrigt, efter att ha varit relativt lika före miljözonen införande 1995.



Figur 3. Jämförelse av åldersfördelning för lastbilar före och efter miljözonens införande.

Skillnaden mellan Stockholm och rikets åldersfördelning 2000 har i miljözonsberäkningarna antagits motsvara den förnygring av lastbilsparken som zonen har medfört. Det skulle innebära att miljözonen har medfört att andelen miljöklassade fordon har ökat och att fordon av årsmodell 1986 och äldre har minskat enligt Figur 4.



Figur 4. Jämförelse av trafikarbetsfördelning år 2000 för nuläget (med miljözon) samt för nollalternativet (utan miljözon). Etanolbussar är ej medtagna.

Den större förnyelsen som skett p g a miljözonen beror dels på förtida "påtvingad" nyan-skaffning, dels på transportföretagens omfördelningar inom deras befintliga vagnparker. Nyare och renare fordon har m a o ersatt äldre och smutsigare fordon i miljözonen.

Förutom förnyelseeffekten av fordonsparken har miljövinster uppstått p g a de åtgärder som har vidtagits på de befintliga tunga fordonen i zonen. Under år 2000 hade fordon av årsmodell 1991 och äldre på detta sätt möjlighet att trafikera miljözonen under "särskilt undantag".

Eftermontering av avgasreningsutrustning förutsätts i beräkningarna leda till lika stora utsläppsminskningar som kraven anger:

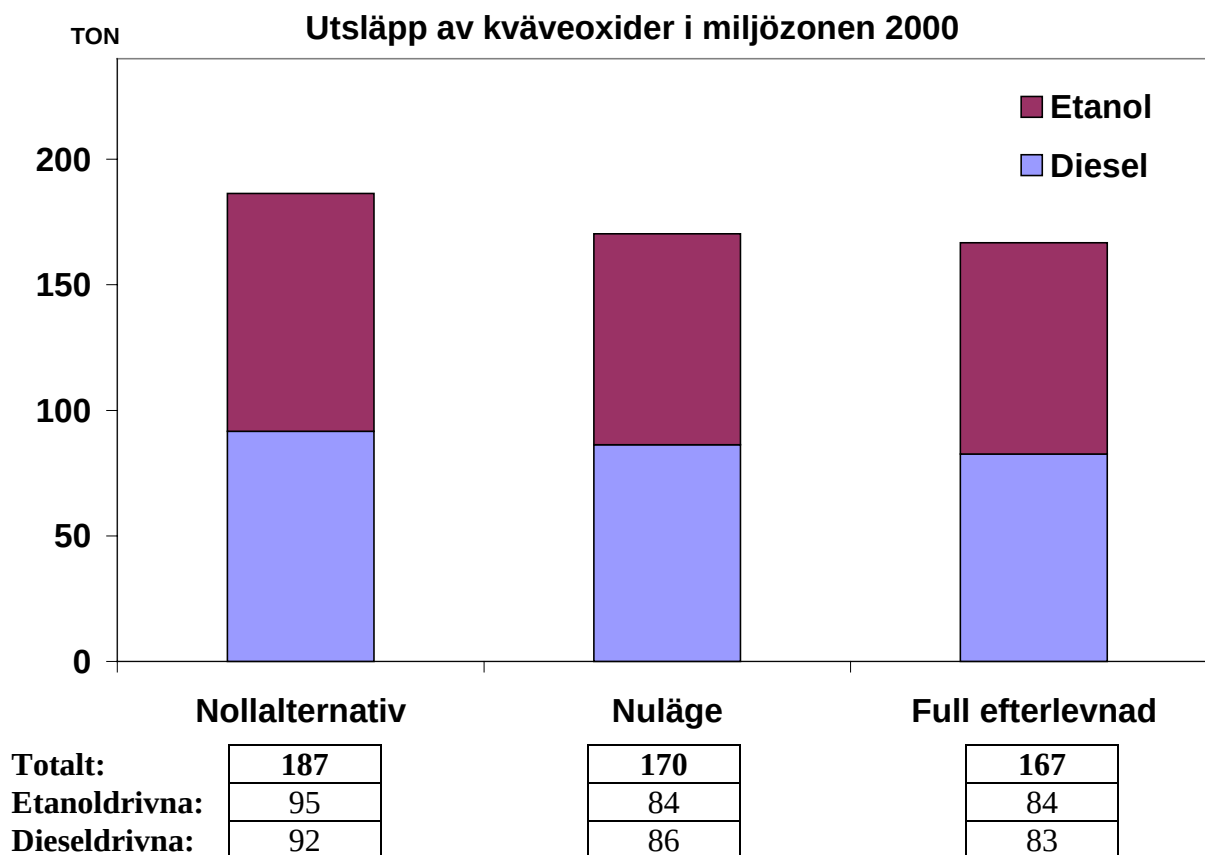
- 80 % reduktion för partiklar
- 60 % reduktion för kolväten
- oförändrat för kväveoxider.

För beräkningarna antas vidare att SL's anskaffning av etanolbussar till innerstaden, fr o m årsmodell 1996 (då miljözonen infördes), skulle ha varit hälften så stor fram till år 2000 utan miljözonen. Det skulle betyda att en tredjedel av innerstadsbussarna i miljözonen i noll-alternativet var dieseldrivna (årsmodell 1996-2000). SL's anskaffning av etanolbussar började redan 1990, d v s långt före miljözonen.

6. EMISSIONSBERÄKNINGAR

Emissionsberäkningar för år 2000 har gjorts för kväveoxider, partiklar samt för (summa) kolväten. Beräkningarna som följer avser effekter i miljözonsområdet. Resultatet för kväveoxider och partiklar ligger till grund för haltberäkningarna som redovisas i avsnitt 7.

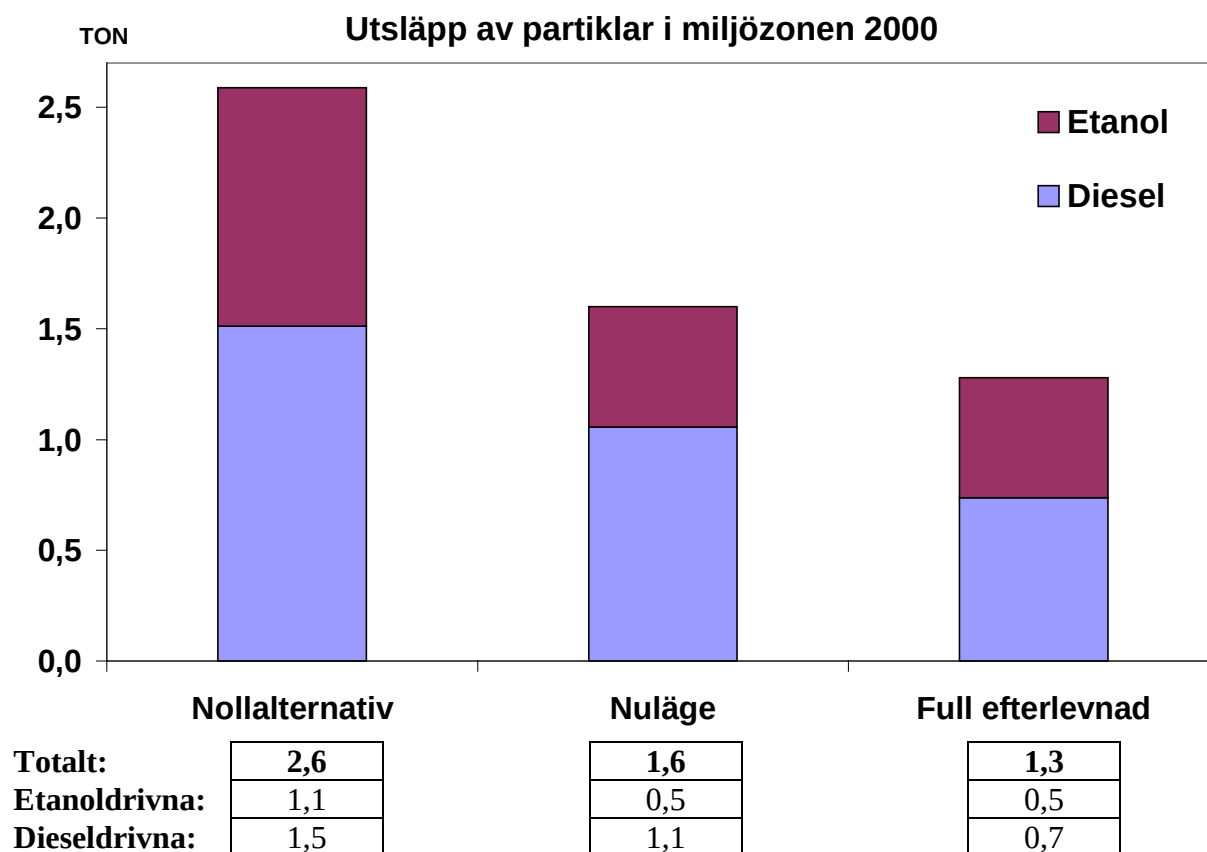
Beaktande har gjorts av att bränsle av miljöklass 1 dominerar idag. Jämfört med standardbränsle minskar emissionerna av kväveoxider med ca 5-10 % och partiklar med 15-30 %. Beaktande har också gjorts av flödeshastighetens variation på väglänkar i miljözonen samt att nyare tunga fordon har längre körsträckor än äldre.



Figur 5. Beräkningar av tunga trafikens utsläpp av kväveoxider år 2000 för nuläget med miljözon respektive ett nollalternativ utan zonen samt zonen vid full efterlevnad.

Emissionsberäkningarna visar att miljözonen har medfört att de tunga fordonen har ca 10 % lägre utsläpp av kväveoxider i dagsläget (år 2000) jämfört med nollalternativet.

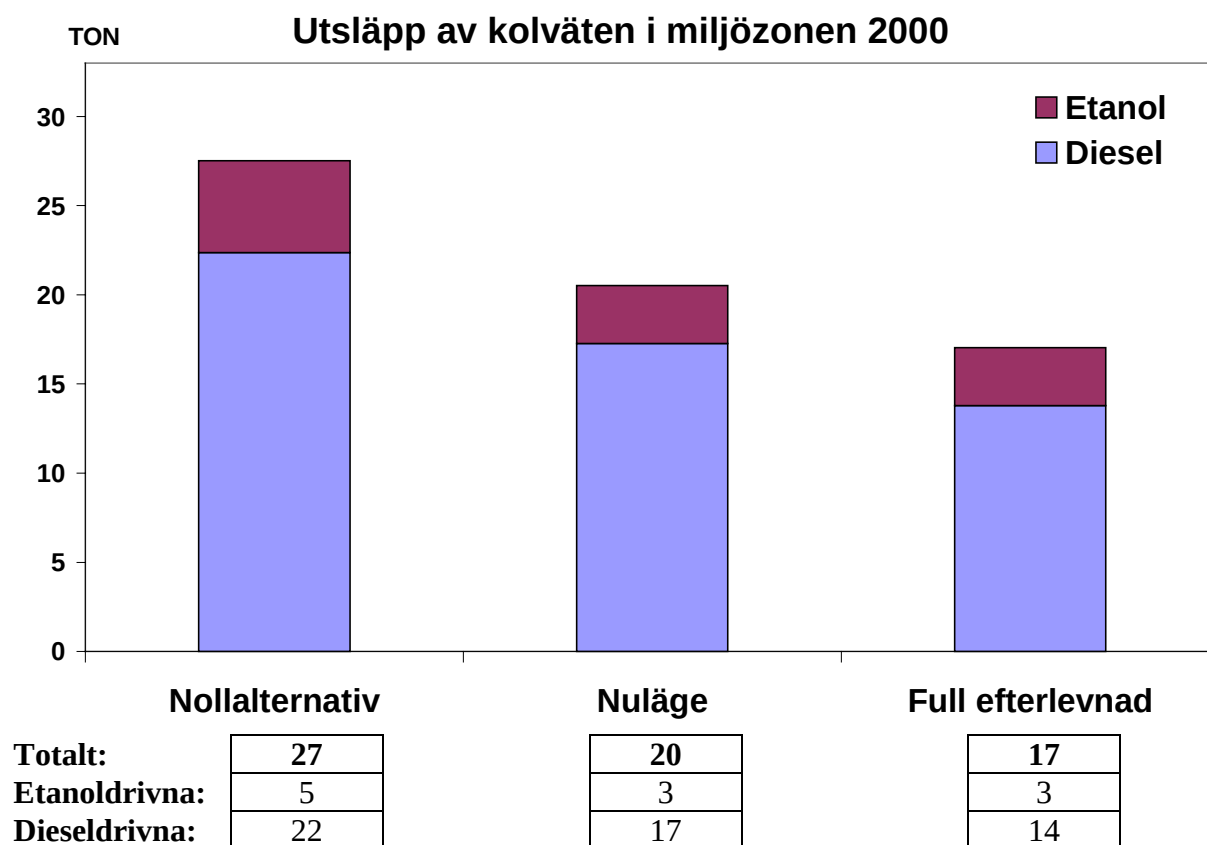
Den sämre efterlevnaden i miljözonen innebär ca 15 % lägre vinst eller ca 3 ton högre kväveoxidutsläpp under år 2000. Att effekten inte är större beror på att den eftermonterade avgasreningen inte reducerar NOx-utsläppen.



Figur 6. Beräkningar av tunga trafikens utsläpp av partiklar år 2000 för nuläget med miljözon respektive ett nollalternativ utan zonen samt zonen vid full efterlevnad.

Den tunga trafikens utsläpp av *partiklar* har med miljözonen minskat med *ca 40 %* jämfört med nollalternativet. Etanoldrivrarna beräknas ha *halverat* sina partikelutsläpp jämfört med nollalternativet, medan dieseldrivna fordon (främst lastbilar) har minskat sina partikelutsläpp med *ca 30 %*.

Den dåliga efterlevnaden i miljözonen har betytt att miljövinsten för partiklar blivit ungefär *tre fjärdedelar* av vinsten vid full efterlevnad. I absoluta tal medförde den dåliga efterlevnaden i miljözonen merutsläpp på *ca 0,3 ton* partiklar under år 2000.



Figur 7. Beräkningar av tunga trafikens utsläpp av kolväten år 2000 för nuläget med miljözon respektive ett nollalternativ utan zonen samt zonen vid full efterlevnad.

Den tunga trafikens utsläpp av (summa) kolväten har med miljözonen minskat med ca 25 % jämfört med nollalternativet.

Den dåliga efterlevnaden i miljözonen har betytt att miljövinsten för kolväten blivit ungefär *en tredjedel* lägre än vad som annars hade varit fallet. Det motsvarar merutsläpp på ca 3,5 ton kolväten under år 2000 i miljözonen.

Jämfört med emissionsberäkningarna för 1997 (Hyllenius, 1997) är de procentuella utsläppsminskningarna från de tunga fordonen något större. Förklaringen till detta är att fordon av de ofta förekommande årsmodellerna 1989-91 också har tvingats till åtgärder. Även de nya emissionsfaktorerna kan ha påverkat resultatet.

7. INVERKAN PÅ LUFTKVALITET

Vad gäller lufthalter genomfördes först beräkningar med syfte att belysa hur stor del av de totala halterna av kväveoxider och partiklar som kan förklaras av *all vägtrafik* inom miljözonen. Detta för att få svar på hur mycket lägre halter man skulle förväntas erhålla om utsläppen från vägtrafiken i miljözonen skulle reduceras till nollnivå. Notera att miljözonsområdet inte är helt ekvivalent med "Stockholms innerstad" eftersom zonen inte inkluderar vissa större gator såsom Valhallavägen, Lidingövägen, Klarastrandsleden m fl.

Eftersom vägtrafikens (i miljözonen) bidrag till halterna varierar mycket kraftigt beroende på var man befinner sig blir en beräkning av ett medelvärde beroende på hur stort område man inkluderar i beräkningen. När det gäller åtgärder för att reducera utsläpp av luftföroreningar i Stockholm är det huvudsakligen befolkningens exponering som är viktig att reducera. Därför har de beräknade halterna i olika punkter i miljözonen viktats mot befolkningensmängden så att ett befolkningsviktat¹ medelvärde har erhållits. Detta medelvärde är mer representativt för "hälsnytta" av miljözonen. Om man beräknar medelvärdet för hela området utan viktning får obetydlig inverkan på halter långt utanför zonen samma betydelse som effekterna på halterna i zonen.

Den lokala vägtrafikens bidrag till halterna i miljözonen

Mätningar av luftföroreningar kan inte ge svar på frågan hur mycket olika utsläppssektorer eller olika geografiska områden bidrar till de totala halterna. För att få svar på detta måste spridningsmodeller användas

Tabell 3 visar vägtrafikens (i miljözonen) bidrag till halterna av NO_x och partiklar *i taknivå*. Observera att vissa värden är befolkningsviktade medelvärden. För NO_x bidrar den lokala vägtrafiken med 15 µg/m³ vilket motsvarar 36% av den totala befolkningsviktade halten i innerstaden. Bidraget varierar dock kraftigt inom innerstaden från ca 1% strax utanför zonen till maximalt 76% i de centrala delarna av Norrmalm (se även Figur 8).

Lastbilarna bidrar med en befolkningsviktad NO_x-halt på 2.5 µg/m³ medan personbilar och lätta lastbilar ger en halt på 10 µg/m³, vilket motsvarar 17% respektive 67% av den totala halten i innerstaden (inom zonen). Etanolbussarna bidrar med den resterande delen, d v s 2.6 µg/m³ (17%).

¹ Befolkningsviktningen innebär att halten i varje beräkningspunkt multipliceras med befolkningen (på bostadsadressen). Därefter summeras alla beräkningsrutor och summan divideras med den totala befolkningen i området.

Tabell 3. Beräknade bidrag till NO_x- och PM-halter från all vägtrafik (endast avgasutsläpp) inom miljözonen i innerstaden år 2000. Värdena är medelvärden för halter i taknivå med 100 x 100 meters upplösning. Övre värdet är befolkningsviktat medelvärde och inom hakparenteser anges intervallet av värden inom beräkningsfönstret (Figur 8-10).

	Absoluta bidrag i µg/m ³			Bidrag i procent till den totala halten i miljözonsområdet utan miljözon		
	All vägtrafik	Endast lastbilar	Endast personbilar och lätta lastbilar	All vägtrafik	Endast lastbilar	Endast personbilar och lätta lastbilar
NO _x	15.3 [0.4 – 61]	2.5 [0.1 – 10]	10.2 [0.2 – 41]	36% [1% - 76%]	7% [0.2% - 13%]	26% [
PM _{2.5}	0.39 [0.01 – 1.6]	0.041 [0.001 – 0.16]	0.32 [0.008 – 1.3]	4.6%¹⁾ [0.1% - 16%]	0.50%¹⁾ [0.01% - 1.7%]	3.8%¹⁾ [0.1% - 14%]
PM _{0.2}	0.39³⁾ [0.01 – 1.6]	0.041³⁾ [0.001 – 0.16]	0.32³⁾ [0.008 – 1.3]	35%²⁾ [1% - 100% ⁴⁾	3.8%²⁾ [0.1% - 13%]	29%²⁾ [0.8% - 100%]

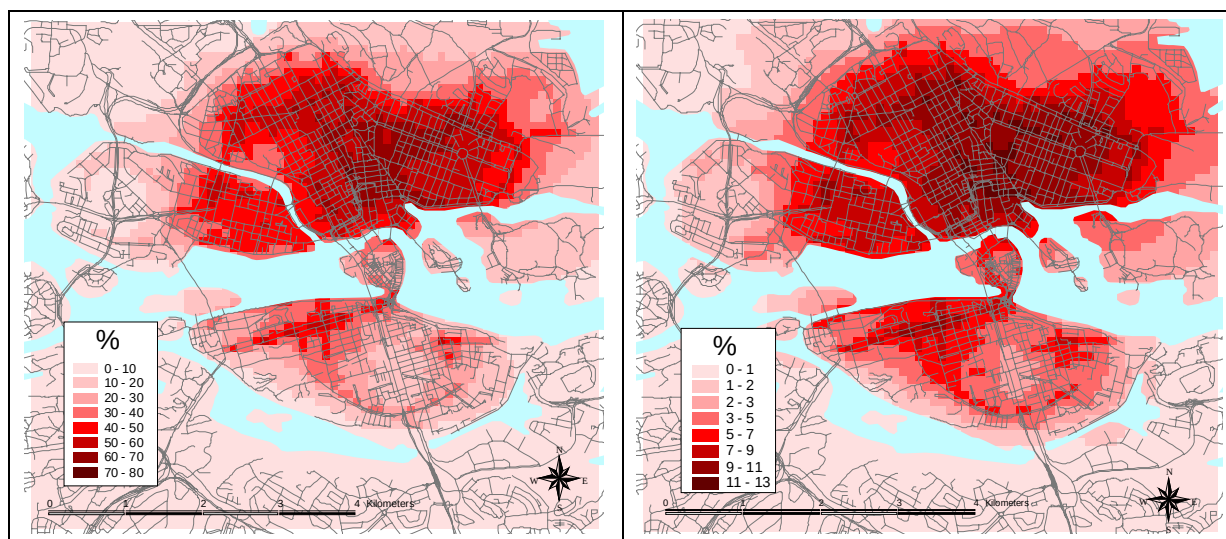
¹⁾ Räknat som andel av total PM_{2.5} koncentration

²⁾ Räknat som andel av total PM_{0.2} koncentration. PM_{0.2} har uppskattats utifrån uppmätt partikelantalsfördelning och antagande att partiklarna är sfäriska med en densitet på 1.5 g/cm³.

³⁾ Endast förbränningspartiklar ingår i beräkningarna och alla partiklar som släpps ut via avgaserna antas vara mindre än 0.2 µm.

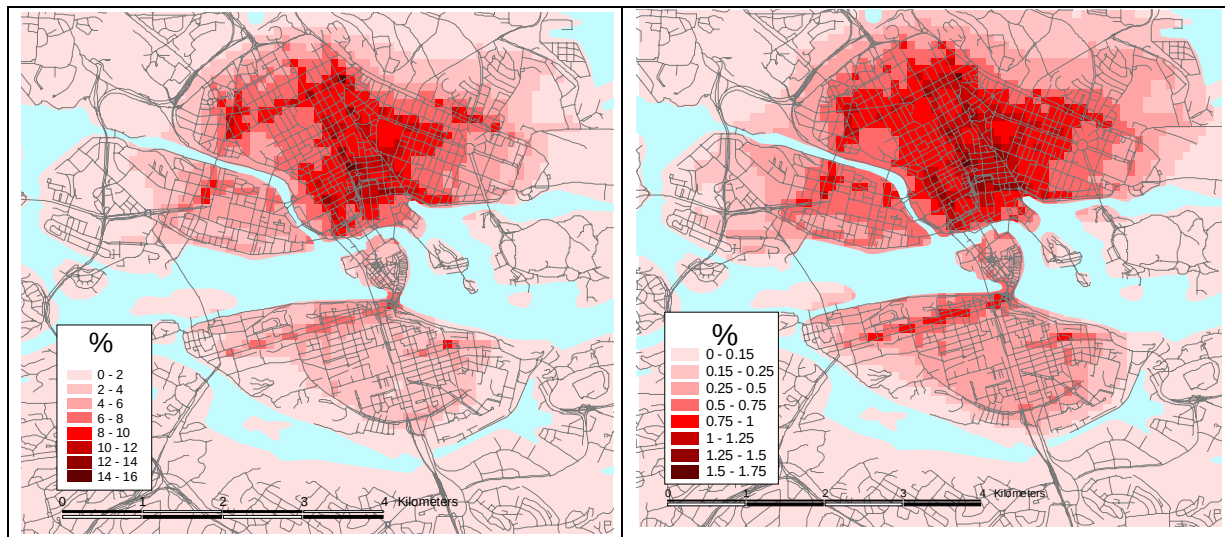
⁴⁾ Inom ett litet område mitt i innerstaden blir bidraget över 100%. (se texten angående osäkerheter i dessa beräkningar)

När det gäller partiklar bidrar vägtrafiken inom miljözonen med i genomsnitt 0.39 µg/m³ vilket motsvarar endast 4.6% av den totala befolkningsviktade PM_{2.5} halten i innerstaden. Den geografiska variationen av det procentuella bidraget från all vägtrafik och endast lastbilarna framgår av Figur 8. Enbart lastbilar (ej etanolbussar) ger en befolkningsviktad halt på 0.041 µg/m³ medan summan av personbilar och lätta lastbilar ger en halt på 0.32 µg/m³, vilket motsvarar endast 0.50% respektive 3.8% av den totala PM_{2.5} halten i innerstaden (inom zonen). Övriga källor utgörs av resuspension och intransport (se vidare avsnitt 8).

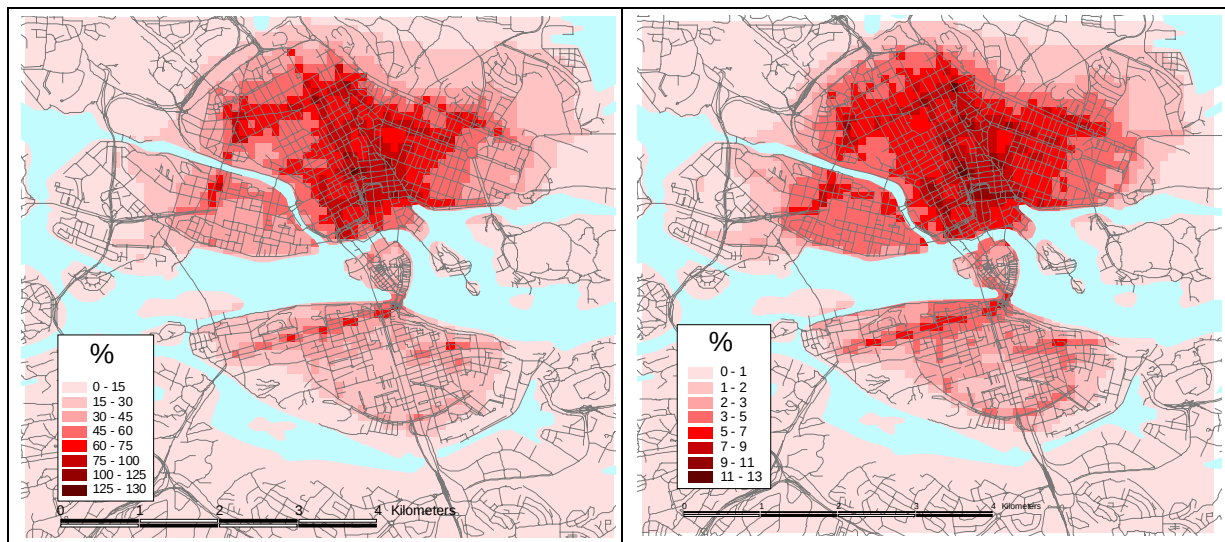


Figur 8. Geografisk variation av det procentuella bidraget till NO_x-halterna från all vägtrafik (vänstra figuren) respektive endast lastbilarna (högra figuren). Observera att endast utsläppen från trafiken inom miljözonen ingår i beräknade halter. Exempelvis ingår inte utsläppen från trafiken längs Valhallavägen, Lidingövägen och Klarastrandsleden.

De partikelmätningar som genomförts i Stockholm avser främst $PM_{2.5}$ och PM_{10} . Som vidare diskuteras i avsnitt 8 inkluderar dessa massfraktioner även partiklar som *inte* härrör från förbränning av bränsle och frågan är vilken massfraktion som egentligen är relevant att jämföra med. Beräkningarna avser endast avgaspartiklar som är betydligt mindre än $2.5\ \mu m$ och eftersom miljözonen främst är inriktad på att minska de lokala utsläppen av kväveoxider och partiklar p g a förbränning vore det kanske mer relevant att jämföra med $PM_{0.2}$ som bättre motsvarar massan partiklar från just förbränning.



Figur 9. Geografisk variation av det procentuella bidraget till $PM_{2.5}$ -halterna från all vägtrafik (vänstra figuren) respektive endast lastbilarna (högra figuren). Observera att endast utsläppen från trafiken inom miljözonen ingår i beräknade halter.



Figur 10. Geografisk variation av det procentuella bidraget till $PM_{0.2}$ halterna från all vägtrafik (vänstra figuren) respektive endast lastbilarna (högra figuren). Observera att endast utsläppen från trafiken inom miljözonen ingår i beräknade halter.

Mätningar² under några dagar i oktober under år 2000 har visat att i gatunivå på Hornsgatan är andelen $PM_{0.2}$ av $PM_{2.5}$ ca 37%. I taknivå på Rosenlundsgatan är andelen ca 13% utifrån mätningar under mars år 2000. Om man antar att denna uppmätta andel gäller som ett

² Mätningar av antalet partiklar i olika storleksintervall genomförda av ITM Stockholms universitet och Avdelningen för kärnfysik vid Lunds universitet. För att beräkna massan av partiklarna med en diameter mindre än $0.2\ \mu m$ antogs sfäriska partiklar och en densitet av $1.5\ g/cm^3$.

genomsnitt för hela året och i hela innerstaden så blir den befolkningsviktade totala $PM_{0.2}$ halten (taknivå) ca $1.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i innerstaden. Det (befolkningsviktade) genomsnittliga procentuella bidraget från all vägtrafik till $PM_{0.2}$ halten blir då 36%. Den geografiska variationen (se Figur 10) är stor — det procentuella bidraget varierar från 1% till 127%. Området med värden över 100% är ett litet område mitt i city. Anledningen att det kan bli mer än 100% är osäkerheter i totala $PM_{0.2}$ halterna som grundas på mätningar av antalsfördelningen i en punkt under en mycket begränsad tidsperiod. Vidare antas partiklarna vara sfäriska med en densitet på $1.5 \text{ g}/\text{cm}^3$. Personbilar plus lätta lastbilar inom zonen bidrar med 29% och tunga lastbilar (utan släp) med 3.8% till den totala masskoncentrationen av $PM_{0.2}$ i taknivå.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att för NO_x kan (de befolkningsviktade) halterna reduceras med mellan 30% och 40% i genomsnitt och upp till 76% som mest, om avgasutsläppen³ från **all vägtrafik** inom miljözonen skulle reduceras till noll. Om enbart lastbilarnas utsläpp försvinner så minskar NO_x -halterna med i genomsnitt 5-10%. För NO_2 blir minskningarna inte lika stora p g a att NO_2 beror på ett olinjärt sätt till NO_x -utsläppen.

För partiklar kan halterna av $PM_{2.5}$ reduceras med upp till 16% som mest om avgasutsläppen från **all vägtrafik** inom zonen skulle elimineras. Om endast lastbilarnas utsläpp eliminerades skulle $PM_{2.5}$ halterna reduceras med som mest 2%. Totala halterna av $PM_{2.5}$ domineras av intransporten som står för 90% eller mera av den totala halten i taknivå i innerstaden. Men om man istället jämför med $PM_{0.2}$ kan halterna reduceras med i genomsnitt 35% (1% till 100%) om avgasutsläppen från all vägtrafik eliminerades. Om enbart lastbilarnas avgasutsläpp elimineras kan $PM_{0.2}$ halterna reduceras med upp till 13%. Största vinsten erhålls om personbilarnas avgasutsläpp eliminerades helt.

Haltberäkningar för år 2000

Tabell 4 visar hur stora minskningarna av NO_x - och partikelhalterna blivit i *taknivå* p g a miljözonen. Dels visas miljövinster enligt den efterlevnad som faktiskt registrerats år 2000, dels vid full efterlevnad samma år.

Tabell 4. Beräknade förändringar av NO_x , NO_2 och PM halterna med miljözon jämfört med utan miljözon. Värdena är befolkningsviktade medelvärden för halter i taknivå med 100×100 meters upplösning. Värdena inom hakparenteserna anger min och maxvärden inom zonen.

	Minskning av halten med miljözon för nuläget 2000 (jämfört med nollalternativet).		Minskning av halten med miljözon vid full efterlevnad 2000 (jämfört med nollalternativet).	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
NO_x	0.52 [0.07 – 1.8]	1.3% [0.6% - 2.2%]	0.60 [0.1 – 2.5]	1.5% [0.7% - 2.5%]
NO_2	0.23 [0.06 – 0.4]	0.84% [0.5% - 1.5%]	0.26 [0.07 – 0.52]	0.95% [0.6% - 1.2%]
$PM_{2.5}$	0.032 [0.05 – 0.11]	0.39% [0.1% - 1.2%]	0.043³⁾ [0.05 – 0.15]	0.52%¹⁾ [0% – 1.6%]
$PM_{0.2}$	0.032 [0.05 – 0.11]	3.0% [0.5% - 9%]	0.043³⁾ [0.05 – 0.15]	4.0%²⁾ [0.5% - 12%]

¹⁾ Räknat som andel av total $PM_{2.5}$ koncentration

²⁾ Räknat som andel av total $PM_{0.2}$ koncentration. $PM_{0.2}$ har uppskattats utifrån uppmätt partikelantalsfördelning och antagande att partiklarna är sfäriska med en densitet på $1.5 \text{ g}/\text{cm}^3$.

³⁾ Endast förbränningspartiklar ingår i beräkningarna och alla partiklar som släpps ut via avgaserna antas vara mindre än $0.2 \mu\text{m}$.

³ Förutom utsläpp av partiklar via avgaserna ger vägtrafiken upphov till luftburna partiklar via slitage av vägbanor, däck och bromsar. Dessa partiklar är till största delen större än $PM_{2.5}$. Lastbilar ger upphov till större slitage än personbilar (se Johansson m fl., 1999).

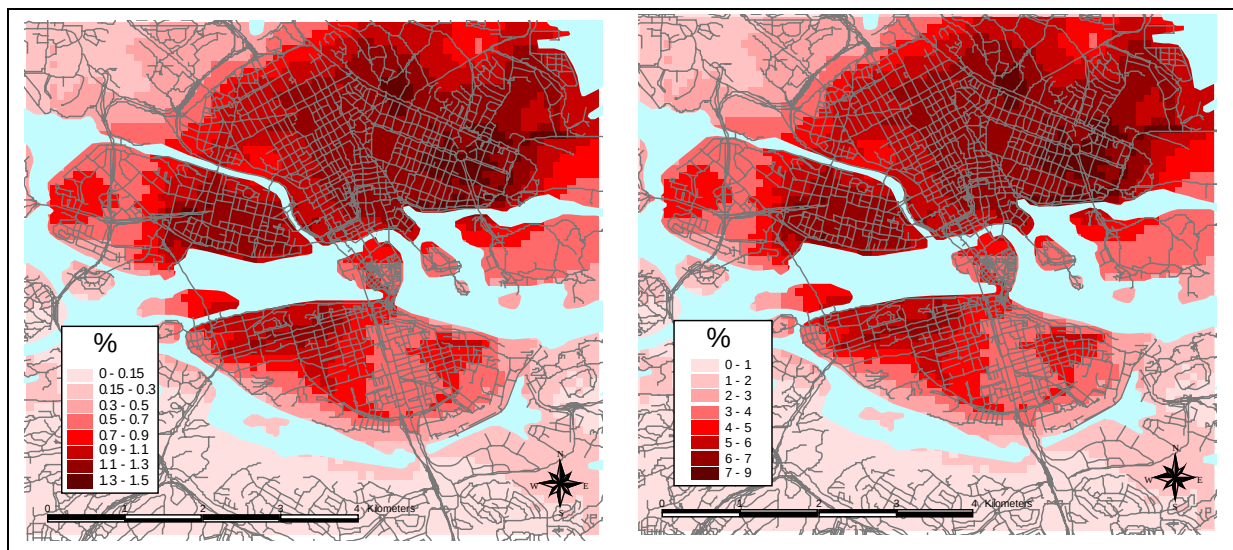
För fallet som motsvarar den faktiskt uppmätta efterlevnaden beräknas halterna (befolkningsviktat medelvärde) av NO_x minska med $0.52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket motsvarar 1.3% av den totala NO_x-halten. Detta motsvarar 21% av den minskning som maximalt skulle erhållas om utsläppen från alla tunga lastbilar i miljözonen eliminerades helt ($2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Skillnaderna mot effekterna på halterna vid full efterlevnad är liten. Då skulle NO_x-halten minska med $0.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (befolkningsviktat medelvärde). Detta motsvarar 1.5% av den totala befolkningsviktade NO_x-halten eller 24% av den minskning som maximalt skulle erhållas om utsläppen från alla tunga lastbilar i zonen eliminerades.

För avgaspartiklar beräknas halten minska vid nuvarande efterlevnad med $0.032 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket motsvarar ca 3% av den totala befolkningsviktade PM_{0.2}-halten. Reduktionen som erhålls är ca 44% av den maximala reduktion som skulle kunna erhållas om alla tunga lastbilar avgasutsläpp i zonen eliminerades.

De beräknade effekterna på PM_{0.2}-halterna för den faktiska efterlevnaden blir något större - halterna sjunker i genomsnitt med $0.043 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket motsvarar ca 4% av den totala befolkningsviktade PM_{0.2}-halten (ca 61 % av maximal reduktion för åtgärder på lastbilar).

Den geografiska fördelningen för minskningarna av halterna är i stort sett identiska med de som redovisats tidigare för fallen då alla utsläpp inom zonen elimineras helt (Figur 11).



Figur 11. Beräknade miljövinster avseende minskade halter av NO₂ (t v) samt PM_{0.2} (t h) i taknivå p g a Stockholms miljözon (nuläget 2000 i jämförelse med nollalternativ).

De största erhållna haltminskningarna i taknivå i innerstaden, för den faktiska efterlevnaden i miljözonen, är 1,5 % för NO₂ och 9 % för partiklar (PM_{0.2}). Den geografiska fördelningen av minskningarna är densamma både för NO₂ och PM_{0.2}. De största förbättringarna har erhållits i de centrala delarna av Norrmalm och Östermalm där också många människor bor och vistas.

Värdena som diskuterats ovan avser halterna av partiklar och NO_x i *taknivån*. De lokala trafikutsläppen förmodas ha större betydelse för halterna i *gatunivån*. Det gäller speciellt utefter hårt trafikerade gator kantade av höga byggnader som t ex Hornsgatan. Effekten av miljözonen på de absoluta halterna kan förväntas vara större där än utefter breda gator som trafikeras av få lastbilar och bussar.

Att Hornsgatan har valts som exempel nedan beror också på att gatan är väldigt hårt belastad av luftföroreningar. Miljökvalitetsnormer för kvävedioxid överskrids kraftigt varje år och beräknas göra det framgent.

I Tabell 5 redovisas de olika fordonskategoriernas bidrag till uppmätta halter 2000 på Hornsgatan för respektive miljözonsfall. Beräkningarna är gjorda med hjälp av emissionsfaktorer, trafikflödesmätningar samt uppgifter på antalet etanolbussar som trafikerar Hornsgatan.

Miljözonens effekt på halterna längs många andra gator i innerstaden med lite tung trafik kan förväntas vara mindre än på Hornsgatan.

Tabell 5. Beräknade förändringar av NO_x- och PM_{0,2}- halterna p g a miljözonen 2000 jämfört med "utan miljözon" respektive "full efterlevnad" i gatunivå på Hornsgatan.

Hornsgatan 2000	Medeldygnstrafik	Bidrag till NO _x -halt			Bidrag till PM _{0,2} -halt		
		Utan zon	Med zon	Full efterl.	Utan zon	Med zon	Full efterl.
Personbilar	32041(95,5 %)	101	101	101	3,6	3,6	3,6
Lastbilar och dieselbussar	1122 (3,5%)	25	24	23	0,48	0,36	0,25
Etanolbussar	313 (1,0 %)	11	10	10	0,14	0,08	0,08
Tung trafik	1435 (4,5 %)	36	34	33	0,62	0,43	0,33
Total trafik	33476	137	135	134	4,2	4,0	3,9
Bakgrundshalt (taknivå)*	-	32,5	32,0	31,9	1,23	1,20	1,19
Total halt 2000	-	170	167	166	5,5	5,2	5,1
Minskad halt p g a miljözonen	-	-	-1,5 %	-1,8 %	-	-4,1 %	-6,1 %

Miljözonen har bidragit till att NO_x-halten i gatunivån på Hornsgatan har sjunkit med ca 2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eller **ca 1,5 %** under år 2000. Vid full efterlevnad skulle miljövinsten ha varit något större. PM_{0,2}-halten har med miljözonen minskat med ca 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eller **ca 4 %** av den (totalt) uppmätta halten på Hornsgatan. Effekterna vid full efterlevnad skulle ha blivit ca 6 %.

Beräkningarna av PM_{0,2} är mer osäkra än för NO_x eftersom de baseras på mycket begränsad information om partikelstorleksfördelningen. Mätningarna avser antalet partiklar under en kort period på våren i taknivå och en kort period på hösten i gatunivå.

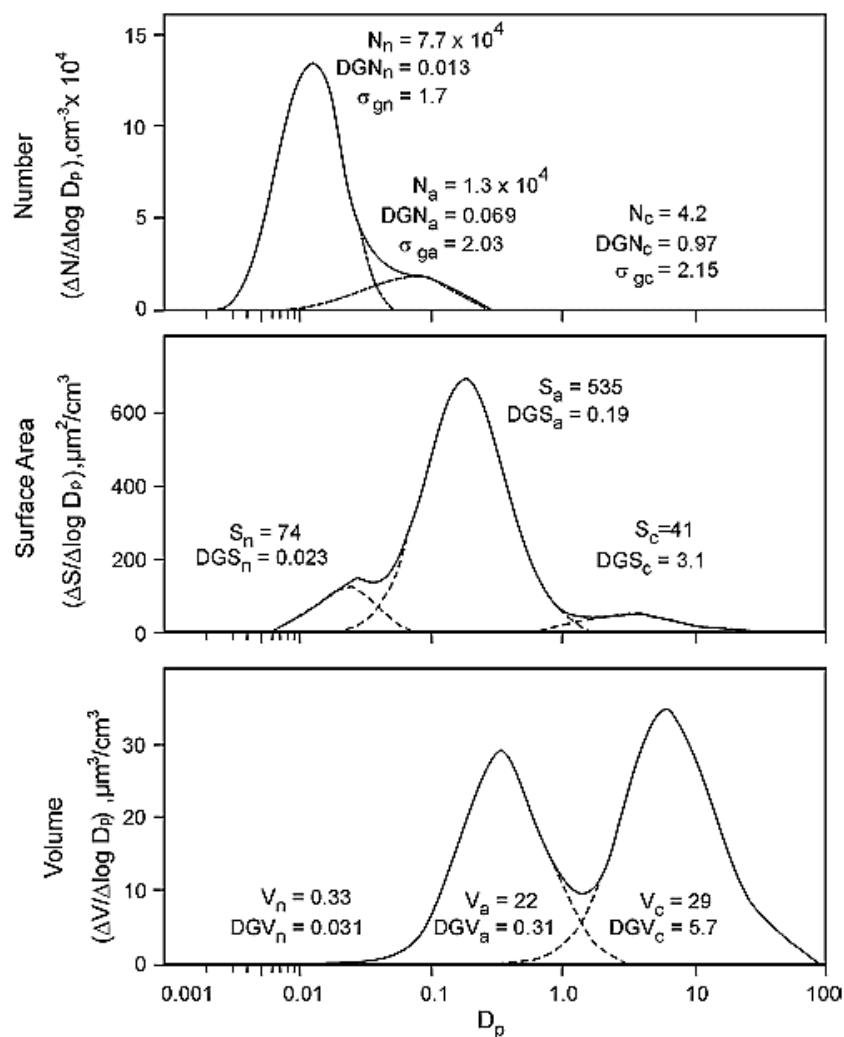
Miljövinster på Hornsgatan "dämpas" av att bakgrundshalten står för en relativt stor andel, ca 20-25 % av de totala halterna för både NO_x och PM_{0,2}. För NO_x är t ex bakgrundshalten nästan lika stor som den tunga trafikens haltbidrag på gatan. För bredare gator med större "utvädring", som t ex Sveavägen, är dock bakgrundsbidraget ännu större (ca 30 %).

Att miljözonseffekten blir relativt liten beror också på att utsläppen (haltbidraget) från personbilar dominerar i zonen. För NO_x dominerar personbilar utan katalysatorer och för partiklar dieseldrivna personbilar. Avgasemissionerna från tunga fordon har också generellt sett minskat signifikant under de senaste åren. Detta gäller speciellt partikelemissionerna. Emellertid indikerar nya mätningar på tunga fordon att lokala åtgärder har större inverkan på antalet partiklar som emitteras (Ahlvik & Smedeler, 2000). Resonemang om detta samt om partikelstorlekar förs vidare i avsnitt 8.

8. DISKUSSION PARTIKLAR

Traditionellt mäts partikelhalter som massan partikulärt material per volymsenhet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Antingen anges koncentrationen av alla partiklar med en diameter mindre än $10\text{ }\mu\text{m}$ (PM10) eller en diameter mindre än $2.5\text{ }\mu\text{m}$ (PM2.5). Detta är egentligen ett mycket trubbigt sätt att karakterisera partikelförekomsten i luften och man vet inte idag vilken egenskap hos partiklarna som är viktigast ur hälsosynpunkt (massan, antalet, ytan eller rentav den kemiska sammansättningen). Avsikten med detta avsnitt är att belysa att den urbana aerosolen egentligen inte beskrivs särskilt bra med angivande av enbart PM₁₀ och PM_{2.5}.

För det första är det viktigt att förstå skillnaden mellan mätningar som visar hur partiklarnas antal, yta respektive volym (massa) fördelar sig över olika partikelstorlekar. De olika bilderna i Figur 12 beskriver samma mängd aerosolpartiklar, men ser ändå väldigt olika ut. Det beror på att en partikels yta skalas med kvadraten på partikeldiametern och volymen skalas med kuben. En enda partikel med diametern $10\text{ }\mu\text{m}$ har alltså samma massa som 1000 partiklar med diametern $1\text{ }\mu\text{m}$. Det medför att ett fåtal stora partiklar kan utgöra en stor del av den totala partikelmassan. I de allra flesta fall återfinns >99% av antalet partiklar i partiklar < $1\text{ }\mu\text{m}$



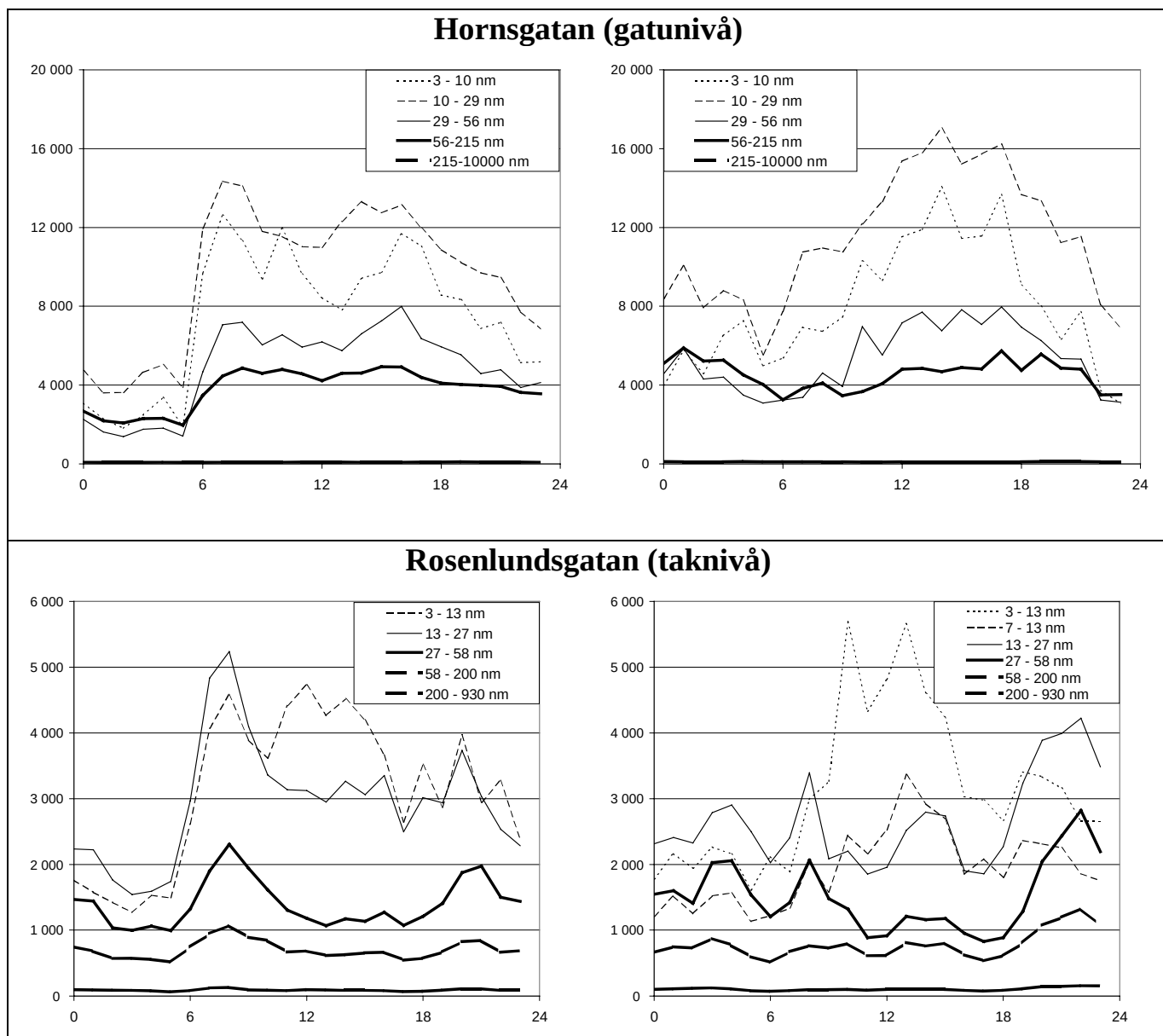
Figur 12. Skillnaden mellan storleksfördelningar för partiklarnas antal, yta och volym (massa).

De flesta partiklarna som släpps ut vid förbränningsprocesser är mindre än $0.1\ \mu\text{m}$. Dessa har mycket liten massa men är helt dominerande om man ser till *antalet partiklar* i gatumiljön (Isaksson, 2001). Slitage av däck, vägbana och bromsar resulterar i att partiklar i form av däckmaterial, metall, sten och asfalt frigörs. Dessa sprids ut över vägytan och till omgivande luft. Typiskt vägslitage av personbil är $0.02 - 0.1\ \text{g/fkm}$ utan dubbdäck och upp emot 20 till $30\ \text{g/fkm}$ med dubbdäck. För lastbilar är motsvarande siffror $0.2 - 10\ \text{g/fkm}$ utan och $40 - 300\ \text{g/fkm}$ med dubbdäck (Vägverket, 1999; Larssen, 1991). Av den totala mängden partikulärt material som slits från vägbana och däck uppskattas ca 0.1% vara partiklar som bidrar till halterna av PM_{10} i luften (Larssen, 1991). Uppvirvlingen (resuspensionen) av dessa partiklar orsakas både av de luftströmmar som trafiken åstadkommer och av vindgenererad turbulens. Vindens inverkan är liten vid normala vindhastigheter men kan spela stor roll vid vindhastigheter över $6\ \text{m/s}$ (Nemitz et al., 2000). När vägen är torr kan masskoncentrationen av dessa resuspenderade partiklar vara 10 gånger så hög som koncentrationen på de direkta avgasutsläppen. Antalet avgaspartiklar är dock oerhört mycket större än antalet resuspenderade partiklar. Bara de fina partiklarna ($<10\ \mu\text{m}$) kommer att förbli svävande i luften under längre tid. En stor del av partikelmassan deponeras på eller intill vägbanan. Bidraget till partikelhalterna i luften från resuspension varierar kraftigt främst beroende på vägbanans fuktighet, trafikflödet, fordonens hastighet och andelen tunga fordon.

Väl svävande i luften genomgår partiklarna fysikaliska spridnings- och depositionsprocesser styrda huvudsakligen av meteorologiska faktorer och markförhållanden, vilka också är beroende på partiklarnas storlek.

Om man mäter *antalet partiklar* i olika storleksintervall får man därför en helt annan bild av hur stort bidraget är från lokala utsläpp till partikelhalterna jämfört med om man mäter den totala partikelmassan. Tyvärr finns mycket begränsad information om antalet partiklar och hur det varierar i städer.

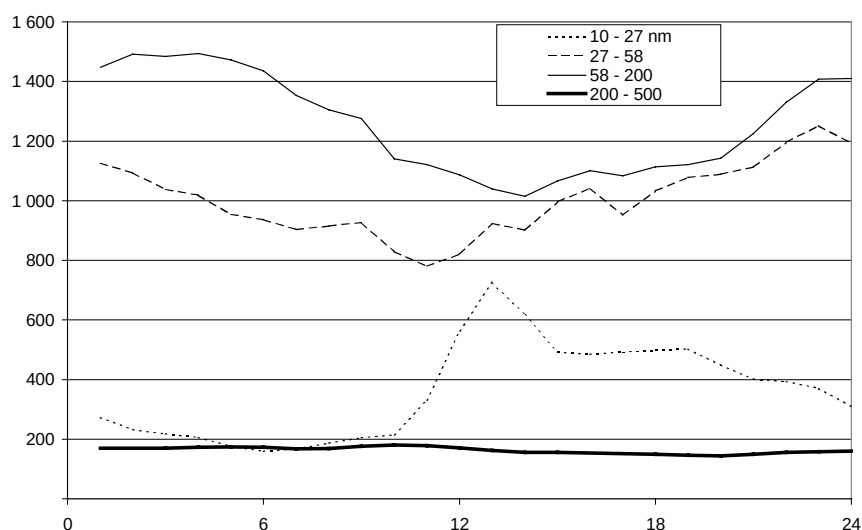
Figur 13 visar partikelstorleksfördelningar av antalet partiklar på Hornsgatan (i gatunivå) och vid Rosenlundsgatan (i taknivå). Det genomsnittliga totala antalet partiklar per cm^3 under en timme varierar mellan många tiotusental i gatumiljön till några tusental i taknivå.



Figur 13. Partikelstorleksfördelningar uppmätta i gatunivå på Hornsgatan och i taknivå på Rosenlundsgatan i Stockholms innerstad. Vardagsdygn kan ses t v och helgdygn t h. Enhet: Antalet partiklar i angivet storleksintervall per cm^3 .

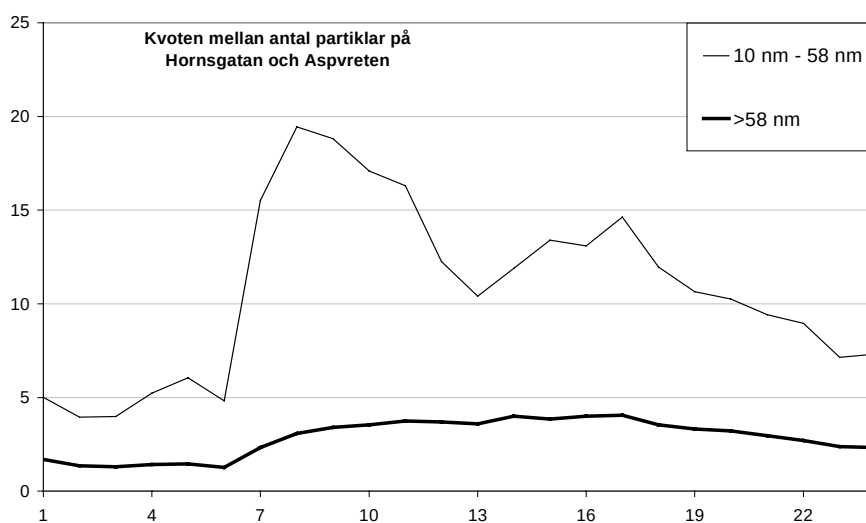
Av figuren framgår också att antalet partiklar är kraftigt beroende av vilken partikelstorlek man mäter. Både i taknivå och i gatumiljö är 80% eller mer av alla partiklar mindre än 60 nm och de flesta partiklarna omkring 20 nm i diameter. Ett mycket litet antal (<2%) är större än 200 nm, men det är dessa som helt dominerar om ser till massan partiklar i luften.

Även i bakgrundsluft, som inte har påverkats av lokala föroreningskällor finns mycket lite data på partikelstorleksfördelningen. Vid Aspvreten (utanför Studsvik i Södermanland) är det genomsnittliga totala antalet partiklar några tusen per cm^3 (räknat som ett timmedelvärde). Mätningarna är genomsnitt för nästan alla dagar i september år 2000. De flesta partiklarna är mellan 30 nm och 200 nm, dvs betydligt större i gatumiljön i Stockholm. Dessa partiklar har bildats under transporten från mer avlägsna källor lokaliserade främst utanför Sverige (Figur 14).



Figur 14. Partikelstorleksfördelningen m a p antalet partiklar per cm³ vid Aspvreten (Södermanland). Data är timmedelvärden från september år 2000.

Figur 15 visar att det i genomsnitt under en timme finns 10 till 20 gånger fler partiklar med en diameter i intervallet 10 nm till 60 nm på Hornsgatan. När det gäller partiklar större än 60 nm är det endast 3 – 4 gånger fler partiklar i den hårt trafikerade gatumiljön jämfört med antalet partiklar i bakgrundsluften.



Figur 15. Kvoten mellan antalet partiklar i gatumiljö i centrala Stockholm och antalet partiklar vid Aspvreten (Södermanland).

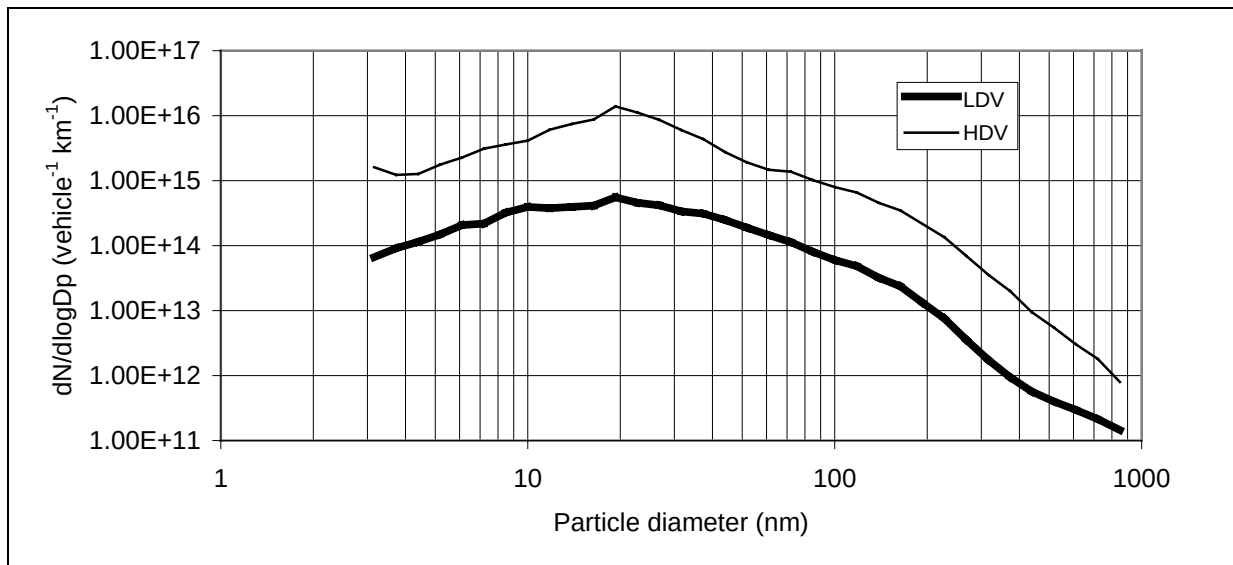
Om man antar att partiklarna är sfäriska och har en genomsnittlig densitet på 1.5 g/cm³ kan man uppskatta hur stor massa varje storleksfraktion utgör. Det visar sig att oavsett om man befinner sig i gatumiljön på Hornsgatan eller på landbygden långt från luftföroreningsutsläpp så utgörs 90% eller mera av masskoncentrationen fina partiklar (<2.5 µm) av partiklar som är större än 200 nm. Eftersom det inte är dessa partiklar som släpps ut i trafikavgaserna så är skillnaderna i masskoncentrationerna mellan gatumiljön och bakgrundsluften liten i förhållande till skillnaden i koncentrationen av antalet partiklar.

Slutsatsen av detta är att om man ser till antalet partiklar i luften så är den lokala trafikens bidrag till halterna den helt avgörande faktorn. Om man däremot betraktar massan av alla

fina partiklar med en diameter mindre än 2.5 μm så är betydelsen av den lokala trafikens avgasutsläpp inte speciellt stor. Massmässigt är den lokala trafiken främst av betydelse för partiklar mellan 2.5 och 10 μm på grund av resuspension av partiklar bildade vid slitage av vägbana, däck och bromsar.

För att beskriva miljözonens betydelse för halterna av partiklar skulle behövas detaljerad information om antalet partiklar som släpps ut från fordonsparken. Både om man ser till massan och antalet partiklar är utsläppen från dieselfordon väsentligt större än från bensinfordon.

Figur 16 visar uppskattade emissionsfaktorer för lätta respektive tunga fordon utifrån mätningar av antalet partiklar i Söderledstunneln i Stockholm.



Figur 16. Emissionsfaktorer för lätta fordon (LDV) respektive tunga fordon (HDV) uppskattade utifrån mätningar i Söderledstunneln (Kristensson m fl., 2001).

För båda fordonskategorierna har de flesta partiklarna en diameter på omkring 25 nm. Men antalet partiklar per fordonskilometer är väsentligt högre från de tunga fordonen (HDV). I genomsnitt för alla partiklar i intervallet 3 till 900 nm är antalet partiklar från tunga fordon *ca 15 gånger högre* jämfört med lätta fordon. Liknande resultat har erhållits av Wählin m fl. (2001) längs en hårt trafikerad gata i Köpenhamn.

I och med miljözonens införande i Stockholm, Göteborg och Malmö introducerades efterbehandlingsutrustning för avgaser från tunga fordon på den svenska marknaden. Naturvårdsverket gav under 2000 Motortestcenter (MTC) i uppdrag att undersöka hur partikelfilter (CRT) samt oxiderande katalysatorer påverkade antalet partiklar som emitterades samt partikelstorleksfördelningen (Ahlvik & Smedeler, 2000). Mätningarna visade att CRT-filtret gav 99 % *färre partiklar* och att denna minskning gällde för alla partikelstorlekar. Katalysatorn hade däremot endast marginell effekt på antalet partiklar. I Stockholms miljözon är eftermontering av CRT-filter vanligare än katalysator.

MTC's mätningar visade också att nyare miljöklassade lastbilar och bussar släpper ut *färre partiklar* än äldre fordon.

Resultatet av ovanstående mätningar talar för att miljözonen torde lett till väsentligt minskade utsläpp av partiklar också om man ser till antalet partiklar. Tyvärr saknas regelbundna mätningar av partikelantalet i Stockholms miljözon som kan bekräfta detta.

Referenser

- Ackermann, I.J., Hass, H., Memmesheimer, M., Ebel, A., Binkowski, F.S. and Shankar, U. (1998). Modal aerosol dynamics model for Europe: Development and first applications. *Atmospheric Environment*, Vol. 32, No. 17, pp 2981-2999.
- Ahlvik, P., Smedeler, G. (MTC 2000/02). Characterization of particulate emissions from an hd truck with catalyst and particulate filter. MTC 9708C.
- Ayers, J. G. (1998). Particle mass or particle numbers? *Eur Respir. Rev.*, 8:53, 135-138.
- Bringfelt, B., Backström, H., Kindell, S., Omstedt, G., Persson, C. and Ullerstig, A. (1997). *Calculations of PM-10 concentrations in Swedish cities – Modelling of inhalable particles*. Report RMK No. 76, SMHI Norrköping.
- Burman, L. (1999). Miljöpåverkan från dieselpersonbilar. En undersökning i Stockholms stad och län. SLB analys, rapport 1:99, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm.
- CONCAWE (1998). A study of the number, size & mass of exhaust particles emitted from european diesel and gasoline vehicles under steady-state and european driving cycle conditions. Report No. 98/51. Brussels: CONCAWE.
- CONCAWE, (1999). Fuel quality, vehicle technology and their interactions. McArragher et al.. report 99/55. CONCAWE, Bryssel.
- Egeback, K-E., Ahlvik, P., Westerholm, R. (1997). Emissionsfaktorer för fordon drivna med fossila respektive alternativa bränslen. Huvudrapport. Kommunikationsforskningsberedningen. KFB-meddelande 1997:22. September 1997.
- Hyllenius, P. (1997) . Utvärdering av miljözon i Stockholm, Göteborg och Malmö. Miljöförvaltningen i Stockholm, Trafikkontoret i Göteborg, Gatukontoret i Malmö. Trivector AB i november 1997.
- Isaksson, L. (2001). Mobila mätningar av aerosolegenskaper i Stockholm (Mobile measurements of aerosol properties in Stockholm). Examensarbete i Meteorologi (20 p.), Meteorologiska institutionen och ITM Luftlab., Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Johansson, C., Hadenius, A., Johansson, P.-Å. Och Jonson, T. (1999). NO₂ and particulate matter in Stockholm - Concentrations and population exposure. Luftvårdsförbundet i Stockholms och Uppsala län, rapp. 6:98.
- Kittelson, D. B., 1998. Engines and nanoparticles: A review. *J Aerosol Sci.*, 29, 575-588.
- Kristensson, A., C. Johansson, E. Swietlicki, R. Westerholm, U. Wideqvist, V. Vesely, J. Zhou and G. Papaspiropoulos. Emission of Gases and Particulate Matter Measured in a Road Tunnel. Presenterad vid The Third International Conference on Urban Air Quality and 5th SATURN Workshop i Loutraki, Grekland, 19 – 23 mars 2001.
- Langner, J., Bergström, R. and Pleijel, K. (1998). European scale modeling of sulfur, oxidized nitrogen and photochemical oxidants. Model development and evaluation for the 1994 growing season, SMHI reports Meteorology and Climatology No. 82, Norrköping.
- Larssen, S. (1991). Partikler i tettstedsluft i Norden. NILU rapport 11/91. ISBN 82-425-0228-5. NILU, Postboks 100, N-2007 Kjeller, Norge.
- Nemitz E., P.I. Williams, M.R. Theobald, A.G. McDonald, D. Fowler and M.W. Gallagher, 2000. Application of two micrometeorological techniques to derive fluxes of aerosol components above a city. Publiceras i Proceedings of EUROTRAC Symposium 2000. WITpress, Southampton.
- Pershagen, G. (ed.). 2000. Particles in ambient air - a health risk assessment. Acceptorad för publikation i Scandinavian Journal of Work, Environment & Health, 2000.
- Pettersson, M., Johansson, C., Jonson, T. (1999). Emissionsdatabas 1997 för Stockholms och Uppsala län struktur, innehåll, kvalitet. . Luftvårdsförbundet i Stockholms och Uppsala län, rapp. 2:99.
- Robertson, L., Langner, J. and Engardt, M. (1999) An Eulerian limited-area atmospheric transport model, *J. of Appl. Met.*, Vol. 38, pp 190-210.
- Vignati, E. Berkowicz, R., Palmgren, F., Lyck, E. Och Hummelshøj, P.(1999). Transformation of size distributions of emitted particles in streets. *The Science of the Total Environment*, 235, 37-49.
- Vägverket (1999). Beräkningshandbok för luftföroreningar. http://www.vv.se/publ_blank/bokhylla/miljo/ber

Vägverket (1999). EVA SYSDOK version 2.2. Modellspecifikation:fordonseffektmodell. Rev 1999-06-20.

Wexler, A.S., Lurmann, F.W. and Seinfeld, J.H. (1994). Modelling urban and regional aerosols - I. Model development, *Atmospheric Environment*, Vol 28, No. 3, pp 531-546.

Wåhlin, P., Palmgren, F. and Van Dingenen, R. (2001) Experimental studies of ultrafine particles in streets and the relationship to traffic, *Atmosph. Env.* In press.