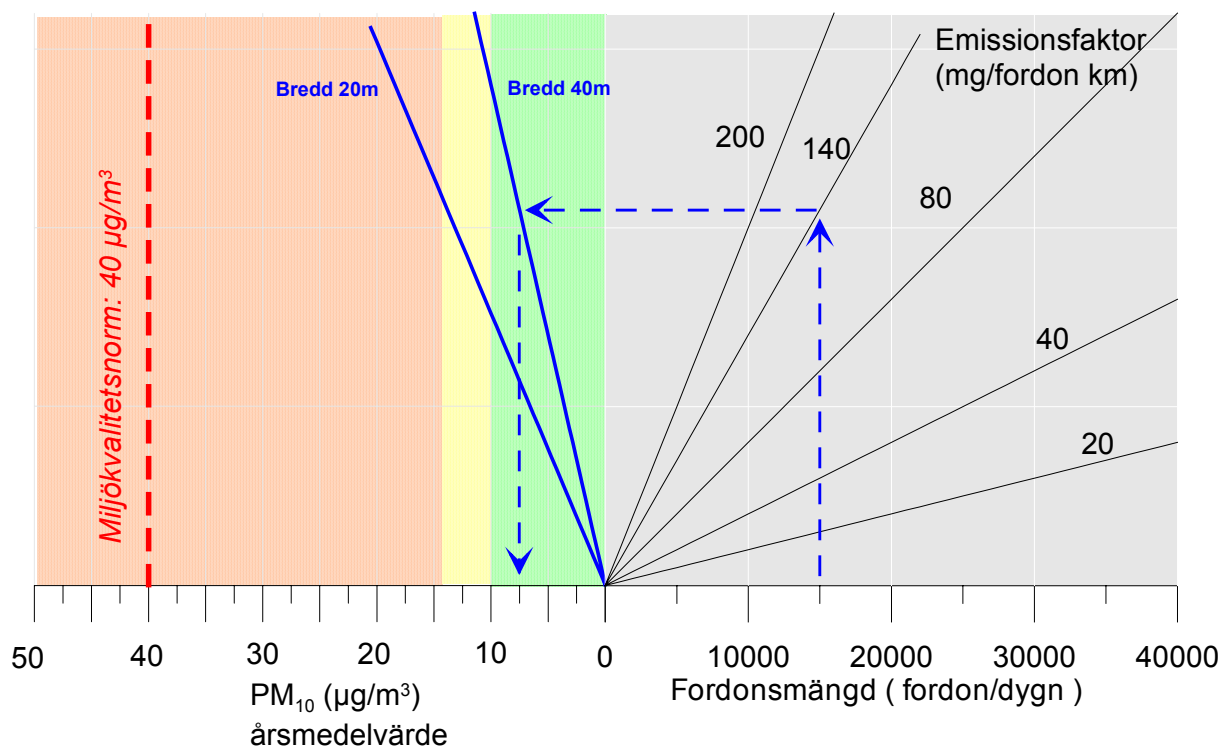


Gata: lokalt bidrag PM_{10}



Nomogram för uppskattning av halter av PM_{10} och NO_2

- reviderad version (december 2004)

Kommentar december 2004

Denna rapport kom ut våren 2002. Nomogrammen är tänkta att användas för att ge en första, mycket grov, uppskattning av föroreningshalterna i vägars närhet. Kapitel 4 i denna rapport beskriver metoden och i Bilaga 1 finns en handledning som visar hur man använder nomogrammen.

Observera att i denna web-version av rapporten har emissionsfaktorerna i Tabell 3.1 och 3.2 (och följaktligen även Tabell 1.1 och 1.2 i Bilaga 1) uppdaterats enligt följande:

Tabell 3.1 Emissionsfaktorer för NO_x olika år. (enhet: g/fkm)

	<i>Tätort</i>			<i>Landsväg</i>		
	<i>2002</i>	<i>2005</i>	<i>2010</i>	<i>2002</i>	<i>2005</i>	<i>2010</i>
Lätta fordon	0,68	0,53	0,35	0,57	0,39	0,22
Tunga fordon	10,57	8,32	6,16	8,04	6,04	4,54
Genomsnitt	1,24	0,98	0,70	1,40	0,99	0,65

Tabell 3.2 Emissionsfaktorer för partiklar, olika år (enhet: mg/fkm)

	<i>Tätort</i>			<i>Landsväg</i>		
	<i>2002</i>	<i>2005</i>	<i>2010</i>	<i>2002</i>	<i>2005</i>	<i>2010</i>
Lätta fordon (avgas)	35	28	21	18	15	11
Tunga fordon (avgas)	173	125	76	165	116	71
Genomsnitt (avgas)	43	34	24	34	25	17
Tillägg resuspension	209	209	209	209	209	209
Genomsnitt (inkl resuspension)	252	243	233	243	234	226

Observera också att de referenser som görs i originalrapporten till "Vägverkets handbok för trafikens luftföroreningar" använder en inaktuell internet-adress. Handboken nås för närvarande via:

http://www.vv.se/templates/page3____2090.aspx

Sedan rapporten kom ut 2002 har modellsystemet SIMAIR tagits fram. Med SIMAIR får man en säkrare uppskattning av de olika bidragens storlek, bl a kommer lokal meteorologi in i beräkningarna. Speciellt för PM10, där bakgrunds nivåerna är höga, är det viktigt att använda så bra information som möjligt. För de fall där nomogrammen indikerar värden nära eller över undre utvärderingströskeln, bör SIMAIR användas för att ge ett bättre underlag för jämförelser mot miljö kvalitetsnormer.

Sedan några månader tillbaka finns detaljerade anvisningar för hur man utvärderar luftkvaliteten mot de nya miljö kvalitetsnormerna, se Referenslaboratoriet för tätortsluft (ITM på Stockholms Universitet):

<http://www.itm.su.se/reflab/>

Nomogram för uppskattning av halter av PM₁₀ och NO₂

- reviderad version

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING.....	1
1. BAKGRUND.....	3
2.1 Principalkomponentanalys (PCA) och Absolut Principalkomponentanalys (APCA) - teoretisk bakgrund.....	5
2.2 Resultat och diskussion av statistisk bearbetning med hjälp av PCA/APCA.....	6
2.3 Bakgrundshalter för NO ₂	12
2.4 Relationer mellan medelvärden och percentilvärden.....	14
3. FORDONSEMISSIONER.....	16
3.1 Uppvirvling av vägdamm – en litteraturgenomgång.....	16
3.2 Beräkningsmodeller för partikelemissioner.....	17
3.3 Mätmetoder.....	18
3.4 Emissionsfaktorer.....	18
4. BERÄKNINGSMETOD FÖR UPPSKATTNING AV HALTER AV PM ₁₀ OCH NO ₂ I TRAFIKMILJÖ.....	23
4.1 Introduktion till modellberäkningarna.....	23
4.2 Beräkning av lokala haltbidrag.....	23
4.3 Bakgrundshalter.....	29
4.4 Statistiska samband mellan årsmedelvärden och percentiler.....	30
5. REFERENSER.....	31

BILAGA 1. HANDLEDNING TILL NOMOGRAM-METODEN

Report Summary / Rapportsammanfattning

Issuing Agency/Utgivare		Report number/Publikation	
Swedish Meteorological and Hydrological Institute S-601 76 NORRKÖPING Sweden		SMHI-Meteorologi Nr. 102	
		Report date/Utgivningsdatum	
		December 2001	
Author (s)/Författare			
Valentin L. Foltescu			
Lars Gidhagen			
Gunnar Omstedt			
Title (and Subtitle)/Titel			
Nomogram för uppskattning av halter av PM ₁₀ och NO ₂ A simple method to assess PM ₁₀ and NO ₂ concentration levels			
Abstract/Sammandrag			
The new environmental quality standards regulate PM₁₀ and NO₂ levels in Swedish cities. The report outlines a simple method to perform a preliminar assessment of levels in areas where no monitored data are available. According to the regulation directives, such a method is sufficient whenever the resulting concentration levels do not exceed the lower evaluation threshold, defined as a percentage of the environmental quality standard. If the preliminar assessment results in concentration levels above the threshold, refined modeling and/or monitoring must be initiated. The method includes the following steps: 1. Estimation of local contribution: Vehicle exhaust pipe emissions are taken from tables recommended by the Swedish National Road Administration. Contributions of resuspended road dust particles have been quantified in Stockholm through the use of the so called "tracer method", using NO_x as a tracer. The effect of resuspended road dust is thus incorporated through an additional PM₁₀ emission factor part. With traffic intensity and emission factors specified, the annual averages of locally generated PM₁₀ and NO₂ can be evaluated in diagrams (so called "nomograms"). The "nomograms" constitute graphical outputs from simple dispersion models, forced by meteorological data for a representative year. 2. Estimation of background values: Background levels of PM₁₀ are mainly due to long distance transport (LDT). Multivariate analysis of a large data set from all parts of Sweden has revealed a pronounced north-south gradient in LDT of particles. Levels measured in rural areas are very similar to those registered as urban background, meaning that LDT is the main part of the background value that should be added to the locally generated PM₁₀ concentration. For NO₂ the background levels in rural areas also show a similar north-south gradient, but within cities the urban background is considerably raised. Consequently a background value depending on the population size is suggested for populated areas. 3. Estimation of extreme concentration levels: Empirical relations have been established between the average concentration level (including the background contribution) and the percentile levels as specified by the regulation. Those relations can be used, with some care, to estimate extreme levels at sites where no monitored time series are available. If measured time series do exist, locally determined relations between annual average and percentile levels should be used as a first choice.			
Key words/sök-, nyckelord			
PM ₁₀ , NO ₂ , Environmental Quality Standards, Sweden, road dust, resuspension, emissions, long distance transport, background values, multivariate analysis			
Supplementary notes/Tillägg		Number of pages/Antal sidor	Language/Språk
		35	Swedish
ISSN and title/ISSN och titel			
0283-7730 SMHI Reports in Meteorology			
Report available from/Rapporten kan köpas från:			
SMHI S-601 76 NORRKÖPING Sweden			

Sammanfattning

Den nya förordningen om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft (SFS 2001:527) definierar normvärden och utvärderingströsklar för bl a NO₂ och PM₁₀. SMHI har av Naturvårdsverket och Vägverket fått i uppgift att ta fram en enkel metod att användas för en första utvärdering av luftföroreningshalterna. Metoden består av s k nomogram för skattning av årsmedelvärden genererade av emissioner från en individuell gata eller väg. Till det lokalt genererade värdet ska läggas ett bakgrundsvärde. Empiriska relationer byggda på historiska mätserier har också tagits fram för att från medelvärdet kunna uppskatta extremvärden i form av percentiler.

Utvärderingsmetodiken som beskrivs i denna rapport är avsedd att användas för en första uppskattning av föroreningshalterna på platser där mätningar saknas. Om de uppskattade halterna ligger under de nedre utvärderingströsklarna, räcker nomogrammens resultat som underlag. Om de uppskattade halterna är högre, behövs en noggrannare utvärdering med hjälp av modeller och/eller mätning. I bilaga 1 beskrivs metoden praktiskt.

Nomogram-metoden innebär följande steg:

1. **Beräkning av det lokala bidraget:** Avgasrelaterade emissioner skattas med kännedom om fordonssammansättning och emissionfaktorer från Vägverkets Handbok (2001). För att inkludera uppvirvlade partiklar adderas ett speciellt bidrag till den avgasrelaterade emissionsfaktorn.

Med hjälp av fordonsmängd (antal fordon per dygn) och lämplig emissionsfaktor, utvärderas nomogrammen. Fyra nomogram medger uppskattning av årsmedelvärden av NO₂ och PM₁₀ för två typer av trafikmiljöer, gator omgärdade av byggnader och öppen väg.

2. **Beräkning av bakgrundsbidraget:** En statistisk multivariat analys (*Principal Component Analysis*) av data från det s k "Kartläggningsprojektet" har använts för att separera bakgrundsbidraget från total uppmätt partikelhalt. Analysen har resulterat i en geografisk tabell där bakgrundsbidraget varierar från 15-16 µg m⁻³ i södra Sverige till 9-10 µg m⁻³ i norra Sverige. Således kommer bakgrundsvärdet att utgöra en betydelsefull del av PM₁₀-halten i hela Sverige.

För NO₂ beror bakgrundsvärdet till större del på storleken av den tätort där nomogrammen appliceras. Baserat på uppmätta NO₂-halter från URBAN-projektet har bakgrundshalterna bestämts ligga inom intervallet 10 µg m⁻³ (för mindre tätorter) till 20 µg m⁻³ (de största städerna). Resultat från MATCH-modellen visar att bakgrundshalter på landsbygd har en syd-nordlig gradient med nivåer upp till 10 µg m⁻³ i sydligaste Sverige, avtagande till mindre än 4 µg m⁻³ i norra Sverige.

3. **Beräkning av extremvärden:** Empiriska relationer mellan percentilvärden och medelvärde (inklusive bakgrundsbidrag) har tagits fram med ett samband för var och en av de percentiler som anges i miljö kvalitetsnormen och i respektive utvärderingströsklar. Ingen åtskillnad har gjorts mellan gaturum och öppen väg. Om årslånga mätserier finns disponibla från den ort där utvärderingen sker, så rekommenderas användning av dessa lokalt bestämda relationer mellan percentiler och medelvärde istället för de mer generella samband som föreslås i denna rapport.

Följande kommentarer är av vikt vid användandet av nomogram-metoden:

- Medan nivåerna för utvärderingströsklarna avseende NO₂ är direkt kopplade till miljönormen, så finns för PM₁₀ en diskrepans i lagstiftningen som gör att utvärderingströsklarna är mycket låga i förhållande till den norm som ska vara uppfylld år 2005. Det relativt stora bakgrundsbidrag som kunnat konstaterats, tillsammans med den kraftigt ökade partikelemission som uppvirvling

medför, har som konsekvens att den uppskattade nivån mycket lätt – i södra Sverige till och med alltid - hamnar ovanför nedre utvärderingströskeln.

- Uppvirvlingens betydelse för uppmätta koncentrationer har endast kunnat kvantifieras i Stockholm (Hornsgatan), eftersom mätdata av nödvändig omfattning saknas från övriga delar av landet. Emissionsbestämningar från andra platser i världen uppvisar stor spridning, och det är troligt att Skandinavien – p g a sitt klimat och användande av dubbdäck etc – inte är helt jämförbart med övriga Europa eller USA avseende storleken på uppvirvlingsbidraget. Detta har gjort det omöjligt att motivera en geografisk eller på annat sätt uppdelad emissionsfaktor för uppvirvlingen, och tills vidare rekommenderas därför att värdet från Stockholm används för hela landet.
- Det faktum att nedre utvärderingströskeln för PM_{10} är så låg och det uppvirvlade bidraget är så betydelsefullt, belyser vikten av att skapa dataunderlag som möjliggör en bättre bestämning av hur uppvirvlingen varierar i olika delar av landet. Mätexperiment inriktade på att ta fram emissionsfaktorer - genom den s k spårämnesmetoden som använts för Hornsgatan eller på annat sätt – bör därför genomföras.

1. Bakgrund

I den nya förordningen om miljökvalitetsnormer för utomhusluft (SFS 2001:527) definieras normvärden för bl a NO₂ och PM₁₀. Miljökvalitetsnormerna kompletteras med s k övre och nedre utvärderingströsklar. Utvärderingströsklarna avgör vilken typ av utvärdering som krävs. Ju högre luftföroreningsnivå i relation till normvärdet desto strängare krav. I Fig. 1 sammanfattas dessa krav, konkretiserade i en strategi som SLB Analys på Stockholms Miljöförvaltning utarbetat på uppdrag av Naturvårdsverket (SLB,2001).

Över normvärdet (rött) krävs mätningar	<i>Luftföroreningshalt</i>
	<i>Miljökvalitetsnorm</i>
I detta haltintervall (rött) krävs mätningar	<i>Övre utvärderings-tröskeln</i>
I detta haltintervall (gult) kan en kombination av modellering och mätningar användas	<i>Undre utvärderings-tröskeln</i>
I detta haltintervall (grönt) räcker det med objektiv skattning, t.ex nomogram, enkel modellering eller indikativ mätning	

Fig. 1 Miljökvalitetsnormer och olika utvärderingskrav (SLB, 2001).

Om luftföroreningshalten bedöms ligga i det **gröna** intervallet är risken för överskridande av normvärdet litet, varför inga vidare åtgärder behövs göras. För denna bedömning behövs metoder som snabbt och enkelt kan ge en första skattning på om halterna ligger över eller under utvärderings-tröskeln. Syftet med detta arbete är att ta fram en sådan metod för partiklar (PM₁₀) och kvävedioxid (NO₂).

I Tabell 1 sammanfattas miljökvalitetsnormer och utvärderingströsklar för PM₁₀ och NO₂. För NO₂ är utvärderingströsklarna logiskt knutna till gällande miljökvalitetsnormer, men för PM₁₀ kan man observera anmärkningsvärt låga trösklar för årsmedelvärde och också att utvärderingströsklarna för dygnsvärde är givna som 98-percentil medan normen är 90-percentil. Förklaringen torde vara att utvärderingströsklarna tar sikte på de skärpta krav som finns föreslagna för 2010, dvs ett årsmedelelvrde på 20 µg m⁻³ och en 98-percentil för dygnsvärden på 50 µg m⁻³.

Tabell 1. Miljökvalitetsnormer och utvärderingströsklar för PM₁₀ och NO₂.

<i>PM₁₀ (µg/m³)</i>	<i>årsmedelvärde</i>	<i>90-percentil dygnsmedelvärde</i>	<i>98-percentil dygnsmedelvärde</i>
Norm	40	50	-
Övre tröskel	14		30
Undre tröskel	10		20

<i>NO₂ (µg/m³)</i>	<i>årsmedelvärde</i>	<i>98-percentil dygnsmedelvärde</i>	<i>98-percentil timmedelvärde</i>
Norm	40	60	90
Övre tröskel	32	48	72
Undre tröskel	26	36	54

SMHI har av Naturvårdsverket och Vägverket fått i uppdrag att utarbeta nomogram för årsmedelvärden av NO₂ och PM₁₀. Nomogramen har tagits fram två varianter:

- Gaturum: Gata omgärdad av byggnader (åtminstone på ena sidan)
- Öppen väg: Väg utan byggnader i närheten som kan begränsa luftutbytet

Nomogramen ger en skattning av det lokalt genererade bidraget till NO₂ och PM₁₀. Skattningar lämnas också på bakgrundsbidraget, som kan komma från källor inom samma tätort (viktigast för NO₂) eller via långdistanstransport från andra platser i Sverige och övriga Europa (viktigast för PM₁₀).

Den beräkningsmetodik som ligger till grund för nomogram, emissionsfaktorer och bakgrundsvärden bygger på en kombination av litteraturstudier, dataanalys och modellsimuleringar. De viktigaste mätserierna för föroreningshalter som använts har varit:

- PM_{2.5} och PM₁₀-halter från 8 platser i Sverige, timvärden för period 99-07-01 – 01-06-30 ("Kartläggningsprojektet" via ITM/Stockholms Universitet, se också Areskoug et al., 2001)
- Timvärden av gasformiga föroreningar och meteorologi från Stockholm, Göteborg och Malmö, period 99-07-01 – 01-06-30 (tillhandahållna av respektive miljöförvaltning)
- Halter av NO₂ från ett stort antal svenska städer (URBAN-projektet, IVL)

Riktlinjerna för beräkningsmetodiken togs fram på ett möte mellan Naturvårdsverket, SLB Analys och SMHI, med målet att finna enkla och till mätdata anpassade uppskattningar. Den framtagna beräkningsmetoden för NO₂ och PM₁₀ innehåller tre komponenter – nomogram för årsmedelvärden, bakgrundshalter samt relation mellan årsmedelvärden och percentilvärden – och kan sammanfattningsvis beskrivas på följande sätt:

1. Med hjälp av nomogram bestäms lokala haltbidrag för årsmedelvärden av NO₂ och PM₁₀ för enskilda gator och vägar. I avsnitt 3 diskuteras storleken av emissionsbidraget och själva nomogramen presenteras i avsnitt 4.
2. Till de lokala haltbidragen adderas bakgrundsbidragen för årsmedelhalter. I avsnitt 2.1-2.2 redogörs för den statistiska analys som ligger bakom de rekommenderade bakgrundsvärdena. De sistnämnda sammanfattas i metodgenomgången i avsnitt 4.
3. Extremvärden i form av percentiler beräknas utifrån det framtagna årsmedelvärdet (inklusive bakgrundsbidrag). I avsnitt 2.4 presenteras enkla samband mellan årsmedelvärden och extremvärden baserat på de mätdata som funnits tillgängliga inom ramen för detta projekt. I metodgenomgången (avsnitt 4) diskuteras också möjligheten av att, som alternativ till de här givna sambanden, utnyttja mätserier från orten ifråga.

I bilaga 1 beskrivs metoden praktiskt med några beräkningsexempel.

2. Statistisk analys av luftkvalitet och meteorologiska data

I detta avsnitt redovisas detaljerat den dataanalys som använts för att komma fram till bakgrundshalter av PM_{10} och NO_2 , samt relationen mellan medelvärden och percentilvärden. Slutsatserna återfinns repeterade i avsnitt 4, som steg för steg redovisar hela beräkningsmetodiken.

I avsnitt 2.1-2.2 presenteras en metod för skattning av bakgrundshalter av PM_{10} . För att förstå hur olika källor och processer bidrar till PM_{10} -halter i omgivningsluften kan man använda multivariat-analys av observations- och modelldata. Ett betydande värde ligger därmed i att utföra analys på samtidiga relevanta variabler, inklusive meteorologiska. Detta är en vanlig situation i samband med omgivningsstudier, där man själv inte kan styra de experimentella förhållandena utan "naturen" varierar på ett komplext sätt. Den statistiska multivariata databearbetningen i denna studie gjordes genom att utnyttja principalkomponentanalys (PCA - Principal Component Analysis) respektive absolut principalkomponentanalys (APCA) av timmedelvärden erhållna inom och i anslutning till "Kartlägningsprojektet" under tvåårsperioden juli 1999 – juni 2001. Endast två platser i landet, Stockholm och Malmö (med tillhörande urbana och lantliga bakgrundsstationer) uppvisade tillräcklig variabelmångfald, datakvalitet och datatäckning för att kunna kvalificera sig för multivariatanalys. Efter en kvalitativ men samtidigt objektiv urskiljning av källor och processer med hjälp av PCA gjordes en kvantitativ värdering av dessa med APCA. Inom projektet har det statistiska programmet SPSS använts för alla statistiska beräkningar.

Avsnitt 2.3 diskuterar bakgrundsvärden av NO_2 och i avsnitt 2.4 presenteras empiriska relationer mellan årsmedelvärden och percentilnivåer.

2.1 Principalkomponentanalys (PCA) och Absolut Principalkomponentanalys (APCA) - teoretisk bakgrund

PCA är en av flera statistiska tekniker med vars hjälp en uppsättning variabler på ett objektivt sätt kan sammanfattas i ett mindre antal nya variabler. Denna sammanfattning består i ett antal nya s k principalkomponenter. Tack vare denna kompression blir det möjligt att överblicka ett dataset med många variabler. Därmed är PCA både en reduktionsmetod och en explorativ metod med syftet att identifiera underliggande dimensioner.

PCA utgår från korrelationer mellan variablerna. De ursprungliga variablerna ombildas till linjära kombinationer med vars hjälp det mesta av variansen fångas upp. Syftet är att hitta ett minsta antal principalkomponenter som är linjära kombinationer av ursprungliga variabler och som förklarar så mycket som möjligt av den totala variationen hos datauppsättningen. En principalkomponent är alltså en linje i den n-dimensionella rymden som spänns up av ett antal n ursprungliga variabler. Resultatet blir en reduktion av variabelmängden i ett mindre antal principalkomponenter. Ursprungliga variabler som antages ha något gemensamt hamnar under samma principalkomponent i en komponentmatris och erhåller höga komponentladdningar. Komponentladdningarna motsvarar korrelationen mellan de ursprungliga variablerna och de nya variablerna (principalkomponenterna). En komponentladdning vars absolutbelopp är större än ca 0.3 tyder på en tydlig effekt av den ursprungliga variabeln i den framräknade principalkomponenten. En variabel som har komponentladdningar större än 0.3 på två eller flera principalkomponenter anses vara flerdimensionell.

Om komponentladdningarna för alla variabler inom en principalkomponent kvadreras och summeras erhålls egenvärdet. Egenvärdet utgör underlag för beräkning av den totala variansen. Egenvärdet används också som kriterium i valet av signifikanta komponenter. Vanligtvis väljer man att närmare studera alla principalkomponenter vars egenvärde är större än 1. Kommunaliteten anger hur stor del av den totala variansen hos en ursprunglig variabel förklaras av principalkomponenterna. Kommunaliteten erhålls om man först kvadrerar alla komponentladdningar och sedan summerar dem. Variabler med hög kommunalitet har en hög förklaringsförmåga.

APCA är en vidareutveckling av PCA och har tillämpats tidigare på luftföroreningsdata (t ex av Thurston och Spengler, 1985 och av Zhang m fl., 1993). I detta projekt användes den metodik som beskrivits av Thurston och Spengler (1985). För detaljer hänvisas till metodbeskrivningen i ovanstående referens. Metoden mynnar ut i bestämning av s k komponentpoäng som sparas som nya variabler i datamatriken och anger principalkomponenternas absoluta påverkan för en utvald ursprunglig variabel såsom PM_{10} i trafikmiljö eller urban bakgrund.

2.2 Resultat och diskussion av statistisk bearbetning med hjälp av PCA/APCA

2.2.1 Analys av data från Stockholm

Datamatriken för Stockholm omfattade 25 luftkvalitetsvariabler uppmätta i såväl gaturummet (Hornsgatan) som i urban bakgrund, dvs. taknivå (Rosenlund) och i lantlig bakgrund (Aspvreten). I gaturummet uppmättes även trafikintensiteten för fordon av olika storlek motsvarande 3 trafikvariabler (korta, medellånga och långa fordon). Matrizen kompletterades med 27 meteorologiska variabler uppmätta på flera nivåer i Högdalen, Maria Pol och Aspvreten. Spridningsberäkningar gjorda med MATCH (Multiscale Atmospheric Transport and Chemistry Modeling System) vid SMHI tillförde ytterligare 10 variabler som motsvarade den storskaliga förekomsten av oorganiska ämnen i partiklarna (salpetersyra, ammoniumnitrat, övrig nitrat, ammoniumsulfat och övrig sulfat) över staden och den omgivande landsbygden.

Partikelvariablerna PM_{10} och $PM_{2.5}$ uppmättes i realtid med TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance). Uppvärmningen av aerosolen vid passage genom instrumentet kan medföra att flyktiga partikelbundna organiska ämnen och ammoniumnitrat avdunstar. Man har valt att inte kompensera för denna massförlust i avvaktan på resultatet av en studie som genomförs på NILU (Norsk Institutt for Luftforskning) för närvarande, och som syftar till att ta fram bättre underlag för eventuella omräkningsfaktorer för TEOM.

PM_{10} -partiklarna kunde delas upp i en fin och en grov fraktion. Avgränsningen mellan dessa sattes till $2.5 \mu m$. Halterna av grova partiklar beräknades som skillnaden mellan uppmätta PM_{10} och $PM_{2.5}$. Partiklarna i grovfraktionen produceras i huvudsak via olika mekaniska processer, t ex uppvirvlat jordstoft och vägdamm. Partiklar i finfraktionen bildas till stor del då olika ångor kondenserar. En preliminär analys av alla ingående data med avseende på datatäckning och kontinuitet av tidsserierna, observationsplatsens representativitet och variabelernas entydighet samt kommunalitet har lett till en reduktion av variabelmängden från ursprungligen 65 till 17. Dessa variabler presenteras med namn och beskrivning i Tabell 2.1.

PCA av Stockholmsdata (se Tabell 2.2) resulterade i tre komponenter som förklarar huvuddelen av variansen. Utgående från laddningarna som karaktäriserar respektive komponent, kan de tolkas som:

- utsläpp från trafiken
- väderbetingad turbulent uppvirvling (resuspension)
- långdistanstransport (LDT)

Tabell 2.2 innehåller deskriptiv statistik för partikelhalterna samt komponentladdningarna för de första tre principalkomponenterna som tillsammans förklarar ca 65% av den totala variansen. Första principalkomponenten svarar mot 26% av variansen och är tydligen trafikrelaterad, innehållande höga komponentladdningar för trafikintensiteten, trafikemitterade gaser, fina partiklar i gaturummet (i anslutning till trafiken) och grova partiklar som antagligen virvlat upp från vägbanan av själva trafiken. Den andra principalkomponenten förklarar 21% av variansen. Den har höga komponentladdningar på temperaturgradienten, vindhastigheten, friktionshastigheten och relativa fuktigheten. Grova partiklar påverkas signifikant under meteorologiska förhållanden som utgörs av atmosfärisk turbulens och torrt väder med minskande relativ fuktighet. Det senare förklaras med den negativa komponentladdningen på relativa fuktigheten och positiva komponentladdningen hos friktionshastigheten. Resuspensionen av grova partiklar under torra och turbulenta förhållanden anses ligga bakom den andra principalkomponenten. Den tredje principalkomponenten förklarar ytterligare

18% av variansen och uppvisar höga komponentladdningar hos fina partiklar i synnerhet i urban och lantlig bakgrund samt hos modellberäknade partikelvariabler. Styrkta av de höga laddningarna för fina partiklar och de modellberäknade partikelvariablerna kan man avgöra att tredje principalkomponenten beskriver den storskaliga långdistanstransporten och förekomsten av fina partiklar.

Tabell 2.1 Namn och beskrivning av variabler som ingår i Stockholmsanalysen (PCA).

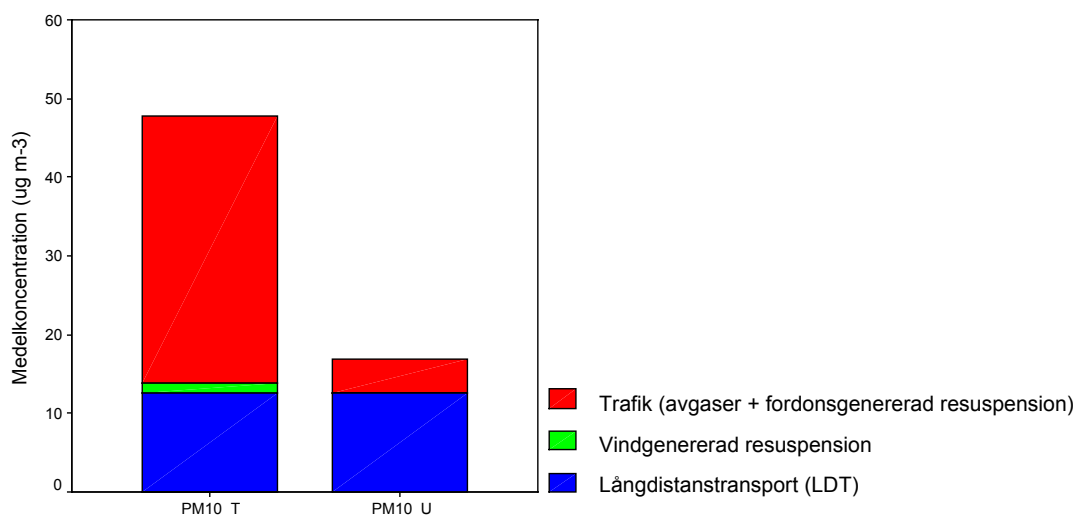
<i>Namn</i>	<i>Beskrivning</i>
ST_DT	vertikal temperaturgradient erhållen i Högdalen.
ST_VIND_005	hastighet av markvind på 5 m nivå i Högdalen
ST_VIND_051	hastighet av vind på 51 m nivå i Högdalen
ST_FRHA	friktionshastigheten bestämd i Högdalen
ST_RELPUKT	relativ fuktighet i Aspvreten
ST_TRAFIK	trafikintensitet av personbilar (korta fordon, mindre än 5 m) på Hornsgatan (trottoarens norra sida)
ST_CO_T	kolmonoxid uppmätt i anslutning till trafiken på Hornsgatans norra sida
ST_NO_T	kväveoxid uppmätt i anslutning till trafiken på Hornsgatans norra sida
ST_NO ₂ _T	kvävedioxid uppmätt i anslutning till trafiken på Hornsgatans norra sida
ST_NO ₂ _U	kvävedioxid uppmätt i urban bakgrund i taknivå i Rosenlund
ST_FINA_T	PM _{2.5} uppmätt i anslutning till trafiken på Hornsgatan
ST_FINA_U	PM _{2.5} uppmätt i urban bakgrund i taknivå i Rosenlund
ST_FINA_L	PM _{2.5} uppmätt i lantlig bakgrund i Aspvreten
ST_GROVA_T	PM ₁₀ - PM _{2.5} uppmätta i anslutning till trafiken på Hornsgatan
ST_GROVA_U	PM ₁₀ - PM _{2.5} uppmätta i urban bakgrund i taknivå i Rosenlund
ST_MATCH_U	summan av oorganiska partikelkomponenter simulerade med MATCH-modellen i Stockholms urbana bakgrund.
ST_MATCH_L	summan av oorganiska partikelkomponenter simulerade med MATCH-modellen i Stockholms lantliga bakgrund, Aspvreten.

Tabell 2.2 Deskriptiv statistik för timvisa partikelkoncentrationer (uppmätt medelkoncentration och standardavvikelse inom parentes) och PCA (komponentladdningar och kommunaliteter) av 17 variabler i Stockholm. Komponentladdningar större än 0.3 är redovisade.

<i>Variabel</i>	<i>Uppmätt koncentration ($\mu\text{g m}^{-3}$)</i>	<i>Komp. 1</i>	<i>Komp. 2</i>	<i>Komp. 3</i>	<i>Kommunalitet</i>
ST_DT			- 0.60		0.41
ST_VIND_005		- 0.35	0.75	0.31	0.78
ST_VIND_051		- 0.43	0.71		0.70
ST_FRHA			0.90		0.92
ST_RELPUKT			- 0.75		0.60
ST_TRAFIK		0.39			0.26
ST_CO_T		0.83			0.69
ST_NO_T		0.87			0.77
ST_NO ₂ _T		0.85			0.73
ST_NO ₂ _U		0.67	- 0.34		0.57
ST_FINA_T	14.3 (9.5)	0.69		0.43	0.68
ST_FINA_U	9.1 (5.7)			0.81	0.74
ST_FINA_L	9.3 (5.2)			0.73	0.59
ST_GROVA_T	26.6 (43.4)	0.61	0.35		0.50
ST_GROVA_U	6.1 (7.1)	0.52	0.36		0.43
ST_MATCH_U				0.84	0.79
ST_MATCH_L				0.85	0.82

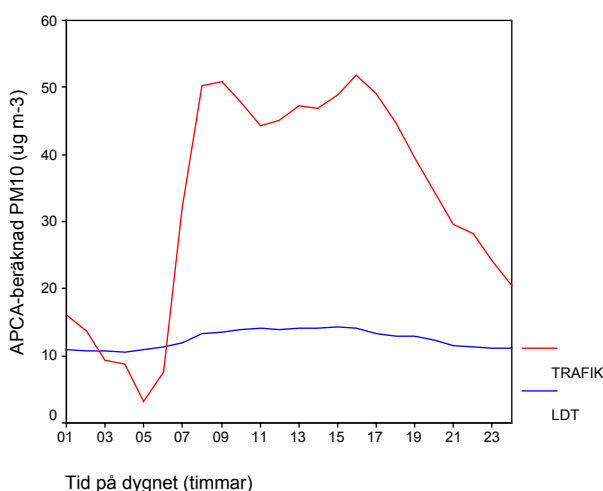
Tidsberoendet för PM_{10} "formas" därmed av både trafikemissions- och väderförhållanden samt långdistanstransport på ett intrikat sätt med olika verkan på fina och grova partiklar som ingår i PM_{10} .

Figur 2.1 visar resultatet av APCA avseende PM_{10} , applicerad på Stockholmsmatrisen som omfattar de variabler som visas i Tabell 2.2. I gaturummet (Hornsgatan) svarar trafiken för $34 \mu g m^{-3}$ i genomsnitt. Den torra, vindgenererade resuspensionen ger upphov till ca $1.4 \mu g m^{-3}$ och LDT uppskattas till $12.2 \mu g m^{-3}$. I urban bakgrund (Rosenlund) minskar trafikens och den vindgenererade resuspensionens inflytande till $4.2 \mu g m^{-3}$ respektive $0.1 \mu g m^{-3}$. Bidraget från LDT förblir konstant, dvs. $12.2 \mu g m^{-3}$. APCA grundar sig på ca 50% av alla observationsterminer pga. saknade värden i matrisen, vilket kan bidra till att den beräknade partikelmassan skiljer sig något från det uppmätta medelvärde som rapporterats i Tabell 2.2.



Figur 2.1 Absolutbestämning av källbidrag till PM_{10} i Stockholm, på Hornsgatan i trafikmiljö (PM10_T) och på Rosenlundsgatan i urban bakgrund (PM10_U). Trafiken, långdistanstransporten (LDT) och den väderbetingade turbulenta resuspensionen markeras med olika färger enligt förklaringen.

Figur 2.2 visar dygnsvariationen av de två viktigaste källorna till PM_{10} i Stockholms gaturum. Trafiktopparna framträder tydligt i trafikkomponenten. En svag ökning av LDT under dagen förklaras med utbytesprocesser mellan högre luftlager, i den fria atmosfären, där långdistanstransporten sker i första hand och atmosfärens gränsskikt samt intensivare omblandning av långdistanstransporterade partiklar till marknivå under dagtid.



Figur 2.2 Dygnsvariationen av trafikens och långdistanstransportens (LDT) genomsnittliga påverkan på halterna av PM_{10} i Stockholms trafikmiljö (Hornsgatan).

2.2.2 Analys av data från Malmö

Datamatriken för Malmö omfattade 13 luftkvalitetsvariabler uppmätta i såväl gaturummet (Dalaplan) som i urban bakgrund, dvs. taknivå (Lernacken och Rådhuset) och i lantlig bakgrund (Vavihill). Matriken kompletterades med 7 meteorologiska variabler uppmätta i Heleneholm. Spridningsberäkningar gjorda med MATCH tillförde ytterligare 10 variabler som motsvarade den storskaliga förekomsten av oorganiska ämnen i partiklarna över Malmö och den omgivande landsbygden.

Partikelvariablerna PM_{10} och $PM_{2.5}$ uppmättes i realtid med TEOM. På samma sätt som i Stockholmsanalysen har man valt att inte kompensera för bortfall av massa p g a avdunstade ämnen från partiklarna.

En preliminär analys av alla ingående data med avseende på datatäckning och kontinuitet hos tidsserierna, observationsplatsens representativitet och variabelernas entydighet samt kommunalitet har lett till en reduktion av variabelmängden från ursprungligen 30 till 11. Dessa variabler presenteras med namn och beskrivning i Tabell 2.3 och utgör indata till den definitiva PCA/APCA.

Tabell 2.3 Namn och beskrivning av variabler som ingår i Malmöanalysen.

<i>Namn</i>	<i>Beskrivning</i>
ML_DT	vertikal temperaturgradient erhållen i Heleneholm.
ML_VIND_024	vindhastighet på 24 m nivå i Heleneholm
ML_NO_T	kväveoxid uppmätt i anslutning till trafiken på Dalaplan
ML_NO ₂ _T	kvävedioxid uppmätt i anslutning till trafiken på Dalaplan
ML_FINA_T	$PM_{2.5}$ uppmätt i anslutning till trafiken på Dalaplan
ML_FINA_U	$PM_{2.5}$ uppmätt i urban bakgrund i taknivå i Lernacken/Rådhuset
ML_FINA_L	$PM_{2.5}$ uppmätt i lantlig bakgrund i Vavihill
ML_GROVA_T	$PM_{10} - PM_{2.5}$ uppmätta i anslutning till trafiken på Dalaplan
ML_GROVA_U	$PM_{10} - PM_{2.5}$ uppmätta i urban bakgrund i taknivå i Lernacken/Rådhuset
ML_MATCH_U	summan av oorganiska partikelkomponenter simulerade med MATCH-modellen i Malmös urbana bakgrund.
ML_MATCH_L	summan av oorganiska partikelkomponenter simulerade med MATCH-modellen i Malmös lantliga bakgrund, Vavihill

Tabell 2.4 Deskriptiv statistik för timvisa partikelkoncentrationer (uppmätt medelkoncentration och standardavvikelse inom parentes) och PCA (komponentladdningar och kommunaliteter) av 11 variabler i Malmö. Komponentladdningar mindre än 0.3 ej medtagna.

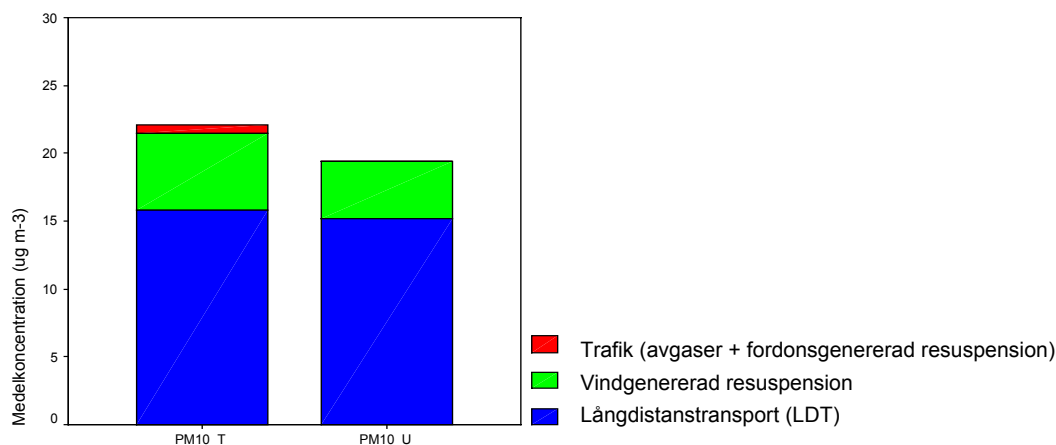
<i>Variabel</i>	<i>Uppmätt koncentration ($\mu g m^{-3}$)</i>	<i>Komp. 1</i>	<i>Komp. 2</i>	<i>Komp. 3</i>	<i>Kommunalitet</i>
ML_DT			0.39		.807
ML_VIND_024			- 0.49	0.55	.578
ML_NO_T			0.87		.813
ML_NO ₂ _T			0.89		.830
ML_FINA_T	9.6 (5.4)	0.88			.796
ML_FINA_U	8.8 (5.2)	0.82			.707
ML_FINA_L	9.7 (3.3)	0.67			.668
ML_GROVA_T	8.5 (6.0)	0.40	0.45	0.42	.658
ML_GROVA_U	6.0 (3.6)	0.53		0.60	.677
ML_MATCH_U		0.74		- 0.55	.929
ML_MATCH_L		0.72		- 0.54	.903

PCA av Malmödata (Tabell 2.4) visade tre urskiljbara källor med avseende på partikelförekomsten:

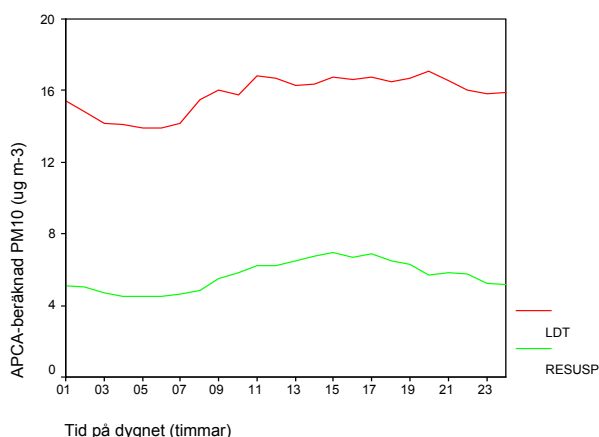
- långdistanstransport (LTD)
- utsläpp från trafiken
- väderbetingad turbulent resuspension

Tabell 2.4 innehåller deskriptiv statistik för partikelhalterna och komponentladdningarna för de första tre principalkomponenterna som tillsammans förklarar ca 66% av den totala variansen. Första principalkomponenten svarar mot 31% av variansen och är tydligt relaterad till LDT, innehållande höga komponentladdningar för fina partiklar och de modellberäknade partikelvariablerna. Den andra principalkomponenten förklarar 20% av variansen. Den har höga komponentladdningar på trafik-emitterade gaser och grova partiklar partiklar som antagligen virvlar upp från vägbanan av själva trafiken. Den tredje principalkomponenten förklarar ytterligare 15% av variansen och uppvisar höga komponentladdningar hos vindhastigheten och grova partiklar. Vindgenererad resuspension av grova partiklar under torra och turbulenta förhållanden anses ligga bakom den tredje principalkomponenten.

Figur 2.3 visar resultatet av APCA avseende PM₁₀ applicerad på Malmömatrisen. I gaturummet (Dalaplan) svarar trafiken för 0.7 µg m⁻³ i genomsnitt. Den vindgenererade resuspensionen ger upphov till ca 5.7 µg m⁻³ och LDT uppskattas till 15.8 µg m⁻³. I urban bakgrund minskar resuspensionens och trafikens inflytande till 4.2 µg m⁻³ respektive nära noll. Bidraget från LDT förblir konstant, dvs. 15.8 µg m⁻³. APCA grundar sig på endast en tredjedel av alla observationsterminer p g a saknade värden i matrisen, vilket kan bidra till att den beräknade partikelmassan skiljer sig något från det uppmätta medelvärde som rapporterats i Tabell 2.4.



Figur 2.3 Absolutbestämning av källbidrag till PM₁₀ i Malmö, på Dalaplan i trafikmiljö (PM_{10_T}) och i urban bakgrund (PM_{10_U}). Trafiken, långdistanstransporten (LDT) och den väderbetingade turbulenta resuspensionen markeras med olika färger enligt legenden.

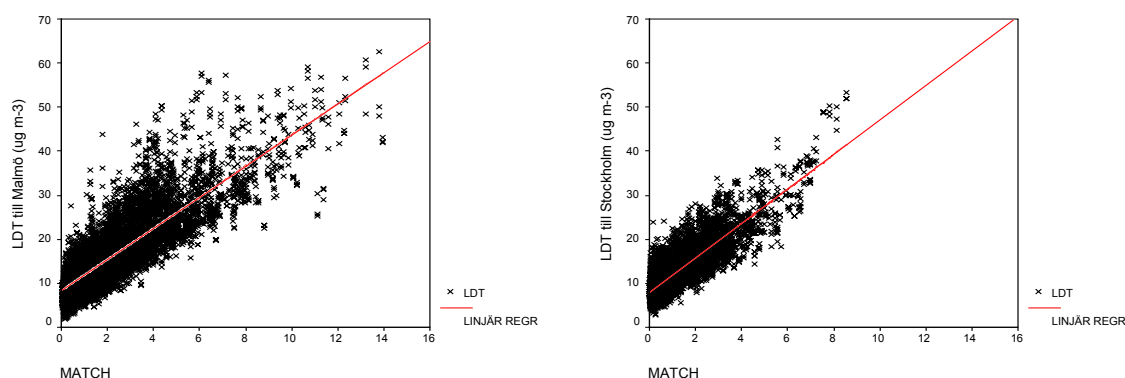


Figur 2.4 Dygnsvariationen av långdistanstransportens (LDT) och den icketrafikrelaterade resuspensionens genomsnittliga påverkan på halterna av PM₁₀ i Malmö trafikmiljö (Dalaplan).

Figur 2.4 visar dygnsvariabiliteten av de viktigaste källorna till PM₁₀ i Malmö gaturum. LDT-mönstret i figuren påminner om variationen i Stockholm. Den väderbetingade resuspensionen är också kraftigast under dagtid då omblandningen är maximal.

2.2.3 Bakgrundshalter av PM₁₀ för olika områden i Sverige

Bakgrundshalterna av PM₁₀ består främst utav den långdistanstransporterade komponenten. Komponentpoängen hos en principalkomponent av PM₁₀ som identifierats som LDT kan jämföras med tidsserien av modellerade partikelhalter som också beskriver bakgrundssituationen i stort. Förutsatt att korrelationen är hög kan en linjär regression av dessa ge upphov till ett linjärt genomsnittligt samband som kan, med viss försiktighet, användas för beräkning av LDT på platser där APCA ej varit möjligt att genomföra. Figur 2.5 visar den linjära regressionen för Malmö och Stockholm. Interceptet i regressionen kan tolkas som ett mått på den massfraktion av partiklar som MATCH-modellen ej uppskattar, nämligen organiskt material, sot och vatten. Mätningar av aerosolsammansättning i Stockholm bekräftar att det organiska delen utgör närmare hälften av partikelmassan (Christer Johansson, SLB, *pers.comm.*), varför det verkar rimligt att partikelmassan i MATCH är betydligt mindre än uppmätt partikelkoncentration. Tabell 2.5 visar parametrarna som används i den linjära anpassningen.



Figur 2.5 Linjär regression av APCA-beräknat bidrag till PM₁₀ från långdistanstransporten (LDT) som funktion av den oorganiska partikelhalten (i $\mu\text{g m}^{-3}$) som uppskattas med MATCH-modellen.

Tabell 2.5 Parametrar för beräkning av LDT-bidraget till PM₁₀ (i $\mu\text{g m}^{-3}$) som funktion av partikelhalten (i $\mu\text{g m}^{-3}$) uppskattad med MATCH-modellen.

MALMÖ		95% konfidensintervall
intercept ($\mu\text{g m}^{-3}$):	8.43	8.31–8.54
lutningskoefficient:	3.53	3.49–3.57
STOCKHOLM		95% konfidensintervall
intercept ($\mu\text{g m}^{-3}$):	7.91	7.81–8.00
lutningskoefficient:	3.92	3.86–3.97

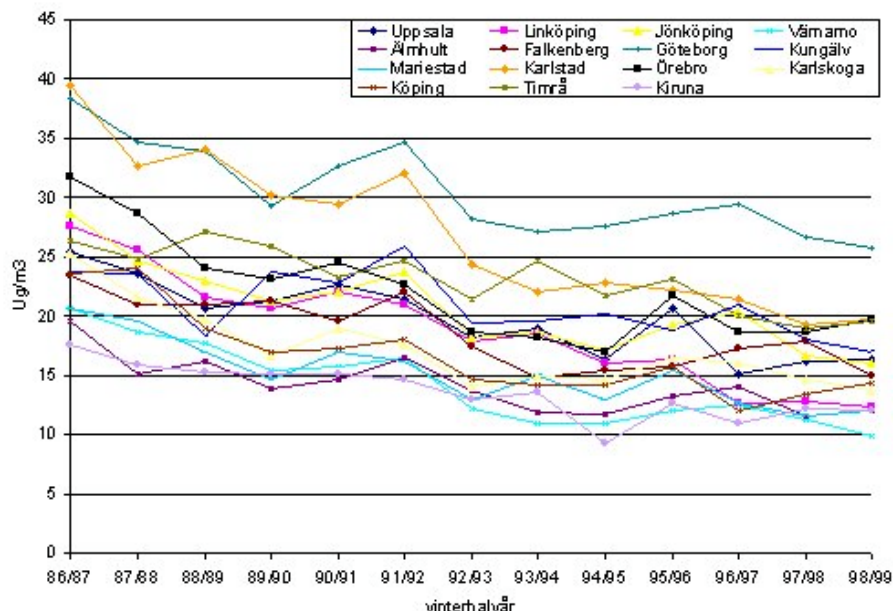
Om parametrarna erhållna för Malmö används för den södra hälften av landet och parametrarna erhållna för Stockholm används från Stockholm och norrut kan man göra en grov uppskattning av LDT-bidraget till PM₁₀ på flera platser i Sverige, se Tabell 2.6. Vid eventuella jämförelser med andra uppskattningar bör det noteras att tidsperioden som beräkningen bygger på (februari 2000 – maj 2001) är kortare än tiden för datainsamling under karteringsprojektet (juli 1999 – juni 2001). Detta inträffar på grund av kortare tidsserier för MATCH-modellkörningen.

Tabell 2.6 Uppskattade LDT-bidrag för PM₁₀ till utvalda platser i Sverige.

	95% konfidensintervall i $\mu\text{g m}^{-3}$
Malmö	15.6 – 16.1
Vaviehill	14.6 – 15.0
Växjö	12.8 – 13.2
Göteborg	12.8 – 13.2
Aspvreten	12.1 – 12.5
Stockholm	12.0 – 12.4
Umeå	9.7 – 10.0
Lycksele	9.3 – 9.6

2.3 Bakgrundshalter för NO₂

För kvävedioxid är förhållandena annorlunda än för partiklar. NO_x som emitteras inom tätorten har stor betydelse (och långdistansbidraget följaktligen mindre betydelse). Den mest kompletta databasen av urbana bakgrundshalter har generats inom Urban-projektet, vilket har pågått sedan vintern 1986/87 (<http://www.ivl.se/Proj/Urban/index.htm>). Exempel på mätdata från Urbanprojektet visas i Fig. 2.6



Figur 2.6 Uppmätta halter av NO₂ i 15 svenska kommuner under vinterhalvåren 1986/87 till 1998/99 (Persson K. m.fl., 1999).

Förhållandena mellan vinterhalvårs- och årsmedelhalter varierar mellan olika platser i landet. I Urbanprojektets rapport för 1998 diskuteras detta. I rapporten framgår det att för kvävedioxid var vinterhalvårsmedelvärdena genomsnittligt högre än sommarhalvårsmedelvärdena. Skillnaderna mellan dem tycks dock minska. I Stockholm är vinter- och sommarhalvårsvärdena nu jämförbara (C. Johansson, SLB, *pers.comm.*).

I Urban-projektet görs regelbundet olika undersökningar av samband mellan halter och olika tätortsparametrar. En viss korrelation föreligger mellan NO₂-halter och tätorternas storlekar. En grov uppskattning av NO₂-halter kan därför göras utifrån storleken på tätorten. En sådan uppskattning görs i Tabell 2.7, som baseras på data från vinterhalvåret 1999/2000 och en uppskattad kvot mellan årsmedelhalter och vinterhalvårsmedelhalter på 0.9.

Tabell 2.7 Uppskattade urbana halter av NO₂ (µg m⁻³) som funktion av storlek på tätort för år 2000.

	NO ₂ (µg m ⁻³), årsmedelhalt
Liten tätort (< 10 000 innevånare)	10
Medelstor tätort (mellan 10 000-250.000 innevånare)	15
stor tätort (>250 000 innevånare)	20

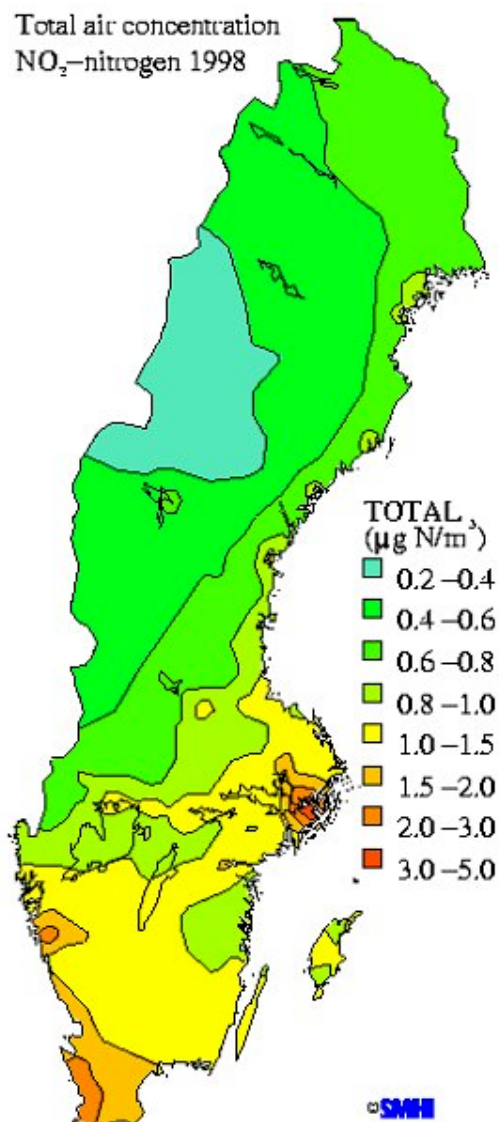
För landsbygd är bakgrundsvärdet av NO_2 betydligt lägre, men samtidigt finns en nord-sydlig gradient (Fig. 2.7).

Från Fig. 2.7 uppskattas bakgrundsnivåerna utanför tätort till:

- Skåne, Halland och Västkusten: $10 \mu\text{g m}^{-3}$
- Övriga Götaland och Svealand: $7 \mu\text{g m}^{-3}$
- Norrland: $4 \mu\text{g m}^{-3}$

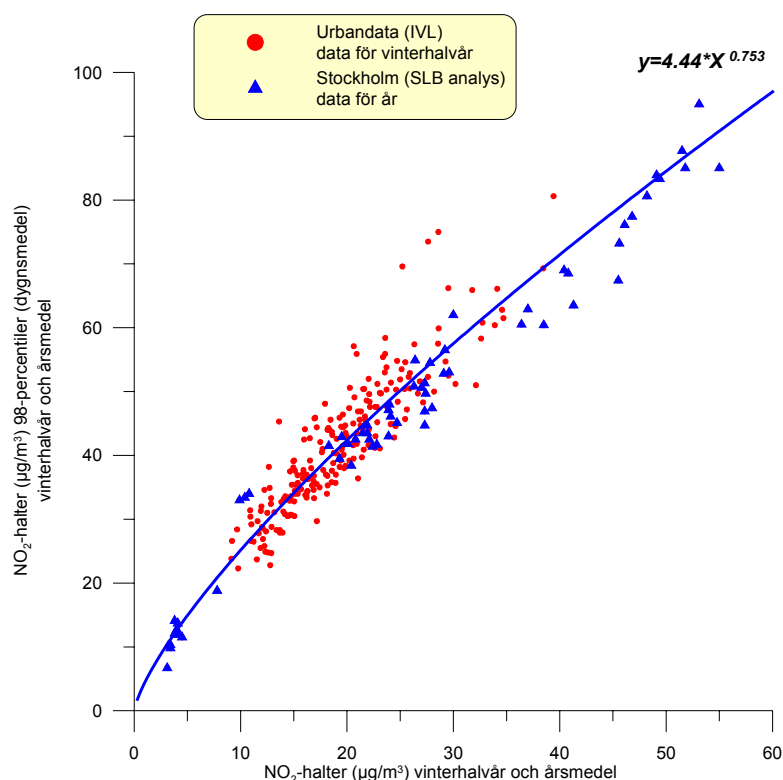
Fig 2.7

Årsmedelvärden av NO_2 (som N $\mu\text{g m}^{-3}$) för året 1997, framtagna med MATCH Sverige inom den nationella miljöövervakningen. Kartan bygger på en optimerad kombination av modellberäkningar och mätdata. För att erhålla halter uttryckta i $\mu\text{g m}^{-3}$ skall kartans värden multipliceras med 3.3.



2.4 Relationer mellan medelvärden och percentilvärden

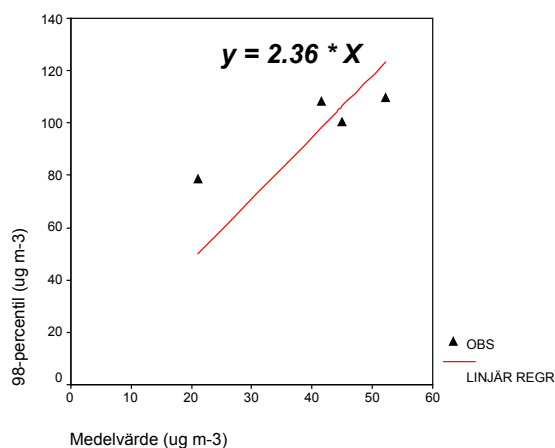
Halterna av en luftförorening anges ofta som ett medelvärde och tillhörande percentilvärden, som beskriver extrema händelser. Tidsserier av uppmätta halter kan analyseras på så sätt att samband mellan percentilhalter och medelhalter kan extraheras. Sådana samband kan appliceras på uppskattade medelhalter för att erhålla information om förväntade percentilhalter. I Fig. 2.8a och b görs sådana analyser av haltdata för NO₂ för flera olika tätorter i landet. Som framgår av Fig. 2.8a kan sambandet mellan medelhalter och 98-percentiler för dygnsmedelvärden relativt väl bestämmas med hjälp av ett enkelt uttryck. I figuren har medelvärden för såväl vinterhalvår som helår använts.



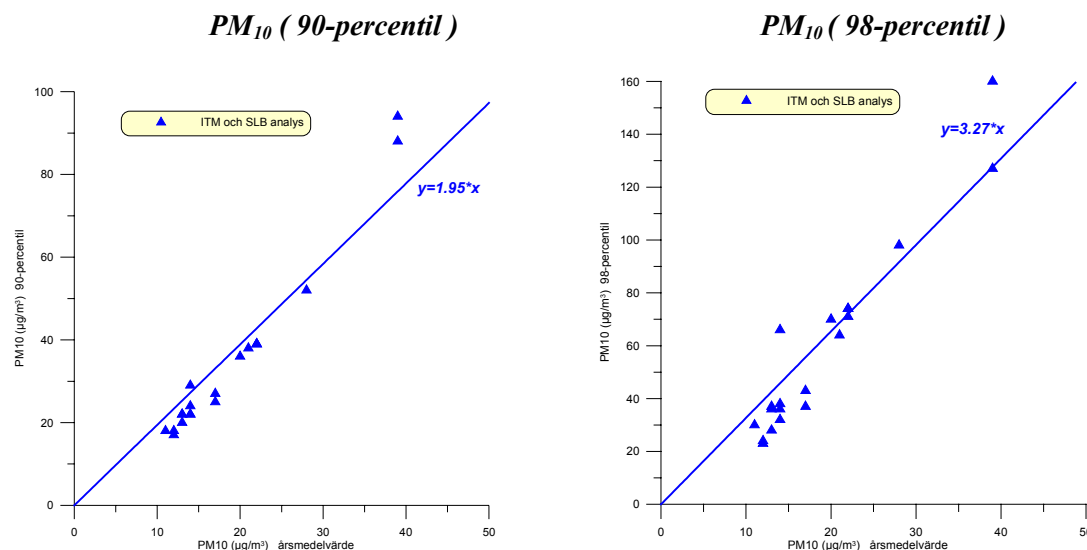
Figur 2.8a Samband mellan 98-percentiler (dygnsmedel) och medelhalter för NO₂ (µg/m³). Röd markering anger data från Urbanprojektet. 98-percentil- och vinterhalvårshalter för de tätorter och år som visas i figur 2.6. Blå markering anger årsvärden av 98-percentiler och medelvärden för olika platser i Stockholm (SLB-analys).

Det samband mellan medelvärden och 98-percentiler för timmedelvärden som visas i Fig. 2.8b är relativt osäkert, då endast fyra mätserier har funnits disponibla.

Figur 2.8b Linjärt samband mellan 98-percentiler och medelvärden för timvärden av NO₂ uppmätta i gaturum eller nära väg i Stockholm, Göteborg och Malmö (juli 1999 – juni 2001). Faktorn 2.36 ges med 95% konfidensintervall 1.62 – 3.10.



I figur 2.9 görs motsvarande analys för partiklar. Samband för såväl 90-percentiler som 98-percentiler visas.



Figur 2.9 Linjära samband mellan percentiler och medelvärden för dygnsvärden av PM_{10} uppmätta under Kartläggningsprojektet år 1999/2000 (ITM) och i Stockholm 1999/2001 (SLB- analys).

För de orter som disponerar längre mätserier av NO_2 -halter och PM_{10} -halter, rekommenderas att lokala samband etableras mellan årsmedelvärden och respektive percentilnivå. Den lokala korrektionsfaktorn bestäms då genom att beräkna kvoten mellan respektive percentil och årsvärdet, för en så lång period som möjligt, räknat i hela kalenderår. Relationerna kan eventuellt delas in i gaturum och öppen väg (kvoten förväntas bli högre ju mer öppen och ventilerad en väg är).

3 Fordonsemissioner

I detta avsnitt görs en genomgång av väsentliga faktorer för uppvirvling av vägdamm och emissionsfaktorer för vägfordon avseende partiklar och kväveoxider föreslås. För kvävedioxid är det enbart den direkta avgasemissionen som är av intresse. För partiklar till-kommer uppvirvling av partiklar från vägbanan, vars bidrag under vissa årstider kan vara flera gånger större än de direkta avgasemissionerna. De resultat som presenteras här utgör basen för den beräkningsmetod som presenteras i efterföljande avsnitt 4.

3.1 Uppvirvling av vägdamm – en litteraturgenomgång

Gustafsson (2001) har sammanfattat kunskapsläget vad gäller icke-avgasrelaterade partiklar i vägmiljön. Rapporten utgör utgångspunkt för den översiktliga beskrivning av processer för uppvirvling av vägdamm, som görs i följande avsnitt. Med uppvirvling av vägdamm avses de på vägbanan liggande partiklar som virvlas upp genom direktkontakt med fordonens hjul eller via den turbulens som genereras av fordonen. Vägbanan liknas vid en reservoar som periodvis kan ta emot och ackumulera partiklar från olika källor och från vilken uppvirvling kan ske genom olika processer.

3.1.1 Källor till vägdamm

Källor till partiklar som kan virvla upp från vägbanan härrör från avgaser, slitage eller korrosionsmaterial från fordon (däck, bromsbeläggning, katalysatorer, korrosion och spill), slitage av vägmateriäl, sandning/saltning, källor i vägens omgivning (vinderosion) och deposition.

Partiklar från slitage har huvudsakligen tre källor: däck, bromsar och vägbeläggning. För svenska förhållanden utgör vägbeläggningsslitaget under vintermånader, då dubbdäck används, en viktig faktor.

Slitage av vägbeläggning

Det viktigaste slitaget förknippas med dubbdäck. Slitaget beror på dubbarnas vikt, antal, sammansättning och vägbeläggningens sammansättning. I Gustavssons rapport visas i figur 4 (sidan 21) ett starkt samband mellan dubbdäcksandel (%) och partikelhalter, som kan vara viktigt för analysen av partikelhalter i olika delar av Sverige eftersom andelen dubbdäck är större i norra jämfört med södra Sverige.

Viktigt är också andelen och kvaliteten på beläggningens steninnehåll samt själva asfaltens uppbyggnad (material, aggregatkvalitet, textur etc.). Steninnehållets sammansättning styrs normalt av vilka bergarter som finns lokalt tillgängliga. Tidigare hade man i Sverige ett mycket omfattande dubbsslitage. Under 90-talet har man gjort vägarna ”hårdare” och slitstarkare genom att införa högkvalitativ skelettasfalt på det hög- och medeltrafikerade vägnätet. Detta har drastiskt minskat slitaget på dessa vägar.

Sandning/saltning

Saltet sprids i relativt stora fraktioner, fuktat eller som saltlösning och består huvudsakligen av NaCl som är lösligt. Efter vintersäsongen, då vägarna torkas upp, kan restsalt på vägarna virvla upp som damm av trafiken. Sand (naturesand och krossat berg) sprids också. Naturesand blandas vanligen upp med ett par procent salt som får sanden att frysa in i ytskiktet och stanna på vägen längre. Krossat berg är av storleksordningen 2-5 mm och är kantigare än naturesand och stannar därför bättre på vägen. För att sanden skall bli luftburen krävs att den mals ner av trafiken till mindre partikelfraktioner. Sandning görs i viss utsträckning i tätorter och kan vara en betydelsefull faktor för uppvirvlingen där.

3.1.2 Sänkor för vägdamm

Vägdamm virvlas upp från vägreservoaren genom direktkontakt med fordonens hjul och aerodynamiska effekter orsakade av fordonen. Naturliga sänkor är också vind och regn.

Balansen mellan källor och sänkor skapar dynamiken för den dammreservoar som bildas på vägbanan. Vissa modeller antar att källor och sänkor balanserar varandra. Observationer av partikelhalter i luft pekar dock på att uppvirvlingen är betydligt kraftigare på våren, och att en ackumulation av partiklar tycks ske i dammreservoaren under vinterhalvåret.

Gustavsson refererar till en norsk studie som konstaterar att vid torrt väglag uppstår en balans mellan producerat och borttransporterat vägdamm, dvs vägdamm lagras inte upp på vägbanan. Vid vått väglag sker dock en tillfällig upplagring som snabbt transporteras bort då vägen torkas upp.

3.2 Beräkningsmodeller för partikelemissioner

Den kanske mest kända modellen, för beräkning av PM₁₀ emissioner från vägar, är den så kallade AP-42 modellen från USA (EPA,1993). Emissionen, e , i sorten g per fordonskilometer (g/fkm) beräknas på följande sätt:

$$e = 0.56(sL)^{0.65} (W)^{1.5}$$

där sL är mängden silt¹ i g m⁻² och W är fordonens medelvikt i ton. Modellen baserar sig på idén att emissionen av PM₁₀ är orsakad av uppvirvling av material som deponerats på vägen. Det verkar ju rimligt att antaga att emissionerna från smutsig vägar är större än de från rena vägar. Som mått på vägens smutsighet används siltmängden. Det är rimligt att antaga att det är bara en del av dammet som virvlar upp, siltmängden används därför i modellen som mått för det. En annan faktor, som modellen också antar är viktig för uppvirvlingen, är fordonens vikt, vilket också verkar rimligt. Modellen är empiriskt anpassad med hjälp av mätdata från USA. Den beräknade emissionen innehåller alla bidrag dvs från såväl avgaser som uppvirvling. Inga emissioner antas ske under dagar med regn.

Modellen har emellertid blivit kritiserad av en expertgrupp i USA (Venkatram, 2000), bland annat för att den förenklar problemet, saknar viktiga mekanismer samt för att huvudparametern i modellen - silt mängden - är svår att mäta på vägar under trafikerade förhållanden.

Med stöd av mätningar i Schweiz och Tyskland har Lohmeyer (2001) modifierat EPA modellen och anpassat den till tyska förhållanden. Första steget var att dela upp emissionerna i den direkta del som härrör från avgasröret och den del som har att göra med vägslitage och uppvirvling dvs.

$$e = e_{\text{exhaust pipe}} + e_{\text{road_abrasion+resuspension}}$$

För att beräkna den första termen utnyttjas "Germany Exhaust Pipe Emission Factor Handbook". Den andra termen beskrivs som funktion av siltmängd, genomsnittlig vikt av trafiken och antalet regniga dagar. Eftersom denna del av modellen huvudsakligen bygger på EPA modellen, innehåller den samma problem som den sistnämnda.

Gamez et al. (2001) föreslår att PM₁₀ emissionen beräknas som summan av alla primära källor dvs. avgaser, slitage från fordon, vägslitage och externa källor (t.ex. sandning, saltning, dammdeposition) på följande sätt:

$$e = e_{\text{exhaust pipe}} + e_{\text{vehicle-components wear}} + e_{\text{road abrasion}} + e_{\text{external}}$$

Formuleringen innebär att emissionen av PM₁₀ inte är beroende på siltmängden på vägen.

¹ Silt är mindre i storlek än sand men större än lera, dvs. mellan 1/16 – 1/256 mm i diameter.

I Norge används den av NILU utvecklade luftföroreningsmodellen VLUFT (Tønnesen, 2000).

I Sverige har Bringfelt et al.(1997) utvecklat en modell för uppvirvling av partiklar. Emissionsfaktorn för PM_{10} (e) beräknas på följande sätt:

$$e = e_{exhausted\ pipe} + F_{qe} * e_{dust}$$

där den första termen anger emissionsfaktorn för den direkta avgasrelaterade emissionen och e_{dust} anger emissionsfaktorn för vägdammet, som i modellen beror på andel dubbdäck och sand/saltnings-tillfällen. F_{qe} är en faktor som är relaterad till vägbansans fuktighet. Vägdammet ackumuleras under vintern beroende av antal sand- och salttillfällen samt andel dubbdäck. Uppvirvlingen begränsas av vägens fuktighet.

3.3 Mätmetoder

Flera olika metoder har använts för att uppskatta emissioner från vägar och gator. De kan delas upp på följande sätt:

1. Massbalansberäkningar som utnyttjar mätningar av partikelhalter på olika avstånd från vägen samt meteorologiska data.
2. Inverterad spridningsmodellering, där emissionen beräknas med utgångspunkt från uppmätta halter, meteorologiska data och en spridningsmodell.
3. Spårämnesmetoder.

Alla metoder bygger på mätningar av halter utförda så att emissionerna från den enskilda vägen/gatan kan identifieras. Mätningar görs t.ex. i lä och lovart om en väg alternativt i gatunivå och ovan tak. Metod 1 fordrar relativt omfattande mätningar av halter och meteorologiska parametrar i master nära vägar. För metod 2 behövs inte lika omfattande mätningar då en spridningsmodell används. Metod 3 har fördelen att den inte förutsätter någon spridningsmodell utan bara bygger på mätdata. I avsnitt 3.4.3 tillämpas metod 3 för uppskattning av emissioner av partiklar på Hornsgatan i Stockholm.

3.4 Emissionsfaktorer

3.4.1 Avgasrelaterade emissionsfaktorer

Emissionsscenariotabeller omfattande både nuläge (1999) och år 2010 har tagits fram i Vägverkets Handbok för vägtrafikens luftföroreningar, http://www.vv.se/templates/page3____2090.aspx, och sammanställts i tabellerna 3.1 och 3.2.

Tabell 3.1 Emissionsfaktorer för NO_x olika år. (enhet: g/fkm).

	<i>Tätort</i>			<i>Landsväg</i>		
	<i>2002</i>	<i>2005</i>	<i>2010</i>	<i>2002</i>	<i>2005</i>	<i>2010</i>
Lätta fordon	0,68	0,53	0,35	0,57	0,39	0,22
Tunga fordon	10,57	8,32	6,16	8,04	6,04	4,54
Genomsnitt	1,24	0,98	0,70	1,40	0,99	0,65

Tabell 3.2 Emissionsfaktorer för partiklar, olika år (enhet: mg/fkm).

	<i>Tätort</i>			<i>Landsväg</i>		
	<i>2002</i>	<i>2005</i>	<i>2010</i>	<i>2002</i>	<i>2005</i>	<i>2010</i>
Lätta fordon (avgas)	35	28	21	18	15	11
Tunga fordon (avgas)	173	125	76	165	116	71
Genomsnitt (avgas)	43	34	24	34	25	17
Tillägg resuspension*	209	209	209	209	209	209
Genomsnitt (inkl resuspension)	252	243	233	243	234	226

* enligt denna rapport

3.4.2 Emissionsfaktorer för uppvirvlade partiklar - litteratursammanställning

Empiriska bestämningar av PM₁₀ emissioner från vägar med och utan vägbeläggning används för att ge värden i EPA:s AP-42 modell. Olika värden ges som funktion av vägtyp. Lägsta värdet, 0.19 g/fkm, anges för motorvägar och högsta värdet, 5.8 g/fkm, för lokala gator.

Clairborn (1995) presenterar ett studie där spårämnesteknik används för att bestämma emissionsfaktorer för PM₁₀ halter från vägar i USA. Syftet med arbetet har främst varit att utveckla denna teknik. Resulterande emissionsfaktorer, som presenteras i Tabell 3.3, bygger på mätningar under en relativt kort tidsperiod.

Enligt Larssen (1991) är vägdamm en betydelsefull källa till partikelhalterna i Norge främst under dubbdäckssäsongen. Vägdamm är då betydande när vägen är torr och vägdammsdepån är tillgänglig för uppvirvling. Larssen (1991) refererar till en undersökning för en starkt trafikerad väg i Oslo där mätningar av partikelhalter nära vägen använts för analys av emissionsfaktorer. Den uppskattade emissionsfaktorn var 3 g/fkm.

I Tabell 3.3 sammanställs dessa emissionsdata.

Tabell 3.3 Sammanställning av emissionsfaktorer för PM₁₀ halter från några olika studier.

Referens	Plats	Tid	Teknik	Vägtyp	Emission (g/fkm)
U.S. EPA, 1993	USA			motorväg lokala gator (max värde)	0.19* 5.8*
Clairborn, 1995	USA	1992-94	Spårämne	2 fil, <10000 f/d, asfalterad väg 4 fil, >10000 f/d, asfalterad väg	6.7 ± 3.7* 1.0 ± 0.5*
Larsen, 1991	Oslo, Store Ringvei			35 000 f/åmd, 70 km/h ca 10% andel tung trafik, asfalt	3**

* Avser totala emissioner dvs. avgasrelaterade emissioner ingår.

** Vid torra förhållanden under dubbdäckssäsongen. För vägar med lägre körhastighet och mindre tungdelstrafik bedöms dammgenereringen vara betydligt mindre.

Gamez et al. (2001) har sammanställt data från mätningar i Tyskland där olika metoder använts, se Tabell 3.4. I tabellen görs en uppdelning mellan totala emissioner och den del av emissionerna som härrör från uppvirvlingen. Variationen är stor, från 0.02 till 1 g/fkm för uppvirvlingsdelen. Emissionsfaktorn beräknad med EPA modellen skiljer sig med en faktor 2 jämfört med de andra två metoderna. Information om vägnas status ges i tabell 3.5.

Tabell 3.4 Sammanställning av PM₁₀ emissionsfaktorer (g/fkm) för vägar i gaturum med kraftig trafik i Tyskland, Gamez et al. (2001).

Vägnamn	Inverterad modellering		NO _x som spårämne		EPA Formula total
	Total	Ej avgasrel.	Total	Ej avgasrel.	
Frankfurter Alle, Berlin	Ca ½ av nivå enligt EPA formel		0.06 -0.14	0.02 – 0.1	0.15 – 0.24
9 vägar i Brandenburg*	0.14 – 0.23	0.11- 0.17	0.12-0.10	0.08 – 0.11	deponering av silt ej känd
Lutzer Stasse, Leipzig	0.49** - 1.1**	0.45** -1**	NO _x -konc. ej känd	NO _x -konc. ej känd	0.29 – 0.60
Schildhornstasse, Berlin	0.089-0.094	0.044-0.059	0.079 – 0.095	0.034 – 0.060	0.17 - 0.23

* reducerad kvalitet p g a bristande information om bakgrundshalter

** ej representativ p g a kort mätperiod

Tabell 3.5 Bakgrundsinformation om statusen på vägarna i tabell 3.4.

Vägnamn	Vägbans material	Skick på vägbanan
Frankfurter Alle, Berlin	asfalt	Någorlunda
Lutzer Stasse, Leipzig	asfalt	Gammal, spräckt och lappad
Schildhornstasse, Berlin	asfalt	bra

3.4.3 Emissionsfaktorer för uppvirvlade partiklar från analys av haltdata från Hornsgatan, Stockholm

Med hjälp av den så kallade spårämnesmetoden har totala emissionsfaktorer för partiklar beräknats (med totala avses emissionsfaktorer som innefattar både avgasrelaterade och uppvirvlade partiklar). Beräkningarna har gjorts för Hornsgatan, som är den enda gata vi känner till i Sverige där samtidiga haltmätningar görs i gaturum och ovan tak av partiklar, NO_x och CO. Vi har tillämpat metoden med NO_x som spårämne. CO har också används med snarlika resultat. Fördelen med att använda NO_x är att sådana mätningar är vanligare än CO, varför denna metod kan bli mer användbar.

Spårämnesmetoden förutsätter att emissionsfaktorn för spårämnet är känd eller att den kan beräknas direkt genom uppgifter om trafikvolym, fordonssammansättning och körmönster. Metoden bygger på att det är samma fordonsvolym som ger upphov till de båda föroreningshalterna och att den meteorologiskt drivna utspädningen också sker på samma sätt. Kvoten av de två emissionsfaktorerna blir då lika med kvoten av de uppmätta lokala haltnivåerna. Observera dock att bakgrundsbidragen, som kan vara mycket olika, först måste subtraheras från de halter som uppmäts vid gatan.

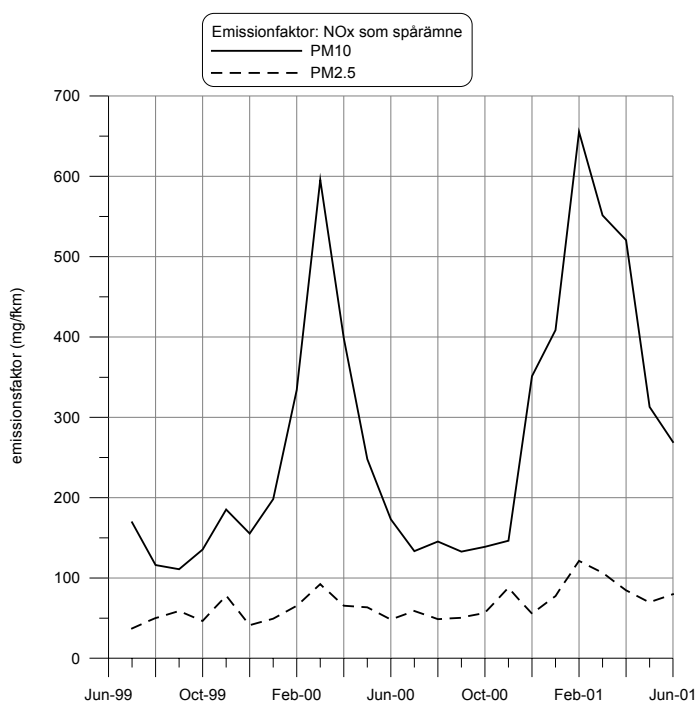
Sålunda har timvisa emissionsfaktorer för PM₁₀ beräknats enligt:

$$e_f^{PM10} = e_f^{NOx} \cdot \frac{C_{PM10}^{lokalt}}{C_{NOx}^{lokalt}}$$

De lokala halterna beräknas som skillnaderna mellan halter i gata- och taknivå. Timvisa data från Hornsgatans norra sida (Fig. 3.1) och taknivå samt taknivåmätningar vid Rosenlund för partiklar har använts. Emissionsfaktorn för NO_x har, utifrån uppgifter om aktuell fordonssammansättning och körhastighet på Hornsgatan, uppskattats till 1.4 g/fkm (Tage Jonson, SLB, *pers.comm.*) för den aktuella mätperioden (1999-2001). Resultaten visas i Fig. 3.2 .



Figur 3.1 Hornsgatans mätplats på norra sidan. Stationen beskrivs i mer detalj på adressen: http://www.slb.mf.stockholm.se/slb/r2_luften.htm



Figur 3.2 Beräknade emissionsfaktorer för PM_{10} och $PM_{2.5}$ halter (mg/fkm) vid Hornsgatan för mätperioden 1999-08 till 2001-06 (i diagrammet presenteras månadsmedelvärden).

Som framgår av figuren varierar emissionsfaktorn för PM_{10} kraftigt under året med två toppar under februari - april 2000 respektive december - maj 2001. Variationerna för emissionsfaktorn för $PM_{2.5}$ är inte lika dramatiska. Figuren visar totala emissionsfaktorer där såväl partikelemissioner från avgasrör som från uppvirvling ingår. För att uppskatta uppvirvlingens emissionsfaktor måste därför emissionsfaktorn för avgasrelaterade partiklar subtraheras bort.

Vi kan jämföra Fig. 3.2 med resultat från andra studier. I Tabell 3.4 visas resultaten från motsvarande beräkningar i tyska städer. Som framgår av Tabell 3.4 är variationerna stora. För metoden där NO_x används som spårämne varierar emissionsfaktorererna för PM_{10} mellan 60-140 mg/fkm. Våra uppskattningar ger ett medelvärde för hela perioden på 274 mg/fkm. Perioden domineras av de kraftiga vinterpikarna som framgår av figur 3.2. Dessa är inte typiska för tyska förhållanden. Skillnaderna beror troligtvis på olika skiljande faktorer mellan tyska och svenska vägar. Skillnader i renhållning och vinterväghållning är sådana faktorer. Det relativt sätt kallare nordiska vinterklimatet medför t.ex. att spolning av gator sker mer sällan här än i Tyskland. I Stockholm sker ingen spolning av gator då risk för frost föreligger. Sand används också i svenska städer i samband med halkbekämpning. Dubbdäck är en annan viktig faktor. Det bör dock betonas att det är oklart hur dessa faktorer påverkar partikelhalterna i luft. Någon svenskt undersökning av detta har, så vitt vi känner till, inte gjorts.

Emissionen av partiklar direkt från avgasröret har för Hornsgatan uppskattats till 41 mg/fkm (Malin Pettersson, SLB, *pers.comm.*). Uppvirvlingsdelen kan därigenom bestämmas som skillnaden mellan den enligt Fig. 3.2 beräknade totala emissionsfaktorn och emissionsfaktorn för direktemitterade avgaser. För kalenderåret 2000 beräknas på detta sätt emissionsfaktorn för årsmedelvärdet av uppvirvlingsdelen till ca 209 mg/km.

Det bör rimligtvis vara en skillnad mellan förhållanden i sydligaste Sverige - där t ex sandning normalt inte sker - och mellersta eller nordligaste Sverige - där dubbdelsandeln är högre. Tyvärr har det visat sig vara omöjligt att med disponibla mätdata och emissionsmodeller bestämma uppvirvlingens storlek för andra platser än i Stockholm. Rekommendationen är därför att för hela Sverige tills vidare använda emissionsfaktorn för uppvirvling som tagits fram i Stockholm. Med tanke på hur viktig den uppvirvlade delen av partikelmassan är för total PM_{10} -halt, så föreslås mätkampanjer speciellt designade för att bestämma den uppvirvlade partikelemissionens storlek.

4 Beräkningsmetod för uppskattning av halter av PM₁₀ och NO₂ i trafikmiljö

4.1. Introduktion till modellberäkningarna

Det finns flera olika modeller som beskriver spridningen av föroreningar i gaturum och nära vägar. Samtliga har det gemensamt att de simulerar det lokala bidraget till föroreningshalter. Till detta ska läggas långdistansbidraget och – om detta ej finns med i modellen – den urbana bakgrundshalten (föroreningshalter skapade av källor inom samma stad, men ej medtagna i modellberäkningarna).

De lokala modellerna är i regel nära besläktade med varandra, med likartad teoretisk utgångspunkt, som är starkt förenklad i förhållande till de ofta komplicerade strömnings- och spridningsförhållanden som råder i olika trafikmiljöer. Utgångspunkten för gaturumsmodeller är slutna gaturum med symmetriskt utformade hus på var sida. Vägtrafikmodeller brukar förutsätta öppna vägar i flack terräng. Den senare miljön är mer vindutsatt varför utspädningen av avgasplymerna är effektivare. Två olika modeller har därför använts: För gaturum den danska OSPM (Berkowicz, 2000) modellen och för öppen väg SMHI:s Dispersion/Road modell.

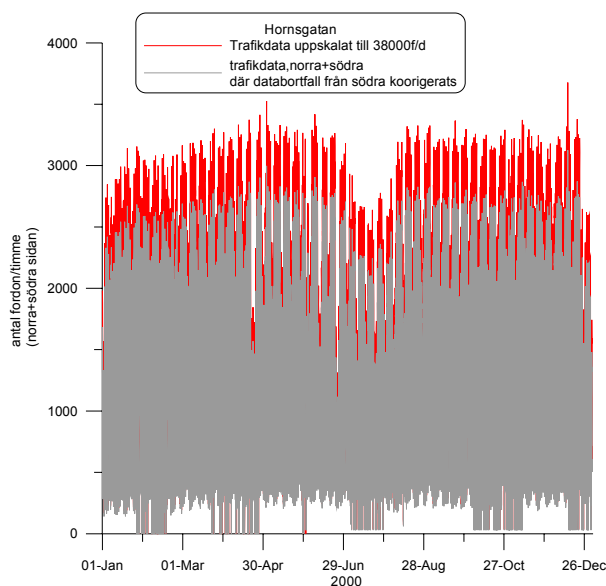
Nomogram för 98-percentiler av NO₂ har tidigare tagits fram via projektet *Handbok för vägtrafikens luftföroreningar* (Vägverket, 2001). Nomogrammen i denna rapport har tagits fram enligt en delvis annorlunda metodik.

För partiklar är haltbidragen från bakgrundsluften väsentlig. Geografiska skillnader är också betydelsefulla vilket framgår av det sk kartläggningsprojektet. Bakgrundshalterna blir därför en väsentlig del vid bestämning av totala halter.

Spridningsberäkningar görs för lokala haltbidrag i gaturummet och öppen väg för årsmedelvärden och presenteras i avsnitt 4.2. Bakgrundshalter beskrivs i avsnitt 4.3. I avsnitt 4.4 beskrivs samband mellan årsmedelvärden och andra statistiska haltmått. I bilaga 1 beskrivs metoden praktiskt och några beräkningsexempel ges.

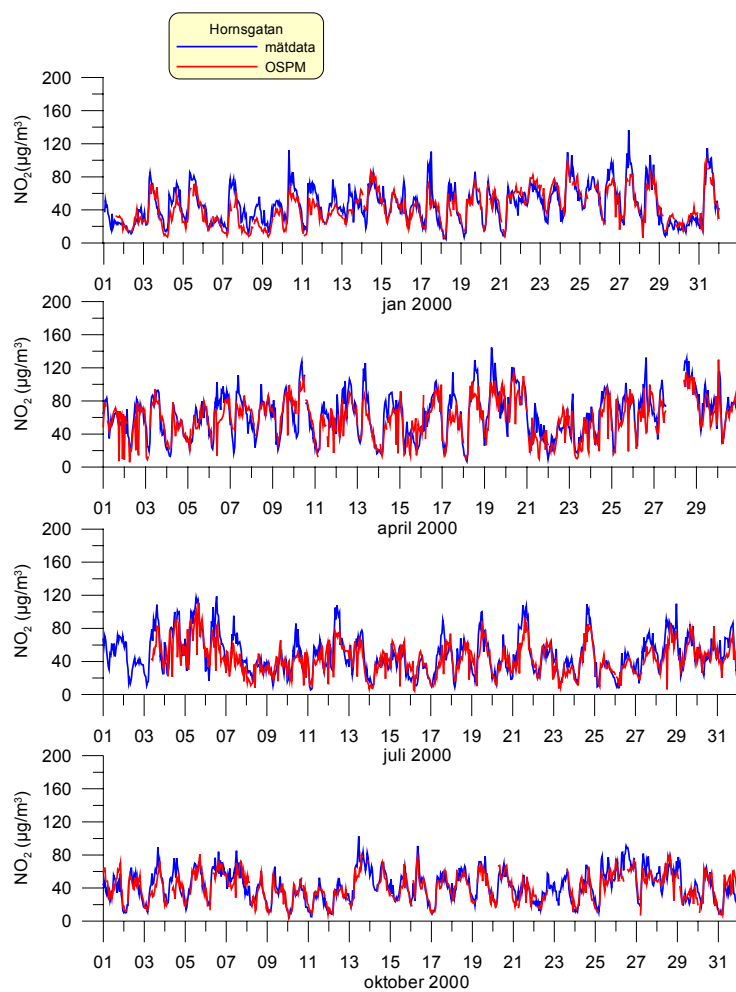
4.2 Beräkning av lokala haltbidrag

Gaturumsberäkningar har gjorts med hjälp av OSPM modellen (Berkowicz, 2000). Den har först testats mot mätdata från Hornsgatan år 2000. Utsläppen i gatan har erhållits från timvisa mätdata av trafikflödet på norra och södra sidan av gatan. Ett visst bortfall av data har skett under perioden, vilket vi har kompenserat för. Sammanlagt var medeldygnstrafiken ca 38000 fordon/dygn under år 2000. Den genomsnittliga emissionsfaktorn beräknas med hjälp av den så kallade EVA modellen till 1.4 g/fkm (Tage Jonsson, SLB). I figur 4.1 visar de trafikdata som använts i beräkningarna.

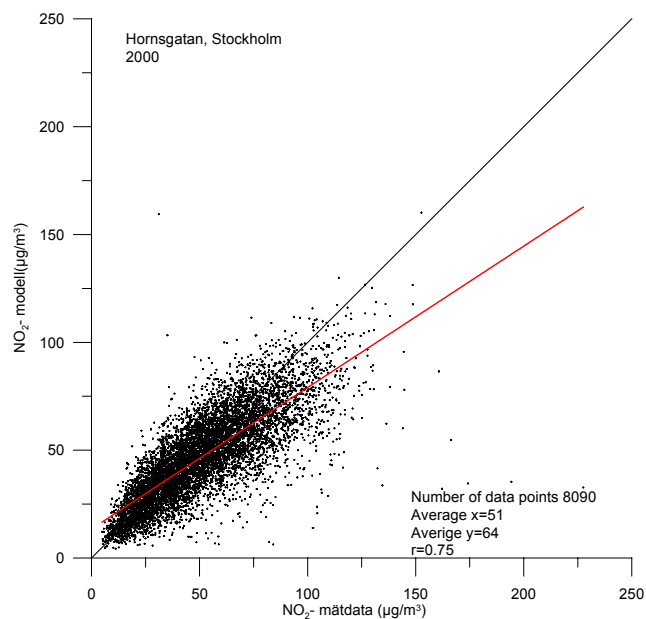


Figur 4.1 Trafikdata som använts vid beräkningarna. Databortfallet på södra slödan (juni-december) har korrigerats genom linjär regression mellan norra och södra slödan för tiden jan-maj.

Övriga indata är meteorologiska data från Högdalen, gaturums- och takmätningar av NO_x och NO_2 vid Hornsgatan samt ozon data från Södermalm. Resultatet av beräkningarna visas för NO_2 i figurerna 4.2 och 4.3. Figur 4.2 jämför tidserier av mätta och modellerade gaturumshalter av NO_2 . Som framgår av figuren är överensstämmelsen påfallande bra, även om modellberäknad halt uppvisar en viss underskattning av maxvärdena. I figur 4.3 visas resultatet av beräkningarna för alla timmer under beräkningsperioden. Överensstämmelsen mellan modell och mätdata är god, modellen ger dock en viss underskattning av halterna, beräknad medelhalt är ca 92% av uppmätt.



Figur 4.2 Mätta och beräknade halter av NO₂ (μg/m³) vid Hornsgatan år 2000.



Figur 4.3 Mätta och beräknade halter av NO₂ (μg/m³) vid Hornsgatan år 2000.

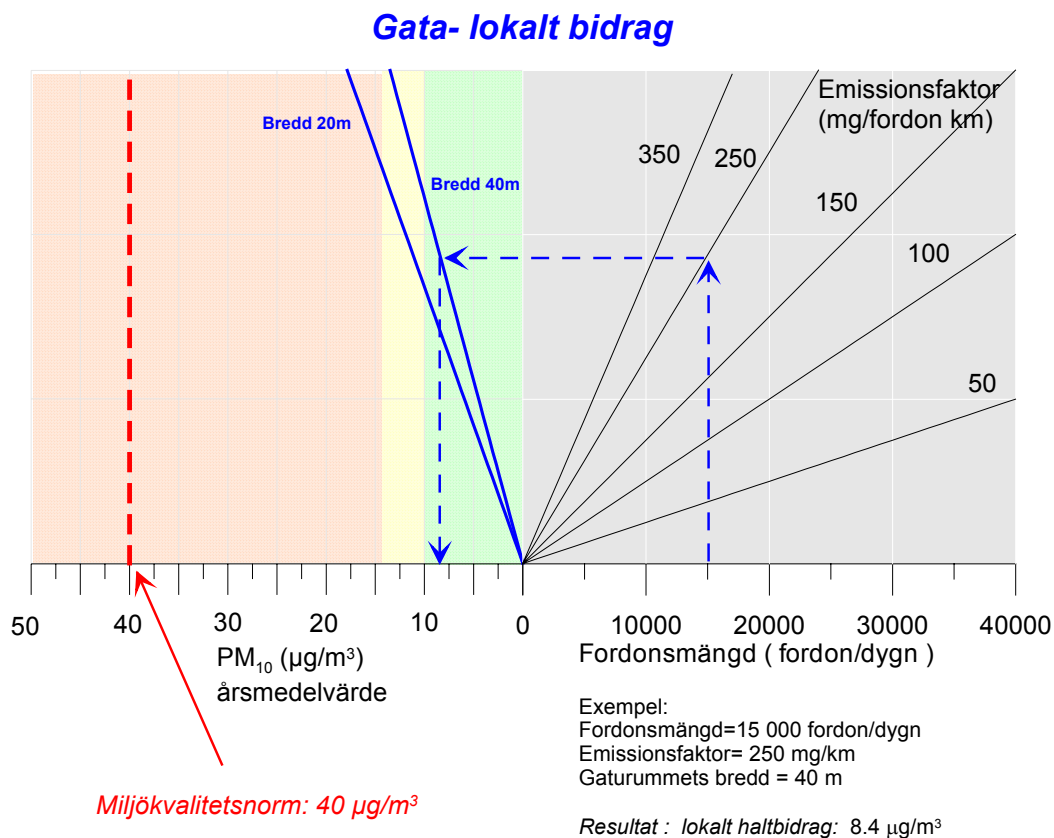
Motsvarande beräkningar har också gjorts för NO_x och PM₁₀. Emissionsfaktorn för PM₁₀ har uppskattats för år 2000 till 250 mg/fkm med hjälp av den så kallade spårämnesmetoden (avsnitt 3.4.3). Resultaten av denna jämförelse framgår av Tabell 4.1. Som framgår är överensstämmelsen mellan beräknade och uppmätta årsmedelhalter god. Beräkningsmetoden tenderar dock att underskatta halterna något.

Tabell 4.1 Jämförelse mellan uppmätta och beräknade årsmedelhalter vid Hornsgatan.

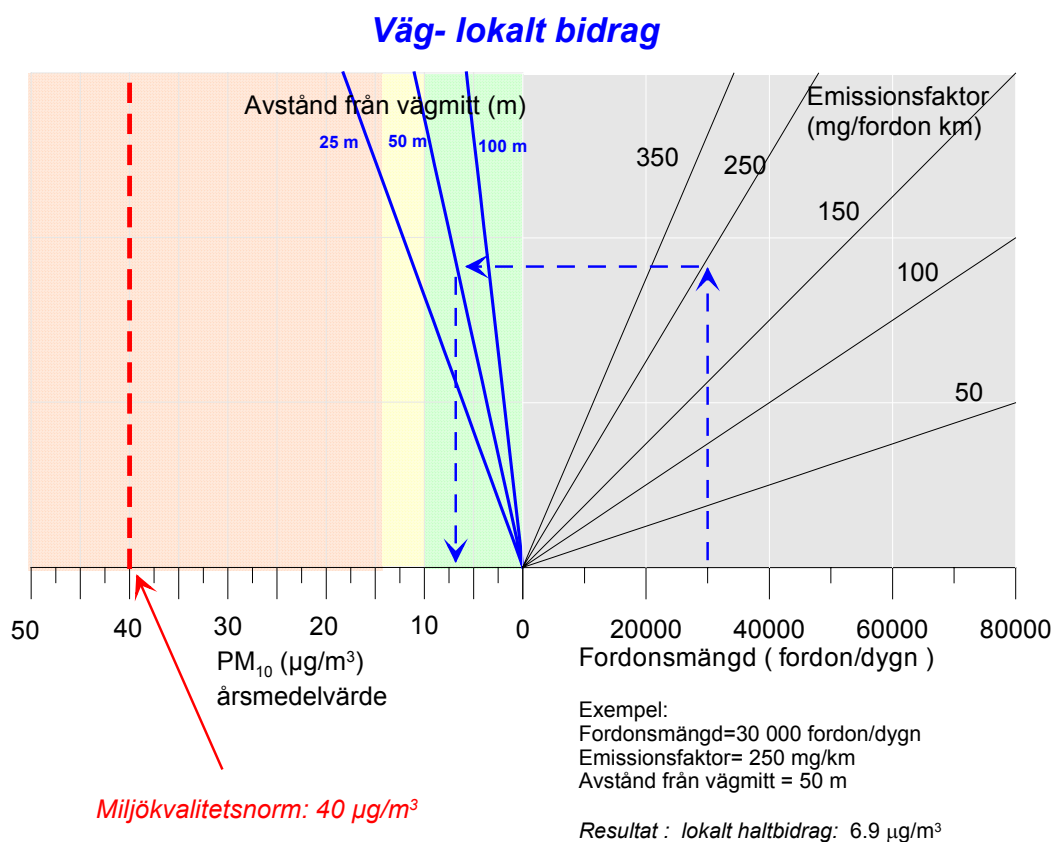
<i>Ämne</i>	<i>Uppmätt</i>	<i>Beräknat</i>
NO _x (µg/m ³)	187	155
NO ₂ (µg/m ³)	51	47
PM ₁₀ (µg/m ³)	39	36

Beräkningarna för öppen väg har gjorts med hjälp av modellen Dispersion/ROAD. Denna modell är tidigare testad mot mätdata från mätningar intill E6:an i norra Halland med gott resultat. Indata till modellen är timvisa meteorologiska data. En treårig tidserie av data (1989-1991) från Bromma har analyserats för att finna det år som gav de högsta halterna. Detta år (1991) har därefter använts vid beräkningarna. För bakgrundshalldata har de takmätningar som använts för gaturumsberäkningarna använts.

Resultaten av beräkningarna presenteras för PM₁₀ halter i figurerna 4.1-4.2 och för NO₂ halter i figurerna 4.3-4.4.

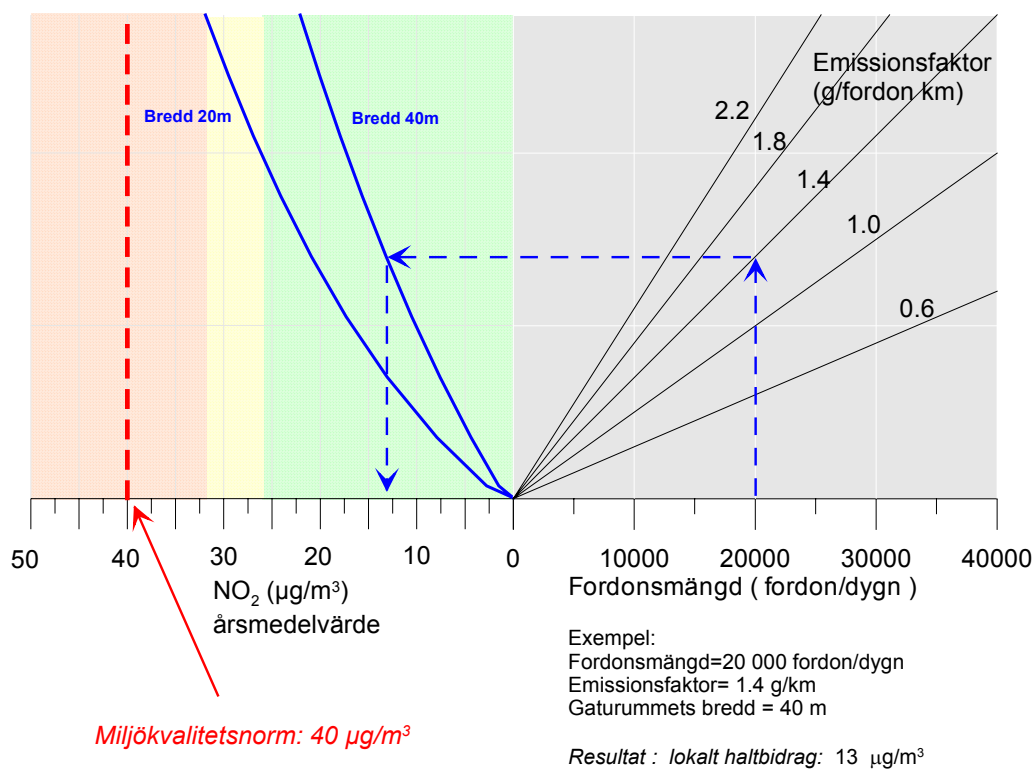


Figur 4.1. Nomogram för beräkning av lokala bidrag från gaturum till årsmedelhalter av PM₁₀ (µg/m³).



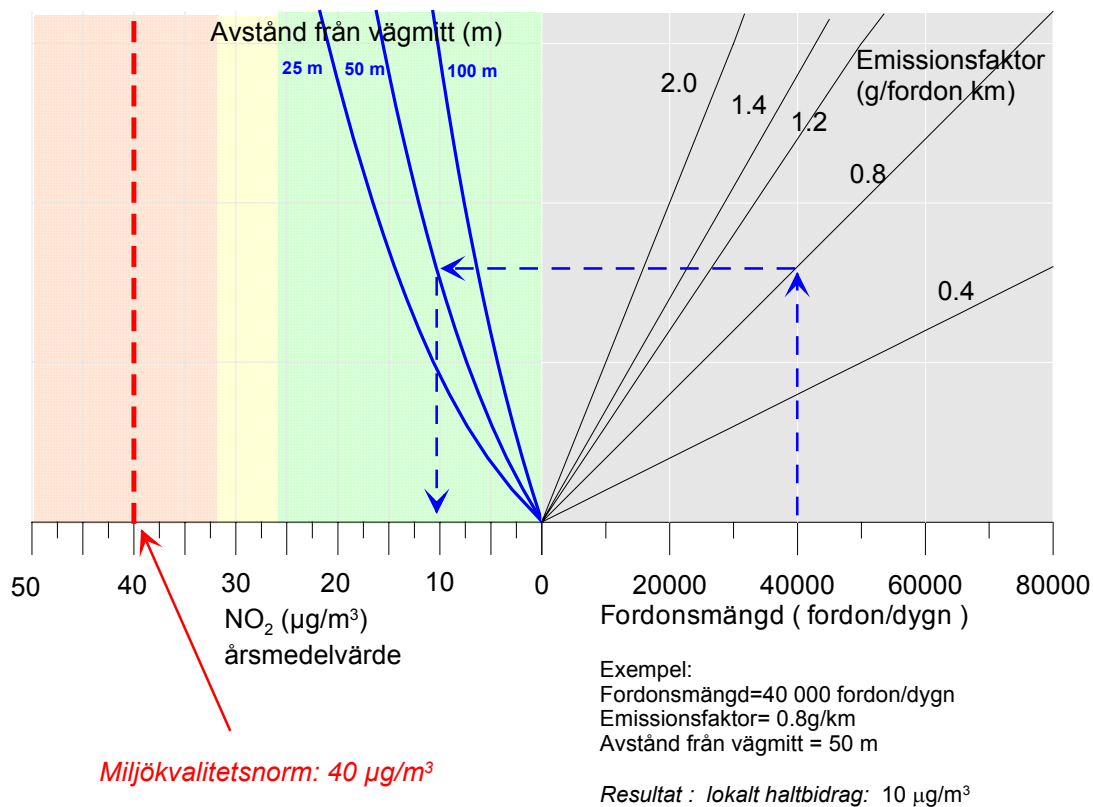
Figur 4.2 Nomogram för beräkning av lokala bidrag från öppen väg till årsmedelhalter av PM₁₀ (µg/m³).

Gata- lokalt bidrag



Figur 4.3 Nomogram för beräkning av lokala bidrag från gaturum till årsmedelhalter av NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Väg- lokalt bidrag



Figur 4.4 Nomogram för beräkning av lokala bidrag från öppen väg till årsmedelhalter av NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.3 Bakgrundshalter

Mätningar från t ex Stockholm visar att det är mycket liten skillnad mellan nivåerna i urban bakgrund och landsbygdsmiljö i Stockholms närhet när det gäller PM_{10} . Det är således inte stadens bidrag som är det väsentliga. För vissa jordbruksområden skulle det istället kunna vara partiklar uppvirvlade från åkermark som skulle kunna leda till högra bakgrunds nivåer, men för detta finns inga kvantitativa uppskattningar. Utgående från den tillgängliga kunskapen rekommenderas att man för att skatta bakgrundsbidraget av PM_{10} utgår från långdistansbidraget som finns listat i Tabell 2.6, men sammanfattat i en något grövre geografisk indelning enligt Tabell 4.2.

Tabell 4.2 Uppskattade bakgrundsbidrag för PM_{10} ($\mu g m^{-3}$) (för detaljer se avsnitt 2)

Skåne	14.6 - 16.1
Övriga Götaland	12.8 - 13.2
Svealand	12.0 - 12.5
Norrland	9.3 - 10.0

För kvävedioxid är förhållandena annorlunda och den NO_x som emitteras inom tätorten har stor betydelse (och långdistansbidraget följaktligen mindre betydelse). I avsnitt 2.3 beskrevs hur data från URBAN-projekt kan användas för att skatta bakgrundshalter som en funktion av tätortens storlek. Tabell 4.3 återger de nivåer som presenterats i avsnitt 2.3.

Tabell 4.3 Uppskattade halter av NO_2 ($\mu g m^{-3}$) för landsbygd och som funktion av storlek på tätort

	<i>NO_2 ($\mu g m^{-3}$), årsmedelhalt</i>
Landsbygd (Skåne, Halland och Västkusten)	10
Landsbygd (övriga Götaland och Svealand)	7
Landsbygd (Norrland)	4
Liten tätort (< 10 000 innevånare)	10
Medelstor tätort (mellan 10 000-250.000 innevånare)	15
Stor tätort (> 250 000 innevånare)	20

4.4 Statistiska samband mellan årsmedelvärden och percentiler

Beräkningsmetoden bygger på att ett från nomogram och bakgrundshalter uppskattat årsmedelvärde finns tillgängligt. Percentilvärden kan då skattas genom att applicera korrektionsfaktorer på årsmedelvärdet, enligt den diskussion som redovisats i avsnitt 2.4. Tabell 4.4 och 4.5 repeterar de rekommenderade korrektionsfaktorerna.

Tabell 4.4 Korrektionsfaktorer för NO₂ som medelvärden kan multipliceras med för att uppskatta 98-percentiler (på tim- och dygnsbasis) i gaturummet eller vid öppen väg. X anger vinter- eller årsmedelvärde av NO₂, se figur 2.8.

<i>korrektionsfunktion</i>	
98-percentil	
dygnsbasis:	$4.44 * X^{0.753}$
timbasis:	$2.36 * X$

Tabell 4.5 Korrektionsfaktorer för PM₁₀ som medelvärden kan multipliceras med för att uppskatta 90- och 98-percentiler (dygnsvärden) i gaturummet eller vid öppen väg.

<i>korrektionsfaktor</i>	
90-percentil	
dygnsbasis:	1.95
98-percentil	
dygnsbasis:	3.27

Tabell 4.4 och 4.5 bygger på data från ett begränsat antal mätstationer, vilket innebär en större osäkerhet i percentilvärdena, jämfört med årsvärdena. För de orter som disponerar längre mätserier av NO₂-halter och PM₁₀-halter, rekommenderas att lokala samband etableras mellan årsmedelvärden och respektive percentilnivå. Den lokala korrektionsfaktorn bestäms då genom att beräkna kvoten mellan respektive percentil och årsvärdet, för en så lång period som möjligt, räknat i hela kalenderår.

5. Referenser

- Areskoug, A., Alesand, T., Hansson, H-C., Hedberg, E., Johansson, C., Vesely, V., Widequist, U. och Ekengren, T. (2001). Kartläggning av inandningsbara partiklar i svenska tätorter och identifikation av de viktigaste källorna. Delrapport 23 februari 2001, Naturvårdsverkets webbsida.
- Berkowicz R. (2000). OSPM-a parameterised street pollution model. Environmental Monitoring and Assessment **65**: 323-331.
- Bringfelt B., Backström H., Kindell S., Omstedt G., Persson C., Ullerstig A. (1997). Calculation of PM-10 concentrations i Swedish cities- Modelling of inhalable particles. SMHI report No.76.
- Clairborn C., Mitra A., Adams G., Bamesberger L., Allwine G., Kantamaneni R., Lamb B. and Westberg H. (1995). Evaluation of PM10 emission rates from paved and unpaved roads using tracer techniques. Atmospheric Environment **29**, 1075-1089.
- Dispersion/ Road: http://www.vv.se/publ_blank/bokhylla/miljo/ber/flik7/flik7_5.htm
- EPA (1993). Emission factor documentation for AP-42. Section 13.2.1, Paved Roads. EPA contract No. 68-D0-0123. Work Assignment No. 44, MRI project No. 9712-44.
- Gamez, A.J., Berkowicz, R., Ketzel, M., Lohmeyer, A. and Reichenbacher W. (2001). Determination of the "non exhausted pipe" PM10 emissions of roads for practical traffic air pollution modelling. /th Int. Conf. On Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes.
- Gustafsson, M. (2001) Icke-avgasrelaterade partiklar i vägmiljö - Litteraturoversikt. VTI meddelande 910.
- Larssen, S: (1991). Partikler i tettstedsluft i Norden. NILU rapport 11/91.
- Lohmeyer A. (2001). Validerung von PM10-immissionsberechnungen im nahbereich von strassen und quantifizierung der feinstaubbildung von strassen. Rapporten kan hämtas från www.Lohmeyer.de/Literatur/zusammenfassung_06_01.pdf
- Persson K., Omstedt G., Lenner M., Kindbom K. och Lindskog A. (1999). Trender av trafikrelaterade luftföroreningar och emissioner från vägtrafik. IVL-rapport L99/78.
- SLB (2001). Generell strategi för kommunernas kontroll av miljökvalitetsnormer för luft. Stockholms Miljöförvaltning, SLB-analys.
- Svanberg P-A., Lindskog A. m fl. (1998). Luftkvaliteten i Sverige sommaren 1997 och vintern 1997/98. Resultat från mätningar inom URBAN-projektet. IVL rapport B 1302.
- Svanberg P-A., Lindskog A. m fl. (2000). Luftkvaliteten i Sverige sommaren 1999 och vintern 1999/00. Resultat från mätningar inom URBAN-projektet. IVL rapport B 1388.
- Thurston G. D and J. D. Spengler (1985). A quantitative assessment of source contributions to inhalable particulate matter pollution in metropolitan Boston. Atmos. Environ. Vol. 19, No. 1, 9-25.
- Tønnesen, D. (2000). Programdokumentasjon VLUFT versjon 4.4. TR 7/2000, NILU.
- Venkatram A. (2000). A critique of empirical emission factor models: a case study of the AP-42 model for estimating PM₁₀ emissions from paved roads. Atmospheric Environment **34**, 1-11.

Vägverket (2001). Handbok för vägtrafikens luftföroreningar, 2001
http://www.vv.se/publ_blank/bokhylla/miljo/lista.htm

Zhang X., Arimoto R., An Z., Chen T., Zhang G., Zhu G. and X. Wang (1993). Atmospheric trace elements over source regions for chinese dust: concentrations, sources and atmospheric deposition on the Loess Plateau. Atmos. Environ. Vol. 27A, No. 13, 2051-2067.

HANDLEDNING TILL NOMOGRAM-METODEN

Förutsättningar och begränsningar

Den nya förordningen om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft (SFS 2001:527) definierar normvärden och utvärderingströsklar för bl. a NO₂ och PM₁₀. SMHI har av Naturvårdsverket och Vägverket fått i uppgift att ta fram en enkel metod att användas för en första utvärdering av luftföroreningshalter. Metod beskrivs praktiskt i denna bilaga. För mer detaljer hänvisas till huvudrapporten.

Metoden är avsedd att användas för en första uppskattning av föroreningshalterna på platser där mätningar saknas. Om de uppskattade halterna ligger under de nedre utvärderingströsklarna, bör denna metod räcker som underlag för utvärdering. Om de uppskattade halterna är högre, behövs en noggrannare utvärdering med hjälp av modeller och/eller mätning.

Beräkningsmetoden

Beräkningsmetoden omfattar tre delar. I de två första delarna uppskattas årsmedelvärden av PM₁₀ och NO₂. I den tredje delen bestäms extremvärden (percentiler).

1. Uppskatta lokala haltbidrag
2. Uppskatta bakgrundsbidrag
3. Uppskatta extremvärden (percentiler)

De olika delarna kommer beskrivas nedan i mer detalj.

1. Uppskatta lokala haltbidrag

Först behövs trafikdata och emissionsfaktorer bestämmas. Trafikdata tar användaren själv fram för det aktuella beräkningsfallet. Framräknade **avgasrelaterade** emissionsfaktorer finns i Vägverkets Handbok för vägtrafikens luftföroreningar (http://www.vv.se/templates/page3____2090.aspx), som sammanställts i tabellerna 1.1 och 1.2.

Tabell 1.1 Emissionsfaktorer för NO_x olika år. (enhet: g/fkm).

	<i>Tätort</i>			<i>Landsväg</i>		
	<i>2002</i>	<i>2005</i>	<i>2010</i>	<i>2002</i>	<i>2005</i>	<i>2010</i>
Lätta fordon	0,68	0,53	0,35	0,57	0,39	0,22
Tunga fordon	10,57	8,32	6,16	8,04	6,04	4,54
Genomsnitt	1,24	0,98	0,70	1,40	0,99	0,65

Tabell 1.2 Emissionsfaktorer för partiklar, olika år (enhet: mg/fkm).

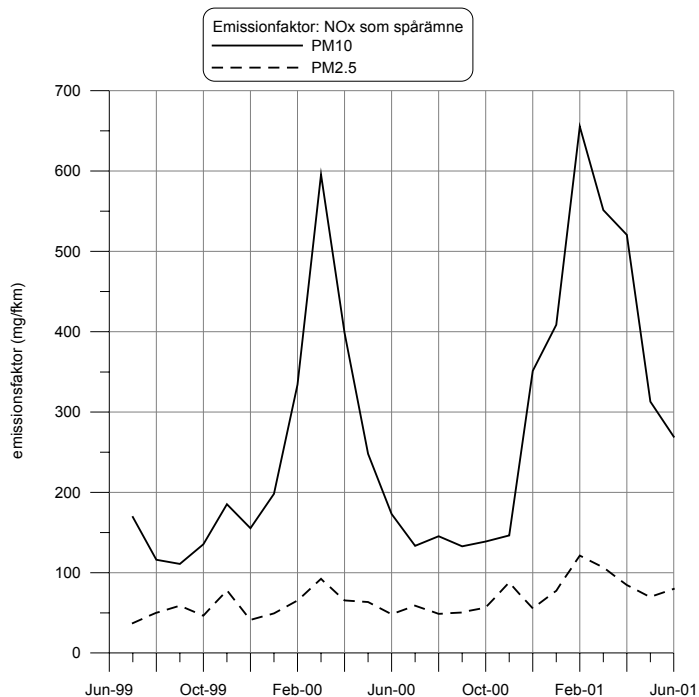
	<i>Tätort</i>			<i>Landsväg</i>		
	<i>2002</i>	<i>2005</i>	<i>2010</i>	<i>2002</i>	<i>2005</i>	<i>2010</i>
Lätta fordon (avgas)	35	28	21	18	15	11
Tunga fordon (avgas)	173	125	76	165	116	71
Genomsnitt (avgas)	43	34	24	34	25	17
Tillägg resuspension*	209	209	209	209	209	209
Genomsnitt (inkl resuspension)	252	243	233	243	234	226

* enligt denna rapport

För **uppvirvlade partiklar** finns inte så mycket information vilket också diskuteras i huvudrapporten. Typiska variationer ges av analyserade förhållanden på Hornsgatan i Stockholm, som visas i figur 1.1.

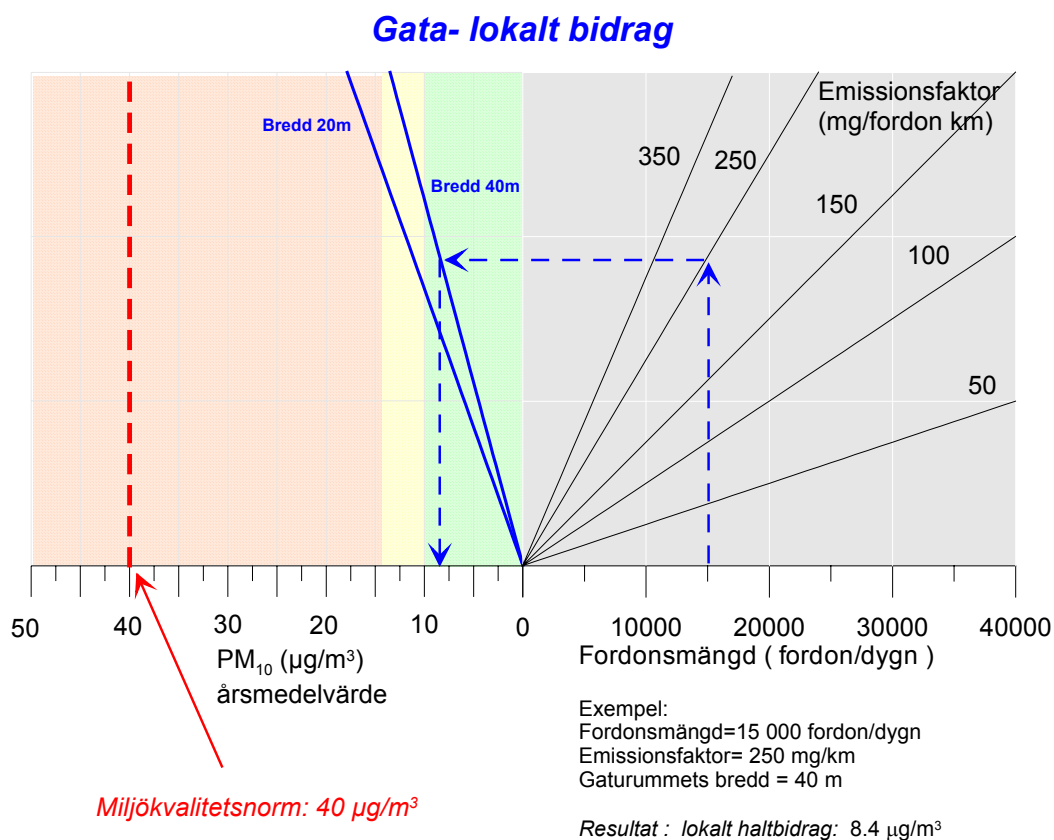
Emissionsfaktorn för hela perioden uppskattas till ca 274 mg/f km och för år 2000 till ca 250 mg/f km. I detta ingår såväl avgasrelaterad partiklar som uppvirvlad. För att bara få uppvirvlingsdelen behövs den avgasrelaterade delen tas bort. För Hornsgatan uppskattats denna del till 41 mg/fkm.

Uppvirvlingsdelen uppskattas därför till ca 233 mg/f km för hela perioden och till ca 209 mg/f km för år 2000.

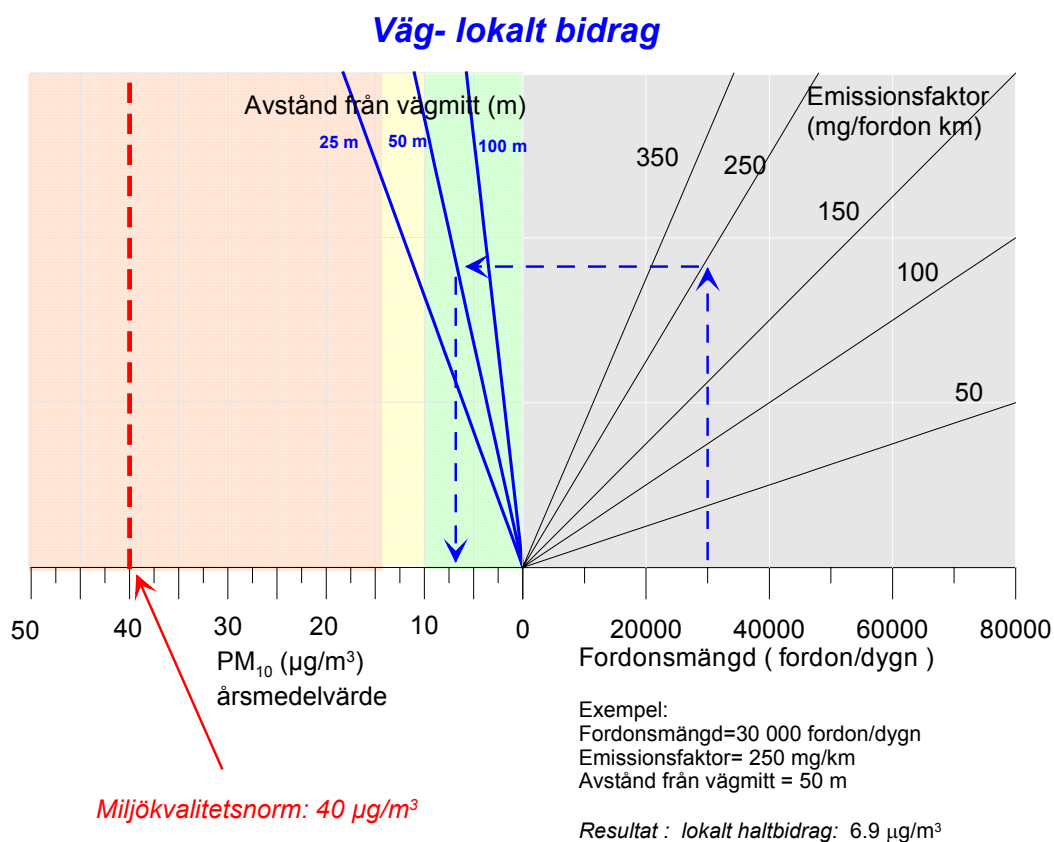


Figur 1.1 Beräknade emissionsfaktorer för PM₁₀ och PM_{2.5} halter (mg/fkm) vid Hornsgatan för mätperioden 1999-08 till 2001-06.

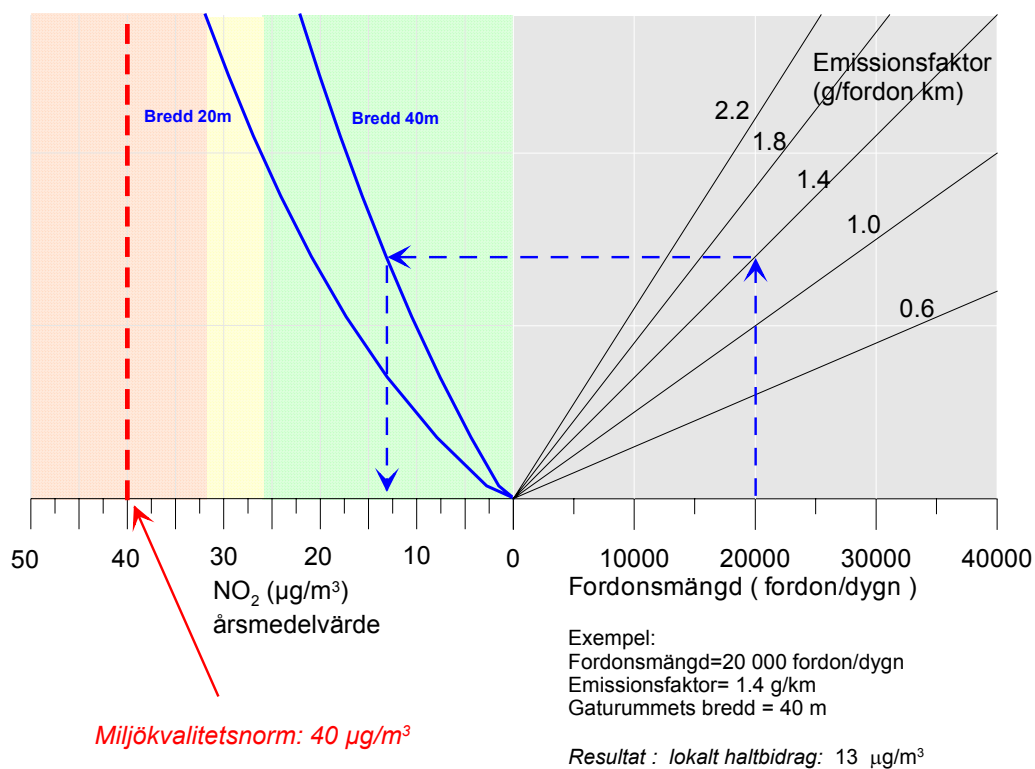
Efter att trafikmängd och emissionsfaktor bestämts beräknas det lokala haltbidraget med hjälp av nomogram. I figurerna 1.2 och 1.3 visas nomogrammen för PM₁₀ halter och i figurerna 1.4 och 1.5 nomogrammen för NO₂ halter.



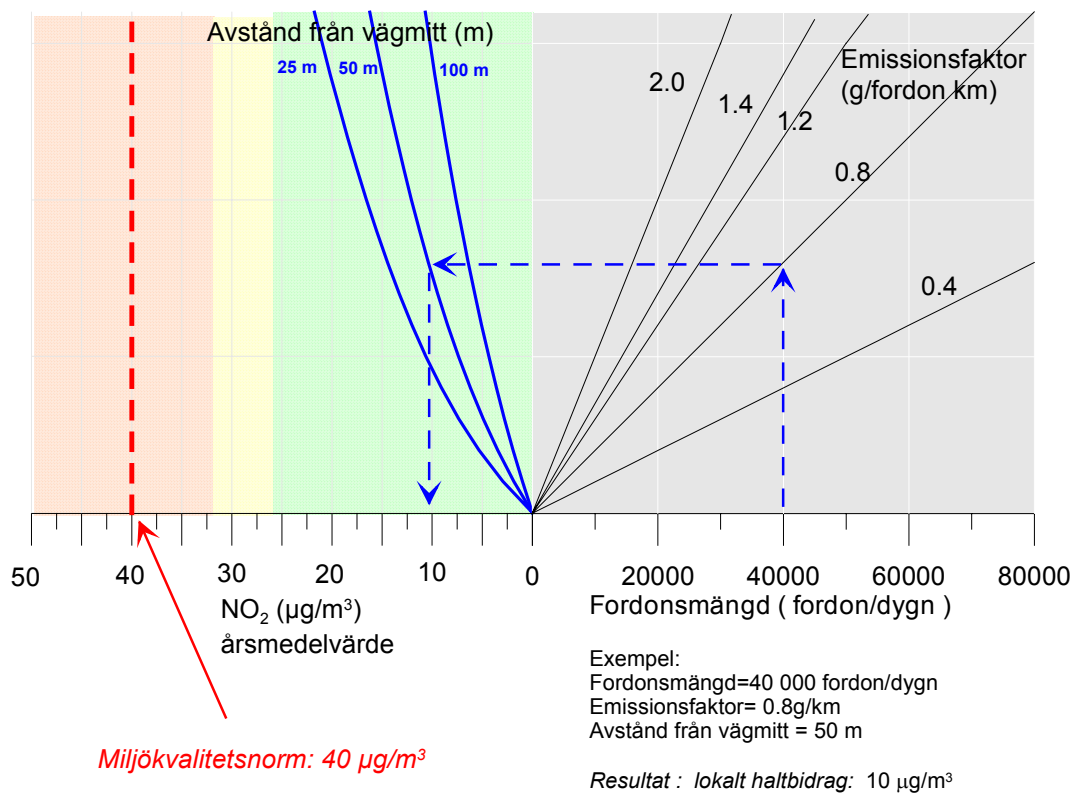
Figur 1.2 Nomogram för beräkning av lokala bidrag från gaturum till årsmedelhalter av PM₁₀ (µg/m³).



Figur 1.3 Nomogram för beräkning av lokala bidrag från öppen väg till årsmedelhalter av PM₁₀ (µg/m³).

Gata- lokalt bidrag

Figur 1.4 Nomogram för beräkning av lokala bidrag från gaturum till årsmedelhalter av NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Väg- lokalt bidrag

Figur 1.5 Nomogram för beräkning av lokala bidrag från öppen väg till årsmedelhalter av NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

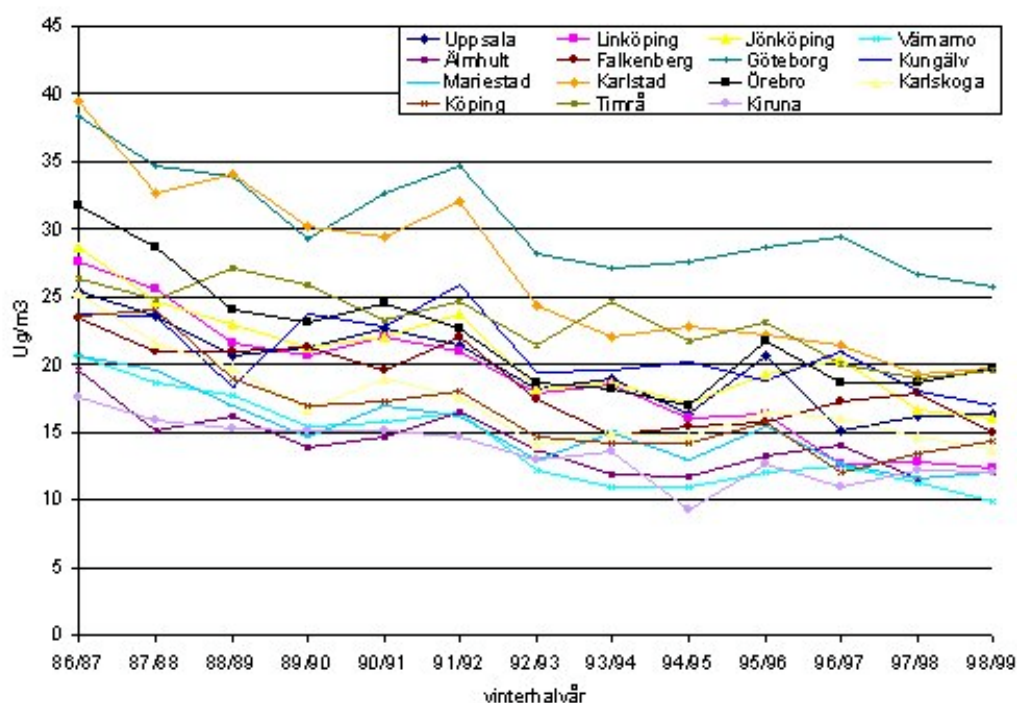
2. Uppskatta bakgrundsbidrag

Till de lokala halterna som beräknats i avsnittet 1 ovan skall bakgrundsbidraget läggas till. För partiklar kan bakgrundsbidrag uppskattats i enlighet med tabell 2.1.

Tabell 2.1 Uppskattade bakgrundsbidrag för PM_{10} ($\mu g\ m^{-3}$) motsvarande år 2000.

Skåne	14.6 - 16.1
Övriga Götaland	12.8 - 13.2
Svealand	12.0 - 12.5
Norrland	9.3 - 10.0

För kvävedioxid finns mer omfattande mätdata. Den mest kompletta databasen av urbana bakgrundshalter har generats inom Urban-projektet (<http://www.ivl.se/Proj/Urban/index.htm>). Exempel på mätdata från Urbanprojektet visas i Fig. 2.1



Figur 2.1 Uppmätta halter av NO_2 i 15 svenska kommuner under vinterhalvåren 1986/87 till 1998/99.

En grov uppskattning av urbana bakgrundshalter, som funktion av storlek på tätort kan erhållas via tabell 2.2.

Tabell 2.2 Uppskattade urbana halter av NO_2 ($\mu g\ m^{-3}$) som funktion av storlek på tätort för år 2000.

	NO_2 ($\mu g\ m^{-3}$), årsmedelhalt
Liten tätort (< 10 000 innevånare)	10
Medelstor tätort (mellan 10 000-250.000 innevånare)	15
stor tätort (>250 000 innevånare)	20

För landsbygd är bakgrundsvärdet av NO₂ betydligt lägre, men samtidigt finns en nord-sydlig gradient. Nationella bakgrundshaltdata har beräknats med hjälp av den så kallade MATCH-Sverige modellen och presenteras för olika år på adressen:

http://www.smhi.se/menyer/ind_match_allt.htm

Med hjälp av figur 2.2 uppskattas bakgrundshalterna utanför tätorter till:

Tabell 2.3 Uppskattade halter av NO₂ ($\mu\text{g m}^{-3}$) på landsbygd år 1998.

- Skåne, Halland och Västkusten: $10 \mu\text{g m}^{-3}$
- Övriga Götaland och Svealand: $7 \mu\text{g m}^{-3}$
- Norrland: $4 \mu\text{g m}^{-3}$

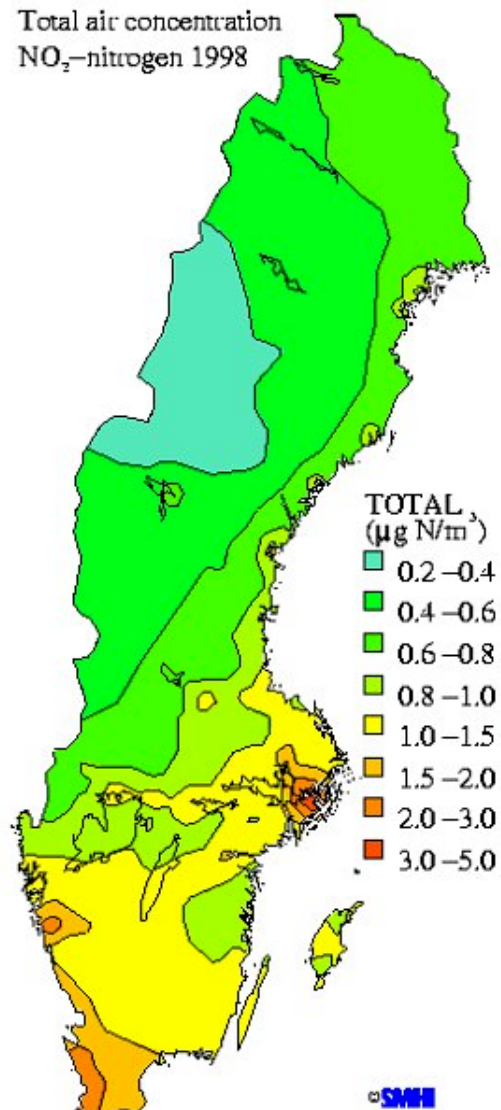
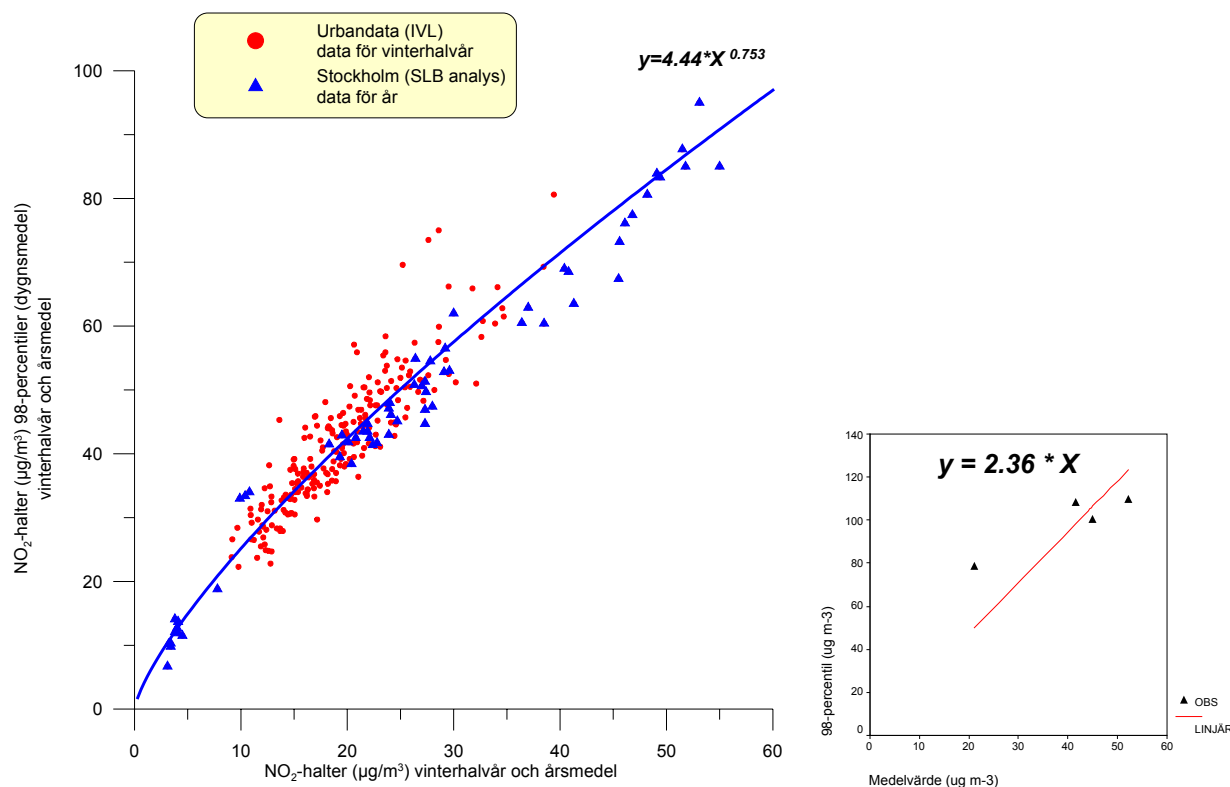


Fig 2.2

Årsmedelvärden av NO₂ (som N $\mu\text{g m}^{-3}$) för året 1997, framtagna med MATCH Sverige inom den nationella miljöövervakningen. Kartan bygger på en optimerad kombination av modellberäkningar och mätdata. För att erhålla halter uttryckta i $\mu\text{g m}^{-3}$ skall kartans värden multipliceras med 3.3.

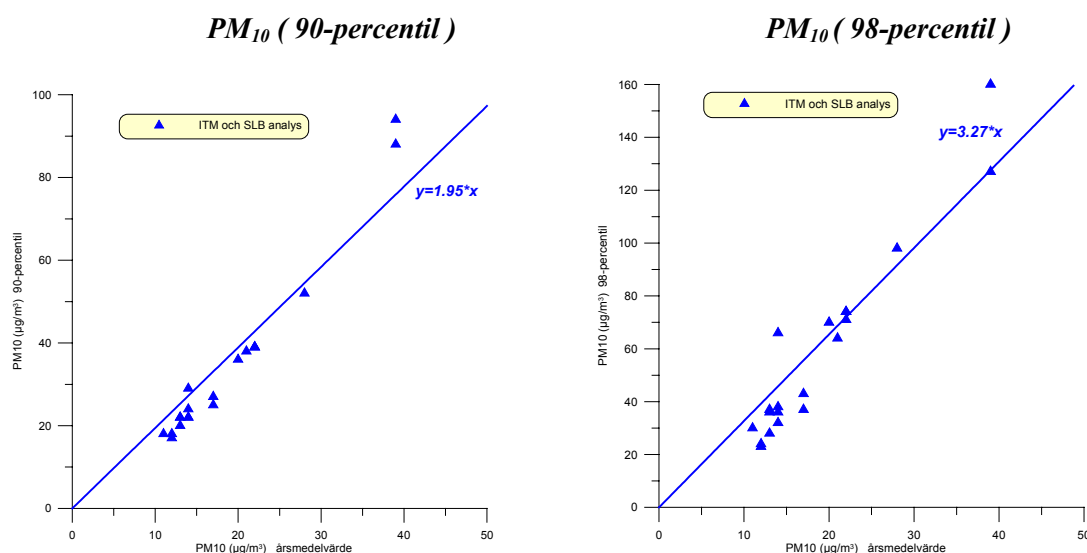
3. Uppskatta extremvärden (percentiler)

Extremvärden uttryckt som percentiler kan bestämmas med hjälp av mätdata. Om årslånga mätserier finns disponibla från den ort där utvärderingen sker, så rekommenderas användning av lokalt bestämda kvoter mellan percentiler och medelvärde. Om inte sådana data finns kan sambanden i figurerna 3.1 och 3.2 användas.



Figur 3.1a Samband mellan 98-percentiler (dygnsmedel) och medelhalter för NO_2 (µg/m³). Röd markering anger data från Urbanprojektet. 98-percentil- och vinterhalvårshalter för de tätorter och år som visas i figur 2.1 har använts. Blå markering anger årsvärden av 98-percentiler och medelvärden för olika platser i Stockholm (SLB-analys).

Figur 3.1b Linjärt samband mellan 98-percentiler och medelvärden för timvärden av NO_2 uppmätta i gaturum eller nära väg i Stockholm, Göteborg och Malmö (juli 1999 – juni 2001).



Figur 3.2 Samband mellan percentiler och medelvärden för dygnsvärden av PM_{10} uppmätta under Kartlägningsprojektet år 1999/2000 (ITM) och i Stockholm 1999/2001 (SLB-analys).

Beräkningsexempel

Exempel 1: Halten kvävedioxid, Gata

Exempel 1 avser ett gaturum i Norrköping med ca 10 000 fordon/ årsmedeldygn och med en gatubredd på ca 40 m. Beräkningsåret är 2002 .

Uppskatta emissionsfaktorn för NO_x

Se Tabell 1.1: Med hänsyn till fordonssammansättning och år uppskattas emissionsfaktorn till 1.24 g/fkm.

Uppskatta det lokala haltbidraget

Med hjälp av nomogrammet i Fig. 1.4 uppskattas det lokala årsmedelvärde till ca $7 \mu\text{g m}^{-3}$.

Uppskatta bakgrundsbidraget

Se Tabell 2.2: Norrköping är en ”Medelstor tätort”, varför bakgrundshalten uppskattas till ca $15 \mu\text{g m}^{-3}$.

Total årsmedelhalt

Totala årsmedelhalten beräknas, som summan av det lokala haltbidraget och bakgrundsbidraget, till ca **$22 \mu\text{g m}^{-3}$** . Uppskattad årsmedelhalt ligger därmed under den nedre utvärderingströskeln ($26 \mu\text{g m}^{-3}$).

Uppskatta percentiler

Se figur 3.1:

Uppskattad 98-percentil(dygnsvärden): ca $46 \mu\text{g m}^{-3}$

Uppskattad 98-percentil(dygnsvärden) ligger därmed mellan den övre och undre utvärderingströskeln ($48\text{--}36 \mu\text{g m}^{-3}$).

Uppskattad 98-percentil(timvärden): ca $52 \mu\text{g m}^{-3}$

Uppskattad 98-percentil(timvärden) ligger därmed under den nedre utvärderingströskeln ($54 \mu\text{g m}^{-3}$).

Percentiluppskattningar är enligt denna metod mer osäkra än uppskattningen av årsmedelvärde. Vi föreslår därför att årsmedelvärde i första hand används för val av utvärderingskrav.

Exempel 2: Halten PM₁₀, Gata

Exempel 2 avser samma gaturum och trafik som i exempel 1.

Uppskatta emissionsfaktorn för PM₁₀

Avgasrelaterade partiklar: Se tabell 1.2: Med hänsyn till fordonssammansättningen och år uppskattas emissionsfaktorn till ca 43 mg/fkm.

Uppvirvlade partiklar: Uppskattas till ca 209 mg/fkm från analyserade data från Hornsgatan i Stockholm.

Den totala emissionsfaktorn för PM₁₀ beräknas som summan dvs. till ca 252 mg/fkm.

Uppskatta det lokala haltbidraget

Med hjälp av figur 1.2 uppskattas det lokala årsmedelvärde till ca $6 \mu\text{g m}^{-3}$.

Uppskatta bakgrundsbidraget

Se tabell 2.1: Norrköping ligger i ”övriga Götaland”, varför bakgrundshalten uppskattas till ca $13 \mu\text{g m}^{-3}$.

Total årsmedelhalt

Totala årsmedelhalten beräknas, som summan av det lokala haltbidraget och bakgrundsbidraget, till ca **$19 \mu\text{g m}^{-3}$** , dvs. resulterande årsmedelhalt ligger över den övre utvärderingströskeln ($14 \mu\text{g m}^{-3}$).

Uppskatta percentiler

Se figur 3.2:

Uppskattad 90-percentil(dygnsvärden): $1.95 * 19 \mu\text{g m}^{-3} \approx 37 \mu\text{g m}^{-3}$.

Uppskattad 90-percentil(dygnsvärden) ligger därmed under norm ($50 \mu\text{g m}^{-3}$).

Uppskattad 98-percentil(dygnsvärden): $3.27 * 19 \mu\text{g m}^{-3} \approx 62 \mu\text{g m}^{-3}$.

Uppskattad 98-percentil(dygnsvärden) ligger därmed högre än den övre utvärderingströskeln ($30 \mu\text{g m}^{-3}$).

Percentiluppskattningen är enligt denna metod mer osäker än uppskattningen av årsmedelvärdet. Vi föreslår därför att årsmedelvärdet i första hand används för val av utvärderingskrav.

Exempel 3: Halten kvävedioxid, Väg

Exempel 3 avser en fyrfilig motorväg utanför Norrköping med 30 000 fordon/ årsmedeldygn. Beräkningar görs på 50 m avstånd från vägmitt. Beräkningsåret är 2010.

Uppskatta emissionsfaktorn för NO_x

Se tabell 1.1: Med hänsyn till fordonssammansättningen och år uppskattas emissionsfaktorn till ca 0.65 g/fkm .

Uppskatta det lokala haltbidraget

Med hjälp av figur 1.5 uppskattas det lokala årsmedelvärdet till ca $6 \mu\text{g m}^{-3}$.

Uppskatta bakgrundsbidraget

Se tabell 2.3: Vägen ligger utanför Norrköping ”Landsbygd (övriga Götaland och Svealand)”, varför bakgrundshalten uppskattas till ca $7 \mu\text{g m}^{-3}$.

Total årsmedelhalt

Totala årsmedelhalten beräknas, som summan av det lokala haltbidraget och bakgrundsbidraget, till ca **$13 \mu\text{g m}^{-3}$** . Uppskattad årsmedelhalt ligger därmed under den nedre utvärderingströskeln ($26 \mu\text{g m}^{-3}$).

Uppskatta percentiler

Se figur 3.1:

Uppskattad 98-percentil(dygnsvärden): ca $31 \mu\text{g m}^{-3}$.

Uppskattad 98-percentil(dygnsvärden) ligger därmed under den nedre utvärderingströskeln ($36 \mu\text{g m}^{-3}$).

Uppskattad 98-percentil(timvärden): ca $31 \mu\text{g m}^{-3}$.

Uppskattad 98-percentil(timvärden) ligger därmed under den nedre utvärderingströskeln ($54 \mu\text{g m}^{-3}$).

Percentiluppskattningar är enligt denna metod mer osäkra än uppskattningen av årsmedelvärdet. Vi föreslår därför att årsmedelvärdet i första hand används för val av utvärderingskrav.

Exempel 4: Halten PM₁₀, Väg

Exempel 4 avser samma väg och trafik som i Exempel 3.

Uppskatta emissionsfaktorn för PM₁₀

Avgasrelaterade partiklar: Se tabell 1.2: Med hänsyn till fordonssammansättningen och år uppskattas emissionsfaktorn till ca 17 mg/fkm.

Uppvirvlade partiklar: Uppskattas till ca 209 mg/fkm från analyserade data från Hornsgatan i Stockholm.

Den totala emissionsfaktorn för PM₁₀ beräknas som summan dvs. till ca 226 mg/fkm.

Uppskatta det lokala haltbidraget

Med hjälp av figur 1.3 uppskattas det lokala årsmedelvärde till ca 6 µg m⁻³.

Uppskatta bakgrundsbidraget

Se tabell 2.1: Vägen ligger utanför Norrköping i ”övriga Götaland”, varför bakgrundshalten uppskattas till ca 13 µg m⁻³.

Total årsmedelhalt

Totala årsmedelhalten beräknas, som summan av det lokala haltbidraget och bakgrundsbidraget, till ca **19 µg m⁻³**, dvs. resulterande årsmedelhalt ligger högre än den övre utvärderingströskeln (14 µg m⁻³).

Uppskatta percentiler

Se figur 3.2:

Uppskattad 90-percentil(dygnsvärden): $1.95 * 19 \mu\text{g m}^{-3} \approx 37 \mu\text{g m}^{-3}$.

Uppskattad 90-percentil(dygnsvärden) ligger därmed under norm (50 µg m⁻³).

Uppskattad 98-percentil(dygnsvärden): $3.27 * 19 \mu\text{g m}^{-3} \approx 62 \mu\text{g m}^{-3}$

Uppskattad 98-percentil(dygnsvärden) ligger därmed över än den övre utvärderingströskeln (30 µg m⁻³).

Percentiluppskattningen är enligt denna metod mer osäker än uppskattningen av årsmedelvärde. Vi föreslår därför att årsmedelvärde i första hand används för val av utvärderingskrav.