

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

8. Tillämpade spridningsmodeller	1
8.1 Inledning	1
8.2 Modeller för föroreningar i gaturum och nära vägar	7
8.2.1 Gaturumsmodeller.....	7
8.2.2. Vägrafikmodeller	9
8.3 Modeller för städer	10
8.4 Regionala modeller	12
8.5 CFD-modeller	13
8.6 Aktiviteter för harmonisering och kvalitetssäkring	18
8.7 Indata till modeller	19
8.7.1 Meteorologiska data.....	19
8.7.2 Bakgrundshaltdata.....	24
8.7.3 Emissionsdata	24
8.8 Praktiska råd.....	26
8.9. Nomogram-metoden	27
8.9.1 Exempel 1: Halten kvävedioxid, Gata	33
8.9.2 Exempel 2: Halten PM ₁₀ , Gata.....	34
8.9.3 Exempel 3: Halten kvävedioxid, Väg	35
8.9.4 Exempel 4: Halten PM ₁₀ , Väg	36
8.10 Referenser till kapitel 8.....	37

8. Tillämpade spridningsmodeller

8.1 Inledning

Matematiska modeller används ofta i samband med studier av luftföroreningar. De finns många olika modeller, mer eller mindre komplicerade, som täcker vitt skilda geografiska skalor, från enskilda gaturum till hela globen. En av orsakerna till att det finns så många modeller är att de beskriver olika processer. Det är inte möjligt att med hjälp av en modell beskriva alla de processer som är väsentliga för luftföroreningars transport och spridning i atmosfären. En "exakt" matematisk beskrivning av t ex föroreningars spridning i ett gaturum eller i en stad är också praktiskt omöjlig. Nödvändiga förenklingar av "verkligheten" begränsar också tillämpbarheten av modellen. Olika tillämpningar ställer krav på olika modellformuleringar.

När och hur dessa modeller skall användas beror på *syftet*. Även de enklaste modeller kan vara användbara för vissa tillämpningar, men mer avancerade modeller fordras för mer detaljerade studier.

Ofta ställs frågan, om modeller eller mätdata är bästa lösningen för luftkvalitets studier. I AQM-processen (AQM=Air Quality Management) betonas ofta tre viktiga delprocesser, emissionsinventering, mätning och modellering. Processerna utesluter således inte varandra utan skall ses som komplementära.

I detta kapitel kommer vi att gå igenom olika spridningsmodeller, som används idag i Norden. Olika modeller finns för olika längd- och tidsskalor. Vi kan dela upp modellerna efter källtyper och längdskalor på följande sätt:

- Modeller för föroreningar nära gator och vägar
- Modeller för punktkällor
- Modeller för städer
- Modeller för regioner

Vi kommer också att beskriva så kallade CFD-modeller (CFD=Computational Fluid Dynamics), d v s mer generella ekvationslösare för strömningstekniska problem.

Handboken behandlar spridningsmodeller för vägtrafik. Modeller för punktkällor beskrivs inte här. De finns dock ofta integrerade i modeller för städer. Modeller för punktkällor kan också vara relevanta t ex för beskrivning av utsläpp från avgastorn för ventilering av luftföroreningar från tunnlar, men också för att svara på frågor om vägtrafikens andel av föroreningshalterna jämfört med andra källtypers bidrag.

I Tabell 8.1 görs en översiktlig sammanställning av olika Nordiska spridningsmodeller. En mer detaljerad beskrivning fås via *katalogen för spridningsmodeller*, se Appendix 2. Variationen i komplexitet mellan olika modeller är stor. För de enklaste modellerna görs beräkningar i PC-miljö på mindre än 1 sekund. För de mer komplicerade modellerna fordras beräkningar under många timmar ibland dagar i arbetsstation eller stordator.

Tillämpade spridningsmodeller

En del av dessa modeller finns integrerade i så kallade Air Quality Management Systems. AQM system inkluderar också verktyg för lagring, bearbetning, beräkning och presentation av emissioner, meteorologi och föroreningshalter. En översiktlig presentation av några Nordiska AQM system ges i Tabell 8.2.

Tabell 8.1 Översikt av Nordiska modeller.

Gaturumsmodeller

Modell	Kännetecken/ Indata	Utdata	Tillämpnings Område	Beräknings plattform
Airviro/Street (S)	Klimatologisk- och tidseriemodell Emissionsdata från EDB (Emissions Data Bas) Web-baserat	Percentiler, medelvärden och timvisa halter av valfritt inert ämne	Luftföroreningar från trafik i gaturum	PC/Linux
Dispersion/Street (S)	Tidseriemodell Timvisa meteorologiska data Emissionsmodell inkluderad Kemisk algoritm för kväveoxider	Timvisa halter av NO _x , NO ₂ , CO och valfritt inert ämne. Percentiler och medelvärden	Luftföroreningar från trafik i gaturum	PC
OSPM (DK)	Tidseriemodell Tillägg för oregelbundet gaturum Timvisa meteorologiska data, trafikdata och bakgrundshalter Kemisk algoritm för kväveoxider	Timvisa halter av NO _x , NO ₂ , CO och bensen	Luftföroreningar från trafik i gaturum	PC
SIMAIR (S)	Klimatologisk modell Inkluderar regional och urban bakgrund Emissionsmodell inkluderad Web-baserat	Normanpassade percentiler och medelvärden av PM10, NO ₂ , CO och bensen	Luftföroreningar från gatutrafik, urbana och regionala bidrag Trafikplanering	PC/Linux

Vägtrafikmodeller

Modell	Kännetecken/ Indata	Utdata	Tillämpnings Område	Beräknings plattform
Airviro/Gauss (S)	Klimatologisk- och tidsseriemodell Vindmodell Emissionsdata från EDB(Emissions Data Bas) Web-baserat	Emission: totala emissioner för varje länk och inom valfritt område Halter: Timvisa halter Percentiler och medelvärden	Luftföroreningar från vägtrafik, punkt och areakällor Trafikplanering	PC/Linux Stort antal väglänkar kan inkluderas
Dispersion/ Road (S)	Tidseriemodell Meteorologiska data genererade via gränsskikts modell Emissionsmodell inkluderad	Emission: emisjonsfaktor för varje väglänk Halter: Timvisa halter, percentiler och medelvärden	Luftföroreningar från vägtrafik, punkt och area källor Trafikplanering	PC Högst några hundra väglänkar
SIMAIR (S)	Klimatologisk modell Inkluderar regional och urban bakgrund Emissionsmodell inkluderad Web-baserat	Normanpassade percentiler och medelvärden av PM10, NO ₂ , CO och bensen	Luftföroreningar från vägtrafik, urbana och regionala bidrag Trafikplanering	PC/Linux
CAR-FMI (FI)	Tidseriemodell Meteorologiska data genererade via gränsskikts modell Emissions modell inkluderad Kemisk algoritm för kväveoxider	Emission: timvisa totala emissioner för varje väglänk Halter: Timvisa halter och percentiler	Luftföroreningar från vägtrafik Trafikplanering	PC för mindre tillämpningar, CRAY (super dator) för stort antal väglänkar
ROADAIR/ VLUFT (NO)	Spridningsmodeller: Vägar: Highway2, modifierad Gaturum: OSPM	Emission: årsvärde per fordon/hastighets klass Maximala halter av CO, NO ₂ , PM10	Luftföroreningar från vägtrafik Trafikplanering	PC

Stadsmodeller

Modell	Kännetecken/ Indata	Utdata	Tillämpnings Område	Beräknings plattform
Airviro/Gauss (S)	Klimatologisk- och tidseriemodell Vindmodell Punkt-, yt- och linjekällor Emissionsdata från EDB(Emissions Data Bas) Web-baserat	Emission: totala emissioner inom valfritt område Halter: Timvisa halter, percentiler och medelvärden	Luftföroreningar i städer	PC/Linux Stort antal källor kan inkluderas
Dispersion (S)	Tidserie modell Gaussisk spridningsmodell för punkt-, linje- och ytkällor Emissions modell inkluderad för CO, NO _x och valfritt inert ämne	Timvisa halter, Percentiler och medelvärden	Luftföroreningar i städer	PC Flera hundra källor kan inkluderas
UDMS-FMI (FI)	Tidseriemodell Meteorologiska data genereras via gränsskikts modell Gaussisk spridningsmodell för punkt-, linje-, yt- och volym källor Emissions modell inkluderad för CO NO _x och SO ₂ Kemisk algoritm för kväveoxider	Timvisa halter , percentiler och medelvärden	Luftföroreningar i städer	Stordator (Cray X-MP) Stort antal källor kan inkluderas
EPISODE (NO)	Mesoskalig, 3-dim Eulersk modell Vindmodell EMEP fotokemi	Timvisa halter Modifikation på sub-grid nivå av lokalskaliga punkt- och linjekällmodeller	Komplexa meteorologiska situationer Beskrivning av haltvariationer timme för timme	PC/Unix arbetsstation

Regionala modeller

Modell	Kännetecken/ Indata	Utdata	Tillämpnings Område	Beräknings plattform
ALARM (S)	Spridningsmodell som tar hänsyn till terrängen	Timvisa halter, percentiler och medelhalter	Spridning vid olyckor, luftföroreningar lokalt/regionalt	PC, uppkoppling till centraldator via Internet
Airviro/Grid (S)	Meso-skala, 3D Eulerisk modell Tidserie- och klimatologisk modell. Vindmodell Emissionsdata från EDB(Emissions Data Bas) Web-baserat	Emission: totala emissioner inom valfritt område Halter: Timvisa halter, percentiler och medelvärden	Luftföroreningar i storstadsområden/regioner	PC/Linux Stort antal källor kan inkluderas
MATCH (S)	Meso-skala, 3D Eulerisk modell Tidsserie modell Meteorologiska indata via väderprognos modeller Även web-baserat	Timvisa halter av 10 ämnen Haltbidragen från regionen och långtransport bidraget. Deposition	Luftföroreningar i storstadsområden/regioner	PC/Linux
TAPM (S)	Meso-skala, 3D Eulerisk/Lagransk modell Tidsserie modell Vindmodeller Fotokemi	Timvisa halter och statistik Deposition	Luftföroreningar i storstadsområden/regioner	PC

CFD-modeller (CFD = Computational Fluid Dynamics)

Modell	Kännetecken/indata	Utdata	Tillämpnings Område	Beräknings plattform
PHOENICS http://www.cham.co.uk	CFD-modell	Halt-, vind-, tryck-, och turbulens fält	Komplicerad geometri	Olika plattformar
STAR-CD http://www.cd.co.uk	CFD-modell CAD data , skapar automatiska beräkningsrutnät	Halt-, vind-, tryck-, och turbulens fält	Komplicerad geometri	Olika plattformar
FLUENT http://www.fluent.com	CFD-modell CAD data , skapar automatiska beräkningsrutnät	Halt-, vind-, tryck-, och turbulens fält	Komplicerad geometri	PC/Linux
MISKAM http://www.dmu.dk/atmosphericenvironment/trapos/cfd-wg.htm	CFD-modell CAD data ,	Halt-, vind-, och turbulensfält	Komplicerad geometri	PC
Open Foam http://http://www.open CFD.co.uk/openfoam/	CFD-modell	Halt-, vind-, tryck, och turbulensfält	Komplicerad geometri	PC/Linux

Tabell 8.2 Översikt av Nordiska AQM system

Namn	Spridningsmodeller	Beräknings plattform	Internet address
AirViro (S)	Airviro/Street, Road, Gauss, Grid, Match, Aermod, Austal2000	PC/Linux	http://www.airviro.smhi.se
AirQuis (NO)	Episode	PC	http://www.nilu.no/airquis
SIMAIR (S)	MATCH, BUM, OSPM, OPEN ROAD	PC/Linux	http://www.luftkvalitet.se
EnviMan (S)	AERMOD, OSPM	PC	http://www.opsis.se
VEDAIR (S)	MATCH, DISPERSION, OSPM, OPEN ROAD	PC/Linux	http://www.luftkvalitet.se

8.2 Modeller för föroreningar i gaturum och nära vägar

Det finns ett flertal olika modeller, som beskriver spridningen av föroreningar i gaturum och nära vägar. De är 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. Utgångspunkt för gaturumsmodeller är slutna gaturum med symmetriskt utformade hus på var sida och för vägtrafikmodeller, öppna vägar i flack terräng. Modellerna är inte bara teoretiska utan också empiriska. Viktiga delar i modellerna har bestämts med hjälp av mätdata.

8.2.1 Gaturumsmodeller

En av de första gaturumsmodellerna är den så kallade Street modellen, som formulerades av Johnson et al. (1973). Denna modell är utgångspunkten för många nyare gaturumsmodeller. Den är empiriskt utvecklad baserande på luftföroreningsmätningar på gator i San Jose och St. Louis i USA. I modellen antas att halter från utsläpp i gaturum (c_s) kan adderas till halterna i bakgrundsluft, som kommer från taknivån (c_b):

$$c = c_b + c_s \quad (8.2.1)$$

Spridningsförhållandena är olika för gatans läsida och vindsida. Gaturummets geometri leder inte bara till en utspädning av luftföroreningarna, men också till en betydande påverkan av vindförhållandena. En av de mest utmärkande dragen är att en virvel skapas, så att vindriktningen i gatunivån är motsatt till ovan hustak. Halterna på läsidan i ett gaturum kan därför vara avsevärt högre än på vindsidan av gatan. Enkla box-modeller används för att härleda spridningsformler för lä- och lovart sidan av gatan. För läsidan antas att utspädningen är proportionell mot avståndet till receptorpunkten och beroende på vindhastigheten i taknivå. Detta leder till följande formler:

$$c_s = \frac{K}{(u + u_s)} \sum_i \frac{Q_i}{[L_i + h_0]} \quad (\text{läsidan}) \quad (8.2.2)$$

$$c_s = \frac{K}{(u + u_s)} \frac{(H - z)}{H} \sum_i \frac{Q_i}{W} \quad (\text{vindsidan}) \quad (8.2.3)$$

där

K är en empirisk konstant ($K \approx 7$)

u är vindhastigheten på taknivå

u_s tar hänsyn till den mekaniskt genererade vind som orsakas av trafiken ($u_s \approx 0.5$ m/s)

h_0 tar hänsyn till den initiala spädningen av föroreningarna

L_i är avståndet från det i -te körfältet till receptorpunkten

Q_i är emissionsstyrkan av det i -te körfältet

H och W är respektive höjd och bredd av gaturummet

Formlerna (8.2.2) och (8.2.3) är tillämpbara endast för vindriktningar tvärs gatan (större än 30 grader i förhållande till riktningen på gatan). För vindriktningar parallellt med gatan rekommenderas medelvärdet av (8.2.2) och (8.2.3), fast modellen inte är konstruerad för det.

Airviro/Street baserar sig på denna modell med ett relativt högt värde för den empiriska konstanten $K=10$.

Bringfelt et al, 1977 och Bringfelt och Laurin, 1985 utgick från Johnsons (1973) Street-modell och anpassade den till data från bl. a Sveavägen. Vid dessa studier framgick att läsideformeln (8.2.2) överensstämde relativt dåligt mot mätdata. Genom att jämföra mätta och beräknade halter kunde uttrycket förbättras genom att en vindhastighetsberoende korrektionsfunktion medtogs. Vindberoendet blev därigenom inte lika kraftigt som det i ekvation (8.2.2) ovan. Denna modell används i Dispersion/Street.

I den Nordiska Beräkningsmetoden för Bilavgaser (NBB) (Larssen, 1984 och SNV 8/1984) användes modellen ovan men på ett förenklat sätt. Beräkningar av gatans bidrag gjordes förenklat endast för dimensionerande halter med hjälp av formeln:

$$c_s = A \sum_i \frac{Q_i}{(X_i + 2)} \quad (8.2.4)$$

där c_s antingen är 99-percentiler på årsbasis av timmedelvärden av NO_2 , eller 99-percentiler på årsbasis av 8-timmars glidande medelvärde av CO . A är en empirisk konstant, som är olika för NO_2 och CO . Q anger maximala timmedelemissionen i gatan och X anger avståndet till trafikströmmen i . Formel (8.2.4) är härledd under följande förutsättningar:

- 1) De högsta halterna inträffar, då beräkningspunkten ligger på läsidan.
- 2) 99-percentiler bestäms av en vindhastighet på ca 1.2 m/s.

I slutet av 1980-talet reviderades den Nordiska Beräkningsmetoden och beräkningsmodellen AIG (Avgashalter i Gaturummet) togs fram. AIG (VTI, 1992) har samma struktur som NBB, skillnaderna är främst reviderade värden för emissionsfaktorerna fram till år 2005. Vidare har schablonvärdena för trafikens sammansättning, körmönster mm ändrats. Spridningsformeln (8.2.4) har modifierats så att hänsyn kan tas, på ett förenklat sätt, till hushöjd och den turbulens som trafiken skapar. Detta har gjorts genom att införa en korrektionsfunktion (f) på följande sätt:

$$c_s = \frac{f}{f_0} A \sum_i \frac{Q_i}{(X_i + 2)} \quad (8.2.5)$$

där

$$f = \frac{1}{\sigma_w} \left[\ln(H/h_0) + \frac{\sigma_w}{\sigma_{wt}} \right] \quad (8.2.6)$$

f_0 är värden av f med insatta parametervärden för dimensionerande situation, $f_0=27.59$.

H är byggnadshöjd, h_0 är den vertikala initiala spridningen, σ_w standardavvikelsen av den turbulenta vertikala hastigheten och σ_{wt} standardavvikelsen av den trafikgenererade turbulenta vertikala hastighet.

AIG-modellen har inte uppdaterats på flera år och det går inte längre köpa eller få support för modellen. Initierat av Naturvårdsverket och Vägverket har en ny luftkvalitetsmodell som ersätter AIG och motsvarande vägtrafikmodeller utvecklats. Modellen benämns SIMAIR och är betydligt mer avancerad än AIG men kan användas på ett enkelt sätt i

kommuner, av konsulter och andra användare med hjälp av ett webbaserat användargränssnitt. Projektet har genomförts i ett samarbete mellan SMHI, Vägverket Konsult, Trafikdata och Vägverket Fordonsteknik. SIMAIR finns i operationell drift sedan 2005, se också <http://www.luftkvalitet.se>.

I samband med arbetet med AIG utvecklades i Danmark en ny gaturumsmodell, som döptes till OSPM (Operational Street Pollution Model). Det är med hjälp av denna modell som korrektionsfunktionerna ovan formulerades. Modellen blev utvecklad i två faser. I den först fasen utvecklades en modell för spridning av icke reaktiva föroreningar och i den andra utvecklades en särskild modell för kemiska reaktioner för bildandet av NO₂ (Hertel and Berkowicz, 1989 a,b,c). Den första delen av modellen består av en kombinerad Gaussisk spridningsmodell för den direkta bidraget från trafiken, och en box-modell för recirkulationen i gatan. Modellen har testats mot mätdata från olika gaturum med gott resultat. Fördelarna med OPSM jämfört med äldre Street modeller är:

- Bättre beskrivning av spridningsförhållandena vid låga vindhastigheter. Vid låga vindhastigheter domineras spridningen av trafikens egengenererade turbulens. Det betyder att vindhastigheten inte har så stor betydelse vid låga vindhastigheter som Johnsons Street modell antyder.
- Föroreningshalter vid vindriktningar parallellt med gatan beskrivs mer realistiskt. För långa gator ger OPSM de högsta halterna då vinden blåser parallellt med gata.
- Byggnadshöjden inkluderas
- Kemiska reaktioner för bildandet av NO₂ har inkluderats
- Kan användas för gator med hus bara på ena sidan

Undersökningar av mätdata från St. Olovsgatan i Oslo har visat att atmosfärens stabilitet vid särskilda tillfällen har betydelse för halterna av luftföroreningarna i gatan. Om vintern när vindhastigheten är låg, och det samtidigt är klart, uppstår stark stabil skiktning som hämmar turbulensen och därigenom spridningen av föroreningar. Halterna kan vara 30-40% högre i dessa situationer jämfört med mer normala förhållanden. Dessa förhållanden är typiska för vårt nordliga klimat, men har ännu ej inkluderats i några modeller.

Den kemiska algoritmen som utvecklats av Hertel and Berkowicz (1989 b) har senare inkluderats i Dispersion/Street. OSPM är inkorporerat i SIMAIR:s som gaturumsmodell.

8.2.2. Vägtrafikmodeller

En av de tidigaste vägtrafikmodeller är den så kallade HIWAY-2 modellen (Petersen, 1980). Modellen beskriver spridningen av föroreningar från en öppen väg i flack terräng där också hänsyn kan tas till vägens utformning (antal filer, vägbredd, mittremsa, om vägbanan är nedsänkt). Varje körfil betraktas som en linjekälla. Spridningen från linjekällan beräknas genom en numerisk integration av en Gaussisk spridningsekvation:

$$c = (Q_l / u) \int_0^L f dl \quad (8.2.7)$$

där c anger föroreningshalten ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), u vindhastigheten, Q_l emissionen ($\mu\text{g}/\text{ms}$) och L längden på linjekällan.

Funktionen f ges av följande uttryck:

$$f = \frac{1}{\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \times \exp\left(-\frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right) + \text{reflektionstermer} \quad (8.2.8)$$

där σ_y anger standardavvikelsen av haltfördelningen tvärs vindriktningen, σ_z anger standardavvikelsen av haltfördelningen vertikalt, y avståndet tvärs vindriktningen och z avståndet vertikalt. Reflektionstermerna tar hänsyn till att omblandningen är begränsad av såväl marken som blandningshöjdens topp.

Spridningsparametrarna beräknas på följande sätt:

$$\sigma_y = (\sigma_{ya}^2 + \sigma_{y0}^2)^{0.5} \quad (8.2.9)$$

$$\sigma_z = (\sigma_{za}^2 + \sigma_{z0}^2)^{0.5} \quad (8.2.10)$$

där σ_{ya} anger spridningen tvärs plymen orsakat av meteorologiskt genererad turbulens, σ_{za} anger spridningen vertikal orsakad av meteorologiskt genererad turbulens, σ_{y0} och σ_{z0} anger initial spridning tvärs plymen respektive vertikalt orsakad av trafikgenererad turbulens. Hänsyn tas också till att den trafikgenererade turbulensen dominerar vid låga vindhastigheter.

De meteorologiska spridningsparametrarna beräknas med hjälp av Pasquill-Gifford–Turner klasser.

HIWAY-2 modellen har varit utgångspunkt för många andra modeller. I den Norska ROADAIR-modellen används HIWAY-2 som spridningsmodell.

Bristerna i HIWAY-2 modellen har varit främst:

- Modellens beräkningsmetod är tidskrävande
- Spridningsparametrarna beräknas i klasser, baserat på äldre teknik

DISPERSION/ROAD (Robertson, 1989) och CAR-FMI (Härkönen et al, 1996) har därför förbättrat lösningsmetoderna och infört kontinuerliga spridningsparametrar baserad på grundläggande turbulensparametrar.

Atmosfärskemiska reaktioner (reaktion mellan kväveoxid och ozon för bildandet av kvävedioxid) har tidigare inkluderats i HIWAY-2 modellen genom en förenklad metod som brukar kallas the Discrete Parcel Method (DPM), Benson (1984). Denna metod är också införd i VBBs avgasmodell. I CAR-FMI har metoden vidareutvecklats.

8.3 Modeller för städer

Den första svenska stadsmodellen utvecklades för Stockholm av Bringfelt et al., 1974. Liknande modeller har också använts i andra länder. Grundantagandena är:

- Spridningen från varje enskild källa kan beskrivas med hjälp av en Gaussisk plym modell.

För t ex skorstensutsläpp beräknades markhalterna på följande sätt:

$$c(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi \bar{u} \sigma_z \sigma_y} \exp\left(-0.5 \left(\frac{h_{ef}}{\sigma_z}\right)^2\right) \exp\left(-0.5 \left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right) + \text{reflektions termer} \quad (8.3.1)$$

där Q är källstyrkan, h_{ef} höjden av plymens centrum linje, \bar{u} den effektiva vindhastigheten, σ_z och σ_y är de vertikala och horisontella spridningsparametrarna.

- Yt- och linje källor behandlas genom att göra beräkningar för många närliggande punktkällor
- Haltbidragen från varje källa kan adderas
- Beräkningar görs i olika väderklasser som utgörs av kombinationer av t ex vindriktning, vindhastighet och stabilitet
- Rutinmeteorologiska data används som pre-processas för beräkning av stabilitet (Pasquill-Gifford-Turner-klasser) och blandningshöjd

Modeller av den här typen är attraktiva av flera skäl. Med hjälp av enkla fysikaliska principer byggs förutsättningarna upp för att beskriva komplicerade verkligheter. Överensstämmelsen mellan modell och mätdata är också ofta hygglig. De har därför vidareutvecklats där förbättringar främst gäller:

- Användarvänlighet
- Koppling till Geografiska Informations System (GIS)
- Meteorologisk pre-processing och beskrivning av spridningsprocesserna

Den Gaussiska plym modellen har dock vissa grundläggande problem, som gjort att andra typer av modeller också har behövts utvecklats. Problemen gäller främst:

- Spridningsförhållandena i komplex terräng
- Beskrivning av atmosfärskemiska- och depositionsprocesser

I Airviro/Gauss utnyttjas den Gaussiska spridningsmodellen. Meteorologisk pre-processing görs med hjälp av meteorologiska data från en eller flera master som placeras i det område som är aktuellt. I toppen av masten görs vindmätningar med hjälp av ett relativt känsligt vindinstrument. Temperaturmätningar görs också så att temperaturskillnader mellan två höjdnivåer erhålls. Via den så kallade profilmotoden beräknas friktionshastighet (u_*), sensibelt värmefflöde (H) och Obukhovs längdskala (L). Dessa parametrar används för att beräkna vertikala vindprofiler, blandningshöjder och för val av plymlyftsformel. För att beräkna spridningsparametrarna används bearbetade mätdata från vindmätningarna, som standardavvikelsen av vindriktningen (σ_α) och

standardavvikelsen av den vertikala vindhastigheten (σ_w) enligt en teknik som beskrivs av Draxler (1976).

För den horisontella transporten av plymen använder Airviro en diagnostisk vindfältsmodell baserat på Danard (1976).

Dispersion och UDMS-FMI är också Gaussiska modeller. Bägge utnyttjar rutinmeteorologiska data som pre-processas för beräkning av grundläggande gränsskiktparametrar som friktionshastighet, sensibelt värmefflöde, Obukhovs längdskala, gränsskiktets höjd och den konvektiva hastighetsskalan. Spridningsprocesserna beskrivs som kontinuerliga funktioner av dessa parametrar där också turbulensens variation med höjden inkluderas.

EPISODE är en tidsberoende masskonsistent, 3-lagers (vertikalt) modell som löser den grundläggande transport-diffusionsekvationen numeriskt för beskrivning av timvisa halter av NO, NO₂ och O₃ (Grönskei et al., 1993). Vägtrafik och punkt källor behandlas med separata sub-grid modeller. För vägtrafik med hjälp av en Gaussisk linjekällmodell och för punkt källor med hjälp av en så kallad puff trajektoriemodell. Ytkällor behandlas inom beräkningsområdet med typiskt beräkningsrutur om 0.5-1 km. Vindfältet beräknas genom statistisk interpolation från flera olika vind stationer. För Oslo området används sex stationer (Larssen et al., 1993). Modellen inkluderar atmosfärskemi. För vintern NO-NO₂-O₃ kemi och för sommaren fotokemi.

8.4 Regionala modeller

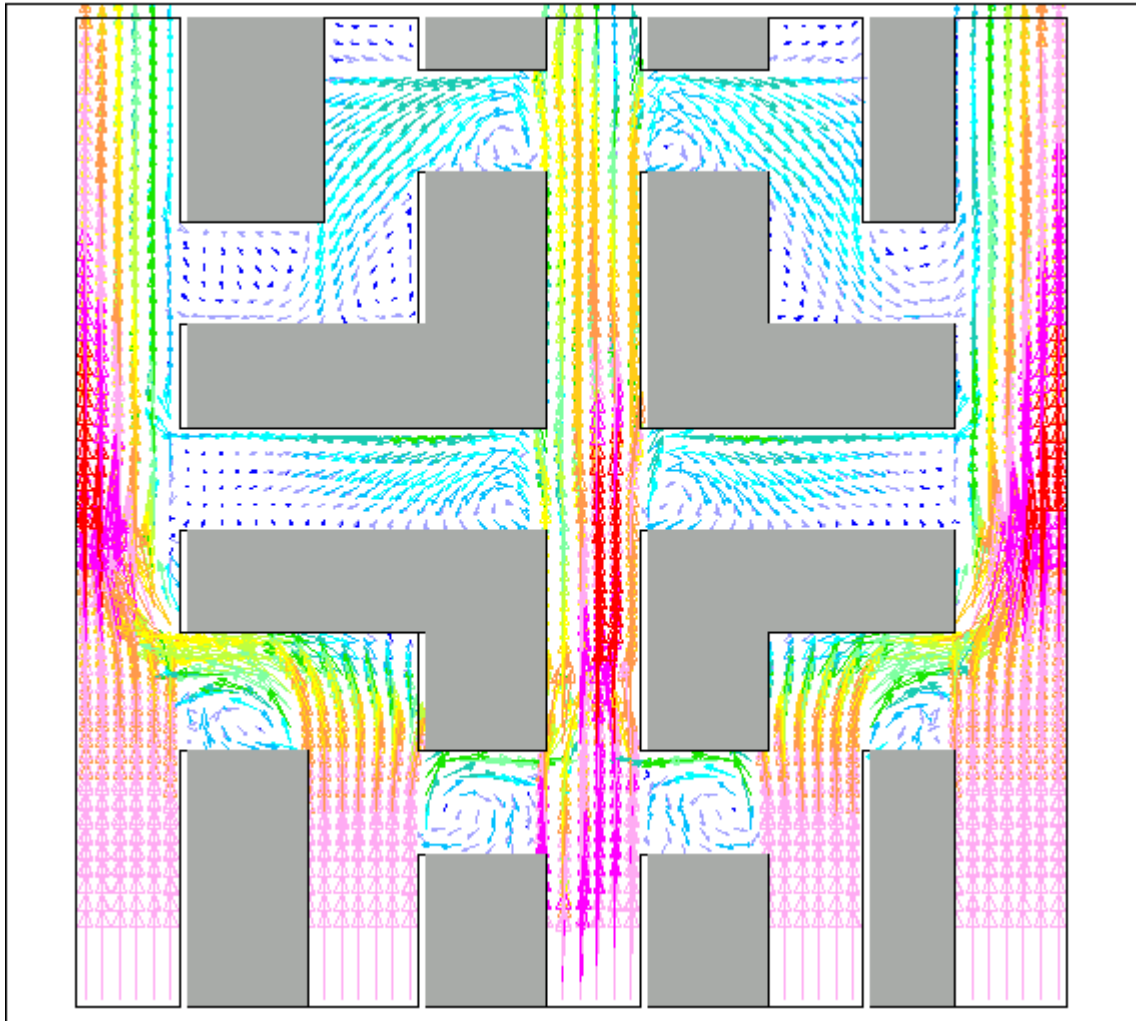
ALARM (Advanced Local And Regional Modelling System, Enger 1990 a,b,c) är ett modellsystem som tar hänsyn till terrängens inverkan på vind- och turbulensfält. I ett område med kullar, berg, dalar, land och vatten har terrängen ett stort inflytande på vind- och turbulensen. För att kunna beräkna denna inverkan av terrängen görs simuleringar med en mycket avancerad numerisk meteorologisk modell för ett stort antal typiska vädersituationer inom det aktuella området. Simuleringarna ger som utdata vindar, temperaturer och turbulensen i ett stort antal punkter inom området samt på ett stort antal höjder över marken. Dessa utdata sparas i en databas och används vid beräkning av spridningen. På detta sätt kan flera tusen olika vädersituationer erhållas och läggas i en meteorologisk databas. Vid beräkning av spridning av en förorening måste man veta vilken av dessa flera tusen situationer som bäst överensstämmer med den aktuella tidpunkten. För detta ändamål används mätningar i området. Modellen jämför de mätta vindarna och temperaturerna med de simulerade vindarna och temperaturerna för de platser mätningarna utförts. Den meteorologiska situationen i databasen som bäst överensstämmer med mätningarna används sedan för beräkningarna. Modellen har anpassats till Trollhättan-Vänersborg regionen.

MATCH-modellen är en Eulersk spridningsmodell, som inkluderar fysikaliska och kemiska processer som styr atmosfärisk transport och spridning, kemisk omvandling samt våt-och torrdeposition (Lagner et. al., 1996). Meteorologiska indata erhålls från system för objektiva meteorologiska analyser eller från väderprognosmodeller. MATCH-fotokemi (Langner et.al., 1998) inkluderar ca 60 olika ämnen inklusive ozonbildning, medan MATCH-Sverige (Persson et. al., 1995) och MATCH-län (Persson et. al., 1996) beskriver de viktigaste svavel- och kvävekomponenterna (10 ämnen, bl.a. olika

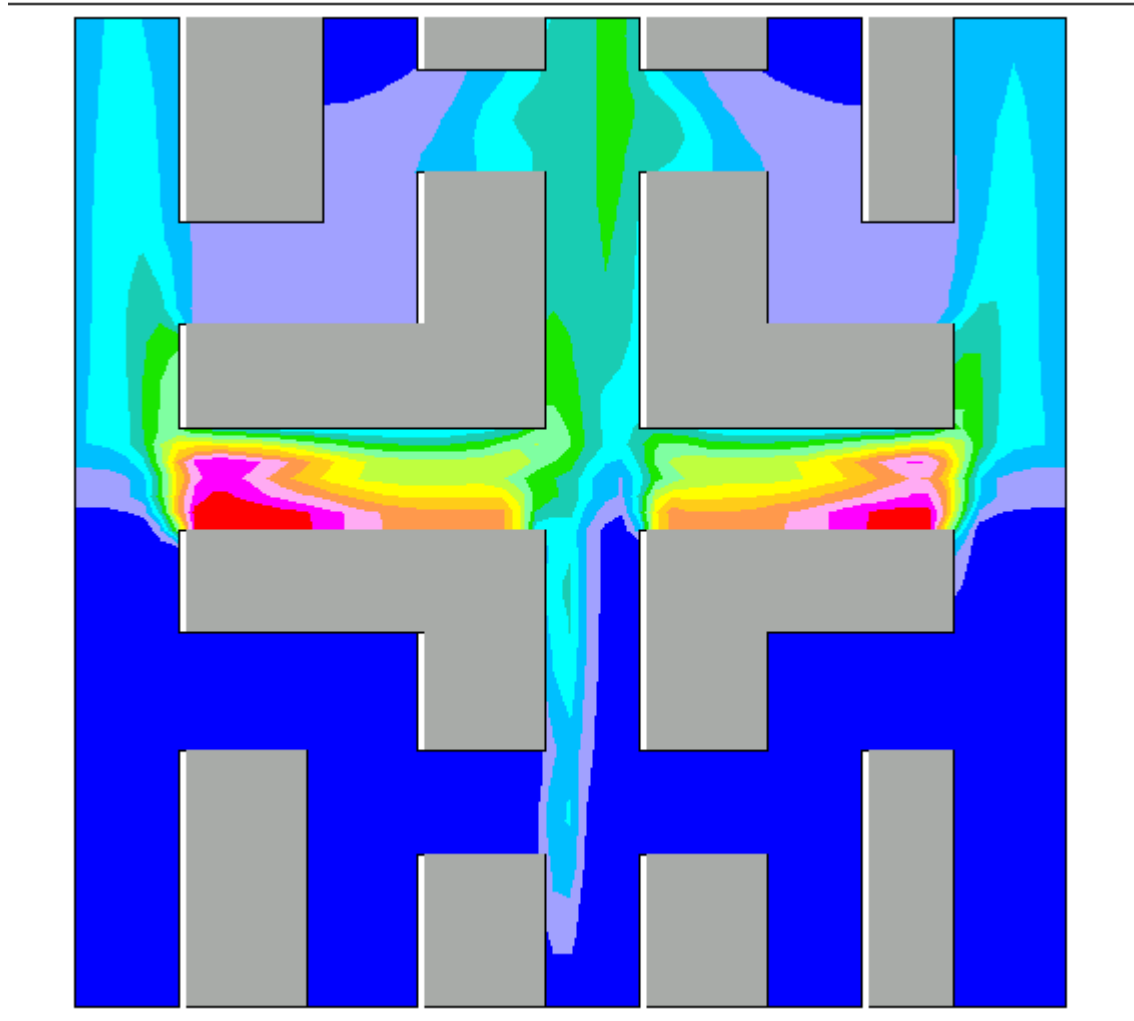
kväveoxider). Den grundläggande transportmodellens teoretiska utformning, finns beskriven av Robertson et. al., 1999. Möjlighet finns att variera den geografiska upplösningen, normalt utnyttjas 44 km för Europa-, 11 km för Sverige- och 5 km för län. Emissionsdata ges som punkt-, linje- eller ytkällor med tidsvariationer för månad, veckodag och timme under dygnet. Möjlighet finns att särskilja den internationella långtransporten av föroreningar från t.ex. Sveriges föroreningsbidrag. Den svenska vägtrafikens bidrag kan även särskiljas från övriga föroreningsbidrag. I modellversionerna MATCH-Sverige och MATCH-län ingår en objektiv analys av observerade atmosfärkemiska variabler över Sverige, som tillsammans med detaljerad meteorologisk information och markanvändningsdata ligger till grund för en relativt noggrann kartläggning av den totala föroreningsbelastningen. MATCH har numera inkorporerats i Airvirossystemet.

8.5 CFD-modeller

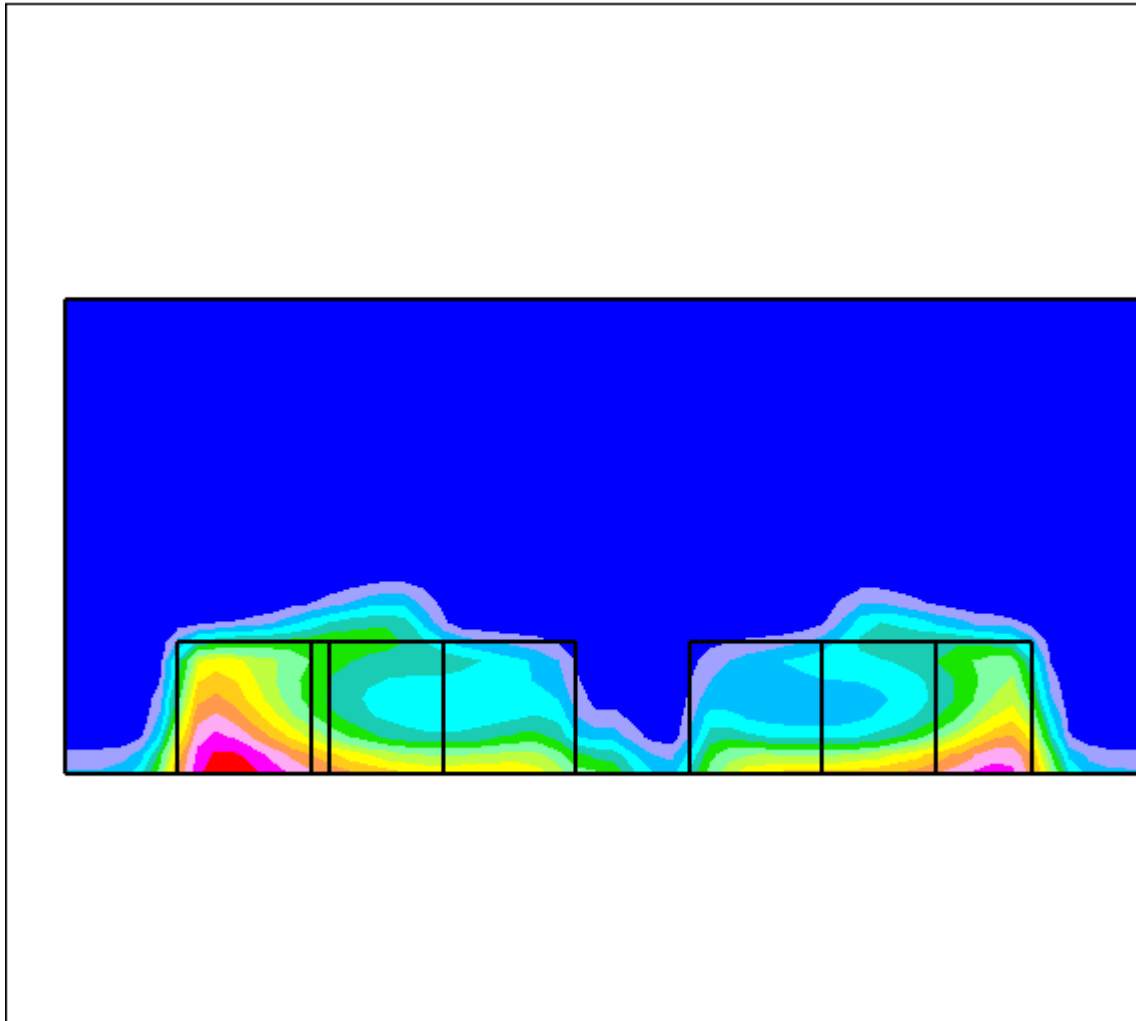
CFD-modeller är till skillnad från modellerna ovan, generella ekvationslösare för strömtekniska problem. De används ofta i ingenjörssammanhang för olika hydromekaniska tillämpningar. Användaren får bygga sina egna förutsättningar för det problem som skall lösas. Passar speciellt bra vid tillämpningar med komplicerad geometri och där spridningen beror på komplicerad aerodynamik (Häggkvist, 1993). Modellerna har också tillämpningar inom luftföroreningsområdet exempelvis för luftföroreningar vid tunnlar, tunnelmynningar, byggnader, kvarter, broar mm. Modellerna är ofta mycket datorkrävande varför simuleringar oftast görs för ett begränsat antal fall. Med hjälp av meteorologiska data bedöms frekvensen av olika sådana situationer. I Figurerna 8.1 – 8.4 visas exempel på tillämpning för vind- och spridningsförhållanden i stadsbebyggelse och gatukorsning (SMHI, 1999). Förhållandena visas vid sydlig vind. Som framgår av figurerna påverkas vind- och spridningsförhållandena starkt av husens och gatornas geometri. De högsta halterna för detta beräkningsexempel (se Figurerna 8.2 och 8.3) inträffar en bit från gatukorsningen där gaturummen blir mer slutna. I Figur 8.4 visas den välkända virvel som är vanlig i slutna gaturum och som medför att halterna blir högre på läsidan av gatan än på vindsidan. Detta fenomen är utgångspunkt för de flesta gaturumsmodeller.



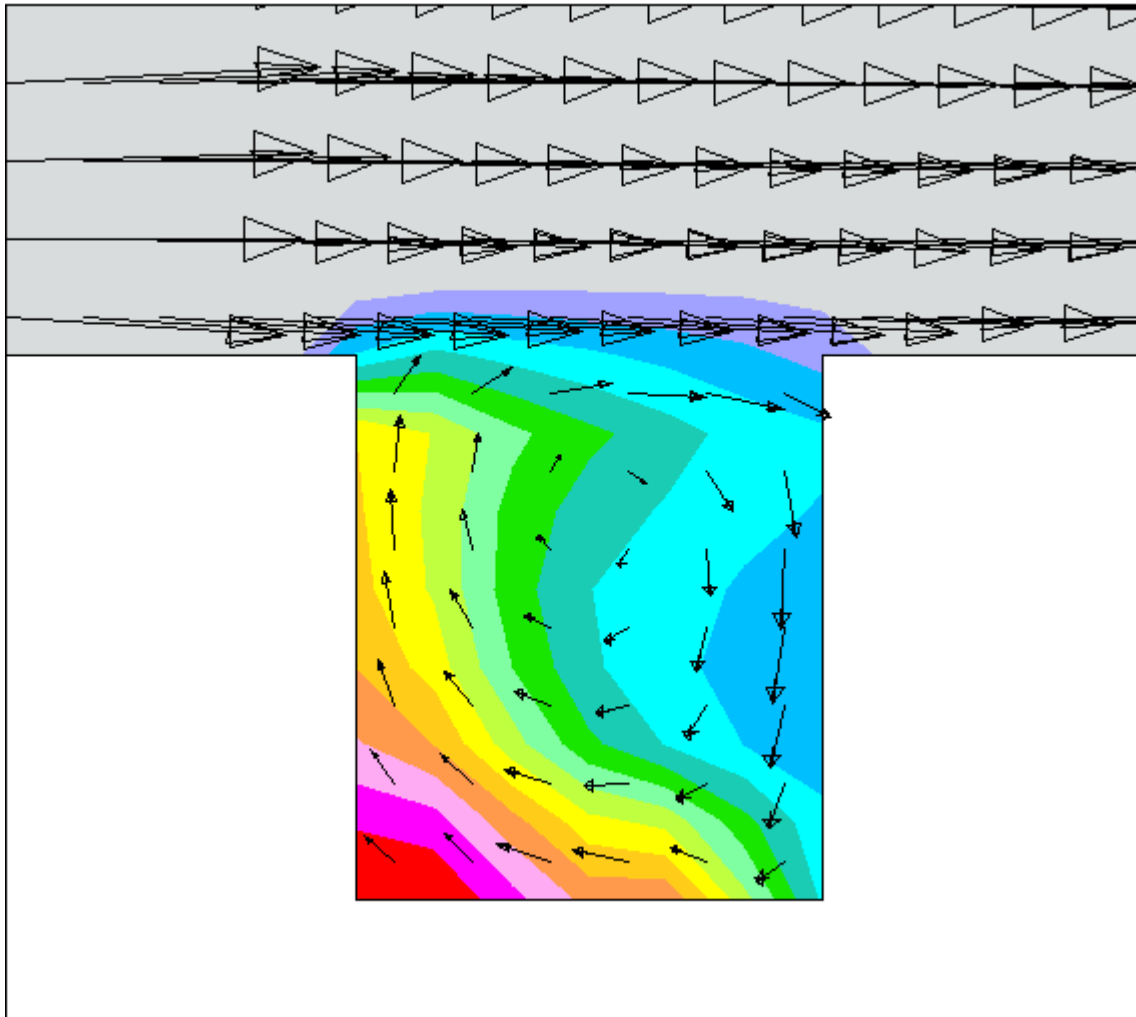
Figur 8.1 Beräknade vindförhållanden i stadsbebyggelse vid gatukorsning för vind från syd. Höjdnivån är 1 meter ovan mark. Vindhastigheten avtar i styrka från rött till blått.



Figur 8.2 Beräknade halter i stadsbebyggelse vid gatukorsning för vind från syd. Höjdnivån är 1 meter ovan mark. Halterna avtar i styrka från rött till blått.



Figur 8.3 Beräknade halter i ett vertikalt tvärsnitt tvärs vinden. Halterna avtar i styrka från rött till blått.



Figur 8.4 Beräknade halter i slutet gaturum (vid det vänstra maxhaltsområdet i figurerna 8.2 och 8.3). Halterna avtar i styrka från rött till blått.

8.6 Aktiviteter för harmonisering och kvalitetssäkring

Det finns idag inga standardiserade metoder för kvalitetssäkring av spridningsmodeller. Likartade modeller kan fortfarande ge mycket olika resultat. Maes et al., 1994 har t ex jämfört sex olika Gaussiska spridningsmodeller för olika skorstensutsläpp och funnit stora variationer i resultaten. Behovet för att ”harmonisera” spridningsmodeller är därför uppenbar. Det finns emellertid vissa risker med detta, nämligen att låsa sig till vissa standardmodeller och därigenom förhindra användandet och utvecklandet av nyare bättre modeller.

Kunskapen om turbulens och spridning har kraftigt utvecklats under de senaste årtiondena, samtidigt som beräkningskapaciteten kraftigt har ökats. Trots det används fortfarande, i många delar av världen för praktiska tillämpningar, modeller baserade på forskningsresultat för över 30-år sedan (Pasquil-Gifford-Turner-klasser med enkla Gaussiska spridningsschema) och enkla nomogrammetoder. Behovet för att harmonisera men också att driva på utvecklingen av en ”ny generations” spridningsmodeller resulterade i att ett europeiskt initiativ togs 1991 för att öka samarbetet och harmoniseringen av atmosfäriska spridningsmodeller (<http://www.harmo.org/>).

Initiativet har främst gällt utsläpp från skorstenar, men är också relevant för spridningsmodeller för trafik.

Ett internationellt arbete för ”Harmonization of preprocessing of meteorological data for dispersion models” (COST 710) har skett inom ramen för COST, 1994-1997. Information om arbetet finns beskriven på följande adress, (http://www.dmu.dk/atmosphericenvironment/cost_710.htm).

Relevant för harmoniseringsarbetet är också det modelldokumentationssystem som tas fram i EEAs (European Environment Agency) regi, (<http://air-climate.eionet.europa.eu/databases/MDS/index.html>).

Inom området för modelleringen av trafikens luftföroreningar pågår en del aktiviteter som kan sägas ha beröring med harmonisering och kvalitetssäkring.

SATURN –projektet (Studying Atmospheric Pollution in Urban Areas) syftar till att öka kunskapen för luftföroreningar i städer för att därigenom finna ut effektiva lösningar. (<http://aix.meng.auth.gr/lhtee/saturn.html>)

TRAPOS är ett EU-finansierat nätverk för forskare av modelleringsmetoder för föroreningar från trafik i gaturum (<http://www.dmu.dk/atmosphericenvironment/Trapos>).

När man diskuterar kvaliteten på en modell bör man särskilja:

1. Kvaliteten på den vetenskapliga delen av modellen.
2. Kvaliteten på implementering av modell i mjukvara.
3. Kvaliteten på servis efter försäljning.

Generellt kan kvaliteten på den vetenskapliga delen av modellen bedömas utifrån (1) hur väl modellen beskriver verkligheten och (2) tillvägagångssättet som använts för validering

av modellen och kontroll av dess kvalitet. För det fodras en väl dokumenterad beskrivning av modellen.

8.7 Indata till modeller

Generellt kan man säga att indata till en modell behövs för att bestämma modellens start- och randvärden. Indata kan dela upp i två grupper nämligen de som beror av tiden, $I_1(x,y,z,t)$, och de som är oberoende av tiden, $I_2(x,y,z)$. Bägge är oftast beroende av läget i rummet (x,y,z) . Exempel på tidsberoende indata är meteorologiska data (vind, temperatur, fukt etc.), emissionsdata och bakgrundshalldata. Exempel på tidsberoende data är topografiska data och fysiografiska/geometriska data. Exempelvis kan en väg beskrivas i en modell som en linje med koordinaterna (x_1,y_1,z_1) och (x_2,y_2,z_2) . Trafiken på vägen är däremot exempel på tidsberoende indata.

Indata kan fås på olika sätt, genom direkta mätningar, från modeller eller från både modeller och mätdata. I meteorologiska sammanhang används ofta mer storskaliga modeller för att ge indata åt småskaligare modeller. Vissa meteorologiska parametrar är också svåra att mäta. En sådan parameter är t.ex. gränsskiktets höjd. Mätdata och modeller behöver därför många gånger kombineras med hjälp av så kallade meteorologiska pre-processorer. För förhållandena nära utsläppskällorna på lokal skala används ofta en tidserie av timvisa meteorologiska data från en mätmast eller en meteorologisk station för att representera "vädret" i området. På större skala och där topografin är viktig räcker det oftast inte med mätningar i en mast/station utan mätningar i flera master/stationer kan behövas. Dessa data kopplas därefter samman med mer eller mindre avancerade modeller/analyssystem för att få fram indata av typ 1 ovan.

I praktiska tillämpningar behöver man ofta förenkla indata. Ett vanligt sätt är att använda data från befintliga stationsnät. Några sådana kommer att beskrivas i de följande avsnitten. Nya frågeställningar introduceras då. Skillnader kan finnas i syfte för mätningarna vid stationerna, jämfört med syfte för de praktiska tillämpningarna. Omräkningar behövs därför ofta göras. Frågan om representativitet är också viktig.

8.7.1 Meteorologiska data

Indatakrav till spridningsmodeller. Meteorologiska data behövs för en någorlunda lång period (några år) om vädrets variationsrikedom ska bli representerad på ett rimligt sätt. I övrigt kan indatakraven se olika ut för olika modeller. Väsentligen kan man urskilja två huvudkategorier, nämligen om indata i form av vanliga meteorologiska observationsserier kan användas, eller om specialmätningar erfordras.

A. Rutinmeteorologiska data (synopdata) kan användas - d v s kontinuerliga mätningar av ett större antal parametrar för prognos- och klimattjänstens behov. Vindriktning och vindhastighet mäts oftast i standardnivån 10 meter över mark. Temperatur och luftfuktighet mäts på 1,5 - 2 meters höjd. Kompletterande information kan även hämtas från radiosonderingar, som görs på ett fåtal platser i landet.

De stora fördelarna är såväl kostnads- som tidsmässiga, eftersom ingen särskild mätkampanj behöver göras inför spridningsberäkningen. Fleråriga data finns att hämta direkt, och kostar inte mycket. En nackdel är att man inte själv kan välja mätplats –

man får istället välja ut en någorlunda närbelägen observationsplats som inte har alltför lokalt påverkade vindförhållanden, samt införa de justeringar som modellen kan medge.

B. Specialmätningar med meteorologisk mast krävs. Vindens riktning och styrka mäts på en eller flera nivåer. Temperaturen mäts vanligen på minst två nivåer. Ibland kan direkta turbulensmätningar förekomma.

En mast som är hög nog att mäta upp i plymnivå är fördelaktig genom den direktinformation som kan erhållas från de aktuella luftlagren. Fördelen minskar eller bortfaller om data hämtas från mast på annan plats än vad spridningsberäkningen avser. Vanligtvis måste mastehöjden av kostnadsskäl begränsas, kanske till 10 å 20 meter, och då blir man ändå - på snarlikt sätt som i A-fallet - i behov av extrapolation i höjddled.

Olika källor för rutinmeteorologiska data. Den traditionella typen av meteorologiska observationer, utförda vid manuella stationer, har under 1990-talets lopp till stor del ersatts av automatstationer. Dessa punktvisa mätningar med välutrustade stationer som mäter var tredje timme eller oftare – där flertalet alltså numera är automatiska – utgör ryggraden i väder-observationssystemet. De enkla stationstyper (klimatstationer) som endast gör temperatur- och nederbördsobservationer tas däremot ej upp här, eftersom vindobservationer saknas.

För i första hand prognostjänstens behov har dataflödet från yttäckande system, främst radar och satelliter, fått en successivt allt större betydelse. Med utvecklade analysmetoder har alltmer förfinad information kunnat hämtas via dessa observationssystem.

I Sverige är det SMHI som ansvarar för att samla in, bearbeta och lagra meteorologiska mätdata. Av dessa mätningar drivs de flesta i SMHIs egen regi, men data insamlas även från stationer som drivs av Vägverket, Luftfartsverket och Försvarmakten. Därutöver förekommer mätningar organiserade i liten skala - ofta på en enda plats - av kommunala verksamheter, somliga industriföretag m m.

Huvudtyperna av rutinmässiga observationssystem som står till buds för spridningsmodellindata kan nu sammanfattas till följande slag av (punktvisa) mätningar, som finns hos SMHI:

- Manuella synopstationer. Ett knappt fyrtiotal är fortfarande i drift, och för nedlagda stationer finns naturligtvis äldre data sparade. Ett försteg hos de manuella stationerna är att de utför kompletta molnobservationer; däremot är många av dem ej utrustade med vindmätare, utan vinden uppskattas subjektivt. Endast de med vindmätare kan rekommenderas för spridningsberäkningar.
- Fullt utrustade automatstationer. Dessa är i de flesta avseenden jämbördiga med de manuella, men har fortfarande svagheter vad gäller främst molninformation. Alla är däremot utrustade med vindmätare. Förutom SMHIs egna finns även 25 av Vägverkets stationer som sparas för klimatologisk bearbetning.
- Enklare automatstationer. Endast ett fåtal parametrar; vindmätning ingår, men ej moln-uppgifter. Kan användas för enklare beräkningar av typ gaturumsmodell.
- Aerologiska mätningar (radiosondmätningar). Används endast för att komplettera markbaserade observationer.

Tabell 8.3 visar vilka mätvariabler som kan erhållas från de olika typerna av observations-system. Figur 8.5 visar var i landet mätstationer av olika slag är belägna.

Beställning av data görs via SMHI, telefon 011-495 8000.

Tabell 8.3 Översikt över väderparametrar som mäts med de olika huvudtyperna av (punktvisa) meteorologiska mätsystem, som mäter var tredje timme eller oftare. En del manuella stationer gör uppehåll under natten. Avvikelser från tabelluppgifterna kan förekomma.

Parametrar m m	Manuella synop	Aut.stationer välutrustade	Aut.stationer enkla	Aerologiska
Antal stn: er i Sverige	11	138	39	4 ⁷⁾
Obsar/dygn	8	24	24	1-2
Vindriktning	Ja	Ja	Ja	Ja
Vindhastighet	Ja ¹⁾	Ja ²⁾	Ja ²⁾	Ja
Temperatur	Ja	Ja	Ja	Ja
Rel. Fuktighet	Ja	Ja	Ja	Ja
Total molnmängd	Ja	Nej	Nej	Nej
Mängd låga/medel- höga moln	Ja	Vissa ³⁾	Nej	Nej
Molnslag	Ja	Nej	Nej	Nej
Rådande väder	Ja	Vissa ⁴⁾	Nej	Nej
Nederbörd	Ja	Vissa ⁵⁾	Nej	Nej
Markytans tillstånd (fuktighet etc.)	Ja	Nej	Nej	Nej
Luftryck	Ja	Vissa ⁶⁾	Nej	Ja
Speciella egenskaper				Mäter i höjdsikt ca 50 m– 25 km

1) Några stationer har vindmätare, andra uppskattar vindhastighet manuellt.

2) Samtliga har vindmätare.

3) F n upp till ca 3800 m höjd, kommer att öka vid förnyelse av utrustning.

4) Begränsad information jämfört med manuella observationer.

5) Data är av lägre kvalitet än manuella nederbördsobservationer.

6) Ca 50 av stationerna mäter luftryck.

7) Dessa är: Luleå, Sundsvall, Landvetter, Visby.



Figur 8.5 Karta över svenska meteorologiska stationer som observerar var 3:e timme eller oftare.

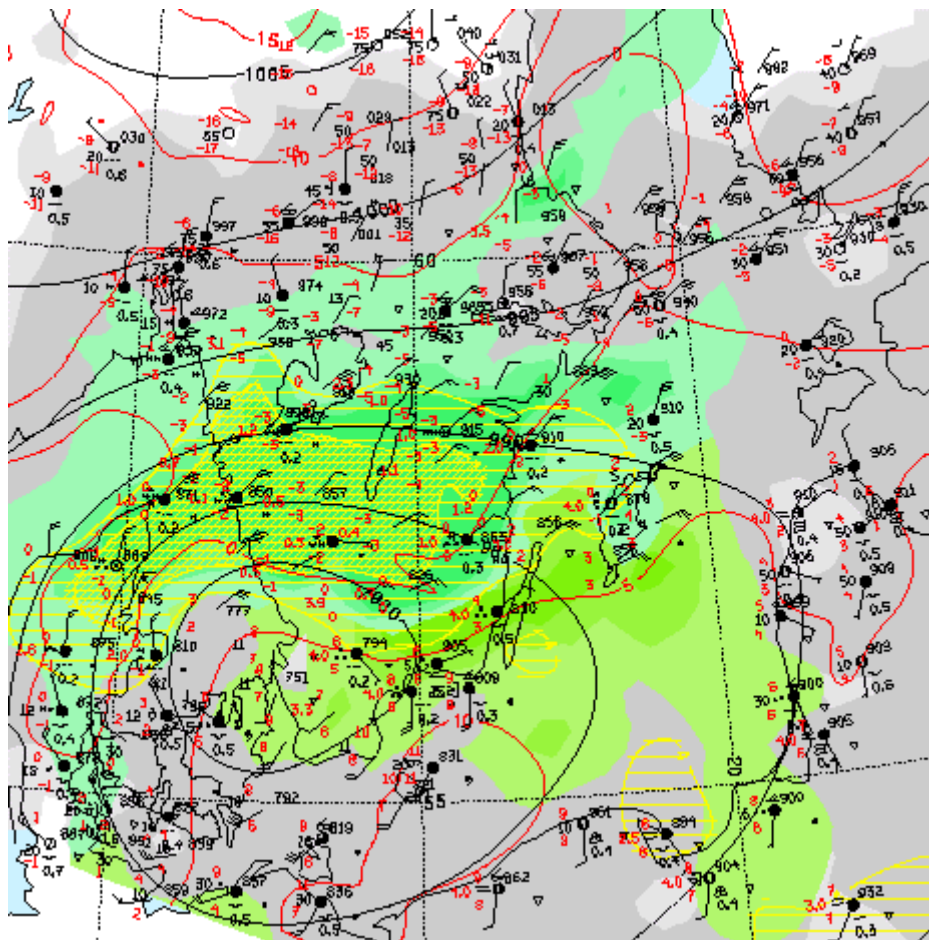
I ett stort antal kommuner i Sverige (enskilda eller organiserade i luftvårdsförbund) används AQM-system, med tillhörande automatiska mätstationer för både luftföroreningar och meteorologiska parametrar. Som exempel kan nämnas det system som används av Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, där det ingår både specialmätningar i meteorologiska master och mätningar på en nivå (se <http://www.slb.mf.stockholm.se/lvf>). Dessa data lagras i en databas som direkt kan utnyttjas för beräkningar av halter med spridningsmodeller. Meteorologiska data är fritt tillgängliga via internet.

Yttäckande data.. Numera finns även yttäckande typer av data - satellit- och radardata. SMHIs mesoskaliga analysystem (MESAN) kan härvid utnyttjas.

MESAN gör en syntes av olika slags mätningar - både sådana som utförs i en punkt och sådana av yttäckande slag - och interpolerar parametervärden till punkter i ett gridnät. MESAN har utvecklats för att svara upp mot högt ställda krav på indata till en högupplöst väderprognosmodell med 11 respektive 22 km gridavstånd i olika versioner. Interpolationen görs ”intelligent” med hänsyn till markytans beskaffenhet m m.

En fördel i att kunna använda MESAN-data till spridningsberäkningar är att data kan erhållas i områden där de traditionella punktvisa mätsystemen är glesa, eller är så placerade att oönskade lokala effekter kraftigt påverkar mätningarna. En komplikation är att data primärt lagras för prognostjänstens behov, i fält d v s kartans alla gridpunkter lagras tillsammans för varje tidpunkt. Att extrahera längre tidsserier i en punkt blir då ganska omständligt.

Fr.o.m. hösten 1999 omlagras emellertid data även till tidsserier för landets större tätorter (ca 150 st). Lagringen är planerad att omfatta tiden från 1997-01-01 och framåt. Figur 8.6 ger exempel på en grafiskt presenterad MESAN-analys vid en enskild tidpunkt.



Figur 8.6 Exempel på MESAN-analys, presenterad som en traditionell analyskarta.

8.7.2 Bakgrundshaltdata

”Bakgrundshalt” är ett relativt begrepp som beror på vad som skall beskrivas. För exempelvis modellering av halter i gaturum är halterna ovan tak bakgrund, men för modellering av halter i en stad kan halterna ovan tak vara det som den modellen syftar till att beskriva. Bakgrundshalterna är då halterna utanför staden. Resonemanget kan fortsätta till allt större geografiska skalor.

Ibland är bakgrundshalterna avsevärt lägre än de halter som skall beskrivas/modelleras. Då kan förenklingar vara motiverat. Är däremot bakgrundshalterna betydande behövs de beskrivas mer detaljerat genom att t.ex. använda en längre tidserie av mät- eller modelldata.

Föroreningsmätningar görs regelbundet på många olika platser i landet. Mätningar inom Urbanmätnätet (<http://www.ivl.se/miljo/projekt/urban/>) har pågått sedan 1986, som ett samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet och en rad av landets kommuner (Persson, K. m.fl. 2007). Varje år har 30-40 kommuner deltagit sedan dess. Sedan start har dygnsvisa mätningar utförts för kvävedioxid (NO₂), svaveldioxid (SO₂) och sot. I början av 1990-talet startade mätningar av lättflyktiga kolväten (VOC), bland annat bensen och sedan år 2000 har kommunerna erbjudits att mäta partiklar i form av PM₁₀, PM_{2.5} och PM₁ med IVL:s partikelprovtagare samt analys av PAH och metaller. Syfte är bland annat att kartlägga luftkvaliteten i tätorter för att möjliggöra jämförelse av uppmätta halter med gränsvärden och miljökvalitetsnormer. Mätningarna sker antingen i en tätorts så kallade urbana bakgrund, för att spegla den generella luftföroreningsbelastningen, alternativt i ett gaturum.

I ett flertal kommuner används AQM system, med tillhörande automatiska mätstationer för både luftföroreningar och meteorologiska data. Som exempel kan nämnas det system som används av Stockholm och Uppsala läns luftvårdsförbund. Data lagras i en databas och finns tillgängliga via internet (se <http://www.slb.mf.stockholm.se/lvf>).

Kontinuerlig övervakning av bl.a. O₃, SO₂ och NO₂ sker inom ramen för EMEP (<http://www.ivl.se/miljo/projekt/emep/>) för några bakgrundsstationer i Sverige.

Med hjälp av MATCH-modellen görs årliga utvärderingar av föroreningsförhållandena över Sverige (<http://www.smhi.se/cmp/jsp/polopoly.jsp?d=5640&l=sv>). Beräkningar görs med en geografisk upplösning om 20*20 km för främst svavel och kväveföroreningar.

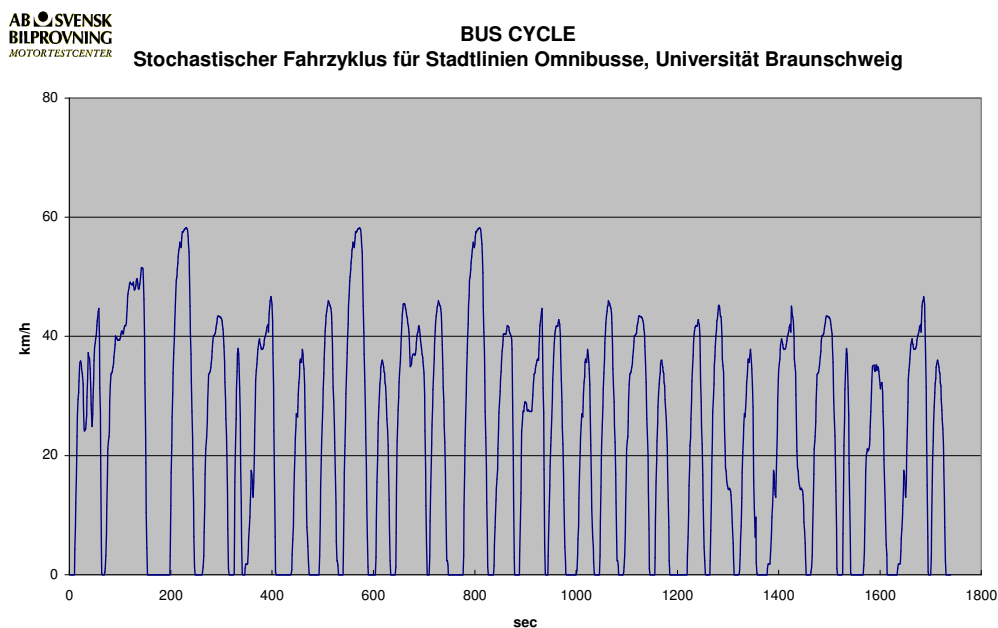
8.7.3 Emissionsdata

Spridningsmodeller fodrar ofta detaljerade emissionsdata. Luftkvalitetsmodeller syftar till att beräkna luftkvalitetsmått av olika slag t.ex. 98-percentiler och medelhalter. Emissionsdata behövs därför ofta för såväl extrema förhållanden som medelförhållanden. Ibland finns emissionsmodeller inkluderade i spridningsmodeller, ibland kopplas modeller samman med emissionsdatabaser som tillhandahåller en del funktioner som gör det lättare för användaren att definiera emissionsobjekt och tidsvariationer. Med hjälp av emissionsmodeller kan emissionsfaktorer beräknas för många olika situationer. För en mer utförlig beskrivning hänvisas till kapitel 6.2.

Ett vanligt sätt att behandla emissionsdata i spridningsmodeller är att för varje gata/vägstycke dela upp trafiken i ett antal fordonskategorier och tilldelas trafikmängder och emissionsfaktorer för varje kategori. Till varje fordonskategori tilldelas mer eller mindre valfria tidsfunktioner som beskriver trafikens variation under exempelvis vardagar, helgdagar, månader. Emissionerna beräknas därefter i en tidserie under en längre tidsperiod. För att överensstämma med luftkvalitetsmått är perioden minst ett halvår men oftast flera år.

Emissionsfaktor är ett begrepp som inte är helt klart definierat. I vissa fall kan det avse detaljerade data för olika driftsfall som tomgångskörning, olika accelerationer, retardationer och konstantkörning vid olika hastigheter eller varvtal för olika fordon respektive motorer till fordon. I andra fall kan det gälla mätdata framtagna för standardiserade körcykelförlopp. I vissa fall kan det röra sig om översiktliga data eller beräknade medelutsläpp av vissa föroreningar från olika grupper av fordon på marknaden. Emissionsfaktorer behöver därför väljas utifrån den tillämpning som skall modelleras. Generellt kan sägas att ju mer småskaliga simuleringar som görs desto mer detaljerade emissionsdata behövs. Vid beräkningar med storskaliga regionala modeller specificeras emissionerna i rutor med relativt grov upplösning.

Problemställningen kan belysas på följande sätt. I figuren nedan visas det standardiserade körcykelförlopp som går under beteckningen "busscykeln". Det är en transientcykel som är avsedd att spegla körning av bussar i tätortstrafik (Egebäck m.fl., 1997). Dessa data är dock inte direkt tillämpbara för faktiska trafikmiljöer eftersom t.ex. accelerationer och retardationer är knutna till hållplatsernas faktiska lägen. Om syftet är att modellera haltförhållandena vid bussterminal eller busshållplats behövs därför mer detaljerade emissionsfaktorer som beskriver accelerationer, retardationer, konstantkörning och tomgaskörning för de hållplatser som avses att modelleras (Omstedt och Kindell, 1998).



Figur 8.7 Exempel på körcykel för bussar innehållande accelerationer och retardationer under 30 minuter.

Ett problem med flera emissionsmodeller är att de inte är verifierade. Detta diskuteras också i avsnitt 6.2.6. Det är därför svårt att veta hur väl de beskriver emissioner i faktiska trafikmiljöer. Behovet att utveckla utvärderingsmetoder för emissionsmodeller är därför stort.

Kombinationen av haltmätningar, meteorologiska data och spridningsmodell möjliggör att emissionsmodeller kan verifieras. Metoder har också utvecklats där man med hjälp av spridningsmodeller och haltmätningar direkt beräknar emissioner (Palmgren and Berkowicz, 1997).

8.8 Praktiska råd

Det är inte självklart när och hur spridningsmodeller skall användas. Modeller ger möjlighet till att belysa många olika frågeställningar på mer eller mindre detaljerat sätt. Ofta är frågeställningarna komplicerade, relaterade till gränsvärden för luftkvalitet som t ex 98-percentiler. Kraven på modeller och indata är därför stora. En betydande osäkerhet kan därför finnas. Mätdata är ofta viktiga komplement till modelldata.

Vilken modell skall jag använda?

Vägledande för val av modell bör vara:

- syftet med undersökningen
- modellens fysikaliska/kemiska relevans för undersökningen

Även de enklaste modeller kan vara användbara för vissa tillämpningar, men mer avancerade modeller fodras för mer detaljerade studier. Enkla modeller schabloniserar ofta indata och förenklar fysiken. De blir därför osäkra. För mer detaljerade studier behövs mer detaljerad indata för emissioner, trafikmiljö, meteorologi, bakgrundshalt och terrängen, samt mer detaljerade modeller.

När behöver jag använda spridningsmodeller?

Generellt kan man säga att ju större miljöpåverkan en verksamhet kan komma att medföra, desto mer detaljerade bör beräkningarna vara. Överslagsberäkningar med enkla metoder kan vara användbara som en första vägledning. Bedöms halterna som låga räcker den första grova bedömningen. Ligger halterna däremot nära gränsvärdet eller miljökvalitetsnormen så bör avancerade spridningsberäkningar med för platsen aktuell meteorologi användas. För en befintlig väg så krävs då dessutom mätningar. Med hjälp av beräkningsmetoder kan man belysa en framtida situation med andra trafikflöden och andra fordonsegenskaper.

I avsnittet nedan, ”8.9. Nomogram-metoden”, redovisas en metod som kan användas som en första grov bedömning av luftkvaliteten m.a.p. kvävedioxid och PM₁₀.

Hur kan man bedöma om en modell kan användas för en viss frågeställning?

Genom att besvara frågorna: Vilken fysikalisk relevans har modellen för den fråga som skall studeras? Har modellen testats mot mätdata och i såfall hur är överensstämmelsen mellan uppmätt och beräknade halter? Vilken noggrannhet behöver jag?

Hur kan man bedöma kvaliteten på en modell?

Svar: Kan bedömas utifrån hur väl modellen är dokumenterad, tillvägagångssättet vid testning av modellen och test resultat.

8.9. Nomogram-metoden

Nomogrammetoden 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 att beskrivas nedan i mer detalj.

1. Uppskatta lokala haltbidrag

Först behövs trafikdata och emissionsfaktorer bestämmas. Trafikdata tar användaren skälvt fram för det aktuella beräkningsfallet. Framräknade *avgasrelaterade* emissionsfaktorer finns nedan, samt för 2005 mer detaljerade i avsnitt 6.1.10.

I tabellerna 8.4 och 8.5 presenteras emissionsfaktorer för NO_x och partiklar för olika år. Dessa bygger på samma underlag som länken ovan, men är förenklade vad det gäller fordonssammansättning.

Tabell 8.4 Emissionsfaktorer för NO_x olika år. (enhet: g/fkm)

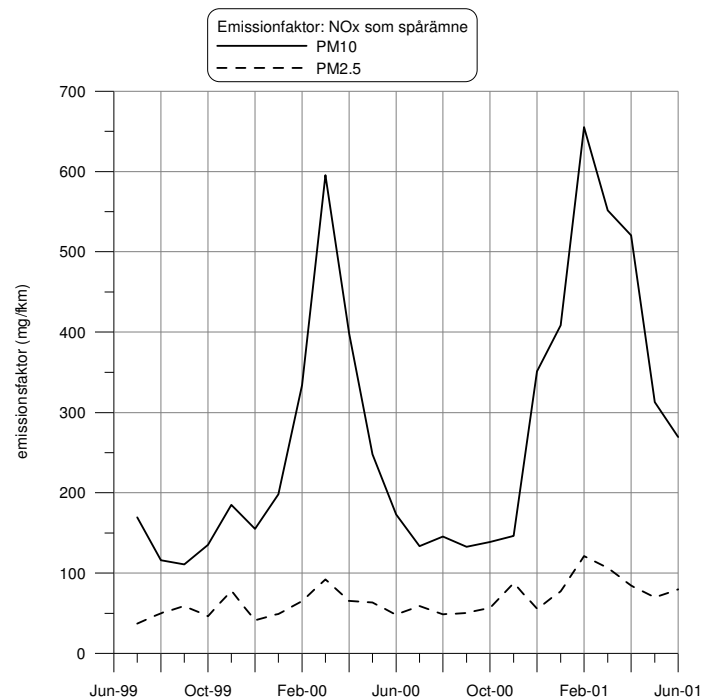
	Tätort			Landsväg		
	2002	2005	2010	2002	2005	2010
<i>Lätta fordon</i>	0,68	0,53	0,35	0,57	0,39	0,22
<i>Tunga fordon</i>	10,57	8,32	6,16	8,04	6,04	4,54
<i>Genomsnitt</i>	1,24	0,98	0,70	1,40	0,99	0,65

Tabell 8.5 Emissionsfaktorer för partiklar, olika år (enhet: mg/fkm)

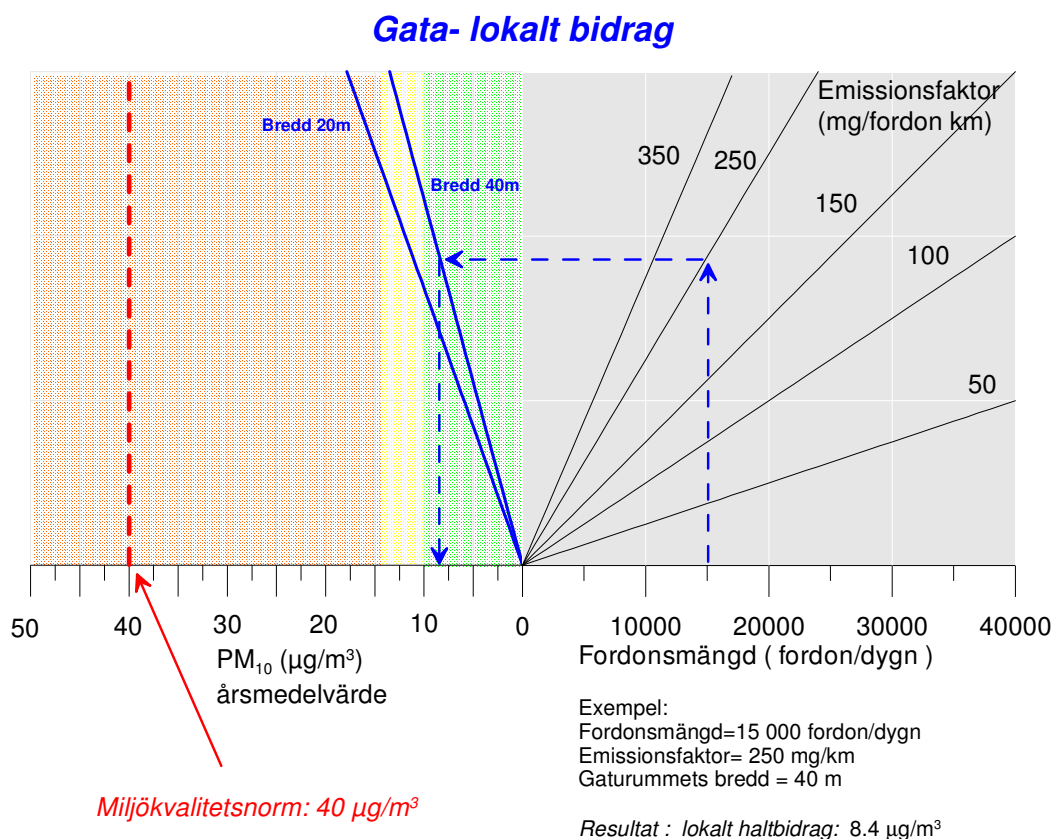
	Tätort			Landsväg		
	2002	2005	2010	2002	2005	2010
Lätta fordon (avgas)	35	28	21	18	15	11
Tunga fordon (avgas)	173	125	76	165	116	71
Tillägg resuspension	209	209	209	209	209	209
Genomsnitt (inkl resuspension)	252	243	233	243	234	226

För **uppvirvlade partiklar** finns inte så mycket information. Typiska variationer ges av analyserade förhållanden på Hornsgatan i Stockholm, som visas i figur 8.8. 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 avgasrelaterade som uppvirvlade partiklar. För att bara få uppvirvlingsdelen behövs den avgasrelaterade delen tas bort. För Hornsgatan uppskattas denna del till 41 mg/fkm.

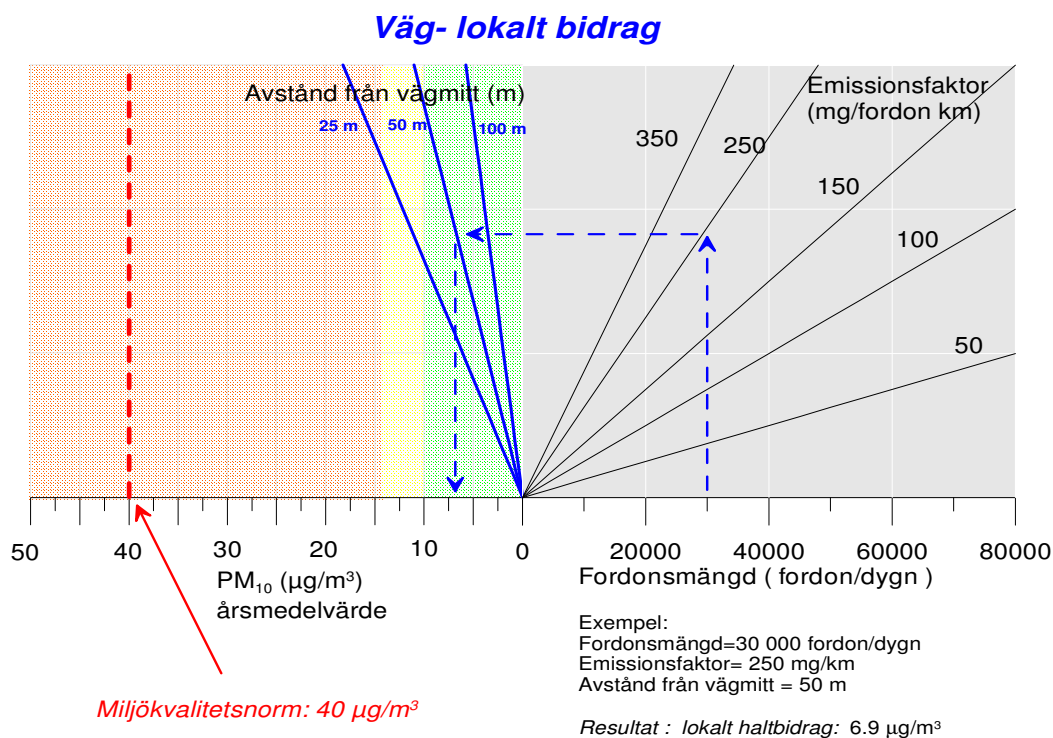
Uppvirvlingsdelen uppskattas därför till ca 233 mg/f km för hela perioden och till ca 209 mg/f km för år 2000. Denna emissionsfaktor används för både landsväg och tätort samt för samtliga år i tabell 8.5 ovan. Detta liksom att använda samma emissionsfaktor för hela landet är en kraftig förenkling. Forskning pågår för att ta fram bättre emissionsfaktorer för uppvirvling.

**Figur 8.8** Beräknade emissionsfaktorer för PM₁₀ och PM_{2.5} halter (mg/fkm) vid Hornsgatan för mätperioden 1999-08 till 2001-06.

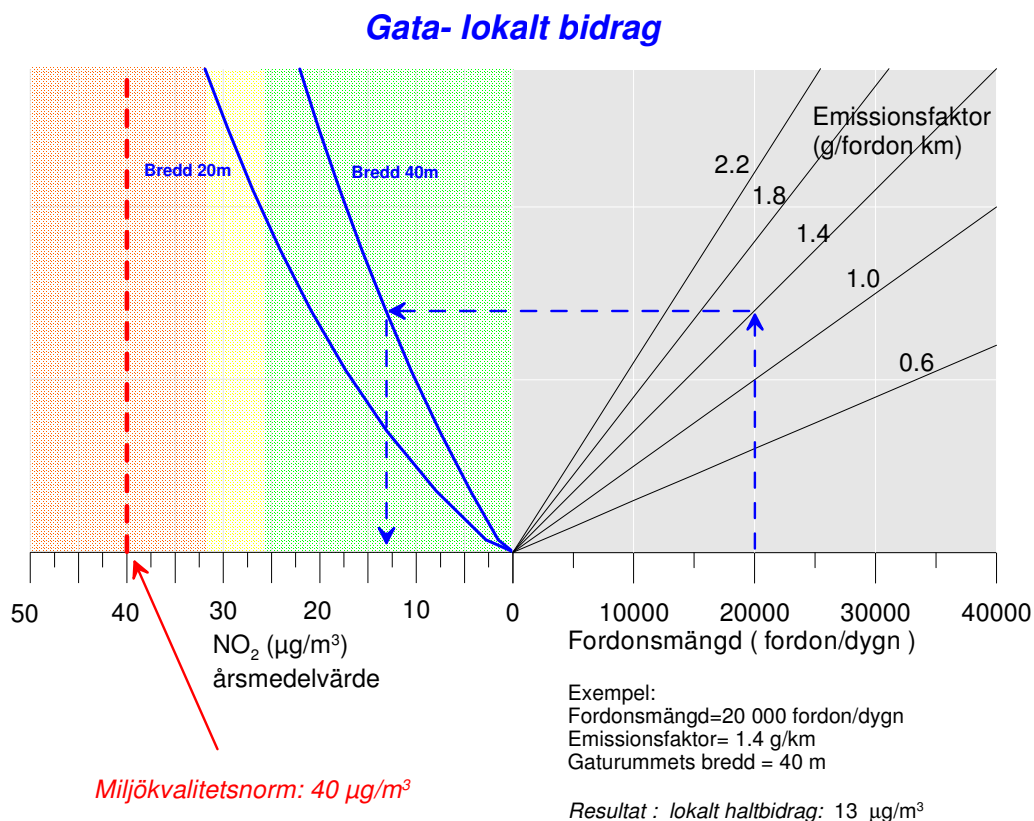
Efter att trafikmängd och emissionsfaktor bestämts beräknas det lokala haltbidraget med hjälp av nomogram. I figurerna 8.8 och 8.9 visas nomogrammen för PM₁₀ halter och i figurerna 8.10 och 8.11 nomogrammen för NO₂ halter.



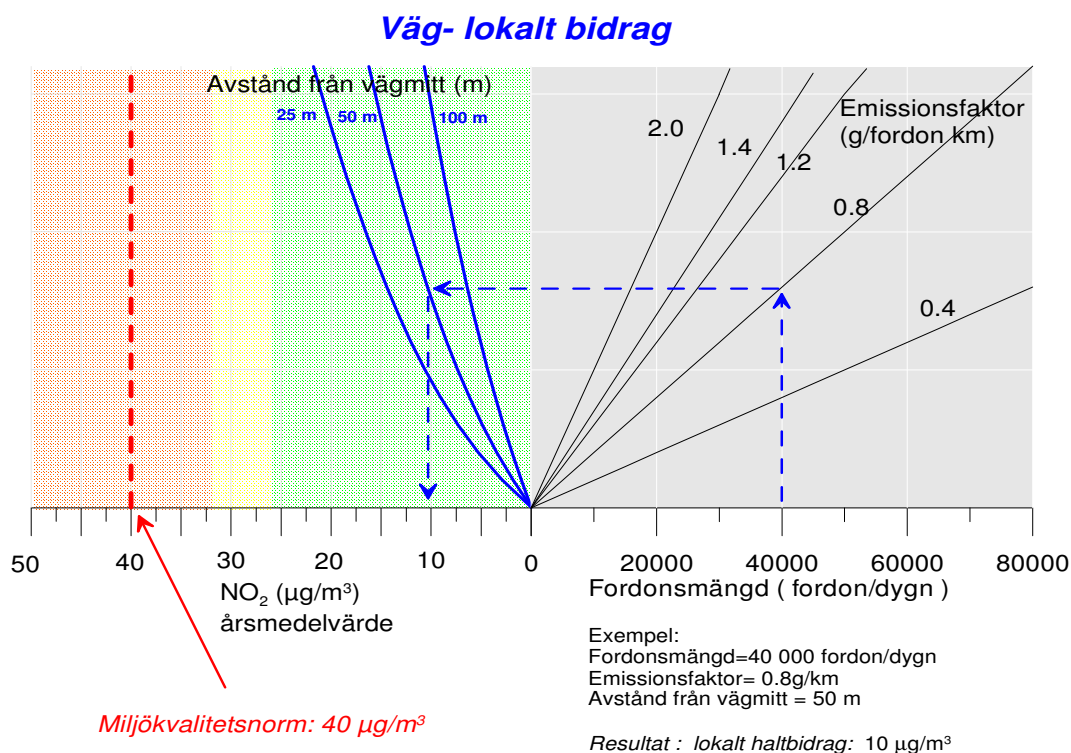
Figur 8.9 Nomogram för beräkning av lokala bidrag från gaturum till årsmedelhalter av PM₁₀ (µg/m³).



Figur 8.10 Nomogram för beräkning av lokala bidrag från öppen väg till årsmedelhalter av PM₁₀ (µg/m³).



Figur 8.11 Nomogram för beräkning av lokala bidrag från gaturum till årsmedelhalter av NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).



Figur 8.12 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 ha uppskattats i enlighet med tabell 8.6.

Tabell 8.6 Uppskattade bakgrundsbidrag för PM₁₀ (µg 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. IVL Svenska Miljöinstitutet är på uppdrag av Naturvårdsverket datavärd för resultat från miljöövervakningen inom luftkvalitet i urban miljö. Data kommer från kommunernas egna mätningar och via IVLs URBAN mätningar. Databasen kan nås genom länken, (<http://www.ivl.se/miljo/projekt/dvst/>).

En grov uppskattning av urbana bakgrundshalter, som funktion av storlek på tätort kan erhållas via tabell 8.7.

Tabell 8.7 Uppskattade urbana halter av NO₂ (µg m⁻³) som funktion av storlek på tätort för år 2000.

	<i>NO₂ (µg m⁻³), årsmedelhalt</i>
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:

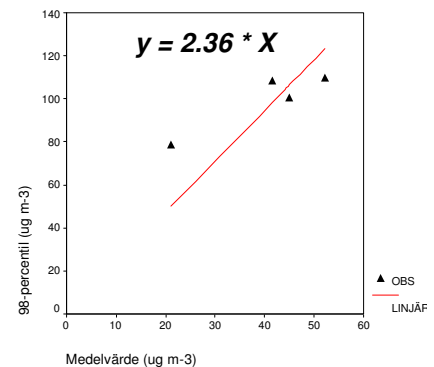
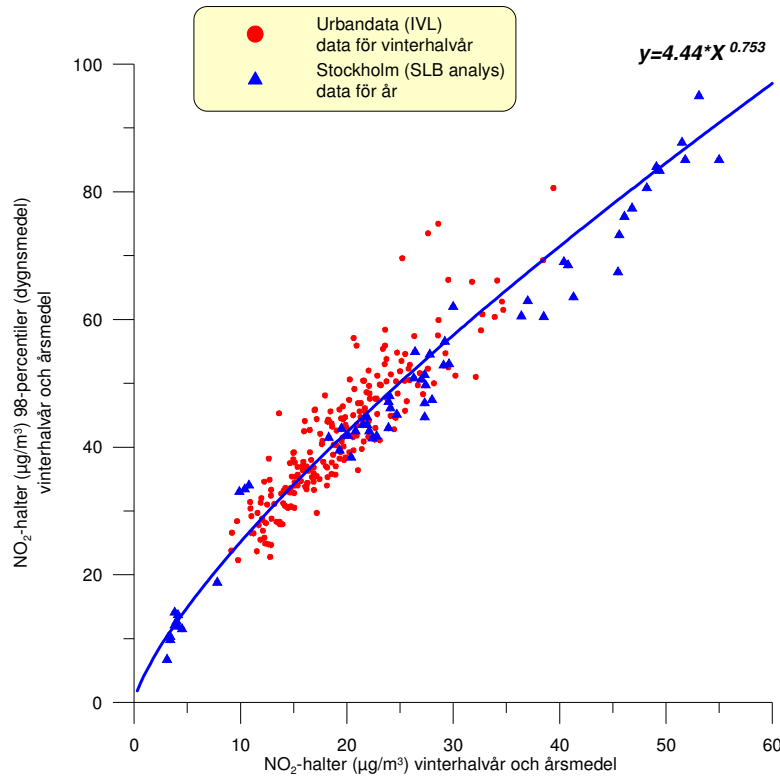
<http://www.smhi.se/cmp/jsp/polopoly.jsp?d=5640&l=sv>

Tabell 8.8 Uppskattade halter av NO₂ (µg m⁻³) på landsbygd år 1998.

Skåne	10
Övriga Götaland och Svealand	7
Norrland	4

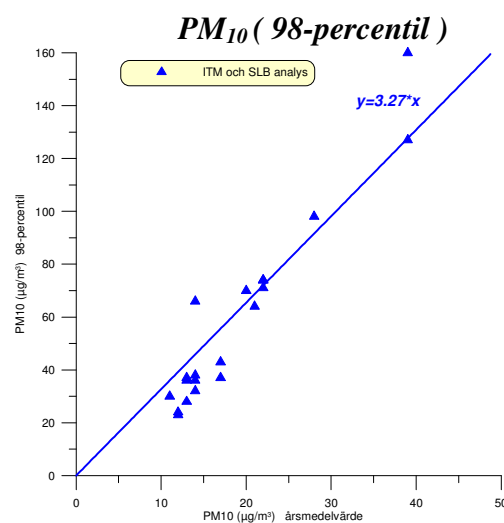
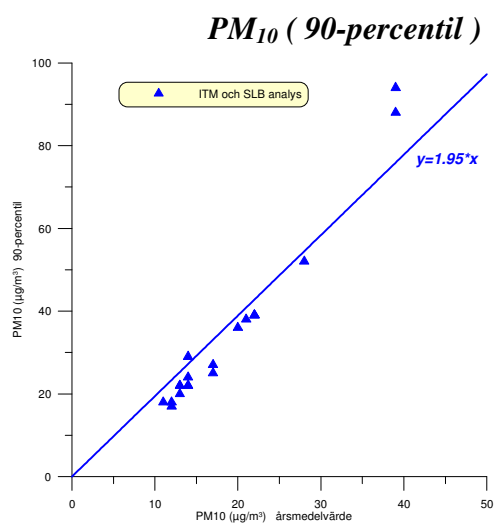
3. Uppskatta extremvärden (percentiler)

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 8.12 och 8.13 användas.



Figur 8.13a 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 2.1 har använts. Blå markering anger årsvärden av 98-percentiler och medelvärden för olika platser i Stockholm (SLB-analys).

Figur 8.13b 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).



Figur 8.14 Samband mellan percentiler och medelvärden för dygnsvärden av PM₁₀ uppmätta under Kartläggningsprojektet år 1999/2000 (ITM) och i Stockholm 1999/2001 (SLB-analys).

Beräkningsexempel

8.9.1 Exempel 1: Halten kvävedioxid, Gata

Exempel 1 avser ett gaturum i Norrköping år 2002 med 10 000 fordon/ årsmedeldygn, en tungtrafikandel på 7 procent och med en gatubredd på ca 40 m.

Uppskatta emissionsfaktorn för NO_x

Se Tabell 8.4: Med hänsyn till fordonssammansättningen uppskattas emissionsfaktorn från kolumnen "Tätort 2002" till $1.4 \text{ g/fkm} (0,68 * (1-0,07) + 10,57 * 0,07)$.

Uppskatta det lokala haltbidraget

Med hjälp av nomogrammet i Fig. 8.8 uppskattas det lokala årsmedelvärdet till ca $7.5 \mu\text{g m}^{-3}$.

Uppskatta bakgrundsbidraget

Se Tabell 8.7: 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 **$22.5 \mu\text{g m}^{-3}$** . Uppskattad årsmedelhalt ligger därmed under den nedre utvärderingströskeln ($26 \mu\text{g m}^{-3}$).

Uppskatta percentiler

Se figur 8.12:

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

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

Uppskattad 98-percentil(timvärden): ca $53 \mu\text{g m}^{-3}$

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.

8.9.2 Exempel 2: Halten PM_{10} , Gata

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

Uppskatta emissionsfaktorn för PM_{10}

Se tabell 8.5: Med hänsyn till fordonssammansättningen uppskattas emissionsfaktorn från kolumnen "Tätort 2002" till ca 250 mg/fkm
($35 * (1 - 0,07) + 173 * 0,07 + 209 \approx 250$).

Uppskatta det lokala haltbidraget

Med hjälp av figur 8.8 uppskattas det lokala årsmedelvärdet till ca $6 \mu\text{g m}^{-3}$.

Uppskatta bakgrundsbidraget

Se tabell 8.6: 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 8.13:

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.

8.9.3 Exempel 3: Halten kvävedioxid, Väg

Exempel 3 avser en fyrfilig motorväg utanför Norrköping år 2002 med 30 000 fordon/årsmedeldygn och en tungtrafikandel på 11 procent. Beräkningar görs på 50 m avstånd från vägmitt.

Uppskatta emissionsfaktorn för NO_x

Se tabell 8.4: Med hänsyn till fordonssammansättningen uppskattas emissionsfaktorn från kolumnen "Landsväg 2002" till ca 1,4 g/fkm. $(0,57 * (1 - 0,11) + 8,04 * 0,11)$

Uppskatta det lokala haltbidraget

Med hjälp av figur 8.11 uppskattas det lokala årsmedelvärdet till ca 12,5 µg m⁻³.

Uppskatta bakgrundsbidraget

Se tabell 8.8: Vägen ligger utanför Norrköping "Landsbygd (övriga Götaland och Svealand)", varför bakgrundshalten uppskattas till ca 7 µg m⁻³.

Total årsmedelhalt

Totala årsmedelhalten beräknas, som summan av det lokala haltbidraget och bakgrundsbidraget, till ca **19,5 µg m⁻³**. Uppskattad årsmedelhalt ligger därmed under den nedre utvärderingströskeln (26 µg m⁻³).

Uppskatta percentiler

Se figur 8.12:

Uppskattad 98-percentil(dygnsvärden): ca 41 µg m⁻³.

Uppskattad 98-percentil(dygnsvärden) ligger därmed mellan den nedre utvärderingströskeln (36 µg m⁻³) och den övre utvärderingströskeln (48 µg m⁻³).

Uppskattad 98-percentil(timvärden): ca 46 µg m⁻³

Uppskattad 98-percentil(timvärden) ligger därmed under den nedre utvärderingströskeln (54 µg 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.

8.9.4 Exempel 4: Halten PM_{10} , Väg

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

Uppskatta emissionsfaktorn för PM_{10}

Se tabell 8.5: Med hänsyn till fordonssammansättningen uppskattas emissionsfaktorn från kolumnen ”Landsväg 2002” till ca 250 mg/fkm.

($18 * (1 - 0,11) + 165 * 0,11 + 209 \approx 250$).

Uppskatta det lokala haltbidraget

Med hjälp av figur 8.9 uppskattas det lokala årsmedelvärdet till ca $7 \mu\text{g m}^{-3}$.

Uppskatta bakgrundsbidraget

Se tabell 8.6: Vägen ligger utanför Norrköping 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 **$20 \mu\text{g m}^{-3}$** , dvs. resulterande årsmedelhalt ligger högre än den övre utvärderingströskeln ($14 \mu\text{g m}^{-3}$).

Uppskatta percentiler

Se figur 8.13:

Uppskattad 90-percentil (dygnsvärden): $1.95 * 20 \mu\text{g m}^{-3} \approx 39 \mu\text{g m}^{-3}$.

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

Uppskattad 98-percentil(dygnsvärden): $3.27 * 20 \mu\text{g m}^{-3} \approx 65 \mu\text{g m}^{-3}$

Uppskattad 98-percentil(dygnsvärden) ligger därmed över 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.

Nomogrammetoden är framtagen av SMHI på uppdrag av Vägverket och Naturvårdsverket. Beskrivning ovan av användningen är hämtad från rapporten ”Nomogram för uppskattning av halter av PM_{10} och NO_2 ”, SMHI nr 102, 2001.

8.10 Referenser till kapitel 8

- Benson P., 1984. Caline4-a dispersion model for predicting air pollutant concentrations near roadways. FHWA/CA/TL-84/15, California Department of Transportation, Sacramento, CA.
- Bringfelt B., Hjort T. and Ring S., 1974. A numerical air pollution dispersion model for central Stockholm. Atmos. Environ. Vol. 8, pp 131-148.
- Bringfelt, B. et al., 1977. Bilvagaser i gatumiljö-modell och modelltest. Statens naturvårdsverk, SNV PM 891 och 1393.
- Bringfelt B., och Laurin S., 1985. Spridningsmodell för kväveoxider i gatumiljö. SMHI-rapport, 1985.
- Danard M., 1977. A simple model for mesoscale effects of topography and surface winds. Monthly Weather Review., 99, 831-839.
- Draxler R., 1976. Determination of atmospheric diffusion parameters. Atmos. Environ. 10, 95-105.
- Egebäck, K.E., Ahlvik, P. och Westerholm R., 1997. Emissionsfaktorer för fordon drivna med fossila respektive alternativa bränslen. KFB-Meddelande 1997:22.
- Enger L. (1990a) Simulation of dispersion in moderately complex terrain - Part A. The fluid dynamic model. Atmospheric Environment 24A, 2431-2446.
- Enger L. (1990b) Simulation of dispersion in moderately complex terrain - Part B. The higher-order closure dispersion model. Atmospheric Environment 24A, 2447-2455.
- Enger L. (1990c) Simulation of dispersion in moderately complex terrain - Part C. A dispersion model for operational use. Atmospheric Environment 24A, 2457-2471.
- Grönskei K. E., Walker S. and Gram F., 1993. Evaluation of a model for hourly spatial concentration distributions. Atm. Environ. Vol 27B, pp 105-120.
- Hertel O. and Berkowicz R. (1989a) Modelling pollution from traffic in street canyon. Evaluation of data and model development, DMU Luft A-129.
- Hertel O. and Berkowicz R. (1989b) Modelling NO₂ concentrations in a street canyon, DMU Luft A-131.
- Hertel O. and Berkowicz R. (1989c) Operational Street Pollution Model (OSPM). Evaluation of the model on data from St. Olavs street in Oslo, DMU Luft A-135.
- Häggkvist K., 1993. Strömnings- och spridningsförhållanden omkring idealiserat stadskvarter- Studier med en strömningsmodell. SNV.
- Härkönen, J., Valkonen, E., Kukkonen, J., Rantakrans, E., Lahtinen, K., Karppinen, A. and Jalkanen, L., 1996. A model for the dispersion of pollution from a road network. Finnish Meteorological Institute, Publications on Air Quality 23. Helsinki, 34 p.

Johnson W.B., Ludwig F.L., Dabbert W.F. and Allen R.J.,1973. An urban diffusion simulation model for carbon monoxide. *J. Air Pollution Control Assesment*, 23, 490-89.

Langner, J. Persson, C, Robertson, L. och Ullerstig, A. (1996). Air pollution assessment study using the MATCH modelling system - Application to sulphur and nitrogen compounds over Sweden 1994. *SMHI Rapport RMK 69*.

Langner, J., Bergström, R. och Plejfel K. (1998). European scale modeling of sulfur, oxidized nitrogen and photochemical oxidants. Model development and evaluation for the 1994 growing season. *SMHI Rapport RMK 82*.

Larssen S., 1984. Nordisk beräkningsmetode for bilavgasser. NILU Lillestrom (project NILU 0-8216)

Larssen S., Grönskei K. E., Hagen L.O., Gram F. and Walker S., 1993. Verification of Urban Scale Time-dependent Dispersion Model with Subgrid Elements, in Oslo Norway. NILU F 37/93.

Maes G., Cosemans G., Kretzschmar J., Janssen L. and Van Tongerloo J.,1994. Comparision of six Gaussian models used for regulatory purposes in the different countries of the European Union. Preprints from third Workshop on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. 21-24 Nov Mol, Belgium.

Omstedt, G. och Kindell S.,1997. Etanol- och dieslbussars miljöbelastning. KFB-Meddelande 1997:22.

Palmgren, P. and Berkowicz,R.,1997. Emission estimates from the actual car fleet by air quality measurements in streets and street pollution models.National Environmental Research Institute,DK-4000 Roskilde, Denmark.

Persson, C., Langner, J och Robertson, L. (1995). Regional spridningsmodell för Sverige - Regional luftmiljöanalys för år 1991. *Naturvårdsverket Rapport 4386*.

Persson, C. och Ullerstig A. (1996). Regional luftmiljöanalys för Västmanlands län baserad på MATCH modellberäkningar och mätdata – Analys för 1994 års data. *SMHI Rapport RMK 78*.

Persson, K, m.fl. (2007). Luftkvalitet i Sverige sommaren 2006 och vintern 2006/07. Resultat från mätningar inom URBAN-projektet. IVL-rapport B1744.

Petersen W.B., 1980. Users guide for HIGHWAY-2, A highway air pollution model, 3-17,EPA-600/8-80-018. Environmental Science Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina 27711.

Robertson L. och Wern L.,1989. System för luftkvalitetsstudier vid flygplatser. SMHI-rapport.

Robertson, L., Langner, J., & Engardt, M. (1999). An Eulerian limited area transport model. *J. Appl. Met.*, Vol 38, No 2, 190-210.

SMHI, 1999. Wern L. och Omstedt G. Beräkning av avgasspridning i gatukorsning med CFD-teknik.

SNV 8/1984. Beräkningar av avgashalter vid gator och vägar. Statens Naturvårdsverk. Meddelande 8/1984.

VTI (1992). AIG/S-version 1.0 enl. Naturvårdsverkets modell rev. 1992. ©VTI/Trivector AB, Sunnanv. 18 K, 222 26 Lund.

SMHI, nr 102 2001. Valentin L. Foltescu, Lars Gidhagen och Gunnar Omstedt. Nomogram för uppskattning av halter av PM10 och NO2