



Luftkvalitet och småskalig biobränsleeldning

Tillämpningar av SIMAIRved för
några kommuner

**Gunnar Omstedt, Stefan Andersson, Christer Johansson
och Bengt-Erik Löfgren**

Luftkvalitet och småskalig biobränsleeldning

Tillämpningar av SIMAIRved för
några kommuner

**Gunnar Omstedt, Stefan Andersson, Christer Johansson
och Bengt-Erik Löfgren**

Förord

Vi vill tacka Thage Aronsson från Vännäs kommun, Fredrik Lönneborg från Umeå kommun, Patric Söderström från Lycksele kommun, Lennart Jonsson från Umeå Universitet, Maria Höjer från Gävle kommun samt Christina Petersson och Anna-Karin Jakobsson från Älvkarleby kommun som deltagit i projektet och gett värdefulla synpunkter. Medel för detta projekt har beviljats av Energimyndigheten (Projektnr 21825-4) och Naturvårdsverket.

Report Summary / Rapportsammanfattning

Issuing Agency/Utgivare Swedish Meteorological and Hydrological Institute S-601 76 NORRKÖPING Sweden	Report number/Publikation SMHI Meteorologi Nr. 135	
	Report date/Utgivningsdatum November 2008	
Author (s)/Författare Gunnar Omstedt, Stefan Andersson, Christer Johansson and Bengt-Erik Löfgren		
Title (and Subtitle)/Titel Air quality and residential wood combustion - application of the model system SIMAIRrwc for some Swedish municipalities		
Abstract/Sammandrag SIMAIRrwc is a Web based evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits in residential areas using wood combustion. The background is a four-year research program (2001-2004) called Biomass Combustion Health and Environment. Some conclusions from this program were that emissions from small scale wood combustion can influence human health mainly due to high emitting old wood stoves during cold weather conditions and that the air quality in such areas can improve significantly if old wood stoves were replaced by modern wood boilers attached to a storage tank or with a pellet boiler. SIMAIRrwc is based on the same principles as SIMAIRroad, which is a Web based evaluation tool for road traffic i.e. coupled model system using different models on local, urban and regional geographical scales, best available emission data, but at the same time presented in a very simplified way. In this project SIMAIRrwc has been applied in five different Swedish municipalities. The aim has been to apply and improve the model in cooperation with the municipalities. The conclusions from the project are: • Small scale wood combustions in residential areas are local problems which sometimes include only a few houses and/or wood-burners. • Air quality problems related to the EU directive are mainly due to particles. • Combinations of residential areas with wood combustion and emissions from nearby dense traffic roads might give rise to bad air quality. • Actions require knowledge about individual equipment which needs information from the local chimney-sweeps. • The best way to identify problem areas is to use model calculations. • If model calculations indicate risks of exceeding air quality limits, then new calculations should be made with improved input data taking into account for example information of district heating or other installations that can effect the emissions. • Before actions are taken it may also be useful to make measurements. The measurement site can then be selected in the area where the model calculations show the largest impact. • SIMAIRrwc is a powerful tool that can be used for identification and visualisation of areas where there might be air quality problems due to residential wood combustion.		
Key words/sök-, nyckelord Air quality model, wood combustion, chimney-sweep data		
Supplementary notes/Tillägg	Number of pages/Antal sidor 57	Language/Språk Swedish
ISSN and title/ISSN och titel 0283-7730 SMHI Meteorologi		
Report available from/Rapporten kan köpas från: SMHI S-601 76 NORRKÖPING Sweden		

Sammanfattning

SIMAIRved, eller som det tidigare kallades VEDAIR, är ett Internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning. Den har utvecklats baserat på resultat från Biobränsle-Hälsa-Miljö projektet. Modellen kompletterar SIMAIRväg som är ett motsvarande verktyg för vägtrafiken. Information om båda verktygen kan fås via hemsidan www.luftkvalitet.se. I detta projekt har SIMAIRved tillämpats i fem kommuner och syftet har varit att i samarbete med några kommuner tillämpa och vidareutveckla SIMAIRved så att den kan bli ett användbart verktyg för kommuner i deras arbete med luftkvalitetsfrågor och småskalig biobränsleeldning.

Rapporten inleder med en beskrivning av SIMAIRved, dels beskrivning av modellen för punktkällor (vedeldning) och dels modellen för linjekällor (trafik). Eftersom SIMAIRved också innehåller en ny lokal trafikmodell, som kompletterar de lokala trafikmodellerna i SIMAIRväg, görs jämförelser mellan de olika trafikmodellerna och rekommendationer ges för när den ena eller andra modellen bör tillämpas. Därefter presenteras olika tillämpningar från de fem kommunerna som medverkat i studien. Rapporten avslutas med diskussion samt rekommendationer för hantering av utsläpp från vedeldning. Dessa kan sammanfattas på följande sätt:

- Vedeledning är främst ett lokalt problem, som involverar ett fåtal anläggningar och/eller vedeldare.
- Ligger vedeldningsområdena nära hårt trafikerade vägar finns risker för samverkan mellan emissioner från vedeldning och vägtrafik som kan leda till höga halter.
- Det är främst partikelhalterna som kan komma att överskrida normerna.
- Åtgärder kräver kännedom om de enskilda anläggningarna och hur de används, vilket betyder att kontakterna med sotaren är en grundförutsättning.
- Bästa sättet att identifiera potentiella riskområden i kommunen är att använda modellberäkningar. Detta i sin tur kräver dock att anläggningarna har inventerats, oftast med hjälp av sotaren. Ju mer detaljerad information som kan uppbringas desto säkrare blir beräkningarna. Kommunerna har ju möjlighet att då de skriver kontrakt med sotaren infoga något om detta i kontraktet.
- Om modellberäkningarna indikerar att man riskerar att överskrida miljökvalitetsnormen kan ytterligare beräkningar göras där man mer i detalj tar hänsyn till t.ex. eventuella värmepumpsinstallationer, pågående fjärrvärmeutbyggnad eller andra planerade åtgärder för att bedöma beräkningarnas tillförlitlighet.
- Innan ytterligare åtgärder vidtas kan det vara aktuellt att genomföra mätningar för säkert avgöra om beräkningarna stämmer. Då kan mätstationens placering väljas utifrån de områden som beräkningarna anger är de mest kritiska.
- Med SIMAIRved har ett kraftfullt verktyg utvecklats för att identifiera och synliggöra känsliga områden där man bör vara extra observant så att inte gränsvärden överskrids.

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	1
2. Beskrivning av SIMAIRved.....	2
2.1 Skorstensmodell för punktkällor	3
2.1.1 Emissionsmodell – klassificering av SPTyper.....	3
2.1.2 Indata till emissionsmodellen	4
2.1.3 Beräkning av emissioner.....	6
2.1.4 Spridningsmodell.....	7
2.2 Trafikmodell för linjekällor	8
2.2.1 SIMAIR:s olika trafikmodeller – skillnader och likheter	8
2.2.2 Rekommendationer för när olika trafikmodeller bör användas	11
2.2.3 Exempel på jämförelser mellan vägtrafikmodellerna i SIMAIRväg och SIMARved	11
3. Exempel på tillämpningar	13
3.1 Vännäs.....	13
3.2 Lycksele.....	15
3.3 Umeå.....	17
3.4 Gävle.....	20
3.5 Älvkarleby	26
4 Diskussion	28
4.1 Rekommendationer för hantering av utsläpp från vedeldning	29
5 Slutsatser	30
Referenser.....	31
Bilaga 1 Luftkvalitet i relation till småskalig biobränsleeldning: Behov av mätningar och beräkningar	32
Bilaga 2 SotData- möjligheter och problem	40
Bilaga 3 New evaluation tools for meeting the EU directive on air pollution limits	53

1. Inledning

En ökad användning av bioenergi för el- och värmeproduktion är en viktig komponent om vi skall klara klimatmålen med minskade utsläpp av koldioxid och andra växthusgaser. Samtidigt utgör vägtrafik och enskild vedeldning de största utsläppskällorna av bl. a partiklar och oförbrända kolväten. Därför är det viktigt att en ökad användning av bioenergi inte tillåts ske på bekostnad av ökade emissioner och ohälsa.

Med detta i åtanke har ett Internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning, SIMAIRved (eller som det tidigare kallades VEDAIR), utvecklats. Modellen kompletterar SIMAIRväg som är ett motsvarande verktyg för vägtrafiken. Information om båda verktygen kan fås via hemsidan www.luftkvalitet.se. Bakgrunden till utvecklingen av SIMAIRved är projektet Biobränsle-Hälsa-Miljö (BHM) som bedrevs huvudsakligen under åren 2002-2003. Målsättningen var att beskriva hur användningen av biobränsle påverkar utsläpp, luftkvalitet och hälsa samt hur dessa faktorer påverkas av framtida ökad biobränsleanvändning och teknikutveckling. En sammanfattande rapport samt information och råd till kommuners miljötjänstemän och energirådgivare finns på BHM:s hemsida <http://www.itm.su.se/bhm/>. I Energimyndighetens analys och förslag till åtgärder vad avser småskalig förbränning av biobränsle påtalades vikten av att utveckla en modell för analys av luftkvalitetsfrågor för småskalig biobränsleeldning. Medel beviljades av Energimyndigheten och utvecklingsarbetet gjordes under tidsperioden januari 2005 till mars 2007. En slutrapport skrevs som beskriver utvecklingsarbetet och SIMAIRved systemet (Omstedt, 2007), en användarhandledning togs fram (Andersson, 2007b) och via ett examensarbete (Andersson, 2007a) tillämpades SIMAIRved för de två kommuner (Vänersborg och Gnosjö) som varit med i utvecklingsprojektet.

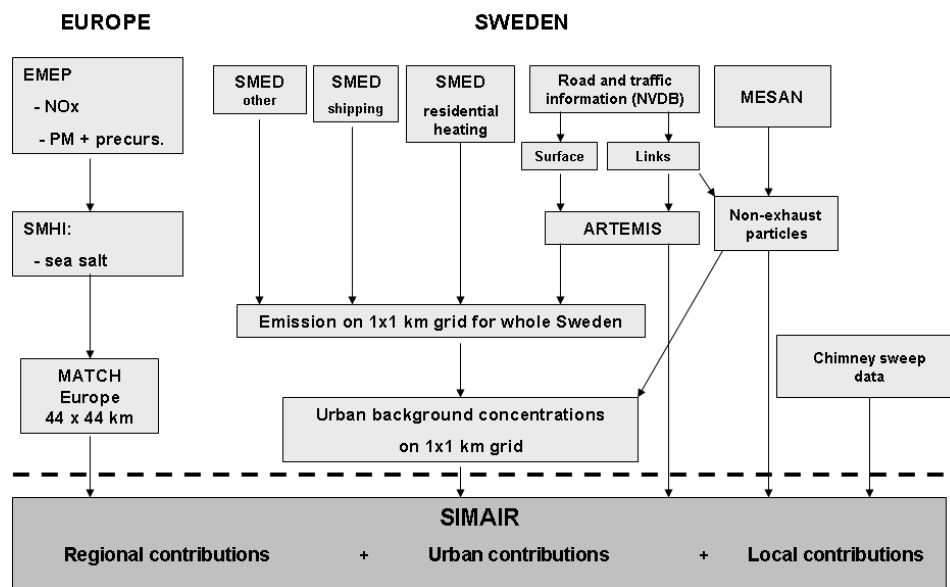
I detta projekt har SIMAIRved tillämpats i fem nya kommuner. Syftet har varit att i nära samarbete med några kommuner tillämpa och vidareutveckla SIMAIRved så att den kan bli ett användbart verktyg för kommuner i deras arbete med luftkvalitetsfrågor och småskalig biobränsleeldning. Arbetet gick till på följande sätt. Projekt startades i maj 2007 med att välja ut några lämpliga kommuner med intresse för och/eller problem med luftkvalitet, som påverkas av småskalig biobränsleeldning. De kommuner som valdes var Vännäs, Umeå, Gävle och Älvkarleby. Lycksele tillkom senare efter det att de börjat abonnera på SIMAIRved och SIMAIRväg. Lycksele och Vännäs har likartade frågeställningar. Båda kommunerna har tidigare pekats ut som problemkommuner med avseende på luftkvalitet och vedeldning. Sedan dess har förbättringar gjorts genom en rad åtgärder, exempelvis utbyggnad av fjärrvärmenät och installation av värmepumpar. Umeå valdes eftersom det är en medelstor kommun i Norrland där framförallt biobränsleeldningen sker genom en fjärrvärmeanläggning och via lokaleldstäder. Umeå abonnerar också sedan tidigare på SIMAIRväg. Det var därför också intressant att genomföra en studie för Umeå där de olika trafikmodellerna i SIMAIR systemet jämfördes. Gävle valdes bland annat därför de har den mest omfattande emissionsdatabasen för småskalig vedeldning i landet. Älvkarleby hade nyligen genomfört en inventering av fastigheter i kommunen som använder biobränsle och var intresserad att delta i projektet för att undersöka samband mellan emissioner och halter. Efter det att kommunerna valts ut sattes både SIMAIRved och SIMAIRväg upp för kommunerna med de befintliga data som då var tillgängliga. Det innebar t.ex. att emissionsdata inte alltid var aktuell. Vi gjorde en del preliminära beräkningar som presenterades i preliminära rapporter och därefter träffade vi kommunerna. Vi presentade:

Luftkvalitet i relation till småskalig biobränsleeldning - Behov av mätningar och beräkningar (Christer Johansson, se Bilaga 1), Biobränsle - Möjligheter och problem (Bengt-Erik Löfgren, se Bilaga 2) samt våra preliminära beräkningar och diskuterade kommunernas problemställningar. Vi använde sedan den nya information som kommit fram i den efterföljande undervisningen. I samband med undervisningen tog vi fram både grundläggande och tillämpade övningar för kommunerna, där de grundläggande övningarna baserades på SIMAIRved:s användarbeskrivning (Andersson, 2007b) och de tillämpade på aktuella frågeställningar för kommunen. Kommunerna hade därefter fri tillgång till Internetverktygen och några månader efter undervisningen genomfördes en workshop med samtliga inblandade.

Denna rapport sammanfattar och avslutar projektet. I Avsnitt 2 ges en kortfattad beskrivning av SIMAIRved. Därefter, i Avsnitt 3, beskrivs de tillämpningar modellen använts för. I Avsnitt 4 följer diskussion och rekommendationer för hantering av utsläpp från vedeldning och slutsatserna presenteras i Avsnitt 5.

2. Beskrivning av SIMAIRved

SIMAIRved är ett Internetverktyg som kan användas av alla kommuner i Sverige för att beräkna halter av PM₁₀, NO₂, CO och bensen och hur dessa relaterar till miljökvalitetsnormer och EU-direktiv. Den bygger på samma principer som SIMAIRväg; kopplat modellsystem som använder olika modeller på lokal, urban och regional geografisk skala, bästa möjliga emissionsdata, men samtidigt presenterat på ett förenklat sätt. Skillnaden mellan de två verktygen är främst lokala emissioner och spridningsmodeller. I Figur 1 ges en översiktlig bild av vilka databaser och modeller som används. En mer detaljerad beskrivning av modellsystemen görs i Bilaga 3.



Figur 1. Databaser och modeller som används av SIMAIR. Den streckade linjen anger skillnaden mellan lagrade data och beräknade halter från modeller på större geografisk skala (ovanför linjen) och lokala modeller och användargränssnitt (nedanför linjen).

SIMAIRved innehåller två lokala spridningsmodeller; en skorstensmodell för punktkällor och en trafikmodell för "ändliga" linjekällor.

2.1 Skorstensmodell för punktkällor

Modellen för punktkällor är generell och kan användas för såväl låga som höga utsläpp. Därigenom kan man studera luftkvalitetspåverkan från biobränsleeldning för såväl småhusområden som värmecentraler och fjärrvärmekraftverk.

2.1.1 Emissionsmodell – klassificering av SPTyper

För att beräkna emissionen från småskalig biobränsleeldning har en emissionsmodell kopplats till modellen för punktkällor. Det finns många olika vedpannor med olika egenskaper och utsläppen av luftföroreningar varierar därför mellan olika pannor. Det går emellertid inte att ta hänsyn till alla beskaffenheter, varför ett klassificeringssystem har införts. Detta klassificeringssystem har tagits fram i samarbete med ÄFAB (www.afabinfo.com) och SP (Sveriges Tekniska Forskningsinstitut), där pannor och lokaleldstäder delas in i 9 emissionsklasser, så kallade SPTyper, se Tabell 1.

För att förbränningen ska vara effektiv bör vedpannan eldas mot en ackumulatortank. Med en ackumulatortank behöver man inte elda kontinuerligt hela dygnet, utan det går bra att elda intensivt ett par gånger per dygn (utan att utsläppen blir höga). En vedpanna kan också vara miljögodkänd, så kallad BBR-godkänd. Med det menas pannor som uppfyller Boverkets byggregler 1998:38 avsnitt 6:731, vilket innebär att vid förbränning med pannor vars effekt uppgår till maximalt 50 kW får utsläppet av organiskt bundet kol (OGC) uppgå till högst 150 mg per m³ torr gas vid 10% O₂. Många äldre pannor uppfyller inte detta och många saknar ackumulatortank och eldas således direkt mot husets energibehov. Sättet att elda kan också delas in i två kategorier; pyreldning och braseldning. Pyreldning, som innebär förbränning med stora vedinlägg och låg effekt med strypning av lufttillförseln, är miljömässigt och energimässigt det sämsta alternativet och leder till höga utsläpp. Braseldning innebär eldning med mindre vedinlägg där ved fylls på i takt med husets värmebehov och förbränningen sker med god lufttillförsel.

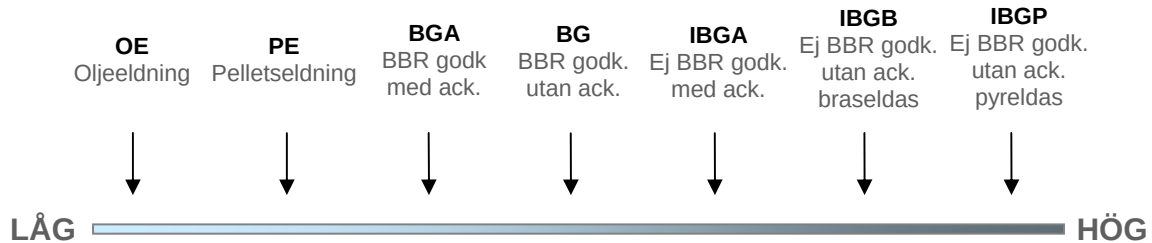
Utöver vedpannor finns även några andra emissionsklasser; pelletseldad panna, oljepanna, lätt lokaleldstad och tung lokaleldstad. Skillnaden mellan lätt och tung lokaleldstad är att lätt lokaleldstad väger mindre än 200 kg.

Tabell 1. Klassificeringssystemet med nio olika emissionstyper, SPTyper, som används i SIMAIRved.

SPTyp	Beskrivning	Beteckning
1	Icke BBR-godkänd vedeldad panna som pyreldas, utan ackumulatortank	IBGP
2	Icke BBR-godkänd vedeldad panna som braseldas, utan ackumulatortank	IBGB
3	Icke BBR-godkänd vedeldad panna med ackumulatortank	IBGA
4	BBR-godkänd vedeldad panna utan ackumulatortank	BG
5	BBR-godkänd vedeldad panna med ackumulatortank	BGA
6	Pelletseldad panna	PE
7	Tung lokaleldstad	TLE
8	Lätt lokaleldstad	LLE
9	Oljeeldad panna	OE

Emissionsfaktorer som används i SIMAIRved för respektive SPTyp har tagits fram i samarbete med SP. I Figur 2 har de olika klasserna schematiskt delats in från låga till höga utsläpp av partiklar. Lågst är utsläppen från pelletseldning och BBR-godkända pannor med

ackumulatortank. Emissionsfaktorerna baseras på arbeten av Linda Johansson (2004), Todorovic et al. (2007) och Nussbaumer et al. (2008).



Figur 2. Schematisk illustration längst en linje över emissionen av PM10 för olika SPTyper, baserade på emissionsfaktorer från Sveriges Tekniska Forskningsinstitut (SP). Notera att skalan ej är linjär.

Det kan tyckas rimligt att emissionen är högre vid startfasen av pannan vid vedeldning (startfasen definieras som de första 30 minuterna av förbränningen). Viss osäkerhet föreligger dock, då en del studier pekar på att skillnaden mellan start- och driftfas är marginell. Möjligheten att separera emissioner vid start- och driftfas har dock byggts in i SIMAIRved.

Partikelmassa (PM) anger summan av luftburna fasta partiklar och vätskedroppar. PM är en komplex blandning av luftburna partiklar och droppar innehållande syra (som t.ex. nitrater och sulfater), ammonium, vatten, elementärt kol, organiska ämnen, metaller och fasta ämnen. En viktig egenskap för att karaktärisera partiklarna är dess storlek. PM10 sammanfattar massan av alla partiklar och droppar med en aerodynamisk diameter som är mindre än 10 µm. När det gäller vedrök är det viktigt att skilja på partiklar mätta som fasta partiklar (SP, Solid Particles) och partiklar mätta via spädtunnel (DT, Dilution Tunnel). Den senare metoden fångar upp hela aerosolen, såväl fasta partiklar som vätskedroppar (SPC, Solid Particles and Condensables). Nussbaumer et al. (2008) diskuterar det i mer detalj och rekommenderar att metoderna DT och SPC används i luftkvalitetsstudier. Detta påverkar emissionsfaktorerna. I samråd med Linda Bäfver (Sveriges Tekniska Forskningsinstitut) utgår vi från resultaten i Nussbaumer et al. (2008). Typiska emissionsfaktorer mätt med DT metoden för kaminer är 340-550 mg/MJ. Vi använder tillsvdare värdet 400 mg/MJ för lokaleldstäder, såväl lätta som tunga.

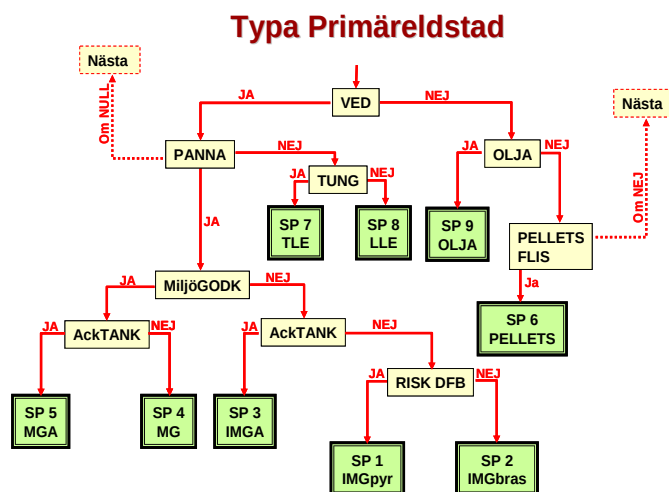
2.1.2 Indata till emissionsmodellen

För emissionsberäkningarna fordras för varje fastighet vissa grundläggande data, vilka kan tas fram i sotarinventering i respektive kommun. I Tabell 2 framgår vilka indata som används vid beräkningarna. Utifrån dessa indata kan emissionsklass bestämmas, se Figur 3.

Tabell 2. Indata till emissionsmodellen för småskalig bibränsleförbränning i SIMAIRved.

Fältnamn	Värde	Förklaring
FastBet*		Fastighetsbeteckning eller namn
GisX	är det tomt finns inget värde	Geografisk koordinat
GisY	är det tomt finns inget värde	Geografisk koordinat
Exakt energibehov (kWh/år)	är noll om inget värde finns	Faktiskt energibehov
Energibehov (kWh/år)	används om det är noll ovan	En grov uppskattning som sotarn kan ge
olja		% av energibehovet
pellets		% av energibehovet
flis		% av energibehovet
elvärme		% av energibehovet
ved		% av energibehovet
Ackvolym	om det är noll finns ingen ackumulatortank	Ackumulatortankens storlek (liter)
IDtyp	1-3	Typ av värmekälla: 1 panna; 2 lätt lokaleldstad; 3 tung lokaleldstad; -1 information saknas
BBR-godkänd	1=ja, 0=nej	Godkänd enligt Boverkets byggregler
DFB?	1=ja, 0=nej	Dålig förbränning (pyreldning)
HojdRokkanal (m)		Används för uppskatta skorstenshöjden

* Fastighetsbeteckningen ges ett löpande nummer ifall samma fastighet har flera pannor med information som inte får plats på en rad.



Figur 3. Tillvägagångssätt för att bestämma emissionstyp och därigenom vilken emissionsfaktor som används i beräkningarna (Löfgren, 2006).

2.1.3 Beräkning av emissioner

När klassificering av SPTyp har skett utifrån sotardata beräknas årsemissionen enligt nedanstående, för mer detaljer se Omstedt (2007):

Årsemissionen delas upp i start- och driftfas (för vedeldning endast):

$$Q_{\text{år}} = Q_{\text{år}}^{\text{start}} + Q_{\text{år}}^{\text{drift}} \quad (1)$$

Driftfasen från (1) beräknas genom

$$Q_{\text{år}}^{\text{drift}} = \sum_j a_j \cdot (EB \cdot 3.6 \cdot Ef_{\text{drift}}^{\text{SPTyp}} / \eta_{\text{drift}}^{\text{SPTyp}}) \quad (2)$$

där a_j anger andelen av ett bränsle (olja, pellets etc), EB är fastighetens energibehov i kWh/år, $Ef_{\text{drift}}^{\text{SPTyp}}$ är emissionsfaktorn för aktuell emissionsklass under driftförhållanden och $\eta_{\text{drift}}^{\text{SPTyp}}$ är verkningsgraden under driftförhållanden för aktuell emissionsklass.

Här används för vedeldning högre emissioner vid startfasen. Andelen startfaser beror på antalet uppstarter, som beror på antalet vedinlägg, som i sin tur beror på om det finns en ackumulatortank eller ej samt dess eventuella storlek.

Eftersom startfasen definieras som de första 30 minuterna efter vedinlägg gäller:

$$ntid = 0.5 \cdot nved \quad (3)$$

där $nved$ är antalet vedinlägg per år. Antalet vedinlägg beror i sin tur på om det finns en ackumulatortank och eventuellt dess volym, V_{ack} :

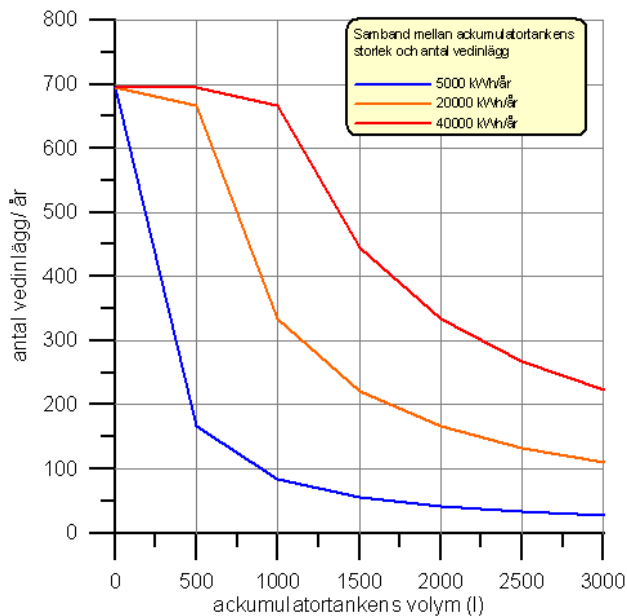
$$nved = \min\left(\frac{a_{\text{ved}} \cdot EB}{V_{\text{ack}} (90/1500)}; 695 \cdot a_{\text{ved}}\right) \quad (4)$$

där a_{ved} är andelen vedeldning. Sambandet i (4) med ackumulatortank gäller approximativt eftersom en ackumulatortank på 1500 liter ungefär motsvarar en ackumulatorkapacitet på 90 kWh (Löfgren, 2006). Utan ackumulatortank uppskattas antalet vedinlägg per år till 695. Detta värde är dock valbart i modellen. I Figur 4 är sambandet mellan antalet vedinlägg och ackumulatortankens volym plottat för några olika energibehov enligt ekvation (4).

Den totala årsemissionen för en SPTyp av vedeldningskaraktär blir därför

$$Q_{\text{ved}}^{\text{år}} = \frac{\text{årst} - ntid}{\text{årst}} \sum_j a_j \frac{EB \cdot 3.6 \cdot Ef_{\text{ved}}^{\text{drift}}}{\eta_{\text{ved}}^{\text{drift}}} + \frac{ntid}{\text{årst}} \sum_j a_j \frac{EB \cdot 3.6 \cdot Ef_{\text{ved}}^{\text{start}}}{\eta_{\text{ved}}^{\text{start}}} \quad (5)$$

där årst är antalet timmar på ett år, $ntid$ antalet timmar med startfas, $Ef_{\text{ved}}^{\text{start}}$ är emissionsfaktorn vid startfas och $\eta_{\text{ved}}^{\text{start}}$ verkningsgraden vid startfas.



Figur 4. Samband enligt ekvation (4) mellan antalet vedinlägg per år och ackumulatorvolym för pannor med tre olika energibehov, från Omstedt (2007).

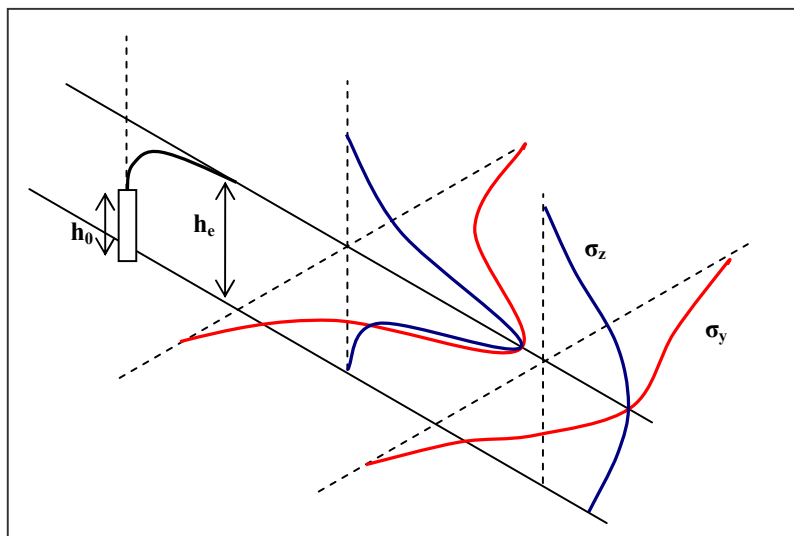
Uppvärmningsbehovet är störst vid kalla perioder, vilket innebär att emissionen från småhus är högst vintertid. Årtidsvariationer av emissioner är också inkluderat i SIMAIRved, med en metodik som bygger på gradtimmar, se Omstedt (2007).

2.1.4 Spridningsmodell

Spridningen av luftföroreningar från punktkällor beräknas i SIMAIRved med en modell som baseras på SMHIs Dispersionsmodell (Omstedt, 1988). Modellen är en Gaussisk plymmodell där spridningsprocesserna beskrivs i termer av grundläggande turbulens- och gränsskiktsparmetrar. Den baseras på den Danska OML modellen (Berkowicz et al., 1986). I den Gaussiska plymmodellen beräknas koncentrationen $C(x,y,z)$ av ett ämne i en punkt (x,y,z) genom antagandet att koncentrationen är normalfördelad i lateral- och vertikalled (Figur 5):

$$C(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u(z)} \exp\left(-0.5\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right) \left[\exp\left(-0.5\left(\frac{z-h_e}{\sigma_z}\right)^2\right) + \exp\left(-0.5\left(\frac{z+h_e}{\sigma_z}\right)^2\right) \right] + \text{reflektions termer} \quad (6)$$

där Q är emissionen, $u(z)$ vindhastigheten vid höjden z , σ_y och σ_z är lateral och vertikal standardavvikelse för koncentrationen, h_e den effektiva skorstenshöjden och reflektionstermer anger reflektioner av halter i gränsskiktets höjd och i marknivån.



Figur 5. Illustration av Gaussisk plymmodell. Plymlyftet gör att effektiva skorstenshöjden h_e blir högre än skorstens bygghöjd h_0 . I figuren visas också att koncentrationen är normalfördelad i både lateral- och horisontalled. I den främre plymen har reflektion skett mot markytan.

Hur spridningen sker beror på meteorologiska förutsättningar och för att beskriva spridningsprocesserna används så kallad similaritetsteori. Vind, turbulens och spridning beräknas som funktion av turbulensparametrar såsom friktionshastighet, sensibelt värmefflöde och gränsskiktets höjd. Similaritetsteorin gäller framförallt under instabila, neutrala och svagt stabila atmosfäriska förhållanden. För starkt stabila förhållanden och vid låga vindhastigheter då turbulensen är svag domineras spridningen av horisontella vindriktningsfluktuationer (meandering) orsakat av bl.a. tvådimensionella mesoskaliga horisontella virvlar genererade av gravitationsvågor, terrängen m.m. Den laterala turbulensen beskrivs då med hjälp av empiriska uttryck. I Andersson (2007a) finns en ingående beskrivning av spridningsmodellen i SIMAIRved.

2.2 Trafikmodell för linjekällor

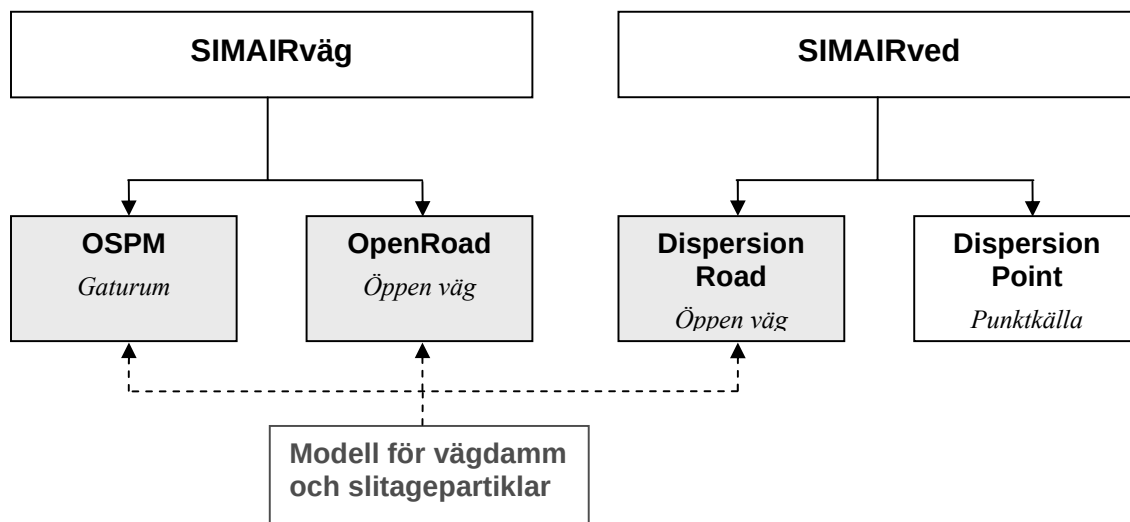
Trafikmodellerna i SIMAIRved och SIMAIRväg kompletterar varandra. Samma emissionsdata används, men skillnaden är att SIMAIRved beräknar halter i bostadsområden från en eller flera vägar i ett rutnät medan SIMAIRväg beräknar halter i gaturum respektive väg i två punkter i anslutning till gatan/vägen. I avsnitt 2.2.1 beskrivs detta i mer detalj och i avsnitt 2.2.2 ges en rekommendation för när den ena eller andra trafikmodellen bör användas.

2.2.1 SIMAIR:s olika trafikmodeller – skillnader och likheter

SIMAIRved är inte begränsad till att enbart beräkna spridningen av luftföroreningar från småskalig biobränsleförbränning och höga skorstensutsläpp, utan innehåller också, liksom SIMAIRväg, en modell för vägtrafiken. Således kan SIMAIRved göra beräkningar av luftkvalitet med avseende på trafikens bidrag, eller effektivt tillämpas för att studera kombinationseffekten av vedeldning och trafik. Vägtrafikmodellerna i SIMAIRväg respektive SIMAIRved skiljer sig dock en del åt och är lämpliga att använda för olika typer av trafikmiljöer.

I Figur 6 visas schematiskt vilka spridningsmodeller som ingår i SIMAIRväg och SIMAIRved. I SIMAIRväg ingår två spridningsmodeller för vägtrafiken. Den ena är OSPM (Operational Street

Pollution Model), som är en modell för beräkning av halter i gaturum, dvs då det finns byggnader finns på en eller båda sidor av gatan. OSPM har använts i många applikationer med gott resultat. Den består av två delmodeller, i den första beräknas halterna i den direkta plymen från vägtrafiken med hjälp av en Gaussisk plymmodell och i den andra används en boxmodell för att beräkna halterna i den recirkulation som uppstår i gaturum. SIMAIRväg är dock inte begränsad till gaturum, utan består av ytterligare en vägtrafikmodell, OpenRoad, för beräkning av luftkvalitet vid öppna vägar. Denna modell har utvärderats mot mätningar från bl.a. E4 norr om Stockholm med gott resultat (Gidhagen et al., 2004). Vårt klimat har stor inverkan på luftkvaliteten. Under vintermånaderna är temperaturen ofta under noll grader och snö och regn är vanligt förekommande, vilket bland annat skapar hala vägbanor. Således finns behov av åtgärder för att minska halka, såsom användning av vinterdäck (med eller utan dubb) samt sandning och saltning av vägar. Detta ökar dock vägslitage och mängden vägdamm, vilket leder till höga partikelhalter. I SIMAIRväg finns därför även en delmodell för vägdamm och slitagepartiklar inkluderad (Omstedt et al., 2005). SIMAIRved innehåller en Gaussisk spridningsmodell för utsläpp i punktkällor, Dispersion Point, men den innehåller även en spridningsmodell för vägtrafiken, Dispersion Road. Även i SIMAIRved ingår delmodellen för vägdamm och slitagepartiklar.



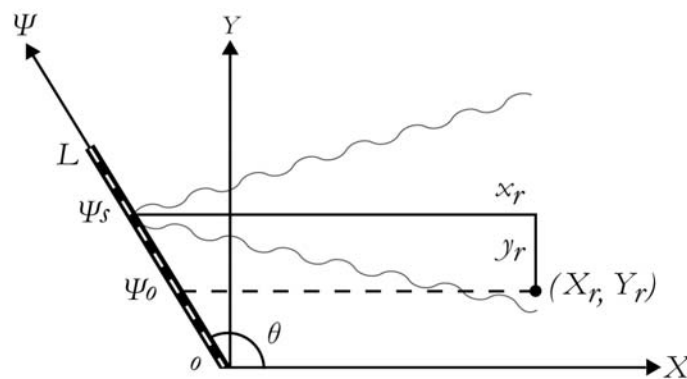
Figur 6. Schematisk illustration över spridningsmodeller för vägtrafik (grå rutor) i SIMAIRväg och SIMAIRved. För samtliga vägtrafikmodeller ingår även en emissionsmodell för vägdamm och slitagepartiklar.

De olika vägtrafikmodellerna i SIMAIRväg respektive SIMAIRved uppvisar en hel del likheter, men även vissa skillnader. Samma emissionsdata används för samtliga modeller. SIMAIRväg innehåller en spridningsmodell för gaturum (OSPM), vilket saknas i SIMAIRved. Båda modellerna innehåller dock en modell för öppna vägar (OpenRoad respektive Dispersion Road). En relevant fråga är därför vad som skiljer dessa två modeller. Detta kan förklaras genom att utgå från Figur 7. Där vill vi beräkna halten av luftföroreningar i en viss receptorpunkt (X_r , Y_r) som ligger en bit bort från en linjekälla. Utgående från figuren kan följande uttryck härledas, som är ekvationen som används i SIMAIRved (Omstedt, 2007):

$$C(X_r, Y_r) = \frac{q}{\sqrt{2\pi}} \frac{1}{u \sin \theta \sigma_z^{eff}} \left[\operatorname{erf}\left(\frac{L \sin \theta - Y_r}{\sqrt{2} \sigma_y^{eff}}\right) - \operatorname{erf}\left(\frac{-Y_r}{\sqrt{2} \sigma_y^{eff}}\right) \right] \quad \text{SIMAIRved} \quad (7)$$

där C är koncentrationen i receptorpunkten (X_r, Y_r) , u vindhastigheten, q emissionen från linjekällan, θ vinkeln mellan vindriktning och linjekällan, L är längden på linjekällan och σ standardavvikelsen. I SIMAIRved summeras emissionen längst linjekällan, dvs. integration sker längst 0 till L . I SIMAIRväg görs däremot förenklingen att vägen representeras som en *oändlig* linjekälla, dvs. integration sker mellan $-\infty$ till $+\infty$, vilket ger det förenklade uttrycket:

$$C(X_r, Y_r) = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{q}{u \sin \theta \sigma_z^{eff}} \quad \text{SIMAIRväg} \quad (8)$$



Figur 7. Koordinatsystem som används i vägtrafikmodellerna OpenRoad samt Dispersion Road. Dels används ett ortogonalt koordinatsystem (X, Y) i vindens riktning och dels ett polärt system (θ, ψ) , där θ är vinkeln mellan vindriktningen och linjekällan.

Detta innebär att SIMAIRväg gäller för *oändliga*, raka vägar, dvs nära vägar då avståndet mellan receptorpunkt och väg är liten. SIMAIRved begränsas dock inte av detta då vägarna betraktas som *ändliga*. Beräkningar, som i SIMAIRved görs i rutnät, kan därför göras i bostadsområden längre bort från vägen, och på så sätt kan även samverkan mellan flera olika linjekällor studeras. Hänsyn tas också till linjekällornas geometri.

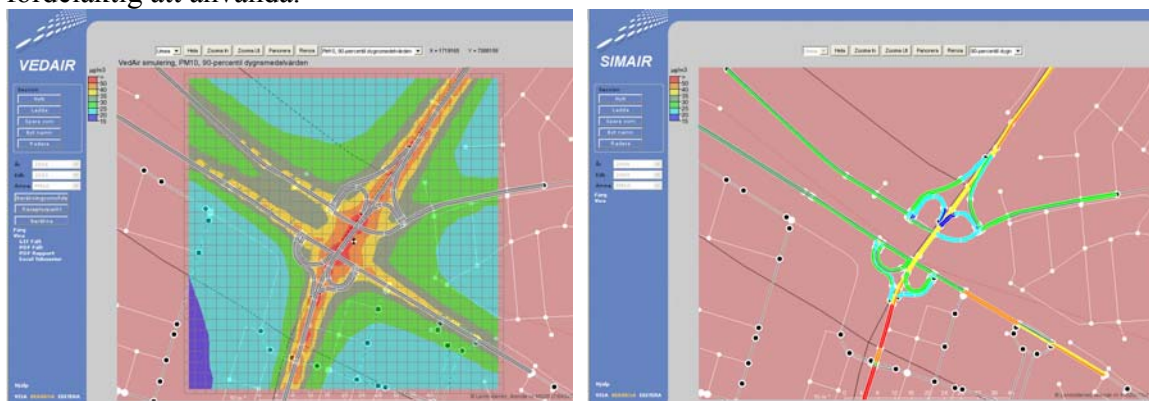
2.2.2 Rekommendationer för när olika trafikmodeller bör användas

SIMAIRved	SIMAIRväg
Lämplig att använda för: - Öppna vägar och vägkorsningar (även för områden en bit bort från vägen) - Områden där samverkan mellan linjekällor och/eller punktkällor är betydelsefull	Lämplig att använda för: - Gaturum - Öppna vägar (nära vägen)

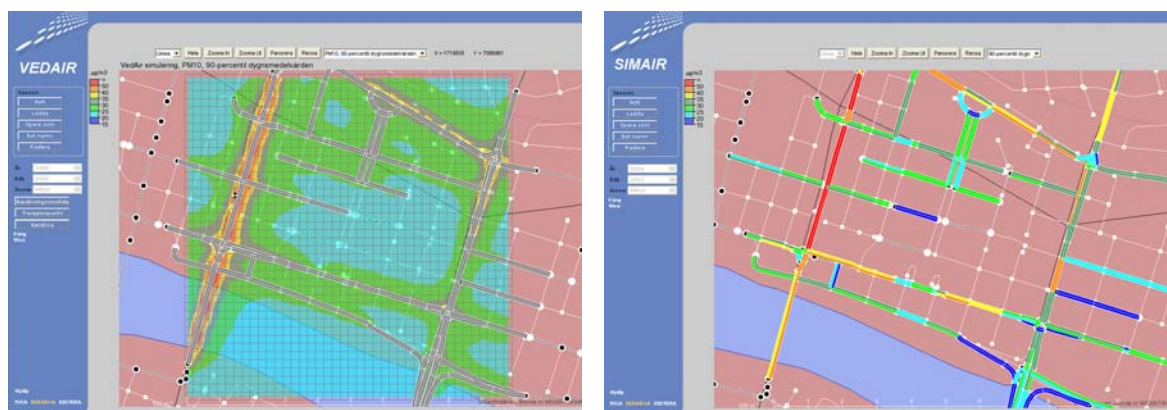
Slutsatserna från Avsnitt 2.2.1 är att vägtrafikmodellen i SIMAIRved gäller för *ändliga* linjekällor, medan vägtrafikmodellen i SIMAIRväg gäller för *oändliga* linjekällor. Detta får till följd att SIMAIRväg:s beräkningar enbart är giltiga nära vägarna, medan SIMAIRved:s beräkningar även gäller långt bort från vägar (beräkningar görs i rutnät). Således är SIMAIRved att föredra då samverkan mellan olika linjekällor torde vara betydelsefull eller att vägens geometri är viktig. Exempel på detta kan vara stora öppna vägkorsningar, eller att luftkvaliteten i ett bostadsområde en bit bort från en genomfartsled ska studeras. SIMAIRväg är dock enkel och snabb och lämpar sig särskilt bra till gaturum eller nära öppna, raka vägar. Sammanfattningsvis uppvisar modellerna både likheter och olikheter, men kompletterar varandra.

2.2.3 Exempel på jämförelser mellan vägtrafikmodellerna i SIMAIRväg och SIMAIRved

I Figur 8 och 9 ges några exempel på jämförelser mellan modellerna. I Figur 8 visas simuleringar av 90-percentils dygnsmedelvärde av PM10 i SIMAIRved respektive SIMAIRväg för korsningen E4/E12 vid Umeå företagspark strax utanför Umeå centrum. Området är öppet, och resultaten illustrerar tydligt skillnader mellan SIMAIRved och SIMAIRväg. För den här komplicerade trafik-korsningen är samverkan mellan respektive linjekälla av stor betydelse, varför halterna i SIMAIRved är betydligt högre än SIMAIRväg. Med tanke på de tungt belastade vägarna (uppåt 26000 fordon per dygn), torde SIMAIRved återge de mest representativa halterna. I Figur 9 däremot, som visar motsvarande simuleringar för centrala Umeå, är likheterna större. För vissa gator är de beräknade halterna emellertid högre (och mer rimliga) i SIMAIRväg än SIMAIRved, vilket kan förklaras med att i gaturum är trafikmodellen OSPM, som finns i SIMAIRväg, fördelaktigt att använda.

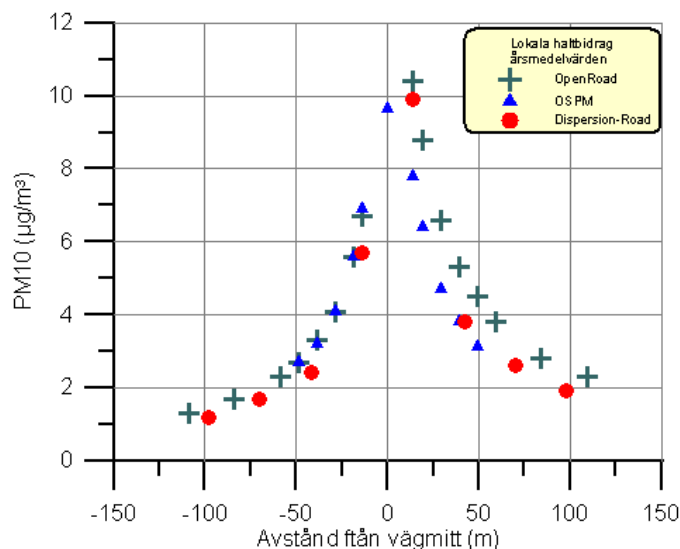


Figur 8. Exempel på simuleringar i SIMAIRved (till vänster) respektive SIMAIRväg (till höger) för korsningen E4/E12 vid Umeå företagspark strax utanför Umeå centrum. Trafikmiljön är tämligen öppen. Figurerna visar 90-percentils dygnsmedelvärden av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Här torde SIMAIRved ge de mest representativa halterna, eftersom samverkan mellan vägarna och vägnas geometri är av betydelse.



Figur 9. Exempel på simuleringar av 90-percentils dygnsmedelvärde av PM10 i SIMAIRved (till vänster) respektive SIMAIRväg (till höger) för centrala Umeå. Merparten av gatorna kantas av slutna fasader. Figurerna visar 90-percentils dygnsmedelvärden av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) och resultaten skiljer sig åt på sina ställen. Här torde SIMAIRväg ge de mest representativa halterna, eftersom beräkningar görs för gaturum.

Ett annat exempel på jämförelse mellan vägtrafikmodellerna återfinns i Figur 10. Där jämförs avklingningen av PM10-halter (årsmedelvärde) vinkelrätt bort från en öppen väg i S-N riktning för respektive modell där trafikflödet är satt till 30000 fordon per årsmedeldygn. Meteorologi från Gävle år 2004 används. Linjekällan skall betraktas som "oändlig", dvs avståndet mellan receptorpunkt och väg är mycket mindre än vägens längd. En viktig iakttagelse är att vindriktningen är viktig för modellerna. För att halterna ska avklinga till 20% av halten vid vägens mitt, dvs till $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, krävs det att man befinner sig 100 meter öster om vägen, men 50 meter väster om vägen. Detta kan förklaras med att den vanligast förekommande vindriktningen för meteorologin som används vid beräkningarna för år 2004 är sydvästlig. Därför fås de högsta årsmedelhalterna nordost om vägen. Lägg märke till att avklingningen av halter generellt sett är tämligen stor i SIMAIR-systemen.



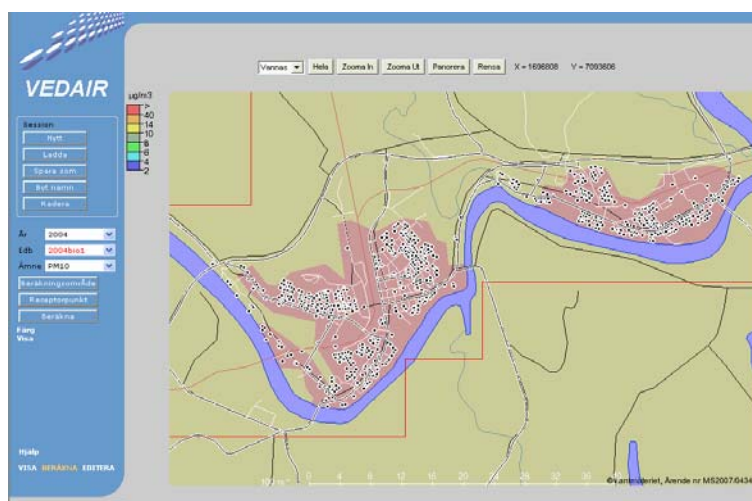
Figur 10. Avklingningen av PM10-halter (årsmedelvärde, $\mu\text{g}/\text{m}^3$) för de lokala haltbidragen vinkelrätt bort från en öppen väg i S-N riktning för de tre vägtrafikmodellerna OpenRoad, OSPM och Dispersion Road. 0 på x-axeln anger vägens mitt, positiva värden är avståndet öster om vägen och negativa värden är avståndet väster om vägen. Meteorologi från Gävle används för år 2004. Trafikflödet har satts till 30000 fordon per årsmedeldygn, vägbredd 18 meter och 2 körfält i vardera riktning.

3. Exempel på tillämpningar

I följande avsnitt presenteras kommunvis de olika exempel på tillämpningar som studerats inom projektet.

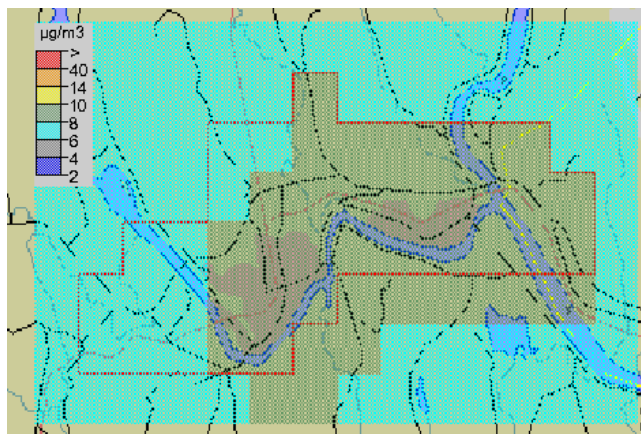
3.1 Vännäs

Via Vännäs kommun och Umeå Universitet fick vi tillgång till aktuella koordinatsatta sotardata för Vännäs. I Figur 11 visas samtliga källor, bestående av 96 vedpannor, 51 miljögodkända vedpannor, 182 vedpannor som använder pellets och 356 lokaleldstäder.



Figur 11. Inventerade eldstäder i Vännäs (svarta punkter).

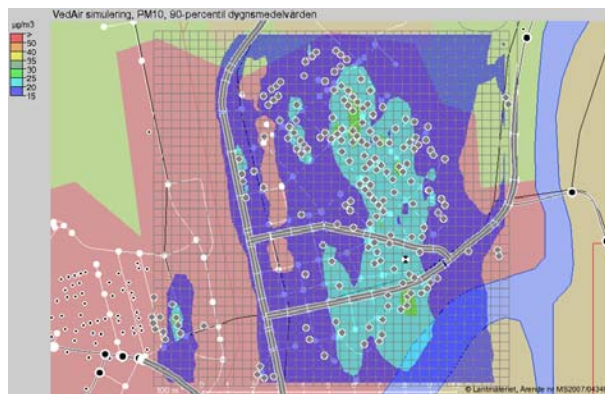
Vi började med att göra några preliminära beräkningar. I Figur 12 visas beräkningar av urbana bakgrundshalter av årsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Halterna är låga och ligger under den nedre utvärderingströskeln som är $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I Figurerna 13 och 14 visas mer detaljerade beräkningar för ett bostadsområde inom Vännäs, där lokala haltbidrag från vedeldning och vägtrafiken även har inkluderats. Inom bostadsområdet beräknas halterna ligga mellan utvärderingströsklarna, således är vedeldningens bidrag till PM10-halter ej försumbar. Halterna är dock väl under miljökvalitetsnormerna.



Figur 12. Beräknade regionala och urbana haltbidrag (årsmedel) av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Vännäs

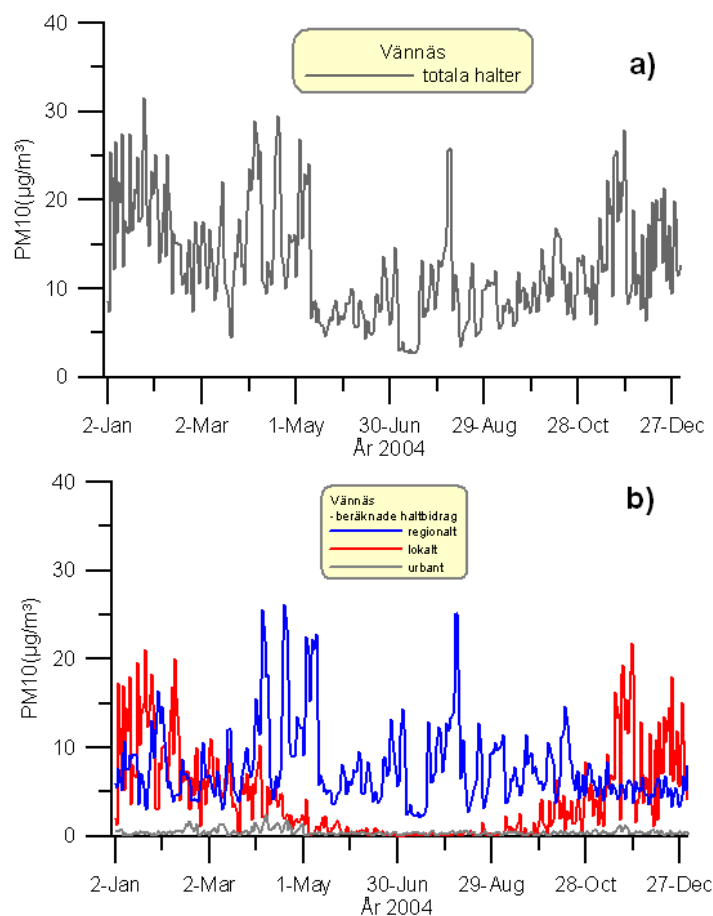


Figur 13. Beräknade totala årsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för ett bostadsområde i Vännäs.



Figur 14. Beräknade totala 90-percentils dygnsmedelvärden av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för ett bostadsområde i Vännäs.

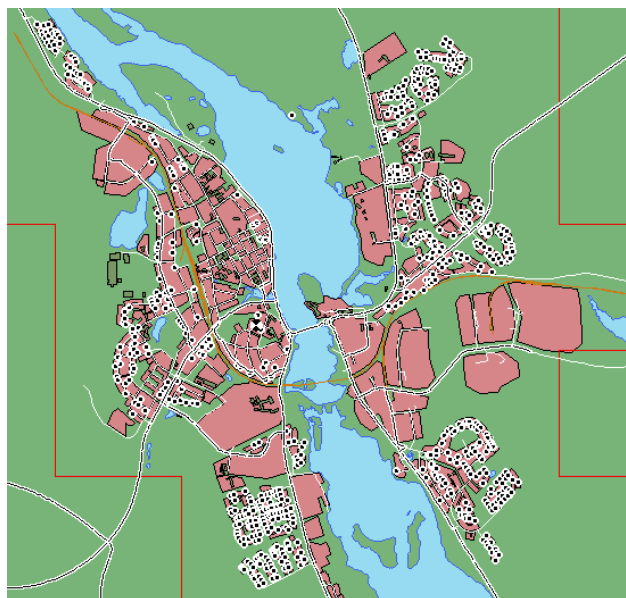
Ett annat sätt att presentera resultaten är att visa beräknade halter i tidserier, där beräknade halter då kan jämföras med och även till viss del ersätta uppmätta halter. Man väljer ut en lämplig plats där man önskar göra mätningar och/eller beräkningar och resultatet kan därefter presenteras som t.ex. i Figur 15, där också olika haltbidrag kan tas fram för att belysa varifrån föroreningarna kommer. Figuren visar att den regionala bakgrundshalten är det dominerande bidraget till PM10-halter under sommarhalvåret, men under vinterhalvåret är det lokala bidraget från vedeldning betydelsefullt och generellt högre än de regionala bakgrundshalterna.



Figur 15. Beräknade dygnsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för det bostadsområde i Vännäs som visas i Figur 13. Figur 15a visar beräknad totala dygnsmedelhalter och Figur 15b visar hur dessa byggs upp av haltbidrag från olika geografiska skalor.

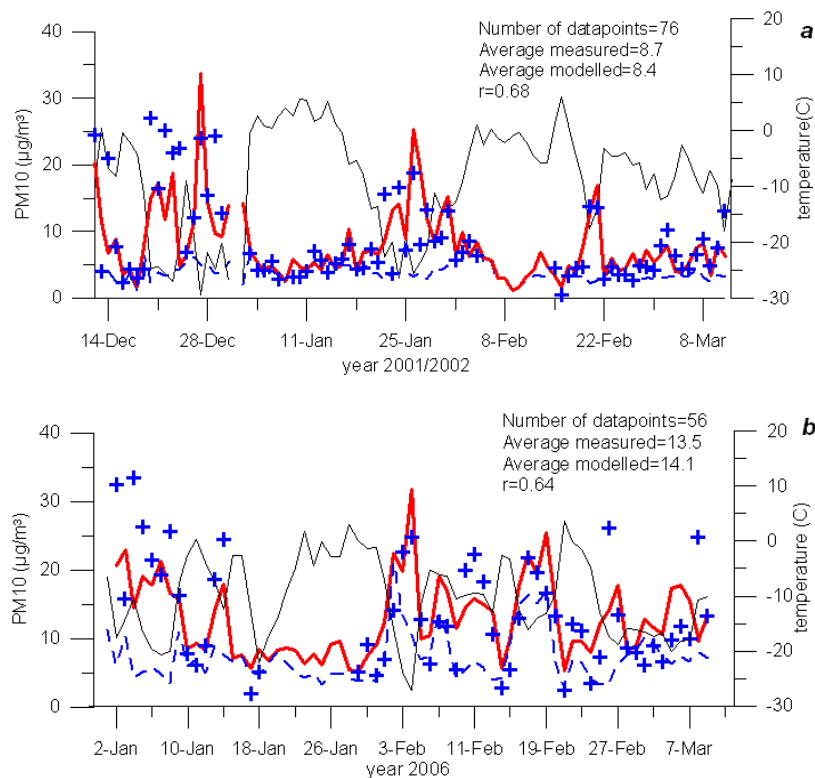
3.2 Lycksele

I samband med att Lycksele började abonnera på SIMAIRved och SIMAIRväg lades den gamla emissionsdatabas, som togs fram i BHM projektet (<http://www.itm.su.se/bhm/>), in i modellen. Arbete pågår nu för att uppdatera denna emissionsdatabas. Projektet blev en start med utbildning av SIMAIRved verktyget för deras planerade arbete med luftkvalitet och småskalig vedeldning. En ny karta togs också fram vilken visas i Figur 16.



Figur 16. Den nya underlagskartan för Lycksele med väg- och punktkällor.

I Lycksele har mätningar av PM₁₀-halter utförts av ITM under två vinterperioder; december 2001 till mars 2002 (Johansson et al., 2004) respektive januari 2006 till mars 2006 (Johansson et al., 2006). En jämförelse mellan uppmätta halter i bostadsområdet Forsdala och beräknade halter i SIMAIRved görs i Figur 17. Forsdala i Lycksele är ett bostadsområde där många fastigheter uppvärms med vedeldning. SIMAIRved tycks återge rimliga halter och modellen fångar relativt väl variationen av PM₁₀ under båda tidsperioderna. Korrelationen är något högre för tidsperioden 2001/2002, men även för tidsperioden 2006 beskrivs haltnivåer och haltvariationer relativt väl. Förutom totalhalter visas även beräknade bakgrundshalter (streckad blå linje) samt dygnsmedeltemperatur (grå linje). Totalhalten av PM₁₀ uppvisar stor samvariation med temperaturen, då halterna ofta är höga då temperaturen är låg. Detta kan förklaras med större uppvärmningsbehov och därmed högre emissioner av PM₁₀ under kalla förhållanden, samt att vid låga temperaturer är atmosfärens skiktning ofta mer stabil, vilket får till följd att turbulensen, och därmed omblandningen, blir mindre effektiv. Förutom temperaturen påverkar andra meteorologiska parametrar halterna, exempelvis vindhastighet och vindriktning. Detta beskrivs mer ingående i Omstedt (2007).



Figur 17. Jämförelse mellan uppmätta (+) och modellerade (röd heldragen linje) halter av PM10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] i Forsdala i Lycksele för två olika tidsperioder. Blå streckad linje anger beräknade bakgrundshalter och grå linje dygnsmedeltemperaturer. r anger korrelationskoefficient. Mätningar mellan (a) 2001-12-14 till 2002-03-10, (b) 2006-01-01 till 2006-03-10.

3.3 Umeå

Sofiehem i sydöstra Umeå är en stadsdel som domineras av villa- och radhusbebyggelse. En sotarinventering har gjorts för området och enligt denna finns det många fastigheter med lokaleldstäder. En genomfartsled, Blå vägen, med ca 7000 fordon per årsmedeldygn passerar också genom bostadsområdet. Knappt en kilometer från bostadsområdet finns Ålidhemsanläggningen, som är ett värmeverk som eldar biomassa, torv och olja, se Figur 18. Dessa tre källors bidrag till halter av luftföroreningar har studerats i SIMAIRved. Indata som används för beräkning framgår av Tabell 3, 4 och 5. Antalet lokaleldstäder i sydöstra Umeå i närheten av Sofiehem är ca 240, merparten lätta lokaleldstäder. Vid beräkningarna antas att dessa används för trivseldning, dvs. fastigheternas energibehov vad gäller vedeldning är låg, uppskattade till ca 3000 kWh/år. Emissionen kan således vara högre om lokaleldstäderna används oftare. Värmeverket i Ålidhem har tre olika typer av pannor som förbränner biobränsle och olja. Skorstenshöjden är 62 meter hög. I beräkningarna modelleras emissionen från anläggningen i form av två punktkällor (en för biobränsle och en för olja) och vilka data som används vid beräkningarna framgår av Tabell 5.



Figur 18. Ålidhemsanläggningen (svart punkt) ligger i sydöstra Umeå och är ett värmeverk med fem pannor som eldar biomassa, torv och olja. Skorstenshöjden är 62 m och merparten av förbränningen sker under vinterhalvåret (flygfoto från Umeå Energi).

Tabell 3. Indata till SIMAIR ved vad gäller småskalig biobränsleförbränning i sydöstra Umeå. LLE = lätt lokal eldstad, TLE = tung lokal eldstad.

SPTyp	Antal enheter	Energibehov per enhet [kWh/år]	Bränsle	Årsemission av PM10 per enhet [kg/år]
LLE	225	3000	100% ved	0.66
TLE	15	3000	100% ved	1.24

Tabell 4. Trafikinformation för Blå vägen i Umeå, vid Sofiehem. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn. Standarddata från SIMAIRväg används (som baseras på Vägverkets nationella vägdatabas).

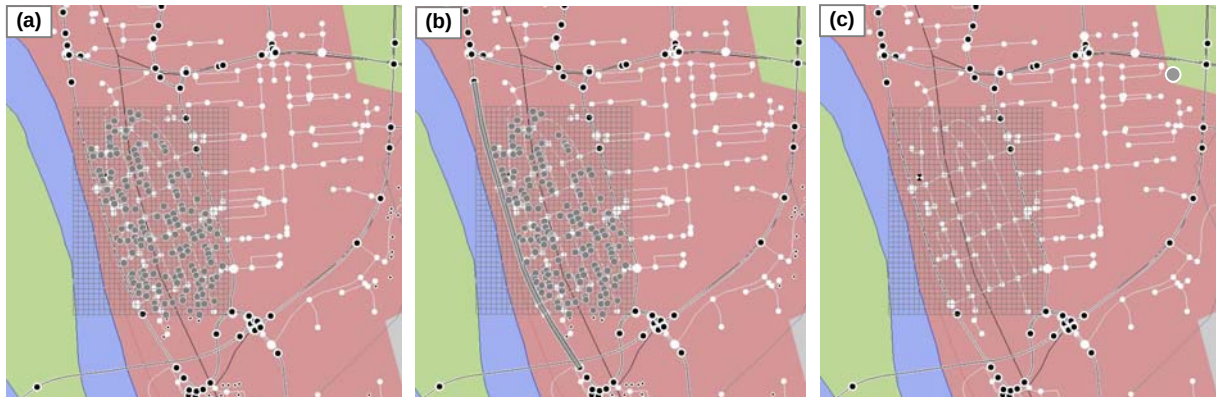
Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Blå vägen, Umeå	2005	6984	2.6	70	Sand

Tabell 5. Information om värmeverket i Ålidhem i Umeå. Panna 6 och 7 (P6 och P7) eldar biomassa och torv, medan panna 3-5 (P3-P5) förbränner olja. (Samtliga uppgifter från Marie-Louise Marklund, Umeå Energi).

	P7	P6	P3-5
Bränsle	biomassa och torv	biomassa och torv	olja
GIS-koordinat	7086250, 1722419	7086250, 1722419	7086250, 1722419
Skorstenshöjd [m]	62	62	62
Skorstensdiameter	1.1	1.2	1.2
Rökgastemperatur [°C]	135	140	200
Rökgasflöde [m³/s]	21	26	28
Drifttid	4200 h, okt-mars *	5300 h, sep-april *	800 h, dec-mars *
Emission stoft [kg/år]	300	2220	3520
Emission NO _x [kg/år]	36130	65482	40790

*Panna P6 används i princip kontinuerligt från mitten av september t.o.m. april. Panna P7 går i princip kontinuerligt från oktober t.o.m. mars. Första oljepannan startas vid en temperatur på ca -5 grader C, nästa startas vid -10 grader C och den tredje vid ca -15 grader C.

Utgående från dessa indata görs simuleringar i SIMAIRved för ämnena PM10 och NO₂ för år 2004. Syftet med beräkningarna är att undersöka vilket lokalt haltbidrag som är det dominerande bidraget av småskalig biobränsleförbränning, vägtrafik respektive utsläpp från Ålidhemsanläggningen i Sofiehem. Beräkningarna görs därför för tre fall, se Figur 19; (a) beräkningar då enbart lokaleldstäder inkluderas, (b) både lokaleldstäder och vägtrafik inkluderas samt (c) enbart Ålidhemsanläggningen inkluderas. Vid samtliga beräkningar används ett beräkningspunktsrutnät på 30x40 punkter med ett avstånd mellan varje beräkningspunkt på 25 meter.



Figur 19. Beräkningar görs i SIMAIRved i bostadsområdet Sofielund för tre fall. (a) Enbart lokaleldstäder inkluderas (grå punkter), (b) både lokaleldstäder och trafik inkluderas (grå punkter och linje) samt (c) enbart Ålidhems värmeverk inkluderas (grå punkt).

I Tabellerna 6 och 7 visas resultat från beräkningarna för de tre olika fallen för PM10 respektive NO₂. Det maximala lokala haltbidraget beräknas genom skillnaden mellan det högsta värde (totalhalt) och det lägsta värde (bakgrundshalt) för beräkningspunkterna.

Enligt beräkningarna i SIMAIRved är bidraget från Ålidhemsanläggningen i bostadskvarteret helt försumbart. Huvudförklaringen till detta är att utsläppen från anläggningen sker på en höjd av 62 meter, vilket är tillräckligt högt för att haltbidragen från anläggningen vid marknivå ska bli mycket små. Visserligen ligger bostadsområdet Sofielund sydväst om anläggningen, medan vinden klimatologiskt sett torde vara sydvästlig, vilket betyder att det lokala bidraget från anläggningen borde vara störst nordost om skorstenen (ca 10-20 gånger skorstenshöjd som tumregel). Enligt SIMAIRved är bidraget i dessa områden emellertid inte heller stort, högst 0.2-0.3 µg/m³ då det gäller årsmedelvärde av PM10 från Ålidhemsanläggningen.

Det lokala bidraget från lokaleldstäderna är 1.1 µg/m³ då det gäller årsmedelvärde av PM10 och 90-percentils dygnsmedelvärde är 2.2 µg/m³. Motsvarande värde för NO₂ är 1.0 µg/m³ respektive 3.9 µg/m³. Det dominerande lokala haltbidrag i området är vägtrafiken vid genomfartsleden Blå vägen, som för PM10 bidrar med 2.4 µg/m³ till årsmedelvärdet och för NO₂ ca 3.0 µg/m³. Detta är dock relativt låga värden i förhållande till bakgrundshalterna, där årsmedelvärdet av PM10 och NO₂ (urban bakgrund) enligt SIMAIRved är 9.3 µg/m³ respektive 14.5 µg/m³.

Slutsatsen från detta exempel är att trots att emissionen i särklass är störst från Ålidhemsanläggningen är haltbidraget från värmeverket ändå lågt vid marknivå. Det

dominerande lokala haltbidraget i Sofiehem är vägtrafiken, men lokaleldstädernas bidrag är inte försumbara.

Tabell 6. Lokala (maximala) haltbidrag av PM10 för de tre olika fallen enligt Figur 19.

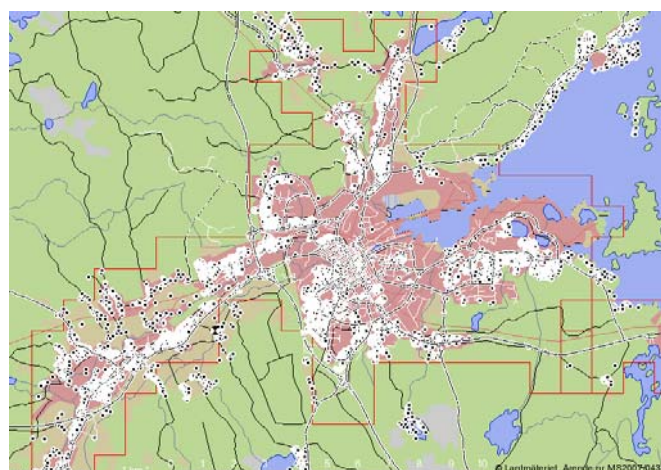
Bidrag PM10	Årsmedelvärde [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	90%-il dygnsmedelvärde [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Emission [kg/år]
(a) Lokaleldstäder	1.1	2.2	990
(b) Lokaleldstäder + vägtrafik	2.4	5.9	1670
(c) Ålindhemsanläggningen	0.0	0.0	5970

Tabell 7. Lokala (maximala) haltbidrag av NO₂ för de tre olika fallen enligt Figur 19.

Bidrag NO ₂	Årsmedelvärde [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	90%-il dygnsmedelvärde [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Emission [kg/år]
(a) Lokaleldstäder	1.0	3.9	231
(b) Lokaleldstäder + vägtrafik	3.9	5.7	3056.7
(c) Ålindhemsanläggningen	0.0	0.0	141359.0

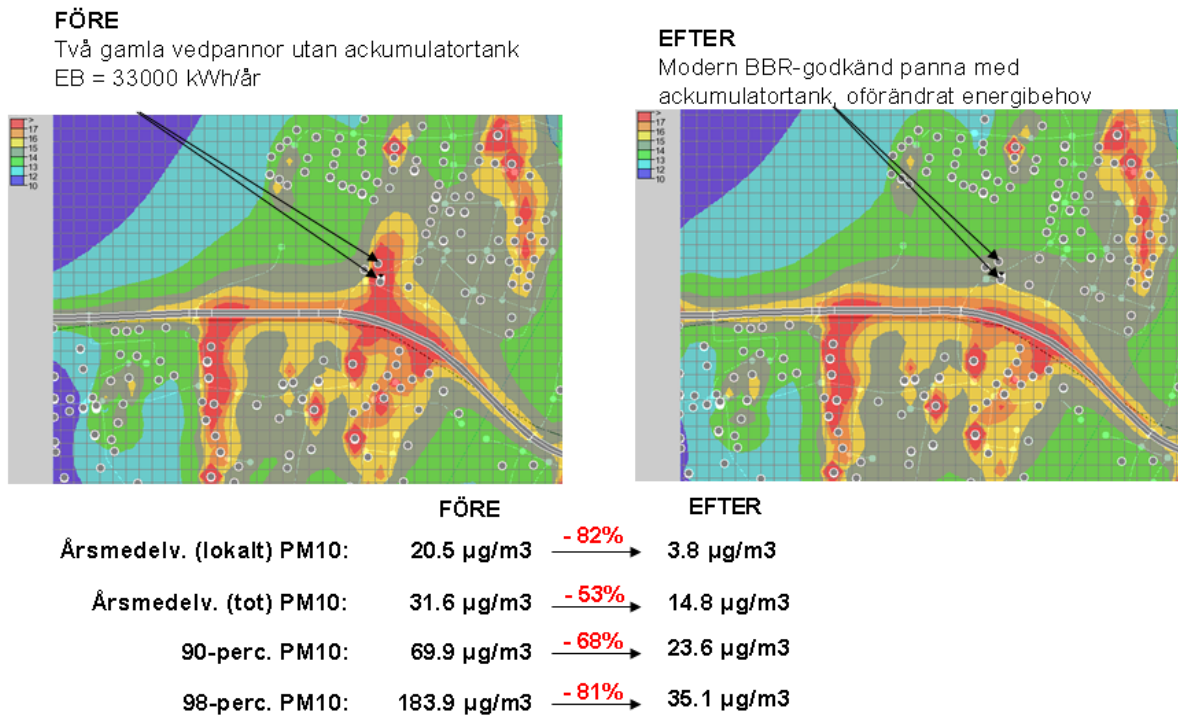
3.4 Gävle

Gävle kommun har en mycket omfattande emissionsdatabas för den småskaliga vedeldningen innehållande mer än 10000 inventerade eldstäder. Denna databas gjordes tillgänglig med hjälp av SLBanalys genom att pannor och lokaleldstäder klassificerades enligt SIMAIRved:s klassifikationssystem. Omfattningen av databasen kan också ses i Figur 20, presenterade i SIMAIRved. Merparten av de inventerade eldstäderna var lokaleldstäder ca 90 %. Av de resterande utgjordes ca 2 % av pelletspannor, 1 % av pannor med ackumulatortank och resterade ca 7 % av pannor utan ackumulatortank (totalt 752 pannor). Det är också de senare som står för en övervägande del av emissionerna, uppskattade till ca 94 % av de totala emissionerna. En viktig fråga är därför vilka förändringar som har skett av dessa 752 pannor sedan inventeringen gjordes och hur aktuell emissionsdatabasen således är. Detta borde vi ha undersökt tidigare i projektet, då det nämligen visade sig att databasen var gammal och att stora förändringar hade skett.



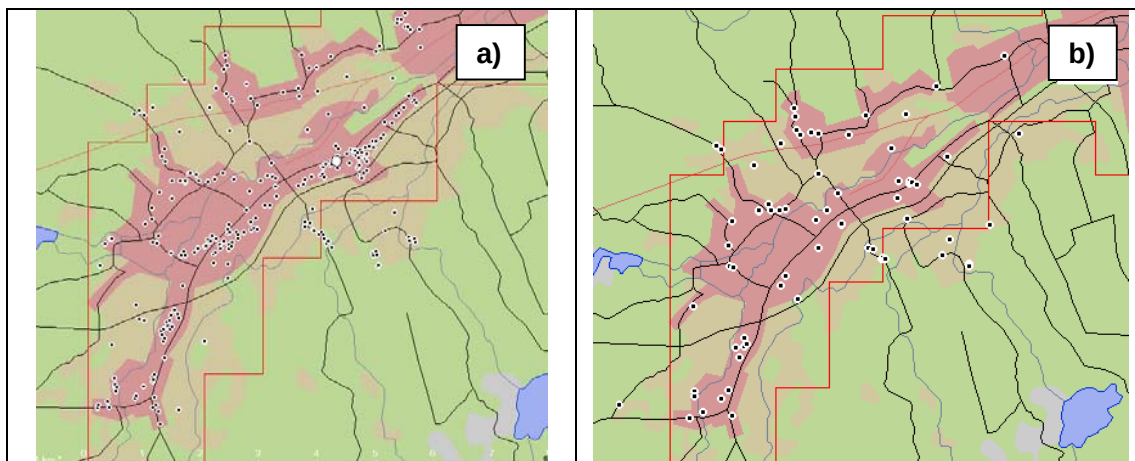
Figur 20. Geografisk presentation av småskalig vedeldning (punkter) och vägtrafiken i Gävle.

Ett sätt att förbättra luftkvaliteten är att byta ut gamla pannor mot nya BBR-godkända pannor med ackumulatortank. I Figur 21 finns ett beräkningsexempel som illustrerar detta, där två gamla pannor byts ut mot två moderna BBR-godkända pannor. Som framgår av figuren är effekten betydande.

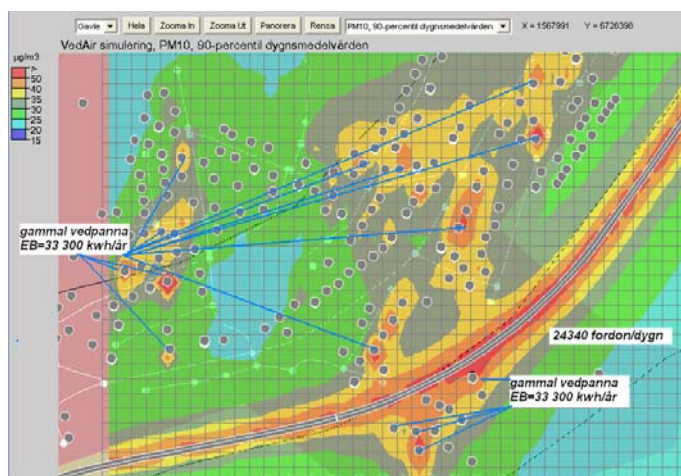


Figur 21. Luftkvalitet kan förbättras genom att byta ut gamla pannor utan ackumulatortank mot nya BBR-godkända pannor med ackumulatortank. Figuren visar förändringarna i årsmedelhalterna av PM10 (µg/m³)

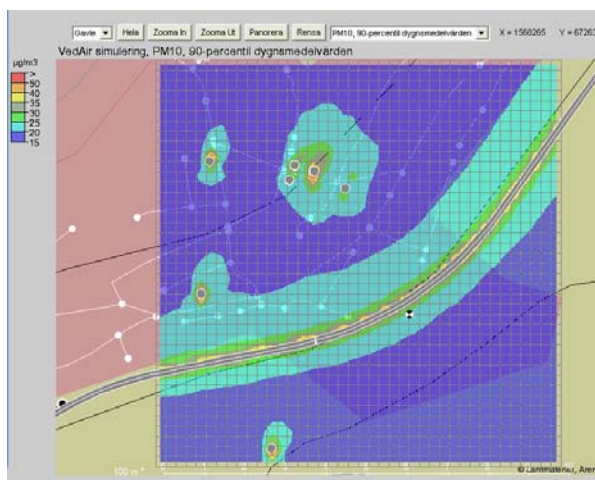
Att bygga ut fjärrvärmen är ett annat och framgångsrikt sätt att förbättra luftkvalitet. En fjärrvärmeanläggning som använder bibränsle ger betydligt bättre luftkvalitet än att elda bibränslen i många fastigheter via pannor och lokaleldstäder. Beräkningarna för Umeå är ett tydligt exempel (Avsnitt 3.3). I Gävle har det också skett en utbyggnad av fjärrvärmenätet och därigenom har utsläppsbilden förändrats. Emissionsdata idag ser därför annorlunda ut än det gjorde då den första emissionsdatabasen togs fram. För att undersöka det togs nya emissionsdata fram för ett begränsat område i Gävle nämligen östra delarna av Valbo. Nya emissionsdata togs enbart fram för vedpannor, eftersom det är dessa som står för merparten av emissionen. Lokaleldstäderna, vars bidrag till PM10 är betydligt mindre, ingick därför inte i beräkningarna. I Figur 22 visas skillnaderna i antalet vedpannor i området för de olika emissionsdatabaserna. Partikelemissionerna i dessa delar av Gävle uppskattas till 1.85 g/s i den gamla emissionsdatabasen och 0.52 g/s i den nya. Det betyder att luftkvalitet förmodligen förbättrats avsevärt, som också visas i Figur 23 och 24.



Figur 22. Fastigheter med vedpannor i östra delarna av Valbo i Gävle: a) gamla emissionsdatabasen, b) nya emissionsdatabasen.

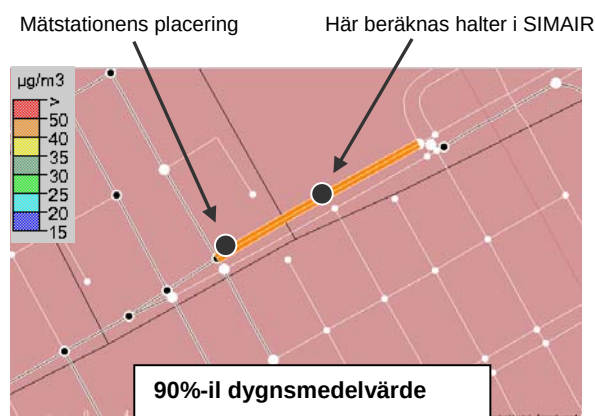


Figur 23. Beräknade 90-percentil dygnsmedelvärden av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) med hjälp av den gamla emissionsdatabasen. EB anger det årliga energibehov som antagits för fastigheterna med gamla vedpannor utan ackumulatortank. Riksväg 80 passerar området med 24340 fordon/dygn.



Figur 24. Beräknade 90-percentil halter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) med hjälp av den nya emissionsdatabasen.

Figurerna 23 och 24 visar också en annan problematik med den småskaliga vedeldningen, nämligen att de högsta halterna inträffar i ett begränsat område runt vedeldande fastigheter. För att verifiera sådana här beräkningar behövs därför mätningar göras i väl utvalda områden där biobränsleeldning förekommer. Sådana verifikationer har hitintills bara gjorts på ett fåtal platser, för Sveriges del i t.ex. Lycksele. I Gävle har alltså inga sådana mätningar gjorts. Däremot har mätningar av PM10-halter gjorts vid ett trafikerat gaturum i centrala Gävle under en period på tre månader, april-juni 2003. Mätningarna gjordes vid Staketgatan i närheten av Norra Skolan, se Figur 25. Eftersom det rör sig om ett gaturum har SIMAIRväg använts vid beräkningarna. På södra sidan om gatan bildar byggnaderna ett väldefinierat och slutet gaturum, medan norra delen (vid Norra Skolan) snarare är av halvsluten karaktär. På södra sidan är byggnaderna ca 5 våningar höga, medan norra delen av vägen består av äldre hus i 2 våningar. Staketgatan trafikeras av ca 13 000 fordon per årsmedeldygn varav andelen tung trafik är hög ca 15 %. Indata som har använts för modellkörningen visas i Tabell 8 och 9.



Figur 25. Mätningar av PM10 genomfördes vid Staketgatan i Gävle strax intill Norra Skolan under perioden april-juni år 2003. Gaturummet är tämligen brett, 33 meter, och är av halvsluten karaktär. Trafikflödet är ca 13 000 fordon per årsmedeldygn, varav andelen tung trafik är hög, ca 15 % (Torsten Sörell, Bygg och Miljökontoret vid Gävle kommun).

Tabell 8. Gaturumsinformation från Staketgatan i Gävle (från Torsten Sörell, Bygg och Miljökontoret i Gävle kommun).

Gata	Hushöjd [m] n. sida/ s. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Staketgatan, Gävle	10/18*	33	28	2+2	45

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar samt besök vid mätplatsen.

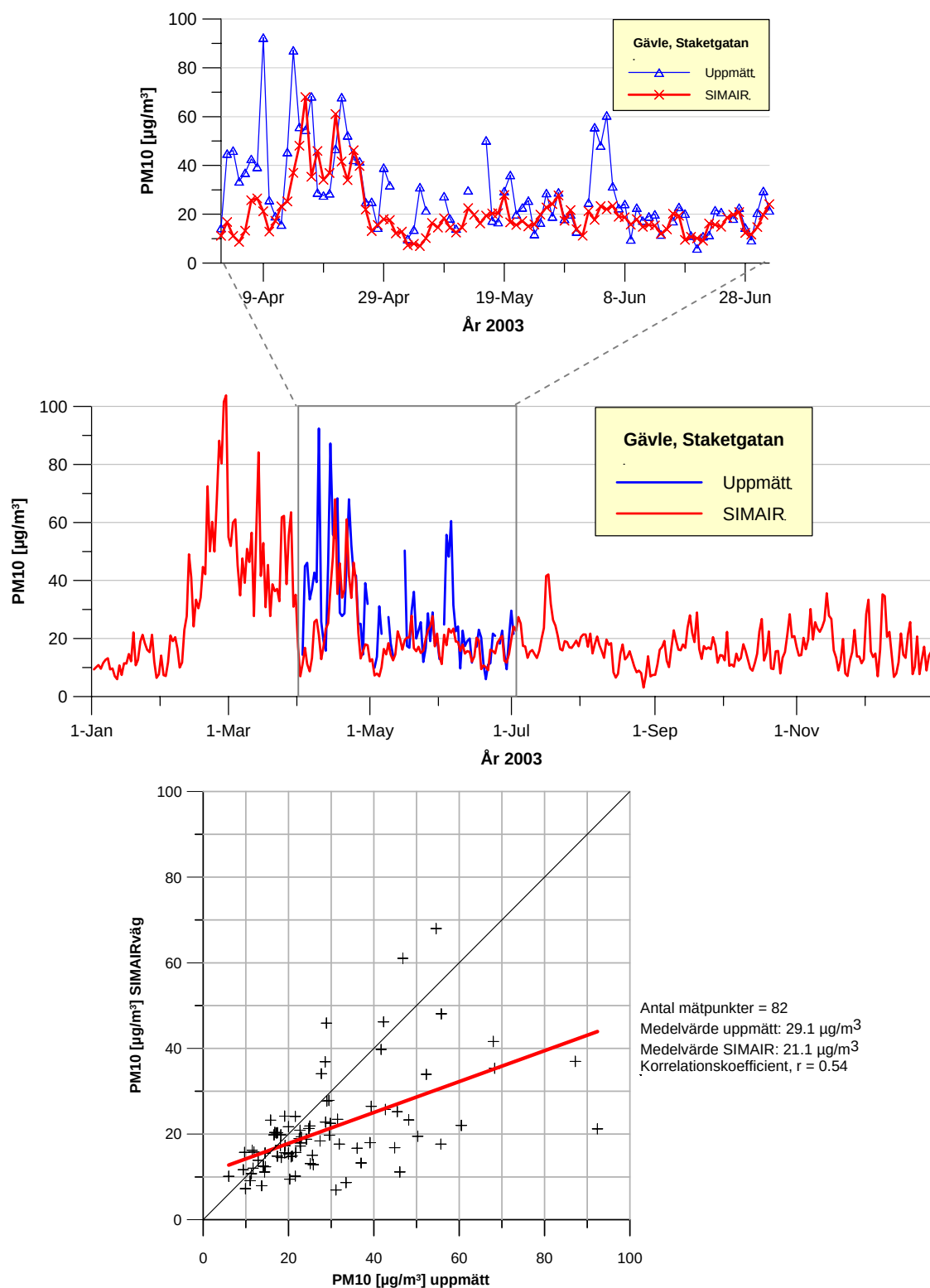
Tabell 9. Trafikinformation från Staketgatan i Gävle. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Torsten Sörell, Bygg och Miljökontoret i Gävle kommun).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Staketgatan, Gävle	2003	13000	15	50	Salt

Mätinstrumenten var placerad tämligen nära den stora korsningen Staketgatan/Norra Rådmansgatan intill Norra Skolan. Det kan vara ur ett hälsoperspektiv och av mättekniska skäl ett rimligt val men är inte idealt för att validera SIMAIRväg eftersom luftföroreningar från den andra gatan ”läcker in” i området och köbildning är vanligt förekommande till följd av ljussignaler. SIMAIRväg beräknar halterna på mitten av vägavsnittet (ca 100 meter öster om mätningarna), vilket innebär att förutsättningarna ej är riktigt likvärdiga.

I Figur 26 visas jämförelse mellan resultat från simuleringar i SIMAIRväg och mätdata från samma tidsperiod. Som framgår av figurerna är överensstämmelsen under omständigheterna god (korrelationskoefficient $r = 0.54$). SIMAIRväg underskattar dock halterna periodvis, som delvis kan förklaras med att luftföroreningar ”läcker in” från närliggande gator, vilket inte tas hänsyn till i beräkningen. Under stora delar av perioden är dock de simulerade halterna väl överensstämmande med mätdata.

Slutligen, en frågeställning är om mätvärdena är representativa för hela året? I Figur 26 visas också simulerade halter för hela år 2003. Enligt SIMAIRväg är mätningarna relativt representativa, då det definitivt rör sig om en period då halterna av PM10 är höga. SIMAIRväg ger dock ännu högre halter i februari-mars, så denna period hade nu i efterhand även varit önskvärd att ha mätningar för.



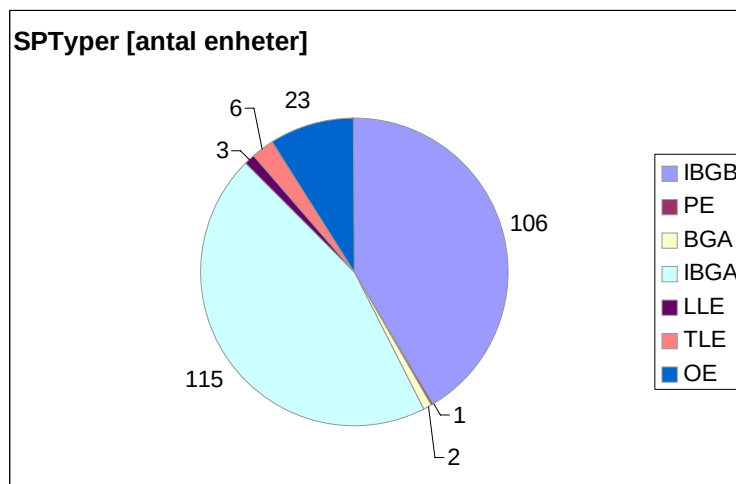
Figur 26. Överst: Tidsserie med jämförelse mellan beräknade dygnsmedelvärden av PM10 i SIMAIRväg och uppmätta dygnsmedelvärden av PM10 vid Staketgatan i Gävle.
Mitten: Samma som ovan, men beräknade värden för hela år 2003.
Nederst: Resultaten presenterade som en scatterplot. Heldragen (svart) linje anger samband 1:1.

3.5 Älvkarleby

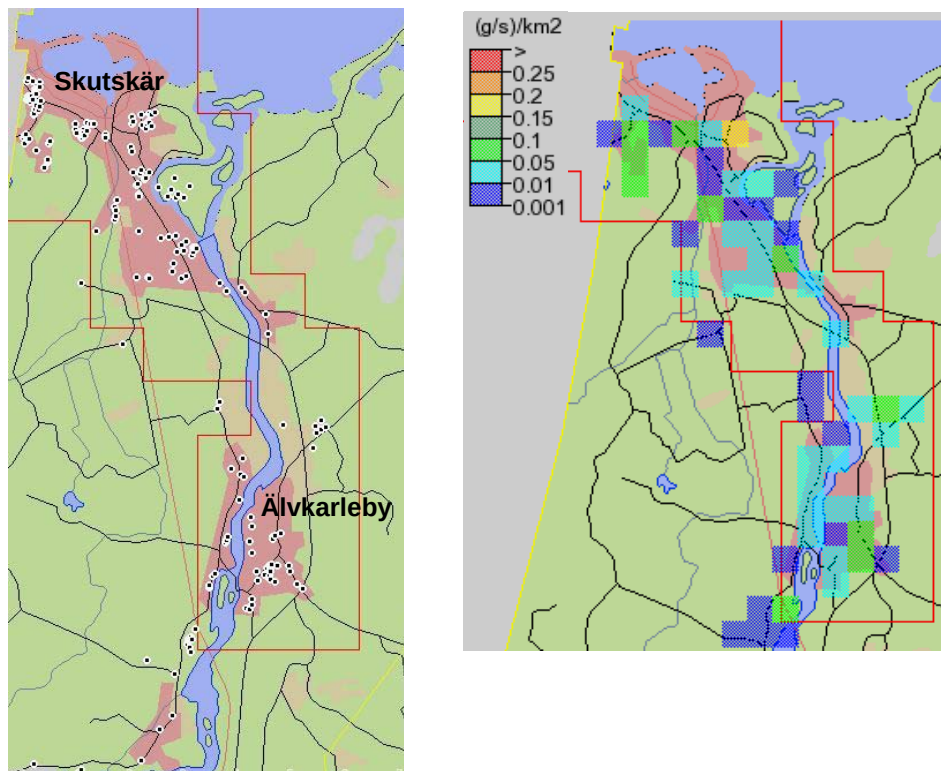
Älvkarleby är en liten kommun med ca 9000 invånare (med centralort Skutskär) belägen i norra Uppland. Kommunen bedöms i dagsläget ha relativt god luftkvalitet eftersom trafiken generellt inte är något problem. Enligt inventering av eldstäder uppvärms en del fastigheter med gamla vedpannor, men de är relativt få till antalet. Emellertid har kommunen fått klagomål från boende i vissa områden som påtalar problematik med vedeldning inom vissa bostadsområden. Detta är bakgrunden till att Älvkarleby kommun gick med som testkommun i SIMARved-projektet.

Inventeringen av eldstäder i Älvkarleby kommun omfattar ca 250 enheter. Dessa klassificerades i SPTyper enligt metodiken i Avsnitt 2.1.1 och antalet enheter per klass framgår av Figur 27. Enligt inventeringen finns det ungefär lika många pannor med som utan ackumulatortank. Emissionsdatabasen bedöms vara av god kvalitet och representera förhållandena ca år 2007. I Figur 28 visas kartor med dessa eldstäder, samt emissionen för den småskaliga bio-bränsleförbränningen i Älvkarleby kommun med en upplösning på 500 x 500 meter. Generellt är emissionen låg och varierar mellan 0.001-0.05 (g/s)km², men på en del håll kan den uppgå till uppåt 0.2 (g/s)km².

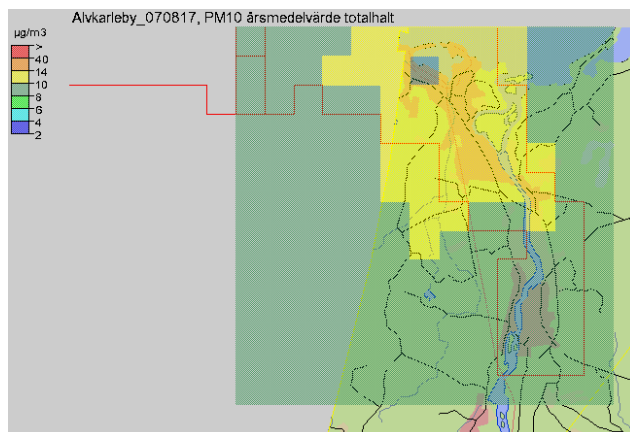
Vid spridningsberäkningar är det alltid av intresse att relatera de lokala haltbidraget i jämförelse med bakgrundshalterna (regionala + urbana bidrag). Detta visas i Figur 29. Bakgrundshalterna varierar en del. Det regionala bidraget av PM10 är ca 9 µg/m³, vilket är under nedre utvärderingströskel, men det urbana bidraget kan i vissa områden skjuta till med ytterligare 2-3 µg/m³, främst i Skutskär. Detta kan troligtvis förklaras med något större trafikarbete i Skutskär samt närheten till pappersindustrierna längst kusten.



Figur 27. Antal pannor och lokaleldstäder av respektive emissionsklass (SPTyp) för sotarinventeringen i Älvkarleby. För förklaring av de olika SPTyperna, se Tabell 1.



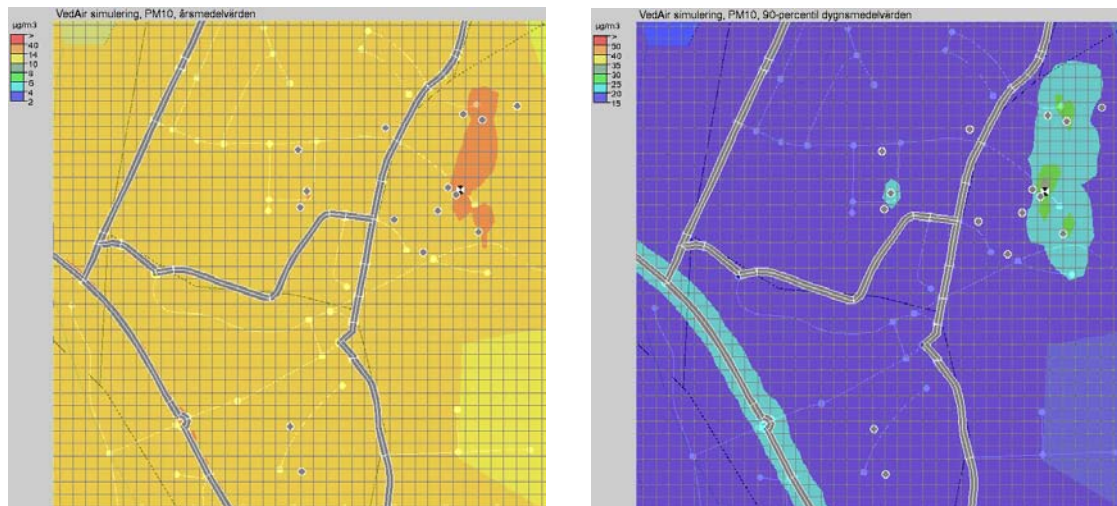
Figur 28. Till vänster: Fastigheter med småskalig biobränsleförbränning (svarta punkter) enligt inventeringen av eldstäder i Älvkarleby kommun.
Till höger: Emissionen av PM10 från småskalig biobränsleförbränning i Älvkarleby kommun.
Upplösning 500 x 500 meter. Enhet: (g/s)/km².



Figur 29. Årsmedelvärde av bakgrundshalter (regionala + urbana haltbidrag) av PM10 i Älvkarleby kommun.
Varje ruta motsvarar 1x1 km. Enhet: µg/m³.

När det gäller luftkvaliteten i bostadsområden med vedeldning är partikelhalterna generellt låga, men i närheten av fastigheter med gamla vedpannor kan emissionen, och även halterna, vara förhöjda. I Figur 30 visas exempel på resultat från SIMAIRved, i form av beräknade årsmedelvärden och 90-percentils dygnsmedelvärden av PM10 (µg/m³) i ett bostadsområde i Skutskär. Källor till partikelhalter i området är, förutom bakgrundshalter, huvudsakligen emissioner från vägtrafiken för en väg med ca 6000 fordon per årsmedeldygn, samt vedeldning

inom bostadsområdet. I närheten av vedeldande fastigheter kan det lokala bidraget från vedeldningen vara ungefär lika stort som bakgrundshalterna (ca $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vardera som årsmedelvärde för PM10). I vägens närområde är trafikens bidrag ca $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men halterna avklingas relativt snabbt.



Figur 30. Beräknade totalhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för årsmedelvärde (till vänster) och 90-percentils dygnsmedelvärde (till höger) i ett bostadsområde i Skutskär i Älvkarleby kommun. Totalhalten av PM10 som årsmedelvärde varierar mellan ca $10\text{--}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i området och 90-percentilen ca $15\text{--}35 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Sammanfattningsvis bedöms luftkvaliteten generellt i Älvkarleby vara god, och halterna av PM10 ligger mellan nedre och övre utvärderingströskel. Inom vissa områden med många fastigheter som uppvärms med gamla vedpannor kan halterna passera övre utvärderingströskel. Enligt beräkningarna är halterna dock för samtliga undersökta bostadsområden i Älvkarleby och Skutskär tätort genomgående lägre än miljö kvalitetsnormen för PM10.

4 Diskussion

En ökad användning av bioenergi för el- och värmeproduktion är en viktig komponent om vi skall klara klimatmålen med minskade utsläpp av koldioxid och andra växthusgaser. Samtidigt utgör vägtrafik och enskild vedeldning de största utsläppskällorna av bl. a partiklar och oförbrända kolväten. Därför är det viktigt att en ökad användning av bioenergi inte tillåts ske på bekostnad av ökade emissioner och ohälsa.

Viktigt är att notera att det är i huvudsak de gamla vedpannorna som eldas utan ackumulatortank som står för merparten av emissionerna. Modern vedeldningsteknik, rätt dimensionerad och installerad, ger mycket små miljöbelastningar och borde ur emissionssynpunkt kunna tillåtas i stort sett överallt, även om fjärrvärme naturligtvis är att föredra inom den tätaste stadskärnan. Genom att rikta åtgärder som syftar till att få bort de sämsta vedpannorna kan man skapa ett utrymme för att markant öka användningen av bioenergi för att ersätta olja och elström och ändå kunna minska de totala emissionerna i närområdet. Det är inte ovanligt att en gammal vedpanna motsvarar 90-95 moderna pannor i emissioner.

Dålig förbränning kan innebära, förutom en sanitär olägenhet och risk för ohälsa, även ökade risker för sotbränder och andra brandskador. Genom att samarbeta med sotningsväsendet kan kommunen samla in aktuella panndata som sedan i SIMAIRved kan omvandlas till aktuella emissionsdata. Utifrån dessa kan kommunen sedan enkelt hitta "hot-spots" och även simulera vad som händer om man skulle vidta åtgärder.

Med SIMAIRved har man fått ett kraftfullt verktyg att identifiera och synliggöra känsliga områden där man bör vara extra observant så att inte gränsvärden överskrids.

4.1 Rekommendationer för hantering av utsläpp från vedeldning

Till grund för arbetet med att förbättra luftföroreningssituationen i kommunen genom insatser mot vedeldning ser vi följande områden som viktiga:

- Vedeledning är främst ett lokalt problem, som involverar ett fåtal anläggningar och/eller vedeldare.
- Det är främst partikelhalterna som kan komma att överskrida normerna
- Åtgärder kräver kännedom om de enskilda anläggningarna och hur de används, vilket betyder att kontakterna med sotaren är en grundförutsättning.

Viktigt att komma ihåg är att de problem som kan uppstå med riktigt höga luftföroreningshalter, med risk överskridande av miljökvalitetsnormerna, i samband med vedeldning är mycket lokala till sin natur. Oftast begränsas problemen till vissa bostadsområden i kommunen, där man har många fastigheter med äldre vedpannor. Utsläppen bidrar till förhöjda halter utanför de vedeldade områdena men ger i sig inte upphov till överskridanden där. Vidare kan man konstatera att det endast är vissa typer av eldstäder/anläggningar som ger så stora utsläpp att normerna riskerar överskridas samt att det ofta handlar om hur man eldar. Största utsläppen sker vid pyrelldning.

Bästa sättet att identifiera potentiella riskområden i kommunen är att använda modellberäkningar. I första hand beräknas PM10 halterna. Detta i sin tur kräver dock att anläggningarna har inventerats, oftast med hjälp av sotaren. Ju mer detaljerad information som kan uppbringas desto säkrare blir beräkningarna. Kommunerna har ju möjlighet att då de skriver kontrakt med sotaren infoga något om detta i kontraktet.

Innan beräkningarna genomförs är det viktigt att tänka igenom hur realistiska olika antagande som ligger till grund för uppskattningarna av utsläppen från olika anläggningar (antagen energiförbrukning, braseldning/pyrelldning etc).

Om modellberäkningarna indikerar att man riskerar att överskrida miljökvalitetsnormen kan ytterligare beräkningar göras där man mer i detalj tar hänsyn till värmepumpsinstallationer som kan ha genomförts under senaste året, pågående fjärrvärmeutbyggnad eller andra planerade åtgärder för att bedöma beräkningarnas tillförlitlighet. Innan ytterligare åtgärder vidtas kan det vara aktuellt att genomföra mätningar för säkert avgöra om beräkningarna stämmer. Då kan mätstationens placering väljas utifrån de områden som beräkningarna anger är de mest kritiska. Man bör även kontrollera hur andra källor kan påverka mätningen. Oftast är det vägtrafiken som är mest kritisk att ta hänsyn till. Men även bakgrundshalterna måste givetvis kontrolleras. Rekommendationer vad gäller

mätningar/mätinstrument och kvalitetssäkring av mätdata kan ges av Referenslaboratoriet för tätortsluft i Sverige.

Ytterligare rekommendationer ges i Johansson et al. (2003) som bygger på erfarenheter från projektet Biobränsle-Hälsa-Miljö, ett flerårigt forskningsprogram finansierat av Energimyndigheten.

5 Slutsatser

- Vedeledning är främst ett lokalt problem, som involverar ett fåtal anläggningar och/eller vedeldare.
- Ligger vedeldningsområdena nära hårt trafikerade vägar finns risker för samverkan mellan emissioner från vedeldning och vägtrafik som kan leda till höga halter.
- Det är främst partikelhalterna som kan komma att överskrida normerna.
- Åtgärder kräver kännedom om de enskilda anläggningarna och hur de används, vilket betyder att kontakterna med sotaren är en grundförutsättning.
- Bästa sättet att identifiera potentiella riskområden i kommunen är att använda modellberäkningar. Detta i sin tur kräver dock att anläggningarna har inventerats, oftast med hjälp av sotaren. Ju mer detaljerad information som kan uppbringas desto säkrare blir beräkningarna. Kommunerna har ju möjlighet att då de skriver kontrakt med sotaren infoga något om detta i kontraktet.
- Om modellberäkningarna indikerar att man riskerar att överskrida miljökvalitetsnormen kan ytterligare beräkningar göras där man mer i detalj tar hänsyn till t.ex. eventuella värmepumpsinstallationer, pågående fjärrvärmeutbyggnad eller andra planerade åtgärder för att bedöma beräkningarnas tillförlitlighet.
- Innan ytterligare åtgärder vidtas kan det vara aktuellt att genomföra mätningar för säkert avgöra om beräkningarna stämmer. Då kan mätstationens placering väljas utifrån de områden som beräkningarna anger är de mest kritiska.
- Med SIMAIRved har man fått ett kraftfullt verktyg att identifiera och synliggöra känsliga områden där man bör vara extra observant så att inte gränsvärden överskrids.

Referenser

- Andersson, S., 2007a: *Undersökning av luftkvaliteten vid småskalig biobränsleförbränning i två kommuner med modellsystemet VEDAIR*. Examensarbete vid institutionen för geovetenskaper vid Uppsala Universitet, ISSN 1650-6533, Nr. 144 (tillgänglig från www.luftkvalitet.se).
- Andersson, S., 2007b: *Användarbeskrivning för VEDAIR*. (tillgänglig från www.luftkvalitet.se).
- Berkowicz, R., Olesen, H.R. and Torp, U., 1986: *The Danish Gaussian air pollution model (OML)*. Air Pollution Modeling and its Application. Plenum Press, New York.
- Gidhagen L., Johansson, C., Omstedt, G., Langner, J. and Olivares, G., 2004: *Model simulations of NO_x and ultrafine particles close to a Swedish highway*. Environ. Sci. Technol. **38**, 6730-6740.
- Johansson, C., Pettersson, M. and Omstedt, G., 2003: *Metodik för den lokala vedeldningens påverkan på luftkvalitet*. ITM rapport 118. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/itm2003_118.pdf.
- Johansson C. et al., 2004: *Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter Del 1. Lycksele*. ITM-rapport 124.
- Johansson, L., 2004: *Emissionsfaktorer för biobränsleeldade villautrustning*. SP Rapport 118.
- Johansson C., Sjövall B., Ferm M., Karlsson H., Vecely V., Krecl P. and Ström J., 2006: *Relationer mellan halter av partikelmassa, NO_x och sot i Sverige 2005/2006*. ITM-rapport 153.
- Löfgren, B-E., 2006: *Preliminära resultat från SotData projektet*, 2006-01-19 (tillgänglig från www.luftkvalitet.se).
- Nussbaumer, T., Czasch, C., Klippel, N., Johansson, L. and Tullin, C., 2008: *Particulate Emissions from Biomass Combustion in IEA Countries. Survey on Measurements and Emission Factors*. International Energy Agency (IEA) Bioenergy Task 32. Swiss Federal Office of Energy.
- Omstedt, G., 1988: *An operational air pollution model*. SMHI Reports Meteorology and Climatology, RMK, no. 57.
- Omstedt, G., Bringfelt, B. and Johansson, C., 2005: *A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads*. Atmospheric Environment **39**, 6088-6097.
- Omstedt, G., 2007: *VEDAIR ett internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning*. SMHI rapport nr 123, (tillgänglig från www.luftkvalitet.se).
- Todorovic, J., Broden, H., Padban, N., Lange, S., Gustavsson, L., Joahnsson, L., Paulrud, S. och Löfgren BE., 2007: *Syntes och analys av emissionsfaktorer för småskalig biobränsleförbränning*. Slitrapport för avtal 503 0506 och 503 0507 på Naturvårdsverket.

Bilaga 1

Luftkvalitet i relation till småskalig biobränsleeldning: Behov av mätningar och beräkningar

Presentation av Christer Johansson, ITM Stockholms Universitet

Luftkvalitet i relation till småskalig biobränsleeldning Behov av mätningar och beräkningar

Christer Johansson



SLB analys Miljöförvaltningen, Stockholm



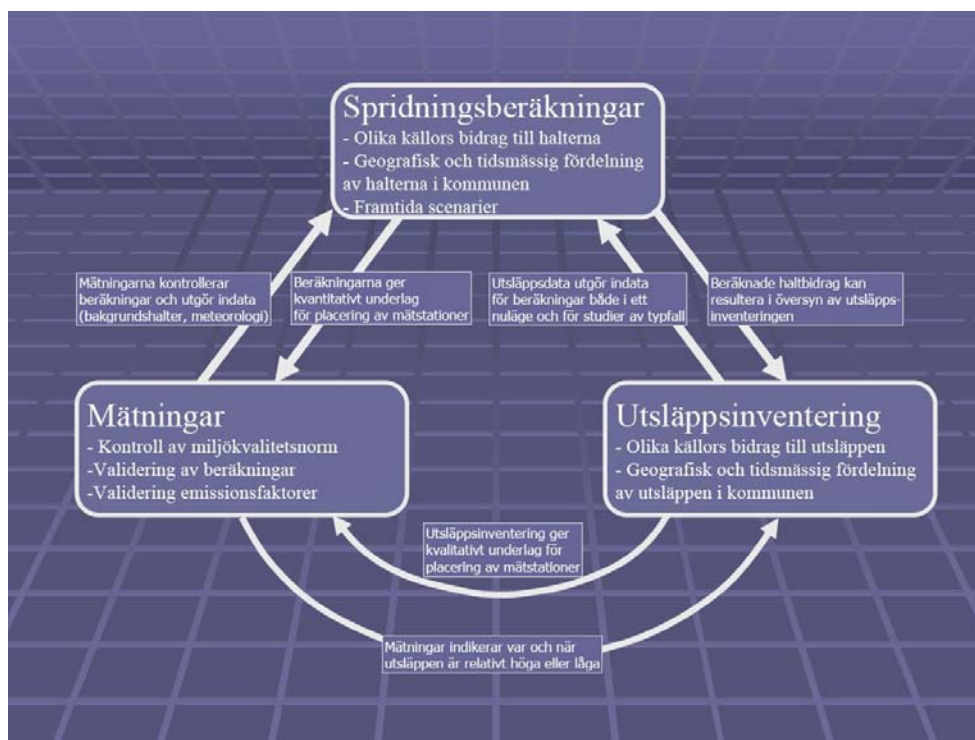
Institutionen för tillämpad miljövetenskap
Stockholms Universitet

Outline

- Varför både
 - Beräkningar & mätningar
- Emissioner från vedeldning
 - Lokalt problem
 - Jfr trafik



Räcker inte att mäta...

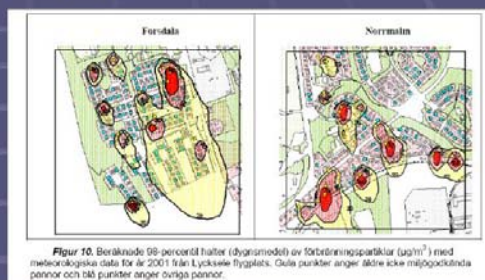


Arbetsgång



Vedeldning är lokalt problem

- Vissa områden
 - De mest tätbefolkade områdena (många drabbas inte bara vedeldarna själva)
- Vissa typer av eldstäder
 - Gamla pannor utan ack tank
- Vissa personer
 - "Pyreldare"



Trafik är ett stadsproblem - ej så individberoende

- Mest trafikerade vägarna
 - Gaturum: >10 000 fo/dy
 - Öppna vägar: >50 000 fo/dy
 - Beror på dubbandelen
- Vissa körförhållanden
 - Ryckigt, backar
- Vissa fordonstyper
 - Gamla icke kat bensin
 - Tunga fordon

Vilka ämnen?

- EU direktiv/miljökvalitetsnormer
 - PM₁₀, NO₂, Bensen, CO, SO₂ ...
 - Kommande direktiv/normer
 - BaP, tungmetaller, PM_{2.5}
 - Men ingen tröskelnivå för hälsoeffekter => ej tillåta upp till normen
- Miljömål
 - Eten (1 ug/m³), formaldehyd (10 ug/m³), sot (10 ug/m³, BaP (0.1 ng/m³), bensen (1 ug/m³), PM₁₀ (15 ug/m³)
- Källidentifiering
 - Levoglucosan
 - K, Zn, Rb
- Luktbesvär
 - ??
 - Ej hälsovådligt?

Råd för utvärdering av vedeldningsutsläpp ges i ITM-rapport



ITM-rapport 118

Metodik för utvärdering av den lokala vedeldningens påverkan på luftkvalitet

Erfarenheter från DHM

Örebro kommun, Malmö kommun, Göteborg
ITM-förbundet, Svenska Kommunförbundet, Sveriges
Förädlingsindustri, Sveriges Skogsindustrier

Tabell 1. Småskaligbiobränselökning, behov av information och dess tillgänglighet

Behov av information	Var kan informationen hämtas
Typ av eldstad	Soteregister, fastighetsregisterregistret ¹
Om planens framtidsöversikt eller ej (Beräknat utsläpp från eldstad i dag men det ska även beaktas planens framtida utsläpp i enlighet med BBR)	I vissa soteregister
Ackumulerat utsläpp samt vikt på dess utsläpp	I vissa soteregister
Utsläppsbedömning	SCB, energidrivna, sotregister
Eldningsaktivitet d v s användning över tiden	• Skattemässiga i relation till utsläppsparametrar • Enkeltekniska i relation till utsläppsparametrar • Enkeltekniska i relation till utsläppsparametrar
Geografisk placering (x- och y-koordinat)	Länsmåttets fastighetsregister eller kommunens fastighetsregister
Emissionsfaktorer	Se Bilaga 2

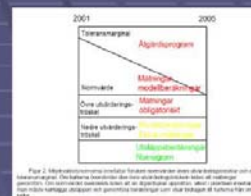
¹För detaljerade uppgifter om fastighetsregister och fastighetsregisterregistret finns anvisningar hos SCB.

INNEHÅLL

1. FÖRORD	1
2. SAMMANFATTNING	2
3. BAKGRUND	4
4. SYFTE	6
5. PROBLEMEN MED VEDELNING OCH KOMMUNERNAS MÖJLIGHETER	6
6. EMISSIONSDATABASER	8
6.1 INVENTERING AV DEN SMÅSKALIGA BIOBRÄNSLEDELNINGEN	8
6.2 UTLÄPP FRÅN VÄGTRAFIKEN	12
6.3 UTLÄPP FRÅN ÖVRIGA KÄLLOR	12
6.4 FRAMTIDSSCENARIER	12
6.5 SAMMANFATTNING EMISSIONSDATAINVENTERING	13
7. BERÄKNINGAR AV LUFTFÖRORENINGSHALTER	16
7.1 FÖRUTSÄTTNINGAR	16
7.2 SPREDNINGSMODELLER	16
7.3 INDATA	17
8. ERFARENHETER FRÅN LYCKSELE	18
8.1 METEOROLOGISKE KÄNNEKÄR	23
8.2 NOGGRANNHET I BERÄKNINGARNA	24
9. VILKA ÄMNEN BÖR MAN MÄTA OCH BERÄKNA*	26
9.1 VAR BÖR MAN MÄTA?	26
10. SAMMANFATTNING OCH REKOMMENDATIONER	26
11. REFERENSER	28
12. BILAGA 1. MILJÖKVALITETSNORMER	
13. BILAGA 2. INVENTERING AV SMÅSKALIG BIOBRÄNSLEDELNING - HJÄLP PÅ VÄGEN	

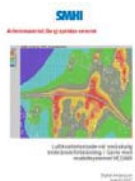
Att tänka på vid beräkningar för kontroll av MKN - vedeldning

- Dimensionerande parameter PM10
 - 90-percentil dygn
 - Jfr med Norm, ÖUT, NUT
- Geografiska områden
 - Kombination av bidrag från utsläpp från vägtrafik och vedeldning
 - Antal personer som berörs (Boverkets regler för nyinstallationer)
 - Klagomål (lukt, nedsmutsning, nedfall)
 - Finns lokala föreskrifter
 - Skolor, daghem, vårdanläggningar
 - Möjligheter till fjärrvärmeanslutning



Rådighet

- MKN överskridande
 - Åtgärdsprogram
- Lokala föreskrifter i kommunen
- Boverkets regler för nyinstallation
- Förbud p g a olägenheter
- Klimatinvesteringsprogram - bidrag



Vedair – SLF's kartläggning

Olika metodik
Vedair = ny utveckling



- Olika emissionsdata
 - Temperaturberoende (SMHI)
 - Olika anläggningar
 - Olika förbränningsförhållanden
- Olika modeller
 - Olika behandling av initial spridning av rökgaserna
- Olika meteorologi
 - Klimatologi (SLF) respektive helt år (SMHI)
- Upplösningen
 - Kartläggningen bara högupplöst i centrum

Många felkällor

Vedeldning: Vad bör kollas upp?

- Vedförbrukning - verkligt nyttjande osäkert
 - Rätt anläggning inlagd? Fjärrvärmeutbyggnad? Olje/el pris? Olika kalla vintrar? Trivseldning?
- Anläggningens verkningsgrad
 - Inga uppgifter om ack tankar fanns i Gävle!!
- Antaganden:
 - Årliga medelenergiförbrukningen kan variera mellan villorna (värmepumpar mm)
 - Braseldning eller pyreldning?

Många felkällor

Vägtrafik: Vad bör kollas upp?

- Dubbandelen?
 -
- Halkbekämpning?
 - Sand, salt?
- Trafikflödet?
 - Olika säkra uppgifter på statliga/kommunala vägar
- Skyltad hastighet?

Rekommendation om mätning planeras

- Ämnen
 - PM10 – dimensionerande för MKN
 - NOx – Koll på lokala trafikens bidrag
- Tidsperiod
 - November - Maj
- Tidsupplösning
 - MKN => dygn
 - Källbidrag => timme
- Plats
 - Se resultat från beräkningarna (Valbo, Bomhus)
 - Kontrollera trafikuppgifterna! Mät ev. trafikflödet, dubbandelen

Bilaga 2

SotData- möjligheter och problem

av Bengt-Erik Löfgren ÄFAB



SotData projektet

ÄFAB har med finansiering av Energimyndigheten och tillsammans med Skorstensfejarmästarna genomfört två etapper SotData-projektet. Projektet började initialt *som ett fristående inventeringsprojekt* i syfte att skapa ett verktyg som lättare kunde hantera den information som samlas in av landets skorstensfejare. En viktig del i detta är att all information som behövs görs både användarvänlig och lätt tillgänglig. Det gäller inte minst för insamlandet av emissionsdata från vedeldade villapannor.

Men under projektets gång kom SotData att även bli en viktig kugge i insamlandet av underlag till VEDAIR-projektet. VEDAIR är ett nytt Internetbaserat modellsystem för beräkning av luftkvalitet. Målsättningen är att kommunerna ska få tillgång till ett verktyg som ska ge underlag för planarbete med inriktning på god luftkvalitet. SotData fick därmed ett direkt tillämpningsområde i ”skarpt läge” och ÄFAB kom därmed också att inleda ett samarbete med *bl.a SMHI och IVL* i syfte att underlätta insamlandet av ingångsdata till VEDAIR-projektet.

Många forskargrupper har studerat hälso- och miljöeffekter från småskalig vedeldning, inte minst inom programmet Biobränsle, Hälsa och Miljö (BHM). Trots det finns det mycket lite fakta kring det *verkliga användandet* av biobränsle i villa och småhus. Det finns statistik att tillgå baserat på skorstensfejarnas rapportering över sotade anläggningar, men det är ett problem att kvalitén och tillgängligheten på uppgifterna i registren är mycket skiftande. Något centralt enhetligt register finns inte. Ett stort problem för att kunna genomföra åtgärder är därför att kunna identifiera var de dåliga anläggningarna finns.

Kontinuerligt uppdaterade data behövs från hela landet. Detta är i dagsläget ännu inte löst men ett omfattande arbete har *påbörjats* med utgångspunkt från *Räddningsverket* att med hitta former för att implementera SotData i nationella databaser, SotData- verktyget som till större delen konstruerades i steg 1 utgör navet för att kunna hantera data från olika datasystem i en riksomfattande inventering.

För att beskriva utsläppen från småskalig eldning med biobränsle behövs information om:

- typ av eldstad (villapanna, lokaleldstad)
- energibehov och fördelning på energislag
- uppfyller villapanna Boverkets byggregler(BRR) eller ej,
- ålder, modell mm
- finns ackumulatortank och storlek på tanken
- geografisk placering
- emissionsfaktorer för olika typ av eldstad

I steg II av SotData projektet har fokus legat på att *dels* anpassa- och utveckla verktyget till en modell för att via utsläppsnycklar kunna beräkna utsläppen från samtliga förbränningsanläggningar som inventerats

och *dels* kunna leverera ett underlag som även kan integreras i VEDAIR. Detta arbete har genomförts i samverkan med skorstensfejarmästarna i några kommuner och med SP när det gäller ingångsdata för emissionsberäkning. Fördelen med SotData är att detta verktyg även kan användas fristående och tillhörande databas kan kontinuerligt uppdateras i samband med sotning/brandskyddskontroll

SotData löser problemen med att samla in- och uppdatera ett register över såväl utrustning som omfattningen av användningen. Kvar att lösa är att *ta fram inventeringsdata från varje enskilt sotningsdistrikt*. Ett insamlingsarbete som enklast kan utföras i samband med lagstadgad brandskyddskontroll. Därigenom finns möjlighet att avsevärt förbättra miljömålsbevakningen lokalt, regionalt och nationellt.

Nedan har vi försökt att genom olika exempel synliggöra vad SotData skulle kunna bidra med. Verktøget kan användas till mer än att samla in data till VEDAIR. SotData kan synliggöra emissionsdata från enskilda fastigheter och resultaten skall ses som en hjälpmedel för kommuner, försäkringsbolag och energirådgivare etc att få information om vilka effekter olika åtgärder skulle kunna leda till.

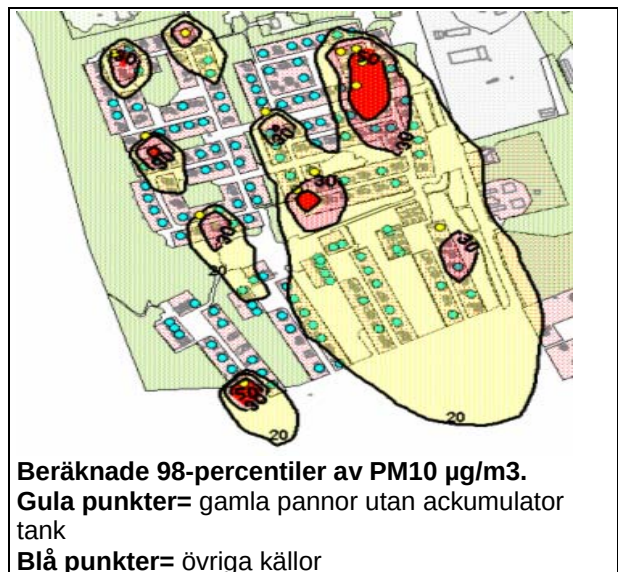
Bakgrunden

Omkring 25 % av landets uppvärmningsenergi till villor och småhus kommer idag från Biobränslen. Men den andelen skulle kunna mer än tredubblas utan att påverka luftkvaliteten negativt om man konverterade till bioenergi med god förbränningsteknik. Eller om man så vill, omkring 75 % eller mera av de flesta slags emissioner skulle kunna försvinna om alla som idag eldar med ved skulle använda modern teknik.

Att använda bioenergi istället för olja och elström *spelar en viktig roll i klimatpolitiken*. Som exempel kan nämnas att vi inom Sverige använder drygt 22 TWh el för att värma bostäder och lokaler till 20°C. Om vi ersatte hälften av denna elvärme med t ex pelletsvärme så skulle användaren halvera sin uppvärmningskostnad samtidigt som Sverige skulle kunna exportera 11 TWh *koldioxidneutral elström* till Europa. På marginalen leder detta till att utsläppen av koldioxid från koleldade kraftverk i sin tur skulle minska med drygt 11 miljoner ton. Detta motsvarar 20 % av Sveriges totala utsläpp eller hela den sparkvot som EU:s ministrar nyligen enades om att gälla fram till år 2020. Att i vårt land ersätta all slags elvärme är förmodligen den mest klimateffektiva insatsen vi kan bidra med.

BHM programmet har visat att påverkan på luftkvaliteten från vedeldning är främst orsakade av gammal och omodern utrustning och att utsläppen är begränsade till ett relativt litet närområde kring utsläpps-källan. Men också att utsläppen varierar kraftigt i landet, beroende på meteorologin och inflytande av långdistanstransport av luftföroreningar. Sannolikt är det också så att miljö kvalitetsnormerna för PM10 överskrids lokalt i bostadsområden där många äldre vedpannor fortfarande används som uppvärmningskällor. Behovet av en riksomfattande databas framstår allt tydligare liksom behovet av att med någorlunda lätt tillgängliga metoder kunna kartlägga föroreningshalter inom kommunerna.

Detta är anledningen till VEDAIR projektet som är ett system som även passar väl för integrering av utsläppsdata från vedeldning som ursprungligen tagits fram av BHM. Metoden blir genom Internet tillgänglig för många användare. Förutom miljöförvaltningar



skulle även brandskydd och försäkringsbolag ha stor nytta av att få en samlad bild över hur uppvärmningssituationen ser ut. Med en eldstadsrelaterad databas kan man t ex utvärdera energipolitiska satsningar, lägga trovärdiga prognoser och identifiera olika målgrupper som är i behov av åtgärd.

Kostnaden för att bygga upp och underhålla ett nationellt register kan delas upp på *dels* den största posten som består i att sammanställa (inventera) indata från landets alla sotningsdistrikt och *dels* att hantera och kontinuerligt uppdatera ett sådant register. Arbeten som i praktiken enbart kan utföras av landets skorstensfejare. Så för att få tillgång till indata krävs ett mer fördjupat samarbete med landets alla sotningsdistrikt, någon som lämpligen borde kunna ske via SSR.

Haken ligger i att ersätta skorstensfejarna för inventeringsarbetet inom de olika distrikten. Tidsstudier från våra projekt tyder på att den totala tidsåtgången att inventera och registrera varje fastighet tar c:a 15 min i anspråk vilket i praktiken innebär en kostnad av minst 170 kr per fastighet. För att hålla kostnaden nere är det lämpligt att integrera insamlingen av data med brandskyddskontrollen som sker med återkommandeintervall i alla fastigheter. När det sedan gäller att hantera och uppdatera en databas så kan detta tämligen enkelt ske i samband ordinarie sotningsintervall.

Resultat med SotData

SotData är konstruerat så att underlaget som tas fram blir användbart i miljöarbetet såväl på lokal som på regional och central nivå samt kunna koordineras med VEDAIR. Men underlaget måste successivt uppdateras vid förändringar hos användaren av förbränningsutrustning något som rent praktiskt måste ske i samarbete med Skorstensfejarmästarna om detta skall kunna genomföras till rimliga kostnader.

Vi kunde redan i redovisningen av EtappI konstatera att det inte är någon tvekan om att Skorstensfejarna är den aktör som är lämpligast att ansvara för den lokala hanteringen av ett eldstadsregister.

- SotData modellen är förankrad – och kompatibel - hos samtliga de datasystem som skorstensfejarna använder i hela landet. Fungerar hos alla sotningsdistrikt.
- SotData används för insamling av indata till VEDAIR
- SotData ligger till grund för emissionsberäkningar även i PellSam:s kommande dimensioneringsverktyg för bioenergiteknik.
- SotData i kombination med ÄFAB:s PannData kan implementeras i en lång rad tillämpningar inom energi- och miljöområdet, t ex som dimensioneringsverktyg eller export hjälpmedel vid hantering av eldningsutrustning.

Därmed finns förutsättningen för att även SotData skall kunna utvecklas till ett verktyg som kan öka kunskapen kring den utrustning som används för villauppvärmning.

Genom att få med GIS-koder och en noggrann inventering av såväl fabrikat, modell och ålder av utrustning som energibehov och skorstenshöjd kan en mycket exakt utsläppsbild skapas. GIS-koder är en förutsättning för att t ex SMHI placera in utsläppskällan i sina klimat- och spridningsmodeller.



Med en GPS i handen på skorstensfejaren kunde exakta GIS-koder för utsläppskällan bestämmas.

Genom att koordinera de olika datasystem som skorstensfejarna använder och se till att uppgifter om fastighetens utrustning även finns med på kommande arbetsorder är det också lätt för skorstensfejaren att *kontinuerligt uppdatera registret* när exempelvis ett pannbyte skett. En enkel och pålitlig uppdatering är en förutsättning för att kommunerna ska kunna ha verklig nytta av registret och därmed även VEDAIR i sitt arbete med miljömålen. Meningen är att ett eldstadsregister skall vara tillgängligt för uppdatering av VEDAIR via en textfil som enkelt kan importeras i de flesta dataprogram.

Inventeringsarbetet i fyra kommuner

Att veta (inte tro!) hur det ser ut i verkligheten är viktigt. Med 4 st någorlunda komplett inventerade kommuner kan vi nu synliggöra nyttan av SotData och även visa exempel på de olika användningsområden som verktyget har. De sotningsdistrikt som arbetat med projektet är utbildade och väl insatta i vad som skall noteras och vikten av att inventeringen blir komplett. Inventeringsarbetet har skett i samband med ordinarie sotningsföretag vilket påskyndat insamlandet av data men förorsakat skorstensfejarna ett merarbete som vi inom projektet kunde ersätta till ungefär 50 % av verklig kostnad. Om inventeringsarbetet i framtiden skulle kunna integreras i den lagstadgade brandskyddskontrollen skulle detta kunna ske mot ett rimligt extraarbete.

Arbetet med att konstruera ett fungerande inventeringsverktyg inleddes i EtappI med att gå igenom de olika datasystem som skorstensfejarna använder idag. Dessa system gjordes sedan kompatibla med den databas som utgör SotData. Detta för att skorstensfejarna inte skulle tvingas att arbeta i dubbla programvaror vilket med största sannolikhet skulle ha inneburit att fördelarna med en enkel uppdatering skulle omintetgöras.

Vi fann att tre st helt olika datasystem användes; dels hade Vänersborgs sotningsdistrikt ett egenutvecklat system, dels används *Sot 2000* och dels *MiData* bland distrikten. De olika systemen var till sin uppbyggnad helt olika, med olika förutsättningar att samla in och registrera data.

Arbetet startade med att försöka få dessa olika datasystem att kunna leverera insamlade data på en likartat sätt till vårt projekts inventeringsverktyg som fick arbetsnamnet SotData.

Med detta inventeringsunderlag som mall har sedan mjukvaran anpassats så att dessa uppgifter kunde föras in i respektive program och sedan via en så kallad snurra levereras som en textfil till SotData. Denna textfil har sedan gett önskad input för att integrera uppgifterna i VEDAIR

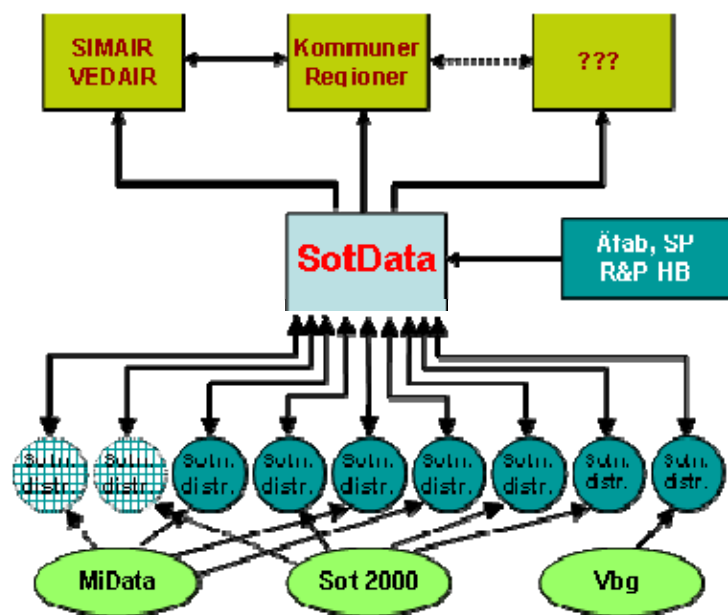
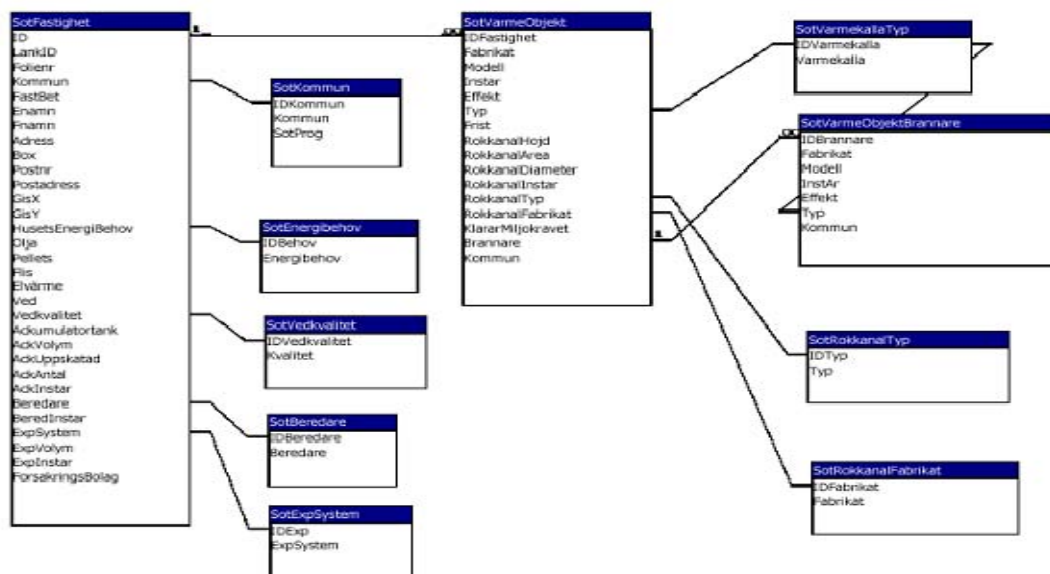


Fig 1 Schematisk bild över dataflödet i SotData. Skorstensfejarnas ordinarie dataföretag levererar mjukvaran. Sotningsdistrikten levererar inventeringsresultat till SotData och får information i retur. SotData levererar data till VEDAIR och andra intresserade aktörer. Åfab, SP och R&P HB ger input i form av emissionsnycklar mm.

Relationer för SotData
den 9 november 2004



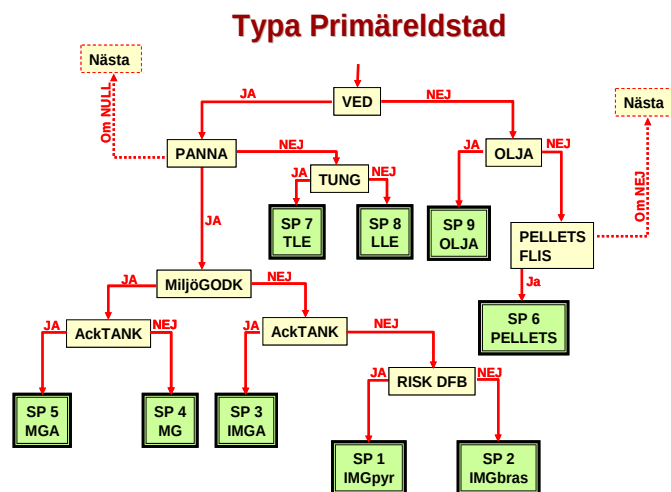
Inventeringsverktyget SotData är i sin tur uppbyggd kring en databas i Access-miljö med inbördes relationer enligt figur nedan.

Med denna uppbyggnad är SotData i sig själv ett verktyg för att söka och bearbeta information kring kommunens uppvärmning. I SotData finns även en emissionsdatabas vilket gör det möjligt att använda SotData för olika typer av dimensionerings- och miljöberäkningar även i enskilda fastigheter. Genom att kombinera olika uppgifter kan man söka i databasen och hämta i stort sett den information man behöver om t ex andel vedeldning, genomsnittlig ålder på installerad utrustning och hur många pannor som kommer att bytas ut de närmaste åren. Även geografiskt kan man via GIS-koder välja ut ett område och simulera t ex vad som händer med utsläppen om man byter ut vissa produkter etc.

Miljöberäkningar i SotData

SotData är sammanlänkad med ÄFAB:s panndatabas som i dagsläget innehåller uppgifter på mer än 1 200 olika fabrikat och modeller av värmekällor (pannor). Varje produkt i denna panndatabas har sedan konverterats till den klassificering av utsläppskällor som tagits fram av SP i Borås och som används inom t ex BHM och VEDAIR när det gäller att redovisa utsläppsdata.

Till att börja med gäller att först och främst kunna konvertera de pannor och modeller som finns i ÄFAB:s panndatabas till de SP-koder som används. För detta ändamål har vi gjort en s k "snurra" d v s en serie frågor som kan vara sanna (ja) eller falska (nej) och som leder fram till att varje produkt får en "SP-klass" (eller kastas ut ur



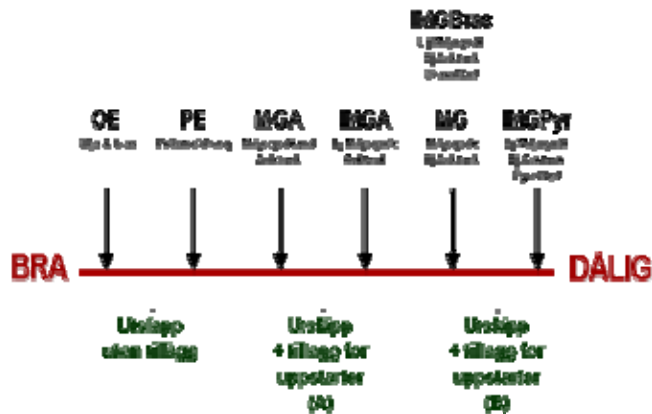
Ex på "snurran" som automatiskt klassar en värmekälla till någon av SP-klasserna.

systemet som felaktig). I figuren på föregående sida visas en schematisk bild över hur ”snurran” är uppbyggd.

Därefter har vi gjort en grov uppskattning om var aktuell SP klassificering ligger på en skala som går från BRA till DÅLIG.

När det gäller oljeeldning (OE) och pelletseldning (PE) så anser vi att dessa representerar den bästa tekniken när det gäller emissioner och att det i dessa fall räcker med att redovisa utsläppsdata från själva driften.

Men när det gäller utsläppen från vedeldning blir det lite besvärligare. Här måste vi även ta hänsyn till utsläppen från uppstart då dessa kan vara relativt höga och svara för en stor andel av de totala utsläppen även om de i tiden är ganska korta.



Figuren visar hur vi till att börja med graderar SP:s klasser i förhållande till emissioner i en skala från bra till dålig.

Detta leder i sin tur att det blir betydande skillnader i antalet uppstarter – och därmed även i mängden emissioner – beroende på om det finns ackumulatortank eller inte. Även storleken på ackumulatortanken påverkar resultatet. Om vedpannan har ackumulatortank beräknas antalet uppstarter per år utifrån förhållandet mellan angivet energibehov för byggnaden dividerat med lagringskapaciteten i aktuell ackumulatortank. Detta ger ett medel antal uppstart som gäller för hela året.

Från SP har vi sedan inhämtat utsläppsdata för varje enskild klass både för emissioner under drift och för emissioner under uppstart. Med utgångspunkt från denna klassning och ingående emissionsdata från SP kan vi nu göra en beräkning av varje fastighets totala emissioner under ett år baserat på fastighetsägarens uppgifter på aktuellt energibehov och fördelning på energislag. Om fastigheten ”blandas” med t ex både ved och olja är det bara att fördela energibehovet procentuellt mellan energislagen och beräkna utsläppen varför sig för att sedan redovisa den totala summan. Vi kan nu redovisa emissionerna som kg/år och kan också enkelt simulera vad som skulle hända om vi ersätter befintlig värmeanläggning med något annat alternativ.

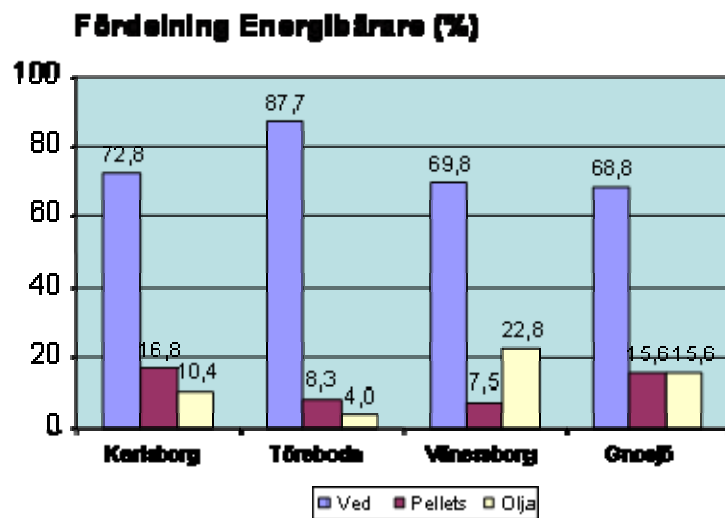
Vi ser minst fyra viktiga arbetsområden för SotData i framtiden:

- Med SotData som grund kan kommunens energirådgivare ges ett dimensioneringsverktyg för att både beräkna ackumulatortankens storlek (i förhållande till vald pannans eldstadsvolym).
- På samma sätt kan SotData vara ett kraftfullt hjälpmedel för t ex miljöförvaltningar att kunna värdera – och förebygga – klagomål på störande utsläpp från vedpannor mm.
- Genom att addera riskfaktorer kan man även använda SotData till att identifiera riskobjekt för t ex både brand och miljöstörning.
- Genom SotData kan man förutse kommande investeringsbehov, identifiera tänkbara kundgrupper och utvärdera resultatet av olika former av marknadsaktiviteter.

Ex på resultat från SotData

Även om SotData är mest känt som ett verktyg för att samla in uppgifter till VEDAIR som i sin tur med hjälp av GIS-koordinaterna kan beräkna och rita utsläppskartor med spridningseffekter baserade på meteorologiska data, så vill vi här även redovisa exempel på andra användningsområden för SotData. Genom att SotData hanterar många uppgifter kring varje enskild fastighets värmebehov, utrustning och prestanda har SotData många användningsområden.

Man kan t ex få en bild över hur kommunens fastighetsbestånd ser ut när det gäller användning, ålder, miljöbelastning mm. Men man kan även genom att jämföra olika åldersgrupper studera hur t ex bidrag från ett riktat LIP- eller KLIMP projekt påverkat installationerna.



I diagrammet ovan kan vi se fördelningen mellan olika energibärare i 4 inventerade kommuner. Notera att det i underlaget är fastigheter som finns i skorstensfejarnas register, d v s att elvärmade hus inte finns med.

Man kan förutsäga kommande behov av pannbyten och identifiera och rikta informationsinsatser till mycket smala kundgrupper om man så vill. Eller med tämligen stor säkerhet kunna värdera en kommande marknad när det gäller arbetstillfällen och omsättning. Eller man kan identifiera riskgrupper både för brandskador, sotbränder och miljöstörningar. Med SotData får man ett kraftfullt verktyg där man även kan synliggöra miljönyttan av olika typer av åtgärder.

Av de inventerade fastigheterna i de fyra kommunerna är 345 st pelletseldade. Det motsvarar 10,6 % av alla inventerade fastigheter. Från PiR och PellSam vet vi att de totala antalet pelletseldade fastigheter idag ligger på ungefär 120 000 st. I den senast sammanställda statistiken från år 2003 insamlad av SSR över verkligt sotade värmepannor kan vi konstatera att det då sotades drygt 900 000 värmepannor. Med tanke på att pelletseldningen ännu inte slagit igenom bland stora villaägargrupper i storstadsregionerna så kan vi därför utgå från att de inventerade siffrorna är tämligen representativa för en *genomsnittlig svensk kommun*.

I de följande avsnitten ges fler exempel på uppgifter som man kan få ut av SotData.

4.4.1 Vedeldning och ackumulering

I underlaget finns idag näst intill heltäckande inventeringsresultat från 4 olika kommuner; Karlsborg, Töreboda, Vänersborg och Gnosjö. När vi sorterat de 2 702 bioenergielddade villapannor som vi hittat och därefter valt ut ”vedpanna” plus ”minst 1500 liters ackumulatortank” plus ”pellets- och/eller fliseldning” fick vi bara 407 st träffar totalt. *Det betyder att det endast är omkring 15 % av alla bioenergielddade fastigheter som eldas i utrustningskombinationer som uppfyller rimligt ställda miljökrav.* Observera att då är ändå inte kravet på enbart sk miljögodkända enligt BBR med, utan vi har istället valt ut den teknik som

uppfyller kraven på ”bästa teknik” enligt den praxis som tillämpas av landets miljödomstolar, d v s att alla vedeldade pannor minst skall ha en ackumulatortank. Se nedre diagram nedan.

Men liksom i tidigare undersökningar är det stora skillnader mellan olika kommuner. I Töreboda t ex är det långt mellan de fastighetsägare som investerat i modernare teknik. Se övre diagram t h. Resultaten kan även indikera att kunskapen hos verksamma VVS-företag och energirådgivning inte nått fram till slutanvändarna.

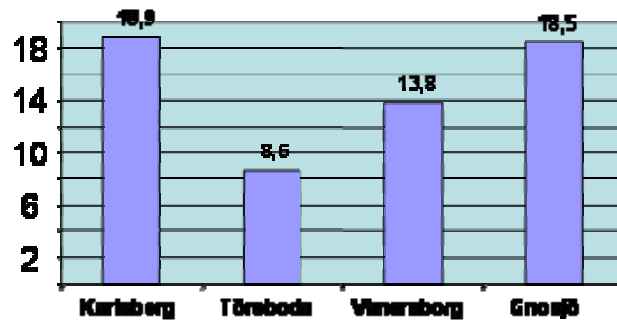
Av villaägare som har 30% eller mer av värmebehovet från vedeldning är det fortfarande mer än varannan – 54 % - som *helt saknar ackumulatortank*. Allra sämst är det i Karlsborg och Vänersborg där ungerfär 60 % av vedeldarna saknar ackumulatortank, medan det i Gnosjö ”bara” är 37 % som saknar ackumulatortank.

Det kan tyckas anmärkningsvärt att Karlsborg finns i topp när det gäller installationskvalitet, då man både när det gäller användandet av ackumulatortankar och storleksfördelningen ligger i botten. Förklaringen återfinns i att man i Karlsborg har en mycket högre andel pelletseldning (16,8 % av all fastbränsleeldning) än i de övriga kommunerna (se diagram föregående sida) vilket hjälper upp medeltalen.

Noterbart är att installationerna i Gnosjö avviker markant på ett positivt sätt från de övriga kommunerna. Förutom att andelen som saknar ackumulatortank är låg så är andelen som investerat i en bra och modern teknik minst dubbelt så hög som i de andra kommunerna (25 %). De här resultaten indikerar att det finns/eller har funnits en aktiv rådgivning och bra installatörsföretag vilka även nått ut med sitt budskap.

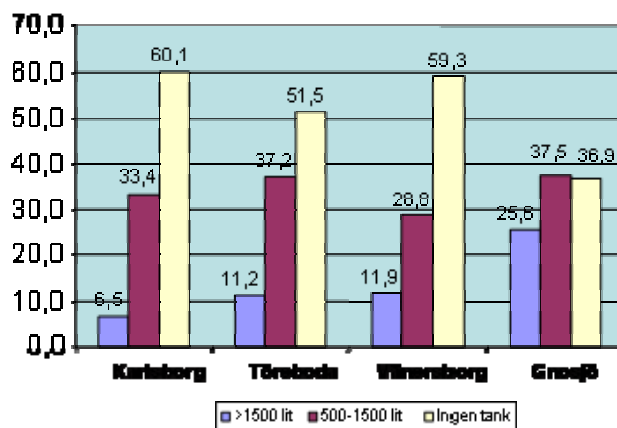
Att bara (15 %) av alla vedeldare har en något så när dimensionerad anläggning är alarmerande Om dessa inventerade kommuner är representativa för landet som helhet kan vi bara konstatera att det fortfarande är en mycket lång väg kvar innan emissionsproblemen från vedeldningen är borta. Och när så även mer än varannan ackumulatortank dessutom är felaktigt dimensionerad (54 %), understryker detta mer än väl behovet av såväl information till allmänheten som behovet av utbildning av landets VVS-installatörer.

Andel som uppfyller Miljökrav (%)



De genomsnittligt bästa fastbränsleanläggningarna finns enligt detta urval i Karlsborg och Gnosjö, medan det i Töreboda är långt mellan de anläggningar som önskas.

Fördelning Ackumulatortankar (%)



Visar skillnaden i procent på installerade ackumulator-tankar i kombination med inventerade vedeldningar. Staplarna längst till höger är andelen av vedeldare som helt saknar ackumulatortank.

Anläggningarnas ålder

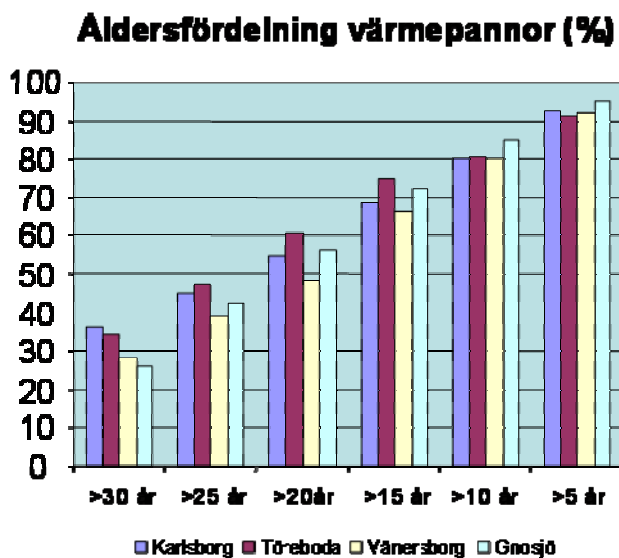
Sorterar vi fastigheterna från de inventerade kommunerna i SotData på ålder kan man t ex beräkna hur marknaden för pannbyten kommer att utvecklas under de närmaste åren. Och därmed kunna bedöma såväl antalet kommande installationer liksom hur mycket pengar som kommer att investeras. Man kan bakåt kontrollera om t ex ett klimpbidrag också i verkligheten har lett till att folk har investerat i önskad riktning eller så kan man beräkna medelåldern på installerad teknik för att få en uppfattning om hur kommunen ligger till i jämförelse med andra kommuner.

I princip kan vi konstatera att under de senaste 20 åren har mellan 10- 15 % av alla värmepannor i en kommun byts ut för varje 5 årsperiod som gått. Det betyder att ett normalt år installationsmässigt har lett till att 2,5 % av beståndet förnyats. Detta indikerar i sin tur att en pannas *verkliga livslängd* ofta kan vara både 35 och kanske t o m 40 år (!)

När vi då finner att medelåldern på installerade pannor i *Gnosjö och Vänersborg* är 19 år, i *Töreboda* 22 år och i *Karlsborg* hela 25 år så indikerar detta att det finns ett ganska stort antal "överåriga pannor" som kommer att behöva bytas ut under den närmaste tiden.

I Töreboda och Karlsborg är omkring var tredje panna äldre än 30 år, det vill säga representerar pannor som av åldersskäl kommer att behöva bytas ut inom de närmaste 5- 10 åren.

Att andelen riktigt gamla pannor är lägre i Gnosjö och Vänersborg tror vi kan tillskrivas att dessa kommuner är expansiva kommuner med inflyttning, vilket betyder att det är lättare att sälja ett hus. Vilket i sin tur gör att det är lättare att motivera en nyinvestering i ett nytt värmesystem.



Diagrammet visar andelen pannor i procent av alla som är äldre än en viss ålder. Pannor äldre än 30 år kommer av åldersskäl att bytas ut under de närmaste åren.

I princip är det troligt att de siffror vi fått fram i denna inventering är representativa för hela landet. I så fall kommer var fjärde installerad panna att behöva bytas ut inom de närmaste 5 åren, vilket skulle indikera en näst intill fördubblad marknad jämfört med de senaste 20 årens försäljning. Om vi dessutom antar att det är de sämsta pannorna som byts ut så kommer detta med automatik att ge stora utsläppsminskningar i den lokala närmiljön.

Synliggör miljöprestanda

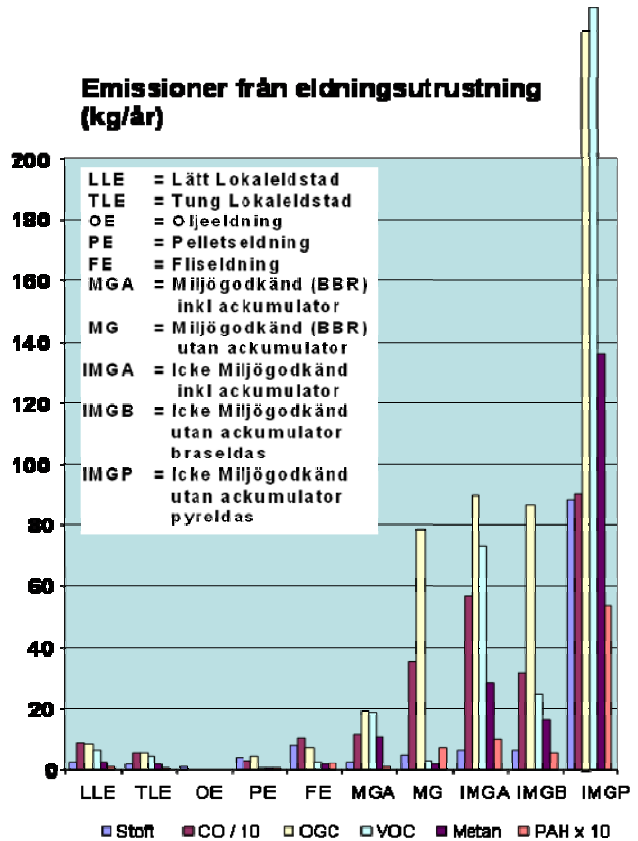
De 4 st sotningsdistrikt som någorlunda heltäckande inventerats i detta projekt ger oss också en bra bild över hur vi kan använda SotData till att beräkna och synliggöra miljöprestanda. Till SotData har vi kopplat *Åfabs panndatabas* och tillsammans med SP har vi tagit fram en *utsläppsnyckel för installerad teknik*. Det är naturligtvis realistiskt att vi skulle kunna ta fram exakta utsläppstal för varje enskild produkt utan att mäta, men resultaten ger ändå en riktigt bra upplösning på hur det ser ut med olika alternativa elnergi- och

produktval. Notera att i varje enskild fall påverkas resultaten även av användarens eldningsteknik och vedkvalitet mm. Men vi har gjort en stegvis rangordning där vi sedan klassar in varje produkt till en viss nivå. Därifrån är det möjligt att utifrån SP:s och ÄFAB:s erfarenhet även göra en uppskattning av hur stor nyttan av en ackumulatortank är.

Det är i princip samma utsläppsnyckel som finns i SotData som även används av SMHI i VEDAIR-projektet då man beräknar emissionerna från uppvärmning. Även om en första klassning av en hel kommun kan vara ganska grov så kommer resultaten att förfinas i takt med att skorstensfejarna via t ex brandskyddskontrollen efterhand får in bättre och bättre ingångsdata.

Notera gärna i diagrammet till höger att emissionerna från en Icke Miljögodkänd panna med ackumulatortank (IMGA) egentligen inte är lägre än utsläppen från samma typ av panna som saknar tank med som ändå braseldas (IMGB). Detta kan vid första anblicken te sig som att ackumulatortanken inte har någon positiv effekt på förbränningsresultaten. *Men ett sådant antagande är felaktigt* då likheten i emissioner istället orsakas av att de som eldar utan ackumulatortank har *en lägre total andel vedeldning i sin energibalans* och därför kompletterar sin vedeldning med el- eller olja som har lägre emissionsdata.

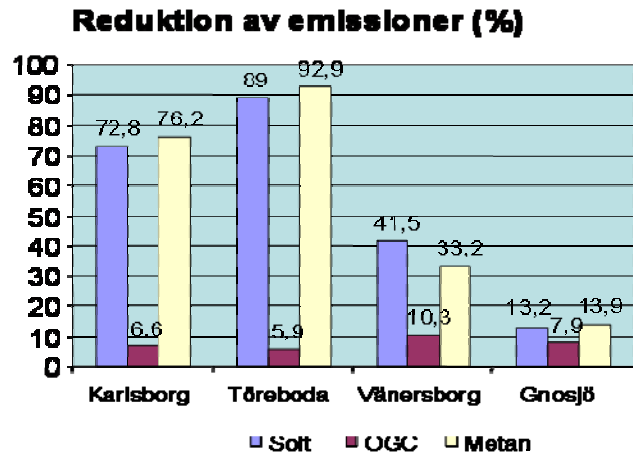
Man kan däremot konstatera att summan av *de totala emissionerna inte vinner på att man enbart installerar en ackumulatortank* till en befintlig äldre panna då ackumulatortanken gör att omfattningen av vedeldningen istället ökar och då är det bara CO₂-emissionerna som minskar.



Diagrammet visar de inbördes skillnader som finns mellan de olika SP-klasserna i Vänersborgs kommun. Notera att aktuella CO-värden skall multipliceras med 10 medan PAH skall divideras med 10.

Noterbart är också att det ofta är bara några få riktigt stora punktutsläpp som svarar för en stor del av en kommuns totala utsläpp. Med SotData är det lätt att identifiera dessa och – om man så önskar – vidta åtgärder. Som ett exempel på vad man kan få ut av SotData har vi med utgångspunkt från emissionerna av OGC valt ut de 5 % av anläggningarna som har de högsta emissionerna. I absoluta tal innebär detta för Karlsborg 19 st, Töreboda 21 st, Vänersborg 55 st och för Gnosjö 19 st fastigheter.

Resultatet är mycket intressant; Om man t ex i Töreboda skulle plocka bort eller på annat sätt åtgärda dessa 21 fastigheter så skulle man samtidigt plocka bort omkring 90 % av de emissioner av både Sot och Metan som släpps ut från villavärmen i hela kommunen.



Bilden visar kommunvis reduktionen av emissioner om man skulle åtgärda de 5 % av fastigheterna som har de högsta utsläppen av OGC.

Synliggör olika typer av riskobjekt

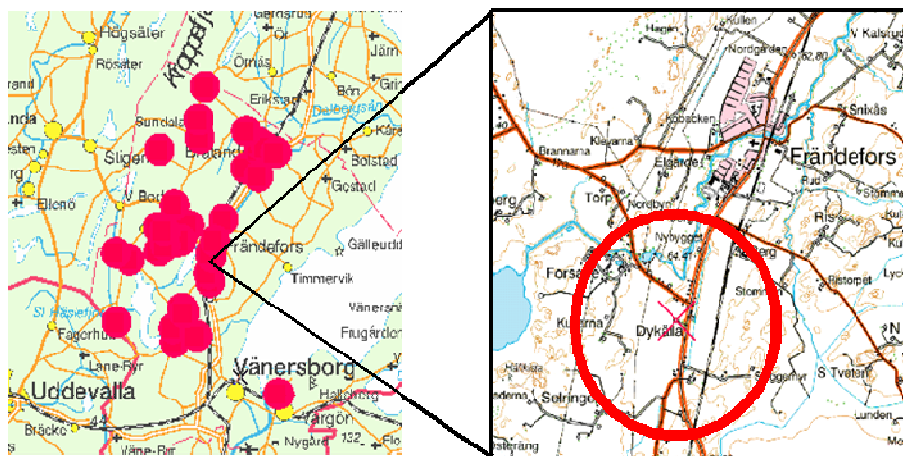
Med utgångspunkt från de uppgifter som samlas in i SotData är det även enkelt att kombinera olika faktorer som påverkar risken för t ex brandskada eller miljöbelastning. Gamla pannor har mycket sällan bra prestanda när det gäller vedeldning. Detta gäller för såväl miljöprestanda som risk för överhöga rökgastremperaturer. Vidare så vet vi att en stålrörsskorsten klarar höga rökgastremperaturer betydligt sämre än t ex en murad konstruktion, att isolermaterialet lätt skadas och att 25- 30 år gamla rökkanalskonstruktioner ofta var konstruerade för oljeeldning (som ofta har betydligt lägre rökgastremperaturer etc)

Då kan vi exempelvis anta att om det i en och samma fastighet finns en panna som är äldre än 25 år, som eldas till mer än 50 % av energibehovet med ved och att rökkanalen är utförd av stålrör så finns en förhöjd risk för torrdestillation och brandskada. I Vänersborg finns 34 st sådana ”riskobjekt” och i Gnosjö 18 st. Dessa fastigheter borde kanske besiktigas lite närmare för att förebygga skador och i bästa fall även rädda liv. Om den aktuella panna dessutom är ansluten till en stor ackumulatortank så innebär det långa brinntider med höga rökgastremperaturer och då är det nog tyvärr mer frågan om ”När det börjar brinna” än ”Om det börjar brinna”.

Om vi tar bort ålderskravet och istället söker på att pannan är IMGA eller IMGP, att vedeldning sker till mer än 50 % av värmebehovet, man eldar mot en stålrörsskorsten och har en ackumulatortank som är större än 1 000 liter så hittar vi 44 st ”riskobjekt” i Vänersborg och 19 st i Gnosjö. Av dessa är 3 st i Gnosjö och 4 st i Vänersborg samma fastighet, d v s återfunna som riskobjekt i båda sökningarna. Att då **inte** genomföra en närmare kontroll av åtminstone dessa 7 fastigheter som återfanns i båda sökningarna – när man nu känner till en ökad riskbild – finner ÄFAB både oetiskt och i det närmaste direkt oansvarigt.

Om man söker på 100% vedeldning, att ackumulatortank saknas eller att skorstensfejaren har anmärkningar på förbränningen så kan man anta att här finns en ökad risk för både störande utsläpp av rök och en ökad risk för sotbrand. I Vänersborg uppfyller 349 st fastigheter dessa villkor, i Töreboda 189 st, i Karlsborg 188 st och i Gnosjö 57 st.

Risk för störande utsläpp/sotbrand



Med hjälp av GIS-koder kan man även rita upp riskobjekt på en karta.

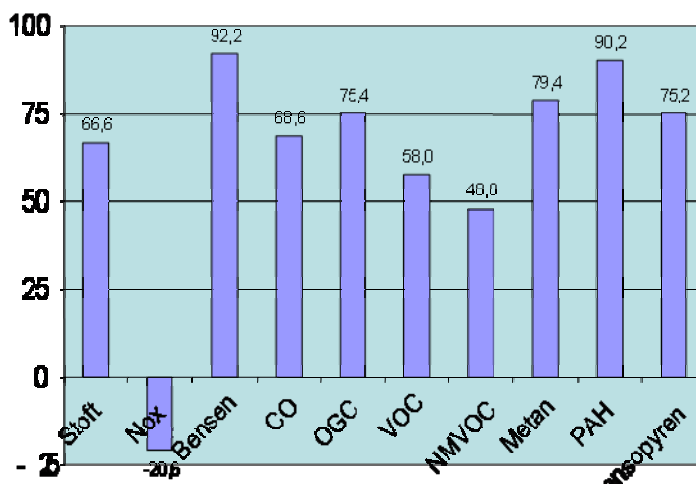
När man synliggör riskobjekt på detta sätt är det också enkelt att identifiera områden där risken för klagomål etc är större.

Att veta (inte tro!) hur det ser ut i verkligheten är viktigt. Genom att synliggöra vilka effekter som kan uppnås med olika styrmedel kan det vara lättare att fatta även obekväma beslut. Som exempel vill vi peka på att problem med hälsorisker och höga emissioner från vedeldning egentligen skulle vara ganska enkla att lösa.

I diagrammet till höger visar vi vad resultatet skulle bli med de totala emissionerna om *alla bioenergielddade fastigheter skulle bytas ut- eller åtgärdas så att utsläppen motsvarar MGA* (BBR-godkänd med ackumulatortank). Om Pellets eller Fils används skulle reduktionen blir ändå större. *Därmed skulle säkerligen också merparten av klagomålen försvinna.*

SotData-projekten har skapat ett väl fungerande verktyg för insamling av data för såväl SotData i sig som för vidarebearbetning i VEDAIR. Det som återstår nu är att fylla SotData med indata och bestämma vilken myndighet som skall ansvara för databasen. Om man vill spara på kostnader och inte har speciellt bråttom att få in kompletta uppgifter skulle insamlandet kunna koordineras med skorstensfejarnas Brandskyddskontroll.

Reduktion om alla är MGA (%)



Diagrammet visar att ¾ delar eller mera av emissionerna enkelt skulle kunna plockas bort om all bioenergiteknik som används skulle klara dagens krav i BBR.

Statens Räddningsverk har nu sagt sig vara intresserad av att ansvara för den databas som byggs upp, en lämplig aktör som även kan hantera större databaser och som klara de sekretesskrav som t ex Datainspektionen kan ställa på ett sammanslaget regionalt eller riksomfattande register.

Ett väl fungerande SotData är också en förutsättning för att man skall kunna få med relevanta data i VEDAIR och arbetet med en fortsatt utveckling av verktyget sker i samarbete med SMHI och IVL. Därmed är SotData redan idag en värdefull tillgång för den fortsatta forskningen inom hela BHM. (Biobränsle- Hälsa- Miljö)

Bengt- Erik Löfgren
ÄFAB

Bilaga 3

New evaluation tools for meeting the EU directive on air pollution limits

Gunnar Omstedt, Stefan Andersson, Lars Gidhagen and Lennart Robertson

Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Norrköping, Sweden

E-mail address: gunnar.omstedt@smhi.se

INTRODUCTION

The air quality in Sweden is strongly influenced by the geographic location and the climate in the northern part of Europe. During wintertime, the temperature is often below zero degree and rain and snow are common which cause slippery roads and needs for house heating. For anti-skid treatment, studded tyres and sand are frequently used which create a lot of road wear particles. Residential wood combustion is a common primary or supplementary space heating source. An increased use of small-scale biofuel is one of the alternatives considering the phasing out of fossil fuels. However, high emitting old wood stoves can give rise to negative impacts of air quality. Another source of air pollution is long range transport from emissions outside Sweden. The EU directive on air pollution levels mirrored in the Swedish legislation has far reaching consequences for Swedish city administrations. Of special importance is the PM10 legislation, as the Swedish EPA estimates that around 80% of the cities will have to assess PM10 concentrations.

Health impact assessment for the Swedish population (Forsberg et al., 2005) has been estimated increased mortality related to long-range transport of particles to about 3500 deaths per year. The influence of local sources indicate about 1800 deaths per year, mostly due to local traffic emissions but also due to residential wood combustion, estimated to about 90-330 deaths per year.

To meet these problems two new Internet tools have been developed that can be used by all Swedish municipalities to assess air pollution levels and how they compare to the EU directive. The first is called SIMAIR road (Gidhagen et al., 2008) which is related to traffic emissions and the second is called SIMAIR rwc where rwc stands for residential wood combustion (Omstedt, 2007).

METHODS

SIMAIR road and SIMAIR rwc are using the same principles; coupled model system using different models on local, urban and regional geographical scales, best available emission data, but at the same time presented in a very simplified way. This is done by using a combination of pre-calculated concentrations from models of larger scale and outputs from fast computing local models. The main differences between the two Internet tools are the treatments of emissions and dispersion on local scale. An outline of models and databases used is given in Figure 1.

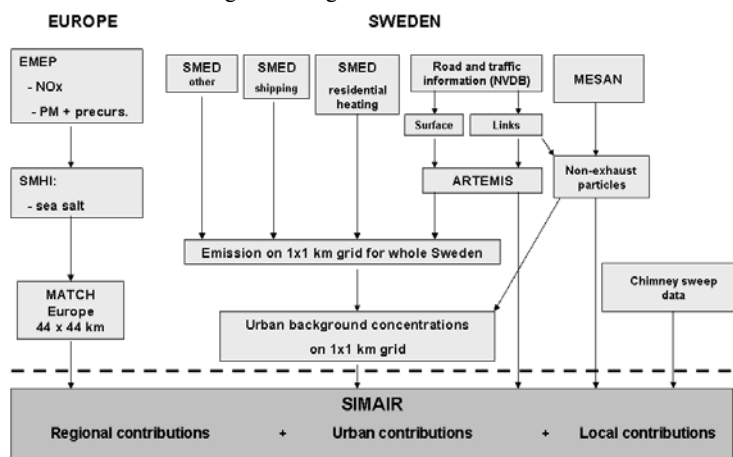


Figure 1. Databases and models used by the SIMAIR system. The dashed line illustrates the difference between stored data and pre-calculated concentrations from models of larger scale which is done on a Linux server (above the dashed line) and local models and user interface accessed from an ordinary Internet browser (below the dashed line).

Regional background concentrations

On the regional scale modelling is performed using the multi-scale atmospheric transport and chemistry model MATCH (Robertson et al., 1999; Andersson et al., 2007). The MATCH model is driven by the weather forecast model HIRLAM and uses a 44x44 km² grid over Europe. Emissions are taken from the EMEP 50x50 km² inventors (<http://www.emep.int>). Sea salt particles are included by a method developed by Foltescu et al. (2005). The MATCH model does not yet include secondary organic aerosols. Therefore, measurements of PM10 are also included using two dimensional variational data assimilation with PM10 data from some few regional stations in Scandinavia and background fields from the MATCH model.

Urban background concentrations

Urban background concentrations are simulated on a 1x1 km² grid using emission data from the Swedish Database for Emissions to the Environment (SMED; <http://www.smed.se/>). For the dispersion two different model approaches are used. For ground-level sources, e.g. traffic exhausts and small-scale wood combustion, an adjoint model approach is used similar to that presented by Berkowicz (2000a). The model is based on the determination of an influence area upwind a receptor point, within which all emissions are aggregated to the final concentration. Each of the cells within the urban 1x1 km² grid constitutes a receptor point. The dispersion of stack emissions is treated in a separate Gaussian point source model (Omstedt, 1988).

Road and traffic information

The Swedish National Road Database (NVDB) is a national road and vehicle database, containing up-to-date information about road-coordinates, functional road class, speed limit, number of lanes, road width, etc. A parallel database includes measured traffic volumes on state-owned roads, while traffic volumes on municipality roads have been simulated with a traffic demand model (for further details, see Gidhagen et al., 2008). Emission factors for the exhaust part of the PM10 emission are calculated by ARTEMIS (<http://www.trl.co.uk/artemis/>). For the non-exhaust part a semi-empirical model is used (Omstedt et al., 2005). For Nordic conditions, using studded tyres and sometimes sand as anti-skid treatment, the dominating part (80-88%) of the total PM10 emission originates from non-exhaust emissions (Ketzel et al., 2007).

Meteorological data

Meteorological data from the routine operating MESAN system (Häggmark et al., 2000) are used. It is based on the optimal interpolation technique. The background field is a six-hour forecast from the HIRLAM model with 22-km horizontal resolution. All available measurements from synoptic and automatic stations, radar and satellites are analyzed on 11x11 km² grid with 3 h resolution. SIMAIR uses the following meteorological parameters: wind speed and direction at 10m height, temperature and humidity at 2m height, cloudiness, global radiation and precipitation. Boundary layer parameter such as friction velocity, sensible heat flux and boundary layer height are calculated by methods from van Ulden and Holtslag (1985), Holtslag et al. (1995) and Zilitinkevich and Mironov (1996).

Data from Swedish Chimney sweep

Detailed local data for residential wood combustion are included on the users request for different cities. This is done in cooperation with the Swedish Association of Master Chimney Sweep.

Local scale models used by SIMAIR road

SIMAIR road uses two different dispersion models. If the road of interest is surrounded by buildings at one or both sides, the street canyon model OSPM (Berkowicz, 2000b) is used. If the road is not surrounded by buildings or obstacles (open road conditions) then a simplified Gaussian line source model for “infinite line sources” is used (Gidhagen et al., 2004).

Local scale models used by SIMAIR rwc

SIMAIR rwc uses two different local scale dispersion models, one for point sources and one for traffic sources. Both models are Gaussian. The point source model is based on the OML model (Berkowicz et al., 1986; Omstedt, 1988). The OML model has recently been used to investigate the influence of wood combustion on particle levels in a village residential area in Denmark (Glasius et al., 2008) with similar results as those obtained by SIMAIR rwc for Lycksele a small town in Sweden (Omstedt, 2007). The traffic model is a line source model for “finite line sources” similar to the model described by Venkatram and Horst (2006). In both models dispersion parameters are continuous functions of boundary-layer parameters, such as friction velocity, sensible heat flux and boundary layer height. Wind directions fluctuations are treated by empirical expressions using the method described by Hanna (1983).

An emission model for residential wood combustion, partly based on the work by Johansson et al. (2004), is connected to the local point source model. The following components are included: emission types, emission factors, start and running phases, storage tank and size. Input data are type of boilers and/or stoves, yearly energy consumption divided into share of oil, pellets, wood, wood chips or electricity, storage tank and size, chimney height etc. Time variations of emissions are described as function of social factors and/or as function of fuel consumption. For the later a method using heating degree-hours is used.

VALIDATION RESULTS

SIMAIR road

Comparisons between measured and calculated concentrations of PM10 are made for six different streets in Sweden. Street and traffic information are shown in Table 1. The results are shown in Figure 2. SIMAIR road is able to account for the main features in the day-to-day mean PM10 variability, especially the peak in the PM10 concentrations in late winter and early spring that is commonly experienced in Nordic countries where studded tyres and the use of sand as anti-skid treatment are used. The scatter is rather large, however, with more detailed input data the correlation can be higher (Omstedt et al., 2005; Ketzel et al., 2007). By annual updates of the databases used in SIMAIR, input data will be improved.

Table 1. Street and traffic information for the six Swedish streets used in this study.

Street	Height of buildings (m) side 1/side 2	Width of the street (m)	Traffic intensity (vehicles/day)	Heavy duty vehicles (%)	Antiskid treatment	Share of studded tyres (%)
Sundsvall/Skolhusallen	10/1	20	20000	4	sand	90
Uppsala/Kungsgatan	20/0	18	18000	5	sand	76
Stockholm/Sveavägen	25/25	33	29100	4	salt	75
Stockholm/Norrlandsg	25/25	15	14800	4	salt	75
Stockholm/Hornsgatan	24/24	24	35000	5	salt	75
Malmö/Amiralsgatan	25/25	21	23000	10	salt	30

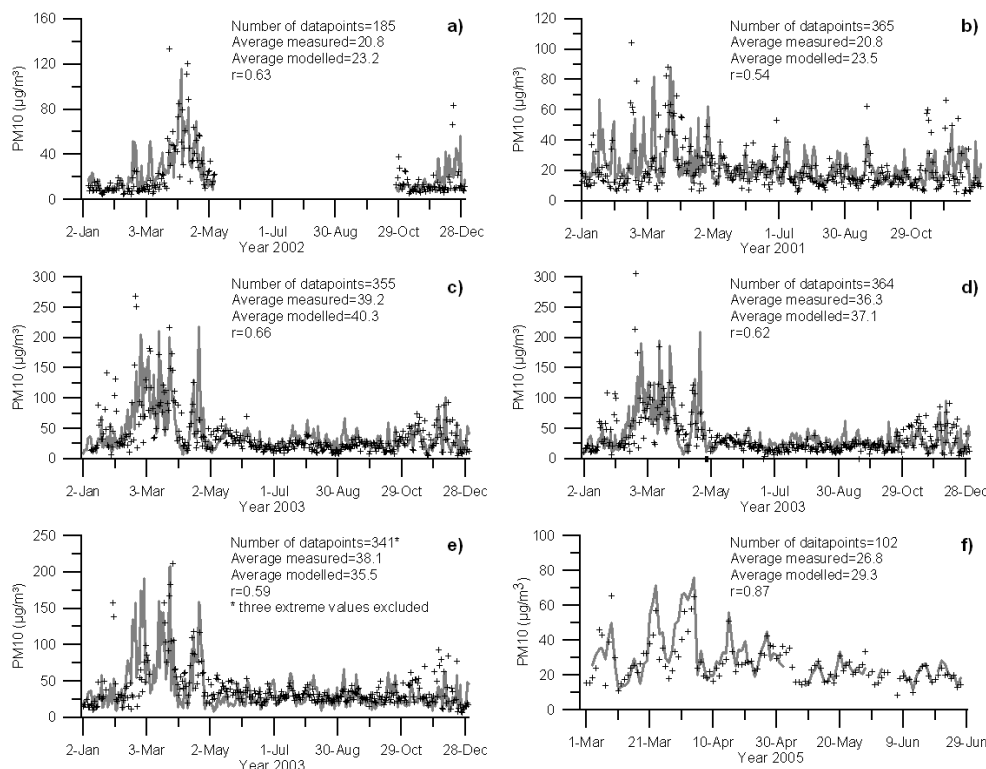


Figure 2. Comparison of measured (+) and modelled (grey solid line) daily mean concentrations of PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) at six different streets in Sweden: (a) Skolhusallen in Sundsvall for six month during the year 2002, (b) Kungsgatan in Uppsala for the year 2001, (c) Sveavägen (d) Norrlandsgatan and (e) Hornsgatan in Stockholm for the year 2003, (f) Amiralsgatan in Malmö for about four month during the year 2005. r is the correlation coefficient. The results from (b) - (e) are also presented and discussed by Gidhagen et al. (2008).

SIMAIR rwc

Comparison of measured and calculated concentrations of PM10 is made in Lycksele, a small town with about 9000 inhabitants situated in the inland of northern Sweden (N64.6, E18.7). The results are shown in Figure 3. Measurements have been made during two winter periods. Both periods show strong variations of PM10 concentrations due to temperature, with high local concentrations during cold weather conditions and low local concentrations during warm conditions, which reflect variations in emissions due to the demand of energy needed for house heating. Other important meteorological parameters are wind speed, wind direction and stability, discussed in more details by Krecl et al. (2008). SIMAIR rwc describes the main features in the day-to-day mean PM10 variability rather well.

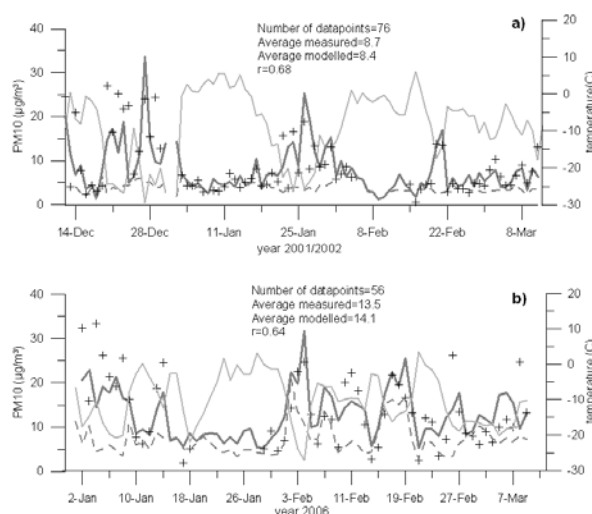


Figure 3. Comparison of measured (+) and modelled (grey solid line) daily mean concentrations of PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) at Lycksele/Sweden for two different time periods. Grey broken line is background concentrations and thin grey solid line is daily mean temperature. (a) Time period 20011214-20020310, (b) Time period 20060101-20060310.

Comparison with EU directive on air quality

According to EU directives on ambient air quality, the uncertainty for modelling estimation is defined as the maximum deviation of the measured and calculated concentration levels, over the period considered and at the limit value in consideration, without taking into account the timing of the events. Modelling uncertainty for PM10 is defined for annual average to $\pm 50\%$. For daily average it is not yet defined, but we use the same percentages also for the comparison of measured and calculated limit values such as 90- and 98-percentiles and number of days exceeding $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In Figure 4 and Table 2 these standards are compared with the modelling results given above. The comparison for SIMAIR rwc is made only for time periods of about 2-3 months and therefore more uncertain. As shown in the figure, SIMAIR road and SIMAIR rwc are able to calculate statistics of mean values, 90-percentile and 98-percentile daily mean values that are well within the $\pm 50\%$ that EU requires for model estimates of yearly mean values for PM10. In the comparison all values except one are within $\pm 25\%$, which is the quality objective for fixed measurements according to the EU directive. For SIMAIR road statistics of number of days exceeding the limit value are included in the comparison. For SIMAIR rwc this is not included due to the relative small time periods used.

FINAL REMARKS

Many cities in Sweden have problems meeting the EU directive on air pollution levels, especially the PM10 legislation. The responsibility to secure good air quality in a city in Sweden is the local city administration. To help them in their work, two new models which can be used by Internet in a user friendly environment have been developed. Comparing them with measurements show that the models yield results that lead to the same conclusions as measurements, in term of air quality statistics. Thus the models can also to some extent replace costly measurements. They will be used and tested in a lot of different practical applications.

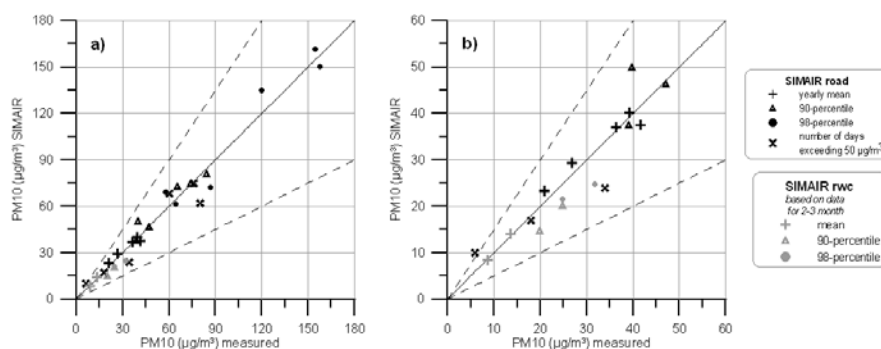


Figure 4. Comparison of measured and modelled concentrations of PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) expressed in terms of air quality levels defined by the Swedish legislation and the EU directive on air pollution levels for PM10. Broken line shows the modelling uncertainty of $\pm 50\%$ defined for annual averages of PM10. (a) All data, (b) data below $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. The figures present the same results as given in Table 2.

Table 2. Comparison of measured (meas) and modelled (mod) concentrations of PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) expressed in terms of air quality levels defined by the Swedish legislation and the EU directive on air pollution levels for PM10 (see also Figure 4).

	Yearly mean		90-percentile		Number of days exceeding 50 µg/m ³		98-percentile	
	meas	mod	meas	mod	meas	mod	meas	mod
Stockholm Sveavägen year 2003	39.2	40.3	84.4	80.3	76	75	154.5	161.4
Stockholm Norrlandsgatan year 2003	36.3	37.1	74.2	74.2	80	62	120.1	134.9
Stockholm Hornsgatan year 2003	41.6	37.6	65.5	72.3	60	68	157.4	150.3
Uppsala Kungsgatan year 2001	20.8	23.5	39.0	37.4	34	24	64.1	61.6
Sundsvall Skolhusallen year 2002	20.8	23.2	47.0	46.3	18	17	86.5	72.2
Malmö Amiralsgatan year 2005	26.8	29.3	39.7	49.7	6	10	57.9	69.2
Lycksele year 2001/2002 ^{*1}	8.7	8.4	19.9	14.5			24.8	21.5
Lycksele year 2006 ^{*2}	13.5	14.1	24.7	20.1			31.8	24.7

^{*1} only for a timeperiod of about three months ^{*2} only for a timeperiod of about two months

ACKNOWLEDGEMENTS

The development of SIMAIR road and SIMAIR rwc has been founded by the Swedish Protection Agency, the Swedish Road Administration and the Swedish Energy Agency.

REFERENCES

- Andersson, C., Langner J. and Bergström, R., 2007. Interannual variation and trends in air pollution over Europe due to climate variability during 1958-2001 simulated with a regional CTM coupled to the ERA40 reanalysis. *Tellus B* **59**, 77-98.
- Berkowicz, R., Olesen, H.R. and Torp, U., 1986. The Danish Gaussian air pollution model (OML). *Air Pollution Modeling and its Application*. Plenum Press, New York.
- Berkowicz, R., 2000a. A simple model for urban background pollution. *Environment Monitoring and Assessment* **65**, 259-267.
- Berkowicz, R., 2000b. OSPM – a parameterised street pollution model. *Environment Monitoring and Assessment* **65**, 323-331.
- Foltescu, V.L., Pryor, S.C. and Bennet, C., 2005. Sea salt generation, dispersion and removal on the regional scale. *Atmospheric Environment* **39**, 2123-2133.
- Forsberg, B., Hansson, H.C., Johansson, C., Areskoug, H., Persson, K. and Järholm, B., 2005. Comparative health assessment of local and regional particulate air pollutions in Scandinavia. *Ambio* Vol. **34**, No. 1, 11-19.
- Gidhagen L., Johansson, C., Omstedt, G., Langner, J. and Olivares, G., 2004. Model simulations of NO_x and ultrafine particles close to a Swedish highway. *Environ. Sci. Technol.* **38**, 6730-6740.
- Gidhagen, L., Johansson, H. and Omstedt, G., 2008. SIMAIR-Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits. *Atmospheric Environment*, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.01.056.
- Glasius, M., Ketzel, M., Wählin, P., Bossi, R., Stubkjaer, J., Hertel, O., Palmgren, F., 2008. Characterization of particles from residential wood combustion and modelling of spatial variation in a low-strength emission area. *Atmospheric Environment*, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.04.037
- Hanna, S.R., 1983. Lateral turbulence intensity and plume meandering during stable conditions. *Journal of Climate and Applied Meteorology* **22**, 1424-1430.
- Holtstlag, A.A.M., Meijgaard, E. van and De Rooy, W.C., 1995. A comparison of boundary layer diffusion schemes in unstable conditions over land. *Boundary-Layer Met.* **76**, 69-95.
- Häggmark, L., Ivarsson, K.I., Gollvik, S. and Olofsson, P.O., 2000. Mesan, an operational mesoscale analysis system. *Tellus* **52A**, 1-20.
- Johansson, L. S., Leckner, B., Gustavsson, L., Cooper, D., Tullin, C. and Potter, A., 2004. Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets. *Atmospheric Environment* **38**, 4183-4195.
- Ketzel, M., Omstedt, G., Johansson, C., During, I., Pohjola, M., Dieterman, O., Gidhagen, L., Wählin, P., Lohmeyer, A., Haakana, M. and Berkowicz, R., 2007. Estimation and validation of PM_{2.5}/PM₁₀ exhausted and non-exhausted emission factors for practical street pollution modelling. *Atmospheric Environment* **41**, 9370-9385.
- Krecl, P., Ström, J., Johansson, C., 2008. Diurnal variation of atmospheric aerosol during the wood combustion season in Northern Sweden. *Atmospheric Environment* **42**, 4113-4125.
- Omstedt, G., 1988. An operational air pollution model. SMHI report RMK nr 57, 35 pp (available from kundtjanst@smhi.se).
- Omstedt, G., Bringfelt, B. and Johansson, C., 2005. A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads. *Atmospheric Environment* **39**, 6088-6097.
- Omstedt, G., 2007. VEDAIR ett internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning. SMHI report nr 123 (available from kundtjanst@smhi.se).
- Robertson, L., Langner, J. and Engardt, M., 1999. An Eulerian limited-area atmospheric transport model. *Journal of Applied Meteorology* **38**, 190-210.
- Van Ulden, A.P. and Holtstlag, A.A.M., 1985. Estimation of atmospheric boundary layer parameters for diffusion applications. *J. Climate Appl. Met.* **24**, 1196-1207.
- Venkatram, A. and Horst, T.W., 2006. Approximating dispersion from a finite line source. *Atmospheric Environment* **40**, 2401-2408.
- Zilitinkevich, S. and Moronov, D.V., 1996. A multi-limit formulation for the equilibrium depth of a stably stratified boundary layer. Max-Planck-Institut für Meteorology, Report No. 185, ISSN 0397-1060, 30 pp.

SMHIs publiceringar

SMHI ger ut sex rapportserier. Tre av dessa, R-serierna är avsedda för internationell publik och skrivs därför oftast på engelska. I de övriga serierna används det svenska språket.

Seriernas namn	Publiceras sedan
RMK (Rapport Meteorologi och Klimatologi)	1974
RH (Rapport Hydrologi)	1990
RO (Rapport Oceanografi)	1986
METEOROLOGI	1985
HYDROLOGI	1985
OCEANOGRAFI	1985

I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

- | | | |
|---|----|---|
| 1985 | 10 | Axelsson, G., Eklind, R. (1985)
Ovädret på Östersjön 23 juli 1985. |
| 1 Hagmarker, A. (1985)
Satellitmeteorologi. | 11 | Laurin, S., Bringfelt, B. (1985)
Spridningsmodell för kväveoxider i
gatumiljö. |
| 2 Fredriksson, U., Persson, Ch., Laurin, S.
(1985)
Helsingborgsluft. | 12 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar
för avfallsförbränningsanläggning i
Sofielund. |
| 3 Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar
för avfallsförbränningsanläggningar i
Sofielund och Högdalen. | 13 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar
för avfallsförbränningsanläggning i
Högdalen. |
| 4 Kindell, S. (1985)
Spridningsberäkningar för SUPRAs
anläggningar i Köping. | 14 | Vedin, H., Andersson, C. (1985)
Extrema köldperioder i Stockholm. |
| 5 Andersson, C., Kwick, T. (1985)
Vindmätningar på tre platser på Gotland.
Utvärdering nr 1. | 15 | Krieg, R., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos
planerade bilfabrik i Uddevalla. |
| 6 Kindell, S. (1985)
Spridningsberäkningar för Ericsson,
Ingelstafabriken. | 16 | Kindell, S. Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende
industrikombinatet i Nynäshamn
(koncentrations- och luktberäkningar). |
| 7 Fredriksson, U. (1985)
Spridningsberäkningar för olika plymlyft
vid avfallsvärmeverket Sävenäs. | 17 | Laurin, S., Persson, Ch. (1985)
Beräknad formaldehydspridning och
deposition från SWEDSPANs
spånskivefabrik. |
| 8 Fredriksson, U., Persson, Ch. (1985)
NO _x - och NO ₂ -beräkningar vid
Vasaterminalen i Stockholm. | 18 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende industri-
kombinatet i Nynäshamn – depositions-
beräkningar av koldamm. |
| 9 Wern, L. (1985)
Spridningsberäkningar för ASEA
transformers i Ludvika. | | |

- 19 Fredriksson, U. (1985)
Luktberäkningar för Bofors Plast i Ljungby, II.
 - 20 Wern, L., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - energicentralen.
 - 21 Krieg, R., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - kompletterande beräkningar för fabrikena.
 - 22 Karlsson, K.-G. (1985)
Information från Meteosat - forskningsrön och operationell tillämpning.
 - 23 Fredriksson, U. (1985)
Spridningsberäkningar för AB Åkerlund & Rausings fabrik i Lund.
 - 24 Färnlöf, S. (1985)
Radarmeteorologi.
 - 25 Ahlström, B., Salomonsson, G. (1985)
Resultat av 5-dygnsprognos till ledning för isbrytarverksamhet vintern 1984-85.
 - 26 Wern, L. (1985)
Avesta stadsmodell.
 - 27 Hultberg, H. (1985)
Statistisk prognos av ytemperatur.
- 1986
- 1 Krieg, R., Johansson, L., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master, kvartalsrapport 3/1985.
 - 2 Olsson, L.-E., Kindell, S. (1986)
Air pollution impact assessment for the SABAH timber, pulp and paper complex.
 - 3 Ivarsson, K.-I. (1986)
Resultat av byggväderprognoser - säsongen 1984/85.
 - 4 Persson, Ch., Robertson, L. (1986)
Spridnings- och depositionsberäkningar för en sopförbränningsanläggning i Skövde.
 - 5 Laurin, S. (1986)
Bilavgaser vid intagsplan - Eskilstuna.
 - 6 Robertson, L. (1986)
Koncentrations- och depositionsberäkningar för en sopförbränningsanläggning vid Ryaverken i Borås.
 - 7 Laurin, S. (1986)
Luften i Avesta - föroreningsbidrag från trafiken.
 - 8 Robertson, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för bromcyan.
 - 9 Wern, L. (1986)
Extrema byvindar i Orrefors.
 - 10 Robertson, L. (1986)
Koncentrations- och depositionsberäkningar för Halmstads avfallsförbränningsanläggning vid Kristinehed.
 - 11 Törnevik, H., Ugnell (1986)
Belastningsprognoser.
 - 12 Joelsson, R. (1986)
Något om användningen av numeriska prognoser på SMHI (i princip rapporten till ECMWF).
 - 13 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master, kvartalsrapport 4/1985.
 - 14 Dahlgren, L. (1986)
Solmätning vid SMHI.
 - 15 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för ett kraftvärmeverk i Sundbyberg.
 - 16 Kindell, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Uddevallas fjärrvärmecentral i Hovhult.
 - 17 Häggkvist, K., Persson, Ch., Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp från ett antal källor inom SSAB Luleå-verken.
 - 18 Krieg, R., Wern, L. (1986)
En klimatstudie för Arlanda stad.
 - 19 Vedin, H. (1986)
Extrem arealnederbörd i Sverige.
 - 20 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i Tibro.
 - 21 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 1/1986.

- 22 Kvick, T. (1986)
Beräkning av vindenergitillgången på
några platser i Halland och Bohuslän.
- 23 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartals-
rapport 2/1986.
- 24 Persson, Ch. (SMHI), Rodhe, H.
(MISU), De Geer, L.-E. (FOA) (1986)
Tjernobylolyckan - En meteorologisk
analys av hur radioaktivitet spreds till
Sverige.
- 25 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Spendrups
bryggeri, Grängesberg.
- 26 Krieg, R. (1986)
Beräkningar av vindenergitillgången på
några platser i Skåne.
- 27 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar, SSAB.
- 28 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för ny ugn,
SSAB II.
- 29 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo
Hallsbergverken.
- 30 Fredriksson, U. (1986)
SO₂-halter från Hammarbyverket kring ny
arena vid Johanneshov.
- 31 Persson, Ch., Robertson, L., Häggkvist, K.
(1986)
Spridningsberäkningar, SSAB - Luleå-
verken.
- 32 Kindell, S., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för SAABs
planerade bilfabrik i Malmö.
- 33 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för
svavelsyrafabrik i Falun.
- 34 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Västhamns-
verket HKV1 i Helsingborg.
- 35 Persson, Ch., Wern, L. (1986)
Beräkningar av svaveldepositionen i
Stockholmsområdet.
- 36 Joelsson, R. (1986)
USAs månadsprognoser.
- 37 Vakant nr.
- 38 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Utemiljön vid Kvarnberget, Lysekil.
- 39 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar av freon 22 från
Ropstens värmepumpverk.
- 40 Fredriksson, U. (1986)
Vindklassificering av en plats på Hemsön.
- 41 Nilsson, S. (1986)
Utvärdering av sommarens (1986)
använda konvektionsprognoshjälpmedel.
- 42 Krieg, R., Kvick, T. (1986)
Vindmätningar i höga master.
- 43 Krieg, R., Fredriksson, U. (1986)
Vindarna över Sverige.
- 44 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp
vid ScanDust i Landskrona - bestämning
av cyanvätehalter.
- 45 Kvick, T., Krieg, R., Robertson, L. (1986)
Vindförhållandena i Sveriges kust- och
havsband, rapport nr 2.
- 46 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för en planerad
panncentral vid Lindsdal utanför Kalmar.
- 47 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BMs
fabrik i Landskrona.
- 48 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för ELMO-CALFs
fabrik i Svenljunga.
- 49 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp
från syrgas- och bensenupplag inom SSAB
Luleåverken.
- 50 Wern, L., Fredriksson, U., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i
Tidaholm.
- 51 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BM ABs
anläggning i Braås.
- 52 Ericson, K. (1986)
Meteorological measurements performed
May 15, 1984, to June, 1984, by the
SMHI.

- 53 Wern, L., Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkning för Kockums Plåtteknik, Ronneby.
- 54 Eriksson, B. (1986)
Frekvensanalys av timvisa temperaturobservationer.
- 55 Wern, L., Kindell, S. (1986)
Luktberäkningar för AB ELMO i Flen.
- 56 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande utsläpp av NO_x inom Fagersta kommun.
- 57 Kindell, S. (1987)
Luften i Nässjö.
- 58 Persson, Ch., Robertson, L. (1987)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp vid ScanDust i Landskrona - bestämning av cyanväte.
- 59 Bringfelt, B. (1987)
Receptorbaserad partikelmodell för gatumiljömodell för en gata i Nyköping.
- 60 Robertson, L. (1987)
Spridningsberäkningar för Varbergs kommun. Bestämning av halter av SO₂, CO, NO_x samt några kolväten.
- 61 Vedin, H., Andersson, C. (1987)
E 66 - Linderödsåsen - klimatförhållanden.
- 62 Wern, L., Fredriksson, U. (1987)
Spridningsberäkningar för Kockums Plåtteknik, Ronneby. 2.
- 63 Taesler, R., Andersson, C., Wallentin, C., Krieg, R. (1987)
Klimatkorrigering för energiförbrukningen i ett eluppvärmt villaområde.
- 64 Fredriksson, U. (1987)
Spridningsberäkningar för AB Åretå-Trycks planerade anläggning vid Kungens Kurva.
- 65 Melgarejo, J. (1987)
Mesoskalig modellering vid SMHI.
- 66 Häggkvist, K. (1987)
Vindlaster på kordahus vid Alviks Strand - numeriska beräkningar.
- 67 Persson, Ch. (1987)
Beräkning av lukt och föroreningshalter i luft runt Neste Polyester i Nol.
- 68 Fredriksson, U., Krieg, R. (1987)
En överskalig klimatstudie för Tornby, Linköping.
- 69 Häggkvist, K. (1987)
En numerisk modell för beräkning av vertikal momentumtransport i områden med stora råhetselement. Tillämpning på ett energiskogsområde.
- 70 Lindström, Kjell (1987)
Weather and flying briefing aspects.
- 71 Häggkvist, K. (1987)
En numerisk modell för beräkning av vertikal momentumtransport i områden med stora råhetselement. En koefficientbestämning.
- 72 Liljas, E. (1988)
Förbättrad väderinformation i jordbruket - behov och möjligheter (PROFARM).
- 73 Andersson, Tage (1988)
Isbildning på flygplan.
- 74 Andersson, Tage (1988)
Aeronautic wind shear and turbulence. A review for forecasts.
- 75 Kållberg, P. (1988)
Parameterisering av diabatiska processer i numeriska prognosmodeller.
- 76 Vedin, H., Eriksson, B. (1988)
Extrem arealnederbörd i Sverige 1881 - 1988.
- 77 Eriksson, B., Carlsson, B., Dahlström, B. (1989)
Preliminär handledning för korrektion av nederbördsmängder.
- 78 Liljas, E. (1989)
Torv-väder. Behovsanalys med avseende på väderprognoser och produktion av bränsletorv.
- 79 Hagmarker, A. (1991)
Satellitmeteorologi.
- 80 Lövblad, G., Persson, Ch. (1991)
Background report on air pollution situation in the Baltic states - a prefeasibility study. IVL Publikation B 1038.
- 81 Alexandersson, H., Karlström, C., Larsson-McCann, S. (1991)
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-90. Referensnormaler.

- 82 Vedin, H., Alexandersson, H., Persson, M. (1991)
Utnyttjande av persistens i temperatur och nederbörd för vårfloodesprognoser.
- 83 Moberg, A. (1992)
Lufttemperaturen i Stockholm 1756 - 1990. Historik, inhomogeniteter och urbaniseringseffekt.
Naturgeografiska Institutionen, Stockholms Universitet.
- 84 Josefsson, W. (1993)
Normalvärden för perioden 1961-90 av globalstrålning och solskenstid i Sverige.
- 85 Laurin, S., Alexandersson, H. (1994)
Några huvuddrag i det svenska temperatur-klimatet 1961 - 1990.
- 86 Fredriksson, U. och Ståhl, S. (1994)
En jämförelse mellan automatiska och manuella fältmätningar av temperatur och nederbörd.
- 87 Alexandersson, H., Eggertsson Karlström, C. och Laurin S. (1997).
Några huvuddrag i det svenska nederbörds-klimatet 1961-1990.
- 88 Mattsson, J., Rummukainen, M. (1998)
Växthuseffekten och klimatet i Norden - en översikt.
- 89 Kindbom, K., Sjöberg, K., Munthe, J., Peterson, K. (IVL)
Persson, C. Roos, E., Bergström, R. (SMHI). (1998)
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds-kemi 1996.
- 90 Foltescu, V.L., Häggmark, L (1998)
Jämförelse mellan observationer och fält med griddad klimatologisk information.
- 91 Hultgren, P., Dybbroe, A., Karlsson, K.-G. (1999)
SCANDIA – its accuracy in classifying LOW CLOUDS
- 92 Hyvarinen, O., Karlsson, K.-G., Dybbroe, A. (1999)
Investigations of NOAA AVHRR/3 1.6 μm imagery for snow, cloud and sunglint discrimination (Nowcasting SAF)
- 93 Bennartz, R., Thoss, A., Dybbroe, A. and Michelson, D. B. (1999)
Precipitation Analysis from AMSU (Nowcasting SAF)
- 94 Appelqvist, Peter och Anders Karlsson (1999)
Nationell emissionsdatabas för utsläpp till luft - Förstudie.
- 95 Persson, Ch., Robertson L. (SMHI)
Thaning, L (LFOA). (2000)
Model for Simulation of Air and Ground Contamination Associated with Nuclear Weapons. An Emergency Preparedness Model.
- 96 Kindbom K., Svensson A., Sjöberg K., (IVL) Persson C., (SMHI) (2001)
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds-kemi 1997, 1998 och 1999.
- 97 Diamandi, A., Dybbroe, A. (2001)
Nowcasting SAF
Validation of AVHRR cloud products.
- 98 Foltescu V. L., Persson Ch. (2001)
Beräkningar av moln- och dimdeposition i Sverigemodellen - Resultat för 1997 och 1998.
- 99 Alexandersson, H. och Eggertsson Karlström, C (2001)
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler - utgåva 2.
- 100 Korpela, A., Dybbroe, A., Thoss, A. (2001)
Nowcasting SAF - Retrieving Cloud Top Temperature and Height in Semi-transparent and Fractional Cloudiness using AVHRR.
- 101 Josefsson, W. (1989)
Computed global radiation using interpolated, gridded cloudiness from the MESA-BETA analysis compared to measured global radiation.
- 102 Foltescu, V., Gidhagen, L., Omstedt, G. (2001)
Nomogram för uppskattning av halter av PM_{10} och NO_2
- 103 Omstedt, G., Gidhagen, L., Langner, J. (2002)
Spridning av förbränningsemissioner från småskalig biobränsleeldning – analys av $\text{PM}_{2.5}$ data från Lycksele med hjälp av två Gaussiska spridningsmodeller.
- 104 Alexandersson, H. (2002)
Temperatur och nederbörd i Sverige 1860 – 2001

- 105 Persson, Ch. (2002)
Kvaliteten hos nederbördskemiska mätdata som utnyttjas för dataassimilation i MATCH-Sverige modellen".
- 106 Mattsson, J., Karlsson, K-G. (2002)
CM-SAF cloud products feasibility study in the inner Arctic region
Part I: Cloud mask studies during the 2001 Oden Arctic expedition
- 107 Kärner, O., Karlsson, K-G. (2003)
Climate Monitoring SAF - Cloud products feasibility study in the inner Arctic region. Part II: Evaluation of the variability in radiation and cloud data
- 108 Persson, Ch., Magnusson, M. (2003)
Kvaliteten i uppmätta nederbördsmängder inom svenska nederbördskemiska stationsnät
- 109 Omstedt, G., Persson Ch., Skagerström, M (2003)
Vedeldning i småhusområden
- 110 Alexandersson, H., Vedin, H. (2003)
Dimensionerande regn för mycket små avrinningsområden
- 111 Alexandersson, H. (2003)
Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik
- 112 Joro, S., Dybbroe, A.(2004)
Nowcasting SAF – IOP
Validating the AVHRR Cloud Top Temperature and Height product using weather radar data
Visiting Scientist report
- 113 Persson, Ch., Ressner, E., Klein, T. (2004)
Nationell miljöövervakning – MATCH-Sverige modellen
Metod- och resultatsammanställning för åren 1999-2002 samt diskussion av osäkerheter, trender och miljömål
- 114 Josefsson, W. (2004)
UV-radiation measured in Norrköping 1983-2003.
- 115 Martin, Judit, (2004)
Var tredje timme – Livet som väderobservatör
- 116 Gidhagen, L., Johansson, C., Törnquist, L. (2004)
NORDIC – A database for evaluation of dispersion models on the local, urban and regional scale
- 117 Langner, J., Bergström, R., Klein, T., Skagerström, M. (2004)
Nuläge och scenarier för inverkan på marknära ozon av emissioner från Västra Götalands län – Beräkningar för 1999
- 118 Trolez, M., Tetzlaff, A., Karlsson, K-G. (2005)
CM-SAF Validating the Cloud Top Height product using LIDAR data
- 119 Rummukainen, M. (2005)
Växthuseffekten
- 120 Omstedt, G. (2006)
Utvärdering av PM₁₀-mätningar i några olika nordiska trafikmiljöer
- 121 Alexandersson, H. (2006)
Vindstatistik för Sverige 1961-2004
- 122 Samuelsson, P., Gollvik, S., Ullerstig, A., (2006)
The land-surface scheme of the Rossby Centre regional atmospheric climate model (RCA3)
- 123 Omstedt, G. (2007)
VEDAIR – ett internetverktyg för beräkning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning
Modellbeskrivning och slutrapport mars 2007
- 124 Persson, G., Strandberg, G., Barring, L., Kjellström, E. (2007)
Beräknade temperaturförhållanden för tre platser i Sverige – perioderna 1961-1990 och 2011-2040
- 125 Engart, M., Foltescu, V. (2007)
Luftföroreningar i Europa under framtida klimat
- 126 Jansson, A., Josefsson, W. (2007)
Modelling of surface global radiation and CIE-weighted UV-radiation for the period 1980-2000
- 127 Johnston, S., Karlsson, K-G. (2007)
METEOSAT 8 SEVIRI and NOAA Cloud Products. A Climate Monitoring SAF Comparison Study
- 128 Eliasson, S., Tetzlaff, A., Karlsson, K-G. (2007)
Prototyping an improved PPS cloud detection for the Arctic polar night

- 129 Trolez, M., Karlsson, K-G., Johnston, S., Albert, P (2008)
The impact of varying NWP background information on CM-SAF cloud products
- 130 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M (2008)
Total ozone from zenith radiance measurements. An empirical model approach
- 131 Willén, U (2008)
Preliminary use of CM-SAF cloud and radiation products for evaluation of regional climate simulations
- 132 Bergström, R (2008)
TESS Traffic Emissions, Socioeconomic valuation and Socioeconomic measures Part 2:
Exposure of the European population to atmospheric particles (PM) caused by emissions in Stockholm
- 133 Andersson, S., Bergström, R., Omstedt, G., Engardt, M (2008)
Dagens och framtidens partikelhalter i Sverige. Utredning av exponeringsminskningsmål för PM2.5 enligt nytt luftdirektiv
- 134 Omstedt, G., Andersson, S (2008)
Vintervägar med eller utan dubbdäck. Beräkningar av emissioner och halter av partiklar för olika dubbdäcksscenarier



Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut
601 76 Norrköping · Tel 011-495 8000 · Fax 011-495 8001
www.smhi.se