

Utvärdering av SIMAIR mot mätningar av PM₁₀ och NO₂ i Göteborg, Stockholm och Umeå för åren 2006-2009

Undersökning av en ny emissionsmodell för vägtrafikens slitagepartiklar

Stefan Andersson och Gunnar Omstedt



Pärmbilden visar tre trafikmiljöer som undersökts i denna studie; E6 vid Gårda i Göteborg, Hornsgatan i Stockholm och Västra Esplanaden i Umeå.

METEOROLOGI Nr 152

**Utvärdering av SIMAIR mot mätningar av PM10 och NO₂ i
Göteborg, Stockholm och Umeå för åren 2006-2009**

Undersökning av en ny emissionsmodell för vägtrafikens slitagepartiklar

Stefan Andersson och Gunnar Omstedt

Förord

Denna studie har genomförts på uppdrag av Trafikverket (TRV 2012/61522).

Vi vill tacka Johanna Daniels som varit vår kontaktperson vid Trafikverket, Martin Ferm och Karin Sjöberg vid IVL för information och leverans av mätdata för Göteborg och Umeå samt Michael Norman vid SLB-analys för information och leverans av mätdata för Stockholm.

Sammanfattning

SIMAIR är ett webbaserat modellsystem för beräkning av luftkvalitet i svenska tätorter. Systemet är utvecklat av SMHI på uppdrag av Trafikverket, Naturvårdsverket och Energimyndigheten och syftar till att tillhandahålla svenska kommuner och andra aktörer ett lättanvänt verktyg som kan användas i luftvårdsarbetet, bland annat för att bedöma luftföroreningsnivåerna i relation till miljökvalitetsnormer och utvärdera olika åtgärders effekter på luftmiljön. Syftet med denna studie är att utvärdera SIMAIR mot nya mätdata av PM10 och NO₂ och testa och utvärdera en ny emissionsmodell för vägtrafikens slitagepartiklar.

Högkvalitativa mätningar med timupplösning från tre trafikmiljöer har använts i utvärderingen; E6 vid Gårda i Göteborg för åren 2006-2009, Hornsgatan i Stockholm för åren 2007-2009 samt Västra Esplanaden i Umeå för åren 2006-2009. Modellens beräkningar i urban bakgrund (regionalt + urbant bidrag) har även utvärderats mot mätningar i urban bakgrund (i taknivå) för dessa tätorter; Femman-huset i Göteborg, Torkel Knutssongatan i Stockholm samt Biblioteket i Umeå.

I utvärderingen används ett antal statistiska mått och indikatorer för att kvantifiera modellens prestanda i jämförelse med mätdata. Bland annat jämförs årsmedelvärden, percentiler, antalet överskridanden, bias, korrelationskoefficient och Target. I valideringen har ett nytt utvärderingsverktyg använts, Delta-tool, utvecklat inom ramen för det europeiska initiativet FAIRMODE.

Utvärderingen av SIMAIR visar att i trafikmiljöer underskattas PM10-halterna något för Hornsgatan i Stockholm (med ca 20-30 %). För Västra Esplanaden i Umeå och i synnerhet E6 vid Gårda i Göteborg överskattas istället PM10-halterna (med 10-35 %). Däremot, i urban bakgrund är överensstämmelsen mellan modellerade och uppmätta PM10-halter genomgående mycket god.

En systematisk underskattning av NO₂-halterna kan observeras både i trafikmiljöer (generellt 10-30 %) och urban bakgrund (generellt 10-30 %) jämfört med mätdata (bortsett från urban bakgrund i Stockholm där modellen uppvisar god överensstämmelse med mätdata). Trots att det finns ett viss bias för NO₂ är resultaten ändå goda; 75 % av datapunkterna har ett lägre targetvärde än 1, vilket betyder att modellen då *kan* vara en bättre prediktor för atmosfärens ”verkliga” kemiska tillstånd än mätningarna.

Denna studie tillsammans med tidigare valideringsstudie av SIMAIR visar att modellen uppfyller kvalitetsmålen på modellberäkningar (RPE/RDE) för såväl PM10 och NO₂ i trafikmiljöer.

Inom ramen för ett nordiskt forskningsprojekt har en ny emissionsmodell för vägdamm utvecklats; NORTRIP. Modellen bygger delvis på samma principer som SIMAIRs vägdammsmodell, men viktiga förbättringar har gjorts. Syftet med denna undersökning är att analysera förutsättningarna för att använda NORTRIP med hjälp av indata från SIMAIR. Undersökningen visar att det är möjligt, men att det finns en del svårigheter.

NORTRIP-modellen ger något högre korrelation mot mätdata jämfört med SIMAIRs vägdammsmodell. Med övriga indata från SIMAIR för år 2007 ökar korrelationen från 0.58 till 0.67 för Västra Esplanaden, från 0.59 till 0.67 för Hornsgatan och från 0.53 till 0.57 för Gårda. För att få överensstämmande haltnivåer behövs dock korrekationer införas; korrekationer som för närvarande inte är lätta att förstå. Det är inte säkert att den standardparameteruppsättning, som tagits fram baserat på mätningar från två gator i Stockholm, är så generell att den också kan tillämpas för andra trafikmiljöer i Sverige.

Ett enkelt sätt att förbättra SIMAIRs beräkningsresultat är att korrigera dessa mot mätdata. För att förbättra modellresultaten utan användandet av mätdata krävs förbättrade emissioner, vilket sannolikt kommer göras inom ramen för HBEFA i Europa, samt att implementera NORTRIP-modellen. Innan NORTRIP-modellen kan implementeras i SIMAIR behövs emellertid fler studier avseende vilka parametervärden och korrekationer som ska användas.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte.....	2
2	METODIK	2
2.1	Mät- och beräkningsplatser	2
2.1.1	Göteborg: E6 vid Gårda (trafikmiljö)	2
2.1.2	Göteborg: Femman (urban bakgrund).....	3
2.1.3	Stockholm: Hornsgatan (trafikmiljö).....	4
2.1.4	Stockholm: Torkel Knutssonsgatan (urban bakgrund)	5
2.1.5	Umeå: Västra Esplanaden (trafikmiljö)	5
2.1.6	Umeå: Biblioteket (urban bakgrund)	6
2.2	Modeller	7
2.2.1	SIMAIR.....	7
2.2.2	NORTRIP-modellen	9
2.3	Valideringsmetodik	11
2.3.1	Statistiska indikatorer	11
2.3.2	Delta-tool.....	14
2.3.3	Kvalitetsmål för beräkningsmodeller	14
2.3.4	Tolkning av Targetdiagram	15
3	RESULTAT	17
3.1	SIMAIR	17
3.1.1	PM10	17
3.1.2	NO ₂	23
3.1.3	Sammanställning med tidigare valideringsstudier	30
3.2	NORTRIP.....	32
3.2.1	NO _x -halter och NO _x -emissioner för Hornsgatan i Stockholm.....	32
3.2.2	PM10-halter för Hornsgatan i Stockholm.....	35
3.2.3	Västra Esplanaden i Umeå	39
3.2.4	E6 vid Gårda i Göteborg	42
4	DISKUSSION	44
5	SLUTSATSER.....	46
6	REFERENSER.....	47
	APPENDIX 1.....	49

1 Inledning

1.1 Bakgrund

SIMAIR (Gidhagen et al., 2009; Omstedt et al., 2011a) är ett webbaserat modellsystem för beräkning av luftkvalitet i svenska tätorter. Systemet är utvecklat av SMHI på uppdrag av Trafikverket, Naturvårdsverket och Energimyndigheten och syftar till att tillhandahålla svenska kommuner och andra aktörer ett lättanvänt verktyg som kan användas i luftvårdsarbetet, bland annat för att bedöma luftföroreningsnivåerna i relation till miljökvalitetsnormer och utvärdera olika åtgärders effekter på luftmiljön. Spridningsmodeller har fått en allt starkare position inom luftvårdsarbetet de senaste åren och kan komplettera och till viss del ersätta mätningar. Så kallad mätarbatt har införts, vilket innebär att kravet på antalet mätstationer reduceras med upptill 50 % om kommunen använder luftkvalitetsmodeller (Naturvårdsverkets föreskrifter om kontroll av luftkvalitet § 13).

Inom SIMAIR görs årliga uppdateringar av vägtrafik, emissioner och meteorologi. Kedjan från emission till halt är komplex, i synnerhet vad gäller geografisk fördelning på olika väglänkar i landet; regelbundna utvärderingar är därför nödvändiga för att säkerställa modellsystemets kvalitet. Den senaste omfattande utvärderingen av SIMAIR gjordes för basåren 2004-2005 i en studie av Andersson och Omstedt (2009). Resultaten från studien visade att SIMAIR överlag uppvisade god överensstämmelse med mätdata, men att halterna av kvävedioxid underskattades i urban bakgrund för vissa tätorter (främst i norra Sverige). Den urbana bakgrundsmodellen BUM har sedan dess förbättrats för att bättre beskriva spridningen vid låga gränsskiktshöjder och stark stabil skiktning (Andersson et al., 2010; Andersson et al., 2011; Johansson et al., 2010). Problematiken behöver dock undersökas vidare, även i de lokala modellerna, exempelvis genom att undersöka vindhastighetens och emissionens påverkan. Studier har nämligen visat att vägtrafikens verkliga NO_x-emissioner ibland underskattas i emissionsmodeller (Sjödén och Jerksjö, 2008; Carslaw et al., 2011).

Vägtrafikens luftkvalitetsproblem i Sverige berör främst partiklar, PM₁₀, och kvävedioxid, NO₂ (Omstedt et al., 2012). Höga PM₁₀-halter är starkt kopplat till vägslitage och uppvirvling av vägdamm. Exempel på åtgärder som diskuteras för att minska partikelnivåerna är minskad dubbdäcksanvändning, användning av dammbindningsmedel (CMA), förbättrad städning och lägre fordonshastigheter. SIMAIR behöver anpassas så att sådana studier kan utföras med god kvalitet, varför en ny emissionsmodell för vägtrafikens slitagepartiklar, som är utvecklad inom ramen för det nordiska projektet NORTRIP (Johansson et al., 2012), kommer att testas och utvärderas i denna studie.

För NO₂ är det flera faktorer som påverkar halterna och trots minskade NO_x-emissioner tenderar halterna i tätortsluften att vara höga (Omstedt et al., 2012). Orsaken är flera, bland annat att primäremissionen av NO₂ ökar till följd av en högre andel dieselfordon. I en studie i Stockholm (Burman och Johansson, 2010) beräknas 60 % av utsläppen av NO₂ på Hornsgatan hösten 2009 härröra från dieseldrivna fordon, trots att de endast utgör 30 % av det totala antalet. Det är således viktigt att modeller och indata anpassas så att sådana förändringar i fordon och bränslen inkluderas.

De mätdata som kommer att användas för valideringen i denna studie är mätningar av PM₁₀ och NO₂ från Hornsgatan i Stockholm, E6 vid Gårda i Göteborg och Västra Esplanaden i Umeå, avseende åren 2006-2009. Dessa mätdata är detaljerade med timvisa värden under en lång tidsperiod och lämpar sig därför mycket bra för att utvärdera modeller. Platserna är dessutom väldokumenterade och bra indata finns att tillgå. I Stockholm är mätningarna utförda av SLB-analys, medan mätningarna i trafikmiljöer i Göteborg och Umeå är utförda av IVL på uppdrag av Trafikverket.

I Avsnitt 2 beskrivs metodiken i studien avseende trafikmiljöer, mätplatser, modeller och valideringsmetoder. Utvärderingen av SIMAIR respektive NORTRIP-modellen presenteras i Avsnitt 3 och resultaten diskuteras i Avsnitt 4. I Avsnitt 5 redovisas slutsatser från studien.

1.2 Syfte

Syftet med denna studie är att utvärdera SIMAIR mot nya mätningar från Stockholm, Göteborg och Umeå och undersöka förutsättningarna för att implementera en ny emissionsmodell för vägtrafikens slitagepartiklar (NORTRIP-modellen).

2 Metodik

2.1 Mät- och beräkningsplatser

Modellering av NO₂- och PM10-halter har utförts för tre trafikmiljöer; E6 vid Gårda i Göteborg, Hornsgatan i Stockholm samt Västra Esplanaden i Umeå. Gemensamt för dessa mätplatser är att högkvalitativa mätningar med timvisa data finns tillgängliga, som lämpas bra som valideringsunderlag till spridningsmodeller.

För dessa tätorter har även SIMAIR validerats mot mätningar i urban bakgrund i taknivå; Femman i Göteborg, Torkel Knutssonsgatan i Stockholm samt Biblioteket i Umeå.

2.1.1 Göteborg: E6 vid Gårda (trafikmiljö)

På uppdrag av Trafikverket har IVL (Ferm och Sjöberg, 2013) utfört ett mätprogram av vägnära luftmiljö för ett par platser i Sverige, däribland E6 vid Gårda i Göteborg. Syftet med mätningarna har dels varit att de ska utgöra en del av Trafikverkets kontroll gentemot miljö kvalitetsnormerna, dels att tillhandahålla ett högkvalitativt dataset för validering av beräkningsmodeller.

Trafikmiljön är relativt komplicerad och utgörs av en hårt trafikerad motorväg med tre körfält i vardera riktigt med ca 90 000 fordon per dygn, varav ca 7 % tung trafik. Gaturummet är av halvöppen karaktär med en bergvägg och villabebyggelse i öster och 3-våningshus i väster (dock en bit bort från vägen). Mätstationen är placerad vid ett betongfundament intill en gångbro. I Figur 1 och Tabell 1 och 2 ges mer information om mätplatsen, mätstationens placering och indata som har använts vid modelleringen.

Mätningarna utfördes under perioden 2006-2009, vilket är den tidsperiod som SIMAIR kommer att valideras för. Mätningarna av PM2.5 utfördes av IVL (Ferm och Sjöberg, 2013) medan PM10, NO_x och NO₂ tillhandahölls via Göteborgs miljöförvaltning (Miljöförvaltningen Göteborgs stad, 2010). Partikelmätningarna utfördes med TEOM (1400AB, korrektion har genomförts enligt Referenslaboratoriets rekommendationer) och NO₂-mätningarna genomfördes med DOAS-mätningar på en sträcka om 185 m parallellt med vägen. Notera att reviderade data från DOAS-mätningarna har använts. Orsaken till detta är att komplikationer hade uppstått, bland annat användes fel instrumentkorrektionsfaktor och temperaturinställningen behövdes justeras. Detta fick till följd att halterna av NO₂ reducerades med ca 30 %.

För mer detaljer angående mätningarna, såsom tidssträckning, datatillgänglighet mm, se Ferm och Sjöberg (2013).



Figur 1. E6 vid Gårda i Göteborg. Mätstationen är placerad på vägens västra sida vid ett betongfundament vid en gångbro. Trafikmiljön är av bred och halvöppen karaktär och trafikerades av ca 90 000 fordon per dygn.

Tabell 1. Gaturumsinformation från E6 vid Gårda i Göteborg, som använts som indata till modellberäkningarna. Uppgifter från Andersson och Omstedt (2009).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Mätstationens placering
E6 vid Gårda	10/7	64	28	6	Västra sidan

Tabell 2. Trafikdata från E6 vid Gårda i Göteborg, som använts som indata till modellberäkningarna. Uppgifter från Ferm och Sjöberg (2013), samt andel dubbdäck från Däckbranschens informationsråd.

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpn ingsmetod	Andel dubbdäck [%]
E6 vid Gårda	2006	85500 ⁽¹⁾	7.1	70	Salt	74 ⁽³⁾
	2007	84000 ⁽²⁾	7.6			74 ⁽³⁾
	2008	94900	7.2			71 ⁽³⁾
	2009	91800	6.9			68 ⁽³⁾

(1) Stort databortfall i ett av de norrgående körfälten (1N). Vid beräkning av ÅDT har detta körfält kompenserats genom att istället använda värdet för motsvarande södergående körfält (1S) och reducera trafikmängden med 6 % (i medeltal var trafikmängden 6 % lägre i norrgående jämfört med södergående riktning).

(2) Stort databortfall i framförallt juli-augusti.

(3) Mätningar har också gjorts på parkeringsplatser vid Heden i Göteborg, som redovisas i figur av Ferm och Sjöberg (2013). Dessa mätningar överensstämmer väl med angivna, inom ca 10%.

2.1.2 Göteborg: Femman (urban bakgrund)

SIMAIRs beräknade halter för urban bakgrund valideras mot PM₁₀ och NO₂-mätningar vid Femman-husets tak i Nordstan i centrala Göteborg för åren 2006-2009, se Figur 2. Mätningar i taknivå lämpar sig bättre att validera spridningsmodeller på urban skala eftersom stationerna då befinner sig ovanför det så kallade "canopy layer" där spridningsförhållandena i mindre grad påverkas av byggnader.

Mätningarna vid Femman-huset utförs av Miljöförvaltningen i Göteborg (Miljöförvaltningen Göteborgs stad, 2010). Kontinuerliga mätningar har utförts sedan 1987. TEOM-instrument används för partiklar och kemiluminescensteknik (Exophysics 700AL) för NO₂.



Figur 2. Stationen som mäter urbana bakgrundshalter i Göteborg är placerad på taket på Femman-huset i Nordstan i centrala Göteborg (kvarteret strax väster om centralstationen, se röd punkt på kartan). Mätningarna utförs av Miljöförvaltningen i Göteborg.

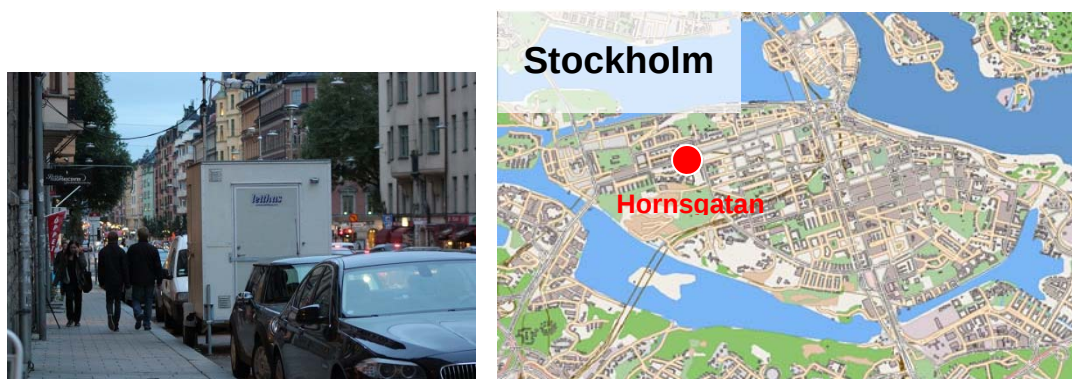
2.1.3 Stockholm: Hornsgatan (trafikmiljö)

I Stockholm används mätningar från Hornsgatan på Södermalm för att validera SIMAIR, se Figur 3 och Tabell 3 och 4. De år som utvärderingen omfattar är 2007-2009 för PM₁₀ och NO₂. Mätningarna är gjorda av Miljöförvaltningen i Stockholms stad (SLB, 2010).

Hornsgatan är en hårt trafikerad innerstadsgata i Stockholm med ca 28 000 fordon per årsmedeldygn, varav 3 % tung trafik. Gaturummet är väldefinierat med ett förhållande på 1:1 för gaturumsbredd och byggnadshöjder (24 m). Mätningar har utförts på båda sidor om gatan och i denna studie används den norra mätstationen.

Notera att dubbdäcksförbudet som i dagsläget gäller på Hornsgatan ännu inte var infört för tidsperioden i denna studie (2007-2009).

Datafångsten för mätningarna var överlag hög (exempelvis 96 % för år 2009). Mer detaljer om mätningarna ges i SLB (2010).



Figur 3. Hornsgatan på Södermalm i Stockholm är en trafikmiljö av innerstadskaraktär med ett väldefinierat gaturum som trafikeras av ca 28 000 fordon per dygn.

Tabell 3. Gaturumsinformation från Hornsgatan i Stockholm, som använts som indata till modellberäkningarna. Uppgifter från Omstedt et al. (2012).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Mätstationens placering
Hornsgatan	24/24	24	20	4	Norra sidan

Tabell 4. Trafikdata från Hornsgatan i Stockholm, som använts som indata till modellberäkningarna. Uppgifter från SLB (2010), samt andel dubbdäck från SLB-analys.

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpn ingsmetod	Andel dubbdäck [%]
Hornsgatan	2006	27800	3.1	50	Salt	73 ⁽¹⁾
	2007					73
	2008					69
	2009					68

(1) uppskattning baserat på 2007 års mätning.

2.1.4 Stockholm: Torkel Knutssonsgatan (urban bakgrund)

För att undersöka kvaliteten på bakgrundshalterna i Stockholm utvärderas SIMAIR mot mätningar i urban bakgrund, nämligen takmätningar på Torkel Knutssonsgatan på Södermalm, se Figur 4. Även dessa mätningar har utförts av Miljöförvaltningen i Stockholms stad (SLB, 2010). Valideringen omfattar PM10 och NO₂ för åren 2007-2009.



Figur 4. På taket på en fastighet på Torkel Knutssonsgatan på Södermalm i Stockholm utför Stockholms Miljöförvaltning mätningar i urban bakgrund.

2.1.5 Umeå: Västra Esplanaden (trafikmiljö)

Inom ramen för Trafikverkets kontroll av vägnära miljö längst det statliga vägnätet har IVL (Ferm och Sjöberg, 2013) utfört mätningar av PM10- och NO₂-koncentrationer vid Västra Esplanaden i Umeå, se Figur 5 och Tabell 5 och 6. Mätinstrumenten som användes var TEOM (1400AB, korrektion har genomförts enligt Referenslaboratoriets rekommendationer) för partiklar och kemiluminescensteknik (Monitor labs 9841) för NO₂.

Västra Esplanaden är delen av E4:an som passerar genom Umeå centrum; således är en betydande andel av trafiken genomfartstrafik. Gatan är sluten med ca 15 meter höga byggnader på båda sidor om gatan. ÅDT uppgår till ca 24 000 fordon per dygn, varav ca 8 % tung trafik.

Mer detaljer om mätningarna finns beskrivet i Ferm och Sjöberg (2013).



Figur 5. Inom ramen för Trafikverkets kontroll av vägnära miljö utfördes luftkvalitetsmätningar vid Västra Esplanaden i Umeå. Gatan utgör E4:ans passage genom centrala Umeå och trafikeras av ca 24 000 fordon per årsmedeldygn.

Tabell 5. Gaturumsinformation från Västra Esplanaden i Umeå, som använts som indata till modellberäkningarna. Uppgifter från Omstedt et al. (2012).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Mätstationens placering
Västra Esplanaden	15/15	28	22	4	Östra sidan

Tabell 6. Trafikdata från Västra Esplanaden i Umeå, som använts som indata till modellberäkningarna. Uppgifter från Ferm och Sjöberg (2013), samt andel dubbdäck från Däckbranschens informationsråd.

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpn ingsmetod	Andel dubbdäck [%]
Västra Esplanaden	2006	24300*	7.7	50	Sand	90
	2007	24000	7.8			88
	2008	23400	8.1			83
	2009	23400	9.1			94

* Trafikmätningarna startade i slutet av april, dvs. data saknas från 1 januari till 26 april.

2.1.6 Umeå: Biblioteket (urban bakgrund)

En urban bakgrundsstation i Umeå har även inkluderats i modellutvärderingen; mätningar från taket av Biblioteket i centrala Umeå, ca 400 meter från Västra Esplanaden (Figur 6). Dessa mätningar är utförda av Umeå kommun (2010) med TEOM (1400AB, korrektion har genomförts enligt Referenslaboratoriets rekommendationer) för partiklar och kemiluminescensteknik (Monitor labs 9841) för NO₂.

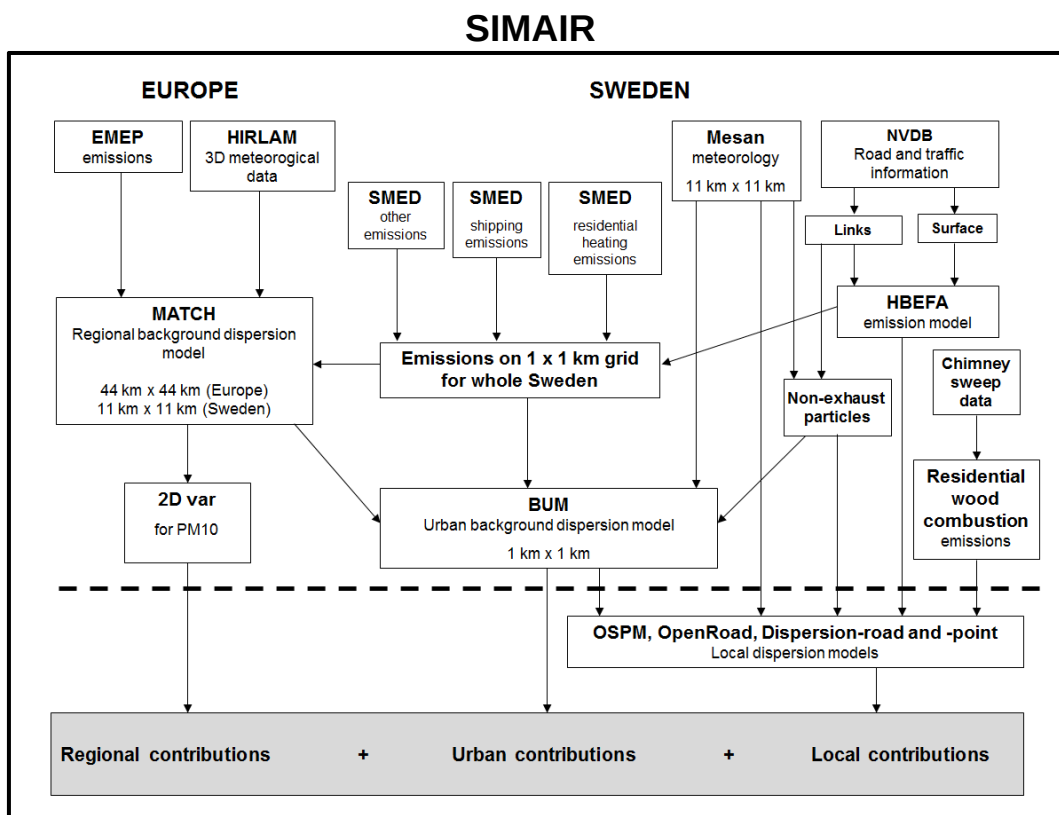


Figur 6. Umeå kommun utför mätningar i urban bakgrund på bibliotekets tak i centrala Umeå.

2.2 Modeller

2.2.1 SIMAIR

SIMAIR (Gidhagen et al., 2009; Omstedt et al., 2011a) är ett kopplat modellsystem som använder spridningsmodeller och databaser på olika geografiska skalor; på så sätt möjliggörs uppdelning av föroreningar i lokalt, urbant och regionalt bidrag och användaren kan därigenom kvantifiera varifrån luftföroreningsbidragen härstammar. Flera applikationer finns inom ramen för SIMAIR, bland annat väg, korsning och ved; i denna studie används SIMAIR-väg som tillämpas för modellering i trafikmiljöer. En schematisk skiss över SIMAIRs databaser, emissioner, meteorologi och spridningsmodeller återfinns i Figur 7.



Figur 7. Schematisk skiss över databaser, emissioner, meteorologi och spridningsmodeller i SIMAIR. Den streckade linjen skiljer på förberäknade halter från modeller på större skala (över linjen) och halter som beräknas direkt från användargränssnittet via lokala modeller (under linjen).

2.2.1.1 Regionala bakgrundshalter

För beräkning av halter på regional skala används spridningsmodellen MATCH (Robertson et al., 1999; Andersson et al., 2007), som drivs av meteorologiska data från väderprognosmodellen HIRLAM (44 km x 44 km över Europa), samt emissionsdata från EMEP (50 km x 50 km). Förutom MATCH används också tvådimensionell variationell dataassimilering med mätdata för PM10, då MATCH ännu inte inkluderar sekundära organiska aerosoler.

2.2.1.2 Urbana bakgrundshalter

Urbana halter av luftföroreningar, på ett 1 km x 1 km rutnät, beräknas med urbana modellen BUM (Andersson et al., 2010; Andersson et al., 2011). Vid beräkningarna används emissionsdata från SMED (Svenska MiljöEmissionsData). Meteorologiska data från Mesan (Häggmark et al., 2000) används, vilket är ett system som bygger på optimal interpolationsteknik där tillgängliga data från synoptiska väderstationer tillsammans med data från vädersatelliter, väderradar och modeller viktas samman på bästa sätt. Den horisontella upplösningen är 11 km x 11 km och tidsupplösningen är 3 timmar. Spridningsberäkningar i BUM görs med två metodiker:

- För markkällor, såsom vägtrafik och småskalig vedeldning, används en bakåttrajektoriemodell som beräknar halter genom att bidrag från emissioner i ett influensområde uppströms vindriktningen aggregeras för att bestämma halten i en beräkningspunkt.
- För utsläpp från högre punktkällor (till exempel höga skorstenar) görs beräkningarna med en Gaussisk plymmodell.

2.2.1.3 Lokala halter

På lokal skala används inom SIMAIR-väg två olika spridningsmodeller, beroende på typ av tillämpning:

- Om trafikmiljön är ett gaturum, dvs. byggnader finns på ena eller båda sidor om gatan, används spridningsmodellen OSPM (Berkowicz, 2000). OSPM (Operational Street Pollution Model) består dels av en modell för den direkta plymen från vägtrafiken, dels en boxmodell för att beskriva recirkulationen i gaturummet. I modellen tas även hänsyn till den fordonsinducerade turbulensen. Modellen har använts i en rad tillämpningar i flertalet länder med gott resultat (se, t.ex., Berkowicz et al., 2008).
- Om trafikmiljön är av öppen karaktär, dvs. inte omgärdas av byggnader, används OpenRoad. Modellen är giltig i närheten av öppna vägar och har bland annat validerats mot mätningar vid E4 norr om Stockholm med gott resultat (Gidhagen et al., 2004).

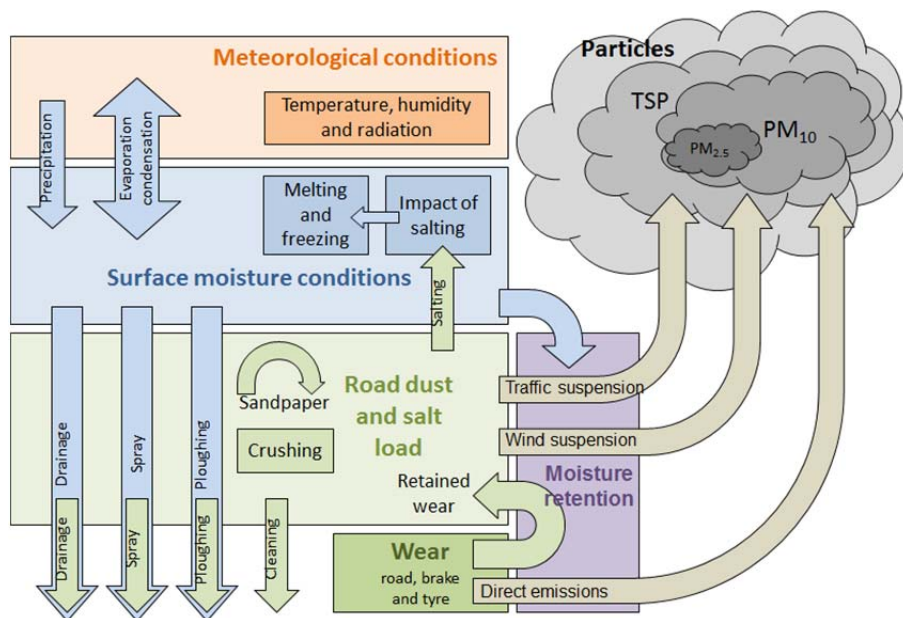
I SIMAIR-konceptet används Trafikverkets Nationella Vägdatas (NVDB). Emissionsfaktorer för vägtrafiken har tagits fram av Trafikverket med hjälp av HBEFA-modellen (HBEFA, 2013). Det är en emissionsmodell med omfattande användning inom Europa (modellen är en sammanslagning av tidigare ARTEMIS och HBEFA). I SIMAIR ingår även en emissionsmodell för vägtrafikens vägdamm och slitagepartiklar (Omstedt et al., 2005). Mer om den finns i Avsnitt 2.2.2.

Även på lokal skala används meteorologi från Mesan.

2.2.2 NORTRIP-modellen

Inom ramen för ett nordiskt forskningsprojekt har en ny emissionsmodell för vägdamm utvecklats (Johansson et al., 2012, Denby et al., 2012, Denby et al., 2013). Projektet heter NORTRIP som är förkortningen på Non-exhausted Road TRaffic Induced Particle emissions och modellen har också döpts till NORTRIP. Christer Johansson från ITM har varit projektledare och Bruce Denby från NILU har ansvarat för modellutvecklingen. Övriga institut som deltagit är från Sverige; SLB-analys, Statens väg- och transportforskningsinstitut och SMHI, från Danmark; Danish Centre for Environment and Energy och från Finland; Helsinki Metropol University of Applied Science och Finska Meteorologiska Institutet.

NORTRIP-modellen bygger delvis på samma principer som SIMAIRs vägdammmodell (Omstedt et al., 2005) men viktiga förbättringar har gjorts. Båda modellerna använder två grundläggande ekvationer; den första för att beskriva massbalansen av vägdamm som funktion av källor och sänkor och den andra för att beskriva vägbanans fuktighet som funktion av källor och sänkor. Källorna till vägdamm är bl.a. vägslitage från däck, sandning och saltning. Sänkorna till vägdamm är bl.a. uppvirvling från fordon och avrinning. Ekvationerna är kopplade; när vägbanan är fuktig växer mängden vägdamm genom att uppvirvlingen från fordonstrafiken är liten. När vägbanan är torr minskar mängden vägdamm genom att uppvirvling från fordonstrafiken är stor. Det innebär att då mängden vägdamm är stor och vägbanan är torr, som t.ex. på senvinter och tidig vår, finns förutsättningar för stora partikelemissioner och därigenom höga partikelhalter. Skillnaderna mellan modellerna är bl.a. att NORTRIP beskriver flera fysikaliska processer, för vägslitage finns t.ex. ett hastighetsberoende. Det gör att NORTRIP är mer generell men kräver också mer indata. NORTRIP har testats mot olika data med gott resultat (Denby et al., 2013). För Sveriges del har testerna utförts för Hornsgatan och Essingeleden i Stockholm. Från dessa tester har standardvärden tagits fram för en hel del av de parametrar som används i modellen. Dessa standardvärden, som framgår av Appendix 1, används också i denna studie. I Figur 8 visas en översiktlig bild på de processer som ingår i modellen.



Figur 8. Översiktlig bild av de processer som ingår i NORTRIP-modellen (från Denby et al., 2013).

NORTRIP innehåller ingen spridningsmodell, utan spridningen beräknas genom att använda uppmätta halter av NO_x och partiklar. Följande samband används för PM₁₀:

$$cPM_{10}^{street} = \frac{cNO_x^{street} - cNO_x^{background}}{qNO_x^{street}} * qPM_{10}^{street} + cPM_{10}^{background} \quad (1)$$

där cPM_{10}^{street} anger PM10-halten i gatan eller nära vägen, $cPM_{10}^{background}$ PM10-halten i bakgrundsluften, cNO_x^{street} NO_x-halten i gatan eller nära vägen, $cNO_x^{background}$ NO_x-halten i bakgrundsluften, qNO_x^{street} emissionen av NO_x och qPM_{10}^{street} anger emissionen av PM10, som är det NORTRIP beräknar. För det används trafikdata, aktivitetsdata och meteorologiska data. I Tabell 7 visas översiktligt vilka indata som används i NORTRIP.

För att tillämpa NORTRIP fordras således relativt omfattande indata. Sådana data finns endast på ett fåtal platser i landet. Med hjälp av SIMAIR kan sådana data genereras för många olika platser i landet. Ett alternativ vore också att ersätta SIMAIRs vägdammodell med NORTRIP. Det finns därför flera skäl till att undersöka förutsättningarna för det.

Syftet med denna undersökning är att försöka klarlägga hur NORTRIP kan användas i SIMAIR och vilka förbättringar och ökad kvalitet som kan nås med det jämfört med att använda SIMAIRs nuvarande vägdammsmodell.

Tabell 7. NORTRIPs originaldata för Hornsgatan år 2007.

Indata	Mätstation
Luftkvalitet	
NO _x bakgrund	Torkel Knutssonsgatan (takmätning)
NO _x gata	Hornsgatan
Emissionsdata av NO _x	Konstant emissionsfaktor lika med 0.64 g/fkm år 2007
PM10 bakgrund	Torkel Knutssonsgatan (takmätning)
Meteorologi	
temperatur, vindhastighet, fukt, regn, snö, globalstrålning	Torkel Knutssonsgatan (takmätning)
Trafik	
Årsmedeldygnstrafik uppdelat på lätta och tunga fordon, fordonshastigheter, antal fordon med dubbdäck, vinterdäck och sommardeck	Hornsgatan
Aktivitet	
Sandning, saltning, plogning, städning (finns inte denna info beräknas de som funktion av meteorologiska data)	

Ekvation (1) använder NO_x som spårämne för att beräkna emissioner genom skalning av uppmätta partikelhalter. Metoden kallas därför ibland för spårämnemetoden.

Utgångspunkten för metoden är att man med hjälp av ett spårämne från en källa, som man känner relativt väl, kan uppskatta emissioner för ett annat ämne från samma källa, som inte är lika väl känt, t.ex. PM10, PM2.5 och bensen (Omstedt och Johansson, 2004). Källan i detta fall är vägtrafiken. Fördelen är att metoden är relativt enkel och baseras bara på mätdata, varför ingen spridningsmodell behöver användas. Nackdelen är att emissionerna av spårämnet inte alltid är väl känt. Trots det görs det ofta förenklade antaganden vilket medför att osäkerheter införs i beräkningarna. Bättre resultat kan erhållas om uppskattade emissioner av spårämnet också jämförs mot mätdata med hjälp av spridningsmodell, som t.ex. gjorts för bensen (Omstedt

och Johansson, 2004) men som tyvärr inte gjort i NORTRIP. Det spårämne som valts är NO_x vars emissioner i verkliga trafikmiljöer är osäkra (Carslaw et al., 2011).

Emissionerna i ekvation (1) kan beräknas på följande sätt

$$qPM_{10}^{street} = N(tot) * ef_{PM10} \quad (2)$$

$$qNO_x^{street} = N(tot) * ef_{NOx} \quad (3)$$

där N(tot) anger totala antalet fordon, ef_{PM10} emissionsfaktorn för PM10 och ef_{NOx} emissionsfaktorn för NO_x. Vi kan då skriva om (1) på följande sätt.

$$ef_{PM10} = ef_{NOx} \frac{cPM_{10}^{street} - cPM_{10}^{background}}{cNO_x^{street} - cNO_x^{background}} \quad (4)$$

Det betyder att emissionsfaktorn för PM10 är direkt proportionell mot emissionsfaktorn för NO_x. Eventuella felaktigheter i bestämning av ef_{NOx} kommer därför resultera i motsvarande felaktigheter i ef_{PM10} .

För att kunna köra NORTRIP för en godtycklig gata/väg i landet behövs indata genereras till modellen. Det kan göras med hjälp av SIMAIR på två olika sätt.

1. Via SIMAIR skapas fullständiga indata till NORTRIP. Det betyder att indata för den så kallade spårämnemetoden också behöver tas fram dvs. NO_x-halter och NO_x-emissioner. Fördelen är att NORTRIP därefter kan köras direkt och därigenom kan de resultatutskriften modellen genererar användas. En annan fördel är att NORTRIP då också kan tillämpas av andra användare än SMHI för trafikmiljöer där inga fullständiga NORTRIP-data finns.
2. Bara köra emissionsdelen i NORTRIP och skala om de lokalt beräknade partikelhalterna i SIMAIR med NORTRIPs emissioner. Fördelen är att det är enklare. Nackdelen är att det är svårare att analysera orsakerna till skillnader mellan modellerade och uppmätta halter eftersom orsakerna till avvikelserna kan såväl bero på spridningsmodelleringen som emissionsmodelleringen, vilket kan klargöras tydligare med metod 1.

2.3 Valideringsmetodik

2.3.1 Statistiska indikatorer

För att kvantifiera spridningsmodellers prestanda i form av överensstämmelse med uppmätta haltnivåer används statistiska indikatorer. I denna studie har ett antal indikatorer valts för att så långt det går ge en fulltäckande, men samtidigt lättolkad, analys.

Det mest grundläggande statistiska mått (lägesmått) i luftkvalitetssammanhang är medelkoncentrationen av luftföroreningen över en viss tidsperiod:

$$\bar{C} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_i \quad (5)$$

där C_i kan vara exempelvis timmedel- eller dygnsmedelhalt för en viss tidpunkt och n är antalet observationer.

Då miljö kvalitetsnormerna (MKN) för utomhusluften i Sverige inte enbart är definierade för årsmedelvärden, utan även sätter gränser för antal överskridanden av en viss haltnivå för dygns- och timmedelvärden, är det även fördelaktigt att införa 90- respektive 98-percentiler av dygnsmedelvärden och timmedelvärden. Med dessa percentiler menas:

- 90-percentilen (90%-il) är variabelvärdet (halten) som underskrids av högst 90% och överskrids av högst 10% av observationerna (dygns-/timmedelhalterna).
- 98-percentilen (98%-il) är variabelvärdet (halten) som underskrids av högst 98% och överskrids av högst 2% av observationerna (dygns-/timmedelhalterna).

Standardavvikelse σ definieras som:

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (C_i - \bar{C})^2} \quad (6)$$

För att göra jämförelser med kvalitetsmålet på modellberäkningar enligt Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2010:8, som speglar kravet på modeller enligt EUs Luftdirektiv (model quality objectives), införs begreppet relativt percentilfel (*RPE*) och relativt direktivfel (*RDE*):

$$RPE = \left| \frac{O_p - M_p}{O_p} \right| \quad (7)$$

$$RDE = \left| \frac{O_{LV} - M_{LV}}{LV} \right| \quad (8)$$

där O_p är uppmätt halt för aktuell percentil, M_p är beräknad halt för aktuell percentil, O_{LV} är uppmätt halt som är närmast gränsvärdet enligt MKN, M_{LV} är motsvarande modellerad halt och L är gränsvärdet enligt MKN (t.ex. $50 \mu\text{g m}^{-3}$ för PM10 dygnsmedelvärde). Tolkningen av kvalitetsmålen har tagits fram inom ramen för det europeiska initiativet FAIRMODE (Denby et al., 2011). Mer om det beskrivs i Avsnitt 2.3.3.

Andra statistiska indikatorer som kommer att användas i valideringen är:

Korrelationskoefficient r som anger den linjära samvariationen mellan uppmätta och beräknade halter, det vill säga hur stark det linjära sambandet mellan dem är. Detta sambandsmått definieras enligt:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mod}} - \bar{C}^{\text{mod}})(C_i^{\text{mätt}} - \bar{C}^{\text{mätt}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mod}} - \bar{C}^{\text{mod}})^2 \sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mätt}} - \bar{C}^{\text{mätt}})^2}} \quad (9)$$

där mod anger beräknat och mätt uppmätt halt.

Root mean square error, *RMSE*, är ett mycket användbart mått för att kvantifiera avvikelsen mellan modellerade och uppmätta haltnivåer. Den definieras som:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (C_i^{mod} - C_i^{mätt})^2} \quad (10)$$

Om RMSE normaliseras med osäkerheterna för observationerna (mätningarna), erhålls den statistiska indikatorn Target. Detta mått är för tillfället under utredning inom FAIRMODE för att eventuellt föreslås ersätta eller komplettera nuvarande tolkning av kvalitetsmålen (RPE och RDE). Därav är detta mått mycket central i valideringen i denna studie. Target definieras som:

$$Target = \frac{RMSE}{2RMS_u} = \frac{1}{2} \frac{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (C_i^{mod} - C_i^{mätt})^2}}{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n U_i^2}} \quad (11)$$

där RMS_u är kvadraten på medelvärdet av mätningarnas osäkerhet U .

I Tabell 8 ges en sammanfattning av tolkningen av de olika statistiska mått och indikatorer som ingår i studien.

Tabell 8. Statistiska mått och indikatorer som ingår i valideringen av SIMAIR.

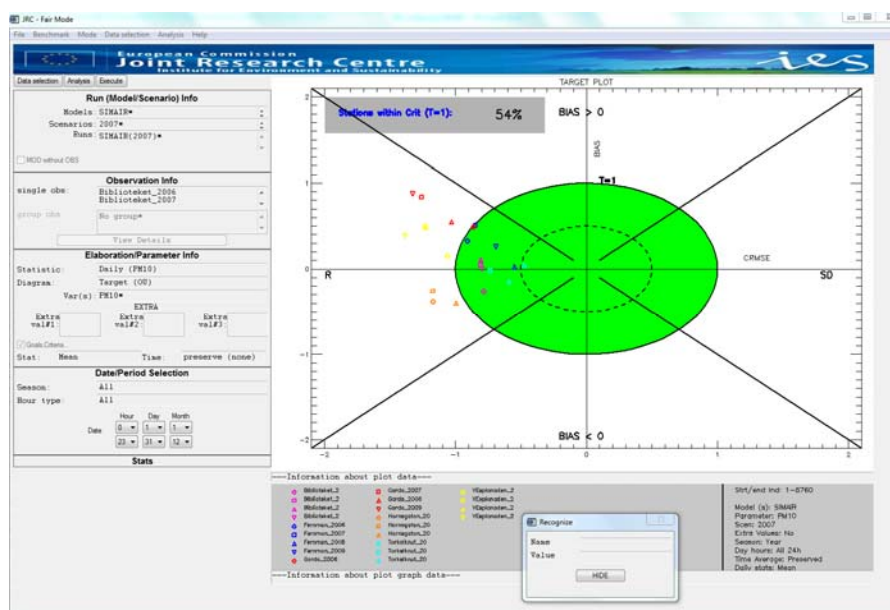
Statistiskt mått	Matematisk definition	Intervall	Fullständig överensstämmelse
Medelvärde, $\bar{C}$	$\bar{C} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_i$	0 till ∞	$\bar{C}^{mod} = \bar{C}^{mätt}$
N-percentil, P_N	Variabelvärdet (halten) som underskrids av högst N% och överskrids av högst 100-N% av observationerna	0 till ∞	$P_N^{mod} = P_N^{mätt}$
Standardavvikelse, σ	$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (C_i - \bar{C})^2}$	0 till ∞	$\sigma_{mod} = \sigma_{mätt}$
Relativt percentilfel, RPE	$RPE = \left \frac{O_p - M_p}{O_p} \right $	0 till ∞	$RPE = 0$
Relativt direktivfel, RDE	$RDE = \left \frac{O_{LV} - M_{LV}}{LV} \right $	0 till ∞	$RDE = 0$
Korrelationskoefficient, r	$r = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i^{mod} - \bar{C}^{mod})(C_i^{mätt} - \bar{C}^{mätt})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (C_i^{mod} - \bar{C}^{mod})^2 \sum_{i=1}^n (C_i^{mätt} - \bar{C}^{mätt})^2}}$	0 till 1	$r = 1$
Root mean square error, RMSE	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (C_i^{mod} - C_i^{mätt})^2}$	0 till ∞	$RMSE = 0$
Target	$Target = \frac{1}{2} \frac{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (C_i^{mod} - C_i^{mätt})^2}}{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n U_i^2}}$	0 till ∞	$Target = 0$ (Target ≤ 0.5)

2.3.2 Delta-tool

Inom ramen för EU-initiativet FAIRMODE (Forum for Air Quality Modelling in Europe; <http://fairmode.ew.eea.europa.eu/>) har ett nytt utvärderingsverktyg tagit fram som syftar till att ge en snabb och fulltäckande diagnostik över modellprestanda för luftkvalitetsmodeller och meteorologiska modeller. Verktöget heter Delta-tool (Thunis et al., 2012; Thunis et al., 2013) och tillämpas inom denna valideringsstudie, se Figur 9.

I Delta-tool är det möjligt att utvärdera enskilda mätstationer, exempelvis genom tidsserier och scatterplots för enskilda år, men även sammanfattande figurer för många stationer i form av exempelvis scatterplots, Taylordiagram, Targetdiagram och sammanfattande statistiktabeller.

Till var och en av de olika statistiska måtten och indikatorerna har FAIRMODE tagit fram förslag på kriterier (performance criteria) dvs. gränsvärden för ett bra beräkningsresultat. Dessa kriterier kompletterar således kvalitetsmålen (RPE och RDE), men är inte juridiskt bindande. Mer om dessa kriterier ges i Thunis et al. (2013).



Figur 9. I denna valideringsstudie har verktyget Delta-tool (Thunis et al., 2012; Thunis et al., 2013) använts för jämförelse mellan modellerade och uppmätta halter av PM10 och NO₂ för Göteborg, Stockholm och Umeå åren 2006-2009.

2.3.3 Kvalitetsmål för beräkningsmodeller

Enligt Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2010:8) finns kvalitetsmål uppställda som luftkvalitetsmodeller ska uppfylla, vilka återspeglar kraven på modellberäkningar som finns definierade i EUs Luftdirektiv (EU, 2008). Modellosäkerheten definieras i Luftdirektivet som: ”den största avvikelser mellan mätt och beräknad halt för 90 % av individuella mätstationer, över den betraktade perioden, vid gränsvärdet utan att ta hänsyn till tidsföljden”.

Stationerna som används för jämförelsen skall vara representativa för modellskalan. Det framgår också att om antalet stationer är mindre än 10 skall alla stationer användas vid utvärdering av modellosäkerhet.

Kvalitetsmålen finns angivna i Tabell 9. Som framgår av tabellen skiljer sig kvalitetsmålet åt, beroende på vilket ämne och vilken tidsupplösning som avses. Exempelvis får modeller högst ha en osäkerhet på 50 % för NO₂ dygns- och timmedelvärden.

Tabell 9. Kvalitetsmål för luftkvalitetsmodellering enligt Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2010:8) och EUs luftdirektiv (EU, 2008).

Osäkerhet för beräknad halt	SO ₂ , NO ₂ , NO _x och CO	PM10, PM2.5 och bly	Bensen	Ozon och relaterade NO och NO ₂	Benso(a)pyren, PAH, arsenik, kadmium, nickel, totalt kvicksilver i gasform
Timmedelvärde	50%	-	-	50%	-
Medelvärde för åtta timmar	50%	-	-	50%	-
Dygnsmedelvärde	50%	Ännu ej fastställt	-	-	-
Årsmedelvärde	30%	50%	50%	-	60%

Tolkningen av kvalitetsmålen är inte trivial, men inom FAIRMODE (Denby et al., 2011) har två matematiska mått tagits fram; relativt percentilfel (RPE, se ekvation 7 tidigare) samt relativt direktivfel (RDE, se ekvation 8 tidigare).

Varför två mått används beror på att de är lämpliga för olika situationer, beroende på hur halterna förhåller sig till gränsvärdet. Om dygns- och timmedelhalterna är låga och väl underskrider gränsvärdet, vilket ofta är fallet för svenska förhållanden, rekommenderas användning av RPE. Orsaken är att utvärdering med RDE då skulle riskera att återspegla de mest extrema halterna, vilka kan vara orsakade av slumpmässiga händelser, såsom bränder, fasadrenoveringar, fyrverkerier mm. För årsmedelvärden rekommenderas däremot RDE att användas för halter som väl underskrider gränsvärdena, medan RPE bör användas vid höga halter.

Ett lättanvänt Excel-verktyg för beräkning av RPE och RDE har utvecklats av Referenslaboratoriet för tätortsluft – modeller (Reflab – modeller, 2013), vilket har använts i denna studie.

RPE och RDE har dock vissa brister och kan i vissa fall vara missvisande som indikator för modellens prestanda (exempelvis tas ingen hänsyn till korrelationen). Därför pågår utredning inom FAIRMODE om att eventuellt rekommendera andra indikatorer (Target, ekvation 11) som ersätter eller kompletterar nuvarande tolkning av kvalitetsmålet. En närmare beskrivning av Targetdiagram finns i Avsnitt 2.3.4.

Notera att konsistenta tidsperioder har använts för mätningarna och beräkningarna (dvs. om mätdata har saknats har motsvarande modelldata exkluderats).

2.3.4 Tolkning av Targetdiagram

Ett av de viktigaste diagrammen för modellutvärdering är Targetdiagrammet (Jolliff et al., 2009). Target utreds inom FAIRMODE att eventuellt ersätta eller komplettera nuvarande tolkning av kvalitetsmålen.

Target definieras som RMSE normaliserat med osäkerheten för observationerna $2RMS_U$ (ekvation 11) och ett Targetdiagram kan konstrueras där Target visualiseras i form av avståndet till origo. Detta visas i Figur 10. X-axeln anger centrerat root mean square error (CRMSE) och y-axeln anger bias och dess tecken (båda axlarna är normaliserade med osäkerheten för observationerna $2RMS_U$). Bias är avvikelserna mellan modellerat och uppmätt årsmedelvärde. Utifrån diagrammet kan man således utläsa medelbias, men även indirekt fas och amplitud i och med att det finns ett samband mellan RMSE, korrelationskoefficient och standardavvikelse.

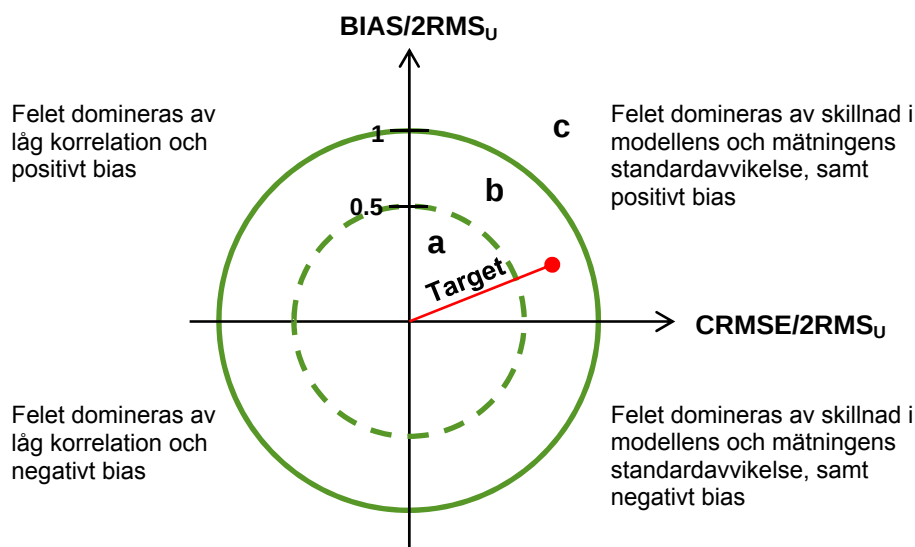
Således, ju närmare origo en punkt är i ett Targetdiagram, ju bättre är resultatet. Diagrammet ger också information om vad huvudorsaken till avvikelsen mellan modellen och observationen är; om felet domineras av låg korrelation är punkterna på den negativa sidan av x-axeln medan om felet domineras av stor avvikelse i amplitud är punkterna på den positiva sidan på x-axeln. Som nämndes tidigare ger diagrammet även information om bias och dess tecken.

Tre stycken fall kan utläsas från Targetdiagrammet, se Figur 10:

- Target ≤ 0.5 : I detta fall är RMSE mellan modellerad och observerad halt mindre än osäkerheten hos mätningarna, dvs. modellens resultat är i genomsnitt inom osäkerhetsintervallet hos mätningarna. Detta innebär att ytterligare förbättring av modellens prestanda inte är meningsfull (med beaktande av osäkerheter hos mätningarna).
- $0.5 < \text{Target} \leq 1.0$: I detta fall är RMSE mellan modellerat och observerad halt i genomsnitt större än osäkerheten hos mätningarna, men modellen *kan* fortfarande vara en bättre prediktor för atmosfärens ”verkliga” kemiska tillstånd än mätningarna.
- Target > 1.0 : I detta fall är modellens resultat längre ifrån atmosfärens ”verkliga” kemiska tillstånd än mätningarna.

1.0 föreslås inom FAIRMODE att vara kriteriet för Target (dvs. att ett bra modellresultat ska ha ett Target-värde mindre än 1.0).

Tylorddiagram (Taylor, 2001) kommer även att användas inom denna studie. Detta diagram kompletterar Targetdiagram bra, eftersom den tydligt visualiserar fas (korrelation) och amplitud (standardavvikelse), dock ej bias vilket istället visualiseras i Targetdiagrammet.



Figur 10. Schematisk skiss över ett Targetdiagram. Grön heldragen linje anger Target = 1 och grön streckad linje Target = 0.5. Tre stycken fall kan utläsas från Targetdiagrammet (a, b och c), vilket förklaras i texten ovan.

3 Resultat

I Avsnitt 3.1 görs en jämförelse mellan SIMAIRs beräkningar och uppmätta halter, dvs. med SIMAIRs ursprungliga modell för slitagepartiklar. I detta avsnitt presenteras en övergripande validering av SIMAIRs resultat i jämförelse med mätdata för både PM10 och NO₂.

I Avsnitt 3.2 görs en detaljstudie där både den ursprungliga emissionsmodellen och den nya emissionsmodellen (NORTRIP) jämförs med mätdata av PM10.

3.1 SIMAIR

3.1.1 PM10

I Tabell 10 och 11 visas en jämförelse mellan uppmätta och beräknade PM10-halter i trafikmiljöer i Göteborg, Stockholm och Umeå, uppdelade efter kalenderår. För Västra Esplanaden i Umeå är överensstämmelsen mellan beräkningar och mätningar överlag bra för åren 2006-2009; en liten tendens till överskattning, i synnerhet av de allra högsta PM10-halterna, kan dock observeras. För E6 vid Gårda i Göteborg är resultaten liknande, men överskattningen i SIMAIR är något större. Slutligen, för Hornsgatan i Stockholm är förhållandena motsatta; där underskattas halterna av PM10 i SIMAIR något i jämförelse med mätdata för åren 2007-2009. Mätningarna anger årsmedelvärden på ca 35-40 µg m⁻³ medan beräkningarna ger 28-38 µg m⁻³. Mer detaljerad analys av detta finns i Avsnitt 3.2.

Korrelationskoefficienten varierar en del mellan platserna och kalenderåren men är överlag relativt hög (varierar mellan ca 0.5 till 0.7). Kvalitetsmålet (Tabell 9) är satt till 50 % för PM10 årsmedelvärde, och detta värde klarar SIMAIR med stor marginal (RDE varierar mellan 5-30 %).

Tabell 10. Jämförelse mellan uppmätta (mätt) och SIMAIRs modellerade (SIM) halter av PM10 för trafikmiljöerna i denna studie. Valideringen görs för årsmedelvärde, 90-percentils dygnsmedelvärde samt antalet dygnsmedelvärden som överskrider 50 µg m⁻³.

PM10 Trafikmiljöer		PM10 årsmedelvärde [µg m ⁻³]		PM10 90-percentils dygnsmedelvärde [µg m ⁻³]		PM10 antal dygn > 50 µg m ⁻³	
		Mätt	SIM	Mätt	SIM	Mätt	SIM
Göteborg E6 vid Gårda	2006	27.7	35.8	50.4	54.4	32	50
	2007	25.0	38.2	45.0	69.8	24	72
	2008	27.1	35.9	27.2	35.8	22	64
	2009	23.6	37.0	45.0	69.8	24	72
Stockholm Hornsgatan	2007	40.2	30.2	79.5	59.3	72	46
	2008	35.3	30.0	73.4	55.5	74	44
	2009	37.3	28.3	79.1	60.0	67	45
Umeå Västra Esplanaden	2006	24.1	26.3	45.0	44.0	29	22
	2007	20.9	28.6	35.1	56.5	20	46
	2008	22.2	30.7	40.8	56.9	27	42
	2009	22.2	28.8	45.8	55.2	33	45

Tabell 11. Relativt percentilfel (RPE), relativt direktivfel (RDE) samt korrelationskoefficient för SIMAIRs modellering av PM10-halter i trafikmiljöerna jämfört med mätdata.

PM10 Trafikmiljöer		RPE [%] årsmedel- värde	RDE [%] årsmedel- värde	r dygnsmedel
Göteborg E6 vid Gårda	2006	19	13	0.64
	2007	52	32	0.62
	2008	32	22	0.52
	2009	53	31	0.62
Stockholm Hornsgatan	2007	24	23	0.67
	2008	15	14	0.51
	2009	24	22	0.73
Umeå Västra Esplanaden	2006	10	5	0.63
	2007	36	19	0.57
	2008	37	20	0.62
	2009	29	16	0.45

I Tabell 12 och 13 visas motsvarande jämförelse, men för mätstationer i urban bakgrund för Göteborg, Stockholm och Umeå. Överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade PM10-halter i urban bakgrund är mycket bra för samtliga platser. Korrelationen är ungefär liknande som i trafikmiljöer (dvs. tämligen stark), men bias är betydligt mindre och det finns ingen tendens till under- eller överskattning. RDE varierar här mellan ca 0-15 %.

Slutsatsen från detta är att modellerna för bakgrundshalter i SIMAIR (MATCH och 2D var i regional bakgrund, samt BUM i urban bakgrund) tycks återge representativa haltnivåer av PM10 för dessa platser.

Tabell 12. Jämförelse mellan uppmätta (mätt) och SIMAIRs modellerade (SIM) halter av PM10 för urban bakgrund. Valideringen görs för årsmedelvärde, 90-percentils dygnsmedelvärde samt antalet dygnsmedelvärden som överskrider $50 \mu\text{g m}^{-3}$.

PM10 Urban bakgrund		PM10 årsmedelvärde $[\mu\text{g m}^{-3}]$		PM10 90-percentils dygnsmedelvärde $[\mu\text{g m}^{-3}]$		PM10 antal dygn > $50 \mu\text{g m}^{-3}$	
		Mätt	SIMAIR	Mätt	SIMAIR	Mätt	SIMAIR
Göteborg Femman	2006	20.0	22.2	33.4	33.3	7	2
	2007	16.6	23.1	27.5	39.8	4	23
	2008	20.8	21.2	30.1	31.2	3	2
	2009	16.4	19.6	27.5	39.8	4	23
Stockholm Torkel Knutssonsg.	2007	14.6	15.0	24.0	24.8	5	4
	2008	14.5	14.2	25.1	23.0	2	4
	2009	13.8	11.9	23.5	18.7	1	2
Umeå Biblioteket	2006	14.2	10.8	28.6	17.7	12	0
	2007	10.9	11.5	20.6	19.9	8	0
	2008	10.0	11.3	19.3	17.9	6	0
	2009	9.6	9.6	16.5	16.6	2	1

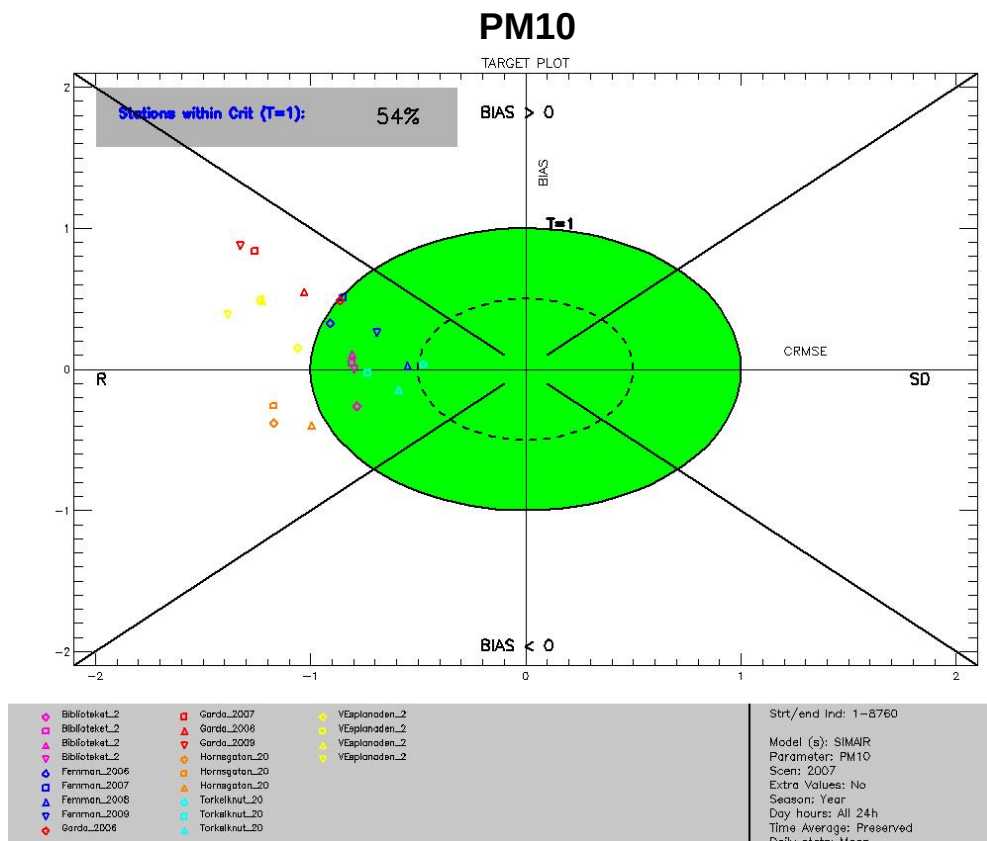
Tabell 13. Relativt percentilfel (RPE), relativt direktivfel (RDE) samt korrelationskoefficient för SIMAIRs modellering av PM10-halter i urban bakgrund jämfört med mätdata.

PM10 Urban bakgrund		RPE [%] årsmedel- värde	RDE [%] årsmedel- värde	r dygnsmedel
Göteborg E6 vid Gårda	2006	11	5	0.56
	2007	39	16	0.57
	2008	2	1	0.59
	2009	19	8	0.57
Stockholm Hornsgatan	2007	0	0	0.81
	2008	10	4	0.53
	2009	14	5	0.53
Umeå Västra Esplanaden	2006	21	7	0.64
	2007	5	1	0.57
	2008	12	3	0.57
	2009	3	1	0.17

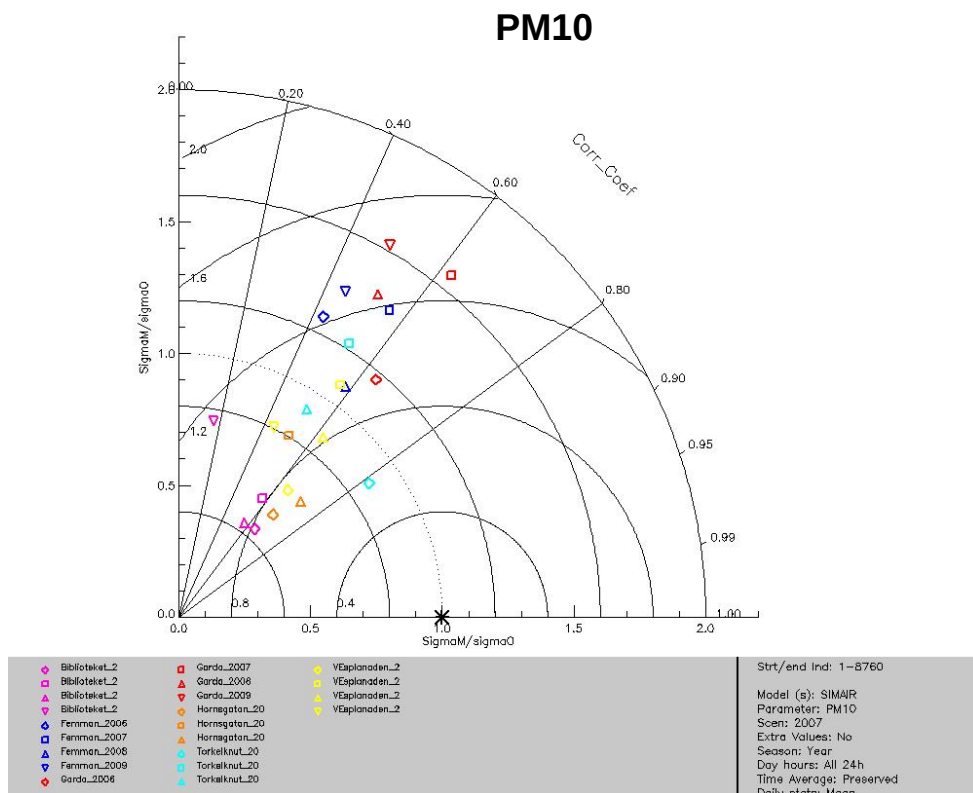
Ett Targetdiagram som sammanfattar modellens överensstämmelse med mätdata visas i Figur 11. Vägledning i hur Targetdiagram kan tolkas finns i Avsnitt 2.3.4. Punkterna i figuren som ligger närmast origo (dvs. har lägst Target-värde och därmed bäst överensstämmelse) är stationerna i urban bakgrund. Alla dessa har ett Target som är mindre än 1 (dvs. kriteriet är uppfyllt), vilket betyder att modellen här *kan* vara en bättre prediktor för atmosfärens ”verkliga” kemiska tillstånd än mätningarna. Däremot ligger merparten av gaturumsstationerna utanför denna gräns. Precis som tidigare konstaterats är bias negativt för Hornsgatan och positivt för de andra trafikmiljöerna. Felet tycks domineras av låg korrelation snarare än standardavvikelse; detta eftersom resultaten konsekvent ligger på den negativa delen av x-axeln. Störst medelavvikelse (bias) från mätdata har SIMAIR generellt för E6 vid Gårda i Göteborg, och minst för Hornsgatan i Stockholm.

I Figur 12 visualiseras jämförelsen mellan beräknade och uppmätta PM10-halter i form av ett Taylordiagram. Diagrammet har ett polärt koordinatsystem; vinkeln anger korrelationskoefficienten, 90 grader motsvarar $r=0$ och 0 grader motsvarar $r=1$. Cirkklarna som utgår från origo anger modellens standardavvikelse normaliserat med mätningarnas standardavvikelse, och cirkklarna som utgår från det svarta krysset anger centrerat RMSE. Fullständig överensstämmelse representeras av det svarta krysset (där är korrelationskoefficienten 1, och $\sigma_{\text{modell}} / \sigma_{\text{mätningar}} = 1$). Det är ganska stor spridning i resultaten, korrelationen varierar överlag mellan 0.5-0.7 och $\sigma_{\text{modell}} / \sigma_{\text{mätningar}}$ mellan 0.4 till 1.6. På Hornsgatan underskattas amplituden (standardavvikelsen), medan den överskattas på E6 vid Gårda. Från Taylordiagrammet är det inte lika lätt att utläsa att resultaten är bättre för urban bakgrund än trafikmiljöerna; något som dock är uppenbart om man studerar Figur 11 och Tabell 10-13. Det understryker fördelen med att använda Target som en statistisk indikator såsom görs i Targetdiagrammet, eftersom Targetdiagrammet även visualiserar bias, vilket inte görs i Taylordiagram.

Sammanfattande statistik för jämförelsen mellan uppmätta och modellerade halter av PM10 visas i Figur 13. Gröna områden i figuren anger intervall på de föreslagna kriterierna för respektive statistiskt mått. Från den sammanställningen kan man dra slutsatsen att SIMAIR reproducerar bias och standardavvikelsen relativt bra, men korrelationen är lite för låg för att helt klara kriteriet. Att förbättra modellens tidmässiga beskrivning av emissionerna för slitagepartiklarna är därför en viktig pusselbit för att förbättra modellens prestanda. Detta är något som NORTRIP visar sig göra, se Avsnitt 3.2.

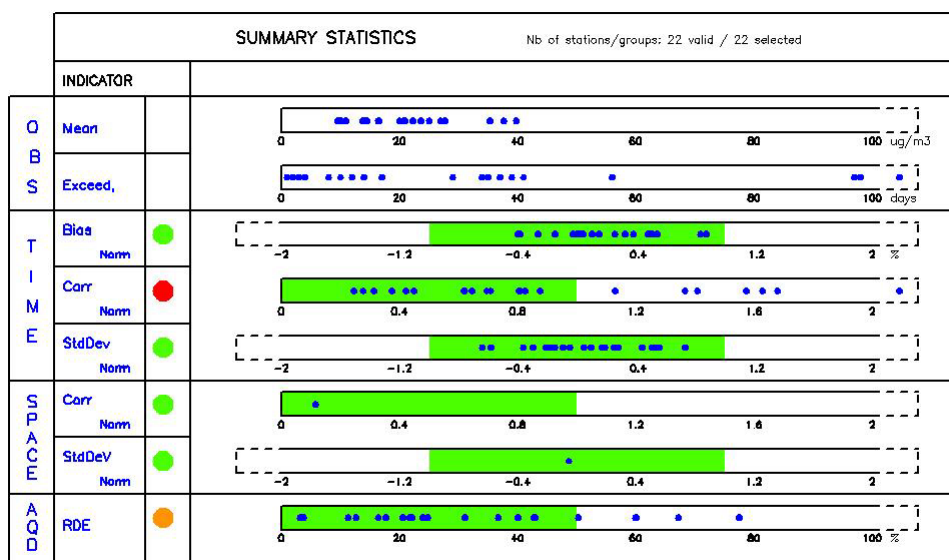


Figur 11. Targetdiagram för SIMAIRs PM10-halter i jämförelse med mätdata. Varje punkt motsvarar en station samt ett kalenderår, färgkodade efter de olika platserna (både trafikmiljöer och urban bakgrund ingår i figuren). Grönt område anger Target ≤ 1 , streckad linje Target ≤ 0.5 .



Figur 12. Taylordiagram för SIMAIRs PM10-halter i jämförelse med mätdata. Varje punkt motsvarar en station samt ett kalenderår, färgkodade efter de olika platserna (både trafikmiljöer och urban bakgrund ingår i figuren).

PM10

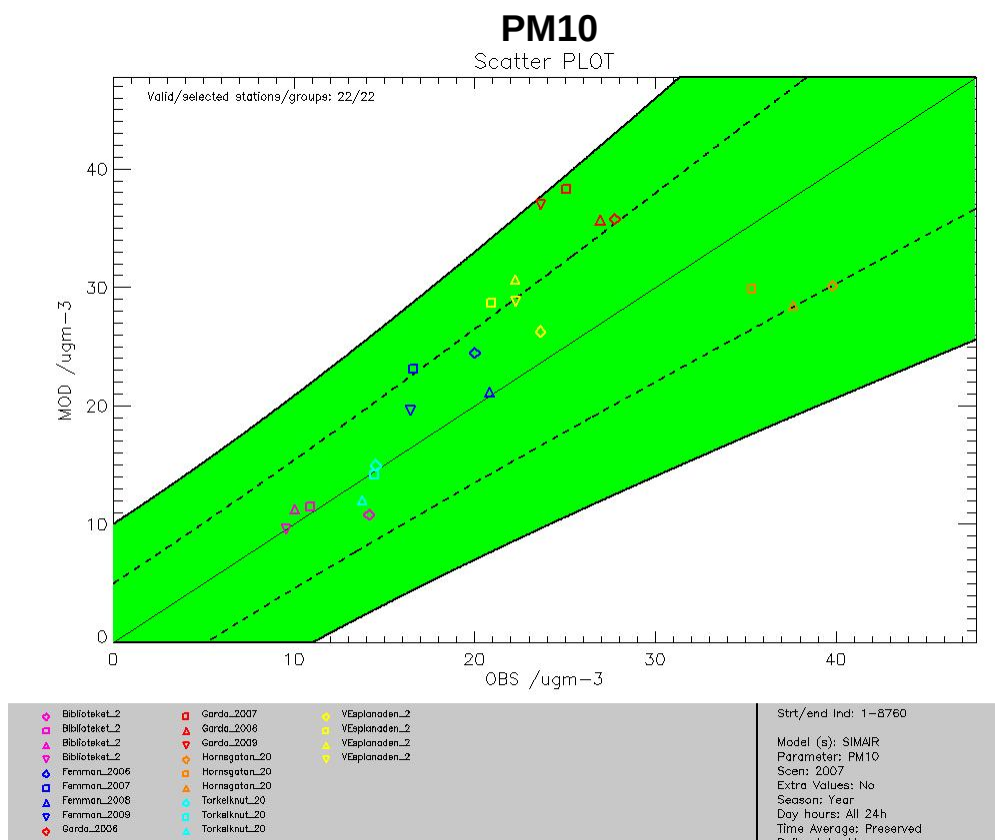


Figur 13. Sammanfattande statistik från jämförelsen mellan uppmätta och SIMAIRs modellerade halter, avseende PM10. Både trafikmiljöer och urban bakgrund ingår i jämförelsen, i enlighet med Tabell 10 och 12. Grönt område anger föreslagna kriterier för de olika statistiska måtten och varje blå punkt motsvarar en station och kalenderår.

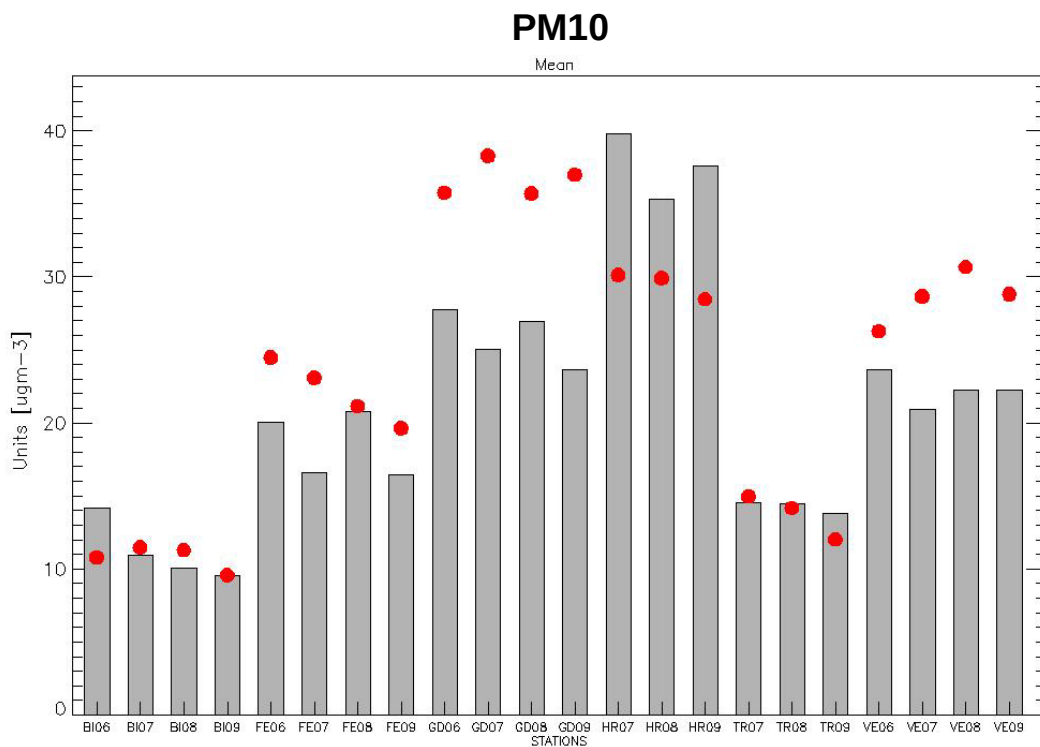
Figur 14 visualiserar uppmätta och beräknade årsmedelvärden av PM10 i form av en scatterplot. Samtliga datapunkter är inom det gröna området, vilket innebär att alla platser och kalenderår uppfyller kriterierna. Merparten av punkterna är inom det streckade området, vilket är det strängare kriteriet.

I denna figur är det återigen tydligt att den bästa överensstämmelsen (i form av medelbias) uppvisar modelleringen i urban bakgrund. För trafikmiljöerna tenderar modellen att överskatta PM10-halterna för Västra Esplanaden och E6 vid Gårda, men underskatta haltnivåerna för Hornsgatan.

En sammanställning av årsmedelvärden av PM10 visas slutligen i Figur 15. Staplarna anger uppmätta koncentrationer och de röda punkterna anger motsvarande beräknade halter i SIMAIR. Resultatet är mycket bra för urban bakgrund, där avvikelsen i årsmedelvärde mellan beräkningar och mätningar generellt är liten. För trafikmiljöerna är överensstämmelsen något sämre såsom konstaterats tidigare. Störst är avvikelsen för E6 vid Gårda i Göteborg, där halterna överskattas.



Figur 14. Scatterplot (årsmedelvärden av PM10) för SIMAIRs resultat i jämförelse med mätdata. Varje punkt motsvarar en station samt ett kalenderår, färgkodade efter de olika platserna (både trafikmiljöer och urban bakgrund ingår i figuren). Grönt område anger föreslagna kriterier.



Figur 15. Uppmätta (staplar) och SIMAIRs beräknade (röda punkter) årsmedelvärden av PM10 för stationer i trafikmiljöer och urban bakgrund. Siffran anger år (2006-2009) och bokstäverna motsvarar: Biblioteket i Umeå (BI), Femman i Göteborg (FE), E6 vid Gardå i Göteborg (GD), Hornsgatan i Stockholm (HR), Torkel Knutssonsgatan i Stockholm (TR) samt Västra Esplanaden i Umeå (VE).

3.1.2 NO₂

I Tabell 14-17 redovisas en jämförelse mellan SIMAIRs modellerade halter av kvävedioxid med mätdata för stationerna i trafikmiljöer. För NO₂ finns det systematisk underskattning av halterna (notera att detta även gäller för E6 vid Gårda i Göteborg, där å andra sidan PM10-halterna överskattades). Modellen har svårast att reproducera de högsta halterna (percentilerna och antalet överskridanden); underskattningen är något mindre för årsmedelvärdet (särskilt för Västra Esplanaden i Umeå). Några av förklaringarna till underskattningen är troligen underskattningar i emissionerna samt svårigheter i att reproducera höga halter under starkt stabila förhållanden med låga gränsskiktshöjder (se diskussionsavsnitt 4).

I jämförelse med kvalitetsmålen (Avsnitt 2.3.3) är resultaten i trafikmiljöer för NO₂ relativt acceptabla (Tabell 16). RPE/RDE för årsmedelvärde ska vara mindre än 30 % för 90 % av datapunkterna, och det klaras om man även beaktar resultaten från Andersson och Omstedt (2009), se Avsnitt 3.1.3. Här är resultaten bäst för Västra Esplanaden i Umeå. Dygns- och timmedelvärdena ska vara lägre än 50 % och det klaras med relativt god marginal, trots underskattningen.

Samvariationen mellan beräknade och uppmätta koncentrationer är relativt stark, särskilt för E6 vid Gårda och Hornsgatan (Tabell 17). På Västra Esplanaden i Umeå är korrelationskoefficienten något lägre, men å andra sidan reproduceras årsmedelvärdet av NO₂ bättre.

Tabell 14. Jämförelse mellan uppmätta (mätt) och SIMAIRs modellerade (SIM) halter av NO₂ för trafikmiljöerna i denna studie. Valideringen görs för årsmedelvärde, 98-percentils dygnsmedelvärde samt 98-percentils timmedelvärde.

NO ₂ Trafikmiljöer		NO ₂ årsmedelvärde [µg m ⁻³]		NO ₂ 98-percentils dygnsmedelvärde [µg m ⁻³]		NO ₂ 98-percentils timmedelvärde [µg m ⁻³]	
		Mätt	SIM	Mätt	SIM	Mätt	SIM
Göteborg E6 vid Gårda	2006	48.0	35.0	95.6	59.6	119.1	75.7
	2007	42.5	32.8	83.5	61.5	109.7	74.3
	2008	39.7	27.7	79.31	60.09	113.1	70.0
	2009	41.4	27.2	83.52	61.54	105.7	66.5
Stockholm Hornsgatan	2007	47.5	33.6	85.41	62.53	110.6	86.8
	2008	46.2	34.7	82.08	64.74	109.4	85.6
	2009	47.1	38.8	79.53	66.60	110.8	85.6
Umeå Västra Esplanaden	2006	41.3	40.3	77.9	72.5	97.4	83.1
	2007	43.9	34.9	90.2	57.5	119.0	73.6
	2008	41.5	34.2	77.9	58.2	108.9	70.2
	2009	42.1	38.3	98.9	62.5	119.0	74.7

Tabell 15. Jämförelse mellan uppmätta (mätt) och SIMAIRs modellerade (SIM) halter av NO₂ i form av antalet dygnsmedelvärden som överskrider 60 µg m⁻³ samt antalet timmedelvärden som överskrider 90 µg m⁻³ och 200 µg m⁻³. Jämförelsen avser stationer i trafikmiljöer.

NO ₂ Trafikmiljöer		NO ₂ antal dygn > 60 µg m ⁻³		NO ₂ antal timmar > 90 µg m ⁻³		NO ₂ antal timmar > 200 µg m ⁻³	
		Mätt	SIM	Mätt	SIM	Mätt	SIM
Göteborg E6 vid Gårda	2006	80	7	674	21	5	0
	2007	54	8	468	46	1	0
	2008	55	8	444	14	0	0
	2009	54	8	385	15	0	0
Stockholm Hornsgatan	2007	76	11	614	116	2	0
	2008	67	20	600	122	0	0
	2009	80	27	640	115	0	0
Umeå Västra Esplanaden	2006	47	30	226	63	0	0
	2007	60	3	566	6	21	0
	2008	42	6	393	6	4	0
	2009	59	14	574	16	9	0

Tabell 16. Relativt percentilfel (RPE) och relativt direktivfel (RDE) för SIMAIRs modellering av NO₂-halter i trafikmiljöerna jämfört med mätdata.

NO ₂ Trafikmiljöer		RPE [%] årsmedel- värde	RDE [%] årsmedel- värde	RPE [%] 98%-il dygn	RDE [%] 98%-il dygn	RPE [%] 98%-il timme	RDE [%] 98%-il timme
Göteborg E6 vid Gårda	2006	27	33	41	23	36	30
	2007	22	23	33	24	32	29
	2008	30	30	28	32	38	33
	2009	34	33	33	35	37	39
Stockholm Hornsgatan	2007	29	34	30	27	22	22
	2008	25	28	21	20	22	22
	2009	17	19	17	17	23	22
Umeå Västra Esplanaden	2006	2	2	5	7	15	11
	2007	20	22	40	25	38	30
	2008	18	18	27	19	36	29
	2009	10	10	42	17	37	28

Tabell 17. Korrelationskoefficient för SIMAIRs modellering av NO₂-halter i trafikmiljöerna jämfört med mätdata.

NO ₂ Trafikmiljöer		r dygnsmedel	r timmedel
Göteborg E6 vid Gårda	2006	0.61	0.54
	2007	0.77	0.68
	2008	0.65	0.46
	2009	0.77	0.37
Stockholm Hornsgatan	2007	0.75	0.67
	2008	0.75	0.65
	2009	0.74	0.63
Umeå Västra Esplanaden	2006	0.67	0.59
	2007	0.59	0.57
	2008	0.51	0.50
	2009	0.43	0.44

I Tabell 18-21 redovisas motsvarande jämförelse mellan SIMAIRs modellerade halter av kvävedioxid med mätdata för stationerna i urban bakgrund. För stationen Femman i Göteborg underskattar SIMAIR halterna av NO₂ något (ca 17-18 µg m⁻³ jämfört med mätningen på ca 23-25 µg m⁻³). Detta kan dock förklaras med att Femman-stationen inte är belägen i närområdet, utan ett par km nordväst i centrala Göteborg. För urban bakgrund i Stockholm (Torkel Knutssongsgatan) uppvisar modellresultaten mycket bra överensstämmelse med mätdata, såväl för årsmedelvärde av NO₂ som percentiler. Här är det således det lokala haltbidraget som är förklaringen till avvikelsen. För Biblioteket i Umeå är resultaten också relativt bra, men där underskattas de högsta NO₂-halterna. I urban bakgrund klaras RPE/RDE överlag för de flesta platser och år (Tabell 20). De högsta halterna är svårare att fånga än årsmedelvärdet. Korrelationen (Tabell 21) är generellt tillfredställande.

Tabell 18. Jämförelse mellan uppmätta (mätt) och SIMAIRs modellerade (SIM) halter av NO₂ för stationer i urban bakgrunde. Valideringen görs för årsmedelvärde, 98-percentils dygnsmedelvärde samt 98-percentils timmedelvärde. År 2009 för Biblioteket i Umeå utesluts pga för låg datatillgänglighet (35 %).

NO ₂ urban bakgrund		NO ₂ årsmedelvärde [µg m ⁻³]		NO ₂ 98-percentils dygnsmedelvärde [µg m ⁻³]		NO ₂ 98-percentils timmedelvärde [µg m ⁻³]	
		Mätt	SIM	Mätt	SIM	Mätt	SIM
Göteborg Femman	2006	25.6	18.3	68.5	37.6	84.7	50.9
	2007	24.5	18.3	59.4	36.8	79.2	51.0
	2008	22.9	18.0	52.1	43.8	77.6	57.7
	2009	23.7	17.0	59.4	36.8	70.5	53.1
Stockholm Torkel Knutssongsg.	2007	13.4	11.1	29.4	25.8	44.7	35.5
	2008	12.5	13.8	26.3	30.3	40.4	40.3
	2009	12.5	16.4	31.3	33.0	43.0	42.1
Umeå Biblioteket	2006	12.3	15.4	39.7	42.3	59.4	44.7
	2007	13.7	11.1	41.0	22.6	57.6	32.5
	2008	12.0	7.6	36.9	14.7	55.4	23.4
	2009						

Tabell 19. Jämförelse mellan uppmätta (mätt) och SIMAIRs modellerade (SIM) halter av NO₂ i form av antalet dygnsmedelvärden som överskrider 60 µg m⁻³ samt antalet timmedelvärden som överskrider 90 µg m⁻³ och 200 µg m⁻³. Jämförelsen avser stationer i urban bakgrund.

NO ₂ urban bakgrund		NO ₂ antal dygn > 60 µg m ⁻³		NO ₂ antal timmar > 90 µg m ⁻³		NO ₂ antal timmar > 200 µg m ⁻³	
		Mätt	SIM	Mätt	SIM	Mätt	SIM
Göteborg Femman	2006	12	0	135	1	7	0
	2007	7	0	98	2	1	0
	2008	4	0	81	5	1	0
	2009	7	0	39	2	0	0
Stockholm Torkel Knutssongsg.	2007	0	0	2	0	0	0
	2008	0	0	0	2	0	0
	2009	0	0	0	0	0	0
Umeå Biblioteket	2006	0	0	0	0	0	0
	2007	0	0	2	0	0	0
	2008	0	0	5	0	0	0
	2009						

Tabell 20. Relativt percentilfel (RPE) och relativt direktivfel (RDE) för SIMAIRs modellering av NO₂-halter i urban bakgrund jämfört med mätdata.

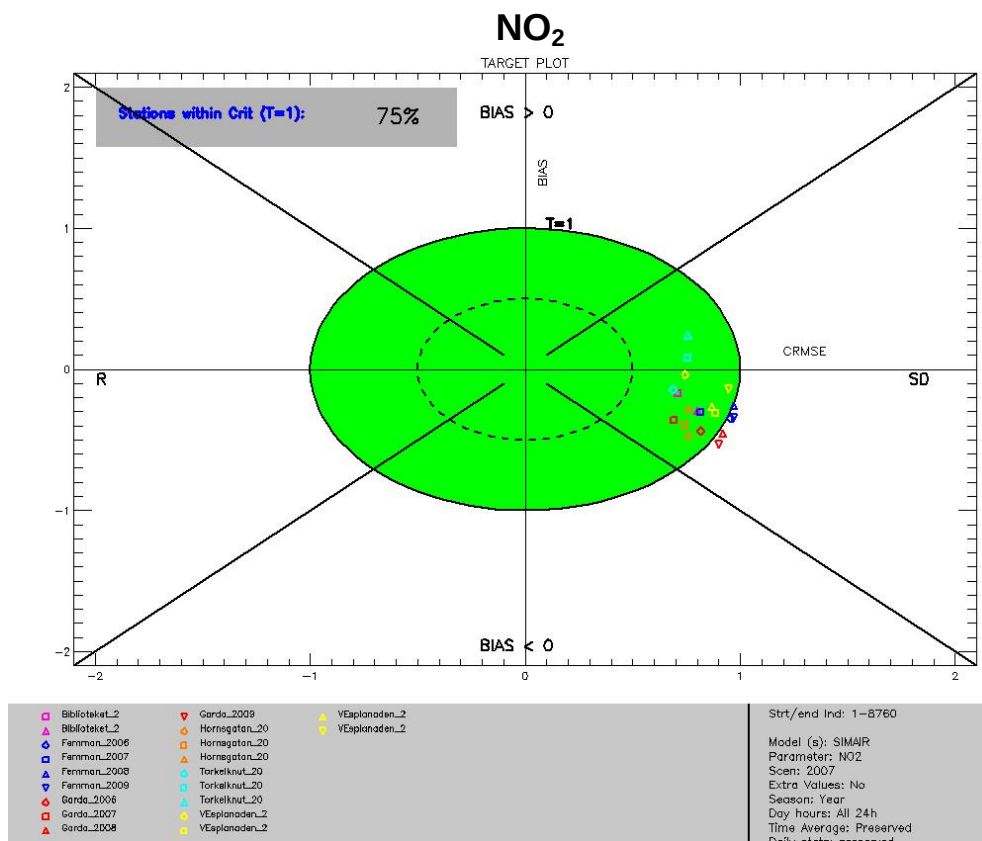
NO ₂ urban bakgrund		RPE [%] årsmedel- värde	RDE [%] årsmedel- värde	RPE [%] 98%-il dygn	RDE [%] 98%-il dygn	RPE [%] 98%-il timme	RDE [%] 98%-il timme
Göteborg Femman	2006	28	18	56	40	40	40
	2007	25	15	43	38	36	37
	2008	22	13	16	16	26	27
	2009	28	17	24	21	25	24
Stockholm Torkel Knutssonsg.	2007	19	7	53	19	21	31
	2008	10	3	14	20	0	22
	2009	30	10	1	17	2	22
Umeå Biblioteket	2006	10	5	7	7	25	11
	2007	18	7	43	41	44	47
	2008	34	12	30	29	58	100
	2009						

Tabell 21. Korrelationskoefficient för SIMAIRs modellering av NO₂-halter i urban bakgrund jämfört med mätdata.

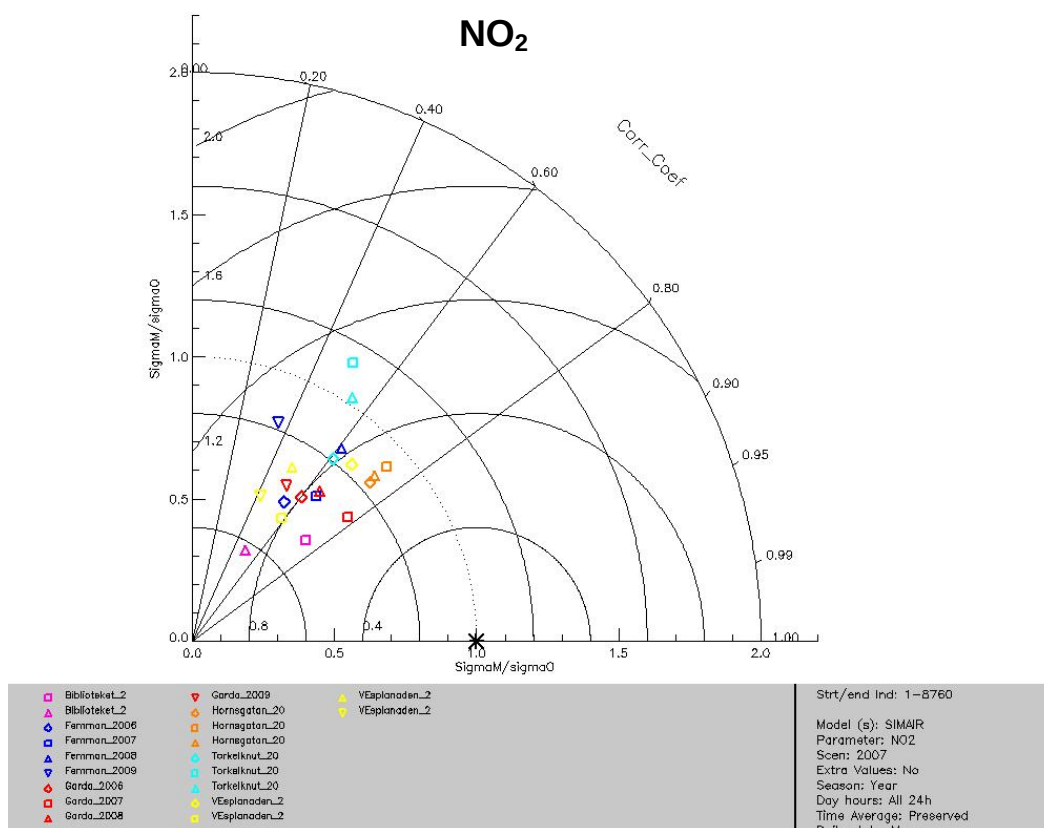
NO ₂ urban bakgrund		r dygnsmedel	r timmedel
Göteborg Femman	2006	0.55	0.44
	2007	0.65	0.57
	2008	0.62	0.35
	2009	0.65	0.20
Stockholm Torkel Knutssonsg.	2007	0.62	0.46
	2008	0.50	0.24
	2009	0.54	0.30
Umeå Biblioteket	2006	0.58	0.48
	2007	0.75	0.58
	2008	0.53	0.25
	2009	0.40	0.25

Ett Targetdiagram för modellens NO₂-halter i jämförelse med mätdata visas i Figur 16. Resultaten är något bättre än för PM10; 75 % av stationerna har ett targetvärde som är längre än 1, vilket är ett bra resultat. Valideringen visar att resultaten är bäst för Umeå och Stockholm, och något sämre för Göteborg. I Targetdigrammet är det ännu tydligare att modellen genomgående underskattar halterna, eftersom alla datapunkter utom en befinner sig på den negativa sidan av y-axeln; bias är med andra ord negativt. Intressant är dock att resultaten, till skillnad mot PM10, befinner sig på den positiva sidan på x-axeln, vilket betyder att felet (förutom negativt bias) domineras av att amplituden (standardavvikelsen) underskattas. För PM10 var det istället korrelationen som dominerade felet. För NO₂ är spridningen i resultat något mindre än PM10.

Även i Taylordiagrammet (Figur 17) är spridningen i resultat mindre för NO₂ än för PM10. Här är det tydligt att amplituden underskattas (ty modellens standardavvikelse är generellt lägre än mätningarnas). Korrelationskoefficienten varierar överlag mellan 0.5-0.8, vilket är ett bra resultat.



Figur 16. Targetdiagram för SIMAIRs NO₂-halter i jämförelse med mätdata. Varje punkt motsvarar en station samt ett kalenderår, färgkodade efter de olika platserna (både trafikmiljöer och urban bakgrund ingår i figuren). Grönt område anger Target ≤ 1, streckad linje Target ≤ 0.5.

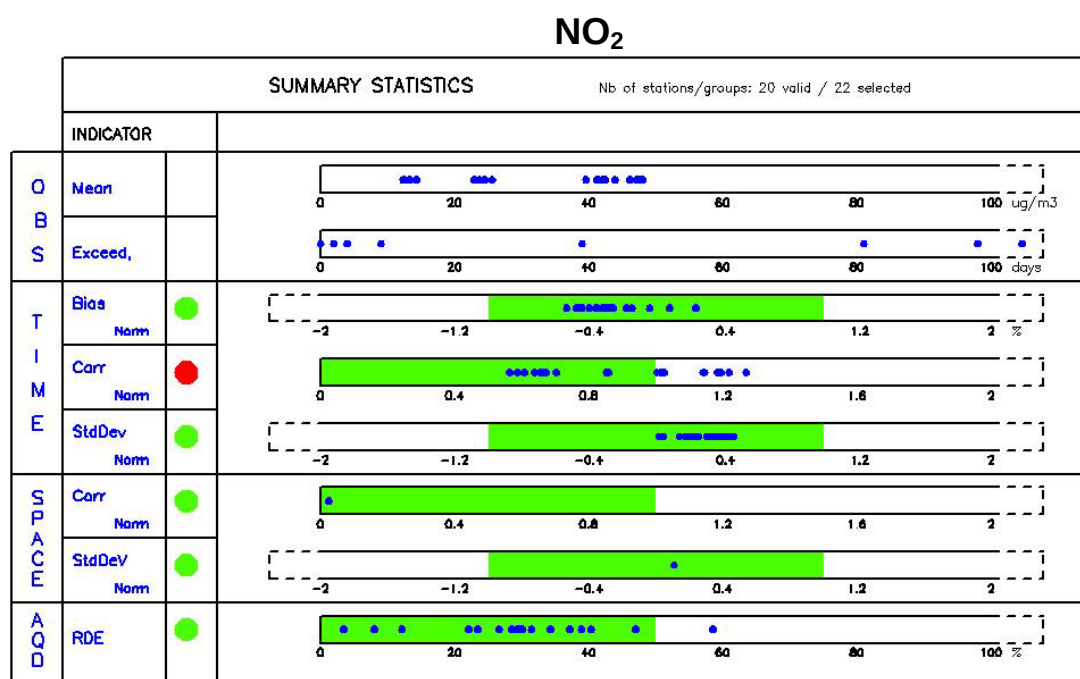


Figur 17. Taylordiagram för SIMAIRs NO₂-halter i jämförelse med mätdata. Varje punkt motsvarar en station samt ett kalenderår, färgkodade efter de olika platserna (både trafikmiljöer och urban bakgrund ingår i figuren).

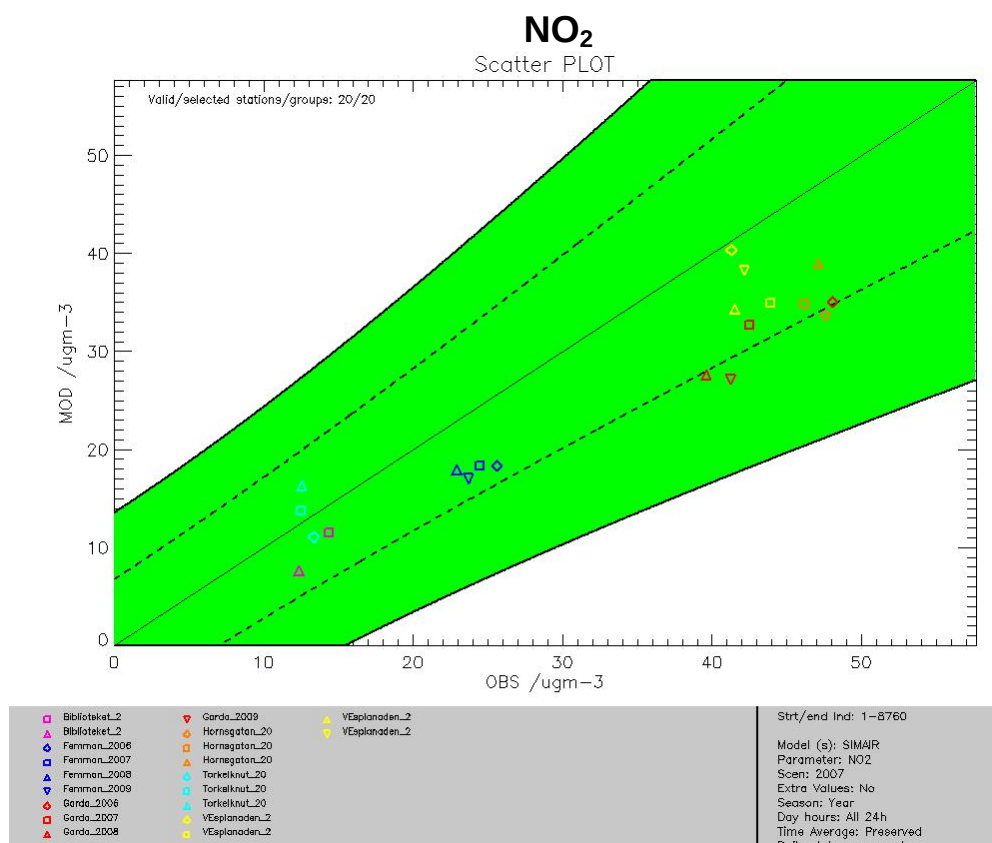
Sammanfattande statistik för jämförelsen mellan uppmätta och modellerade halter av NO₂ visas i Figur 18. Gröna områden i figuren anger intervall på de föreslagna kriterierna för respektive statistiskt mått. Från den statistiska sammanställningen tycks korrelationen vara låg. Orsaken till detta är att kriteriet för korrelationen är satt tämligen högt (notera att kriterierna ännu är preliminära).

I Figur 19 redovisas en scatterplot över modellerade och uppmätta årsmedelvärden av NO₂. Här är det tydligt att underskattningen av halterna är systematisk för de flesta platser och år; störst är avvikelsen för stationerna i Göteborg. Däremot är alla resultat med god marginal inom det uppsatta kriteriet, och en övervägande del inom det strängare kriteriet (streckad linje).

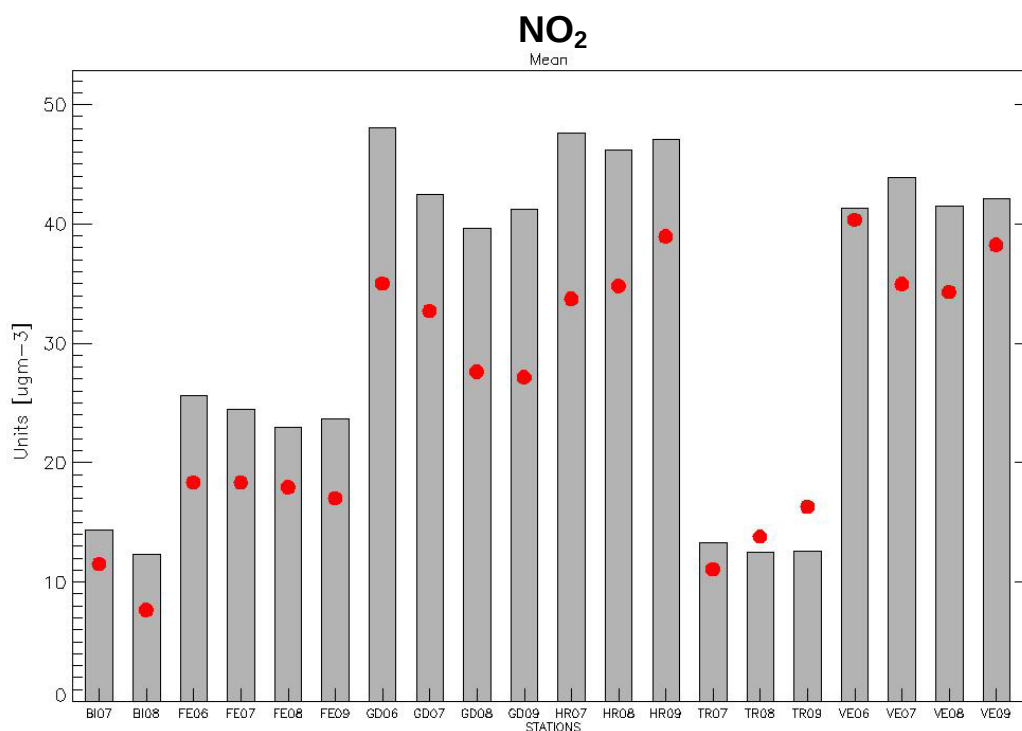
Slutligen, stapeldiagram med årsmedelvärden av NO₂ visas i Figur 20, där grå staplar anger uppmätta haltnivåer och röda punkter motsvarande modellerade halter. Från figuren kan konstateras att halterna i urban bakgrund reproduceras något bättre än trafikmiljöerna, och att modellen underskattar halterna överlag.



Figur 18. Sammanfattande statistik från jämförelsen mellan uppmätta och SIMAIRs modellerade halter, avseende NO₂. Både trafikmiljöer och urban bakgrund ingår i jämförelsen, i enlighet med Tabell 15 och 18. Grönt område anger föreslagna kriterier för de olika statistiska måtten och varje blå punkt motsvarar en station och kalenderår.



Figur 19. Scatterplot (årsmedelvärden av NO₂) för SIMAIRs resultat i jämförelse med mätdata. Varje punkt motsvarar en station samt ett kalenderår, färgkodade efter de olika platserna (både trafikmiljöer och urban bakgrund ingår i figuren). Grönt område anger föreslagna kriterier



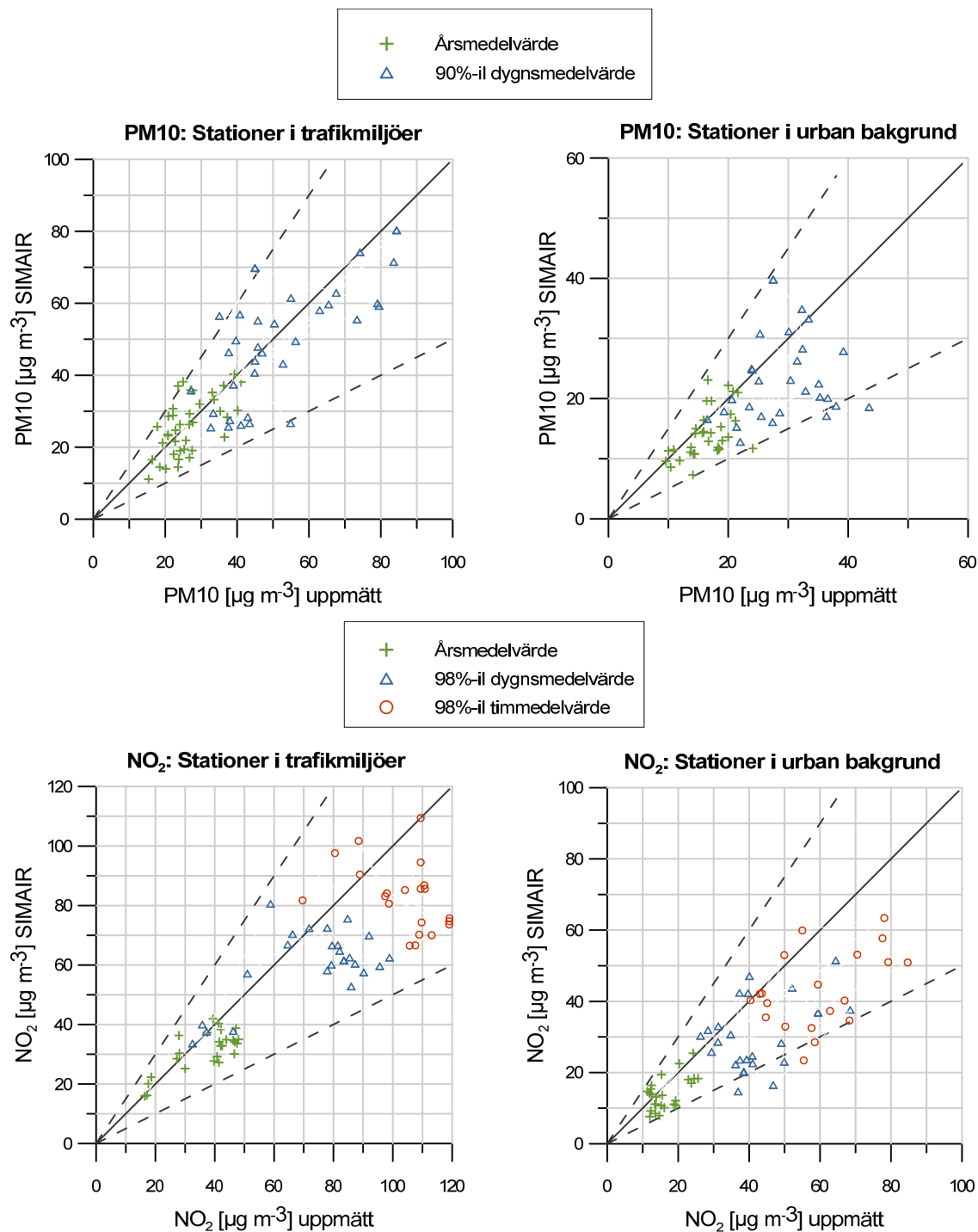
Figur 20. Uppmätta (staplar) och SIMAIRs beräknade (röda punkter) årsmedelvärden av NO₂ för stationer i trafikmiljöer och urban bakgrund. Siffran anger år (2006-2009) och bokstäverna motsvarar: Biblioteket i Umeå (BI), Femman i Göteborg (FE), E6 vid Gårda i Göteborg (GD), Hornsgatan i Stockholm (HR), Torkel Knutssonsgatan i Stockholm (TR) samt Västra Esplanaden i Umeå (VE).

3.1.3 Sammanställning med tidigare valideringsstudier

I Figur 21 visas scatterplots med resultaten från denna studie, tillsammans med resultaten från tidigare valideringsstudie av SIMAIR (Andersson och Omstedt, 2009). Figuren visualiserar resultatet för PM₁₀ respektive NO₂ uppdelat efter stationer i trafikmiljöer respektive urban bakgrund. För NO₂ i urban bakgrund används enbart resultat från denna studie samt Andersson et al. (2010); på så sätt ingår enbart resultat från den förbättrade och den mest aktuella versionen av den urbana bakgrundsmodellen BUM.

För PM₁₀ är resultaten överlag bra och överensstämmelsen mellan uppmätta och modellerade halter god. I trafikmiljöer finns ingen tydlig tendens till över- eller underskattning, men en svag tendens till underskattning kan observeras i urban bakgrund. I stort sett samtliga datapunkter befinner sig innanför $\pm 50\%$. Maximala RPE/RDE (för PM₁₀ årsmedelvärde) för 90 % av stationerna beräknas till 38 % för trafikmiljöer och 37 % för urban bakgrund. Modellen klarar således med tämligen stor marginal kvalitetsmålet (Tabell 9) som är satt till 50 % för PM₁₀ årsmedelvärde. Vid denna jämförelse används RPE eftersom den tidigare valideringsstudien inte beräknade RDE.

Resultatet för NO₂ är också bra, här kan det konstanteras att korrelationen är högre, men bias är något större. Det finns en tendens till underskattning i såväl trafikmiljöer som urban bakgrund (både för årsmedelvärden och percentiler). I stort sett samtliga resultat är innanför $\pm 50\%$ jämfört med mätdata. Maximala RPE/RDE (för NO₂ årsmedelvärde) för 90 % av stationerna beräknas till strax under 30 % för trafikmiljöer och 38 % för urban bakgrund. Motsvarande värden för RPE 98-percentils dygnsmedelvärde är 37 % för trafikmiljöer och 48 % för urban bakgrund och för 98-percentils timmedelvärde 37 % för trafikmiljöer och 49 % för urban bakgrund. Kvalitetsmålet för årsmedelvärde av NO₂ klaras därmed precis i trafikmiljöer (jämför med Tabell 9); för dygns- och timmedelvärdena är marginalerna större. För urban bakgrund överskrids RPE för årsmedelvärden, men klaras för 98-percentils dygns- och timmedelvärde.

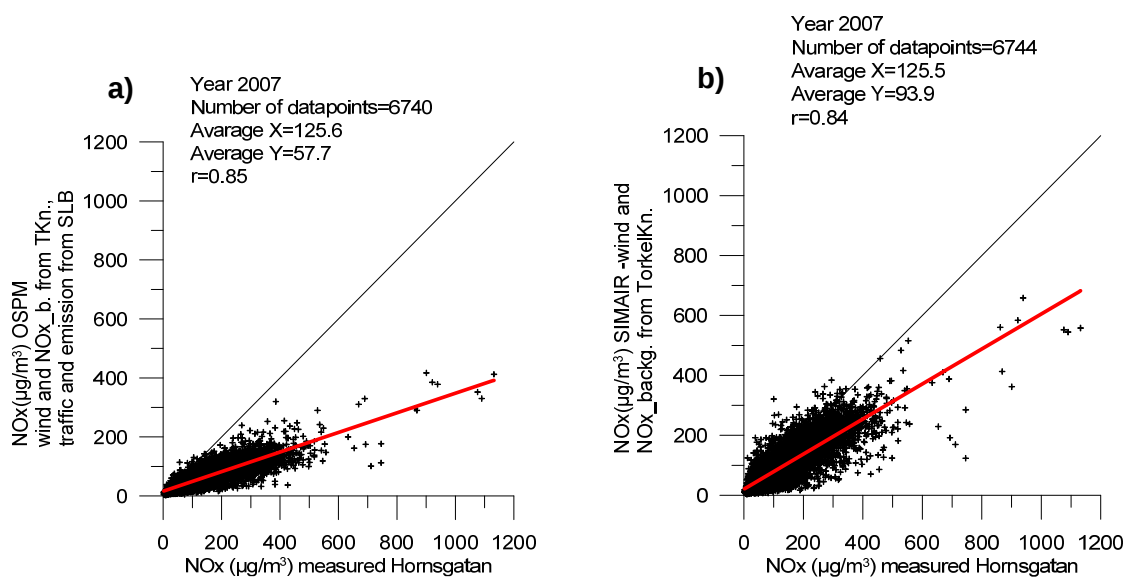


Figur 21. Jämförelse mellan uppmätta och SIMAIRs beräknade halter av PM10 (överst) och NO₂ (nederst), uttryckta som statistiska haltmått i enlighet med miljö kvalitetsnormerna. Uppdelning görs mellan stationer i trafikmiljöer respektive urban bakgrund. Heldragen linje anger förhållandet 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Sammanställningen avser resultat från denna studie tillsammans med tidigare valideringsstudie av SIMAIR (Andersson och Omstedt, 2009). För NO₂ i urban bakgrund har enbart tidigare resultat från förbättrade BUM använts (Andersson et al., 2010).

3.2 NORTRIP

3.2.1 NO_x-halter och NO_x-emissioner för Hornsgatan i Stockholm

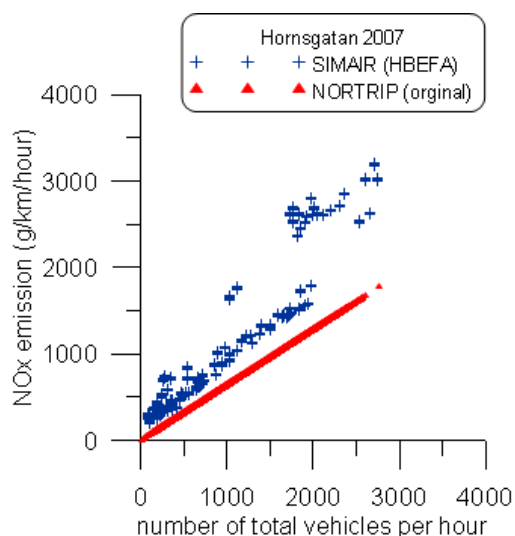
Det finns flera olika problem med att beräkna halter av NO_x. De har att göra med osäkerheter i såväl indata, modeller, trafikdata och emissionsmodellering. Syftet här är att försöka klargöra detta. Vi börjar med att beräkna NO_x-halter med hjälp av NORTRIPs originaldata, se Tabell 7. Beräkningarna görs med spridningsmodellen OSPM (Berkowicz, et al, 2008) som är den modell som används för gaturum i SIMAIR. I Figur 22a visas resultaten. Som framgår av figuren underskattar beräkningarna de uppmätta halterna; underskattningen uppgår till ca 54 %. I Figur 22b visas motsvarande beräkningar men med emissionsdata från SIMAIR. Överensstämmelsen mellan mätt och beräknade halter är bättre men halterna underskattas med ca 25 %.



Figur 22. Jämförelse mellan mätta och beräknade halter av NO_x (µg/m³) för Hornsgatan i Stockholm år 2007.

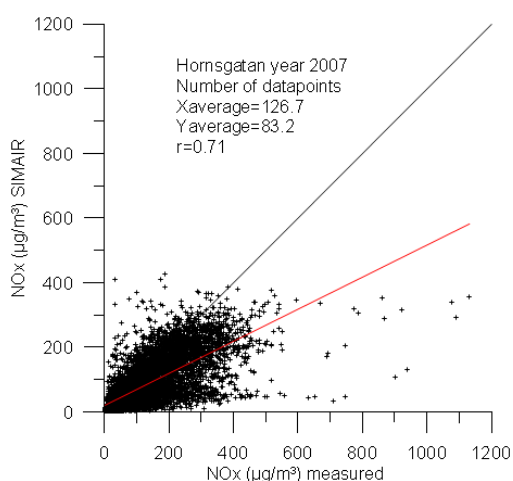
- a) Beräkningarna har gjorts med OSPM med indata från Torkel Knutssonsgatan (meteorologi, NO_x) och trafikdata enligt NORTRIP original data, Tabell 7.
b) Beräkningarna har gjorts med OSPM med indata från Torkel Knutssonsgatan (meteorologi, NO_x) och emissionsdata från SIMAIR.

Orsaken till skillnaderna i resultaten mellan Figur 22a och Figur 22b är skillnader i modelleringen av NO_x-emissionerna, som visas mer detaljerat i Figur 23. I NORTRIPs originaldata beräknas emissionerna, termen qNO_x^{street} i ekvation (1), genom antagande om en konstant emissionsfaktor för NO_x på 0.6408 g/fkm. Emissionsmodelleringen i SIMAIR ger högre emissioner och något mer komplicerat mönster då olika "Level of Services" används i enlighet med emissionsmodellen HBEFA som används i SIMAIR. Den genomsnittliga emissionsfaktorn för SIMAIRs modellering är 1.19 g/fkm.



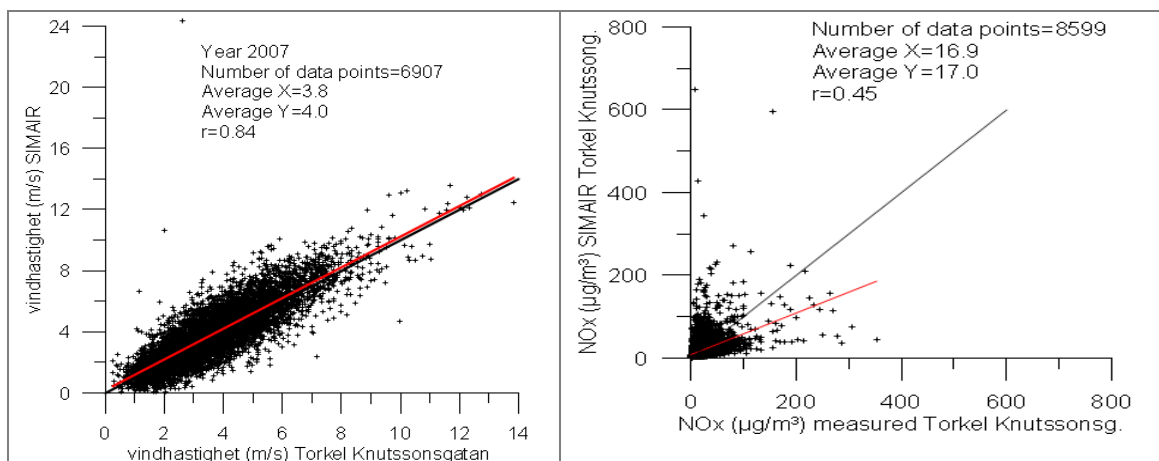
Figur 23. Beräknad NO_x -emission (g/km/timme) för Hornsgatan år 2007, dels med NORTRIPs originaldata dels med SIMAIRs emissionsberäkningar för Hornsgatan år 2007.

I Figur 24 visas beräknade NO_x -halter med enbart indata från SIMAIR. Spridningen är här större än för beräkningarna redovisade i Figur 22b. Beräkningarna i Figur 22b har gjorts med meteorologiska data och bakgrundshalldata från närliggande takmätningar (mätstationen vid Torkel Knutssonsgatan) medan beräkningarna i Figur 24 har använt SIMAIRs beräknade meteorologiska data och bakgrundshalldata.



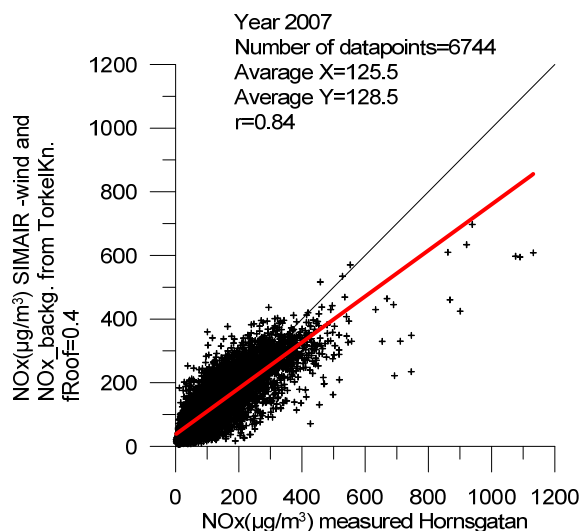
Figur 24. Jämförelse mellan mätta och beräknade halter av NO_x ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Hornsgatan i Stockholm år 2007. Beräkningarna har gjorts med SIMAIR.

För att klargöra orsakerna till skillnaderna mellan Figur 22b och Figur 24 jämförs i Figur 25 uppmätta och beräknade vindhastigheter (vänstra figuren) och uppmätta och beräknade NO_x -halter (högra figuren) från takmätningarna på Torkel Knutssonsgatan. För vindhastigheten är överensstämmelsen god. Resultatet från NO_x visar på stor spridning, men medelvärde är relativt väl bestämt; beräknat medelvärde överskattar mätt medelvärde med 1 %. Skillnaden mellan beräkningsresultaten som redovisas i Figur 22b och Figur 24 beror således på skillnader i indata. Med uppmätta värden erhålls bättre resultat, korrelationen ökar från 0.79 till 0.84 och haltnivåerna ökar något, med ca 13 %.



Figur 25. Jämförelse mellan mätta vindhastigheter och SIMAIRs beräknade vindhastigheter (vänstra figuren) och mätta NO_x -halter och SIMAIRs beräknade NO_x -halter (högra figuren) vid mätstationen på Torkel Knutssons gata.

OSPM-modellen har testats för flera olika mätdata med gott resultat (Berkowicz et al., 2008). I Danmark där modellen utvecklats har man under senare år märkt att modellen underskattar NO_x och NO_2 -halter. Ett enkelt sätt att komma till rätta med det är att förändra en av OSPMs parametrar, nämligen parametern $f_{\text{Roof}} = u_{\text{Roof}}/u_{\text{Mast}}$. Indata till OSPM är vinddata från en mast ovan tak, u_{Mast} , därefter beräknas vindhastigheten i taknivå, u_{Roof} , genom en enkel relation, uttryckt som en kvot, f_{Roof} . I ursprungsmodellen valdes $f_{\text{Roof}}=0.82$, under senare åren används $f_{\text{Roof}}=0.4$. I Figur 26 visas beräkningar för Hornsgatan år 2007 då f_{Roof} satts till 0.4. De beräknade halterna ökar jämfört med beräkningarna i Figur 22b. Beräknade medelhalter är i god överensstämmelse med uppmätta; medelhalten överkattas med ca 2 %. Korrelationen är dock densamma.



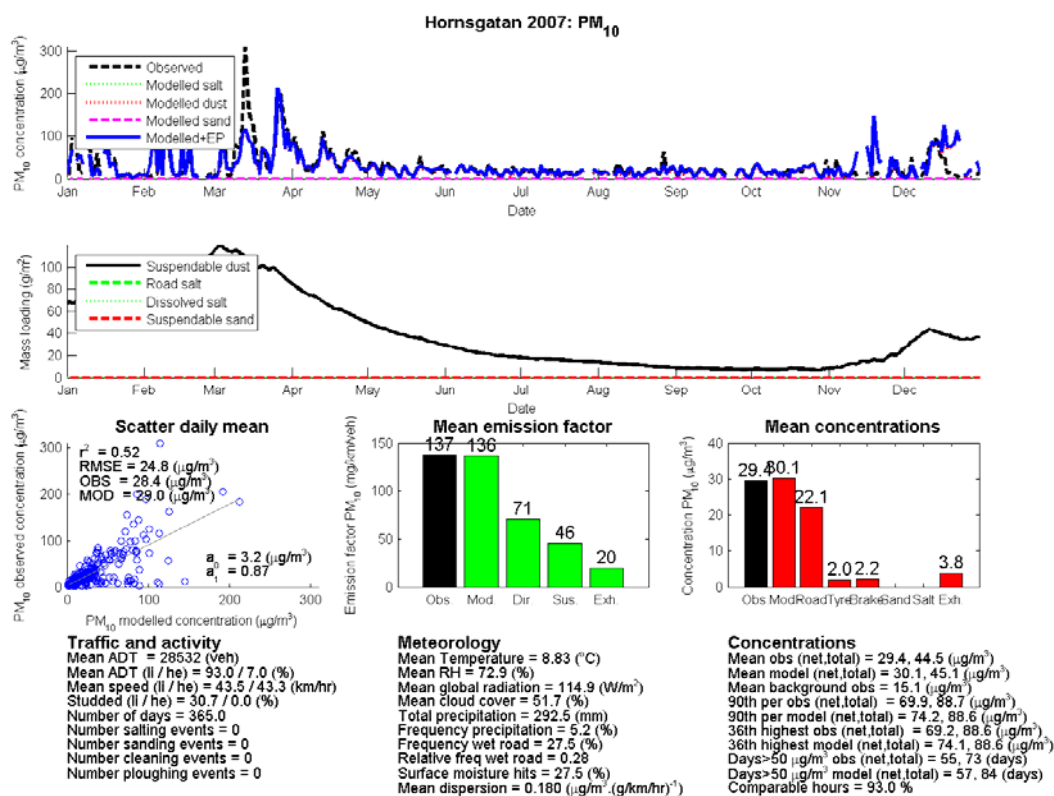
Figur 26. Som Figur 22b men med OSPM parametern $f_{\text{Roof}}=0.4$.

Detta sätt att komma till rätta med underskattningen av NO_x är nog alldeles för enkelt. Orsaken till underskattningen kan bero på andra faktorer, relaterad till ofullständig beskrivning av trafiken och emissionerna. För de här beräkningarna används inte detaljerade uppmätta trafikdata timme för timme, utan trafikmängder och fördelning mellan olika fordon och bränslen baseras på statistisk information. Emissionsuppskattningar via HBEFA och andra liknande

emissionsmodeller har jämförts med mätningar via fjärranalys i verkliga trafiksituationer såväl i England (Carslaw et al., 2011) som i Sverige (Sjödén and Jerksjö, 2008). En viktig slutsats från dessa studier är att använda emissionsfaktorer ibland underskattar uppmätta i verklig trafik. Det gäller äldre personbilar som använder bensen, personbilar som använder diesel, lätta diesellastbilar och tunga diesellastbilar. För den tunga trafiken tycks felet vara störst i stadstrafik där dieslarna inte kan köras effektivt. Felet tycks också öka för nyare fordon med kraftigare emissionsreduktionskrav.

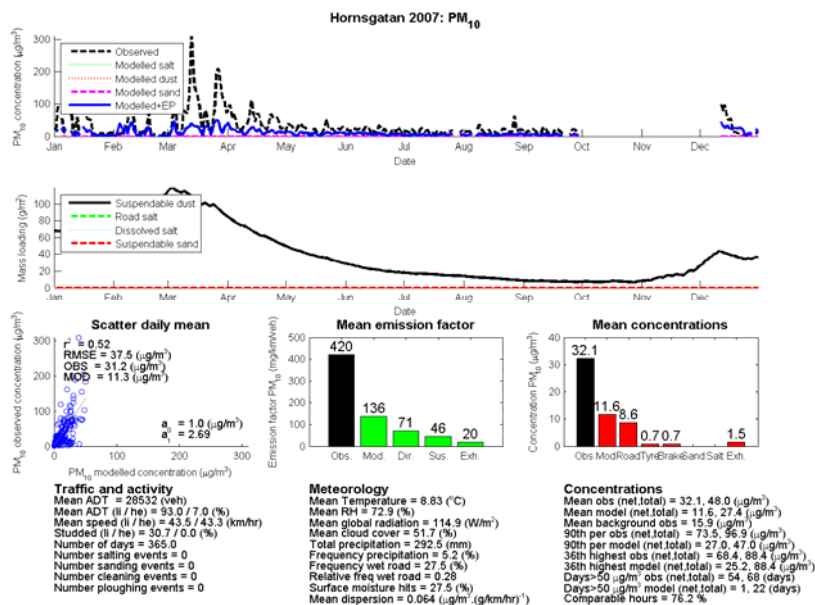
3.2.2 PM10-halter för Hornsgatan i Stockholm

Med hjälp av NORTRIP kan vi nu beräkna PM10-halter för Hornsgatan år 2007. I Figur 27 visas beräkningsresultaten med NORTRIPs originalindata, Tabell 7. Sådana här figur genereras automatiskt när NORTRIP körs. Figuren visar olika resultat. Den översta visar i tidserie observerad och modellerad lokal PM10-halt, dvs. bakgrundshalten är inte med. I den nedre högra tabellen sammanställs resultaten för årsmedelvärden och percentiler för såväl det lokala haltbidraget (net) som för den totala halten där bakgrunden också är med (total). Som framgår av både figuren och tabellen är överensstämmelsen mellan uppmätta och modellerade halter mycket god. Vid dessa beräkningar har vägbanans fuktighet beräknats med hjälp av meteorologiska parametrar. Ännu bättre resultat kan fås om mätdata för vägbanans fukttinhåll används (Denby et al., 2013), men eftersom sådana data bara finns på ett fåtal platser i landet redovisas i denna rapport enbart resultat från beräkningar där vägbanans fukttinhåll beräknas med hjälp av meteorologiska data.



Figur 27. Beräknade lokala PM10-halter (µg/m³) med NORTRIP-modellen och med NORTRIPs originalindata, se Tabell 7. Vägbanans fukttinhåll är beräknad med hjälp av meteorologiska data.

I Figur 28 visas resultaten då NORTRIP körs med indata från modellerade halter och emissioner enligt Figur 22b. Som framgår av figuren underskattar dessa beräkningar uppmätta halter. För den lokala (net) årsmedelvärde är uppmätt PM₁₀-halt 32.1 µg m⁻³ och beräknad 11.6 µg m⁻³. Orsakerna till det kan förklaras med hjälp av ekvation 1. Termerna $cNO_x^{street} - cNO_x^{background}$ och qNO_x^{street} är nämligen inte oberoende av varandra. I NORTRIP uppskattas NO_x-emissionerna förenklat utan att undersöka hur rimliga de är i relation till uppmätta halter. Eventuella fel här får konsekvenser på uppskattade partikelemissioner, se ekvation 4. Om emissionsfaktorn för NO_x t.ex. är underskattad finns det risk att emissionsfaktorn för PM₁₀ också är underskattad. Det betyder att då vi använder ett luftkvalitetssystem, som innehåller såväl spridnings- som emissionsmodeller för att generera indata till NORTRIP, behöver korrigeringar ibland göras.



Figur 28. Beräknade lokala PM₁₀-halter (µg/m³) med NORTRIP-modellen och med indata enligt Figur 22b.

Två olika korrigeringar behöver övervägas, dels för spridningsmodelleringen och dels för emissionsmodelleringen. För spridningsmodelleringen behöver vi beakta hur väl modellerade halter överensstämmer med uppmätta halter – det gäller såväl för NO_x som för partiklar. Även om modellering med hjälp av NO_x innehåller osäkerheter är de ofta att föredra jämfört med partikelmodelleringar, då de senare ofta är mer osäkra.

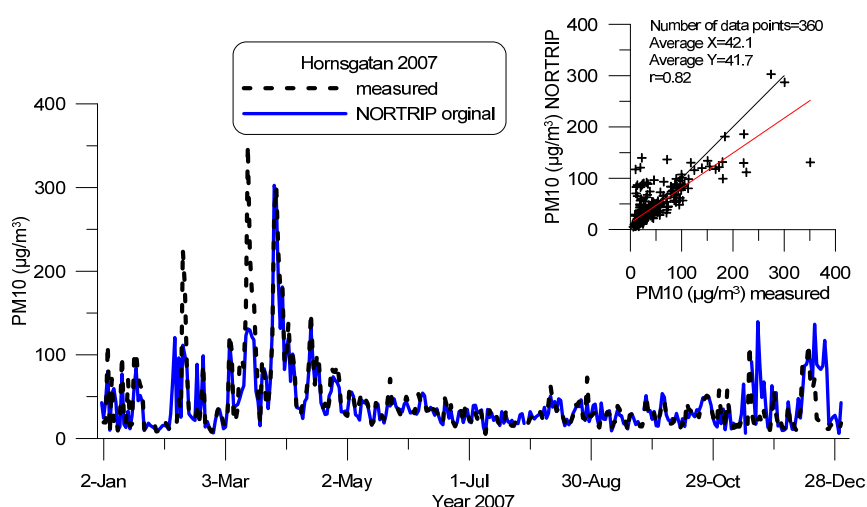
I Figur 24 jämförs modellerade och uppmätta NO_x-halter för Hornsgatan 2007 då SIMAIR använts. Som framgår av figuren finns det en relativt stor spridning i resultaten som bl.a. beror på indata, som också diskuterats ovan. Modellen underskattar också något uppmätta halter. För att korrigera för det multiplicerar vi beräknade halter med faktorn AverageX/AverageY som i detta fall är 1.52.

Den andra korrigeringen gäller för emissionsmodelleringen. För Hornsgatan år 2007 uppskattar NORTRIP emissionsfaktorn för NO_x till 0.6408 g/fkm medan SIMAIR uppskattar emissionsfaktorn till 1.19 g/fkm, som överensstämmer bättre med uppmätta NO_x-halter enligt Figur 22. Det betyder att emissionsfaktorn för PM₁₀ kan vara underskattad (se ekvation 4) med en faktor 1.19/0.6408 som är lika med 1.86.

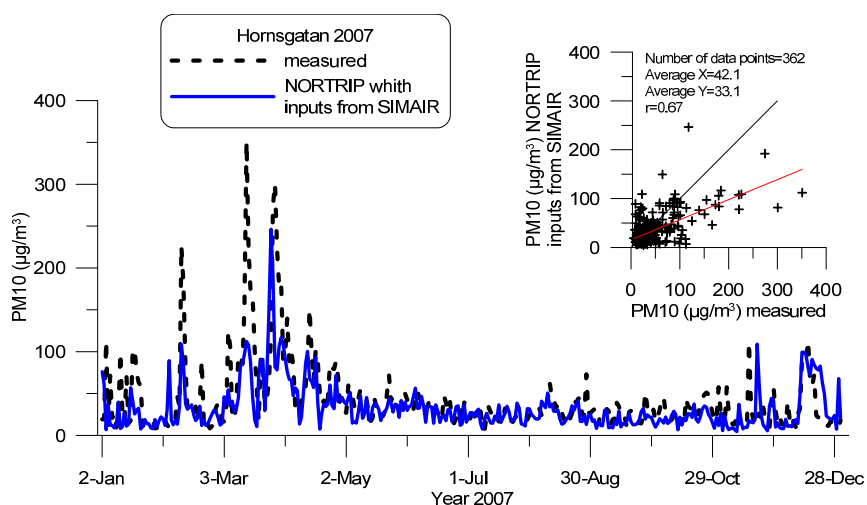
Den sammanlagda korrektionen beräknas genom att multiplicera dessa två korrektioner dvs. 1.52*1.86, som är lika med 2.8. De modellerade lokala PM₁₀-halterna ökar således för detta

beräkningsfall med faktorn 2.8. Denna faktor kan också beräknas med hjälp av att ta kvoten mellan lokalt uppmätta och lokalt beräknade PM10-halter enligt den nedre högra delfiguren i Figur 28, som också är 2.8.

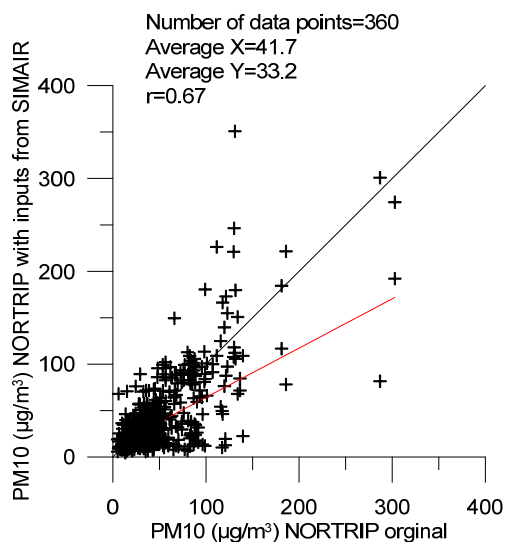
Resultatet av beräkningarna visas i Figur 29-31. I Figur 29 visas först en jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter med NORTRIP där originalindata använts. Beräkningarna här har således gjorts med uppmätta NO_x- (gata, bakgrund) och PM10- (bakgrund) halter och meteorologiska data från närliggande mätstation (Torkel Knutssons gata). I Figur 30 visas motsvarande beräkningar med indata från SIMAIR och korregerat med en faktor 2.8. I Figur 30 jämförs beräkningsresultaten i Figur 29 och Figur 30. Som framgår av figurerna är överensstämmelsen mellan de olika sätten att generera indata till NORTRIP god. Något sämre resultat erhålls om indata till NORTRIP genereras via SIMAIR, till skillnad från att använda uppmätta NO_x- och PM10-halter enligt originaldata. Korrelationen minskar från 0.82 till 0.69 och modellerat medelvärde underskattas något mer från ca 1 % till ca 21 %.



Figur 29. Jämförelse mellan mätta och modellerade totala PM10-halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Hornsgatan/Stockholm år 2007. Modell: NORTRIP med originalindata bl.a. mätta NO_x-halter, PM10-halter bakgrund och meteorologiska data från Torkel Knutssongatan. r anger korrelationskoefficienten.

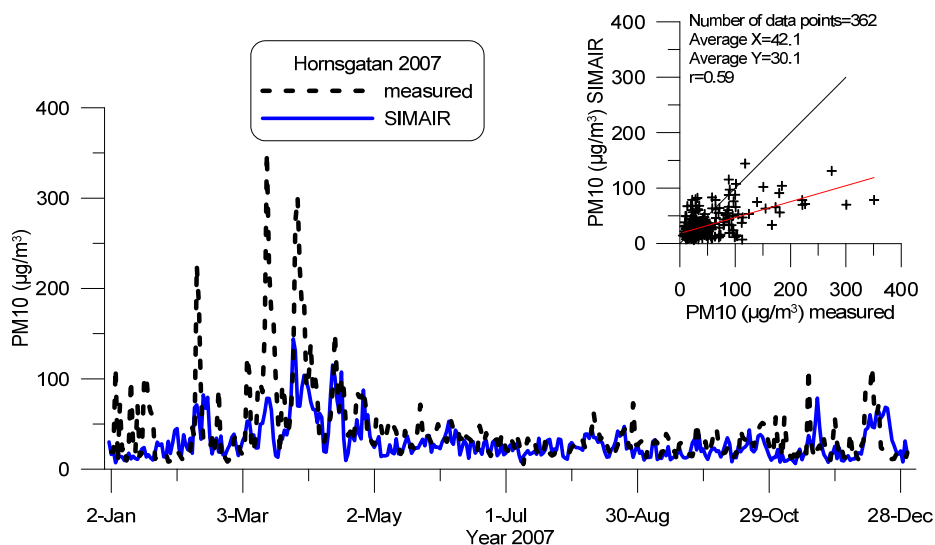


Figur 30. Jämförelse mellan mätta och modellerade totala PM10-halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Hornsgatan/Stockholm år 2007. Modell: NORTRIP med indata från SIMAIR korregerat med faktorn 2.8.



Figur 31. Jämförelse mellan beräknade totala PM10-halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) med NORTRIP dels med original indata (Tabell 7) och dels med indata från SIMAIR.

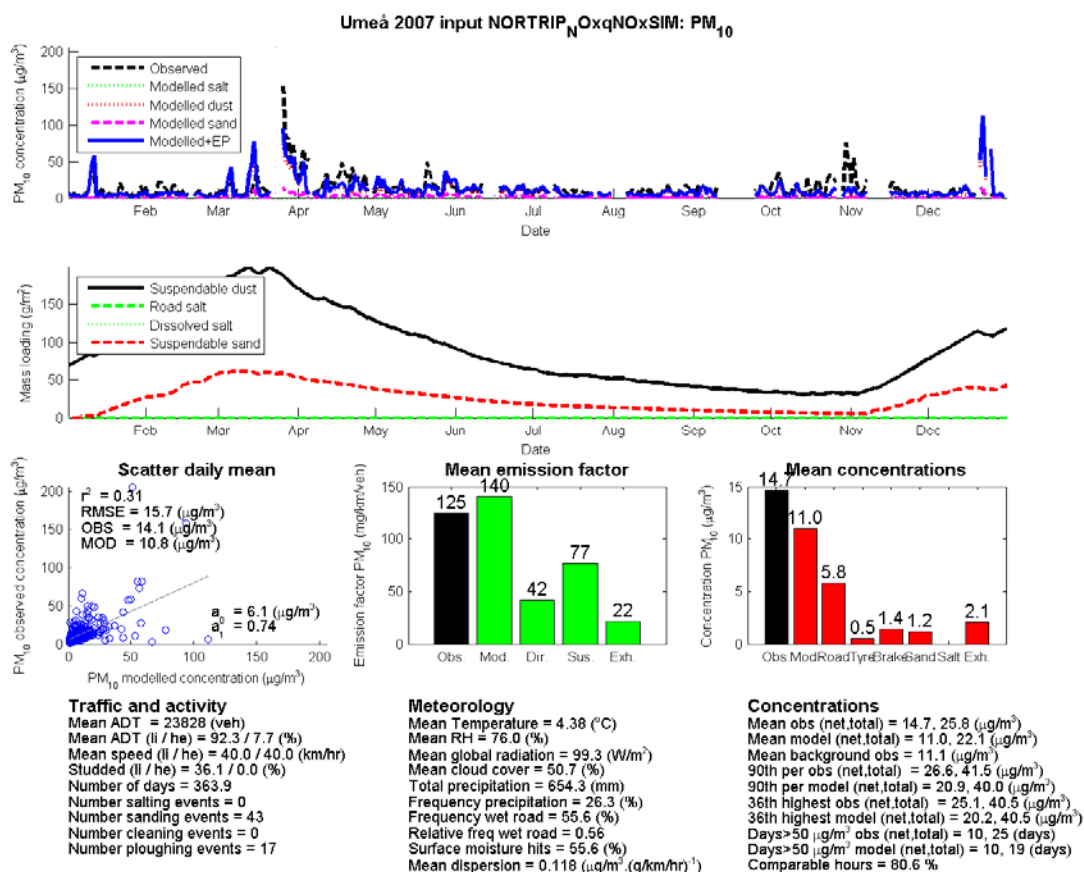
I Figur 32 jämförs beräknade och uppmätta PM10-halter då SIMAIR-modellen använts. Figuren kan jämföras med Figur 30 där NORTRIP använts med indata från SIMAIR. NORTRIP ger något bättre resultat än SIMAIR. Korrelationen ökar från 0.59 till 0.67 och underskattningen förbättras från ca 29 % till ca 21 %.



Figur 32. Jämförelse mellan mätta och modellerade totala PM10-halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Hornsgatan/ Stockholm år 2007. Modell: SIMAIR.

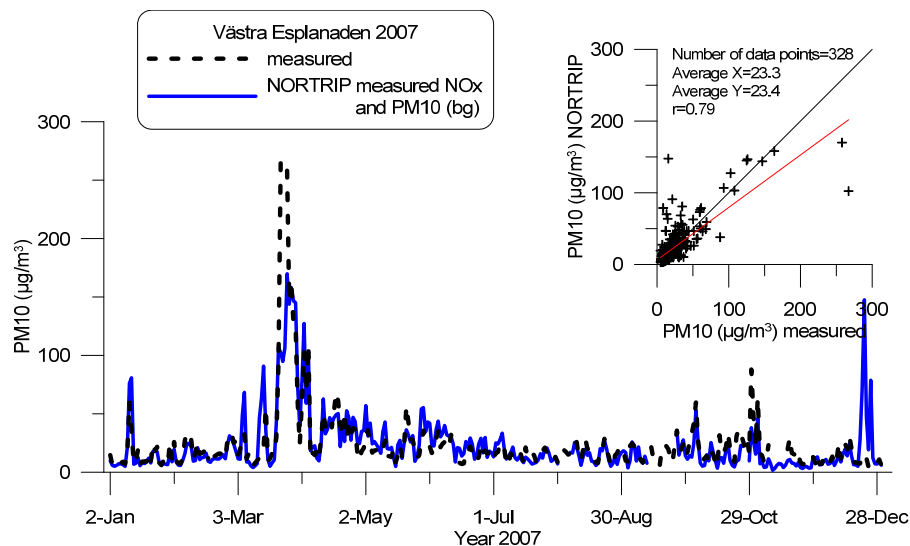
3.2.3 Västra Esplanaden i Umeå

Vi börjar med att direkt tillämpa NORTRIP på befintliga mätdata, dvs. uppmätta NO_x- och PM₁₀-halter för år 2007 vid Västra Esplanaden och på Bibliotekets tak i Umeå. Emissionerna av NO_x beräknas via SIMAIR. Vid beräkningarna används den standarduppsättning av parametervärden som tagits fram för Hornsgatan, se Appendix 1. I Figur 33 visas beräkningsresultaten. Som framgår av beräkningarna underskattar beräkningarna något uppmätta PM₁₀-halter, mean obs net av PM₁₀ är 14.7 µg m⁻³ medan mean model net är 11.0 µg m⁻³, se delfiguren längst ner till höger i Figur 33. För att förbättra resultatet korregerar vi de lokalt beräknade PM₁₀-halterna med faktorn 14.7/11 dvs. 1.34. Resultaten visas i Figur 34-37.

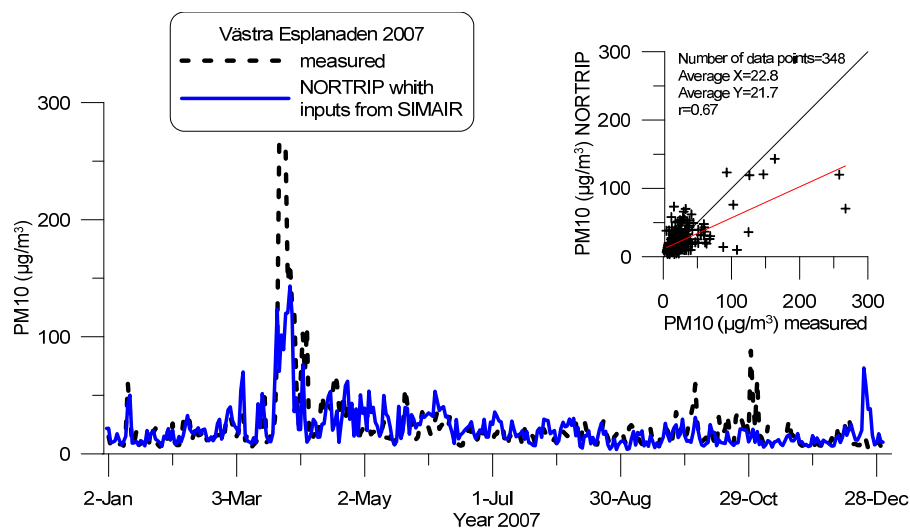


Figur 33. Beräknade PM₁₀-halter med NORTRIP för Västra Esplanaden år 2007 med mätta NO_x-halter och mätta bakgrundshalter av PM₁₀ och SIMAIRs emissionsdata för NO_x. Emissionsfaktorn för NO_x uppskattas till 1.25 g/fkm.

I Figur 34 jämförs beräknade och uppmätta PM₁₀-halter då beräkningarna har gjorts med NORTRIP med uppmätta NO_x-halter, uppmätta bakgrundshalter av PM₁₀ och emissionsdata för NO_x från SIMAIR, korregerade med faktorn 1.34. I Figur 35 har motsvarande beräkningar gjorts men med indata till NORTRIP från SIMAIR. Som framgår av figurerna är överensstämmelsen mellan de olika sätten att generera indata till NORTRIP god. Något sämre resultat erhålls om indata till NORTRIP genereras via SIMAIR, till skillnad från att använda uppmätta NO_x- och PM₁₀-halter enligt spårämnesmetoden. Korrelationen minskar något från 0.79 till 0.67 och medelvärdet underskattas något med indata från SIMAIR, med ca 5 %.

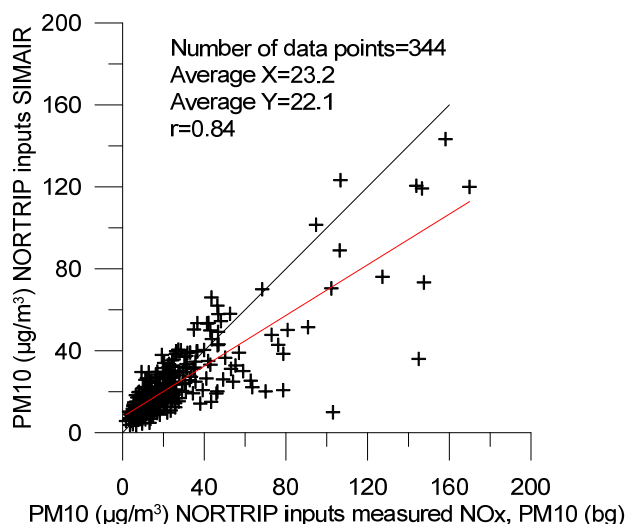


Figur 34. Jämförelse mellan mätt och modellerat PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Västra Esplanaden i Umeå år 2007. Modell: NORTRIP med uppmätta NO_x -halter, bakgrundshalter av PM10 och emissionsdata för NO_x från SIMAIR och korrigerade med faktorn 1.34.



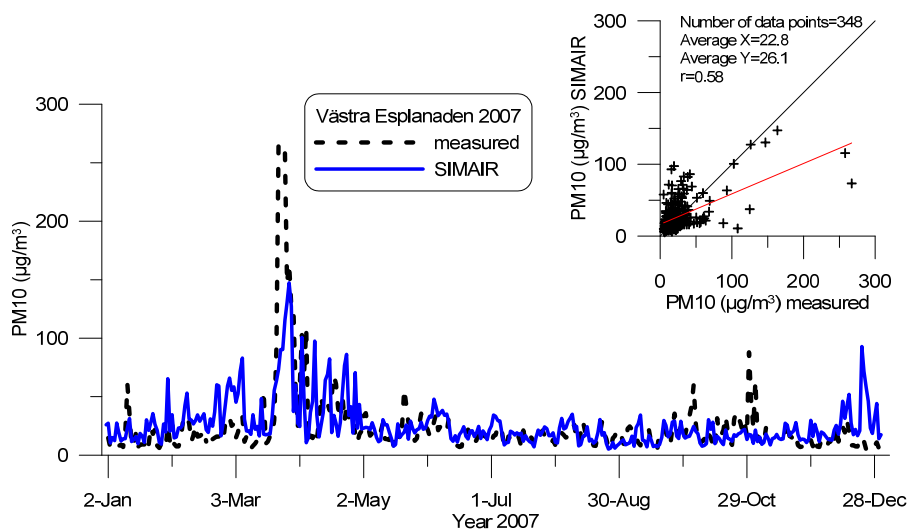
Figur 35. Jämförelse mellan mätt och modellerat PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Västra Esplanaden i Umeå. Modell: NORTRIP med indata från SIMAIR och korrigerade med faktorn 1.34

I Figur 36 jämförs beräkningsresultaten i Figur 34 och Figur 35. Som framgår av figuren är överensstämmelsen mellan de olika sätten att generera indata till NORTRIP god.



Figur 36. Jämförelse mellan beräknade totala PM10-halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) med NORTRIP dels med uppmätta NOx- och PM10-halter och dels med indata från SIMAIR.

I Figur 37 jämförs beräknade och uppmätta PM10-halter då SIMAIR använts. Figuren kan jämföras med Figur 35 där NORTRIP använts. NORTRIP ger något bättre resultat än SIMAIR. Korrelationen ökar från 0.58 till 0.67. SIMAIR överskattar halterna med ca 14 % medan NORTRIP underskattar halterna med ca 5 %.

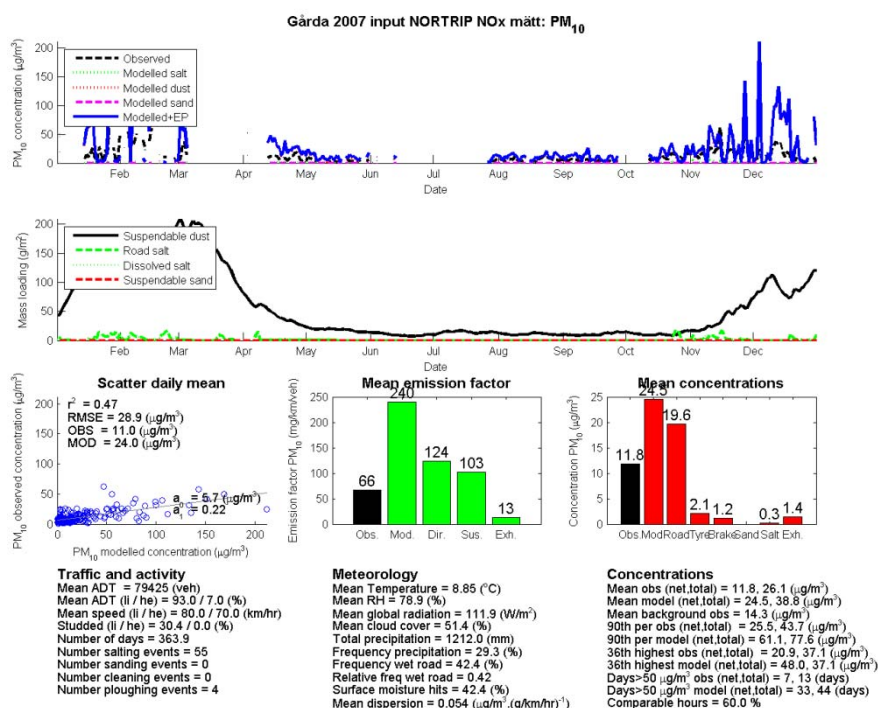


Figur 37. Jämförelse mellan mätt och modellerat PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Västra Esplanaden i Umeå. Modell: SIMAIR

Beräkningarna visar således att NORTRIP ger för Västra Esplanaden något bättre resultat än SIMAIRs vägdammsmodell, framförallt när det gäller korrelationen. För korrekt beskrivning av haltnivåerna fodras dock att NORTRIP korrigeras. Korrektionsfaktorn som använts för Västra Esplanaden är 1.34, vilket kan jämföras med korrektionsfaktorn som använts för Hornsgatan på 2.8, dvs. väsentligt lägre. Skillnaden kan bero på att en del av parametervärdena i NORTRIP baseras på Hornsgatan och att ingen studie ännu har gjorts av lämpliga parametervärden för Västra Esplanaden.

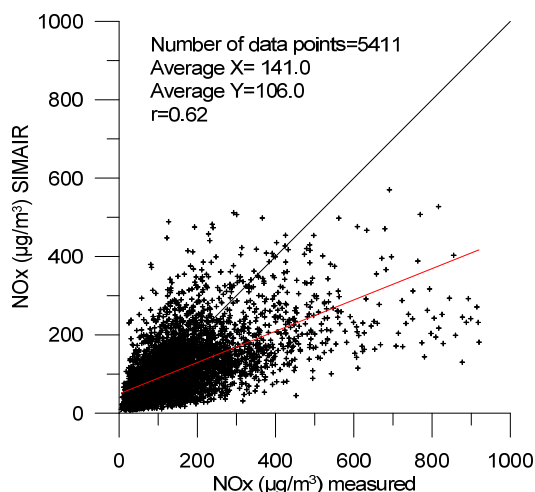
3.2.4 E6 vid Gårda i Göteborg

Mätningar av NO_x och PM₁₀ görs såväl vid E6 vid Gårda som i bakgrundsluften på Femmanhuset i Göteborg. NORTRIP kan därför tillämpas direkt på befintliga mätdata. Vid beräkningarna används den standarduppsättning av parametervärden som tagits fram för Essingeleden i Stockholm, se Appendix 1. Emissionerna av NO_x behöver dock bestämmas och det görs via SIMAIR. Den genomsnittliga emissionsfaktorn för NO_x beräknas i SIMAIR till 0.97 g/fkm vilket kan jämföras med uppskattningar av Ferm et al. (2013) på 0.84 g/fkm. Resultatet av NORTRIPs beräknade PM₁₀-halter med SIMAIRs beräknade NO_x-emissioner visas i Figur 38. Som framgår av figuren överskattar beräkningarna uppmätta PM₁₀-halter.



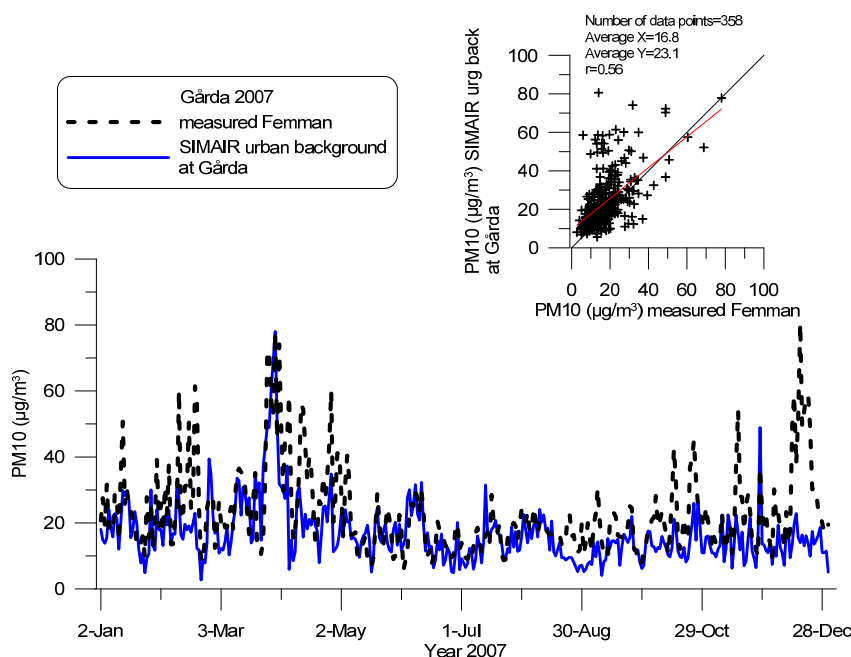
Figur 38. Beräknade PM₁₀-halter med NORTRIP för Gårda/Göteborg år 2007 med mätta NO_x-halter och bakgrundshalter av PM₁₀. Emissionsdata för NO_x beräknat med SIMAIR med en genomsnittlig emissionsfaktor på 0.97 g/fkm.

Gårda är en komplicerad mätstation med hög trafikintensitet på flera närliggande körfält. Fordonshastigheten är hög, med skyltad hastighet 70 km/h men där hastigheten ofta är 10-20 km/h högre (Ferm, M., 2013). Emissions- och spridningsförhållandena är därför komplicerade. I Figur 39 jämförs SIMAIRs beräknade NO_x-halter med uppmätta NO_x-halter vid Gårda år 2007. Korrelationen är 0.62 och beräknade halter underskattar uppmätta halter i genomsnitt med ca 25 %. Resultatet är ändå ganska bra med tanke på den komplicerade trafikmiljön.

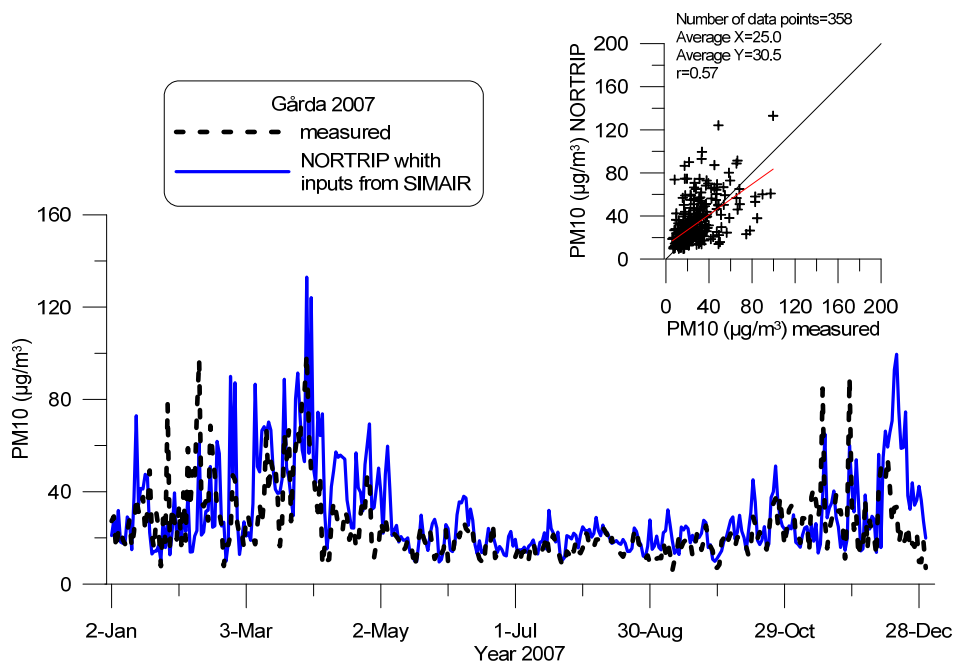


Figur 39. Jämförelse mellan mätta och beräknade halter av NOx ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Gårda i Stockholm år 2007. Beräkningarna har gjorts med SIMAIR.

Som framgår av Figur 38 överskattar beräkningarna uppmätta PM10-halter, mean obs net av PM10 är $11.8 \mu\text{g m}^{-3}$ medan mean model net är $24.5 \mu\text{g m}^{-3}$, se längst ner till höger i Figur 38. För att förbättra resultatet korregerar vi de lokalt beräknade PM10-halterna med faktorn $11.8/24.5$ dvs. 0.48. För Gårda är också bakgrundshalterna viktiga. I Figur 40 görs en jämförelse mellan uppmätta PM10-halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid den urbana bakgrundstationen Femman och SIMAIRs beräknade bakgrundshalter vid Gårda i Göteborg år 2007. Som framgår av figuren skiljer sig de beräknade halterna något från de uppmätta. Det är också vad man kan förvänta sig eftersom jämförelsen inte görs på samma plats. SIMAIRs bakgrundshalter är som medelvärde högre än de uppmätta vid Femman, ca $6.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ högre som årsmedelvärde. I Figur 41 jämförs mätta och modellerade totala PM10-halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) då NORTRIP använts med indata från SIMAIR som korregerats med faktorn 0.48. Som framgår av figuren finns viss överensstämmelse mellan mätta och beräknade halter, korrelationen är 0.57. Modellen överskattar dock något uppmätta halter med ca $5.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som till viss del kan bero på en viss överskattning av den beräknade urbana bakgrundhalten.



Figur 40. Jämförelse mellan mätta PM10-halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid den urbana bakgrundstationen Femman och SIMAIRs beräknade bakgrundshalter vid Gårda i Göteborg år 2007.



Figur 41. Jämförelse mellan mätta och modellerade PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Gårda i Göteborg. Modell: NORTRIP med indata från SIMAIR och korrigerade med faktorn 0.48.

Figur 41 visar att det går att få ett någorlunda acceptabelt resultat med NORTRIP då indata genereras från SIMAIR men att det födras en korrektion av de lokalt beräknade halterna av PM10 med faktorn 0.48. Motsvarande korrektion för Hornsgatan var 2.8 och för Västra Esplanaden 1.34. Det är svårt att förstå dessa stora skillnader. Det kan bero på skillnader i trafikmiljöerna, som inte helt beskrivs av de parametervärden som tagits fram i NORTRIP baserat på mätningar från Hornsgatan/Essingeleden. Mer detaljerade studier är därför nödvändiga.

4 Diskussion

Den här studien är den andra mer omfattande studien där SIMAIR utvärderas mot mätdata. Liknande utvärderingar kommer att behövas göras regelbundet eftersom fordonstrafiken förändras, bland annat till följd av nya emissionskrav. Sedan några år sker en kraftig ökning av antalet personbilar som använder diesel, nya miljövänliga fordon har börjat användas och åtgärder för minskad dubbdäcksanvändning på utsatta gator har vidtagits. Dessa förändringar påverkar redan idag luftkvaliteten och kommer att göra det i än större omfattning i framtiden.

Vid modellering finns det alltid osäkerheter och felkällor att beakta. Det gäller såväl för modellerna som dess indata. I denna studie har detaljerade indata från mätningar vid de olika trafikmiljöerna använts. Dock är några data schablonmässiga, exempelvis dubbdäcksandelar, fördelningar av fordon och bränslen.

För kvävedioxid kan man konstatera en systematisk underskattning i samtliga trafikmiljöer. Denna underskattning kan sannolikt förklaras av två faktorer; osäkerheter i beskrivning av vägtrafikens NO_x -emissioner samt meteorologiska faktorer.

För beräkningarna i denna studie används inte detaljerade uppmätta trafikdata timme för timme utan trafikmängder och fördelning mellan olika fordon och bränslen baseras på statistisk

information. Emissionsuppskattningar via HBEFA och andra liknande emissionsmodeller har jämförts med mätningar via fjärranalys i verkliga trafiksituationer såväl i Sverige (Sjodin and Jerksjö, 2008) som i England (Carslaw et al., 2011). En viktig slutsats från dessa studier är att använda emissionsfaktorer ibland underskattar uppmätta i verklig trafik. Det gäller äldre personbilar som använder bensin, personbilar som använder diesel, lätta diesellastbilar och tunga diesellastbilar. För den tunga trafiken tycks felet vara störst i stadstrafik där dieslarna inte kan köras effektivt. Felet tycks också öka för nyare fordon med kraftigare emissionsreduktionskrav.

Meteorologin har också stor inverkan på halterna. En annan förklaring till underskattningen i NO₂-halter kan vara svårigheter att beskriva spridningen under starkt stabila förhållanden med låga gränsskiktshöjder (Johansson et al., 2010; Andersson et al., 2010), vilket är vanligt förekommande under vinterhalvåret i Sverige (särskilt i Norrland och inlandet).

En ytterligare osäkerhet att beakta är att det inte är helt trivialt att jämföra punktmätningar med yttäckande medelvärde (exempelvis urban bakgrund i SIMAIR); variabiliteten i halt inom en gridruta kan vara påtaglig. Detta är något som exempelvis har undersökts av Johansson et al. (2010). Dessutom är det viktigt att betona att även mätningarna innehåller felkällor. DOAS-mätning är godkänd som en likvärdig mätmetod till referensmetoden (Referenslaboratoriet för tätortsluft – mätningar), men halterna i Göteborg har ändå behövt revideras pga att komplikationer hade uppstått. Bland annat användes fel instrumentkorrektionsfaktor och temperaturinställningen behövdes justeras. Detta fick till följd att halterna av NO₂ reducerades med ca 30 % (reviderade haltnivåer har använts i denna studie).

Denna studie visar att NORTRIP-modellen ger något bättre resultat i jämförelse med mätdata än SIMAIRs vägdammsmodell; exempelvis ökade korrelationen och bias blev något mindre. Undersökningen visar emellertid att det inte är helt enkelt att tillämpa NORTRIP i SIMAIR. För det behövs korrekationer göras, som inte är enkla att förstå. NORTRIP har hitintills bara testats för två trafikmiljöer i Sverige, nämligen Hornsgatan och Essingeleden i Stockholm. Modellen innehåller många parametrar som delvis bestämts med hjälp av dessa data. Det är inte säkert att den standardparameteruppsättning, som tagits fram och som framgår av Appendix 1, är så generell att den också är tillämpbar för andra trafikmiljöer i Sverige. Flera studier behövs för att undersöka det, innan modellen kan integreras i SIMAIR.

Vid utvecklingen av NORTRIP har NO_x använts som spårämne. Tyvärr finns det idag flera problem med att uppskatta NO_x-emissioner i verklig trafik. NORTRIP verkar också till viss del vara beroende av de NO_x-emissioner som använts vid utvecklingen av modellen. För t.ex. Hornsgatan år 2007 är NORTRIPs beräknade PM₁₀-halter i god överensstämmelse med uppmätta PM₁₀-halter när NORTRIPs beräkningar görs med en emissionsfaktor för NO_x, som troligtvis är underskattad. Detta behöver också klarläggas innan modellen kan integreras i SIMAIR.

Ett enkelt sätt att förbättra SIMAIRs beräkningsresultat är att korrigera dessa mot mätdata. Det är en metodik vi under senare år börjat använda i olika studier t.ex. i samband med kartläggningar av luftkvaliteten i kommuner (Omstedt et al., 2011b) och för scenarioräkningar (Omstedt et al., 2012).

Det mer grundläggande problemet som har att göra med HBEFAs emissioner i verklig trafik har vi gemensamt med många användare i Europa, varför det är troligt att dessa problem kommer åtgärdas.

Nya studier behöver göras med NORTRIP- modellen, för andra gator och trafikmiljöer i Sverige än den hitintills använt. På sikt bör vi dock överväga att implementera NORTRIP i SIMAIR för att öka kvaliteten i beräkningar för partiklar och vad olika åtgärder har för betydelse för att minska vägtrafikens emissioner av slitagepartiklar.

5 Slutsatser

- I trafikmiljöer underskattas PM10-halterna något för Hornsgatan i Stockholm (med ca 20-30 %). För Västra Esplanaden i Umeå och i synnerhet E6 vid Gårda i Göteborg överskattas istället PM10-halterna (med ca 10-35 %). Felet domineras av bias och till viss del inte helt tillfredställande korrelation.
- I urban bakgrund är överensstämmelsen mellan modellerade och uppmätta PM10-halter genomgående mycket god. Korrelationen är ungefär lika som i trafikmiljöerna, men bias, och därmed medelavvikelsen, är betydligt mindre (generellt 0-25 %).
- En systematisk underskattning av NO₂-halterna kan observeras både i trafikmiljöer (generellt 10-30 %) och urban bakgrund (generellt 10-30 %) jämfört med mätdata (bortsett från urban bakgrund i Stockholm där modellen uppvisar god överensstämmelse med mätdata). Felet domineras av negativt bias och för låg amplitud (standardavvikelse) jämfört med mätningarna.
- Trots att det finns ett viss bias för NO₂ är resultaten ändå goda; 75 % av datapunkterna har ett lägre targetvärde än 1, vilket betyder att modellen då *kan* vara en bättre prediktor för atmosfärens ”verkliga” kemiska tillstånd än mätningarna.
- En förklaring till underskattning av NO₂-halterna kan vara ofullständig beskrivning av trafiken och NO_x-emissionerna.
- Denna studie tillsammans med tidigare valideringsstudie av SIMAIR visar att modellen uppfyller kvalitetsmålen (RPE/RDE) för såväl PM10 och NO₂ i trafikmiljöer.
- Det är möjligt att generera indata till NORTRIP-modellen med hjälp av SIMAIR.
- NORTRIP-modellen ger något högre korrelation mot mätdata jämfört med SIMAIRs vägdammsmodell. Med övriga indata från SIMAIR för år 2007 ökar korrelationen från 0.58 till 0.67 för Västra Esplanaden, från 0.59 till 0.67 för Hornsgatan och från 0.53 till 0.57 för Gårda. För att få rätta haltnivåer behövs dock korrektioner införas; korrektioner som för närvarande inte är lätta att förstå.
- Ett enkelt sätt att förbättra SIMAIRs beräkningsresultat är att korrigera dessa mot mätdata. För att förbättra modellresultaten utan användandet av mätdata krävs förbättrade emissioner, vilket sannolikt kommer göras inom ramen för HBEFA i Europa, samt att implementera NORTRIP-modellen.
- Innan NORTRIP-modellen kan implementeras i SIMAIR krävs emellertid fler studier avseende vilka parametervärden och korrektioner som ska användas.

6 Referenser

- 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, Vol. 59, 77-98.
- Andersson, S. och Omstedt, G., 2009: *Validering av SIMAIR mot mätningar av PM₁₀, NO₂ och bensen. Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005*. SMHI Meteorologi, Nr. 137, 125 pp.
- Andersson, S., Omstedt, G. och Robertson, L., 2010: *Känslighetsanalys, vidareutveckling och validering av SIMAIRs urbana spridningsmodell BUM*. SMHI Meteorologi, Nr. 142, 37 pp.
- Andersson, S., Omstedt, G. and Robertson, L., 2011: *Improvement of a simple dispersion model for calculations of urban background concentrations*. Proceedings of the 14th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regularity Purposes, 2-6 October 2011, Kos, Greece.
- Berkowicz, R., 2000: *OSPM: a parameterised street pollution model*. Environment Monitoring and Assessment, Vol. 65, 323-331.
- Berkowicz, R., Ketzel, M., Jensen, S.S., Hvidberg, M. and Raaschou-Nielsen, O., 2008: *Evaluation and application of OSPM for traffic pollution assessment for a large number of street locations*. Environ Modelling & Software 2008: 23: 296-303.
- Burman, L och Johansson, C., 2010: *Utsläpp och halter av kväveoxider på Hornsgatan, analys av trafikmätningar under hösten 2009*. SLB 7:2010
- Carslaw, D., Beevers, S., Tate, J., Westmoreland, E. and Williams, M., 2011: *Recent evidence concerning higher NO_x emissions from passage cars and light duty vehicles*. Atmospheric Environment 45, 7053-7063.
- Denby, B.R., Georgieva, E., Lückeville, A. et al., 2011: *The application of models under the European Union's Air Quality Directive: A technical reference guide*. EEA Technical report, No 10/2011, ISSN 1725-2237.
- Denby, B. R. and Sundvor, I., 2012: *NORTRIP model development and documentation*. Norwegian Institute for Air Research (NILU OR 23/2012). URL: www.nilu.no
- Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzel, M., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G. and Omstedt, G., 2013: *A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: road dust loading and suspension modelling*. Submitted to Atmospheric Environment 2013.
- Däckbranschens Informationsråd <http://www.dackinfo.nu/>
- EU, 2008: *Direktiv om luftkvalitet*. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:SV:PDF>
- Ferm, M. och Sjöberg, K., 2013: *Mätningar av PM_{2.5} och PM₁₀ i Göteborg och Umeå under åren 2006-2010*. IVL-rapport, U3949.
- Ferm, M., 2013: Personlig kommunikation.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Omstedt, G., Langner, L. 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., 2009: *SIMAIR - Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits*. Atmospheric Environment, 43, 1029-1036, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.01.056.
- HBEFA, 2013: <http://www.hbefa.net/e/index.html>
- Häggmark, L., Ivarsson, K.I., Gollvik, S. and Olofsson, P.O., 2000: *Mesan, an operational mesoscale analysis system*. Tellus A, Vol. 52, 1-20.
- Johansson, C., Andersson, S., Omstedt, G., Gidhagen, L. och Robertson, L., 2010: *Mätningar och modellberäkningar av NO_x-halternas tidsmässiga och rumsliga variationer i Umeå*. ITM rapport, Nr. 188, 53 pp.
- Johansson, C., Denby, B.R., Sundvor, I., Kauhaniemi, M., Härkönen, J., Kukkonen, J., Karppinen, A., Kangas, L., Omstedt, G., Ketzel, M., Massling, A., Pirjola, L., Norman, M., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Bennet, C., Kupiainen, K. and Karvosenoja, N., 2012: *NORTRIP: Non-exhaust Road TRaffic Induced Particle emissions. Development of a model for assessing the effect on air quality and exposure*. Stockholm, Department of Applied Environmental Science, Stockholm university (ITM-report 212). http://www.itm.su.se/documents/publications/NORTRIP_final_report_20120625.pdf
- Jolliff, J.K., Kindle, J.C., Shulman, I., Penta, B., Friedrichs, M.A.M., Helber, R. and Arone, R., 2009: *Summery diagrams for coupled hydrodynamic-ecosystem model skill assessment*. Journal of Marine Systemt, 76, 64-82.

- Miljöförvaltningen Göteborgs stad, 2010: *Årsrapport luftföroreningar 2009. Mätningar i Göteborgsområdet*. R 2010:6. [http://www5.goteborg.se/prod/Miljo/Miljohandboken/dalis2.nsf/vyFilArkiv/N800_R2010_6.pdf/\\$file/N800_R2010_6.pdf](http://www5.goteborg.se/prod/Miljo/Miljohandboken/dalis2.nsf/vyFilArkiv/N800_R2010_6.pdf/$file/N800_R2010_6.pdf)
- NFS, 2010: Naturvårdsverkets författningssamling, föreskrifter för kontroll av luftkvalitet, NFS 2010:8. http://www.naturvardsverket.se/Documents/foreskrifter/nfs2010/nfs_2010_08.pdf
- Omstedt, G. och Johansson, C., 2004: *Uppskattning av emissionsfaktor för bensen*. SLB 2:2004.
- 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., Andersson, S., Gidhagen, L. and Robertson, L., 2011a: *Evaluation of new model tools for meeting the targets of the EU Air Quality Directive: A case study on the studded tyre use in Sweden*. International Journal of Environment and Pollution, Vol. 47, No. 1/2/3/4, 79-96, DOI: 10.1504/11.47328.
- Omstedt, G., Gidhagen, L., Kindell, S. och Laurin, A., 2011b: *Kartläggning av NO₂ och PM₁₀ halter i Umeå kommun*. SMHI rapport Nr 2011-73. Luftkvalitetskartor visas via länken: <http://kartor.app.umea.se/mapguide2010/mapviewerajax/?WEBLAYOOUT=Library%3a%2f%2fMiljo%2fLuftprgnos%2fLuft.WebLayout&LOCALE=sv>
- Omstedt, G., Andersson, S., Asker, C., Jones, J., Kindell, S., Segersson, D. och Torstensson, M., 2012: Luftkvaliteten i Sverige år 2020. Uppföljning av miljökvalitetsnormen Frisk luft för trafikmiljöer i svenska tätorter. SMHI Meteorologi, Nr. 150, 86 pp.
- Reflab – modeller, 2013: *Verktyg för utvärdering av luftkvalitetsberäkningar*. <http://www.smhi.se/reflabmodeller/Kvalitetssakring/Kvalitetssakring/Verktyg-for-utvardering>
- Robertson, L., Langner, J. and Engardt, M., 1999: *An Eulerian limited-area atmospheric transport model*. Journal of Applied Meteorology, Vol. 38, 190-210.
- Sjödin, Å. and Jerksjö, M., 2008: *Evaluation of European road transport emission models against on-road emission data as measured by optical remote sensing*. 17th International Conference 'Transport and Air Pollution', Graz.
- SLB, 2010: *Luften i Stockholm. Årsrapport 2009*. SLB 3:2010. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2010_003.pdf
- Taylor, 2001: *Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram*. Geophysic Research, 106, 7183-7192.
- Thunis, P., Pederzoli, A. and Pernigotti, D., 2012: *Performance criteria to evaluate air quality modeling applications*. Atmospheric Environment, 59, 476-482, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.05.043>.
- Thunis, P., Pederzoli, A., Georgieva, E., Cuvelier, C. and Pernigotti, D., 2013: *DELTA Version 3. User's guide, Version 2*, 30 January 2013, http://aqm.jrc.ec.europa.eu/DELTA/data/DELTA_UserGuide_V3.pdf.
- Umeå kommun, 2010: *Luften i Umeå. Sammanställning av mätresultat från bibliotekstaket 2009*. Samhällsbyggnadskontoret, Miljö- och hälsoskydd, Rapport 2009-03. <http://www.umea.se/download/18.5bec8e1127266dced080002231/1267712990883/Luften+i+Ume%C3%A5+2009+%28biblioteket%29.slutligdoc2.pdf>

Appendix 1

Standardvärden på NORTRIPs modellparametrar

ROAD DUST SUB-MODEL PARAMETERS

Road wear

$W_{0,roadwear}$ (g km ⁻¹ veh ⁻¹)	Studded tyres (st)	Winter tyres (wi)	Summer tyres (su)
Heavy (he)	28.8	1.5	1.5
Light (li)	2.88	0.15	0.15
Reference speed $V_{ref,roadwear}$ (km/hr)	70	Set to 0 if no speed dependence required	
Power law factor for road wear a_{wear}	1		

Tyre wear

$W_{0,tyrewear}$ (g km ⁻¹ veh ⁻¹)	Studded tyres (st)	Winter tyres (wi)	Summer tyres (su)
Heavy (he)	0.5	0.5	0.5
Light (li)	0.1	0.1	0.1
Reference speed $V_{ref,tyrewear}$ (km/hr)	70		

Brake wear

$W_{0,brakewear}$ (g km ⁻¹ veh ⁻¹)	Studded tyres (st)	Winter tyres (wi)	Summer tyres (su)
Heavy (he)	0.05	0.05	0.05
Light (li)	0.01	0.01	0.01
Reference speed $V_{ref,brakewear}$ (km/hr)	70		

Snow depth wear threshold

Parameter	Value
$s_{roadwear,thresh}$ (mm w.e.)	4

Pavement type scaling factor

Number of pavement types	7	
Index(p)	Name	$h_{pave}(p)$
1	Hornsgatan	0.83
2	Mannerheimintie	1.7
3	Essingeleden	0.83
4	RV4	1.32
5	NB sletta	0.83
6	HCAB	4.12
7	Runeberg	0.83

Driving cycle scaling factor

Number of driving cycle types	4	
Index(d)	Name	$h_{drivingcycle}(d)$
1	Reference	1
2	Urban	1.5
3	Highway	0.5

4	Congested	2
---	-----------	---

Road suspension

$f_{0,suspension}(\text{veh}^{-1})$	Studded tyres (st)	Winter tyres (wi)	Summer tyres (su)
Heavy (he)	2.00E-05	2.00E-05	2.00E-05
Light (li)	2.00E-06	2.00E-06	2.00E-06
Reference speed $V_{ref,sus}$ (km/hr)	50		
Power law factor for suspension a_{sus}	1		

Suspension scaling factors for sand and salt

$h_{0,non-sus}$	100
$h_{0,sus-sand}$	1
$h_{0,salt}$	1

Sand paper factor

$f_{sandpaper}(\text{veh}^{-1})$	Studded tyres (st)	Winter tyres (wi)	Summer tyres (su)
Heavy (he)	1.00E-05	1.00E-05	1.00E-05
Light (li)	1.00E-06	1.00E-06	1.00E-06
Reference speed $V_{ref,sandpaper}$ (km/hr)	60		

Crushing factor

$f_{0,crushing}(\text{veh}^{-1})$	Studded tyres (st)	Winter tyres (wi)	Summer tyres (su)
Heavy (he)	5.00E-05	5.00E-05	5.00E-05
Light (li)	5.00E-06	5.00E-06	5.00E-06
Reference speed $V_{ref,crushing}$ (km/hr)	60		

Suspendable fraction for sanding

Parameter	Value
$f_{sus-sanding}$	0.01

Direct emission factor

Wear parameter	All types
$f_{0,dir-roadwear}$	1
$f_{0,dir-tirewear}$	1
$f_{0,dir-brakewear}$	1
$f_{0,dir-crushing}$	1
$f_{0,dir-sandpaper}$	1

Fractional size distribution emissions (no tyre or vehicle dependence)

Wear parameter	PM _{TSP}	PM ₁₀	PM _{2.5}
$f_{PM,ref,roadwear}$	0.5	0.18	0.009
$f_{PM,dir-tirewear}$	0.5	0.1	0.01
$f_{PM,dir-brakewear}$	1	0.8	0.5
$f_{PM,ref,sus-road}$	0.5	0.18	0.009

Reference speed $V_{ref,PM-fraction}$ (km/hr)	50	Set to 0 if no speed dependence required
$c_{PM-fraction}$ (km/hr) ⁻¹	0.012	

Wind blown dust emission factors

Parameter	Value
τ_{wind} (hr)	12
FF_{thresh} (m/s)	10

Activity efficiency factors for dust and salt

Efficiency parameter	Suspendable dust	Non-suspendable dust	Salt
$h_{ploughing-eff}$	0.001	0.01	0.01
$h_{cleaning-eff}$	0.1	0.3	0.2
$h_{drainage-eff}$	0.0001	0.001	0.5
$h_{spraying-eff}$	0.0001	0.001	0.5

Deposition velocity

	PM _{TSP}	PM ₁₀	PM _{2.5}
w_x (m/s)	0.003	0.001	0.0005

Concentration conversion limit values

Parameter	Value
$NO_{x,concentration-min}$ (µg/m ³)	5
$NO_{x,emission-min}$ (g/km/hr)	50

MOISTURE SUB-MODEL PARAMETERS

Spray and splash factors

Parameter	Heavy (he)	Light (li)
$f_{0,spray}$ (veh ⁻¹)	6.00E-04	1.00E-04
$V_{ref,spray}$ (km/hr)	70	
$g_{road,spraying-min}$ (mm)	0.1	

Drainage parameters

Parameter	Value
$g_{drainable}$ (mm)	0.6
Snow retention limit (mm)	5

Ploughing parameters

Parameter	Value
Ploughing efficiency for snow removal	0.5
Ploughing threshold (mm)	3

I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

- 1985
- för avfallsförbränningsanläggning i Sofielund.
- 1 Hagmarker, A. (1985)
Satellitmeteorologi.
 - 2 Fredriksson, U., Persson, Ch., Laurin, S. (1985)
Helsingborgsluft.
 - 3 Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggningar i Sofielund och Högdalen.
 - 4 Kindell, S. (1985)
Spridningsberäkningar för SUPRAs anläggningar i Köping.
 - 5 Andersson, C., Kwick, T. (1985)
Vindmätningar på tre platser på Gotland. Utvärdering nr 1.
 - 6 Kindell, S. (1985)
Spridningsberäkningar för Ericsson, Ingelstafabriken.
 - 7 Fredriksson, U. (1985)
Spridningsberäkningar för olika plymlyft vid avfallsvärmeverket Sävenäs.
 - 8 Fredriksson, U., Persson, Ch. (1985)
NO_x- och NO₂-beräkningar vid Vasaterminalen i Stockholm.
 - 9 Wern, L. (1985)
Spridningsberäkningar för ASEA transformers i Ludvika.
 - 10 Axelsson, G., Eklind, R. (1985)
Ovädret på Östersjön 23 juli 1985.
 - 11 Laurin, S., Bringfelt, B. (1985)
Spridningsmodell för kväveoxider i gatumiljö.
 - 12 Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar
 - 13 Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggning i Högdalen.
 - 14 Vedin, H., Andersson, C. (1985)
Extrema köldperioder i Stockholm.
 - 15 Krieg, R., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla.
 - 16 Kindell, S. Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende industrikombinatet i Nynäshamn (koncentrations- och luktberäkningar).
 - 17 Laurin, S., Persson, Ch. (1985)
Beräknad formaldehydspridning och deposition från SWEDSPANs spånskivefabrik.
 - 18 Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende industrikombinatet i Nynäshamn – depositionsberäkningar av koldamm.
 - 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 fabrikerna.
 - 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 Kvik, 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)
Tjernobylyckan - 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., Kvik, 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 Kvik, 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 Åetå-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 klimatsstudie 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 vårflödesprognoser.
- 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
nederbördsklimatet 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
nederbördskemi 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
PM₁₀ och NO₂
- 103 Omstedt, G., Gidhagen, L., Langner, J.
(2002)
Spridning av förbränningsemissioner från
småskalig biobränsleeldning
– analys av 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 nederbörds kemiska 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 nederbörds mängder
inom svenska nederbörds kemiska
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 exponerings-
minskningsmål 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

- 135 Omstedt, G., Andersson, S., Johansson, Ch., Löfgren, B-E (2008)
Luftkvalitet och småskalig biobränsle-
eldning. Tillämpningar av SIMAIR ved för
några kommuner
- 136 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M
(2009)
Measurements of total ozone 2006-2008
- 137 Andersson, S., Omstedt, G (2009)
Validering av SIMAIR mot mätningar av
PM10, NO₂ och bensen.
Utvärdering för svenska tätorter och
trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005
- 138 Wern, L., Barring, L (2009)
Sveriges vindklimat 1901 – 2008
Analys av förändring i geostrofisk vind
- 139 Wern, L., German, J (2009)
Kortidsnederbörd i Sverige, 1995 – 2008
- 140 Omstedt, G., Andersson, S., Bergström, R
(2010)
Dagens och framtidens luftkvalitet i
Sverige. Haltberäkningar av NO₂, PM10
och PM2.5 i svenska trafikmiljöer för
framtidsscenarioer med minskade
europeiska emissioner
- 141 Wern, L., Isaksson, L (2010)
Åska i Sverige 2002 – 2009
- 142 Andersson, S., Omstedt, G., Robertson, L
(2010)
Känslighetsanalys, vidareutveckling och
validering av SIMAIRs urbana spridnings-
modell BUM
- 143 Wern L., (2012)
Extrem nederbörd i Sverige
under 1 till 30 dygn, 1900 – 2011
- 144 Omstedt, G., Andersson, S., Bennet, C.,
Bergström, R., Gidhagen, L., Johansson,
Ch., Persson, K (2010)
Kartläggning av partiklar i Sverige –
halter, källbidrag och kunskapsluckor
- 145 Engardt, M., Andersson, C., Bergström, R
(2010)
Modellering av Marknära Ozon
- Regionala och högupplösta tillämpningar
av MATCH
- 146 Omstedt, G., Forsberg, B., Nerhagen, L.,
Gidhagen, L., Andersson, S (2011)
SIMAIRscenario – ett modellverktyg för
bedömning av luftföroreningars
hälsoeffekter och kostnader
- 147 Andersson, C., Andersson, S., Langner, J
och Segersson, D (2011)
Halter och deposition av luftföroreningar -
Förändring över Sverige från 2010 till
2020 i bidrag från Sverige, Europa och
Internationell Sjöfart
- 148 Carlund, Th (2011)
Upgrade of SMHI's meteorological
radiation network 2006-2007 – Effects on
direct and global solar radiation
- 149 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M
(2012)
Measurements of total ozone 2009-2011
- 150 Omstedt, G., Andersson, S., Asker, Ch.,
Jones, J., Kindell, S., Segersson, D.,
Torstensson, M (2012)
Luftkvaliten i Sverige år 2020
Uppföljning av miljömålet Frisk luft för
trafikmiljöer i svenska tätorter
- 151 Omstedt, G., Burman, L. SLB-analys,
(2012)
Beräkningar av kväveoxidhalter vid några
gator i Umeå åren 2014 och 2020 med och
utan miljözon



Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut
601 76 NORRKÖPING
Tel 011-495 80 00 Fax 011-495 80 01

ISSN 0283-7730