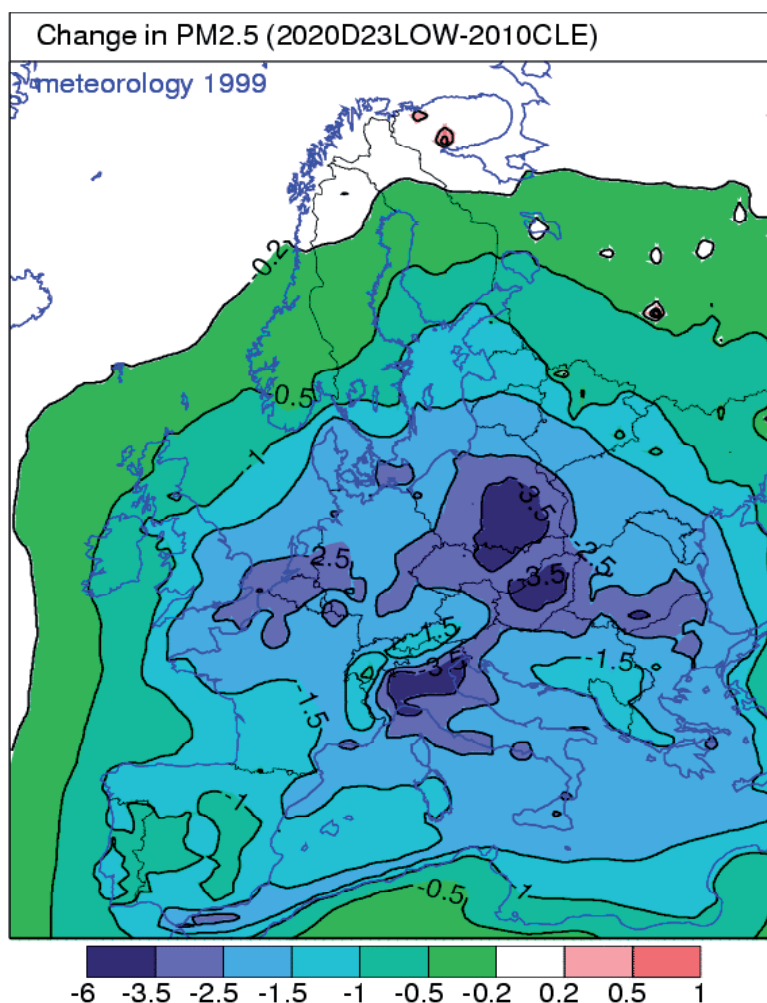




Dagens och framtidens partikelhalter i Sverige

Utredning av exponeringsminskningsmål för PM2.5 enligt nytt luftdirektiv

Stefan Andersson, Robert Bergström, Gunnar Omstedt och
Magnuz Engardt

Omslagsbild: Beräknad förändring av årsmedelhalten av PM_{2.5} mellan år 2010 och 2020 med emissionsscenario D23LOW för 2020 och CLE för 2010. I båda fallen har meteorologiska data för år 1999 använts. I modellberäkningarna ingår ej havssalt, sekundärt bildade organiska partiklar, uppvirvlat stoft och bidrag från skogs- och gräsbränder. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dagens och framtidens partikelhalter i Sverige

Utredning av exponeringsminskningsmål för PM2.5 enligt nytt luftdirektiv

**Stefan Andersson, Robert Bergström, Gunnar Omstedt och
Magnuz Engardt**

Report Summary / Rapportsammanfattning

Issuing Agency/Utgivare		Report number/Publikation	
Swedish Meteorological and Hydrological Institute		SMHI Meteorologi nr 133	
S-601 76 NORRKÖPING		Report date/Utgivningsdatum	
Sweden		Augusti 2008	
Author (s)/Författare			
Stefan Andersson, Robert Bergström, Gunnar Omstedt och Magnuz Engardt			
Title (and Subtitle)/Titel			
Dagens och framtidens partikelhalter i Sverige			
Utredning av exponeringsminskningsmål för PM2.5 enligt nytt luftdirektiv			
Abstract/Sammandrag			
I det nya EU-direktivet för luftkvalitet definieras ett exponeringskoncentrationstak för PM2.5. Detta takvärde, som inte får överskridas efter år 2015, är satt till 20 µg/m³ som årsmedelvärde. Eftersom även lägre halter påverkar människors hälsa negativt införs även ett exponeringsminskningsmål av partikelhalter i urban bakgrund. Hur stort exponeringsminskningsmålet blir för en viss plats beror på PM2.5-halterna vid referensåret 2010. Högre halt kräver högre relativ reducering till år 2020. I denna studie utreds det nya direktivets betydelse för Sverige. Utgångsläget kartläggs genom analys av mätdata av PM2.5 för ett antal platser runt om i Sverige. Olika emissionsscenarier tillämpas för att undersöka hur den regionala PM2.5-halten och långdistansbidraget kan komma att ändras från nuläget till år 2020 genom simuleringar med spridningsmodellen MATCH. Då det gäller det lokala haltbidragets betydelse för totalhalten av PM2.5 i nuläget respektive för år 2020, undersöks detta genom beräkningar i SIMAIR, för olika emissionsscenarier som innefattar dubbdäcksanvändning, teknikutveckling och trafikökning. Mätdata har sammanställts och analyserats för 25 mätplatser, varav 4 regionala bakgrundsstationer, 8 urbana bakgrundsstationer samt 13 mätstationer i gaturum. Uppmätta årsmedelvärden av PM2.5 ligger i gaturum generellt i intervallet 10-18 µg/m³ medan motsvarande värden för urban bakgrund och regional bakgrund är 9-12 µg/m³ respektive 6-12 µg/m³. Halterna av PM2.5 underskrider 20 µg/m³ för samtliga platser och år, vilket betyder att exponeringskoncentrationstaket redan i dagsläget är uppfyllt. Den relativa skillnaden mellan halter i gaturum och regional bakgrundsluft är betydligt mindre för PM2.5 än för PM10, vilket indikerar att merparten av de fina partiklarna i gaturum härstammar från långdistanskällor. Liksom för PM10 observeras också för PM2.5 ett maximum på våren, vilket tyder på att en del av partiklarna från vägsitage och uppvirvling är fina. Långdistanstransporten från kontinentaleuropa leder till en nord-sydlig gradient av PM2.5 i regionala bakgrundsluften. Däremot kan inte något entydigt latitudberoende observeras för gaturum. För att uppskatta möjliga reduceringar av årsmedelhalten av PM2.5 från år 2010 till år 2020 har modellsimuleringar utförts med den regionala spridningsmodellen MATCH. Tre olika europeiska emissionsscenarier för 2020 har studerats (CLECLIM, D23LOW och MFRDEEP). Beräkningsresultaten ger reduceringar som uppgår till 1.0-2.5 µg/m³ i södra Sverige och 0.1-0.5 µg/m³ i norra Sverige, för ett troligt emissionsscenario (D23LOW). Utsikterna att uppnå målet 10% minskning av PM2.5-halterna i södra Sverige bedöms därför som goda. Beräkningarna visar också att långdistanstransporten är det dominerande bidraget till PM2.5 i regional bakgrundsluft i Sverige. Slutligen konstateras att för regionala bakgrundshalter av PM2.5 är påverkan från vägtrafikens slitagepartiklar liten. Bibehållen dubbdäcksanvändning år 2020 beräknas ge en obetydlig ökning av fina slitagepartiklar i den regionala bakgrundsluften (maximalt ca 0.02 µg/m³) pga ökat trafikarbete, medan minskad användning av dubbdäck kan leda till en liten reducering av halterna till år 2020 (upp till ca 0.1 µg/m³ för scenariot utan dubbdäck). För halter i urban bakgrundsluft förväntas påverkan vara något större än den som beräknats här. För att beräkna det <i>lokala</i> bidraget till PM2.5 har uppskattningar av totala emissionsfaktorer för PM2.5 gjorts. Uppskattningarna baserades på tidigare studier med mätdata av hög kvalitet från gaturum i Sverige, Danmark och Tyskland samt modellberäkningar med hjälp av SIMAIRs emissionsmodell för slitagepartiklar. Utgående ifrån emissionsfaktorerna beräknades lokala haltbidrag i gaturummen med SIMAIR för 4 olika emissionsscenarier; (1) nuläge motsvarande år 2004, (2) år 2020 utan förändringar vad gäller dubbdäcksanvändning, (3) år 2020 andelar dubbdäck i hela landet är 30 % samt (4) år 2020 utan dubbdäck. Beräkningarna för dessa scenarier indikerar att under nuvarande förhållanden är det lokala haltbidraget av PM2.5 ca 6 µg/m³ i Stockholm/Hornsgatan, ca 4 µg/m³ i Umeå/Västra Esplanaden och ca 2.5-3 µg/m³ för Göteborg/Gårda och Malmö/Amiralsgatan. Teknikutveckling till år 2020 (scenario 2) minskar lokala haltbidrag med 1.3-2.3 µg/m³ och mindre dubbdäcksanvändning (scenario 3) reducerar halterna med ytterligare 1-3 µg/m3 i främst Stockholm och Umeå. Däremot blir de beräknade halterna bara marginellt lägre i scenariot helt utan dubbdäck jämfört med 30% dubbdäcksanvändning. Detta kan förklaras med att en gata, HC Andersens Boulevard i Köpenhamn, med hög emissionsfaktor för uppvirvlingen av vägdam, har använts som referensgata.			
Key words/sök-, nyckelord			
Luftkvalitet, fina partiklar, mätdata, modellberäkningar, MATCH, SIMAIR			
Supplementary notes/Tillägg		Number of pages/Antal sidor	Language/Språk
		35	Svenska
ISSN and title/ISSN och titel			
0283-7730 SMHI Meteorologi			
Report available from/Rapporten kan köpas från:			
SMHI			
S-601 76 NORRKÖPING			
Sweden			

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	1
2. Syfte.....	2
3. Mätningar av PM2.5 i Sverige	2
3.1 Metod.....	3
3.1.1 Mätplatser, mätperioder och datatillgänglighet	3
3.2 Resultat.....	5
3.2.1 Statistisk sammanställning	5
3.2.2 Variation mellan olika år	7
3.2.3 Variation under ett år	8
3.2.4 Andel PM2.5 av PM10	8
4. Beräkningar av regionala bakgrundshalter	11
4.1 Metod.....	11
4.1.1 MATCH-modellen	11
4.1.2 Meteorologi	11
4.1.3 Emissioner	11
4.2 Resultat.....	13
4.2.1 Utlandets påverkan på dagens (2004 års) halter av PM2.5	13
4.2.2 Långdistanstransportens förändring från 2010 till 2020 för olika emissionsscenarier	14
4.2.3 Betydelsen av slitagepartiklar i regional bakgrundsluft för olika emissionsscenarier för år 2020.....	16
5. Beräkningar av lokala haltbidrag i gaturum	17
5.1 Metod.....	17
5.1.1 Emissionsfaktorer av PM2.5 från vägtrafiken	17
5.1.2 Jämförelse med emissionsuppskattningar av PM2.5 med den svenska utsläppsrapporteringen	20
5.1.3 Mätdata och beräkningsförutsättningar	21
5.2 Resultat.....	23
6. Diskussion	24
6.1 Utgångsläget – mätningar av PM2.5 på 2000-talet.....	24
6.2 Simuleringar av det regionala bidraget år 2020 för olika emissionsscenarier	25
6.3 Beräkningar av det lokala bidraget i gaturum år 2020 för olika emissionsscenarier	26
7. Slutsatser	27
Tack.....	28
Referenser.....	28
Appendix A: Statistisk sammanställning av mätdata för PM2.5	30
Appendix B: Förhållande mellan halten av PM2.5 och PM10 för mätstationer i Sverige	32
Appendix C: Dubbdäcksstatistik.....	34
Appendix D: Lokala haltbidrag av PM2.5 för olika emissionsscenarier.....	35

1. Inledning

Höga halter av inandningsbara partiklar i utomhusluften får allvarliga konsekvenser för människors hälsa. En studie har uppskattat att antalet dödsfall per år i Sverige relaterade till höga partikelhalter är ca 5000 (Forsberg et al., 2005). För att skydda människor från exponering av höga halter av partiklar infördes i Sverige miljökvalitetsnormer (MKN) som började gälla från och med år 2005. Emellertid gäller dessa i nuläget enbart partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än 10 μm (PM10), vilket inte är tillräckligt ur hälsosynpunkt eftersom en rad studier tyder på att de hälsofarligaste partiklarna främst finns inom den fina partikelfraktionen (slutsatser från bland annat EU-projektet CAFE, Clean Air For Europe).

Detta är bakgrunden till att ett nytt EU-direktiv avseende luftkvalitet har tagits fram (Luftdirektivet, 2008). Enligt det nya luftdirektivet går det inte att sätta någon specifik nedre gräns där halterna av fina partiklar (PM2.5) inte skulle innebära någon risk för människors hälsa. Således räcker det inte enbart med ett tröskelvärde, utan en av nyheterna i det nya luftdirektivet är att det även införs ett exponeringsminskningsmål för PM2.5. Målet innebär att medelvärdet av halten av PM2.5, som uppmäts år 2010, ska minskas med en viss procentuell andel till år 2020, beroende på hur hög den uppmätta halten är. I Tabell 1 anges exponeringsminskningsmål för uppmätta halter av PM2.5. Exponeringsminskningsmålet ska enligt direktivet beräknas som ett medelvärde över 3 mätstationer i Sverige som ska representera en medel exponering för den svenska befolkningen. Notera att detta gäller för urban bakgrundsluft. Som skydd för människors hälsa införs även ett exponeringskoncentrationstak som kompletterar exponeringsminskningsmålet. Detta årsmedelvärde av PM2.5 (20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ska underskridas senast år 2015.

Tabell 1. Det europeiska exponeringsminskningsmålet (Luftdirektivet, 2008) innebär att beroende på vilken halt som uppmäts av PM2.5 i urban bakgrund år 2010 (i form av 3-årsmedelvärde för åren 2008, 2009 och 2010), ska halterna reduceras med en viss andel i procent till år 2020. Nedan visas vilket exponeringsminskningsmål som gäller för respektive uppmätt halt.

Uppmätt halt, c [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] av PM2.5 år 2010	Exponeringsminskningsmål i procent till år 2020
$c \leq 8.5$	0%
$8.5 < c \leq 13$	10%
$13 < c \leq 18$	15%
$18 < c \leq 22$	20%
$c > 22$	Alla lämpliga åtgärder för att klara målet 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Naturvårdsverket har fått ett regeringsuppdrag att ta fram ett förslag till ny förordning för miljökvalitetsnormer i utomhusluft som följd av det nya luftdirektivet. Denna studie är ett av underlagen till regeringsuppdraget. Eftersom mätningar av PM2.5-halter har skett i Sverige på ett flertal platser det senaste decenniet har vi i nuläget förhållandevis god kunskap om hur halterna förhåller sig (se, t.ex., Areskoug et al., 2001 och Sjöberg et al., 2008). De flesta mätningar har dock varit inriktade på storstadsregionerna och mer mätdata behövs, speciellt från medelstora städer. Studier om framtida PM2.5-halter till följd av olika emissionsscenarier har också varit sällsynta, och därför har modellberäkningar utförts i denna studie för såväl regionala som lokala haltbidrag.

I avsnitt 3 behandlas mätningar av PM2.5 i Sverige. Mätdata för olika år och platser analyseras. Analysen innefattar statistisk sammanställning av halterna, hur de fördelas geografiskt över landet, och hur stor andel av halten PM10 som är fina partiklar, för såväl regional och urban bakgrundsluft som för gaturum.

I avsnitt 4 behandlas de regionala halterna och långtransporten av PM2.5. Simuleringar över hur detta bidrag kommer att förändras till följd av olika emissionsscenarier till år 2020 presenteras.

I avsnitt 5 redovisas beräkningar av det lokala bidraget av PM2.5 för ett antal gaturum i Sverige, och där presenteras hur halterna kommer att förändras till år 2020 genom antagandet av olika emissionsscenarier som exempelvis innefattar dubbdäcksanvändning, teknikutveckling och trafikökning.

2. Syfte

Syftet med denna studie är att göra en uppskattning av vad det nya luftdirektivet för PM2.5 kommer att innebära för Sverige. Detta genom att:

- Undersöka hur höga halterna är i nuläget och därmed uppskatta hur stort kravet kommer att bli på reduktion av halterna
- Utredda hur halterna av PM2.5 fördelas geografiskt i landet
- Undersöka hur stor andel av halterna av PM2.5 som beror på långdistanstransport respektive lokala källor
- Studera hur mycket Sverige kommer att påverkas av en sänkning av regionala bakgrundshalter i övriga Europa samt utreda hur halterna kommer att förändras vid olika europeiska emissionsscenarier fram till år 2020.
- Undersöka hur olika emissionsscenarier, vad gäller dubbdäcksanvändning i Sverige, ger för konsekvenser för regionala bakgrundsluften samt de lokala haltbidragen av PM2.5 för år 2020.

3. Mätningar av PM2.5 i Sverige

Eftersom MKN för partiklar tidigare enbart har varit definierad för PM10 är de flesta mätningar inriktade på denna partikelfraktion. Emellertid har mätningar av PM2.5 utförts i Sverige vid ett antal mätstationer i olika miljöer och för olika år, såväl bakgrundsstationer som gaturum och fler mätningar har nyligen påbörjats. Således har vi förhållandevis god kunskap om hur halterna av fina partiklar förhåller sig i nuläget.

Detta avsnitt syftar till att ge en sammanfattande beskrivning av halterna av PM2.5 i Sverige för olika typer av mätstationer (bakgrundsstationer och gaturum), hur de varierar med åren, hur halterna fördelas geografiskt i landet samt hur PM2.5 förhåller sig till PM10 i bakgrundsstationer (regionala och urbana) respektive gaturum.

3.1 Metod

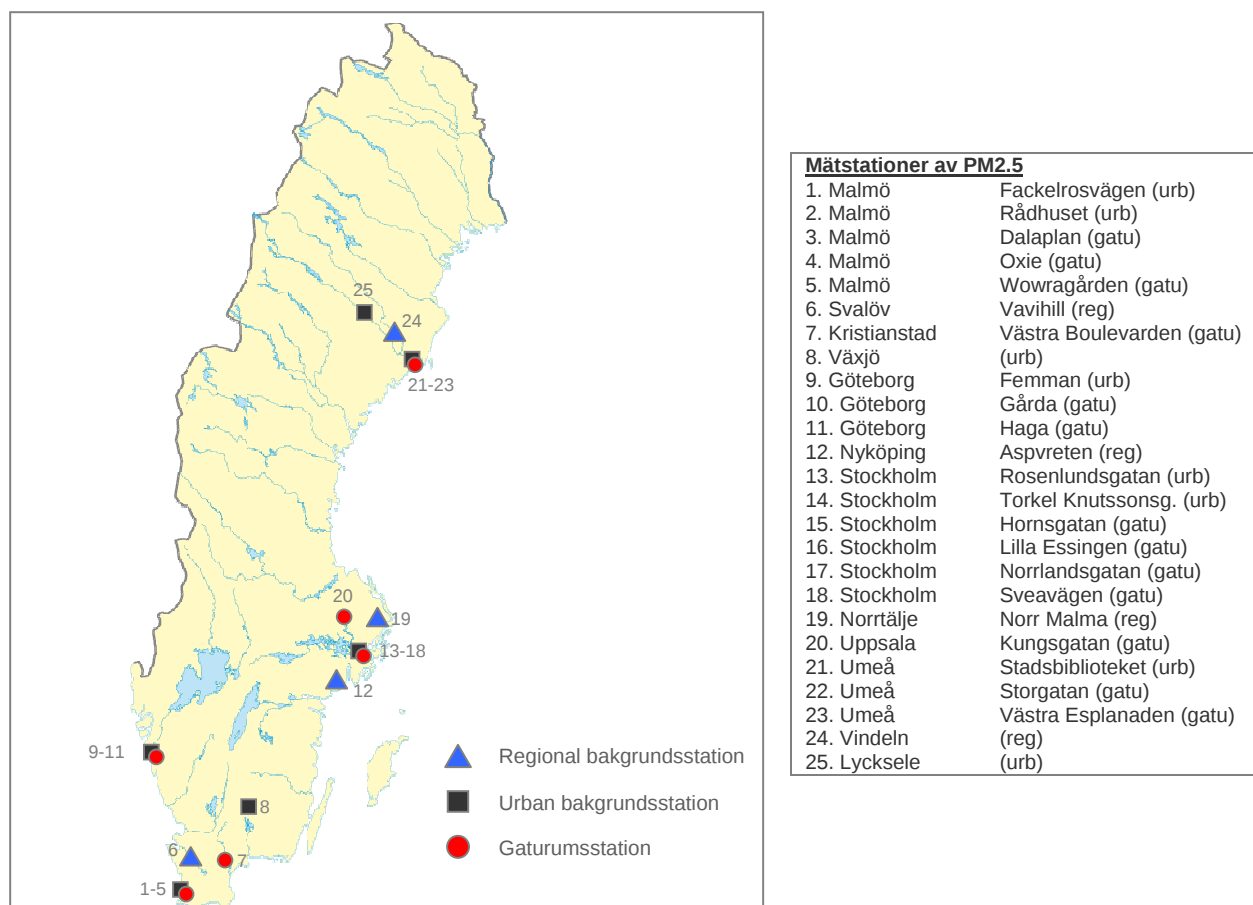
3.1.1 Mätplatser, mätperioder och datatillgänglighet

I Tabell 2 visas information om mätserierna som ingår i denna studie. Mätdata är från databasen som upprättas av Datavärden för luft (IVL, 2008), Areskoug et al. (2001), Sjöberg et al. (2008) samt årsrapport från Miljöförvaltningen i Göteborg (2008). Denna studie utgår från att publicerade data är kvalitetskontrollerade och korregerade. Både regionala och urbana bakgrundsstationer i olika delar av landet har inkluderats, likaså gaturumsmätningar. Den geografiska fördelningen av mätstationer framgår av Figur 1. Stationer från både södra och norra Sverige ingår i studien, dock är den geografiska spridningen förhållandevis låg samt att många mätningar är gjorda i storstadsområdena. Dessutom görs PM_{2.5}-mätningar i gaturum i ett flertal andra kommuner för tillfället, exempelvis Karlstad och Landskrona, men där har mätningarna startat så pass nyligen (under år 2007) att inga resultat för tillfället kan presenteras. Mätserierna i Tabell 2 är från år 1998 till 2007, varav vissa stationer har mätt halter under flera år, vilket innebär att årlig variabilitet kan studeras (även om perioderna är för korta för att trender ska kunna skönjas). För mer detaljerad beskrivning av mätplatserna, se exempelvis SLB-analys (2008), Omstedt och Gidhagen (2007), Sjöberg et al. (2008) och Miljöförvaltningen i Göteborg (2008).

Tabell 2. Mätstationer som har inkluderats i denna undersökning. *reg = regional bakgrund, urb = urban bakgrund, gatu = gaturumsmätning och ÅDT = antalet fordon per årsmedeldygn. Mätdata från Datavärden för luft (IVL, 2008) [A], Areskoug et al (2001) [B], Sjöberg et al. (2008) [C] och Miljöförvaltningen i Göteborg (2008) [D].*

Station	Kommun	Typ av station	Mätperiod	Kommentar	Ref.
Vavihill	Svalöv	reg	2000-2005	*	[A]
Aspvreten	Nyköping	reg	1998-2007	*	[A]
Norr Malma	Norrtälje	reg	2006-2007		[A]
Vindeln	Vindeln	reg	2002-2003	*	[A]
Fackelrosvägen	Malmö	urb	2000		[A]
Rådhuset	Malmö	urb	2000-2002, 2004-2007	Ej 2003 pga få data	[A]
Växjö	Växjö	urb	sep 1999 – aug 2000		[B]
Femman	Göteborg	urb	1999/2000, 2006, 2007		[A], [B], [D]
Rosenlundsgatan	Stockholm	urb	2000-2005		[A]
Torkel Knutssonsg.	Stockholm	urb	2006-2007		[A]
Stadsbiblioteket	Umeå	urb	2000, 2006		[A], [C]
Lycksele	Lycksele	urb	sep 1999 – aug 2000		[B]
Dalaplan	Malmö	gatu	2006-2007		[A]
Oxie	Malmö	gatu	2002		[A]
Wowragården	Malmö	gatu	2001 (vinterhalvår)	Öppen väg	[A]
V. Boulevarden	Kristianstad	gatu	2006		[A]
Gårda	Göteborg	gatu	1999/2000, 2006, 2007	64 m brett, 88000 ÅDT	[B], [C], [D]
Haga	Göteborg	gatu	2007		[D]
Hornsgatan	Stockholm	gatu	2000-2007	24 m bred, 35000 ÅDT	[A]
Lilla Essingen	Stockholm	gatu	2006-2007	Öppen väg	[A]
Norrländsgatan	Stockholm	gatu	2004-2007	15 m bred, 10000 ÅDT	[A]
Sveavägen	Stockholm	gatu	2004-2007	33 m bred, 30000 ÅDT	[A]
Kungsgatan	Uppsala	gatu	2006	20 m bred, 20000 ÅDT	[A]
Storgatan	Umeå	gatu	2000		[A]
V. Esplanen	Umeå	gatu	1999/2000, 2006	22 m bred, 25000 ÅDT	[B], [C]

*För vissa regionala stationerna var instrumentens detektionsgräns 3.0 µg/m³. De timmedelvärden som underskrider denna gräns sätts i denna studie till 0.75 µg/m³ vid beräkning av dygns- och årsmedelvärden.



Figur 1. Geografisk fördelning över mätstationer som studien innefattar.

Datatillgängligheten för samtliga stationer och år återges i Tabell 3 och 4. För vissa år och platser kan det finnas långa perioder då mätdata saknas, eller att datafångsten är låg, och det bör betonas att detta påverkar beräkningen av årsmedelvärde och extremvärde av PM2.5. I analysen har därför medtagits enbart mätserier där tidssträckningen är minst 50% av ett år.

Tabell 3. Tidssträckningen, i detta fall antalet timmar med mätdata i förhållande till antalet timmar för hela tidsperioden (året/vinterhalvåret) för stationer från Datavärden för Luft (IVL, 2008) från Tabell 2 (databortfall och längre tidsperioder utan mätdata sänker således värdet).

Station	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Vavihill, Svalöv	-	-	71%	57%	67%	55%	57%	81%	30%*	-
Aspvreten, Nyköping	81%	73%	92%	79%	76%	86%	84%	90%	52%	97%
Norr Malma, Norrtälje	-	-	-	-	-	-	-	-	93%	96%
Vindeln	-	-	-	-	55%	81%	-	-	-	-
Fackelrosvägen, Malmö	-	-	88%	-	-	-	-	-	-	-
Rådhuset, Malmö	-	-	83%	82%	98%	41%*	73%	100%	98%	99%
Femman, Göteborg	-	-	-	-	-	-	-	-	86%	-
Rosenlundsgatan, Sthlm	-	-	95%	97%	99%	100%	94%	71%	-	-
Torkel Knutssonsg., Sthlm	-	-	-	-	-	-	-	-	89%	88%
Stadsbiblioteket, Umeå	-	-	96%	-	-	-	-	-	-	-
Dalaplan, Malmö	-	-	-	-	-	-	-	-	68%	100%
Oxie, Malmö	-	-	-	-	96%	-	-	-	-	-
Wowragården, Malmö	-	-	-	95%	-	-	-	-	-	-
V. Boulevarden, Kristianstad	-	-	-	-	-	-	-	-	98%	-
Hornsgatan, Stockholm	-	-	99%	92%	94%	92%	96%	97%	77%	96%

Fortsättning på Tabell 3

Lilla Essingen, Stockholm	-	-	-	-	-	-	-	-	86%	92%
Norrlandsgatan, Stockholm	-	-	-	-	-	-	83%	83%	91%	48%*
Sveavägen, Stockholm	-	-	-	-	-	-	98%	95%	99%	91%
Kungsgatan, Uppsala	-	-	-	-	-	-	-	-	85%	-
Storgatan, Umeå	-	-	57%	-	-	-	-	-	-	-

*Mätserier, vars tidssträckning är mindre än 50% av ett år, inkluderas ej i nedanstående figurer.

Tabell 4. Tidssträckningen, i detta fall antalet dygn med mätningar för PM2.5 respektive PM10 för mätserier i Tabell 2 som är från Areskoug et al. (2001) och Sjöberg et al. (2008). Notera att årsmedelvärden från Areskoug et al. (2001) baseras på medelvärde för perioden 1 sep 1999 till 30 aug 2000.

Station	PM2.5 1999/2000	PM10 1999/2000	PM2.5 2006	PM10 2006
Växjö	289	283	-	-
Umeå, bibliotek	297	296	-	-
Lycksele	287	277	-	-
Gårda	254	253	308	308
Västra Esplanaden	240	239	315	315

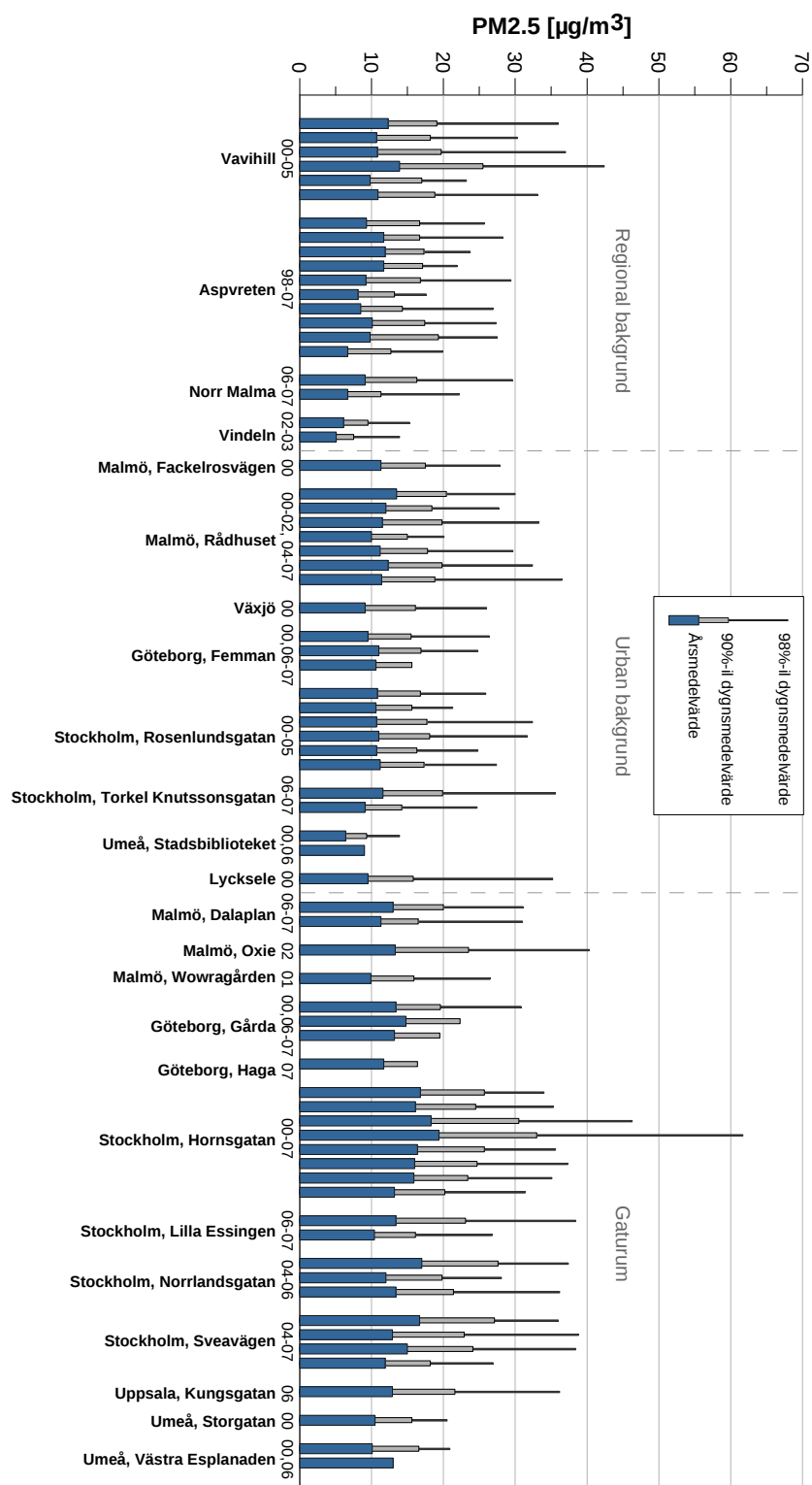
För mätstationer i Göteborg år 2007 var tidssträckningen generellt hög (se Miljöförvaltningen i Göteborg, 2008).

3.2 Resultat

3.2.1 Statistisk sammanställning

För att jämföra data från de olika serierna i Tabell 2 kan det vara lämpligt att, i likhet med PM10, använda sig av statistiska haltmått i form av årsmedelvärde, 90- och 98-percentils dygnsmedelvärde av PM2.5. Detta sammanställs för samtliga mätplatser och år i Figur 2 (i Appendix A finns årsmedel- och percentilvärdena tabellerade). Observera att tidssträckningen (Tabell 3 och 4) i hög grad påverkar dessa statistiska haltmått. Notera också att för mätserier från Areskoug et al. (2001) är medelvärde uträknat för perioden 1 sep 1999 till 30 aug 2000 och representerar alltså inte ett kalenderår. Mätdata från Kristianstad har valts att inte inkluderas i figurerna, eftersom dessa skiljer sig avsevärt från övriga mätstationer och uppvisar mycket höga halter. Orsaken till de höga halterna i Kristianstad är inte klarlagd. Således är inte stationen representativ för området i stort och kan betraktas som ett specialfall. Emellertid finns mätdata från Kristianstad att tillgå i Appendix A och B.

Enligt Figur 2 underskrider årsmedelvärdet av PM2.5 $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med god marginal, vilket pekar på att det nya luftdirektivets takmål inte överskridas i Sverige under nuvarande förhållanden. Årsmedelhalterna av PM2.5 är i regional bakgrundsluft (Vavihill, Aspvreten, Norr Malma och Vindeln) högre i södra Sverige än i norra (ca 12 mot $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$), men för gaturum finns inte ett entydigt latitudberoende. Generellt är årsmedelhalten av PM2.5 för regionala mätstationer 6-12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, urbana stationer 9-12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och gaturumsstationer 10-18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. För PM2.5 är skillnaden mellan halter i gaturum och halter i regional bakgrundsluft inte lika stor som för PM10, där halterna av grova partiklar (PM10-PM2.5) under senvinter/vår kan bli mycket höga pga uppvirvling av vägdamm och slitage av vägbana och fordon (Areskoug et al, 2001).

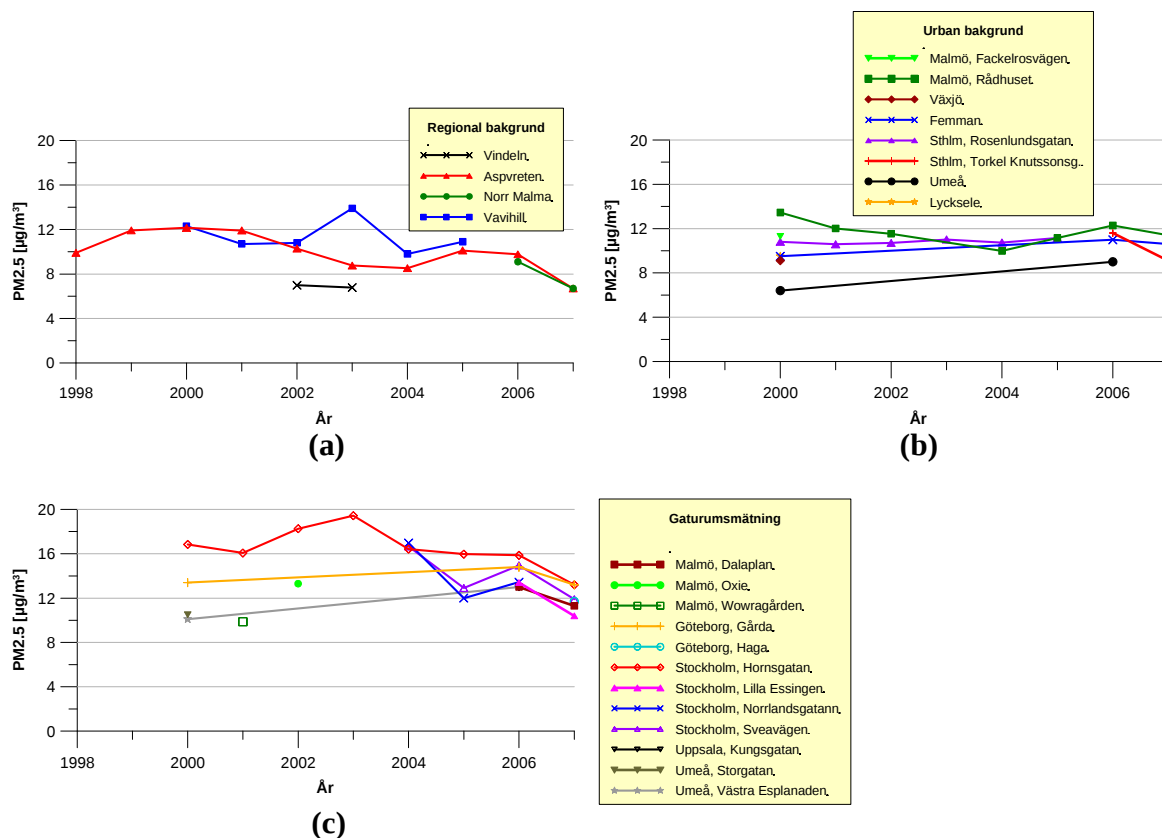


Figur 2. Årsmedelvärde, 90- respektive 98-percentils dygnsmedelvärde av PM2.5 för olika år för stationerna i Tabell 2. Extremvärdet är ej tillgängligt för alla stationer och för vissa stationer baseras årsmedelvärdet ej på ett kalenderår.

3.2.2 Variation mellan olika år

I Figur 3 visas årsmedelvärde av PM_{2.5} för samtliga tillgängliga år och platser för regional bakgrund (a), urban bakgrund (b) samt halter i gaturum (c). Viss variabilitet kan observeras, men för några mätstationer, exempelvis den urbana mätstationen på Rosenlundsgatan i Stockholm, är årsmedelvärdet av PM_{2.5} tämligen konstant och varierar enbart 0.6 µg/m³ under perioden 2000-2005. Variabiliteten som kan observeras för den regionala bakgrundsstationen Vavihill i Skåne kan delvis förklaras med låg datatillgänglighet.

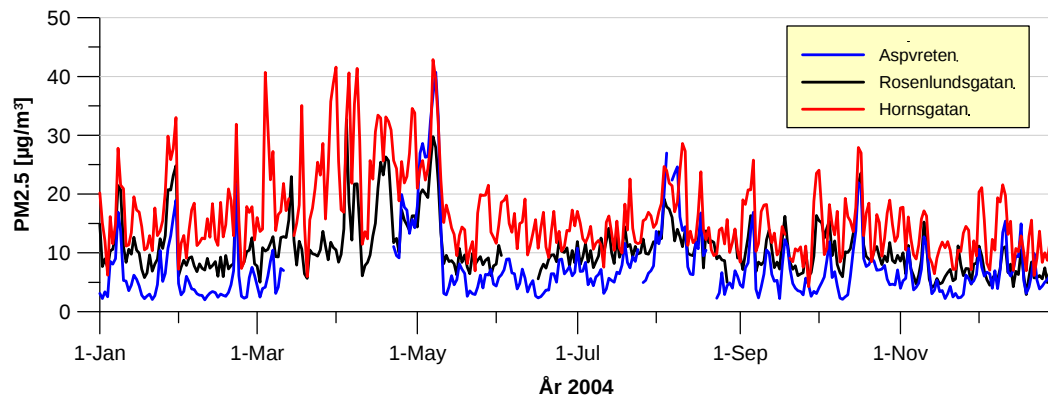
Vad gäller den urbana bakgrundshalten tycks halten för dessa stationer enbart vara 1-2 µg/m³ högre än halten i den regionala bakgrundsluften, således är långdistanstransporten den mest betydelsefulla källan till PM_{2.5}. Gaturummen uppvisar generellt något högre halter och där är alltså de lokala bidragen inte obetydliga i jämförelse med långtransporten. Skillnaden mellan gaturum och urban bakgrund är dock inte lika stor som för PM₁₀. Att mätningarna vid Wowragården i Malmö ger lägre halter beror på att de är gjorda vid Yttre Ringvägen (E6/E20/E22), vilket är en väg av öppen karaktär.



Figur 3. Årsmedelvärde av PM_{2.5} för samtliga undersökta mätstationer och år.
(a) Regionala bakgrundsstationer, (b) urbana bakgrundsstationer och (c) gaturumsstationer.

3.2.3 Variation under ett år

Variationen av PM_{2.5} under ett enskilt år har även studerats. I Figur 4 görs en jämförelse mellan halten av PM_{2.5} för år 2004 i olika miljöer i Stockholmsområdet, nämligen Hornsgatan (gaturum), Rosenlundsgatan (urban bakgrund) samt Aspvreten (regional bakgrund).

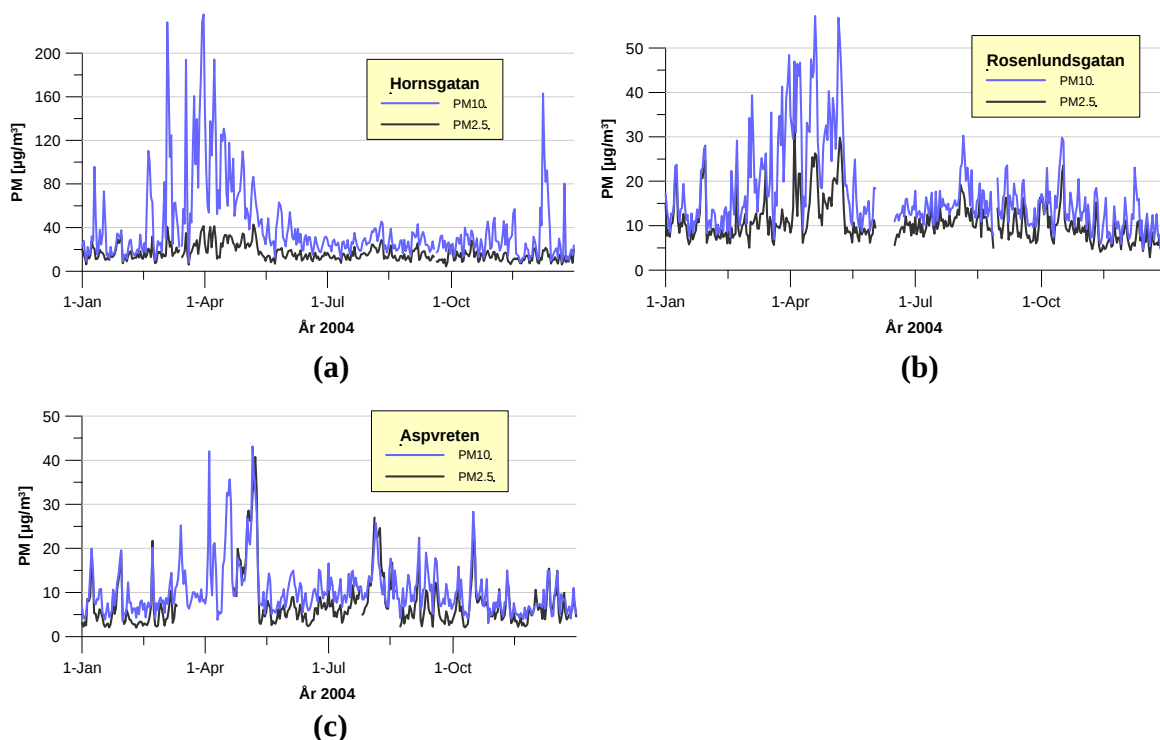


Figur 4. Jämförelse mellan dygnsmedelvärden av PM_{2.5} vid Aspvreten (blå), Rosenlundsgatan (svart) och Hornsgatan (röd) för år 2004. Notera att mätdata för Aspvreten saknas mellan 12 mars och 21 april. I övrigt är datatillgängligheten relativt god.

Differensen mellan halter av PM_{2.5} för gaturum och urbanstation för Hornsgatan och Rosenlundsgatan i Stockholm verkar vara större än mätningar som har utförts vid E6 i Gårda och Femman i Göteborg (Sjöberg et al., 2008), men man bör ha i åtanke att vägen vid Gårda är av ganska öppen karaktär. Episodvis är halterna i regionala bakgrundsluften höga (se Figur 4) vilket ger effekt även på gatunivå (exempelvis i början av maj). För år 2004 är halter i den urbana bakgrunden som mäts vid Rosenlundsgatan generellt något högre än de som mäts vid den regionala bakgrundsstationen Aspvreten, men värt att notera är att år 2004 var ett av de år då skillnaden i årsmedelvärde mellan dessa stationer var som störst (se Figur 2 och 3).

3.2.4 Andel PM_{2.5} av PM₁₀

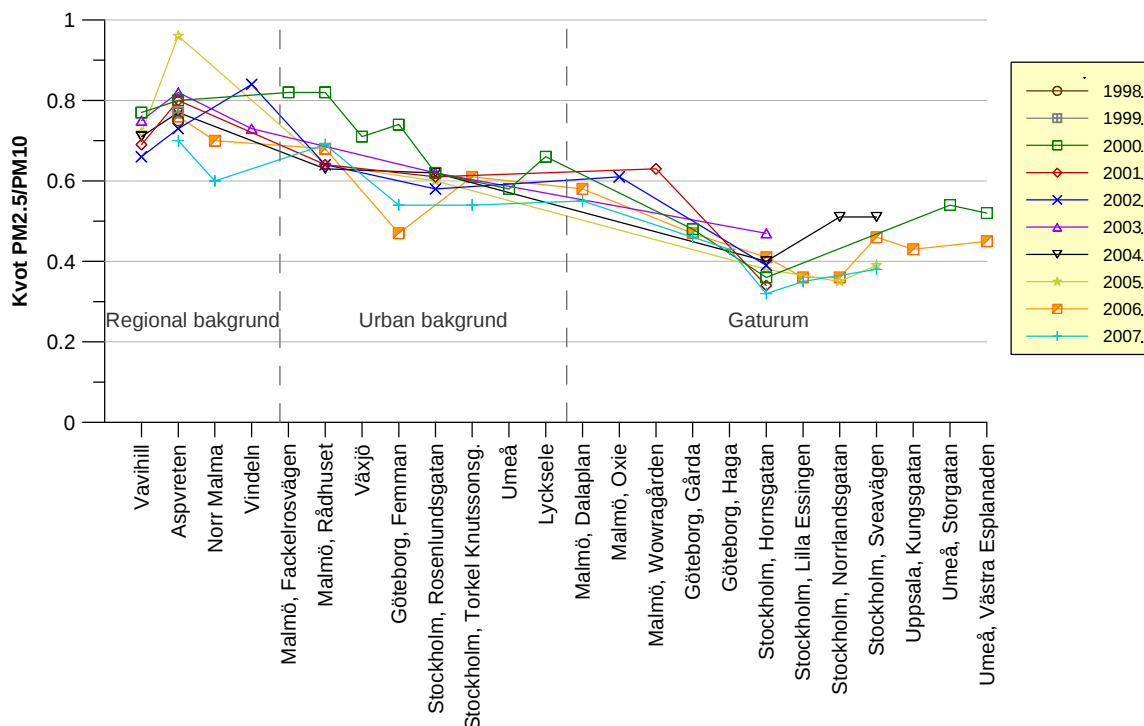
Slutligen kan det vara intressant att, utifrån mätdata, studera hur stor andel av partikelfractionen PM₁₀ som är PM_{2.5}. Figur 5 visar en jämförelse av halten av PM_{2.5} och PM₁₀ vid Hornsgatan (a), Rosenlundsgatan (b) och Aspvreten (c) för år 2004. Observera att olika skalor används på y-axlarna. Samvariationen mellan PM_{2.5} och PM₁₀ är hög. Differensen mellan PM₁₀ och PM_{2.5} är störst vid Hornsgatan, särskilt under våren. De flesta partiklar som virvlar upp från vägbanan eller uppkommer genom slitage (pga dubbdäck mm) är således grova, dvs mellan 2.5 och 10 µm i diameter. Emellertid observeras ett tydligt maximum på våren även för PM_{2.5}, så en viss del av dessa vägdamm- och slitagepartiklar är fina. För regional bakgrundsluft är differensen mellan PM₁₀ och PM_{2.5} mindre, vilket är rimligt då merparten av de långtransporterade partiklarna borde vara fina. Även i regional bakgrund kan man observera högre halter på våren.



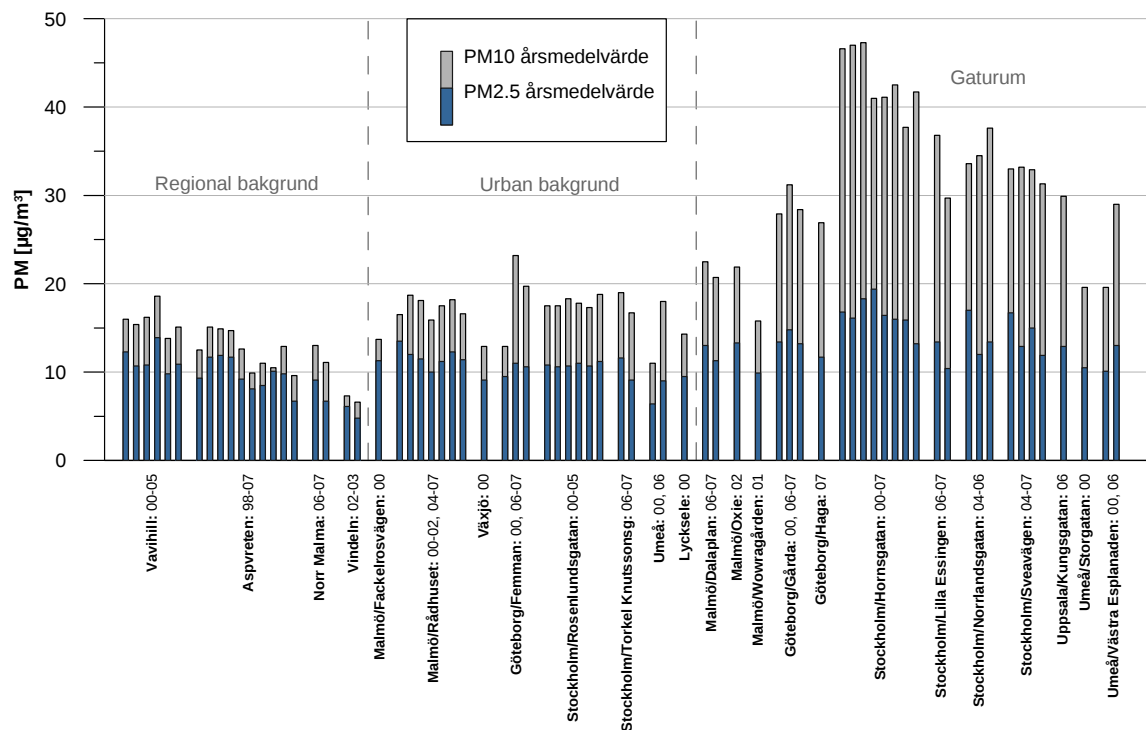
Figur 5. Jämförelse mellan dygnsmedelvärden av PM10 och PM2.5 för: (a) Hornsgatan, (b) Rosenlundsgatan och (c) Aspvreten. Notera att skalan på y-axeln för Hornsgatan skiljer sig från övriga delfigurer.

Förhållandet mellan PM2.5 och PM10 visas i Figur 6 och 7 (i Appendix B finns numeriska värden för kvoten av PM2.5 och PM10 för årsmedelhalt tabellerade för samtliga platser och år). Generellt verkar kvoten vara tämligen konstant mellan olika år om man studerar samma plats. Avvikelser förekommer dock, men kan delvis förklaras med att låg tidssträckning för mätningarna vissa år kan leda till avvikande årsmedelvärden.

Utifrån Figur 6 och 7 konstateras att andelen fina partiklar i regional bakgrundsluft är genomgående högre än i gaturum. För regional bakgrund är kvoten PM2.5/PM10 ca 0.7-0.8, urban bakgrund 0.5-0.8 och motsvarande kvot för gaturum är ca 0.3-0.6. Regional bakgrundsluft består således till övervägande del av fina partiklar, medan dammuppvirvling och slitage i gaturummen höjer andelen grova partiklar markant och därmed sänker kvoten PM2.5/PM10.



Figur 6. Kvoten PM2.5/PM10 (årsmedelvärde) för olika år för samtliga inkluderade mätstationer. Mätstationer som mäter regional bakgrund finns till vänster i diagrammet, urbana bakgrundsstationer i mitten och mätstationer i gaturum till höger. Stationerna i respektive klass är sorterade från söder till norr.



Figur 7. Årsmedelvärde av PM2.5 i förhållande till årsmedelvärdet av PM10 för olika år för samtliga inkluderade mätstationer.

4. Beräkningar av regionala bakgrundshalter

4.1 Metod

4.1.1 MATCH-modellen

För att beräkna regionala bakgrundshalter av antropogent PM_{2.5} över Europa och Sverige används spridningsmodellen MATCH (Multi-scale Atmospheric Transport and Chemistry model). MATCH är utvecklad på SMHI och har använts i en rad tillämpningar från urban till kontinental skala. MATCH har använts för att studera fotokemiska oxidanter (ozon), försurande och övergödande nedfall (svavel- och kväveföreningar) samt olika typer av partiklar. En aktuell och detaljerad beskrivning av MATCH systemet finns i Andersson et al. (2007). Konfiguration och modelluppsättning i innevarande studie följer i stort Andersson et al. (2007).

MATCH beaktar utsläpp av primära partiklar och spårämnen i gasfas som, beroende på meteorologiska och andra faktorer, kan omvandlas till sekundärt genererade partiklar (SIA; ”*Secondary Inorganic Aerosols*”). Allt SIA i modellen betraktas som fina partiklar (PM_{2.5}). De primärt emitterade partiklarna sorteras in i olika storleksklasser. Partiklarna transporteras med medelvind och turbulens, tvättas ut med nederbörd eller deponeras direkt till marken via så kallad torrdeposition.

4.1.2 Meteorologi

Meteorologisk drivdata för spridningsmodellen har tagits från SMHI:s väderprognosmodell HIRLAM (High Resolution Limited Area Model), som ger en fullständig och konsistent beskrivning av den tredimensionella väderutvecklingen i Europa. Spridningsberäkningar har gjorts dels för hela Europa på HIRLAM-modellens ursprungliga upplösning (ca 44 km × 44 km), och dels för ett område fokuserat över Sverige med ca 11 km × 11 km upplösning. I det senare fallet har meteorologin interpolerats till den finare upplösningen för att få en mer detaljerad beskrivning av halterna i Sverige.

Samtliga, här presenterade, modellberäkningar av regionala bakgrundshalter gjordes med meteorologiska data för ett helt år. Vi har valt 1999, som är ett representativt meteorologiskt år och som använts i tidigare luftmiljöstudier. Den meteorologiska variabiliteten mellan olika år har alltså inte studerats i detta projekt. Trender i meteorologiska drivdata pga eventuella klimatförändringar har heller inte beaktats. I Skandinavien var variabiliteten för årsmedelhalten av PM_{2.5} pga variationer i meteorologin ca 10% under åren 1958 till 2001 (Andersson et al., 2007). Osäkerheten och år till år variabiliteten i emissionsdata torde vara av samma storleksordning.

4.1.3 Emissioner

För att få en uppfattning om mängden partiklar från antropogena utsläpp redovisas inledningsvis modellresultat för ”nuläges”-fördelningen av marknära PM_{2.5}. I detta experiment används europeiska emissionsdata från EMEP (gällande år 2004). För de svenska emissionerna har även en viss förfining gjorts baserat på information från den svenska utsläppsrapporteringen (SMED). Emissionsdata innehåller huvudsakligen utsläpp från industri, transport och andra antropogena källor, dvs källor som går att påverka.

För att på ett konsistent sätt studera den förväntade förändringen av PM2.5 halterna över Europa mellan 2010 och 2020 har emissionsscenarioer från IIASA använts¹. Följande emissionsscenarioer har använts i denna studie:

- CLECLIM: Som basfall för 2020 används det så kallade *Current Legislation* (CLE), med antagandet att en klimat-policy läggs till efter 2010 (CLIM; antaget ett pris på 20 €/ton CO₂). Mer information om detta scenario ges i Amann et al. (2004).
- D23LOW: CAFE-programmet har, med hjälp av beräkningar med RAINS-modellen, tagit fram ett antal optimerade emissionsscenarioer för att till lägsta möjliga kostnad nå olika europeiska miljömål. Dessa scenarioer (D23LOW/MEDIUM/HIGH) utgår från större sänkningar av utsläppen än CLECLIM inom EU25-länderna². LOW står för Low ambition level, dvs D23LOW innebär mindre utsläppsminskningar än D23HIGH. D23-scenarierna beskrivs i Amann et al. (2005). D23LOW är en nivå på utsläppsreduktioner som antas vara ekonomiskt och politiskt rimligt att EU uppnår genom tekniska åtgärder till år 2020³.
- MFRDEEP: Det renast tänkbara scenariot som kan uppnås med enbart *tekniska* åtgärder benämns *Maximum Technically Feasible Reduction* (MFR); här har också antagits en strängare klimat-policy (DEEP; antaget pris på 90 €/ton CO₂). Detta scenario beskrivs i Amann et al. (2004).

För situationen 2010 har vi använt CLE scenariot utan någon koldioxidavgift.

Eftersom utvecklingen av den internationella sjöfartens utsläpp är tämligen svårförutsägbar har samma emissioner antagits för 2010 som för två av 2020-scenarierna (CLECLIM och D23LOW). För scenariot MFRDEEP har minskningar av NO_x- och SO_x-utsläpp från sjöfarten inkluderats på ett förenklat sätt (ca 49% reduktion av NO_x- och 60% av SO_x-utsläppen jämfört med CLE- och D23-scenarierna).

För beräkning av betydelsen av vägslitage från svenska vägar med avseende på PM2.5 i regional bakgrundsluft används tre olika hypotetiska emissionsscenarioer; (1) andel dubbdäck är oförändrad mellan 2004 och 2020, (2) andel dubbdäck är 30% i hela Sverige år 2020 och (3) inga dubbdäck används i Sverige år 2020 (samma scenarioer som i beräkningarna av förändringar av lokal partikelhalter, avsnitt 5). Vägslitagescenarierna för 2020 innehåller även en ökning av trafikarbetet i Sverige. För de regionala beräkningarna har vi antagit en ökning av trafikarbetet med 16% (samma ökning överallt i Sverige), vilket är något högre än tidigare uppskattningar från Vägverket för samma period +13.3% (SMHI, 2007). Notera att i beräkningarna av vägslitagepartiklar används år 2004 som referensår, medan exponeringsminskningsmålet har 2010 som referensår.

¹ Samma emissionsscenarioer användes nyligen i en studie som berörde framtida ozon i Sverige (Bergström, 2007)

² För Sveriges del är det förstås av intresse att även Norge reducerar sina utsläpp i en liknande takt som EU25-länderna. Någon separat studie av påverkan från de norska utsläppen på de svenska PM2.5 halterna har inte gjorts i detta projekt.

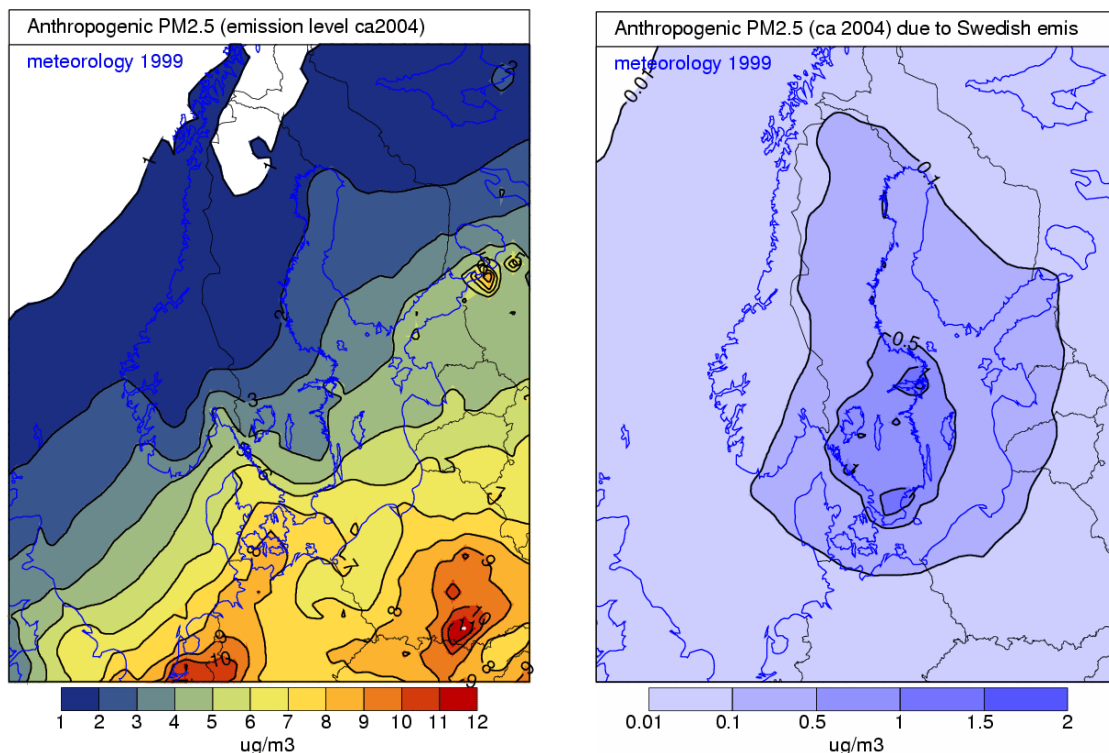
³ IIASA beräknar merkostnaden (jämfört med CLE-scenariot) för att införa utsläppsbegränsningarna i D23LOW till ca 6 miljarder €/år.

4.2 Resultat

4.2.1 Utlandets påverkan på dagens (2004 års) halter av PM2.5

Modellberäkning av nuläget vad gäller halter av antropogent PM2.5, med 2004 års emissioner, redovisas i Figur 8. Figurerna visar årsmedelhalten på 3m höjd över marken, dels för ett referensfall där hela Europas emissioner har tagits med och dels ett experiment där enbart Sveriges emissioner har beaktats. Av figurerna framgår tydligt att antropogent PM2.5 i den regionala bakgrundsluften i Sverige till övervägande del beror på källor utanför Sverige. Det svenska bidraget till antropogent PM2.5 i regional bakgrundsluft i Sverige är mindre än $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, förutom i anslutning till storstadsregionerna i södra och mellersta Sverige.

Det modellerade årsmedelvärdet av PM2.5 i referenssimuleringen varierar från $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i sydligaste Sverige till $1\text{--}2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i norra Sverige. Dessa värden är, som väntat, lägre än vad observationerna visar. Skillnaderna kan till stor del förklaras med att naturliga källor för PM2.5 inte ingår i beräkningarna, bland annat exkluderas havssalt, sekundärt bildade organiska partiklar, uppvirvlat stoft och bidrag från skogs- och gräsbränder. Hur avsaknaden av dessa källor påverkar beräkningsresultatet diskuteras mer utförligt i avsnitt 6.2; generellt antas dessa källors bidrag till årsmedelvärden av PM2.5 vara flera $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De förhållandevis låga modellerade halterna i norra Sverige indikerar också att modellen möjligen underskattar långtransporten av PM2.5 något. Detta kan ha sitt ursprung i felaktig (för snabb) deponering av vissa partikelfraktioner.



Figur 8. Beräknat årsmedelvärde av PM2.5 i regional bakgrundsluft, för emissionskällor i hela Europa inklusive Sverige (till vänster) och enbart emissionskällor i Sverige (till höger). Emissioner från år 2004 har använts tillsammans med meteorologi från år 1999. Notera att havssalt, sekundärt bildade organiska partiklar, uppvirvlat stoft och bidrag från skogs- och gräsbränder ej har inkluderats i beräkningarna. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2.2 Långdistanstransportens förändring från 2010 till 2020 för olika emissionsscenarier

Nedan beskrivs simuleringar där effekten av ändringen i de antropogena emissionerna i Europa mellan 2010 och 2020 beräknas. Att jämföra modellresultaten för 2020 med antagna emissioner för 2010 möjliggör direkt jämförelse med det nya luftdirektivets tidsperioder. Det har också den fördelen att emissionerna är framtagna på samma sätt och därmed är konsistenta. Om man istället jämför resultaten för 2020 med resultat framtagna med dagens (2004 års) emissioner kompliceras differenserna av olika uppdelningar av emissionerna i Europa.

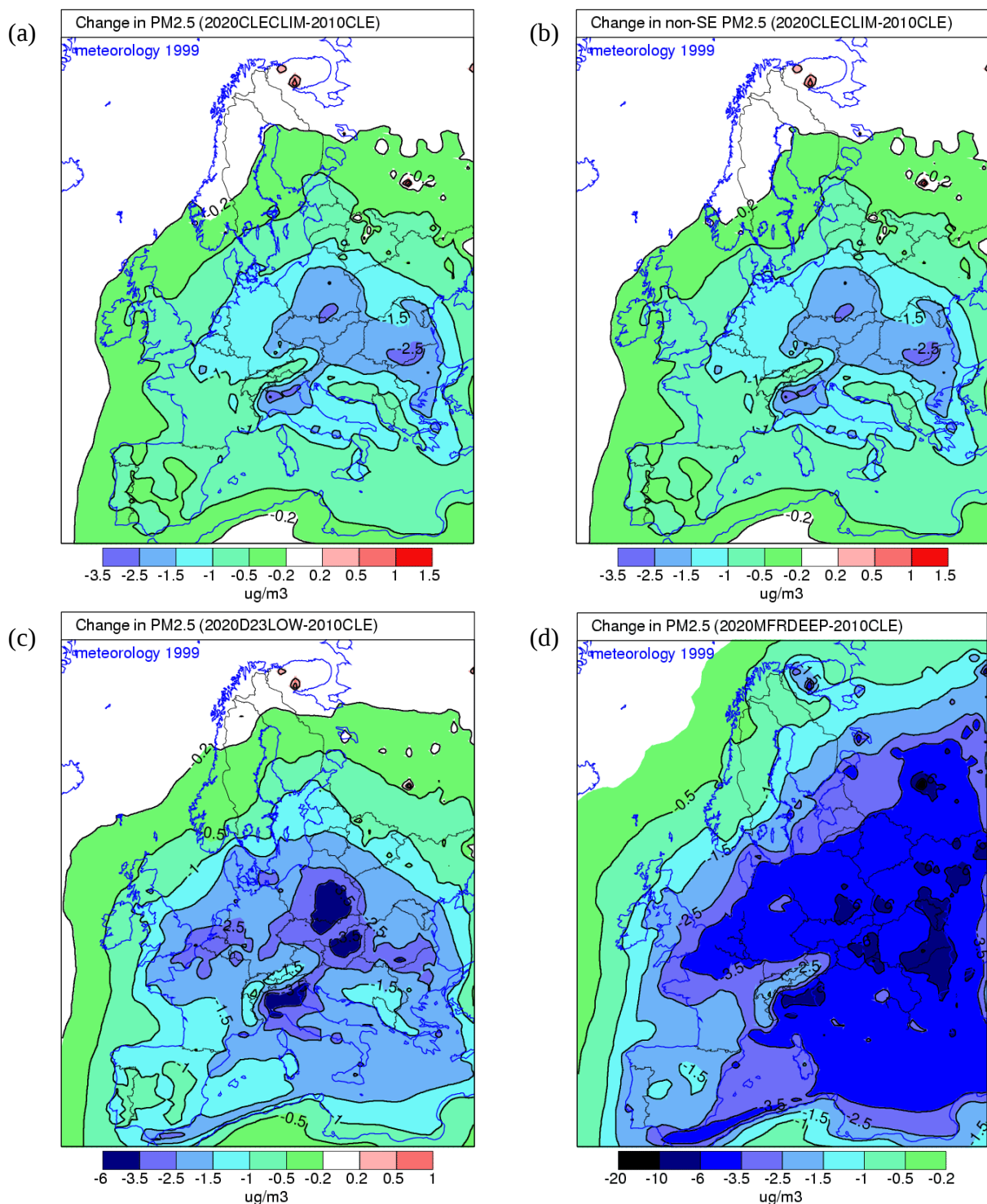
Figur 9 visar skillnaden mellan årsmedelhalter av PM_{2.5} för år 2020 och 2010. Figuren visar, för scenario CLECLIM, förändringen då simulering har gjorts med källor i hela Europa (a) och dels motsvarande simulering men källor i Sverige exkluderade (b). Återigen demonstreras den begränsade effekten av primära och sekundära partiklar med ursprung i Sverige.

I Figur 9c och 9d visas skillnaden i halten av PM_{2.5} mellan år 2020 och 2010 för emissionsscenario D23LOW respektive MFRDEEP. Enligt beräkningarna kommer årsmedelvärde av PM_{2.5} enligt D23LOW att minska med 1.0-2.5 µg/m³ i södra Sverige och 0.1-0.5 µg/m³ i norra.

Enligt sammanställningen av mätdata i avsnitt 3 ligger årsmedelhalten av PM_{2.5} för de flesta urbana bakgrundstationerna i Sverige mellan 8.5 och 12 µg/m³, vilket innebär att halterna behöver minska med 10% för att exponeringsminskningsmålet ska nås. Om man utgår från dagens halter innebär detta en minskning med drygt 1 µg/m³ i södra Sverige och 0.85-1.0 µg/m³ i norra Sverige mellan år 2010 och 2020. De verkliga halterna år 2010 kommer dessutom att vara lägre än dagens halter vid de flesta stationerna vilket medför ett något lägre absolut krav på minskningen. Tabell 5 sammanfattar minskningen mellan 2010 och 2020 vid de svenska EMEP stationerna under de olika emissionsscenarierna. Enligt våra beräkningar verkar det troligt att exponeringsminskningsmålet kan komma att nås på de flesta håll i Sverige utom möjligen i norra Sverige, där långdistanstransportens bidrag är mindre.

Tabell 5. Beräknad ändring av årsmedelhalten av PM_{2.5} vid de svenska regionala bakgrundstationerna mellan 2010 och 2020 för olika emissionsscenarier i Europa för 2020. Enhet: µg/m³.

Station	CLECLIM	D23LOW	MFRDEEP
Vavihill	-1.0	-2.0	-3.7
Rörvik	-0.8	-1.7	-3.3
Aspvreten	-0.5	-0.9	-2.0
Vindeln	-0.2	-0.3	-0.8



Figur 9. Förändring av årsmedelhalten av PM2.5 mellan år 2010 och 2020. (a) Emissionsscenario CLECLIM, källor i hela Europa inkluderade, (b) Emissionsscenario CLECLIM, källor i Sverige exkluderade, (c) Emissionsscenario D23LOW, källor i hela Europa inkluderade, (d) Emissionsscenario MFRDEEP, källor i hela Europa inkluderade. För samtliga simuleringar används meteorologi för år 1999. Notera att havssalt, sekundärt bildade organiska partiklar, uppvirvlat stoft och bidrag från skogsbränder ej har inkluderats i beräkningarna. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2.3 Betydelsen av slitagepartiklar i regional bakgrundsluft för olika emissionsscenarier för år 2020

Tidigare studier har visat att vägsitage påverkar halten av atmosfäriska partiklar i relativt hög grad i Sverige (Norman och Johansson, 2006; Ketzel et al., 2007; Hussein et al., 2008; Omstedt och Andersson, 2008). Framförallt påverkas halten av grova partiklar (PM₁₀-PM_{2.5}) men en viss andel av slitagepartiklarna är fina och under vårmånaderna förväntas förhållandevis stora bidrag till PM_{2.5} i gaturum i Stockholm och andra städer.

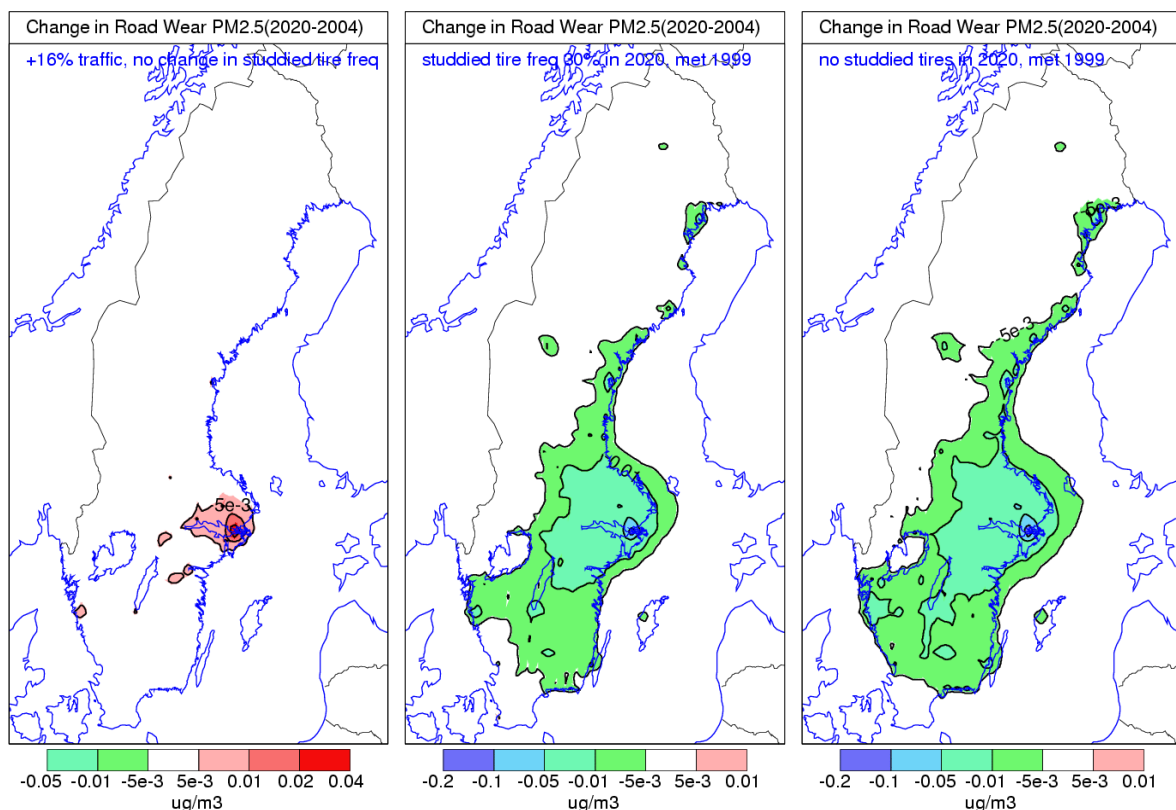
Vägsitagepartiklarnas påverkan på årsmedelhalten av PM_{2.5} i regionala bakgrundsluften i Sverige är liten. I denna studie har tre scenarier för 2020 jämförts med simuleringar gjorda med 2004 års emissioner. Resultaten visas i Figur 10. De tre scenarierna för 2020 är: oförändrad dubbdäcksanvändning år 2020 (C2 i Tabell 6), 30% dubbdäcksanvändningen i hela landet år 2020 (C3) samt inga dubbdäck år 2020 (C4). Kopplingen mellan dubbdäck och partikelemissioner följer ansatsen som diskuteras i avsnitt 5.

Om andelen dubbdäck i de olika regionerna av Sverige inte ändras fram till år 2020 fås en ökning av halten av fina slitagepartiklar på ca 0.001-0.02 µg/m³ i regionala bakgrundsluften i främst östra Svealand och delar av norra Götaland. I övriga i Sverige är förändringarna mindre. Vid reducerad dubbdäcksanvändning minskar PM_{2.5}-halterna i stora delar av Götaland, Svealand och längst Norrlandskusten med mellan 0.001 och 0.1 µg/m³, se Figur 10 och Tabell 6. Förändringarna är således knappt märkbara för totalhalterna av PM_{2.5} i regional bakgrundsluft.

För halter i urban bakgrundsluft förväntas minskningen vara något större än den som beräknas här. I slitagepartikelberäkningarna har MATCH-modellen körts över Sverige med ca 11km × 11km horisontell upplösning vilket fortfarande är något för grovt för att beskriva urban bakgrundsluft i svenska städer. Resultat från EMFO-projektet TESS (Bergström, 2008) där MATCH kördes med 5km × 5km upplösning indikerar att påverkan i urban bakgrundsluft i Stockholm kan vara av storleksordningen 35% större än de här presenterade värdena. Teknikutveckling och minskad dubbdäcksanvändning kommer dock leda till större minskningar av de lokala haltbidragen i gaturum av PM_{2.5}, vilket diskuteras i avsnitt 5.

Tabell 6. Ändringen av PM_{2.5}-halten vid de svenska regional bakgrund stationerna mellan 2004 och 2020 under antagandet av olika utveckling av dubbdäcksanvändandet i Sverige. Enhet: µg/m³.

Station	C2-2004	C3-2004	C4-2004
Vaviehill	0.002	-0.0002	-0.004
Rörvik	0.002	-0.003	-0.005
Aspvreten	0.004	-0.01	-0.02
Vindeln	0.001	-0.003	-0.003



Figur 10. Förändring av halterna av PM2.5 (årsmedel) i regional bakgrundsluft mellan år 2004 och 2020 till följd av olika emissionsscenarier vad gäller dubbdäcksanvändning: Ingen förändring av dubbdäcksanvändningen år 2020, allmän ökning av vägtrafiken med 16% (till vänster), 30% dubbdäcksanvändning i hela år 2020 (mitten) och inga dubbdäck år 2020 (till höger). Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

5. Beräkningar av lokala haltbidrag i gaturum

5.1 Metod

5.1.1 Emissionsfaktorer av PM2.5 från vägtrafiken

Emissioner av partiklar från vägtrafiken, E_{PM}^{trafik} , kan beräknas på följande sätt:

$$E_{PM}^{trafik} = F e_{PM}^{total} \quad (1)$$

där F anger antal fordon per tidsenhet och e_{PM}^{total} anger den totala emissionsfaktorn för partiklarna. Beräkningar kan göras för såväl PM10 som PM2.5. Den totala emissionsfaktorn kan delas upp i en direkt del och en del som beror på uppvirvling av partiklar från vägbanan

$$e_{PM}^{total} = e_{PM}^{direkt} + e_{PM}^{uppvirvling} \quad (2)$$

Ibland delas också den direkta delen upp i en del för avgaser och en eller flera delar som beskriver slitage från fordon och vägbana

$$e_{PM}^{direkta} = e_{PM}^{avgaser} + e_{PM}^{slitage\ fordonssdelar} + e_{PM}^{slitage\ vägbana} \quad (3)$$

Det bör betonas att det ofta är svårt att utifrån fältmätningar särskilja de olika delarna i (3). Uppvirvlingsdelen i ekvation (2) innehåller därför oftast partiklar från slitage från vägbanan och fordon. Ett vanligt sätt att uppskatta den totala emissionsfaktorn för partiklar är att analysera mätdata korrigerade för bakgrundshalter utförda i gaturum eller nära trafikerade vägar och använda t.ex. NOx som spårämne (Foltescu et al., 2001; Omstedt et al., 2005; Gidhagen et al., 2004). I Tabell 7 sammanställs sådana uppskattade emissionsfaktorer för några mätningar av hög kvalitet i Sverige, Danmark och Tyskland. Emissionsfaktorerna för avgasdelen har uppskattats med hjälp av olika emissionsmodeller.

Tabell 7. Emissionsfaktorer för PM10 och PM2.5. Enhet: mg/fkm.

Plats/ år	e_{PM10}^{total} [mg/fkm]	$e_{PM2.5}^{total}$ [mg/fkm]	$e_{PM}^{avgaser}$ [mg/fkm]	$e_{PM10}^{uppvirvling}$ [mg/fkm]	$e_{PM2.5}^{uppvirvling}$ [mg/fkm]	Andel dubbdäck [%]	Ref.
Umeå/2006* ¹	145	45	28	117	17	89	[4]
Hornsgatan/ 2000	233	55	28	205	26	75	[2]
Hornsgatan/ 2002-2004	226	67	28	198	39	75	[5]
Göteborg/ 2006* ²	121	34	28	88	5.7	74	[4]
Malmö/ 2005* ³		33* ⁴	28		5.3	30	[6]
HCAB* ⁵	158	54	50	108	4	0	[5]
JGTV* ⁶	91		45	46			[5]
MEGB* ⁷	86	29	20	66	9	0	[5]

*¹ maj-december, *² februari-december, *³ mars-juni, *⁴ beräknad, *⁵ H.C. Andersens Blvd./Köpenhamn,

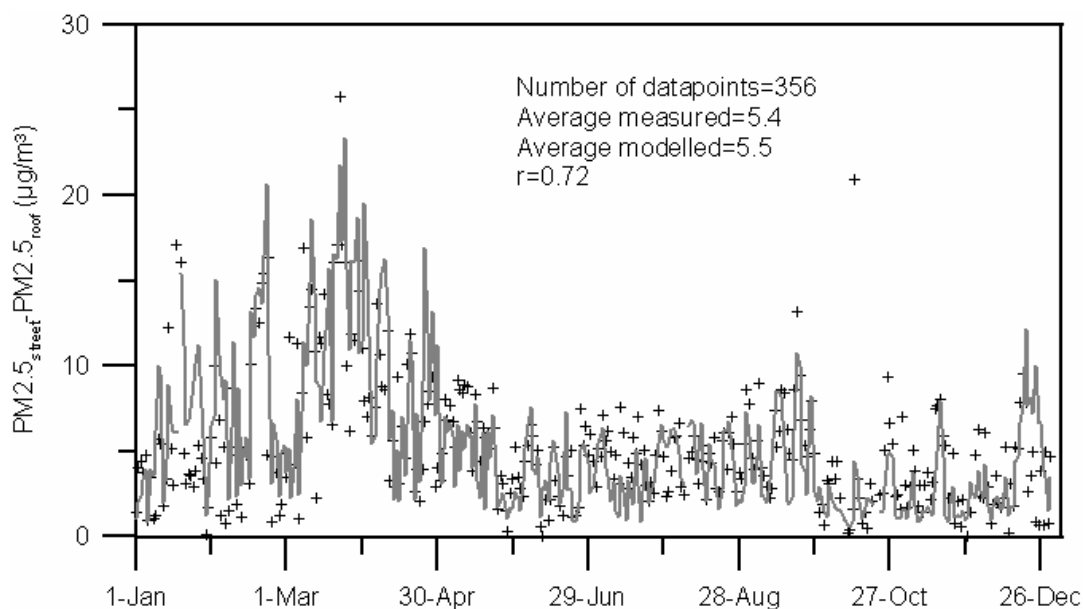
*⁶ Jagtvej/Köpenhamn, *⁷ Merseburger Strasse/Halle

Några kommentarer angående Tabell 7. För Malmö är mätperioden bara ca fyra månader, vilket är för kort för att ge ett representativt årsmedelvärde för PM10. För PM2.5 är dock säsongsvariationen mindre och därför blir mätperioden mer representativ. För Amiralsgatan har den totala emissionsfaktorn för PM2.5 beräknats med hjälp av en emissionsmodell för slitagepartiklar (Omstedt et al., 2005). Resultatet av beräkningarna visas i Figur 12. För de två gatorna i Köpenhamn är skillnaderna betydande. Orsakerna till detta är ännu inte klarlagt. En möjlig förklaring som diskuterats är att de höga värdena på HCAB kan bero på att gatan är smutsigare än JGTV bl.a. beroende på nedfallande löv.

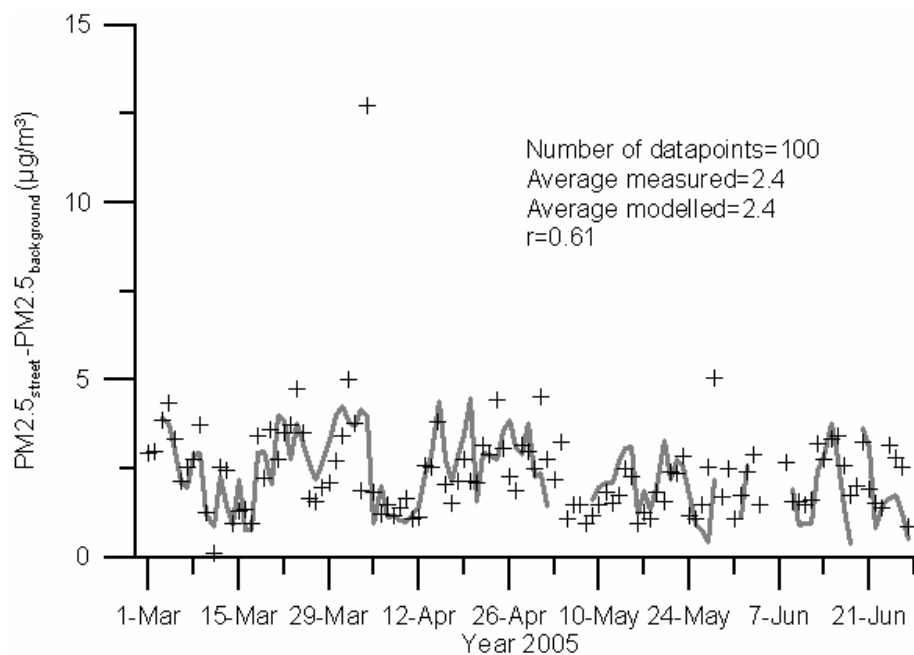
En modell har utvecklats för att beskriva emissioner av slitagepartiklar från vägtrafik (Omstedt et al., 2005). Denna modell används i SIMAIR tillsammans med spridningsmodeller för att beräkna PM10 halter men kan också användas för att beräkna PM2.5-halter. I Figur 11 och 12 ges exempel på beräkningsresultat för PM2.5 för två olika gaturum med olika dubbdäcksandelar och i Tabell 8 ges en kortfattad beskrivning av de två trafikmiljöerna.

Tabell 8. Gaturums- och trafik information, ÅDT anger trafikflödet uttryckt årsmedelvärde av antal fordon per dygn.

Gata	Hushöjd [m] sida1/sida2	Gaturums- bredd [m]	Orientering i förhållande till norr [grader]	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]
Stockholm/Hornsgatan	24/24	24	80	35000	5
Malmö/Amiralsgatan	25/25	21	150	23000	10



Figur 11. Beräknade (linje) och uppmätta (+) lokala haltbidrag av PM2.5 vid Hornsgatan i Stockholm för år 2000. Andel dubbdäck under januari-mars uppskattas till 75%.



Figur 12. Beräknade (linje) och uppmätta (+) lokala haltbidrag av PM2.5 vid Amiralsgatan i Malmö för år 2005. Andel dubbdäck i mars månad uppskattas till 30%.

Som framgår av figurerna är de lokala haltbidragen av PM_{2.5} relativt små. För Hornsgatan är bidraget 5.4 µg/m³ och för Amiralsgatan 2.4 µg/m³ som medelvärde över mätperioden, vilket kan jämföras med det lokala haltbidraget av PM₁₀ för Hornsgatan år 2000 som var 25 µg/m³. Figur 11 visar en utpräglad topp i halter under senvinter/vår och som är typiskt för trafikmiljöer med stor andel dubbdäck. Figur 12 visar en mer konstant säsongsvariation som är typisk för trafikmiljöer utan dubbdäck (Ketzel et al., 2007). Andra faktorer som påverkar skillnaderna är trafikmängd (se Tabell 8), meteorologi och andelar dubbdäck. En annan viktig faktor som påverkar haltvariationerna är om vägbanan är fuktig eller torr, vilket beror på nederbörd och upptorkningsprocesser. Med hjälp av SIMAIR kan dessa variationer studeras. Dubbdäckens betydelse för PM₁₀-halter diskuteras i mer detalj av Omstedt och Andersson (2008).

5.1.2 Jämförelse med emissionsuppskattningar av PM_{2.5} med den svenska utsläppsrapporteringen

Inom SMED-projektet (<http://www.smed.se/>), som har i uppdrag att ta fram den nationella utsläppsrapporteringen, har emissioner för PM_{2.5} uppskattats för Sverige. Den nationella utsläppsrapporteringen använder, liksom vi också gör i detta projekt, aktivitetsdata från ARTEMIS-modellen i form av körda fordonskilometer per fordonsslag. Det som skiljer emissionsuppskattningarna är främst emissionsfaktorerna. Den nationella utsläppsrapporteringen använder emissionsfaktorer från EMEP/Corinair Emission Inventory Guidebook (detailed methodology) på följande sätt:

- En uppdelning görs för fordonsslagen personbilar, lätta lastbilar, tunga lastbilar och motorcyklar.
- Separata emissionsfaktorer för varje fordonsslag tas fram för slitage på vägbeläggning, bromsar och däck. För däck- och bromsslitage tas hänsyn till fordonens medelhastighet.
- Emissionsfaktorn för vägslitage korrigeras för användning av dubbdäck.
- Inga beräkning görs av den fordonsgenererade uppvirvlingen.
- Emissionsfaktorn för PM_{2.5} beräknas som en konstant faktor av emissionsfaktorn för PM₁₀.
- Emissionsfaktorn för avgaserna beräknas med ARTEMIS

I Tabell 9 sammanställs de emissionsfaktorer som använts i den nationella utsläppsrapporteringen.

Tabell 9. Emissionsfaktorer för vägtrafikens sammanlagda slitage på vägbeläggning, bromsar och däck som används i den nationella utsläppsrapporteringen (SMED).

Fordonstyp	EF PM ₁₀ [mg/fkm]	EF PM _{2.5} [mg/fkm]	EF PM _{2.5} /EF PM ₁₀
personbilar	113	61	0.54
lätta lastbilar	122	66	0.54
tunga lastbilar	124	68	0.54
motorcyklar	7.9	4.4	0.56

Vi kan nu jämföra emissionsfaktorer från den nationella utsläppsrapporteringen (Tabell 9) med dem som tagits fram i detta projekt (Tabell 7). Låt oss först titta på ekvationerna 2 och 3. Det som tagits fram i denna rapport är totala emissionsfaktorer, e_{PM}^{total} . Dessa är väl bestämda utifrån mätningar. Uppskattade emissionsfaktorer i den nationella utsläppsrapporteringen, enligt Tabell

9, avser bara slitagedelarna i ekvation 3 dvs. $e_{PM}^{slitage\ fordonssdelar} + e_{PM}^{slitage\ vägbana}$. Som tidigare påpekats är det dock svårt att från mätningar i fält särskilja de olika delarna i ekvation (3).

Uppvirvlingsdelen i ekvation (2) innehåller därför oftast såväl partiklar från vägsitage som fordonsitage. Vi antar därför att de värden som används i den nationella utsläppsrapporteringen tillsammans med avgasdelen avser totala emissionsfaktorer. För en gata med ca 5% tung trafik innebär den nationella utsläppsrapporteringens uppskattningar totala emissionsfaktorer för PM10 och PM2.5 på 142 respektive 89 mg/fkm. Då antas att avgasdelen är 28 mg/fkm i enlighet med Tabell 7. Dessa värden kan jämföras med totala emissionsfaktorer i Tabell 7. Den totala emissionsfaktorn för PM10 är enligt den nationella utsläppsrapporteringen 142 mg/fkm, vilket kan jämföras med intervallet 121-233 mg/fkm som uppskattats i Tabell 7. HCAB har då också tagits med i jämförelsen. Den totala emissionsfaktorn för PM2.5 uppskattas av den nationella utsläppsrapporteringen till 89 mg/fkm, vilket kan jämföras med intervallet 33-67 mg/fkm enligt Tabell 7. Skillnaderna mellan de olika uppskattningarna gäller framförallt PM2.5. Orsaken är främst att den nationella utsläppsrapporteringen antar att kvoten mellan emissionsfaktorerna för PM2.5 och PM10 är relativt hög ca 54% medan våra uppskattningar anger en betydligt lägre andel som medeltal ca 11%. En annan viktig skillnad är att vi också fördelar emissionsfaktorerna geografiskt, baserat på variationer av andel dubbdäck och meteorologi, som framgår av Tabell 11.

5.1.3 Mätdata och beräkningsförutsättningar

Beräkningar av lokala haltbidrag görs i SIMAIR för ett antal trafikmiljöer. Beräkningarna görs för fyra olika scenarier geografiskt uppdelat på olika regioner i landet enligt Vägverkets indelning, se Tabell 10 och 11. I Appendix 3 visas denna indelning tillsammans med dubbdäcksstatistik. För varje scenario har emissionsfaktorn för uppvirvlat stoft med avseende på PM2.5 uppskattats baserat på Tabell 7 och följande överväganden. Tabell 7 antyder en syd/nordlig variation med de högsta emissionsfaktorerna i Stockholm. Variationen följer hur andelar dubbdäck varierar. I Umeå är emissionsfaktorn lägre än i Stockholm, vilket troligtvis beror på kallare och mer snörika vägbanor i norra Sverige vilket dämpar emissionerna. Emissionsfaktorn i Göteborg är relativt låg trots en förhållandevis hög andel dubbdäck. Orsaken kan vara våtare vägbanor som också dämpar emissionerna.

Scenarioberäkningarna görs med emissionsdata från Vägverket (SMHI, 2007). Trafikscenarier och emissionsfaktorer har tagits fram av Vägverket. För det senare används ARTEMIS. Alla beräkningarna gör med meteorologiska data för år 2004, då dessa data varit tillgängliga för lokala beräkningar i SIMAIR. Den meteorologiska variabiliteten mellan olika år framgår därför inte i dessa beräkningar.

Tabell 10. Scenarier som beräkningar utförs för.

Nr	Förklaring
1.	Nuläge motsvarande år 2004
2	År 2020, inga förändringar vad gäller dubbdäcksanvändning
3	År 2020, andelar dubbdäck i hela landet är 30%
4	År 2020, inga dubbdäck

Tabell 11. Uppskattade emissionsfaktorer för uppvirvlat stoft med avseende på PM_{2.5} från vägtrafiken [mg/fkm] i olika delar av Sverige, baserat på tabell 7. Indelningen baseras på Vägverkets indelning i olika regioner.

Region	Scenario 1 [mg/fkm]	Scenario 2 [mg/fkm]	Scenario 3 [mg/fkm]	Scenario 4 [mg/fkm]
Skåne	6.0	6.0	6.0	4.0
Väst	10	10	6.0	4.0
Sydöst	18	18	6.0	4.0
Stockholm	39	39	6.0	4.0
Mälardalen	21	21	6.0	4.0
Mitt	20	20	6.0	4.0
Norr	17	17	6.0	4.0

Gaturummen som beräkningar görs för är Västra Esplanaden i Umeå, Hornsgatan i Stockholm, E6 vid Gårda i Göteborg samt Amiralsgatan i Malmö, se Figur 13, eftersom samtliga platser har mätdata av hög kvalitet. De olika gaturummen har tämligen olika karaktär. Hornsgatan är ett typiskt slutet gaturum, medan Gårda i Göteborg är av mer öppen karaktär. Kortfattad information om de olika gaturummen finns i Tabell 12 och 13.



Figur 13. I studien görs beräkningar av lokala haltbidrag av PM_{2.5} i fyra gaturum i olika delar av Sverige. Gaturummens karaktär skiljer sig åt en del, vilket framgår av bilderna samt Tabell 11 och 12. Bilderna visar: (a) Amiralsgatan i Malmö, (b) E6 vid Gårda i Göteborg, (c) Hornsgatan i Stockholm och (d) Västra Esplanaden i Umeå.

Tabell 12. Gaturums- och trafikinformation för platser där beräkningar har gjorts. ÅDT anger trafikflödet uttryckt årsmedelvärde av antal fordon per dygn.

Gata	Hushöjd [m] sida1/sida2	Gaturums- bredd [m]	Orientering i förhållande till norr [grader]	ÅDT [fordon/dygn] år 2004/2020	Andel tung trafik [%] år 2004/2020
Umeå/Västra Esplanaden	15/15	22	25	25000/26500	7.8/8.4
Stockholm/Hornsgatan	24/24	24	80	35000/35000	5/5
Göteborg/Gårda	10/5	80	175	88000*/108300	7/11
Malmö/Amiralsgatan	25/25	21	150	23000/29600	10/10

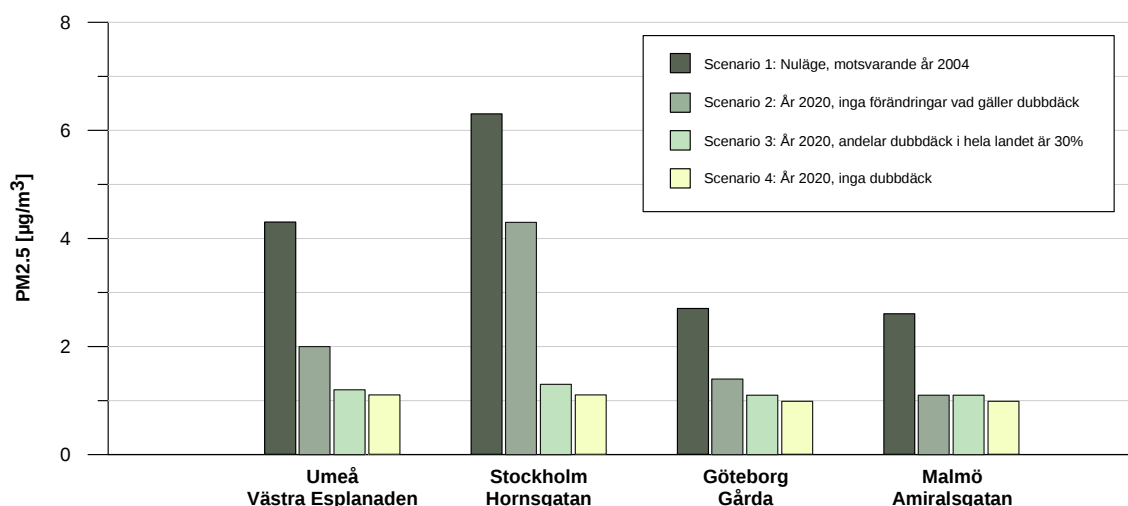
*Trafikflöde enligt Sjöberg och Ferm (2005). Notera att det förekommer en del databortfall, främst för ett av de sex körfälten, och det har inte funnits möjlighet till uppskattning eller rekonstruktion av detta körfält. Därför är angivet trafikflöde troligtvis något underskattat.

Tabell 13. Metod för halkbekämpning och andelar dubbdäck för de studerade gaturummen.

Gata	År	Halkbekämpnings-metod	Personbilar med dubbdäck [%]
Umeå/Västra Esplanaden	2004	sand	90
Stockholm/Hornsgatan	2004	salt	75
Göteborg/Gårda	2004	salt	74
Malmö/Amiralsgatan	2004	salt	30

5.2 Resultat

I Figur 14 redovisas beräkningsresultaten från SIMAIR och numeriska värden finns att tillgå i Appendix D. Det högsta lokala haltbidraget om $6.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beräknas för Hornsgatan/Stockholm. Haltbidragen är något lägre i Umeå/Västra Esplanaden och betydligt lägre i Göteborg/ Gårda och Malmö/Amiralsgatan. Scenarioberäkningarna för 2020 visar på sjunkande värden. Orsaken är dels minskande emissioner i avgaserna genom modernare teknik men också för scenario 3 och 4 minskad användning av dubbdäck. Skillnaden i scenario 3 med antagna dubbdäcksandelar på 30% alternativt scenario 4 utan dubbdäck är liten.



Figur 14. Beräknade lokala haltbidrag av PM2.5 som årsmedelvärde [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] för Malmö/Amiralsgatan, Göteborg/Gårda, Stockholm/Hornsgatan och Umeå/Västra Esplanaden för respektive scenario. I Appendix D finns numeriska värden för de lokala haltbidragen angivna.

6. Diskussion

6.1 Utgångsläget – mätningar av PM2.5 på 2000-talet

Först och främst måste det påpekas att tidssträckningen för en del mätserier inte täcker ett helt år, vilket kan påverka analysen. Ett begränsat antal mätstationer utförde mätningar enbart under vinterhalvåret, vilket medför att verkliga årsmedelvärden för dessa stationer torde vara lägre. För stationerna i karteringsprojektet (Areskoug et al., 2001) var mätperioden visserligen ett år, men inte ett kalenderår.

Då det gäller mätningar varierar halterna av PM2.5 en del mellan de 17 olika mätplatserna, för gaturum är årsmedelvärdet generellt 10-18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, för urban bakgrund 9-12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och för regional bakgrund 6-12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Relativa skillnaden mellan halter i gaturum och regional bakgrundsluft är betydligt mindre för PM2.5 än för PM10, vilket indikerar att merparten av de fina partiklarna i gaturum härstammar från långdistanskällor. För regional bakgrund kan en nord-sydlig gradient observeras med de högsta halterna i södra Sverige. Liknande nord-sydlig gradient har konstaterats i andra studier (se, t.ex., Forsberg et al., 2005). För gaturummen syns inte ett lika entydigt latitudberoende, utan snarare verkar halterna vara starkt korrelerade med tätortens storlek, trafikflöde och gaturummets utformning. Värt att notera är att halterna på Hornsgatan var högst år 2003, men de regionala bakgrundshalterna i Aspvreten hade inte något maximum detta år. De höga halterna i gaturum under detta år torde därför till övervägande del förklaras av lokala haltbidrag.

Det mest betydelsefulla bidraget till PM2.5 verkar, enligt mätdata, i första hand vara långdistanstransporten, som är den dominerande källan både i urban bakgrund och i gaturum. Sedan verkar lokala halter i gaturum bidra med uppemot 7-9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beroende på gaturummets karaktär. När det gäller det urbana bidraget uppmättes halter som enbart var 1-2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ högre än i den regionala bakgrunden. Således tycks det regionala och det lokala bidraget vara mest betydelsefullt för PM2.5, dvs de viktigaste källorna till PM2.5 är långdistanstransport, förbränningsprocesser (fordonsavgaser och vedeldning) samt vägdamm och slitagepartiklar. Andra studier har också presenterat liknande slutsatser (se, t.ex., Johansson et al., 2007).

Tidigare studier (exempelvis Areskoug et al., 2001) jämförde halter enbart för ett år. I den här studien görs jämförelser av uppmätta årsmedelvärden för större delen av 2000-talet för många mätstationer. Antalet undersökta år är för litet för att några trender ska kunna urskiljas. Man kan observera variationer mellan olika år, men för de flesta platser rör det sig om högst ett par $\mu\text{g}/\text{m}^3$. När det gäller variation under ett kalenderår uppvisade även PM2.5 toppar under senvintern/tidig vår, om än inte lika markanta som för PM10, och detta tyder på att vägdamm och slitagepartiklar även finns inom den fina partikelfraktion.

Slutligen konstateras att andelen fina partiklar (av PM10) varierar beroende på mätplatsens karaktär. För regional bakgrund är kvoten PM2.5/PM10 ca 0.7-0.8, urban bakgrund 0.5-0.8 och motsvarande kvot för gaturum är ca 0.3-0.6. Detta förklaras av att regionala bakgrundsluften till övervägande del består av långtransporterade luftföroreningar, som främst består av fina partiklar, medan gaturum påverkas av uppvirvling av vägdamm och slitage, vilket höjer andelen grova partiklar avsevärt och därmed sänker kvoten PM2.5/PM10. Eventuellt kan det finnas en syd-nordlig gradient för kvoten PM2.5/PM10 då det gäller den regionala bakgrundsluften.

Osäkerheten är dock stor då datatillgängligheten för de regionala stationerna är låg (nedåt 50% för Vindeln). För gaturum kan inte ett latitudberoende observeras, utan kvoten verkar snarare bero på gaturummets karaktär. Liknande resultat, att kvoten PM2.5/PM10 varierar mellan ca 0.4 i gaturum till ca 0.8 i regional bakgrundsluft, har även konstaterats av bl.a. Areskoug et al. (2001) och Johansson et al. (2007). I andra Europeiska länder har högre andelar PM2.5 i gaturum observerats (Querol et al., 2004), vilket kan förklaras med att emission genom uppvirvling av vägdamm och slitage, som är typiskt för nordiska förhållanden, framförallt får stort genomslag för grova partiklar (PM10-PM2.5), vilket sänker kvoten PM2.5/PM10.

6.2 Simuleringar av det regionala bidraget år 2020 för olika emissionsscenarier

Baserat på mätningar av halter av PM2.5 på 2000-talet, konstateras att exponeringskoncentrationstaket på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, för årsmedelvärdet av PM2.5-koncentrationen, redan i dagsläget underskrids för samtliga undersökta mätstationer i Sverige. Därför är utsikterna goda att detta krav även skall vara uppnått år 2015.

Om man utgår från observerade PM2.5 halter innebär exponeringsminskningsmålet att PM2.5 koncentrationen i urban bakgrund behöver reduceras med 10% fram till 2020. Utifrån modellsimuleringarna konstateras att minskningen av bakgrundshalterna av PM2.5 blir betydande mellan år 2010 och 2020.

Observerade mätvärden av PM2.5 för regionala bakgrundsstationer med motsvarande exponeringsminskningsmål till år 2020, framgår av Tabell 14, tillsammans med den beräknade minskningen av halter till år 2020. Här jämförs visserligen halter i regional bakgrund, medan målet för exponeringsminskningen gäller i urban bakgrund. MATCH-modellens upplösning på Sverigeskalan beskriver snarare förhållanden i regional bakgrund än i urban bakgrund; skillnaden i halt är dock högst 1-2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ enligt avsnitt 3. När det gäller olika emissioner år 2020 studeras tre olika scenarier, där det mest troliga (D23LOW) resulterar i en minskning av årsmedelhalten av PM2.5 med 1.0-2.5 i södra Sverige och 0.1-0.5 i norra. Förutsättningarna för att uppnå målet att PM2.5-koncentrationen ska minska med 10% till år 2020 är alltså goda, eftersom den beräknade minskningen av långdistanstransporten är relativt stor.

Tabell 14. Uppmätta halter av PM2.5 vid regionala bakgrundsstationer, exponeringsminskningsmål utgående ifrån detta (i procent och absolut värde) samt beräknad reduktion av halter till år 2020.

Station	Uppmätt halt [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Exponerings- minskningsmål [%]	Exponerings- minskningsmål [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Beräknad reducering [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Vavihill	12.6	-10%	-1.3	-1.0 till -3.7
Aspvreten	10.4	-10%	-1.0	-0.5 till -2.0
Vindeln	7.7	0%	0	-0.2 till -0.8

Vad gäller slitagepartiklar i regional bakgrundsluft skulle ökningen av PM2.5 till följd av ökad trafikmängd 2020 vara marginell (uppåt $0.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och på motsvarande sätt skulle reduktionen pga minskad dubbdäcksanvändning ge små konsekvenser för den regionala bakgrundsluften (reducering med maximalt $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). För urban bakgrundsluft torde påverkan av slitagepartiklar vara något större, även om skillnaden är relativt liten. Resultat från EMFO-projektet TESS (Bergström, 2008) indikerar att för Stockholms-området uppskattas påverkan i urban bakgrundsluft vara ca 35% större än regional bakgrund. Vid simuleringar för slitagepartiklar för

2020 har år 2004 använts som referensår. Inga stora förändringar i andelen dubbdäck förväntas dock mellan åren 2004 och 2010 varför referensåret 2004 i detta avseende bör likna 2010.

Beräkningar av halter av PM_{2.5} i regionala bakgrundsluften för emissioner för år 2004 (med meteorologi för år 1999) ger årsmedelvärden för PM_{2.5} i södra Sverige på 7 µg/m³ och i norra Sverige 1-2 µg/m³. Detta är betydligt lägre än mätdata (se Appendix A). Huvudförklaringen till detta är att ett antal källor till PM_{2.5} inte har inkluderats i beräkningarna, nämligen havssalt, sekundärt bildade organiska partiklar, uppvirvling av stoft (förutom vägdamm) samt bidrag från skogsbränder i exempelvis Ryssland. Dessa bidrag, i synnerhet havssalt och sekundära organiska partiklar, kan påverka årsmedelvärdet av PM_{2.5} en hel del. I merparten av Sverige är havssaltets beräknade bidrag till PM_{2.5}-koncentrationen 1-2 µg/m³, med ännu högre haltbidrag längs västkusten (Foltescu et al., 2005). Då det gäller organiska biogena partiklar har en nyligen genomförd studie visat att sekundära organiska partiklar (SOA) som produceras över barrskogsområden utgör 12-50% av den totala partikelmassan i regional bakgrundsluft i norra Skandinavien (Tunved et al., 2008; Tunved et al., 2006).

Det faktum att modellen underskattar de uppmätta halterna innebär inte att den beräknade förändringen av halterna är underskattad i lika hög grad eftersom en stor del av de saknade källorna är av icke-antropogen karaktär, dvs troligen inte kommer att ändras signifikant mellan 2010 och 2020.

6.3 Beräkningar av det lokala bidraget i gaturum år 2020 för olika emissionsscenarioer

För att beräkna lokala haltbidrag behöver emissionsfaktorer för PM_{2.5} uppskattas. Dessa beräknas för fyra gaturum i Sverige med en metod som bygger på analys av mätdata av PM_{2.5} i gaturum som har korrigerats för bakgrundshalter och där NO_x används som spårämne (eftersom denna emissionsfaktor är välkänd). Gaturummen där detta görs är Amiralsgatan i Malmö, Gårda i Göteborg, Hornsgatan i Stockholm samt Västra Esplanaden i Umeå. Dessa gaturum har valts eftersom mätningarna där är av hög kvalitet samtidigt som platserna är förhållandevis väl spridda geografiskt i Sverige.

Emissionsfaktorerna som erhålls för gaturummen ligger i intervallen 33 - 45 mg/fkm för PM_{2.5} och 121-133 mg/fkm för PM₁₀. Emissionsfaktorerna för PM_{2.5} är betydligt lägre än de som uppskattas i den nationella utsläppsrapporteringen (SMED), där motsvarande värde, för hela Sverige, är 89 mg/fkm (för PM₁₀ är dock emissionsfaktorn i den nationella utsläppsrapporteringen 142 mg/fkm, vilket ligger inom osäkerheten i denna studie). Orsakerna till de divergerande värdena för emissionsfaktorerna då det gäller PM_{2.5} kan förklaras med att den nationella utsläppsrapporteringen beräknar emissionsfaktorn för PM_{2.5} genom antagandet att kvoten mellan emissionsfaktorn för PM_{2.5} och PM₁₀ är 54% (för samtliga platser), medan uppskattningarna av motsvarande värde i denna studie i medeltal är 11%. En viktig skillnad är alltså att emissionsfaktorerna i denna studie varierar geografiskt, beroende på variationer av andel dubbdäck och meteorologi, vilket inte är fallet i den nationella utsläppsrapporteringen.

Beräkningar för halter i gaturummen görs för fyra olika emissionsscenarioer, ett som motsvarar nuvarande förhållande med år 2004 som referensår och tre scenarier för år 2020 där olika dubbdäcksandel testas (nuvarande dubbdäcksanvändning, 30% dubbdäck i hela Sverige respektive utan dubbdäck). Det lokala haltbidraget för Hornsgatan beräknas under rådande

förhållanden år 2004 till $6.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Detta kan jämföras med mätningarna som presenterades i avsnitt 3 (dvs halterna på Hornsgatan minus halterna på Rosenlundsgatan) som är $5.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Överensstämmelsen är således mycket god.

För övriga platser beräknades det lokala haltbidraget till $2.5\text{--}4.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för år 2004. Teknikutveckling (scenario 2) till år 2020 skulle minska halterna med mellan $1.5\text{--}2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, medan reducering till 30% dubbdäcksanvändning skulle minska halterna ytterligare i främst Stockholm och Umeå. Anmärkningsvärt är dock att skillnaden mellan 30% dubbdäcksanvändning i hela landet (scenario 3) och utan dubbdäck (scenario 4) är mycket marginell (högst ett par tiondels $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Detta kan förklaras med att som referens för scenario 4 vad gäller vägdamms används HC Andersens Boulevard i Köpenhamn, vilket är en väg med hög emissionsfaktor för uppvirvlingen. Således representerar halterna i scenario 4 beräkningar för en smutsig gata utan dubbdäck. För en renare gata blir de lokala haltbidragen troligtvis något lägre.

7. Slutsatser

Utifrån mätningar av PM_{2.5} konstateras:

- Halterna av PM_{2.5} har under 2000-talet underskridit $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde för samtliga undersökta mätplatser (även tungt belastade gaturum). Därför är möjligheterna goda att uppnå exponeringskoncentrationstaket $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ till år 2015. Årsmedelvärden för PM_{2.5} för de olika mätstationerna varierar mellan $10\text{--}18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för gaturum, $9\text{--}12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för urban bakgrund och $6\text{--}12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för regional bakgrund. Exponeringsminskningsmålet skulle, utgående från nuläget, generellt innebära en minskning av PM_{2.5}-halten till år 2020 med 10%.
- Enligt mätningarna av PM_{2.5} kan en nord-sydlig gradient observeras för den regionala bakgrunden, samt delvis i urban bakgrund, med de högsta halterna i södra Sverige. För gaturummen syns inte något latitudberoende.
- För PM_{2.5} är långdistanstransporten det dominerande bidraget, tillsammans med vägtrafiken i gaturum. Merparten av det uppvirvlade vägdammet och slitaget är grova partiklar (PM₁₀-PM_{2.5}), men ett koncentrationsmaximum under våren kan även observeras för PM_{2.5}, vilket antyder att en viss del är fina partiklar.
- Andelen PM_{2.5} av PM₁₀ är högre i bakgrundsluft än i gaturum. Generellt gäller att kvoten PM_{2.5}/PM₁₀ för regional bakgrund är 0.7-0.8, för urban bakgrund 0.5-0.8 och för gaturum 0.3-0.6.

Utifrån beräkning av det regionala bidraget konstateras:

- Svenska emissioners bidrag till antropogent PM_{2.5} i regional bakgrundsluft är liten, mindre än $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, förutom i anslutning till storstadsregionerna i södra och mellersta Sverige.

- Årsmedelvärde av PM2.5 i bakgrundsluften år 2020 jämfört med 2010 beräknas minska med 1.0-2.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i södra Sverige och 0.1-0.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i norra enligt ett troligt europeiskt emissionsscenario (D23LOW). Exponeringsminskningsmålet har därför goda utsikter att uppnås till följd av lägre halter av långdistanstransporterade fina partiklar.
- Slitagepartiklar från vägtrafiken påverkar inte den regionala bakgrundshalten av PM2.5 i någon nämnvärd omfattning. Ökad trafik till år 2020 med oförändrad dubbdäcksanvändning skulle ge en liten ökning av PM2.5 i bakgrundsluften (uppåt 0.02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ på årsbasis), medan minskad dubbdäcksanvändning till år 2020 skulle minska halterna i regional bakgrundsluft med maximalt 0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. För urban bakgrund torde påverkan av slitagepartiklar vara något större, även om skillnaden sannolikt är liten.

Utifrån beräkning av lokala haltbidrag i gaturum konstateras:

- Modellberäkningar för olika scenarier resulterar i att under nuvarande förhållanden (referensår 2004) är det lokala haltbidraget av PM2.5 ca 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i Stockholm/Hornsgatan, 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i Umeå/Västra Esplanaden och ca 2.5-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för Göteborg/Gårda och Malmö/Amiralsgatan.
- Teknikutveckling till år 2020 resulterar i en reducering av det lokala bidraget med 1.5-2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket är en minskning med mellan 30-60%. Mindre dubbdäcksanvändning (30% över hela landet) sänker det lokala haltbidraget ytterligare framförallt för Stockholm och Umeå. Att helt ta bort dubbdäcken behöver däremot inte leda till väsentligt lägre PM2.5-halter, jämfört med 30% dubbdäcksanvändning.

Tack

Denna studie har finansierats av Naturvårdsverket. Författarna skulle vilja tacka Maria Ullerstam på Naturvårdsverket för många värdefulla kommentarer och förslag under arbetets gång och Karin Sjöberg på IVL för tips angående mätdata av PM2.5 i Sverige.

Referenser

- Andersson, C., Langner J. och Bergström, R., 2007: *Interannual variation and trends in air pollution over Europe due to climate variability during 1958-2001 simulated with a regional CTM coupled to the ERA40 reanalysis*. Tellus B, 59, 77-98.
- Amann, M., Cabala, R., Cofala, J., Heyes, C., Klimont, Z., Schöpp, W., Tarrason, L., Simpson, D., Wind P. och Jonson, J.-E., 2004: *The "Current Legislation" and the "Maximum Technically Feasible Reduction" cases for the CAFE baseline emissions projections*. Version 2 November 2004 – CAFE Scenario Analysis Report Nr. 2, IIASA: http://www.iiasa.ac.at/rains/CAFE_files/CAFE-MFR3.pdf
- Amann, M., Bertok, I., Cabala, R., Cofala, J., Heyes, C., Gyarmas, F., Klimont, Z., Schöpp, W. och Wagner, F., 2005: *A final set of scenarios for the Clean Air For Europe (CAFE) programme*. CAFE Scenario Analysis Report Nr. 6, IIASA: http://www.iiasa.ac.at/rains/CAFE_files/CAFE-D3.pdf
- Areskoug, H., Alesand, T., Hansson, H.-C., Hedberg, E., Johansson, C., Vesely V., Widequist U. och Ekengren, T., 2001: *Kartläggning av inandningsbara partiklar i svenska tätorter och identifikation av de viktigaste källorna*. ITM-rapport nr 91.
- Bergström, R., 2007: *Nytt delmål för ozon – kan det nås till 2015?* Rapport till Naturvårdsverket, Avtal 501 0710, Naturvårdsverkets diarienummer: 235-4857-07Me

- Bergström, R., 2008: *TESS – Traffic Emissions, Socioeconomic valuation and Socioeconomic measures, Part 2: Exposure of the European population of atmospheric particles (PM) caused by emissions in Stockholm*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute. ISSN: 0283-7730 SMHI Meteorology Nr 132, 2008. (www.smhi.se)
- Foltescu, V.L., Gidhagen, L. och Omstedt, G., 2001: *Nomogram för uppskattning av halter av PM10 och NO2*. Reviderad version. SMHI Meteorologi rapport Nr. 102, 2001.
- Foltescu, V.L., Pryor, S.C. och Bennet, C., 2005: *Sea salt generation, dispersion and removal on the regional scale*. Atmospheric Environment 39, 2123-2133.
- Forsberg, B., Hansson, H-C., Johansson, C., Areskoug, H., Persson, K. och Järvholm, B., 2005: *Comparative Health Impact Assessment of Local and Regional Particulate Air Pollutants in Scandinavia*. Ambio, Vol. 34, 11-19.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Omstedt, G., Langner, J. och Olivares, G., 2004: *Model simulations of NOx and ultrafine particles close to a Swedish highway*. Environmental Science and Technology 38, 6730-6740.
- Hussein, T., Johansson, C., Karlsson H. och Hansson HC., 2008: *Factors affecting non-tailpipe aerosol particle emission from paved roads: On-road measurements in Stockholm, Sweden*. Atmospheric Environment 42, 688-702.
- IVL, Svenska Miljöinstitutet AB – datavärd för luftkvalitetmätningar i Sverige, 2008. Data har hämtats i augusti 2008 från webbplatsen: <http://www.ivl.se/miljo/projekt/dvst/>
- Johansson, C., Sjövall, B., Ferm, M., Karlsson, H., Vecely, V., Krecl, P., och Ström, J., 2007: *Relationerna mellan halterna av PM10, PM1 och sot i Sverige*. ITM-rapport nr 153.
- Ketzel, M., Omstedt, G., Johansson, C., During, I., Pohjola, M., Dieterman, O., Gidhagen, L., Wählin, P., Lohmeyer, A., Haakana, M. och Berkowicz, R., 2007: *Estimation and validation of PM2.5/PM10 exhausted and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling*. Atmospheric Environment 41, 9370-9385.
- Luftdirektivet, nytt EU-direktiv om luftkvalitet, 21 maj 2008. Nås via: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:SV:PDF>
- Miljöförvaltningen i Göteborg, 2008: *Årsrapport Luftföroreningar – Mätningar i Göteborgsområdet 2007*. Rapport 2008:5, ISSN 1401-243X. Finns på Internet: <http://www.miljo.goteborg.se/luftnet/pdf/Rapport-2007.pdf>
- Norman, M. och Johansson, C., 2006: *Studies of some measures to reduce road dust emissions from paved roads in Scandinavia*. Atmospheric Environment 40, 6154-6164.
- Omstedt, G., Bringfelt, B. och Johansson, C., 2005: *A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads*. Atmospheric Environment 39, 6088-6097.
- Omstedt, G. och Gidhagen, L., 2007: *Validering av SIMAIR mot mätningar*. SMHI rapport 2007. På uppdrag av Naturvårdsverket avtals nr 503 0503.
- Omstedt, G. och Andersson, S., 2008: *Vintervägar med eller utan dubbdäck. Beräkningar av emissioner och halter av partiklar för olika dubbdäcksscenarier*. SMHI Meteorologi rapport.
- Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C.R., Artiñano, B., Hansson, H-C., Harrison, R.M., Buringh, E., ten Brink, H.M., Lutz, M., Bruckmann, P., Straehl, P. och Schneider, J., 2004: *Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in selected European cities*. Atmospheric Environment, Vol. 38, 6547-6555.
- Sjöberg, K. och Ferm, M., 2005: *Mätningar av PM10 och PM2.5 i Malmö*. IVL-rapport, U 1756.
- Sjöberg, K., Steen, E. och Ferm, M., 2008: *Mätningar av PM10 och PM2.5 i Göteborg och Umeå*. IVL rapport U2151. På uppdrag av Vägverket.
- SLB-analys, bevakar luftkvaliteten för Miljöförvaltningen i Stockholms Stad samt Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2008. Nås via Internet: <http://www.slb.nu>
- SMHI, 2007: *Luftföroreningar i svenska tätorter 2004, 2010 och 2020*. Slutrapport maj 2007.
- Tunved, P., Hansson, H-C., Kerminen, V-M., Ström, J., Dal Maso, M., Lihavainen H., Viisanen, Y., Aalto P.P., Komppula M. och Kulmala, M., 2006: *High Natural Aerosol Loading over Boreal Forests*. Science Vol 312, 261-263
- Tunved, P., Ström, J., Kulmala, M., Kerminen V-M., Dal Maso, M., Svenningsson, B., Lunder, C. och Hansson, H-C, 2008: *The natural aerosol over Northern Europe and its relation to anthropogenic emissions – Implications of important climate feedbacks*. Tellus B (in press). DOI: 10.1111/j.1600-0889.2008.00363.x

Appendix A: Statistisk sammanställning av mätdata för PM2.5

Tabell A. Årsmedelvärde samt 90- och 98-percentils dygnsmedelvärde av PM2.5 för samtliga inkluderade mätstationer och år. Mätdata från IVL (2008) , Areskoug et al. (2001), Sjöberg et al. (2008) samt Miljöförvaltningen i Göteborg (2008).

Station	År	Årsmedelvärde [µg/m ³]	90%-il dygnsmedelvärde [µg/m ³]	98%-il dygnsmedelvärde [µg/m ³]
Vavihill	2000	12.3	19.1	36.0
	2001	10.7	18.2	30.3
	2002	10.8	19.7	37.0
	2003	13.9	25.5	42.4
	2004	9.8	17.0	23.2
	2005	10.9	18.8	33.1
Aspvreten	1998	9.3	16.7	25.7
	1999	11.7	16.7	28.3
	2000	11.9	17.3	23.7
	2001	11.7	17.1	21.9
	2002	9.2	16.8	29.4
	2003	8.1	13.2	17.6
	2004	8.5	14.3	26.9
	2005	10.1	17.4	27.3
	2006	9.8	19.3	27.5
	2007	6.7	12.7	19.9
Norr Malma	2006	9.1	16.3	29.6
	2007	6.7	11.3	22.2
Vindeln	2002	6.1	9.5	15.3
	2003/2004	5.1	7.5	13.9
Malmö, Fackelrosv.	2000	11.3	17.5	27.9
Malmö, Rådhuset	2000	13.5	20.4	30.0
	2001	12.0	18.4	27.7
	2002	11.5	19.8	33.3
	2004	10.0	15.0	20.1
	2005	11.2	17.8	29.7
	2006	12.3	19.8	32.4
	2007	11.4	18.8	36.5
Växjö	1999/2000	9.1	16.1	26.0
Göteborg, Femman	1999/2000	9.5	15.5	26.4
	2006	11.0	16.9	24.8
	2007	10.6	15.6	-
Stockholm, Rosenlundsgatan	2000	10.8	16.8	25.9
	2001	10.6	15.6	21.3
	2002	10.7	17.7	32.4
	2003	11.0	18.1	31.7
	2004	10.7	16.3	24.8
	2005	11.2	17.3	27.4
Stockholm, Torkel Knutssonsg.	2006	11.6	19.9	35.6
	2007	9.1	14.2	24.7
Umeå	2000	6.4	9.3	13.9
	2006	9.0	-	-
Lycksele	1999/2000	9.5	15.8	35.2
Malmö, Dalaplan	2006	13.0	20.0	31.1
	2007	11.3	16.5	31.0
Malmö, Oxie	2002	13.3	23.5	40.3

Fortsättning på Tabell A

Malmö, Wowragården	2001/2002	9.9	15.9	26.5
Kristianstad	2006	20.9	38.4	78.1
Göteborg, Gårda	1999/2000	13.4	19.6	30.8
	2006	14.8	22.3	-
	2007	13.2	19.5	-
Göteborg, Haga	2007	11.7	16.4	-
Stockholm, Hornsgatan	2000	16.8	25.7	34.0
	2001	16.1	24.5	35.3
	2002	18.3	30.5	46.3
	2003	19.4	33.0	61.7
	2004	16.4	25.7	35.6
	2005	16.0	24.7	37.3
	2006	15.9	23.4	35.1
	2007	13.2	20.2	31.4
Stockholm, Lilla Essingen	2006	13.4	23.1	38.4
	2007	10.4	16.1	26.8
Stockholm, Norrländsgatan	2004	17.0	27.6	37.4
	2005	12.0	19.8	28.1
	2006	13.4	21.4	36.2
Stockholm, Sveavägen	2004	16.7	27.1	36.0
	2005	12.9	22.9	38.8
	2006	15.0	24.1	38.4
	2007	11.9	18.2	26.9
Uppsala, Kungsgatan	2006	12.9	21.6	36.2
Umeå, Storgatan	2000	10.5	15.6	20.5
Umeå, Västra Esplanaden	1999/2000	10.1	16.6	20.9
	2006	13.0	-	-

Appendix B: Förhållande mellan halten av PM2.5 och PM10 för mätstationer i Sverige

Tabell B. Årsmedelvärde av PM2.5 och PM10 för samtliga inkluderade mätstationer och år. Dessutom anges kvoten mellan årsmedelvärden av PM2.5 och PM10. Mätdata från IVL (2008), Areskoug et al. (2001), Sjöberg et al. (2008) samt Miljöförvaltningen i Göteborg (2008).

Mätstation	År	Årsmedelvärde PM10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Årsmedelvärde PM2.5 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Kvot PM2.5/PM10
Vavihill	2000	16.0	12.3	0.77
	2001	15.4	10.7	0.69
	2002	16.2	10.8	0.66
	2003	18.6	13.9	0.75
	2004	13.8	9.8	0.71
	2005	15.1	10.9	0.72
Aspvreten	1998	12.5	9.3	0.75
	1999	15.1	11.7	0.77
	2000	14.9	11.9	0.80
	2001	14.7	11.7	0.80
	2002	12.6	9.2	0.73
	2003	9.9	8.1	0.82
	2004	11.0	8.5	0.77
	2005	10.5	10.1	0.96
	2006	12.9	9.8	0.76
	2007	9.6	6.7	0.70
Norr Malma	2006	13.0	9.1	0.70
	2007	11.1	6.7	0.60
Vindeln	2002	7.3	6.1	0.84
	2003/2004	6.6	4.8	0.73
Malmö, Fackelrosv.	2000	13.7	11.3	0.82
Malmö, Rådhuset	2000	16.5	13.5	0.82
	2001	18.7	12.0	0.64
	2002	18.1	11.5	0.64
	2004	15.9	10.0	0.63
	2005	17.5	11.2	0.64
	2006	18.2	12.3	0.68
	2007	16.6	11.4	0.69
Växjö	1999/2000	12.9	9.1	0.71
Göteborg, Femman	1999/2000	12.9	9.5	0.74
	2006	23.2	11.0	0.47
	2007	19.7	10.6	0.54
Stockholm, Rosenlundsgatan	2000	17.5	10.8	0.62
	2001	17.5	10.6	0.61
	2002	18.3	10.7	0.58
	2003	17.8	11.0	0.62
	2004	17.3	10.7	0.62
	2005	18.8	11.2	0.60
Stockholm, Torkel Knutssonsg.	2006	19.0	11.6	0.61
	2007	16.7	9.1	0.54
Umeå	2000	11.0	6.4	0.58
	2006	18.0	9.0	0.50
Lycksele	1999/2000	14.3	9.5	0.66
Malmö, Dalaplan	2006	22.5	13.0	0.58
	2007	20.7	11.3	0.55

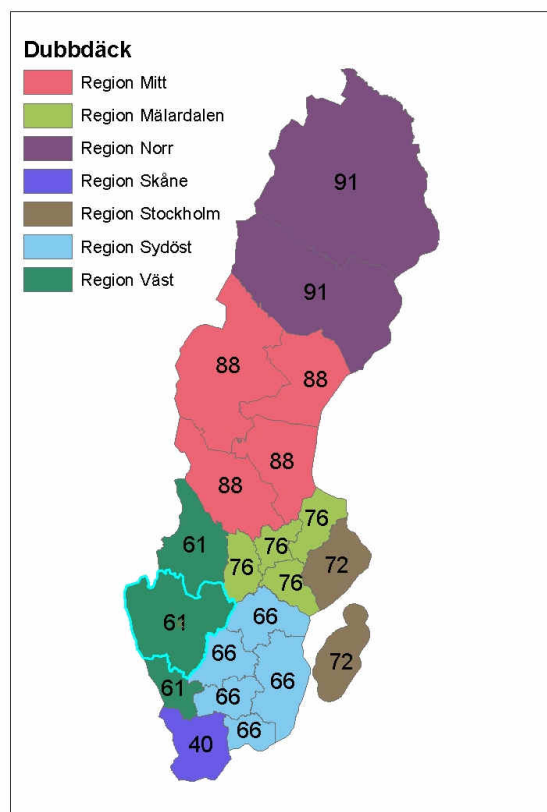
Fortsättning på Tabell B

Malmö, Oxie	2002	21.9	13.3	0.61
Malmö, Wowragården	2001	15.8	9.9	0.63
Kristianstad	2006	29.7	20.9	0.70
Göteborg, Gårda	1999/2000	27.9	13.4	0.48
	2006	31.2	14.8	0.47
	2007	28.4	13.2	0.46
Göteborg, Haga	2007	26.9	11.7	0.43
Stockholm Hornsgatan	2000	46.6	16.8	0.36
	2001	47.0	16.1	0.34
	2002	47.3	18.3	0.39
	2003	41.0	19.4	0.47
	2004	41.1	16.4	0.40
	2005	42.5	16.0	0.38
	2006	37.7	15.9	0.42
	2007	41.7	13.2	0.32
Stockholm, Lilla Essingen	2006	36.8	13.4	0.36
	2007	29.7	10.4	0.35
Stockholm, Norrlandsgatan	2004	33.6	17.0	0.51
	2005	34.5	12.0	0.35
	2006	37.6	13.4	0.36
Stockholm, Sveavägen	2004	33.0	16.7	0.51
	2005	33.2	12.9	0.39
	2006	32.9	15.0	0.46
	2007	31.3	11.9	0.38
Uppsala, Kungsgatan	2006	29.9	12.9	0.43
Umeå, Storgatan	2000	19.6	10.5	0.54
Umeå, Västra Esplanaden	1999/2000	19.6	10.1	0.52
	2006	29.0	13.0	0.45

Appendix C: Dubbdäcksstatistik

Region	Dubbdäck				Dubbfria vinterdäck				Sommardäck			
	2007	2005	2002	2001	2007	2005	2002	2001	2007	2005	2002	2001
Skåne	47%	46%	40%	37%	47%	52%	51%	55%	6%	2%	9%	8%
Väst	74%	74%	61%	80%	23%	25%	38%	18%	4%	1%	2%	2%
Sydöst	62%	68%	66%	87%	36%	31%	32%	13%	2%	1%	2%	0%
Stockholm	69%	72%	76%	73%	29%	28%	19%	24%	2%	0%	5%	3%
Mälardalen	76%	81%	72%	76%	21%	18%	24%	23%	3%	1%	4%	1%
Mitt	84%	85%	88%	92%	16%	15%	12%	8%	0%	0%	1%	0%
Norr	89%	92%	91%	94%	11%	7%	9%	6%	1%	1%	0%	0%

Tabell 1: Uppmått andel som kör på respektive däcktyp i olika delar av Sverige i februari 2007 samt resultat från liknande tidigare undersökningar.



Figur 1. Fördelning av maximala andelar dubbdäck i landet (%), som används i modellen. Baserat på Däcksbranchens Informationsråds uppskattningar för februari 2002.

Däcksbranchens Informationsråd

<http://www.dackinfo.se/dack/infobasedl.asp?filerefid=353&meid=83>

Appendix D: Lokala haltbidrag av PM2.5 för olika emissionsscenarier

Tabell D. Beräknade lokala haltbidrag av PM2.5 som årsmedelvärde [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] för de trafikmiljöer och scenarier som beskrivs i Tabell 10, 12 och 13.

Gata	Scenario 1 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Scenario 2 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Scenario 3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Scenario 4 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Umeå/Västra Esplanaden	4.3	2.0	1.2	1.1
Stockholm/Hornsgatan	6.3	4.3	1.3	1.1
Göteborg/Gårda	2.7	1.4	1.1	0.98
Malmö/Amiralsgatan	2.6	1.1	1.1	0.98

SMHIs publiceringar

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

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

I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

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

- 19 Fredriksson, U. (1985)
Luktberäkningar för Bofors Plast i Ljungby, II.
 - 20 Wern, L., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - energicentralen.
 - 21 Krieg, R., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - kompletterande beräkningar för 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 Kvick, T. (1986)
Beräkning av vindenergitillgången på
några platser i Halland och Bohuslän.
- 23 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartals-
rapport 2/1986.
- 24 Persson, Ch. (SMHI), Rodhe, H.
(MISU), De Geer, L.-E. (FOA) (1986)
Tjernobylolyckan - En meteorologisk
analys av hur radioaktivitet spreds till
Sverige.
- 25 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Spendrups
bryggeri, Grängesberg.
- 26 Krieg, R. (1986)
Beräkningar av vindenergitillgången på
några platser i Skåne.
- 27 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar, SSAB.
- 28 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för ny ugn,
SSAB II.
- 29 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo
Hallsbergverken.
- 30 Fredriksson, U. (1986)
SO₂-halter från Hammarbyverket kring ny
arena vid Johanneshov.
- 31 Persson, Ch., Robertson, L., Häggkvist, K.
(1986)
Spridningsberäkningar, SSAB - Luleå-
verken.
- 32 Kindell, S., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för SAABs
planerade bilfabrik i Malmö.
- 33 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för
svavelsyrafabrik i Falun.
- 34 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Västhamns-
verket HKV1 i Helsingborg.
- 35 Persson, Ch., Wern, L. (1986)
Beräkningar av svaveldepositionen i
Stockholmsområdet.
- 36 Joelsson, R. (1986)
USAs månadsprognoser.
- 37 Vakant nr.
- 38 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Utemiljön vid Kvarnberget, Lysekil.
- 39 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar av freon 22 från
Ropstens värmepumpverk.
- 40 Fredriksson, U. (1986)
Vindklassificering av en plats på Hemsön.
- 41 Nilsson, S. (1986)
Utvärdering av sommarens (1986)
använda konvektionsprognoshjälpmedel.
- 42 Krieg, R., Kvick, T. (1986)
Vindmätningar i höga master.
- 43 Krieg, R., Fredriksson, U. (1986)
Vindarna över Sverige.
- 44 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp
vid ScanDust i Landskrona - bestämning
av cyanvätehalter.
- 45 Kvick, T., Krieg, R., Robertson, L. (1986)
Vindförhållandena i Sveriges kust- och
havsband, rapport nr 2.
- 46 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för en planerad
panncentral vid Lindsdal utanför Kalmar.
- 47 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BMs
fabrik i Landskrona.
- 48 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för ELMO-CALFs
fabrik i Svenljunga.
- 49 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp
från syrgas- och bensenupplag inom SSAB
Luleåverken.
- 50 Wern, L., Fredriksson, U., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i
Tidaholm.
- 51 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BM ABs
anläggning i Braås.
- 52 Ericson, K. (1986)
Meteorological measurements performed
May 15, 1984, to June, 1984, by the
SMHI.

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

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



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