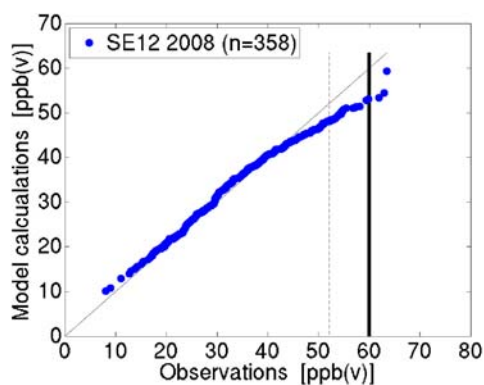
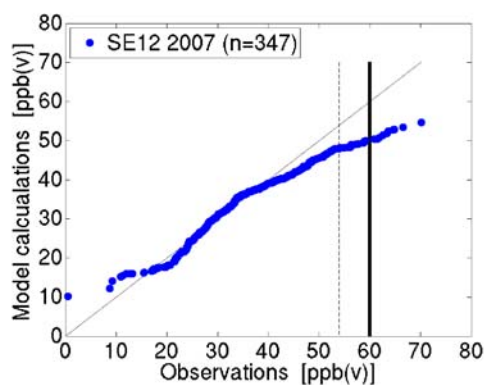
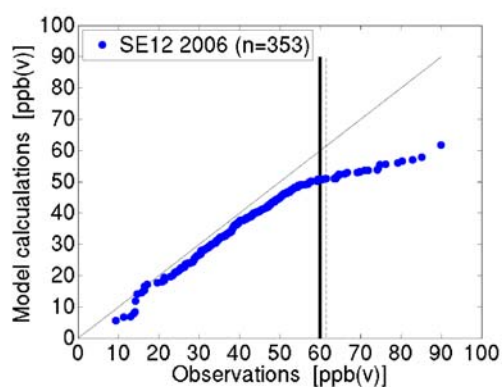
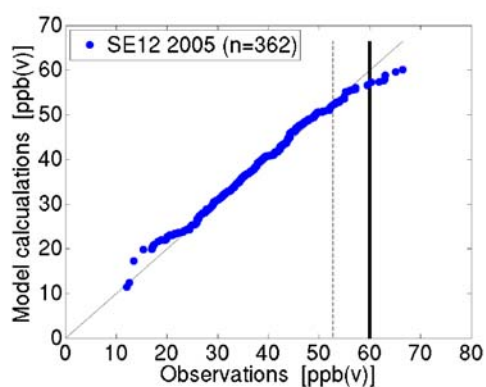


Modellering av Marknära Ozon

Regionala och högupplösta tillämpningar av MATCH

Magnuz Engardt, Camilla Andersson och Robert Bergström



Omslagsbild: Kvantil-kvantil diagram för dygnsmaximum av glidande 8-timmars medelkoncentration av marknära ozon vid Aspvreten för åren 2005 t.o.m. 2008. Heldragen tunn linje representerar 1:1 förhållandet, streckad linje är 93.15-percentilen av mätdata för respektive år, tjock svart linje är målvärdet för skydd för människors hälsa, 60 ppb(v). Antal dagar med giltiga dygnsmaximum-koncentrationer (n) för respektive år framgår i panelerna.

...

METEOROLOGI Nr 145, december 2010

Modellering av Marknära Ozon

Regionala och högupplösta tillämpningar av MATCH

Magnuz Engardt, Camilla Andersson, Robert Bergström

FÖRORD

Innevarande studie har finansierats av Naturvårdsverket.

Rapporten utgör redovisning av uppdraget ”Högupplösta beräkningar av ozonhalter och ozonflöde till vegetationen”. Överenskommelse 503 0907, dnr 235-7677-09Me.

Sammanfattning

- Höga halter av marknära ozon uppträder i Sverige framförallt under våren och sommaren i de sydvästra delarna av landet.
- SMHI:s regionala spridningsmodell, MATCH, klarar Luftdirektivets krav på modellkvalitet för ozon i svensk bakgrundsluft. Detta gäller både för en Europaskalig tillämpning med $44 \times 44 \text{ km}^2$ stora gridrutor samt en högupplöst tillämpning med $5 \times 5 \text{ km}^2$ stora gridrutor.
- En högupplöst modell ger marginell förbättring av de statistiska måtten som beskriver modellens förmåga att beräkna marknära ozon.
- Lokalt bidrag till överskridanden (i förorter) är troligen inte ett problem i Sverige.
- Även om MATCH-modellen klarar Luftdirektivets krav på modellkvalitet klarar den inte alltid av att beskriva episoderna med de allra högsta halterna. Detta är en allvarlig brist i modellsystemet.
- Bättre information om utsläpp av ozongenererande ämnen, i framför allt östra Europa, och förbättringar av modellens beskrivning av vertikal omblandning och deposition kan förmodligen förbättra möjligheterna att fånga de högsta ozonhalterna.
- 2-dimensionell variationell analys kan vara ett verktyg att få en geografiskt täckande uppskattning på marknära ozon över Sverige, speciellt på måtten AOT40 och överskridandedagar.
- Modellresultat, i form av MATCH-fält och 2-dimensionellt variationellt analyserade fält, kan användas som komplement till mätningar.

Summary

- High concentrations of near-surface ozone in Sweden occur predominantly during spring and summer in the Southwestern part of the country.
- SMHI's regional dispersion model, MATCH, complies with the Air Quality Directive on model quality for ozone in the background air of Sweden. This applies both to a European scale application with $44 \times 44 \text{ km}^2$ grid squares as well as a high-resolution application with $5 \times 5 \text{ km}^2$ grid squares.
- High-resolution modelling marginally improves the statistical scores that describe model quality.
- Local contribution to ozone exceedances (in suburbs) is probably not a problem in Sweden
- Although the MATCH model meets the Air Quality Directive's demands on model quality does it occasionally miss the episodes with the highest concentrations. This is a severe shortcoming in the modelling system.
- More accurate information about the emissions of ozone producing substances, in particular in Eastern Europe, and improvements in the model's description of vertical mixing and deposition is probably needed to improve the model.
- Two-dimensional variational data analysis could be a tool to achieve a more accurate geographical coverage of ozone-fields in Sweden. This applies, in particular, for AOT40 and number of days exceeding a threshold.
- MATCH results, including two-dimensional variational data analysis, can be used in combination with measurements to monitor near-surface ozone in Sweden.

Innehållsförteckning

1	BAKGRUND	1
2	SYFTE	1
3	METODIK	2
3.1	Modellosäkerhet.....	2
3.2	Mätdata	4
3.3	Modellsimuleringar	5
3.3.1	MATCH-Europa.....	6
3.3.2	Högupplöst MATCH	6
3.3.3	Två-dimensionell dataanalys.....	6
4	RESULTAT OCH DISKUSSION	7
4.1	Utvärdering av modellerad bakgrundshalt i MATCH-Europa.....	7
4.1.1	Dygnsmaximum av glidande 8h-medelvärden	7
4.1.2	AOT40	8
4.1.3	Klassiska valideringsmått.....	9
4.2	Rums- och tidsvariation av marknära ozon i MATCH-Europa	10
4.3	Högupplöst modellering av ozon.....	14
4.4	Bidrar Sveriges storstäder till förhöjda ozonhalter i förorter?	16
4.5	Kombinera modellerade fält med observationer för en bättre uppskattning av marknära ozon	19
5	SAMMANFATTANDE DISKUSSION	23
5.1	Kan MATCH användas som kompletterande utvärderingsmetod för marknära ozon i Sverige?.....	23
5.2	Förbättrade effektuppskattningar med 2dvar?	24
5.3	Behövs mätningar av marknära ozon i förort?	24
5.4	Nationell miljöövervakning av marknära ozon.....	25
6	SLUTSATSER	25
7	REFERENSER.....	26
	Figur A1 - A9	29

1 Bakgrund

I EU-direktivet om luftkvalitet, 2008/50/EG, fastställs bland annat hur många mätstationer för marknära ozon som varje medlemsland skall ha och i vilka områden (zoner) dessa skall vara placerade. Eftersom det nuvarande långsiktiga målet för skydd av människors hälsa (dygnsmaximum av glidande 8-timmars medelvärde av ozon) och för skydd av växtlighet (AOT40 beräknat för maj-juli) regelbundet överskrids i Sverige, måste föreskrivet antal stationer upprättas.

Direktivet säger att Sverige skall ha ca 30 mätstationer för marknära ozon – att jämföras med dagens 8 stationer. Direktivet tillåter dock ett lägre antal stationer, förutsatt att kompletterande information används.

SMHI använder och vidareutvecklar en fotokemisk spridningsmodell, MATCH (Multiple-scale Atmospheric Transport and CHemistry modelling system, Robertson m.fl. 1999; Andersson m.fl. 2007). Europatäckande uppsättningar av modellen används rutinmässigt både för kartläggning av luftmiljösituationen i Sverige (MATCH-Sverigesystemet) och för att göra prognoser av halten luftföroreningar de kommande dagarna (http://www.airviro.smhi.se/MAQS/maqs/aq/aq_1.1/mapview/index.html). Spridningsberäkningar är indata- och datorresurskrävande. Fram till nyligen har det knappast varit möjligt att modellera ozon på hög upplösning över Sverige på grund av begränsade datorresurser.

I innevarande studie ämnar vi dels undersöka möjligheten att förbättra modell-simuleringar av ozon genom att öka upplösningen i beräkningarna samt jämföra kvaliteten i de grövre Europa-simuleringarna och i de högupplösta simuleringarna. Vidare undersöker vi orsaken till skillnader mellan modellerade och uppmätta ozonhalter. Slutligen använder vi en högupplöst uppsättning av modellen tillsammans med mätdata för att studera ozonhalter i och omkring en storstad, för att utreda om en förhöjning av marknära ozon existerar där.

2 Syfte

Syftet med denna studie är framförallt att undersöka huruvida SMHI:s regionala spridningsmodell klarar att reproducera tillgängliga mätningar av ozon i bakgrundsluft, och om modellen därmed är lämplig som en kompletterande utvärderingsmetod för marknära ozon i Sverige.

Enligt EU:s Luftdirektiv skall mätningar även utföras i förorter för att övervaka lokal ozonbildning. I denna studie undersöker vi också om det finns någon förhöjning av ozon i Stockholmsregionen.

3 Metodik

3.1 Modellosäkerhet

I EU:s Luftdirektiv (2008/50/EG) diskuteras modellosäkerhet. Modellosäkerheten definieras som den maximala avvikelser mellan beräknad och uppmätt koncentration vid 90 % av de tillgängliga mätplatserna. Modellerade och uppmätta halter skall jämföras över det tidsintervall som nämns i definitionen av målvärdet, utan att ta hänsyn till tidsföljden. Modellosäkerheten skall bestämmas för halter nära målvärdet. ”90 % av de tillgängliga mätplatserna” skall tolkas som att man minst måste ha 10 stycken stationer för att kunna exkludera data från en station.

Hur de uppgivna modellkvalitetskraven skall omsättas i praktiken är inte självklart. Vi väljer att utvärdera SMHI:s spridningsmodell genom att använda de mått som föreslås av FAIRMODE (Denby m.fl. 2010; <http://fairmode.ew.eea.europa.eu/>). FAIRMODE är ett initiativ från *European Environment Agency* (EEA) och *European Commission Joint Research Centre* (JRC) för att harmonisera och kvalitetssäkra modellen användningen i anslutning till Luftdirektivet. FAIRMODE rekommenderar måtten *Relative Percentile Error* (RPE) och *Relative Directive Error* (RDE) för att utvärdera en modells förmåga att reproducera mätningar.

MRPE (*Maximum RPE*) beräknas enligt följande:

1. För varje mätstation och tidpunkt, extrahera motsvarande modellerade värde i den grid-punkt där mätstationen är placerad. Gå igenom mätdata; i de fall data saknas, tag bort det modellerade värdet som gäller vid tidpunkten för saknade mätdata.
2. För varje mätstation, plotta de kvarvarande modellerade och uppmätta värdena storleksorterade (dvs. det högsta modellerade mot det högsta uppmätta, det näst högsta modellerade mot det näst högsta uppmätta, osv.) i ett s.k. kvantil-kvantil diagram.
3. Identifiera, vid varje mätstation, den mätning, O_p , som ligger närmast den percentil (p) som gäller för tillåtet antal överskridanden av målvärdet.
(*Exempel:* Dygnsmaximum av glidande 8-timmars medelvärde av ozon får överträda $120 \mu\text{g m}^{-3}$ 25 dagar per år
 $\Rightarrow p=1-(25/365)=0.9315$; dvs. det värde som är 93.15 % av maximalt uppmätt.)
4. Finn det modellerade värde, M_p , som hänger ihop med denna observation i kvantil-kvantil diagrammet.
5. För varje mätstation, beräkna det normaliserade felet vid den tillåtna percentilen, RPE:

$$\text{RPE} = \frac{|O_p - M_p|}{O_p} \quad (1)$$

6. MRPE för ett visst år är maximum av de stationsvisa RPE.

MRDE (*Maximum RDE*) beräknas enligt följande:

1. För varje mätstation och tidpunkt, extrahera motsvarande modellerade värde i den grid-punkt där mätstationen är placerad. Gå igenom mätdata; i de fall data saknas, tag bort det modellerade värdet som gäller vid tidpunkten för saknade mätdata.
2. För varje mätstation, plotta de kvarvarande modellerade och uppmätta värdena storlekssorterade i ett kvantil-kvantil diagram.
3. Identifiera, vid varje mätstation, den mätning, O_{LV} , som ligger närmast målvärdet, LV .
4. Finn det modellerade värde, M_{LV} , som hänger ihop med denna observation i kvantil-kvantil diagrammet.
5. För varje mätstation, beräkna det normaliserade felet vid målvärdet, RDE:

$$RDE = \frac{|O_{LV} - M_{LV}|}{LV} \quad (2)$$

6. MRDE för ett visst år är maximum av de stationsvisa RDE.

Målvärdet för skydd av människors hälsa är dygnsmaximum av glidande 8-timmars medelvärde, som inte får överskrida $120 \mu\text{g m}^{-3}$ ($\sim 60 \text{ ppb(v)}$) fler än 25 gånger per år (räknat som medelvärde över 3 år). Detta innebär att vi, för att forma RPE, är intresserade av modellkvaliteten för 8-timmars medelvärden i 93.15-percentilen av mätdata.

Målvärdet för skydd av växtlighet är AOT40, beräknat under dygnets ljusaste halva, under tremånadersperioden maj-juli. Denna storhet beräknas som ett värde per år och tillåter inga överskridanden. RDE för AOT40 beräknas då (för varje station och år) från varje giltigt datapar enligt ekvation 2.

Kvalitetskravet (tillåten osäkerhet för spridningsmodeller) för en spridningsmodell är enligt Luftdirektivet, för marknära ozon, 50 % (timmedelvärde och dygnsmaximum av löpande 8-timmars medelvärde). För AOT40 finns inget värde angivet, vi antar att 50 % (med tolerans av enstaka överskridanden) även gäller för AOT40.

FAIRMODE nämner även andra statistiska mått, t.ex. *Correlation coefficient* (korrelationskoefficient, r), *Fractional bias* (relativ avvikelse), *Root mean square error* (RMSE) och *Normalized mean square error* samt olika grafiska metoder att analysera modellkvaliteten. I en rad tidigare studier har MATCH-modellen framgångsrikt utvärderats mot dessa mått med avseende på marknära ozon samt partiklar och kväve- och svavelämnen i Europa (t.ex. Andersson m.fl. 2007). MATCH-modellen har även jämförts med andra liknande spridningsmodeller (Vautard m.fl., 2006; van Loon m.fl. 2007; Carmichael m.fl., 2008) och befunnits vara en av de modeller som bäst reproducerar mätningar med dessa traditionella statistiska mått.

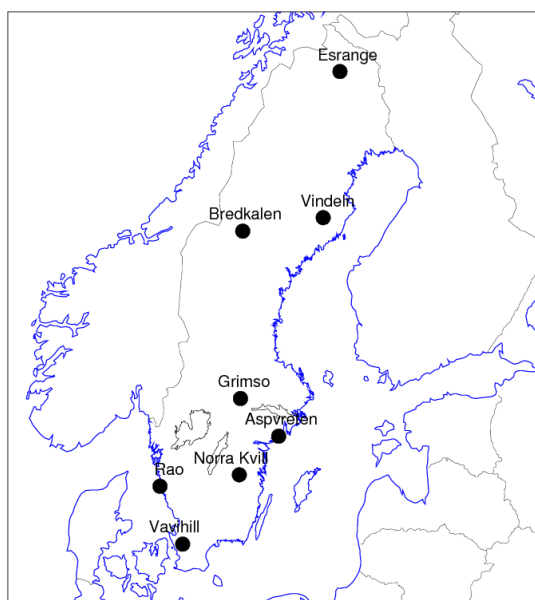
Med denna bakgrund identifierar vi därför ett behov av att utvärdera modellen specifikt för måtten RPE och RDE över Sverige. Vi kommer även att presentera resultat från studier av avvikelse och korrelation.

Det finns flera skillnader mellan RPE, RDE, korrelationskoefficient och bias. RPE och RDE är båda baserade på modellens förmåga att återskapa variabilitet i mätningarna –utan hänsyn till när de höga, respektive låga, värdena observeras. RPE beskriver modellens förmåga att reproducera observationerna givet ett visst antal tillåtna överskridanden av gränsvärdet (dvs. vid en viss percentil). RDE beskriver istället modellens förmåga att representera verkligheten i området kring gränsvärdet. Notera att om observationer visar lägre halter än gränsvärdet, så tillåts ett större modellfel. Båda RPE och RDE är alltså anpassade efter given lagstiftning.

Korrelation och bias används för att undersöka modellens förmåga att fånga variation precis som den sker i verkligheten. Korrelationen kan gälla rumslig variation över ett område (jämförelse av värden på olika platser), eller tidsvariation vid en viss station (klarar modellen av att beskriva episoder med höga respektive låga värden). Bias visar på avvikelser från medelvärde (eller annat statistiskt centrum-mått).

3.2 Mätdata

Vi utgår från entimmes (1h) medelvärden av marknära ozon för att forma de storheter som beskriver de målvärden som gäller för ozon till skydd av människors hälsa och för skydd av växtlighet. Vi utvärderar modellen vid de 8 svenska EMEP¹-stationer som mäter och rapporterar marknära ozon enligt ”referensmetoden” (UV-absorptionsfotometri). Det underliggande antagandet är att dessa stationer representerar bakgrundsluften i Sverige, och om modellen klarar av att reproducera mätdata vid dessa platser är det också troligt att den gör det vid mellanliggande platser – där mätdata saknas. Figur 1 visar placeringen av de svenska EMEP-stationerna. Som framgår av kartan finns stationer i såväl nordligaste som sydligaste Sverige men stationstätheten är gles.



Station	Kod	Latitud	Longitud
Esrange	SE13	67.88	21.07
Vindeln	SE35	64.25	19.77
Bredkälén	SE05	63.9	15.3
Grimsö	SE39	59.72	15.5
Aspvreten	SE12	58.8	17.38
Norra Kvill	SE32	57.82	15.57
Råö	SE14	57.40	11.93
Vavihill	SE11	56.02	13.15

Figur 1. Placering och namn på de svenska EMEP-stationerna som används vid modellutvärderingen i denna rapport.

¹ European Monitoring and Evaluation Programme (www.emep.int)

Kvalitetsgranskade 1h-medelvärden av ozon vid de svenska EMEP-stationerna för åren 2005-2008 har erhållits från IVL (Svenska Miljöinstitutet AB; kontaktperson Annika Svensson). För varje station har vi beräknat ett årligt AOT40 och maximum av glidande åttatimmars (8h) medelvärde för varje dag under året.

AOT40 definieras som den ackumulerade summan av alla 1h-ozonhalter över 40 ppb(v) under perioden 1 maj t.o.m. 31 juli. Summan beräknas på ozonkoncentrationerna under dagtid (8:00 – 20:00 svensk normaltid). AOT40 är känsligt för saknade data; för att kompensera för saknade mätningar skalas det framräknade AOT40^{icke-korrigerat} enligt,

$$\text{AOT40} = \frac{n_{\text{tot}}}{n_{\text{valid}}} \text{AOT40}^{\text{icke-korrigerat}} \quad (3)$$

där n_{tot} är det totala antal timmar under 3-månadersperioden som AOT40 skall beräknas över ($12 \times (31+30+31) = 1104$) och n_{valid} antalet timmar med giltiga observationer. Modellens värde på AOT40 behöver ej korrigeras, eftersom modellen har 100 % data-täckning. Ett alternativt tillvägagångssätt, för att utvärdera modellkvaliteten, vore att bara beräkna AOT40 för de timmar då det finns observationer. Detta skulle dock resultera i inkorrekta (underskattade) AOT40-värden och har därför inte gjorts.

Dygnsmaximum av glidande 8h-medelvärde beräknas som maximum av de sjutton hela åttatimmars medelvärden som är möjliga att forma varje dygn. Så länge det finns minst en observation under respektive 8-timmars period anser vi det 8h-medelvärdet definierat.

3.3 Modellsimuleringar

Spridningsmodellen MATCH är en tredimensionell Eulersk ("gridpunktsbaserad") kemi- och transportmodell. Den är SMHI:s grundpelare i såväl Svensk nationell miljöövervakning (MATCH-Sverige systemet; Persson m.fl., 2004) samt i studier av europeisk, svensk och mer avlägsen luftmiljö (se, till exempel, Andersson m.fl., 2009; Gidhagen m.fl., 2005; Engardt, 2008). Modellen har tillämpats på många olika skalor, från grova skalor över hela kontinenter till högre upplösning över städer. MATCH inkluderar fysikaliska och kemiska processer som styr utsläpp, atmosfärisk transport och spridning, kemisk omvandling samt våt- och torrdeposition av en rad luftföroreningar. Modellen innehåller en fotokemisk modul (ca 70 kemiska komponenter och 130 kemiska reaktioner). För detaljer om modellens uppbyggnad se t.ex. Robertson m.fl. (1999), Langner m.fl. (1998) och Andersson m.fl. (2007).

Naturliga emissioner av isopren (ett flyktigt organiskt ämne) beräknas i modellen; källstyrkan är beroende av meteorologiska förhållanden och vegetationstyp. Antropogena emissioner har en inbyggd tidsvariation. Som drivande meteorologi i alla simuleringar använder vi SMHI:s väderprognosmodell HIRLAM:s² operationella simuleringar av väderutvecklingen i Europa.

Den vertikala upplösningen av modellen varierar med höjden, med 60 m i lägsta skiktet och mäktigare lager högre upp. Då marknära ozon minskar nära marken på grund av upptag av växtlighet och mark (torrdeposition) är det viktigt att använda sig av ett värde

² HIRLAM, **H**igh **R**esolution **L**imited **A**rea **M**odel, är en numerisk väderprognosmodell utvecklad av SMHI tillsammans med ett flertal europeiska länder som också använder modellen.

på ozonhalten som bättre representerar marknära ozon än medelhalt i lägsta skikt. I denna studie använder vi en nedräkning till 3 m över marken, där beräkningen baseras på marktyp (torrdepositionshastigheten) och meteorologiska förhållanden (atmosfärens stabilitet nära marken).

3.3.1 MATCH-Europa

För modellutvärderingen av ozon i bakgrundsluft använder vi en uppsättning av MATCH som täcker hela Europa med 44×44 km² stora gridrutor. Det är viktigt att modellstudier av marknära ozon över Sverige baseras på modellberäkningar som inkluderar hela Europa eftersom ozon till stor del bildas genom atmosfärkemiska reaktioner som involverar NO_x och kolväten utsläppta i andra delar av Europa. Vi kommer att hänvisa till resultaten från denna studie som MATCH-Europa.

3.3.2 Högupplöst MATCH

I en högupplöst studie av Stockholmsregionen tillämpas modellen på en upplösning av 5×5 km² på ett område täckande Stockholms, Uppsala, Västmanlands och Södermanlands län samt delar av angränsande län (inklusive städerna Linköping, Norrköping, Örebro, Gävle, Falun och Borlänge). För den högupplösta studien av Stockholmsregionen använder vi resultat från en studie av året 2003. Den högupplösta modellen drivs av detaljerade emissioner i modellområdet och luftföroreningskoncentrationer på randen från en Europa-skala MATCH simulering (s.k. envägs-nestling). För en detaljerad beskrivning av modelluppsättningen se Bergström (2008). Vi kommer att hänvisa till resultaten från denna studie som MATCH-HU.

3.3.3 Två-dimensionell dataanalys

För att få en bättre uppskattning av koncentrationen av marknära ozon i bakgrundsluft kan även assimilationsmetodik användas. Inom miljöövervakning för kväve och svaveldeposition används 2-dimensionell variationell dataanalys (Persson m.fl., 2004). Detta är en metodik där kvalitetsgranskad mätdata och haltfält från modellsimuleringar kombineras. Syftet är att geografiskt sprida mätningarna, vilka man oftast har stor tilltro till kvalitativt, men som inte har geografisk utsträckning.

Med hjälp av de bakgrundstationer som finns tillgängliga skiftas det beräknade fältet så att halten i observationspunkten motsvaras av mätvärdet men närmar sig modellfält och övriga stationers värden med avståndet från mätstationen. I metodiken ingår att man anger hur mycket man tror på mätningar respektive modell; normalt är en högre tilltro till mätvärdet i en mätstation än till modellens resultat. I vår metodik är 2-dimensionell variationell analys (2dvaranalys) genomförd, vilket här innebär att modellvärden i första modellnivå (0-60m) jämförs mot observationer vid varje tidssteg (timma).

Det är viktigt att man i 2dvaranalys sprider relevant information lagom långt. I metodiken ingår ett antagande om att mätningens värde är representativt för ett större område kring mätstationen. Mätningar i urban miljö kan därför inte användas då där är skarpare gradienter (en minskning i halter av ozon nära primära källor – då primära NO_x emissioner minskar halten). I närheten av tätorter lämpar sig inte 2dvaranalys som metodik att förbättra skattningarna av ozon.

Däremot kan mätningar från regionala bakgrundsstationer, med vissa begränsningar i resultaten, användas till en 2dvaranalys av regional bakgrund. Mätningen i den regionala bakgrundsstationen måste räknas upp till en nivå som är mindre beroende av lokala variationer. Denna uppräkningsmetod beror av gränsskiktets stabilitet/omblandning. Vi har här

räknat upp mätvärdet till första modellnivå, varpå analysen utförs. Notera att hänsyn inte har tagits till varierande marktyp, förutom genom att halterna i modellen påverkats av markanvändningen genom torrdeposition och omblandning. Olika material reagerar olika effektivt med ozon. Över havet är det väldigt låg torrdeposition, medan den är mer effektiv i skogsmark, speciellt på sommaren. Detta betyder att den variationella analysen kan införa fel, speciellt nära kusterna och över havet.

Här har vi genomfört 2-dimensionell variationell analys av de grövre upplösta ozonfälten från modellsimuleringen över Europa. Vi kommer att hänvisa till resultaten från denna studie som MATCH-2dvar.

4 Resultat och Diskussion

4.1 Utvärdering av modellerad bakgrundshalt i MATCH-Europa

4.1.1 Dygnsmaximum av glidande 8h-medelvärden

Fig. A1-A8 i Appendix visar årsvisa kvantil-kvantil diagram för dygnsmaximum av glidande 8h-medelvärden av marknära ozon. I modellen motsvaras detta av halten i lägsta skikt nedräknat till 3 m. Kvantil-kvantil diagrammet illustrerar hur variationen av marknära ozon, vid en viss station, beskrivs i modellen jämfört med mätdata (utan hänsyn till tidsföljden inom ett visst år). Figuren visar att det råder mycket god överensstämmelse mellan modellerat och uppmätt dygnsmaximum av 8h-medelvärden av marknära ozon. Modellen klarar dock inte alltid av att beskriva de allra lägsta värdena, och den har en tendens att underskatta de högsta halterna.

RPE beräknat på dygnsmaximum av 8h-medelvärden vid 93.15-percentilen för olika bakgrundsstationer i Sverige är väsentligt bättre än 50 % avvikelse, se Tabell 1. Maximum av RPE (MRPE) för de fyra undersökta åren varierar mellan 8 % och 18 %. RDE för dygnsmaximum av 8h-medelvärde är oftast sämre än RPE (se Tabell 2). MRDE håller sig dock väl under 50 % för de undersökta åren.

Datamaterialet är för litet för att säkert avgöra om modellen har större problem vid någon enskild mätstation. Ur tabellerna går det dock att skönja att modellosäkerheten är något större vid Aspvreten (SE12) och mindre vid Vindeln och Råö (SE35 och SE14) för de fyra undersökta åren.

Tabell 1. RPE och MRPE (%) vid svenska bakgrundsstationer för dygnsmaximum av glidande 8h-medelvärden (vid 93.15-percentilen) för 2005-2008.

	SE13	SE35	SE05	SE39	SE12	SE32	SE14	SE11	MRPE
2005	17.8	0.4	1.0	0.0	0.9	3.0	6.5	0.1	17.8
2006	0.6	1.0	6.3	4.7	17.1	5.9	1.5	12.1	17.1
2007	3.0	1.5	3.6	1.2	11.0	7.3	3.2	5.3	11.0
2008	3.2	0.2	7.4	3.7	7.7	7.7	0.6	5.8	7.7

Tabell 2. RDE och MRDE (%) vid svenska bakgrundsstationer för dygnsmaximum av glidande 8h-medelvärden för 2005-2008.

	SE13	SE35	SE05	SE39	SE12	SE32	SE14	SE11	MRDE
2005	16.4	4.6	0.8	4.6	4.9	0.4	4.2	4.9	16.4
2006	14.9	15.8	9.6	12.6	14.6	10.8	5.2	12.9	15.8
2007	8.2	10.9	3.5	10.5	15.4	12.7	6.0	10.8	15.4
2008	2.2	3.0	6.5	8.1	11.3	12.4	6.4	7.4	12.4

4.1.2 AOT40

För AOT40 har vi inte beräknat RPE eftersom målvärdet inte tillåter något överskridande. RDE blir då beloppet av differensen mellan det modellerade och uppmätta AOT40 vid varje station dividerat med målvärdet, 9000 ppb(v)·h. Tabell 3 visar RDE och MRDE för AOT40 vid de 8 svenska EMEP stationerna. Vid tre av de fyra analyserade åren är det Aspvreten (SE12) som står för det högsta RDE-värdet.

RDE för AOT40 är oftast högre än för dygnsmaximum av 8h-medelvärdet (jämför med Tabell 2) vilket illustrerar svårigheten att reproducera ett mått som beror av ett tröskelvärde. MRDE för AOT40 överskrider i ett fall 50 %, nämligen för 2006 som var ett år med några ovanligt starka ozonepisoder; speciellt vid Aspvreten där de uppmätta ozonhalterna var mycket höga även jämfört med övriga Nordeuropa (se t.ex. EEA 2007). I Appendix, Fig. A9, presenteras korrelationsdiagram för AOT40 för de fyra åren med tillgängliga modellresultat och mätdata vid respektive mätstation. Figuren visar att det inte föreligger några systematiska avvikelser mellan beräknat och observerat AOT40. Från figuren kan också utläsas att AOT40 överskrider det långsiktiga målet för skydd av växtlighet, 3000 ppb(v)·h, vid de flesta svenska bakgrundsstationerna, men att målvärdet för skydd av växtlighet, 9000 ppb(v)·h (som genomsnitt för en femårsperiod) klaras vid alla svenska bakgrundsstationer under den undersökta fyraårsperioden.

Tabell 3. RDE och MRDE (%) vid svenska bakgrundsstationer för 3-månaders AOT40 för 2005-2008. Observerade AOT40-värden har korrigerats enligt Ekvation 3.

	SE13	SE35	SE05	SE39	SE12	SE32	SE14	SE11	MRDE
2005	26.3	7.7	13.2	16.1	7.7	22.2	44.8	29.1	44.8
2006	17.7	20.5	1.9	16.6	70.3	17.6	2.2	13.1	70.3
2007	0.3	2.1	12.6	4.8	38.2	1.5	12.0	7.9	38.2
2008	0.9	14.3	2.3	7.9	20.0	14.3	9.6	9.2	20.0

4.1.3 Klassiska valideringsmått

I Tabell 4a-c visas resultaten av modellvalidering med avseende på modellavvikelse (relativ bias) och korrelation (r) för 1h-halter och dygnsmaximum av glidande 8h-medelhalter av ozon. Genomsnittsresultat för Sverige ges i Tabell 4a och resultat för de enskilda mätstationerna i Tabell 4b och c. De genomsnittliga ozonhalterna i modellen avviker relativt lite från de observerade halterna i Sverige för åren 2006-2008; för 2005 överskattar modellen ozonhalterna med i genomsnitt ca 6-7%.

Korrelationskoefficienten visar hur väl modellen fångar tidsvariationen av halterna id respektive station. Korrelationen för dygnsmax av 8h-medelhalten ligger i intervallet 0.68-0.90 för samtliga svenska stationer för alla de studerade åren (Tabell 4c). Säsongs- och dygn-till-dygn-variationen i ozonhalterna beskrivs alltså tämligen väl av modellen.

Även tidigare studier och jämförelser med andra europeiska modeller har visat att MATCH-modellen beskriver variationen och magnituden av bakgrundsfältet av marknära ozon jämförelsevis bra över Sverige och större delen av Europa (se till exempel van Loon m.fl., 2007).

Tabell 4a. Uppmätta och modellberäknade årsmedelhalter av marknära ozon (entimmeshalter och dygnsmax av åttatimmarsmedelvärden, i ppb(v)) för åren 2005-2008. Modellbias (%) och korrelationskoefficienter (r) redovisas också. Medelvärden för de åtta svenska EMEP-stationerna.

	Uppmätt 1h-halt [ppb(v)]	Beräknat 1h-halt [ppb(v)]	Uppmätt dygns- max av 8h-halt [ppb(v)]	Beräknat dygns- max av 8h-halt [ppb(v)]	Genom- snittlig bias 1h-halt	Genom- snittlig bias dygns- max av 8h-halt	Genom stittlig korre- lation 1h-halt	Genom stittlig korre- lation dygns- max av 8h-halt
2005	29.6	31.7	34.9	37.2	7.2%	6.4%	0.74	0.83
2006	31.2	31.7	37.2	37.0	1.8%	-0.6%	0.74	0.82
2007	29.6	30.3	34.9	35.4	2.3%	1.5%	0.74	0.80
2008	28.6	29.1	33.9	34.7	1.7%	2.4%	0.78	0.88

Tabell 4b. Medelavvikelse (beräknat - uppmätt halt) för årsmedel av dygnsmaximum av glidande 8h-medelkoncentration av marknära ozon vid de åtta svenska EMEP-stationerna för åren 2005-2008. Enhet: ppb(v). Relativ medelavvikelse visas inom parentes.

	SE13	SE35	SE05	SE39	SE12	SE32	SE14	SE11
2005	1.8 (5.4%)	2.6 (7.9%)	3.1 (9.6%)	2.7 (7.8%)	0.8 (2.1%)	2.3 (6.5%)	2.7 (7.2%)	1.9 (5.1%)
2006	-1.9 (-5.2%)	2.6 (7.7%)	2.3 (6.8%)	1.2 (3.3%)	-4.7 (-11%)	-1.2 (-3.0%)	1.3 (3.4%)	-1.5 (-3.9%)
2007	-2.2 (-6.3%)	3.1 (9.8%)	0.2 (0.6%)	1.4 (4.0%)	-1.3 (-3.5%)	1.4 (4.2%)	1.0 (2.9%)	0.4 (1.1%)
2008	-2.9 (-8.2%)	2.1 (6.6%)	1.5 (4.8%)	2.2 (6.9%)	0.1 (0.3%)	0.2 (0.5%)	0.6 (1.5%)	2.7 (8.1%)

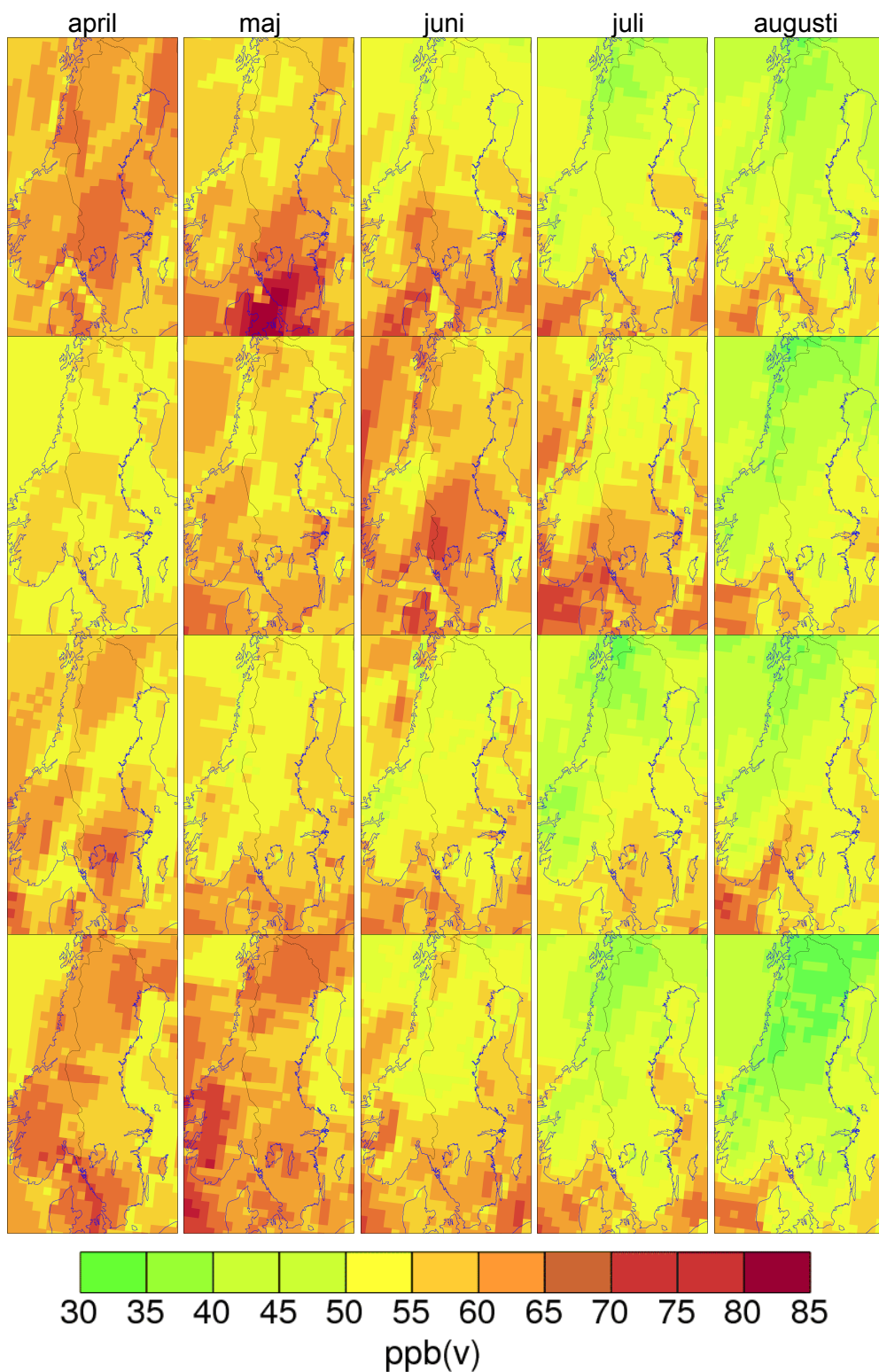
Tabell 4c. Korrelationskoefficienter (r) för dygnsmaximum av glidande 8h-medelkoncentration för marknära ozon vid de åtta svenska EMEP-stationerna för åren 2005-2008.

	SE13	SE35	SE05	SE39	SE12	SE32	SE14	SE11
2005	0.68	0.85	0.80	0.87	0.89	0.85	0.85	0.84
2006	0.77	0.80	0.83	0.84	0.85	0.84	0.84	0.77
2007	0.83	0.81	0.81	0.84	0.85	0.78	0.76	0.77
2008	0.86	0.89	0.87	0.90	0.90	0.84	0.89	0.89

4.2 Rums- och tidsvariation av marknära ozon i MATCH-Europa

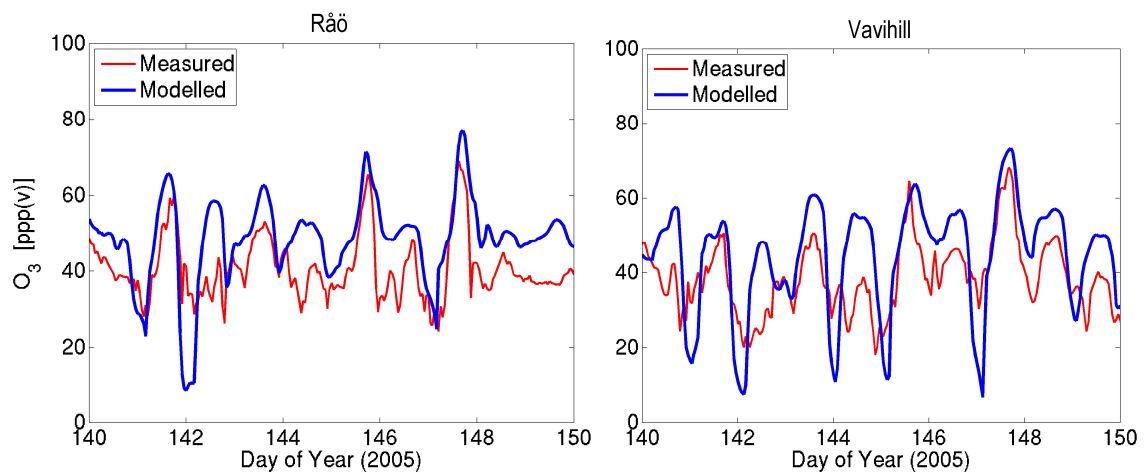
Analysen ovan indikerar att MATCH-Europa på ett tillfredsställande sätt beskriver bakgrundshalterna av ozon över Sverige. Vi använder därför den uppsättningen av modellen för att undersöka var och när höga halter uppkommer. Figur 2 visar modellerad maximal 1h-ozonkoncentration under vår och sommarmånaderna för åren 2005-2008. Kartorna visar ett utsnitt av det större Europa-domänet. Notera att bilderna inte visar en lägesbild av situationen vid en viss tidpunkt utan är ett montage där vi sökt högsta 1h-halten i respektive gridruta under respektive månad.

Figuren illustrerar den stora år-till-år variationen i marknära ozon, samt visar att de högsta halterna uppnås under april till juli i framförallt sydvästra Sverige. Vi noterar också att alla delar av Sverige kan drabbas av relativt höga ozonhalter (>60 ppb(v)). Ur figurerna går det inte att urskilja någon tydlig förhöjning av ozonhalten i anslutning till de större städerna i området (Oslo, Stockholm, Malmö-Köpenhamn).



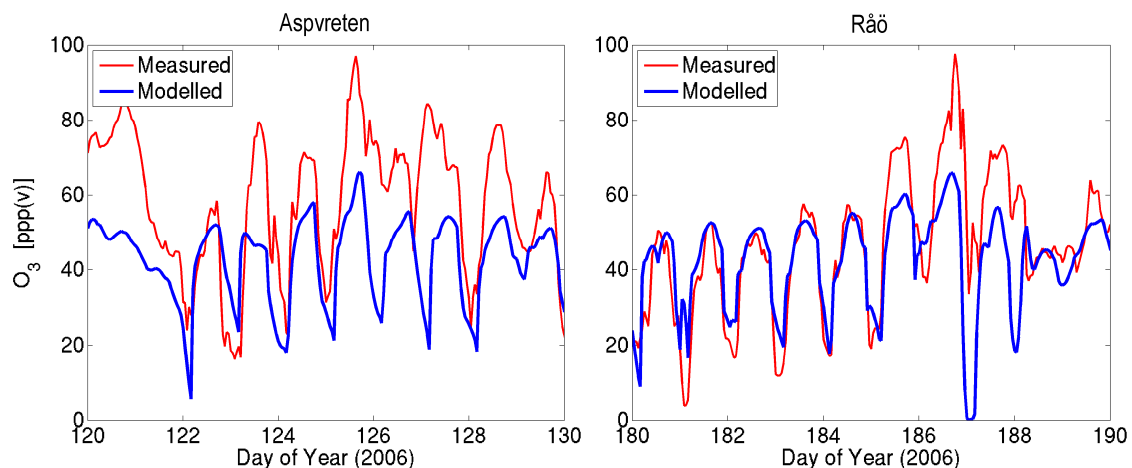
Figur 2. Maximum av modellerat ozon (1h-medelvärde) vid varje gridruta för varje månad under perioden april-augusti 2005 till 2008. Raderna representerar olika år och kolumnerna olika månader, med april 2005 i övre vänstra hörnet. Bilderna visar ett utsnitt av det fullständiga modellområdet som täcker hela Europa på 44 km × 44 km.

De allra högsta 1h-halterna av marknära ozon under perioden 2005-2008 uppträder, i modellen, under slutet av maj 2005 i södra Sverige. Som framgår av Figur 2 nås mer än 80 ppb(v) i Halland och angränsande områden i maj 2005. Råö har, i modellen, 77 ppb(v) och Vavihill 73 ppb(v) på eftermiddagen lördagen den 28 maj, 2005. Dessa värden överensstämmer väl med vad som uppmäts vid dessa stationer, se Figur 3 (notera också att modellen även reproducerar de nästan lika höga halterna den 26 maj och den inte lika höga nivån på eftermiddagen den 27 maj). Skillnaden i halt mellan dagarna är framförallt en följd av de meteorologiska förhållandena – som uppenbarligen beskrivs väl av HIRLAM-MATCH systemet.



Figur 3. Uppmätt och modellerad tidsserie av ozon (1h-medelvärde) vid Råö och Vavihill 21-30 maj 2005.

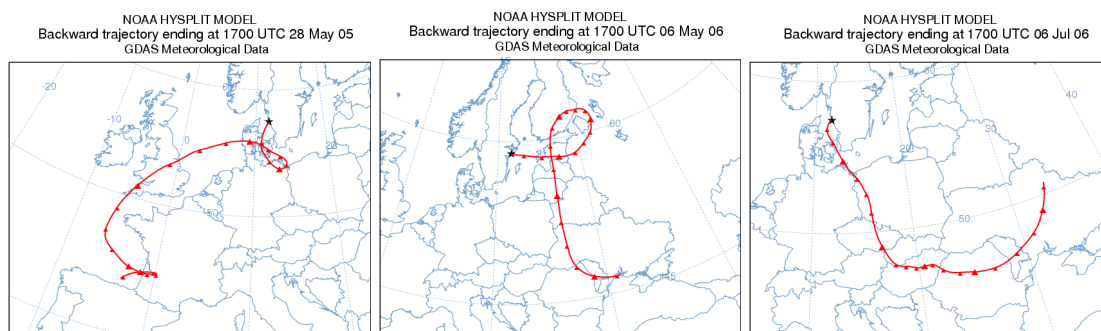
I Sjöberg m.fl. (2010) listas alla tillfällen mellan 1990 och 2007 med överskridanden av informationströskeln för ozon ($1\text{h-medelvärde} > 180 \mu\text{g m}^{-3}$, motsvarar $\sim 90 \text{ ppb(v)}$) vid svenska bakgrundsstationer. Under perioden 2005-2007, som överlappar denna studie, inträffade detta endast 2 gånger; vid Aspvreten den 6 maj 2006 och vid Råö den 6 juli 2006. Dessa episoder fångas inte av modellen, se Figur 4. Den maximala 1h-medelkoncentrationen når, i modellen, i båda fallen endast $\sim 70 \text{ ppb(v)}$, vilket är betydligt lägre än det observerade värdet.



Figur 4. Uppmätt och modellerad tidsserie av ozon (1h-medelvärde) vid Aspvreten 1-10 maj 2006 samt Råö 30 juni-9 juli 2006.

Anledningen till modellens oförmåga att beskriva de höga halterna vid Aspvreten och Råö under maj och juli 2006 kan möjligen finnas i luftens ursprung. Figur 5 visar att luften under episoderna under 2006 (med överskridanden av informationströskeln) härrör från sydöstra Europa. De höga halterna i maj 2005 uppträder i luft från sydvästra Europa. Generellt finns det bättre och mer tillförlitlig information om emissioner av antropogena luftföroreningar i västra än i sydöstra Europa. MATCH-modellen saknar också för närvarande en modul som beskriver utsläpp i samband med skogsbränder. Skogsbränder är ett fenomen som ofta leder till stora utsläpp av ozongenererande ämnen. Skogsbränder är mer förekommande i östra än i västra Europa, skulle sådant pågå missar vi dessa utsläpp och kan därmed inte beräkna korrekt ozonbildning i MATCH.

En fullständig analys av orsaken till de höga halterna vid de olika episoderna ingår inte i denna studie. Med detta exempel vill vi bara peka på att tveksamheter i emissionsdata (indata till modellen), i detta fall i sydöstra Europa, kan vara en av orsakerna till modellens oförmåga att beskriva händelser med höga ozonhalter.

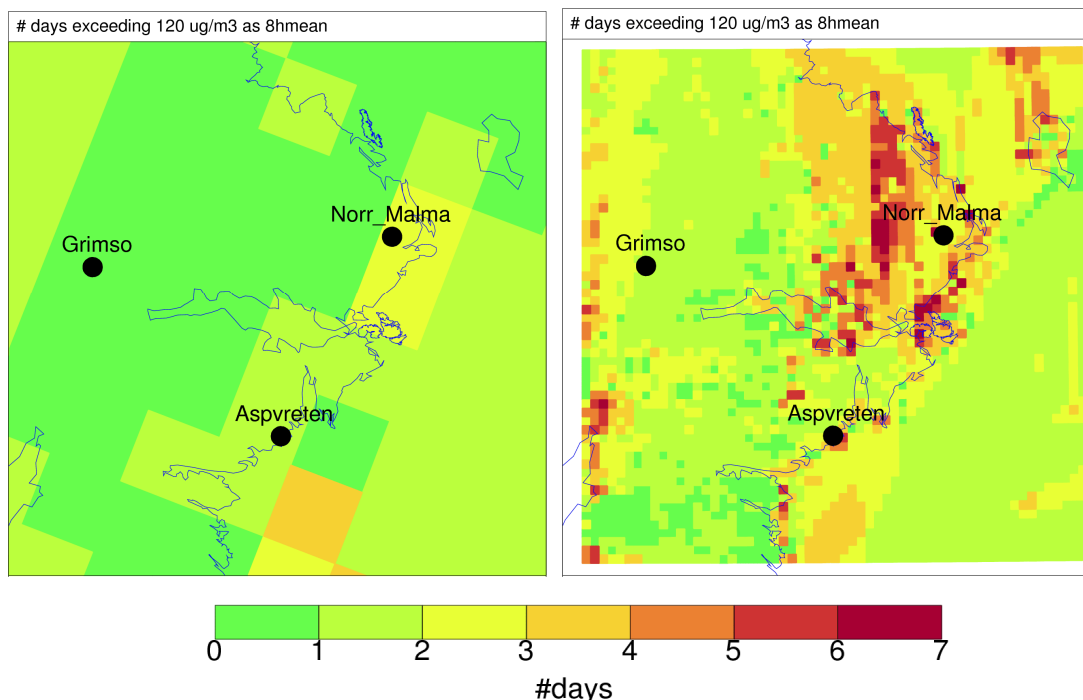


Figur 5. Fem-dygns ankomststrajektorier till Råö 28 maj 2005, Aspvreten 6 maj 2006 och Råö 6 juli 2006. Ankomsthöjden är satt till 500m över markytan. Trajektorierna är beräknade med NOAA:s HYSPLIT modell. Stjärnan är ankomstpunkten, trianglar är luftpaketets position 00, 06, 12, 18 GMT.

4.3 Högupplöst modellering av ozon

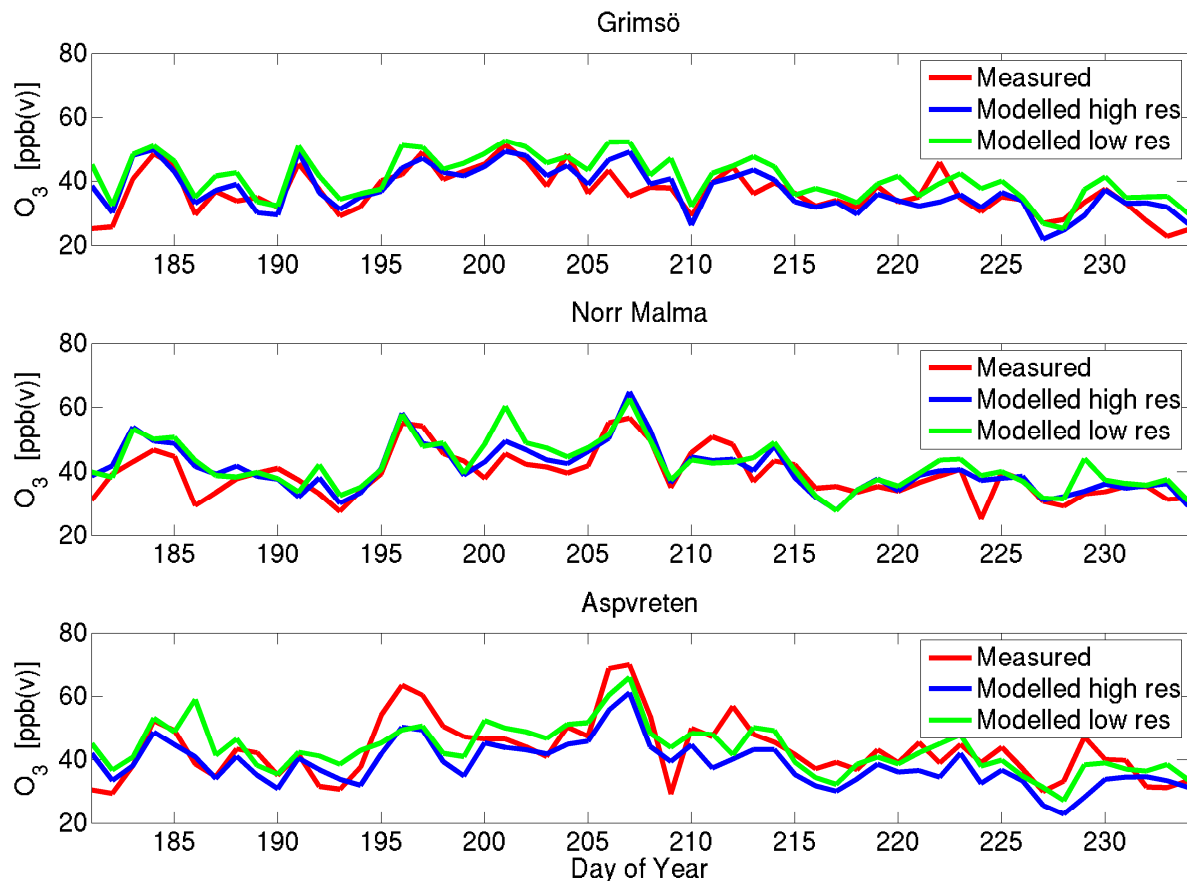
För att undersöka om det finns något lokalproducerat ozon runt städer i Sverige studerar vi marknära ozon i en högupplöst modellsimulering (MATCH-HU; 5 km × 5 km upplösning) inkluderande Stockholmsregionen (Bergström 2008).

Figur 6 visar antalet dagar med glidande 8h-medelkoncentration överskridande $120 \mu\text{g m}^{-3}$ under 2003, beräknat med MATCH-Europa och MATCH-HU. Resultaten visar samma period, men den högupplösta simuleringen har använt en annan, mer detaljerad, emissions-uppskattning och mer högupplöst beskrivning av marktyp. På Europaskala syns knappast någon förhöjning av ozonkoncentrationerna nära Stockholm. I simuleringen med högre upplösning syns däremot en tydlig förhöjning i antal dagar med överskridanden av $120 \mu\text{g m}^{-3}$. Det är dock värt att notera att det finns en randeffekt i väster, vilken orsakas av ändringen i upplösning och emissionsdata. Storleken på denna randeffekt är ungefär av samma magnitud som för överskridandedagarna norr om Stockholm, de senare är dock mer utbredda.



Figur 6. Antalet dygn under 2003 med dygnsmaximum av glidande 8-timmarsmedelvärde överskridande $120 \mu\text{g m}^{-3}$. I vänstra panelen beskrivet av MATCH på Europaskala (44 km × 44 km) och högra panelen beskrivet av MATCH på 5 km × 5 km upplösning.

Bakgrundsstationerna Grimsö och Aspvreten ligger i det högupplösta modelldomänet, liksom stationen Norr Malma, som drivs av Uppsala och Stockholms Läns luftvårdsförbund och där man också mäter marknära ozon enligt referensmetoden. Halterna som uppmäts vid dessa stationer reproduceras i allmänhet väl av såväl den lågupplösta som den högupplösta versionen av MATCH (se Figur 7 och Tabell 5).



Figur 7. Uppmätta och modellerade dygnsmaximum av glidande 8h-medelvärden av ozon vid Grimsö, Norr Malma och Aspvreten under juli och augusti 2003. Modelldata är hämtat MATCH-Europa (grön) och MATCH-HU (blå).

Från Figur 7 framgår att både den högupplösta och den grövre MATCH-versionen beskriver variationen av ozon mycket väl, men att båda missar en ozonepisod vid Aspvreten i mitten av juli 2003 (uppmätt dygnsmaximum av glidande 8h-medelvärde är strax över 60 ppb(v), modellerat ca 50 ppb(v)).

MATCH-HU presterar bättre än MATCH-Europa för måtten RDE och RPE, medan den inte alltid åstadkommer lika bra resultat för bias och (tids-) korrelation. Från Tabell 5 noterar vi att RPE och RDE för MATCH-HU inte överskrider 7 % under 2003 för de tre stationerna i modellområdet. För båda skalorna åstadkommer modellen resultat som ligger långt innanför gränsen på 50% avvikelse. Den högre biasen i Grimsö orsakas av att den högupplösta modellen överskattar de nattliga halterna i högre grad än den lågupplösta modellen.

MATCH-HU beskriver antalet överskridandedagar bättre än den Europaskaliga MATCH-versionen, speciellt i Norr Malma. Under 2003 observerades betydligt fler överskridandedagar i Aspvreten (13 st) än i Norr Malma eller i Grimsö (4 st vardera). Den dominerande vindriktningen över området är sydvästlig och det är därför osannolikt att det förhöjda antalet överskridandedagar i Aspvreten är orsakat av utsläpp i Stockholm. En troligare anledning härrör från Aspvretens läge relativt nära kusten. Över hav är halterna av marknära ozon ofta högre än över land då torrdepositionen till vatten är ineffektiv.

Tabell 5. RPE och RDE, bias (relativ medelavvikelse) och tidskorrelation för dygnsmaximum av glidande 8h-medelvärden samt absolut avvikelse av antalet överskridandedagar, vid de bakgrundsstationer som ligger inom det högupplösta modellområdet. Utvärderingen gäller för året 2003.

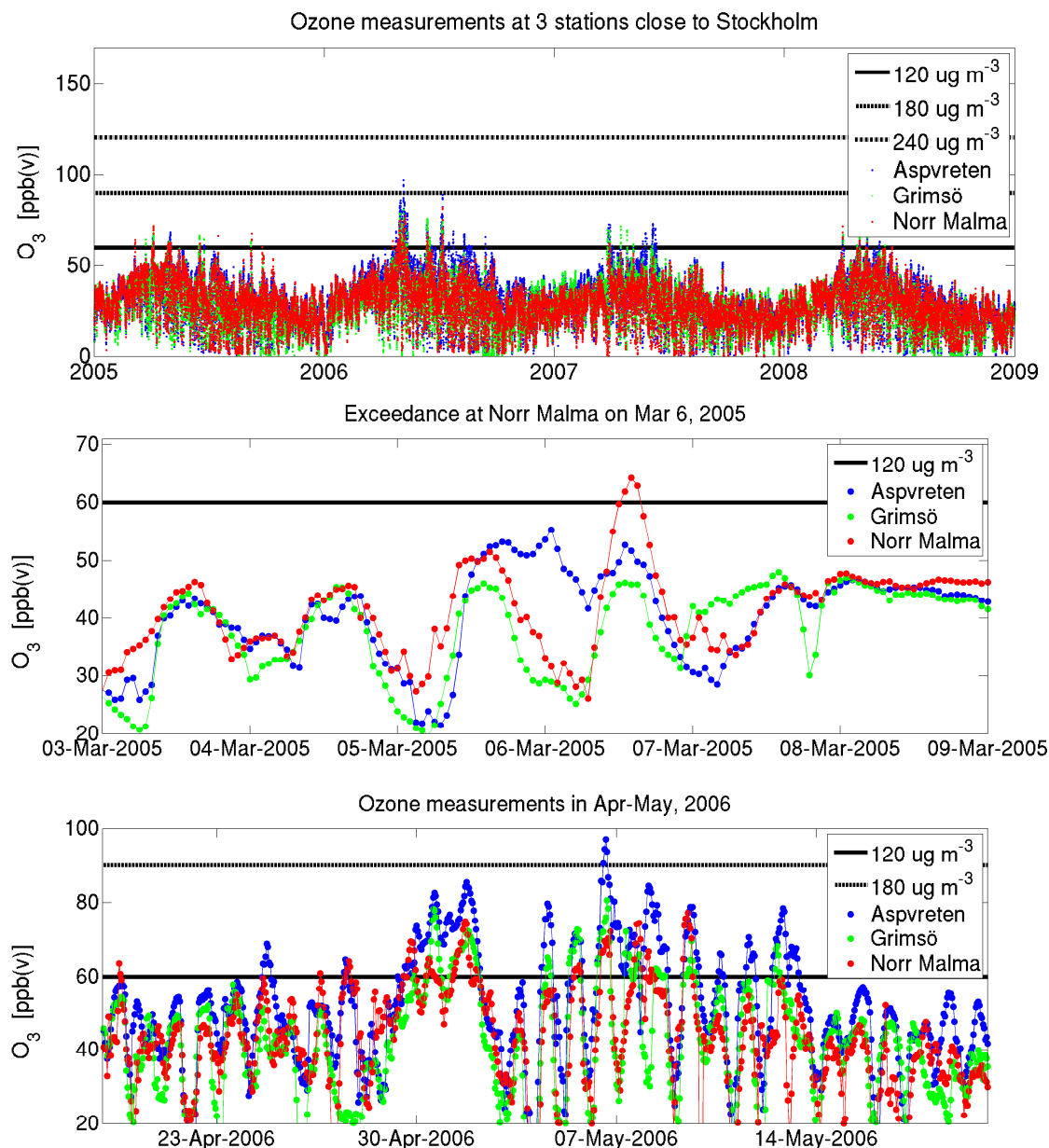
		Grimsö	Norr Malma	Aspvreten
MATCH-HU (högupplöst)	RPE	6.8%	0.1%	4.4%
	RDE	5.1%	0.6%	5.7%
	Bias	11.2%	3.5%	1.0%
	Korrelationskoefficient	0.88	0.87	0.86
	Avvikelse: beräknat-obs. (# dagar >120 µg m ⁻³)	-3	0	-7
MATCH-Europa (regional bakgrund)	RPE	2.8%	2.6%	9.2%
	RDE	7.8%	2.7%	9.1%
	Bias	4.5%	2.0%	-7.3%
	Korrelationskoefficient	0.88	0.87	0.86
	Avvikelse: beräknat-obs. (# dagar >120 µg m ⁻³)	-4	-2	-12

4.4 Bidrar Sveriges storstäder till förhöjda ozonhalter i förorter?

De högupplösta modellsimuleringarna antyder liten, eller mycket begränsad, lokal ozonproduktion i anslutning till Stockholms under 2003. Möjligen kan det vid enstaka tillfällen ske en lokal ozonbildning, som bidrar till någon eller några dagar extra med överskridanden av tröskelvärdet 120 µg m⁻³, men detta går inte att fastställa med säkerhet från de beräkningar som presenteras ovan.

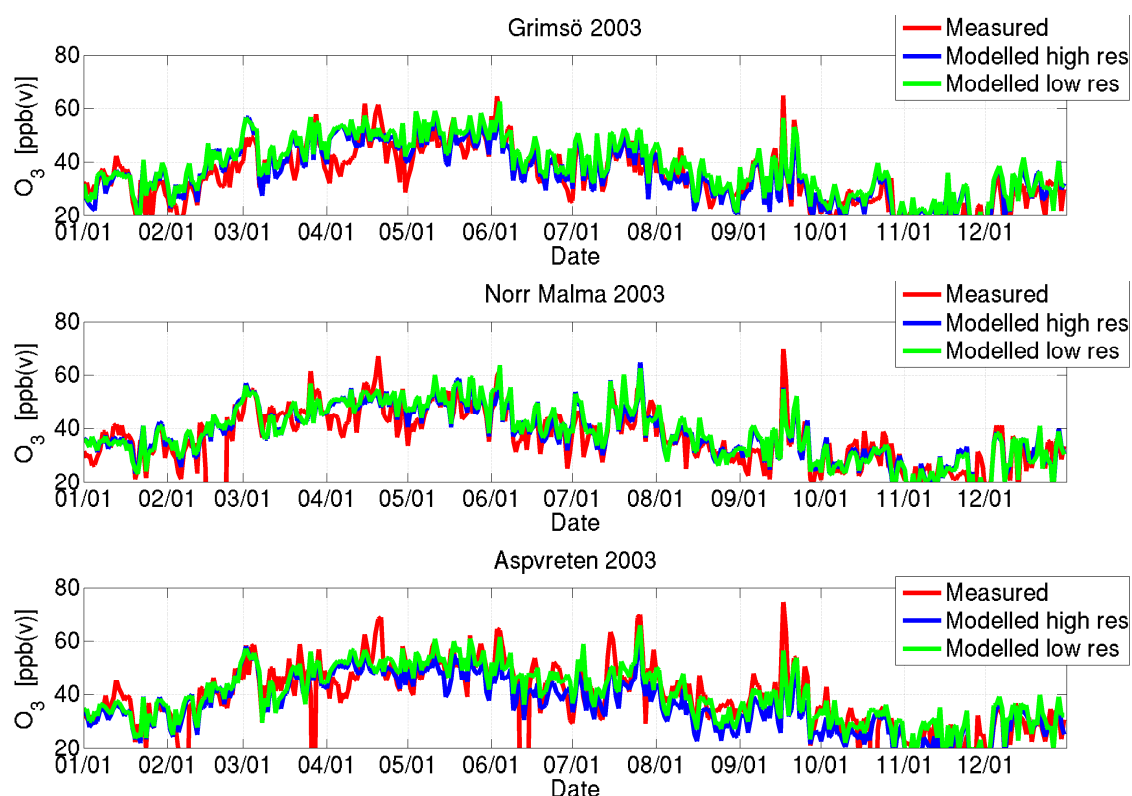
För att undersöka Stockholms eventuella påverkan på omgivningens ozonhalter studerar vi därför mätningar från Grimsö, Norr Malma och Aspvreten. Om de högsta halterna är ett storskaligt fenomen (orsakat av långdistanstransport) så borde alla stationerna visa liknande variation, och överskridanden inträffar i så fall samma dagar vid de tre stationerna. Om däremot lokalproducering av marknära ozon är en viktig process för överskridanden i Sveriges förorter, så borde det finnas tillfällen då observationerna i Norr Malma, som ligger ”nerströms” Stockholm, har höga värden, men inte Aspvreten och Grimsö.

Av denna anledning jämför vi ytterligare 4 år av mätningar (2005-2008) i Figur 8. Noggrann analys av varje ozonepisod visar att enbart ett fåtal sker i Norr Malma utan att motsvarande också sker vid Grimsö och Aspvreten. I Norr Malma är överskridandet av 120 µg m⁻³ den 6 mars 2006 så pass litet att det inte ger överskridanden av målvärdet (8h-medelvärde). En bakåtrajektoriska vid detta tillfälle visar att luften vid Aspvreten och Norr Malma kommer från högre höjd och norrifrån, alltså är inte Norr Malma påverkat av Stockholm vid detta tillfälle.



Figur 8. Observerade entimmesmedelvärden av marknära ozon under 2005-2008 (överst). Ett tillfälle med överskridanden i Norr Malma (mitten). Mera "normala" överskridandetillfällen – alla stationer har överskridanden (botten). Aspvreten (blå) Grimsö (grön) och Norr Malma (röd).

Vid de tillfällen under de fyra undersökta åren då det sker överskridanden av $120 \mu\text{g m}^{-3}$ sker detta oftast vid alla tre stationerna, eller enbart i Aspvreten och Grimsö. Norr Malma har i allmänhet lägre halter än de andra två stationerna. Vi har studerat varifrån luften kommer vid ett antal av dessa episoder. Oftast härstammar luften under dessa perioder från Baltikum och Polen.



Figur 9. Uppmätta och modellerade dygnsmaximum av glidande 8h-medelvärden av ozon vid Grimsö, Norr Malma och Aspvreten under 2003. Modelldata är hämtat från MATCH-Europa (grön) och MATCH-HU (blå).

När vi studerar 2003, där vi även har modellberäkningar, (Figur 9) ser vi att observationerna följer varandra ganska väl även för detta år. I slutet av mars finns överskridanden av $120 \mu\text{g m}^{-3}$ i Norr Malma men inte Grimsö. I Aspvreten saknas då mätningar. Överskridanden i mitten av april sker på samtliga stationer. Luften kommer österifrån under dessa dagar. Överskridandena i början av juni underskattas marginellt i Grimsö och Aspvreten medan den överskattas, om än marginellt, i Norr Malma. De mycket höga halterna i september är svårare att förklara –även om de till viss del fångas av både den högupplösta och den Europaskaliga versionen av MATCH. Trajektorieberäkningar tyder på att luften kommer från nord-väst vid detta tillfälle. Kanske är det nedtransport av stratosfärisk luft som bidrar. Oavsett så uppträder de höga halterna vid alla tre stationerna, varför det inte är troligt att det är ett lokalt fenomen.

Vi drar slutsatsen att det inte är troligt att vi har överskridanden i dygnsmaximum av glidande 8h-medelvärden i förortererna till Stockholm orsakade av lokala utsläpp. En liknande slutsats drogs också i en studie av Johansson m.fl. (2006), som undersökte ozonhalter i Norr Malma, Aspvreten och Grimsö och jämförde med tillfälliga mätningar i Resarö (ca 20 km nordost om centrala Stockholm). Mätningarna i Resarö visade samma halter som Norr Malma och Johansson m.fl., drar slutsatsen att Stockholmsutsläppen av NO_x och VOC endast har en marginell inverkan på de regionala ozonhalterna.

Inom projektet GASLINK tillämpas MATCH ännu mer högupplöst (1x1 km) över Stockholm (Engardt m.fl. 2010). I en studie av västra Götaland, inklusive Göteborg nyttjades en högupplöst version av MATCH (Langner m.fl. 2004). Ingen av dessa studier visar på någon förhöjning av ozonhalter i förorterna.

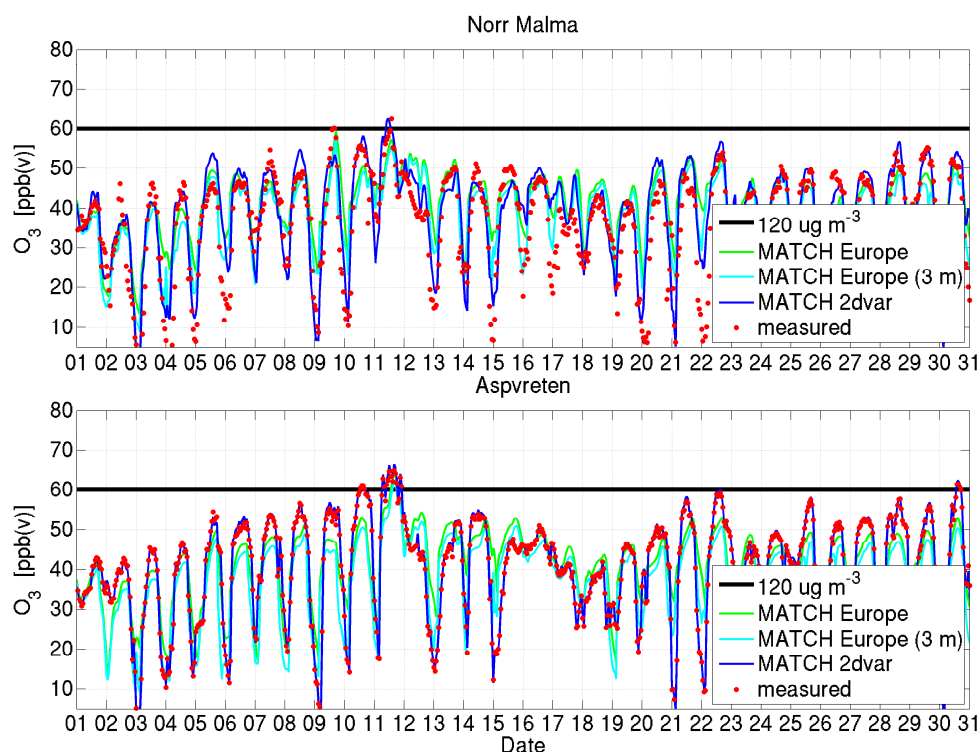
Högre upplösning på emissioner och modell ger inte nödvändigtvis resultat i bättre överensstämmelse med observationer. Vid ökning av upplösningen måste modellen naturligtvis utvärderas. Det är också viktigt att fortsätta utveckla MATCH för att bättre beskriva vertikaltransport, både för stratosfäriskt bidrag och för omblandning i gränsskiktet. Det är även av stor vikt att bättre beskriva utsläppen i Östeuropa. Det är viktigt att få med utsläpp från skogs- och markbränder i hela Europa. Speciellt för operationell varningstjänst, då de allra högsta halterna ska prognostiseras, så är det mycket viktigt att få med dessa källor.

4.5 Kombinera modellerade fält med observationer för en bättre uppskattning av marknära ozon

Trots att MATCH-modellen utan problem uppfyller Luftdirektivets kvalitetskrav på en spridningsmodell har den ofta problem med att reproducera de låga halterna som regelbundet uppträder på nätterna samt de riktigt höga halterna som inträffar mycket sällan (inte ens årligen) på våren och sommaren. Detta kan bero på saknade eller felaktigt beskrivna processer i modellen, eller av otillräckliga eller felaktiga indata (emissioner, meteorologi, randfält, mark-klassificering). Arbetet med att förfinas beskrivningen av indata och processer i modellen fortgår kontinuerligt, men det finns redan nu verktyg för att förbättra modellresultaten genom att kombinera dem med samtida mätningar av de ämnen som studeras. Metodiken: dataassimilation eller variationell analys kan, om den används på rätt sätt, ge en bättre uppskattning av de ämnen som är av intresse.

I detta avsnitt presenterar vi en jämförelse mellan MATCH-Europa, MATCH-2dvar och observationer. MATCH-2dvar är skapat med variationell analys i 2 dimensioner. Nackdelar, fördelar och fallgropar diskuteras i metodikavsnittet (3.3.3).

I Figur 10 visas ett exempel på tidsserie (timvärden) vid Aspvreten och Norr Malma. Aspvreten är en av de 8 stationer vars mätningar används i den variationella analysen, Norr Malma används inte. Detta ger oss en möjlighet att utvärdera 2dvaranalysmetodiken. Notera att MATCH-2dvar följer mätningarna exakt i Aspvreten, vilket är förväntat. I Norr Malma följer inte 2dvaranalysen mätningarna exakt, vilket också är väntat eftersom de är oberoende.

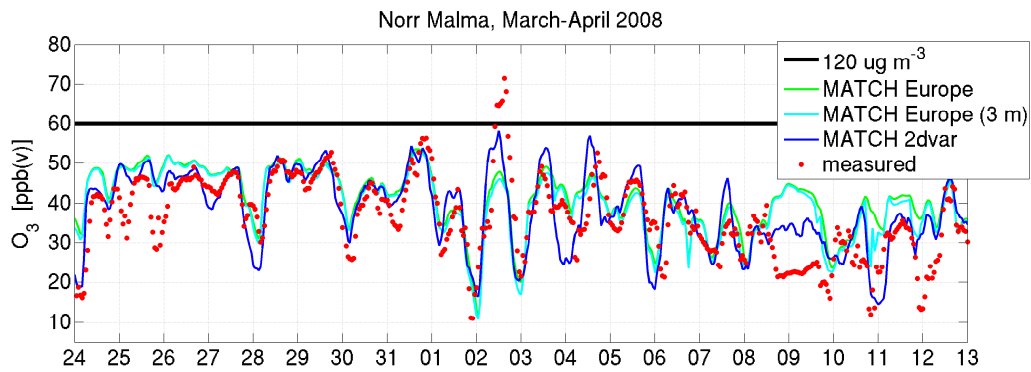


Figur 10. Modellerade och observerade timvärden av ozon i Norr Malma (överst) och Aspvreten (underst) i maj 2008. I den variationella analysen (MATCH 2dvar; mörkblå) är mätningar vid Aspvreten (och 7 andra Svenska stationer) inkluderade, medan inga observationer från Norr Malma använts. MATCH-Europa (grön; medel i första modellnivå) och MATCH-Europa (3 m höjd; ljus blå). Uppmätta halter vid respektive station visas med röda prickar.

Tabell 6. Utvärdering av modellerat marknära ozon (1:a modellnivå) vid Norr Malma under 2008. MATCH på europaskala (regional bakgrund) och variationellt analyserade fält från MATCH (MATCH 2dvar) jämförs mot observationer. Tabellen visar avvikelse hos modellen från mätvärdet, korrelation mellan timvärden samt root mean square error i ppb(v).

	MATCH-Europa	MATCH-2dvar
Avvikelse (%)	16 %	5 %
Korrelation	0.79	0.85
RMSE (ppbv)	8.3 ppb(v)	6.5 ppb(v)

Vi utvärderar 2dvaranalysens resultat genom att jämföra observationer i Norr Malma under 2008 mot tidsserier extraherade ur MATCH-2dvar och MATCH-Europaskala, se Tabell 6. Vi ser att alla måtten förbättras genom den variationella analysen. Dock fångas fortfarande inte alla tillfällen bättre i 2dvaranalysen. Ibland är dygnsvariationen t.om. sämre i 2dvaranalysen (ex 9 maj, Figur 10) och ibland fångar varken Europamodellen eller 2dvaranalysen variationen väl, t.ex. toppen i mätningarna i början av april (Figur 11); detta är det enda tillfälle under 2008 då 2dvaranalysen inte följer med mätningarna över 60 ppb(v). Notera även i Figur 11 vad som händer den 9 april, då MATCH-Europa ger förhöjning under dagen medan mätningarna inte visar någon dygnsykel alls. 2dvaranalysen beskriver ett mellanting utan dygnsykel.

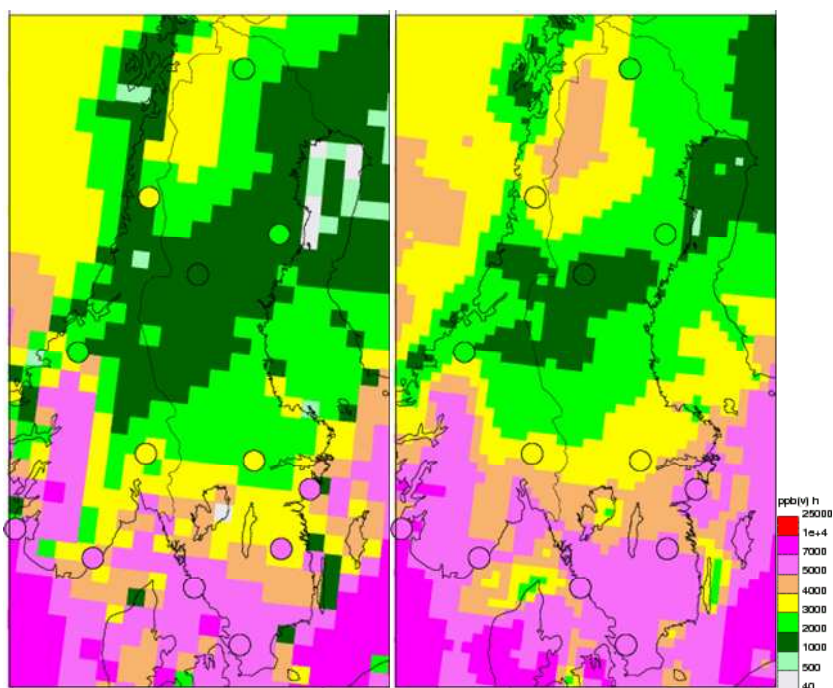


Figur 11. Modellerade och observerade timvärden av ozon i Norr Malma under mars-april 2008. I den variationella analysen (MATCH 2dvar; mörkblå) är mätningar vid Aspvreten (och 7 andra stationer inkluderade, medan inga observationer används vid Norr Malma. MATCH Europa (grön; första modellnivå) och MATCH Europa (3 m höjd; ljus blå). Uppmätta halter visas med röda prickar.

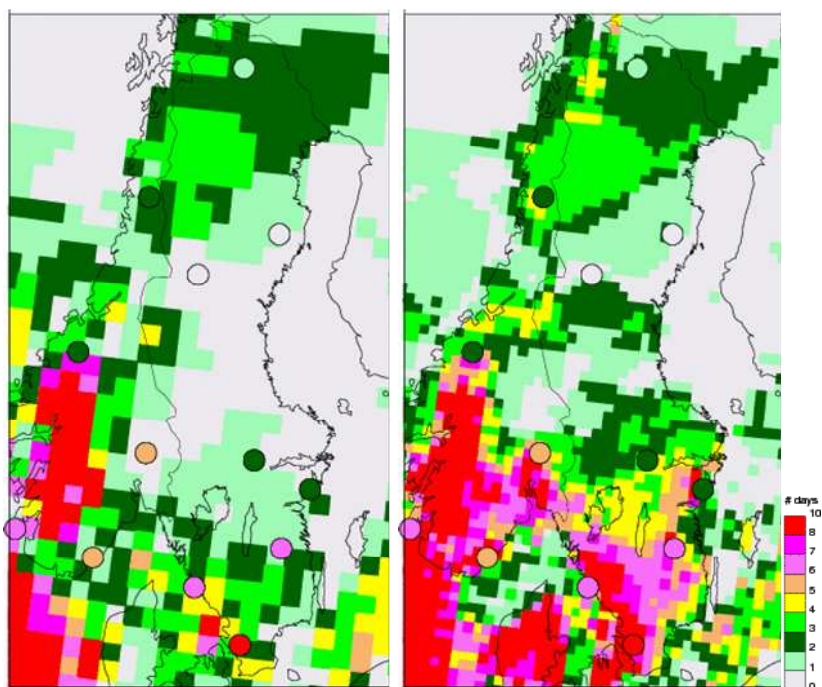
Utvärderingen visar således att 2dvaranalysen förbättrar dygnsvariationen genom att bättre reproducera de höga halterna under dagen och de låga halterna under natten. Detta bör medföra att 2dvaranalyserade fält kan användas med goda resultat för överskridandemått såsom AOT40 eller överskridanden av $120 \mu\text{g m}^{-3}$. För att bättre bedöma hur väl metodiken fungerar för landet som helhet skulle fler oberoende mätningar behövas.

I Figur 12 visas AOT40. I figuren ser vi mätvärden (cirklar) tillsammans med beräknade värden. Överensstämmelsen mellan Europamodell och mätvärden (vänster panel) är ganska bra men vi noterar att modellen framför allt underskattar AOT40 i östra Svealand och norra Götaland. I högra panelen visas 2-dimensionellt analyserade fält (på timbasis), varpå AOT40 ånyo beräknats. Vi ser att AOT40 ökar något över hela Sverige och att överensstämmelsen mot mätningarna naturligtvis är utmärkt, då samma mätstationer som visas använts i den variationella analysen. För att uppskatta påverkan på växtlighet från marknära ozon kan vi således använda oss av Europamodellens resultat, med möjlig förbättring genom 2dimensionell variationell analys.

Vi studerar på samma sätt effekten av 2dvaranalys på antalet överskridandedagar av $120 \mu\text{g m}^{-3}$ i Figur 13. Som vi tidigare visat har Europamodellen svårigheter att fånga de högsta halterna, vilket tydligt syns i vänstra panelen. Vi har tidigare diskuterat orsaker till detta problem. Även i detta fall ser 2dvaranalysen ut att förbättra modellresultatet.



Figur 12. Jämförelse av AOT40 (Maj-Juli) mellan Europeisk (regional skala) modellberäkning (vänster), mätningar (cirklar) och variationellt analyserade (i 2 dimensioner) resultat (höger). Året som resultaten gäller för är 2008.



Figur 13. Jämförelse antalet överskridandedagar av $120 \mu\text{g m}^{-3}$ mellan Europeisk (regional skala) modellberäkning (vänster), mätningar (cirklar) och variationellt analyserade (i 2 dimensioner) resultat (höger). Året som resultaten gäller för är 2008.

5 Sammanfattande diskussion

5.1 Kan MATCH användas som kompletterande utvärderingsmetod för marknära ozon i Sverige?

Vi har använt MATCH på olika upplösning och undersökt hur väl modellen beskriver marknära ozon i regional bakgrund över Sverige och, mer högupplöst, över Storstockholm. Modellversionerna MATCH-Europa och MATCH-HU, uppfyller kraven från EU:s Luftdirektiv (2008/50/EG). De statistiska måtten som rekommenderas av FAIRMODE är anpassade för att utvärdera hur bra modellen är som policymodell, vilket gör dem ganska trubbiga för att avgöra modellens förtjänster och brister.

Vi har också beräknat modellens avvikelse från mätserier och korrelationen mellan modellsimuleringar och mätningar. Även för dessa objektiva mått reproducerar MATCH marknära ozon mycket väl. Högupplösta modellsimuleringar är i allmänhet bara marginellt bättre än Europa-skaliga simuleringar vid jämförelse med observationer vid regionala bakgrundsstationer.

Kända problem i tidigare studier, liksom i denna, är att enstaka mycket höga halter inte fångas av MATCH. Vidare klarar modellen inte av att beskriva de låga ozonhalterna under natten. Svårigheterna att beskriva de låga halterna på natten är troligen kopplat både till modellupplösning och till förmågan att beskriva stabila situationer nattetid.

En av orsakerna till att MATCH-Europa, trots att den inte fångar de högsta värdena, ändå får så bra värden i RPE-utvärderingen är att vi i Sverige inte är i närheten av det tillåtna antalet överskridanden (25 stycken). Aspvreten hade t.ex. 12 stycken under 2003, medan Norr Malma och Grimsö enbart hade 4 vardera. Detta betyder att halter som representerar 25:e högsta dygnsmaximum av glidande 8h-medelvärde är under $120 \mu\text{g m}^{-3}$ – ett koncentrationsintervall som modellen bättre klarar av.

Mått som baseras på ett tröskelvärde (t.ex. AOT40) är svårare att reproducera än totalsummor eller långtidsmedelvärden. Ju högre tröskeln är desto sämre är överensstämmelsen mellan modellberäkningar och mätningar.

Genom att studera bakåtrajektorier vid tillfällena med överskridanden har vi visat att det är troligt att för låga eller saknade utsläpp (från antropogena källor eller skogsbränder) i östra Europa bidrar till att vi inte fångar de högsta halterna. Andra möjliga orsaker inkluderar den regionalskaliga modellens randfält eller systematiska fel i modellen under högtryckssituationer (omblandning, deposition eller kemisk omvandling).

Slutsatsen av utvärderingen av MATCH är att modellen kan användas för övervakning av marknära ozon. Den fångar dock inte alla överskridandetillfällen och speciellt måste modellen (inklusive emissionerna och randfältet) förbättras för att fånga de allra högsta halterna. Detta är speciellt viktigt för att kunna använda MATCH i en varningstjänst för marknära ozon.

5.2 Förbättrade effektuppskattningar med 2dvar?

För att förbättra kartläggningen av regional bakgrundshalt är 2dvaranalys ett verktyg som kan användas. En oberoende utvärdering vid Norr Malma demonstrerar att modellresultaten förbättras med 2dvaranalysen.

Antalet bakgrundsstationer i Sverige är idag 8 st. Till detta kommer t.ex. Norr Malma. Detta antal är för litet för en optimal användning av 2dvaranalys. Spridningen av information från mätstationerna är känslig för om det är i skogs- eller åkermark samt hur nära hav/sjöar mätningen är gjord och på vilken höjd i landskapet den är gjord. 2dvaranalysen kan i värsta fall sprida icke-representativ information till omgivningen om mätningen inte är gjord på ett sätt och en plats som är väl anpassad till modellen.

Fördelningen av bakgrundsstationer i Sverige är inte ideal för 2dvaranalys. Många stationer är placerade nära kusten, där man kan förvänta sig större variation av marknära ozon. Det saknas vidare observationer på Gotland, en plats där höga ozonhalter kan förväntas pga närheten till kontinenten och östra Europa. Det finns dessutom inte några timvisa mätningar av marknära ozon i jordbrukslandskapet i södra Sverige, vilket är anmärkningsvärt med tanke på ozonets negativa inverkan på grödor.

För att uppskatta effekter på växtlighet är den variationellt analyserade informationen troligen bättre än MATCH-Europa. Även för en årssammanställning av antal överskridanden i efterhand kan 2dvaranalysen nyttjas. Det vore dock bra med fler bakgrundsstationer för att bättre kunna beskriva halterna i Sverige samt, inte minst, för att möjliggöra en noggrannare utvärdering 2dvaranalysens resultat.

5.3 Behövs mätningar av marknära ozon i förort?

Noggrann genomgång av mätdata från stationer runt Stockholm tyder på att stadens utsläpp av NO_x och VOC inte påverkar de regionala ozonhalterna utanför staden. Den påverkan som eventuellt finns bedöms endast ha marginell betydelse. Antalet dagar med glidande 8h-medelvärde överskridande 120 µg m⁻³ är mycket färre än 25 i Stockholmsregionen; väl under 10 stycken i Stockholmsområdet under 2003 enligt MATCH-HU.

Norr Malma borde ha påverkas av om det fanns någon lokal ozonbildning i Stockholm. Inget i vår genomgång av mätdata, eller tidigare studier av Johansson m.fl. (2006), tyder på att Stockholm skapar höga halter ("plymer") som drabbar Norr Malma. Lokalt bidrag till överskridanden verkar inte vara ett problem i Stockholmsområdet.

Modellresultaten visar att höga ozonhalter i Sverige framförallt är ett regionalt problem, dvs. härrör i huvudsak från källor utanför Sverige.

Mätningar i förorter (bostadsområden) kunde dock vara befogade om man säkrare vill bedöma ozonexponering vid hälsoeffektstudier. Sådana mätstationer skulle även göra framtida högupplöst modellering av ozon runt storstäder meningsfull i och med att det skulle finnas data att jämföra modellresultaten mot.

5.4 Nationell miljöövervakning av marknära ozon

Vi ser en möjlighet att skapa en plattform för nationell miljöövervakning av marknära ozon. Denna plattform skulle användas till presentation av både effekter på växtlighet och effekter på människors hälsa. Tjänsten kunde t.ex. vara en websajt som beskriver marknära ozon i form av kartor och tidsserier. Tjänsten kunde med fördel kombineras med andra delar av luftmiljöövervakningen som SMHI är ansvarig för.

För ozon skulle följande produkter exempelvis kunna inkluderas:

- Realtidsprognoser av marknära ozon i utvalda områden (tidsserier och kartor)
- Varningar när överskridanden sker av informations och varningsnivåer (realtidsprognoser)
- Årskartor täckande hela Sverige som visar effektmått, såsom AOT40, ozonflöde till olika grödor och överskridandedagar

6 Slutsatser

- Höga halter av marknära ozon uppträder i Sverige framförallt under våren och sommaren i de sydvästra delarna av landet.
- SMHI:s regionala spridningsmodell, MATCH, klarar Luftdirektivets krav på modellkvalitet för ozon i svensk bakgrundsluft. Detta gäller både för en Europaskalig tillämpning med 44×44 km² stora gridrutor samt en högupplöst tillämpning med 5×5 km² stora gridrutor.
- En högupplöst modell ger marginell förbättring av de statistiska måtten som beskriver modellens förmåga att beräkna marknära ozon.
- Lokalt bidrag till överskridanden (i förorter) är troligen inte ett problem i Sverige.
- Även om MATCH-modellen klarar Luftdirektivets krav på modellkvalitet klarar den inte alltid av att beskriva episoderna med de allra högsta halterna. Detta är en allvarlig brist i modellsystemet.
- Bättre information om utsläpp av ozongenererande ämnen, i framför allt östra Europa, och förbättringar av modellens beskrivning av vertikal omblandning och deposition kan förmodligen förbättra möjligheterna att fånga de högsta ozonhalterna.
- 2-dimensionell variationell analys kan vara ett verktyg att få en geografiskt täckande uppskattning på marknära ozon över Sverige, speciellt på måtten AOT40 och överskridandedagar.
- Modellresultat, i form av MATCH-fält och 2-dimensionellt variationellt analyserade fält, kan användas som komplement till mätningar.

7 Referenser

- Andersson, C., Bergström, R. och Johansson, C. 2009. Population exposure and mortality due to regional background PM in Europe – Long-term simulations of source region and shipping contributions. *Atmos. Environ.* **43**, 3613-3620.
- Andersson, C., Langner, J. and Bergström, R. 2007. Interannual variation and trends in air pollution over Europe due to climate variability during 1958-2001 simulated with a regional CTM coupled to the ERA40 reanalysis. *Tellus* **59B**, 77-98. doi: 10.1111/j.1600-0889.2006.00196.x
- 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. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **SMHI Meteorologi** **132**, 35 pp.
- Carmichael, G.R., Sakurai, T., Streets, D., Hozumi, Y., Ueda, H., Park, S.U., Fung, C., Han, Z., Kajino, M., Engardt, M., Bennet, C., Hayami, H., Sartelet, K., Holloway, T., Wang, Z., Kannari, A., Fu, J., Matsuda, K., Thongboonchoo, N. and Amann M. 2008. MICS-Asia II: The model intercomparison study for Asia Phase II methodology and overview of findings. *Atmos. Environ.* **42**, 3468-3490. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.04.007
- Denby, B., et al. 2010. **Guidance on the use of models for the European Air Quality Directive. A working document of the forum for Air Quality Modelling in Europe.** FAIRMODE. ETC/ACC report v 5.1. http://fairmode.ew.eea.europa.eu/fol404948/Model_guidance_document_v5_1a.pdf
- Engardt, M. 2008. Modelling of near-surface ozone over South Asia. *J. Atmos. Chem.* **59**, 61-80. DOI:10.1007/s10874-008-9096-z
- Engardt, M., Andersson, S., Gidhagen, L., Johansson, C. och Örtengren, L. **GASLINK - linking the GMES Pilot Atmospheric core Service (GAS) with the Stockholm Air Quality Service.** Rapport till Rymdstyrelsen 30 november 2010.
- European Environment Agency, 2007. Air pollution by ozone in Europe in summer 2006 – Overview of exceedances of EC ozone threshold values for April-September 2006. EEA Technical report No 5/2007. ISBN 978-92-9167-922-5.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Langner, J., & Foltescu, V. L. 2005. Urban scale modeling of particle number concentration in Stockholm. *Atmos. Environ.* **39**, 1711–1725.
- Johansson, C., Lövenheim, B., Westerlund, K.-G. och Jonson, T. 2006. Ozon – ny miljö kvalitetsnorm. Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, **SLB-analys rapport 2006:6**. http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/lvf2006_6_mkn_ozon.pdf
- Langner, J., Bergström, R., Klein, T. och Skagerström, M. 2004. Nuläge och scenarier för inverkan på marknära ozon av emissioner från västra Götalands län. Beräkningar för 1999. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, **SMHI Meteorologi** **117** (Länsstyrelsen Västra Götalands län. Rapport 2004:55), 47 sidor.

Langner, J., Bergström, R. and Pleijel, K. 1998. European scale modeling of sulfur, oxidised nitrogen and photochemical oxidants. Model development and evaluation for the 1994 growing season. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 82**, 71 pp. (with errata).

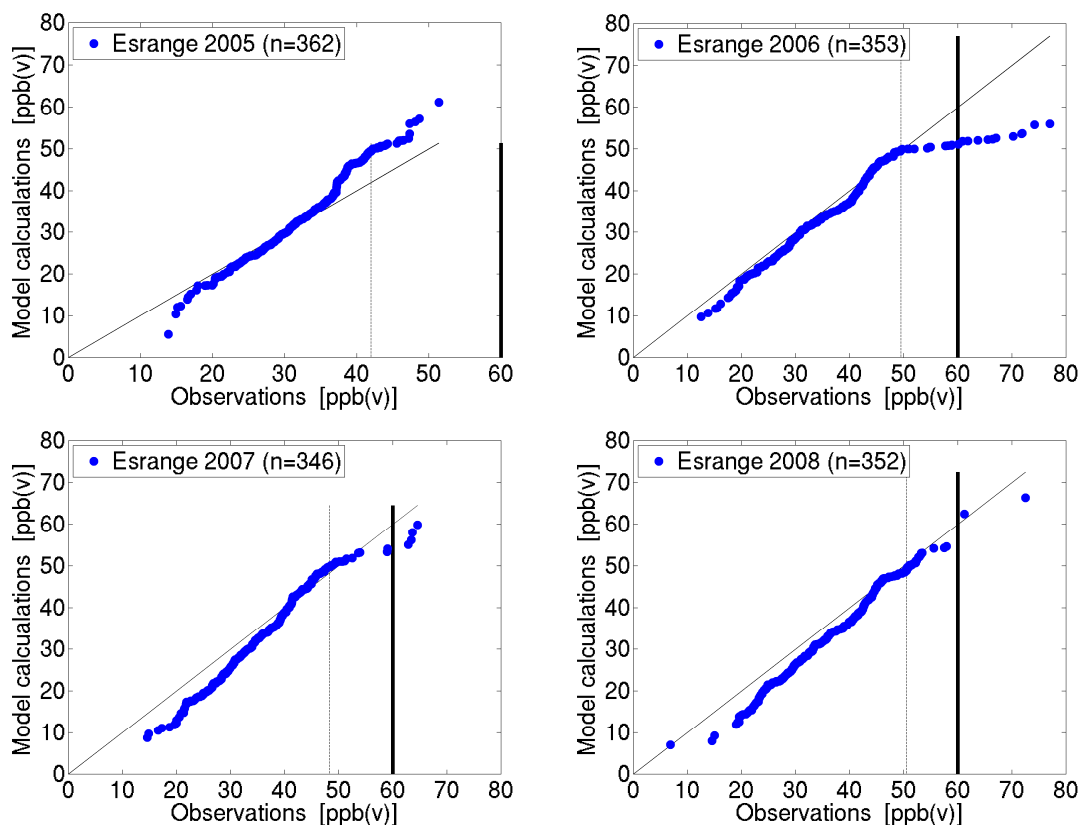
Persson, C., Ressner, E. och Klein, T. 2004. Nationell miljöövervakning – MATCH-Sverige modellen. Metod- och resultatsammanställning för åren 1999-2002 samt diskussion av osäkerheter, trender och miljömål. **SMHI Meteorologi 113**.

Robertson, L., Langner, J. and Engardt, M. 1999. An Eulerian limited-area atmospheric transport model. *J. Appl. Meteor.* **38**, 190-210.

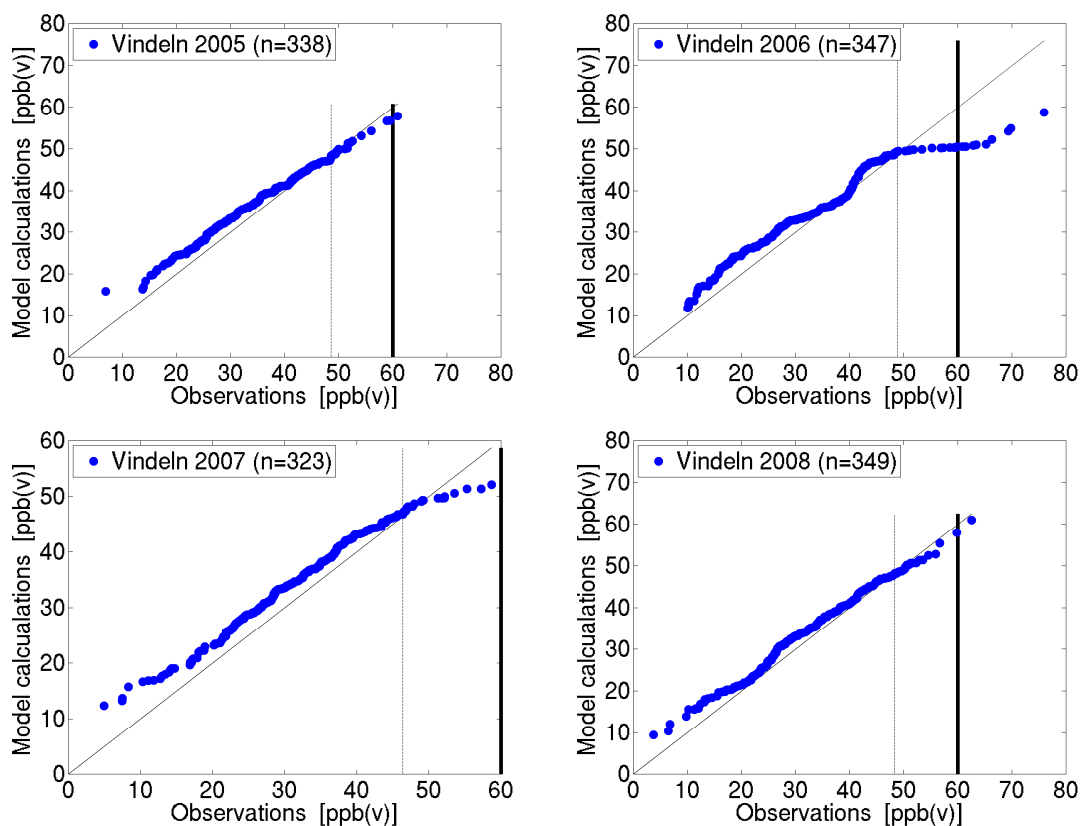
Sjöberg, K., Karlsson, P.E and Haeger-Eugensson, M. 2010. Förslag till nationellt övervakningsprogram för marknära ozon. **Rapport U2325**.

van Loon, M., Vautard, R., Schaap, M., Bergström, R., Bessagnet, B., Brandt, J., Builtjes, P.J.H., Christensen, J., Cuvelier, K., Jonson, J.E., Krol, M., Langner, J., Roberts, P., Rouil, L., Stern, R., Tarrasón, L., Thunis, P., Vignati, E., White, L. and Wind, P. 2007. Evaluation of long-term ozone simulations from seven regional air quality models and their ensemble. *Atmos. Environ.* **41**, 2083-2097.

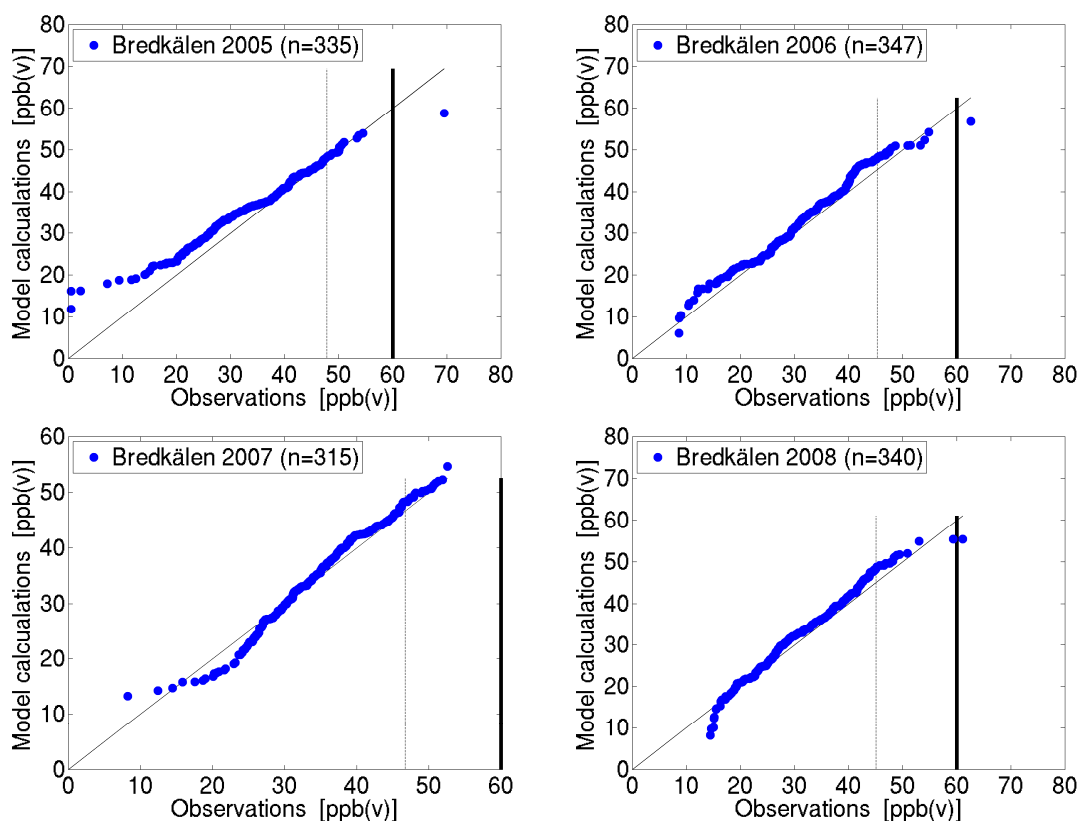
Vautard, R., van Loon, M., Schaap, M., Bergström, R., Bessagnet, B., Brandt, J., Builtjes, P.J.H., Christensen, J., Cuvelier, K., Jonson, J.E., Krol, M., Langner, J., Roberts, P., Rouil, L., Stern, R., Tarrasón, L., Thunis, P., Vignati, E., White, L. and Wind, P. 2006. Is regional air quality model diversity representative of uncertainty for ozone simulation? *Geophys. Res. Lett.* **33**, L24818, doi:10.1029/2006GL027610



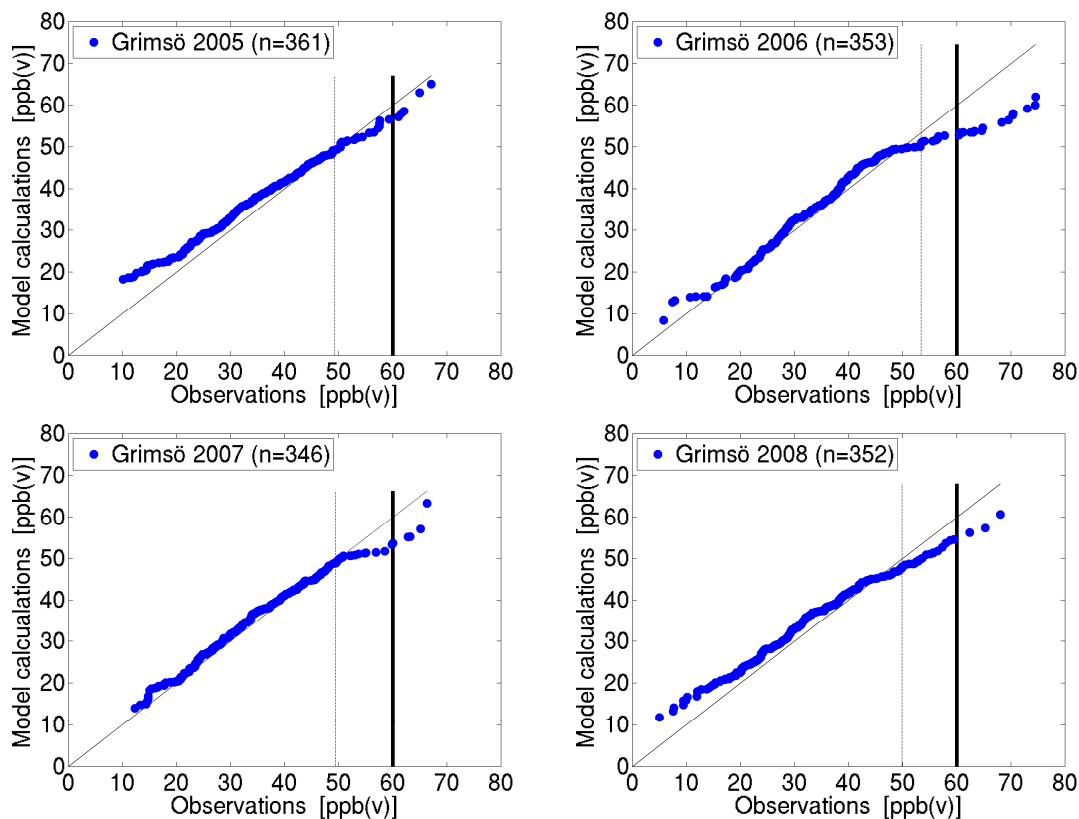
Figur A1. Kvantil-Kvantil diagram för dygnsmaximum av glidande 8h-medelkoncentration av O_3 vid Esrage (SE13) för åren 2005-2008. Helledragen tunn linje representerar 1:1 förhållandet, streckad linje är 93.15-percentilen av mätdata för respektive år, tjock svart linje är målvärdet för skydd för människors hälsa, 60 ppb(v).



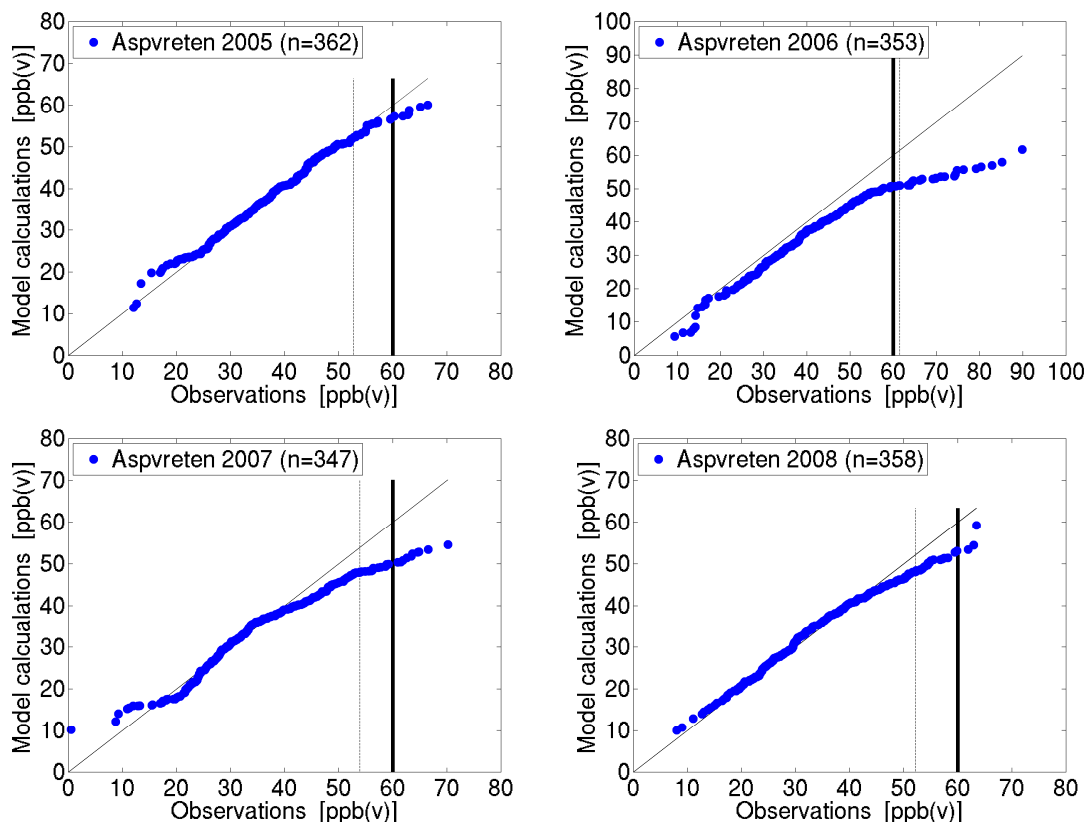
Figur A2. Kvantil-Kvantil diagram för dygnsmaximum av glidande 8h-medelkoncentration av O_3 vid Vindeln (SE35) för åren 2005-2008. Helledragen tunn linje representerar 1:1 förhållandet, streckad linje är 93.15-percentilen av mätdata för respektive år, tjock svart linje är målvärdet för skydd för människors hälsa, 60 ppb(v).



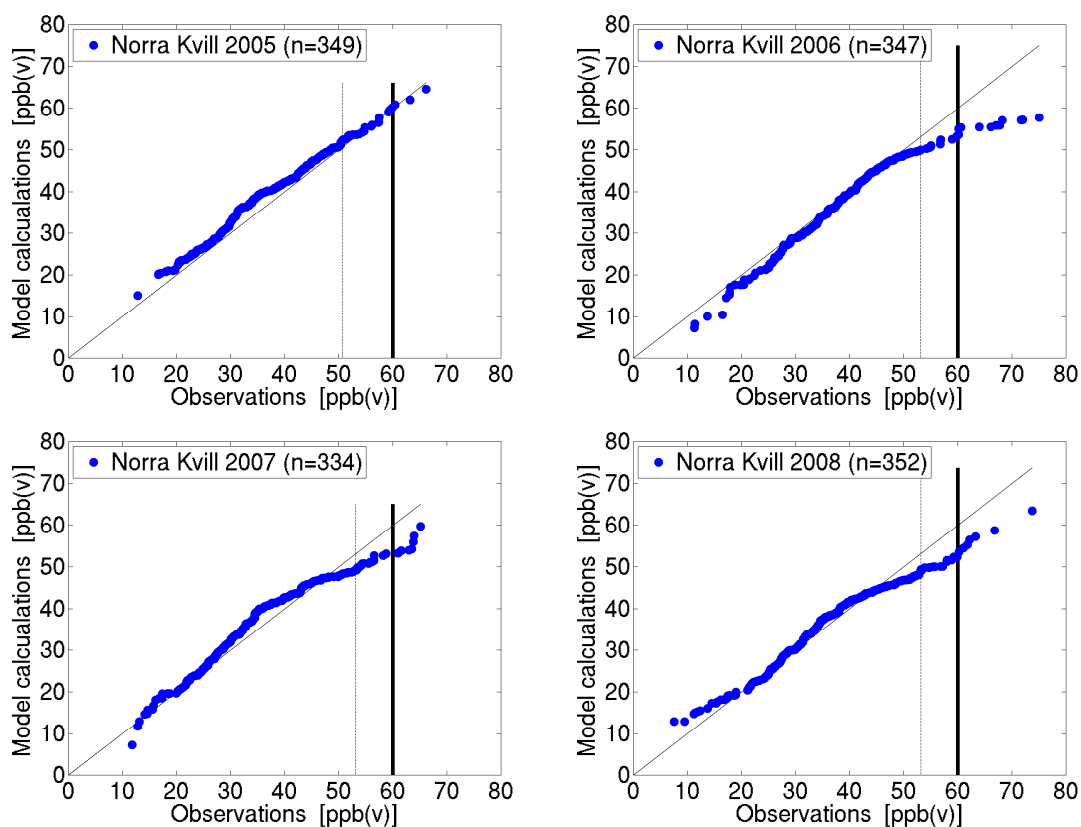
Figur A3. Kvantil-Kvantil diagram för dygnsmaximum av glidande 8h-medelkoncentration av O₃ vid Bredkälén (SE05) för åren 2005-2008. Heldragen tunn linje representerar 1:1 förhållandet, streckad linje är 93.15-percentilen av mätdata för respektive år, tjock svart linje är målvärdet för skydd för människors hälsa, 60 ppb(v).



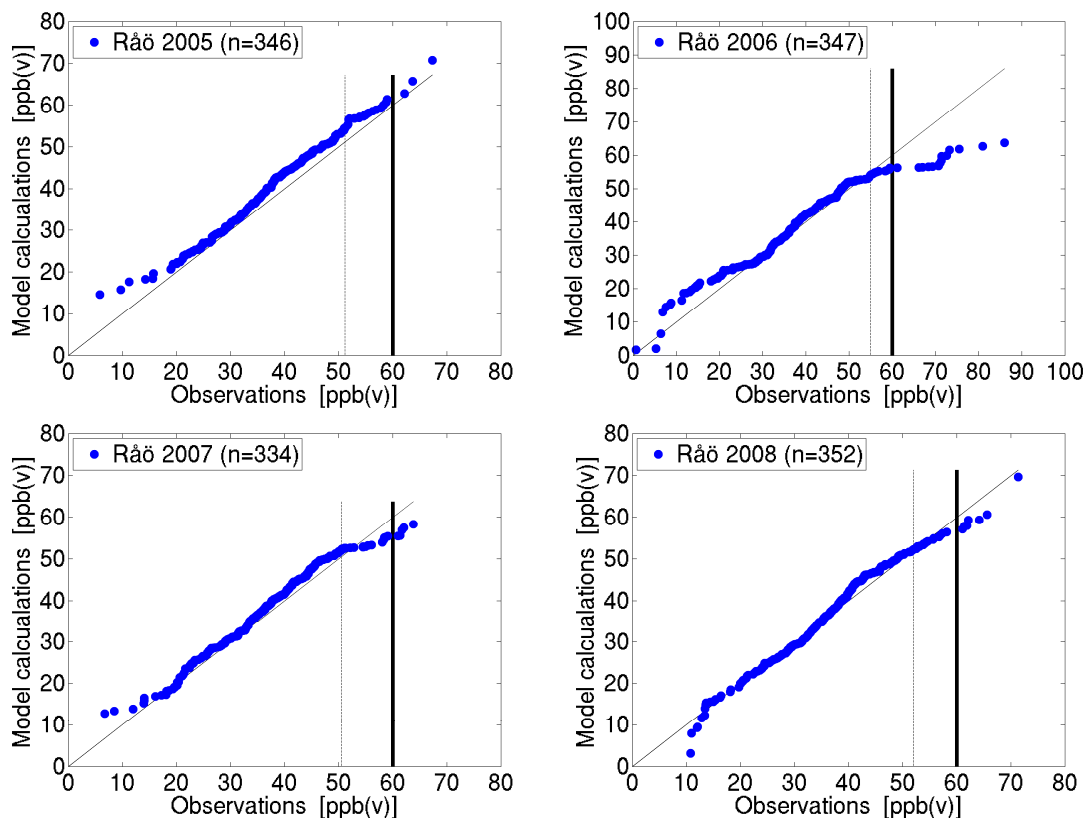
Figur A4. Kvantil-kvantil diagram för dygnsmaximum av glidande 8h-medelkoncentration av O₃ vid Grimsö (SE39) för åren 2005-2008. Helt dragen tunn linje representerar 1:1 förhållandet, streckad linje är 93.15-percentilen av mätdata för respektive år, tjock svart linje är målvärdet för skydd för människors hälsa, 60 ppb(v).



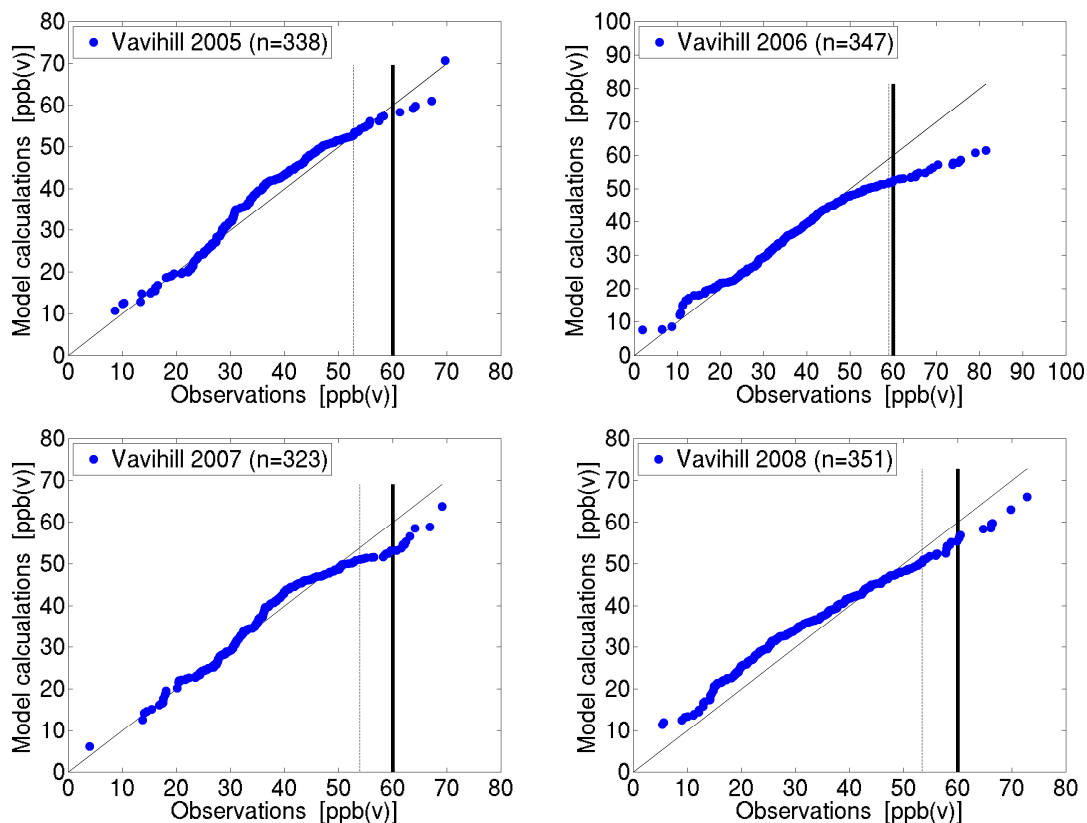
Figur A5. Kvantil-Kvantil diagram för dygnsmaximum av glidande 8h-medelkoncentration av O_3 vid Aspvreten (SE12) för åren 2005-2008. Heldragen tunn linje representerar 1:1 förhållandet, streckad linje är 93.15-percentilen av mätdata för respektive år, tjock svart linje är målvärdet för skydd för människors hälsa, 60 ppb(v).



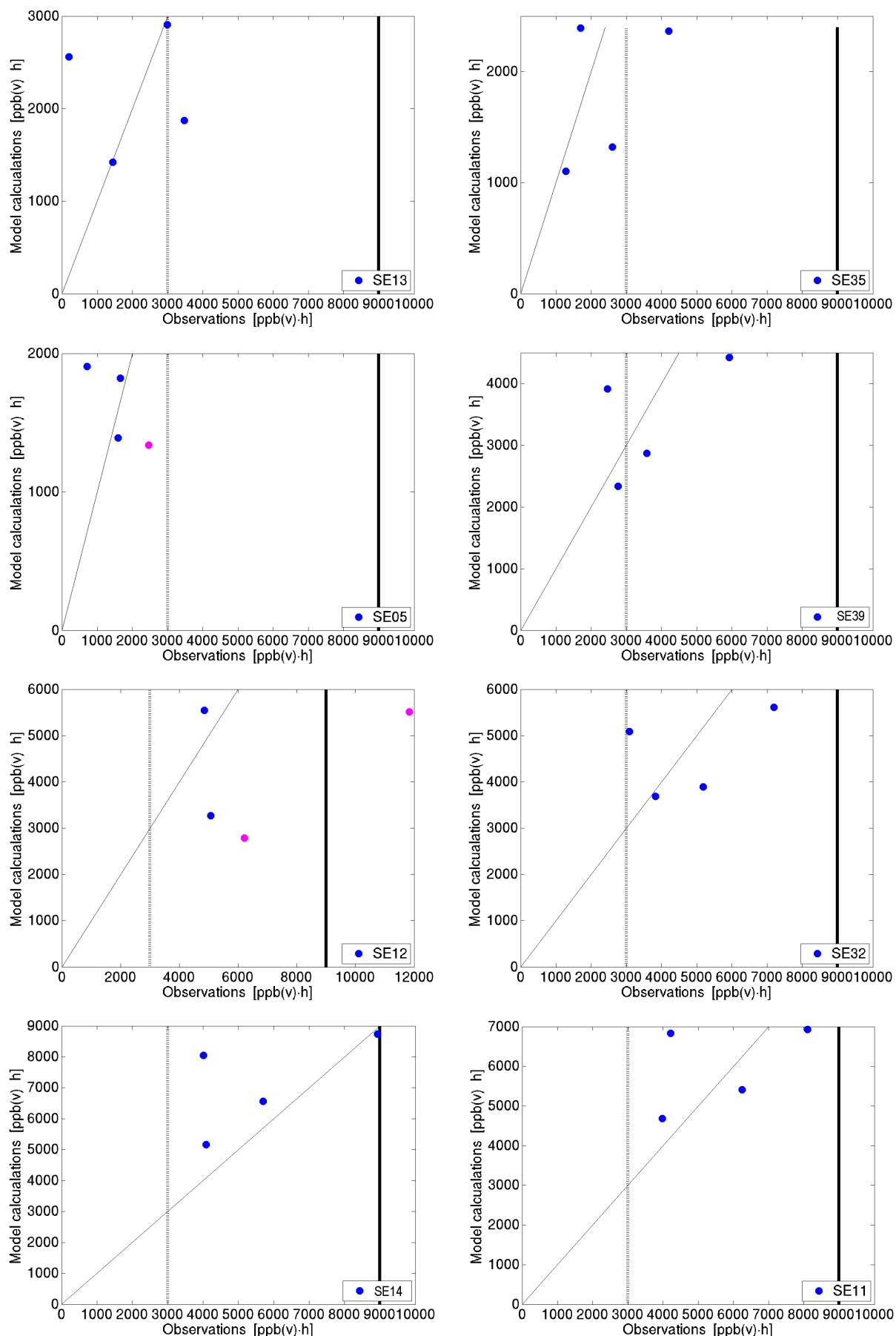
Figur A6. Kvantil-Kvantil diagram för dygnsmaximum av glidande 8h-medelkoncentration av O_3 vid Norra Kvill (SE32) för åren 2005-2008. Heldragen tunn linje representerar 1:1 förhållandet, streckad linje är 93.15-percentilen av mätdata för respektive år, tjock svart linje är målvärdet för skydd för människors hälsa, 60 ppb(v).



Figur A7. Kvantil-Kvantil diagram för dygnsmaximum av glidande 8h-medelkoncentration av O_3 vid Råö (SE14) för åren 2005-2008. Heldragen tunn linje representerar 1:1 förhållandet, streckad linje är 93.15-percentilen av mätdata för respektive år, tjock svart linje är målvärdet för skydd för människors hälsa, 60 ppb(v).



Figur A8. Kvantil-Kvantil diagram för dygnsmaximum av glidande 8h-medelkoncentration av O_3 vid Vavihill (SE11) för åren 2005-2008. Heldragen tunn linje representerar 1:1 förhållandet, streckad linje är 93.15-percentilen av mätdata för respektive år, tjock svart linje är målvärdet för skydd för människors hälsa, 60 ppb(v).



Figur A9. Korrelationsdiagram (år för år, ej storlekssorterade) för AOT40 för 8 svenska mätstationer. I varje diagram redovisas data från 2005, 2006, 2007 och 2008 för respektive station. Rosa punkter motsvarar korrigerade värden, men då mer än 100 timmar saknas i mätdata. Helledragen tunn linje representerar 1:1 förhållandet; tjock svart linje är målvärdet för skydd för växtlighet, 9000 ppb(v)-h; streckad linje är det långsiktiga målet till skydd av växtlighet, 3000 ppb(v)-h.

SMHIs publiceringar

SMHI ger ut sju 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 (Report Meteorology and Climatology)	1974
RH (Report Hydrology)	1990
RO (Report Oceanography)	1986
METEOROLOGI	1985
HYDROLOGI	1985
OCEANOGRAFI	1985
KLIMATOLOGI	2009

I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

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

- deposition från SWEDSPANs spånskivefabrik.
- 18 Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende industri-kombinatet i Nynäshamn – depositions-beräkningar av koldamm.
 - 19 Fredriksson, U. (1985)
Luktberäkningar för Bofors Plast i Ljungby, II.
 - 20 Wern, L., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - energi-centralen.
 - 21 Krieg, R., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - kompletterande beräkningar för fabrikena.
 - 22 Karlsson, K.-G. (1985)
Information från Meteosat - forskningsrön och operationell tillämpning.
 - 23 Fredriksson, U. (1985)
Spridningsberäkningar för AB Åkerlund & Rausings fabrik i Lund.
 - 24 Färnlöf, S. (1985)
Radarmeteorologi.
 - 25 Ahlström, B., Salomonsson, G. (1985)
Resultat av 5-dygnsprognos till ledning för isbrytarverksamhet vintern 1984-85.
 - 26 Wern, L. (1985)
Avesta stadsmodell.
 - 27 Hultberg, H. (1985)
Statistisk prognos av ytemperatur.
- 1986
- 1 Krieg, R., Johansson, L., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master, kvartals-rapport 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 depositions-beräkningar för en sopförbrännings-anläggning 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 depositions-beräkningar för Halmstads avfalls-förbränningsanläggning 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, kvartals-rapport 4/1985.
 - 14 Dahlgren, L. (1986)
Solmätning vid SMHI.
 - 15 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för ett kraftvärme-verk i Sundbyberg.
 - 16 Kindell, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Uddevallas fjärrvärmecentral i Hovhult.

- 17 Häggkvist, K., Persson, Ch., Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp från ett antal källor inom SSAB Luleå-verken.
- 18 Krieg, R., Wern, L. (1986)
En klimatstudie för Arlanda stad.
- 19 Vedin, H. (1986)
Extrem arealnederbörd i Sverige.
- 20 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i Tibro.
- 21 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 1/1986.
- 22 Kvik, T. (1986)
Beräkning av vindenergitillgången på några platser i Halland och Bohuslän.
- 23 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 2/1986.
- 24 Persson, Ch. (SMHI), Rodhe, H. (MISU), De Geer, L.-E. (FOA) (1986)
Tjernobylylyckan - 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 Västhamnsverket HKV1 i Helsingborg.
- 35 Persson, Ch., Wern, L. (1986)
Beräkningar av svaveldepositionen i Stockholmsområdet.
- 36 Joelsson, R. (1986)
USAs månadsprognoser.
- 37 Vakant nr.
- 38 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Utemiljön vid Kvarnberget, Lysekil.
- 39 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar av freon 22 från Ropstens värmepumpverk.
- 40 Fredriksson, U. (1986)
Vindklassificering av en plats på Hemsön.
- 41 Nilsson, S. (1986)
Utvärdering av sommarens (1986) använda konvektionsprognoshjälpmedel.
- 42 Krieg, R., Kvik, T. (1986)
Vindmätningar i höga master.
- 43 Krieg, R., Fredriksson, U. (1986)
Vindarna över Sverige.
- 44 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp

- vid ScanDust i Landskrona - bestämning av cyanvätehalter.
- 45 Kvik, T., Krieg, R., Robertson, L. (1986) Vindförhållandena i Sveriges kust- och havsband, rapport nr 2.
 - 46 Fredriksson, U. (1986) Spridningsberäkningar för en planerad panncentral vid Lindsdal utanför Kalmar.
 - 47 Fredriksson, U. (1986) Spridningsberäkningar för Volvo BMs fabrik i Landskrona.
 - 48 Fredriksson, U. (1986) Spridningsberäkningar för ELMO-CALFs fabrik i Svenljunga.
 - 49 Häggkvist, K. (1986) Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp från syrgas- och bensenupplag inom SSAB Luleåverken.
 - 50 Wern, L., Fredriksson, U., Ring, S. (1986) Spridningsberäkningar för lösningsmedel i Tidaholm.
 - 51 Wern, L. (1986) Spridningsberäkningar för Volvo BM ABs anläggning i Braås.
 - 52 Ericson, K. (1986) Meteorological measurements performed May 15, 1984, to June, 1984, by the SMHI
 - 53 Wern, L., Fredriksson, U. (1986) Spridningsberäkning för Kockums Plåtteknik, Ronneby.
 - 54 Eriksson, B. (1986) Frekvensanalys av timvisa temperatur-observationer.
 - 55 Wern, L., Kindell, S. (1986) Luktberäkningar för AB ELMO i Flen.
 - 56 Robertson, L. (1986) Spridningsberäkningar rörande utsläpp av NO_x inom Fagersta kommun.
 - 57 Kindell, S. (1987) Luften i Nässjö.
 - 58 Persson, Ch., Robertson, L. (1987) Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp vid ScanDust i Landskrona - bestämning av cyanväte.
 - 59 Bringfelt, B. (1987) Receptorbaserad partikelmodell för gatumiljömodell för en gata i Nyköping.
 - 60 Robertson, L. (1987) Spridningsberäkningar för Varbergs kommun. Bestämning av halter av SO₂, CO, NO_x samt några kolväten.
 - 61 Vedin, H., Andersson, C. (1987) E 66 - Linderödsåsen - klimatförhållanden.
 - 62 Wern, L., Fredriksson, U. (1987) Spridningsberäkningar för Kockums Plåtteknik, Ronneby. 2.
 - 63 Taesler, R., Andersson, C., Wallentin, C., Krieg, R. (1987) Klimatkorrigering för energiförbrukningen i ett eluppvärmt villaområde.
 - 64 Fredriksson, U. (1987) Spridningsberäkningar för AB Åetå-Trycks planerade anläggning vid Kungens Kurva.
 - 65 Melgarejo, J. (1987) Mesoskalig modellering vid SMHI.
 - 66 Häggkvist, K. (1987) Vindlaster på kordahus vid Alviks Strand - numeriska beräkningar.
 - 67 Persson, Ch. (1987) Beräkning av lukt och föroreningshalter i luft runt Neste Polyester i Nol.
 - 68 Fredriksson, U., Krieg, R. (1987) En överskalig klimatstudie för Tornby, Linköping.
 - 69 Häggkvist, K. (1987) En numerisk modell för beräkning av vertikal momentumtransport i områden med stora råhetsmoment. 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 råhetelement. En koefficient-
bestämning.
- 72 Liljas, E. (1988)
Förbättrad väderinformation i jordbruket -
behov och möjligheter (PROFARM).
- 73 Andersson, Tage (1988)
Isbildning på flygplan.
- 74 Andersson, Tage (1988)
Aeronautic wind shear and turbulence.
A review for forecasts.
- 75 Kållberg, P. (1988)
Parameterisering av diabatiska processer i
numeriska prognosmodeller.
- 76 Vedin, H., Eriksson, B. (1988)
Extrem arealnederbörd i Sverige
1881 - 1988.
- 77 Eriksson, B., Carlsson, B., Dahlström, B.
(1989)
Preliminär handledning för korrektion av
nederbördsmängder.
- 78 Liljas, E. (1989)
Torv-väder. Behovsanalys med avseende
på väderprognoser och produktion av
bränsletorv.
- 79 Hagmarker, A. (1991)
Satellitmeteorologi.
- 80 Lövblad, G., Persson, Ch. (1991)
Background report on air pollution
situation in the Baltic states - a
prefeasibility study.
IVL Publikation B 1038.
- 81 Alexandersson, H., Karlström, C., Larsson-
McCann, S. (1991)
Temperaturen och nederbörden i Sverige
1961-90. Referensnormaler.
- 82 Vedin, H., Alexandersson, H., Persson, M.
(1991)
Utnyttjande av persistens i temperatur och
nederbörd för vårflödesprognoser.
- 83 Moberg, A. (1992)
Lufttemperaturen i Stockholm
1756 - 1990. Historik, inhomogeniteter och
urbaniseringseffekt.
Naturgeografiska Institutionen, Stockholms
Universitet.
- 84 Josefsson, W. (1993)
Normalvärden för perioden 1961-90 av
globalstrålning och solskenstid i Sverige.
- 85 Laurin, S., Alexandersson, H. (1994)
Några huvuddrag i det svenska temperatur-
klimatet 1961 - 1990.
- 86 Fredriksson, U. och Ståhl, S. (1994)
En jämförelse mellan automatiska och
manuella fältmätningar av temperatur och
nederbörd.
- 87 Alexandersson, H., Eggertsson Karlström,
C. och Laurin S. (1997).
Några huvuddrag i det svenska
nederbördsklimatet 1961-1990.
- 88 Mattsson, J., Rummukainen, M. (1998)
Växthuseffekten och klimatet i Norden - en
översikt.
- 89 Kindbom, K., Sjöberg, K., Munthe, J.,
Peterson, K. (IVL)
Persson, C. Roos, E., Bergström, R.
(SMHI). (1998)
Nationell miljöövervakning av luft- och
nederbördskemi 1996.
- 90 Foltescu, V.L., Häggmark, L (1998)
Jämförelse mellan observationer och fält
med griddad klimatologisk information.
- 91 Hultgren, P., Dybbroe, A., Karlsson, K.-G.
(1999)
SCANDIA – its accuracy in classifying
LOW CLOUDS
- 92 Hyvarinen, O., Karlsson, K.-G., Dybbroe,
A. (1999)
Investigations of NOAA AVHRR/3 1.6 μm
imagery for snow, cloud and sunglint
discrimination (Nowcasting SAF)
- 93 Bennartz, R., Thoss, A., Dybbroe, A. and
Michelson, D. B. (1999)
Precipitation Analysis from AMSU
(Nowcasting SAF)

- 94 Appelqvist, Peter och Anders Karlsson (1999)
Nationell emissionsdatabas för utsläpp till luft - Förstudie.
- 95 Persson, Ch., Robertson L. (SMHI) Thaning, L (LFOA). (2000)
Model for Simulation of Air and Ground Contamination Associated with Nuclear Weapons. An Emergency Preparedness Model.
- 96 Kindbom K., Svensson A., Sjöberg K., (IVL) Persson C., (SMHI) (2001)
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds kemi 1997, 1998 och 1999.
- 97 Diamandi, A., Dybbroe, A. (2001)
Nowcasting SAF
Validation of AVHRR cloud products.
- 98 Foltescu V. L., Persson Ch. (2001)
Beräkningar av moln- och dimdeposition i Sverigemodellen - Resultat för 1997 och 1998.
- 99 Alexandersson, H. och Eggertsson Karlström, C (2001)
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler - utgåva 2.
- 100 Korpela, A., Dybbroe, A., Thoss, A. (2001)
Nowcasting SAF - Retrieving Cloud Top Temperature and Height in Semi-transparent and Fractional Cloudiness using AVHRR.
- 101 Josefsson, W. (1989)
Computed global radiation using interpolated, gridded cloudiness from the MESA-BETA analysis compared to measured global radiation.
- 102 Foltescu, V., Gidhagen, L., Omstedt, G. (2001)
Nomogram för uppskattning av halter av PM₁₀ och NO₂
- 103 Omstedt, G., Gidhagen, L., Langner, J. (2002)
Spridning av förbränningsemissioner från småskalig biobränsleeldning – analys av PM2.5 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., Rensner, 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
- 133 Andersson, S., Bergström, R., Omstedt, G.,
Engardt, M (2008)
Dagens och framtidens partikelhalter i
Sverige. Utredning av exponerings-
minskningsmål för PM2.5 enligt nytt
luftdirektiv
- 134 Omstedt, G., Andersson, S (2008)
Vintervägar med eller utan dubbdäck.
Beräkningar av emissioner och halter av
partiklar för olika dubbdäcksscenarier

- 135 Omstedt, G., Andersson, S., Johansson, Ch., Löfgren, B-E (2008)
Luftkvalitet och småskalig biobränsleeldning. Tillämpningar av SIMAIR ved för några kommuner
- 136 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M (2009)
Measurements of total ozone 2006-2008
- 137 Andersson, S., Omstedt, G (2009)
Validering av SIMAIR mot mätningar av PM10, NO₂ och bensen.
Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005
- 138 Wern, L., Barring, L (2009)
Sveriges vindklimat 1901 – 2008
Analys av förändring i geostrofisk vind
- 139 Wern, L., German, J (2009)
Korttidsnederbörd i Sverige, 1995 – 2008
- 140 Omstedt, G., Andersson, S., Bergström, R (2010)
Dagens och framtidens luftkvalitet i Sverige. Haltberäkningar av NO₂, PM10 och PM2.5 i svenska trafikmiljöer för framtidsscenarioer med minskade europeiska emissioner
- 141 Wern, L., Isaksson, L (2010)
Åska i Sverige 2002 – 2009
- 142 Andersson, S., Omstedt, G., Robertson, L (2010)
Känslighetsanalys, vidareutveckling och validering av SIMAIRs urbana spridningsmodell BUM
- 143 Wern L., (2010)
Extrem nederbörd i Sverige
under 1 till 30 dygn, 1880 – 2009
- 144 Omstedt, G., Andersson, S., Bennet, C., Bergström, R., Gidhagen, L., Johansson, Ch., Persson, K (2010)
Kartläggning av partiklar i Sverige – halter, källbidrag och kunskapsluckor



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

ISSN 0283-7730