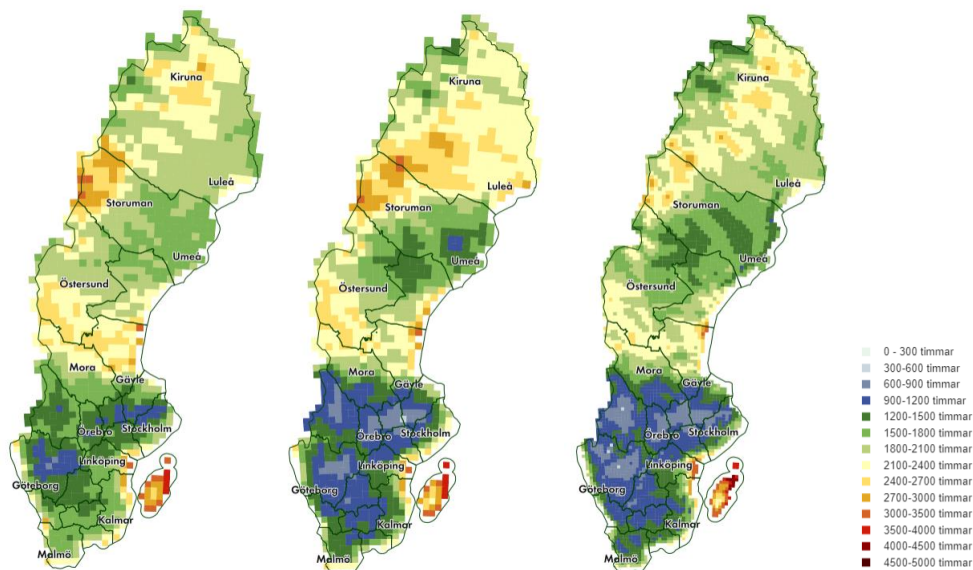


Helene Alpfjord Wylde, Wing Leung och Camilla Andersson

Nr 2023-34

## Nationell miljöövervakning med MATCH Sverigesystemet - utvärdering och resultat för åren 2019-2021



Bilden visar antal timmar då halt i luft av marknära ozon överstiger  $80 \mu\text{g m}^{-3}$  år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).



## Nationell miljöövervakning med MATCH Sverigesystemet Utvärdering och resultat för åren 2019-2021

<b>Rapportförfattare</b>  Heléne Alpfjord Wylde, SMHI Wing Leung, SMHI Camilla Andersson, SMHI	<b>Utgivare</b> SMHI  <b>Postadress</b> Folkborgsvägen 17, 601 76 Norrköping <b>Telefon</b> +46 (0)11 495 80 00
<b>Rapporttitel och undertitel</b> Nationell miljöövervakning med MATCH Sverigesystemet Utvärdering och resultat för åren 2019-2021	<b>Beställare</b> Naturvårdsverket 106 48 Stockholm <b>Finansiering</b> Nationell Miljöövervakning
<b>Nyckelord för plats</b> Sverige	
<b>Nyckelord för ämne</b> Luftföroreningar, atmosfäriskt nedfall, svavel, kväve, marknära ozon	
<b>Tidpunkt för insamling av underlagsdata</b> 2019 – 2021	
<b>Sammanfattning</b> MATCH Sverigesystemet är ett operativt system inkluderande en atmosfärisk spridningsmodell, där regionalskaliga modellberäkningar och mätdata kombineras för att kartlägga aktuella förhållanden och följa förändringar i tiden av såväl luftkoncentrationer som deposition av svavel, kväve och baskatjoner över Sverige. De nationella miljömål som framför allt berörs är "Ingen försurning", "Bara naturlig övergödning" och "Frisk luft".  Halter i luft och deposition till mark presenteras för svavel, kväve och baskatjoner för åren 2019-2021. Ett antal statistiska mått för halter i luft och deposition av marknära ozon presenteras också.  Mest kväve-, svavel- och ozondeposition sker i de sydvästra delarna av Sverige, medan minst deposition sker i Norrlands inland. För totaldepositionen av kväve och svavel samt halterna av marknära ozon beror variationen mellan de tre åren på meteorologisk variabilitet, men pandemiåret 2020, med kraftiga utsläppsminskningar till följd av restriktioner i Europa, hade också markant effekt på luftföroreningshalterna.  Totaldepositionen av oxiderat svavel exklusive havssalt (XSOX) är under de senaste åren lägst av alla inkluderade år (1998-2021). Längst kusterna är depositionen lägre på grund av SECA-områdets krav på lägre svavelhalter i marina bränslen efter år 2015. Det svenska bidraget är ungefär detsamma för de tre åren, vilket indikerar att framför allt långdistanstransportbidragets förändring orsakar minskningen av totaldeposition.  De högsta halterna av marknära ozon (antal dagar då halterna överstiger 120 µg/m <sup>3</sup> ) inträffade under 2019, med främst ett tiotal överskridanden i södra Sverige och Uppland, men även i norra fjällerna. Jämfört med perioden 1990-2013 var 2019 ett extremår för höga halter av marknära ozon i hela Sverige, med överskridanden av miljökvalitetsnormen i nästan hela landet.  För ozondeposition till växter (ozonupptag), för de kartlagda åren, framträder det en kraftig gradient från fjällområdena i nordväst där värdena är mycket låga till sydligaste Sverige där värdena är högre för både POD1 <sub>gen-lövskog</sub> och POD3 <sub>gen-grödor</sub> .  Under 2019 har PODY för björk, gran, vete och potatis implementerats i modellsystemet MATCH Sverige, och PODY för generiska grödor och lövskog uppdaterats (Langner et al, 2019). Under 2022 undersöktes för POD1spec för gran och björk, med slutsats om att publicerade resultat är korrekta (Andersson och Langner, 2022). Därmed är det nu möjligt att genomföra en återanalys för PODY, vilket efterfrågats av slutanvändare (Åström och Grennfelt, 2021) utöver nyttan för att förstå trender inom miljöövervakningens.  Under hösten 2018 rapporterade Sverige för första gången modellerade luftkvalitetsdata till EU, som en del av den officiella e-rapporteringen till EEA. Halter av marknära ozon, beräknade med MATCH Sverigesystemet, rapporteras nu årligen av SMHI i egenskap av datavärd.  Under 2022 har upplösningen av MATCH resultaten ökat från 22 km till 11 km. Detta innebär en markant kvalitetshöjning för användarna.	



## Sammanfattning

MATCH Sverigesystemet är ett operativt system inkluderande en atmosfärkemisk spridningsmodell, där regionalskaliga modellberäkningar och mätdata kombineras för att kartlägga aktuella förhållanden och följa förändringar i tiden av såväl luftkoncentrationer som deposition av svavel, kväve och baskatjoner över Sverige. De nationella miljömål som framför allt berörs är ”Ingen försurning”, ”Bara naturlig övergödning” och ”Frisk luft”.

Uppdraget omfattar spridningsmodellering baserad på emissionsdata från SMED (Svenska miljöemissionsdata) och detaljerade tredimensionella meteorologiska data med tre timmars tidsupplösning. Dessutom ingår, som en viktig del, dataassimilation av mätdata från ett par svenska och norska European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)- och luft och nederbörd (LN)-stationer inom SveLoD (det nya mätnätverket) samt ett par Integrerad Miljöövervakning (IM)-stationer.

Halter i luft och deposition till mark presenteras för svavel, kväve och baskatjoner för åren 2019-2021. Ett antal statistiska mått för halter i luft och deposition av marknära ozon presenteras också.

Mest kväve-, svavel- och ozondeposition sker i de sydvästra delarna av Sverige, medan minst deposition sker i Norrlands inland. För totaldepositionen av kväve och svavel samt halterna av marknära ozon beror variationen mellan de tre åren på meteorologisk variabilitet, men pandemiåret 2020, med kraftiga utsläppsminskningar till följd av restriktioner i Europa, hade också markant effekt på luftföroreningshalterna.

Totaldepositionen av oxiderat svavel exklusive havssalt (XS<sub>OX</sub>) är under de senaste åren lägst av alla inkluderade år (1998-2021). Längst kusterna är depositionen lägre på grund av SECA-områdets krav på lägre svavelhalter i marina bränslen efter år 2015. Det svenska bidraget är ungefär detsamma för de tre åren, vilket indikerar att framför allt långdistanstransportbidragets förändring orsakar minskningen av totaldeposition.

De högsta halterna av marknära ozon (antal dagar då halterna överstiger 120 µg/m<sup>3</sup>) inträffade under 2019, med främst ett tiotal överskridanden i södra Sverige och Uppland, men även i norra fjällen. Jämfört med perioden 1990-2013 var 2019 ett extremår för höga halter av marknära ozon i hela Sverige, med överskridanden av miljökvalitetsnormen i nästan hela landet.

För ozondeposition till växter (ozonupptag), för de kartlagda åren, framträder det en kraftig gradient från fjällområdena i nordväst där värdena är mycket låga till sydligaste Sverige där värdena är högre för både POD1gen-lövskog och POD3gen-grödor.

Under 2019 har PODY för björk, gran, vete och potatis implementerats i modellsystemet MATCH Sverige, och PODY för generiska grödor och lövskog uppdaterats (Langner et al, 2019). Under 2022 undersöktes för POD1spec för gran och björk, med slutsats om att publicerade resultat är korrekta (Andersson och Langner, 2022). Därmed är det nu möjligt att genomföra en återanalys för PODY, vilket efterfrågats av slutanvändare (Åström och Grennfelt, 2021) utöver nyttan för att förstå trender inom miljöövervakningens.

Under hösten 2018 rapporterade Sverige för första gången modellerade luftkvalitetsdata till EU, som en del av den officiella e-rapporteringen till EEA. Halter av marknära ozon, beräknade med MATCH Sverigesystemet, rapporteras nu årligen av SMHI i egenskap av datavärd.

Under 2022 har upplösningen av MATCH resultaten ökat från 22 km till 11 km. Detta innebär en markant kvalitetshöjning för användarna.



## Innehållsförteckning

<b>SAMMANFATTNING</b> .....	<b>2</b>
<b>FÖRORD</b> .....	<b>1</b>
<b>1 INLEDNING</b> .....	<b>1</b>
<b>2 METODIK I MATCH SVERIGESYSTEMET</b> .....	<b>2</b>
2.1 Nuvarande metodik.....	2
2.2 MATCH som bakgrundsfält i dataassimilation.....	3
2.3 Dataassimilation av halter i luft och nederbörd .....	4
2.4 Våtdepositionsberäkningar .....	4
2.5 Torrdepositionsberäkningar.....	4
2.6 Statistiska mått för marknära ozon.....	5
2.7 Emissionsdata.....	6
2.7.1 Emissionsförändringar år 2020 av Covid-19-pandemin .....	6
2.8 Svenska och norska mätstationer .....	7
<b>3 RESULTAT</b> .....	<b>10</b>
3.1 Väderåren 2019-2021.....	10
3.2 Luftföroreningshalter 2019-2021 .....	12
3.2.1 Påverkan av pandemin för år 2020.....	12
3.2.2 Luftföroreningshalter av kväve och svavel.....	13
3.3 Deposition 2019-2021.....	16
3.3.1 Deposition av oxiderat kväve .....	18
3.3.2 Deposition av reducerat kväve.....	20
3.3.3 Deposition av oxiderat svavel utan respektive med havssaltsvavel .....	23
3.3.4 Våtdeposition av baskatjoner .....	26
3.4 Marknära ozon.....	29
<b>4 UTVÄRDERING AV MODELLSYSTEMET OCH DISKUSSION OM FELKÄLLOR</b> <b>38</b>	
4.1 Meteorologiska indata .....	38
4.2 Modeller .....	38
4.3 Emissionsdata.....	39
4.4 Mätdata .....	39
<b>5 FRAMTIDA UTVECKLINGSMÖJLIGHETER OCH BEHOV</b> .....	<b>40</b>
5.1 Mätdata .....	40
5.2 Modellerade resultat i e-rapportering till EU .....	40
5.3 Utveckling av MATCH Sverigesystemet .....	40
5.3.1 Ökad upplösning i MATCH Sverigesystemet.....	40

5.3.2	Pågående utvecklingsaktiviteter .....	42
5.3.3	Önskvärda utvecklingsaktiviteter .....	42
<b>6</b>	<b>INTERNATIONELLA SAMARBETEN .....</b>	<b>45</b>
<b>7</b>	<b>REFERENSER .....</b>	<b>46</b>
	<b>BILAGA - PUBLICERAT MATERIAL FÖR MATCH-MODELLEN.....</b>	<b>49</b>



## Förord

Denna rapport presenterar resultat för åren 2019-2021. Studien har utförts och finansierats inom ramen för Naturvårdsverkets nationella miljöövervakning.

Två studier och rapporter har tidigare gjorts för implementationen av PODY. PODY för generisk lövskog och generiska grödor har implementerats i MATCH Sverigesystemet under 2015-2016 (Engardt m.fl., 2016). PODY för björk, gran, vete och potatis har implementerats och PODY för generiska grödor och lövskog uppdaterades i samband med det under 2019 (Langer m.fl., 2019).

Två återanalysstudier har också utförts med MATCH Sverigesystemet. En återanalys genomfördes för marknära ozon för åren 1990-2013 (Andersson m.fl., 2015; Andersson m.fl., 2017), vilken inkluderar Sverige och Norge. Den andra återanalysen genomfördes för deposition av svavel och kväve för åren 1983-2013 (Andersson m.fl., 2018), och den inkluderar Skandinavien, större Östersjön, Finland samt delar av omkringliggande landsområden.

## 1 Inledning

MATCH Sverigesystemet är ett system som integrerar mätningar (observationer) av atmosfärskemisk data med resultat från den fysikaliska modellen MATCH som hanterar spridning, luftkemi och nedfall (deposition) dels på Europnivå och dels på nationell nivå. På nationell (svensk) nivå används en version speciellt anpassad för beräkningar baserade på bidrag från svenska emissioner. Därutöver utnyttjas meso-skalig, analyserad meteorologi.

Delprogrammet startade som ett forskningsprojekt med stöd från Naturvårdsverkets forskningskommitté för luft 1993-1994. MATCH Sverigesystemet har använts till nationell miljöövervakning sedan övervakningsåret 1991, vilket presenteras i Persson m.fl. (1995). Ett antal studier har genomförts tidigare, och presenteras bl.a. i rapporterna Persson m.fl. (2004) där MATCH Sverigesystemet beskrivs utförligt, och Lövblad m.fl. (1991) där en studie av baskatjoner gjordes med MATCH Sverigesystemets metodik. I Södergren m.fl. (2013) beskrivs metodik och resultat för MATCH Sverigesystemet för åren 1998-2011 och i Andersson m.fl. (2014) samt Andersson och Alpfjord (2015) redogörs för den senaste metodikförändringen. Implementationen av PODY för generisk lövskog och generiska grödor redovisas i Engardt m.fl. (2016) och implementationen av de nya PODY för björk, gran, vete och potatis redovisas i Langner m.fl. (2019). Denna rapport redovisar ozonresultat för åren 2019-2021, inklusive PODY.

MATCH Sverigesystemet har genomgått en omfattande utveckling mellan övervakningsåren 2004 och 2005, samt ytterligare utveckling under åren 2009, 2010 och 2013. Åren 1998-2004 ingick inte beräkningar med MATCH över hela Europa som en del i MATCH Sverigesystemet. Metodiken där MATCH-Europa som första gissningsfält används introducerades för beräkningsåret 2005 (för beskrivning, se nedan). Från 2013 har metodiken återigen förändrats, där dataassimilationen sker på totalhalter och inte för ett beräknat långtransportbidrag. För beräkningsår 2021 har upplösningen av resultaten ökat, från 22 km till 11 km. För närvarande finns beräkningsåren 1998-2021 tillgängliga på nätet.

Då en stor del av försurning och övergödning i Sverige kan härledas till långdistanstransport från övriga Europa finns det ett intresse av att dela upp övervakningen i bidrag från Sverige och bidrag från övriga Europa. Denna åtskillnad finns för alla år som nu är utlagda på nätet, 1998-2021. Vidare så redovisas nedfall med nederbörd (våtdeposition) av svavel och baskatjoner både exklusive såväl som inklusive havssaltsbidrag. Ett antal mått för marknära ozon publiceras på webben från och med 2013, numera inklusive PODY.

Nedan ges en översiktlig beskrivning av den metodik som infördes i och med 2005 års beräkningar och uppdateringar i den nuvarande metodiken som infördes operationellt år 2013 och 2021. De osäkerheter som är förknippade med den slutgiltiga produkten diskuteras kort.

Resultat presenteras på nätet för deposition av ozon (PODY), kväve, svavel och baskatjoner, samt halter i luft för marknära ozon, kväve- och svavelämnen.

## 2 Metodik i MATCH Sverigesystemet

Både modellerade data och uppmätta data innehåller fel och osäkerheter. Metodiken att kombinera mätningar och modellering ger därför ett kraftfullt verktyg med möjlighet att utnyttja de bästa egenskaperna hos såväl observationer som modeller. Med dataassimilation anpassas modellerade data till mätdata med hjälp av statistik som bygger på en uppskattning av osäkerheten i mätningar och modell. En analys erhålls, d.v.s. en approximation av det ”sanna” värdet, bestående av en kombination av modell och mätningar. För att uppnå en kvalitativ analys är det mycket viktigt att både mätdata och modellerade data håller en hög kvalitet.

Startpunkten för att göra en analys av deposition eller halter i luft för ett visst år är att skapa en så kallad ”första gissning” av det modellerade bakgrundsfältet. Detta bakgrundsfält jämförs mot mätdata och behandlas matematiskt med variationell dataanalys. Genom algoritmer förändras fältet så att det på bästa sätt överensstämmer med mätningarna. I MATCH Sverigesystemet förutsätter vi att mätdata har lägre osäkerheter än bakgrundsfältet, så observationsdata har stor påverkan på modelluppskattningen under dataassimilationsalgoritmen.

### 2.1 Nuvarande metodik

Metodiken i MATCH Sverigesystemet uppdateras med tiden, baserat på vilka indata som finns tillgängliga och modellutveckling som sker. En större metodikförändring skedde år 2013, där följande punkter implementerades:

- Dataassimilationen utförs nu på totalhalter istället för på ett extraerat långtransportbidrag.
- De EMEP-emissioner som används i MATCH Europa har nu bearbetats för att sammanfogas med mer högupplösta SMED-emissioner över Sverige. Emissionsdata från Shipair används för att beskriva utsläpp från sjöfart i havsområdena kring Sverige.
- Ett antal statistiska mått för marknära ozon tas fram och publiceras.

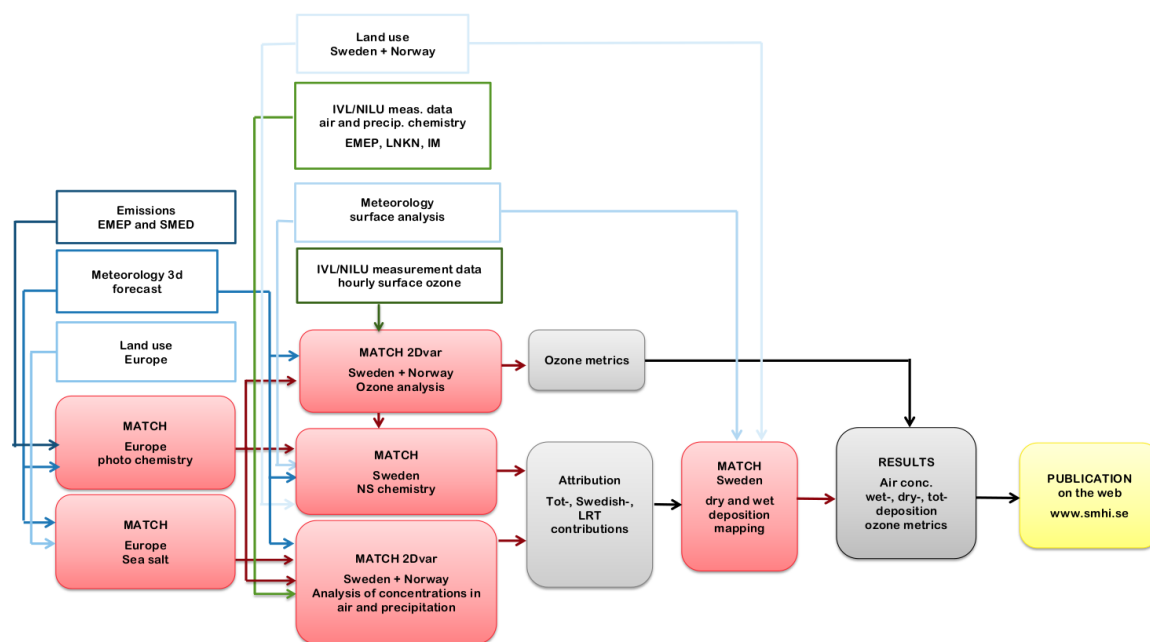
En mer detaljerad genomgång av metodiken finns i Andersson m.fl. (2014).

I flödesdiagrammet nedan visas schematiskt de olika stegen i den nuvarande metodiken. Indata till systemet i form av meteorologiska data, emissionsdata och mätdata visas som rutor med vit bakgrund. De sista stegen beskriver efterbehandlingar såsom beräkning av torrdeposition till olika marktyper, exempelvis åkerjord och lövskog, samt beräkning av våtdeposition. Indata till systemet är dels atmosfärskemiska observationer, vilka tillhandahållits av IVL (Svenska miljöinstitutet) och NILU (Norsk Institutt for luftforskning), dels utsläppsdata från EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme), och SMED (Svenska miljöemissionsdata) (kombinerat kallade SMEMEP-emissioner) och dels meteorologiska data. Utsläppsdata från SMED är av högre upplösning än EMEP, och representerar Sveriges utsläpp.

Ozonhalter beräknas med MATCH fotokemi och dataassimileras därefter med uppmätta ozonhalter från IVL och NILU. Dessa analyserade ozonhalter används för att beräkna olika statistiska mått i nuvarande metodiken. De används även som indata i modellberäkningen av Sverigebidrag. Som indata till modellberäkningen av Sverigebidrag används förutom det analyserade ozonet markanvändningsdata, SMEDs emissioner samt ECMWF-MESAN väderdata (före 2016 användes HIRLAMs väderdata, men denna byttes ut mot ECMWFs högupplösta ensemble-medlem HRES då HIRLAM slutade produceras operationellt).

Dataassimilationen sker på totalhalterna från MATCH Europa-modellresultatet för svavel och kväve. Långtransportbidraget beräknas sedan som det assimilerade totalfältet subtraherat med Sverigemodellens resultat.

Därefter beräknas depositionen för olika markanvändningstyper utifrån resultaten från analysen (mapping i Figur 1). Innan slutresultaten läggs ut på nätet så måste de slutbearbetas (postprocessas) för att få rätt format.



Figur 1. Översikt över MATCH Sverigesystemet med nuvarande metodik. Flödesdiagrammet ger en beskrivning av indata till och flöden inom MATCH Sverigesystemet samt modeller som ingår i systemet.

## 2.2 MATCH som bakgrundsfält i dataassimilation

Den första gissningen är en modellerad första skattning av halten av en viss förorening i luft och nederbörd. Denna kan åstadkommas på flera olika sätt. I MATCH Sverigesystemet utnyttjas den fullskaliga fotokemimodellen MATCH för att skapa en första gissning. De ämnen som beräknas med MATCH fotokemimodell är halter i luft och nederbörd av svavel, kväveämnen och ozon. En variationell analys görs på ozonhalter i luft och dessa resultat används sedan som indata till Sverigebidragsberäkningen, som också görs med MATCH, men med en förenklad kemibeskrivning.

Vissa ämnen (baskatjoner bortsett från natrium) är inte inkluderade i MATCH-modellen. För dessa ämnen har en enklare variant av interpolation använts.

I MATCH fullskaliga fotokemimodell ingår ett kemischema med ca 70 kemiska komponenter och 130 kemiska reaktioner, som beskriver marknära ozonbildning samt svavel och kvävekemi där bl.a. inorganiska sekundära partiklar bildas. För en noggrannare beskrivning av MATCH fotokemimodell se t.ex. Robertson m.fl. (1999). Denna modell hanterar förutom fullskalig kemi transport och deposition av ämnen i både gas- och partikelfas. Den version av MATCH som beräknar Sveriges bidrag innehåller endast svavel- och kvävekemi, alltså ingen fullskalig fotokemi.

MATCH partikelmodell beräknar halter och deposition (våtdeponeras; d.v.s. "tvättas ur med nederbörd" och torrdeponeras; d.v.s. förlust mot markytor utan inblandning av nederbörd) av havssaltspartiklar och primära antropogena partiklar. Emissioner av naturligt havssalt beräknas i modellen, baserat på meteorologiska parametrar som vindfält och havstemperatur, se Foltescu m.fl. (2005).

Till halter i nederbörd av vissa kemiska komponenter särskiljs bidraget från havssalt och bidrag utan havssalt, eftersom havssaltet bidrar med naturliga och icke försumbara halter av svavel, kalium, magnesium och kalcium. Som första gissning av havssaltsbidrag till halt i nederbörd används MATCH

partikelmodellens havssaltskoncentration i nederbörd. Det går inte att använda någon modelluppskattning som första gissning av kalium, magnesium och kalcium (exklusive havssalt) på grund av avsaknad av emissioner av dessa ämnen och att dessa komponenter ännu inte ingår i MATCH-modellen. Istället används optimal interpolation av uppmätt haltbidrag (utan havssalt) i nederbörd.

För lufthalter kan inte havssaltsbidrag och övrigt bidrag särskiljas. Detta orsakas av att det är för få mätningar av havssaltskoncentration i luft över Sverige.

### 2.3 Dataassimilation av halter i luft och nederbörd

För att på bästa möjliga sätt utnyttja de mätstationer som finns spridda över Sverige och Norge kombineras mätdata med storskalig information från första gissningen genom så kallad dataassimilation. Dataassimilation är, som nämnts tidigare, en benämning på metoder som kombinerar observationer av variabler, såsom halten av ett ämne i luft, med informationen från en modell i syfte att skapa en analys, d.v.s. en uppskattning av det rätta värdet av det aktuella tillståndet hos atmosfären.

Inom miljöövervakningen används för närvarande en dataassimileringsmetod som kallas variationell analys. Syftet med den variationella analysen är att försöka hitta den analys som med minsta möjliga avvikelse överensstämmer med både mätdata och modell genom att ta hänsyn till osäkerheterna. En känd och önskvärd egenskap hos en modellsimulering är att osäkerheterna är korrelerade i rummet. Därför kommer en avvikelse mellan mätdata och modell spridas till omkringliggande platser. I och med detta kan informationen från en mätstation, som endast representerar en plats, utnyttjas för att även beskriva ett större omkringliggande område. Hur långt informationen sprids (är korrelerad) beror på vilken typ av variabel som assimileras.

Den variationella analysen i MATCH Sverigesystemet sker i två dimensioner (i horisontalplanet, förkortat 2dvar), och i den nuvarande metodiken sker den variationella analysen på totalhalter. MATCH Europa körs på upplösningen 22 km innan modellår 2021 och för 2021 på 11 km upplösning.

Det sker dygnsvis assimilation för lufthalter och för dessa antas isotropa korrelationer: förändringen av bakgrundsfältet sker enbart baserat på avstånd från mätstation och på skillnaden mellan mätning och bakgrundsfält. För halt i nederbörd sker månadsvis assimilation av mätvärden och första gissningsfält. Orsaken till den grövre tidsupplösningen är att det inte finns rikstäckande observationer av halt i nederbörd på dygnsbasis, utan enbart med grövre tidsupplösning. Halter i nederbörd som är från icke-havssaltsbidrag antas ha isotropa, avståndsberoende, korrelationer. Havssaltsbidraget assimileras däremot med anisotropa korrelationer, då gradienten av havssaltsfältet är skarp utmed kusterna. En beskrivning av metodiken för MATCH havssaltberäkningar står att läsa om i Foltescu m.fl. (2005).

### 2.4 Våtdepositionsberäkningar

Som grund till de våtdepositionsberäkningar som görs i MATCH Sverige-systemet utnyttjas analyserad meteorologi genom MESAN-data (griddad data baserad på observationer och modell) var 3:e timme av nederbördsmängder över Sverige. 3-timmars nederbördsfält används i MATCH-Sverigemodellen och interpoleras till timvärden i modellen inför beräkning av våtdeposition orsakad av svenska emissioner.

De analyserade resultaten från dataassimilationen av modellerade och observerade data fås i form av koncentration i nederbörd. Det är naturligt eftersom mätdata anges i koncentration i nederbörd och för att denna parameter varierar långsammare spatialt än våtdeposition, som har högre småskalighet eftersom den följer nederbörd som är småskalig. Våtdepositionen beräknas därefter fram genom att den analyserade koncentrationen multipliceras med ovan beskrivna nederbördsdata. Kvaliteten på nederbördsdata är avgörande för kvaliteten på våtdepositionsberäkningarna.

### 2.5 Torrdepositionsberäkningar

Som underlag för torrdepositionsberäkningar används de analyserade lufthalter som erhållits med hjälp av dataassimilationen. Beräkningar av torrdeposition är förenat med vissa svårigheter eftersom

torrdepositionen beror på många olika faktorer. Bland annat beror den på vilket ämne som deponeras, gas eller partikel, partikelstorlek, depositionsytans beskaffenhet samt rådande meteorologiska förhållanden.

Förenklat sker torrdepositionen i tre steg. I det första steget transporteras den atmosfärskemiska komponenten i det turbulenta atmosfäriska gränsskiktet ner till det laminära gränsskiktet. Det laminära gränsskiktet är ett millimetertunt skikt ovanför mark-, vatten- eller vegetationsytan. Därefter transporteras komponenten genom detta. I det tredje steget upptas komponenten av ytan.

Torrdepositionen beräknas i MATCH modellen med hjälp av en resistensmodell där resistensen för gaser och partiklars deposition till underlaget parameteriseras, se Chamberlain and Chadwick (1965). Torrdepositionsflödet kan beskrivas av följande samband (jämför Ohm's lag inom ellära),

$$F_i(z) = C_i(z) \frac{1}{r_i(z)}$$

där  $F_i$  är flödet för ett ämne i på höjden  $z$  och  $C_i(z)$  är den aktuella koncentrationen. Resistensen  $r_i$  bestämmer depositions hastigheten  $v_d$  genom följande uttryck:

$$v_d = \frac{1}{r_a + r_b + r_c}$$

där  $r_a$ ,  $r_b$  och  $r_s$  är den aerodynamiska resistansen, det laminära ytskiktets resistans respektive ytresistansen. Storleken hos resistenserna varierar på ett komplicerat sätt beroende på egenskaper hos ämnet som deponeras, meteorologiska förhållanden och ytans beskaffenhet. I MATCH modellen är dessa tre resistenser parameteriserade. Resistensen beräknas för varje gridruta, för varje timma med aktuell väderdata, för varje markanvändningstyp och för varje gas eller partikelfraktion. För en utförligare beskrivning av metodiken för torrdepositions beräkningar i MATCH Sverigemodellen hänvisas läsaren till Klein m.fl. (2002).

## 2.6 Statistiska mått för marknära ozon

Vi publicerar ett antal statistiska mått för de dataassimilerade ozonfälten inom miljöövervakningen från år 2013. Följande indikatorer/mått ingår:

- Årsmedelvärde
- Somarmedelvärde (juni till augusti)
- Årsmaximum av dygnets maximala flytande 8h-medelhalt, samt antal dygn med överskridande av  $70 \mu\text{g m}^{-3}$  för utvärdering av miljömålet frisk lufts mål och antal dygn med överskridande av  $120 \mu\text{g m}^{-3}$  för utvärdering av direktivets mål.
- Årets maximala 1h-medelhalt samt antalet timmar under året med överskridande av halten  $80 \mu\text{g m}^{-3}$ .
- För utvärdering av påverkan på grödor och skog beräknas AOT40 under maj-juli respektive april-september. AOT40 är den ackumulerade ozonhalten överskridande 40 ppbv ( $80 \mu\text{g m}^{-3}$ ) under denna period, alltså  $AOT40 = \sum \max(O_3 - 40, 0)$  under respektive tidsperioder, och enbart under timmarna 8-20 varje dygn.
- Ett mer fysikaliskt mått för skadlig inverkan på växtlighet är PODY (Phytotoxic Ozone Dose above a flux threshold of Y). Detta mått beskriver modellerat ozonupptag till växttyper. Förutom halter av marknära ozon används bland annat ett antal meteorologiska parametrar. Vi presenterar POD1 för generisk lövskog och POD3 för generisk gröda, samt PODY-mått för vete, potatis, gran och björk.
- SOMO35 är en indikator för ozons hälsopåverkan som rekommenderas av WHO. I denna indikator summeras halter hos dygnets maximala flytande 8h-medelvärde som överskrider 35ppbv ( $70 \mu\text{g m}^{-3}$ ) under hela året. Alltså  $SOMO35 = \sum \max(O_3^d - 35, 0) dt$ .

Mer information om metodiken bakom PODY-beräkningar finns i Engardt m.fl. (2016). Under 2019 implementerades i MATCH Sverigessystemet för PODY-mått för vete, potatis, gran och björk. Mer

information om metodiken om det finns i Langner m.fl. (2019). PODY varierar med ozonexponering för växter, men även av en rad fysikaliska och meteorologiska parametrar såsom växtsäsong, solstrålning, luftens temperatur och fuktighet, vilka påverkar växternas klyvöppningar, genom vilka deras huvudsakliga inandning av koldioxid sker, och som bieffekt även upptag (och påverkan) av luftföroreningar.

## 2.7 Emissionsdata

De europeiska emissioner som används i MATCH Europa-körningarna baseras på EMEP:s griddade data med en geografisk upplösning på 0.1 x 0.1 grad, kombinerat ihop med SMEDs<sup>1</sup> emissioner över Sverige. I MATCH Sverige används de svenska emissioner som sammanställs av SMED och rapporteras av Sverige till UNFCCC, CLRTAP och EU. Både EMEP- och SMED-emissioner har en eftersläpning på 2 år, t.ex för beräkningsår 2021 användes emissioner från 2019.

SMEDs emissionsdata för sjöfart är baserad på data från Shipair, vilken används för havsområdena kring Sverige. Tack vare årligt uppdaterade aktivitetsdata från och med 2019 så ökar kvaliteten på MATCH Sverigesystemets haltberäkningar nära kusterna.

Vid åtgärder med stor påverkan på utsläpp, t ex införandet av NECA/SECA-områden i Östersjön, så tas hänsyn till detta vid den årliga hanteringen av emissionsdata till kartläggningen i MATCH Sverigesystemet.

Sommaren 2018 var ovanligt torrt och varmt som orsakade till en utbröt av skogsbränder i Sverige. Ett arbete att inkludera emissioner från skogsbränder i MATCH Europakörningen utfördes därmed under 2018. Daglig data från CAMS Global Fire Assimilation System (CAMS-GFAS) används som en del av indata till MATCH Europakörningen från och med beräkningsår 2018. Denna utveckling är en synergieffekt av att SMHI även är en del av CAMS2\_40.

### 2.7.1 Emissionsförändringar år 2020 av Covid-19-pandemin

Utsläpp i Sverige och övriga Europa minskade kraftigt under våren 2020 på grund av att många länder stängde ner stora delar av samhället under Covid-19-pandemin. Emissionsdata in till MATCH Sverigesystemet därför har reviderats för 2020 för att ta hänsyn till minskade utsläpp.

Månadsvisa reduktionsfaktorer för olika utsläppssektorer har använts för att förbättra emissionsdata under 2020, vilka ligger till grund för beräkningarna av föroreningshalter i MATCH Sverigesystemet. För Europa har utsläppsförändringarna orsakade av ändrade beteendemönster baserats på data från Guevara m. fl. (2020) inom Copernicus Atmospheric Monitoring System (CAMS)<sup>2</sup>; För Sverige har dessutom justerad trafikaktivitet baserats på data ifrån Trafikanalys<sup>3</sup>.

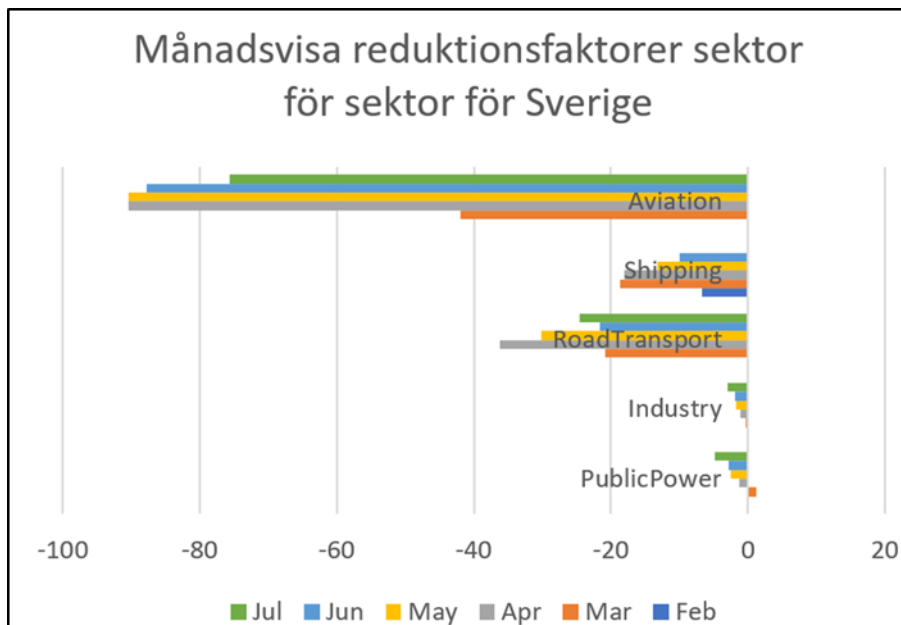
Figur 2 visar månadsvisa reduktionsfaktorer för olika utsläppssektorer under våren 2020, baserade på data använda i CAMS från Guevara m. fl.. Transportsektorn påverkades starkt, till exempel minskade flygtrafiken med 80-90 % under flera månader och vägtrafiken minskade runt 20-30 % under våren 2020 i Sverige.

---

<sup>1</sup> SMED tar på uppdrag av Naturvårdsverket årligen fram Sveriges emissioner för internationell rapportering. Emissionerna beräknas på ett antal sektorer och undersektorer enligt internationell rapporteringsstandard för totalt 25 ämnen.

<sup>2</sup> CAMS – Copernicus Atmosphere Monitoring Service ([www.atmosphere.copernicus.eu/](http://www.atmosphere.copernicus.eu/))

<sup>3</sup> [www.trafa.se/uppdrag/coronapandemin/corona-omvarld/](http://www.trafa.se/uppdrag/coronapandemin/corona-omvarld/)



Figur 2. Månadsvisa reduktionsfaktorer i procent för ett antal utsläppssektorer baserade på data ifrån CAMS.

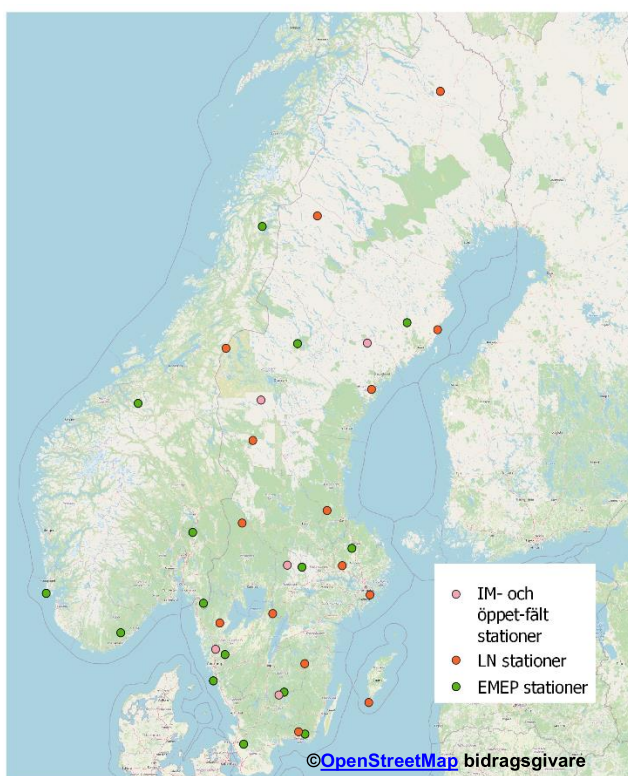
## 2.8 Svenska och norska mätstationer

De uppmätta svenska data som utnyttjas i MATCH Sverigesystemet har dels laddats ner från Datavärdskap för luftkvalitet<sup>4</sup> och dels fått från IVL som tillhandahåller de svenska stationerna i det nya mätnätverket SveLoD<sup>5</sup>. De norska EMEP data har fått från NILU. De svenska stationerna tillhör EMEP, LN (luft och nederbörd), IM (Integrerad Miljöövervakning) samt en öppet fältnätning från kron droppsnätet vid Hundshögen i Jämtland.

De vid dataassimilationen utnyttjade mätstationerna för bakgrundsluft inom Norden framgår dels av Figur 3, där mätstationernas lokalisering finns utmärkta, och dels av Tabell 1 nedan.

<sup>4</sup> <https://www.smhi.se/datavardluft>

<sup>5</sup> <https://www.naturvardsverket.se/contentassets/5a42ae0880a341ae9199c61b3d5fb261/beskrivning-delprogram-forsurande-overgodande-2021.pdf>



Figur 3. De mätstationer som använts i MATCH Sverigesystemet.

I Tabell 1 visas även vilket observationsnät respektive station tillhör (EMEP, LN eller IM), uppmätta variabler, frekvens för mätning samt stationsnamn. För beräkningsåret 2021 utnyttjades 8 stationer för mätning av svavel och kväve i luft, varav fyra svenska EMEP stationer (dygnsvisa mätningar) och 4 norska EMEP stationer (dygnsvisa mätningar). För ozon användes elva svenska EMEP-stationer och sex norska (timvisa mätningar).

Tabell 1. Mätstationer utnyttjade vid dataassimilation för luft för år 2021.

	Mät nätverk	Frekvens	Uppmätta Variabler	Stationer
Luft	Svenska EMEP	Dygn	SO <sub>2</sub> , SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> +HNO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> +NH <sub>3</sub>	Norunda, Bredkälen, Hallahus, Råö
Luft	Norska EMEP	Dygn	SO <sub>2</sub> , SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> +HNO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> +NH <sub>3</sub>	Birkenes, Kårvatn, Hurdal, Tustervatn
Luft	Svenska EMEP + (en regional bakgrund station av Östra Sveriges Luftvårdsförbund)	Timme	O <sub>3</sub>	Asa försökspark, Bredkälen, Esrange, Grimsö, Hallahus, Råö, Rödeby, Vindeln, Östad, Norunda, (Norr Malma)
Luft	Norska EMEP	Timme	O <sub>3</sub>	Birkenes, Kårvatn, Hurdal, Sandve, Prestebakke, Tustervatn



Då det gäller nederbörd användes totalt 33 stationer, varav fyra svenska och nio norska EMEP, 15 LNKN, fyra IM samt en höghöjdsstation (se Tabell 2) år 2021. Samtliga nederbördsdata används i den variationella analysen på månadsupplösning, så om tidsupplösningen är högre så aggregeras data till månadsvärden.

Tabell 2. Mätstationer utnyttjade vid dataassimilation för nederbörd för år 2021.

	<b>Mät nätverk</b>	<b>Frekvens</b>	<b>Uppmätta Variabler</b>	<b>Stationer</b>
Nederbörd	Svenska EMEP	Månad	SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , Na, K, Ca, Mg	Norunda, Hallahus, Breckälven, Råö
Nederbörd	Norska EMEP	Månad	SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , Na, K, Ca, Mg	Birkenes, Hurdal, Kårvatn, Tustervatn, Vatnedalen, Treungen, Loeken, Brekkebygda, Vikedal
Nederbörd	Svenska IM	Månad	SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , Na, K, Ca, Mg	Aneboda, Kindlahöjden, Gammtratten, Gårdsjön
Nederbörd	LNKN/PMK	Månad	SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , Na, K, Ca, Mg	Ammarnäs, Djursvallen Nedre, Esrange, Granan, Grankölen, Jädraås, Majstre, Norra Kvill, Pjüngserud, Rickleå, Ryda Kungsgård, Sandnäset, Sännen, Transtrandberget, Tyresta
Nederbörd	Krondropp/Höghöjd	Månad	SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , Na, K, Ca, Mg	Hundshögen

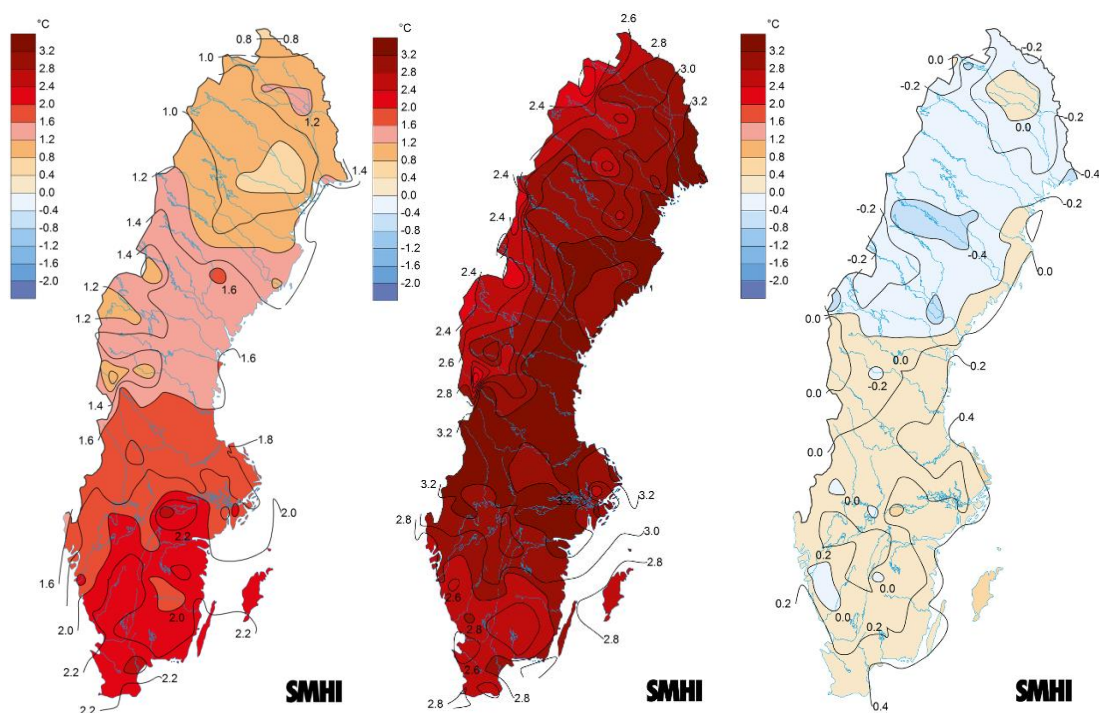
### 3 Resultat

Här presenteras resultat från MATCH Sverigesystemet för åren 2019, 2020 och 2021. Resultaten jämförs även mot återanalyserna av kväve och svaveldeposition (Andersson m.fl., 2018) och marknära ozon (Andersson m.fl., 2015; 2017).

Meteorologin kan variera mycket från ett år till ett annat, vilket orsakar variationer i halter i luft och nederbörd. Mänskliga utsläpp varierar oftast inte mycket från ett år till nästa, medan de naturliga utsläppen varierar med meteorologin, vilket kan ge ganska stor variation från år till år. Detta gör att föroreningsförhållandena i Sverige varierar mer med årliga avvikelser i väder än med årliga skillnader i föroreningsutsläpp i Sverige och övriga Europa. Inledningsvis görs därför en övergripande studie av temperatur och nederbörd för respektive år. Därefter presenteras och diskuteras resultaten från MATCH Sverigesystemets beräkningar av lufthalter och deposition till mark.

#### 3.1 Väderåren 2019-2021

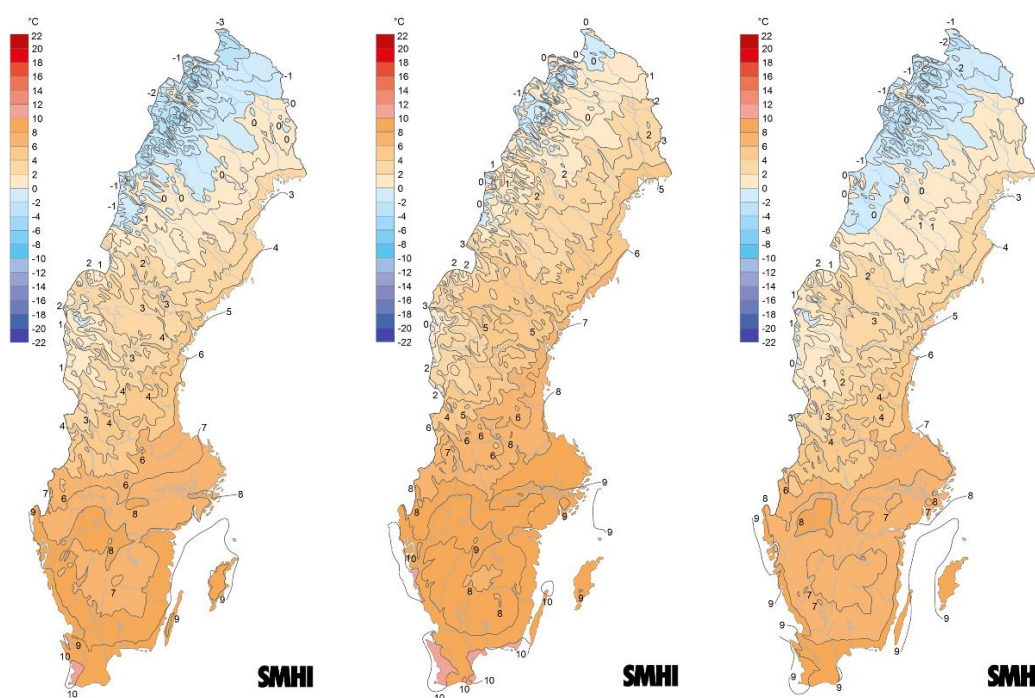
För ökad förståelse för föroreningsförhållandena i Sverige från år till år kan det vara till hjälp att studera väderförhållandena för respektive år. Kartor för temperatur, vind och nederbörd finns på SMHIs hemsida, <http://www.smhi.se/data>. Där finns kartor som visar avvikelser från normalvärden i årsmedel för temperaturer respektive nederbörd. Normalvärden används för att olika sorters klimatuppgifter ska kunna jämföras. Trots att den nya gällande normalperioden är fastställd till 1991-2020 av Världsmeteorologiska organisation (WMO), så har de meteorologiska parametrarna från 2019-2020 jämförts i denna studie med den tidigare 30-årsperioden 1961-1990, medan 2021 har jämförts med den nya normalperioden. En översiktlig återblick på det gångna årets väder finns på <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/arets-vader>.



Figur 4. Årsmedeltemperaturens avvikelse (i °C) från den normala årsmedeltemperaturen för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). År 2019 och 2020 jämförs med medelvärdet av perioden 1961-1990 medan 2021 jämförs med medelvärdet av perioden 1991-2020 (<https://www.smhi.se/data/meteorologi/kartor/avvikelse/arsmedeltemperatur-avvikelse>).

Kartorna i Figur 4 och Figur 5 visar att alla tre åren var varmare än normalt i hela Sverige. Speciellt var 2020 ett mycket varmt år med rekordhög Sverigemedeltemperatur. Årsmedeltemperaturen för år 2021 är väldigt likt 2019 (Figur 5). År 2019 visade högre temperaturavvikelse (1,6-2,2 °C) i Svealand och Götaland. År 2021 hade ganska normal temperatur under året med nästan 0 °C temperaturavvikelse hela landet i förhållande till den nya normalperioden. Observera att det inte går att direkt jämföra årsmedeltemperaturens avvikelse för år 2019-2020 med 2021 på grund av att de har beräknats med två olika normalperioder. Om år 2021 skulle jämföras med den gamla normalperioden så skulle det likna år 2019. År 2020 blev 2,4-3,2 °C varmare än normalt hela landet.

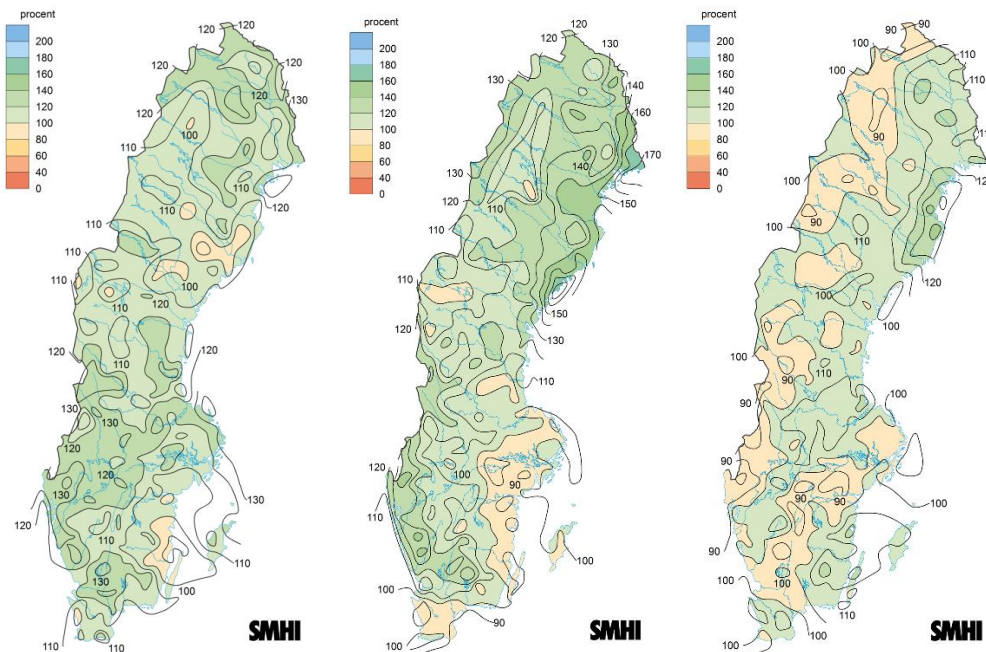
Högre temperatur och torrare luft och mark än normalt kan bl.a. bidra till minskat ozonupptag i växter, större naturliga utsläpp av biogena organiska gaser, mer effektiv ozonbildning och därmed högre ozonhalt under sommarhalvåret (se t.ex. Johansson m fl 2020; Andersson och Engardt, 2010).



Figur 5. Årsmedeltemperaturen (i °C) för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021(höger).

Figur 6 visar årsnederbörd i procent av den normala årsnederbörden för 2019-2021. År 2019 blev blötare än normalt i större delen av landet, särskilt i västra Svealand och Tornedalen. År 2020 fick mer nederbörd än normalt, särskilt längst Norrlandskusten och Tornedalen. Under 2021 var det lite torrare än årsmedel av den nya normalperioden i fjällkedjan och ner mot västkusten. Det var torrare även från Vättern upp mot Mälardalen.

Mer nederbörd än normalt kan bidra till högre våtdeposition och lägre halter i luft av kväve och svavelföreningar, och därmed även minskad torrdeposition. Det bidrar även till en starkare gradient i deposition och halter från söder till norr. Intransporten från utanför Sverige har dock stor betydelse för depositionen av kväve och svavel i Sverige, varför nationell nederbörd inte är den viktigaste faktorn, utan nederbörd och transport (meteorologiska faktorer) utanför Sveriges gränser spelar också en viktig roll.



Figur 6. Årsnederbörd (i procent) av den normala årsnederbörden för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). År 2019 och 2020 jämförs med medelvärdet av perioden 1961-1990 medan 2021 jämförs med medelvärdet av perioden 1991-2020 (<https://www.smhi.se/data/meteorologi/kartor/avvikelse/arsnederbord-procent-av-normal-avvikelse>).

## 3.2 Luftföroreningshalter 2019-2021

### 3.2.1 Påverkan av pandemin för år 2020

Som en liten utvärdering av hur emissionsminskningarna under 2020 påverkade luftföroreningshalterna användes MATCH-modellen för att beräkna halter både i fallet där ingen minskning av utsläppen antogs, och i fallet med minskade utsläpp enligt Guevara m. fl. (2020).

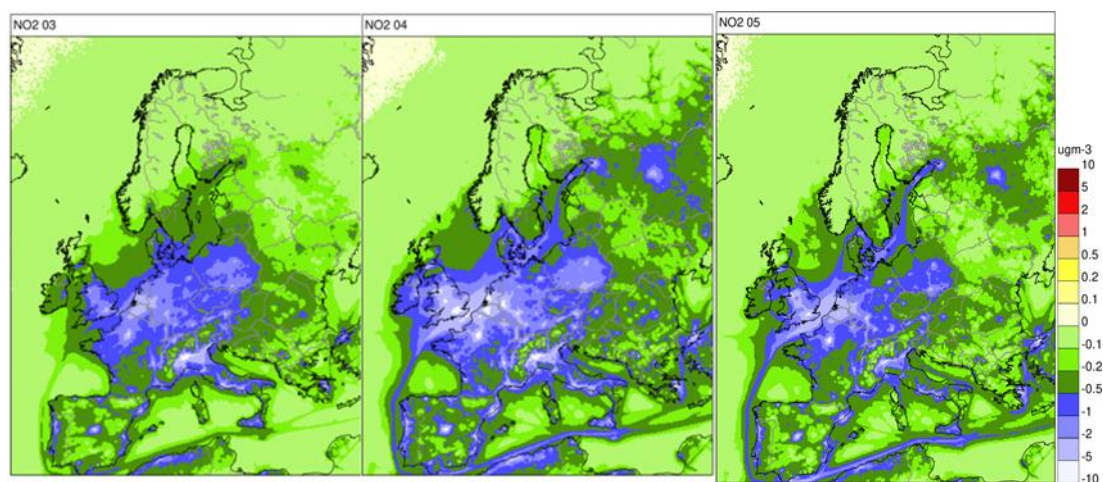
Figur 7 visar påverkan av pandemin på månadsmedelhalt av kvävedioxid (NO<sub>2</sub>) i regional bakgrund under mars till maj 2020. Kartorna visar att utsläppsminskningar av kväveoxider (NO<sub>x</sub>) i Europa har bidragit till minskade halter av NO<sub>2</sub> under perioden med hårdast nedstängningar. Minskningen var störst i kontinentala Europa, men även hela Sverige hade lägre halter i bakgrundsluft i jämförelse med fallet utan pandemirestriktioner.

Marknära ozon (O<sub>3</sub>) bildas genom kemiska reaktioner mellan NO<sub>x</sub> och kolväten under inverkan av solljus. I kartorna i Figur 8 visas effekten av pandemins nedstängningar, och resulterande minskning av NO<sub>x</sub>-utsläpp på marknära ozon under mars-maj 2020.

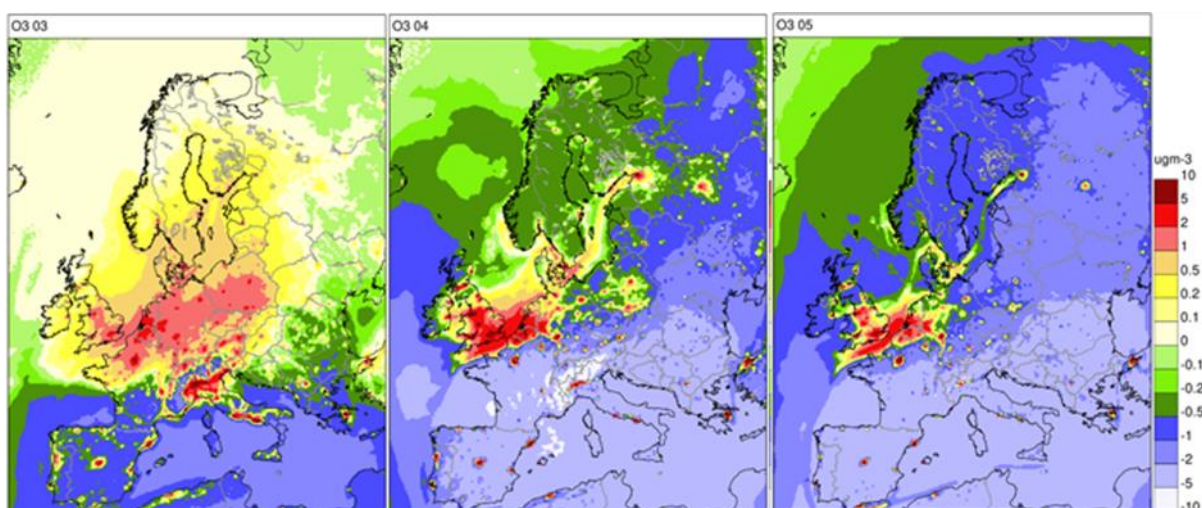
Minskning av trafikens utsläpp av NO<sub>x</sub> medför högre O<sub>3</sub>-halt i områden med stora utsläpp (Storbritannien, Benelux, norra Frankrike, Tyskland, Polen och Italien). Detta orsakas av titringseffekt mellan O<sub>3</sub> och primärt utsläpp av NO. Längre bort från stora utsläpp orsakar utsläppsminskningen en minskning av marknära O<sub>3</sub> i områden och säsonger gynnsamma för ozonbildning.

Detta leder till att det finns en tydlig säsongsskillnad i effekten av nedstängningarna på O<sub>3</sub>-halten, med större minskning i halt under sommaren då ozonbildningen är mer effektiv i en större delen av Europa.





Figur 7. Modellberäknade haltförändringar av NO<sub>2</sub> till följd av ändrade utsläpp under pandemin i mars (till vänster), april (mitten) och maj (till höger) 2020.



Figur 8. Modellberäknade haltförändringar av marknära ozon till följd av ändrade utsläpp under pandemin i mars (till vänster), april (mitten) och maj (till höger) 2020.

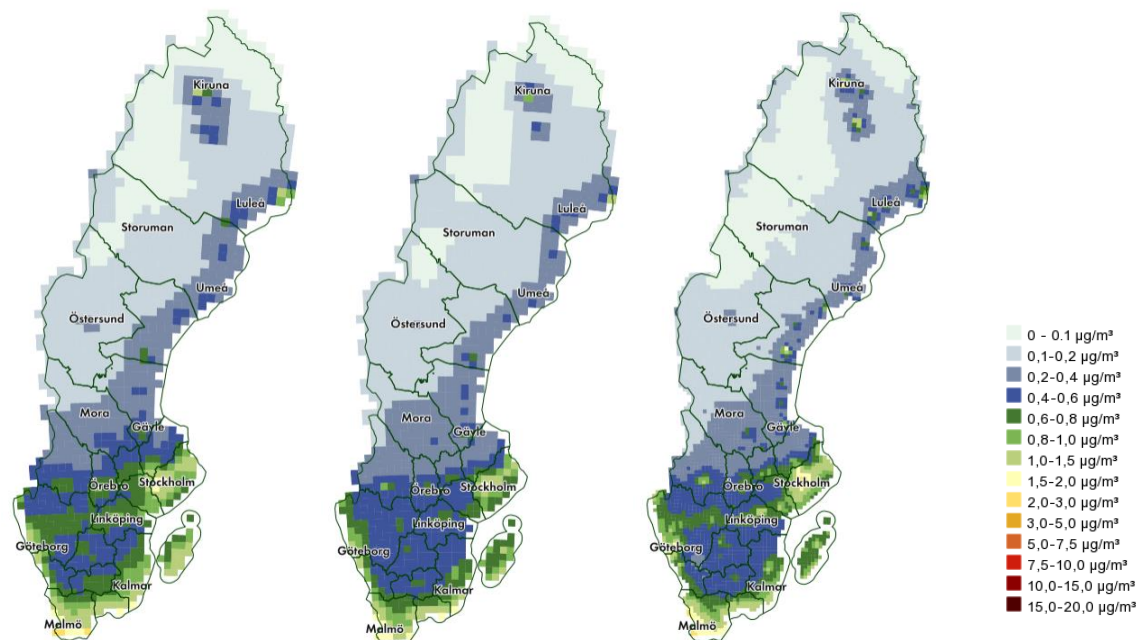
### 3.2.2 Luftföroreningshalter av kväve och svavel

I Figur 9 till Figur 11 presenteras totala lufthalter för kvävedioxid (NO<sub>2</sub>), reducerat kväve (NH<sub>x</sub>, summan av ammonium och ammoniak) och svaveldioxid (SO<sub>2</sub>) över Sverige för åren 2019-2021. Kartorna presenteras så som på Datavärdskapet för Atmosfärskemi's webbsida <https://www.smhi.se/data/miljo/atmosfarskemi>. På hemsidan finns också lufthalter uppdelade på ett Sverigebidrag och ett långtransportbidrag från resten av Europa. För lufthalter av NO<sub>2</sub> och SO<sub>2</sub> finns sedan 2022 också ett enhetsval på hemsidan (till exempel att visa NO<sub>2</sub> med enhet µg N m<sup>-3</sup> eller µg m<sup>-3</sup>).

Figur 9 visar årsmedelhalt av kvävedioxid i luft för åren 2019-2021 för alla bidrag, d.v.s. halter innehållande både bidrag från Sverige och övriga Europa (långväga transportbidrag). Motsvarande lufthalt av reducerat kväve och svaveldioxid visas i Figur 10 respektive Figur 11.

För kvävedioxid återfinns de högsta halterna i södra Sverige, Stockholmsregionen samt vid några städer längs Norrlandskusten. Lägst är halterna i Norrlands inland förutom i närheten av Kiruna och Gällivare. Årsmedelhalten av kvävedioxid varierar mellan 0.07 och 2.50 µg N m<sup>-3</sup> över Sverige år 2019. Jämför vi med 2021 så varierar årsmedelhalten mellan 0.07 och 4.57. Skillnaden beror på att

upplösningen har ökat, vilket möjliggör tydligare haltgradienter nära stora utläppskällor. Tittar vi på medelvärdet för hela fältet så är medelhalterna över Sverige lika över de tre åren. Högst är medelhalten år 2019, med  $0.39 \mu\text{g N m}^{-3}$  och lägst under pandemiåret 2020 med  $0.34 \mu\text{g N m}^{-3}$ . Främst så ser vi lägre halter runt storstäderna under 2020, troligen en effekt av främst mindre vägtrafik, men även generellt är  $\text{NO}_2$ -halterna lite lägre, på grund av emissionsminskningar i hela Europa.



Figur 9. Totala halter av kvävedioxid i luft år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet:  $\mu\text{g N m}^{-3}$ .

För halter av reducerat kväve i bakgrundsluft i Figur 10 återfinns de högsta halterna i södra Sverige, speciellt i Skåne, Västra Götalands län, Östergötlands län samt Kalmar-Ölandregionen och Gotland. Norrland, speciellt norra Norrlands inland, har relativt låga halter av reducerat kväve. Årsmedelhalten varierar 2019 mellan som högst  $1.55 \mu\text{g N m}^{-3}$  i söder och som lägst  $0.10 \mu\text{g N m}^{-3}$  i nordligaste Sverige, och för 2021 varierar halterna mellan 0.08 och 1.75. Halterna i södra Sverige är lägre under 2020 men generellt varierar inte halterna särskilt mycket mellan åren för reducerat kväve under de senaste åren.

Halterna av svaveldioxid i Figur 11 är ganska lika för de tre åren 2019-2021. I Sverige är svaveldioxidhalterna generellt låga, med ett fåtal större utläppskällor som påverkar halterna. Med högre upplösning på resultaten för 2021 syns tydlig skillnad i halterna nära stora utläppskällor, vilket är naturligt, men försvårar jämförelser mellan åren. I Figur 12 visas svaveldioxidhalten nära Rönnskärsverken som ett exempel.

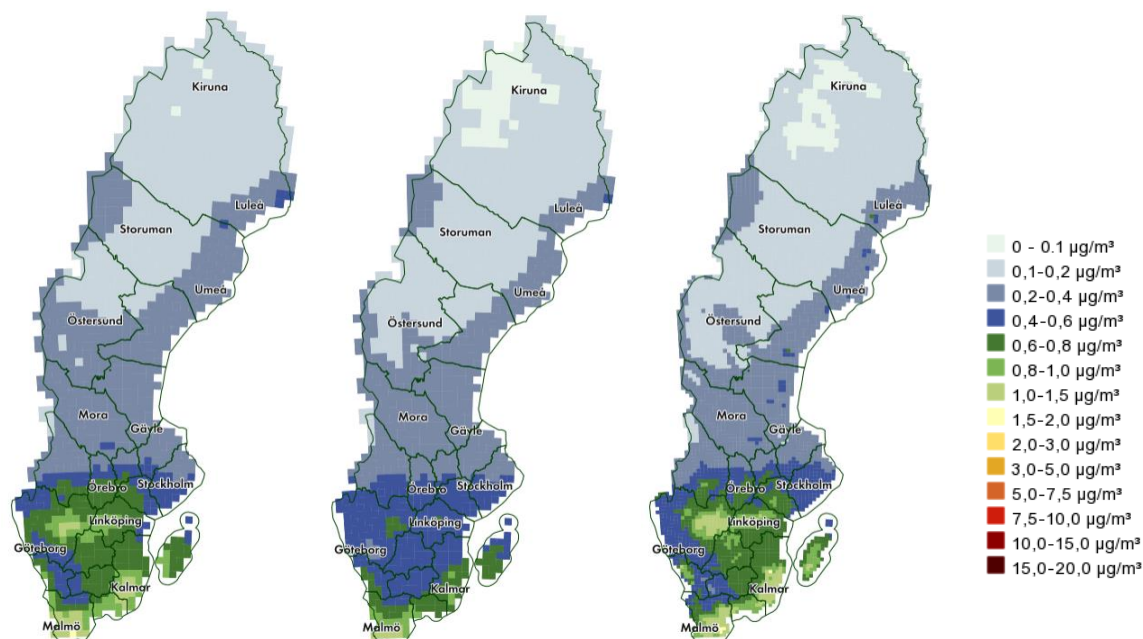
Totalkoncentrationen av svaveldioxid i luft år 2019 varierade mellan  $0.02$  och  $1.22 \mu\text{g S m}^{-3}$  över Sverige, och för 2021 varierade halten mellan  $0.02$  och  $2.65 \mu\text{g S m}^{-3}$ . Sverigebidraget (på hemsidan) är snarlikt mellan åren, utöver effekterna av ökad upplösning på resultaten år 2021. De senaste årens halter av svaveldioxid har sjunkit jämfört med tidigare år. En bidragande orsak är införandet av svaveldirektivet i bl.a. Östersjön (SECA-området) år 2015.

Skillnaderna mellan åren 2019-2021 för oxiderat och reducerat kväve orsakades både av förändringar i utsläpp till följd av covid-19-pandemin och av variationer i meteorologi, både direkt och via påverkan på mängden utsläpp. Mönster och mängd nederbörd, temperatur, vindmönster och vindstyrka varierar mellan åren och bidrar därmed till variation i lufthalter och deposition. T.ex. bidrar en kallare vinter till mer stabilt väder (d.v.s. mindre turbulens och därmed mindre omblandning), vilket tenderar att öka halten av lokalt utsläppta föroreningar, d.v.s. Sverigebidraget. Nederbördsmängden påverkar också lufthalten av svavel- och kvävehaltiga gaser och partiklar, mer nederbörd medför en större uttvättning. Om det regnar i luftmassan som transporteras mot Sverige (oftast sydväst om Sverige) så blir

långdistansbidraget till lufthalt lägre. Om det regnar i Sverige så blir totala lufthalten (och torrdepositionen) i Sverige lägre, och Sverigebidraget till våtdeposition ökar. Intransporterade föroreningar våtdeponeras också effektivt med nederbörd över Sverige. Därmed är våt- och totaldepositionen oftast som störst i sydvästsverige, där det regnar mycket och där förorenad luft från kontinenten oftast transporteras in över Sverige.

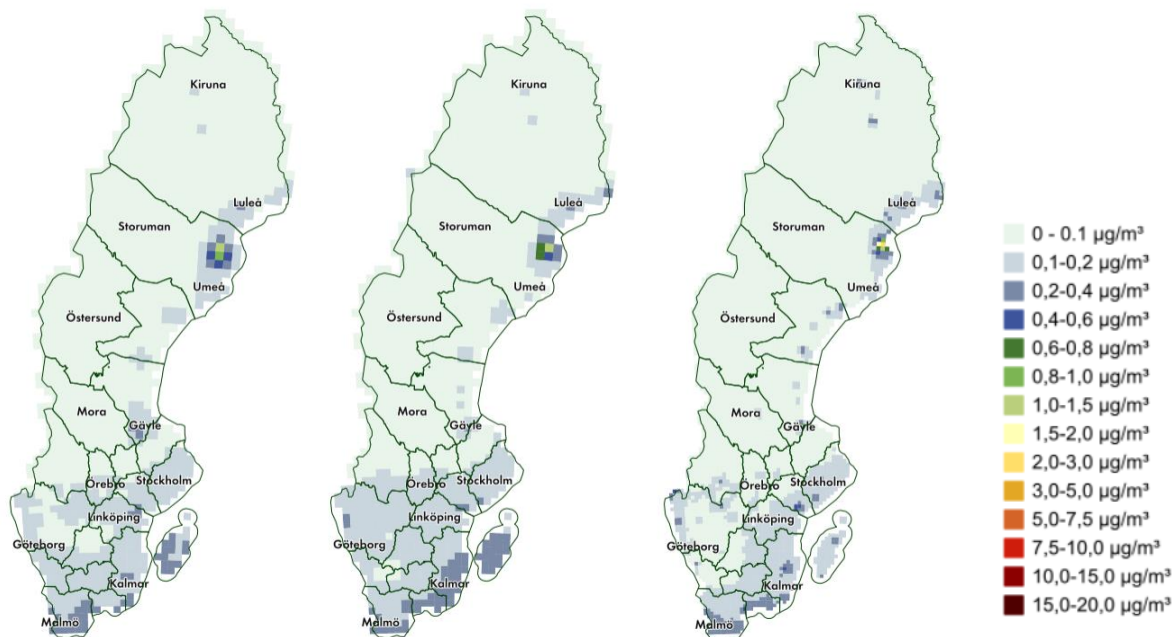
Förändrade förhållanden i oxidativ kapacitet mellan åren påverkar också lufthalten av kväve och svavelhaltiga gaser och partiklar. Detta är kopplat till halten av långdistanstransporterad luftmassa innehållande t.ex. troposfäriskt ozon.

Under 2021 orsakade de svenska emissionerna i genomsnitt 52% av årsmedelhalten för SO<sub>2</sub>. Motsvarande siffra för NO<sub>2</sub> och reducerat kväve var 61% respektive 62%.

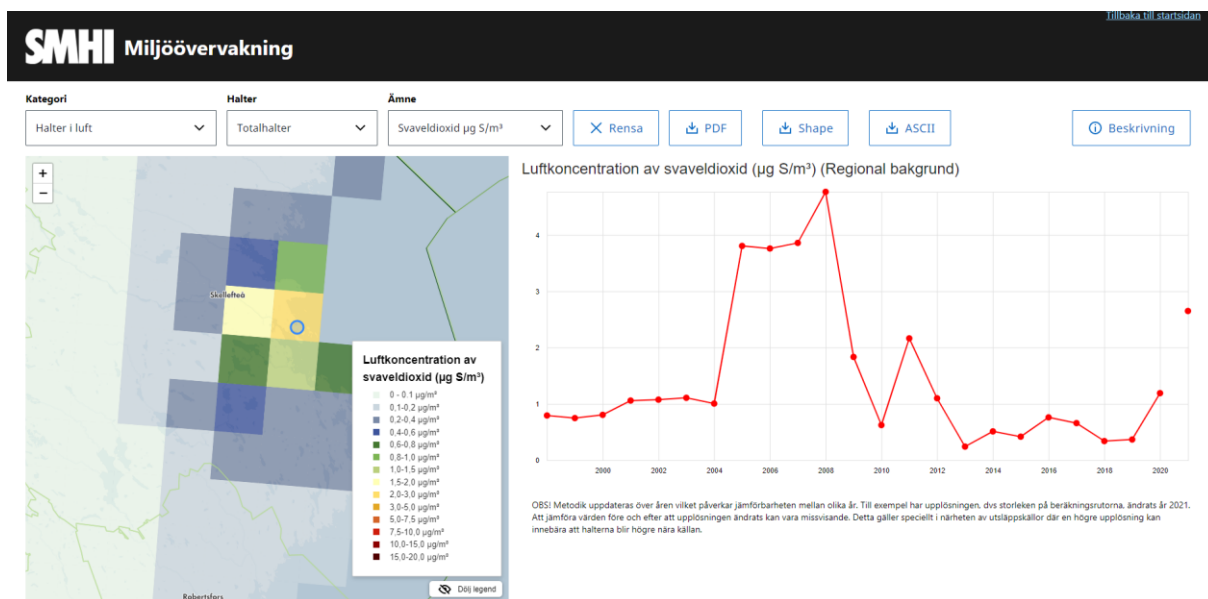


Figur 10. Totala halter av reducerat kväve i luft år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet: µg N m<sup>-3</sup>.





Figur 11. Totala halter av svaveldioxid i luft år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).  
Enhet:  $\mu\text{g S m}^{-3}$ .



Figur 12. Totala halter av svaveldioxid i luft i en punkt nära Rönnskärsverken (enhet:  $\mu\text{g S m}^{-3}$ ).  
Linjen är bruten mellan 2020 och 2021 för att förtydliga att jämförelse mellan åren försvåras i och med förändringar i geografisk upplösning.

### 3.3 Deposition 2019-2021

Figur 13 till Figur 30 visar deposition för åren 2019-2021. För oxiderat kväve ( $\text{NO}_y$ , dvs. summan av bland annat  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{HNO}_3$ , PAN,  $\text{N}_2\text{O}_5$ ,  $\text{NO}_3^-$  och organiskt  $\text{NO}_3$ ), reducerat kväve ( $\text{NH}_x$ , dvs. summan av ammonium och ammoniak) och oxiderat svavel exklusive havssalt ( $\text{XSO}_x$ , dvs. summan av svaveldioxid och sulfat utan havssaltbidrag) redovisas totaldeposition, våtdeposition och torrdeposition till blandad markanvändning. För oxiderat svavel inklusive havssalt presenteras



våtdeposition och totaldeposition. Då det gäller baskatjonerna kalcium, kalium, natrium och magnesium finns endast våtdepositionsberäkningar, eftersom torrdepositionsberäkningar av dessa inte ingår i MATCH Sverigesystemets miljöövervakning.

På Datavärdskapets hemsida <http://www.smhi.se/klimatdata/miljo/atmosfarskemi> finns också kartor på torrdeposition uppdelad på marktyperna åkermark, löv- och granskog samt till vatten. Även Sveriges bidrag till den totala depositionen redovisas. För baskatjoner finns våtdeposition av baskatjoner inklusive och exklusive havssalt presenterade på webben.

Sammanfattat för 2019-2021 gäller att

- Depositionen av svavel och kväve är generellt högst i södra Sverige och lägst i Norrlands inland med viss variation från år till år.
- Den avtagande trenden i kväve- och svaveldeposition till Sverige fortsatte även under 2019-2021, när man jämför med 1983-2019.
- Torrdepositionen är starkt kopplad till halt i luft. Under pandemiåret 2020 var halter av kvävedioxid och reducerat kväve lägre runt storstäderna och i Götaland. Lufthalterna var relativt lika mellan åren 2019-2021 och likaså torrdepositionen förutom något högre torrdeposition av oxiderat kväve och av reducerat kväve i sydligaste Sverige och runt städerna längst Norrlandskusten 2021.
- Andelen våtdeposition relativt totaldepositionen för 2021 över svenska landområden var i genomsnitt 62 %, 69 % och 66 % för oxiderat svavel (havssalt ej inkluderat), reducerat respektive oxiderat kväve.
- Enligt resultaten från MATCH Sverigesystemet orsakade de svenska emissionerna under 2021 i genomsnitt 13 % av totaldepositionen för svavel (exklusive havssalt) över svenska landområden. Motsvarande siffra för oxiderat kväve och reducerat kväve var 13 % respektive 37 %. Motsvarande siffra för 2020 var 15 %, 12 % och 39 % respektive för oxiderat svavel, oxiderat kväve och reducerat kväve.

Depositionen under ett visst år beror, som för lufthalten, på mängden utsläpp samt meteorologiska förhållandena i Sverige, samt intransporten från resten av Europa som också påverkas av meteorologiska förhållanden och utsläppsnivåer. Depositionen sker i form av både torr- och våtdeposition. För våtdepositionen är mängd och fördelning av nederbörd under ett visst år mycket viktig. För torrdepositionen är lufthalten viktig, men även atmosfärens stabilitet som t.ex. beror på hur blåsigt det är, samt för ozon och andra oxiderande ämnen så beror torrdepositionen av meteorologiska faktorer som påverkar växternas klyvöppningar, t.ex. luft och markfukt, temperatur och molnighet. Mer nederbörd ett visst år innebär ofta en större våtdeposition, vilket lokalt medför lägre lufthalter och därmed mindre torrdeposition. Den totala depositionen (summan av våt och torr) är beroende av långdistanstransporterade föroreningar från övriga Europa, vilket medför att både våt- och torrdeposition kan vara högre ett visst år jämfört med ett annat oavsett nederbördsmängd i Sverige. Förutom detta påverkar även fördelningen av kväve- och svavelämnena mellan gas- och partikelfas. Detta beror bl.a. på hur oxidativ atmosfären är ett visst år, vilket t.ex. är kopplat till halten av troposfäriskt ozon samt transport och blandningsförhållanden.

EMEPs statusrapport tar med några års eftersläpning fram källreceptormatriser för deposition av oxiderat svavel samt oxiderat och reducerat kväve mellan europeiska länder (Joint MSC-W & CCC & CEIP, 2022). Sveriges bidrag till respektive deposition över Sverige beräknade utifrån de senaste källreceptormatriserna för år 2020 blir 10 % för oxiderat svavel, 11 % för oxiderat kväve och 32 % för reducerat kväve. Vår uppskattning överensstämmer med EMEPs uppskattning för oxiderat kväve (12 %) och reducerat kväve (39 %) för 2020, däremot uppskattningen från MATCH var lite högre än EMEPs uppskattning för oxiderat svavel (15%).

En skillnad är att i EMEPs modelluppskattningar inkluderas ingen dataassimilation, men deras beskrivning av nedfall/återemisison av reducerat kväve är mer avancerad än i MATCH-modellen. Uppskattningen av bidraget med MATCH Sverigesystemet följer dock samma mönster som EMEPs skattning, där Sveriges bidrag till kvävedeposition är relativt sett större för reducerat kväve än för oxiderat. En förbättring av hanteringen av reducerat kväve, inklusive samspelet med

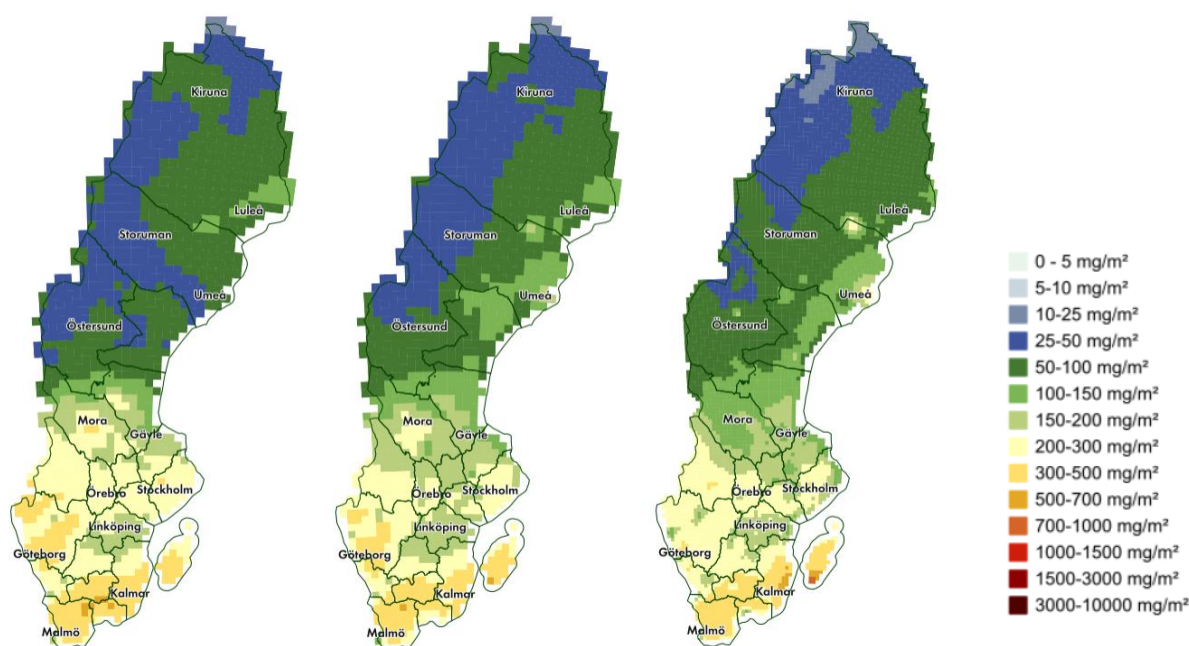
upptag/återemission på bl.a. åkermark skulle förbättra kunskapen om deposition av reducerat kväve. I övrigt varierar modellavvikelser jämfört med mätningar och skillnaderna mellan modellskattningarna är att vänta givet alla sammanvägda osäkerheter.

### 3.3.1 Deposition av oxiderat kväve

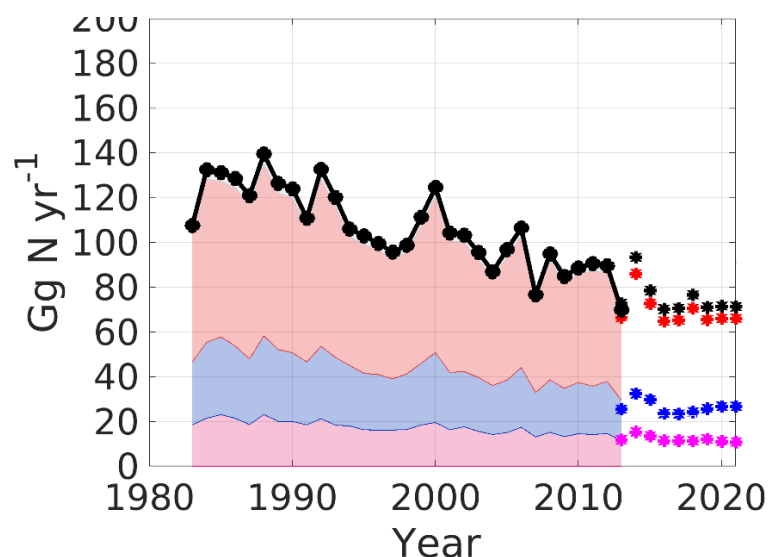
Figur 13 till Figur 16 visar total-, våt- och torrdeposition av oxiderat kväve för år 2019-2021, samt en tidsserie över totaldeposition av reducerat kväve till olika ytor i Sverige för perioden 1983-2021.

Totaldepositionen av oxiderat kväve var större i sydöstra Sverige för alla tre åren. Under 2021 var depositionen större i Kalmar län och Gotland och mindre i Västra Götalands län. Sveriges bidrag (visas på hemsidan) är relativt konstant mellan åren 2019-2021, förutom det är högre i Stockholm, Göteborg och Malmö i 2021 på grund av den högre upplösningen. Halterna och därmed depositionen blir högre nära källan. För 2021 varierade totaldepositionen mellan 12 och 847 mg N m<sup>-2</sup>. Jämfört med tidsserien 1980-2013 är totaldeposition av oxiderat kväve för åren 2019-2021 de lägsta, vilket överensstämmer med den nedåtgående trenden över Sverige som beräknats i Andersson m.fl. (2018).

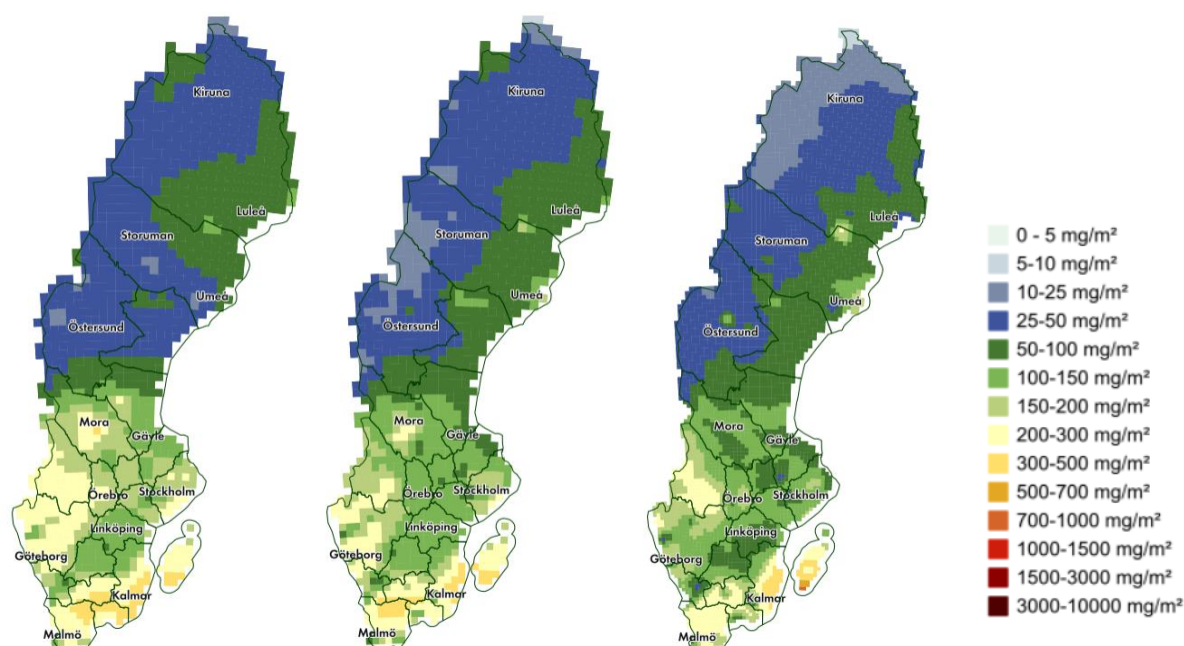
Störst deposition av oxiderat kväve sker i södra och sydvästra Sverige och minst sker i Norrlands inland. Den höga våtdepositionen utmed den sydöstra kusten under 2019 och i Kalmar län och Gotland under 2021 ger ett markant bidrag till totaldepositionen.



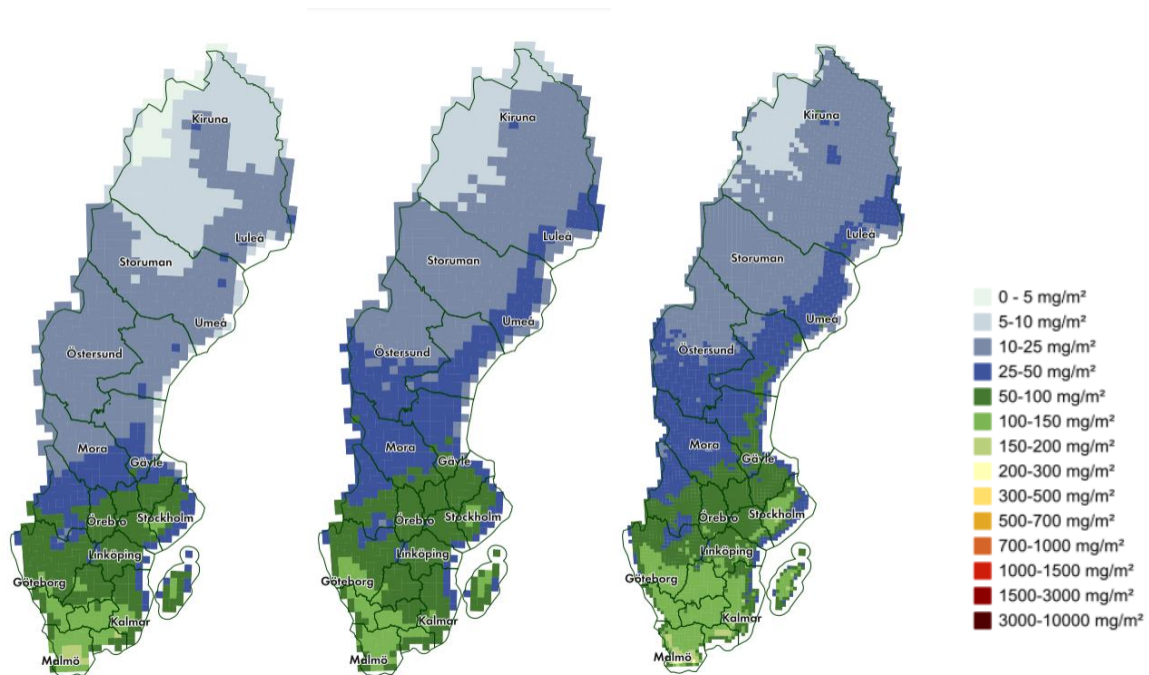
Figur 13. Totaldeposition av oxiderat kväve för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet: mg N m<sup>-2</sup>.



Figur 14. Total deposition av oxiderat kväve till Sverige under perioden 1983-2021 (svart), och bidrag till depositionen till skogar (röd), vattenytor (blå) och jordbruksmark (rosa). Ackumulerad deposition av bidragen visas som ytor och cirklar. Total deposition (svart) innehåller utöver dessa bidrag även deposition till övriga ytor, t.ex. urban miljö. Linjer/ytor återanalyserade depositionen med MATCH Sverigesystemet 1983-2013. Cirklar deposition enligt operationella MATCH Sverigesystemets skattning 2013-2021. Skillnader 2013 härleddes till olika indata och mängd av mädata, se Andersson et al., 2018.



Figur 15. Våtdeposition av oxiderat kväve för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet:  $\text{mg N m}^{-2}$ .



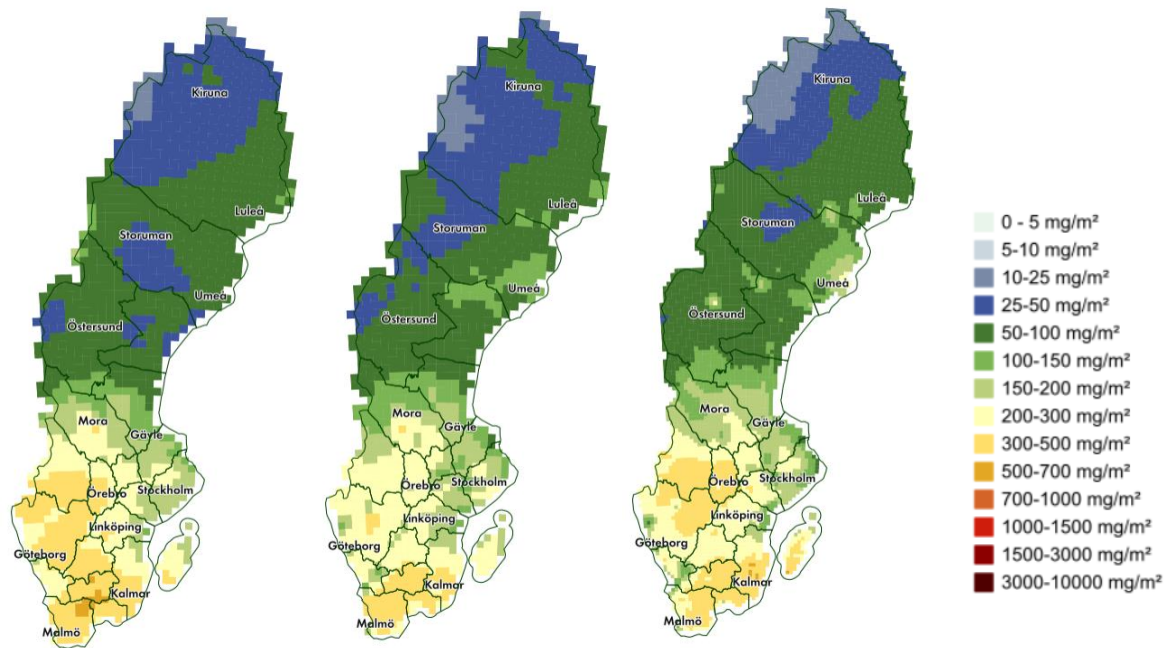
Figur 16. Torrdeposition av oxiderat kväve för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).  
Enhet:  $\text{mg N m}^{-2}$ .

### 3.3.2 Deposition av reducerat kväve

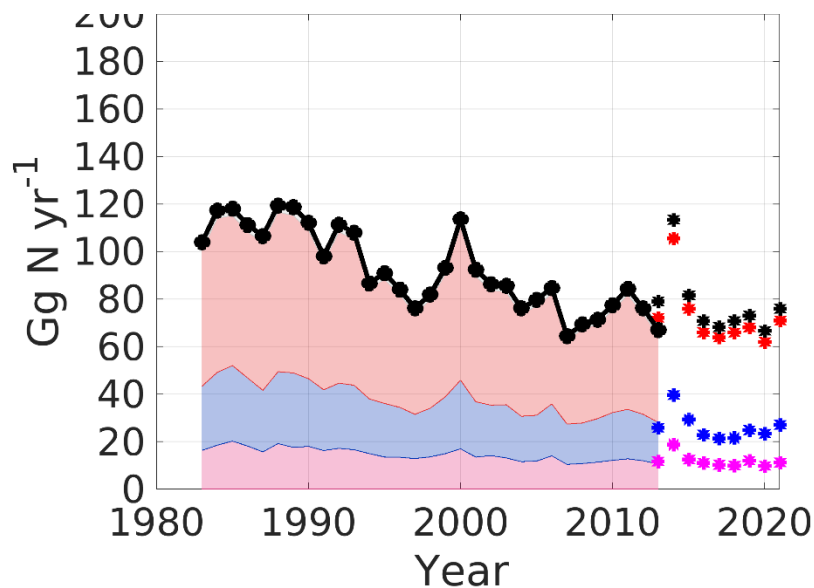
Figur 17 till Figur 20 visar total-, våt- och torrdeposition av reducerat kväve för år 2019-2021, samt en tidsserie över totaldeposition av reducerat kväve till olika ytor i Sverige för perioden 1983-2021.

För halter av reducerat kväve i bakgrundsluft återfinns för år 2019-2021 de högsta halterna i Götaland, speciellt i de södra och västra delarna. Norra Norrlands inland har den lägsta halten av reducerat kväve. 2019 hade något högre totaldeposition i norra Skåne, västra Blekinge och även i Stockholmsområdet men något lägre totaldeposition längst norra kusten jämfört med 2020 och 2021. Det fanns en viss ökning av Sveriges bidrag i södra och mellersta Sverige för år 2021 (visas på webbsidan). Jämfört med perioden 1983 till 2013 (Andersson et al., 2018) är totaldepositionen under 2019-2021 jämförbar med de lägsta åren i tidsserien (i slutet av perioden). Totaldepositionen varierar över Sverige mellan 12 och 536  $\text{mg N m}^{-2}$  under 2021. Totaldepositionen av reducerat kväve har en sjunkande trend, snabbare i söder än i norra Sverige, där belastningen är lägre.

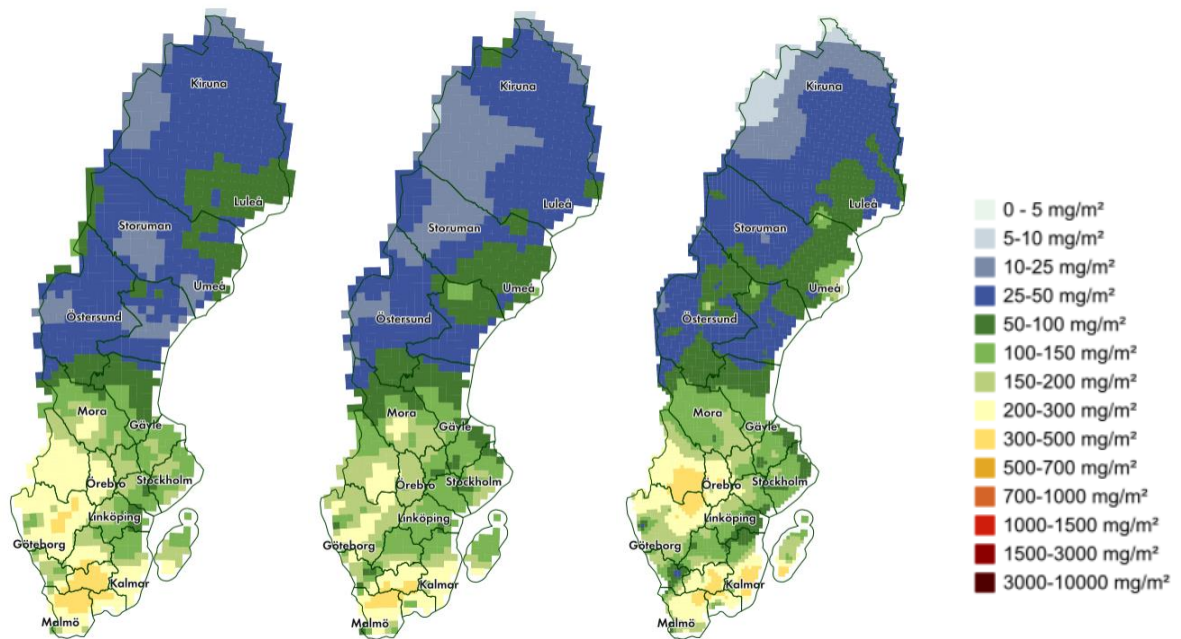




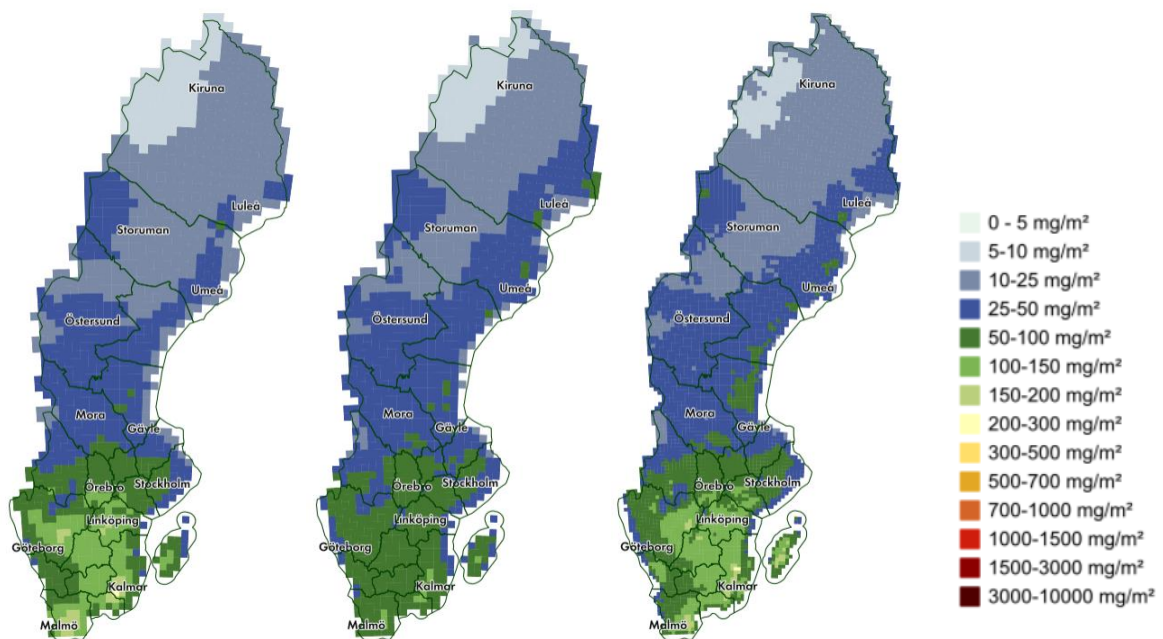
Figur 17. Totaldeposition av reducerat kväve för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).  
Enhet:  $\text{mg N m}^{-2}$ .



Figur 18. Total deposition av reducerat kväve till Sverige under perioden 1983-2021 (svart), och bidrag till depositionen till skogar (röd), vattenytor (blå) och jordbruksmark (rosa). Ackumulerad deposition av bidragen visas som ytor och cirklar. Total deposition (svart) innehåller utöver dessa bidrag även deposition till övriga ytor, t.ex. urban miljö. Linjer/ytor återanalyserade depositionen med MATCH Sverigesystemet 1983-2013. Cirklar deposition enligt operationella MATCH Sverigesystemets skattning 2013-2021. Skillnader 2013 härledds till olika indata och mängd av mätdata, se Andersson et al., 2018.



Figur 19. Våtdeposition av reducerat kväve för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).  
 Enhet:  $\text{mg N m}^{-2}$ .



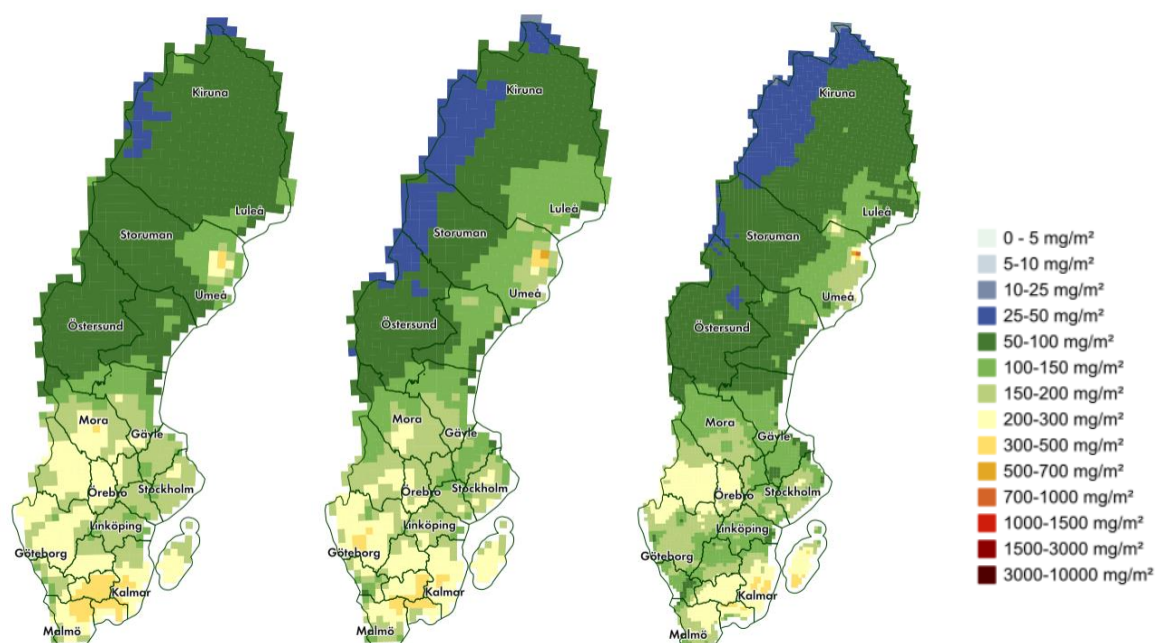
Figur 20. Torrdeposition av reducerat kväve för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).  
 Enhet:  $\text{mg N m}^{-2}$ .

### 3.3.3 Deposition av oxiderat svavel utan respektive med havssaltsvavel

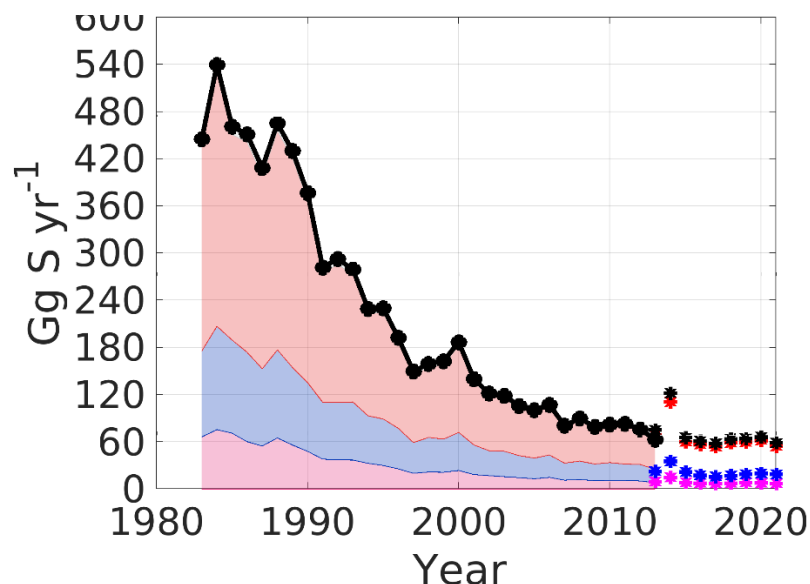
Total-, våt- och torrdeposition av oxiderat svavel utan havssaltsbidrag visas för år 2019-2021 i Figur 21 till Figur 24, samt en tidsserie över totaldeposition av oxiderat svavel till olika ytor i Sverige för perioden 1983-2021.

Figur 21 visar att totaldepositionen av oxiderat svavel utan havssaltsvavel var störst i södra och mellensta Sverige, Gotland och Skellefteå-området. Det fanns något högre deposition i södra Småland, Blekinge, norra Skåne, Gotland och Skellefteå för 2021. Det svenska bidraget (visas på webbsidan) var ungefär detsamma för de tre åren, vilket indikerar att främst långdistanstransporten påverkar ökningen av totaldeposition. Totaldepositionen av oxiderat svavel utan havssaltsvavel varierade mellan 20 och 782 mg S m<sup>-2</sup> år 2021. Figur 23 visar att våtdepositionen av oxiderat svavel utan havssaltsvavel är högre också nära Kalmar och södra Gotland där totaldeposition var högre år 2021. Figur 24 visar att mönstret av torrdeposition av oxiderat svavel exklusive havssaltsvavel för de här tre åren var lika i södra och mellansta Sverige. Störst torrdepositionen återfinns i Skellefteå-området och värden för 2021 var mycket högre på grund av den högre upplösningen, vilken innebär att halterna och depositionen blir högre i närheten av utsläppskällor. Vid en jämförelse av total-, våt- och torrdepositionen, ses att ökningen av totaldeposition i Småland och Gotland i 2021 orsakades av våtdeposition, medan ökningen i Skellefteå orsakades av torrdeposition.

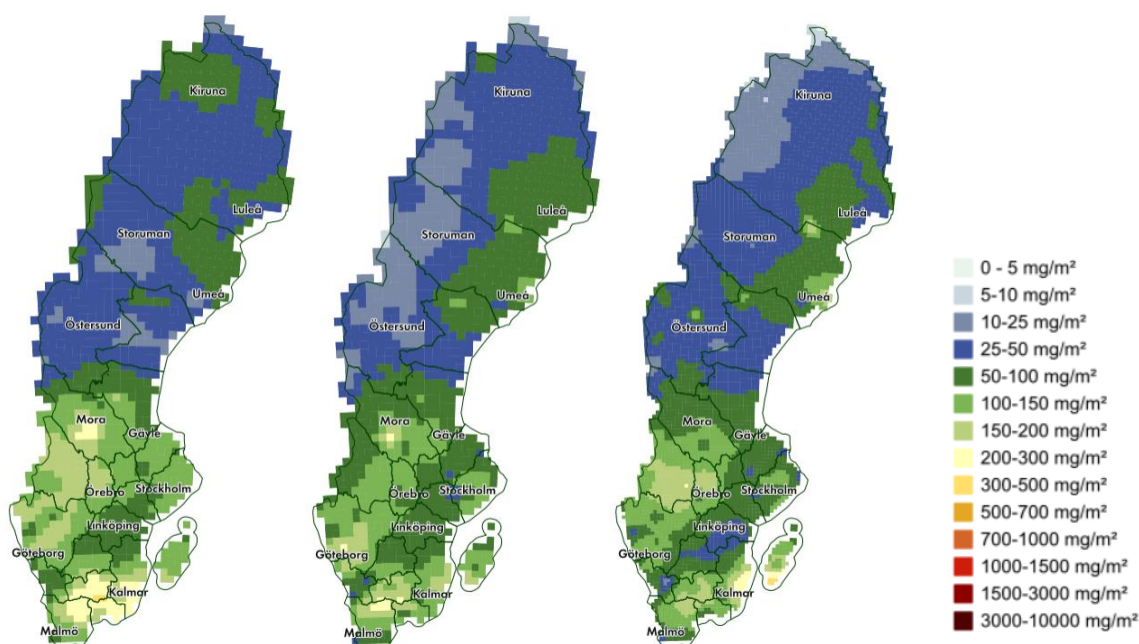
Jämfört med totaldepositionen av oxiderat svavel innan år 2015 (visas på webbsidan) syns att år 2019-2021 har lägst deposition. Särskilt längst kusterna är svaveldepositionen lägre, vilket är en effekt av SECA-områdets hårda krav på lägre svavelhalter i marina bränslen, vilka trädde i kraft år 2015. Vid jämförelser av totaldeposition av svavel 2019-2021 mot tidsperioden 1983-2013 (Andersson et al., 2018) ses att samtliga tre år har lägre deposition än det lägsta året i återanalysen, vilket bekräftar en fortsatt kraftig nedåtgående trend i hela landet.



Figur 21. Totaldeposition av oxiderat svavel utan havssaltsvavel för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet: mg S m<sup>-2</sup>.

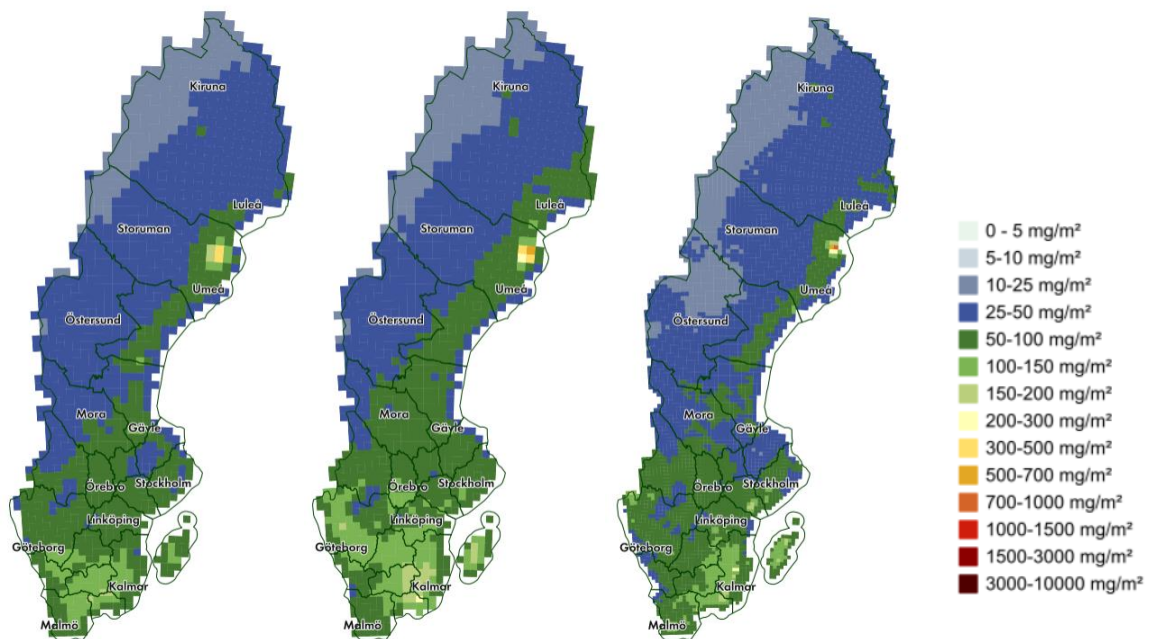


Figur 22. Total deposition av oxiderat svavel utan havssaltsbidrag till Sverige under perioden 1983-2021 (svart), och bidrag till depositionen till skogar (röd), vattenytor (blå) och jordbruksmark (rosa). Ackumulerad deposition av bidragen visas som ytor och cirklar. Total deposition (svart) innehåller utöver dessa bidrag även deposition till övriga ytor, t.ex. urban miljö. Linjer/ytor återanalyserade depositionen med MATCH Sverigesystemet 1983-2013. Cirklar deposition enligt operationella MATCH Sverigesystemets skattning 2013-2021. Skillnader 2013 härleddes till olika indata och mängd av mätdata, se Andersson et al., 2018.



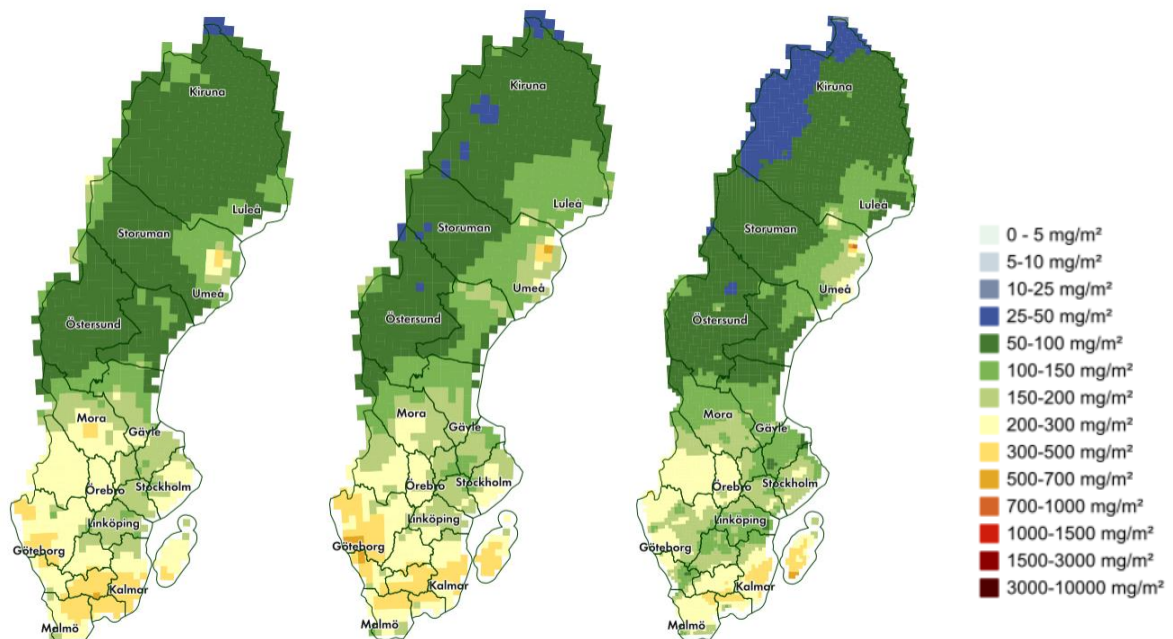
Figur 23. Våtdeposition av oxiderat svavel utan havssaltssvavel för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet:  $\text{mg S m}^{-2}$ .



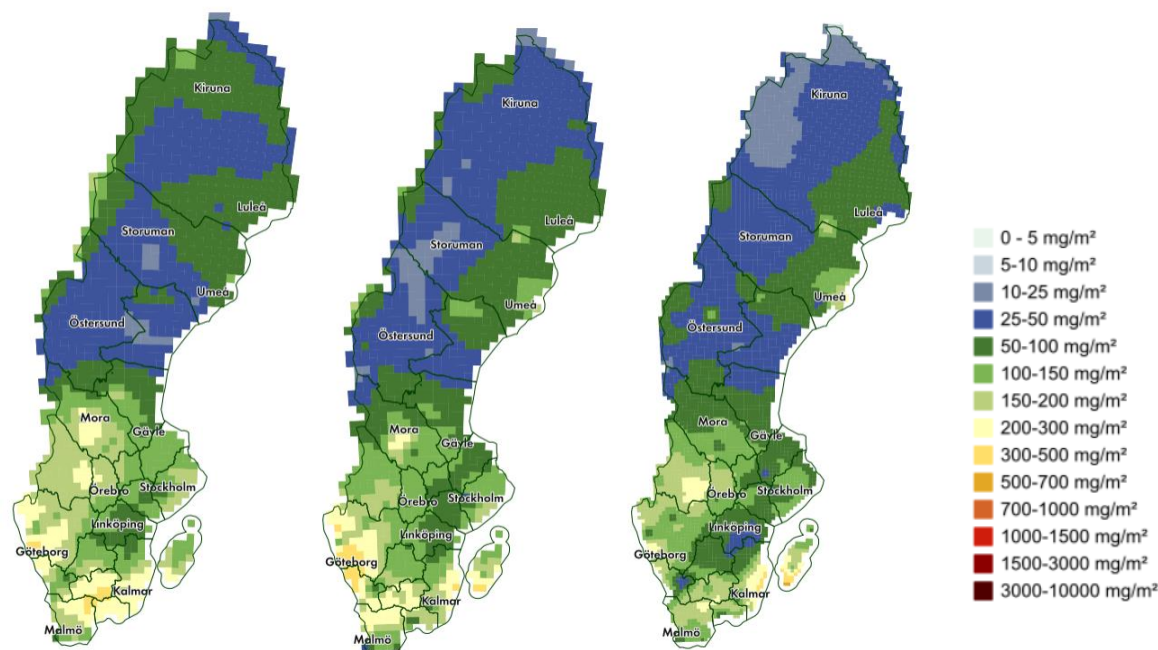


Figur 24. Torrdeposition av oxiderat svavel utan havssalts svavel för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet:  $\text{mg S m}^{-2}$ .

Total- och våtdeposition av oxiderat svavel inklusive havssaltbidrag visas för år 2019-2021 i Figur 25 och Figur 26. Totaldepositionen av oxiderat svavel inklusive havssaltbidrag i Figur 25 är störst i sydöstra Sverige, främst Blekinge, Kalmar, Öland, Gotland och Skellefteå i 2021. Det fanns något högre deposition utmed västkusten 2019 och 2020 än 2021. Figur 26 visar att våtdepositionen av oxiderat svavel också är högre i de områdena där totaldeposition var högre förutom runt Skellefteå.



Figur 25. Totaldeposition av oxiderat svavel inklusive havssalts svavel för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet:  $\text{mg S m}^{-2}$ .

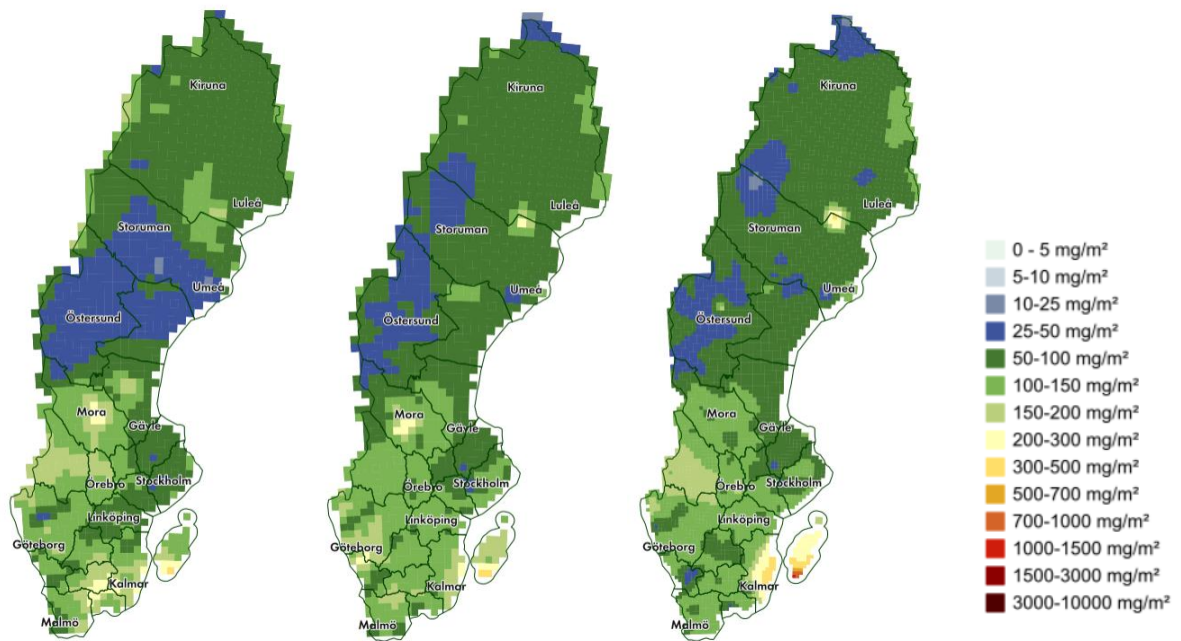


Figur 26. Våtdeposition av oxiderat svavel inklusive havssaltsvavel för år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet:  $\text{mg S m}^{-2}$ .

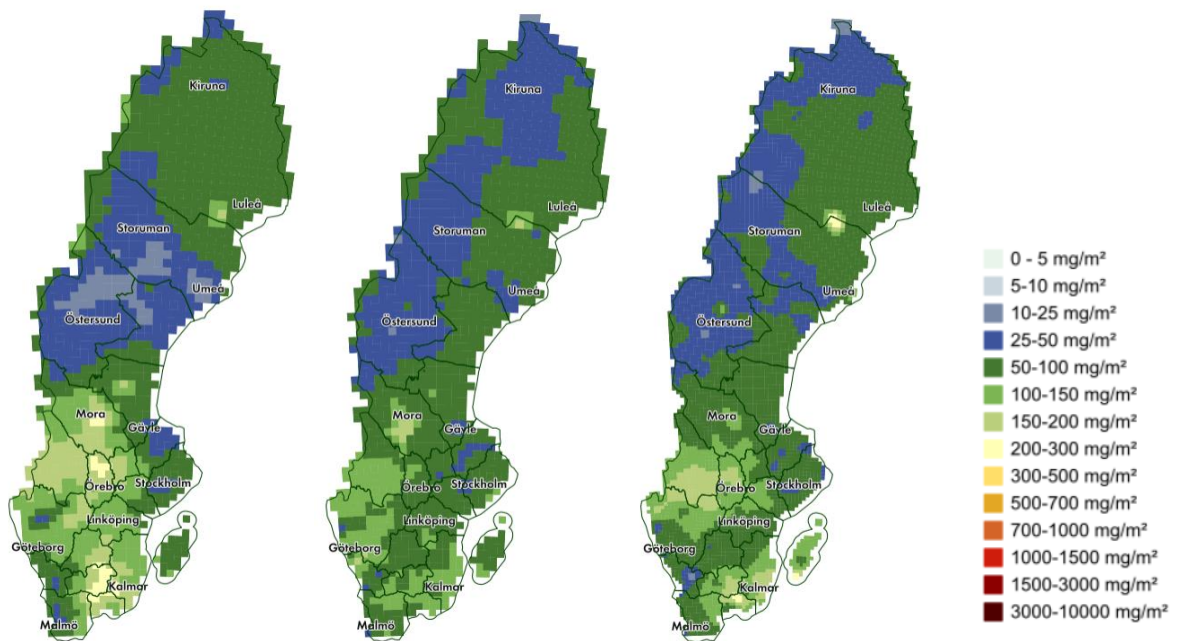
### 3.3.4 Våtdeposition av baskatjoner

Deposition av baskatjoner är av intresse eftersom de verkar neutraliserande. Vid försurningsmodellering är kunskap om detta nedfall användbart, då det kan balansera åtminstone delar av det försurande kväve- och svavelnedfallet som sker. På webben presenteras våtdeposition av baskatjoner med och utan havssaltbidrag. En relativt liten del av baskatjonerna kommer från havssalt i de norra delarna av Sverige. I Figur 27 till Figur 30 visas våtdepositionen av baskatjonerna kalcium, kalium, magnesium och natrium inklusive havssaltbidrag.

Den största våtdepositionen av kalcium (Ca) finns främst över södra Sverige, särskilt i östra Götaland och Gotland (Figur 27). Det var högre våtdeposition i Kalmar län och Gotland under 2021. Depositionen av kalium (K) var högre i allmänhet under 2019, jämfört med 2020 och 2021 (Figur 28), förutom i Malmö och Stockholmsområdet. Störst våtdeposition av magnesium (Mg) återfinns utmed västkusten, vilket inte är förvånande då det absolut största bidraget kommer från havssalt (Figur 29). Det var särskilt hög deposition i Göteborgsområdet 2020. Det gäller även natrium, som återfinns i höga nivåer framför allt längs västkusten och delvis längs ostkusten (Figur 30). Natrium tolkas enbart som härstammande från havssalt i MATCH Sverigesystemet. Våtdepositionen av natrium utmed gränsen mot Norge är en effekt av mycket höga natriumhalter i nederbörd utmed Norges kust.

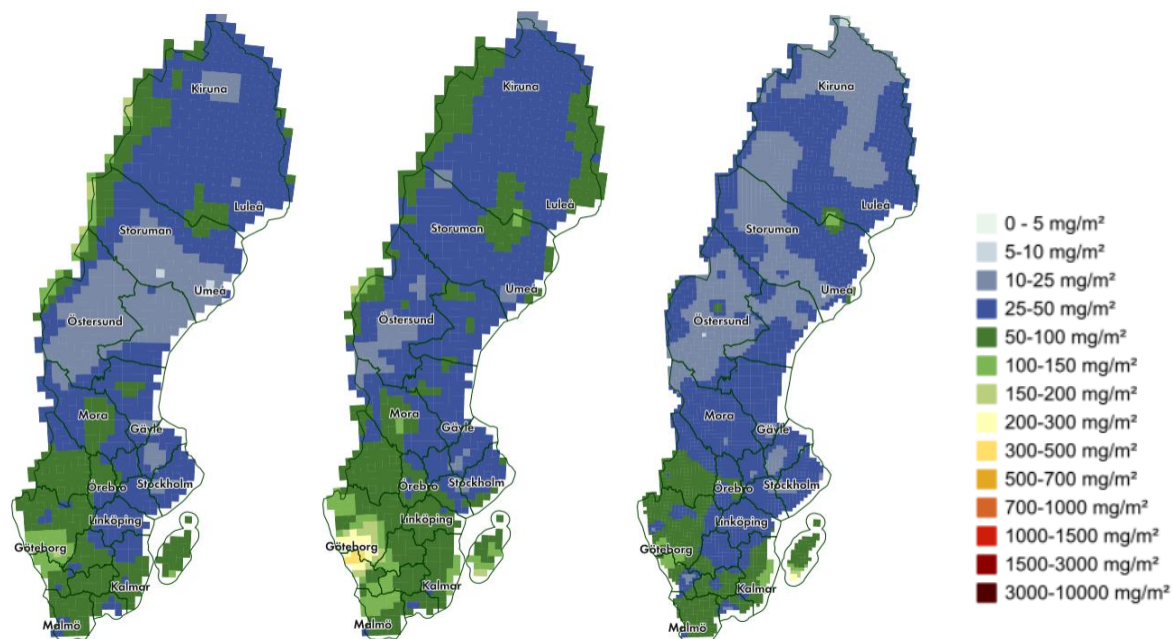


Figur 27. Våtdeposition av kalcium år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet:  $\text{mg Ca m}^{-2}$ .

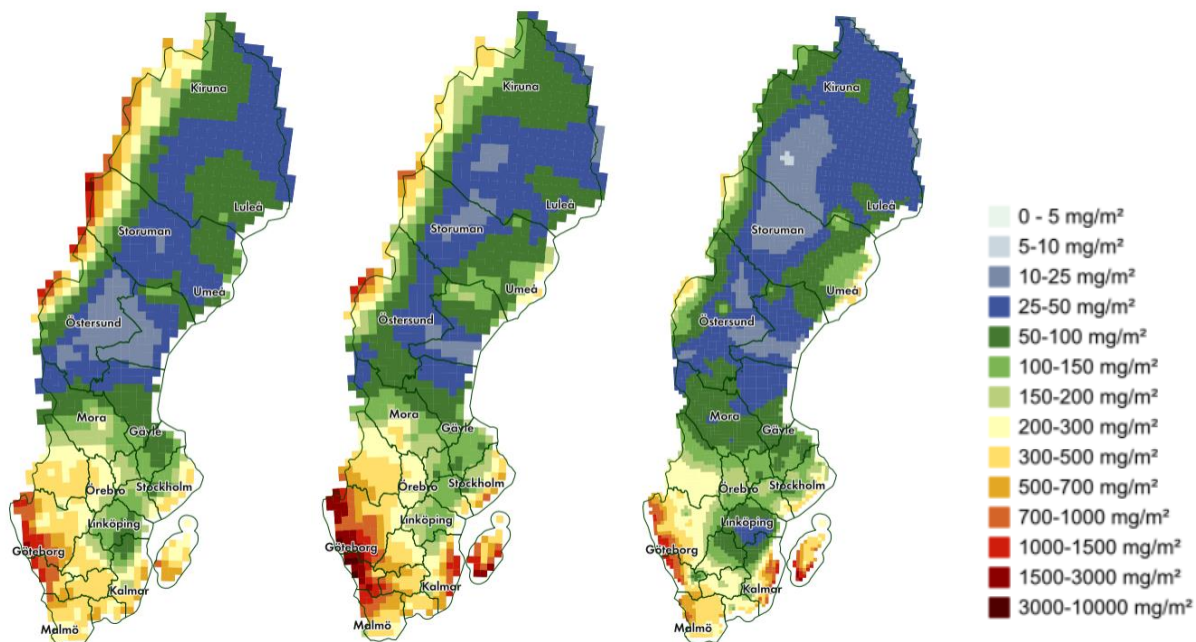


Figur 28. Våtdeposition av kalium år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet:  $\text{mg K m}^{-2}$ .





Figur 29. Våtdeposition av magnesium år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet:  $\text{mg Mg m}^{-2}$ .



Figur 30. Våtdeposition av natrium år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger). Enhet:  $\text{mg Na m}^{-2}$ .

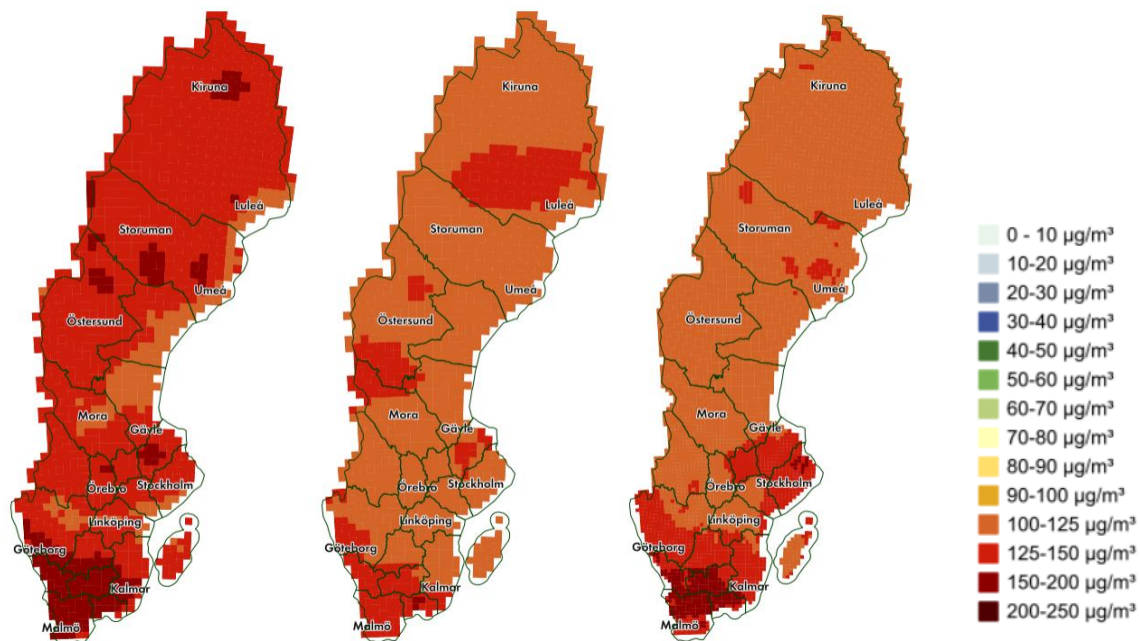
### 3.4 Marknära ozon

Från och med 2013 presenteras mått på halter i luft av marknära ozon inom MATCH Sverige-systemet och ozonflöde (PODY) till olika växttyper har inplementerats senare år. Nedan visas resultat för årets maximum av entimmesmedelvärde och flytande åttatimmarsmedelvärde, antal dagar då dygnets maximala flytande åttatimmarsmedelvärde av marknära ozon överskrider 70 respektive 120  $\mu\text{g m}^{-3}$  samt AOT40, PODY för generell gröda och lövskog samt PODY för björk, gran, vete och potatis. På hemsidan finns förutom dessa resultat också kartor publicerade för årsmedel, sommarmedel, antal timöverskridanden över 80  $\mu\text{g m}^{-3}$  samt hälsomåttet SOMO35.

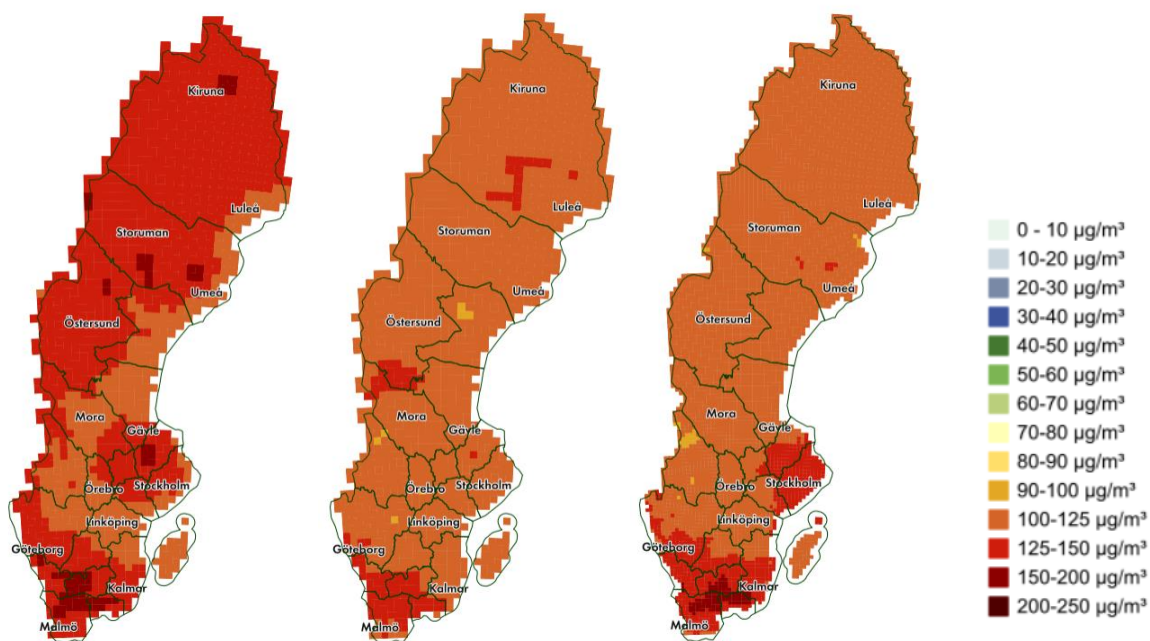
Sommaren 2019 var mycket varm och torrare än normalt i större delen av landet (visas på [Kartor | SMHI](#)). Detta var en bidragande orsak till mycket höga ozonhalter under det året. Över Europa fanns flera höga ozonepisoder under 2019, mellan april och augusti (EMEP status report, 2021). Som ett exempel uppmätte mätstationen Hallahus ett högsta timvärde på 181  $\mu\text{g/m}^3$  under slutet av juni 2019.

Figur 31 och Figur 32 visar entimmesmaximum och flytande åttatimmarsmaximum för marknära ozon under 2019-2021. Generellt så nås de högsta värdena i södra Sverige. Under 2019 varierar entimmesmaximum mellan 110 och 186  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Maximala åttatimmarsmedelvärdet är högst i söder för 2019 och 2021. För flytande åttatimmarsmaximum varierar halten under 2019 mellan 107 och 159  $\mu\text{g m}^{-3}$ .

I återanalysprojektet för marknära ozon (Andersson m.fl., 2015) konstateras att under hela den analyserade perioden (år 1990-2013) uppnås timvärden över 180  $\mu\text{g m}^{-3}$  i Götaland, och i enskilda punkter ännu högre. I större delen av Sverige minskar dock den maximala årshalten under perioden och minskningen är kraftigt signifikant i hela södra halvan av Sverige. Störst är minskningen i sydväst (upp till ca 2  $\mu\text{g m}^{-3}$  per år). I medel över den återanalyserade perioden varierar maximala åttatimmarsmedelvärdet mellan 110 och 160  $\mu\text{g m}^{-3}$  över Sverige. 2019 är ett extremt år jämfört med perioden 1990-2013, och liknar i södra Sverige de 10 % högsta åren under perioden.



Figur 31. Årets maximala entimmesmedelvärde år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger) för halt i luft av marknära ozon.



Figur 32. Årets maximala åttatimmarsmedelvärde år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger) för halt i luft av marknära ozon.

Figur 33 visar antal dagar per år då dygnets maximala flytande åttatimmarsmedelvärde av marknära ozon överskred  $70 \mu\text{g m}^{-3}$  under åren 2019-2021. Överskridandena av  $70 \mu\text{g m}^{-3}$  är något förhöjda i fjällen, över mellersta Sverige, Gotland och längst kusten, speciellt vid södra Norrlands kusttrakter 2019, Upplandskusten 2020 och norra Götalands kusttrakter 2021.

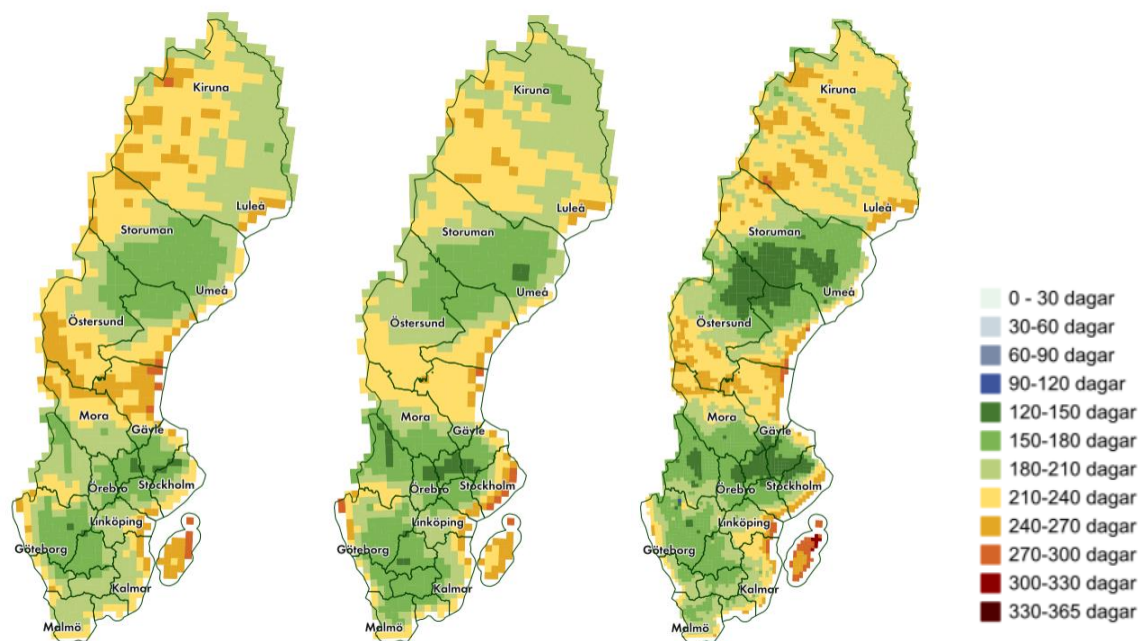
För 1990-2013 (Andersson et al., 2015) är antalet dygn med maximalt flytande åttatimmarsmedelvärde över  $70 \mu\text{g m}^{-3}$  i medel 160-190 över hela perioden i stora delar av landet, och något högre i fjällen och södra Götalands kusttrakter, medan norra Norrlands kusttrakter och delar av västliga Svealand är något lägre. Jämfört med den långa perioden var år 2019, med i medel 205 dagar över  $70 \mu\text{g m}^{-3}$ , mycket högre än genomsnittet under den långa perioden. Även 2020 och 2021, med i medel 197 och 196 dagar över  $70 \mu\text{g m}^{-3}$ , var något högre än genomsnittet. Detta stämmer överens med att trenden var ökande i princip i hela landet över perioden 1990-2013, en konsekvens av ökande hemisfärisk bakgrund av marknära ozon och minskade utsläpp lokalt av NOx.

Under perioden 1990-2013 ökade antalet överskridande av  $70 \mu\text{g m}^{-3}$  med mer än 1 dygn per år (Andersson et al., 2017), en utveckling som även verkar fortsätta senare år. 2019 års varma meteorologiska förhållanden bidrar också till de högre halterna.

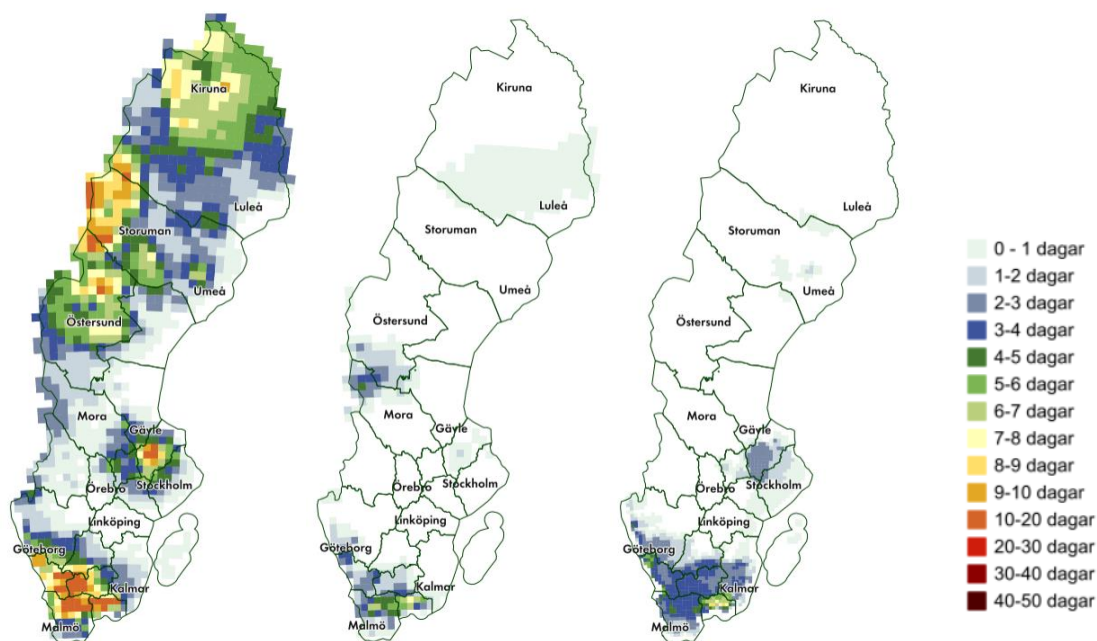
Figur 34 visar antal dagar per år då dygnets maximala flytande åttatimmarsmedelvärde av marknära ozon överskred  $120 \mu\text{g m}^{-3}$  under åren 2019-2021. Överskridanden av  $120 \mu\text{g m}^{-3}$  sker främst i södra Sverige. År 2019 hade betydligt fler dygnsöverskridanden än 2020 och 2021. Dessa skedde främst i södra Sverige med i genomsnitt 10-14 dagar över  $120 \mu\text{g m}^{-3}$  i Skåne och Blekinge, Upplands region med 8-14 dagars överskridande samt i norra fjällen med 8-10 dagars överskridande. För år 2020 och 2021 skedde de flesta överskridandena i södra Sverige med cirka 4-8 dagars överskridande i Blekinge.

För antal dygn över  $120 \mu\text{g m}^{-3}$  var medel över hela perioden 1990-2013 (Andersson et al., 2015) lågt i norr (upp till 2 dygn) och högre i söder (ca 4-15 dygn), medan maximalt antal dygn i norr över perioden översteg 10 dygn i vissa områden och i söder mellan 10 och 36 dygn. De flesta överskridanden inträffade dock under 1990-talet i södra Sverige. Det senaste året, före 2014, med fler än 10 överskridanden på ett utbrett område var 2004. Under perioden 1990-2013 var det en signifikant minskande trend i södra och centrala Sverige, med 0.32 respektive 0.12 dagar per år. 2019 var alltså extremår för höga halter av marknära ozon i norra Sverige, Uppland och Blekinge, där högre temperatur och torrare luft och mark kan vara orsaken till fler dagar med de höga halterna. Även utsläpp från skogsbränder kan ha bidragit till hög ozonhalt på visst avstånd från brandområdena (nära kan skogsbränder snarare bidra med sänkt ozonhalt, på grund av titreringseffekter och minskad solinstrålning). Variationerna i antal överskridandedagar mellan åren är framför allt en effekt av meteorologisk variabilitet.





Figur 33. Antal dagar då halt i luft av marknära ozon överstiger  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).



Figur 34. Antal dagar då halt i luft av marknära ozon överstiger  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).

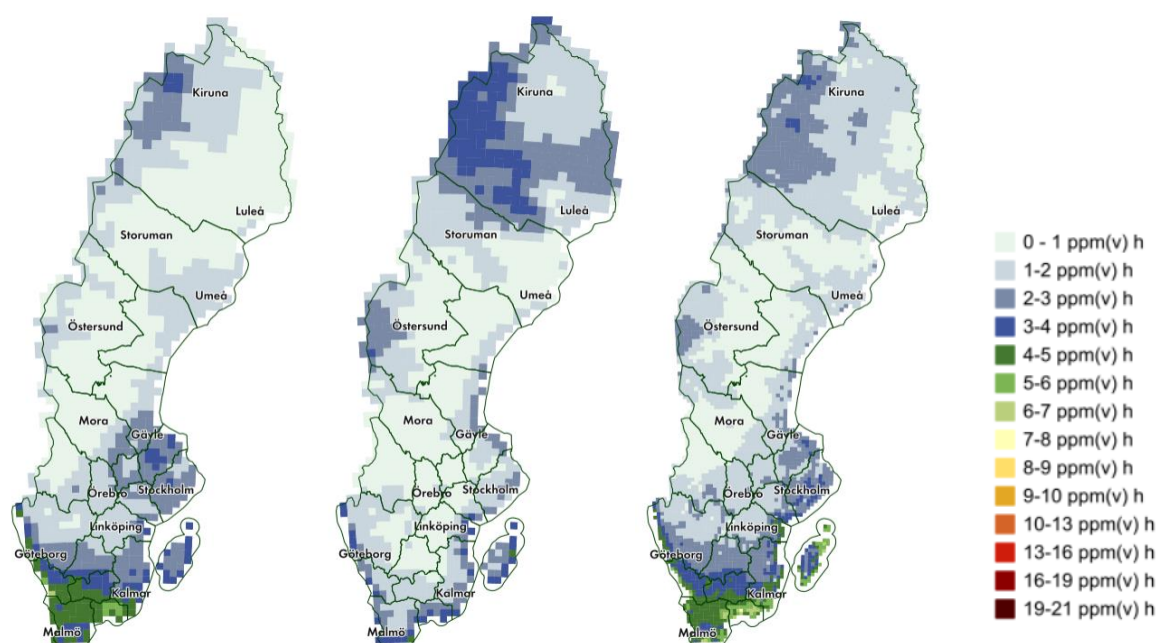
I Figur 35 och Figur 36 visas AOT40, som indikerar vegetationspåverkan på grödor respektive skog. AOT40 anges här i enheten ppm(v) h (parts per million volume hours), d.v.s. summan av halter som överstiger 40 ppb(v) under en del av året, givet som volymsblandningsförhållande. Vegetationspåverkan på grödor (Figur 35) var något högre under 2019 och 2021 än 2020, och störst påverkan var det i Svealand och Götaland, speciellt vid västkusten, Skåne och Blekinge. AOT40 för



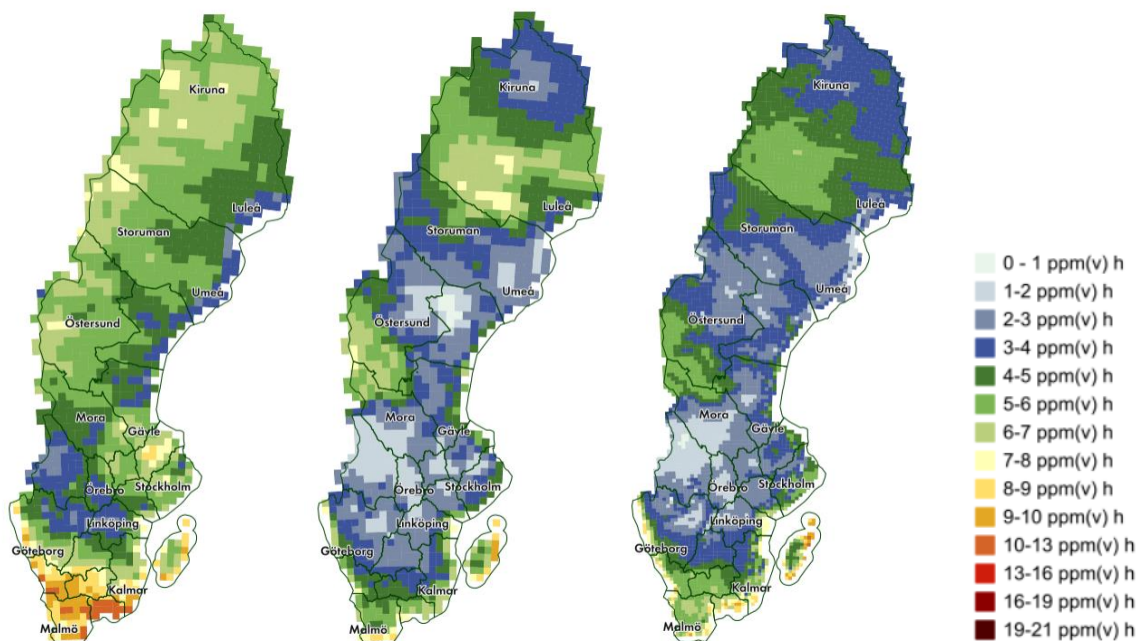
grödor hade år 2019 och 2021 ett värde som likt medel över perioden 1990-2013, medan 2020 var lägre än medelåret.

AOT40 för skog (Figur 36) var markant högre i södra Sverige och Uppland under 2019 jämfört med tidigare år. Maxvärdet för 1990-2013 gällande AOT40 för skog liknade 2019 i södra Sverige. I norra och mellersta Sverige var år 2019 lägre än maxvärdet över perioden.

Trenden över 1990-2013 (Andersson et al, 2015) är minskande överallt utom i norra Norrland för både grödor och skog (signifikant minskning i Svealand för grödor och i Götaland för skog). Skillnaderna mellan åren 2019-2021 orsakades av meteorologisk variabilitet, medan långsiktig trend framför allt orsakas av utsläppsminskningar i Europa och Nordamerika, och utsläppsökningar i Asien. Det senare bidrar till en allmän ökning av de lägsta ozonhalterna, vilket bidrar till en ökning av överskridandedagar av låga trösklar som 70 respektive 80  $\mu\text{g m}^{-3}$  (35 resp 40 ppb(v)), medan svenska och europeiska emissionsminskningar bidrar till minskade höga halter under sommarhalvåret (Andersson et al., 2017).



Figur 35. AOT40 för grödor år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).

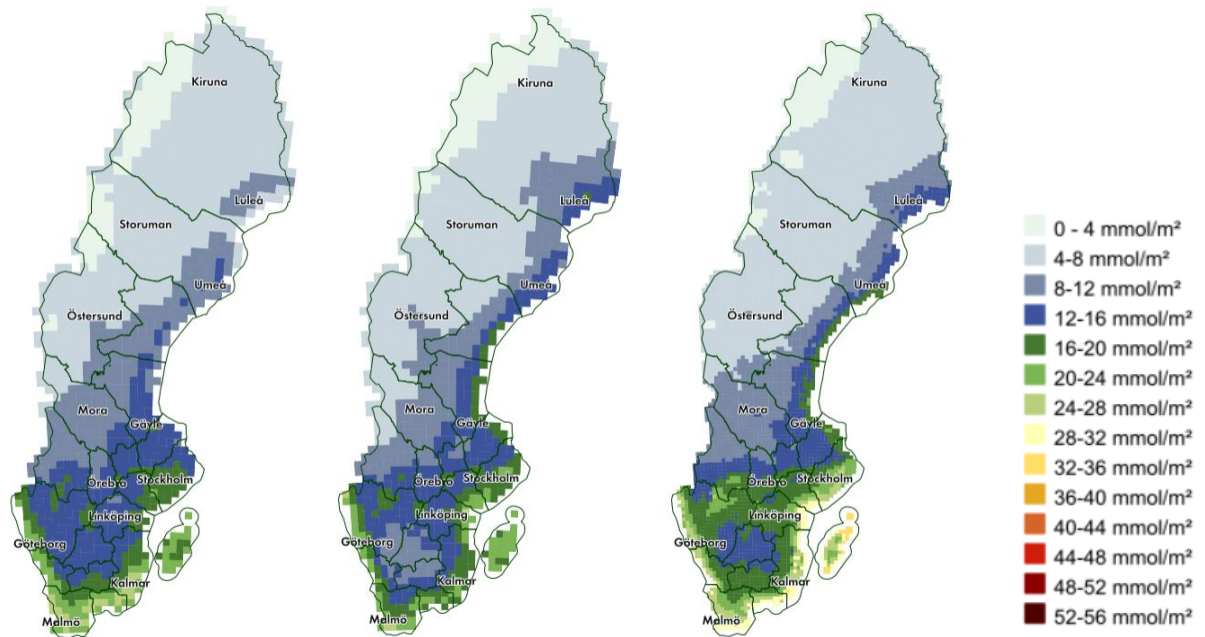


Figur 36. AOT40 för skog år 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).

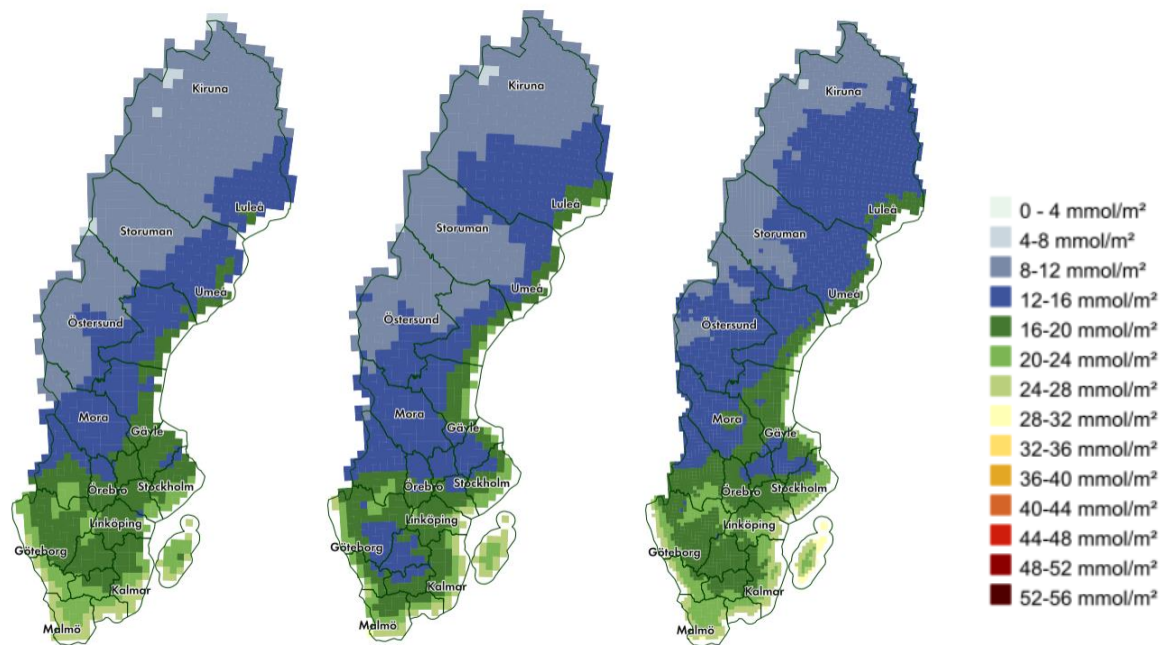
I Figur 37 och Figur 38 visas POD3 för generiska grödor respektive POD1 för generisk lövskog. För POD3 för grödor syns en stark gradient från de högsta värdena i södra Sverige till nordvästra Norrland där halterna är lägst. Vi ser betydligt mer årlig variation i  $POD3_{\text{gen-grödor}}$  än  $POD1_{\text{gen-lövskog}}$ . Detta beror åtminstone delvis av ett högre tröskelvärde, där den större rumsliga och temporala variationen i högstahalter av marknära ozon (se t.ex. Andersson et al., 2017, figur 8) därmed slår igenom tydligare i ozonupptaget.

AOT40 har annorlunda rumslig fördelning än PODY-måtten. Detta orsakas av att PODY beror på de fysikaliska processerna som påverkar ozonupptaget, medan AOT40 är ett haltbaserat tröskelmått. AOT40 har lägst värden i Norrlands skogsland och inte i fjällen, medan PODY visar tvärtom. Kartorna för POD1 för lövskog visar på samma gradient som POD3 från södra Sverige till Norrlandsfjällen, vilket beror mer på stomatakonduktans variationer hos växterna/träden än på ozonhaltens geografiska variation. Halten av marknära ozon har ofta lokala maximum i fjällkedjan, där PODY-måtten har sina minimum på grund av ogynnsamma temperaturer för tillväxten av grödor och träd. AOT40 visade på höga värden på södra Sverige under 2019, medan PODY för inte avvek på samma sätt. Detta eftersom torkan motverkade upptag av ozon, vilket delvis vägde upp de höga halterna. Att variationen över Sverige och år-till-årvariation skiljer sig mellan PODY och AOT40 illustrerar vikten av att även ta hänsyn till de fysikaliska processer som påverkar ozonupptagandet i utvärdering av uppnådda miljömål.

Under 2019 har PODY för björk, gran, vete och potatis implementerats (Langner et al, 2019). I Figur 39 till Figur 42 visas respektive  $POD1_{\text{spec-björk}}$ ,  $POD1_{\text{spec-gran}}$ ,  $POD6_{\text{spec-vete}}$  och  $POD6_{\text{spec-potatis}}$  för år 2019-2021.  $POD1_{\text{spec-björk}}$  samvarierar med  $POD1_{\text{gen-lövskog}}$  över åren, förutom att värdena är lite högre på grund av en längre vegetationsperiod för björk och att björk, jämfört med generiskt lövträd, har en större maximal klyvöppningskonduktans. För  $POD1_{\text{spec-gran}}$  är gradienten och värdena liknande  $POD1_{\text{gen-lövskog}}$ . Detta torde vara ett sammanträffande, då vegetationsperiod för gran är mycket längre än generiskt lövträd, medan gran har en mindre maximal klyvöppningskonduktans. När det gäller  $POD6_{\text{spec-vete}}$  så är det rumsliga mönstret likt  $POD3_{\text{gen-grödor}}$ , värdena är lägre för att en högre ozonhaltströskel används för vete. Det rumsliga mönstret och år till år-variabiliten för  $POD6_{\text{spec-potatis}}$  är likt  $POD6_{\text{spec-vete}}$ . Värdena för  $POD6_{\text{spec-potatis}}$  är något lägre än  $POD6_{\text{spec-vete}}$  på grund av skillnader i beskrivningen av växtsäsongen.

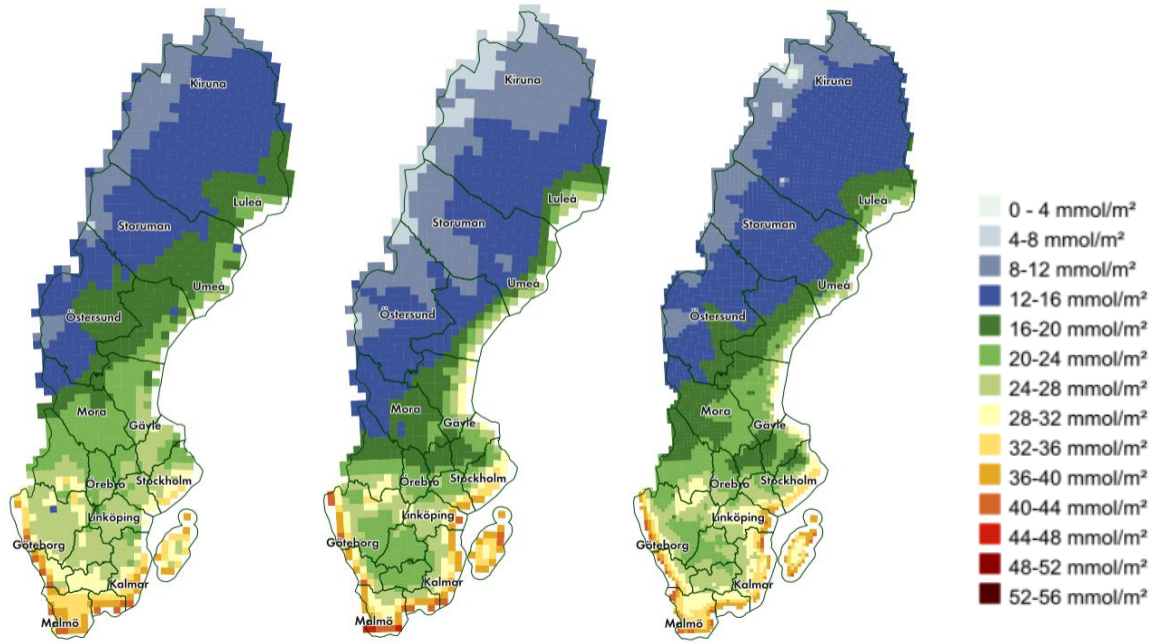


Figur 37. POD3 för generisk gräs under 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).

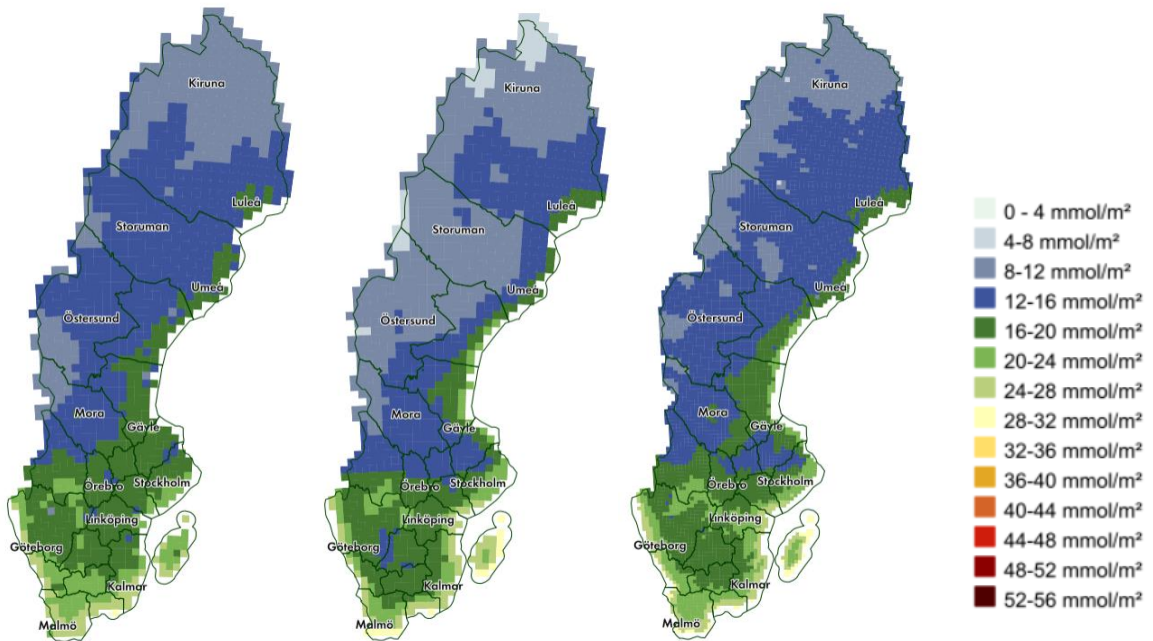


Figur 38. POD1 för generisk lövskog under 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).

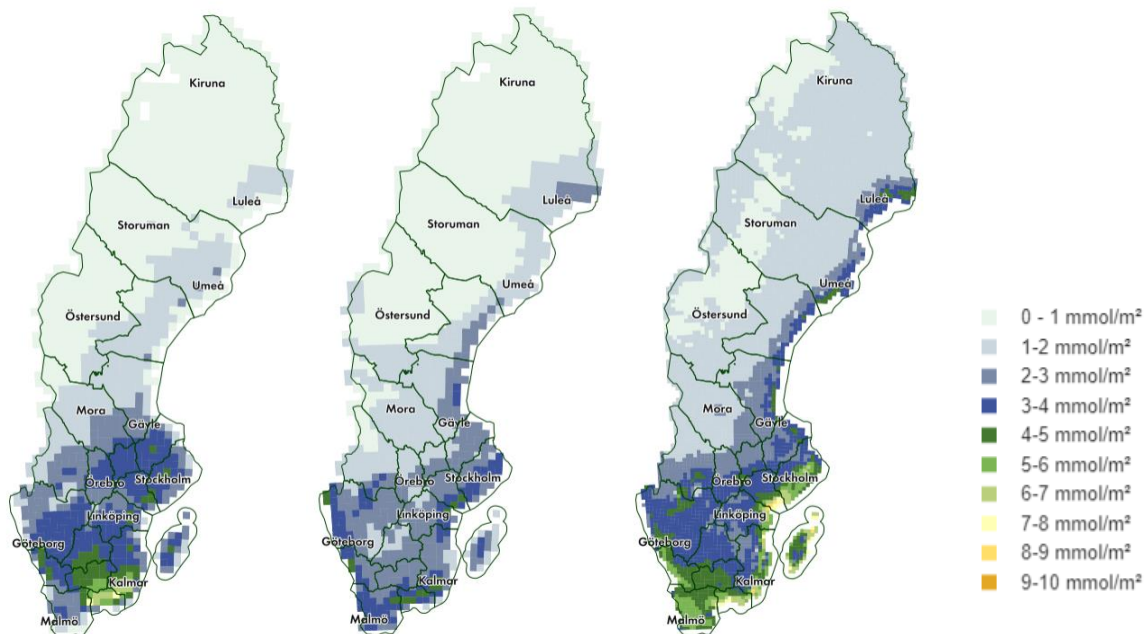




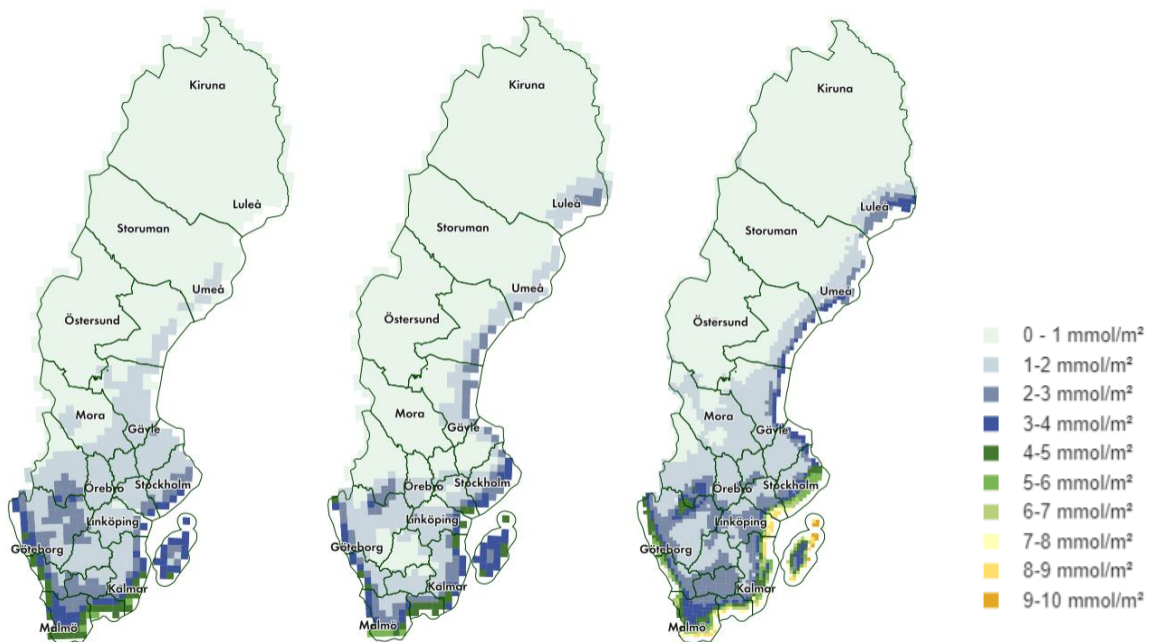
Figur 39. POD1 för björk under 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).



Figur 40. POD1 för gran under 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).



Figur 41. POD6 för potatis under 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).



Figur 42. POD6 för vete under 2019 (vänster), 2020 (mitten) och 2021 (höger).

## 4 Utvärdering av modellsystemet och diskussion om felkällor

Metoder där mätdata kombineras med modeller på det sätt som görs i MATCH Sverigesystemet förutsätter god kvalitet hos både uppmätta och modellerade värden. Dock är både mätvärden och modellerade värden behäftade med osäkerheter. Det är i stort sett omöjligt att uppnå det perfekta resultatet vare sig det gäller mätvärden eller modellerade värden, men intentionen ska alltid vara att sträva efter kvalitetshöjande åtgärder och utveckling med de verktyg man har, för att på så sätt komma så nära verkligheten som möjligt.

De indata som används i MATCH Sverigesystemet är emissionsdata från SMED (inklusive sjöfartsutsläpp från Shipair) och EMEP, meteorologiska data från MESAN och ECMWF, markanvändningsdata samt mätdata från IVL och NILU.

Dataassimilationen som görs inom MATCH Sverigesystemet är känslig för fel både i modellvärden och i uppmätta data. Det är därför av största vikt att kritiskt granska såväl modeller som all indata som används. Genom att jämföra modeller och mätdata kan dessa komplettera varandra och arbetet med att höja kvaliteten underlättas och effektiviseras.

I följande underavsnitt diskuteras de mest betydelsefulla osäkerheterna i framtagandet av resultaten från MATCH Sverigesystemet.

### 4.1 Meteorologiska indata

Omfattande insamling av mätdata görs på SMHI med meteorologiska indata som bygger på ca 800 mätstationer, samt radar- och satellitinformation. Även ett omfattande korrigeringsarbete görs av uppmätta nederbörds mängder med hänsyn till vindförluster samt avdunstning från mätkärlen, samt med hänsyn till topografiska effekter, d.v.s. större nederbörds mängder över bergsområden än över slätter.

Då det gäller kartläggning av våtdeposition över Sverige är nederbördsdata av hög kvalitet av största vikt medan den beräknade torrdepositionens kvalitet till stor del beror på vindhastighetens noggrannhet. Trots de noggranna korrigeringar som görs i meteorologiska indata är det ändå viktigt att nämna de osäkerheter som fortfarande är behäftade med den geografiska kartläggningen av nederbörds mängder över Sverige. På sommaren är denna mer småskalig och bidrar därför till större osäkerheter än vintertid. Vidare har kartläggningen av såväl nederbörds mängder som dimma betydande osäkerheter i fjälltrakterna där topografin är komplex.

Kvaliteten på meteorologiska data är överlag av så god kvalitet att de kan anses försumbara jämfört med osäkerheten i övriga indata samt modeller.

### 4.2 Modeller

MATCH Sverigesystemet består i stora drag av tre olika modeller. Dessa är MATCH Europa, 2dvar-analys samt MATCH Sverige. MATCH Europa och MATCH Sverige har samma modell som utgångspunkt men har ändå vissa fundamentala skillnader.

MATCH Sverigesystemet har förbättrats och utvecklats i olika steg, dels mellan åren 2004 och 2005 och dels mellan åren 2012 och 2013. Före 2005 användes inte MATCH Europa som bakgrundsfält utan man använde sig av en enklare variant av dataassimilation. En metodikförändring gjordes år 2013, som redogörs för i Andersson m.fl. (2014) samt i Alpfjord och Andersson (2015). Med flera metodikförändringar samt ändringar av indata (t ex meteorologimodell) bör trendstudier göras med försiktighet. För trendanalyser rekommenderas resultaten från de två återanalyserna som har gjorts (Andersson m.fl., 2015 och Andersson m.fl., 2018). Dessa två studier använder konsistent metodik och kan jämföras med nuvarande årlig kartläggning (2013 och framåt). Dock försvåras jämförelsen med 2021 då upplösningen på resultaten ökat.

Då det gäller baskatjoner (exklusive havssalt) så finns i nuläget inget bakgrundsfält beräknat med MATCH Europa. Istället används den gamla metodiken. Det vore förstås önskvärt att utveckla modellerade bakgrundsfält även för baskatjoner, för att kunna använda det kraftfulla verktyget som

används för övriga ämnen, i form av 2dvarianalys där ett modellerat bakgrundsfält kombineras med uppmätta värden.

Som nämndes tidigare (avsnitt 2.5) så är torrdepositionsberäkningar fortfarande behäftade med vissa osäkerheter. Dessa osäkerheter diskuteras i rapporten från Klein m.fl. (2002), och har inte uppdaterats sedan dess. Det är önskvärt att titta närmare på parameteriseringen av torrdepositions hastighet till olika marktyper. För reducerat kväve finns dessutom förbättringspotential i hanteringen av kopplingen till näringsberikade jordar (upptag och återemission).

### 4.3 Emissionsdata

Som nämndes tidigare så har emissionsdata från SMED och EMEP två års eftersläpning eftersom data inte levereras innan Sverigemodellen körs, men skillnaderna i mänskliga utsläpp mellan ett par närliggande år är ofta väldigt liten, så detta påverkar inte kvaliteten på resultaten. Emissionerna är generellt av mindre betydelse än t.ex. väderdata för år-till-år variationen (med undantag för drastiska åtgärder, t ex IMO-beslut). Däremot förändras mänskliga utsläpp generellt fortare över längre tid än vädret, och emissionsförändringar har stor påverkan när man studerar trender. Naturliga utsläpp och vissa sektorer av mänskliga utsläpp i begränsade områden kan ha större variation. Vi fångar variation i naturliga utsläpp genom att beskriva utsläppen beroende av väder i våra modeller. Osäkerheter i emissionsdata är den enskilt största felkällan i modellering, men med dataassimilationstekniken förbättras resultaten vilket gör resultaten mindre känsliga för sådana fel.

Emissioner av damm och baskatjoner (från jordbruk eller ökenjordar/obevuxen mark) skulle kunna möjliggöra en förbättring av hanteringen av baskatjoner.

### 4.4 Mätdata

Kvalitet på mätdata, tillsammans med bakgrundsfältet samt nederbördsdata, är av allra högsta betydelse för kvaliteten på det slutgiltiga resultatet. Kvaliteten på den analys som görs med den 2-dimensionella variationella analysen avgörs mestadels utifrån kvaliteten på dessa parametrar. Tidigare har detaljerade studier gjorts av kvaliteten på nederbördsuppsamlingen i olika nederbörds-kemiska stationsnät, se t.ex. Persson (2002), Persson och Magnusson (2003) och Hellsten et. al (2010).

Vid användandet av MATCH Sverigesystemet behövs uppmätta mängder av koncentration i nederbörd då de nederbördsfält som utnyttjas kommer från SMHIs egna stationer, är objektivt analyserade, av god kvalitet och med relativt hög upplösning. För att erhålla uppmätta halter i nederbörd som är så korrekta som möjligt krävs emellertid att högkvalitativt uppmätta nederbördsmängder vid varje nederbördstillfälle. Det har visat sig i studier att atmosfären successivt tvättas ur under ett kraftigt nederbördstillfälle. Detta gör att föroreningshalten är störst i början av ett nederbördstillfälle. Om uppsamlingseffekten varierar under nederbördstillfället så betyder detta att koncentrationen i nederbörd inte blir korrekt. Därmed blir inte heller den beräknade våtdepositionen korrekt. Det modellerade bakgrundsfältet som används i analysen kan inte korrigeras för sådana systematiska mätfel. Uppsamlingseffekten hos de nederbörds-kemiska provtagarna är alltså avgörande för kvaliteten hos de uppmätta föroreningskoncentrationerna i nederbörd.

## 5 Framtida utvecklingsmöjligheter och behov

I samband med revisionen av Programområde Luft (under 2014-2016) som gjordes av Naturvårdsverket med stöd av NILU, så framkom ett antal punkter som på olika sätt rör miljöövervakningen med MATCH Sverigesystemet. Här lyfts de mest relevanta delarna ifrån revisionen, tillsammans med andra möjligheter som framkommit sedan 2016.

### 5.1 Mätdata

Användningen av mätdata är en av grundpelarna för MATCH Sverigesystemet. Att ha ett mätnät som också möter behoven för denna modellering ger ett stort mervärde för helhetskartläggningen. Önskemål som har lyfts i revisionen är bland annat att för halter i luft är mätningar med hög tidsupplösning (timme/dygn) av stort värde, medan månadsmätningar inte ger tillräckligt detaljerad information för MATCH Sverige. I revisionen lyftes behovet av en ny EMEP-station i norra Sverige. Det skulle ge ett mervärde för systemet.

Däremot för halt i nederbörd räcker månadsupplösning bra. Det som är viktigt för dessa mätningar är att de följer kalendermånaderna, eftersom våtdepositionen i MATCH Sverigesystemet beräknas med ackumulerad månadsnederbörd. I dagsläget kan mätningarna i vissa fall fortlöpa ett tiotal dagar in på nästa månad, vilket leder till en kvalitetsläsning i kartläggningen.

Dessa behov lyftes av SMHI till IVLs rapport ”Halter och deposition av luftföroreningar på hög höjd i norra Sverige” som publiceras under våren 2019.

Det går att utöka antalet mätstationer för halter i nederbörd som används i systemet genom att också använda fler öppet fältmätningar från krondroppsmättnätet. Detta bör göras framöver, och framförallt bör stationer läggas till i områden med sämre geografisk täckning i LNKN.

### 5.2 Modellerade resultat i e-rapportering till EU

För år 2017 rapporterade Sverige för första gången modellerade luftkvalitetsdata till EU, som en del av den officiella e-rapporteringen till EEA. Det var halter av marknära ozon, beräknade med MATCH Sverigesystemet, som rapporterades under hösten 2018 (och årligen sedan dess) av SMHI i egenskap av datavärd.

Med stor sannolikhet kommer även en modellkvalitetsutvärdering att behöva bifogas i framtida e-rapporteringar till EU (redan nu finns möjligheten att skicka med utvärderingen). En validering gjordes med Delta tool (<https://ec.europa.eu/jrc/en/scientific-tool/fairmode-delta-tool>) för år 2013, med oberoende (korsvaliderade) modelleringsresultat för ozon och mätdata. Utvärderingen visade att modelleringsresultaten uppfyller kvalitetskraven som har tagits fram inom FAIRMODE med god marginal. Det kräver dock en arbetsinsats och beräkningsinsats för att utföra korsvalidering. Hur ofta en sådan utvärdering ska utföras bör diskuteras mellan SMHI och Naturvårdsverket.

### 5.3 Utveckling av MATCH Sverigesystemet

#### 5.3.1 Ökad upplösning i MATCH Sverigesystemet

I de två senaste revisionerna av Programområde Luft har behovet av en högre upplösning lyfts fram, för att öka användbarheten av kartläggningarna från MATCH Sverigesystemet, för bland annat länsstyrelserna. Under 2022 finansierade därför Naturvårdsverket ett utvecklingsprojekt med syfte att öka upplösningen av resultaten till 5-11km. Ökad upplösning innebär fördelar för slutanvändarna, inte bara för länsvisa analyser, utan även för att ge lägre osäkerhet i nationella miljöeffektbedömningar och inte minst samordningsvinster mot andra delar av miljöarbetet t.ex. bättre indata till nationell modellering, samt SIMAIR, där MATCH utgör en del av indata.

I takt med att resurserna för mätningar på nationell och inte minst regional nivå begränsas, behöver övervakningen av luftkvalitet kompenseras med en ökad användning av modellerade data. Avgörande för att gå i den riktningen är att de modeller som finns kontinuerligt utvecklas i enlighet med den



teknik som finns tillgänglig och anpassas till de behov som finns. Med en ökad upplösning av MATCH Sverigesystemet ökar slutanvändarnas möjligheter att använda modellresultaten i fortsättningen.

För 2021 års resultat har upplösningen ökat från 22 km till 11 km. Förändringen krävde att upplösningen ökade från det första till det sista steget i hela metodiken. Detta innebar att

- skapa bakgrundsfält med MATCH fotokemimodell (den första modellgissningen) för dataassimilationen på 11 km.
- köra variationell analys på totalhalter ozon, svavel och kväve på 11 km.
- köra MATCH Sverige-modellen på 11 km.
- räkna ut långtransportbidraget på 11 km.
- depositionsberäkningar för olika markanvändningstyper utifrån resultaten från analysen på 11 km.

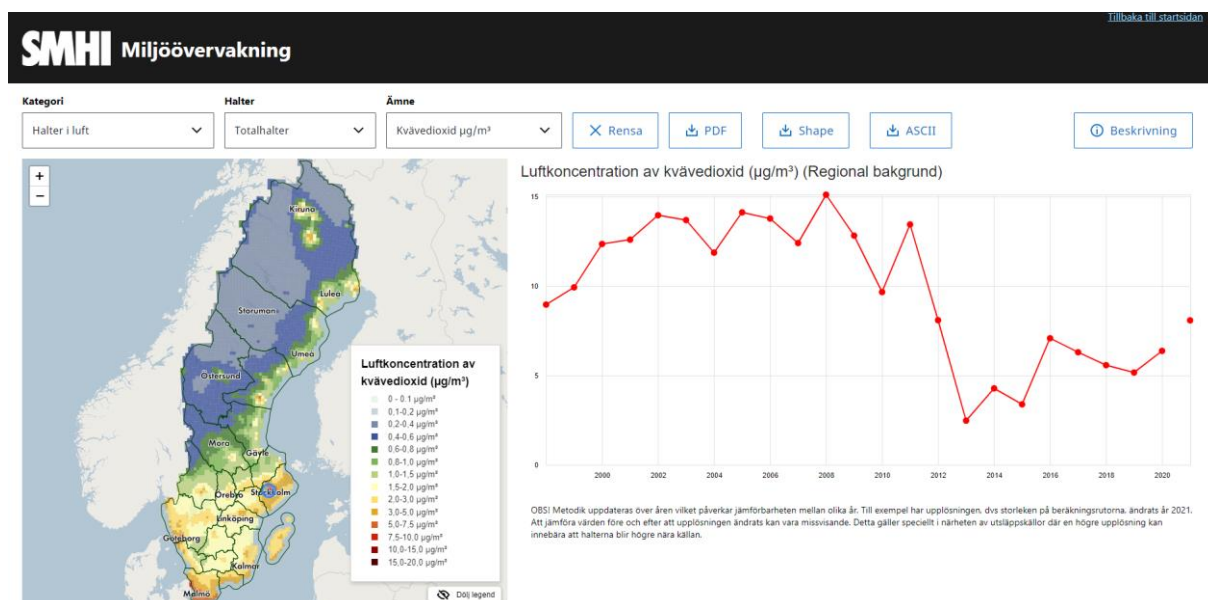
Resultat i varje mellansteg har kvalitetssäkrats och justeringar har gjorts. Metodiken i arbetsprocessen har förbättrats för att öka precisionen vid olika omprojektioner vilket ökar kvaliteten nära utsläppskällor.

Innan slutresultaten kunde läggas ut på nätet behövde de bearbetas för att få rätt format. Vissa förbättringar har skett för karttjänstens webbsida för att tydliggöra ändringar i upplösningen, så att jämförelse bakåt i tiden tolkas på ett rätt sätt.

Följande ändringarna har implementerats i webbtjänsten:

- Linjen mellan åren då upplösningen ändrades i tidserien bryts.
- Punkter på linjen för varje år visas. Värdet för det första året med den ökade upplösningen saknar linje och visas med en punkt.
- Aktuellt värde i en ruta visas när man hovrar över en punkt på tidserien.
- En text under diagrammet är tillagd som förklarar att och när upplösningen ändrades.

Ökad upplösning i MATCH Sverigesystemet innebär en markant kvalitetshöjning för användarna. Med denna utveckling ökar upplösningen så att en gammal ruta nu ersätts med 4 rutor.



Figur 43. Skärmbild från Datavärdskapet för atmosfärskem, där totalhalter av kvävedioxid presenteras i en karta med 11 km upplösning. För en ruta i Stockholm visas halterna för varje år. Linjen är brutet mellan 2020 och 2021 för att förtydliga att jämförelse mellan åren försvåras i och med förändringar i geografisk upplösning.

I Figur 43 ovan visas hur den uppdaterade webbtjänsten ser ut. I texten under diagrammet tydliggörs att det har hänt något mellan 2020 och 2021 års resultat. Nära utsläppskällor kan det vara stor skillnad mellan 2020 och 2021, vilket är helt naturligt, då koncentrationsgradienter kan beskrivas mer detaljerat.

Under 2023 finns lite utvecklingsmedel kvar i projektet för att vidare undersöka möjligheten till ytterligare ökad upplösning, och inledande tester med 5 km upplösning ska utföras med MATCH Sverigesystemet.

### 5.3.2 Pågående utvecklingsaktiviteter

Aktivitet	Nytta	Prioritet	Beskrivning
Högre upplösning nationellt (ner mot 5km)*	Högre användbarhet och lägre osäkerhet i studier av effekter på ekosystem och hälsa.	Hög enligt PO Luftrevision	Indata finns som möjliggör denna upplösning nationellt.
Sverigebidrag förbättrad uppskattning	Förbättrad kartläggningskvalitet		Nestningsmetodik istället för två olika modeller (MATCH Europa och MATCH Sverige). Med nestning kan vi utföra beräkningar över ett delområde med högre upplösning. Lägre osäkerhet i beräknat Sverigebidrag, med potentiellt förbättrad upplösning för alla index.
NOx-beräkning	Ett komplement till Sveriges rapportering till EU av kritiska nivåer för kväveoxider enligt bilaga XIII i luftkvalitetsdirektivet	Hög	Regionala mätningar mäter i dagsläget främst NO2. Med MATCH kan vi kartlägga NOx-halter och även komplettera övervakningen och rapporteringen till EU.

\* Ytterligare högre upplösning kan göras för exempelvis ozon i urban miljö. CLAIR-O3-metodiken är utvecklad och kan användas operationellt för modellering av ozon i urban miljö.

### 5.3.3 Önskvärda utvecklingsaktiviteter

Aktivitet	Nytta	Prioritet	Beskrivning
Återanalys av PODY-mått	Långa trender av PODY ger förbättrad förståelse för och uppföljning av ozoneffekter på växtlighet. Krävs även för studie av effekter av ozon på skoglig tillväxt (SCAC syntes: Åström och Grennfelt 2021; Andersson och Langner, 2022).	Efterfrågat av slutanvändare (t.ex. Per Erik Karlsson, IVL)	PODY-måtten implementerades efter att återanalysprojektet av marknära ozon gjordes.

Presentera kartläggningarna även länsvis	Länsstyrelserna får data tydligare sammanställd för sina uppföljningar	Hög enligt förstudien för sammanhållen Luftwebb	I datavärdskapet visas data nationellt för samtliga ämnen och år. Genom att sammanställa resultaten länsvis ökar användbarheten för slutanvändarna
Kartläggning partiklar i luft	Ex. miljömålsuppföljning, exponeringsstudier	Hög enligt PO Luftrevision. Efterfrågat av användare	Indata och nyligen utvecklade modeller finns som möjliggör framtagande av denna produkt.
Baskatjoner torrdeposition	För att beräkna kritisk belastning av försurande ämnen och att göra bedömningar av återhämtning från försurning och skogsbrukets uthållighet är det viktigt att kartlägga även torrdeposition av baskatjoner i MATCH Sverigesystemet. Det möjliggör bättre skattning av nedfall av baskatjoner i olika ekosystem för att minska osäkerheter i totaldepositionen av baskatjoner	Efterfrågat av slutanvändare	Det finns nu lufthaltmätningar och strängprovtagare, samt dammodelleringsbeskrivning i MATCH vilket möjliggör utveckling av denna operationella produkt.
Förbättrad torrdeposition och återemission av kväve	Förbättrad kartläggningskvalitet. Ev. utveckling kan även återkopplas till EMEP-modellen		Att beskriva återemission och förbättrad beskrivning av torrdeposition av kväve bidrar till förbättrad skattning av nedfall i känsliga miljöer långt från utsläppskällor (såsom fjällen) och även i områden med stor historiskt nedfall såsom södra Sverige som därmed är extra känslig för fortsatt nedfall. Det finns potential att förbättra modellbeskrivningen av torrdeposition baserat på IVLS strängprovtagare. Kväve kan även återemitteras beroende av mätnad i marken och temperatur. Idag saknas sådan beskrivning i modellsystemet (även i EMEP).

<p>Förbättrad mätningsmodelleringsfusion och autokorrelation och markanvändningsdata</p>	<p>Förbättrad kartläggningskvalitet</p>		<p>Under senare år har forskningsfronten utvecklats för modell- och mätningsfusion av atmosfärisk deposition. En uppdatering av MATCH Sverigesystemet bör även ske med avseende deposition av organiska nitrater samt hänsyn till autokorrelation mellan lufthalt och torrdeposition, och övergång och testning av analysmetodik med mål på dataanalys i tre dimensioner. Dessa skulle kunna förbättra depositionsuppskattningen för alla ämnen i dataanalysen. Bör ske i samband med förbättrad upplösning. Markanvändningsdata varierar med tiden. I totaldepositionen antas idag konstant markanvändningsfördelning från 1990-talet. Det finns möjligheter att använda nyare data, vilket skulle förbättra uppskattning av total och torredeposition.</p>
<p>Utökat område till större Östersjön (inklusive alla bassänger i innanhavet) omkring Sverige samt bidrag från atmosfären till avrinning till Östersjön</p>	<p>Övergödning av sjöar och hav är problematiskt. Speciellt för Östersjön är atmosfärisk deposition av kväve både direkt och via avrinning relevant att kartlägga för effekter på havsmiljön.</p>	<p>Av intresse för t.ex. Havs och Vattenmyndigheten</p>	<p>Området ingår i delar av modelleringsstegen och ingick i återanalysprojektet. Det skulle vara möjligt att utöka till att inkludera detta område, utan större utvecklingsinsats i den operationella produkten.</p>

## 6 Internationella samarbeten

Resultaten och metodiken från MATCH Sveirgesystemet har under senare lyfts fram som världsledande (Fu et al., 2022). Med anledning av detta finns en representant från SMHI med i en WMO-styrgrupp om Measurement Model Fusion of Global Total Atmospheric Deposition (MMF-GTAD) där en plan för att föra in liknande globala produkter för användande i t.ex. Working Group on Effects, Task Force on Reactive Nitrogen (TFRN) m.fl. SMHI har även bjudits in till expertmöten med anledning av detta, t.ex. WMO 2017; WMO 2019; WMO 2022.

Resultaten från MATCH Sverigesystemet har även presenterats och rapporterats till Task Force on Reactive Nitrogen (TFRN; Moldan m.fl., 2022) och var en del av Sveriges rapportering av nationell kvävebudget, vilken togs fram som en del av Forskningsprogrammet SCAC2, finansierat av Naturvårdsverket.



## 7 Referenser

- Andersson, C., Engardt, M., Alpfjord, H., 2015. "Återanalys av marknära ozon i Sverige för perioden 1990-2013". SMHI rapport nr 2015-80.
- Andersson, C., Alpfjord Wylde, H., Engardt M., 2018. "Long-term sulfur and nitrogen deposition in Sweden 1983-2013 reanalysis". SMHI rapport nr 2018-163.
- Andersson, C., Alpfjord, H., Robertson, L., Karlsson, P.E. and Engardt, M. (2017) Reanalysis of and attribution to near-surface ozone concentrations in Sweden during 1990-2013. *Atmos. Chem. Phys.* 17, 13869-13890, <https://doi.org/10.5194/acp-17-13869-2017>.
- Alpfjord H. och Andersson C., 2015. "Nationell miljöövervakning med MATCH Sverige-systemet - ny metodik, utvärdering och resultat för åren 2012-2013". SMHI rapport nr 2015-7.
- Andersson, C., Södergren H. och Torstensson M., 2014. "Metodförändringar och utvärdering av MATCH-Sverigesystemet". SMHI Meteorologi rapport nr 2014-16.
- Andersson, C, och Langner, J., 2022. Utvärdering av POD1 för gran- och björkskog i MATCH Sverigesystemet. SMHI rapport nr 2023-08.
- Chamberlain, A. C. och Chadwick, R. C., 1965. "Transport of iodine from atmosphere to ground". *Tellus*, 18, 226-237.
- Ciarelli, G. Theobald, M., Vivanco, M., Beekmann, M., Aas, W., Andersson C. et al. (2019). Trends of inorganic and organic aerosols and precursor gases in Europe: insights from the EURODELTA multi-model experiment over the 1990–2010 period. *Geosci. Model Dev.* 12, 4923-4954.
- Colette, A., Andersson, C., et al., (2017). EURODELTA-Trends, a multi-model experiment of air quality hindcast in Europe over 1990-2010. *Geosci. Model Dev.* 10, 3255-3276, [doi.org/10.5194/gmd-10-3255-2017](https://doi.org/10.5194/gmd-10-3255-2017).
- Foltescu, V. L., Pryor, S. C., and Bennet, C., 2005 "Seasalt generation, dispersion and removal on the regional scale". *Atmos. Environ.* 39, 2123-2133.
- Fu, J.S., Charmichael, G.R., Dentener, F., Aas, W., **Andersson, C.**, Barrie, L.A., Cole, A., Galy-Lacaux, C., Geddes, J., Itahashi, S., Kanakidou, M., Labrador, L., Paulot, F., Schwede, D., Tan, J. and Vet, R. Improving estimates of sulfur, nitrogen and ozone total deposition through multi-model and measurement-model fusion approaches. *Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c05929>, 2022
- Åström och Grennfeldt eds. 2021. Camilla Andersson, Annica Ekman, Bertil Forsberg, Peringe Grennfelt, Olena Gruzieva, Hans-Christen Hansson, Per Erik Karlsson, Joakim Langner, Filip Moldan, John Munthe, Håkan Pleijel, David Segersson, Leo Stockfelt, Stefan Åström. Achievements and experiences from science-policy interaction in the field of air pollution. Synthesising 20 years of research and outreach thinking about future needs. IVL report C622. <https://www.ivl.se/download/18.556fc7e17c75c84933bd13/1635155146474/FULLTEXT03.pdf>
- Hellsten, S., Persson, C., Phil Karlsson, G., Akselsson, C., Karlsson, P. E. och Södergren, H. 2010. "Förbättrad modellering och mätning av belastning från luftföroreningar". IVL Publikation B 1951.
- Joint MSC-W, CCC, CEIP. 2018. "Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components". EMEP Status Report 1/2019.
- Johansson, J.M., Watne, Å.K., Karlsson, P.E., Pihl Karlsson, G., Danielsson, H., Andersson, C., and Pleijel, H. 2020. The European heat wave of 2018 and its promotion of the ozone climate penalty in southwest Sweden. *Boreal environ. Res.* 25: 39-50.
- Klein, T., Bergström, R., och Persson, C., 2002. "Parametrization of dry deposition in MATCH". SMHI Rapport Meteorologi nr 100.
- Langner, J., Alpfjord Wylde, H., & Andersson, C. (2019). Mapping of phytotoxic ozone dose for birch, spruce, wheat and potato using the MATCH-Sweden system. SMHI rapport in meteorology 166, 38pp.

- Langner, J., Engardt, M. and Andersson, C. (2012). European summer surface ozone 1990-2100. *Atmos. Chem. Phys.* 12, 10097-10105.
- Langner, J., Gidhagen, L., Bergström, R., Gramsch, E., Oyola, P., Reyes, F., Segersson, D. and Aguilera, C. (2020). Model Simulated Source Contributions to PM<sub>2.5</sub> in Santiago and in the Central Region of Chile. *Aerosol Air Qual. Res.* 20: 1111-1126. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.08.0374>
- Leung, W., Windmark, F., Brodl, L. and Langner, J. (2018). A basis to estimate marginal cost for air traffic in Sweden.: Modelling of ozone, primary and secondary particles and deposition of sulfur and nitrogen. SMHI rapport in meteorology 162, 64pp.
- Lövblad, G., Persson, C., Klein, T., Ruoho-Airola, T., Hovmand, M., Tarrason, L., Törseth, K., Moldan, F., Larssen, T. och Rapp, L. 2004." The deposition of base cations in the Nordic countries". Technical Report B 1583, IVL, Stockholm.
- Moldan, F., Andersson, C., Leung, W., Stadmark, J. och Jutterström, S., 2022. "Swedish national nitrogen budget – atmosphere". IVL report C697.
- Otero, N., Sillman, J., Mar., K.A., Rust, H.W., Solberg, S., Andersson, C., et al. (2018) A multi-model comparison of meteorological drivers of surface ozone over Europe. *Atmos. Chem. Phys.*, 18, 12269-12288. <https://doi.org/10.5194/acp-18-12269-2018>.
- Persson C. och Thomas M., 2016. "Vulkanutbrottet Bardarbunga/Holuhraun 2014-2015 - Påverkan på luftmiljön i Sverige". SMHI Uppdragsrapport 2016/1.
- Persson, C., Langner, J. och Robertson, L., 1995. "Regional spridningsmodell för Sverige. Regional luftmiljöanalys för år 1991". Naturvårdsverket Rapport 4386.
- Persson, C., 2002. "Kvaliteten hos nederbördskemiska mätdata som dataassimileras i MATCH-Sverige modellen". SMHI Rapport Meteorologi nr 105.
- Persson, C. och Magnusson, M., 2003. "Kvaliteten i uppmätta nederbörds mängder inom Svenska nederbördskemiska stationsnätet". SMHI Rapport Meteorologi nr 108.
- Persson, C., Ferm, M. och Westling, O., 2004. "Förbättrad mätning och beräkning av belastningen av försurande och övergödande luftföroreningar". Rapport nr. 2004-62.
- Persson, C., Rössner, E. och Klein, T., 2004. "Nationell miljöövervakning- MATCH-Sverige modellen". SMHI Meteorologi rapport nr 113.
- Persson, C., Jansson A. och Andersson, C., 2009. "MESAN-data för Miljöövervakningen. Förstudie". SMHI Rapport nr 31.
- Robertsson, L., Langner, J. och Engardt, M., 1999. "An Eulerian limited-area atmospheric transport model". *J. Appl. Meteor.*, 38, 190-120.
- Simpson, D., Andersson, C., Christensen, J.H., Engardt, M., Geels, C., Nyiri, A., Posch, M., Soares, J., Sofiev, M., Wind, P. and Langner, J. 2014. Impacts of climate and emission changes on nitrogen deposition in Europe: a multi-model study. *Atmos. Chem. Phys.* 14, 6995-7017. doi:10.5194/acp-14-6995-2014
- Södergren, H., Holmin-Fridell, S., Andersson, C. och Persson, C., 2013. "Nationell miljöövervakning med MATCH-Sverige systemet – metodik och resultat för åren 1998-2011". SMHI Meteorologi rapport nr 2013-35.
- Theobald, M., Vivanco, M.G., Aas, W., Andersson, C., et al. (2019). An evaluation of European nitrogen and sulfur wet deposition and their trends estimated by six chemistry transport models for the period 1990-2010. *Atmos. Chem. Phys.*, 19, 379-405, doi: 105194/acp-19-379-2019.
- Vivanco, M.G., Theobald, M.R., Garcia-Gomez, H., Garrido, J.L., Prank, M., Aas, W., Adani, M., Alyuz, U., Andersson, C., et al. (2018) Modelled deposition of nitrogen and sulfur in Europe estimated by 14 air quality model-systems: Evaluation, effects of changes in emissions and implications for habitat protection. *Atmos. Chem. Phys.*, 18, 10199-10218, <https://doi.org/10.5194/acp-18-10199-2018>.

WMO, 2017. Global Atmospheric Watch Workshop on Measurement-Model Fusion for Global Total Atmospheric Deposition (MMF-GTAD). GAW Report, available online in May 2017 on the web page: <http://www.wmo.int/pages/prog/arep/gaw/WorkshoponMeasurementModelFusion.html>

WMO, 2019. WMO expert meeting on Global atmospheric Deposition. Feb 25, 2019.  
<https://public.wmo.int/en/resources/bulletin/measurement-model-fusion-global-total-atmospheric-deposition-wmo-initiative>

## Bilaga - Publicerat material för MATCH-modellen

### Expertgranskade artiklar:

#### 2021

Ekland, J., Olsson, D., Forsberg, B., Andersson, C. and Orru, H. The effect of current and future maternal exposure to near-surface ozone on preterm birth in 30 european countries – an EU-wide health impact assessment.

#### 2020

Lars Gidhagen, Jonas Olsson, Jorge H. Amorim, Christian Asker, Danijel Belusic, Ana C. Carvalho, Magnuz Engardt, Yeshewatesfa Hundecha, Heiner Körnich, Petter Lind, David Lindstedt, Esbjörn Olsson, Jörgen Rosberg, David Segersson, Lena Strömbäck, 2020. Towards climate services for European cities: Lessons learnt from the Copernicus project Urban SIS, Urban Climate 31, 100549.

Gramsch, E., Muñoz, A., Langner, J., Morales, L., Soto, C., Pérez, P., Rubio, M.A., 2020. Black carbon transport between Santiago de Chile and glaciers in the Andes Mountains. *Atmospheric Environment* 232, 117546.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117546>.

Langner, J., Gidhagen, L., Bergström, R., Gramsch, E., Oyola, P., Reyes, F., Segersson, D. and Aguilera, C. (2020). Model Simulated Source Contributions to PM<sub>2.5</sub> in Santiago and in the Central Region of Chile. *Aerosol Air Qual. Res.* 20: 1111-1126.  
<https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.08.0374>

#### 2019

Ciarelli, G., Colette, A., Schucht, S., Beekman, M., Andersson, C., et al. Long-term health impact assessment of total PM<sub>2.5</sub> in Europe during the 1990-2015 period. *Atmospheric Environment* 3, 100032. 2019  
<https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2019.100032>

Ciarelli, G. Theobald, M., Vivanco, M., Beekmann, M., Aas, W., Andersson C. Bergström, R., Manders-Groot, A., Couvidat, F., Mircea, M., Tsyro, S., Fagerli, H., Mar, K., Raffort, V., Roustan, Y., Pay, M.-T., Schaap, M., Kranenburg, R., Adani, M., Briganti, G., Cappelletti, A., D'Isidoro, M., Cuvelier, C., Cholokian, A., Bessagnet, B., Wind, P. and Colette, A. Trends of inorganic and organic aerosols and precursor gases in Europe: insights from the EURODELTA multi-model experiment over the 1990–2010 period. *Geosci. Model Dev.* 12, 4923-4954. 2019

Orru, H., Åström, C., Andersson, C., et al. Ozone and heat-related mortality in Europe in 2050 significantly affected by changes in climate, population and greenhouse gas emission. *Environmental research letters*, 14 (7) 074013. 2019

Theobald, M., Vivanco, M.G., Aas, W., Andersson, C., m.fl. 2019. An evaluation of European nitrogen and sulfur wet deposition and their trends estimated by six chemistry transport models for the period 1990-2010. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19, 379-405, doi: 105194/acp-19-379-2019.

#### 2018

Kahnert, M. 2018. Information constraints in variational data assimilation. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 144, 2230-2244.

Otero, N., Sillman, J., Mar., K.A., Rust, H.W., Solberg, S., Andersson, C., m.fl. 2018. A multi-model comparison of meteorological drivers of surface ozone over Europe. *Atmos. Chem. and Phys.*, 18, 12269-12288. <https://doi.org/10.5194/acp-18-12269-2018>.

Vivanco, M.G., Theobald, M.R., Garcia-Gomez, H., Garrido, J.L., Prank, M., Aas, W., Adani, M., Alyuz, U., Andersson, C., m.fl. 2018. Modelled deposition of nitrogen and sulfur in Europe estimated by 14 air quality model-systems: Evaluation, effects of changes in emissions and implications for habitat protection. *Atmos. Chem. Phys.*, **18**, 10199-10218, <https://doi.org/10.5194/acp-18-10199-2018>.

## 2017

- Andersson, C., Alpfjord, H., Robertson, L., Karlsson, P. E. and Engardt, M. 2017. Reanalysis of and attribution to near-surface ozone concentrations in Sweden during 1990–2013, *Atmos. Chem. Phys.*, **17**, 13869-13890, <https://doi.org/10.5194/acp-17-13869-2017>.
- Colette, A., Andersson, C., Manders, A., Mar, K., Mircea, M., Pay, M.-T., Raffort, V., Tsyro, S., Cuvelier, C., Adani, M., Bessagnet, B., Bergström, R., Briganti, G., Butler, T., Cappelletti, A., Couvidat, F., D'Isidoro, M., Doumbia, T., Fagerli, H., Granier, C., Heyes, C., Klimont, Z., Ojha, N., Otero, N., Schaap, M., Sindelarova, K., Stegehuis, A. I., Roustan, Y., Vautard, R., van Meijgaard, E., Vivanco, M. G., and Wind, P.: EURODELTA-Trends, a multi-model experiment of air quality hindcast in Europe over 1990–2010. 2017. *Geosci. Model Dev.* **10**, 3255-3276, <https://doi.org/10.5194/gmd-10-3255-2017>, 2017
- Engardt, M., Simpson, D., Schwikowski, M. and Granat, L. 2017. Deposition of sulphur and nitrogen in Europe 1900-2050. Model calculations and comparison to historical observations. *Tellus B* **69**, 1328945. doi: 10.1080/16000889.2017.1328945
- Kahnert, M. and Andersson, E. 2017. How much information do extinction and backscattering measurements contain about the chemical composition of atmospheric aerosol? *Atmos. Chem. Phys.* **17**, 3423-3444. doi:10.5194/acp-17-3423-2017
- Karlsson, P.E., Klingberg, J., Engardt, M., Andersson, C., Langner, J., Pihl Karlsson, G. and Pleijel, H. 2017. Past, present and future concentrations of ground-level ozone and potential impacts on ecosystems and human health in northern Europe. *Science of the total Environment* **576**, 22-35
- Lacressoniere, G., Watson, L., Gauss, M., Engardt, M., Andersson, C., Beekmann, M., Colette, A., Foret, G., Josse, B., Marécal, V., Nyiri, A., Siour, G., Sobolowski, S., Vautard, R. 2017. Particulate matter air pollution in Europe in a +2 °C warming world. *Atmos. Environ.* **154**, 129-140. doi: 10.1016/j.atmosenv.2017.01.037
- Sofiev, M., Ritenberga, O., Albertini, R., Arteta, J., Belmonte, J., Bernstein, C. G., Bonini, M., Celenk, S., Damialis, A., Douros, J., Elbern, H., Friese, E., Galan, C., Oliver, G., Hrga, I., Kouznetsov, R., Krajsek, K., Magyar, D., Parmentier, J., Plu, M., Prank, M., Robertson, L., Steensen, B. M., Thibaudon, M., Segers, A., Stepanovich, B., Valdebenito, A. M., Vira, J., and Vokou, D. 2017. Multi-model ensemble simulations of olive pollen distribution in Europe in 2014: current status and outlook. *Atmos. Chem. Phys.* **17**, 12341-12360. <https://doi.org/10.5194/acp-17-12341-2017>
- Thomas, M.A., Brännström, N., Persson, C., Grahn, H. von Schoenberg, P. and Robertson, L. 2017. Surface air quality implications of volcanic injection heights. *Atmos. Environ.* **166**, 510-518. doi:10.1016/j.atmosenv.2017.07.045

## 2016

- Andersson, E. and Kahnert, M. 2016. Coupling aerosol optics to the MATCH (v5.5.0) chemical transport model and the SALSA (v1) aerosol microphysics module. *Geosci. Model Dev.* **9**, 1803-1826, doi:10.5194/gmd-9-1803-2016
- Lacressonnière, G., Foret, G., Beekmann, M., Siour, G., Engardt, M., Gauss, M., Watson, L., Andersson, C., Colette, A., Josse, B., Marécal, V., Nyiri, A. and Vautard, R. 2016. Impacts of regional climate change on air quality projections and associated uncertainties. *Climatic Change* **136**, 309–324. DOI 10.1007/s10584-016-1619-z
- Mahmood, R., von Salzen, K., Flanner, M., Sand, M., Langner, J., Wang, H. and Huang, L. 2016. Seasonality of global and Arctic black carbon processes in the Arctic Monitoring and



Assessment Programme models. *J. Geophys. Res. Atmos.* **121**, 7100–7116.  
doi:10.1002/2016JD024849.

- Markakis, K., Valari, M., Engardt, M., Lacressonniere, G., Vautard, R. and Andersson, C. 2016. Mid-21st century air quality at the urban scale under the influence of changed climate and emissions. Case studies for Paris and Stockholm. *Atmospheric Chemistry and Physics* **18**, 1877-1894. doi:10.5194/acp-16-1877-2016
- Sand, M., Berntsen, T. K., von Salzen, K., Flanner, M.G., Langner, J. and Victor, D.G. 2016. Response of Arctic temperature to changes in emissions of short-lived climate forcers. *Nature Climate Change* **6**, 286–289. doi:10.1038/NCLIMATE2880
- Soares, J., Sofiev, M., Geels, C., Christensen, J.H., Andersson, C., Tsyro, S. and Langner, J. Impact of climate change on the production and transport of sea salt aerosol on European seas. *Atmos. Chem. Phys.* **16**, 13081-13104, 2016.
- Watson, L., Lacressonnière, G., Gauss, M., Engardt, M., Andersson, C., Josse, B., Marécal, V., Nyiri, A., Sobolowski, S., Siour, G., Szopa, S. and Vautard, R. 2016. Impact of emissions and +2 °C climate change upon future ozone and nitrogen dioxide over Europe. *Atmospheric Environment* **142**, 271-285.  
doi: 10.1016/j.atmosenv.2016.07.051.

## 2015

- Andersson, C., Bergström, R., Bennet, C., Robertson, L., Thomas, M., Korhonen, H., Lehtinen, K.E.J., and Kokkola, H. 2015. MATCH-SALSA – Multi-scale Atmospheric Transport and CHEMistry model coupled to the SALSA aerosol microphysics model – Part 1: Model description and evaluation. *Geosci. Model Dev.* **8**, 171–189. doi:10.5194/gmd-8-171-2015
- Andersson, E., Kahnert, M., and Devasthale, A. 2015. Methodology for evaluating lateral boundary conditions in the regional chemical transport model MATCH (v5.5.0) using combined satellite and ground-based observations. *Geosci. Model Dev.* **8**, 3747-3763, doi:10.5194/gmd-8-3747-2015.
- Arnold, S. R., Emmons, L. K., Monks, S. A., Law, K. S., Ridley, D. A., Turquety, S., Tilmes, S., Thomas, J. L., Bouarar, I., Flemming, J., Huijnen, V., Mao, J., Duncan, B. N., Steenrod, S., Yoshida, Y., Langner, J., and Long, Y. 2015. Biomass burning influence on high-latitude tropospheric ozone and reactive nitrogen in summer 2008: a multi-model analysis based on POLMIP simulations, *Atmos. Chem. Phys.* **15**, 6047-6068, doi:10.5194/acp-15-6047-2015.
- Colette, A., Andersson, C., Baklanov, A., Bessagnet, B., Brandt, J., Christensen, J.H., Doherty, R., Engardt, M., Geels, C., Giannakopoulos, C., Hedegaard, G.B., Katragkou, E., Langner, J., Lei, H., Manders, A., Melas, D., Meleux, F., Rouil, L., Sofiev, M., Soares, J., Stevenson, D., Tombrou-Tzella, M., Varotsos, K.V., and Young, P. 2015. Is the ozone climate penalty robust in Europe? *Environ. Res. Lett.* **10**. 084015. doi:10.1088/1748-9326/10/8/084015
- Eckhardt, S., Quennehen, B., Olivie, D. J. L., Berntsen, T. K., Cherian, R., Christensen, J. H., Collins, W., Crepinsek, S., Daskalakis, N., Flanner, M., Herber, A., Heyes, C., Hodnebrog, Ø., Huang, L., Kanakidou, M., Klimont, Z., Langner, J., Law, K. S., Lund, M. T., Mahmood, R., Massling, A., Myriokefalitakis, S., Nielsen, I. E., Nøjgaard, J. K., Quaas, J., Quinn, P. K., Raut, J.-C., Rumbold, S. T., Schulz, M., Sharma, S., Skeie, R. B., Skov, H., Uttal, T., von Salzen, K., and Stohl, A. 2015. Current model capabilities for simulating black carbon and sulfate concentrations in the Arctic atmosphere: a multi-model evaluation using a comprehensive measurement data set, *Atmos. Chem. Phys.* **15**, 9413-9433. doi:10.5194/acp-15-9413-2015.
- Emmons, L. K., Arnold, S. R., Monks, S. A., Huijnen, V., Tilmes, S., Law, K. S., Thomas, J. L., Raut, J.-C., Bouarar, I., Turquety, S., Long, Y., Duncan, B., Steenrod, S., Strode, S., Flemming, J., Mao, J., Langner, J., Thompson, A. M., Tarasick, D., Apel, E. C., Blake, D. R., Cohen, R. C., Dibb, J., Diskin, G. S., Fried, A., Hall, S. R., Huey, L. G., Weinheimer, A. J., Wisthaler, A., Mikoviny, T., Nowak, J., Peischl, J., Roberts, J. M., Ryerson, T., Warneke, C., and Helmig, D. 2015. The POLARCAT Model Intercomparison Project (POLMIP): overview

and evaluation with observations, *Atmos. Chem. Phys.* **15**, 6721-6744. doi:10.5194/acp-15-6721-2015

- Geels, C., Andersson, C., Hänninen, O., Lansø, A.S., Schwarze, P.E., Skjøth, C.A., and Brandt, J. 2015. Future premature mortality due to O<sub>3</sub>, secondary inorganic aerosols and primary PM in Europe — Sensitivity to changes in climate, anthropogenic emissions, population and building Stock. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **12**, 2837-2869. doi:10.3390/ijerph120302837
- Marécal, V., Peuch, V.-H., Andersson, C., Andersson, S., Arteta, J., Beekmann, M., Benedictow, A., Bergström, R., Bessagnet, B., Cansado, A., Chéroux, F., Colette, A., Coman, A., Curier, R. L., Denier van der Gon, H. A. C., Drouin, A., Elbern, H., Emili, E., Engelen, R. J., Eskes, H. J., Foret, G., Friese, E., Gauss, M., Giannaros, C., Guth, J., Joly, M., Jaumouillé, E., Josse, B., Kadygrov, N., Kaiser, J. W., Krajsek, K., Kuenen, J., Kumar, U., Liora, N., Lopez, E., Malherbe, L., Martinez, I., Melas, D., Meleux, F., Menut, L., Moinat, P., Morales, T., Parmentier, J., Piacentini, A., Plu, M., Poupkou, A., Queguiner, S., Robertson, L., Rouïl, L., Schaap, M., Segers, A., Sofiev, M., Tarasson, L., Thomas, M., Timmermans, R., Valdebenito, Á., van Velthoven, P., van Versendaal, R., Vira, J., and Ung, A. 2015. A regional air quality forecasting system over Europe: the MACC-II daily ensemble production. *Geosci. Model Dev.* **8**, 2777-2813. doi:10.5194/gmd-8-2777-2015
- Monks, S. A., Arnold, S. R., Emmons, L. K., Law, K. S., Turquety, S., Duncan, B. N., Flemming, J., Huijnen, V., Tilmes, S., Langner, J., Mao, J., Long, Y., Thomas, J. L., Steenrod, S. D., Raut, J. C., Wilson, C., Chipperfield, M. P., Diskin, G. S., Weinheimer, A., Schlager, H., and Ancellet, G. 2015. Multi-model study of chemical and physical controls on transport of anthropogenic and biomass burning pollution to the Arctic, *Atmos. Chem. Phys.* **15**, 3575-3603, doi:10.5194/acp-15-3575-2015
- Sand, M., Berntsen, T.K., von Salzen, K., Flanner, M.G., Langner, J., and Victor, D.G. 2015. Response of Arctic temperature to changes in emissions of short-lived climate forcers. *Nature Climate Change*. DOI: 10.1038/NCLIMATE2880
- Sofiev, M. m.fl. 2015. MACC regional multi-model ensemble simulations of birch pollen dispersion in Europe. *Atmos. Chem. Phys.* **15**, 8115–8130. doi:10.5194/acp-15-8115-2015
- Thomas, M.A., Kahnert, M., Andersson, C., Kokkola, H., Hansson, U., Jones, C., Langner, J., and Devasthale, A. 2015. Integration of prognostic aerosol–cloud interactions in a chemistry transport model coupled offline to a regional climate model. *Geosci. Model Dev.* **8**, 1885–1898. doi: 10.5194/gmd-8-1885-2015
- Watson, L., Lacrosonnière, G., Gauss, M., Engardt, M., Andersson, C., Josse, B., Marécal, V., Nyiri, A., Sobolowski, S., Siour, G., and Vautard, R. 2015. The impact of meteorological forcings on gas phase air pollutants over Europe. *Atmos. Environ.* **119**, 240-257. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2015.07.037

## 2014

- Klingberg, J., Engardt, M., Karlsson, P.E., Langner, J. and Pleijel, H. 2014. Declining ozone exposure of European vegetation under climate change and reduced precursor emissions. *Biogeosciences*. **11**, 5269–5283. doi:10.5194/bg-11-5269-2014
- Simpson, D., Andersson, C., Christensen, J.H., Engardt, M., Geels, C., Nyiri, A., Posch, M., Soares, J., Sofiev, M., Wind, P. and Langner, J. 2014. Impacts of climate and emission changes on nitrogen deposition in Europe: a multi-model study. *Atmos. Chem. Phys.* **14**, 6995-7017. doi:10.5194/acp-14-6995-2014

## 2013

- Engardt, M. and Langner, J. 2013. Simulations of future sulphur and nitrogen deposition over Europe using meteorological data from three regional climate projections. *Tellus B* **65**, 20348, <http://dx.doi.org/10.3402/tellusb.v65i0.20348> 2(20)

- Gidhagen, L., Omstedt, G., Pershagen, G., Willers, S. and Bellander, T. 2013. High-resolution modeling of residential outdoor particulate levels in Sweden. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 23, 306–314. doi:10.1038/jes.2012.122
- Orru, H., Andersson, C., Ebi, K.L., Langner, J., Åström, C. and Forsberg, B. 2013. Impact of climate change on ozone-related mortality and morbidity in Europe. *Eur. Respir. J.* 41, 285-294. DOI:10.1183/09031936.00210411
- Pleijel, H., Klingberg, J., Pihl Karlsson, G., Engardt, M. and Karlsson P.E. 2013. Surface ozone in the marine environment - horizontal ozone concentration gradients in coastal areas. *Water, Air, & Soil Pollution* 224, 1603. DOI 10.1007/s11270-013- 1603-4

## 2012

- Gidhagen, L., Engardt, M., Lövenheim, B. and Johansson, C. 2012. Modeling effects of climate change on air quality and population exposure in urban planning scenarios. *Advances in Meteorology*. In press.
- Langner, J., Engardt, M. and Andersson, C. 2012. European summer surface ozone 1990–2100. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 12, 7705–7726. doi:10.5194/acpd-12-7705-2012
- Langner, J., Engardt, M., Baklanov, A., Christensen, J. H., Gauss, M., Geels, C., Hedegaard, G. B., Nuterman, R., Simpson, D. Soares, J., Sofiev, M., Wind, P. and Zakey, A. 2012. A multi-model study of impacts of climate change on surface ozone in Europe. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 12, 4901-4939. doi:10.5194/acpd-12-4901-2012
- Kukkonen, J. *m.fl.* 2012. A review of operational, regional-scale, chemical weather forecasting models in Europe. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 1-87. doi:10.5194/acp-12-1-2012

## 2011

- Omstedt, G., Andersson, S., Gidhagen, L. and Robertson, L. 2011. Evaluation of new model tools for meeting the targets of the EU Air Quality Directive: a case study on the studded tyre use in Sweden. *Int. J. Environ. Pollution*, 47, 79–96. DOI: 10.1504/11.47328
- Kahnert M. and Devasthale A. 2011. Black carbon fractal morphology and short-wave radiative impact: a modelling study. *Atmos. Chem. Phys.* 11, 11745-11759. doi: 10.5194/acp-11-11745-2011
- Klingberg J., Engardt M., Uddling J., Karlsson P.E. and Pleijel H. 2011. Ozone risk for vegetation in the future climate of Europe based on stomatal ozone uptake calculations. *Tellus* 63A, 174-187. DOI: 10.1111/j.1600-0870.2010.00465.x

## 2010

- Andersson, C. and Engardt, M. 2010. European ozone in a future climate: Importance of changes in dry deposition and isoprene emissions. *J. Geophys. Res.*, 115, D02303. doi:10.1029/2008JD011690
- Huijnen, V. *m.fl.* 2010. Comparison of OMI NO<sub>2</sub> tropospheric columns with an ensemble of global and European regional air quality models *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 3273–3296. doi:10.5194/acp-10-3273-2010
- Kahnert, M. 2010. Modelling the optical and radiative properties of freshly emitted light absorbing carbon within an atmospheric chemical transport model, *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 1403–1416. doi:10.5194/acp-10-1403-2010
- Kahnert, M. 2010. Numerically exact computation of the optical properties of light absorbing carbon aggregates for wavelength of 200 nm–12.2µm. *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 8319–8329. doi:10.5194/acp-10-8319-2010

## 2009

- Andersson, C., Bergström, R. and 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, 3614-3620. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.03.040

- Emberson, L.D., Büker, P., Ashmore, M.R., Mills, G., Jackson, L.S., Agrawal, M., Atikuzzaman, M.D., Cinderby, S., Engardt, M., Jamir, C., Kobayashi, K., Oanh, N.T.K., Quadir, Q.F. and Wahid, A. 2009. A comparison of North American and Asian exposure–response data for ozone effects on crop yields. *Atmos. Environ.* **43**, 1945–1953. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.01.005
- Engardt, M., Bergström, R. and Andersson, C. 2009. Climate and emission changes contributing to changes in near-surface ozone in Europe over the coming decades: Results from model studies. *Ambio* **38**, 452–458. DOI: 10.1579/0044-7447-38.8.452
- Gidhagen, L., Johansson, H. and Omstedt, G. 2009. SIMAIR - Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits. *Atmos. Environ.* **43**, 1029–1036. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.01.056
- Kahnert, M. 2009. On the observability of chemical and physical aerosol properties by optical observations: Inverse modelling with variational data assimilation. *Tellus* **61B**, 747–755. DOI: 10.1111/j.1600-0889.2009.00436.x
- Langner, J., Andersson, C. and Engardt, M. 2009. Atmospheric input of nitrogen to the Baltic Sea basin: present situation, variability due to meteorology and impact of climate change. *Boreal Environ. Res.* **14**, 226–237.
- Vautard, R. m.fl. 2009. Skill and uncertainty of a regional air quality model ensemble. *Atmos Environ.* **43**, 4822–4832. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.083

## 2008

- Bennet, C. and Engardt, M. 2008. A regional model for surface ozone in Southeast Asia. *Tellus* **60B**, 718–728. DOI: 10.1111/j.1600-0889.2008.00378.x
- 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
- Engardt, M. 2008. Modelling of near-surface ozone over South Asia. *J. Atmos. Chem.* **59**, 61–80. DOI:10.1007/s10874-008-9096-z.
- Han, Z., Sakurai, T., Ueda, H., Carmichael, G.R., Streets, D., Hayami, H., Wang, Z., Holloway, T., Engardt, M., Hozumi, Y., Park, S.U., Kajino, M., Sartelet, K., Fung, C., Bennet, C., Thongboonchoo, N., Tang, Y., Chang, A., Matsuda, K. and Amann, M. 2008. MICS-Asia II: Model Intercomparison and evaluation of ozone and relevant species. *Atmos. Environ.* **42**, 3491–3509. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.07.031
- Hayami, H., Sakurai, T., Han, Z., Ueda, H., Carmichael, G.R., Streets, D., Holloway, T., Wang, Z., Thongboonchoo, N., Engardt, M., Bennet, C., Fung, C., Chang, A., Park, S.U., Kajino, M., Sartelet, K., Matsuda, K. and Amann, M. 2008. MICS-Asia II: Model intercomparison and evaluation of particulate sulfate, nitrate and ammonium. *Atmos. Environ.* **42**, 3510–3527. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.08.057
- Hole, L. and Engardt, M. 2008. Climate change impact on atmospheric nitrogen deposition in Northwestern Europe: A model study. *Ambio* **37**, 9–17.
- Holloway, T., Sakurai, T., Han, Z., Ehlers, S., Spak, S.N., Horowitz, L.W., Carmichael, G.R., Streets, D.G., Hozumi, Y., Ueda, H., Park, S.U., Fung, C., Kajino, M., Thongboonchoo, N., Engardt, M., Bennet, C., Hayami, H., Sartelet, K., Wang, Z., Matsuda, K. and Amann, M. 2008. MICS-Asia II: Impact of global emissions on regional Air Quality in Asia. *Atmos. Environ.* **42**, 3543–3561. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.10.022
- Kahnert, M. 2008. Variational data analysis of aerosol species in a regional CTM: Background error covariance constraint and aerosol optical observation operators. *Tellus* **60B**, 753–770.
- Wang, Z., Xie, F., Sakurai, T., Ueda, H., Han, Z., Carmichael, G.R., Streets, D., Engardt, M., Holloway, T., Hayami, H., Kajino, M., Thongboonchoo, N., Bennet, C., Park, S.U., Fung, C., Chang, A., Sartelet, K. and Amann, M. 2008. MICS-Asia II: Model inter-comparison and evaluation of acid deposition. *Atmos. Environ.* **42**, 3528–3542. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.12.071

## 2007

- Andersson, C. and Langner, J. 2007. Inter-annual variations of ozone and nitrogen dioxide over Europe during 1958–2003 simulated with a regional CTM. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* **7**, 15-23. doi:10.1007/s11267-006-9088-4.
- 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
- Saipunkaew, W., Wolseley, P.A., Chimonides, P.J. and Boonpragob K. 2007. Epiphytic macrolichens as indicators of environmental alteration in northern Thailand. *Environmental Pollution* **146**, 366-374.
- 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.

## 2006

- Huneeus, N., Gallardo, L. and Rutllant, J.A. 2006. Offshore transport episodes of anthropogenic sulfur in northern Chile: Potential impact on the stratocumulus cloud deck. *Geophys. Res. Lett.* **33**, L19819, 10.1029/2006GL026921.
- 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.

## 2005

- Engardt, M., Siniarovina, U., Khairul, N.I. and Leong, C.P. 2005. Country to country transport of anthropogenic sulphur in Southeast Asia. *Atmos. Environ.* **39**, 5137–5148.
- Foltescu, V.L., Pryor, S.C. and Bennet C. 2005. Sea salt generation, dispersion and removal on the regional scale *Atmos. Environ.* **39**, 2123–2133.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Langner J. and, Foltescu, V.L. 2005. Urban scale modeling of particle number concentration in Stockholm. *Atmos. Environ.* **39**, 1711–1725.
- Hedberg, E., Gidhagen, L. and Johansson, C. 2005. Source contributions to PM10 and arsenic concentrations in Central Chile using positive matrix factorization. *Atmos. Environ.* **39**, 549–561.
- Kulshrestha, U.C., Granat, L., Engardt, M. and Rodhe, H. 2005. Review of precipitation monitoring studies in India—a search for regional patterns. *Atmos. Environ.* **39**, 7403-7419.
- Langner, J., Bergström, R. and Foltescu, V. 2005. Impact of climate change on surface ozone and deposition of sulphur and nitrogen in Europe. *Atmos. Environ.* **39**, 1129-1141.
- Siniarovina, U. and Engardt, M. 2005. High resolution model simulations of anthropogenic sulphate and sulphur dioxide in Southeast Asia. *Atmos. Environ.* **39**, 2021-2034.
- Solberg, S., Bergström, R., Langner, J., Laurila, T. and Lindskog, A. 2005. Changes in Nordic surface ozone episodes due to European emission reductions in the 1990s. *Atmos. Environ.* **39**, 179-192.
- Solberg, S., Derwent, R.G., Hov, Ø., Langner, J. and Lindskog, A. 2005. European abatement of surface ozone in a global perspective. *Ambio* **34**, 47-53.
- Warner, S., Platt, N. and Heagy, J.F. 2005. Comparisons of transport and dispersion model predictions of the European tracer experiment: area- and population-based user-oriented measures of effectiveness. *Atmos. Environ.* **39**, 4425–4437.

## 2004

- Politis, K and Robertson, L. 2004. Bayesian updating of atmospheric dispersion after a nuclear accident. *Appl. Statist.* **53**, 583-600.
- Warner, S., Platt, N. and Heagy, J.F. 2004. Application of user-oriented measure of effectiveness to transport and dispersion model predictions of the European tracer experiment. *Atmos. Environ.* **38**, 6789–6801.



## 2003

- Eneroth, K., Kjellström, E. and Holmén, H. 2003. A trajectory climatology for Svalbard; investigating how atmospheric flow patterns influence observed tracers concentrations. *Physics and Chemistry of the Earth* **28**, 1191-1203.
- Eneroth, K., Kjellström, E. and Holmén, H. 2003. Interannual and seasonal variations in transport to a measuring site in western Siberia and their impact on the observed atmospheric CO<sub>2</sub> mixing ratio. *J. Geophys. Res.* **108 (D21)**, 4660, doi:10.1029/2002JD002730.

## 2002

- Carmichael, G.R., Calori, G., Hayami, H., Uno, I., Cho, S.Y., Engardt, M., Kim, S.-B., Ichikawa, Y., Ikeda, Y., Woo, J.-H., Ueda, H. and Amann, M. 2002. The MICS-Asia study: model intercomparison of long-range transport and sulfur deposition in East Asia. *Atmos. Environ.* **36**, 175-199.
- Gallardo, L., Olivares, G., Langner, J. and Aarhus, B., 2002. Coastal lows and sulfur air pollution in Central Chile. *Atmos. Environ.* **36**, 3829-3841.
- Gidhagen, L., Kahelin, H., Schmidt-Thomé, P. and Johansson, C., 2002. Anthropogenic and natural levels of arsenic in PM10 in Central and Northern Chile. *Atmos. Environ.* **36**, 8303-3817.
- Kjellström, E., Holmén, K., Eneroth, K. and Engardt, M., 2002, Summertime Siberian CO<sub>2</sub> simulations with the regional transport model MATCH: A feasibility study of carbon uptake calculations from EUROSION data. *Tellus* **54B**, 834-849.
- Lövblad, G., Persson, C., Staaf, H. and Wilander, A. 2002. Nationella dataunderlag för karteringarna. In: *Kritisk belastning för svavel och kväve*. (Eds: U. Bertills and G. Lövblad). Naturvårdsverket **Rapport 5174**, pp. 28-38. (In Swedish).
- Olivares, G., Gallardo, L., Langner, J. and Aarhus, B., 2002. Regional dispersion of oxidized sulfur in Central Chile. *Atmos. Environ.* **36**, 3819-3828.
- Tilmes, S., Brandt, J., Flatøy, F., Bergström, R., Flemming, J., Langner, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Hov, Ø., Jacobsen, I., Reimer, E., Stern, R. and Zimmermann, J. 2002. Comparison of five Eulerian air pollution forecasting systems for the summer of 1999 using the German Ozone monitoring data. *J. Atmos. Chem.* **42**, 91-121.

## 2001

- Brandefelt, J. and Holmén, K. 2001. Anthropogenic and biogenic winter sources of Arctic CO<sub>2</sub> □ a model study. *Tellus* **53B**, 10-21.
- Carmichael, G.R., Hayami, H., Calori, G., Uno, I., Cho, S.Y., Engardt, M., Kim, S.-B., Ichikawa, Y., Ikeda, Y., Ueda, H. and Amann, M. 2001. Model intercomparison study of long range transport and sulfur deposition in East Asia (MICS-Asia). *Water, Air, and Soil Pollution* **130**, 51-62.
- Engardt, M. 2001. Sulphur simulations for East Asia using the MATCH model with meteorological data from ECMWF. *Water, Air, and Soil Pollution* **130**, 289-294.
- Engardt, M. and Leong, C.P. 2001. Regional modelling of anthropogenic sulphur in Southeast Asia. *Atmos. Environ.* **35**, 5935-5947.
- Kuylensstierna, J.C.I., Hicks, W.K., Cinderby, S., Vallack, H.W. and Engardt, M. 2001. Variability in mapping acidification risk scenarios for terrestrial ecosystems in Asian countries. *Water, Air, and Soil Pollution* **130**, 1175-1180.

## 2000

- Zunckel, M., Robertson, L., Tyson, P.D. and Rodhe, H. 2000. Modelled transport and deposition of sulphur over Southern Africa. *Atmos. Environ.* **34**, 2797-2808.

## 1999

- Engardt, M. and Holmén, K. 1999. Model simulations of anthropogenic-CO<sub>2</sub> transport to an Arctic monitoring station during winter. *Tellus* **51B**, 194-209.
- Robertson, L., Langner, J. and Engardt, M. 1999. An Eulerian limited-area atmospheric transport model. *J. Appl. Meteor.* **38**, 190-210.

## **1998**

- Langner, J., Robertson, L., Persson, C. and Ullerstig, A. 1998. Validation of the operational emergency response model at the Swedish meteorological and hydrological institute using data from ETEX and the Chernobyl accident. *Atmos. Environ.* **32**, 4325-4333.
- Robertson, L. and Langner, J. 1998. Source function estimate by means of variational data assimilation applied to the ETEX-1 tracer experiment. *Atmos. Environ.* **32**, 4219-4225.

## **1996**

- Engardt, M. and Holmén, K. 1996. Towards deducing regional sources and sinks from atmospheric CO<sub>2</sub> measurements at Spitsbergen. *Physics and Chemistry of the Earth* **21**, 523-528.

## **1995**

- Langner, J., Persson, C. and Robertson, L. 1995. Concentration and deposition of acidifying air pollutants over Sweden: Estimates for 1991 based on the MATCH model and observations. *Water Air and Soil Pollution* **85**, 2021-2026.
- Robertson, L., Rodhe H. and Granat, L. 1995. Modelling of sulfur deposition in the southern Asian region. *Water, Air and Soil Pollution* **85**, 2337-2343.

## **1993**

- Robertson, L. and Persson, C. 1993. Attempts to apply four dimensional data assimilation of radiological data using the adjoint technique. *Radiation Protection Dosimetry* **50**, 333 - 337.

## **1987**

- Persson, C., Rodhe, H and De Geer, L.-E. 1987. The Chernobyl accident – A meteorological analysis of how radionuclides reached and were deposited in Sweden. *Ambio* **16**, 20-31.

## **Bokkapitel:**

### **2011**

- Robertson, L. and Foltescu, V. 2011. A note on using the non-hydrostatic model AROME as a driver for the MATCH model. In: *Integrated systems of meso-meteorological and chemical transport models*. (Eds: A. Baklanov, A. Maura and R.S. Sokhi). pp. 155-157. Springer. ISBN 978-3-642-13979-6. DOI 10.1007/978-3-642-13980-2

### **2010**

- Emberson, L.D., Büker, P., Engardt, M., van Tienhoven, A.M., Agrawal, M., Zunckel, M., Hicks, K., Pleijel, H., Oanh, N.T.K., Amgain, L.P., Islam, T., Shamsi, S.R.A., Perera, G.A.D., Krüger, G.H.J. and Smit, P.R. 2010. Assessing ground-level ozone (O<sub>3</sub>) impacts to crops in parts of Asia and southern Africa: The Regional Air Pollution in Developing Countries (RAPIDC) Crops Project. In: *Air Pollution. Health and environmental impacts*. (Eds: B.R. Gurjar, L.T. Molina and C.S.P. Ojha). pp. 421-446. CRC Press. Taylor & Francis Group. ISBN 978-1-4398-0962-4.

### **2009**

- Andersson, C., Engardt, M. and Klingberg, J. 2009. Climate change modifies air quality. In: *Air pollution & Climate change. Two sides of the same coin?* (Ed: H. Pleijel). pp. 79-87. Swedish Environmental Protection Agency. ISBN 978-91-620-1278-6
- van Pul, A., Hertel, O., Geels, C., Dore, A.J., Vieno, M., van Jaarsveld, H.A., Bergström, R., Schaap, M. and Fagerli, H. 2009. Modelling of the atmospheric transport and deposition of ammonia at a national and regional scale. In: *Atmospheric Ammonia. Detecting emission changes and environmental impacts*. (Eds: M.A. Sutton, S. Reis, S.M.H. Baker). pp. 301-358. Springer Science + Business Media B.V.

### **2007**

- Bergström, S. 2007. Images as tools in SMHI's research on climate, weather and the environment. In: *Images in Arts and Sciences*. (Eds: L. Johannesson, U. Eliasson, P. Hallberg, B. Karlsson) pp. 61-73. Royal Soc. of Arts and Sciences in Göteborg, ISBN/ISSN: 978-91-85252-68-8.

**2003**

Emberson, L. Kuylentierna, J. and Ashmore, M. 2003. Assessing the extent of air pollution impacts in developing country regions. In: *Air Pollution Impacts on crops and forests. A global assessment*. (Eds: L. Emberson, M. Ashmore and F. Murray) pp. 309-335. Imperial College Press, London.

## Tekniska rapporter:

### 2019

Langner, J., Alpfjord Wylde, H. and Andersson, C. 2019 Mapping of phytotoxic ozone dose for birch, spruce, wheat and potato using the MATCH-Sweden system. SMHI Report Meteorology 166. <https://smhi.diva-portal.org/smash/get/diva2:1338483/FULLTEXT01.pdf>

Leung, W., Windmark, F., Brodl, L. and Langner, J. 2018 A basis to estimate marginal cost for air traffic in Sweden.: Modelling of ozone, primary and secondary particles and deposition of sulfur and nitrogen. SMHI Report Meteorology 162. <https://smhi.diva-portal.org/smash/get/diva2:1246314/FULLTEXT01.pdf>

### 2018

Andersson, C., Alpfjord Wylde, H., Engardt, M. 2018 Long-term sulfur and nitrogen deposition in Sweden: 1983-2013 reanalysis. SMHI report in meteorology 163, 102pp.

Colette, A., Tognet, F., Letinois, L., Couvidat, F., Alonso del Amo, R.M., Gonzalez Fernandez, I.A., Rabago Juan-Aracil, I., Harmens, H., **Andersson, C.**, Tsyro, S., Manders, A., Mircea, M. 2018 Long-term evolution of the impacts of ozone air pollution on agricultural yields in Europe. A modelling analysis for the 1990-2010 period. Eionet report – ETC/ACM 2018/15. Nov 2018.

Colette, A., Simone Schucht, Giancarlo Ciarelli, Laurent Létinois, Frédéric Meleux, **Andersson, C.**, C. Cuvelier, A. Manders, K.A. Mar, M. Mircea, M.T. Pay, V. Raffort, S. Tsyro, M. Adani, R. Bergström, B. Bessagnet, G. Briganti, A. Cappelletti, F. Couvidat, M. D'Isidoro, H. Fagerli, N. Ojha, N. Otero, P. Wind. 2018. Long-term air quality trends in Europe Fine Particulate Matter (PM2.5) Health Impacts. ETC/ACM Technical Paper 2017/4. April 2018. [http://acm.eionet.europa.eu/reports/docs/ETCACM\\_TP\\_2017\\_4\\_AOTrendsHIA.pdf](http://acm.eionet.europa.eu/reports/docs/ETCACM_TP_2017_4_AOTrendsHIA.pdf)

### 2017

Alpfjord och **Andersson, 2017**. Nationell miljöövervakning med MATCH Sverigesystemet - utvärdering och resultat för åren 2013-2015. SMHI Uppdragsrapport nr 2017/15.; [https://www.smhi.se/polopoly\\_fs/1.117569!/Slutrapport2013-15\\_M%C3%96.pdf](https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.117569!/Slutrapport2013-15_M%C3%96.pdf)

### 2016

Engardt, M., Alpfjord, H., Andersson, C. *PODY-beräkningar med MATCH Sverigesystemet*. **SMHI Meteorologi Nr 160**, 16 pp (In Swedish).

Sjöberg, ... **Andersson** and Josefsson, 2016. Nationell luftövervakning. Sakrapport med data från övervakning inom programområde luft t.o.m. 2015. IVL rapport nr C 224 oktober 2016. <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhället/miljoarbete-i-sverige/miljoovervakning/Luft/ivl-rapport-c224-nationell-luft%C3%B6vervakning-sakrapport2015.pdf> (in Swedish)

Windmark, F., Jakobsson, M., Segersson, D. and Andersson, C. 2016. *Underlag till uppskattning av marginalkostnader för svensk sjöfart. Modellering av ozon, sekundära partiklar och deposition av svavel och kväve*. **RAPPORT NR 2016-30**, 31 pp. (In Swedish).

### 2015

Andersson, C., Engardt, M. and Alpfjord, H. 2015. *Återanalys av marknära ozon i Sverige för perioden 1990-2013*. **RAPPORT NR 2015-80**, 44 pp. (In Swedish).

### 2014

**Andersson, C.**, Södergren, H. och Torstensson, M. 2015. Metodförändring och utvärdering av MATCH-Sverigesystemet. SMHI rapport nr 2014-16. (in Swedish)

- Karlsson, P.E., Danielsson, H., Pleijel, H., Engardt, M., Andersson, C. and Andersson, M., 2014. En ekonomisk utvärdering av inverkan av marknära ozon på växtligheten i Sverige. En uppdatering i samband av den fördjupade utvärderingen av miljö kvalitetsmålet Frisk Luft. IVL Rapport C 59, 68 pp. (In Swedish).
- Karlsson, P.E., Engardt, M., Pleijel, H. and Langner, J. 2014. Utvecklingen vad gäller preciseringar för marknära ozon. Inför den fördjupade utvärderingen av miljömålet Frisk Luft. IVL Rapport C 63, 27 pp. (In Swedish).

## 2013

- Andersson, C., Bergström, R., Bennet, C., Thomas, M., Robertson, L., Kokkola, H., Korhonen, H. and Lehtinen, K. 2013. MATCH-SALSA Multi-scale Atmospheric Transport and CHEMistry model coupled to the SALSA aerosol microphysics model. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, RMK No. 115, 102 pp.
- Andersson, S. and Omstedt, G. 2013. Utvärdering av SIMAIR mot mätningar av PM10 och NO2 i Göteborg, Stockholm och Umeå för åren 2006-2009. Undersökning av en ny emissionsmodell för vägtrafikens slitagepartiklar. SMHI Meteorologi Nr 152, 51 pp. (In Swedish).
- Hansen, K., Pihl Karlsson, G., Ferm, M., Karlsson, P.E., Bennet, C., Granat, L., Kronnäs, V., von Brömssen, C., Engardt, M., Akselsson, C., Simpson, D., Hellsten, S. and Svensson, A. 2013. Trender i kvävenedfall över Sverige 1955-2011. IVL Rapport B 2119, 86 pp (In Swedish, abstract also in English).
- Holmin Fridell, S., Jones, J., Bennet, C., Södergren, H., Kindell, S., Andersson, S. Torstensson, M. and Jakobsson, M. 2013. Luftkvaliteten i Sverige år 2030. SMHI Meteorologi Nr 155, 51 pp. (In Swedish).
- Johansson, C., Törnqvist, L., Forsberg, B., Meister, K., Åström, C., Robertson, L., Engardt, M., Alm Kübler, K., Ekebom, A. and Östensson, P. 2013. Kartbaserad prognosinformation till astmatiker och andra känsliga grupper om luftkvaliteten. SLB-analys, Environment and Health administration, SLB 3:2013, 20 pp. (In Swedish).
- Pihl Karlsson, G., Karlsson P.E., Akselsson, C., Kronnäs, V. and Hellsten, S. 2013. Krondroppsnetzets övervakning av luftföroreningar i Sverige – mätningar och modellering. Resultat t.o.m. september 2012. IVL rapport B 2095, 50 pp. (In Swedish).
- Sjöberg, K., Pihl Karlsson, G., Svensson, A., Wängberg, I., Brorström-Lundén, E., Hansson, K., Potter, A., Rehngren, E., Sjöblom, A., Areskoug, H., Kreuger, J., Södergren, H., Andersson, C., Holmin-Fridell, S. och Andersson, S. 2013. Nationell Miljöövervakning – Luft. Data t.o.m. 2011. IVL Rapport B 2109, 123 pp (In Swedish).
- Södergren, H., Holmin-Fridell, S., **Andersson, C.** and Persson, C. 2013. Nationell miljöövervakning med MATCH-Sverige systemet. *SMHI report. (in Swedish)*
- von Schoenberg, P. and Thaning, L. 2013. Våtdeposition av radioaktiva partiklar. FOI-R— 3818—SE. ISSN 1650-1942. 31 pp (In Swedish, with Summary in English).

## 2012

- Omstedt, G., Andersson, S., Asker, C., Jones, J., Kindell, S., Segersson, D. and Torstensson, M. 2012. Luftkvaliteten i Sverige år 2020. Uppföljning av miljö kvalitetsmålet Frisk luft för trafikmiljöer i svenska tätorter. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, SMHI Meteorologi Nr 150, 86 pp. (In Swedish).
- Segersson, D., Asker, C., Engardt, M. and Holmin-Fridell, S. 2012. Sjöfartens påverkan på luftmiljön i Göteborg. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, SMHI Rapport 2012 Nr 19, 31 pp. (In Swedish).

## 2011

- Andersson, C., Andersson, S., Langner, J. and Segersson, D. 2011. *Halter och deposition av luftföroreningar. Förändring över Sverige från 2010 till 2020 i bidrag från Sverige, Europa och internationell sjöfart*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **SMHI Meteorologi Nr 147**, 32 pp. (In Swedish).
- Klein, T., Karlsson, P.E., Andersson, S., Engardt, M. and Sjöberg, K. 2011. *Assessing and improving the Swedish forecast and information capabilities for ground-level ozone*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 114**, 95 pp.

## 2010

- Engardt, M., Andersson, C. and Bergström, R. 2010. *Modellering av marknära ozon. Regionala och högupplösta tillämpningar av MATCH*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **SMHI Meteorologi Nr 145**, 27 pp. (In Swedish).
- Omstedt, G., Andersson, S., Bennet, C., Bergström, R., Gidhagen, L., Johansson, C. and Persson, K. 2010. *Kartläggning av partiklar i Sverige –halter, källbidrag och kunskapsluckor*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **SMHI Meteorologi Nr 144**, 102 pp. (In Swedish).
- Omstedt, G., Andersson, S. and Bergström, R. 2010. *Dagens och framtidens luftkvalitet i Sverige. Haltberäkningar av NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> och PM<sub>2.5</sub> i svenska trafikmiljöer för framtidsscenarioer med minskade europeiska emissioner*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **SMHI Meteorologi Nr 140**, 56 pp. (In Swedish).

## 2009

...

## 2008

- Andersson, S., Bergström, R., Omstedt, G. and Engardt, M. 2008. *Dagens och framtidens partikelhalter i Sverige. Utredning av exponeringsminskningsmål för PM<sub>2.5</sub> enligt nytt luftdirektiv*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **SMHI Meteorologi Nr 133**, 35 pp. (In Swedish).
- 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 Nr 132**, 35 pp.
- JRC 2008. *EURODELTA II. Evaluation of a sectoral approach to integrated assessment modelling including the Mediterranean Sea*. (Eds: P. Thunis and C. Cuvelier). JRC Scientific and Technical Reports, **EUR 23444 EN**. DOI 10.2788/87066.

## 2007

- Engardt, M. and Foltescu, V. 2007. *Luftföroreningar i Europa under framtida klimat*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **SMHI Meteorologi Nr. 125**, 62 pp. (In Swedish).
- Marmefelt, E., Sahlberg, J. and Bergstrand, M. 2007. *HOME Vatten i södra Östersjöns vattendistrikt. Integrerat modellsystem för vattenkvalitetsberäkningar*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **SMHI Oceanografi Nr. 87**, 77 pp. (In Swedish).

## 2006

- Nettelbladt, A., Westling, O., Akselsson, C., Svensson, A. and Hellsten, S. 2006. *Luftföroreningar i skogliga provytor – Resultat till och med september 2005*. **IVL Rapport B 1682**. 50 pp. (In Swedish).
- Persson, C. and Kahnert, M. 2006. *Återanalys av föroreningsdepositionen till Sverige 2002-2004*. **SMHI Rapport 2006 Nr. 8**, 8 pp. (In Swedish).

## 2005

- Derwent, R.G., Grennfelt, P., Hov, Ø., Langner, J., Lindskog, A. and Solberg, S. 2005. *The development of European surface ozone. Implications for a revised abatement policy. A contribution from the EU research project NEPAP*. EMEP/CCC-Report 1/2005.



- Langner, J., Bergström, R., Nerhagen, L. and Forsberg, B. 2005. *Final report: Economic valuation of environmental effects of NO<sub>x</sub>-emissions from air traffic at different altitudes*. SMHI Dnr 2004/2071/1934.
- Marmefelt, E. and Olsson, H. 2005. *Integrerat kustzonssystem för Hallandskusten*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **SMHI Oceanografi Nr. 80**. 42pp. (In Swedish).
- Tarrasón, L., Benedictow, A., Fagerli, H., Jonson, J.E., Klein, H., van Loon, M., Simpson, D., Tsyro, S., Vestreng, V., Wind, P., Forster, C., Stohl, A., Amann, M. Cofala, J., Langner, J., Andersson, A. and Bergström, R. 2005. *Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2003*. **EMEP Report 1/2005**, Norwegian Meteorological Institute.

## 2004

- Langner, J., Bergström, R., Klein, T. and Skagerström, M. 2004. *Nuläge och scenarier för inverkan på marknära ozon av emissioner från västra Götalands län. Beräkningar för 1999*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **SMHI Meteorologi Nr. 117** (Länsstyrelsen Västra Götalands län. **Rapport 2004:55**), 47 pp. (In Swedish).
- Laurila, T., Jonson, J.E., Langner, J., Sundet, J., Tuovinen, J.-P., Bergström, R., Foltescu, V., Tarvainen, V. and Isaksen, I.S.A. 2004. *Ozone exposure scenarios in the Nordic countries during the 21st century*. **EMEP/MS-C-W Technical Report 2/2004**. Norwegian Meteorological Institute, Oslo. 41 pp.
- Liljergren, A. (redaktör). 2004. *Övervakning av luftföroreningar i Hallands län. Resultat till och med september 2004*. **IVL rapport B1618**. 26 pp. (In Swedish).
- Liljergren, A. (redaktör). 2004. *Övervakning av luftföroreningar i Blekinge län. Resultat till och med september 2004*. **IVL rapport B1621**. 21 pp. (In Swedish).
- Liljergren, A. (redaktör). 2004. *Övervakning av luftföroreningar i Jönköpings län. Resultat till och med september 2004*. **IVL rapport B1622**. 21 pp. (In Swedish).
- Liljergren, A. (redaktör). 2004. *Övervakning av luftföroreningar i Östergötlands län. Resultat till och med september 2004*. **IVL rapport B1623**. 22 pp. (In Swedish).
- Liljergren, A. (redaktör). 2004. *Övervakning av luftföroreningar i Södermanlands län. Resultat till och med september 2004*. **IVL rapport B1624**. 22 pp. (In Swedish).
- Liljergren, A. (redaktör). 2004. *Övervakning av luftföroreningar i Västra Götalands län. Resultat till och med september 2004*. **IVL rapport B1625**. 31 pp. (In Swedish).
- Liljergren, A. (redaktör). 2004. *Övervakning av luftföroreningar i Örebro län. Resultat till och med september 2004*. **IVL rapport B1626**. 18 pp. (In Swedish).
- Liljergren, A. (redaktör). 2004. *Övervakning av luftföroreningar i Stockholms län. Resultat till och med september 2004*. **IVL rapport B1627**. 36 pp. (In Swedish).
- Liljergren, A. (redaktör). 2004. *Övervakning av luftföroreningar i norra Sverige. Resultat till och med september 2004*. **IVL rapport B1628**. 41 pp. (In Swedish).
- Liljergren, A. (redaktör). 2004. *Övervakning av luftföroreningar i Dalarna och Gävleborgs län. Resultat till och med september 2004*. **IVL rapport B1629**. 12 pp. (In Swedish).
- Liljergren, A. (redaktör). 2004. *Övervakning av luftföroreningar i Skåne. Resultat till och med september 2004*. **IVL rapport B1631**. 31 pp. (In Swedish).
- van Loon, M., Roemer, M.G.M., Builtjes, P.J.H, Bessagnet, B., Rouil, L., Christensen, J., Brandt, J., Fagerli, H., Tarrason, L., Rodgers, I., Teasdale, I., Stern, R., Bergström, R., Langner, J. and Foltescu, V. 2004. *MODEL INTER-COMPARISON In the framework of the review of the Unified EMEP model*. **TNO-report R2004/282**, 53 pp. Available at [www.mep.tno.nl](http://www.mep.tno.nl).
- Lövblad, G., Persson, C., Klein, T., Ruoho-Airola, T., Hovmand, M., Tarrason, L., Tørseth, K., Moldan, F., Larssen, T. and Rapp, L. 2004. *The deposition of base cations in the Nordic countries*. **IVL report B1583**. 36 pp.
- Persson, C., Ressner, E. and Klein, T. 2004. *Nationell miljöövervakning – MATCH-Sverige modellen. Metod- och resultatsammanställning för åren 1999-2002 samt diskussion av osäkerheter, trender och miljömål*. **SMHI Meteorologi Nr. 113**, 32 pp. (In Swedish).
- Robertson, L. 2004. *Extended back-trajectories by means of adjoint equations*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 105**, 37 pp.

## 2003

- Hass, H., van Loon, M., Kessler, C., Stern, R., Matthijsen, J., Sauter, F., Zlatev, Z., Langner, J., Foltescu, V. and Schaap, M. 2003. *Aerosol modelling: Results and intercomparison from European regional-scale modelling systems*. A contribution to the EUROTRAC-2 subproject *GLOREAM*. International Scientific Secretariat (ISS), GSF – National Research Center for Environment and Health, Munich, Germany.  
(Available at [www.trumpf.fu-berlin.de/veranstaltungen/events/gloream/GLOREAM\\_PMmodel-comparison.pdf](http://www.trumpf.fu-berlin.de/veranstaltungen/events/gloream/GLOREAM_PMmodel-comparison.pdf) or [www.rivm.nl/bibliotheek/digitaaldepot/GLOREAM\\_PMmodel-comparison.pdf](http://www.rivm.nl/bibliotheek/digitaaldepot/GLOREAM_PMmodel-comparison.pdf))
- Iverfeldt, Å., Sjöberg, K., Engardt, M., Garivait, H., Robertson, L., Andersson, I., Peterson, K. and Ferm, M. 2003. *Study of Possible Acidification in Thailand. Technical Report*. IVL Swedish Environmental Research Institute, **U 857**.
- Näs, A., Moldanová, J., Lindskog, A., Bergström, R. and Langner, J. 2003. *Identification and management of critical environmental impacts from air transportation over north Europe*. Final Report, **LIFE Project Number LIFE99 ENV/S/000631**. 122 pp. (Available at [www.eiatne.se/internt/FOI-S--1041--SE-EIATNE.pdf](http://www.eiatne.se/internt/FOI-S--1041--SE-EIATNE.pdf))
- Roemer, M., Beekmann, M., Bergström, R., Boersen, G., Feldmann, H., Flatøy, F., Honore, C., Langner, J., Jonson, J.E., Matthijsen, J., Memmesheimer, M., Simpson, D., Smeets, P., Solberg, S., Stern, R., Stevenson, D., Zandveld P. and Zlatev, Z. 2003. *Ozone trends according to ten dispersion models*. EUROTRAC-2 Special Report, ISS Munich.
- Uggla, E., Hallgren Larsson, E., Knulst, J. and Westling, O. 2003. *Jämförelse mellan uppmätt och modellberäknad deposition av svavel och kväve i Sverige* **IVL Rapport/report B 1530**, 40 pp. (In Swedish).

## 2002

- Engardt, M., Omstedt, G., Langner, J. och Häggkvist, K. 2002. *Spridningsberäkningar för Östergötlands län. Analys av 1998 års data*. **SMHI Rapport 2002 Nr. 51**, 45 pp. (In Swedish).
- Johansson, C. 2002. Nedfall av kväve och svavel. *Beräkningar för 1998. Länsstyrelsen i Stockholms län*. **Rapport 2002:9**. 55 pp. (In Swedish).
- Klein, T., Bergström, R. and Persson, C. 2002. *Parameterization of dry deposition in MATCH*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 100**, 45 pp.
- Persson, C. 2002. *Kvaliteten hos nederbördskemiska mätdata som dataassimileras i MATCH-Sverige modellen. Rapport till Naturvårdsverkets nationella miljöövervakning, delprogram Luft*. **SMHI Meteorologi Nr. 105**, 17 pp. (In Swedish).
- Solberg, S., Bergström, R., Langner, J., Laurila, T., Sjöberg, K. and Lindskog, K. 2002. *Changes in ozone episodes due to emission reductions. A Nordic study*. EMEP Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants, **EMEP/CCC-Report 10/2002**, 72 pp. (Available at [www.emep.int/emep2002\\_publications.html](http://www.emep.int/emep2002_publications.html).)

## 2001

- Engardt, M., Langner, J. och Häggkvist, K. *Effekt på luftkvalitet och deposition av försurande ämnen i Skåne vid ersättning motsvarande en av reaktorerna vid Barsebäcks kärnkraftverk med dansk fossilbaserad kraftproduktion*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **SMHI Rapport 2001 Nr. 24**, 17 pp. (in Swedish).
- Foltescu, V.L. and Persson, C. 2001. *Beräkning av moln- och dimdepositionen i Sverigemodellen. Resultat för 1997 och 1998*. **SMHI Meteorologi Nr. 98**, 36 pp. (In Swedish, with English abstract).
- Kindbom, K., Svensson, A., Sjöberg, K. and Persson, C. 2001. *Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds kemi 1997, 1998 och 1999*. **SMHI Meteorologi Nr. 96 (IVL Rapport B 1420)**, 96 pp. (In Swedish).
- Zlatev, Z., Bergström, R., Brandt, J., Hongisto, M., Jonson, J. E., Langner, J. and Sofiev, M. 2001. *Studying sensitivity of air pollution levels caused by variations of different key parameters*. TemaNord 2001:569, Nordic Council of Ministers, 47 pp.

## 2000

- Engardt, M. 2000. *Sulphur simulations for East Asia using the MATCH model with meteorological data from ECMWF*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 88**, 33 pp.
- Gallardo, L., Olivares, G., Aguayo, A., Langner, J., Aarhus, B., Engardt, M. and Gidhagen, L. 2000. *Strengthening of the Air Quality Information System. Working area 2: Application of a regional-scale model over the central part of Chile. Regional dispersion of oxidized sulfur over Central Chile using the HIRLAM-MATCH system*. Final report (in English and Spanish) and Technical Appendix (in English) CONAMA, December 2000.
- Gidhagen, L. 2000. *Determinación de línea base nacional de contenido de arsénico en material particulado respirable*. SMHI final report, November 2000. (in Spanish).
- Graziani, G., Galmarini, S. and Mikkelsen T. 2000. *RTMOD: Real-Time MODEL Evaluation*. **Risø-Report-1174(EN)/JRC-Ispra Report TN.I.00.11**. Risø National Laboratory, Roskilde. 47 pp.
- Langner, J., Häggkvist, K., Bergström, R., Engardt, M., Johansson, J., Omstedt, G. and Robertson, L. 2000. *Regional luftmiljöanalys för Skåne län baserad på MATCH modellberäkningar och mätdata. Analys av 1997 års data*. **SMHI Rapport 2000 Nr. 58**, 53 pp. (in Swedish).
- Langner, J. and Bergström, R. 2000. *Bedömning av påverkan på marknära ozon av emissioner från Skåne Län, Själland och Bornholm. Beräkningar för 1997*. **SMHI Rapport 2000 Nr. 67**, 38 pp. (in Swedish).
- Lövblad, G., Persson, C. and Roos, E. 2000. *Deposition of base cations in Sweden*. Swedish Environmental Protection Agency. **Report 5119**, 60 pp.
- Persson, C., Robertson, L. and Thaning, L. 2000. *Model for simulation of air and ground contamination associated with nuclear weapons. An emergency preparedness model*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **SMHI Meteorologi Nr. 95**, 42 pp.

## 1998

- Hicks, K., Kuylenstierna, J., Robertson, L. and Granat, L. 1998. Atmospheric transfer and deposition. In: *Regional air pollution in developing countries. Background document for policy dialogue, Bangkok, March 1998*. (Eds: J. Kuylenstierna and K. Hicks). Stockholm Environment Institute, pp. 73-86.
- Kindbom, K., Sjöberg, K., Munthe, J., Peterson, K., Persson, C., Roos, E. and Bergström, R. 1998. *Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörskemi 1996*. **SMHI Meteorologi Nr. 89**.
- 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).

## 1997

- Bringfelt, B., Backström, H., Kindell, S., Omstedt, G., Persson, C. and Ullerstig, A. 1997. *Calculations of PM-10 concentrations in Swedish cities - Modelling of inhalable particles*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 76**, 83 pp.
- Kindbom K., Sjöberg K., Munthe J., Peterson K., Persson C. and Ullerstig, A. 1997. *Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörskemi. Övervakning av svavel- och kväveföreningar, ozon, baskatjoner, tungmetaller och kvicksilver i bakgrundsmiljö*. **IVL Rapport B 1252**.
- Persson C. and Ullerstig A. 1997. *Regional luftmiljöanalys för Västmanlands län baserad på MATCH modellberäkningar och mätdata - Analys av 1994 års data*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 78**. 53 pp. (in Swedish).

## 1996

- Langner, J., Persson, C., Robertson, L. and Ullerstig, A. 1996. *Air pollution assessment study using the MATCH modelling system. Application to sulfur and nitrogen compounds over Sweden 1994*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 69**. 38 pp.
- Persson, C. and Ullerstig, A. 1996. *Model calculations of dispersion of lindane over Europe. Pilot study with comparisons to measurements around the Baltic Sea and the Kattegat*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 68**. 18 pp.

- Persson, C., Ullerstig, A. Robertson, L., Kindbom, K. And Sjöberg, K. 1996. *The Swedish precipitation chemistry network. Studies in network design using the MATCH modelling system and statistical methods*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 72**, 43 pp.
- Robertson, L. 1996. *Modelling of anthropogenic sulfur deposition to the African and South American continents*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 73**, 10 pp.
- Robertson, L., Langner, J. and Engardt, M. 1996. *MATCH - Meso-scale Atmospheric Transport and Chemistry modelling system. Basic transport model description and control experiments with <sup>222</sup>Rn*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 70**, 37 pp.

### **1995**

- Persson, C., Langner, J. and Robertson, L. 1995. *Regional spridningsmodell för Sverige. Regional luftmiljöanalys för år 1991*. Naturvårdsverket, **Rapport 4386**, 56 pp. (in Swedish).

### **1994**

- Persson, C., Johansson, M., Lövblad, G., Skärby, L. and Pihl, G. 1994. *Miljökonsekvensbeskrivning för Skåne år 2000. Skånes Luftvårdsförbund, Rapport L 93-126*, 117 pp. (In Swedish).
- Persson, C., Langner, J. and Robertsson, L. 1994. *Regional spridningsmodell för Göteborgs och Bohus, Hallands och Älvsborgs län. Regional luftmiljöanalys för år 1991. (A mesoscale air pollution dispersion model for the Swedish west-coast region - Air pollution assessments for the year 1991.)* Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 65**, 76 pp. (in Swedish, with captions also in English).

### **1993**

- Persson, C., Langner, J., Robertson, L. and Luide, T. 1993. *Regional spridningsmodell för Kopparbergs och Gävleborgs län. SMHI, Meteorologi* (In Swedish).

### **1990**

- Persson, C., Robertson, L., Häggkvist, K. and Meuller, L. 1990. *Mesoskalig spridningsmodell. Modellanpassning till Skåne-regionen. SMHI, Meteorologi* (In Swedish).

### **1986**

- Persson, C., Rodhe, H. and De Geer, L.-E. 1986. *The Chernobyl accident - A meteorological analysis of how radionuclides reached Sweden*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **RMK No. 55**, 49 pp.
- Persson, C., Rodhe, H. and De Geer, L.-E. 1986. *Tjernobylolyckan. En meteorologisk analys av hur radioaktivitet spreds till Sverige*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, **METEOROLOGI No. 24**, 45 pp. (In Swedish).







**SMHI**

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