

Christian Asker, Camilla Andersson och David Segersson

CLAIR-O3 – befolkningsexponering marknära ozon i Göteborg och Stockholm



Pärmbilden föreställer Stockholm



Författare: Christian Asker, Camilla Andersson och David Segersson

Uppdragsgivare: Naturvårdsverket

Granskningsdatum: 2021-03-10

Granskare: Lena Strömbäck

Dnr: 2020/1204/9.1

CLAIR-O3 - befolkningsexponering marknära ozon i Göteborg och Stockholm

Uppdragstagare

SMHI
601 76 Norrköping

Projektsvarig

Camilla Andersson
camilla.andersson@smhi.se

Uppdragsgivare

Naturvårdsverket
Stockholm

Kontaktperson

Johan Genberg Safont
johan.genberg-safont@naturvardsverket.se

Klassificering

(x) Allmän

Nyckelord

Marknära ozon, hälsa, Stockholm, Göteborg, luftkvalitet, luftföroreningar

Innehåll

Sammanfattning	2
Syfte	3
Bakgrund	3
Metodik	4
Område	4
Mätdata	4
Europeiska och svenska regionala bakgrundshalter av marknära ozon	5
Korrigerig av svenska bakgrundshalter med mätdata	5
Nedskalning till 100m upplösning	6
Utsläppsdata	7
Vägtrafik	7
Sjöfart	7
Småskalig uppvärmning	7
Större punktkällor	7
Övriga källor	8
Meteorologiska data	8
Utvärdering av nedskalningsmetodik	8
Beräkning av statistiska mått för marknära ozon	8
Befolkningsexponering	9
Resultat	10
Exponering mot marknära ozon i Stockholm 2015	10
Exponering mot marknära ozon i Göteborg	12
Jämförelse mellan metoder	13
Utvärdering mot mätdata	15
Diskussion	15
Slutsatser	16
Referenser	17
Appendix	19
Statistik, CLAIR-O ₃ -metoden	19
Statistik, regression	23
Tidsserier, jämförelse CLAIR-O ₃ och regression	24

Sammanfattning

Vi har tagit fram en flexibel nedskalningsmetodik för marknära ozon, CLAIR-O3-metoden. Denna metodik nyttjar högupplösta utsläpp av kväveoxider för att skala ner modellberäknat ozon på grövre upplösning. Detta har en vinst i form av ökad upplösning i närhet till utsläpp av kväveoxider, t.ex. i urban miljö och närhet till stora vägar/industrier/bostadsområden.

Metoden tillåter, utöver den ökade upplösningen, även en förbättring (korrigering) av regionalskaliga halter med regionalskaliga mätningar, såsom i MATCH sverigesystemet, men det är inte nödvändigt utan nedskalningen av marknära ozon kan appliceras direkt på modellerad bakgrundshalt. I denna studie har vi utgått från nationella bakgrundshalter framtaget med MATCH (5x5km² upplösning), och korregerat mot regionala bakgrundsmätningar på tidskala.

Vi har beräknat timhalter av marknära ozon för två svenska städer, Stockholm och Göteborg, för 2015 på 100x100m² upplösning och använt dessa för att skatta befolkningsexponering i städernas kommuner. Högst exponering är generellt i Göteborg under 2015, med allra högst exponering i Kungälv kommun. Högst exponering i Stockholm är i de östliga kommunerna Österåker, Värmdö och Vaxholm medan den lägsta exponeringen är i Sundbyberg, Solna och Stockholms kommun.

Våra modellresultat jämför sig väl mot i metoden oberoende mätdata, och mot en regressionsmetod som baseras på regression av mätningar. Denna metodik är tillämpbar över ett större område, som hela Sverige, och längre tidsperioder, då den inte är beroende av tillgång till mätdata.

Det finns fortsatta möjliga ytterligare metod och modellförbättringar. En förbättringsmöjlighet är förfinad hantering av hur regionalskalig halt först in i nedskalningsmodellen, vilket skulle jämna ut det grövre rutmönstret i kartorna. En annan är att införa nedskalning med atmosfärisk stabilitet och höjd i landskapet vilket skulle möjliggöra beskrivning av högupplöst växtexponering, vilket enbart hanteras i närhet till direkta utsläpp i denna metod.

Metoden skulle kunna införas i miljöövervakningen med MATCH Sverigesystemet.

Syfte

Syftet med projektet är att ta fram metoder för att uppnå en högre rumslig upplösning för marknära ozon i närhet av utsläppskällor. Vi har utvecklat och utvärderat en metod för nedskalning av marknära ozon i närhet till utsläpp av kväveoxider för att uppnå en högre upplösning än vad som är möjligt med kemi-transportmodeller (CTMs) såsom MATCH eller det operationella kartläggningssystemet för fusion av modellering och mätningar i Sverige, MATCH Sverigesystemet.

Denna metodik för nedskalning av marknära ozon (O_3) kan i framtiden potentiellt även komma att användas för att utvärdera befolkningsexponering av större grupper/områden, såväl som exponering av växtlighet/grödor. Metoden kan även komma att användas i det nationella framtida operationella luftmiljösystemet (för exempelvis årlig kartläggning, luftmiljöprognoser och/eller varningar för höga halter). I denna rapport presenterar vi befolkningsexponering med nedskalning av marknära O_3 , samt en jämförelse mot icke nedskalat marknära O_3 , vilket ger en uppskattning av hur viktig den rumsliga skalan är för hälsoeffektstudier.

Bakgrund

Förhöjda halter av marknära O_3 har negativ påverkan på såväl människors hälsa, som naturlig och odlad vegetation. Preciseringen för marknära O_3 med avseende på negativa effekter på människors hälsa är $70 \mu\text{g m}^{-3}$ som 8h medelvärde eller $80 \mu\text{g m}^{-3}$ som timmedelvärde, samt avseende negativa effekter på gröda AOT40 beräknat över april-september vilken ska understiga $10\,000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$ (<https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Frisk-luft/Precisering-av-Frisk-luft/>; Naturvårdsverket, 2011).

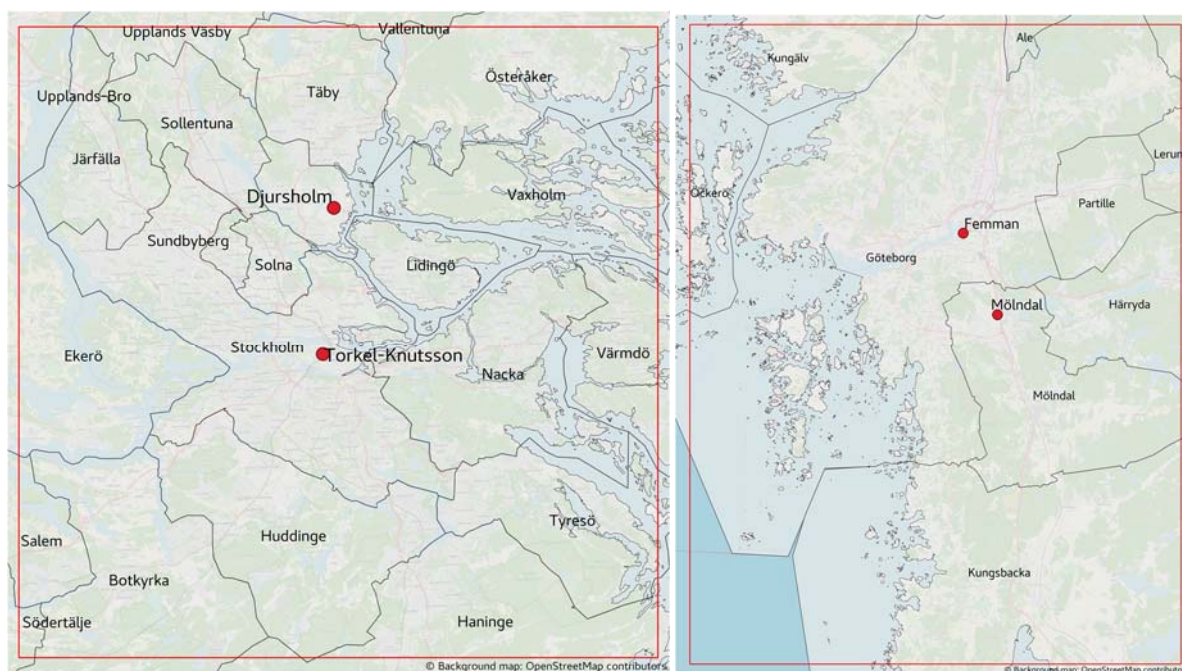
Marknära O_3 beräknas idag av avancerade kemi transportmodeller, t.ex. MATCH (Robertson et al., 1999; Andersson et al., 2007; Andersson et al., 2015). Dessa är beräkningstunga och har därmed en begränsning att de inte är applicerbara på högre upplösning än ca 10-20km över Europa, ca 5km upplösning över Sverige eller 1km över enskilda städer. Begränsningar sätts även av hur många år som data ska beräknas för och ifall mätningar ska ingå via statistisk dataanalys/dataassimilering (såsom i MATCH Sverigesystemet, Alpfjord och Andersson, 2015; Andersson et al., 2017). Det finns även andra metoder att skatta ozonhalter och exponering, som utgår från mätningar men inte inkluderar dynamisk modellering. I denna studie jämför vi mot ren regression av observerad halt.

Metodik

Vi har tagit fram en flexibel metodik för nedskalning av regional bakgrund av marknära O_3 baserat på högupplöst utsläppsdata av kväveoxid (NO) och kvävedioxid (NO_2) och jämviktskemi mellan dessa tre ämnen till en högre upplösning. Vi kallar denna metodik för CLAIR- O_3 . Denna nedskalningsmetodik är flexibel att användas t.ex. på MATCH, MATCH Sverigesystemets årliga återanalys eller interpolerade mätningar. Metodiken har tidsupplösningen 1h, vilket innebär att ozonindex kan beräknas flexibelt utifrån resultaten.

Område

Vi har valt att fokusera på Stockholm och Göteborg (modellområden framgår i Figur 1) under året 2015 i utvecklingen av metodiken. I dessa städer är tillgången till mätdata av kväveoxider (NO_x), NO_2 och O_3 bland de bättre i Sverige, vilket är nödvändigt under utvecklingsfasen.



Figur 1 Domän för Stockholm (vänster) och Göteborg (höger), inklusive mätstationer (röda cirklar) och kommungränser (grå linjer) enligt Tabell 1.

Mätdata

Mätstationerna i Göteborg och Stockholm listas i Tabell 1.

Tabell 1. Mätstationer som används under utvecklingen av ozonnedskalningsmetodiken.

	Ämnen	Skala	Stad
Torkel knutsson	O_3 , NO_x	Urban bakgrund	Stockholm
Norr Malma	O_3	Rural bakgrund	Stockholm (Norrtälje)
Djursholm	O_3	Urban bakgrund	Stockholm
Femman	O_3 , NO_x	Urban bakgrund	Göteborg
Mölndal	O_3	Urban bakgrund	Göteborg
Östad	O_3	Rural bakgrund	Göteborg (Alingsås)

Europeiska och svenska regionala bakgrundshalter av marknära ozon

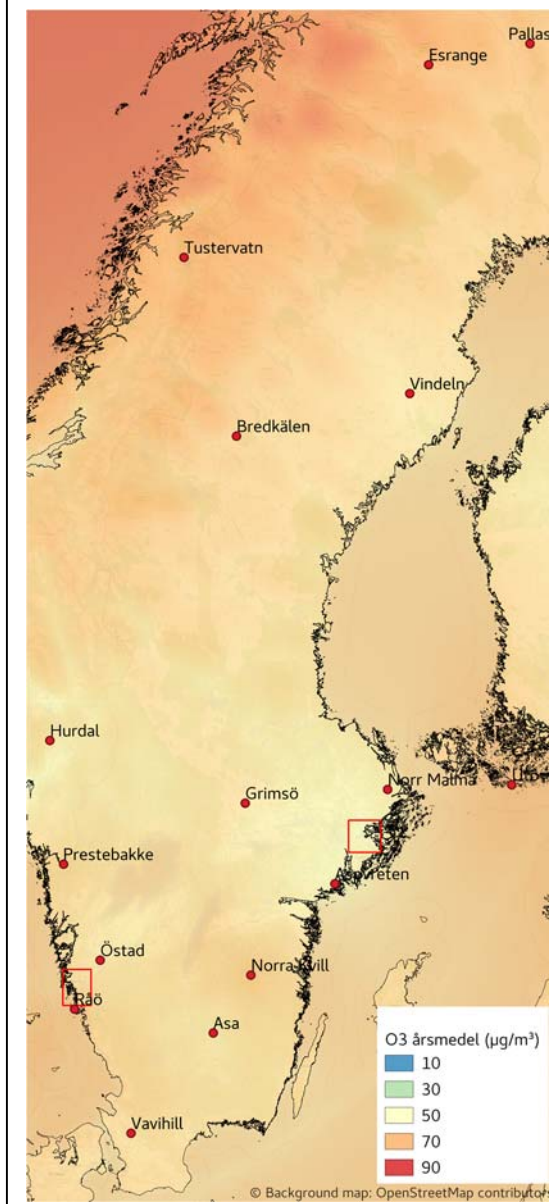
En spridningsmodell, MATCH, användes för att beskriva regional bakgrundshalt av marknära O₃ och NO_x för 2015. I MATCH beskrivs luftföroreningar som partiklar och dess kemiska beståndsdelar samt även marknära O₃, NO_x och andra gasformiga föroreningar. Processerna i modellen inkluderar naturliga och mänskliga utsläpp, spridning med vindar, kemisk omvandling av luftföroreningar, inklusive partikelbildning i atmosfären, och nedfall och upptag till marken med t.ex. regn. Den meteorologiska informationen som behövs för att driva modellprocesserna togs i denna studie från prognosmodellen HIRLAM. Modelluppsättningen över Europa beskrivs i Colette et al. (2015) och överensstämmer väl med mätningar (t.ex. Otero et al., 2015). Emissionerna över Europa beskrivs också i Colette et al. (2015).

Dessa europeiska bakgrundshalter av marknära ozon och andra föroreningar skalades sedan ner med MATCH till en finare upplösning (5x5 km²) över Sverige (området framgår i Figur 2). Den grövre modellberäkningen användes som randvillkor på timupplösning. Över Sverige använde vi geografiskt upplösta Nordiska mänskliga utsläpp från forskningsprojektet Nordic WelfAir. HIRLAM användes som meteorologisk drivning även över Sverige.

Korrigerig av svenska bakgrundshalter med mätdata

Den regionala bakgrundshalten bias-korrigerades med mätdata. Korrektionen baseras på korrektionsfaktorer för varje mätplats som räknas ut baserat på dygnsmedelvärden av uppmätt halt, för att dämpa effekten av lokala händelser som påverkar luftkvaliteten. Därefter interpoleras de dygnsvisa korrektionsfaktorerna för att erhålla timvisa värden. Korrektionsfaktorerna interpoleras till geografiskt täckande fält med hjälp av Kriging-metoden. Årsmedel för de bias-korrigerade halterna, samt de mätstationer som använts för korrektionen, visas i Figur 2.

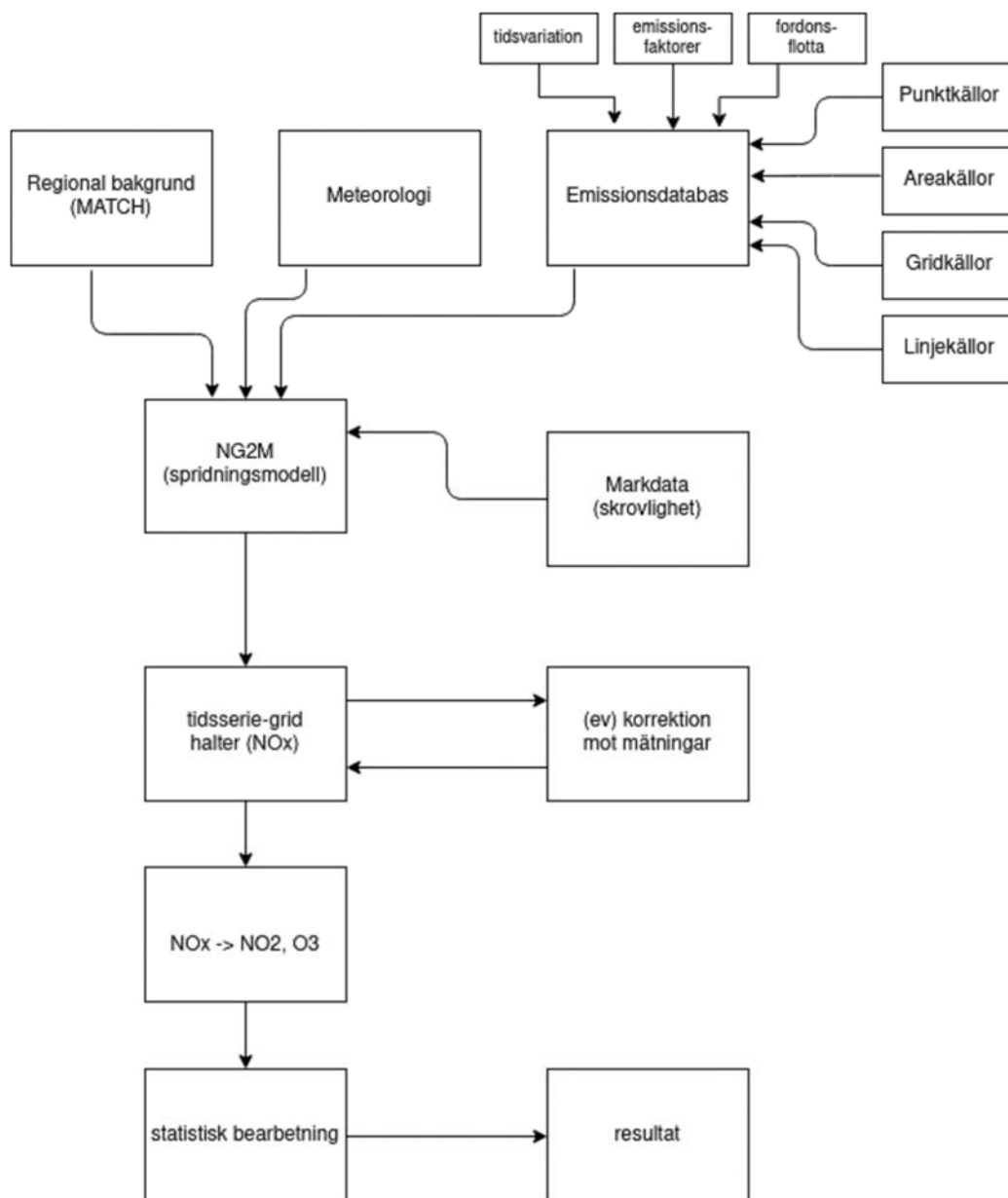
Figur 2. Årsmedelhalt av marknära ozon över Sverige för 2015 på 5km upplösning, modellerat med MATCH och korrigerat med uppmätt ozonhalt vid bakgrundstationer.



Nedskalning till 100m upplösning

Nedskalningsmetodiken för marknära O_3 är utvecklad inom ramen för de nya luftmiljösystemet CLAIR, som är under pågående utveckling vid SMHI. Inom systemet beräknas högupplösta lokalskaliga NO_x -halter. Dessa kombineras med regional bakgrundsozonhalt, vilka extraheras med bakåtrajektorier och nedskalas med jämviktskemi till högre upplösning av marknära O_3 .

Den spridningsmodell som använts på lokal skala är NG2M, som är en gaussisk spridningsmodell som baseras på formuleringen i OML-modellen (Olesen et al 2007). Modellen är utvecklad av SMHI och är en vidareutveckling av den äldre modellen SMHI-Dispersion (Omstedt 2007).



Figur 3 Översikt av lokalskaliga beräkningar av NO_x - och O_3 -halter i CLAIR-systemet, inklusive den nya CLAIR- O_3 -metodiken.

Beräkningarna görs för varje timme under den aktuella beräkningsperioden. I detta projekt har året 2015 valts. För varje tidssteg beräknar CLAIR-systemet högupplösta utsläpp samt pre-processar meteorologisk information för spridningsmodellen.

De timvisa lokala NO_x-halterna används därefter tillsammans med bakgrundhalter av O₃, NO_x samt NO₂ från en regionalskalig modell som indata till nedskalningen. Vidare behövs även de meteorologiska parametrarna temperatur, globalstrålning samt vindhastighet. I detta steg tas högupplösta halter av NO₂ samt O₃ fram, baserat på OSPM-metoden (Berkowicz et al. 2011). Denna metod antar steady-state samt att reaktionerna sker efter att omblandningen av utsläppen redan skett. Hänsyn till omblandnings-hastigheten sker genom att en tidsskala beräknas utifrån den aktuella vindhastigheten. Nedskalningen av O₃ utförs på timupplösning med en geografisk upplösning på 100x100 m². Efter detta steg beräknas statistiska mått av de olika ämnena som har modellerats (inom ramen för CLAIR-systemet, eller utanför).

Utsläppsdata

De utsläppsdata som används för spridningsmodelleringen utgår från en nationell sammanställning av data från flera olika källor. Utsläppen har delats in fem sektorer utifrån egenskaper och datakvalitet.

Vägtrafik

Beskrivning av vägnät, trafikflöden, trafiksammansättning och tidsvariationer kommer från det nationella systemet SIMAIR¹, som används för att kartlägga halter av luftföroreningar i närheten av vägar i Sverige. Emissionsfaktorer avser HBEFA² version 3.2, men med korrekationer gjorda för dieselfordon i enlighet med HBEFA version 3.3. Utsläppen från vägtrafik har i denna studie den geografiska upplösningen 100x100 m².

Sjöfart

Utsläppsdata för sjöfart har hämtats från en nordisk emissionsinventering från projektet Nordic WelfAir³. Emissionerna är beräknade av Finnish Meteorological Institute (FMI) med deras modell STEAM och har i grunden en rumslig upplösning på 1x1 km². För att undvika att emissioner nära strandlinjen fördelas över land har den rumsliga noggrannheten höjts i detta projekt genom att omfördela hamnnära emissioner till farleder och kajplatser. Detta för att undvika att sjöfartsemissioner delvis fördelas över land.

Småskalig uppvärmning

De nationella geografiskt fördelade utsläpp som SMED⁴ tar fram årligen på uppdrag av Naturvårdsverket ligger till grund för beskrivningen av utsläpp från småskalig uppvärmning. Den geografiska upplösningen har höjts från ursprungliga 1x1 km² till 250x250 m² genom att rumsligt begränsa utsläppen med hjälp av befolkningsdata med 100x100m²upplösning.

Större punktkällor

Större punktkällor hämtas från nationella geografiskt fördelade utsläpp från SMED. Observera att endast mindre del av utsläppen från energiproduktion och industriprocesser är allokerade till specifika anläggningar. Detta beror på att energistatistik ligger till grund för

¹ <https://www.smhi.se/tema/simair>

² <https://www.hbefa.net/e/index.html>

³ <https://projects.au.dk/nordicwelfair/>

⁴ <http://www.smed.se/>

beräkningen av stora delar av utsläppen från dessa källor och denna skyddas av statistiksekretessen. De utsläpp som inte allokerats till en specifik anläggning har en rumslig upplösning på $1 \times 1 \text{ km}^2$ och inkluderas istället i Övriga källor.

Övriga källor

Övriga källor inkluderar samtliga övriga utsläpp som ingår i nationellt fördelade utsläpp från SMED. Utsläpp från energiproduktion och industriprocesser som inte har allokerats till en specifik anläggning, samt arbetsmaskiner står för den största delen av utsläppen inom denna sektor.

Meteorologiska data

Meteorologiska indata till nedskalningsberäkningarna är desamma som för de regionala modellberäkningarna, förutom att vindhastighet och vindriktning har korrigerats mot lokala mätstationer för att erhålla bättre beskrivning av lokala spridningsförhållanden. Vidare används globalstrålning från STRÅNG-systemet⁵.

Utvärdering av nedskalningsmetodik

Nedskalningsmetodikens modellerade ozonhalter utvärderas mot observerade ozonhalter för den modellruta som representerar respektive mätstation. Årsmedel samt tidskorrelationen mellan mätning och modelldata analyseras. Utöver detta visualiseras årsmedelvärden som grid på karta för att ge en uppfattning om modellresultatens spatiella variation, i jämförelse mot icke nedskalad ozonhalt och i jämförelse mot regression av mätningar.

Beräkning av statistiska mått för marknära ozon

Statistiska mått för marknära ozon i denna studie är

- SOMO35 för hela året. SOMO35 är ackumulerade halter hos dygnets maximala flytande 8h-medelvärde som överskrider 35ppbv ($70 \mu\text{g m}^{-3}$) under hela året. Alltså $\text{SOMO35} = \sum \max(\text{O3}_8^d - 35, 0)$.
- Antalet dygn under året med dygnets maximala flytande 8h-medelvärde som överskrider 35ppbv ($70 \mu\text{g m}^{-3}$).
- AOT40 för perioden april-september. AOT40 är den ackumulerade 1hmedelhalt som överskrider 40 ppbv ($80 \mu\text{g m}^{-3}$) under april-september, under timmarna 8-20 varje dygn, alltså $\text{AOT40} = \sum \max(\text{O3}_1^h - 40, 0)$.
- NHOUR80. Antalet timmar under året med 1h-medelhalt av ozon som överskrider 40 ppbv ($80 \mu\text{g m}^{-3}$).
- Årsmedelvärde.

Vi beskriver genomgående AOT40 med enheten ppmv h och SOMO35 med enheten ppmv dygn, årsmedelvärde med enheten $\mu\text{g m}^{-3}$, och överskridande med antal. Dessa enheter överensstämmer med enheterna i SMHIs miljöövervakning⁶.

⁵ <http://strang.smhi.se/>

⁶ <https://luftwebb-miljoovervakning.smhi.se/SMHI-luftwebb-miljoovervakning-app/>

Befolkningsexponering

För beräkning av befolkningsexponering kombinerar vi halter av marknära ozon geografiskt upplösta befolkningsdata. Medel exponering beräknas för de två storstadsområdena, samt för kommuner i dessa områden enligt formeln:

$$E^k = \sum_{i=1}^{n^k} P_i C_i$$

Där

E^k är exponeringen i kommun k (eller hela området).

i är index över gridrutorna som kommunen täcker

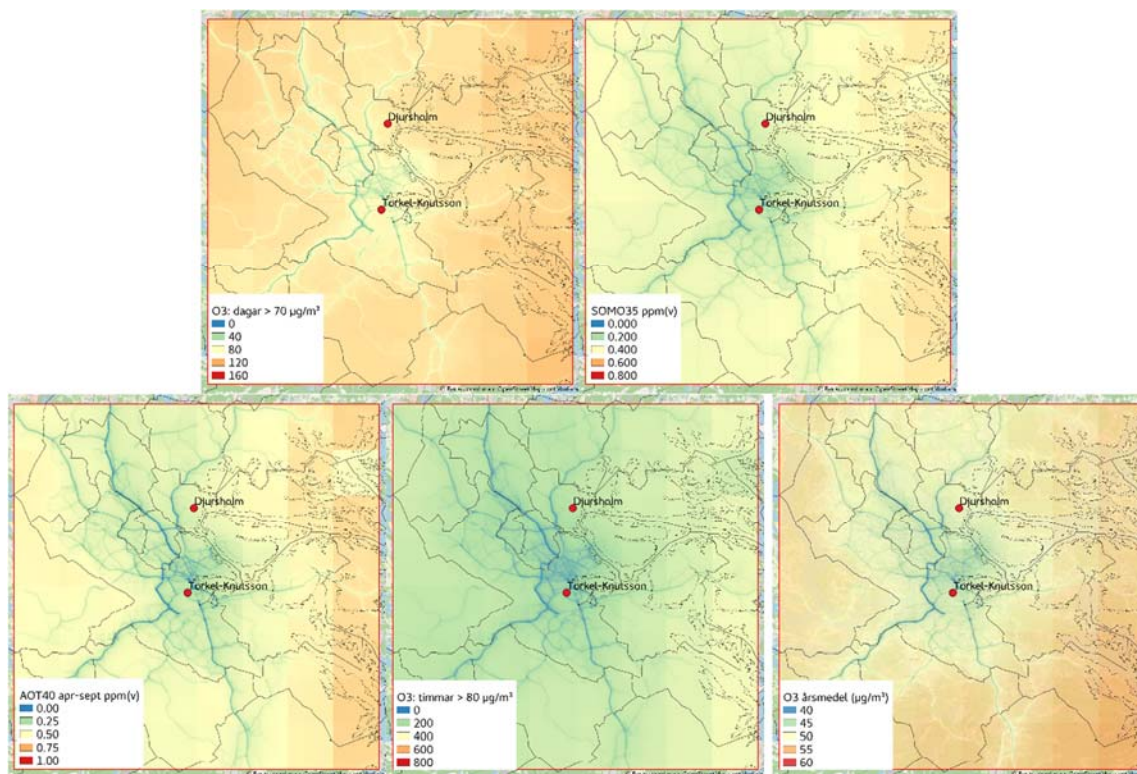
n^k är antal gridrutor för varje kommun

P_i är antal personer i gridruta i

c_i är ozonhalten/ozonmått i gridruta i

Resultat

Exponering mot marknära ozon i Stockholm 2015



Figur 4. O₃-index för Stockholmsområdet för året 2015, beräknat med CLAIR-O₃-metoden (100m upplösning). SOMO35 (överst, vänster), NDAY70 (överst, höger), AOT40 (nederst, vänster), NHOUR80 (nederst, mitten), årsmedel (nederst, höger). Obs: intervallen i figuren skiljer sig mot intervallen i Figur 5.

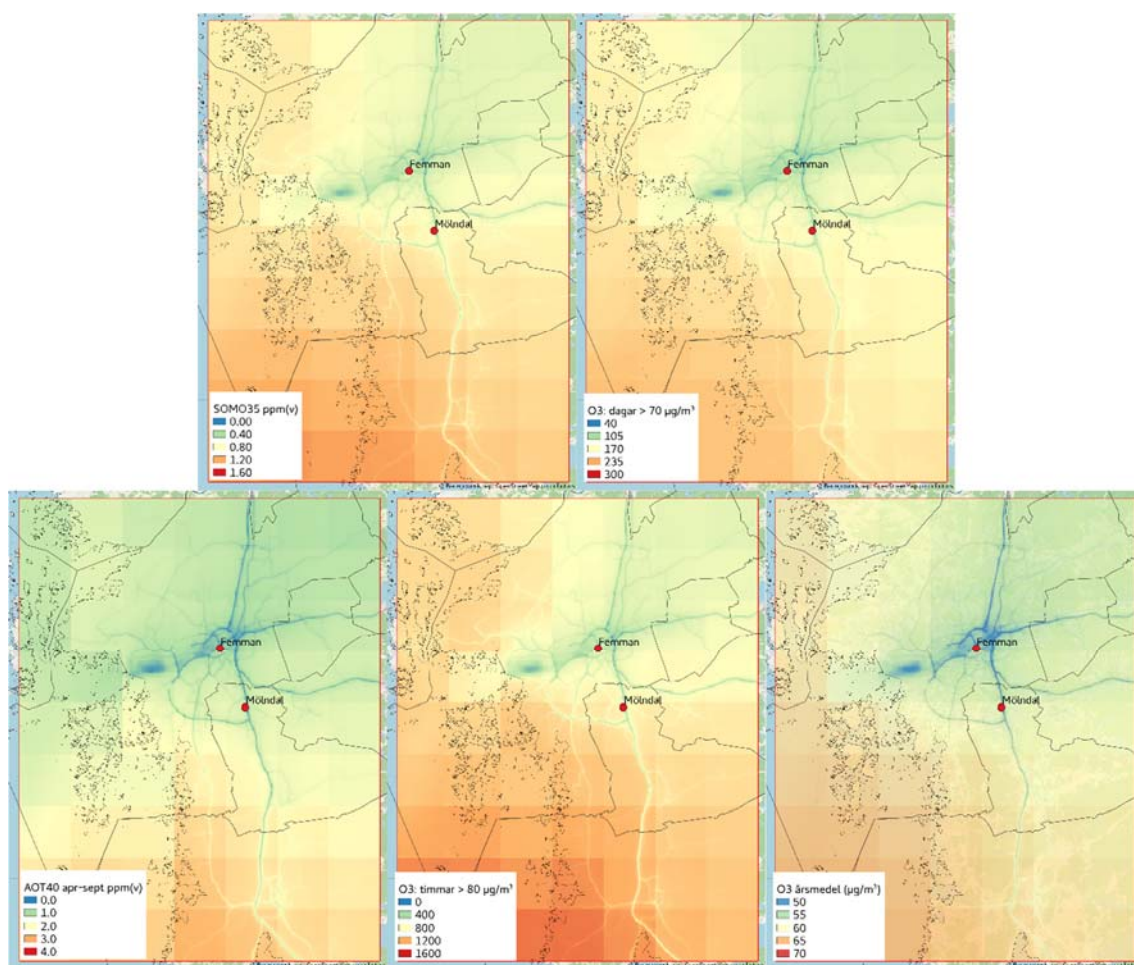
Nedskalkningen med CLAIR-O₃-metoden bidrar till en sänkning av ozonhalten i närheten av NO_x-källor. Detta syns som blå/gröna områden i kartorna i Figur 4. De högsta ozonvärdena finns generellt över hav och långt ifrån vägar/bostadsområden. I Tabell 2 finns en sammanställning av ozonindex omvandlade till befolkningsexponering, dels för hela området och dels indelat efter kommun. I hela modellområdet är SOMO35 0.31 ppmv d, antal överskridandedygn av 70 µg m⁻³ är 84, AOT40 är 0.38 ppmv h och antalet timmar med högre halt än 80 µg m⁻³ är 217 (beräknat över dagen, kl 8.00 till 20.00) under april-september.

De högsta ozonindexen och därmed störst risk för negativa hälsoeffekter sker i Österåker, Värmdö och Vaxholm, d.v.s. i östra delen av modellområdet närmst havet. Det är välkänt att marknära ozon har högre halt över hav, då det är lägre upptag till vattenytan och större chans till vackert väder. Dessutom är utsläppen av kväveoxider generellt lägre i dessa områden. De lägsta ozonindexen är i Sollentuna, Stockholm, Sundbyberg och Solna. En teori är att det beror av större direktutsläpp från förbränningsprocesser, såsom vägtrafik, i dessa områden samt att dessa ligger längre inåt land.

Tabell 2. Befolkningsexponering (befolkningsviktat medel) år 2015 i Stockholms modellområde och dess kommuner, för ozonindexen SOMO35, antal dygn överskridande $70 \mu\text{g m}^{-3}$ (NDAY70), AOT40 för april-september, antal timmar överskridande $80 \mu\text{g m}^{-3}$ (NHOURL80). Befolkningsexponeringen är baserad på nedskalat ozon framräknat med ospm-metoden, på 100m upplösning. Den högsta exponeringen är markerad med rött, den lägsta med blått.

	SOMO35 [ppmv d]	NDAY70	AOT40 april-sept [ppmv h]	NHOURL80
Hela området	0.31	84	0.38	217
Upplands Väsby	0.35	91	0.40	242
Vallentuna	0.34	86	0.42	250
Österåker	0.41	98	0.53	307
Värmdö	0.44	99	0.57	343
Järfälla	0.37	95	0.47	257
Ekerö	0.36	90	0.47	248
Huddinge	0.34	89	0.43	247
Botkyrka	0.34	89	0.43	236
Salem	0.34	88	0.42	227
Haninge	0.35	90	0.43	263
Tyresö	0.40	97	0.48	296
Upplandsbro	0.38	98	0.47	273
Täby	0.34	88	0.41	239
Danderyd	0.32	85	0.39	224
Sollentuna	0.30	84	0.34	204
Stockholm	0.27	79	0.34	191
Nacka	0.37	92	0.45	275
Sundbyberg	0.29	84	0.36	190
Solna	0.27	78	0.34	180
Lidingö	0.33	85	0.41	238
Vaxholm	0.42	99	0.55	315

Exponering mot marknära ozon i Göteborg



Figur 5 O₃-index för Göteborgsområdet för året 2015, beräknat med CLAIR-O₃-metoden (100m upplösning). SOMO35 (överst, vänster), NDAY70 (överst, höger), AOT40 (nederst, vänster), NHOUR80 (nederst, mitten), årsmedel (nederst, höger). Obs: intervallen i figuren skiljer sig mot intervallen i Figur 4.

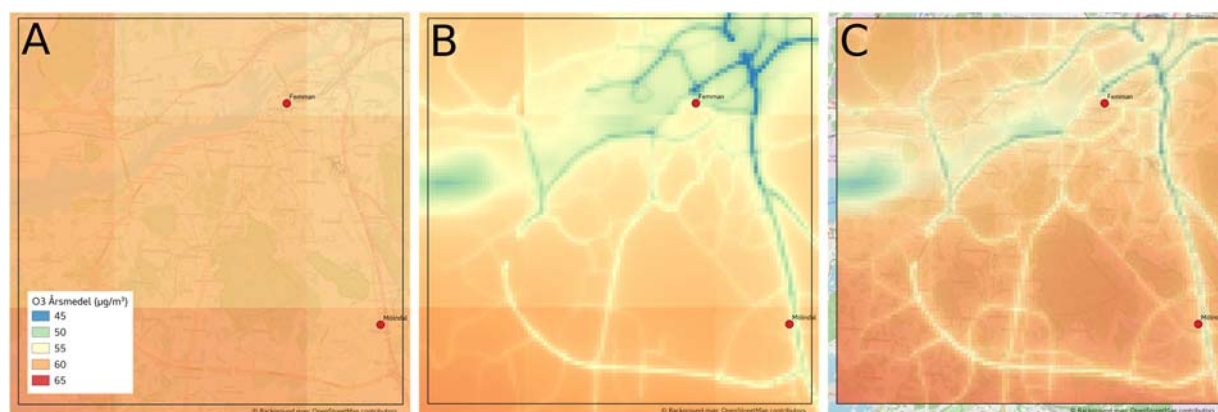
Även i Göteborg syns motsvarande effekter av nedskalningen med OSPM-metoden där ozonhalten är lägre i närheten av NO_x-källor (Figur 5). Den högre halten över hav kommer från regional/nationella skalans bakgrundsfält. Motsvarande befolkningsexponering som för Stockholm återfinns i Tabell 5. I Göteborgs modellområde är SOMO35 0.75 ppmv d, antal överskridandedygna av 70 $\mu\text{g m}^{-3}$ är 154, AOT40 är 1.39 ppmv h och antalet timmar med högre halt än 80 $\mu\text{g m}^{-3}$ är 790 (beräknat över dagen, kl 8.00 till 20.00) under april-september. Detta betyder att exponeringen i Göteborgsområdet för marknära ozon är mer än dubbelt så stor som i Stockholm för alla ozonindex som vi studerat.

De högsta ozonindexen och därmed störst risk för negativa hälsoeffekter sker i Kungälv kommun, d.v.s. i sydvästra delen av modellområdet närmst havet, som väntat. De lägsta ozonindexen är i Göteborgs kommun. Det är värt att notera att den lägsta ozonexponeringen i Göteborgsområdet, i Göteborgs kommun, är markant högre än den högsta ozonexponeringen i Stockholmsområdet, på Värmdö, med 62%, 51%, 121% och 118% för SOMO35, NDAY70, AOT40 respektive NHOUR80. De lägre halterna i Stockholm är sannolikt inte enbart en effekt av högre NO_x-utsläpp, utan framför allt orsakade av högre bakgrundshalt i Göteborgsområdet då det är lokaliserat längre söderut och med havsområde i den vanligaste vindriktningen (mot sydväst).

Tabell 3. Befolkningsexponering (befolkningsviktat medel) år 2015 i Göteborgs modellområde och dess kommuner, för ozonindexen SOMO35, antal dygn överskridande $70 \mu\text{g m}^{-3}$ (NDAY70), AOT40 för april-september, antal timmar överskridande $80 \mu\text{g m}^{-3}$ (NHOURL80). Befolkningsexponeringen är baserad på nedskalad ozon framräknat med ospm-metoden, på 100m upplösning. Den högsta exponeringen är markerad med rött, den lägsta med blått.

	SOMO35 [ppmv d]	NDAY70	AOT40 april-sept [ppmv h]	NHOURL80
Hela modell- området	0.75	154	1.39	790
Kungsbacka	1.06	195	2.37	1 154
Göteborg	0.71	149	1.27	747
Mölndal	0.83	167	1.64	879

Jämförelse mellan metoder



Figur 6 Årsmedel (2015) av ozon för området runt Femman och Mölndal. Panel A: Endast CTM-resultat (MATCH). Panel B: lokalskaliga beräkningar med CLAIR/NG2M samt OSPM-metoden för O₃. Panel C: Lokalskaliga beräkningar med CLAIR/NG2M samt regressionsmetod för att beräkna O₃, med Femman som mätstation för urban bakgrund av NO_x och O₃.

Kartor över årsmedel av O₃ för centrala Göteborg visas i Figur 4 (obs ett något annorlunda modellområde än i tidigare figurer). Panel A visar regional bakgrund modellerad med MATCH. Panel B visar resultat för CLAIR/NG2M inklusive förenklad NO_x-kemi med OSPM-metoden. Panel C, slutligen, visar resultat med regression av mätningar (Olsson et al. 2020), men där lokalt NO_x har beräknats med CLAIR/NG2M. Metoden beräknar ozon genom differensen mellan ozon vid en urban och en rural mätstation. Modellerade NO_x-halter korrigeras mot en mätstation i urban bakgrund. För denna modelluppsättning används mätningar från stationen vid Femman (urbant NO_x och ozon) samt Östad (ruralt ozon).

Figuren visar tydligt vilken effekt lokala beräkningar har på halterna av ozon. Jämfört med endast regionala beräkningar ger de lokala halterna tydligare gradienter och lokala variationer. Detta i sin tur har betydelse för exponering och studier av hälso- samt ekologiska effekter. Jämförelse mellan panel B och C visar att metoden baserad på CLAIR/NG2M med förenklad NO_x-kemi med OSPM-metoden ger liknande resultat som med regression.

Effekten på befolkningsexponering mot överskridanden (NDAY70) av nedskalning till 100m jämfört med 5km, visas i Tabell 4 för Stockholm och Tabell 5 för Göteborg. I tabellen finns

även en jämförelse mellan befolkningsviktning jämfört med vanligt medel. Nedskalningen med ospm-metoden bidrar med en sänkning av ozonhalten och befolkningsviktningen bidrar med ytterligare sänkning.

För korrigerad bakgrundsluft så är det inte självklart att befolkningsviktad halt är lägre än medelhalt i en viss kommun, även om det är fallet för hela modellområdena. Exempelvis Österåker och Vallentuna ökar antalet överskridandedagar vid befolkningsviktning. Däremot minskar eller behålls antal dagar för det nedskalade ozonet. Vid hög upplösning (ca 100m) är det alltså viktigt att använda befolkningsviktning av ozonindex för att representera ozonexponering.

Tabell 4. Antal dygn med maximal dygnsmedelhalt som överskrider $70 \mu\text{g m}^{-3}$ (NDAY70) i Stockholm år 2015. Obs: enbart de delar av kommunen som ryms innanför modelldomänet i Figur 4 ingår i befolkningsexponeringsvärdet.

Stockholm	Nedskalat ozon med ospm metoden (100m upplösning)		Korrigerad ozon i bakgrundsluft (5km upplösning)	
	Befolkningsviktad halt	Medelhalt	Befolkningsviktad	Medelhalt
Hela modell-området	84	93	93	98
Upplands väsby	91	94	98	98
Vallentuna	86	91	100	97
Österåker	98	98	104	102
Värmdö	99	100	106	105
Järfälla	95	96	99	100
Ekerö	90	94	96	96
Huddinge	89	93	97	97
Botkyrka	89	91	94	94
Salem	88	87	92	93
Haninge	90	98	100	103
Tyresö	97	102	103	107
Upplandsbro	98	100	104	104
Täby	88	89	93	95
Danderyd	85	86	89	89
Sollentuna	84	88	94	95
Stockholm	79	83	91	92
Nacka	92	96	100	102
Sundbyberg	84	82	91	91
Solna	78	75	87	87
Lidingö	85	90	92	94
Vaxholm	99	99	103	102

Tabell 5. Antal dygn med maximal dygnsmedelhalt som överskrider $70 \mu\text{g m}^{-3}$ (NDAY70) i Göteborg år 2015. Obs: enbart de delar av kommunen som rymms innanför modelldomänet i Figur 5 ingår i befolkningsexponeringsvärdet.

	Nedskalat ozon med ospm metoden (100m upplösning)		Korrigerad ozon i bakgrundsluft (5km upplösning)	
Göteborg	Befolkningsviktad halt NDAY70	Medelhalt NDAY70	Befolkningsviktad halt NDAY70	Medelhalt NDAY70
Hela området	154	178	168	180
Kungsbacka	195	203	198	201
Göteborg	149	170	165	174
Mölndal	167	175	174	176

Utvärdering mot mätdata

I appendix visas statistik för ozon för de olika mätstationerna i Göteborg och Stockholm, tillsammans med resultaten erhållna med CLAIR/NG2M med förenklad NO_x-kemi med OSPM-metoden. Modellerade årsmedelvärden stämmer generellt bra jämfört med mätningarna, dock ligger de något under mätningarna för Stockholm. Detta beror troligen på viss överskattning av NO_x-halterna i Stockholm som i sin tur leder till sänkta halter av ozon.

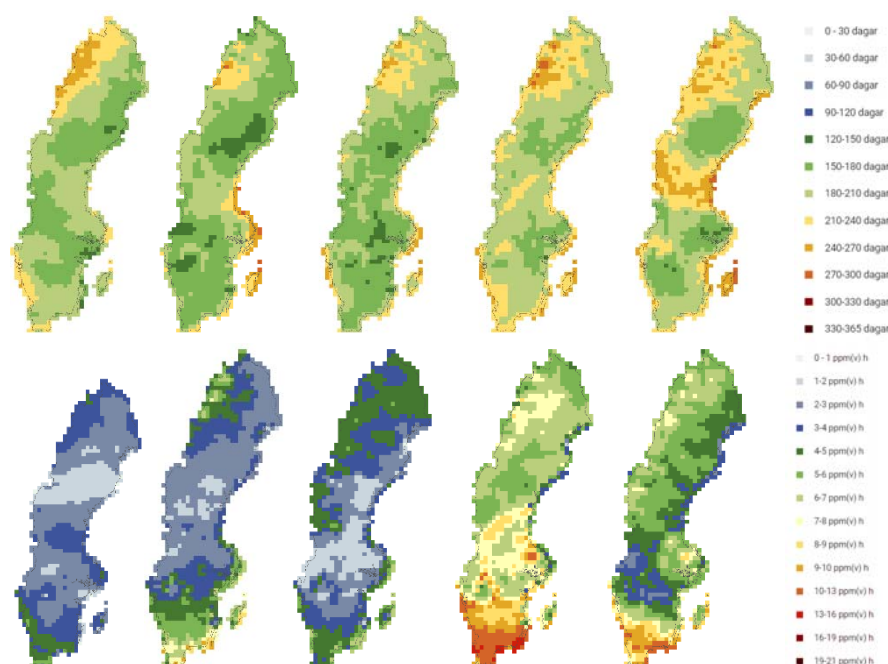
Scatter-plotterna visar att för Femman, Djursholm samt Torkel Knutsson förekommer timmar då uppmätt ozon är 0, vilket nedskalningsmetodik har svårt att beskriva. Detta kan bero av att det är svårt att beskriva väderhändelser som helt vindstilla.

Diskussion

Med en avancerad spridningskemi-modell som MATCH-modellen är det alltför beräkningstungt att beräkna halter för en högre upplösning än $1 \times 1 \text{ km}^2$ (för enskilda städer) eller ca $5 \times 5 \text{ km}^2$ för nationer som Sverige. I detta fall där vi tagit fram en metod som ska kunna appliceras på hela Sverige så är begränsningen ca $5 \times 5 \text{ km}^2$ för MATCH, varför vi valt denna upplösning trots att det är två städer som studerats. Som nämnts ovan visar panel B och C i Figur 7 att metoden baserad på CLAIR/NG2M med förenklad NO_x-kemi med OSPM-metoden ger liknande resultat som regression av mätningar. Fördelen jämfört med regression är att vår nedskalningsmetodik är applicerbar även på platser där det inte finns mätdata. En skillnad mellan panel B och C är ett rutnär i panel B. Detta härstammar från hur bakgrundshalten av marknära ozon hanteras, från den regionalskaliga modellen. Detta kan hanteras inom modellsystemet, men behöver implementeras, vilket inte kunde göras inom ramen för projektet. Det bör inte ha någon större påverkan på befolkningsexponeringen.

I Figur 7 visas antal dygn med en maximal 8h-medelhalt som överskrider $70 \mu\text{g m}^{-3}$ samt AOT40 för april-september för åren 2015-2019 för hela Sverige, framtaget inom ramen för svensk miljöövervakning med MATCH Sverigesystemet (Leung et al., 2019). 2015 var ett år med relativt låg ozonhalt i området kring Stockholm och Göteborg, och där halten var högre runt Göteborg än Stockholm. Vissa år är bakgrundshalten högre i området kring Stockholm än Göteborg. Det finns dessutom generellt en stark variation från år till år, i bakgrundshalter. Variationer i vädret kan även påverka den lokala sänkningen av ozonhalter. Ett blåsigare år kommer att betyda lägre påverkan av lokala NO_x-utsläpp och därmed svagare minskning av ozonexponering i vissa kommuner. Det finns möjlighet att med denna nya metodik utföra nedskalning av marknära ozon för större områden, eller hela Sverige, för fler år, för längre

perioder, för att studera hur exponeringen förändrats över tid och hur stor variationen är. Resultaten av en sådan studie skulle kunna användas för att t.ex. uppskatta negativa hälsoeffekter av marknära ozon och för att följa upp miljömålet frisk luft med avseende på hälsa.



Figur 7. Antal dygn med maximal 8h-medelhalt överskridande $70 \mu\text{g m}^{-3}$ (överst) och AOT40 april-september (nederst), för åren (från vänster till höger) 2015, 2016, 2017, 2018 och 2019, modellerat inom SMHIs MATCH miljöövervakning (modellerade ozonhalter korrigerade med 2d-varianalys mot mätdata⁷).

Nedskalningsmetodiken tar hänsyn till den snabba kemi som sker i närhet till primära utsläpp av kväveoxider, där NO och O₃ snabbt reagerar och bildar NO₂ och syrgas. På längre avstånd/tidsskala till NO_x-utsläppen kan dessa utsläpp bidra till lokal ozonbildning. Denna process saknas i metodiken. Nedfall/upptag mot mark och dess växtlighet ingår inte heller i denna metodik. Denna process är också långsammare än den snabba NO_x-O₃-kemin. Dessa processer fångas av den regionalskaliga kemitransportmodellen MATCH, men på den grövre upplösningen, varför det är viktigt att denna modell inte har alltför grov upplösning i steget före nedskalnigen. Utsläppsdata bör vara från samma källa för den regionalskaliga modellen (sista steget) och i nedskalningsmodellen.

En förbättringsmöjlighet för denna nedskalningmodell, är nedskalning med hjälp av högupplöst beskrivning av omblandning och upptag till växtlighet av troposfäriskt ozon från högre höjd. Denna senare är potentiellt viktig när syftet är att studera hur marknära ozon påverkar växtlighet i landskapet, så kan marknära ozon skalas ner även på landsbygd, beroende av depositionsprocesser och atmosfärisk omblandning.

Slutsatser

Vi har tagit fram en flexibel nedskalningsmetodik för marknära ozon, som nyttjar högupplösta utsläpp av kväveoxider för att skala ner modellberäknat ozon på grövre upplösning med stead-

⁷ Regional/rural (nationell) bakgrundshalt skiljer sig åt mot SMHIs MATCH miljöövervakningsmetodik både genom upplösning i MATCH-modellering och i korrigering mot observationer.

statekemi. Metodiken har vi använt för att beräkna ozonexponering i Stockholm och Göteborg 2015 på 100x100 m² upplösning, med goda utvärderingsresultat mot andra metoder och mot tillgängliga mätdata.

Högst exponering är generellt i Göteborg under 2015, med allra högst exponering i Kungälv kommun. Högst exponering i Stockholm är i de östliga kommunerna Österåker, Värmdö och Vaxholm medan den lägsta exponeringen är i Sundbyberg, Solna och Stockholms kommun. Det kan vara högre exponering i Stockholm än i Göteborg ett annat år, men det är sannolikt att kommunerna inom modellområdena har liknande relativ exponering.

Det finns fortsatta möjliga modellförbättringar. Dels tekniskt i hantering av bakgrundshalter och dels (större insats) genom att införa nedskalning med atmosfärisk stabilitet och höjd i landskapet vilket skulle möjliggöra beskrivning av högupplöst växtexponering. Metoden skulle kunna införas i miljöövervakningen med MATCH Sverigesystemet.

Referenser

Alpfjord, H. och Andersson, C. 2015. Nationell miljöövervakning med MATCH Sverigesystemet - ny metodik, utvärdering och resultat för åren 2012-2013. RAPPORT 2015-7.

Andersson et al., 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.

Andersson et al., 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.

Andersson et al., 2017. Reanalysis of and attribution to near-surface ozone concentrations in Sweden during 1990-2013. Atmos. Phys. Chem. 17, 13869-13890.

Berkowicz et al., 2011. NO₂ chemistry scheme in OSPM and other Danish models. Research note. Hämtad från www2.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/Docs/NO2scheme.pdf

Colette, A., Andersson, C., et al., 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. 2017.

Leung, W., Alpfjord Wylde, H. och Andersson, C. Nationell miljöövervakning med MATCH Sverigesystemet. Utvärdering och resultat för åren 2015-2017. SMHI rapport nr 2019/12.

Naturvårdsverket. 2011. Miljömålen på ny grund. Naturvårdsverkets utökade årliga redovisning av miljökvalitetsmålen 2011. Rapport 6420.

Olesen et al., 2007. OML: Review of model formulation. NERI Technical Report No. 609

Olsson et al., 2020, Associations between Vehicle Exhaust Particles and Ozone at Home Address and Birth Weight. Int J Environ Res Public Health 17, 3836

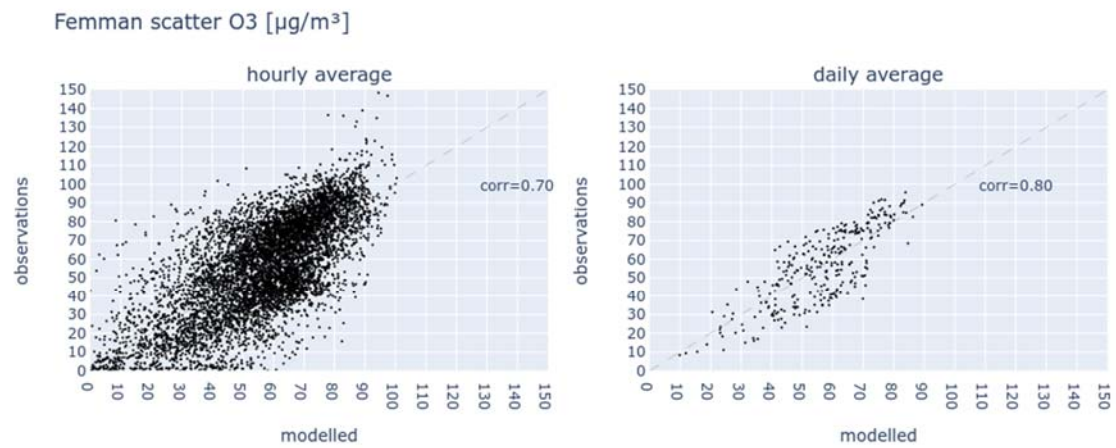
Omstedt, G. 2007. VEDAIR - an internet tool for air quality calculations in residential areas with small scale wood-combustion., SMHI Meteorologi 123

Otero, N., Sillman, J., Mar., K.A., Rust, H.W., Solberg, S., Andersson, C., et al. 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>, 2018.

Robertson et al., 1999. An Eulerian limited area atmospheric transport model. J Appl Meteor 38, 190-210.

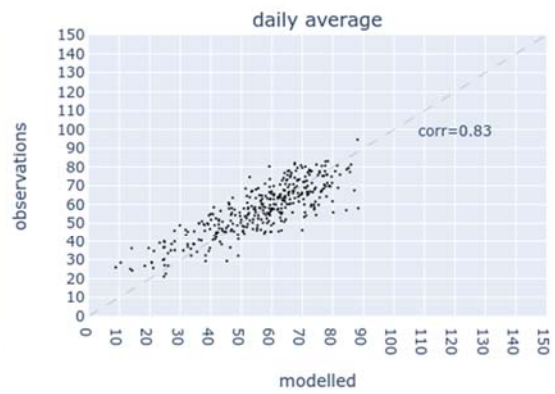
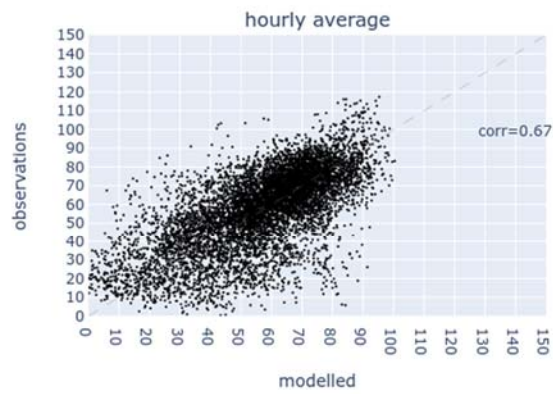
Appendix

Statistik, CLAIR-O₃-metoden



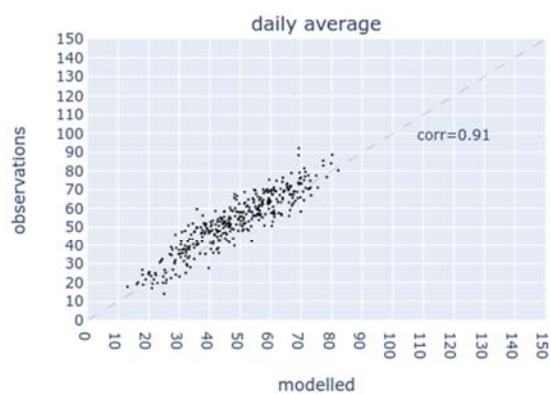
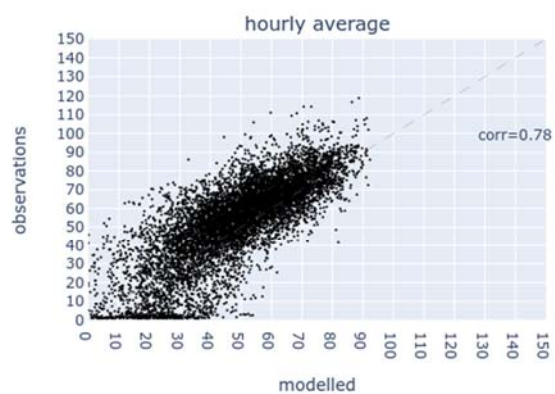
metric	total	observed
count	7136	7136
mean	56.9	56.4
std	18.6	25.2
min	0	0
25%	45.8	39.3
50%	59.3	57.7
75%	70	76.3
max	100.4	148.4

Mölnadal scatter O3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]



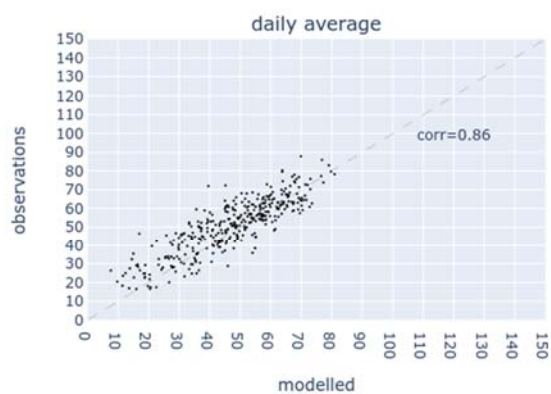
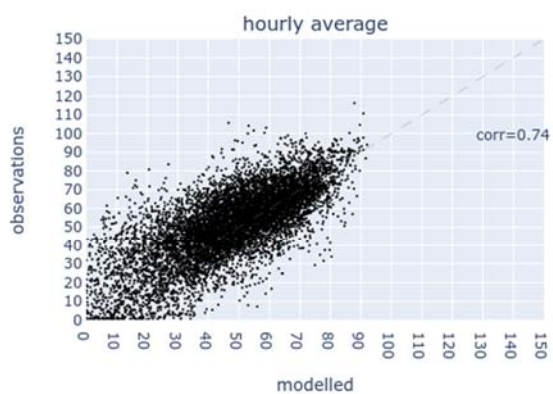
metric	total	observed
count	8419	8419
mean	56.7	57.8
std	19.2	20.7
min	0.2	0.4
25%	44.6	44.3
50%	59.6	60.8
75%	70.7	73.2
max	100.4	117.4

Djursholm scatter O3 [µg/m³]



metric	total	observed
count	8711	8711
mean	48.8	53.4
std	17.9	22
min	0	0.5
25%	36.4	41.4
50%	49.6	56.9
75%	62.3	69.1
max	92.3	118.9

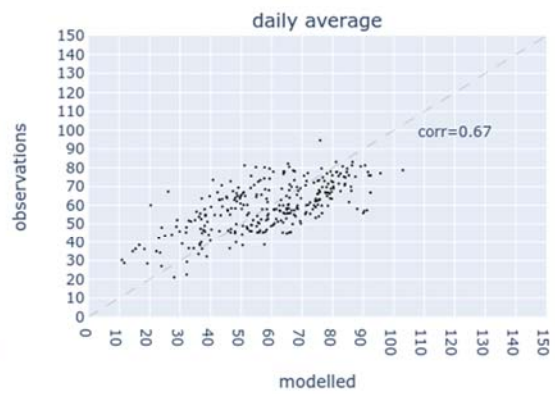
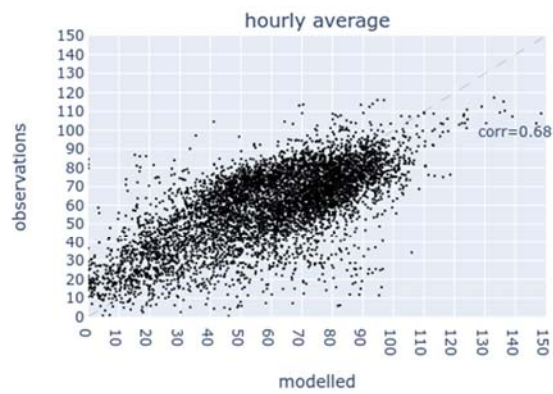
Torkel-Knutsson scatter O3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]



metric	total	observed
count	8741	8741
mean	47.1	50.9
std	18.5	19.3
min	0	0.1
25%	35	39.2
50%	48.1	52.3
75%	61	64.7
max	92	116.2

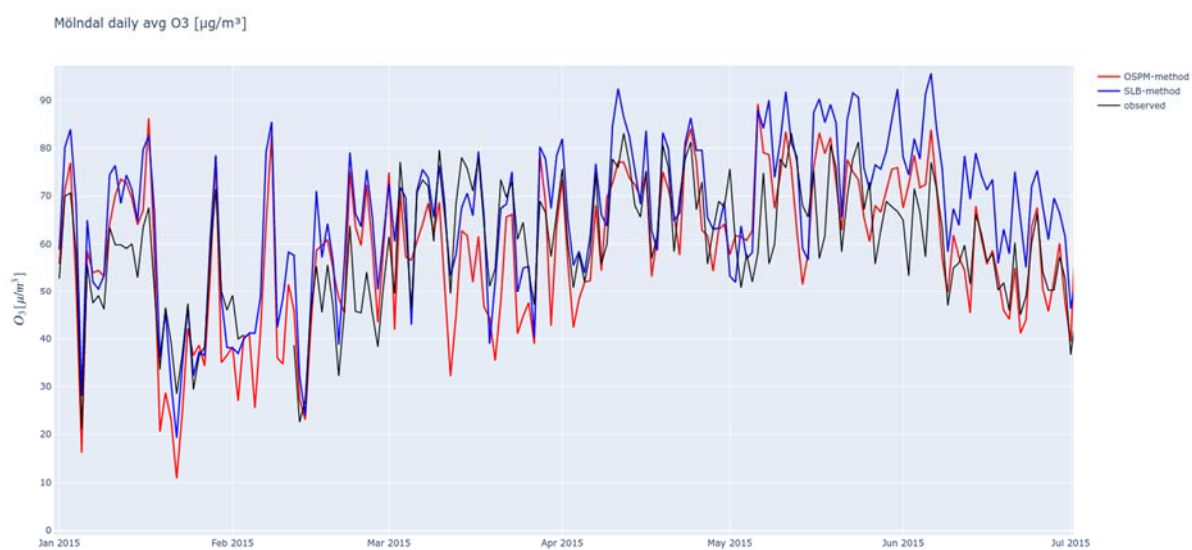
Statistik, regression

Mölnädal Göteborgsvägen Tak scatter O3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

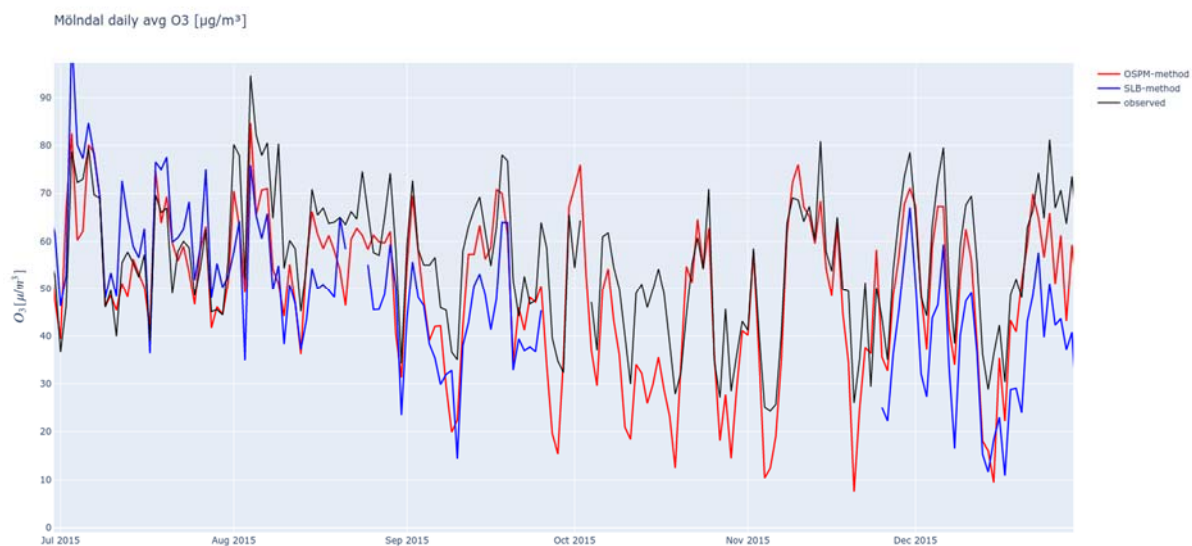


metric	modelled	observed
count	6917	8443
mean	59.3	57.7
std	23.8	20.7
min	0	0.4
25%	43.5	44.2
50%	61.6	60.8
75%	77.4	73.2
max	148.4	117.4

Tidsserier, jämförelse CLAIR-O₃ och regression



Figur 8 Jämförelse av metodresultat. Dygnsmedelhalter för perioden januari - juni, av O₃ för mätstationen Mölndal i Göteborg.



Figur 9 Jämförelse av metodresultat. Dygnsmedelhalter för perioden juli - december, av O₃ för mätstationen Mölndal i Göteborg.



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