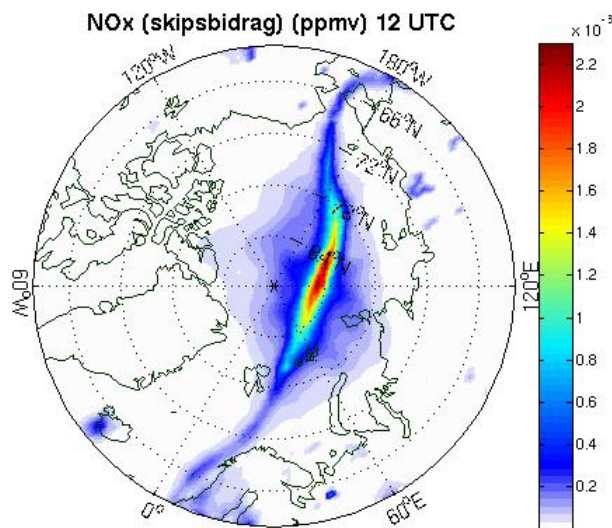


# ATMOSFÆREKJEMISKE KONSEKVENSER AV FREMTIDIG SKIPSTRAFIKK I ARKTIS

*MODELLSTUDIE VED WRF-CHEM MED HOVEDFOKUS PÅ NO<sub>x</sub>-  
UTSLIPP FRA SKIP OG PÅVIRKNING AV TROPSFÆRISK OZON.*

**Margrethe Lunder**



**UNIVERSITY OF OSLO**

FACULTY OF MATHEMATICS AND NATURAL SCIENCES



# ATMOSFÆREKJEMISKE KONSEKVENSER AV FREMTIDIG SKIPSTRAFIKK I ARKTIS

*MODELLSTUDIE VED WRF-CHEM MED HOVEDFOKUS PÅ NO<sub>x</sub>-UTSLIPP FRA  
SKIP OG PÅVIRKNING AV TROPSFÆRISK OZON.*

Margrethe Lunder



Master Thesis in Geosciences

Discipline: Meteorology

Department of Geosciences

Faculty of Mathematics and Natural Sciences

UNIVERSITY OF OSLO

**30.11.2010**

© **Margrethe Lunder, 2010**

Tutor(s): **Terje Koren Berntsen, Frode Stordal (UiO)**

This work is published digitally through DUO – Digitale Utgivelser ved UiO

<http://www.duo.uio.no>

It is also catalogued in BIBSYS (<http://www.bibsys.no/english>)

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced or transmitted, in any form or by any means, without permission.



# ABSTRACT

Opening of new shipping routes in the Arctic, as a result of climate warming and gradual melting of the Arctic ice cap, is expected in the near future. According to ACIA 2004 the length of the transport season in the Arctic seaways will increase substantially during the coming decades.

Exhaust from ships consist mainly of  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}_2$  and  $\text{SO}_2$ , where the former is overestimated in global modeling of ship emissions conducted at lower latitudes. Plume chemistry that includes  $\text{NO}_x$  as a precursor for  $\text{O}_3$  is complex and dependent on the  $\text{NO}_x$ -concentrations.

The models used in earlier studies of Arctic shipping are global 3D models. To cover the emission plume in a better way, it is sufficient to use a regional model with higher resolution, thus avoiding unrealistic dilution of the plume in the model. Due to this, the present study applies a model that can resolve small-scale processes; WRF-Chem. This model performs online simulation, where chemistry and dynamics are coupled together.

The WRF-Chem simulations include emission data from a 2030-scenario developed by the Arcact project. The simulations show an increase of 0.1-2.2 ppbv in  $\text{NO}_x$ -concentration in the surface layer over the Arctic oceans, due to shipping. As a consequence of the increasing  $\text{NO}_x$ , ozone concentration increases about 2 ppbv in the dilution area. However, near the centre of the shipping plume ozone is titrated by  $\text{NO}_x$ . Hence the maximum ozone concentration does not correspond to the maximum  $\text{NO}_x$ -perturbation.

When the horizontal resolution increases from 81 x 81 km to 27 x 27 km, the amount of  $\text{NO}_x$  and ozone is reduced with corresponding 20 and 15 percent over the total atmospheric column. A similar study is done at lower latitudes, where  $\text{NO}_x$ - and ozone values is reduced with 26 and 32.5 percent with the same increase in resolution. The results show that non-linear  $\text{NO}_x$  loss processes during night will be important for controlling the lifetime of  $\text{NO}_x$  and hence the ozone concentration in the domain. An additional increase in resolution shows smaller differences, and the overestimation disappears when the horizontal resolution is higher than 9 x 9 km.

# FORORD

Først og fremst vil jeg takke min hovedveileder Terje Berntsen for en spennende oppgave som til tross for frustrasjon rundt modellproblemer, har bidratt til at jeg har lært utrolig mye. Jeg har vært heldig å få arbeide innenfor et felt jeg engasjerer meg i og håper dette kommer frem i oppgaven. Setter stor pris på veiledningen jeg har fått i form av konstruktiv tilbakemelding og nyttige diskusjoner av resultater i innspurten.

En spesiell takk må også rettes til Øivind Hodnebrog for å få lov til å benytte hans utslippsprogram og for uvurderlig hjelp med WRF. Takk til Arcact-Prosjektet for at jeg har fått benytte deres utslippsdata i oppgaven min, spesielt til Karianne Ødemark som har gitt meg sammenligningsresultater fra OSLO-CTM2.

Innsurten med masteroppgaven har vært veldig intensiv. Tusen takk til alle dere som har gitt meg oppmuntring, kaffepauser og tilbakemeldinger. Stor takk rettes også til Kristin som i Iran har korrekturlest innen et ukjent fagfelt.

Vil bemerke at det i oppgaven benyttes den engelske notasjonen "." for i desimalskille, til tross for at oppgaven er skrevet på norsk.

Universitetet i Oslo, 30.11.2010

Margrethe Lunder

# INNHOLDSFORTEGNELSE

ABSTRACT .....	5
FORORD .....	6
KAPITTEL 1 INTRODUKSJON .....	9
1.1 INTRODUKSJON TIL STUDIET .....	9
1.2 BAKGRUNN .....	12
1.2.1 PLUMEEFFEKT .....	12
1.2.2 EFFEKTIVE UTSLIPP .....	15
1.3 REGULERING AV SKIPSUTSLIPP .....	15
KAPITTEL 2 TEORI .....	18
2.1 SKIPSUTSLIPP OG ATMOSFÆREKJEMISK PÅVIRKNING .....	18
2.1.1 TROPOSFÆREKJEMISKE KONSEPTER .....	18
2.1.2 FOTOKJEMISKE PROSESSER .....	20
2.2 AKTUELLE KOMPONENTER I TROPOSFÆREKJEMIEN .....	21
2.2.1 OH-RADIKALET .....	21
2.2.2 NITROGENOKSIDER, NO <sub>x</sub> .....	22
2.2.3 KARBONMONOKSID, CO .....	24
2.2.4 HYDROKARBONER .....	25
2.2.5 TROPOSFÆRISK OZON .....	26
2.2.6 ENDRING I LEVETID TIL METAN, CH <sub>4</sub> .....	32
2.2.7 SVOVELKOMPONENTER .....	33
2.3 KLIMAEFFEKTER OG STRÅLINGSPÅDRIV .....	34
2.3.1 STRÅLINGSPÅDRIV .....	34
2.3.2 KARBONDIOKSID, CO <sub>2</sub> .....	35
2.3.3 KLIMAPÅVIRKNING FRA SKIPSUTSLIPP .....	36
2.4 DYNAMISKE FAKTORER I ARKTISK TROPOSFÆRE .....	38
2.4.1 DYNAMISKE PROSESSER I DET POLARE GRENSELAGET .....	39
2.4.2 TRANSPORTMØNSTER .....	42
2.4.4 ISSMELTING .....	43
KAPITTEL 3 METODE .....	45
3.1 ATMOSFÆRISK MODELLERING .....	45
3.2 WRF-MODELLEN .....	46
3.2.1 DYNAMIKK I WRF .....	47

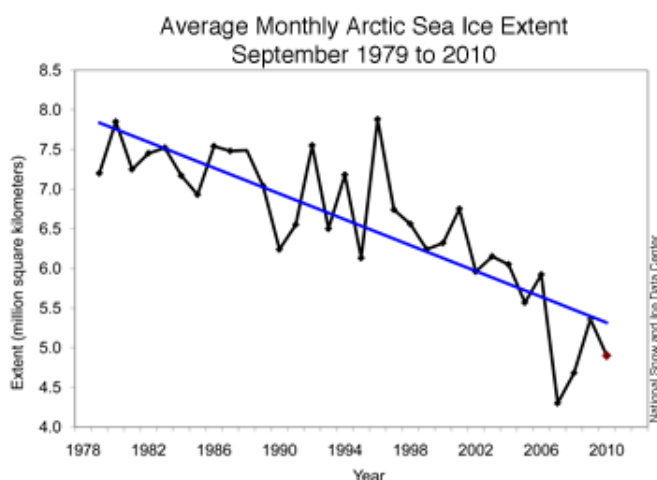
3.2.2 NØSTEDE GRID.....	51
3.3 WRF-CHEM .....	53
3.4 MODELLOPPSETT.....	55
3.4.1 SIMULERINGER .....	55
3.4.2 SKJEMAVALG WRF-CHEM.....	56
3.4.3 SIMULERING MED ARCACT-UTSLIPP .....	56
3.4.4 SIMULERING MED LINJEUTSLIPP .....	57
3.5 UTSLIPP.....	61
3.5.1 RETRO-UTSLIPP.....	61
3.5.2 ARCACT-UTSLIPP.....	61
3.5.3 LINJEUTSLIPP .....	65
KAPITTEL 4 RESULTATER OG DISKUSJON .....	67
4.1 FREMTIDSSCENARIO MED ARCACTUTSLIPP .....	67
4.1.1 NOX FRA SKIPSUTSLIPP.....	68
4.1.2 CO FRA SKIPSUTSLIPP .....	72
4.1.3 OZONENDRING I ARKTIS SOM FØLGE AV SKIPSUTSLIPP .....	72
4.1.4 OZON OG ENDRING I STRÅLINGSPÅDRIV .....	78
4.1.5 SVOVELKOMPONENTER FRA SKIPSUTSLIPP .....	80
4.1.6 GLOBALE SIMULERINGER MED OSLO-CTM2 .....	83
4.2 UTSLIPPSREGULERING OG TILPASSNING.....	84
4.3 PLUMEEFFEKTER.....	86
4.3.1 LINJEUTSLIPP AV NO <sub>x</sub> OG EFFEKT AV OPPLØSNING.....	88
4.4 LINJEUTSLIPP VED LAVE BREDDER .....	100
4.5 EFFEKT AV OPPLØSNING FOR HNO <sub>3</sub> OG PAN .....	108
KAPITTEL 5 SAMMENDRAG, KONKLUSJONER OG TANKER OM VIDERE ARBEID.....	112
5.1 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER .....	112
5.2 TANKER OM VIDERE ARBEID .....	115
APPENDIX .....	117
Fotolysereaksjoner:.....	117
Kjemiske reaksjoner i troposfæren: .....	117
Bibliografi .....	121

# KAPITTEL 1

## INTRODUKSJON

### 1.1 INTRODUKSJON TIL STUDIET

De siste årenes klimafokus har satt Arktis på kartet for alvor. Temperaturendringene er betydelig større i Arktis enn den globale gjennomsnittøkningen tilsier (ACIA 2005). Tidsskalaen for endringene er også raskere i dette området, og overgangen fra et isolert naturområde til et attraktivt område for olje og gassindustri, skipsfart og fiske ligger i nær fremtid. Reduksjon i isdekket, både for sjøis og innlandsis, er en av temperaturøkningens konsekvenser (Figur 1.1). De siste årenes målinger viser lavere verdier enn normalen både når det gjelder sjøisens utstrekning og tykkelse. I tillegg er andel førsteårsis større. Sjøisen regnes som en nøkkelindikator og responsarena for klimaendringer. Den påvirker overflaterreflektiviteten, skydekket, luftfuktigheten, varme- og fuktighetsutvekslingen ved havoverflaten, samt havstrømmene. Ettersom sjøisen er dannet av sjøvann som fryser, vil derimot ikke smeltingen føre til en havnivåstigning, slik smelting av innlandsis og breer kan forårsake (ACIA 2005).



Figur 1. 1 Sjøisens utbredelse i Arktis i millioner kvadratmeter, septembermiddel de siste 30 årene. <http://nsidc.org/arcticseaicenews/> (18.11.2010)

#### Den nordlige sjørute (NSR)

Den nordlige sjørute (NSR) er det formelle russiske navnet på den sesongmessige islagte sjøruten i den nordlige delen av Eurasia fra Novaja Zemlja i vest til Beringstredet i øst.

NSR blir administrert av det russiske transportministeriet og har vært åpen for trafikk for skip fra alle land siden 1991. For transarktisk transport utgjør NSR en innsparing på ca. 40 % på avstanden mellom Nord-Europa og det nordøstre Asia og nordvestkysten av Amerika sammenlignet med den sørlige ruten gjennom Suez- eller Panamakanalene.

NSR gir også regional tilgang til det russiske Arktis for skip som seiler nordover fra Europa og østover inn i Karahavet og som returnerer vestover til Europa eller Nord-Amerika. Regional tilgang gjennom Stillehavssiden av NRS oppnås når skipene går gjennom Beringstredet til havner i Laptjev havet eller Øst-Sibirhavet og returnerer østover til Asia med last.

Siden 1979 har russiske isbrytere sørget for helårig tilgang til den vestlige delen av NSR med en rute gjennom Karaportene og over Karahavet til Jenisej.

(ACIA 2005)

Boks 1.1

I kjølvannet av denne utviklingen kommer diskusjonen om en åpning av Nordøstpassasjen via Barentshavet som transportrute mellom Europa og den Nordlige stillehavsregionen. Denne ruten, Den Nordlige Sjørute, kan redusere reiselengden opptil 40 prosent og vil derfor være et attraktivt alternativ for handel og skipsfart (Boks 1.1). Med disse mulighetene følger også nye miljøutfordringer. Arktis er et sårbart område, der det per i dag er få utslippskilder, og lokale konsekvenser fra økt menneskelig aktivitet i kan ramme det sårbare området ytterligere. Skipsutslipp omfatter hovedsakelig karbondioksid (CO<sub>2</sub>), karbonmonoksid (CO), hydrokarboner (VOC), nitrogenoksider (NO<sub>x</sub>), svoveldioksider (SO<sub>2</sub>), sot (BC) og organiske partikler, og utgjør en signifikant andel av de totale transportutslippene (Eyring m.fl. 2009).

De overnevnte komponentene vil påvirke klima, miljø og luftkvalitet på ulik skala både i tid og rom. NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub> gir sekundære komponenter som vil kunne bidra til forurensning av hav og jordsmonn lokalt i Arktis. I en klimasammenheng vil disse utslippene ha en avkjølende effekt og kunne bidra til en utjevning av oppvarmingen forårsaket av CO<sub>2</sub> (Eyring m.fl. 2009). Utslipp av NO<sub>x</sub> og andre O<sub>3</sub>-forløpere fra skip fører til produksjon av troposfærisk O<sub>3</sub>, med påfølgende perturbasjon av OH-konsentrasjoner. OH er den viktigste av atmosfærens oksidanter, og en perturbasjon vil påvirke konsentrasjonen av andre komponenter, blant annet CH<sub>4</sub> (Hoor m.fl. 2009). I tillegg til å påvirke fotokjemien gjennom endret OH-konsentrasjon, har troposfæriske ozon store skadevirkninger for helse og vegetasjon (Fowler m.fl. 2008).

Tidligere modellstudier har belyst effekten av skipsutslipp og tilhørende innvirkning på klima og luftkvalitet ved lavere breddegrader. Generelt viser de tidligere studiene en overestimert av troposfærisk ozon som konsekvens av fortynningsprosesser, for eksempel (Song m.fl. 2003). En studie av Granier m.fl., (2006) setter fokus på det overnevnte scenarioet i Arktis og benytter en global klimamodell til å studere utbredelsen av troposfærisk ozon som konsekvens av økte NO<sub>x</sub>-konsentrasjoner fra skipsutslipp. Der viser resultatene ozonnivåer på sommeren tilsvarende urbane områder ved lavere bredder. Bli de predikerte resultatene et faktum, vil det påvirke vegetasjon lokalt, samt bidra til en endret kjemisk konsentrasjon i den polare atmosfæren. De kjemiske prosessene beskrives nærmere i kapittel 2. Globale modeller har vanskeligheter for å gi et helhetlig bilde på regional skala. Den horisontale gridoppløsningen er vanligvis grovere enn 1° x 1°, og gjør at det på lokal skala vil bli gjort parameteriseringer og utglattinger som gjør at viktige prosesser kan bli utelatt. Dette er svært begrensende for kartlegging av klimaendringenes lokale konsekvenser.

Når en punktkilde slipper ut kjemiske komponenter som skiller seg fra den kjemiske sammensetningen i den omliggende luften, vil disse komponentene blandes med bakgrunnsluften. Den lokale endringen i konsentrasjon vil sette i gang kjemiske prosesser for utslippskomponentene. Hvilke prosesser som dominerer vil endres ettersom den omliggende luften blandes inn og konsentrasjonen uttynnes og derfor avhenge av avstanden til utslippspunktet (Hov og Isaksen 1981). Området fra utslippspunktet og til der det ikke lenger er noen konsentrasjonsendring i forhold til bakgrunnsluften utgjør en utslippsplume.

Plumen vil umiddelbart begynne en innblanding av omliggende luft. Under denne fortynningsprosessen vil kjemiske reaksjoner i luften omdanne store deler av utslippskomponentene til sekundære komponenter. Der noen vil avsettes umiddelbart, mens andre reagerer videre eller transporteres. Dette er ikke-lineære prosesser som avhenger av utslipp, bakgrunnsluft og

meteorologiske forhold (Brasseur m.fl. 1999). Plumeprosessene beskrives nærmere i avsnitt 1.2. Plumeprosessene vil ikke bli representert godt nok ved globale modeller med grov oppløsning, der utslippene momentant spres utover gridrutene, og kan derfor bidra til resultater som er lite representative, som for eksempel overestimeringen av ozon i troposfæren (Cariolle 2009).

I denne studien benyttes WRF-Chem, en videreutvikling av den opprinnelige værvarslingsmodellen Weather and Research Forecasting Model (WRF). I WRF-Chem beregnes kjemien "online" og kan benytte høy oppløsning regionalt. En nærmere forklaring rundt WRF-Chem og "online" beregning blir gitt i kapittel 3. Modellstudiet vil fokusere på skipsutslipp i de fremtidige transportrutene med en horisontaloppløsning ned til 1 x 1 km for å se på effekten av modellopløsning ved kartlegging av regional atmosfærekjemi og utslipp.



Figur 1. 2 Bilde fra den første kommersielle gjennomseilingen av Nordøstpassasjen september 2009. (Beluga 2009)

Med økt menneskelig aktivitet og store endringer i Arktis følger også økonomiske og politiske aspekter ved klimaendringene i regionen. En åpning av NSR og økt tilgang til ressurser i havbunnen vil utvilsomt være av økonomisk interesse for landene i regionen. For en best mulig tilpassing i tråd med bærekraftighet og utslippsavtaler, samtidig som både globale og lokale interesser skal ivaretas på ulike tidsskalaer, fokuseres det nå på kartlegging av fremtidige scenarioer. For å få et så realistisk resultat som mulig, benyttes det i dette studiet meteorologi fra perioder der sjøisen i Arktis har vært på sitt minimum, samt predikerte utslippsdata fra Arcact-prosjektet (ledet av Cicero) og Det Norske Veritas (DNV) for år 2030.

## 1.2 BAKGRUNN

### 1.2.1 PLUMEEFFEKT

Majoriteten av skipsutslipp kommer som plumer av utslippskomponenter, ofte i ellers relativt uberørte områder. For de fleste globale og regionale modeller benyttes et tverrsnitt på mer enn 60 km i det horisontale og 300 m i det vertikale, og momentan utspredning utover gridrutene. Utslipet fordeles da øyeblikkelig utover gridruten, til forskjell fra det faktiske tilfellet der utslippskildene kontinuerlig blandes med omliggende luft. Det at det ikke tas hensyn til dispersjon, transformasjon og tapsprosesser på mindre skala ved momentan utspredning, vil være begrensende ved studier av de kjemiske konsekvensene av utslipp (Franke m.fl. 2008).

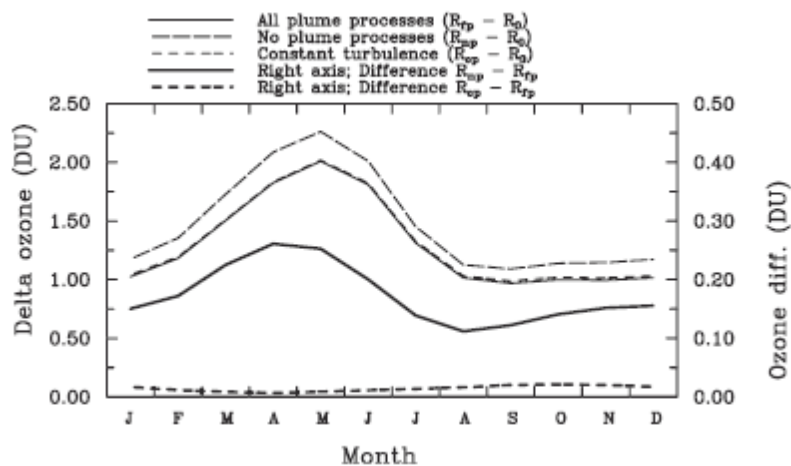
Over havområdene er det få andre utslippskilder enn skipstrafikk. Det er derfor en stor gradient mellom konsentrasjonen av utslippet og den opprinnelige luftkonsentrasjonen i områdene. En midling av utslippet utover gridruten i en global modell vil da gi mye lavere konsentrasjoner enn de opprinnelige verdiene i skipsplumen. I Arktis der det i dag er få skip som passerer, vil denne effekten forsterkes. De kjemiske prosessene i plumen påvirkes ikke-lineært av primærutslippet, bakgrunnskonsentrasjonen og meteorologiske faktorer (Hov og Isaksen 1981). Den sterke avhengigheten mellom konsentrasjon av utslipp og bakgrunnsluft gjør at resultatene fra globale modeller og observasjoner ikke samsvarer når plumeeffekten utelates, og fremmer behovet for en mer nøyaktig beskrivelse av prosessene ved høyere oppløste modeller. Momentan utspredning av utslipp over gridrutene vil også gjøre det vanskelig å skille skipsutslipp fra andre større utslippskilder nær kysten.

Tidligere studier som har benyttet modeller med grov oppløsning, for eksempel (Dalsøren m.fl. 2007; Collins m.fl. 2009), har hatt vanskeligheter for å estimere effekten av skipsutslipp på lokal skala. Vurderinger av luftforurensningens effekt i kystområder krever mer detaljerte studier enn hva som tidligere har blitt gjort for å kunne beskrive påvirkningen på befolkning og vegetasjon i områdene.

Dynamikk og meteorologi påvirker utspredningen av plumen og tiden det tar før plumen blir homogent mikset med omliggende luft. Dette preger igjen plumens levetid og antall timer den utsettes for sollys. Påvirkningen domineres av transportprosesser som turbulens og vertikalt vindskjær, samt sollys og døgnvariasjoner. Disse prosessene forklares nærmere i kapittel 2.4. Ved lave dispersjonsrater vil høyere andel  $\text{NO}_x$  oksideres ved høyere  $\text{NO}_x$ -nivåer og derfor gi lavere ozonproduksjon. For nærmere beskrivelse av de kjemiske prosessene, se kapittel 2.2.

Kraabøl m.fl. (2002) har studert effekten av plumemodellering av flyutslipp koblet mot den globale modellen OSLO-CTM2. En modell av en flyplume ble benyttet for å estimere de kjemiske prosessene mellom utslippet  $\text{NO}_x$  og dannelse av reservoarkomponenter. Denne ble utviklet ved Norsk Institutt for Luftforskning (NILU) og beskriver utspredning, diffusjon og kjemiske prosesser i flyplumen. Plumen ble fulgt til utspredningen var representativ av størrelse til å sammenlignes med gridet i OSLO-CTM2.



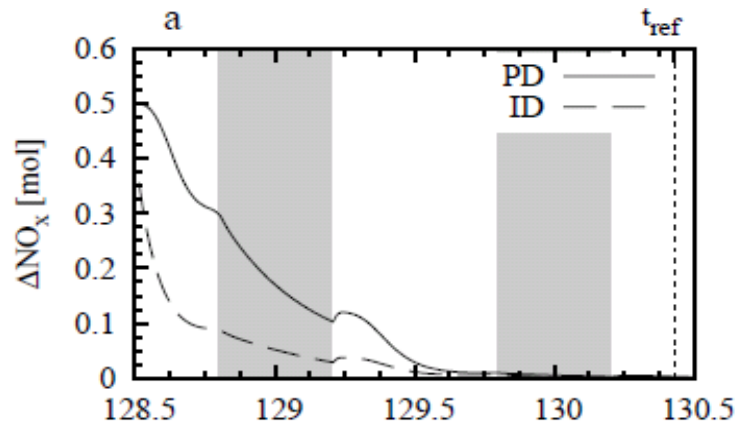


Figur 1. 3 Årlig endring i ozonperturbasjon (DU) stiplet linje viser ingen plumeprosesser, heltrukken linje viser med plumeprosesser. De tykke linjene hører til høyre siden av diagrammet, som viser endringen i ozon. (Kraabøl m.fl. 2002).

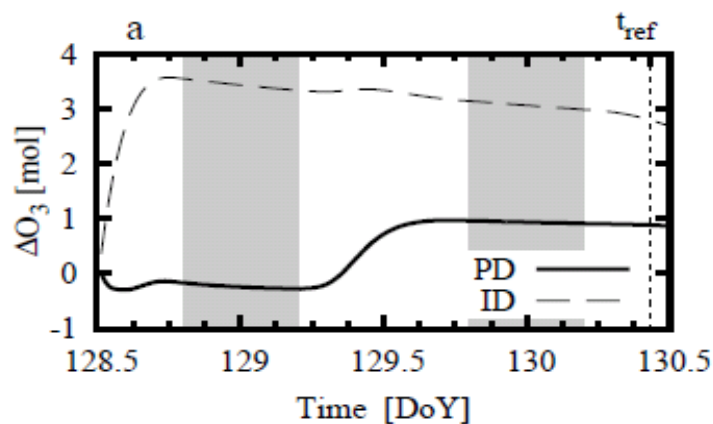
Resultatene ble benyttet til modifisering av utslippene i OSLO-CTM2 og til å inkludere komponenter produsert på en skala av en størrelsesorden mindre enn modellens gridoppløsning. I tillegg ble det tatt hensyn til plumeprosessenes innvirkning på ozonproduksjonen. Her ble det estimert produksjon i modellen med og uten beregninger av plumeeffektene. De største effektene av plumemodifiseringene i OSLO-CTM2 ble estimert for april og mai på midlere og nordlige bredder, og resulterte i en reduksjon i ozonperturbasjonen på 1.0-1.5 ppbv<sup>1</sup> (15-18 prosent), som konsekvens av NO<sub>x</sub>-utslipp fra fly. (Kraabøl m.fl. 2002). Figur 1.3 viser effekten av plumemodifisering i OSLO-CTM2, samt effekten av varierende turbulens. Der forskjellen mellom situasjonene med og uten plumeeffekter kommer tydelig frem.

Franke m.fl., (2008) ser på effekten av utspredning av skipsutslipp ved å sammenligne en boksmodell der plumeeffektene tas hensyn til, med en global modell med momentan utspredning av utslippet. Figur 1.4 viser tidsutviklingen av NO<sub>x</sub> ved de to tilnærmingene. Det er tydelig forskjell de to modelleringene. Etter seks timer er 80 prosent av NO<sub>x</sub> fjernet ved den momentane utspredningen, mens kun 50 prosent forsvinner ved en plumetilnærming. Når utslippet spres ut over gridruten umiddelbart, vil perturbasjonen i bakgrunnsluften være mindre. På den annen side vil forskjellene over tid jevnes ut, og når plumeeffektspansjonen er over er konsentrasjonen den samme uavhengig av hvilken tilnærming som ble benyttet.

<sup>1</sup> ppbv = parts per billion volume



Figur 1. 4 Utvikling av  $\text{NO}_x$  fra en skipspuls sluppet ut kl 12.00 dag 128. Den stiplede linjen viser tilfellet ved momentan utspreidning, mens den heltrukne viser for plumetilnærmingen.  $t_{ref}$  indikerer når det ikke er noen forskjell i konsentrasjon mellom plume og den omliggende luften (Franke m.fl. 2008).



Figur 1. 5 Tilsvarende figur 1.4, men for ozonutviklingen fra skipspulsen slippes ut til plumen er ferdig uttynnet (Franke m.fl. 2008).

Til forskjell fra  $\text{NO}_x$ , gir ikke utviklingen av ozon det samme resultatet for begge simuleringene når plumen er ferdig uttynnet (Figur 1.5). Som flere tidligere studier viser, overestimeres ozonproduksjon i modeller der det benyttes momentan utspreidning. I dette tilfellet er overestimeringen på en faktor tre sammenlignet med plumeutspreidningen. Franke m.fl. (2008) har også simulert ozonproduksjon ved uten  $\text{NO}_x$ -perturbasjon. Denne simuleringen viser liten endring mellom de to ozonprofilene, noe som bekrefter at beskrivelsen av  $\text{NO}_x$  i modellen er avgjørende for resultatet i dette studiet. Effekten av plumeutspreidning for  $\text{NO}_x$ - og ozonendringer fra skip i denne oppgavens resultater diskuteres i kapittel 4.3.

## 1.2.2 EFFEKTIVE UTSLIPP

Petry, (1998) utviklet en teknikk for å kompensere for utelatte små skala prosesser innenfor gridboksene i globale modeller for flyutslipp. Den tilsier at utslippene korrigeres for plumeeffektene før de benyttes som inputparametere i en global modell. Slik modifiserte utslipp blir omtalt som effektive utslipp. Effektive utslipp vil i tillegg til endrede utslippsrater for NO<sub>x</sub> inkludere utslipp av sekundære komponenter som H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, HNO<sub>3</sub>, PAN, O<sub>3</sub> og N<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. "Utslippene" av disse komponentene kan også være negative for å kompensere for overestimeringen forårsaket av fortynningsprosessene. Franke m.fl. (2008) konkluderes det med at en reduksjon på de faktiske NO<sub>x</sub>-utslippene omkring 3 prosent må til for å kompensere for plumeeffektene. Ser man på ozon må denne komponenten reduseres med syv ganger andelen av NO<sub>x</sub>-utslippene. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> bør økes med omkring 5.5 prosent av NO<sub>x</sub>-utslippet.

## 1.3 REGULERING AV SKIPSUTSLIPP

Skipstrafikk stod i år 2000 for utslipp av 600-900 Tg CO<sub>2</sub>. Samme studier har estimert at ca 15 prosent av antropogen NO<sub>x</sub> og 4-9 prosent av SO<sub>2</sub> kommer fra skipsutslipp. I tillegg regner man at 70 prosent av alle skipsutslipp forekommer under 400 km fra land (Eyring m.fl. 2009). Restriksjoner i form av EU-lovgivning de siste årene gjør at det forventes en reduksjon i forurensning fra landbaserte utslippskilder over Europa. Uten tilsvarende utslippskontroll for skipsutslipp, vil denne utslippskilden kunne øke betraktelig som konsekvens av økte transportvolumer (Cofala m.fl. 2007). Generelt har handelsflåten ekspandert med 72.000 skip, til totalt 88.000 skip de siste 100 årene, med korresponderende økning i 22,4 til 553 GT i vekt (Cofala m.fl. 2007). Økning i antall skip er ikke nødvendigvis synonymt med økning i drivstofforbruk, dette på grunn av tekniske forbedringer.

En studie som viser prognoser for fremtidig skipsfart er Eyring m.fl. (2005b). Her vises det estimert drivstoffvekst fra 280 Mt i 2007, til 409 Mt i 2020 og 725 Mt i 2050. Dette er et klart signal om at det er behov for signifikante endringer i drivstoff og teknologi siden dette tilsvarer en fordobling i CO<sub>2</sub> og SO<sub>2</sub>, og NO<sub>x</sub>utslipp tilsvarende global veitrafikk i dag. Ved antagelser om ingen utslippsendringer hos andre kilder, viser Dalsøren m.fl. (2007) sine scenarier for skipsfart i 2015, en økning i NO<sub>x</sub> – konsentrasjon på opptil 20 prosent i perioden 2000- 2015 i noen kystområder.

Det eksisterer nødvendig teknologi for utslippsreduksjon i dag. Om denne implementeres vil det være mulig å redusere 80 prosent av SO<sub>2</sub>-utslippene og 90 prosent av NO<sub>x</sub>-utslippene fra internasjonal skipsfart innen 2020 (Cofala m.fl. 2007).

Teknologi som reduserer NO<sub>x</sub>-utslipp kan inndeles i tre kategorier. De som krever motorkontroller (in-motor), de som implementeres i drivstoff eller luft (pre-motor), og de som kontrollerer utslipp (post-motor). Pre-motor-teknologi omfatter blant annet vanntilførsel i drivstoffet for å redusere forbrenningstemperaturen, som vil kunne redusere NO<sub>x</sub>-utslippene. Teknologi som implementeres i motoren for å redusere NO<sub>x</sub>, består blant annet av avkjølere, effektminsking, økning av inngangstrykk

og elektriske eller gassdrevne motorer. Når det gjelder post-motor-teknologi vil dette omfatte selektiv katalysatorreduksjon, (SCR) (Eyring m.fl. 2009).

For å redusere SO<sub>2</sub>- og partikkelutslipp er det mest effektivt å redusere svovelinholdet i drivstoffet, eller benytte alternativt drivstoff, for eksempel LNG. Bruk av partikkelfilter vil redusere utslippene ved at de samler opp partiklene før de blandes ut i atmosfæren. Dieseloksidationskatalysator konverterer partikler som inneholder vannløselige hydrokarboner gjennom post-forbrenningsoksidasjon. Dette antas å ha en reduksjonsandel på 10-30 prosent for marine innstillinger (Eyring m.fl. 2009).

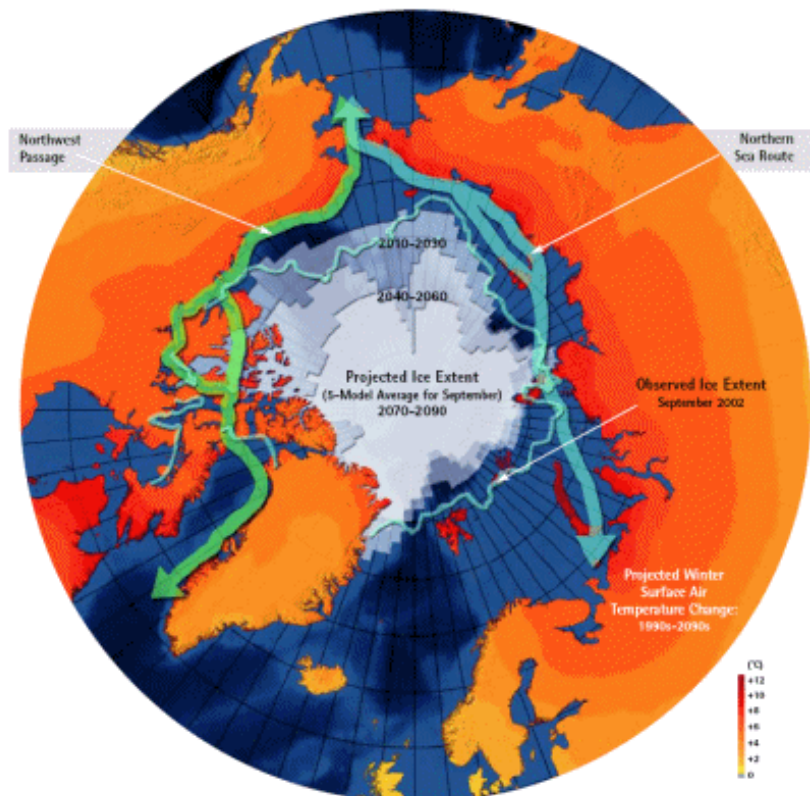
Den mest effektive måten å redusere utslipp av forurensningskomponenter på er å optimere skipshastigheten gjennom å tilpasse rutene for å unngå sterk motvind og en generell reduksjon av kjørehastighet, i tillegg kommer installering av alternative kraftsystemer (Skjølsvik m.fl. 2000). Det å endre rutene til høyere breddegrader vil automatisk redusere utslippene som konsekvens av kortere reiselengder. Figur 1.6 viser skissering av mulige skipsruter ved redusert isdekke over nordpolen (ACIA 2005).

Det er vanskelig å forutse rollen den overnevnte teknologien vil ha de nærmeste tiårene. Særlig siden utviklingen henger tett sammen med økonomiske og politiske spørsmål. Samtidig er det naturlig å anta at de eksisterende dieselmotorene vil dominere en god stund fremover, med tanke på at en marin dieselmotor har en levetid på omkring 30 år.

Senere studier fra utvalg hos FNs sjøfartsorganisasjon, IMO, viser skipsutslipp som signifikant underrapportert. Sammenligner man skipsnæringen med andre transport- og industrikategorier, er utslipp fra skipstrafikk essensielt for å kvantifisere klimaeffekter og trender, og det ses som en nødvendighet at denne næringen reguleres ytterligere (Endresen m.fl. 2007). Forventede utslipp fra skip for 2030 blir benyttet i denne oppgaven. Disse er beregnet med utgangspunkt i reguleringer for skipsutslipp fra MARPOL 73/78 fra 2005 og videre rettelsler fra MEPC 176(58) fra 2010. En nærmere beskrivelse av disse finnes i kapittel 3.5.

EU-lovgivningen har satt terskelverdier som vil kunne redusere SO<sub>2</sub> med 60 prosent av 2000-nivå og NO<sub>x</sub> med 40 prosent innen 2020 (Cofala m.fl. 2007). Den forventede økningen i skipsfart vil ved en "business as usual"-situasjon føre med seg 40 prosent økning i SO<sub>2</sub> og 47 prosent i NO<sub>x</sub> for samme tidsperiode (Cofala m.fl. 2007). Potensialet for reduksjon i skipsutslipp er stort. Hittil har totale utslippsreguleringer har i liten grad inkludert skipsutslipp. Å inkludere disse vil kunne være kostnadseffektivt med tanke på å nå de fastsatte ambisjonsnivåene, da utslippsreduksjon fra næringer som jordbruk vil være mye mer kostnadskrevende sammenlignet med i skipsnæringen.

Cofala m.fl. (2007) presenterer et scenario for 2020 der en utslippsreduksjon for skip i beste fall kan føre til en reduksjon i antall premature dødsfall på 5 prosent i EU. Det samme studiet viser et forbedringspotensial på over 20 prosent for forsuring av vegetasjon og ferskvann. Dette er imidlertid basert på svært optimistiske reguleringer.



Figur 1. 6 Forventet isutbredelse i Arktis og mulige skipsruter. Nordvestpassasjen markert med grønt og Den Nordlige Sjørute gjennom Nordøstpassasjen med blått. Over landområdene er forventet endring i overflatetemperatur markert ved fargeskalaen nederst til høyre (ACIA 2005).

Internasjonal skipsfart, oljeselskaper og andre aktører vurderer nå sine strategier for utbygging av deres virksomhet i Arktis. Det vil derfor være nødvendig både for landene som grenser til Polhavet og internasjonale miljølovgivere å utarbeide sikkerhetsstandarder og miljøkrav for skipstrafikken i området. Den sårbare atmosfæren over de polare områdene vil lokalt kreve andre tilrettelegginger av utslipp enn det som kreves globalt. Samtidig vil det være risiko for oljelekkasjer, noe som vil kunne by på problemer i forhold til oppsamling av olje i isen (AMAP 2006).

For utslippene benyttet i simuleringene i avsnitt 4.1 er det tatt hensyn til fremtidige reguleringer for skipstrafikk. Bakgrunnen for utslippene blir nærmere beskrevet i avsnitt 3.5.2. Handelsskip i internasjonal trafikk er underlagt IMO-reguleringer og forholder seg til krav fastsatt ved ANNEX VI fra MARPOL 73/78 (2005), med videre rettelser i 2010 ved MEPC 176(58). For  $SO_2$  er implementeringen iverksatt fra IMO ved en reduksjon av svovelinnhold i drivstoff på 0.5 prosent fra 1.januar 2020. Det forventes at dette gir en signifikant  $SO_2$ -reduksjon innen 2020 (Buhaug m.fl. 2009). For  $NO_x$  krever ANNEX VI at motorer installert fra januar 2000 må tilfredsstille fastsatte effektivitetskrav. Dalsøren m.fl. (2007) gjør en antagelse på 15 prosent global reduksjon i  $NO_x$  innen 2015 som resultat av ANNEX VI. Reguleringen av  $NO_x$  vil kunne gi en tilstrekkelig reduksjon av dagens utslipp, men den forventede økningen i skipsaktivitet vil kunne kansellere denne effekten, slik at ytterligere reduksjon vil være nødvendig.

# KAPITTEL 2

## TEORI

### 2.1 SKIPSUTSLIPP OG ATMOSFÆREKJEMISK PÅVIRKNING

Skip står for en signifikant andel av de totale antropogene utslippene av forurensningskomponenter. Hovedkomponenter som slippes ut er CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, VOC, SO<sub>2</sub>, black carbon (BC) og organiske partikler. Disse komponentene har ulik levetid, ulikt strålingspådriv og gir ulike konsekvenser for helse og miljø.

Kortsiktig påvirkning fra skipstrafikk vil føre til avkjøling som konsekvens av svoveldioksid (SO<sub>2</sub>) og nitrogenoksider (NO<sub>x</sub>). Disse komponentene kan også føre til store skader innen helse og miljø, blant annet gjennom produksjon av bakkenær ozon og sulfat. På lengre tidsskala vil CO<sub>2</sub>-perturbasjon fra skipene bidra til økt global oppvarming. Dette kapitlet vil gi et innblikk i de kjemiske og dynamiske prosessene rundt skipsutslipp i det marine grenselaget, da denne teorien er bakgrunnskunnskap som anses å være nyttig for forståelsen av studiens resultater presentert i kapittel 4.

#### 2.1.1 TROPOSFÆREKJEMISKE KONSEPTER

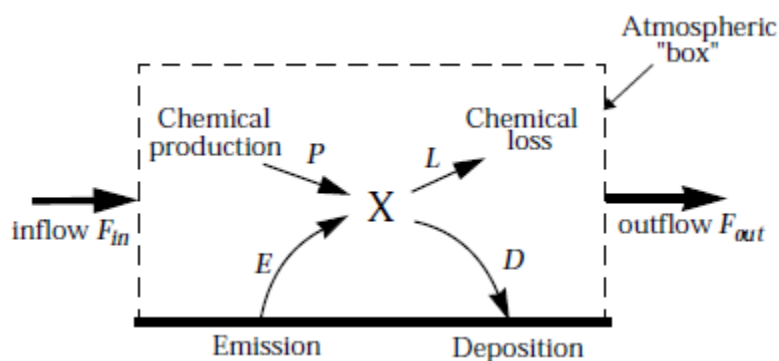
Kontinuitetsligningen (2.1) beskriver hvilke faktorer som er avgjørende for konsentrasjonen eller massen til en gitt kjemisk komponent. I utgangspunktet vil endringen per tidsenhet være balansen mellom kilder og sluk av komponenten. Hovedfaktorene som påvirker balansen er utslipp, transport, avsetning og kjemiske reaksjoner. Jacob (1999) beskriver prosessene slik:

$$\frac{dm}{dt} = \sum \text{Kilder} - \sum \text{Sluk} = F_{\text{Inn}} + E + P - F_{\text{Ut}} - L - D \quad (2.1)$$

- *Utslipp, E*: Kjemiske komponenter som emitteres fra ulike kilder. Det skilles mellom antropogene og biogene utslipp. Antropogene utslipp omfatter menneskelig påvirkning, men stort bidrag fra fossilt brensel. Biogene utslipp er resultat naturlige prosesser fra biologiske organismer som for eksempel fotosyntese. Andre naturlige prosesser omtales ofte som ikke-biogene naturlige utslipp, vulkansk aktivitet er et eksempel på dette.
- *Kjemiske prosesser, P, L*: Kjemisk produksjon og tap av komponenter. Disse prosessene vil ofte styres av tilgjengelighet på solinnstråling og utslipp. Reaksjonene kan være i gassfase eller heterogene, mellom ulike faser.
- *Transport, F*: Komponentene transporteres vekk fra produksjonsområdet av vindsystemer på ulike størrelsesskalaer.

- *Avsetning, D*: Materiale i atmosfæren vil til slutt avsettes på bakken. Det skilles mellom tørravsetning og våtavsetning avhengig av om de kjemiske komponentene når bakken direkte eller som nedbør.

Vekselvirkningene mellom de nevnte prosessene kan forenkelt beskrives med en boksmodell, med utslipp og prosesser inne i boksen, og transport ut og inn (Figur 2.1). Det vil hele tiden være konkurranse mellom disse prosessene, der blant annet meteorologi, geografisk plassering, årstid, bakgrunnskonsentrasjon og kjemisk sammensetning av utslipp vil påvirke utfallet.



Figur 2. 1 En-boksmodell for en atmosfærisk komponent X (Jacob 1999).

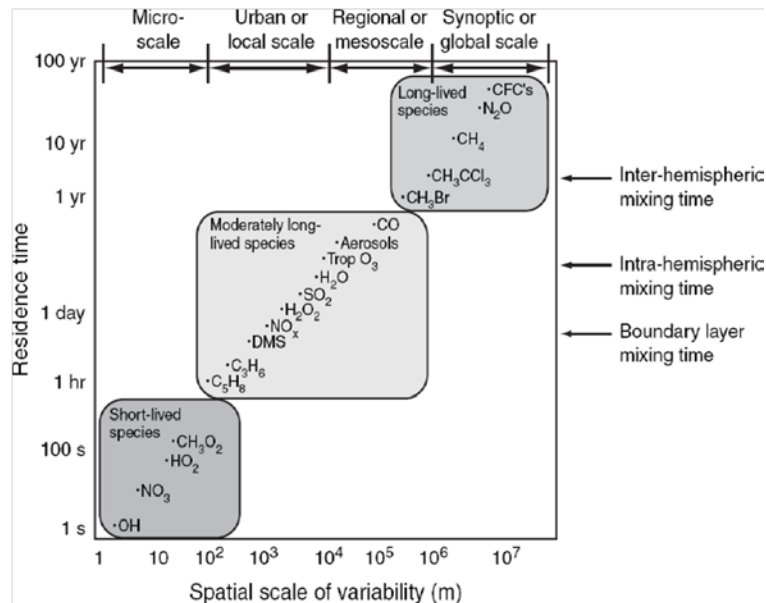
Relativ fordeling av luftforurensning vil domineres av forholdet mellom produksjon, kjemisk levetid og transporttid. Definisjonen av levetiden,  $\tau$ , til en komponent er gitt ved (2.2), som viser forholdet mellom tapsrate og konsentrasjon,  $m$ . Levetiden er et uttrykk for hvor lang tid det tar før en komponent oppnår likevektskonsentrasjon. Om det eksplisitt fokuseres på den kjemiske levetiden til komponenten,  $\tau_k$ , vil det kun tas hensyn til det kjemiske tapet,  $L$  (Jacob 1999).

$$\tau = \frac{m}{F_{ut} + L + D} \quad (2.2)$$

For komponenter med kort kjemisk levetid vil kjemiske fremfor dynamiske prosesser dominere den romlige fordelingen av komponentene. Når den kjemiske levetiden er kort reflekterer ofte fordelingen av komponentene plassering av utslippskildene. Komponenter med lang kjemisk levetid vil kunne transporteres langt fra kildeområdet og derfor påvirke atmosfærisk sammensetning globalt. For global spredning er det ofte en avgjørende faktor at komponentene transporteres gjennom stratosfæren, ellers vil avsetning på bakken være med å forkorte transportdistansen (Brasseur m.fl. 1999). Figur 2.2 viser levetider og transporttider for ulike komponenter.

Ved modellering av atmosfærekjemi fører dette til store utfordringer. Valg av oppløsning i tid og rom for modellgridet vil spille inn på hvordan kjemien blir representert i modellen. En Eulersk atmosfæremodell vil benytte versjoner av ligning (2.1) til å kalkulere konsentrasjonen av de ulike kjemiske komponentene som til en hver tid befinner seg innenfor den valgte gridboksen i modellen.

Et av målene i denne oppgaven er å studere effekt av oppløsning for en utslippsplume fra skipstrafikk. Resultatene fra modellsimuleringene med ulik oppløsning blir presentert og diskutert i kapittel 4.3.



Figur 2. 2 Levetid og transporttid for kjemiske komponenter. Figuren viser forholdet mellom romlig variabilitet og den kjemiske levetiden for de vanligste forurensningskomponentene (Brasseur m.fl. 1999).

## 2.1.2 FOTOKJEMISKE PROSESSER

Fotolyse og tilgang på ultrafiolett stråling er avgjørende faktorer for å drive svært mange kjemiske reaksjoner i atmosfæren. Atmosfæren kan ses på som en fotokjemisk reaktor med solen som lyskilde (Wayne 2000). Av de bølglengdene solen emitterer, vil kun en liten del nå jordens atmosfære, og strålenes bølglengde vil også være med på å avgjøre hvilken stråling som penetreres ned til bakken.

Synlig lys eller UV-stråling fra solen vil kunne bryte opp atmosfæriske komponenter. Dette fører til produserte atomer, radikaler og ioner, eller eksitere komponentene. Når et atom eksiteres endres ikke kjemien, men kun reaktiviteten til komponenten (Wayne 2000). Et eksitert atom er mindre stabile og vil lettere kunne reagere med andre komponenter enn originaltilstanden.

Det synlige lyset inneholder de fotonene med lavest energi som er kapable til å fremme kjemisk endring. Atmosfæren kan virke som et filter for kortbølget stråling, siden dens absorpsjon er sterk hos de viktigste komponentene. Bølglengder kortere enn 100 nm absorberes av  $N_2$ ,  $O_2$  og  $O$ , og vil ikke nå lenger ned enn 100 km over bakken (Wayne 2000). Lange bølglengder derimot, når lengre ned i atmosfæren. Her karakteriseres kjemien ved lavere energi.

Troposfæren er det nederste laget i atmosfæren og utgjør området fra bakken og opp til tropopausen. Tropopausen befinner seg ved 10-20 km høyde avhengig av breddegrad. Nær bakken vil kun stråling med bølglengde over 300 nm være igjen (Wayne 2000). Andelen tilgjengelig UV-stråling vil altså være en avgjørende faktor for de troposfærekjemiske prosessene og bidra til at



produksjonsrate og kjemisk levetid for mange av komponentene vil endre seg i løpet av døgnet, med breddegrad og med årstiden avhengig av solinnstrålingen.



Figur 2. 3 Soldiagram for Longyearbyen, Svalbard. (Forelesning Anna Sjøblom AGF340 2009).

I polare områder vil fotokjemien skille seg fra lavere bredder på grunn av de markante årstidsvariasjonene. Under polarnatten vil det være svært lite kjemisk aktivitet, samtidig som det vil gi en opphopning av komponenter som vil påvirkes så snart sollyset dukker opp om våren. Dette fører til en eksplosjon for mange reaksjoner i løpet av vårmånedene. Sommeren på høye breddegrader er også fri for døgnvariasjoner, og på denne tiden av året vil nattkjemien være svak eller fraværende. Figur 2.3 viser hvordan sollyset varierer med årstidene i Longyearbyen på Svalbard.

De neste avsnittene vil ta for seg troposfærekjemiens viktigste komponenter sett i sammenheng med skipsutslipp. I denne oppgaven vil hovedfokus være på effekt av  $\text{NO}_x$ -utslipp fra skip og påvirkning på ozon og andre sekundære komponenter. Endringen i ozon vil igjen ha innvirkning på OH og  $\text{CH}_4$ -konsentrasjonene.

## 2.2 AKTUELLE KOMPONENTER I TROPOSFÆREKJEMIEN

### 2.2.1 OH-RADIKALET

Den viktigste oksidanten i atmosfæren er hydroksylradikalet OH. Med et uparet elektron omtales OH som fritt radikal. Det finnes ikke direkte utslipp av oksidanten, og tilstedeværelsen av OH er sterkt koblet med fotokjemi og tilgjengelig sollys. Hovedkilden til OH er reaksjonen mellom et eksitert oksygenatom og vanndamp, (2.3) (Jacob 1999). Eksitert oksygen dannes ved fotolyse av ozon, (2.4). Raten for OH-dannelse, (2.5), vil avhenge av disse komponentene og fotolyserater. Som tidligere nevnt vil kun de lengste bølglengdene nå ned til troposfæren, og fotolyse av  $\text{O}_3$  skjer her ved bølglengder mellom 300-320 nm (Brasseur m.fl. 1999). Høyere i atmosfærene enn dette absorberes

strålingen av  $O_3$ . Selv om produksjon av eksitert oksygen,  $O(^1D)$ , er mer effektiv i stratosfæren, vil tilgjengeligheten av vanddamp kompensere for at OH-produksjonen er størst i troposfæren, samt avtagende ved økende breddegrad.



$$\frac{d[OH]}{dt} = \frac{2k[H_2O]j_{O_3}[O_3]}{k[O_2] + k[N_2]} \quad (2.5)$$

Radikalets høye reaktivitet tilsier en svært kort levetid, kun noen få sekunder (Brasseur m.fl. 1999). OH-konsentrasjonen er altså svært varierende, og vil som oksidant også påvirke konsentrasjonen til andre komponenter. Tap av OH skjer primært ved oksidasjon av CO, CH<sub>4</sub> og andre hydrokarboner (Jacob 1999).



Det er rask sykling mellom OH og HO<sub>2</sub>, (2.6-2.8), som sammen med organiske peroksidradikaler, danner HO<sub>x</sub>-familien. Syklingen og påvirkning av ozonnivået i luften rundt avhenger av NO<sub>x</sub>-konsentrasjonen. NO<sub>x</sub>-utslipp fra skip øker andelen OH gjennom to reaksjonsveier: Direkte ved HO<sub>2</sub> (2.8), og indirekte gjennom ozonproduksjon. Denne prosessen blir beskrevet i avsnitt 2.2.3.

## 2.2.2 NITROGENOKSIDER, NO<sub>x</sub>

Nitrogenoksid, NO, og nitrogendioksid, NO<sub>2</sub>, omtales ofte under felles betegnelsen NO<sub>x</sub>. NO<sub>x</sub> er en av de viktigste utslippskomponentene fra skipstrafikk, og bidrar i mange av de troposfærekjemiske reaksjonene som vil bli belyst i denne sammenhengen.

NO<sub>x</sub>-utslipp er direkte relatert til forbrenningen i dieselmotoren i marine fartøy. Marine dieselmotorer opererer med få omdreininger per minutt og har store sylindervolum. De siste 25 årene har produsert energi per sylinder blitt mer enn doblet, samtidig som drivstofforbruket har minket med 25 prosent (Eyring m.fl. 2009). For å være effektivt må drivstoffet som benyttes i store sylindere atomisere og være velblandet med luften før innsugingstakten. Denne forbrenningen gir høye temperaturtopper og lang oppholdstid. Oksygen i forbrenningskammeret dekomponeres termalt og vil gjennom reaksjon med nitrogen danne NO (2.9- 2.11). Svært høy temperatur og trykk fører til at marine dieselmotorer har høyere NO<sub>x</sub>-utslipp enn andre dieselmotorer (Store Norske Leksikon 2010).



Generelt vil fordelingen av nitrogenoksidene reflektere plasseringen av antropogene utslippskilder. Majoriteten av  $NO_x$  skyldes antropogen aktivitet og er ofte forbundet med industrielle og urbane områder. Samtidig gjør den korte levetiden på i underkant av en dag at  $NO_x$  sjelden transporteres langt fra utslippskilden. Fordelingen av  $NO_x$  fra skipsutslippene i denne oppgaven, bekrefter dette da seilemønsteret tydelig gjenspeiles (Figur 4.1). Til tross for den korte levetiden har  $NO_x$  stor betydning som forurensningskomponent, både direkte og som forløper til ozon og påvirkning av CO og metankonsentrasjon.

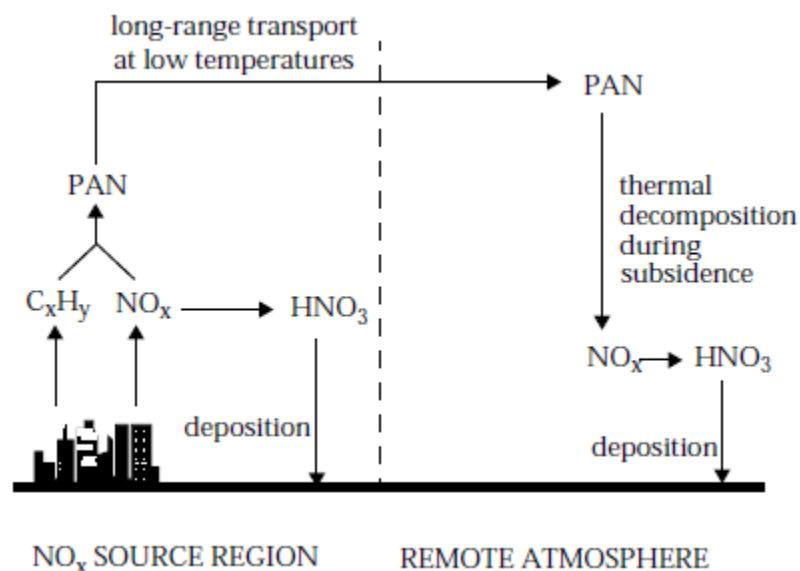
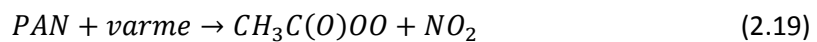
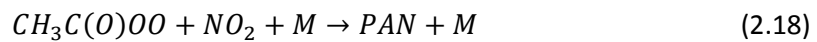
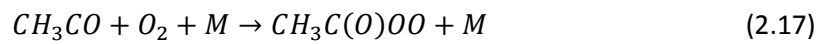
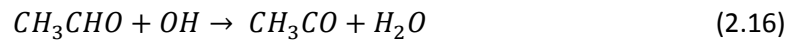
Ved reaksjoner mellom  $NO_2$  og OH, dannes salpetersyre,  $HNO_3$  (2.12). Dette er en komponent som lett løses i vann og avsettes på bakken gjennom våt- eller tørravsetning. Denne avsetningen regnes som den største tapsprosessen for  $NO_x$  i troposfæren (Brasseur m.fl. 1999). Avhengig av bufferkapasitet i jordsmonn kan avsetning av  $HNO_3$  være skadelig for miljøet gjennom forsuring. Økte nitrogennivåer kan bidra til eutrofiering og algeoppblomstring, som vil gå ut over vannkvalitet og økosystem i kystområder og innsjøer. Andre prosesser som bidrar til dannelse av  $HNO_3$  og nitrat er (2.13 – 2.15). Om natten og om vinteren på høye bredder kontrolleres levetiden og tap av  $NO_x$  av disse.



Nitratavsetning på bakken kan også skje via andre sekundære produkter. Gjennom den heterogene reaksjonen mellom  $HNO_3$  og ammoniakk gass dannes ammoniumnitrat aerosoler. I tillegg vil reaksjonen av  $HNO_3$  med havsalt som gir  $NaNO_3$  og  $HCl$ , være aktuell i det marine grenselaget. Begge disse reaksjonene danner komponenter som kan avsettes på bakken og gi økt nitratkonsentrasjon. Imidlertid vil andel ammoniumnitrat aerosoler som dannes være avhengig av ammonium tilgjengelig og konkurrerende med dannelsen av ammoniumsulfat aerosoler (Eyring m.fl. 2009).

$NO_x$  har som nevnt kort levetid, på den annen side kan andre kjemiske komponenter med lengre levetid frigjøre  $NO_x$  ved termal dekomponering (Jacob 1999). For  $NO_x$  gjelder dette hovedsakelig peroksyacetylnitrat. Denne type komponenter kalles reservoarkomponenter. Dannelse av reservoargasser kan forlenge påvirkningstiden hos  $NO_x$  og bidra til transport til områder med få kilder og derfor i utgangspunktet lave  $NO_x$ -konsentrasjoner. Peroksyacetylnitrat, forkortet som PAN,

produseres i troposfæren ved fotokjemisk oksidasjon av  $C_2H_6$  via karbonylkomponenter, med påfølgende reaksjon med  $NO_2$  (2.16-2.18). PAN kan ha levetid opp til måneder, noe som gir mulighet for å nå høyere opp i troposfæren enn  $NO_x$  og transporteres globalt (Brasseur m.fl. 1999). Ved høyere temperaturer vil dekomponering gi frigjøring av  $NO_x$  (2.19). Figur 2.4 viser hvordan PAN fungerer som en tapsprosess for  $NO_x$  nær utslippskildene, og samtidig som kilde til  $NO_x$  i avsidesliggende områder.



Figur 2. 4 Figuren viser hvordan PAN fungerer som reservoar for  $NO_x$ . (Jacob 1999).

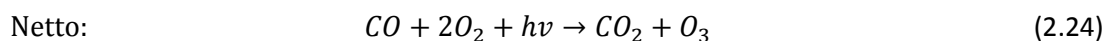
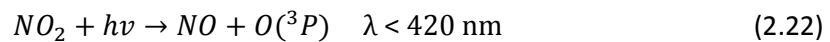
$NO_x$  betegnes som en forløper for troposfærisk ozon, da  $NO_x$ -konsentrasjonen er svært avgjørende for ozonproduksjonen i forbindelse med oksidasjon av CO og hydrokarboner. I avsnitt 2.2.5 om troposfærisk ozon finnes detaljer rundt  $NO_x$  og dens rolle som katalysator for ozonproduksjon.

### 2.2.3 KARBONMONOKSID, CO

En annen av de sentrale utslippskomponentene fra antropogen aktivitet er karbonmonoksid, CO. Fossile brensler fra transport og industri og biomassebrenning står som de største direkte kildene. I tillegg vil CO dannes under oksidasjon av metan og andre hydrokarboner. CO tapes hovedsakelig gjennom reaksjon med OH, (2.6), som gir en levetid på rundt to måneder for komponenten (Jacob 1999). Dette fører til at transport også er en signifikant tapsprosess fra kildeområdet, men levetiden

er ikke lang nok til at CO globalt er velblandet i troposfæren. Det er derfor store gradienter mellom utslippsområder med konsentrasjoner opp til flere ppmv<sup>2</sup> og avsidesliggende områder viser konsentrasjoner mellom 50-150 ppbv (Brasseur m.fl. 1999).

(2.24) viser nettoresultatet av oksidasjonsforløpet av CO (2.6, 2.20-2.23) med NO<sub>x</sub> til stede. Det produseres da et O<sub>3</sub>-molekyl og et CO<sub>2</sub>-molekyl når CO oksideres av OH. For NO<sub>x</sub> er dette derimot en katalytisk prosess. Med det menes at det ikke tapes eller produseres NO<sub>x</sub>, kun skjer en sykling mellom NO og NO<sub>2</sub>.



Områder med svært lave NO<sub>x</sub>- konsentrasjoner (<5-10 pptv) vil imidlertid kunne føre til netto fjerning av ozon ved at overgangen mellom OH og HO<sub>2</sub> skjer ved reaksjon med ozon (2.25 og 2.26) fremfor med NO (2.21) (Stordal og Hov 1993). Dette gir en nettoreaksjon der ozon tapes under CO oksidasjonen.



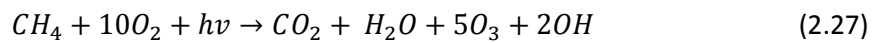
## 2.2.4 HYDROKARBONER

Hydrokarboner er organiske komponenter bestående av karbon og hydrogenkomponenter, de enkleste på formen C<sub>n</sub>H<sub>m</sub>. Videre kan oppbygning og bindingstype mellom atomene variere, og molekylene kan inneholde oksygen, nitrogen eller svovelkomponenter. Hydrokarbonene inneholder mange av nøkkelkomponentene innen troposfærekjemien. Metan, CH<sub>4</sub> er den enkleste komponenten og den mest utbredte i atmosfæren. Med en levetid på omkring ti år, vil metan kunne transporteres globalt og anses som velblandet i troposfæren (Brasseur m.fl. 1999). Metan tapes hovedsakelig gjennom oksidasjon satt i gang av OH-molekylet. Økte OH-konsentrasjoner kan bidra til en reduksjon i metans levetid og påvirke strålingspådrivet. Dette vil være utfallet av økte ozonkonsentrasjoner forårsaket av skipsutslipp. Skiputslipp sin påvirkning av metan diskuteres i kapittel 4.1.

---

<sup>2</sup> ppmv = parts per million volume

På samme måte som for CO (2.6, 2.20-2.24) vil oksidasjon av metan kunne bidra til produksjon av ozon om det er tilstrekkelig med NO<sub>x</sub> tilstede. Nettoreaksjonen ved metanoksidasjoner gitt ved (2.27) (Jacob 1999).



Ikke-metan hydrokarboner (NMHC) har, til forskjell fra metan, mye kortere levetider med en variasjon fra noen timer til et par måneder (Brasseur m.fl. 1999). NMHC slippes ut ved fossil forbrenning fra antropogene kilder som transport og industri. Disse komponentene slippes ut i mindre mengder enn metan, men er svært reaktive og vil påvirke oksidantbalansen og avsetningsprosesser, samt bidra troposfærisk ozondannelse. Naturlige utslipp av NMHC står for over halvparten av de totale utslippene. Isopren og monoterpener slippes ut i forbindelse med planters fotosyntese og utgjør størsteparten av de biologiske utslippene (Brasseur m.fl. 1999).

## 2.2.5 TROPOSFÆRISK OZON

Ozon er en sekundær forurensningskomponent som dannes ved kjemiske reaksjoner drevet av sollys og ozonforløperne CO, CH<sub>4</sub>, NMHC og NO<sub>x</sub>. Det refereres ofte til bakkenær ozon, et begrep som omfatter bakgrunnskonsentrasjonen og episodiske ozontopper (Fowler m.fl. 2008).

Bakgrunnskonsentrasjon tilsvarer nivået av O<sub>3</sub> i et område, som konsekvens av transport inn i området og naturlige kilder av ozonforløpere. Ozontoppene er avhengig av ideelle utslippkonsentrasjoner av forløperne og meteorologi for ozonproduksjon.

Ozon har en gjennomsnittlig levetid på omkring 20 dager. Denne varierer med høyden fra kun en dag i grenselaget til flere uker i den frie troposfæren (Jacob 1999). På grunn av forholdsvis lang levetid, vil komponenten være til stede i bakgrunnsluften selv om det ikke forekommer ozonproduksjon i området, som konsekvens av at ozon transporteres fra produksjonsregioner og stratosfæren.

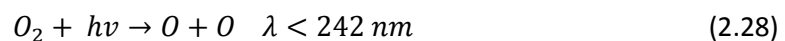
Tabell 2.1 viser produksjon og tapsprosesser for troposfærisk ozon. Det er to hovedkilder, kjemisk produksjon og transport fra stratosfæren. Produksjonsprosessene skjer under oksidasjon av CO og hydrokarboner og er beskrevet i avsnittene over. Tapsprosessene deles inn i kjemisk tap og tørravsetning. Forholdet mellom produksjon og tap av ozon vil være avhengig av tilgjengelighet av ozonforløpere, meteorologi og transportprosesser, og derfor variere lokalt.

	Tg O <sub>3</sub> yr <sup>-1</sup>
<b>SOURCES</b>	3400-5700
Chemical production	3000-4600
HO <sub>2</sub> + NO	(70%)
CH <sub>3</sub> O <sub>2</sub> + NO	(20%)
RO <sub>2</sub> + NO	(10%)
Transport from stratosphere	400-1100
<b>SINKS</b>	3400-5700
Chemical loss	3000-4200
O( <sup>1</sup> D) + H <sub>2</sub> O	(40%)
HO <sub>2</sub> + O <sub>3</sub>	(40%)
OH + O <sub>3</sub>	(10%)
others	(10%)
Dry deposition	500-1500

Tabell 2. 1 Globalt budsjett av troposfærisk ozon fordelt etter produksjon og tapsprosesser. (Jacob 1999).

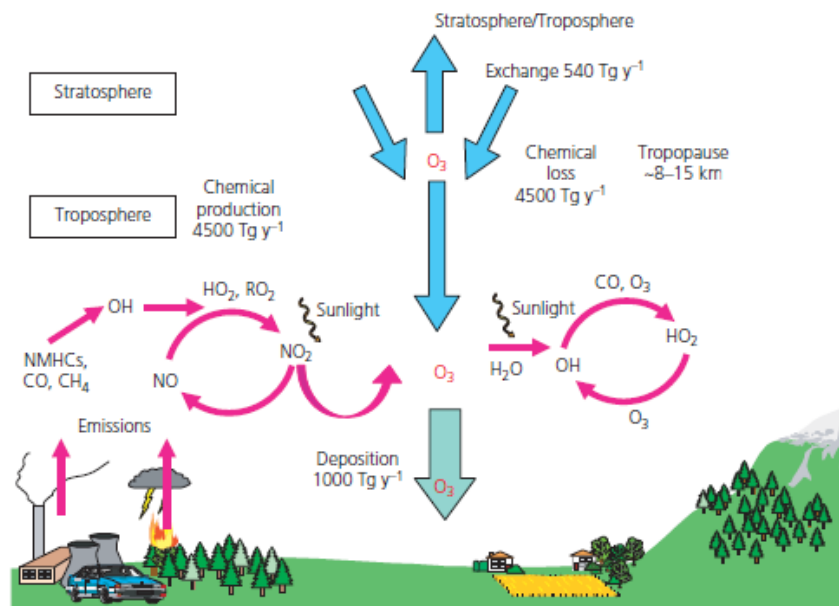
Over Europa ligger bakgrunnskonsentrasjonene typisk rundt 35 ppbv (Fowler m. fl. 2008). Ozon har store skadevirkninger på vegetasjon og helse. Noe som blant annet har ført til at WHO i 2006 satte terskelverdien for helseskader ved en ozonkonsentrasjon over 50 ppbv (daglig midlet over 8-timer). Dette omfatter hovedsakelig skader på lunger og luftveier, og det rapporteres årlig rundt 21.400 premature dødsfall som resultat av ozonforurensning (Fowler m. fl. 2008). Tilsvarende settes terskelen for vegetasjonsskader ved 40 ppbv, for øvrig er dette en verdi som sterkt avhenger av type vegetasjon og klimaet i området.

I tillegg til å være en forurensningskomponent i troposfæren, er ozon et naturlig bidrag i atmosfæren. Først og fremst forbinder mange komponenten med ozonlaget i stratosfæren som filtrerer UV stråling fra solen. I stratosfæren produseres ozon ved fotolyse av molekylært oksygen (2.28-2.29).



I troposfæren er ozon som nevnt en sekundær komponent, hvis konsentrasjon er sterkt avhengig av forløpere som NO<sub>x</sub> og hydrokarboner, og meteorologiske forhold. De neste avsnittene vil ta for seg produksjon og nedbryting av bakkenær ozon.

På samme måte som den generelle ligningen (2.1) viser, vil ozonkonsentrasjonen og komponentens levetid være avhengig av de atmosfæriske prosessene som fører til produksjon og tap av ozon, tabell 2.1. Figur 2.5 viser skjematisk alle dominerende prosesser og deres størrelsesorden på global skala.



Figur 2. 5 Skjematisk oversikt over produksjon- og tapsprosesser for ozon (Fowler m.fl. 2008).

I grenselaget reflekterer ozon regionale utslippsmønstre og vegetasjonens evne til tørravsetning, noe som fører til en betraktelig kortere levetid her sammenlignet med høyere nivåer. Lengre levetider i den frie troposfæren gir mulighet for transport av ozon gjennom storskalaprosesser. Dette gjør ozon til en global forurensningskomponent. Både fotokjemi og avsetningsprosesser er sterkt årstidsavhengig, særlig på midlere bredder reflekterer levetiden dette. OH-radikalet som ble beskrevet i avsnitt 2.2.1 har en sentral rolle i ozonkjemien. Gjennom oksidasjon av CO, CH<sub>4</sub> og andre hydrokarboner, (avsnitt 2.2.3 og 2.2.4), oppstår reaksjonssyklus som fører til tap eller produksjon av ozon.

Utfallet av disse reaksjonssyklusene er sterkt avhengig av bakgrunnsluftens NO<sub>x</sub>-konsentrasjon, da NO<sub>x</sub> regnes som den viktigste forløperen til ozon. Som vist tidligere i kapittelet kan det både være tap og produksjon av ozon når CO og hydrokarboner oksideres ved OH. Hovedsakelig deles oksidasjonsprosessene inn i tre regimer basert på omliggende NO<sub>x</sub>-konsentrasjon. De tre regimene vil beskrives nærmere i avsnittene 2.2.5.1 - 2.2.5.3 for å forstå de svært forskjellige utfallene for ozonkonsentrasjonen.

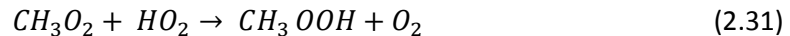
### 2.2.5.1 Ozonendring i bakgrunnsområder med lave NO<sub>x</sub>-verdier

I det marine grenselaget fjernt fra utslippskildene vil NO<sub>x</sub>-konsentrasjonen typisk være noen få pptv<sup>3</sup>. Brasseur m.fl (1999) karakteriserer lav NO<sub>x</sub>-regimet til mindre enn 50 pptv. Når dette er tilfellet vil ozon primært tapes under oksidasjonssyklusene (Figur 2.6). Uten NO tilgjengelig vil det under oksidasjonen av CO, dannes hydrogenperoksid, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Dette skjer ved at peroksidradikalet reagerer

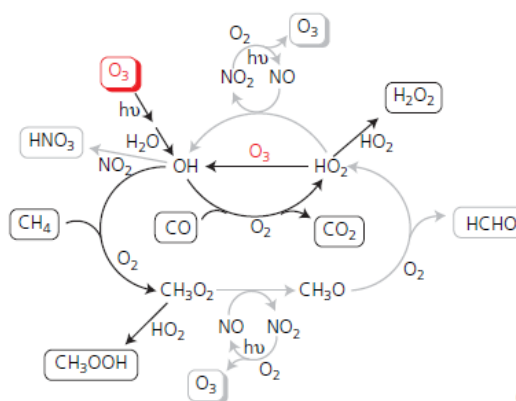
<sup>3</sup>pptv = Parts per trillion volume



med andre radikaler (2.30), fremfor OH og NO<sub>2</sub> som i (2.21) i sekvensen (2.6, 2.20 -2.24). Tilsvarende reaksjonsrekke for metan vil produsere metylhydrogenperoksid, CH<sub>3</sub>OOH (2.31). Disse reaksjonene fører ikke til produksjon av ozon slik som når tilstrekkelig NO<sub>x</sub> er til stede.



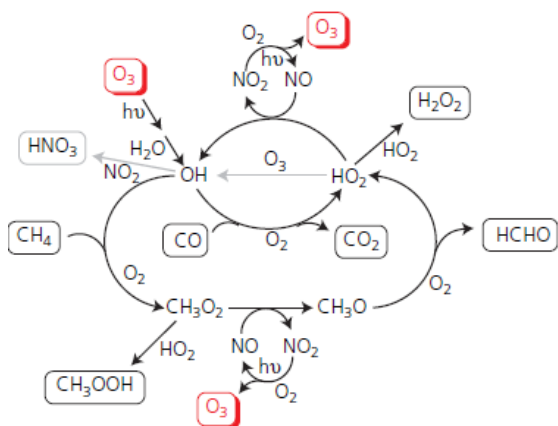
Siden produksjon av oksidanten OH forbruker ozon, (2.3 og 2.4), vil oksidasjon av CO og CH<sub>4</sub> i områder med lave NO<sub>x</sub>-verdier gi nettotap av ozon. I disse områdene som nevnt være tilfellet at HO<sub>2</sub> og OH reagerer med O<sub>3</sub> (2.25 -2.26). Ser man på konsentrasjonene over havområder og i områder langt fra utslippskilder er effekten av nedbryting av bakgrunnssozon årsaken for de lave verdiene. Økte skipsutslipp vil derimot bidra til at det i stedet vil produseres ozon i noen av områdene.



Figur 2. 6 Oksidasjonssyklene ved lave bakgrunnskonsentrasjoner av NO<sub>x</sub> (Fowler m.fl. 2008).

### 2.2.5.2 Høyere NO<sub>x</sub>-nivåer, nær utslippsområder

I områder med høyere NO<sub>x</sub>-nivåer enn beskrevet over, (50 -1000 pptv), (Brasseur m.fl. 1999), vil netto ozondannelse dominere under oksidasjonsprosessene. Dette vil være tilfelle i områdene der NO<sub>x</sub> fra skipsutslippene fortynnes med omliggende luft. Her er det tilstrekkelig med NO<sub>x</sub> slik at peroksyradikalene reagerer med NO, tilsvarende (2.21) for CO oksidasjonen (Figur 2.7). NO konverteres til NO<sub>2</sub>, som senere spaltes til NO igjen og gir dannelse av ozon, (2.22 og 2.23). Dette er en katalytisk prosess og det er altså ikke tap av NO<sub>x</sub> underveis. Denne katalytiske syklusen for NO<sub>x</sub> kan gjentas flere ganger før NO<sub>x</sub> tapes. I dette regimet gir økende NO<sub>x</sub>-konsentrasjon gir ozon, og ozondannelsen betegnes som NO<sub>x</sub>-begrenset (Brasseur m.fl. 1999).

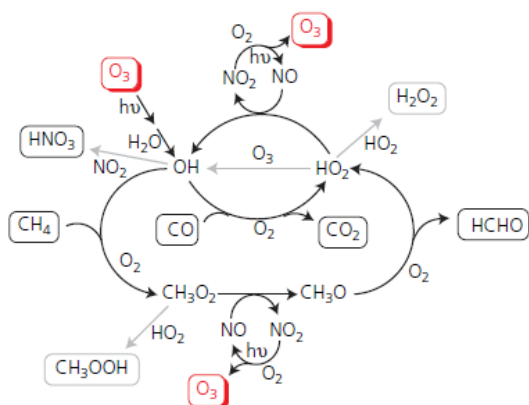


Figur 2. 7 Skjematisk oversikt over oksidasjonssyklusen ved middels høye  $\text{NO}_x$ -konsentrasjoner (Fowler m.fl. 2008).

### 2.2.5.3 Svært høye $\text{NO}_x$ -nivåer, områder nær kilden

Når  $\text{NO}_x$  når svært høye verdier ( $>1$  ppbv) vil den overnevnte økningen i ozon stoppe opp, til tross for økende  $\text{NO}_x$ . Mengden av  $\text{RO}_2$ -radikaler begrenser ozonproduksjonen slik at i stedet for å spaltes til  $\text{NO}$  og  $\text{O}(^3\text{P})$ , som gir grunnlag for ozondannelse, fremmes reaksjonen mellom  $\text{NO}_2$  og  $\text{OH}$  (2.12). Reduksjonen i  $\text{OH}$  fra (2.12) fører videre til at  $\text{RO}_2$ -produksjonen avtar, som igjen vil begrense produksjonen av ozon, figur 2.8.

Når dette er tilfellet kan derimot en økning i  $\text{CO}$ ,  $\text{CH}_4$  eller andre hydrokarboner føre til en mer effektiv produksjon av ozon. Det er altså ikke ytterligere økning i  $\text{NO}_x$ , men i hydrokarboner som akselererer ozonproduksjonen, og regimet vil nå være hydrokarbon-begrenset. Over Arktiske havområder, vil det hovedsakelig vært  $\text{NO}_x$  og ikke hydrokarboner som kontrollerer ozonkjemien. Figur 2.9 viser sammenhengen mellom  $\text{NO}_x$ -konsentrasjoner og ozonproduksjon. Her kommer forskjellene mellom de tre omtalte regimene tydelig frem.



Figur 2. 8 Skjematisk oversikt over oksidasjonssyklusen ved høye bakgrunnskonsentrasjoner av  $\text{NO}_x$  (Fowler m.fl. 2008).

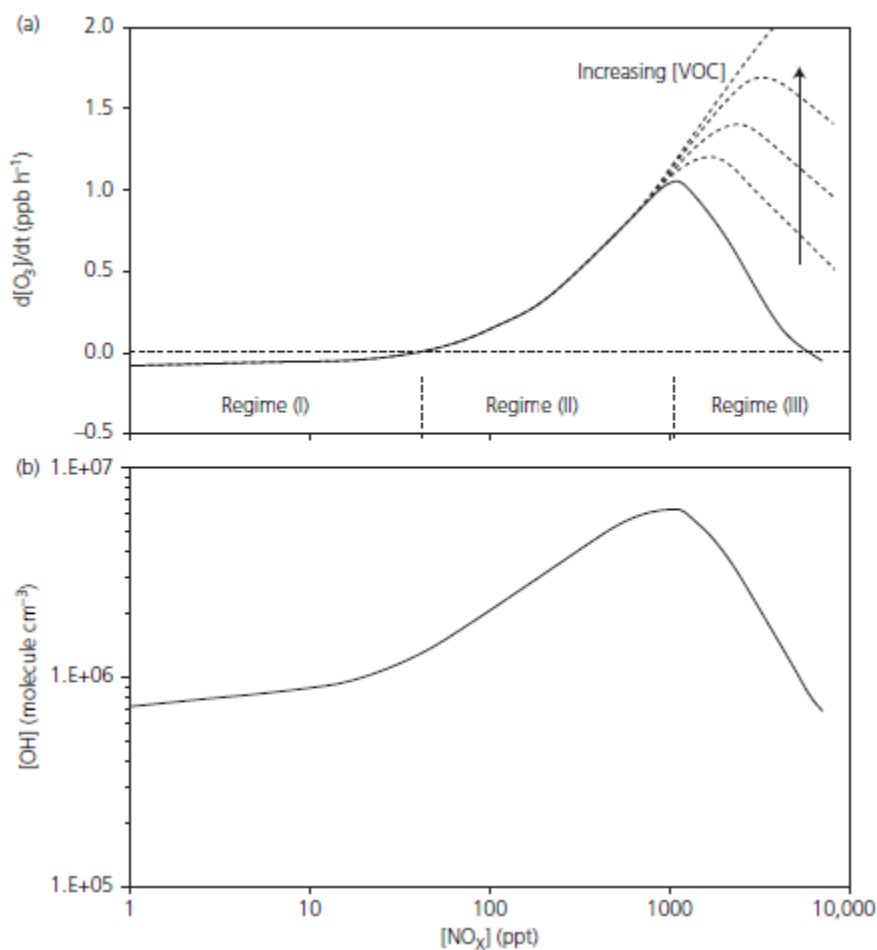
#### 2.2.5.4 Titrering av ozon

I områdene utsatt for de høyeste  $\text{NO}_x$ -verdiene, vil ozon lokalt kunne tapes ved titrering (2.32).  $\text{NO}$  som slippes ut i de svært forurensende områdene, spesielt nær utslippskilden, vil kunne reagere med ozon. Dette er typisk for  $\text{NO}_x$ -konsentrasjon på flere ppbv.  $\text{O}_3$  blir nå oksidant i overgangen fra  $\text{NO}$  til  $\text{NO}_2$  (Brasseur m.fl. 1999). En slik effekt kan påvirke slik at ozonkonsentrasjonene blir svært lave der  $\text{NO}_x$  når maksimale verdier. Denne prosessen påvirker derimot ikke bakgrunnsverdier siden  $\text{NO}_2$  videre gir ozonproduksjon. Titrering av ozon er altså en nullsykel for ozon (Brasseur m.fl. 1999). Nær senter av skipsplumen vil det kunne forventes titreringseffekter.



#### 2.2.5.5 Tørravsetning

I tillegg til den kjemiske nedbrytningen, tapes ozon ved tørravsetning. Nær bakken vil ozon avsettes på planter, hav- eller jordoverflaten. Avsetningshastigheten varierer med plantenes regulering av stomata, vindhastighet, turbulens og overflatevann på vegetasjonen (Fowler m.fl. 2008). Det er ikke de aller høyeste ozonverdiene som vil gi størst skade på vegetasjonen. Derimot er litt forhøyede verdier over en lengre periode mest skadelig. Ozon skader en rekke prosesser i plantene. Blant annet reduseres fotosyntesen og veksten, og aldring og bladfelling kan fremskyndes (Fowler m.fl. 2008).



Figur 2. 9: Illustrasjon over  $\text{NO}_x$ -avhengighet ved produksjon og tap av ozon, heltrukken kurve. Simuleringen er basert på verdier tilsvarende midlere bredder og i lav troposfære. De stiplede kurvene viser avhengighet av NMHC. Nederste panel viser konsentrasjon av OH (Fowler m.fl. 2008.)

## 2.2.6 ENDRING I LEVETID TIL METAN, $\text{CH}_4$

Utslipp av  $\text{NO}_x$  øker OH-konsentrasjonen gjennom økt ozonproduksjon. Dette gir mulighet for økt oksidasjon av andre komponenter i atmosfæren, der blant metan. I Hoor m.fl. (2009) sammenlignes ulike transportsektorer og tilhørende endringer i ozon og OH. Her kommer skipstrafikk ut som den sektoren med størst innvirkning på OH. Responsen av OH fra skipsutslipp viser seg som en nær lineær funksjon av lave konsentrasjonsendringer av  $\text{NO}_x$ . Hovedtap av metan skjer ved oksidasjon ved OH-radikalet. Som konsekvens av økte OH-konsentrasjoner reduseres implisitt også levetiden til drivhusgassen metan ved at en høyere andel oksideres. Levetiden til metan er omkring tolv år. Det bør også nevnes at reduksjon i metan gir en indirekte reduksjon i OH-konsentrasjonen, gjennom lavere andel ozonproduksjon.

Resultatene presentert i kapittel 4.1 viser at skipstrafikk føre til  $\text{NO}_x$ -konsentrasjoner omkring 1 ppbv over havområder med lave bakgrunnskonsentrasjoner. Ut i fra nedre panel figur 2.9 kan er dette verdier som gir et godt utgangspunkt for økt OH-produksjon.

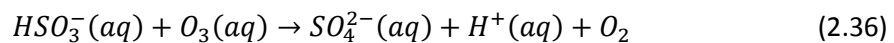
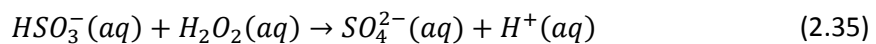
Metan er som nevnt en drivhusgass og derfor viktig en viktig faktor i strålingsbudsjettet til atmosfæren. Ved antagelsen om at en reduksjon i metans levetid gir en reduksjon i konsentrasjon, vil drivhuseffekten reduseres. Hvordan skipsutslippene påvirker strålingsbudsjettet gjennom direkte og indirekte pådriv omtales nærmere i avsnitt 2.3 og i kapittel 4.1.4 der konsekvensen for OH og metan av Arktisk skipstrafikk i 2030 presenteres.

## 2.2.7 SVOVELKOMPONENTER

På den nordlige halvkule utgjør antropogene utslipp fra forbrenning av olje og kull 90 prosent av det totale utslipp av svovelkomponenter. Den resterende andelen utgjør en kombinasjon av biomassebrenning og utslipp fra vulkaner, jordsmonn, hav og vegetasjon (Brasseur m.fl. 1999).

Svoveldioksid,  $SO_2$ , er en av de største utslippskomponentene fra skipstrafikk. Komponentens slippes ut på grunn av høyt svovelinnhold i drivstoffet som benyttes i skip, og fører til utslipp som har miljøpåvirkning gjennom forurensning av vann og vegetasjon, og gjennom strålingspådriv som forløper til dannelse av sulfataerosoler. Det er imidlertid forventet en betraktelig reduksjon i  $SO_2$  fra skip de nærmeste tiårene, (kapittel 1.3).

$SO_2$  oksideres av OH og danner svovelsyre  $H_2SO_4$ , som er en av årsakene til problemene rundt sur nedbør. En annen viktig tapsprosess for  $SO_2$  er heterogene prosesser og dannelse av sulfat. Gjennom vannfasereaksjoner i skydråper og sjøsaltpartikler med hydrogenperoksid ( $H_2O_2$ ) og ozon, dannes  $SO_4^{2-}$  (2.33-2.36) (Brasseur m.fl. 1999). Over havområdene på den nordlige halvkule er skipsutslipp kilde til 10-40 prosent av sulfatkonsentrasjonene. I havområder fri for skipstrafikk vil dimetylsulfat (DMS) være hovedkilden til sulfat (Eyring m.fl. 2009).



Skipstrafikk påvirker sulfatkjemien hovedsakelig gjennom direkte utslipp av  $SO_2$ . I tillegg vil forhøyet OH-konsentrasjon som resultat av  $NO_x$ -utslippene føre til økte gassfasereaksjoner. En økning i OH vil gi en økning i  $H_2O_2$ . Denne reaksjonen fører til generering av nye partikler, i motsetning til vannfasereaksjonene som tilfører masse til eksisterende partikler. Sammenlignet med sulfat vil andre areosolbidrag fra skip være små, dette studiet vil derfor ikke gå nærmere inn på effekten av andre partikler som for eksempel black carbon, BC (Eyring m.fl. 2009). I Arktis vil BC fra skip derimot kunne påvirke ismeltingen i forbindelse med avsetning og albedoendring.

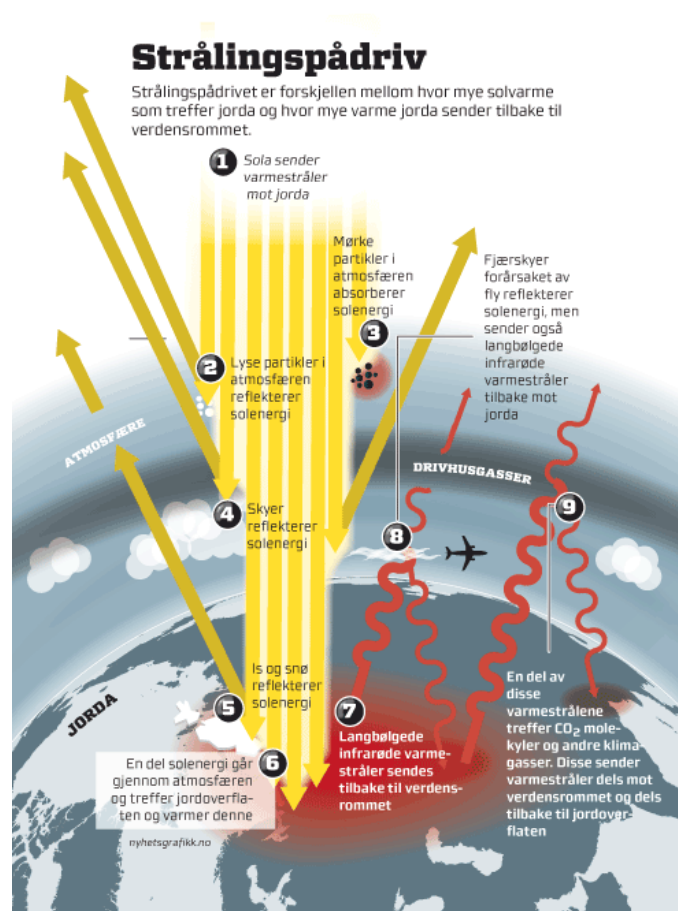
## 2.3 KLIMAEFFEKTER OG STRÅLINGSPÅDRIV

I tillegg til miljøpåvirkning som forsurening og skader for vegetasjon og helse, vil skipsutslipp også påvirke klimaet gjennom endring i atmosfærens strålingsbalanse. Skipstrafikk vil her påvirke både direkte ved utslipp av drivhusgasser og indirekte ved dannelse av sekundære drivhusgasser og ved endring i skydannelsen.

### 2.3.1 STRÅLINGSPÅDRIV

Strålingspådriv forårsaket av en endring i den atmosfæriske massen til en kjemisk komponent er definert som endringen i fluksbalansen i jordens strålingsbudsjett (Jacob 1999). Strålingspådriv måles i enheten  $W/m^2$  og er en hensiktsmessig måte å kvantifisere effekten av ulike faktorerers innvirkning på klimaet. Strålingspådriv tillater ingen klimarespons, og vil derfor være et mer gunstig mål enn for eksempel temperaturendringen. Figur 2.10 viser en skematisk oversikt over strålingsbudsjettet og dets ulike påvirkningsmekanismer.

Drivhuseffekten er nødvendig for å kunne opprettholde en levelig middeltemperatur på jorden, men ved økte utslipp av drivhusgasser vil en større andel langbølget stråling fra jorden absorberes og sendes tilbake til jorden. En slik effekt gir en ytterligere oppvarming og kalles positivt strålingspådriv. Om de økte konsentrasjonene har en avkjølende effekt, tilsvarer dette et negativt strålingspådriv. Areosoler som reflekterer den kortbølgede solstrålingen vil også ha denne effekten.



Figur 2. 10: Skjematisk beskrivelse av strålingsbalansen til jorden og hvilke mekanismer som bidrar til oppvarming og avkjøling av jordoverflate. (CICERO 2010).

### 2.3.2 KARBONDIOKSID, CO<sub>2</sub>

Den største utslippskomponenten fra skip er CO<sub>2</sub>. CO<sub>2</sub> er en velblandet drivhusgass med atmosfærisk levetid på mer enn fire år, noe som er lengre enn blandingstiden i atmosfæren. Derfor vil utslipp fra skip påvirke på samme måte som den generelle effekten med positivt strålingspådriv som bidrar til økt oppvarming gjennom drivhuseffekten. Siden preindustriell tid har skipsutslipp av CO<sub>2</sub> resultert i et strålingspådriv omkring 37 mW/m<sup>2</sup> for 2005 (Figur 2.12) (Eyring m.fl. 2009). CO<sub>2</sub> vil produseres i oksidasjonsrekken av CO (2.6, 2.20-2.24).

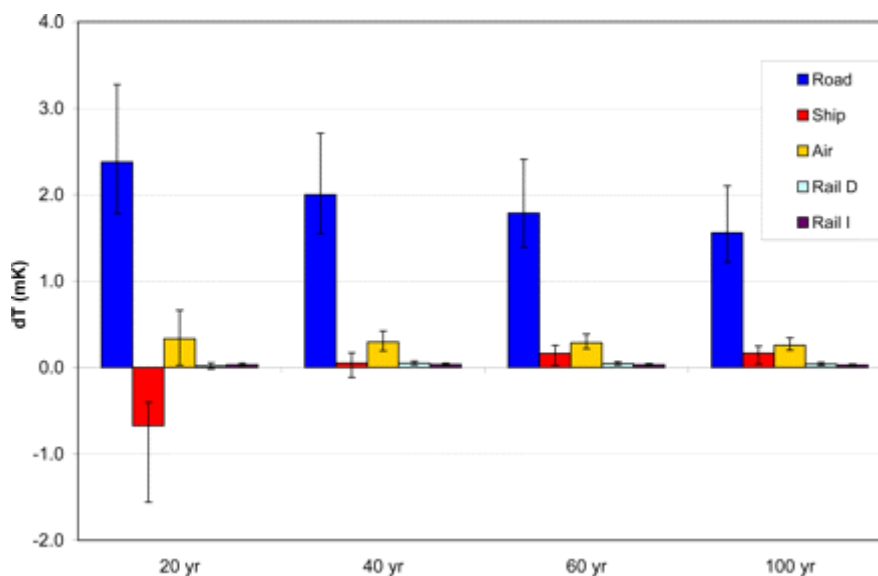
I denne oppgaven fokuseres det hovedsakelig på konsekvensene av NO<sub>x</sub>-utslipp og troposfærekjemi. Påvirkning fra CO<sub>2</sub> vil derfor ikke behandles videre i resultatene. Det er likevel verdt å merke seg effekten av CO<sub>2</sub> har for skipsbidrag på strålingspådrivet (Figur 2.12).

### 2.3.3 KLIMAPÅVIRKNING FRA SKIPSUTSLIPP

Transport påvirker klimaet både gjennom oppvarming og avkjøling. Det er også avgjørende at effektene opererer på ulike tidsskalaer. Skipsutslipp av CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, samt NO<sub>x</sub> og andre ozonforløpere perturberer atmosfæriske konsentrasjoner av drivhusgasser og aerosoler. Endringen kan påvirke strålingspådrivet i både positiv og negativ retning. For skipstrafikk vil kortsiktig påvirkning føre til avkjøling som konsekvens av SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub>-utslipp. O<sub>3</sub> og SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> generert fra NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub>-utslipp, har kort levetid, noen dager eller uker, og derfor klimapåvirkning på regional skala. Produksjon av O<sub>3</sub> som konsekvens av NO<sub>x</sub>-utslipp, fører til økte OH-konsentrasjoner, som igjen bidrar til økt oksidasjon av metan. Metan er en drivhusgass med lang levetid, og denne reduksjonen vil ha et negativt strålingspådriv. O<sub>3</sub> vil derimot i seg selv gi et positivt bidrag direkte (Eyring m.fl. 2009).

På lengre tidsskala vil CO<sub>2</sub>-perturbasjon fra skipene bidra til økt global oppvarming. Sammenligning av de ulike klimaeffektene fra utslippskomponentene fører til mange utfordringer, der en av dem er variasjon i levetid mellom komponentene. Kortlevde komponenter viser større avhengighet til lokasjon for utslippet enn komponenter med lengre levetid. En måte å få til en realistisk sammenligning tatt dette i betraktning er å benytte integrert strålingspådriv over en valgt tidshorisont (IPCC 2007).

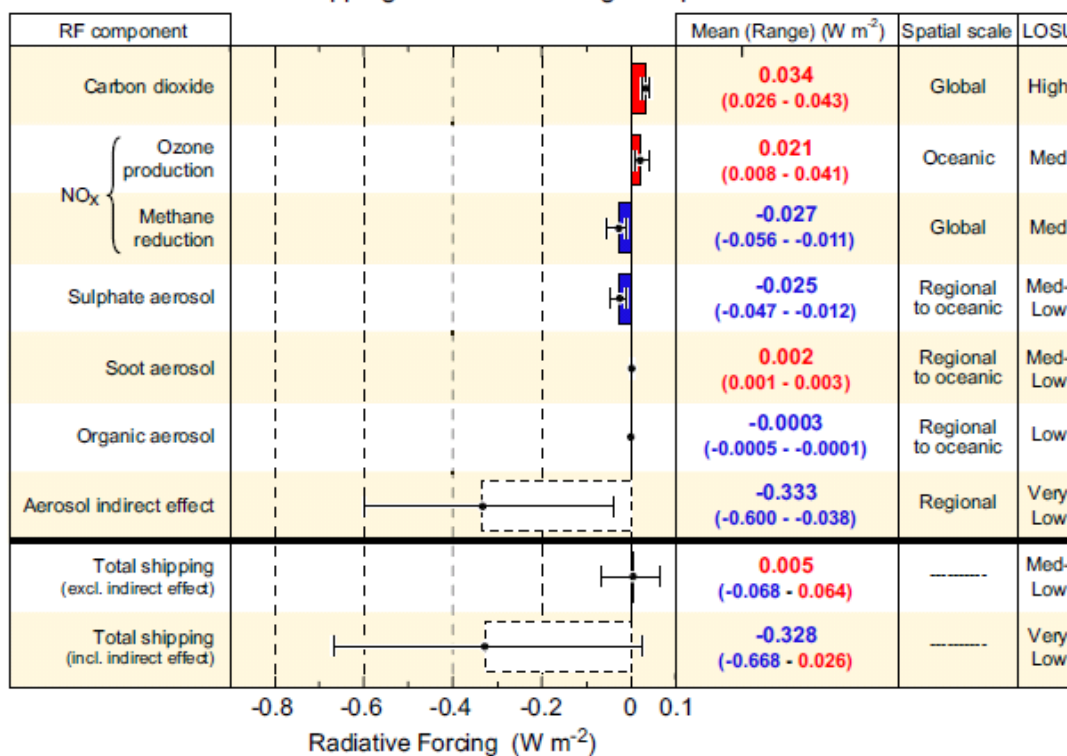
Klimaeffekten av skipsutslipp sammenlignet med andre transportnæringer på ulike tidshorisonter vises i figur 2.11. Det må bemerkes at y-aksen her viser temperaturendring og ikke strålingspådriv. Ser man på kolonnene for skipstrafikk, vil en tidshorisont på 20 år vise en avkjøling, mens en tidshorisont på over 30 år vil ha en positiv temperaturpåvirkning (Berntsen og Fuglestvedt 2008). Dette viser at valg av tidshorisont er svært avgjørende for hvilke resultater man får og hvilke videre valg og strategier som blir lagt. Ingen tidshorisont er mer "riktig" enn en annen, men det å se helhetsbildet kan være avgjørende. Etter omtrent 35 år vil påvirkningen fra CO<sub>2</sub> være så sterk at den reverserer avkjølingen, som dominerte de forgående årene (Berntsen og Fuglestvedt 2008).



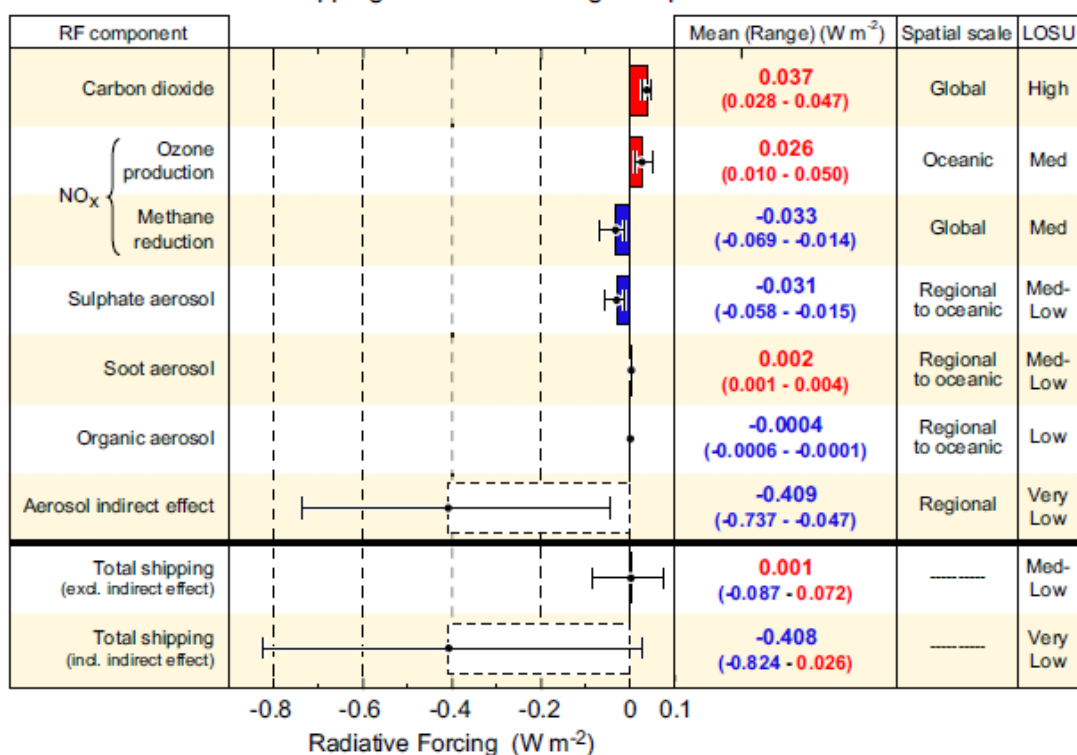
Figur 2. 11: Bidrag fra et års puls av dagens transportutslipp på fremtidig temperaturendring (milli-Kelvin). De røde søylene viser skipstrafikk (Berntsen og Fuglestvedt 2008).



Global Shipping Radiative Forcing Components in 2000



Global Shipping Radiative Forcing Components in 2005



Figur 2. 12 Årlig globalt midlet strålingspådriv fra totale utslipp fra skipstrafikk. ( $W/m^2$ ) for 2000 og 2005. Boksene indikerer øvre og nedre verdi rapportert i litteraturen. Røde verdier viser positivt pådriv og blå negativt. Kolonnene til høyre viser hvilken geografisk utstrekning komponentene har innvirkning og nivå for forståelse av forskningen. (Level of scientific understanding) (Eyring m.fl. 2009).

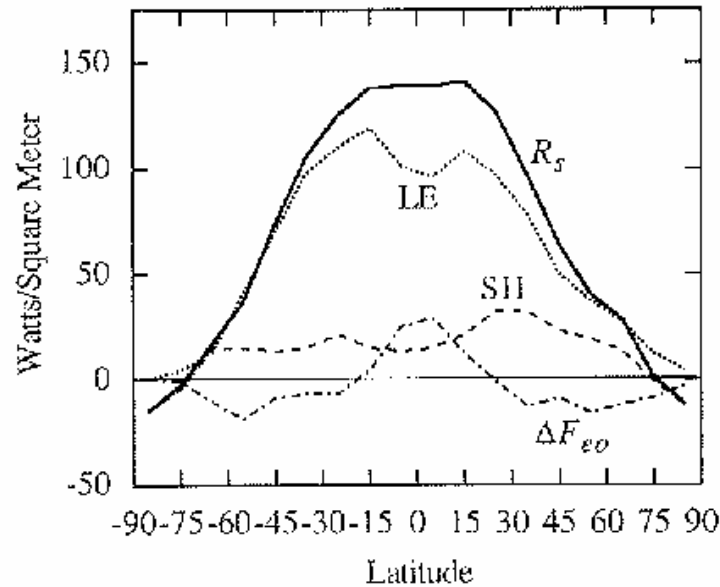
Figur 2.12 viser strålingspådrivet og spredningen fra 2000 til 2005 fra primære og sekundære komponenter fra skipsutslipp. For alle bortsett fra CO<sub>2</sub> er konsentrasjonene skalert fra 2000-verdien og utslippøkningen i perioden. Dette er totale utslipp frem til henholdsvis 2000 og 2005. Strålingspådrivet fra CO<sub>2</sub> er tatt fra faktisk utvikling i utslipp fram til 2005 (Eyring m.fl. 2009). CO<sub>2</sub> gir som nevnt et positiv bidrag gjennom drivhuseffekten. NO<sub>x</sub>-utslippene bidrar både til oppvarming gjennom ozonproduksjon og avkjøling gjennom redusert levetid hos metan. Sulfat fra SO<sub>2</sub>-utslipp også en avkjølevende effekt. På grunn av at de positive og negative effektene utjevner hverandre er det totale bidraget fra skipstrafikk lite. Den hvite kolonnen for indirekte areosoleffekt er derimot svært stor og negativ. Denne representerer den indirekte effekten utslippene har på skydannelse og videre påvirkning av strålingsbudsjetten. Som figuren viser er det svært store usikkerheter når det kommer til dette bidraget. Effektene av skipsutslipp på skyer og strålingsbudsjetten blir blant annet studert i Lauer m.fl. (2007). I denne oppgaven vil ikke effekter fra areosoler bli vektlagt, men det er verdt å bemerke seg hvilken innvirkning de mikrofysiske prosesser kan ha som indirekte effekt av skipstrafikk.

Påvirkning av strålingsbudsjetten sett i sammenheng med denne oppgavens resultater for skipstrafikk i Arktis diskuteres i kapittel 4.1.4.

## 2.4 DYNAMISKE FAKTORER I ARKTISK TROPOSFÆRE

Dette studiet fokuserer på polar atmosfærekjemi, som skiller seg fra den kjemiske situasjonen ved lavere bredder både med tanke på bakgrunnskonsentrasjoner og de spesielle forholdene for fotokjemi i polare strøk. Dynamisk påvirkning fra topografi og havstrømmer og avstand fra utslippskilder medvirker til at det også er store forskjeller mellom atmosfærekjemien i Arktis, som beskrives her, og Antarktis. For å kunne gå dypere inn i de kjemiske prosessene i Arktisk troposfære, vil det være hensiktsmessig å gi en generell innføring i de dynamiske faktorene som kjennetegner området.

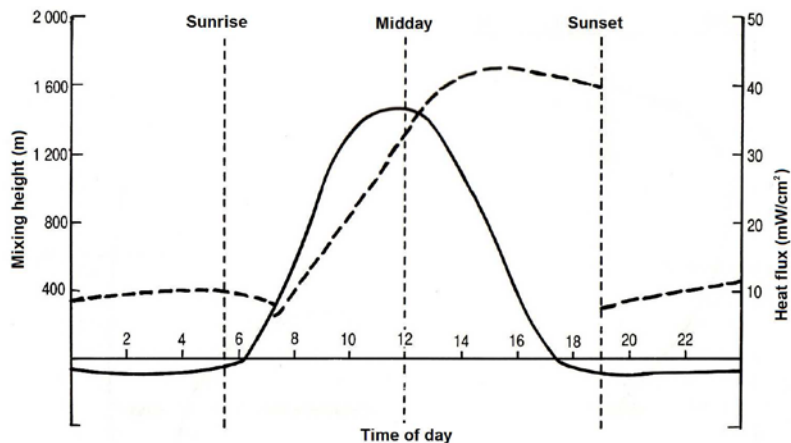
De arktiske områdene beskrives klimatisk som ørken. Til grunn for dette ligger et stabilt kaldt og tørt klima med lite nedbør (Hartmann 1994). Lokale faktorer vil også ha stor innvirkning, da store temperaturgradienter om vinteren fører til stor hyppighet av kraftige lokale vindsystemer. De polare områdene skiller seg fra lavere bredder ved at man finner store endringer i solinnstråling i løpet av året. Totalt fravær av dagslys om vinteren og midnattssol om sommeren, har innvirkninger både på de dynamiske og de kjemiske prosessene, som alle reguleres av sollys. Sett fra det globale strålingsbudsjetten ved bakken er polarområdene sluk (Figur 2.13), for at energien skal være bevart, vil andre prosesser bidra til å utjevne dette (Hartmann 1994).



Figur 2. 13 Jordens strålingsbalanse ved bakken og variasjonen med breddegrad. Den heltrukne linjen viser nettostrålingen. (RS: Net radiation, SH: Sensible heat flux, LE: Latent heat flux,  $\Delta F_{eo}$ : Ground heat flux) (Hartmann 1994).

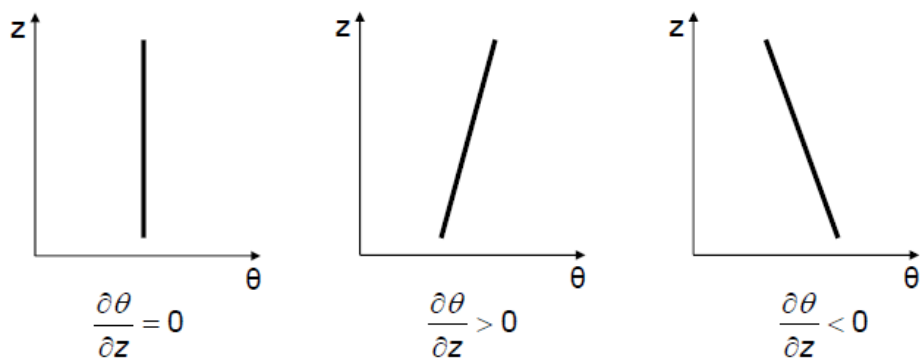
### 2.4.1 DYNAMISKE PROSESSER I DET POLARE GRENSELAGET

Det planetære grenselaget defineres som det området av troposfæren som har direkte påvirkning av flukser fra bakken. Flukser av varme og fuktighet bestemmer dybden av laget. I grenselaget vil respons av prosesser ved bakken ha en tidsskala på omkring en time (Wallace og Hobbs 2006). Den øvre grensen av laget vil ofte markeres ved en inversjon, dette er et område der temperaturen øker med høyden. Siden kald luft er tyngre enn varm, ved samme lufttrykk, vil inversjonen fungere som et lokk, slik at det vil være lite vertikal blanding gjennom denne. Dette vil være en hindring for transport av utslipp fra bakken til den frie troposfæren, mens det vil være en rask blanding innad i grenselaget. Som nevnt vil tilstedeværelsen av varme- og fuktighetsflukser som generere turbulens i grenselaget, i tillegg til dette oppstår mekanisk turbulens på grunn av ruheten til bygninger, topografi og vegetasjon. Det er store variasjoner mellom natt og dag, sommer og vinter, og hav og land, når det gjelder høyden av laget. Jacob (1999) benytter intervallet mellom 100 m og 3000 m når høyden av grenselaget defineres.



Figur 2. 14 Stiplet linje viser daglig variasjon av grenselagets høyde. Den heltrukne linjen viser påvirkning av varmefluks fra bakken. Situasjonen tilsvarer sommer på midlere bredder (Stordal og Hov 1993).

Figur 2.14 viser hvordan solinnstrålingen påvirker blandingen i grenselaget og dets endring i løpet av dagen. Fra soloppgang til midt på dagen vil oppvarming av bakken føre til at høyden på det blandede laget stiger. Konveksjon gjør at luftmassene blander seg opp til inversjonslaget og danner turbulente bevegelser. Ved solnedgang avtar dette og inversjonen synker raskt, for så i løpet av natten bli liggende på det nivået den var før soloppgang. Hvis man antar gjennomsnittlige døgnvariasjoner i innstrålingen, skulle det tilsa at det miksedde laget ble helt borte om natten, siden det ikke avgis noe varme fra bakken og derav ingen vertikale bevegelser fra konveksjon. Likevel vil det fortsatt være turbulente flukser som virker. Mekanisk turbulens vil gjøre at det også om natten vil være noen vertikale bevegelser.



Figur 2. 15: Ulike stabilitetsprofiler for en atmosfærisk luftpakke. Endring i potensiell temperatur med høyden benyttes som definisjon på om atmosfæren er nøytral (venstre), stabil (midten) eller ustabil (høyre). (Forelesning AGF340 2009).

Grenselagsprosessene er viktige for transporten av forurensning, siden de fleste av kildene slippes ut, transporteres og tapes i dette området.

Grenselaget defineres nærmere ved stabilitet. Forenklet kan stabilitet beskrives som et mål for hvor enkelt en luftpakke kan transporteres vertikalt. Hovedsakelig skiller det mellom stabilt, nøytralt og konvektiv eller ustabil grenselag.

Arktisk grenselag vil være preget av stabile situasjoner, særlig gjennom polarnatten. Et stabilt grenselag finner man særlig når det er lite solinnstråling, som om natten eller på vinterhalvkulen. Nøytrale situasjoner vil kunne oppstå i perioder med høye vindhastigheter, mens turbulente situasjoner forekommer når overflaten varmes opp og det oppstår konveksjon. I Arktis kan dette være tilfellet ved oppbrytning av sjøis, med lufttemperaturer kaldere enn havet under, og derfor turbulente bevegelser.

Potensiell temperatur er den temperaturen en luftpakke ville hatt om den ble hevet eller senket adiabatisk til 1000 hPa. (Wallace og Hobbs 2006). Gradienten til den potensielle temperaturen definerer de ulike formene for stabilitet (Figur 2.15). Der gradienten er null er atmosfæren nøytral og partiklene flyttes ikke ved temperaturendring. En positiv temperaturgradient tilsvarer det stabile tilfellet. Her vil en partikkel som flyttes vertikalt komme tilbake til utgangspunktet. Det motsatte tilfellet, der en partikkel fortsetter å stige, er en ustabil atmosfære. Her vil den potensielle temperaturen minke med høyden.

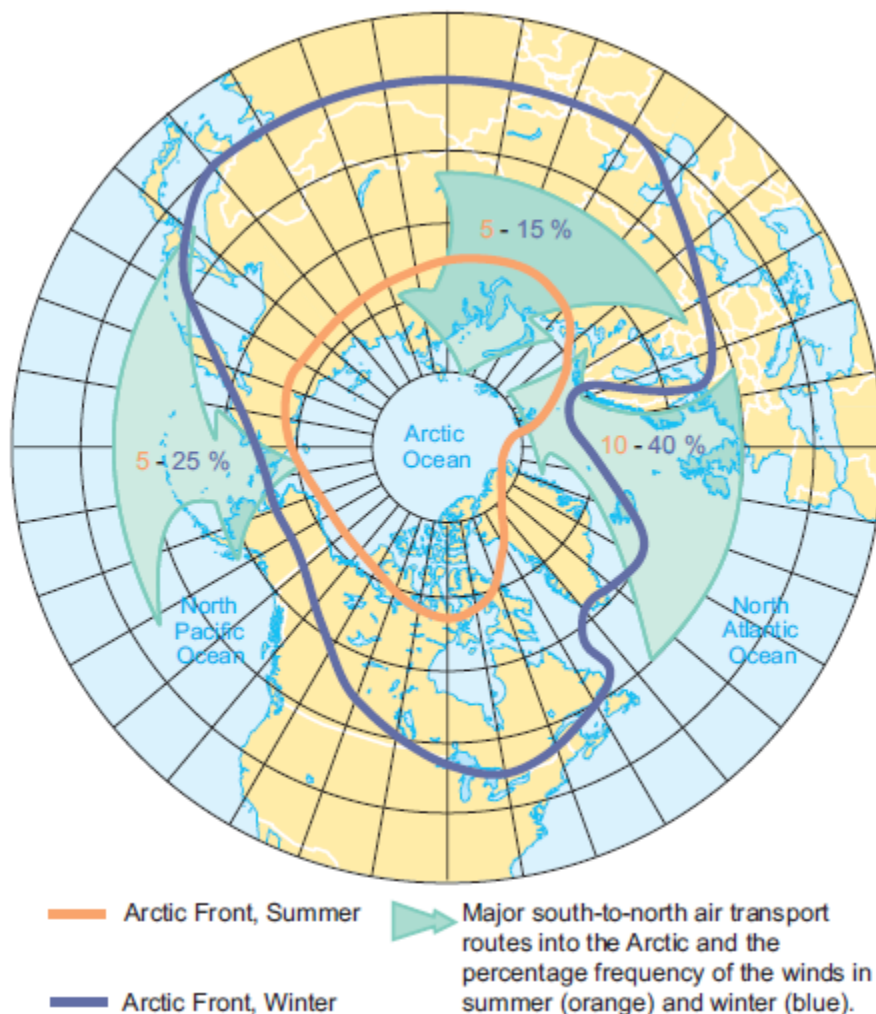
Stabiliteten vil påvirke uttynning og spredning av utslippsplumer. Turbulens vil føre til rask utspredding, mens stabil atmosfære gir liten vertikalspredning, og fremmer transport mellom lagene i stratifisering. De turbulente bevegelsene som oppstår i Arktis vil ofte være av mye mindre størrelsesorden enn i en ustabil atmosfære, og derfor kan prosessene være vanskeligere å beskrive.

Grenselagsdynamikken er avhengig av jordoverflaten, og vil være svært forskjellig over hav og landområder. Som konsekvens av den høye varmekapasiteten til vann, samt hurtig blanding i havets overflatelag, er temperaturen i det marine grenselaget svært homogen, både i tid og rom. I tilfeller med kald luft over havets overflatetemperatur vil det oppstå kraftig turbulens som raskt utjevner forskjellene. Resultatet er at overflatelaget stort sett er nøytralt stabilt over hav (Arya 1988). Tykkelsen av det marine grenselaget varierer mellom 500 og 1000 meter, og det er mindre variasjoner i løpet av døgnet enn for det plantetære grenselaget beskrevet over. Generelt er det marine grenselaget velblandet opp til den overliggende inversjonen.

Som tidligere nevnt forekommer nær 70 prosent av skipsutslipp i områder under 400 km fra kysten, (Eyring m.fl. 2009) og det er derfor ikke kun prosesser i det marine grenselaget som vil påvirke i denne sammenheng. Transport av utslippskomponenter og sekundære forurensningskomponenter, hovedsakelig de med levetid på mer en et døgn, vil kunne ha innvirkning over landområder. Dette er verdt å merke seg i forhold til skader av ozon fra skipsutslipp og nitrat og sulfatkomponenter som kan bidra til forsuring.

## 2.4.2 TRANSPORTMØNSTER

Grensen mellom arktiske og polare luftmasser utgjør den arktiske fronten. De svært kalde og tørre arktiske luftmassene har en stabil stratifisering som vil hindre mye av bakketransporten fra lavere bredder å nå inn i Arktis. Sammen med dette gjør mangel på blanding i det arktiske grenselaget at betydningen av lokale forurensningskilder er svært avgjørende. Som figur 2.16 viser, er utstrekningen av fronten svært forskjellig avhengig av årstid. Sommerfronten dekker stort sett havområdene rundt polen, samt deler av de nordligste landområdene av Russland, Canada og Grønland. Vinterstid derimot vil store landområder av Russland, Asia og Nord-Amerika inkluderes, og dermed store utslippsområder vil dermed falle innenfor frontsonen. Pilene på figuren indikerer transportmønstre og hovedårene inn i polarområdene.



Figur 2. 16 Den arktiske fronten. Til venstre vises transportmønstre og utstrekning av fronten på sommer- (gul) og vinterstid (blå). Pilene indikerer hovedtransportveier inn i Arktis med markerte tall for prosentandel vindtransport for sommer (gul) og vinter (blå). (AMAP, 2006).

I Arktis er det relativt få utslippskilder av forurensningskomponenter i dag. Utslipp av NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub> begrenser seg stort sett til de bebodde områdene og områder med industri. Smelteverksindustrien i nordlige Russland bidrar på lokal skala til forurensning og dårlig luftkvalitet, samtidig gjør den stabile atmosfæren og transportmønstrene beskrevet over at sekundære komponenter fra disse utslippene hovedsakelig avsettes innenfor Arktis. Olje og gassvirksomhet i havområdene utenfor Russland vil også være kilder til NO<sub>x</sub> og hydrokarboner. Naturlige kilder som vulkanaktivitet, permafrost og skogbranner er små kilder i dag, men med store usikkerhetsmomenter klimaendringene tatt i betraktning (AMAP 2006). En åpning for skipstrafikk i Arktis vil derfor utgjøre store lokale utslipp.

Som konsekvens av det tørre klimaet i Arktis er våtavsetning mer eller mindre fraværende som tapsprosess. Dette gir aerosoler svært lang levetid i regionen, spesielt om vinteren. Den arktiske fronten vil isolere den nedre troposfæren for en stor andel av forurensningskomponenter transportert fra lavere bredder, da disse ofte har høyere temperaturer enn de nederste polare luftlagene. Forurensningskilder må da ha samme eller lavere potensielle temperatur som de forurensede atmosfærelagene i Arktis for å kunne påvirke, noe som gjør nordlige Eurasia til den dominerende kilden for transport inn i området (AMAP 2006).

#### 2.4.4 ISSMELTING

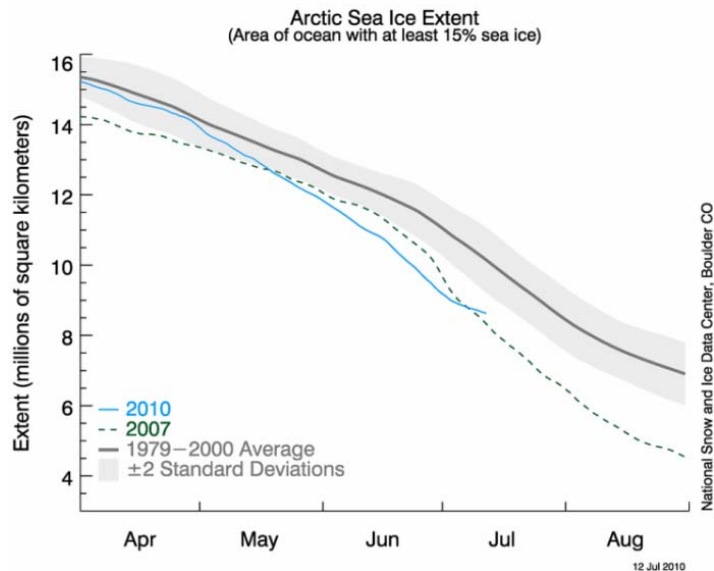
Når det kommer til forskning på klimaendringer, er Arktis et område som står sentralt. Lokale feedback som snø- og ismelting gjør at forventet temperaturendring er større i Arktis (IPCC 2007). Utslipp av drivhusgasser er i seg selv lave i Arktis, mens konsekvensene vil ramme de polare områdene drastisk. De arktiske endringene som forårsakes derimot, vil kunne ha global innvirkning.

Den årlige økningen i gjennomsnittstemperatur de foregående tiårene, viser i Arktis en rate nær det dobbelte av resten av verden (ACIA 2005). Tidligere på 1900-tallet var det perioder med en temperaturreduksjon i Arktis. Dette har ført til diskusjoner rundt betydningen av multidekade svingninger i Atlanterhavet. Temperaturøkningen de siste tiårene har ført til en dramatisk smelting av sjøisen i Arktis. Havområdene som kommer frem ved ismeltingen, har en mye lavere albedo enn den hvite isen. Dette medfører en akselerering i oppvarming som konsekvens av at mindre solstråling reflekteres og at det mørke havet varmes opp gjennom absorpsjon av denne strålingen. Tilsvarende effekt vil oppstå ved smelting på snø- og isdekkede landområder. Denne akselerasjonen omtales som en positiv tilbakekoblingsmekanisme. Hartmann (1994) definerer tilbakekoblingsmekanismer som prosesser som endrer følsomheten til klimaresponsen. En positiv tilbakekobling er når responsen øker i størrelse og negativ tilbakekobling når responsen minker.

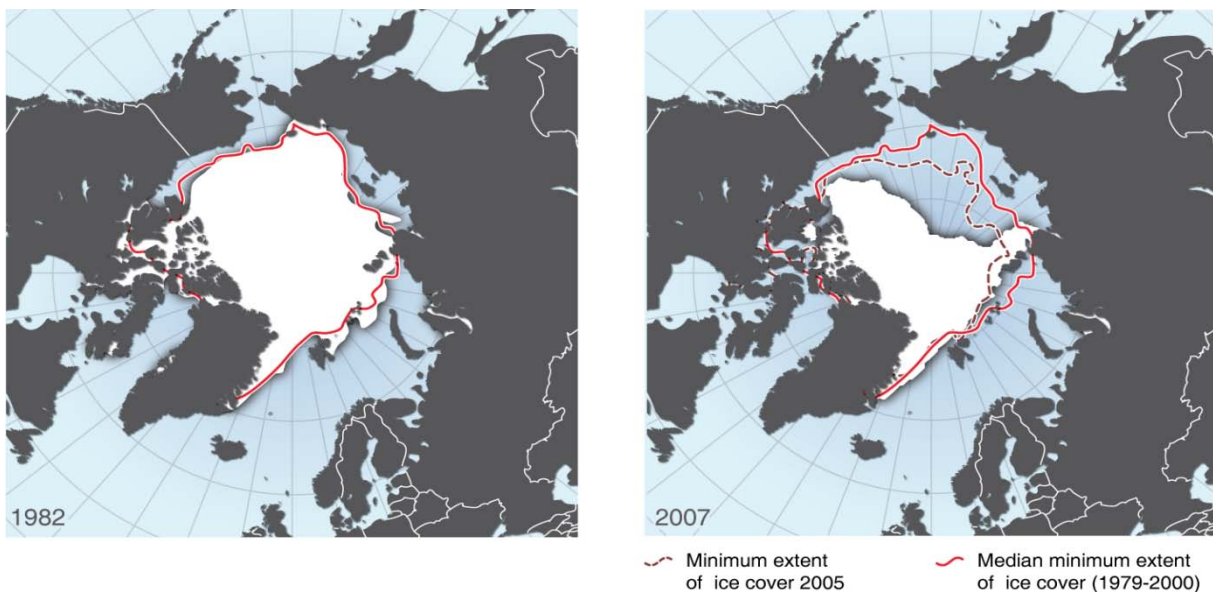
Figurene 2.17 og 2.18 er fra National Snow and Ice Data Centre (NSIDC). Basert på satellittobservasjoner viser figurene reduksjon i arktisk sjøis for de siste tre tiårene. Spesielt i sommersesongen, fra solen kommer tilbake til polområdene i april og frem til mørketiden fra oktober, er tendensene dramatiske, (figur 2.17). Siden 1979 til 2005 har isutbredelsen gjennomgått en reduksjon på 2,9 prosent per tiår (Burroughs 2007). Minimumsverdiene for isutbredelsen er så langt verdiene fra 2007. Derfor er isdata og meteorologi fra september 2007 benyttet videre i oppgaven, som de mest representative for en antatt fremtidssituasjon.

Tilbakekoblingsmekanismene beskrevet over, og den store sommersmeltingen det siste tiåret tatt i betraktning, kan føre til at reduksjonen vil akselerere i årene fremover. Her er det imidlertid

usikkerhet rundt hvilken betydning de naturlige langtidssvingningene vil ha. Åpningen av havområder er med på å endre Arktis' globale status fra et uberørt naturområde til et potensielt senter for skipstrafikk og industriell virksomhet. Konsekvensene av dette skiftet, med nye utslippskilder lokalt, vil kreve kunnskap og lovendringer på det naturvitenskapelige og politiske plan.



Figur 2. 17 Reduksjon i isdekket i Arktis. Den grå linjen viser middelerverdi i perioden 1979-2000, med et standardavvik merket av rundt. Den stiplede grønne linjen markerer isutbredelsen i 2007 som hittil er målt som minimum. Den blå linjen viser denne sesongens utvikling. Isdekket defineres som når mer enn 15 prosent er dekket med sjøis. (National Snow and Ice Data Centre (NSIDC) 18.11.2010).



Figur 2. 18 Arktisk sjøis og endringer i isdekket fra 1982 (venstre) til minimumsåret 2007 (høyre). På kartet til høyre kan man tydelig se hvordan åpning av havområdene gir egnede forhold for skipstrafikk. (NSIDC 18.11.2010).



# KAPITTEL 3

## METODE

### 3.1 ATMOSFÆRISK MODELLERING

Atmosfæriske modeller er utviklet for å studere prosesser og samhandlinger mellom prosesser, slik at man kan forstå bedre hvordan atmosfæren fungerer og hvordan den reagerer på ulike perturbasjoner. Ved å benytte modeller kan man teste hypoteser og verifisere de opp mot observasjoner eller eksperimenter. Her kan modellene benyttes både som diagnostiske og prognostiske verktøy. Førstnevnte i tilfeller der det ønskes å identifisere årsaker til observerte verdier, og sistnevnte for å kunne predikere varsler av vær og klima.

De siste tiårene har modellene utviklet seg fra å være endimensjonale forenklinger til tredimensjonale og komplekse verktøy som gjenspeiler atmosfæren. Selv om modellene nå har kommet mye nærmere en realistisk beskrivelse av virkeligheten, begrenses fortsatt hva som er mulig oppløsning i modellen av datamaskinens regnekapasitet. Det skilles derfor ofte mellom regionale og globale modeller etter hvor grov oppløsning og hvor stort domene som benyttes.

Globale tredimensjonale modeller benyttes for å simulere fordeling og transport av kjemiske komponenter. Typisk oppløsning for disse varierer mellom en til fem grader for lengde- og breddegrad, og 15 til 60 minutter i tid (Brasseur m.fl. 1999). Denne oppløsningen vil for eksempel være for grov til å kartlegge enkelte kjemiske og dynamiske prosesser, slik at modellsimuleringene ikke stemmer overens med observasjoner.

Svært ofte vil tredimensjonale modeller kjøres "offline". Med det menes at de dynamiske variablene som behøves for å simulere atmosfærisk transport, utvasking, skydekke og andre prosesser er prekalkulert og forhåndslagret. Disse hentes som input-verdier til den kjemiske transportmodellen. Et annet alternativ er å kjøre modellene "offline" ved at kjemiske konsentrasjoner og dynamikk ikke påvirker hverandre. Ved å benytte en direkte kobling mellom dynamikken og kjemien i modellene, "online"-beregninger, vil vekselvirkninger mellom de ulike prosessene kunne inkluderes og simuleringene forbedres. Dette er imidlertid svært maskinkrevende og dyrt når det benyttes for globale modeller. For enkelte prosesser vil heller ikke alltid være hensiktsmessig at kjemi og dynamikk kobles. I denne oppgavens resultater, kapittel 4, vil eksempler på tilfeller der "online" modellering både er fordelaktig og ikke.

Regional modellering ved tredimensjonale modeller er hensiktsmessig ved ønske om mer detaljert kartlegging av atmosfærekjemien i et avgrenset område. I studier av konkrete utslippskilder og luftkvalitet benyttes ofte denne modellformen. For mange av de regionale modellene vil det være nyttig å benytte verdier fra en global modell som grenseverdier. Et annet alternativ er å nøste

regionale modeller inn i globale, for å kunne hindre feilkilder ved grensene. Nøsting kan gi en informasjonsflyt begge veier, og er en gunstig måte å fokusere på lokale områder uten å isolere dem fra det store bildet. På grunn av økende maskinkapasitet og mer komplekse modeller er skillet mellom regionale og globale modeller mindre distinkt enn tidligere. Flere globale modeller har nå muligheten til selv å utføre nøsting ved å øke oppløsningen i et avgrenset område.

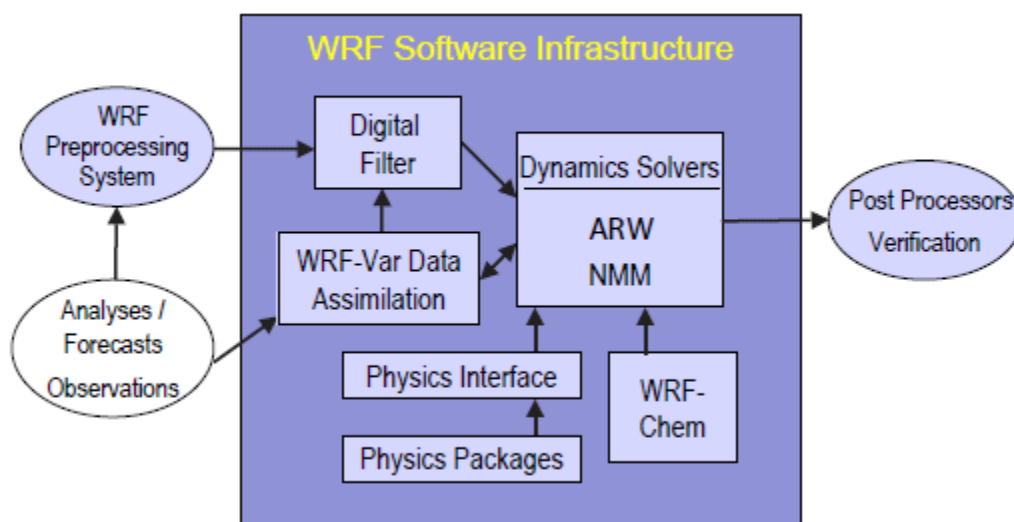
I dette studiet benyttes WRF som modellverktøy. Dette er ikke en global modell og det er derfor behov for grenseverdier i det ytterste domenet. For å studere effekten av oppløsning benyttes nøsting fra gridoppløsning på oppimot 1 x 1 grad for lengde og breddegrad, ned til kun noen kilometer.

## 3.2 WRF-MODELLEN

Modellen som brukes i denne oppgaven er the Weather Research and Forecasting model (WRF), versjon 3.1.1, som er en oppdatering fra juli 2009 av den første versjonen av WRF som ble lansert i 2002. WRF er utviklet av National Center for Atmospheric Research (NCAR), the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), the National Centers for Environmental Prediction (NCEP), the Forecast Systems Laboratory (FSL), the Air Force Weather Agency (AFWA), the Naval Research Laboratory, the University of Oklahoma and the Federal Aviation Administration (FAA). Modellen benyttes som verktøy både i forskning og i værvarsling fra mesoskala og helt ned på lokal skala.

Bruksområdet til WRF ble i 2006 koblet med kjemi og ga videreutviklingen WRF-Chem. I WRF-Chem er kjemi er koblet mot de meteorologiske beregningene gjennom "online"-simuleringer. Det å benytte de samme transport- og fysikkskjemaene og samme horisontale og vertikale grid, for både de kjemiske og de meteorologiske komponentene, gir muligheten til å bedre simuleringen av luftkvalitet og klimaendringer. Koden til WRF-Chem er skrevet i Fortran 77 og Fortran 90, samt noe i C-kode. Modellen kan lastes ned fra <http://www.mmm.ucar.edu/wrf/users/downloads.html>.

WRF er en ikke-hydrostatisk modell med flere dynamiske kjerner. I WRF-Chem benyttes den dynamiske kjernen basert på massekoordinater, kalt Advanced Research WRF (ARW). I tillegg kommer valg av parametriseringer som representerer prosesser modellen ikke kan løse selv. Figur 3.1 viser en oversikt over modellen og alle komponenter og modellpakker som sammen utgjør WRF. I tillegg kommer pre- og postprosessering som nødvendige bidrag. De neste avsnittene vil se nærmere på deler av WRF og WRF-Chem, samt modelloppsettet som benyttes i dette studiet. Detaljert teknisk beskrivelse av WRF finnes i Skamarock m.fl. (2008).



Figur 3. 1 Skjematisk oversikt over komponentene og dataflyten i WRF (Skamarock m.fl. 2008).

### 3.2.1 DYNAMIKK I WRF

I denne sammenhengen benyttes som nevnt den dynamiske løseren Advanced Research WRF (ARW), hovedsakelig utviklet ved NCAR. ARW tar for seg tidsintegreringen av atmosfærens grunnleggende ligninger. Disse utgjør et ligningssett som omfatter bevegelsesligningene i tre dimensjoner, kontinuitetsligningen, den termodynamiske energiligningen og tilstandsligningen. Et slikt ligningssett vil ikke kunne løses analytisk. Derfor løses det numerisk ved diskretisering. Når det finnes en endelig oppløsning av gridet, vil ikke de kontinuerlige løsningene kunne beskrives fullstendig, slik at diskretisering er nødvendig. ARW løseren benytter et "time-split" andre- og tredjeordens Runge-Kutta-skjema (RK3) for tidsintegreringen (Skamarock m.fl. 2008). Det betyr at de lavfrekvente, meteorologisk signifikante modene integreres med et tredje ordens Runge-Kutta-integreringsskjema. Mens de høfrekvente, mindre signifikante, akustiske modene integreres med et skjema med mindre tidskritt, for å bevare den numeriske stabiliteten. Generelt er det slik at man ønsker å bruke så langt tidskritt som mulig og samtidig bevare stabiliteten. En generell tilnærming er å benytte et tidskritt seks ganger verdien av gridstørrelsen, for å unngå numerisk ustabilitet. I noen tilfeller vil høy oppløsning kreve at det må benyttes kortere tidskritt enn denne anbefalingen.

ARW-løseren integrerer kompressible, ikke-hydrostatisk Eulerligninger på fluksform. Det at løseren er ikke-hydrostatisk betyr at man tar hensyn til vertikal akselerasjon. Dette gjør at det vil være mulig å ha kjølinger med fin oppløsning uten at måtte ta med antagelser om hydrostatisk balanse.

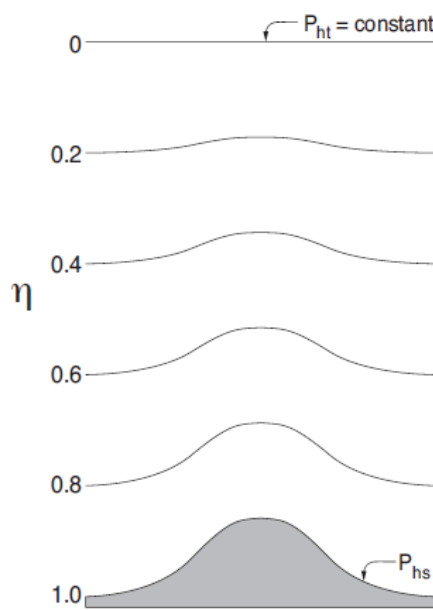
### 3.2.1.1 Vertikalkoordinaten $\eta$

Som vertikalkoordinat benyttes den terrengfølgende trykkoordinaten  $\eta$ , definert ved (3.1-3.2). Denne variabelen varierer mellom verdien 0 og 1. Der 0 representerer den øvre grensen og 1 bakkeverdien (Figur 3.2).

$$\eta = \frac{p_h - p_{ht}}{\mu} \quad 3.1$$

$$\mu = p_{hs} - p_{ht}, \quad 3.2$$

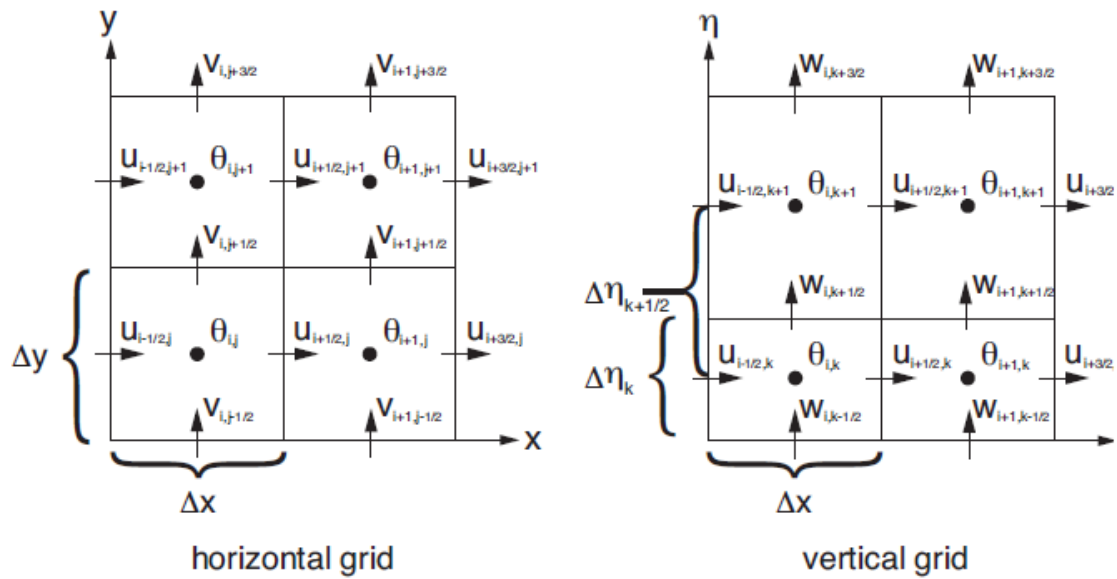
I uttrykket for vertikalkoordinaten er  $p_h$  den hydrostatiske trykkomponenten,  $p_{hs}$  er verdien langs bakken mens  $p_{ht}$  er verdien ved den øvre grensen (Skamarock m.fl. 2008). Lagene vil derfor følge terrenget nær bakken og gå mot rettere flater når trykket minker (Figur 3.2). Figuren viser et tilfelle der det er valgt seks  $\eta$ -nivåer eller vertikallag. I WRF-Chem-simuleringene i dette studiet er det 27 vertikallag, der øverste nivå settes til 50 hPa. På disse  $\eta$ -nivåene defineres vertikalhastighetene. Termodynamiske variabler defineres derimot på halvnivåer mellom flatene.



Figur 3. 2 Vertikalkoordinaten  $\eta$  som benyttes i ARW (Skamarock m.fl. 2008).

### 3.2.1.2 Diskretisering i ARW

Den diskrete oppdelingen som benyttes romlig for å løse ligningssystemet i ARW, er et såkalt Arakawa-C-grid. Figur 3.3 gir en oversikt over hvordan de ulike variablene er plassert i gridnet. Variablene for hastighet og geopotensial kalkuleres for alle  $\eta$ -nivåene. Vertikalt ligger som nevnt geopotensialet  $\theta$  midt i gridrutene, mens vertikalhastigheten  $v$  ligger på gridrutenes grenser. Dette refereres til som henholdsvis halvnivåer og helnivåer. I horisontalen ligger normalhastighetene  $u$  og  $v$  en halv gridrute fra den termodynamiske variabelen  $\theta$ . Fra  $u$  og  $v$  beregnes adveksjonen mellom gridrutene.



Figur 3.3 Arakawa C-griddet benyttet horisontalt (venstre) og vertikalt (høyre) (Skamarock m.fl. 2008).

### 3.2.1.3 Fysiske prosesser i ARW og prosesser på lokal skala

En av effektene ved høy oppløsning er at småskalaproprosesser kan representeres på en mer nøyaktig måte. Dette gir en bedre kartlegging av lokale prosesser, og er svært viktig når det gjelder spredning og fordeling av luftforurensninger, da mange kjemiske prosesser i stor grad avhenger av atmosfærens kjemiske konsentrasjon lokalt. Hvordan de fysiske prosessene i ARW representeres vil være avhengig av hvilken oppløsning som velges. I dette avsnittet vil relevante detaljer rundt fysikkategoriene og informasjonsflyten presenteres med utgangspunkt i den tekniske beskrivelsen av ARW fra Skamarock m.fl. (2008). Hvilke skjemaer som blir benyttet i modelloppsettet finnes i tabell 3.2.

Fysikkategoriene som benyttes i ARW er mikrofysikk, cumulusparameterisering, det planetære grenselaget, landoverflate-modell og stråling. Hver av disse kategoriene inneholder flere valgmuligheter for skjemaer som gir beskrivelse av de fysiske prosessene i WRF (Skamarock m.fl. 2008). I Runge-Kutta-skjemaet blir tendensene for stråling, overflateprosesser, grenselaget og cumulusfysikken beregnet i det første Runge-Kutta-steget ved respektive fysikk-skjemaer. Beregningene gir tendenser som blir holdt konstante under resten av stegene i skjemaet. Mikrofysikken beregnes derimot i etterkant av det siste steget i Runge-Kutta-beregningene for hvert tidssteg (Skamarock m.fl. 2008). Mikrofysikken inkluderer detaljer rundt vandampinnhold, skyer og nedbørprosesser. Ved å tilpasse mikrofysikken i enden av tidssteget sørges det for at den endelige metningsbalansen er nøyaktig for de oppdaterte temperatur- og fuktighetsverdiene.

Ved simuleringer på lokal skala vil en beskrivelse av konvektive prosesser og lave konvektive skyer være nødvendig i enkelte vær-situasjoner. Disse benyttes ved grid som har romlig oppløsning grovere enn omkring 10 km benyttes skjemaer for cumulusparameterisering. Med finere oppløsning enn dette kan modellen selv simulere de konvektive eddiene.

For at modellen skal kunne kalkulere varme- og fuktighetsflukser i overflatelaget, benyttes overflatelag-skjemaet til å beregne friksjonshastigheter og utvekslingskoeffisienter. Når overflaten er dekket av vann, vil fluksene beregnes i overflatelag-skjemaet direkte. Overflatelag-skjemaet tilfører stabilitetsavhengig informasjon rundt overflatelaget som videre kan benyttes i skjemaene for landoverflate- og grenselagsberegninger.

I landoverflatemodellen benyttes informasjon om atmosfæren fra overflatelag-skjemaet, strålingspådriv fra strålingskjemaet, pådriv fra nedbør beregnet i skjemaer for mikrofysikk og konvektive skjemaer sammen med verdier for den aktuelle landoverflaten, til å beregne flukser av varme og fuktighet over land og sjøis. Disse fluksene benyttes videre i skjemaet for det planetære grenselaget. I grenselagsskjemaet bestemmes fluksprofilene i det velblandede grenselaget og det stabile laget, og danner derfor grunnlaget for tendenser av temperatur, fuktighet og horisontalt momentum i hele den atmosfæriske kolonnen som konsekvens av eddytransport. Ved høy oppløsning vil eddiene i grenselaget beregnes direkte, og erstattes da av det endimensjonale grenselagsskjemaet med et tredimensjonalt "sub-grid" turbulensskjema.

Strålingskjemaene som benyttes i ARW gir informasjon om oppvarming av atmosfæren som konsekvens av prosesser rundt kort- og langbølget stråling i jordens energibudsjett. Prosesser som refleksjon, absorpsjon og spredning av stråling vil blant annet avhenge av atmosfærisk konsentrasjon og egenskapene til jordoverflaten. I atmosfæren vil strålingen respondere på modellens prediksjon av skyer og vandampinnhold, i tillegg til de fotokjemiske prosessene som er avhengige av de kjemiske komponentene tilstede i området. Jordoverflatens emissivitet og albedo vil variere med temperatur og klassifisering av overflatetype.

Selv om de fysiske kategoriene beskrevet over behandles i separate skjemaer i modellen, er det viktig å påpeke at det er mange vekselvirkninger prosessene i mellom. Dette skjer blant annet gjennom grunnvariabler i modellen, som temperatur, fuktighet og vind, eller gjennom overflateflukser. Tabell 3.1 viser hvordan de ulike fysiske prosessene vekselvirker med hverandre. I og O indikerer om den aktuelle variabelen fungerer som input eller om den blir oppdatert gjennom den fysiske prosessen, output.

		Rad	MP	CP	PBL	Sfc
Atmospheric State or Tendencies	Momentum			i	io	
	Pot. Temp.	io	io	io	io	
	Water Vapor	i	io	io	io	
	Cloud	i	io	o	io	
	Precip	i	io	o		
Surface Fluxes	Longwave Up	i				o
	Longwave Down	o				i
	Shortwave Up	i				o
	Shortwave Down	o				i
	Sfc Convective Rain			o		i
	Sfc Resolved Rain		o			i
	Heat Flux				i	o
	Moisture Flux				i	o
Surface Stress				i	o	

Tabell 3. 1: Vekselvirkninger mellom de fysiske prosessene og tilhørende skjemaer i ARW. Stråling (Rad), mikrofysikk (MP), cumulusparameterisering (CP), grenselagsprosesser/vertikal diffusjon (PBL), overflatefysikk (Sfc). Radene viser modellvariable og deres funksjon som input eller output-verdi i de fysiske prosessene (Skamarock m.fl. 2008).

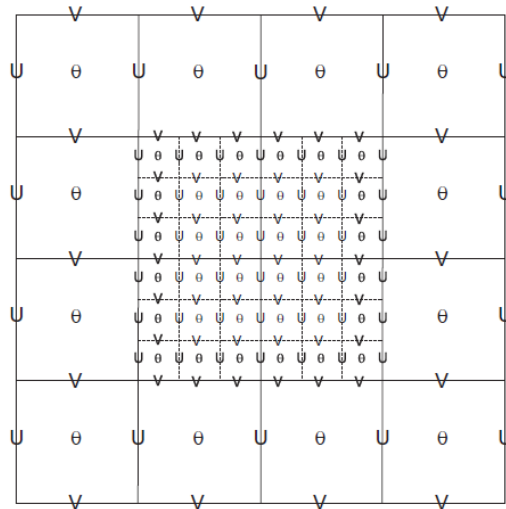
### 3.2.2 NØSTEDE GRID

Nøsting benyttes når det ønskes å fokusere på et utvalgt område av hoveddomenet med høyere oppløsning. På denne måten kan områder med behov for mer detaljert kartlegging enn andre studeres nærmere i en modellkjøring som likevel omfatter et stort ytre domene. Nøsting kan på denne måten sees på som et kompromiss mellom lokal og regional modellering.

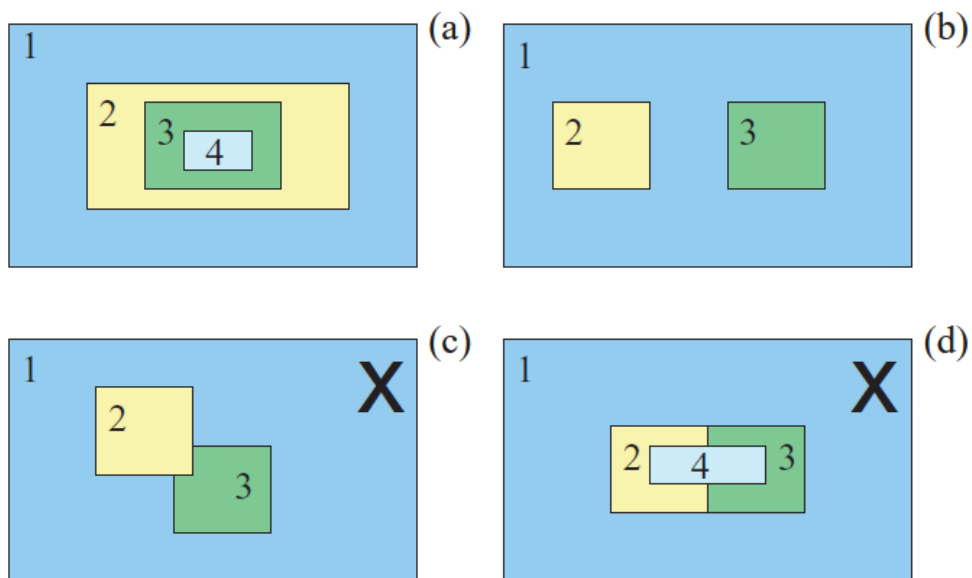
ARW inkluderer horisontal nøsting. Det nøstede gridet vil kunne ha høyere oppløsning i tid og rom, og begrenser seg til et område som er en faktor lavere enn det ytre. Forholdet mellom oppløsningen i de nøstede gridene,  $\Delta x_{\text{grov}}/\Delta x_{\text{fin}}$ , må være et heltall. Om det ønskes ytterligere økning i oppløsning kan man ha simuleringer med flere nøstinger inne i hverandre. For at den numeriske stabiliteten skal bevares i de nøstede gridene, deles også tidskrittets lengde ( $\Delta t$ ) på forholdet mellom gridene. I et tilfelle der det fortas en nøsting fra 27 x 27 km til 9 x 9 km i gridstørrelse, vil tilsvarende  $\Delta t$  endres fra ca 162 sekunder til 54 sekunder fra domene 1 til 2. Som nevnt vil forholdet mellom  $\Delta t$  og  $\Delta x$  være omkring faktor seks. Figur 3.4 viser et eksempel på et nøstet Arakawa C-grid. Her er det tre grid som er nøstet sammen med økende oppløsning med en faktor tre mellom gridene.

Det finnes to ulike former for nøsting: enveisnøsting og toveisnøsting. Disse representerer to ulike former for vekselvirkning mellom ytre og indre grid. Det ytre gridet kalles i denne sammenhengen for det indre gridets "parent"-grid. For enveisnøsting vil grensebetingelsene til det indre gridet være bestemt av verdiene i gridet utenfor. I toveisnøsting vil det være informasjonsstrøm begge veier, slik at det innerste gridet også har tilbakekobling utover til gridet med lavere oppløsning, derfor toveisnøsting. Dersom forholdet mellom gridene er 3, slik som i figur 3.4, vil arealet av en rute i det ytre gridet tilsvare arealet av ni ruter i gridet innenfor. Verdiene som skrives tilbake til

det ytre gridet med lavere oppløsning vil derfor være et middel av resultatene fra de tilsvarende ni rutene, når toveisnøsting benyttes.



Figur 3. 4 Eksempel på et nestet Arakawa C-grid. Her er tre grid nestet i hverandre med en økende oppløsning på faktor tre (Skamarock m.fl. 2008).



Figur 3. 5 Ulike former for nøsting. De to øverste rammene viser lovlige varianter a) Teleskopisk og b) nøsting på samme nivå. De to nederste rammene er ikke-lovlige varianter. c) Overlappende grid og mer en et "parent-grid" (Skamarock m.fl. 2008).



Hvordan nøstingen velges kan variere etter ønsket resultat for kjøringen. I ARW finnes det to mulige metoder for nøsting. Det vil være mulig å ha flere indre grid med samme oppløsning plassert i forskjellige områder, (Figur 3.5 b). Man kan også ha en såkalt teleoskopisk nøsting, hvor man har flere nøstede grid plassert inni hverandre, med høyest oppløsning på det innerste gridet, (Figur 3.5 a). Det vil være mulig å ha nøstinger med oppløsning opp til noen få hundre meter. Dette er imidlertid svært maskinkrevende. I denne oppgaven benyttes et oppsett der fem domener er nøstet teleoskopisk. Dette forklares nærmere i avsnitt 3.4.

### 3.3 WRF-CHEM

I atmosfæren er kjemi og meteorologi nært koblet. Kjemien påvirker dynamikken gjennom påvirkning av strålingsbalansen og areosolkonsentrasjonen er nært knyttet opp mot skydannelse og nedbørprosesser. På samme måte vil den kjemiske konsentrasjonen i atmosfæren avhenge av dynamiske prosesser, som avsetning ved nedbør og spredning av luftforurensninger ved vindsystemer og turbulens. Ved å separere meteorologi og dynamikk i modelleringen kan viktig informasjon gå tapt. Ofte benyttes et enkelt datasett med meteorologiske data til å produsere mange kjemiske simuleringer, en metode kjent som "offline"-modellering og forklart nærmere i avsnitt 3.1. Et eksempel på dette er den globale modellen OSLO-CTM2, som blir brukt til sammenligninger senere i denne oppgaven. Datasettene gir ofte meteorologiske inputverdier med en lengre tidsskala enn hva de kjemiske simuleringene krever, noe som kan føre til at prosesser på liten skala ikke kartlegges riktig. I WRF-Chem er WRF koblet med kjemi, og en videreutvikling av den opprinnelige værvarslingsmodellen. I WRF-Chem benyttes "online"-beregninger (avsnitt 3.1). Her er kjemi og dynamikk fullt koblet og benytter samme gridoppløsning og de samme transport- og fysikk skjemaene. Likeledes er samme tidsskritt benyttet for komponentene, slik at interpolering i tid unngås.

Grell m.fl. (2005) gir en detaljert beskrivelse av WRF-Chem. Figur 3.1 viser hvordan WRF-Chem er koblet opp mot den opprinnelige WRF-modellen. Dog vil det være vekselvirkninger mellom dynamikk og kjemi, som ikke kommer tydelig frem i den skjematisk oversikten. WRF-Chem-pakken inneholder flere ulike valg av skjemaer for utslipp, fotolyse, gassfasekjemi, deposisjon og areosoler. Hvilke skjemavalg som er blitt gjort her, samt beskrivelse av utslipp av kjemiske komponenter tilpasset dette studiet, vil i beskrives i nærmere i avsnitt 3.4.2.

Som ligning 2.1 viser, vil kjemisk konsentrasjon til en hver tid være et resultat av transport, deposisjon, kjemisk produksjon og tap og utslipp. Disse prosessene vil vekselvirke med hverandre, samt beregnes ut fra både kjemiske og dynamiske faktorer.

De prognostiske ligningene for bevarte variabler i ARW er på fluksform. Disse ligningene består av en massebevarende og en skalarbevarende ligning på formen gitt ved (3.3) og (3.4). Her er  $\mu$  kolonnemassen av tørr luft ved tiden  $t$ ,  $\mathbf{V}$  hastigheten og  $\varphi$  er et skalart blandingsforhold (Grell m.fl. 2005). Modellen diskretiserer ligningene ved endelig volum, noe som fører til bevaring av masse og skalar masse. Ikke-bevarte variabler som trykk og temperatur, beregnes diagnostisk ut fra de bevarte variablene.

$$\mu_t + \nabla \cdot (\mathbf{V}\mu) = 0 \quad 3.3$$

$$(\mu\varphi)_t + \nabla \cdot (\mathbf{V}\mu\varphi) = 0 \quad 3.4$$

Nærmere beskrivelse av tidsintegrasjonen og adveksjonsskjemaene finnes i Wicker og Skamarock (2002).

Simulering av tørravsetning i WRF-Chem er avhengig av de kjemiske konsentrasjonene nærmest bakken og avsetningshastigheten,  $v_d$ . Ut fra dette beregnes fluksen av kjemiske komponenter fra atmosfæren til overflaten. Resistansen til overflaten vil være avgjørende for avsetningen. Denne inkluderes ved å benytte en parameterisering av Wesley (1989) som er avhengig av overflaten til planter og jorddekket, årstiden, diffusjonskoeffisient, reaktivitet og vannløseligheten til komponentene. Våtavsetning er derimot ikke inkludert i disse simuleringene (Grell m.fl. 2005).

I dette studiet benyttes Regional Acid Deposition Model version 2, RADM2, for å beskrive gassfasekjemien. Denne mekanismen er et kompromiss mellom nøyaktighet og detaljer ved kjemiske prosesser og maskinkapasitet. For uorganiske komponenter inkluderer RADM2 14 stabile og fire reaktive midlertidige komponenter, i tillegg til nitrogen, oksygen og vandndamp. De organiske komponentene er representert ved 26 stabile komponenter og 16 peroksidradikaler (Grell m.fl. 2005). For beregning av kjemisk produksjon og tap benyttes en "quasi steady-state"-tilnærming, opprinnelig utviklet av Hesstvedt m.fl. (1978). Videre benyttes disse tendensene sammen med en "Backward Euler"-tilnærming for tidsintegrasjon av 38 predikerte komponenter. For alle de kjemiske reaksjonene inkludert i RADM2, se Appendix . Baksiden ved RADM2 er at det som nevnt ikke behandler våtavsetning.  $\text{NO}_x$  vil avsettes ved nedbørsprosesser og et fravær av dette, vil kunne gi en overestimering av komponenten.

Det finnes flere varianter av kjemiskjemaer som kan benyttes i WRF-Chem. Hovedsakelig er alternativet til RADM2 CBMZ. For begge disse skjemaene finnes det et antall variasjoner som kan velges etter behov. Nærmere beskrivelse av disse finnes i Peckham m.fl. (2009).

For fotolyseskjemaer tilpasset WRF-Chem finnes det tre valg; Madronich-, Fast-J- eller Madronich F-TUV-fotolyse (Peckham m.fl. 2009). I denne sammenhengen benyttes Fast-J. Det er mulig å benytte fotolyseskjemaer der det inkluderes vekselvirkning med areosoler, dette blir imidlertid ikke brukt her. Fotolysefrekvensen til en gass er gitt som integralet av produktet av den aktiniske fluksen, absorpsjonstverrsnittet og dens quantum yield over alle bølgelengder. For de 21 fotokjemiske reaksjonene i modellen for gassfasekjemi kalkuleres fotolysefrekvensen i hvert gridpunkt. Fotolysefrekvensen kan beregnes hvert tidskritt, men for numerisk effektivitet gjøres dette med tidsintervall på 30 minutter. (Grell m.fl. 2005).

## 3.4 MODELLOPPSETT

### 3.4.1 SIMULERINGER

WRF-Chem har blitt benyttet for å se på effekten av oppløsning ved skipsutslipp. Utslippene beskrives nærmere i avsnitt 3.5. Det benyttes fem domener der horisontaloppløsningen endres fra 81 x 81 km i det ytterste ned til 1 x 1 km i det innerste domenet. Tabell 3.3 viser en oversikt over de fem domenene og deres endring i størrelse og oppløsning. Oppløsningen endres med faktor tre mellom domenene både i tid og rom. Horisontalt er arealet av det innerste domenet (D5) sammenlignbart med en gridrute i det ytterste domenet (D1).

I den tekniske beskrivelsen av WRF anbefales det at tidsoppløsningen i sekunder er seks ganger  $\Delta x$  (km). Dette var imidlertid ikke gjeldende i dette tilfellet. For å gjennomføre simuleringen uten at det oppstod numerisk instabilitet, krevde beregningene et kortere tidsskritt på tilnærmet tre ganger  $\Delta x$ . Dette kan skyldes at det ble benyttet polarstereografiske koordinater og kobling med kjemi samtidig i modellen ved svært høy oppløsning. Selv da det kun ble benyttet et domene uten nøstinger var det nødvendig med kortere tidsskritt enn anbefalt. For de nøstede domenene oppstod det numerisk instabilitet også ved svært korte tidsskritt. Denne kom ikke umiddelbart, men etter at modellen hadde gjort beregninger i to til tre døgn. Ved å redusere tidsskrittet helt ned til 60 sekunder for det ytterste domenet ( $<1\Delta x$ ) ble det tre døgn lange simuleringen gjennomført. Disse beregningene tok imidlertid opp i mot en uke å gjennomføre. Når regnekapasiteten på titan, der modellberegningene ble utført, ble økt fra to noder og 16 CPUer til seks noder og 48 CPUer ble regnetiden forkortet betraktelig. Dette gjorde at det var mulig å benytte  $\Delta t = 3\Delta x$  og som igjen bidro til at regnetiden ble redusert, slik at gjennomføringen tilslutt tok omkring et døgn. Det er vanskelig å konkret si hva som bidro til modellproblemer. Flere andre som gjorde modellberegninger med WRF på titan som hadde problemer i den samme tidsperioden.

Med Arktis som fokusområde benyttes det som nevnt over, polarstereografiske koordinater i WRF i dette studiet. Det ytterste domenet er plassert med nordpolen som senter. De mindre domene er plassert i forhold til isfrie havområder i september 2007 som er aktuelle for skipstrafikk. De to innerste domenene dekker kun områder over hav. For alle domenene benyttes enveis-nøsting. Det er da kun informasjonsstrøm fra det ytre til det indre domenet.

Meteorologiske initialverdier og grenseflater som benyttes i WRF er hentet fra European Center for Medium-range Weather Forecast (ECMWF) for 1.-30. september og 1.-4. juli 2007. Disse tilpasses i WRF-Preprocessing-System (WPS) sammen med geodata for domenet og er grunnlaget for inputfilene i modellen. Dataene er meteorologiske reanalyser, basert på modell og observasjoner, og oppdatert hver sjettede time. Disse dataene inkluderer også oppdatert informasjon om sjøisen på det aktuelle tidspunktet.

### 3.4.2 SKJEMAAVALG WRF-CHEM

Som nevnt i avsnittet over benyttes kjemiskjemaet RADM2 i WRF-Chem. I tillegg gjøres valg for hvilke fysikkskjemaer som benyttes i disse simuleringene. Valg av fysikkskjemaet for de ulike kategoriene beskrevet i avsnitt 3.2.1.3, er listet opp i tabell 3.2.

Fysikkategori	Fysikkskjema
Fotolyse	Fast-J-Fotolyseskjema
Grenselag	Mellor-Yamada-Janjic skjema (D1, D2), Yonsei University skjema (D3,D4,D5)
Overflatelag	MM5-similaritet (D1, D2) ETA-similaritet (D3, D4, D5)
Mikrofysikk	Lin et.al. skjema
Landoverflate-fysikk	5-lags termal diffusjonsskjema

Tabell 3. 2 Valg av fysikkskjemaer i ARW (WRF).

Valg av fysikkskjemaene er direkte relatert til kjemien gjennom pådriv ved avsetning, langbølget stråling, mikrofysikk og cumulus feedback når cumulusparameteriseringen benyttes. Uten denne vil ikke de parameteriserte skyene kunne sammenvirke med stråling og fotolyseskjemaene. Dette vil kun være mulig i WRF-Chem.

Som mikrofysikkskjema benyttes et skjema fra Lin m.fl. Dette inkluderer is, snø og graupelprosesser og er mulig for bruk ved simuleringer med høy oppløsning. I grenselaget benyttes Mellor-Yamada-Janjic skjema for de to største domenene. Dette er et en-dimensjonalt prognostisk skjema for turbulent kinetisk energi ved lokal vertikalblanding. For de tre minste domenene benyttes derimot Yonsei University skjema. Et ikke-lokalt-K skjema med eksplisitt innblandingslag og parabolisk K-profil i ustabil blandingslag. (Skamarock m.fl. 2008). Overflatelaget parameteriseres ved to ulike skjemaer basert på Monin-Obukhov-similaritetsteorien.

I de tre største domenene vil som nevnt cumulusprosesser parameteriseres. Dette skjer ved Grell 3D ensemble cumuluskjema (Skamarock m.fl. 2008).

### 3.4.3 SIMULERING MED ARCACT-UTSLIPP

Prosjektet Arcact ved CICERO (senter for klimaforskning), Universitetet i Oslo, Det Norske Veritas og Statistisk Sentralbyrå, benytter modellen OSLO-CTM2 til å studere effekt av skipsutslipp i Arktis. Dette simuleres med dagens utslipp og fremtidsscenarioer for år 2030 og 2050. I OSLO-CTM2 er oppløsningen 2.83 x 2.83 grader, i lengde- og breddegradskoordinater. Dette er omkring faktor tre grovere enn det ytterste domenet i WRF-Chem-simuleringene. Som nevnt tidligere i kapittelet er beregningene i OSLO-CTM2 "offline".

Utslipp predikert av Arcact-prosjektet for fremtidig skipstrafikk i 2030 benyttes i en simulering med WRF-Chem der det kun er et domene (D1). Utslippene beskrives nærmere i avsnitt 3.5. Fra tabell 3.3

kan det sees at det ytterste domenet har en oppløsning med horisontal gridrutestørrelse 81 x 81 km og tidsskritt på 250 s. Vertikalt er gridboksene delt inn i 27 lag opp til 50 hPa.

Domenet er sentrert rundt nordpolen og det benyttes polarstereografiske koordinater for beregningene. Størrelsen av domenet kan sees i figur 3.9 som viser utslippsplasseringen. Her viser panelene til høyre (RETRO-utslipp) hele utstrekningen av domenet, og panelene til venstre (Arcact-utslipp) viser området som presenteres videre i studiet.

Simuleringene som inkluderer Arcact-utslippene beregnes for hele september. For meteorologifeltene fra ECMWF og innstillingene i WPS og WRF-Chem er tidsperioden valgt for 1. - 30. september 2007. Dette i tråd med at denne måneden er den med hittil størst isfrie havområder i Arktis, som kan sees fra figur 1.1 og 3.6. Det er tenkt at dette er den perioden som så langt er mest representativ for en 2030-situasjon, likevel vil det være store usikkerheter i forbindelse med disse antagelsene.

I tillegg til skiputslippene inkluderes landbaserte utslipp fra RETRO (RETRO 2006). For den samme perioden blir det også gjort en tilsvarende modellkjøring, med utslippsfiler der det kun er RETRO-data. Bidraget forårsaket av skipsutslippene vil da vises som differansen mellom simuleringen med (Arcact + RETRO)- og RETRO- utslipp. Oversikt over simuleringene er listet opp i tabell 3.4.

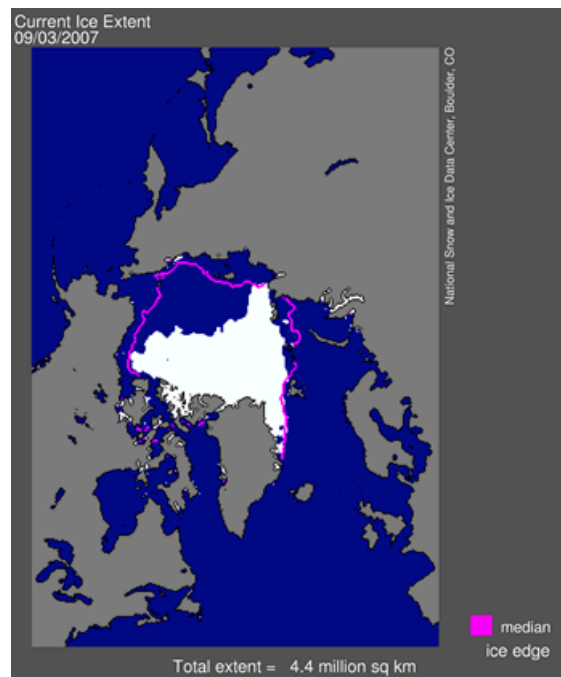
Resultatfilene fra WRF-Chem simuleringene oppdateres hver time og skrives ut som 24-timesfiler per dato. Både for resultatene med og uten skipstrafikk alle filene blir midlet i to 24-timers resultatfiler som viser månedsmiddel for september i de to tilfellene. I tillegg blir det sett på enkeltfiler. Resultatene blir presentert i kapittel 4.1.

### 3.4.4 SIMULERING MED LINJEUTSLIPP

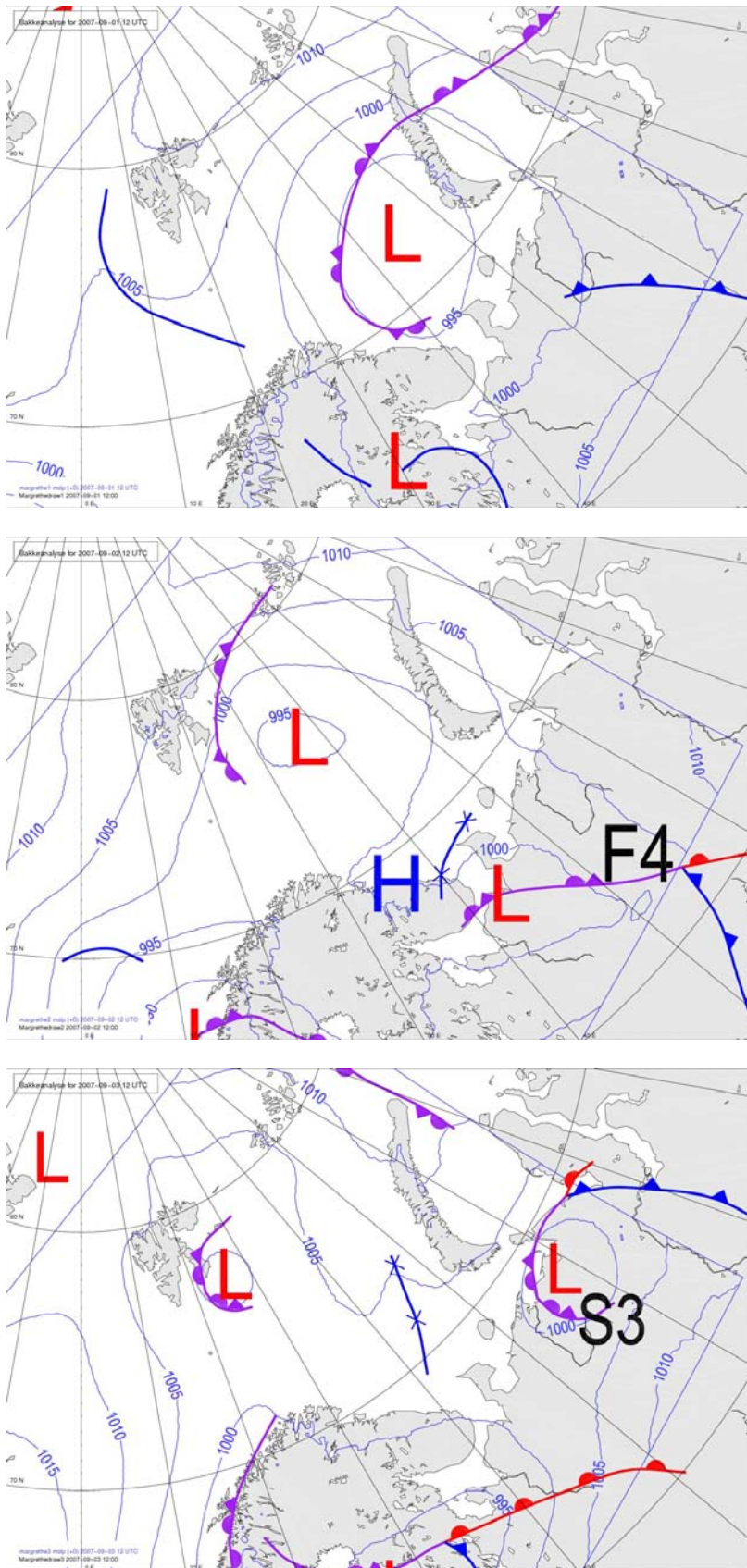
Et viktig poeng i denne oppgaven er å studere effekten av oppløsning for resultatene. Utslippsfiler der et linjeutslipp av  $\text{NO}_x$  over de Arktiske havområdene er lagt til benyttes for simuleringer der fem domener er nøstet inn i hverandre. Forholdet mellom de fem domenenene er faktor tre i tids- og romoppløsning og listet opp i tabell 3.3. Det ytterste domenet er det samme som beskrevet over for Arcact-simuleringene. Innen for dette er fire mindre domener nøstet teleskopisk inn i hverandre. Det er enveis nøsting mellom domenenene, slik at informasjonsflyten kun går fra et domene til det innenfor med en faktor tre høyere, og ingen vekselvirkning tilbake. De fem domenenene og plassering av utslippet kan ses ut fra figuren som viser  $\text{NO}_x$ -konsentrasjon, figur 4.15. Der det innerste domenet er plassert med sentrum i (74.2N, 47.2E)

WRF-Chem kjøres over en tredøgnsperiode. Siden det er ønskelig å se på resultatene i forhold til fremtidige skipsruter i Arktis, er perioden lagt til 00 UTC 01. til 00 UTC 04. september 2007. 2007 er året med hittil maksimalt isfrie områder. Samtidig er det tatt hensyn til at ozonkjemien er sterkt avhengig av sollys. I begynnelsen av september er det fortsatt tilgjengelig sollys i polområdene. Figur 3.6 viser utbredelsen av sjøis den 03.09.2007.

Perioden på tre døgn velges som ut i fra at den hypotesen at den er lang nok til at utslippet av  $\text{NO}_x$  rekker å tynnes ut tilstrekkelig til at effektene fra plumen forsvinner. Samtidig er perioden kort nok til at simuleringen kan gjennomføres polart med fem nestede domener uten svært lang beregningstid.



Figur 3. 6 Sjøisutbredelsen i Arktis 03.09.2007 (hvitt område) og medianen for isdekket (rosa linje). (NSIDC, 18.11.2010).



Figur 3. 7 Bakkeanalyse av vær-situasjon i interesseområdet 1., 2. og 3. september 2007. Data fra HIRLAM 10 (DNMI) presentert i DIANA.

Domene	Horisontaloppløsning	Antall gridruter	$\Delta t$
D1	81 x 81 km	120 x 120	250,0 s
D2	27 x 27 km	121 x 121	83,33 s
D3	9 x 9 km	121 x 121	27,78 s
D4	3 x 3 km	91 x 91	9,26 s
D5	1 x 1 km	91 x 91	3,09 s

Tabell 3. 3 Oversikt over domenenes størrelse og oppløsning ved simuleringene med WRF-Chem.

Figur 3.7 viser bakkeanalysen av vær-situasjonen i interesseområdet klokken 12 UTC dagene 1.-3. september 2007. Analysen viser et lavtrykk over havområdene der skipsutslippene er, men dette ser ut til å være i slutfasen og er lite eksplosivt. Den 3. september som det hovedsakelig vises resultater fra i kapittel 4.3 er lavtrykksaktiviteten utdøende og det er lite annen aktivitet i området.

Det samme settet av nestede domener og utslipp plasseres også ved lavere bredder i juli, for å kunne se på effekten av breddegrad og innkommende solstråling, samt forskjell i bakgrunnskonsentrasjon. Her er det lengde- og breddegradskordinater som benyttes både i utslippsfilene og i WRF-Chem, til forskjell fra polarkoordinater i de Arktiske simuleringene. Det velges domener av samme oppløsning og størrelse som for simuleringen i Arktis. Domenene er teleskopisk nøstet og slik at minste domene er plassert utenfor Atlanterhavskysten i Syd-Europa, med sentrum i (36.4N, 21.0W). Tidsperioden er like lang som for de polare simuleringene, en tre dager lang periode valgt fra 01. til 04. juli 2007.

I tillegg til de to simuleringene (Arktis og Atlanterhavet), der det legges inn skipsutslipp sammen med landutslipp fra RETRO 2000, gjøres det simuleringer for samme perioder kun med RETRO-utslipp. Også her beregnes differansen mellom de to settene med resultater for å studere bidraget fra linjeutslippet i tillegg til totalkonsentrasjonen. (Beskrivelse av RETRO-utslippene finnes i avsnitt 3.5.1).

Linjeutslippene er beregnet slik at oppløsningen endres ettersom oppløsningen i modellen endres. Altså med en faktor tre. Se nærmere forklaring i avsnitt 3.5.3. Som nevnt i avsnitt 3.1 endres også dynamikken med oppløsningen.

Utslipp	Plassering	Domener
Linjeutslipp av $\text{NO}_x$ + RETRO	Polart	D1, D2, D3, D4, D5
Linjeutslipp av $\text{NO}_x$ + RETRO	Lavere bredder	D1, D2, D3, D4, D5
RETRO-utslipp	Polart	D1, D2, D3, D4, D5
RETRO-utslipp	Lavere bredder	D1, D2, D3, D4, D5
Arcact-utslipp fra skip for $\text{NO}_x$ , CO og $\text{SO}_2$ + RETRO	Polart	D1

Tabell 3. 4 Oversikt over de ulike WRF-Chem-simuleringene i studiet. Hvilke utslipp som inkluderes, plassering og nøsting av domener.



## 3.5 UTSLIPP

### 3.5.1 RETRO-UTSLIPP

For antropogene utslipp benyttes RETRO 0.5° x 0.5° utslipp (RETRO 2006). Dette er verdier fra juli 2000. Disse utslippene benyttes som bakgrunnsutslipp i alle domeneene, men på grunn av horisontaloppløsningen, på 0.5° x 0.5°, vil de være best egnet for de ytterste domeneene. Fordelingen av RETRO-utslippene i det ytterste domenet vises i figur 3.9. RETRO-utslippene inkluderer også skipsutslipp, disse har oppløsningen 1° x 1°. De inkluderte skipsutslippene, er imidlertid ikke i de områdene det her fokuseres på, siden det per i dag er lite skipsutslipp i Arktis. For de innerste domeneene benyttes RETRO-dataene hovedsakelig som grenseverdier. Dette er som nevnt verdier fra år 2000. Med tanke på den forventede utslippsreduksjonen for landbaserte utslipp, samt nye områder der utslipp vil finne sted, kan det diskuteres om dataene er representative for en 2030-situasjon. Imidlertid er det få lokale utslippskilder i Arktis. I tillegg vil potensialet for nye kilder i området innen olje- og gassindustrien også gi usikkerheter om bakgrunnsutslippene. Ut i fra utslippsplottet i figur 3.9 kan det tyde på at store utslipp fra smelteverksindustri i Russland ikke er inkludert i RETRO-dataene. Dette vil særlig kunne påvirke resultatene for SO<sub>2</sub> som vises i figur 4.11.

RETRO-utslippene utgjør sammen med aktuelle skipsutslippene i dette studiet de antropogene utslippene i WRF-Chem simuleringene. I tillegg kommer biogene utslipp. De biogene utslippene beregnes online i en utslippmodul for biogene utslipp i WRF-Chem. Her behandles utslipp som nitrogen fra jordsmonn, isopren, monoterpener og andre biogene hydrokarboner.

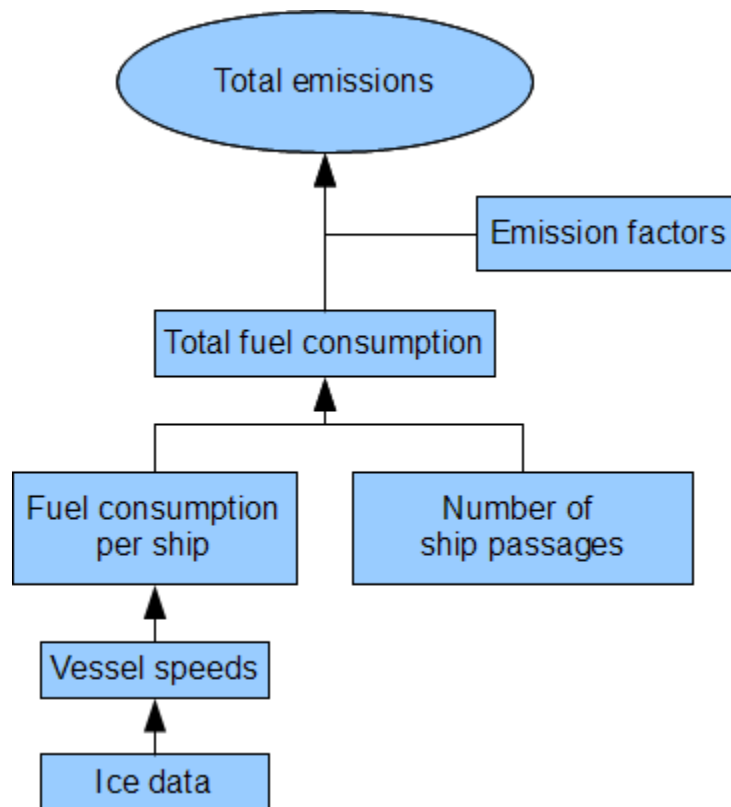
### 3.5.2 ARCACT-UTSLIPP

Slik som beskrevet over, har fremtidsutslipp fra skip i Arktis blitt beregnet for bruk av Arcact-prosjektet. Utslippene fra skip for en 2030-situasjon er tilpasset (blir nærmere beskrevet senere i avsnittet) og brukt i dette studiet. Kalkulasjon av fremtidige utslipp fra skip i Arktis har blitt gjennomført ved en modell som beregner drivstofforbruk, kjørehastighet og utbredelse av sjøis (Peters m.fl. 2010). Modellen sammenligner potensialet for Arktisk transport med tradisjonelle ruter som via Suezkanalen. Det beregnes reisetid, drivstofforbruk og kostnader for de to alternativene. Konseptet for en slik modell vises i figur 3.8.

Med utgangspunkt i A2 scenarioet fra IPCC (IPCC 2007) blir det beregnet fremtidig drivstofforbruk for skip. Økt skipstrafikk og derfor også utslipp, forventes å øke i takt med global økonomisk utvikling de kommende tiårene. Predikert antall containere som vil transporteres gjennom Arktis i er for 1.4 millioner TEU<sup>4</sup> for 2030 og 2.5 millioner TEU for 2050. Dette tilsvarer henholdsvis 8 og 10 prosent av den totale containertrafikken mellom Europa og Asia (Peters m.fl. 2010).

---

<sup>4</sup> TEU = twenty-foot equivalent unit. Mål på lastekapasitet hos containerskip.



Figur 3. 8 Skjematisk oversikt over modellkonseptet som benyttes for utslippsberegning fra isdata, skipsparametere og antall passasjer. (Peters m.fl. 2010).

Som figur 3.8 viser, er skipsutslippene først beregnet som det totale forventede drivstofforbruket ut i fra ytre faktorer. Totalt forbruk regnes til 31 kilotonn SO<sub>2</sub>, 216.3 kilotonn NO<sub>x</sub> og 21.3 kilotonn CO (Buhaug m.fl. 2009). Videre er det tatt hensyn til utslippsfaktorer for så å kunne gi et estimat på de totale utslippene for komponentene NO<sub>x</sub>, CO, SO<sub>x</sub>, CO<sub>2</sub>, PM, NMVOC, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, BC og OC for fremtidsscenarioene. I denne oppgaven benyttes kun utslippene for de tre førstnevnte.

Utslippene er baserte på utslippsfaktorer fra Buhaug m.fl. (2009) og Corbett m.fl. (2010). For å ta hensyn til endrede utslipp i fremtiden som konsekvens av reguleringer og forbedring i teknologi, benyttes reduksjonsfaktorer for utslippene basert på MARPOL 73/78 Annex VI fra 2005 og rettelsener fra MEPC 176(58) fra 2010. Tabell 3.5 viser utslipp, reduksjonsfaktor og utslippsfaktor for de tre komponentene som benyttes i WRF-Chem-simuleringene i dette studiet.

Det tas utgangspunkt i et spesifikt drivstofforbruk fra Buhaug m.fl. (2009) som vist i tabell 3.6. Tallene gjelder lavhastighets indre forbrenningsmotorer. En reduksjon i spesifikt drivstofforbruk på 5 prosent av dagens forbruk i 2030, krever dette en utslippsreduksjonsfaktor på 3,9 prosent for NO<sub>x</sub> ved tilpasninger som reflekterer A2-scenariet fra IPCC. Utslippsfaktorene for NO<sub>x</sub> er vist i tabell 3.7, her er det imidlertid usikkerhet om Arktis vil inkluderes i ECA.

For svovelkomponenter er utslippsreduksjonen kun basert på en regulering i drivstoff innhold, ikke i motortype som for NO<sub>x</sub>. Gjennomsnittlig svovelinnhold er per i dag 2.46 prosent (Peters m.fl. 2010). Fra 1.januar 2020 er grensen satt til 0.5 prosent, noe som tilsvarer en reduksjon på 80 prosent.

Det bør bemerkes at dette er utslipp fra skip som opererer alene, det er altså ikke tatt hensyn til bruk av isbryter. For en forlenget seilesesong i området kan behovet for isbrytere utgjøre en ytterligere kilde til utslipp som ikke direkte kan regnes ut i fra den økonomiske utviklingen og etterspørsel.

Komponent	Utslipp (kg/t)	Reduksjonsfaktor	Utslippsfaktor (kg/t)
NO <sub>x</sub>	78	3.9 %	75.0
SO <sub>x</sub>	54	80 %	10.8
CO	7.4	0	7.4

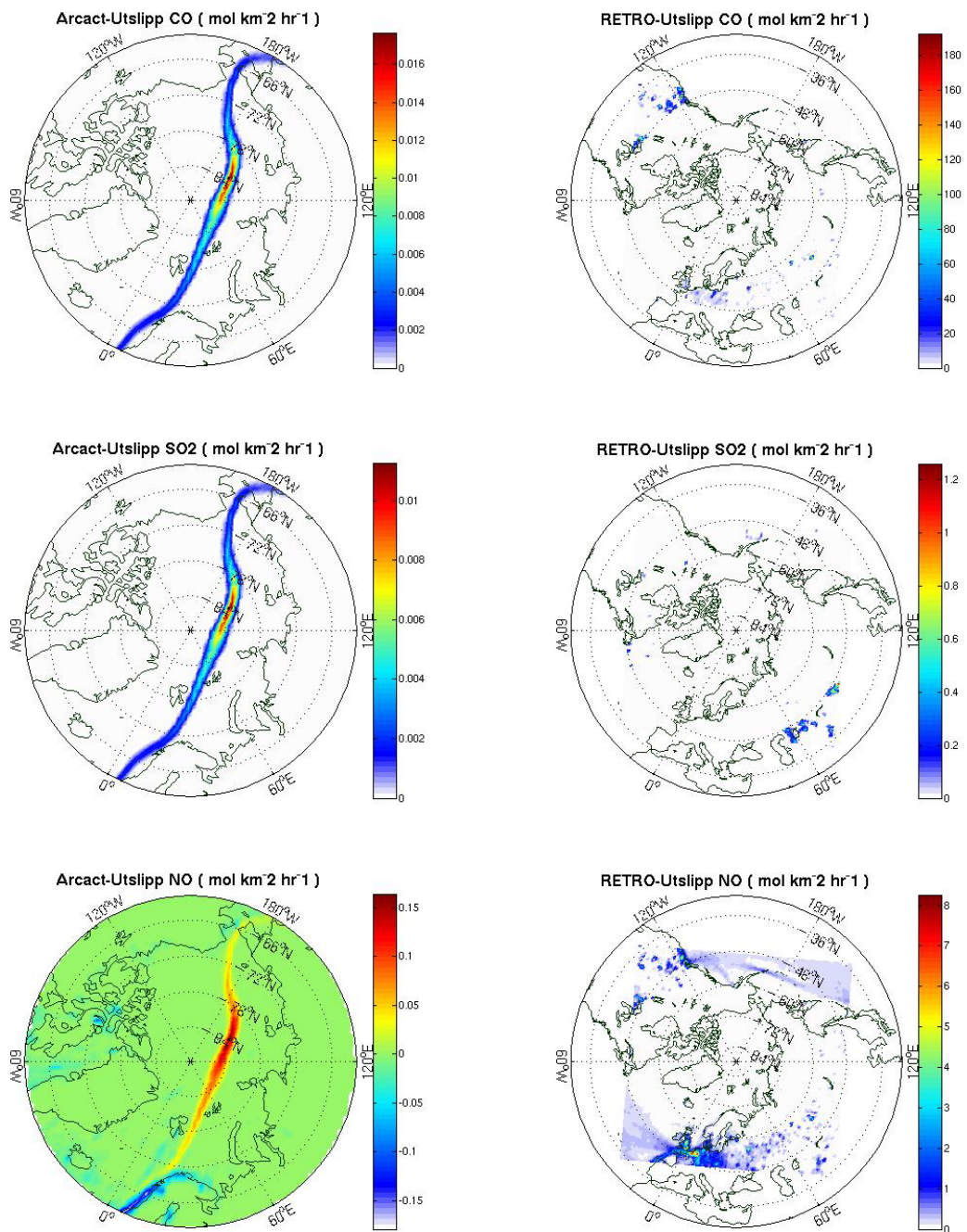
Tabell 3. 5 Basis utslippsfaktorer i kilogram sluppet ut per tonn, reduksjonsfaktor for 2030 og 2050 og den korresponderende utslippsfaktoren for de aktuelle komponentene. (Peters m.fl. 2010).

År	Spesifikt drivstofforbruk (g/kWh)
2010	175
2030	166
2050	158

Tabell 3. 6 Spesifikt drivstofforbruk for dagens og forventede fremtids verdier i (g/kWh). Lavhastighetskip med indre forbrenningsmotorer og en utvikling tilsvarende IPCC sitt A2-scenario. (Peters m.fl. 2010).

Skip bygget mellom 01.01.00-01.01.11	Skip bygget etter 01.01.11	Skip bygget etter 01.01.16 Emissions Control Area
NO <sub>x</sub> < 17g/kWh	NO <sub>x</sub> < 14.4 g/kWh	NO <sub>x</sub> < 3.4g/kWh

Tabell 3. 7 Utslippsreglement for NO<sub>x</sub>-utslipp fra skip fra MARPOL 73/78 Annex VI.



Figur 3. 9 Slipsutslipp av CO, SO<sub>2</sub> og NO fra Arcact september 2030, omregnet til (mol/km<sup>2</sup>s) (venstre kolonne), og RETRO utslipp for 2000 for samme komponenter (høyre kolonne). Merk at RETRO-utslippene er vist for det totale domenet ikke kun for Arktis. (På grunn av lineær skala vil enkelte store utslippskilder gjøre at mindre kilder ikke vil synes på kartet for RETRO-utslipp).

Utslippene fra Arcact-prosjektet benyttes i utgangspunktet i modellen OSLO-CTM2. I WRF-Chem må utslippsfilene som benyttes ha benevningen mol/km<sup>2</sup>s. Utslippsdataene fra Arcact er i utgangspunktet gitt som kg per måned med en horisontalopløsning på 1 x 1 grad i lengde og breddegrad. Derfor krevdes en omregning for at dataene kunne benyttes som input i WRF-Chem. Dette blir gjort ved å legge til omregninger i utslippsprogrammet til Hodnebrog (2008). Med tanke på

at utslippene geografisk skulle endres fra en fordeling fra  $1 \times 1$  grad til  $\text{km}^2$ , og at domenet er plassert polart, gjorde at utslippsprogrammet måtte endres til å beregne arealet i hver enkelt gridrute. Figur 3.9 viser plassering av utslippene etter tilpasningen til WRF-Chem. Derfor vil differansen være negativ. Uavhengig av komponent, befinner de høyeste konsentrasjonene seg i området med mest sjøis. Dette kan være et resultat av at det kreves høyere motorkapasitet gjennom områder med isdekket havoverflate, som resulterer i økte utslipp. Det bør nevnes at de negative verdiene langs Norskekysten for  $\text{NO}_x$  skyldes at figuren viser differansen mellom utslippsfilene som inkluderer skipsutslipp fra Arcact og landutslipp fra RETRO, og de som kun har RETRO-utslipp. Skipsutslippene som legges til fra Arcact overskrider eventuelle andre skipsutslipp i de aktuelle gridboksene.

### 3.5.3 LINJEUTSLIPP

For å kunne studere effekten av en utslippsplume av skip, er det nødvendig at utslippene, som simuleringene, er av høy oppløsning. I tillegg til bakgrunnsutslippene fra RETRO er det lagt til linjeutslipp tilsvarende fem skip. Der verdiene som legges til overskrider andre  $\text{NO}_x$ -utslipp i den aktuelle gridboksen. Dette er imidlertid ikke et problem da  $\text{NO}_x$ -verdiene over arktiske havområder i utgangspunktet er svært lave.

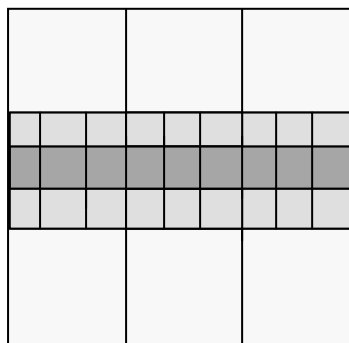
Ut i fra utslippsrater fra tidligere studier, antas et utslipp per skip på  $20 \text{ g/s}$  som en rimelig verdi. For eksempel Chen m.fl. (2005), von Glasow m.fl. (2003). Verdiene passer også overens med hva som ble estimert for Arcact-utslippene. Det tas også utgangspunkt i at et skip ikke kjører alene, men fem skip med noen kilometers avstand. De største containerskipene vil ha et utslipp om lag tilsvarende fem mindre skip (Eyring m.fl. 2009), slik at denne utslippskonsentrasjonen vil være realistisk også med tanke på denne situasjonen.

Det er hensiktsmessig å behandle utslippene som linjer, siden det antas at flere skip passerer langs omtrent den samme skipsruten, og at det vil ta tid før utslippene blandes i gridboksene. I domene med høyest oppløsning kunne det vært et bedre alternativ å behandle utslippene som punkter som flyttet seg over tid, men dette gjøre det vanskeligere å implementere utslippene teknisk sett.

$\text{NO}_x$ -utslippet er lagt inn i gridruter over hav i Arktis. Oppløsningen til utslippene endres med samme faktor som i modellen, men i stedet for at utslippet spres kvadratisk utover, blir de som nevnt lagt i linje. Dette er illustrert i figur 3.10. Konsentrasjonen vil derfor øke med en faktor tre mellom domene, ikke med faktor ni som ville vært tilfellet ved kvadratisk utspreidning.

Plasseringen av linjeutslippene er valgt ut i fra hva som er enkelt å gjennomføre teknisk sett, og vil derfor ikke være en beskrivelse av en realistisk situasjon. Utslippene legges i gridruter etter hverandre over havområder i domenet. Det er altså ikke tatt hensyn til detaljer for forventet skipsrute, men kun at de legges inn over hav, ikke is eller land. Nøstingen av domenet gjør at det ikke vil være mulig å plassere utslippet på samme sted geografisk og i gridruter langs en linje. Derfor vil plasseringen utslippene ikke stemme eksakt overens mellom domene. Det antas at utspreidningen av utslippet vil skje raskt nok til at  $\text{NO}_x$ -utslippet vil fordele seg utover de samme områdene. Nøstingen som benyttes er enveis, det vil si at det kun er informasjonsstrøm fra det ytre domenet til det neste og ikke tilbake.

For det ytterste domenet er lengden på gridrutene 81 km, med en fart på 10 m/s og total utslippsrate på 100 g (NO)/s vil det slippes ut 810 kg NO per gridrute. For å tilpasse kjemiskjemaet i WRF-Chem, RADM2, endres utslippenes enhet til mol/h km<sup>2</sup>. Dette blir gjort ved å legge til omregninger i utslippsprogrammet til Hodnebrog (2008). Tabell 3.8 gir en oversikt over størrelsen av NO-utslippet i de utvalgte gridrutene for de fem domene.



Figur 3. 10 Skjematisk beskrivelse av linjeutslippets fordeling med oppløsning. Her kun vist nøsting av tre domener.

Domene	Oppløsning	Utslippsrate
D1	81 x 81 km	1,83 mol/h km <sup>2</sup>
D2	27 x 27 km	5,49 mol/h km <sup>2</sup>
D3	9 x 9 km	16,42 mol/h km <sup>2</sup>
D4	3 x 3 km	49,38 mol/h km <sup>2</sup>
D5	1 x 1 km	148,15 mol/h km <sup>2</sup>

Tabell 3. 8 Oppløsning og beregnet NO<sub>x</sub>-utslipp (mol/hkm<sup>2</sup>) for de fem domene.

Et FORTRAN-program fra Hodebrog (2008) benyttes for å generere utslippsfiler. Her tilpasses antropogene utslipp fra RETRO sammen med linjeutslippene til ønsket grid og oppløsning. Utslippsdataene skrives så til bineære filer, som senere konverteres til kjemifiler i WRF-Chem.

Det bør bemerkes at utslippene kun er lagt inn for en tredøgnsperiode. Reisetiden mellom Europa og Asia via den Nordlige Sjørute vil realistisk være omkring tre til fire uker. Reisetiden langs utslippslinjen i domenet er derimot realistisk. For at skipsutslippene skal være store nok til å kunne anta en effekt av NO<sub>x</sub>-perturbasjonen, antas det kontinuerlig trafikk av skip ved at utslippet ikke flytter seg.

# KAPITTEL 4

## RESULTATER OG DISKUSJON

I dette kapittelet vil resultater fra WRF-Chem-simuleringene presenteres og diskuteres. Hovedsakelig fokuseres det på effekten av NO<sub>x</sub>-perturbasjoner fra skip og hvilke konsekvenser dette kan ha for ozonkjemi og andre sekundære prosesser i arktiske havområder. Som beskrevet i kapittel 3, er det domenet sentrert polart og dekker de potensielle områdene for fremtidig skipsfart. Med isutbredelse i tankene, er tidsperioden for simuleringene valg til første uke i september 2007, som et kompromiss mellom lite havis og tilstrekkelig med sollys. I første del av kapittelet presenteres utslipp predikert for 2030 fra Arcact-prosjektet.

For å kunne studere effekten av oppløsning ved modellering av en skipsplume, er det benyttet teleoskopisk nøsting med fem domener med økende oppløsning. Domenene er plassert hensiktsmessig i forhold til fremtidige skipsruter i Arktis. Det er også nødvendig at utslippene er av høy oppløsning, derfor legges linjeutslipp tilsvarende en skipsplume manuelt inn i hvert domene.

### 4.1 FREMTIDSSCENARIO MED ARCACTUTSLIPP

I Arcact-prosjektet ledet av Cicero, senter for klimaforskning, studeres fremtidig påvirkning fra skipstrafikk og olje og gassindustri i Arktiske områder. Estimerer for fremtidige utslipp er gjort med utgangspunkt i IPCC A2 scenarioet for global økonomisk utvikling. Videre er det tatt hensyn til forventet utvikling av isdekket og lengden av seilesesong i området og variasjoner i drivstoff og drivstoffpris. Utslippene har en oppløsning på 1 x 1 grad i lengde og breddegrad og er, som beskrevet i kapittel 3, tilpasset for å benyttes i simuleringer med modellen WRF-Chem. I WRF-Chem er det benyttet et domene med en oppløsning på 81 km x 81 km, noe som vil være sammenlignbart med oppløsningen av utslippene. Meteorologiske initialverdier er hentet fra ECMWF for september 2007. Nærmere beskrivelse av domenestørrelse og utslipp finnes i kapittel 3.4 og 3.5.

I Arcact-prosjektet gjøres simuleringer for dagens situasjon og fremtidsscenarioer for 2030 og 2050. I resultatene som presenteres dette kapittelet er det tatt utgangspunkt i utslippene beregnet for den forventede 2030-situasjonen for simuleringer med WRF-Chem. Arcact-prosjektet benytter de samme predikerte utslippene til globale simuleringer med modellen OSLO-CTM2. Oppløsningen ved disse simuleringene er T42, som tilsvarer 2.83 grader for lengde- og breddegrad, altså lavere oppløsning enn hva som benyttes i dette studiet. Imidlertid blir OSLO-CTM2-simuleringene gjort globalt og over en lengre tidsperiode.

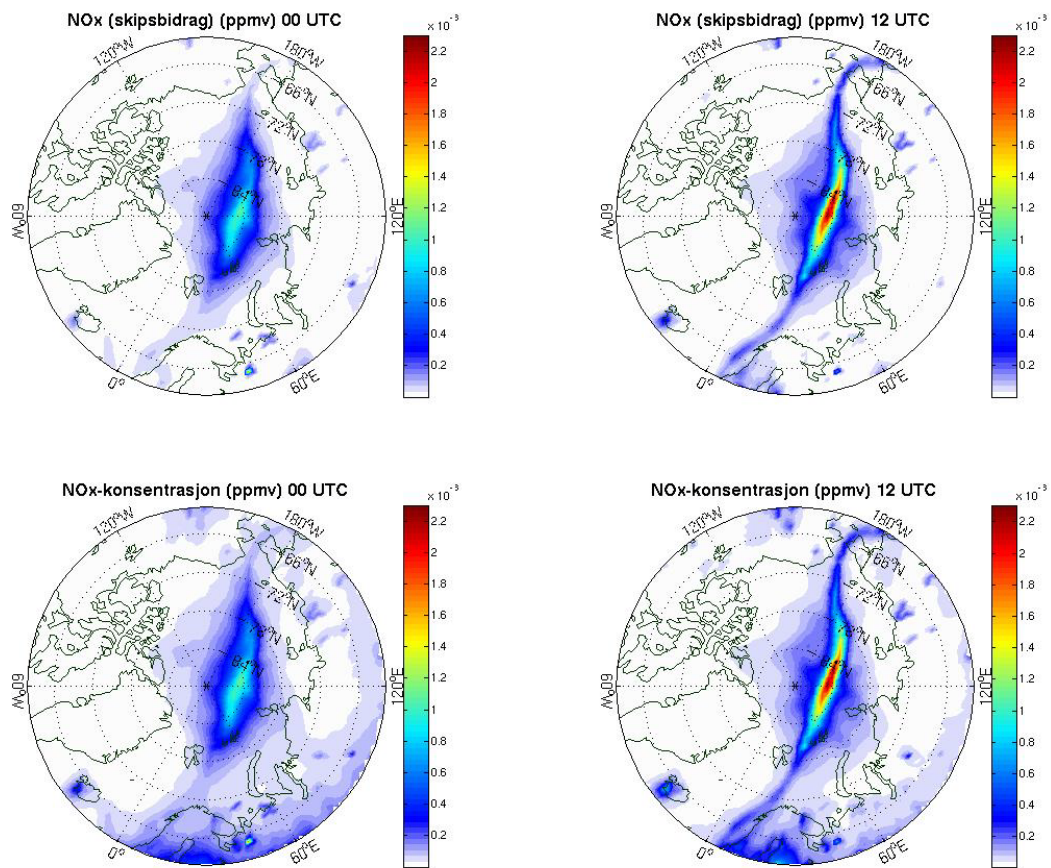
### 4.1.1 NO<sub>x</sub> FRA SKIPSUTSLIPP

Figur 4.1 viser midlet NO<sub>x</sub> for september ved 12 UTC. Det er benyttet utslipp fra Arcacts 2030-situasjon for september og meteorologi fra september 2007. I tillegg til skipsutslippene er det inkluderes landutslipp fra RETRO 2000. De to nederste bildene i figuren viser totalkonsentrasjonen av NO<sub>x</sub> i området, mens de to øverste viser bidraget fra skipsutslipp alene. Alle presenterer resultater for det nederste atmosfærelaget og derfor bakkeverdier. Som figuren tydelig viser, gir skipsutslippene en perturbasjon av NO<sub>x</sub> i et område med ellers svært lave konsentrasjoner. Den totale NO<sub>x</sub>-konsentrasjonen varierer mellom 0 -1.2 ppbv ved 00 UTC og opp til 2.2 ppbv for 12 UTC. Sammenligner man den totale NO<sub>x</sub>-konsentrasjonen (nedre paneler) med skipsbidragene (øvre paneler), ser man at det er lite som skiller de to. De to nedre panelene som viser den totale konsentrasjonen, inkludert skip, vil også inkludere NO<sub>x</sub>-utslipp fra landbaserte kilder. Dette gjør at fordelingen er noe annerledes, men konsentrasjonsintervallet er det samme. Ut i fra dette resultatet vil skipsutslippene har altså signifikant innvirkning i Arktis. NO<sub>x</sub> i seg selv har kort levetid, men etter hvert som innblandingen i den omliggende luften skjer, vil sekundære komponenter med lengre levetid dannes.

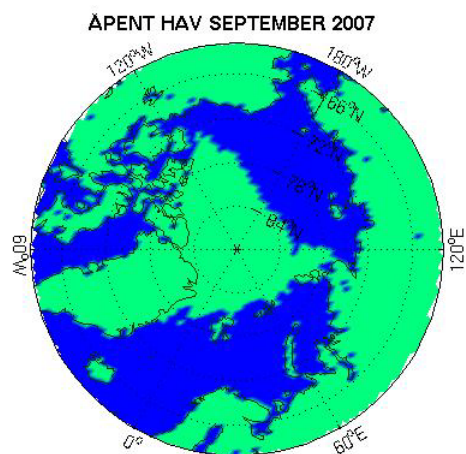
Overgangen fra NO til NO<sub>2</sub> skjer raskt, selv om NO hovedsakelig er utslippskomponenten, vil NO<sub>2</sub> dannes i løpet av et minutt gjennom reaksjon med O<sub>3</sub>, samt noe HO<sub>2</sub>. Derfor benyttes fellesbetegnelsen NO<sub>x</sub> her. Den korte levetiden, på omkring et døgn, gjør at skipsledene lett kan gjenkjennes fra konsentrasjonsmønsteret. På figurene skiller et område nær nordpolen seg fra resten av skipsleden ved adskillig høyere konsentrasjoner. Dette kan forklares ved at dette er området der det finnes havis. Figur 4.2, som viser havisutbredelsen i september 2007, bekrefter dette. Utslippene i figur 3.9 viser det samme mønsteret. Det kan være rimelig å anta at når skipene går gjennom isdekkede områder vil behov for økt motorkapasitet gi større utslipp. Når utslippene skjer over is fremfor over hav, vil også dette påvirke vertikaltransporten og derfor føre til høyere konsentrasjoner i området over isen. Konsentrasjonen som vises på figuren er for det nederste vertikallaget i WRF-Chem og viser konsentrasjonen av NO<sub>x</sub> nær bakken. Siden denne simuleringen er gjort med isdata og meteorologi tilsvarende 2007, vil det derfor ikke være totalt fravær av is der utslippene blir lagt inn. Med tanke på at dette skal tilsvare en utslippssituasjon for 2030, vil tilstedeværelse av is være et av usikkerhetsmomentene for å beskrive et scenario tjue år frem i tid.

Horisontalt er konsentrasjonen er høyest midt i plumen og avtar vekk fra senter som konsekvens av innblanding med omliggende luft. Døgnvariasjonene vil også påvirke NO<sub>x</sub>-nivået. I avsnitt 4.3 som tar for seg effekten av modellopløsning i en tilsvarende situasjon, viser figur 4.14 hvordan konsentrasjonen innenfor et avgrenset område endres i løpet av tre døgn fra 01. til 03. september. Her vil også endring i meteorologien i løpet av tidsperioden påvirke transport ut og inn av gridruten og derfor NO<sub>x</sub>-konsentrasjonen.



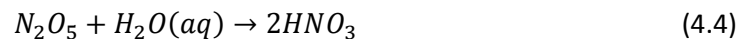


Figur 4. 1 NO<sub>x</sub>-konsentrasjon i Arktis inkludert skipsutslipp av NO (ppmv) for midlet for september 2030. De to øvre panelene viser NO<sub>x</sub>-differansen som konsekvens av skipsutslipp kl 00 og 12 UTC, de to nederste konsentrasjonen i området ved samme tidspunkt.

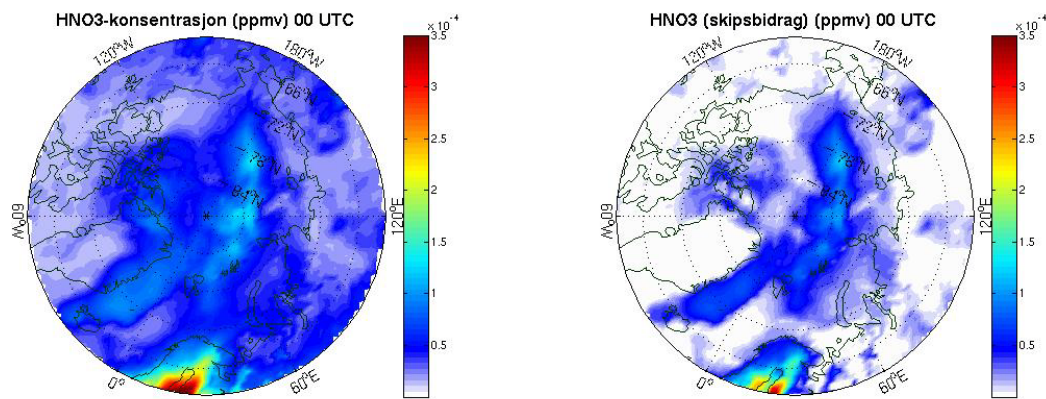


Figur 4. 2 Havområder (blått) og sjøis og landområder (grønt) i domenet, midlet for september 2007. Isdata er hentet fra ECMWF.

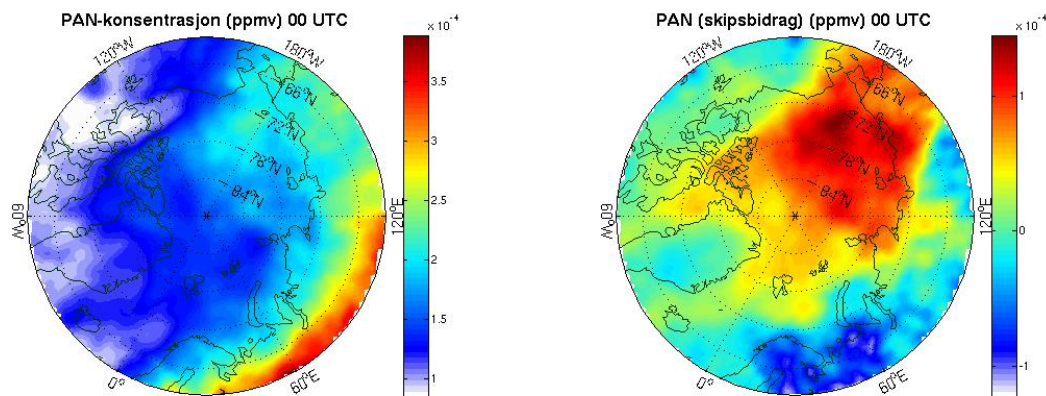
Det største tapet av  $\text{NO}_x$  skjer ved dannelse og avsetning av  $\text{HNO}_3$ . På dagtid dominerer reaksjon med OH (4.1), mens (4.2-4.4) er gjeldende om natten.



OH er sterkt relatert til tilstedeværelse av sollys. Om natten vil derfor (4.1) erstattes av andre tapsreaksjoner der  $\text{NO}_2$  reagerer med  $\text{O}_3$  til  $\text{NO}_3$  og videre med til  $\text{N}_2\text{O}_5$  og  $\text{HNO}_3$  (4.2 - 4.4). I tillegg til tørravsetning vil salpetersyre,  $\text{HNO}_3$ , løses lett i dråper og gir derfor våtavsetning av nitrat. Figur 4.3 viser den totale  $\text{HNO}_3$ -konsentrasjonen og bidraget som blir forårsaket av den økte skipstrafikken midlet for september. Med nivåer omkring 0.1 ppbv over hav og opptil 0.4 ppbv over landområdene i Skandinavia. Dette tilsvarer en signifikant økning som resultat av økt skipstrafikk, noe som også gjenspeiler den geografiske fordelingen av  $\text{HNO}_3$  der skipsrutene kan gjenkjennes. Den forventede ismeltingen tatt i betraktning, vil landområder som tidligere ikke har vært skjermet for direkte avsetning, bli eksponert for avsetning av nitratkomponenter.



Figur 4. 3 Konsentrasjon (venstre bilde) og skipsbidrag (høyre bilde) av  $\text{HNO}_3$  (ppmv) klokken 00 UTC, midlet over september. Her er Arcactutslipp fra skip for en 2030-situasjon inkludert.

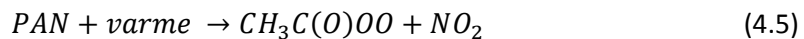


Figur 4. 4 Konsentrasjon (venstre bilde) og skipsbidrag (høyre bilde) av PAN (ppmv) klokken 00 UTC, midlet over september. Her er Arcactutslipp fra skip for en 2030-situasjon inkludert.

Fotokjemisk oksidasjon av hydrokarboner via karbonylkomponenter med påfølgende reaksjon med  $\text{NO}_2$  vil føre til dannelse av PAN.  $\text{NO}_x$ -utslippene fra skip gir mulighet for dannelse i skipsplumen og områdene rundt ved reaksjon med NMHC i området. PAN har adskillig lengre levetid enn  $\text{NO}_x$ . Ved lave temperaturer, som gjennom den arktiske vinteren, vil levetiden kunne være opp i mot flere måneder og kan derfor være en kilde til økte  $\text{NO}_x$ -konsentrasjoner i Arktis også i perioder der det ikke vil være skipstrafikk i området.

PAN kan også transporteres lengre avstander og frigjøre  $\text{NO}_x$  ved termal dekomponering langt fra utslippssilden, (4.5). Figur 4.4 viser midlet PAN som konsekvens av skipsutslipp fra Arcact for september 2030. Figuren viser totalkonsentrasjonen av PAN midlet over september, samt bidraget fra skip i området. I området eksponert for skipstrafikk ligger PAN-konsentrasjonen omkring 0.2 ppbv der bidraget fra skip på det meste utgjør over 50 prosent av den totale konsentrasjonen.

Rundt Beringstredet og kysten av Sibir bidrar skipstrafikken til økte PAN-nivåer, mens det over Skandinavia vises et negativt bidrag. Dette henger sammen med ozonverdiene i området. Som vil forklares nærmere i avsnitt 4.1.3, vil skipstrafikken påvirke ozonproduksjonen gjennom utslipp av ozonforløpere. Områdene med den største økningen i ozon (figur 4.6) stemmer overens med området der de negative PAN-verdiene. Når  $\text{NO}_2$  reagerer med  $\text{O}_3$  som i (4.2) vil den påfølgende reaksjonen mellom  $\text{NO}_3$  og  $\text{NO}_2$  (4.3) gi et kvadratisk tap av  $\text{NO}_x$  og derfor et dårligere utgangspunkt for dannelse av PAN. På figur 4.4 kan området der PAN-endringen, som konsekvens av skipsutslipp, er høyest stemme overens med det laveste ozonbidraget i figur 4.6. Nærmere beskrivelse av PAN-dannelse finnes i kapittel 2.2.2.



### 4.1.2 CO FRA SKIPSUTSLIPP

På samme måte som for  $\text{NO}_x$  legges det inn Arcact-utslipp av CO forventet fra skip i 2030. Karbonmonoksid har en levetid på omkring to måneder, noe som er adskillig lengre enn for  $\text{NO}_x$ . Figur 4.5 viser CO-bidraget fra skipsutslippene og den totale CO-konsentrasjonen i Arktis inkludert skipstrafikk. Bidraget fra skipstrafikk utgjør opptil 3 ppbv av den totale konsentrasjonen på i underkant av 80 ppbv. Sammenlignet med CO-konsentrasjonen ved lavere bredder er konsentrasjonen i Arktis lav. I industrielle og tett befolkede områder vil nivået være opp til flere hundre ppbv (Jacobs 1999). Til forskjell fra  $\text{NO}_x$  kan ikke utslippsmønsteret fra skipstrafikken gjenkjennes for CO. I tillegg til å slippes ut direkte, vil CO produseres fotokjemisk ved oksidasjon av metan og andre hydrokarboner. Lengre levetider vil gjøre at komponenten blir bedre blandet inn i den omliggende luften og gjøre det mulig for CO å fordeles over større områder. Likevel er ikke levetiden lang nok for fullstendig gjennomblending i troposfæren.

CO tapes først og fremst ved oksidasjon ved OH, (4.6). Videre i oksidasjonsprosessen vil det under rette omstendigheter produseres ozon. Oksidasjonseffekten vil derfor henge sammen med tilgjengeligheten av OH og ozon (som er kilde til OH). CO kan altså bidra til både økning og reduksjon i oksidantnivået i atmosfæren. Dette beskrives nærmere i neste avsnitt som tar for seg skipstrafikkens påvirkning på ozonproduksjonen.

### 4.1.3 OZONENDRING I ARKTIS SOM FØLGE AV SKIPSUTSLIPP

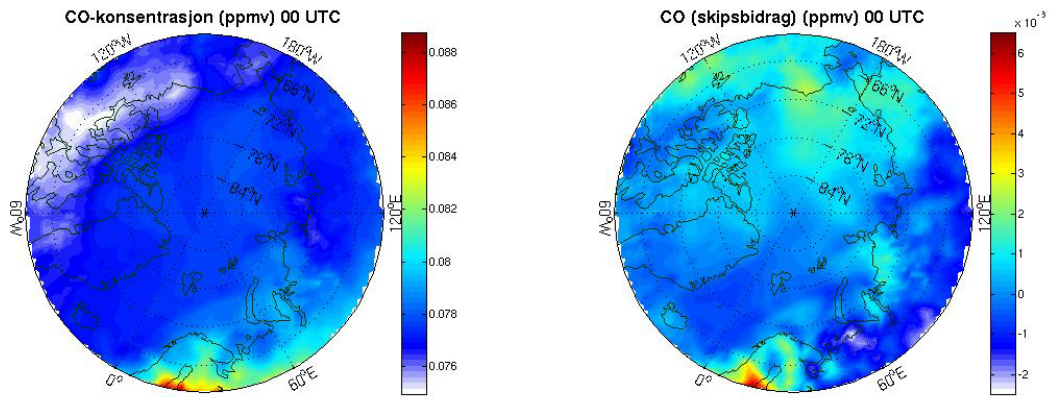
Responser på endring i konsentrasjon av kjemiske utslippskomponenter er også stor blant enkelte sekundære komponenter. Som beskrevet i kapittel 2, er  $\text{NO}_x$ -konsentrasjonen svært avgjørende for utfallet av ozonkjemien i området. Intervallet for de totale  $\text{NO}_x$ -konsentrasjonene i området eksponert for skipsutslipp er fra 0.1-2.2 ppbv. Det vil være tilstrekkelig med  $\text{NO}_x$  tilgjengelig slik at det ved oksidasjon av CO og hydrokarboner vil gi ozonproduksjon de aller fleste steder. For CO er oksidasjonsløpet beskrevet ved reaksjonsligningene nedenfor (4.6 – 4.10). Tilsvarende mønster vil gjelde for mer komplekse hydrokarboner.



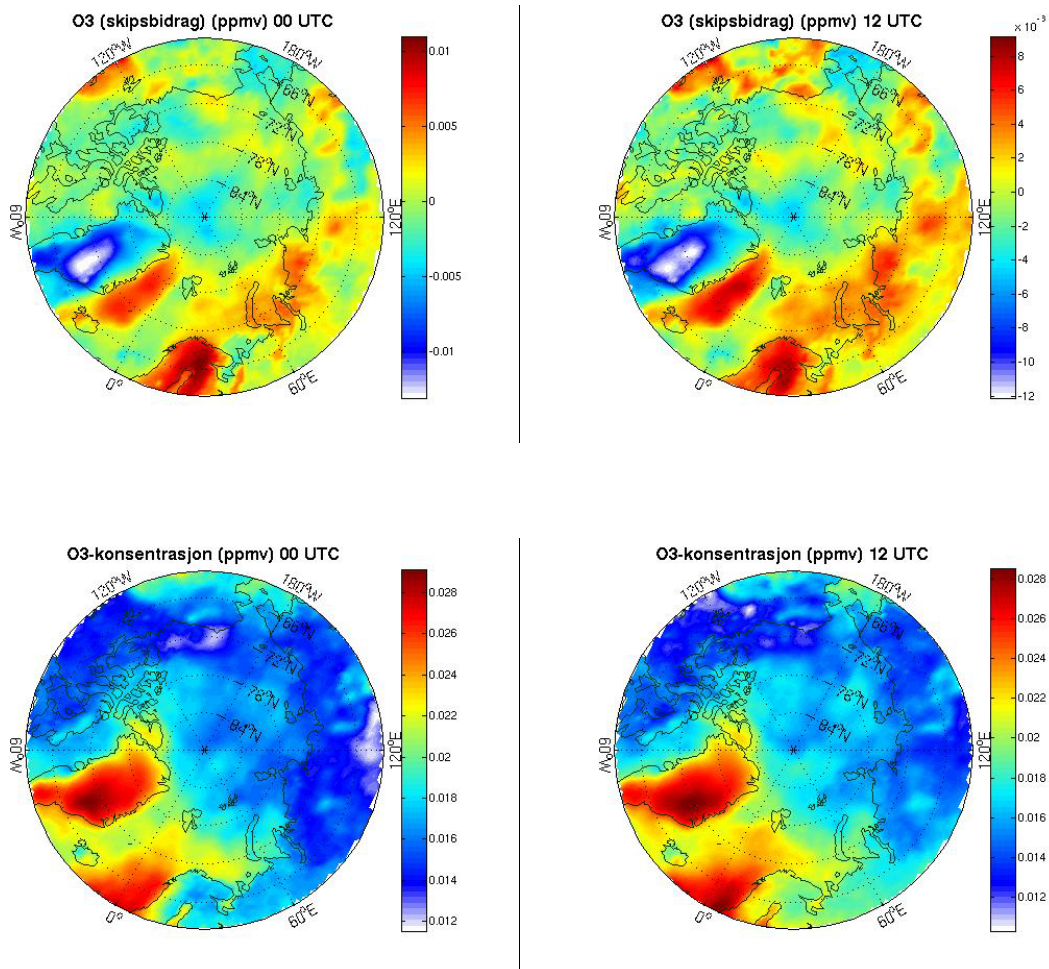
Nettoreaksjonen vil da med tilstrekkelig  $NO_x$  tilgjengelig være:



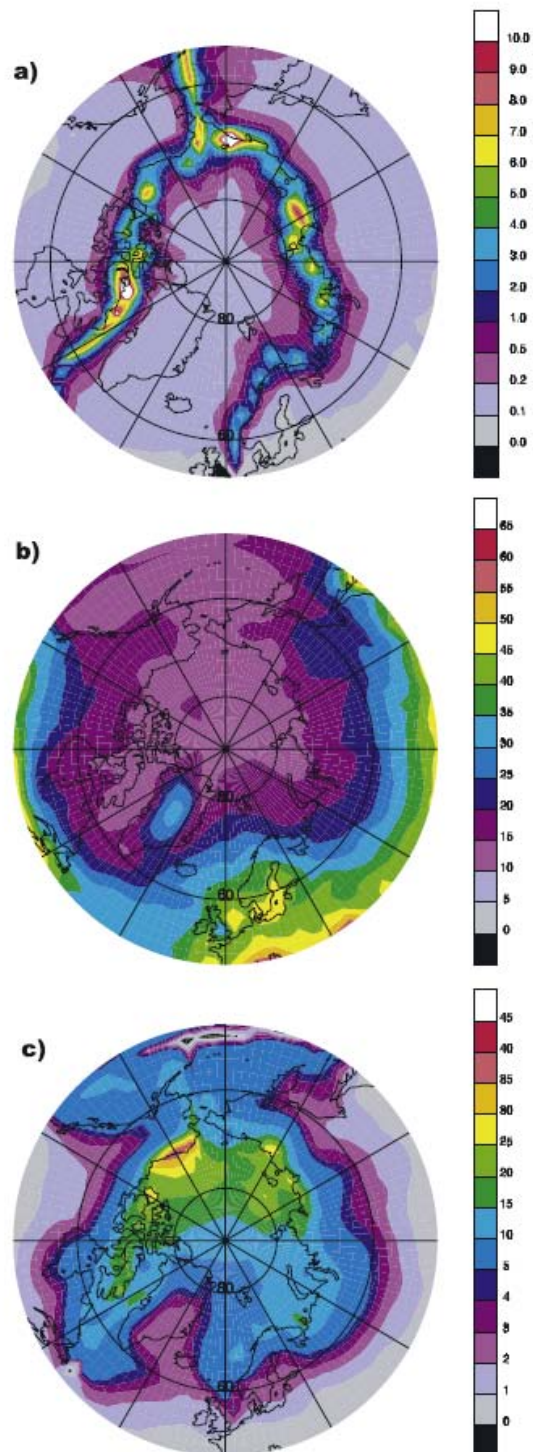




Figur 4. 5 Konsentrasjon (venstre bilde) og skipsbidrag (høyre bilde) av CO (ppmv) klokken 00 UTC, midlet over september. Her er Arcact-utslipp fra skip for 2030 inkludert.



Figur 4. 6 Konsentrasjon og endring i ozon (ppmv) når 2030-utslipp fra skip inkluderes. Venstre kolonne viser konsentrasjon kl 00 UTC og høyre kolonne konsentrasjon klokken 12 UTC. Alle panelene viser verdier midlet over september.



Figur 4. 7 a) Endring i  $\text{NO}_x$  som konsekvens av skipstrafikk i Arktis. b) Bakkeozon for dagens situasjon (2006). c) Endring i ozon som konsekvens av Arktiske skip. Alle verdier er i ppbv og for juli. (Granier m.fl. 2006).

Figur 4.6 viser ozonkonsentrasjonen henholdsvis med og uten skipsutslipp. Der de to øverste bildene viser endringen i ozon som konsekvens av skipsutslippene kl 00 og 12 UTC, viser de to nederste panelene den totale ozonkonsentrasjonen inkludert effekten av skip for samme tidspunkter. Ozonnivåene i områdene eksponert for skipsutslippene befinner seg mellom 10-28 ppbv. I områdene med de høyeste NO<sub>x</sub>-konsentrasjonene er ozonkonsentrasjonen omkring 18 ppbv.

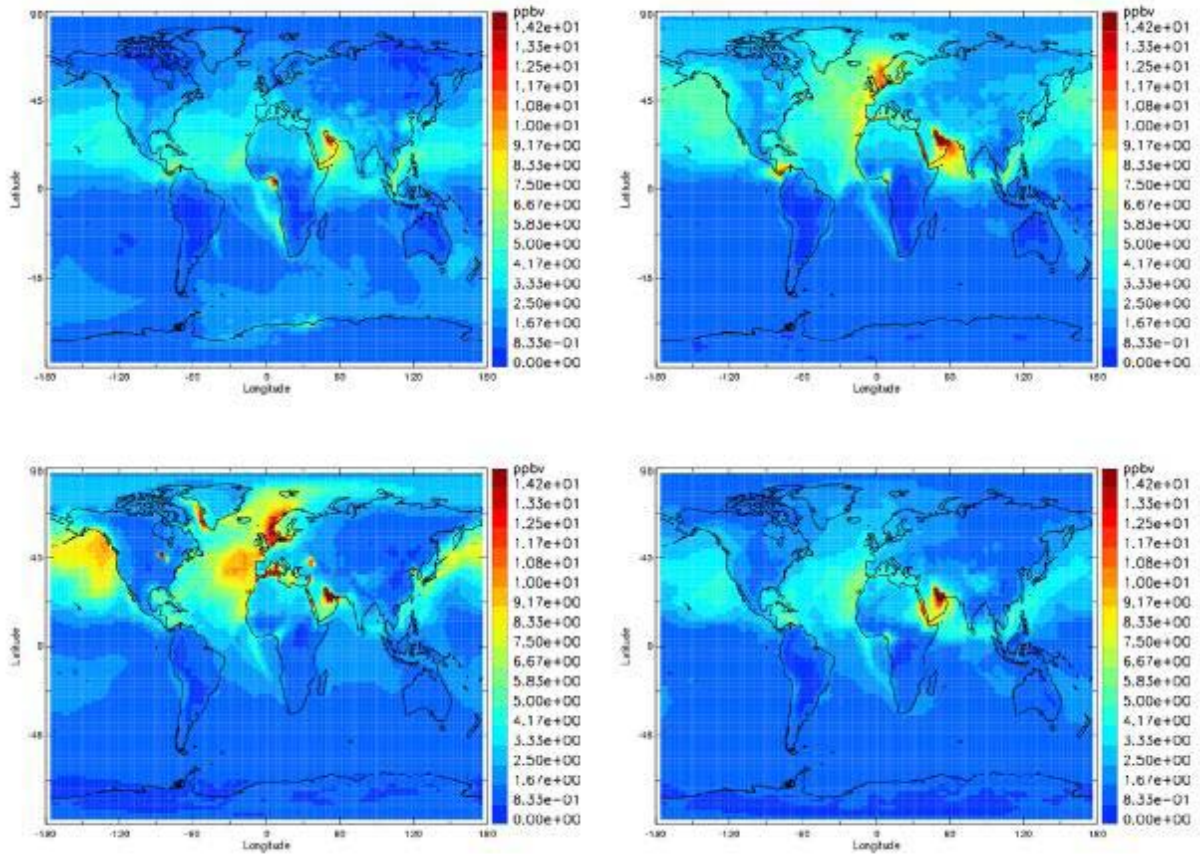
Granier m.fl. gjorde i 2006 en tilsvarende studie. Resultatene fra dette er vist i figur 4.7. Differanseplottet i denne oppgaven (figur 4.6) som viser ozon som konsekvens av de økte skipsutslippene, viser en ozonendring mellom -4 og 6 ppbv over havområdene. Dette tilsvarer figur 4.7c som viser resultater fra Graniers simuleringer, her er ozonbidraget fra skip mellom 5 og 40 ppbv over arktiske havområder. Til forskjell fra resultatene ved dette studiets simuleringer for september, viser figur 4.7 resultater for juli. Oppløsningen i MOZART, modellen som benyttes, T42, som tilsvarer 2.83 grader for både lengde og breddegrader, som er lavere enn i WRF. På samme måte som her benyttes det også i Granier m.fl. identiske meteorologifelt og landutslipp for simulering med og uten perturberte utslipp av fra skip. På denne måten isoleres effekten av skipsutslippene.

I Granier kan man se enkelte områder med svært høye ozonendringer. Økning på opptil 40 ppbv. Med en slik ozonøkning vil det totale nivået bli mer enn dobbelt av nivået i WRF-resultatene. Sammenligner man NO<sub>x</sub>-perturbasjonene forårsaket av skip, er de mye høyere i Granier m.fl.. Der de varierer mellom 0.2 og 10 ppbv, til sammenligning viser figur 4.1 et skipsbidrag mellom 0.1 og 2.2 ppbv fra WRF-simuleringene. Det kan derfor tyde på at høye utslipp er en av årsakene til den høye ozonkonsentrasjonen. En annen faktor er at Arcact-utslippene gjelder for skipstrafikk ved Den Nordlige Sjørute, mens Granier m.fl. også inkluderer Nordvestpassasjen. Tatt i betraktning av at det forventes en stor andel skipstrafikk i Granier m.fl. og derfor åpne havområder, er ikke isdataene som benyttes i modellen realistiske.

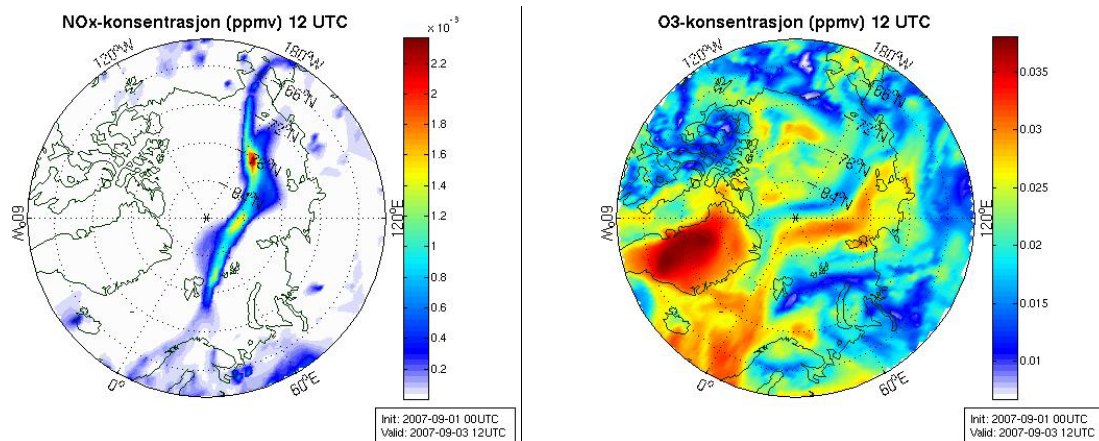
Generelt vil man forvente høyest ozonproduksjon om sommeren når det er mest sollys tilgjengelig. I Arktis vil denne effekten forsterkes med tanke på tilnærmet fravær av døgnvariasjoner. Årstidsendringene i ozonkonsentrasjonen vises i figur 4.8. Her presenterer Dalsøren m.fl. (2007) endringen i ozon som konsekvens av skipstrafikk i 2000 for henholdsvis januar, april, juli og oktober. Ozonverdiene er klart høyest i juli, vist i panelet nede til venstre. Den store endringen i ozon fra juli til oktober, underbygger antagelsene om at september ikke er perioden med størst potensial for ozonproduksjon. Isdekket tatt i betraktning, vil det være mer realistisk at de høyeste utslipp av ozonforløpere fra skip finner sted senere på høsten, når den årlige isutbredelsen er ytterligere redusert.

I et fremtidsscenario der man går ut i fra lengre perioder med tilstrekkelig isfrie områder i Arktis, vil det være nødvendig å merke seg at det sommerstid vil kunne forventes at skipstrafikk kan føre til høyere ozonkonsentrasjoner enn hva som presenteres i denne oppgaven. Generelt forventes det en aktivitet som er 30 prosent høyere i sommer- og høstmånedene sammenlignet med om vinteren og våren (Corbett m.fl. 2010). Levetid for ozon er vanligvis fra tre til fire uker. Med avtagende sollys utover høsten og under polarnatten vil levetiden være lengre (flere måneder) og motsatt effekt ved lave bredder om sommeren som gir høy fotokjemisk aktivitet og kort levetid (kun få dager) (Brasseur m.fl. 1999).





Figur 4. 8 Ozonendring ved bakkenivå forårsaket av skipsutslipp i 2000. De fire panelene viser endringen i januar (øverst til venstre), april (øverst til høyre), juli (nederst til venstre) og oktober (nederst til høyre). (Dalsøren m.fl. 2007).



Figur 4. 9 Konsentrasjonen av NO<sub>x</sub> og ozon O<sub>3</sub> 09 12 UTC inkludert Arcact-utslipp for september 2007.

Titring av ozon kan forekomme nær kilden av  $\text{NO}_x$ -utslippet. Tilstrekkelig sollys tilgjengelig, slik at  $\text{NO}_2$  fotolyseres og kan gi grunnlag for ozondannelse, vil kunne veie opp denne effekten. Til tross for høye  $\text{NO}_x$ -perturbasjoner nær utslippet, vil innblanding med den rene bakgrunnsluften raskt redusere konsentrasjonen. For resultatene i denne oppgaven kommer områdene med titring tydeligere frem når man ser på ozondifferansen en enkelt dag (figur 4.9), fremfor månedsmiddelet (4.6). I figur 4.9 samsvarer de mørkeste blå områdene med negative verdier med plasseringen av de største  $\text{NO}_x$ -perturbasjonene. De største negative verdiene over Grønland vil imidlertid ikke kunne forklares med skipsutslipp. Titringen er også tydeligere på halvkulen der det er natt 12 UTC, for eksempel de negative verdiene gjennom Beringstedet. Rett ved siden av titringsområdet foregår det en fortynning av  $\text{NO}_x$ -plumen som gir ozonproduksjon, vist ved mørkerøde områder.

Simuleringene som ble presentert tidligere i kapittelet var et månedsmiddel for september. I løpet av måneden vil både isdekket, sollyset tilgjengelig og transportmekanismer endre seg. Figur 4.9 viser som nevnt resultatet for bidraget fra skipsutslipp fra den samme simuleringen, men hentet ut kun for 03.09.07. Utslippene som ble benyttet er derimot et månedsmiddel predikert for september 2030. Dette er to og et halvt døgn etter startdatoen for simuleringene, og det antas at  $\text{NO}_x$ -konsentrasjonene har stabilisert seg på grunn av komponentens korte levetid. Denne figuren viser en mindre utspredd  $\text{NO}_x$ -plume langs skipsruten, og det er også enklere å kjenne igjen mønsteret i ozonendringen. Områdene med de høyeste ozonnivåene stemmer overens med plasseringen av skipsutslippene og tilhørende konsentrasjonstopper for  $\text{NO}_x$ . Det at WRF-Chem-simuleringene gjøres ved "online" beregninger mellom meteorologi og kjemi, kan være årsaken til at det er store lokale variasjoner i fordelingen av ozonbidraget fra skip. Dette diskuteres nærmere i avsnitt 4.1.5.

#### 4.1.4 OZON OG ENDRING I STRÅLINGSPÅDRIV

Endrede ozonnivåer vil påvirke atmosfærens strålingsbudsjett, både direkte og gjennom påvirkning av konsentrasjonen til andre komponenter. I tillegg til å være en giftig gass ved bakkenivå er ozon en drivhusgass. Effekten øker oppover i atmosfæren og er størst i ozonlaget, som stort sett befinner seg i stratosfæren. På den måten vil ozon være med på å endre strålingsbudsjettet. Som beskrevet tidligere i kapittelet er ozon med på å kontrollere oksidantkjemien. Dette gir også konsekvenser for andre komponenter i atmosfæren som utsettes for oksidasjon. Endring i levetiden til metan er et eksempel på dette.

Den viktigste oksidanten i troposfæren er OH-radikalet. Som beskrevet i kapittel 2.2.1, er en av prosessene nødvendig for OH-produksjon, fotolyse av ozon. Gjennom generering av ozon vil økte  $\text{NO}_x$ -nivåer fra skipsutslipp bidra til økt OH (4.8- 4.10). I tillegg vil direkte reaksjon mellom NO og  $\text{HO}_2$  gi OH-produksjon (4.8). Figur 4.10 viser variasjon av OH for et gitt punkt langs skipsruten. OH har svært kort levetid og styres av tilgjengeligheten av sollys, noe som fører til store døgnvariasjoner i OH-konsentrasjonen. Transportprosesser og tilgjengelighet av andre komponenter i oksidantkjemien bidrar til ytterligere variasjoner mellom dagene.

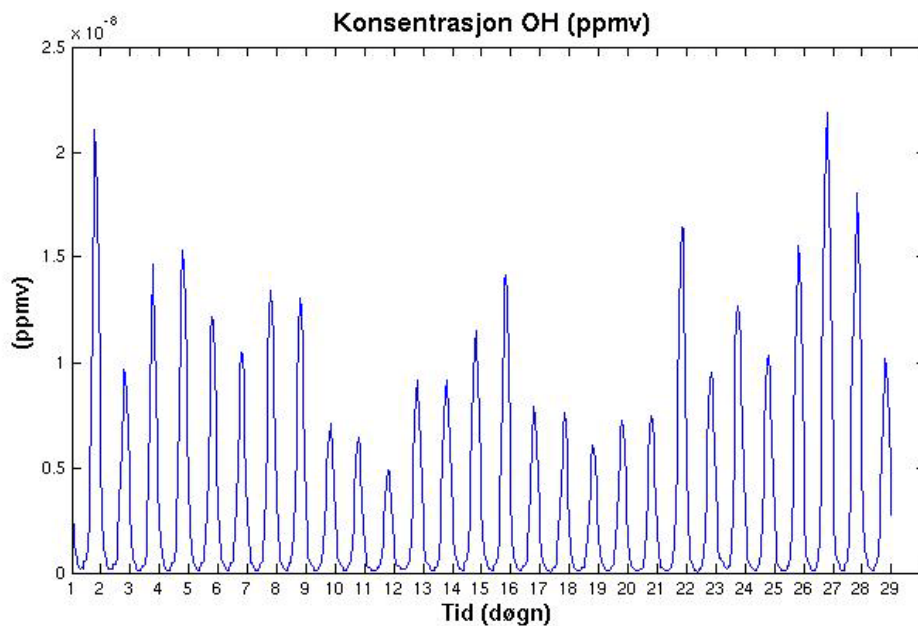
Som oksidant vil en økning i OH gi grunnlag for økt oksidasjon av komponenter som CO og  $\text{CH}_4$ . Dalsøren m.fl. (2010) har beregnet en økning i globalt midlet troposfærisk OH på 1.03 prosent som resultat av økningen i skipstrafikk i perioden 2000-2007. Videre har det blitt beregnet en reduksjon i

levetid for metan på 1.57 prosent i samme periode. Siden metan er en viktig drivhusgass og er med på å kontrollere atmosfærens strålingsbudsjett, vil en reduksjon i levetiden ha innvirkning på strålingspådrivet fra metan. I samme studie beregnes det at metanendringen vil gi et strålingspådriv på  $-14 \text{ mW/m}^2$ .

En endring i metannivået vil også ha tilbakevirkning på ozon- og OH-konsentrasjonene. Det at flere metanmolekyler oksideres som konsekvens av økt OH, vil gi økt ozonproduksjon. Økningen i ozon har på sin side gitt et utgangspunkt for en oppvarmende effekt ved økt drivhuseffekt. I Dalsøren m.fl. (2010) har dette bidraget blitt beregnet til  $10 \text{ mW/m}^2$ . Videre vil reduksjonen i metan gi redusert ozonproduksjon som konsekvens av at færre metanmolekyler oksideres. Det kan derfor antas et ytterligere pådriv på  $-6 \text{ mW/m}^2$  (Dalsøren m.fl. 2010) fra en metanforårsaket reduksjon i ozon i løpet av de syv årene. Samlet fører disse effektene til et netto strålingspådriv over den aktuelle perioden på  $-10 \text{ mW/m}^2$ . Det er nødvendig å ta i betraktning at dette kun er effekten av endring i ozon over en begrenset periode på syv år. Som nevnt i kapittel 2.3 vil også andre utslippskomponenter fra skip påvirke strålingspådrivet.

For RADM2, kjemiskjemaet som benyttes i WRF-Chem-simuleringene presentert her, er metan lagt inn som en fast verdi på  $1.7 \text{ molekyl/km}^2\text{s}$  (Peckham m.fl. 2009). Det er derfor ikke beregnet endringer av metan i denne sammenhengen. Det vil likevel være realistisk å anslå at økende OH-nivåer som konsekvens av skipsutslipp vil føre til en reduksjon i metan og medføre endringer i atmosfærens strålingsbudsjett. Den korte levetiden til OH gjør at de "online" WRF-simuleringene ikke vil kunne gi grunnlag for videre benyttelse av disse til metanberegninger. En ensemble-studie av OH, ville derimot kunne benyttes til denne type beregninger.

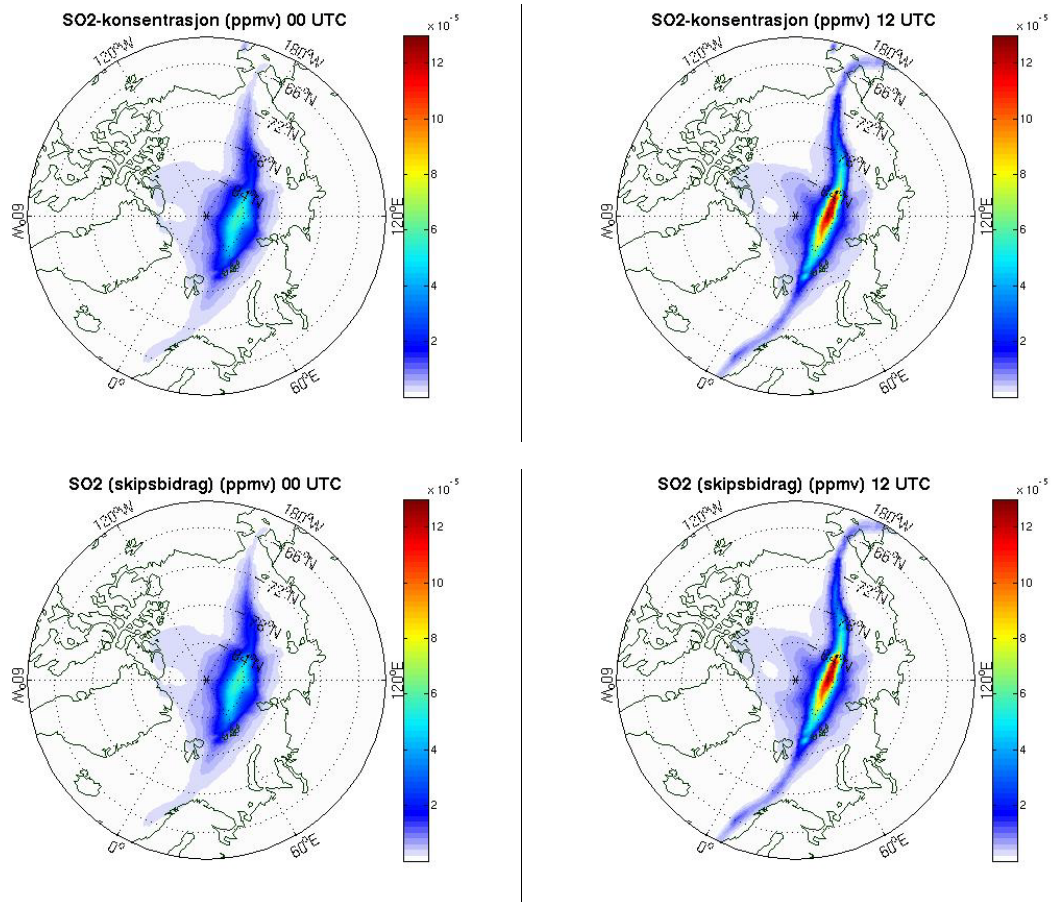
I tillegg til den indirekte effekten vil metan påvirke strålingspådrivet direkte gjennom utslipp. Metanutslipp fra skipsfart er imidlertid svært lave og gjør at denne effekten er svært lav sammenlignet med den indirekte effekten gjennom utslipp av ozonforløpere.



Figur 4. 10 OH-konsentrasjonen (ppmv) for et punkt i skipslinjen 1. -30. september når skipsutslipp fra 2030 er inkludert.

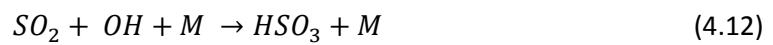
#### 4.1.5 SVOVELKOMPONENTER FRA SKIPSUTSLIPP

Som nevnt er resultatene som presenteres her tilsvarende en 2030-situasjon. Corbett m.fl. (2003) presenterer en rimelig økning av den globale andelen av skipsfarten som vil finne sted i Arktis på 1 prosent mellom 2010-2020 og videre på 2 prosent mellom 2020-2030. Tidligere studier har indikert utslipp av CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub> fra skip til å utgjøre omkring henholdsvis 2-3 prosent, 10-15 prosent og 4-9 prosent av de totale antropogene utslippene (Corbett m.fl. 2003, Endresen m.fl. 2003; 2007, Eyring m.fl. 2009). Selv om hovedfokus i denne oppgaven er NO<sub>x</sub>-utslippene og deres ozonpåvirkning, har også utslipp av CO og SO<sub>2</sub> fra Arcact blitt tilpasset WRF-Chem og lagt til i utslippsfilene. Figur 4.11 viser SO<sub>2</sub> midlet for september klokken 00 og 12 UTC. På samme måte som for de tidligere komponentene presentert, viser de to øvre bildene bidraget fra skip, mens de to nedre viser totalkonsentrasjonen. Perturbasjonen fra skip varierer mellom 0.1 -1.2 pptv. Det er svært lite som skiller den totale konsentrasjonen fra skipsbidraget. Sammenlignet med verdier på lavere bredder er dette lave verdier, men med tanke på bakgrunnskonsentrasjonen er perturbasjonen fra skipsutslipp stor. Som nevnt i presentasjonen av RETRO-utslippene i avsnitt 3.5 er det urealistisk at det kun er skipsutslippene som bidrar til SO<sub>2</sub> i området. RETRO-dataene inkluderer kun SO<sub>2</sub>-utslipp fra skip og skogbranner. I nordlige deler av Russland finnes store utslippskilder av SO<sub>2</sub> fra smelteverksindustri. Det kan altså tyde på at resultatene i figur 4.11 ikke er realistiske med tanke på den totale konsentrasjonen i området.

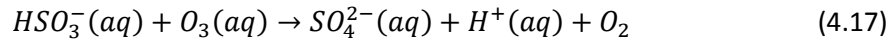
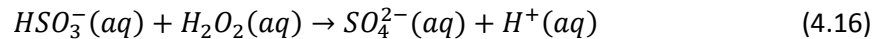


Figur 4. 11 Totalkonsentrasjon (øvre paneler) og skipsbidrag (nedre paneler) av SO<sub>2</sub> (ppbv) klokken 00 og 12 UTC, midlet over september. Her er skipsutslipp fra Arcact for 2030 inkludert.

Svovelkomponenter fra skip kan føre til skader på vann, dyreliv og vegetasjon gjennom forurening. Svoveldioksid oksideres i gassfase ved reaksjon med OH, og påfølgende reaksjoner som gir dannelse av svovelsyre. Denne syren løses lett i vann, dissosierer og vil øke surheten.



Sulfat kan også dannes ved oksidasjon med  $O_3$  eller  $H_2O_2$  i vannfase (4.16- 4.17).



Sulfatet som dannes når  $SO_2$  oksideres gir, i tillegg til de overnevnte miljøskadene, grunnlag for skydannelse. Sulfatpartiklene er egnet som kondensasjonskjerner. Over havområdene i Arktis er det i utgangspunktet få partikler tilgjengelig for kondensasjonskjerner. På samme måte som figur 4.11 viser for svoveldioksid, gir sulfatpartiklene mulighet for skydannelse, der skipslinjene lett kan gjenkjennes. Endringer i de mikrofysiske egenskapene til lave marine skyer vil være en indirekte effekt av skipsutslippene på strålingspådrivet og temperaturendringer. Skyene vil ha en høy albedo sammenlignet med det mørke havet og derfor øke refleksjonen. Dette har en avkjølede effekt.

Omkring 75 prosent av de direkte og indirekte areosoleffektene fra skip kan relateres til svovelinnhold i drivstoffet. Det er nå implementert reguleringer for svovelinnhold, slik at det for en 2030-situasjon kan antas en reduksjon i pådrivet sammenlignet med dagens verdier (Lauer m.fl., 2007).

Det negative pådrivet forårsaket av den indirekte effekten av svovelkomponenter fra skipsutslipp ved skydannelse vil være høyere enn den direkte effekten ved at sulfatpartiklene sprer solstråling. Denne forskjellen kan gjengis i figur 2.12, som viser strålingspådrivet fra historiske utslipp frem til henholdsvis 2000 og 2005. Det bør imidlertid bemerkes at det er store usikkerheter omkring størrelsen av de indirekte effektene. Den indirekte effekten på strålingsbudsjettet fra sulfat viser seg fra Lauer m.fl. (2007) sine resultater å variere mellom  $-0.19 \text{ W/m}^2$  og  $-0.60 \text{ W/m}^2$ . Disse verdiene er imidlertid beregnet for hele det globale skipsutslippet, og derfor andre konsentrasjoner og med andre meteorologiske forhold enn hva som forventes i Arktis.

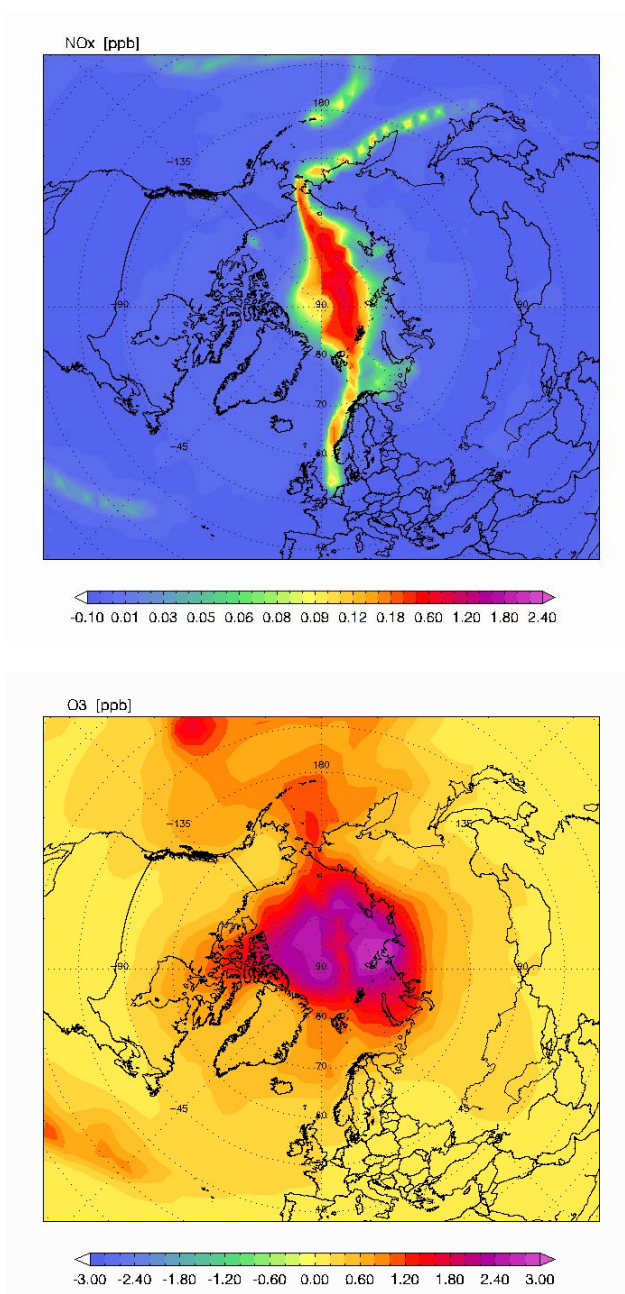
I kjemiskjemaet som benyttes her, RADM2, er ikke areosolkjemien inkludert (Peckham m.fl. 2009). Selv om areosoleffektene av skipsutslipp ikke er i fokus for dette studiet, vil det likevel vil det være nødvendig å nevne effektene av sulfatareosoler. Dette for å kunne få et mer helhetlig bilde av konsekvensene fremtidige skipsutslipp i Arktis vil ha.

Sammenlignet med andre areosolkomponenter, er effekten av sulfat den viktigste for skipsutslipp. Lauer m.fl. (2007) presenterer resultater der sulfat fra skip utgjør 2.3 -3.6 prosent av totalkonsentrasjonen. Dette er en betydelig større andel enn hva som vises for andre areosoler, som for eksempel bidraget fra BC som er på 0.4-1.4 prosent i samme studie. I Arktis vil BC derimot være en komponent av interesse på grunn av dens effekt på ismeltingen. Avsetning av BC på snø vil redusere albedoen til overflaten. Dette gjør at overflaten vil absorbere fremfor å reflektere solstråling og derfor gi en økt oppvarming.



#### 4.1.6 GLOBALE SIMULERINGER MED OSLO-CTM2

I Arcact-prosjektet blir de samme utslippene benyttet i globale simuleringer med modellen OSLO-CTM2. OSLO-CTM2 er en global transportmodell der det benyttes lavere oppløsning enn i WRF-Chem-simuleringene beskrevet over. Med en oppløsning på 2.83 grader for lengde- og breddegrad, tilsvarer dette omtrent en faktor tre lavere enn hva som er benyttet i dette studiet. Figur 4.12 viser plot av  $\text{NO}_x$  og ozon fra OSLO-CTM2.



Figur 4. 12 Resultater fra modellsimuleringene med OSLO-CTM2 og Arcact-utslippene for 2030.  $\text{NO}_x$  (øverst) og ozon (nederst). Alle konsentrasjoner er i ppbv og septembermiddel. (Ødemark, Arcact 2010).

En sammenligning av denne oppgavens resultater og resultatene fra OSLO-CTM simuleringen viser at konsentrasjonsnivåene er innenfor det samme intervallet. Figur 4.1 viste et NO<sub>x</sub>-bidrag fra skip mellom 0.05 og 2.2 ppbv. Dette samsvarer med figur 4.12 som viser bidrag mellom 0.05 og 1.20 ppbv. Den noe lavere maksimumsverdien fra OSLO-CTM2-simuleringen kan skyldes at det her midles over døgnet. Figur 4.1 viser en høyere maksimumskonsentrasjon 12 UTC (2.2 ppbv) enn 00UTC (1.1 ppbv). Fordelingen av NO<sub>x</sub> følger skipsruten i begge modellsimuleringene, med høyest konsentrasjoner midt i plumen og der det er sjøis.

For ozon er bidraget over de Arktiske havområdene mellom 0.6 og 3.0 ppbv i figur 4.12. Bidraget er høyest i områdene der NO<sub>x</sub>-utslippet fortynnes med omliggende luft. I området nærmest utslippet, med de maksimale NO<sub>x</sub>-verdiene, er imidlertid ozonbidraget noe lavere. Dette stemmer overens med hva som ble diskutert i avsnitt 4.1.3. Da det kan antas titrering av ozon nærmest kilden og en økende produksjon i områdene rundt. Nivået på ozonbidraget er omtrent det samme for simuleringene i med de to modellene. Figur 4.6 viser ozonbidrag i intervallet mellom -4 og 6 ppbv, ikke svært ulike verdier fra OSLO-CTM2. WRF-simuleringene viser imidlertid også områder der skipsutslipp gir et negativt ozonbidrag. Fordelingen er derimot ikke den samme. Der resultatene fra OSLO-CTM2, tydelig viser skipsplumen og utspredning over et avgrenset område i Arktis, er det ikke et tydelig mønster for WRF-simuleringene. Dette kan være et resultat av at WRF gjør "online" beregninger, slik at ozonendringene og dynamikken hele tiden vil vekselvirke, i motsetning til OSLO-CTM2 som beregner kjemi og dynamikk separat. Det at OSLO-CTM2 produserer globale data og data for en mye lengre tidsperiode, kan hindre usikkerhetsmomenter på en bedre måte, enn hva de valgte WRF-simuleringene har forutsetning for.

Begge modellene viser resultater for septembersimuleringer. I WRF-simuleringene benyttes meteorologi og isdata fra september 2007, mens det i OSLO-CTM2 benyttes data fra 2006. Med tanke på en et større isfritt område i 2007, kan dette tilsvare en mer realistisk 2030-situasjon. Det er imidlertid vanskelig å kunne trekke konklusjoner om dette.

Oppløsningen er omkring en faktor tre høyere i WRF- enn i OSLO-CTM2-simuleringene. I tillegg benyttes polarstereografiske koordinater i stedet for lengde- og breddegrads koordinater. I avsnitt 4.3 blir effekten av oppløsning og plumeeffekter for skipsutslipp diskutert og det er rimelig å anta at de begrensningene som vil være ved den laveste oppløsningen i WRF også vil gjelde for OSLO-CTM2.

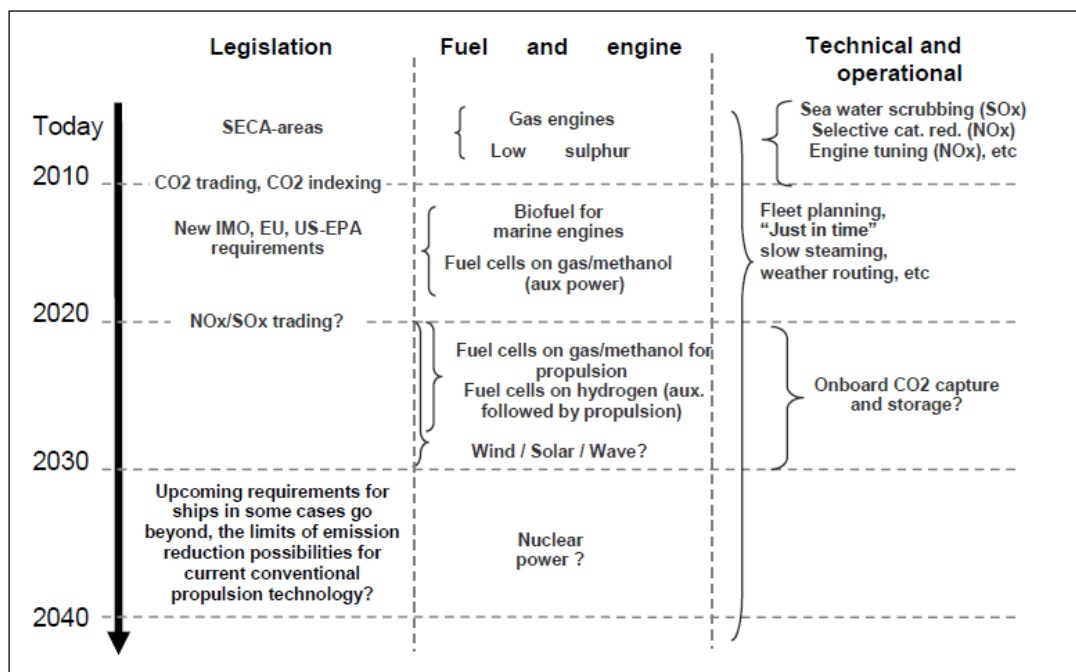
## 4.2 UTSLIPPSREGULERING OG TILPASSNING

Det er ikke kun klimaets utvikling de neste tiårene som vil føre usikkerhet til prediksjonen av fremtidig skipstrafikk i Arktis. Asymmetriske trender blant forurensingskomponentene vil skyldes økonomisk potensial for økt skipstrafikk, utvikling av ny teknologi og regulering og lovgivning av utslipp. Ved antagelser om at verdensøkonomien vil være i vekst, samt at behovet for skipstransport vil følge denne, vil også utslipp av forurensingskomponenter øke frem mot 2030. En åpning for skipstrafikk i Arktis vil altså ikke kun gi reduserte kjørelengder for eksisterende trafikk, men også ytterligere antall skip sammenlignet med dagens nivå. Foretrukne scenarioer utviklet av Arctic Council og Buhaug (2009) beskrives slik: " En sunn utvikling av Arktis som inkluderer hensyn til



økosystem og kulturer, samt ivaretar felles økonomiske og politiske interesser”. I tillegg etterlyses det ”en samling regler og reguleringer for maritim integrering og nødvendig infrastruktur for å støtte opp om en maritim aktivitet på et høyt nivå”.

I kapittel 1.3 ble reguleringer for skipsutslipp og implementering av ulike tiltak presentert. For resultatene som ble presentert i avsnitt 4.1 ble det som nevnt benyttet utslipp der det er tatt hensyn til fremtidige reguleringer som reduserer utslipp av NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub>. I den forbindelse er det nødvendig å nevne kompleksiteten i ozonkjemien med tanke på reduksjon av NO<sub>x</sub>. En reduksjon av NO<sub>x</sub> kan bidra til at den avkjølede effekten gjennom redusert levetid for metan vil utkonkurreres av oppvarmingen fra CO<sub>2</sub>. Dermed vil den totale klimaeffekten fra skipsutslipp gå fra å være svakt negativ til å ha en positiv oppvarmende effekt. Også den avkjølede effekten forårsaket av SO<sub>2</sub>-utslipp vil redusere den negative effekten ved utslippsreduksjoner.



Figur 4. 13 Mulighet for implementering av tiltak for reduksjon i skipsutslipp presentert av Global Forum on Transport and Environment in a Globalising World i 2008. (Eide 2008).

Økt skipstrafikk og tilhørende utslippsøkning vil føre med seg økte helse- og miljøskader. En konsekvens av høye konsentrasjoner av bakkenær ozon vil være avlingskader, luftveisproblemer og premature dødsfall. NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub> er også forløpere til forsuring og skader på jordsmonn, hav og vegetasjon. Landbaserte utslipp har de siste årene blitt utsatt for reguleringer fra EU, og det forventes derfor en nedgang blant disse.

Det er en pågående avveining i forhold til hvilke reduksjonsstrategier som bør implementeres. Teknologiske forbedringer, endring av drivstoffinnhold eller endring av seilemønster, vil på ulike måter kunne bidra til lavere utslipp. Disse tiltakene ble beskrevet i kapittel 1.3. Retningslinjene legges ut i fra markedsbaserte og kontrollbaserte strategier, der førstnevnte vil oppnå mål som fremmer

miljøvennlige tiltak gjennom finansielle midler basert på prestasjon. Kontrollbaserte reguleringer vil derimot kunne oppnås gjennom uniforme standarder til utslippsnivå. Figur 4.13 er hentet fra en rapport laget for OECD i forbindelse med *Global Forum on Transport and Environment in a Globalising World* i 2008, og viser muligheter for implementering av ulike tiltak i skipstrafikken de neste tiårene.

Utslipp over fjerne havområder vil naturligvis ha lavere skadevirkning med når de forekommer langt fra områder med vegetasjon og befolkning. Imidlertid vil det forekomme transport av komponenter med lengre levetid, og en mindre andel vil avsettes umiddelbart over hav. I havneområder og skipsruter nær land, vil utslippene også påvirke direkte lokalt. Deler av de arktiske landområdene har hittil vært skjermet for påvirkning fra lokale kilder. En nær-fremtidssituasjon med utbredt skipstrafikk vil på tross av potensial for totale utslippsreduksjoner gi store lokale konsekvenser i et sårbart område.

Utslippene fra forventet fremtidig skipstrafikk utgjør i dette tilfellet den eneste antropogene kilden over de arktiske havområdene. Åpning av havområdene vil også gi potensial for utvikling av andre aktiviteter som fiskerinæring og olje- og gassindustri. Dette vil gi ytterligere lokale utslipp av ozonforløpere, samt kunne gi økt behov for skipstrafikk internt i Arktis. Med den ikke lineære kjemien i baktankene vil resultatene som her presenteres for skipstrafikk alene ikke kunne representere den forventede situasjonen for forventet konsentrasjon i 2030, men kun isolert hva skipstrafikk i Arktis bidrar til av endringer.

## 4.3 PLUMEEFFEKTER

I kapittel 1.2.1 ble effekten av plume kjemi diskutert, med fokus på hvilke feilkilder dette kan bidra til ved modellering av skipsutslipp i en ellers ren bakgrunn i de arktiske havområdene. Den ikke-lineære kjemien der  $\text{NO}_x$  og  $\text{O}_3$  er involvert, er svært sårbar for konsentrasjonsnivå.

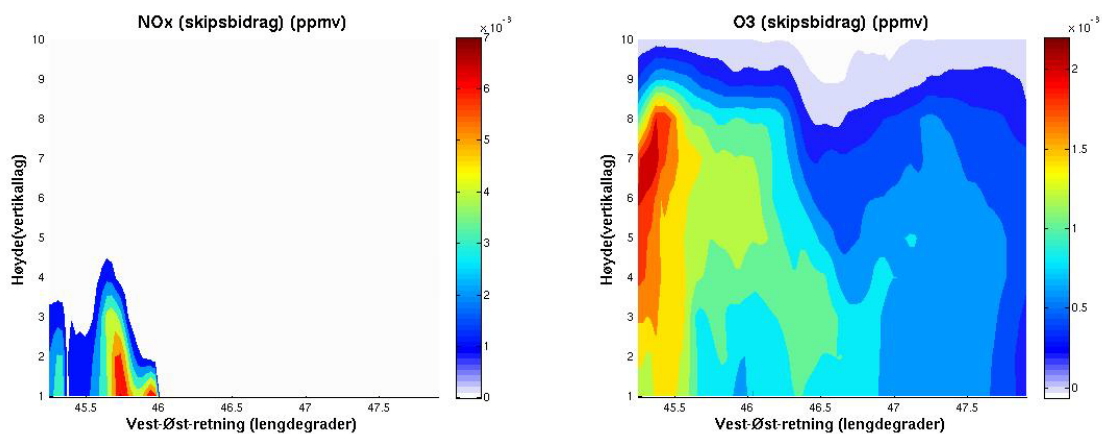
Huszar m. fl. (2010), viser resultater der plumeeffekter blir introdusert i skipsmodellering. Der kommer det frem at ozonproduksjonen er overestimert med 15-30 prosent midthavs og over 50 prosent i enkelte skipskorridorer. Momentan utspreddning av skipsutslipp over modellens gridrute har gitt overestimert for både  $\text{NO}_x$  og  $\text{O}_3$ . Samme tendenser er å finne i Kasibhatla m.fl. (2000), von Glasow m.fl. (2003) og Davis m.fl. (2001). Kortere levetid for  $\text{NO}_x$  i plumen vil gjøre at den produserte mengden ozon er lavere når plumeeffekten inkluderes enn for simuleringer med momentan utspreddning over store gridruter.

I figur 4.14 vises et vertikalsnitt av skipsplumen for komponentene  $\text{NO}_x$  og ozon i det innerste domenet med horisontaloppløsning på 1 x 1 km. Dette er konsentrasjonen etter to og et halvt døgn, og det er kun bidraget fra skip som vises. Over hele utsnittet vises positive verdier. Bidraget fra  $\text{NO}_x$  er på dette tidspunktet mellom 0.1 -0.6 ppbv og for ozon mellom 0.2 -2.0 ppbv. Det må tas i betraktning at dette er et vertikalsnitt langs gridrutene der  $y=50$  og at konsentrasjonen også vil variere langs  $y$ -aksen i domenet. Gradienten til  $\text{NO}_x$  vises tydelig i plumen og man kan se hvordan innblanding med omliggende luft gjør at konsentrasjonen tynnes ut, og avtar vekk fra senteret både vertikalt og horisontalt. Ozon vises i plottet til høyre. Denne komponenten har lang levetid i

atmosfæren sammenlignet med  $\text{NO}_x$ , dette gir mulighet for transport lengre vekk fra plumesenteret. Siden forholdet mellom ozonproduksjon og  $\text{NO}_x$ -konsentrasjon er ikke-lineært og avhengig av andre faktorer som hydrokarboner og sollys, vil det ikke forventes at fordelingen av ozon gjenspeiler  $\text{NO}_x$  100 prosent. Det kommer tydelig frem av vertikalløstene at  $\text{NO}_x$  og ozon ikke er jevnt spredt ut over store områder. På grunn av dette vil den momentane utspredningen over gridruter med store areal ikke kunne fange opp de lokale effektene i plumen, slik som er mulig med høyere modellopløsning. Den ikke-lineære ozonkjemien gjør imidlertid at de maksimale  $\text{NO}_x$ -endringene ikke er sammenfallende med områdene med høyest ozonproduksjon.

Det ønskes derfor å undersøke effekten av oppløsning når det angår skipsutslipp i et område med ellers lave forurensningskonsentrasjoner, samt som en verifisering av resultatene presentert i avsnitt 4.1. Av den grunn implementeres et linjeutslipp tilsvarende utslipp fra skip i modellsimuleringer med ulike oppløsninger. Fra en gridrutestørrelse på  $81 \times 81$  km, tilsvarende som for Arcact-utslippene i 4.1, og en skalering med fem domener, til et domene der den fineste oppløsningen er gridruter med areal  $1 \times 1$  km.

Identiske utslipp og nøstinger blir benyttet for simuleringer for havområder ved lavere bredder i juli for å kunne sammenligne resultatene fra Arktis med maksimale forhold for fotokjemisk produksjon og døgnvariasjoner med tanke på solinnstrålingen (avsnitt 4.4). For simuleringene ved lavere bredder benyttes det lengde-breddegradsgrid og ikke polarkoordinater.



Figur 4. 14 Vertikalt tverrsnitt langs gridrutene ved  $y=50$  i områdene med linjeutslipp, 03.09.2007 12 UTC for domene D5 over arktiske havområder.  $\text{NO}_x$ -differansen til venstre og  $\text{O}_3$ -differansen til høyre.

### 4.3.1 LINJEUTSLIPP AV NO<sub>x</sub> OG EFFEKT AV OPPLØSNING

For modellsimuleringene med WRF-Chem beskrevet i avsnitt 4.1, benyttes et domene som dekker hele det arktiske interesseområdet og en horisontal oppløsning der hver gridrute dekker et areal på 81 x 81 km. Dette er høyere oppløsning enn hva som vanligvis benyttes for simuleringer ved globale modeller. Likevel vil pådrivet fra et linjeutslipp i en ellers ren bakgrunn som over arktiske havområder bli påvirket ved utspredning over gridrutene i modellen.

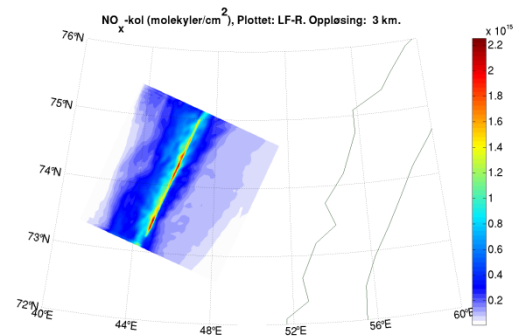
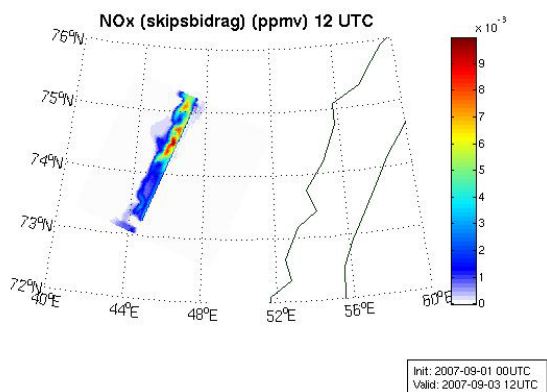
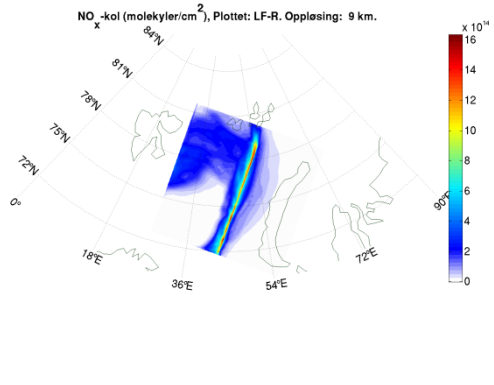
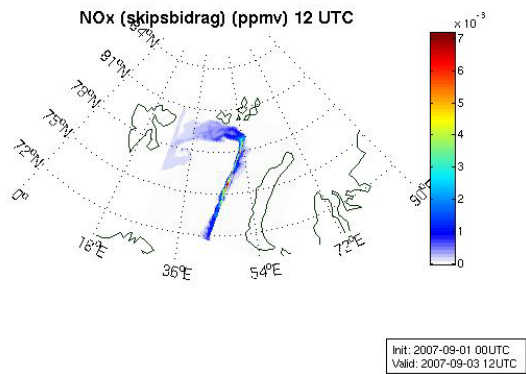
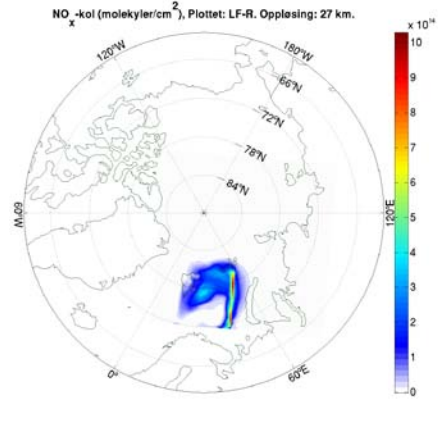
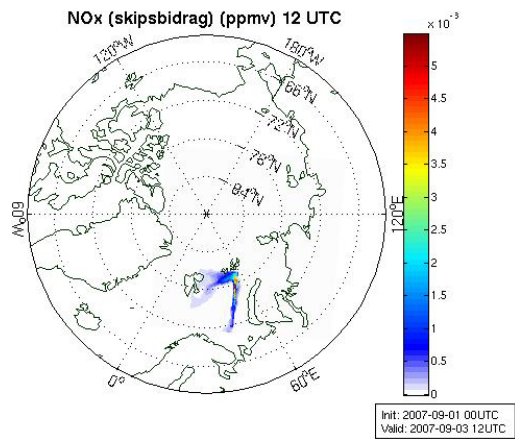
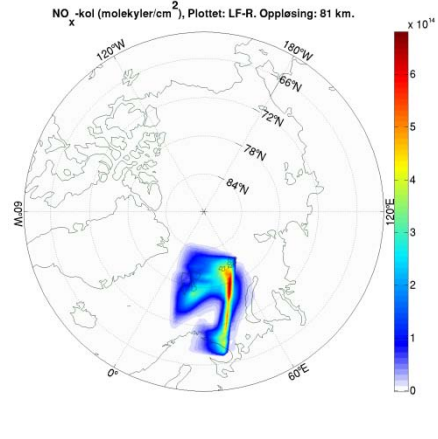
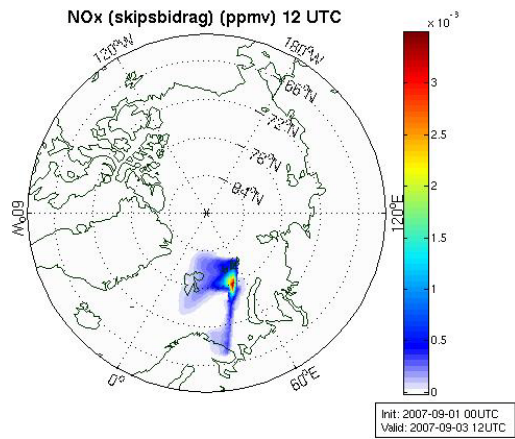
Ved å benytte nøstinger med økende oppløsning i modellen kan effekten av oppløsning studeres, både med tanke på at oppløsningen av utslippet blir bedre, samt at de kjemiske og meteorologiske prosessene vil beregnes med høyere oppløsning.

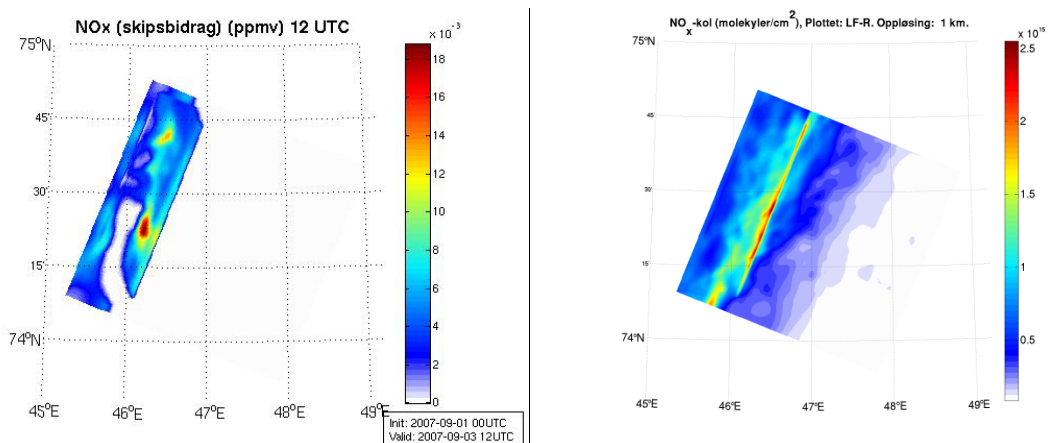
Som beskrevet i kapittel 3.5 legges et utslipp tilsvarende fem skip inn som et linjeutslipp i modellen, tabell 3.8. Disse verdiene er basert på tall fra litteratur om tidligere skipsstudier. Oppløsningen endres med faktor tre i begge horisontale retninger ned til 1 x 1 km. De fem domenene vil da ha oppløsning på henholdsvis 81 x 81, 27 x 27, 9 x 9, 3 x 3 og 1 x 1 km.

Linjeutslipp av NO<sub>x</sub> inkluderes i utslippsfilene og benyttes som input i WRF-Chem. Simuleringene med modellen omfatter fem nøstede domener, der det ytterste omtales som D1 og det innerste som D5. De ulike domenene kan ses i for eksempel i figuren for ozonkonsentrasjon, 4.19.

Modelleringsperioden er tre døgn lang, fra 00 UTC 01.09.07 til 00 UTC 04.09.07. Denne perioden er tilstrekkelig lang til at konsentrasjonene stabiliserer seg i grenselaget. Det første døgnet kan ses på som spin-up- tid for modellen, derfor fokuseres det hovedsakelig på resultater fra 2.-3. september. Nærmere beskrivelse av simuleringene med WRF-Chem finnes i kapittel 3.4.

NO<sub>x</sub>-konsentrasjonen i de fem domenene fra modellkjøringen med linjeutslipp, kan sees i figur 4.15. Bildene i den venstre kolonnen viser bidraget ved bakken fra skipsutslippet NO<sub>x</sub> 12 UTC den 3. september, mens bildene til høyre viser den totale NO<sub>x</sub>-kolonnen for domenet. Både for bakke- og kolonneverdiene er det bidraget fra skipsutslippene som presenteres, altså differansen mellom simulering med og uten skipsutslipp, (LF-R). For bakkekonsentrasjonen presenteres resultatet i ppmv, mens kolonneverdiene presenteres i molekyler per kvadratcentimeter på grunn av tetthetsendring med høyden i atmosfæren.



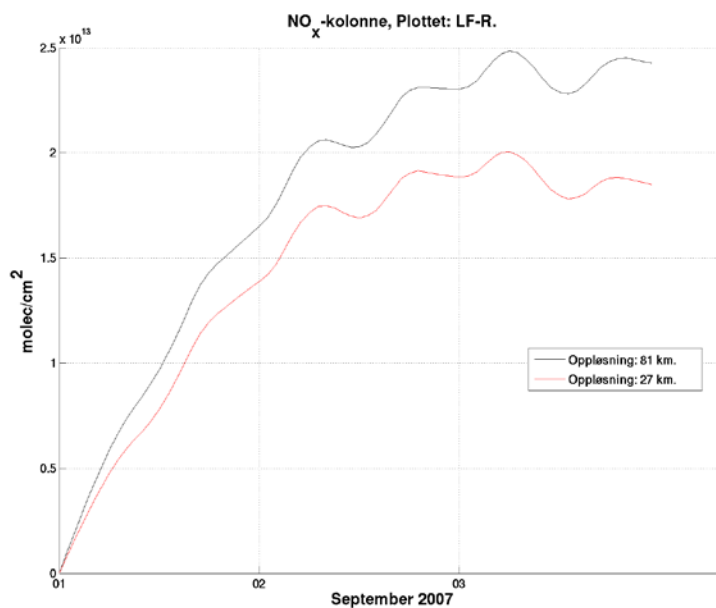


Figur 4. 15 NO<sub>x</sub>-differansen forårsaket av linjeutslippet vist som bakkeverdier i ppmv (venstre paneler) og kolonneverdier i molekyler/cm<sup>2</sup> (høyre paneler) for domene D1 til D5 den 03.09 12UTC.

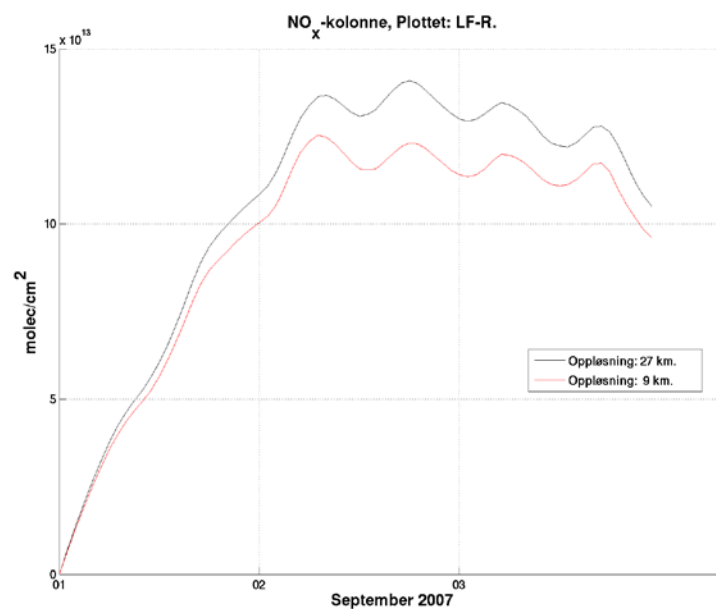
Både for bakkeverdiene og den totale kolonnen er bidraget fra skipsutslippet signifikant. Det kommer tydelig frem hvordan konsentrasjonen er høyest i midten av plumen og avtar ettersom innblanding med omliggende luft og transport vekk bidrar til fortykning. Figur 3.7 viser vær-situasjonen for den aktuelle perioden. Dette stemmer overens med at NO<sub>x</sub>-konsentrasjonene er høyere vest for plumen og er en konsekvens av adveksjon med vinden. Særlig i domene D4 og D5, som har de høyeste oppløsningene, vises det tydelig at transporten går nordvestover og ut av domenet.

Konsentrasjonen i skipsplumen etter to og et halvt døgn varierer mellom 1.0 - 3.0 ppbv i domenet med lavest oppløsning og opp til 18 ppbv som maksimumsverdi i domenet med høyest oppløsning.

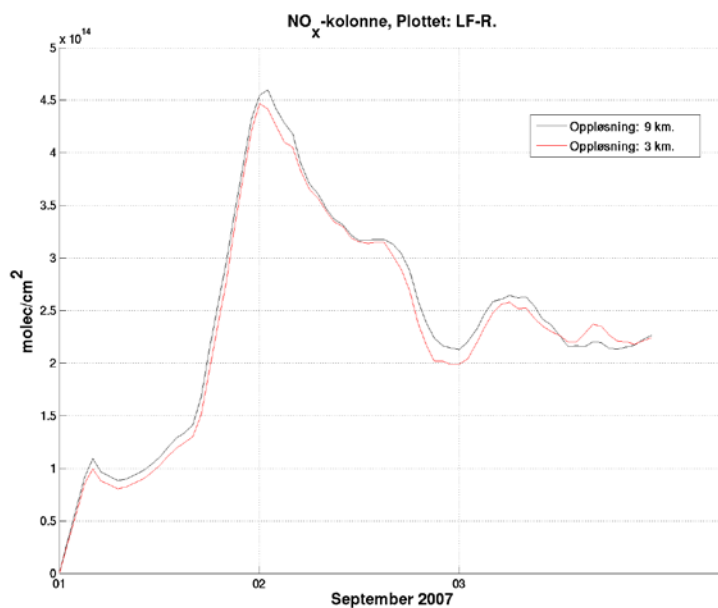
For å sammenligne NO<sub>x</sub>-nivåene med hensyn på oppløsning benyttes også kolonneberegninger der totalt antall NO<sub>x</sub>-molekyler integreres opp fra bakken og opp til det 22., av de totalt 27, vertikallagene. Slik at det inkluderer hele tropopausen. De øverste lagene ses bort fra på grunn av støy. Det horisontale området som summeres over er tilsvarende grunnarealet av de valgte domene, kun trukket fra noen kilometer i hver retning for å unngå støy på grensene. Som for bakkekonsentrasjonen av NO<sub>x</sub> er det bidraget fra skipsutslippene som vises på kolonnefigurene, også her vises skipsplumen tydelig.



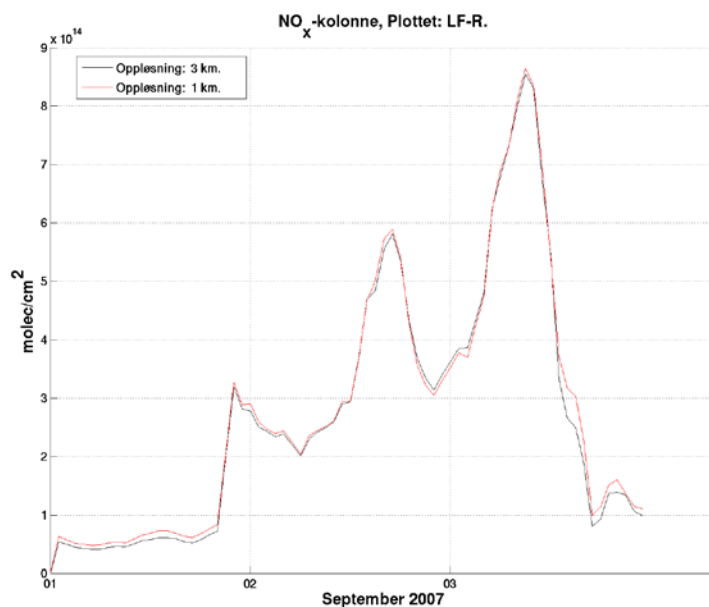
Figur 4. 16 Kolonnebidraget (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene D2 i tidsperioden 1. -3. september 2007. Sort line viser resultater fra simuleringen med oppløsning 81 x 81 km, rød linje for oppløsning 27 x 27 km.



Figur 4. 17 Kolonnebidraget (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene D3 i tidsperioden 1. -3. september 2007. Sort line viser resultater for simulering med oppløsning 27 x 27 km, rød linje for oppløsning 9 x 9 km.



Figur 4. 18 Kolonnebidraget (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene D4 i tidsperioden 1. -3. september 2007. Sort line viser resultater for simulering med oppløsning 9 x 9 km, rød linje for oppløsning 3 x 3 km.



Figur 4. 19 Kolonnebidraget (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene 5 i tidsperioden 1. -3. september 2007. Sort line viser resultater for simuleringen med oppløsning 3 x 3 km, rød linje for oppløsning 1 x 1 km.



To og to domener sammenlignes ved at bidraget fra skip i den totale ozon- og NO<sub>x</sub>-kolonnen (LF-R) blir beregnet for en et volum med grunnflate på størrelse med det minste av de to domenene og opp til det 22. vertikallaget. Data fra resultatfilene, som skrives hvert døgn med verdier per time, blir plottet sammen (figur 4.16-4.19) for å se variasjon i NO<sub>x</sub>-bidraget gjennom tredøgnsperioden. Den sorte linjen viser verdiene fra resultatfilene fra det ytterste av de to domenene, det med lavest oppløsning, mens den røde linjen viser verdiene fra det innerste domenet, der oppløsningen er en faktor tre høyere.

I figurene 4.16 – 4.19 vises sammenligningene, mellom henholdsvis domenene D1 og D2, D2 og D3, D3 og D4 og D4 og D5. I alle de fire sammenligningsplottene er startnivået det samme. Videre øker antall NO<sub>x</sub>-molekyler gjennom det første døgnnet, for så å stabilisere seg fra omkring 06 UTC den 2. september. Det samme mønsteret gjelder stort sett for alle domenene til tross for varierende oppløsning. I 4.19, med det minste grunnarealet, sammenlignes resultatene for 3 x 3 km og 1 x 1 km simuleringene. Her er NO<sub>x</sub>-nivået mer varierende utover i perioden. Det siste døgnnet inneholder både maksimum og minimumsverdien av NO<sub>x</sub>. Ser man tilbake på de tre største domenene (figur 4.16-4.18) stabiliserte antallet molekyler i domenet seg utover i perioden. Variasjonene i 4.19 skyldes at domenestørrelsen er såpass liten at transporttiden ut av domenet er raskere enn levetiden for NO<sub>x</sub>. For å kunne se nærmere på den kjemiske utviklingen i disse tilfellene vil det være nødvendig med domener der grunnarealet er større. På grunn av beregningstid og tilgjengelig regnekapasitet vil dette være vanskelig ved de høyeste oppløsningene. Allerede ved den valgte domenestørrelsen, bød det på problemer i forhold til dette, slik at tilgang på regnekapasiteten ble økt og tidskrittet redusert i forhold til hva som var anbefalt.

I 4.16, der domenene med 81 x 81 og 27 x 27 km horisontaloppløsning sammenlignes, blir raskt molekylantallet høyere i kolonnen med den laveste oppløsningen. Variasjonsmønsteret derimot er det samme for begge de to domenene. I domenet med 81x 81 km oppløsning av gridrutene, vil antallet stabilisere seg mellom 2.0 og 2.5 x 10<sup>13</sup> NO<sub>x</sub>-molekyler fra om morgenen den 2. Til sammenligning ligger nivået mellom 1.6 til 2.0 x 10<sup>13</sup> for domenet med 27 x 27 km horisontaloppløsning. Dette tilsvarer et NO<sub>x</sub>-bidrag fra skip som er 20 prosent lavere i domene D2 enn for det samme geografiske området i domene D1.

Tilsvarende sammenlignes NO<sub>x</sub>-bidraget integrert opp innenfor et grunnareal i underkant av arealet i domene D3, for data med gridoppløsning 27 x 27 km og 9 x 9 km. Dette kan sees i figur 4.17. Sett bort i fra det første døgnnet, varierer NO<sub>x</sub>-nivået her mellom 11 og 14 x 10<sup>13</sup> molekyler per cm<sup>2</sup> når gridoppløsningen er 27 x 27 km. Den samme perioden for 9 x 9 km-oppløsningen gir verdier mellom 10 og 12.5 x 10<sup>13</sup> molekyler per cm<sup>2</sup>, som er omkring 10 prosent lavere. Forskjellene er altså ikke like store som mellom domene D1 og D2, men likevel signifikante.

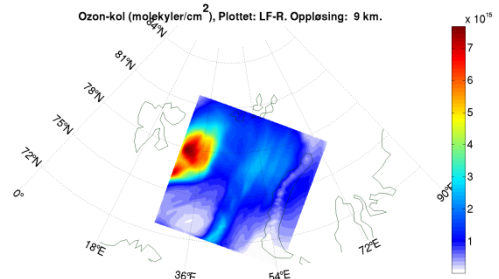
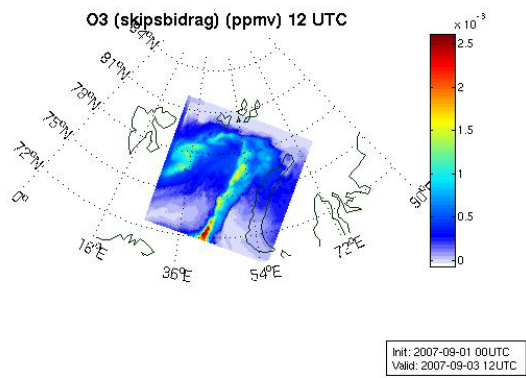
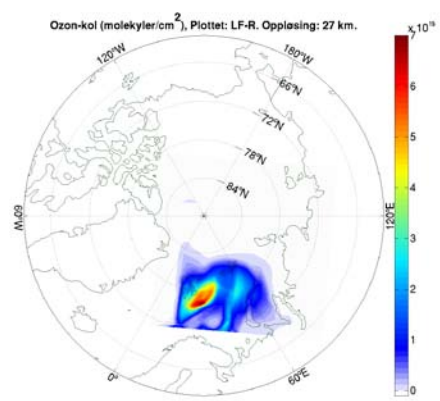
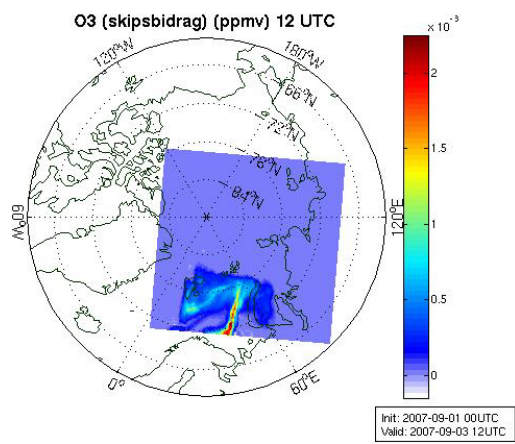
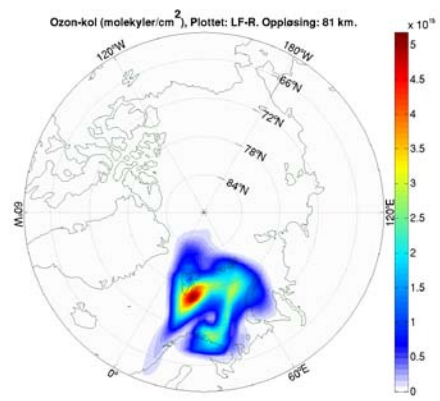
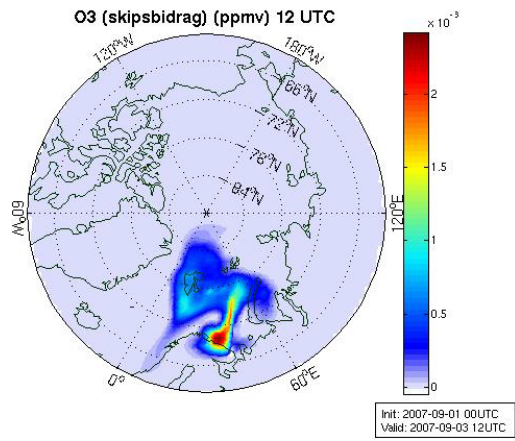
Når oppløsningen blir 9 x 9 km eller høyere, er forskjellen mellom NO<sub>x</sub>-kolonnene liten selv om oppløsningen øker. 4.18 og 4.19 viser skipsbidraget av NO<sub>x</sub> for sammenligning av henholdsvis 9 x 9 og 3 x 3 km og 3 x 3 og 1 x 1 km oppløsning. I figur 4.18 kan man antyde at den sorte linjen som tilsvarer 9 x 9 km oppløsning ligger noe høyere enn den røde linjen for 3 x 3 km oppløsning. For 3 x 3 og 1 x 1 km-sammenligningen derimot, er det ingen synlig forskjell. Figur 4.18 og 4.19 skiller seg imidlertid fra de to foregående (4.16 og 4.17) når det kommer til variasjon i tid. Der domenene med lavest oppløsning tydelig stabiliserer seg og viser liten variasjon etter det første døgnnet, viser domenene med høyest oppløsning store variasjoner gjennom hele tredøgnsperioden. Særlig for den minste

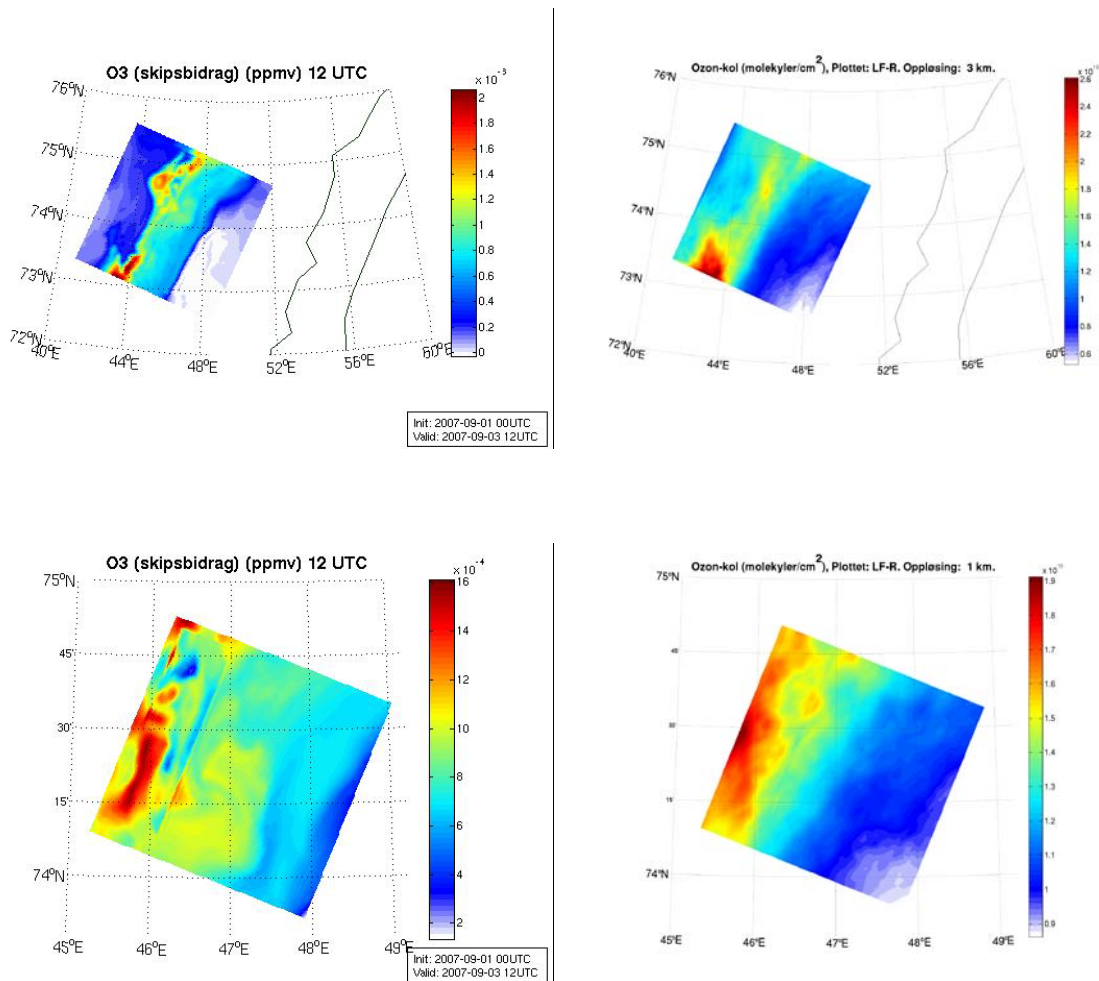
kolonnen der 3 x 3 km og 1 x 1 km-oppløsning sammenlignes er det ingen tegn til stabilisering, men store endringer med NO<sub>x</sub>-topper gjennom hele perioden. Det kan derimot være rimelig å anta at dette skyldes transport ut av domenet. Grunnflaten i dette domenet er kun 84 km x 84 km, mens domenet i figur 4.15 er 3078 km x 3078 km. Som vist for bakkekonsentrasjonen av NO<sub>x</sub> for 03.09 vil de høyeste konsentrasjonen i domenet ligge på grensen, og det vil derfor kontinuerlig transport ut av domenet.

En av årsakene til at det er viktig å estimere korrekt NO<sub>x</sub>-konsentrasjon, er den sterke avhengigheten og ikke-lineariteten av NO<sub>x</sub> i ozonproduksjonen. I avsnitt 4.1 ble ozonendringen fra Arcact-utslippene presentert og diskutert for det største domenet med oppløsning på 81 km x 81 km. Hvis tilfellet her er som vist i tidligere studier, med en overestimering av ozon, vil ytterligere informasjon om betydning av oppløsning kunne gi bedre kunnskap om nøyaktigheten av modellsimuleringene.

På samme måte som for NO<sub>x</sub> i figur 4.15, presenteres ozonendringen som bakkekonsentrasjon i ppmv og som kolonneverdier i molekyler per kvadratcentimeter i figur 4.20. Ozon har lengre levetid enn NO<sub>x</sub>, noe som bidrar til mer transport ut av domenet. I det ytterste domenet bidrar linjeutslippet av NO<sub>x</sub> til endringer i bakkeozon mellom 0.2- 2.2 ppbv. Dette er verdier som samsvarer med resultatene der Arcact-utslippene ble benyttet (avsnitt 4.1.3). Linjeutslippet gir verdier av samme størrelsesorden i de andre domeneene, men med noe lavere maksimumsverdier i domeneene med høyest oppløsning, (1.5 ppbv i D5).

Differansen som forårsakes av linjeutslippet er også fremtredende i kolonneplottene. I domeneene D1 til D3 varierer ozonbidraget mellom 0.2 og  $7.0 \times 10^{15}$ . I de to domeneene med oppløsning på 3 x 3 km og 1 x 1 km, når maksimumsverdiene kun 2.5 og  $1.9 \times 10^{15}$ . Det kan altså tyde på at høyere oppløsning gir en noe lavere ozonproduksjon. Likevel er det andre prosesser som vil innvirke. På samme måte som for NO<sub>x</sub>, vil størrelsen av domenet og transport ut av domenet bidra til at nivåene er lavere i de minste domeneene. Ut fra figur 4.20 ser det ut til at plumen den 03.09 har flyttet seg slik at de høyeste konsentrasjonene ligger på grensen og utenfor domenet. Domenestørrelsen vil derfor begrense resultatene.





Figur 4. 20 O<sub>3</sub>- differansen forårsaket av linjeutslippet vist som bakkeverdier i ppmv (venstre paneler) og kolonneverdier i molekyler/cm<sup>2</sup> (høyre paneler) for domene D1 til D5 for 03.09 12UTC.

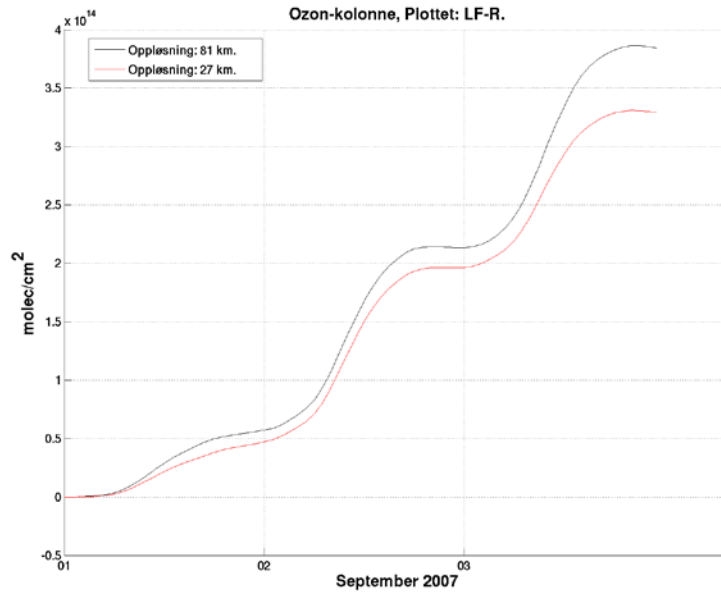
For å kunne se effekten av oppløsning på ozonendringen forårsaket av linjeutslippet plottes, som for NO<sub>x</sub>, to og to domener opp mot hverandre. Figurene 4.21 til 4.25 viser dette, med sort linje for ozonnivået i domenet med lavest oppløsning og rød linje for det med høyest oppløsning av de to. Utviklingen for domene D1 og D2 vises i 4.21. Kolonneverdien for ozonendringen øker gjennom hele tredøgnsperioden, men med en utflating om nettene. Om man ser bort fra det første døgnet, ligger verdiene mellom 0.6 -3.9 x 10<sup>14</sup> molekyler per kvadratcentimeter da horisontaloppløsningen er 81 x 81 km. I den samme perioden øker ozondifferansen fra 0.5 -3.3 x 10<sup>14</sup> molekyler per kvadratcentimeter da oppløsningen er faktor tre høyere. Dette tilsvarer en reduksjon i maksimumsverdi på 15 prosent når oppløsningen øker til 27 x 27 km store gridruter. Gjennom hele perioden er ozonantallet høyere i domenet med lavest oppløsning. Forskjellen mellom de to simuleringene er størst de siste tolv timene. Dette samsvarer med tilsvarende plot for NO<sub>x</sub>-kolonnen (figur 4.16) og verdiene for bakkeozon (figur 4.20). For NO<sub>x</sub>-kolonnene ble maksimumsbidraget fra skip redusert med 20 prosent. Dette kan tyde på at en overestimert i NO<sub>x</sub> forholder seg forholdsvis lineært til ozonproduksjonen, og at forskjell i tapsprosesser for NO<sub>x</sub> er viktigere enn den ikke-lineære ozonproduksjonen. Ligningene (4.2 -4.4) viser nattlige tapsprosesser for NO<sub>x</sub>. Her kan man se at NO<sub>x</sub> tapes kvadratisk ved at to NO<sub>2</sub>-molekyler gir dannelse av et N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> molekyl og videre avsettes som HNO<sub>3</sub>. Dette gir at levetid for NO<sub>x</sub> går som 1/(NO<sub>x</sub>)<sup>2</sup>.

Da resultatene for domenene D2 og D3 sammenlignes (med 27 x 27 km og 9 x 9 km oppløsning) er derimot ikke ozondifferansen som forventet. Fra figur 4.22 kan man se at gjennom hele tidsperioden ligger ozondifferansen høyere for domenet med høyest oppløsning. Dette til tross for at NO<sub>x</sub>-plottet i figur 4.17 viste høyest verdier for domene D2, samt at bakkeverdiene for ozon generelt også viser noe høyere maksimum. For å undersøke dette nærmere, plottes ozonkolonnen for kun de seks nederste vertikallagene, som er opp til en høyde på omkring 2 km, på bakgrunn av at hastighetene i horisontaltransport vil være større i høyden. Siden det først og fremst er effekten av bakkenær ozon det ønskes å studere, vil verdien i de nederste lagene være av størst interesse. Figur 4.23, der kun de nederste lagene er tatt med, viser en ozonproduksjon høyere for 27 x 27 enn for 9 x 9 km oppløsning. Her øker ozondifferansen fra 2.0 til 8.3 x 10<sup>14</sup> molekyler per cm<sup>2</sup> for domenet med lavest oppløsning og fra 2.3 til 9.5 x 10<sup>14</sup> molekyler per cm<sup>2</sup> for domenet med høyest oppløsning. Differansen i de nederste kilometerne har verdier som er omkring 50 prosent lavere enn for den totale kolonnen, der minimum- og maksimumsverdiene for ozondifferansen er på henholdsvis 3.5 og 17 x 10<sup>14</sup> og 3.5 og 17.5 x 10<sup>14</sup> molekyler per cm<sup>2</sup> for domenene D2 og D3. Ser man på det horisontale plottet av ozondifferansen befinner maksimumsverdiene seg nær grensen av domenet, som kan indikere at noe av ozonproduksjonen fra linjeutslippene vil skje utenfor det arealet det plottes for. Vertikalplottene i figur 4.14 bekrefter også at ozonperturbasjonen befinner seg over et større område enn utstrekningen av NO<sub>x</sub>-plumen. Dette gjelder både horisontalt og vertikalt. Linjeutslippene av NO<sub>x</sub> er lagt inn som verdier over gridruter per gridrute langs en linje over havområder der man kan forvente skipstrafikk. Siden gridet forandres mellom nøstingene, vil ikke den geografiske plasseringen av utslippene være nøyaktig den samme for alle domenene. Dette vil være en potensiell feilkilde når kolonnebidragene sammenlignes mellom domenene og bør tas i betraktning. I dette tilfellet viste ikke NO<sub>x</sub>-kolonnen den samme tendensen som ozonkolonnen og det er derfor rimelig å anta at det er transport ut av gridet i høyden, fremfor plasseringen av utslippet som vil spille inn.

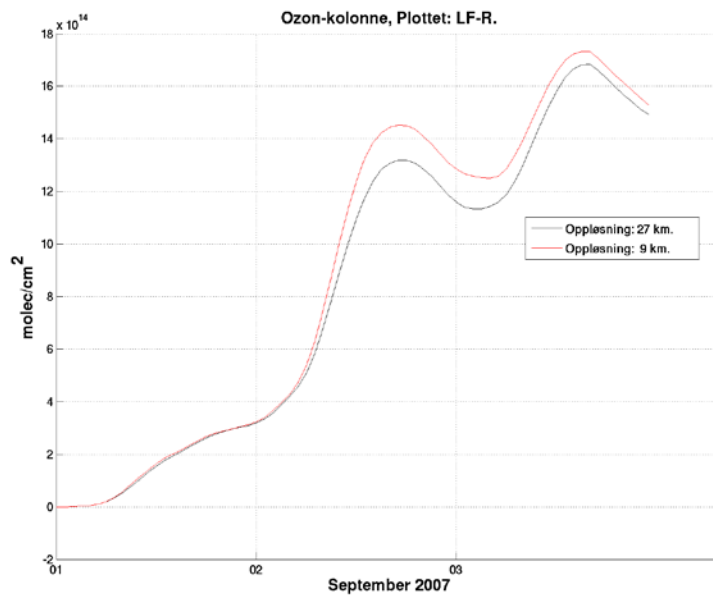
For oppløsning der gridet er med 9 x 9 km-ruter eller høyere er spredningen i ozondifferansen liten. I figur 4.24, der differansen forårsaket av skipsutslipp varierer mellom 0.4 - 3.0 x 10<sup>15</sup> molekyler per cm<sup>2</sup>, finnes et maksimum midt på dagen 2. september. Fra soloppgang og frem til midt på dagen 3. september vil det også være en økning i antall ozonmolekyler, før det igjen faller mot kvelden. Tilsvarende mønster med topper midt på dagen finnes også i det minste domenet der resultatene fra 3 x 3 og 1 x 1 km sammenlignes, figur 4.25. Her varierer ozondifferansen mellom 1.0 og 4.0 gjennom perioden fra 02.-03. september. De siste timene i perioden faller antallet helt ned til 0. Da er altså ingen av ozonmolekylene i domenet produsert som konsekvens av skipsutslippet. Den fallende konsentrasjonen kan tyde på transport ut av domenet, når domenene blir relativt små i areal.

For domenene med høyest oppløsning er NO<sub>x</sub>-pådrivet høyt nok til at en titrering av ozon vil være mulig. Dette kan imidlertid ikke sees negative verdier fra noen av figurene, som kun viser et positivt ozonbidrag. Likevel korresponderer minimum for ozonbidraget med høye verdier i NO<sub>x</sub>-bidraget.

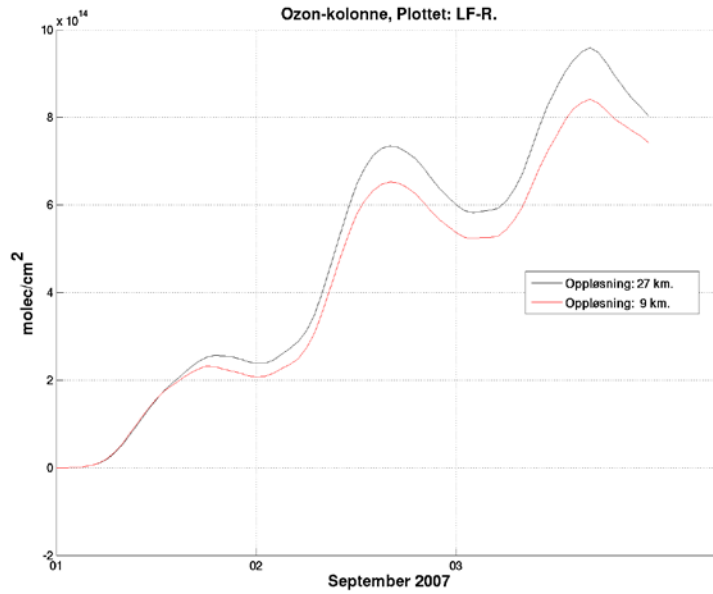
Med tanke på at linjeutslippet er beregnet ut fra antagelser og plassert for å kunne fungere teknisk sett, er dette kun idealistiske verdier. Nærmere beskrivelse av utslippene finnes i kapittel 3.4. Med utgangspunkt i den ikke-linjære kjemien og usikkerhetene med tanke på fremtidige utslippkonsentrasjoner er det vanskelig å eksakt estimere utfallet av skipsutslippene i området. Om skipsutslippene blir høyere enn hva som er antatt, vil ozonkjemien respondere på en annen måte.



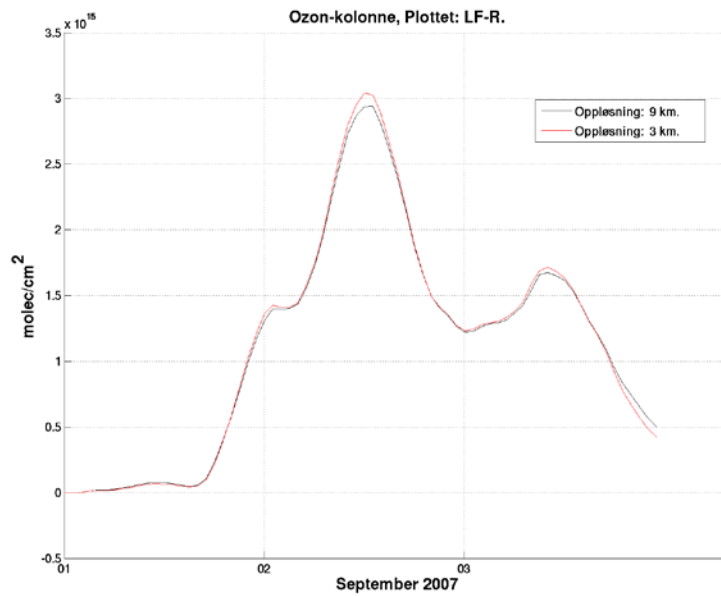
Figur 4. 21 Kolonnebidraget av ozon (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene 2 i tidsperioden 1. -3. september 2007. Sort linje viser oppløsning 81 x 81 km, rød linje oppløsning 27 x 27 km.



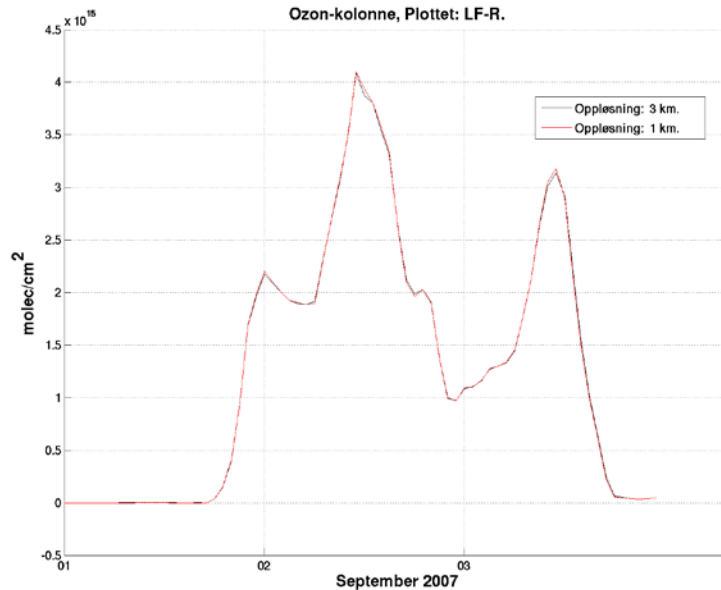
Figur 4. 22 Kolonnebidraget av ozon (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene 3 i tidsperioden 1. -3. september 2007. Sort linje viser oppløsning 27 x 27 km, rød linje oppløsning 9 x 9 km.



Figur 4. 23 Kolonnebidraget i de nederste seks vertikallagene av ozon (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene 3 i tidsperioden 1. -3. september 2007. Sort linje viser oppløsning 27 x 27 km, rød linje oppløsning 9 x 9 km.



Figur 4. 24 Kolonnebidraget av ozon (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene 4 i tidsperioden 1. -3. september 2007. Sort linje viser oppløsning 9 x 9 km, rød linje oppløsning 3 x 3 km.



Figur 4. 25 Kolonnebidraget av ozon (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene 5 i tidsperioden 1. -3. september 2007. Sort linje viser oppløsning 3 x 3 km, rød linje oppløsning 1 x 1 km.

## 4.4 LINJEUTSLIPP VED LAVE BREDDER

For å kunne se hvordan skipsplumene avhenger av sollys tilgjengelig, bakgrunnskonsentrasjon og polar simulering, har det samme linjeutslippet og den samme nøstingen blitt benyttet i en simulering ved lavere bredder. Til forskjell fra resultatene vist i 4.3 blir både utslippsfiler og WRF-Chem-simuleringene her beregnet med lengde- og breddegradsgrid (lambertal) fremfor polarstereografiske koordinater. For å kunne få maksimalt ut av den fotokjemiske effekten av lavere breddegrad velges tidsperioden 1. -3. juli 2007 som modellperiode. Plasseringen av utslippene i domenet er noe endret i forhold til den polare simuleringen, dette for å tilpasses lokale geografiske forhold og realistiske skipsruter.

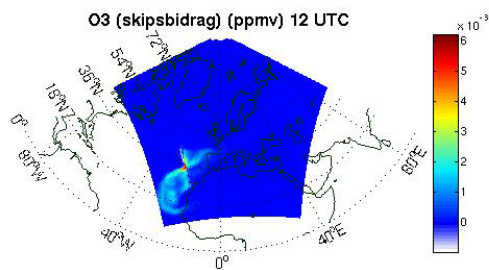
På samme måte som for resultatene presentert i avsnittet overfor, fokuseres det her på NO<sub>x</sub>-endringer og ozonkjemi. Figur 4.26 viser ozonbidraget fra linjeutslippet lagt inn i venstre kolonne og den totale ozonkonsentrasjonen i domenet i høyre. Alle verdiene er bakkeverdier for 03.07.07 klokken 12 UTC. For de to største domene inkluderer europeiske landområder. Den maksimale ozonkonsentrasjon er derfor mye høyere her, opp til 70 ppbv, enn i det tilsvarende domenet i den polare simuleringen. Tatt i betraktning at dette også er midt på sommeren og at domenet inkluderer europeiske industriområder, er høye ozonverdier forventet. De tre minste domene inkluderer kun havområder i Atlanterhavet. Over hav er ozonkonsentrasjonene lavere og mer sammenlignbare med tilsvarende domener i Arktis.

Endringen i ozon forårsaket av skipsutslippet vil i de tre største domene variere mellom 1 og 7 ppbv. De to minste, D4 og D5, viser samme maksimumsverdier, men negative miniumsverdier. På

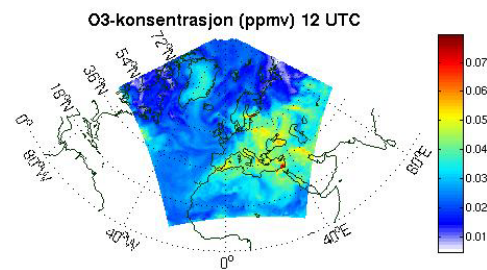


figurene viser konsentrasjonsendringen som  $-0.5 - 7.0$  ppbv. Sammenlignet med de arktiske linjeutslippene av samme størrelse, er ozonproduksjonen som forårsakes betraktelig høyere. I Arktis var den maksimale endringen omkring  $2$  ppbv. Det kan være realistisk å anta at dette hovedsakelig skyldes tilgjengeligheten av sollys i de to tilfellene, men at bakgrunnsnivåene av hydrokarboner og  $\text{NO}_x$  ved lavere bredder gir et bedre grunnlag for ozonproduksjon.

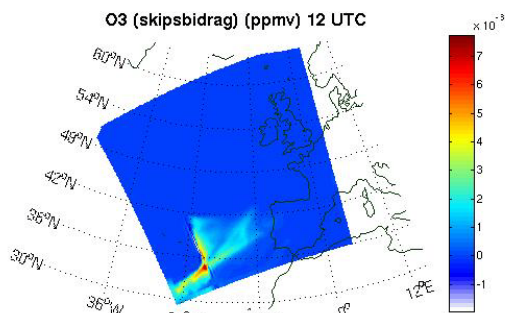
I noen områder kan det antydes negative ozonverdier som konsekvens av titrering ved  $\text{NO}_x$ . Hovedsakelig finnes disse områdene midt i plumen og på motsatt side av transportretningen. Sammenlignet med de positive verdiene er dette en liten effekt, men titreringseffekten kunne ikke sees i tilsvarende plot for Arktis. Det bør også nevnes at figurene som presenterer ozonkonsentrasjonen her er helt i slutten av simuleringsperioden og at titreringen kan ha vært tydeligere i starten av perioden.



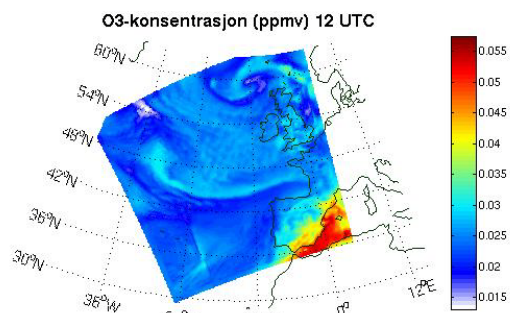
Int: 2007-07-01 00UTC  
Valid: 2007-07-03 12UTC



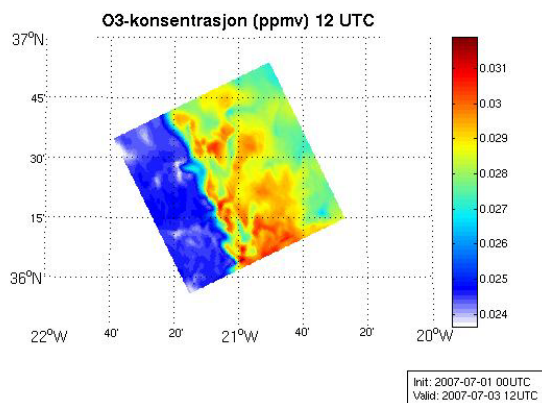
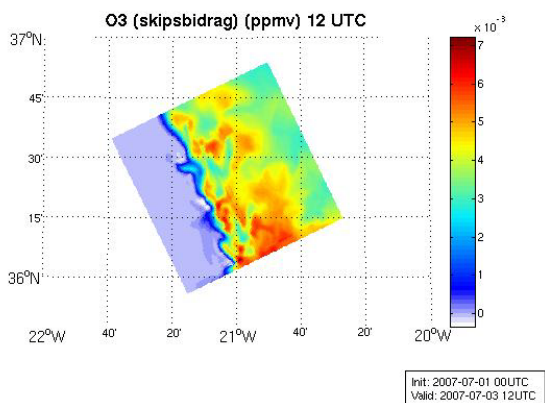
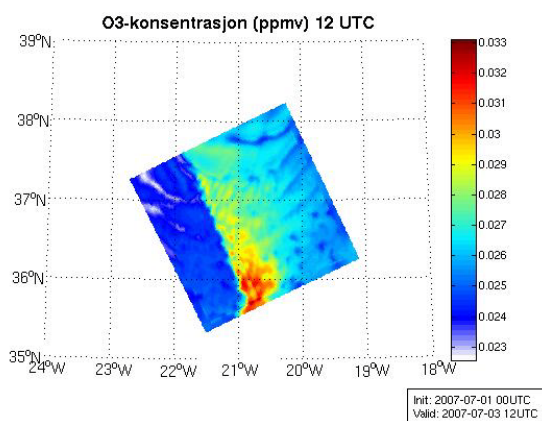
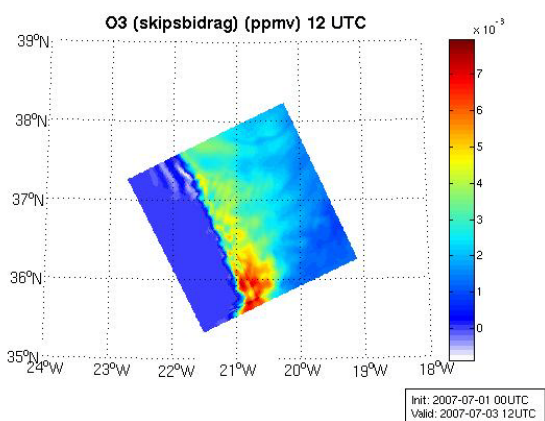
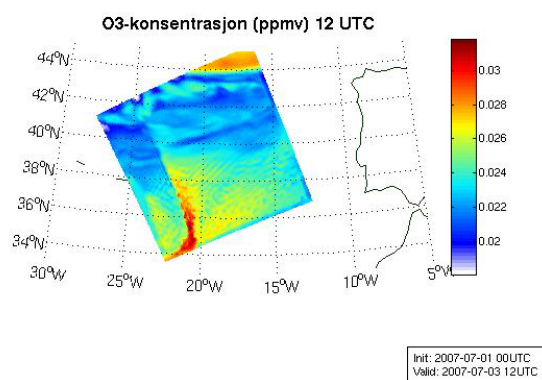
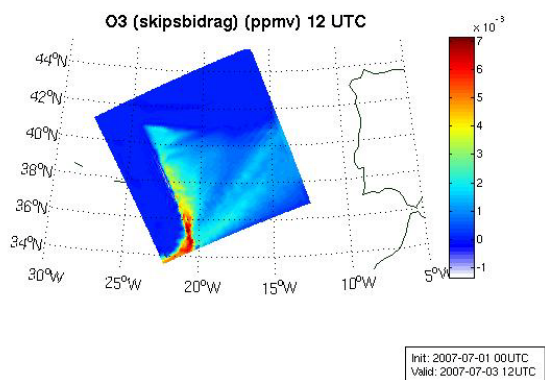
Int: 2007-07-01 00UTC  
Valid: 2007-07-03 12UTC



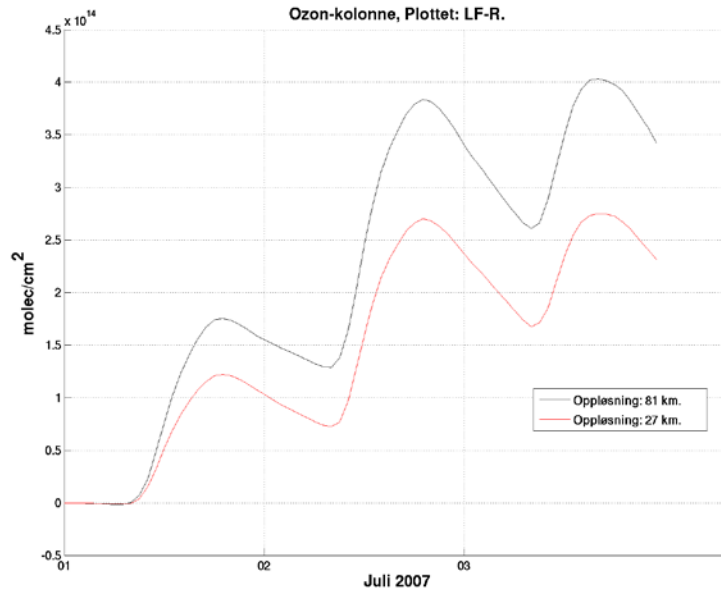
Int: 2007-07-01 00UTC  
Valid: 2007-07-03 12UTC



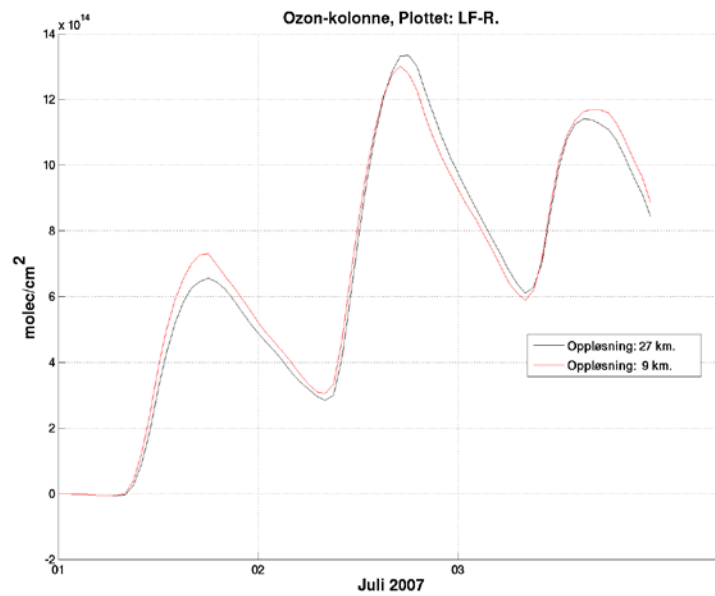
Int: 2007-07-01 00UTC  
Valid: 2007-07-03 12UTC



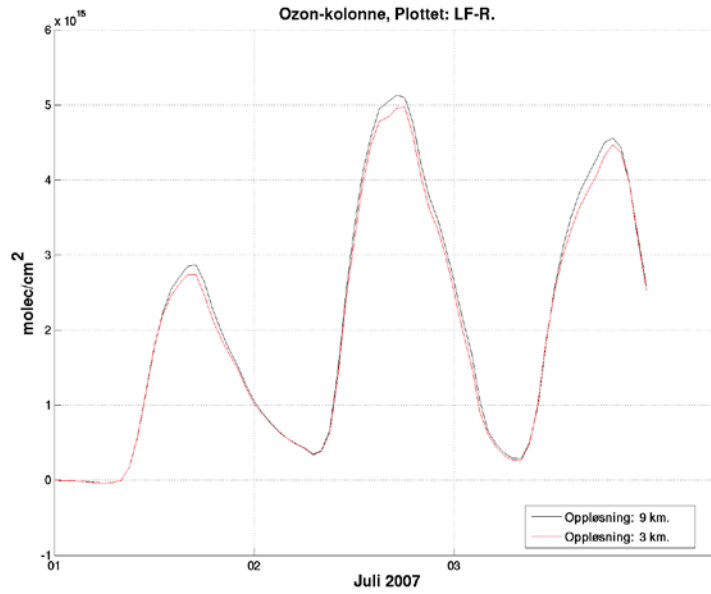
Figur 4. 26 Bakkeverdier av ozonendringen (paneler til høyre) og den totale ozonkonsentrasjonen (paneler til venstre) i ppmv forårsaket av linjeutslippet av  $\text{NO}_x$ . Domenene 1 – 5 ved lavere bredder i tidsperioden 1. – 3. juli 2007.



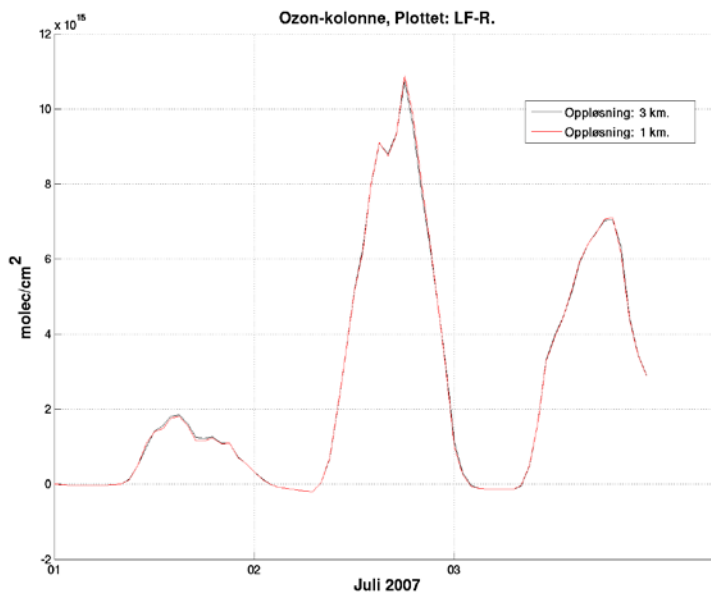
Figur 4. 27 Kolonnebidraget av ozon (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene 2 i tidsperioden 1. -3. juli 2007. Sort linje viser oppløsning 81 x 81 km, rød linje oppløsning 27 x 27 km.



Figur 4. 28 Kolonnebidraget av ozon (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene 3 i tidsperioden 1. -3. juli 2007. Sort linje viser oppløsning 27 x 27 km, rød linje oppløsning 9 x 9 km.



Figur 4. 29 Kolonnebidraget av ozon (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene 4 i tidsperioden 1. -3. juli 2007. Sort linje viser oppløsning 9 x 9 km, rød linje oppløsning 3 x 3 km.

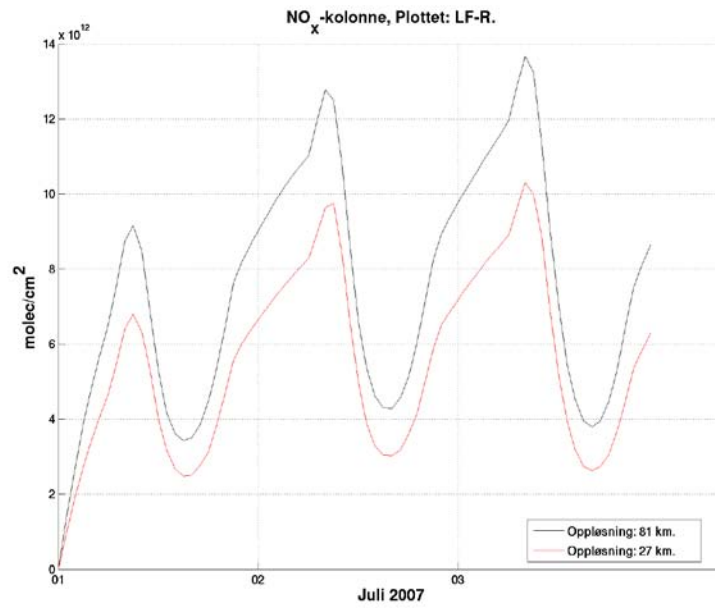


Figur 4. 30 Kolonnebidraget av ozon (molekyler/cm<sup>2</sup>) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene 5 i tidsperioden 1. -3. juli 2007. Sort linje viser oppløsning 3 x 3 km, rød linje oppløsning 1 x 1 km.

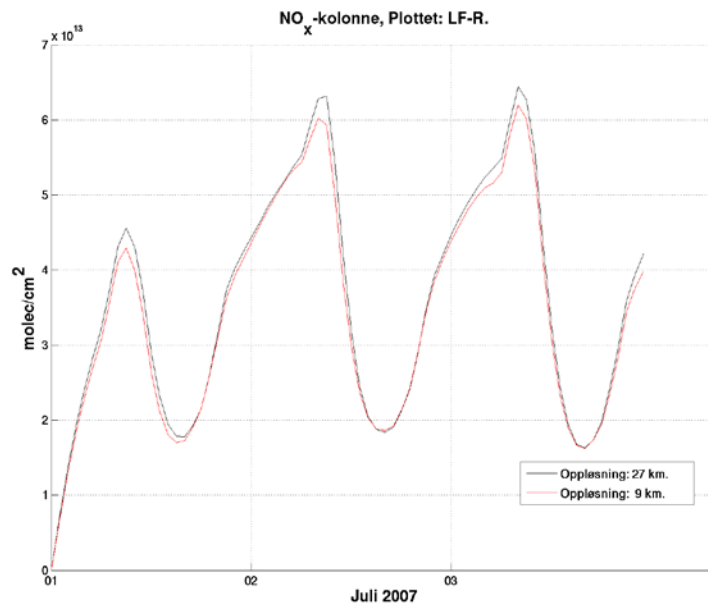
På samme måte som i Arktis blir kolonneverdier for ozon i de ulike domenene beregnet og sammenlignet med hensyn på oppløsning. Resultatet av dette vises i figur 4.27 – 4.30. Når oppløsningen øker med faktor tre fra gridrutestørrelse 81 x 81 km til 27 x 27 km, viser figur 4.27 en reduksjon i antall ozonmolekyler per kvadratcentimeter. Den sorte linjen i figuren viser 81 km gridoppløsning og den røde viser 27 km. Ozontoppene oppstår på samme tidspunkt, uavhengig av oppløsning, som konsekvens av døgnvariasjoner. Når oppløsningen i domenet er 81 x 81 km bidrar linjeutslippet til en ozonproduksjon mellom  $1.3$  og  $4.0 \times 10^{14}$  molekyler per kvadratcentimeter. Om oppløsningen øker med faktor tre varierer antallet mellom  $0.7$  og  $2.7 \times 10^{14}$  molekyler per  $\text{cm}^2$ . Dette tilsvarer en reduksjon på 32.5 prosent for maksimumsverdiene og 46 prosent for minimumsverdiene innenfor det samme området.

De tilsvarende resultatene for Arktis viste at for oppløsning høyere enn 9 x 9 km var det små forskjeller mellom simuleringene. Ved lavere bredder kan denne effekten sees allerede ved 27 x 27 km horisontaloppløsning, da det er liten differanse mellom de to simuleringene i figur 4.28. Det ble også undersøkt om det å kun studere effekten i de seks nederste vertikallagene ville påvirke resultatet, slik som for Arktis, figur 4.23. Ved lavere bredder var det derimot den samme utviklingen i de nederste lagene som i hele kolonnen (figuren er ikke vist i oppgaven).

Forskjellene blir enda mindre mellom ozonbidraget i 9 x 9 og 3 x 3 km-simuleringene og 3 x 3 og 1 x 1 km-simuleringene, figur 4.29 og 4.30. I alle domenene kan man se døgnvariasjoner med høyest verdier på ettermiddagen og lavest om natten, dette er forventet med tanke på nødvendigheten av sollys for ozonproduksjon.



Figur 4. 31 Kolonnebidraget av  $\text{NO}_x$  (molekyler/ $\text{cm}^2$ ) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene 2 i tidsperioden 1. -3. juli 2007. Sort linje viser oppløsning 81 x 81 km, rød linje oppløsning 27 x 27 km.

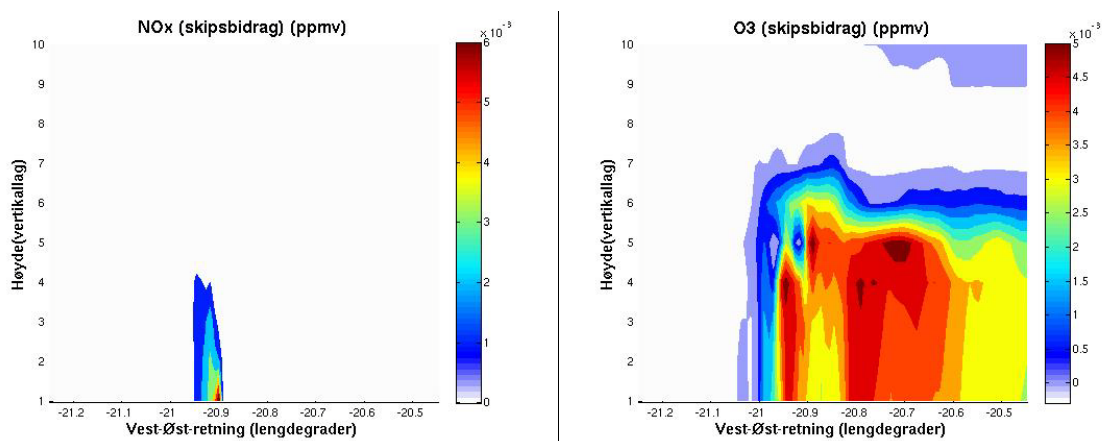


Figur 4. 32 Kolonnebidraget av  $\text{NO}_x$  (molekyler/ $\text{cm}^2$ ) fra linjeutslippet for et område på størrelse med domene 3 i tidsperioden 1. -3. juli 2007. Sort linje viser oppløsning 27 x 27 km, rød linje oppløsning 9 x 9 km.

Ved å studere  $\text{NO}_x$ -endringen gjennom perioden på samme måte som for ozon, bekreftes overestimert i domeneene med lavest oppløsning. Figur 4.31 viser et høyere  $\text{NO}_x$ -nivå gjennom hele perioden når horisontaloppløsningen er  $81 \times 81$  km sammenlignet med  $27 \times 27$  km. Maksimumsbidraget av  $\text{NO}_x$  er 26 prosent lavere ved  $27 \times 27$  km oppløsning. Figur 4.27 viste at maksimumsverdiene hos ozon tilsvarende ble redusert med 32.5 prosent når oppløsningen økte mellom domeneene D1 og D2. Dette kan tyde på at overestimeringen i  $\text{NO}_x$  forholder seg lineært til en overestimering i ozon, uten stor innvirkning av den ikke-lineære ozonproduksjonen og andre tapsprosesser bidrar til overestimeringen av  $\text{NO}_x$ . Dette er tilsvarende resultater som i de Arktiske simuleringene.

De samme tendensene kan man ikke se når oppløsningen er høyere enn 27 km. Her er kun differansen mellom  $27 \times 27$  og  $9 \times 9$  km vist, figur 4.32, men simuleringene for  $3 \times 3$  og  $1 \times 1$  km viser samme tendenser. Resultatene for  $\text{NO}_x$  er altså tilsvarende som for ozon, og det er rimelig å anta at overestimeringen av  $\text{NO}_x$  i domenet er årsaken til de høye ozonverdiene når oppløsningen er lav. Det er altså fortytningen over store arealer som bidrar til overestimert, og den ikke-lineære ozonkjemien er ikke like dominerende som forventet.

Ser man tilbake til resultatene fra de arktiske simuleringene var oppløsningen høyere før ozondifferansen mellom domeneene ble lik. Først når gridrutestørrelsen var  $9 \times 9$  km, var bidraget fra skipsutslippene det samme uavhengig av oppløsningen. For domeneene med lavest oppløsning, D1 og D2, samsvarte resultatene godt for Arktis og lavere bredder, med en reduksjon i maksimalt  $\text{NO}_x$ -bidrag på henholdsvis 20 og 26 prosent når oppløsningen økte med faktor tre. Tilsvarende for ozon var reduksjonen på 15 prosent i Arktis og 32.5 prosent ved lavere bredder. Det er altså de samme tendensene i utviklingen både på høye og lave breddegrader, men det kreves tre ganger så høy oppløsning i Arktis som ved  $35^\circ\text{N}$  før oppløsningen i domenet ikke lenger har noe å si for simuleringen av ozonbidraget fra skip.



Figur 4. 33 Vertikalt tversnitt langs gridrutene med skipsutslipp 03.07.2007 12 UTC for domene 5 over havområder i Atlanterhavet ved  $35^\circ\text{N}$ .  $\text{NO}_x$ -differansen til venstre og  $\text{O}_3$ -differansen til høyre.

I tillegg til at høy oppløsning i modellen reduserer tendensen til at utslippene spres momentant utover hele gridruten slik at konsentrasjonene representeres galt, vil de dynamiske skjemaene som benyttes endres. I simuleringene der oppløsningen er høy vil fysiske prosesser på liten skala kunne beregnes direkte, fremfor ved en parameterisering. Hovedsakelig gjelder dette konvektive prosesser og cumulus skyer. Dette er prosesser som ikke er særlig dominerende over arktiske havområder, spesielt ikke med tanke på vær-situasjonen de gjeldende dagene for den arktiske simuleringen, vist i figur 3.7.

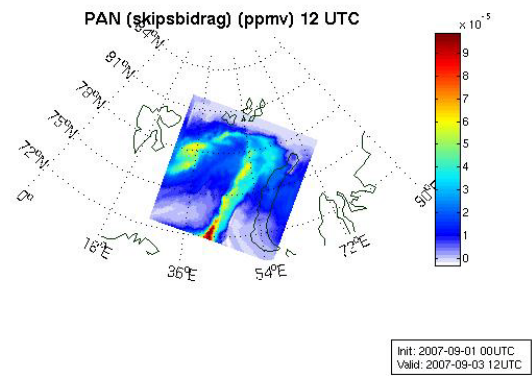
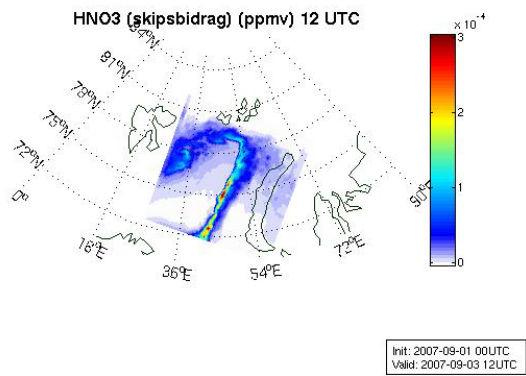
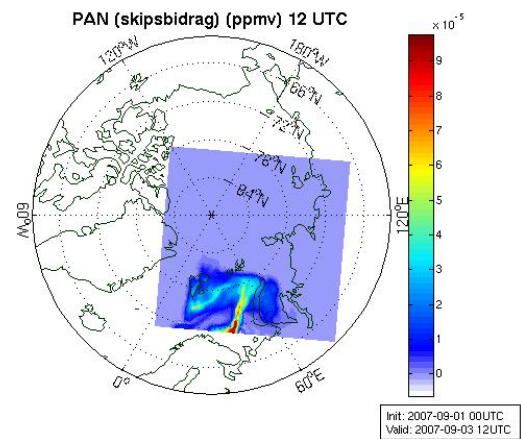
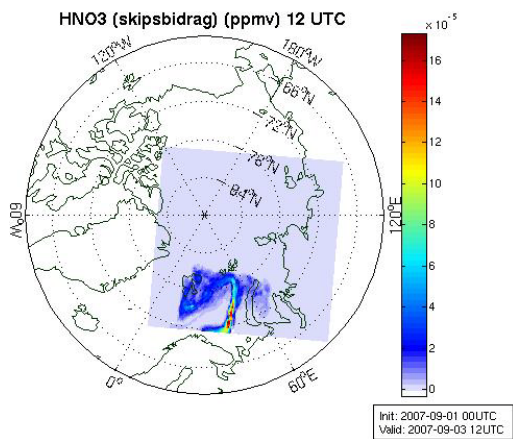
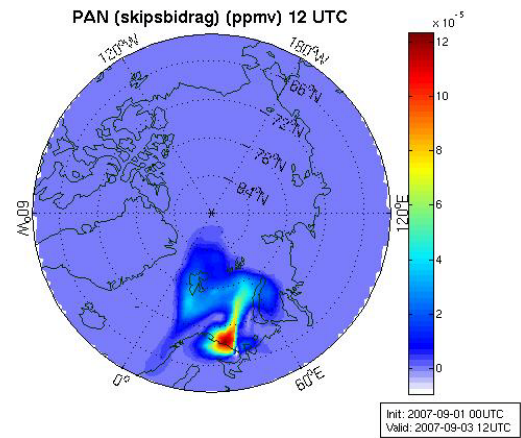
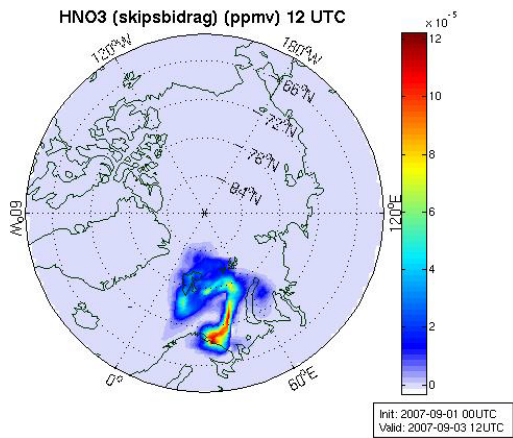
Høyere temperaturer og mer sollys tilgjengelig gir en mer eksplosiv dynamikk ved 35N i juli. Figur 4.33 viser den vertikale fordelingen fra et tverrsnitt i det minste domenet 03.07 klokken 12 UTC. Dette samsvarer med figur 4.26 som viser overflatekonsentrasjonen av ozon med tanke på transportretningen. Bidraget forårsaket av skipsutslippene varierer fra -0.3 ppbv på den ene siden av utslippsplumen til maksimumsverdier omkring 5 ppbv på den andre siden.

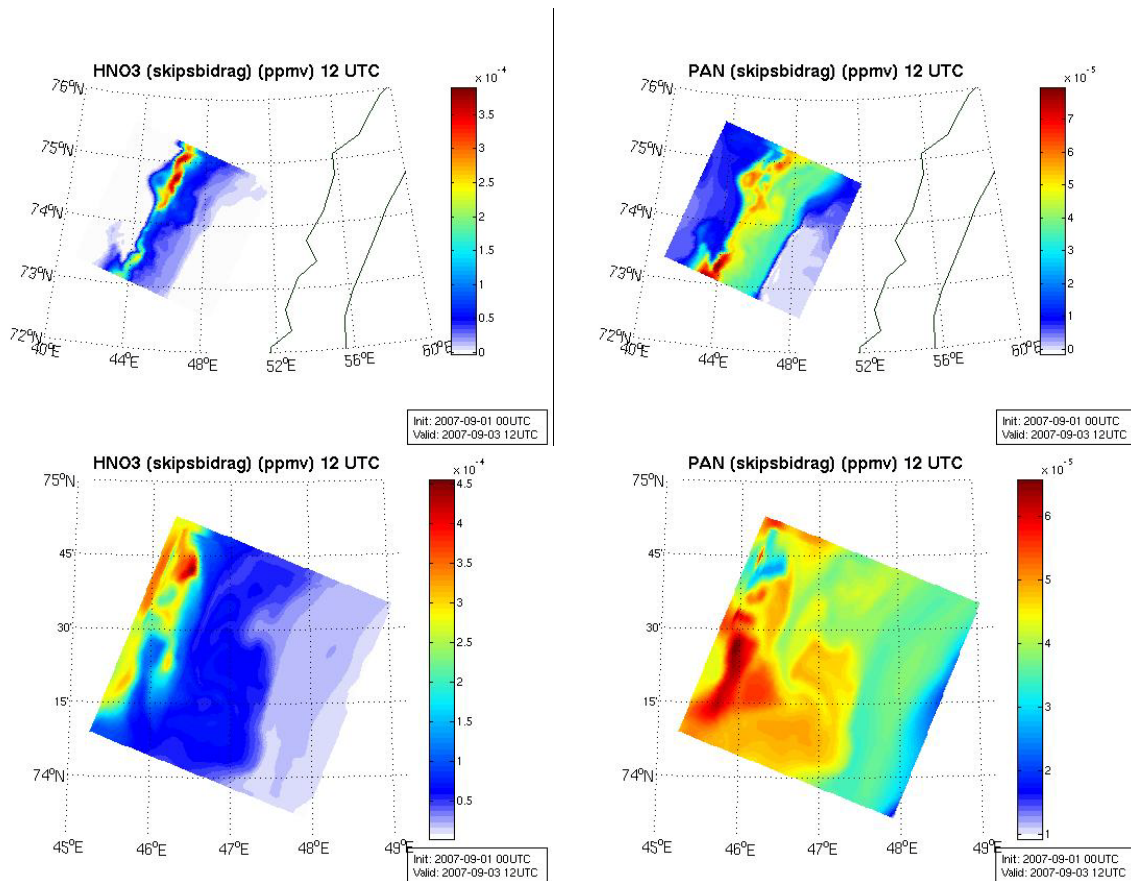
## 4.5 EFFEKT AV OPPLØSNING FOR $\text{HNO}_3$ OG PAN

Resultatene fra WRF-Chem-simuleringene med Arcact-utslippene viste at  $\text{NO}_x$  og dens påvirkning av konsentrasjon hos andre komponenter i atmosfæren vil påvirke fordelingen og konsentrasjonen av  $\text{HNO}_3$  og PAN.

Figurene 4.3 og 4.4 viste totalkonsentrasjonen og endringen av  $\text{HNO}_3$  og PAN forårsaket av utslippene tilsvarende en 2030-situasjon. I figur 4.34 presenteres påvirkningen fra skipsutslipp med endret modellopløsning for de to komponentene. Til forskjell fra figur 4.3 og 4.4 er det kun endringen og ikke totalkonsentrasjonen som vises her. Prosessene som inngår i dannelsen av  $\text{HNO}_3$  og PAN er beskrevet i kapittel 2 og i avsnitt 4.1, derfor går det ikke inn på detaljer om disse i her.







Figur 4. 34 Endringen i konsentrasjon av HNO<sub>3</sub> og PAN for domene 1 – 5. ( Øverste paneler viser d1, nederste d5). Verdiene er bakkekonsentrasjon (ppmv) for tidspunktet 03.09.2007 klokken 12 UTC.

For domene D1 med oppløsning 81 x 81 km er endringen for HNO<sub>3</sub> og PAN av samme størrelse. Endringen er positiv og opp til  $12 \times 10^{-5}$  (ppmv) for begge komponentene. Bidraget er sentrert omkring en linje der de økte NO<sub>x</sub>-utslippene er plassert. I tillegg er det noe spredning særlig nordøstover mot Svalbard. Dette er verdier som stemmer overens med simuleringen fra 2030-utslippene i avsnitt 4.1.

Når oppløsningen øker med faktor tre, som presentert i de to andre panelene ovenfra i figur 4.34, er det forskjell i konsentrasjonen mellom de to komponentene. For HNO<sub>3</sub> er maksimumsendringen  $16 \times 10^{-5}$  ppmv og altså høyere enn tilsvarende for domene D1. PAN viser derimot en maksimumsendring på kun  $9 \times 10^{-5}$  ppmv, som er lavere enn i domene D1. Denne tendensen fortsetter også ettersom oppløsningen øker, i domene D3-D5, og vises i de tre nederste panelene i figur 4.34. I domenet D5 der oppløsningen av gridrutene er 1 x 1 km, er endringen i HNO<sub>3</sub> opp til  $4.5 \times 10^{-4}$  ppmv. Dette er nesten ti ganger større enn hva gjelder PAN, som hovedsakelig har en endring mellom  $3$  og  $6 \times 10^{-5}$  ppmv. Generelt er endringene i PAN fordelt utover domenet sammenlignet med HNO<sub>3</sub>-endringene som er mer konsentrert omkring utslippslinjen.

HNO<sub>3</sub> dannes ved direkte ved reaksjon mellom NO<sub>2</sub> og OH (4.1). Siden estimeringen av NO<sub>x</sub> og OH endres med forbedret oppløsning, er endringen av HNO<sub>3</sub> knyttet til dette. For PAN her derimot andel hydrokarboner innvirkning i tillegg til NO<sub>x</sub>-nivået. I linjeutslippene viser som legges inn her inkluderer

kun NO<sub>x</sub>. Oppløsningen for andre komponenter er fra RETRO og med en oppløsning på 0.5 x 0.5 grader.

# KAPITTEL 5

## SAMMENDRAG, KONKLUSJONER OG TANKER OM VIDERE ARBEID

### 5.1 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Klimaendringene i Arktis ser ut til å åpne muligheten både for skipstrafikk og olje- og gassindustri i nær fremtid. Som figur 1.1 viser er trenden for isutbredelsen i Arktis en reduksjon siden 1979. Om denne utviklingen fortsetter vil store havområder åpnes deler av året, og Den Nordlige Sjørute mellom Europa og Asia vil være et realistisk alternativ til dagens skipsruter gjennom Suez-kanalen og rundt Afrika. Sammenlignet med skipstrafikk ved lavere bredder vil typiske reiselengder reduseres med omkring 40 prosent ved å benytte sjøruten gjennom Arktis (ACIA 2004). I utgangspunktet vil en redusert reiselengde gi lavere totalutslipp fra skipstrafikk på global skala. Imidlertid vil økt aktivitet og utslipp i Arktis kunne gi drastiske konsekvenser for et sårbart område som hittil har vært skjermet for store utslipp og lokal forurensning (AMAP 2006).

I dette studiet benyttes predikerte skipsutslipp for 2030 og modellen WRF-Chem for å studere effekten av utslippskomponentene  $\text{NO}_x$ , CO og  $\text{SO}_2$  og påfølgende sekundære komponenter i arktiske havområder. I WRF-Chem beregnes kjemi og meteorologi online. For simuleringene benyttes et domene sentrert polart over Nordpolen og strekker seg til omkring 50N. Som horisontaloppløsning benyttes gridruter på størrelsen 81 x 81 km. Dette er omkring faktor tre høyere enn T42, som ofte benyttes i globale transportmodeller, blant annet i OSLO-CTM2. Resultater fra tilsvarende simuleringer fra denne modellen benyttes til sammenligning med WRF-resultatene.

Resultatene av WRF-simuleringene med skipsutslipp for 2030 (Peters m.fl. 2010) er presentert i kapittel 4.1. Dette studiet omhandler hovedsakelig  $\text{NO}_x$ -perturbasjonen forårsaket av skipsutslipp og dens innvirkning på bakkenær ozon. Ozon er en sekundær forurensningskomponent og dannes i troposfæren som konsekvens av oksidasjon av CO og hydrokarboner når det er tilstrekkelig  $\text{NO}_x$  tilgjengelig, da  $\text{NO}_x$  vil fungere som katalysator i ozonproduksjonen. Utfallet for ozonkjemien er ikke-lineært avhengig av  $\text{NO}_x$ -konsentrasjonen. I Arktis er bakgrunnskonsentrasjonen av  $\text{NO}_x$  svært lav og perturbasjonen fra skipsutslipp vil være avgjørende for den lokale ozonproduksjonen. Også med tanke på døgnvariasjoner og tilgjengelig sollys vil oksidantkjemien Arktis skille seg fra områder ved lavere bredder. Nærmere beskrivelse av de fotokjemiske prosessene i troposfæren finnes i kapittel 2.2. Endring av  $\text{NO}_x$  og ozonkonsentrasjoner vil også bidra til endringer hos andre sekundære komponenter som  $\text{HNO}_3$  og PAN, der endringene vises i figur 4.4. Økt ozon vil også påvirke strålingsbudsjettet gjennom økte OH-nivåer som gir reduksjon i levetiden hos metan.

Resultatene viser at NO<sub>x</sub>-bidraget fra skip i et 2030-scenario varierer fra 0.1- 2.2 ppbv for september. Dette er verdier innenfor intervallet som hovedsakelig gir ozonproduksjon. NO<sub>x</sub>-konsentrasjonen gjenspeiler tydelig skipsruten som konsekvens av kort levetid, med en avtagende konsentrasjon vekk fra kilden som konsekvens av fortykning ved innblanding av omliggende luft.

Ozonkonsentrasjonene fra WRF-simuleringen varierer mellom 12 og 28 ppbv i Arktis når skipsutslippene inkluderes. Sammenligninger med tidligere studier viser at dette er rimelige verdier over hav. Med tanke på at dette er resultater fra et septembermiddel, kan tilsvarende simuleringer fra sommermånedene kunne gi høyere verdier på grunn av ytterligere tilgjengelig sollys. September er derimot valg på grunnlag av minimumsnivå av sjøis.

Sammenlignet med NO<sub>x</sub> viser ikke ozonfordelingen de samme parallellene til skipsruten. Skipsutslippene gir positive ozonbidrag gjennom økt produksjon ved oksidasjon av CO og hydrokarboner, når NO<sub>x</sub>-konsentrasjonen øker på grunn av skipstrafikk. Det vil også være områder med negative bidrag der ozon titreres. Titreringen foregår i områdene midt i plumen, mens produksjonen er dominerende der NO<sub>x</sub> fortynnes ved innblanding. Denne variasjonen kommer tydeligere frem når man ser på en enkelt dag (figur 4.9), fremfor månedsmiddelet (figur 4.6). Det at WRF-Chem beregner kjemien "online" med meteorologien vil gjøre at lokale transportprosesser og variasjon i vær-situasjonen påvirker ozonkonsentrasjonen tydeligere enn ved tilsvarende simuleringer med "offline"-beregninger. En konsentrasjonsendring vil gi endret strålingspådriv og påvirke transportprosessene i området. Med tanke på at dette er simuleringer for et avgrenset område og over en kort periode, vil det kunne være vanskelig å se den direkte effekten når modellen beregner "online". Dette forklarer forskjellen i resultatene ved sammenligning med tilsvarende simulering med OSLO-CTM2 som viser en mer homogen fordeling av ozonbidraget.

Tidligere modellstudier av skipsutslipp og ozonpåvirkning har vist at den umiddelbare fortykningen ved utslipp i et modellgrid kan gi en overestimert ozonproduksjon (Song m.fl. 2003, Chen m.fl. 2005). Som nevnt gir skip en NO<sub>x</sub>-perturbasjon med svært høye konsentrasjoner over havområder der det ofte er lite NO<sub>x</sub> i utgangspunktet. I modeller med lav oppløsning vil utslippet momentant spres utover gridboksen slik at den skarpe gradienten mellom omliggende luft og skipsplumen fjernes (Franke m.fl. 2008). Plumeeffektene og de lokalt høye NO<sub>x</sub>-konsentrasjonene vil da ikke inkluderes i modellsimuleringen. Med tanke på det ikke-lineære forholdet mellom NO<sub>x</sub> og ozon, er det ikke slik at maksimal endring i NO<sub>x</sub> er sammenfallende med maksimal ozonproduksjon.

For å undersøke effekten av modellopløsning på skipsutslippene, samt verifisere resultatene i oppgaven, gjøres modellkjøringer med fem domener med økende oppløsning. Her benyttes fem nøstede domener der oppløsningen i rom og tid øker med faktor tre for hver nøsting. Et linjeutslipp av NO<sub>x</sub> tilsvarende fem skip legges inn i alle domenene, også dette med økende oppløsning.

Resultater for bakkeverdiene av NO<sub>x</sub> og ozon presenteres som differansen mellom simuleringer der linjeutslippene er inkludert og ikke. Kolonneverdier for komponentbidragene sammenlignes mellom domenene for å se effekten av oppløsning innenfor det samme arealet, men med høyere oppløsning.

Ved å øke horisontaloppløsningen fra 81 x 81 km til 27 x 27 km reduseres maksimalverdien av skipsbidraget med 15 prosent for ozon og 20 prosent for NO<sub>x</sub> innenfor det samme arealet. Sammenligning av domenene med 27 x 27 km og 9 x 9 km horisontaloppløsning gir også høyere skipsbidrag for både NO<sub>x</sub> og ozon ved den laveste oppløsningen. Her vil derimot effekten vises

hovedsakelig for de nederste lagene, på grunn av raskere transport ut av domenet i høyden. Når domeneene med høyere oppløsning sammenlignes ser man derimot ingen avvik til tross for økende oppløsning. Det at domenestørrelsen blir mindre gjør det imidlertid vanskeligere å se på de kjemiske effektene isolert. Her vil transport ut av domenet ha stor innvirkning på konsentrasjonen i området. Dette gjør resultatene for de tre største domeneene mer robuste.

Ozon har lengre levetid enn  $\text{NO}_x$ , derfor er det mer transport av ozon ut av domenet. Når domeneene blir små i areal vil transporteffekten være en stor usikkerhetsfaktor ved analyse av kjemien i domenet. Transporttiden ut av domenet vil være raskere enn den kjemiske levetiden til  $\text{NO}_x$ , derfor vil det være vanskelig å kunne konkludere i forhold til betydning av oppløsning for de kjemiske prosessene i de minste domeneene. Ideelt sett burde domenet vært av samme størrelse som ved grov oppløsning. Det vil imidlertid ikke la seg gjøre med tanke på maskinkapasitet og regnetid. Selv med de domenestørrelsene som ble benyttet bød det på utfordringer, slik at tidssteget måtte reduseres ytterligere i forhold til det som ble anbefalt, og tilgangen til regnekapasitet ble tredoblet for å få til ønskede modellkjøringer innen rimelig tid.

Globale modeller har per i dag ikke mulighet for å benytte svært høy oppløsning. Det er derfor viktig å studere effekten lokalt for å øke forståelsen rundt prosessene og kunne ta oppløsning i betraktning ved resultatanalyse. Plumeparameteriseringer og forhåndstilpasning av utslippskonsentrasjoner, effektive utslipp, blir også benyttet for å kompensere for de utelatte effektene og overestimeringene av ozon. Denne type parameterisering har vært vellykket for modellering av flyutslipp (Kraabøl m.fl. 2000; 2002, Cariolle 2009).

Til tross for at oppløsningen er høyere og at meteorologi og kjemi er beregnes online i WRF, vil det være begrensinger for denne oppgavens resultater sammenlignet med tilsvarende studier med globale modeller. Simuleringen er kun for en begrenset tidsperiode (september). Perioden valgt er en periode det vil være realistisk for skipstrafikk med tanke på sjøis, samt at andel sollys vil bidra til ozonkjemien vil være aktiv. Granier m.fl. (2006) gjorde modellsimuleringer av skipsutslipp med en global modell. Her bidro skipsutslippene til ozonendringer på opp til 40 ppbv, noe som er betraktelig høyere enn hva resultatene med WRF-Chem viste. Der var de største ozonendringene omkring 6 ppbv. Sammenlignet med Granier m.fl. sin studie av skipsutslipp fra 2006, er ozonbidraget i denne oppgavens resultater lavere, men også mer realistiske, da Granier m.fl. ikke tar hensyn til isreduksjon, hva som er den mest realistiske reiseprosessen, samt at de antok betydelig større andel skipstrafikk, og dermed  $\text{NO}_x$ -utslipp.  $\text{NO}_x$ bidraget fra skip hos Granier varierer mellom 0.2-10 ppbv. Til sammenligning gir Arcact-utslippene og WRF-simuleringene bidrag mellom 0.1 og 2.2 ppbv.

For å kunne diskutere effekten plumekjemi ved skipsutslipp i et arktisk perspektiv, blir de samme linjeutslippene og domenenøstingene benyttet i en tilsvarende WRF-simulering ved lavere bredder om sommeren. Her vil det være maksimal effekt av sollys og større døgnvariasjoner for fotokjemien. Simuleringene ved lavere bredder bekrefter overestimeringen av ozon i domeneene med lavest oppløsning, der det er et høyere avvik mellom de to simuleringene enn for tilsvarende i Arktis. Når oppløsningen økes til 27 x 27 km er imidlertid denne differansen neglisjerbar. I simuleringene for Arktis måtte oppløsningen økes til 9 x 9 km før forskjellene ble jevnet ut. Resultatene viser altså at det kreves høyere horisontaloppløsning i Arktis før den simulerte konsentrasjonen ikke endres med oppløsningen. Her er det imidlertid ulik meteorologi, og derfor også ulike transportprosesser, som

påvirker og bidrar til forskjellige resultater. Det ville derfor vært ønskelig å se på flere caser for å vite om dette er robuste resultater.

For simuleringer både i Arktis og ved lavere bredder er parallellen mellom  $\text{NO}_x$  og ozon tydelig ved sammenligning mellom domeneene. Det er altså rimelig å anta at overestimeringen av  $\text{NO}_x$  ved momentan utspredning over domenet er årsaken til de høye ozonverdiene ved lav oppløsning. Det har imidlertid kommet frem i resultatene at denne overestimeringen ikke direkte kan knyttes til ikke-lineæriteten i ozonkjemien, men derimot til ikke-lineære tapsprosesser av  $\text{NO}_x$  om natten, som fører til at levetiden for  $\text{NO}_x$  reduseres. Videre gir dette mindre ozonproduksjon ved høye  $\text{NO}_x$ -konsentrasjoner, samt økt produksjon av  $\text{HNO}_3$ .

Meteorologi og isdata som benyttes er fra 2007 (ECMWF), året med den laveste andelen sjøis så langt. I globale modeller med lengre simuleringer vil årstidsvariasjoner også kunne vises. Det er også rimelig å anta at en stor del av skipstrafikken i Arktis vil være skip som ellers ville benyttet sydligere ruter. Økte skipsutslipp i Arktis vil derfor gi reduserte utslipp ved lavere bredder og derfor reduserte globale utslipp som konsekvens av kortere reiselengde. Denne effekten blir det ikke tatt hensyn til i denne oppgaven, hvor effekten av skipsutslipp er sett på for Arktis isolert, noe som er viktig med tanke på at dette området til nå har vært, og fortsatt er, skjermet for store lokale utslipp. Som nevnt er  $\text{NO}_x$ -kjemien ikke-linær og avhengig av meteorologi og bakgrunnskonsentrasjon. Man kan ikke direkte anta at effekten av skipstrafikk er den samme uavhengig av geografisk plassering.

Globalt vil nye reguleringer gi en forventet reduksjon i forhold til dagens utslipp frem mot 2030. Samtidig forventes det at behovet for sjøbåren transport vil øke som en konsekvens av økonomisk utvikling og internasjonalisering. Sammen vil utvikling av ny teknologi, effektive seileruter og nytt drivstoff kunne bidra til at skipsutslippene vil reduseres de neste tiårene. Sett fra et arktisk perspektiv vil likevel skipstrafikk være kilde til lokal forurensning og skadevirkninger i et sårbart område.

## 5.2 TANKER OM VIDERE ARBEID

På flere områder vil ytterligere arbeid kunne bidra til å underbygge eller eventuelt modifisere de slutningene som er gjort på grunnlag av resultatene i denne oppgaven. Flere simuleringer for den aktuelle tidsperioden for å kunne gi muligheter for et ensembleresultat for september vil kunne gi et klarere bilde av fordelingen av ozonbidraget. Endring i strålingspådriv er diskutert i oppgaven, men ikke beregnet. Et ensembleresultat ville også gjøre det mulig å studere OH-endringer forårsaket av skipstrafikken, som videre vil gjøre det mulig å gjøre beregninger for endringer i metan. En begrensning av resultatene i denne oppgaven er domenestørrelsen. Ved å benytte større domener vil man begrense effekten av at transport ut av domenet skjer raskere enn de kjemiske prosessene som studeres.

Det at kjemien og dynamikken beregnes "online" i WRF gjør at det er en toveiskommunikasjon mellom kjemi og dynamikk. Slik at når konsentrasjonen til en kjemisk komponent endres, endrer det også dynamikken. For å se nærmere på effekten og fordelingen av ozon i Arktis ved økt skipsutslipp,

ville det være interessant å benytte "offline" beregning med WRF. Dette kreves imidlertid omprogrammering av modellen, og var derfor for ressurskrevende for denne oppgaven.

Det at viktige lokale utslippskilder for  $\text{NO}_x$  og  $\text{SO}_2$  ikke inkluderes i simuleringene vil påvirke resultatene. Imidlertid vil utslippsreguleringene de siste ti årene ha bidratt til at RETRO-data fra 2000 nok ikke er de mest gunstige for en 2030-simulering. Arcact-prosjektet derimot, benytter bakgrunnsutslipp fra RCP-databasen som er beregnet ut i fra forventede endringer. Det å benytte andre bakgrunnsutslipp og ta hensyn til ny aktivitet i området (olje og gassvirksomhet), ville være interessant. Også en mer omfattende sammenligning med observasjoner, vil kunne gi en bedre forståelse av resultatene. Korrekte observasjoner vil dog ikke være mulig for en fremtidsstudie, men kan benyttes for å kontrollere modellens evne til kartlegging.

Det skjer fortløpende forbedringer av WRF. En polar variant av modellen er under utvikling, Polar WRF. Det er mulig at ved å benytte Polar WRF og gjøre "online" simuleringer av sjøisen ville gi mer realistiske resultater. Bedre simuleringer av fremtidig klima vil generelt gi mer realistiske resultater.

Med tanke på at modellering ved lav oppløsning gir overestimeringer og ikke behandler ikke-lineære  $\text{NO}_x$ -prosesser nøyaktig, ville det være interessant å benytte resultatene fra denne oppgaven eller en utvidet studie til å beregne effektive utslipp fra skip. Ved å inkludere utslipp av komponenter som  $\text{N}_2\text{O}_5$ ,  $\text{HNO}_3$ , PAN og ozon, slik som har vært gjort for flyutslipp, vil resultatene ved lave oppløsninger bli mer nøyaktige.

Linjeutslippene i denne oppgaven er kun eksempelverdier. Det er generelt vanskelig å gjøre antagelser om hvor store utslipp Arktiske skip vil utgjøre i fremtiden. Den komplekse  $\text{NO}_x$ - og ozonkjemien vil gjøre at en skalering av utslipp ikke vil være gunstig for å estimere effekten av ulike utslippsnivåer og antall skip. Tilsvarende studier med forskjellige utslippssituasjoner vil kunne bidra til bedre forståelse.

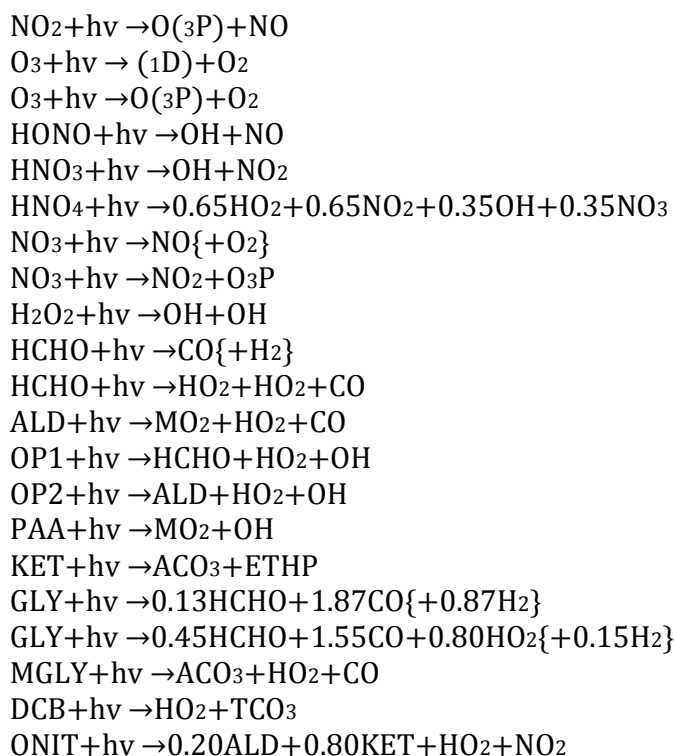


# APPENDIX

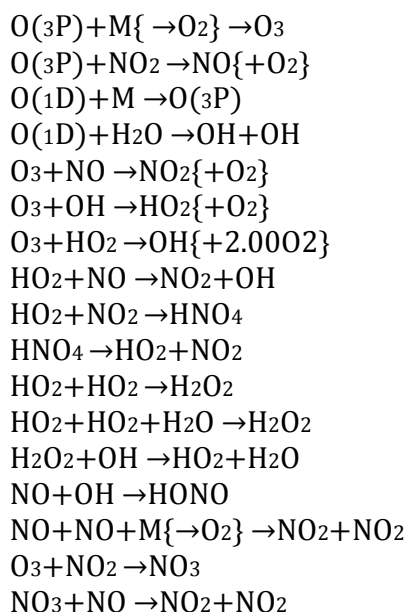
## KJEMISKE LIGNINGER INKLUDERT I RADM2:

Reaksjonene under er inkludert i kjemiskjemaet RADM2 som benyttes i denne oppgavens WRF-Chem-simuleringer.

### FOTOLYSEREAKSJONER:



### KJEMISKE REAKSJONER I TROPOSFÆREN:



$\text{NO}_3 + \text{HO}_2 \rightarrow \text{HNO}_3 \{ + \text{O}_2 \}$   
 $\text{NO}_3 + \text{NO}_2 \rightarrow \text{N}_2\text{O}_5$   
 $\text{NO}_3 + \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO} + \text{NO}_2 \{ + \text{O}_2 \}$   
 $\text{N}_2\text{O}_5 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{NO}_3$   
 $\text{N}_2\text{O}_5 \rightarrow 2.00 \text{HNO}_3$   
 $\text{OH} + \text{NO}_2 \rightarrow \text{HNO}_3$   
 $\text{OH} + \text{HNO}_3 \rightarrow \text{NO}_3 + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{OH} + \text{HNO}_4 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{H}_2\text{O} \{ + \text{O}_2 \}$   
 $\text{OH} + \text{HO}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{O} \{ + \text{O}_2 \}$   
 $\text{OH} + \text{SO}_2 \rightarrow \text{SULF} + \text{HO}_2$   
 $\text{CO} + \text{OH} \rightarrow \text{HO}_2 + \text{CO}_2$   
 $\text{CH}_4 + \text{OH} \rightarrow \text{MO}_2 + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{ETH} + \text{OH} \rightarrow \text{ETHP} + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{HC}_3 + \text{OH} \rightarrow 0.83\text{HC}_3\text{P} + 0.17\text{HO}_2 + 0.009\text{HCHO} + 0.075\text{ALD} + 0.025\text{KET} + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{HC}_5 + \text{OH} \rightarrow \text{HC}_5\text{P} + 0.25\text{XO}_2 + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{HC}_8 + \text{OH} \rightarrow \text{HC}_8\text{P} + 0.75\text{XO}_2 + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{OL}_2 + \text{OH} \rightarrow \text{OL}_2\text{P}$   
 $\text{OLT} + \text{OH} \rightarrow \text{OLT}\text{P}$   
 $\text{OLI} + \text{OH} \rightarrow \text{OLIP}$   
 $\text{TOL} + \text{OH} \rightarrow 0.75\text{TOLP} + 0.25\text{CSL} + 0.25\text{HO}_2$   
 $\text{XYL} + \text{OH} \rightarrow 0.83\text{XYLP} + 0.17\text{CSL} + 0.17\text{HO}_2$   
 $\text{CSL} + \text{OH} \rightarrow 0.10\text{HO}_2 + 0.90\text{XO}_2 + 0.90\text{TCO}_3 - 0.90\text{OH}$   
 $\text{HCHO} + \text{OH} \rightarrow \text{HO}_2 + \text{CO} + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{NO}_3 + \text{HO}_2 \rightarrow \text{HNO}_3 \{ + \text{O}_2 \}$   
 $\text{NO}_3 + \text{NO}_2 \rightarrow \text{N}_2\text{O}_5$   
 $\text{N}_2\text{O}_5 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{NO}_3$   
 $\text{N}_2\text{O}_5 \rightarrow 2.00 \text{HNO}_3$   
 $\text{OH} + \text{NO}_2 \rightarrow \text{HNO}_3$   
 $\text{OH} + \text{HNO}_3 \rightarrow \text{NO}_3 + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{OH} + \text{HNO}_4 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{H}_2\text{O} \{ + \text{O}_2 \}$   
 $\text{OH} + \text{HO}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{O} \{ + \text{O}_2 \}$   
 $\text{OH} + \text{SO}_2 \rightarrow \text{SULF} + \text{HO}_2$   
 $\text{CO} + \text{OH} \rightarrow \text{HO}_2 + \text{CO}_2$   
 $\text{CH}_4 + \text{OH} \rightarrow \text{MO}_2 + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{ETH} + \text{OH} \rightarrow \text{ETHP} + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{HC}_3 + \text{OH} \rightarrow 0.83\text{HC}_3\text{P} + 0.17\text{HO}_2 + 0.009\text{HCHO} + 0.075\text{ALD} + 0.025\text{KET} + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{HC}_5 + \text{OH} \rightarrow \text{HC}_5\text{P} + 0.25\text{XO}_2 + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{HC}_8 + \text{OH} \rightarrow \text{HC}_8\text{P} + 0.75\text{XO}_2 + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{OL}_2 + \text{OH} \rightarrow \text{OL}_2\text{P}$   
 $\text{OLT} + \text{OH} \rightarrow \text{OLT}\text{P}$   
 $\text{OLI} + \text{OH} \rightarrow \text{OLIP}$   
 $\text{TOL} + \text{OH} \rightarrow 0.75\text{TOLP} + 0.25\text{CSL} + 0.25\text{HO}_2$   
 $\text{XYL} + \text{OH} \rightarrow 0.83\text{XYLP} + 0.17\text{CSL} + 0.17\text{HO}_2$   
 $\text{CSL} + \text{OH} \rightarrow 0.10\text{HO}_2 + 0.90\text{XO}_2 + 0.90\text{TCO}_3 - 0.90\text{OH}$   
 $\text{HCHO} + \text{OH} \rightarrow \text{HO}_2 + \text{CO} + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{ALD} + \text{OH} \rightarrow \text{ACO}_3 + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{KET} + \text{OH} \rightarrow \text{KETP} + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{GLY} + \text{OH} \rightarrow \text{HO}_2 + 2.00\text{CO} + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{MGLY} + \text{OH} \rightarrow \text{ACO}_3 + \text{CO} + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{DCB} + \text{OH} \rightarrow \text{TCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{OP}_1 + \text{OH} \rightarrow 0.50\text{MO}_2 + 0.50\text{HCHO} + 0.50\text{OH}$

$OP_2+OH \rightarrow 0.50HC_3P+0.50ALD+0.50OH$   
 $PAA+OH \rightarrow ACO_3+H_2O$   
 $PAN+OH \rightarrow HCHO+NO_3+XO_2$   
 $ONIT+OH \rightarrow HC_3P+NO_2$   
 $ISO+OH \rightarrow OLTP$   
 $ACO_3+NO_2 \rightarrow PAN$   
 $PAN \rightarrow ACO_3+NO_2$   
 $TCO_3+NO_2 \rightarrow TPAN$   
 $TPAN \rightarrow TCO_3+NO_2$   
 $MO_2+NO \rightarrow HCHO+HO_2+NO_2$   
 $HC_3P+NO \rightarrow 0.75ALD+0.25KET+0.09HCHO+0.036ONIT+0.964NO_2+0.964HO_2$   
 $HC_5P+NO \rightarrow 0.38ALD+0.69KET+0.08ONIT+0.92NO_2+0.92HO_2$   
 $HC_8P+NO \rightarrow 0.35ALD+1.06KET+0.04HCHO+0.24ONIT+0.76NO_2+0.76HO_2$   
 $OL_2P+NO \rightarrow 1.60HCHO+HO_2+NO_2+0.20ALD$   
 $OLTP+NO \rightarrow ALD+HCHO+HO_2+NO_2$   
 $OLIP+NO \rightarrow HO_2+1.45ALD+0.28HCHO+0.10KET+NO_2$   
 $ACO_3+NO \rightarrow MO_2+NO_2$   
 $TCO_3+NO \rightarrow NO_2+0.92HO_2+0.89GLY+0.11MGLY+0.05ACO_3+0.95CO+2.00XO_2$   
 $TOLP+NO \rightarrow NO_2+HO_2+0.17MGLY+0.16GLY+0.70DCB$   
 $XYLP+NO \rightarrow NO_2+HO_2+0.45MGLY+0.806DCB$   
 $ETHP+NO \rightarrow ALD+HO_2+NO_2$   
 $KETP+NO \rightarrow MGLY+NO_2+HO_2$   
 $OLN+NO \rightarrow HCHO+ALD+2.00NO_2$   
 $HCHO+NO_3 \rightarrow HO_2+HNO_3+CO$   
 $ALD+NO_3 \rightarrow ACO_3+HNO_3$   
 $GLY+NO_3 \rightarrow HNO_3+HO_2+2.00CO$   
 $MGLY+NO_3 \rightarrow HNO_3+ACO_3+CO$   
 $DCB+NO_3 \rightarrow HNO_3+TCO_3$   
 $CSL+NO_3 \rightarrow HNO_3+XNO_2+0.50CSL$   
 $OL_2+NO_3 \rightarrow OLN$   
 $OLT+NO_3 \rightarrow OLN$   
 $OLI+NO_3 \rightarrow OLN$   
 $ISO+NO_3 \rightarrow OLN$   
 $OL_2+O_3 \rightarrow HCHO+0.42CO+0.40ORA_1+0.12HO_2$   
 $OLT+O_3 \rightarrow 0.53HCHO+0.50ALD+0.33CO+0.20ORA_1+0.20ORA_2+0.23HO_2+0.22MO_2$   
 $+0.10OH+0.06CH_4$   
 $OLI+O_3 \rightarrow 0.18HCHO+0.72ALD+0.10KET+0.23CO+0.06ORA_1+0.29ORA_2+0.09CH_4$   
 $+0.26HO_2+0.31MO_2+0.14OH$   
 $ISO+O_3 \rightarrow 0.53HCHO+0.50ALD+0.33CO+0.20ORA_1+0.20ORA_2+0.23HO_2+0.22MO_2$   
 $+0.10OH$   
 $HO_2+MO_2 \rightarrow OP_1$   
 $HO_2+ETHP \rightarrow OP_2$   
 $HO_2+HC_3P \rightarrow OP_2$   
 $HO_2+HC_5P \rightarrow OP_2$   
 $HO_2+HC_8P \rightarrow OP_2$   
 $HO_2+OL_2P \rightarrow OP_2$   
 $HO_2+OLTP \rightarrow OP_2$   
 $HO_2+OLIP \rightarrow OP_2$   
 $HO_2+KETP \rightarrow OP_2$   
 $HO_2+ACO_3 \rightarrow PAA$   
 $HO_2+TOLP \rightarrow OP_2$

$\text{HO}_2 + \text{XYLP} \rightarrow \text{OP}_2$   
 $\text{HO}_2 + \text{TCO}_3 \rightarrow \text{OP}_2$   
 $\text{HO}_2 + \text{OLN} \rightarrow \text{ONIT}$   
 $\text{MO}_2 + \text{MO}_2 \rightarrow 1.50\text{HCHO} + \text{HO}_2$   
 $\text{MO}_2 + \text{ETHP} \rightarrow 0.75\text{HCHO} + \text{HO}_2 + 0.75\text{ALD}$   
 $\text{MO}_2 + \text{HC}_3\text{P} \rightarrow 0.75\text{HCHO} + \text{HO}_2 + 0.15\text{ALD} + 0.6\text{KET}$   
 $\text{MO}_2 + \text{HC}_5\text{P} \rightarrow 0.77\text{HCHO} + \text{HO}_2 + 0.41\text{ALD} + 0.75\text{KET}$   
 $\text{MO}_2 + \text{HC}_8\text{P} \rightarrow 0.80\text{HCHO} + \text{HO}_2 + 0.46\text{ALD} + 1.39\text{KET}$   
 $\text{MO}_2 + \text{OL}_2\text{P} \rightarrow 1.55\text{HCHO} + \text{HO}_2 + 0.35\text{ALD}$   
 $\text{MO}_2 + \text{OLTP} \rightarrow 1.25\text{HCHO} + \text{HO}_2 + 0.75\text{ALD}$   
 $\text{MO}_2 + \text{OLIP} \rightarrow 0.89\text{HCHO} + \text{HO}_2 + 0.725\text{ALD} + 0.55\text{KET}$   
 $\text{MO}_2 + \text{KETP} \rightarrow 0.75\text{HCHO} + \text{HO}_2 + 0.75\text{MGLY}$   
 $\text{MO}_2 + \text{ACO}_3 \rightarrow \text{HCHO} + 0.50\text{HO}_2 + 0.50\text{MO}_2 + 0.50\text{ORA}_2$   
 $\text{MO}_2 + \text{TOLP} \rightarrow \text{HCHO} + 2.00\text{HO}_2 + 0.17\text{MGLY} + 0.16\text{GLY} + 0.70\text{DCB}$   
 $\text{MO}_2 + \text{XYLP} \rightarrow \text{HCHO} + 2.00\text{HO}_2 + 0.45\text{MGLY} + 0.806\text{DCB}$   
 $\text{MO}_2 + \text{TCO}_3 \rightarrow 0.50\text{HCHO} + 0.50\text{ORA}_2 + 0.445\text{GLY} + 0.055\text{MGLY} + 0.025\text{ACO}_3 + 0.475\text{CO} + 0.46\text{H}_2 + \text{XO}_2$   
 $\text{ETHP} + \text{ACO}_3 \rightarrow \text{ALD} + 0.50\text{HO}_2$   
 $\text{HC}_3\text{P} + \text{ACO}_3 \rightarrow 0.2\text{ALD} + 0.8\text{KET} + 0.50\text{HO}_2 + 0.50\text{ORA}_2 + 0.50\text{MO}_2$   
 $\text{HC}_5\text{P} + \text{ACO}_3 \rightarrow 0.14\text{ALD} + 0.86\text{KET} + 0.50\text{HO}_2 + 0.50\text{ORA}_2 + 0.50\text{MO}_2$   
 $\text{HC}_8\text{P} + \text{ACO}_3 \rightarrow 0.1\text{ALD} + 0.9\text{KET} + 0.50\text{HO}_2 + 0.50\text{ORA}_2 + 0.50\text{MO}_2$   
 $\text{OL}_2\text{P} + \text{ACO}_3 \rightarrow 0.80\text{HCHO} + 0.60\text{ALD} + 0.50\text{HO}_2 + 0.50\text{ORA}_2 + 0.50\text{MO}_2 + 0.50\text{MO}_2 + 0.50\text{ORA}_2$   
 $\text{OLTP} + \text{ACO}_3 \rightarrow \text{ALD} + 0.50\text{HCHO} + 0.50\text{HO}_2 + 0.50\text{ORA}_2 + 0.50\text{MO}_2$   
 $\text{OLIP} + \text{ACO}_3 \rightarrow 0.725\text{ALD} + 0.55\text{KET} + 0.14\text{HCHO} + 0.50\text{HO}_2 + 0.50\text{MO}_2 + 0.50\text{ORA}_2$   
 $\text{KETP} + \text{ACO}_3 \rightarrow \text{MGLY} + 0.50\text{HO}_2 + 0.50\text{ORA}_2 + 0.50\text{MO}_2$   
 $\text{ACO}_3 + \text{ACO}_3 \rightarrow 2.00\text{MO}_2$   
 $\text{ACO}_3 + \text{TOLP} \rightarrow 0.8\text{MGLY} + 0.2\text{GLY} + 1.00\text{DCB} + \text{HO}_2 + \text{MO}_2$   
 $\text{ACO}_3 + \text{XYLP} \rightarrow \text{MO}_2 + 1.00\text{MGLY} + 1.00\text{DCB} + \text{HO}_2$   
 $\text{ACO}_3 + \text{TCO}_3 \rightarrow \text{MO}_2 + 0.92\text{HO}_2 + 0.89\text{GLY} + 0.11\text{MGLY} + 0.05\text{ACO}_3 + 0.95\text{CO} + 2.00\text{XO}_2$   
 $\text{XO}_2 + \text{HO}_2 \rightarrow \text{OP}_2$   
 $\text{XO}_2 + \text{MO}_2 \rightarrow \text{HCHO} + \text{HO}_2$   
 $\text{XO}_2 + \text{ACO}_3 \rightarrow \text{MO}_2$   
 $\text{XO}_2 + \text{XO}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{XO}_2 + \text{NO} \rightarrow \text{NO}_2$   
 $\text{XNO}_2 + \text{NO}_2 \rightarrow \text{ONIT}$   
 $\text{XNO}_2 + \text{HO}_2 \rightarrow \text{OP}_2$   
 $\text{XNO}_2 + \text{MO}_2 \rightarrow \text{HCHO} + \text{HO}_2$   
 $\text{XNO}_2 + \text{ACO}_3 \rightarrow \text{MO}_2$   
 $\text{XNO}_2 + \text{XNO}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{O}$   
 $\text{MO}_2 + \text{OLN} \rightarrow 1.75\text{HCHO} + .5\text{HO}_2 + \text{ALD} + \text{NO}_2$   
 $\text{ACO}_3 + \text{OLN} \rightarrow \text{HCHO} + \text{ALD} + 0.50\text{ORA}_2 + \text{NO}_2 + 0.50\text{MO}_2$   
 $\text{OLN} + \text{OLN} \rightarrow 2.00\text{HCHO} + 2.00\text{ALD} + 2.00\text{NO}_2$

# BIBLIOGRAFI

ACIA. *The Arctic Climate Impact Assessment*. Scientific Report, Cambridge University Press, 2005.

AMAP. "Arctic Pollution 2006: Acidification and Arctic Haze. Arctic Monitoring and Assessment Programme." Assessment, Oslo, Norway, 2006.

Arya, S. P.,. *Introduction to Micrometeorology*. Akademisk press , 1988.

Berntsen, T. og Fuglestad, J. "Global Temperature responses to current emissions from the transport sectors." *Proceedings of the National Academy of Science*, 105, 2008: 19154-19159.

Borroughs, J.W. *Climate Change, A multidisciplinary Approach*. Cambridge University Press, 2007.

Brasseur, G. P., J.J. Orlando og G.S. Tyndall. *Atmospheric Chemistry and Global Change*. Oxford University Press, 1999.

Buhaug, Ø., m.fl. *Updated study on Greenhouse Gas Emissions from Ship*:. Phase I Report, Internasjonal Maritime Organization (IMO), 2009.

Cariolle, D., m.fl. "Parameterization of plume chemistry into large-scale atmospheric models: Application to aircraft NOx emissions." *Journal of Geophysical Research*, VOL. 114, D19302 , 2009: doi:10.1029/2009/JD011873.

Chen, G., m.fl. "An investigation of the chemistry of ship emission plumes during ITCT 2002." *Journal of Geophysical Research*, Vol.1190, D10S90, 2005: doi:10.1029/2004JD005236.

CICERO, senter for klimaforskning. *Klimaforklart/CICERO*. 01. 12., 2010.  
<http://www.cicero.uio.no/webnews/index.aspx?id=11321&lang=no> (accessed 08. 28., 2010).

Cofala, J., m.fl. *Analysis of Policy Measures to Reduce Ship Emissions in the Context of the Reversion of the National Emissions Ceilings Directive* . IIASA , 2007.

Collins, B., M. G. Sanderson og C. E. Johnson. "Impact of Increasing ship emissions on air quality and deposition over Europe by 2030." *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 18, No. 1, 2008: 025-039.

Corbett, J., m.fl. "Arctic shipping emissions inventories and future scenarios." *Atmos. Chem. Phys.*, Vol.10, 2010: 10271-10311.

Dalsøren, S. B, m.fl. "Environmental impacts of the expected increase in sea transportation, with a particular focus on oil and gas scenarios for Norway and northwest Russia." *Journal of Geophysical Research*, Vol. 112, D02310, 2007.

Dalsøren, S.B., m.fl. "Impacts of the Large Increase in International Ship Traffic 2000-2007 on Tropospheric Ozone and Methane." *Environmental science and technology*, Vol.44, No.7, 2010: 2482-2489.

Davis, D.D, m.fl. "Impact of ship emissions on marine boundary layer NOx and SO2 distributions over Pacific Basin." *Geophysical Research Letters* 28, 2001: 235-238.

- Ellingsdalen, Ø. *Store Norske Leksikon*. 04. 2009.  
[http://www.snl.no/dieselmotor/dieselmotorer\\_for\\_kj%C3%B8ret%C3%B8y](http://www.snl.no/dieselmotor/dieselmotorer_for_kj%C3%B8ret%C3%B8y) (accessed 08. 28., 2010).
- Endresen, Ø., m.fl. "Emission from international sea transportation and environmental impact." *Journal of Geophysical Research*, Vol. 108, No. D17, 4560, doi:10.1029/2009JD002898 (ACH 14 -p.1-22).
- . "A historical reconstruction of ship fuel consumptions and emissions ." *Journal of Geophysical Research*, Vol. 112, D12301 , 2007: doi:10.1029/2006JD007630.
- Energy&Maritime. *Maritime and Energy*. 09. 2009.  
<http://www.maritimeandenergy.com/sider/tekst.asp?side=5307> (accessed 08. 28., 2010).
- Eyring, V., m.fl. "Transport impacts on atmosphere and climate: Shipping." *Atmospheric Environment*, 2009: doi:10.1016/j.atmosenv.2009.04.059.
- . "Emissions from international shipping: 2. Impact of future technologies on scenarios until 2050." *Journal of Geophysical Research* Vol. 110, D17306, 2005b: doi:10.1029/2004JD005619.
- Fast, J. D., m.fl. "Evolution of ozone, particulates, and aerosol direct radiative forcing in the vicinity of Houston using coupled meteorology-chemistry-aerosol model." *Journal of Geophysical Research* vol. 111, 2006.
- Fetterer, F., m.fl. *Sea Ice Index, National Snow and Ice Data Center*. (2002, updated 2009).  
<http://nsidc.org/arcticseaicenews/> (accessed November 18, 2010).
- Fowler, R., m.fl. *Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications*. Science Policy Report, London: The Royal Society 15/08, 2008.
- Franke, K., m.fl. "Toward effective emissions of ships in global models." *Meteorologische Zeitschrift* , Vol. 17, No. 2, 2008: 117-129.
- Fuglestedt, J., m.fl. "Climate forcing from the transport sectors." *PNAS*, 2007:  
[www.pnas.org/cgi/content/full/0702958104/DC1](http://www.pnas.org/cgi/content/full/0702958104/DC1).
- Granier, C., m.fl. "Ozone pollution from future ship traffic in the Arctic northern passages." *GEOPHYSICAL RESEARCH LETTERS*, VOL. 33, 2006: L13807, doi:10.1029/2006GL026180.
- Grell, G., m.fl. "Fully coupled "online" chemistry within the WRF model." *Atmospheric Environment*, Vol. 39, 2005: 6957–6975.
- Hartmann, D. *Global Physical Climatology*. Academic Press, 1994.
- Hesstvedt, E., Hov, Ø. og Isaksen, I. S. A. "Quasi-steady-state approximations in air pollution modelling: Comparison of two numerical schemes for oxidant prediction." *Int. J. Chem. Kinet.*, Vol. 10, 1978: 971–994.
- Hodnebrog, Ø. "Impacts of fine scale variability on large scale atmospheric chemistry. ." The University of Oslo, 2008.

Hoor, P., m.fl. "The impact of traffic emissions on atmospheric ozone and OH: results from QUANTIFY." *Atmos. Chem. Phys.*, 9 2009: 3113-3136, //http://www.atmos-chem-phys.net/9/3113/2009/.

Hov, Ø. og I.S.A. Isaksen. "Generation of Secondary Pollutants in a Power Plant Plume: a Model Study." *Atmospheric Environment Vol 15. No 10-11*, 1981: pp 2367-2376.

Huzar, P., m.fl. "Modeling the regional impact of ship emissions on NO<sub>x</sub> and ozone levels over the Eastern Atlantic and Western Europe using ship plume parameterization." *Atmos. Chem. Phys. Vol.10*, 2009: 6645-6660.

IPCC. *IPCC, Summary for Policymakers. In Climate Change 2007*. Cambridge University Press, Cambridge, 2007.

Jacob, D. *Introduction in Atmospheric Chemistry*,. Princeton University Press, 1999.

Kasibhatla, P., m.fl. "Do emissions from ship have a significant impact on concentration of nitrogen oxides in the marine boundary layer?" *Geophysical Research Letters*, 27 (15), 2000: 2229-2233.

Kraabøl A. G., m.fl. "Modeling chemistry in aircraft plumes 1: comparison with observations and evaluation of layered approach." *Atmospheric Environment (34)*, 2000: 3939-3950.

Kraabøl, A.G., m.fl. "Impact of NO<sub>x</sub> emissions from Subsonic aircraft in a global three-dimensional chemistry transport model including plume processes." *Journal of Geophysical Research*, 2002: 4655.

Lauer, A., m.fl. "Global model simulations of the impact of ocean-going ships on aerosols, clouds, and the radiation budget." *Atmos. Chem. Phys.*, Vol.7, 2007: 5061-5079.

Peckham, S. *WORKING GROUP 11: ATMOSPHERIC CHEMISTRY*. 07. 07., 2010 updated. <http://ruc.noaa.gov/wrf/WG11/> (accessed 11. 18., 2010).

Peckham, S.E., m.fl. "WRF/Chem Version 3.1 User's Guide." *WRF/Chem User's Guide*. 2009.

Peters, G.P, m.fl. "Shipping and petroleum emissions in the Arctic with reduced sea-ice extent." *In preparation, to be submitted to Atmospheric Chemistry and Physics.*, 2010.

Petry, H., m.fl. "Chemical conversion of subsonic aircraft emissions in the dispersing plume: Calculation of effective emissions indices." *Journal of Geophysical Research, Vol. 103, No. D5*, 1998: 5759-5772.

RETRO. ""REanalysis of the TROpospheric chemical composition over the past 40 years." from 41(14): 3022-3040." 2006.

Skamarock, W. C., m.fl. "A Description of the Advanced Research WRF Version 3. NCAR TECHNICAL NOTE." National Center for Atmospheric Research, 2008.

Skjølvsvik, K.O., m.fl. "Study of Greenhouse Gas Emissions from Ships. MEPC 45/8 , Report to the Outcome of the IMO Study of Greenhouses Gas Emissions from Ships ." MARINTEK Sintef Group m.fl., 2000.

Song, C. H., m.fl. "Dispersion and chemical evolution of ship plumes in the marine boundary layer: Investigation of O<sub>3</sub>/NO<sub>y</sub>/HO<sub>x</sub> chemistry." *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH*, VOL. 108(D4), 4143, 2003: doi:10.1029/2002JD002216.

Stordal, F. og Ø. Hov. *Luftforurensninger*. Oslo: Universitetsforlaget, 1993.

UCAR. *WRF Model User site*. 10. 25., 2010 updated. <http://www.mmm.ucar.edu/wrf/users/> (accessed 11. 18., 2010).

Volker, M., m.fl. "The contribution of ship emissions to air in the North sea regions." *Environmental Pollution*, 158, 2010: 2241-2250.

von Glasow, R., m.fl. "Modeling the chemical effects of ship exhaust in the cloud-free marine boundary layer." *Atmos. Chem. Phys.*, Vol.3, 2003: 233-250.

Wallace, J.M. og P. V. Hobbs. *Atmospheric Science*. Elsevier Academic press, 2006.

Wayne, R.P. *Chemistry of Atmospheres*. Oxford University Press, 2000.

Wesley, M.L. "Parameterization of surface resistance to gaseous dry deposition in regional numerical models." *Atmospheric Environment*, Vol. 16, 1989: 1293-1304.

Wicker, L. J. og W. C. Skamarock. "Time splitting methods for elastic models using forward time schemes." *Mon. Wea. Rev.*, 130, 2002: 2088-2097 .