



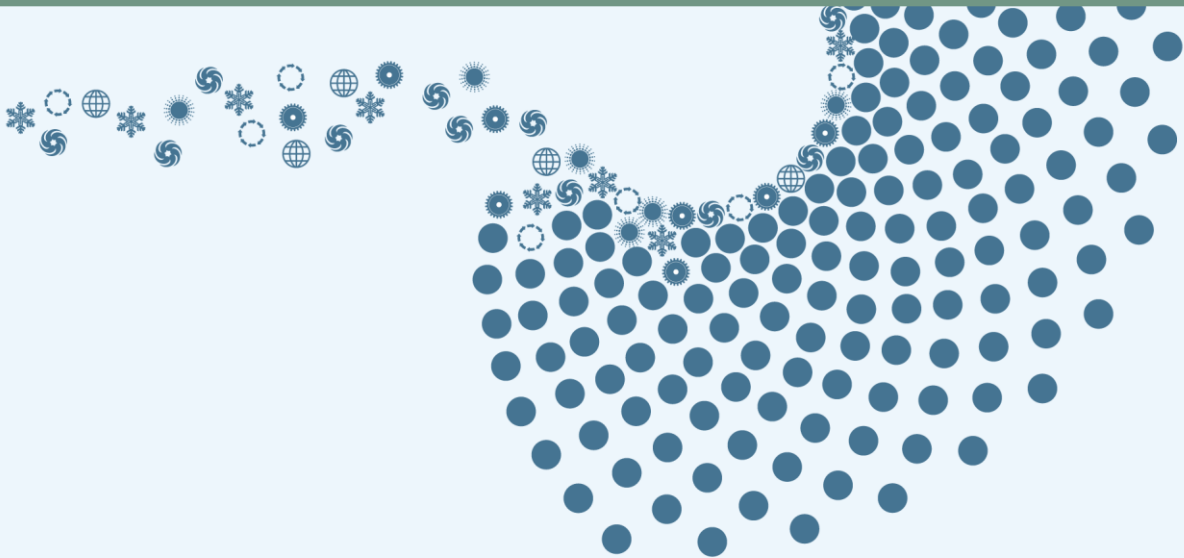
Statens forurensningstilsyn
Norwegian Pollution Control Authority

Langtransporterte luftforurensninger og effekter i Norge –
status og fremtidsutsikter

TA

2576

2009





TA-2576/2009
ISBN 978-82-425-2153-8 (trykt)
ISBN 978-82-425-2154-5 (elektronisk)

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)
Utførende institusjon: Norsk institutt for luftforskning

**Langtransporterte
luftforurensninger og effekter i
Norge – status og
fremtidsutsikter**

TA
2576/2009



Forfattere: NILU: Wenche Aas, Sverre Solberg og Karl Espen Yttri
NIVA: Thorjørn Larssen og Richard Wright
NILU rapportnr.: OR 52/2009
NILU prosjektnr.: O-109134

Forord

Gøteborgprotokollen under Konvensjon om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (LTRAP) er under revisjon, og på oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) og Miljøverndepartementet (MD) har NIVA og NILU blitt bedt om å gjøre en analyse av dagenes forurensningsbelastning og beskrive forventet utvikling og hvilke forbedringer som kan oppnås gjennom ytterligere reduksjoner. Vurderingene skulle gjøres for hhv forsuring, overgjødning, partikler og ozon. Dette arbeidet skal ligge til grunn for SFT og MDs vurderinger for Norges prioriteringer ved revisjon av Gøteborgprotokollen.

De som har bidratt til rapporten er:

NILU: Wenche Aas, Sverre Solberg og Karl Espen Yttri

NIVA: Thorjørn Larssen og Richard Wright

Innhold

Forord	3
Sammendrag	7
1. Forsuring	9
1.1 Introduksjon.....	9
1.2 Kildeområder for avsetning av svovel og nitrogen i Norge	9
1.3 Trender i utslipp av svovel og nitrogen i Europa	10
1.4 Avsetning av svovel og nitrogen	11
1.5 Tålegrenser for forsurening og overskridelser fra 1978 til 2006	13
1.6 Forventet forsuringbelastning i årene fremover.....	15
1.7 Forventet tempo i forbedring av vannkvalitet og gjenopprettelse av økosystemene ...	15
1.8 Betydningen av ytterligere reduksjoner i tilførslene i 2020	19
1.9 Kobling til vannrammedirektivet	21
1.10 Effekter av klimaendringer	21
1.11 Anbefalinger	22
1.12 Konklusjon	22
2. Overgjødning	23
2.1 Dagens forurensningsbelastning.....	23
2.2 Forventet forurensningsbelastning og anbefalinger	24
3. Bakkenært ozon	25
3.1 Bakgrunn	25
3.2 Dagens situasjon og historisk utvikling.....	26
3.3 Klimaendringer og ozon	27
3.4 Fluks- eller konsentrasjonsbasert beregning av ozonskader på vegetasjon.....	29
3.5 Fremtidig utvikling. Konklusjoner og anbefalinger	31
4. Particulate matter	33
4.1 Introduction	33
4.2 Current status of PM in Norway.....	33
4.2.1 Emissions.....	33
4.2.2 PM levels in the rural background environment	34
4.2.3 PM levels in the urban environment.....	34
4.2.4 Violation of PM limit values, air quality targets and guidelines in urban areas	35
4.2.5 Contribution of PM from natural sources.....	36
4.2.6 Effects caused by PM	37
4.3 Effect on PM caused by climatic change	39
4.4 Projections of PM.....	40
5. Referanser	42

Sammendrag

Totalavsetningen av svovel og nitrogen i Norge er redusert med henholdsvis 63% og 13% siden 1980. Dette samsvarer godt med endringen av utslipp i Europa i den samme perioden. Til tross for en betydelig utslippsreduksjon av svovel vil forsurening av vann og vassdrag fortsatt være et stort miljøproblem for Norge i 2010. Dersom alle vedtatte reduksjoner i de gjeldende internasjonale utslippsavtaler oppnås vil fortsatt et areal tilsvarende 10-18% av Norge ha overskridelse av naturens tålegrenser for forsurening. Årsaken til at arealet ikke kan bestemmes mer nøyaktig enn dette skyldes usikkerhet knyttet til nitrogenets kretsløp i naturen. Det er også en betydelig tidsforsinkelse for kjemisk og biologisk respons i forhold til endringen i avsetning og dette gjør at vannkvaliteten ikke nødvendigvis er tilfredsstillende selv om nedfallet reduseres til under tålegrensen. Fremtidige klimaendringer vil sannsynligvis forverre forsureningssituasjonen samt forsinke økosystemenes restituering som følge av redusert svovel- og nitrogenbelastning.

Selv om det er en markant reduksjon i svovelavsetningen i Norge er det viktig å merke seg at det er veldig moderate reduksjoner i nedfallet av nitrogen. Nitrogen er således et uløst miljøproblem til tross for en mangeårig politisk innsats. Det er også viktig å være oppmerksom på at økt skipstrafikk i norske farvann kan medføre ytterligere belastning fra utslipp av NO_x og svovel fra denne sektoren.

Det er en tydelig sammenheng mellom nitrogenforurensning og biologisk mangfold, og EEA (European Environmental Agency) har definert overskridelser av tålegrenser for nitrogen som indikatorer for biologisk mangfold. Ca 14% av Norges areal har overskridelse av tålegrenser for overgjødningseffekter av terrestrisk vegetasjon. I revisjon av Gøteborgprotokollen bør det tas hensyn til koordinerende tiltak for å se på luftforurensning, biologisk mangfold og klimaforandringer i sammenheng, dette er spesielt relevant for nitrogen.

Til tross for reduksjoner i de antropogene utslippene av NO_x og VOC de siste 20 årene viser ikke ozonkonsentrasjonen i Europa entydige tegn på nedgang. I mange områder har kortvarige ekstremverdier av ozon blitt redusert, mens for total belastning beregnet som en akkumulert eksponeringsdose med nivåer over 40 ppb (part per billion) over vekstsesongen (AOT40) og andre lignende indikatorer, er tendensen langt fra entydig. Norske data viser ikke tegn til nedgang i tålegrenser for ozon til vegetasjon de siste 15 årene. Dette gir grunn til bekymring for at det er viktige prosesser for ozon som er undervurdert eller lite kjent. Nye studier peker på at vegetasjonen i Norden kan være mer utsatt for ozonskader enn tidligere antatt. Denne sensitiviteten, kombinert med tidligere spiring og økende ozonkonsentrasjoner spesielt om våren, vil det være viktig å ta hensyn til i kartleggingen av fremtidige ozonskader.

For nordiske områder er bakgrunnsnivået av ozon spesielt viktig, men det er svært usikkert hvordan dette vil utvikle seg fremover. Økende utslipp av NO_x og VOC fra Asia forventes å gi økt ozonnivå i bakgrunnslufta. En fortsatt økning i metankonsentrasjonen vil også kunne gi økte ozonkonsentrasjoner. En endring i frekvensen av boreale skogbranner som følge av klimaendringer kan også gi økt ozon. En slik økning av ozon i bakgrunnen kan oppveie den forventede reduksjonen som klimaendringene alene ifølge dagens modeller vil føre til. Det vil ha stor betydning for beregningen av ozonskader om man bruker en konsentrasjonsbasert metodikk (AOT) eller en som er fluksbasert ved at man modellerer opptaket til vegetasjonen som funksjon av mikrometeorologi, fenologi osv. Sistnevnte er mer fysisk korrekt og vil relativt sett, gi større skadeestimer for ozon i Norden enn AOT-verdier.

Gøteborgprotokollen har allerede en reduserende effekt på partikler ved at den regulerer utslipp av SO₂, NO_x, NH₃, og VOC som er viktige forløpere til sekundære partikler. Ved den forestående revisjon av Gøteborgprotokollen vil det være hensiktsmessig å inkludere også utslipp av primære partikler for å få et helhetlig rammeverk for å redusere de totale partikkelutslippene.

Vedfyring dominerer de norske partikkelutslippene med ca 60% og bidrar sammen med vegstøv til at nivået av partikulært materiale (PM) i norske byer ligger betydelig høyere enn for bakgrunnsområdene. For norske bakgrunnsområder er langtransportert forurensning den dominerende kilden til PM og utgjør ca 50% av PM₁₀ og ca 70% av PM_{2.5}.

Overskridelser av gjeldende 24 timers grenseverdier for PM₁₀ skjer utelukkende i byer og tilskrives vedfyring og vegstøv. Årsmidler for PM₁₀ og PM_{2.5} overskrider ikke gjeldende grenseverdier. Utsiktene til å oppfylle de noe strengere nasjonale målene for luftkvalitet samt retningslinjer fra WHO ser ut til å ligge et betydelig antall år frem i tid gitt dagens forurensningssituasjon. For Norge som helhet er det estimert en redusert livslengde á 2,5 måneder på grunn av eksponering for antropogent PM_{2.5}. For byer ligger dette tallet noe høyere (4,5 måneder for Oslo).

På grunn av partiklers enorme kompleksitet er det per i dag ikke mulig å fastslå hvilken vei partikkelkonsentrasjonen vil gå som følge av fremtidige klimaendringer, og betydelige variasjoner kan forventes selv på regional skala. En betydelig endring i utslipp av partikkelmasse og sot fra utvalgte kilder kan forventes ettersom man ønsker å tilpasse seg et CO₂ nøytralt samfunn, og bruken av biomasse som energibærer peker seg særlig ut. Helse- og klimamessige konsekvenser av dette er imidlertid dårlig kartlagt.

En 22% nedgang i norske utslipp av antropogent primært PM_{2.5} er estimert for perioden 2000-2020, mens det tilsvarende tallet for PM₁₀ er 19%. Dette er sannsynligvis en underestimert ettersom de ikke er oppdatert med hensyn på implementering av ny og renere forbrenningsteknologi for vedovner, hvilket er den dominerende utslippskilden til partikler i Norge. En fullstendig implementering av ny teknologi er vil kunne redusere dagens vedfyringsutslipp med opptil en faktor fire.

1. Forsuring

1.1 Introduksjon

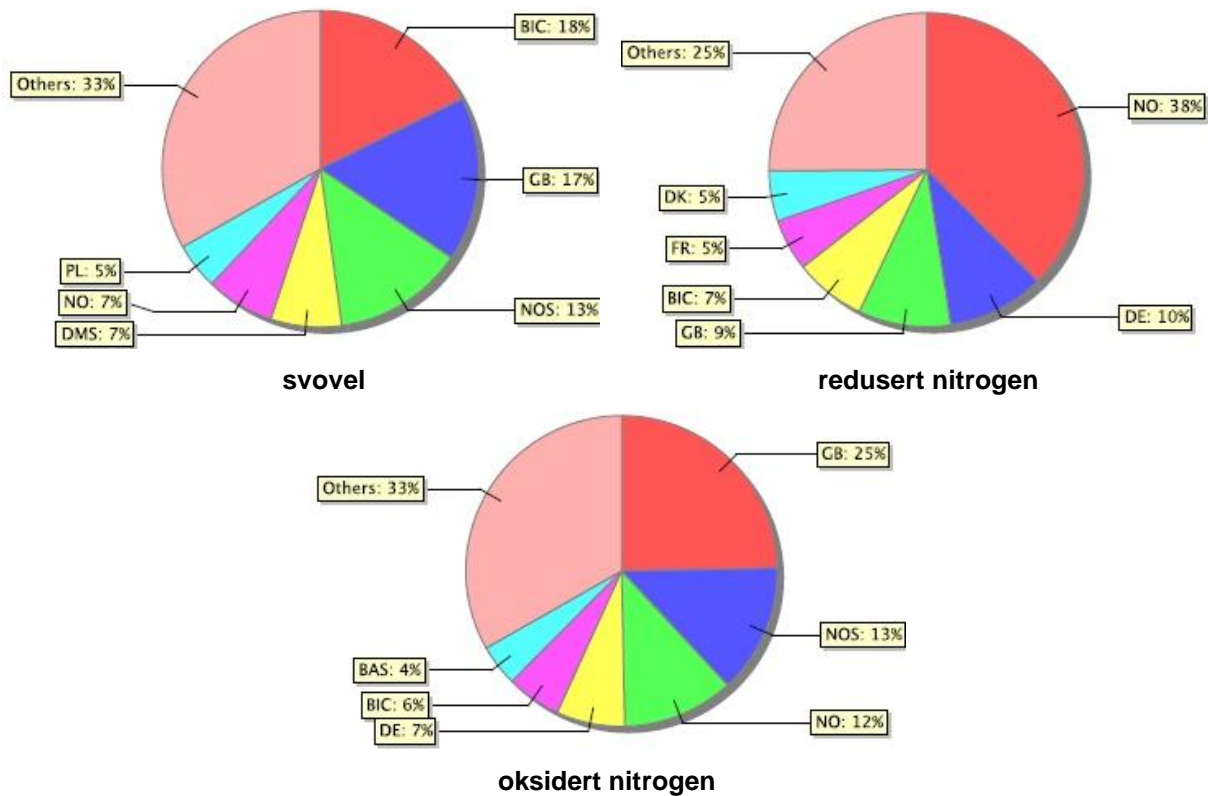
Begrepet *Naturens tålegrenser* (eng.: *critical loads*) er i dag akseptert som et vitenskapelig utgangspunkt for politiske beslutninger om reduksjoner i utslipp av svovel og nitrogen. Store overskridelser av tålegrensene for forsuring av overflatevann har vært en betydelig faktor under forhandlinger om Oslo- og Gøteborgprotokollene under UNECE *Konvensjon om Langtransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger* (LRTAP).

Ønsket om å redusere forsuringen av vassdrag i Skandinavia var av de viktigste drivkreftene bak de fleste protokollene under langtransportkonvensjonen. For Norge har forsuring av vassdrag hele tiden vært det viktigste hensynet. Det samme gjelder i hovedsak for Sverige, og til dels Storbritannia. Andre land har hovedfokus på andre miljøproblemer, som overgjødning og helseskader forårsaket av partikler og bakkenært ozon. Dette innebærer at det vil være opp til Norge og noen få andre land å ivareta hensynet til å redusere forsuring av vassdrag ved revisjon av protokollen.

Vi vet at tilførselen av sur nedbør er vesentlig redusert, likevel er det fortsatt overskridelser av tålegrensene for skade ("critical loads") for store deler av Sørlandet. Vi vet at full restitusjon av økosystemene krever lavere belastning ("target loads") enn det som ligger til grunn for "critical loads" og at det uansett vil ta lang tid fra belastningen når "target loads" til vannkjemien er gjenopprettet og økosystemene restituert. For å bøte på skadene forårsaket av forsuring, bruker Norge om lag 90 millioner kroner årlig til kalking.

1.2 Kildeområder for avsetning av svovel og nitrogen i Norge

Norge mottar en betydelig andel av de store utslippene av svovel og nitrogen som finner sted på kontinentet samt på de britiske øyer, og er derfor helt avhengig av reduksjoner i utslipp fra disse landene for at forurensningsbelastningen skal gå ned. På 1980-tallet var utslipp fra kullkraftverk på de britiske øyer sannsynligvis den viktigste kilden til svovelavsetning i Norge og derfor en direkte årsak til fiskedød på Sørvestlandet. Utslippsmønsteret i Europa har imidlertid forandret seg de siste to tiårene og andre kilder er i dag vel så viktige. I særlig grad er det knyttet bekymring til utslipp fra skipstrafikk, hvilket er et økende problem. Kildematriser beregnet av EMEP (EMEP/MS-CHEM, 2009) viser at skipstrafikk i Nordsjøen bidrar med 13% av avsetningen for både svovel og oksidert nitrogen i Norge. Norge bidrar selv med hhv 7%, 12% og 38% av total avsetning for svovel, oksidert og redusert nitrogen i 2007, Figur 1.



Figur 1. De viktigste kildene for avsetning av svovel (venstre), oksidert nitrogen (midten) og redusert nitrogen (høyre) i 2007. DMS = dimetylsulfid, NOS = North Sea, BAS = Baltic Sea, BIC = Boundary and Initial Conditions (EMEP/MSC-W, 2009).

1.3 Trender i utslipp av svovel og nitrogen i Europa

I tidsrommet 1950-1970 var det en markert økning i utslippene av både svoveldioksid og nitrogenoksider i Europa. Siden 1980 har imidlertid utslippene blitt redusert vesentlig pga. internasjonale avtaler under LRTAP-konvensjonen og direktiver under EU. Spesielt har reduksjonen vært betydelig for svovel. Målsetningen til Gøteborgprotokollen, som er den siste i rekken av protokoller under LRTAP-konvensjonen er å redusere svovelutslippene med 63% innen år 2010 sammenlignet med 1990. Utslippene av nitrogenoksider og ammoniakk skal reduseres med henholdsvis 41% og 17%.

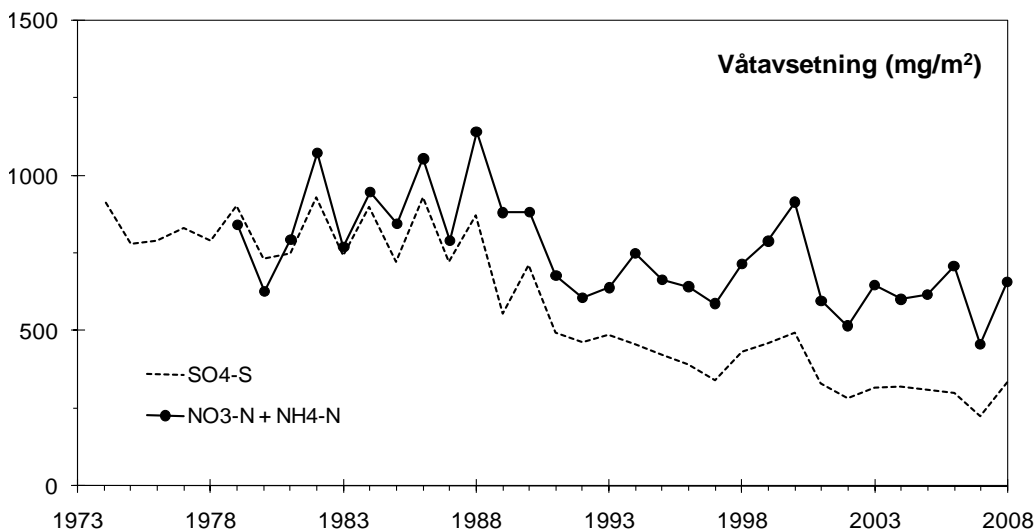
Utslipsreduksjonene observert i Europa er i tråd med målsetningene for svovel og ammoniakk, mens det viser seg å være en lengre vei å gå for å nå målene for nitrogenoksider. Det er dog relativt store variasjoner fra land til land. For perioden 1990-2006 har utslippene av svoveldioksid i Europa blitt redusert 57% (EMEP, 2008). De fleste land har redusert sine utslipp med mer enn 60% i tidsrommet 1990-2004, mens en fjerdedel av landene har reduksjoner som overskrider 80% (Vestreng et al., 2007). Den totale reduksjon i utslipp av nitrogenoksider for perioden 1990-2006 er 25% og tilskrives i hovedårsak omlegging fra kull og gass til kjernekraft. I 2005 var trafikk den dominerende kilden til nitrogenoksider i Europa, med en 40% andel av det totale utslippet (Vestreng et al., 2009). Utslippene av ammoniakk har blitt redusert med 21% i Europa for perioden 1990-2006, men det er store variasjoner mellom regioner. De største reduksjonene har funnet sted i sentral og Øst-Europa (EMEP, 2004).

1.4 Avsetning av svovel og nitrogen

NILU startet regelmessig analyse av svovel og nitrogen i nedbør i 1971. Nedbørsprøvene var fortrinnsvis samlet inn fra stasjoner lokalisert på Sørlandet, men stasjonsnettet og måleprogrammet er senere utvidet for å gi bedret informasjon om svovel- og nitrogentilførsel i hele landet. I 1980 startet Statens forurensningstilsyn (SFT) et overvåkingsprogram der målsetningen er å måle luftens og nedbørens kjemiske sammensetning på norske bakgrunnsstasjoner samt å registrere nivåer og eventuelle endringer i tilførselen av langtransporterte forurensninger. Måling av kjemiske hovedkomponenter (dvs. svovel- og nitrogenkomponenter samt sjøsaltioner og basekationer) i nedbør ble i 2008 utført på 16 bakgrunnsstasjoner i Norge, mens uorganiske hovedkomponenter i luft ble bestemt på 7 stasjoner (Aas et al., 2009).

Årsmiddelkonsentrasjonene av svovelforbindelser i luft og nedbør har vært nedadgående på alle overvåkingsstasjoner siden målingene startet. For perioden 1990-2008 har sulfatkonsentrasjonen i nedbør gått ned med mellom 26-76% for de ulike stasjonene. For svoveldioksid er reduksjonen mer betydelig (67-91%), mens reduksjonen for sulfat i luft ligger mellom 52-60% (Aas et al, 2009). Fra 1980 har reduksjonene vært enda større, til eks. 63-87% for sulfat i nedbør.

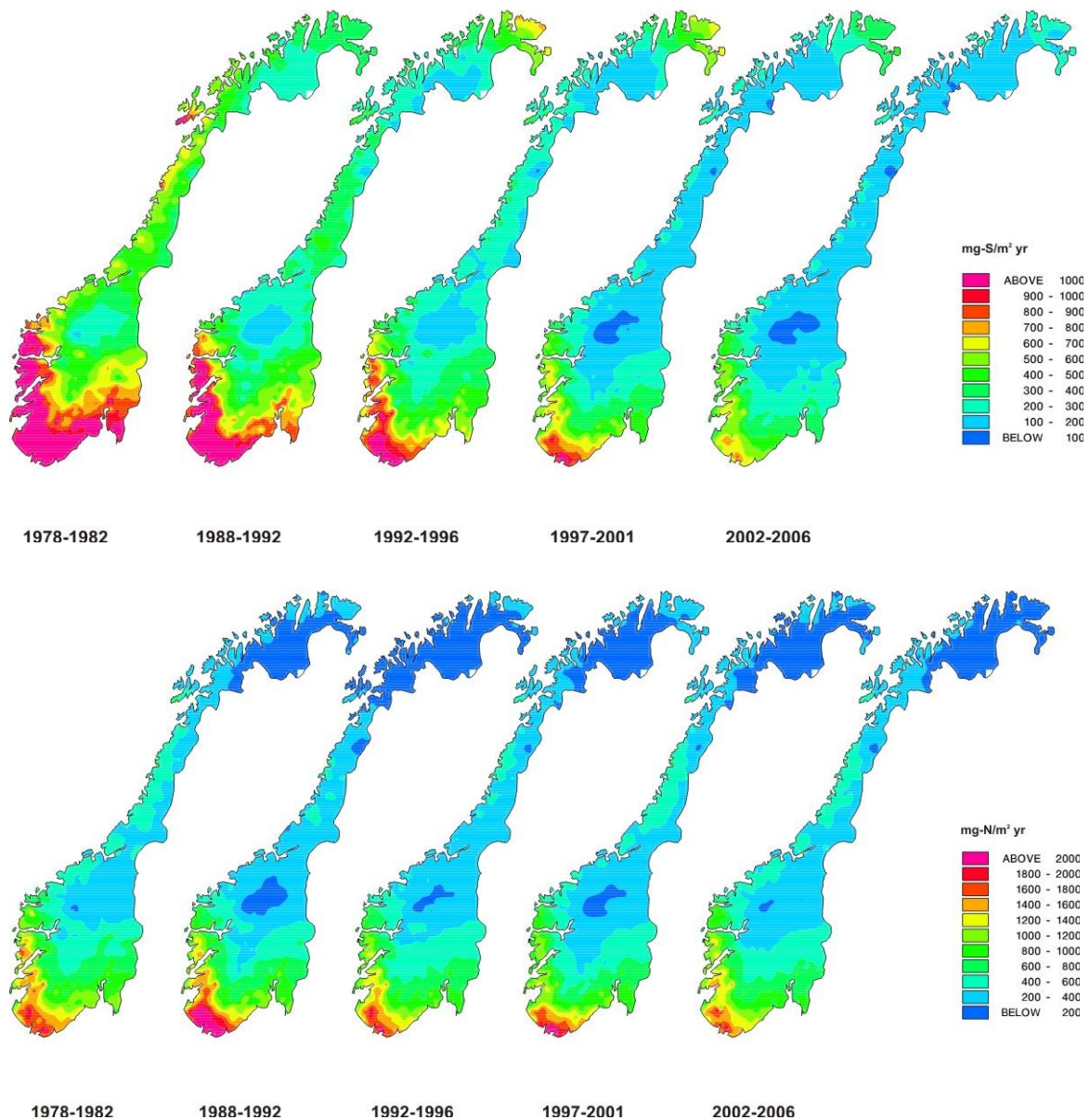
Årsmiddelkonsentrasjonene av nitrat i nedbør har hatt en reduksjon tilsvarende 23-46% for alle stasjoner sør om Tustervatn i Nordland for perioden 1980-2008. For ammonium i nedbør er det observert en reduksjon tilsvarende 45-63% for de fleste av målestasjonene sør for Haukeland i Hordaland. Enkelte av stasjonene i Nord-Norge viser en økning muligens pga. forandringer i lokale forhold. Fra 1990 observeres noe lavere reduksjon. Våtavsetningen av svovel og nitrogen gjenspeiler denne nedgangen, Figur 2.



Figur 2. Våtavsetninger av sulfat og nitrogenkomponenter fra 1974 til 2008 for 5 representative stasjoner på Sørlandet og Østlandet: Birkenes, Vatnedalen, Treungen, Gulsvik/Brekkebygda og Løken (Aas et al., 2008).

Årsmiddelkonsentrasjonene av ammonium og nitrat i luft viser ingen entydig nedadgående trend siden målingene startet i 1986. Imidlertid har det vært en vesentlig nedgang for NO₂ på de fleste stasjonene.

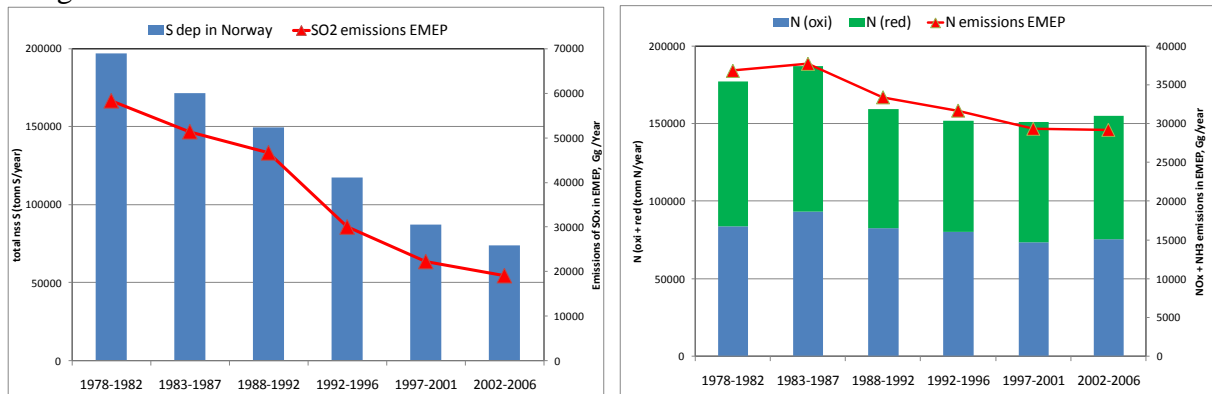
Beregninger av totalavsetning for hovedkomponenter har vært gjort for femårsperioder fra 1978-2006 (Figur 3). Beregningene tar hensyn til nedbørdata fra Meteorologisk institutt, samt at det er korrigert for sjøsaltbidraget av sulfat (Aas et al., 2008).



Figur 3. Avsetning av sjøsaltkorrigert svovel (over) og total nitrogen (under) for fem femårsperioder fra 1978 til 2006 (Aas et al., 2008).

Den reduserte totalavsetningen av svovel og nitrogen i Norge for perioden 1978 - 2006 gjenspeiler i hovedtrekk utslippsreduksjonen som har funnet sted i Europa i dette tidsrommet (Figur 4). Fra perioden 1978-1982 til 2002-2006 har totalavsetningen av svovel og nitrogen i Norge blitt redusert med hhv. 63% og 13%, mens den tilsvarende utslippsreduksjonen har vært på 67% for svovel og 21% for nitrogen for hele Europa (EMEP, 2008). Av Figur 4 kan en se at nitrogenavsetningen viser en svak økning for siste femårsperiode uten at dette gjenspeiles i de generelle utslippsestimatene for Europa. Årsaken til dette kan ligge i økte skipsutslipp, ettersom NO_x utslipp fra Nordsjøen økte med 13% fra 2000 til 2005 (EMEP,

2008). Det er derfor grunn til å fokusere på økt skipsaktivitet i norske farvann og den effekt de tilhørende utslipp kan ha på forurensningsbelastningen forårsaket av oksidert nitrogen i Norge.



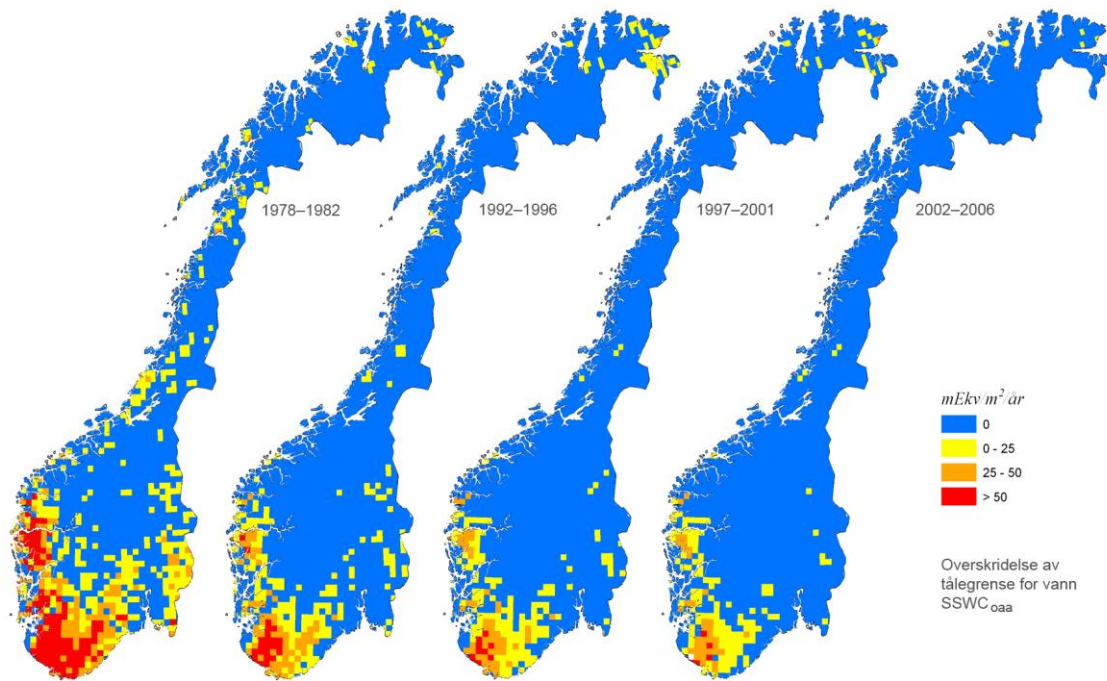
Figur 4. Trender i total avsetning av svovel (tonn S/år) og nitrogen (tonn N/år) i Norge (Aas et al., 2008) og utslippstrender i Europa (Gg/år) (EMEP, 2008) for perioden 1978-2006.

1.5 Tålegrenser for forsuring og overskridelser fra 1978 til 2006

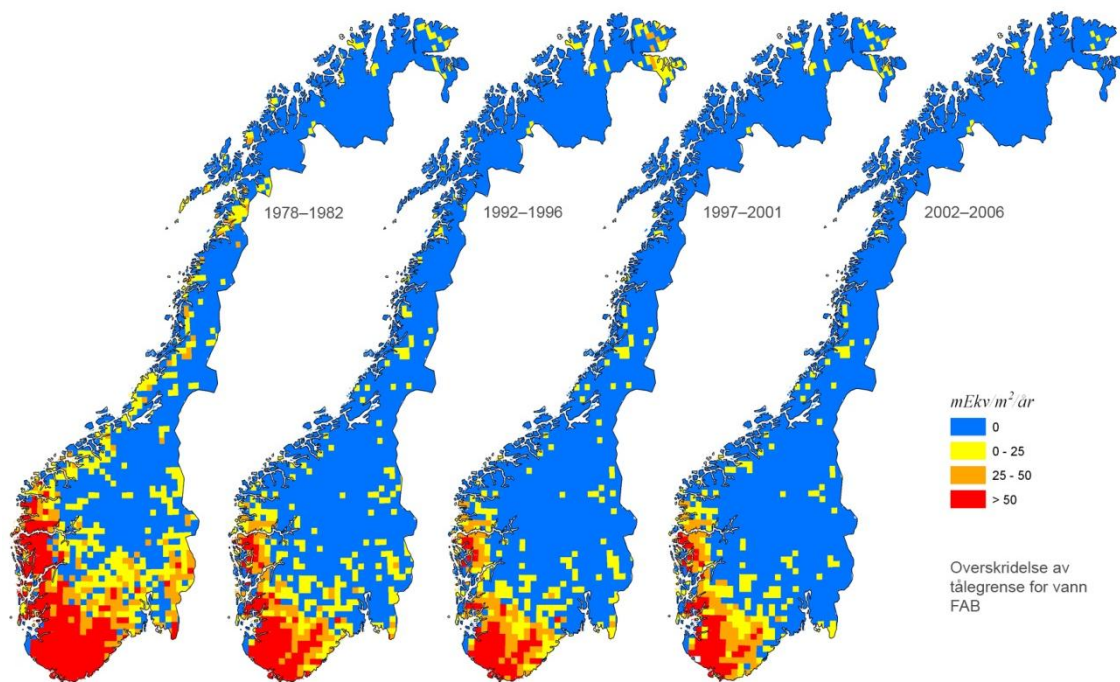
Overskridelse av tålegrenser for tilførsler av svovel og nitrogen til overflatevann, jord og vegetasjon er beregnet på bakgrunn av avsetningskart av målt avsetning over flere femårsperioder diskutert i kapitlet over.

For overflatevann er overskridelser av tålegrenser beregnet med to modeller: Steady State Water Chemistry (SSWC) og First Order Acidity Balance (FAB). SSWC-modellen er benyttet i to varianter, en med og en uten justering for organiske syrer i grenseverdien, betegnet henholdsvis $SSWC_{oaa}$ og SSWC. SSWC-modellene gir et "best case" estimat for overskridelsene. $SSWC_{oaa}$ viser at for perioden 2002-2006 hadde 10% av Norges areal overskridelser av tålegrensene. FAB-modellen gir et "worst case" estimat ettersom den antar full nitrogenmetning og bidrag til forsuring fra nesten all nitrogenavsetning og kan således betraktes som en førevar beregning. På grunnlag av FAB-modellen hadde 18% av Norges areal overskridelser av tålegrensene i perioden 2002-2006. Tålegrenseoverskridelsene er størst i Vest-Agder og i Rogaland, men fortsatt betydelige også i Aust-Agder, indre deler av Telemark, og for deler av Hordaland og Sogn og Fjordane (Figur 5 og 6).

Forventet overskridelse i år 2010 gitt full gjennomføring av Gøteborgprotokollen vil kun være ubetydelig lavere enn for perioden 2002-2006, hvilket tilsier at tålegrensene for forsuring fortsatt vil være overskredet i store deler av Sør-Norge (Larssen et al., 2008).



Figur 5. Beregnet overskridelse av tålegrenser for forurensning av overflatevann med bruk av SSWC_{0aa}-modellen (Larssen et al., 2008).

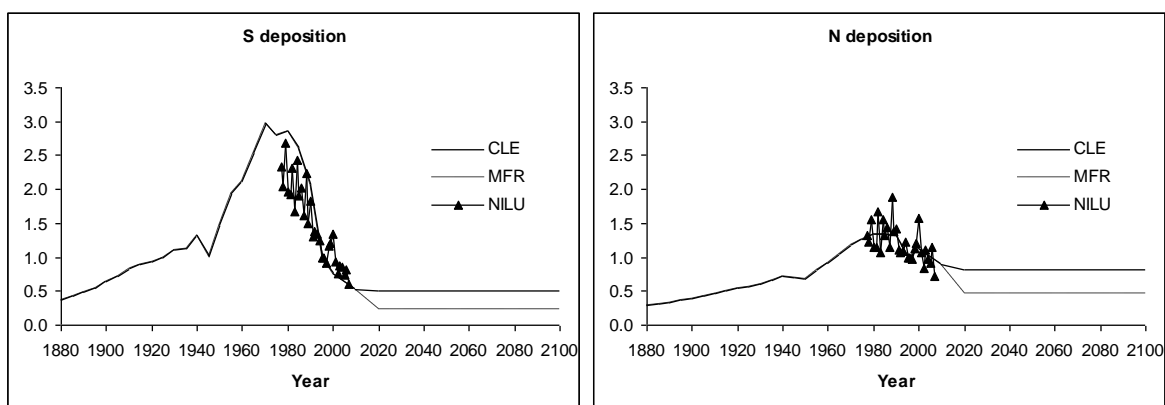


Figur 6. Beregnet overskridelser av tålegrenser for forurensning av overflatevann med bruk av FAB-modellen (Larssen et al., 2008).

1.6 Forventet forsuringsbelastning i årene fremover

EMEP/IIASA har beregnet fremtidig avsetning av svovel og nitrogen i Europa under forutsetning av ulike utslippsscenarioer. De to mest brukte scenariene er CLE (current legislation emissions) og MFR (maximum feasible reduction). Arbeid er i gang med et Baseline Scenario under Working Group on Strategies and Review og Task Force on Integrated Assessment Modelling (WGSR/TFIAM), men dette foreligger ikke enda. MFR-scenariet inkluderer de nye IMO kravene for utslipp fra skip, mens dette ikke er tilfelle for CLE-scenariet. MFR-scenariet inkluderer kun teknologi som er tilgjengelig pr i dag og tar ikke høyde for teknologiske nyvinninger, reduserte utslipp som kan tilskrives energi-effektivisering eller endringer i energistrukturen. Selv om MFR-scenariet vanligvis presenteres som det lavest mulige scenariet, er det viktig å være klar over at dette kun tar for seg teknologiske muligheter ”i dag”, og ikke ser på virkningen av tiltak som energi-effektivisering, endringer i energistrukturen og teknologiske nyvinninger.

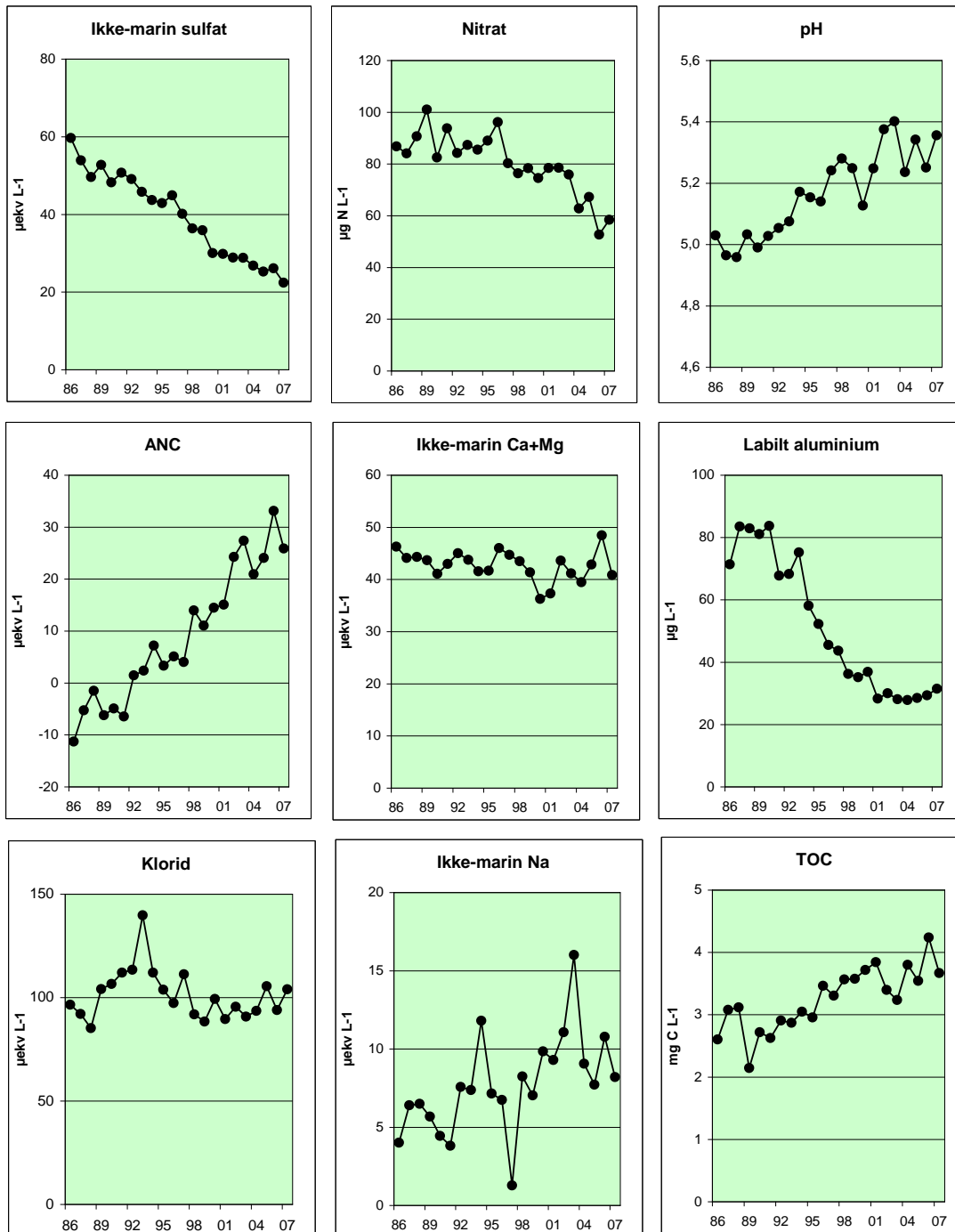
For Sør-Norge innebærer CLE ingen videre reduksjon i svovelavsetning etter 2010, og bare en liten nedgang i nitrogenavsetning (Figur 7). MFR vil imidlertid bety en vesentlig reduksjon i svovel- og nitrogenavsetning, tilsvarende ca. 50 % i forhold til 2010).



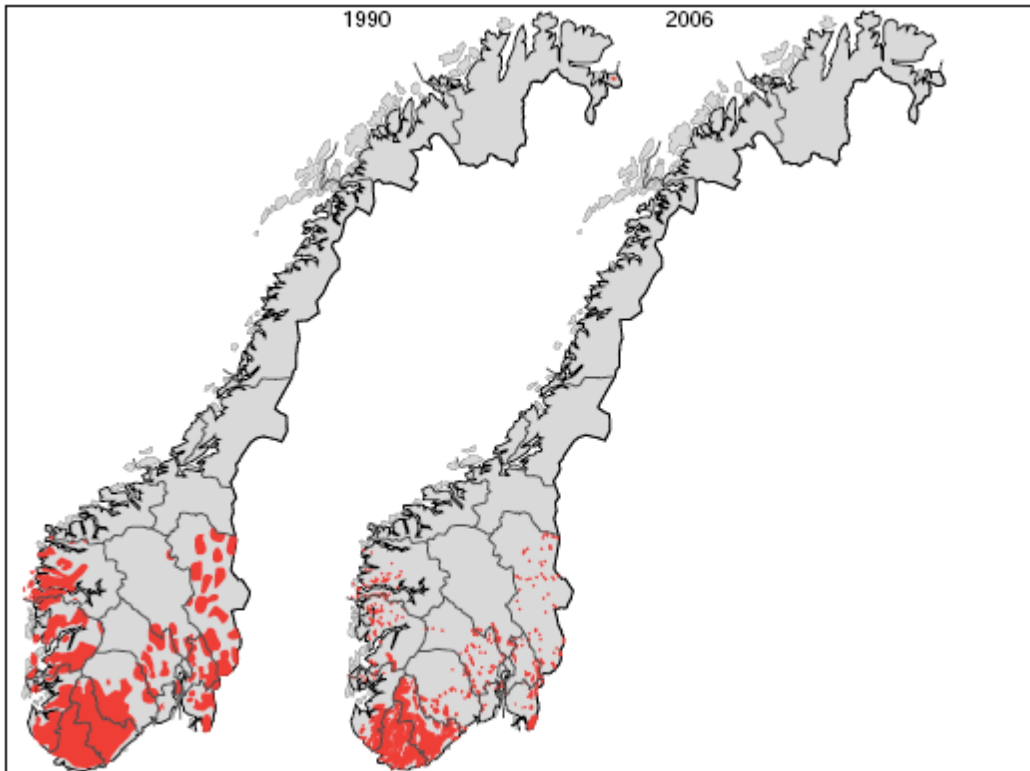
Figur 7. Svovel- og nitrogenavsetning på Sørlandet (Birkenes; EMEP rute ij5157) sett i forhold til 1995-nivåer. Historiske tall er beregnet ved bruk av EMEP modellen (Schöpp et al., 2003). Prognoser for fremtiden er basert på full implementering av Gøteborgprotokollen og andre vedtatte utslippsreduksjoner (CLE scenarioet) eller scenarioet av maksimum tekniske mulig reduksjoner (MFR). Også vist er nedbørdata fra Birkenes/NILU (Aas et al., 2009).

1.7 Forventet tempo i forbedring av vannkvalitet og gjenopprettelse av økosystemene

Forsuringssituasjonen i Norge har vært i raskt bedring over en periode på snart 20 år. Det har vært en sterk reduksjon i svovelnedfallet og en noe mindre reduksjon i nitrogennedfallet. Dette har medført merkbare endringer i vannkjemien i innsjøer og elver. pH og syre-nøytraliserende kapasitet (ANC) har økt og konsentrasjonen av uorganisk aluminium (labilt Al; LAI), er redusert merkbart (Figur 8). Ferskvannsarealet med skadete fiskeskader har blitt redusert siden 1990 (Figur 9).



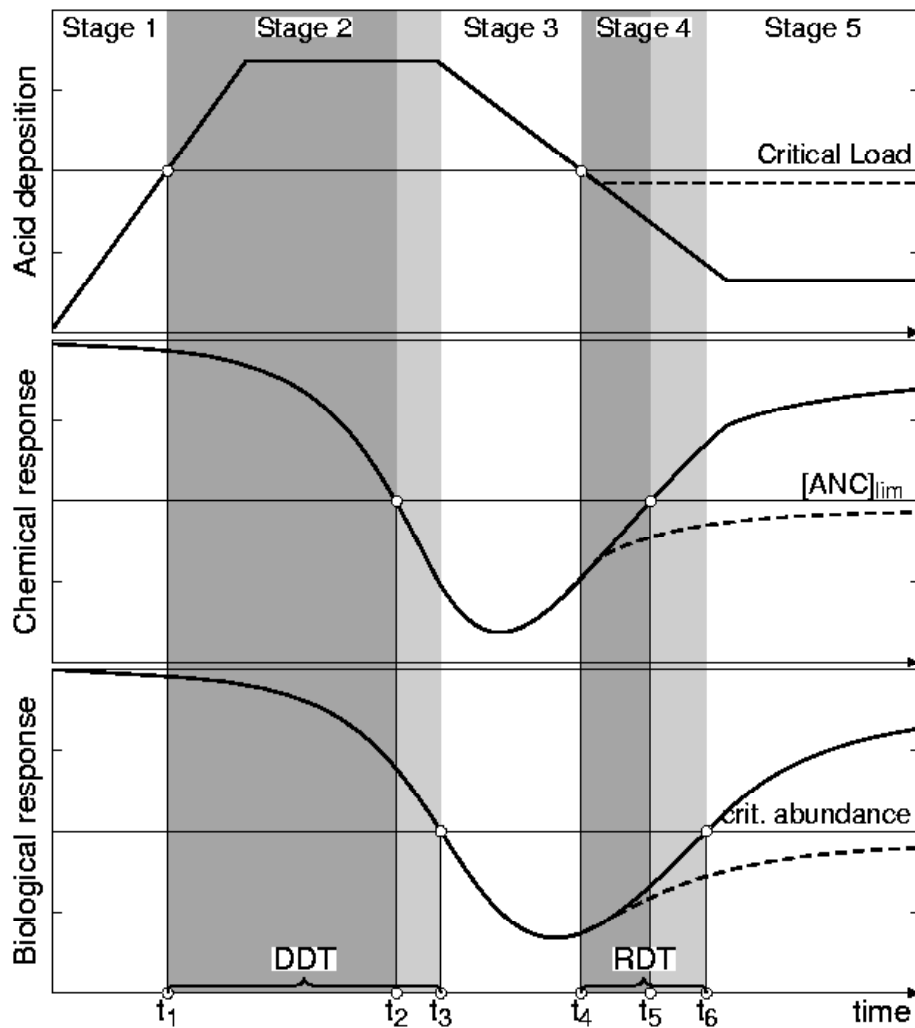
Figur 8. Endring i gjennomsnittlige konsentrasjoner for et utvalg av variable for perioden 1986-2007 i 78 innsjøer fordelt over hele landet (SFT, 2008).



Figur 9. Geografisk fordeling av områder med fiskeskader pga forurensning pr. 1990 og 2006 (Hesthagen og Østborg, 2009. NINA-rapport 169).

Dose-respons kjeden for forurensning av overflatevann går fra utslipp via avsetning til endret vannkjemien og biologisk respons. Det kan oppstå vesentlige forsinkelser i de siste to leddene av kjeden, og det kan også oppstå irreversible endringer som f.eks. utarming av jordsmonnet, eller utryddelse av en laksestamme (Figur 10). Generelt vil vannkjemien i norske overflatevann respondere relativt raskt (0-10 år forsinkelse) på endret avsetning, mens langsomme prosesser i jordsmonnet vil etter hvert styre responstiden. Biologisk responstid og dens recovery er ikke så godt dokumentert, men sannsynligvis vil de fleste organismegrupper reagerer med 0-20 års forsinkelse.

For overflatevann er ANC (acid neutralising capacity) vanlig brukt som indikator av forurensningstilstanden mens fiskebestanden (ørret i innsjøer og laks i elver) er brukt som biologisk indikator. Disse to variablene er høyt korrelert hvilket vil si at innsjøer og elver med lav ANC har en skadet eller tapt fiskebestand.



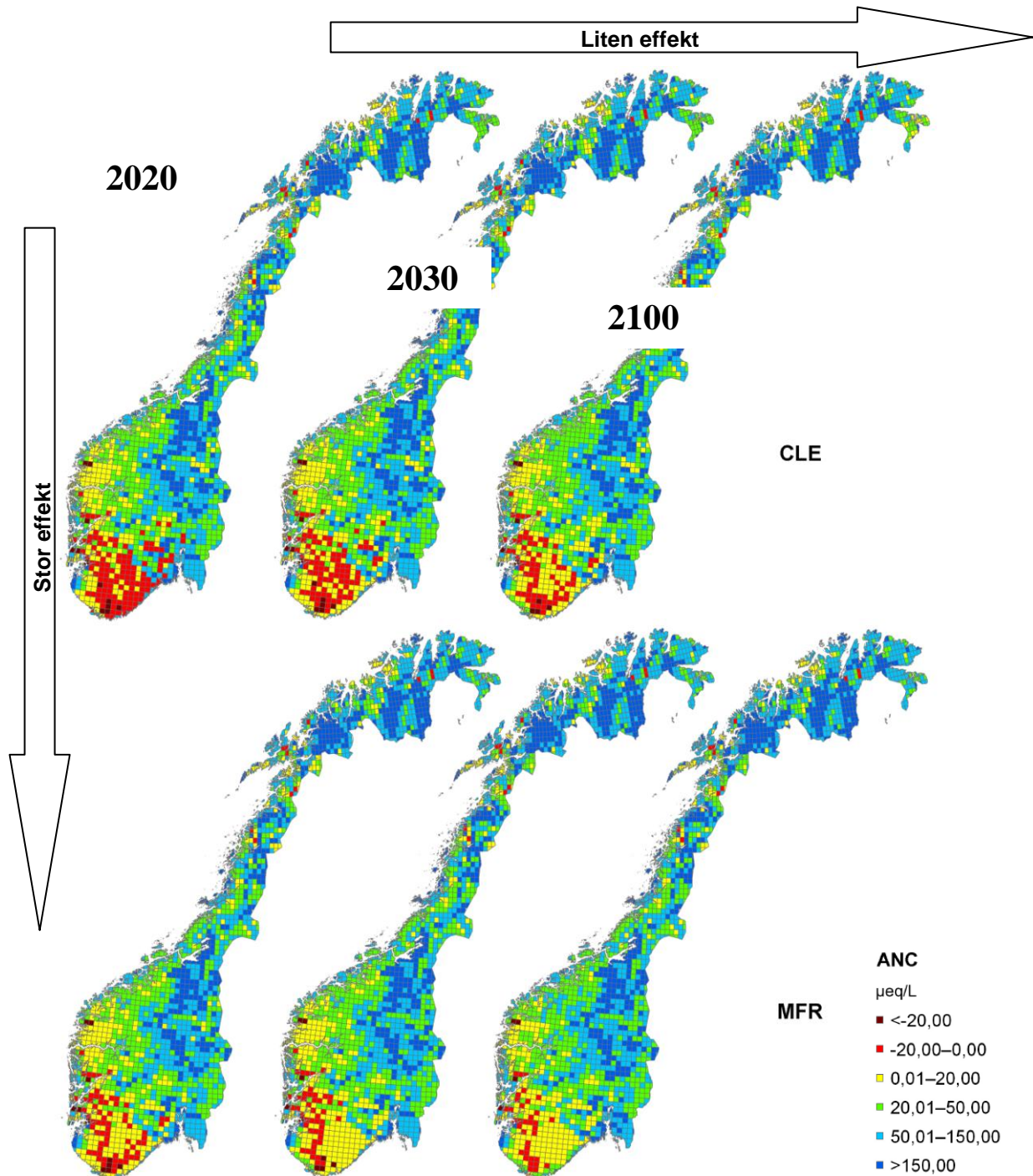
Figur 10. Prinsippskisse av tidsforsinkelse i effekter av sur nedbør og overskridelse av tålegrensen. Den øverste figuren viser endring i avsetning over tid. Avsetningen overskrider tålegrensen ved tidspunkt t_1 . Det er en tidsforsinkelse i den kjemiske responsen (ANC i vann), slik at den kjemiske grenseverdien passeres ved tidspunktet t_2 i den midterste figuren. Det er videre en forsinkelse i den biologiske responsen slik at den biologiske effekten kommer ved tidspunkt t_3 . Tiden det tar før tålegrensen er overskredet (t_1) til en biologisk effekt inntreffer kalles på engelsk for damage delay time (DDT). Ved å redusere avsetningen kommer man til et tidspunkt hvor tålegrensen ikke lenger er overskredet (t_4). Igjen har man en tidsforsinkelse i den kjemiske responsen som gjør at den kjemiske grenseverdien ikke lenger er overskredet en viss tid senere (t_5). Det er en ytterligere forsinkelse i den biologiske responsen og økosystemet er tilbake med tilfredsstillende status ved tidspunkt t_6 . Figuren er hentet fra Posch et al. (2003). Norge er i dag i stage 4 (recovery) med ulike vannkjemiske og biologiske forsinkelser.

1.8 Betydningen av ytterligere reduksjoner i tilførslene i 2020

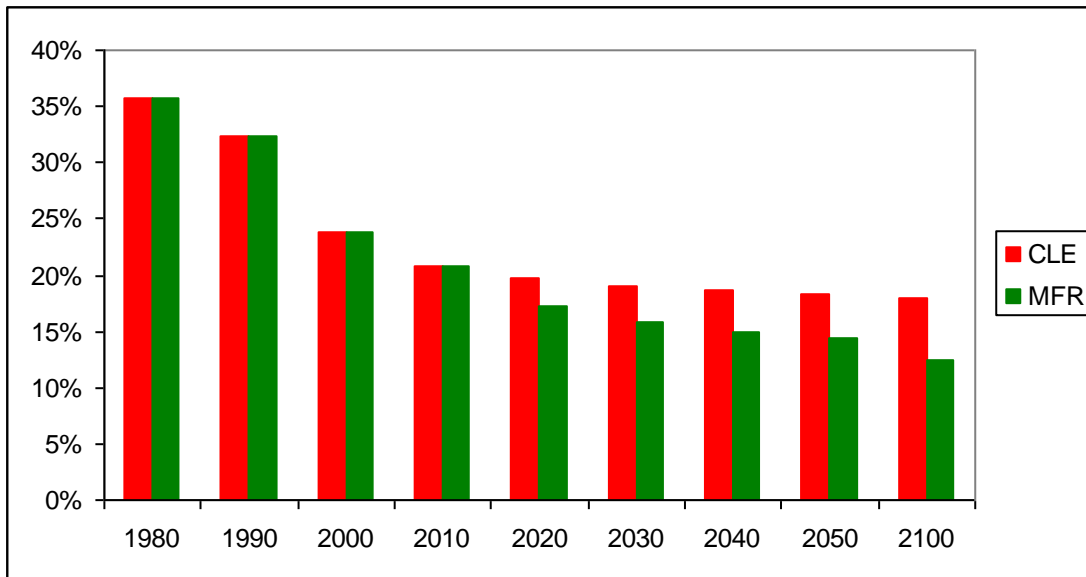
Tidsdynamiske modeller (for eksempel MAGIC modellen) kan brukes til å simulere vannkjemiens responsen til redusert svovel- og nitrogenavsetning. MAGIC modellen har vært brukt i Norge (og i flere andre land) for å generere data i forbindelse med CCEs (Coordinating Centre for Effects) ”Call for data” i november 2007. Norges ”Focal Centre” ved NIVA har levert data knyttet til forsuring av overflatevann for hele Norge for perioden 2010 – 2100 gitt en rekke scenarier (inkludert CLE og MFR). Resultatene er rapportert til CCE og beskrevet i Larssen et al. (2008b).

Beregningene viser at forsuringstilstanden for norske overflatevann gitt CLE-scenariet bare vil bli litt bedre i årene fremover (Figur 11). Forbedringen skyldes hovedsakelig en meget langsomt gjenbygging av jordsmonnets reserve av syrenøytraliserende komponenter som har blitt vasket ut i løpet av 100-år med sur nedbør. For MFR-scenariet kan en vesentlig forbedring av vannkvaliteten fortsatt forventes (Figur 11). Likevel vil det for år 2050 fortsatt være ca 18% av Norges areal som er skadet med henblikk på fiskebestand under CLE, mens det tilsvarende tallet for MFR er ca 15%. (Figur 12). Det har altså mye større effekt å redusere avsetningen ytterligere enn å vente mange tiår på at det naturlige buffersystemet skal oppnå en ny likevekt.

Selv om MFR-scenariet vanligvis presenteres som det lavest mulige scenariet, er det viktig å være klar over at dette kun tar for seg teknologiske muligheter ”i dag”, og ikke ser på virkningen av tiltak som energieffektivisering, endringer i energistrukturen og teknologiske nyvinninger.



Figur 11. ANC-verdier for overflatevann i Norge for årene 2020, 2030 og 2100 simulert ved MAGIC modellen gitt de to scenariene CLE og MFR for svovel- og nitrogenavsetning. Øverst: CLE; nederst MFR. Innsjøer med $\text{ANC} < 0$ (røde og oransje ruter) har stort sannsynlighet for fortsatt døde fiskebestander (ørret), innsjøer med $\text{ANC} 0\text{--}20 \mu\text{ekv/l}$ (gule ruter) har stor sannsynlighet for skadete bestander, og i innsjøer med $\text{ANC} > 20 \mu\text{ekv/l}$ (grønne og blå ruter) forventes gode bestander (Larssen et al., 2008b).



Figur 12. Prosent av Norges areal med forsuringproblemer for overflatevann. Beregninger er gjort med MAGIC modellen gitt to fremtidige scenarier for avsetning av svovel og nitrogen. Forsuringskriterium er at det er mindre enn 2,5% sannsynlighet for skader for fisk (Larssen et al., 2008b; Larssen et al., i arbeid).

1.9 Kobling til vannrammedirektivet

Vannrammedirektivet krever at alle vassdrag skal ha god økologisk status. Med dette menes ingen skader på hovedorganismegrupper som fisk, bunndyr, fastsittende planter og planteplankton. For forsuring innebærer det for eksempel at innsjøer og elver skal ha gode, selvreproduserende ørret eller laksbestander der hvor artene naturlig finnes. Vannrammedirektivet pålegger landene å lage og gjennomføre tiltak for å oppnå god økologisk status i vann og vassdrag. For forsuringsskadede vann vil det eneste varige tiltak være redusert avsetning av forsurende komponenter (svovel og nitrogen). For mange vann og vassdrag i sør- og sørvest-Norge vil det være umulig å oppfylle kravene i vannrammedirektivet uten at svovel og nitrogenavsetningen reduseres ut over det som er fastlagt i Gøteborgprotokollen. Kalking kan være et tiltak mot forsuring ved kunstig å lage god nok vannkvalitet for fisk og andre akvatiske organismer. Kalking fører imidlertid ikke vannforekomsten tilbake til den opprinnelige tilstanden.

1.10 Effekter av klimaendringer

Hittil er det forsket lite på hvilke effekter klimaendringer vil ha på ferskvannøkosystemer i Norge, og hvordan de vil påvirke forsuringstilstanden i norsk overflatevann. De få studiene som finnes er basert på ulike modelleringsforsøk. Fremtidig klima i Norge kan være varmere, våtere og med økt hyppighet av stormer. En studie av Hole et al. (2008) viser at nitrogenavsetningen er svært avhengig av variasjoner i nedbørmengde, og at varme og våte vintre fører til økt våtavsetning av nitrat. For ammonium er det tilsvarende tendens som for nitrat, men effekten er noe mindre da den i større grad er knyttet til lokale kilder. Klimascenarioer tyder på at avsetningen av nitrogen vil øke i vestlige og nordlige strøk i Norge såfremt utslippene holdes konstante. Modellstudier indikerer at totalavsetningen av oksidert nitrogen

er forventet å øke fra 96 Gg N/år med dagens klima til 107 Gg N/år i 2100 pga. klimaendringer (Hole and Enghardt, 2008).

Det er sannsynlig at økt temperatur vil føre til økt mobilisering av nitrogen lagret i jordsmonnet, hvilket vil gi en forsuringseffekt i vassdrag. Det er uvisst hvor stor denne effekten vil være samt hvilken varighet den vil ha. Generelt vil større svingninger i været virke negativt på biologiske recovery av redusert forsuringens belastning. Et dårlig år er nok til å ødelegge mange år med gradvis forbedringer i en fiskebestand.

Det er vanskelig å kvantifisere effekter av fremtidige klimaendringer på forsuringstilstanden for overflatevann i Norge, men alt tyder på at for å ta høyde for fremtidige klimaendringer bør avsetning av svovel og nitrogen reduseres ytterligere.

Et ekstra aspekt knyttet til klimaendringer vil være hvordan endringer i energibruk og -produksjon motivert av CO₂-utslippsreduksjoner også vil kunne gi ”co-benefits” i form av reduserte utslipp av S og N.

1.11 Anbefalinger

Ved avbøtende tiltak menes først og fremst kalking av vann og vassdrag. Norge bruker ca. 90 mill. kr. årlig til kalking. Dersom alle forsuredde vassdrag skulle kalkes er kalkbehovet beregnet til å være omtrent det dobbelte av dagens innsats ifølge beregninger gjort av Hindar og Skancke (2008). Totalt årlig kalkbehov for Norge vil være 81500 tonn kalk i 2010. Behovet anses å endre seg lite i årene fremover. Den viktigste årsaken til endring i kalkbehov vil sannsynligvis være relatert til årlig variasjon i nedbørmengde, siden det er forventet lite forbedring i forsuringssituasjonen i årene som kommer. Denne variasjonen tilsvarer en kalkmengden som kan sammenliknes med dagens kalkforbruk på 45.000 tonn. Direktoratet for naturforvaltning arbeider for tiden med forslag til plan for kalkingsvirksomheten i perioden 2010-2014. Virksomhetens innretning, omfang og finansiering er sentrale temaer i planarbeidet.

Anbefaling av ambisjonsnivå for revisjon av Gøteborgprotokollen er en politisk beslutning og vil bl.a. innebære en vurdering av hvor stor del av Norges areal som kan aksepteres med varig skader på fiskebestander, endret biologisk mangfold og andre økosystemendringer.

1.12 Konklusjon

I 2010 vil forsuring av vann og vassdrag fortsatt være et stort miljøproblem for Norge. Hvis Gøteborgprotokollen og andre vedtatte reduksjoner (CLE-scenariet) blir gjennomført fullt ut, vil forsuringens belastning likevel overskride naturens tålegrenser i 10 - 18% av Norges areal. Strengere utslippsreduksjoner vil redusere dette arealet. Vannkjemisk og biologisk respons er forsinket i tid i forhold til reduksjonen i nedfallet. En del av den kjemiske responsen er rask, men det er også en betydelig tidsforsinkelse som gjør at vannkvaliteten ikke nødvendigvis er tilfredsstillende selv om tålegrensen ikke lenger er overskredet. Spennet i tallene for overskredet areal skyldes usikkerhet knyttet nitrogenets skjebne i naturen over tid. Fremtidige klimaendringer vil sannsynligvis forverre forsuringssituasjonen, samt forsinke økosystems restituerende som respons til redusert belastning av svovel og nitrogen.

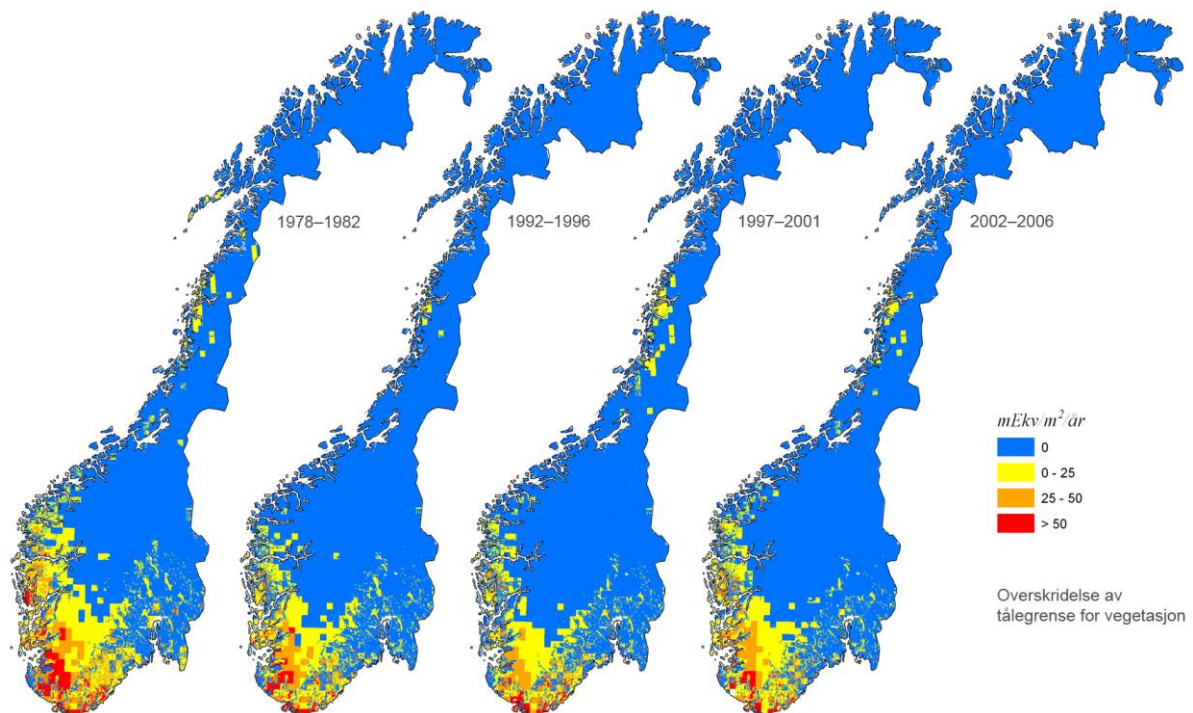
2. Overgjødning

2.1 Dagens forurensningsbelastning

Avsetningstallene for perioden 2002–2006 gir overskridelser av tålegrenser for vegetasjon (terrestrisk økosystemer) i områder som utgjør 14 % av Norges areal (Tabell 1 og Figur 13). Dette er en liten økning fra de to foregående periodene (Larssen et al., 2008a).

Tabell 1. Areal og prosent av Norges areal der tålegrensene for terrestrisk vegetasjon er overskredet (fra Larssen et al., 2008a).

Periode	km ²	% av Norges areal
1978–1982	63 314	20
1992–1996	42 449	13
1997–2001	40 927	13
2002–2006	44 234	14



Figur 13. Beregnet overskridelse av tålegrenser for overgjødningseffekter av terrestrisk vegetasjon; empiriske tålegrenser. (Larssen et al., 2008a)

Det er ikke utarbeidet estimat for eventuelle skadeeffekter på overgjødning på overflatevann.

Millenium Ecosystem Assessment rapporten (2005) har påpekt en tydelig kobling mellom nitrogenforurensning og biologisk mangfold. EEA (2007) har definert overskridelser av tålegrenser for nitrogen som indikatorer for biologisk mangfold. Habitatdirektivet er EUs viktigste lovverk innen naturforvaltning og biologisk mangfold, men det er ikke gjort gjeldende i Norge gjennom EØS-avtalen. I Norge overvåkes biologisk mangfold i terrestrisk miljø bl.a.

av Skog og Landskap under overvåkingsprogrammet for atmosfæriske tilførsler, og man kan se klare koblinger mellom atmosfærisk avsetning av nitrogen og fremvekst av enkelte arter på bekostning av andre arter. I sammendragsrapporten for 2008 (SFT, 2009) konkluderes det med at nitrogennedfall påvirker markvegetasjon og algevekst negativt.

2.2 Forventet forurensningsbelastning og anbefalinger

Nitrogenavsetning i Norge i 2010 forventes å være vesentlig lavere enn for den siste måleperioden med beregnede overskridelser av tålegrenser (2002-2006). Se kapittel 2 for nærmere detaljer og diskusjon om nitrogenavsetning og forventede trender.

Anbefaling av ambisjonsnivå for revisjon av Gøteborgprotokollen er en politisk beslutning. Når det gjelder overgjødning med nitrogen vil dette bl.a. innebære en vurdering av hvor stor del av Norges areal som kan aksepteres overskredet, og dermed med vesentlig risiko for endringer i biologisk mangfold i sårbare, terrestriske økosystemer. Det er ikke utarbeidet estimat for eventuelle skadeeffekter på overgjødning på overflatevann.

I revisjon av Gøteborgprotokollen bør det tas hensyn til koordinerende tiltak for å se på luftforurensning, biologisk mangfold og klimaforandringer i sammenheng, dette er spesielt relevant for nitrogen.

3. Bakkenært ozon

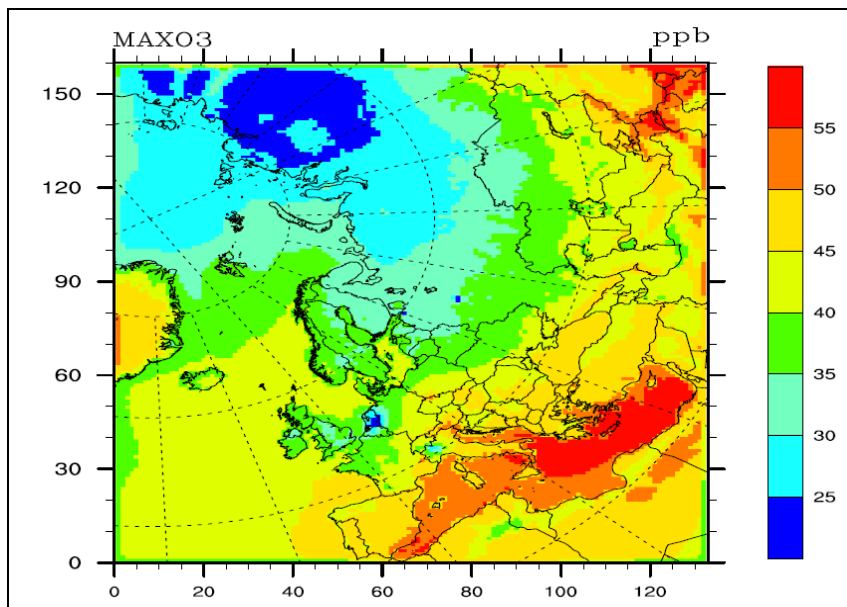
3.1 Bakgrunn

Ozon i troposfæren stammer fra fotokjemiske reaksjoner mellom flyktige organiske forbindelser og nitrogenoksider under påvirkning av solstråling, samt fra stratosfærisk ozon som transporteres nedover i atmosfæren. I Skandinavia varierer bakgrunnsnivået av bakkenært ozon mellom 40 og 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gjennom året og er vanligvis høyest om våren. Bakgrunnsnivået av ozon er adskillig nærmere grenseverdiene for effekter på helse og vegetasjon enn for de fleste andre luftforurensninger. Episoder med forhøyede ozonkonsentrasjoner i Norge er gjerne knyttet til høytrykksituasjoner over kontinentet i sommerhalvåret og med transport av forurensede luftmasser nordover mot Skandinavia.

Ozon har negative virkninger på helse, vegetasjon og materialer. Helsevirkningene gjelder særlig for astmatikere og andre med kroniske luftveislidelser. Virkninger på vegetasjon gjelder særlig for nyttevekster som grønnsaker og korn. Ved langvarig eksponering er det påvist negative virkninger på skog. Materialer som gummi og andre polymerforbindelser kan også skades av ozon.

Ozonkonsentrasjonen i Europa viser en økende gradient mot sørøst, og Norden befinner seg i utkanten av de mest ozonbelastede områdene, som vist i Figur 14. Norge er en importør av ozon fra EU og andre områder, selv om nasjonale utslipp også bidrar (EMEP, 2009).

Skader på vegetasjon og helse fra ozoneksponering er knyttet både til kortvarige ekstremverdier og akkumulert ozonbelastning over gitte terskelverdier gjennom en lengre tidsperiode, typisk 3-6 måneder. Grenseverdier for ozon er utarbeidet av både EU, UN-ECE, WHO og nasjonale myndigheter.

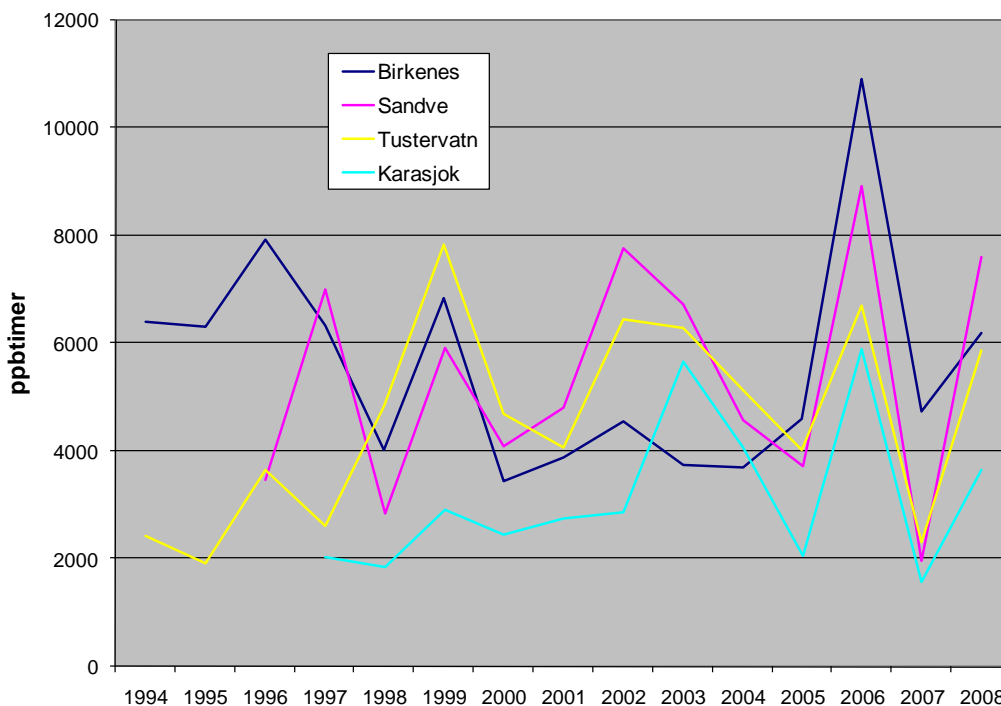


Figur 14. Midlere daglig maksimum ozonkonsentrasjon basert på målinger og modellberegninger (kopierte fra EMEP, 2009).

3.2 Dagens situasjon og historisk utvikling

Dagens situasjon er at EUs langtidsmål for ozon for beskyttelse av helse overskrides over hele Norge (maksimal daglig 8-timers middel $< 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Grenseverdiene for vegetasjon basert på AOT40 har blitt overskredet i noen av de siste årene, men ikke hvert år. Det er særlig 3-måneders AOT40 for landbruksvekster (3000 ppb-timer, 15. mai til 15. august) som blir overskredet, mens 6-måneders AOT-verdien for skog (april-september) mer sjelden blir brutt. EUs grense for melding til befolkningen på $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (timemiddel) blir sjeldent overskredet i Norge, men det skjer enkelte år. Sist denne grensen ble brutt var i 2006.

Langtidstrender av ozon i Europa er et tema som det er stor usikkerhet om. Ozonnivået er bestemt både av hemisfærisk bakgrunnskonsentrasjon og fotokjemisk dannelse fra utslipp i Europa, og vil i tillegg være nært knyttet til meteorologiske variasjoner fra år til år (varm/kald sommer) og mer lokale forhold som vegetasjon, atmosfærisk stabilitet osv. Målinger fra vestkysten av Irland har indikert en økende trend frem til omkring år 2000 med en stabilisering etter det (Derwent et al., 2007). En nylig studie for EEA (Solberg et al., 2009) viste at det har vært en reduksjon i ozonrelaterte parametere (f.eks. AOT40) i områder i nordvest (England, Nederland), mens i områder i sentral-Europa (Sveits, Østerrike) er det ingen klar nedgang i disse parameterne til tross for betydelige europeiske utslippsreduksjoner av NO_x og VOC. Årsaken til dette tilsynelatende misforholdet er ikke klart. Det kan skyldes endringer i meteorologi, biogene utslipp, økt hyppighet av skogbranner eller økt globalt bakgrunnsnivå av ozon. Resultatene er usikre siden det er få tidsserier med tilstrekkelig lengde. Meteorologisk variabilitet fra år til år er så stor at man trenger ozonserier med minst 15-20 års lengde for å kunne gjøre mer sikre trendberegninger.



Figur 15. Tidsutvikling av 6-måneders AOT40 (april-september) for årene 1994 - 2008 for fire norske stasjoner. Sandve startet i 1996, Karasjok i 1997.

For de nordiske landene (her: Finland, Sverige og Norge) er det indikasjoner på et økende bakgrunnsnivå av ozon de seinere årene (Laurila et al., 2004; Karlsson et al., 2007; Solberg et al., 2005). Figur 15 viser utvikling av 6-måneders AOT40 (april-september) for fire norske stasjoner fra 1994 til 2008. AOT-verdiene viser stor variasjon fra år til år gjennom denne 15-årsperioden, men ingen klar trend i negativ eller positiv retning. I 2006 var det usedvanlig høye ozonnivåer i hele landet, og dette kommer tydelig frem i figuren. Tallene viser at det er viktig med lange, sammenhengende tidsserier for luftparametere som er så nært knyttet til meteorologisk variabilitet som ozon.

Som nevnt tidligere har imidlertid flere nordiske studier pekt på økende ozonbelastning, spesielt i de nordligste områdene (Laurila et al., 2004; Karlsson et al., 2007). Økende bakgrunnsnivå av ozon om våren lengst nord kombinert med en dokumentert tidligere start på vekstsesongen (Karlsson et al., 2007), gir grunn til bekymring for ozonskader på vegetasjonen i nordområdene. En review-artikkel av Manninen et al., (2009, in press) dokumenterer direkte ozonskader på naturlig vegetasjon lengst nord i de nordiske landene.

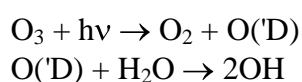
3.3 Klimaendringer og ozon

Ozon og klima er tema som henger svært nøye sammen, og det er snakk om koblinger som går begge veier. Troposfærisk ozon er ifølge IPCC den tredje viktigste drivhusgassen etter CO₂ og metan (IPCC, 2007). Samtidig vil endringer i klima kunne gi betydelige endringer i troposfærisk ozon. Ozonnivået vil være bestemt av en rekke klimaparametere slik som temperatur, fuktighet, tørke, skydekke osv. Klimaendringer vil dermed gi en endret regional fordeling av ozon i Europa, men å kvantifisere sammenhengene krever beregninger med kjemiske spredningsmodeller, både på global og på finere, regional skala.

I en oversiktsstudie peker Jacob og Winner (2009) på en del av disse sammenhengene. Beregninger med kjemiske spredningsmodeller (CTM) viser at fremtidige klimaendringer kan gi et endret regionalt mønster av ozon i Europa med lavere bakgrunnsnivåer og høyere nivåer i forurensede områder. Det er interessant å merke seg at dette er det motsatte av de ozonendringene man vil vente fra endringene i antropogene utslippsgasser (NO_x og VOC) som har funnet sted de siste 20 årene (Grennfelt, 2004). Det har vært snakk om at utslippsendringene i NO_x og VOC har medført "a grayening of the ozone problem", dvs. at den regionale ozonfordelingen i Europa blir jevnere gjennom en reduksjon av ekstremverdier (som følge av europeiske utslippskutt) og at en økning av ozon i bakgrunnslufta vil finne sted (som følge av et globalt økende ozonnivå). For ozon vil dermed klimaendringene kunne virke direkte motsatt av eventuelle positive effekter fra europeiske utslippstiltak.

Det er svært mange koblinger mellom klima og troposfærisk ozon, og her nevner vi bare noen av de viktigste mekanismene. Grunnen til at klimamodellene gir et lavere ozonnivå i bakgrunnsatmosfæren skyldes vandampens betydning.

CTM-beregningene for et fremtidig klima gir et økt vandampinnhold som i sin tur fører til et økt tap av ozon via fotolyse i sollys (UV-delen av solspekteret):



Mesteparten av atomært, eksitert oksygen ($O(^1D)$) vil gå tilbake til O_3 via reaksjon med O_2 , men en viss andel vil tapes gjennom reaksjon med vanddamp (reaksjon 2). Dette er et netto tap for ozon.

I mer forurensede områder, gir CTM-beregningene med et endret klima derimot økte ozon-nivåer (Jacob og Winner, 2009). Her er det mange prosesser som spiller inn:

- Økt temperatur → økt fotokjemisk ozondannelse (Sillman og Samson, 1995)
- Tørke (reduert jordfuktighet) → redusert opptak av ozon i vegetasjon
- Mer stabilt grenselag → økt oppholdstid av utslipp nær bakken → økt ozondannelse
- Økt temperatur → økt utslipp av isopren fra planter → økt ozondannelse
- Økt hyppighet av skogbranner → økt ozondannelse
- Redusert skydekke → økt stråling → økt ozondannelse

De ulike prosessene er her løselig rangert etter hvilken betydning de har (Solberg et al., 2008). Den direkte virkningen av økt temperatur på fotokjemien er en særlig viktig faktor. Redusert opptak av ozon under tørkesituasjoner samt økt oppholdstid av forurensningene i atmosfærens grenselag er også et vesentlig bidrag til at ozonnivået vil øke. Modellberegninger viser imidlertid at endringer i skydekke har ganske liten betydning for ozonkjemien (Solberg et al., 2008).

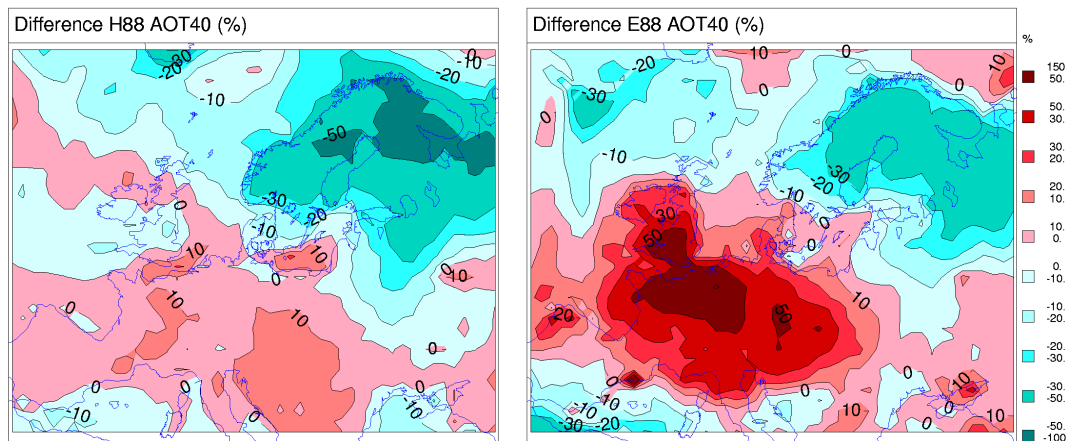
Utvekslingen mellom biosfæren og atmosfæren, dvs. endringer i vegetasjonens opptak av ozon og endringer i utslipp av biogene hydrokarboner (isopren og terpen), som kan føre til ozondannelse, er en av de største usikkerhetene i ozonbudsjettet i dag. Begge deler er kompliserte mikrofysiske prosesser hvor det er stor mangel på empirisk kunnskap. Kvalitativt vet man at vanddamptrykket i jordsmonnet (tørke/fuktighet) er bestemmende for opptaket av ozon. Ved tørke regulerer plantene respirasjonen ved å lukke stomata helt eller delvis, og dermed blir også opptaket av ozon mindre. Feltstudier har imidlertid vist at denne mekanismen ikke nødvendigvis fører til redusert utslipp av isopren og terpen fra plantene, slik man umiddelbart ville forvente (Niinemets og Reichstein, 2003). Generelt kan man si at økt hyppighet av tørkesituasjoner, slik mange klimamodeller predikerer for sentral-Europa, vil føre til redusert ozonopptak i planter og dermed økt konsentrasjon av ozon i atmosfæren. Samtidig vil økt temperatur og stråling gi høyere utslipp av biogene VOC (isopren/terpen) som kan føre til økt fotokjemisk dannelse av ozon dersom utslippene skjer i områder med tilstrekkelig høye nivåer av NO_x . En nylig studie av ozontrender i Europa (Solberg et al., 2009) viser at usikkerheten i biogene isoprenutslipp i Europa gir en usikkerhet i modellert AOT40 på en faktor to eller mer.

I forurensende områder, dvs. utenfor bakgrunnsatmosfæren, vil en økning av vanddamp-konsentrasjonen i atmosfæren som følge av klimaendringer kunne gi både redusert og forhøyet dannelse av ozon, og nettoeffekten er vanligvis nokså liten. Det er konsentrasjonen av NO_x som bestemmer om vanddampen vil virke reduserende eller forsterkende på ozondannelsen.

Det er viktig å være klar over at koblingene mellom klima og ozon ikke nødvendigvis er lineære. Klimaprognoser peker på at man ikke bare kan vente en økt middeltemperatur, men også en økning av variasjonsbredden (Schär et al., 2004), dvs. økt variasjon av kalde og varme sommere. Ekstremisituasjoner, som tørkesommeren 2003 i Europa som hadde en gjentakshyppighet på under 1:500 kan dermed bli mer vanlig i et fremtidig klima. Dette er

viktig informasjon når det gjelder ozon og overskridelser av grenseverdier, siden en del av disse er knyttet til ekstremverdier (f.eks. EUs grenseverdi på overskridelse av $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Figur 16 viser beregninger av klimarelaterte endringer i AOT40 fra en regional CTM (MATCH-modellen ved SMHI, Sverige), for Norden og deler av Europa (Langner et al., 2005). Med en økning i global middeltemperatur på 2.7 grader indikerer disse beregningene en forsterkning av de regionale forskjellene i Europa slik som nevnt over. Mens sentral-Europa ifølge modellen vil oppleve en økning i AOT40, spesielt markert i modellversjon E88, gir modellen en reduksjon i AOT40 for bakgrunnsområder og for de nordiske landene, spesielt lengst nord. Forfatterne forklarer resultatene med økt fotokjemisk aktivitet, økte utslipp av biogent isopren, redusert skydekke og økt stråling i Sør-Europa, og økt nedbør og skydekke i nord. Større hyppighet av stabile høytrykkssituasjoner i sentral-Europa med mindre transport av ozonrike luftmasser til Norden er sannsynligvis også en forklaring på resultatene. Det er viktig å huske på at det er stor usikkerhet knyttet til disse resultatene. Mens en del prosesser er bedre kjent, som f.eks. gassfasekjemien og nasjonale utslippstall, er det spesielt stor usikkerhet omkring endringer i meteorologi og spredningsforhold på regional (europeisk) skala.



Figur 16. Relativ endring i beregnet 10-års middel AOT40 (april-september) for to modellvarianter (H88 og E88) fra dagens situasjon til et fremtidig klima med global middeltemperatur økt med 2.7K (relevant for årene 2050-2070). Enhet: Prosent (positive verdier indikerer en økning i AOT40). Figuren er kopiert fra Langner et al. (2005).

3.4 Fluks- eller konsentrasjonsbasert beregning av ozonskader på vegetasjon

Det er i dag to ulike metoder som brukes til å estimere skader fra bakkenært ozon på vegetasjon. De to metodene har hver sine fordeler og ulemper i bruk og gir svært ulike resultater. Valget av metodikk vil dermed kunne ha stor betydning for utforming av internasjonale utslippsprotokoller.

Tradisjonelt har AOT40 (integret ozonbelastning over 40 ppb) vært brukt siden dette er en parameter som er knyttet direkte til ozonkonsentrasjonen og dermed er lettere å anvende i praksis. Det er imidlertid mange betenkeligheter med AOT40 som mål for ozonskader. Hovedproblemet med AOT40 som indikator er at målingene typisk er tatt i 2 - 3 m høyde

over bakken, mens det reelle opptaket av ozon er bestemt av ozonnivået i bladverkets høyde, såkalt canopy height (CH). Normal prosedyre er at konsentrasjonen i CH blir beregnet fra målt ozon ved hjelp av similaritetsteori (Mills, 2004). Dette gir imidlertid store usikkerheter, og usikkerheten ved beregningen av gradienten fra 3 m til CH i modellens gridruter er gjerne større enn den samlede usikkerheten ved beregning av ozon over hele domenet (Simpson et al., 2007). AOT40-parameteren tar heller ikke hensyn til mikrofysiske parametere som jordfuktighet, tørkestress, stråling, osv.

Den alternative metoden for estimering av ozonskader på vegetasjon er fluksbasert. Den baserer seg på mikrofysiske prosesser og en parametrisering av den direkte fluksen av ozon inn i plantenes stomata. Denne metoden har åpenbare fordeler fremfor den konsentrasjonsbaserte AOT40-indikatoren ved at den gir en mer presis formulering av de fysiske og biologiske prosessene, mens ulempen er at det fins svært lite empiriske måldata å støtte seg til og å validere metodikken mot. Verken AOT40 eller fluksparameterne som i dag brukes er noe direkte mål på vegetasjonsskader, og må tolkes som risiko-indikatorer.

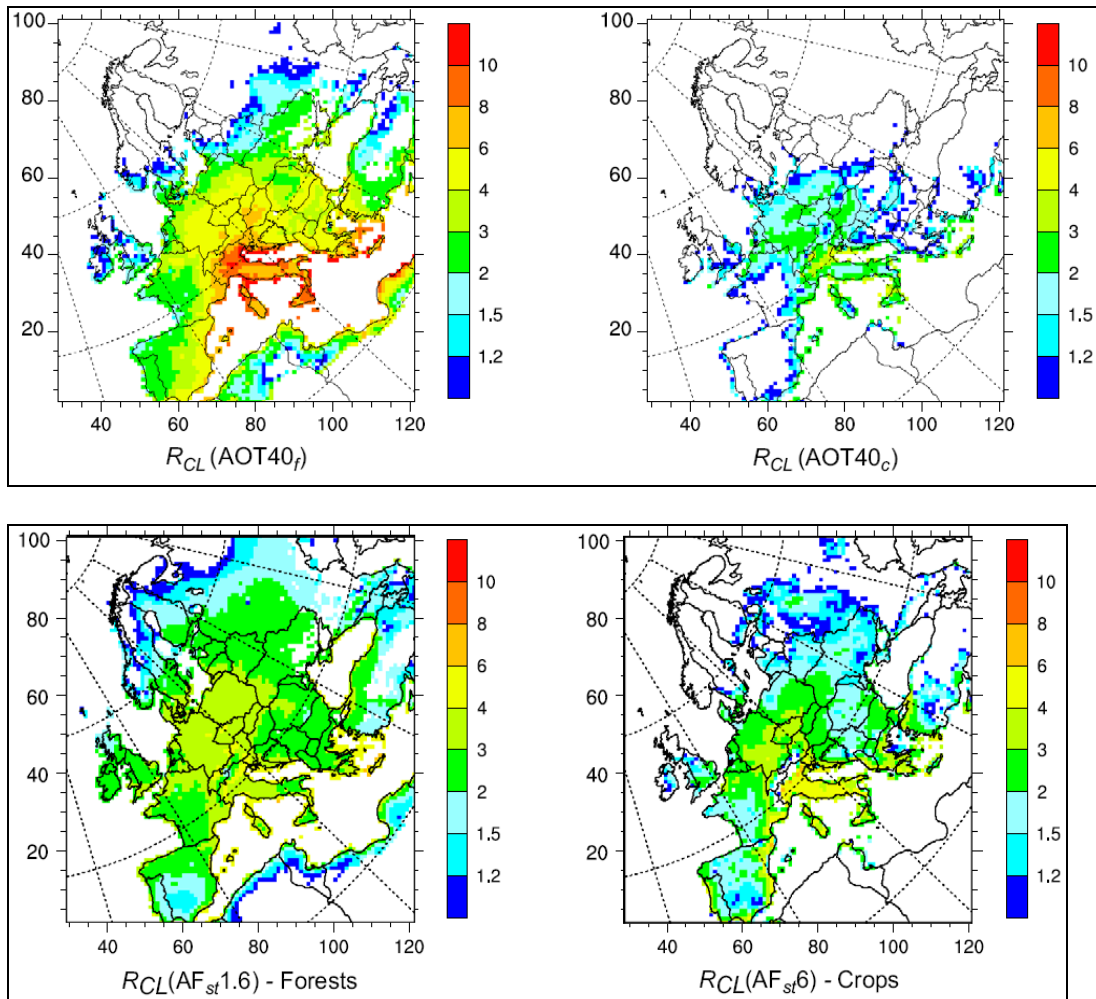
Som nevnt over gir de to tilnærmingene ganske forskjellige estimater for den regionale fordelingen av ozonskader på vegetasjon. Hovedgrunnen til dette er at fluksmetoden tar hensyn til mikrofysiske prosesser og forskjeller i biofysiske parametere (leaf surface resistance, stomatal conductance), dvs. variasjon i de ulike plantenes evne til å ta opp ozon. Et svært viktig moment i forskjellen mellom de to metodene er betydningen av jordsmonnets tørke/fuktighet.

Simpson et al. (2007) har gjort en sammenligning mellom de to tilnæringsmåtene med EMEP-modellen, og resultatene er vist i Figur 17. Figurene viser relativ overskridelse av "Critical Levels" (RCL), dvs. X/RCL , der X er henholdsvis AOT40 eller fluks. Tall som er lavere enn 1, dvs verdier under RCL, er ikke vist i figurene.

Resultatene viser at med AOT40 som indikator for ozonskader, er det for Norden bare den sørligste delen som har overskridelser, og da bare for skog, mens det er store overskridelser i Sør-Europa, spesielt for skog. Med en fluksbasert tilnærming, er feltene for overskridelser mye jevnere, og det er større områder i Norden som viser overskridelser for skog.

En viktig begrensning ved disse beregningene er at effekten av jordfuktighet ("soil water deficit") *ikke* er tatt med. Det betyr at beregningene strengt tatt bare er gyldige for vegetasjon med god vanntilgang, som f.eks. jordbruksavlinger med jevn vanning. I realiteten vil områder i mellom- og Sør-Europa være mye mer utsatt for tørke som vi gi redusert ozonfluks inn i plantene. Et reelt bilde av RCL for fluksmetoden for naturlig vegetasjon vil altså gi enda mindre regionale (nord-syd) forskjeller enn vist her. En fluksbasert metodikk som tar hensyn til jordfuktighet vil med andre ord gi enda høyere vegetasjonsskader i Nord-Europa relativt til Syd-Europa. Fluksberegningene i Figur 17 kan sees på som teoretiske maksimalbelastninger av ozon.

En annen viktig begrensning ved resultatene vist i Figur 17 er at de er basert på noen få treslag og planter. Spesielt for de nordligste områdene kan dette slå feil ut. Manninnen et al. (2009, in press) peker på at skogene i Nord-Skandinavia stort sett består av mer ozonsensitive treslag, og dermed kan være mer utsatt for økende ozonnivåer.



Figur 17. RCL-verdier beregnet for 2020 med et CLE-scenario ("Current Legislation"). Meteorologi for år 2000 er brukt. Venstre kolonne viser resultater for skog, høyre for landbruksvekster. Øverste rad viser AOT-verdier, mens nederste rad viser fluksberegninger. Figuren er kopiert fra Simpson et al. (2007).

3.5 Fremtidig utvikling. Konklusjoner og anbefalinger

Utviklingen av ozonnivået i Nord-Europa fremover er bestemt av utslippsendringer, endringer i global bakgrunnskonsentrasjon, endringer i utveksling mellom stratosfære og troposfære og eventuelle endringer i klimaparameter (temperatur, fuktighet, vegetasjon, transport osv) som nevnt ovenfor. Uten detaljerte modellberegninger kan man ikke tallfeste de ulike bidragene og sannsynligheten for endringer av disse, men vi kan oppsummere noen hovedpunkter:

1. Til tross for markerte reduksjoner i utslippene av NO_x og VOC de siste 20 årene viser ikke ozon i Europa entydige tegn på nedgang. I mange områder har kortvarige ekstremverdier av ozon blitt redusert, men for AOT40 og lignende akkumulerte størrelser er bildet mer uensartet. Norske data viser ikke tegn til nedgang i AOT40 de siste 15 årene. Dette gir grunn til bekymring for at det er viktige prosesser for ozon som er undervurdert eller lite kjent.

2. Nye studier peker på at vegetasjonen i Norden kan være mer utsatt for ozonskader enn tidligere antatt. Denne sensitiviteten, kombinert med tidligere spiring og økende ozonkonsentrasjoner spesielt om våren kan være viktig å ta hensyn til i kartleggingen av fremtidige ozonskader.
3. Fremtidige klimaendringer kan føre til endringer i ozon gjennom mange forskjellige mekanismer. Grovt sett viser dagens modellestimater at man kan vente en forsterkning av ozongradientene i Europa med lavere nivåer i bakgrunnsområder og høyere ozonnivåer i forurensede strøk.
4. For nordiske områder er bakgrunnsnivået av ozon spesielt viktig, men det er svært usikkert hvordan dette vil utvikle seg fremover. Økende utslipp av NO_x og VOC fra Asia forventes å gi økt ozonnivå i bakgrunnslufta. En fortsatt økning i metankonsentrasjonen vil også kunne gi økt ozon. En slik økning i ozon i bakgrunnen kan oppveie den forventede reduksjonen i ozon som klimaendringene alene ifølge dagens modeller vil føre til.
5. Den skadelige ozonbelastningen i Norden er i stor grad knyttet til langtransport-episoder fra kontinentet. Hyppigheten og intensiteten av slike episoder i fremtiden fins det i dag ingen gode prognoser for. Dette er en betydelig usikkerhet når det gjelder fremtidige vegetasjons- og helseskader fra ozon.
6. Det vil ha stor betydning for beregningen av ozonskader om man bruker en konsentrasjonsbasert metodikk (AOT) eller en som er fluksbasert. Sistnevnte er mer fysisk korrekt og vil – relativt sett – gi større skadeestimer for ozon i Norden enn AOT-verdier.
7. For Nord-Skandinavia er dagens effektstudier i liten grad basert på vegetasjon som finnes der. Skadeeffekter basert på fluksmetoden og som er basert på stedegen vegetasjon i Norden ville vært ønskelig.

4. Particulate matter

4.1 Introduction

The Gothenburg Protocol sets emission ceilings for 2010 for the pollutants sulphur, NO_x, VOCs and ammonia. These ceilings were negotiated on the basis of scientific assessments of pollution effects and abatement options; i.e. Parties whose emissions have a more severe environmental or health impact and whose emissions are relatively cheap to reduce will have to make the biggest cuts. Particulate matter, which is known to cause adverse health effects including increased risk of death from cardiopulmonary diseases, and to interfere with the radiative balance, is currently not included in the Gothenburg protocol, but SO₂, NO_x, NH₃, and VOCs are all important precursors of PM formed in the atmosphere, hence the protocol has a positive effect on the ambient PM levels nevertheless. It would be an obvious step as well as a step forward to include also the regulation of anthropogenic primary particles, including both PM₁₀ and PM_{2.5}, under the Gothenburg Protocol.

4.2 Current status of PM in Norway

4.2.1 Emissions

Particulate matter (PM) is emitted from numerous anthropogenic (e.g. fuel combustion, industrial processes, non-industrial fugitive sources and transportation sources) and natural (e.g. windborne dust, sea spray, volcanic activity, wild fires) sources. PM is either emitted directly (primary PM) or formed in the troposphere by oxidation of precursor gases (secondary PM). On a global scale the natural sources contribute the most, but regional variations in the man-made pollution can change this significantly in certain areas, especially in the Northern Hemisphere.

50 396 tons of primary PM₁₀ are emitted annually (2007) from anthropogenic sources in Norway, whereas the corresponding number for PM_{2.5} is 43 074 tons (Statistics Norway). Stationary combustion sources are the major contributor to both size fractions (64% for PM₁₀ and 74% for PM_{2.5}) and residential wood burning totally dominates (> 90%) this category. The emissions from residential wood burning have decreased by nearly 30% since 2000 and until 2007 as a result of implementation of new and cleaner combustion technology, but also due to revised emission factors. There are great uncertainties both with respect to consumption numbers of wood and emission factors for various appliances, which subsequently has caused difficulties in modelling trustworthy ambient PM concentrations originating from this source. Recent studies based on ambient measurements suggest that the contribution of PM from residential wood burning to the ambient PM level might be somewhat overestimated.

PM from mobile combustion sources constitutes 12-13% of the PM₁₀ and PM_{2.5} emissions and 90% appears to originate from the combustion of diesel in various motorized equipments, marine vessels, and light and heavy duty vehicles. Emissions from industrial sources account for a larger fraction (24%) of the PM₁₀ emission than for PM_{2.5} (13%). Emissions from mineral and metal processing industry are the major contributor to this source category, constituting > 75% of the PM₁₀ and PM_{2.5} emissions. PM from road abrasion, tire- and break wear, commonly known as road dust, are considered a minor (1834 tons yr⁻¹, 2007) source of the total PM₁₀ (3.6%) and PM_{2.5} (1.3%) emissions, but are regarded amongst the major contributors to elevated ambient concentrations of PM₁₀ and to violation of current limit values in winter. The emission of PM from these sources is associated with great uncertainty, and their source strength is augmented by sanding for increased traction and salting. Further,

the entrainment of road dust into the air is poorly captured by current models, causing difficulties in calculating its concentration in ambient air.

4.2.2 PM levels in the rural background environment

The annual mean concentration of PM₁₀ ranges from 5.4-8.1 µg m⁻³ (2000-2008) in the Norwegian rural background environment, whereas the corresponding range for PM_{2.5} is 3.0-5.0 µg m⁻³ (2001-2008), as measured at Birkenes in Aust-Agder (Aas et al., 2009). The highest concentrations occur during episodes of long-range transport (LRT) from the European continent, during which the 24-hour concentration of PM₁₀ can exceed 30 µg m⁻³ and the PM_{2.5} concentration have the potential to violate the World Health Organization (WHO) 24-hour Air Quality Guideline (AQG) (i.e. 25 µg m⁻³ as 24 h mean not to be exceeded more than 3 days per year). The WHO annual AQG is not likely to be violated for neither PM₁₀ (20 µg m⁻³, annual mean) nor PM_{2.5} (10 µg m⁻³, annual mean). During LRT episodes, PM is dominated by secondary inorganic constituents (SIA) and organic carbon (OC) and PM₁₀ can mostly be attributed to PM_{2.5}. Higher concentrations of PM are observed in summer compared to winter, which are consistent with increased concentrations of major aerosol constituents such as SO₄²⁻ and organic carbon (OC) in summer.

The regional background PM level has a substantial transboundary contribution. Based on the unified EMEP model this amounts to 43% of primary PM_{2.5} and 37% of primary PM_{10-2.5} for 2006 (EMEP/MS-C-W, 2008). The percentages are significantly higher for the secondary inorganic constituents (SIA); i.e. SO₄²⁻ (97%), NO₃⁻ (88%), and NH₄⁺ (89%). A substantial part of the aerosols carbonaceous fraction is also long range transported, but apportioning their mass according to anthropogenic versus natural and indigenous versus long-range transported are associated with much greater uncertainty than for SIA. Measurements have shown that SIA constitute in excess of 30% of PM₁₀ in the rural background environment on an annual basis, while the carbonaceous fraction likely exceeds 25% (Aas et al., 2009). Although the LRT content of the carbonaceous fraction is unknown, it is likely that the LRT contribution to PM₁₀ amounts to 50% when a part of the non characterized mass is added to LRT as well. By performing a similar estimate for PM_{2.5}, it is likely that the LRT contribution would approach 70%.

No pronounced upward or downward tendency in the annual mean concentration of PM is observed for the period 2001 – 2008. Substantial inter annual variations (30%) are observed for the annual mean, which are attributed to meteorological variability. Concurrent measurements of PM and major PM constituents date 8 years back, thus any potential trend cannot be subtracted from these data yet. However, the relative contribution of SO₄²⁻ to PM₁₀ decreased from 21% to 14 % for the period 2001-2008, strongly indicating that the substantial decrease seen for SO₂ emissions in Europe also have an influence on the ambient PM level. For other major PM constituents such as NO₃⁻, NH₄⁺, OC and elemental carbon (EC), no indication of an upward or downward trend can be deduced from the measurement data available (Aas et al., 2009).

4.2.3 PM levels in the urban environment

The annual mean PM₁₀ concentrations reported for Norwegian urban background sites (18 ± 2.9 µg m⁻³, 2008) and traffic sites (23 ± 2.3 µg m⁻³, 2008), are on average three and four times higher than that reported for the rural background environment. For PM_{2.5} the difference is somewhat less pronounced than for PM₁₀; i.e. two-three times higher for the urban background sites (8.2 ± 0.41 µg m⁻³, 2008) and three-four times higher for the traffic sites (9.9 ± 1.1 µg m⁻³, 2008). Unlike the rural background environment, higher concentrations of

PM₁₀ and PM_{2.5} are reported during winter than for summer for the urban environment; hence the difference in PM concentration grows larger during winter and becomes less in summer. This finding is predominantly attributed to increased PM emissions from residential heating (primarily from wood burning) and from road dust (primarily generated by vehicles using studded tires) in urban areas in winter. Road dust mainly contributes to the coarse fraction of PM₁₀ (PM_{10-2.5}), while emission from residential wood burning is a major contributor to PM_{2.5}.

4.2.4 Violation of PM limit values, air quality targets and guidelines in urban areas

The Norwegian limit values for PM are based on the EU-regulations. According to the Norwegian state pollution authorities (<http://www.sft.no/no/Aktuelt/Nyheter/2009/Juni-2009/Farre-plages-av-darlig-luftkvalitet/?cid=3318>), 2008 was the first year during which all Norwegian cities which report daily mean concentrations of PM₁₀ succeeded in meeting the 24-hour limit value (i.e. 50 µg m⁻³ not to be violated more than 35 days per year). Notably, this finding is based on an incomplete set of data; i.e. not all stations were running during 2008 and the data coverage is insufficient for certain cities. It is doubtful whether the limit value would have been met if all sites were operational and the data coverage was sufficiently good. Substantial effort is needed to meet the more stringent National air quality targets set by the state pollution authorities to be obtained by 2010; i.e. 50 µg m⁻³ can be violated only 7 days as compared to 25 days at present (to be obtained by 2005). For the traffic sites, which is the site category typically experiencing the highest PM loadings, the number of days exceeding 50 µg m⁻³ ranged between 13-32 in 2008 (Only the site with the highest number of days exceeding 50 µg m⁻³ per city is included in the range). Based on these numbers it is not likely that the 24-hour national air quality target for 2010 will be met. The annual mean concentration of PM₁₀ was below 30 µg m⁻³ at all sites, thus not violating the annual limit value of 40 µg m⁻³. The PM_{2.5} annual mean concentration was far below the annual limit value of 25 µg m⁻³ (to be obtained by 2015) at those sites reporting this variable.

Violation of the PM₁₀ 24-hour mean limit value occurs almost exclusively during the cold season and is attributed to suspension of road dust and emissions from residential wood burning. Effort has been made to reduce the impact of these sources. Reducing the number of studded tires and lowering the speed limits have undoubtedly had a positive impact on the ambient concentrations of road dust, whereas financial support to households which wants to replace old combustion technology stoves and ovens with new and cleaner technology has led to a noticeable reduction of particle emission from residential wood burning. While exhaust emissions of PM are legislated and are expected to decrease significantly in the coming decade, non-exhaust traffic emissions are completely unregulated and will likely continue to be a dominant source of traffic related PM emissions in the future. The rather long turnover time for replacing old wood stoves with new ones indicates that residential wood burning will be a major contributor to ambient PM for several years yet. Further, PM concentrations in winter could be substantially augmented by meteorological conditions, such as by temperature inversions, which can be quite strong and frequent in winter, thus having a significant but unpredictable influence on the likeliness of meeting the limit values. Exposure calculations performed for Norwegian cities (here: Oslo and Trondheim) show that primarily PM from traffic (sum of road dust and tailpipe emissions) and secondly from wood burning dominate during observed exceedances of the PM₁₀ 24-hour limit value, thus reflecting the importance of abating these sources. For Oslo it was found that 35% of the population was exposed to exceedances of the PM₁₀ 24-hour limit value in 2007 (NILU, 2009). Similar calculations for the year 2020 are in progress and will be made available shortly, although not in time for the current report. The WHO AQG is more stringent than the national air quality

targets and is designed to further protect against the adverse health effects of PM. The UNECE task force on health has recommended using the WHO AQG as aspirational targets. The 24-hour WHO AQG is likely to be exceeded at all urban background and traffic sites both for PM_{2.5} and PM₁₀ for several years ahead, while meeting the annual WHO AQG ought to be achievable within the foreseeable future, in particular for PM_{2.5}. For 2008 five of the eight cities reporting annual mean concentrations of PM_{2.5} at traffic sites met the guideline value of 10 µg m⁻³, while the three other sites just barely exceeded it (11 µg m⁻³). To achieve the PM₁₀ annual WHO AQG of 20 µg m⁻³ appears to be somewhat further ahead than for PM_{2.5}, with annual mean PM₁₀ concentrations being up till 30 % higher than the AQG for 2008. One of twelve sites managed to meet the annual WHO AQG for PM₁₀, though.

4.2.5 Contribution of PM from natural sources

Common for all natural sources of PM is that there is notoriously difficult to predict their emission strength. To improve this situation improved knowledge on nearly every aspect of such aerosols are needed. Hence, the numbers presented in the following text are thus associated with great uncertainty.

Natural sources are likely to contribute substantially but yet by an unknown amount to the ambient PM level. Norway and Scandinavia in general, have large forested areas likely to give a greater proportion of biogenic to anthropogenic VOCs and biogenic secondary organic aerosols (BSOA) than for other parts of Europe. Crude estimates suggest that BSOA formation might be as high as 5 000-10 000 tons per year for Norway. The emission of primary biological aerosol particles (PBAP) in Norway, of which fungal spores and plant debris are amongst the most important contributors, have roughly been estimated to 6541 tons per year (Winivarter et al., 2009), which equals a substantial 13% of the annual anthropogenic emissions of PM₁₀ in Norway. As for BSOA, PBAP has a pronounced seasonal variation with elevated concentrations during the vegetative season. Preliminary results indicate that the sum of BSOA and PBAB may account for 35% of the measured ambient concentration of PM₁₀ in rural background areas in summer, whereas the corresponding percentage for the urban background environment amounts to approximately 20%. During winter the contribution from BSOA and PBAP appears to be negligible. BSOA are considered fine particles (PM_{2.5}), but could condense on coarser ones as well, while PBAP mainly reside in the coarse fraction of PM₁₀ (PM_{10-2.5}).

Emission of PM from wild and agricultural fires occasionally reduces the air quality substantially and contributes in violating PM limit values and air quality guidelines. Examples of the carbonaceous fraction of PM increasing by a factor of 5-10 have been demonstrated for the Norwegian rural background environment despite that the sources are located more than 1 000 km away. Estimates made by the EMEP model suggest that emissions from wildfires contributes less than 0.5 µg m⁻³ to the ambient PM_{2.5} level in Norway when averaged throughout the year.

Norwegian coastal areas are considerably influenced by sea salt aerosols to due sea spray. At the rural background site Birkenes, which is situated 20 km from the Skagerrak coast, 10-18% of the annual mean PM₁₀ concentration can be attributed to this source. The importance of this source decreases rapidly along a coast to inland transect. The uncertainties associated with sea-salts concentrations are likely to be somewhat less compared to the other natural sources mentioned.

Mineral dust is not measured at any sites in Norway, hence its relative contribution to PM cannot be estimated. The unaccounted mass of PM₁₀ at Birkenes in 2008 was 27% (Aas et al., 2009) and part of this mass can be associated with mineral dust, but also partly to water. For PM_{2.5} the relative contribution of mineral dust is likely to be substantial less compared to that of PM₁₀.

4.2.6 Effects caused by PM

Exposure to ambient air PM is linked to a number of different health outcomes, including increased risk of death from cardiopulmonary diseases and lung cancer. There is a particular concern about fine particles (PM_{2.5}) as compared to coarser particles with respect to the effects of long-term exposure to PM on mortality. Coarser particles (here: PM_{10-2.5}) may have a more substantial influence on respiratory morbidity, though. The risk associated with long term exposure to PM appears to be 10 times that of short term exposure, considering death by all causes following PM_{2.5} exposure. There are growing evidence that certain sources of PM are more strongly related to adverse health effects than others (Hoek et al., 2002; Laden et al., 2000), and the World Health Organization (WHO) points toward combustion-derived primary particles as particularly important as they “are often rich in transition metals and organic compounds, and also have a relatively high surface area” (WHO, 2002). In addition, such particles have a substantial LRT potential due to their small size. Although some PM components are considered to be more hazardous than others, the WHO has concluded that it is currently not possible to *precisely* quantify the contribution from different sources and different PM components to the observed health effects of short and long-term exposure to ambient PM (WHO, 2006). Subsequently, any differentiation between effects caused by regional versus local pollutants is not possible at present. It is therefore assumed that the magnitude of the health effects of PM from anthropogenic sources is proportional to the level of population weighted exposure estimated by mass concentration of ambient PM in urban background and rural locations coupled with population density data. Hence, the contribution of PM from e.g. LRT to the adverse health effects of PM is likely proportional to the fraction of the population weighted PM exposure attributable to LRT of PM. Any major contributor to ambient PM is thus of major concern.

Based on the 2007 emission figures for anthropogenic primary PM emissions in Norway (Statistics Norway), 85% of PM₁₀ could be attributed to fine particles (i.e. PM_{2.5}). Further, 75% of the PM₁₀ emissions can be classified as combustion derived primary particles (sum of stationary and mobile combustion sources), recognized by the WHO as particularly harmful. The corresponding number for PM_{2.5} is 85%. As the international community prepares to enter a regime where renewable fuels will play a more important role, it should be kept in mind that WHO does not distinguish between the effects caused by particles from combustion of fossil fuel and those of biomass combustion (WHO, 2005). As previously mentioned LRT is also totally dominated by fine PM, as is also the case for BSOA, whereas mineral dust, sea salts and PBAP mainly reside in the coarse fraction of PM₁₀. Ambient measurements do not reflect the PM_{2.5}/PM₁₀ ratio predicted by the emissions, as they are typically substantially lower, i.e. approximately 50% in the urban environment and around 60% in the rural background environment.

Rosendahl et al. (2000) calculated 2200 premature deaths caused by long term exposure to PM₁₀ for 1995/1996 when assuming no lower threshold value for PM₁₀. The social costs caused by the adverse health effects of PM₁₀ exposure were likely to range between 10-28 billion NOK (1997) annually of which Norwegian sources of PM were likely to account for 4-10 billion NOK (1997). The remaining costs are attributed to LRT PM, which

may contribute substantially in rural areas where local PM sources are scarce. A more than 30% reduction in the anthropogenic PM₁₀ emissions for Norway during the period 1997-2007 suggests that the costs associated with PM₁₀ exposure have been reduced substantially. Calculations made using the Greenhouse Gas and Air Pollution Interaction and Synergies (GAINS) (<http://gains.iiasa.ac.at/gains/EUR/>) model show that the loss in statistical life expectancy in Norway for the year 2000, attributable to identified anthropogenic contributions to PM_{2.5} was 2.5 months on average when assuming current policy. For urban areas the estimate was somewhat higher; e.g. 4.5 months for Oslo. Projections for 2010 show that the statistical life expectancy loss is 2 months, whereas the corresponding number for 2020 is 1.7 months. When assuming maximal feasible reduction (MFR) the corresponding number for 2020 is just in excess of 1.5 months. According to calculations made by IIASA (Amman, 2009), approximately 30% of the loss in life expectancy in 2000 can be attributed to residential wood burning despite that around 70% of the PM_{2.5} emissions can be ascribed to this rather poorly regulated source.

A recent study assumed a nearly 3 times higher relative risk of primary PM_{2.5} (PPM_{2.5}) compared to SIA when calculating the number of premature deaths in Europe caused by PM, finding that PPM_{2.5} caused 301 000 premature deaths whereas 245 000 was attributed to SIA, despite of a 3.3 times higher mean SIA concentration (Andersson et al., 2009). Their finding is explained by the fact that the population-weighted mean concentration of PPM_{2.5} is 2.3 times higher than the non-weighted concentration, whereas the corresponding figure for SIA is only 1.6. This is due to PPM_{2.5} concentrations having larger gradients and being relatively high in densely populated areas, whereas SIA mainly form outside populated areas. With a substantial urban PM increment and most of the population living in scattered settlements it is difficult to predict how this alternative approach of calculating statistical life loss would turn out for Norway, but undoubtedly it ought to be subject to investigation.

Reducing PM levels will certainly decrease the PM exposure, but various health endpoints might benefit from different abatement strategies. Reducing the frequency of short term peak levels of PM, typically attributed to coarse road dust in the urban environment, would probably be more beneficial for asthmatics than trying to lower the general background PM level. A national exposure estimate for PM would be necessary though to sort out whether compliance of days exceeding the 24 hour limit value of PM₁₀ or lowering the general background PM₁₀ level is the most cost efficient in reducing the loss in life expectancy.

It is fair to argue that the carbonaceous aerosol is currently the most important with respect to aerosol effect on climate and that this mainly is attributed to its black carbon (BC) fraction. BC is regarded by e.g. Ramanathan and Carmichael (2008) to be the second most important contributor to global warming after CO₂, but the climate effect of BC has been debated (e.g. Forster et al., 2007). The pronounced effect of BC on the regional and global climate and its short lifetime compared to CO₂, has led several to the conclusion that reducing emissions of BC is the most effective strategy to slow global warming (Bond, 2007; Hansen et al., 2000; Jacobson, 2002), while reduction of greenhouse gases are needed to stop the warming. Hence, it is vital to quantify and subsequently reduce uncertainties in the climate effects of BC to be able to work out effective and well-targeted abatement strategies. For Norway particular attention ought to be paid to residential wood burning as a source of BC. Besides being the major source of PM, of which BC could constitute 20 – 30 %, Norwegian BC emissions are likely to be 10-100 times more important with respect to contributing to the Arctic BC concentration than emissions from continental Europe. This fact is related to Norway's geographical position and proximity to the Arctic region. Preliminary calculations made by

IIASA (Amann, 2009) suggest that Norwegian BC emissions from wood burning may constitute 25% of the Arctic BC concentration that originates from Europe, and that this percentage is projected to increase in the coming years. Effort should be made to reduce the uncertainty in the emissions of PM from wood burning in order to validate these numbers.

4.3 Effect on PM caused by climatic change

This question cannot be answered based on current knowledge; there is no consensus whether the concentration will increase or decrease!

Air pollution is a result of high emissions and unfavourable meteorological conditions and which is attempted counteracted by emission control. Hence, climate change might modulate improvements in air quality. As we are entering a period where climate are likely to change rapidly, its implication on air quality must be better understood. However, to assess the impact of climate change on air quality appears to be difficult given the high number of different mechanisms that can act on the various species of air pollution; further, it appears to be particularly difficult to predict any realistic future outcome for particulate matter. The summer of 2003 heat wave in Europe, causing substantially increased levels of O₃ and PM, could in several ways illustrate how climate affects air quality and such acts as an early warning. However, GCM-CTM studies of the sensitivity of surface PM to the 21st century climate change find annual mean effects of the order of $\pm 0.1-1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in polluted regions over the coming decades, but with no consensus between studies as to the sign of the effect.

The great challenge in predicting how climate change affects future PM loadings is attributed to the diversity of PM components, compensating effects, and general uncertainty in GCM (Global Chemical Models) projections of the future hydrological cycle. As an example, an increased temperature will likely have a slightly negative effect on PM caused by volatilization of semi-volatile components such as nitrate and organics, which is counteracted by increased sulphate production caused by increased reaction rates and oxidation capacity of the atmosphere. On the other hand, changes in humidity and cloudiness will increase the PM water content and hence the uptake of semi-volatile constituents (e.g. nitrate and organics). Global warming is also hypothesized to cause an increase in secondary PM from biogenic sources, due to a rise in emissions of biogenic volatile organic gases. In recent years, there have been several examples of emissions from wild fires severely affecting the air quality in Europe, violating European PM limit values. There are also examples of such fires causing severe air pollution concentrations in the Arctic environment, escalating the melting of sea ice and snow. An increased frequency of wildfires from droughts in the future climate could be yet another important factor driving PM increases.

Undoubtedly, ambient PM concentrations can be affected by climate change, but changes caused by humankind trying to adapt to a CO₂ neutral society is perhaps equally important. The switch from fossil fuel to renewable fuels will improve the situation with respect to CO₂, but the impact on PM air pollution is uncertain. According to the International Energy Agency (IEA, 2007), close to 80 per cent of renewable energy sources are combustibles, of which 97 per cent is biomass. Projections made by the International Atomic Energy Agency (IAEA, 2008) show that the consumption of biomass (renewables) is likely to increase by approximately 200 per cent between 2000 and 2020. Future emissions of PM from the expected increase in biomass consumption will be critically dependent on the technologies used to transform biomass into heat and energy. Predictions made by the International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) for the CAFÉ (Clean Air For Europe) project

point towards domestic heating and, in particular, wood burning as one of the major sources contributing to future loadings of PM and black carbon (BC) in Europe. For large parts of Europe, emissions from residential wood burning are poorly regulated and combustion tends to take place in small installations with old technology, which promotes emissions of PM and BC. In addition, the turnover time for wood stoves and fireplaces is rather long, which hampers the shift to new and cleaner technology. For wood smoke particles, the physical and chemical characteristics will differ with combustion conditions and combustion appliance and this may affect the toxicity of the particles. Current knowledge on this matter is, however, limited. Concern has already been expressed regarding the consequences of large scale conversion from gasoline to ethanol (bio-ethanol) with respect to ozone related health consequences and oxidation of unburned ethanol as a source of acetaldehyde (human carcinogen). Combustion of biofuels will inevitably change the composition of PM emissions towards more oxygenated species. This fraction of the aerosol is the least explored, partly because of analytical limitations, and is thus an area of further investigation both with respect to potential adverse health effects and climate impact.

Sea ice is expected to recede in the Arctic during the 21st century due to the projected climate warming, causing a change in the global shipping routes. As a result, shipping activity will increase in the Northern areas as will oil and gas exploration, as currently seen in the Barents Sea. Considerable emissions of short lived air pollutants by such activity will deteriorate the air quality in this region. Increased concentrations of carbonaceous and sulphate aerosols in the Norwegian coastal region has been predicted by CTM runs (Dalsøren et al., 2007). Another challenge could be boreal forest fires in Siberia (Russian Federation), Canada and Alaska (USA), which are at least partly beyond human control, and which could further escalate the melting of sea ice and snow in the Arctic. A continuously disproportionate warming of the Arctic compared to the mid-latitudes could recruit new areas in the mid-latitudes as source regions of Arctic and sub-Arctic air pollution, as this would reduce the temperature barrier which currently exists for such transportation of air masses. Examples of this have already been observed (Stohl et al., 2007).

4.4 Projections of PM

Projections made by the Greenhouse Gas and Air Pollution Interaction and Synergies (GAINS) model show that anthropogenic PPM_{2.5} emissions in Norway will decrease by 22% during the period 2000-2020 when assuming current legislation emissions (CLE), whereas the corresponding number for PM₁₀ is 19%. According to Statistics Norway (<http://statbank.ssb.no/statistikkbanken>), correspondingly large reductions had been obtained already by 2007. GAINS projections show that PPM_{2.5} from residential wood burning, which is the major source of PPM_{2.5} in Norway, will decrease by 24% from 2000-2020, while figures from statistics Norway suggest that a 28% reduction had taken place already in 2007. Nevertheless, residential wood burning will continue to be the major PM emission source in Norway by a fair margin even in the future (71% of PM_{2.5} in 2020 compared to 73% in 2000, according to GAINS). A more rapid change to new and cleaner combustion technology would likely improve this situation, as would a revision of currently used emissions factors and the making of new ones concerning the uncertainty in the current emission estimates.

GAINS projects that the annual emissions of road dust will increase from 820 tons to 1670 tons over the period 2000 – 2020. This 100 % increase probably reflects an increased number of cars and an increased vehicular activity in the future. Figures from Statistic Norway show that road dust accounted for 1834 tons in 2007. More than anything else, these

inconsistencies in the emissions reflect the severe uncertainty associated with this source. A stepwise but rather modest reduction of 30 % in the road dust emissions is reported (Statistics Norway) for the period 1990-2007. The majority of the decrease is seen for the period 1990-2000 and likely reflects the substantial decrease in the use of studded tires experienced in urban areas during these years. For the period 2000-2007 a minimal 1% reduction is seen for the emissions of road dust, probably caused by a modest turnover from studded to non-studded tires and increased vehicular traffic. As for wood burning, road dust is likely to remain a major contributor to PM exposure in Norwegian cities in the coming years, despite that well-known, effective, and technical feasible solutions are available which could reduce the emissions substantially for both sources.

Projections of Norwegian PM_{2.5} and PM₁₀ emissions for the year 2020 using the GAINS model show no differences when comparing the CLE and the maximum feasible reduction (MFR) scenarios. This could in theory be explained by the fact that all technical feasible reductions have been implemented in the current CLE. However, this explanation appears difficult to justify as the 41 000 tons of PM_{2.5} emitted from wood burning in 2000 mainly originated from old combustion technology ovens (4% new combustion technology installations only, Haakonsen and Kvingedal, 2001). Further, only a modest 24% reduction is calculated for the year 2020 (both with CLE and MFR). By assuming a constant wood consumption (2008 consumption figures) and that all wood is combusted in ovens with new combustion technology (emission factor of 6.2 g kg⁻¹) the annual emission from residential wood burning would be 7750 tons. This number would then correspond to the *true* MFR for 2020 for this source. According to IIASA, the MFR scenario does not consider premature scrapping, thus technical life time is considered in the scenario. The observed reduction seen for the period 2000 - 2020 is thus likely due to a combination of reduced wood consumption (caused by higher energy efficiency in new combustion technology ovens) and a reduced emission factor (caused by improved combustion) attributed to a default turnover rate for implementation of new combustion technology. The reported change from 4% new combustion technology ovens in 2000 (Haakonsen and Kvingedal, 2001) to 43% in 2008 (<http://www.ssb.no/vis/magasinet/miljo/art-2009-06-25-01.html>) has not been accounted for.

The predicted mean exposure concentration of anthropogenic PPM_{2.5} in Norway is projected to decrease from 4.0 µg m⁻³ in 2000 to 2.8 µg m⁻³ in 2020 when assuming CEL, corresponding to a 30% reduction. When assuming MFR the mean exposure concentration of anthropogenic PPM_{2.5} in 2020 is lowered somewhat more (2.5 µg m⁻³), corresponding to a 38% reduction compared to 2000. This additional reduction seen for MFR is actually attributed to long range transport since there is no difference between CLE and MFR for 2020 for Norwegian emissions.

5. Referanser

- Amman, M. (2009) Air pollutants and greenhouse gases: Co-controls and co-benefits. Presentation at NILU 40th Anniversary Symposium. Kjeller 15 October 2009. URL: <http://www.nilu.no/data/inc/leverfil.cfm?id=31425&type=6>).
- Andersson, C., Bergström, R. and Johansson, C. (2009) Population exposure and mortality due to regional background PM in Europe - Long-term simulations of source region and shipping contributions. *Atmos. Environ.*, 43, 3614-3620.
- Bond, T.C. (2007) Can warming particles enter global climate discussions? *Environ. Res. Lett.*, 2, 045030, doi:10.1088/1748-9326/2/4/045030.
- Dalsøren, S.B., Endresen, Ø., Isaksen, I.S.A., Gravir, G. and Sørsgård, E. (2007) Environmental impacts of the expected increase in sea transportation, with a particular focus on oil and gas scenarios for Norway and northwest Russia. *J. Geophys. Res.*, 112, D02310, doi:10.1029/2005JD006927.
- Derwent, R. G., Simmonds, P. G., Manning, A.J. and Spain, T.G. (2007) Trends over a 20-year period from 1987 to 2007 in surface ozone at the atmospheric research station, Mace Head, Ireland. *Atmos. Environ.*, 41, 9091–9098.
- EEA (2007) Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. Copenhagen, EEA (European Environment Agency, Technical Report 11/2007).
- EMEP (2004) EMEP Assessment PART I. European Perspective. Ed. by G. Lövblad, L. Tarrason, K. Tørseth and S. Dutchak. Oslo, Norwegian Meteorological Institute. Available from www.emep.int.
- EMEP (2008) Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2006. Oslo, Norwegian Meteorological Institute (EMEP Status Report 1/08).
- EMEP (2009) Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2007. Oslo, Norwegian Meteorological Institute (EMEP Status Report 1/09).
- EMEP/MS-CW (2008) Transboundary data by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Country report for Norway. Oslo, Norwegian Meteorological Institute (Data Note 1/08).
- EMEP/MS-CW (2009) Transboundary data by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Country report for Norway. Eds. Agnes Nyiri, Michael Gauss and Heiko Klein. Oslo, Norwegian Meteorological Institute (Data Note 1/09). URL: http://www.emep.int/publ/reports/2009/Country_Reports/report_NO.pdf
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M. and Van Dorland, R. (2007) Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: *Climate Change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Ed. by S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller. Cambridge, Cambridge University Press.

- Hansen, J., Sato, M., Ruedy, R., Lacis, A. and Oinas, V. (2000) Global warming in the twenty first century: An alternative scenario. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 97, 9875-9880.
- Hesthagen, T.H. og Østborg, G.M. (2008) Endringer i areal med forsuringskadede fiskebestander i norske innsjøer fra rundt 1990 til 2006. Trondheim, Norsk institutt for naturforskning (NINA-rapport 169).
- Hindar, A. og Skancke, L. (2008) Vannkjemisk utvikling i innsjøer etter avsluttet kalking. Oslo, Norsk institutt for vannforskning (NIVA-rapport 5628-2008).
- Hindar, A., Kroglund, F., Wright, R., Skjelkvåle, B. L. og Henriksen, A. (2008) Beregning av dagens og framtidig kalkbehov for innsjøer og lakseelver i Norge. Oslo, Norsk institutt for vannforskning (NIVA-rapport 5619-2008).
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P. and van den Brandt, P.A. (2002) Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet*, 360, 1203-1209.
- Hole, L.R. and Enghardt, M. (2008) Climate change impact on atmospheric nitrogen deposition in northwestern Europe: A model study. *Ambio*, 37, 9–17.
- Hole, L.R., de Wit, H.A. and Aas, W. (2008) Influence of summer and winter climate variability on nitrogen wet deposition in Norway. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 12, 405-414.
- Haakonsen, G. og Kvingedal, E. (2001) Utslipp til luft fra vedfyring i Norge – utslippsfaktorer, ildstedsbestand og fyringsvaner. Oslo, Statistics Norway (Statistics Norway Report 2001/36) in Norwegian.
- International Energy Agency (IEA) (2007) Renewables in global energy supply. An IEA fact sheet. Paris, IEA.
- IPCC (2007) Climate change 2007: Synthesis report. Ed. by Core Working Team, Pachauri, R.K. and Reisinger, A. IPCC, Geneva.
- Jacob, D.J. and Winner, D.A. (2009) Effect of climate change on air quality. *Atmos. Environ.*, 43, 51-63.
- Jacobson, M.Z. (2002) Analysis of aerosol interactions with numerical techniques for solving coagulation, nucleation, condensation, dissolution, and reversible chemistry among multiple size distributions. *J. Geophys. Res.*, 107, 4366, doi:10.1029/2001JD002044.
- Karlsson, P.E., Tang, L., Sundberg, J., Chen, D., Lindskog, A. and Pleijel, H. (2007) Increasing risk for negative ozone impacts on vegetation in northern Sweden. *Environ. Poll.*, 150, 96-106.
- Laden, F., Neas, L.M., Dockery, D.W. and Schwartz, J. (2000) Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities. *Environ. Health Perspectives*, 108, 941-947.
- Langner, J., Bergström, R. and Foltescu, V. (2005) Impact of climate change on surface ozone and deposition of sulphur and nitrogen in Europe. *Atmos. Environ.*, 39, 1129–1141.

- Larssen, T., Cosby, B.J., Høgåsen, T., Lund, E. and Wright, R. (2008b) Dynamic modelling of acidification of Norwegian surface waters. Oslo, Norsk institutt for vannforskning (NIVA-rapport 5705-2008).
- Larssen, T., Lund, E. og Høgåsen, T. (2008a) Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen i Norge – oppdatering med perioden 2002-2006. Oslo, Norsk institutt for vannforskning (NIVA-rapport 5697-2008). (Fagrapport 126. Naturens tålegrenser).
- Laurila, T., Tuovinen, J.-P., Tarvainen, V. and Simpson, D. (2004) Trends and scenarios of ground-level ozone concentrations in Finland. *Boreal Environ. Res.*, 9, 167-184.
- Manninen, S., Huttunen, S., Tømmervik, H., Hole, L.R. and Solberg, S. (2009) Northern plants and ozone. *Ambio*, in press.
- Millenium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and human well-being: Biodiversity Synthesis. Washington DC. World Resources Institute.
URL: <http://www.millenniumassessment.org>.
- Mills, G. (2004) Mapping critical levels for vegetation. In: *UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*. Ed. by UBA. Manual on methodologies and criteria for mapping critical loads and levels and air pollution effects, Risks and trends. Constantly updated version available at www.oekodata.com/icpmapping/.
- Ramanathan, V. and Carmichael, G. (2008) Global and regional change due to black carbon. *Nature Geosci.*, 1, 221-227.
- RIVM (2003) Modelling and mapping of critical thresholds in Europe: CCE Status Report 2003. Ed. by M. Posch et al. Bilthoven, National Institute of Public Health and the Environment (RIVM report 259101013/2003).
- Rosendahl, K.E. (2000) Luftforurensninger – effekter og verdier (LEVE). Helseeffekter og samfunnsøkonomiske kostnader av luftforurensning. Oslo, Statens forurensningstilsyn (TA-1718/2000).
- Schär, C., Vidale, P.L., Lüthli, D., Frei, C., Häberli, C., Liniger, M.A. and Appenzeller, C. (2004) The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature*, 427, 332–336.
- Schöpp, W., Posch, M., Mylona, S. and Johansson, M. (2003) Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 7, 436-446.
- SFT (2008) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2007. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SPFO-rapport 1036/2008, TA-2439/2008).
- SFT (2009) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Sammendragsrapport. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SPFO-rapport 1050/2009, TA-2527/2009).
- Sillman, S. and Samson, J. (1995) Impact of temperature on oxidant photochemistry in urban, polluted rural and remote environments. *J. Geophys. Res.*, 100, 11,497– 11,508.

- Simpson, D., Ashmore, M.R., Emberson, L. and Tuovinen, J.-P. (2007) A comparison of two different approaches for mapping potential ozone damage to vegetation. A model study, *Environ Poll.*, 146, 715-725.
- Solberg, S., Derwent, R.G., Hov, Ø., Langner, J. and Lindskog, A. (2005) European abatement of surface ozone in a global perspective. *Ambio*, 34, 47-53.
- Solberg, S., Hov, Ø., Søvde, A., Isaksen, I.S.A., Coddeville, P., De Backer, H., Forster, C., Orsolini, Y. and Uhse, K. (2008) European surface ozone in the extreme summer 2003. *J. Geophys. Res.*, 113, D07307, doi:10.1029/2007JD009098.
- Solberg, S., Jonson, J.E., Horalek, J., Larssen, S., and de Leeuw, F. (2009) Assessment of ground-level ozone in EEA member countries, with a focus on long-term trends. Copenhagen, European Environment Agency (Tech. Rep. 7/2009).
- Stohl, A., Berg, T., Burkhardt, J.F., Fjæraa, A.M., Forster, C., Herber, A., Hov, Ø., Lunder, C., McMillan, W.W., Oltmans, S., Shiobara, M., Simpson, D., Solberg, S., Stebel, K., Ström, J., Tørseth, K., Treff eisen, R., Virkkunen, K. and Yttri, K.E. (2007) Arctic smoke— record high air pollution levels in the European Arctic due to agricultural fires in Eastern Europe in spring 2006. *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 511-534.
- Sundvor, I., Slørdal, L.H. and Randall, S. (2009) Dispersion and exposure calculations of PM₁₀, NO₂ and benzene in Oslo and Trondheim for 2007. Kjeller (NILU OR 9/2009).
- Vestreng, V., Myhre, G., Fagerli, H., Reis, S. and Tarrasón, L. (2007) Twenty-five years of continuous sulphur dioxide emission reduction in Europe. *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 3663-3681.
- Vestreng, V., Ntziachristos, L., Semb, A., Reis S., Isaksen, I.S.A. and Tarrasón, L. (2009) Evolution of NO_x emissions in Europe with focus on road transport control measures. *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 1503-1520
- WHO (2006) Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution. Joint WHO/Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe (E88189).
- Winiwarter, W., Bauer, H., Caseiro, A. and Puxbaum, H. (2009) Quantifying emissions of primary biological aerosol particle mass in Europe. *Atmos. Environ.*, 43, 3819 – 3829.
- Aas, W., Hjellbrekke, A.-G., Hole, L.-R. and Tørseth, K. (2008) Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. Kjeller (NILU OR 72/2008) (Naturens tålegrense rapport nr. 125).
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. og Yttri, K.E. (2009) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2008. Kjeller (NILU OR 22/2009) (SFT-rapport nr. 1051/2009).



Statens forurensningstilsyn (SFT)
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@sft.no
Internett: www.sft.no

Utførende institusjon Norsk institutt for luftforskning	Kontaktperson SFT Tor Johannessen	ISBN-nummer 978-82-425-2153-8 (trykt) 978-82-425-2154-5 (elektronisk)
--	--------------------------------------	--

	Avdeling i SFT Seksjon TVS	TA-nummer 2576/2009
--	-------------------------------	------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Wenche Aas	År 2009	Sidetall 45	SFTs kontraktnummer 5009165
--	------------	----------------	--------------------------------

Utgiver Norsk institutt for luftforskning OR 52/2009	Prosjektet er finansiert av SFT
--	------------------------------------

Forfatter(e) NILU: Wenche Aas, Sverre Solberg og Karl Espen Yttri NIVA: Thorjorn Larssen og Richard Wright
--

Tittel - norsk og engelsk Langtransporterte luftforurensninger og effekter i Norge – status og fremtidsutsikter Long range transported air pollution and effects in Norway – status and projections

Sammendrag – summary Rapporten inneholder en analyse av status og trender for langtransporterte forurensninger i Norge, for komponenter som er relevante under Gøteborgprotokollen. Det gjøres en vurdering om fremtidige overskridelser av tålegrenser og grenseverdier. The report contains an assessment of long range transported air pollution to Norway, for species relevant under the Gothenburg protocol. An analysis of projection for exceedances of critical loads and limit values is included.
--

4 emneord Forsuring Overgjødsling Bakkenær ozon Partikler	4 subject words Acidification Eutrophication Ground level ozone Particulate matter
---	--

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@sft.no
www.sft.no

Om SFT

Statens forurensningstilsyn (SFT) er et direktorat under Miljøverndepartementet med 300 ansatte på Helsefyr i Oslo. SFT arbeider for en forurensningsfri framtid Vi iverksetter forurensningspolitikken og er veiviser, vokter og forvalter for et bedre miljø.

SFTs hovedoppgaver er å:

- overvåke og informere om miljøets tilstand og utvikling
- utøve myndighet og føre tilsyn etter forurensningsloven, produktkontrollloven og klimakvotelloven
- styre og veilede fylkesmennenes miljøvern avdelinger innen SFTs ansvarsområder
- gi råd til Miljøverndepartementet og tydeliggjøre behovet i sektorene for økt miljøinnsats
- delta i det internasjonale miljøvern samarbeidet
- og utviklingssamarbeidet på miljøområdet

TA-2576/2009
ISBN 978-82-425-2153-8 (trykt)
ISBN 978-82-425-2154-5 (elektronisk)