

NILU: OR 80/2006  
REFERANSE: O-105157  
DATO: OKTOBER 2006  
ISBN: 82-425-1809-2

# **Oppdatering av regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Nordsjøen**

**Regulære utslipp til luft –  
konsekvenser**

**Svein Knudsen, Sverre Solberg, Bente M.  
Wathne, Tore Høgåsen, Jan Magnusson, Knut  
Erik Tollefsen, Per Arild Aarrestad, Ole  
Reitan, Kerstin Stebel and Sam-Erik Walker**



NILU: OR 80/2006  
REFERENCE: O-105157  
DATE: OKTOBER 2006  
ISBN: 82-425-1809-2

# Oppdatering av regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Nordsjøen

## Regulære utslipp til luft – konsekvenser

Svein Knudsen<sup>1</sup>, Sverre Solberg<sup>1</sup>, Bente M. Wathne<sup>2</sup>,  
Tore Høgåsen<sup>2</sup>, Jan Magnusson<sup>2</sup>, Knut Erik Tollefsen<sup>2</sup>,  
Per Arild Aarrestad<sup>3</sup>, Ole Reitan<sup>1</sup>, Kerstin Stebel<sup>1</sup>,  
Sam Erik Walker<sup>1</sup>



1)  
Norsk institutt for luftforskning  
Postboks 100, 2027 Kjeller



2)  
Norsk institutt for vannforskning  
Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo



3)  
Norsk institutt for naturforskning  
Tungasletta 2, 7005 Trondheim



## Forord

Denne rapporten inngår som en del av oppdatering av Regional konsekvensutredning for Nordsjøen. Dette er en oppdatering av arbeidet som ble gjort i 1999 og rapportert i rapporten OR 06/99 “Regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Nordsjøen, Regulære utslipp til luft”.

Hensikten med regionale konsekvensutredninger er primært å gi en bedre oversikt over konsekvensene av petroleumsaktiviteten på sokkelen enn det enkeltstående feltvise konsekvensutredninger gir. Den regionale konsekvensutredningen vil tjene som referansedokument for framtidige feltspesifikke konsekvensutredninger. Dette forventes å bety en forenkling og forbedring av utredningsarbeidet. I forbindelse med denne delutredningen er Nordsjøen delt inn i 6 delområder bestående av 19 megakilder. Disse delområdene er:

- Tampenområdet
- Trollområdet
- Osebergområdet
- Frigg-Heimdalområdet
- Sleipnerområdet
- Ekofiskområdet.

Denne rapporten er en oppdatering av rapporten fra 1999, med estimerte utslipp for 2007. For å få mest mulig sammenlignbare resultater er det beholdt mest mulig av grunnlaget fra 1999 . Der dette har vært tilgjengelig er oppdatert informasjon om redusert avsetning av nitrogen og svovel som følge av reduserte utslipp i Europa og andre steder tatt med.



# Innhold

	Side
<b>Forord</b> .....	<b>1</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>3</b>
<b>Sammendrag</b> .....	<b>5</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>11</b>
1.1 Organisering av utredningsarbeidet. ....	11
1.2 Formålet med konsekvensutredningen.....	11
1.3 Forholdet til feltspesifikke konsekvensutredninger .....	12
<b>2 Bakgrunn</b> .....	<b>12</b>
2.1 Status for belastning og internasjonale avtaler.....	12
<b>3 Generelt om virkninger av utslipp til luft</b> .....	<b>13</b>
3.1 Forsuring .....	13
3.2 Overgjødning .....	16
3.2.1 Nitrogenavsetning til sjø .....	16
3.2.2 Overgjødning – flora og fauna.....	16
3.3 Bakkenært ozon.....	17
<b>4 Dagens situasjon</b> .....	<b>18</b>
4.1 Tålegrenser .....	18
4.1.1 Tålegrenser for forsuring.....	18
4.1.2 Tålegrenser for nitrogenavsetning på vegetasjon.....	20
4.1.3 Tålegrenser for bakkenært ozon .....	23
4.2 Dagens belastning .....	24
4.2.1 Forsuring av overflatevann.....	24
4.2.2 Virkninger på Vegetasjon.....	28
4.2.3 Fauna .....	31
4.2.4 Transporter av nitrogen i Nordsjøen .....	31
4.2.5 Bakkenært ozon.....	32
<b>5 Petroleumsvirksomheten i Nordsjøen sitt bidrag til belastningsnivået</b> .....	<b>33</b>
5.1 Utslippsdata.....	33
5.2 Størrelsen på influensområdet.....	35
5.3 Metodebeskrivelse.....	36
5.3.1 EMEP-modellen .....	37
5.3.2 Prosedyre for modellberegningene.....	37
5.4 Bidrag til belastningsnivået.....	41
5.4.1 Avsetning av nitrogen .....	41
5.4.2 Bakkenært ozon.....	52
<b>6 Miljøkonsekvenser knyttet til bidraget fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen</b> .....	<b>65</b>
6.1 Forsuring .....	65
6.2 Overgjødning .....	67
6.2.1 Tilførsler av nitrogen fra atmosfæren til havet.....	67
6.2.2 Vegetasjon.....	68

6.2.3 Fauna .....	71
6.3 Bakkenært ozon.....	72
6.3.1 Vegetasjon.....	72
6.3.2 Fauna .....	72
<b>7 Vurdering av bidrag fra partikkel-assosiert PAH til vannsøylen .....</b>	<b>73</b>
<b>8 Referanser .....</b>	<b>75</b>
<b>Vedlegg A Fotokjemiske prosesser i atmosfæren.....</b>	<b>83</b>
<b>Vedlegg B Fotoplume-modellen .....</b>	<b>89</b>
<b>Vedlegg C .....</b>	<b>95</b>
<b>Vedlegg D Naturtypenes tålegrense for nitrogen – effekter av overskridelse .....</b>	<b>99</b>



## Sammendrag

*Oppdragsgiver har på vegne av de deltakende selskapene i RKU-arbeidet bedt konsulentene utarbeide en regional konsekvensutredning for utslipp til luft fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen. Målet med de regionale konsekvensutredningene er å legge et best mulig grunnlag for å vurdere hvordan petroleumsaktiviteten i delområdet (eksisterende og planlagte aktiviteter) vil påvirke naturressurser, næringsmessige interesser og andre brukerinteresser, samt å beskrive muligheter som finnes for å redusere eller unngå negative effekter. De regionale utredningene er delt i ulike temautredninger, og denne rapporten dekker temautredningen "Konsekvenser av utslipp til luft". Temautredningene vil utgjøre en del av det samlede konsekvensutredningsarbeidet som oljeselskapene er pålagt å gjennomføre ved planlegging av nye utbyggingsprosjekter.*

Målet med denne temautredningen var å oppdatere det tidligere arbeidet rapportert i 1999 og beregne det samlede bidraget fra petroleumsrelaterte utslipp i Nordsjøen til nitrogenavsetning og dannelse av bakkenært ozon i kystområdet f.o.m. Vest-Agder t.o.m. Nord-Trøndelag. De relative bidragene fra de seks delområdene i Nordsjøen har også blitt vurdert. Andre konsekvenser av luftutslipp, slik som f.eks. effekter på det globale klima er ikke vurdert.

### Generelt om virkninger av utslipp til luft

Nitrogen- og svovelforbindelser i luft og nedbør bidrar til forsuring av jord og vann i Norge. Forholdet mellom nitrogen og svovel i nedbøren har økt siden 1980. Det har vært en betydelig reduksjon i avsetningen av svovel i perioden 1980-2005 med en reduksjon i sulfat konsentrasjonen i nedbør og dermed avsetningen på 64-77% over fastlands-Norge. Utslippene av nitrogen var relativt konstant i 80 årene, men fra 1990 til 2003 har det vært en reduksjon av utslippene av nitrogenoksider på 27%. Reduksjonene i avsetning følger generelt utslippsreduksjonene i Europa.

Nitrogenforbindelser er gjødsel for vegetasjonen. I ukultivert jord, f.eks. skogsjord, er nitrogen et vekstbegrensende stoff (minimumsstoff), og atmosfærisk tilført nitrogen kan derfor gi en økt vekst. Men kommer det mer nitrogen gjennom nedbøren enn vegetasjonen kan bruke, vil "overskuddet" renne gjennom jordsmonn og løsmasser og ende i vassdragene som nitrat. Nitrationet vil da bidra til forsuring på samme måte som sulfat.

For vegetasjon kan gjødslingseffekten føre til endringer i konkurranseforhold mellom arter og endringer mot mer nitrogenkrevende arter. Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt nitrogen nivå, er mest utsatt for nitrogen gjødsling. Dette gjelder særlig næringsfattige skogsystemer, nedbørmyrer og kystlyngheier. Effektene av økt nitrogentilgang på dyrelivet er mest sannsynlig sekundære. Dette betyr følgelig at noen dyrepopulasjoner kan bli begünstiget av gjødslingseffekter, mens andre får dårligere kvalitet på sine habitater.

Ozondannelse i tilknytning til langtransporterte luftforurensninger har vært observert i Norge siden 1975-77. Ozon dannes ved reaksjoner mellom nedbrytningsprodukter av hydrokarboner og nitrogenoksider. Ozondannelsen er spesielt

virksom i sommerhalvåret i områder med store utslipp av både nitrogenoksider og hydrokarboner. I Europa fører høytrykkssituasjoner om sommeren ofte til høye ozonkonsentrasjoner, og transport av forurenset luft mot Norge kan gi time-midlede konsentrasjoner av ozon på 150-200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . SFTs maksimumsverdi for timemiddelkonsentrasjon er 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Ozon er en sterk oksidant (plantegift) som påvirker vegetasjonen alt ved svært lave konsentrasjoner. Gassen tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og kan forstyrre cellefunksjonen og redusere fotosyntesen, med redusert vekst som resultat. I naturlige plantesamfunn kan artssammensetningen påvirkes som følge av artenes ulike toleranse for ozon.

Hos dyr og mennesker er forhøyede konsentrasjoner av ozon påvist å føre til betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for infeksjoner.

### **Tålegrenser og dagens situasjon**

Vurderinger av effekter av nitrogenavsetning og ozoneksponering relateres gjerne til overskridelser av såkalte *tålegrenser*. En tålegrense kan defineres som:

“Et kvantitativt mål for tilførsel av forurensninger som, ut fra dagens viten, ikke fører til skadelige effekter på følsomme komponenter i økosystemet, slik som reduserte fiskebestander/fiskedød, skogskader/skogsdød og endringer i arts-sammensetning og mengde av arter.”

Tålegrensedefinisjonen gir en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader.

I 2001 var tålegrensen for tilførsler av svovel og nitrogen overskredet i 13% av landarealet i Norge. Dette er en reduksjon i forhold til 1990 da den samme tålegrensen var overskredet i 25% av landarealet. Det er forventet at ved full effekt av den andre Göteborg-protokollen (UN/ECE, 1999) vil landarealet med overskredet tålegrense avta til 7%. Dette er en forbedring i forhold til 1990, da man forventet en reduksjon til 11% ved full effekt av internasjonale avtaler. Men N-avsetningen vil da utgjøre en relativt stor andel av den gjenstående overskridelsen og videre forbedring av forurensningssituasjonen vil være avhengig av reduksjoner i N-utslipp.

For vegetasjon, er tålegrensene overskredet i dag i næringsfattige skogsystemer på Sørvestlandet. Det er ikke rapportert om tydelige endringer i disse vegetasjonstypene. En av de mer klare indikasjoner på effekter av høy nitrogenbelastning er imidlertid omfattende algepåvekst på bjørkestammer i Lund i Rogaland.

Tålegrensene for kystlyngheier er overskredet i Rogaland. I de siste tiårene har lyngheiene i Rogaland og Sunnhordland vist den samme utviklingstendensen som lenger sør i Europa med reduksjon i røsslyng og økt grasdominans, samtidig som de vokser til med busker og trær. Disse vegetasjonsendringene skyldes en kombinasjon av økt nitrogenavsetning og andre medvirkende årsaker. I Hordaland

er bakgrunnsnivået like under tålegrensen og kystlyngheiene her er således i faresonen.

I Norge er det ikke utført undersøkelser som viser effekter av nitrogen påvirkning på myrvegetasjon, men det er nærliggende å anta at endringer også skjer i norske nedbørmyrer med høy nitrogen belastning, da tålegrensene er overskredet så langt nord som til Møre og Romsdal.

Det er ikke etablert tålegrenser for nitrogenavsetning i forhold til dyreliv. Man må derfor forholde seg til sekundære effekter fra vegetasjonsendringer.

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr er satt til  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  over 1 time og  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  over 8 timer (forekomst av forhøyede verdier av ozon strekker seg som regel over perioder på 8-12 timer). For plantevekster bør gjennomsnittsverdien for vekstsesongen (april- september) av 7 timersmiddel (kl 0900-1600) ikke overskride  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Gjennomsnittsverdien for vekstsesongen i Norge i dag er på 63-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , og ozonkonsentrasjonen er således periodisk høy nok til å gi skader på vegetasjon.

Tålegrensene for ozon på vegetasjon baseres også på akkumulerte eksponeringsdoser over vekstsesongen, og blir beregnet som summen av differansene mellom timemiddel konsentrasjonene og 40 ppb ( $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Beregningene refereres som AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold limit of 40 ppb). Tålegrensene knyttet til AOT40-verdiene er forskjellig for ulike vekster, men de laveste tålegrenseverdiene overskrides jevnlig over store deler av Sør-Norge. Det er imidlertid ikke rapportert om vegetasjonsskader som skyldes ozon. I Mellom-Europa er omfattende skogskader tidligere satt i sammenheng med ozon. Skader er også rapportert ved kontrollerte forsøk i Norge hvor bl.a. blåbær viste seg å være følsom ovenfor ozon. SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr overskrides episodevis over store deler av Norge.

### Utslippsprognoser

Ifølge oppdaterte prognoser vil totalutslippet av  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$ ) fra de petroleumsrelaterte kildene i Nordsjøen nå et maksimalnivå i år 2007 på 52 800 tonn ( $\text{NO}_x$ )/år. Tampen er det delområdet med det klart største bidraget til  $\text{NO}_x$ -utslippet. I år 2007 vil Tampenområdet alene bidra med 22 000 tonn ( $\text{NO}_x$ )/år. Utslippet av  $\text{NO}_x$  har holdt seg på ca samme nivå som prognosene for år 2001-2002 fra 1999.

VOC har i tillegg til virkninger på klima også virkninger på dannelsen av troposfærisk ozon. VOC har ikke så stor virkning i Nordsjøen, men i sterkt forurensede områder vil innvirkningen av VOC på fotokjemiske reaksjoner i atmosfæren være større. Utslippet av VOC har gått dramatisk ned siden prognosene i 1999. Den nye prognosen gir et samlet utslipp på 43 500 tonn VOC /år mot knapt 200 000 tonn VOC/år i 2000 i prognosen for 1999. Reduksjonen i utslippet av VOC har gått fortere enn prognosene tilsa i 1999. VOC-utslippet er fullstendig dominert av utslippene fra bøyelastingen på Tampen. I 2007 utgjorde Tampenutslippene ca 70% av VOC-utslippet i Nordsjøen.

## **Influensområdet**

Influensområdet er definert til kystområdene f.o.m. Vest-Agder t.o.m. Nord-Trøndelag, og fremstår som en naturlig avgrensning basert på utslippenes lokalisering og fremherskende vindretninger.

## **Metodebeskrivelse**

Basert på utslippsdataene ble det foretatt numeriske modellberegninger for å estimere bidraget fra petroleumssektorens utslipp i Nordsjøen til nitrogenavsetning og ozondannelse i influensområdet. Beregningene ble foretatt med to atmosfærekjemiske spredningsmodeller som var delvis knyttet sammen, én for regional transport på europeisk skala og en fotokjemisk røykfanemodell.

Beregningene ble foretatt med utslippsprognoser for 2007 og med meteorologi for 1992. Meteorologi for 1992 er valgt fordi dette letter sammenligningene mellom resultatene rapportert i 1999 (Solberg et al. NILU OR 5/99) .

## **Bidrag til belastningsnivået**

Observasjonene viser at totalavsetningen av nitrogen har en klar nord-syd gradient, med maksimalbelastninger lengst syd, noe som gjenspeiler nærheten til det europeiske kontinentet. Bidraget fra Nordsjøen viser derimot maksimalverdier i Sogn og Fjordane med opptil 40 mg (N)/m<sup>2</sup>. Dette gjenspeiler de dominerende utslippene fra Tampen som ligger oppvind for Sogn. Relativt sett bidrar petroleumsutslippene med 7-9% av total avsetningen i kystområdene fra Sogn til Sør-Trøndelag. Lenger syd, i det mest belastede området, er Nordsjøens bidrag mindre.

Beregningene av AOT40-verdier gir maksimalverdier på over 10 000 ppb-timer lengst sydøst. Dette gjenspeiler kildeområdene for ozondannelsen på kontinentet. Bidraget fra utslippene i Nordsjøen blir størst i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal. Bidraget fra utslippene i Nordsjøen til dannelsen av ozon har økt litt selv om utslippene av NO<sub>x</sub> har gått ned. Dette er observert for måleprogrammer andre steder og gir en indikasjon på at den fotokjemiske aktiviteten øker ved utslippsreduksjoner. Dette er avhengig av eksisterende konsentrasjonsnivå.

## **Miljøkonsekvenser knyttet til bidraget fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen for forsuring**

Totalt areal med overskridelse av tålegrensen for forsuring av overflatevann er beregnet å øke med 2.6% som følge av utslippene fra Nordsjøen. Den totale økningen av areal der tålegrensen er overskredet fra Nordsjøen er 822 km<sup>2</sup> for beregninger for år 2007 og 1548 km<sup>2</sup> for de gamle beregningene. Områdene som får tålegrenseoverskridelser finnes på strekningen Nordfjord–Nord-Trøndelag. Det er vanskelig å gi et sikkert tallmessig anslag for effekten av et område som Nordsjøen separat. Utslippene av NO<sub>x</sub> fra petroleumsaktiviteten i Nordsjøen er en stor NO<sub>x</sub>-kilde sett under ett, og har sannsynligvis innvirkning på forsuringssituasjonen i deler av det undersøkte området i denne konsekvensvurderingen. Generelt kan man si at for områder som i dag har overskridelser av tålegrensen for forsuring, eller ligger på grensen til overskridelse, vil et hvert bidrag til økning av N-avsetningen være med på å bidra til å motvirke den positive utviklingen i

vannkvalitet som vi ser i Norge i dag som en følge av reduksjoner i S- og N-utslipp i Europa. På samme måte vil enhver reduksjon være positiv.

### **Miljøkonsekvenser knyttet til bidraget fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen for overgjødning**

Hovedkonklusjonen er at bidraget fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen isolert sett ikke vil gi målbare gjødslingseffekter i Vest-Agder, størstedelen av Møre og Romsdal eller i Trøndelagsfylkene. Imidlertid vil bidraget kunne påvirke vegetasjonstyper både i Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane og de aller sørligste delene av Møre og Romsdal ved at vegetasjonstyper som er tilpasset et lavt nitrogen nivå kan få økt innslag av mer nitrogenkrevende arter som gras og urter, og en endret mose- og lavflora. Pga. av et høyere bakgrunnsnivå i Rogaland og Vest-Agder er den generelle gjødslingseffekten størst i disse fylkene. Det relative bidraget fra Nordsjøen til overskridelser av tålegrenser er imidlertid høyere i Hordaland og Sogn og Fjordane. Også for dyreliv vil antakelig effektene av utslippene fra Nordsjøen relativt være størst i Hordaland og Sogn og Fjordane. Eventuelle endringer i innhold av lyng og gras er sannsynligvis av størst betydning for dyrelivet.

### **Nitrogen tilførsel til Nordsjøen fra utslippene til luft**

Tilførselen av nitrogen til Nordsjøen som følge av utslipp til luft fra oljevirksomheten er ubetydelige (2800 tonn/år) i forhold til tilførselen av nitrogen generelt fra luft. Bidraget til nitrogentilførsler fra utslipp til luft fra oljevirksomheten utgjør kun 1-2% av denne tilførselen. Den totale tilførselen av nitrogen til Nordsjøen er dominert av havstrømmer og disse er 4-7 millioner tonn pr. år.

### **Miljøkonsekvenser knyttet til bidraget fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen for ozoneksponering**

Beregningene indikerer at utslippene i Nordsjøen kan bidra med ca. 5–12% av AOT40-verdien i ytre kyststrøk av influensområdet med opptil 12% i ytre deler av Sognefjorden. Ut fra dagens kunnskapsnivå er det omtrent umulig å si hvor mye Nordsjøens bidrag til ozoneksponeringen påvirker vegetasjonen. Siden tålegrensen for planter stort sett er overskredet de fleste steder, er sannsynligheten for eventuelle effekter på planter størst der bidragene er størst, dvs. i kyststrøkene, særlig fra Stadlandet og sørover. Mulige effekter er redusert vekst og akutte skader som nekrose (utdøing av vev, gjerne i form av svarte flekker på bladene) og klorose (grønne plantedeler som blir bleke/fargeløse fordi klorofyllet mistes).

Bidraget fra Nordsjøen vil øke antall timer med ozonkonsentrasjoner over luftkvalitetskriteriet på 100 µg/m<sup>3</sup>. Beregningene indikerer et bidrag fra Nordsjøen på 12% i ytre deler av Sognefjorden og 4–7% i øvrige kyststrøk. Det er høyst usikkert hvilken betydning dette har for dyreorganismer, men da effektene av ozon er betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon og økt mottakelighet for infeksjoner, vil sannsynligvis dyrenes motstandskraft mot alle typer påvirkninger bli redusert. Det er høyst tenkelig at eksponeringen for høye ozonverdier vil ha negativ effekt på dyrenes toleranse mot alle former for stress, inkludert dyrenes evne til å tilpasse seg endringer i sine

habitater. Imidlertid vet man ikke ved hvilken belastning man vil få målbare effekter, heller ikke om enkelte organismer er mer utsatte for ozonbelastning, verken for ulike arter eller om noen grupper av dyr (f.eks. bestemte aldersgrupper) er mer utsatte enn andre.

# Oppdatering av regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Nordsjøen Regulære utslipp til luft – konsekvenser

## 1 Innledning

Petroleumsloven krever at det blir utarbeidet en selvstendig feltspesifikk konsekvensutredning for hvert nytt felt/funn som bygges ut, som et vedlegg til Plan for utbygging og drift (PUD). Fra myndighetenes side har det lenge vært et uttalt ønske om å komme bort fra “bit for bit” betraktninger. En har ønsket at nye utbygginger blir vurdert i en større sammenheng, slik at det kommer klarere fram hvordan de totale konsekvensene av petroleumsvirksomheten endres. Det har også vært et ønske om å få til en mer effektiv og mindre ressurskrevende utredningsprosess. Dette var bakgrunnen for at den første regionale konsekvensutredningen ble utarbeidet for Tampenområdet i 1995 (Hydro 1995). Det har siden blitt utført regionale utredninger for Norskehavet og Nordsjøen. Denne rapporten er en oppdatering av den regionale konsekvensutredningen for Nordsjøen fra 1999.

I tiden som har gått siden den første RKU ble laget, har nye opplysninger og kunnskaper kommet til. Gjennom bruk av den eksisterende utredningen fra 1995, 1999 og utarbeidelse av regionale konsekvensutredninger for andre områder, har en gjort seg nyttige erfaringer.

### 1.1 Organisering av utredningsarbeidet.

I denne delutredningen av RKU Nordsjøen er Nordsjøen delt inn i 6 delområder, hovedsakelig med utgangspunkt i infrastruktur og operatøransvar. Aktiviteten innen et delområde vil i de fleste tilfeller kunne medføre konsekvenser utover delområdets grenser. Influensområdene vil altså til en viss grad overlappe hverandre. Graden av overlapping vil variere med hvilket tema som fokuseres. Utslipp til luft vil ha et influensområde som strekker seg over størsteparten av Nordsjøen, og i tillegg inn over fastlandet.

### 1.2 Formålet med konsekvensutredningen

Hovedmålet med å utarbeide regionale konsekvensutredninger er å legge et best mulig grunnlag for å vurdere hvordan petroleumsaktiviteten (eksisterende og planlagte aktiviteter) vil påvirke miljø- og samfunnsinteresser (herunder naturressurser, næringsmessige interesser fiskerier og andre brukerinteresser) samt å beskrive de muligheter som finnes for å redusere eller unngå negative effekter. Videre skal RKU bidra til en forenklet og rasjonell konsekvensutredningsprosess for enkeltprosjekter. Det er meningen at konsekvensutredningsarbeidet skal inngå som en integrert del av planleggingen av utviklingen i de forskjellige utbyggingsområdene, og således være med på å legge premisser for utbyggings- og driftskonsepter.

For å få dette til er følgende punkter særlig viktige:

- RKU må inneholde oppdatert grunnlagsinformasjon om influensområdets fysiske miljø, biologiske ressurser, økologiske sammenhenger, næringsinteresser og rekreasjonsmessige interesser. Der det er mulig skal informasjonen presenteres på en slik måte at den kan danne grunnlag for overvåking av miljøtilstanden for å kunne avdekke eventuelle endringer som følge av drift av feltene.
- RKU skal identifisere og dokumentere mulige tiltak for å redusere eller unngå negative effekter av utslipp til luft og sjø, og av fysiske inngrep. Dette omfatter også tiltak for å avbøte negative effekter som likevel oppstår.
- RKU må jevnlig oppdateres både mht til utbyggingsplaner og utslippsprognoser, informasjon om influensområdet og generell kunnskapsstatus.

### 1.3 Forholdet til feltspesifikke konsekvensutredninger

Den regionale konsekvensutredningen skal sammen med de feltspesifikke utredningene dekke de krav som lovverket setter til konsekvensutredninger ved utbygginger på kontinentalsokkelen. Dette betyr at man ved utarbeidelse av framtidige feltvise konsekvensutredninger i stor grad vil basere seg på konklusjoner og dokumentasjon fra den regionale utredningen.

De feltspesifikke konsekvensutredningene forutsettes å være mer konkrete og detaljerte mht. utbyggingsløsninger og teknologiske løsninger. Når det gjelder miljømessige konsekvenser utenfor nærsonen til installasjonen vil det bli henvist til den regionale konsekvensutredningen, såfremt utbyggingen skjer innenfor de rammer for utslipp som den regionale konsekvensutredningen er basert på.

I enkelte tilfeller vil den regionale utredningen helt kunne erstatte en feltspesifikk utredning.

## 2 Bakgrunn

### 2.1 Status for belastning og internasjonale avtaler

Store deler av Sør-Norge er utsatt for miljøproblemer i forbindelse med forsurening av jordsmonn og vassdrag. Denne forsuringen er forårsaket av tilførsler og avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser. Hittil har avsetningen av svovelforbindelser vært den dominerende forsuringårsaken.

Det har vært en betydelig reduksjon i avsetningen av svovel i perioden 1980-2005 som følge av internasjonale avtaler med en reduksjon i sulfat konsentrasjonen i nedbør og dermed avsetningen på 64-77% over fastlands-Norge. Utslippene av nitrogen var relativt konstant på 80 årene, men fra 1990 til 2003 har det vært en reduksjon av utslippene av nitrogenoksider på 27%. Reduksjonene i avsetning følger generelt utslippsreduksjonene i Europa. Som en følge av de reduserte syretilførslene har vannkvaliteten i Norge med hensyn på forsuring vist en klar bedring de siste 5-10 årene, og arealer med overskridelser av tålegrensen for forsuring er redusert.



Norge skrev under Gøteborg protokollen i 1999, hvor målsettingen er å redusere svovel utslippene med 63% innen 2010 sammenlignet med 1990. Utslippene av nitrogenoksider og ammoniakk skal reduseres med henholdsvis 41% og 17% (UN/ECE,1999)

På land kan økte nitrogentilførsler føre til uønskede effekter, selv om nitrogen i hovedsak er et plantenæringsstoff som blant annet øker tilveksten i skog. I tillegg til forsuring av jordsmonnet kan økte nitrogentilførsler føre til endringer av konkurranseforholdene mellom ulike plantearter. Økte tilførsler av nitrogen gir økt forekomst og tilvekst av blant annet grasarter, til fortregning for blomsterarter og røsslyng (Heil og Diemont, 1983; Falkengren-Grerup og Eriksson, 1990).

Ozondannelse i tilknytning til langtransporterte luftforurensninger har vært observert i Norge siden 1975-77 (Schjoldager, 1981; Grennfelt og Schjoldager, 1984). Ozon dannes ved reaksjoner mellom nedbrytningsprodukter av hydrokarboner og nitrogenoksider. Ozondannelsen er spesielt virksom i sommerhalvåret i områder med store utslipp av både nitrogenoksider og hydrokarboner. I Europa fører høytrykksituasjoner om sommeren ofte til høye ozonkonsentrasjoner, og transport av forurenset luft mot Norge kan gi timemiddele konsentrasjoner av ozon på 150-200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . SFTs maksimumsverdi for timemiddelkonsentrasjon er 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Det er derfor tatt skritt for å redusere utslippene både av nitrogenoksider og flyktige organiske forbindelser i Europa innenfor rammen av konvensjonen om begrenning av utslipp av forurensninger som transporteres over landegrensene. Reaksjonsmønsteret for slik fotokjemisk ozondannelse er imidlertid komplisert, slik at det i enkelte situasjoner er hydrokarboner som er begrensende for ozondannelsen, mens det i andre situasjoner er nitrogenoksider. De enkelte hydrokarboner har også ulike ozondannelsespotensialer.

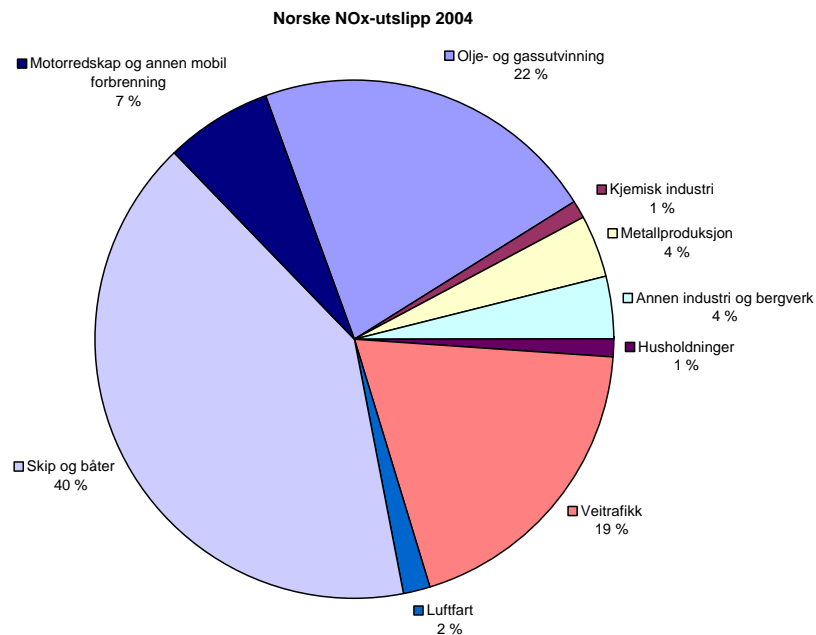
Utslippene fra oljevirkomheten i Nordsjøen og på norsk kontinentalsokkel er lokalisert nær områder som mottar store mengder forurensninger som skyldes transport av forurenset luft fra områder med store utslipp i Europa, og som i tillegg er forsuringfølsomme. Ozonkonsentrasjonsnivået er også høyt i forhold til anbefalte grenseverdier. Det har derfor spesiell interesse å vurdere olje- og gassindustriens bidrag til forsuring og ozondannelse i Sør-Norge og Nordsjøen.

### **3 Generelt om virkninger av utslipp til luft**

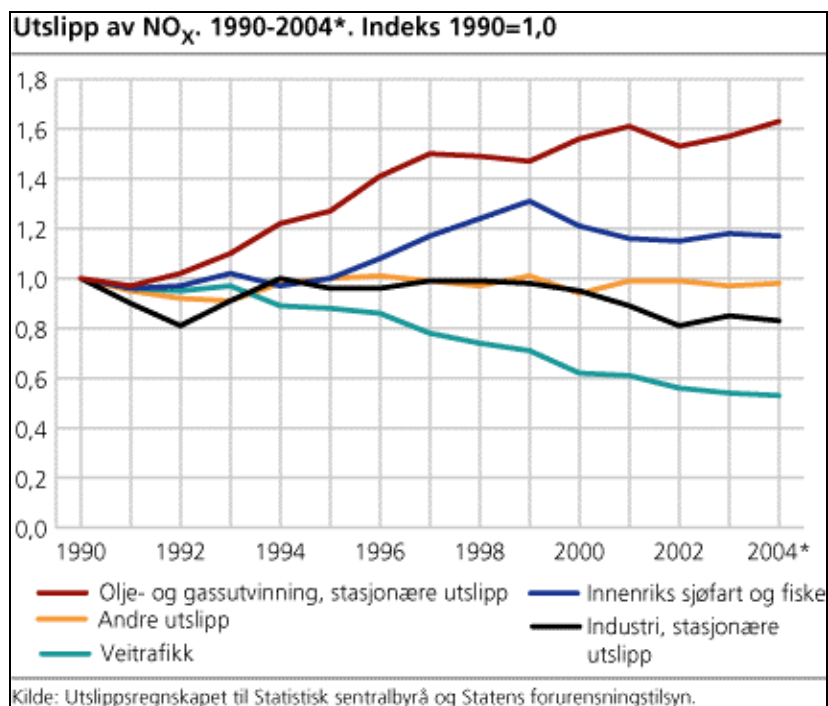
#### **3.1 Forsuring**

Forurenset luft og nedbør inneholder nitrogen og svovel i form av nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og sulfat ( $\text{SO}_4^-$ ). Disse komponentene bidrar til forsuring av jord og vann i Norge. Utslipp fra kysttrafikk og fiske er den dominerende kilden til  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO} + \text{NO}_2$ ), slik som vist i Figur 1. Legg merke til at sektoren "Olje og gassutvinning" i Figur 1 ikke inkluderer skipstrafikken knyttet til denne aktiviteten. Norge har ikke klart å redusere utslippene av nitrogenoksider vesentlig siden 1990. I perioden 1990 - 2004 er det registrert en nedgang på 4 % i de norske utslippene, og den relative betydningen av utslippene fra olje- og gass-

utvinning har økt, som vist i Figur 2. Svovelutslippene i Norge har gått betydelig ned de siste årene, og de petroleumsrelaterte utslippene er små og er derfor ikke vurdert i denne utredningen. Utslippene av  $\text{NO}_x$  fra Nordsjøen bidrar bare til oksidert nitrogen ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) og ikke til redusert nitrogen (ammoniakk og ammonium) som hovedsakelig stammer fra landbruket. Både oksidert og redusert nitrogen bidrar imidlertid til forsureningen, men i Sør-Norge er vanligvis bidraget fra oksidert nitrogen størst.



*Figur 1: Relativ fordeling av  $\text{NO}_x$ -utslipp fra norske kildetyper, 2004. Olje- og gassvirksomhet inkluderer her ikke skipstrafikken knyttet til denne aktiviteten. (Kilde: Statistisk sentralbyrå).*



Figur 2: NO<sub>x</sub>-utslipp fra norske kildetyper i perioden 1990 – 2004 (foreløpig tall for 2004) i forhold til utslipp i 1990. Indeks 1990=1,0. (Kilde: Statistisk sentralbyrå).

Svovel tas i begrenset grad opp i vegetasjonen og de tilførte sulfationene vil normalt renne gjennom jorda og ut i vassdraget. Sulfat kalles derfor et mobilt anion (negativt ladet ion). Når sulfat som er et anion transporteres gjennom systemet, må det samtidig transporteres like store mengder kationer (positivt ladete ioner). Kationene er hovedsakelig hydrogen-, aluminium-, kalsium- og magnesiumioner. Hydrogenioner gjør vannet surt og aluminiumioner kan gi biologiske skader.

Hoveddelen av naturlig tilført nitrogen til skog og jord kommer fra atmosfæren i form av våt- og tørravsetninger og ved biologisk nitrogenfiksering. I forhold til svovel er nitrogenets kretsløp meget komplisert. Nitrogen opptrer i mange oksidasjonsformer og finnes i naturen både som positivt og negativt ladet ion, og i mer eller mindre komplekse organiske forbindelser, samt i gassform.

Nitrogenforbindelser er gjødsel for vegetasjonen. Normalt vil derfor det meste av nitrogenet tas opp av trær og planter. I ukultivert jord, f.eks. skogsjord, er nitrogen et vekstbegrensende stoff (minimumsstoff), og atmosfærisk tilført nitrogen kan derfor gi en øket vekst. Det er derfor sjelden en finner mye nitrat i avrenningsvannet fra områder som ikke er påvirket av menneskelige aktiviteter som landbruk og sur nedbør. Men kommer det mer nitrogen gjennom nedbøren enn vegetasjonen kan bruke, vil "overskuddet" renne gjennom jordsmonn og løsmasser og ende i vassdragene som nitrat. Nitrationet vil da virke forsurende på samme måte som sulfat gjør.

Det er gjort empiriske undersøkelser som viser at for skogkledde økosystemer må den årlige N-belastningen ligge på minst 900 mg N/m<sup>2</sup>/år for at tilført N skal

"lekke" fra nedbørfeltet og bidra til forsuring (Dise og Wright, 1995). For nedbørfelt som ikke er skogkledde er det forventet at grensen er lavere.

I Norge er det en klar positiv sammenheng mellom N-avsetning og N-konsentrasjon i overflatevann. De høyeste N-konsentrasjonene i vann finnes derfor i områder av landet med den høyeste N-avsetningen (Skjelkvåle et al., 1996).

## 3.2 Overgjødning

### 3.2.1 Nitrogenavsetning til sjø

Nitrogen er et av de nødvendige næringsstoffene for plante-planktonproduksjonen. Andre viktige næringsalter er fosfat og silikat. Næringssaltene er naturlig til stede i havet. I åpent hav tilføres de overflatelaget og fotosyntesesonen ved oppblanding eller opptransport av dypere næringsrikt vann til overflatelaget. Vinterstid når plante-planktonproduksjonen er lysbegrenset øker næringssaltkonsentrasjonene i overflatelaget. Når lysforholdene blir gunstige starter vårproduksjonen, som varer helt til næringssaltene er oppbrukt. Under resten av året er plante-planktonproduksjonen lav og vedlikeholdes av ekskrementer fra næringskjeden (zooplankton og fisk) eller ved kystene av tilførsler fra land (elver og andre utslipp) samt tilførsler fra atmosfæren

Mens tilgangen av silikat er bestemmende for hvilke planktonarter som forekommer, (diatommeer er vanligvis bare forekommende under våroppblomstringen) er tilgangen på nitrogen og fosfor bestemmende for den totale produksjonene av planteplankton. Den biotilgjengelige delen av nitrogen i havet er i hovedsak i form av nitrat.

Store tilførsler av næringsalter som gir opphav til en økt plante-planktonproduksjon vil i utgangspunktet ha en positiv effekt på næringskjeden i havet ved å gi økt tilgang på føde for høyere organismer som for eksempel fisk. Imidlertid kan plante-planktonproduksjonen dels bli for stor, dels kan en ubalansert tilførsel av for eksempel nitrogen sammenlignet med fosfor kunne gi opphav til oppblomstring av mindre "nyttige" plante-plankton-arter eller giftige alger. Effekten av skadelig alger kan til dels bli betydelig (*Chrysochromulina*-oppblomstringen i 1988), og foruten å gi betydelige skader på økosystemet også føre til problemer for oppdrettsnæringen.

Stor primærproduksjon kan også få konsekvenser for oksygenforholdene i de dypere vannmassene spesielt i områder hvor vannmassene har lengre oppholdstid. Dette er et problem som vanligvis inntreffer i fjorder eller dypområder med terskler til tilgrensende havområder.

### 3.2.2 Overgjødning – flora og fauna

Hoveddelen av naturlig tilført nitrogen til vegetasjon og jord kommer fra atmosfæren i form av våt- og tørravsetninger og ved biologisk nitrogenfiksering. Den totale nitrogenavsetning fra atmosfæren regnes som summen av tørravsetning ( $\text{NO}_2$ , sum  $\text{NO}_3^- + \text{HNO}_3$  og sum  $\text{NH}_4 + \text{NH}_3$ ) og våtavsetning ( $\text{NO}_3^-$  og  $\text{NH}_4^+$  i nedbør).

I Norge vil nitrogenforbindelser i stor grad bli tatt opp av vegetasjonen, fordi vegetasjonstypene for en stor del har en underoptimal tilgang på nitrogen (jfr. Stuanes og Abrahamsen, 1996). Planter og mikroorganismer tar opp tilført nitrogen fra jord og luft og benytter dette som byggemateriale i celleproduksjonen. Økt nitrogen tilgang kan således gi gjødslingseffekter som økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom planter og endringer av artssammensetningen mot mer nitrogenkrevende vegetasjon (Tamm, 1991). Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt nitrogen nivå er mest utsatt for påvirkninger fra nitrogen gjødsling.

Effektene av økt nitrogen tilgang på faunaen er mest sannsynlig sekundære og komplekse, og avhenger både av interaksjoner mellom organismer på lavere trofiske nivå og hvor stor evne en bestemt populasjon av dyr har til å respondere på endringer i mattilgang (Furness, 1993). Dette medfører at noen dyrepopulasjoner kan bli begünstiget av N-gjødsling, mens andre får dårligere kvalitet på sine habitater. Vegetasjonsendringer på grunn av økt avsetning av nitrogen vil indirekte påvirke faunaen ved at dyrearter som beiter på gress og andre nitrogenkrevende plantearter vil få bedre betingelser. Dette vil kunne endre faunaens sammensetning både hos evertebrater, fugler og pattedyr. De påvirkede vegetasjonstypene kan få en annen sammensetning av faunaen av virvelløse dyr, og dette gir indirekte effekter på f.eks. fugler. Sekundære effekter omfatter både forhold mellom byttedyr og rovdyr/rovfugler og endrede konkurransebetingelser mellom dyrepopulasjoner. Det foreligger imidlertid ingen studier som viser konkret hvilke effekter N-gjødsling kan ha på fauna sammensetning (Pedersen og Nybø, 1990). Søk etter nyere litteratur om temaet viser at dette gjelder fortsatt.

### 3.3 Bakkenært ozon

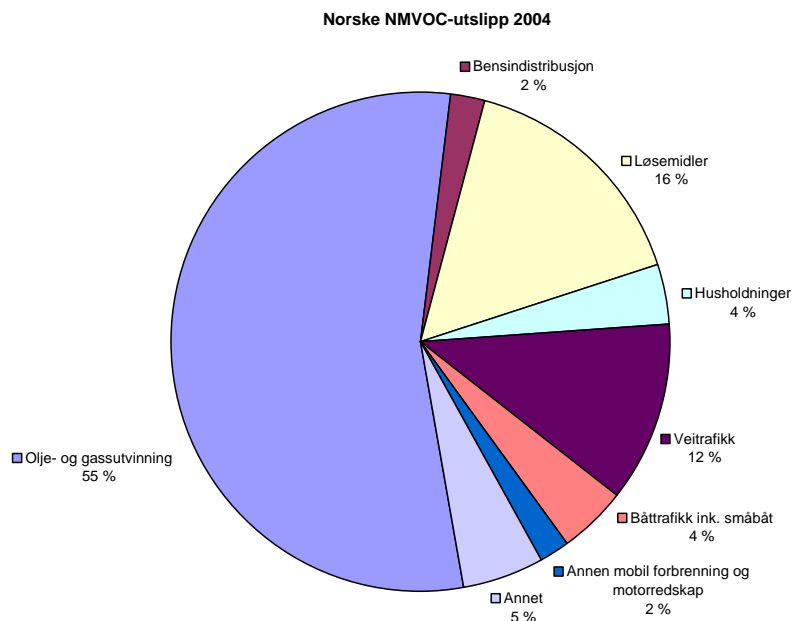
Som diskutert nærmere ovenfor er ozon en sekundært dannet forbindelse hvor det er liten avstand mellom atmosfærens generelle bakgrunnsnivå og terskelverdier for skadelige effekter. Siden ozon bare dannes gjennom fotokjemiske prosesser som involverer bla.  $\text{NO}_x$ , hydrokarboner og CO er kildene til ozon de samme som kildene til disse primærforbindelsene. Figur 1 ovenfor viser den relative fordelingen av norske  $\text{NO}_x$ -kilder (2004), mens Figur 3 viser den relative fordelingen av norske VOC-kilder (2004). Olje og gassvirksomheten utgjør en stor del av det samlede norske VOC-utslippet. Utslipp av biogene hydrokarboner, dvs. fra planter og trær, er ikke medregnet i tallene i Figur 3. Det er stor usikkerhet om størrelsen på de biogene VOC-utslippene, men i Skandinavia har de trolig liten betydning for ozondannelsen.

Ozon er en sterk oksidant (plantegift) som påvirker vegetasjonen alt ved svært lave konsentrasjoner. Gassen tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og kan føre til skader på enzymer, koenzymer og andre proteiner, samt pigmenter og nukleinsyrer, noe som forstyrrer cellefunksjonen og fotosyntesen reduseres. Redusert fotosyntese er påvist ved så lave konsentrasjoner som  $40\text{-}120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Akutte skader opptrer som nekrose og klorose, med redusert vekst som resultat. I naturlige plantesamfunn kan artssammensetningen påvirkes som følge av artenes ulike toleranse for ozon.

Forhøyede konsentrasjoner av ozon er påvist å føre til betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for

infeksjoner. Man har funnet betennelsesreaksjoner hos mennesker ved konsentrasjoner av ozon på ned mot  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$  over 6 timer. Laveste observerte effektnivå for korttidseksponering synes å ligge rundt  $200\text{-}300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

I Norge varierer månedsmiddel konsentrasjonen av ozon fra 50 til  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I sommerhalvåret forekommer det episodevis konsentrasjoner på ca.  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men episoder på  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  har også vært registrert.



Figur 3: Relativ fordeling av VOC-utslipp fra norske kildetyper, 2004. (Kilde: Statistisk sentralbyrå).

## 4 Dagens situasjon

### 4.1 Tålegrenser

Tålegrenser for atmosfærisk tilførsel av forurensende stoffer til et økosystem, utledet fra Nilsson og Grennfelt (1988), kan beskrives slik:

“Et kvantitativt mål for tilførsel av forurensninger som, ut fra dagens viten, ikke fører til skadelige effekter på følsomme komponenter i økosystemet, slik som reduserte fiskebestander/fiskedød, skogskader og endringer i artssammensetning og mengde av arter.”

Denne definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader.

#### 4.1.1 Tålegrenser for forsuring

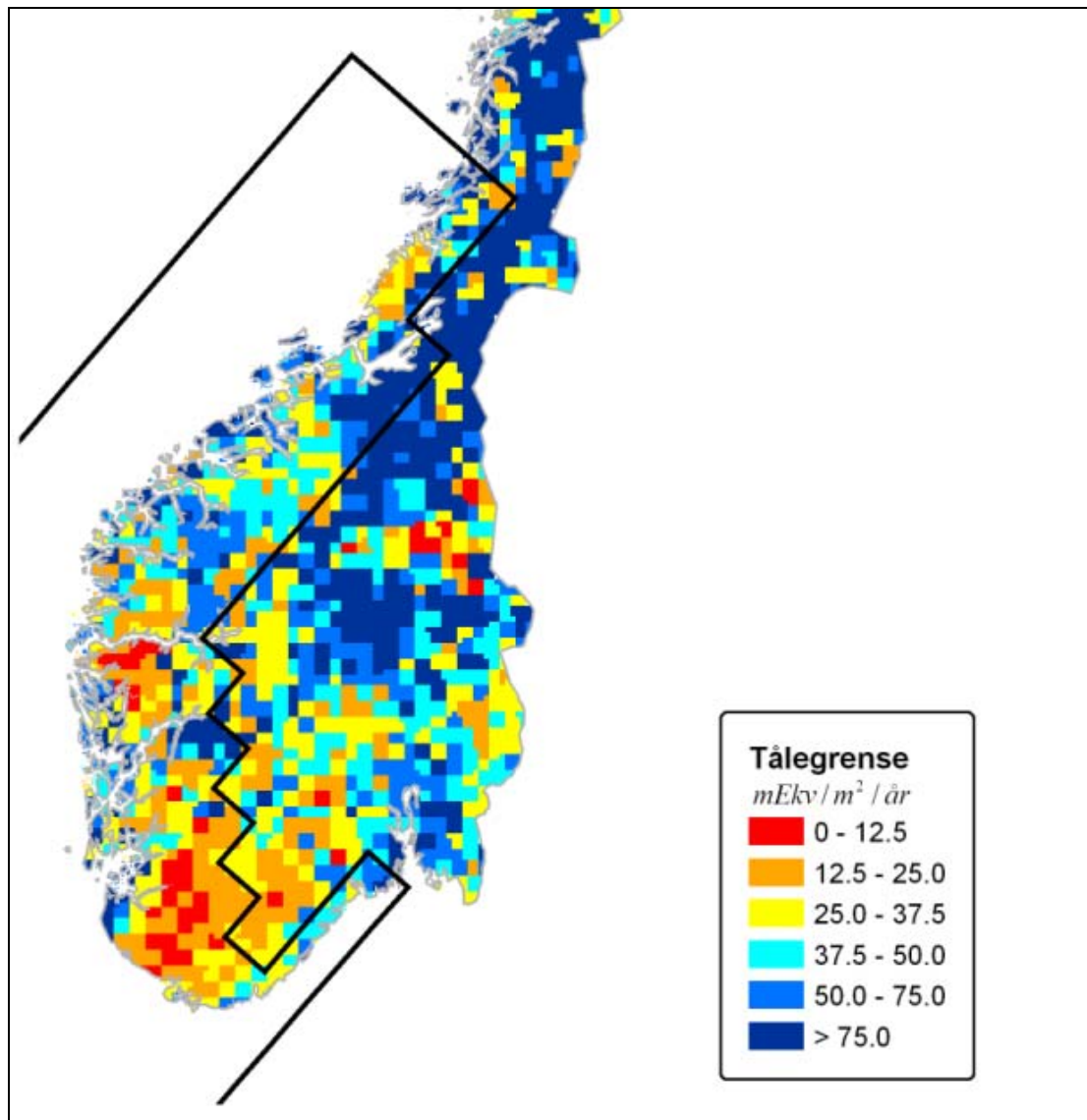
Tålegrenser for forsuring av overflatevann er grundigst utredet for svoveltilførsler. I store deler av Norge og i mange andre land er tålegrensen for denne forbindelsen forlenget overskredet, og effektene registreres ved sure, fisketomme vann. For

svovel kjenner en i dag årsak/virkningsforholdet godt, og dose/ responsforholdet kan uttrykkes ved hjelp av enkle modeller. Som nevnt i kapittel 3.1 er derimot nitrogenets kretsløp svært komplisert, spesielt på grunn av biologisk opptak i planter og jord. Vegetasjonsdekke og jorddybde påvirker biologisk opptak av nitrogen. Derfor er tålegrensen for nitrogen vesentlig vanskeligere å fastsette enn for svovel.

Tålegrenser for forsuring av overflatevann er knyttet til en grenseverdi for ANC (ANC = Acid Neutralising Capacity, norsk: syrenøytraliserende kapasitet). Både sulfat og nitrat inngår i beregningen av ANC. Grenseverdien for ANC er basert på informasjon om vannkjemi og fiskestatus, basert på resultater fra en landsdekkende undersøkelse av 1000 innsjøer i 1986 (Henriksen et al., 1988). Resultatene fra dette arbeidet viste at det er stor sannsynlighet for skader på fiskepopulasjoner for verdier av ANC < 20  $\mu$ ekv per liter.

Det har vist seg at grenseverdien på ANC < 20  $\mu$ ekv per liter ikke alltid er holdbar. Det finnes områder i Norge hvor livet i vann (akvatisk biota) er tilpasset lavere ANC-verdier enn 20  $\mu$ ekv per liter og det finnes områder som er tilpasset høyere verdier. Vi har antatt at grenseverdien for ANC har en sammenheng med tålegrensen. Fisk og andre akvatiske organismer i områder som har lave tålegrenser vil sannsynligvis være tilpasset en lavere ANC-verdi enn områder med høye tålegrenser. For å ikke å beregne for store arealer med overskridelsene av tålegrensen ved å bruke en for høy fast grenseverdi for ANC, har vi innført en variabel ANC som er en funksjon av tålegrensen. I områder med lave tålegrenser er grenseverdien for ANC satt = 0  $\mu$ ekv per liter, og stiger til ANC = 50  $\mu$ ekv per liter i områder med høy tålegrense (Henriksen og Buan 2000).

Figur 4 viser tålegrensene for forsuring av overflatevann i influensområdet for denne utredningen. Tålegrensene i hver rute er beregnet ut fra tilgjengelige vannkjemiske data for innsjøer og elver i hver rute, fra NIVA nasjonale database, og årlig avrenning for perioden 1961 – 1990 fra Norge Vassdrags- og energidirektorat (NVE). Som figuren viser ligger influensområdet for gass- og petroleumsvirksomheten i Nordsjøen i de deler av landet hvor vi har noen av de mest følsomme områdene for forsuring.



Figur 4: Tålegrense for forsurening av overflatevann. Røde og gule verdier angir lave tålegrenser, mens blå verdier angir høyere tålegrenser. Influensområdet for denne utredningen er markert med sorte avgrensinger. (Enhet: mEqv/m<sup>2</sup>/år).

#### 4.1.2 Tålegrenser for nitrogenavsetning på vegetasjon

Grensen for hvor mye nitrogen naturen kan nyttiggjøre seg før den endrer karakter (tålegrensen), avhenger sterkt av jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensen for ulike vegetasjonstyper/naturtyper varierer mellom 500 og 4000 mg N/m<sup>2</sup> per år (se Tabell 1). Tålegrensene for naturtyper er empiriske, dvs. at de er fastsatt på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Grennfelt og Thörnelöf, 1992; Bobbink et al., 1996; Achermann og Bobbink, 2003).

Endringer i plantevekst, artssammensetning og kjemiske substanser i planter er blitt brukt som målbare effekter av nitrogenavsetning. I noen tilfeller er endringer



i økosystemfunksjoner, slike som utvasking av nitrogen eller nitrogenakkumulasjon, blitt benyttet. Tålegrensene er fastsatt med en nedre og en øvre grense da det innen de analyserte økosystemene er reelle variasjoner knyttet til eksperimentelle behandlinger, usikkerhet i avsetningsverdier, variasjoner i økosystemenes nærings- og klimaforhold og ulik kulturpåvirkning. Ut fra kunnskapsnivået blir tålegrensene angitt som enten pålitelige, ganske pålitelige eller mer usikre ekspertvurderinger (Tabell 1).

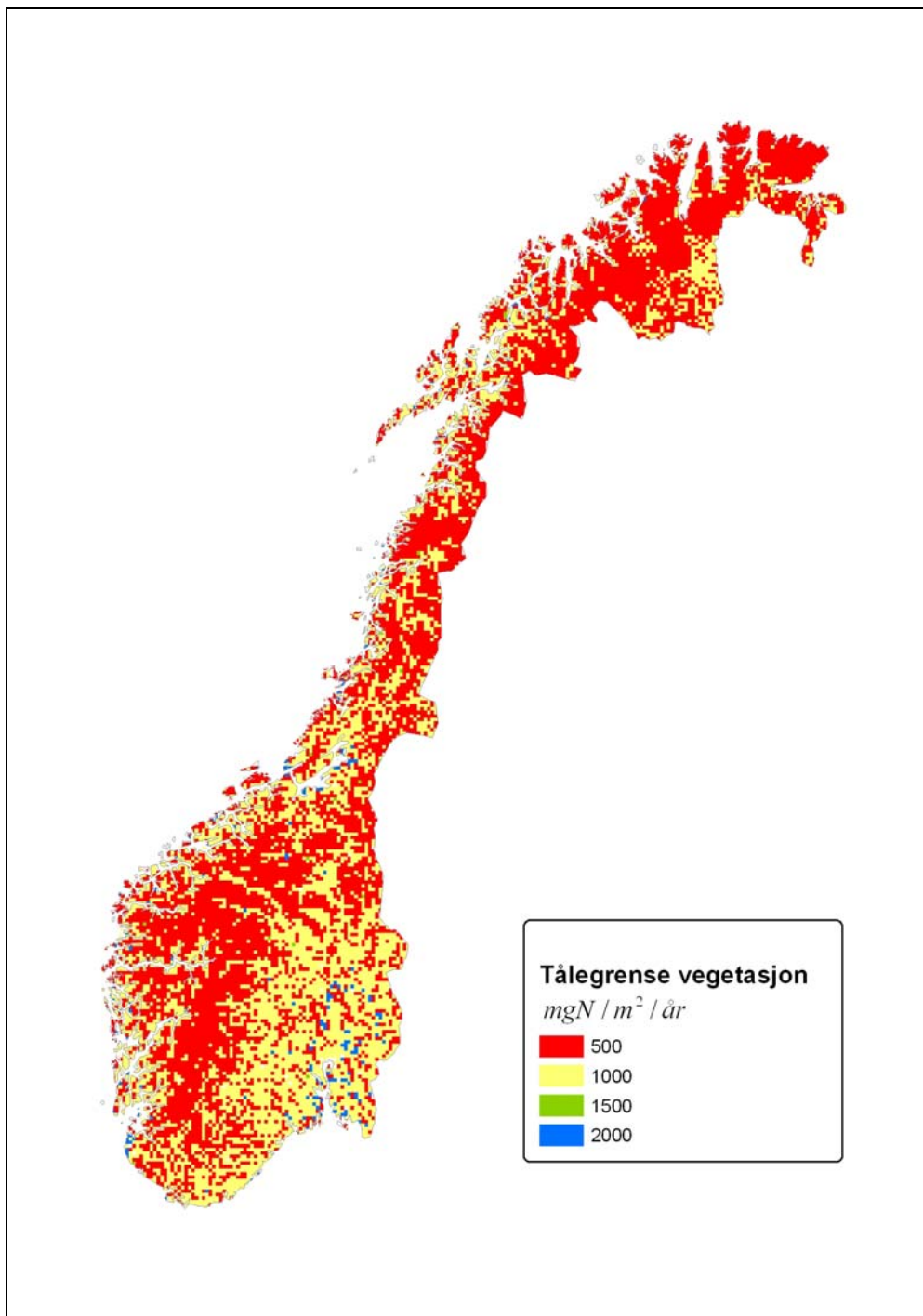
I denne rapporten benyttes oppdaterte tålegrenser for økosystemer (Achermann og Bobbink, 2003), der tålegrensene er relatert til naturtyper beskrevet i EUNIS habitatklassifiseringssystem for Europa (<http://eunis.eea.eu.int/habitats.jsp>). Disse habitatene er igjen relatert til norske natur- og vegetasjonstyper, så langt råd er. Her er det benyttet informasjon fra “Vegetasjonstyper i Norden” (Påhlsson, 1998) og “Vegetasjonstyper i Norge” (Fremstad, 1997). Mer detaljerte beskrivelser av naturtypenes tålegrenser og effekter av overskridelse er gitt i Vedlegg D.

*Tabell 1: N-tålegrenser for norske naturtyper/vegetasjonstyper (EUNIS-klasse i parentes) innen influensområdet, og mulige effekter ved tålegrenseoverskridelser. ## pålitelig, # ganske pålitelig, (#) ekspertvurderinger (etter Achermann og Bobbink, 2003).*

Naturtype	Vegetasjonstype	mg N/m <sup>2</sup> per år	Effekter
Skog (G)	Løvskog (G1 Broad leaved deciduous woodland)	1000-2000 #	Endringer i jordprosesser, bakkener vegetasjon og mykorrhiza, økt risiko for næringsubalanse og parasittisme
	Barskog (G3 Coniferous woodland)		
	Blandingskog (G4 Mixed deciduous and coniferous woodlands)		
Myr (D)	Nedbørmyr (D1 Raised and blanket bogs)	500-1000 ##	Økt innslag av karplanter, endret moseflora, nitrogenmetning i torvmoser, N-akkumulasjon i torv og torvann
	Fattig jordvannmyr (D2.2 Poor fens)	1000-2000 #	Økt innslag av halvgras og karplanter, negativ effekt på torvmoser
	Rikmyr (D4.1 Rich fens)	1500-3500 (#)	Økt innslag av høy gras, nedgang i diversitet
Kulturlandskap	Kulturavhengig eng (E Grassland and tall forb habitats)	1000-3000 (#)	Økt grasvekst, nedgang i diversitet, tilbakegang av typiske arter
	Kystlynghei (F4.11 Northern wet heaths, F2 Dry heaths)	1000-2000 ##	Nedgang i røsslyngdominans, moser og lav, økt graminidevekst
Fjell (F, E)	Heivegetasjon (F2 Arctic, alpine and subalpine scrub habitats, E4.2 Moss and lichen dominated mountain summits)	500-1500 (#)	Nedgang i lav, moser og lyngvekster, økt grasvekst
	Engvegetasjon i fjell (E4.3, E4.4 Alpine and subalpine grasslands)	1000-1500 (#)	Økning av nitrofile graminider og endringer i diversitet
Ferskvatn (C)	Næringsfattige vatn (C1.1 Permanent oligotrophic waters)	500-1000 ##	Kortskuddsplanter negativt påverket, Økning i grønnalgevekst
Havstrand (A, B)	Sanddyner (B1 Coastal dune and sand habitats)	1000-2000 (#)	Økning av gras, nedgang i krypende urter, økt nitrogenlekkasje
	Strandeng og strandsump (A2.6 Coastal salt marshes and saline reedbeds)	3000-4000 (#)	Økning av sene suksesjonsarter, økt produksjon

\* = usikre verdier

Figur 5 viser et tålegrensekart for vegetasjon basert på vegetasjon med laveste tålegrense innen et rutenett over Norge. Kartet viser hvor mye området kan motta av total nitrogen før tålegrensen for området overskrides.



Figur 5: Kart over N-tålegrense for vegetasjon i Norge basert på nedre tålegrenser til forekomster av naturtyper (jfr. Tabell 1).

#### 4.1.3 Tålegrenser for bakkenært ozon

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr er satt til  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  midlet over en time og  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  over 8 timer (forekomst av forhøyede verdier av ozon strekker seg som regel over perioder på 8-12 timer). I 1992 ble det registrert ca. 400–800 timer med ozonkonsentrasjoner over  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  på bakgrunnsstasjoner i Sør-Norge. I 1995 var tallene 100–280 timer. Og for 2005 90-230 timer. Det er ingen klar trend for utviklingen av ozonbelastningen til tross for utslippsreduksjoner i  $\text{NO}_x$ . For planter bør gjennomsnittsverdien for vekstsesongen (april-september) av 7 timersmiddel (kl 0900-1600) ikke overskride  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Gjennomsnittsverdien for vekstsesongen i Norge i 2005 er på  $63\text{--}75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og ozonkonsentrasjonen er således periodisk høy nok til å gi skader på vegetasjon.

Tålegrenser for ozon på vegetasjon baseres også på akkumulerte eksponeringsdoser, beregnet som summen av differansene mellom timemiddel konsentrasjonen og  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (40 ppb) for de timene der ozonkonsentrasjonen overskrider  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Beregningene refereres som AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold limit of 40 ppb) og har vist å gi gode statistiske sammenhenger for en rekke dose-respons-forsøk. Tålegrensen for AOT40 har tidligere blitt satt til 10 000 ppbh ( $20\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$ ). Dette tilsvarer 10 prosents vekstreduksjon målt i "open chamber"-eksperiment for 6 arter gjennom en seksmåneders-periode (april-september). For jordbruksvekster har AOT40-verdien blitt satt til 5 000 ppbh ( $10\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$ ) akkumulert over en tremåneders-periode.

I de siste par årene har man kommet fram til revisjoner av AOT40-definisjonene. For å ta hensyn til at vekstforholdene i Skandinavia er forskjellig fra de på kontinentet, anbefales det nå å bruke såkalt nordisk tilpasning til AOT40-definisjonen. Dette innebærer at vekstsesongen som AOT40-beregningene baseres på blir relatert til breddegraden, og dermed starter senere lenger nord. Dette har stor betydning for den akkumulerte AOT-dosen, siden ozonkonsentrasjonen har en betydelig sesongvariasjon med høyest konsentrasjoner i april-mai.

Videre har det blitt enighet om å gå fra en 10%-grense til en 5%-grense for tålegrensene for plantevekst. Dette betyr at det nå anbefales å bruke en tålegrense på 3000 ppb-timer for plantevekst. For skog er det fortsatt stor usikkerhet knyttet til skadeeffektene og man har anbefalt å beholde grensen på 10 000 ppb-timer for skog.

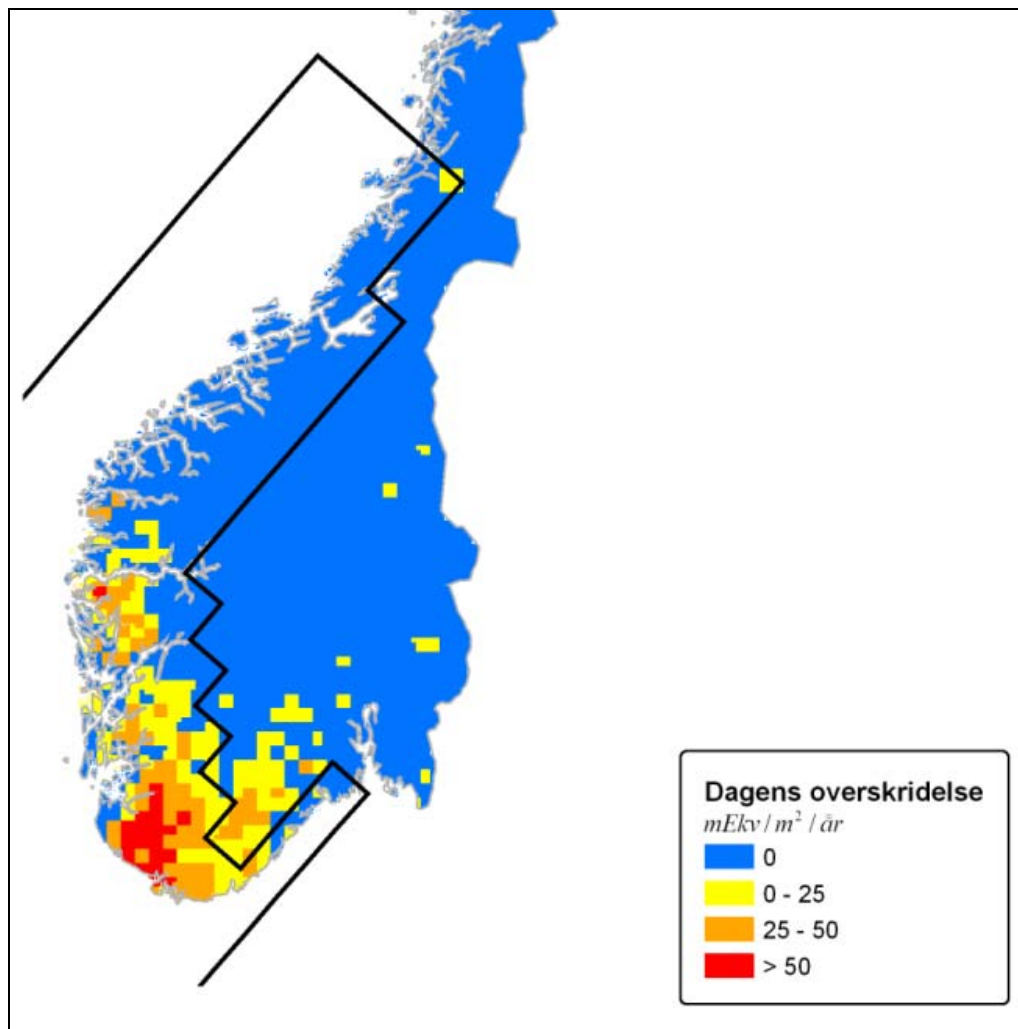
I denne konsekvensutredningen har vi benyttet vekstsesonger og tålegrenseverdier helt analogt med et nylig avsluttet prosjekt for SFT (Statens Forurensningstilsyn) hvor målet var å estimere avlingstap i landbruket som følge av ozoneksponering (Tørseth et al., 1998).

AOT 40 verdiene for 2005 overskred ikke tålegrensene for ozon verken for skog eller plantevekster. Verdiene er høyest i Sør-Norge. De siste 5 årene har det vært overskridelser av grenseverdien for plantevekster i 2001, 2002 og 2003 mens det var ingen overskridelser av AOT40 grensen for skog.

## 4.2 Dagens belastning

### 4.2.1 Forsuring av overflatevann

I 2001 var tålegrensen for tilførsler av svovel og nitrogen overskredet i 13% av landarealet i Norge. Overskridelsene er vist i Figur 5. Dette er en reduksjon i forhold til 1990 da den samme tålegrensen var overskredet i 25% av landarealet. Det er forventet at ved full effekt av den andre Göteborg-protokollen (UN/ECE, 1999) vil landarealet med overskredet tålegrense avta til 7%. Dette er en forbedring i forhold til 1990, da man forventet en reduksjon til 11% ved full effekt av internasjonale avtaler. Men N-avsetningen vil da utgjøre en relativt stor andel av den gjenstående overskridelsen og videre forbedring av forsuringssituasjonen vil være avhengig av reduksjoner i N-utslipp. Disse tallene baserer seg på bruk av den såkalte "steady state water chemistry" eller SSWC-modellen, og at kun dagens N-avrenning bidrar til forsuring. Det er med andre ord ikke tatt hensyn til potensielt bidrag fra hele N-avsetningen.

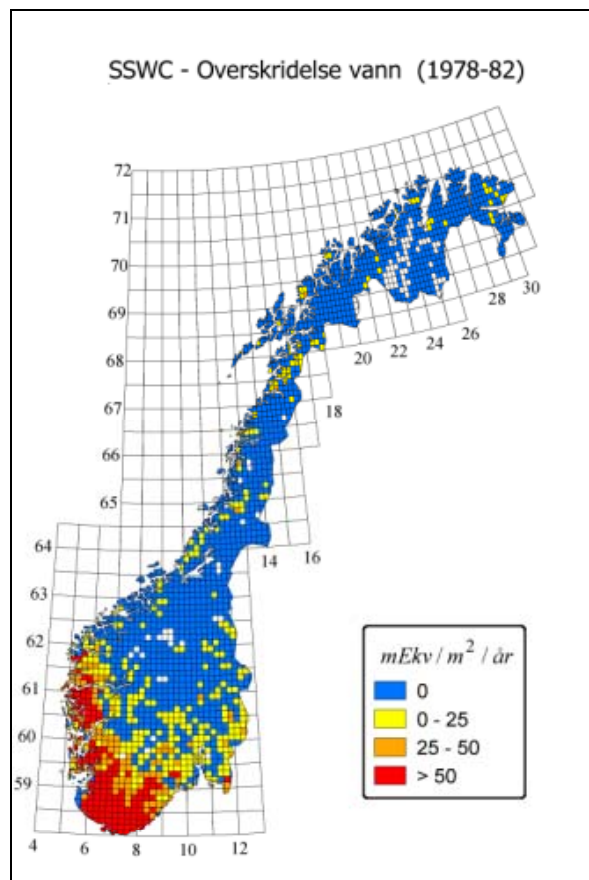


Figur 6: Overskridelser av tålegrensen for forsuring av overflatevann, gitt S-avsetning som gjennomsnitt for perioden 1997-2001 (fra Hole and Tjørseth, 2002) og NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-avrenning for 1995 som mål for N-avsetningens bidrag til overskridelse av tålegrensen (se forklaring i teksten).

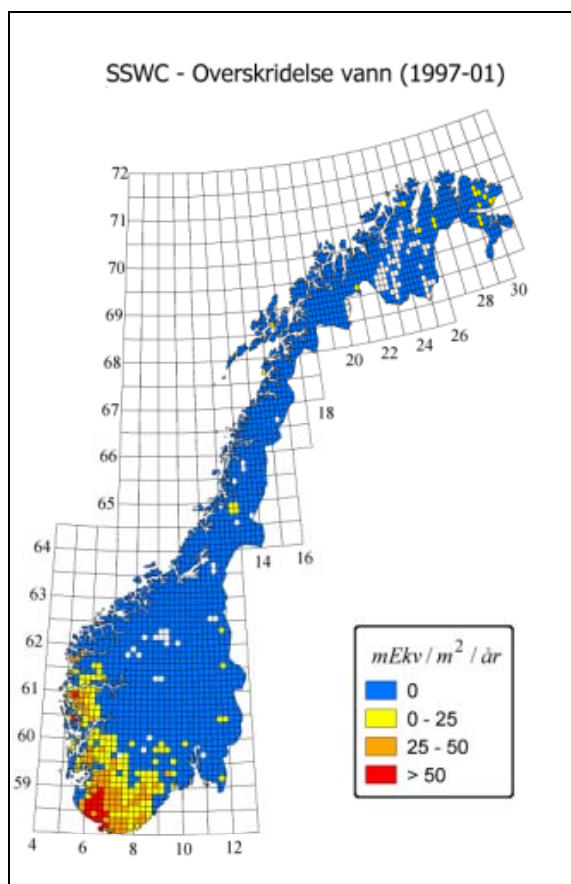
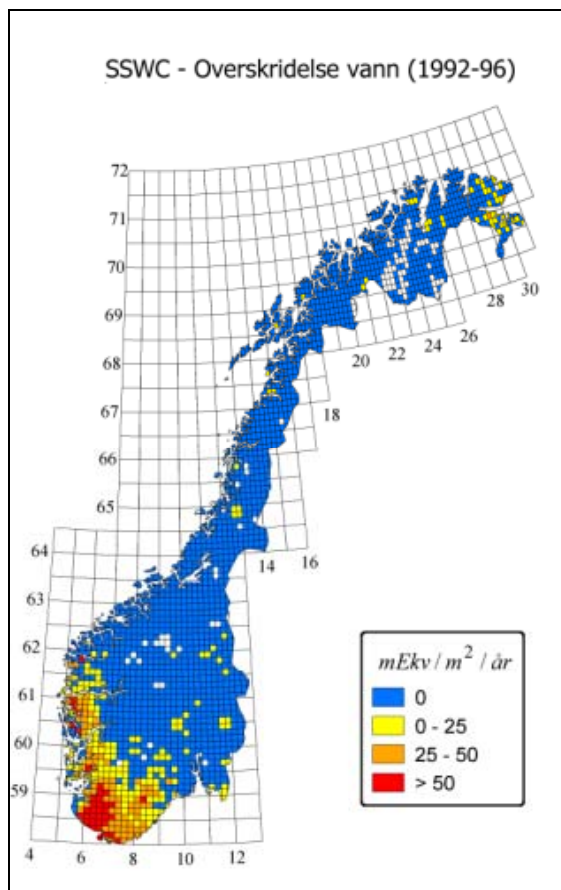
Tålegrenser for overflatevann har til nå blitt grundigst utredet for svoveltilførsler. I store deler av Norge og i mange andre land er tålegrensen for denne forbindelse forlenget overskredet, og effektene registreres ved sure, fisketomme vann. For svovel kjenner en i dag årsak/virkningsforholdet godt, og dose/responsforholdet kan uttrykkes ved hjelp av enkle modeller. Nitrogenets kretsløp er imidlertid svært komplisert, og tålegrensen for nitrogen er derfor vesentlig vanskeligere å fastsette.

Tålegrensene for overflatevann som er vist i Figur 4 er beregnet med SSWC-modellen (Steady State Water Chemistry, se Henriksen og Buan 2000). Denne modellen tar hensyn til at en del av dagens nitrogenavrenning holdes tilbake i nedbørfeltet og dermed ikke bidrar til forsuring.

Området som vurderes i denne konsekvensutredningen dekker et landareal på ca. 90.000 km<sup>2</sup> i kystområdene i Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, Sør- og Nord Trøndelag. Status for forsuringssituasjonen i disse fylkene fremkommer i Figur 7 (fra Larssen og Høgåsen, 2003). I disse beregningene er dagens nitratavrenning brukt som mål for N-avsetningens bidrag til overskridelse av tålegrensen. Forskjellen mellom overskredet areal på landsbasis for bare svovel og for både svovel og nitrogen er liten. For 1990 var den ca. 9% (Henriksen et al., 1996). Dette skyldes at nitrogen i stor grad bare øker overskridelsen der tålegrensen allerede er overskredet for svovel.



Figur 7: Overskridelse av tålegrensen for forsuring for årene 1978 – 1982, 1992 – 1996 og 1997– 2001. Avsetningene er basert på gjennomsnittet av målingene for periodene. I beregningene som ligger til grunn for disse tallene, er det brukt variabel ANClimit (Henriksen et al., 1995), S-avsetning som gjennomsnitt for periodene og tilhørende nitratavrenning som mål for N-avsetningens bidrag til overskridelse av tålegrensen.



Figur 7: forts.

Som figuren viser er arealet med overskridelser av tålegrensen redusert, men betydelige deler av Norges areal har fortsatt områder med overskridelser. I perioden 1978-1982 var tålegrensen overskredet for 30% av Norges areal, mens i perioden 1997-2001 er dette redusert til 13%. Figur 6 viser likevel at området som påvirkes av utslippet fra olje- og gassvirksomheten i Nordsjøen fremdeles inneholder områder med overskridelser av tålegrensen.

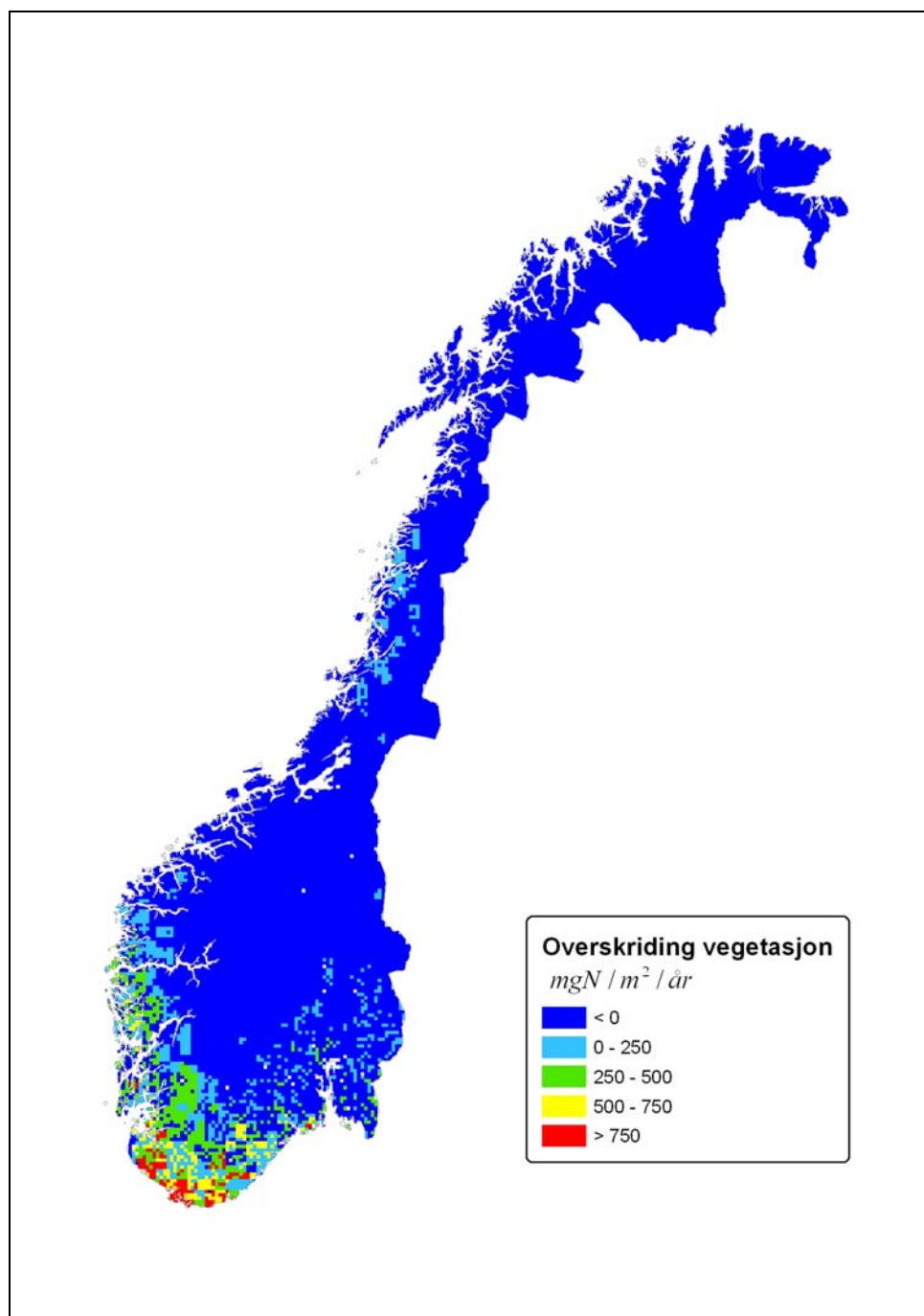
#### **4.2.2 Virkninger på Vegetasjon**

Vegetasjonen langs kysten i ytre strøk fra Vest-Agder til Nord-Trøndelag består hovedsakelig av lyngheier, myrer, våtmarker, eng- og ulike former for havstrandvegetasjon. Her finnes også innslag av mindre skogbestander dominert av furu, bjørk, or og hassel. De fleste naturtypene er mer eller mindre kulturpåvirkede. Innenfor den ytre kystsona dominerer barskoger og ulike utforminger av fattige løvskoger og rikere edelløvskoger, samt fjellvegetasjon. Den naturlige barskogen på Vestlandet er furuskog, mens det i Agderfylkene og særlig i Trøndelag også finnes større områder med granskog. Edelløvskoger er spesielt rikt representert på Sørlandet og i midtre og indre strøk på Vestlandet.

I forbindelse med gjødslingseffekter fra tilført nitrogen er det trolig først og fremst næringsfattig skog, kystlynghei, nedbørrmyr, fattig fjellvegetasjon og næringsfattige vann som er mest utsatt for påvirkninger. Disse vegetasjonstypene blir nærmere belyst i denne utredningen.

Den totale nitrogenavsetningen i Norge er størst i Agderfylkene og Rogaland og avtar nordover Vestlandskysten til Trøndelagsfylkene. På bakgrunn av dagens nitrogenavsetning og forekomst av de vegetasjonstypene som har den laveste tålegrensen (Figur 5), er det laget et overskridelseskart for vegetasjon i Norge (Figur 8). Kartet viser områder der nitrogentålegrenser for vegetasjon er overskredet og hvor stor overskridelsen er. Overskridelsene er størst i Agderfylkene og avtar nordover langs kysten til Stadlandet. I Møre og Romsdal, Nord-Trøndelag og Nordland finnes det mindre arealer med små overskridelser.





Figur 8: Overskridelseskart for vegetasjon basert på N-bakgrunnsnivå (Hole og Tørseth, 2002) og nedre tålegrense for forekommende naturtyper.

### Næringsfattige skoger

Tålegrensen for skog (1000-2000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år) er overskredet langs kysten fra Telemark til og med Sogn og Fjordane med de største overskridelsene på Sørlandet og Sørvestlandet. Man antar at tålegrensen for næringsfattig skog ligger i nedre deler av skalaen. Frogner et al. (1994) har vist at deler av Agderfylkene, Rogaland og Hordaland også har områder der nitrogen tålegrensen for skogsjord er overskredet. Det er imidlertid ikke rapportert om tydelige bakkenære vegetasjonsendringer som skyldes langtransportert nitrogen i skog langs

Vestlandskysten. Ved vegetasjonsovervåking i granskog i Solhomfjell i Telemark har imidlertid graset smyle hatt økt framgang, noe som muligens kan forklares ved økt nitrogen tilgang (Økland, 1994; DN, 1997). En av de mer klare indikasjoner på effekter av høy nitrogen belastning er omfattende algepåvekst på bjørkestammer i Lund i Rogaland (Thomsen, 1996; Bruteig og Tronstad, 2000; Erikstad, 2001; Bruteig et al., 2001; Bruteig, 2002; Framstad, 2003). Effektene er særlig markert i områder med høy nedbør (humide skoger). Fra Agder er det rapportert om moseskader i skogbunnen med relativt høye verdier av nitrogen og svovel i plantene (Flatberg og Frisvoll, 1994), men det er ikke påvist at det er nitrogen tilgangen som er årsaken til skadene.

### *Nedbørmyr*

Nedbørmyr er avhengig av tilførsel av næringsstoffer fra nedbøren og anses som et av de mest følsomme systemene overfor økt nitrogenavsetning. Artssammensetningen på disse myrene er tilpasset lav nitrogen tilførsel, og nitrogen er normalt ansett å være en vekstbegrensende faktor (Malmer, 1993; Aerts et al., 1992). I Nordvest-Europa er det observert endringer i produksjon og konkurranseforhold mellom torvmoser og en økning av middels næringskrevende karplanter som blåtopp og duskull. Disse endringene settes i sammenheng med økt nitrogenavsetning (Tybirk et al., 1995). Nedre tålegrense for nedbørmyr (500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år) er overskredet langs kysten til og med Nordvestlandet i Møre og Romsdal, med de klart høyeste verdier på Sørlandet og Sørvestlandet. Enkelte myrområder i Nordland har også fått overskredet den nedre tålegrensen (Figur 8). Det er ikke utført undersøkelser som viser om dagens nitrogenavsetning har påvirket vegetasjonen i norske myrsystemer. Det er imidlertid nærliggende å anta at endringer også skjer i norske nedbørmyrer med de høyeste nitrogen belastningene, da tålegrensene på 500-1000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år til dels er betydelig overskredet.

### *Kystlyngheier*

Kystlyngheienes utbredelse strekker seg fra Rogaland i sør til Nordland i nord (Fremstad & Kvenild, 1992, Fremstad et al. 1991). I nederlandske, tyske og britiske lyngheier presses røsslyng og klokkelyg ut av grasarter, først og fremst blåtopp, ved økt nitrogentilgang (Heil og Diemont, 1983; van Dobben, 1991; Bobbink et al., 1992; Marrs, 1986). Nyere forskning og oppdaterte bakgrunnsnivåer ved overvåkingsprogrammer i Storbritannia (Achermann og Bobbink, 2003; Power og Barker, 2003) har vist det nødvendig å senke den nedre tålegrensen for kystlynghei fra 1500 til 1000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Både tørre og fuktige kystlyngheityper er gitt samme tålegrense. Nedre tålegrense for kystlyngheier er således allerede overskredet i Rogaland og Sunnhordland. I de siste tiårene har lyngheier her vist den samme utviklingstendensen som heiene lenger sør i Europa med reduksjon i røsslyng og økt grasdominans, samtidig som de vokser til med busker og trær, noe som er et resultat av opphørt skjøtsel (Fremstad, 1992; Hjeltnes, 1994a; 1994b). Gjengroingen av lyngheiene med busker og trær fortsetter også nordover langs norskekysten, men det er ikke rapportert om økt grasdominans i kystlyngheiene fra Sogn og Fjordane og nordover til Nordland. Lyngheiene i disse områdene synes derfor ikke å være synlig påvirket av nitrogenavsetning (Aarrestad et al. 2001).

### *Fjellvegetasjon*

Fjellvegetasjon har samme nedre tålegrense som myr (500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år) og tålegrensen er således overskredet nord til Møre og Romsdal fylke med enkelte områder på Nordvestlandet og i Nordland (Figur 8). Den øvre tålegrensen for naturtypen er imidlertid noe høyere enn for nedbørmyr (1500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år). Eksperimenter fra norske fjell (Paal et al., 1996; Möls et al., 2001; Fremstad et al., 2005) indikerer at tålegrensen i Norge ligger i øvre deler av skalaen og det er heller ikke rapportert om vegetasjonsendringer i vestlige fjellområder som skyldes dagens N-avsetning. Tålegrensen i fjellområdene på Sørvestlandet er imidlertid betydelig overskredet, selv ved bruk av høyeste grensenivå, og man kan ikke utelukke at vegetasjonen her kan være påvirket av de høye bakgrunnsnivåene.

### *Næringsfattige vann*

Vannvegetasjon i næringsfattige vann har en nedre tålegrense på 500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Dette er en naturtype som er vidt utbredt langs norskekysten der berggrunnen er av fattig karakter. I slike innsjøer er det i Vest-Europa registrert tilbakegang av kortskuddsarter ved økt N-avsetning (Roelofs, 1983, Arts et al., 1990, Schuurkes et al. 1987). Norske undersøkelser (Lindstøm, 1993, 2000, 2001) har vist at det er en økt algevekst i vann og vassdrag som trolig kan relateres til økt N-avsetning. Det er imidlertid ikke påvist endringer i vegetasjonens artssammensetning som følge av økt N-avsetning.

#### **4.2.3 Fauna**

Nitrogen tilførselen til et område i dag kan påvirker både forekomst og mengde av hver dyreart i området. Om det tilføres mer nitrogen, vil det kunne gi andre betingelser for de dyr som finnes der, som kan medføre at dyr flytter unna, men også at noen kan tiltrekkes. Det kan også gi bedre næringsbetingelser og derfor gi tilbud til flere individer av de dyrearter som begunstiges.

Effekter av overgjødning på dyr vil kunne være både direkte (overfor noen dyregrupper) og indirekte gjennom for eksempel vegetasjon (som kan gjelde for alle dyregrupper) og virvelløse dyr. Det eksisterer få studier på direkte effekter av overgjødning på faunasammensetning. Det er særlig effekter for jordfauna i jordbruksmark som er undersøkt (Bobbink et al., 1996). Det kan forventes eventuelle effekter på virvelløse dyr, kanskje særlig jordbunnsfauna. For øvrig synes de direkte konsekvensene av nitrogen gjødning på dyreliv å være lite undersøkt. Det kan være store variasjoner i påvirkning på dyr mellom ulike naturtyper og levemiljøer. De sekundære effektene gjennom endringer i vegetasjon vil antakelig være større, og er de eneste som kan brukes for å bestemme tålegrenser for nitrogenavsetning og dyreliv.

#### **4.2.4 Transporter av nitrogen i Nordsjøen**

Nitrogen tilføres til Nordsjøen via havstrømmer, elver og direkteutslipp fra land samt som atmosfærisk avsetning. De generelle strømforholdene i Nordsjøen er vist i Figur 9. Hovedtilførselen til Nordsjøen av nitrogen kommer med strømmer gjennom Engelske kanalen, fra Kattegat (og Østersjøen) samt fra Atlanteren. Den hovedsakelige utstrømningen fra Nordsjøen skjer i den Norske kyststrømmen. For

å sammenligne oljevirkningshetens luft-bidrag er det gjennomført beregninger på totale tilførselen via luft til både havoverflaten og land som vil bli sammenlignet med andre tilførsler av nitrat til Nordsjøen.



Figur 9: Forenklet bilde av sirkulasjonen i Nordsjøen (etter Turrell et al., 1992).

#### 4.2.5 Bakkenært ozon

Gjennomsnittsverdien for vekstsesongen i Norge i dag er på 63-75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i 2005, og ozonkonsentrasjonen er således periodisk høy nok til å gi skader på vegetasjon. Tålegrensene knyttet til AOT40-verdiene er overskredet på de fleste stedene i Sør-Norge.

Selv om tålegrensene for ozon på vegetasjon er tidvis overskredet langs hele Vestlandskysten er det ikke rapportert om vegetasjonsskader som skyldes denne ozon. Imidlertid er omfattende skogskader i Mellom-Europa satt i sammenheng med ozon (SFT, 1992). Skader er også rapportert ved kontrollerte forsøk i Norge (Mortensen og Skre, 1990; Mortensen, 1994; Nygaard, 1994), hvor bl.a. blåbær viste seg å være følsom ovenfor ozon. Man kan således ikke utelukke at vegetasjonen langs Vestlandskysten kan være påvirket av ozon.

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr på 100 µg/m<sup>3</sup> som timemiddel overskrides hvert år over store deler av Norge. Overskridelsene er vanligvis størst i Sør-Norge (sør for Trøndelag). Det er ikke utenkelig at faunaen i området kan være påvirket. Eksponering for høye ozon verdier kan ha negativ effekt på dyrenes toleranse mot alle former for stress, inkludert dyrenes evne til å tilpasse seg endringer i sine habitater.

## 5 Petroleumsvirksomheten i Nordsjøen sitt bidrag til belastningsnivået

### 5.1 Utslippsdata

Det samlede bidraget fra petroleumsrelaterte utslipp i Nordsjøen til nitrogen avsetning og dannelse av bakkenært ozon i influensområdet er beregnet. Det er særlig utslippene av nitrogenoksider ( $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$ ) og VOC (flyktige organiske forbindelser) som har betydning for nitrogenavsetningen og ozondannelsen på denne skalaen, men utslipp av karbonmonoksid (CO) og metan ( $\text{CH}_4$ ) kan også ha en viss effekt. For å kunne foreta de numeriske modellberegningene innhentet oppdragsgiver utslippstall for  $\text{NO}_x$ , VOC, CO og metan for norsk sokkel. Utslippene som er brukt i spredningsberegningene er prognoser for 2007, som i følge prognosene vil være året med høyeste utslipp.

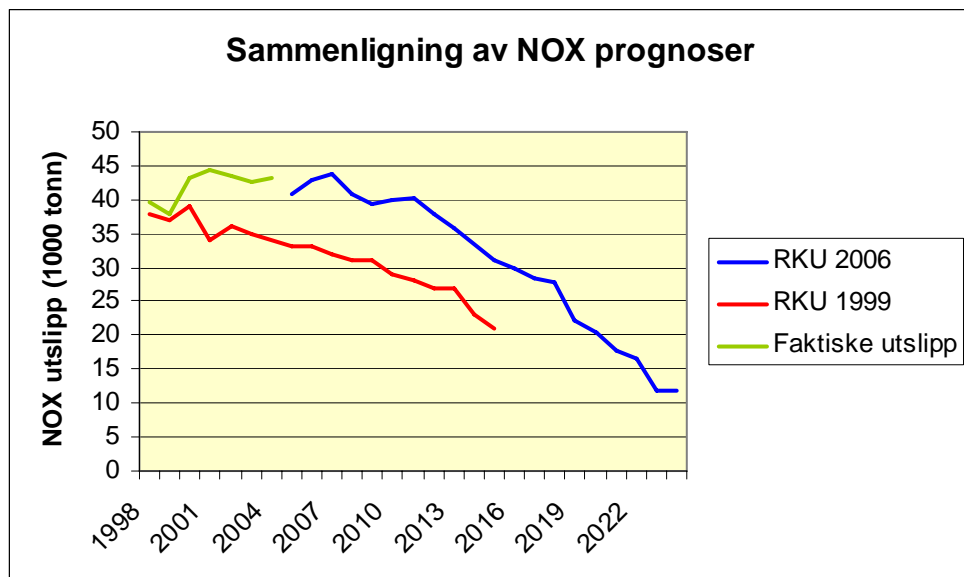
Mange ulike kildetyper bidrar til atmosfæriske utslipp i Nordsjøen, slik som turbiner på plattformene, fakling, lastebøyer, skipstrafikk og helikoptertransport. I de numeriske modellberegningene ble utslippene fordelt på geografiske ruter eller på sammenslåtte kilder slik som beskrevet i kap. 5.3.3.1 nedenfor.

*Tabell 2: Prognoser for utslippene av  $\text{NO}_x$  (tonn ( $\text{NO}_2$ )/år) fra de seks delområdene i Nordsjøen for 2007 separat og samlet. Utslippsprognosene fra år 1999 for år 2000 er tatt med for sammenligning. For 2005 prognosen er 2007 det året med maksimalt utslipp, og for 1999 prognosen er dette 2000.*

Delområder (Region)	Prognose for utslipp av $\text{NO}_x$ i 2007 fra 2005	Prognose for utslipp av $\text{NO}_x$ i 2000 fra 1999
Tampen	22 014	26 941
Troll	4 306	3 035
Oseberg	8 772	5 266
Frigg-Heimdal	4 595	4 657
Sleipner	6 418	5 656
Ekofisk	6 718	12 193
Sum	52 824	57 748

For Sammenligning er det tatt utgangspunkt i prognosene som ble utarbeidet i 1999. Figur 10 viser prognosene for utslipp fra 1999. Tabell 2 viser at prognoser for 2007 er 52 800 tonn  $\text{NO}_x$  pr. år. Prognosen for 2007 i 1999 prognosen var på 44 400 tonn pr. år. Den nye prognosen er altså 19 % høyere enn det som var prognosene den gangen og på linje med utslippene som ble prognosert for 2002.

I 1999 ble det beregnet for et utslipp for år 2000. Det ble beregnet for år 2000 som ifølge prognosene den gang ville representere maksimalutslippet. Dette var på 57 750 tonn pr. år. Forskjellen mellom dagens prognose og beregningene for 2000 i 1999 er altså 4 950 tonn pr. år og altså en reduksjon på mindre enn 10%. Den største forskjellen er at utslippet er mest redusert på Ekofisk- regionen og dette har ført til at tyngdepunktet i utslippene har flyttet nordover.



Figur 10: Sammenligning av prognoser for NO<sub>x</sub>-utslipp mellom RKU 1999 og RKU 2006. Faktiske rapporterte mengder angitt for perioden til og med 2004. Enhet :tonn NO<sub>x</sub> (som NO<sub>2</sub>).

Det er utslipp fra turbiner som dominerer utslippet av NO<sub>x</sub> fra Nordsjøen med 44 900 tonn pr. år (maksimal utslipp, 2007). Utslippene totalt er på 57 750 hvor utslippet fra Skytteltankerne er på ca 7750 tonn pr. år. Dieselmotorer på plattformene utgjør ca 5 000 tonn pr. år.

For NMVOC er kald ventilering av oppbevaringstanker den dominerende kildetypen i Nordsjøen. Tampenområdet er det området som bidrar mest med mer enn halvparten. Utslippet av VOC har gått betraktelig ned. Prognosene for 2007 fra 1999 gav et utslipp på 74 700 tonn pr. år og prognosen i dag er 43 400 tonn pr. år. I beregningene fra 1999 for år 2000 er det beregnet med et utslipp på 199 000 tonn NMVOC (Tabell 3).

**Tabell 3:** *Prognoser for utslippene av NMVOC (tonn/år) fra de seks delområdene i Nordsjøen for 2007 sammenlignet med beregningsgrunnlaget i 1999, separat og samlet. Utslippsprognosene fra år 1999 for år 2000 er tatt med for sammenligning. For 2005 prognosen er 2007 det året med maksimalt utslipp, og for 1999 prognosen er dette 2000.*

Delområde (Region)	Prognose for utslipp av NMVOC i 2007 fra 2005	Prognose for utslipp av NMVOC i 2000 fra 1999
Tampen	30 009	178 419
Troll	516	151
Oseberg	3 011	720
Frigg-Heimdal	5 957	12 304
Sleipner	1 978	3 526
Ekofisk	1 940	4 119
Sum	43 413	199 239

I Tabell 4 er utslippene fra petroleumsaktiviteten i Nordsjøen sammenlignet med utslipp fra veitrafikk i Norge og med Norges totale utslipp. Tallene viser at petroleumsaktiviteten i Nordsjøen vil bidra betydelig til de samlede norske utslippene av NO<sub>x</sub> og VOC. Sammenligner man tallene direkte med prognosen vil Nordsjø-utslippene i år 2007 utgjøre henholdsvis NO<sub>x</sub> 25 % og NMVOC 16 % i forhold til Norges totale utslipp i 2004. Dette er betydelig lavere enn det som var prognosen for 2000. Imidlertid er det viktig å være klar over at tallene i Tabell 4 ikke er basert på samme type informasjon. Da det ene er en prognose og den andre er rapporterte utslippstall. Til denne konsekvensutredningen ble det utarbeidet oppdaterte utslippstall og prognoser for Nordsjøen, mens de nasjonale tallene fra SFT/SSB i Tabell 4 (som inkluderer sokkelen) er basert på tidligere utslippsoversikter og er dermed ikke direkte sammenlignbare.

**Tabell 4:** *Utslipp fra petroleumsaktiviteten i Nordsjøen sammenlignet med veitrafikken og med Norge totalt ( 1000tonn/år, Kilde: Statistisk Sentralbyrå 2004, OLF 2007).*

	År	NO <sub>x</sub> <sup>1)</sup>	VOC
Norge totalt	2004	215	265
Veitrafikk	2004	41	31
Petroleumsaktiviteten i Nordsjøen	2004	46	144
Petroleumsaktiviteten i Nordsjøen	2007	53	43

<sup>1)</sup> Regnet som NO<sub>2</sub>

## 5.2 Størrelsen på influensområdet

Influensområdet er definert til områdene f.o.m. Vest-Agder t.o.m. Nord-Trøndelag. Vurdert på bakgrunn av utslippenes lokalisering og dominerende vindretninger er dette en fornuftig avgrensning. Vestlige vinder (dvs sydvest - nordvest) er dominerende i området. Det utvalgte influensområdet vil derfor

vanligvis dekke området med de største effektene av utslippene i Nordsjøen. Resultatet av beregningene presentert nedenfor synes å bekrefte dette, i og med at utkantene av influensområdet blir minst påvirket av Nordsjø-utslippene.

Hovedmekanismen for nitrogenavsetning er utvasking med nedbør. Den orografiske effekten, dvs. effekten som skyldes at lufta heves ved transport mot fjellkjeder, er av stor betydning for nedbørfordelingen i Norge. Nedbør i Sydvest-Norge er dermed hovedsakelig knyttet til vestlige vinder, mens nedbør over det indre Østlandsområdet er mer knyttet til frontsystemer fra sør og sørøst og til lokale, konvektive bygeskyer i sommerhalvåret. Med vestlige vinder vil nitrogenutslipp fra Nordsjøen som er omdannet til nitrat i nedbøren felles ut på vestsiden av vannskillet i Norge, og bare i beskjeden grad på østsiden. Tørravsetningen av nitrogen (som  $\text{NO}_2$  eller  $\text{HNO}_3$ ) betyr normalt mindre i forhold til våtavsetningen. Også for tørravsetningen vil det være en gradient fra vest mot øst, slik at grenselaget ved vestlig vind vil tappes ut for  $\text{NO}_2$  og  $\text{HNO}_3$  under transporten østover.

Ozon har en kjemisk levetid i troposfæren av størrelsesorden 1-4 uker og kan dermed transporteres over lange avstander. Episoder med høye ozonkonsentrasjoner forekommer imidlertid bare i sommerhalvåret da opptaket av ozon til bakken er effektiv. Som for nitrogen forbindelsene vil vi derfor vente at ozonkonsentrasjonen nær bakken også vil avta østover over land ved vestlig vindtransport, selv om ozon konsentrasjonen i høyden kan være relativt konstant. Dette skulle tilsi at maksimal effekt av en evt. fotokjemisk ozondannelse fra kildene i Nordsjøen normalt blir i Vest-Norge. Under visse situasjoner kan man imidlertid vente forhøyede ozonkonsentrasjoner lenger øst enn det definerte influensområdet. Både opptaket av ozon til bakken og den foto kjemiske dannelsen i atmosfæren er sterkt døgn avhengig og er lite effektiv nattetid. Med vestlige vinder kan det tenkes situasjoner der utslippene fra Nordsjøen "prosesserer" kjemisk i atmosfæren underveis mot Norge på dagtid og deretter transporteres videre innover land på kvelds- og nattetid. Ved en slik situasjon vil bakkeavsetningen i liten grad ta opp overskuddet av ozon, og ozonepisoder kan forekomme over større områder. I forbindelse med transport av foto kjemisk smog fra kontinentet i høytrykkssituasjoner sommerstid observeres det periodevis episoder med høye ozonkonsentrasjoner over hele Sør-Norge.

### 5.3 Metodebeskrivelse

Basert på utslippsdataene presentert i Kap. 5.1 ble det foretatt numeriske modellberegninger for å estimere bidraget fra petroleumssektorens utslipp i Nordsjøen til nitrogenavsetning og ozondannelse i influensområdet. Sesongvariasjonen i solinnstråling, nedbør osv er svært avgjørende for de atmosfærekjemiske prosessene og det ble derfor gjort modellberegninger for ett gjennomløpende år. Utslippstallene for år 2007 (som representerer maksimumsutslippene i prognoseperioden) ble valgt som grunnlag for disse beregningene for å kunne vurdere miljøkonsekvensene utfra året med størst belastning. Meteorologiske data for 1992 ble benyttet i beregningene. Det ble benyttet meteorologiske data fra 1992 for å lette sammenligningen med rapporteringen fra 1999.

1992 var et år med spesielt høye AOT40-verdier for ozon i Sør-Norge. Selv om AOT40-verdiene er basert på en langtidsintegrert størrelse (3–6 mnd.) er det



velkjent at AOT40-verdiene varierer mye fra år til år. Dette henger sammen med at størsteparten av bidraget til AOT40-verdien kommer fra en relativt kort periode i april–mai. I 1992 var gjennomsnittskonsentrasjonen av ozon en del høyere enn normalt i denne perioden. Nitrogenavsetningen for 1992 var imidlertid ikke spesielt høy, men sammenlignbar med gjennomsnittsverdiene for 5-årsperioden 1992–1996.

Hovedfokus i rapporten er altså beregninger med utslipp for år 2007 og meteorologi for 1992, og det er dette som er utgangspunkt for konsekvensvurderingene.

Beregningene ble foretatt med to atmosfærekjemiske spredningsmodeller som var delvis knyttet sammen. Begrunnelsen for å bruke to modeller var å kunne ta hensyn både til prosesser på europeisk storskala og på “Nordsjø-skala”, dvs. den typiske avstanden fra oljefeltene i Nordsjøen til kysten av Norge (100–400 km). Prosessene i Nordsjøen ble simulert med modellen Fotoplume som er beskrevet i mer detalj i vedlegg B. Prosesser på europeisk skala, som ble benyttet som bakgrunn for de mer detaljerte Nordsjø-beregningene, ble foretatt med EMEPs oksidantmodell (Simpson, 1995), heretter kalt “EMEP-modellen”.

### **5.3.1 EMEP-modellen**

EMEPs oksidantmodell (Simpson, 1997) er en ett-lags trajektoriemodell som er utviklet for å beskrive regional ozondannelse og langtransportert forurensning på europeisk skala. Meteorologiske data er definert i et rutenett med ruter på ca 150x150 km<sup>2</sup>. Utslippsdata for NO<sub>x</sub>, VOC, CO og SO<sub>2</sub> er gitt på 150x150 km<sup>2</sup> - eller 50x50 km<sup>2</sup> -ruter avhengig av hvert enkelt lands rapporteringspraksis.

Det kjemiske skjemaet inkluderer ca. 70 ulike komponenter, og 150 kjemiske reaksjoner. EMEP-modellen beregner konsentrasjoner av komponentene ved å integrere fysiske og kjemiske prosesser langs trajektorier (luftbaner) i 4 døgn.

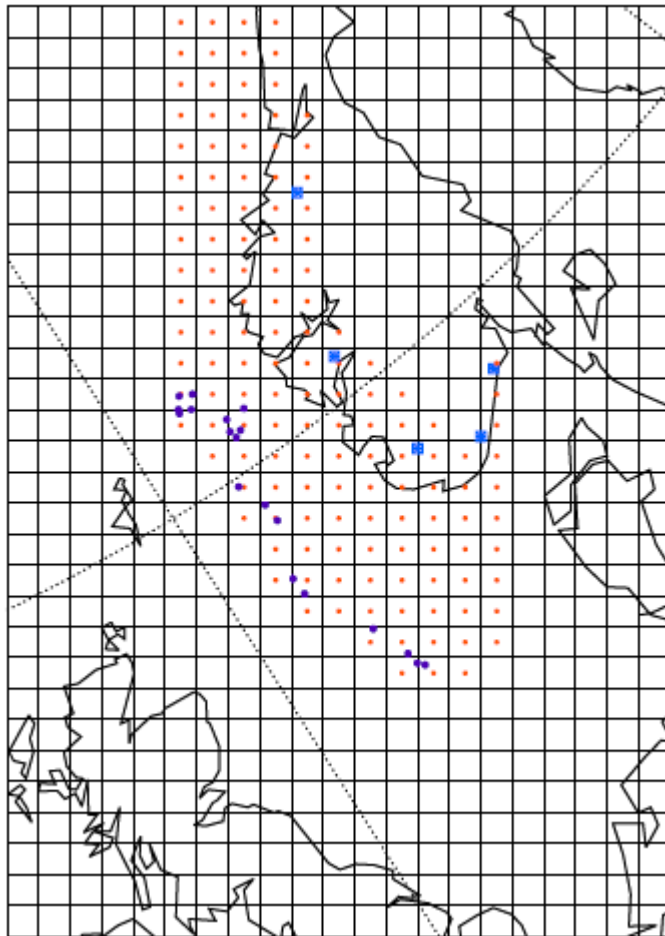
De årsmidlede utslippsratene er gitt i EMEP-rutenettet, og blir gitt en sesong- og døgnsyklus i modellberegningene. Modellen beregner ikke vertikale konsentrasjonsgradienter, da alle komponentene antas fullstendig blandet i atmosfærens grenselag. Blandingshøyden varierer over døgnet og har gjerne verdier mellom 300 og 1 500 m, avhengig av stabilitet og vindstyrke.

### **5.3.2 Prosedyre for modellberegningene**

#### **5.3.2.1 Utslippsdata**

Oppdragsgiver leverte utslippsdataene slått sammen til 19 megakilder, og posisjonen til megakildene er vist i Figur 11. En megakilde er en sammenslåing av flere kilder og kildetyper til en punktkilde. Å fordele alle utslippene på et begrenset antall megakilder betyr at alle utslippene som inngår blir regnet som punktkilder, inkludert eventuelle linjekilder (skips- og helikoptertrafikk) og arealkilder (beredskapsfartøy, forsyningsskip). Dette er selvfølgelig en forenkling, men en detaljert simulering av alle kildetyper er ikke mulig å gjennomføre. Utslipp fra skytteltanker måtte imidlertid tas hensyn til spesielt siden disse utslippene ikke er ubetydelige samtidig som de spres over lange transportstrekninger. Basert på skipsfrekvens og transportruter, ble utslippene fordelt som

arealkilder i 50x50 km<sup>2</sup>-rutene langs baner som best mulig reflekterer skipsrutene. Det ble antatt konstante utslipp over tid, dvs. det var ingen hensyn til når skytteltankerene virkelig reiste. Utslippene fra skytteltankerene er vist i Figur 12.



Figur 11: Modellberegningsområdet med EMEPs 50 x 50 km<sup>2</sup> rutenett. Reseptorpunktene er vist som røde punkter og som blå firkanter for målestasjonene i SFTs overvåkingsprogram. De blå prikkene viser posisjonen til de 19 megakildene.

Det samlede NO<sub>x</sub>-utslippet fra skyttel tankerene under transporten var oppgitt til knapt 7750 tonn (NO<sub>x</sub>)/år i år 2007, noe som utgjør ca 14% av det samlede NO<sub>x</sub>-utslippet fra norsk del av Nordsjøen.

De organiske reaksjonene i atmosfæren er svært omfattende og inkluderer et stort antall kjemiske forbindelser og reaksjoner. Bortsett fra rene boks-modeller må alle regionalskalamodeller forenkle kjemien. Normalt blir kjemien simulert ved nedbrytningen av et representativt utvalg av komponenter. Fotoplume og EMEP-modellen bruker det samme kjemiske regneskjemaet med ca 70 forbindelser og 150 kjemiske reaksjoner. Tabell 5 viser hvordan VOC-utslippet i beregningene ble fordelt på modellens representative utslippskomponenter.

Tabell 5: Fordeling av VOC-utslipp på modellens individuelle VOC-forbindelser for ulike kildetyper. Alle verdier er gitt som vektprosent.

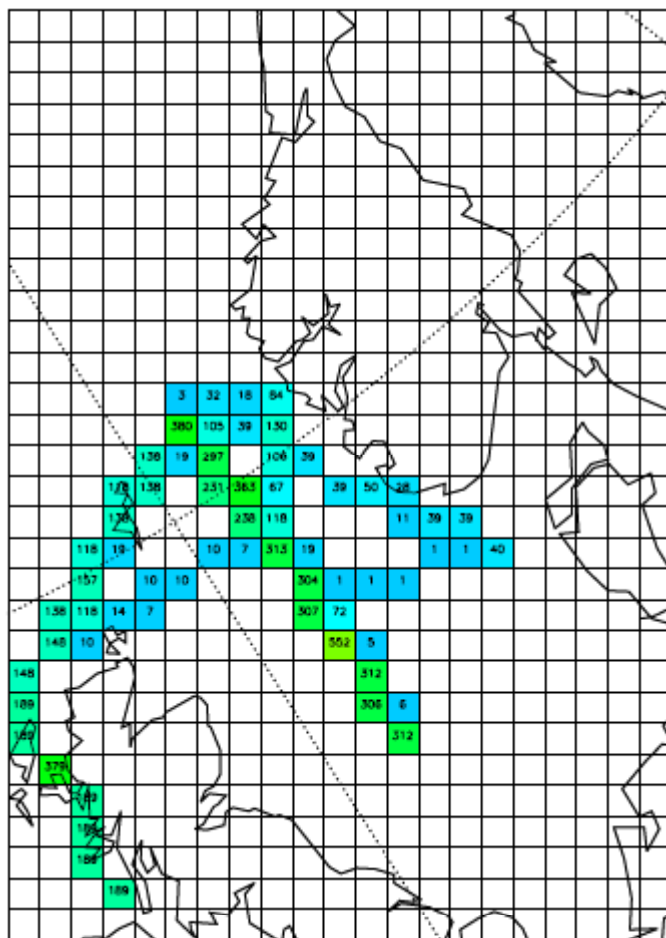
	Lastebøyer	Fakling	Turbiner	Transport*
C <sub>2</sub> H <sub>6</sub>	34	12,50	18,75	5,7
C <sub>4</sub> H <sub>10</sub>	66	12,50	25,00	18
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>		6,25	12,50	12
C <sub>3</sub> H <sub>6</sub>		18,75	12,50	4,6
C <sub>8</sub> H <sub>10</sub>		37,50	25,00	10,6
HCHO		7,50	3,75	5,9
CH <sub>3</sub> CHO		5,00	2,50	4
CH <sub>3</sub> OH				
C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> OH				39,2
SUM	100	100	100	100

\* Inkluderer dieselmotorer, helikoptertrafikk, forsyningskip og beredskapsfartøy.

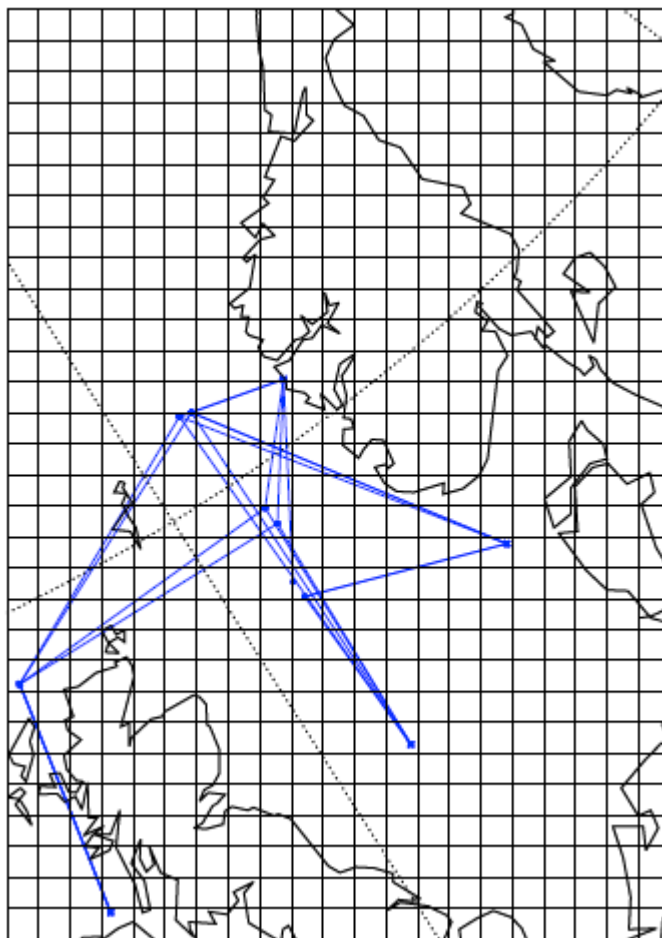
VOC-fordelingen har stor betydning for effektiviteten av ozondannelsen og til dels også for overføringshastigheten av NO<sub>x</sub> til HNO<sub>3</sub>, og dermed for nitrogenavsetningen. Dette skyldes at de organiske forbindelsene har svært ulik reaktivitet i atmosfæren. Mens lette alkaner (som f.eks. etan, C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>) er lite reaktive og kan ha en kjemisk levetid på uker, er en del aromater (som C<sub>8</sub>H<sub>10</sub>) og alkener reaktive med kjemisk levetid av størrelse noen timer til en dag. Selv om bøyelastingen, som vist ovenfor, bidrar med svært store utslipp av VOC, gir denne kilden hovedsakelig alkaner som er lite til middels reaktive, mens utslipp fra forbrenning (f.eks. fakling) gir en langt mer reaktiv blanding.

### 5.3.2.2 Beregningsområde

Figur 12 viser EMEPs 50 x 50 km<sup>2</sup> rutenett for Nordsjø-området. Punktene i figuren viser de reseptorpunktene som ble benyttet i modellberegningene. I tillegg ble det gjort beregninger til 5 målestasjoner som inngår i SFTs nasjonale overvåkingsprogram, vist som symboler i Figur 12. Seilingsledene som er brukt for å fordele utslippene fra skytteltankerene er vist Figur 13.



Figur 12: Beregnede areal fordelt utslipp fra Skyttel tankere, prognose for 2007. Skalaen går fra lyse blått (lavest) til grønt. Det maksimale utslippet er på 552 tonn ( $\text{NO}_x$ ) pr år i en rute på 50\*50 km.



Figur 13: Seilingsleder for skytteltankere i Nordsjøen.

## 5.4 Bidrag til belastningsnivået

### 5.4.1 Avsetning av nitrogen

Figur 14 viser beregnet nitrogenavsetning i år 2007 (med 1992-meteorologi) med og uten utslipp fra norsk sokkel (jfr. likn. 6). Figuren viser også bidraget (absolutt og prosentvis) fra petroleumsvirksomheten.

Beregningene viser at total avsetningen av nitrogen har en klar nord-syd gradient, med maksimalbelastninger lengst syd på drøyt 1650 mg (N)/m<sup>2</sup> pr.år. Denne fordelingen gjenspeiler nærheten til det Europeiske kontinentet og betydningen av NO<sub>x</sub>-kildene på kontinentet for avsetningen. Bidraget fra Nordsjøen viser derimot maksimalverdier i Sogn og Fjordane (Sognefjorden) med opptil 40 mg (N)/m<sup>2</sup> pr.år. Dette gjenspeiler de dominerende utslippene fra Tampen som ligger oppvind for Sogn. Relativt sett bidrar petroleumsvirksomheten med 7-9% av totalavsetningen i kystområdene fra Sogn til Sør-Trøndelag. Lenger syd, i det mest belastede området, blir det relative bidraget fra Nordsjøen lite.

Figur 15 viser de estimerte bidragene fra hver av de seks delområdene i Nordsjøen til nitrogen avsetninger.

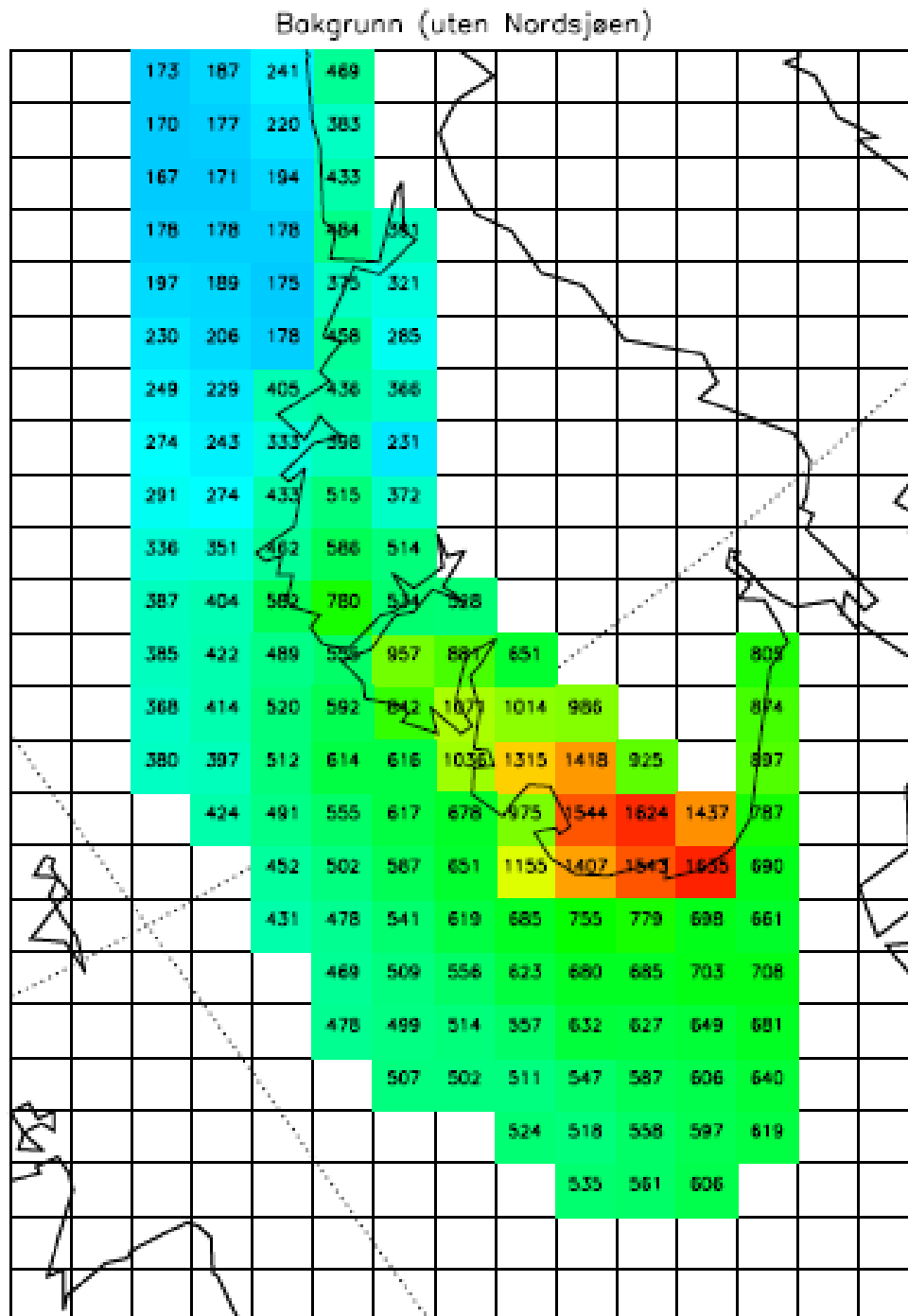
Resultatene viser at Tampenområdet bidrager mest til nitrogenavsetningen med et nedfall på opptil 17 mg (N)/m<sup>2</sup> pr.år i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal. Og opp til 29 i havet utenfor. Avsetningen over land fra Tampenområdet generelt er 8-11 mg(N)/m<sup>2</sup> pr.år . Utslippene fra Trollområdet gir relativt ubetydelig avsetning, mens Oseberg, Frigg-Heimdal og Sleipner gir opptil 9-22 mg (N)/m<sup>2</sup> pr.år i maksimalområdene. Selv om utslippene fra Ekofisk-regionen er relativt store blir bidraget til nitrogenavsetningen relativt lite, sannsynligvis pga. den lengre avstanden til kysten av Sør-Norge. Tabell 6 viser utslippet av NO<sub>x</sub> fra de samlede megakildene i hvert delområde sammen med det estimerte nitrogen avsetningen fra de samme delområdene. Det avsettes 18.5 % av utslippet innen influensområdet. De resterende utslippene vil avsettes utenfor området men med lavere verdier. Dette skyldes at det er sterk vind i området og at overgangen fra NO<sub>2</sub> til NO<sub>3</sub>. Dette er også grunnen til at bakgrunnskonsentrasjonen er så høy som den er fra kildene i Europa.

Tabell 6: NO<sub>x</sub>-utslipp (som N, tallene som NO<sub>2</sub> står i parentes ) fra delområdene (megakildene), estimert bidrag til N-avsetning (totalt for hele influensområdet), og den resulterende prosentvise andelen av utslippet som er avsatt i influensområdet. For 2007 med prognose fra 2005.

Delområde	NO <sub>x</sub> -utslipp fra megakilder (tonn N)	Estimert N-avsetning (tonn N)	Prosent av utsl. som er avsatt i influensområdet
Tampen	6700 (22014)	1440	21
Troll	1311 (4306)	252.5	19
Oseberg	2670(8772)	645	24
Frigg-Heimdal	1398(4595)	292.5	21
Sleipner	1953 (6418)	222.5	11
Ekofisk	2044 (6718)	40	2
Sum	16076 (52824)	2982	18.5

Små kilder og skytteltankere er estimert å gi et samlet bidrag i 2007 på 90 tonn nitrogen i influensområdet. Utslippet er 2 360 tonn nitrogen pr. år. Ca. 4 % av utslippene avsettes innenfor influensområdet. Dette kan komme av at utslippene skjer langs seilingsrutene og at disse er i utkanten av beregningsområdet.



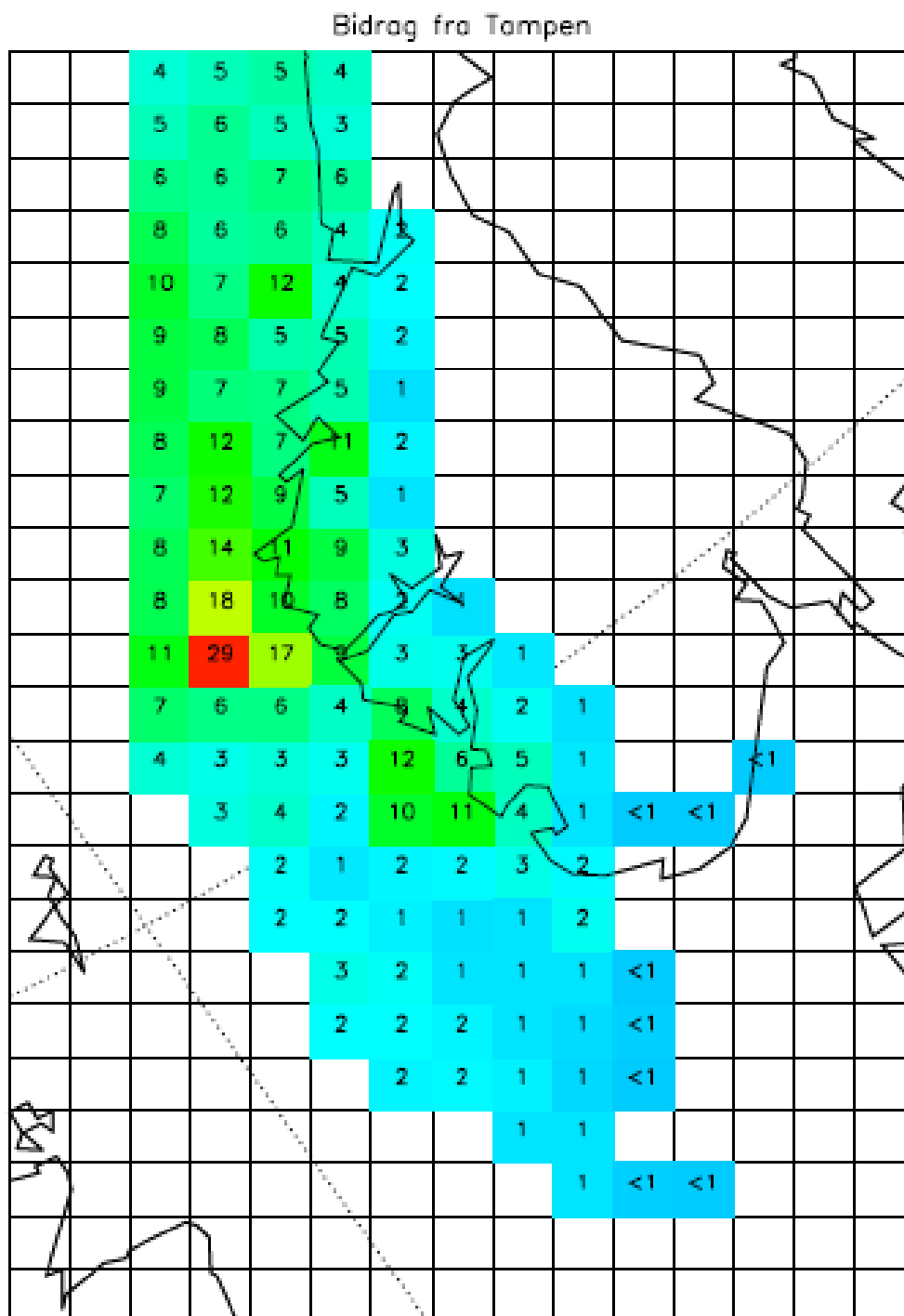


Figur 14: forts.

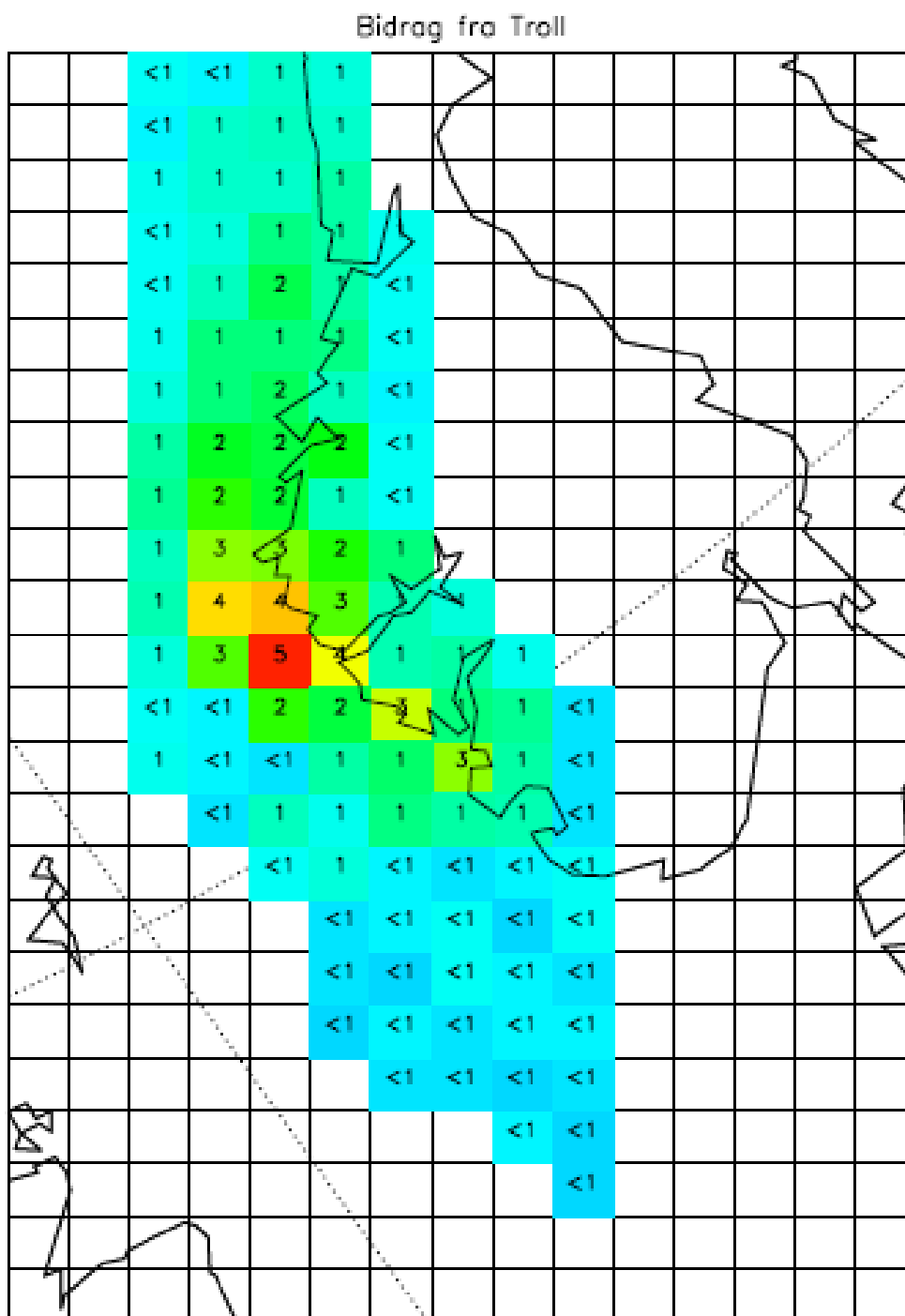




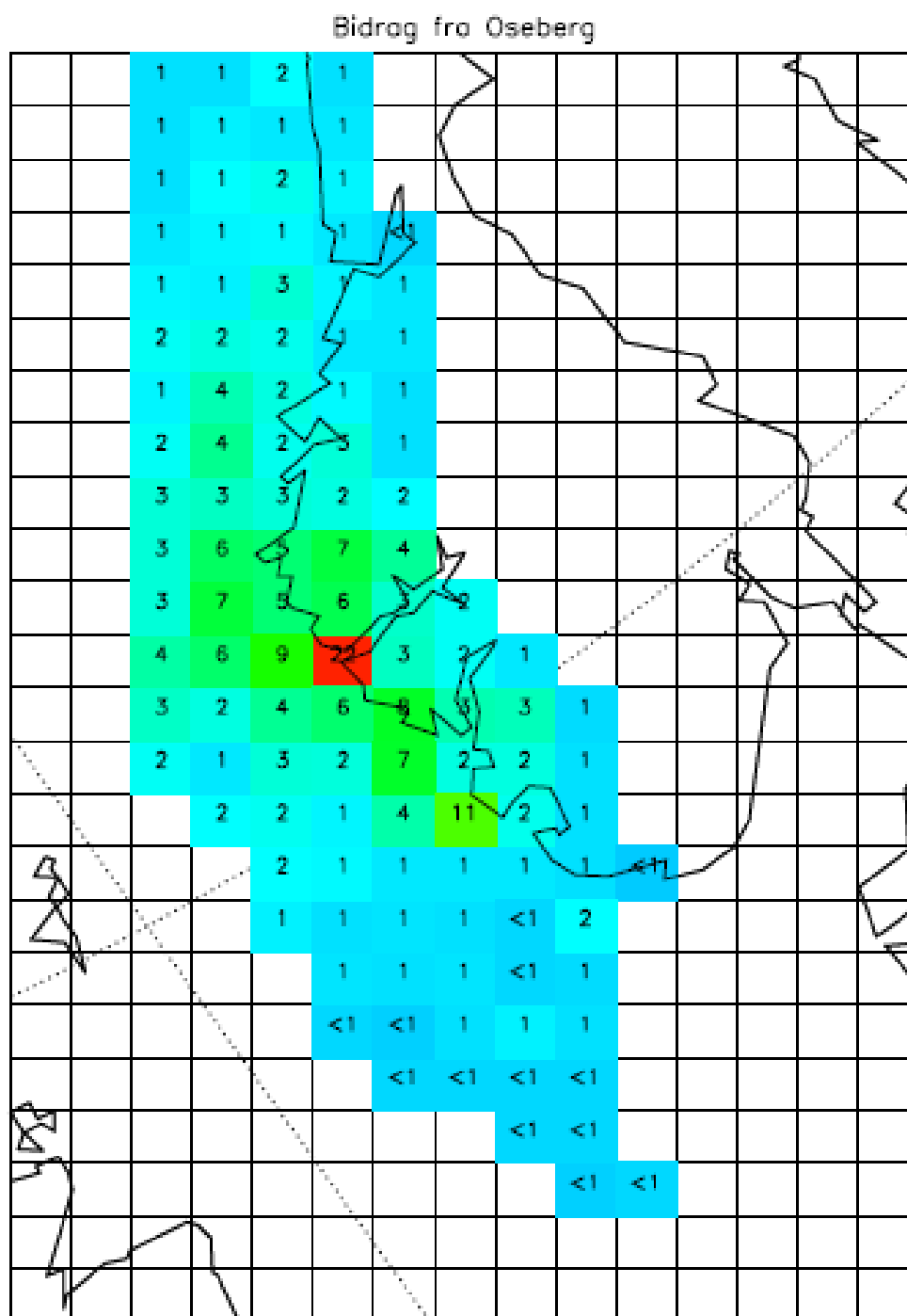




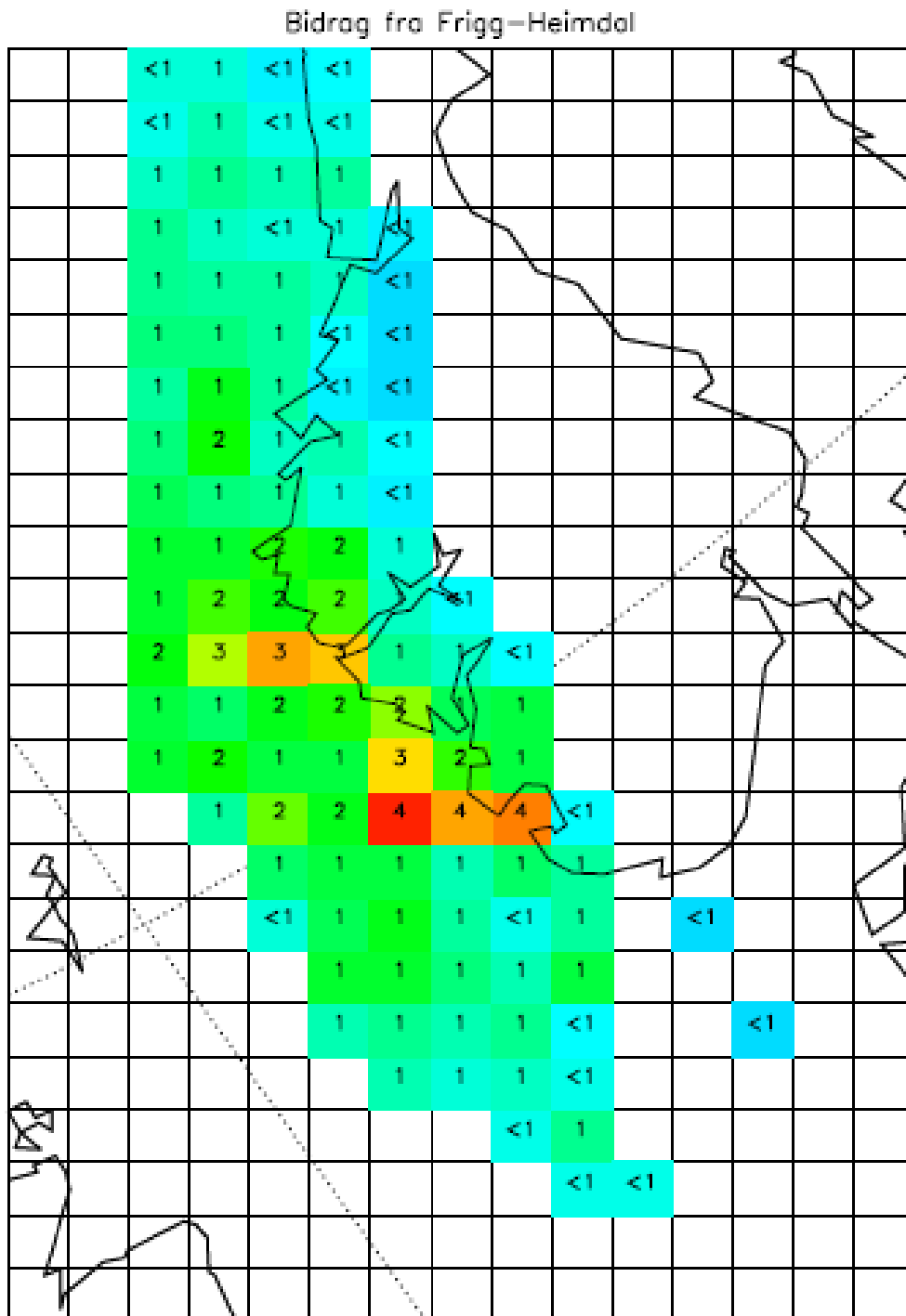
Figur 15: Estimerte bidrag fra de enkelte delområdene i Nordsjøen til avsetningen av nitrogen ( $\text{mg (N)/m}^2$ ). År 2007, beregnet med 1992-meteorologi og med bakgrunn fra 1995. Legg merke til at fargeskalaen er forskjellige i de forskjellige bildene. Tampen-, Oseberg-, Troll-, Frigg-Heimdal-, Sleipner og Ekofisk-regionen bidrar henholdsvis med maksimalt 29, 22, 5, 4, 6 og 2  $\text{mgN/m}^2$ .



Figur 15: forts.

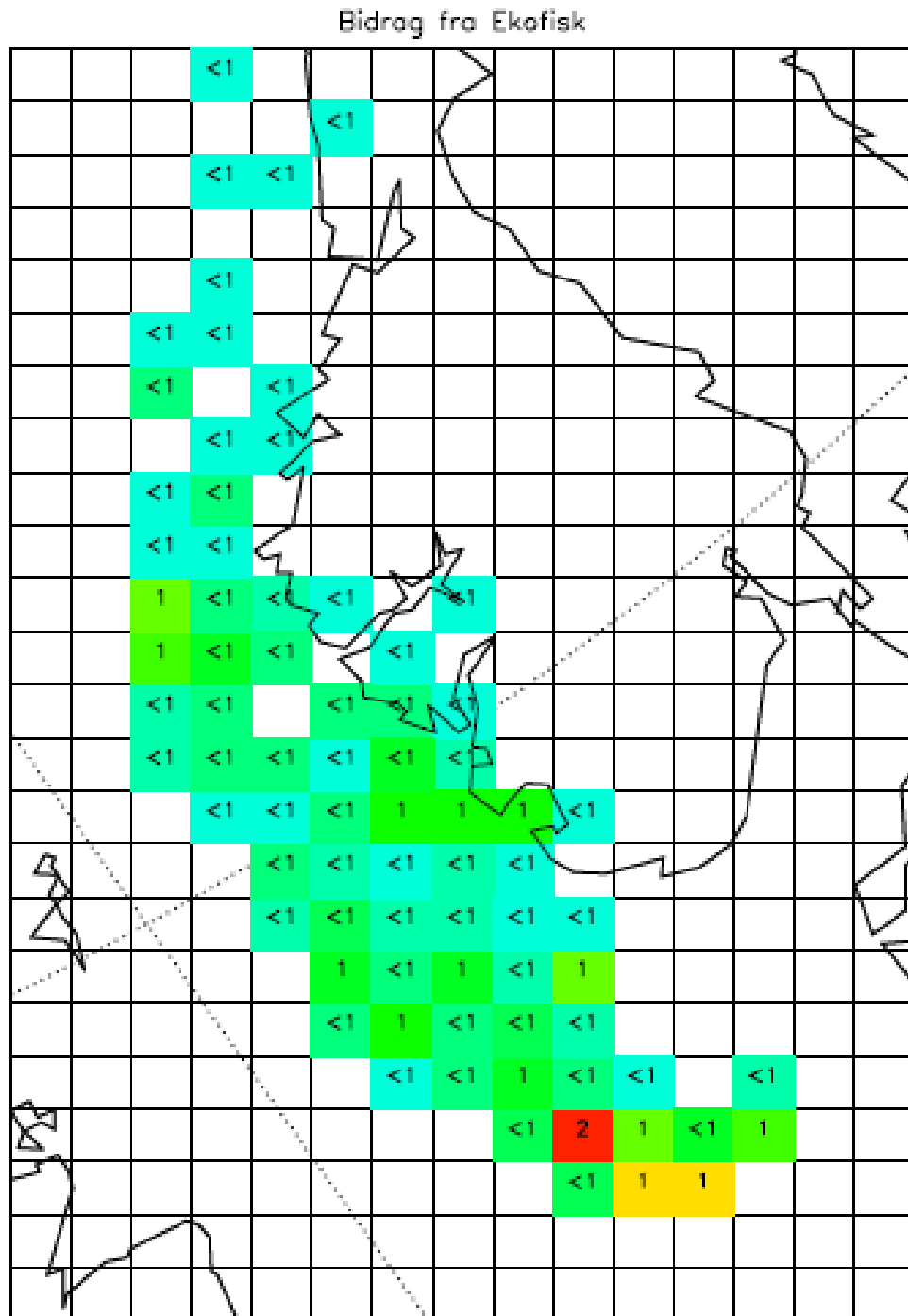


Figur 15: forts.



Figur 15: forts.





Figur 15: forts.

#### 5.4.2 Bakkenært ozon

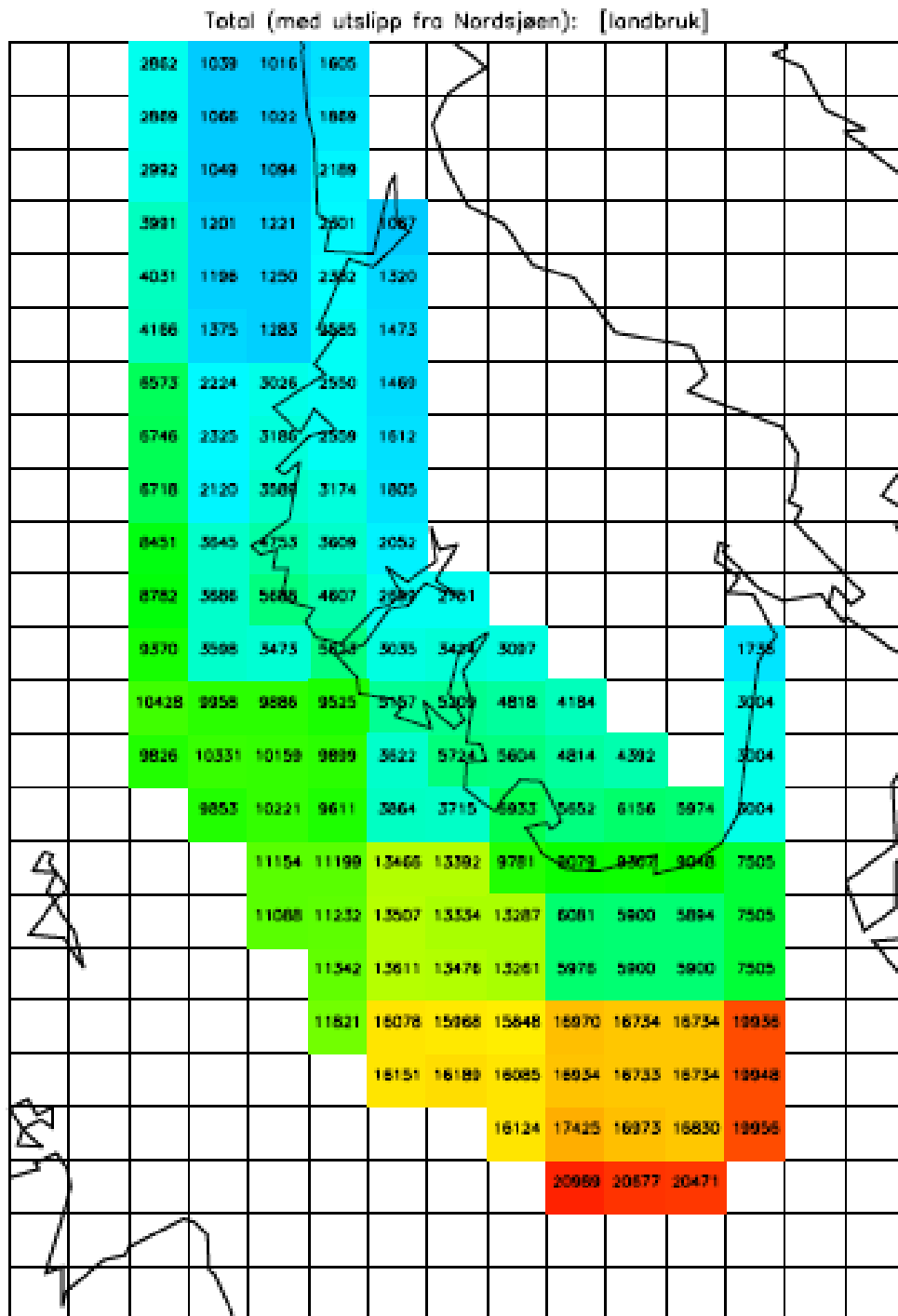
Figur 16 viser AOT40-verdien for løvskog/landbruk beregnet for år 2007 med og uten utslipp fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen samt bidraget (absolutt og relativt) fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen. Som for nitrogenavsetning, viser AOT40-verdiene en klar nord-syd gradient, med maksimalverdier på over 10 000 ppb-timer lengst sydøst. Dette gjenspeiler både at kildeområdene for ozondannelsen er på kontinentet, men også at vekstsesongen varierer med breddegraden. Generelt starter vekstsesongen senere lenger nord. Kombinert med



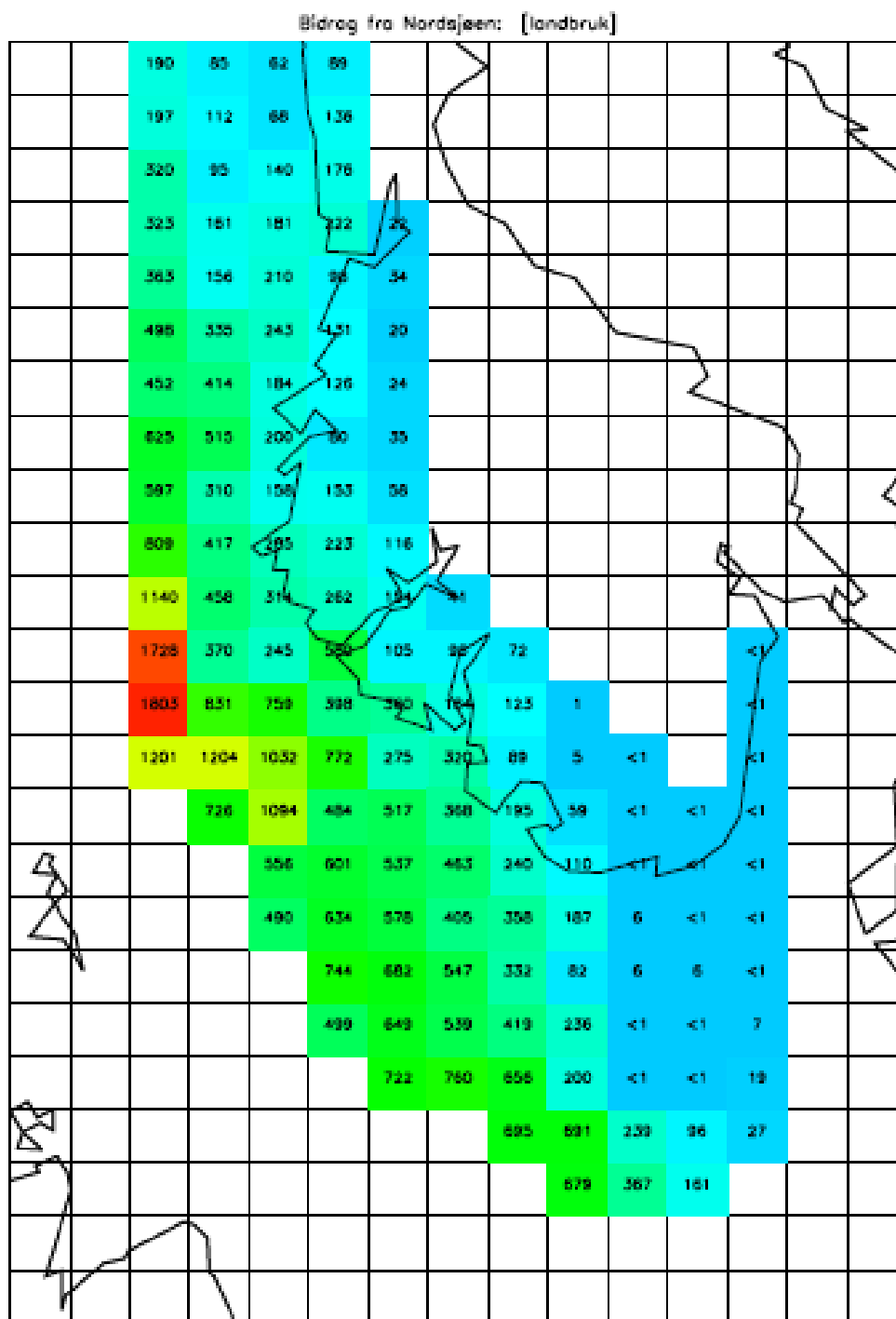
at ozonkonsentrasjonen i middel har et maksimum i april/mai i Sør-Norge, fører dette til betraktelig lavere AOT40-verdier for løvskog/landbruk nordover, særlig nord for 62. breddegrad. Figur 17 viser den tilsvarende figuren for AOT40 for barskog/eng. For denne vegetasjonen er vekstsesongen lenger, noe som gir en svakere nord-syd-gradient enn for løvskog/landbruk.

Figur 18 viser beregnet antall timer i året med ozonkonsentrasjoner over  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Figuren viser både Nordsjøens bidrag og totalverdien med alle kilder inkludert for år 2007. Møre og Romsdal er fylket med flest antall timer over ozongrenseverdien. Dette gjenspeiler det gjennomgående høye ozonnivået observert på målestasjonen Kårvatn i 1999 (se Figur 18). Det er også et maksimum lengst sydøst. Utslippene fra Nordsjøen gir størst bidrag til antall timer med ozonkonsentrasjoner over  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i kystområdene i Sogn og Møre og Romsdal. Her økes antall slike timer med 9-27 timer. Relativt til det totale antall timer med ozon  $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  utgjør Nordsjøens bidrag 12% ved Stad og 4-7% ellers på Vestlandet. Beregningene gir store relative bidrag til timeantallet lengst nord i influensområdet, men her er totalt antall timer med overskridelser beskjedent.

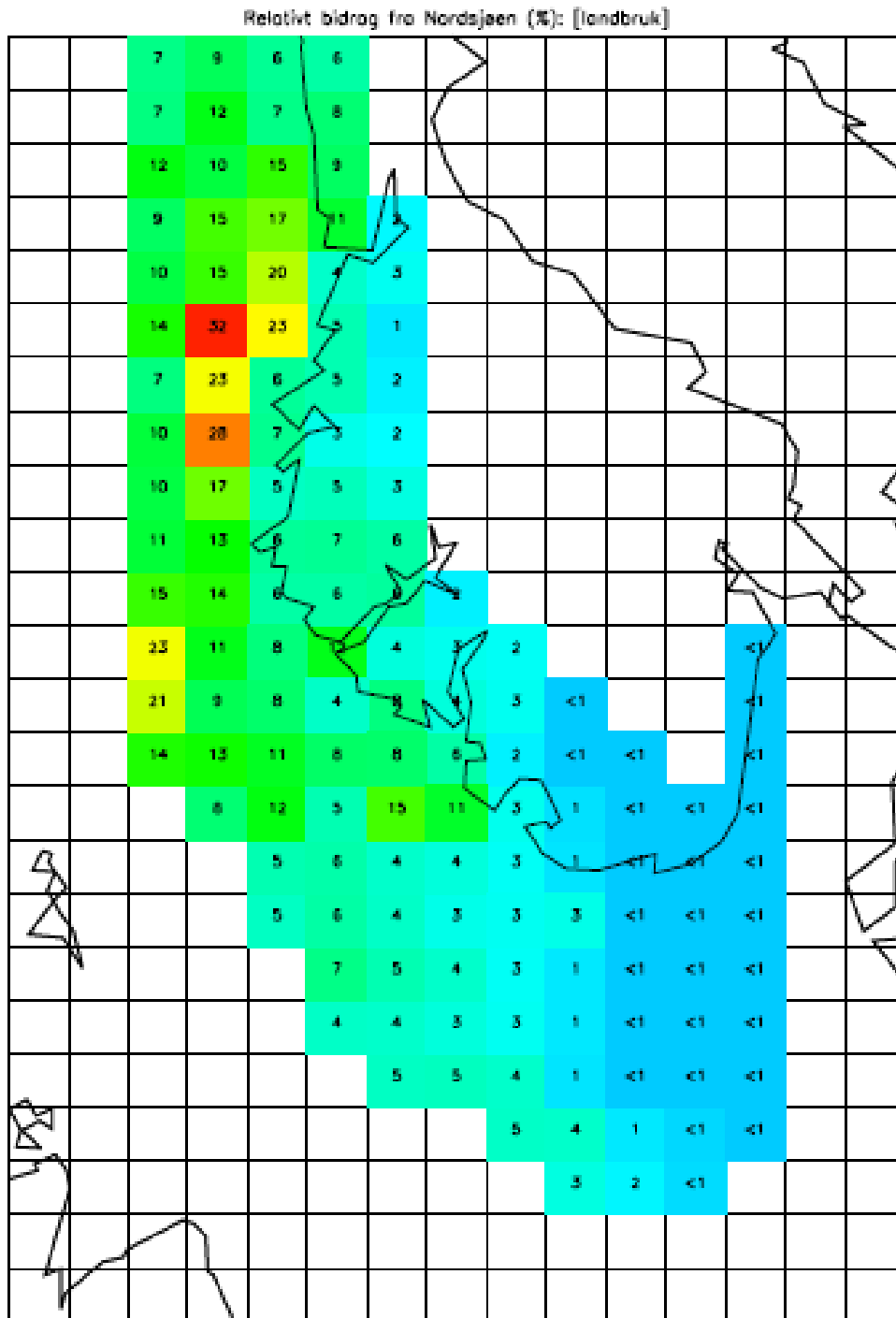
Bidraget fra utslippene i Nordsjøen blir størst i kystområdene i Sogn. Beregningene indikerer at utslippene fra Nordsjøen vil bidra med opptil 12% av AOT40-verdien ytterst i Sognefjorden. For øvrig ligger det relative bidraget fra Nordsjø-utslippene på omkring 5-12% av AOT40-verdien i de ytre kystområdene. Ved en reduksjon av utslippene er det beregnet en økning av nivået for AOT40 og en reduksjon i antall timer over  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .



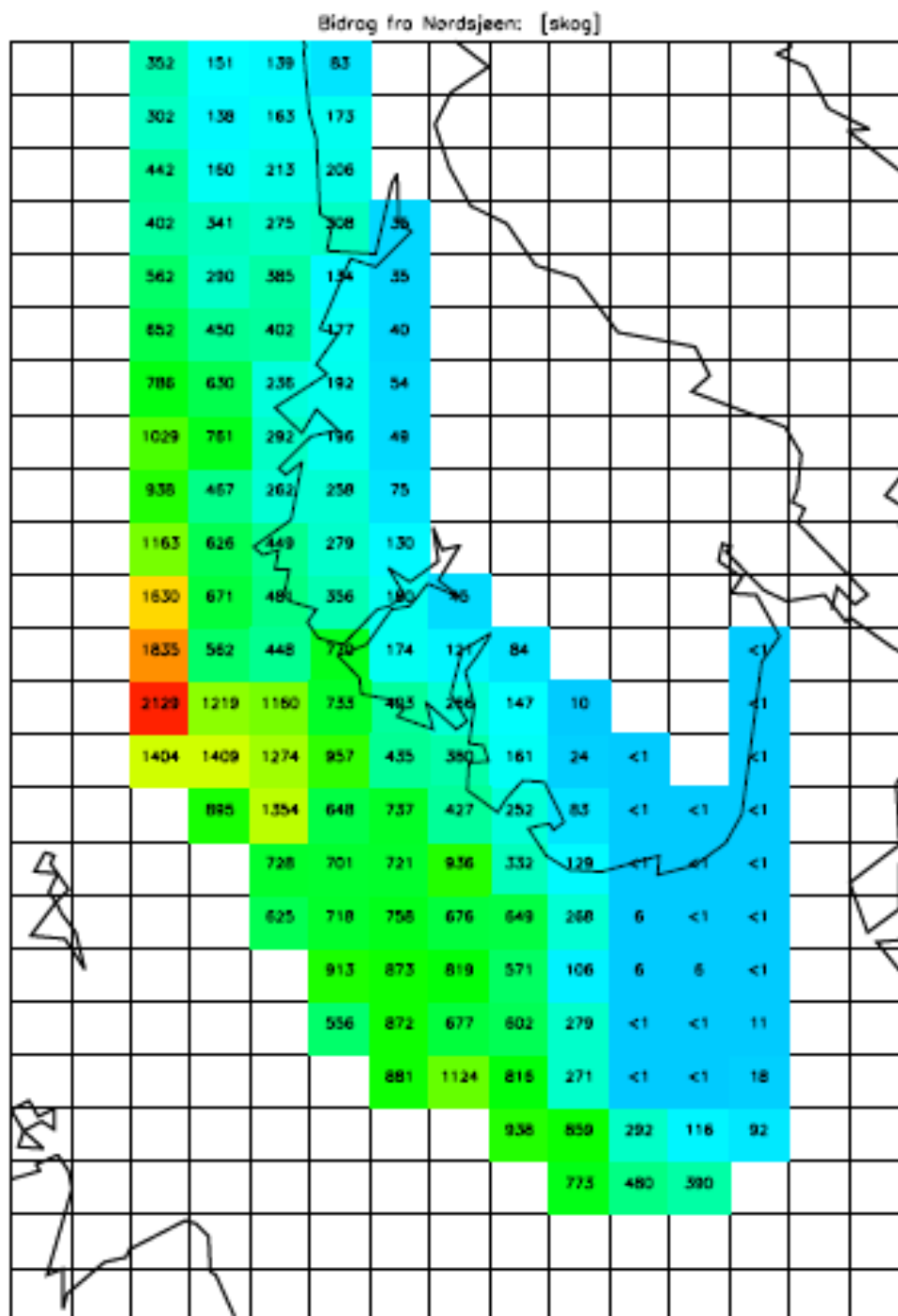
Figur 16: Beregnet AOT40-verdi (ppb-timer) for løvskog/landbruk med og uten utslipp fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen (inkl. bidrag fra Haltenbanken) (øverst), og det samlede bidraget fra petroleumsvirksomheten, absolutt og prosentvis (nederst). Legg merke til at fargeskalaen er forskjellige i de forskjellige bildene.



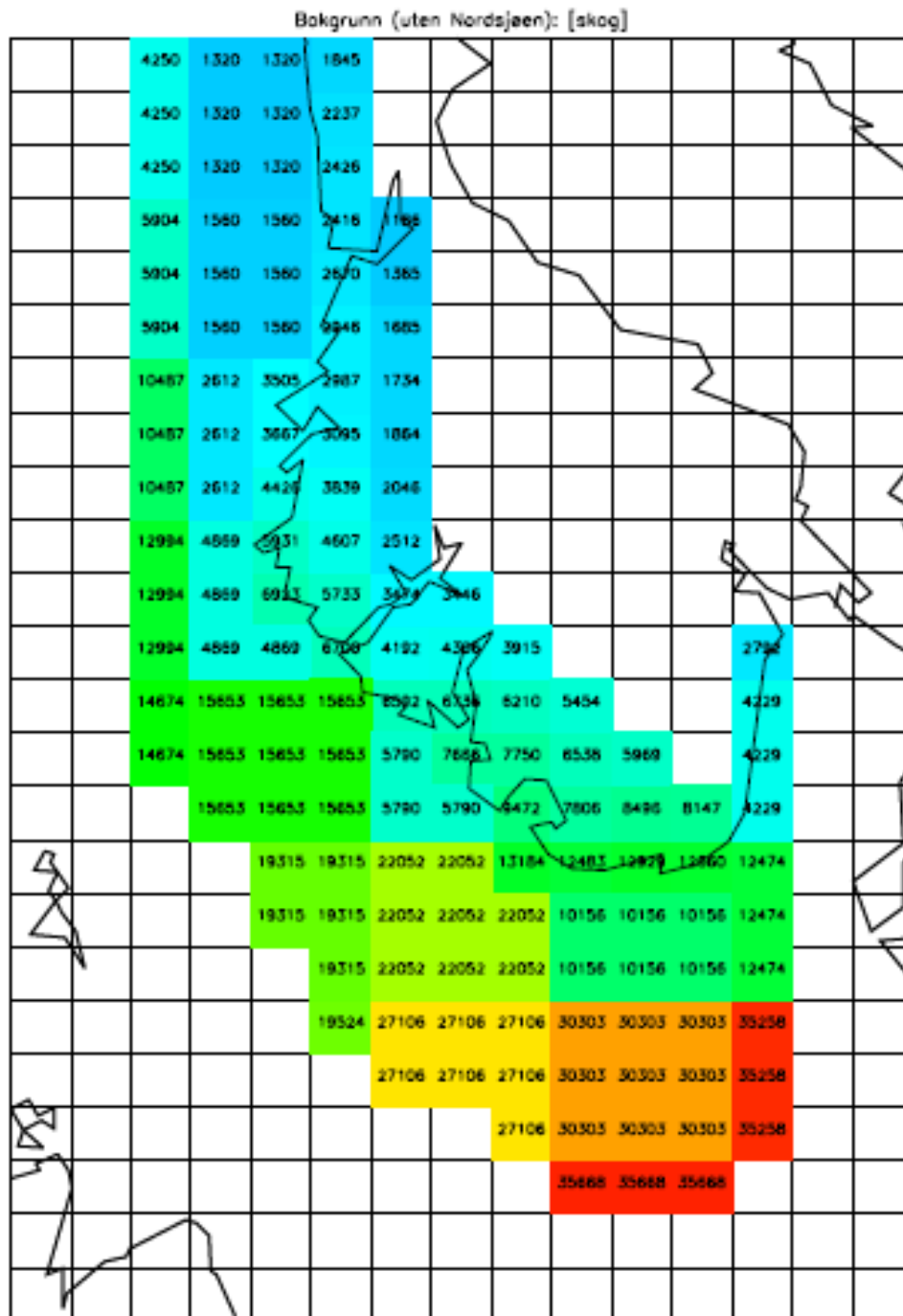
Figur 16: forts.



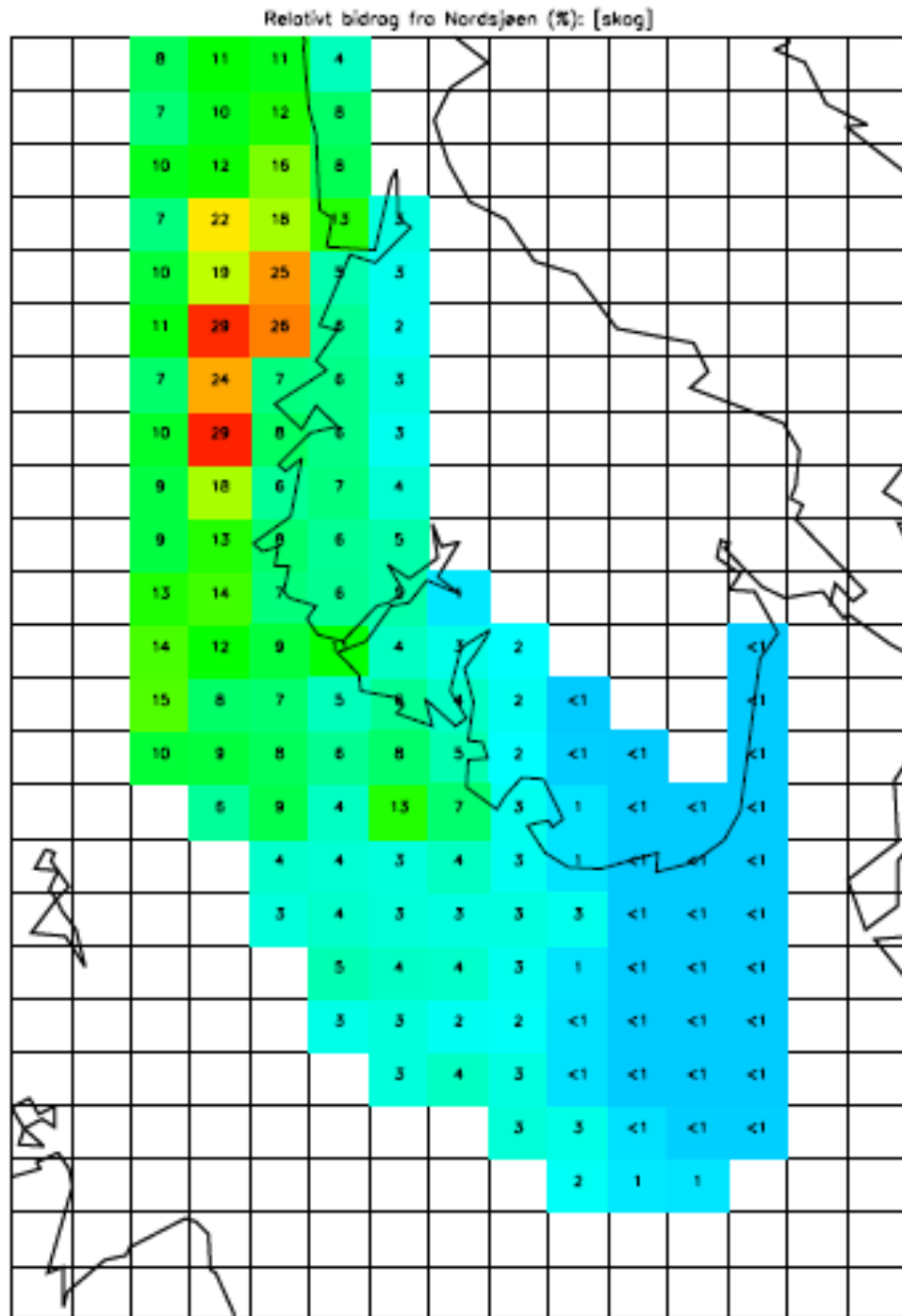
Figur 16: forts.



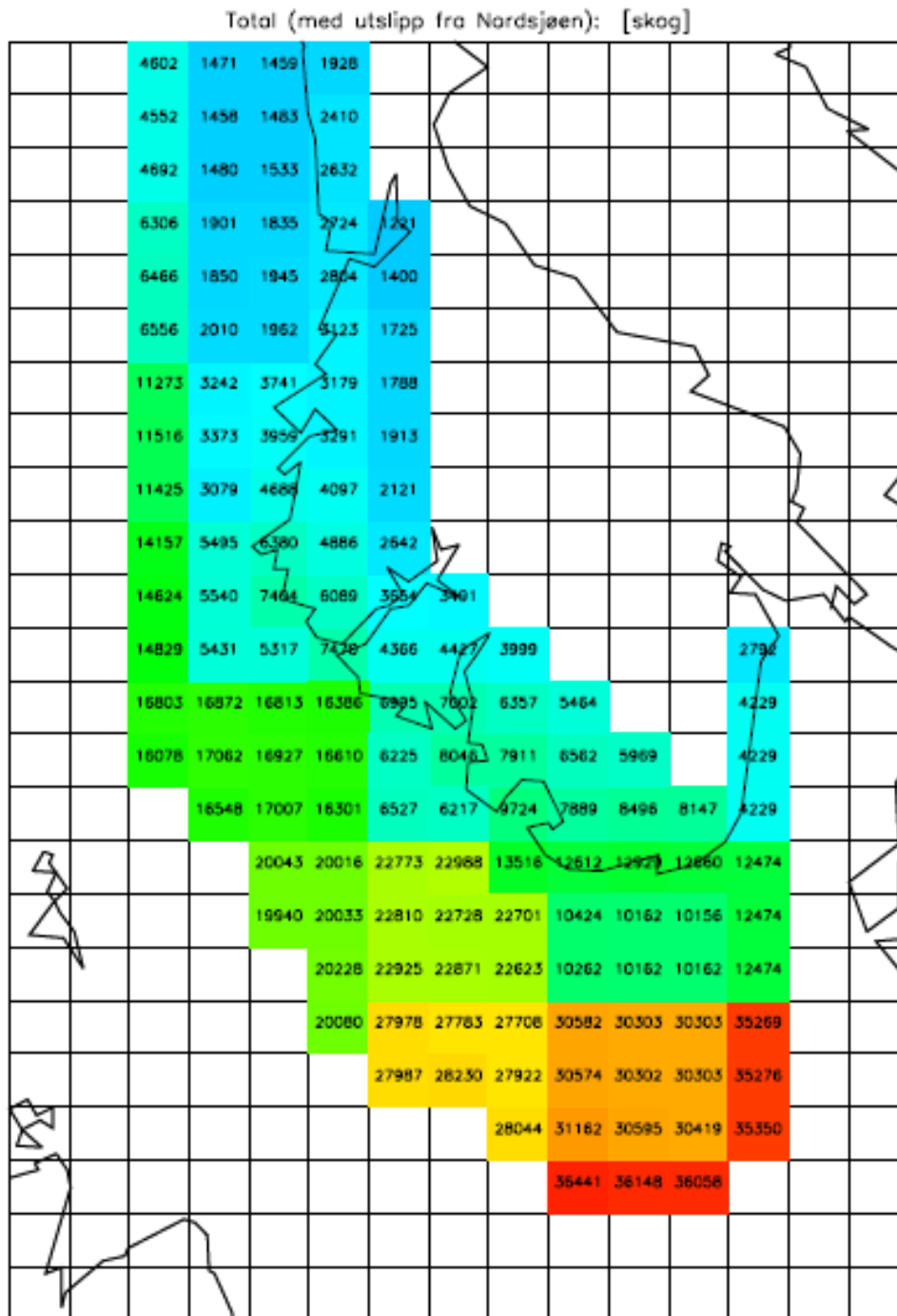
Figur 17: Beregnet AOT40-verdi (ppb-timer) for barskog/eng med og uten utslipp fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen (inkl. bidrag fra Haltenbanken) (øverst), og det samlede bidraget fra petroleumsvirksomheten, absolutt og prosentvis (nederst). Legg merke til at fargeskalaen er forskjellige i de forskjellige bildene.



Figur 17: forst.

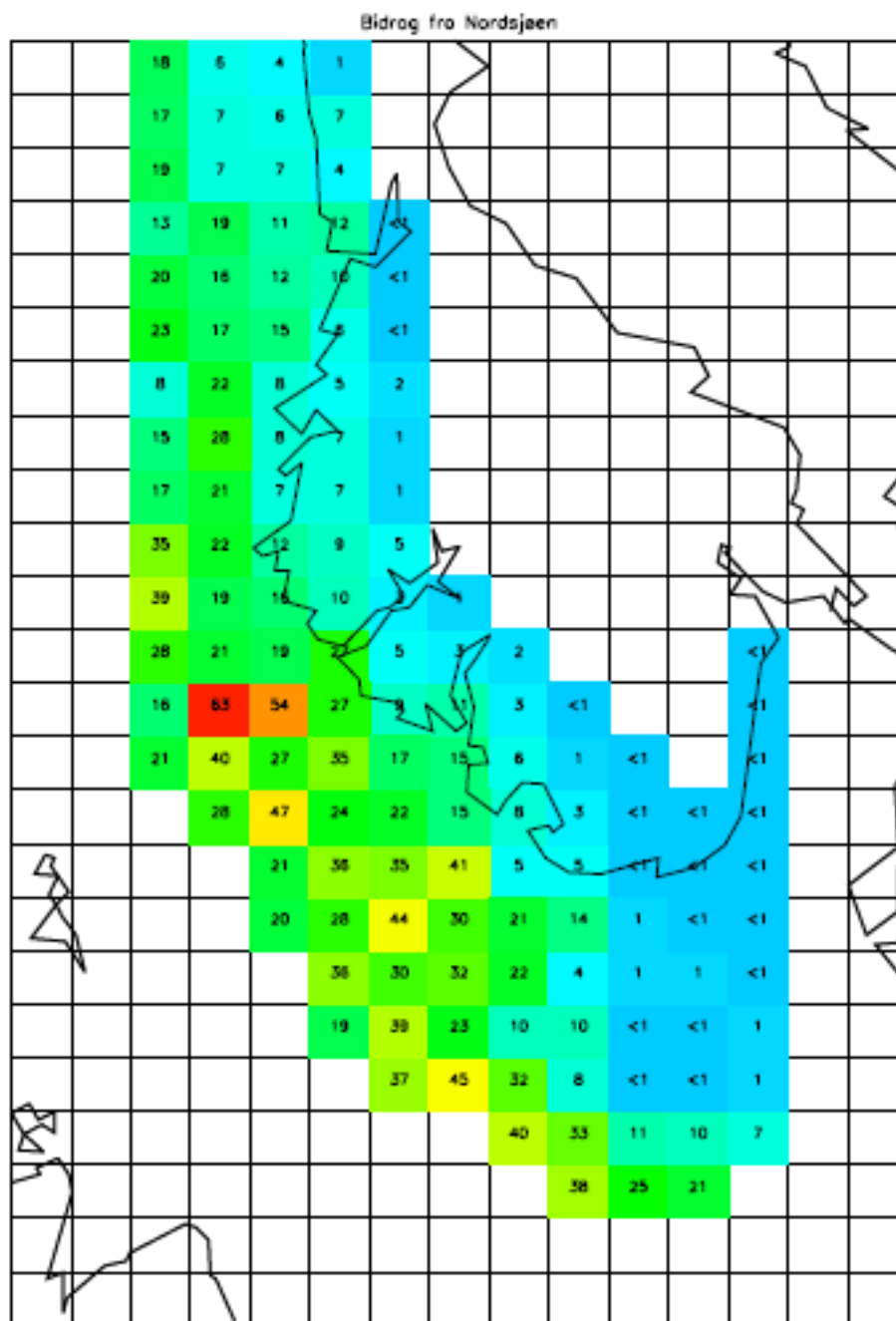


Figur 17: forts.

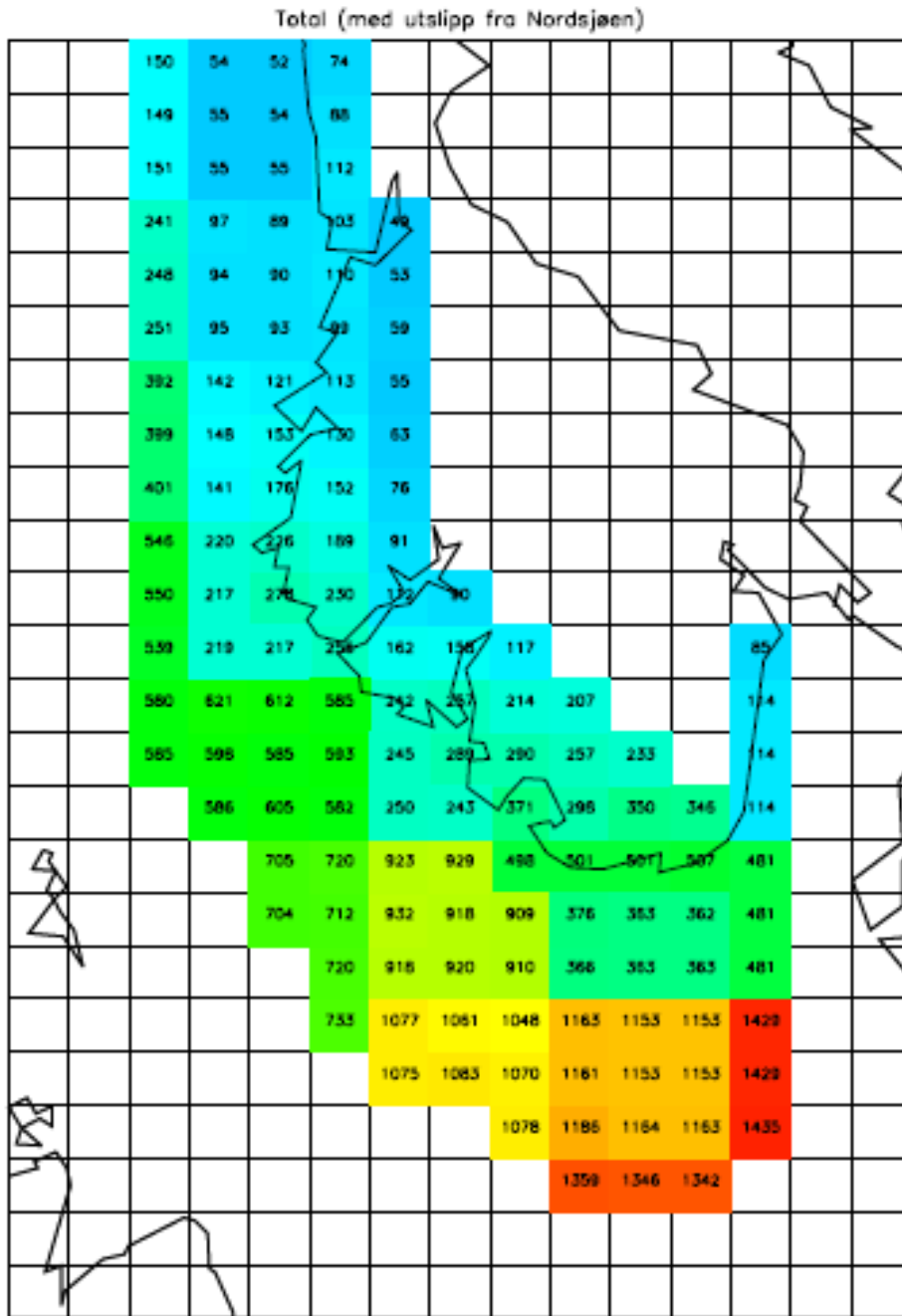


Figur 17: forts.

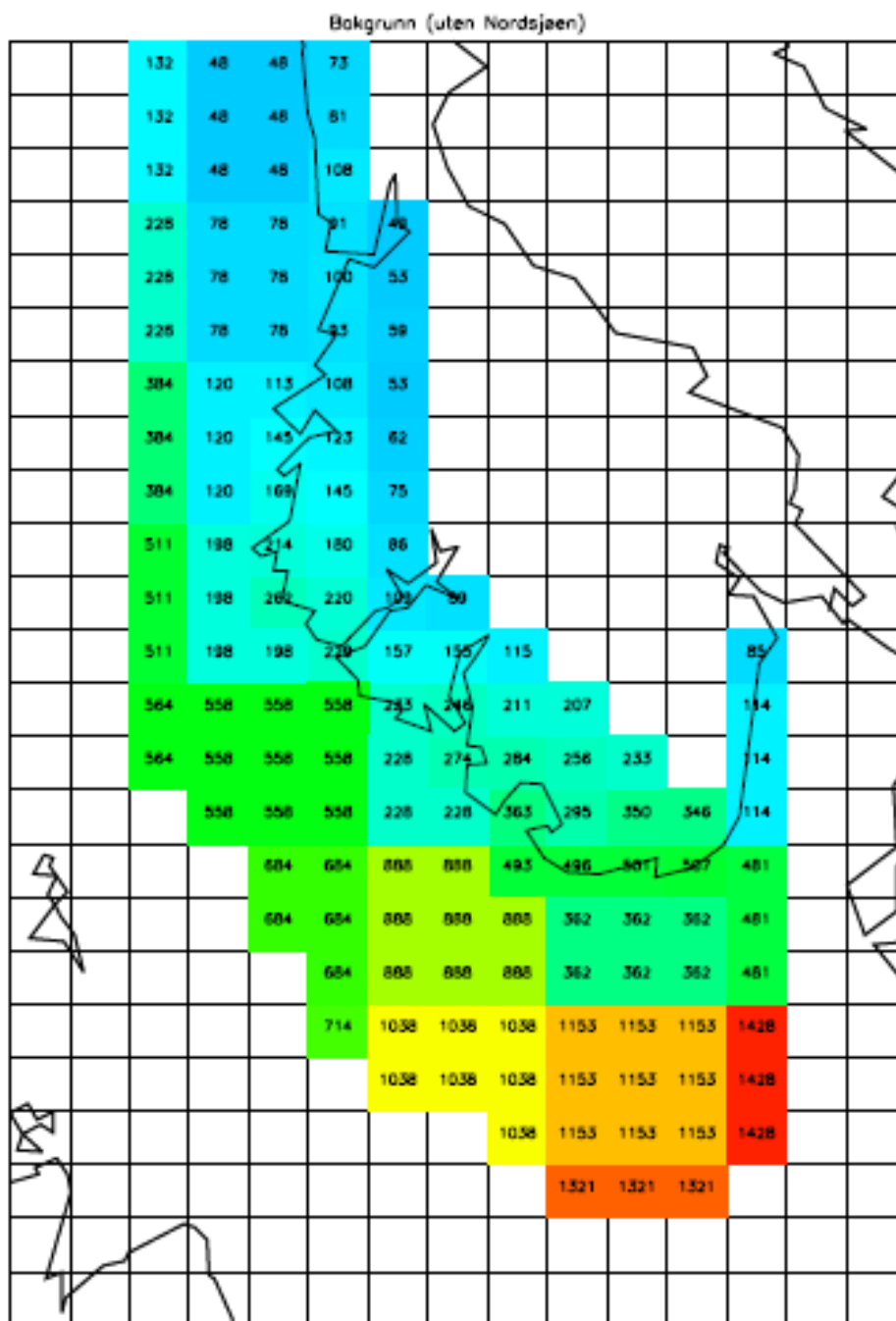




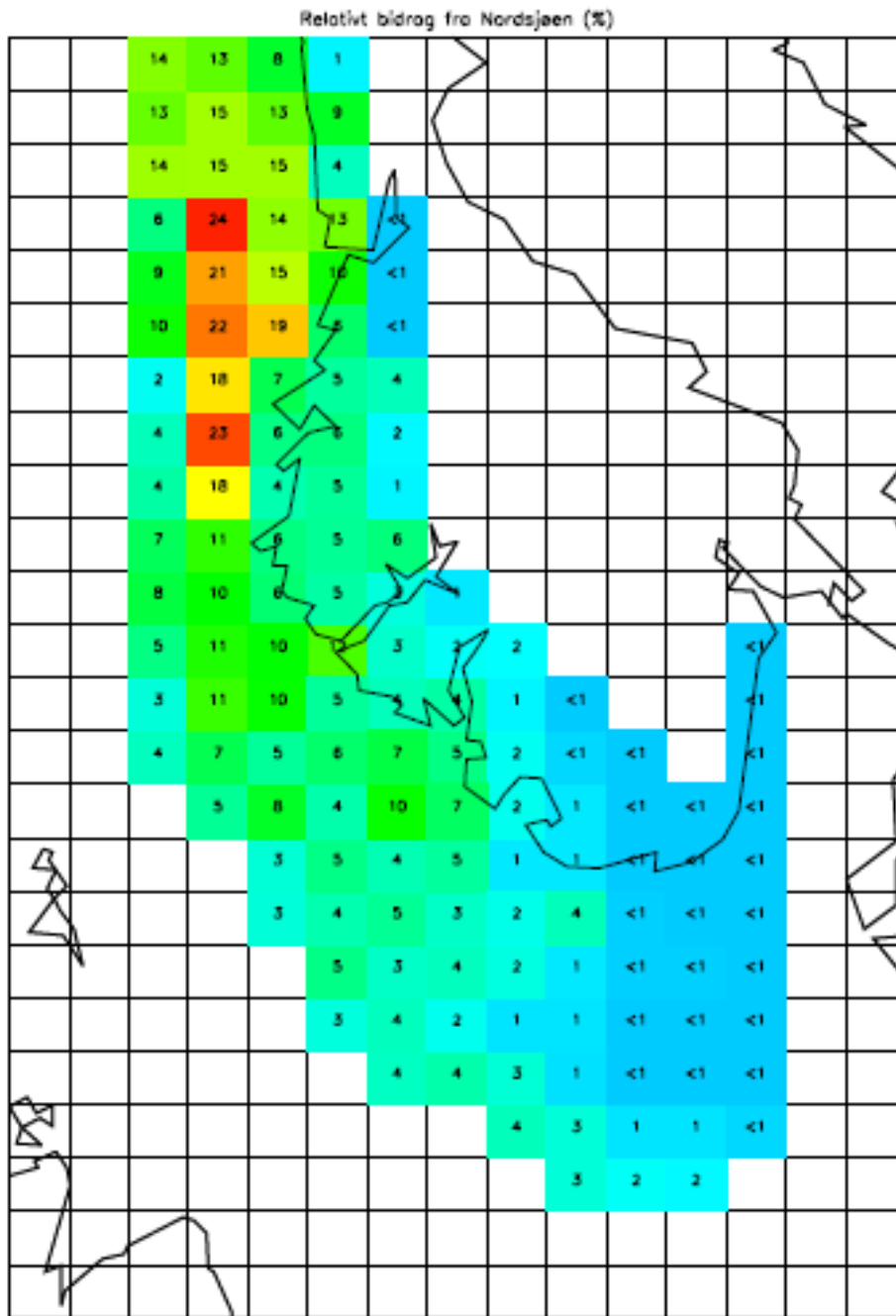
Figur 17: forts.



Figur 18: Beregnet antall timer med ozonkonsentrasjon  $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  med og uten utslipp fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen (inkl. bidrag fra Haltenbanken) (øverst), og det samlede bidraget fra petroleumsvirksomheten, absolutt og prosentvis (nederst).



Figur 18: *forts.*



Figur 18: forts.

## 6 Miljøkonsekvenser knyttet til bidraget fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen

### 6.1 Forsuring

Området som vurderes i denne konsekvensutredningen dekker et landareal på ca. 90 000 km<sup>2</sup> og omfatter mesteparten av landarealet i fylkene Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, Sør- og Nord-Trøndelag.

Området representerer et stort spenn med hensyn på dagens forsuringssituasjon og avsetningsnivå for både svovel og nitrogen (jfr. Figur 6). De sørligste fylkene har høye avsetningsverdier av N og S (Hole and Tørseth, 2003), og tilhører den delen av landet hvor arealet med overskridelse av tålegrensen er størst. De nordligste fylkene har relativt sett lave avsetningsverdier av N og S (Hole and Tørseth, 2003) og lite problemer med overskridelser av tålegrensen (Figur 8).

NO<sub>x</sub>-utslippet fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen er beregnet å gi størst N-avsetning i området fra Sognefjorden til Stad. Der er den beregnede tilførselen større enn 25–40 mg N/m<sup>2</sup>/år, med et relativt bidrag på 7 – 9 % av totalavsetningen. Avsetningen fra kildene i Nordsjøen avtar gradvis nordover og sørover, med en liten økning i området rundt Haugesund opp til i overkant av 30 N/m<sup>2</sup>/år. Beregningene for 2000 viste et bidrag på opptil 80 mg N/m<sup>2</sup>/år, med et relativt bidrag på 10 – 20% av total avsetningen i kystområdene fra Sogn til Sør-Trøndelag (Solberg 1999).

For å vurdere konsekvensene på forsuringssituasjonen ved bidrag av N fra Nordsjøen, har vi beregnet overskridelser av tålegrensen basert på beregningene for 2007. Overskridelsen av tålegrensene for 2007 er vist i Figur 19. I disse beregningene har vi altså antatt at all N-avsetning bidrar til forsuring og beskriver således en maksimumssituasjon.

Areal med overskridelser av tålegrensen med og uten N-bidrag fra utslipp i Nordsjøen er beregnet og vist i Tabell 7.

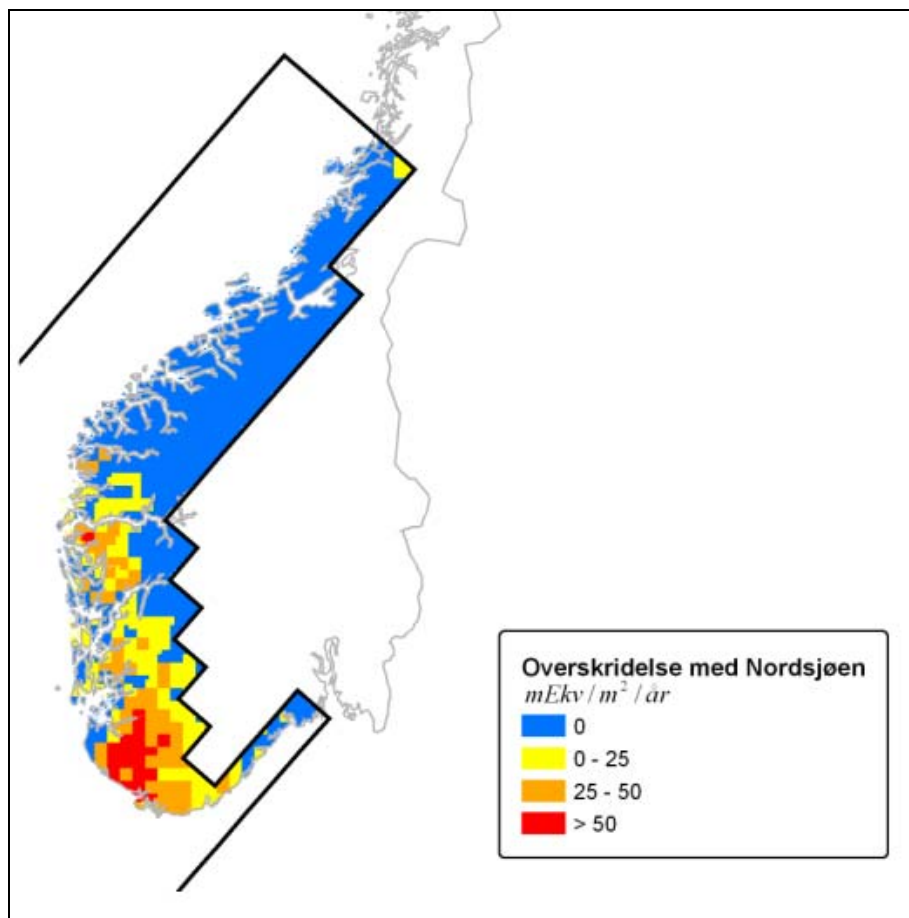
*Tabell 7: Areal i influensområdet med overskridelser av tålegrensen med og uten N-bidrag fra utslipp Nordsjøen. Data for år 2000 er hentet fra den tidligere konsekvensutredningen (Solberg 1999).*

	År 2000	År 2007
Totalt berørt areal (influensområdet)	90 936 km <sup>2</sup>	90 936 km <sup>2</sup>
Areal med overskredet tålegrense uten utslipp fra Nordsjøen	49 517 km <sup>2</sup>	31 035 km <sup>2</sup>
Areal med overskredet tålegrense med utslipp fra Nordsjøen	51 065 km <sup>2</sup>	31 856 km <sup>2</sup>
Økning i areal med overskridelser med utslipp fra Nordsjøen	1 548 km <sup>2</sup>	822 km <sup>2</sup>

Resultatene viser at utslippene i Nordsjøen bidrar lite til N-belastning og medfører små endringer i status for overskridelser av tålegrensen. Totalt sett er økningen i areal med overskridelser 822 km<sup>2</sup>, tilsvarende 2,6%, når vi antar at all N-

avsetning bidrar til forsurening. Områdene som går fra ikke overskridelser til overskridelser med bidrag fra Nordsjøen, ligger i dag på grensen til overskridelse. I den tidligere utredningen (Solberg, 1999), ble petroleumsvirksomhetens bidrag til økt areal med tålegrenseoverskridelse beregnet til 1548 km<sup>2</sup>, noe som tilsvarer omtrent den samme prosentvise økningen.

Tabell 8 viser også at areal med overskredet tålegrense uten utslipp fra Nordsjøen utgjør 34% av influensområdet for 2007. Til sammenligning var dette arealet beregnet til 57% i 2000 i den tidligere konsekvensutredningen (Solberg, 1999). Det tilsvarer en reduksjon på 37% i areal med overskredet tålegrense i influensområdet.



*Figur 19: Overskridelser av tålegrensen for forsurening i 2007. Her er det antatt at all N-avsetning bidrar til forsurening (overskridelse av tålegrensen). Røde og gule verdier angir overskridelse av tålegrensen, mens blå verdier angir ingen overskridelse av tålegrensen.*

I de områdene som går fra ikke-overskridelser til overskridelser med bidrag fra Nordsjøen, er det i første rekke delområdet Tampen som bidrar til N-avsetningene, og dernest delområdene Frigg-Heimdal og Oseberg (Figur 14 og Figur 15). Områdene har dessuten et visst bidrag fra andre kilder, som inkluderer petroleumsvirksomheten på Haltenbanken, samt skytteltankerne.

Det er vanskelig å gi et sikkert tallmessig anslag for effekten av én enkeltkilde. Utslippene av  $\text{NO}_x$  fra petroleumsaktiviteten i Nordsjøen er en stor  $\text{NO}_x$ -kilde sett under ett og har sannsynligvis innvirkning på forsurenings situasjonen i deler av det undersøkte området i denne konsekvensvurderingen. Generelt kan man si at for områder som i dag har overskridelser av tålegrensen for forsurening, eller ligger på grensen til overskridelse, vil et hvert bidrag til økning av N-avsetningene være med på å bidra til å motvirke den positive utviklingen i vannkvalitet som vi ser i Norge i dag som en følge av reduksjoner i S-utslipp i Europa (SFT, 2001). På samme måte vil enhver reduksjon være positiv.

De områdene som får den største økningen i N-avsetning har i dag lite problemer med nitrogen i overflatevann. N-belastningen både med og uten bidrag fra Nordsjøen ligger langt under grenseverdien for hvor man har observert økt N-avrenning som en funksjon av N-avsetning (grenseverdien ligger sannsynligvis rundt  $900 \text{ mg N/m}^2/\text{år}$ , se kap 3.1).

## **6.2 Overgjødning**

### **6.2.1 Tilførsler av nitrogen fra atmosfæren til havet**

Beregninger av årlig tilførsel av nitrogen som følge av utslipp til luft fra oljevirkosomheten i Nordsjøen viser at den totale tilførselen til Nordsjøen fra disse utslippene var 2880 tonn N pr. år. Det som tilføres av nitrogen er i form av nitrat og ammonium, dvs. all tilførsel er biotilgjengelig og blir brukt til plante-plankton-produksjon. Det er beregnet en tilførsel på et rutenett hvor hver rute er omtrent på  $50 \times 50 \text{ km}$  (Figur 12). For hver rute er det beregnet en årlig tilførsel av nitrogen som deretter er summert til en årlig totaltilførsel.

Til Nordsjøen ble det i 1990 tilført ca. 560 000 tonn nitrat pr år (North Sea Task Force, 1993) fra land. Imidlertid er den største nitrogen transporten til Nordsjøen den som kommer med innstrømmende vann fra Atlanten. Den er beregnet til 4-7 millioner tonn nitrat (North Sea Task Force, 1993). Tabell 8a og b viser tilførsler fra noen ulike kilder

Tabell 8a: Tilførsler av nitrat ( $1\ 000\ \text{tonn} \cdot 10^3$ ) fra ulike kilder til Nordsjøen.

Tilførsel fra	Nitrat i 1000 tonn/år	Ref.
Atlanterhavet*	4000-7000	NSTF, 1993
Fra land rundt Nordsjøen (elver og direkte utslipp)	565	NSTF, 1993
Fra Norske elver og direkteutslipp til Skagerrakkysten	15-26	PARCOM, 2004 (heri inngår også det nitrogen(nitrat) som blitt avsatt på land fra oljevirkosomheten i Nordsjøen).
Total belastning fra atmosfæren til Nordsjøen	300-600	NSTF, 1993
Fra oljevirkosomheten i Nordsjøen	3	Denne rapporten

\*Alt nitratet transportert med Atlanterhavsstrømmen vil ikke bli brukt til planteplanktonproduksjon, bare den delen som når fotosyntesesonen ved horisontale og vertikale transporter

Tabell 8b: Oljevirkosomhetens tilførsel av nitrat relativt enkelte av de andre kildene i tabell 8a.

Tilførsel fra	Nitrat i %
Fra oljevirkosomheten/Norske utslipp til Skagerrakkysten (%)	10 - 20 %
Fra oljevirkosomheten/total til førsler til Nordsjøen fra land (elver og direkte utslipp)	0.5 %
Fra oljevirkosomheten/total atm. belastning.	0.5-1%

Tabell 8a og b viser at bidraget fra utslipp av nitrogen til luft fra den oljebaserte virkosomheten i Nordsjøen sammenlignet med både naturlige transporter og landbaserte kilder rundt Nordsjøen er beskjeden.

### 6.2.2 Vegetasjon

Vurderinger av effekter av total nitrogenavsetning på vegetasjon er relatert til tålegrenseoverskridelser. Tålegrensene er satt opp med relativt store variasjoner med en nedre og en øvre grense og det er ikke gitt noen kvantitative mål på endringene ut fra overskridelsesverdier (se kap. 4.1.2). Variasjonen i tålegrensene innen hver vegetasjonstype og mangel på kvantitative mål på endringer i økosystemene gjør det svært vanskelig å vurdere hvor store konsekvenser et enkeltbidrag kan gi. Vurderingen av hvordan bidraget fra petroleumsvirkosomheten i Nordsjøen isolert sett kan påvirke vegetasjonen, vil derfor bli ganske usikker. Et annet problem er at vi ved dagens belastningsnivå vet for lite både om størrelsen på gjødslingseffekten i de aktuelle naturtypene, og om hvor stor effekten er i ulike deler av landet.

Det vil imidlertid bli gjort et forsøk på å vurdere effekter knyttet til bidraget fra Nordsjøen i de ulike fylkene. Dette vil bli gjort på basis av beregningene av total N-avsetning i år 1995 og hvor mye Nordsjøens bidrag utgjør av dette. Effektene vil hovedsakelig bli knyttet til overskridelser av tålegrenser.



## Vest-Agder

Beregningene for 50 x 50 km<sup>2</sup> rutenettet (Figur 13) viser at den totale nitrogenavsetningen vil ligge mellom ca 900 og 1650 mg N/m<sup>2</sup> pr. år i Vest-Agder. De nedre tålegrensene for nedbørmyr, fattig fjellvegetasjon og næringsfattig vannvegetasjon (500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, Tabell 1) vil da være overskredet med opp til 1150 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Overskridelsene av N-tålegrensene må her anses å være relativt store. Tålegrensen for næringsfattig skog, fattig jordvannsmyr og næringsfattig eng (1 000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år) vil også bli overskredet og naturtypene ligger således i faresonen for vegetasjonsendringer. Bidraget fra Nordsjøen (<1 mg N/m<sup>2</sup> pr. år) er imidlertid så lavt i forhold til tålegrenseoverskridelsene at det i ikke vil kunne påvirke endringer i økosystemene.

## Rogaland

I Rogaland vil den totale N-avsetningen ligge mellom 900 og 1600 mg N/m<sup>2</sup> pr. år (Figur 13). Tålegrensene for nedbørmyr, fattig fjellvegetasjon og næringsfattige vann overskrides i de mest utsatte områdene med opp til 1100 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Overskridelsene av N-tålegrensene må her anses å være relativt store. Skog, jordvannsmyrer, enger og kystlynghei får overskredet sin nedre tålegrense med opp til 600 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Av dette utgjør bidraget fra Nordsjøen ca 2-30 mg N/m<sup>2</sup> pr. år.

De nedre tålegrensene for de fleste vegetasjonstypene av fattig til middels rik karakter vil bli overskredet i hele fylket, selv når Nordsjøens bidrag ikke er medregnet. En ekstra belastning på opp til 4-20 mg N/m<sup>2</sup> pr. år i vegetasjonstyper der tålegrensene allerede er overskredet, vil imidlertid øke mulighetene for ytterligere vegetasjonsendringer. Slike endringer er allerede observert i kystlyngheiene, der lyngdominansen avtar og grasinnholdet øker (se kap. 4.3.1.3). I de fleste områdene vil imidlertid Nordsjøens bidrag ligge betraktelig under 30 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, og det antas derfor at eventuelle endringer som skyldes Nordsjøens bidrag vil være små.

## Hordaland

I Hordaland vil den totale N-avsetningen ligge mellom ca. 500 og 1300 mg N/m<sup>2</sup> pr. år (Figur 13). Her er det først og fremst nedbørmyr, fattig fjellvegetasjon og fattig vannvegetasjon som får overskredet sine tålegrenser med maksimalt 800 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, men flere andre naturtyper ligger også i faresonen. De største overskridelsene vil finne sted i Sunnhordland.

Nordsjøens bidrag til overskridelser av tålegrensene ligger på 30 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Bidragene er relativt små i forhold til overskridelsen av tålegrensene for nedbørmyr, fjell og vannvegetasjon, men det er ikke usannsynlig at Nordsjøens bidrag kan ha en målbar gjødslingseffekt på disse økosystemene i de mest belastede områdene. Kystlyngheiene i Sunnhordland mottar en nitrogenavsetning som ligger rett over tålegrensene for vegetasjonstypen. Bidraget fra Nordsjøen er her på 10-30 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. I slike områder der man balanserer rundt tålegrensene, kan selv små økninger føre til endringer i arter og

artssammensetning, og man må således også her være oppmerksom på en mulig tilbakegang i røsslyngdominans, moser og lav, og økt innslag av grasplanter (graminider).

### **Sogn og Fjordane**

I Sogn og Fjordane vil den totale N-avsetningen ligge mellom ca. 500 og 950 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Overskridelse av tålegrensen for nedbørmyr, fattig fjellvegetasjon og næringsfattige vann vil da maksimalt utgjøre 450 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, og den nedre tålegrensen for disse naturtypene vil være overskredet i hele fylket. De fattige skogsystemene i søre deler av fylket vil også ligge nær opp til tålegrensenivåene.

Bidraget fra Nordsjøen er høyere enn i Hordaland, med en avsetning på mellom 5-9 mg N/m<sup>2</sup> pr. år i indre strøk og 40 mg N/m<sup>2</sup> pr. år i ytre strøk. Faktisk er det relative bidraget her større enn i Hordaland, da Sogn og Fjordane mottar de høyeste N-avsetningene fra Nordsjøen, samtidig som overskridelsene av tålegrensene er lavere enn i Hordaland. En økning på opp til 40 mg N/m<sup>2</sup> pr. år kan medføre at vegetasjonstyper som allerede har fått overskredet sin tålegrense kan bli påvirket (nedbørmyr, fjell og vannvegetasjon), men det er lite sannsynlig at bidraget medfører at flere naturtyper får overskredet sine tålegrenser. Bidraget fra Nordsjøen er heller ikke stort nok til at kystlyngheiene er i fare, da disse ligger ytterst ved kysten med relativt lave bakgrunnsnivåer.

### **Møre og Romsdal**

I de aller fleste delene av Møre og Romsdal vil den totale N avsetningen ligge godt under 500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, og tålegrensene for de ulike vegetasjonstypene vil her ikke bli overskredet. Nordsjøens bidrag ligger på 2-20 mg N/m<sup>2</sup> pr. år og vil trolig ikke føre til målbare endringer i økosystemene. Ett unntak er områdene i de aller sørligste delene av fylket. Nordsjøens bidrag til N avsetningen vil her ligge på rundt 20 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, mens totalbelastningen ligger i overkant av 500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Bidraget kan her således føre til overskridelser av tålegrenser for nedbørmyr, fattig fjellvegetasjon og fattig vannvegetasjon. Endringene i naturtypene vil imidlertid trolig være svært små.

### **Trøndelagsfylkene.**

I Trøndelag vil N-avsetningene variere mellom 200 og 490 mg N/m<sup>2</sup> pr. år med de høyeste avsetningene i ytre deler av Trondheimsfjorden. Ut fra disse verdiene vil N-tålegrensene for vegetasjon her ikke bli overskredet, men man bør være oppmerksom på at de atlantiske høymyrene langs kysten ligger nær tålegrensenivåene for naturtypen. Nordsjøens bidrag i Trøndelagsfylkene ligger på 2-8 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Bidraget er så lite at det trolig ikke vil føre til målbare endringer i vegetasjonstypene.

### **Konklusjon**

Hovedkonklusjonen er at bidraget fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen isolert sett ikke vil gi målbare gjødslingseffekter i Vest-Agder, største delen av Møre og Romsdal og i Trøndelagsfylkene. Imidlertid vil bidraget fortsatt kunne påvirke vegetasjonstyper både i Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane og i de aller

sørligste delene av Møre og Romsdal, ved at vegetasjonstyper som er tilpasset et lavt nitrogennivå kan få økt innslag av mer nitrogenkrevende arter som gras og urter, og en endret mose- og lavflora. Pga. av et høyere bakgrunnsnivå i Rogaland og Vest-Agder er den generelle gjødslingseffekten størst i disse fylkene, mens det relative bidraget fra Nordsjøen til overskridelser av tålegrenser er høyere i Hordaland og Sogn og Fjordane selv om avsetningsnivåene generelt har gått ned.

Reduserte utslipp av NO<sub>x</sub> fra Nordsjøen vil kunne redusere belastningen for vegetasjonstyper og områder som i dag ligger rundt tålegrensenivåene, særlig da i Hordaland og Sogn og Fjordane. En reduksjon i utslippene fra Nordsjøen vil trolig ha mindre effekt på områder som allerede er sterkt påvirket av N gjødslingen, som for eksempel kystlyngheier i Rogaland. Her må det generelle bakgrunnsnivået reduseres betraktelig.

### **6.2.3 Fauna**

Med basis i de innledende kommentarer om usikkerhetene ved vurderinger av konsekvenser av total nitrogenavsetning på vegetasjon (kapittel 6.2.1), og at effektene overfor dyreliv primært er sekundære, vil usikkerheten ved vurderinger for fauna være særlig stor.

I Vest-Agder forventes det å skje generelle endringer i habitater for mange dyrearter på grunn av vegetasjonsendringer. Imidlertid er bidraget fra Nordsjøen så lavt at det sannsynligvis ikke på noen måte vil påvirke dyreliv.

I Rogaland synes tålegrenser for flere vegetasjonstyper å bli overskredet, med sannsynlige vegetasjonsendringer som resultat. En reduksjon i lyngdominans og økning i grasinnhold vil kunne påvirke habitater for mange dyrearter, med tilsvarende økning for gressende dyr (inkludert fugler og insekter) og mulige reduksjoner for arter som beiter hovedsakelig på lyng. Det er høyst usikkert hvor stor betydning bidraget fra Nordsjøen vil ha for slike endringer for fauna.

I Hordaland synes nedbørmyrer, næringsfattige skoger, fattig fjellvegetasjon og vannvegetasjon å få overskredet sine tålegrenser, men også kystlyngheier kan bli endret mot økt innslag av grasvegetasjon. Tilsvarende vurderinger som for Rogaland kan derfor også gjøres her.

For Sogn og Fjordane synes vurderinger for dyreliv å være enda mer usikre. Der det ikke skjer endringer i vegetasjon og beiteplanter, vil sannsynligvis effektene på fauna være neglisjerbare. Hvis det derimot skjer endringer i vegetasjon, vil høyst sannsynlig effektene være avhengige av hvilken vegetasjonstype som endres.

I sørlige deler av Møre og Romsdal synes nedbørmyrer, fattig fjellvegetasjon og vannvegetasjon å kunne bli endret av Nordsjøens bidrag. Det forventes at de antatte små endringene i vegetasjon ikke vil ha målbare effekter på dyreliv.

For Trøndelagsfylkene vil bidraget fra Nordsjøen høyst sannsynlig ikke påvirke dyreliv på noen måte.

Det er derfor mest aktuelt å være oppmerksom på eventuelle effekter på fauna i fylkene Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane. Også for dyreliv vil antakelig effektene av utslippene fra Nordsjøen relativt sett være størst i Hordaland og Sogn og Fjordane, og sannsynligvis er eventuelle endringer i innhold av lyng og gras av størst betydning for dyreliv.

### **6.3 Bakkenært ozon**

#### **6.3.1 Vegetasjon**

AOT40 tålegrensen for alle plantevekster unntatt trær er satt til 3000 ppb-timer. Figur 16 og Figur 17 viser at tålegrensen for planter er overskredet i stort sett i hele beregningsområdet. Unntaket er Trøndelag. For både bartrær og løvtrær er tålegrensene satt til 10 000 ppb-timer. Disse tålegrensene er i beregningsområdet bare overskredet i Rogaland og Vest-Agder.

Bidraget fra Nordsjøen varierer med et maksimum på 770 ppb-timer for barskog og eng, og 580 ppb-timer for løvskog og landbruk. Bidragene er høyest i kyststrøkene, særlig fra Stadlandet og sørover, og det avtar gradvis innover i fjordene. Det maksimale bidraget kommer i ytre deler av Sogn. Bidraget vil ikke føre til overskridelse av tålegrensen for planter i noen av de 50x50 km rutene som ikke allerede er overskredet fra før som følge av andre bakgrunnskilder.

Ut fra dagens kunnskapsnivå (se kap. 3.3 og 4.4) er det omtrent umulig å si hvor mye Nordsjøens bidrag påvirker vegetasjonen, men siden tålegrensen for planter periodevis er overskredet de fleste steder, er sannsynligheten for eventuelle effekter på planter størst der bidragene er størst, dvs. i kystnære områder. Mulige effekter er redusert vekst og akutte skader som nekrose (utdøing av vev, gjerne i form av svarte flekker på bladene) og klorose (grønne plantedeler som blir bleke/fargeløse fordi klorofyllet mistes).

#### **6.3.2 Fauna**

Grensen for ozonbelastning på dyreliv/helse er satt til 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  over 1 time (jfr. kapittel 4.1). Antall timer som denne grensen er overskredet er beregnet både med og uten utslipp fra petroleumsvirksomheten i Nordsjøen (Figur 18). Uten utslipp fra Nordsjøen vil grensen overskrides mellom ca. 350 og 870 timer, på hele strekningen mellom Vest-Agder og til og med Sør-Trøndelag, med flest antall timer i deler av Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag og Vest-Agder. Bakgrunnsverdiene for ozon er derfor periodevis høyere enn de fastsatte luftkvalitetskriteriene omtrent langs hele denne del av kysten.

Bidraget fra Nordsjøen er beregnet å kunne gi opp til ytterligere 27 timer med belastning ut over 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  over 1 time. Dette er i kyststrøk i Sogn og Fjordane, Den generelle økningen over land er 5-12 timer og strekker seg fra Hordaland til Trøndelag. Et usikkert forhold er størrelsen på enkeltbelastningene (målt i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  over 1 time). Bidraget fra Nordsjøen vil etter dette stå for 0–13 % av det totale antall timer med overskridelse av grensen på 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  over 1 time i området.

Generelt er fastsatte tålegrenseverdier periodevis overskredet langs hele kyststrekningen. Bidraget fra Nordsjøen vil øke antall timer med belastningen med 5-12 timer. Det er høyst usikkert hvilken betydning dette har for

dyreorganismer, men da effektene av ozon er betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon og økt mottakelighet for infeksjoner, vil sannsynligvis dyrenes motstandskraft mot alle typer påvirkninger bli redusert. Det er høyst tenkelig at tid eksponert for høye ozonverdier vil ha negativ effekt på dyrenes toleranse mot alle former for stress, inkludert dyrenes evne til å tilpasse seg endringer i sine habitater. Imidlertid vet man ikke ved hvilken belastning man vil få målbare effekter, heller ikke om enkelte organismer er mer utsatte for ozonbelastning, verken for ulike arter eller om noen grupper av dyr (f.eks. bestemte aldersgrupper) er mer utsatte enn andre.

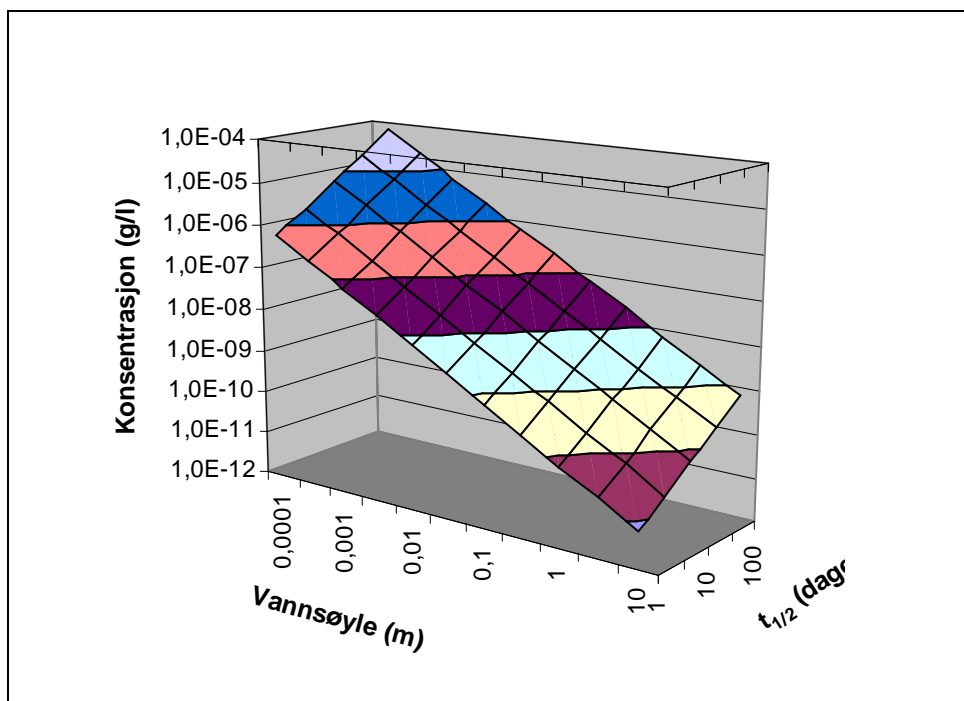
## **7 Vurdering av bidrag fra partikkel-assosiert PAH til vannsøylen**

Aromatiske og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) representerer en omfangsrik gruppe stoffer som er funnet i utslipp fra ulike industrielle aktiviteter. Mange av disse stoffene har vist seg å transporteres i luft og kan som følge av atmosfærisk langtransport fordeles over store områder. De mest vanlig aromatiske hydrokarboner og PAH'er fra offshore aktiviteter er delt i to grupper: 1) NPD - lavmolekylære aromatiske og alkylerte aromatiske stoffer med 2-3 aromatiske ringer (naftalen, fenantren, dibenzotiofen) og 2) mer høymolekylære stoffer (acenaftalen, acenaften, fluoren, antracen, fluoranten, pyren, krysen, benzo[a]antracen, benzo[b]fluoranten, benzo[k]fluoranten, benzo[a]pyren, indeno[1,2,3-c,d]pyren, dibenzo[a,h]antracen, benzo[g,h,i]perylene) (OGP, 2002). Siden bidraget fra naftalen i vannfasen overskygger de andre PAH'ene, blir ofte sammenlikninger mellom utslipp til vann og luft gjennomført ved bruk av de 16 EPA PAH'er minus naftalen (15 EPA PAH). De fysikokjemiske egenskapene varierer mye og gir opphav til svært ulike egenskaper i form av partikkelaffinitet, fettløslighet, bioakkumuleringsevne og giftighet.

Tall for forbrenningsrelaterte (pyrogene) utslipp fra Statoils olje og gassproduserende produksjonsplattformer i Nordsjøen og Norskehavet i 2002 (Eide *et al.* 2003). Oppdragsgiver har oppgitt at dette bidraget representerer 46,2 % av total bidrag til norsk sokkel. Dette er en antagelse gjort basert på Statoils andel av produksjon og at det derfor kan være noe avvik ift brenselmengder - men at dette vurderes som en tilstrekkelig antagelse i denne vurderingen. Dette gir et anslag for totalt utslipp til luft på 3.2-10.8 tonn sum PAH/år for norsk sokkel. Tilsvarende tall for pyrogene utslipp av partikler er 1500-5000 tonn partikler/år dersom man benytter en omregningsfaktor for forholdet 15 PAH og partikler slik det er rapportert av Eide (2002). Den relativt store variasjonen i anslaget for utslipp av PAH skyldes usikkerhet relatert til modellering av utslippstall for sot (Eide *et al.* 2003). Selv om fakling er antatt å være den største enkeltkilden til atmosfærisk tilførsel av PAH, er det knyttet stor usikkerhet til slike beregninger grunnet usikkerhet i utslippsfaktorene for fakler. Til sammenlikning bidrar det totale utslipp av produsert vann fra Statoils olje og gassproduserende produksjonsplattformer med 2,2 tonn/år av sum 15 EPA PAH til Nordsjøen og Norskehavet i 2002 (Eide *et al.* 2003). Omregnet til tall for norsk sokkel vil dette tilsvare 4,8 tonn/år. Tilførselen av totalt pyrogent PAH til Nordsjøen fra andre kilder i Norge er anslått å være i størrelsesorden 35 tonn/år (sum 6 PAH) og 150 tonn/år (sum 18 PAH, Norsk Standard 9815), mens bidrag

fra resten av Europa til Nordsjøen er i størrelsesorden 85 tonn/år (sum 6 PAH) (se Eide *et al.* 2003 for en oversikt).

Størstedelen av atmosfærisk PAH vil være bundet til partikler og vil kunne avsettes i form av tørravsetning eller nedbør i beregningsområdet. Et enkelt estimat basert på avsetning med nedbør og 20% nedbørsdager for kystnære områder gir et gjennomsnittlig bidrag av 649-1948 kg sum PAH pr. år i beregningsområdet, noe som gir et døgnbidrag på om lag 5-15 ng sum PAH/m<sup>2</sup>. Dersom man antar at stoffene ikke brytes ned nevneverdig i det første døgnet i sjøen og neglisjerbar innblanding til dypere vannlag vil gjennomsnittlig konsentrasjonen av totale PAH i de øvre vannlag (1 m) være i picogram pr. liter konsentrasjoner (5-15 pg/l). Dersom man antar at avsetning av PAH følger fordelingsmønsteret til NO<sub>x</sub>, som varierer med en faktor på mer enn 410 ganger (Figur 15), vil maksimumskonsentrasjonene være noe høyere (23-68 pg/l) enn beregnet over, mens minimumskonsentrasjonene vil være betydelig lavere (<0.2-0.6 pg/l). Til sammenligning har OSPAR (2000) rapportert bakgrunns-konsentrasjoner i nordlige havområder på 0.3 ng/l for lavmolekylære PAH'er (2-3 ringer) til mindre enn 1 pg/l for de mer høymolekylære PAH'er (4-5 ring). Konsentrasjonen av individuelle PAH var betydelig høyere i kystnære områder med nivåer fra under deteksjonsgrensen til over 8500 ng/l. Det er imidlertid målt betydelig høyere konsentrasjoner av totale PAH i det øverste vannlaget (mikrolaget) sammenlignet med dypere vannlag (El Nemr and Abd-Allah, 2003). Figur 20 viser at konsentrasjonen av atmosfærisk tilført PAH til vann forventes å øke med oppholdstid (halveringstid) og er negativt korrelert med fordelingsvolum (vannsøyle).



Figur 20: Beregnet maksimal konsentrasjon av totalt PAH som funksjon av oppholdstid (halveringstid,  $t_{1/2}$ ) og fordelingsvolum (vannsøyle). Modellen er basert på at utslipp av PAH følger fordelingsmønsteret til NO<sub>x</sub> og bruk av beregnede avsetningsverdier for NO<sub>x</sub> (se Figur 15).

Miljøkvalitetsstandarder (Environmental Quality standards, EQS) er foreslått for en rekke PAH'er i kystnære farvann (76/464/EEC; 2000/60/EC) og gir grunnlag for å vurdere om beregnet konsentrasjoner av PAH overstiger grenseverdier der effekter på akvatiske organismer kan forventes å oppstå. Tabell 9 viser en sammenstilling av data for EQS for enkelt PAH'er og utfra disse data fremgår det at bidrag fra total estimert PAH fra atmosfæren (fig. 20) er lavere enn EQS for den mest giftige PAH (benzo[*a*]pyren) så lenge oppholdstid er kortere enn en dag og vannsøylen er større enn 1 cm. Dersom distribusjonsvolumet blir mindre eller oppholdstid av stoffene er større enn dette vil dette medføre at konsentrasjonen av sum PAH overskrider EQS for de mest giftige PAH. Den biologiske effekten av atmosfærisk tilført pyrogent PAH vil derfor ha størst betydning for pelagiske egg og larver som lever i de øvre vannlag under kritiske faser av organismenes utvikling.

Tabell 9: *Environmental Quality Standards (EQS) for kystnære farvann*

PAH substance <sup>1</sup>	EQS (µg/l)
Antracen	0.01
Fluoranten	0.09
Naftalen	1.2
Benzo[ <i>a</i> ]pyren	0.005
Benzo[ <i>b</i> ]fluoranten	0.03 <sup>2</sup>
Benzo[ <i>g,h,i</i> ]perylene	0.016 <sup>3</sup>
Benzo[ <i>k</i> ]fluoranten	0.03 <sup>2</sup>
Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pyrene	0.016 <sup>3</sup>

- 1) Kilde: Directive 2000/60/EC (WFD Annex X) og Directive 76/464/EEC.
- 2) Sum av benzo[*b*]fluoroanten og benzo[*k*]fluoroanten
- 3) Sum av benzo[*g,h,i*]perylene og benzo[1,2,3-*cd*]pyrene
- 4) Sum av benzo[*a*]pyren, benzo[*b*]fluoroanten, benzo[*g,h,i*]perylene, benzo[*k*]fluoroanten og benzo[1,2,3-*cd*]pyren.

Da beregnede vannkonsentrasjoner ikke har tatt hensyn til de komplekse forhold som eksisterer i Nordsjøen, som f.eks fotolytisk nedbrytning av PAH, begrenset biotilgjengelighet grunnet binding til sot/ organisk materiale i vannfasen og hurtig fortykning av PAH da dette vil kunne redusere konsentrasjonene av PAH'er og dermed redusere miljørisikoen disse stoffene representerer. Eksisterende beregninger av atmosfærisk bidrag av PAH danner imidlertid grunnlag for en mer detaljert modellering og risikovurdering hvor bidraget fra enkelt PAH'er (og deres EQS) bør inkluderes. Ettersom nye og oppdaterte EQS er under vurdering for PAH'er bør dette også legges til grunn for en eventuell fremtidig detaljstudie.

## 8 Referanser

Aarrestad, P.A., Fremstad, E. og Skogen, A. (2001) Kystlynghei. I: *Truete vegetasjonstyper i Norge*. Red. E. Fremstad og A. Moen. Trondheim (NTNU Vitensk.mus. Rapport botanisk Serie 2001-4).

Achermann, B. and Bobbink, R. (red.) (2003) Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Bern,

Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL.  
(*Environmental documentation 164*).

Aerts, R., Wallén, B. and Malmer, N. (1992) Growth-limiting nutrients in Spagnum-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol.*, 80, 131-140.

Arts, G.H.P., Van der Velde, G., Roelofs, J.G.M. and Van Swaay, C.A.M. (1990) Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowlands regions during this century. *Freshwater Biology*, 24, 287-294.

Bakken, S. og Flatberg, K.I. (1995) Effekter av økt nitrogen-avsetning på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 3).

Bobbink, R., Heil, G. W. and Raessen, M.B.A.G. (1992) Atmospheric deposition and canopy exchange in heathland ecosystems. *Environ. Poll.*, 75, 29-37.

Bobbink, R., Hornung, M. and Roelofs, J.G.M. (1996) Empirical critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Annex III. I: *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded*. Berlin, Federal environmental agency (Umweltbundesamt).

Brakke, D.F., Henriksen, A. and Norton, S.A. (1990) A variable F-factor to explain changes in base cation concentrations as a function of strong acid deposition. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24, 146-149.

Bruteig, I.E. (2002) Miljøovervaking på Tjeldbergodden. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon 1999. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 18).

Bruteig, I.E. og Tronstad, I.K.K. (2000) Terrestrisk naturovervaking. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk 1997. Dragvoll (ALLFORSK rapport 16).

Bruteig, I.E., Thomsen, M. G. og Altin, D. (2001) Vekstrespons hos tre aerofyttiske algar på tilførsel av nitrogen. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 680).

Bøhler, T. (1996) MEPDIM. The NILU Meteorological Processor for Dispersion Modelling. Version 1.0. Model description. Kjeller (NILU TR 7/96).

Dise, N. and Wright, R.F. (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.*, 71, 153-161.

Direktoratet for naturforvaltning (1997) Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-1995. Trondheim (DN rapport 72).

Dollard, G.J., Atkins, D.H.F., Davies, T.J. and Healy, C. (1987) Concentrations and dry deposition velocities of nitric acid. *Nature*, 326, 481-483.



- EEC (1976) Council Directive of 4 May 1976 on pollution caused by certain dangerous substances discharged into the aquatic environment of the community. 76/464/EEC. *Official Journal of the European communities*, L 129, 18/05/1976, 23-29.
- Eide, I. (2002) Exhaust emissions of soot particles and PAH offshore. (Statoil report 200206140001).
- Eide, I., Berg, T., Neverdal, G. and Thorvaldsen, B. (2003). Exhaust emissions and deposition of soot particles and PAH in Mongstad region. (Statoil report 2003122040001).
- El Nemr, A. and Abd-Allah, A.M. (2003) Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in microlayer and subsurface waters along Alexandria coast, Egypt. *Chemosphere*, 52, 1711-1716.
- Eliassen, A. and Saltbones, S. (1983) Modelling of long-range transport of sulphur over Europe. A two-year model run and some model experiments. *Atmos. Environ.*, 17, 1457-1473.
- EMEP/MSC-W (1998) Transboundary acidifying air pollution in Europe. Part 1: Calculation of acidifying and eutrophying compounds and comparison with observations. Oslo, Norwegian Meteorological Institute (EMEP/MSC-W Report 1/98).
- Erikstad, K. (2001) Studies of the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in a monitoring project. Trondheim (NTNU Cand. Scient. oppgave).
- EU (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Union*, L 327, 22/12/2000, 1-73.
- Flatberg, K.I. and Frisvoll, A. (1994) Moseskader i Agder 1989-1992. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 298).
- Fremstad, E. (1992) Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 124).
- Fremstad, E. (1997) Vegetasjonstyper i Norge. Trondheim (NINA Temahefte 12).
- Fremstad, E. (2003) Monitoring programme for terrestrial ecosystems. Ground vegetation, epiphytes, small rodents and birds in the monitoring sites, 2002. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 793).
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. og Skogen, A. (1991) Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. Trondheim (NINA Utredning 029).

- Fremstad, E. and Kvenild, L. (1992) Fattig heivevegetasjon i Norge. Utbredelseskart. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 188).
- Fremstad, E., Paal, J. and Mols, T. (2005) Impacts of increased nitrogen supply on Norwegian lichen-rich alpine communities: a 10-year experiment. *J. Ecol.*, *93*, 471-481.
- Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, B.J. and Esser, J.M. (1994) Maps of critical loads and exceedance for sulfur and nitrogen to forest soils in Norway. Oslo (NIVA Report O-91147).
- Furness, R.W. (1993) Birds as monitors of pollutants. In: *Birds as Monitors of Environmental Change*. Ed. R.W. Furness & J.J.D. Greenwood. London, Chapman & Hall. pp. 86-143.
- Grennfelt, P., Eliassen, A., Hov, Ø., Berkowicz, R. and Nordlund, G. (1987) Atmospheric chemistry. Transport and deposition of nitrogen oxides. Copenhagen, Nordic Council of Ministers (NORD 1987:1).
- Grennfelt, P. and Schjoldager, J. (1984) Photochemical oxidants in the troposphere. A mounting menace. *Ambio*, *13*, 61-67.
- Grennfelt, P. and Thörnelöf, E. (1992) Critical loads for nitrogen. Copenhagen, Nordic Council of Ministers (Nord 1992:41).
- Heil, G.W. and Diemont, W.H. (1983) Raised nutrient levels change heathlands into grasslands. *Vegetatio*, *53*, 113-120.
- Henriksen, A., Hindar, A., Styve, H., Fjeld, E. og Lien, L. (1996) Forsuring av overflatevann - beregningsmetodikk, trender og mottiltak. Oslo (NIVA Rapport LNR 3528-96).
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T., Sevalrud, I. og Brakke, D.F. (1988) Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. *Ambio*, *17*, 259-266.
- Hjeltnes, A. (1994 a) Overvåkning av kystlynghei. Årsrapport 1994. Bø, Telemarksforskning (Arbeidsrapport 7/94).
- Hjeltnes, A. (1994 b) Overvåkning av kystlynghei. Rapport fra feltarbeidet i 1994. Tysvær kommune. Bø, Telemarksforskning. (Arbeidsrapport 17/94).
- Hole, L.R. and Tørseth, K. (2002) Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. (Naturens tålegrenser, rapport nr. 115) Kjeller (NILU OR 61/2002).
- Johansson, C. (1987) Pine forest a negligible sink for atmospheric NO<sub>x</sub> in rural Sweden. *Tellus*, *39B*, 426-438.

- Johansson, C. and Granat, L. (1987) An experimental study of the dry deposition of gaseous nitric acid to snow. *Atmos. Environ.*, 21, 1165-1170.
- Knudsen, S., Skjelkvåle, B.L. og Aarrestad, P.A. (1997) Konsekvensvurdering av utslipp til luft fra petroleumsindustrien på Haltenbanken/Norskehavet. Kjeller (NILU OR 25/97).
- Larssen, T., Høgåsen, T. and Wright, R. (2005) Target loads for acidification of Norwegian surface waters. Oslo (NIVA Rapport LNR 5099-2005).
- Larssen, T. og Høgåsen, T. (2003) Tålegrenser og overskridelser av tålegrenser i Norge. Oslo (NIVA Rapport LNR 4722-2003).
- Malmer, N. (1993) Mineral nutrients in vegetation and surface layers of *Sphagnum* dominated peat-forming systems. *Adv. Bryol.*, 5, 223-248.
- Marrs, R.H. (1986) The role of catastrophic death of *Calluna* in heathland dynamics. *Vegetatio*, 66, 109-115.
- Meixner, F.X., Franken, H.H., Duijzer, J.H. and van Aalst, R.M. (1988) Dry deposition of gaseous HNO<sub>3</sub> to a pine forest. In: *Air Pollution modelling and its Application VI*. Ed. by H. van Dop. New York, Plenum. pp. 23-35.
- Möls, T., Paal, J. and Fremstad, E. (2001) Response of Norwegian alpine communities to nitrogen. *Nord. J. Botany*, 20, 705-712.
- Mortensen, L.M. (1994) Further studies on effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. *Norw. Agric. J. Sci.*, 8, 91-97.
- Mortensen, L.M. and Skre, O. (1990) Effects of low ozone concentrations on growth of *Betula pubescens* Ehrh., *Betula verucosa* Ehrh. and *Alnus incana* (L.) Moench. *New Phytol.*, 115, 165-170.
- Nilsson, V.J. and Grennfelt, P. (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 March, 1998. København, Nordisk Ministerråd (Miljørapport 1988:15) (NORD 1988:97).
- North Sea Task Force (1993) North Sea quality status Report 1993. Fredensborg, Olsen & Olsen.
- Nygaard, P.H. (1994) Virkning av ozon på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjehusmose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum polysetum*). Ås (Rapp. fra Skogforsk 9/94).
- OGP (2002) Aromatics in produced water: occurrence, fate and effects, and treatment. London, International Association of Oil & Gas Producers (Report no. 1.20/324).
- OSPAR (2001) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). London, OSPAR Commission (Priority Substances series).

- Paal, J., Fremstad, E. and Möls, T. (1996) Responses of the Norwegian alpine *Betula nana* community to nitrogen fertilization. *Can. J. Botany*, 75, 108-120.
- Pedersen, H.C. og Nybø, S. (1990) Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og tungmetaller. Trondheim (NINA Utredning 5).
- Power, S.A. and Barker, C.G. (2003) Deposition measurements at Thursley Common Heathland Nature reserve. I: *Empirical critical loads for nitrogen. Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings*. Ed. B. Achermann and R. Bobbink. Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL. (Environmental documentation 164) pp. 259-261.
- Påhlsson, L. (1998) Vegetationstyper i Norden. 3. utg. Nordisk ministerråd, København (TemaNord 1998:510).
- Roelofs, J.G.M. (1983) Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands 1. Field observations. *Aquatic Botany*, 17, 139-155.
- Sandnes, H. (1993) Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe, 1985, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991 and 1992. Oslo, The Norwegian Meteorological Institute (EMEP/MS-C-W Report 1/93).
- Schjoldager, J. (1981) Ambient ozone measurements in Norway 1975-1979. *J. Air Pollut. Contr. Ass.*, 31, 1187-1191.
- Schuurkes, J.A.A.R., Elbers, M.A., Gudden, J.J.F. and Roelofs, J.G.M. (1987) Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality, and flora of small-scale soft water systems. *Aquatic Botany*, 28, 199-225.
- Seinfeld, J.H. (1986) Atmospheric chemistry and physics of air pollution. New York, Wiley.
- Semb, A., Schjoldager, J. og Knudsen, S. (1995) Omvandling og avsetning av nitrogenforbindelser i atmosfæren over hav og kystnære områder. Kjeller (NILU OR 10/95).
- SFT (1992) Virkninger av luftforurensninger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT-rapport 92:16).
- SFT (2001) Overvåking av langtransporterte forurensninger 2000. Sammendragsrapport. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 829/2001).

- Simpson, D., Guenther, A., Hewitt, C. N. and Steinberger, R. (1995) Biogenic emissions in Europe 1. Estimates and uncertainties. *J. Geophys. Res.*, 100, 22875-22890.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lien, L., Lydersen, E. and Buan, A.K. (1996) Regional innsjøundersøkelse 1995: en vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 677/96).
- Solberg, S., Walker, S.E., Knudsen, S., Lazaridis, Semb, A. and Beine, H.J. (1999) The contribution to nitrogen deposition and ozone formation in South Norway from atmospheric emissions related to the petroleum activity in the North Sea. Kjeller (NILU OR 5/99) .
- Solberg, S., Skjelkvåle, B.L., Aarrestad, P. A. Reitan, O., Severinsen, G. og Walker, S.E. (1999) Regional konsekvensutredning for oljevirkomheten i Nordsjøen. Temarapport 5: Regulære utslipp til luft – konsekvenser. Kjeller (NILU OR 6/99)
- Stuanes, A.O. og Abrahamsen, G. (1996) Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Ås, Norsk institutt for skogforskning (Aktuelt fra Skogforsk 7-96).
- Tamm, C.O. (1991) Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetational changes and ecosystem stability. Berlin, Springer Verlag. (Ecological Studies 81).
- Thomsen, M. G. (1996) Epiphytic growth on spruce needles. I: *Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems*. Luxembourg, Office for Official Publ. European Communities (Ecosystems Research Report 21) pp. 261-266.
- Tybirk, K., Bak, J. and Henriksen, L.H. (1995) Basis for mapping of critical loads. Copenhagen, Nordic Council of Ministers (TemaNord 1995:510).
- Turrell, W.R., Henderson, E.W., Slesser, G., Payne, R., and Adams, R.D. (1992) Seasonal changes in the circulation of the northern North Sea. *Cont. Shelf Res.*, 12, 257-286.
- Tørseth, K., Hansen, A., Simpson, D. and Solberg, S. (1999) Surface ozone and crop damage in Norway: estimates for the year 2010. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT-rapport 99:05).
- Tørseth, K. and Pedersen, U. (1994) Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway 1988-1992. Kjeller (NILU OR 16/94).
- Tørseth, K. and Semb, A. (1998) Deposition of nitrogen and other major inorganic compounds in Norway, 1992-1996. *Environ. Poll.*, 102, 299-304.

UN/ECE (1994) Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution on further reduction of sulphur emissions. Geneva, United Nations (Document ECE/EB.AIR/40).

UN/ECE (1999) Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. Geneva, United Nations (Document ECE/EB. AIR/1999/1).

van Dobben, H. (1991) Effects on heathlands. In: *Acidification research in the Netherlands*. Final report of the Dutch Priority Programme on Acidification. Ed. by: Heij, G.J. & Schneider, T. Amsterdam, Elsevier (Studies in environmental science 46). pp. 139-145.

Økland, R.H. (1994) Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1993. Trondheim (DN utredning 1994-5).

## **Vedlegg A**

### **Fotokjemiske prosesser i atmosfæren**





## FOTOKJEMISKE PROSESSER I ATMOSFÆREN

Siden utslippene skjer i tilknytning til oljeinstallasjonene er det av spesiell interesse å se på forhold som er spesielt knyttet til denne utslippssituasjonen, og til avsetning på havoverflaten og i kystnære områder.

Ved forbrenning av olje og gass foreligger oftest 1-10 % av nitrogenoksidene i utslippet som nitrogendioksid (NO<sub>2</sub>) og resten som nitrogenmonoksid (NO). Summen av NO og NO<sub>2</sub> kalles gjerne NO<sub>x</sub>. Nitrogenoksidenes kjemiske omvandlingsreaksjoner er omtalt i flere bøker, oversiktsartikler og prosjektrapporter, se f.eks. Seinfeld (1986); Grennfelt et al. (1987); Sandnes (1993).

Den viktigste reaksjonen for oksidasjon av NO til NO<sub>2</sub> er med ozon (O<sub>3</sub>):



Målte månedsmiddelkonsentrasjoner av ozon i Sør-Norge er 20-80 µg/m<sup>3</sup> (10-40 ppb). Inntil 10-40 ppb NO<sub>2</sub> kan derfor dannes ved reaksjon (1).

NO<sub>2</sub> dissosieres til NO og atomært oksygen (O) av solstråling med bølgelengder mindre enn 440 nm:



Atomært oksygen (O) reagerer svært raskt med molekylært oksygen (O<sub>2</sub>) og danner ozon (O<sub>3</sub>):



O<sub>3</sub> oksiderer imidlertid raskt NO til NO<sub>2</sub>, og reaksjon (1) tilsvare summen av reaksjon (2) og (3) men med motsatt fortegn, uten nettodannelse av O<sub>3</sub>. Disse reaksjonene fører derfor til at det vil innstille seg en likevekt mellom NO, NO<sub>2</sub> og O<sub>3</sub>, uten videre dannelse av ozon. Likevekten påvirkes av strålingsintensiteten.

Nettodannelse av O<sub>3</sub> kan forklares ved at NO oksideres til NO<sub>2</sub> uten at O<sub>3</sub> forbrukes. Slik oksidasjon skjer ved reaksjoner med et hydroperoksyldradikal (HO<sub>2</sub>) eller mer generelt av et vilkårlig peroksyldradikal (RO<sub>2</sub>). Peroksyldradikaler kan dannes ved nedbryting av hydrokarboner med hydroksyldradikaler (OH), som f.eks. illustrert for butan (C<sub>4</sub>H<sub>10</sub>):



OH er svært reaktivt og den bestemmende komponenten for oksidasjonen i atmosfæren. OH eksisterer bare om dagen når det er fotokjemisk aktivitet (UV-stråling). For videre oksidasjon av NO<sub>2</sub> til salpetersyre (HNO<sub>3</sub>) er flere reaksjonsveier mulige, enten via OH eller via nattreaksjoner med ozon ved høy luftfuktighet. Gassformig HNO<sub>3</sub> reagerer med sjøsaltaerosoler og danner gassformig HCl og nitrat i aerosolfasen



Vi ser av likningene over hvordan fotokjemien virker sterkt inn, ved at ozon og radikaler er viktige for oksidasjon av NO til NO<sub>2</sub> og videre til HNO<sub>3</sub>.

### ***Transport og omvandling av oksidert nitrogen***

Utenom NO og NO<sub>2</sub> er de viktigste oksiderte nitrogenforbindelsene i atmosfæren gassformig HNO<sub>3</sub>, nitrat i aerosolpartikler, og peroksyacetylnitrat (PAN), som er et viktig reaksjonsprodukt av den fotokjemiske nedbrytingen av hydrokarboner. Det dannes også andre organiske nitroforbindelser, men konsentrasjonene av disse er relativt ubetydelige.

Tilførslene av nitrogen til kystnære landområder avhenger både av konsentrasjonene av disse forbindelsene, og hvor raskt eller effektivt de avsettes ved nedbør og ved andre prosesser.

Aerosolpartikler og vannløselige gasser kan tas opp i skydråper og i fallende nedbør. Vannløselige partikler tar opp vann og vokser allerede ved 70-80% relativ fuktighet, og i skyer med vanninnhold over 0,1 g/m<sup>3</sup> er de aller fleste aerosolpartiklene inkorporert i skydråpene.

Slike skydråper har en oppholdstid i nedbørskyer på fra 0,5 til 2 timer. Vannløselige gasser i lufta vil derfor være i likevekt med vannet i skydråpene, slik at forholdet mellom konsentrasjonene i henholdsvis lufta og skydråpene kan beregnes ut fra termodynamiske data. Av de aktuelle forbindelsene er bare HNO<sub>3</sub> lett løselig i vann, og i en nedbørsky vil det være ubetydelige mengder HNO<sub>3</sub> som gass, det aller meste vil være løst i skydråpene, sammen med nitrat som er bundet til aerosolpartiklene.

I en nedbørsituasjon der forurensningene er fordelt i hele blandingslaget, vil nitratpartikler og HNO<sub>3</sub> i alt vesentlig være tatt opp i skydråpene. Konsentrasjonen av nitrat i nedbøren vil da være bestemt av det opprinnelige konsentrasjonsnivået i luften og vanninnholdet i nedbørskyene.

Dersom utslippene befinner seg under skybasen, vil fallende nedbør også kunne ta med seg gasser og partikler. En lettløselig gass som HNO<sub>3</sub> vil kunne tas opp av slike fallende regndråper, spesielt dersom dråpestørrelsen og fallhastigheten ikke er for stor. For at partikler skal kunne tas opp av fallende regndråper, må partikkelstørrelsen i regelen være større enn 2 µm; mindre partikler vil følge luftstrømmen og vil ikke fanges inn av den fallende dråpen.

Forenklet kan en si at konsentrasjonen av sjøsalter i luft er en funksjon av produksjonen av dråper på sjøoverflaten, og av vertikal transporten av dråper og partikler fra overflatelaget ved turbulent diffusjon. Dråpene avgir vanddamp ved fordampning, men vil fortsette å være dråper ved relativ fuktighet over ca 80%.

Reaksjonen med sjøsaltaerosol er med på å øke transporten av nitrat og å redusere avsetningen på havoverflaten. Avsetningen i kystnære områder blir tilsvarende større. Prosessen kan være en forklaring på forekomsten av nitrat i luft og nedbør i fjerntliggende områder, og kan også tenkes å være en del av forklaringen på den relativt store tilførselen av NO<sub>3</sub>-N i nedbøren på Sør-Vestlandet.

På samme måte som gasser absorberes av dråper (og sjøoverflaten) vil de også kunne absorberes av vegetasjon og andre overflater på land. Opptaket er avhengig av gassenes kjemiske egenskaper i forhold til overflaten, og av transport-hastigheten gjennom det turbulente og det laminære grenselaget.

NO<sub>2</sub> tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og her er diffusjonen gjennom spalteåpningene også hastighetsbegrensende. Dette begrenser i praksis avsetnings-hastigheten for NO<sub>2</sub> til 0,5-1 cm/s om dagen i vekstsesongen. Utenom vekst-sesongen er avsetningshastigheten for NO<sub>2</sub> meget liten, siden NO<sub>2</sub> ikke absorberes av fuktfilm på våte overflater slik som f.eks. SO<sub>2</sub> (Johansson, 1987).



**Vedlegg B**

**Fotoplume-modellen**



## FOTOPLUME-MODELLEN

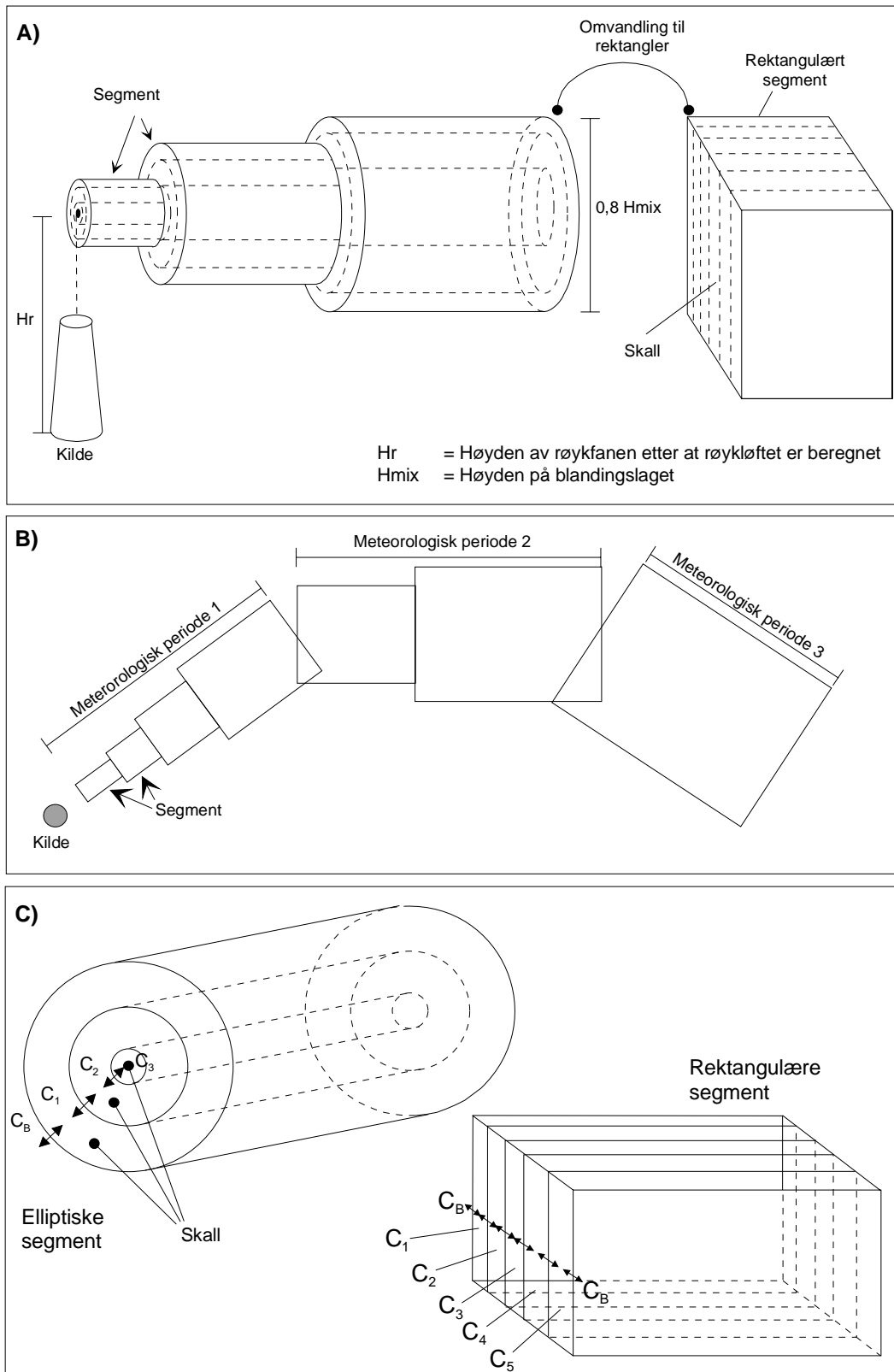
Fotoplume-modellen er en fotokjemisk røykfanemodell som simulerer spredning og kjemisk omvandling av utslippet fra punktkilder. Modellen har blitt brukt i tidligere konsekvensutredninger for oljeindustrien bl.a. for Haltenbanken (Knudsen et al., 1997). Beregningene i denne utredningen for Nordsjøen er foretatt med en videreutviklet versjon av modellen (Solberg et al., 1999). Det er særlig modellens beskrivelse av tørr- og våtavsetning som har blitt forbedret i forhold til beregningene for Haltenbanken.

Både nitrogenoksider og flyktige organiske forbindelser blir sluppet ut i relativt høye konsentrasjoner, for eksempel i utslippsgassene fra gassturbiner. Etterfølgende fortynning med den omkringliggende lufta blir bestemt av atmosfærisk turbulens, som forårsaker at røykfanens (plumens) bredde og høyde øker inntil røykfanen er tilnærmet likt fordelt opp til atmosfærens blandingshøyde. Dette skjer typisk i løpet av noen timer.

Figur 21 viser hvordan spredningen fra en punktkilde simuleres i Fotoplume ved hjelp av stegvis ekspanderende stykker (segmenter). Lengden av et stykke er gitt av tidsskrittet i modellen (15 minutter) og vindstyrken ( $L = v \cdot \Delta t$ ). Bredden og høyden av de elliptiske stykkene bestemmes av spredningsparameterne for horisontal og vertikal turbulens. For å kunne simulere de radielle konsentrasjonsvariasjonene blir hvert stykke oppdelt i 5 konsentriske skall. Etterhvert som røykfanen utvider seg er det nødvendig med endringer og forenklinger av geometrien. Når høyden av røykfanen blir lik høyden av atmosfærens grenselag, blir ellipsene gjort om til rektangler som vist i Figur 21. Dette er overensstemmende med en homogen vertikal fordeling når røykfanen blander seg i hele atmosfærens grenselagshøyde.

I tillegg til røykfanens utvidelse skjer det i modellen en diffusjon av gasser og partikler mellom de individuelle skallene, og mellom det ytterste skallet og bakgrunnsatmosfæren.

Fotokjemiske reaksjoner beregnes for hvert segment og for hvert skall med tidsskritt som velges slik at løsningen er numerisk stabil. Det fotokjemiske reaksjonsskjemaet og reaksjonsratene er identisk med reaksjonsskjemaet i EMEP-modellen.



**Figur 21:** Grafisk fremstilling av Fotoplumes oppbygging.  
 a) Røykfanen beskrevet i perspektiv.  
 b) Røykfanen sett ovenfra.  
 c) Beskrivelse av ett segment.



Sammenblanding av røykfaner simuleres også av modellen. Med sammenblanding mener vi en utveksling mellom nærliggende røykfaner via atmosfærisk diffusjon. En slik masseutveksling kan enten være "enveis" eller "toveis". Enveis diffusjon betyr at en liten røykfane befinner seg innenfor en mye større røykfane. Da vil hovedsakelig den store røykfanen påvirke den mindre, men ikke motsatt. Toveis diffusjon oppstår i det tilfelle hvor vi har to omtrent like store røykfaner som gjensidig påvirker hverandre. I beregningene som ligger til grunn for denne konsekvensutredningen var det maksimalt to og to røykfaner som kunne blandes med hverandre. Den geometriske beskrivelsen av en sammensatt røykfane bestående av tre eller flere individuelle røykfaner viste seg umulig å simulere innenfor rammen av dette prosjektet.

### ***Meteorologiske data***

Fotoplume-modellen bruker samme meteorologiske data som EMEP-modellen. Dataene er fremskaffet av Det Norske Meteorologiske Institutt (DNMI). I tillegg er NILUs egen meteorologiske preprosessor MEPM (Bøhler, 1996) brukt for å beregne vindprofil (vindstyrke med høyden), samt horisontal og vertikal turbulensintensitet i 10 vertikale lag fra 100 m til 1000 m over bakken. Meteorologiske inngangsdata til preprosessoren er hentet fra DNMI's meteorologiske data (150x150 km<sup>2</sup> rutenett) som blir lest inn i modellen hver 6. time. Dataene inkluderer bl.a. temperatur, vind, relativ fuktighet, skydekke, nedbør og blandingshøyde. Referansehøyde for temperatur og vinddata i EMEP-modellen er ca. 700 m over sjøen/bakken. I beregningene er overflateruheten satt til 0.01 m over sjø og 0.3 m over land. Albedo (dvs. andel reflektert solstråling) er satt til 0.2 i begge tilfeller. Skydekke er hentet direkte fra de meteorologiske dataene.

### ***Parametrisering av avsetning***

Våtavsetning av oksiderte nitrogenforbindelser er mest effektiv for salpetersyre (HNO<sub>3</sub>) og partikulært nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), og lite effektivt for de andre nitrogenforbindelsene. Våtavsetning er en meget komplisert fysisk og kjemisk prosess på mikronivå og kan beregnes svært detaljert ned på dråpenivå. For regionalskala-modeller må prosessene forenkles. Beskrivelsen som er hentet fra EMEP-modellen og som brukes i Fotoplume modellen bruker følgende forenklede parametrisering:

$$dc/dt = - (\Lambda P/H) c$$

der

dc/dt er den tidsderiverte (tapshastigheten) av en komponent med konsentrasjon c

Λ = utvaskingseffektivitet

P = nedbørsraten

H = høyden av atmosfæren grenselag.

Λ er satt til 1.4·10<sup>6</sup> for HNO<sub>3</sub> og 1.0·10<sup>6</sup> for nitratpartikler som i EMEP-modellen (Berge et al., 1997).

Nedbørdataene er hentet fra de meteorologiske dataene som har en horisontal oppløsning på 150x150 km<sup>2</sup> og en tidsoppløsning på 6 timer. For å ta hensyn til

50-km oppløsning er nedbørverdiene skalert etter observert nedbørfordeling på et 50x50 km<sup>2</sup> rutenett for Norge.

Tørravsetningsraten for ozon og nitrogendioksid blir hovedsakelig kontrollert av diffusjonsmotstanden via plantenes spalteåpninger (stomata). Denne avsetningen vil derfor avhenge av bakkeforholdene og sesongen. Opptaket til snødekte flater vil være neglisjerbart.

For HNO<sub>3</sub> vil tørravsetningsraten hovedsakelig være kontrollert av den aerodynamiske motstanden, som gir en avsetningsrate av størrelsesorden 2-5 cm/s relativ til en høyde på 2-10 m, noen ganger enda høyere (Dollard et al., 1987; Meixner et al., 1988). Snødekte flater er unntaket fra dette, med neglisjerbar avsetning ved temperaturer under -2°C (Johansson og Granat, 1982).

For å ta hensyn til den vertikale profilen til komponentene er det vanlig å bruke en konstant fluks approksimasjon:

$$(v_d c)_{50m} = (v_d c)_{1m}$$

der  $v_d$  er tørravsetningsraten og  $c$  er konsentrasjonen.

En tørravsetningsrate passende for 50 m blir så beregnet ved følgende uttrykk (Eliassen og Saltbones, 1983):

$$v_{d50m} = v_{d1m} / [1 + v_{d1m} (r_a(z=50m) - r_a(z=1m))]$$

hvor  $r_a$  er aerodynamisk motstand.

Denne parametriseringen er inkludert i Fotoplume, og tørravsetningsratene ( $v_{d1m}$ ) er hentet fra EMEP-modellen. Tørravsetningshastighetene avhenger i stor grad av om vi er over land eller over sjø. I den nåværende modellen er land/sjø-indikatorer blitt innført med en oppløsning på 50x50 km<sup>2</sup>. En mer detaljert beskrivelse av Fotoplume-modellen er under utarbeidelse på oppdrag fra Oljeindustriens Landsforening, OLF (Solberg et al., 1999).

## **Vedlegg C**



## Prosedyre for beregning av nitrogen avsetning og ozon

Alle beregningene ble foretatt med en koblet EMEP-Fotoplume-modell. Beregningsresultater hver 6. time for alle komponentene gjennom hele året fra EMEP-modellen til midtpunktet av 150x150 km<sup>2</sup> rutene (3x3 av 50x50 km<sup>2</sup>-rutene) i området vist i Figur 12, ble brukt som initialkonsentrasjoner for Fotoplume-beregningene. For å ta hensyn til at røykfanene fra megakildene vil fange opp utslipp underveis ble det laget utslippsfelter for modellområdet (Figur 12) med en oppløsning på 50x50 km<sup>2</sup> basert på offisielle EMEP-data ([www.emep.int](http://www.emep.int)).

To slike utslippsfelter ble laget:

Offisielle EMEP-utslippsdata, hvor utslippet var satt lik null i de 50x50km<sup>2</sup>-rutene der megakildene ligger.

Samme som over, men med rutfordelte utslipp fra skytteltankerne (som årsmiddel, Figur 11).

Basert på disse initialkonsentrasjonene og arealutslippene, ble Fotoplume-modellen benyttet for de 19 megakildene i Nordsjøen. Denne modellprosedyren ble foretatt med Nordsjø-utslipp for 2007 og 1992-meteorologi, og utslippene fra mega kildene og skytteltankerne satt lik null som referanse. Forskjellen mellom disse to scenariene ble brukt til å beregne det totale bidraget fra Nordsjø-utslippet.

Metodikken er forklart nærmere nedenfor.

Totalbelastningen i år 2007 ble etter følgende uttrykk:

$$T_{2007} = (F_{2007} - B_{2007}) + E_{1992} \quad (6)$$

hvor :

$T_{2007}$  = Totalbelastningen år 2007

$F_{2007}$  = Fotoplume-beregninger for år 2007 basert på megakildeutslipp for 2007, meteorologi for 1992 og arealkilder som inkluderer skytteltankerne.

$B_{2007}$  = Bakgrunnsberegninger for 2007 foretatt med Fotoplume med 0-utslipp samt arealkilder uten skytteltankerne

$E_{1992}$  = EMEP-modellberegninger for år 1992. EMEP-beregninger ble benyttet for ozon i hele området og for nitrogenavsetning over hav. For nitrogenavsetning over land ble det imidlertid benyttet interpolerte felter basert på observasjonsdata.

Fotoplume-beregningene inkluderer effekten fra alle utslipp, dvs både de store punktkildene (direkte beregninger) og skytteltankerne (indirekte via det underliggende utslippsfeltet). De såkalte "bakgrunnsberegningene" i (6) er altså beregninger uten utslipp fra Nordsjøen. Dette ble beregnet på nøyaktig samme måte som de ordinære Fotoplume-beregningene, men med utslippene satt lik null. Som observasjoner for 1992 ble det benyttet interpolerte felt for målt nitrogenavsetning (Tørseth og Semb, 1998) og AOT-40 verdi (Tørseth et al., 1998) i de samme 50x50 km<sup>2</sup>-rutene som vist i Figur 12.

Det var flere årsaker til at denne prosedyren ble brukt og at vi ikke direkte antok  $T_{2000} = F_{2000}$ . For det første er likning (6) mer robust mot systematiske avvik i modellen, og for det andre ønsket vi å inkludere observasjonene i så stor grad som mulig. Dette er særlig viktig når målet, slik som her, er å beregne et – sannsynligvis – lite bidrag på toppen av en høy bakgrunnsverdi.

For ozonberegningene ble også prosedyre (6) benyttet. Her møter man i tillegg det problemet at eksponeringen og effektene er knyttet til bakkekonsentrasjonen av ozon, mens modellen beregner konsentrasjonen midt i atmosfærens grenselag. Vertikalprofilen av ozon i grenselaget er ofte betydelig over land, nettopp på grunn av bakkeavsetningen, men er svært komplisert å beregne i en regionalskalamodell fordi avsetningen er bestemt av vegetasjon og topografi på mikro-skala.

I tillegg til de kompliserende prosedyrene nevnt over, ga Fotoplume-beregningene tolkningsproblemer i situasjoner der flere enn to røykfaner overlappet hverandre i reseptorpunktene, siden dette ikke lot seg simulere som nevnt i Kap. 5.3.1. I disse tilfellene antok vi lineære sammenhenger, og bidragene fra alle røykfanene ble derfor addert for å beregne totalbidraget.

Prosedyre for estimering av bidrag fra delområdene

I tillegg til beregninger av Nordsjø-utslippetenes samlede effekter, var det et mål å beregne de relative bidragene fra hver av de seks delområdene i Nordsjøen. Dette ble estimert ved å gjenta beregningene beskrevet ovenfor, men uten sammenblanding av røykfanene. Dette blir analogt med separate beregninger for hver av de 19 mega-kildene.

Bidragene fra hver av de 19 kildene ble deretter estimert fra uttrykket:

$$X_i = T \cdot f_i / \Sigma(f_i) \quad (8)$$

Hvor:

$X_i$  er det estimerte bidraget fra kilde  $i$

$T$  er totalbelastning (jfr. likn. 6)

$f_i$  er avsetningen/ozoneksponeringen for kilde  $i$  separat, dvs. uten sammenblanding av røykfanene.

Med denne prosedyren kan vi estimere bidragene fra megakildene innenfor hver av de seks delområdene og i tillegg det samlede bidraget fra alle arealkildene på norsk sokkel (dvs små kilder fra alle delområdene, Haltenbanken og skyttel-tankernes transport). Dette er det nærmeste vi kan komme en beregning av separate bidrag fra delområdene og bør gi et godt estimat så lenge det meste av delområdenes utslipp er inkludert i megakildene.

## Vedlegg D Naturtypenes tålegrense for nitrogen – effekter av overskridelse

### D 1 Effekter i skog

De nye retningslinjene for N-tålegrenser (Achermann og Bobbink, 2003) for skog skiller ikke lenger mellom næringsfattige og næringsrike skoger eller mellom barskog og løvskog. Generell tålegrense for skog er satt til 1000-2000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, der ulike element som jordsmonnsprosesser (1000-1500), trevekst (1500-2000), mykorrhiza (1000-2000), bakkenær vegetasjon (1000-1500) og epifyttiske lav og alger (1000-1500) har til dels ulike tålegrensenivå.

Generelle effekter av tålegrenseoverskridelser i skog er endring i jordprosesser med økt N mineralisering og nitrifisering samt økt nitrat lekkasje (Falkengren-Grerup et al., 1998; Falkengren-Grerup og Diekmann, 2003). Endringer i næringsbalanse påvirker artssammensetning av bakkenær vegetasjon, og planter kan få økt følsomhet for parasitter (Roelofs et al., 1985; Flückiger og Braun, 2003). Nitrofile arter øker i omfang i fattige skoger (jfr. Dirkse et al., 1991; Nygaard og Ødegaard, 1993; Økland, 1994), mens det i rikere skoger skjer en reduksjon av både arter og biomasse (Falkengren-Grerup, 1993). I næringsfattige barskoger og løvskoger kan økt nitrogenavsetning føre til nedsatt dannelse av fruktlegemer til mykorrhiza sopp (Brandrud, 1995; Brandrud og Timmermann, 1998).

Epifyttiske lav og moser tar opp nitrogen både i tørr- og våtavsetning. Moderate økninger i tilgjengelig nitrogen har ført til økt vekst av enkelte lavarter på trær (Insarova et al., 1992; Bruteig, 1996; de Bakker, 1989; Holopainen og Kärenlampi, 1985; Kauppi, 1980; von Arb, 1987). Andre lavarter med blågrønnalger som algekomponent blir negativt påvirket av nitrogen (Göransson, 1990). Mange av disse artene er i Danmark og Sverige enten utryddet eller truede pga. sur nedbør og nitrogenavsetning. Frittlevende alger profiterer på økt nitrogentilgang, noe som medfører omfattende algepåvekst på bl.a. på trestammer (Bråkenhielm og Quinghong, 1995; Bobbink et al., 1996). Endringer i epifyttflora som kan relateres til økt N-avsetning, er også rapportert fra Norge (Thomsen, 1996; Bruteig og Tronstad, 2000; Erikstad, 2001; Bruteig et al., 2001; Bruteig, 2002). Effektene er særlig markert i områder med høy nedbør (humide skoger).

Det kan også skje utvasking av nitrogen fra økosystemet. Empiriske studier av skogøkosystemer i Europa (Dise og Wright, 1995) viser at for nitrogenavsetning opp til 900 mg N/m<sup>2</sup> pr. år kan økosystemet ta opp all tilført nitrogen. For avsetning mellom 900-2500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år kan 0-100 % av nitrogen lekke ut i avrenningen avhengig av nedbørfeltets karakter, mens for avsetninger over 2500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år vil 50-100% av nitrogen lekke ut i avrenningen.

## D 2 Effekter på myr

De internasjonale tålegrensene for myr er ulike for nedbørmyr (ombrotrof myr), fattige og rike jordvannmyrer (minerotrofe myrer).

### D 2.1 Nedbørmyr

Nedbørmyr er avhengig av tilførsel av næringsstoffer fra nedbøren og anses som et av de mest følsomme systemene overfor økt nitrogenavsetning. Artssammensetningen på disse myrene er tilpasset lav nitrogentilførsel, og nitrogen er normalt ansett å være en vekstbegrensende faktor (Malmer, 1993; Aerts et al., 1992).

En litteraturstudie utført av Bakken og Flatberg (1995) om effekter av økt nitrogenavsetning på nedbørmyr, og en kunnskapsoppsummering av Tybirk et al. (1995), viser at det i Nordvest-Europa er observert endringer i produksjon og konkurranseforhold mellom torvmoser og en økning av middels næringskrevende karplanter som blåtopp og duskull. Disse endringene settes i sammenheng med økt nitrogenavsetning. I områder med lav nitrogentilførsel har mosedekket på nedbørmyr evne til å ta opp og holde på atmosfærisk tilført nitrogen. Ved høy nitrogenavsetning vil imidlertid evnen til å immobilisere nitrogen avta. Mer nitrogen tilføres rotsonen og blir tilgjengelig for karplanter som således kan få økt vekst. Endringer i konkurranseforholdet mellom torvmoser og karplanter kan også skyldes endringer i nedbrytningshastighet av strø og økt mineralisering av akkumulert organisk materiale ved økt nitrogentilførsel.

I Nederland har artssammensetningen i mosesjiktet endret seg fra de karakteristiske torvmoseartene til mer nitrogenkrevende arter (Greven, 1992; Lütke Twenhöven, 1992). I Storbritannia har svært høg nitrogenbelastning vist vekstreduksjon og nedgang i populasjoner av torvmoser (Press et al., 1986). I Sør-Sverige har nedbørmyrer blitt mettet med nitrogen ved dagens avsetning på 1000-1300 mg N/m<sup>2</sup> pr. år og resultert i økt torvmosevekst. Fosfor er nå blitt den begrensede faktor og ikke nitrogen (Aerts et al., 1992). Slike strukturelle endringer kan skje allerede rundt 700 mg N/m<sup>2</sup> pr. år (Gunnarsson et al., 2002). I Finland har Jauhiainen et al. (1992/93, 1998a, 1998b) vist at arter som rusttorvmose og rosetorvmose reagerer negativt på høye nitrogenbelastninger, mens klubbetorvmose viser større toleranse ovenfor nitrogen. Flere nyere undersøkelser i Europa støtter den aksepterte N-tålegrensen for nedbørmyr på 500-1000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år.

I Norge har nitrogengjødsling av nedbørmyr på Østlandet (Kieselbergmosen i Østfold) med en bakgrunnsbelastning på 800 mg N/m<sup>2</sup> pr. år vist at planter og torv i de øvre 5-10 cm tar opp tilført nitrogen allerede ved 500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år og



fungerer som et filter (Nordbakken et al., 2003). Her anslår man tålegrensen til å ligge godt under 1300 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Det ble imidlertid ikke påvist endringer i vegetasjonen utover det man kan forvente som resultat av klimavariasjon og naturlige suksesjoner (Nordbakken, 1997).

## **D 2.2 Jordvannmyr**

Jordvannmyr (minerotrof myr) får vanntilførsel fra omliggende berggrunn og sedimenter. Myrtypen er således mer næringsrik enn nedbørmyr. Næringstilgangen varierer imidlertid etter næringsinnholdet i bergartene, og vegetasjonen inndeles i fattige-, intermediære- og rike typer med til dels store forskjeller i artssammensetning. Jordvannmyr er karakterisert av mange starr-arter og er ofte svært rik på urter.

### *A 2.2.1 Fattig jordvannmyr*

Eksperimentell N-gjødsling i fattige jordvannmyrer i Sverige (Granberg et al., 2001) har vist økning i halvgress ved belastninger på 1500 og 3000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, innen tre år etter gjødsling. Franske undersøkelser (Francez og Loiseau, 1999) viser at torvmoser tar opp og lagrer N i fattige minerotrofe myrsystemer ved tilførsel av 1500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Tålegrensen for fattige jordvannmyrer er bl.a. på bakgrunn av disse undersøkelsene satt til 1000- 2000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år.

### *A 2.2.2 Rikmyr*

I rikmyrer i Nederland er det observert økning av graminider (starr og gras) på bekostning av andre plantearter, og en generell reduksjon i artsdiversitet ved 2000-3500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år (Vermeer, 1986; Verhoeven og Schmitz, 1991). Resultater fra nyere undersøkelser (Jauhiainen et al., 1998a; Saarinen, 1998; Bergamini og Pauli, 2001; Paulissen et al., 2003) er også benyttet for å fastsette tålegrensen for rikmyr til 1500-3500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. I Norge har gjødsling med 1200 N/m<sup>2</sup> pr. år på rikmyrer nær Røros med et bakgrunnsnivå på 200-300 mg N/m<sup>2</sup> pr. år vist en svak økning av plantebiomasse og økt vekst av graminider, særlig kornstarr, sauesvingel og blåtopp (Øien, 2004).

## **D 3 Effekter i kulturlandskap**

Kulturlandskapet består av mange ulike vegetasjonstyper. Innen influensområdet har vi valgt å dele inn i kulturlandskapet i to hovedtyper: kulturavhengig eng og kystlynghei, med tålegrenser relatert til EUNIS- naturtypeklassifikasjonssystem.

### **D 3.1 Kulturavhengig eng**

I denne kategorien inngår mer eller mindre kulturpåvirkede enger under skoggrensen der slått og beite er de viktigste skjøtselsfaktorene. Enger kan klassifiseres i tørre og fuktige typer som hver for seg kan ha ulike inndelinger i krav til næring.

Effekter av nitrogenoverskridelser i kalkrike enger er framvekst av høye gras, nedgang i diversitet, økt mineralisering og lekkasje av nitrogen fra jordsmonnet (Achermann & Bobbink, 2003). Den internasjonale tålegrensa for kalkrike enger er sett til 1500-2500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. I Vest-Europa er middels tørre, grasdominerte enger på relativt næringsfattige enger med grasarter som

finnskjegg, engkvein, rødsvingel og smyle utsett for jordforsuring ved høy N-avsetning. Resultatet er tap av urter og økt grasvekst og dermed endret artssammensetning (de Graaf et al., 1998; Roelofs et al., 1986). Ved eksperimentell N-gjødsling i forsøksfelt i England har bl.a. typiske moser gått tilbake samtidig som grasmengden har økt (Carroll et al., 1997, 2000; Lee et al., 2000; Morecroft et al., 1994). N-tålegrensen for slike enger er satt til 1000-2000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Fuktige og kystnære blåtoppenger har fått tålegrense 1500-2500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, mens heisiv- og finnskjeggdominerte enger ligger på 1000-2000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Begge er svært vanlige på Vestlandet. I slike enger er det rapportert om økt innslag av graminider, nedgang i diversitet, særlig i mosedekket (Kirkham et al., 1996; Mountford et al., 1994). Aktivt drevne slåtteenger har den høyeste tålegrensen på 2000-3000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år.

Det er vanskelig å skille engtyper fra hverandre i et landskap uten et detaljert feltarbeid. Typene ligger flekkvis fordelt inn imellom mange andre vegetasjonstyper i kulturlandskapet. Det er også lite kunnskap om tålegrensenivå for enger i Norge. All kulturpåvirket eng er derfor vurdert sammen med en spennvidde i N-tålegrenser fra 1000 til 3000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Rike enger med stor kulturpåvirkning som friske/tørre og baserike enger (typene G6-G10 i Fremstad, 1997) vil ligge i øvre del av skalaen, trolig også de fuktige næringsrike typene (G12-G15). Fattigere og fuktige typer som "Fuktig fattigeng", "Blåtopp-eng", "Sølvbunke-eng", "Frisk fattigeng" og "Finnskjegg-eng og fattig sauesvingel-eng" (G1-G5 i Fremstad, 1997) vil trolig ligge i nedre deler av skalaen.

### D 3.2 Kystlynghei

Kystlyngheiene på Vestlandet er et resultat av generasjoners påvirkning på miljøet gjennom avskogning, brenning, vinterbeite og lyngslått (Gimingham, 1972; Kaland, 1979, 1986; Fremstad et al., 1991). Ved riktig bruk/skjøtsel vil røsslyngen og heienes plantesamfunn utvikle seg fra en pionerfase med frisk nyetablert lyng via byggefase til moden fase med tette, runde røsslyngmatter, og ved brann blir lyngheiene ført tilbake til pionerfasen. Hvis skjøtselen opphører, går lyngheiene inn i en degenereringsfase med muligheter for invasjon av einer, bjørk og furu, og med tid utvikles gjerne furuskogsbestander (Skogen, 1987; Kaland og Vandvik, 1998). I gammel lynghei vil man normalt også få en svak økning av gras- og urtevekst når storvokst røsslyng åpner seg og dødt plantemateriale brytes ned (degenereringsfase).

Flere studier av lyngheier i nord-vest Europa har gitt et detaljert bilde av sammenhenger mellom heivegetasjon, beitepåvirkning og forstyrrelser ved brann, oppsummert av Hobbs og Gimingham (1987). Lav næringsstatus, brann og beitepåvirkning er påvist som de viktigste faktorer som kontrollerer dynamikken i heisystemene. Produksjon og artssammensetning er særlig bestemt av alderen på røsslyngbestandene, der gamle degenererte bestander generelt har et lavt biologisk mangfold. Effektene av brann og beite er også avhengig av alder på lyngen og av intensiteten på skjøtelsesformene. Moderat beitetrykk og brann ved visse mellomrom kan opprettholde produktivitetstilstanden med røsslyng som den dominerende arten. Et mer intensivt beite og hyppige branner kan imidlertid føre til økt innslag av graminider og tilbakegang av lyng. Opphør av beite i områder som tidligere har vært sterkt beitet kan også føre til økt grasvekst, noe som kan forveksles med effekter av økt N-avsetning med nedbør (se nedenfor).

Lynghyllbillen lever utelukkende på røsslyng og kan føre til omfattende skader, særlig på gammel lyng (Taksdal og Haraldseide, 1994; Taksdal, 1997). Resultatet av større billeangrep er lokal økning av tilgjengelig nitrogen i strølag og jord ved økt nedbrytning av strø og ekskrementer fra lynghyllbillen, noe som igjen kan favorisere vekst av gras og urter (Brunsting, 1982; Brunsting og Heil, 1985).

Lynghyllene er generelt tilpasset liten tilgang på nitrogen og ansees som følsomme for økt nitrogentilførsel. En litteraturstudie utført av Fremstad (1992) oppsummerer virkninger av nitrogentilførsel på lynghyll. Gjødsling med nitrogen har vist at løvfellende arter som blåbær, blokkebær, grasene blåtopp og smyle har et større vekstpotensiale og er mer effektiv i sin utnyttelse av nitrogenressurser enn eviggrønne arter som røsslyng, tyttebær og krekling. I nederlandske, tyske og britiske lynghyller presses røsslyng og klokkeling ut av grasarter, først og fremst blåtopp (Heil og Diemont, 1983; van Dobben, 1991; Bobbink et al., 1992; Marrs, 1986).

I de siste tiårene har lynghyller i Rogaland og Sunnhordland vist den samme utviklingstendensen som lenger sør i Europa med reduksjon i røsslyng og økt grasdominans, samtidig som de vokser til med busker og trær (Fremstad, 1992; Hjeltnes, 1994a; 1994b). Disse vegetasjonsendringene skyldes trolig en kombinasjon av manglende tradisjonell skjøtsel, svekkelse av gammel røsslyng gjennom angrep av røsslyngbillen, frost- og tørkeskader, samt økt nitrogenavsetning.

Gjengroingen av lynghyllene med busker og trær fortsetter også nordover langs norskekysten, men det er ikke rapportert om økt grasdominans i kystlynghyllene fra Sogn og Fjordane og nordover til Nordland. Lynghyllene i disse områdene synes derfor ikke å være synlig påvirket av nitrogenavsetning.

Tidligere tålegrenser for kystlynghyll var satt til 1500-2000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år (Bobbink et al., 1996). Nyere forskning og oppdaterte bakgrunnsnivåer ved overvåkingsprogrammer i Storbritannia (Achermann og Bobbink, 2003; Power og Barker, 2003) har vist det nødvendig å senke den nedre tålegrensen for kystlynghyll fra 1500 til 1000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Både tørre og fuktige kystlynghyller er gitt samme tålegrense.

## **D 4 Effekter i fjell**

Tålegrenser for fjellvegetasjon er gitt under EUNIS-kategorien (F) "Heathlands, scrub and tundra habitats". Her inngår skogløs heivegetasjon dominert av lyngvekster, busker og kratt. Enger i fjellet og mose- og lavdominerte rabber er klassifisert under (E) "Grassland and tall forb habitats". Tålegrensene for fjell er generelt noe usikre og er i Norge foreslått satt til 500-1500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år for naturtypen som helhet (Bruteig og Aarrestad, 2004). Trolig har fattig fjellheii en lavere tålegrense enn rik fjellheii.

### **D 4.1 Alpin heivegetasjon**

Fjellheier dominert av mose, lav og lyngvekster er påvirket av et kjølig klima og kort vekstsesong, noe som medfører en langsom nedbrytning av organiske stoffer og lite frigjøring av (tilgang på) nitrogen. Mose- og lavdominerte heier i norske fjell har vist seg å være mer sensitive til nitrogen enn lyng-/kratt dominerte heier (Paal et al., 1996; Möls et al., 2001, Fremstad et al., 2005). Forsøk med nitrogen gjødsling av gråmose-dominerte fjellheier i Skottland har ført til økt grasvekst og tilbakegang av heigråmose (Pearce og Van der Wal, 2002). Liknende forsøk i arktiske heier på Svalbard har vist økning i planters nitrogeninnhold og endringer i mosedekkets artssammensetning (Baddeley et al., 1994; Gordon et al., 2001). Disse arktiske heiene har mye de samme økologiske forhold som alpine heier, og begge ansees å være truet av økt nitrogenavsetning.

For alpine heier er den internasjonale tålegrensen satt til 500-1500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år og for mose- per literavdominerte rabber 500-1000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, altså en felles nedre tålegrense på 500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Eksperimentene fra norske fjell indikerer imidlertid at tålegrensene her ligger i øvre del av skalaen.

#### **D 4.2 Alpin engvegetasjon**

Det fins liten informasjon om effekter av nitrogen gjødsling for enger i fjellet med gras og urtedominans. Ett gjødslingsforsøk fra Sveits (Körner, 1999) viste økt plantevekst ved tilsetning av 2000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Tålegrenser er derfor fastsett som ekspertvurdering med spennvidde på 1000-1500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år.

### **D 5 Effekter i ferskvann**

Næringsfattige ferskvann på sandig eller grusig bunn i sure bergartsområder har generelt liten bufferkapasitet og lave kalsium konsentrasjoner. Dette gir lite næringskrevende vegetasjon med flere kortskuddsarter som botnegras, ulike tjønngras, samt stivt- og mykt brasmegras. I slike innsjøer er det i Vest-Europa registrert tilbakegang av kortskuddsarter ved økt N-avsetning (Roelofs, 1983; Arts et al., 1990; Schuurkes et al., 1987). Modelleringer utført av Wortelboer (1988) fra innsjøer i Nederland støtter en N- tålegrense for kortskuddvegetasjon i ferskvann på 500-1000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år.

Mer næringsrike ferskvann, med langskuddvegetasjon bestående av rotfestede og iblant frittvevende langskuddsplanter der ulike tjønnaks dominerer, finnes ofte på finpartiklet og næringsrik bunn. Ved økt N-tilgang skjer det en eutrofiering med økt planteproduksjon og gjengroing av vannene som resultat. Tålegrensene her ligger trolig høyere enn for permanent oligotrofe vann.

En norsk spørreundersøkelse av Lindstøm (1993) viste at det over de siste 20-30 årene har vært en økning av fastsittende alger i flere vassdrag i Norge. En studie av 47 elver i avsidesliggende fjellområder med bakgrunnsverdier på 200-600 mg N/m<sup>2</sup> per år gav indikasjoner på at den økte algeveksten delvis kan skyldes økt N-avsetning gjennom de siste tiår (Lindstrøm et al., 2000). Sammenhengen mellom økt N-avsetning med nedbør og algevekst i norske elver er også vist ved eksperimentelle forsøk av Lindstrøm (2001).

Litteraturreferanser henvist til i vedlegget og som ikke allerede står i RKU-rapporten, versjon korrigert av P.A.Aa 29.09.06.

Baddeley, J.A., Woodin, S.J. and Alexander, I.J. (1994) Effects of increased nitrogen and phosphorous availability on the photosyntheses and nutrient relations of three arctic dwarf shrubs from Svalbard. *Functional Ecology*, 8, 676-685.

Bergamini, A. and Pauli, D. (2001) Effects of increased nutrient supply on bryophytes in montane calcaerous fens. *Journal of Bryology*, 3, 331-339.

Brandrud, T. E. (1995) The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. *For. Ecol. Manage.*, 71, 111-122.

Brandrud, T.E. and Timmermann, V. (1998) Ectomycorrhizal fungi in the NITREX site at Gårdsjön, Sweden; below and above-ground responses to experimental-changed nitrogen inputs 1990-1995. *For. Ecol. Manage.*, 101, 207-214.

Brunsting, A.M.H. (1982) The influence of the dynamics of a population of herbivorous beetles on the development of vegetational patterns in a heathland system. In: *Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Symposium on Insect-Plant Relationships, Wageningen, 1-4 March, 1982*. J.H. Visser and A.K. Minks (eds). Wageningen, Pudok. pp. 215-224.

Brunsting, A.M.H. and Heil, G.W. (1985) The role of nutrients in the interaction between a herbivorous beetle and some competing plant species in heathland. *Oikos*, 44, 23-26.

Bruteig, I. E. (1996) Terrestrisk naturovervåkning. Vekstrater hos vanleg kvistlav 1993 - 1994. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 5).

Bruteig, I. E. og Aarrestad, P. A. (2004) Utvikling av nye nitrogentålegrensekart for naturtyper - eit forprosjekt. Trondheim (NINA Minirapport 50).

Bråkenhielm, S. and Quinghong, L. (1995) Spatial and temporal variability of algal and lichen epiphytes on trees in relation to pollutant deposition in Sweden. *Water, Air Soil Pollut.*, 79, 61-74.

Carroll, J.A., Caporn, S.J.M., Morecroft, M.D., Lee, J.A., Johnson, D., Taylor, A., Leake, J.R., Campbell, C.D., Cawley, L., Lei, Y. and Read, D.J. (1997) Natural vegetation responses to atmospheric nitrogen deposition – critical levels and loads of nitrogen for vegetation growing on contrastive native soils. University of Sheffield (Report 101).

Carroll, J.A., Johnson, D., Morecroft, M.D., Taylor, A., Caporn, S.J.M. and Lee, J.A. (2000) The effect of long-term nitrogen additions on the bryophyte cover of upland acidic grasslands. *Journal of Bryology* 22, 83-89.

- Dirkse, G.M., van Dobben, H.F. and Tamm, C.O. (1991) Effects on fertilization on herb and moss layers of a Scotch pine stand in Lisselbo (Sweden); a multivariate analysis. Leersum, The Netherlands. Research Institute for Nature Management (Report 91/7).
- de Bakker, A.J. (1989) Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerl.*, 38, 337-342.
- de Graaf, M.C.C., Bobbink, R. Roelofs, J.G.M. and Verbeek, P.J.M. (1998) Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology*, 135, 185-196.
- Falkengren-Grerup, U. (1993) Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. *Flora*, 188, 85-91.
- Falkengren-Grerup, U., Brunet, J. and Diekmann, M. (1998) Nitrogen mineralization in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition. *Environ. Pollut.*, 102, 415-420.
- Falkengren-Grerup, U. and Diekmann, M. (2003) Use of a gradient in N-deposition to calculate effect-related soil and vegetation measures in deciduous forests. *For. Ecol. Manage.*, 180, 113-124.
- Flückiger, W. and Braun, S. (2003) Critical limits for nutrient concentrations and ratios for trees – a comment. In: *Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings*. Red. B. Achermann and R. Bobbink. Bern, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL. (Environmental documentation 164), pp. 273-280.
- Francez, A.J. and Loiseau, P. (1999) The fate of mineral nitrogen in a fen with *Sphagnum fallax* Klinggr. and *Carex rostrata* Stokes (Massif-central, France). *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne de Botanique*, 77, 1136-1143.
- Gimingham, C. H. (1972) Ecology of heathlands. London, Chapman and Hall.
- ordon, C., Wynn, J.M. and Woodin, S.J. (2001) Impacts of increased nitrogen supply on high Arctic heath: the importance of bryophytes and phosphorous availability. *New Phytologist*, 149, 461-471.
- Göransson, A. (1990) Alger, lavar och baruppsättning hos unggranar längs en kvävegradient från Sverige till Holland. Solna (SNV Rapport 3741).
- Granberg, G., Sundh, I., Svensson, B.H. and Nilsson, M. (2001) Effects of temperature, and nitrogen and sulfur deposition, on methane emission from a boreal mire. *Ecology*, 82, 1982-1998.
- Greven, H.C. (1992) Changes in the moss flora of the Netherlands. *Biol. Conserv.*, 59, 133-137.

- Gunnarsson, U., Malmer, N. and Rydin, H. (2002). Dynamics or constancy in Sphagnum dominated mire ecosystems: - a 40-year study. *Ecography*, 25, 685-704.
- Hobbs, R.J. and Gimingham, C.H. (1987) Vegetation, fire and herbivore interactions in heathland. *Adv. Ecol. Res.*, 16, 87-173.
- Holopainen, T. and Kärenlampi, L. (1985) Characteristic ultrastructural symptoms caused in lichens by experimental exposure to nitrogen compounds and fluorides. *Ann. Bot. Fenn.*, 22, 333-342.
- Insarova, I.D., Insarov, G.E. Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P.O. and Semenov, S.M. (1992) Lichen sensitivity and air pollution. A review of literature data. Solna (Swedish Environmental Protection Agency Report 4007).
- Jauhiainen, J., Vasander, H. and Silvola, J. (1992/93) Differences in response of two *Sphagnum* species to elevated CO<sub>2</sub> and nitrogen input. *Suo*, 43, 211-215.
- Jauhiainen, J., Silvola, J. and Vasander, H. (1998a) The effects of increased nitrogen deposition and CO<sub>2</sub> on *Sphagnum angustifolium* and *S. warnstorffii*. *Annales Botanici Fennici*, 35, 247-256.
- Jauhiainen, J., Vasander, H. and Silvola, J. (1998b) Nutrient concentration in *Sphagna* at increased N-deposition rates and raised atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations. *Plant Ecology*, 138, 149-160.
- Kaland, P.E. (1979) Landskapsutvikling og bosetningshistorie i Nordhordalands lyngheiområder. I: *På leiting etter den eldste garden*. Red. av R. Fladby & J. Sandnes. Oslo, Universitetsforlaget. s. 41-70.
- Kaland, P.E. (1986) The origin and management of Norwegian coastal heath as reflected by pollenanalysis. In: *Antropogenic indicators in pollen diagrams*. Ed. by K.-E. Behre. Rotherdam, Balkema. pp. 19-36.
- Kaland, P.E. og Vandvik, V. (1998) Kystlynghei. I: *Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier*. Red. E. Framstad og I.B. Lid. Oslo, Universitetsforlaget. s. 50-60.
- Kauppi, M. (1980) The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens. Oulu (Acta Universitas Ouloensis, A101). (Biologica, 9).
- Kirkham, F. W., Mountford, J. O. & Wilkins, R. J. (1996) The effects of nitrogen, potassium, and phosphorus addition on the vegetation of a Somerset peat moor under cutting management. *J. Appl. Ecol.*, 33, 1013-1029.
- Körner, C. (1999) Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems. Berlin, Springer-Verlag.

- Lee, J.A., Caporn, S.J.M., Pilkington, M., Johnson, D. and Phoenix, G. (2000) Natural vegetation responses to atmospheric nitrogen deposition – Critical levels and loads of nitrogen for vegetation growing on contrasting native soils. Progress report, contract EPG 1/3/111. Sheffield, Department of the Environment, Transport and the Regions. Department of Animal and Plant Sciences, University of Sheffield.
- Lindstrøm, E.-A. (1993). Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. Oslo (NIVA rapport Lnr. 2859 1993).
- Lindstrøm, E.-A., Kjellberg, G. and Wright, R.F. (2000). Tålegrenser for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: økt “grønske”? Oslo (NIVA rapport L.nr. 4187-2000).
- Lindstrøm, E.-A. (2001). Økt algevekst i uberørt fjellvann. Et samspill mellom langtransporterte forurensninger og klima. Oslo (NIVA rapport L.nr. 4459-2001).
- Lütke Twenhöven, F. (1992) Competition between two *Shagnum* species under different deposition level. *J. Bryol.*, 17, 71-80.
- Morecroft, M.D., Sellers, E.K. and Lee, J.A. (1994) En experimental investigation into the effects of atmospheric nitrogen deposition on two semi-natural grasslands. *J. Ecol.*, 82, 475-483.
- Mountford, J.O., Lakhani, K.H. and Holland, R.J. (1994) The effects of nitrogen on species diversity and agricultural production on the Somerset Moors, Phase II: a. After seven years of fertiliser application. b. After cessation of fertiliser input for three years. Peterborough. (English Nature Research Report. 86: 1-106).
- Nordbakken, J.F. (1997) Småskala endringer i ombrotrof myrvegetasjon i SØ-Norge 1990/91-96. Oslo (Botanisk hage og museum, Univ. i Oslo, Rapport 1).
- Nordbakken, J. F., Ohlson, M. and Hogberg, P. (2003) Boreal bog plants: nitrogen sources and uptake of recently deposited nitrogen. *Environ. Pollut.*, 126, 191-200.
- Nygaard, P.H. og Ødegaard, T. (1993) Langsiktige effekter av nitrogen gjødsling på vegetasjon og jord i barskog. Ås (Rapport fra Skogforsk 26/93).
- Paulissen, M., Van der Ven, P.J.M. and Bobbink, R. (2003). Differential effects of nitrate and ammonium enrichment on base-rich fen vegetation: preliminary results from Scragh Bog, central Ireland. In: Empirical critical loads for nitrogen. Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Ed. B. Achermann and R. Bobbink. Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL. (Environmental documentation 164) pp. 283-288.



- Pearce, I.S.K. and Van der Wal, R. (2002) Effects of nitrogen deposition on growth and survival of montane *Racomitrium lanuginosum* heath. *Basic Appl. Ecol.*, 3, 255-266.
- Press, M.C., Woodin, S.J. and Lee, J.A. (1986) The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. *New Phytol.*, 103, 45-55.
- Påhlsson, L. (1998) Vegetationstyper i Norden. 3. utg. Nordisk ministerråd, København (TemaNord 1998:510).
- Roelofs, J.G.M., Kempers, A.J., Houdijk, L.F.M. and Jansen, J. (1985) The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant and Soil*, 84, 45-46.
- Roelofs, J.G.M., Bobbink, R., Brouwer, E. and De Graaf, M.C.C. (1996) Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation of non-calcaerous sandy soils in the Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 45, 517-541.
- Saarinen, T. (1998) Internal C N balance and biomass partitioning of *Carex rostrata* grown at 3 levels of nitrogen supply. *Canadian Journal of Botany* 76, 762-768.
- Skogen, A. (1987) Conversion of Norwegian coastal heath landscape through development of potential natural vegetation. In: *Vegetation ecology and creation of new environments. Proceedings of the International symposium in Tokyo and Phytogeographical Excursion through central Honshu*. Ed. A. Miyawaki, A. Bogenrieder, S. Okuda and J. White. Tokyo, Tokai Univ. Press. pp. 195-204.
- Taksdal, G. (1997) Røsslyngheiene og lyngbladbiller. *Fauna* 50, 20-28.
- Taksdal, G. og Haraldseide, E. (1994). Lyngbladbiller og masseangrep på røsslyng. *Naturen* 5, 201-205.
- von Arb, C. (1987) Phytosynthesis and chlorophyll content of lichen *Parmelia sulcata* Taylor from locations with different levels of air pollution. I: *Progress and Problems in Lichenology in the eighties*. Ed.: Peveling, E. Berlin, J. Cramer. (Bibliotheca Lichenologica 25). s. 343-345.
- Verhoeven, J.T.A. and Schmitz, M.B. (1991) Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens. *Biogeochem.*, 12, 135-138.
- Vermeer, J.G. (1986) The effects of nutrients on shoot biomass and species composition of wetland and hayfield communities. *Acta Oecol./Oecol. Plant.*, 7, 3-41.
- Wortelboer, F.G. (1998) Modelling the effect of atmospheric deposition on shallow heathland lakes in the Netherlands: Dry deposition on water – now you see it, now you don't. *Environ. Pollut.*, 120, 539-546.

Øien, D.-I. (2004) Nutrient limitation in boreal rich-fen vegetation: A fertilization experiment. *Appl. Vegetation Sci.*, 7, 119-132.



## Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2027 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAKSRAPPORT	RAPPORT NR. OR 80/2006	ISBN 82-425-1809-2 ISSN 0807-7207	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 110	PRIS NOK 150,-
TITTEL Oppdatering av regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Nordsjøen Regulære utslipp til luft – konsekvenser		PROSJEKTLEDER Svein Knudsen	
		NILU PROSJEKT NR. O-105157	
FORFATTER(E) Svein Knudsen, Sverre Solberg, Bente M. Wathne, Tore Høgåsen, Jan Magnusson, Knut Erik Tollefsen, Per Arild Aarrestad, Ole Reitan, Kerstin Stebel and Sam-Erik Walker		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAKSGIVERS REF. Steinar Nesse	
OPPDRAKSGIVER STATOIL ASA 4035 STAVANGER			
STIKKORD Avsetning	Effekter	Offshore	
REFERAT Rapporten gir oppdaterte effekter av utslipp til luft av nitrogenoksider og PAH fra offshore industrien i Nordsjøen . Rapporten er en del av oppdateringen av den regionale konsekvensutredningen for Nordsjøen.			
TITLE Updated environmental assessment of the regional impact from the oil activity in the North Sea. Regular atmospheric emissions – consequences.			
ABSTRACT The Report updates the effects of emissions to air of nitrogenoxides and PAH from the offshore industry in the North sea . The report is a part of the updating of the consequence analysis in 1999.			

\* Kategorier:    A    Åpen - kan bestilles fra NILU  
                      B    Begrenset distribusjon  
                      C    Kan ikke utleveres