

NILU: OR 40/2002
REFERANSE: O-101135
DATO: AUGUST 2002
ISBN: 82-425-1380-5

Regional konsekvensutredning for oljevirkksomheten i Norskehavet

Utslipp til luft – miljømessige konsekvenser

**Sverre Solberg, Sam Erik Walker, Brit Lisa Skjelkvåle,
Tore Høgåsen, Jarle Molvær, Thorbjørn Larssen,
Per Arild Aarrestad og Ole Reitan**

NILU : OR 40/2002
REFERANSE : O-101135
DATO : AUGUST 2002
ISBN : 82-425-1380-5

Regional konsekvensutredning for oljevirkksomheten i Norskehavet

Utslipp til luft – miljømessige konsekvenser

**Sverre Solberg¹, Sam Erik Walker¹, Brit Lisa Skjelkvåle²,
Tore Høgåsen², Jarle Mølvær², Thorbjørn Larssen²,
Per Arild Aarrestad³ og Ole Reitan³**



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 “Regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Norskehavet” (RKU-Norskehavet).

RKU-Norskehavet er gjennomført i regi av OLF (Oljeindustriens landsforening), og er finansiert av oljeselskaper som i år 2002 var eiere av felt og funn innenfor ressursklassene 1-4 på norsk sokkel, mellom 62°N og 69°N. Statoil har på vegne av de andre selskapene hatt sekretariatsfunksjonen og ledet arbeidet.

Hensikten med regionale konsekvensutredninger er å gi en bedre oversikt over konsekvensene av petroleumsaktiviteten på sokkelen enn det enkeltstående feltvise konsekvensutredninger gir, samt forenkle arbeidet med konsekvensutredninger både for selskapene og myndighetene. Den regionale konsekvensutredningen vil bli benyttet som referansedokument for framtidige feltspesifikke konsekvensutredninger.

Rapporten vil, sammen med andre underlagsrapporter, danne utgangspunktet for utarbeidelse av en sluttrapport som belyser de samlede konsekvensene av petroleumsvirksomheten innenfor det aktuelle området.

Innhold

	Side
Forord	3
Sammendrag	7
1 Bakgrunn	11
1.1 Status for belastning og internasjonale avtaler.....	11
1.2 Fotokjemiske prosesser i atmosfæren	11
1.3 Transport og omvandling av oksidert nitrogen	13
2 Generelt om virkninger av utslipp til luft	15
2.1 Forsuring	15
2.2 Overgjødning	16
2.3 Bakkenært ozon.....	17
3 Dagens situasjon	19
3.1 Tålegrenser	19
3.1.1 Tålegrenser for forsuring	19
3.1.2 Tålegrenser for nitrogenavsetning på vegetasjon.....	19
3.1.3 Tålegrenser for bakkenært ozon.....	23
3.2 Dagens situasjon – forsuring	23
3.3 Dagens situasjon – overgjødning.....	25
3.3.1 Vegetasjon.....	25
3.3.1.1 Næringsfattige og humide skoger	28
3.3.1.2 Kystlyngheier	28
3.3.1.3 Nedbørmyr	29
3.3.2 Fauna	29
3.4 Dagens situasjon – bakkenært ozon	29
4 Bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet til nitrogenavsetning og ozondannelse	31
4.1 Utslippsdata	31
4.2 Metodebeskrivelse.....	35
4.2.1 Fotoplume-modellen	35
4.2.1.1 Meteorologiske data	38
4.2.1.2 Parametrisering av avsetning	38
4.2.2 EMEP-modellen.....	39
4.2.3 Prosedyre for modellberegningene	40
4.2.3.1 Utslippsdata.....	40
4.2.3.2 Prosedyre for beregning av nitrogendeposisjon og ozon	41
4.3 Beregnet bidrag til belastningsnivået fra utslippene over Norskehavet.....	43
4.3.1 Bidrag til nitrogenavsetning.....	43
4.3.2 Bidrag til bakkenært ozon	47
5 Miljøkonsekvenser knyttet til bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet	53
5.1 Forsuring	53

5.2	Overgjødsling.....	57
5.2.1	Nitrogenavsetning.....	57
5.2.2	Vegetasjon.....	58
5.2.2.1	Effekter av N-bidraget fra Norskehavet.....	59
5.2.2.2	Effekter av total N avsetning fra Nordsjøen og Norskehavet, inkludert dagens bakgrunnsnivå	59
5.2.3	Fauna.....	60
5.3	Bakkenært ozon.....	61
5.3.1	Vegetasjon.....	61
5.3.2	Fauna.....	62
7.	Referanser.....	63

Sammendrag

Statoil (Den norske stats oljeselskap a.s.) har på vegne av de deltakende selskapene i RKU-arbeidet bedt konsulentene utarbeide en regional konsekvensutredning for utslipp til luft fra oljevirkosomheten i Norskehavet. 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 "Miljømessige konsekvenser av utslipp til luft".

Målet med denne temautredningen var å beregne det samlede bidraget fra petroleumsrelaterte utslipp i Norskehavet til nitrogenavsetning og dannelse av bakkenært ozon i kystområdet av Norge. I denne utredningene er det gjort vurderinger for områder fra Sogn og Fjordane til Nordland og for marine avsetninger. Andre konsekvenser av luftutslipp, slik som f.eks. effekter på det globale klima er ikke vurdert.

Utslppsprognosene som ble lagt til grunn for arbeidet inkluderte årlige totalutslipp fram til 2040 for enkeltkilder, dvs. turbiner, fakling, helikoptertrafikk, leteboring osv., for hvert enkelt av 11 felt, og for skytteltankere med deres transportruter. Utslippstallene var gitt for NO_x, VOC, CO, CH₄, SO₂ og CO₂.

Ifølge disse prognosene vil totalutslippet av NO_x fra de petroleumsrelaterte kildene i Norskehavet øke svakt fra år 2000 til et maksimalnivå i år 2012 på ca. 22 000 tonn (NO₂)/år. Deretter gir prognosene en jevn nedgang for resten av perioden. Mot slutten av 40-årsperioden er de samlede utslippstallene mindre enn 10% av utslippene i 2000. Utslipp fra skytteltanker er den dominerende enkeltkilden til NO_x den første perioden, men mot slutten av perioden indikerer prognosene at bidraget fra turbiner vil bli relativt sett viktigere. Videre indikerer prognosene en betydelig nedgang i VOC-utslippet fra Norskehavet fra hele 74 000 tonn i år 2000 til under 25 000 tonn allerede i 2006. I de påfølgende årene ventes en gradvis nedgang i VOC-utslippet som for NO_x. Den klart største enkeltkilden til VOC de første årene er bøyelasting, og den markerte reduksjonen i VOC-utslippet skyldes forventede tiltak for denne kildetypen.

Beregningene ble foretatt med to atmosfærekjemiske spredningsmodeller som var delvis koblet sammen. Begrunnelsen for å bruke to modeller var å kunne ta hensyn både til prosesser på europeisk storskala og på den mindre avstanden fra oljefeltene i Norskehavet til kysten av Norge (100–400 km). Prosessene i Norskehavet ble simulert med punktkildemodellen Fotoplume. Prosesser på europeisk skala, som ble benyttet som bakgrunn for de mer detaljerte Norskehavet-beregningene, ble foretatt med EMEPs fotokjemiske oksidantmodell.

NO_x-utslippet fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet er beregnet å gi størst N-avsetning i havområdene utenfor Trøndelagskysten, med det største nedfallet over land langs kysten i Møre og Romsdal, Sør- og Nord-Trøndelag og i

Nordland. Den beregnede tilførselen er liten og maksimalt 5 mg (N)/m² pr år over land.

Miljøkonsekvensene fra bakkenært ozon er vurdert utifra AOT40-verdien og ved å beregne antall timer med konsentrasjoner over 100 µg/m³ (SFTs luftkvalitets-kriterium). Bidraget til AOT40 fra kildene i Norskehavet er beskjedent over landområder, og med maksimalverdier over havområdene. Det estimerte bidraget fra Norskehavet til ekstra antall timer over 100 µg/m³, dvs antall timer der Norskehavet-utslippene fører til at konsentrasjonen passerer 100 µg/m³, blir også svært lavt.

Områdene som blir berørt av N-deposisjon i denne konsekvensutredningen har i dag små problemer med forsurening av vann og vassdrag. Områder som i dag har liten eller ingen overskridelse av tålegrensen utgjør hhv ca. 13 000 km² og 122 000 km². Områder med overskridelse utgjør ca. 16 000 km², og er hovedsakelig lokalisert i Sogn og Fjordane. Selv om vi ser på N-bidraget fra Norskehavet i lys av "worst case", er konklusjonen at bidraget er så lite at det mest sannsynlig ikke bidrar til målbar endring av forsureningssituasjonen i området.

Økningen i N-deposisjonen i Midt-Norge som følge av N-utslipp i Norskehavet vil utgjøre en liten andel av dagens tilførsler, og effekten i vann og jord vil bli vanskelig å måle. Forsuringssituasjonen i vann i Norge er skapt av summen av utslipp fra mange enkeltkilder. Det er derfor vanskelig å vurdere effekter av et enkelt eller noen få utslipp. Selv om konklusjonen av en slik vurdering er at det enkelte utslippet sannsynligvis ikke vil ha en målbar effekt på forsureningssituasjonen, vil vi understreke at enhver økning i N-deposisjon er uheldig sett fra en langsiktig målsetning om å redusere syrebelastningen på økosystemene. Tålegrensekonseptet som vi bruker her for å kvantifisere og illustrere effekten av N-utslippene fra Norskehavet, er utviklet som en metode for å finne mål for hvor mye utslippene skal reduseres for å komme under tålegrensen. Det er ikke ment å brukes motsatt vei, dvs. for å stille spørsmål av typen: "Hvor mye mer kan vi slippe ut uten at tålegrensen overskrides?"

Vurderinger av effekter av 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 endringer i vegetasjon ut fra overskridelsesverdier. Variasjonen i tålegrensene innen hver vegetasjonstype og mangel på kvantitative mål på endringer i økosystemene gjør det generelt vanskelig å vurdere hvor store konsekvenser et enkeltbidrag kan gi. I tillegg er deposisjonsverdiene fra Norskehavet isolert sett særdeles små i forhold til tålegrensenes variasjoner innen en og samme vegetasjonstype. Total nitrogenavsetning innen influensområdet fra Norskehavets utslipp varierer fra 1 til 5 mg (N)/m² pr år mens forskjellen i nedre og øvre tålegrense innen en vegetasjonstype kan være flere hundre mg/år. Vurderingen av hvordan bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet isolert sett kan påvirke vegetasjonen, vil derfor bli ganske usikker.

Hovedkonklusjonen er at bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet isolert sett ikke vil gi målbare gjødslingseffekter i influensområdet fra Sogn og Fjordane til Nordland. Sammen med andre utslipp fra petroleumindustrien på

sokkelen vil bidraget likevel kunne påvirke vegetasjonstyper i Sogn og Fjordane og i de sørligste deler 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, samt at trær i humide områder kan få redusert lavvekst og økt algevekst.

For eutrofiering av *marine* områder, dvs nitrogenavsetning til hav, så er konklusjonen at nitrogenbidraget fra utslippene over Norskehavet bidrar med langt mindre enn 1 % av de relevante havmassenes nitrogeninnhold.

Usikkerheten ved vurderinger av miljøkonsekvensene for fauna er særlig stor. Der det ikke skjer endringer i vegetasjon og beiteplanter, vil sannsynligvis effektene på fauna være neglisjerbare. Isolert sett vil således bidraget fra Norskehavet ikke påvirke dyrelivet i influensområdet siden det antas at vegetasjonen ikke vil bli påvirket.

Med tanke på den totale nitrogenbelastning er det imidlertid mulig at enkelte vegetasjonstyper kan endre seg i de sørlige deler av influensområdet. Effektene på dyrelivet vil da høyst sannsynlig være avhengige av hvilken vegetasjonstype som endres.

For ozon så viser beregningene at tillegget fra utslippene over Norskehavet bidrar med mellom 2 og 55 ppb-timer basert på en 6 måneders vekstperiode fra april-september over landområdene. Bidragene er høyest i Nord-Trøndelag og avtar gradvis fra kyststrøkene og innover i fjordene. Bidraget vil ikke føre til overskridelse av tålegrensen for planter eller skog i noen av de 50x50 km²-rutene som ikke allerede er overskredet fra før, som følge av andre bakgrunnskilder. Hvis man derimot tar med tidligere beregnet bidrag fra petroleumsvirksomheten i *Nordsjøen* vil noen områder i Trøndelagsfylkene få overskredet sine tålegrenser for planter generelt, men ikke for skog.

Ut fra dagens kunnskapsnivå er det omtrent umulig å si hvor mye Norskehavets ozonbidrag påvirker vegetasjonen, men 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 kystnære områder i Sør-Trøndelag, Møre og Romsdal og i Sogn og Fjordane. 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 Norskehavet til antall timer med konsentrasjoner over 100 µg/m³ (luftkvalitetskriterium for helseeffekter) er beregnet å kunne gi 0-6 timer ekstra over landområdene gjennom året. Dette vil ikke føre til at nye områder får overskredet sin tålegrense, og det er lite trolig at bidraget vil gi noen målbare effekter på dyr i områder som allerede har fått overskredet sin tålegrense.

1 Bakgrunn

1.1 Status for belastning og internasjonale avtaler

Det nedlegges et stort arbeid internasjonalt for å redusere utslippene av svovel, nitrogen og flyktige, organiske forbindelser (VOC). Som et resultat av svovelprotokollene i 1985 og 1994 har svoveltilførslene til Norge avtatt med 40-50% fra 1980 til 1996 (Tørseth og Manø, 1997), og tilførslene vil bli ytterligere redusert når de vedtatte målene for utslippsreduksjoner som er vedtatt ifølge Göteborg-protokollen 1999 (UN/ECE, 1999) er nådd. 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 (SFT, 2001).

På landjorda 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 timemidlede 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 FN-konvensjonen om grenseoverskridende luftforurensninger. 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.

I Norge er miljøproblemer knyttet til forsuring, eutrofiering og høye ozonkonsentrasjoner hovedsakelig et resultat av langtransport av forurensninger fra det europeiske kontinentet og fra Storbritannia, og problemene er dermed størst i Sør-Norge. For utslipp over Norskehavet, som er tema i denne rapporten, vil den dominerende vestlige vindtransporten i hovedsak føre utslippene inn over områder hvor miljøproblemer knyttet til nitrogenavsetning og ozon er mindre.

1.2 Fotokjemiske prosesser i atmosfæren

Ved forbrenning av olje og gass foreligger oftest 1-10 % av nitrogenoksidene i utslippet som nitrogendioksid (NO_2) og resten som nitrogenmonoksid (NO). Summen av NO og NO_2 kalles gjerne NO_x . Nitrogenoksidenes kjemiske

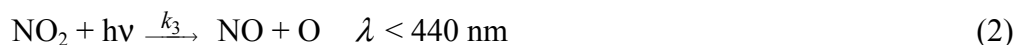
omvandlingsreaksjoner er omtalt i flere bøker, oversiktsartikler og prosjektrapporter, se f.eks. Seinfeld (1986); Grennfelt et al. (1987); Sandnes (1993).

Den viktigste reaksjonen for oksidasjon av NO til NO₂ er med ozon (O₃):



Målte månedsmiddelkonsentrasjoner av ozon i Sør-Norge er 40-80 µg/m³ (20-40 ppb). Inntil 20-40 ppb NO₂ kan derfor dannes ved reaksjon (1).

NO₂ dissosieres til NO og atomært oksygen (O) av solstråling med bølgelengder mindre enn 440 nm:



Atomært oksygen (O) reagerer svært raskt med molekylært oksygen (O₂) og danner ozon (O₃):



O₃ oksiderer imidlertid raskt NO til NO₂, og reaksjon (1) tilsvarer summen av reaksjon (2) og (3) men med motsatt fortegn, uten nettodannelse av O₃. Disse reaksjonene fører derfor til at det vil innstille seg en likevekt mellom NO, NO₂ og O₃, uten videre dannelse av ozon. Likevekten påvirkes av strålingsintensiteten.

Nettodannelse av O₃ kan forklares ved at NO oksideres til NO₂ uten at O₃ forbrukes. Slik oksidasjon skjer ved reaksjoner med et hydroperoksyradikal (HO₂) eller mer generelt av et vilkårlig peroksyradikal (RO₂). Peroksyradikaler kan dannes ved nedbryting av hydrokarboner med hydroksylradikaler (OH), som f.eks. illustrert for butan (C₄H₁₀):



OH er svært reaktivt og den bestemmende komponenten for oksidasjonen i atmosfæren. OH eksisterer bare om dagen når det er fotokjemisk aktivitet (UV-stråling).

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.

For oksidasjon av NO₂ til salpetersyre (HNO₃) er flere reaksjonsveier mulige, enten via OH eller via nattreaksjoner med ozon ved høy luftfuktighet. Gassformig HNO₃ 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 NO₂ og videre til HNO₃. For de

breddegrader hvor utslippet over Norskehavet finner sted, vil UV-strålingen gjennom deler av året være så lav at den fotokjemiske aktiviteten, og dermed effektiviteten av både ozondannelsen og OH-oksidasjonen av NO_2 til salpetersyre, blir sterkt redusert. Dannelse av HNO_3 via natreaksjonene mellom ozon og NO_2 ved høy luftfuktighet kan imidlertid få en større betydning.

1.3 Transport og omvandling av oksidert nitrogen

Utenom NO og NO_2 er de viktigste oksiderte nitrogenforbindelsene i atmosfæren gassformig HNO_3 , nitrat i aerosolpartikler, og peroksyacetylnitrat (PAN), som er et viktig reaksjonsprodukt av den fotokjemiske nedbrytingen av hydrokarboner. Det dannes også andre organiske nitrogenforbindelser, 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.

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 Vest- og Nord-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. Tørravsetningen av nitrogen (som NO_2 eller HNO_3) betyr normalt mindre i forhold til våtavsetningen.

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 $0,1 \text{ g/m}^3$ 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_3 lett løselig i vann, og i en nedbørsky vil det være ubetydelige mengder HNO_3 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_3 i alt vesentlig være tatt opp i skydråpene. Konsentrasjonen av nitrat i nedbøren vil da være bestemt av det opprinnelige konsentrasjonsnivået i lufta 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_3 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 $2 \mu\text{m}$; 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 vanndamp 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.

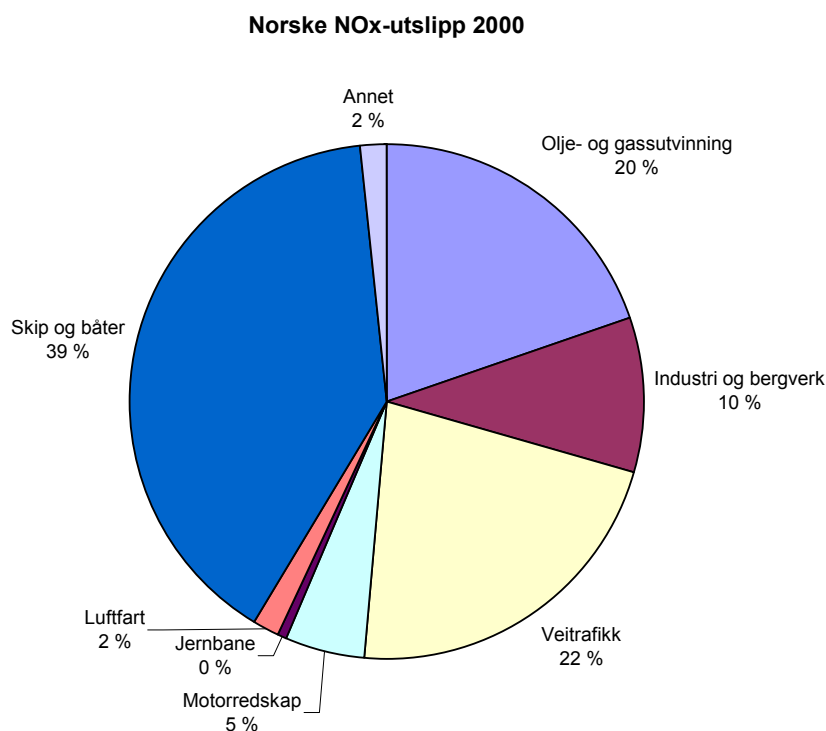
På samme måte som gasser absorberes av dråper (og sjøoverflaten) vil de også kunne absorberes av vegetasjon og andre overflater på land. Opptaket er avhengig av gassenes kjemiske egenskaper i forhold til overflaten, og av transport-hastigheten gjennom det turbulente og det laminære grenselaget.

NO₂ tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og her er diffusjonen gjennom spalteåpningene også hastighetsbegrensende. Dette begrenser i praksis avsetnings-hastigheten for NO₂ til 0,5-1 cm/s om dagen i vekstsesongen. Utenom vekst-sesongen er avsetningshastigheten for NO₂ meget liten, siden NO₂ ikke absorberes av fuktfilm på våte overflater slik som f.eks. SO₂ (Johansson, 1987).

2 Generelt om virkninger av utslipp til luft

2.1 Forsuring

Forurenset luft og nedbør inneholder nitrogen og svovel i form av nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+) og sulfat (SO_4^{2-}). Disse komponentene bidrar til forsuring av jord og vann i Norge. Utslipp fra vei- og skipstrafikk er de dominerende kildene til NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) i Norge, slik som vist i Figur 1. Legg merke til at sektoren "olje- og gassutvinning" i Figur 1 ikke inkluderer skipstrafikken knyttet til denne aktiviteten. 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 fra sokkelen bidrar bare til oksidert nitrogen (NO_x , NO_3^- , osv.) og ikke til redusert nitrogen (ammoniakk og ammonium) som hovedsakelig stammer fra landbruket. Både oksidert og redusert nitrogen bidrar imidlertid til forsuringen, men i Sør-Norge er vanligvis bidraget fra oksidert nitrogen størst.



Figur 1: Relativ fordeling av NO_x -utslipp fra norske kildetyper, 2000. Olje- og gassvirksomhet inkluderer her ikke skipstrafikken knyttet til denne aktiviteten. (Kilde: Statistisk sentralbyrå).

I de forsurede områdene i Sør-Norge er tilførslene av nitrogen med nedbøren i dag 20-30% høyere enn tilførslene av svovel. Forholdet mellom nitrogen og svovel i nedbøren har økt siden 1980. Det betyr at det relativt sett kommer mer nitrogen enn svovel med nedbøren nå enn før. Dette skyldes i hovedsak at nedbørens innhold av nitrat har vært stabilt samtidig med at innholdet av svovel i nedbøren har gått ned.

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. Når sulfat som er et anion (negativt ladet ion) 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/m²/år for at tilført N skal "lekke" fra nedbørfeltet og bidra til forsurening (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-deposisjon og N-konsentrasjon i overflatevann. De høyeste N-konsentrasjonene i vann finnes derfor i områder av landet med den høyeste N-deposisjonen (Skjelkvåle et al., 1996).

2.2 Overgjødsling

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 (NO₂, sum NO₃⁻+HNO₃ og sum NH₄⁺+NH₃) og våtavsetning (NO₃⁻ og NH₄⁺ 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 og utnytter denne i produksjon av organisk materiale. Økt nitrogen-tilgang kan således gi gjødslingeffekter og føre til økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom arter og endringer av artssammensetningen mot mer nitrogenkrevende vegetasjon (Tamm, 1991). Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt nitrogennivå, er mest utsatt for nitrogengjødsling. Dette gjelder særlig næringsfattige skogsystemer, nedbørmyrer og kystlyngheier, der bl.a. gras og urter kan øke i omfang (for mer detaljerte effekter se under dagens situasjon, kap. 4.3.1).

Effektene av økt nitrogentilgang på faunaen er mest sannsynlig sekundære og komplekse, og avhenger både av interaksjoner mellom organismer på lavere trofiske nivåer og hvor stor evne en bestemt populasjon av dyr har til å respondere på endringer i sin mattilgang (Furness, 1993). Dette betyr følgelig at noen dyrepopulasjoner kan bli begünstiget av gjødslingseffekter, 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, og f.eks. både på lynchheier og nedbørmyrer. De påvirkede vegetasjonstypene kan få en annen sammensetning av faunaen av virvelløse dyr, og dette gir indirekte effekter på f.eks. fugler (som inkluderer svært mange arter som lever av virvelløse dyr). Sekundære effekter av dette 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 faunasammensetning (Pedersen og Nybø, 1990).

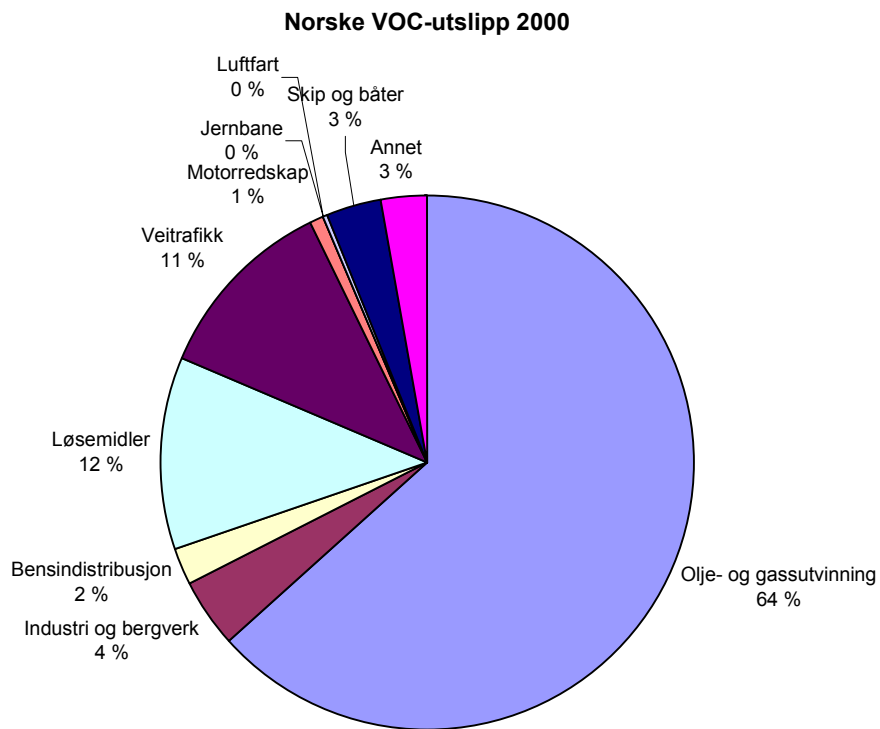
2.3 Bakkenært ozon

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 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 NO_x -kilder (2000), mens Figur 2 viser den relative fordelingen av norske VOC-kilder (2000). 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 2. 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 korttidseksposering synes å ligge rundt $200\text{--}300\ \mu\text{g}/\text{m}^3$.

I Norge varierer månedsmiddelkonsentrasjonen av ozon fra 40 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 2: Relativ fordeling av VOC-utslipp fra norske kildetyper, 2000. (Kilde: Statistisk sentralbyrå).

3 Dagens situasjon

3.1 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/skogsdød og endringer i artssammensetning og mengde av arter.”

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

3.1.1 Tålegrenser for forsuring

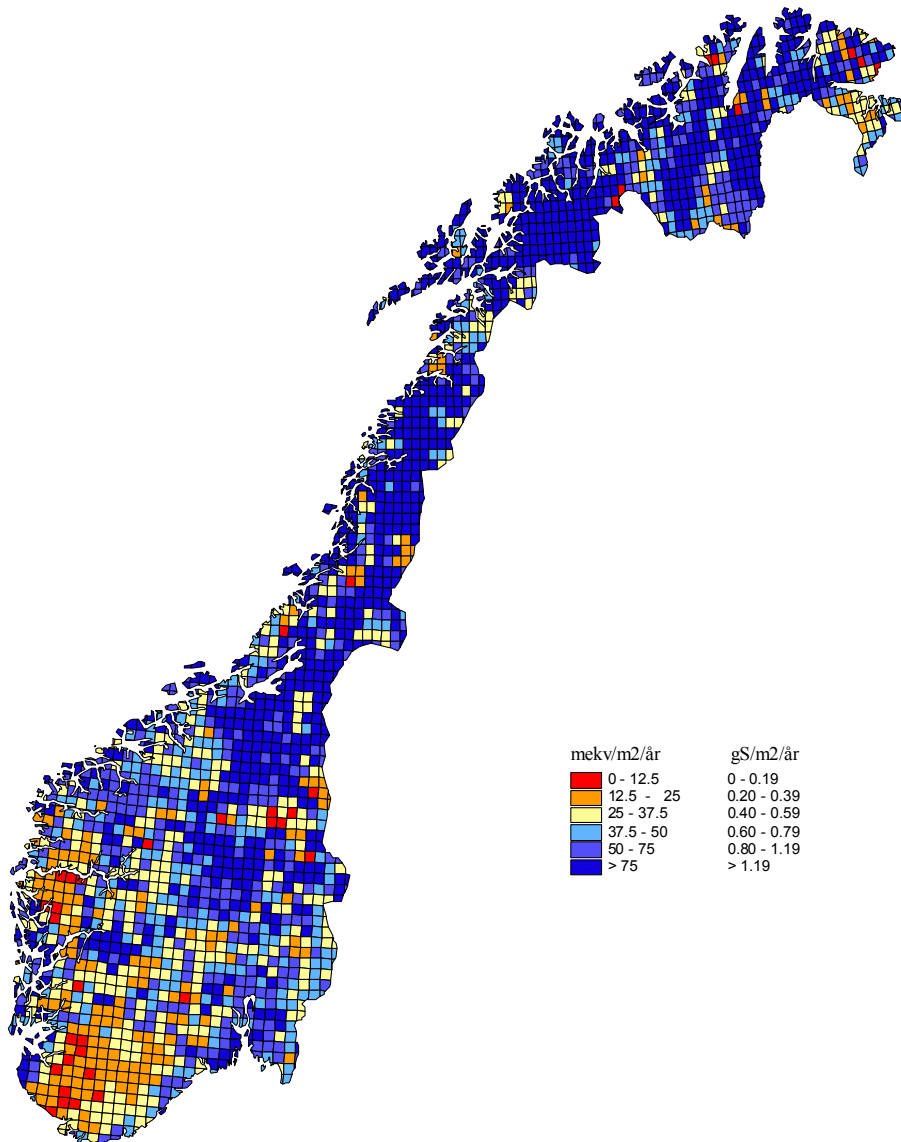
Tålegrenser for forsuring av overflatevann (Figur 3) er knyttet til en grenseverdi for ANC (ANC = Acid Neutralising Capacity, norsk: syrenøytraliserende kapasitet). Grenseverdien for ANC er basert på informasjon om vannkjemi og fiskestatus, basert på resultater fra "1000-sjøers undersøkelsen" i 1986 (Henriksen et al., 1988). Resultatene fra dette arbeidet viste at for verdier av ANC < 20 µekv/l er det stor sannsynlighet for skader på fiskepopulasjoner.

Det har vist seg at grenseverdien på ANC < 20 µekv/l ikke alltid er holdbar. Det finnes områder i Norge hvor livet i vann (akvatisk biota) er tilpasset lavere ANC-verdier enn 20 µekv/l 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 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 µekv/l, og stiger til ANC = 50 µekv/l i områder med høy tålegrense.

3.1.2 Tålegrenser for nitrogenavsetning på vegetasjon

Grensen for hvor mye nitrogen naturen kan nyttiggjøre seg, avhenger sterkt av jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensen for vegetasjon, der det kan skje endringer i artssammensetninger og mengdeforhold av arter, varierer mellom 500 og 3500 mg N/m² pr. år (Tabell 1). Tålegrensene er empiriske, dvs. at de er fastsatt på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Bobbink et al., 1996; Grennfelt og Thörmelöf, 1992). Endringer i plantevekst, artssammensetning og dominans er blitt brukt som målbare effekter av nitrogendeposisjon. 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 og usikkerhet i deposisjonsverdier.

Tålegrenser



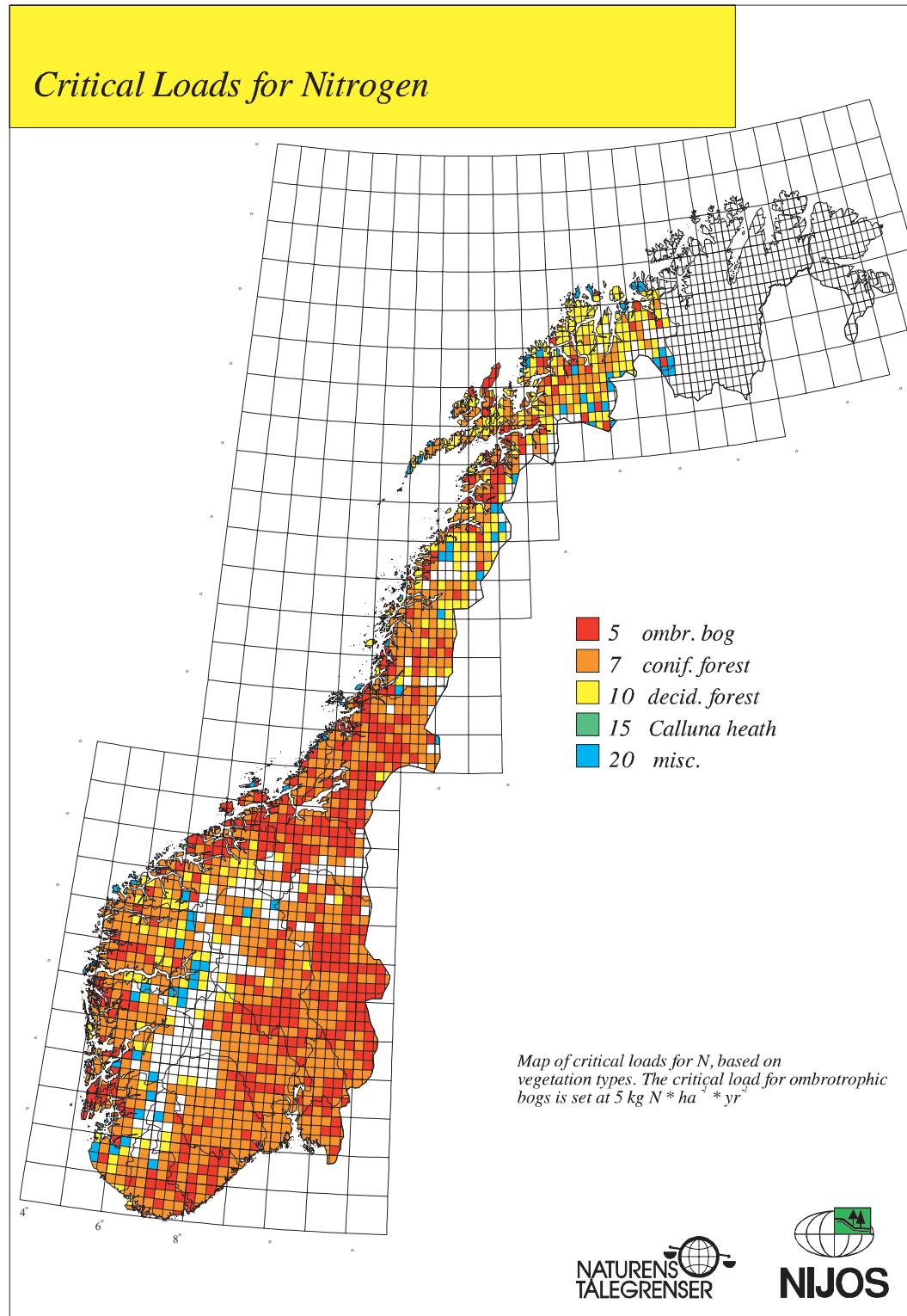
Figur 3: Tålegrense for forsurening av overflatevann. Røde og gule verdier angir lave tålegrenser, mens blå verdier angir høye tålegrenser.

Tabell 1: Tålegrenser for total nitrogenavsetning (fra Bobbink et al., 1996).

Trær og vegetasjonstyper	mg N/m ² pr. år	Indikasjoner på overskridelse
Bartrær	1 000 – 3 000	Næringsubalanse
Løvtrær	1 500 – 2 000	Næringsubalanse, økt skudd/rot forhold
Næringsfattige barskoger	700 - 2 000	Endringer i bunnvegetasjon og mykorrhiza, økt utvasking
Næringsfattige løvskoger	1 000 - 2 000	Endringer i bunnvegetasjon og mykorrhiza
Næringsrike skoger *	1 500 - 2 000	Endringer i bunnvegetasjon
Skoger i humide områder *	500 - 1 000	Nedgang i lavflora og økt vekst av frittlevende alger
Artsrike enger, middels næringsrike	2 000 - 3 000	Økt innslag av høge gras, endringer i diversitet
Artsrike enger, næringsrike	1 500 - 3 500	Økt mineralisering og N-akkumulasjon, utvasking, endringer i diversitet
Fattig fjellhei *	500 - 2 000	Nedgang i lav, moser og lyngvekster
Kystlynghei	1 500 - 2 000	Nedgang i røsslyngdominans, moser og lav, økt innslag av graminider, N-akkumulering
Nedbørmyr	500 - 1 000	Nedgang i typiske moser, økt innslag av høge gras, N-akkumulasjon
Jordvannmyr, middels rik	2 000 - 3 500	Økt innslag av høge gras, nedgang i diversitet

* = usikre verdier

Figur 4 (Esser og Tomter, 1996) viser et rutenett over Norge med den vegetasjonstypen som har den laveste tålegrensen i området. Kystlyngheiene er ikke kommet med siden rutenettet er så stort at ruten også inneholder barskog som har en lavere tålegrense.



Figur 4: Kart over tålegrenser for nitrogen (fra Esser og Tomter, 1996), basert på vegetasjonstyper. Vegetasjonstypen med den laveste tålegrensen er vist i hver rute. Tålegrenser for ombrotrof myr er satt til 500 mg N/m² pr. år (1 kgN/ha pr. år tilsvarer 100 mg N/m² pr. år).

3.1.3 Tålegrenser for bakkenært ozon

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr er satt til $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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). I 1992 ble det registrert ca. 400–800 timer med ozonkonsentrasjoner over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på bakgrunnsstasjoner i Sør-Norge og 30-70 timer i Nord-Norge. I 2000 var tallene 100-400 timer (sør for Finnmark). 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 dag er på $50\text{-}80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 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 timemiddelkonsentrasjonen 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.

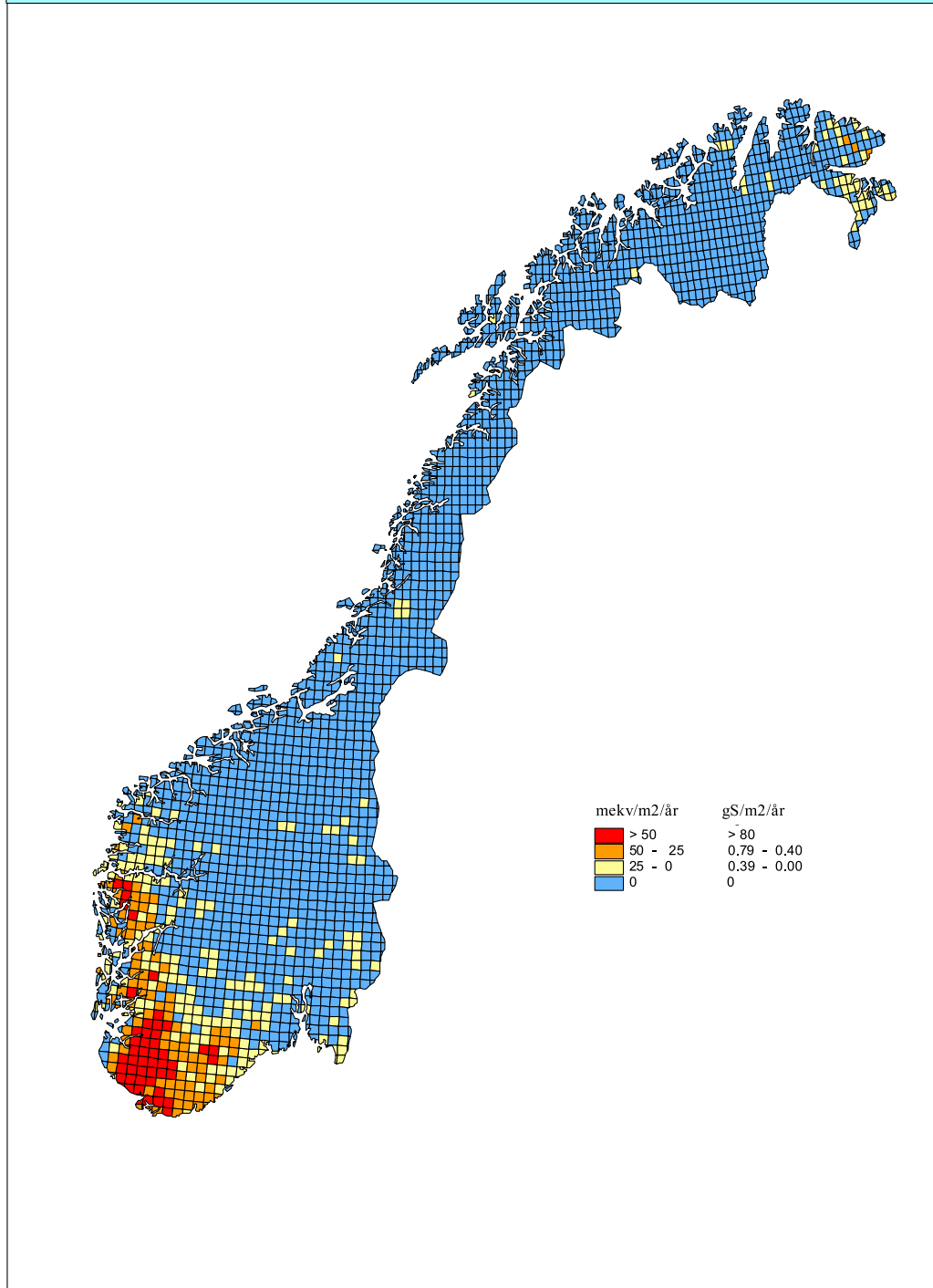
For å ta hensyn til at vekstforholdene i Skandinavia er forskjellig fra de på kontinentet, anbefales det å bruke såkalt nordisk tilpasning til AOT40-definisjonen. Dette innebærer at vekstsesongen som AOT40-beregningene baseres på blir relatert til breddegraden, og dermed starter senere lenger nord. Dette har stor betydning for den akkumulerte AOT-dosen, siden ozonkonsentrasjonen har en betydelig sesongvariasjon med høyest konsentrasjon 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.

3.2 Dagens situasjon – forsuring

I 1994 var tålegrensen for tilførsler av svovel og nitrogen overskredet i 20% av landarealet i Norge. Overskridelsene er vist i Figur 5. Det er forventet at ved full effekt av den andre Göteborg-protokollen (UN/ECE, 1999) vil dette avta til 7%. N-deposisjonen 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-deposisjonen.

Overskridelser av tålegrenser Variabel: SSWC-1994



Figur 5: Overskridelser av tålegrensen for forsurening av overflatevann, gitt S-deposisjon 1994 (gjennomsnitt for perioden 1992-1996 fra Tørseth og Semb, 1998) og dagens NO_3^- -avrenning (dvs. minimumsestimater) som mål for N-deposisjonens 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.

Det er i hovedsak to måter å beregne overskridelser for tilførsler av N. Den ene metoden sier ganske enkelt at all NO_3^- vi måler i avrenningsvannet i dag kommer fra N-avsetning (SSWC-modellen), mens den andre metoden (FAB-modellen – ”first order acidity”) sier at all N-avsetning kan være en potensiell bidragsyter til forsureningen med unntak av det som blir tatt opp til biologisk bruk. Den første metoden gir et minimumsestimert (”best case”) for N-avsetningens bidrag til overskridelse av tålegrensen, mens den andre metoden gir et maksimumsestimert (”worst case”).

3.3 Dagens situasjon – overgjødning

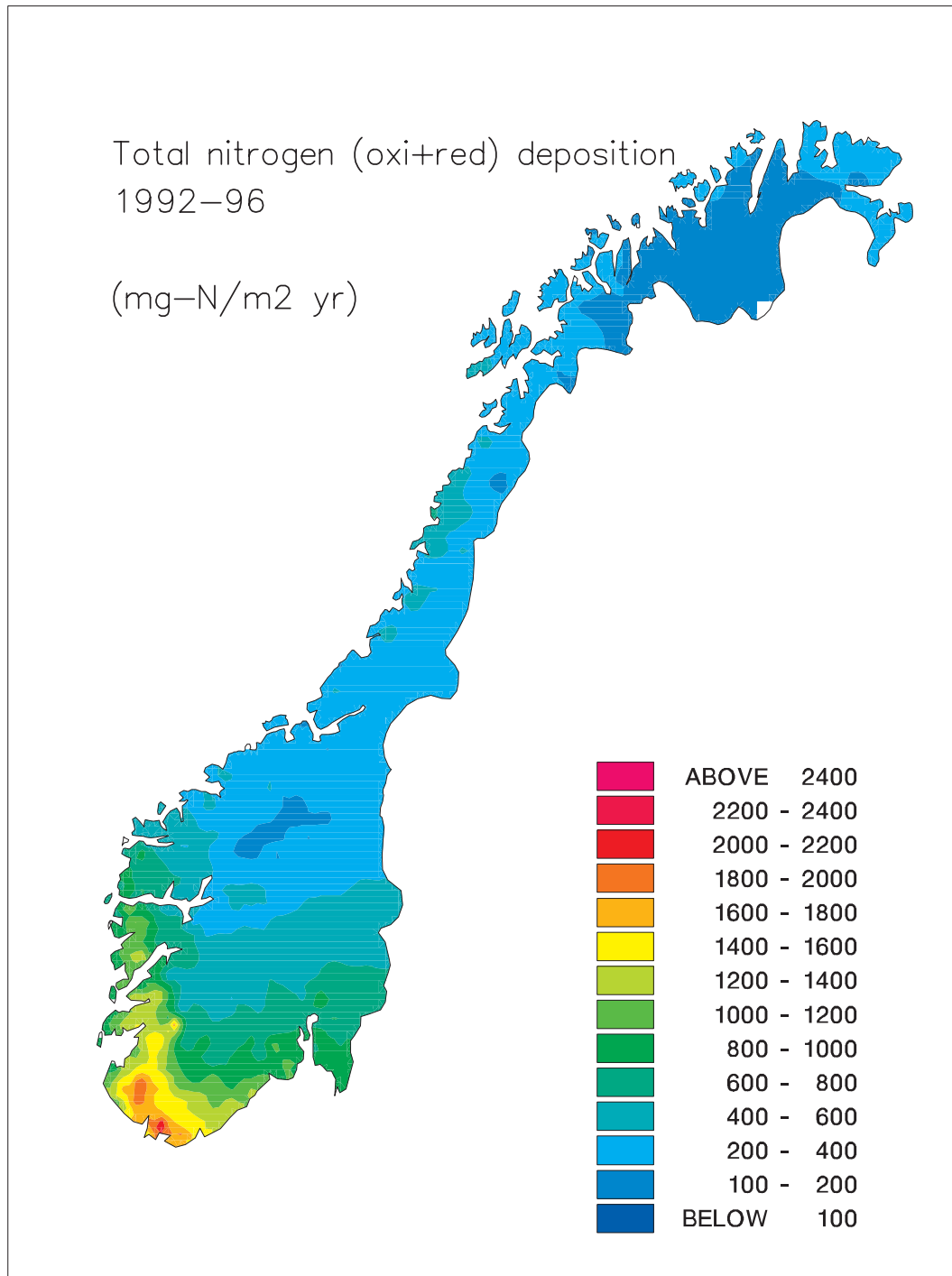
3.3.1 Vegetasjon

Vegetasjonen langs kysten i ytre strøk fra Sogn og Fjordane til Nordland 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. Den naturlige barskogen på Vestlandet er furuskog, mens det i Trøndelag også finnes større områder med granskog. Edelløvskoger forekommer mer spredt fra Hordaland til Nord-Trøndelag, hovedsakelig i midtre og indre strøk.

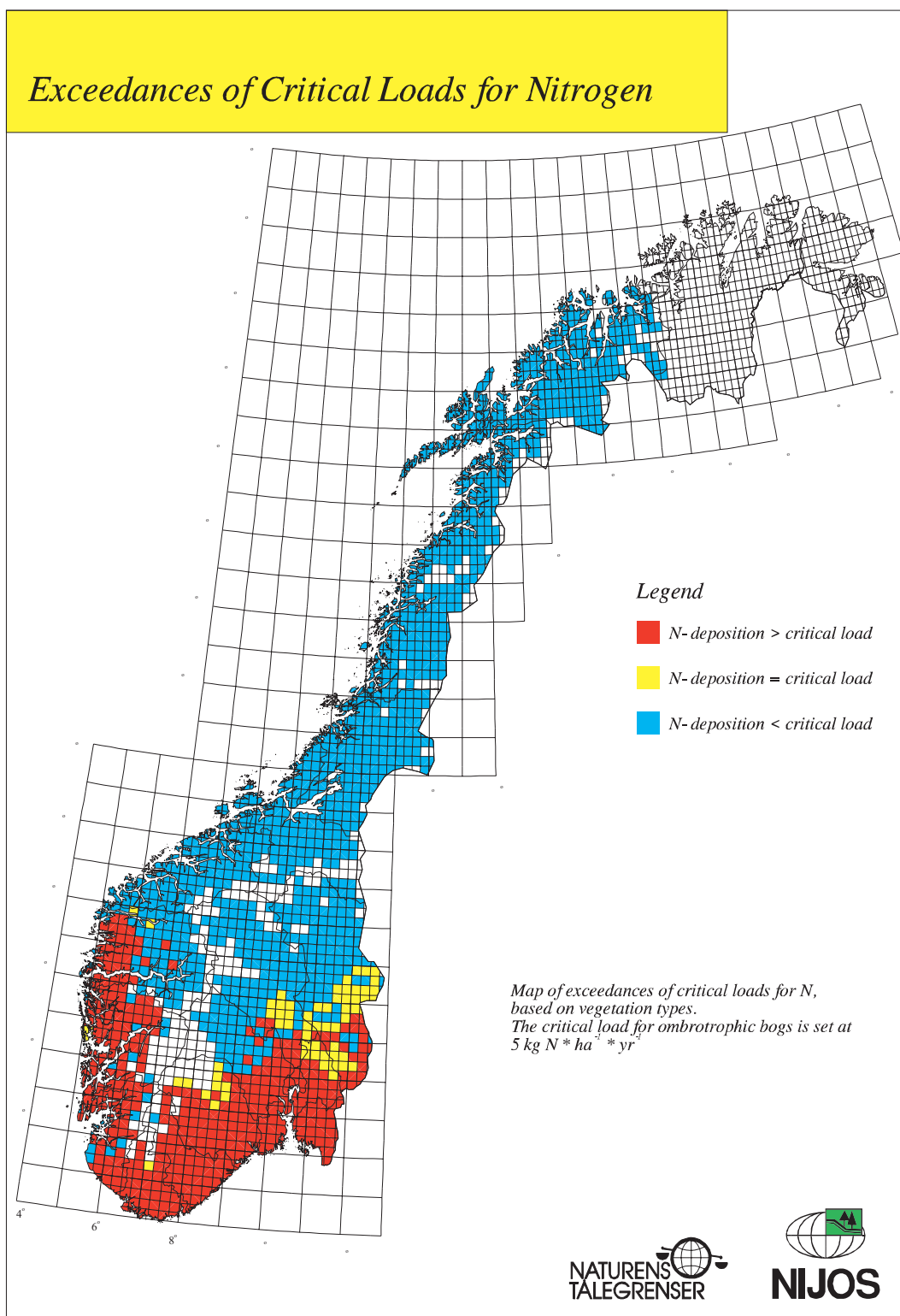
I forbindelse med gjødningseffekter fra tilført nitrogen er det først og fremst næringsfattig skog, humid skog, kystlyngheier og nedbørmyrer som er mest utsatt for påvirkninger. Disse vegetasjonstypene blir belyst i denne utredningen.

Figur 6 (fra Tørseth og Semb, 1998) viser den totale nitrogendeposisjonen i Norge basert på målinger i perioden 1992-1996. Innenfor området i denne utredningen er avsetningen størst i Sogn og Fjordane og avtar nordover via Trøndelagsfylkene med en svak økning i ytre strøk av Nordland.

På bakgrunn av dagens nitrogenbelastning og forekomst av de vegetasjonstypene som har den laveste tålegrensen, er det laget et overskridelseskart for Norge (Esser og Tomter, 1996). Kartet er gjengitt i Figur 7 og viser at områdene nord til Møre og Romsdal har vegetasjonstyper (næringsfattige og humide skoger, nedbørmyr og kystlynghei) som har fått overskredet sine tålegrensene for nitrogen. Det må imidlertid påpekes at områdene i sørlige og midtre del av Møre og Romsdal baserer seg her på et nitrogennedfall på under 500 mg N/m² pr. år. Mer detaljert kartlegging (Knudsen et al., 1997) viser at deponisjonen ligger noe høyere i dag, fra 400-600 mg N/m² pr. år, og tålegrenser for nitrogentilførsler for vegetasjon (nedbørmyr) kan således være overskredet også i dette området (jfr. Tabell 1).



Figur 6: Avsetning av nitrogen (nitrat + ammonium) i perioden 1992-1996 (fra Tørseth og Semb, 1998).



Figur 7: Kart over overskridelser av tålegrenser for nitrogen (fra Esser og Tomter, 1996), basert på vegetasjonstyper. Tålegrensen for ombrotrof myr er satt til 500 mg N/m² pr. år.

3.3.1.1 *Næringsfattige og humide skoger*

Næringsfattige skoger har generelt en lavere tålegrense enn rikere skoger, og barskog har en lavere tålegrense enn løvskog (Tabell 1). Lavest tålegrense har skoger i nedbørsrike områder (500-1000 mg N/m² pr. år). Generelle effekter av tålegrenseoverskridelser er næringsubalanse hos trær, endringer i artssammensetningen i bunnvegetasjon ved at nitrofile arter øker i omfang i næringsfattige skoger (Dirkse et al., 1991; Nygaard og Ødegaard, 1993). Ved vegetasjons- overvåking i granskog i Solhomfjell i Telemark har bl.a. graslet smyle hatt økt framgang, noe som muligens kan forklares ved økt nitrogentilgang (Økland, 1995; DN, 1997).

I næringsfattige barskoger og løvskoger kan økt nitrogenavsetning føre til nedsatt dannelse av fruktlegermer til mykorrhizasopp (Brandrud, 1995).

Lav, moser og alger på trær (epifytt-flora) tar opp nitrogen både fra tørr- og våtavsetning. Moderate økninger i tilgjengelig nitrogen har ført til økt vekst av enkelte lavararter på trær (Insarova et al., 1992; Bruteig, 1996; de Bakker, 1989; Holopainen og Kärenlampi, 1985; Kauppi, 1980; von Arb, 1987). Andre lavararter med blågrønnalger som algekomponent blir negativt påvirket av nitrogen. Mange av disse artene er i Danmark og Sverige enten utryddet eller truede pga. sur nedbør og nitrogennedfall. Frittlevende alger profiterer på økt nitrogentilgang, noe som medfører omfattende algepåvekst bl.a. på trestammer (Bobbink et al. 1996).

For de næringsfattige og humide skogsystemene på Vestlandet nord til Møre og Romsdal ligger nitrogenavsetningen i dag over tålegrensene, både når det gjelder endringer i artssammensetning i bunnvegetasjon (700-2000 mg N/m² pr. år) og lav og algevekst på trær (500-1000 mg N/m² pr. år). Det er imidlertid ikke rapportert om tydelige vegetasjonsendringer som skyldes langtransportert nitrogen i disse vegetasjonstypene. Imidlertid er det på Vestlandet rapportert om økt algepåvekst på trestammer (Bruteig, 1993; DN, 1997).

Humide barskoger som kystregnskogene i Trøndelag (boreale regnskoger) har et lavere bakgrunnsnivå (200-400 mg N/m² pr. år) og epifyttfloraen her skulle således ikke være påvirket av nitrogen i dagens situasjon.

3.3.1.2 *Kystlyngheier*

Kystlyngheienes utbredelse strekker seg fra Rogaland i sør til Nordland i nord (jfr. kart i Fremstad og Kvenild, 1992). Naturtypen er et resultat av generasjoners påvirkning på miljøet gjennom avskogning, brenning, vinterbeite og lyngslått (Gimmingham, 1972; Kaland, 1979; Fremstad et al., 1991). Lyngheiene er generelt tilpasset liten tilgang på nitrogen og ansees som følsomme for økt nitrogentilførsel. En litteraturstudie utført av Fremstad (1993) oppsummerer virkninger av nitrogentilførsel på lynghei. 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 lyngheier presses røsslyng og klokkelyg ut av grasarter, først og fremst

blåtopp (Heil og Diemont, 1983; van Dobben, 1991; Bobbink et al., 1992; Marrs, 1982).

I Hordaland er dagens nitrogenavsetning omkring tålegrensen på 1500 mg N/m² pr. år og kystlyngheiene her er således i faresonen. Fra Sogn og Fjordane og nordover avtar nitrogendeposisjonen til verdier langt under tålegrensene for vegetasjonstypen.

3.3.1.3 Nedbørmyr

Nedbørmyrer er avhengig av tilførsel av næringsstoffer fra nedbøren og anses som et av de mest følsomme systemene overfor økt nitrogendeposisjon. Artsinventaret 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 nitrogendeposisjon 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. I Sør-Sverige har nedbørmyrer blitt mettet med nitrogen og resultert i økt torvmosevekst. Fosfor er nå blitt den begrensede faktor og ikke nitrogen (Aerts et al., 1992).

I Norge er det ikke utført undersøkelser som viser effekter av nitrogenpåvirkning på myrvegetasjon, men det er nærliggende å anta at endringer også skjer i norske nedbørmyrer med høy nitrogenbelastning, da tålegrensene på 500-1000 mg N/m² pr. år er overskredet så langt nord som til sørlige deler av Møre og Romsdal fylke.

3.3.2 Fauna

Effekter av overgjødning på faunasammensetning er studert for jordfauna i jordbruksmark. For øvrig synes undersøkelser av konsekvensene av nitrogengjødsling for dyreliv å være svært fragmentarisk og av liten generell overførbarhet mellom naturtyper (Bobbink et al., 1996). De få foreliggende data kan heller ikke brukes for å gi tålegrenser for endringer i fauna på grunn av økt nitrogenavsetning. Inntil en vet mer om disse forhold, vil de sekundære effekter fra vegetasjonsendringer være det eneste man kan bruke om tålegrenser for nitrogenavsetning og dyreliv. Imidlertid er det et stort behov for å avdekke den relative betydning av påvirkninger, både primære og sekundære effekter på dyreliv.

3.4 Dagens situasjon – bakkenært ozon

Gjennomsnitts ozonkonsentrasjon for vekstsesongen (april til september) i Norge ligger i dag mellom 40-80 µg/m³, og ozonkonsentrasjonen er således periodisk høy nok til å gi skader på vegetasjon, da tålegrensen for planter er satt til 50 µg/m. Tålegrensene knyttet til AOT40-verdiene (se kap. 3.3) er også 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 oksidanten. 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.

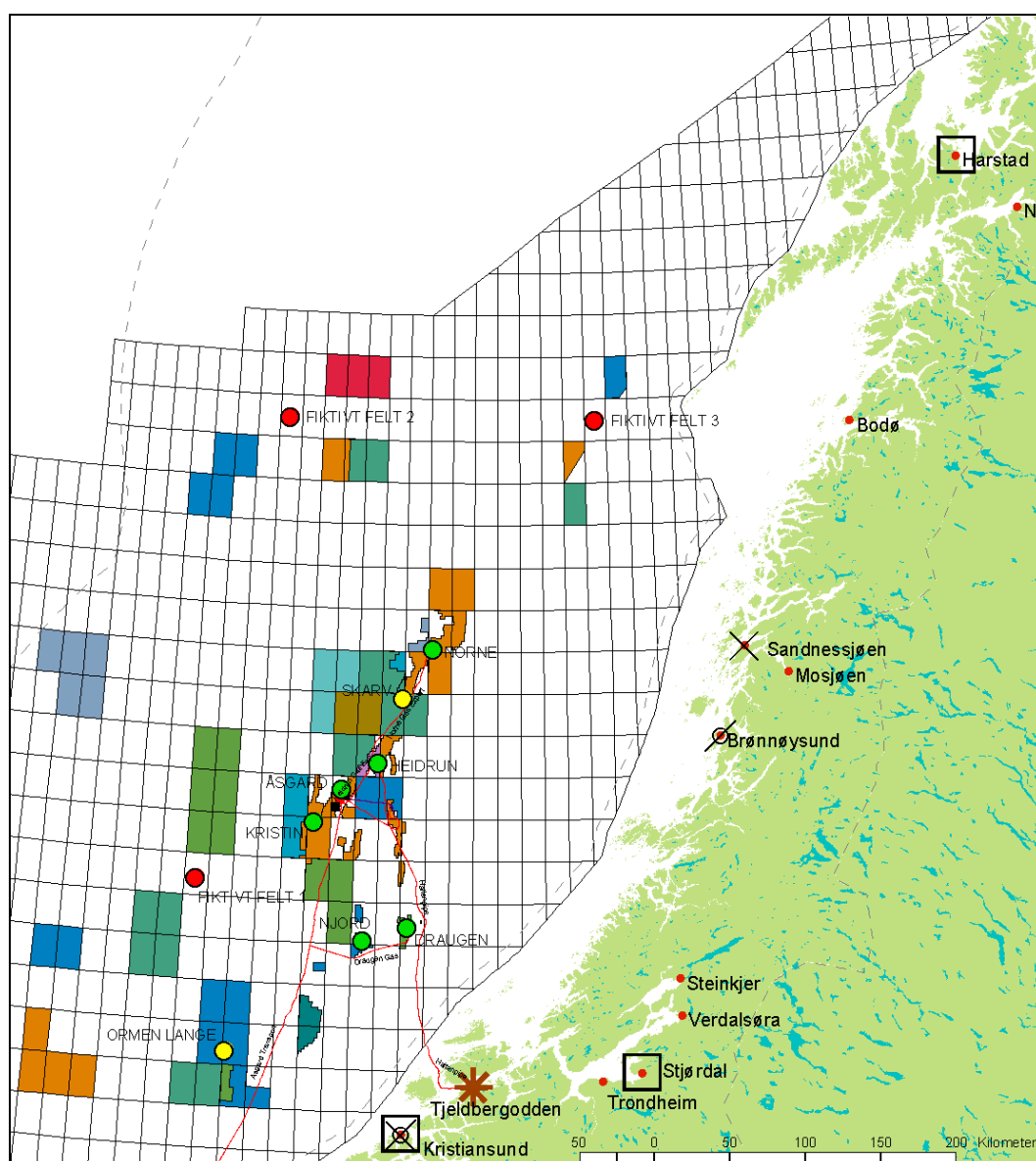
SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr på $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som timemiddel overskrides hvert år over store deler av Norge. Overskridelsene er vanligvis størst i Sør-Norge (sør for Trøndelag). Det er ikke utenkelig at faunaen i området kan være påvirket. Eksponering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

4 Bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet til nitrogenavsetning og ozondannelse

4.1 Utslippsdata

Statoil leverte utslippsdata som ble lagt til grunn for modellberegningene. Utslippspunktene i Figur 8 (grønne, gule og røde sirkler) representerer innretninger med utslipp. De grønne og gule sirklene representerer eksisterende innretninger og sannsynlige framtidige innretninger (ressurser t.o.m. ressursklasse 4).

De røde sirklene representerer mulige framtidige utbygginger, der det er forutsatt nye innretninger, men der detaljer omkring utbyggingsløsninger og plassering av innretninger ikke foreligger, og der det er stor usikkerhet mht. hvilke ressurser som vil bli bygget ut.



Figur 8: Utslippfeltet i Norskehavet.

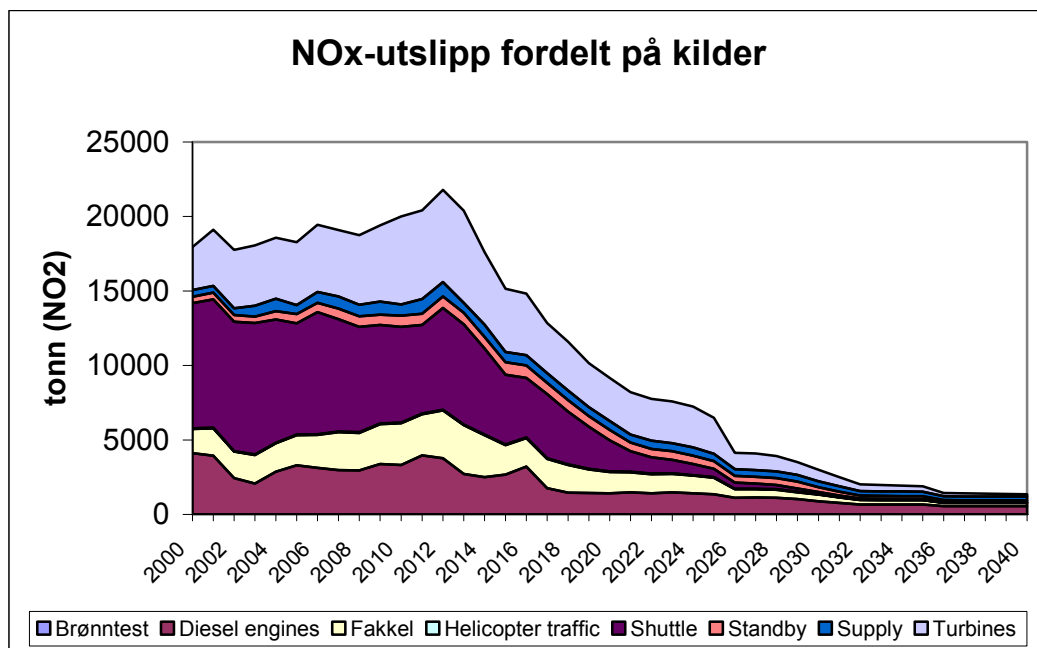
Utslppsprognosene som ble lagt til grunn for arbeidet inkluderte årlige totalutslipp fram til 2040 for enkeltkilder, dvs. turbiner, fakling, helikoptertrafikk, leteboring osv., for hvert enkelt av feltene vist i Figur 8 og for skytteltankere med deres transportruter. Utslippstallene ble gitt for NO_x , VOC, CO, CH_4 , SO_2 og CO_2 .

Det er utslippene av nitrogenoksider ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$) og VOC (flyktige organiske forbindelser) som vil være avgjørende for nitrogenavsetning og ozondannelse i det aktuelle området. Store utslipp av karbonmonoksid (CO) og metan (CH_4) kan ha en sekundær effekt ved at de reduserer konsentrasjonen av OH-radikalet, det viktigste oksidasjonsmiddelet i atmosfæren, men den effekten er normalt av mindre betydning. Utslipp av CO_2 er den viktigste av klimagassene, og virkningene er av global karakter.

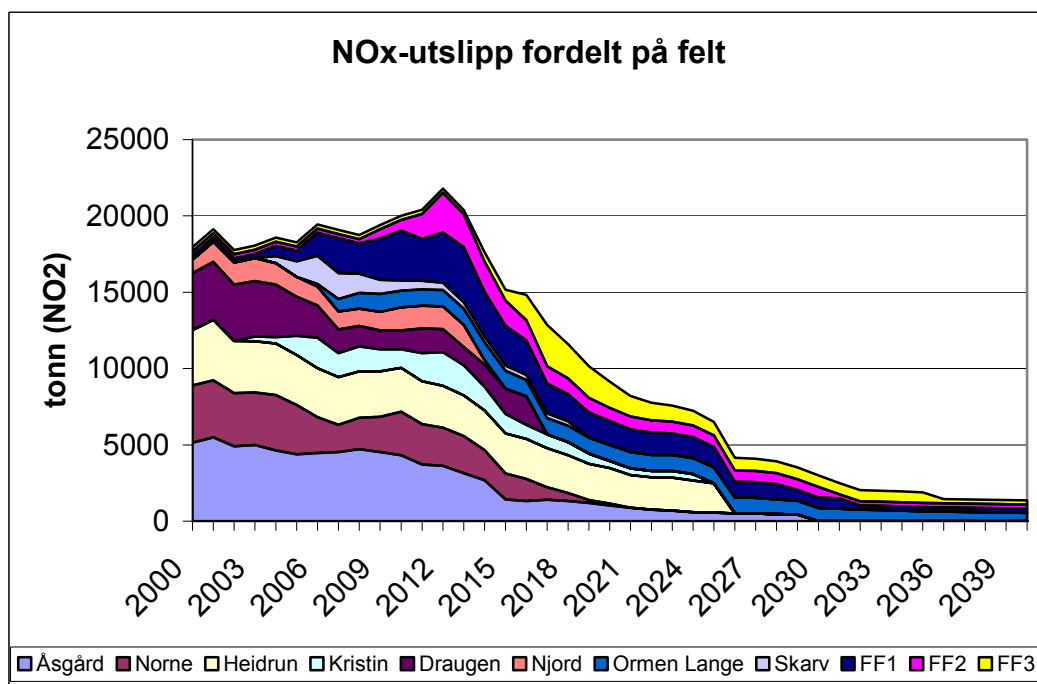
Figur 9 viser utslippstallene for NO_x pr. kildetype som tidsutvikling i perioden 2000-2040. Figur 10 viser de samme utslippstallene fordelt på de 11 utslippsområdene definert i Figur 8. Ifølge disse prognosene vil totalutslippet av NO_x fra de petroleumsrelaterte kildene i Norskehavet øke svakt fra år 2000 til et maksimalnivå i år 2012 på ca. 22 000 tonn (NO_2)/år. Deretter gir prognosene en jevn nedgang for resten av perioden. Mot slutten av 40-årsperioden er de samlede utslippstallene mindre enn 10% av utslippene i 2000.

Figur 9 viser at utslipp fra skytteltankerene er den dominerende enkeltkilden den første perioden, men mot slutten av perioden indikerer prognosene at bidraget fra turbiner vil bli relativt sett viktigere etterhvert. Åsgard er feltet med de største utslippene de første ti årene, deretter gir prognosene en mer jevn fordeling mellom mange av utslippsfeltene (Figur 10).

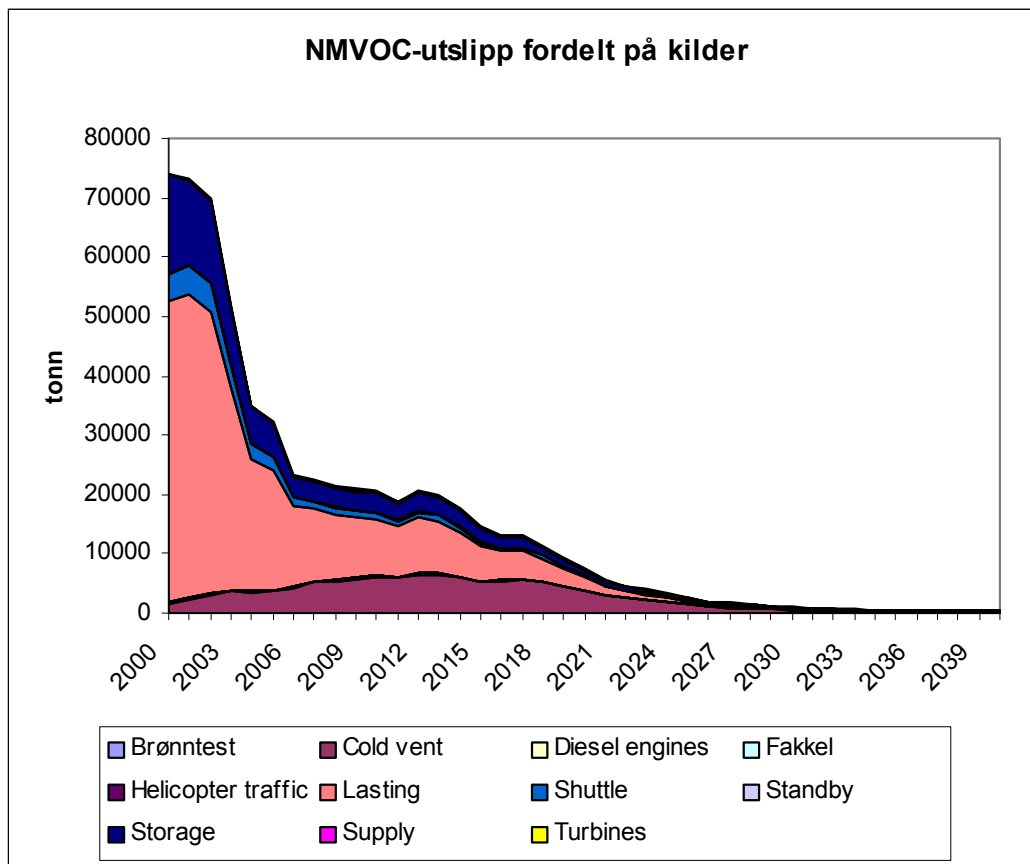
Utslppsprognosene for VOC er vist for kildetyper (Figur 11) og felt (Figur 12). Disse viser en betydelig nedgang i VOC-utslippet fra Norskehavet fra hele 74 000 tonn i år 2000 til under 25 000 tonn allerede i 2006. I de påfølgende årene ventes en gradvis nedgang i VOC-utslippet som for NO_x . Den klart største enkeltkilden til VOC de første årene er bøyelasting, og den markerte reduksjonen i VOC-utslippet skyldes forventede tiltak på denne kildetyper. Disse utslippene oppstår når skytteltankerene lastes med olje ved lastebøyene og lufta fra tankene presses ut. Denne lufta inneholder store mengder petroleumsprodukter. De feltfordelte utslippene viser at Åsgard er en viktig bidragsyter til VOC-utslippet, men det er ingen av feltene som skiller seg svært mye fra de øvrige feltene.



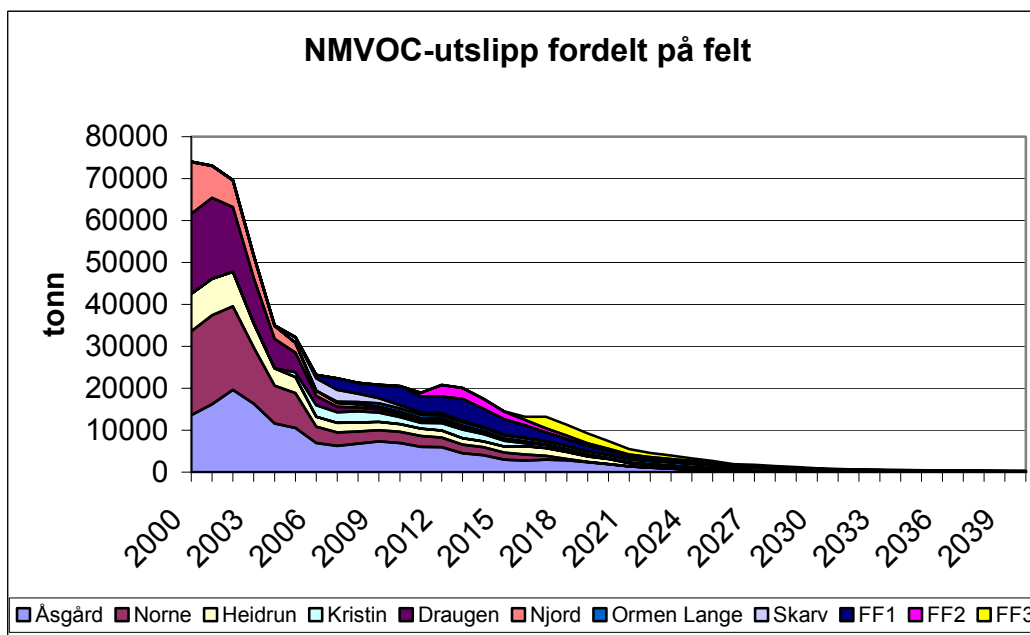
Figur 9: Prognoser for tidsutviklingen av NO_x-utslipp for ulike kildetyper
Enhet: tonn (NO₂).



Figur 10: Prognoser for tidsutviklingen av NO_x-utslipp for utslippsfeltene vist i
Figur 8. Enhet: tonn (NO₂).



Figur 11: Prognoser for tidsutviklingen av NMVOG-utslipp for ulike kildetyper. Enhet: tonn.



Figur 12: Prognoser for tidsutviklingen av VOC-utslipp for utslippsfeltene vist i Figur 8. Enhet: tonn.

4.2 Metodebeskrivelse

Basert på utslippsdataene presentert i Kap. 5.1 ble det foretatt numeriske modellberegninger for å estimere bidraget fra petroleumssektorens utslipp i Norskehavet 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 2012 ble valgt som grunnlag for disse beregningene siden dette er året med maksimale NO_x-utslipp. Riktignok viser utslippsprognosene adskillig høyere VOC-utslipp i årene før 2012, men dette vil trolig ha liten effekt for nitrogenavsetningen og ozondannelsen på den skalaen og det området vi her er interessert i. Erfaringsmessig er det isteden størrelsen på nitrogenutslippet som vil være avgjørende. For et bakgrunnsområde med såpass langsom fotokjemisk aktivitet som over Norskehavet vil de ekstra utslippene av VOC fra bøyelasting neppe ha avgjørende betydning for nitrogenavsetning eller ozondannelse, særlig på bakgrunn av at utslippet fra bøyelasting gir lette alkaner (etan og butan) som ikke er av de mest reaktive VOC-forbindelsene i dette området.

Meteorologiske data for 1992 ble benyttet i beregningene. 1992 var et år med spesielt høye AOT40-verdier for ozon i Sør-Norge (sør for Nordland). Selv om AOT40-verdiene er basert på en langtidsintegret størrelse (3–6 mndr.) 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.

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 den mindre avstanden fra oljefeltene i Norskehavet til kysten av Norge (100–400 km). Prosessene i Norskehavet ble simulert med modellen Fotoplume som er beskrevet i mer detalj i Kap. 5.3.1. Prosesser på europeisk skala, som ble benyttet som bakgrunn for de mer detaljerte Norskehavet-beregningene, ble foretatt med EMEPs oksidantmodell (Simpson, 1995), heretter kalt “EMEP-modellen”, og beskrevet i mer detalj i Kap. 5.3.2.

4.2.1 Fotoplume-modellen

Fotoplume-modellen er en fotokjemisk røykfanemodell som simulerer spredning og kjemisk omvandling av utslippet fra punktkilder. En tidligere versjon av modellen har blitt brukt i tidligere konsekvensutredninger for oljeindustrien bl.a. for Haltenbanken (Knudsen et al., 1997) og for Nordsjøen (Solberg et al., 1999a). Det har vært en betydelig utvikling og revisjon av modellen og bruken av den siden de forrige beregningene for Haltenbanken, særlig knyttet til modellens beskrivelse av tørr- og våtavsetning. I de forrige beregningene for Haltenbanken var avsetningsprosesser ikke integrert som en del av selve Fotoplume, men ble estimert utfra de beregnede gasskonsentrasjoner som en ”post-prosessering” i

etterkant av modellberegningene. Modellutviklingen siden den tid, er beskrevet i senere anvendelser av modellen (Solberg et al., 199a, 1999b).

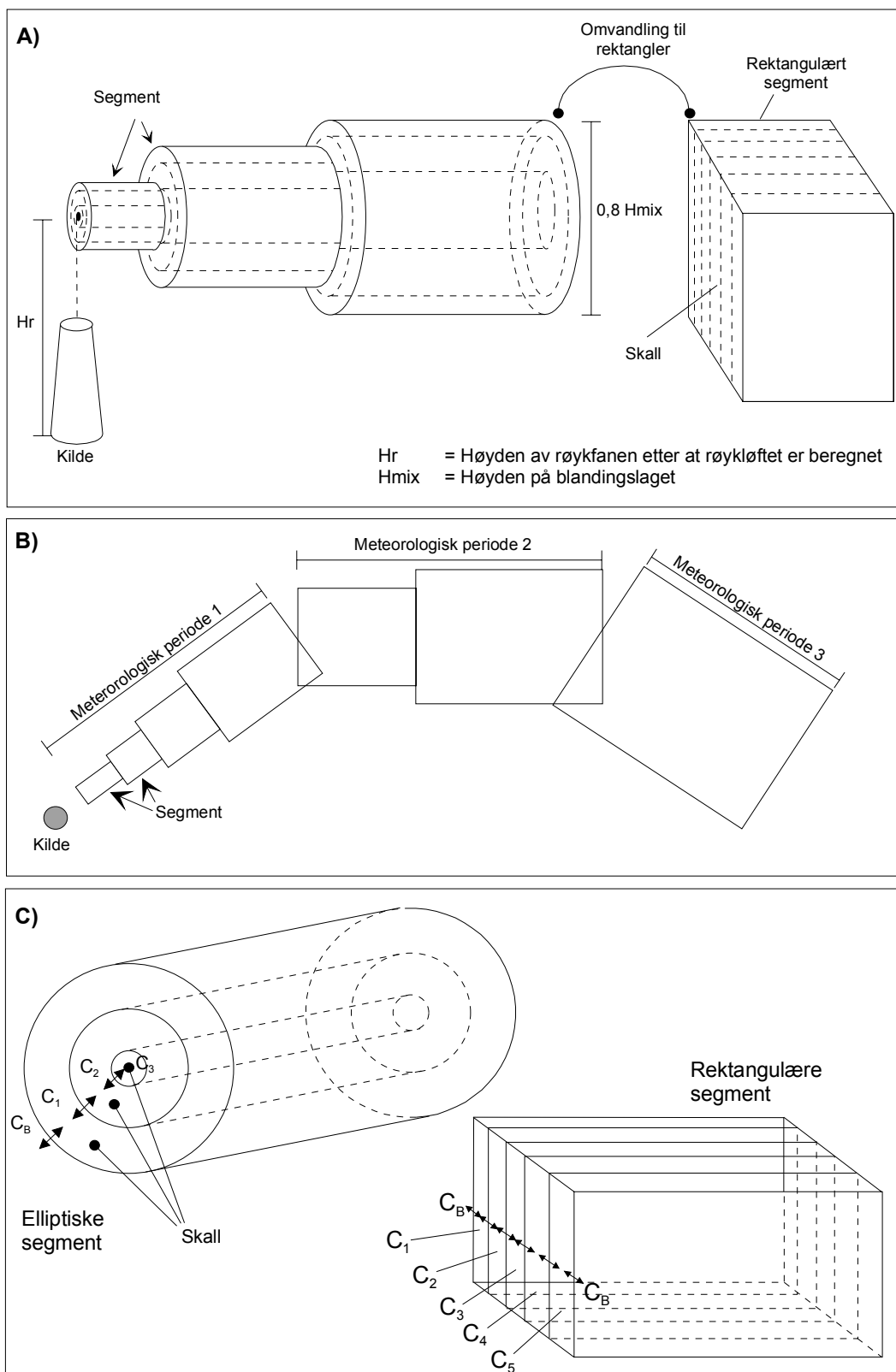
Både nitrogenoksider og flyktige organiske forbindelser blir sluppet ut i relativt høye konsentrasjoner, for eksempel i utslippsgassene fra gassturbiner. Etterfølgende fortykning med den omkringliggende lufta blir bestemt av atmosfærisk turbulens, som forårsaker at røykfanens (plumens) bredde og høyde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

Figur 13 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 13. 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.

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.



Figur 13: Grafisk fremstilling av Fotoplumes oppbygging.
 a) Røykfanen beskrevet i perspektiv.
 b) Røykfanen sett ovenfra.
 c) Beskrivelse av ett segment.

4.2.1.1 Meteorologiske data

Fotoplume-modellen bruker samme meteorologiske data som EMEP-modellen. Dataene er fremskaffet av Meteorologisk Institutt (MI). I tillegg er NILUs egen meteorologiske preprocessor MEPCIM (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 MIs meteorologiske data (150x150 km² 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.

I forhold til tidligere versjoner av modellen, ble de meteorologiske feltene i denne studien interpolert fra den opprinnelige oppløsningen på 150 km og 6 timer til 50 km og 1 time. Dette ble gjort ved en lineær interpolasjon over feltene, men for vinddataene ble nye felter for vertikal vindhastighet benyttet for å sikre et konsistent tre-dimensjonalt vindfelt, dvs. at vindfeltet ble massebevarende.

Videre foretok vi også en grundig gjennomgang av ulike deler av modellbeskrivelsen, og enkelte deler ble forbedret. Dette gjaldt bl.a. overgangen fra ellipser til rektangler i plume-beskrivelsen.

4.2.1.2 Parametrisering av avsetning

Våtavsetning av oksiderte nitrogenforbindelser er mest effektiv for salpetersyre (HNO₃) og partikulært nitrat (NO₃⁻), 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 regionalskalamodeller må prosessene forenkles. Beskrivelsen som er hentet fra EMEP-modellen og som brukes i Fotoplume modellen bruker følgende forenklete 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 $1,4 \cdot 10^6$ for HNO₃ og $1,0 \cdot 10^6$ for nitratpartikler som i EMEP-modellen (Berge et al., 1997).

Nedbørdataene er hentet fra de meteorologiske dataene som har en horisontal oppløsning på 150x150 km² og en tidsoppløsning på 6 timer. For å ta hensyn til 50-km oppløsning er nedbørverdiene skalert etter observert nedbørfordeling på et 50x50 km² 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_3 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:

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

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):

$$v_{d50\text{m}} = v_{d1\text{m}} / [1 + v_{d1\text{m}}(r_a(z=50\text{m}) - r_a(z=1\text{m}))]$$

hvor r_a er aerodynamisk motstand.

Denne parametriseringen er inkludert i Fotoplume, og tørravsetningsratene ($v_{d1\text{m}}$) 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 $50 \times 50 \text{ km}^2$.

4.2.2 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. $150 \times 150 \text{ km}^2$. Utslippsdata for NO_x , VOC, CO og SO_2 er gitt på $150 \times 150 \text{ km}^2$ - eller $50 \times 50 \text{ km}^2$ -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.

Som vist på Figur 9 er utslipp fra transport med skytteltanker den største enkeltkilden, og vil ifølge prognosene bidra med over 30% av det totale NO_x-utslippet fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet i 2012.

De organiske reaksjonene i atmosfæren er svært omfattende og inkluderer et stort antall kjemiske forbindelser og reaksjoner. Bortsett fra rene boksmodeller 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 2 viser hvordan VOC-utslippet for de ulike kildene var gitt for modellens representative utslippskomponenter.

Tabell 2: Fordeling av VOC-utslipp på modellens individuelle VOC-forbindelser for ulike kildetyper. Alle verdier er gitt som vektprosent.

	Lastebøyer	Fakling	Turbiner	Transport*
C ₂ H ₆	34	10	15	5
C ₄ H ₁₀	66	10	20	10
C ₂ H ₄		5	10	10
C ₃ H ₆		15	10	30
C ₈ H ₁₀		30	20	25
HCHO		6	3	3
CH ₃ CHO		4	2	2
uspes.		20	20	15
SUM	100	100	100	100

* Inkluderer dieselmotorer, helikoptertrafikk, forsyningskip og beredskapsfartøy.

VOC-fordelingen har betydning for effektiviteten av ozondannelsen og til dels også for overføringshastigheten av NO_x til HNO₃, og dermed for nitrogenavsetningen. Dette skyldes at de organiske forbindelsene har ulik reaktivitet i atmosfæren. Mens lette alkaner (som f.eks. etan, C₂H₆) er lite reaktive og kan ha en kjemisk levetid på uker, er en del aromater (som C₈H₁₀) 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.

4.2.3.2 Prosedyre for beregning av nitrogendeposisjon og ozon

Alle beregningene ble foretatt med en koblet EMEP-Fotoplume-modell, hvor EMEP-beregningene ble benyttet som inngangsdata for Fotoplume-beregningene. Beregningene ble foretatt til et reseptorområde bestående av 12x21 50x50km²-ruter som vist nedenfor (se f.eks. Figur 15). To separate beregninger med det koblede modellkonseptet ble foretatt og differansen mellom disse ble brukt til å bestemme bidraget fra kildene i Norskehavet.

Den ene kjøringen besto i en beregning med EMEP-modellen med europeiske utslipp for 1992 pluss utslippene fra skytteltankere (Figur 14). Fotoplume-modellen med 2012-utslippene for de 11 punktkildene (Figur 8) ble initialisert med resultatene fra denne EMEP-beregningen.

Den andre kjøringen, bakgrunnsberegningen, besto i helt tilsvarende beregninger men hvor EMEP-modellen bare inkluderte de europeiske utslippene for 1992 og ikke skytteltankerne. Disse resultatene ble igjen brukt som initialdata for Fotoplume-beregninger for de samme 11 utslippspunktene men som nå ble foretatt med alle utslipp satt lik null.

Når resultatene fra disse to settene med beregninger forelå, ble differansen i konsentrasjon og avsetning beregnet i hvert reseptorpunkt for hver time gjennom året. I reseptorpunkter der ingen av Fotoplumes røykfaner overlappet, ble verdiene hentet fra EMEP-feltet for den respektive timen, ellers ble verdiene fra den overlappende røykfanen benyttet. Denne noe omstendelige modellprosedyren sikrer at differansene som beregnes skyldes utslippene i Norskehavet og unngår differanser som skyldes små forskjeller mellom transportbeskrivelsen i EMEP- og Fotoplume-modellen.

Strengt tatt burde modellberegningene også ta hensyn til forventede endringer i europeiske utslipp fra 1992 til 2012 og i øvrige offshore-utslipp (Nordsjøen, britisk sokkel). Når dette ikke ble gjort skyldes det at dette ville komplisere beregningene ytterligere, samt at betydningen av dette for det beregnede bidraget fra Norskehavet kun blir en sekundær effekt. Og, som vist nedenfor, blir de beregnede bidragene fra utslippene i Norskehavet svært lave uansett. Det er liten grunn til å tro at konklusjonene omkring evt. miljøkonsekvenser fra Norskehavet-utslippene vurdert her ville blitt særlig annerledes om utslippsprognoser for Europa og for Nordsjøen hadde blitt inkludert i beregningene.

I følge offisielle, nasjonale utslippstall har de europeiske utslippene av både NO_x og VOC blitt redusert (i størrelsen 20-30%) siden 1992 (Vestreng, 2001), og det er grunn til å tro at denne nedgangen vil fortsette i årene framover. Dette betyr at bidraget fra utslippene i Norskehavet vil få en større betydning *relativt sett* i forhold til 1992 som er brukt som referanse i denne rapporten, men at totalbelastningen, som er den som har betydning for miljøeffekter, vil bli lavere.

I tillegg til beregninger av Norskehavet-utslippenes samlede effekter, var det et mål å beregne de relative bidragene fra hver av de 11 utslippfeltene (Figur 8). Dette kan gjøres med Fotoplume-modellen som beregner spredningen fra hver enkelt kilde, men i situasjoner der røykfaner blandes med hverandre, oppstår det tolkningsproblemer, og det blir ikke lenger mulig å bestemme enkeltbidragene eksakt. Bidragene kan imidlertid likevel estimeres fra delbidragene, men det er viktig å være klar over at ved sammenblanding av røykfaner vil det estimerte delbidraget også være delvis påvirket av de øvrige kildene.

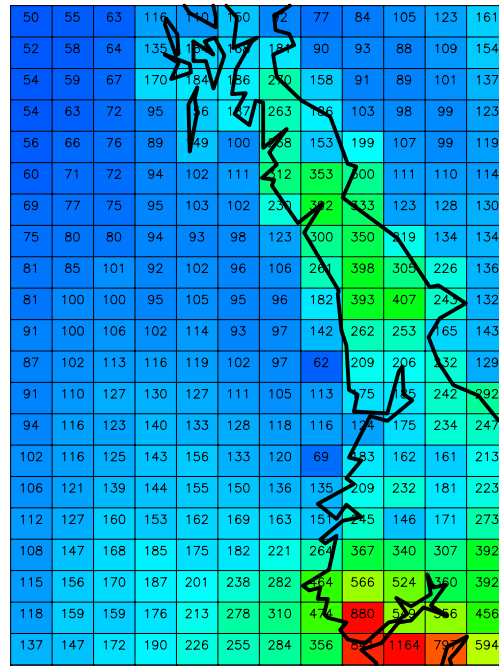
4.3 Beregnet bidrag til belastningsnivået fra utslippene over Norskehavet

4.3.1 Bidrag til nitrogenavsetning

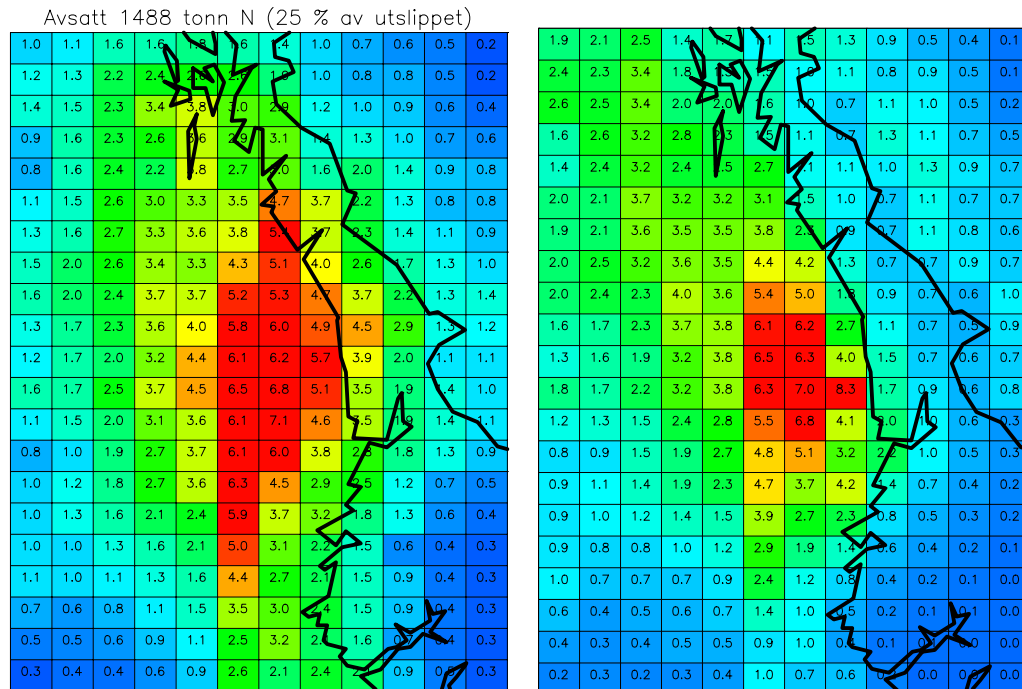
I og med at 1992-meteorologi ble benyttet i modellberegningene, ble også observasjonsdata for nitrogenavsetningen i 1992 brukt som referanse for å vurdere bidraget beregnet fra utslippene over Norskehavet. Figur 15 viser disse referanseverdiene for reseptorområdet basert på avsetningskart for fastlandet utarbeidet av Tørseth og Semb (1998). For havområdene finnes det imidlertid ingen observasjoner av nitrogenavsetning slik at vi her benyttet tabulerte modellberegninger til hele EMEP-området for 1999, hentet fra EMEPs Internettside (www.emep.int). Disse dataene forelå ikke for 1992, dermed måtte vi benytte 1999-dataene. Forskjellen som dette utgjør for havområdene er vanskelig å tallfeste, men uansett vil miljøkonsekvensene fra nitrogenavsetning over hav være så små at forskjellen i referanseår ikke har betydning for konklusjonene i rapporten.

Figur 16 viser det beregnede tilleggsbidraget til nitrogenavsetningen fra de samlede utslippene i Norskehavet (for 2012), i absoluttverdi (mg(N)/m^2) og prosentvis i forhold til referanseverdiene for 1992. Som vist i figuren gir beregningene at 25% av totalutslippet avsettes innenfor hele det viste reseptorområdet (både land og hav), og hoveddelen av nedfallet kommer over havområdene mellom utslippskildene og de norske landområdene. Den resterende delen av utslippet vil ifølge disse beregningene transporteres ut (lateralt og vertikalt) av det viste området. Utenfor det viste området vil konsentrasjonene og avsetningsratene pga. fortykning være lave, mens utslippet vil bidra som en del av en stor-skala (hemisfærisk) forurensning. De maksimale ruteverdiene fra Norskehavet-utslippene er på drøyt 7 mg(N)/m^2 , og prosentvis utgjør bidraget maksimalt 8% av referanseverdiene i 1992. For landområdene er imidlertid bidraget til nitrogenavsetningen lavere og utgjør maksimalt 5 mg(N)/m^2 eller mindre enn 3% av 1992-referansen.

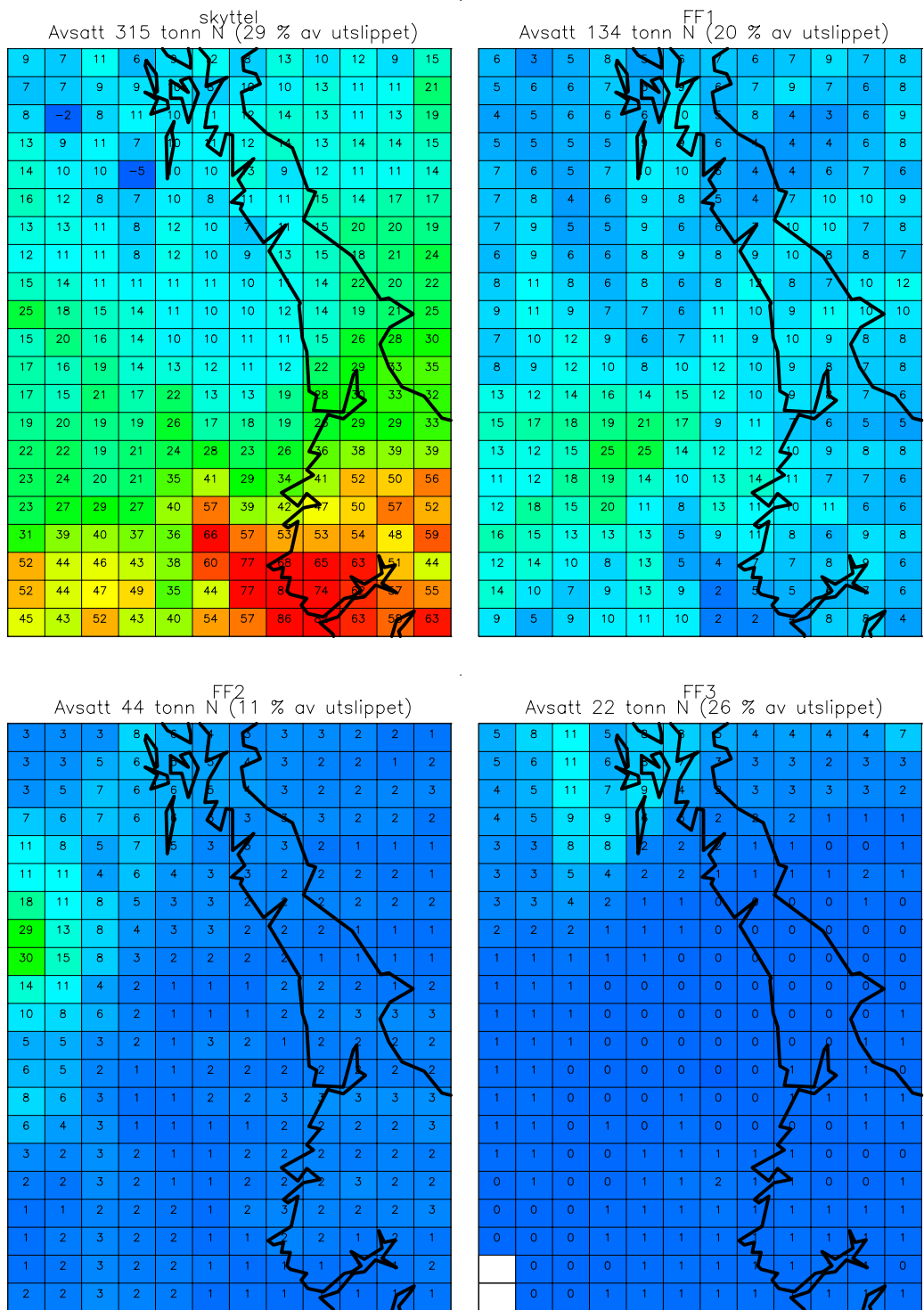
Figur 16 viser de estimerte bidragene til nitrogenavsetningen fra hver av de 11 feltene i Norskehavet samt fra utslippet fra skytteltankernes transport. Disse resultatene er vist som prosentvis bidrag til det totale nitrogennedfallet fra alle kilder i Norskehavet. Resultatene viser at delavsetningen innenfor hele reseptorområdet (land og hav) fra feltene for de fleste områdene utgjør 20-30% av de respektive feltenes egne utslipp men varierer fra 11% (FF2) til 67% (Skarv). Som nevnt, så er disse tallene noe usikre estimerer pga av blanding med omkringliggende røykaner. Utslipp fra skytteltankernes transport er den kilden som gir størst enkeltbidrag til nitrogenavsetningen i den sørlige delen av reseptorområdet, noe som samsvarer med utslippsfordelingen fra denne kilden (Figur 9).



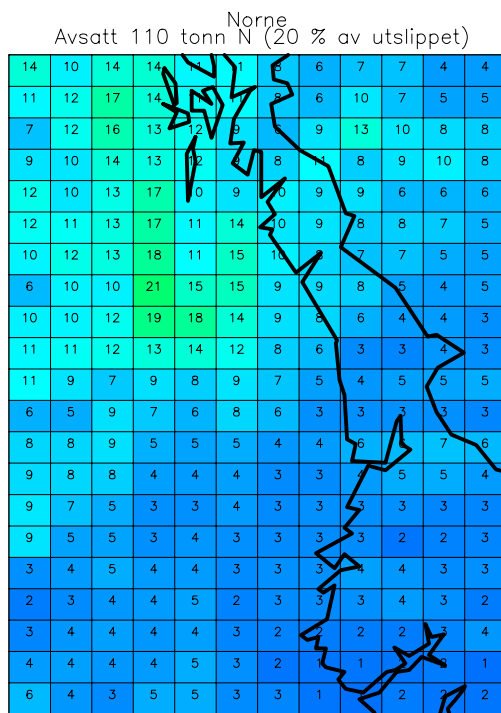
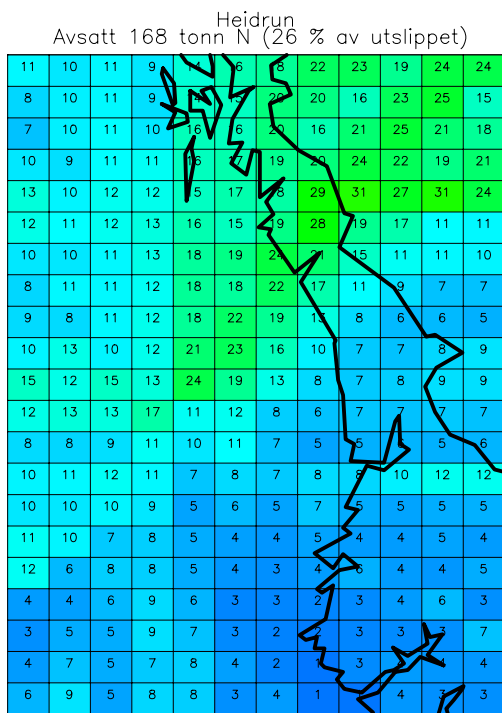
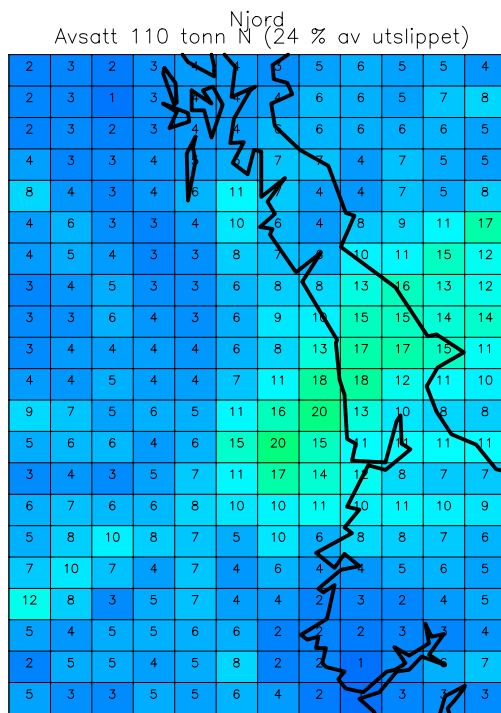
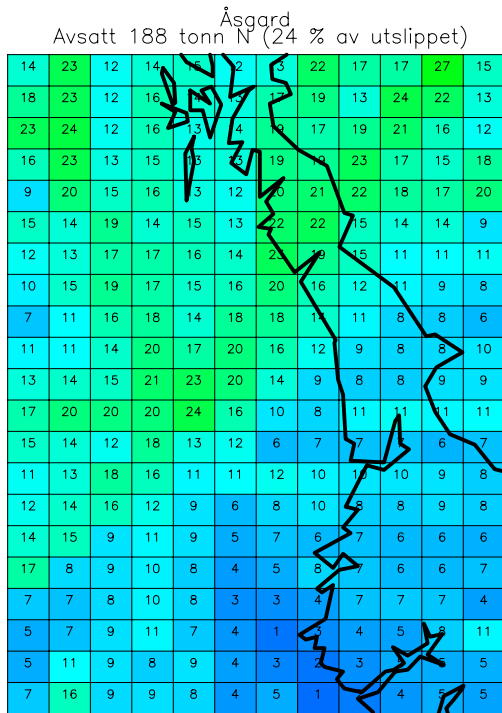
Figur 15: Estimert total nitrogenavsetning (oksidert + redusert) i 1992. Tallene for landområdene er basert på interpolerte observasjonsdata (Tørseth og Semb, 1998). For havområdene er EMEP-modellberegninger for 1999 benyttet. Enhet: mg (N)/m^2 .



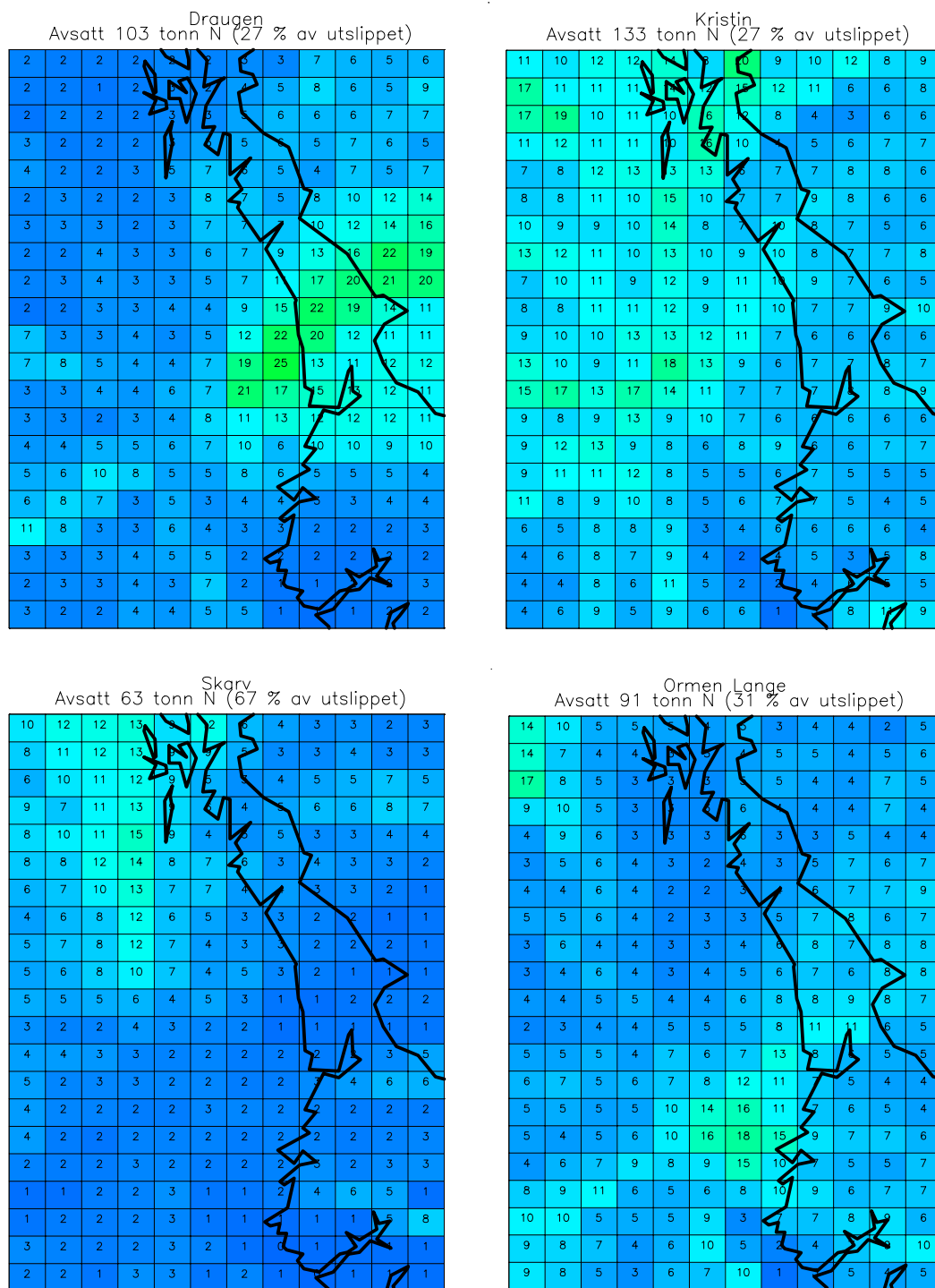
Figur 16: Beregnet bidrag til årsavsetning av nitrogen fra de samlede utslippskildene i Norskehavet. Absolutt avsetning ($\mu\text{g(N)/m}^2$) til venstre, og relativt til totalavsetningen i 1992 til høyre (som prosent).



Figur 17: Prosentvis bidrag fra hver av de 11 utslippfeltene samt fra skyttel-tankernes transport til den samlede nitrogenavsetningen fra Norskehavet-utslippene.



Figur 17 (forts.).



Figur 17 (forts.).

4.3.2 Bidrag til bakkenært ozon

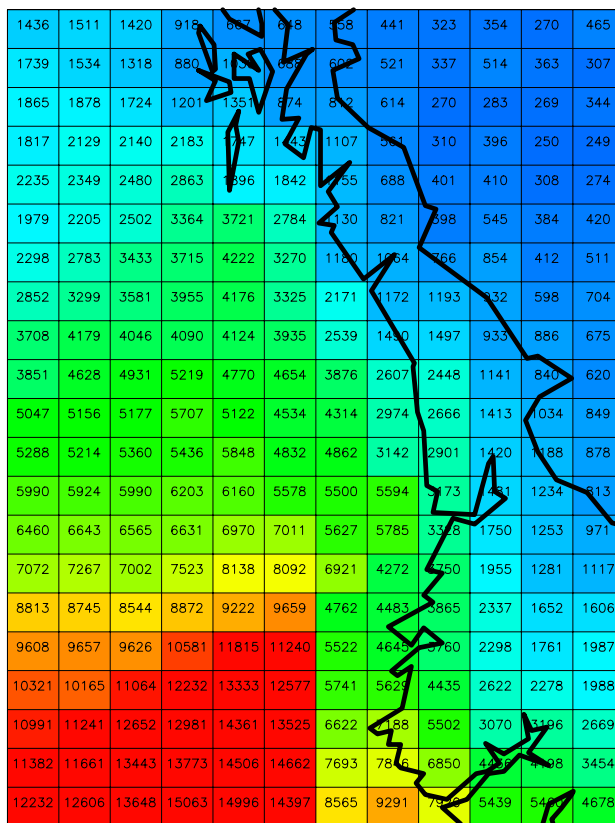
I denne utredningen har vi vurdert miljøkonsekvensene fra bakkenært ozon vha. AOT40-verdien (kap 4.1.3) og ved å beregne antall timer med konsentrasjoner over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SFTs luftkvalitetskriterium). Det er stor usikkerhet knyttet til grenseverdiene for ozon og hvor relevante disse er. Nyere forskning viser at AOT40-verdien ikke nødvendigvis er et godt mål for effekter på vegetasjon, siden

både temperatur og jordfuktighet har stor betydning for i hvilken grad plantene virkelig tar opp ozon fra luften (uavhengig av om konsentrasjonen overskrider 40 ppb). Det er således økt fokus på mikroskalamålinger og modellering av plantenes reelle opptak gjennom spalteåpningene. Slike beregninger krever imidlertid detaljert kartlegging av vegetasjonen og mikrofysiske beregninger ned på svært liten romlig skala, og er foreløpig ikke gjennomførbart på den romlige og tidsmessige skalaen som behandles i denne utredningen.

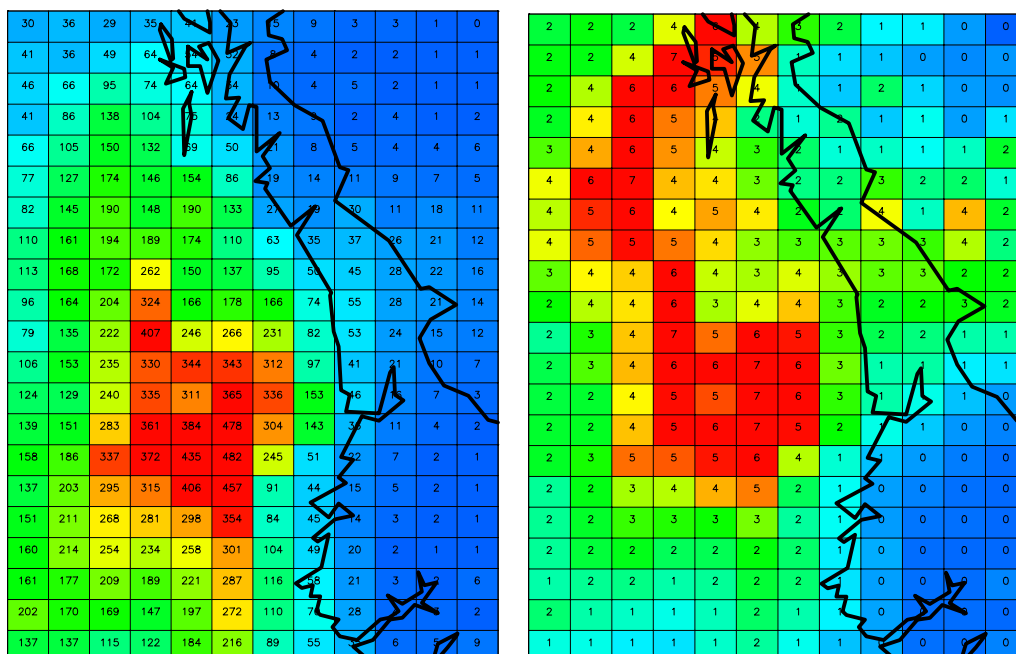
I tillegg til at sammenhengen mellom AOT40-verdier og effekter på vegetasjon er usikker, kompliseres bildet ytterligere ved at modellberegninger av AOT40 (og også antall timer over 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) nødvendigvis må bli svært usikre. Dette er en usikkerhet som kommer i tillegg til den generelle usikkerheten knyttet til atmosfærekjemiske modellberegninger og skyldes at bakgrunnsnivået av ozon i troposfæren er svært nær grenseverdien på 40 ppb (og på tider av året også nær grensen på 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 50 ppb). Små endringer i det modellerte bakgrunnsnivået av ozon kan dermed føre til drastiske forskjeller i beregnet AOT40 (og i overskridelse av 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Dette vil være et problem for alle modellører og beslutningstagere så lenge AOT40 og lignende parametere brukes som mål på miljøeffektene. Av den grunn arbeides det, som nevnt over, med å utvikle nye metoder for å estimere skadeeffektene fra ozon, bl.a. gjennom detaljerte målinger og beregninger av den virkelige fluksen av ozon inn i plantenes stomata.

I en tidligere konsekvensutredning for Nordsjøen (Solberg et al., 1999a) ble ozonberegningene kombinert med interpolerte felter av observerte timesdata av ozon på norske bakgrunnsstasjoner for å redusere usikkerhetene knyttet til absoluttnivå. Dette var imidlertid ikke mulig for denne studien i og med at antallet ozonstasjoner i reseptorområdet var for lite. Ozonberegningene vist nedenfor bør sees i lys av disse reservasjonene.

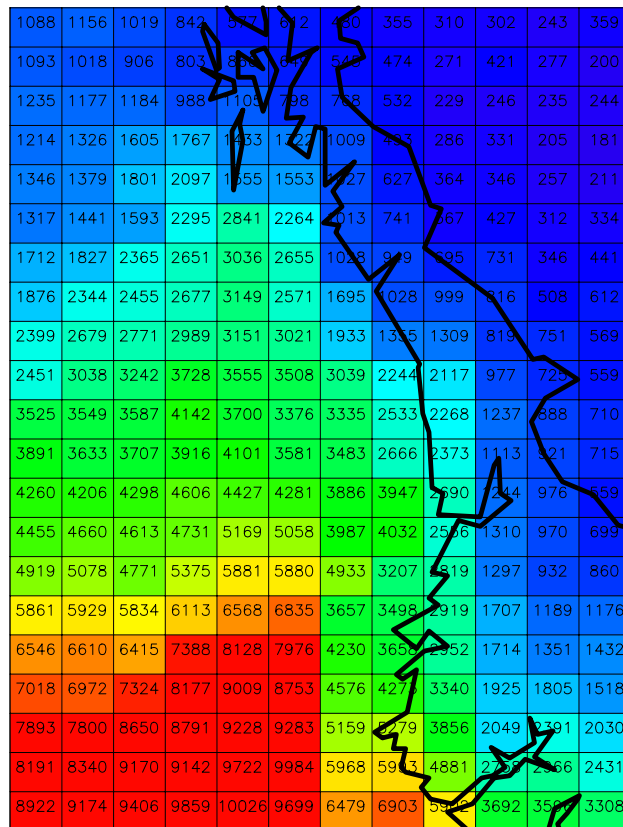
Figur 18 og Figur 19 viser beregnet 6-måneders AOT40-verdi (for skog) for 1992 uten utslipp fra Norskehavet (og uten skytteltanker), dvs. referanseverdiene, og det ekstra bidraget til AOT40-verdien som skyldes utslippene over Norskehavet. Figur 20 og Figur 21 viser tilsvarende verdier basert på en 3-måneders periode, mai-juli (for planter). Referanseverdiene gir maksimalverdier over havområdet i det sørvestre hjørnet av modellområdet. Dette reflekterer både at høye ozonkonsentrasjoner er knyttet til langtransport fra sør og sørvest og at avsetningen av ozon over land reduserer konsentrasjonen innover i landet. Tålegrensen for skog er satt til 10 000 ppb-timer, men er i følge beregningene overskredet bare over hav. Sammenlignet med de tilsvarende AOT40-verdiene beregnet i den regionale konsekvensutredningen for Nordsjøen (Solberg et al., 1999a) så er overensstemmelsen med referanseverdiene i det overlappende området (Sogn–Trøndelag) ganske god tatt i betraktning reservasjonene nevnt over og at beregningene for Nordsjøen var basert på observerte felter. Riktignok var de estimerte AOT40-verdiene i Møre en del høyere enn beregnet her, men dette skyldes trolig svært mange høye ozonkonsentrasjoner på stasjonen Kårvatn i Møre og Romsdal i 1992, noe som ikke har blitt tatt hensyn i beregningene for Norskehavet. Tålegrensen for planter er satt til 3000 ppb-timer, som ifølge estimatene i Figur 20 er overskredet i kystområdene i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal. AOT40-verdiene estimert for planter er ikke helt sammenlignbare med verdiene rapportert i Nordsjøutredningen fordi vi har benyttet en annen vekstsesong.



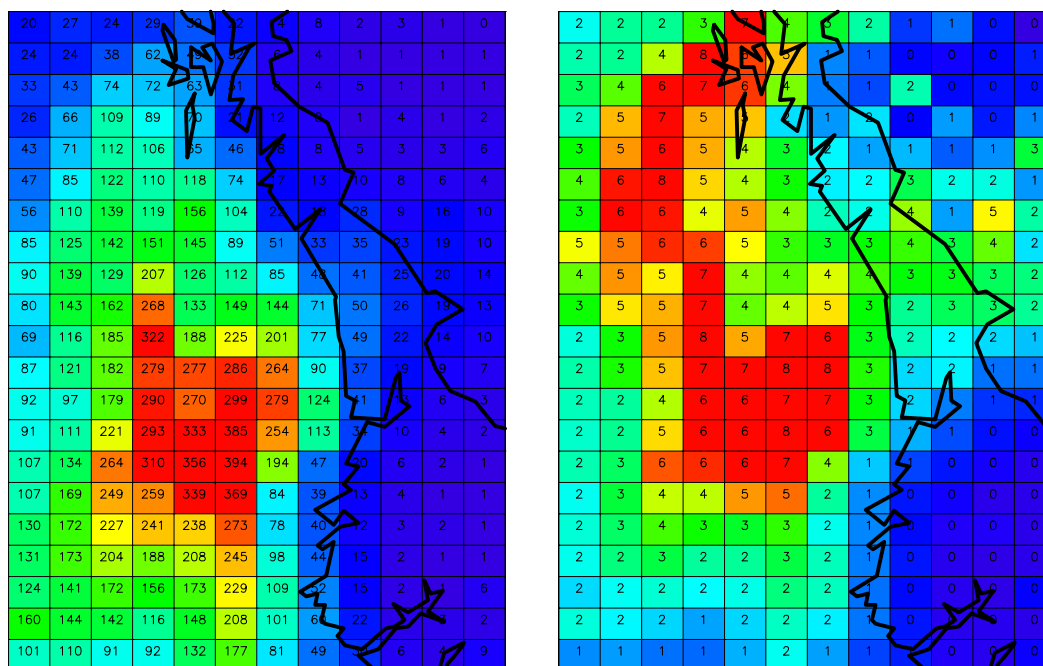
Figur 18: Beregnet AOT40-verdi for skog (6mnd-periode, april-september) for 1992 uten utslipp fra Norskehavet. Enhet: ppb-timer.



Figur 19: Beregnet bidrag til AOT40-verdi for skog (6mnd-periode, april-september) fra utslippene over Norskehavet i absoluttverdi (ppb-timer) til venstre og relativt til referanseberegningen for 1992 (prosent) til høyre.



Figur 20: Beregnet AOT40-verdi for planter (3mnd-periode, mai-juli) for 1992 uten utslipp fra Norskehavet. Enhet: ppb-timer.

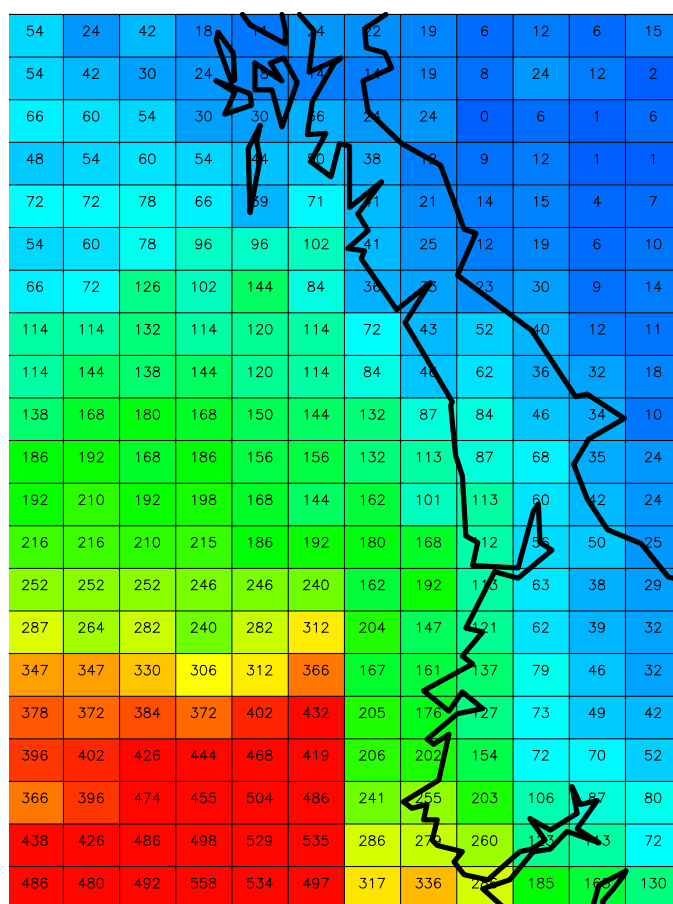


Figur 21: Beregnet bidrag til AOT40-verdi for planter (3mnd-periode, mai-juli) fra utslippene over Norskehavet i absoluttverdi (ppb-timer) til venstre og relativt til referanseberegningen for 1992 (prosent) til høyre.

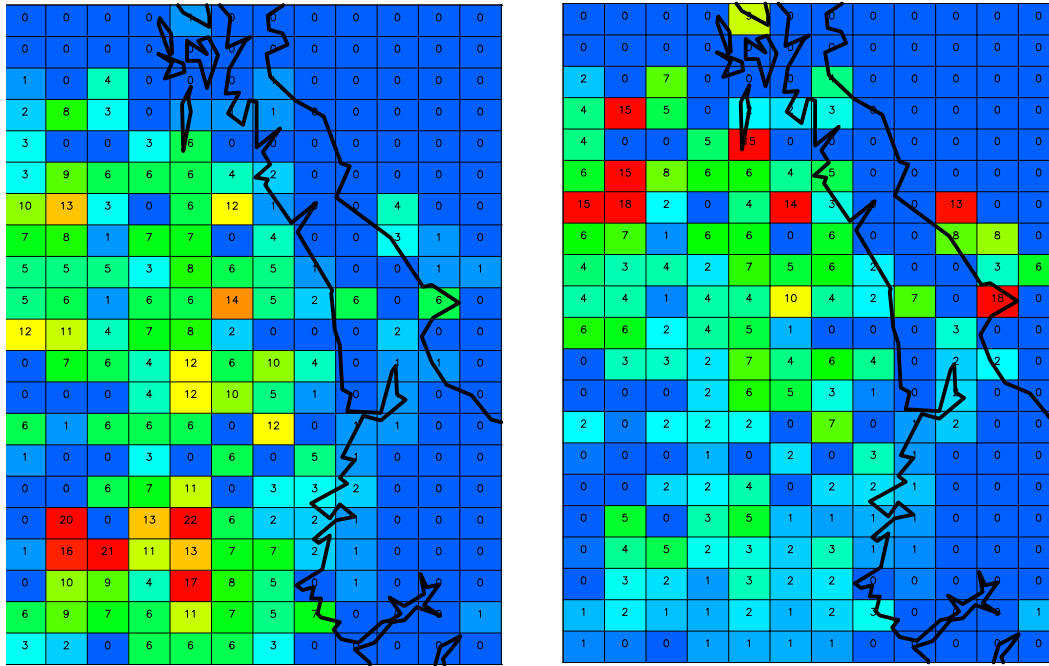
Bidraget til AOT40 fra kildene i Norskehavet er størst over hav, mens bidragene over land er beskjedent med maksimalt 60-80 ppb-timer for henholdsvis plantevekst og trær.

Tilsvarende beregninger av antall timer med overskridelse av $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ozon er vist i Figur 22 for referansesituasjonen (1992 uten Norskehavet-utslipp) og for ekstra bidrag fra utslippene over Norskehavet i Figur 23. For AOT40-verdiene viser disse beregningene at i referansesituasjonen er det et maksimalområde i det sørvestre hjørnet, mens over landområdene i Norge avtar verdiene fra knapt 300 timer lengst sør i området til 20-40 timer lengst nord. Disse beregningene stemmer bra overens med målingene i 1992 for Voss (366 timer) og Tustervatn ved Mosjøen (34 timer), mens det på Kårvatn (854 timer) som nevnt ble målt uvanlig mange høye ozonkonsentrasjoner i 1992.

Det estimerte bidraget fra Norskehavet til ekstra antall timer over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dvs antall timer der Norskehavet-utslippene fører til at konsentrasjonen passerer $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, er imidlertid svært lavt (Figur 23).



Figur 22: Beregnet antall timer med ozonkonsentrasjon $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for 1992 uten utslipp fra Norskehavet.



Figur 23: Beregnet bidrag til antall timer med ozonkonsentrasjon $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fra utslippene over Norskehavet i absolutt antall (venstre) og relativt til referanseverdiene for 1992 som prosent (høyre).

5 Miljøkonsekvenser knyttet til bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet

5.1 Forsuring

Området som vurderes i denne konsekvensutredningen dekker et landareal på ca. 150.000 km² og omfatter mesteparten av landarealet i Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, Sør- og Nord-Trøndelag og Nordland.

Tålegrensene i det aktuelle området er fra 10 til 2050 mekv/m²/år (Figur 24). Områdene som blir berørt av N-avsetning i denne konsekvensutredningen har i dag små problemer med overskridelse av tålegrensene (Figur 25 og Figur 26). Områder som i dag har liten (< 10 mekv/m²/år) eller ingen overskridelse av tålegrensen utgjør hhv. ca. 13 000 km² og 122 000 km². Områder med overskridelse utgjør ca. 16.000 km², og er hovedsakelig lokalisert i Sogn og Fjordane. Den maksimale overskridelsen i det undersøkte området er 100 mekv/m²/år.

Den sørligste delen av det undersøkte området har N-avsetning over 1000 mg N/m²/år (Tørseth og Semb, 1998), mens i de sentrale delene i Møre og Romsdal og Sør- og Nord-Trøndelag er N-deposisjonen < 200 mg N/m²/år og i Nordland < 400 mg N/m²/år.

N-belastningen er i all hovedsak under den empiriske grenseverdien for hvor man har observert økt N-avrenning som en funksjon av N-avsetning (grenseverdien ligger sannsynligvis rundt 900 mg N/m²/år, se kap 3.1).

NO_x-utslippet fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet er beregnet å gi størst N-avsetning i havområdene utenfor Trøndelagskysten, med det største nedfallet over land langs kysten i Møre og Romsdal, Sør- og Nord-Trøndelag og i Nordland. Den beregnede tilførselen er liten og maksimalt 5 mg N/m²/år over land. Hvis vi ser N-nedfallet i forhold til dagens N-nedfall (Figur 27) ser vi at den største avsetningen kommer der det i dag er lavt nedfall (< 400 mg N m²/år), den %-vise økningen blir følgelig også størst i dette området.

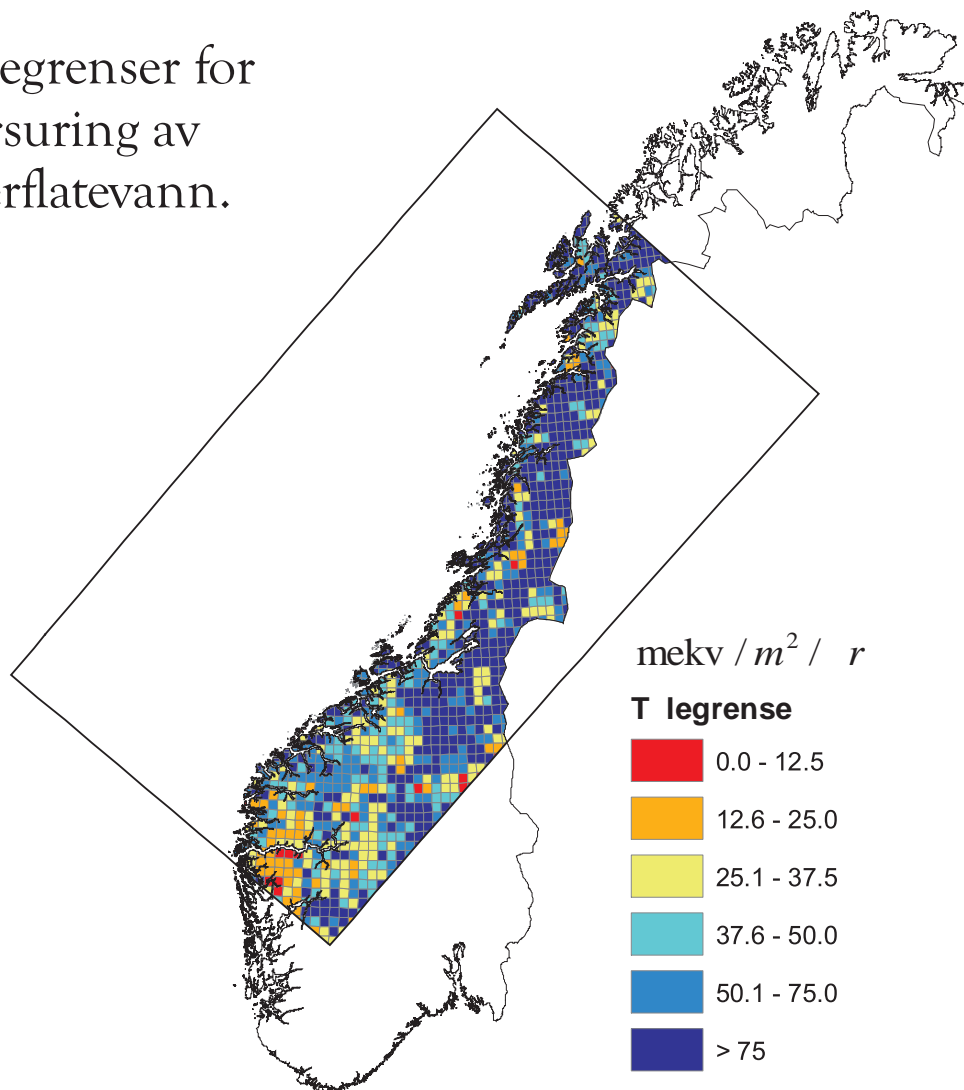
For å vurdere konsekvensene på forsuringssituasjonen ved bidrag av N fra Norskehavet, har vi vurdert N-bidraget i lys av beregning av overskridelser av tålegrensen etter metoden beskrevet i kapittel 4.2. Overskridelsen av tålegrensene er vist som "best case" (Figur 25) og "worst case" (Figur 26). I "best case" bruker vi SSWC-modellen hvor vi antar at kun dagens nitrogenavrenning bidrar til forsuring. I "worst case" har vi brukt FAB-modellen hvor vi antar at all N-avsetning med unntak av det som taes opp i nedbørfeltet bidrar til forsuring. Årsaken til at overskridelseskartene er såvidt like er at både dagens N-avrenning og N-avsetning er forholdsvis lav i dette området.

Bidrag til N-avsetningen fra Norskehavet omregnet til syreekvivalenter er maksimalt 0,4 mekv/m²/år (beregnes ved mg N/molvekta * ladningen til NO₃⁻-ionet). Selv om vi ser på N-bidraget fra Norskehavet i lys av "worst case", er konklusjonen at bidraget er så lite at det ikke bidrar til målbar endring av forsuringssituasjonen i området. Størrelsen på syretillegget er så lite at det mest sannsynlig ligger langt innenfor usikkerheten i metoden, uten at vi har et eksakt tall på hvor stor usikkerheten er.

Bidraget fra utslippene i Norskehavet kommer i tillegg til framtidige utslipp over *Nordsjøen* beregnet i tidligere RKU for Nordsjøen (Solberg et al., 1999) og som ikke er tatt med her, men det henvises til den rapporten for de resultatene. Konklusjonen fra den studien var at Nordsjøens bidrag til N-belastningen medfører små endringer i status for overskridelser av tålegrenser.

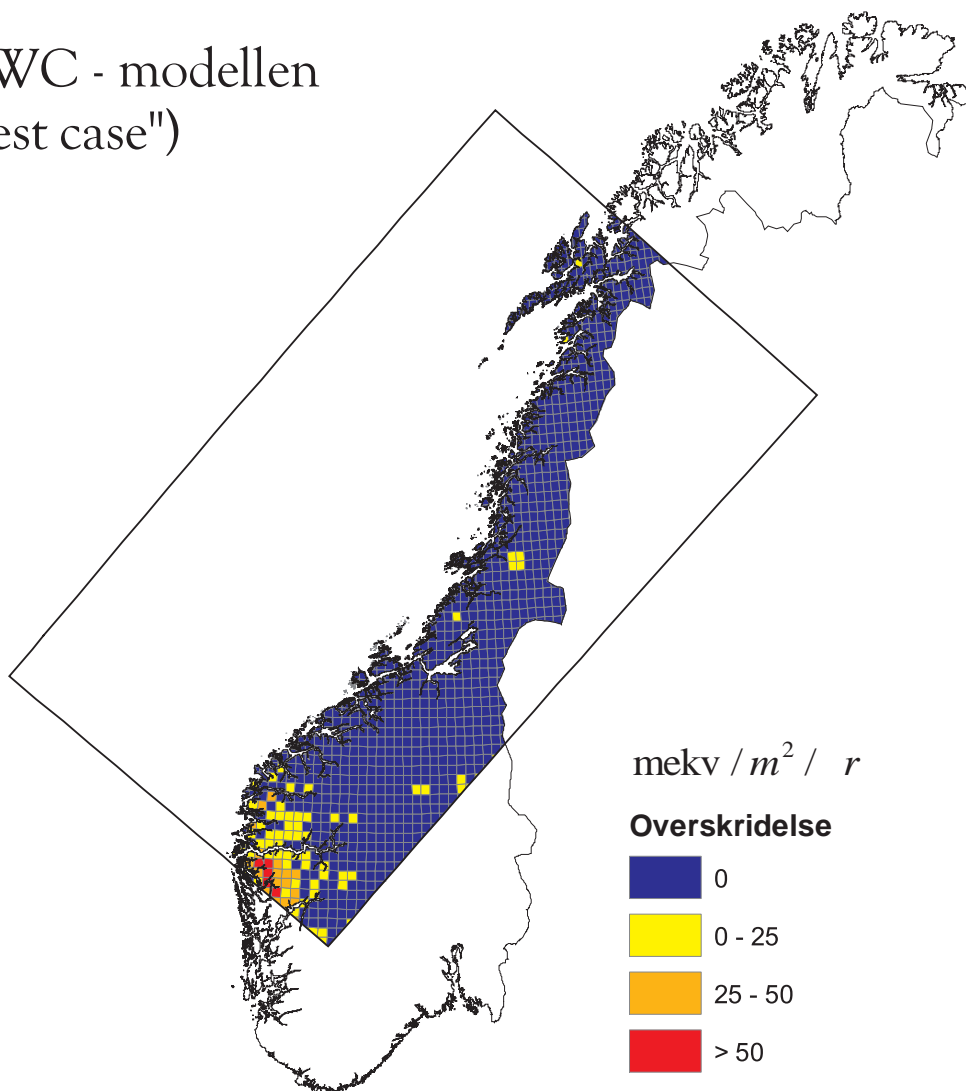
Generelt kan man si at for områder som i dag har overskridelser av tålegrensen for forsurening, eller ligger på grensen til overskridelse, vil et hvert bidrag til økning av N-avsetningen bidra til å motvirke den positive utviklingen i vannkvalitet som vi ser i Norge i dag som en følge av reduksjoner i S-utslipp i Europa (SFT, 2000). På samme måte vil enhver reduksjon være positiv.

Tålegrenser for forsuring av overflatevann.



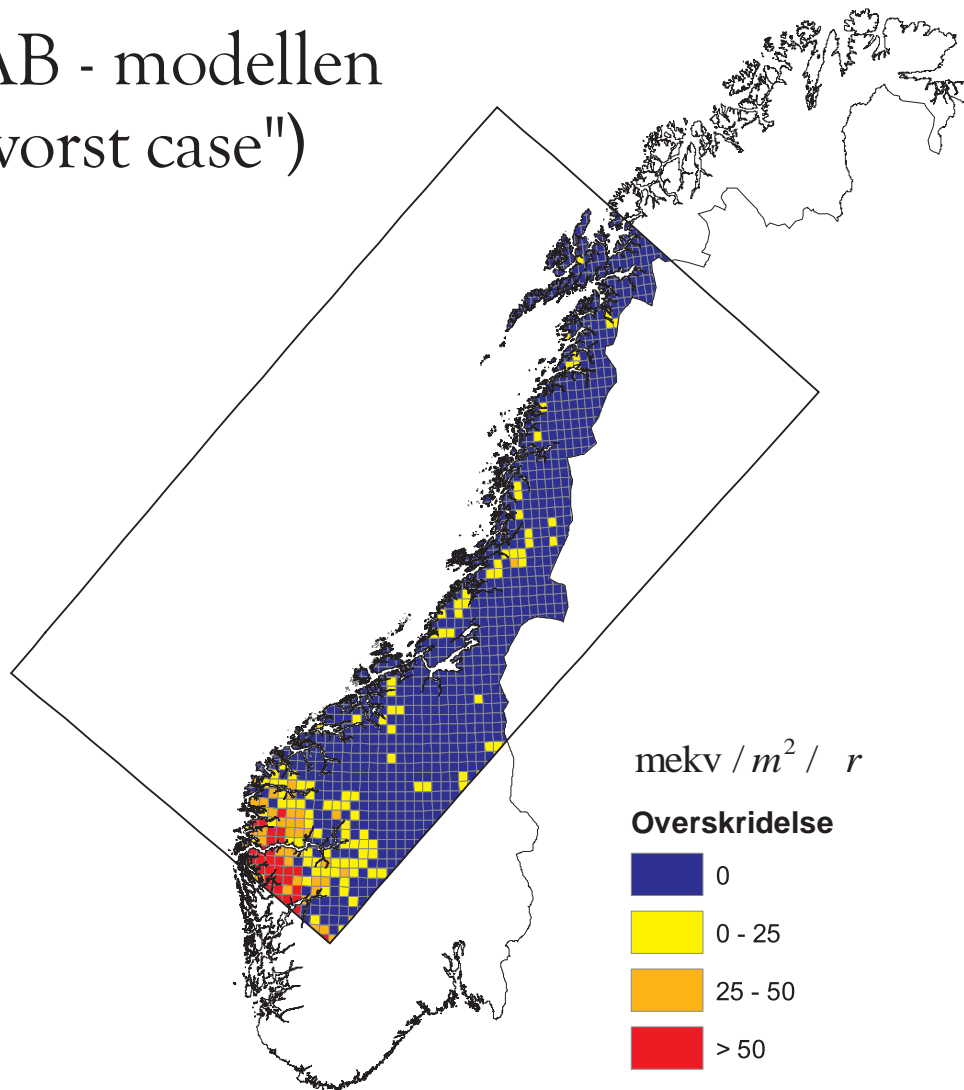
Figur 24: Tålegrenser for forsurening av overflatevann (utsnitt av Figur 3).

SSWC - modellen
("best case")

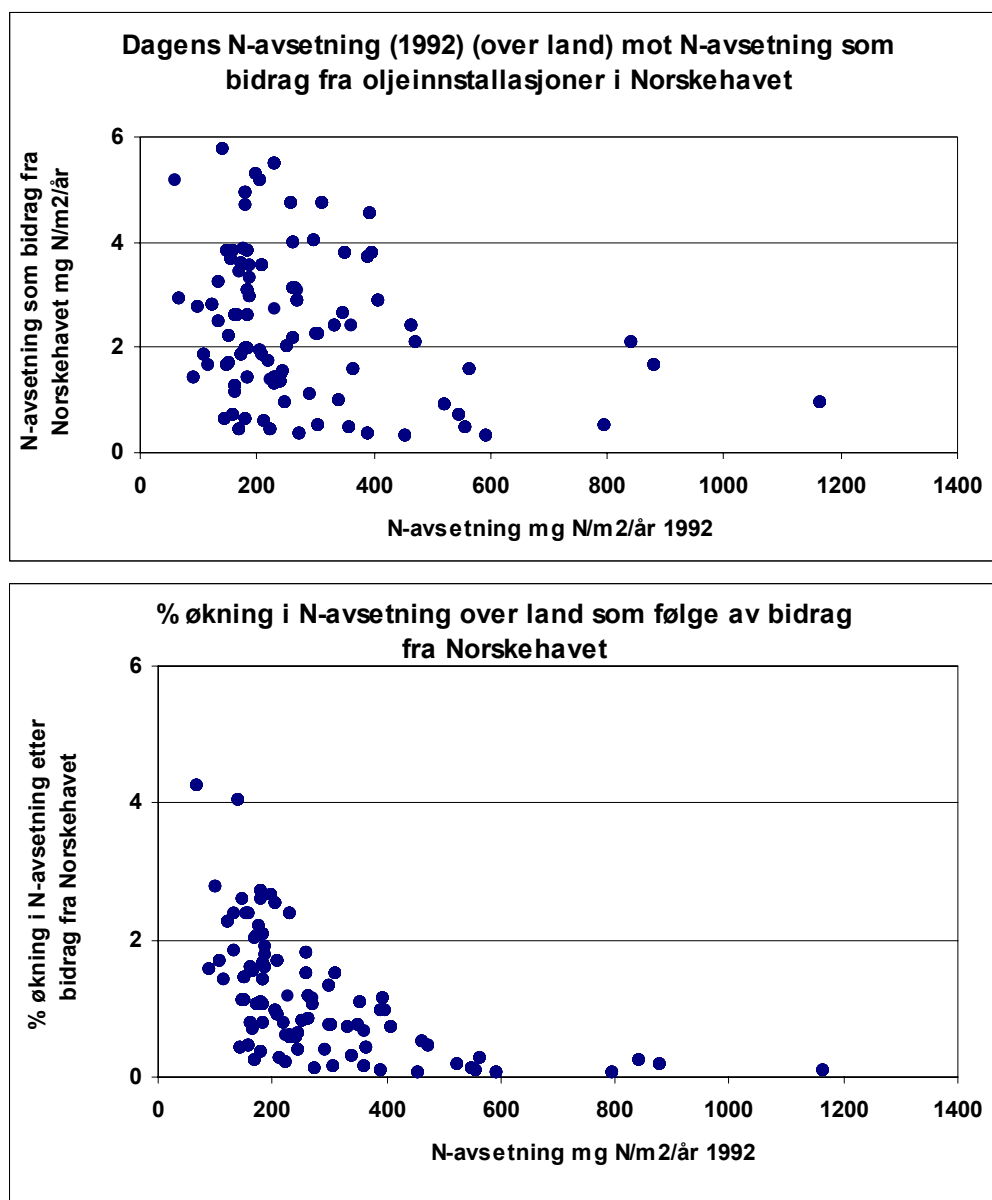


Figur 25: Overskridelse av tålegrensen for forsuring av vann, gitt 1994 (gjennomsnitt av perioden 1992-1996) avsetning av S og N, beregnet med SSWC-modellen og dagens N-avrenning ("best case" scenario).

FAB - modellen ("worst case")



Figur 26: Overskridelse av tålegrensen for forsurening av vann, gitt 1994 (gjennomsnitt av perioden 1992-1996) avsetning av S og N, beregnet med FAB-modellen og potensiell N-avrenning ("worst case" scenario).



Figur 27: Sammenhengen mellom dagens (1994) avsetning av N (over land) og bidraget av N fra Norskehavet, på absolutt og %-basis.

5.2 Overgjødning

5.2.1 Nitrogenavsetning

Nærings saltene nitrogen og fosfor spiller en helt avgjørende rolle for å opprettholde et rikt og variert plante- og dyreliv i våre kystfarvann. Når tilførselen av næring øker ukontrollert, kan dette imidlertid føre til uønsket algeoppblomstring og sjøvannet blir grumset og farget. Denne formen for overgjødning kalles eutrofiering. Store algeoppblomstringer er ikke bare et estetisk problem ved at vannet blir mindre tiltalende for bading. Langt alvorligere er forekomst av giftige alger som kan forårsake akutt dødelighet hos fisk og gjør skjell giftige, samt føre til en organisk belastning som forringer livsbetingelsene for bunnlevende fauna.

I havområdene som blir berørt av N-avsetning fra utslipp fra petroleumsinstallasjoner i Norskehavet er det i dag ingen kjente eutrofieringsproblemer. For å gi et bilde av hvilken betydning avsetningen har for dagens N-situasjon har vi gjort følgende enkle betraktning:

Vi tar utgangspunkt i en rute på 1 km^2 og en avsetning på maksimalt $4.8 \text{ mg N/m}^2/\text{år}$, som tilsvarer $4.8 \text{ kg N/km}^2/\text{år}$ eller $13 \text{ g N/km}^2/\text{dag}$. Denne vannmassen utsettes for avsetning med varierende mengde over mange døgn mens den beveger seg gjennom det aktuelle området. Vannmassens oppholdstid er vanskelig å bedømme, men hvis vi betrakter et område med utstrekning ca. 500 km i strømmens hovedretning og gjennomsnittlig strømhastighet på 0.1 m/s (neppe for høyt regnet) antyder dette en oppholdstid på 50-60 døgn. Større strømhastighet gir kortere oppholdstid. Holdes fast på maksimalbetraktningen om et nedfall på $13 \text{ g N/km}^2/\text{dag}$ over 50 døgn, vil en vannmasse med overflateareal 1 km^2 maksimalt motta og inneholde et nedfall på 650 g N .

Algeveksten foregår i sommerhalvåret og vi vil sammenligne avsetningen med mengden N som allerede befinner seg i denne vannmassen. Konsentrasjonen av nitrogen i øvre vannlag vil variere mye gjennom året. For nitrat kan typiske verdier i overflatelaget for det norske kystvannet sommerstid ligge i intervallet $2\text{-}10 \text{ } \mu\text{mol/l}$ eller $28\text{-}140 \text{ } \mu\text{g N/l}$ (North Sea Subregion 6 Assessment Report 1993). Lenger vest dominerer atlantisk vann der nitratkonsentrasjonen sommerstid varierer i intervallet $5\text{-}15 \text{ } \mu\text{mol/l}$ eller $70\text{-}210 \text{ } \mu\text{g N/l}$.

Sett i forhold til algevekst vil vi betrakte et vannvolum med dyp 20 m (kunne gå ned til 30 m , men det meste skjer i $0\text{-}20 \text{ m}$ dyp). For en overflate på 1 km^2 blir vannvolumet da $20 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Vi ser bort fra at over et tidsrom på 50 døgn vil det være stor vannutveksling mellom "vår vannpakke" og omkringliggende sjøvann, dvs. at vi ser bort fra at over dette tidsrommet vil vannvolumet i virkeligheten være større enn det som vi har forutsatt (en ny maksimalbetraktning). Da blir regnestykket og sammenligningen for vår "vannpakke" som følger:

- Vannmassen (kystvann) som nedfallet i 50 døgn sommerstid blandes inn i vil opprinnelig inneholde $600\text{-}3000 \text{ kg N}$ (nitrat). Atlantisk vann vil inneholde $1400\text{-}4200 \text{ kg N}$ (nitrat)
- Bidraget til nitrogen fra utslippene over Norskehavet bidrar maksimalt med 0.65 kg over samme tidsrom, dvs. med maksimalt 1% av mengden nitrat som naturlig vil befinne seg i vannmassen.

Dette er en "robust" maksimalbetraktning, og konklusjonen må bli at N-avsetningen over hav fra petroleumsutslippene i Norskehavet ikke har noen betydning for algeveksten i vannmassene.

5.2.2 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 endringer i vegetasjon ut fra overskridelsesverdier (se kap. 3.3.1). Variasjonen i tålegrensene innen hver vegetasjonstype og mangel på kvantitative mål på

endringer i økosystemene gjør det generelt vanskelig å vurdere hvor store konsekvenser et enkeltbidrag kan gi. I tillegg er depositionsverdiene fra Norskehavet isolert sett særdeles små i forhold til tålegrensens variasjoner innen en og samme vegetasjonstype. Total nitrogenavsetning innen influensområdet varierer mellom 1 til 5 mg N/m²/år (Figur 16) mens forskjellen i nedre og øvre tålegrense innen en vegetasjonstype kan være flere hundre mg/år (Tabell 1). Vurderingen av hvordan bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet 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 effekten på vegetasjonen vil variere i ulike deler av landet på grunn av store regionale klimaforskjeller.

Det vil imidlertid bli gjort et forsøk på å vurdere effekter knyttet til bidraget fra Norskehavet i 2012 i de ulike fylkene fra Sogn og Fjordane til Nordland. Dette vil bli gjort på basis av beregningene av total N-avsetning i år 1992. Effekter vil også bli forsøkt vurdert på bakgrunn av den totale belastning, dvs. bidrag fra både oljevirksomheten i Norskehavet og Nordsjøen (data hentet fra Solberg et al., 1999), samt bakgrunnsnivået. Effektene vil hovedsakelig bli knyttet til overskridelser av tålegrenser. Imidlertid vil vi gjøre oppmerksom på at en ren summering av bidragene beregnet tidligere for Nordsjøen og de nye beregningene for Norskehavet ikke nødvendigvis er det mest riktige. Både den generelle ikke-lineariteten til fotokjemien, noe ulik bruk av meteorologiske data, modellutvikling som er gjennomført samt ulike antagelser om vekstsesong (for ozoneksponering) gjør at Nordsjø-tallene ikke er direkte additive med tallene presentert her.

5.2.2.1 Effekter av N-bidraget fra Norskehavet

Med bakgrunn i de særdeles små nitrogenavsetningsverdiene (Figur 16) kan vi anta at nitrogenbidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet isolert sett vil ha liten til ingen effekt på vegetasjonen langs kysten fra Sogn og Fjordane til Nordland. Nord for Møre og Romsdal ligger dagens bakgrunnsnivå godt under tålegrensene for alle vegetasjonstypene og ingen tålegrenser vil bli overskredet. Effekter kan imidlertid teoretisk sett komme der vegetasjonstypenes tålegrenser allerede er overskredet eller er i ferd med å overskrides. Dette gjelder nedbørmir og epifyttvegetasjon fra Sogn og Fjordane nord til Møre og Romsdal, og næringsfattige skoger i Sogn og Fjordane, men effektene av et ekstrabidrag på 1-2 mg (N)/m² pr. år for disse fylkene vil høyst sannsynlig bli marginale.

5.2.2.2 Effekter av total N avsetning fra Nordsjøen og Norskehavet, inkludert dagens bakgrunnsnivå

Sogn og Fjordane. I Sogn og Fjordane vil den totale N-avsetningen, basert på estimerte verdier fra Norskehavet, Nordsjøen og bakgrunnsnivået, bli liggende mellom ca. 500 og 1200 mg N/m² pr. år. I noen områder vil overskridelsen av tålegrensen for nedbørmir da maksimalt utgjøre 700 mg (N)/m² pr. år, for fattig barskog 500 mg (N)/m² pr. år og for fattig løvskog 200 mg (N)/m² pr. år. Den nedre tålegrensen for nedbørmir vil være overskredet i hele fylket, mens de fattige skogsystemene i nordre og indre deler av fylket vil ligge under tålegrensenivåene. Kystlyngheiene vil ikke få overskredet sin tålegrense, men områder i de sørligste deler av fylket vil nærme seg den nedre tålegrenseverdien.

Bidraget fra Nordsjøen ble beregnet til å være relativt høyt, med en avsetning på mellom 10 mg (N)/m² pr. år i indre strøk og 80 mg (N)/m² pr. år i ytre strøk (Solberg et al., 1999). Det er således ikke usannsynlig at Nordsjø-bidraget kan være en medvirkende årsak til at utsatte vegetasjonstyper i ytre deler av fylket får overskredet sine tålegrenser, som nevnt i den tidligere rapporten.

Møre og Romsdal. I de aller fleste delene av Møre og Romsdal vil den totale N-avsetningen ligge godt under 500 mg (N)/m² pr. år, og tålegrensene for de ulike vegetasjonstypene vil her ikke bli overskredet (Tabell 1). Det totale bidraget fra sokkelen (ren summering av Nordsjøen og Norskehavet) vil i disse områdene ikke føre til målbare endringer i vegetasjonstypene. Ett unntak er nedbørmyr i de aller sørligste delene av fylket. Nordsjøens og Norskehavets bidrag til N-avsetningen vil her ligge på rundt 50-60 mg (N)/m² pr. år, mens totalbelastningen i dag ligger i overkant av 500 mg (N)/m² pr. år. Bidraget kan her således føre til overskridelser av tålegrenser for denne vegetasjonstypen, med muligheter for endringer i moseflora og økt vekst av gras og urter. Endringene vil imidlertid trolig være små.

Trøndelagsfylkene. I Sør-Trøndelag vil de totale N-avsetningene (bakgrunn inkludert bidrag fra sokkelen) variere mellom 150 og 200 mg (N)/m² pr. år. Avsetningene øker noe i Nord-Trøndelag med verdier opp mot 400 mg (N)/m² pr. år. Ut fra disse verdiene vil N-tålegrensene for vegetasjon ikke bli overskredet, og bidragene fra sokkelen vil ikke føre til målbare endringer i vegetasjonstypene.

Nordland. Storparten av Nordland fylke har et bakgrunnsnivå på 200-400 mg (N)/m² pr. år, mens deler av ytre strøk har bakgrunnsnivåer opp mot 500 mg (N)/m² pr. år (Figur 15). Norskehavets bidrag vil ligge mellom 2-5 mg (N)/m² år, mens det for Nordsjøens bidrag ikke eksisterer estimerte data så langt nord som Nordland fylke (Solberg et al. 1999). Man skulle her imidlertid ikke forvente høyere depositionsverdier fra utslipp i Nordsjøen enn i Nord-Trøndelag (ca. 10 mg (N)/m² pr. år), og det totale bidraget fra sokkelen vil da i de aller fleste områdene ikke føre til overskridelser av noen av vegetasjonstypenes tålegrenser. I områder med bakgrunnsverdier rundt 500 mg (N)/m² pr. år bør man imidlertid være oppmerksom på mulige endringer på nedbørsmyrer og endringer i epifyttvegetasjon.

Konklusjon

Hovedkonklusjonen er at bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet isolert sett ikke vil gi målbare gjødslingseffekter i influensområdet fra Sogn og Fjordane til Nordland. Sammen med andre utslipp fra petroleumsindustrien på sokkelen vil bidraget likevel kunne påvirke vegetasjonstyper i Sogn og Fjordane og i de sørligste deler 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, samt at trær i humide områder kan få redusert lavvekst og økt algevekst.

5.2.3 Fauna

Med basis i de innledende kommentarer om usikkerhetene ved vurderinger av konsekvenser av total nitrogenavsetning på vegetasjon (kapittel 5.2.1), og at effektene overfor dyreliv primært er sekundære, vil usikkerheten ved vurderinger for fauna være særlig stor. Der det ikke skjer endringer i vegetasjon og beite-

planter, vil sannsynligvis effektene på fauna være neglisjerbare. Isolert sett vil således bidraget fra Norskehavet ikke påvirke dyrelivet i influensområdet siden det antas at vegetasjonen ikke vil bli påvirket.

Med tanke på den totale nitrogenbelastning er det imidlertid mulig at enkelte vegetasjonstyper kan endre seg i de sørlige deler av influensområdet. Effektene på dyrelivet vil da høyst sannsynlig være avhengige av hvilken vegetasjonstype som endres.

I Sogn og Fjordane er det næringsfattig skog og nedbørsmyr som kan bli påvirket. Endringene i beiteplanter forventes imidlertid å være små og slike små endringer i vegetasjonen vil trolig ha liten effekt på dyrelivet i området. I sørlige deler av Møre og Romsdal synes nedbørmyrer å kunne bli endret i en total vurdering av N-avsetning. Men de antatte små endringene i vegetasjon vil trolig ikke ha målbare effekter på dyreliv. For Trøndelagsfylkene og Nordland vil N-bidragene fra sokkelen høyst sannsynlig ikke påvirke dyreliv på noen måte.

Det er derfor mest aktuelt å være oppmerksom på eventuelle effekter på fauna i de sørligste områdene av influensområdet, særlig i Sogn og Fjordane, da det er her bakgrunnsnivået er høyest.

5.3 Bakkenært ozon

5.3.1 Vegetasjon

AOT40 tålegrensen for alle plantevekster unntatt trær er satt til 3000 ppb-timer. Figur 20 viser at tålegrensen for planter allerede er overskredet i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal med høyeste overskridelser i sør. Ozonkonsentrasjonene i Trøndelag ligger rett under tålegrensen, mens det i Nordland er relativt lave verdier (600-2000 ppb-timer). For både bartrær og løvtrær (skog) er tålegrensene satt til 10 000 ppb-timer. Disse tålegrensene er i ikke overskredet i noen deler av beregningsområdet.

Beregningene viser at tillegget fra Norskehavet ligger mellom 2 og 55 ppb-timer basert på en 6. mnd vekst periode fra april-september. Bidragene er høyest i Nord-Trøndelag og avtar gradvis fra kyststrøkene og innover i fjordene. Bidraget vil ikke føre til overskridelse av tålegrensen for planter eller skog i noen av de 50x50 km rutene som ikke allerede er overskredet fra før, som følge av andre bakgrunnskilder. Hvis man derimot tar med bidraget fra Nordsjøen (Solberg et al. 1999) vil noen områder i Trøndelagsfylkene få overskredet sine tålegrenser for planter generelt, men ikke for skog.

Ut fra dagens kunnskapsnivå (se kap. 2.3 og 3.4) er det omtrent umulig å si hvor mye Norskehavets bidrag påvirker vegetasjonen, men 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 kystnære områder i Sør-Trøndelag, Møre og Romsdal og i Sogn og Fjordane. 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).

5.3.2 *Fauna*

Grensen for ozonbelastning på dyreliv/helse er satt til $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ over 1 time (jfr. kapittel 3.1). Uten utslipp fra Nordsjøen er grensen overskredet på strekningen mellom Sogn og Fjordane og Nord-Trøndelag med flest antall timer i sør.

Bidraget fra Norskehavet er beregnet å kunne gi fra 0-6 timer ekstra med belastning ut over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ over 1 time. Dette vil ikke føre til at nye områder får overskredet sin tålegrense, og det er lite trolig at bidraget vil gi noen målbare effekter på dyr i områder som allerede har fått overskredet sin tålegrense.

7. Referanser

- Aerts, R., Wallén, B. and Malmer, N. (1992) Growth-limiting nutrients in Sphagnum-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol.*, 80, 131-140.
- 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.
- Branderud, 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.
- Bruteig, I. E. (1996) Terrestrisk naturovervåking. Vekstrater hos vanleg kvistlav 1993 - 1994. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 5).
- Bøhler, T. (1996) MEPDIM. The NILU Meteorological Processor for Dispersion Modelling. Version 1.0. Model description. Kjeller (NILU TR 7/96).
- de Bakker, A.J. (1989) Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerl.*, 38, 337-342.
- Direktoratet for naturforvaltning (1997) Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-1995. Trondheim (DN rapport 72).
- 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).
- Dise, N. og Wright, R.F. (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.*, 71, 153-161.
- 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.

- 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).
- Esser, J.M. og Tomter, S.M. (1996) Reviderte kart for tålegrenser for nitrogen basert på empiriske verdier for ulike vegetasjonstyper. Ås (NIJOS rapport 7/96).
- Falkengren-Grerup, U. (1993) Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. *Flora*, 188, 85-91.
- Falkengren-Grerup, U. and Eriksson, H. (1990) Changes in soil, vegetation and forest yield between 1947 and 1988 in beech and oak sites of southern Sweden. *For. Ecol. Man.*, 38, 37-53.
- Flatberg, K.I. og 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. og Kvenild, L. (1992) Fattig heivegetasjon i Norge. Utbredelseskart. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 188).
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. og Skogen, A. (1991) Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. Trondheim (NINA Utredning 029).
- 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.
- Gimingham, C. H. (1972) Ecology of heathlands. London, Chapman and Hall.
- 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. (1994a) Overvåkning av kystlynghei. Årsrapport 1994. Bø, Telemarksforskning (Arbeidsrapport 7/94).
- Hjeltnes, A. (1994b) Overvåkning av kystlynghei. Rapport fra feltarbeidet i 1994. Tysvær kommune. Bø, Telemarksforskning. (Arbeidsrapport 17/94).
- 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).
- Johansson, C. (1987) Pine forest a negligible sink for atmospheric NO_x 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.
- 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.
- Kauppi, M. (1980) The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens. Oulu (Acta Universitatis Oulensis, A101). (Biologica, 9).
- 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). s. 1-57.
- 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 HNO₃ to a pine forest. In: *Air pollution modelling and its application VI*. Ed. by H. van Dop. New York, Plenum. pp. 23-35.
- 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. og 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).
- Nygaard, P.H. (1994) Virkning av ozon på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjehusmose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum polysetum*). Ås (Rapport fra Skogforsk 9/94).
- Nygaard, P.H. og Ødegaard, T. (1993) Langsiktige effekter av nitrogen gjødsling på vegetasjon og jord i barskog. Ås (Rapport fra Skogforsk 26/93).
- Pedersen, H.C. og Nybø, S. (1990) Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. Trondheim (NINA Utredning 5).
- 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.
- 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 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 (1993) North Sea, subregion 6. Assessment report 1993. North Sea Task Force, Norway. Oslo, State Pollution Control Authority (SFT). pp. 60.

- SFT (1998) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler 1997. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 739/98).
- 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. 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. og Buan, A.K. (1996) Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Oslo, SFT (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 677/96).
- 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).
- Solberg, S., Walker, S.E., Knudsen, S., Lazaridis, M., 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).
- 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).
- Tybirk, K., Bak, J. and Henriksen, L.H. (1995) Basis for mapping of critical loads. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (TemaNord 1995:510).
- Tørseth, K., Hansen, A., Simpson, D., and Solberg, S. (1998) Estimates of crop damage in Norway due to exposure to surface ozone, for the year 2010. Statens Forurensningstilsyn (rapport under utarbeidelse).
- Tørseth, K. og Manø, S. (1997) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1996. Kjeller (NILU OR 33/97) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 703/97).
- 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. I: *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.
- 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). pp. 343-345.
- Økland, R.H. (1994) Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1993. Trondheim (DN utredning 1994-5).



Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2007 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORT NR. OR 40/2002	ISBN 82-425-1380-5 ISSN 0807-7207	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 68	PRIS NOK 150,-
TITTEL Regional konsekvensutredning for oljevirksomheten i Norskehavet Utslipp til luft – miljømessige konsekvenser		PROSJEKTLEDER Sverre Solberg	
		NILU PROSJEKT NR. O-101135	
FORFATTER(E) Sverre Solberg, Sam Erik Walker, Brit Lisa Skjelkvåle, Tore Høgåsen, Jarle Molvær, Thorbjørn Larssen, Per Arild Aarrestad og Ole Reitan		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAGSGIVERS REF. Jostein Nordland	
OPPDRAGSGIVER STATOIL AS 4035 STAVANGER			
STIKKORD Konsekvensutredning	Ozondannelse	Sur nedbør	
REFERAT Rapporten er en del av en regional konsekvensutredning for planlagt petroleumsvirksomhet i Norskehavet. Konsekvensene av nitrogenavsetning og ozondannelse som følge av luftutslipp for miljøproblemer som forsuring, overgjødning og ozoneksponering er vurdert.			
TITLE Environmental assessment of the regional impact from the oil activity in the Norwegian Sea. Regular atmospheric emissions – consequences.			
ABSTRACT The report is part of a regional study of consequences from the planned petroleum activity in the Norwegian Sea. The consequences of increased acidification and ozone exposure from the Norwegian Sea emissions are evaluated.			

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