

NILU: OR 39/2002  
REFERANSE: O-102059  
DATO: AUGUST 2002  
ISBN: 82-425-1379-1

# **Effekter av økte nitrogenoksidutslipp til luft fra Kårstøanleggene i Rogaland**

**Svein Knudsen, Brit Lisa Skjelkvåle og Per Arild  
Aarrestad**



## Forord

Denne utredningen har vært et samarbeidsprosjekt mellom Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA).

Hovedansvarlig for rapporten har vært Svein Knudsen (NILU).

I tillegg har følgende personer bidratt til rapporten:

NILU : Dag Tønnesen

NIVA : Brit Lisa Skjelkvåle og Tore Høgåsen

NINA : Per Arild Aarrestad (flora) og Ole Reitan (fauna).

Oppdragsgiver er Statoil ved Sigurd Juel Kinn/Terje Kleppe.

***Svein Knudsen***

*Seniorforsker*

*Norsk institutt for luftforskning*



# Innhold

	Side
<b>Forord</b> .....	<b>1</b>
<b>Sammendrag</b> .....	<b>5</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>11</b>
<b>2 Anbefalte luftkvalitetskriterier, tålegrenser for overflatevann og effekter på vegetasjon og fauna</b> .....	<b>11</b>
2.1 Luftkvalitetskriterier og grenseverdier.....	11
2.2 Tålegrenser for overflatevann.....	14
2.3 Effekter på vegetasjon.....	15
2.4 Effekter på fauna.....	20
<b>3 Førsituasjonen</b> .....	<b>21</b>
3.1 Naturgeografi, vegetasjon og fauna.....	21
3.2 Luftforurensning på Kårstø i dag.....	23
<b>4 Meteorologiske forhold</b> .....	<b>32</b>
<b>5 Utslippsmengder og utslippsbetingelser</b> .....	<b>33</b>
5.1 Utslipp på Kårstø i dag.....	34
5.2 Utslipp for 0-alternativet.....	34
5.3 Utslipp fra Kårstø ved utbygging av ilandføringsterminal for Kristin.....	35
5.4 Utslipp fra det planlagte gasskraftverket.....	36
<b>6 Sprednings- og avsetningsberegninger</b> .....	<b>37</b>
6.1 Maksimale timemiddelkonsentrasjoner.....	37
6.1.1 Samlet bidrag fra eksisterende og planlagte kilder på Kårstø.....	38
6.2 Årsmiddelkonsentrasjoner.....	40
6.3 Avsetning av nitrogenforbindelser.....	42
6.4 Estimerte bidrag til konsentrasjoner av ozon.....	46
<b>7 Effekter på naturmiljøet</b> .....	<b>47</b>
7.1 Overflatevann.....	47
7.2 Beregning av tålegrenser for forsurening og overskridelser av tålegrensen.....	49
7.3 Effekter på vegetasjon.....	52
7.3.1 Dagens situasjon.....	52
7.3.2 0-alternativet.....	53
7.3.3 DPCU II.....	54
7.3.4 DPCU II og gasskraftverk.....	55
7.4 Effekter på fauna.....	55
<b>8 Referanser</b> .....	<b>56</b>
<b>Vedlegg A Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann</b> .....	<b>63</b>
<b>Vedlegg B Beregning av maksimale timemiddelkonsentrasjoner for NO<sub>x</sub></b> .....	<b>69</b>



## Sammendrag

*Statoil har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU) om å utrede virkningene av økt utslipp til luft som følge av utbygging av Kårstøterminalen i forbindelse med ilandføring av rikgass fra Kristin-feltet. Utbyggingsprosjektet benevnes DPCU II.*

*Kårstøanleggene i dag har utslipp fra prosessering av rikgass ilandført gjennom Statpipe og Åsgard Transport, samt kondensat fra Sleipner. Videre er det vedtatt en utvidelse av gassbehandlingskapasiteten fra 1.10.2003 i forbindelse med ilandføring av rikgass fra Mikkelfeltet (NET 1).*

*I tillegg til dette planlegger Naturkraft et gasskraftverk på området. Utbyggingsplanene her er blitt noe forskjøvet pga manglende lønnsomhet i prosjektet og følgelig er tidsplanene noe usikre. Denne rapporten inneholder utredninger av virkninger på naturmiljøet fra alle disse utslippene.*

*Energibehovet for den planlagte utvidelsen i 2005 er tenkt dekket ved at kapasiteten for eksisterende anlegg utnyttes, samt at det bygges en ny kjele for produksjon av varme. I tillegg økes importen av elektrisitet til terminalen. Økt utnyttelse av eksisterende utstyr fører til at utslippsbetingelsene for disse anleggene forandres.*

*I tillegg til utbyggingen for å ta imot økte rikgassvolumer, planlegges også et anlegg for økt utvinning av etan og fjerning av CO<sub>2</sub> fra den CO<sub>2</sub>-rike gassen fra Haltenbanken. Prosjektet benevnes Craier og fører samtidig til utskillelse av en hydrokarbon rik CO<sub>2</sub>-gass som planlegges benyttet som fyrgass i den nye kjelen. Utbyggingsalternativet som ligger til grunn for denne utredningen omtales derfor i rapporten som DPCU II, selv om dampbehovet til Craier-prosjektet inngår i de totale utslippene som utredes.*

*Det er foretatt beregninger av følgende alternative utslippsscenarier:*

- *Utslipp i dagens situasjon*
- *Utslipp fra eksisterende anlegg i 2005 (0-alternativet)*
- *Utslipp inkl. DPCU II*
- *Utslipp inkl. DPCU II og Naturkrafts planlagte gasskraftverk*

### Dagens situasjon på Kårstø

Målinger i området viser at det hovedsakelig er langtransporterte luftforurensninger som dominerer konsentrasjonene i luft av nitrogenoksider og svoveloksider i området i dag. Det er målt konsentrasjoner av NO<sub>2</sub> på 50 µg/m<sup>3</sup> der Kårstø anleggene anslagsvis bidrar med 50%. Beregninger av bidraget fra Kårstø anleggene viser at NO<sub>2</sub>-konsentrasjonen kan komme opp i maksimalt 55 µg/m<sup>3</sup> som timemiddelverdi. Dette er ca halvparten av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium for NO<sub>2</sub>.

Langtidsmiddelkonsentrasjonen av nitrogenoksider er svært lav og på nivå med lite forurensede steder i Norge.

Utslippene av nitrogenoksider for dagens situasjon er anslått til 722 tonn NO<sub>x</sub> pr. år.

Vurdering av tålegrenser for forsurening av overflatevann samt nitrogenavsetning og total syretilførsel er vurdert for et landareal på ca 3 800 km<sup>2</sup>.

Avsetningen av nitrogen i området er målt på en rekke steder rundt Kårstø-anleggene. Avsetningen varierer imidlertid lokalt hovedsakelig på grunn av forskjeller i nedbørmengde. De målte middelverdiene for nitrogenavsetning i perioden 1995-2000 varierte mellom 860 og 1870 mg N/m<sup>2</sup> for de regionale stasjonene på Sørvestlandet. Tidligere beregninger av nitrogenavsetningen for området angir midlere avsetning til 950-1450 mg N/m<sup>2</sup> for regionen. Disse beregningene tar hensyn til en lengre måleperiode og er skalert i forhold til nedbørmengden i området generelt. Kårstø anleggene ligger i et område med en avsetning på ca 1000 mgN/m<sup>2</sup>. Den største avsetningen vil være i det sørøstlige hjørnet av beregningsområdet. Beregninger viser at bidraget fra de eksisterende utslippene fra Kårstø vil maksimalt bidra med 25 mg N/m<sup>2</sup>. Dette er lite sammenlignet med dagens totale nitrogenavsetning.

Total nitrogenavsetning innenfor det 3800 km<sup>2</sup> store området er på 4718 tonn per år. Dagens aktivitet på Kårstø bidrar med 38 tonn per år.

Konsentrasjonene av ozon er dominert av langtransport og konsentrasjonsnivået varierer sterkt fra år til år. Konsentrasjonen målt på Sandve på Karmøy viser verdier over SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium i 243 timer pr. år i snitt for årene 1997-2000. Det er målt verdier for AOT40 for nyttevekster i vekstsesongen over nivået der en 10% vekstreduksjon kan forventes i 1997.

Forsuringssituasjonen i Rogaland er betydelig. Tålegrensene for forsurening er overskredet i mer enn 70% av overflatevannet i det undersøkte landarealet på 3800 km<sup>2</sup>. Forsuringen skyldes først og fremst langtransport av svovelforbindelser, men også nitrogenforbindelser.

Det er utført tålegrenseberegninger for tilførsler av syre til overflatevann i et landareal på 3800 km<sup>2</sup>. Med dagens svovel- og nitrogen-avsetning har 3032 km<sup>2</sup> av dette området i dag overskredet tålegrense, d.v.s. at området mottar mer syre (S+N) enn det som kan nøytraliseres i nedbørfeltene slik at overflatevannet blir forsuret.

Den årlige syretilførselen ligger i dag (1992-1996) på 68-102 mekv/m<sup>2</sup> pr. år i det aktuelle området. Tålegrensene i det samme området ligger mellom 17-450 mekv/m<sup>2</sup> pr. år og indikerer hvor mye syre et nedbørfelt kan motta i løpet av ett år uten at tålegrensen overskrides.

Influensområdet ligger hovedsakelig i ”sterkt oseanisk vegetasjonsseksjon”. Seksjonen er karakterisert av åpen kystlynghei med stor dominans av røsslyng, og ellers forekommer mange vestlige arter. Seksjonen mangler stort sett skog, noe som hovedsakelig skyldes menneskelig aktivitet gjennom hogst, brenning, slått og beite, mens myrer og kulturpåvirkede enger danner mosaikk i landskapet. De



østligste delene av influensområdet ligger i klart "oseanisk vegetasjonsseksjon", der epifyttrike, oseaniske skoger er mer vanlig.

#### *Vegetasjon i nærområdet til Kårstøanleggene*

Vegetasjon og flora på Kårstø ble undersøkt av Blom et al. (1982). Det undersøkte området strekker seg et par kilometer ut fra det regulerte industriområdet og omfatter også øyene Ognøy, Ognakalven og Kjøyna. Totalt ble ca. 6 km<sup>2</sup> vegetasjonskartlagt (kun fastlandet rundt industriområdet og Ognøy). Innen dette området er det beskrevet forekomster av kystlynghei, beitemarker/enger, strandvegetasjon, myr og skog. Kystlyngheia er helt dominerende og dekker hele 73% av det kartlagte arealet. Det skilles mellom røsslyng-tørrheier (1/3 av alle heiene), røsslyng-våtheier og gressheier. Blant røsslyng-tørrheiene finnes en varmekjær og sterkt oseanisk undertype av hei med forekomst av purpurlyng. Denne heitypen opptar bare små arealer i området. Røsslyng-våtheiene har større utbredelse. Denne heitypen karakteriseres av stor forekomst av fuktarter, blant annet klokkeløng, blåtopp og torvmosearter. Gressheiene har oftest sin opprinnelse i røsslyngheier, og er mer artsrike og mer verdifulle beiter. Røsslyng- og gressheiene særmerker landskapet på Kårstø og Ognøy.

Myrtypene innen det samme kartlagte området dekker 5% av området. Her finnes både nedbørmyster og næringsfattige sivevannsmyster. Nedbørmyster utgjør om lag 10% av det samlede myrarealet. Skogbestander finnes i hovedsak mellom Kleivå og Sandvik, og består for det meste artsfattige eikeskoger og bjørkeskoger. En mindre rik askeskog med hassel i busksjiktet ble registrert på Slettå.

Artsrikdommen for karplanter i det kartlagte området er høyere enn normalt så nær kyststripen, noe som trolig skyldes rik bergrunn og stor variasjon i lokalklimatiske forhold. Blom et al. (1992) registrerte totalt 325 karplantearter innenfor det 6 km<sup>2</sup> store området. Antall moser i samme området var 263, mens antall lavararter var 313, fordelt på 116 arter makrolav og 197 arter mikrolav. Blom et al. (1982) konkluderer at selv om floraen ved Kårstø er artsrik, er det få arter som kan benevnes sjeldne.

#### *Vegetasjon i influensområdet generelt*

De kartlagte vegetasjonstypene innen nærområdet til Kårstøanleggene er også vanlig ellers i influensområdet, dvs. at kystlynghei, beitemarker/enger, strandvegetasjon, myr og skog er de vanligste vegetasjonstypene. Åpent kulturlandskap med kystlyngheier, enger og havstrand er også rikt representert på Karmøy (Lundberg 1998). I følge kartlegginger av kystlyngheier utført av Fremstad et al. (1991) i Sveio kommune finnes det her større areal av kystlyngheier, vekselvis med myr og beitemarker. Myrrealene, der nedbørmyster er en viktig type, utgjør her omlag 20% av de kartlagte arealene.

### **0-alternativet**

Prognoser for utslippene fra Kårstø anleggene tilsier at utslippene vil øke fra 722 tonn NO<sub>x</sub> til 849 tonn i 2005. Dette fører til at de maksimale timemidlede konsentrasjonene av NO<sub>2</sub> øker noe. Den maksimale konsentrasjonen er beregnet til å bli 65 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>2</sub> og vil kunne oppstå ca 7 km fra anlegget. Dette er under SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium på 100 µg/m<sup>3</sup> midlet over en time.

Langtidsmiddelkonsentrasjonen er beregnet til å være lav og langt lavere enn de grenser myndighetene setter for slike konsentrasjoner.

Beregninger av avsetningen av nitrogenforbindelser fra utslippene for 0-alternativet viser at den maksimale avsetningen er beregnet til 28 mg N/m<sup>2</sup>. Dette er i likhet med dagens situasjon en relativt liten økning sett i forhold til totalavsetningen i området i dag.

Beregningene viser at for 0-alternativet avsettes 41 tonn nitrogen i det 3800 km<sup>2</sup> store beregningsområdet. Tålegrenseberegningene viser at 0- alternativet bidrar til å øke området med overskridelse av tålegrensen i et areal på 126 km<sup>2</sup>.

Ut fra dagens bakgrunnsnivå vil de nedre tålegrensene for kystlynghei ikke bli overskredet ved disse tilleggsavsetningene, men pga av usikkerheten ved effektene av langtransportert nitrogen i disse lyngheiene kan man ikke se bort fra at en økning, selv om den er liten, kan påvirke økosystemet. Generelt er det ugunstig å øke nitrogentilgangen i økosystemer som fra før ligger i faresonen. Eventuelle effekter av tilleggsavsetningene vil i dette tilfellet imidlertid være små. De rikere lyngheiene på søre Bømlo vil trolig ikke bli påvirket av økt nitrogenavsetning.

En ytterligere økning av tilført nitrogen vil kunne forverre situasjonen for nedbørmyrer. Dette gjelder mest for de mosaikkpregede myrforekomstene som er vanlig utbredt i kystlyngheilandskapet i nordre deler av influensområdet. Endringene vil imidlertid som følge av avsetning fra 0-alternativet trolig også være små.

En kan heller ikke utelukke at det vil skje påleiring av alger og endringer i epifyttiske lav- og mosesamfunn i skogene rundt Kårstø som følge av den økte nitrogenavsetningen, selv om avsetningene er små.

## **DPCU II**

Utslippene fra DPCU II øker det totale utslippet fra Kårstø anleggene til 1123 tonn NO<sub>x</sub> pr. år.

De maksimale timemidlede konsentrasjonen for NO<sub>2</sub> er beregnet til å bli 80 µg/m<sup>3</sup> og vil kunne oppstå i en avstand på ca 7.5 km. Dette er lavere enn SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium, som er 100 µg/m<sup>3</sup>.

Langtidsmiddelkonsentrasjonene er beregnet til å bli lave og vesentlig lavere enn SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium.

Den maksimale avsetningen av nitrogenforbindelser er beregnet til ca 47 mg N/m<sup>2</sup>. Dette er lite sammenlignet med bakgrunnsbelastningen på 950 til 1450 mg N/m<sup>2</sup>.

Beregningene viser at for DPCU II avsettes 52 tonn nitrogen i det 3800 km<sup>2</sup> store beregningsområdet. Tålegrenseberegningene viser at 0- alternativet bidrar til å øke området med overskridelse av tålegrensen i et areal på 126 km<sup>2</sup>.

Effektene ved utslippene i DPCU II vil trolig være de samme som beskrevet under 0-alternativet, men en ekstra belastning på maksimalt 20 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, sammenlignet med 0-alternativet, kan øke sannsynligheten for endringer i vegetasjonstyper der tålegrensene allerede er overskredet.

### **DPCU II og gasskraftverk**

Gasskraftverket er beregnet med et utslipp på 710 tonn NO<sub>x</sub>, selv om utslippstillatelsen tilsier 150 t fra 2005. Det totale utslippet fra Kårstøanleggene og gasskraftverket blir da til sammen 1833 tonn.

Den maksimale timemidlede konsentrasjonen av NO<sub>x</sub> er da beregnet til 86 µg/m<sup>3</sup>. Dette er noe under SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium.

Langtidsmiddelkonsentrasjonen vil bli lave og langt lavere enn de grenser som myndighetene har satt.

Avsetningen av nitrogenforbindelser vil ved dette utslippsscenariet bli ca 50 mg N/m<sup>2</sup>. Dette er lavt sammenlignet med den totale avsetningen på 950-1450 mg N/m<sup>2</sup> som skyldes langtransport av forurensninger. Nitrogenavsetningen vil imidlertid også være forskjellig i forskjellige deler av influensområdet og den maksimale beregnede avsetningen vil komme i et område der det i dag er en avsetning på 1000-1100 mgN/m<sup>2</sup>.

Beregningene viser at for DPCU II og gasskraftverket avsettes 86 tonn nitrogen i det 3800 km<sup>2</sup> store beregningsområdet. Tålegrenseberegningene viser at DPCU II og gasskraftverket bidrar til å øke området med overskridelse av tålegrensen i et areal på 126 km<sup>2</sup>.

Økningen i nitrogenavsetningen på Kårstø som følge av utslipp fra anleggene vil utgjøre en liten andel av dagens tilførsler og effekten i vann og jord kan 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 forsuringssituasjonen, vil vi understreke at enhver økning i nitrogenavsetningen 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 nitrogen-utslippene fra Kårstø, er utviklet som en metode for å finne mål for hvor mye utslippene skal reduseres for å komme under tålegrensen.

For vegetasjon vil dette alternativet ikke føre til at nye vegetasjonstyper vil få overskredet sin tålegrense, men sannsynligheten for at det vil skje endringer i vegetasjonstypene nedbørmyr, kystlynghei og skogøkosystem vil bli noe høyere. Man bør ved disse tilleggsverdiene være også spesielt oppmerksom på økt algevekst på trestammer.

### **Estimerte bidrag til konsentrasjoner av ozon**

Ozon i troposfæren (nær bakken) dannes ved kjemiske reaksjoner mellom flyktige organiske stoffer og nitrogenoksider under påvirkning av sollys.

Bakgrunnsnivået av troposfærisk ozon er varierende og forekommer episodisk med høye konsentrasjoner. Bakgrunnsnivået er vanligvis lavere enn anbefalte luftkvalitetskriterier, men likevel relativt høyere i forhold til anbefalte luftkvalitetskriterier enn for de fleste andre luftforurensende komponenter.

Ut fra en vurdering av tidligere beregninger for et gasskraftverk på Kårstø vil røykfanene fra gasskraftverket og Kårstø terminalen forårsake dannelse av ozon, men denne vil være relativt liten. Ozonkonsentrasjonen ved bakkenivå vil anslagsvis være ca.  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  der røykfanene belaster og overlapper. Dette tilsvarer ca. 2% av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium. Det er  $\text{NO}_x$ -utslippet som er bestemmende for påvirkning ved bakkenivå av ozonkonsentrasjonen. Konsentrasjonene av bakkenær ozon er til tider høyt i området. Det må her påpekes at området har allerede overskridelser av anbefalte luftkvalitetskriterier.

# Effekter av økte nitrogenoksidutslipp til luft fra Kårstøanleggene i Rogaland

## 1 Innledning

Statoil har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU) om å utrede virkningene av økt utslipp til luft som følge av utbygging av Kårstøterminalen i forbindelse med ilandføring av rikgass fra Kristin-feltet. Utbyggingsprosjektet benevnes DPCU II.

Kårstøanleggene i dag har utslipp fra prosessering av rikgass ilandført gjennom Statpipe og Åsgard Transport, samt kondensat fra Sleipner. Videre er det vedtatt en utvidelse av gassbehandlingskapasiteten fra 1.10.2003 i forbindelse med ilandføring av rikgass fra Mikkelfeltet.

I tillegg til dette planlegger Naturkraft et gasskraftverk på området. Utbyggingsplanene her er blitt noe forskjøvet pga manglende lønnsomhet i prosjektet og følgelig er tidsplanene noe usikre. Denne rapporten inneholder utredninger av virkninger på naturmiljøet fra alle disse utslippene.

Energibehovet er tenkt dekket ved at kapasiteten for eksisterende anlegg utnyttes, samt at det bygges en ny kjel for produksjon av varme. I tillegg økes importen av elektrisitet til terminalen. Økt utnyttelse av eksisterende utstyr fører til at utslippsbetingelsene for disse anleggene forandres.

I tillegg til utbyggingen for å ta imot økte rikgassvolumer, planlegges også et anlegg for økt utvinning av etan. Prosjektet benevnes Craier og fører samtidig til utskillelse av en hydrokarbonrik CO<sub>2</sub>-gass som planlegges benyttet som fyrgass i den nye kjelen. Energibehovet til Craier dekkes i all hovedsak av elektrisitet fra nettet. I tillegg kommer et varmebehov på 3 tonn/time som er marginalt i forhold til den totale dampproduksjonen på 650 tonn/time som ligger til grunn for denne utredningen. Craier representerer således kun en marginal utslippøkning på Kårstø.

Utbyggingsalternativet som ligger til grunn for denne utredningen omtales derfor i rapporten som DPCU II, selv om dampbehovet til Craier-prosjektet inngår i de totale utslippene som utredes. Rapporten bygger på tidligere utredninger av Kårstøanleggene og Naturkrafts planlagte gasskraftverk på Kårstø (Guerreiro, 1998, Knudsen et al., 1997).

## 2 Anbefalte luftkvalitetskriterier, tålegrenser for overflatevann og effekter på vegetasjon og fauna

### 2.1 Luftkvalitetskriterier og grenseverdier

Ved vurdering av luftkvaliteten i et område er det vanlig å sammenligne målte og beregnede konsentrasjoner med luftkvalitetskriterier eller grenseverdier for luftkvalitet.

I 1997 fastsatte Regjeringen kartleggings- og tiltaksgrenser i forskriften til Forurensningsloven. Overskridelser av kartleggingsgrenser medfører utredning av tiltak for å bringe luftforurensningsnivået under grenseverdien. Overskridelser av tiltaksgrensen skal følges opp av tiltak for å få ned luftforurensningsnivået.

EU har nå fastsatt nye grenseverdier for luftkvalitet for EU (EØS-området). Disse har i hovedsak tatt utgangspunkt i Verdens helseorganisasjons anbefalte retningslinjer (WHO, 1999). EUs grenseverdier for midlingstider 1 time, 8 timer eller 24 timer kan tillates overskredet et visst antall ganger i året. Disse grenseverdiene vil gjennom EØS-avtalen også gjelde i Norge. Disse grensene er til dels betydelig strengere enn gjeldende forskrifter i Forurensningsloven.

Regjeringen vedtok høsten 1998 Nasjonale mål for luftkvalitet for byer og tettsteder som skal overholdes innen 1.1.2005 ( $PM_{10}$ ,  $SO_2$ ) eller 1.1.2010 ( $PM_{10}$ ,  $NO_2$ , benzen). Disse kravene er bygget opp som de nye EU-kravene, men verdiene er litt strengere. Alle offentlige data og rapportering om framdriften i miljøarbeidet, utviklingen i miljøtilstand osv. og virkningsberegninger i nasjonale transportplaner skal legges opp etter disse målene.

SFT har tidligere utarbeidet såkalte anbefalte luftkvalitetskriterier som er satt ut fra at eksponeringsnivåene må være 2-5 ganger høyere enn kriteriene før det med sikkerhet er konstatert skadelige effekter. Overskridelser kan derfor ikke tolkes som definitivt helseskadelige, men en kan heller ikke utelukke effekter hos spesielt sårbare mennesker ved nivåer under kriteriene. Disse kriteriene er betydelig lavere enn kartleggings- og tiltaksgrensene i forskriften til Forurensningsloven og også lavere enn EUs grenseverdier og Nasjonale mål. I motsetning til de kravene som er nedfelt i forskriften og EUs grenseverdier, er SFTs kriterier ikke juridisk bindende.

SFTs luftkvalitetskriterier har de laveste verdiene og når luftkvaliteten tilfredsstillende disse verdiene er de andre også oppfylt.

Tabell 1 gir et sammendrag av de ulike grenseverdiene og kriteriene.

Tabell 1: SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier, Nasjonale mål, Forurensningslovens tiltaks- og kartleggingsgrenser og EUs nye grenseverdier for luftkvalitet med hensyn til virkning på helse. Grenseverdiene er gitt i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Stoff	Midlingstid	1 time	8 timer	24 timer	6 måneder	År
NO <sub>2</sub>	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier	100		75	50	30
	Nasjonalt mål (og antall tillatte overskridelser)	150 <sup>1)</sup> (8 pr. år)				
	Forurensningslovens tiltaksgrense	300 <sup>2)</sup>				
	Forurensningslovens kartleggingsgrense	200				
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)	200 <sup>1)</sup> (18 pr. år)				40 <sup>1)</sup>
PM <sub>10</sub>	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			35	Ny verdi skal utarbeides	
	Nasjonalt mål (og antall tillatte overskridelser)			50 <sup>2)</sup> (25 pr. år) 50 <sup>1)</sup> (7 pr. år)		
	Forurensningslovens tiltaksgrense			300 <sup>2)</sup>		
	Forurensningslovens kartleggingsgrense			150		
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)			50 <sup>2)</sup> (35 pr. år)		40 <sup>2)</sup>
	Grenseverdier for 2010 er veiledende.			50 <sup>1)</sup> (7 pr. år)		20 <sup>1)</sup>
PM <sub>2,5</sub>	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			20	Ny verdi skal utarbeides	
Pb	EUs nye grenseverdi					0,5 <sup>2)</sup>
SO <sub>2</sub>	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			90	40	
	Nasjonalt mål			90		
	Forurensningslovens tiltaksgrense			200 <sup>2)</sup>		
	Forurensningslovens kartleggingsgrense			90		
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)	350 <sup>2)</sup> (24 pr. år)			125 <sup>2)</sup> (3 pr. år)	
Benzen	Nasjonalt mål					2 <sup>1)3)</sup>
	EUs grenseverdi					5 <sup>1)</sup>

1) skal overholdes innen 1.1.2010

2) skal overholdes innen 1.1.2005

3) gjelder bybakgrunn, dvs. utenom sterkt trafikkerte gater og veier.

## 2.2 Tålegrenser for overflatevann

Forurenset luft og nedbør inneholder nitrogen og svovel i form av nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Disse komponentene bidrar til forsuring av jord og vann i Norge. Utslipp fra vei- og skipstrafikk er de dominerende kildene til  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO} + \text{NO}_2$ ) i Norge. Svovelutslippene i Norge har gått betydelig ned de siste årene.

Både oksidert (nitrat) og redusert nitrogen (ammonium) bidrar imidlertid til forsuringen, men i Sør-Norge er vanligvis bidraget fra oksidert nitrogen størst.

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. Dette 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 noe 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. Det er de to første ionene som gjør vannet surt.

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. Derfor er det 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 nitrogen belastningen ligge på minst  $900 \text{ mg N/m}^2/\text{år}$  for at tilført nitrogen skal "lekke" fra nedbørfeltet og bidra til forsuring (Dise og Wright, 1995). For nedbørfelt som ikke er skogkledde er det forventet at grensen er lavere.

I Norge er det en klar positiv sammenheng mellom nitrogenavsetning og nitrogen konsentrasjon i overflatevann. De høyeste nitrogenkonsentrasjonene finnes derfor i områder av landet med den høyeste nitrogenavsetningen (Skjelkvåle et al., 1997).



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.”

Tålegrense-definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader. 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. (Knudsen et al., 1997).

De planlagte utbyggingene på Kårstø vil avgi  $\text{NO}_x$  som kan omdannes til salpetersyre i luften. Når denne avsettes har den et like stort forsuringspotensiale på jord og avrenningsvann som en tilsvarende mengde svovelsyre. Det vil derfor være avgjørende i hvilken grad nitreringen tas opp i de nedbørfeltene som kan påvirkes av utslippet fra Kårstø anleggene. (Knudsen et al., 1997).

### 2.3 Effekter på vegetasjon

#### *Nitrogenoksider ( $\text{NO}_2$ og $\text{NO}$ )*

$\text{NO}$  og  $\text{NO}_2$  er de viktigste gassene som slippes ut fra Kårstøanleggene med hensyn på vegetasjonsskader. Ved lave konsentrasjoner er  $\text{NO}_2$  å regne som et plantenæringsstoff, mens den ved høye konsentrasjoner er en plantegift (SFT, 1992). Både  $\text{NO}_2$  og  $\text{NO}$  tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og løses i vann med dannelse av nitrater og nitritter som ved høye konsentrasjoner gir toksiske effekter. Dersom for store mengder  $\text{NO}_2$  tas opp over tid, oppstår akutte skader i form av nekrose (områder med dødt vev).

Ved korttidforsøk med  $\text{NO}_2$  alene er det vist at bare svært høye konsentrasjoner (over  $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) gir skade på vegetasjon. Fra langtidsforsøk (11 mnd. middel) er det påvist redusert vekst hos følsomme arter ved konsentrasjoner ned til  $124 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I samspill med ozon og svoveldioksid er imidlertid langt lavere konsentrasjoner av  $\text{NO}_2$  skadelig for vegetasjon. Redusert vekst er da påvist ved  $\text{NO}_2$ -konsentrasjoner ned til  $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (eksponeringstid 43 døgn). På bakgrunn av dette er SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for  $\text{NO}_2$  med hensyn på vegetasjon satt til  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  med midlingstid 1 år (tabell 1). Dette samsvarer med ECEs (Economic Commission for Europe) og WHO's (World Health Organization) tålegrenser. WHO har også en korttidskonsentrasjon (midlingstid 4 timer) for vegetasjon på  $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Verdien er gitt med forbehold om at konsentrasjonen av  $\text{SO}_2$  ikke overskrider  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og ozonkonsentrasjonen ikke overskrider  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , regnet som årsmiddel.

### ***Total nitrogenavsetning***

Total nitrogenavsetning fra atmosfæren regnes som summen av tørravsetning ( $\text{NO}_2$ , sum  $\text{NO}_3^- + \text{HNO}_3$  og sum  $\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$ ) og våtavsetning ( $\text{NO}_3^-$  og  $\text{NH}_4^+$  i nedbør).

Planter og mikroorganismer tar opp tilført nitrogen fra jord og luft og benytter dette som byggemateriale i celleproduksjonen. Økt nitrogentilgang kan således gi gjødselseffekter og føre til økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom arter og endringer av artssammensetningen mot mer nitrogenkrevende vegetasjon (Tamm, 1991).

Grensen for hvor mye nitrogen naturen kan nyttiggjøre seg, avhenger sterkt av jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensen for vegetasjon varierer mellom 500 og 3500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år (Tabell 2). 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 Thörnelöf, 1992). Endringer i plantevekst, artssammensetning og dominans er blitt brukt som målbare effekter av nitrogenavsetning. I noen tilfeller er endringer i økosystemfunksjoner, slike som utvasking av nitrogen eller nitrogenakkumulasjon, blitt benyttet. Tålegrensene er fastsatt med en nedre og en øvre grense da det innen de analyserte økosystemene er reelle variasjoner knyttet til eksperimentelle behandlinger og usikkerhet i avsetningsverdier. Verdiene gitt i tabell 2 er av UN ECE alle vurdert som "pålitelige" eller "ganske pålitelige". Under vegetasjonstyper merket med \* er tålegrensene "antagelser" og er således nokså usikre. Henriksen & Buan (2000) har valgt den øvre tålegrenseverdier for nedbørmyr i Norge (1000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år) med henvisning til Esser & Tomter (1996), som benytter begge nivåene i sine tålegrensekart for nitrogen. Vi benytter de internasjonale verdiene da disse er vurdert som "ganske pålitelige". Det er svært usannsynlig at nedbørmyr og fattig løvskog skal ha samme tålegrense, da de økologisk sett er to vidt forskjellige systemer. Løvskog er tilpasset en viss nitrogenomsetning gjennom god mineralisering i jordsmonnet, mens nedbørmyr har en særdeles lav nedbrytningshastighet av organisk material og er tilpasset en lav nitrogenomsetning.

Tabell 2: Tålegrenser for total nitrogenavsetning (fra Bobbink et al., 1996).

Trær og vegetasjonstyper	mg N/m <sup>2</sup> pr. år	Indikasjoner på overskridelse
Bartrær	1000 - 3000	Næringsubalanse
Løvtrær	1500 - 2000	Næringsubalanse, økt skudd/rot forhold
Næringsfattige barskoger	700 - 2000	Endringer i bunnvegetasjon og mykorrhiza, økt utvasking
Næringsfattige løvskoger	1000 - 2000	Endringer i bunnvegetasjon og mykorrhiza
Næringsrike skoger *	1500 - 2000	Endringer i bunnvegetasjon
Skoger i humide områder *	500 - 1000	Nedgang i lavflora og fremvekst av frittlevende alger
Artsrike enger, middels næringsrike	2000 - 3000	Økt innslag av høge gras, endringer i diversitet
Artsrike enger, næringsrike	1500 - 3500	Økt mineralisering og N-akkumulasjon, utvasking, endringer i diversitet
Fattig fjellhei *	500 - 2000	Nedgang i lav, moser og lyngvekster
Kystlynghei	1500-2000	Nedgang i røsslyngdominans, moser og lav, økt innslag av graminider, N-akkumulasjon
Nedbørm yr	500 - 1000	Nedgang i typiske moser, økt innslag av høge gras, N-akkumulasjon
Jordvannmyr, middels rik	2000 - 3500	Økt innslag av høge gras, nedgang i diversitet

\* = usikre verdier

En nærmere beskrivelse av effekter av overgjødning for ulike vegetasjonstypene er beskrevet nedenfor.

### Effekter i skog

Næringsfattige skoger har generelt en lavere tålegrense enn rikere skoger, og barskog en lavere tålegrense enn løvskog, se Tabell 2. Generelle effekter av tålegrenseoverskridelser er næringsubalanse hos trær, endringer i artssammensetningen ved at nitrofile arter øker i omfang i næringsfattige skoger (jfr. Dirkse et al., 1991; Nygaard og Ødegaard, 1993), mens det i bunnvegetasjonen i rikere skoger skjer en reduksjon av både arter og biomasse (Falkengren-Grerup, 1993). I næringsfattige barskoger og løvskoger kan økt nitrogenavsetning føre til nedsatt dannelse av fruktlegemer til mykorrhiza sopp (Brandrud, 1995).

Epifyttiske lav og moser tar opp nitrogen både i 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 på bl.a. på trestammer (Bobbink et al. 1996, Bruteig et al., 2001).

Det kan også skje utvasking av nitrogen fra skogøkosystemet. Empiriske studier av skogøkosystemer i Europa (Dise og Wright, 1995) viser at for nitrogen

avsetning opp til 900 mg N/m<sup>2</sup> pr. år kan økosystemet ta opp all tilført nitrogen. For avsetning mellom 900-2500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år kan 0-100% av nitrogen lekke ut i avrenningen avhengig av nedbørfeltets karakter, mens for avsetninger over 2500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år vil 50-100% av nitrogen lekke ut i avrenningen.

### Effekter i kystlynghei

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

I de seneste tiår har den tradisjonelle skjøtselen av kystlyngheiene avtatt sterkt, og naturtypen har endret karakter ved naturlig gjengroing med busker og trær (Fremstad et al. 1991; Hjeltnes 1994a,b). Flere studier av lyngheier i nord-vest Europa har gitt et detaljert bilde av sammenhenger mellom heivegetasjon, beitepåvirkning og forstyrrelser ved brann, oppsummert av Hobbs & Gimingham (1987). Lav næringsstatus, brann og beitepåvirkning er påvist som de viktigste faktorer som kontrollerer dynamikken i heisystemene. Produksjon og artssammensetning er særlig bestemt av alderen på røsslyngbestandene, der gamle degenererte bestander generelt har et lavt biologisk mangfold. Effektene av brann og beite er også avhengig av alder på lyngen og av intensiteten på skjøtselsformene. Moderat beitetrykk og brann ved visse mellomrom kan opprettholde produktivitetstilstanden med røsslyng som den dominerende arten. Et mer intensivt beite og hyppige branner kan imidlertid føre til økt innslag av graminider og tilbakegang av lyng. Opphør av beite i områder som tidligere har vært sterkt beitet kan også føre til økt grasvekst.

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

Lyngheiene er generelt tilpasset liten tilgang på nitrogen og ansees som følsomme for økt nitrogentilførsel. En litteraturstudie utført av Fremstad (1992) oppsummerer virkninger av nitrogentilførsel på 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 klokkeling ut av grasarter, først og fremst

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

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

Kystlyngheiene i midtre deler av Hordaland og videre nordover Vestlandskysten har hatt den samme reduksjon i skjøtsel som lyngheiene i Rogaland og svært mye av lyngheiene her befinner seg også i en degenereringsfase. Likevel er disse heiene betraktelig mindre påvirket av grasvekst enn heiene lenger sør, og grasinnslaget avtar nordover kysten i takt med avtakende nitrogenavsetning. Denne regionale forskjellen i artssammensetning, sammen med kunnskapen om generelle effekter av økt nitrogentilførsel, er årsaken til at langtransportert nitrogen anses å være en viktig påvirkningsfaktor i kystlyngheier langs søre deler av Vestlandskysten.

På bakgrunn av drastiske endringer i jordbruksdrift og økt nitrogenavsetning anses vegetasjonstypen i Norge for å være truet (Aarrestad et al., 2001).

### **Effekter på nedbørmyr**

Nedbørmyr (ombrotrof myr) er avhengig av tilførsel av næringsstoffer fra nedbøren og anses som et av de mest følsomme systemene overfor økt nitrogenavsetning. 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 nitrogenavsetning på nedbørmyr, og en kunnskapsoppsummering av Tybirk et al. (1995), viser at det i nordvest-Europa er observert endringer i produksjon og konkurranseforhold mellom torvmoser og en økning av middels næringskrevende karplanter som blåtopp og duskull. Disse endringene settes i sammenheng med økt nitrogenavsetning. I områder med lav nitrogentilførsel har mosedekket på nedbørmyr evne til å ta opp og holde på atmosfærisk tilført nitrogen. Ved høy nitrogenavsetning vil imidlertid evnen til å immobilisere nitrogen avta. Mer nitrogen tilføres rotsonen og blir tilgjengelig for karplanter som således kan få økt vekst. Endringer i konkurranseforholdet mellom torvmoser og karplanter, kan også skyldes endringer i nedbrytningshastighet av strø og økt mineralisering av akkumulert organisk materiale ved økt nitrogentilførsel.

I Norge er det ikke publisert undersøkelser som viser effekter av nitrogenpåvirkning på myrvegetasjon, men det er nærliggende å anta at endringer også skjer i norske nedbørmyrer med høy nitrogenbelastning.

### **Ozon**

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 reduserer fotosyntesen. Redusert fotosyntese er påvist ved så lave konsentrasjoner som 40-120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . 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. Omfattende skogskader i USA og Mellom-Europa er 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.

SFT anbefaler ECEs luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på vegetasjon. Korttidskonsentrasjonen (midlingstid 1 time) bør ikke overskride 150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ved 8 timers midlingstid er tålegrensen satt til 60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og gjennomsnittsverdien for vekstsesongen (april-september) av 7 timersmiddel (kl 0900-1600) bør ikke overskride 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Gjennomsnittsverdien for vekstsesongen i Norge i dag er på 50-80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 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). I de siste par årene har man kommet fram til revisjoner av AOT40-definisjonene. For å ta hensyn til at vekstforholdene i Skandinavia er forskjellig fra de på kontinentet, anbefales det nå å bruke såkalt nordisk tilpasning til AOT40-definisjonen. Dette innebærer at vekstsesongen som AOT40-beregningene baseres på blir relatert til breddegraden, og dermed starter senere lenger nord. Dette har stor betydning for den akkumulerte AOT-dosen, siden ozonkonsentrasjonen har en betydelig sesongvariasjon med høyest konsentrasjoner i april-mai.

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

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

AOT40-verdiene er overskredet på de fleste stedene i Sør-Norge både sett i forhold til nye og gamle definisjoner av AOT40.

## 2.4 Effekter på fauna

### *Nitrogenoksider ( $\text{NO}_x$ )*

Effektene av nitrogenoksider på dyreliv kan være enten direkte eller indirekte via jordforsuring (Pedersen og Nybø, 1990). Direkte kan nitrogendioksid ha flere

typer skadelige effekter på dyreorganismer, men det er lite undersøkt hos andre dyregrupper enn pattedyr (og mennesker). Generelt vil respirasjonssystemet bli påvirket hos alle dyr, men antakelig med svært ulike effekter hos ulike dyregrupper.

Nitrogenoksider påvirker særlig luftveisorganene hos mennesker, pattedyr og fugler, bl.a. ved nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for både akutte og kroniske luftveissykdommer.

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for NO<sub>2</sub> med hensyn på helse/dyr er satt til 100 µg/m<sup>3</sup> midlet over 1 time og 50 µg/m<sup>3</sup> midlet over 6 måneder. Data for fastsetting av tålegrenser for NO er dårlige, men også høye nivåer av NO synes å føre til skadevirkninger.

### ***Total nitrogenavsetning***

Effektene av økt nitrogentilgang på faunaen er primært indirekte, ved at noen arter blir begunstiget, 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 sammensetningen av faunaen både hos evertebrater, fugler og pattedyr, både på lynchheier og nedbørmyrer. En annen indirekte effekt er at de påvirkete vegetasjonstypene inneholder en annen sammensetning av faunaen av virvelløse dyr (som er næring for f.eks. svært mange fugler). Det foreligger imidlertid ingen studier som viser konkret hvilke effekter slike gjødslingseffekter kan ha på faunasammensetning (jf. Pedersen & Nybø, 1990).

### ***Ozon***

Ozon er påvist å føre til betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for infeksjoner hos mennesker og dyr. Man har funnet betennelsesreaksjoner hos mennesker ved konsentrasjoner av ozon ned mot 160 µg/m<sup>3</sup> over 6,6 timer. Laveste observerte effektnivå for korttidseksponering synes å ligge rundt 200-300 µg/m<sup>3</sup>. SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr er satt til 100 µg/m<sup>3</sup> over 1 time og 80 µg/m<sup>3</sup> over 8 timer (forekomst av forhøyede verdier av ozon strekker seg som regel over perioder på 8-12 timer). Disse grensene overskrides episodevis over store deler av Norge (3% av tiden i Sør-Norge).

## **3 Førsituasjonen**

### **3.1 Naturgeografi, vegetasjon og fauna**

Det er vanskelig å definere begrensningene i influensområdet å grunn av at utslippene av nitrogenoksider påvirker et stort område. Det er i denne rapporten undersøkt der belastningen fra anlegget forventes å være størst. Dette er et område som er et kvadrat på 100\*100 km med Kårstøanleggene i sentrum. Kvadratet er rettet nord-syd. Området omfatter fra Stavanger i sør til Bømlo og Stord i nord, og fra Karmøy i vest til midtre deler av Ryfylke i øst. Avsetningen vil da være under 10 mgN/m<sup>2</sup> for anleggene på Kårstø og i overkant av 10 mgN/m<sup>2</sup> for Naturkrafts anlegg.

Kårstø ligger i Tysvær kommune i Rogaland. Landskapet er kupert og fjellene når opp i 300 m. Landskapet omkring utbyggingsstedet var opprinnelig dekt av myr i en 3 km bred strandflate. I dag er myrområdene stort sett drenert, og disponeres til jordbruksformål. De tykkeste moreneavsetningene finnes i forsenkningene i de flateste områdene. De konvekse landskapsformene mangler eller har meget tynt morenedekke. På grunn av den høye humiditeten i klimaet er berget ofte dekt av sur lynghumus.

Berggrunnen i nærområdet til Kårstøanleggene består av omdannet og nokså skifrig kambrosilur bergarter (Sigmond et al., 1984). Ved forvitring gir dette et middels bra substrat for planteproduksjon. I områdene nord og vest for Kårstø er det imidlertid surere og hardere gneissbergarter, som gir opphav til mer næringsfattig jordsmonn og mindre næringskrevende vegetasjon. Sure gneiser, granitt og gabbro er de vanligste bergartene i Sveio og Ølen, mens områdene øst for Kårstø i Vindafjord kommune har rikere bergarter. Kalkrike bergarter finnes også på søre Bømlo og på Stord.

Det undersøkte området dekker et landareal på 3800 km<sup>2</sup>. Definisjon I dette området finnes det 520 vann som dekker et areal på til sammen 79 km<sup>2</sup>. Datagrunnlaget for disse tallene er hentet fra NVEs innsjødatabase REGINE. Størrelsesfordelingen av sjøene er gitt i Tabell 3 (Knudsen et al., 1997).

Tabell 3: *Antall innsjøer fordelt på størrelser i det undersøkte området (Knudsen et al., 1997).*

Areal av innsjø	< 0,04 km <sup>2</sup>	0,04-0,1 km <sup>2</sup>	0,1- 1 km <sup>2</sup>	1-10 km <sup>2</sup>
Antall sjøer	190	175	147	9

Influensområdet ligger hovedsakelig i ”sterkt oseanisk vegetasjonsseksjon” (Moen, 1998). Seksjonen er karakterisert av åpen kystlynghei med stor dominans av røsslyng, og ellers forekommer mange vestlige arter. Seksjonen mangler stort sett skog, noe som hovedsakelig skyldes menneskelig aktivitet gjennom hogst, brenning, slått og beite, mens myrer og kulturpåvirkede enger danner mosaikk i landskapet. De østligste delene av influensområdet ligger i klart ”oseanisk vegetasjonsseksjon”, der epifyttrike, oseaniske skoger er mer vanlig.

#### *Vegetasjon i nærområdet til Kårstøanleggene*

Vegetasjon og flora på Kårstø ble undersøkt av Blom et al. (1982). Det undersøkte området strekker seg et par kilometer ut fra det regulerte industriområdet og omfatter også øyene Ogn, Ognakalven og Kjøyna. Totalt ble ca. 6 km<sup>2</sup> vegetasjonskartlagt (kun fastlandet rundt industriområdet og Ognøy). Innen dette området er det beskrevet forekomster av kystlynghei, beitemarker/enger, strandvegetasjon, myr og skog (Thomassen, 1992). Kystlyngheia er helt dominerende og dekker hele 73% av det kartlagte arealet. Det skilles mellom røsslyng-tørrheier (1/3 av alle heiene), røsslyng-våtheier og gressheier. Blant røsslyng-tørrheiene finnes en varmekjær og sterkt oseanisk undertype av hei med forekomst av purpurlyng. Denne heitypen opptar bare små arealer i området. Røsslyng-våtheiene har større utbredelse. Denne heitypen karakteriseres av stor forekomst av fuktarter, blant annet klokkelyg, blåtopp og torvmosearter.



Gressheiene har oftest sin opprinnelse i røsslyngheier, og er mer artsrike og mer verdifulle beiter. Røsslyng- og gressheiene særmerker landskapet på Kårstø og Ognøy.

Myrtypene innen det samme kartlagte området dekker 5% av området. Her finnes både nedbørmyrer og næringsfattige sigevannsmyrer. Skogbestander finnes i hovedsak mellom Kleivå og Sandvik, og består for det meste artsfattige eikeskoger og bjørkeskoger. En mindre rik askeskog med hassel i busksjiktet ble registrert på Slettå.

Artsrikdommen for karplanter i det kartlagte området er høyere enn normalt så nær kyststripen, noe som trolig skyldes rik bergrunn og stor variasjon i lokalklimatiske forhold. Blom et al. (1992) registrerte totalt 325 karplantearter innenfor det 6 km<sup>2</sup> store området. Antall moser i samme området var 263, mens antall lavarter var 313, fordelt på 116 arter makrolav, 197 arter mikrolav. Blom et al. (1982) konkluderer at selv om floraen ved Kårstø er artsrik, er det få arter som kan benevnes sjeldne.

#### *Vegetasjon i influensområdet generelt*

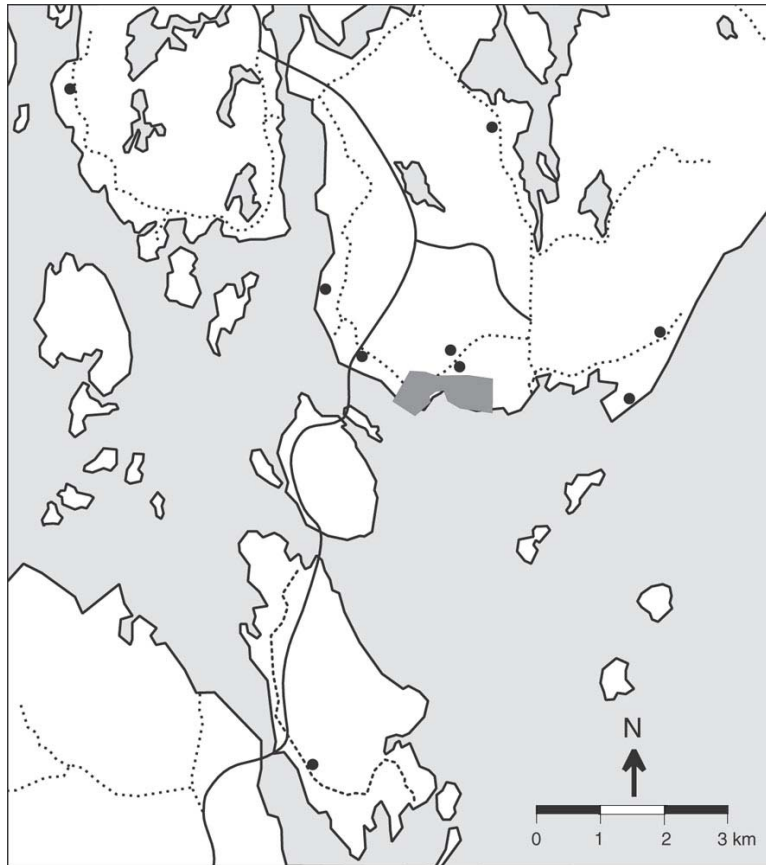
De kartlagte vegetasjonstypene innen nærområdet til Kårstøanleggene er også vanlig ellers i influensområdet, dvs. at kystlynghei, beitemarker/enger, strandvegetasjon, myr og skog er de vanligste vegetasjonstypene. Åpent kulturlandskap med kystlyngheier, enger og havstrand er også rikt representert på Karmøy (Lundberg 1998). I følge kartlegginger av kystlyngheier utført av Fremstad et al. (1991) i Sveio kommune finnes det her større areal av kystlyngheier, vekselvis med myr og beitemarker. Myrrealene, der nedbørmyrer er en viktig type, utgjør her omlag 20% av de kartlagte arealene.

#### *Fauna*

Et stort antall fuglearter hekker eller overvintrer ved Kårstø, og mange av bestandene er viktige i regional sammenheng (Thomassen, 1992). Viktige områder for fugl er holmene og øyene i fjorden, og edellauvskog ved Sandviksfjellet. Oterforekomst ved Kårstø er spesielt interessant fordi bestanden i sørlige områder er sterkt redusert. Hjort og hare er tallrike i området (Thomassen, 1992). Sammensetning av fuglesamfunnene og bestandsstørrelser for både pattedyr og fugler er nærmere beskrevet av Pedersen (1982) og Thomassen (1992).

### **3.2 Luftforurensning på Kårstø i dag**

Den eksisterende luftforurensningssituasjonen i området rundt Kårstø er både influert av langtransportert og lokal luftforurensning. Målingene av innholdet av nitrøse gasser i luft utført i 1994/95 viser at det midlere nivået ved Kårstø-terminalen er lavt og sammenlignbart med konsentrasjonsnivået på lite forurensede steder i Norge. Årsmiddelkonsentrasjonen av nitrogendioksid målt på en stasjon nær anleggene var 4,6 µg/m<sup>3</sup>. Det er anslått at utslippene fra Kårstøanlegget forårsaker ca. 2 µg/m<sup>3</sup> av dette (Tønnesen, 1995).



*Figur 1: Målestasjoner rundt Kårstø i 1994. Tallene refererer til navnene under. 1) Gismarvik, 2) Storhaug, 3) Susort, 4) Årvik, 5) Sandvik, 6) Kårstø, 7) Bokn. Det ble målt meteorologi og nedbørsmengde på stasjonen Kårstø.*

Den høyeste målte timemiddelkonsentrasjonen av  $\text{NO}_2$  på Sandvik (nær industrianlegget) var  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og ble målt ved vind fra terminalen mot målestasjonen. Denne belastningen skyldes både langtransportert forurensning og bidraget fra industrianleggene.

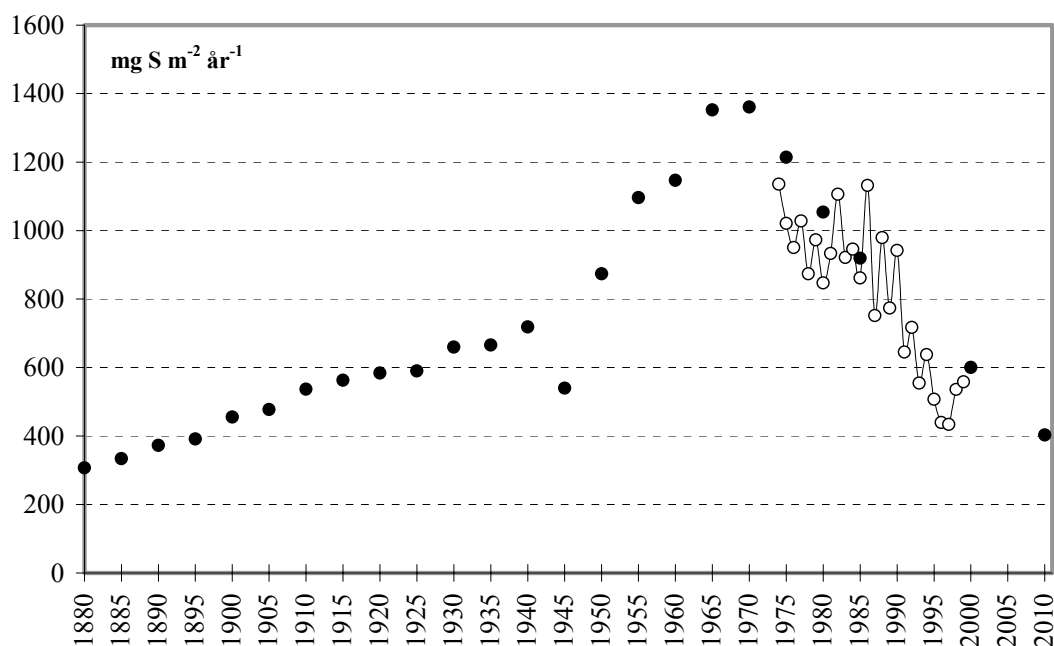
Middelbelastningen på stasjonen Bokn som er belastet med biltrafikk fra Europavei 39 ble registrert med høyere verdier enn belastningen på Sandvik. Bidraget fra Kårstø terminalen til  $\text{NO}_2$ -konsentrasjonen på Sandvik utgjør ca. 50% av totalbelastningen på målestasjonen. Mens det er bidraget fra trafikken til  $\text{NO}_2$ -konsentrasjonen som utgjør ca. 50% av totalbelastningen på målestasjonen på Bokn.

Måleresultatene for  $\text{SO}_2$ , sot og  $\text{NO}_x$  indikerer at luftkonsentrasjonene på målestasjonene hovedsakelig skyldes langtransportert luftforurensning. Gassanleggenes bidrag er for lite til at det lar seg kvantifisere.

Det er målt ozonkonsentrasjoner på Sandve på Karmøy i regi av SFT i årene 1997-2000. Disse målingene antas å være representative for Kårstø området.

Ozonkonsentrasjonene varierer sterkt fra år til år. Hvert år er det målt konsentrasjoner over SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium på  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og i snitt for de fire årene er det målt konsentrasjoner over  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i 243 timer pr. år. De målte maksimumsverdiene varierer mellom 128 og  $163 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . AOT40 verdiene er under grensene der det kan forventes en 10% vekstreduksjon for alle årene bortsett fra 1997 da AOT40 verdien for 3 månedersperioden 15. mai til 15. august ble målt til 4367 ppbh. Verdien der en kan forvente 10% vekstreduksjon i vekstsesongen over en 3 måneders periode er 3000 ppbh. For 1999 var AOT40 verdien for samme periode 2967 ppbh.

De internasjonale forpliktende avtalene har medført betydelige reduksjoner i utslippene av nitrogen og svovel og derved også tilførselen til Norge. Basert på de kontinuerlige måleseriene som finnes tilgjengelig gjennom statlig program for forurensningsovervåking (Aas et al., 2000), fremgår det at innholdet av svovel i nedbøren er redusert med omlag 50-60% siden 1980. Dette har medført at surhetsgraden av nedbøren er redusert vesentlig. Figur 2 viser utviklingen i svoveltilførselen siden 1880 og frem til år 2010. Verdt å merke seg er at vi nå har tilførsler i samme størrelsesorden som tidlig på 1900-tallet.



Figur 2: Beregnet nedfall av svovel (fylte symboler fra Mylona, 1996) sammenlignet med måleresultater fra 4 stasjoner (åpne symboler) i Sør-Norge.

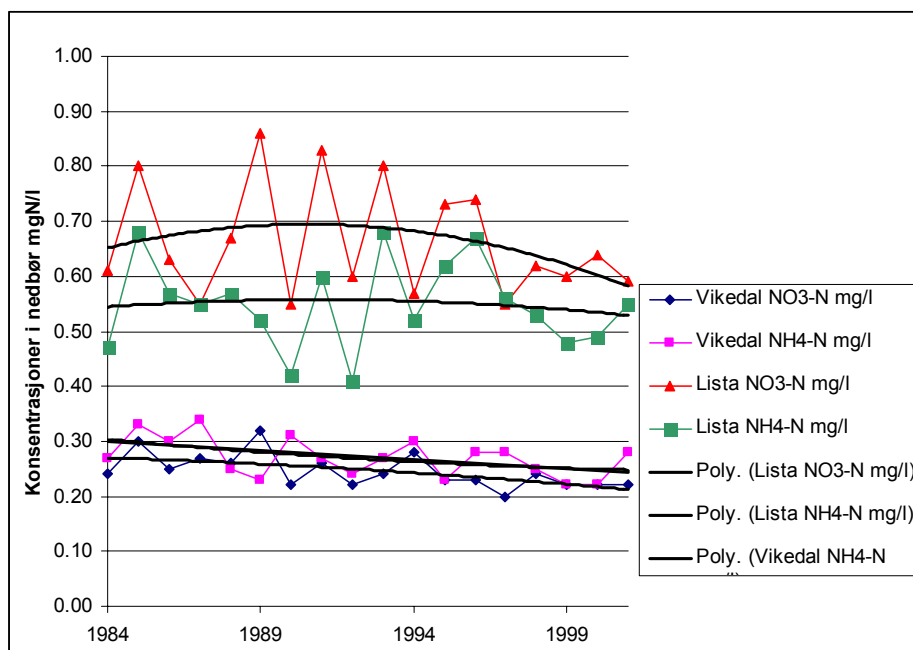
Utlippene av nitrogenforbindelser har vært vanskeligere å få redusert, men nyere tall viser også en viss nedgang i utslippene av nitrogenoksider ( $\text{NO}_x$ ) (Vestreng og Støren, 2000). Som en følge av dette er  $\text{NO}_2$ -konsentrasjonene ved norske målestasjoner redusert i størrelsesorden 30-40% siden slutten av 1980-tallet. For utslippene av ammoniakk har det bare vært mindre reduksjoner i utlippene, og det er ingen merkbar reduksjon i konsentrasjonsnivåene foreløpig.

Den siste utslippsavtalen som ble undertegnet i Gøteborg høsten 1999 setter utslippsmål for både svoveldioksid, nitrogendioksid, ammoniakk og flyktige organiske forbindelser og når denne er innfridd (år 2010) kan en forvente ytterligere reduksjoner. Totalt skal utslippene av svovel i Europa reduseres med 63%, NO<sub>x</sub> med 41%, ammoniakk med 17% og flyktige organiske forbindelser med 40% sammenlignet med 1990. Sammenlignet med 1980 vil svovelutslippet være redusert med over 70%. Det forventes at forsuret areal av Europa vil reduseres fra omlag 93 millioner hektar til 15 millioner hektar. Til tross for dette vil deler av Sørlandet fortsatt motta høyere tilførsler enn den antatte tålegrensen.

En utslippsavtale av denne typen innebærer vesentlige kostnader for de deltagende land. Gøteborgavtalen er beregnet til å koste omlag 675 milliarder kroner, og vil kunne påvirke landenes konkurransevne og folks kjøpekraft. Kostnadene for å redusere utslippene øker også sterkt etter hvert som mer avansert teknologi må benyttes. På den annen side gir reduksjonene også betydelige samfunnsøkonomiske gevinster, og særlig pga. reduserte helseskader. Et grovt anslag er at gevinsten kan være en faktor 3 høyere enn innsatsen (uten at kostnader av forsuringsskader er inkludert).

For nitrogenoksider har Norge klart å redusere utslippene fra de viktigste kildekategoriene (trafikk og stasjonær forbrenning), mens utslippene fra skipstrafikk og oljeproduksjon har økt mer, slik at totalutslippet har økt de senere år. Det norske utslippet har imidlertid marginal betydning, så for oss vil det være av større betydning om utslippsmålene i Vest- og Øst-Europa nås. I Øst-Europa har den industrielle produksjonen vært lav de senere år og evt. økninger vil medføre økte utlipp. Imidlertid virker det som om nye etableringer i hovedsak skjer med mer moderne teknologi. Et viktig tiltak for reduksjon av NO<sub>x</sub>-utslippene er innføring av 3-veis katalysatorer, noe som krever en fornying av bilparken. Et annet tiltak er reduksjon av trafikkmengden. Teknologi for NO<sub>x</sub>-rensing av stasjonære kilder er i dag lett tilgjengelig og benyttes i stor grad i vestlige land. Det er en rekke forhold som gjør det vanskelig å forutsi om den nye protokollen faktisk vil oppnås innen år 2010, men erfaringer fra de tidligere protokoller har vist at landene har lagt stor vekt på å nå sine mål. En kan derfor forvente ytterligere forbedringer i luft- og nedbørkvaliteten i årene som kommer.

Analyser av konsentrasjonene av NH<sub>4</sub> og NO<sub>3</sub> for de stasjonene som er nærmest Kårstø viser en nedadgående trend fra 1984 til i dag. Denne trenden er mer fremtredende andre steder i landet. Figur 3 viser konsentrasjonsfordelingen i Vikedal og Lista for perioden 1984-2001.



Figur 3: Konsentrasjonsfordeling av  $\text{NH}_4$  og  $\text{NO}_3$  i nedbør for stasjonene Vikedal og Lista i perioden 1984-2001. (Poly. står for "best fit" polynom.) Enhet:  $\text{mgN}/\text{m}^3$ .

Avsetningen av nitrogen er avhengig av nedbørsmengde og konsentrasjonen i nedbør. Nedbørsmengden varierer kraftig fra år til år slik at for å se på trender er det best å se på konsentrasjonen i nedbør.

Utslippene av nitrogenoksider hadde en topp sent på 80-tallet. Trendkurven skal ikke ha en form av en rett linje, men av en bue hvis den skal gjengi utslippsreduksjonene. For Stasjonen Lista ses denne formen på kurven og da spesielt for  $\text{NO}_3$ . Kurven har et maksimum rundt 1990 for så å avta frem mot 2001. Reduksjonene kan se ut til å være 10-20 %. Denne formen på kurven eksisterer også for Vikedal som ligger betydelig nærmere Kårstø enn Lista og som er antatt å være representativ for Kårstøområdet. Det kan virke som om Vikedal har hatt en jevnt synkende tendens i perioden. Hvis trendkurven legges til grunn er konsentrasjonene i slutten av perioden ca. 20 % mindre enn det den var i 1984. Dette viser at konsentrasjonene i nedbøren avtar i takt med utslippsreduksjonene i Vikedal. Utslippene i Europa har i samme periode avtatt med ca. 20%.

Våtavsetning av nitrogen målt på stasjonene vist i Tabell 4 varierte mellom 680 og 1870  $\text{mg N}/\text{m}^2$  pr. år. Målinger på stasjonene som er lokale rundt Kårstøanleggene varierte mellom 686 og 1230  $\text{mgN}/\text{m}^2$  i tidsrommet 1995-1997. Dette er noe mindre enn de regionale stasjonene på Sørvestlandet (Vikedal, Ualand, Skreådalen, Lista) som varierte mellom 859-1348  $\text{mgN}/\text{m}^2$  i det samme tidsrommet. De regionale stasjonene var i gjennomsnitt 198  $\text{mgN}/\text{m}^2$  høyere enn de lokale. De lokale målingene er utført av NISK. Samtidige måleserier har vist at konsentrasjonene i nedbør målt av NISK ligger ca 10% under målingene fra NILU. Målingene viser at både de lokale og de regionale stasjonene ligger innenfor det generelle bildet vist i Figur 4 for avsetning av nitrogen på 950-

1450 mgN/m<sup>2</sup> som middel for perioden 1992-1996. Tabell 4 gir en oversikt over målingene. I tillegg til dette kommer bidraget fra opptak av nitrose gasser i planter og på overflater, såkalt tørravsetning. Denne tørravsetningen er typisk av størrelse 50 mg N/m<sup>2</sup> pr. år.

Tabell 4: Våtavsetning av nitrogen (nitrat og ammonium) ved noen målestasjoner i regionen og lokalt rundt Kårstø for perioden 1995-2000 (Data fra SFT/NILU og NISK).

Total våtavsetning av nitrogen i mg N/m <sup>2</sup> pr. år						
Nedbørstasjon	1995	1996	1997	1998	1999	2000
<b>Regionale stasjoner</b>						
Vikedal	1216	929	1188	1324	1364	1276
Lista	1213	1280	1348	1428	1376	1872
Skreådalen	1010	859	1081	1146	1189	1455
Ualand	1181	871	1270	1355	1245	1404
<b>Lokale stasjoner</b>						
Austre Bokn	1227	790	1169	-	-	-
Gismarvik	995	719	944	-	-	-
Sandvik	814	686	1024	-	-	-
Årvik	1230	848	1068	-	-	-
Nedstrand	825	697	795	-	-	-

Avsetningen av svovelforbindelser ved nedbør ble for de samme stasjonene målt til mellom 560 og 980 mg S/m<sup>2</sup> som årsmiddelverdi. Middelverdiene for 6-årsperioden 1995-2000 varierte mellom 580 og 840 mg S/m<sup>2</sup>. Avsetningen av svovelforbindelser ved opptak i planter er i Sør-Norge normalt av størrelse 100-200 mg S/m<sup>2</sup> pr. år. Dette fører til at total svovelavsetningen på Kårstø er 800-900 mg S/m<sup>2</sup> pr. år ( se tabell 5). For svovel avsetningen med nedbør ses ikke den samme forskjellen som for nitrogen avsetning. Dette skyldes at det ikke er vesentlige kilder til svovel avsetning lokalt og regionalt, slik det er for nitrogen avsetningen. Det er avsetningen av svovel som bidrar mest til forsuringen i området i dag. Rundt Kårstø blir det avsatt nitrogen- og svovelforbindelser i en slik mengde at 3/4 av overflatevann i et landarealet får tilført mer nitrogen enn tålegrensen for forsuring. Nitrogenforbindelser bidrar med opptil 30% av forsuringen i dette området. (Knudsen et al., 1997).

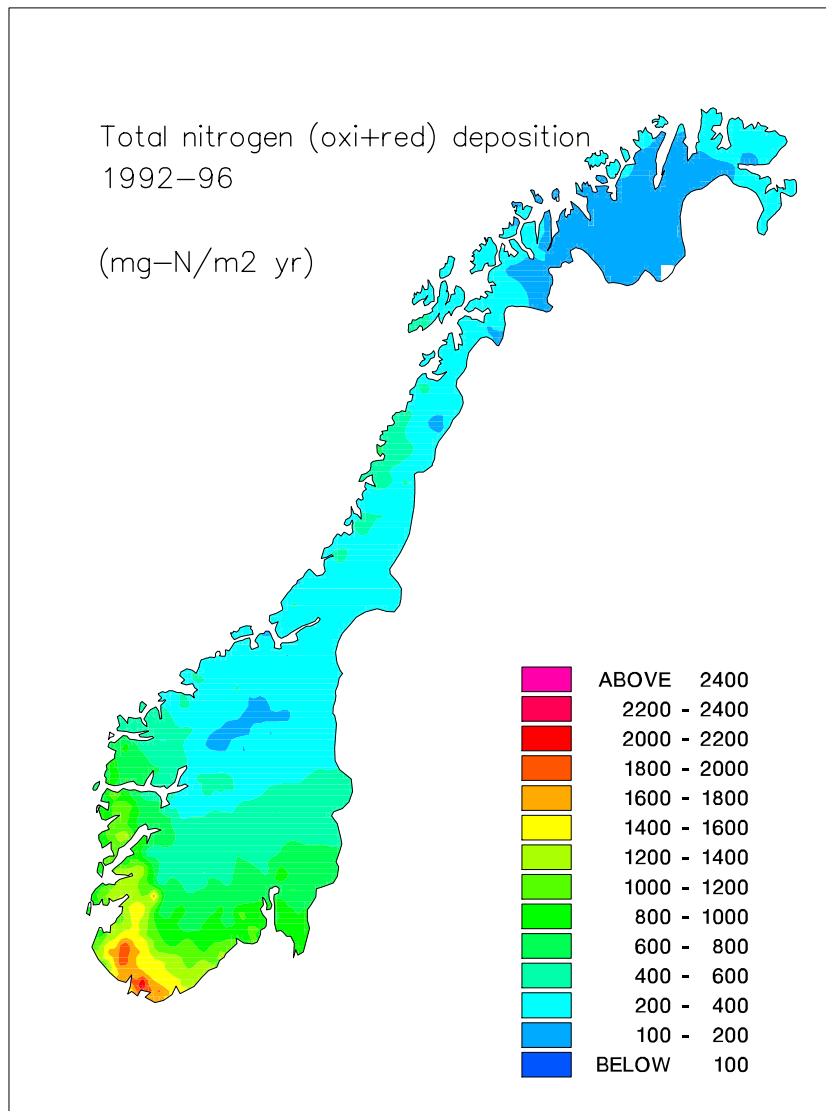
Tabell 5: Våtavsetning av svovelforbindelser ved noen målestasjoner i regionen og lokalt rundt Kårstø for perioden 1995-2000 (Data fra SFT/NILU og NISK).

Total våtavsetning av svovelforbindelser i mgS/m <sup>2</sup> pr. år						
Nedbørstasjon	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Regionale stasjoner						
Vikedal	914	556	870	872	831	734
Lista	599	564	666	637	534	711
Skreådalen	624	428	508	636	618	671
Ualand	824	631	855	928	794	819
Lokale stasjoner						
Austre Bokn	836	645	822	-	-	-
Gismarvik	783	618	730	-	-	-
Sandvik	730	644	763	-	-	-
Årvik	982	759	777	-	-	-
Nedstrand	674	582	648	-	-	-

For å sette N-avsetningen fra eksisterende anlegg på Kårstø, planlagt utbygging samt et eventuelt gasskraftverk i regional sammenheng kan vi se på Figur 4 som viser isolinjer for våtavsetning av total nitrogen på norske bakgrunnsstasjoner i perioden 1992-1996 (Tørseth og Semb, 1997) og figur 15 som viser det samme i rutene der forsuring av overflatevann er beregnet. Rutene innen beregningsområdet varierer mellom 950 og 1450 mgN/m<sup>2</sup> med en avsetning lokalt rundt Kårstøanleggene på ca 1000 mgN/m<sup>2</sup>. Tabell 4 som viser årlig målt våtavsetning for N på noen norske bakgrunnsstasjoner. Dette viser at Kårstø ligger i et område i Norge med høy nitrogenavsetning pr. år.

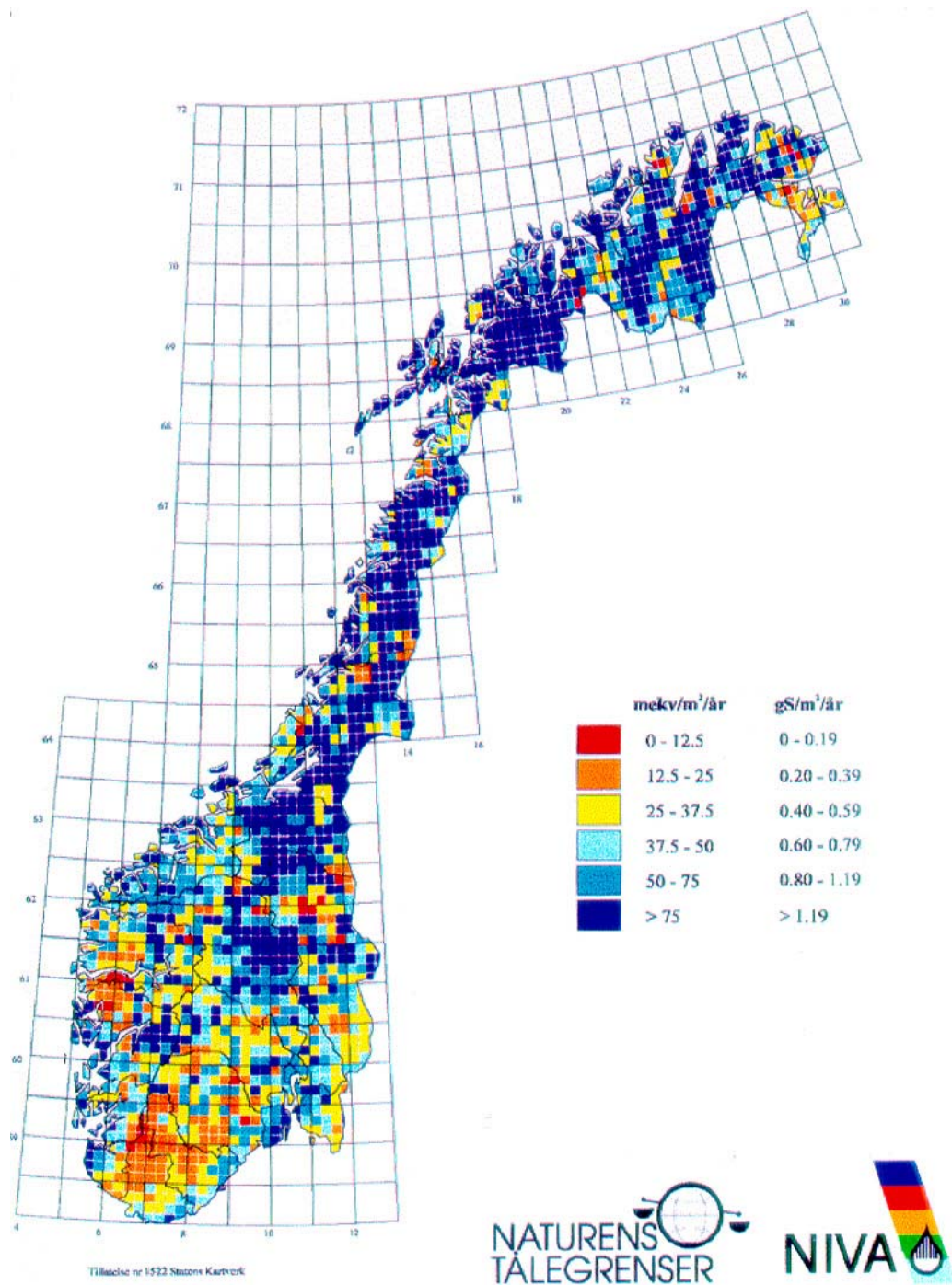
NIVA har tidligere gjennomført beregninger av tålegrenser for atmosfærisk tilførsel av syre til overflatevann (Henriksen et al., 1996). I kartet i Figur 5 er tålegrensene for tilførsler av syre angitt i mengde syreekvivalenter som kan avsettes i løpet av et år uten at tålegrensen for tilførsler av syre til overflatevann overskrides.

NIVA har utført tålegrenseberegninger i samme området der det er foretatt avsetningsberegninger (100 km \* 100 km) for tilførselen av syre til overflatevann. Med dagens svovel- og nitrogenavsetning har ca. 72% av dette området i dag overskredet tålegrense, d.v.s at området mottar mer syre (S+N) enn det som kan nøytraliseres i nedbørfeltene slik at overflatevannet blir forsuret. Ca. 28% av det undersøkte området har ikke overskredet tålegrensen for forsuring. (Knudsen et al., 1997).



*Figur 4: Årlig gjennomsnittlig våtavsetning av nitrogen (nitrogen + ammonium) på norske bakgrunnsstasjoner i perioden 1992-1996 (Tørseth og Semb, 1997).*





Figur 5: Tålegrenser for tilførsler av syre (N+S) for overflatevann i Norge. Enhet i mekv/m<sup>2</sup> pr. år (Henriksen et al., 1996).

#### 4 Meteorologiske forhold

Det ble målt meteorologi og spredningsforhold i perioden mars 1994-mars 1995 (Tønnesen, 1995). Datadekningen i måleperioden var god.

Temperaturen var nær det normale i måleperioden, med unntak av vinterperioden, som var mildere enn normalt.

Nedbørmengden i hele måleperioden var 1417 mm på Utsira mot normalt 979 mm.

Vindrosen på Utsira viser at det er størst hyppighet av vind langs kysten. Kårstø ligger mellom kystsonen og det området der det forventes økte nedbørmengder som følge av orografisk heving. Normalt øker nedbøren i områder der luftmassene heves på grunn av topografi. Målingene som er benyttet i disse beregningene er fra Kårstø. Disse er representative for mellomsonen og det vil være en gradient fra kysten og inn i landet med hensyn til nedbør av den ovenfor nevnte grunnen. Hvor stor denne er vil variere fra år til år. Det kan også være store lokale variasjoner i nedbørmengde og dermed i avsetning av nitrogen innen området. Dette reflekteres i målingene av nedbør der de lokale stasjonene hvor NISK har målt avsetning varierer fra 1300 –2200 mm pr år for måleperioden 1994-1997.

Værforholdene i måleperioden sett under ett viser at vindretningsfordelingen og temperaturen var representativ, mens vindstyrken og nedbørmengden var høyere enn normalt. Dette medfører at spredningsforholdene var noe bedre i måleperioden enn det de vil være i gjennomsnitt over en lengre periode.

Atmosfærisk spredningsevne kan uttrykkes ved luftas stabilitet. Denne kan inndeles i fire klasser; ustabil, nøytral, lett stabil og stabil sjiktning.

Ustabile forhold forekommer oftest om sommeren og om dagen når bakken blir varmere enn luftlaget over. Stabile forhold forekommer oftest om vinteren og om natta når bakken blir kaldere enn luftlaget over. Nøytrale forhold forekommer ved overskyet vær og middels til sterk vind. Ustabile og nøytrale forhold gir god spredning av utslipp, mens stabile forhold gir dårlig spredning av utslipp.

Statistisk bearbeidelse av vind og stabilitet for måleperioden er vist i Tabell 6. Tabellen viser forekomst av ustabil, nøytral og stabil (lett stabil og stabil) sjiktning fordelt på vindretning i 12 sektorer og fire vindstyrkeklasser. Av tabellen framgår at stabile situasjoner oftest forekom ved vind fra omkring 360° (nordlig vind), mens ustabile forhold forekom oftest ved vind fra sørvest og vest (210-270°).

Tabell 6: Forekomst av vindretning, vindstyrke og stabilitet under måleperioden 1994-95 på Kårstø.

Frekvensfordeling som funksjon av vindretning, vindstyrke og stabilitet

Klasse I: Ustabil DT < -0,5 Grader C  
 Klasse II: Nøytral -0,5 < DT < 0,0 Grader C  
 Klasse III: Lett stabil 0,0 < DT < 0,5 Grader C  
 Klasse VI: Stabil 0,5 < DT

Vindstille: U mindre eller lik 0,2 m/s

Vindretning	0,0-2,0 m/s				2,0-4,0 m/s				4,0-6,0 m/s				Over 6 m/s				Rose	
	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV		
30	0,1	1,2	1,8	1,4	0,1	0,6	0,6	0,0	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,4
60	0,0	1,2	1,6	0,7	0,0	0,4	0,5	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,6
90	0,1	0,9	0,4	0,1	0,4	2,2	0,7	0,0	0,2	0,8	0,1	0,0	0,0	0,6	0,3	0,0	0,0	6,8
120	0,3	0,4	0,2	0,0	1,0	1,2	0,2	0,0	0,0	0,7	0,1	0,0	0,0	0,9	0,1	0,0	0,0	5,2
150	0,1	0,3	0,2	0,0	0,2	0,9	0,1	0,0	0,0	1,2	0,2	0,0	0,0	1,5	0,1	0,0	0,0	5,0
180	0,1	0,5	0,1	0,0	0,6	2,0	0,2	0,0	0,0	2,0	0,1	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	7,0
210	0,5	1,3	0,3	0,0	1,2	2,8	0,3	0,0	0,7	3,7	0,4	0,0	0,4	5,4	0,5	0,0	0,0	17,6
240	0,0	1,4	0,4	0,1	1,1	1,8	0,6	0,0	0,3	1,4	0,6	0,0	0,0	0,7	0,4	0,0	0,0	9,1
270	0,1	1,2	0,6	0,5	1,4	2,1	0,5	0,0	0,3	1,0	0,2	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	8,3
300	0,1	1,2	1,3	0,6	1,1	1,6	0,5	0,0	0,5	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,3
330	0,0	0,8	0,8	1,2	1,3	1,5	0,6	0,1	0,4	0,5	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	7,7
360	0,0	1,4	1,0	1,5	0,9	3,3	1,2	0,3	1,3	2,4	0,9	0,0	0,1	0,6	0,2	0,0	0,0	15,1
Stille	0,0	0,0	0,0	0,0														0,0
Totalt	1,6	11,7	8,8	6,3	9,3	20,0	6,1	0,6	4,0	14,3	3,1	0,0	0,5	11,4	1,8	0,0	0,0	100,0
Forekomst	28,5%				36,3%				21,6%				13,7%				100,0%	
Vindstyrke	1,2 m/s				3,0 m/s				4,9 m/s				7,8 m/s				3,5 m/s	
	Fordeling på stabilitetsklasser																	
Forekomst	Klasse I 15,5%				Klasse II 57,8%				Klasse III 19,8%				Klasse IV 6,9%				100,0%	

De dominerende vindretningene var fra sørsørvest (210°) og nord (360°). Forholdsvis lav forekomst av stabil sjiktning (lett stabil og stabil) på totalt 26,7% av tiden gjør at spredningsforholdene i måleperioden må karakteriseres som gode.

## 5 Utslippsmengder og utslippsbetingelser

For å få en helhetlig vurdering av virkningene på naturmiljøet fra Kårstø anleggene før og etter utbygning av prosesseringskapasitet for rikgass fra Kristinfeltet er det nødvendig å analysere forskjellige utslippsalternativer og utslippsprognoser.

Følgende utslippsalternativer er vurdert:

- Utslipp fra Kårstø anleggene i 2002(dagens situasjon)
  - Statpipe og Åsgard med gassbehandlingskapasitet på til sammen 61 MSm<sup>3</sup>/d
  - Sleipner kondensatanlegg
  - Etananlegg med kapasitet på 620.000 t/år
- Utslipp fra Kårstø anleggene i 2005 ( 0-alternativet)

- Som ovenstående (dagens situasjon), men med et tillegg på gassbehandlingskapasitet på 13,5 MSm<sup>3</sup> som følge av prosjektet NET I til totalt 74,5 MSm<sup>3</sup>/d
- Utslipp fra Kårstø anleggene i 2005 (Kalt DPCU II)
  - Som 0-alternativet, men med utbygging i forbindelse med utvidelse av gassbehandlingskapasitet for gass fra Kristin-feltet (DPCU II) til totalt 88 MSm<sup>3</sup>/d, samt økte kondensatmengder fra Sleipner.
- Utslipp fra Kårstø anleggene i 2005 og utslipp fra det planlagte gasskraftverket (DPCU II + Naturkraft)

Utslippsmengder og betingelser er oppgitt av Statoil. I tillegg er de samme betingelsene/mengdene som lå til grunn for tidligere studie på Naturkraft sitt varmekraftanlegg benyttet.

### 5.1 Utslipp på Kårstø i dag

Utslippene av NO<sub>x</sub> fra Kårstø kommer i dag fra energi generering for kjeler og gassturbiner fra Statpipe A, B, C, GE/MOSS, Sleipner og Åsgard A og B. Utslippene fra Kårstø er målt til 722 tonn NO<sub>x</sub> pr. år. Tallene refererer til utslippsmålinger utført i 2002. Grunnen til at utslippene er redusert i forhold til de tidligere benyttede tallene, er at de meget omfattende NO<sub>x</sub> målingene som ble gjennomført på alt utstyr på Kårstø i mars 2002 har avdekket at den beregningsmodellen for NO<sub>x</sub> som er benyttet har overestimert de faktiske utslippene. I realiteten har de faktiske utslippene ca 20 % lavere enn de rapporterte mengdene for perioden 1995-2001. Utslippene vil også variere noe fra år til år.

Tabell 7 gir en oversikt over utslippene i Dagens situasjon.

Tabell 7: Utslipp fra Kårstø i Dagens situasjon. Det totale utslippet av NO<sub>x</sub> er 722 tonn pr. år.

	Enhet	Statpipe A	Statpipe B	Statpipe C	GE/Moss	Sleipner	Åsgard A	Åsgard B
Utslippsmengde NO <sub>x</sub>	g/s	3.1	3.1	3.1	6.9	4.0	1.7	1.7
Utslippsmengde NO <sub>x</sub>	tonn/år	95	95	95	210	123	52	52
Skorsteins-høyde	m	40	40	40	30	30	30	30
Skorsteins-diameter	m	2,7	2,7	2,7	3,0	2,1	2,7	2,7
Røykgass-temperatur	°C	190	190	190	188	160	155	155
Utslipps-hastighet	m/s	13.3	13.3	13.3	30.8	10.0	16.8	16.8

### 5.2 Utslipp for 0-alternativet

Utslipp av nitrogenforbindelser fra Kårstøanleggene i 2005 uten videre utbygging, kalt 0-alternativet er gjengitt i Tabell 8. Tabellen gir utslippsprognoser av NO<sub>x</sub> og utslippsparametre.

Utslippene er beregnet ut fra dagens forutsetninger om damp og kompresjonsbehov. De endelige utslippstallene vil kunne variere noe, men vil ligge innenfor usikkerheten i spredningsmodellene som benyttes.

Tabell 8: *Utslppsprognoser av NO<sub>x</sub> og utslippssparametre fra Kårstøanleggene for år 2005 uten videre utbygging (0-alternativet).*

	Enhet	Statpipe A	Statpipe B	Statpipe C	GE/MOSS	Sleipner	Åsgard A	Åsgard B
Utslipp NO <sub>x</sub>	g/s	4.26	4.26	4.26	6.9	4.0	2.07	2.07
Skorsteins-høyde	m	40	40	40	30	30.75	30	30
Skorsteins-diameter	m	2.7	2.7	2.7	3.0	2.1	2.7	2.7
Utslpps-hastighet	m/s	13.3	13.3	13.3	30.8	10	18.2	18.2
Avgass-temperatur	°C	190	190	190	188	160	163	163
Avgass-mengde	m <sup>3</sup> /h	274000	274000	274000	783000	125000	375000	375000
Utslipp NO <sub>x</sub>	tonn/år	130	130	130	210	123	63	63
Bygnings-høyder	m	15	15	15	15	20	20	20

Utslippene ligger relativt tett sammen på anlegget innenfor en rute på ca 400 m\*400 m. Tabellen viser at det samlede utslippet fra Kårstø terminalen i 2005 vil være 27.8 gram NO<sub>x</sub> pr. sekund. Dette er en økning på ca 18% i forhold til dagens situasjon. Dette er oppgitt til en total utslippsmengde på 849 tonn NO<sub>x</sub> pr. år.

### 5.3 Utslipp fra Kårstø ved utbygging av ilandføringsterminal for Kristin.

Ilandføringsterminalen for Kristin feltet vil trenge energi. Denne energien er tenkt fremskaffet ved å installere en ny elektrisk drevet eksportkompressor og gassfyrte dampkjele. I tillegg til den nye kjelen vil belastningen på Sleipnerkjelen gå noe opp. Tabell 9 viser utslppsprognoser og utslippssparametre for denne situasjonen.

Spredningsberegningene er basert på de utslppsprognosene som forelå da arbeidet ble gjennomført. På grunn av usikkerhet med hensyn til det totale utslippsbillede, valgte man en konservativ tilnærming. I etterkant har teknologi og utslippstall blitt bedre dokumentert fra leverandørene. Dette har medført at de samlede utslippene for DPCU II alternativet i realiteten vil ligge 10-20 % lavere enn de tallene som er benyttet ved modelleringen. Resultatene representerer derfor et absolutt "verste alternativ" for forventede utslipp i 2005.

Tabell 9: *Utslippsprognoser av NO<sub>x</sub> og utslippsparametre fra Kårstøanleggene for år 2005 inkludert DPCU II.*

	Enhet	Statpipe A	Statpipe B	Statpipe C	GE/MOSS	Sleipner	Åsgard A	Åsgard B	Ny Dampkjel
Utslipp NO <sub>x</sub>	g/s	4.26	4.26	4.26	6.9	5.48	2.07	2.07	7.54
Skorsteinshøyde	m	40	40	40	30	30.75	30	30	30
Skorsteinsdiameter	m	2.7	2.7	2.7	3.0	2.1	2.7	2.7	2.7
Utslipps-hastighet	m/s	13.3	13.3	13.3	30.8	12.7	18.2	18.2	30.1
Røykgass-temperatur	°C	190	190	190	188	170	163	163	190
Røykgass-mengde	m <sup>3</sup> /h	274000	274000	274000	783000	158000	375000	375000	620000
Utslipp NO <sub>x</sub>	tonn/år	130	130	130	210	167	63	63	230
Bygningshøyder	m	15	15	15	15	20	20	20	20

Utslippene på Kårstø ved DPCU II vil øke utslippene fra 27.8 g/s for 0-alternativet til 36.6 g/s. Dette er en 32 % økning i forhold til 0-alternativet. Den totale utslippsmengden av NO<sub>x</sub> vil da bli 1123 tonn pr. år.

#### 5.4 Utslipp fra det planlagte gasskraftverket

Naturkraft har planer om å bygge et gasskraftverk på Kårstø. Virkningene fra utslipp til luft på naturmiljøet er rapportert i rapporten "konsekvenser av utslipp til luft fra gasskraftverk." (Knudsen, 1997). Utslippet fra gasskraftverket er oppsummert i Tabell 10.

Tabell 10: *Utslipp fra gasskraftverket*

	Enhet	
Utslippsmengde NO <sub>x</sub>	g/s	24,1
Skorsteinshøyde	m	55,0
Skorsteinsdiameter	m	7,4
Røykgasstemperatur	°C	72,2
Utslippshastighet	m/s	15,0
Utslipp av NO <sub>x</sub>	tonn/år	710,0

Utslippsmengdene som er benyttet i denne utredningen er 710 t NO<sub>x</sub>/år, mens utslippstillatelsen krever at utslippene skal maksimalt være 150 t/år i 2005. Utslippstillatelsen åpner imidlertid for 3.partstiltak, og utslippsreduksjonene kan tenkes å bli gjennomført utenfor det lokale influensområdet for Kårstø. Utslippsbetingelsene for alternativet som også inkluderer Naturkraft representerer således et verste tilfelle mht. til lokale konsekvenser.

## 6 Sprednings- og avsetningsberegninger

Det er utført spredningsberegninger for å kartlegge bidraget fra eksisterende industri og planlagt industri på Kårstø. Det er beregnet bidrag til den maksimale timemiddelkonsentrasjonen av nitrogendioksid og bidrag til konsentrasjonen midlet over ett år, vinter- og sommerhalvår. Det er også beregnet avsetningen av nitrogen lokalt og regionalt. Potensiell dannelse av ozon er vurdert ut fra tidligere beregninger.

Beregninger av maksimale timemiddelkonsentrasjoner er utført med NILUs gaussiske spredningsmodeller (Bøhler, 1987) som beregner timemiddelkonsentrasjon som funksjon av avstand fra kilden for en rekke meteorologiske situasjoner. Kritiske meteorologiske situasjoner for området er valgt og de maksimale timeverdiene er sammenholdt med anbefalte kriterier for luftkvalitet. I denne beregningen inngår en vurdering av skorsteinshøyde slik at luftkvalitetskriteriene blir overholdt og ikke overstiger 50% av disse.

Årsmiddelkonsentrasjoner er beregnet med NILUs gaussiske spredningsmodell (Bøhler, 1987). Denne modellen fordeler meteorologiske situasjoner i vindstyrkeklasser, fire atmosfæriske stabilitetsklasser og tolv 30°-vindretningssektorer. Langtidsmiddelkonsentrasjon som funksjon av avstand er beregnet for hver 30°-sektor på grunnlag av den meteorologiske statistikken for perioden.

Avsetning av nitrogenforbindelser kan deles inn i avsetning ved nedbør (våt-avsetning) og avsetning ved opptak av planter og overflater (tørravsetning).

Tørravsetningen er avhengig av konsentrasjonene i bakkenivå, og er beregnet ved en avsetningshastighet. Tørravsetningen er proporsjonal med bakkekonsentrasjonen.

Våtavsetningen er beskrevet ved en puff-trajektoriemodell (INPUFF) som beregner kjemisk transformasjon fra nitrogenoksider til nitrat ved reaksjoner med ozon. Modellen trenger timevise data for meteorologi, spredning og utslipp i tillegg til nedbør. Modellen beregner så avsetningen ved nedbør av nitrogenforbindelser.

Dannelsen av ozon er undersøkt ved en segmentert trajektoriemodell (FOTOPLUME) med fotokjemi. Det fotokjemiske regneskjemaet består av 70 komponenter som reagerer i ca 150 reaksjoner.

### 6.1 Maksimale timemiddelkonsentrasjoner

Det er beregnet maksimale timemiddelkonsentrasjoner for følgende utslippsalternativer:

- Dagens situasjon
- 0-alternativet
- DPCU II
- DPCU II pluss Naturkrafts planlagte gasskraftverk

Beregninger av konsentrasjonsbidraget fra hvert enkelt utslipp er vist i vedlegg B. Det er her bare oppsummert konsentrasjonsfordelingen fra anlegget som helhet.

### 6.1.1 Samlet bidrag fra eksisterende og planlagte kilder på Kårstø

Figur 6 viser maksimal timemiddelkonsentrasjon av  $\text{NO}_x$ , med bidrag fra DPCU II for de mest kritiske kombinasjonene av vindstyrke og stabilitet. I beregningene er det antatt vind i den retningen som gir størst overlappning av røykfanene fra de forskjellige kildene og dermed gir høyest konsentrasjon. Tabell 11 viser maksimalkonsentrasjonen og horisontal avstand for anlegget for dagens situasjon, 0-alternativet og DPCU II. Utbredelsen vil ha samme form som Figur 6 også for dagens situasjon og 0-alternativet.

Spredningsberegninger for det eksisterende anlegget på Kårstø med østlig vind og overlappning av de to røykfanene fra Åsgaardterminalen viser at maksimal timemiddelkonsentrasjon av  $\text{NO}_x$  vil være under SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium for  $\text{NO}_2$ . All  $\text{NO}_x$  vil ikke foreligge som  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$  oksyderes til  $\text{NO}_2$  av ozon, men  $\text{NO}_2$  spaltes av sollys til  $\text{NO}$  og  $\text{O}$ . Ved ustabile atmosfæriske forhold og en vindhastighet på ca. 2 m/s, vil maksimal timemiddelkonsentrasjonen av  $\text{NO}_x$  kunne være  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ca. 1,5 km fra kilden. Ved nøytrale forhold ble maksimal timemiddelkonsentrasjonen av  $\text{NO}_x$  beregnet til å være  $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ca. 3 km fra kilden. Ved lett stabile forhold og en vindhastighet på 1 m/s ble  $\text{NO}_x$  maksimal timemiddelkonsentrasjonen beregnet til å være  $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ca. 7 km fra kilden.

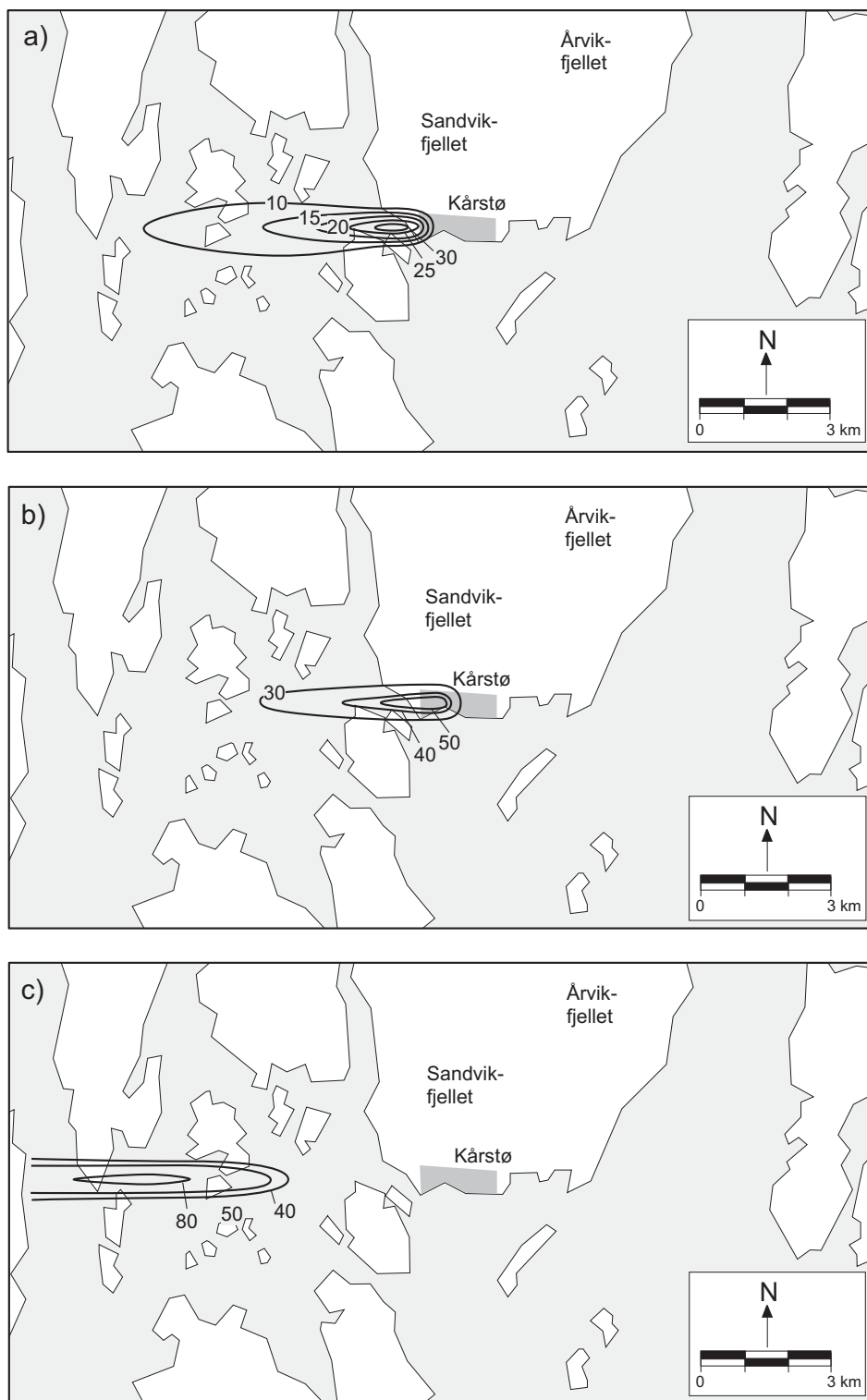
Tabell 11: Maksimal timemiddelkonsentrasjon av  $\text{NO}_x$  i bakkenivå ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) og avstanden den vil forekomme på (km) regnet fra gasskraftverket for tre ulike spredningssituasjoner. Tallene er vist som konsentrasjon/avstanden.

Sprednings situasjon	Uten gasskraftverk			Med gasskraftverk		
	Dagens situasjon	0-alternativet	DPCU II	Dagens situasjon	0-alternativet	DPCU II
Ustabil 3 m/s	27/1,0	32/1,5	37/1,5	32/1,5	37/1,5	42/1,5
Nøytral 10 m/s	38/1,5	43/1,5	52/1,5	46/2	52/2	62/2
Lett stabil 1 m/s	55/7	65/7	80/7,5	61/8,5	71/8,5	86/8,5

For 0-alternativet blir maksimal timemiddelkonsentrasjon i bakkenivå økt noe i forhold til dagens situasjon, men ligger under SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium.

Maksimal timemiddelkonsentrasjon for DPCU II blir også høyere enn dagens situasjon, men luftkvalitetskriterier overholdes. For situasjonen med DPCU II og gasskraftverk er maksimal timemiddelkonsentrasjon av  $\text{NO}_x$  beregnet til  $86 \mu\text{g}/\text{m}^3$  på 8,5 km avstand fra anlegget. Luftkvalitetskriteriet på  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{NO}_2$  vil overholdes med god margin.





Figur 6: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av  $NO_x$  (regnet som  $NO_2$ ), med bidrag fra DPCU II, ved østlig vind. (a - ustabile forhold og 3 m/s vindhastighet; b - nøytrale forhold og 10 m/s vindhastighet; c - lett stabile forhold og 1 m/s vindhastighet). Enhet ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

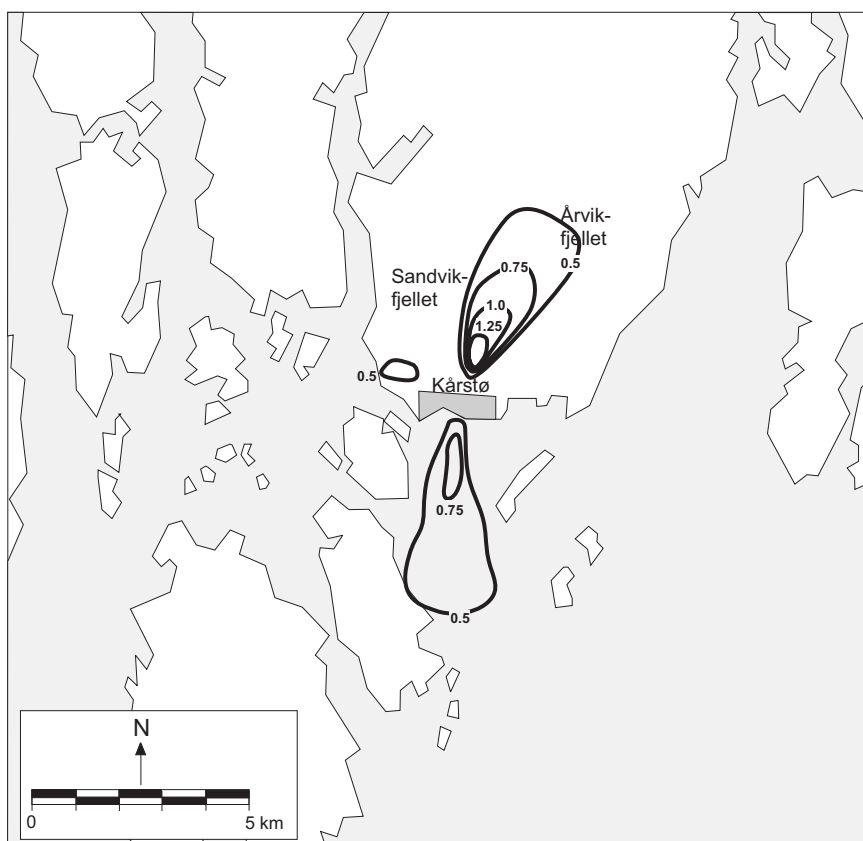
## 6.2 Årsmiddelkonsentrasjoner

Det er utført beregninger for langtidsmiddelkonsentrasjoner for dagens situasjon, 0-alternativet, DPCU II og DPCU II pluss gasskraftverket. Det er gjort beregninger for vinter og sommerhalvåret og for året i sin helhet.

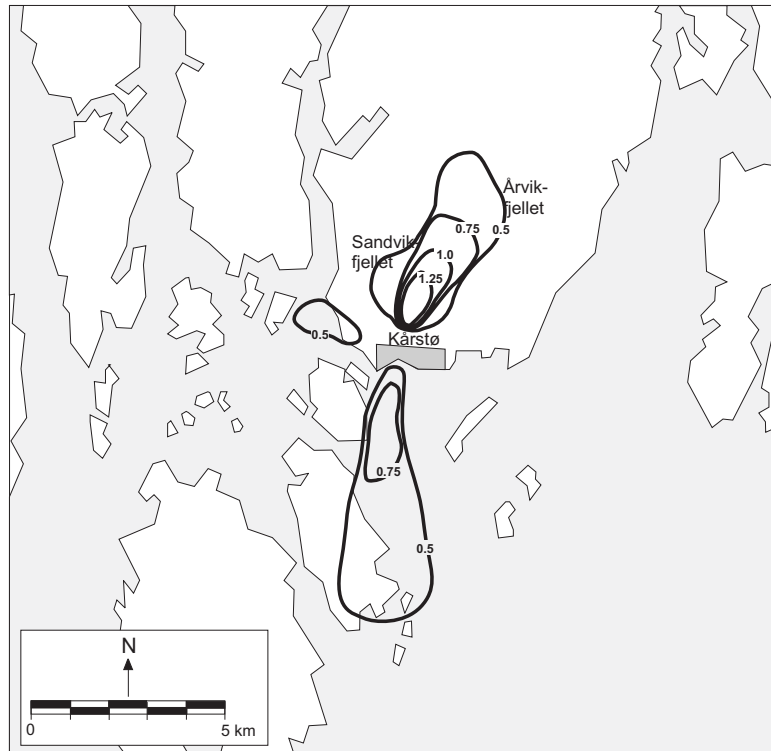
Beregningene er utført på grunnlag av meteorologiske data gitt i Tabell 6 og utslippsdata i Tabell 7 til Tabell 10.

Midlere konsentrasjonsfelt for  $\text{NO}_x$  hele året er vist i Figur 7 til Figur 10. Maksimalkonsentrasjon av årsmidlet  $\text{NO}_x$  (regnet som  $\text{NO}_2$ ) ved bakkenivå er beregnet til å bli ca.  $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for DPCU II og gasskraftverk og forekommer ca.  $1,5 \text{ km}$  nordøst for anlegget. Konsentrasjonen utgjør  $3,6 \%$  av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for halvårsmiddelkonsentrasjon av  $\text{NO}_2$  for helse. Konsentrasjonen utgjør  $6 \%$  av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for årsmiddelkonsentrasjon av  $\text{NO}_2$  for vegetasjon.

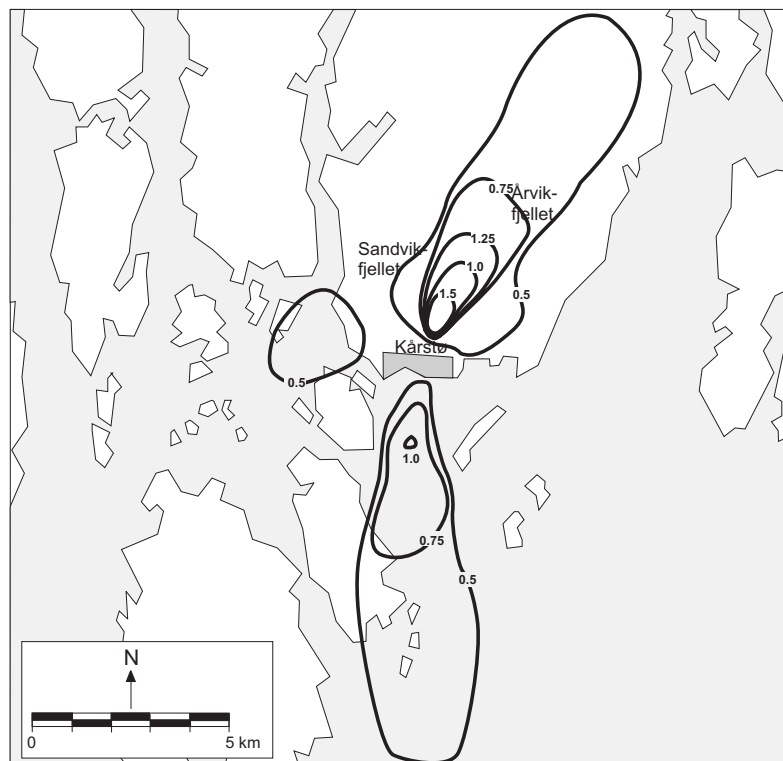
Maksimale halvårsmiddelkonsentrasjoner for sommer og vinterhalvår inntreffer i det samme området som maksimale årskonsentrasjoner. Maksimal halvårsmiddelbelastning er ca  $3\%$  høyere enn maksimal årsmiddelbelastning og langt under SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier. Det er her bare gjengitt årsmiddelkonsentrasjoner.



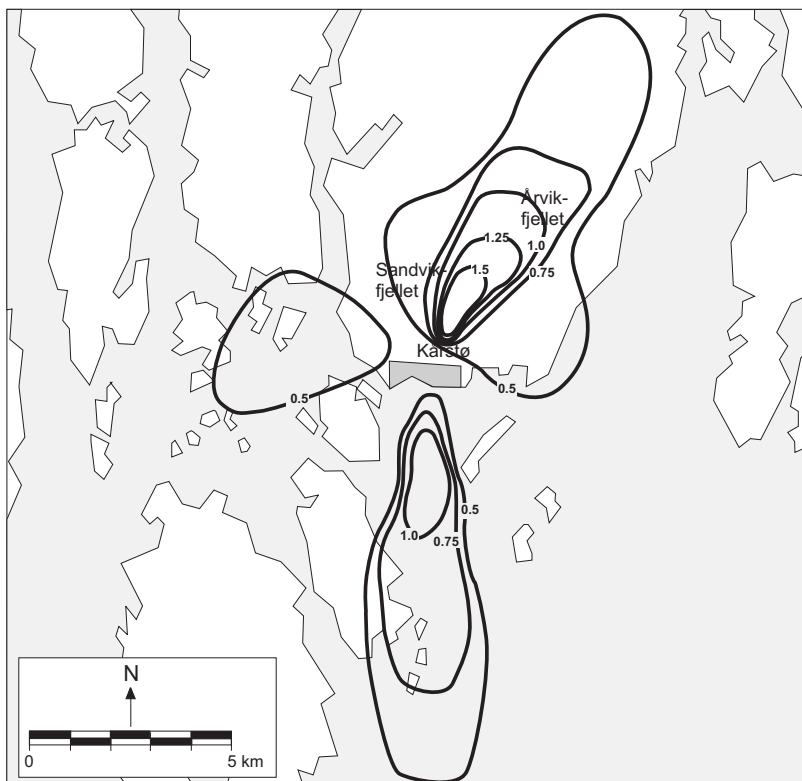
Figur 7: Beregnet midlere konsentrasjon av nitrogenoksider ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) over året for utslipp til luft fra eksisterende anlegg på Kårstø.



Figur 8: Beregnet midlere konsentrasjon av nitrogenoksider ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) over året for utslipp til luft for 0-alternativet på Kårstø.



Figur 9: Beregnet midlere konsentrasjon av nitrogenoksider ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) over året for utslipp til luft fra DPCU II på Kårstø.



Figur 10: Beregnet midlere konsentrasjon av nitrogenoksider ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) midlet over året for DPCU II og gasskraftverk.

### 6.3 Avsetning av nitrogenforbindelser

Avsetning av nitrogenforbindelser ved utslipp av nitrogenoksider kan foregå ved tørravsetning og ved våtavsetning.

Bidraget til tørravsetningen av nitrogenforbindelser fra utslipp fra høye skorsteiner er lave, fordi konsentrasjonene ved bakkenivå er lave og røykfanen passerer over uten nevneverdig avsetning.

Tørravsetningen er beregnet til å dekke et lite område og har derfor mindre betydning. Estimater er også beheftet med usikkerheter og må ses på som et maksimalt anslag. Tørravsetningen er sterkt avhengig av vegetasjonstype i området og tallet vil bli lavere hvis hele området var dekket med myr eller lynghei.

Våtavsetningen er beregnet med en trajektoriemodell som regner kjemiske reaksjoner mellom NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub> og nitrat fra time til time. Modellen tar hensyn til nedbør og nedbørintensitet.

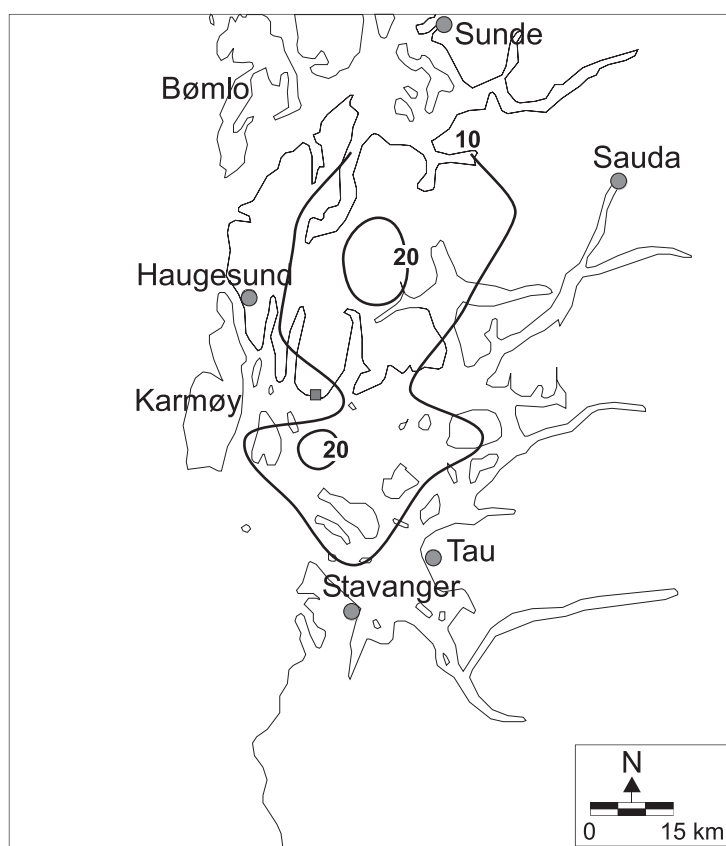
Modellen beregner bidraget fra kilder der det er gitt utslippstall og som befinner seg innenfor beregningsområdet. Dette fører til at utslipp i timer før den aktuelle beregningstimen også kan bidra til konsentrasjoner og avsetning. Dette er spesielt

viktig for modeller som skal beskrive kjemiske reaksjoner der reaksjonene er langsomme og skjer over tid.

Størrelsen på våtavsetningen er avhengig av hvor mye nitrat som er tilgjengelig for avsetning. Hvor effektive de kjemiske reaksjonene er, avhenger blant annet av konsentrasjonen i røykfanen. Hvis det er dårlig spredning skjer reaksjonene raskere. Tilgjengelig nitrat er også sterkt avhengig av at det ikke har regnet i timene før. Ved en til to millimeter nedbør pr. time blir alt tilgjengelig nitrat vasket ut. Den neste timen er det bare nitrat dannet i denne timen som er tilgjengelig for utvasking.

Våtavsetningen av nitrat fra det eksisterende Kårstø anlegget, DPCU II og fra det planlagte gasskraftverkets utslipp på Kårstø er beregnet fra time til time for perioden mars 1994 til mars 1995. (Knudsen et al., 1997).

De eksisterende utslipp av nitrogenoksider fra Kårstø anlegget var 722 tonn pr. år i 2001. Avsetningen av nitrogen beregnet for dagens utslipp fra Kårstø anlegget er vist i Figur 11.

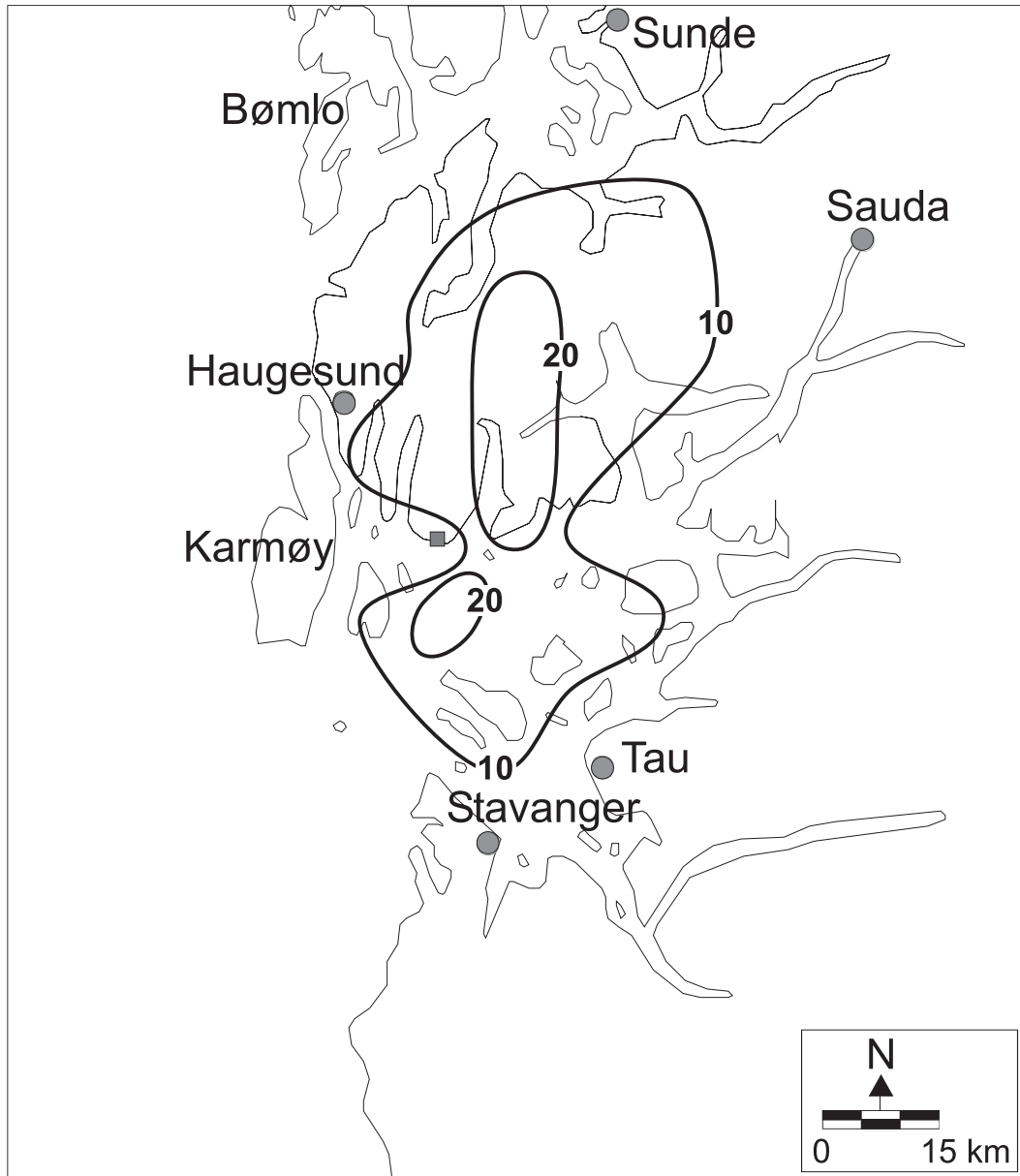


Figur 11: Våtavsetning av nitrogen som følge av utslipp fra Kårstø-anleggene for dagens situasjon. Enhet: mg N/m<sup>2</sup>.

Figuren viser at den maksimale avsetningen er beregnet til 25 mgN/m<sup>2</sup> og kommer nordøst for anleggene i en avstand på 20-30 km, og et annet maksimum

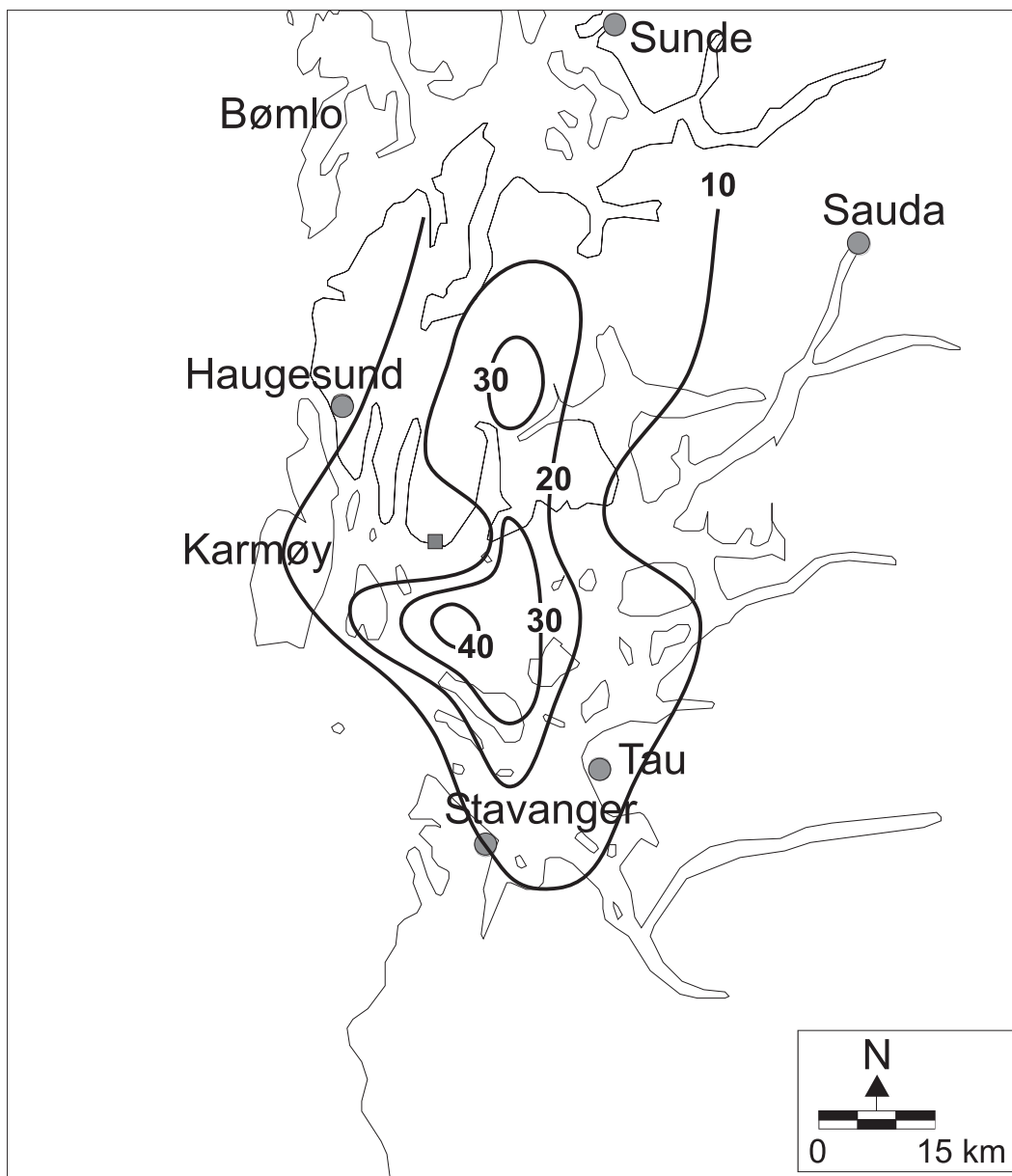
sørøst for anlegget på  $20 \text{ mg N/m}^2$  i en avstand på 5-10 km, sett i sammenheng med avsetningen i dag på  $950\text{-}1450 \text{ mg N/m}^2$  (middelverdi over 5-årsperioden 1992-1996) er dette bidraget lite.

Figur 12 viser våtavsetningen for 0-alternativet. Utslippet går da opp fra 722 til 849 tonn pr. år. Maksimal avsetningen vil da gå opp fra  $25 \text{ mg N/m}^2$  til  $28 \text{ mg N/m}^2$ . Dette vil fremdeles være lite sammenlignet med avsetningen fra langtransportert luftforurensning.



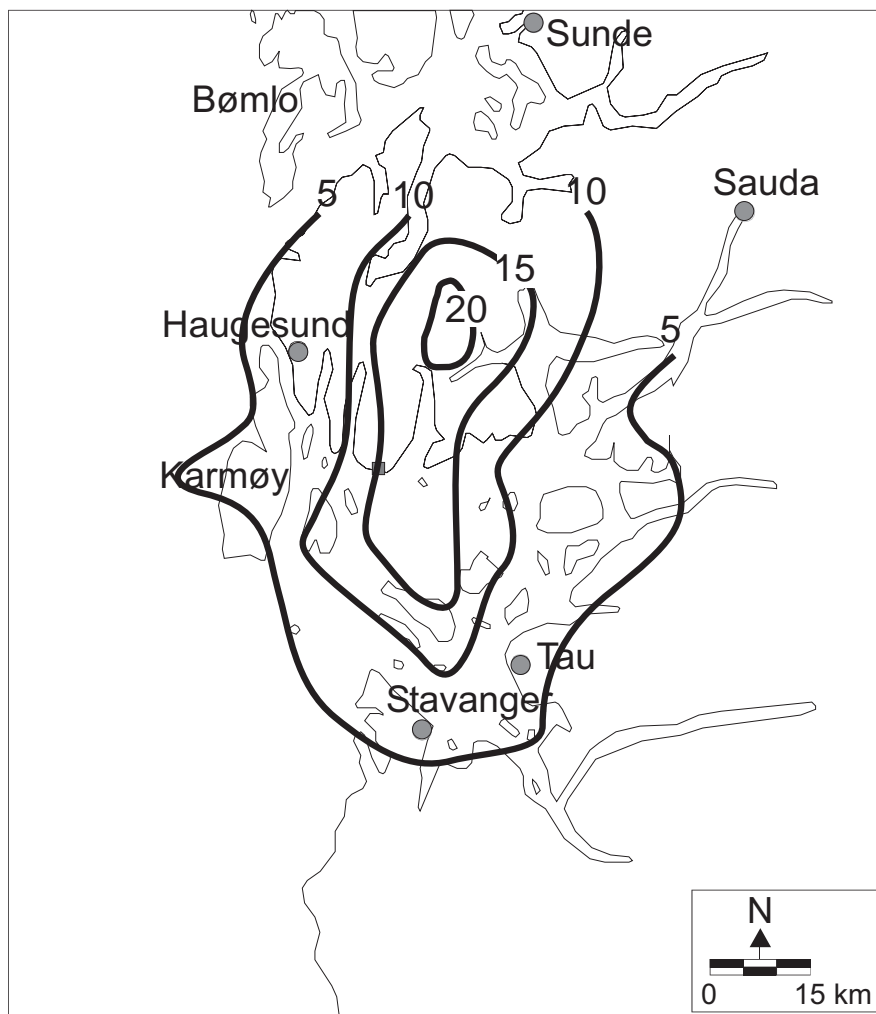
Figur 12: Våtavsetning av nitrogen som følge av utslipp fra 0-alternativet på Kårstø. Enhet:  $\text{mg N/m}^2$ .

Beregningene for alternativet som inkl. DPCU II viser at avsetningen har to maksimalsoner, en nordøst og en sørøst for utlippene. Avsetningen kommer opp i 47 mg N/m<sup>2</sup>. Beregningene viser at den største avsetningen over land vil være i overkant av 30 mgN/m<sup>2</sup>.



Figur 13: Våtavsetning av nitrogen fra utlipp fra Kårstøterminalen inkl DPCU II. Enhet: mg N/m<sup>2</sup>.

Den maksimale beregnede avsetningen av nitrogen for det planlagte gasskraftverket på Kårstø er 23 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, ca. 20 km nord-nordøst for anlegget. Verdier over 15 mg N/år dekker et område på ca. 800 km<sup>2</sup>. Figur 14 viser våtavsetningsfeltet fra gasskraftverket.



Figur 14: Våtavsetning av nitrogen for utslipp fra Naturkrafts planlagte gasskraftverk på Kårstø. Enhet: mg N/m<sup>2</sup>.

Det totale bidraget fra utvidelsen av Kårstø anleggene og en utbygging av gasskraftverket viser at den maksimale avsetningen over land vil være nord øst for anleggene og være på ca. 50 mgN/m<sup>2</sup>.

#### 6.4 Estimerte bidrag til konsentrasjoner av ozon

Ozon i troposfæren (nær bakken) dannes ved kjemiske reaksjoner mellom flyktige organiske stoffer og nitrogenoksider under påvirkning av sollys.

Bakgrunnsnivå av troposfærisk ozon er varierende og forekommer episodisk med høye konsentrasjoner. Bakgrunnsnivået er vanligvis lavere enn anbefalte luftkvalitetskriterier, men likevel relativt høyt i forhold til anbefalte luftkvalitetskriterier enn for de fleste andre luftforurensende komponenter. Konsentrasjonene målt på Sandve på Karmøy viser at konsentrasjonene overstiger SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium på 100 µg/m<sup>3</sup> som timemiddelverdi i snitt 243 timer i perioden 1997-2000. AOT40 verdien for vekstsesongen 15. mai til 15. august er overskredet for 1997.



Tidligere beregninger for utslipp fra Norsk sokkel viser at det er utslipp av nitrogenoksider som er begrensende faktor i dette området for dannelse av ozon som følge av utslipp av nitrogen og hydrokarboner.

De fotokjemiske reaksjonene vil i den første fasen raskt oksidere NO til NO<sub>2</sub> og omdanne ozon til oksygen. Nitrogenoksidene vil så danne ozon ved reaksjoner med hydrokarboner på litt lengre tidsskala.

For å vurdere virkningen av ozonkonsentrasjonen, som følge av utslipp fra de eksisterende anleggene på Kårstø, DPCU II og gasskraftverk, er det tatt utgangspunkt i tidligere beregninger for et gasskraftverk på Kårstø.

Ut fra en vurdering av tidligere beregninger for et gasskraftverk på Kårstø vil røykfanene fra gasskraftverket og Kårstø terminalen forårsake dannelse av ozon, men denne vil være relativt liten. Ozonkonsentrasjonen ved bakkenivå vil anslagsvis være ca. 2 µg/m<sup>3</sup> der røykfanene belaster og overlapper. Dette tilsvarer ca. 2% av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium. Det er NO<sub>x</sub>-utslippet som er bestemmende for påvirkning ved bakkenivå av ozonkonsentrasjonen.

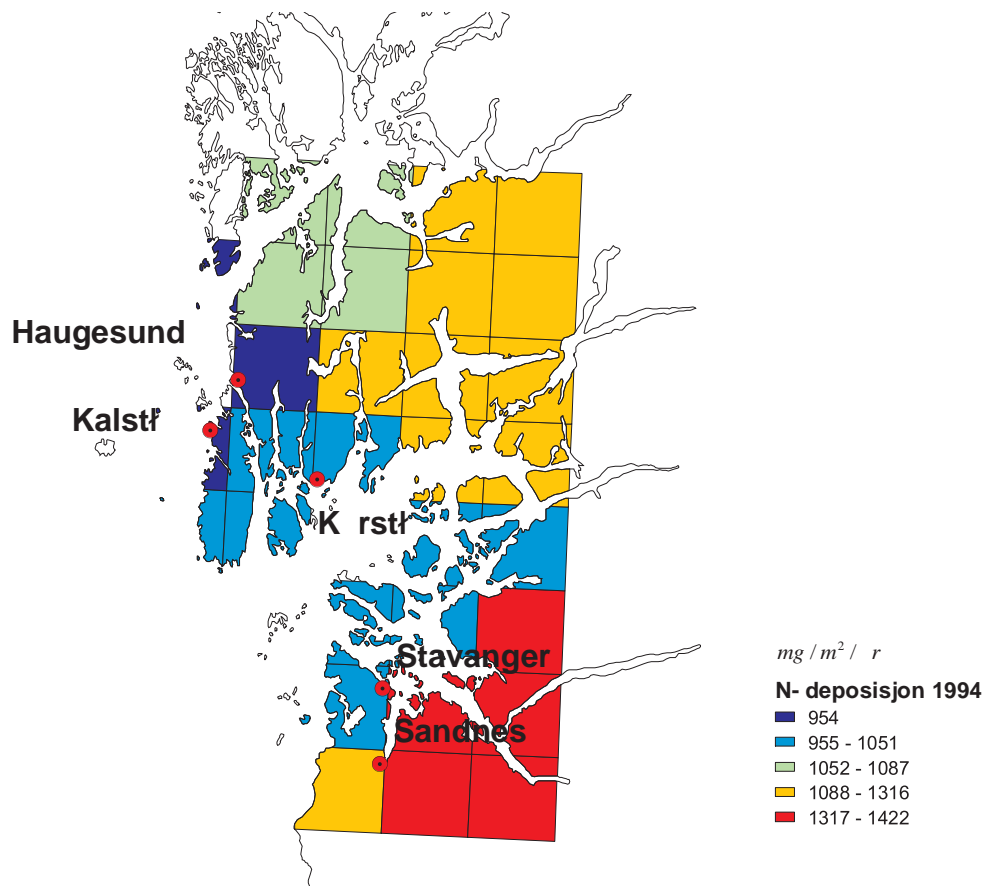
Beregningene tilsier at påvirkningen ved bakkenivå av ozonkonsentrasjonsnivået i området ikke blir signifikant.

## **7 Effekter på naturmiljøet**

### **7.1 Overflatevann**

Nitrogenavsetning er beregnet for et område på 110 km\* 70 km. Dette området antas å dekke det området der det er størst avsetning fra utslippene. Dette feltet er delt opp i ruter på 14 km\*14 km som hver er gitt en avsetningsverdi. Disse verdiene har igjen blitt overført til NIVA-rutenett og dekker et landareal på 3800 km<sup>2</sup> (de resterende ca 4000 km<sup>2</sup> er kyst- og havområder). Dette området har i dag en nitrogen- og svovel-avsetning som kommer fra langtransportert forurensning. Tilførslen av nitrogen fra langtransporterte forurensninger ligger på 950-1450 mg N/m<sup>2</sup> pr. år (middelverdi for 5-års perioden 1992-1996) (Tørseth og Semb, 1997) (Figur 15). Avsetningen varierer innen influensområdet og Kårstø anleggene ligger i sonen der det er en nitrogenavsetning på ca. 1000 mgN/m<sup>2</sup>. Målinger av nitrogenavsetningen ved nedbør i området i perioden 1995-2000 er vist i Tabell 4.

Våtavsetning av N (gjennomsnitt for 1992-1996) og nitrogen avsetninger som følge av utslipp fra de fire alternativene, samt total årlig våtavsetninger av nitrogen for det undersøkte området er angitt i Tabell 12. Dagens totale nitrogen avsetning i det 3800 km<sup>2</sup> store landarealet er beregnet til 4718 tonn N pr. år, mens dagens aktivitet bidrar med 38 tonn N pr. år. 0-alternativer vil bidra med 41 tonn N pr. år, og utslipp som følge av ilandføring av Kristingass vil utgjøre 52 tonn N pr. år, mens dette i tillegg til gasskraftverk vil bidra med 86 tonn N pr. år.



Figur 15: Kart av avsetning av nitrogen forurensninger i det undersøkte området rundt Kårstø anleggene. Nitrogen avsetningstallene er fra NILU (Tørseth og Semb, 1997). Dette er overført til et rutenett, som NIVA bruker for å beregne tålegrenser. Det totale landarealet er på 3800 km<sup>2</sup>.

Tabell 12: Minimum og maksimum nitrogenavsetning i dag (gjennomsnitt for 1992-1996) i regionen Sørvestlandet, og tillegg i nitrogenavsetning som følge av utslipp fra de fire alternativene. Årlig total tilførsel av nitrogen til hele det undersøkte området (gjennomsnitt for perioden 1992-1996), samt årlig beregnet bidrag fra som følge av utslipp fra de fire alternativene.

	Nitrogen avsetning mg N/m <sup>2</sup> /år	Total N-avsetning tonn N/år
Dagens nitrogenavsetning innen regionen	950-1450	4718
Tillegg Dagens situasjon	2-26	38
Tillegg 0-alternativet	2-28	41
Tillegg DPCU II	2-35	52
Tillegg DPCU II og gasskraftverk	4-55	86

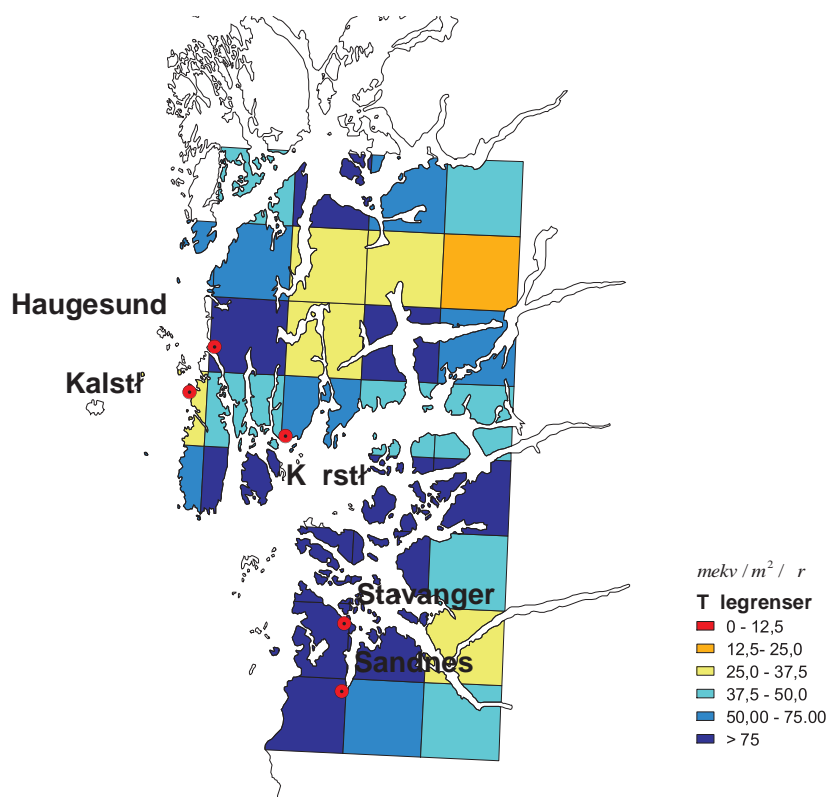
Det absolutte og prosentvise bidraget til nitrogenavsetning som følge av nitrogenutslipp fra gasskraftverket og andre anlegg på Kårstø i forhold til nitrogenavsetning forårsaket av langtransport er beregnet og fordelt på landarealer (Tabell 13).

Tabell 13: Økning i nitrogenavsetning fordelt på areal.

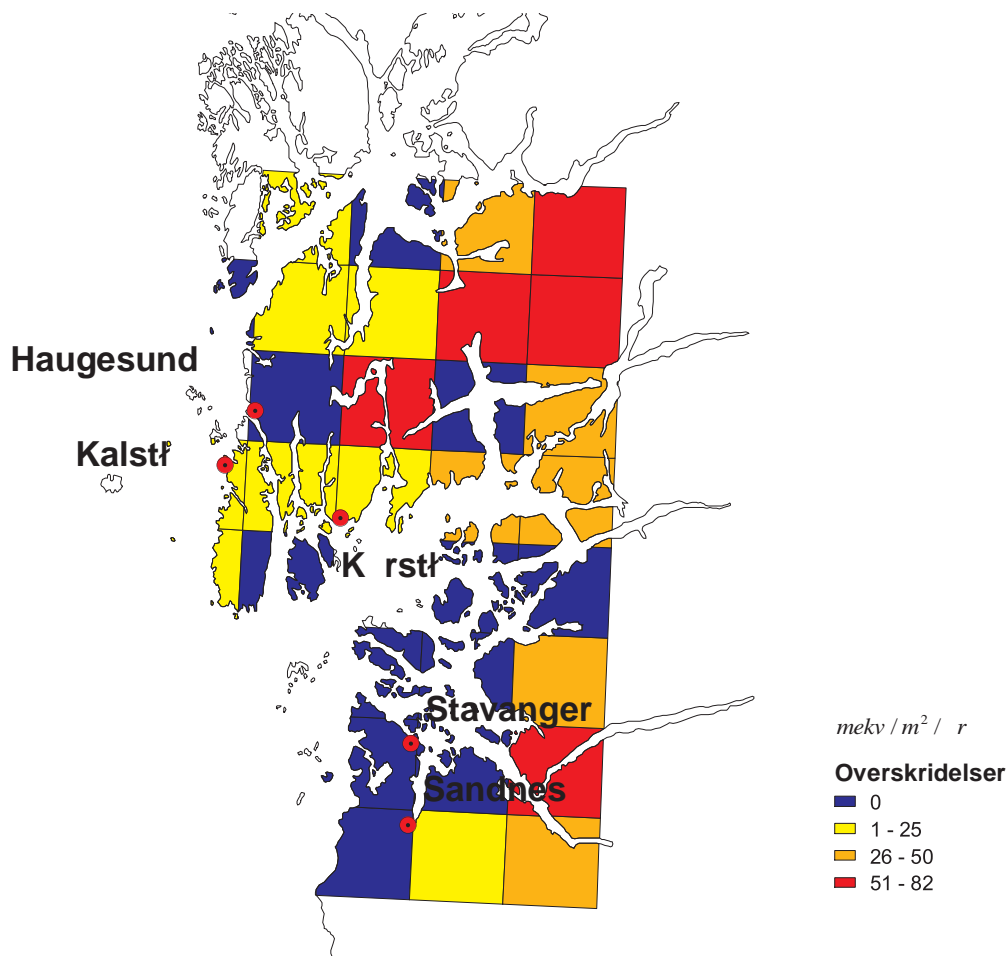
Avsetning av N mg N/m <sup>2</sup> /år	Dagens situasjon	0-alternativet	m/DPCU II	m/DPCU II og gasskraftverk
	Areal med angitt økning i nitrogenavsetning (km <sup>2</sup> )			
0-10	2573	1921	1462	739
10-20	801	1564	1413	1251
20-30	446	335	781	799
30-40			164	696
40-50				171
50-100				164

## 7.2 Beregning av tålegrenser for forsuring og overskridelser av tålegrensen

Effektene av økt nitrogenavsetning på forurensningssituasjonen i vann er gjort ved å beregne tålegrenser for tilførsler av syre til vann og å beregne overskridelser av tålegrensene for syretilførsler i det aktuelle området.



Figur 16: Dette kartet er et utsnitt av kartet i Figur 4 og viser i større detalj hvordan tålegrensene for forsuring av overflatevann er i det undersøkte området.



Figur 17: Dette kartet viser overskridelser av tålegrenser for forsurening ved bruk av SSWC (Steady State Water Chemistry) – gitt avsetningen av svovel og nitrogen i 1994 (Henriksen og Buan, 2000). I denne modellen antar vi at bare den delen av nitrogen avsetningen som kommer ut i avrenningsvannet bidrar til forsurening. For å vurdere effektene av nitrogen utslipp fra Kårstøanleggene har vi antatt at et "worst case" hvor all nitrogen avsetning fra disse aktivitetene bidrar direkte til forsurening, dvs at vi antar at all nitrogen avsetningen vil transporteres gjennom jorda uten å bli tatt opp og dermed gå rett ut i avrenningsvannet.

For å beregne effekten av nitrogenutslipp fra anleggene på Kårstø har vi brukt tålegrenseberegninger som er beskrevet i Vedlegg A. Ved beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser, er Norge delt opp i geografiske "ruter", som er definert av 0.5° lengde og 1° bredde. Denne ruten er igjen delt i 16 mindre ruter som hver er på ca. 14\*14 km og hver av disse rutene er tålegrensen og overskridelsen beregnet. Grunnlagsdataene som må til for disse beregningene er samlet inn tidligere for hele Norge (Henriksen et al., 1990) og er tilgjengelig ved en database på NIVA. Tålegrensekart for det undersøkte området rundt Kårstø er vist i Figur 16.

Den årlige syretilførselen fra nitrogen avsetning var 68-102 mekv/m<sup>2</sup> pr. år i det aktuelle området (perioden 1992-1996). Tålegrensene i det samme området ligger mellom 25-450 mekv/m<sup>2</sup> pr. år og indikerer hvor mye syre et nedbørfelt kan motta i løpet av ett år uten at tålegrensen overskrides. Med 1992-1996 svovel og nitrogen avsetning er tålegrensen for tilførsler av syre til overflatevann (SSWC-modellen med dagens N-avrenning) overskredet i ca. 70% av det undersøkte området, d.v.s at området mottar mer syre (S+N) enn det som kan nøytraliseres i nedbørfeltene slik at overflatevannet blir forsuret.

I kartet i Figur 17 er tålegrensene for tilførsler av syre angitt i mengde syre-ekvivalenter som kan avsettes i løpet av et år uten at tålegrensen for tilførsler av syre overskrides.

Den totale syretilførslene pr. år for det undersøkte området, samt bidraget fra de fire alternativene er beregnet og vist i Tabell 14.

*Tabell 14: Årlig total tilførsel av syre-ekvivalenter av nitrogen til hele det undersøkte området (gjennomsnitt for perioden 1992-1996), samt årlig beregnet bidrag av syre-ekvivalenter fra de fire alternativene og hvor stor %-andel dette utgjør av dagens nitrogen avsetning.*

Dagens nitrogen-avsetning kekv/år	Dagens aktivitet på Kårstø	0-alternativet	m/DPCU II	m/DPCU II og gasskraftverk
337 030	2 738	2 920	3 679	6 139
% økning i forhold til dagens avsetning				
	0.62	0.67	0.84	1.40

I beregningene av overskridelser av tålegrensene for syre for de fire alternativene antar vi at all tilført nitrogen bidrar til forsuringen ("potensiell forsuring" eller føre-var-prinsippet). I uforstyrrede økosystemer (spesielt m.h.p. nitrogenbelastning) vil mesteparten av nitrogen som avsettes (> 95%) bli holdt tilbake i nedbørfeltet fordi nitrogen er et plantenæringsstoff (se kap. 2). I områder som er belastet med høy nitrogen avsetning over lang tid (> 900 mg/m<sup>2</sup>/år, Dise and Wright, 1995), vil tilbakeholdelsen av nitrogen gradvis minke. I Rogaland som er et sterkt nitrogen belastet område i Norge, er det beregnet nitrogen retensjon for en rekke innsjøer og deres nedbørfelt på 40-60%. Dette betyr at de beregningene vi gjør her antar en verst mulig situasjon hvor all tilført nitrogen bidrar til forsuring, mens dagens situasjon er at minst 50% eller mer av tilført nitrogen holdes tilbake i nedbørfeltene.

Selv med bruk av føre-var prinsippet hvor vi antar at all tilført nitrogen bidrar til forsuring, vil ingen av alternativene bidra til vesentlige endringer av forsuringssituasjonen for overflatevann i denne regionen. Nitrogen utslipp fra alle alternativene bidrar til å øke området med overskridelse av tålegrensen i et areal på 126 km<sup>2</sup>. Dette vil skje i et område som i dag ligger på grensen til overskridelse.

Det er ikke gjort tilsvarende beregninger for forsuring av jord, men basert på de samme betraktningene som for forsuring av vann vil bidraget til jordforsuring være lite og vanskelig å måle.

### 7.3 Effekter på vegetasjon

Effektene av nitrogenoksider, total nitrogenavsetning og ozon på vegetasjon er vurdert etter SFTs luftkvalitetskriterier (SFT, 1992) og nitrogentålegrenser for terrestriske økosystemer (Bobbin et al., 1996). Man skal imidlertid være noe forsiktig med for bastante konklusjoner ved vurdering av effekter på vegetasjon på bakgrunn av en ren matematisk gjennomgang av tålegrenseoverskridelser, da både bakgrunnsverdier og tålegrenseverdier er noe usikre. Vurderingene er gjort for de naturtyper som antas å kunne bli påvirket i de områder hvor spredningsberegninger er utført. Følgende scenarier er vurdert: dagens situasjon, 0-alternativet, utbygging av DPCU II og DPCU II inkludert Naturkrafts gasskraftverk.

Effekten av nitrogenoksider er vurdert på bakgrunn av beregninger av NO<sub>2</sub>-konsentrasjoner i luft. Nitrogen-gjødslingseffekten er vurdert på bakgrunn av våtavsetning av nitrogen.

#### 7.3.1 Dagens situasjon

##### *Konsentrasjoner av nitrogenoksider*

Bakgrunnskonsentrasjonen av NO<sub>2</sub> på Kårstø er 4-5 µg/m<sup>3</sup> som årsmiddelkonsentrasjon og Kårstø anleggene bidrar med om lag 50% av dette.

Bakgrunnsverdiene ligger langt under de anbefalte luftkvalitetskriterier for vegetasjon på 30 µg/m<sup>3</sup> som årsmiddel, og det forventes således ingen direkte skader på planter på grunn av dagens utslipp.

##### *Total nitrogenavsetning*

Vegetasjonen rundt Kårstø og i influensområdet består blant annet av kystlyngheier, enger, sivevassmyrer, nedbørmyrer og enkelte næringsfattige og middels rike skogbestander.

Lynghieiene i Tysvær og Sveio kommune ligger hovedsakelig på næringsfattig berggrunn der den nedre tålegrensen (1500 mgN/m<sup>2</sup> pr. år) antas å gjelde. Ut fra figur 15 kan det ses at nitrogenavsetningen i Sveio og Tysvær kommuner er mellom 1000 og 1100 mgN/m<sup>2</sup>. Den maksimale belastningen i området ligger i sørøstlige hjørne av beregningsområdet og er på ca 1450 mgN/m<sup>2</sup>. Eventuelle lynghieiområder i hele området antas i dag å ha en total nitrogenavsetning på 950 – 1450 mgN/m<sup>2</sup>/år (tabell 1 og figur 15). Årsvariasjoner kan imidlertid gi både lavere og høyere avsetningsverdier, avhengig av nedbørmengde. Ut i fra dagens nitrogenavsetning skulle tålegrenseverdiene for denne vegetasjonstypen således ikke være overskredet. Tålegrenseverdiene er ikke eksakte, f.eks. vil danske forskere ha den nedre tålegrense for kystlynghei i Norden satt til 1000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år, jfr. Bobbink et al. (1996). Vegetasjonstypen kan imidlertid i lang tid ha vært utsatt for en nitrogen belastning som ligger nær tålegrensene, så det er ikke usannsynlig at deler av de observerte vegetasjonsendringene mot mer

gressdominerte plantesamfunn kan skyldes langtransportert nitrogen (se også kapittel 2.3).

Lynghiene på søre Bømlo er tilpasset næringsrik berggrunn og har en helt annen rikere artssammensetning enn de på Sveio (Fremstad et al. 1991). For disse lynghiene vil trolig de øvre tålegrensene gjelde, og dagens bakgrunnsnivå overskrider ikke disse tålegrensene. Det er således ingen grunn til å anta at vegetasjonen her er synlig påvirket av nitrogenavsetningen.

Tålegrensene for nedbørmyr i influensområdet er etter all sannsynlighet overskredet og man skulle her ut fra dagens nitrogenbelastning forvente en svak gjødslingseffekt med endringer i artssammensetning og mengde av torvmoser, samt økning av mer næringskrevende planter som gress og urter. Nedbørmyrer dekker imidlertid svært små areal rundt selve Kårstø anleggene, mens de er noe mer utbredt i nordre deler av influensområdene i Sveio kommune (Fremstad et al. 1991).

#### *Konsentrasjoner av ozon*

Bakgrunnsnivået i dag på Kårstø (ca.  $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmiddelverdi) er periodisk høyt nok til å kunne gi skader på vegetasjon som medfører redusert fotosyntese og plantevekst.

Ut fra målinger av ozon på Sandve og Voss er det beregnet AOT40 verdier i årene 1997-2000. Sandve ligger på Karmøy og er representativ for Kårstø i ett av de fire årene det er målt på Sandve er det beregnet AOT40-verdier for vekstsesongen som er over tålegrensen og en vekstreduksjon på 10% kan ventes.

Så langt vi vet er imidlertid ikke gjort noen undersøkelser med formål å se på ozonskader i området.

### **7.3.2 0-alternativet**

#### *Konsentrasjoner av nitrogenoksider*

Det forventes ingen særlig økning av  $\text{NO}_2$ -konsentrasjoner i luft og således ingen direkte skader på planter ved 0-alternativet.

#### *Total nitrogenavsetning*

0-alternativet vil maksimalt bidra med en våtavsetning på  $28 \text{ mg N}/\text{m}^2$  pr. år, og økningen er således liten i forhold til dagens bidrag på ca  $25 \text{ mg N}/\text{m}^2$  pr. år.

Ut fra dagens bakgrunnsnivå vil de nedre tålegrensene for kystlynghie ikke bli overskredet ved disse tilleggsavsetningene, men pga. av usikkerheten ved effektene av langtransportert nitrogen i disse lynghiene (se ovenfor) kan man ikke se bort fra at en økning, selv om den er liten, kan påvirke økosystemet. Generelt er det ugunstig å øke nitrogentilgangen i økosystemer som fra før ligger i faresonen. Eventuelle effekter av tilleggsavsetningene vil i dette tilfellet imidlertid være små. De rikere lynghiene på søre Bømlo vil trolig ikke bli påvirket av økt nitrogenavsetning.

En økning av tilført nitrogen vil gi muligheter for vegetasjonsendringer i nedbørmyrer, da den nedre tålegrensen på 500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år allerede er betydelig overskredet. Dette gjelder mest for de små mosaikkpregede myrforekomstene som er vanlig utbredt i kystlyngheilandskapet i nordre deler av influensområdet. Endringene vil imidlertid som følge av avsetning fra 0-alternativet trolig være små.

Resultater fra NISKs overvåkningsprogram på Kårstø (Aamlid et al., 1998) viser at tålegrensene for trær neppe er nådd, og det er heller ikke observert synlige skader på trær og skogvegetasjon. Siden skogsystemene i området ligger nær tålegrensene for nitrogen, både når det gjelder endringer i artssammensetning (700-2000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år) og for "helse" tilstanden til trærne (1000-3000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år), bør man imidlertid være oppmerksom på effekter som økt innslag av nitrogenkrevende arter, endringer i sopp floraen og næringsubalanse hos trær.

En kan heller ikke utelukke at det vil skje påleiring av alger og endringer i epifyttiske lav- og mosesamfunn i skogene rundt Kårstø som følge av den økte nitrogen avsetningen, selv om avsetningene er små.

#### *Konsentrasjoner av ozon*

Enhver økning av ozonkonsentrasjonen i områder med bakgrunnsverdier over tålegrensene er i utgangspunktet lite gunstig for vegetasjonen, og økte verdier kan medføre vekstreduksjon hos planter. Økningen i ozonkonsentrasjonen ved bakkenivå for 0-alternativet er imidlertid så lavt at det trolig ikke vil påvirke vegetasjonen i området. Bidrag til AOT40-verdien er antakelig heller ikke målbar.

### **7.3.3 DPCU II**

#### *Konsentrasjoner av nitrogenoksider*

Det forventes ingen særlig økning av NO<sub>2</sub>-konsentrasjoner i luft og således ingen direkte skader på planter for DPCU II.

#### *Total nitrogenavsetning*

DPCU II vil maksimalt bidra med en våtavsetning på 47 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Denne avsetningen er beregnet til å være over sjø. Den maksimale avsetningen over land er beregnet til i overkant av 30 mgN/m<sup>2</sup> pr. år, og økningen er således liten i forhold til dagens bidrag på ca 25 mg N/m<sup>2</sup> pr. år.

Ut fra dagens bakgrunnsnivå vil de nedre tålegrensene for kystlynghei ikke bli overskredet ved disse tilleggsavsetningene, men pga. av usikkerheten ved effektene av langtransportert nitrogen i disse lynchheiene kan man ikke se bort fra at en økning, selv om den er liten, kan påvirke økosystemet. Generelt er det ugunstig å øke nitrogentilgangen i økosystemer som fra før ligger i faresonen. Eventuelle effekter av tilleggsavsetningene vil i dette tilfellet imidlertid være små. De rikere lynchheiene på søre Bømlo vil trolig ikke bli påvirket av økt nitrogenavsetning.

En økning av tilført nitrogen vil gi muligheter for vegetasjonsendringer i nedbørmyrer, da den nedre tålegrensen på 500 mg N/m<sup>2</sup> pr. år allerede er



betydelig overskredet. Dette gjelder mest for de små mosaikkpregede myrforekomstene som er vanlig utbredt i kystlyngheilandskapet i nordre deler av influensområdet. Endringene vil imidlertid som følge av avsetning fra DPCU II trolig være små.

Resultater fra NISKs overvåkningsprogram på Kårstø (Aamlid et al., 1998) viser at tålegrensene for trær neppe er nådd, og det er heller ikke observert synlige skader på trær og skogvegetasjon. Siden skogsystemene i området ligger nær tålegrensene for nitrogen, både når det gjelder endringer i artssammensetning (700-2000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år) og for "helse"-tilstanden til trærne (1000-3000 mg N/m<sup>2</sup> pr. år), bør man imidlertid være oppmerksom på effekter som økt innslag av nitrogenkrevende arter, endringer i sopp floraen og næringsubalanse hos trær.

En kan heller ikke utelukke at det vil skje påleiring av alger og endringer i epifyttiske lav- og mosesamfunn i skogene rundt Kårstø som følge av den økte nitrogenavsetningen, selv om avsetningene er små.

#### *Konsentrasjoner av ozon*

Enhver økning av ozonkonsentrasjonen i områder med bakgrunnsverdier over tålegrensene er i utgangspunktet lite gunstig for vegetasjonen, og økte verdier kan medføre vekstreduksjon hos planter. Økningen i ozonkonsentrasjonen ved bakkenivå for DPCU II er imidlertid så lavt at det trolig ikke vil påvirke vegetasjonen i området. Bidrag til AOT40-verdien er antakelig heller ikke målbar.

#### **7.3.4 DPCU II og gasskraftverk**

Ved dette alternativet vil konsentrasjonene av nitrogenoksider fortsatt ligge langt under tålegrensene for vegetasjon, og bidraget til økt ozonkonsentrasjon vil være små. Det er derfor lite sannsynlig at økte nitrogenoksid- og ozonverdier vil ha noen effekt på planter i influensområdet.

Sammenlignet med dagens bakgrunnsnivå for totalt nitrogenavsetning vil dette alternativet kunne øke avsetningen med maksimalt ca. 50 mg N/m<sup>2</sup> pr. år. Dette vil ikke føre til at nye vegetasjonstyper vil få overskredet sin tålegrense, men sannsynligheten for at det vil skje endringer i vegetasjonstypene nedbørmyr, kystlynghei og skogøkosystem vil bli noe høyere. Man bør ved disse tilleggsv verdiene også være spesielt oppmerksom på økt algevekst på trestammer.

#### **7.4 Effekter på fauna**

Effektene av nitrogenoksider, total nitrogenavsetning og ozon på fauna er vurdert i forhold til luftkvalitetskriterier for dyr/helse (SFT, 1992), og indirekte på bakgrunn av mulige endringer i vegetasjonstypenes sammensetning. Den kvantitative endringen i vegetasjonstypene er imidlertid svært usikre, og da effektene overfor dyreliv primært er sekundære, vil usikkerheten ved vurderinger for fauna være stor.

Vurderingen er gjort på bakgrunn av NILUs spredningsberegninger for de ulike alternativene.

### *Konsentrasjoner av nitrogenoksider*

Direkte effekter av NO<sub>2</sub> på dyreorganismer vil være minimale ved alle utslippsalternativer. Årsmiddelkonsentrasjonene for NO<sub>2</sub> på Kårstø vil ligge langt under SFTs tålegrenser for skader på dyreliv/helse. En maksimal NO<sub>2</sub> timemiddelkonsentrasjon på fra 27-86 µg/m<sup>3</sup> er likt under SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium på 100 µg/m<sup>3</sup> for NO<sub>2</sub>. Det synes usannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på sammensetning av dyrearter i faunaen i området, og sannsynligvis heller ikke på enkeltindivider. Med basis i de foretatte beregningene vil derfor utslippene av nitrogenoksider fra de vurderte utbyggingsløsningene på Kårstø neppe ha noen virkning på dyreliv.

### *Total nitrogenavsetning*

Effektene av økt tilgang av nitrogen på faunaen vil være indirekte gjennom større endringer i vegetasjonen. I slike tilfeller forventes det en økning i både kvantitet og kvalitet av biotoper for dyr som beiter gress, og arter som er knyttet til kystlyngheiene og nedbørmyrer vil få dårligere konkurransebetingelser. Ved utslipp fra alle de vurderte alternativene forventes det mindre endringer i vegetasjons-sammensetningen, og påvirkningen av faunaen vil derfor bli liten.

### *Konsentrasjoner av ozon*

Bakgrunnsnivået er periodisk høyt nok til å kunne gi skadeeffekter på dyreliv/mennesker. Imidlertid er økningen i bakkenært ozon som følge av utslippene fra de vurderte utbyggingsalternativene så liten at det neppe vil ha noen betydning for dyreliv generelt.

Effektene av ozon på faunaen vil eventuelt være begrenset til effekter på enkeltindivider. Det synes usannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på sammensetning av dyrearter i området, selv om en ikke kan utelukke at aldersstrukturen i sårbare dyrepopulasjoner kan bli påvirket.

## **8 Referanser**

- Aerts, R., Wallén, B. og Malmer, N. (1992) Growth-limiting nutrients in *Spagnum*-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).
- Blom, H.H., Røsberg, I. og Skjolddal, L.H. (1982) Vegetasjon og flora på Kårstø, Tysvær kommune, Rogaland. Bergen (Univ. i Bergen, Botanisk institutt. Rapport 2).
- 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. In: *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded*. Berlin, Federal environmental agency.
- Brandrud, T. E. (1995) The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. *For. Ecol. Manage.*, 71, 111-122.
- Brunsting, A.M.H. (1982). The influence of the dynamics of a population of herbivorous beetles on the development of vegetational patterns in a heathland system. In: *Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Symposium on Insect-Plant Relationships, Wageningen, 1-4 March 1982*. J.H. Visser and A.K. Minks (eds). Wageningen, Pudok. pp. 215-224.
- Brunsting, A.M.H. and Heil, G.W. (1985). The role of nutrients in the interaction between a herbivorous beetle and some competing plant species in heathland. *Oikos*, 44, 23-26.
- Bruteig, I. E. (1996) Terrestrisk naturovervåkning. Vekstrater hos vanleg kvistlav 1993 - 1994. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 5).
- Bruteig, I.E., Thomsen, M.G og Altin, D. (2001). Vekstrespons hos tre aerofyttiske algar på tilførsel av nitrogen. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 680).
- Bøhler, T. (1987) Users guide for the Gaussian type dispersion models CONCX and CONDEP. Lillestrøm (NILU TR 8/87).
- de Bakker, A.J. (1989) Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerl.*, 38, 337-342.
- Dirkse, G.M., van Dobben, H.F. og Tamm, C.O. (1991) Effects on fertilization on herb and moss layers of a Scotch pine stand in Lisselbo (Sweden); a multivariate analysis. Leersum, 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.
- Falkengren-Grerup, U. (1993) Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. *Flora*, 188, 85-91.
- Fremstad, E. (1992) Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 124).
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. og Skogen, A. (1991) Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. Trondheim (NINA Utredning 029).
- Gimingham, C. H. (1972) Ecology of heathlands. London, Chapman and Hall.

- Grennfelt, P. and Thörnelöf, E. (Eds.) (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. og Buan, A.K. (2000). Tålegrenser og overskridelser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. Oslo, Norsk institutt for vannforskning (Fagrapport nr. 106, Naturens tålegrenser).
- Henriksen, A., Hindar, A., Styve, H., Fjeld, E. og Lien, L. (1996) Forsuring av overflatevann - beregningsmetodikk, trender og mottiltak. Oslo (Norsk institutt for vannforskning. Rapport 3528-96).
- Hjeltnes, A. (1994 a) Overvåkning av kystlynghei. Årsrapport 1994. Bø, Telemarksforskning (Arbeidsrapport 7/94).
- Hjeltnes, A. (1994 b) Overvåkning av kystlynghei. Rapport fra feltarbeidet i 1994. Tysvær kommune. Bø, Telemarksforskning. (Arbeidsrapport 17/94).
- Hobbs, R.J. and Gimingham, C.H. (1987). Vegetation, fire and herbivore interactions in heathland. *Adv. Ecol. Res.*, 16, 87-173.
- Holopainen, T. and Kärenlampi, L. (1985) Characteristic ultrastructural symptoms caused in lichens by experimental exposure to nitrogen compounds and fluorides. *Ann. Bot. Fenn.*, 22, 333-342.
- Hornung, M., Sutton, M.A. og Wilson, R.B. (1995) Mapping and modelling of critical loads for nitrogen. A workshop report. Edinburgh, Institute of Terrestrial Ecology, Edinburgh Research station.
- Innset, B. og Haugsbakk, I. (1995) Luft- og nedbørkvalitet på Kårstø høsten 1994. Kjeller (NILU OR 17/95).
- Innset, B. og Røstad, A. (1995a) Luft- og nedbørkvalitet på Kårstø våren 1994. Kjeller (NILU OR 13/95).
- Innset, B. og Røstad, A. (1995b) Luft- og nedbørkvalitet på Kårstø sommeren 1994. Kjeller (NILU OR 14/95).
- 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).
- Kaland, P.E. (1979) Landskapsutvikling og bosetningshistorie i Nordhordalands lyngheiområder. I: *På leiting etter den eldste garden*. Red. av R. Fladby & J. Sandnes. Oslo, Universitetsforlaget. s. 41-70.

- Kaland, P.E. (1986). The origin and management of Norwegian coastal heath as reflected by pollenanalysis. In: *Antropogenic indicators in pollen diagrams*. Behre, K.-E. (red.). Rotherdam. pp. 19-36.
- Kauppi, M. (1980) The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens. Oulu. (Acta Universitatis Oulensis, A101) (Biologica, 9).
- Knudsen, S., Aarrestad, P. A., Skjelkvåle, B. L. (1996) Konsekvenser av utslipp til luft fra gasskraftverk, Kårstø. Kjeller (NILU OR 18/96).
- Knudsen, S., Aarrestad, P. A., Skjelkvåle, B. L. (1997) Konsekvenser av utslipp av NO<sub>x</sub> og NH<sub>3</sub> til luft fra gasskraftverk, Kårstø. Kjeller (NILU OR 71/97).
- Lundberg, A. (1998) Karmøys flora. Biologisk mangfold i eit kystlandskap. Bergen, Fagbokforlaget.
- 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.
- Moen, A. (1998) Nasjonalatlas for Norge: vegetasjon. Hønefoss, Statens kartverk.
- Mortensen, L.M. (1994) Further studies on effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. *Norw. J. Agric. Sci.*, 8, 91-97.
- Mortensen, L.M. og 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.
- Mylona, S. (1996) Sulphur dioxide emissions in Europe 1880-1991 and their effect on sulphur concentrations and depositions. *Tellus*, 48B, 662-689.
- Nilsson, V.J. og Grennfelt, P. (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 March, 1988. 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, F.H. (1982) Ornitologiske og viltbiologiske undersøkelser på Kårstø i Rogaland. Bergen (Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Zoologisk Museum, Univ. i Bergen. Rapport 44).

- Pedersen, H.C. og Nybø, S. (1990). Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og tungmetaller. Trondheim (NINA utredning 5).
- SFT (1995) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1994. Red. B.L. Skjelkvåle. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 628/95).
- SFT (1992) Virkninger av luftforurensinger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 92:16).
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. (1984) Berggrunnskart over Norge. M. 1: 1 million. Trondheim, Norges geologiske undersøkelser.
- Skogen, A. (1987). Conversion of Norwegian coastal heath landscape through development of potential natural vegetation. In: *Vegetation ecology and creation of new environments. Proceedings of the International symposium in Tokyo and Phytogeographical Excursion through central Honshu*. Miyawaki, A., Bogenrieder, A., Okuda, S. and White, J. (red.). Tokyo, Tokai Univ. Press. pp. 195-204.
- Taksdal, G. (1997). Røsslyngheiene og lyngbladbilla. *Fauna* 50, 20-28.
- Taksdal, G. & Haraldseide, E. (1994). Lyngbladbilla og masseangrep på røsslyng. *Naturen*, 5, 201-205.
- Tamm, C.O. (1991) Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetational changes and ecosystem stability. Berlin, Springer Verlag (Ecological Studies, 81).
- Thomassen, J. red. (1992) MTBE-anlegg Kårstø. Konsekvensutredninger for miljø, naturressurser og samfunn. Trondheim (NINA oppdragsmelding 142).
- Tybjerg, K., Bak, J. and Henriksen, L.H. (1995) Basis for mapping of critical loads. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (TemaNord 1995:510).
- Tønnesen, D. og Haugsbakk, I. (1995) Luft- og nedbørkvalitet på Kårstø vinteren 1994/95. Kjeller (NILU OR 40/95).
- Tønnesen, D. (1995) Utslippsanalyse Høgsfjordprosjektet. Kjeller (NILU OR 18/95).
- Tønnesen, D. (1995) Luftkonsentrasjoner av nitrogendioksyd på Kårstø 1986-1995. Kjeller (NILU OR 28/95).
- 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. (1997) Deposition of major inorganic components in Norway 1992-1996. Kjeller (NILU OR 67/97).
- van Dobben, H. (1991) Effects on heathlands In: *Acidification research in the Netherlands*. Final report of the Dutch Priority Programme on Acidification. Ed. by Heij, G.J. & Schneider, T. Amsterdam, Elsevier (Studies in environmental science 46) s. 139-145.
- Vestreng, V. and Støren, E. (2000) EMEP Emission Data. Status Report 2000. Oslo (EMEP MSC-W Note 1/2000).
- von Arb, C. (1987) Phytosynthesis and chlorophyll content of lichen *Parmelia sulcata* Taylor from locations with different levels of air pollution. In: *Progress and Problems in Lichenology in the eighties*. Ed.: Peveling, E. Berlin, J. Cramer. (Bibliotheca Lichenologica 25). pp. 343-345.
- Aamlid, D., Berg, I. A., Røsberg, I. (1998) Økosystemovervåking av bjørkeskog på Kårstø. Rapport fra perioden 1994-1997. Ås, NISK (Rapport fra skogforskningen, 6/98).
- Aarrestad, P.A., Fremstad, E. og Skogen, A. 2001. Kystlyngheivegetasjon. I: *Truete vegetasjonstyper i Norge*. Red. E. Fremstad, A. Moen. Trondheim, NTNU Vitenskapsmuseet (Rapport botanisk Serie 2001-4). s. 99-105.
- Aas, W., Tørseth K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. (2000) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1999. Kjeller (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 797/00, TA-1725/2000) (NILU OR 23/2000).





## **Vedlegg A**

### **Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann**



## Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann

*Boks 1*

### Definisjoner

**Naturens Tålegrense** (eng: *Critical Load/Levels*): Et mål for tilførsel av forurensninger som, utfra dagens viten, ikke fører til skadelige effekter på følsomme komponenter i økosystemet slik som reduserte fiskebestander/fiskedød og skogskader/skogsdød.

**Miljømål** (eng: *Target Load*): Nasjonalt fastsatte belastningsverdier som tar tekniske, økonomiske, sosiale og politiske hensyn og som kan ligge over eller under naturens tålegrense. Ideelt sett skal miljømålene reduseres til tålegrensen eller lavere over tid.

**Syrenøytraliserende kapasitet** (*Acid Neutralizing Capacity, ANC*): En løsnings evne til å nøytralisere tilførsler av sterke syrer.

**Reseptor**: Et økosystem av interesse som potensielt kan påvirkes av atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen (F.eks. jord, grunnvann, overflatevann).

**Biologisk indikator(er)**: Organisme(r) eller populasjoner som er følsomme overfor kjemiske endringer som følge av endringer i atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen (f.eks. trær, fisk, bunndyr).

**Kritisk kjemisk verdi**: Den høyeste verdi for en kjemisk komponent eller kombinasjon av komponenter som ikke frembringer en skadelig respons hos en biologisk indikator (f.eks. ANC, pH, Al/Ca forholdet).

**Tålegrense**-definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader. Det finnes to hovedmetoder for å beregne tålegrenser for økosystemer i overflatevann; prosess-orienterte modeller og empiriske modeller. De prosess-orienterte modellene forsøker å beskrive matematisk de underliggende årsak/virkningsforholdene mellom sur nedbør og vannkvalitet. Slike modeller kan enten være dynamiske simuleringsmodeller (MAGIC, SMART etc.) eller steady state modeller basert på massebalanseberegninger (PROFILE). De empiriske vannkjemiske modellene er "steady state modeller" som ikke tar hensyn til tidsavhengige prosesser, og de kan derfor brukes på grunnlag av begrenset informasjon. En slik empirisk metode er allerede anvendt på større områder (Henriksen et al., 1992).

For beregning av tålegrenser for forsurening av overflatevann bruker vi en metode som kalles "The Steady-State Water Chemistry (SSWC) method". Denne er

spesielt anvendelig for overflatevann i områder hvor innsjøer er det mest følsomme økosystemet m.h.p. forsuring. Metoden forutsetter at tilnærmet all sulfat i avrenningen kommer fra sjøsalter og antropogene kilder (forbrenning av fossilt brennstoff) og at veldig lite genereres i nedbørfeltet ved forvitring. Tålegrensen for innsjøer kan beregnes på basis av en årlig veid middelvei, eller som i tilfellet med denne innsjøundersøkelsen, på basis av en høstprøve, som vi antar representerer en slik veid middelvei. Metoden baserer seg videre på bruk av ANC som et kjemisk kriterium for sensitive organismer i vannet.

## Om forutsetningene i modellen

Tålegrensen for en innsjø er definert på grunnlag av den opprinnelige forvittringshastigheten i nedbørfeltet. Den totale fluksen av basekationer ( $BC^*_t$ ) fra et nedbørfelt er et resultat av balansen mellom input fra forvitring ( $BC_w$ ), ionebytte ( $BC_i$ ), ikke-marin atmosfærisk avsetning ( $BC^*_{dep}$ ), og opptak i biomassen ( $BC_u$ ):

$$BC^*_t = BC_w + BC_i + BC^*_{dep} - BC_u \quad (1)$$

hvor alle parametere er uttrykt som årlige fluxer ( $\text{mekv}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{år}^{-1}$ ). Av disse parameterene er  $BC^*_t$  og  $BC^*_{dep}$  beregnet direkte fra avrenningsmengde, nedbørvolum og konsentrasjonsmålinger.

$BC_i$  er relatert til langtidse endringer i atmosfæriske tilførsler av sure ikke-marine anioner (sulfat og nitrat) ( $\Delta\text{AN}^*$ ) ved en F-faktor (Henriksen, 1984, Brakke et al., 1990):

$$F = BC_i / \Delta\text{AN}^* \quad \text{eller} \quad BC_i = F \cdot \Delta\text{AN}^* \quad (2)$$

Vi antar nå følgende:

1.  $BC_w$  endres ikke med endringer i syre avsetning.
2.  $BC_0$  (den "opprinnelige" basekationavrenningen (før-forsuringstid)) =  $BC_w + BC_d$
3. Sulfat i avrenningen er i likevekt med sulfat i nedbøren (d.v.s det hverken lagres eller frigjøres sulfat i nedbørfeltet).

For før-forsuringssituasjonen har vi:

$$\begin{aligned} [BC^*]_0 &= [BC^*]_t - F \cdot (\Delta[\text{SO}_4^*] + \Delta[\text{NO}_3]) = \\ &= [BC^*]_t - F \cdot ([\text{SO}_4^*]_t + [\text{NO}_3]_t - [\text{SO}_4^*]_0 - [\text{NO}_3]_0) \end{aligned} \quad (3)$$

hvor t referer til dagens konsentrasjon og 0 til før-forsurings konsentrasjoner.

Verdien av F er en funksjon av basekationkonsentrasjonen og ligger normalt mellom 0 og 1 (Henriksen, 1984). F spenner fra nær 0 i innsjøer med lave konsentrasjoner av basekationer til 1 i innsjøer med høye konsentrasjoner av basekationer.

En algoritme for F er (Brakke et al., 1990):

$$F = \sin((\pi/2) \cdot [BC^*]_t / S) \quad (4)$$

Hvis  $[BC^*]_t > S$ , blir F satt til 1. Her er S basekationkonsentrasjonen for  $F = 1$ . I Norge har S blitt beregnet til å være 400  $\mu\text{ekv/l}$ .

Vi antar videre at  $[\text{NO}_3]_0 = 0$  for alle innsjøer. Bakgrunns sulfat ( $[\text{SO}_4^*]_0$ ) er beregnet ut fra norske innsjøer som er lite påvirket av sur nedbør:

$$[\text{SO}_4^*]_0 = 15 + 0.16 [BC^*]_t \text{ (når konsentrasjonene er i } \mu\text{eq/l)} \quad (5)$$

denne ligningen indikerer at det er et atmosfærisk bakgrunn bidrag av  $[\text{SO}_4^*]$  på gjennomsnittlig 15  $\mu\text{eq/l}$  og et geologisk bidrag som er proporsjonal med konsentrasjonen av basekationer. I andre områder enn Norge kan dette forholdet være annerledes.

## Beregning av tålegrenser for syre

Tålegrensen for tilførsler av syre til innsjøer kan nå beregnes:

$$CL(\text{Ac}) = ([BC^*]_0 - [\text{ANC}]_{\text{limit}}) \cdot Q \quad (6)$$

hvor:

$CL(\text{Ac})$  = tålegrensen for syre i innsjøen

$[BC^*]_0$  = opprinnelig ikke-marin basekationkonsentrasjon

$[\text{ANC}]_{\text{limit}}$  = grenseverdi for ANC

Q = avrenning

For å kunne beregne tålegrenser for overflatevann, må man definere en verdi for ANC. SSWC-metoden er svært sensitiv for valget av  $\text{ANC}_{\text{limit}}$ . I områder med lite sur nedbør vil sannsynligheten for nedbørepisoder som fører til en vannkvalitet hvor man får skader på fiskebestanden være liten, selv når  $\text{ANC} = 0$ , mens i områder med mye sur nedbør, kan man få store skader på fiskebestanden ved en slik ANC-verdi. For ikke å underestimere tålegrensene ved å bruke en fast ANC verdi på 20  $\mu\text{ekv/l}$  har man innført en variabel ANC som er en funksjon av avsetningen -  $\text{ANC}_{\text{limit}}$  (limit - grense).  $\text{ANC}_{\text{limit}}$  er null i områder med liten avsetning, og stiger til 50  $\mu\text{ekv/l}$  i områder med høy avsetning. Effekten av denne funksjonen er at man reduserer arealer med overskredet tålegrense i områder som mottar lite sur nedbør.

Formulering av en slik avsetningsavhengig ANC-verdi har blitt foreslått av Henriksen et al. (1995), og er nå i bruk i Norge og Sverige.  $\text{ANC}_{\text{limit}}$  er ikke en fast verdi for alle innsjøer. Hver innsjø vil ha sin egen verdi for alle avsetningsverdier bestemt av karakteriske egenskaper i nedbørfeltet ( $[BC^*]_0$  og Q).

Dagens overskridelser av tålegrensen for tilførsel av syre kan uttrykkes:

$$\text{Ex}(\text{Ac}) = \text{S}^*_{\text{dep}} + \text{N}_{\text{leach}} - \text{BC}^*_{\text{dep}} - \text{CL}(\text{Ac}) \quad (7)$$

$$\text{hvor } \text{N}_{\text{leach}} = \text{N}_{\text{dep}} - \text{N}_s \quad (8)$$

der  $\text{N}_s$  representerer alle nitrogen-opptak i nedbørfeltet.  $\text{N}_{\text{leach}}$  er beregnet fra målte konsentrasjoner av nitrat og ammonium i avrenningen. Ingen nitrogen-avsetnings data er derfor nødvendig for beregning av dagens overskridelse.

## Referanser

- Brakke, D.F., Henriksen, A. og 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.
- Henriksen, A. (1984). Changes in in base cation concentrations due to freshwater acidification. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22, 692-698.
- Henriksen, A. Lien, L. Traaen, T, og Taubøll, S. (1992) Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Oslo. (Norsk institutt for vannforskning. Rapport 89210). (Naturens Tålegrense. Fagrapport 34.)

## **Vedlegg B**

### **Beregning av maksimale timemiddelkonsentrasjoner for NO<sub>x</sub>**

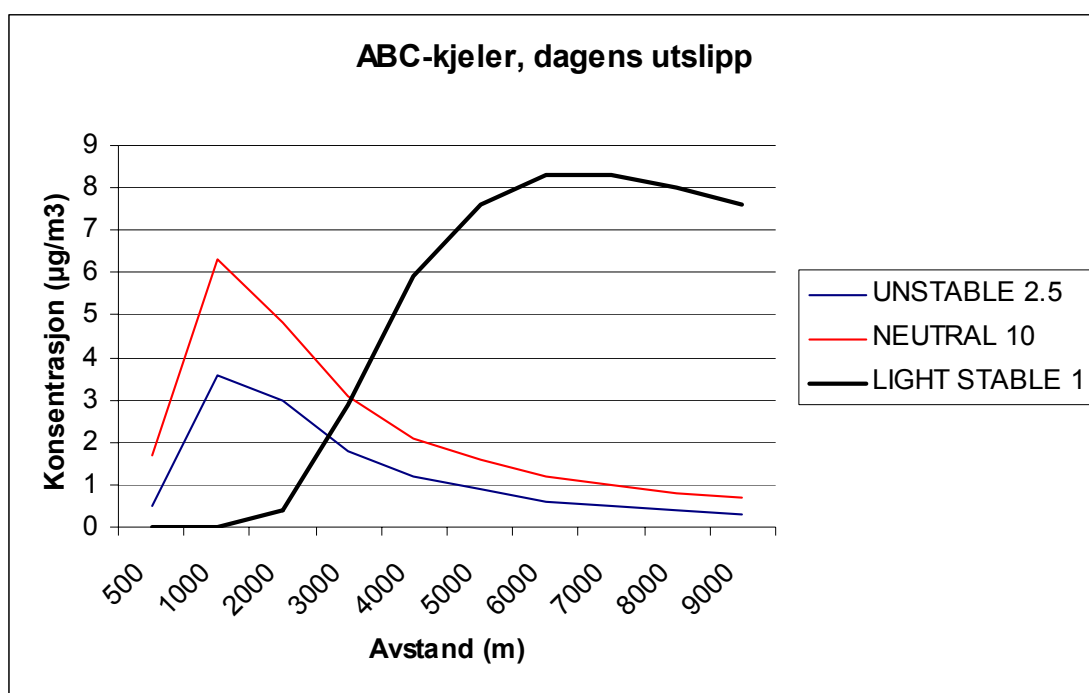




**Bidraget til maksimal timemiddelkonsentrasjon fra dagens situasjon på Kårstø.**

Figur B1 til B9 viser maksimal timemiddelkonsentrasjon av  $\text{NO}_x$ , for bidraget fra de enkelte kilder, og de mest kritiske kombinasjonene av vindstyrke og stabilitet.

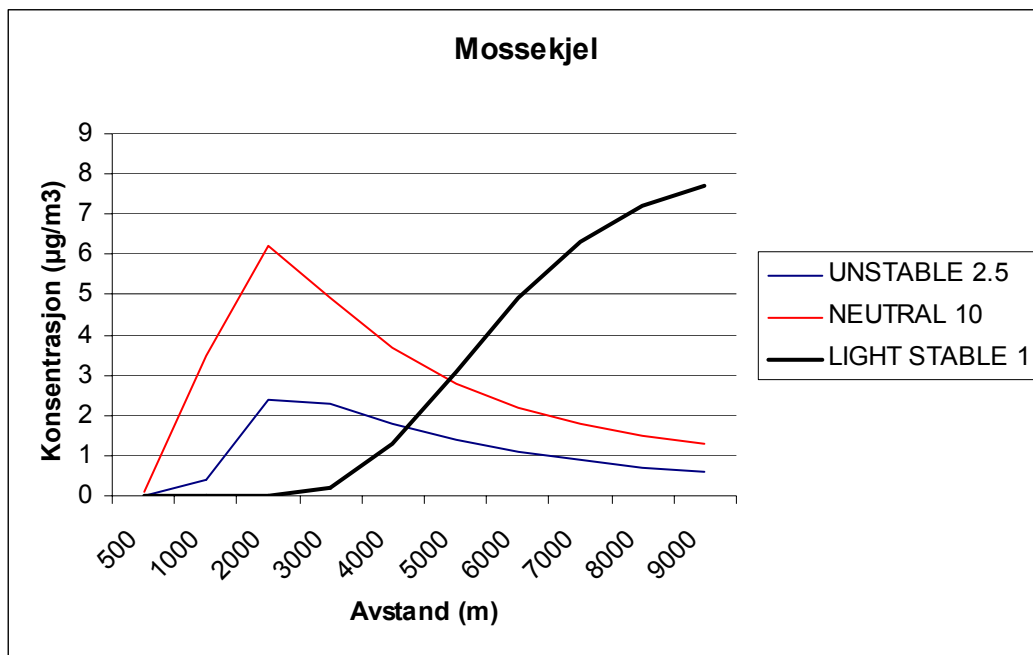
For Statpipe A, B og C kjelene (figur B1), er maksimalbelastningen av  $\text{NO}_x$  (regnet som  $\text{NO}_2$ ) på ca.  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i avstand på ca 6-7 km fra utslippet. Denne konsentrasjonen vil kunne oppstå ved lett stabile forhold og en vindhastighet på ca. 1 m/s. Dette er 8% av anbefalte luftkvalitetskriterium for  $\text{NO}_2$ . All  $\text{NO}_x$  vil ikke foreligge som  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$  oksyderes til  $\text{NO}_2$  av ozon, men  $\text{NO}_2$  spaltes av sollys til  $\text{NO}$  og  $\text{O}$ . Dette fører til at den maksimale  $\text{NO}_2$ -konsentrasjonen vil være under  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .



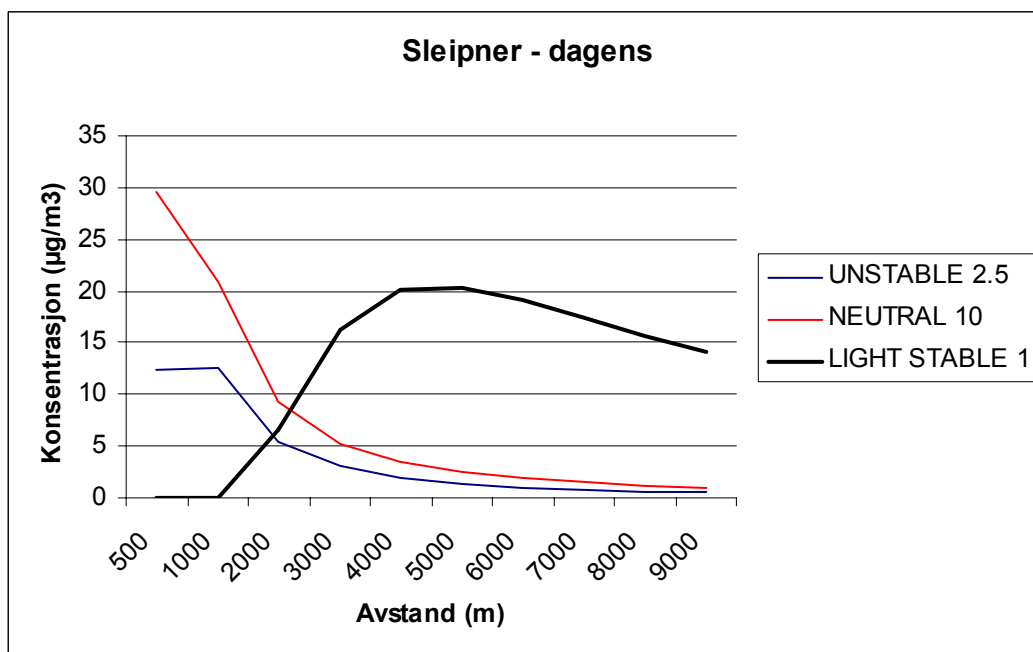
*Figur B1: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av  $\text{NO}_x$  (regnet som  $\text{NO}_2$ ), for en av de tre Statpipe A/B/C kjelene, som funksjon av avstand fra kilden.*

For den eksisterende Mossekjelen (figur B2) er maksimalbelastningen av  $\text{NO}_x$  (regnet som  $\text{NO}_2$ ) på  $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i avstand på mer enn 9 km fra utslippet. Denne konsentrasjonen vil kunne oppstå ved lett stabile forhold og en vindhastighet på ca. 1 m/s.

For den eksisterende Sleipnerkjelen (figur B3), er maksimalbelastningen av  $\text{NO}_x$  (regnet som  $\text{NO}_2$ ) på ca.  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , nær utslippet. Dette er mindre enn 30% av anbefalte luftkvalitetskriterium for  $\text{NO}_2$ . Denne konsentrasjonen vil kunne oppstå ved nøytrale forhold og en vindhastighet på ca. 10 m/s.

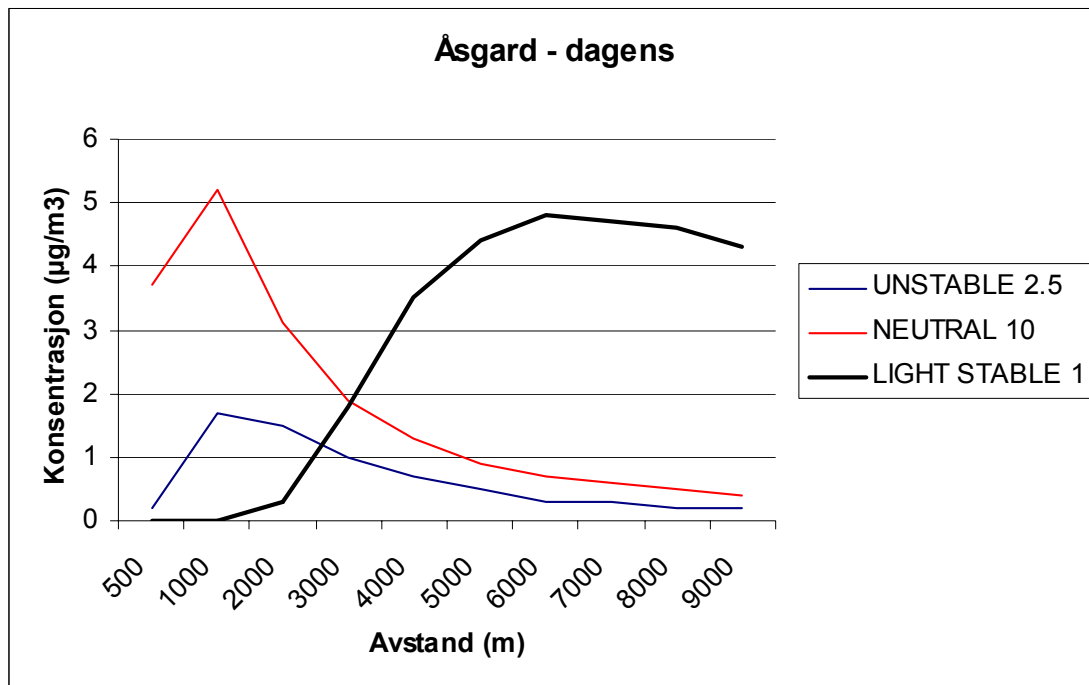


Figur B2: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av  $NO_x$  (regnet som  $NO_2$ ), for eksisterende Mossekjele, som funksjon av avstand fra utslippskilden.



Figur B3: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av  $NO_x$  (regnet som  $NO_2$ ), for eksisterende Sleipnerkjele, som funksjon av avstand fra utslippskilden.

For hver av de to skorsteinene for Åsgard-anlegget (figur B4), er maksimalbelastningen av  $\text{NO}_x$  (regnet som  $\text{NO}_2$ ) på ca  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i avstand 0,5 km fra utslippet. Dette er mindre enn 5% av anbefalte luftkvalitetskriterium for  $\text{NO}_2$ . Denne konsentrasjonen vil kunne oppstå ved nøytrale forhold og en vindhastighet på ca. 10 m/s.

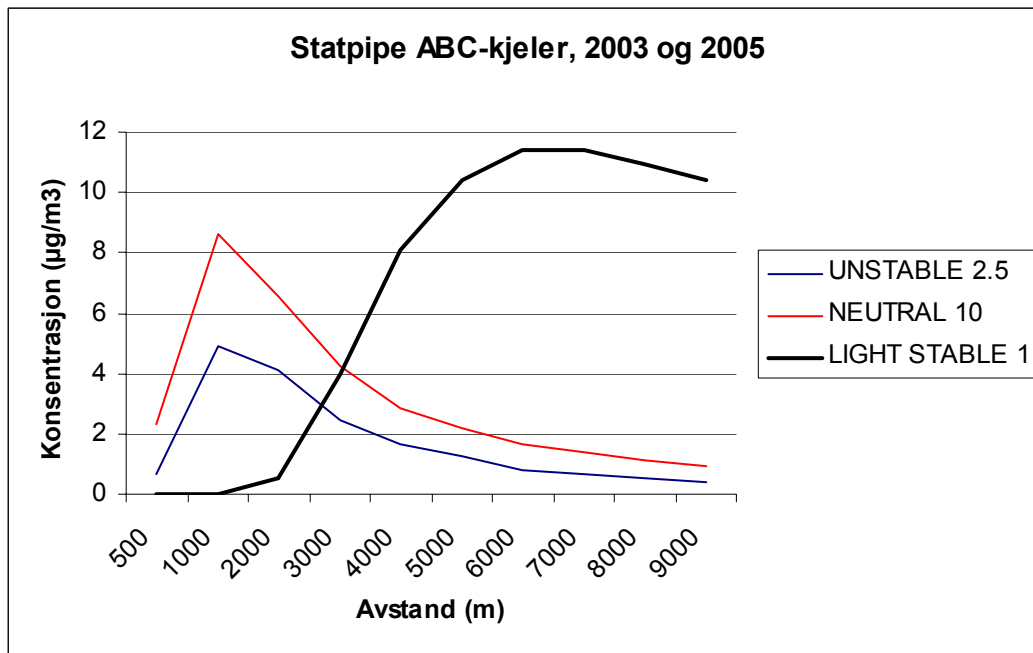


Figur B4: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av  $\text{NO}_x$  (regnet som  $\text{NO}_2$ ), for en av de to skorstein for Åsgardanlegget, som funksjon av avstand fra utslippskilden.

#### **Bidraget til maksimal timesmiddelkonsentrasjon ved 0-alternativet på Kårstø**

For 0-alternativet vil bidraget fra de forskjellige gasturbinene og kjelene forandre seg noe.

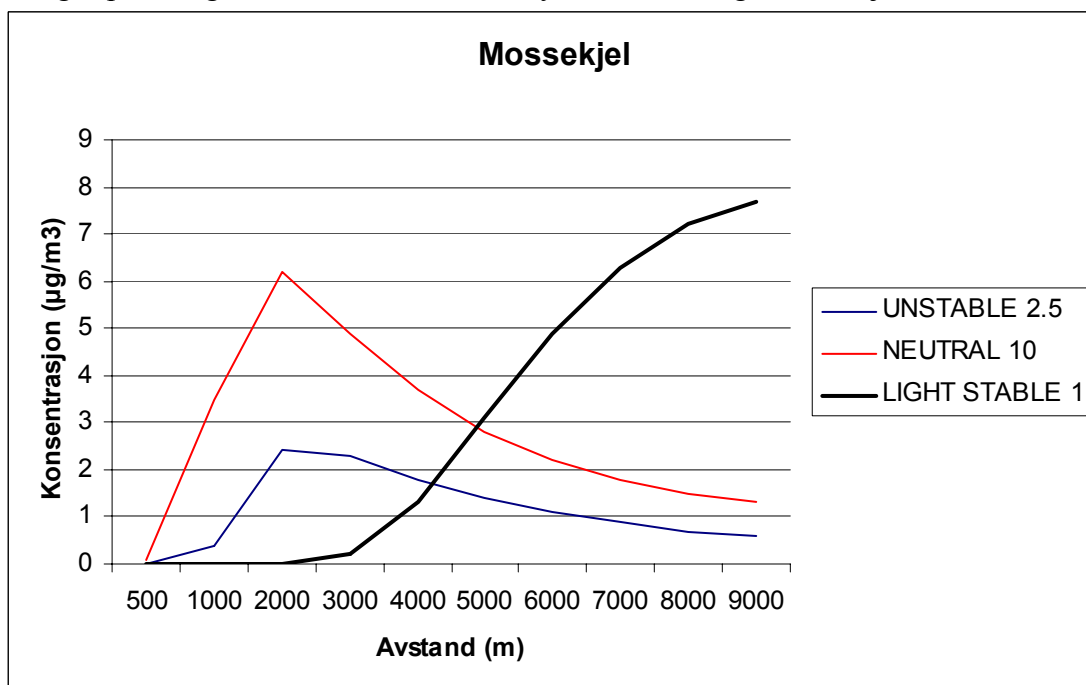
Bidraget fra Statpipe A, B og C er vist i figur B5. Figuren viser at det maksimale bidraget blir på ca  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fra ca 6-8 km fra utslippet og vil oppstå ved svak vind og dårlige spredningsforhold. Dette er noe høyere enn beregningene for dagens situasjon.



Figur B5: Maksimale timemiddelkonsentrasjoner av  $NO_x$  som funksjon av avstand fra kilden for Statpipe A, B og C for 0-alternativet.

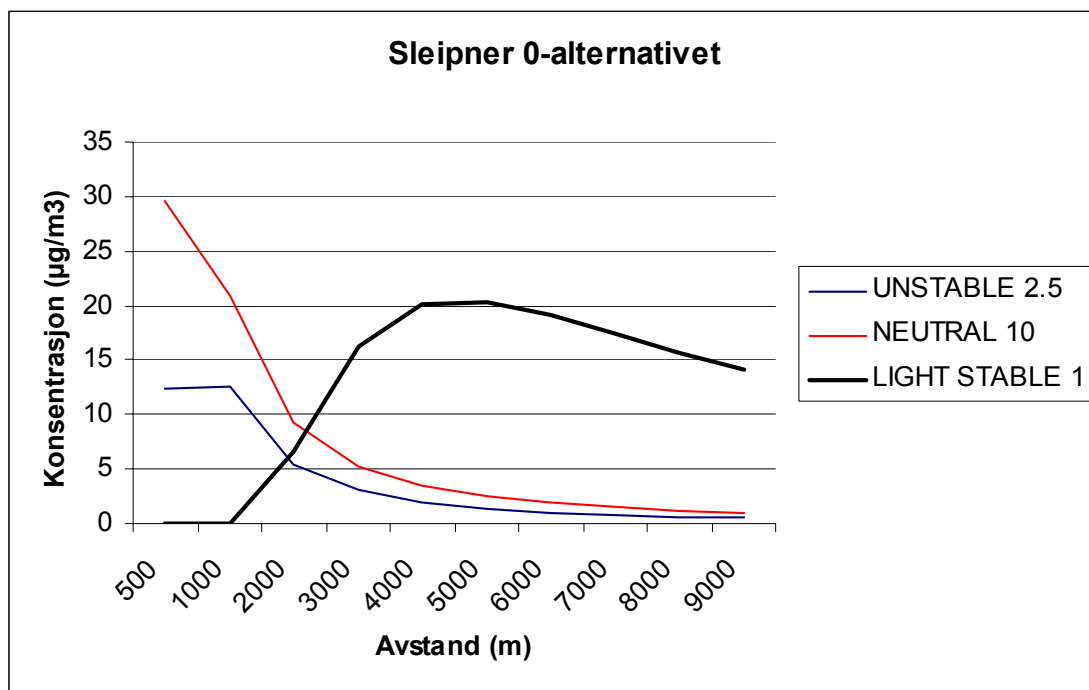
Figur B6 til B9 viser konsentrasjonsfordelingen for de andre utlippene

For Mossekjelen vil den maksimale timemiddelkonsentrasjonen være opp mot  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  8-10 km fra utslippet. Konsentrasjonen kan oppstå ved svak vind og dårlige spredningsforhold. Dette er noe høyere enn for dagens situasjon.



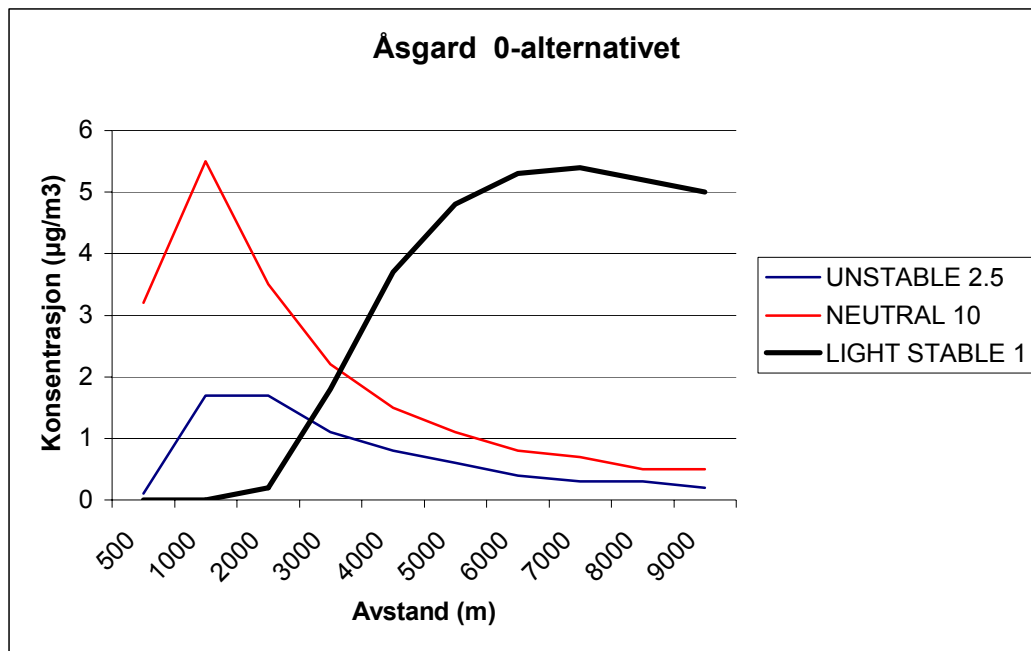
Figur B6: Maksimale timemiddelkonsentrasjoner av  $NO_x$  som funksjon av avstand fra kilden for Mossekjelen for 0-alternativet.

For Sleipnerkjelen er det beregnede bidraget opp mot  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  mindre enn 500 m fra skorsteinen. Denne konsentrasjonen vil oppstå ved svak vind og gode spredningsforhold (ustabil atmosfære). Fra 4-6 km vil konsentrasjonsnivået ligge på ca  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Konsentrasjonene er noe lavere enn for dagens situasjon.



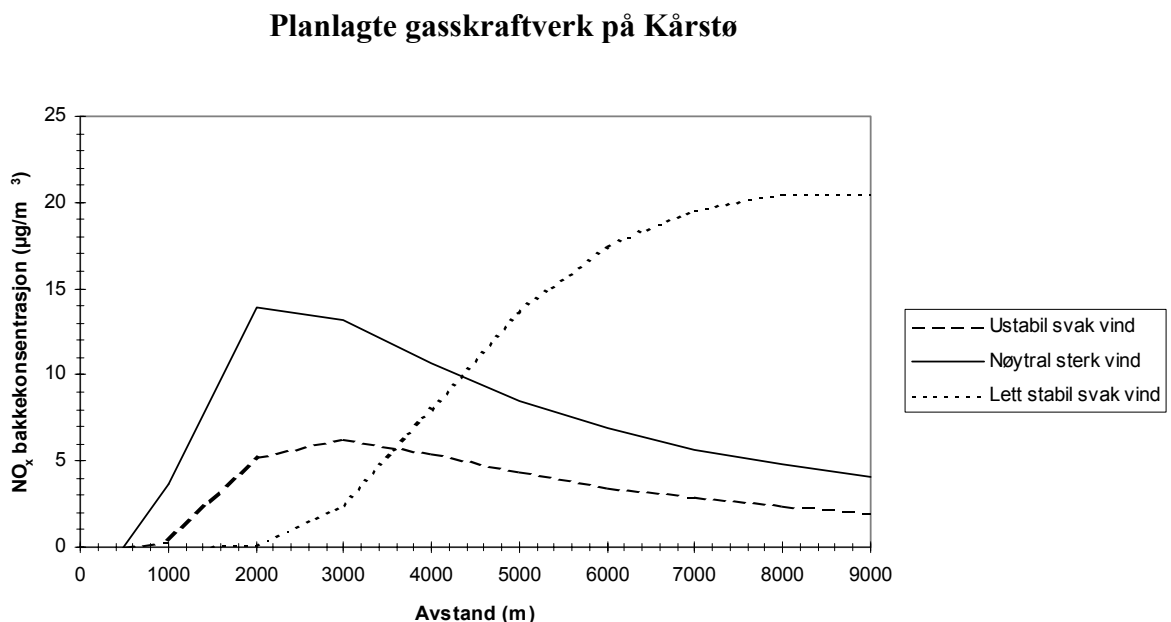
Figur B7: Maksimale timemiddelkonsentrasjoner av  $\text{NO}_x$  som funksjon av avstand fra kilden for Sleipnerkjelen for 0-alternativet.

For Åsgard A og B utslippene er den maksimale timemiddelkonsentrasjonen beregnet til  $5.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Denne konsentrasjonen kan oppstå ved sterk vind og nøytrale spredningsforhold i en avstand på ca 1 km. Den kan også oppstå ved svak vind og dårlige spredningsforhold, men da i en avstand på 6-9 km. Denne konsentrasjonen er betydelig lavere enn konsentrasjonen beregnet for dagens situasjon. Dette kommer av endrede utslippsparametre som følge av større last på kjelene, som fører til at røykgassen spres utenfor turbulenssonen fra bygningene rundt.



Figur B8: Maksimale timemiddelkonsentrasjoner av  $NO_x$  som funksjon av avstand fra kilden for Åsgard A og B kjelene for 0-alternativet.

For det planlagte gasskraftverket (figur B9) er maksimalbelastningen av  $NO_x$  (regnet som  $NO_2$ ) på ca.  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i avstand 8-9 km fra utslippet ved lett stabil atmosfæriske forhold og en vindhastighet på 2 m/s. Dette er mindre enn 20% av anbefalte luftkvalitetskriterium for  $NO_2$ .

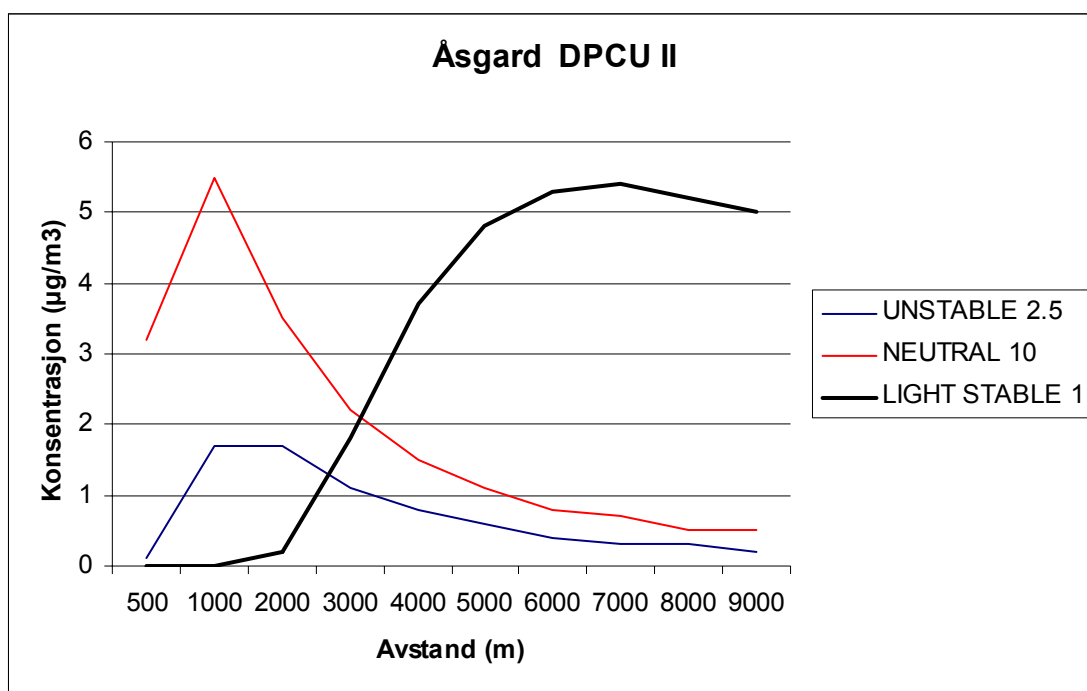


Figur B9: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av  $NO_x$  (regnet som  $NO_2$ ), for et planlagt gasskraftverk, som funksjon av avstand fra utslippskilden.

**Maksimal timemiddelkonsentrasjoner for utslipp fra Kårstøanleggene inkludert DPCU II.**

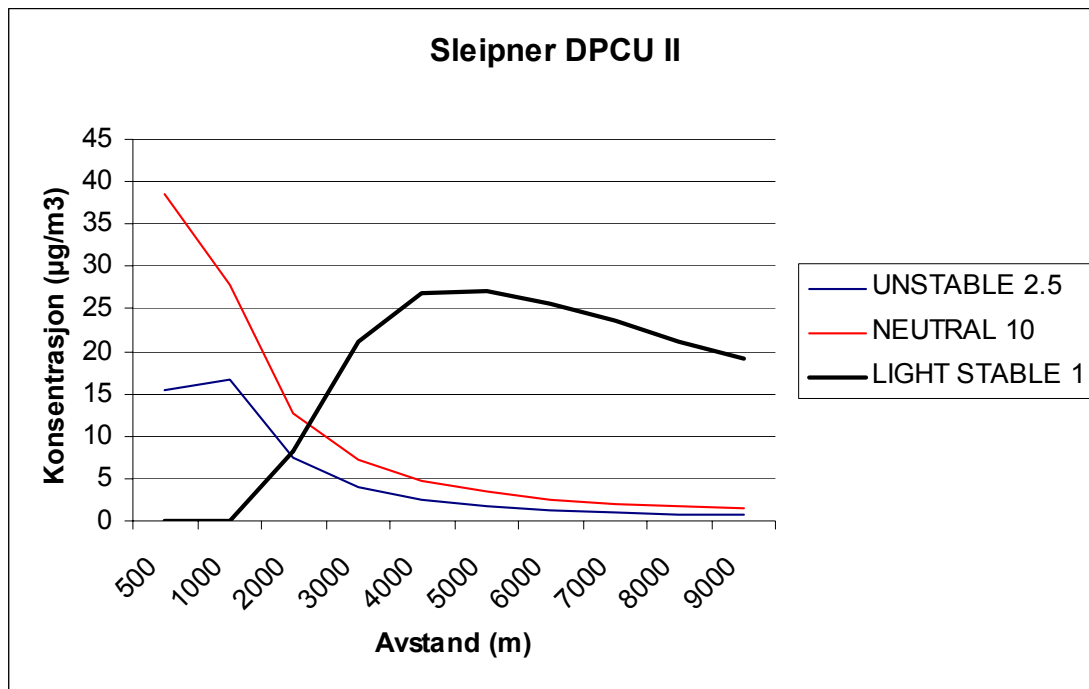
Utslippene fra Statpipe A, B, C, Mossekjelen og gasskraftverket vil da være de samme som for 0-alternativet og er diskutert der. Sleipner og Åsgaard vil få økte utslipp. Figur B10 og B11 viser den maksimale timemiddelkonsentrasjonen for Sleipner og Åsgard ved utslipp fra DPCU II.

Den maksimale timemidlede bakkekonsentrasjonen beregnet for Åsgaard A og B utslippene er opp mot  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Disse vil oppstå ved sterk vind og nøytrale spredningsforhold i en avstand av ca 1 km



Figur B10: Maksimal timemiddelkonsentrasjon av  $\text{NO}_x$  som funksjon av avstand fra kilden for Åsgaard A og B utslippene for DPCU II.

Beregningene for Sleipnerkjelen viser at de maksimale timemiddelkonsentrasjonene er beregnet til å være i overkant av  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Disse vil kunne forekomme ved svak vind og dårlige spredningsforhold i en avstand av 4-7 km fra kilden. Konsentrasjonen vil kunne bli  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  1 km fra kilden ved sterk vind og nøytrale atmosfæriske forhold.



Figur B11: Maksimale timemiddelkonsentrasjoner av  $\text{NO}_x$  som funksjon av avstand fra kilden for Sleipnerkjelen for DPCU II.





## Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2027 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORT NR. OR 39/2002	ISBN 82-425-1379-1 ISSN 0807-7207	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 78	PRIS NOK 150,-
TITTEL Effekter av økte nitrogenoksidutslipp til luft fra Kårstøanleggene i Rogaland		PROSJEKTLEDER Svein Knudsen	
		NILU PROSJEKT NR. O-102059	
FORFATTER(E) Svein Knudsen, Brit Lisa Skjelkvåle og Per Arild Aarrestad		TILGJENGELIGHET * B	
		OPPDRAGSGIVERS REF. Sigurd Juel Kinn	
OPPDRAGSGIVER Statoil 4035 Stavanger			
STIKKORD Gassterminal	Nitrogenutslipp	Avsetning	
REFERAT Statoil har bedt NILU om å utrede konsekvensene av økte nitrogenoksid-utslipp fra anleggene på Kårstø. Utslippene kommer fra gassturbiner og kjeler for produksjon av damp til prosessene på anlegget. Det er beregnet timemidlede konsentrasjoner, årsmiddelkonsentrasjoner, avsetning av nitrogenforbindelser og vurdert potensialet for dannelse av bakkenær ozon. Konsentrasjonsverdiene er vurdert opp mot SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier. Det er vurdert virkninger på forsurening av overflatevann, vegetasjon og fauna.			
TITLE Effects of increase in emissions to air of nitrogen oxides from Kårstø in Rogaland			
ABSTRACT Statoil have asked NILU to quantify the consequences of an increase in the nitrogendioxide emissions to air from Kårstø. The emissions are from gas turbines and boilers that produce steam to the processes. Maximum hourly concentrations, yearly averages and deposition of nitrogen have been calculated. In addition the potential production of ozon have been evaluated. The concentrations have been evaluated according to regulations and guidelines. Effects on acidification of surface water and change in vegetation have been evaluated.			

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