

NILU: OR 95/2006
REFERANSE: O-106150
DATO: DESEMBER 2006
ISBN: 978-82-425-1830-9 (trykt)
978-82-425-1831-6 (elektronisk)

Spredningsberegninger for utslipp til luft fra et gasskraftverk med CO₂ fangstanlegg på Kårstø

Dag Tønnesen

Innhold

	Side
Sammendrag	2
1 Innledning	4
2 Dagens situasjon for luftkvalitet og nitrogenavsetning	5
3 Meteorologi	8
3.1 Vindretning og vindstyrke.....	8
3.2 Nedbør.....	9
3.3 Stabilitet og spredningsforhold	10
4 Utslippsmengder og utslippsbetingelser.....	11
5 Spredningsberegninger	12
5.1 Nitrogenavsetning	12
5.2 Belastning av aminer, NH ₃ og NO _x i bakkenivå	13
5.3 Vanndamputslipp og synlig røyk	15
6 Grenseverdier for aminer, vurdering av virkninger.....	16
7 Referanser	17
Vedlegg A Meteorologiske forhold	18

Sammendrag

Norges Vassdrags- og Energidirektorat (NVE) har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU) om å utføre spredningsberegninger av utslipp fra gasskraftverk på Kårstø etter at det er installert et CO₂-fangstanlegg på kraftverket . Det er beregnet for to alternative utslippsscenarioer. Denne utredningen gjelder for situasjonen etter at det er installert renseteknologi basert på aminer (MEA). Utslipet av CO₂ blir nesten eliminert men det slippes ut noe NH₃ og aminer fra rensesprosessen. Utslippene av nitroser gasser blir også svært små i forhold til konvensjonelle gasskraftverk.

For å vurdere virkningene av avsatt nitrogen på økosystemer er det nødvendig å vurdere virkningene på forsuring av overflatevann og vegetasjon. Virkningene på vegetasjon er først og fremst forandringer i konkurranseforhold mellom arter og forandring i artssammensetningen, der planter som kan nyttiggjøre seg det ekstra tilførte nitrogenet kan fortrenge planter som ikke kan nyttiggjøre seg dette nitrogenet. Denne rapporten beregner bare avsetningen av nitrogen og ikke virkningene av dette på forsuring og vegetasjon.

Det er tidligere gjennomført målinger av total årlig våtavsetning av nitrogen ved Kårstø. Ved Kårstø er det gjort målinger ved flere lokale stasjoner i 1996 og 1997. Målingene på disse stasjonene viser en årlig våtavsetning mellom 686 og 1169 mg N/m². I tillegg til våtavsetning vil det også være tørravsetning. Det er ikke gjort målinger av tørravsetning ved Kårstø. De nærmeste regionale målestasjoner for tørravsetning er Kårvatn i Møre og Romsdal og Skreådalen i Vest-Agder. Ut fra disse målestasjonene blir tørravsetning ved Kårstø vurdert til 150 mg N/m² per år. Sum av våt- og tørravsetning gir en total avsetning av nitrogen ved Kårstø på 830-1320 mg N/m² per år.

Modellberegningene benytter meteorologidata fra Kårstø. Det er gjort timevise målinger av meteorologi i et år, 1994/1995. For å vurdere representativiteten på målingene er samtidige målinger ved Utsira vurdert opp mot sitt langtidsmiddel. Det er høyere vindstyrke og mer nedbør i måleperioden enn det som er tilfelle for langtidsmiddelet, men måleseriene regnes likevel som representative for vær-situasjonen på Kårstø.

Beregning av nitrogenavsetning bygger på resultater fra en tidligere utredning (Gjerstad og Knudsen, 2004). Resultatene er skalert med endret utslippsmengde i forhold til den tidligere utredningen.

Aminer er basiske og vil derfor virke etsende. I likhet med ammoniakk har de en markert "vond" lukt – som er menneskets forsvar mot forekomst av farlige stoffer. "Sikkerhetsgrensen" mellom vond lukt og skadelig nivå er vanligvis en faktor på 100 til 10 000. Med hensyn på effekter på ferskvann og planter vil aminene antagelig fungere på samme måte som ammonium, gjennom reaksjon og jonebytte virker de som et forsurende element i økosystemene.

Fra de få dataene som er funnet for grenseverdier og luktterskler synes det som om utslippene fra gasskraftverket bidrar med et konsentrasjonsnivå som i verste

fall ligger langt under 1 prosent av nivåer som gir grunn til bekymring. Total tilførsel av nitrogen fra gasskraftverket til området rundt Kårstø er lavt i forhold til dagens nivå.

Det tilførte nivået av aminer og ammonium fra gasskraftverket er imidlertid svært lavt i forhold til eksisterende grenseverdier. I den grad det er nødvendig med videre undersøkelser av konsekvenser fra utslippet bør det fokuseres på foreløpige studier av virkninger.

Spredningsberegninger for utslipp til luft fra et gasskraftverk med CO₂-fangstanlegg på Kårstø

1 Innledning

Norges Vassdrags- og Energidirektorat (NVE) har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU) om å utføre spredningsberegninger av utslipp fra gasskraftverk på Kårstø etter at det er installert et CO₂-fangstanlegg på kraftverket. Det er beregnet for to alternative utslippsscenarioer. Denne utredningen gjelder for situasjonen etter at det er installert renseteknologi basert på aminer (MEA). Utslipet av CO₂ blir nesten eliminert, men det slippes ut noe NH₃ og aminer fra rensesprosessen. Utslippene av nitrøse gasser blir også svært små i forhold til konvensjonelle gasskraftverk. Utredninger av utslippene fra gasskraftverk på Kårstø er utført tidligere (Knudsen et al. 1997, Gjerstad og Knudsen 2004). Denne rapporten bygger i stor grad på konklusjoner trukket i disse utredningene.

Aminer er en fellesbetegnelse på en gruppe av basiske gasser. I struktur er aminene et ammonium (NH₃) der en eller flere av hydrogenatomene er erstattet med en alkyl (C_NH_M). Nøyaktig sammensetning av aminene i rensesprosessen er ukjent, de er i rapporten betegnet som monol-etanol-aminer (MEA). I forhold til nitrogen og ammonium er virkningene av aminer lite undersøkt. Siden de er sterkt basiske, vil de være lett løselige i vann. Virkningene antas å ligne mye på virkninger av ammonium fordi molekylstrukturen er den samme.

Ammonium kan omsettes til salpetersyre i lufta. Når denne treffer jorda, kan den ha et like stort forsuringspotensiale på jord og avrenningsvann. Dersom det kommer 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 forsurrende på samme måte som sulfat gjør. Når nitrogenet tilføres som salpetersyre (HNO₃) er det to ting som kan skje i nedbørfeltet;

- (1) en like stor (ekvivalent) mengde basekationer (M⁺) blir ført ut, og NO₃⁻-ionet vil gå gjennom systemet. Nitrat vil da virke forsurrende på samme måte som sulfat.
- (2) nitrationene blir tatt opp av planter og mikroorganismer, og det frigjøres et OH⁻-ion. Dette vil nøytralisere H⁺-ionet som ble tilført sammen med NO₃⁻-ionet, og en vil ikke registrere noen effekt i avrenningsvannet.

For å vurdere virkningene av avsatt nitrogen på økosystemer er det nødvendig å vurdere virkningene på forsuring av overflatevann og vegetasjon. Virkningene på vegetasjon er først og fremst forandringer i konkurranseforhold mellom arter og forandring i artssammensetningen, der planter som kan nyttiggjøre seg det ekstra tilførte nitrogenet kan fortrenge planter som ikke kan nyttiggjøre seg dette nitrogenet. Denne rapporten beregner bare avsetningen av nitrogenforbindelser og ikke virkningene av dette på forsuring og vegetasjon.

2 Dagens situasjon for luftkvalitet og nitrogenavsetning

Avsetning foregår gjennom to ulike prosesser, direkte ved tørravsetning på overflaten, og gjennom at gassene tas opp i vann og regner ut med nedbør gjennom våtavsetning.

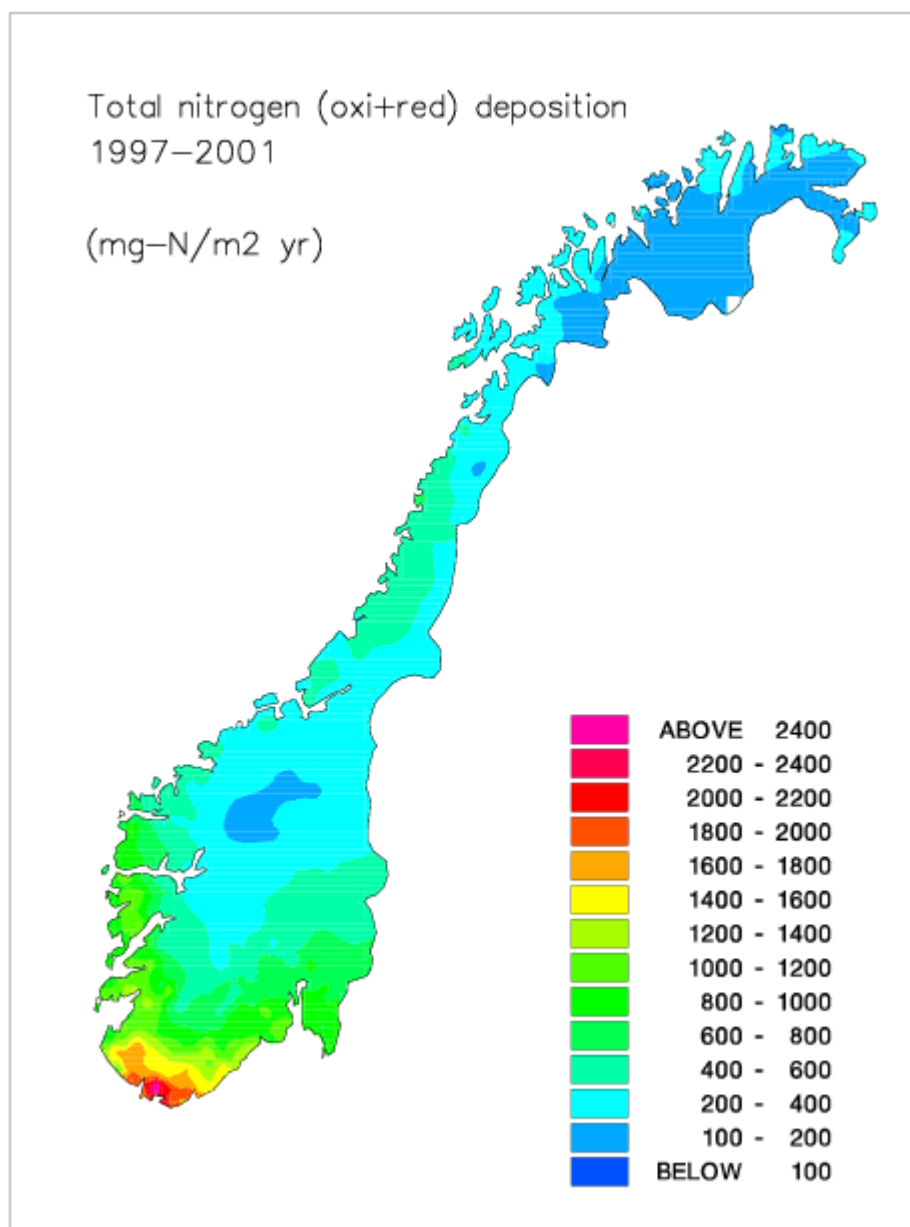
Tabell 1 viser våtavsetning av nitrogen i Norge i perioden 1996-2002 (Aas et al., 2002). Tabell 2 viser tørravsetning av nitrogen ved Kårvatn i Møre og Romsdal og Skreådalen i Vest-Agder for perioden 1996-2002 (Aas et al., 2002). Det er Skreådalen og Haukeland som er mest representative for Kårstø. Figur 1 viser total avsetning av nitrogen i Norge i perioden 1996-2001. Ut fra Tabell 1, Tabell 2 og Figur 1 ses at avsetning av nitrogen varierer mye fra år til år og avsetningen varierer også mye geografisk. Det er størst avsetning på Sørlandet og sør i Rogaland. Avsetningen avtar oppover langs kysten og innover i landet. Sum av våt- og tørravsetning gir en total avsetning av nitrogen ved Kårstø på 830-1320 mg N/m² per år.

Tabell 1: Våtavsetning av nitrogen (nitrat og ammonium) ved nasjonale målestasjoner i 1996-2002 (Data fra SFT/NILU og NISK). Enhet for nitrogenavsetning er mg N/m² per år.

Nedbør-stasjon	Fylke	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Regionale stasjoner								
Vikedal	Rogaland	929	1 188	1 324	1 364	1 276	1 181	1 452
Ualand	Rogaland	871	1 270	1 345	1 245	1 404	-	-
Lista	Vest-Agder	1 280	1 348	1 428	1 376	1 872	1 634	1 436
Skreådalen	Vest-Agder	859	1 081	1 146	1 189	1 455	1 054	1 159
Birkenes	Aust-Agder	1 193	1 177	1 359	1 453	1 906	1 309	1 013
Haukeland	Hordaland	982	1 394	1 162	1 384	1 096	1 079	1 072
Treungen	Telemark	647	612	783	833	1 049	638	513
Gulsvik	Buskerud	576	457	-	-	-	-	-
Kårvatn	Møre og Romsdal	194	317	250	193	167	184	220
Osen	Hedmark	353	306	245	281	-	-	319
Høylandet	Nord-Trøndelag	251	453	439	467	343	421	324
Lokale stasjoner								
Austre Bokn	Rogaland	790	1 169	-	-	-	-	-
Gismark	Rogaland	719	944	-	-	-	-	-
Sandvik	Rogaland	686	1 024	-	-	-	-	-
Årvik	Rogaland	848	1 068	-	-	-	-	-
Nedstrand	Rogaland	697	795	-	-	-	-	-

Tabell 2: Tørravsetning av nitrogen ved nasjonale målestasjoner i 1996-2002 (Data fra SFT/NILU og NISK). Enhet for nitrogenavsetning er mg N/m² per år.

Nedbørstasjon	Fylke	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Skreådalen	Vest-Agder	329	280	254	229	225	260	270
Kårvatn	Møre og Romsdal	126	129	90	107	135	108	185



Figur 1: Årlig gjennomsnittlig våt- og tørravsetning av nitrogen (nitrogen + ammonium) på norske bakgrunnsstasjoner i perioden 1997-2001.

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 $4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det er anslått at utslippene fra Kårstøanlegget forårsaker ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ av dette (Tønnesen, 1995).

Den høyeste målte timemiddelkonsentrasjonen av NO_2 på Sandvik (nær industrianlegget) var $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og ble målt ved vind fra terminalen mot målestasjonen. Den høyeste timebelastningen 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 Kårstøterminalen til NO_2 -konsentrasjonen på Sandvik utgjør ca. 50% av totalbelastningen på målestasjonen, mens det er bidraget fra trafikken til NO_2 -konsentrasjonen som utgjør ca. 50% av totalbelastningen på målestasjonen på Bokn.

Måleresultatene for SO_2 og sot indikerer at konsentrasjon av disse komponentene på målestasjonene hovedsakelig skyldes langtransportert luftforurensning. Gassanleggenes bidrag er for lite til at det lar seg kvantifisere fra målingene.

Det er målt ozonkonsentrasjoner på Sandve på Karmøy i regi av SFT fra 1997 og framover. Disse målingene antas å være representative for Kårstøområdet. Ozonkonsentrasjonen på Kårstø skyldes langtransporterte forurensninger fra kontinentet og Storbritannia.

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 2002 ble det målt konsentrasjoner over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 435 timer per år. Maksimumsverdien i 2002 var $151 \mu\text{g}/\text{m}^3$. AOT40-verdien var i 2002 over grensen der det kan forventes en 10% vekstreduksjon for 3-månedersperioden fra 15. mai til 15. august. AOT40-verdien ble i 2002 målt til 3544 ppbh. Verdien der en kan forvente 10% vekstreduksjon i vekstsesongen over en 3-måneders periode er 3000 ppbh. AOT40-verdien vil variere fra år til år, og AOT40-verdien var over 8000 ppbh i 2002 og 1997.

Gasskraftverket vil på grunn av utslipp av NO føre til en svak reduksjon i ozonnivået i nærområdet og en svak økning på avstander over ca. 10 km fra anlegget.

Våtavsetning av nitrogen målt på regionale stasjoner vist i Tabell 1 varierte mellom 167 og 1906 mg N/m^2 per år i tidsrommet 1996-2002. Målinger på stasjonene som er lokale rundt Kårstøanleggene varierte mellom 686 og 1169 mg N/m^2 i tidsrommet 1996-1997. Dette er noe mindre enn de regionale stasjonene på Sørvestlandet (Vikedal, Ualand, Skreådalen, Lista) som varierte mellom 859-1348 mg N/m^2 i det samme tidsrommet. De regionale stasjonene var i gjennomsnitt 230 mg N/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

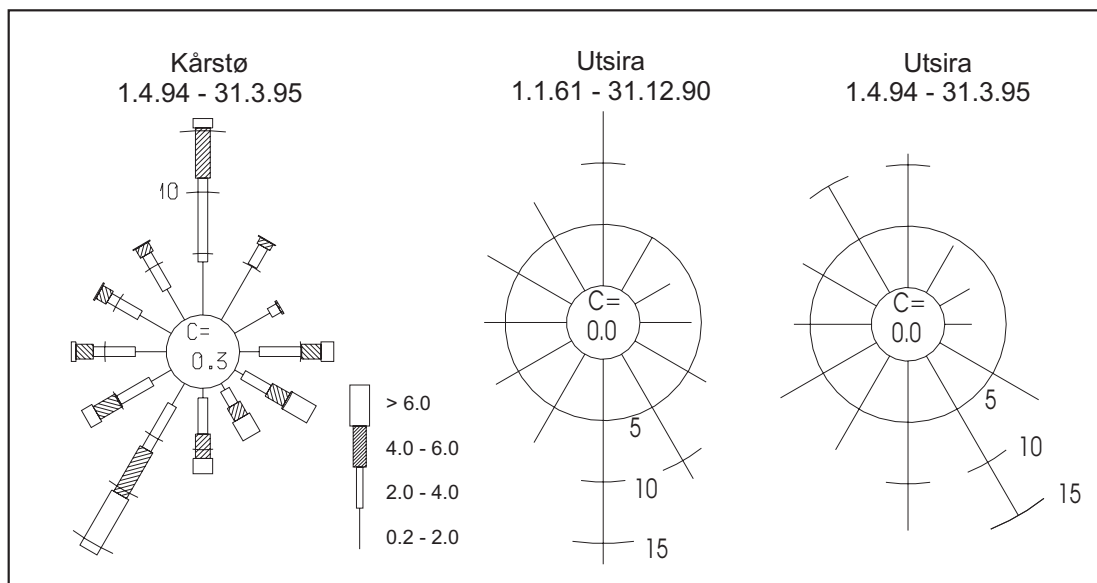
10% under målingene fra NILU. Målingene viser at både de lokale og de regionale stasjonene ligger innenfor det generelle bildet vist i Figur 1 for avsetning av nitrogen som middel for perioden 1997-2001. I tillegg til dette kommer bidraget fra opptak av nitrøse gasser i planter og på overflater, såkalt tørravsetning. Tabell 2 viser tørravsetning ved to regionale målestasjoner i Norge i 1996-2002. Gjennomsnittlig tørravsetning ved Skreådalen er 264 mg N/m², mens gjennomsnittlig tørravsetning ved Kårvatn er 126 mg N/m². Et anslag på tørravsetning ved Kårstø vil være 150 mg N/m² siden Kårstø er mer sammenlignbart med Kårvatn enn med Skreådalen. Den totale avsetningen av nitrogen i måleperioden på Kårstø vil da være 830-1320 mg N/m² per år. I 1997 ble den totale avsetningen av nitrogen på Kårstø vurdert til 1200-1600 mg N/m² per år.

3 Meteorologi

3.1 Vindretning og vindstyrke

Det er målt meteorologi på Kårstø fra 1. april 1994 til 31. mars 1995 (Tønnesen og Haugsbakk, 1995). Målingene ble gjort for timeverdier og dekker 90% av alle timer dette året.

Vindmålingene på Kårstø er sammenholdt med samtidige målinger på Utsira og normalen på Utsira fra perioden 1961-90, Figur 2. En sammenligning mellom frekvensfordeling av vindretning på Utsira for måleperioden og 30-årsperioden viser at vindretningsfordelingen under måleperioden var nær vindretningsfordelingen i 30-årsperioden. Under måleperioden 1994/95 var det litt høyere frekvens av vind fra nordvest og sørøst, og litt lavere frekvens av vind fra nord enn i 30-års-perioden.



Figur 2: Frekvensfordeling av vindretning fordelt på tolv 30°-sektorer fra Kårstø i måleperioden og fra Utsira både i måleperioden og fra årene 1961-1990.

Sammenligning av vindstyrke fra måleperiodene og langtidsmiddel er vist i Tabell 3. Vindstyrken var noe høyere enn normalt for den aktuelle måleperioden. Dette medfører at spredningsforholdene under måleperiodene var noe bedre enn de vil være i gjennomsnitt over en lengre periode. Måleseriene vurderes likevel som representative for områdene.

Tabell 3: Midlere vindstyrke (m/s) på Kårstø og Utsira for hver årstid i måleperioden, samt gjennomsnitt for langtidsperioder (30 år på Utsira).

Sted og tid	Vår	Sommer	Høst	Vinter
Kårstø 1994 - 1995	3,8	2,9	3,2	4,3
Utsira 1994-1995	9,2	7,0	8,8	11,2
Utsira 1961-1990	5,6	5,1	6,4	7,5

3.2 Nedbør

I måleprogrammet ble det registrert nedbørintensitet hver time og nedbørmengde i millimeter per uke. Nitrogenavsetning er avhengig av både nedbørmengde, antall timer med nedbør og hvorvidt nedbøren kommer i form av byger eller kontinuerlig nedbør:

- Det avsettes ikke nitrogen ved opphold.
- Økt nedbørmengde gir økt nitrogenavsetning.
- Med nedbørmengde over en millimeter for NH_3 og over to millimeter for NO_3 vil all nitrogen fra disse komponentene avsettes.

- Ved lengre oppholdsperioder blir mer av utslippet transportert ut av modellområdet og derfor ikke inkludert i beregningene.
- Ved samme nedbørmengde vasker sporadiske nedbørsbyger ut mer nitrogen enn kontinuerlig regn.

Månedsvise nedbørmengde fra Kårstø er i Tabell 4 sammenlignet med normalen fra (1961-1990). Nedbørmengden var høyere enn normalt for måleperioden 1994-1995. Når denne måleserien blir brukt i modellkjøringene vil nitrogenavsetningen av den grunn bli noe høyere enn den vil være gjennom en lengre periode.

Tabell 4: Nedbørmengde i millimeter på Kårstø og Utsira. Målingene er delt opp i hver årstid.

Sted og tid	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Sum
Kårstø 1994 - 1995	213	376	308	594	1 492
Utsira 1994-1995	334	264	314	505	1 417
Utsira 1961-1990	200	249	238	292	979

3.3 Stabilitet og spredningsforhold

Vurdering av stabilitetsforholdene er basert på timevise målinger av temperaturdifferansen (dT) mellom 10 m og 2 m over bakken. Fire stabilitetsklasser er definert på følgende måte:

Ustabil sjiktning (I)	:	$dT < -0,5 \text{ } ^\circ\text{C}$
Nøytral sjiktning (II)	:	$-0,5 < dT < 0,0 \text{ } ^\circ\text{C}$
Lett stabil sjiktning (III)	:	$0,0 < dT < 0,5 \text{ } ^\circ\text{C}$
Stabil sjiktning (IV)	:	$0,5 < dT \text{ } ^\circ\text{C}$

Typiske trekk for de ulike stabilitetsklassene kan kort sammenfattes slik:

Ustabile atmosfæriske forhold (U) forekommer oftest om dagen og sommeren ved klarvær og lave vindstyrker og når kald luft transporteres over varm sjø/land. Da vil bakken/sjøen varme opp det nederste luftlaget og det dannes vertikale turbulente luftstrømmer som gir god vertikal spredning av utslippet.

Nøytrale atmosfæriske forhold (N) forekommer ved høye og moderate vindstyrker, og oftest ved overskyet vær. Høy vindstyrke og mindre oppvarming av bakken gir god horisontal og vertikal spredning. Høye vindstyrker danner turbulens ved friksjon med bakken, slik at luftlaget vil bli godt blandet.

Stabile atmosfæriske forhold (LS, S) er typiske for stille, klare netter og vintersituasjoner med avkjøling av bakken og det nederste luftlaget eller når atmosfæren avkjøles nedenfra på grunn av kald sjø. Temperaturen øker med høyden over bakken og det blir dårlig vertikalspredning i det stabile luftlaget.

På Kårstø var det ustabile atmosfæriske forhold i 15,5% av tiden, nøytrale forhold i 57,8% av tiden, lett stabile forhold i 19,8% av tiden og stabile forhold i 6,9% av tiden i 1994/95.

I Tabell A1 i Vedlegg A er frekvensfordeling av vind og stabilitet gitt for hele måleperioden for Kårstø. 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°). De dominerende vindretningene var fra sør-sørvest (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.

4 Utslippsmengder og utslippsbetingelser

Forbrenning av hydrokarboner kan forårsake utslipp til luft av blant annet karbondioksid (CO₂), karbonmonoksid (CO), nitrogenoksider (NO_x), partikler og uforbrente hydrokarboner.

Gass fra Norsk sokkel inneholder normalt lite svovel og tungmetaller. Utslippene av svovel og tungmetaller fra gasskraftverket er avhengig av innholdet av disse stoffene i gassen som blir forbrent. Ved Kårstø er et planlagt gasskraftverk under bygging. Utslipp fra dette anlegget er utredet tidligere. Det vil senere bli innført CO₂-rensing ved hjelp av aminer. Dette fører til at utslipp av CO₂ blir svært lavt, utslippet av NO_x reduseres, men at det slippes ut ammoniakk (NH₃) og aminer fra renseprosessen.

I denne studien er det vurdert nivå av bakkenære konsentrasjoner av aminer, avsetning av nitrogen (N) og sannsynlighet for at vandamputslippet kondenseres som synlig røyk. Det er gjort beregninger for to aktuelle anleggsutforminger. For hvert utforming er det gjort spredningsberegning av aminkonsentrasjon og vandamp. Vurdering av nitrogenavsetning er gjort på bakgrunn av tidligere beregninger som er skalert i forhold til utslippstallene for det aktuelle anlegget. Utslippetsparametre fra oppdragsgiver er vist i Tabell 5.

Tabell 5: Utslippetsbetingelser for gasskraftverk på Kårstø.

Parameter	Enhet	Alt 1	Alt 2
Utslipp NO _x *	g/sek	1,47	1,41
Utslipp NH ₃ **	g/sek	2,05	4,12
Utslipp aminer (MEA)	g/sek	6,18	0,97
Utslipp vandamp	Kg/sek	28,6	11,8
Skorsteinshøyde	m	60	60
Skorsteinsdiameter	m	9,25	9,25
Røykgasstemperatur	°C	39	24
Utslippshastighet	m/s	8,8	8,0

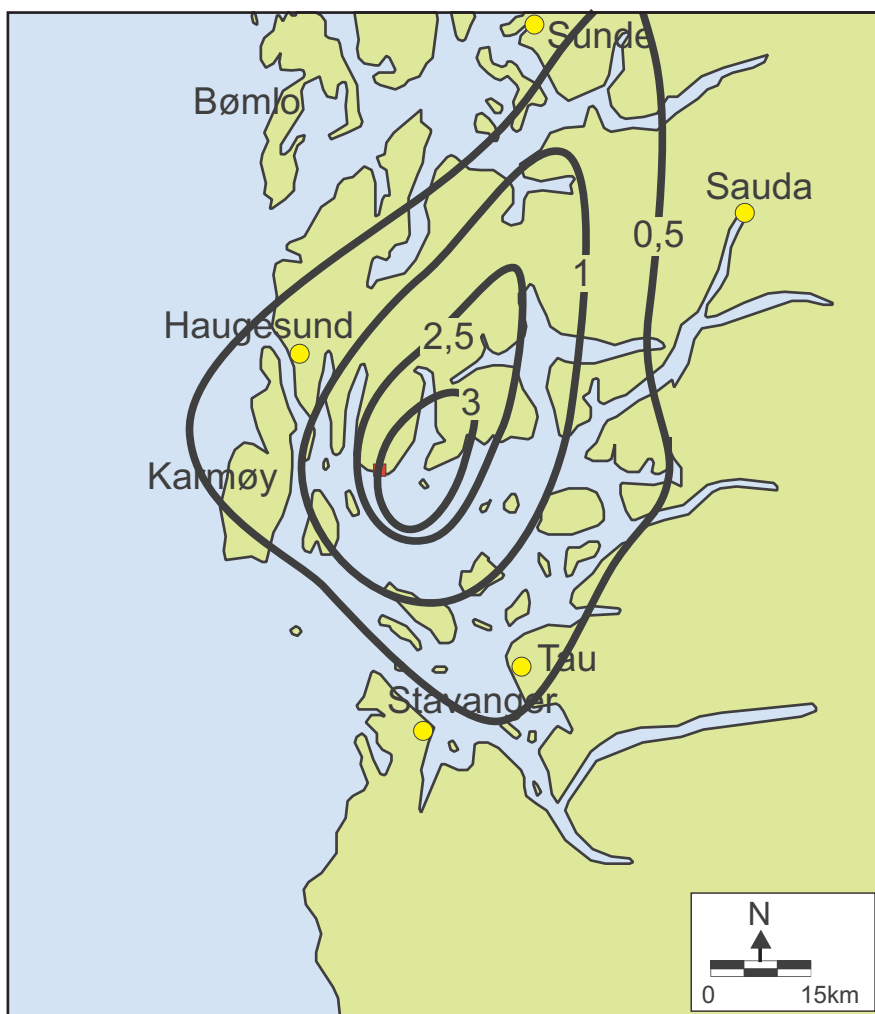
*For utslipp av NO_x er det beregnet 10% NO₂ og 90% NO. NO_x er gitt som NO₂.

**For NH₃ er vekten av NH₃ angitt.

5 Spredningsberegninger

5.1 Nitrogenavsetning

Figur 3 viser nitrogenavsetning ved Kårstø for utslipp av 12 ppm nitrogenforbindelser (NO_x , NH_3 og MEA). Figuren er en skalering i forhold til tidligere beregninger med samme utslippkonsentrasjon av nitrogenforbindelser med dobbelt så mye avgass. Avsetningsmønsteret vil være det samme for begge de to alternativene, men det er mer nitrogen i form av MEA i alternativ 1 og mer i form av ammonium i alternativ 2. Avsetning er gitt i milligram nitrogen per kvadratmeter per år.



Figur 3: Total nitrogenavsetning fra 12 ppm nitrogenutslipp ved Kårstø ($\text{mg N} / \text{m}^2$ per år). Maksimal gjennomsnittlig avsetning over $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ er $3,2 \text{ mg N} / \text{m}^2$ per år.

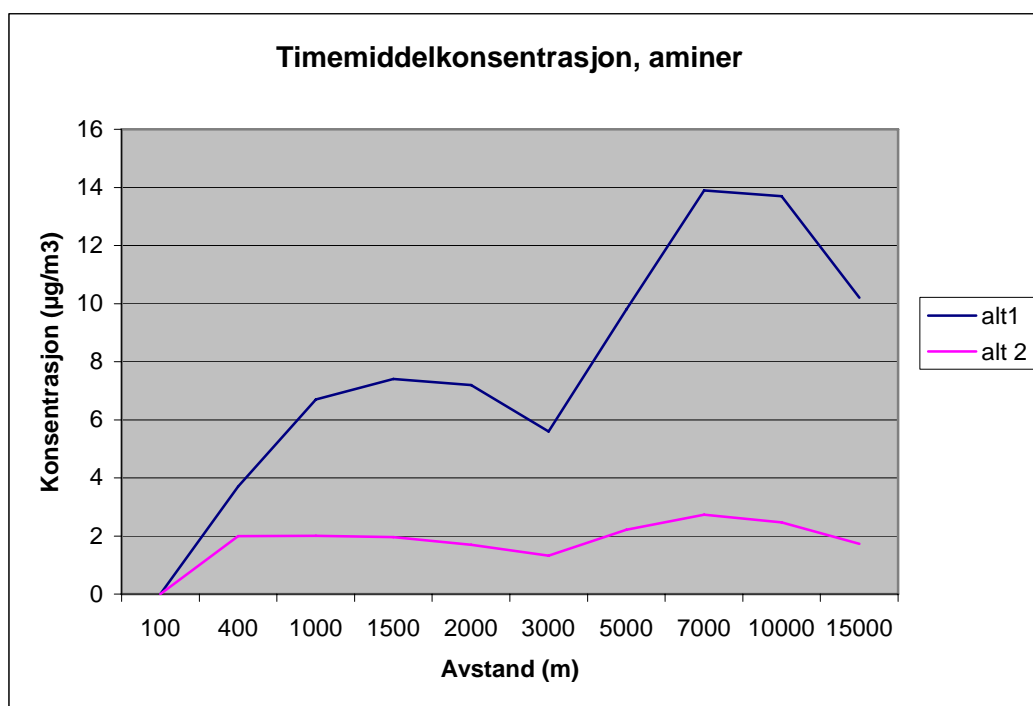
I Tabell 6 er det vist fordeling mellom avsetning som skyldes utslipp av aminer, NH_3 og NO_x for de to alternativene gitt som N-avsetning. Virkning av avsetning fra NH_3 og NO_x er godt kjent, mens virkning av avsetning fra utslipp av aminer er dårlig kjent.

Tabell 6: Maksimal nitrogenavsetning fordelt på aminer, NH_3 og NO_x for de to alternative utformingene av gassrenseanlegg, enhet N/m^2 per år.

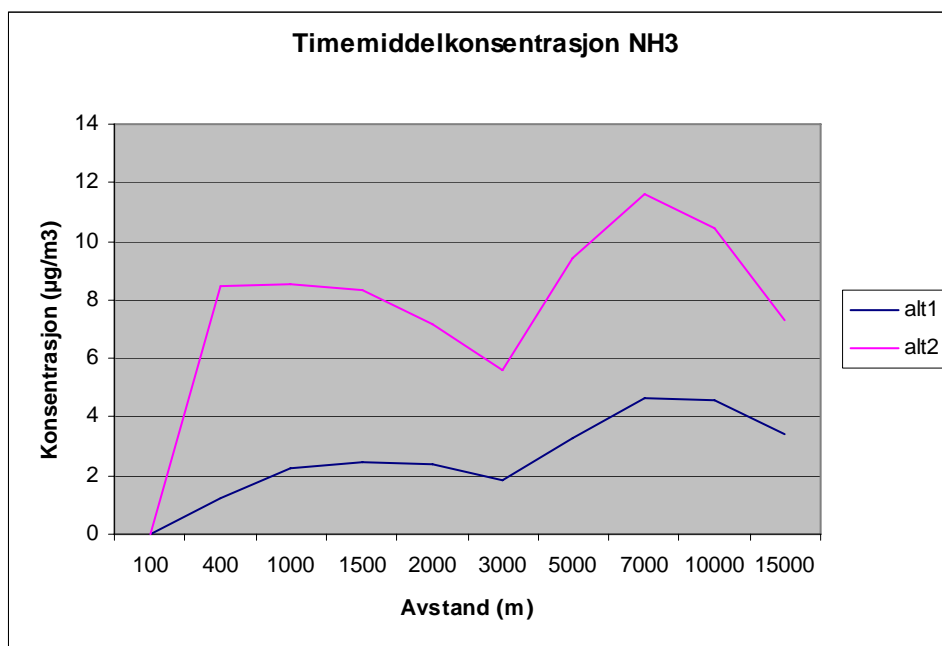
	Aminer	NH_3	NO_x
Alternativ 1	1,45	1,25	0,50
Alternativ 2	0,23	2,49	0,48

5.2 Belastning av aminer, NH_3 og NO_x i bakkenivå

Det er utført spredningsberegninger av utslippene for begge alternativ for timemiddelkonsentrasjoner og årsmiddelkonsentrasjoner. Beregningene viser at utslippet på grunn av sitt betydelige volum og moment får et vesentlig røykløft etter utslippet, fra 100 til 600 m avhengig av atmosfærisk stabilitet og vindstyrke. Dette medfører lav belastning i bakkenivå i forhold til utslippsmengden. Maksimal timemiddelkonsentrasjon i bakkenivå av aminer og ammonium er vist i Figur 4 og Figur 5 for de to alternativene. Alternativ 2 har lavere utslippstemperatur enn alternativ 1, og derfor øker bakkekonsentrasjonene raskere i området nærmest utslippet. Minimumspunktet i konsentrasjonskurven ved avstand 3 km er ikke reell men skyldes at modellberegningene benytter et begrenset antall vindstyrker. Maksimalbelastning av NO_x er ikke vist, nivået er 2/3 av ammoniumbelastningen for alternativ 1 og 1/3 av ammoniumbelastningen for alternativ 2 ($3 \mu g/m^3$ som maksimal timemiddelkonsentrasjon).



Figur 4: Maksimale timemiddelkonsentrasjoner i bakkenivå av aminer som funksjon av avstand fra utslippet ($\mu g/m^3$).



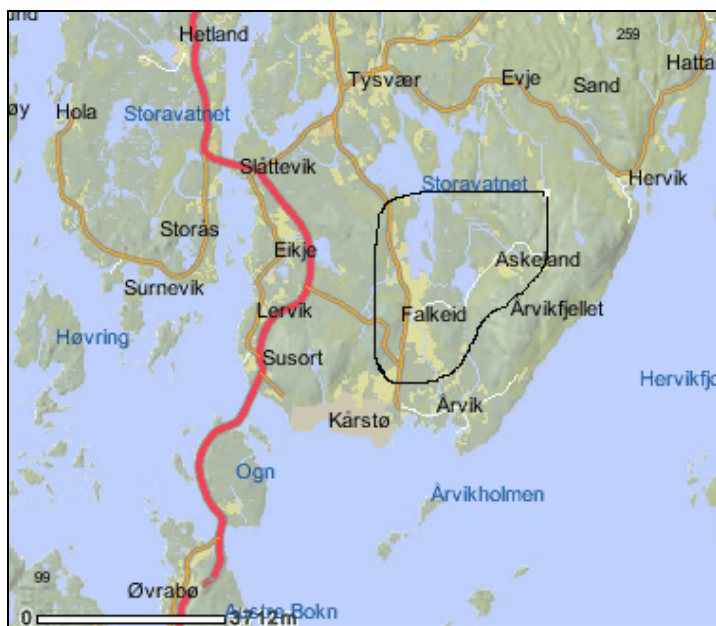
Figur 5: Maksimale timemiddelkonsentrasjoner i bakkenivå av ammonium som funksjon av avstand fra utslippet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

I Tabell 7 er det vist maksimale timemiddelkonsentrasjoner av tre komponenter for de to anleggsutformingene.

Tabell 7: Maksimale timemiddelkonsentrasjoner i bakkenivå av aminer, NH_3 og NO_x for de to alternative utformingene av gassrensseanlegg, enhet $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Aminer	NH_3	NO_x
Alternativ 1	13,9	4,6	3,0
Alternativ 2	2,7	11,6	3,0

Beregning av langtidsmiddel (årsmiddelkonsentrasjon) med meteorologiske data vist i vedlegg A viser at maksimalbelastningen vil komme nordøst for anlegget. For alternativ 1 er maksimalbelastningen av aminer $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i avstand 2 km fra utslippet. Et område på ca 9 km^2 får en årsmiddelbelastning på over $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. For alternativ 2 er belastningen av aminer 1/6 av belastningen for alternativ 1. For ammonium er maksimalbelastningen fra alternativ 2 $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og dekker et tilsvarende område med verdi over $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som aminer i alternativ 1. Belastningen av ammonium fra alternativ 1 er halvparten av belastningen av aminer fra alternativ 2. Område med konsentrasjon (over $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) er vist i Figur 6 for å illustrere formen på belastningsmønsteret.



Figur 6: Kurven viser området med årsmiddelbelastning over $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aminer (alternativ 1) eller ammonium (alternativ 2) fra utslipp ved gasskraftverket.

5.3 Vanndamputslipp og synlig røyk

Det slippes ut betydelige mengder med vanndamp fra gasskraftverket. Beregning av vanndampkonsentrasjon fra kraftverket viser at konsentrasjonen av vanndamp i røykfanen (200 m over bakken) vil holde seg over $250 \text{ mg}/\text{m}^3$ ut til 3 km fra utslippet under stabile atmosfæriske forhold for alternativ 1. For alternativ 2 vil konsentrasjonen ligge over $250 \text{ mg}/\text{m}^3$ ut til ca 1800 m. I Tabell 8 nedenfor er det vist hvor mye vanndamp atmosfæren kan tilføres før det inntreffer metning (og kondensering) under ulike kombinasjoner av relativ fuktighet og temperatur.

Ved 75 % fuktighet vil naturlig vanndamp forekomme i konsentrasjoner fra $1,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ ved -15 grader til $7 \text{ mg}/\text{m}^3$ ved 10 grader, og ved 95 % fuktighet vil konsentrasjonen være $1,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ ved -10 grader og $8,9 \text{ mg}/\text{m}^3$ ved 15 grader.

Tabell 8: Økning i vanndampkonsentrasjon som vil føre til metning ved ulike kombinasjoner av temperatur og relativ fuktighet (mg/m^3). Kombinasjoner som kan forventes å forekomme ved Kårstø er vist i kursiv.

Temp\Fuktigh.	75	80	85	90	95
-15	0,400	0,320	0,240	0,160	0,080
-10	0,587	0,470	0,352	0,235	0,118
-5	<i>0,849</i>	<i>0,679</i>	<i>0,509</i>	0,340	0,170
-2	<i>1,051</i>	<i>0,841</i>	<i>0,631</i>	<i>0,420</i>	0,210
0	<i>1,208</i>	<i>0,966</i>	<i>0,725</i>	<i>0,483</i>	<i>0,242</i>
5	<i>1,694</i>	<i>1,355</i>	<i>1,016</i>	<i>0,678</i>	<i>0,339</i>
10	<i>2,343</i>	<i>1,874</i>	<i>1,406</i>	<i>0,9378</i>	<i>0,469</i>

Synlig røyk fra anlegget vil ventes å kunne forekomme ut til inntil 3 km fra utslippet for alternativ 1 og til litt under 2 km for alternativ 2. Utbredelsen av synlig røyk vil ha ca 50 m bredde og 30 m høyde. Transportretningen framgår av retningsfordelingen vist i vedlegg A, oftest utbredelse vil være sørover, ca 2 % av tiden med det maksimale omfanget beskrevet ovenfor.

6 Grenseverdier for aminer, vurdering av virkninger

Virkning av gasser som forekommer i luft vurderes i egne studier. For de vanligste og de farligste gassene foreligger det grenseverdier som avhenger av virkning, oppholdstid, gjentatt eksponering, sikkerhetsmarginer og lignende vurderinger. For aminer har det vært satt få grenseverdier i de vanlige kildene for slike. Det foreligger en yrkeshygienisk administrativ norm (YHG) for metylamin på 12 mg/m^3 . I USA har Environmental Protection Agency (EPA) satt grenser for sjeldent forekommende eksponering av metylamin på tilsvarende nivå som YHG, og en grense for etylamin på halvparten av metylamin. Videre angir EPA grenser for "distinct odour awareness" på 0,5 ppm, altså ca $600 \text{ } \mu\text{g/m}^3$.

Aminer er basiske og vil derfor virke etsende. I likhet med ammoniakk har de en markert "vond" lukt – som er menneskets forsvar mot forekomst av farlige stoffer. "Sikkerhetsgrensen" mellom vond lukt og skadelig nivå er vanligvis en faktor på 100 til 10 000.

Med hensyn på effekter på ferskvann og planter vil aminene antagelig fungere på samme måte som ammonium, gjennom reaksjon og jonebytte virker de som et forsurende element på økosystemene. Ammonium kan omsettes til salpetersyre i lufta. Når denne treffer jorda, kan den ha et like stort forsurningspotensiale på jord og avrenningsvann. Dersom det kommer 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. Når nitrogenet tilføres som salpetersyre (HNO_3) er det to ting som kan skje i nedbørfeltet;

- en like stor (ekvivalent) mengde basekationer (M^+) blir ført ut, og NO_3^- -ionet vil gå gjennom systemet. Nitrat vil da virke forsurende på samme måte som sulfat.
- nitrationene blir tatt opp av planter og mikroorganismer, og det frigjøres et OH^- -ion. Dette vil nøytralisere H^+ -ionet som ble tilført sammen med NO_3^- -ionet, og en vil ikke registrere noen effekt i avrenningsvannet.

Fra de få dataene som er funnet for grenseverdier og lukterskler synes det som om utslippene fra gasskraftverket bidrar med et konsentrasjonsnivå som i verste fall ligger langt under 1 prosent av nivåer som gir grunn til bekymring. Total tilførsel av nitrogen fra gasskraftverket til området rundt Kårstø er lavt i forhold til dagens nivå.

Det tilførte nivået av aminer og ammonium fra gasskraftverket er imidlertid svært lavt i forhold til eksisterende grenseverdier. I den grad det er nødvendig med

videre undersøkelser av konsekvenser fra utslippet bør det fokuseres på foreløpige studier av virkninger.

7 Referanser

Knudsen, S., Aarrestad, P. A. og Skjelkvåle, B. L. (1997) Konsekvenser av utslipp av NO_x og NH_3 til luft fra gasskraftverk, Kårstø. Kjeller (NILU OR 71/97).

Tønnesen, D. (1995) Luftkonsentrasjoner av nitrogendioksyd på Kårstø 1986-1995. Kjeller (NILU OR 28/95).

Tønnesen, D. og Haugsbakk, I. (1995) Luft- og nedbørkvalitet på Kårstø: Vinteren 1994/95. Kjeller (NILU OR 40/95).

Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. og Yttri, K. E. (2002) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2001. Kjeller (NILU OR 21/2002).

Gjerstad, K., I. og Knudsen, S. (2004) Nitrogenavsetning som følge av utslipp av NO_x og NH_3 fra gasskraftverk med rensing med SRC anlegg på Kårstø og Kollsnes. Kjeller (NILU OR 7/2004).

Vedlegg A
Meteorologiske forhold

Tabell A1: Forekomst av vindretning, vindstyrke og stabilitet under måleperioden 1994-95 på Kårstø.

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		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	Ustabil				Nøytral				Lett stabil				Stabil				100,0%	
	15,5%				57,8%				19,8%				6,9%					



Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2027 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAKS RAPPORT	RAPPORT NR. OR 95/2006	ISBN 978-82-425-1830-9 (trykt) 978-82-425-1831-6 (elektronisk) ISSN 0807-7207	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 19	PRIS NOK 150,-
TITTEL Spredningsberegninger for utslipp til luft fra et gasskraftverk med CO ₂ fangstanlegg på Kårstø		PROSJEKTLEDER Dag Tønnesen	
		NILU PROSJEKT NR. O-106150	
FORFATTER(E) Dag Tønnesen		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAKSGIVERS REF. Asle Selfors	
OPPDRAKSGIVER Norges vassdrags- og energidirektorat Postboks 5091 Majorstua, 0301 Oslo			
STIKKORD Gasskraftverk	Nitrogenavsetning	CO ₂ -rensing	
REFERAT Det er beregnet avsetning av nitrogenforbindelser og konsentrasjoner i luft av aminer og ammonium som følge av utslipp fra gasskraftverk på Kårstø. Beregningene viser at bidraget fra gasskraftverket blir lavt, og under 1% av avsetningen i dag.			
TITLE Dispersion calculations for a gas power plant with catching system for CO ₂ at Kårstø..			
ABSTRACT Deposition and concentration calculations of nitrogenous compounds have been carried out. The contribution in the surrounding area is very low and the deposition is below 1% of the existing level.			

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