

NILU: OR 27/2005
REFERANSE: O-103063
DATO: JULI 2005
ISBN: 82-425-1668-5

Konsekvenser ved utslipp til luft fra et Energiverk ved Statoil Mongstad

**Karl Idar Gjerstad, Svein Knudsen, Sverre
Solberg, Heleen de Wit, Tore Høgåsen,
Thorjørn Larssen, Per Arild Aarrestad og Odd
Egil Stabbetorp**

NILU: OR 27/2005
REFERANSE: O-103063
DATO: JULI 2005
ISBN: 82-425-1668-5

Konsekvenser ved utslipp til luft fra et Energiverk ved Statoil Mongstad

Karl Idar Gjerstad¹, Svein Knudsen¹, Sverre Solberg¹, Heleen de Wit², Tore Høgåsen², Thorjørn Larssen², Per Arild Aarrestad³
og Odd Egil Stabbetorp³



1)
Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100, 2027 Kjeller



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



3)
Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2, 7005 Trondheim

Innhold

	Side
Innhold	1
Sammendrag	3
1 Innledning	7
2 Luftforurensing – retningslinjer, tålegrenser og generelle effekter	7
2.1 Luftkvalitetskriterier og grenseverdier	7
2.2 Overflatevann	9
2.3 Effekter av nitrogenoksider (NO _x) og ozon	9
2.4 Total nitrogenavsetning, gjødslingseffekt og tålegrenser, effekter på vegetasjon og fauna	12
3 Dagens situasjon	14
3.1 Naturgeografi	14
3.2 Vegetasjon	14
3.3 Lokal luftkvalitet	17
3.4 Nitrogen- og svovelforbindelser i nedbør	17
3.5 Overflatevann og forsuring i influensområdet	21
3.6 Dagens gjødslingseffekter på vegetasjon	24
4 Meteorologi	28
4.1 Vindretning og vindstyrke ved Kollsnes	28
4.2 Stabilitet og spredningsforhold	29
4.3 Nedbør	31
5 Utslippsmengder og utslippsbetingelser	32
6 Spredningsberegninger	37
6.1 Konsentrasjoner i luft	37
6.2 Nitrogenavsetning	44
6.3 Svovelavsetning	53
7 Vurdering av ozonproduksjon	55
8 Forsuringsbidrag til overflatevann under ulike utslippsalternativ	55
8.1 0-alternativet	55
8.2 2008-scenarier, Statoil Mongstad med energiverk	57
9 Effekter på vegetasjon og fauna	59
9.1 Metodikk	59
9.2 Effekter av NO _x og ozon	60
9.3 Gjødslingseffekter	61
9.4 Hovedkonklusjon	64
10 Beregning av EIF-luft rundt Mongstad	64
11 Referanser	69
Vedlegg A Vegetasjon – nitrogenavsetning, gjødslingseffekt og tålegrense for ulike naturtyper	81

Vedlegg B Naturtypekart og tålegrenskart for analyse av konsekvenser av utslipp til luft fra energiverk på Mongstad	89
Vedlegg C Oksidasjon av SO₂ i INPUFF	97

Sammendrag

Statoil har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU) undersøke konsekvenser som følge av utslipp til luft av NO_x, NH₃, SO₂ og PM₁₀ for Mongstadanleggene i 2008, med og uten energiverk. Det er vurdert konsentrasjoner i luft, ozonproduksjon, nitrogen- og svovelavsetning til bakken, virkninger på forsurening av overflatevann og virkninger på naturmiljø.

Bakgrunnsverdier av avsetning og konsentrasjoner i luft

NO_x- og svovelutslippene fra Mongstad anleggene har et stort geografisk influensområde. I dette området er den årlige gjennomsnittlige avsetningen vurdert til å bli 800 – 1400 mg N/m² for nitrogen og 450 – 750 mg S/m² for svovel. Målinger av luftkvalitet omkring Mongstad viser at grensene for SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier ikke er overskredet for NO₂, SO₂, eller PM₁₀, dette er de strengeste grenseverdiene.

Utslipp og alternativer som er vurdert

For fremtidige utslipp på Mongstad er følgende scenarier vurdert:

- 0-alternativet
- Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad (15 ppm NO_x).
- Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad (9 ppm NO_x).
- Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad med SCR (5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃).
- Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad (15 ppm NO_x).
- Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad (9 ppm NO_x).
- Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad med SCR (5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃).

Utslippsmengde av NO_x og NH₃ er gitt i Tabell A. Ved alle alternativer er utslipp av SO₂ 778 tonn per år og utslipp av PM₁₀ er 73 tonn per år.

Meteorologi

Modellberegningene benytter meteorologidata fra Kollsnes. Disse er vurdert å være representative for den meteorologiske situasjonen på Mongstad.

Konsentrasjoner i luft

Det har blitt beregnet konsentrasjoner i luft av NO_x/NO₂, PM₁₀ og SO₂. De beregnede konsentrasjonene er lavere enn både SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier og EUs grenseverdier.

Maksimalt timesmiddel for NO₂ oppstår ved alternativet med Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad (15 ppm NO_x), dette gir en konsentrasjon på 85 µg/m³, SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier er på 100 µg/m³. Maksimalt årssmiddel for NO₂ oppstår ved 0-alternativet, dette gir en konsentrasjon på 9,4 µg/m³, SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier er på 30 µg/m³. For SO₂ er det beregnet maksimal timesmiddel på 38,8 µg/m³ og maksimal døgnmiddel på 17,6 µg/m³. Til sammenligning er de strengeste grenseverdiene på 350 µg/m³ og 90 µg/m³ for hhv. time-, døgnmiddel. For PM₁₀ er det beregnet maksimal døgnmiddel på 2,6 µg/m³ og maksimal årssmiddel på 0,48 µg/m³. Strengeste grenseverdier er på 35 µg/m³ og 20 µg/m³ for hhv. døgnmiddel og årssmiddel.

For bygging av et fremtidig energiverk på Mongstad blir det vurdert minste anbefalte skorsteinshøyde. NILU anbefaler at et evt. fremtidig energiverk bygges slik at bygningsturbulens virkning på røykfanen ikke fører til konsekvenser for bakkekonsentrasjonen. Med en bygningshøyde på 20 meter er minste anbefalte skorsteinshøyde 40 meter.

Nitrogenavsetning

Det er vurdert effekter av avsatt nitrogen fra NO_x- og NH₃-utslipp til luft. Våtavsetningen er beregnet med en trajektoriemodell (INPUFF) som regner utslipp, kjemiske reaksjoner og avsetning fra time til time. Modellen tar hensyn til nedbør og nedbørintensitet.

Spredningsberegningene viser at 0-alternativet gir maksimal gjennomsnittlig nitrogenavsetning på 13,9 mg N/m² per år. Scenariet for Statoil Mongstad 2008 + EvM, 15 ppm NO_x gir størst nitrogenavsetning på 16,5 mg N/m² per år. Scenariet med Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + EvM med SCR (5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃) gir lavest nitrogenavsetning på 10,6 mg N/m² per år. Tabell A viser maksimal nitrogenavsetning for alle scenariene.

Tabell A: Maksimal nitrogenavsetning for de ulike utslippsalternativene.

Scenario	Total utslipp av NO _x (tonn/år)	Total utslipp av NH ₃ (tonn/år)	Maksimal N-avsetning over 10 x 10 km ² (mg N/m ² /år)
0-alternativ	1536		13,9
Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO _x	1896		16,5
Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO _x	1654		14,5
Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad med SCR (5 ppm NO _x + 2 ppm NH ₃)	1492	30	13,5
Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO _x	1547		13,6
Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO _x	1305		11,6
Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad med SCR (5 ppm NO _x + 2 ppm NH ₃)	1143	30	10,6

Svovelavsetning

Det har blitt utført spredningsberegninger for å kartlegge bidrag til avsetning av svovel fra Mongstadanleggene. Avsetningen er beregnet med en trajektoriemodell (INPUFF-SO₂) som regner utslipp, kjemiske reaksjoner og avsetning fra time til time. Modellen tar hensyn til nedbør og nedbørintensitet. Beregnet svovelavsetning fra spredningsberegningene med INPUFF-SO₂ viser en maksimal S-avsetning over 10 x 10 km² er 40,5 mg S/m² per år.

Ozonproduksjon

Bidraget fra én enkelt punktkilde av størrelsen 1600 tonn NO_x per år ved Mongstad vil bare gi helt marginale endringer i ozonbelastningen i Sør-Norge. Basert på modellberegninger kan man anslå at den maksimale effekten for 6-måneders AOT40 vil være av størrelsesorden 100 ppb-timer. På bakgrunnsstasjoner i Sør-Norge er måleverdiene normalt omkring 3000-8000 ppb-timer.

Overflatevann

Det er utredet seks alternative framtidige utslippsscenarioer fra Mongstadanleggene. Forskjellen mellom de ulike scenarier for N-avsetning i området forventes ikke å føre til målbare forskjeller i forsurelseeffekter i området, blant annet siden variasjonen i avsetning fra år til år er betydelig større enn bidraget fra Mongstadanleggene. Imidlertid vil endringer i avsetningen komme i et område hvor eksisterende avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser har ført til skader på vannkjemi og -biologi. Den eksisterende avsetning er en sum av mange utslippskilder og effekter kan ikke tilskrives bidrag fra enkeltutslipp spesielt. I det perspektivet kan også økte utslipp fra Mongstadanleggene bidra til en ytterligere belastning for forsurelse av overflatevann og reduserte utslipp gi en redusert belastning.

For scenariene med SNCR-rensing på eksisterende anlegg vil man mange steder oppnå en reduksjon av tålegrenseoverskridelsene, mens for scenariene uten SNCR-rensing på eksisterende anlegg vil man få en viss økning i overskridelsene, selv med installasjon av eventuell SCR-rensing i kraftvarmeanlegget.

Effekter på vegetasjon og fauna

Nitrogenavsetningene fra energiverket ved Mongstad ved de ulike utslippsscenarioer er svært lave i forhold til dagens bakgrunnsnivå og variasjonen i naturtypenes tålegrenser. Eventuelle effekter av tilleggsavsetninger eller reduksjoner i avsetninger forventes derfor å bli svært små ved alle alternativer. De fleste naturtypene i Mongstad-anleggenes nedslagsfelt ligger imidlertid i faresonen med tanke på uønskede gjødslingseffekter. For bygging av et energiverk antas det derfor at alternativet med SNCR rensing av eksisterende utslipp fra krakker sammen med SCR –rensing i kraftvarmeanlegget vil være mest gunstig for det terrestriske naturmiljøet (vegetasjon og fauna), da dette gir størst reduksjon i N-avsetning

Ved de vurderte utslippsalternativene forventes det ingen større endringer i vegetasjonens sammensetning, og det er derfor lite trolig at faunaen vil bli påvirket.

Beregning av EIF-luft rundt Mongstad

I samarbeid med Statoil har NIVA, NILU og NINA utviklet en metode for å vurdere samlet ulike effekter av utslipp til luft for ulike scenarier. Som et ledd i testing av metoden for anvendelse på landanlegg er Mongstad benyttet.

EIF-luft metodikken er utviklet for å være et verktøy for å vurdere og prioritere mellom tiltak. Anvendelsen på Mongstad er kun knyttet til utslipp til luft og kun til utslippene fra Mongstad. EIF-luft tar hensyn til forsurening av overflatevann, forsurening av skogsjord, overgjødningseffekter på vegetasjon og skader fra sekundær dannelse av ozon.

EIF-luft tar hensyn til både bakgrunnsavsetningen og avsetningen fra anlegget som skal vurderes. Den samlede miljøkonsekvens av hvert scenario kan oppsummeres i en EIF-verdi, og også fremstilles som farger på kart. EIF-luft kan derfor brukes som hjelpemiddel i å prioritere tiltak eller scenarier som kan ha ulike miljøkonsekvenser, ulik geografisk utstrekning og ulike avsetningsnivåer. EIF luft er en samlefaktor for et større geografisk område.

I Tabell B er det presentert resultater for beregninger av EIF luft for området rundt Mongstad. Tallverdiene for EIF-luft spenner fra 1140,7 for scenariet SM 2008 med SNCR og EVM med SCR (5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃) til 1363,5 for scenariet SM 2008 + EVM med 15 ppm NO_x. Stort tall betyr størst miljøkonsekvens. Alle de tre scenariene med SNCR på SM 2008 gir lavere verdier enn scenariene uten SNCR. Dette kan tolkes som at det gir større miljøgevinst å redusere utslippene på SM 2008 med SNCR enn å redusere på energiverket fra 15 ppm til 5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃. Dersom kun ett av rensiltakene skal iverksettes vil SNCR-rensing av eksisterende utslipp fra krakker ha større miljønytte enn SCR-rensing i kraftvarmeanlegget.

Tabell B: Verdier for EIF-luft for de ulike scenariene.

Scenario	EIF-luft verdi
Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO _x	1363,5
Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO _x	1271,9
Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 5 ppm NO _x + 2 ppm NH ₃	1271,3
0-alternativet	1252,6
Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO _x	1227,4
Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO _x	1141,3
Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 5 ppm NO _x + 2 ppm NH ₃	1140,7

Konsekvenser ved utslipp til luft fra et Energiverk ved Statoil Mongstad

1 Innledning

Statoil Mongstad har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU) undersøke konsekvenser av utslipp til luft, framskrevet til 2008 fra Mongstadanleggene ved bygging av et eventuelt energiverk. Det har blitt undersøkt konsekvenser for luftkvalitet for følgende komponenter: NO_x/NO₂, SO₂ og PM₁₀. I tillegg har det blitt undersøkt konsekvenser av nitrogen- og svovelavsetning.

Norsk institutt for luftforskning har koordinert prosjektet, og foretatt beregninger av konsentrasjoner i luft og avsetning av nitrogenoksider til bakken. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har hatt ansvaret for vurderinger av forsurening av overflatevann og beregning av EIF-luft. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har vurdert effekter på flora og fauna.

2 Luftforurensing – retningslinjer, tålegrenser og generelle effekter

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 (inkludert 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 (PM₁₀, SO₂) eller 1.1.2010 (PM₁₀, NO₂, 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	24 timer	6 måneder	År
NO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier	100	75	50	30
	Nasjonalt mål (og antall tillatte overskridelser)	150 ¹⁾ (8 per år)			
	Forurensningslovens tiltaksgrense	300 ²⁾			
	Forurensningslovens kartleggingsgrense	200			
	EUs grenseverdier (antall tillatte overskridelser)	200 ¹⁾ (18 per år)			40 ¹⁾
PM ₁₀	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier		35	Ny verdi skal utarbeides	
	Nasjonalt mål (og antall tillatte overskridelser)		50 ²⁾ (25 per år) 50 ¹⁾ (7 per år)		
	Forurensningslovens tiltaksgrense		300 ²⁾		
	Forurensningslovens kartleggingsgrense		150		
	EUs grenseverdier (antall tillatte overskridelser) Grenseverdier for 2010 er veiledende.		50 ²⁾ (35 per år) 50 ¹⁾ (7 per år)		40 ²⁾ 20 ¹⁾
SO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier		90	40	
	Nasjonalt mål		90		
	Forurensningslovens tiltaksgrense		200 ²⁾		
	Forurensningslovens kartleggingsgrense		90		
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)	350 ²⁾ (24 per år)	125 ²⁾ (3 per år)		

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 Overflatevann

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

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

Denne definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader. Tålegrenser for overflatevann har blitt grundigst utredet for svoveltilførsler. I store deler av Norge og i mange andre land er tålegrensen for denne forbindelse forlenget utover, 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 derimot svært komplisert, spesielt på grunn av biologisk opptak i planter og jord. Vegetasjonsdekke og jorddybde påvirker biologisk opptak av nitrogen. Derfor er tålegrensen for nitrogen vesentlig vanskeligere å fastsette enn for svovel.

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

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

2.3 Effekter av nitrogenoksider (NO_x) og ozon

Effekter av nitrogenoksider (NO_x) på vegetasjon

NO og NO₂ er de viktigste gassene som vil slippes ut fra anleggene på Mongstad med hensyn på vegetasjonsskader. Ved lave konsentrasjoner er NO₂ å regne som et plantenæringsstoff, mens den ved høye konsentrasjoner er en plantegift (SFT, 1992). Både NO₂ og 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 NO₂ tas opp over tid, oppstår akutte skader i form av nekrose (områder med dødt vev).

Ved korttidforsøk med NO₂ alene, er det vist at bare svært høye konsentrasjoner (over 800 µg/m³) gir skade på vegetasjon. Fra langtidsforsøk (11 mnd. middel) er det påvist redusert vekst hos følsomme arter ved konsentrasjoner ned til 124 µg/m³. I samspill med ozon og svoveldioksid er imidlertid langt lavere konsentrasjoner av NO₂ skadelig for vegetasjon. Redusert vekst er da påvist ved NO₂-konsentrasjoner ned til 44 µg/m³ (eksponeringstid 43 døgn). På bakgrunn av dette er SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for NO₂ med hensyn på vegetasjon satt til 50 µg/m³ med midlingstid 6 måneder. Dette samsvarer med ECEs (Economic Commission for Europe) og WHO's (World Health Organization) tålegrenser. WHO har også en korttidkonsentrasjon (midlingstid 4 timer) for vegetasjon på 95 µg/m³. Verdien er gitt med forbehold om at konsentrasjonen av SO₂ ikke overskrider 30 µg/m³ og ozonkonsentrasjonen ikke overskrider 60 µg/m³, regnet som årsmiddel.

Effekter av nitrogenoksider (NO_x) på fauna

Effektene av nitrogenoksider på dyreliv kan være enten direkte eller indirekte via jordforsuring (Pedersen & 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 NO₂ med hensyn på helse/dyr er satt til 100 µg/m³ midlet over 1 time og 50 µg/m³ midlet over 6 måneder. Data for fastsetting av tålegrenser for NO er dårlige, men også høye nivåer av NO synes å føre til skadevirkninger.

Effekter av ozon på vegetasjon

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 µg/m³. 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 & 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. Korttidkonsentrasjonen (midlingstid 1 time) bør ikke overskride 150 µg/m³. Ved 8 timers midlingstid er tålegrensen satt til 60 µg/m³ og gjennomsnittsverdien for vekstsesongen (april-september) av 7 timesmiddel (kl 0900-1600) bør ikke over-

skride $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Gjennomsnittsverdien for vekstsesongen i Norge i dag er på $50\text{-}80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og ozonkonsentrasjonen er således periodisk høy nok til å gi skader på vegetasjon.

Tålegrenser for ozon på vegetasjon baseres også på akkumulerte eksponeringsdoser, beregnet som summen av differansene mellom timemiddelkonsentrasjonen og $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (40 ppb) for de timene der ozonkonsentrasjonen overskrider $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Beregningene refereres som AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold limit of 40 ppb). 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 (3-månedersmiddel ved dagslystimer). For skog er det fortsatt stor usikkerhet knyttet til skadeeffektene og man har anbefalt å beholde grensen på 10 000 ppb-timer for skog (6-månedersverdi, 1. april – 1. oktober).

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.

Effekter av ozon på fauna

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 $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ over 6,6 timer. Laveste observerte effektnivå for korttidseksponering synes å ligge rundt $200\text{-}300 \mu\text{g}/\text{m}^3$. SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr er satt til $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ over 1 time og $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ over 8 timer (forekomst av forhøyede verdier av ozon strekker seg som regel over perioder på 8-12 timer). Disse grensene overskrides episodevis over store deler av Norge (3 % av tiden i Sør-Norge).

2.4 Total nitrogenavsetning, gjødslingseffekt og tålegrenser, effekter på vegetasjon og fauna

Hoveddelen av naturlig tilført nitrogen til vegetasjon og jord kommer fra atmosfæren i form av våt- og tørravsetninger og ved biologisk nitrogenfiksering. Den totale nitrogenavsetning fra atmosfæren regnes som summen av tørravsetning (NO_2 , sum $\text{NO}_3^- + \text{HNO}_3$ og sum $\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) og våtavsetning (NO_3^- og NH_4^+ i nedbør).

I Norge vil nitrogenforbindelser i stor grad bli tatt opp av vegetasjonen, fordi vegetasjonstypene for en stor del har en underoptimal tilgang på nitrogen (jfr. Stuanes og Abrahamsen, 1996). Planter og mikroorganismer tar opp tilført nitrogen fra jord og luft og benytter dette som byggemateriale i celleproduksjonen. Økt nitrogentilgang kan således gi gjødslingseffekter 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 før den endrer karakter (tålegrensen), avhenger sterkt av jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensen for ulike vegetasjonstyper/naturtyper varierer mellom 500 og 4000 mg N/m² per år (se Tabell 2). Tålegrensene for naturtyper er empiriske, dvs. at de er fastsatt på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Grennfelt og Thörmelöf, 1992; Bobbink et al., 1996; Achermann og Bobbink, 2003).

Endringer i plantevekst, artssammensetning og kjemiske substanser i planter er blitt brukt som målbare effekter av nitrogenavsetning. I noen tilfeller er endringer i økosystemfunksjoner, slike som utvasking av nitrogen eller nitrogenakkumulasjon, blitt benyttet. Tålegrensene er fastsatt med en nedre og en øvre grense da det innen de analyserte økosystemene er reelle variasjoner knyttet til eksperimentelle behandlinger, usikkerhet i avsetningsverdier, variasjoner i økosystemenes nærings- og klimaforhold og ulik kulturpåvirkning. Ut fra kunnskapsnivået blir tålegrensene angitt som enten pålitelige, ganske pålitelige eller mer usikre ekspertvurderinger (Tabell 2).

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

Tabell 2: N-tålegrenser for norske naturtyper/vegetasjonstyper (EUNIS-klasse i parentes) innen influensområdet, og mulige effekter ved tålegrenseoverskridelser. ## pålitelig, # ganske pålitelig, (#) ekspertvurderinger (etter Achermann og Bobbink, 2003).

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

Bakgrunnsnivået for total nitrogentilførsel langs kysten i Hordaland og Sogn og Fjordane ligger mellom 800 og 1400 mg N/m² per år (Figur 2 i kapittel 3.4). De nedre tålegrenseverdiene for flere av naturtypene i Tabell 2 er her således overskredet. En nærmere beskrivelse av effekter av overgjødning for disse naturtypene er beskrevet i Vedlegg A.

Effektene av økt nitrogentilgang på faunaen er primært indirekte, ved at noen arter blir begünstiget, 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 også kunne endre sammensetningen av faunaen både hos evertebrater, fugler og pattedyr. Det foreligger imidlertid ingen studier som viser konkret hvilke effekter slike gjødslingseffekter kan ha på faunasammensetning (jf. Pedersen & Nybø, 1990).

3 Dagens situasjon

3.1 Naturgeografi

Mongstad-anlegget ligger i kommunene Lindås og Austrheim i Nordhordland. Influensområdet omfatter også nærliggende kommuner som Fedje, Radøy, Øygarden, Meland, Masfjorden og Modalen i Hordaland, samt Gulen, Høyanger, Solund, Hyllestad, Fjaler, Askvoll og Flora i Sogn og Fjordane.

Landskapet i regionen er småkupert, med større, svakt skrånende arealer mellom bratte fjellhamrer og små ferskvann. Åser og rygger følger strøkretninger i berggrunnen og veksler med skogkledde søkk i mosaikk med myrer. Ytterst ved kysten overtar lyngheier på flater og koller, og mot øst blir skogkledde åsrygger, fjell og daler mer tydelig i landskapet.

Det går et markert bergartsskille langs Fensfjorden rett nord for Mongstad. Områdene sør for Fensfjorden tilhører Bergensbuene (Holtedal, 1960) og består hovedsakelig av omdannede bergarter fra prekambrisk alder som anortositt, mangeritt, amfibolitt, gabbro og gneiser med enkelte innslag av sedimentære kambro-silurske bergarter (Sigmond et al., 1984). De kambro-silurske bergartene er kalkholdige, forvitrer lett og gir opphav til næringsrike jordsmonn, mens de andre bergartene har en annen mineralsammensetning, forvitrer langsommere og gir noe fattigere jordsmonn.

Områdene nord for Fensfjorden og sør for Sognefjorden består overveiende av mer eller mindre sure gneiser av ulik opprinnelse. Solund har sandstein og konglomerater av Devonsk opprinnelse. Disse gir særdeles lite næring til jordsmonnet, mens det rundt Hyllestad i Sogn og Fjordane finnes innslag av rikere kambro-silur bergarter.

De relativt harde bergartene i ytre kyststrøk gir mye bart fjell eller fjell med tynt jorddekke. Løsmasser finnes mest i skråninger og søkk mellom koller, og er hovedsakelig av organisk opprinnelse eller morenemateriale fra siste istid. Et sterkt oseanisk klima med høy nedbør (årsnedbørnormal på Holsnøy 1950 mm, Førland, 1993) fører til utvasking av næringsemner i jordsmonnet, og sammen med en hard og langsomt forvitrende berggrunn bidrar dette generelt til næringsfattige jordsmonn. På dypere løsmasser er det utviklet mineralholdige brunjorder eller podsol, mens jordsmonnet elles består av lynghumus og torv dannet på bart berg eller i myr (Fremstad et al., 1991). Det generelt sure og lite næringsrike jordsmonnet i influensområdet tilsier at nedre verdier av tålegrensene for økosystemene bør benyttes.

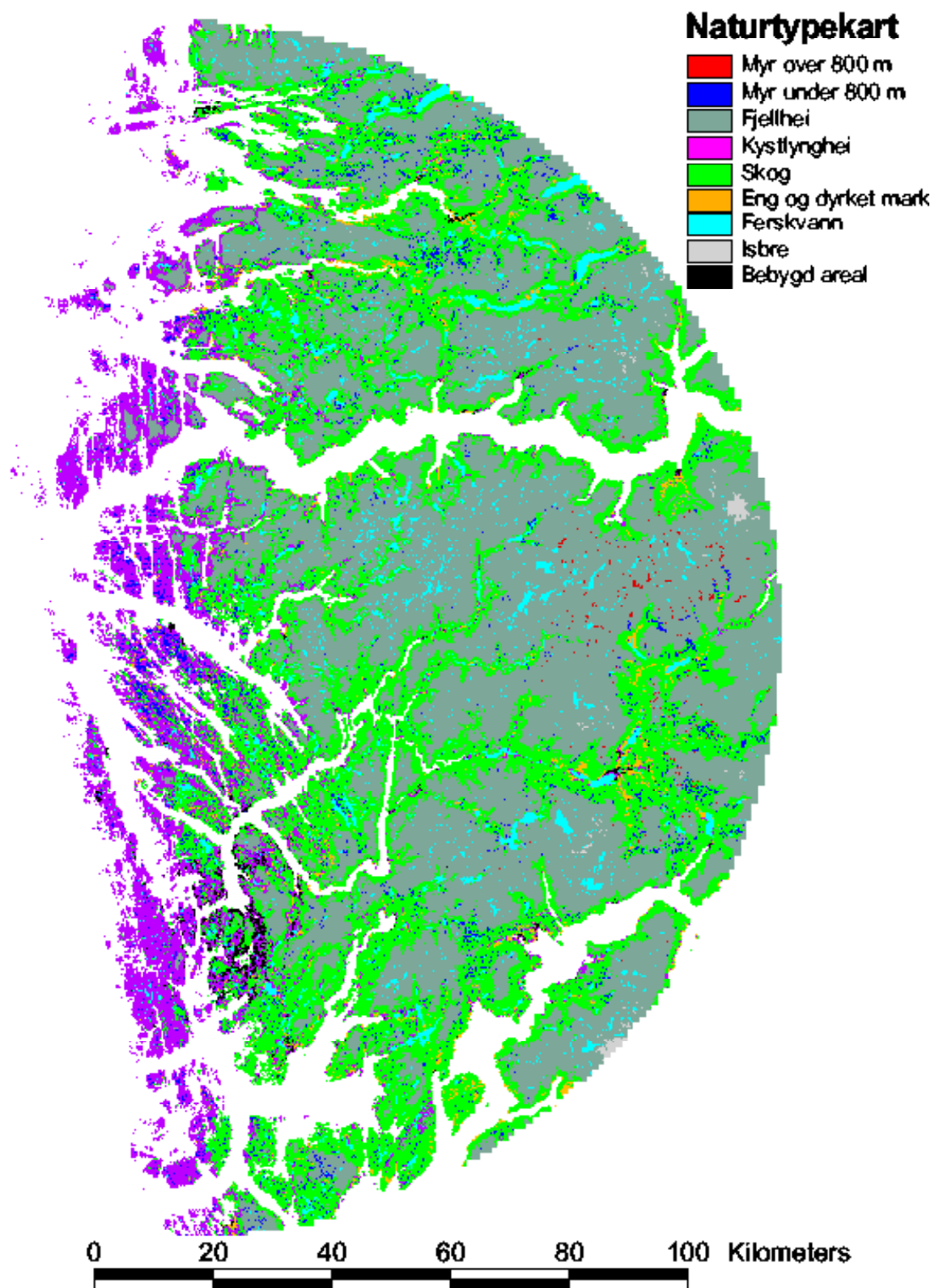
3.2 Vegetasjon

Mongstad-anleggene ligger på overgangen mellom det skogløse området ved kysten og kystskogbeltet innenfor. Området tilhører boreo-nemoral vegetasjonssone (edelløv- og barskogsone) i sterkt oseanisk seksjon (Moen, 1998). Influensområdet østover i Hordaland og nordover i Sogn og Fjordane dekker også mellomboreal sone (midtre barskogsone) og alpin sone over den klimatiske skoggrensa.

Ytre deler av influensområdet domineres av kystlyngheier og myrer og har store innslag av frostømfintlige, oseaniske arter med krav til høy fuktighet og relativt høye sommertemperaturer. Næringsfattige vann, våtmark, eng- og strandvegetasjon er også viktige naturtyper (Fremstad et al., 1991; Losvik, 1993). Skogområdene innenfor kystbeltet består hovedsakelig av bjørk, gråor og furu på næringsfattig jord og små edelløvslokaliteter på rikere jordsmonn i solvente ller, der hassel ofte dominerer. Fjellvegetasjonen består hovedsakelig av fattig rabbe-, leside- og snøleievegetasjon (Blom et al., 1985; Skogen og Aarrestad, 1986; Aarrestad, 1987, 1988). Rik fjellvegetasjon kan opptre lokalt i sprekksoner i fjell med glimmergneiss ved lokalklimatisk gunstig eksposisjon, der forvitring av berggrunn er påvirket av ras og frostaktivitet.

Naturtypekartet (Figur 1) er basert på Statens Kartverk N-50-serien der arealinformasjonen i kartserien er benyttet som grunnlag for kartleggingen av naturtyper. Naturtypene er så langt råd tilpasset naturtypene i tålegrensebeskrivelsen (Tabell 2). En nærmere beskrivelse av kartproduksjonen er gitt i Vedlegg B. Naturtypekartet omfatter tegnforklaringen for kystlynghei både havstrand, heivegetasjon, bart fjell og mosaikkforekomster av små beitemarker og myrer. I tillegg har åpen krattvegetasjon utenfor kystlyngheiernes utbredelsesområde fått samme tegnforklaring. Myr omfatter både nedbørmyr og jordvannmyr. Skog omfatter alle typer skog, og områdene over skoggrensa er utfigurert som fjellhei.

Influensområdet har tidligere hatt et sterkere preg av landbruksdrift, men gjennom de senere tiår har det skjedd ei drastisk endring i bruk av kulturlandskapet med nedbygging av areal og tap av flere kulturbetingede vegetasjonstyper (Kvamme, 1982; Hanssen, 1992; Håland, 2002).



Figur 1: Naturtypekart over influensområdet innen en radius på 100 km fra Mongstad.

3.3 Lokal luftkvalitet

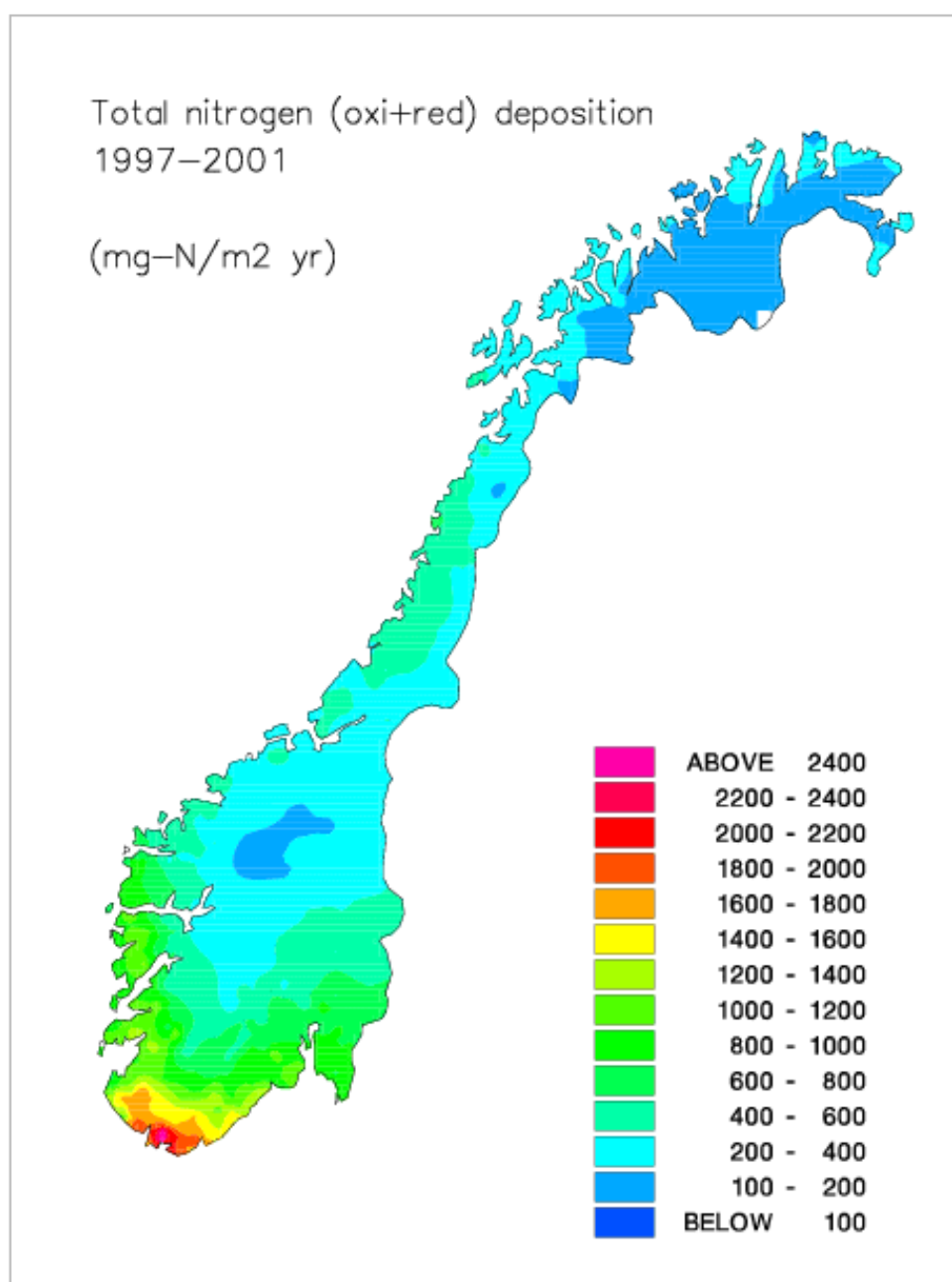
Det ble gjennomført målinger av luftkvalitet ved Statoil Mongstad i perioden september 2002 – februar 2003 (Hagen, 2003). Tilsvarende målinger er tidligere utført i 1989/90 og i 1994/95. Måleprogrammet omfattet meteorologiske parametere på Grunnevikshøgda og luftkvalitetsmålinger ved Dyrholten og Leirvåg. Luftkvalitetsmålingene omfattet nitrogenoksider, svoveldioksid og svevestøv på begge stasjonene. Luftkvalitetsmålingene ble utført med kontinuerlig registrerende instrumenter (timemiddelverdier). Dataene ble overført daglig til NILU på telenettet. Disse målingene viste at maksimal timemiddel for NO₂ var 92,7 µg/m³, og halvårsverdi i perioden var 10,5 µg/m³. For SO₂ var maksimal timemiddel 77,3 µg/m³, maksimal døgnmiddel 13,9 µg/m³ og halvårsverdi 3,1 µg/m³. For PM₁₀ var maksimal timemiddel 78,0 µg/m³, maksimal døgnmiddel 41,5 µg/m³ og halvårsverdi 9,8 µg/m³. Det var ingen overskridelser av grenseverdier og anbefalte luftkvalitetskriterier.

3.4 Nitrogen- og svovelforbindelser i nedbør

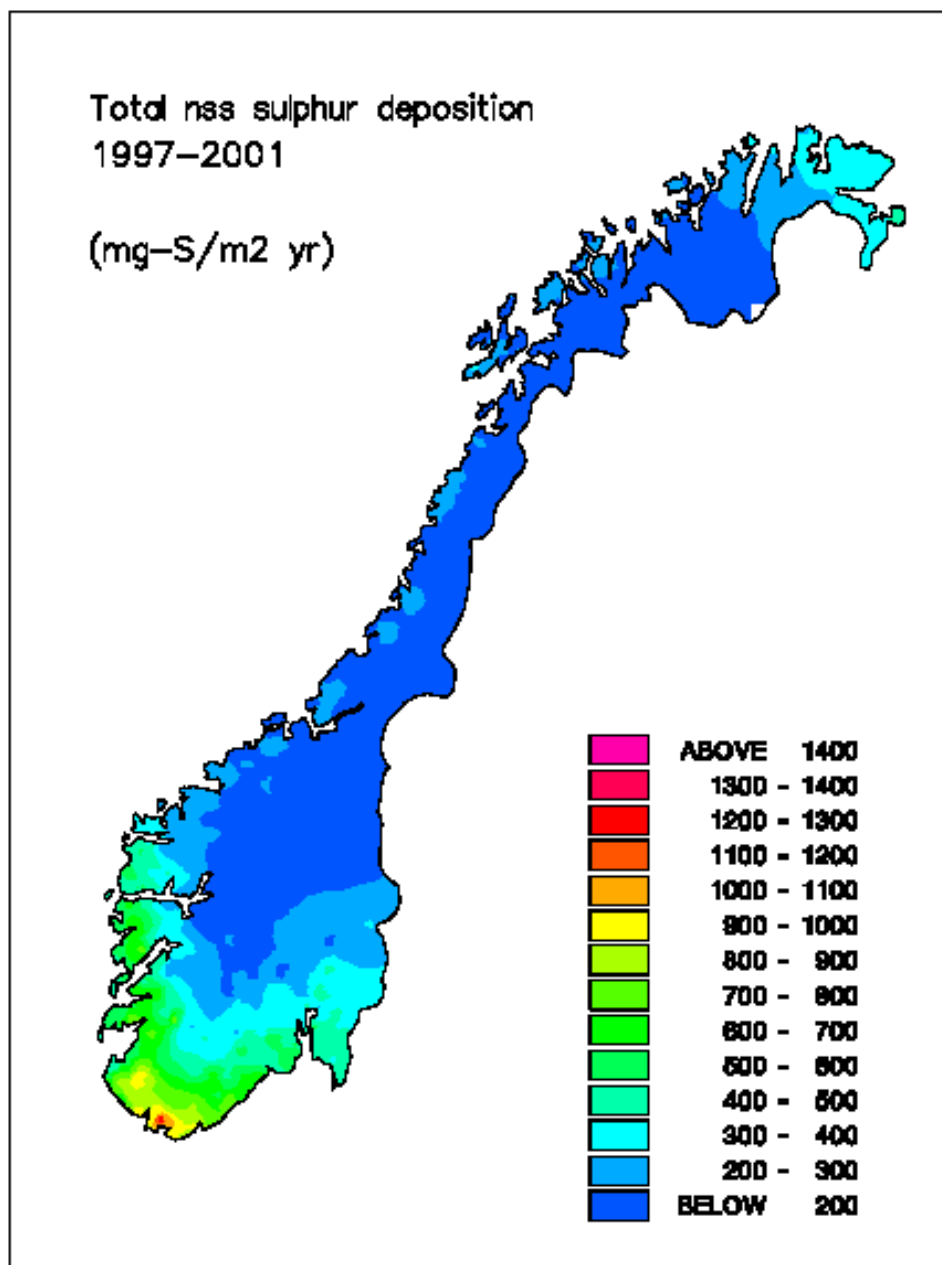
Tabell 3 og viser tørr- og våtavsetning av nitrogen og svovel i perioden 1998-2004 for tre stasjoner på vestlandet (Aas et al., 2005). For våtavsetning er det Haukeland som er mest representativt for Mongstad. Figur 2 og Figur 3 viser total avsetning av henholdsvis nitrogen og svovel i Norge i perioden 1997-2001. Ut fra Tabell 3, Figur 2 og Figur 3 ses at avsetning av nitrogen og svovel varierer mye fra år til år og avsetningen varierer også mye geografisk. Det er størst avsetning på Sørlandet og sør i Rogaland, dette avtar oppover langs kysten og innover i landet.

Tabell 3: Våt- og tørravsetning av nitrogen (nitrat og ammonium) og svovel ved aktuelle nasjonale målestasjoner i 1998-2004 (Data fra SFT/NILU og NISK). Enhet for nitrogenavsetning er mg N/m² per år.

Nedbør-stasjon	Type avsetn.	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Gj. Snitt
		NITROGEN (mg N/m ² per år)							
Skreådalen (Vest-Agder)	Våt	1146	1189	1455	1054	1159	1145	1015	1166
	Tørr	254	229	225	260	270	165	239	235
Haukeland (Hordaland)	Våt	1162	1384	1096	1079	1072	972	824	1084
Kårvatn (Møre og Romsdal)	Våt	250	193	167	184	220	320	204	220
	Tørr	90	107	135	108	185	196	105	132
		SVOVEL (mg S/m ² per år)							
Skreådalen (Vest-Agder)	Våt	636	618	671	424	443	501	401	518
	Tørr	53	60	58	56	63	48	50	55
Haukeland (Hordaland)	Våt	760	864	752	518	603	540	436	639
Kårvatn (Møre og Romsdal)	Våt	123	115	110	103	135	154	110	121
	Tørr	25	31	27	28	37	36	37	32



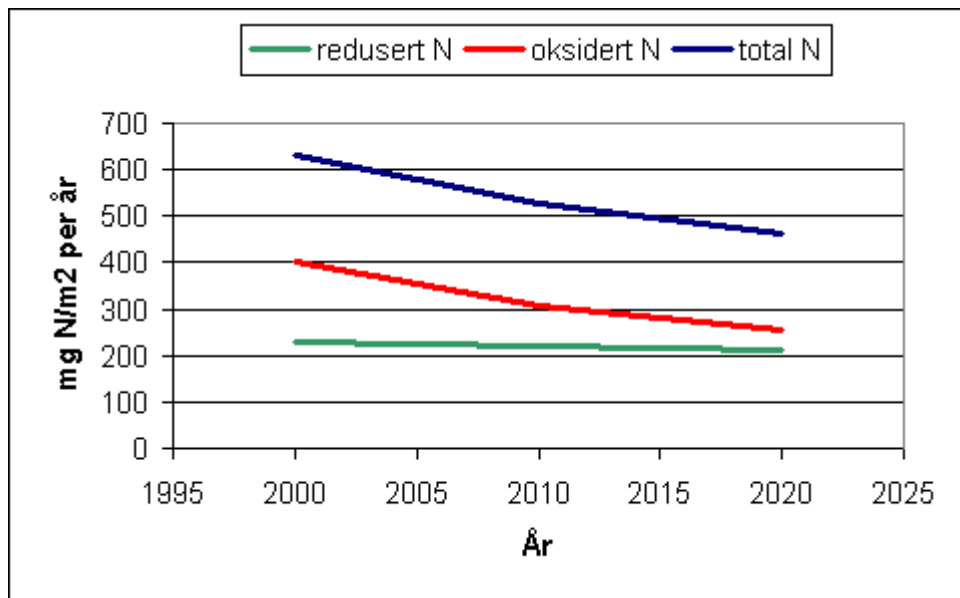
Figur 2: Årlig gjennomsnittlig våt- og tørravsetning av nitrogen (nitrogenoksider + ammonium) på norske bakgrunnsstasjoner i perioden 1997-2001.



Figur 3: Årlig gjennomsnittlig våt- og tørravsetning av svovel på norske bakgrunnsstasjoner i perioden 1997-2001.

For å vurdere fremtidig nitrogenavsetning i området omkring Mongstad benytter vi resultater fra beregninger utført med EMEP-modellen av Meteorologisk institutt. Disse beregningene bygger på utslippsscenarioer som er laget av The International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). Modellberegninger med EMEP-modellen viser at bakgrunnsnivå av nitrogenavsetning vil minke i årene fremover. Figur 4 viser resultatene fra EMEP-modellen fra området omkring Mongstad. Denne figuren viser et avsetningsnivå på 630 $\mu\text{g N/m}^2$ for år 2000. Dette er lavere enn det som er målt og lagt til grunn for vurdering i denne rapporten (800-1400 $\mu\text{g N/m}^2$ per år, Figur 2 og Tabell 3).

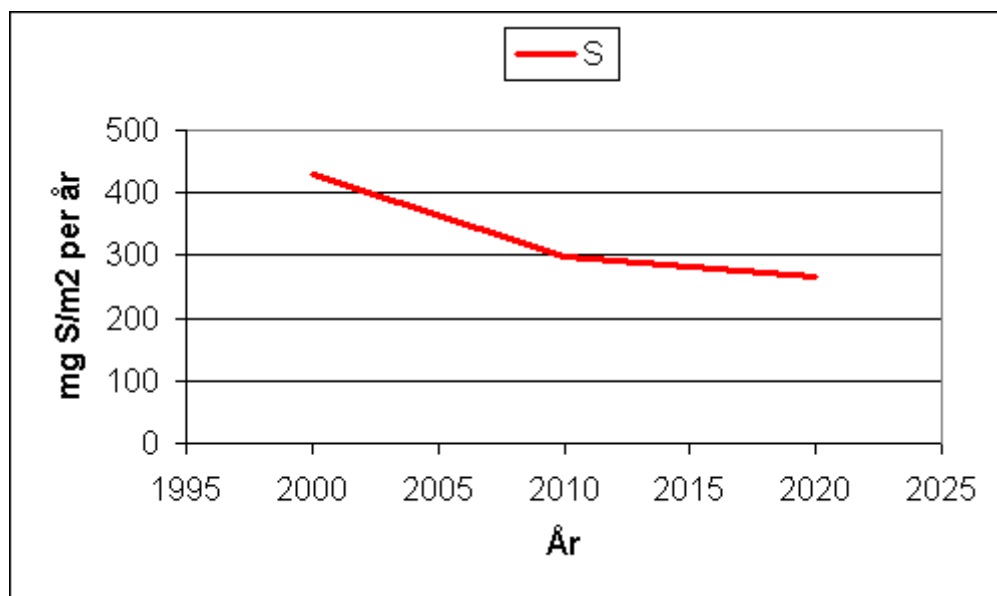
De relative reduksjonene av beregnet nitrogenavsetning fra 2000 til 2010 og fra 2000 til 2020 er på henholdsvis 17 % og 27 %. Dersom denne reduksjonen tillegges den målte avsetningen, så vil bakgrunnsnivået av nitrogenavsetning omkring Mongstad være 660-1160 $\mu\text{g N/m}^2$ per år i 2010 og 580 – 1020 $\mu\text{g N/m}^2$ per år i 2020.



Figur 4: Kurvene viser vurdering av fremtidig nitrogenavsetning omkring Mongstad. Beregningene er gjort med EMEPs modeller.

Samme modell er benyttet for å vurdere fremtidig svovelavsetning. Figur 5 viser resultatene fra EMEP-modellen fra området omkring Mongstad. Denne figuren viser et avsetningsnivå på 418 $\mu\text{g S/m}^2$ per år for i år 2000. Dette er lavere enn det som er målt og lagt til grunn for vurdering i denne rapporten (450-750 $\mu\text{g S/m}^2$ per år).

De relative reduksjonene av beregnet svovelavsetning fra 2000 til 2010 og fra 2000 til 2020 er på henholdsvis 30 % og 37 %. Dersom denne reduksjonen tillegges den målte avsetningen, så vil bakgrunnsnivået av svovelavsetning omkring Mongstad være 315-525 $\mu\text{g S/m}^2$ per år i 2010 og 284-473 $\mu\text{g S/m}^2$ per år i 2020.



Figur 5: Kurvene viser vurdering av fremtidig svovelavsetning omkring Mongstad. Beregningene er gjort med EMEPs modeller.

3.5 Overflatevann og forsuring i influensområdet

3.5.1 Overvåking av overflatevann

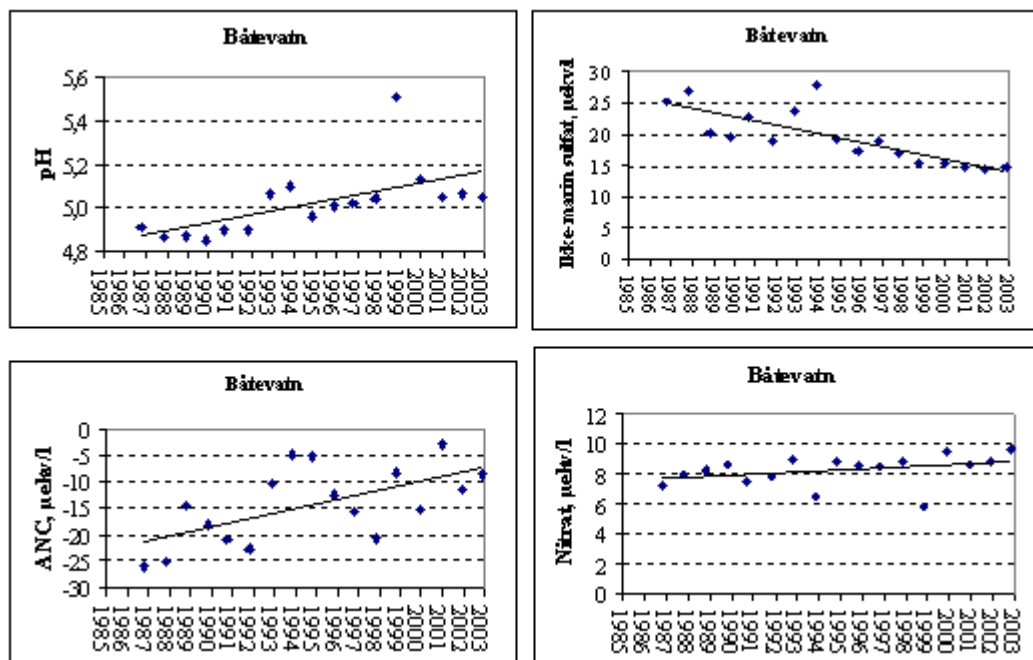
I årene 1988 - 1991 gjennomførte NIVA en omfattende overvåking av innsjøer rundt Mongstad på oppdrag av Statoil Mongstad (Traaen 1992). Undersøkelsen omfattet 37 innsjøer innenfor en radius på 5 mil fra Mongstad. Undersøkelsen viste at mange innsjøer i området var svært følsomme overfor forsuring. Flere innsjøer hadde konsentrasjoner av ikke-marine basekationer på under 10 μekv per liter og er derved blant de mest forsuringfølsomme innsjøer i Norge. Mange av innsjøene hadde pH-verdier under 5,0, høye konsentrasjoner av labilt aluminium (giftig for fisk) og negative ANC-verdier.

Det er store variasjoner i konsentrasjoner av ioner i innsjøene i området. Ved siden av variasjoner i nedbørfeltens geologi er dette forårsaket av store variasjoner i nedbørsmengde (fra 40 l/s/km² ved kysten opp til 130 l/s/km² innover i høyden), noe som gir ulik grad av fortykning. Innsjøene i området er også utsatt for sjøsalteffekter, spesielt under uvær med pålandsvind, ved at natrium fra nedbør byttes ut med hydrogenioner i jorden og gir episodisk forsuring i avrenningen.

Undersøkelsene i 1988 -1991 kunne ikke påvise noen økt forsuring som følge av utslipp fra Mongstad-raffineriet (Traaen, 1992).

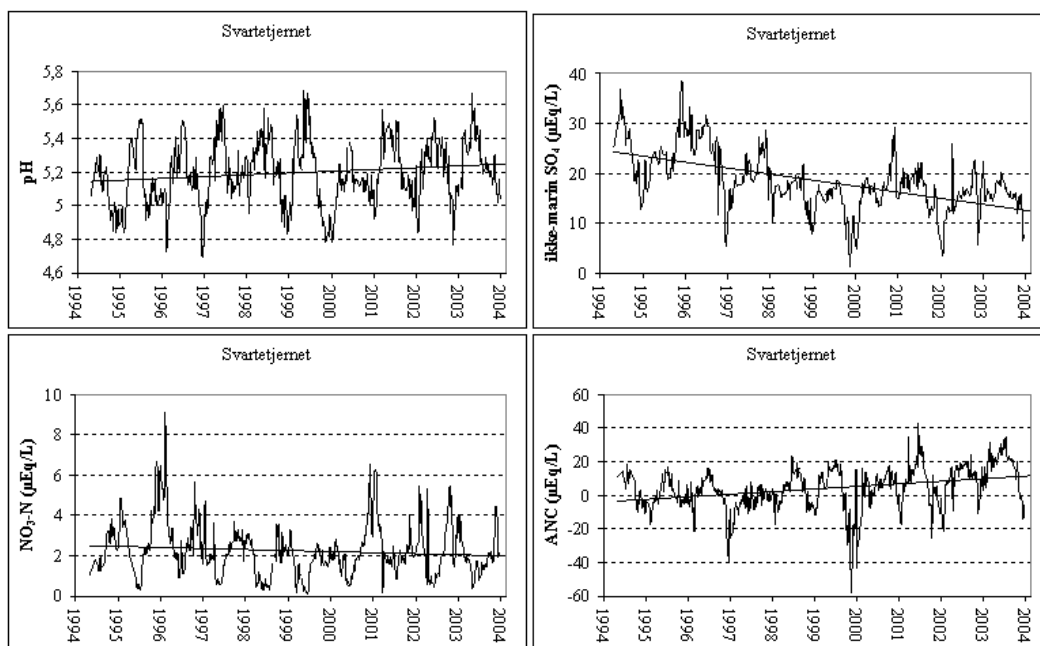
Området er moderat belastet med sur nedbør. I likhet med resten av Sør- Norge har svovelbelastningen avtatt markert siden midten av på 1980-tallet, noe som har ført til en merkbar forbedring av vannkvaliteten. Dette kan illustreres ved data fra Båtevatn og Svartetjernet (Figur 6 og Figur 7) som ligger henholdsvis ca. 3 mil sørøst og øst for Mongstad. Begge vannene inngår i Statlig Program for

Forurensningsovervåking. Båtevatn er prøvetatt årlig siden 1986 mens Svartetjernet er prøvetatt hver uke siden 1994.



Figur 6: Vannkvalitet i Båtevatn fra 1986 til 2002.

I perioden 1986 - 2003 har ikke-marint sulfat i Båtevatn gått ned fra 25 til 15 μekv per liter og ANC har økt fra -26 til -9 μekv per liter. Samtidig har pH økt fra 4,9 til 5,1. Det er liten endring i nitratkonsentrasjonen i perioden, men verdien i 2002 (10 μekv per liter) var den høyeste som er målt i perioden. Med den fallende tendensen for konsentrasjonen av sulfat er nitrat nå nesten like viktig som sulfat i forurensningen.



Figur 7: Vannkvalitet i Svarttjernet fra 1994 til 2004.

I figurene for Svarttjernet vises ukentlige data. Vannkjemien i Svarttjernet er sterkt preget av sesongvariasjoner som er forårsaket av faktorer som snøsmelting og nedbør. Variasjonen innen året blir i stor grad styrt av variasjoner i deposisjon av sjøsalter og av sesong. Snøsmelting fører for eksempel til høye konsentrasjoner av komponenter som er akkumulert i snødekket over vinteren, som nitrogen. Også i Svarttjern øker pH og ANC mens ikke-marin sulfat går ned. Nitrat går noe ned men forandringen er liten.

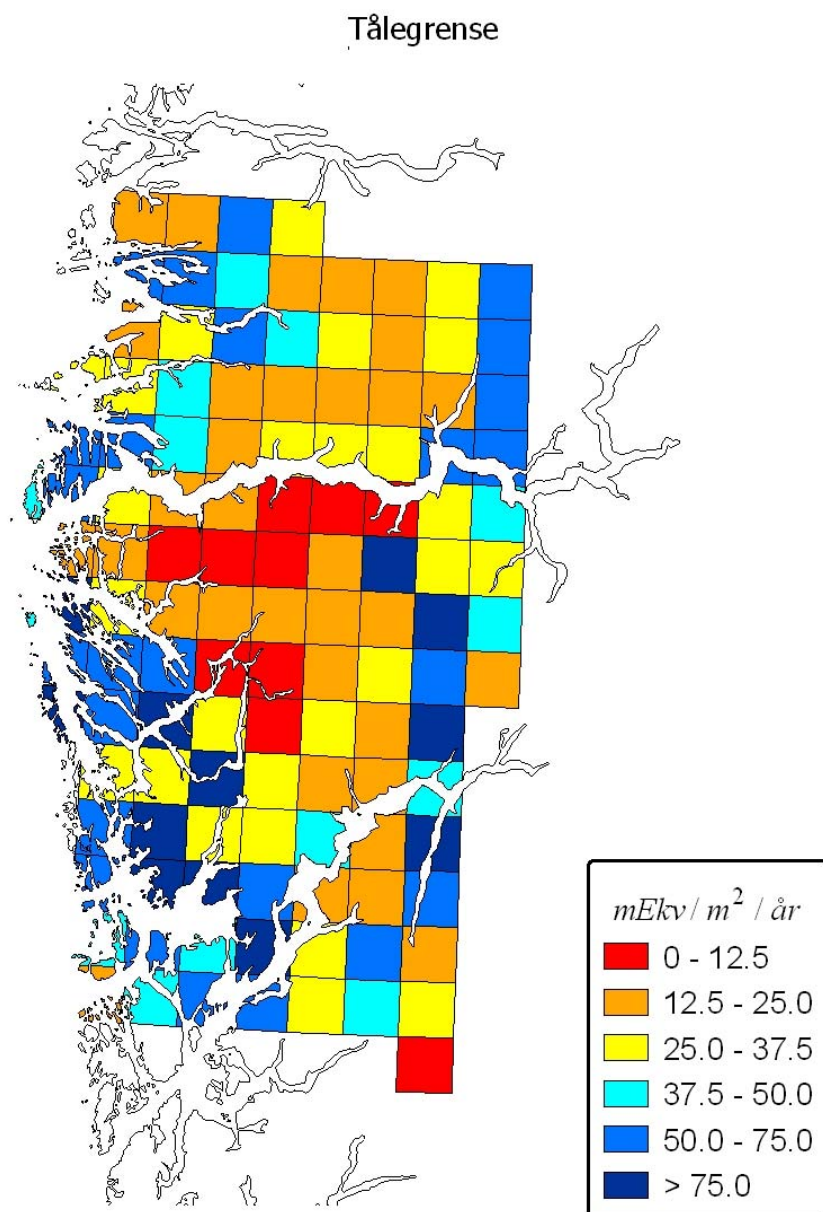
3.5.2 Tålegrenser

Beregning av overskridelser av tålegrenser for overflatevann er basert på dagens avsetning av svovel og nitrogen forbindelser og tilgjengelige vannkjemiske data. NILU har beregnet avsetning av nitrogen og svovel basert på målinger av luft- og nedbørkjemi. De målte verdiene er et resultat av både lokal og langtransportert forurensing. Avsetningsberegningene er gjort for en periode på 5 år. Den siste tilgjengelige perioden er 1997-2001 (Hole og Tørseth 2002). Kontinuerlige avsetningsverdier fra NILU er fordelt på NIVAs rutenett. Hver rute er definert ved 1° lengde og $0,5^\circ$ bredde, og er delt opp i 16 underruter.

Tålegrensen for overflatevann i hver rute er beregnet ut fra tilgjengelige vannkjemiske data for innsjøer og elver i hver rute, fra NIVAs nasjonale database, og årlig avrenning for perioden 1961-1990 fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).

Figur 8 viser tålegrenser for området rundt Mongstad beregnet med SSWC-modellen (Steady State Water Chemistry; Henriksen og Posch, 2001), rapportert i Larssen og Høgåsen (2003). Omtrent 10 % av området har en tålegrense under $12,5 \text{ mEq/m}^2$ per år, spesielt litt nordøst for Mongstadanleggene. Variasjonen i tålegrense er imidlertid betydelig – det er også ruter med en tålegrense over

75 mEkv/m² per år. Disse verdiene viser at overflatevann i influensområdet til anleggene er svært sårbar for forsurening.



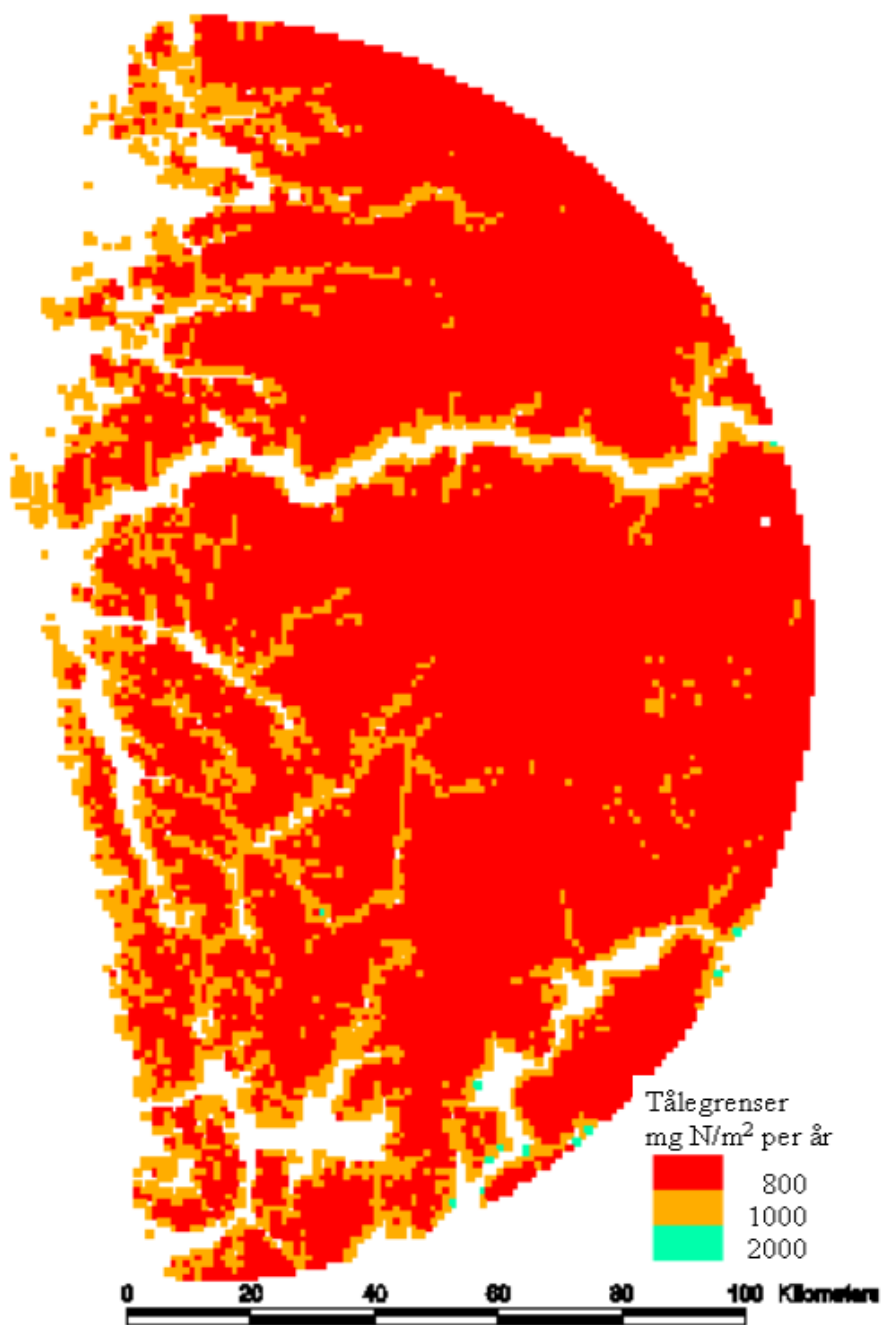
Figur 8: Tålegrenser for forsurening av overflatevann for området rundt Mongstad.

3.6 Dagens gjødslingseffekter på vegetasjon

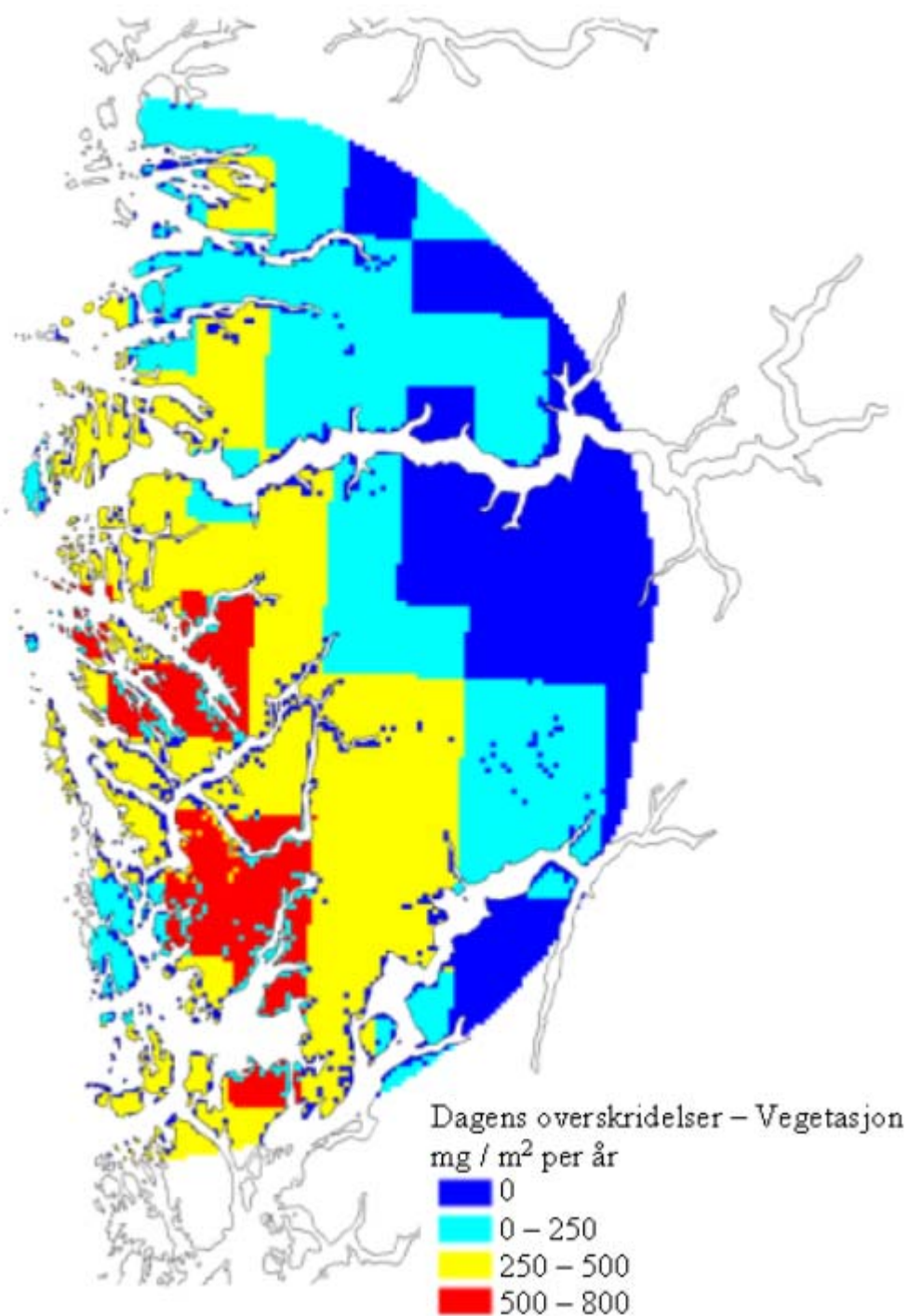
Med bakgrunn i naturtypekartet (Figur 1) er det laget et tålegrensekart for naturtyper innen influensområdet (Figur 9). Hver 1x1 km² rute innen influensområdet har fått en tålegrenseverdi basert på den nedre tålegrenseverdien til den mest følsomme naturtypen som forekommer i ruta (naturtypen med den laveste tålegrensen). Kartet viser derfor hvilken N-avsetning området tåler før det er en viss sannsynlighet for at det kan skje endringer i naturtyper innen området.

Data om årlig nitrogenavsetning innenfor perioden 1997-2001 (Hole og Tørseth, 2002; Figur 2) er benyttet sammen med informasjonen fra tålegrensekartet (Figur 9) for å lage et overskridelseskart (Figur 10) som viser hvilke områder som har fått overskredet sine N-tålegrenser og hvor stor overskridelsene er. Overskridelseskartet viser tydelig at det innen influensområdet finnes naturtyper som har fått overskredet sine nitrogentålegrenser.

Det kan også lages tålegrensekart basert på forekomst av en viss mengde av en naturtype innen et areal og på naturtypenes øvre tålegrensenivå. Slike kart er presentert i Vedlegg B, som også gir en mer detaljert beskrivelse av metodikken bak produksjonen av naturtypekart og tålegrensekart.



Figur 9: Kart over tålegrenser for naturtyper innen influensområdet. Fargen i rutene viser nedre tålegrenseverdi for den vegetasjonstypen som har den laveste tålegrensen innen ruta (basert på forekomst av naturtypen i et 1x1 km rutenett).



Figur 10: Kart over overskridelser av tålegrenser for nitrogen basert på forekomst av naturtyper (Figur 9) og dagens bakgrunnsnivå (Figur 1). Fargene viser hvor stor overskridelsen er for naturtypen med den laveste tålegrensen innen et rutenett på 1x1 km².

Dagens nitrogenavsetning i influensområdet varierer fra ca 800 - 1400 mg N/m² per år (basert på EMEPs sub-nett i Hole og Tørseth, 2002). Avsetningen øker fra vest mot øst med økende nedbørsmengder og avtar mot nord. Den er høyest i vestre deler av Stølsheimen og lavest i Flora. Med tanke på naturtypene listet i

Tabell 2 er overskridelsene først og fremst relatert til nedbørmyrer, kortskuddvegetasjon i næringsfattige (oligotrofe vann) og fattig fjellhei i midtre og ytre deler av Hordaland og i søre deler av kyststrøk i Sogn og Fjordane. Nedre tålegrenser for skog, kystlynghei, fattige enger, jordvannmyr og langskuddvegetasjon i næringsfattige vann er også stedvis overskredet.

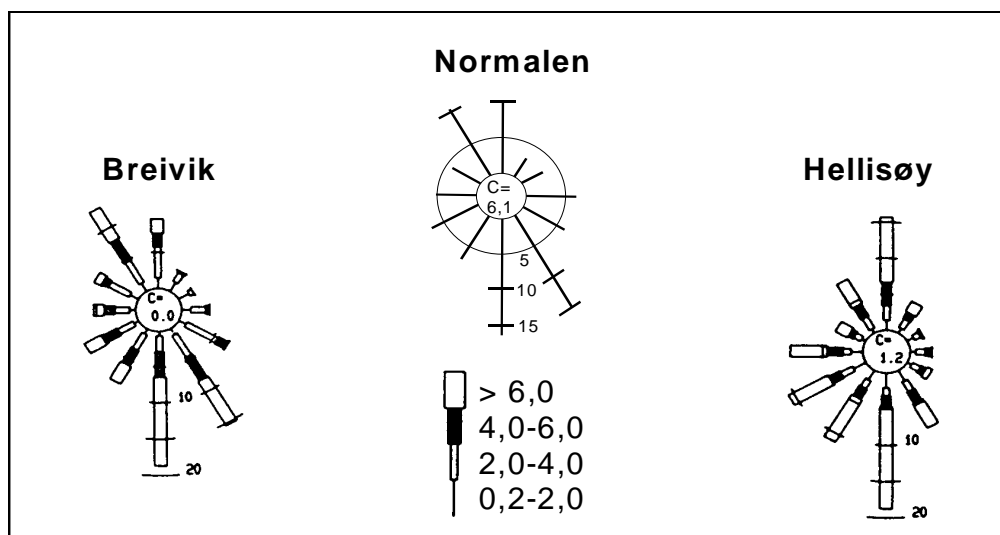
Selv om tålegrensene for flere naturtyper er overskredet innen influensområdet, vil dette nødvendigvis ikke gi synlige effekter i naturtypene, da tålegrensene innen hver naturtype varierer mellom en nedre og øvre grense. Tålegrensen er dessuten definert som grenseverdier der avsetninger under disse ikke vil gi skadelige effekter i økosystemet, dvs. at ved avsetninger over grenseverdiene er det en viss sannsynlighet for at endringer kan skje. Så langt vi vet, er det ikke rapportert om endringer i naturtypene innen influensområdet som påviselig kan relateres til nitrogenavsetning gjennom de senere tiår. Dette kan skyldes at de reelle tålegrensene for vegetasjonstypene på Vestlandet ligger høyere enn de nedre grenseverdiene pga. de store nedbørsmengdene (Achermann og Bobbink 2003, Bruteig og Aarrestad 2004). På den annen side er det innen influensområdet heller ikke overvåkingsprosjekter som er knyttet til effekten av nitrogengjødsling og som således kan gi mer presis informasjon om vegetasjonstypenes tålegrenser.

4 Meteorologi

4.1 Vindretning og vindstyrke ved Kollsnes

Det er utført målinger av meteorologi og nedbørskvalitet i perioden fra 1. juli 1991 til 30. juni 1992 på Kollsnes. Målingene av meteorologi ble utført på stasjonene Breivik og Rossnes ved Kollsnes. Målingene ble gjort for timeverdier og dekker 89 % av alle timer dette året. Mongstadanleggene ligger omlag 30 km nord for Kollsnes.

Vindmålingene på Breivik er sammenholdt med samtidige målinger på Hellisøy fyr og normalen på Hellisøy fra perioden 1961-1975 i Figur 11. Vindmålingene på Breivik viser at vindretningsfordelingen i 1991-1992 er i samsvar med normalen 1961-1975 på Hellisøy. Samtidige målinger på Hellisøy fyr gir mer kanalisering fra nord og sør på Hellisøy sammenlignet med Breivik. Forekomst av vind fra hovedvindretningene nord-nordvest og nord (330° - 360°) og sør-sørøst og sør (150° - 180°) er imidlertid av samme størrelse både på Hellisøy og Breivik.



Figur 11: Frekvensfordeling av vindretning fordelt på tolv 30°-sektorer fra Breivik (ved Kollsnes) i måleperioden 1991/1992 og fra Hellisøy både i måleperioden og 15 års-normalen fra årene 1961-75.

Midlere vindstyrke for hver årstid på Hellisøy og Breivik i 1991-1992 og for normalen på Hellisøy er gitt i Tabell 4. Sammenlignet med normalen gir målingene på Hellisøy fyr i 1991-1992 høyere vindstyrker midlet over året. Vindhastigheten er i gjennomsnitt lavere på Breivik enn på Hellisøy. Dette kan forklares med at vindmålingene på Hellisøy foregår 20 meter over bakken mens på Breivik er vindmålingene 10 meter over bakken. Hellisøy ligger også mer utsatt til enn Breivik. Måleserien fra Breivik i 1991-1992 vurderes som representativ for området, selv om vindstyrken i måleperioden var noe høyere enn normalt.

Tabell 4: Midlere vindstyrke på Breivik og Hellisøy for hver årstid i måleperiodene samt gjennomsnitt for langtidsperioden, 15 år på Hellisøy.

Sted og tid	Vår	Sommer	Høst	Vinter
Breivik 1991 - 1992	5,1	4,0	5,6	6,0 ¹
Hellisøy fyr 1991 - 1992	7,9	6,1	9,1	10,2
Hellisøy fyr 1961-75	5,7	5,0	7,0	7,6

1) Manglende data 19. desember-6. januar er erstattet med samtidige observasjoner av vind på Hellisøy som ved regresjonsanalyse er tilpasset Breivik.

4.2 Stabilitet og spredningsforhold

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

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

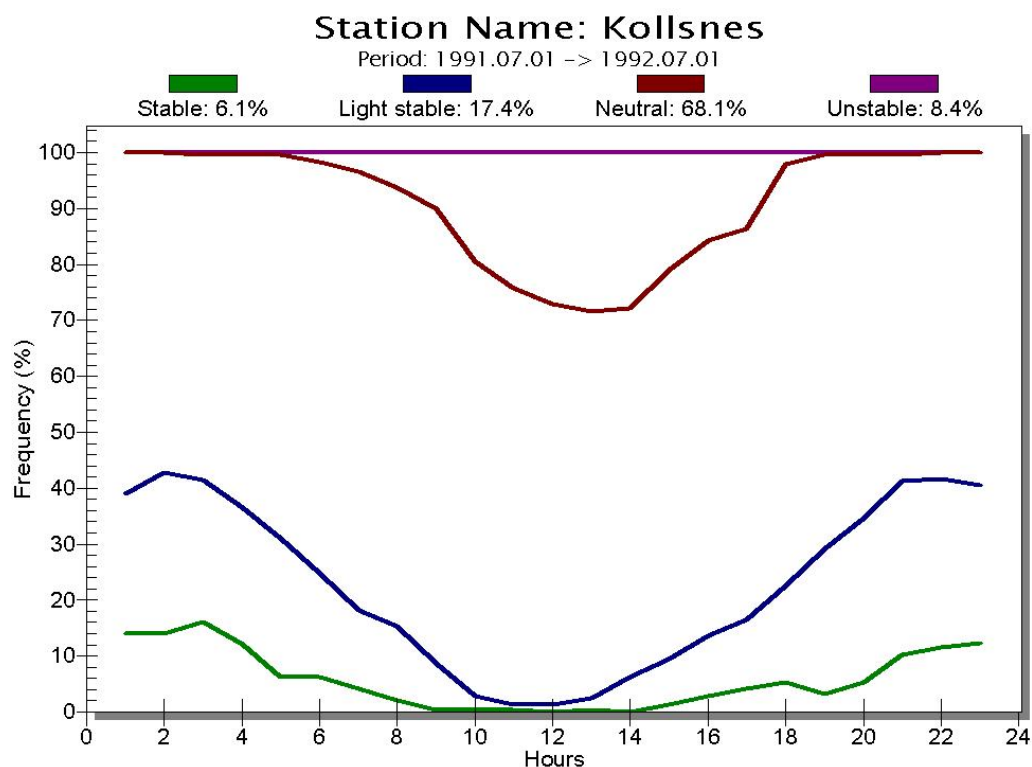
Typiske trekk for de ulike stabilitetsklassene kan kort sammenfattes slik:

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

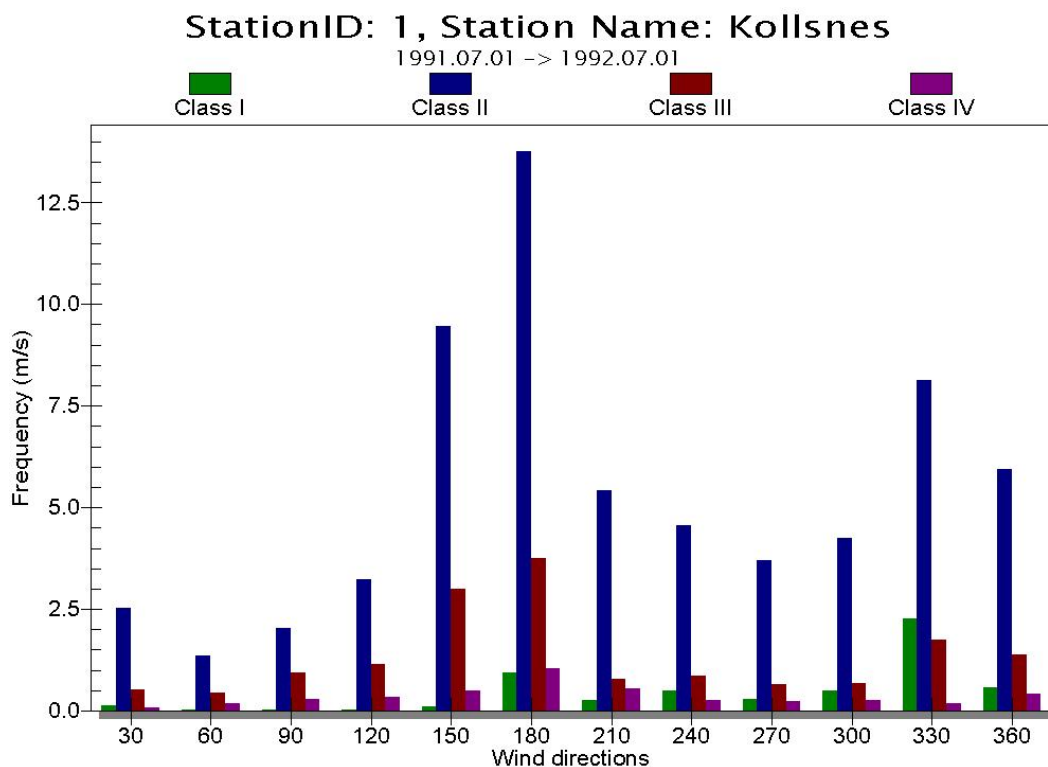
Nøytrale atmosfæriske forhold (N) forekommer ved høye og moderate vindstyrker, og oftest ved overskyet vær. Høy vindstyrke og mindre oppvarming av bakken gir god horisontal og vertikal spredning. Høye vindstyrker danner turbulens ved friksjon med bakken, slik at luftlaget vil bli godt blandet.

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. Ved sterk stabil sjiktning (inversjon) vil temperaturen øke med høyden over bakken og det blir dårlig vertikalspredning i det stabile luftlaget.

Stabilitetsfordelingen som funksjon av tid på døgnet og vindretning for hele måleperioden er vist i Figur 12 og Figur 13. På Breivik var det ustabile atmosfæriske forhold i 8,4 % av tiden, nøytrale forhold i 68,1 % av tiden, lett stabile forhold i 17,4 % av tiden og stabile forhold i 6,1 % av tiden.



Figur 12: Stabilitetsfordeling som funksjon av tid på døgnet på Breivik for hele måleperioden.



Figur 13: Atmosfærisk stabilitet som funksjon av vindretning. Class I er ustabil, Class II er nøytralt, Class III er lett stabilt og Class IV er stabilt.

4.3 Nedbør

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

Månedsvise nedbørmengde fra Rossnes er i Tabell 5 sammenlignet med normalen fra Hellisøy (1961-1975). Nedbørmengden var høyere enn normalt for måleperioden 1991-1992. Når denne måleserien blir brukt i modellkjøringene vil nitrogenavsetningen av den grunn bli noe høyere enn den vil være i gjennom en lengre periode.

Tabell 5: Nedbørmengde i millimeter på Rossnes (ved Kollsnes) og Hellisøy. Målingen er delt opp i hver årstid.

Sted og tid	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Sum
Rossnes 1991-1992 (ved Kollsnes)	320	206	567	288	1 380
Hellisøy 1961-1975	216	255	417	333	1 221

5 Utslippsmengder og utslippsbetingelser

I denne studien er det vurdert utslipp av nitrogenoksider, ammonium, svovelforbindelser og støv til luft. Det blir vurdert konsentrasjoner av NO_x/NO₂, SO₂ og PM₁₀ i luft, samt effekter av avsatt nitrogen og svovel fra utslippene til luft (henholdsvis NO_x/NH₃ og SO₂).

Følgende scenarier for den fremtidige situasjonen på Mongstad er vurdert:

- 0-alternativet (SM 2008 uten energiverk)
- Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO_x
- Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO_x
- Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad med SCR (5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃)
- Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO_x
- Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO_x
- Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad med SCR (5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃)

Disse scenariene er vurdert ut fra grunnlagsberegninger basert på følgende delscenarier for Mongstadanleggene og energiverket med ulike utslippsalternativer:

- *0-alternativet*: Forventet utslipp framskrevet til 2008 uten renseteknologi knyttet til NO_x og uten realisering av et energiverk. Utslippstallene for *0-alternativet* er basert på en forventet fremtidig reduksjon i NO_x-utslippene, og vil bety reduserte utslipp ift. det bakgrunnsbildet som er skissert i kapittel 3. Utslippene forutsetter full nedstengning av gamle kjeler, og mer reduksjon av fyring i CO- kjeler enn det som i praksis anses å være mulig å få til. Samtidig tas det ikke hensyn til eventuelle forstyrrelser i driften ved anleggene. De faktiske utslippene forventes således å ligge en del høyere enn hva som her er lagt til grunn.
- *Statoil Mongstad 2008*: Forventet utslipp framskrevet til 2008, der Mongstadanleggene tilpasses et energiverk. Dette betyr at deler av eksisterende energiproduksjonsanlegg tas ut av bruk og erstattes av energiverket.
- *Statoil Mongstad 2008 med SNCR-rensing*: Forventet utslipp framskrevet til 2008, der NO_x-utslippene fra skorstein SK4802 renses med SNCR-renseteknologi. Alternativet er i foreliggende rapport kun vurdert i kombinasjon med et energiverk. Dette scenariet gir i tillegg NH₄-utslipp til sjø som i denne sammenheng ikke er vurdert nærmere. Dette er rapportert av Gjerstad m.fl. (2005).
- *Energiverk Mongstad uten renselanlegg og 15 ppm NO_x-utslipp*
- *Energiverk Mongstad uten renselanlegg og 9 ppm NO_x-utslipp*
- *Energiverk Mongstad med SCR-rensing og 5 ppm NO_x-utslipp og 2 ppm NH₃-utslipp*

Dersom et energiverk blir realisert vil dette medføre utslippsreduksjoner i eksisterende anlegg på Mongstad, se Tabell 8.

Det har blitt beregnet konsentrasjoner i luft og avsetninger til bakken for scenariene som inneholder både utslipp fra Statoil Mongstad 2008 (med eller uten SNCR-rensing) og utslipp fra energiverket (et av tre mulige utslippsalternativ). For å beregne disse kombinerte scenariene, har Statoil Mongstad og energiverket blitt beregnet hver for seg, konsentrasjoner og avsetningsnivåer fra disse grunnlagsberegningene har så blitt summert. For konsentrasjoner i luft blir dette metodisk korrekt siden vi har antatt at all NO_x oksideres til NO_2 , da vil ikke spredningsberegningene bli påvirket av kjemiske reaksjoner og flere kilder kan summeres. Dette vil gi et overestimat, da det normalt ikke er nok ozon tilstedet for å oksydere NO til NO_2 . For å få avsatt nitrogen fra NO_x -utslippene må NO_x omdannes kjemisk til vannløselige komponenter. Når NO_x blir sluppet ut dannes NO_3^- gjennom kjemiske prosesser mellom flere komponenter, blant annet ozon, se kapittel 6.2. Tilgjengelig mengde ozon kan påvirke hvor mye NO_3^- som dannes og følgelig påvirke hvor mye nitrogen som avsettes. Under disse betingelsene vil en slik lineær summering av to delscenarier til et scenrio gi en verdi tilnærmet lik det som kunne forventes. Tilnærmelsen som oppstår som følge av lineær summering av delscenariene vil ikke gi signifikante utslag på beregnede avsetningsnivå eller vurderinger av disse. Tilnærmelsen vil også være mindre enn selve usikkerheten i beregningene. Denne metoden er derfor tilstrekkelig for å beregne avsatt nitrogen.

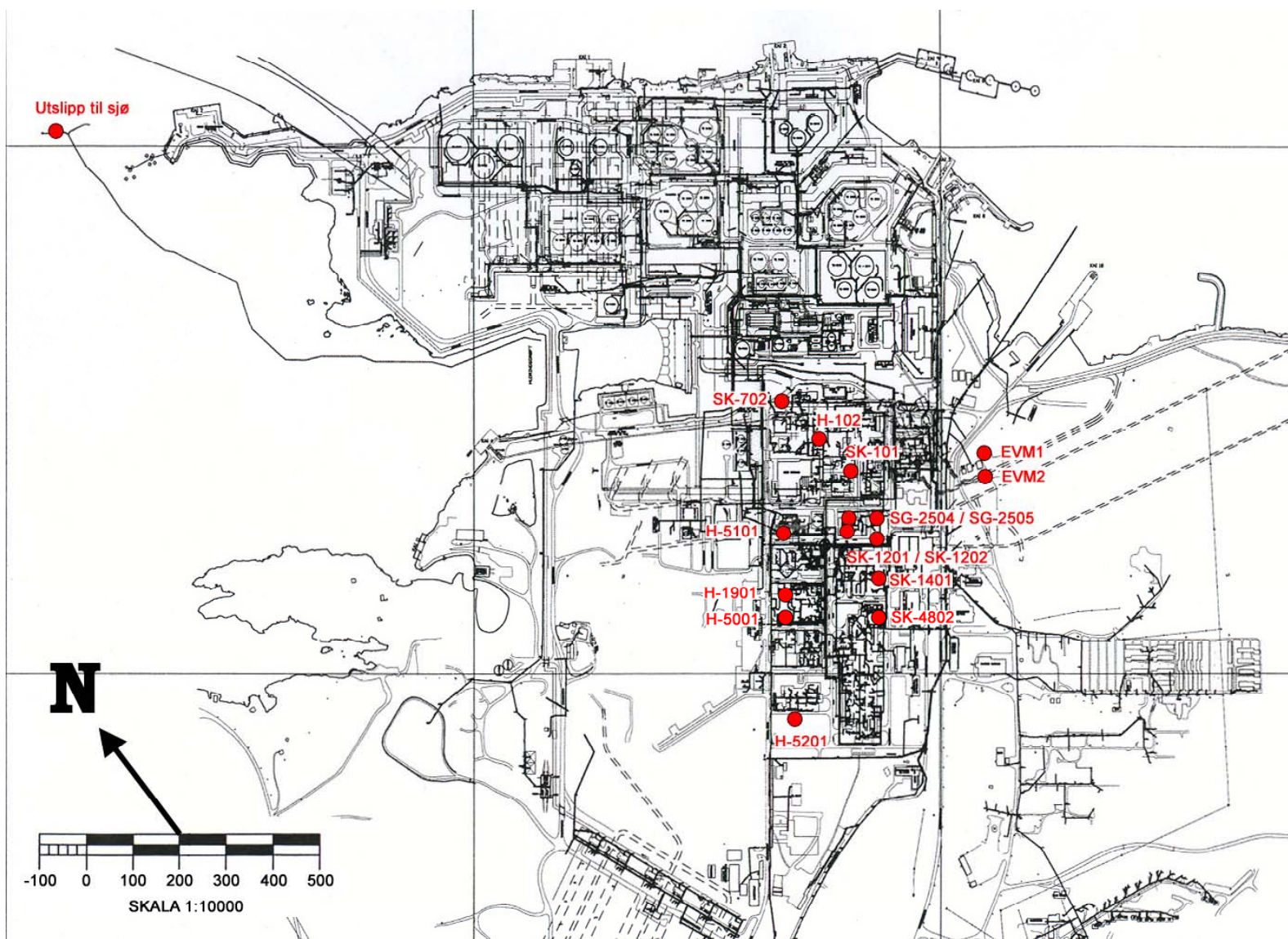
Utslippsparametere for de ulike utredningsalternativene ved etablering av energiverket er gitt i Tabell 6 og Tabell 7. Det er kun utslipp fra skorsteinen SK-101, SK-4802 og energiverket (CHP-1 og CHP-2) som har forskjellig utslippsnivå av NO_x for de forskjellige alternativene. Lokalisering av de ulike utslippspunktene er vist i Figur 14. For utslipp av NO_x er det beregnet 5 % NO_2 og 95 % NO. Utslippsmengde av NO_x er gitt som NO_2 .

Tabell 6: Utslipp til luft fra Mongstadanleggene.

Skorstein ID	0-alternativet Utslipp NO _x , uten rensing, tonn/år	Statoil Mongstad 2008 med energiverk Utslipp NO _x , tonn/år	Statoil Mongstad 2008 Utslipp NO _x , med SNCR- rensing samt energiverk, tonn/år	SO ₂ , 2004 tonn/år	SO ₂ , 2008 tonn/år	PM ₁₀ , alle utslipps- alternativ tonn/år
SK-4802	840	840	491 - 540	384	384	60
SK-101	355	107	107	330	328	-
H-102	21,7	21,7	21,7	0,29	0,0	-
H-1201	12,1	12,1	12,1	0,12	0,12	-
H-1202	6,39	6,39	6,39	0,08	0,08	-
SK-1401	122	122	122	2,33	2,33	-
H-1901	2,72	2,72	2,72	0,04	0,04	-
H-5001	12,6	12,6	12,6	0,20	0,20	-
H-5101	4,27	4,27	4,27	0,10	0,10	-
H-5201	9,72	9,72	9,72	0,28	0,28	-
SK-702	107	107	107	57,1	57,1	13
SG-2504	21,3	21,3	21,3	0,06	0,06	-
SG-2505	21,3	21,3	21,3	0,06	0,06	-
Sum	1536	1288	939-988	775	772	73
EvM-1	-	Se Tabell 7	Se Tabell 7	-	Se Tabell 7	-
EvM -2	-	Se Tabell 7	Se Tabell 7	-	Se Tabell 7	-

Tabell 7: Utslipp til luft fra et eventuelt energiverk på Mongstad.

Skorstein ID	Utslipp uten rensing, 15 ppm NO _x tonn/år	Utslipp uten rensing, 9 ppm NO _x tonn/år	Utslipp med SCR-rensing, 5 ppm NO _x og 2 ppm NH ₃		SO ₂ , alle utslippsalternativ tonn/år
			tonn NO _x /år	tonn NH ₃ /år	
EvM-1	304	183	102	15	3,1
EvM -2	304	183	102	15	3,1
Sum	608	366	204	30	6,2



Figur 14: Aktuelle utslippspunkt ved Mongstadanleggene.

6 Spredningsberegninger

6.1 Konsentrasjoner i luft

Det har blitt utført spredningsberegninger for å kartlegge konsentrasjoner i luft av nitrogenoksider, svovelforbindelser og støv. Konsentrasjoner er blitt beregnet med spredningsmodellen EPISODE som er inkludert i NILUs luftkvalitetssystem, AirQUIS. EPISODE er en gaussisk spredningsmodell som beregner konsentrasjoner i luft som funksjon av avstand fra kilden for en rekke meteorologiske situasjoner. Modellen summerer utslipp fra flere utslippspunkt og beregner konsentrasjoner over ønskede middlingstider. AirQUIS er kjørt for et år, (1. juli 1991 til 1. juli 1992). Det er beregnet maksimal timesmiddel og maksimal døgnmiddel for dette året samt årsmiddelkonsentrasjon. Tabell 8 gir en oversikt over hvilke komponenter som er beregnet og over hvilke middlingstider.

Tabell 8: Utførte beregninger for kombinasjoner av komponenter og middlingstider.

Komponent	Maksimal timemiddel	Maksimal døgnmiddel	Årsmiddelkonsentrasjon
NO _x /NO ₂	x		x
SO ₂	x	x	x
PM ₁₀		x	x

Det er beregnet konsentrasjoner både for Mongstadanleggene og for et eventuelt energiverk for de scenariene som er gitt i kapittel 5. For energiverket er det tatt utgangspunkt i en skorsteinshøyde på 40 meter. Det er gjort modellberegninger med alternativer skorsteinshøyder for å kunne gi minste anbefalte skorsteinshøyde.

Figur 15-Figur 20 viser kart over Mongstadanleggene, hentet ut fra AirQUIS. Utslippspunktene, skorsteinene, er markert med gule trekantede mens forurensing er markert med oransje isolinjer.

6.1.1 Konsentrasjoner av nitrogenoksider i luft

Konsentrasjoner av NO_x som følge av utslipp fra Statoil Mongstad er lave. Bakgrunnsnivå av ozon er tilstrekkelig for at all NO_x kan bli omdannet til NO₂. Spredningsberegningene er basert på NO_x-utslipp, men de er gyldige for både NO_x og NO₂. Figur 15 viser isokonsentrasjonslinjer for maksimal timekonsentrasjon i beregningsperioden for 0-alternativet, uavhengig av når den forekommer. Den spesifikke timen for når maksimalverdien inntreffer er oftest en ulik time for hvert spesifikt sted. De øvrige alternativene vil ha et tilsvarende fordelingsmønster, men med ulike maksimalverdi. En oppsummering av konsentrasjonsberegningene er gitt i Tabell 9. Beregningene viser at ingen grenseverdier eller anbefalte luftkvalitetskriterier blir overskredet.

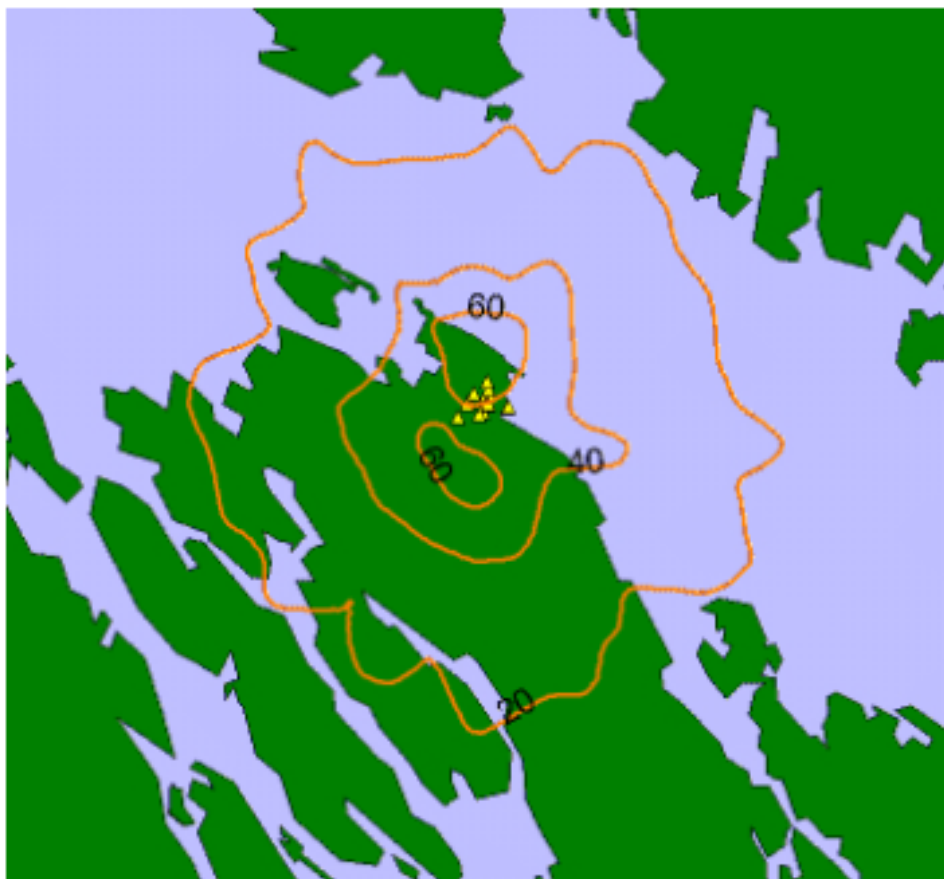
Resultatene viser at timemiddel av NO₂ ligger under 100 µg/m³ for alle alternativer. Dette er kravet for luftkvalitetskriteriet satt av SFT, se Tabell 1. Den kombinasjonen som gir høyest konsentrasjon av NO₂ er Statoil Mongstad 2008 (SM 2008) med energiverk som slipper ut 15 ppm NO_x. Dette scenariet gir en maksimal timemiddelkonsentrasjon av NO_x på 85 µg/m³. Årsmiddelkravet for

luftkvalitetskriteriet er på $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, alle scenarier i Tabell 9 ligger under 31 % av SFTs anbefalte luftkvalitetskriteriet.

EUs grenseverdi for maksimal timemiddel av NO_2 er $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med inntil 18 tillatte overskridelser per år, denne grensen skal gjelde fra 2010. Sammenlignet med denne grenseverdien viser modellberegningene at 19. høyeste timesverdi er $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for scenariet med høyest utslipp (Statoil Mongstad 2008 med energiverk som slipper ut 15 ppm NO_x).

Tabell 9: Årsmiddelkonsentrasjon og Maksimal timemiddelkonsentrasjon av NO_2 ved Mongstad.

Selvstendig scenario	Maksimal timemiddel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	19. høyeste timemiddel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Maksimalt årsmiddel $\mu\text{g}/\text{m}^3$
0-alternativ	69	46	9,4
Kombinererte scenarier	—————	—————	—————
SM 2008 + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO_x	85	55	9,3
SM 2008 + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO_x	77	48	8,7
SM 2008 + Energiverk Mongstad med SCR (5 ppm NO_x)	72	44	8,4
SM 2008 (SNCR)+ Energiverk Mongstad, 15 ppm NO_x	74	51	7,6
SM 2008 (SNCR)+ Energiverk Mongstad, 9 ppm NO_x	66	44	7,0
SM 2008 (SNCR)+ Energiverk Mongstad med SCR (5 ppm NO_x)	61	40	6,7



Figur 15: Isolinjekart for en eksempelsituasjon som viser timemiddelkonsentrasjon av NO_x/NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for 0-alternativet. Figuren viser den beregnede maksimale timeverdien for hele beregningsperioden for NO_x/NO_2 uavhengig av når den forekommer.

6.1.2 Konsentrasjoner av svoveldioksid i luft

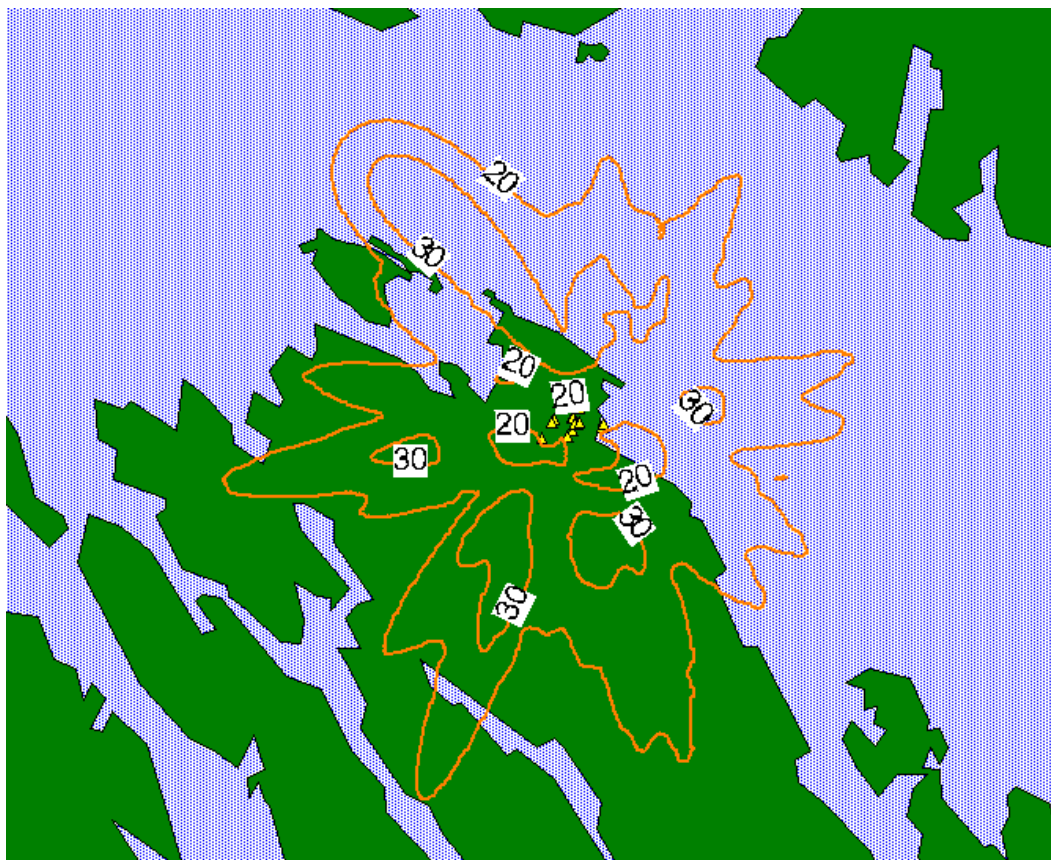
For utslipp av SO_2 er det ingen signifikant forskjell mellom de ulike utslippsscenarioene. Resultatene som er presentert i Figur 16, Figur 17 og Figur 18 viser SO_2 -konsentrasjoner for utslipp fra Mongstadanleggene uten energiverk. Tabell 10 viser en oppsummering av resultatene.

Luftkvalitetskriteriet for SO_2 er satt til en døgnmiddelkonsentrasjon på $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabell 1). Maksimal døgnmiddelkonsentrasjon av SO_2 for Mongstadanleggene med energiverk er $17,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

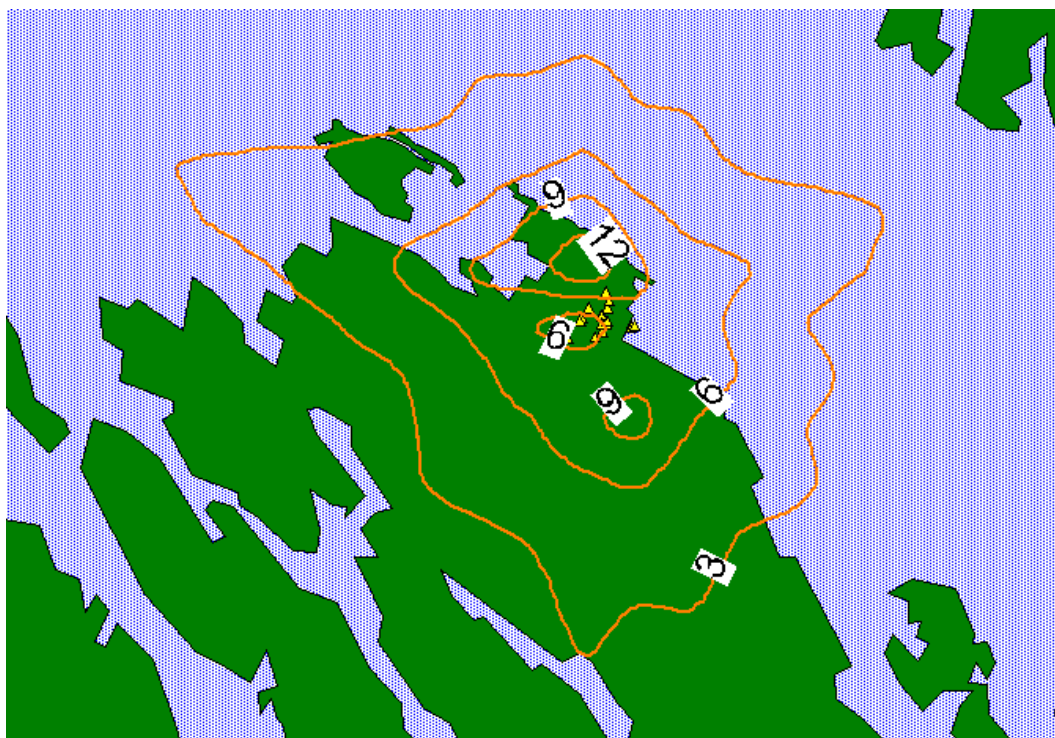
EUs grenseverdi for døgnmiddel av SO_2 er $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med inntil 3 tillatte overskridelser. Sammenlignet med denne grenseverdien viser modellberegningene at 4. høyeste døgnverdi er $16,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tilsvarende er EUs grenseverdi for timemiddel av SO_2 er $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med inntil 24 tillatte overskridelser. Modellberegningene viser at 25. høyeste timeverdi er $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabell 10: Maksimal timemiddelkonsentrasjon, maksimal døgnmiddelkonsentrasjon og årsmiddelkonsentrasjon av SO_2 for utslipp til luft fra Mongstadanleggene med energiverket.

Utslipp	Maksimal timemiddel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Maksimal døgnmiddel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Årsmiddel $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Mongstad-anleggene med energiverk	38,8	17,6	3,7



Figur 16: Maksimal timemiddelkonsentrasjon av SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), for utslipp fra Mongstadanleggene. Dette gjelder for alle utredningsalternativer. Figuren viser den beregnede maksimale timeverdien uavhengig av når den forekommer.



Figur 17: Maksimal døgnmiddelkonsentrasjon av SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), for utslipp fra Mongstadanleggene. Dette gjelder for alle utredningsalternativer. Figuren viser den beregnede maksimale døgnerverdien uavhengig av når den forekommer.



Figur 18: Årsmiddelkonsentrasjon av SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), for utslipp fra Mongstadanleggene. Dette gjelder for alle utredningsalternativer

6.1.3 Konsentrasjoner av partikler mindre enn $10\ \mu\text{m}$ i luft (PM_{10})

For utslipp av PM_{10} er det ingen forskjell mellom de ulike utslippsscenarioene. Det er ingen utslipp av PM_{10} fra et eventuelt energiverk. Resultatene som er presentert i Figur 19 og Figur 20 er gyldige for alle scenarier. Det viser en maksimal døgnmiddel-konsentrasjon på $2,6\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ og årsmiddelkonsentrasjon er på $0,48\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ inne på anleggsområdet. Dette er lavt sammenlignet med luftkvalitetskriteriet der grensen er satt til $35\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ som døgnmiddel (Tabell 1). EUs grenseverdi for døgnmiddel av PM_{10} er $50\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ med inntil 35 tillatte overskridelser. I 2010 blir tillatte overskridelser redusert til 7. Sammenlignet med disse grenseverdiene viser modellberegningene at 36. høyeste døgnverdi er $1,1\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ og 8. høyeste døgnverdi er $1,5\ \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 19: Maksimal døgnmiddelkonsentrasjon av PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), for utslipp fra Mongstadanleggene. Dette gjelder for alle utredningsalternativer. Figuren viser den beregnede maksimale døgnverdien uavhengig av når den forekommer.



Figur 20: Årsmiddelkonsentrasjon av PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), for utslipp fra Mongstad-anleggene. Dette gjelder for alle utredningsalternativer.

6.1.4 Vurdering av skorsteinshøyde for et eventuelt energiverk

For bygging av et fremtidig energiverk på Mongstad blir det vurdert minste anbefalte skorsteinshøyde. NILUs gaussiske spredningsmodell, CONCX (Bøhler 87), blir benyttet til å beregne konsentrasjoner og bygningsturbulens ved forskjellige skorsteinshøyder.

Kriteriet for å vurdere minste anbefalte skorsteinshøyde er at røykfanen ikke blir påvirket av bygningsturbulens. Dersom røykfanen blir påvirket av bygningsturbulens, vil det føre til at den kan trekkes raskere ned mot bakken og det kan oppstå høye konsentrasjoner og overskridelser av grenseverdier på bakkenivå nær utslippspunktet.

Gitt en bygningshøyde på 20 meter, viser beregningene at en skorsteinshøyde på 30 meter vil føre til at røykfanen blir fanget og det oppstår veldig høye bakkekonsentrasjoner. For en skorsteinshøyde på 40 meter vil ikke fanen bli fanget, men ved høye vindhastigheter (12 m/s) kan fanen bli noe påvirket. Under slike forhold vil likevel den høye vindhastigheten gi gode spredningsforhold som tynner ut utslippet. Spredningsberegningene viser at det ikke oppstår overskridelser ved slike betingelser. For en skorsteinshøyde på 60 meter vil ikke røykfanen bli påvirket under noen meteorologiske situasjoner.

Dersom bygningshøyde er på 25 meter, må skorsteinen være 45 meter for å unngå at røykfanen blir fanget og 70 meter for å at røykfanen ikke skal bli påvirket under noen meteorologiske situasjoner.

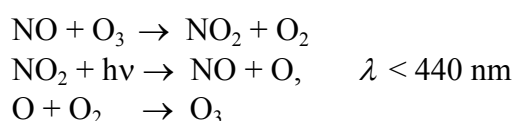
NILU anbefaler at et evt. fremtidig energiverk bygges slik at bygningsturbulens virkning på røykfanen ikke fører til konsekvenser for bakkekonsentrasjonen. Med en bygningshøyde på 20 meter er minste anbefalte skorsteinshøyde 40 meter.

I beregningene for energiverk Mongstad i kapittel 6.1.1-6.1.3 er det lagt inn en skorsteinshøyde på 40 meter, men her er det også antatt at det ikke oppstår bygningsturbulens som påvirker spredning av utslippet.

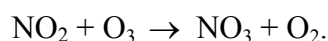
6.2 Nitrogenavsetning

Det har blitt utført spredningsberegninger for å kartlegge bidrag til våtavsetning av nitrogen fra Mongstadanleggene ved de forskjellige utslippsalternativene. Våtavsetningen er beregnet med en trajektoriemodell (INPUFF) som regner utslipp, kjemiske reaksjoner og avsetning fra time til time. Modellen tar hensyn til nedbør og nedbørintensitet.

NO_x er ikke løselig i vann og vil derfor ikke avsettes ved nedbør. For å få avsatt nitrogen fra NO_x-utslippene må NO_x omdannes kjemisk til vannløselige komponenter. Når NO_x blir sluppet ut dannes NO₃⁻ gjennom kjemiske prosesser mellom flere komponenter og sollys. De viktigste reaksjonene er:



Disse tre prosessene gir likevekt mellom NO, NO₂ og O₃. Målte månedsmiddelkonsentrasjoner av ozon ved Kollsnes er 50-80 µg/m³ (25-40 ppb). Nitrat dannes hovedsakelig av følgende reaksjon:



Denne reaksjonen er aktiv i mørket. Hvor effektive de kjemiske reaksjonene er, avhenger blant annet av konsentrasjonen i røykfanen. Hvis det er dårlig spredning skjer reaksjonene raskere.

Når det ikke er nedbør blir ikke nitrat avsatt. Når det er nedbør er avsetningen av tilgjengelig nitrat proporsjonal med nedbørmengden opp til to millimeter nedbør per time. Ved nedbør på- eller over to millimeter per time blir all tilgjengelig nitrat avsatt.

Området som det skal beregnes nitrogenavsetning for deles opp i et grid (rutenett). I disse beregningene er det valgt en størrelse på 10 km x 10 km for hver gridrute. Modellen simulerer utslipp av NO_x sekundvis i hele simuleringsperioden. Hvert sekund slippes et puff som inneholder gitt mengde NO_x. Ved nedbør vil NO₃ vaskes ut fra hvert enkelt puff og avsettes. Når puffene

transporteres utenfor modellområdet som er bestemt av gridet forsvinner denne massen ut av beregningene.

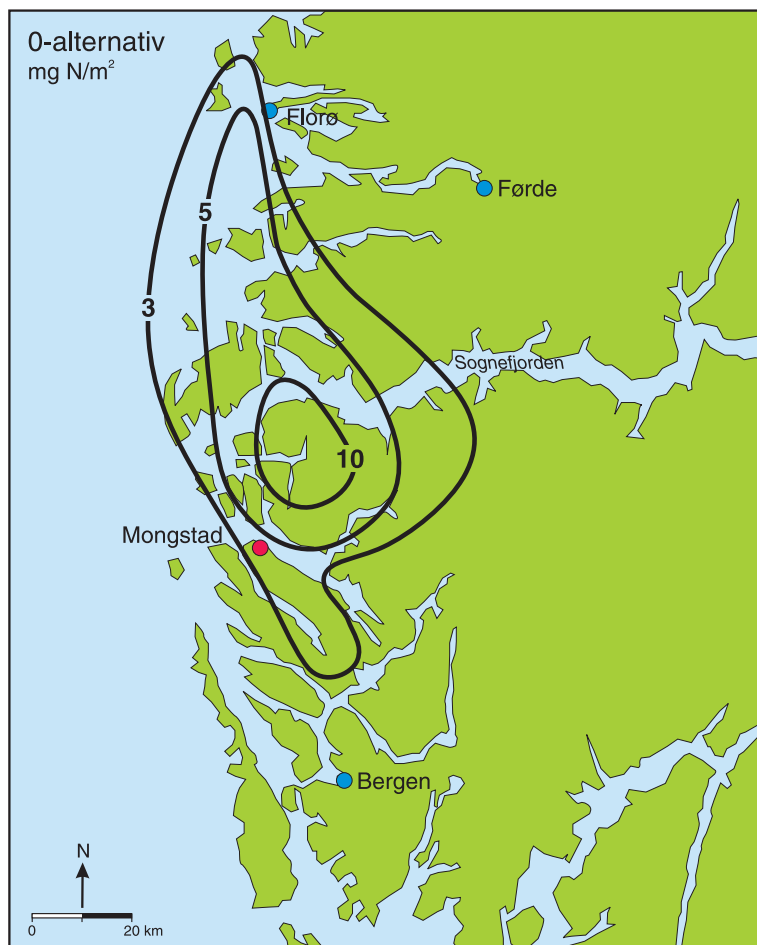
Avsetningen fra utslipp ved Mongstadanleggene er beregnet fra time til time for perioden 1. juli 1991 til 30. juni 1992. Det er beregnet for timer der data for meteorologi, spredningsparametere og nedbør er tilgjengelig. Disse dataene utgjør 7802 timer.

For Statoil Mongstad 2008 (SNCR) er det lagt til grunn et årlig utslipp til luft, fra SK-4802, på 491 tonn NO_x (se kapittel 5). Dersom utslipp fra SK-4802 øker til 540 tonn NO_x per år, grunnet lavere NH_4 -utslipp til sjø, så vil dette øke det totale NO_x -utslippet fra Statoil Mongstad med ca 6%. En skalering av modellberegningen viser at maksimal nitrogenavsetning, for alternativene med Statoil Mongstad 2008 (SNCR) da vil øke med $0,5 \text{ mg N/m}^2$ per. Denne justeringen gir ingen signifikant endring for nitrogenavsetningen. Konklusjonene for virkninger på natur og overflatevann er derfor gyldige også for denne justeringen.

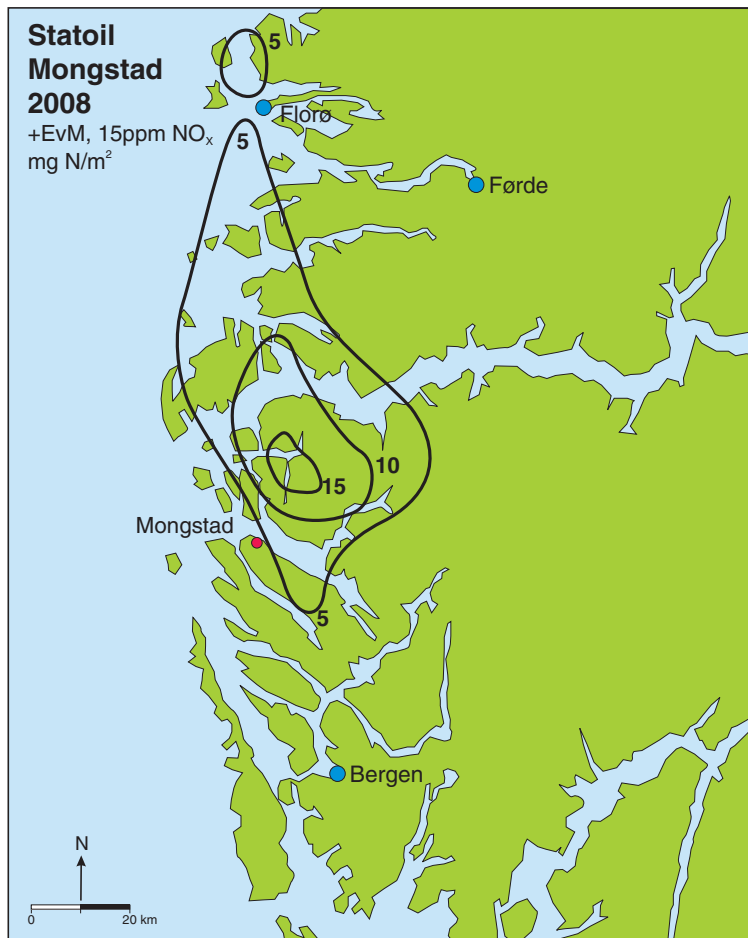
Figur 21-Figur 27 viser avsetningsnivå av nitrogen (N) for henholdsvis 0-alternativet og de seks scenariene for Statoil Mongstad med et energiverk i 2008. Spredningsberegningene viser at 0-alternativet gir maksimal nitrogenavsetning over $10 \times 10 \text{ km}^2$ på $13,9 \text{ mg N/m}^2$ per år. Maksimal avsetningsnivå for de andre alternativene er vist i Tabell 11. Energiverk Mongstad med SCR ($5 \text{ ppm NO}_x + 2 \text{ ppm NH}_3$) gir isolert en maksimal avsetning på $2,4 \text{ mg N/m}^2$ per år. Bidraget fra NO_x -utslippet (5 ppm) gir maksimal avsetning på $1,9 \text{ mg N/m}^2$ per år, mens bidraget fra NH_3 -utslippet (2 ppm) gir maksimal avsetning på $0,9 \text{ mg N/m}^2$ per år. På grunn av ulik atmosfærekjemi vil disse komponentene ha ulik geografisk avsetning, slik at maksimal gjennomsnittlig avsetning over $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ er $2,4 \text{ mg N/m}^2$ per år.) Konsekvenser av nitrogenavsetning er diskutert i kapittel 8 og 9.

Tabell 11: Maksimal nitrogenavsetning for de ulike scenariene for Statoil mongstad med et eventuelt energiverk.

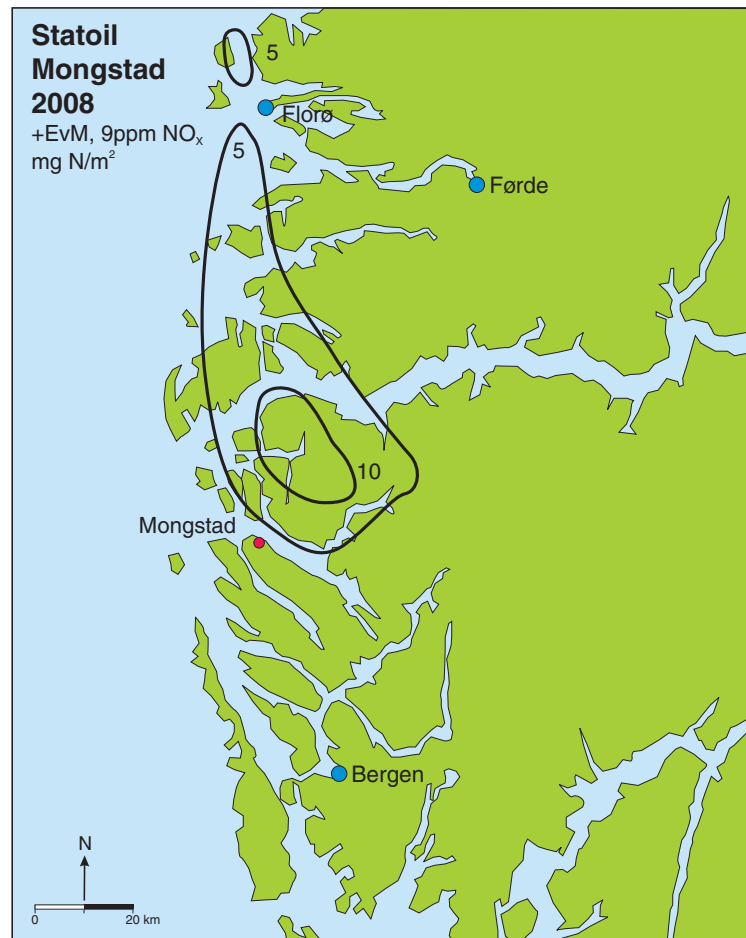
Scenario	Total utslipp av NO _x (tonn/år)	Total utslipp av NH ₃ (tonn/år)	Maksimal N-avsetning over 10 x 10 km ² (mg N/m ² /år)
0-alternativ	1536		13,9
Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO _x	1896		16,5
Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO _x	1654		14,5
Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad med SCR (5 ppm NO _x og 2 ppm NH ₃)	1492	30	13,5
Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO _x	1547		13,6
Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO _x	1305		11,6
Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad med SCR (5 ppm NO _x + 2 ppm NH ₃)	1143	30	10,6



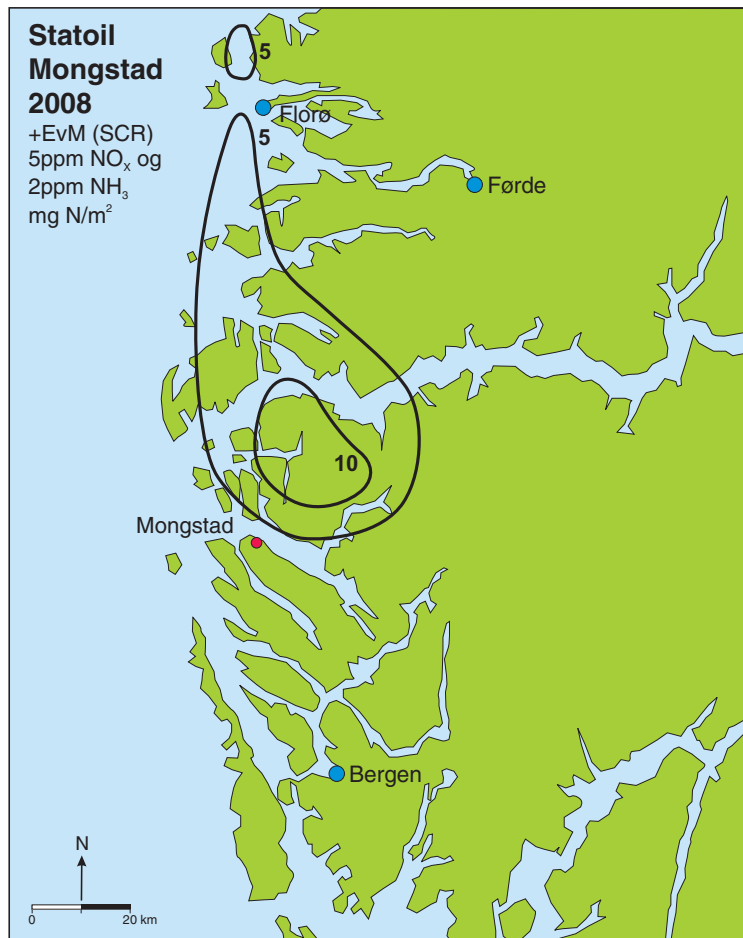
Figur 21: Nitrogenavsetning for 0-alternativet ved Mongstad (mg N/m² per år). Maksimal gjennomsnittlig avsetning over 10 km x 10 km er 13,9 mg N/m² per år.



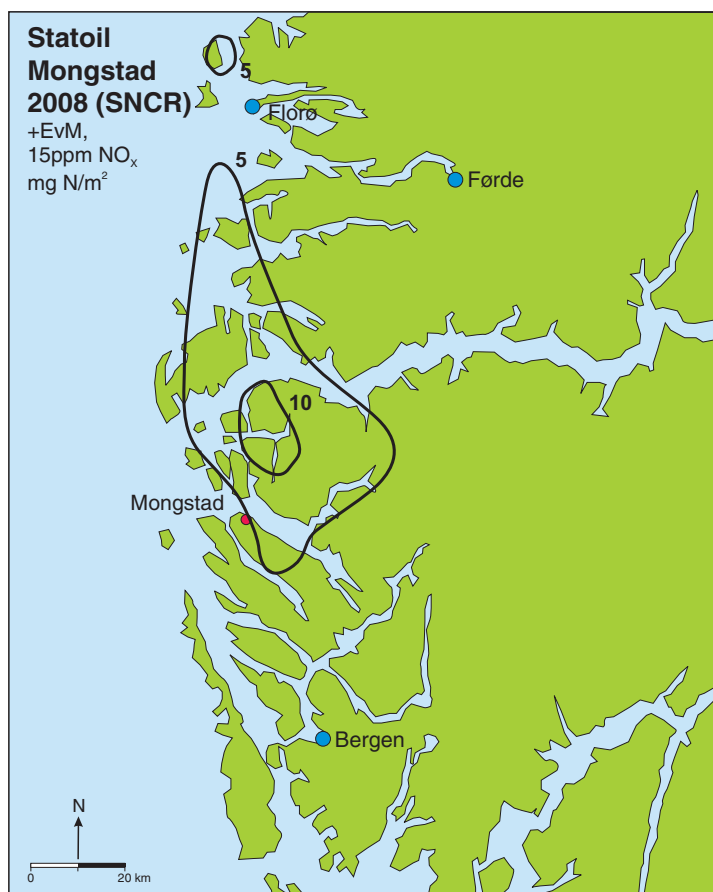
Figur 22: Nitrogenavsetning for Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO_x (mg N/m² per år). Maksimal gjennomsnittlig avsetning over 10 km x 10 km er 16,5 mg N/m² per år.



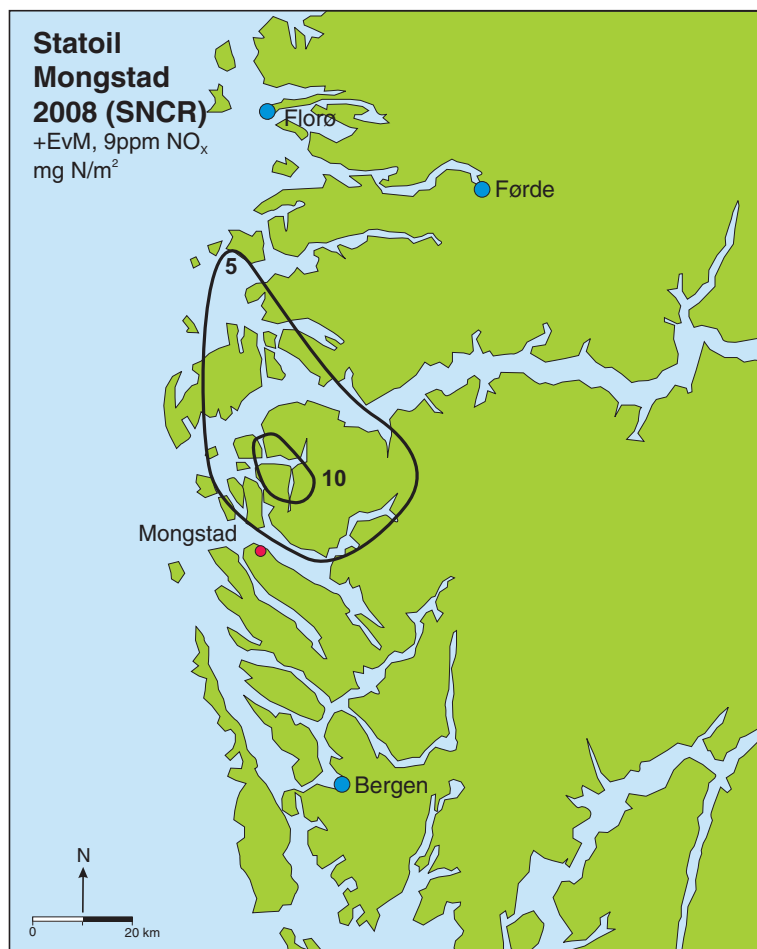
Figur 23: Nitrogenavsetning for Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO_x (mg N/m² per år). Maksimal gjennomsnittlig avsetning over 10 km x 10 km er 14,5 mg N/m² per år.



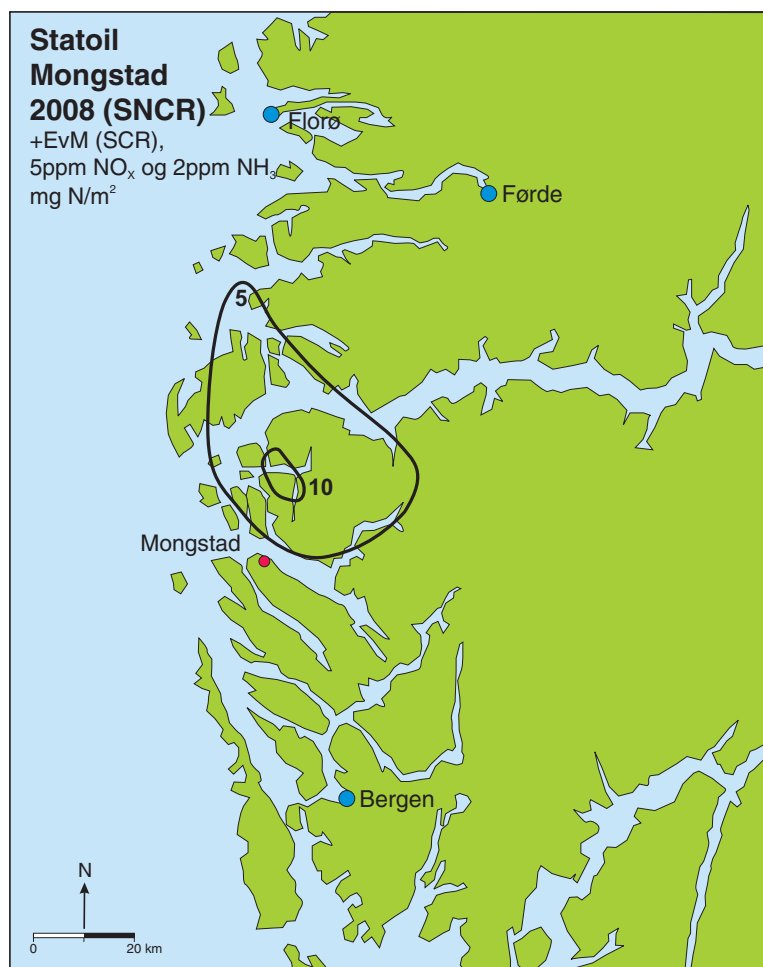
Figur 24: Nitrogenavsetning for Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad med SCR (5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃) (mg N/m² per år). Maksimal gjennomsnittlig avsetning over 10 km x 10 km er 13,5 mg N/m² per år.



Figur 25: Nitrogenavsetning for Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO_x (mg N/m² per år). Maksimal gjennomsnittlig avsetning over 10 km x 10 km er 13,6 mg N/m² per år.



Figur 26: Nitrogenavsetning for Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO_x (mg N/m² per år). Maksimal gjennomsnittlig avsetning over 10 km x 10 km er 11,6 mg N/m² per år.



Figur 27: Nitrogenavsetning for Statoil Mongstad 2008 (SNCR) Energiverk Mongstad med SCR (5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃) (mg N/m² per år). Maksimal gjennomsnittlig avsetning over 10 km x 10 km er 10,6 mg N/m² per år.

6.3 Svovelavsetning

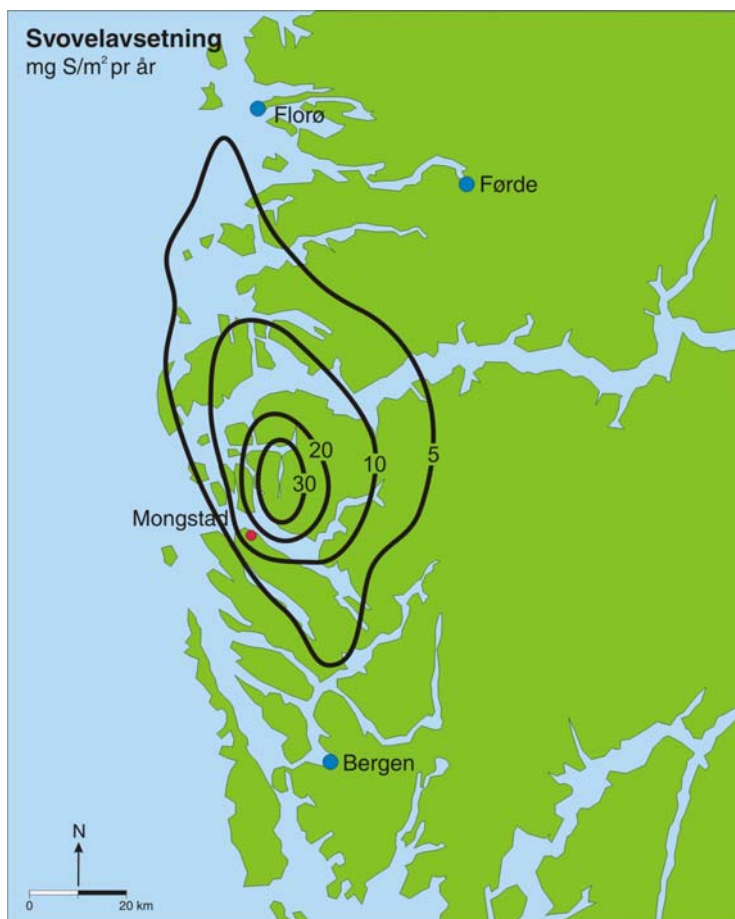
Det har blitt utført spredningsberegninger for å kartlegge bidrag til våtavsetning av svovel fra Mongstadanleggene. De forskjellige utslippsalternativene har bare en marginal forskjell i utslippsnivå av SO₂, disse forskjellene er så små at de ikke gir signifikante forskjeller i resultatene. Det blir derfor vurdert ett alternativ for svovelavsetning. Det er laget en ny modell for å beregning av svovelavsetning. Denne modellen har utgangspunkt i INPUFF som ble benyttet for nitrogenavsetning. Endringene i forhold til INPUFF ligger i kjemirutinen og avsetningshastighet. Våtavsetningen er beregnet med en trajektoriemodell som regner utslipp, kjemiske reaksjoner og avsetning fra time til time. Modellen tar hensyn til nedbør og nedbørintensitet.

I modellen avsettes det lite SO₂ med nedbør. Uten skyer skjer oksidasjon av SO₂ i gassfase til sulfat via OH. Denne reaksjonen har en tidsskala på ca 5 døgn. Med vanndråper til stede øker oksidasjonshastigheten mye. I dråpene vil SO₂ finnes som enten H₂SO₄, HSO₃⁻ eller SO₃⁼ og fordelingen er bestemt av pH-verdien. Ved typiske pH-verdier i atmosfæren vil det aller meste være i form av HSO₃⁻.

I væskefase oksideres firverdige svovel til sulfat via tre reaksjonsveier: Via H_2O_2 , O_3 og katalysert via oppløste metallioner som f.eks. jern. Under vanlige atmosfæriske betingelser er H_2O_2 oksidasjon den raskeste, men hastigheten på O_3 -reaksjonen øker sterkt med økende pH-verdier, og ved uvanlig høye pH-verdier kan dermed O_3 -reaksjon bli den begrensende

Oksidasjon via H_2O_2 er tilnærmet uavhengig av pH opp til en pH på ca 5, og skjer så raskt i dråpene at med vanlige antagelser for skyvanninnhold og gasskonsentrasjoner, betyr det en levetid for SO_2 i gassfasen på 10-60 minutt. Disse tidsskalaene er gjort uten hensyn til eventuell massetransport begrensninger, det vil si tidsskalaen for diffusjon fra gassfase inn i dråpene. En gjennomgang av ligninger og algoritme er beskrevet i Vedlegg C.

Beregnet svovelavsetning fra spredningsberegningene med INPUFF- SO_2 er vist i Figur 28. Beregningene viser at maksimal S-avsetning over $10 \times 10 \text{ km}^2$ er $40,5 \text{ mg S/m}^2$ per år. Resultatene viser også at svovelavsetning over 30 mg S/m^2 per år dekker et område på 200 km^2 , svovelavsetning over 10 mg S/m^2 per år dekker et område på 1000 km^2 og svovelavsetning over 5 mg S/m^2 per år dekker et område på 3000 km^2 . Virkninger av svovelavsetning er drøftet i kapittel 8.



Figur 28: Figuren viser beregnet svovelavsetning (mg S/m^2 per år) som konsekvens av utslipp til luft fra Mongstadanleggene. Dette avsetningskartet gjelder for alle utslippsalternativ både med og uten energiverk.

7 Vurdering av ozonproduksjon

Bidraget fra utslipp av NO_x og VOC fra petroleumsvirksomheten offshore for dannelsen av bakkenært ozon har tidligere blitt vurdert i flere tidligere studier, f.eks. i regional konsekvensutredning for Nordsjøen (Solberg m.fl., 1999). Konklusjonen fra disse studiene er at bidragene fra utslippene i Nordsjøen er små sammenlignet med den regionale, storskala fordelingen av ozon. Ozon er en sekundær forurensningskomponent, dvs. at den ikke slippes ut direkte, men dannes gjennom fotokjemiske reaksjoner mellom nitrogenoksider (NO_x) og organiske forbindelser (VOC). For norske forhold er den regionale bakgrunnen helt dominerende, mens egne utslipp (fra sokkelen eller land) bare vil gi et lite bidrag på toppen av denne bakgrunnen.

Ut fra kunnskapen fra de tidligere vurderingene samt fra pågående modellberegninger av såkalte "Environmental Impact Factors" (EIF) for STATOIL vil bidraget fra én enkelt punktkilde av størrelsen 1600 tonn NO_x/år ved Mongstad bare gi helt marginale endringer i ozonbelastningen i Sør-Norge. Basert på modellberegninger kan man anslå at den maksimale effekten for 6-måneders AOT40 vil være av størrelsesorden 100 ppb-timer. AOT40 er den tidsintegrerte summen av ozon over 40 ppb. 6-månedersverdien (april-september) brukes for vurderinger av skogskader og har en grenseverdi på 10 000 ppb-timer. På bakgrunnsstasjoner i Sør-Norge varierer måleverdiene mye fra år til år, men er normalt omkring 3000-8000 ppb-timer.

Selv om bidraget fra en enkelt punktkilde isolert sett er marginalt, er det likevel slik at ozonbelastningen er bidraget fra summen av et stort antall slike enkeltkilder (som hver for seg har liten betydning). AOT40 er dessuten bare en av flere ulike grenseverdier for ozon, og andre grenseverdier satt av Statens Forurensningstilsyn (SFT) og verdens helseorganisasjon (WHO) overskrides hyppig i Sør-Norge fordi grenseverdiene er nær bakgrunnsnivået i atmosfæren (Aas et al., 2005). Eventuelle tilleggsbidrag fra enkeltkilder vil komme på toppen av denne bakgrunnen og dermed kan hele tillegget være over disse grenseverdiene. I tillegg viser nyere forskning at det antagelig ikke finnes en nedre grense for skadelige effekter fra ozoneksponering, slik at selv eksponering for lave konsentrasjoner av ozon kan gi målbare helseskader i en befolkning.

8 Forsuringsbidrag til overflatevann under ulike utslippsalternativ

8.1 0-alternativet

Dagens totale tilførsler av nitrogen ligger på 800-1400 mg N/m² per år (Hole og Tørseth 2002). Bidraget fra Mongstadanleggene (0-alternativet) er under 14 mg N/m² per år. Dagens tilførsler av svovel (basert på målinger for perioden 1997-2001) ligger på 450-750 mg S/m² per år (Hole og Tørseth 2002). Bidraget fra Mongstadanleggene er opptil 40 mg S/m² per år. Maksimalsonen utgjør om lag 100 km² og dekker det meste av Gulen kommune og vestlig del av Masfjorden kommune. I maksimalsonen utgjør nitrogenavsetning fra Mongstadanleggene omtrent 2 % av total årlige nitrogenavsetning i området. For svovelavsetning bidrar anleggene med inntil 5,7 %. For hoveddelen av influensområdet er bidraget

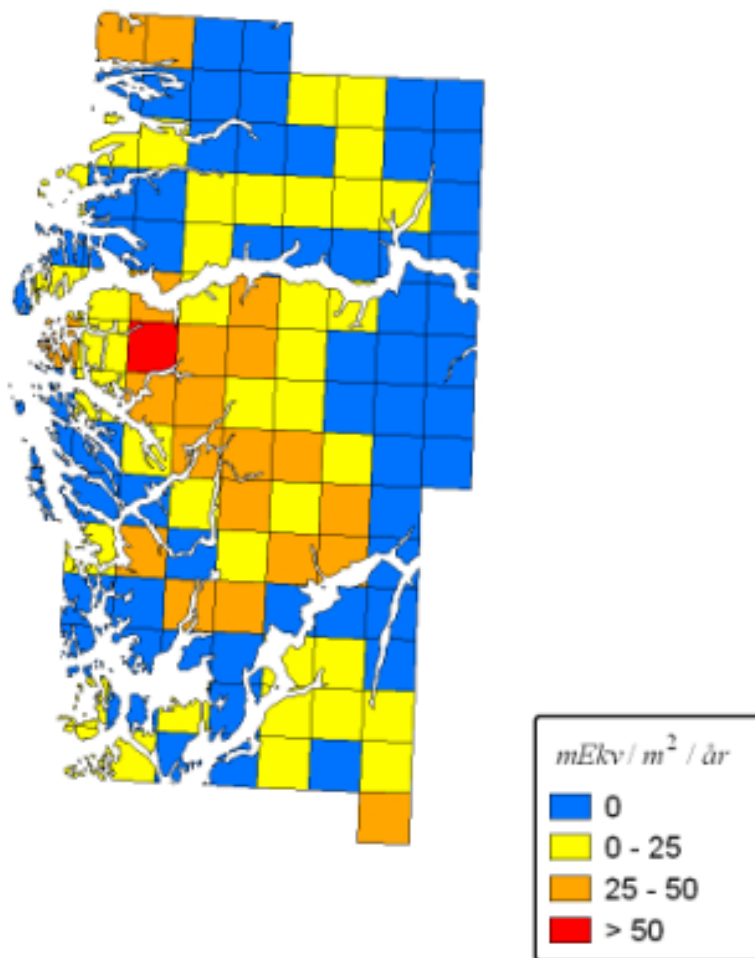
av både nitrogen og svovel mindre enn dette. Statoil opplyser at NO_x utslipp i 2004 var på ca. 1 700 tonn per år, *0-alternativet* som er lagt til grunn i beregningene er ca 200 tonn lavere enn dette.

I beregninger for konsekvensutredninger av potensielt forurensede utslipp er det vanlig å anta at all nitrogenavsetning utover bakgrunnen bidrar til forsurening. Det vil si at vi antar at nitrogenlekkasjen fra de ekstra utslippene er 100 %, et 'worst case' scenario. I tilfeller hvor effekter av utslippsreduksjoner vurderes, bruker vi det samme prinsippet slik at 100 % av reduksjonen i nitrogenavsetning antas å komme vannkvaliteten til gode.

Vi har brukt beregnet avsetning av svovel og nitrogenforbindelser for perioden 1997-2001 (Hole og Tørseth 2002) til å regne ut overskridelser av tålegrenser for overflatevann under *0-alternativet* (utslipp fra Mongstad uten rensing av NO_x -utslipp). Den beregnede avsetningen er basert på målinger av luftkvalitet som også påvirkes av lokale utslipp, deriblant fra Mongstad. Utslippene fra Mongstad har blitt redusert noe siden 2001, og det er mulig at den faktiske deponisjonen per i dag er noe lavere. Det er ikke tatt hensyn til potensielle framtidige endringer i avsetningen av svovel og nitrogen fram til 2008. Ved gjennomføring av Göteborgprotokollen kan det forventes noe reduksjon i avsetning av både svovel og nitrogen. Metoden som er benyttet for beregning av overskridelser av tålegrenser for overflatevann ved dagens avsetning betrakter kun den delen av nitrogenavsetningen som lekker ut som nitrat i dag (SSWC modellen). Eventuell framtidig økt nitrogenlekkasje fra dagens avsetning er ikke vurdert.

I en stor del av influensområdet er tålegrensen for overflatevann overskredet ved dagens deponisjon, med inntil ca. 50 mEkv/m²/år (Figur 29). Det vil si at området mottar mer forsurende komponenter (svovel + nitrogen) enn det som kan nøytraliseres i nedbørfeltene slik at overflatevannet blir forsuret.

Overskridelse - 0 alternativet



Figur 29: Overskridelsene av tålegrenser for overflatevann under 0-alternativet.

8.2 2008-scenarier, Statoil Mongstad med energiverk

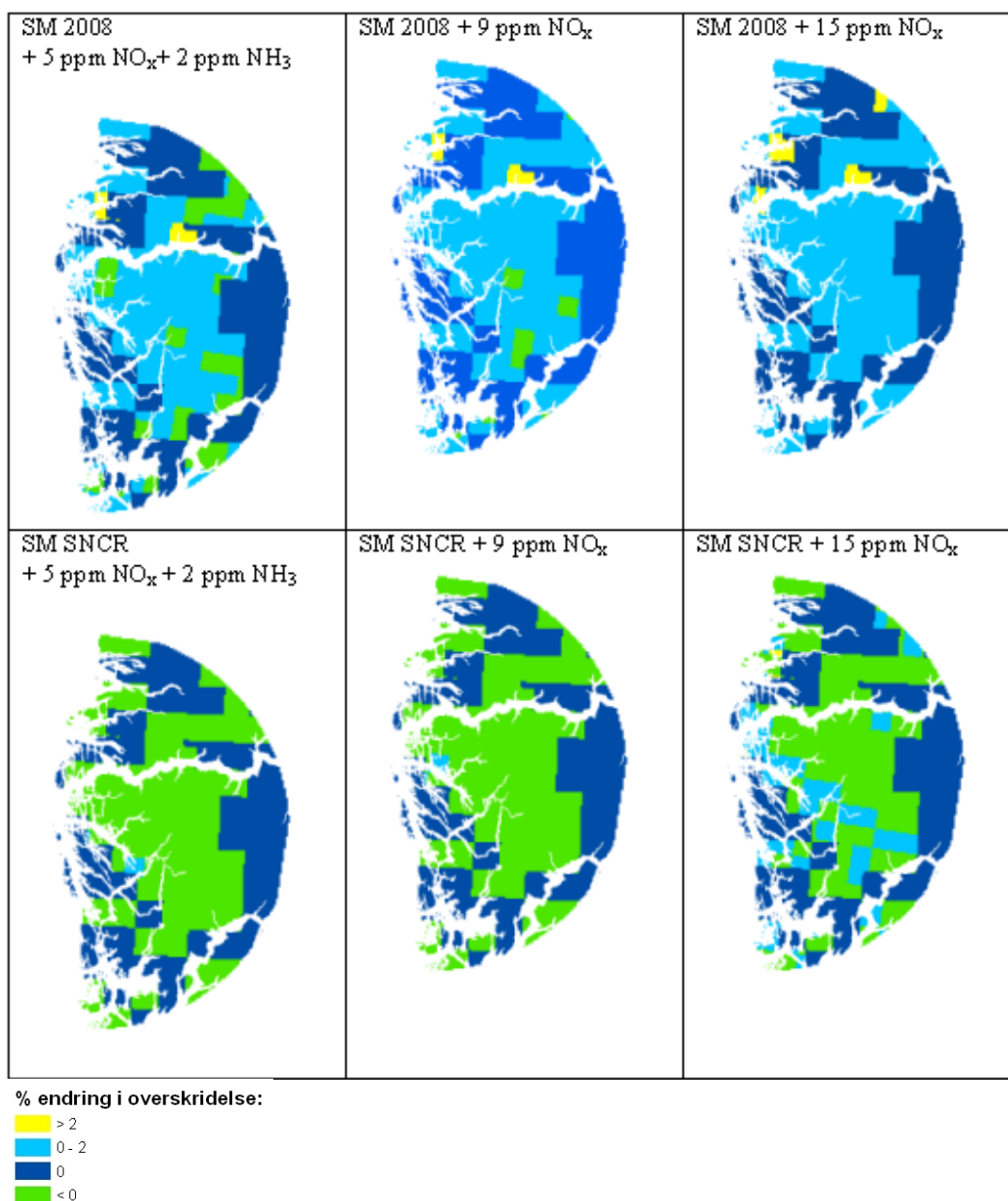
Forskjellen mellom de ulike scenarier for N-avsetning i området vil ikke føre til målbare endringer i forsuringseffekter i området, blant annet siden variasjonen i avsetning fra år til år er betydelig større enn bidraget fra Mongstadanleggene. Imidlertid vil endringer i avsetningen komme i et område hvor eksisterende avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser har ført til skader på vannkjemi og -biologi. Den eksisterende avsetning er en sum av mange utslippskilder og effekter kan ikke tilskrives bidrag fra enkeltutslipp spesielt. I det perspektivet kan også økte utslipp fra Mongstadanleggene bidra til en ytterligere belastning for forsuring av overflatevann og reduserte utslipp gi en redusert belastning.

For å illustrere hvordan endringene kvantitativt vil bidra til endrede overskridelser av tålegrensene har vi beregnet prosentvis endring i overskridelsen i forhold til 0-alternativet for de seks ulike kombinerte scenarier (Figur 30). Kartene viser at for noen av de kombinerte scenariene blir det en reduksjon i overskridelsen av tålegrensen, for andre scenarier en økning.

Noen forskjeller mellom kartene for de ulike scenariene finnes både i influensområdet nærmest anleggene og også i det mer perifere influensområdet. Mest interessant er forskjellene i tålegrenseoverskridelsene i området nord og nordøst for anlegget, der hvor nedfallet fra Mongstad vil bli størst.

Kartene for prosentvis endring i overskridelsen av tålegrensene i influensområdet viser spesielt tydelig forskjell mellom scenariene med og uten SNCR på Mongstad i 2008. For scenariene med SNCR vil man mange steder oppnå en reduksjon av tålegrenseoverskridelsene, mens for scenariene uten SNCR vil man få en viss økning i overskridelsene.

Stor prosentvis endring i det perifere influensområdet betyr at tålegrensen under dagens situasjon bare så vidt er overskredet, og at selv et lite tillegg gir en stor relativ endring i tallverdien (gule områder på kartene). Store endringer i det perifere influensområdet bør ikke tillegges særlig vekt på grunn av usikkerheter i metodene for beregning av både avsetning og tålegrenser.



Figur 30: Kart over prosentvis endring i overskridelse av tålegrenser for vann som følge av de ulike kombinerte utslippsalternativer i forhold til 0-alternativet. Mørk blåfarge viser der tålegrensene ikke er overskredet i dag. Lys blå og gul farge viser økning i overskridelsene mens grønn farge viser reduksjon i overskridelsene.

9 Effekter på vegetasjon og fauna

9.1 Metodikk

Effekter av nitrogenoksider og ozon på vegetasjon og fauna er vurdert etter SFTs luftkvalitetskriterier (SFT, 1992).

Vurderinger av effekter av total nitrogenavsetning på vegetasjon er relatert til internasjonale tålegrenser (Achermann og Bobbink, 2003) og overskridelser av

disse, Tabell 2. Tålegrensene er satt opp med relativt store variasjoner med en nedre og en øvre grense, og det er ikke gitt noen kvantitative mål på endringer i vegetasjon ut fra overskridelsesverdier. Sammen med usikre og varierende verdier for dagens nitrogenavsetning gjør dette det vanskelig å vurdere hvilke konsekvenser de enkelte utslippsalternativene kan gi. Variasjonen i bakgrunnsnivå for et avgrenset område er også trolig større enn de estimerte reduksjonene i N-avsetningen. Vurderingene blir derfor av generell karakter.

Som et føre var prinsipp benyttes de nedre tålegrenseverdiene. Dette er i tråd med de internasjonale retningslinjene der man anbefaler å benytte de laveste verdiene i skalaen ved lave temperaturer, lang kuldeperiode, ved lav basemetning i jorda og generelt i nitrogenbegrensede system. Mulige effekter av reduksjoner i N-avsetning fra de ulike utslippsscenarioene vil bli vurdert i forhold til dagens maksimale bakgrunnsnivå (Hole og Tørseth, 2002).

9.2 Effekter av NO_x og ozon

Effekter av NO_x på vegetasjon og fauna

Bakgrunnskonsentrasjonen av NO₂ i Sør-Norge, basert på verdier fra målestasjonene ved Kårvatn og Skreådalen, er 0,25 µg/m³ som årsmiddel. Den totale NO_x-konsentrasjonen antas å ligge mellom 1 og 2 µg/m³. Sammen med 0-alternativets maksimale årsmiddelkonsentrasjon av NO_x på 7 µg/m³ vil en ved dagens utslipp ligge langt under de anbefalte luftkvalitetskriterier for vegetasjon på 50 µg NO₂/m³ midlet over 6 måneder og 30 µg/m³ som årsmiddel.

Tilleggsavsetningene for de ulike utslippsalternativene fra energiverket både med og uten SNCR-rensing er svært små, mellom 0,2 og 1 µg/m³. Kombinasjonen 0-alternativet og Energiverk m/15 ppm vil gi høyeste NO_x konsentrasjoner. Total vil årsmiddelkonsentrasjon av NO_x (inkludert bakgrunn) ved dette alternativet maksimalt kunne bli 9,3 µg/m³. Det forventes således ingen direkte skader på planter ved noen av utslippsalternativene.

Den totale årsmiddelkonsentrasjonene for NO₂ vil også ligge langt under SFTs tålegrenser for skader på dyreliv/helse (50 µg/m³ midlet over 6 måneder) ved alle utslippsalternativer. Det synes således usannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på artssammensetning av faunaen i området, og sannsynligvis heller ikke på enkeltindivider. Med basis i de foretatte beregningene vil derfor utslippene av nitrogenoksider fra alle de vurderte utslippsalternativene for energiverket neppe ha noen virkning på dyreliv.

Effekter av ozon på vegetasjon

Tålegrensene for ozon på vegetasjon baserer seg på korttidseksponeringer over gitte ozonkonsentrasjoner og på akkumulerte eksponeringsdoser (AOT40). Disse grenseverdiene overskrides i dag periodevis i influensområdet (kap. 2.3). Det er i dette prosjektet ikke utført noen kvantifisering av ozonnivå ved de ulike scenariene, da forskjellene mellom scenariene ikke vil være målbare. Man antar imidlertid at 6-måneders AOT40 grenseverdien ved et utslipp på 1600 tonn NO_x/år vil kunne bidra med 100 ppb timer (kap. 7). Med AOT40-tålegrenser for plantevekst på 3 000 ppm timer og for skog på 10 000 ppm timer er det således umulig å vurdere effekter av ozon ved de ulike scenariene. En økning av

overskridelsen vil generelt kunne forverre dagen situasjon, mens en reduksjon vil kunne forbedre forholdene.

Effekter av ozon på fauna

Tålegrensene for ozon på fauna baserer seg på korttidseksponeringer over gitte ozonkonsentrasjoner. Disse konsentrasjonene overskrides i dag periodevis i influensområdet (kap. 2.3). Det er i dette prosjektet ikke gjort noen kvantifisering av ozonnivå ved de ulike scenariene, men man antar at endringen i ozonbelastningen blir liten (kap. 7). Det er således høyst usikkert hvilken betydning dette har for dyreorganismer, men hvis antall timer med ozoneksponering over tålegrensenivåene øker, vil dyrenes motstandskraft mot alle typer påvirkninger sannsynligvis bli redusert, da effektene av ozon er betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon og økt mottakelighet for infeksjoner (jfr Solberg et al. 1999). Et redusert antall timer med eksponering over tålegrensenivåene vil trolig forbedre dagens situasjon for fauna i influensområdet.

9.3 Gjødslingseffekter

0-alternativet

Bidraget fra Mongstadanleggene i 2008 ved en tenkt utvikling uten NO_x-rensing og uten energiverk vil gi en maksimal avsetning på ca 14 mg N/m² per år over midtre del av Gulen. I de kystnære områdene i Nord-Hordaland og ytre deler av Sogn og Fjordane nord til Bremanger, samt vestre deler av Stølsheimen vil bidragene fra Mongstad ligge mellom 3-5 mg N/m² per år (Figur 21). Disse avsetningene er inkludert i dagens bakgrunnsnivå, og det forventes derfor ingen endringer i naturtypene ved disse bidragene i forhold til dagens gjødslingseffekter. Statoil opplyser at NO_x utslipp i 2004 var på ca 1 700 tonn per år, *0-alternativet* som er lagt til grunn i beregningene er ca 200 tonn lavere enn dette.

Statoil Mongstad 2008 med energiverk

Scenariet for Mongstad-anleggene i 2008 med et planlagt energiverk med utslipp på 15 ppm NO_x, vil gi en avsetning på maksimalt 16,5 mg N/m² per år (en tilleggsavsetning på 2,5 mg N/m² per år i forhold til 0-alternativet). Utslipp av 9 ppm NO_x fra energiverket vil gi en maksimal avsetning på 14,5 mg N/m² per år (en tilleggsavsetning på 0,5 mg N/m² per år i forhold til 0-alternativet). Rensing av utslippet fra energiverket med SCR renseteknologi (Utslipp av 5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃) vil gi en avsetning på 13,5 mg N/m² per år (en reduksjon på 0,5 mg N/m² per år i forhold til 0-alternativet).

De største endringer i avsetningene vil skje over Gulen der dagens bakgrunnsverdier ligger på 800-1400 mg N/m² per år (Hole og Tørseth, 2002). Dette området har i dag en overskridelse av N-tålegrenser for vegetasjon på ca 250-800 mg N/m² per år (Figur 10), mens overskridelsene nordover i Sogn og Fjordane avtar.

Influensområdet her består hovedsakelig av kystlynghei, myrer, skoger, næringsfattige vann og fjellvegetasjon. En økt N-avsetning i områder der tålegrensene allerede er overskredet, vil generelt kunne bidra til en forverring av tilstanden i økosystemene og bidra til endringer i jordprosesser, vegetasjon og

mykorrhizza i skog. Andre mulige effekter er økning av grønnalgevekst i vann, samt tilbakegang av lav, moser og lyngvekster og økt grasvekst i fattig hei-vegetasjon både langs kysten og i fjellet.

Tilleggsavsetningene for de to alternativene 15 ppm NO_x og 9 ppm NO_x på henholdsvis 2,5 og 0,5 mg N/m² år og reduksjonen ved 5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃-alternativet på 0,5 mg N/m² per år er imidlertid så lave at eventuelle effekter vil bli svært små. Dette vises også ved at de prosentvise endringene i overskridelse av tålegrenser (i forhold til 0-alternativet) er små (Figur 31). Økningen i arealer med overskridelse er imidlertid større for disse alternativene enn for tilsvarende alternativer med SNCR-rensing, jfr. kap 8.2.

Tilleggsavsetninger kan være ugunstig for nedbørmyrer og fjellvegetasjon i Gulen, vestre deler av Stølsheimen og i Solund. I ytre deler av influensområdet vil eventuelle effekter være minimale.

Dyrket mark, beitede enger på utmark og slåtteenger i tilknytning til gårdsdrift og sæterdrift har på Vestlandet trolig en høyere N-tålegrense enn dagens bakgrunnsnivå. Det forventes således ingen endringer i slike naturtyper ved tilleggsavsetninger eller reduksjoner av nitrogen for noen av utslippsalternativene.

Statoil Mongstad 2008 (SNCR) med energiverk

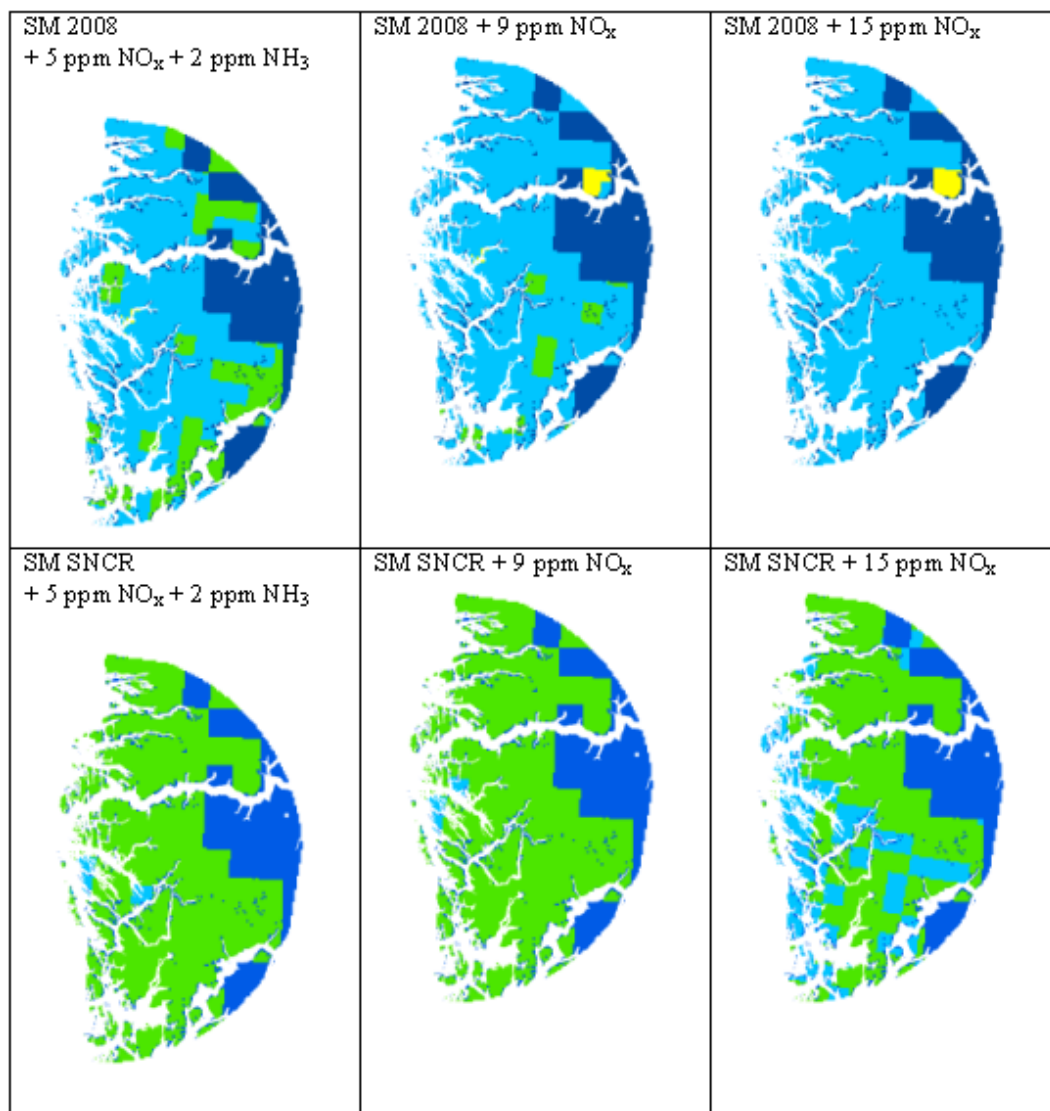
Scenariet med SNCR-rensing på Mongstad-anleggene og et planlagt energiverk med utslipp på 15 ppm NO_x vil gi en avsetning på maksimalt 13,6 mg N/m² per år (en reduksjon på 0,3 mg N/m² per år i forhold til 0-alternativet). Utslipp av 9 ppm NO_x fra energiverket vil gi en maksimal avsetning på 11,6 mg N/m² per år (en reduksjon på 2,4 mg N/m² per år i forhold til 0-alternativet). Dersom samtidig rensing av utslippet fra energiverket med SCR renseteknologi iverksettes (Utslipp av 5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃) vil dette gi en maksimal avsetning på 10,6 mg N/m² per år (en reduksjon på 3,4 mg N/m² per år i forhold til 0-alternativet).

I områder der tålegrensene allerede er overskredet, eller er i ferd med å overskrides, vil en reduksjonen i N-avsetning generelt kunne virke positivt inn på økosystemet. For influensområdet vil dette særlig gjelde for nedbørmyrer på ytre deler av Lindåshalvøya og Austrheim og ytre deler av Gulen på øyene Sandøy, Mjømna og Byrknesøy, samt ytre deler av Sogn og Fjordane. Reduksjonen kan også virke positivt inn på økosystemene i fjellområdene i vestre deler av Stølsheimen der tålegrensene for fattig fjellvegetasjon og vannvegetasjon er betydelig overskredet. Kystlyngheiene i nordre deler av Hordaland vil også kunne begunstiges, da nedre tålegrense for vegetasjonstypen her delvis er overskredet.

Reduksjonen i N-avsetning er imidlertid særdeles liten i forhold til bakgrunnsnivået i influensområdet, variasjon i årlig avsetning og størrelsen av overskridelsene i de mest sårbare naturtypene. Eventuelle effekter av redusert utslipp forventes derfor å bli svært små, særlig for 15 ppm NO_x-alternativet, der forbedringer knapt vil være målbare.

Effekter av økt nitrogentilgang på fauna

Det er her kun vurdert effekter på fugl og pattedyr av N-utslipp til luft fra Mongstadanleggene. Effektene av økt tilgang av nitrogen på faunaen vil normalt 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 tilpasset næringsfattige vegetasjonstyper vil da få dårligere konkurransebetingelser. Ved alle de vurderte utslippsalternativene forventes det ingen større endringer i vegetasjonens sammensetning, og det er derfor lite trolig at faunaen vil bli påvirket.



% endring i overskridelse:



Figur 31: Kart over prosentvis endring i overskridelse av tålegrenser for vegetasjon som følge av de ulike kombinerte utslippsalternativer i forhold til 0-alternativet. Mørk blåfarge viser der tålegrensene ikke er overskredet i dag. Lys blå og gul farge viser økning i overskridelsene mens grønn farge viser reduksjon i overskridelsene.

9.4 Hovedkonklusjon

Nitrogenavsetningene fra energiverket ved Mongstad ved de ulike utslippsscenarier er svært lave i forhold til dagens bakgrunnsnivå og variasjonen i naturtypenes tålegrenser. Eventuelle effekter av tilleggsavsetninger eller reduksjoner i avsetninger forventes derfor å bli svært små ved alle alternativer. De fleste naturtypene i Mongstad-anleggenes nedslagsfelt ligger imidlertid i faresonen med tanke på uønskede gjødslingeffekter. For bygging av et energiverk antas det derfor at alternativet med SNCR-rensing av eksisterende utslipp fra krakker sammen med SCR-rensing i kraftvarmeanlegget vil være mest gunstig for terrestrisk naturmiljø, da dette gir størst reduksjon i N-avsetning.

Dersom kun ett av rensiltakene skal iverksettes vil SNCR-rensing av eksisterende utslipp fra krakker ha større miljønytte enn SCR-rensing i kraftvarmeanlegget, da SNCR rensing av eksisterende utslipp gir størst reduksjon i total N-avsetning.

10 Beregning av EIF-luft rundt Mongstad

Introduksjon til EIF-luft

I samarbeid med Statoil har NIVA, NILU og NINA utviklet en metode for å vurdere samlet ulike effekter av utslipp til luft for ulike scenarier. Metoden er presentert og diskutert i egne rapporter til Statoil (Larssen m.fl., 2003, Knudsen m.fl., 2003), og er fortsatt under uttesting og videreutvikling. I utgangspunktet er metoden utviklet for bruk på utslipp fra offshore installasjoner. Den kan imidlertid også gi nyttig informasjon ved vurdering av utslipp fra landanlegg. Som et ledd i testing av metoden for anvendelse på landanlegg er Mongstad benyttet.

EIF-luft metodikken er utviklet for å være et verktøy for å vurdere og prioritere mellom tiltak knyttet til utslipp til luft og også knytte konsekvenser av utslipp til luft opp mot konsekvenser av andre utslipp, primært til sjø. Foreløpig er ikke koblingen mellom utslipp til luft og andre utslipp etablert kvantitativt. Anvendelsen på Mongstad er kun knyttet til utslipp til luft og kun til utslippene fra Mongstad (i prinsippet kunne disse vært sammenlignet med andre utslipp, for eksempel for å evaluere tredjepartstiltak).

EIF-luft konseptet er potensielt velegnet i forbindelse med konsekvensutredninger der ulike scenarier for utslipp til luft vurderes. Siden bidraget til totalavsetningen av nitrogen (eller svovel) fra et enkeltutslipp i de fleste tilfeller vil være lite i forhold til totalavsetningen, er det vanskelig å kvantifisere forskjellene mellom ulike scenarier. EIF-metodikken er utviklet slik at forskjellen mellom ulike scenarier kommer tydeligere fram enn ved de "tradisjonelle" framgangsmåtene med sammenligning av maksimalavsetning eller tålegrenseoverskridelser. Selv om disse "tradisjonelle" metodene fortsatt bør benyttes, vil EIF-luft gi et nyttig bidrag i vurderingen siden scenarier som tidligere har sett ut til å ha like konsekvenser kan fremstå ulike.

EIF-luft tar hensyn til ulike virkninger på miljøet:

- forsurening av overflatevann
- forsurening av skogsjord
- overgjødslings effekter på vegetasjon
- skader fra sekundær dannelse av ozon

EIF-luft tar hensyn til både bakgrunnsavsetningen og avsetningen fra anlegget som skal vurderes. Avsetningene vurderes relativt til tålegrenser for vann, jord og vegetasjon og grenseverdier for ozon. Dette er altså det samme settet med informasjon som benyttes i en "tradisjonell" konsekvensutredning, forskjellen ligger i hvordan denne informasjonen kombineres. I beregningen av EIF-luft kombineres denne informasjonen til å gi et kvantitativt estimat av konsekvensene av et scenario samlet, som deretter kan sammenlignes med andre scenarier. Den samlede miljøkonsekvens av hvert scenario kan oppsummeres i en EIF-verdi, og også fremstilles som farger på kart. EIF-luft kan derfor brukes som hjelpemiddel i å prioritere tiltak.

For beregning av EIF-luft benyttes følgende formel:

$$\begin{aligned} GridCellValue_i = & \frac{Tot.dep_{S+N}}{Crit.load_{water}} \cdot \frac{Additnl.dep_N}{Crit.load_{water}} + \frac{Tot.dep_N}{Crit.load_{vegetation}} \cdot \frac{Additnl.dep_N}{Crit.load_{vegetation}} \\ & + \frac{Tot.conc_{O_3}}{Crit.Limit_{AOT40}} \cdot \frac{Additnl.conc_{O_3}}{Crit.Limit_{AOT40}} + \frac{Tot.dep_{S+N}}{Crit.load_{soil}} \cdot \frac{Additnl.dep_N}{Crit.load_{soil}} \end{aligned}$$

hvor

$Tot.dep_{S+N}$ er dagens totalavsetning av svovel og nitrogen.

$Additnl.dep_N$ er den modellerte tilleggsavsetning av nitrogen (og eventuelt også svovel) fra utslippet som skal vurderes.

$Tot.dep_N$ er dagens totalavsetning av nitrogen.

$Tot.conc_{O_3}$ er dagens totalkonsentrasjon av ozon (som akkumulerte AOT₄₀ verdier).

$Additnl.conc_{O_3}$ er tilleggsbidraget av ozon fra kilden som skal vurderes (som akkumulerte AOT₄₀ verdier).

$Crit.load_{water}$ er tålegrensen for forsurening av vann.

$Crit.load_{soil}$ er tålegrensen for forsurening av jord.

$Crit.load_{vegetation}$ er tålegrensen for overgjødslings effekter på vegetasjon.

$Crit.Limit_{AOT40}$ er den kritiske grenseverdien for ozonskader (som akkumulerte AOT₄₀ verdier).

Vi ønsker å ta hensyn til hver av de fire tålegrensene, hvordan det spesifikke utslippet bidrar og i tillegg ta hensyn til den totale bakgrunnen. Når tilleggsavsetningen multipliseres med bakgrunnen, blir betydningen av tillegget større enn ved den framgangsmåten hvor tillegg og bakgrunn legges sammen (og resultatet blir at bidraget fra et enkelt utslipp, som er lite relativt til totalavsetningen, er tilnærmet ubetydelig). Framgangsmåten impliserer dermed følgende generelle konklusjoner:

- Hvis bakgrunnen er høy og tålegrensen lav (dvs. vi har allerede en stor overskridelse) så vil selv et lite tilleggsbidrag få stor betydning.
- Hvis bakgrunnen er lav og tålegrensen høy (langt under overskridelse i dag) vil et stort tilleggsbidrag ha liten betydning.

EIF-luft er en samlefaktor for et større geografisk område. Tallverdien for EIF luft framkommer ved å summere all ruteverdiene innenfor influensområdet. Landarealet i hver rute er multiplisert med EIF-luft verdien for ruta før alle ruteverdiene summeres.

EIF-luft anvendt på scenarier for utslipp fra Mongstad

For anvendelsen på Mongstad er det kun tatt hensyn til forsuring av overflatevann og overgjødningseffekter. Bidraget til EIF-luft fra ozonproduksjon er ikke inkludert, siden dette ikke er beregnet spesielt fordi bidraget antas å være lite. Bidraget til jordforsuring er heller ikke inkludert siden det er stor avstand fra dagens avsetning til tålegrensene for jord er overskredet. Dette leddet vil dermed elimineres.

Det er gjort beregninger av EIF-luft på 7 scenarier: 0-alternativet og de seks kombinerte scenariene. I Tabell 12 og Figur 32 er det presentert resultater for beregninger av EIF-luft for området rundt Mongstad.

Tallverdiene for EIF-luft spenner fra 1141 for scenariet Statoil Mongstad 2008 med SNCR og EVM med SCR renseteknologi (5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃) til 1364 for scenariet Statoil Mongstad 2008 og EVM med 15 ppm NO_x. Stort tall betyr størst miljøkonsekvens. At scenariet uten SNCR og høyest NO_x utslipp fra energiverket gir den største EIF-luft verdien er opplagt siden dette gir de klart største utslippene fra begge kilder. Imidlertid er det interessant at EIF-luft verdiene for alternativene med 9 ppm NO_x og 5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃ fra et energiverk gir tilnærmet samme EIF-luft verdi (verdien er så vidt lavere for alternativet med 5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃). Dette skyldes at avsetningsmønsteret til NH₃ er annerledes enn for NO_x da det typisk avsettes nærmere kilden. Siden det er lave tålegrenser i nærheten av utslippspunktet blir resultatet av EIF-luft beregningen at konsekvensene blir like selv om totalutslippet av nitrogen for alternativet med 9 ppm NO_x er noe høyere.

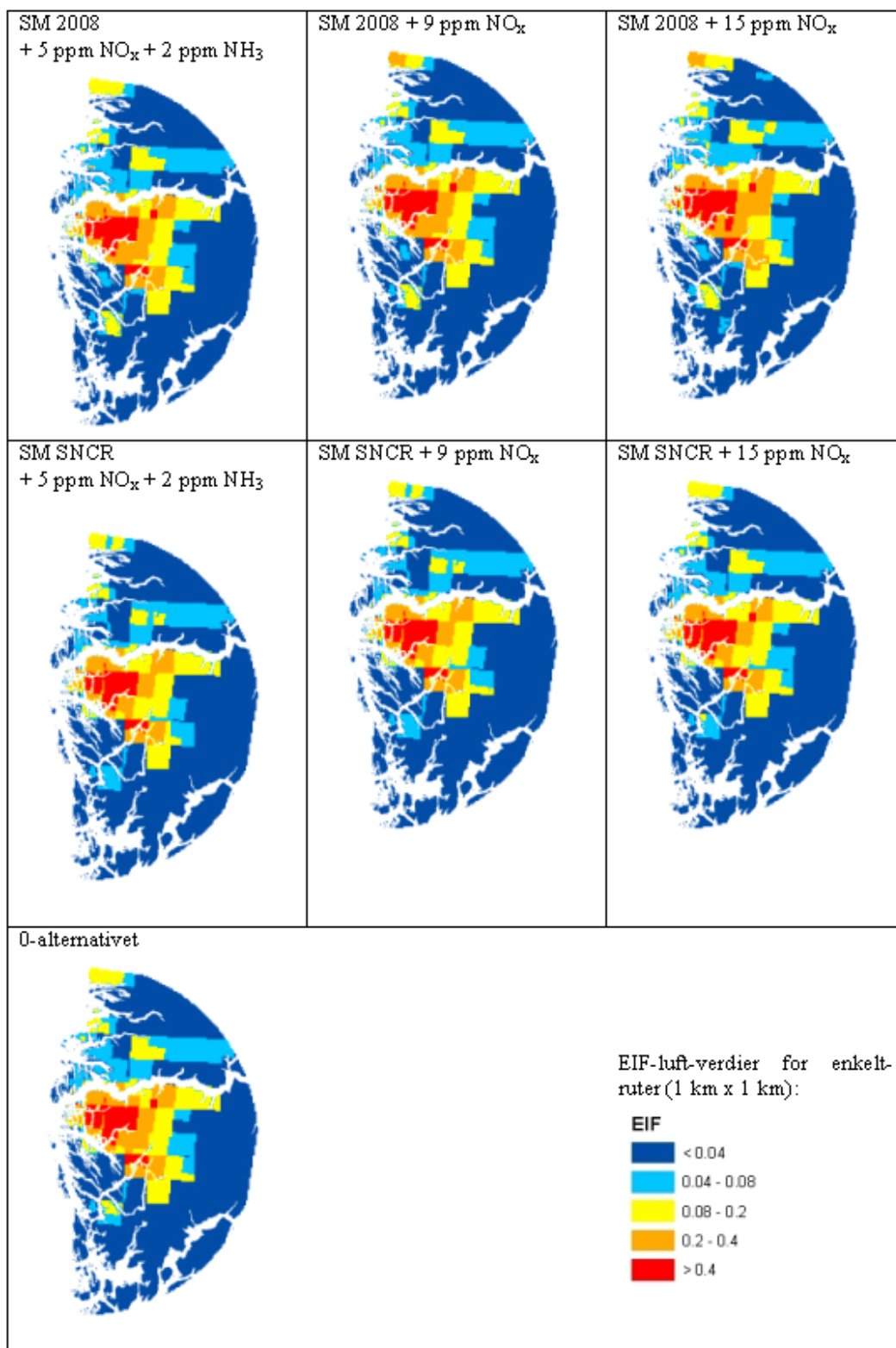
0-alternativet kommer ut med EIF-luft verdi lavere enn for de tre scenariene uten SNCR i 2008, men høyere enn for de tre scenariene med SNCR. Alle de tre scenariene med SNCR på SM 2008 gir lavere verdier enn scenariene uten SNCR. Dette kan tolkes som at det gir større miljøgevinst å redusere utslippene på Statoil Mongstad 2008 med SNCR enn å redusere på energiverket fra 15 ppm til 5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃. Tilsvarende kan man se av kartene med EIF-luft-verdier for enkeltruter (Figur 32).

For å illustrere hvilken tilleggsinformasjon som kommer fram ved bruk av EIF-luft har vi i Tabell 12 også oppgitt maksimal nitrogenavsetning for 10 km x 10 km ruter for de ulike scenariene. Maksimalavsetningen blir høyest for scenariet uten SNCR og med 15 ppm NO_x fra energiverket. Dette scenariet har også høyest EIF-luft verdi. Maksimalavsetningen er imidlertid høyere for 0-alternativet enn for scenariet uten SNCR rensing og med 5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃ fra energiverket.

EIF-luft beregningen foreslår imidlertid at miljøkonsekvensen av 0-alternativet er større enn for dette scenariet. Videre har scenariet med SNCR og 15 ppm NO_x om lag samme maksimalavsetning som for scenariet uten SNCR og med 5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃, men EIF-luft verdien for scenariet med SNCR er betydelig lavere. Scenariene med 9 ppm NO_x og 5 ppm NO_x + 2 ppm NH₃ gir omtrent samme EIF-luft verdi, men 5 ppm + 2 ppm alternativet gir lavere maksimalavsetning.

Tabell 12: Verdier for EIF-luft og maksimal avsetning for de ulike scenariene sortert etter avtagende EIF-luft verdi. Lav EIF-luft verdi betyr minst miljøkonsekvens.

Scenario	EIF-luft verdi	Maks. avsetning mg N /m²/år
Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO _x	1363,5	16,5
Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO _x	1271,9	14,5
Statoil Mongstad 2008 + Energiverk Mongstad, 5 ppm NO _x + 2 ppm NH ₃	1271,3	13,5
0-alternativet	1252,6	13,9
Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 15 ppm NO _x	1227,4	13,6
Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 9 ppm NO _x	1141,3	11,6
Statoil Mongstad 2008 (SNCR) + Energiverk Mongstad, 5 ppm NO _x + 2 ppm NH ₃	1140,7	10,6



Figur 32: Kart som viser ruteverdier for EIF-luft for de ulike scenariene. Rød farge betyr høy EIF-luft verdi og størst miljøkonsekvens.

11 Referanser

- Aarrestad, P.A. (1987) Konesjonsavgjerande botaniske granskingar i samband med planlagde tilleggsreguleringar i Modalsvassdraget og av Skjerjevattn. Bergen, Bot. inst. Univ. Bergen. Upubl.
- Aarrestad, P.A. (1988) Gjengedalsvassdraget i Sogn og Fjordane. Konesjonsavgjørende botaniske undersøkelser. Bergen, Bot. inst. Univ. Bergen (Rapport 46).
- Aarrestad, P.A. og Vandvik, V. (2000) Vegetasjonsendringer i vestnorsk kystlynghei. Effekter av skjøtselsformene brann og sauebeite ved rehabilitering av gammel lynghei på Lurekalven i Hordaland. Trondheim (NINA Fagrapport 044).
- Aas, W., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. og Yttri, K.E. (2004) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2004. Kjeller (NILU OR 26/2005).
- Achermann, B. and Bobbink, R. (red.) (2003) Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Bern, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL. (*Environmental documentation 164*).
- Aerts, R., Wallén, B. and Malmer, N. (1992) Growth-limiting nutrients in *Spagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol.*, 80, 131-140.
- Arts, G.H.P., Van der Velde, G., Roelofs, J.G.M. and Van Swaay, C.A.M. (1990) Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowlands regions during this century. *Freshwater Biology*, 24, 287-294.
- Baddeley, J.A., Woodin, S.J. and Alexander, I.J. (1994) Effects of increased nitrogen and phosphorous availability on the photosyntheses and nutrient relations of three arctic dwarf shrubs from Svalbard. *Functional Ecology*, 8, 676-685.
- Bakken, S. og Flatberg, K.I. (1995) Effekter av økt nitrogen-deposisjon på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 3).
- Bergamini, A. and Pauli, D. (2001) Effects of increased nutrient supply on bryophytes in montane calcaerous fens. *Journal of Bryology*, 3, 331-339.
- Bertelsen, A. (1979) Planteproduksjon og sauebeitei Austrheim, Nordhordaland. En undersøkelse av kulturbeite på gammel lynghei. Universitetet i Bergen (Lindåsprosjektet, rapport 27).

- Blom, H., Brunstad, B., Skjoldal, L. & Aarrestad, P.A. (1985) Botaniske undersøkelser i Østerbø-, Mjølsvik- og Ortnevikvassdragene, Sogn og Fjordane. Bergen, Botanisk inst. Univ. Bergen (Rapport 36).
- 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 per literature levels and geographical areas where they are exceeded*. Berlin, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).
- Brandrud, T.E. (1995) The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. *For. Ecol. Manage.*, 71, 111-122.
- Brandrud, T.E. and Timmermann, V. (1998) Ectomycorrhizal fungi in the NITREX site at Gårdsjön, Sweden; below and above-ground responses to experimental-changed nitrogen inputs 1990-1995. *For. Ecol. Manage.*, 101, 207-214.
- Brunsting, A.M.H. (1982) The influence of the dynamics of a population of herbivorous beetles on the development of vegetational patterns in a heathland system. In: *Proceedings of the 5th 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 naturovervåking. Vekstrater hos vanleg kvistlav 1993 - 1994. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 5).
- Bruteig, I.E. (2002) Miljøovervåking på Tjeldbergodden. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon 1999. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 18).
- Bruteig, I.E. og Tronstad, I.K.K. (2000) Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk 1997. Dragvoll (ALLFORSK rapport 16).
- Bruteig, I.E., Thomsen, M. G. og Altin, D. (2001) Vekstrespons hos tre aerofyttiske algar på tilførsel av nitrogen. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 680).
- Bruteig, I. E. og Aarrestad, P. A. (2004) Utvikling av nye nitrogentålegrensekart for naturtyper - eit forprosjekt. Trondheim (NINA Minirapport 50).

- Bråkenhielm, S. and Quinghong, L. (1995) Spatial and temporal variability of algal and lichen epiphytes on trees in relation to pollutant deposition in Sweden. *Water, Air Soil Pollut.*, 79, 61-74.
- Bøhler, T. (1987) Users guide for the Gaussian type dispersion models CONCX and CONDEP. Lillestrøm (NILU TR 8/87).
- Carroll, J.A., Caporn, S.J.M., Morecroft, M.D., Lee, J.A., Johnson, D., Taylor, A., Leake, J.R., Campbell, C.D., Cawley, L., Lei, Y. and Read, D.J. (1997) Natural vegetation responses to atmospheric nitrogen deposition – critical levels and loads of nitrogen for vegetation growing on contrastive native soils. University of Sheffield (Report 101).
- Carroll, J.A., Johnson, D., Morecroft, M.D., Taylor, A., Caporn, S.J.M. and Lee, J.A. (2000) The effect of long-term nitrogen additions on the bryophyte cover of upland acidic grasslands. *Journal of Bryology* 22, 83-89.
- de Bakker, A.J. (1989) Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerl.*, 38, 337-342.
- de Graaf, M.C.C., Bobbink, R. Roelofs, J.G.M. and Verbeek, P.J.M. (1998) Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology*, 135, 185-196.
- Direktoratet for naturforvaltning (1999) Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. Trondheim (DN-håndbok, 13).
- Dirkse, G.M., van Dobben, H.F. and Tamm, C.O. (1991) Effects on fertilization on herb and moss layers of a Scotch pine stand in Lisselbo (Sweden); a multivariate analysis. Leersum, The Netherlands. Research Institute for Nature Management (Report 91/7).
- Dise, N. og Wright, R.F. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.*, 71, 153-161.
- Erikstad, K. (2001) Studies of the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in a monitoring project. Trondheim (NTNU Cand. Scient. oppgave).
- Falkengren-Grerup, U. (1993) Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. *Flora*, 188, 85-91.
- Falkengren-Grerup, U., Brunet, J. and Diekmann, M. (1998) Nitrogen mineralization in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition. *Environ. Pollut.*, 102, 415-420.
- Falkengren-Grerup, U. and Diekmann, M. (2003) Use of a gradient in N-deposition to calculate effect-related soil and vegetation measures in deciduous forests. *For. Ecol. Manage.*, 180, 113-124.

- Flatberg, K.I. (1976) Myrundersøkelser i Sogn og Fjordane og Hordaland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. Trondheim (K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot Ser. 1976:8).
- Flückiger, W. and Braun, S. (2003) Critical limits for nutrient concentrations and ratios for trees – a comment. In: *Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings*. Red. B. Achermann and R. Bobbink. Bern, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL. (Environmental documentation 164), pp. 273-280.
- Francez, A.J. and Loiseau, P. (1999) The fate of mineral nitrogen in a fen with *Sphagnum fallax* Klinggr. and *Carex rostrata* Stokes (Massif-central, France). *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne de Botanique*, 77, 1136-1143.
- Fremstad, E. (1974) Floristiske undersøkelser i Austrheim og Lindås, Nordhordaland. *Blyttia* 32, 221-233.
- Fremstad, E. (1992) Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 124).
- Fremstad, E. (1997) Vegetasjonstyper i Norge. Trondheim (NINA Temahefte 12).
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. og Skogen, A. (1991) Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. Trondheim (NINA Utredning 029).
- Fremstad, E. og Kvenild, L. (1993) Fattig heivegetasjon i Norge; utbredelseskart. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 188).
- Fremstad, E. og Moen, A. (red.) (2001) Truete vegetasjonstyper i Norge. Trondheim (NTNU Vitensk.mus. Rapport botanisk Serie 2001-4).
- Førland, E. I. (1993) Nedbørnormaler. Normalperiode 1961-1990. Oslo (DNMI rapport 39/93 klima).
- Gimingham, C. H. (1972) Ecology of heathlands. London, Chapman and Hall.
- Gjerstad, K. I., Knudsen, S., de Wit, H., Molvær, J., Høgåsen, T. og Aarrestad, P. A. (2005) Konsekvenser som følge av utslipp av NO_x med ulike renseteknologier fra Mongstadanleggene. Kjeller (NILU OR 19/2005).
- Gordon, C., Wynn, J.M. and Woodin, S.J. (2001) Impacts of increased nitrogen supply on high Arctic heath: the importance of bryophytes and phosphorous availability. *New Phytologist*, 149, 461-471.
- Göransson, A. (1990) Alger, lavar och baruppsättning hos unggranar längs en kvävegradient från Sverige till Holland. Solna (SNV Rapport 3741).
- Granberg, G., Sundh, I., Svensson, B.H. and Nilsson, M. (2001) Effects of temperature, and nitrogen and sulfur deposition, on methane emission from a boreal mire. *Ecology*, 82, 1982-1998.

- Grennfelt, P. and Thörnelöf, E. (eds.) (1992) Critical loads for nitrogen. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (Nord 1992:41).
- Greven, H.C. (1992) Changes in the moss flora of the Netherlands. *Biol. Conserv.*, 59, 133-137.
- Gunnarsson, U., Malmer, N. and Rydin, H. (2002). Dynamics or constancy in *Sphagnum* dominated mire ecosystems: - a 40-year study. *Ecography*, 25, 685-704.
- Hagen, L.O. (2003) Overvåking av luftkvalitet ved Statoil Mongstad i perioden september 2002 – februar 2003. Kjeller (NILU OR 70/2003).
- Hanssen, B.L. (1992) Kulturlandskap og arealbruksendringar. Ein studie i Lindås kommune. Hovedoppgave, Universitetet i Bergen.
- 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 av tålegrenser for overflatevann og vegetasjon i Norge. Oslo (NIVA-rapport, l.nr. 4179-2000).
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I.S. and Brakke, D.F. (1988) Lake acidification in Norway – Present and predicted chemical status. *Ambio*, 17, 259-266
- Henriksen, A. and Posch, M. (2001) Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *Water, Air and Soil Pollut.: Focus 1*, 375-398.
- Hjeltnes, A. (1994a) 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.
- Hole, L.R. and Tørseth, K. (2002) Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. Kjeller (NILU OR 61/2002).
- 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.
- Holtedal, O. (red.) (1960) Geology of Norway. *Nor. Geol. Unders.*, 208, 1-214.

- Håland, B. (1979) Terrestre undersøkingar på Storemyr, Mongstad. Ei myr på ytre Vestlandet med dvergbjørk. Universitetet i Bergen (Lindåsprosjektet, rapport 25).
- Håland, S. og Kaland, P.E. (2002) Fem tusen år med flammer. Det europeiske lyngheilandskapet. Bergen, Fagbokforlaget Vigmostad & Bjørke A/S.
- Insarova, I.D., Insarov, G.E., Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P.O. and Semenov, S.M. (1992) Lichen sensitivity and air pollution. A review of literature data. Solna (Swedish Environmental Protection Agency Report 4007).
- Jauhiainen, J., Vasander, H. and Silvola, J. (1992/93) Differences in response of two *Sphagnum* species to elevated CO₂ and nitrogen input. *Suo*, 43, 211-215.
- Jauhiainen, J., Silvola, J. and Vasander, H. (1998a) The effects of increased nitrogen deposition and CO₂ on *Sphagnum angustifolium* and *S-warnstorffii*. *Annales Botanici Fennici*, 35, 247-256.
- Jauhiainen, J., Vasander, H. and Silvola, J. (1998b) Nutrient concentration in *Sphagna* at increased N-deposition rates and raised atmospheric CO₂ concentrations. *Plant Ecology*, 138, 149-160.
- Kaland, P.E. (1979) Landskapsutvikling og bosetningshistorie i Nordhordalands lyngheiområder. I: *På leiting etter den eldste garden*. Red. R. Fladby og J. Sandnes. Oslo, Universitetsforlaget. s. 41-70.
- Kaland, P.E. (1986) The origin and management of Norwegian coastal heath as reflected by pollenanalysis. In: *Antropogenic indicators in pollen diagrams*. Ed. by K.-E. Behre. Rotherdam, Balkema. pp. 19-36.
- Kaland, P.E. og Vandvik, V. (1998) Kystlynghei. I: *Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier*. Red. E. Framstad og I.B. Lid. Oslo, Universitetsforlaget. s. 50-60.
- Kauppi, M. (1980) The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens. Oulu (Acta Universitatis Ouloensis, A101). (Biologica, 9).
- Kirkham, F. W., Mountford, J. O. & Wilkins, R. J. (1996) The effects of nitrogen, potassium, and phosphorus addition on the vegetation of a Somerset peat moor under cutting management. *J. Appl. Ecol.*, 33, 1013-1029.
- Knudsen, S., Larssen, T. and Bruteig, I. (2003) Environmental Impact Factor (EIF) Utslipp til luft. Forprosjekt for Statoil. Kjeller (NILU OR 26/2003).
- Körner, C. (1999) Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems. Berlin, Springer-Verlag.
- Kristiansen, I.L. (1979) Storemyr, Mongstad, Lindås hd. En vegetasjonshistorisk studie av myras utvikling. Hovedoppgave, Universitetet i Bergen.

- Kvamme, M. (1982) En vegetasjonshistorisk undersøkelse av kulturlandskapets utvikling på Lurekalven, Lindås hd., Hordaland. Hovedoppgave, Universitetet i Bergen.
- Larssen, T. og Høgåsen, T. (2003) Tålegrenser og overskridelser av tålegrenser i Norge. Oslo (NIVA Rapport LNR 4722-2003). (Naturens Tålegrenser Fagrapport 116).
- Larssen, T., Knudsen, S., Høgåsen, T. og Bruteig, I. (2003) Environmental Impact Factor for utslipp til luft (EIF luft). Rapport til Statoil fra prosjektfase I. Kjeller (NILU OR 64/2003).
- Lee, J.A., Caporn, S.J.M., Pilkington, M., Johnson, D. and Phoenix, G. (2000) Natural vegetation responses to atmospheric nitrogen deposition – Critical levels and loads of nitrogen for vegetation growing on contrasting native soils. Progress report, contract EPG 1/3/111. Sheffield, Department of the Environment, Transport and the Regions. Department of Animal and Plant Sciences, University of Sheffield.
- Lindstrøm, E.-A. (1993). Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. Oslo (NIVA rapport Lnr. 2859 1993).
- Lindstrøm, E.-A., Kjellberg, G. and Wright, R.F. (2000). Tålegrenser for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: økt "grønske"? Oslo (NIVA rapport L.nr. 4187-2000).
- Lindstrøm, E.-A. (2001). Økt algevekst i uberørt fjellvann. Et samspill mellom langtransporterte forurensninger og klima. Oslo (NIVA rapport L.nr. 4459-2001).
- Losvik, M. H. (1993) Hay meadow communities in western Norway and relations between vegetation and environmental factors. *Nord. J. Botany*, 13, 195-206.
- Lundberg, A. og Hansen, K.F. (1992) Fra lynghei til gassterminal. Flora og vegetasjon på Kollsnes i Øygarden før Troll-utbyggingen. Bergen, Inst. for geografi, NHH og UiB (Geografi i Bergen 169).
- Lütke Twenhöven, F. (1992) Competition between two *Shagnum* species under different deposition level. *J. Bryol.*, 17, 71-80.
- Malmer, N. (1993) Mineral nutrients in vegetation and surface layers of *Sphagnum* dominated peat-forming systems. *Adv. Bryol.*, 5, 223-248.
- Markussen, B. (1979) Undersøkelser av karplantefloraen i Austrheim og Lindås, Nordhordaland. II Registreringer 1974. Universitetet i Bergen (Lindåsprosjektet, rapport 26).
- 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).
- Molvær, J. (1987). Håsteinfjorden som resipient. Vurdering av vannkvalitet. Oslo (NIVA-rapport nr. 1973).
- Möls, T., Paal, J. and Fremstad, E. (2001) Response of Norwegian alpine communities to nitrogen. *Nord. J. Botany*, 20, 705-712.
- Morecroft, M.D., Sellers, E.K. and Lee, J.A. (1994) An experimental investigation into the effects of atmospheric nitrogen deposition on two semi-natural grasslands. *J. Ecol.*, 82, 475-483.
- Mortensen, L.M. and Skre, O. (1990) Effects of low ozone concentrations on growth of *Betula pubescens* Ehrh., *Betula verucosa* Ehrh. and *Alnus incana* (L.) Moench. *New Phytol.*, 115, 165-170.
- Mortensen, L.M. (1994) Further studies on effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. *Norw. J. Agric. Sci.*, 8, 91-97.
- Nilsson, V.J. og Grennfelt, P. (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 March, 1998. København, Nordisk Ministerråd (Miljørapport 1988:15) (NORD 1988:97).
- Nordbakken, J.F. (1997) Småskala endringer i ombrotrof myrvegetasjon i SØ-Norge 1990/91-96. Oslo (Botanisk hage og museum, Univ. i Oslo, Rapport 1).
- Nordbakken, J. F., Ohlson, M. and Hogberg, P. (2003) Boreal bog plants: nitrogen sources and uptake of recently deposited nitrogen. *Environ. Pollut.*, 126, 191-200.
- Nygaard, P.H. (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 nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i barskog. Ås (Rapport fra Skogforsk 26/93).
- Paal, J., Fremstad, E. and Möls, T. (1996) Responses of the Norwegian alpine *Betula nana* community to nitrogen fertilization. *Can. J. Botany*, 75, 108-120.

- Paulissen, M., Van der Ven, P.J.M. and Bobbink, R. (2003). Differential effects of nitrate and ammonium enrichment on base-rich fen vegetation: preliminary results from Scragh Bog, central Ireland. In: *Empirical critical loads for nitrogen. Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings*. Ed. B. Achermann and R. Bobbink. Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL. (Environmental documentation 164) pp. 283-288.
- Pearce, I.S.K. and Van der Wal, R. (2002) Effects of nitrogen deposition on growth and survival of montane *Racomitrium lanuginosum* heath. *Basic Appl. Ecol.*, 3, 255-266.
- Pedersen, H.C. & Nybø, S. (1990). Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. Trondheim (NINA utredning 5).
- Power, S.A. and Barker, C.G. (2003) Deposition measurements at Thursley Common Heathland Nature reserve. In: *Empirical critical loads for nitrogen. Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings*. Ed. B. Achermann and R. Bobbink. Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL. (Environmental documentation 164) pp. 259-261.
- Press, M.C., Woodin, S.J. and Lee, J.A. (1986) The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. *New Phytol.*, 103, 45-55.
- Påhlsson, L. (1998) Vegetationstyper i Norden. 3. utg. Nordisk ministerråd, København (TemaNord 1998:510).
- Roelofs, J.G.M. (1983) Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands 1. Field observations. *Aquatic Botany*, 17, 139-155.
- Roelofs, J.G.M., Kempers, A.J., Houdijk, L.F.M. and Jansen, J. (1985) The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant and Soil*, 84, 45-46.
- Roelofs, J.G.M., Bobbink, R., Brouwer, E. and De Graaf, M.C.C. (1996) Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation of non-calcaerous sandy soils in the Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 45, 517-541.
- Røsberg, I. (1980). En undersøkelse av jordsmonn, biomasse og produksjon i myr og lynghei på noen forsøksfelt i Austrheim, Nordhordaland. (Hovedoppgave, Universitetet i Bergen).
- Saarinen, T. (1998) Internal C N balance and biomass partitioning of *Carex rostrata* grown at 3 levels of nitrogen supply. *Canadian Journal of Botany* 76, 762-768.

- Schuurkes, J.A.A.R., Elbers, M.A., Gudden, J.J.F. and Roelofs, J.G.M. (1987) Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality, and flora of small-scale soft water systems. *Aquatic Botany* 28, 199-225.
- SFT (1992) Virkninger av luftforurensinger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo (SFT-rapport 92:16).
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. (1984) Berggrunnskart over Norge. M 1: 1 million. Trondheim (Norges geologiske undersøkelse).
- Skogen, A. (1987) Conversion of Norwegian coastal heath landscape through development of potential natural vegetation. In: *Vegetation ecology and creation of new environments. Proceedings of the International symposium in Tokyo and Phytogeographical Excursion through central Honshu*. Ed. A. Miyawaki, A. Bogenrieder, S. Okuda and J. White. Tokyo, Tokai Univ. Press. pp. 195-204.
- Skogen, A. og Aarrestad, P.A. (1986) Botaniske undersøkelser og vurderinger av Flekke-Guddals-, Os-, Naustdals-, Gjengedals-, Gaular-, Jølstra-, Breims- og Sværefjordsvassdragene i Sogn og Fjordane. Bergen, Bot. inst. Univ. Bergen (Rapport 43).
- Solberg, S., Skjelkvåle, B.L., Aarrestad, P.A., Reitan, O., Severinsen, G og Walker, S.E. (1999) Regional konsekvensutredning for oljevirkksomheten i Nordsjøen. Temarapport 5: Regulære utslipp til luft – konsekvenser. Kjeller (NILU OR 6/99).
- Stuanes, A.O. og Abrahamsen, G. (1996) Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Ås, Norsk institutt for skogforskning (Aktuelt fra Skogforsk 7-96).
- Taksdal, G. (1997) Røsslyngheiene og lyngbladbilla. *Fauna* 50, 20-28.
- Taksdal, G. og 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).
- Thomsen, M. G. (1995) Epiphytic growth on spruce needles. In: *Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems*. Luxembourg, Office for Official Publ. European Communities (Ecosystems Research Report 21) pp. 261-266.
- Traaen, T.S. (1992) Overvåking av innsjøer rundt Mongstad, 1991. Oslo (NIVA-rapport, l.nr.2760).
- Tybirk, K., Bak, J. and Henriksen, L.H. (1995) Basis for mapping of critical loads. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (TemaNord 1995:510).

- Tørseth, K., Hansen, A., Simpson, D. and Solberg, S. (1999) Surface ozone and crop damage in Norway – Estimates for the year 2010. Oslo (SFT rapport 99:05).
- van Dobben, H. (1991) Effects on heathlands In: *Acidification research in the Netherlands*. Final report of the Dutch Priority Programme on Acidification. Ed. G.J. Heij and T. Schneider. Amsterdam, Elsevier (Studies in environmental science 46). pp. 139-145.
- von Arb, C. (1987) Photosynthesis 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.
- Verhoeven, J.T.A. and Schmitz, M.B. (1991) Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens. *Biogeochem.*, 12, 135-138.
- Vermeer, J.G. (1986) The effects of nutrients on shoot biomass and species composition of wetland and hayfield communities. *Acta Oecol./Oecol. Plant.*, 7, 3-41.
- Wortelboer, F.G. (1998) Modelling the effect of atmospheric deposition on shallow heathland lakes in the Netherlands: Dry deposition on water – now you see it, now you don't. *Environ. Pollut.*, 120, 539-546.
- Øien, D.-I. (2004) Nutrient limitation in boreal rich-fen vegetation: A fertilization experiment. *Appl. Vegetation Sci.*, 7, 119-132.
- Økland, R.H. (1994) Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1993. Trondheim (DN utredning 1994-5).
- Øvstedal, D.O. (1979) Contributions to the lichen flora of Lindås and Austrheim, Western Norway. Universitetet i Bergen (Lindåsprosjektet, rapport 22).
- Øvstedal, D.O. (1985) The vegetation of Lindås and Austrheim, western Norway. *Phytocoenologia* 13, 323-449.

Vedlegg A

Vegetasjon – nitrogenavsetning, gjødslingseffekt og tålegrense for ulike naturtyper

A1 Effekter i skog

De nye retningslinjene for N-tålegrenser for skog skiller lenger ikke mellom næringsfattige og næringsrike skoger eller mellom barskog og løvskog. Generell tålegrense for skog er satt til 1000-2000 mg N/m² per år, der ulike element som jordsmonnsprosesser (1000-1500), trevekst (1500-2000), mykorrhiza (1000-2000), bakkenær vegetasjon (1000-1500) og epifyttiske lav og alger (1000-1500) har til dels ulike tålegrensenivå.

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

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

Det kan også skje utvasking av nitrogen fra økosystemet. Empiriske studier av skogøkosystemer i Europa (Dise og Wright, 1995) viser at for nitrogenavsetning opp til 900 mg N/m² per år kan økosystemet ta opp all tilført nitrogen. For avsetning mellom 900-2500 mg N/m² per år kan 0-100 % av nitrogen lekke ut i avrenningen avhengig av nedbørfeltets karakter, mens for avsetninger over 2500 mg N/m² per år vil 50-100% av nitrogen lekke ut i avrenningen.

A2 Effekter på myr

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

Nedbørrmyr

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

En litteraturstudie utført av Bakken og Flatberg (1995) om effekter av økt nitrogenavsetning på nedbørrmyr, 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 nedbørrmyr evne til å ta opp og holde på atmosfærisk tilført nitrogen. Ved høy nitrogenavsetning vil imidlertid evnen til å immobilisere nitrogen avta. Mer nitrogen tilføres rotsonen og blir tilgjengelig for karplanter som således kan få økt vekst. Endringer i konkurranseforholdet mellom torvmoser og karplanter kan også skyldes endringer i nedbrytningshastighet av strø og økt mineralisering av akkumulert organisk materiale ved økt nitrogentilførsel.

I Nederland har artssammensetningen i mosesjiktet endret seg fra de karakteristiske torvmoseartene til mer nitrogenkrevende arter (Greven, 1992; Lütke Twenhöven, 1992). I Storbritannia har svært høy nitrogenbelastning vist vekstreduksjon og nedgang i populasjoner av torvmoser (Press et al., 1986). I Sør-Sverige har nedbørrmyrer blitt mettet med nitrogen ved dagens avsetning på 1000-1300 mg N/m² per år og resultert i økt torvmosevekst. Fosfor er nå blitt den begrensede faktor og ikke nitrogen (Aerts et al., 1992). Slike strukturelle endringer kan skje allerede rundt 700 mg N/m² per år (Gunnarsson et al. 2002). I Finland har Jauhiainen et al. (1992/93, 1998a, 1998b) vist at arter som rusttorvmose og rosetorvmose reagerer negativt på høye nitrogenbelastninger, mens klubbetorvmose viser større toleranse ovenfor nitrogen. Flere nyere undersøkelser i Europa støtter den aksepterte N-tålegrensen for nedbørrmyr på 500-1000 mg N/m² per år.

I Norge har nitrogengjødsling av nedbørrmyr på Østlandet (Kieselbergmosen i Østfold) med en bakgrunnsbelastning på 800 mg N/m² per år vist at planter og torv i de øvre 5-10 cm tar opp tilført nitrogen allerede ved 500 mg N/m² per år og fungerer som et filter (Nordbakken et al., 2003). Her anslår man tålegrensen til å ligge godt under 1300 mg N/m² per år. Det ble imidlertid ikke påvist endringer i vegetasjonen utover det man kan forvente som resultat av klimavariasjon og naturlige suksesjoner (Nordbakken, 1997).

Jordvannmyr

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

Fattig jordvannmyr

Eksperimentell N-gjødsling i fattige jordvannmyrer i Sverige (Granberg et al., 2001) har vist økning i halvgress ved belastninger på 1500 og 3000 mg N/m² per år, innen tre år etter gjødsling. Franske undersøkelser (Francez og Loiseau, 1999) viser at torvmoser tar opp og lagrer N i fattige minerotrofe myrsystemer ved tilførsel av 1500 mg N/m² per år. Tålegrensen for fattige jordvannmyrer er bl.a. på bakgrunn av disse undersøkelsene satt til 1000- 2000 mg N/m² per år.

Rikmyr

I rikmyrer i Nederland er det observert økning av graminider (starr og gras) på bekostning av andre plantearter, og en generell reduksjon i artsdiversitet ved 2000-3500 mg N/m² per år (Vermeer, 1986; Verhoeven og Schmitz, 1991). Resultater fra nyere undersøkelser (Jauhiainen et al., 1998a; Saarinen, 1998; Bergamini og Pauli, 2001; Paulissen et al., 2003) er også benyttet for å fastsette tålegrensen for rikmyr til 1500-3500 mg N/m² per år. I Norge har gjødsling med 1200 N/m² per år på rikmyrer nær Røros med et bakgrunnsnivå på 200-300 N/m² per år vist en svak økning av plantebiomasse og økt vekst av graminider, særlig kornstarr, sauesvingel og blåtopp (Øien, 2004).

A3 Effekter i kulturlandskap

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

Kulturavhengig eng

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

Effekter av nitrogenoverskridelser i *kalkrike enger* er framvekst av høye gras, nedgang i diversitet, økt mineralisering og lekkasje av nitrogen fra jordsmonnet (Achermann & Bobbink 2003). Den internasjonale tålegrensa for kalkrike enger er sett til 1500-2500 mg N/m² per år. I Vest-Europa er middels tørre, grasdominerte enger på relativt *næringsfattige enger* med grasarter som finnskjegg, engkvein, rødsvingel og smyle utsett for jordforsuring ved høy N-avsetning. Resultatet er tap av urter og økt grasvekst og dermed endret artssammensetning (de Graaf et al. 1998, Roelofs et al. 1986). Ved eksperimentell N-gjødsling i forsøksfelt i England har bl.a. typiske moser gått tilbake samtidig som grasmengden har økt (Carroll et al. 1997, 2000, Lee et al. 2000, Morecroft et

al. 1994). N-tålegrensen for slike enger er satt til 1000-2000 mg N/m² per år. Fuktige og kystnære *blåttopper* har fått tålegrense 1500-2500 mg N/m² per år, mens *heisiv-* og *finnskjeggdominerte enger* ligger på 1000-2000 mg N/m² per år. Begge er svært vanlige på Vestlandet. I slike enger er det rapportert om økt innslag av graminider, nedgang i diversitet, særlig i mosedekket (Kirkham et al. 1996, Mountford et al. 1994). Aktivt drevne *slåtteenger* har den høyeste tålegrensen på 2000-3000 mg N/m² per år.

Det er vanskelig å skille engtyper fra hverandre i et landskap uten et detaljert feltarbeid. Typene ligger flekkvis fordelt inn imellom mange andre vegetasjonstyper i kulturlandskapet. Det er også lite kunnskap om tålegrensenivå for enger i Norge. All kulturpåvirket eng er derfor vurdert sammen med en spennvidde i N-tålegrenser fra 1000 til 3000 mg N/m² per år. Rike enger med stor kulturpåvirkning som friske/tørre og baserike enger (typene G6-G10 i Fremstad, 1997) vil ligge i øvre del av skalaen, trolig også de fuktige næringsrike typene (G12-G15). Fattigere og fuktige typer som "*Fuktig fattigeng*", "*Blåttopp-eng*", "*Sølvbunke-eng*", "*Frisk fattigeng*" og "*Finnskjegg-eng og fattig sauesvingel-eng*" (G1-G5 i Fremstad, 1997) vil trolig ligge i nedre deler av skalaen.

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 gå gjennom en syklisk utvikling fra pionerfase med frisk nyetablert lyng via byggefase til moden fase med tette, runde røsslyngmatter, og ved brann blir lyngheiene ført tilbake til pionerfasen. Hvis skjøtselen opphører, går lyngheiene inn i en degenereringsfase med muligheter for invasjon av einer, bjørk og furu, og med tid utvikles gjerne furuskogsbestander (Skogen, 1987; Kaland og Vandvik, 1998). I gammel lynghei vil man normalt også få en svak økning av gras- og urtevekst når storvokst røsslyng åpner seg og dødt plantemateriale brytes ned (degenereringsfase).

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

Lyngbladbillen lever utelukkende på røsslyng og kan føre til omfattende skader, særlig på gammel lyng (Taksdal og Haraldseide, 1994; Taksdal, 1997). Resultatet av større billeangrep er lokal økning av tilgjengelig nitrogen i strølag og jord ved økt nedbrytning av strø og ekskrementer fra 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. Gjødning 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, 1986).

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.

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

Tidligere tålegrenser for kystlynghei var satt til 1500-2000 mg N/m² per år (Bobbink et al., 1996). Nyere forskning og oppdaterte bakgrunnsnivåer ved overvåkingsprogrammer i Storbritannia (Achermann og Bobbink, 2003; Power og Barker, 2003) har vist det nødvendig å senke den nedre tålegrensen for kystlynghei fra 1500 til 1000 mg N/m² per år. Både tørre og fuktige kystlyngheityper er gitt samme tålegrense.

A4 Effekter i fjell

Tålegrenser for fjellvegetasjon er gitt under EUNIS-kategorien (F) "*Heathlands, scrub and tundra habitats*". Her inngår skogløs heivegetasjon dominert av lyngvekster, busker og kratt. Enger i fjellet og mose- og lavdominerte rabber er klassifisert under (E) "*Grassland and tall forb habitats*". Tålegrensene for fjell er generelt noe usikre og er i Norge foreslått satt til 500-1500 mg N/m² per år for naturtypen som helhet (Bruteig og Aarrestad, 2004). Trolig har fattig fjellhei en lavere tålegrense enn rik fjellhei.

Alpin heivegetasjon

Fjellheier dominert av mose, lav og lyngvekster er påvirket av et kjølig klima og kort vekstsesong, noe som medfører en langsom nedbrytning av organiske stoffer og lite frigjøring av (tilgang på) nitrogen. Mose- og lavdominerte heier i norske fjell har vist seg å være mer sensitive til nitrogen enn lyng-/kratt dominerte heier

(Paal et al., 1996; Möls et al., 2001). Forsøk med nitrogengjødsling av gråmose-dominerte fjellheier i Skottland har ført til økt grasvekst og tilbakegang av heigråmose (Pearce og Van der Wal, 2002). Liknende forsøk i arktiske heier på Svalbard har vist økning i planters nitrogeninnhold og endringer i mosedekkets artssammensetning (Baddeley et al., 1994; Gordon et al., 2001). Disse arktiske heiene har mye de samme økologiske forhold som alpine heier, og begge ansees å være truet av økt nitrogenavsetning.

For alpine heier er den internasjonale tålegrensen satt til 500-1500 mg N/m² per år og for mose- per literavdominerte rabber 500-1000 mg N/m² per år, altså en felles nedre tålegrense på 500 mg N/m² per år. Eksperimentene fra norske fjell indikerer imidlertid at tålegrensene her ligger i øvre del av skalaen.

Alpin engvegetasjon

Det fins liten informasjon om effekter av nitrogengjødsling for enger i fjellet med gras og urtedominans. Ett gjødslingsforsøk fra Sveits (Körner, 1999) viste økt plantevekst ved tilsetning av 2000 mg N/m² per år. Tålegrenser er derfor fastsett som ekspertvurdering med spennvidde på 1000-1500 mg N/m² per år.

A5 Effekter i ferskvann

Næringsfattige ferskvann på sandig eller grusig bunn i sure bergartsområder har generelt liten bufferkapasitet og lave kalsium konsentrasjoner. Dette gir lite næringskrevende vegetasjon med flere kortskuddsarter som botnegras, ulike tjønngras, samt stivt- og mykt brasmegras. I slike innsjøer er det i Vest-Europa registrert tilbakegang av kortskuddsarter ved økt N-avsetning (Roelofs, 1983, Arts et al., 1990, Schuurkes et al. 1987). Modelleringer utført av Wortelboer (1988) fra innsjøer i Nederland støtter en N- tålegrense for kortskuddvegetasjon i ferskvann på 500-1000 mg N/m² per år.

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

En norsk spørreundersøkelse av Lindstøm (1993) viste at det over de siste 20-30 årene har vært en økning av fastsittende alger i flere vassdrag i Norge. En studie av 47 elver i avsidesliggende fjellområder med bakgrunnsverdier på 200-600 mg N/m² per år gav indikasjoner på at den økte algeveksten delvis kan skyldes økt N-avsetning gjennom de siste tiår (Lindstrøm et al., 2000). Sammenhengen mellom økt N-avsetning med nedbør og algevekst i norske elver er også vist ved eksperimentelle forsøk av Lindstrøm (2001).

Vedlegg B

Naturtypekart og tålegrenskart for analyse av konsekvenser av utslipp til luft fra energiverk på Mongstad

B1 Metodikk

Naturtypekartet og tålegrensekartene er basert på Statens Kartverk N50 serie. Som kartprojeksjon er valgt UTM sone 32 da denne brukes på standard kartserie for området. All kartgenerering og bearbeiding av digitale kartdata er foretatt ved hjelp av GIS-programmet ArcView.

B2 Naturtypekart

Arealinformasjonen i N50 serien er benyttet som grunnlag for kartlegging av naturtyper (Figur 1) etter inndelingen i Tabell 2:

Skog (G) er direkte angitt som naturtype i N50-serien.

Myr (D) er en arealtype i N50-serien, men kartene angir ingen nærmere differensiering av myrtyper. Vi kan derfor ikke skille mellom nedbørm, fattig jordvannmyr og rikmyr på dette grunnlaget. Erfaringsmessig inneholder de fleste myrer i lavlandet elementer av ombrotrof myr, mens myrer i fjellet oftest har jordvannskarakter. Basert på høydeinformasjonen i N50-kartene delte vi derfor myrene i to grupper: lavlandsmyrer (under 800 moh.) og fjellmyrer (over 800 moh.). For beregningene av tålegrensekart ble verdiene for nedbørm benyttet for lavlandsmyrene, og verdiene for fattig jordvannmyr i fjellet. Det bør bemerkes at over tregrensa vil tålegrensene uansett bli styrt av verdiene for fjellhei da denne er lavere enn for jordvannmyr, slik at utskillingen av fjellmyrer ikke har vesentlig konsekvens for tålegrensekartene.

Kulturlandskap

Dyrket mark er en arealenhet i N50. Vi har brukt dette som en tilnærming til kulturavhengig eng (E) og kalt arealenheten i kartet for **Eng og dyrket mark**. Noen få av N50-kartene innen området er imidlertid av eldre dato, og disse mangler arealsignatur for dyrket mark. Her er skogløse områder under tregrensa øst for kystlyngheienes utbredelse definert manuelt som dyrket mark.

Kystlynghei (F4.11, F2) er, i likhet med fjellvegetasjon, kun definert negativt i N50 kartene, dvs. at områder som ikke er skog, dyrket mark, vann eller bebygde areal framtrer som "hull" i de digitale kartene. Ved å erstatte disse med polygoner får vi et kartlag som omfatter naturområder uten tresetting. For å skille mellom kystlynghei og fjell har vi igjen benyttet høydeinformasjon: Områder under 200 m er vurdert som kystlynghei, mens områder over er vurdert som fjellhei. Noen områder utenfor kystlyngheienes naturlige utbredelsesområder som ligger under skoggrensa vil også bli klassifisert til samme enhet. Dette gjelder for det meste små flekker av åpen hei, krattvegetasjon og grøntarealer i tettsteder.

Fjell (F, E) framkommer således som treløse, ikke-bebygde, ikke-dyrkede områder over 200 m. Dette er i all hovedsak områder ovenfor dagens skoggrensa i området. Engvegetasjon i fjell har vi ikke skilt ut, annet enn der den er tegnet inn som dyrket mark (som for eksempel setervoller).

Ferskvatn (C) er et eget lag i N50 serien. Vi kan ikke skille mellom næringsfattige og næringsrike vann.

Havstrand (A, B) framkommer ikke av N50 kartet og er således ikke utfigurert.

I tillegg har arealdelen i N50 signaturer for **hav**, **isbre** og ulike typer antropogene områder (idrettsplass, flyplass, bebyggelse etc.) kalt **bebygdt areal**. Disse er beholdt i naturtypekartet, men er ikke blitt tilordnet tålegrenseverdier.

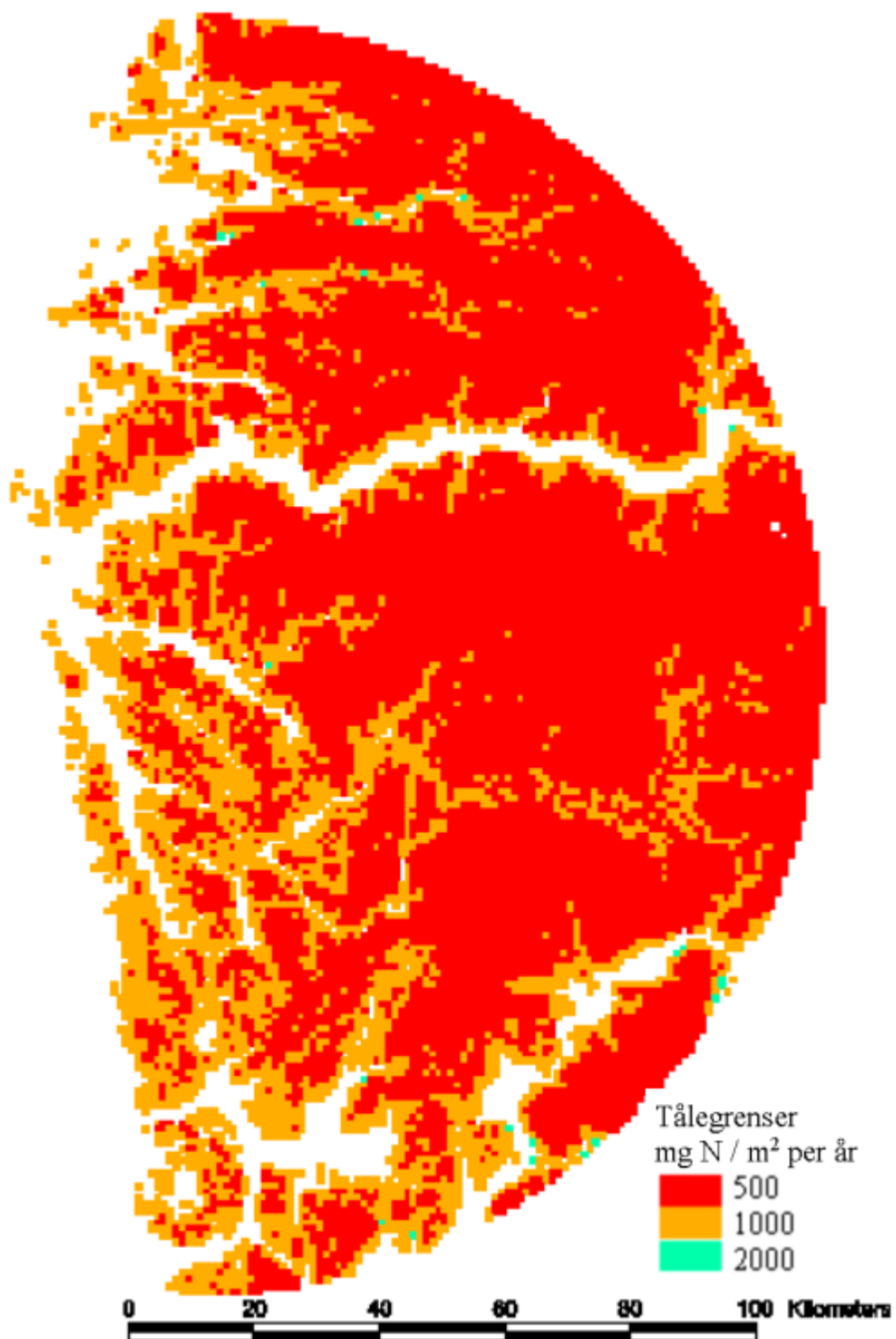
B3 Tålegrensekart

Det konstruerte naturtypekartet ble deretter gjort om til et 100 x 100 m rutenett hvor hver rute får tilordnet én arealtype. For hver km² rute ble det deretter talt opp hvor mange (av 100 mulige) ruter som tilhørte de ulike naturtypene, og resultatet ble samlet i en tabell. Denne tabellen danner grunnlaget for konstruksjon av tålegrensekart(ene), som altså har en oppløsning på 1 km².

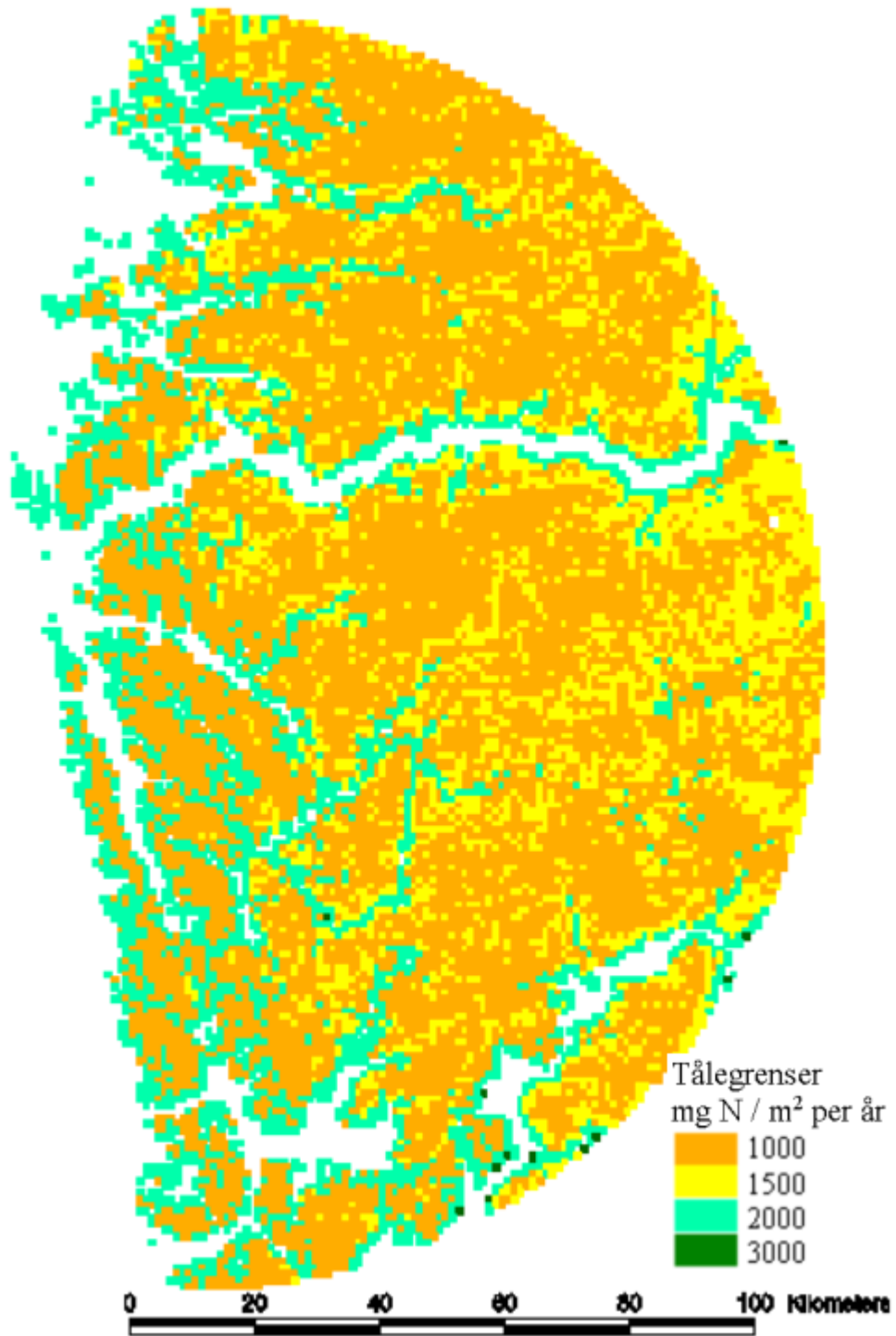
Tabellen gir grunnlag for å vurdere tålegrensene for hver km²-rute på ulike måter. I rapporten er den nedre tålegrensen til den mest følsomme naturtypen innen km-ruta benyttet som verdi for hele ruta (Figur 9). Skog er her gitt tålegrensen 1000, myr i lavlandet 500, myr i fjellet 1000, eng og dyrket mark 2000, kystlynghei 1000, fjell 500 og ferskvann 500 mg N/m² per år.

Vi har også beregnet tålegrensen hvis man setter krav til at en naturtype skal dekke minst 5 % for å bidra i beregningen (Figur 33). Innføring av dette kriteriet fører til små endringer i verdiene mot høyere tålegrenser for noen ruter. Det kan også produseres tålegrensekart som viser forekomst av den mest følsomme naturtypen basert på øvre tålegrenseverdi for naturtypen (Figur 34 og Figur 35).

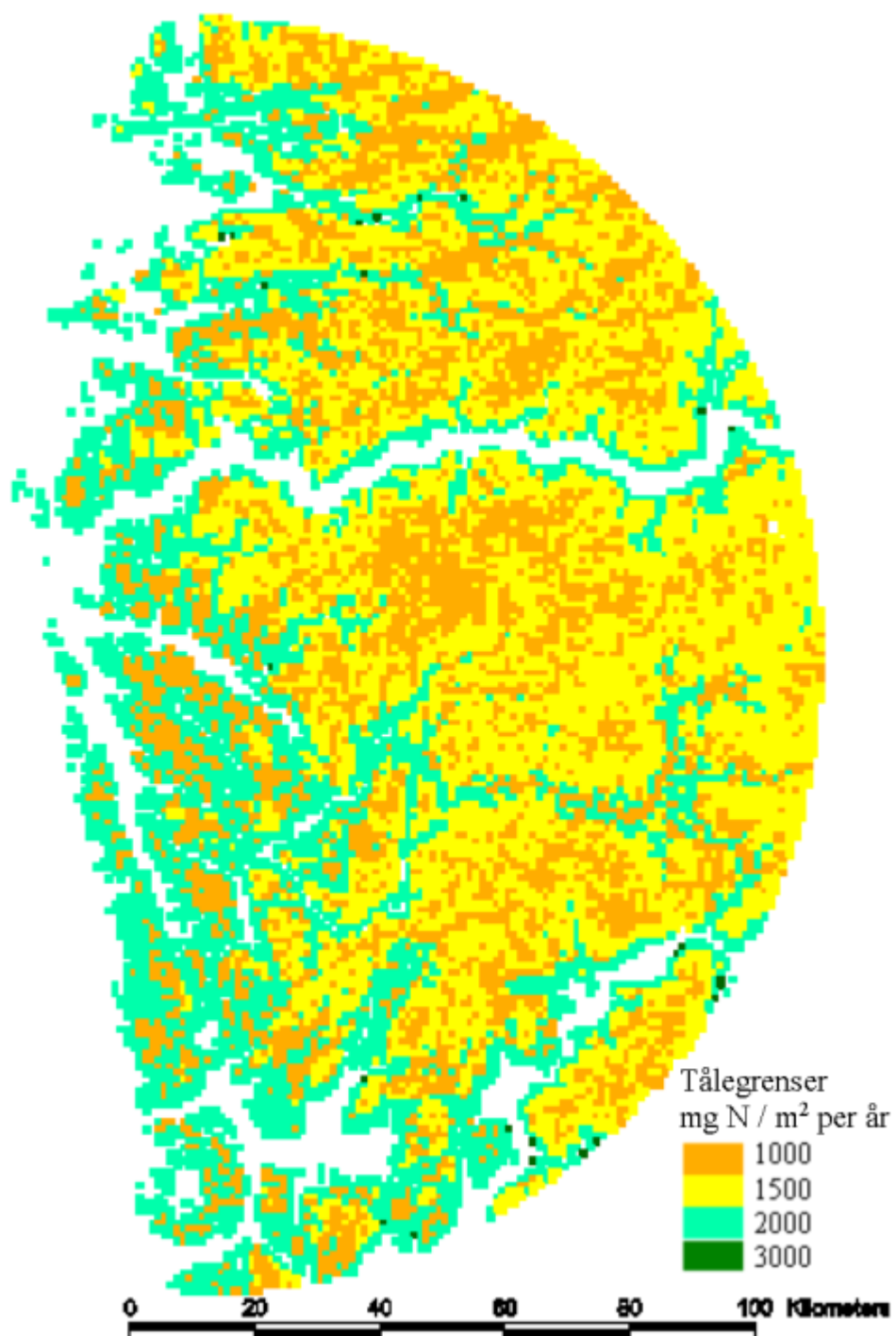
Resultatet blir forholdsvis homogent ved at de fleste km-rutene inneholder elementer av følsomme naturtyper. Dette gjenspeiler virkeligheten i den forstand at naturtypene som oftest forekommer i en mosaikk på en finere skala enn det som fanges opp ved km-ruter, eller sagt på en annen måte, at de fleste arealfigurene er mindre enn 1 km².



Figur 33: Tålegrenser for naturtyper basert på forekomst av den mest følsomme naturtype som dekker minst 5 % areal innen hver km². Naturtypens nedre tålegrense er angitt.



Figur 34: Tålegrenser for naturtyper basert på forekomst av den mest følsomme naturtype innen hver km². Naturtypens øvre tålegrense er angitt.



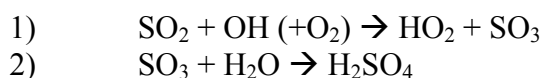
Figur 35: Tålegrenser for naturtyper basert på forekomst av den mest følsomme naturtype som dekker minst 5 % areal innen hver km². Naturtypens øvre tålegrense er angitt.

Vedlegg C

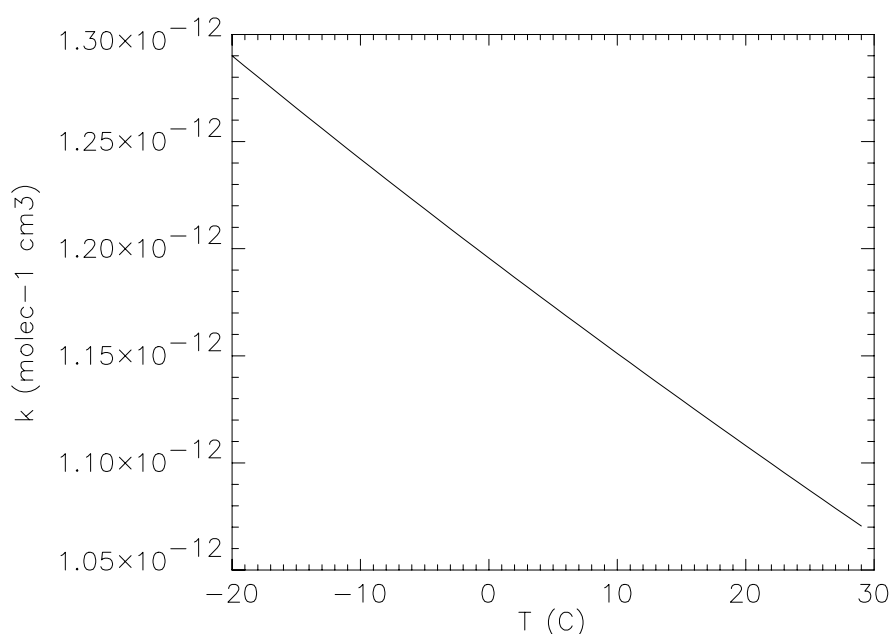
Oksidasjon av SO₂ i INPUFF

C1 Teoretisk bakgrunn

Oksidasjon av SO_2 til sulfat i atmosfæren skjer via både gass- og væskefase. Den eneste gassfaseoksidasjonen av betydning er via OH (Seinfeld, 1986):

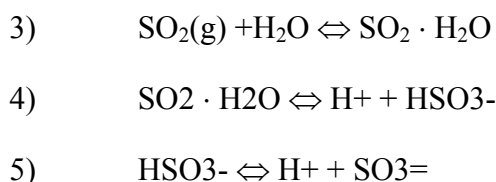


Reaksjon 2 kan antas å skje umiddelbart. Hastighetskonstanten for (1) er en 3-legeme-reaksjon som avhenger av trykk og temperatur, og Figur 36 viser at reaksjonskonstanten avtar noe med økende temperatur men at $k_1 \sim 1.2 \cdot 10^{-12} \text{ cm}^3 \text{ molec}^{-1} \text{ s}^{-1}$ (Atkinson et al., 2004). Uten skyer, dvs. hvis vi antar at alt SO_2 er i gassfase, blir tidsskalaen for oksidasjonsraten $\tau = 1/(k_1 [\text{OH}]) \approx 5$ døgn for en typisk (dagverdi) av $[\text{OH}] = 2 \cdot 10^6 \text{ molekyl} \text{ cm}^{-3}$.

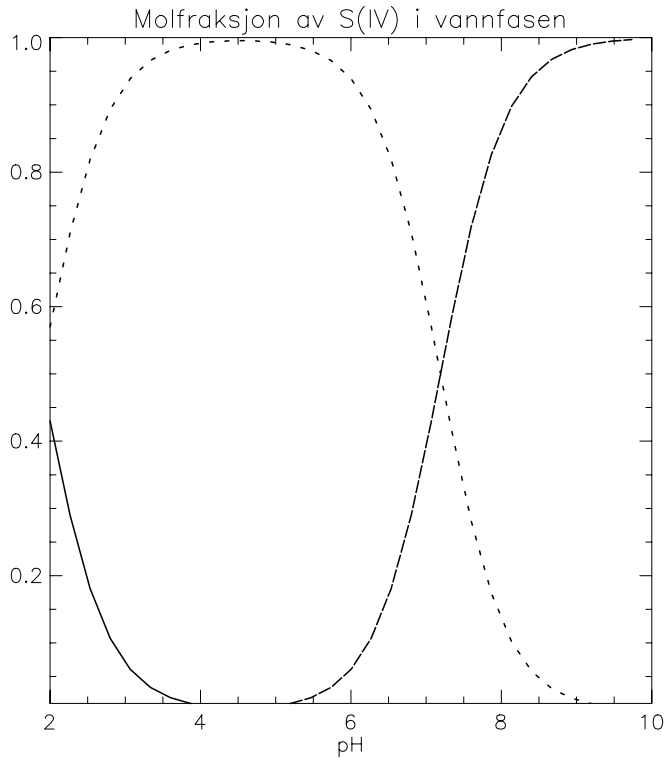


Figur 36: Hastighetskonstanten k_1 for reaksjonen $\text{SO}_2 + \text{OH}$ i gassfase som funksjon av temperaturen ved bakke trykk.

Oksidasjon i væskefasen skjer ved at noe SO_2 absorberes i vann og det oppstår kjemiske likevekter mellom partialtrykket av SO_2 i luft og konsentrasjonen i vann:



Væskekonsentrasjonen av henholdsvis $\text{SO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, HSO_3^- og $\text{SO}_3^{=}$ er bestemt av pH, dvs. at lavere pH gjør at likevektene gir mer $\text{SO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ og mindre $\text{SO}_3^{=}$. Ved vanlige pH-verdier i skydråper (pH \approx 4-4.5) vil det aller meste være i form av HSO_3^- . Figur 36 viser molfraksjonen av de ulike S-komponentene i vannfasen som funksjon av pH.



Figur 37: Molfraksjon av $\text{SO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (heltrukken), HSO_3^- (prikket), og $\text{SO}_3^{=}$ (stiplet) som funksjon av pH i vannfasen.

Etter Henrys lov vil:

$$6) \quad [\text{SO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}]_{\text{aq}} = K_{(\text{SO}_2)} P_{(\text{SO}_2)}$$

hvor

$K_{(\text{SO}_2)}$ = Henrys konstant for SO_2 og

$P_{(\text{SO}_2)}$ = partialtrykket av SO_2 i lufta

Imidlertid vil mer SO_2 løses i dråpene enn bestemt fra (6) alene fordi noe av svovelet vil være i form av HSO_3^- og $\text{SO}_3^{=}$ som følge av (4) og (5).

Det kan lett vises at man kan definere en effektiv Henrys lov koeffisient (K^*):

$$7) \quad [\text{S}_{(\text{IV})}]_{\text{aq}} = K^*_{\text{SO}_2} P_{(\text{SO}_2)}$$

hvor $\text{S}_{(\text{IV})}$ er summen av fireverdige svovel (i væskefasen), dvs:

$$[\text{S}_{(\text{IV})}] = [\text{SO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}] + [\text{HSO}_3^-] + [\text{SO}_3^{=}]$$

Likevekt (7) uttrykker konsentrasjonen av fireverdige svovel i vannfasen relativt til luftkonsentrasjonen. Hvis vi bruker tilstandslikningen for en ideell gass:

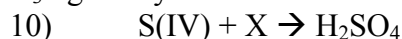
$$8) \quad P_{(\text{SO}_2)} = [\text{SO}_2]_{(\text{g})} RT$$

får vi fra (7):

$$9) \quad [S_{(IV)}]_{aq} = K^*_{SO_2} RT$$

hvor $[SO_2]_{(g)}$ er gasskonsentrasjonen (molekyler cm^{-3}) og R og T er gasskonstanten og lufttemperaturen.

Oksidasjonen av de vannløste (fireverdige) svovelforbindelsene nevnt over til (seksverdige) *sulfat* i dråpene skjer hovedsaklig via tre reaksjonsveier; via H_2O_2 , O_3 og katalysert ved metallioner og kan skrives:



Her er X væskekonsentrasjonen av enten ozon, H_2O_2 eller O_2 katalysert ved metallioner. Videre vil hastigheten på denne sulfatdannelsen variere med de tre ulike S(IV)-forbindelsene, slik at netto sulfatproduksjon i dråpene blir summen av bidragene fra hver av dem.

C2 Modellering av sulfatdannelsen

Hvis teorien over skulle brukes direkte i en spredningsmodell ville det kreve beregninger av både gassfasekjemi (OH , SO_2 , osv) og kjemi i vannråpene (O_3 , H_2O_2 osv). Isteden ønsker vi å uttrykke alt relativt til gasskonsentrasjonene.

Hvis vi definerer N_{aq} og N_g , som antall S_{IV} -molekyler i væske- og gassfase og V_{aq} og V_g som volumet av væske og gass kan vi definere molekylfraksjonen av S_{IV} i væske (relativt til totalen):

$$11) \quad f_{aq, SO_2} = N_{aq} / (N_g + N_{aq}) \quad \Rightarrow$$

$$12) \quad f_{aq, SO_2} = [S_{IV}]_{aq} V_{aq} / (SO_2(g) V_g + [S_{IV}]_{aq} V_{aq})$$

Innsatt (9) får vi:

$$13) \quad f_{aq, SO_2} = K^*_{SO_2} SO_2(g) R T V_{aq} / (SO_2(g) V_g + K^*_{SO_2} SO_2(g) R T V_{aq})$$

Hvis vi setter "liquid water content" $L = V_{aq}/V_T \approx V_{aq}/V_g$ får vi:

$$14) \quad f_{aq, SO_2} = 1 / (1 + (K^*_{SO_2} RTL)^{-1})$$

L representerer her fraksjonen av skyvann inne i skya. Ved hjelp av (14) kan vi da definere en effektiv reaksjonsrate for sulfatdannelsen fra gassfaseoksidasjonen av SO_2 som tar hensyn til at en viss fraksjon av SO_2 vil være i gassfasen:

$$15) \quad k_1' = k_1 (1 - f_{SO_2, aq} W)$$

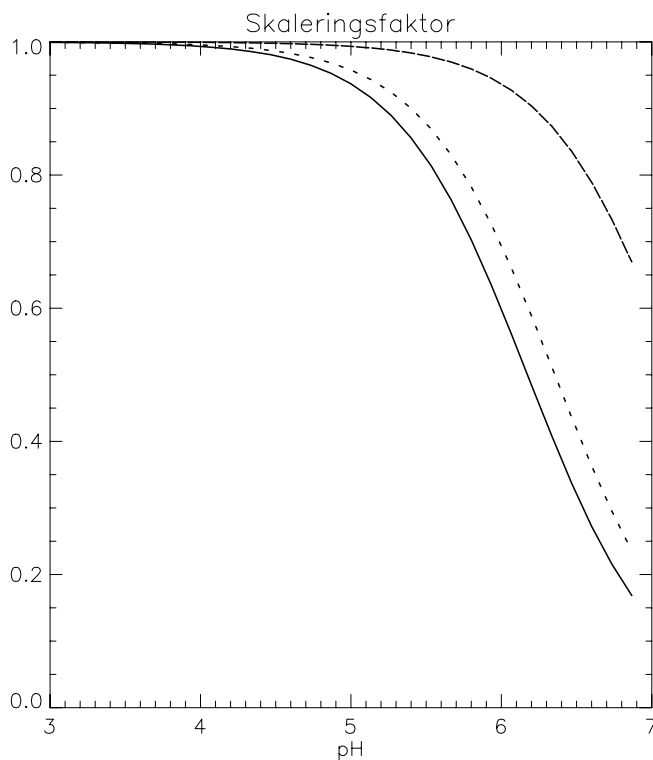
hvor k_1 er reaksjonsraten for (1) og W er andelen av modellvolumet som er fylt av skyer.

Sammen med OH-konsentrasjonen kan likning (15) brukes til å beregne sulfatdannelsen fra gassfaseoksidasjon av SO_2 :

$$16) \quad k_1' = k_1 (1 - W / (1 + (K^*_{SO_2} RTL)^{-1})) \equiv k_1 F$$

$$17) \quad \delta/\delta t (\text{SO}_2) = -k_1' [\text{OH}] [\text{SO}_2]$$

hvor k_1 er hastigheten for gassfasereaksjonen (se D3) mens skaleringsfaktoren F avhenger av skymengden (W), pH (via den effektive Henrys konstant, $K_{\text{SO}_2}^*$), temperatur (T) og vanninnhold (L). Figur 38 viser skaleringsfaktoren F som en funksjon av pH for noen valg av L og T . For lave pH-verdier er F nær 1, men når pH øker faller F betraktelig. Dette gjenspeiler at økt pH fører til at mer SO_2 i dråpene overføres til HSO_3^- og SO_3^{2-} og at vannfasen dermed kan absorbere mer svovel totalt. Tilstedeværelsen av skyer fører altså til at oksidasjon $\text{SO}_2 \rightarrow$ sulfat avtar i gassfase, men som vist nedenfor, er oksidasjonen i væskefase svært effektiv og vil dermed bli den bestemende prosessen så lenge det er skyer tilstede.



Figur 38: Skaleringsfaktoren F som funksjon av pH for i) $L = 10^{-6}$, $T = 0^\circ\text{C}$ (heltrukken); ii) $L = 10^{-6}$, $T = 20^\circ\text{C}$ (prikket); iii) $L = 10^{-7}$, $T = 0^\circ\text{C}$ (stiplet). Skyfraksjonen $W = 1$ for alle.

(heltrukken); ii) $L = 10^{-6}$, $T = 20^\circ\text{C}$ (prikket); iii) $L = 10^{-7}$, $T = 0^\circ\text{C}$ (stiplet). Skyfraksjonen $W = 1$ for alle.

I tillegg til gassfaseoksidasjonen kommer altså sulfatdannelsen fra oksidasjon i væskefasen, dvs. reaksjon (10). For å kunne beregne dette uttrykt vha gassfasereaksjonene defineres først tilsvarende uttrykk som 14 for O_3 og H_2O_2 , dvs:

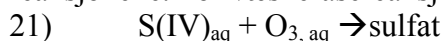
$$18) \quad f_{\text{aq}, \text{O}_3} = 1 / (1 + (K_{\text{O}_3} \text{RTL})^{-1})$$

$$19) \quad f_{\text{aq, H}_2\text{O}_2} = 1 / (1 + (K_{\text{H}_2\text{O}_2} \text{RTL})^{-1})$$

hvor f-ene altså representerer molekylfraksjonene i væske relativt til totalen i hele luftvolumet. Vi kan da sette at:

$$20) \quad [\text{X}]_{\text{aq}} = f_{\text{aq, x}} \cdot [\text{X}]_{\text{g}} \quad V_{\text{g}}/V_{\text{aq}} = f_{\text{aq, x}} L^{-1} [\text{X}]_{\text{g}}$$

Med disse definisjonene kan vi lage effektive reaksjonsrater for O_3 - og H_2O_2 -reaksjonene. For væskefasereaksjonen med ozon:



får vi (fra 18):

$$\delta/\delta t [\text{sulfat}]_{\text{aq}} = k_{\text{O}_3} [\text{O}_3]_{\text{aq}} [\text{S(IV)}]_{\text{aq}} = k_{\text{O}_3} f_{\text{aq, O}_3} L^{-1} [\text{O}_3]_{\text{g}} f_{\text{aq, SO}_2} L^{-1} [\text{SO}_2]_{\text{g}}$$

$$22) \quad \delta/\delta t [\text{SO}_2]_{\text{g}} = -L\gamma\delta/\delta t [\text{sulfat}]_{\text{aq}} \equiv k_{\text{O}_3}' [\text{O}_3]_{\text{g}} [\text{SO}_2]_{\text{g}}$$

hvor:

$$23) \quad k_{\text{O}_3}' = k_{\text{O}_3} \gamma f_{\text{aq, O}_3} f_{\text{aq, SO}_2} L^{-1} W$$

$$24) \quad f_{\text{aq, O}_3} = [1 + (K_{\text{O}_3} \text{RTL})^{-1}]^{-1}$$

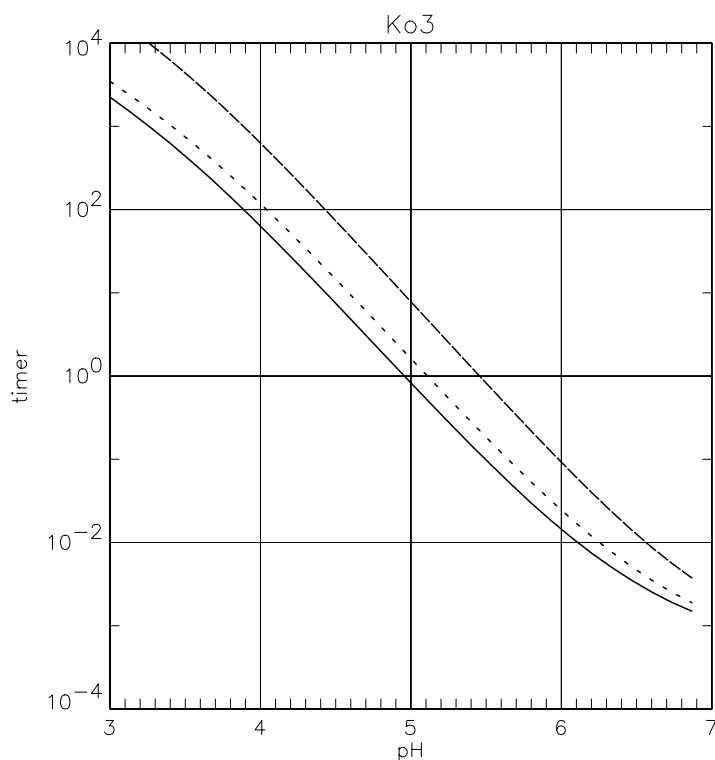
Konstanten γ i likningene over er en konverteringsfaktor fra (Molar)⁻¹ til (molekyler/cm³)⁻¹ (EMEP, 2003).

$$1 \text{ Molar} = 1 \text{ mol/l} = 6.023 \cdot 10^{23} \text{ molekyler dm}^{-3} = 6.023 \cdot 10^{20} \text{ molekyler cm}^{-3}$$

Dvs. at:

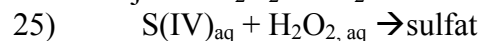
$$\gamma = 1.66 \cdot 10^{-21} \text{ Molar molekyler}^{-1} \text{cm}^3$$

Reaksjonsraten k_{O_3} varierer sterkt for de ulike S(IV)-komponentene (se D3) og øker på grunn av dette sterkt med pH.



Figur 39: Tidsskala for $\text{SO}_2 + \text{O}_3$ -reaksjonen (linjene er under samme betingelser som i Figur 38).

For reaksjonen $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{SO}_2$ i væskefase får vi:



og, som over, får vi:

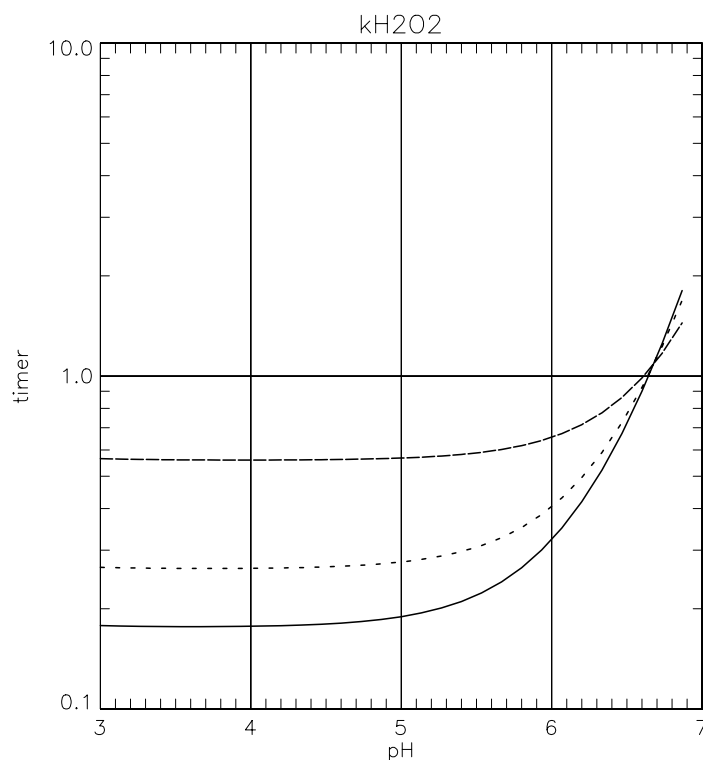
$$\begin{aligned} \frac{\delta}{\delta t} [\text{sulfat}]_{\text{aq}} &= k_{\text{H}_2\text{O}_2} [\text{H}_2\text{O}_2]_{\text{aq}} [\text{S(IV)}]_{\text{aq}} \\ &= k_{\text{H}_2\text{O}_2} f_{\text{aq}, \text{H}_2\text{O}_2} L^{-1} [\text{H}_2\text{O}_2]_{\text{g}} f_{\text{aq}, \text{SO}_2} L^{-1} [\text{SO}_2]_{\text{g}} \end{aligned}$$

$$26) \quad \frac{\delta}{\delta t} [\text{SO}_2]_{\text{g}} = -L\gamma \frac{\delta}{\delta t} [\text{sulfat}]_{\text{aq}} \equiv k_{\text{H}_2\text{O}_2}' [\text{H}_2\text{O}_2]_{\text{g}} [\text{SO}_2]_{\text{g}}$$

hvor:

$$\begin{aligned} k_{\text{H}_2\text{O}_2}' &= k_{\text{H}_2\text{O}_2} \gamma f_{\text{aq}, \text{H}_2\text{O}_2} f_{\text{aq}, \text{SO}_2} L^{-1} W \\ f_{\text{aq}, \text{H}_2\text{O}_2} &= [1 + (K_{\text{H}_2\text{O}_2} \text{RTL})^{-1}]^{-1} \end{aligned}$$

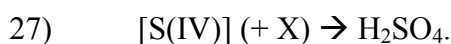
Væskereaksjonen mellom H_2O_2 og S(IV) antas vanligvis å være effektiv bare for HSO_3^- , noe som gjenspeiles i reaksjonshastigheten $k_{\text{H}_2\text{O}_2}$ gitt i D3.



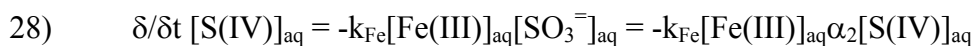
Figur 40: Tidsskala for $\text{SO}_2 + \text{H}_2\text{O}_2$ -reaksjonen (linjene er under samme betingelser som i Figur 37)

Figur 40. Tidsskala for $\text{SO}_2 + \text{H}_2\text{O}_2$ -reaksjonen (linjene er under samme betingelser som i Figur 37).

Reaksjonen der SO_2 i vanndråpene oksideres til sulfat katalysert ved metallioner kan skrives:

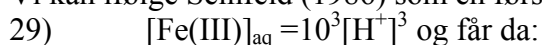


Denne prosessen er vanligvis av mindre betydning enn oksidasjonen ved H_2O_2 og O_3 og kan derfor forenkles i tråd med anbefalinger fra Hoffman og Calvert (1985) til bare oksidasjonen via treverdig jern (Fe(III)):

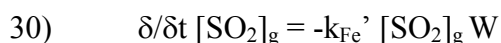


$$k_{\text{Fe}} = 1.2 \cdot 10^6 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$$

Vi kan ifølge Seinfeld (1986) som en første antagelse sette at:



$$\delta/\delta t [\text{SO}_2]_{\text{g}} = -k_{\text{Fe}} L \gamma 10^3 [\text{H}^+]^3 f_{\text{aq, SO}_2} L^{-1} \alpha_2 [\text{SO}_2]_{\text{g}} W$$



hvor:

$$k_{Fe}^* = -k_{Fe} \gamma 10^3 [H^+]^3 \alpha_2 f_{aq, SO_2} L^{-1}$$

Med pseudso-reaksjonsratene (17), (22), (26) og (30) kan vi beregne overføringen fra $SO_2(g)$ til sulfat uttrykt ved hjelp av luftkonsentrasjonen av pH, OH, O_3 , H_2O_2 og ved hjelp av skyvannfraksjonen L (i skyvolumet) og W (andelen av modellvolumet fylt av skyer).

C3 Konstanter og definisjoner

$$pH = -\log([H^+])$$

$$k_1 = [k_0 k_\infty / (k_0 + k_\infty)] F_c^{[1 + \log(k_0/k_\infty) / \log(F_c)]} \text{ molec}^{-1} \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$$

$$k_0 = 4.5 \cdot 10^{-31} (T/300)^{-3.9} [M]$$

$$k_\infty = 1.3 \cdot 10^{-12} (T/300)^{-0.7}$$

$$F_c = 0.525$$

$$[M] = \text{konsentrasjon av "third body", dvs lufttettheten i molec cm}^{-3}$$

L = liquid water content (dimensjonsløs størrelse).

Typiske verdier i skyer er 10^{-6} - 10^{-7}

W = andelen av modellvolumet fylt av skyer

$$K_{(SO_2)} = 1.24 \text{ M atm}^{-1}$$

$$K_{SO_2}^* \approx K_{(SO_2)} (1 + 10^{(pH + 853/T - 4.74)})$$

$$R = 0.082 \text{ atm M}^{-1} \text{ K}^{-1}$$

Molfraksjoner av S(IV) i vann:

$$\alpha_0 \equiv X_{SO_2 \cdot H_2O} = (1 + K_{s1}/[H^+] + K_{s1}K_{s2}/[H^+]^2)^{-1}$$

$$\alpha_1 \equiv X_{HSO_3} = (1 + [H^+]/K_{s1} + K_{s2}/[H^+])^{-1}$$

$$\alpha_2 \equiv X_{SO_3} = (1 + [H^+]/K_{s2} + [H^+]^2/K_{s1}K_{s2})^{-1}$$

hvor

$$K_{hs} = 10^{(1376.1/T - 4.521)}$$

$$K_{s1} = 10^{(853/T - 4.74)}$$

$$K_{s2} = 10^{(621.9/T - 9.278)}$$

er likevektskonstantene for de ulike S(IV)-forbindelsene.

$$k_{O_3} = [2.4 \cdot 10^4 \alpha_0 + 3.7 \cdot 10^5 \alpha_1 + 1.5 \cdot 10^9 \alpha_2] \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$$

$$k_{H_2O_2} = [7.45 \cdot 10^7 \alpha_1][H^+] \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$$



Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2027 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAGRAPPORT	RAPPORT NR. OR 27/2005	ISBN 82-425-1668-51668-5	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 106	PRIS NOK 150,-
TITTEL Konsekvenser ved utslipp til luft fra et Energiverk ved Statoil Mongstad		PROSJEKTLEDER Karl Idar Gjerstad	
		NILU PROSJEKT NR. O-103063	
FORFATTER(E) Karl Idar Gjerstad, Svein Knudsen, Sverre Solberg, Heleen de Wit, Tore Høgåsen, Thorjorn Larssen, Per Arild Aarrestad og Odd Egil Stabbetorp		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAKSGIVERS REF. Asbjørn Folvik	
OPPDRAKSGIVER Statoil			
STIKKORD Naturmiljø	EIF	Energiverk	
REFERAT Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) har utredet virkninger av utslipp av NO _x , SO ₂ og PM ₁₀ til luft på naturmiljøet fra Mongstadanleggene med et evt. energiverk. Det er vurdert utslipp fra dagens anlegg og fremtidig utslipp fra Mongstadanleggene med energiverk og mulig rensing av NO _x utslippene.			
TITLE Consequences of emission from a combined heat and power plant at Statoil Mongstad			
ABSTRACT Norwegian Institute for Air Research (NILU), Norwegian Institute for Water Research (NIVA), and Norwegian Institute for Nature Research (NINA) have considered the consequences for the environment of emission to air (NO _x , SO ₂ , and PM ₁₀) from the Mongstad refinery. Emission from the existing refinery and future emission which also includes a power plant and/or cleaning devices are considered.			

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