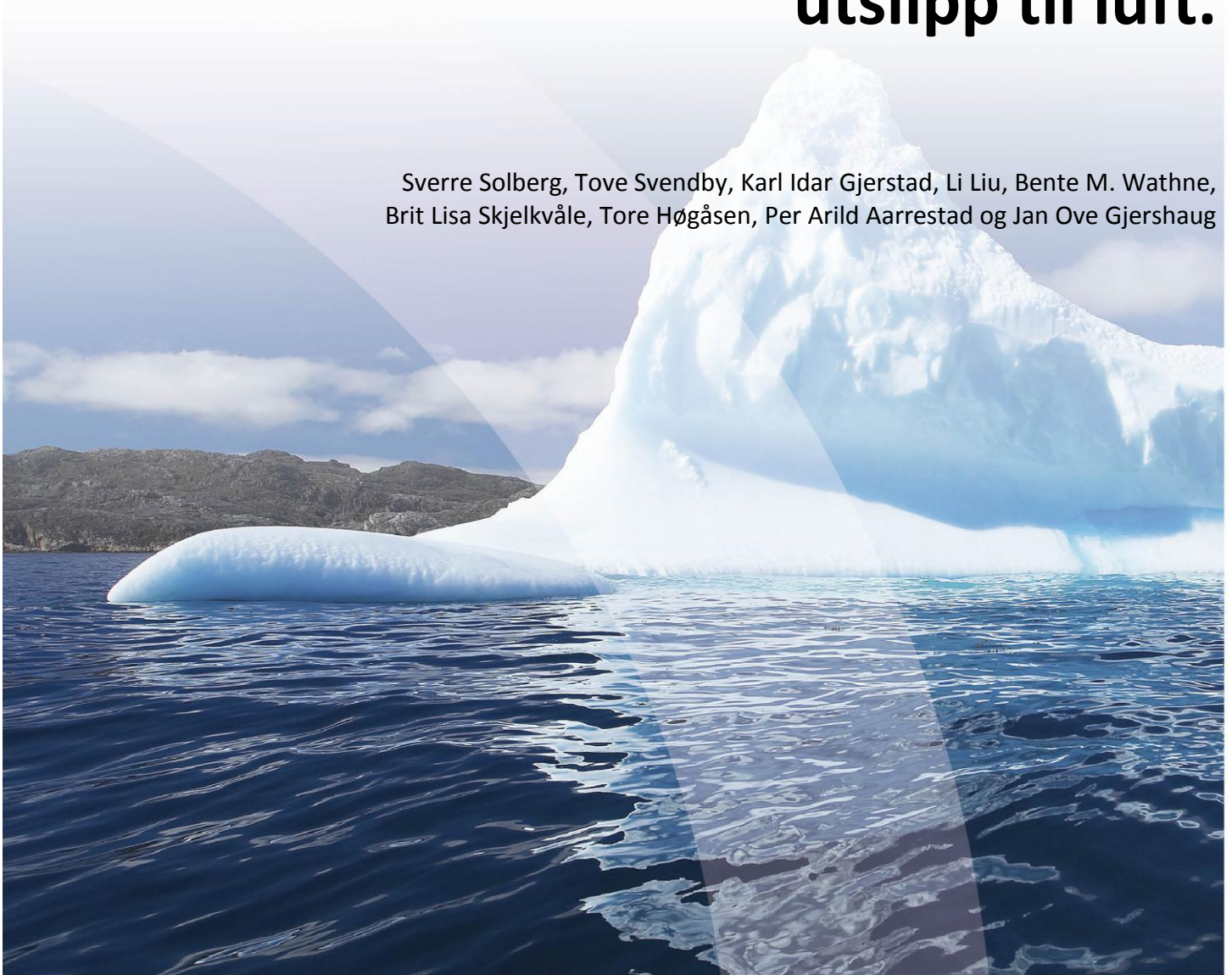

Åpning av havområdene ved Jan Mayen for petroleumsvirksomhet. Konsekvenser av regulære utslipp til luft.

Sverre Solberg, Tove Svendby, Karl Idar Gjerstad, Li Liu, Bente M. Wathne,
Brit Lisa Skjelkvåle, Tore Høgåsen, Per Arild Aarrestad og Jan Ove Gjershaug



Innhold

	Side
Sammendrag	3
1 Innledning	7
2 Luftforurensning i nordområdene.....	8
3 Generelle miljøeffekter av utslipp til luft, luftkvalitetskriterier og tålegrenser	11
3.1 Effekter på vegetasjon og fauna	11
3.1.1 Bakkenært ozon.....	11
3.1.1.1 Effekter på vegetasjon.....	11
3.1.1.2 Luftkvalitetskriterier for vegetasjon.....	11
3.1.1.3 Effekter på fauna	12
3.1.1.4 Luftkvalitetskriterier for fauna	12
3.1.2 Nitrogen.....	13
3.1.2.1 Ulike nitrogenforbindelser	13
3.1.2.2 Direkte påvirkning på planter av NO _x og luftkvalitetskriterier	13
3.1.2.3 Direkte påvirkning av NO _x på fauna og luftkvalitetskriterier	13
3.1.2.4 Effekter av nitrogenavsetning på økosystemer	14
3.1.2.5 Empiriske nitrogenålegrenser for naturtyper	16
3.1.3 Svovel.....	18
3.1.3.1 Effekter på vegetasjon og luftkvalitetskriterier.....	18
3.1.3.2 Effekter på fauna og luftkvalitetskriterier	18
3.2 Effekter på overflatevann	18
3.2.1 Forsuring	18
3.2.2 Nitrogen som nærings salt i ferskvann	19
3.2.3 Tålegrenser	20
3.2.4 Tålegrenser for forsuring.....	20
4 Utslippsbetingelser og scenarier	20
4.1 Scenarier.....	20
4.2 Funnsteder og letebrønner	22
4.3 Utslippsdata.....	23
4.3.1 Punktkilder	24
4.3.2 Skipsutslipp	27
4.3.3 Oppsummering av alle utslipp.....	29
5 Modellverktøy og beregninger	30
6 Resultater fra modellberegningene.....	32
6.1 Sammenligning med målinger – modellevaluering	34
6.2 Avsetning av nitrogen og svovel.....	36
6.3 Bakkenært ozon.....	37
6.4 Partikler og klimaeffekter.....	39
7 Vurdering av miljøeffekter på vegetasjon og fauna.....	43
7.1 Ozon	43

7.1.1	Vegetasjon.....	43
7.1.2	Fauna	43
7.2	Nitrogen.....	43
7.2.1	Vegetasjon.....	43
7.2.2	Fauna	44
7.3	Svovel.....	44
7.3.1	Vegetasjon.....	44
7.3.2	Fauna	44
8	Vurdering av miljøeffekter på overflatevann.....	45
8.1	Forsuring av overflatevann - Dagens situasjon.....	45
8.1.1	Vannforekomster Jan Mayen	45
8.2	Forsuring av overflatevann – påvirkning på grunn av utslipp fra petroleumsaktivitet ved Jan Mayen og Barentshavet.....	45
8.2.1	Vannforekomster Jan Mayen	45
9	Konklusjon.....	45
10	Referanser	47
11	Ordforklaringer.....	55
	Vedlegg A Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann.....	57

Sammendrag

Olje- og energidepartementet (OED) har igangsatt arbeider med "Konsekvensutredning (KU) som en del av prosessen med åpning av havområdene ved Jan Mayen for petroleumsvirksomhet" og "Konsekvensutredning (KU) som en del av prosessen med åpning av det tidligere omstridte området vest for avgrensingslinjen i Barentshavet Sør". Oppdraget med en faglig delutredning som gjelder "regulære utslipp til luft" er tildelt NILU – Norsk institutt for luftforskning sammen med NIVA – Norsk institutt for vannforskning og NINA – Norsk institutt for naturforskning.

I denne studien er det modellert avsetning av nitrogen, svovel og partikler, og det er beregnet dannelse av ozon. Videre er det vurdert effekter på vegetasjon og fauna og beregnet forsurening av overflatevann.

I henhold til scenarioer fra Oljedirektoratet (OD) er det lagt til grunn petroleumsaktivitet i Barentshavet og Jan Mayen fra år 2017 til år 2050. Utslipp fra fremtidig aktivitet vil være avhengig av hvilke funn som blir gjort. Det er derfor ikke mulig å angi noe presist utslipp fra petroleumsaktiviteten. OD har utarbeidet to utslippsscenarioer for hvert område; et scenario for høyt aktivitetsnivå ved flere funn (scenario 1), og et scenario for lavt aktivitetsnivå ved få funn (scenario 2). I denne rapporten har vi modellert og vurdert effektene ved:

- Bakgrunssituasjonen (dagens situasjon)
- Et høyt framtidig aktivitetsnivå (scenario 1)

Scenario 1 vil utgjøre et "worst case" i forhold til utslipp til luft, mens bakgrunssituasjon er dagens scenario uten petroleumsaktivitet i disse områdene. Disse to scenarioene vil utgjøre ytterpunktene i form av minimal- og maksimal påvirkning av miljøet som følge av ingen- eller stor framtidig petroleumsaktivitet i havområdene.

Beregninger av fotokjemi, transport og avsetning av luftforurensning er gjort med en kjemisk spredningsmodell, kalt EMEP-modellen. Denne modellen har vært brukt til beregninger av atmosfærisk spredning og kjemi i over 30 år i Europa. I dette prosjektet har vi valgt å benytte et nyutviklet modellsystem der EMEP-modellen kjøres på flere delområder med gradvis finere oppløsning. Alle beregningene ble basert på meteorologi for 2006 (hele året). Dette var et år med mange episoder med langtransport av luftmasser fra kontinentet til Arktis. Temperaturen gjennom vinteren og forsommeren var uvanlig høy, noe som trolig vil være representativt for et framtidig klima og dermed passende for denne studien som tar for seg konsekvensen av utslipp rundt 2030.

Beregningene viser at knapt halvparten av det samlede nitrogen-utslippet, 60 % av svovel-utslippet og knapt 2/3 av sot-utslippet (BC) fra petroleumsaktiviteten avsettes innenfor det største modellområdet (som dekker Atlanteren, Europa og deler av Asia). Bare 16 % av N- og S- utslippet fra petroleumsaktiviteten avsettes innenfor det mellomste modellområdet (som dekker nordområdene) mens andelen av BC som avsettes i dette området er litt høyere, 26 %. Resten av

utslippene vil – året sett under ett – enten transporteres ut av modellområdet eller finnes igjen som svakt forhøyede konsentrasjoner av luftkonsentrasjonene.

Når det gjelder mulige miljøeffekter, er bidraget til utslippene for luftkonsentrasjoner og avsetning til *landområdene* i nord vurdert, nærmere bestemt Jan Mayen, Svalbard og N-Norge. Resultatet av beregningene viser en helt marginal økning i nitrogenavsetningen på Jan Mayen (Tabell 1.1). Beregningene viser at dagens avsetning er på opptil 300 mg N/m², mens den økte avsetningen fra framtidig petroleumsaktivitet vil øke dette nivået med opptil 0,6 mg N/m², noe som tilsvarer en økning på 0,02 %. For svovelavsetning er bidraget fra framtidig petroleumsaktivitet enda lavere.

For ozon er det beregnet 3 måneders AOT40-verdi¹, som er relevant for planter. Beregningene for dagens situasjon gir et nivå på rundt 3000 ppb-timer på Jan Mayen, noe som tilsvarer grenseverdien i EUs ozondirektiv. Tilleggsbidraget fra framtidig petroleumsaktivitet er beregnet til å være opptil 4 ppb-timer (Tabell 1.1), noe som tilsvarer en økning på 0,1 %. Modellberegningene indikerer at det ikke blir noen endring i parameteren N120².

Tabell 1.1 Nøkkeltall fra modellberegningene for Jan Mayen (landområdet)

	Dagens situasjon (modellert bakgrunn)	Tillegg fra petroleumsaktiviteten (høyt scenario)
Maks. N-avsetning (mg N/m ²)	300	0.6
Maks. S-avsetning (mg S/m ²)	300	0.05
Ozon (maks. 3-mnd AOT40)	3000	4
Ozon (N120)	8	0
Avsetning av BC (µg C/m ²)	1.148	0.004

Også for sotpartikler (BC), PM₁₀ og sulfatpartikler gir modellberegningene små tilleggsbidrag på Jan Mayen fra den framtidige petroleumsaktiviteten. For alle komponenter gir beregningene gir en økning som er mindre enn 0,5 % i forhold til dagens situasjon.

Basert på disse resultatene er konklusjonen at bidraget til forsurening på Jan Mayen fra petroleumsaktiviteten ved Jan Mayen og i Barentshavet er ubetydelig. Det finnes ingen vannkjemiske data for Jan Mayen, men de basiske bergartene på øya tilsier at overflatevann der er lite sensitivt for sur nedbør generelt.

Beregningene for bidraget til luftkonsentrasjoner av NO_x, SO₂ og ozon, samt avsetninger av nitrogen og svovel fra den planlagte petroleumsaktivitet ved

¹ AOT40 = “Accumulated exposure over the threshold of 40 ppb”, dvs. summert overskridelse av grenseverdien på 40 ppb.

² Antall dager med 8-timers løpende middelvei over 120 µg/m³

Jan Mayen tilsier at utslippene høyst sannsynlig ikke vil føre til negative effekter på vegetasjon og fauna i de terrestriske influensområdene. Det er noe usikkert om ozon kan ha uheldige konsekvenser for fugl som oppholder seg i områder med høyest belastning og blir eksponert for inntak av ozon, da det her er mangelfull kunnskap om dose-respons forhold.

Usikkerheten i modellberegningene i denne studien er stor. Selv om det er brukt deterministiske modeller, vil flere parametre, som nedbørsmengde og -hyppighet, vekst og dannelse av partikler, tørr- og våtavsetning osv. være beheftet med stor usikkerhet. De beregnede konsekvensene er imidlertid så små at studiens hovedkonklusjon er robust selv om usikkerheten i tallene er stor. Hovedgrunnen til at petroleumskildene får såpass liten effekt er at kildene befinner seg langt til havs i et område med langsomme kjemiske prosesser i atmosfæren og med lite nedbør. Med ineffektiv kjemi og lite utvasking i nedbør vil utslippene spres over store avstander og bidra lite på landområdene.

Åpning av havområdene ved Jan Mayen for petroleumsvirksomhet. Konsekvenser av regulære utslipp til luft.

1 Innledning

Olje- og energidepartementet (OED) har igangsatt en prosess med *Konsekvensutredning (KU) som en del av prosessen med åpning av havområdene ved Jan Mayen for petroleumsvirksomhet* og *Konsekvensutredning (KU) som en del av prosessen med åpning av det tidligere omstridte området vest for avgrensingslinjen i Barentshavet Sør*. Basert på et fastsatt utredningsprogram er en rekke problemstillinger identifisert. Faglige studier blir gjennomført i tråd med disse problemstillingene. Oppdraget med fagutredningen som omhandler ”regulære utslipp til luft” ble tildelt NILU (Norsk institutt for luftforskning) som prosjektleder, sammen med NIVA (Norsk institutt for vannforskning) og NINA (Norsk institutt for naturforskning).

Arbeidet med disse to utredningene ble gjort under ett, og med samme metodikk, men blir rapportert i to rapporter – en for Jan Mayen og en for Barentshavet. Rapportenes innhold er identisk med unntak av de delene hvor resultatene for de enkelte områdene er omtalt.

Temaet for studien er konsekvensene av utslipp til luft fra mulig framtidig petroleumsvirksomhet ved Jan Mayen og Barentshavet. Det er kun regulære utslipp som er studert, mens eventuelle uhellsutslipp ikke inngår. Temaet for studien er utslipp av SO₂, NO_x, nmVOC og partikler. Prognoser over framtidige utslippstall for disse komponentene ble mottatt fra oppdragsgiveren. Basert på dem har vi foretatt numeriske modellberegninger med en fotokjemisk spredningsmodell for atmosfæren og beregnet avsetningen av nitrogen, svovel og sotpartikler. Bidraget fra utslippene til dannelsen av ozon er også studert. Vi har deretter, på bakgrunn av modellresultatene, foretatt vurderinger av mulige effekter på naturmiljøet på Jan Mayen, Spitsbergen og i Nord-Norge.

Rapportene er strukturert på følgende måte: Sammendraget i starten gir en oppsummering av studien med våre hovedkonklusjoner.

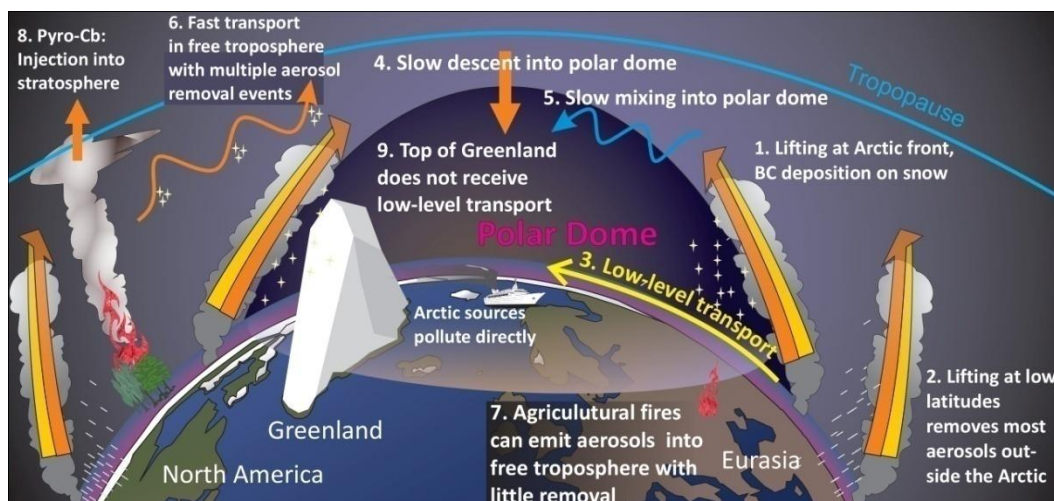
Kap. 2 gir en oversikt over temaet med de sentrale spørsmålene som hører til, og er ment å gi den faglige bakgrunnen som trengs for å forstå den videre diskusjonen i rapporten. Kap. 3 gir en gjennomgang av tålegrensener og miljøeffekter generelt. Kap. 4 beskriver utslippstallene som studien er basert på og de tilpasninger og antagelser som er gjort. Kap. 5 presenterer modellverktøyet som er brukt. Kap. 6 presenterer resultatene fra modellberegningene, mens Kap. 7 og Kap. 8 gir våre vurderinger av miljøeffektene basert på resultatene sett i lys av tålegrensener og terskelverdier. Studiens hovedkonklusjoner er gitt i Kap. 9. Til slutt (Kap. 10 og 11) kommer en referanseliste samt forklaringer på faguttrykk og forkortelser som er benyttet i rapporten.

2 Luftforurensning i nordområdene

Luftforurensninger i Arktis har vært et sentralt forskningstema gjennom mange år. På 1950-tallet ble det rapportert om høye nivåer av partikler i atmosfæren basert på observasjoner fra fly, og begrepet "Arctic haze" ble lansert. Dataene og problemstillingene ble imidlertid liggende i rundt tjue år helt til observasjoner på 1970-tallet viste høye konsentrasjoner av sulfat, nitrat og partikler generelt i nordområdene. Gjennom 1970- og 1980-tallet økte oppmerksomheten om forurensninger i Arktis sterkt, og det første pan-arktiske måleprogrammet ble etablert på starten av 1980-tallet (Rahn og Heidam, 1981). Norge var en sentral aktør, spesielt gjennom arbeid på NILU og målinger ved Ny-Ålesund på Spitsbergen.

Forskningen viste at hele Arktis var utsatt for langtransporterte luftforurensninger, særlig fra utslipp som stammet fra det Eurasiske kontinent. De første tiårene var det svovel og nitrogenforbindelser som var hovedfokuset, men etter hvert ble det klart at alle typer luftforurensninger, som PCB, hydrokarboner, sot, tungmetaller osv., ble fraktet med atmosfæren inn i Arktis. Samtidig viste målingene en svært markert sesongvariasjon. Konsentrasjonen av partikler var f.eks. 20-40 ganger høyere om vinteren enn om sommeren (Barrie, 1986).

Sesongvariasjonen og de høye nivåene om vinteren/våren kan forklares med de spesielle meteorologiske forholdene i Arktis. Vinterstid, i mangel av soloppvarming, kan atmosfæren i Arktis bli svært stabil, dvs. at den vertikale blandingen reduseres. Det arktiske grenselaget kan ligge som en kappe av tung, kald luft ("Arctic dome") nær bakken, mens forurensningene fra utslippsområder i sør forenklet sett transporteres oppover langs skrå "flater" og løftes over denne polkappen. I det såkalte BP-prosjektet viste Iversen og Joranger (1985) at transporten inn i Arktis skjer langs flater med konstant entropi (isentropiske flater). Forurensningene i nord vil dermed vise en lagdelt vertikal struktur der høyden reflekterer luftmassenes opprinnelige temperatur ved bakken. Utslipp fra varme områder lengst sør (f.eks. i Asia) vil finnes igjen høyt oppe over Arktis, mens det bare er de nærmeste, kalde utslippsområdene, dvs. det nordlige Eurasia, som kan bidra til forurensninger ved overflaten i Arktis (Stohl et al., 2007). Figur 2.1 viser en skjematisk framstilling av transporten av forurensninger (sotpartikler) inn i Arktis.



Figur 2.1 Skjematisk framstilling av transporten (av BC) til Arktis (Stohl, 2006; AMAP, 2011). Tegningen er mest relevant for situasjonen om vinteren. Sommerstid er polkappen ("polar dome") mindre.

Samtidig er såkalte *blocking*-tilstander en av de viktigste mekanismene for transport fra nordlige utslippsområder inn i Arktis om vinteren. Vandrende lavtrykk i Nord-Atlanteren kombinert med et stabil "blokkerende" høytrykk over Russland/Sibir vil sette opp en luftstrøm fra Norden/Øst-Europa nordvestover inn i denne delen av Arktis. Dette regnes som den viktigste transportveien inn i Arktis om vinteren. Dermed er Svalbard blant de arktiske områdene som er mest eksponert for langtransporterte luftforurensninger (Simoes et al., 2001). Trendstudier av Hole et al. (2008) viste at langtidsutviklingen i SO_2 og sulfat i Arktis er styrt av utslippstrenden i det nordlige Eurasia.

Den kjemiske nedbrytningen i atmosfæren er også redusert vinterstid, og spesielt i Arktis. Det er lite nedbør i Arktis om vinteren, og større områder kan nærmest ha "ørkentalstander". Utvasking av forurensninger i nedbør og skyer, som ellers er en av de viktigste tapsprosessene, blir dermed lite effektiv (Barrie og Platt, 1997). Halveringstiden av sulfat kan komme opp i to uker (Barrie, 1986), og transportstrekningen kan være flere tusen kilometer (Seinfeld og Pandis, 1998) vinterstid. Avsetning til underlaget ("tørravsetning") vil dessuten være lite effektiv over snø og is.

Uten solas UV-stråling vil dessuten konsentrasjonen av oksidanter (som OH) bli lav, og oksidasjonen og den fotokjemiske nedbrytningen av gasser som NO_x , SO_2 og hydrokarboner, skjer langsomt.

Lang kjemisk levetid kombinert med rask transport av utslippene fra Eurasia inn i Arktis er årsaken til de høye nivåene som observeres i nordområdene i perioden desember-april. Om sommeren ligger polarfronten lenger nord, lavtrykkene er svakere, og transporten inn i Arktis er langsommere. Den vertikale stabiliteten er også mindre, og konveksjon over åpent hav kan føre til vertikal blanding av luftmassene. I tillegg er den kjemiske levetiden kortere om sommeren. Tåke og lave skyer forekommer hyppig i Arktis, og utvasking av sulfat, nitrat og andre partikler i yr og regn er en effektiv tapsmekanisme (Barrie, 1986). Lange dager

med solstråling øker hastigheten av de fotokjemiske reaksjonene i atmosfæren, og nedbrytningen av SO₂, NO₂ og nmVOC øker.

På 1970- og 1980-tallet var det SO₂/sulfat og NO₂/nitrat som var hovedtemaet for Arktis-forskningen, mens i senere år har bl.a. ozon (Solberg et al., 1996), kvikksølv (Berg et al., 2003) og sotpartikler (Stohl et al., 2007) blitt viktig. Klimaeffekten av BC ("black carbon" = sot) og andre partikler i Arktis har vært et sentralt forskningstema (Skeie et al., 2011) de siste årene.

Arktis har en nøkkelrolle i spørsmålet om menneskeskapte klimaendringer. Det er her temperaturendringene er antatt å kunne bli størst, og det er her vi finner viktige tilbakekoblingsmekanismer som kan forsterke klimaendringene. Konsekvensen av økt absorpsjon av solstråling gjennom redusert havisutbredelse er ett eksempel på en slik mekanisme. Frigivelse av drivhusgassen metan fra smeltende permafrost er et annet eksempel. Middelttemperaturen i Arktis har da også økt mer enn dobbelt så mye som den globale middeltemperaturen de siste 100 årene (AMAP, 2011).

Atmosfæriske partikler har betydning både for klima, lokal luftkvalitet og menneskers helse. Klimakonsekvensene ved bruk og utvinning av fossilt brensel i arktiske områder, er spesielt knyttet til sulfat og sot (også omtalt som BC). Dette skyldes de lysabsorberende og/eller reflekterende egenskapene til partiklene.

BC-partikler kan påvirke strålingsbalansen og klimaet på tre måter (AMAP, 2011):

1. BC i luft absorberer solstråling effektivt og har dermed en direkte, oppvarmende effekt.
2. Avsetning av de mørke BC-partiklene på hvit snø/is vil føre til redusert bakkealbedo (mindre tilbakespredning av sollys) og dermed en indirekte oppvarming.
3. BC i luft kan fungere som kondensasjonskjerner og dermed føre til økt skydannelse, redusert størrelse på skydråpene og dermed en indirekte avkjølende effekt.

Sulfat vil på sin side reflektere, og ikke absorbere, solstrålingen og har dermed en direkte avkjølende effekt. I tillegg vil sulfat på samme måte som BC bidra til skydannelse og dermed i tillegg gi en indirekte avkjølende effekt (Ødemark et al., 2012).

Klimaeffekten av BC og andre partikler i Arktis er vanskelig å tallfeste. Dagens "state-of-the-art"-modeller som brukes til slike beregninger, har problemer med å gi riktige konsentrasjonsnivåer av BC i Arktis (AMAP, 2011), og netto strålingseffekt, dvs. summen av de positive og negative direkte og indirekte effektene, blir dermed en usikker størrelse. Dagens modeller indikerer imidlertid at strålingspådrivet ("radiative forcing") fra utslipp av BC øker jo lenger nord utslippet skjer. Utslipp av BC i selve Arktis vil gi større strålingspådriv enn et tilsvarende utslipp lenger sør. En åpning av nordområdene for storstilt skipstrafikk og petroleumsaktivitet kan dermed føre til utslipp som potensielt sett har større effekt på klimaet enn tilsvarende aktivitet lenger sør.

3 Generelle miljøeffekter av utslipp til luft, luftkvalitetskriterier og tålegrenser

3.1 Effekter på vegetasjon og fauna

3.1.1 Bakkenært ozon

Ozon er en sekundært dannet gass, dvs. at den dannes i atmosfæren via kjemiske reaksjoner mellom utslippsgasser. På global skala er det reaksjoner mellom NO_x og metan, CO og NMVOC som fører til ozondannelse, men på mer regional skala, som er av interesse i denne studien, er det bare reaksjonene mellom NO_x og NMVOC som har betydning. Metan og CO er for lite reaktive til å bidra på regional skala. De kjemiske reaksjonene som danner ozon er avhengig av solas UV-stråling, og de øker vanligvis med temperaturen. Dermed er det i sommersesongen at ozondannelsen er effektiv på våre breddegrader. Bakkenært ozon overvåkes kontinuerlig av et nett av europeiske bakkestasjoner og ble i 2011 målt på 8 norske stasjoner, hvorav 7 på fastlandet og 1 ved Ny-Ålesund, Spitsbergen. De siste målingene er rapportert i Aas et al. (2012). Anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon for å beskytte menneskelig helse og vegetasjon mot skadelige effekter er satt av både EU, UN-ECE og Klif, og verdiene og definisjonene fra de ulike instansene varierer.

3.1.1.1 Effekter på vegetasjon

Ozon er en sterk oksidant som påvirker vegetasjonen alt ved svært lave konsentrasjoner. Gassen tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og kan gi 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 $40\text{-}120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Akutte skader opptrer som nekrose og klorose, med redusert vekst som resultat. I naturlige plantesamfunn kan artssammensetningen påvirkes som følge av artenes ulike toleranse for ozon (Ashmore og Ainsworth, 1995; Ashmore et al., 1995).

3.1.1.2 Luftkvalitetskriterier for vegetasjon

Luftkvalitetskriterier for vegetasjon baseres på akkumulerte eksponeringsdoser, beregnet som summen av differansene mellom timemiddelkonsentrasjonen og $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (40 ppb) for hver time der ozonkonsentrasjonen overskrider $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Parameteren betegnes AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold limit of 40 ppb). Disse konsentrasjonsbaserte, kritiske nivåene har blitt fastsatt for både avlinger og naturlig vegetasjon (LRTAP, 2011). For nordiske forhold, med relativ kort vekstsesong, er verdiene beregnet for en vekstsesong på 3 måneder (3 mnd AOT40). Det finnes flere grenseverdier fastsatt av både EU og ECE basert på ulike perioder (1. mai - 1. august, 15. mai - 15. august, 1.april - 1.oktober), type vegetasjon og langtidsmål. Vi har valgt å benytte EUs langtidsmål for planter (vegetasjon) basert på 3-måneders AOT40, men med en nordisk tilpasning av vekstperioden, dvs. 15. mai - 15.august, med tålegrense på 3000 ppbtimer, og for skog (trevekst) en 6-måneders AOT40-verdi basert på perioden 1. april til 1. oktober.

3.1.1.3 Effekter på fauna

Ozon er sterkt reaktivt med de fleste organiske molekyler, og vil for virveldyr (inkludert mennesket) særlig være ødeleggende når den kommer inn i luftveis-systemet (Menzel, 1984; LaCoss, 2000; Jaffe, 2007; Amann et al., 2008). Forhøyede konsentrasjoner av ozon er påvist å føre til betennelsesreaksjoner og overfølsomhet i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon og kroppstemperatur, og økt mottakelighet for infeksjoner. Hos mennesker har man funnet betennelsesreaksjoner ved konsentrasjoner av ozon på ned mot $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ over 6 timer. Eksponering over lengre tid vil få reaksjoner ved lavere konsentrasjoner av ozon. Laveste observerte effektnivå for korttidseksponering synes å ligge rundt $200\text{-}300 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det er blitt antatt at dette gjelder generelt hos pattedyr.

Sammenliknet med pattedyr har fugler høyere metabolsk hastighet og et hurtigere og mer effektivt respirasjonssystem, og derav et større volum luft som pustes per tidsenhet (Brown et al., 1997; Campbell og Lack, 1985; Evans og Heiser, 2001). Et resultat av dette er at de mottar også relativt høye doser med forurensning. Generelt vet man mindre om de fysiologiske effektene av luftforurensninger på fuglenes respirasjonssystem enn hos pattedyr. Respirasjonssystemet hos fugl er annerledes enn hos pattedyrenes lunger, både anatomisk, fysiologisk og mekanisk. Fugler har blant annet luftsekker i tillegg til relativt små lunger, en lengre luftveiskanale og et mer effektivt opptak av oksygen gjennom hele luftveiene (Brown et al., 1997).

Forsøk med å utsette fugler for doser av ozon på $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gjennom 7 dager ga klare effekter på flere funksjoner i luftveiene (Rombout et al., 1987; 1991). Generelt synes fugler å kunne være mer sårbare enn pattedyr ved de samme konsentrasjoner av ozon i lufta, men det finnes lite forskning som kan avgjøre hvor grenser går for hva fugler tåler av eksponering. Det er også lite kjent hvordan eksponeringen virker på fugler i flukt, men da mer volum luft går gjennom luftveissystemet per tidsenhet (Brown et al., 1997), vil effektene antakelig være større. Forsøk med eksperimentering med ozon på levende dyr er i dag uaktuelt.

Vi har ikke funnet noen studier som gir informasjon om ulike responser av ozon hos ulike systematiske fuglegrupper eller i forhold til type økosystem. Derfor må vi så langt forutsette at det er samme effekter av ozon på både sjøfugl og landlevende fugl. Ansamlinger av sjøfugl vil imidlertid føre til at eventuelle utslipp treffer flere individer.

3.1.1.4 Luftkvalitetskriterier for fauna

Klif's anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på menneskelig helse er her valgt som grenseverdi for fauna. Den er satt til $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ midlet over 8 timer. EUs "target value", som skulle vært oppfylt innen 2012, er på maksimum 25 dagers overskridelse per år (midlet over tre år). Samtidig har EU et langtidsmål at ingen dager skal overskride $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.1.2 Nitrogen

3.1.2.1 Ulike nitrogenforbindelser

Atmosfærisk reaktivt nitrogen (alle N-forbindelser unntatt ikke-reaktiv N_2 gass) transporteres gjennom luft og avsettes i naturen i mange ulike kjemiske former. Nitrogenoksid (NO) og nitrogendioksid (NO_2), samlet kalt NO_x , kommer hovedsakelig fra forbrenning av fossilt organisk materiale og oksideres i aerosoler til nitrat (NO_3^-) og salpetersyre i gassform (HNO_3). Slike oksiderte N-forbindelser (kalt NO_y) kan transporteres over svært lange avstander fra kontinentet i Europa til arktiske strøk (Hodson et al., 2005). Ammoniakkutslipp (NH_3), hovedsakelig fra landbruk, danner ammonium NH_4^+ i aerosoler og i nedbør. I tillegg kommer avsetning av organisk nitrogen i form av aminer ($R-NH_3$). Disse reduserte N-formene, også kalt NH_x , transporteres over kortere avstander enn de oksiderte forbindelsene (Nordin et al., 2009).

Avsetningen av lufttransportert nitrogen i form av NH_x og NO_y skjer både via våtavsetning ved nedbør (regn, tåkepartikler og snø) og ved tørravsetning (aerosoler og gass). Den totale nitrogenavsetning fra atmosfæren regnes som summen av tørravsetning og våtavsetning (Knudsen et al., 2002).

Både flora og fauna påvirkes av reaktive nitrogenforbindelser i luft enten ved påvirkninger fra gasser eller fra avsetning av nitrogenforbindelser på bakken.

3.1.2.2 Direkte påvirkning på planter av NO_x og luftkvalitetskriterier

Nitrogen-gasser, aerosoler og oppløste stoffer kan gi direkte skader på overjordiske plantedeler (Bobbink & Hicks, 2009). Både NO_2 og NO tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og løses i vann med dannelse av nitrater og nitritter som ved høye konsentrasjoner gir toksiske effekter (Aunan, 1992). Dersom for store mengder NO_2 tas opp over tid, oppstår akutte skader i form av nekrose (områder med dødt vev), fysiologiske endringer og redusert vekst (Pearson & Stewart, 1993; Krupa, 2003). Lav er den organismegruppen som er mest sensitiv til direkte nitrogentoksisitet fra tørravsatt NH_3 , mens direkte toksiske effekter fra våtavsatt nitrogen er blitt rapportert for moser og lav ved nokså lave N-avsetninger (Bates, 2003; Van Herk et al., 2003). I samspill med ozon og svoveldioksid øker imidlertid skadevirkningene av NO_2 .

Klifs anbefalte luftkvalitetskriterier for NO_2 med hensyn på vegetasjon er satt til $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med midlingstid 6 måneder og en grenseverdi midlet over ett år på $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette samsvarer med ECEs (Economic Commission for Europe) og WHO's (World Health Organization) luftkvalitetskriterier. WHO har også en kortidskonsentrasjon (midlingstid 4 timer) for vegetasjon på $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Verdien er gitt med forbehold om at konsentrasjonen av SO_2 ikke overskrider $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og ozonkonsentrasjonen ikke overskrider $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, regnet som årsmiddel.

3.1.2.3 Direkte påvirkning av NO_x på fauna og luftkvalitetskriterier

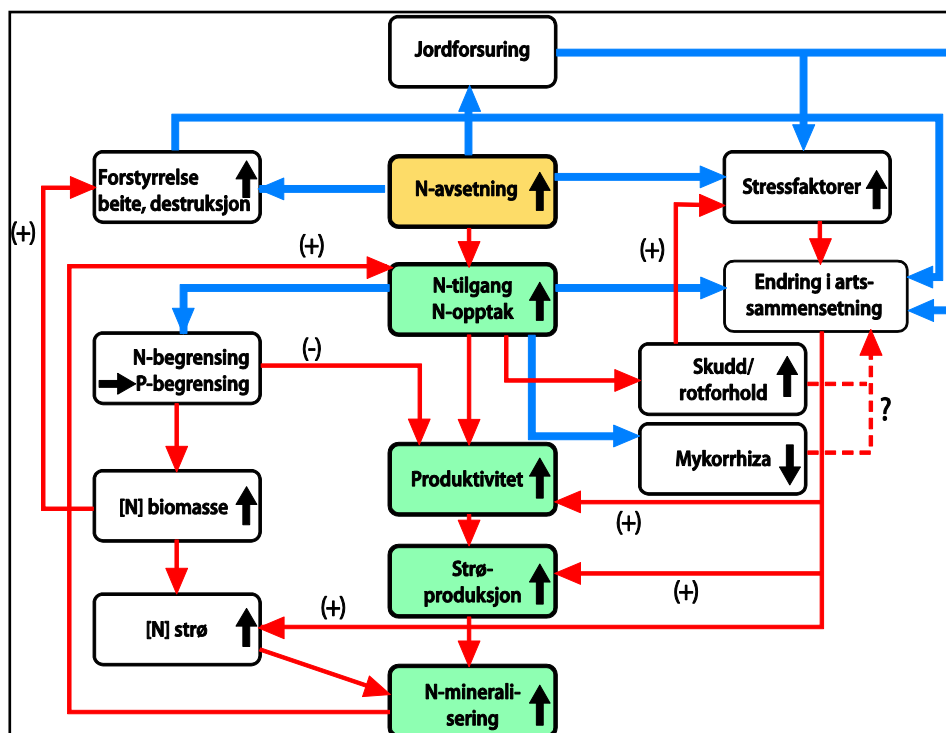
Effektene av nitrogenoksider (NO_x) på dyreliv kan være enten direkte eller indirekte via jordforsuring (Pedersen & Nybø, 1990). Direkte kan nitrogendioksid ha flere typer skadelige effekter på dyreorganismer, men det er lite undersøkt hos andre dyregrupper enn pattedyr (og mennesker). Generelt vil respirasjonssystemet

bli påvirket hos alle dyr, men antakelig med svært ulike effekter hos ulike dyregrupper (Kampa & Castanas, 2008). Nitrogenoksider påvirker særlig luftveisorganene hos mennesker, pattedyr og fugler, bl.a. ved nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for både akutte og kroniske luftveissykdommer. (Lee, 1980; Chauhan et al., 1998; Kampa & Castanas, 2008; Folkehelseinstituttet; 2010).

Klifs anbefalte luftkvalitetskriterier for NO₂ med hensyn på menneskelig helse er her valgt som grenseverdi for fauna. Denne er satt til 100 µg/m³ midlet over 1 time og 50 µg/m³ midlet over 6 måneder. EUs kritiske verdi er satt til 40 µg/m³ midlet over 6 ett år. Data for fastsetting av tålegrenser for NO er dårlige, men også høye nivåer av NO synes å føre til skadevirkninger.

3.1.2.4 Effekter av nitrogenavsetning på økosystemer

Figur 3.1 gir en skjematisk oversikt over de viktigste prosesser knyttet til effekter av økt nitrogenavsetning på økosystemer både når det gjelder eutrofiering (gjødsling), forsurening og stress på planter.



Figur 3.1: Skjematisk oppsett av de viktigste effekter av økt nitrogenavsetning på økosystemer. ↑ indikerer økning. ↓ indikerer reduksjon. Røde piler: effekter kan inntreffe etter kort tid (< 5 år), blå piler indikerer langtidseffekter. (+): positiv feedback, (-): negativ feedback. Grønne felter representerer viktige ledd i gjødslingseffekten. N i klamme er konsentrasjon av nitrogen. Figuren er bearbeidet etter Bobbink & Lamers (2002).

Effekter av eutrofiering på vegetasjon

Nitrogen (N) er det begrensende næringsstoff for plantevekst i mange naturlige og semi-naturlige terrestriske økosystemer, særlig gjelder dette under oligotrofe og mesotrofe forhold. Økt N-avsetning resulterer i økt tilgjengelighet av uorganisk N i øvre jordlag. I Norge vil N-forbindelser i stor grad bli tatt opp av vegetasjonen, fordi vegetasjonstypene for en stor del har en underoptimal tilgang på N (Stuanes & Abrahamsen, 1996). Karplanter tar opp tilført N fra jord via røtter og mykorrhiza og benytter det som byggemateriale i celleproduksjonen. Dette fører til økt vekst og økt strøproduksjon (dødt plantemateriale som samler seg opp på bakken), noe som igjen gir økt mineralisering (nedbrytning av organisk materiale til N-forbindelser som blir tilgjengelige for planter), næringsopptak og planteproduktivitet (Achermann & Bobbink, 2003). Økt N-tilgang gir gjødslingseffekter som økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom planter og endringer av artssammensetningen av plantesamfunn mot mer N-krevende vegetasjon dominert av urter og gras (Tamm, 1991). Rasktvoksende og N-elskende planter som gras og enkelte urter vil ”skygge ut” karakteristiske arter i næringsfattige og middels næringsrike (oligotrofe og mesotrofe) habitater, særlig de arter som har lav dekning, noe som igjen fører til en reduksjon i artsdiversitet (Bobbink et al., 1998, 2003, 2010; Suding et al., 2005). Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt N-nivå er mest utsatt for påvirkninger fra N-gjødsling.

Moser og lav tar opp alle former for N-forbindelser i ioneform (Dahlman et al., 2004; Forsum et al., 2006). Samtidig har disse plantene en stor overflate, noe som forsterker opptaket av N (Jones et al., 2007). Flere kryptogamer reagerer imidlertid negativt på økt N-tilgang, og sammen med konkurransen fra et tettere feltsjikt av urter og gras vil dette ofte bidra til en reduksjon av mose- og lavdekket (Fremstad et al., 2005). Når økosystemene blir mettet med N, dvs. at N ikke lenger er den begrensende faktor, vil planteveksten bli begrenset av andre faktorer, f.eks. fosfor (P). En endring fra N- til P-begrensning vil gradvis føre til endringer i artssammensetning, noe som bl.a. er påvist i nedbørmyrer i Sverige (Aerts et al., 1992; Gunnarson et al., 2002).

Effekter av forsuring på jordsmonn og vegetasjon

N-avsetning kan i tillegg til eutrofiering føre til forsuring både av terrestriske og akvatiske systemer. Forsuring er definert som tap av bufferkapasitet (mengde utbyttbare basekationer på leirkolloider i jord, kalt basemetning) og alkalinitet eller ANC (Acid Neutralizing Capacity) i vann, noe som kan føre til nedgang i pH. Tilført N tas opp av vegetasjonen, men tilføres det mer N enn vegetasjonen kan utnytte, vil ”overskuddet” renne ut gjennom jordsmonn og løsmasser og ende i vassdrag som nitrater (Knudsen et al., 2002). Nitrationet er et mobilt anion og må transporteres sammen med like mengder kationer, hovedsakelig av hydrogen, aluminium, kalsium og magnesium. De to førstnevnte fører til forsuring av vann, mens utvasking av kalsium og magnesium fører til lavere basemetning i jord, noe som igjen fører til lavere bufferkapasitet mot hydrogen. Når N tilføres i form av salpetersyre (HNO_3) vil også H^+ -komponenten kunne forsure jordsmonnet, men dersom NO_3^- tas opp av vegetasjonen, vil et OH^- -ion frigjøres. Dette vil igjen nøytralisere H^+ -ionet (Reuss & Johnson, 1986). Forsuringseffekten av N-avsetning er således avhengig av vegetasjonens evne til å ta opp nitrogenet.

På grunn av store mengder kalsiumkarbonat i kalkrike jordsmonn er bufferkapasiteten så god at pH ikke endres, mens i mer silikatrike jordsmonn vil pH synke raskt pga. lavere bufferkapasitet (Bobbink & Hicks, 2009). Ved lav pH vil også leirmineraler brytes ned og bidra til frigjøring av giftige aluminiumoksider. Ved lav pH vil nitrifiseringsprosesser avta eller opphøre helt, noe som fører til en akkumulasjon av ammonium i jordsmonnet, mens nitratinnholdet reduseres til nesten nullnivå. (Roelofs et al., 1985). Nedbrytningen av organisk materiale vil avta og det vil skje en akkumulasjon av organisk materiale i humus og strølag (Ulrich, 1991). Som et resultat av de mange komplekse endringene vil plantevekst og artssammensetningen endre seg mot en mer artsfattig, syreressistent vegetasjon der typiske arter som trives ved midlere og høyere pH verdier vil forsvinne (jfr. Achermann & Bobbink, 2003).

Effekter av eutrofiering på fauna

Effektene av økt nitrogen tilgang på faunaen er mest sannsynlig sekundære og komplekse, og avhenger både av interaksjoner mellom organismer på lavere trofiske nivå og hvor stor evne en bestemt populasjon av dyr har til å respondere på endringer i mattilgang (Furness, 1993). Dette medfører at noen dyrepopulasjoner kan bli begunstiget av N-gjødsling, mens andre får dårligere kvalitet på sine habitater. Vegetasjonsendringer på grunn av økt avsetning av nitrogen vil indirekte påvirke faunaen ved at dyrearter som beiter på gress og andre nitrogenkrevende plantearter vil få bedre betingelser. Dette vil kunne endre faunaens sammensetning både hos evertebrater, fugler og pattedyr. De påvirkede vegetasjonstypene kan få en annen sammensetning av faunaen av virvelløse dyr, og dette gir indirekte effekter på f.eks. fugler.

Sekundære effekter omfatter både forhold mellom byttedyr og rovdyr/rovfugler og endrede konkurransebetingelser mellom dyrepopulasjoner. Det foreligger imidlertid ingen studier som viser konkret hvilke effekter N-gjødsling kan ha på faunasammensetning (Pedersen og Nybø, 1990). Overgjødsling er særlig viktig i marint miljø og vil påvirke overlevelse og fordeling av mange organismer (Signe Nybø pers. medd.). Sjøfuglenes forekomst er i stor grad et resultat av høy primær- og sekundærproduksjon. De viktigste byttedyrene er dyreplankton, ulike krepsdyr og små pelagiske stimpfisk (f.eks. sild og tobis), og den naturlige variasjon i sjøfuglenes næringsvalg gjennom året kan være stor (Golman et al., 2008). Ved overgjødsling til sjø vil tilbudet av næringsorganismer til sjøfugl kunne endres.

3.1.2.5 Empiriske nitrogentålegrensener for naturtyper

Grensen for hvor mye nitrogen naturen kan nyttiggjøre seg før den endrer karakter (tålegrensen, Kap. 3.2.3), avhenger sterkt av jordsmonn, klima og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensen for ulike vegetasjonstyper/naturtyper som kan opptre i influensområdet varierer mellom 300 og 2000 mg N/m² per år (Tabell 3.1). Tålegrensene for naturtyper er empiriske, dvs. at de er fastsatt på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Grennfelt og Thörnelöf, 1992; Achermann og Bobbink, 2003; Bobbink og Hettelingh 2010).

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 3.1).

I denne rapporten benyttes de nyeste tålegrensene for økosystemer som er relevante for influensområdet (Bobbink og Hettelingh, 2010), 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) og ”Naturtyper i Norge” – NiN (Halvorsen et al., 2009).

Tabell 3.1 Empiriske N-tålegrensene for sensitive norske naturtyper (etter NiN) med EUNIS-klasse i parentes innen influensområdet, og mulige effekter ved tålegrenseoverskridelser. ## pålitelig, # ganske pålitelig, (etter Bobbink og Hettelingh 2011).

Naturtype	Grunntype/underenhet	mg N/m ² per år	Effekter
Fastmarksskogs- mark T23 (Woodland G)	T23.1 Blåbærskog, T23.11 Lyngskog, T23.21 Lavskog (G3B - Pine Taiga woodland, G4.2 Mixed taiga woodland with <i>Betula</i>)	500-1000 #	Endringer i bakkenær vegetasjon og mykorrhiza, økt risiko for parasittisme, økt innslag av frittlevende alger
Åpen myrflate V6 (Mire, bog and fen D)	V6.1-3 Ombrogene myrflater (D1 Raised and blanket bogs)	500-1000 ##	Økt innslag av karplanter, endret moseflora, N-metning i torvmoser, N-akkumulasjon i torv og torvvann
	V6.4-6 Kalkfattige myrflater (D2 Valley mires, poor fens and transition mires)	1000-1500 #	Økt innslag av halvgras og karplanter, negativ effekt på moser
Kystlynghei T5 (Temperate shrub habitats: wet and dry heaths F4)	T5.1-2 Kalkfattig kystlynghei (F4.11 Northern wet <i>Calluna</i> heath, F4.2 Dry heaths)	1000-2000 ##	Nedgang i røsslyngdominans, moser og lav, økt vekst av graminider, økt N- lekkasje
Kulturmarkseng T4 (Grasslands E)	T4.1-13 Fattige slåtte og beiteenger (E Grassland and tall forb habitats)	1000-2000 #	Økt grasvekst, nedgang i diversitet, tilbakegang av typiske arter
Fjellhei og tundra T29 o.a. (Heathland, scrub and tundra F)	T 29 Undertyper av hei og rabb (F2 Arctic, alpine and subalpine scrub habitats,	500-1500 #	Nedgang i lav, moser og lyngvekster, økt grasvekst
	T29 Undertyper av eng (E4.3 Alpine and subalpine acid grasslands, E4.4 Alpine and subalpine grasslands)	500-1000 #	Endringer i artssammensetning, økt planteproduksjon
	T28 Frostmark og frosttundra, T16 Mose- og våtmark, T 27 Arktisk våtmark, T 27 Arktisk steppe, T30 Snøleier (F1 Tundra)	300-500 #	Endringer i biomasse, fysiologiske effekter, endringer i artssammensetning i mosesjikt, tilbakegang av lav
Ferskvanns- systemer F (Inland surface water C)	F2-F7 Næringsfattige typer (C1.1 Permanent oligotrophic waters)	300-1000 ##	Endringer i artssammensetning av makrofyttensamfunn. Økning i grønnalgevekst. Endring i næringsbegrensning for fyttoplankton fra N til P.

Tålegrensene i nordiske områder, inkludert arktiske strøk antas å ligge i nedre del av skalaen da vegetasjonen her er tilpasset lave bakgrunnsverdier av nitrogen, en relativt kort vekstsesong med lave temperaturer og næringsfattige bergarter som gir et fattig jordsmonn.

3.1.3 Svovel

3.1.3.1 Effekter på vegetasjon og luftkvalitetskriterier

Svoveldioksid kan påvirke vegetasjonen direkte ved opptak gjennom overjordiske plantedeler eller indirekte gjennom jord ved forsuring etter oksidasjon til sulfat (Aunan 1992). Bartrær, enkelte gras og lavararter er spesielt følsomme for SO₂. Fra korttidsforsøk med SO₂ er det påvist akutte skader for en rekke arter ved 200 µg/m³. Fra langtidsforsøk er det påvist redusert vekst på følsomme arter ved konsentrasjoner ned til 38 µg/m³.

Vegetasjonen påvirkes også av sur nedbør (H₂SO₄ og HNO₃ løst i vann) både direkte ved fysisk kontakt mellom overflaten av planten og den sure nedbøren, og indirekte via forsurende prosesser i jord ved utvasking av næringsstoffer, slik at plantene får mindre næringstilgang. I tillegg vil økt jordforsuring medføre økt tilgang på aluminium som kan være giftig for enkelte arter. ECEs luftkvalitetskriterium for SO₂ med hensyn på vegetasjon er på 20 µg/m³ midlet over ett år, og årlig avsetning av svovel bør ikke overstige 300 mg/m² per år.

3.1.3.2 Effekter på fauna og luftkvalitetskriterier

Svoveldioksid kan påvirke fauna direkte ved innpusting eller indirekte via jordforsuring. Atmosfærisk tilførsel av svovelforbindelser som overskrider netto opptak og immobilisering i biomassen, kan medføre etterfølgende jordforsuring. Slik jordforsuring øker løseligheten og mobiliteten av mange metaller, noe som igjen kan øke bio-tilgjengeligheten av giftige metaller for alle typer organismer i det terrestriske miljø (Pedersen & Nybø, 1990).

Svoveldioksid kan føre til luftveisplager hos mennesker (Bales et al., 1987; Kampa & Castanas, 2008). For mennesker er EUs grenseverdi, midlet over ett år, satt til 125 µg/m³.midlet over ett år. Det er imidlertid betydelige forskjeller i lungefysiologi og respirasjonsmønster mellom mennesker og dyr. Dyr renser innåndingsluften bedre enn mennesker (Aunan, 1992). Dyreksperimentelle forsøk har vist forandringer i lungemotstand og slimproduksjon hos flere arter ved konsentrasjoner over 14300 µg/m³ (Sheppard, 1988). Det er ikke funnet tegn til lungeskader ved mikroskopiske undersøkelser av dyr ved konsentrasjoner under 71500 µg/m³. Dyreksperimentelle modeller har således vist at SO₂ alene neppe har stor betydning for luftforurensingsinduserte helseeffekter ved langtransportert luftforurensing (Aunan, 1992).

3.2 Effekter på overflatevann

3.2.1 Forsuring

Forurenset luft og nedbør inneholder nitrogen og svovel i form av nitrat (NO₃-) og ammonium (NH₄⁺) og sulfat (SO₄⁼). Disse komponentene bidrar til forsuring av jord og vann. Særlig vannforsuring er et betydelig problem i Norge. Problemet er spesielt stort på Sør- og Sørvestlandet, men registreres også på Østlandet og i

Øst-Finnmark. Langtransporterte svovel- og nitrogenforbindelser fra kilder ellers i Europa er viktigste årsak til forsøringsproblemer i Norge.

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

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

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

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

3.2.2 Nitrogen som næringssalt i ferskvann

I naturlige økosystemer som mesteparten av denne undersøkelsen omfatter vil nitrogen som avsettes i stor grad bli tatt opp i jord og vegetasjon. Som beskrevet ovenfor kan nitrogen som ikke blir tatt opp bidra til forsuring på samme måte som svovel, men kan også bidra til økte N-tilførsler til innsjøen. Dette sammen med nitrogen som faller rett på innsjøoverflaten kan bidra til å øke næringstilgangen i innsjøen.

Den rådende teorien i dag er at primærproduksjon i ferskvann er begrenset av fosfor (P), noe som betyr at økte N-tilførsler ikke påvirker vekst av alger og vannplanter. En litteraturgjennomgang utført av de Wit og Lindholm (2010) viser til arbeider som dokumenterer at økt tilgjengelighet av nitrogen i næringsfattige innsjøer i boreale og arktiske områder kan påvirke biologien. Studier av innsjøsedimenter har vist at endringer i algesamfunn og økt algevekst kan relateres til økning av nitrogen i vannsøylen. Regionale undersøkelser i boreale innsjøer viser høyere klorofyllkonsentrasjon per enhet P i områder med høyere N-deposisjon, noe som er en indikasjon på at økte tilførsler av nitrogen kan bidra til større primærproduksjon. Storskalaeksperimenter i innsjøer underbygger disse funnene ved å vise at algevekst også kan være begrenset av tilgjengeligheten av

nitrogen, spesielt i områder som til vanlig har lav tilgjengelighet av nitrogen. Det er også vist at økt tilgjengelighet av nitrogen i næringsfattige innsjøer kan bidra til en endring i plantesamfunnet (tap av viktige arter, dominans av nye arter).

Økt tilførsel av N til innsjøer i områder som er fattige på N kan altså påvirke akvatisk botanikk (og dermed hele det akvatiske økosystemet). Helt konkret er det antydnet at fytoplankton samfunn kan endres ved N deponisjon $> 70 \text{ mekv/m}^2/\text{år}$ (de Wit og Lindholm, 2010).

3.2.3 Tålegrenser

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

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

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

3.2.4 Tålegrenser for forsurening

Tålegrenser for forsurening av overflatevann er knyttet til en grenseverdi for ANC (ANC = Acid Nutralising Capacity, norsk: syrenøytraliserende kapasitet). ANC beregnes fra konsentrasjonen av ioner i vann og angir hvor mange syreekvivalenter som kan nøytraliseres av de andre ionene tilstede i vannet. Grenseverdien for ANC bygger på informasjon om vannkjemi og fiskestatus, basert på resultater fra "1000-sjøers undersøkelsen" i 1986 (Henriksen et al., 1988). Resultatene fra dette arbeidet viste at for verdier av ANC $< 20 \text{ } \mu\text{ekv/l}$ er det stor sannsynlighet for skader på fiskepopulasjoner.

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

4 Utslippsbetingelser og scenarioer

4.1 Scenarioer

Det er i scenariene fra Oljedirektoratet lagt til grunn petroleumsaktivitet i Barentshavet og Jan Mayen fra år 2017 til år 2050. Utslipp fra fremtidig aktivitet

vil være avhengig av hvilke funn som blir gjort. Det er derfor ikke mulig å angi noe presist utslipp fra petroleumsaktiviteten. Det er fire scenarier som kan være aktuelle å utrede:

- Bakgrunnssituasjonen, dvs. dagens situasjon.
- Framskrivning av bakgrunnssituasjonen, dvs. fremtidig situasjon uten åpning av de aktuelle havområdene.
- Lavt aktivitetsnivå, en fremtidig situasjon hvor områdene åpnes og det blir gjort noen funn både ved Jan Mayen og i Barentshavet (jf. OD's scenario 2).
- Høyt aktivitetsnivå, en fremtidig situasjon hvor områdene åpnes og det blir gjort flere funn enn ved lavt aktivitetsnivå. Det er antatt at det blir funnet både olje og gass både ved Jan Mayen og i Barentshavet (jf. OD's scenario 1)

For scenarioet "lavt aktivitetsnivå" (OD scenario 2) er følgende funn lagt til grunn:

- Jan Mayen: Antatt funn av 40 millioner Sm³ olje på Jan Mayenryggen i 2017.
- Barentshavet: Antatt funn av 20 milliarder Sm³ i 2017

For scenarioet "høyt aktivitetsnivå" (OD scenario 1) er følgende funn lagt til grunn:

- Ved Jan Mayen:
 - 2017 - 100 milliarder Sm³ gass på Jan Mayenryggen.
 - 2020 - 40 millioner Sm³ olje på Jan Mayenryggen.
 - 2023 - 40 millioner Sm³ olje på Vesterisen.
- I Barentshavet:
 - 2017 - 40 milliarder Sm³ gass.
 - 2018 - 30 millioner Sm³ olje nord i Barentshavet.
 - 2019 - 40 milliarder Sm³ gass.
 - 2020 - 15 millioner Sm³ olje sør i Barentshavet.
 - 2021 - 20 milliarder Sm³ gass.
 - 2022 - 20 milliarder Sm³ gass.

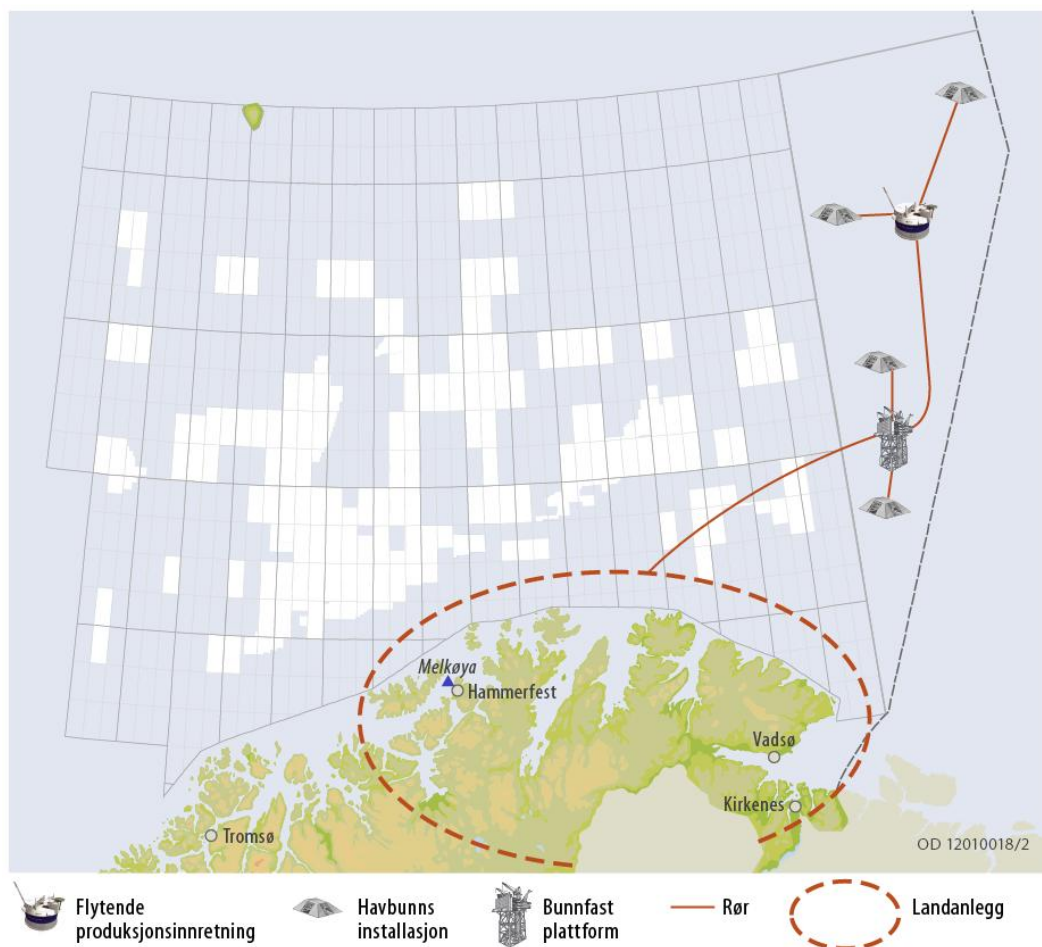
Scenarioet for høyt aktivitetsnivå vil således utgjøre et "worst case" i forhold til utslipp til luft. NILU vurderer at det er faglig tilstrekkelig å gjøre beregninger for bakgrunnssituasjonen i dag og for et høyt framtidig aktivitetsnivå. Disse to scenarioene vil utgjøre ytterpunktene i form av minimal- og maksimal påvirkning av miljøet som følge av ingen eller stor framtidig petroleumsaktivitet i havområdene. Dette er faglig forsvarlig ettersom konsekvensutredningen skal gi svar på hva som er maksimal tilleggseffekt ved framtidig petroleumsaktivitet, dvs. differansen mellom disse to scenarioene. Denne rapporten skal se på effekter som avsetning, ozondannelse og klima. Dette er effekter som er relevante på en regional- eller globalskala. Derfor er utslipp fra "høyt aktivitetsnivå" for både Barentshavet og området omkring Jan Mayen inkludert i alle modellberegninger.

4.2 Funnsteder og letebrønner

Det er per i dag ikke mulig å angi presise steder for funn og letebrønner. Derfor blir også disse primært bestemt ut i fra hvor det er mest sannsynlig å gjøre funn av olje og gass i områdene, men også for å ta hensyn til spesielle miljøutfordringer og gi en bedre geografisk dekning. Det betyr at det er lagt til grunn to funnsteder sør for Jan Mayen, langs den undersjøiske Jan Mayen-ryggen og et funn i Vesterisen, vest for øya. Figur 4.1 viser mulige funnsted som er lagt til grunn i konsekvensutredningen.



Figur 4.1: Posisjoner for ODs scenario 1, her omtalt "høyt aktivitetsnivå".



Figur 4.2: Posisjoner for ODs scenario 1, her omtalt "høyt aktivitetsnivå". Det inngår også et landanlegg et uspesifisert sted ved Finnmarkskysten.

4.3 Utslippsdata

Utslippsdataene som er brukt i denne studien er gitt i et grunnlagsdokument levert av oppdragsgiveren 6. juli 2012. Grunnlagsdokumentet gir årsutslippene for CO₂, NO_x, SO₂, nmVOC, CH₄, PM₁₀, BC og OC for tre punkter ved Jan Mayen og to punkter i Barentshavet. Utslipp fra et uspesifisert landanlegg på Finnmarkskysten er også gitt for disse komponentene unntatt for utslipp av partikler. I tillegg er det gitt årsutslipp for skipstrafikk knyttet til petroleumsaktiviteten for ulike fartøytyper (oljetankere, supplyskip osv.).

Utslipp av CO₂ og CH₄ ble ikke inkludert i denne studien i og med at dette er forbindelser med svært lang levetid i atmosfæren. Disse gassene vil ikke ha lokale/regionale effekter av betydning, men vil spres i hele atmosfæren og bidra til klimaeffekter på global skala.

4.3.1 Punktkilder

Den samlede effekten av seks punktkilder ble beregnet – tre ved Jan Mayen, to i Barentshavet og en på kysten av Finnmark. Tallene for maksimalåret for hver enkelt kilde ble benyttet, selv om prognosene tilsier at disse årene ikke er helt de samme. Dette gir en tilsiktet ”worst-case” situasjon.

Utslippsdataene var gitt som årstotalverdier. I modellen ble disse fordelt jevnt over året, dvs. at vi så bort fra eventuelle sesong- og døgn-variasjoner i aktiviteten. Videre ble utslippene fordelt på modellens ulike utslippskategorier. Modellen opererer med 11 såkalte SNAP-kategorier (”Selected Nomenclature for sources of Air Pollution”) (Tabell 4.1), og kildefordelingen i grunnlagsdokumentet ble fordelt på disse som vist i Tabell 4.2. Grunnlagsdokumentet ga et kildeprofil for NO_x og nmVOC som vist i Figur 4.3.

Tabell 4.1: Utslippskategorier som er benyttet i modellberegningene. Kategoriene tilsvarer de såkalte SNAP-kategoriene (”Selected Nomenclature for sources of Air Pollution”) utarbeidet gjennom prosjektet CORINAIR.

Utslippstype
1. Forbrenning knyttet til enregiproduksjon
2. Ikke-industrielle forbrenningsanlegg
3. Forbrenning i produksjonsindustri
4. Produksjonsprosesser
5. Utvinning og distribusjon av fossile brennstoffer og geotermisk energi
6. Løsemidler
7. Veitransport
8. Andre mobile kilder og maskinbruk
9. Avfallshåndtering
10. Jordbruk
11. Naturlige kilder

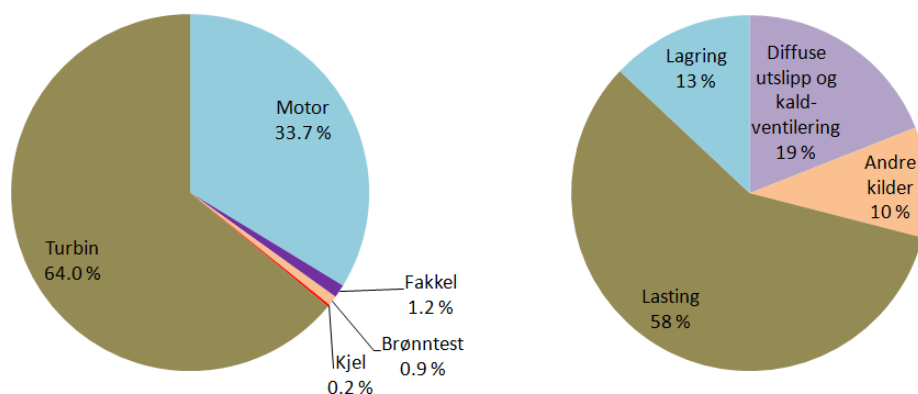
Tabell 4.2: Fordeling av punktkilder på modellens kildetyper

	SNAP 1	SNAP 5
Turbin		x
Motor		x
Fakkell	x	
Brønntest	x	
Kjel	x	
Lasting (nmVOC)		x
Lagring (nmVOC)		x
Diffuse utslipp/kald-vent (nmVOC)		x
Andre (antatt = fakkell)	x	

Fordelingen på modellens ulike SNAP-sektorer har betydning for vertikalfordelingen av utslippene. SNAP1 gir et høyere røykløft enn SNAP5. Utslipp i høyere luftlag vil kunne transporteres raskere og lengre enn bakkeutslipp, men forskjellen er neppe så stor i dette området. Utslippene av SO₂ ble lagt inn som SNAP5-utslipp, mens utslippene av partikler (PM, OC og BC) ble lagt inn med samme kildefordeling som for NO_x.

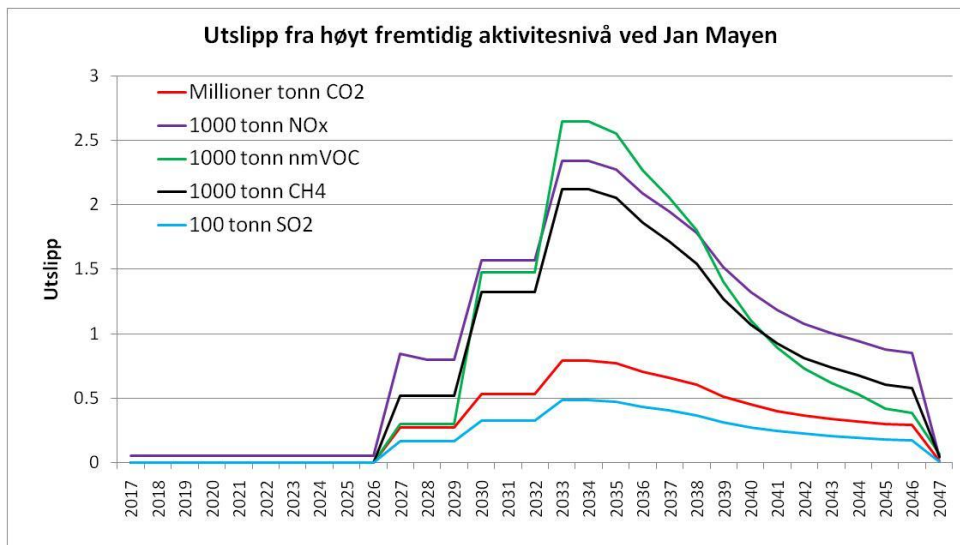
Kildefordelingen for nmVOC er viktig for reaktiviteten av utslippsgassen i og med at SNAP-sektoren bestemmer hvordan den totale nmVOC-massen fordeles på individuelle komponenter i modellen. Forbrenningsutslipp (SNAP1) gir en mye større andel av reaktive ("potente") forbindelser (eten og o-xylen) enn utslipp knyttet til lasting og lagring (SNAP5). De sistnevnte vil i modellen få en høyere andel av lette alkaner (etan og n-butan) som er mindre reaktive. Denne fordelingen på reaktive og mindre reaktive organiske forbindelser i modellen har stor betydning for hvor effektiv ozondannelsen blir og hvor raskt og effektivt oksidasjonen av NO_x til HNO₃ (og SO₂ til SO₄) og derved avsetningen av nitrogen og svovel blir.

Dataene i denne studien viser at den klart største delen av nmVOC-utslippene er knyttet til lasting, lagring og diffuse utslipp, dvs. relativt lite reaktive forbindelser (sammenlignet med nmVOC-utslipp fra f.eks. trafikk). Over tid vil også disse nmVOCene oksideres til CO og CO₂ og bidra til ozondannelse, men det vil skje over lengre tid og dermed over et større område i atmosfæren. Den lokale og regionale betydningen for ozondannelse og avsetning av nitrogen og svovel i nordområdet vil dermed bli mindre enn hvis nmVOC-utslippene inneholdt mer reaktive gasser. På global skala vil utslippene likevel ha betydning for ozon, N- og S-avsetning og for klimapåvirkning gjennom CO₂, som er sluttproduktet fra oksidasjonen av nmVOC i atmosfæren.

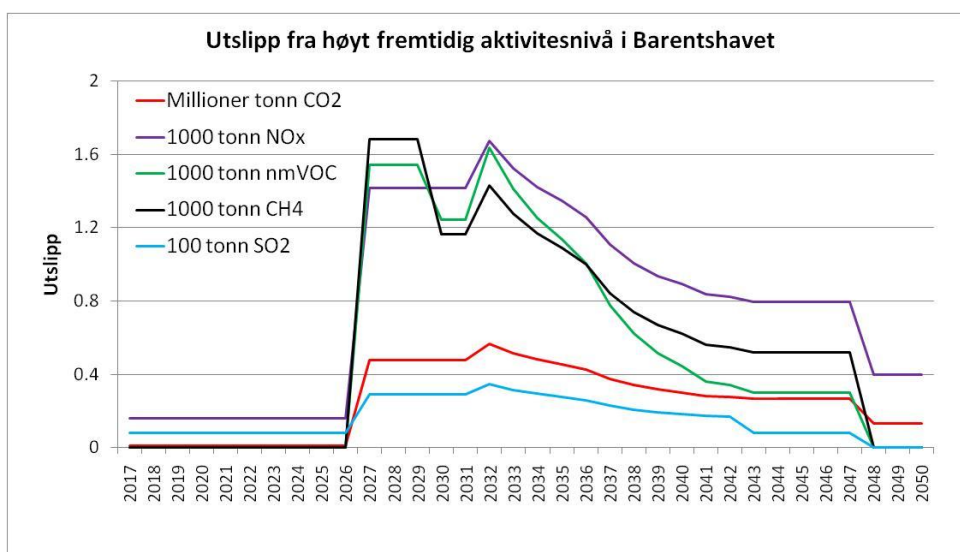


Figur 4.3: Kildeprofiler for punktkildene for NO_x (venstre) og nmVOC (høyre).
Kilde: OLFs miljørapport 2011.

Figur 4.4 og Figur 4.5 viser utslipp fra anleggene ved hhv. Jan Mayen og Barentshavet for et framtidig scenario med høyt aktivitetsnivå.



Figur 4.4: Tidslinjer for antatt utslipp fra et høyt aktivitetsnivå i området ved Jan Mayen. CO₂ er vist som millioner tonn per år. NO_x, nmVOC og CH₄ er vist som 1000-tonn per år, mens SO₂ er vist som 100-tonn per år.



Figur 4.5: Tidslinjer for antatt utslipp fra et høyt aktivitetsnivå i området ved Barentshavet. CO₂ er vist som millioner tonn per år. NO_x, nmVOC og CH₄ er vist som 1000-tonn per år, mens SO₂ er vist som 100-tonn per år.

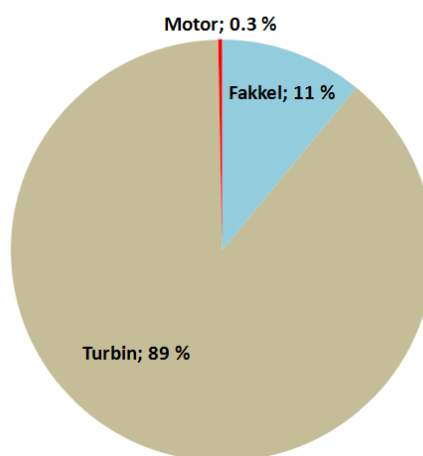
I tillegg til de tre punktkildene ved Jan Mayen (Figur 4.1) og de to i Barentshavet (Figur 4.2) inkluderte vi utslipp fra et landanlegg på kysten av Finnmark. Grunnlagsdokumentet ga ikke noen posisjon for dette anlegget, så det ble i modellen skjønnsmessig lagt til posisjon 71°N 28°E, som er nær nordspissen av Nordkinnhalvøya, Figur 4.2. Basert på en antagelse av tilsvarende landanlegg som for Snøhvit LNG, og tilpasset produksjon til produksjonsprofilene i Oljedirektoratet sitt aktivitetsbilde, er det beregnet utslipp pr år for årene 2043-

2050. Utslippet er gitt i Tabell 4.3. I beregningene inngår utslippene av NO_x, SO₂ og nmVOC. Kildefordeling av NO_x-utslippene er vist i Figur 4.6.

Tabell 4.3: Utslipp til luft fra et tenkt landanlegg ved Finnmarkskysten for høy-scenariet.

	Utslipp til luft (tonn/år)							
	CO ₂	NO _x	SO ₂	PM	CH ₄	nmVOC	BC	OC
Total	570 000	420	3,9		1693	335		

Kildefordeling av NO_x-utslipp fra et tenkt landanlegg



Figur 4.6: Kildefordeling av NO_x-utslipp fra et tenkt landanlegg ved Finnmarkskysten. Data basert på Melkøya LNG (Statoil, 2010)

4.3.2 Skipsutslipp

Utslippsdataene i grunnlagsdokumentet var gitt for punktkildene, som er diskutert over, og for skipsutslipp. Skipsutslippene var gitt for bakgrunnssituasjonen og for et høyt og et lavt scenario for den planlagte petroleumsaktiviteten. I og med at dagens utslipp fra skip allerede lå inne i modellens offisielle utslippsdata, brukte vi bare de ekstra petroleumsrelaterte utslippene fra høy-scenariet. Bakgrunnsutslippene representerer altså dagens situasjon (2006) og ikke en framtidig bakgrunnssituasjon (ca. 2030) hvor den generelle aktiviteten i havområdene i nord kan være høyere enn i dag. Utslippene fra skipstrafikk knyttet til planlagt petroleumsaktivitet i Barentshavet og Jan Mayen er gitt i Tabell 4.4 og Tabell 4.5.

Grunnlagsdokumentet skisserte to skipstraseer i Barentshavet og tre for Jan Mayen, dvs. en rute til hver punktkilde, som vist i Figur 4.7. De årlige utslippene (Tabell 4.4 og Tabell 4.5) ble fordelt på de skisserte strekningene. For Jan Mayen ble det antatt samme skipsfrekvens på de tre traseene, mens for Barentshavet antok vi en fordeling på 62 % til feltet i nord og 38 % i sør (tilsvarende 31 laster i nord og 19 i sør). Totalutslippene ble deretter fordelt jevnt over året og jevnt over

strekningene slik at utslipp/km ble likt. Utslippstallene ble ”griddet”, dvs. fordelt på de respektive rutene i modellens tre områder med henholdsvis 50, 10 og 2 km oppløsning.

Som nevnt over ble utslipp av CO₂ og CH₄ ikke tatt med i beregningene siden disse komponentene er kjemisk stabile på den tid- og romskalaen som modellen dekker. Alle de andre komponentene ble lagt inn som SNAP-kategori 8, dvs. som offshore mobile kilder (Tabell 4.1).

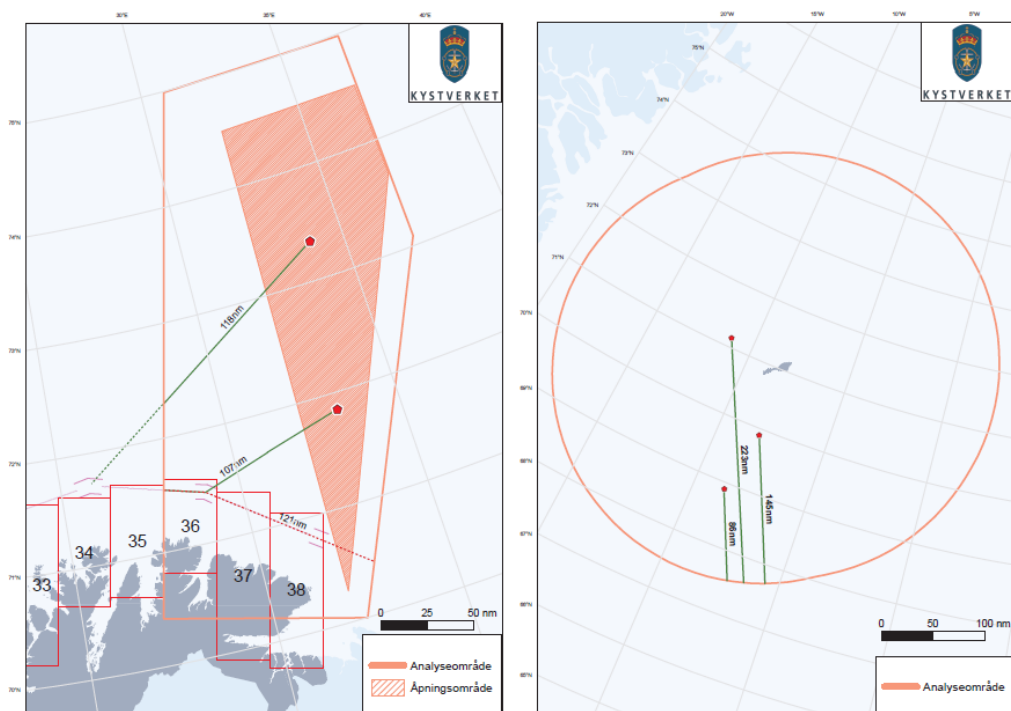
For utslipp av partikler opererte grunnlagsdokumentet med betegnelsen 'PM₁₀' for punktkildene og 'PM' for skipsutslippene, mens det ikke var spesifisert noe partikkelutslipp for landanlegget i Finnmark. Uten noe data for størrelsesfordelingen, antok vi at utslippet av PM (punkt) og PM₁₀ (skip) kunne fordeles 50:50 på PM_{2,5} (partikler < 2.5 µm) og PM_[10-2,5] (partikler mellom 2.5 og 10 µm). I modellen er utslippet av BC og OC spesifisert som fraksjoner av PM-utslippet.

Tabell 4.4: Utslipp til luft fra petroleumsassosiert skipstrafikk i analyseområdet i Barentshavet for høy-scenarioet.

Skipstype	Utslipp til luft (tonn/år)							
	CO ₂	NO _x	SO ₂	PM	CH ₄	NMVOC	BC	OC
Oljetankere	3552	50	11	4	0.2	2	0.1	0.1
Gasstankere	7678	97	24	5	0.4	3	0.3	0.3
Offshore supply-skip	4230	35	2	0	0.2	2	0.1	0.2
Andre offshore service-skip	2981	26	3	1	0.2	1	0.1	0.1
Total	18441	208	40	10	0.9	7	0.6	0.7

Tabell 4.5: Utslipp til luft fra petroleumsassosiert skipstrafikk i analyseområdet ved Jan Mayen for høy-scenarioet.

Skipstype	Utslipp til luft (tonn/år)							
	CO ₂	NO _x	SO ₂	PM	CH ₄	NMVOC	BC	OC
Oljetankere	8516	125	26.9	9.8	0.4	3.3	0.3	0.4
Gasstankere	4257	1			0.2	1.9	0.1	0.2
Offshore supply-skip	4231	35	2.3	0.8	0.2	1.6	0.1	0.2
Andre offshore service-skip	2982	24	1.7	0.6	0.1	1.2	0.1	0.1
Total	19985	186	30.5	11	1	8	0.6	0.8



Figur 4.7: Traseer for skipstrafikk (grønne streker) knyttet til framtidig petroleumsaktivitet i Barentshavet (venstre) og ved Jan Mayen (høyre). Kilde: Kystverket.

4.3.3 Oppsummering av alle utslipp

Tabell 4.6 viser alt utslipp som er inkludert i denne studien. Tabellen har oppsummerte utslipp innenfor 5 kildegrupper.

Tabell 4.6: Oppsummering av utslipp til luft som inngår i denne studien.

Kilder	Utslipp til luft (tonn/år)							
	CO ₂	NO _x	SO ₂	PM	CH ₄	NMVOC	BC	OC
Jan Mayen, offshore punktkilder*	793 000	2 337	48	50	2 120	2 640	14	15
Skipstrafikk, Jan Mayen	19 985	186	31	11	1	8	0.6	0.8
Barentshavet, offshore punktkilder**	874 000	2 575	53	55	2 063	2 100	15	17
Skipstrafikk, Barentshavet	18 441	208	40	10	1	7	0.6	0.7
Landanlegg i Finnmark	570 000	420	4		1 693	335		
Total utslipp som inngår i modellen	2 275 426	5 726	176	127	5 878	5 090	30	33

* Utslipet gjelder for året med høyest utslipp ved Jan Mayen, 2033.

** Utslipet gjelder for året med høyest utslipp i Barentshavet, 2027 i nord og 2035 i sør.

5 Modellverktøy og beregninger

Beregninger av fotokjemi, transport og avsetning av luftforurensning er gjort med en kjemisk spredningsmodell, kalt EMEP-modellen (Simpson et al., 2012). Denne modellen har vært brukt til beregninger av atmosfærisk spredning og kjemi i over 30 år i Europa og er et av de viktigste instrumentene for FNs langtransportkonvensjon (UN-ECEs Long range transport of air pollutants (LRTAP)) som regulerer utslipp som bidrar til forsurening, eutrofiering og ozondannelse i Europa.

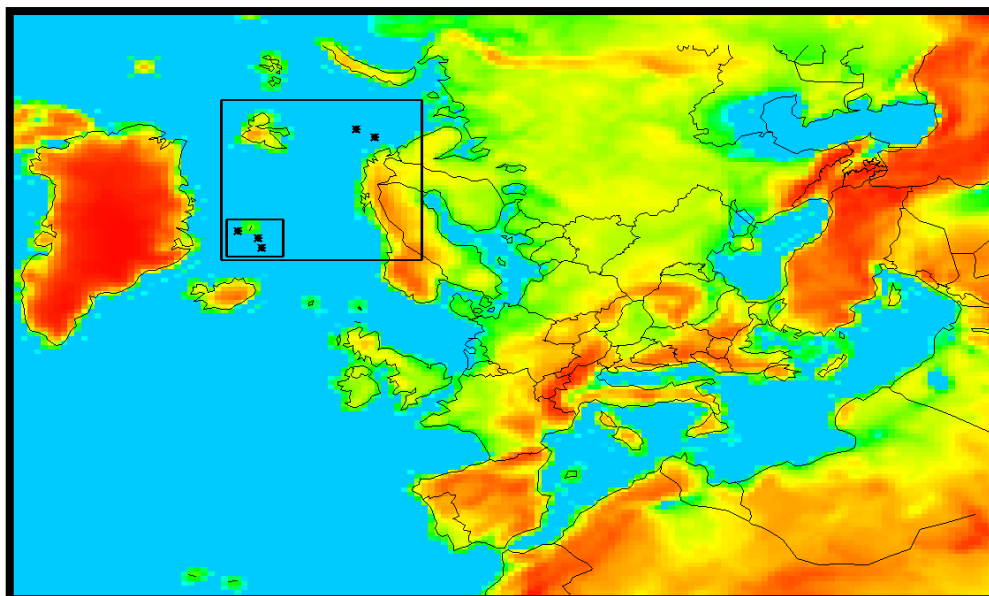
Modellen dekker Europa og store deler av Atlanterhavet med en romlig oppløsning på $50 \times 50 \text{ km}^2$ (ved 60° N). Vertikalt er modellen inndelt i 20 lag som er terrengfølgende (σ -koordinater) og som går opp til 100 hPa (ca 15 km høyde). Kjemien i modellen er representert med 72 komponenter og 137 kjemiske reaksjoner (skjemaet "EmChem09"). Felter med meteorologiske data (vind, temperatur, trykk osv.) leses inn i modellen hver 3. time.

Utslippskildene i denne studien består av punktkilder (faste installasjoner) og skipsutslipp. Kjemien i atmosfæren er ikke-lineær, og modellskalaen kan dermed ha betydning. En fordeling av de enkelte punktutslippene jevnt over et areal på $50 \times 50 \text{ km}^2$ kan dermed gi unøyaktige resultater. I tidligere studier av denne typen har man enten brukt såkalte gaussiske punktkildemodeller uten kjemi eller en fotokjemisk punktkildemodell (Solberg m. fl., 2003).

I dette prosjektet har vi valgt å benytte et nyutviklet modellsystem der EMEP-modellen kjøres på flere delområder med gradvis finere oppløsning og der verdier fra de respektive "moder-områdene" mates inn som initial- og randverdier for de mindre områdene (Solberg og Svendby, 2012). Ved hjelp av denne metoden ble det gjort beregninger for tre områder: standard EMEP-domene med 50 km oppløsning, et underområde for nordområdene med 10 km oppløsning, og et tredje underområde rundt Jan Mayen med 2 km oppløsning. Områdene og punktkildene er vist i Figur 5.1.

For å generere meteorologiske inngangsdata til modellen på hver av disse tre områdene har vi brukt modellen WRF (the Weather Research and Forecasting model), som er en fritt tilgjengelig modell utviklet ved NCAR, USA (<http://wrf-model.org/>). Dette er et fleksibelt, "state-of-the-art"-modellsystem, med mulighet for å foreta beregninger på ulike skalaer.

Sammen gir dette et koblet WRF-EMEP-modellsystem som vi anser å være godt egnet for nettopp de problemstillingene som er aktuelle i dette prosjektet. Et tilsvarende modellsystem på fin skala har vært utviklet og anvendt for Storbritannia (Vieno m. fl., 2010).



Figur 5.1. Modellens tre hovedområder: Det ytre hovedområdet viser geografisk område med 50 km oppløsning, det mellomste området med 10 km oppløsning og det innerste med 2 km oppløsning. De svarte symbolene viser posisjonen for tre punktkilder ved Jan Mayen og to i Barentshavet.

Alle beregningene ble basert på meteorologi for 2006 (hele året). Dette var et år med mange episoder med langtransport av luftmasser fra kontinentet til Arktis (Stohl m. fl., 2007). Temperaturen gjennom vinteren og forsommeren var uvanlig høy, noe som trolig vil være representativt for et framtidig klima og dermed passende for denne studien som tar for seg konsekvensen av utslipp rundt 2030.

For hver av disse tre områdene ble det gjort to sett av modellberegninger:

1. Bakgrunnssituasjonen (utslipp og meteorologi for 2006)
2. "Petroleumsscenarioet" (utslipp og meteorologi for 2006 pluss tilleggslutslippene, dvs. høyt scenario, beskrevet ovenfor).

Bakgrunnssituasjonen skal dermed representere en framtidig situasjon uten utslippene i nord, mens differansen mellom 2 og 1 gir tilleggslutslippene som er temaet i denne studien.

For å kunne foreta de seks modellberegningene nevnt over (3 områder x 2 scenarioer) var det behov for bakgrunnsutslipp for de tre områdene vist i Figur 5.1 på henholdsvis 50, 10 og 2 km. For 2006 eksisterer både offisielle EMEP-utslippsdata med 50 km oppløsning og utslippsdata på 10 km. De offisielle 50 km-dataene er produsert av EMEP CEIP (Centre on Emission Inventories and Projections ; www.ceip.at), mens dataene på 10 km er utarbeidet av TNO som en del av EU-prosjektet GEMS (Visschedijk et al., 2007). Utslippsdata med 2 km oppløsning for det innerste modellområdet var ikke tilgjengelig. Vi brukte isteden EMEP/TNO-dataene med 10 km oppløsning til dette formålet. Utslippene i 10 km-rutene ble fordelt jevnt over de tilsvarende 5 x 5 rutene med 2 km oppløsning.

Den eneste forskjellen mellom de to scenarioene var altså utslippene beskrevet i kapittel 4. Mulige framtidige endringer i sjøis-utbredelse, lufttemperatur, vegetasjon, bakgrunnsutslipp osv. ble ikke inkludert.

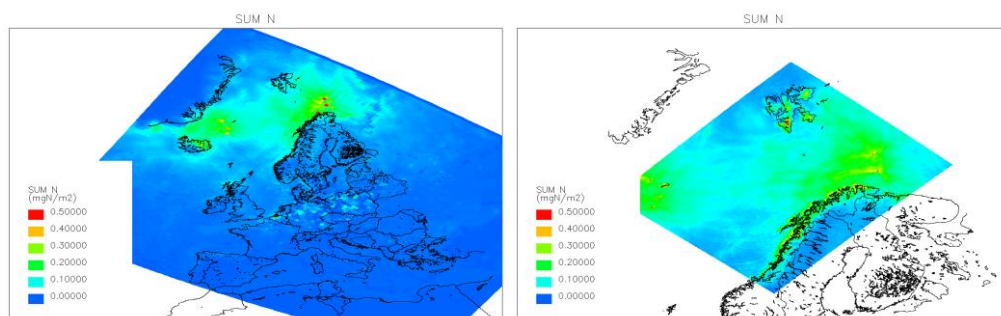
6 Resultater fra modellberegningene

Modellberegningene beskrevet ovenfor ga resultater for hver av de tre områdene med henholdsvis 50, 10 og 2 km oppløsning. I denne studien brukte vi resultater fra det mellomste domenet med 10 km oppløsning for vurdering av effekter i Nord-Norge og på Spitsbergen, mens resultatene for det innerste domenet, med 2 km oppløsning, ble brukt til å vurdere effekter på Jan Mayen. Vi tok ut årstotaler av S-, N- og partikkel-avsetning og timesverdier av ozon ved bakken. Detaljer for de enkelte komponentene og landområdene er gitt nedenfor.

Før detaljdiskusjonen kan det være nyttig å sette de samlede utslippene inn i en større sammenheng. Utslppsprognosene for petroleumsaktiviteten gir et samlet, maksimalt årsutslipp på knapt 6000 tonn NO_x. Det er av samme størrelsesorden som trafikkutslipp av NO_x fra Oslo (Gram, 2005). SO_x-utslippet er derimot svært lavt, under 200 tonn, noe som er mindre enn halvparten av dagens Oslo-utslipp.

Disse utslippene er fordelt på fem skipstraseer og seks utslippspunkter som (med unntak av landanlegget på Finnmarkskysten) ligger langt til havs og langt nord. Dessuten vil, som diskutert over, den kjemiske levetiden og transportavstanden i atmosfæren kunne bli stor i vinterhalvåret i Arktis når det er lite sollys og lite nedbør og skydannelse. Det er dermed grunn til å anta at effekten av petroleumsutslippene vil spres og fortynnes over et stort geografisk område.

Totalavsetningen av N i de to ytterste modellområdene (Figur 5.1) er vist i Figur 6.1. Figurene viser at N-utslippet (og avsetningen) spres over store deler av Barentshavet og N-Atlanteren og også videre sørover i Europa. Utvasking i nedbør er en viktig avsetningsmekanisme, og N-nedfallet er delvis styrt av nedbørsfordelingen, som har maksimalverdier langs kysten av N-Norge og på Island (og delvis på Spitsbergen). Men selv om nedbørsmengdene over disse landområdene er høye, blir N-nedfallet i nedbøren lite siden utslippskildene er så langt unna.



Figur 6.1: Beregnet total årsavsetning av nitrogen fra petroleums-kildene til hele EMEP-området (venstre) og det mellomste modellområdet (høyre). Enhet: mg N/m².

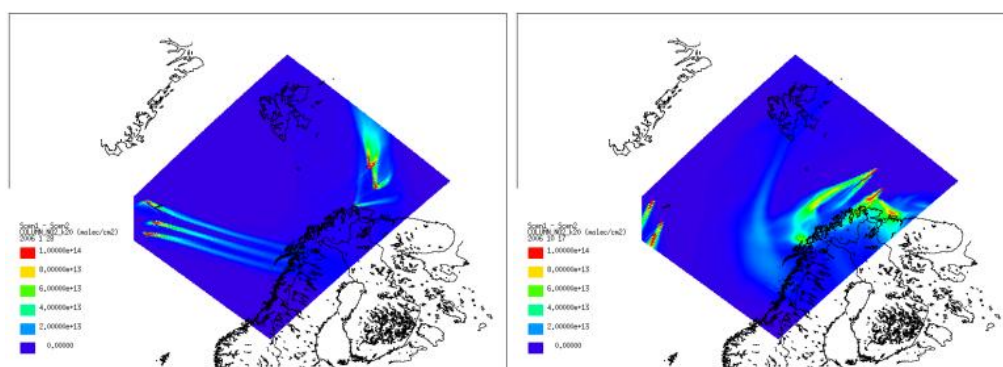
I Tabell 6.1 er vist en budsjettberegning for N, S og BC. Denne viser at knapt halvparten av nitrogen-utslippet, 60 % av svovelutslippet og knapt 2/3 av BC-utslippet avsettes innenfor det store EMEP-området. Bare 16 % av N- og S-utslippet avsettes innenfor det mellomste modellområdet, mens andelen av BC som avsettes i dette området er litt høyere (26 %). Resten av utslippet vil – året sett under ett – enten transporteres ut av modellområdet eller finnes igjen som svakt forhøyede konsentrasjoner av luftkonsentrasjonene.

Selv om dette ikke er analysert nærmere, vil vi anta at det er en betydelig sesongvariasjon i disse tallene, slik at en relativt sett mindre andel av utslippene avsettes i nordområdene vinterstid og en relativt sett høyere andel sommerstid, som diskutert over.

Tabell 6.1: Totalutslippet av NO_x, SO_x og BC fra petroleumskildene og den samlede avsetningen innenfor de to ytre modellområdene. Enhet: tonn (N), tonn(S) og tonn (C)

	N	S	BC
Utslipp	1743	88	30
Modellområde 1 (EMEP)	833	51	18
Modellområde 2 (Nord-Atlanteren, Barentshavet)	284	14	8

Bidraget fra petroleumsutslippene til landområdene omkring (Spitsbergen, N-Norge, Jan Mayen, Island osv.) er et resultat av atmosfærisk spredning med vinden, vertikal utveksling (f.eks. konveksjon), nedbørshyppighet, opptak i havet, opptak i vegetasjon på land osv. Strengt tatt burde beregningene dermed vært gjort for en lengre klimatisk periode (~ 30 år), men dette er urealistisk å gjennomføre pga. de svært ressurskrevende modellberegningene. Den totale beregningstiden på tungregneanlegget Notur for modellkjøringene i denne studien var av størrelsesorden en måned. Figur 6.2 viser eksempler på modellresultater for to tilfeldige dager (i 2006) for den integrerte kolonnen av NO₂. Figurene viser bidraget fra petroleumskildene (differansen mellom de to scenarioene). Røykfanen fra de tre punktkildene ved Jan Mayen og de tre i Barentshavet øst kan sees over svært lange avstander.



Figur 6.2: Eksempler på modellresultater. Totalkolonne av NO₂. Differanseplott som viser spredningen av punktkildene for to dager i 2006.

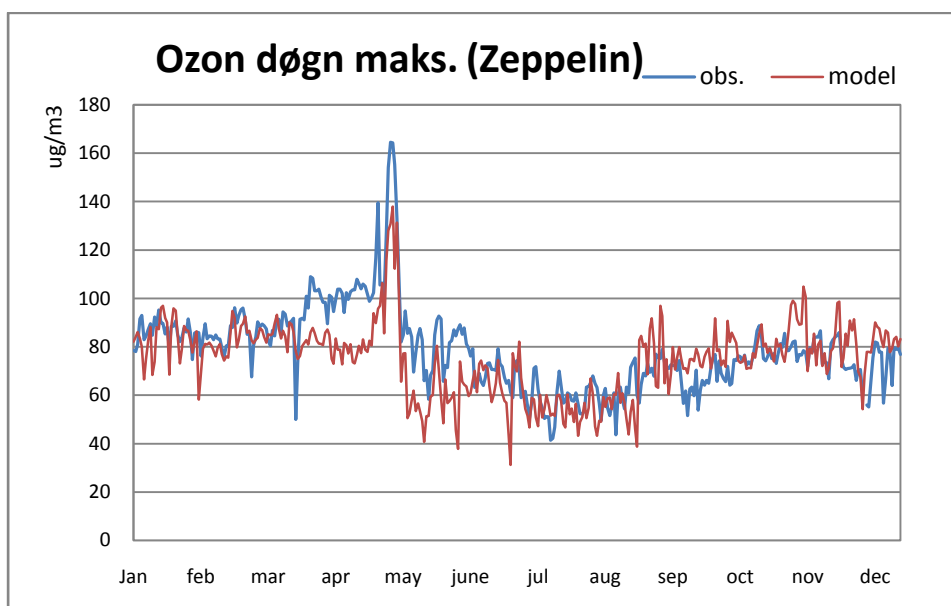
6.1 Sammenligning med målinger – modellevaluering

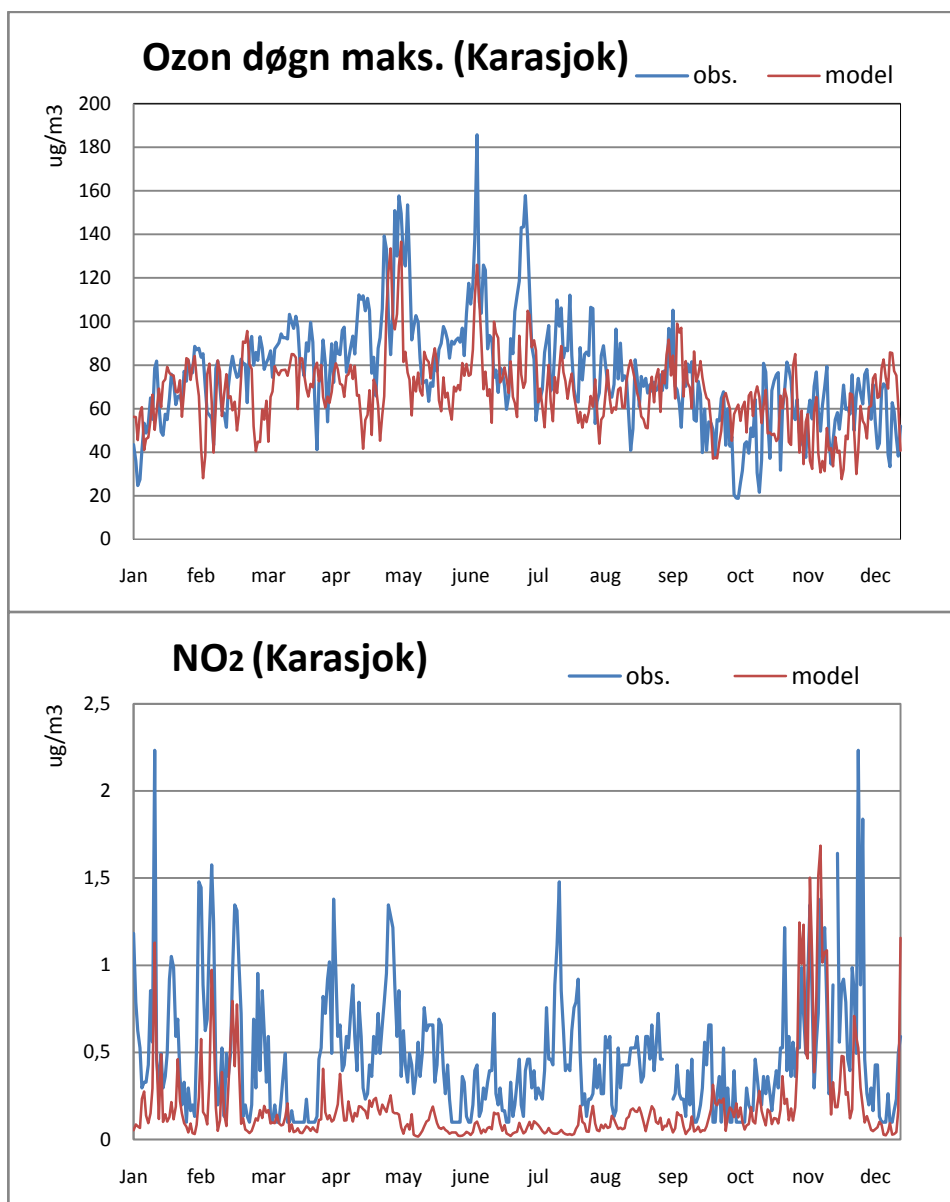
Fokuset i denne rapporten er Arktis og nordområdene. Dette er et område med få målestasjoner og liten mulighet for å vurdere modellberegningene mot observasjoner. En detaljert modellevaluering er uansett utenfor rammen for denne rapporten, men figurene nedenfor viser noen sammenligninger mellom beregninger og målinger.

Figur 6.3 viser målte og modellerte luftkonsentrasjoner av ozon (døgnlign maks) og NO₂ (døgnmiddel) på Zeppelin-stasjonen på Spitsbergen og Karasjok i 2006. Sammenligningen viser at modellen fanger opp tidsvariasjonen i ozon på en ganske god måte. Både den midlere årsvariasjonen og enkeltepisoder reflekteres i beregningene. Samtidig er det klart at noen episoder underestimeres i modellen. Mest markert er en systematisk underestimering av ozonnivået på Zeppelin-stasjonen i april. Ozonepisoden på Zeppelin i månedsskiftet april/mai fanges opp i modellen, men de modellerte verdiene er lavere enn målingene. Dette var en ekstrem episode som ga de høyeste ozonnivåene som har vært målt på Ny-Ålesund på 25 år og skyldes store skog- og landbruksbranner i Russland og Baltikum (Stohl et al., 2007). Dette er utslipp og prosesser som er ekstra usikre i modellen.

Resultatene for NO₂ viser at modellen fanger opp episodene i vinterhalvåret, men at nivået sommerstid blir systematisk underestimert i modellen. Den kjemiske levetiden til NO₂ om sommeren er svært kort (~12 timer), og NO₂-nivået langt nord vil normalt reflektere bakgrunnsnivået pluss eventuelle bidrag fra lokale kilder nær stasjonen. Det er vanskelig å konkludere med om avviket sommerstid skyldes begrensninger i modellen eller lokale kilder rundt Karasjok-stasjonen.

Vi har også gjort sammenligninger for meteorologiske parametre, trykk (P) og temperatur (T). Dette viser en svært god korrelasjon når vi sammenligner timesverdier gjennom året 2006 (Tabell 6.2) og indikerer at meteorologien er godt representert i modellen.





Figur 6.3: Modellerte og målte verdier av døgnlig maksimal ozonkonsentrasjon og døgnmiddel av NO₂ i 2006 på Zeppelin-stasjonen (Ny-Ålesund) og Karasjok. Enhet: ug/m³.

Tabell 6.2: Lineær korrelasjonskoeffisient (r) mellom modellerte og observerte timesverdier av P (trykk) og T (temp) på Zeppelin-stasjonen, Jan Mayen og Karasjok for 2006.

	Zeppelin	Jan Mayen	Karasjok
Lufttrykk	0.998	0.998	0.992
Lufttemperatur	0.956	0.961	0.928

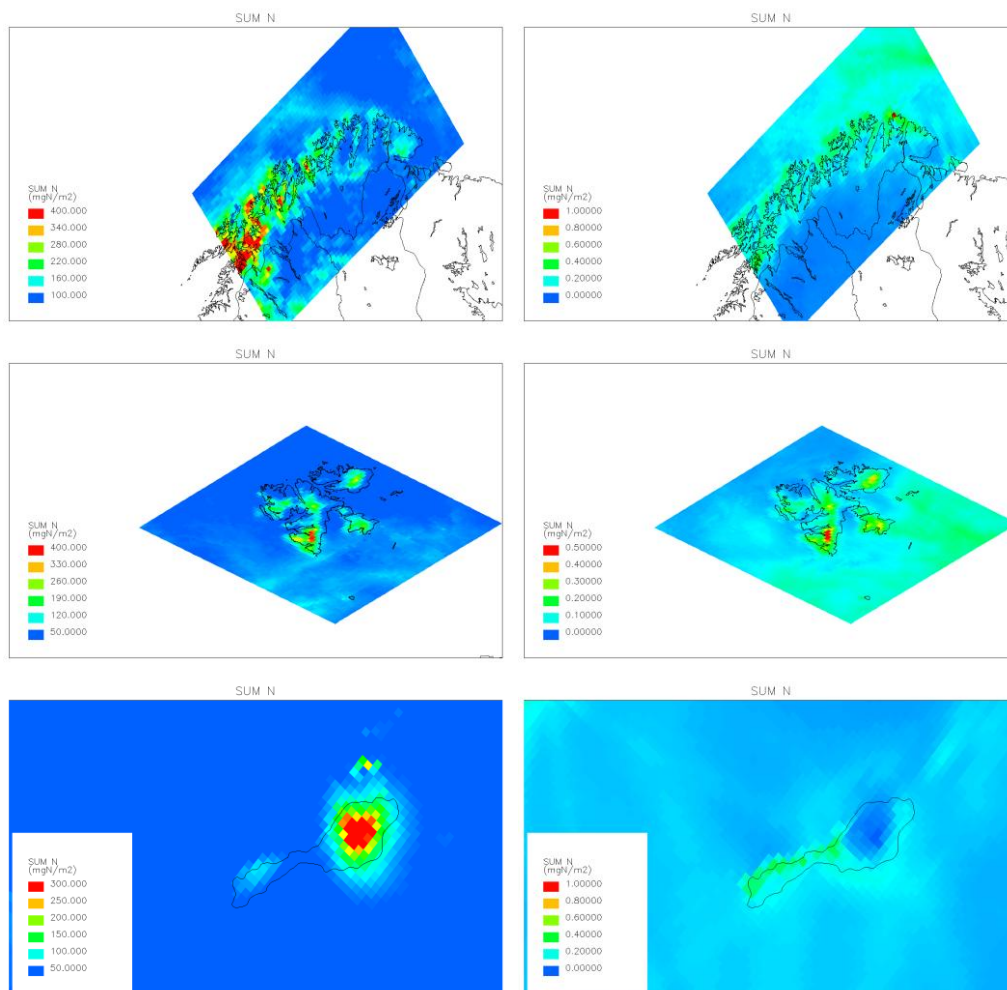
6.2 Avsetning av nitrogen og svovel

Totalavsetningen av nitrogen ble basert på tørr- og våtavsetning (utvasking i nedbør) av både oksidert og redusert nitrogen, mens totalavsetningen av svovel ble basert på tørr- og våtavsetning av SO₂ og sulfat:

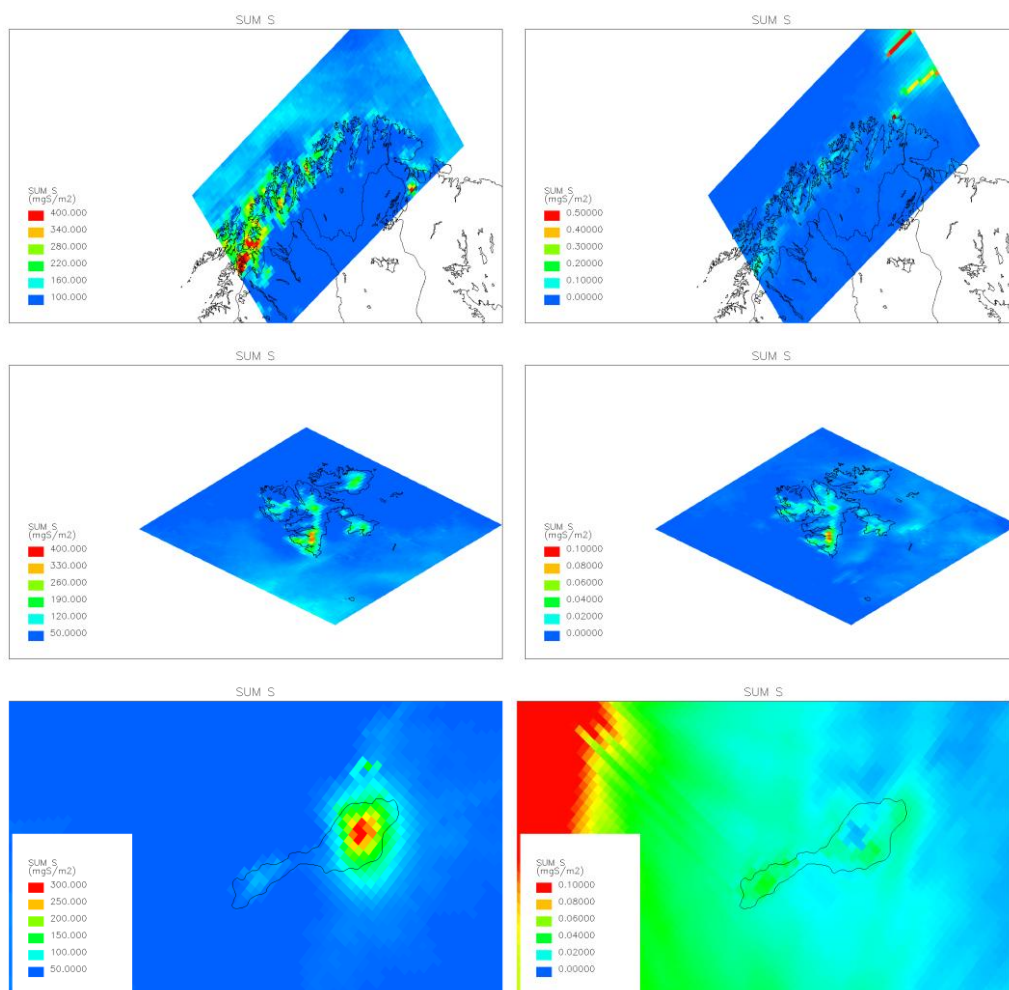
$$N_{\text{dep}} = \Sigma [DD(N_{\text{oks}}) + WD(N_{\text{oks}}) + DD(N_{\text{red}}) + WD(N_{\text{red}})]$$

$$S_{\text{dep}} = \Sigma [DD(\text{SO}_2) + WD(\text{SO}_2) + DD(\text{SO}_4) + WD(\text{SO}_4)]$$

N_{oks} er summen av alle oksiderte nitrogenforbindelser (NO₂, HNO₃, NO₃ osv.), mens N_{red} er summen av alle reduserte nitrogenforbindelser (NH₃ og NH₄). Petroleumskildene bidrar imidlertid bare til oksidert nitrogen.



Figur 6.4: Beregnet total årsavsetning av nitrogen for tre regioner for bakgrunnsituasjonen (venstre) og forskjellen pga petroleumsutslippene (høyre). Legg merke til at skalaen er forskjellig. Enhet: mg N/m².

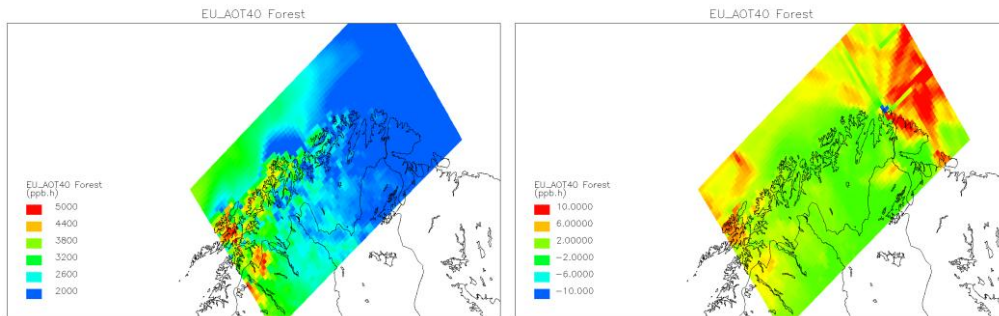


Figur 6.5: Beregnet total årsavsetning av svovel for tre regioner for bakgrunns situasjonen (venstre) og forskjellen pga petroleumsutslippene (høyre). Legg merke til at skalaen er forskjellig. Enhet: mg S/m^2 .

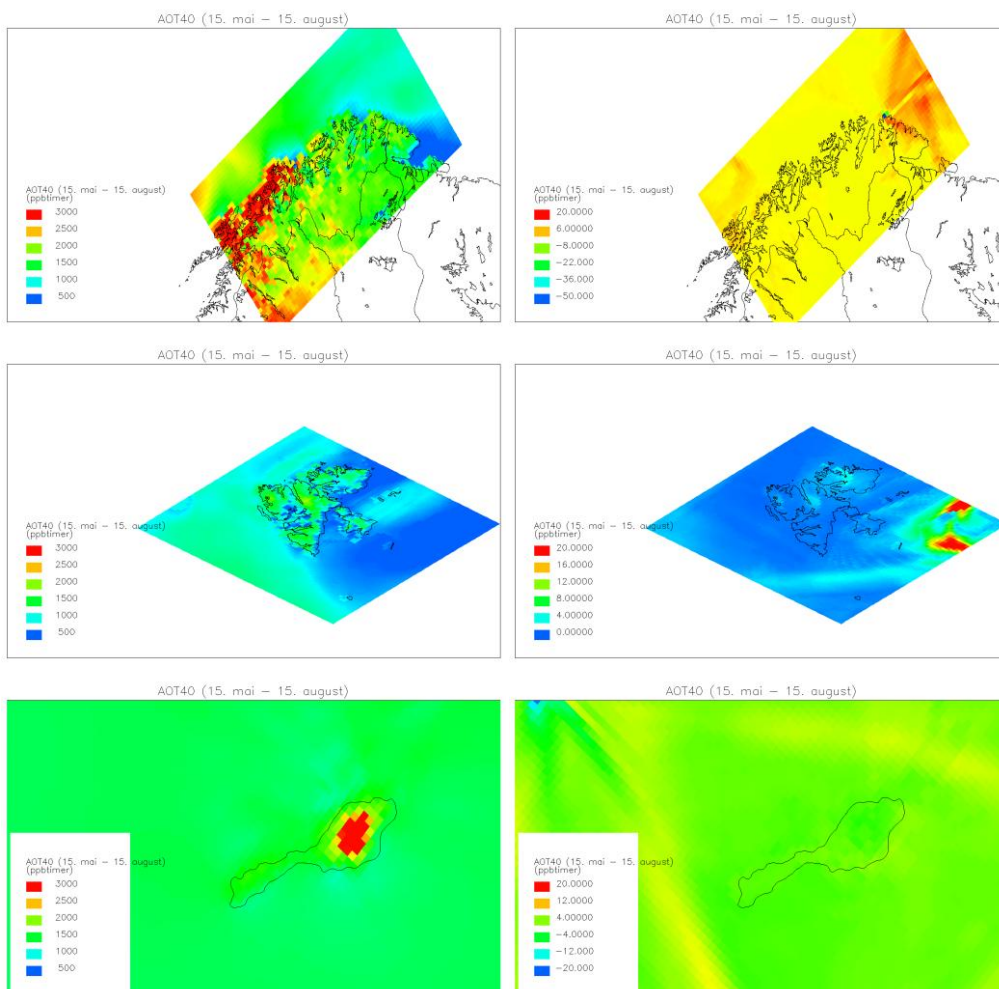
6.3 Bakkenært ozon

Beregninger av bakkenært ozon for Nord-Norge, Spitsbergen og Jan Mayen er vist i figurene nedenfor. Figurene viser bakgrunns situasjonen (2006) og tilleggskbidraget fra petroleums kildene og viser resultatene for tre effektindikatorer:

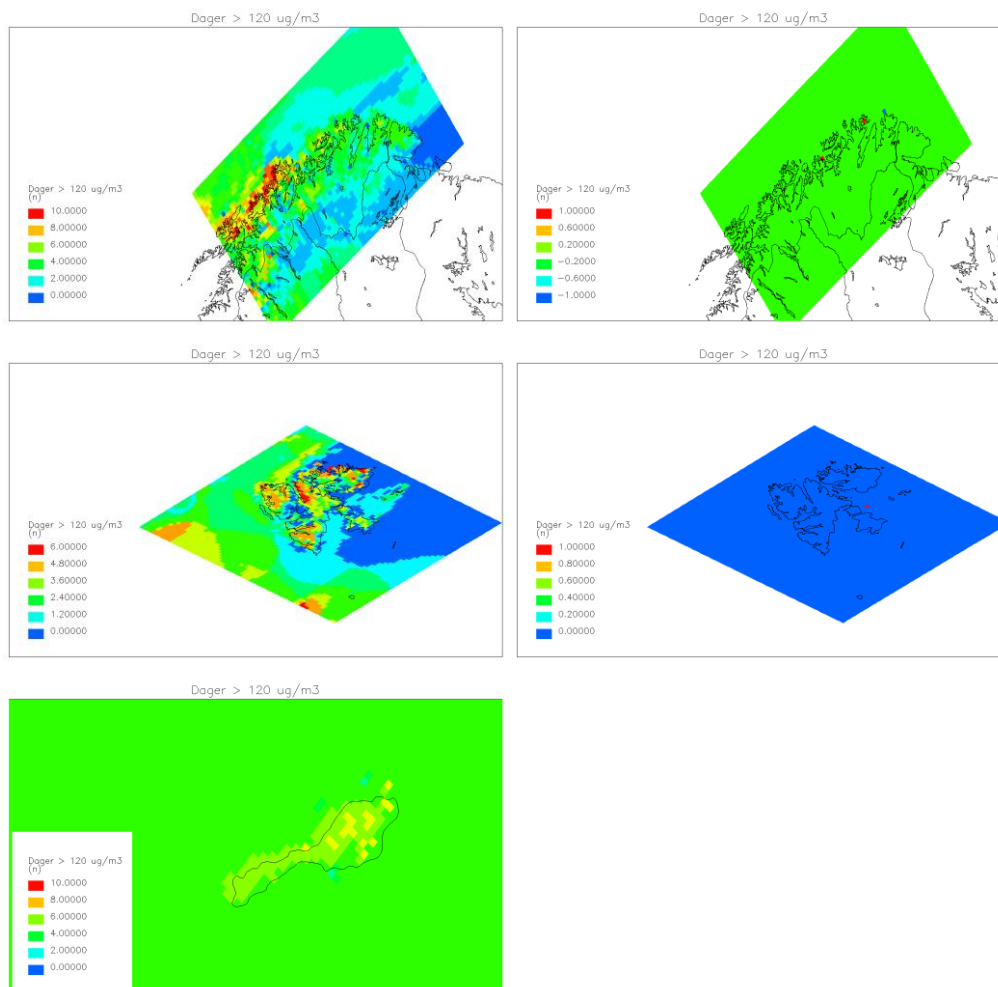
- 6-mnd AOT40 (relevant for skog)
- 3-mnd AOT40 (relevant for planter)
- N120 (relevant for helse) (N120 = antall dager med 8-timers løpende middelværdi av ozon over $120 \mu\text{g/m}^3$.)



Figur 6.6: Beregnet 6-mnd AOT40-verdi for ozon (relevant for skog) for Nord-Norge for bakgrunnsituasjonen (venstre) og forskjellen pga petroleumsutslippene (høyre). Legg merke til at skalaen er forskjellig. Enhet: ppbtimer. Grenseverdi: 5000.



Figur 6.7: Beregnet 3-mnd AOT40-verdi for ozon (relevant for planter) for tre regioner for bakgrunnsituasjonen (venstre) og forskjellen pga petroleumsutslippene (høyre). Legg merke til at skalaen er forskjellig. Enhet: ppbtimer. Grenseverdi: 3000.



Figur 6.8: Beregnet N120-verdi for ozon (relevant for helse) for tre regioner for bakgrunnsituasjonen (venstre) og forskjellen pga petroleumsutslippene (høyre). Skalaen er forskjellig. Det var ingen forskjell for Jan Mayen med petroleumsutslippene, så den figuren er derfor utelatt. Enhet: antall dager. Grenseverdi: 25 ("target value") og 0 ("long-term objective").

6.4 Partikler og klimaeffekter

I de senere årene har klimaeffekten av sotpartikler i Arktis fått en del oppmerksomhet. En tallfesting av denne effekten er imidlertid ganske usikker. I tillegg råder en vis forvirring med hensyn på terminologi og begreper. I litteraturen brukes både BC (Black Carbon), EC (Elemental Carbon) og EBC (Equivalent Black Carbon). Forskjellene gjenspeiler ulike målemetoder. Vanligvis brukes betegnelsen BC ved optiske målinger (f.eks. av lysabsorpsjon), mens EC brukes ved termiske målemetoder (oppvarming av partikler avsatt på filtre). I denne rapporten har vi valgt å holde oss til betegnelsen BC.

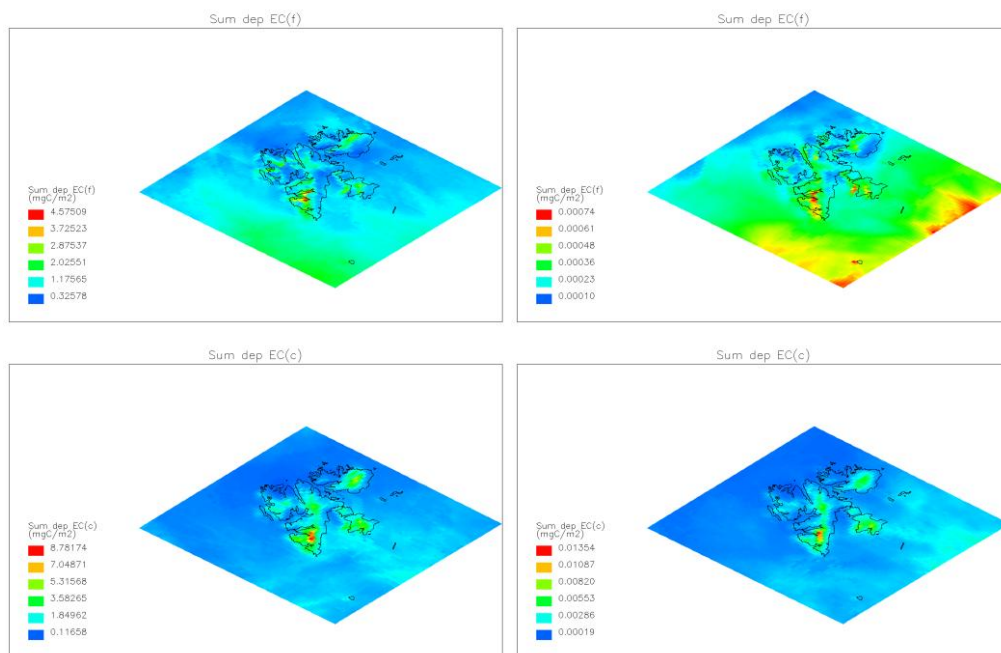
BC kan påvirke strålingsbalansen og dermed klimaet på flere måter: Avsetning av sotpartikler på snø og is kan redusere albedoen og dermed bidra til oppvarming; partiklene kan fungere som kondensasjonkjerner og dermed bidra til skydannelse

og redusert dråpestørrelse; BC-partikler i luft absorberer solstråling effektivt og kan dermed også bidra til oppvarming. Generelt gjelder at BC-utslippene vil ha størst effekt jo lenger nord utslippet skjer. BC-utslipp i selve Arktis er dermed potensielt mest uheldig for klimaet.

Den største kilden til BC i arktiske områder er forbrenning av fossilt brensel. Det kan enten dreie seg om lufttransportert BC fra utslippskilder lenger sør eller BC fra kilder i selve Arktis. I modellberegningene har vi studert bidrag fra fossilt BC i finfraksjonen, BC(f), og grovfraksjonen, BC(c). Utslipp fra skogbranner, som i enkelte tilfeller kan være svært viktige for situasjonen i Arktis (Stohl et al., 2007), er også inkludert.

Figur 6.9 viser beregnet avsetning av BC (fin- og grovfraksjon) på Spitsbergen for bakgrunnsituasjonen og for endringen som skyldes petroleumsutslippene. Den beregnede avsetningen på Svalbard (for bakgrunnsituasjonen i 2006) er på maksimalt 4.6 mg/m^2 for BC(f) (venstre figur, øverst) og 8.8 mg/m^2 for BC(c) (venstre figur, nederst).

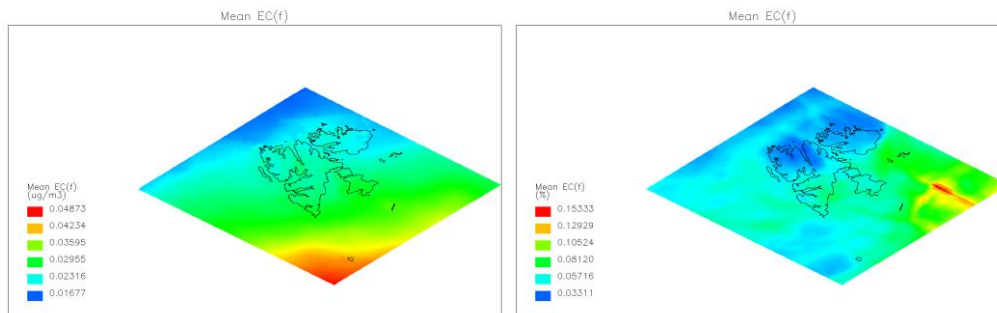
Modellberegningene viser marginale økninger i BC-avsetningen dersom petroleumsutslippene inkluderes: en økning på opptil 0.0007 mg/m^2 for finfraksjonen og 0.0135 mg/m^2 (0.15%) for grovfraksjonen (Figur 6.9).



Figur 6.9: Beregnet avsetning av BC i finfraksjonen (øverst) og grovfraksjonen(nederst) fra fossilt brensel på Spitsbergen for bakgrunnsituasjonen (venstre) og forskjellen pga petroleumsutslippene (høyre). Legg merke til at skalaen er forskjellig. Enhet: mg/m^2 .

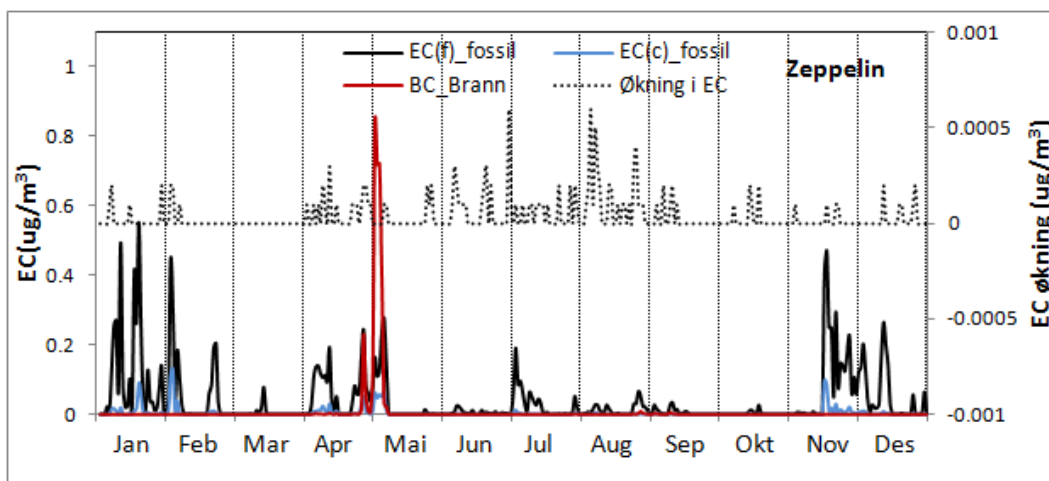
Figur 6.10 viser en tilsvarende situasjon for luftkonsentrasjonen av BC. Venstre figur viser årlig midlere konsentrasjonen av BC (finfraksjon) for Svalbard-området. Høyre figur viser BC økning som følge av petroleumsutslipp. Også her

er det snakk om nokså beskjedne BC-økninger: mellom 0.04% og 0.1% som årlig middelværdi på Svalbard.



Figur 6.10: Beregnet årsmiddelmiddelskonsentrasjon i finfraksjonen av BC på Spitsbergen for bakgrunnsituasjonen (venstre) og den relative økningen pga petroleumsutslippene (høyre). Enheter: $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og %.

Figur 6.11 viser daglige verdier av modellert BC på NILUs målestasjon på Zeppelin-fjellet ved Ny-Ålesund for 2006. Den beregnede middelværdien for 2006, $0.027 \mu\text{g}/\text{m}^3$, er i bra samsvar med målte gjennomsnittsverdier på stasjonen i 2006 (AMAP, 2011). Det er interessant å merke seg de høye BC verdiene rundt 1. mai (rød kurve), forårsaket av kraftige skog- og bråtebranner i Øst-Europa, kombinert med effektiv lufttransport inn i Arktis (Stohl et al., 2007). Denne episoden var et ekstremtilfelle, men viser med tydelighet hvordan arktiske områder kan påvirkes av luftforurensning ved lavere breddegrader.



Figur 6.11: Beregnede BC- konsentrasjoner på Zeppelin-stasjonen (Spitsbergen) for 2006. Beregningene gjelder fossilt BC i finfraksjonen ($EC(f)$, svart kurve), fossilt BC i grovfraksjonen ($EC(c)$, blå kurve) og BC fra branner (rød kurve). Den stiplede kurven viser økning i BC som følge av petroleumsaktiviteter (høyre akse).

Den beregnede økningen av BC på Zeppelin-stasjonen fra petroleumsaktiviteten er vist ved den stiplede linjen i Figur 6.11 (høyre figurakse). Beregningene indikerer at utslippene fra disse kildene treffer Zeppelin-stasjonen et begrenset antall dager og at tilleggsbidraget er veldig lite. Maksimal modellert BC-økning

på Zeppelin-stasjonen er $0.0006 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mens den midlere årlige økningen i BC er på 0.07%. Til sammenlikning er den beregnede økning i BC som følge av brannene i Øst-Europa i mai 2006 på rundt $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Beregnet gjennomsnittlig bakgrunnsnivå av BC på et tilfeldig punkt på Jan Mayen (70.93°N , -8.67°E) for 2006 ligger på omlag $0.037 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mens petroleumsaktiviteten i området kan gi et tilleggsbidrag på opptil $0.006 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De høyeste tilleggskonsentrasjonene oppstår på dager med spesielt ”gunstige” meteorologiske forhold. På årsbasis gir petroleumsaktiviteten utenfor Jan Mayen en beregnet BC-økning på ca 0.5%.

Bakgrunnskonsentrasjoner av BC, sulfat og PM10 er vist i Tabell 6.3, sammen med prosentvise økninger knyttet til petroleumsaktiviteter. For Zeppelin og Jan Mayen er økningen av sulfat i samme størrelsesorden som økningen i BC. Økningen i PM10 er imidlertid en god del mindre. Det skyldes at PM10 er dominert av sjøsalt-partikler ($\sim 19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ rundt Jan Mayen), og tilleggsbidraget fra petroleumsgenererte partikler blir derfor marginalt.

Tabell 6.3: Beregnede bakgrunnskonsentrasjoner og avsetning av partikler ved ulike stasjoner, samt den prosentvise økningen som følge av petroleumsaktivitet ved Jan Mayen og Barentshavet

	BC luft $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Økning BC luft %	Avsetn. BC $\mu\text{gC}/\text{m}^2$	Økning avsetn. BC %	SO ₄ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Økning SO ₄ , %	PM10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Økning PM ₁₀ , %
Zeppelin	0.027	0.058	3.291	0.085	0.586	0.074	9.96	0.021
Jan Mayen	0.037	0.396	1.148	0.369	0.724	0.481	20.40	0.061
Middelverdi ²	0.066	0.097			0.845	0.148	17.82	0.030

² Middelverdi for hele 10 km modelldomenet, som inkluderer Jan Mayen, Svalbard, Barentshavet og mesteparten av Norskekysten

Vi har ikke foretatt beregninger av klimaeffekten (gjennom endret strålingsbalanse) fra petroleumsutslippene i denne rapporten. Med de små endringene i partikler (og ozon) som petroleumsildene er beregnet å gi, er det ikke hensiktsmessig å gjøre beregninger med strålingsmodeller. Slike beregninger, som er ganske ressurskrevende, ville være beheftet med stor usikkerhet, og i lys av de små tilleggene som er tema i denne rapporten vil resultatene ha liten informasjonsverdi. Effekten av for eksempel BC-avsetning avhenger av snøens/isens beskaffenhet, krystallstørrelser, smeltevann, etc. (Skeie et al., 2011).

I en studie av Ødemark et al. (2012) er det brukt ulike modeller for å beregne endret strålingspådriv knyttet til dagens olje- og skipsaktivitet i Arktis. De konkluderer med at de høye sulfatutslippene, spesielt fra skipsfart, bidrar til et netto negativt strålingspådriv hvis alle kilder tas med. Petroleumsaktiviteten alene, dvs. når skipstrafikken utelates, gir derimot et positivt strålingspådriv. Det skyldes hovedsakelig BC-avsetning på is/snø. De store sulfatutslippene fra skipstrafikken har en avkjølende klimaeffekt og vil således oppveie en oppvarming knyttet til BC.

Utslippene fra de planlagte aktivitetene ved Jan Mayen og Barentshavet har en tilsvarende sammensetning som dagens utslipp i Arktis. Sett i lys av publikasjonen fra Ødemark et al. (2012) er det derfor nærliggende å konkludere med at klimaeffektene knyttet til de nye installasjonene vil bli svært liten. Dersom framtidens utslipp fra skipstrafikk og petroleumsaktivitet endrer sammensetning, for eksempel ved reduserte svovelutslipp, kan imidlertid den totale klimaeffekten endres.

7 Vurdering av miljøeffekter på vegetasjon og fauna

7.1 Ozon

7.1.1 Vegetasjon

Bakgrunns AOT40-verdiene basert på tre måneders vekstsesong fra 15. mai-15.august (Figur 6.7 e) for ozon på Jan Mayen viser at de østre deler av øya har overskridelser av EUs luftkvalitetskriterium for vegetasjon på 3000 ppbtimer. Ozonbelastningen ligger således i grenseland for eventuelle negative effekter. Dette området er imidlertid hovedsakelig dekket av isbre og har sparsomt med vegetasjonsdekke (Arnesen et al., 2012). En ekstra belastning på maksimalt 4 ppbtimer over 3 måneder (Figur 6.7 f) vil høyst sannsynlig ikke føre til skader på vegetasjon på Jan Mayen.

7.1.2 Fauna

De høyeste beregnede bakgrunnsverdiene for ozon ligger mellom 8 og 10 dager med verdier $> 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for deler av Jan Mayen (Figur 6.7 e). Beregnet tilleggsbelastning er særdeles liten og er derfor ikke vist. EUs mål oppfylt innen 2012 for fauna er maksimalt 25 dager med $> 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mens langtidsmålet er ingen overskridelse av $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vi kan derfor konkludere med at EUs mål for 2012 ikke er overskredet og at tilleggsbelastningen høyst sannsynlig ikke vil påvirke pattedyr på Jan Mayen.

Det er usikkert om bakgrunnsverdiene har uheldige konsekvenser for fugler som oppholder seg i disse områdene og blir eksponert for inntak av ozon, da det er mangelfull kunnskap om dose-respons av ozon. Det er også usikkert hvor høy konsentrasjonen av ozon kan være lokalt. Vi minner om at forsøket med å utsette fugler for doser av ozon på $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gjennom 7 dager ga klare effekter på flere funksjoner i luftveiene (Rombout et al., 1987; 1991).

7.2 Nitrogen

7.2.1 Vegetasjon

Tillegg av NO_x som et resultat av utslippene vil være helt ubetydelige i influensområdet og er derfor ikke beregnet i dette prosjektet. Det blir således ingen direkte påvirkning på planter av NO_x som skyldes fremtidig petroleumsvirksomhet ved Jan Mayen.

Vegetasjonen på Jan Mayen er beskrevet etter det nye naturtypesystemet NiN (Halvorsen et al., 2009) av Arnesen et al. (2012) og omfatter eksponert lavamark, lavamark med tynt mosedekke, arktisk lavamark med heigråmose, fuglefjell-eng

på lavagrunn, forstrand med lavasand og lavastrandberg. Etter EUNIS sitt klassifikasjonssystem havner de fleste av disse inn under kategorien tundra som er gitt en nedre empirisk tålegrense for nitrogen på 300 mg N/m² per år (Tabell 3.1). Områdene på østre deler av Jan Mayen, som hovedsakelig er dekt av isbre (Bererenberg), har den største bakgrunnsavsetningen med overskridelser av tålegrensen (Figur 6.4 e). Dette området ligger således i faresonen for ekstra nitrogenbelastninger. Områdene i vest har langt lavere avsetninger, mindre enn 100 mg N/m² per år og er ikke i faresonen.

En maksimal tilleggsbelastning på 0,2 mg N/m² per år for de østligste områdene og 0,6 mg N/m² per år for de vestligste områdene (Figur 6.4 f) er så liten at den knapt vil påvirke totalnedfallet av nitrogen. Det er derfor svært liten sannsynlighet for at økt nedfall av nitrogen fra fremtidig petroleumsvirksomhet vil kunne påvirke vegetasjonen på Jan Mayen, verken ved eutrofiering eller forsurening.

7.2.2 Fauna

Bakgrunnsverdiene for NO_x på Jan Mayen ligger høyst sannsynlig godt under luftkvalitetskriteriene for menneskelig helse og dermed for fauna. Da det ikke forventes økninger av NO_x i luft ved fremtidig petroleumsvirksomhet, vil fauna ikke bli påvirket.

Det er heller ingen grunn til å tro at en svak økning av total nitrogennedfall på under 1 mg N/m² per år (Figur 6.4 f) vil ha en indirekte påvirkning på dyreliv, da det ikke er forventet endringer i beiteegenskaper ved vegetasjonen i disse områdene.

7.3 Svovel

7.3.1 Vegetasjon

Jan Mayen ligger langt unna de store utlippene av svoveldioksid på det europeiske kontinent. SO₂ konsentrasjonene i luft på Jan Mayen er således trolig svært små. ECEs luftkvalitetskriterier for direkte skader på vegetasjon er satt til 20 µg/m³ midlet over ett år, og verdien er trolig ikke overskredet (beregninger ikke utført). Svovelavsetningene er også lave. På østre deler av Jan Mayen har små areal i dag en høyere totalbelastning av svovel enn tålegrensen på 300 mg S/m² per år (Figur 6.4 e). Tålegrenser er imidlertid satt opp med en viss buffer, og det er lite sannsynlig at mengden svovelnedfall virker forsurende på dagens vegetasjon.

Tilleggsavsetningen er minimal og er beregnet til maksimalt 0,005 mg S/m² per år. Det er således ingen indikasjon på at tilleggsavsetninger vil påvirke vegetasjonen gjennom forsurende prosesser i jord ved en fremtidig petroleumsvirksomhet på Jan Mayen.

7.3.2 Fauna

Luftkvalitetskriteriet for menneskelig helse er satt til 125 µg SO₂/m³ midlet over ett år og fauna antas å ha en betydelig høyere grenseverdi. Siden SO₂ verdiene på Jan Mayen høyst sannsynlig ligger godt under disse verdiene, er SO₂ ikke noe problem for fauna på Jan Mayen i dag.

Eventuelle tilleggsbelastninger ved fremtidig petroleumsaktivitet vil også være små og ikke bidra til negative helseeffekter på dyr. Det er således ingen grunn til å tro at SO₂ ved fremtidig petroleumsvirksomhet vil ha negativ påvirkning på faunaen, hverken direkte gjennom opptak gjennom luftveiene eller indirekte gjennom jordforsuring.

8 Vurdering av miljøeffekter på overflatevann

8.1 Forsuring av overflatevann - Dagens situasjon

8.1.1 Vannforekomster Jan Mayen

Det er kun to registrerte innsjøer på Jan Mayen, Nordlaguna og Sørlaguna. Disse ligger ved den smaleste delen av øya. Sørlaguna er mye større enn Nordlaguna, men den er så grunn at den kan tørke ut om sommeren. Det er en stasjonær røyebestand i Nordlaguna, og her er det gjennomført fiskebiologiske undersøkelser. Det er registrert til dels høye nivåer av organiske miljøgifter (PCB, DDT etc.) i røya. Disse miljøgiftene kommer fra langtransportert forurensning via nedbør og havstrømmer. I tillegg til disse innsjøene er det også en rekke mindre bekker som sannsynligvis er dominert av smeltevann fra breene i sommersesongen. Opplysningen her er hentet fra «Høring om vesentlige vannforvaltningsspørsmål for Nordland og Jan Mayen, 2012».

Vi har ingen målte data på vannkjemi fra Jan Mayen, men på bakgrunn av geologien og beliggenheten av innsjøene er det svært sannsynlig at vannkvaliteten er preget av mye basekationer (Ca og Mg fra den basaltiske berggrunnen) og at de i tillegg er svært påvirket av sjøsalter. Mest sannsynlig er de alkaliske med pH mellom 7 og 8. Dette betyr at innsjøene i svært liten grad er følsomme for forsuring.

8.2 Forsuring av overflatevann – påvirkning på grunn av utslipp fra petroleumsaktivitet ved Jan Mayen og Barentshavet

8.2.1 Vannforekomster Jan Mayen

Med innsjøer som i svært liten grad er følsomme for forsuring vil økningen i avsetning av både S og N være ubetydelige og ikke gi noen merkbar økning i forsuringsbelastningen i området.

9 Konklusjon

Basert på utslippsprognoser for fremtidig petroleumsvirksomhet ved Jan Mayen og i Barentshavet er det foretatt modellberegninger for bidragene til bakkenært ozon og avsetning av nitrogen og svovel på Jan Mayen. Resultatene viser en helt marginal økning i nitrogenavsetningen. Beregningene viser at dagens avsetning er på opptil 300 mg N/m², mens den økte avsetningen fra fremtidig petroleumsaktivitet vil øke dette nivået med opptil 0,6 mg N/m², noe som tilsvarer en økning på 0,02 %. For svovelavsetning er bidraget fra fremtidig petroleumsaktivitet enda lavere.

For ozon er det beregnet 3 måneders AOT40-verdi, som er relevant for planter. Beregningene for dagens situasjon gir et nivå på rundt 3000 ppb-timer på Jan Mayen, noe som tilsvarer grenseverdien i EUs ozondirektiv. Tilleggsbidraget fra framtidig petroleumsaktivitet er beregnet til å være opptil 4 ppbtimer, noe som tilsvarer en økning på 0,1 %. Modellberegningene indikerer at det ikke blir noen endring i parameteren N120 (antall dager med 8-timers løpende middelvei over $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Også for sotpartikler (BC), PM10 og sulfatpartikler gir modellberegningene små tilleggsbidrag på Jan Mayen fra den framtidige petroleumsaktiviteten. Beregningene gir en økning på mindre enn 0,5 % i forhold til dagens situasjon.

Basert på disse resultatene er konklusjonen at bidraget til forsurening på Jan Mayen fra petroleumsaktiviteten ved Jan Mayen og i Barentshavet er ubetydelig. Det finnes ingen vannkjemiske data for Jan Mayen, men de basiske bergartene på øya tilsier at overflatevann der er lite sensitivt for sur nedbør generelt.

Beregningene for bidraget til NO_x , SO_2 og ozon, samt avsetninger av nitrogen og svovel fra den planlagte petroleumsaktivitet ved Jan Mayen tilsier at utslippene høyst sannsynlig ikke vil føre til negative effekter på vegetasjon og fauna i de terrestriske influensområdene. Det er noe usikkert om ozon kan ha uheldige konsekvenser for fugl som oppholder seg i områder med høyest belastning og blir eksponert for inntak av ozon, da det her er mangelfull kunnskap om dose-respons forhold.

Usikkerheten i modellberegningene i denne studien er stor. Selv om det er brukt deterministiske modeller, vil flere parametre, som nedbørsmengde og -hyppighet, vekst og dannelse av partikler, tørr- og våtavsetning osv. være beheftet med stor usikkerhet. De beregnede konsekvensene er imidlertid så små at studiens hovedkonklusjon er robust selv om usikkerheten i tallene er stor. Hovedgrunnen til at petroleumsbildene får såpass liten effekt er at kildene befinner seg langt til havs i et område med langsomme kjemiske prosesser i atmosfæren og med lite nedbør. Med ineffektiv kjemi og lite utvasking i nedbør vil utslippene spres over store avstander og bidra lite på landområdene.

10 Referanser

- Aas, W., Hjellbrekke, A. G., Hole, L. R., Tørseth, K. (2008) Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. Kjeller, NILU (NILU OR 72/2008).
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S., Yttri, K. E. (2012) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler 2011. Kjeller, NILU (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 1126/2012. TA-2940/2012) (NILU OR 19/2012).
- Achermann, B., 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., Wallen, B., Malmer, N. (1992) Growth-limiting nutrients in *Sphagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol.*, 80, 131-140.
- Amann, M., Derwent, D., Forsberg, B., Hänninen, O., Hurley, F., Krzyzanowski, M., Leeuw, F., Liu, S.J., Mandin, C., Schneider, J., Schwarze, P., Simpson, D. (2008) Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe.
- AMAP (2006) AMAP Assessment 2006: Acidifying pollutants, arctic haze, and acidification in the Arctic. Oslo, Arctic Monitoring and Assessment Programme.
- AMAP (2011) The impact of black carbon on arctic climate. By: Quinn, P. K., Stohl, A., Arneth, A., Berntsen, T., Burkhardt, J. F. B. Christensen, J., Flanner, M., Kupiainen, K., Lihavainen, H., Shepherd, M., Shevchenko, V., Skov, H., Vestreng, V. Oslo, Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP Technical Report No. 4).
- Arnesen, G., Birkeland, I., Beck, P. S. A., Åkra, K., Ekrem, T., Sjøli, G. E. E. (2012) Naturinventering/grunnlagsundersøkelser i virksomhetsområdene på Jan Mayen – Åpningsprosess for petroleumsvirksomheten i havområdene utenfor Jan Mayen. Tromsø, Ecofact (Ecofact rapport 170).
- Ashmore, M. R., Ainsworth, N. (1995) Effects of ozone and cutting on the species composition of artificial grasslands. *Funct. Ecol.*, 9, 708-712.
- Ashmore, M. R., Thwaites, R. H., Ainsworth, N., Cousins, D.A., Power, S. A., Morton, A. J. (1995) Effects of ozone on calcareous grassland communities. *Water Air Soil Pollut.*, 85, 1527-1532.
- Aunan, K. (1992) Virkninger av luftforurensninger på helse og miljø. Anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT-Rapport nr. 92:16).

- Balmes, J. R., Fine, J. M., Sheppard, D. (1987) Symptomatic bronchoconstriction after short-term inhalation of sulfur dioxide. *Am. Rev. Resp. Dis.*, 136,1117.
- Barrie, L. A. (1986) Arctic air pollution – An overview of current knowledge. *Atmos. Environ.*, 20, 643-663.
- Barrie, L. A., Platt, U. (1997) Arctic tropospheric chemistry: an overview. *Tellus B*, 49, 450-454.
- Bates, J. W. (2003) Effects on bryophytes and lichens. I: *Air pollution and plant life*. Red.: Bell, J. N. B., Treshow, M.J. 2nd ed. Chichester, Wiley & Sons. s. 309-342.
- Berg, T., Sekkesæter, Steinnes, E., Valdal, A.-K., Wibetoe, G. (2003) Springtime depletion of mercury in the European Arctic as observed at Svalbard. *Sci. Total Environ.*, 304, 43-51.
- Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J. G. M. (1998) Essay review: The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural vegetation. *J. Ecol.*, 86, 717-738.
- Bobbink, R., Ashmore, M. R., Braun, S., Fluckiger, W., Van den Wyngaert, I. J. J. (2003) Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. I: *Empirical critical loads for nitrogen. Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings*. Red.: Achermann, B., Bobbink, R. Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL (Environmental Documentation 164). s. 43-170.
- Bobbink, R., Hicks, K. (2009) Factors affecting N deposition impacts on biodiversity: an overview. Paper presented at the Workshop on N Deposition, Critical Loads and Biodiversity. 16-18th November, 2009, Edinburgh, UK. URL:
http://www.initrogen.net/fileadmin/user_upload/2009_edinburgh/background_documents/Topic%20%20-%20Factors%20affecting%20N%20deposition%20impacts.pdf.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, D. J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M.R., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., de Vries, W. (2010) Global assessment of nitrogen deposition, effects on plant terrestrial biodiversity: a synthesis. *Ecol. Appl.*, 20, 30-59.
- Bobbink, B., Hettelingh, J.-P. (red.) (2011) Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Noordwijkerhout, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).

- Brown, R. E., Brain, J. D., Wang, N. (1997) The avian respiratory system: A unique model for studies of respiratory toxicosis and for monitoring air quality. *Environ. Health Perspect.*, 105, 188-200.
- Campbell, B., Lack, E. (red.) (1985) A dictionary of birds. Vermillion, S.D., Buteo.
- Chauhan, A. J., Krishna, M. T., Frew, A. J., Holgate, S. T. (1998) Exposure to nitrogen dioxide (NO₂) and respiratory disease risk. *Rev. Environ. Health*, 13, 73.
- Dahlman, L., Persson, J., Palmqvist, K., Näsholm, T. (2004) Organic and inorganic nitrogen uptake in lichens. *Planta*, 219, 459-467.
- de Wit, H. A., Lindholm, M. (2010) Nutrient enrichment effects of atmospheric N deposition on biology in oligotrophic surface waters – a review. Oslo, NIVA (NIVA report 6007-2010) (ICP Waters report 101/2010).
- Evans, H. E., Heiser, J. B. (2001) What's inside: Anatomy and physiology. I: *Handbook of bird biology. Second edition*. Red.: Podulka, S., Rohrbaugh, R. W. J., Bonney, R. Ithaca, New York, The Cornell Lab of Ornithology. s. 4.1-4.162.
- Folkehelseinstituttet (2010) Nitrogenoksider. URL: http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_5670&MainArea_5661=5670:0:15,3151:1:0:0:::0:0&MainLeft_5670=5544:53072::1:5675:3:::0:0.
- Forsum, A., Dahlman, L., Näsholm, T., Nordin, A. (2006) Nitrogen utilization by *Hylocomium splendens* in a boreal forest fertilization experiment. *Funct. Ecol.*, 20, 421-426.
- Fremstad, E. (1997) Vegetasjonstyper i Norge. Trondheim, NINA (NINA Temahefte 12).
- Fremstad, E., Paal, J., Möls, T. (2005) Impacts of increased nitrogen supply on Norwegian lichen-rich alpine communities: a 10-year experiment. *J. Ecol.*, 93, 471-481.
- Furness, R. W. (1993) Birds as monitors of pollutants. I: *Birds as monitors of environmental change*. Red.: Furness, R. W., Greenwood, J. J. D. London, Chapman & Hall. s. 86-143.
- Gram, F. (2005) Årsmiddelkonsentrasjoner av SO₂ og NO_x i Oslo 1960-2000. Modellberegninger. Kjeller, NILU (NILU OR 55/2005).
- Grennfelt, P., Thörnelöf, E. (red.) (1992) Critical loads for nitrogen. Copenhagen, Nordic Council of Ministers (Nord 1992:41).

- Golman, L. G., Berge, J. A., Dale, T., Durand, D., Johnsen, T. M., Lømsland, E., Pedersen, A., Bjørge, A., Christensen-Dalsgaard, S., Hareide, N. R. (2008) Forvaltningsplan for Norskehavet. Oslo, NIVA (NIVA-rapport 5526-2008).
- Gunnarsson, U., Malmer, N., Rydin, H. (2002) Dynamics or constancy in *Sphagnum* dominated mire ecosystems: - a 40-year study. *Ecography*, 25, 685-704.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. og Ødegaard, F. (2009) Naturtyper i Norge – Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge, versjon 1.0, Artikkel 1: 1-210. Artsdatabanken.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T., Sevalrud, I., Brakke, D. F. (1988) Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. *Ambio*, 17, 259-266.
- Henriksen, A., Buan, A. K. (2000) Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. Oslo, NIVA (Naturens Tålegrenser, 106) NIVA-rapport 4179-2000).
- Henriksen, A., Posch, M. (2001) Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *Water Air Soil Pollut. Focus*, 1, 375-398
- Hindar A, Larssen T. (2005) Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer. Oslo, NIVA (NIVA-rapport 5030-2005).
- Hole, L. R., Christensen, J. H., Ruoho-Airola, T., Torseth, K., Ginzburg, V., Glowacki, P., 2009, Past and future trends in concentrations of sulphur and nitrogen compounds in the Arctic. *Atmos. Environ.*, 43, 928-939.
- Iversen, T., Joranger, E. (1985) Arctic air pollution and large scale atmospheric flows. *Atmos. Environ.*, 19, 2099-2108.
- Jaffe, L. S. (2007) The biological effects of ozone on man and animals. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 28, 267-277.
- Jones, M. R., Leith, I. D., Fowler, D., Raven, J.A., Sutton, M.A., Nemitz, E., Cape, J.N., Sheppard, L.J., Smith, R.I. and Theobald, M.R. (2007) Concentration-dependent NH₃ deposition processes for mixed moorland semi-natural vegetation. *Atmos. Environ.*, 41, 2049-2060.
- Kampa, M., Castanas, E. (2008) Human health effects of air pollution. *Environ. Pollut.*, 151, 362-367.
- Knudsen, S., Skjelkvåle, B.L., Aarrestad, P.A. (2002) Effekter av økte nitrogenutslipp til luft fra Kårstøanleggene i Rogaland. Kjeller, NILU (NILU OR 39/2002).
- Knudsen, S., Solberg, S., Wathne, B. M., Høgåsen, T., Magnusson, J., Tollefsen, K. E., Aarrestad, P. A., Reitan, O., Stebel, K., Walker, S.-E. (2006)

Oppdatering av regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Nordsjøen. Regulære utslipp til luft – konsekvenser. Kjeller, NILU (NILU OR 80/2006).

Krupa, S. V. (2003) Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environ. Pollut.*, 124, 179-221.

LaCoss, R. (2000) Ground-level ozone: An assessment of the effects on human and forest health with implications for transportation policy. College Park, University of Maryland. URL: <http://www.life.umd.edu/CONS/Scholarly%20papers/LaCoss%202000.pdf> [Nedlastet 27. september 2012].

Larssen, T., Lund, E., Høgåsen, T. (2008) Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge – oppdatering med perioden 2002 - 2006. Oslo, NIVA (NIVA-rapport 5697-2008).

Lee, S. D. (red.) (1980) Nitrogen oxides and their effects on health. Ann Arbor, MI, Ann Arbor Scientific Publishers.

Lien, L., Henriksen, A., Traaen, T. S. (1993) Tålegrenser for sterke syrer på overflatevann. Oslo, NIVA (NIVA-rapport 2844-1993).

Lydersen, E., Larssen, T., Fjeld, E. (2004) The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Sci. Total Environ.*, 362, 63-69.

Menzel, D. B. (1984) Ozone: an overview of its toxicity in man and animals. *J. Toxicol. Environ. Health*, 13, 181-204.

Nilsson, V. J., 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).

Nordin, A., Sheppard, L. J., Strengbom, J., Gunnarsson, U., Hicks, K., Sutton, M. (2009) Understanding of nitrogen deposition impacts. - Background paper for the Nitrogen Deposition & Natura 2000 Workshop, Brussels. 18-20 May 2009. URL: <http://cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop/documents> [Nedlastet 27. september 2012].

Nordland fylkeskommune (2012) Høring av "Vesentlige vannforvaltningsspørsmål" for Nordland og Jan Mayen. URL: <http://www.vannportalen.no/hoved.aspx?m=36320&amid=3594861> [Nedlastet 27. september 2012].

Pearson, J., Stewart, G. R. (1993) The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. *New Phytologist*, 125, 283-305.

- 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 (NINA utredning 5).
- Påhlsson, L. (1998) Vegetationstyper i Norden. 3. utg. København, Nordisk ministerråd (TemaNord 1998:510).
- Rahn, K. A., Heidam, N. Z. (1981) Progress in Arctic air chemistry, 1977-1980 – A comparison of the 1st and 2nd symposia. *Atmos. Environ.*, 15, 1345-1348.
- Reigstad, M., Wassmann, P., Riser, C. W., Øygarden, S., Rey, F. (2002) Variations in hydrography, nutrients and chlorophyll a in the marginal ice-zone and the central Barents Sea. *J. Mar. Syst.*, 38, 9-29.
- Reuss, J., Johnson, D. W. (1986) Acid deposition and the acidification of soils and waters. New York, Springer (*Ecological Studies* 59).
- Roelofs, J.G.M., Kempers, A.J., Houdijk, L.F.M., Jansen, J. (1985) The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant Soil*, 84, 45-46.
- Rombout, P., Dormans, J., van Bree, L., Bos, J., Marra, M. (1987) A preliminary study on the effects of ozone on birds. *Pharmaceutisch Weekblad Sci. Ed.*, 9, 43.
- Rombout, P. J. A., Dormans, J. A. M. A., van Bree, L., Marra, M. (1991) Structural and biochemical effects in lungs of Japanese quail following a 1-week exposure to ozone. *Environ. Res.*, 54, 39-51.
- Schartau, A. K., Fjellheim, A., Walseng, B., Skjelkvåle, B.L., Halvorsen, G. A., Skancke, L. B., Saksgård, R., Manø, S., Solberg, S., Jensen, T. C., Høgåsen, T., Hesthagen, T., Aas, W., Garmo, Ø. (2011) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2010. Oslo, NIVA (Statlig program for forurensingsovervåking. Rapport 2793/2011) (NIVA-rapport 6214-2011).
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (1998) Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. New York, John Wiley & Sons, Inc.
- Sheppard, D. (1988) Sulphur dioxide and asthma – a double-edged sword? *Allergy Clin. Immunol.*, 82, 961-964.
- Sigmond, E. M. O., Gustavson, M., Roberts, D. (1984) Berggrunnskart over Norge, 1:1 mill. Trondheim, Norges geologiske undersøkelse.
- Simoes, J. C., Zagorodnov, V. S. (2001) The record of anthropogenic pollution in snow and ice in Svalbard, Norway. *Atmos. Environ.*, 35, 403-413
- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergstrom, R., Emberson, L. D., Fagerli, H., Flechard, C. R., Hayman, G.D., Gauss, M., Jonson, J.E., Jenkin, M.E.,

- Nyiri, A., Richter, C., Semeena, V.S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, A., Wind, P. (2012) The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 7825-7865.
- Skeie, R. B., Berntsen, T., Myhre, G., Pedersen, C. A., Ström, J., Gerland, S., Ogren, J. A (2011) Black carbon in the atmosphere and snow, from pre-industrial times until present. *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 6809-6836.
- Skjelkvåle, B.L., Wright, R. F., Tjomsland, T. (1997) Vannkjemi, forurensningsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Femundsmarka og Rondane. Oslo, NIVA (NIVA-rapport 3646-97).
- Skjelkvåle, B. L. Henriksen, A. Jönsson, G. S. Mannio, J., Wilander, A., Jensen, J. P., Fjeld, E., Lien, L. (2001) Chemistry of lakes in the Nordic region - Denmark, Finland with Åland, Iceland, Norway with Svalbard and Bear Island, and Sweden. Oslo, NIVA (Acid Rain Research Report 52/2001) (NIVA report 4391-2001).
- Skjelkvåle, B. L., Rognerud, S., Fjeld, E., Christensen, G., Røyset, O. (2008) Nasjonale innsjøundersøkelse 2004-2006, del I: *Vannkjemi: Status for forurensning, næringsalter og metaller*. Oslo, NIVA (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 1011/2008) (NIVA report 5548-2007).
- Solberg, S., Schmidbauer, N., Semb, A., Stordal, F., Hov, Ø. (1996) Boundary-layer ozone depletion as seen in the Norwegian Arctic in Spring. *J. Atmos. Chem.*, 23, 301-332.
- Solberg, S., Lazaridis, M., Walker, S. E., Knudsen, S., Semb, A. (2003) The contribution to nitrogen deposition and ozone formation in South Norway from atmospheric emissions related to the petroleum activity in the North Sea. *Water, Air Soil Pollut.*, 148, 289-321.
- Solberg, S., Svendby, T. (2012) Development of a nested WRF/EMEP modelling system at NILU. I: *Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2010*. Red.: Fagerli, H., Gauss, M., Benedictow, A., Jonson, J. E., Nyiri, A., Schulz, M., Simpson, D., Steensen, B. M., Tsyro, S., Valdebenito, A., Wind, P., Shamsudheen, S. V., Aas, W., Hjelbrekke, A.-G., Mareckova, K., Wankmuller, R., Solberg, S., Svendby, T., Vieno, M., Thunis, P., Cuvelier, K., Koffi, B., Bengtström, R. Oslo, Norwegian Meteorological Institute - MSC-W (EMEP status report 1/2012). s. 81-89.
- Stohl, A., Berg, T., Burkhardt, J. F., Fjæraa, A. M., Forster, C., Herber, A., Hov, Ø., Lunder, C., McMillan, W. W., Oltmans, S., Shiobara, M., Simpson, D., Solberg, S., Stebel, K., Strøm, J., Tørseth, K., Treffeisen, R., Virkkunen, K., Yttri, K. E. (2007) Arctic smoke – record high air pollution levels in the European Arctic due to agricultural fires in Eastern Europe in spring 2006. *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 511-534.

- Stuanes, A .O., Abrahamsen, G. (1996) Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Ås, Norsk institutt for skogforskning (Aktuelt fra Skogforsk 7-96).
- Suding, K. N., Collins, S. L., Gough, L., Clark, C., Cleland, E. E., Gross, K. L., Milchunas, D. G., Pennings, S. (2005) Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 102, 4387-4392.
- Tamm, C. O. (1991) Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetational changes and ecosystem stability. Berlin, Springer Verlag (Ecological Studies 81).
- Ulrich, B. (1991) An ecosystem approach to soil acidification. I: *Soil acidity*. Red.: Ulrich, B., Summer, M.E. Springer, Berlin. s. 28-79.
- van Herk, C. M., Mathijssen-Spiekman, E. A. M., de Zwart, D. (2003) Long distance nitrogen air pollution effects on lichens in Europe. *Lichenologist*, 35, 347-359.
- Vieno, M., Dore, A. J., Stevenson, D. S., Doherty, R., Heal, M.R., Reis, S., Hallsworth, S., Tarrason, L., Wind, P., Fowler, D., Simpson, D., Sutton, M. A. (2010) Modelling surface ozone during the 2003 heat-wave in the UK. *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 7963-7978.
- Visschedijk, A. J. H., Zandveld, P. Y. J., Denier van der Gon, H. (2007) A high resolution gridded European emission database for the EU integrated project GEMS. Apeldorn, TNO Built Environment and Geosciences (TNO-report 2007-A-R0233/B).
- Winsnes, T. S. (1988) Bedrock map of Svalbard and Jan Mayen. Oslo, Norsk Polarinstitutt.
- Ødemark, K., Dalsøren, S. B., Samset, B. H., Berntsen, T. K., Fuglestad, J. S., Myhre, G. (2012) Short-lived climate forcers from current shipping and petroleum activities in the Arctic. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 1979-1993.

11 Ordforklaringer

nmVOC	non-methane volatile organic compounds, dvs. flyktige organiske forbindelser utenom metan. Gruppebetegnelse på et stort antall (tusenvi) organiske gasser som alkaner, alkener, aldehyder, ketoner, organiske syrer osv.
AOT40	Summen av timesvise ozonkonsentrasjoner over 40 ppb; $\Sigma[(O_3 - 40\text{ppb})\Delta t]$, når $O_3 > 40$ ppb. $\Delta t = 1$ t
BC	Black Carbon. Sotpartikler
OC	Organic Carbon. Partikler som inneholder karbon.
N120	Antall dager med 8-timers løpende middelvei av ozon over $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
PM ₁₀	Partikler med radius mindre enn $10 \mu\text{m}$
PM _{2.5}	Partikler med radius mindre enn $2.5 \mu\text{m}$
NO _x	NO + NO ₂

Vedlegg A

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

Definisjoner

Naturens Tålegrense (eng: *Critical Load/Levels*): Et 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 og skogskader/skogsdød.

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

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

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

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

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

Tålegrense-definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader. Det finnes to hovedmetoder for å beregne tålegrenser for økosystemer i overflatevann; prosess-orienterte modeller og empiriske modeller. De prosess-orienterte modellene forsøker å beskrive matematisk de underliggende årsak/virkningsforholdene mellom sur nedbør og vannkvalitet. Slike modeller kan enten være dynamiske simuleringsmodeller (MAGIC, SMART etc.) eller steady state modeller basert på massebalanseberegninger (PROFILE). De empiriske vannkjemiske modellene er "steady state modeller" som ikke tar hensyn til tidsavhengige prosesser, og de kan derfor brukes på grunnlag av begrenset informasjon. De nasjonale tålegrensekartene er laget basert på slike modeller. Denne framgangsmåten er også benyttet i denne konsekvensutredningen.

For beregning av tålegrenser for forsurening av overflatevann bruker vi en metode som kalles "The Steady-State Water Chemistry (SSWC) method". Denne er spesielt anvendelig for overflatevann i områder hvor innsjøer er det mest følsomme økosystemet m.h.p. forsurening. Metoden forutsetter at tilnærmet all sulfat i avrenningen kommer fra sjøsalter og antropogene kilder (forbrenning av fossilt brennstoff) og at veldig lite genereres i nedbørfeltet ved forvitring. Tålegrensen for innsjøer kan beregnes på basis av en årlig veid middelveid, eller som i tilfellet med data fra innsjøundersøkelsen, på basis av en høstprøve, som vi

antar representerer en slik veid middelvei. Metoden baserer seg videre på bruk av ANC som et kjemisk kriterium for sensitive organismer i vannet.

SSWC-modellen kan benyttes i to varianter: med og uten organiske syrer i effektledet, betegnet henholdsvis SSWCoaa og SSWC. Data for organiske syrer (TOC) finnes ikke for hele Norge. Der det ikke finnes data er TOC satt lik 1 mg L⁻¹. Fremgangsmåte og metodeutvikling er beskrevet i rapporter av Lydersen et al., 2004; og Hindar and Larssen, 2005.

Om forutsetningene i modellen

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

$$BC_t^* = BC_w + BC_i + BC_{dep}^* - BC_u \quad (1)$$

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

BC_i er relatert til langtidsendringer i atmosfæriske tilførsler av sure ikke-marine anioner (sulfat og nitrat) (ΔAN^*) ved en F-faktor:

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

Vi antar nå følgende:

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

For før-forsuringssituasjonen har vi:

$$[BC^*]_0 = [BC^*]_t - F \cdot (\Delta[SO_4^*] + \Delta[NO_3]) = [BC^*]_t - F \cdot ([SO_4^*]_t + [NO_3]_t - [SO_4^*]_0 - [NO_3]_0) \quad (3)$$

hvor t referer til dagens konsentrasjon og 0 til før-forsuringskonsentrasjoner.

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

En algoritme for F er:

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

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

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

$$[\text{SO}_4^*]_0 = 8 + 0.17 [BC^*]_t \quad (\text{når konsentrasjonene er i } \mu\text{eq/l}) \quad (5)$$

Denne ligningen indikerer at det er et atmosfærisk bakgrunnsbidrag av $[\text{SO}_4^*]$ på gjennomsnittlig 8 $\mu\text{eq/l}$ og et geologisk bidrag som er proporsjonalt med konsentrasjonen av basekationer.

Beregning av tålegrenser for syre

Tålegrensen for tilførsler av syre til innsjøer kan nå beregnes:

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

hvor:

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

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

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

Q = avrenning

For å kunne beregne tålegrenser for overflatevann, må man definere en kritisk grenseverdi for ANC som indikerer når vannkvaliteten ikke er god nok for en bærekraftig, reproduserende fiskebestand. Denne grenseverdien ($[\text{ANC}]_{\text{limit}}$) varierer fra 0 til 50 $\mu\text{eq/l}$ avhengig av nedbørfeltets egenskaper.


Dagens overskridelser av tålegrensen for tilførsel av syre kan uttrykkes:

$$\text{Ex}(\text{Ac}) = S_{\text{dep}}^* + N_{\text{leach}} - BC_{\text{dep}}^* - CL(\text{Ac}) \quad (7)$$

$$\text{hvor } N_{\text{leach}} = N_{\text{dep}} - N_s \quad (8)$$

der N_s representerer alle nitrogenopptak i nedbørfeltet. N_{leach} er beregnet fra målte konsentrasjoner av nitrat og ammonium i avrenningen. Data for nitrogenavsetningen er derfor ikke nødvendig for beregning av dagens overskridelse. For å estimere overskridelser forårsaket av fremtidige aktivitetsscenarier brukes modellerte avsetningsverdier.

Framgangsmåten for beregning av tålegrenser for overflatevann er nærmere beskrevet i: Henriksen A. og Posch, M., 2001. Water Air and Soil Pollution Focus no. 1 s. 375-398.

RAPPORTTYPE OPPDRAKS RAPPORT	RAPPORT NR. OR 32/2012	ISBN: 978-82-425-2528-4 (trykt) 978-82-425-2529-1 (elektronisk) ISSN: 0807-7207	
DATO 28.9.2012	ANSV. SIGN. 	ANT. SIDER 61	PRIS NOK 150,-
TITTEL Åpning av havområdene ved Jan Mayen for petroleumsvirksomhet. Konsekvenser av regulære utslipp til luft.		PROSJEKTLEDER Karl Idar Gjerstad	
		NILU PROSJEKT NR. O-112083	
FORFATTER(E) Sverre Solberg, Tove Svendby, Karl Idar Gjerstad, Li Liu, Bente M. Wathne, Brit Lisa Skjelkvåle, Tore Høgåsen, Per Arild Aarrestad og Jan Ove Gjershaug		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAKS GIVERS REF.	
KVALITETSSIKRER: Cristina Guerreiro			
OPPDRAKS GIVER Olje- og energidepartementet Postboks 8141 Dep 0033 OSLO			
STIKKORD Avsetning	Petroleumsaktivitet	Miljøeffekter	
REFERAT Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) har utredet virkninger på naturmiljøet av utslipp av NO _x , SO ₂ og partikler til luft fra eventuell framtidig petroleumsvirksomhet i havområdet ved Jan Mayen. Det er beregnet avsetning av nitrogen, svovel og partikler - og det er beregnet dannelse av ozon. Videre er det vurdert hvilke effekter dette har for naturen. Beregningene tilsier at utslippene høyst sannsynlig ikke vil føre til negative effekter på vegetasjon og fauna i de terrestriske influensområdene.			
TITLE Possible future petroleum activity around Jan Mayen. Consequences of emissions to air.			
ABSTRACT Norwegian Institute for Air Research (NILU), Norwegian Institute for Water Research (NIVA) and the Norwegian Institute for Nature Research (NINA) have considered the effects on the environment of emissions of NO _x , SO ₂ and particulate matter to the air from any future petroleum activity in the waters around Jan Mayen. It is estimated deposition of nitrogen, sulfur and particulates - also formation of ozone is calculated. It is also considered what effect it has on nature. Calculations indicate that emissions most likely will not lead to negative effects on vegetation and fauna of the terrestrial impact area.			

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

REFERANSE: O-112083
DATO: SEPTEMBER 2012
ISBN: 978-82-425-2528-4 (trykt)
978-82-425-2529-1 (elektronisk)

NILU – Norsk institutt for luftforskning er en uavhengig stiftelse etablert i 1969. NILUs forskning har som formål å øke forståelsen for prosesser og effekter knyttet til klimaendringer, atmosfærens sammensetning, luftkvalitet og miljøgifter. På bakgrunn av forskningen leverer NILU integrerte tjenester og produkter innenfor analyse, overvåkning og rådgivning. NILU er opptatt av å opplyse og gi råd til samfunnet om klimaendringer og forurensning og konsekvensene av dette.