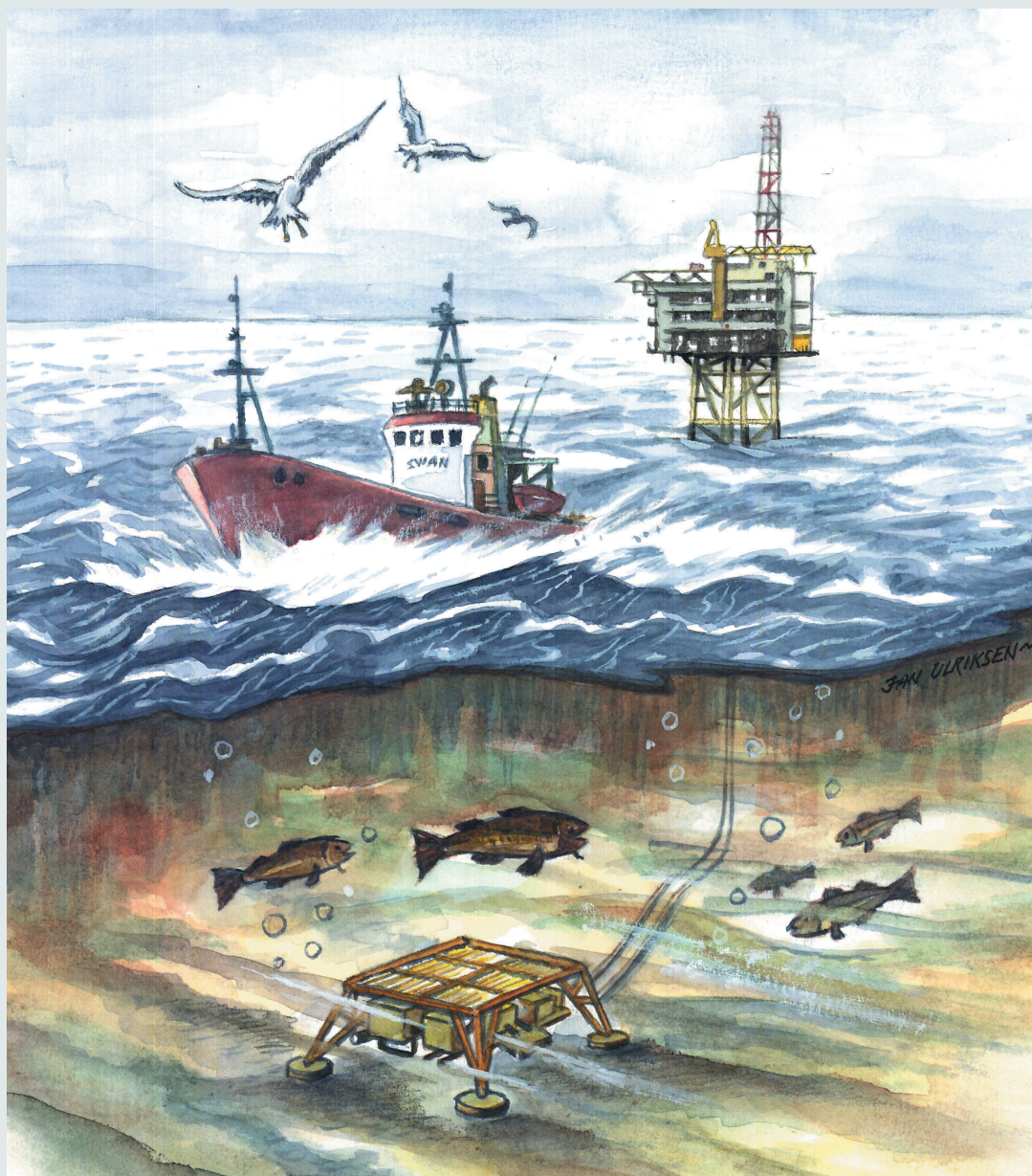


RKU-Norskehavet

Regional konsekvensutredning
for petroleumsvirksomheten i Norskehavet



Februar 2003



OLJEINDUSTRIENS
LANDSFORENING

RKU-Norskehavet

Regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Norskehavet

Februar 2003

**Utarbeidet av Statoil
på vegne av Oljeindustriens landsforening, OLF**

Innhold

1	Sammendrag	11
1.1	Introduksjon.....	11
1.2	Datagrunnlaget.....	11
1.3	Miljøteknologisk status og utslippsreducerende tiltak.....	12
1.4	Oversikt over sårbare miljøressurser.....	12
1.5	Konsekvenser av utslipp til luft.....	14
1.6	Konsekvenser av regulære utslipp til sjø av produsert vann	15
1.7	Konsekvenser av regulære utslipp til sjø fra boring	17
1.8	Konsekvenser av uhellsutslipp	18
1.9	Konsekvenser for fiskeriene	20
1.10	Konsekvenser for reiselivsnæringen ved et oljesøl.....	21
1.11	Konsekvenser for kulturminner.....	21
1.12	Samfunnsmessige virkninger.....	22
1.13	Overvåking og oppfølgende undersøkelser.....	23
2	Innledning	25
2.1	Bakgrunn og formål.....	25
2.2	RKU-Norskehavet og forholdet til Barentshavetutredningen.....	25
2.3	Organisering, saksbehandling og tidsplan.....	26
2.4	Oversikt over utførte studier.....	26
3	Uttalelser til utredningsprogrammet	29
3.1	Miljøverndepartementet	29
3.2	Statens forurensingstilsyn	29
3.3	Direktoratet for naturforvaltning.....	31
3.4	Riksantikvaren.....	33
3.5	Fiskeridepartementet.....	33
3.6	Fiskeridirektoratet.....	34
3.7	Havforskningsinstituttet.....	34
3.8	Arbeids - og administrasjonsdepartementet.....	35
3.9	Finnmark fylkeskommune	35
3.10	Nordland fylkeskommune	35
3.11	Møre og Romsdal fylkeskommune og Felles oljepolitisk utvalg for Trøndelag.....	36
3.12	Kristiansund kommune	37
3.13	Brønnøy kommune	38
3.14	Norges Fiskarlag	38
3.15	Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning.....	39
4	Oversikt over petroleumsvirksomheten i området	41

4.1	Oversikt over felt i produksjon.....	41
4.1.1	Draugen.....	41
4.1.2	Njord.....	41
4.1.3	Åsgard.....	42
4.1.4	Heidrun	42
4.1.5	Norne	42
4.2	Oversikt over felt under utbygging.....	43
4.2.1	Kristin	43
4.2.2	Mikkel.....	43
4.3	Oversikt over felt under planlegging.....	43
4.3.1	Skarv.....	43
4.3.2	Ormen Lange.....	43
4.4	Oversikt over eksisterende rørledninger.....	44
4.4.1	Åsgard Transport.....	44
4.4.2	Norne Gasstransportsystem (NGTS).....	44
4.4.3	Heidrun gasseksport	44
4.4.4	Draugen gasseksport.....	44
4.4.5	Haltenpipe	44
4.5	Planlagte rørledninger.....	45
4.5.1	Transport av gass og kondensat fra Kristin	45
4.5.2	Transport av brønnstrøm fra Mikkel til Midgard.....	45
4.5.3	Ormen Lange.....	45
4.5.4	Gassrørledning fra Njord	45
4.6	Transportaktivitet knyttet til petroleumsvirksomheten.....	47
4.7	Oversikt over aktiviteter på land	47
4.7.1	Harstad.....	47
4.7.2	Sandnessjøen	48
4.7.3	Brønnøysund.....	48
4.7.4	Stjørdal.....	48
4.7.5	Tjeldbergodden	48
4.7.6	Kristiansund.....	48
4.7.7	Nyhamna i Aukra kommune.....	49
5	<i>Datagrunnlaget for utredningen.....</i>	51
5.1	Scenarier for videre utbygginger.....	51
5.2	Produksjonsprognoser.....	52
5.3	Forutsetninger lagt til grunn for prognosene	54
5.4	Prognoser for utslipp til luft.....	55
5.4.1	Utslipp av CO ₂	55
5.4.2	Utslipp av NO _x	56
5.4.3	Utslipp av nmVOC.....	57
5.4.4	Utslipp av CH ₄	58
5.5	Prognoser for utslipp til sjø.....	59
5.6	Prognoser for utslipp av borevæske og borekaks	60
5.7	Litteratur.....	63
6	<i>Miljøteknologisk status og utslippsreducerende tiltak.....</i>	65
6.1	Oversikt over miljøteknologiske løsninger.....	65
6.2	Miljøstatus på enkeltinstallasjoner.....	69

6.3	Oppfølging av IPPC-direktivet.....	72
6.4	Arbeid med ”0-utslipps” tiltak – rapporteringsrutiner.....	72
6.5	Fellestiltak.....	73
6.5.1	Samordnet kraftforsyning	73
6.5.2	El-forsyning fra land	73
6.5.3	Rørtransport av olje/kondensat til land	75
6.5.4	Injeksjon av CO ₂	75
6.6	Utviklingsprosjekter.....	76
6.6.1	Utslipp av klimagasser	76
6.6.2	Andre utslippsgasser.....	77
6.6.3	Utslipp av olje, produsert vann og boreavfall.....	77
6.6.4	Kjemikalier	78
6.7	FoU-behov innen norsk olje - og gassvirksomhet.....	78
6.8	Etablering av demonstrasjonsprosjekter.....	79
6.8.1	Status for de aktuelle teknologiområdene	79
6.9	Litteratur	81
7	Oversikt over sårbare naturressurser.....	83
7.1	Spesielt miljøfølsomme områder (SMO) og verneområder.....	83
7.2	Koraller	85
7.2.1	Sårbarhet.....	85
7.3	Sjøfugl.....	88
7.3.1	Sårbarhet.....	89
7.3.2	Bestandstrender.....	90
7.3.3	Fordelingen av sjøfugl i utredningsområdet.....	90
7.3.4	Avbøtende tiltak	97
7.4	Fiskeressurser.....	97
7.4.1	Sårbarhet.....	100
7.5	Marin bunnfauna og plankton.....	100
7.6	Marine pattedyr og oter.....	101
7.6.1	Sårbarhet.....	102
7.7	Strandområder	103
7.7.1	Verneområder	104
7.8	Områder for friluftsliv og reiseliv	105
7.9	Områder for akvakultur	105
7.9.1	Laks og ørret.....	105
7.9.2	Andre oppdrettsorganismer	106
7.9.3	Sårbarhet.....	108
7.9.4	Avbøtende og forebyggende tiltak	108
7.10	Sårbare naturressurser på land	109
7.11	Litteratur	110
8	Konsekvenser av utslipp til luft.....	113
8.1	Generell oversikt over konsekvenser.....	113
8.2	Klimagasser.....	114
8.3	Beregninger av bidrag til nitrogenavsetning og ozondannelse.....	114

8.3.1	Bidrag til nitrogenavsetning	115
8.3.2	Bidrag til bakkenært ozon	115
8.4	Forsuring.....	118
8.4.1	Status og kilder	118
8.4.2	Petroleumsvirksomhetens bidrag	119
8.5	Overgjødning	120
8.5.1	Status og kilder	120
8.5.2	Petroleumsvirksomhetens bidrag	120
8.6	Bakkenært ozon.....	122
8.6.1	Status og kilder	122
8.6.2	Petroleumsvirksomhetens bidrag	123
8.7	Avsetninger av nitrogen på havoverflaten.....	124
8.8	Litteratur.....	124
9	Konsekvenser av utslipp til sjø	127
9.1	Utslippskilder og utslippskomponenter.....	127
9.2	Petroleumsvirksomhetens andelsmessige bidrag.....	127
9.3	Oppdatert kunnskapsstatus	127
9.3.1	Effekter av produsert vann	127
9.3.2	Forbedret metode for beregning av miljørisiko	129
9.3.3	Borevæske og borekaks	132
9.4	Resultater fra beregning av spredning og miljørisiko	132
9.4.1	Produsert vann	132
9.4.2	Borevæske og borekaks	135
9.5	Konsekvenser av utslipp til sjø.....	137
9.5.1	Regionale konsekvenser av utslipp av produsert vann og fortrenningsvann.....	137
9.5.2	Konsekvenser av utslipp i områder med sårbare fiskeressurser	140
9.5.3	Oppsummering av konsekvenser av produsert vann utslipp	144
9.5.4	Konsekvenser av utslipp av borekaks og borevæske/kjemikalier.....	144
9.5.5	Konsekvenser av utslipp av ballastvann	151
9.5.6	Konsekvenser av utslipp ved klargjøring av rørledninger	151
9.5.7	Konsekvenser av andre utslipp	152
9.6	Litteratur.....	152
10	Konsekvenser av akutte utslipp til sjø	155
10.1	Kilder til akutte utslipp.....	155
10.1.1	Generelt.....	155
10.1.2	Kilder, sannsynligheter og utslippsrater for olje/kondensat i Norskehavet.....	156
10.1.3	Oppsummering av utslippssannsynligheter og utslippsmengder	157
10.2	Beskrivelse av oljetyper i Norskehavet.....	160
10.3	Undervannsutslipp, oppdatert kunnskapsstatus	161
10.4	Oljedrift.....	164
10.5	Konsekvenser av uhellsutslipp - effekter i vannsøylen.....	169
10.5.1	Forutsetninger for effekter og skade på fisk.....	169
10.5.2	Effekter av oljeforurensing.....	170
10.5.3	Vurdering av skadepotensiale	173
10.5.4	Kjemikalieutslipp	182
10.6	Konsekvenser av uhellsutslipp. Effekter på overflaten.....	182

10.6.1	Spesielt miljøfølsomme områder.....	182
10.6.2	Sjøfugl.....	182
10.6.3	Sjøpattedyr og oter.....	183
10.6.4	Strandområder.....	185
10.6.5	Akvakultur	185
10.7	Avbøtende tiltak.....	186
10.7.1	Oljevernberedskap.....	186
10.7.2	Tiltak mot akutte utslipp av kjemikalier	187
10.8	Litteratur	187
11	Konsekvenser knyttet til avfall.....	191
11.1	Krav og retningslinjer knyttet til avfallsproduksjon- og håndtering	191
11.2	Avfallstyper og -mengder.....	191
11.3	Avfallsbehandling	192
11.3.1	Offshore og onshore praksis	192
11.4	Konsekvenser knyttet til avfall.....	193
11.4.1	Konsekvensvurdering	193
11.4.2	Avbøtende tiltak	193
12	Konsekvenser for marin bunnfauna av fysiske inngrep	195
12.1	Fysiske inngrep.....	195
12.2	Konsekvenser.....	195
12.3	Litteratur	197
13	Konsekvenser for koraller	199
13.1	Konsekvenser knyttet til fysiske inngrep.....	199
13.2	Konsekvenser knyttet til utslipp.....	200
13.2.1	Fysisk nedslamming	200
13.2.2	Andre påvirkningsfaktorer.....	200
13.3	Litteratur	201
14	Konsekvenser for fiskerinæringen.....	203
14.1	Oversikt over fiskeriaktiviteten.....	203
14.1.1	Sildefisket.....	204
14.1.2	Torskefisket	204
14.1.3	Seifisket.....	205
14.1.4	Fisket etter andre arter.....	207
14.1.5	De viktigste fiskeområdene	207
14.2	Konsekvenser knyttet til arealbeslag.....	207
14.2.1	Fiske i Eggakanten.....	208
14.2.2	Fiske på bankområdene innenfor Eggakanten	208
14.2.3	Autolinefiske	208
14.2.4	Konsekvenser for fiske i Norskehavet.....	208
14.3	Konsekvenser knyttet til fysiske inngrep.....	210
14.3.1	Rørledninger	210
14.3.2	Steinfyllinger	210
14.3.3	Frie spenn	211
14.3.4	Ankermerker.....	211
14.4	Konsekvenser knyttet til akutte utslipp.....	212

14.5	Konsekvenser knyttet til seismikk-undersøkelser.....	212
14.6	Litteratur.....	213
15	<i>Konsekvenser for reiselivsnæringen ved et større oljesøl.....</i>	<i>215</i>
15.1	Bakgrunn og formål.....	215
15.2	Litteraturstudie	215
15.3	Eksempel Lofoten.....	216
15.4	Beregninger av økonomiske konsekvenser og sysselsettingsmessige virkninger.....	218
15.5	Betydningen av krisehåndtering	220
16	<i>Konsekvenser for kulturminner.....</i>	<i>221</i>
16.1	Lovverkets krav til ivaretagelse av kulturminner.....	221
16.1.1	Kulturminneloven	221
16.1.2	Petroleumsloven.....	221
16.1.3	Prosedyrer	221
16.2	Oversikt over kulturminner i området.....	222
16.2.1	Kjente steinalderfunn.....	222
16.2.2	Kjente funn av skipsvrak.....	222
16.3	Potensiale for nye funn	222
16.3.1	Steinalderfunn	222
16.3.2	Skipsvrak.....	223
16.4	Konsekvenser knyttet til inngrep.....	223
16.5	Kartlegging og avbøtende tiltak	223
17	<i>Samfunnsmessige virkninger.....</i>	<i>225</i>
17.1	Forutsetninger lagt til grunn for samfunnsøkonomiske beregninger.....	225
17.2	Norskehavets andel av norsk petroleumsvirksomhet.....	225
17.3	Samfunnsmessig lønnsomhet.....	226
17.4	Vare- og tjenesteleveranser, nasjonalt og regionalt.....	228
17.5	Sysselsettingsvirkninger, nasjonalt og regionalt.....	229
18	<i>Nedstengning og avvikling</i>	<i>231</i>
18.1	Regelverk.....	231
18.1.1	Petroleumsloven.....	231
18.1.2	Fjerningstilskuddsloven	231
18.1.3	Internasjonale regler	231
18.2	Aktuelle disponeringssaker på norsk sokkel.....	232
18.2.1	Konsekvenser ved nedstengning	234
19	<i>Miljøovervåking.....</i>	<i>235</i>
19.1	Sedimentovervåking	235
19.1.1	Resultater fra grunnlags- og overvåkingsundersøkelser	237
19.2	Overvåking av vannsøylen.....	238
19.2.1	Resultater fra tilstandsovervåking av vannsøylen.....	239
19.2.2	Resultater fra effektovervåking av vannsøylen.....	240
19.3	Annen miljøovervåking.....	240
19.4	Litteratur.....	242

20	Behov for ny kunnskap	243
20.1	Kunnskapsgrunnlaget mht natur- og miljøressurser.....	243
20.1.1	Sjøfugl.....	243
20.1.2	Fiskerier.....	245
20.1.3	Koraller	245
20.1.4	Dypvannsområder.....	245
20.1.5	Kulturminner.....	245
20.2	Kunnskapsbehov knyttet til overvåking	246
20.3	Kunnskapsbehov knyttet til effekter.....	246
20.3.1	Regulære utslipp til sjø	246
20.3.2	Produsert vann.....	246
20.3.3	Utslipp og deponering av borekaks/ væsker.....	247
20.3.4	Andre utslipp til sjø	247
20.3.5	Utslipp til luft.....	247
	Vedlegg 1 Prognoser for produksjon og utslipp	249
	Vedlegg 2 Forklaring på noen forkortelser og uttrykk brukt i rapporten	258

1 Sammendrag

1.1 Introduksjon

RKU Norskehavet har som siktemål å gi et helhetlig bilde av petroleumsaktiviteten i Norskehavet og konsekvensene av denne. Videre skal RKU Norskehavet bidra til oppfyllelse av konsekvensutredningsplikten ved nye utbyggingsprosjekter i området, alene eller sammen med feltspesifikke konsekvensutredninger.

Sammenlignet med Regional konsekvensutredning for Haltenbanken/Norskehavet 1998, representerer denne utredningen en oppdatering både når det gjelder aktivitetsnivå, kunnskapsnivå og produksjons- og utslippsprognoser. Videre har en tatt hensyn til kommentarer som kom fram ved den offentlige høringen av forrige RKU. Som en følge av dette er bl.a. aktivitetsområdet utvidet til å omfatte området mellom 62° N - 69° N.

Basert på regjeringens Sem-erklæring ble det høsten 2002, i regi av Olje- og Energidepartementet (OED), satt i gang et arbeid for å utrede konsekvensene av helårlig petroleums virksomhet i de nordlige havområder fra Lofoten og nordover (Konsekvensutredning for Lofoten og Barentshavet – ULB). ULB vil dekke områdene sør til 67°N.

Som en følge av dette vil aktiviteten i området mellom 67°N og 69°N bli behandlet i begge utredningene.

For arbeidet med ULB er det lagt til grunn en strengere miljøstandard enn det som gjelder på norsk sokkel lenger sør. Begge utredningene legger til grunn de samme forutsetninger for petroleumsaktiviteten i sårbare områder nord for 67°N.

Når det i denne utredningen er modellert utslipp av produsert vann og borekaks fra fiktivt felt 3 i området Nordland 6, er dette gjort for å belyse konsekvensene av en unntakssituasjon der injeksjons systemene ikke er tilgjengelige.

1.2 Datagrunnlaget

Med utgangspunkt i en oppdatert oversikt over petroleumsaktiviteten i området, og med grunnlag i innrapporteringer av ressursanslag, produksjonsprognoser og utslippsprognoser til revidert nasjonalbudsjett 2002, er det etablert nye utslippsprognoser. Utslippsprognosene er benyttet for å identifisere mulige maksimumsnivåer for de ulike utslippstyper. Disse nivåene er lagt til grunn for modelleringer av spredning og fortykning av produsert vann og spredning og avsetning av utslipp til luft.

For de fleste utslippsparametrene vil maksimumsutslippene ihht. de nye prognosene inntreffe i år 2012 – 2013. De beregnede maksimumsutslippene er for de fleste parametrene på samme nivå som ved forrige RKU. Unntaket er oljedamp, som er vesentlig redusert som følge av utslippsreducerende tiltak, og metan, som nå er anslått høyere bl.a. som følge av en høyre andel gass sammenlignet med olje.

I prognosene er det ikke inkludert utslippsreducerende tiltak utover hva de enkelte selskapene selv har lagt til grunn for sine innrapporteringer til revidert nasjonalbudsjett.

Arbeidet med å redusere utslipp til luft og sjø pågår kontinuerlig, og gjennomføringstakten styres dels av tilgang på anvendbar teknologi, dels av økonomiske forutsetninger og krav/forventninger fra myndighetene. Det er sannsynlig at utslippene både til sjø og luft vil bli redusert i forhold til de prognosene som er lagt til grunn i denne utredningen. Dette gjelder i særlig grad for felt som pr. i dag enda ikke er planlagt.

Således representerer denne utredningen en konservativ tilnærming, dvs. at de utslippsmengdene som er lagt til grunn for konsekvensvurderingene trolig er høyere enn hva de reelle utslippene vil være.

1.3 Miljøteknologisk status og utslippsreducerende tiltak

Utredningen gir en oppdatert kortfattet oversikt over de teknologier som er under vurdering for å redusere utslipp til sjø og luft. For å redusere utslipp av miljøskadelige komponenter gjennom produsert vann vurderes følgende metoder å være blant de med størst potensiale:

- ?? Bedre reservoarstyring, blokkering av vannsoner
- ?? Havbunnsseparasjon
- ?? Injeksjon
- ?? Forbedret vannrensing/ekstraksjonsprosesser.

For å redusere utslipp av klimagasser og nitrogenoksider synes følgende tiltak å ha størst potensiale:

- ?? Energieffektiviseringstiltak
- ?? Mer effektiv gassturbindrift
- ?? Kombinerte kraft- og varmeanlegg
- ?? Kraftoverføring fra land, med CO₂-håndtering
- ?? Tiltak for å redusere fakling
- ?? Forbrenningsteknologi som gir lave utslipp av NO_x

Tre områder synes å skille seg ut mht. behov for FoU:

- ?? Reduksjon av klimagassutslipp
- ?? Reduksjon av NO_x-utslipp
- ?? Reduksjon av potensielt miljøskadelige utslipp til sjø

Selv i år 2010 vil 80 % av CO₂-utslippene komme fra felt som pr. i dag er i drift eller under utbygging, og flere felt vil være inne i en fase med lav produksjon og behov for injeksjon av store volumer med vann og/eller gass. Dette illustrerer at det er viktig å finne fram til utslippsreducerende teknologier som kan anvendes også på eksisterende installasjoner.

Når det gjelder reduksjon av potensielt miljøskadelige utslipp til sjø synes mulighetene å ligge langs to hovedstrategier: Enten å redusere utslippene av produsert vann,

f.eks. gjennom injeksjon, eller å målrettet arbeide for å redusere utslippene av de komponenter som har potensiale for miljøskade. Dette siste forutsetter at en hele tiden forbedrer kunnskapen om de ulike komponentenes potensiale for miljøskade. En kombinasjon av disse to strategiene er selvsagt også tenkelig.

IPPC-direktivet (EU-direktiv for integrert forurensningsbekjempelse og kontroll) gjelder for alle installasjoner fra 31. oktober 2007, og innebærer et prinsipp om at Best Available Techniques (BAT) skal benyttes. For petroleumsvirksomheten ventes dette direktivet først og fremst å innebære utfordringer i forhold til effektiv energiutnyttelse og tiltak for å redusere utslipp av NO_x.

1.4 Oversikt over sårbare miljøressurser

Innen analyseområdet til RKU Norskehavet er det lokalisert flere spesielt miljøfølsomme områder (SMO) for marine pattedyr, fisk og sjøfugl. Det finnes flere sjøfugllokaliteter som tilfredsstiller kravene for hhv. internasjonale, nasjonale og regionale SMO.

Røst utgjør et internasjonalt SMO for lunde i månedene april-september. Nasjonale SMO forekommer langs hele kysten og disse områdene kan omfatte SMO for flere arter. Det er identifisert et regionalt SMO for fisk i området rundt Lofoten. Dette omfatter torskelarver i perioden mars-april.

Koraller dannet av *Lophelia pertusa* finnes langs hele kysten fra Hordaland til og med Finnmark. De største forekomstene er mellom Stadt og Lofoten. En antar at de dekker så mye som 1500-2000 km². Revene er viktige bunnhabitater med stort arts mangfold, og er sårbare overfor direkte fysisk påvirkning, som f.eks. bunntåling. Andre steder i verden utgjør nedslamming en viktig trussel for korallrev.

Havforskningsinstituttet har sommeren 2002 funnet og kartlagt et nytt stort dypvannskorallrev av *Lophelia*-typen, trolig et av de aller største som hittil er funnet. Det ligger på en bratt og ulendt del av Eggakanten utenfor Røst i Lofoten, nord for Trænadypet, og har fått navnet Røstrevet.

Siden 1976 er det samlet inn betydelige mengder data om utbredelse av sjøfugl. Store deler av det foreliggende datagrunnlaget mht. utbredelse av sjøfugl innenfor det aktuelle kystavsnittet (62-69° N) er likevel av gammel dato (15-20 år). Det samme gjelder datagrunnlaget for sjøfugl i åpent hav. Fra oljeindustrien er det tatt et initiativ for å få i gang et arbeid med en oppdatering av disse dataene.

Sjøfugl er på individuelt nivå svært sårbare for oljesøl. Dette gjelder spesielt for arter som tilbringer storparten av tiden på sjøen. Innenfor det aktuelle området finnes det en rekke viktige lokaliteter der store mengder sjøfugl er samlet i perioder. Dette gjelder hekkeområder, overvintringsområder, områder for næringsøk og områder for myting og hvile. Utredningen presenterer disse områdene på kart og i tabeller, og det angis i hvilke deler av året områdene er i bruk.

For noen sjøfuglarter innen utredningsområdet er det registrert en klar tilbakegang. Dette gjelder for lomvi og dels også for lunde, som begge har vist en til dels dramatisk tilbakegang i flere kolonier. Bestandsnedgangen for lomvi skyldes trolig både næringsmangel og omfattende tap i drivgarn, mens den for lunde antas å skyldes næringsmangel. Også sildemåke, krykkje, toppskarv, ærfugl, sjøorre og havelle synes å ha hatt en generell tilbakegang. Av arter som har økt i antall kan nevnes havsule og havhest, som begge har vist en generell bestandsøkning i Norge, muligens relatert til endringer i fiskeriene gjennom de siste 50 årene som har ført til mer tilgjengelig fiskeavfall i åpne hav-områder. Også måkeartene gråmåke og svartbak har vist en generell bestandsøkning på landsbasis.

Sild, torsk og sei utgjør de tre kommersielt sett viktigste fiskebestandene i Norskehavet. Hyse, lange, brosme og uer er andre fiskearter der en stor andel av den samlede norske fangsten tas i Norskehavet, men som volummessig betyr mindre enn de tre førstnevnte.

Det absolutt viktigste gyteområdet for norsk vårgytende sild er bankene utenfor Møre, hvor 80% av gytingen har foregått de siste årene. For øvrig foregår det noe gyting langs kysten av Vestlandet og i Nord-Norge. Gytingen skjer i februar-mars. Larvene driver deretter med

kyststrømmen nordover. Silda beiter i Norskehavet fra juni til september, og overvintrer nå primært i Vestfjorden, Tysfjorden og Ofotfjorden.

En regner at ca 90 % av bestanden av skrei gyter i Lofoten/Vesterålen-området, og resten hovedsaklig utenfor Møre. Gytingen har i de senere år i stor grad flyttet seg fra Vestfjorden til Røstbanken og de andre bankene på yttersida av Lofoten og Vesterålen. Skreien gyter fra januar til mai, med hovedtyngden sist i mars. Torskelarvene og -yngelen blir ført nordover med kyst- og atlantehavsstrømmen. I juli måned finnes en stor del av yngelen over Tromsøflaket. Senere på høsten finnes torskeyngelen i store deler av den sørlige delen av Barentshavet.

De viktigste gyteområdene for seibestanden nord for 62°N er områdene utenfor Mørgekysten, Haltenbanken og Lofoten (Røstbanken). Hovedgytingen foregår imidlertid mer ubemerket på stort dyp, ofte langt fra land. Det registreres derfor sjelden betydelige mengder egg av sei i norsk sone, og larver opptrer alltid i svært lave tettheter.

På individnivå er det påvist forskjeller i sårbarhet overfor oljeforurensning mellom ulike arter. Sei regnes som den mest sårbare, deretter kommer torsk, lodde, makrell og sild. For alle arter er det egg- og larvestadiene som er de mest sårbare.

Havert og steinkobbe er de eneste selartene som har fast tilhold på norsk kysten. De vanligste hvalartene i området er nise, spekkhogger, vågehval og spermhval. I Vestfjorden kan det finnes flere tusen vågehval om sommeren.

Selene er spesielt sårbare i yngle- og hårfelingsperioder. Både hval og sel er mest sårbare overfor fersk olje som kan gi skader ved innånding. Både hos hval og sel skjer varmesisolasjonen ved et tykt spekklag, og kontakt med olje vil ikke føre til nedkjøling på samme måte som hos sjøfugl.

Oteren er knyttet til ytre kyststrøk. Populasjonen av oter regnes for å være mer eller mindre sammenhengende langs hele den aktuelle kyststrekningen, og utgjør en stor del av den samlede norske oterbestanden. Oter har

varmeisolerende pels, og enkeltindividene regnes derfor som sårbare for oljesøl på samme måte som sjøfugl.

Fiskeoppdrett er en betydelig næringsvirksomhet langs norskekysten, der oppdrett av laks og ørret er de klart viktigste artene. Oljesøl som rammer oppdrettsanlegg vil kunne forårsake skader på fisk i anlegget, trolig som følge av en kombinasjon av akutte giftvirkninger og stress. Mistanke om oljesmak i fisk kan også medføre økonomiske konsekvenser, tildels uavhengig av om fisken har fått oljesmak. Ved siden av skader på selve oppdrettsorganismene vil et oljesøl kunne føre til økonomiske tap som følge av tilgrising av utstyr.

1.5 Konsekvenser av utslipp til luft

Utslipp av CO₂ og andre klimagasser fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet bidrar til verdens samlede utslipp av slike gasser. Klimaeffektene gjør seg gjeldende globalt, og de mest fokuserte av disse er heving av gjennomsnittstemperaturen og mer ekstreme værforhold. Norges samlede utslipp av klimagasser utgjorde i år 1999 totalt 56,2 millioner tonn CO₂-ekvivalenter. Av dette bidro petroleumsvirksomheten totalt med 10,4 millioner tonn, eller i underkant av 19 %. I henhold til prognosene som er lagt til grunn for denne utredningen vil klimagassutslippene fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet mer enn fordobles i perioden fram mot år 2012, fra 2,2 millioner tonn CO₂-ekvivalenter i år 2000 til ca 5,5 millioner tonn i år 2012, dersom ikke nye tiltak iverksettes.

Utslipp av nitrogenforbindelser vil generelt kunne medføre miljøproblemer knyttet til forsuring og overgjødning. I Norge er slike effekter hovedsaklig et resultat av langtransport av forurensinger fra det europeiske kontinentet og fra Storbritannia, og problemene er dermed størst i Sør-Norge.

Ozon er en naturlig bestanddel av atmosfæren, men kan også dannes ved reaksjoner mellom nedbrytningsprodukter av hydrokarboner og nitrogenoksider. Forhøyede verdier av bakkenært ozon kan forårsake skader både på levende organismer og materialer. Slike forhøyede konsentrasjoner i luften fører årlig til store

avlingstap i landbruksnæringen i industrialiserte land. Høye ozonkonsentrasjoner kan også nedsette lungefunksjonen hos mennesker, og kan forårsake betennelsesreaksjoner i luftveiene hos mennesker og dyr.

Maksimalutslippet av NO_x fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet vil i flg. prognosene inntreffe i år 2012, og vil da være 22.000 tonn NO_x/år.

Med dette maksimalutslippet som utgangspunkt er spredning og avsetning beregnet. Beregningene viser at en stor del av totalutslippet av nitrogen i Norskehavet transporteres og avsettes utenfor norsk territorium. Av den delen som avsettes innenfor norsk territorium, avsettes mesteparten over havområdene mellom utslippskildene og land.

De maksimale avsetningene over havområdene, som skyldes bidrag fra Norskehavetutslippene, er på drøyt 7 mg N/m², eller maksimalt 8% av bakgrunnsbelastningen. For avsetning over landområdene er bidraget til nitrogenavsetningen lavere, og utgjør maksimalt 5 mg N/m², eller mindre enn 3% av bakgrunnsbelastningen.

Avsetningene over land vil i første rekke skje i områdene langs kysten i Møre og Romsdal, Sør- og Nord-Trøndelag og i Nordland, og de største bidragene er beregnet å komme der det fra før er lavt nedfall (< 400 mg N/m²/år).

Petroleumsvirksomhetens bidrag, omregnet til syreekvivalenter, er maksimalt 0,4 mekv/m²/år. Selv om N-bidraget fra Norskehavet vurderes i lys av "worst case", det vil si at en antar at alt N-nedfall unntatt det som tas opp i nedbørfeltet bidrar til forsuring (i motsetning til "best case"-tilnærmingen, der en kun antar at målt avrenning bidrar til forsuringen), blir konklusjonen at bidraget ikke fører til målbar endring av forsuringssituasjonen i området. Størrelsen på syretillettet er så lite at det mest sannsynlig ligger langt innenfor usikkerheten i metoden, uten at det finnes et eksakt tall på hvor stor usikkerheten er.

Med bakgrunn i de særdeles små estimerte nitrogenavsetningene kan vi anta at nitrogenbidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet isolert sett vil ha svært liten gjødslingseffekt på vegetasjonen langs kysten fra Sogn og Fjordane til Nordland og videre nordover.

Mens bidraget fra petroleumsvirksomheten er maksimalt 5 mg/år/m², varierer bakgrunnsbelastningen i intervallet 200-1400 mg/år/m². Sammen med andre utslipp fra petroleumindustrien på sokkelen (Nordsjøen) vil bidraget likevel kunne påvirke sårbare vegetasjonstyper i Sogn og Fjordane og i de sørligste deler av Møre og Romsdal. Nord for Møre og Romsdal ligger dagens bakgrunnsnivå godt under tålegrensene for alle vegetasjonstypene, og ingen tålegrens vil bli overskredet som følge av bidraget fra virksomheten i Norskehavet.

Dette er gjort en vurdering av betydningen av N-avsetningen over havområdene. Denne viser klart at bidraget av nitrogen fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet ikke har noen betydning for algeveksten i vannmassene.

Beregningene viser videre at bidraget til dannelse av bakkenært ozon, som følge av utslippene fra Norskehavet, er høyest i Nord-Trøndelag og avtar gradvis fra kyststrøkene og innover i fjordene. Bidraget vil ikke føre til overskridelse av tålegrensen for planter eller skog i noen av de 50x50 km rutene som ikke allerede er overskredet fra før, som følge av andre bakgrunnskilder.

Hvis man derimot tar med bidraget fra Nordsjøen, vil noen områder i Trøndelagsfylkene få overskredet sine tålegrens for planter generelt, men ikke for skog. Sannsynligheten for eventuelle effekter på planter av økte ozonkonsentrasjoner er størst der bidragene er størst, dvs. i kystnære områder i Sør-Trøndelag, Møre og Romsdal og i Sogn og Fjordane. Mulige effekter er redusert vekst og akutte skader som nekrose. Det er lite trolig at bidraget vil gi noen målbare effekter på fauna.

1.6 Konsekvenser av regulære utslipp til sjø av produsert vann

Av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten, har produsert vann, borevæske og borekaks vært mest fokusert, dels på grunn av store utslippsvolumer, dels på grunn av innhold av potensielt miljøskadelige komponenter.

Produsert vann slippes bare ut fra petroleumsvirksomheten, mens olje tilføres havområdene fra flere kilder. Basert på tall fra Nordsjøen antas at petroleumsvirksomheten står for

omlag 2% av de totale tilførsene av olje til Norskehavet. Mesteparten av dette tilføres gjennom produsert vann.

Flere av komponentene i produsert vann er miljøskadelige selv ved relativt lave konsentrasjoner. Det er spesielt fokusert på PAH-forbindelser (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og alkylfenoler.

Forsøk utført ved Havforskningsinstituttet har vist at tilførsel av alkylfenoler gjennom føret ga reduserte østrogennivåer hos hunnfisk, reduserte testosteronnivåer i hannfisk og tendenser til forhøyede vitellogenin-nivåer i hannfisk. Det er usikkerhet knyttet til forsøkernes representativitet i forhold til det miljø som fisk nær oljeinstallasjonene kan bli utsatt for, både når det gjelder konsentrasjon og sammensetning av alkylfenolene.

Nyere studier både i Norge og utlandet har vist at under laboratorie betingelser kan lengre tids eksponering for vann med relativt lave konsentrasjoner av hydrokarboner generelt og PAH spesielt framkalle skader på DNA- molekylet, deformiteter, veksthemming og dødelighet hos fisk.

Disse og mange andre forsøk viser at enkelte komponenter i produsert vann både hver for seg og samlet kan representere en miljørisiko. Det er likevel slik at i rensert produsert vann forekommer komponentene i lave konsentrasjoner, og under praktiske driftsforhold skjer det i tillegg en sterk fortykning ved utslipp i sjøen. Spørsmålet er hvorvidt belastningen er akseptable ut fra en miljømessig vurdering.

For å kunne kvantifisere og prediktere miljøeffekter av utslipp av produsert vann har oljeselskapene sammen med anerkjente forskningsinstitutter utviklet miljømessige styringsverktøyene DREAM og EIF. Gjennom DREAM-prosjektet har en fremskaffet data om hvilke konsentrasjoner av komponentene i produsert vann som gir effekter ved langtids eksponering. Dette er gjort for alle de miljømessige viktigste komponentgruppene (f.eks. aromatiske hydrokarboner og alkylfenoler), studert både enkeltvis og i blanding.

Den høyeste konsentrasjonen av en komponent eller gruppe komponenter som kan forekomme uten at det oppstår negative miljøkonsekvens-

er, kalles PNEC – verdien (Predicted No Effect Concentration). Overskrides denne verdien, kan en pr. definisjon ikke utelukke negative miljøkonsekvenser.

DREAM-modellen beregner forventede konsentrasjoner av komponentgrupper for et stort antall definerte vannvolumer omkring utslippspunktet. EIF-tallet (Environmental Impact Factor) er et uttrykk for i hvor stort antall av disse vannvolumene de forventede konsentrasjonene vil bli høyere enn PNEC-verdiene.

Slike beregninger er gjennomført for alle eksisterende utslippspunkter i Norskehavet, samt for de framtidige (fiktive) feltene. Modellberegningene er gjennomført for år 2001 (basisår) og år 2013, som i hht. prognosene er det året som vil få de største utslippene av produsert vann.

Modellen er forbedret i forhold til tidligere ved at den regner strøm i tre dimensjoner og i tid med vesentlig bedre oppløsning enn før. Det betyr at beregningene er gjort med utgangspunkt i et mer realistisk bilde av spredningsforholdene, som inkluderer de spesielle virveldannelsene over bankene i området.

Spredningsberegningene fokuserer særlig på det regionale aspektet, gjennom å se på mulig overlapping i konsentrasjonsfelt mellom nabofelt, og derigjennom muligheten for høyere EIF-verdier.

Det største bidraget til samlet miljørisiko kommer fra Heidrun-plattformen, som også har regionens største utslipp av produsert vann.

For år 2013 viser spredningsberegningene en noe større overlapp mellom konsentrasjonsfeltene enn for basisåret 2001. Den beregnede overlappen mellom konsentrasjonsfeltene gir likevel ikke en økt total regional miljørisiko, dvs. større områder der PNEC-verdiene er overskredet.

De regionale konsentrasjons- og miljørisikokartene har en begrenset oppløsning på grunn av det store geografiske området som dekkes. Resultatene på regionalt nivå er derfor benyttet som grunnlag for inndeling av utslippsområdene i mindre delområder.

For de delområdene som antas å ha de mest sårbare fiskeressursene, er det sett på overlapp mellom forekomst av sårbare fiskeressurser og beregnede konsentrasjonsfelter av utvalgte komponenter i produsert vann/fortrengningsvann.

Delområde 6 (Nordland VI) utpeker seg som et særlig viktig gyteområde for flere fiskearter, som torsk, sild og sei. I dette området forutsettes det at det ikke skal være regulære utslipp til sjø av produsert vann, jfr. de prinsipper som iflg. ULB vil bli lagt til grunn for utbyggingsløsninger i sårbare områder nord for 67 °N (kapittel 2.2). Gjennomførte modellberegninger for et mindre utslippsvolum belyser konsekvensene av en eventuell ekstraordinær situasjon der produsert vann likevel slippes ut.

Med det utslippsvolum og de konsentrasjoner som er lagt til grunn, viser beregningene at for de valgte scenariene utgjør området hvor forventede konsentrasjoner overstiger PNEC-verdiene bare neglisjerbare deler av de aktuelle fiske- populasjoners utbredelsesområde.

Dette gjelder også for de andre delområdene med stor forekomst av sårbare fiskeressurser (delområde 1, sentrale deler av Haltenbanken, og delområde 2, områdene utenfor Mørekysten).

Med de forutsetninger som er lagt til grunn, viser resultatene fra miljørisikoberegningene at det vannvolumet som representerer en definert miljørisiko er begrenset til nærområdet til utslippspunktene, nærmere bestemt plumen ("utslipsskyen") som strekker seg opptil ca 5 km nedstrøms for installasjonene med høyest EIF. Dette gjelder for alle de tre delområdene som har antatt størst tilstedeværelse av sårbare fiskeressurser (delområdene 1, 2 og 6). Forutsetningene for beregningene er å anse som konservative.

Selv om en ut fra en "worst case" tilnærming skulle anta at fiskeegg- og larver som kommer i kontakt med denne utslippsplumen går til grunne, viser beregningene at dette ikke i noen tilfeller vil kunne gi effekter av betydning på bestandsnivå.

Eventuelle langtidsvirkninger på individer, med mulighet for langsiktige konsekvenser

også for bestander, vil generelt kunne forårsakes av konsentrasjoner som er vesentlig lavere enn de konsentrasjonene som gir akutte virkninger. I beregningene er dette tatt hensyn til ved at det er lagt inn betydelige sikkerhetsfaktorer, slik at det selv innenfor de områder som får overskridelse av akseptabel miljørisiko (overskridelse av PNEC-verdiene) er liten sannsynlighet for at negative effekter vil oppstå.

1.7 Konsekvenser av regulære utslipp til sjø fra boring

Det er også gjennomført modellberegninger for å beskrive avsetninger av borekaks/barytt på havbunnen, samt konsentrasjoner av barytt-partikler i vannmassene. Også her er det benyttet en modell med forbedrede data for strøm og bedre oppløsning, slik at en ivaretar de spesielle forholdene med virveldannelser over de grunne bankene.

Beregningene viser at det forekommer overlapp mellom sedimentasjonsområdene for utslippene fra de ulike borelokalitetene, men at akkumulering av masse i disse områdene er svært lav (mindre enn ca. 30 g/m² eller mindre enn 0,01 mm lagtykkelse). Dette er en lagtykkelse som gjennomgående er lavere enn størrelsen på diameteren på partiklene som sedimenterer, noe som betyr at det snarere er snakk om enkelt-partikler som sedimenterer enn oppbygging av noe egentlig "lag". Nærmere de enkelte lokaliteter for utslipp vil tykkelsen på de sedimenterte lag tilta.

Beregningsmodellen undervurderer sedimentavsetningene innenfor de nærmeste 1-2 km rundt de forskjellige utslippsstedene. Årsaken til dette er for det første at detaljer nær utslippsstedene forsvinner (blir glattet ut) når konsentrasjoner betraktes på en regional skala. For det andre inkluderes ikke utslippene fra de to øverste boreseksjonene i beregningene. Borekaks og borevæske fra disse seksjonene slippes normalt ut direkte ved sjøbunnen, og vil på grunn av egenvekten sedimentere i umiddelbar nærhet av utslippsstedet, innenfor en radius av ca 100 m. Det er antatt at i størrelsesorden 45 % av kaks fra en typisk letebrønn vil bli deponert på denne måten. Utslippene fra toppseksjonene vil ikke ha betydning ved en regional betraktning, der

fokus ligger på deponerte masser i større avstand fra utslippspunktene, og på konsentrasjoner av barytt i vannsøylen.

Det er påvist at barytt kan ha effekter på filtrerende organismer ned til et konsentrasjonsnivå på 0,5 mg/l (ppm) i vannsøylen. Influensområdet for konsentrasjoner ned mot dette nivået er beregnet å kunne forekomme maksimalt ca. 15 km fra et utslippssted under en boring. Utslipet vil være av episodisk natur, og bare finne sted under boring.

Mesteparten av de bore- og brønnkjemikalier som benyttes er av SFT vurdert som akseptable ut fra miljøhensyn. Når slike kjemikalier i tillegg benyttes i små mengder, kan det ikke med tilgjengelige metoder påvises fare for negative miljøkonsekvenser. Kjemikalier med uønskede miljøegenskaper benyttes i små mengder, og beregningene viser at influensområdene i vannmassene rundt utslippene blir meget små.

Fysisk nedslamming vil være et ubetydelig problem så lenge konsentrasjonen av partikler er så lav at det ikke dannes et "teppe" av kaks og barytt over eksisterende bunnsediment. I de beregnede "overlappsområdene" vil sedimentasjonen fra boring være mindre enn 0,01 mm, som er på nivå med den naturlige årlige sedimentasjonsraten i området. I større avstand fra utslippspunktene enn ca 2 km vil det totale bidraget fra boreutslipp kunne utgjøre opp mot ca 0,1 mm i små områder. Innenfor en radius på 200-300 m fra utslippspunktet kan sedimenttykkelsen bli 20-30 mm i områder med mange brønner (f.eks. Heidrun). Innenfor en radius på 100 m fra hver brønn vil sedimenttykkelsen øke ytterligere som en følge av utslipp direkte til sjøbunnen fra toppseksjonene. Det er bare i disse helt lokale områdene at den fysiske nedslammingen kan forventes å få konsekvenser for bunnfaunaen.

Selv om det ikke forekommer planlagte utslipp av oljeholdige borevæsker eller kaks fra boring med slike væsker, viser erfaringer at det kan være til stede mindre konsentrasjoner av hydrokarboner i de massene som deponeres på sjøbunnen. Overvåkningsundersøkelser i Norskehavet har påvist forhøyede verdier av THC ut til avstander på 500 – 2000 m fra borestedene. Undersøkelsene av de biologiske bunnsamfunnene viser at området med påviste

endringer av det biologiske artssamfunnet er mindre enn områdene der påvirkning kan måles kjemisk. Effekter på bunndyrsamfunn synes derfor kun å forekomme på lokalt nivå.

Fiskefaunaen i Norskehavet er rik, og sild er den arten som ut fra bestandsstørrelse og på grunn av sin gyting på bunnen har størst mulighet for å bli påvirket av sedimenter fra boring. Resultatene fra beregningene tyder ikke på annet enn helt lokale mulige konflikter, og det er liten overlapp mellom gyteområder og områder med betydelig sedimentasjon av avfall fra boring.

Bare i det umiddelbare nærområdet til utslippet vil konsentrasjonen av suspenderte partikler i vannmassene være av en slik størrelse at det kan ha effekter på fiskelavver.

Undersøkelser av torsk i Nordsjøen antyder forhøyede konsentrasjoner av barium i forhold til torsk fra den vestlige delen av Atlanteren. Det ser imidlertid ut til å være liten eller ingen sammenheng mellom nærhet til utslippssted og konsentrasjon av barium i fisk.

1.8 Konsekvenser av uhellsutslipp

Pga. strenge barrierekrav og strenge prosedyrer vil sannsynligheten for utblåsninger være lavere for Norskehavet enn internasjonalt. En grov sammenlignende vurdering viser at med det aktivitetsnivået som er lagt til grunn for utredningen, er sannsynligheten for et rørledningsbrudd som gir oljeflak på sjøoverflaten i størrelsesorden 0,005 hendelser pr. år (5 hendelser pr. 1000 år), mens sannsynligheten for en utblåsning med olje er i størrelsesorden 0,003 pr. år.

Registrerte akutte utslipp fra virksomheten på kontinentalsokkelen har de siste årene primært vært olje og kjemikalier til sjø. Oversikter fra SFT viser at utslipp av borevæske og borekjemikalier utgjør en betydelig andel av dette. I tillegg har det vært noen akuttutslipp av halon fra brannsystemene.

Oljen fra et havbunnsutslipp kan enten stige raskt til overflaten og danne et oljeflak eller oljen kan følge havstrømmer og forbli i vannmassene over lengre tid. Spredning av oljen vil i hovedsak være bestemt av gassmengden i

brønnstrømmen og av vanddypet utslippet skjer på.

Utslipp fra moderate havdyp (opp til 400 – 500 m) vil stort sett være upåvirket av havstrøm og lagdeling i vannmassene. Etter hvert som oljedråpene stiger opp til overflaten vil det bli dannet et tynt oljeflak med stor bredde. I tilfeller med store utløps hastigheter (høy gassrate) vil oljen ”forstøves” til mikroskopiske dråper ved utløpet, og dermed ikke bidra til å danne noe oljeflak av betydning. Slike høye gassrater er relatert til gassbrønner der noe kondensat vil følge med gassen (eks. Kristin).

Oljeutslipp som skjer på store vanddyp vil som regel ha et noe annet forløp, bl.a. som følge av at det høye hydrostatiske trykket svekker oppdriften. I modelleringer av utslipp fra hhv. Ormen Lange, Gjallar og Havsule, fant en i alle tre tilfellene at utslippsplumen ble innlagret i vannmassene. Selv om vanddyp og innlagringsdyp varierte, var stighøyden for plumene i samme størrelsesorden, dvs. omkring 400 m.

Selv om ikke oljeplumen når overflaten i de tre beregningseksemplene, vil det likevel etter en tid dannes en oljefilm på overflaten, etterhvert som enkeltdråper av olje fortsetter å stige til overflaten, sammen med eventuelle gjenværende gassbobler. Filmtykkelsen på overflaten vil som regel være lavere enn for utslipp på moderate vanddyp. Tynne oljeflak vil være mye mindre motstandsdyktige mot naturlig nedblanding i vannmassene, olje flakets levetid blir kort, og sjansen for at flaket når kysten bli sterkt redusert.

I forbindelse med arbeidet med NOFOs regionale planverk for oljevernberedskap, gjennomførte Det Norske Veritas (DNV) oljedriftsberegninger for tre områder i Norskehavet, representert ved utslippspunktene Norne, Heidrun og Draugen. Ved denne studien (RKU-Norskehavet) er det gjennomført beregninger for fire nye områder, representert ved utslippspunktene Blåveis, Havsule, Gjallar og Castor (Nordland VI).

Beregningene viser at eventuelle uhellsutslipp fra Norne, Nordland VI, Blåveis og Draugen under visse omstendigheter vil kunne medføre stranding av olje. Også uhellsutslipp i nordre

del av Nordsjøen vil kunne føre til stranding av olje på den kyststrekningen som behandles i denne utredningen. Dette gjelder i første rekke uhellutslipp i Troll- Oseberg- og Tampen-området, men også uhellutslipp så langt sør som Balder vil i sjeldne tilfeller kunne gi stranding av olje nord for 62° N.

Med unntak av forlisene av Amoco Cadiz og Exxon Valdez er det ikke påvist betydelig dødelighet av fisk i etterkant av historiske uhellutslipp av olje. Indirekte effekter i form av halvering av klekkesuksess for sildeegg lokalt i Østersjøen, ble observert i etterkant av forliset av Tsesis, men som i tilfellet Amoco Cadiz, Exxon Valdez og Braer, kan dette tilskrives store mengder fersk olje som berørte grunnere, kystnære farvann og fiskens gyteområder.

Hvorvidt et oljesøl skal føre til skade på fisk avhenger av en rekke forhold, som f.eks. oljens skjebne i miljøet, eksponering og eksponeringstid, opptak, omsetning og utskillelse i organismene og organismenes tilstand og egenskaper.

Det er gjennomført en rekke forsøk der bl.a. egg og larver av fisk er eksponert for råolje eller fraksjoner av råolje over kortere eller lengre tid. Det kan likevel ikke angis eksakte terskelverdier for når skade på fisk inntreffer. Nyere arbeider antyder at nedre grense for letale effekter på sårbare fiskelarver ligger i området 20 – 50 ppb vannløselig fraksjon av olje (WSF- water soluble fraction), tilsvarende 200 – 500 ppb dispergert olje. Tidligere arbeider har imidlertid også vist effekter ved lengre tids eksponering for konsentrasjoner ned mot 50 ppb dispergert olje.

Andelen WSF avtar raskt etter et oljeutslipp i sjøen. Med utgangspunkt i at den vannløselige fraksjonen vurderes som den mest giftige, er en konsentrasjon på 200 ppb dispergert olje antatt å representere den mest realistiske terskelverdien, dvs. den laveste konsentrasjonen som kan forventes å gi skade. Med dette som utgangspunkt er det gjennomført simuleringer av tenkte utslipp for å beskrive muligheten for skader på fiskebestander.

Sjøbunnsutblåsninger gir klart størst influensområder i forhold til organismer i vannsøylen, med både større berørte områder og høyere

hydrokarbonkonsentrasjoner enn overflateutblåsningene. Generelt er det også noe større influensområder i sommerhalvåret enn i vinterhalvåret.

Områdene ved Nordland VI og ved Draugen er blant de som i deler av året har høyest konsentrasjoner av fiskeegg og larver. På denne bakgrunn har en gjennomført simuleringer av sjøbunnsutslipp ved Draugen og Nordland VI, og en har sett på mulig overlapp mellom potensielt skadelige oljekonsentrasjoner og forekomster av larver av sei, sild og torsk.

Med utgangspunkt i en terskelkonsentrasjon på 200 ppb dispergert olje, er det beregnet maksimale tapsandeler på <1% for torsk, < 2% for sildelarver ved Draugen og mellom 5 og 10 % for seilarver ved utslipp på Nordland VI. For torsk og sild gir disse teoretisk beregnede tapsandelene en restitusjonstid på mindre enn 2 år. For sei er det ikke foretatt noen beregninger av restitusjonstid, da hovedgytningen for sei foregår på store dyp og ofte langt fra land, og det er knyttet tvil til om de registrerte gytefeltene ved hhv. Møre, Haltenbanken og Røstbanken spiller noen særlig rolle for rekrutteringen til den nordlige bestanden av denne arten.

Beregningene representerer en svært konservativ tilnærming, og viser at det er liten sannsynlighet for at akutt dødelighet som følge av uhellutslipp av olje kan medføre betydelige effekter på fiskebestander.

Et oljeutslipp på overflaten innebærer muligheten for negative påvirkninger av fugl og pattedyr som oppholder seg eller beiter på og like under overflaten. Dersom det skjer stranding av olje, vil også økosystemer i strandsonen kunne bli negativt påvirket.

Områder som er definert som ”spesielt miljøfølsomt område” (SMO) vil være særlig sårbare for påvirkning av akutt oljeforurensning. Slike områder vil ofte være tilholdssted for flere arter som hver for seg er sårbare, og som trenger lang tid for å restituere til et naturlig nivå etter en eventuell skade. Innenfor det aktuelle området er det i første rekke sjøfugl og sel som er de sårbare artene i slike områder.

Sårbarheten til sjøfugl er i stor grad bestemt av de enkelte artenes adferd, næringsvaner og livshistorie, men sårbarheten er også avhengig av oljetype. Forvitret olje, dvs. olje som har drevet på sjøen i mange dager, vil ha mindre potensiale for å forårsake skadelige effekter på sjøfugl enn fersk olje. Således er det grunn til å anta at en olje utblåsing langt til havs vil medføre mindre skadevirkninger for sjøfugl ved kysten enn utslipp fra et skipsforlis nær land.

For hval og sel generelt gjelder at de er mest sårbare for fersk olje som kan utsette dem for innånding av hydrokarboner. Dette kan bl.a. føre til leverskader og skader i hjernevev.

Beskyttede områder med sand, grus eller leire utgjør en liten del av kystlinjen, men regnes som de mest sårbare overfor olje som når inn til land. Her kan olje blandes ned i substratet og bli liggende over lang tid (flere år), og føre til kroniske skadevirkninger for plante- og dyrelivet.

Eventuelle oljeutslipp som berører kysten vil kunne påvirke akvakulturnæringen negativt på flere måter som hver for seg og samlet vil kunne ha betydelige økonomiske konsekvenser.

Operatørene på norsk kontinentalsokkel samarbeider om oljevernberedskap gjennom Norsk Oljevernforening For Operatørselskap (NOFO). NOFOs beredskapsplaner omfatter tidligere mekanisk oppsamling på havet, og ble i 2001 revidert til også å inkludere påfølgende olje vernaksjoner i kyst- og strandsonen. Plan for oljevernberedskapen i Norskehavet er beskrevet i NOFOs regionale planverk for region 4. Planene vil bli revidert i takt med endret aktivitet i området.

1.9 Konsekvenser for fiskeriene

Norskehavet er et rikt havområde, som rommer store og viktige fiskebestander. Disse bestandene danner grunnlag for betydelig fiskeriaktivitet, og området langs kysten fra 62 - 70°N og ut til kontinentalsokkelen er landets viktigste fiskeriområde.

I kystnære områder utenfor Nordland drives det fiske hele året. Det samme gjelder områ-

ene utenfor Trøndelag og Møre. I Lofoten og Vesterålen er aktiviteten størst på senhøsten og i vinterhalvåret, med en topp under de store sesongfiskeriene etter sild (januar – februar) og torsk (februar – april). Også utenfor kysten av Møre og Vikna foregår det meste av torskefisket om vinteren. På Trænabanken foregår linefisket etter lange og brosme hovedsakelig i vinterhalvåret, men dette kan variere med hvilke fylker fartøyene kommer fra. Tråling etter vassild på Sklinnadjupet er også sesongbetont, og aktiviteten er størst i andre og til dels tredje kvartal.

Torsk og sild er de to fiskeartene som har størst økonomisk betydning; torsken på grunn av pris, og sild i kraft av størst fangstkvantum. Deretter kommer sei, hyse, makrell, brosme, vassild og uer.

Konsekvenser for fiskerier er i stor grad knyttet til det arealbeslaget som følger av sikkerhetssoner omkring installasjoner. En sikkerhetssone er et geografisk avgrenset område hvor det av sikkerhetshensyn gjelder forbud mot eller begrensninger mht. ferdsel og aktiviteter, herunder utøvelse av fiske. Horisontalt strekker slike soner seg 500 m ut fra innretningens ytterpunkter, der denne til en hver tid befinner seg. Ankere blir på store havdyp plassert et godt stykke utenfor denne sikkerhetssonen, og kjettinger mellom ankerne og installasjonene kan også innebære en hindring for fiske.

Et arealbeslag i Eggakanten vil som oftest ikke kunne kompenseres gjennom økt innsats på andre deler av Eggakanten, da slike områder under de store sesongfiskeriene vil være svært opptatt. Disse vurderingene er særlig aktuelle for Eggaskråningen utenfor Lofoten og Møre. Et arealbeslag her kan føre til at ett eller flere fartøy fortrenses fra fiske, eller til reduserte fiskemuligheter for flere fartøy (fordeling av konsekvenser).

For å gi rørledninger tilstrekkelig stabilitet benyttes nedgraving, nedspyling og/eller steindumping. Steindumping benyttes også som understøttelse for rørledninger for å unngå frie spenn ved kryssing av forsenkninger i havbunnen. Dette bidrar til å redusere ulempene i forhold til trålfiske. Store rørledningsdimensjoner kan likevel representere en operasjonell ulempe i forhold til

trålfiske. Stein dumping er kan i seg selv være et problem, noe avhengig av steinstørrelse og type stein som blir benyttet.

Trekking av ankere fra rørleggingsfartøyer kan etterlate hauger med høyder opp mot en meter. Slike hauger kan være hindringer i forhold til bunntråling.

Mindre oljesøl vil kunne grise til fiskeredskaper, og på den måten være til ulempe for fiskeriene. Større oljesøl, med oljeflak som når inn til kysten, vil bety store ulemper for fiskeriene først og fremst knyttet til tre forhold:

- ?? Utestengning fra fiskefelt
- ?? Redusert markedsverdi på fisken
- ?? Tilgrising av fiskeredskaper

Forsøk under kontrollerte betingelser har vist at seismiske undersøkelser med luftkanoner kan forårsake letale skader på fisk, men bare i det umiddelbare nærområdet til luftkanonene. For fiskelarver er det påvist 40-50% dødelighet i en avstand på 2-3 meter fra lydkanonene. Beregninger har vist at slike skader kan regnes som ubetydelige i bestandssammenheng, og det synes ikke nødvendig å legge restriksjoner på seismiske undersøkelser ut fra skadeomfanget på fiskeegg, larver og yngel.

Seismikk-skyting har i tillegg en skremmeeffekt, og ut fra hensynet til gytingen bør gytefelt og gytevandningsruter beskyttes fra seismisk aktivitet. Dette gjelder særlig for arter med konsentrerte gyteområder og gytevandningsruter. Også i områder og perioder hvor det foregår intensivt fiske er det tilrådelig å unngå seismikk-skyting.

1.10 Konsekvenser for reiselivs-næringen ved et oljesøl

Konsekvensene for fiskeriene ved et større oljesøl kan være betydelige og lett synlige ved at fiskebåter blir liggende i havn og fiskeredskaper tilgrises. Konsekvensene for reiselivsnæringen er vanskeligere å måle.

Litteratur som omhandler større kjente oljesøltilfeller er gjennomgått og benyttet som grunnlag for å vurdere konsekvensene av et eventuelt større oljesøl i Lofoten. Litteraturgjennomgangen synes å gi grunnlag for følgende generelle konklusjoner:

- ?? Omfanget av reduksjonen i reiselivs- virksamheten vil avhenge både av det fysiske oljepillets utstrekning og av psykologiske faktorer.
- ?? De psykologiske faktorer vil bli påvirket av den informasjon som gis i media i forbindelse med oljeuhellet.
- ?? Reduksjonen vil være avhengig av typen av turistattraksjoner og -tilbud i regionen, for eksempel er fjellklatring mindre sårbar enn rorbuerie og hvalsafari.
- ?? Enkelte segmenter av næringen vil bli lite påvirket, og andre mye sterkere påvirket. Yrkesreiser vil bli mindre påvirket enn fritidsreiser med fiske som vesentlig attraksjon.
- ?? Dersom opprenningsarbeidet er omfattende, vil det skape behov for arbeidskraft og overnatting/servering. Denne virksomheten kan utgjøre en betydelig motvekt til bortfallet av det ordinære reiselivet.
- ?? Oljeforurensningen kan bli en attraksjon i seg selv, som trekker til seg "nysgjerrige".
- ?? Medieomtalen i forbindelse med et oljeuhell kan representere en omtale av regionen som når nye grupper av turister. For enkelte vil medieomtalen "sette Lofoten på kartet".

Tallmateriale fra litteraturen gir grunnlag for å anslå at bortfallet av reiseliv vil ligge på et sted mellom 20% og 50% de første årene etter et større oljesøl. Reduksjonen vil avta med årene og etter 4 – 5 år vil situasjonen være normalisert. Tallene inneholder stor usikkerhet.

Grove eksempelberegninger antyder at det første året etter større oljesøl i Lofoten vil reduksjonen i sysselsetting knyttet til reiseliv kunne bli på om lag 150 årsverk. Inntil situasjonen igjen er normalisert vil den samlede reduksjonen kunne bli på om lag 300 årsverk.

1.11 Konsekvenser for kulturminner

Det er to ulike kategorier kulturminner under vann som det er viktig å være oppmerksom på i forbindelse med inngrep i havbunnen:

- ?? Spor etter menneskelig aktivitet fra den tid da deler av nåværende sjøbunn var tørt land, dvs fra tiden under og rett etter siste istid (steinalderfunn). Alle spor etter

menneskelig virksomhet fra oldtid og middelalder (inntil år 1537), innenfor territorialgrensa, regnes som automatisk fredede kulturminner (Kulturminnelovens § 4).

?? Skipsvrak, eller rester etter slike. Slike funn som er eldre enn 100 år, innenfor territorialgrensa, er fredet etter kulturminnelovens § 14.

Kulturminneloven gjelder ut til territorialgrensen (4 nautiske mil utenfor grunlinjen). Utenfor denne er det Petroleumslovens krav til aktsomhet overfor kulturminner som gjelder (dvs. et mindre strengt vern enn innenfor territorialgrensa).

Utenfor territorialgrensa mellom 62° N og 69° N er det i dag kun to kjente funn fra steinalderen. Disse stammer fra sedimentprøver tatt i forbindelse med kartlegging av sokkelen i 1978. Store områder på sokkelen utenfor Møre og Romsdal kan ha et potensiale for funn fra steinalder. Begge de to kjente steinalderfunnene stammer fra dette området, som omfattes av *Langgrunna* og *Buagrunden*. De grunneste, og dermed aller mest aktuelle områdene finner man på de to nevnte områdene, samt deler av *Haltenbanken* og områdene utenfor Vestfjorden/ Lofoten. Dette er områder med dybder ned mot ca 200 m.

Det er ikke registrert sikre funn av noen skipsvrak eldre enn 100 år. En gjennomgang av ulike forlisdatabaser og arkiver ved andre institusjoner, indikerer imidlertid at det skjuler seg et betydelig antall forliste skip i området. Det gjennomføres rutinemessig ROV-kartlegging av havbunnen langs alle aktuelle rørdningstraseer og av alle aktuelle bore- og utbyggingslokasjoner. En har erfaring med at slike kartlegginger kan oppdage skipsvrak, og også flyvrak, på havbunnen. Hva som er aktuelle tiltak for å unngå skade, og hva som er nødvendig mht. videre undersøkelser, tas stilling til dersom det gjøres funn.

1.12 Samfunnsmessige virkninger

Fra en beskjedne start i begynnelsen av 1990-årene, har investeringsaktivitetene i Norskehavet økt betydelig de senere år, og utgjør for tiden rundt 20% av de samlede investeringer

på norsk kontinentalsokkel. I tiden framover ventes denne andelen å øke betydelig, til ca en tredjedel i år 2010. Dette skjer både fordi investeringsaktivitetene i Norskehavet målt i 2001-kr mer enn fordobles, og fordi investeringsaktivitetene på resten av norsk kontinentalsokkel synes å gå ned. Norskehavet er dermed i ferd med å etablere seg som et av de viktigste områdene for norsk petroleumsvirksomhet.

Den første produksjonen startet opp på Draugen i 1993. Produksjonen av petroleum i Norskehavet forventes å øke raskt fra rundt 50 millioner Sm³ oljeekvivalenter pr år i dag, til ca 60 millioner Sm³ oljeekvivalenter i 2004, og videre til mellom 70 og 80 millioner Sm³ oljeekvivalenter pr år i 2010. Deretter vil produksjonen, slik det ser ut i dag, avta igjen, dersom ikke nye felt fases inn.

Basert på de prognoser som er lagt til grunn for RKU-Norskehavet, er det gjennomført modellberegninger for å få et inntrykk av størrelsen på kostnader og inntekter, samt de tilhørende sysselsettingsvirkninger. Det understrekes at usikkerheten i tallmaterialet er stor, både som følge av usikkerhet i prognosene og i modellberegningene. Likevel gir dette et begrep om størrelsesordenen på tallene.

De samlede kostnader ved petroleumsproduksjonen i Norskehavet er beregnet til ca 720 milliarder 2001-kr fordelt over mer enn 50 år i perioden 1990 – 2044. Dette fordeler seg med 304 milliarder 2001-kr i investeringer, og 415 milliarder 2001 kr i driftskostnader. For samme periode er netto kontantstrøm for det norske samfunn beregnet å utgjøre ca 640 milliarder 2001-kr. Dette er omtrent like mye som et statsbudsjett, eller omtrent halvparten av den samlede norske verdiskapning i et enkelt år, målt ved bruttonasjonalproduktet.

Av den samlede netto kontantstrøm får staten ca 540 milliarder 2001-kr eller 85% i skatter og avgifter og gjennom sin egen deltakelse. Oljeselskapenes andel av verdiskapningen er om lag 15%, tilsvarende i underkant av 100 milliarder 2001-kr.

Norsk næringslivs andel av vare- og tjenesteleveransene i utbyggingsfasen (definert som perioden 1990-2022) er anslått til 170 mrd

2001-kr, eller 55% av totalinvesteringene over perioden.

Tilsvarende er samlede norske leveranser med sysselsettingseffekt til drift (perioden 1990 – 2044) av feltene i Norskehavet anslått til 190 mrd 2001-kr. Dette utgjør 87 % av de samlede driftsleveranser med sysselsettingseffekt, og viser at drift av petroleumfelt på norsk kontinentalsokkel i stor grad er en nasjonal oppgave.

Midtnorsk andel av samlede investeringskostnader er anslått til nær 17 milliarder 2001-kr, eller 10% av beregnede norske vare- og tjenesteleveranser i utbyggingsfasen.

I driftsfasen er vare- og tjenesteleveransene mer lokale, og forventet midtnorsk andel tilsvarende høyere. Samlede midtnorske leveranser til feltene i Norskehavet i driftsfasen er anslått til vel 75 milliarder 2001-kr, eller rundt 40% av de norske driftsleveransene med sysselsettings effekt. Driftsleveransene til feltene er altså langt viktigere for midtnorsk næringsliv enn investeringsleveransene.

Samlet gir petroleumsvirksomheten i Norskehavet en beregnet sysselsettingseffekt i det norske samfunn på 850.000 årsverk, fordelt over driftsperioden (54 år). Herav vel 460.000 årsverk knyttet til investeringer i utbyggingsfasen, og 390.000 årsverk knyttet til drift av feltene.

De regionale sysselsettingsvirkninger i Midt-Norge og Nordland er beregnet til totalt ca 162.000 årsverk, fordelt med 36.000 årsverk i utbyggingsfasen (perioden 1990 – 2022) og 126.000 årsverk i driftsfasen (perioden 1990 – 2044).

1.13 Overvåking og oppfølgende undersøkelser

Operatørene på norsk sokkel er pålagt å samarbeide om å overvåke miljøet i definerte regioner. Denne miljøovervåkingen skal omfatte både havbunn (sedimentundersøkelser) og vannsøyle (tilstandsovervåking og effekt-overvåking).

I tillegg til de myndighetspålagte overvåkingsundersøkelsene, som er innrettet mot å

avdekke eventuelle miljøkonsekvenser direkte relatert til petroleumsvirksomheten, eksisterer det en rekke overvåkings-programmer i statlig regi. Flere av disse omfatter parametre, arter og geografiske områder som kan være relevante i forhold til eventuelle effekter av petroleumsvirksomheten i Norskehavet.

Før produksjonsboring på det enkelte felt gjennomføres det grunnlagsundersøkelser av sedimentene for å definere bakgrunnsnivåer for fysiske, kjemiske og biologiske parametre. Disse sammenlignes med resultater fra etterfølgende regionale overvåkingsundersøkelser. Tilsvarende utføres det grunnlagsundersøkelser før leteboring på dypt vann og i områder hvor det er grunn til å anta at særlig sårbare miljøressurser kan bli påvirket. I Norskehavet ble det gjennomført en felles grunnlagsundersøkelse for lisensene i Vøringsbassenget i 1998.

Den regionale sedimentovervåkingen vil i første rekke fange opp eventuelle effekter av utslipp fra boring (kaks og borevæske). Det er ikke dokumentert at komponenter fra produsert vann kan gjenfinnes i sedimentene.

Den regionale overvåkingsundersøkelsen som ble gjennomført i Norskehavet i 1997 (region VI) dekket feltene Norne, Åsgard, Heidrun, Draugen og Njord, og i tillegg 10 regionale stasjoner. Generelt var stasjonene lite forurenset, og bunnfaunaen var i det store og hele upåvirket. Svakt forhøyede konsentrasjoner av olje-hydrokarboner ble funnet i overflatesedimentene på tre felt, og her var også artsmangfoldet i bunnfaunaen noe redusert. For øvrig var bunnfaunadiversiteten høy i hele regionen. En ny regional undersøkelse ble gjennomført i 2000.

I forhold til undersøkelsen i 1997 viste undersøkelsen i 2000 en klar økning i hydrokarbonkonsentrasjonen på stasjoner nær installasjonene Njord, Åsgard og Norne. Basert på de målinger som er gjort, ble det beregnet at et område på ca 20 km² hadde forhøyede hydrokarbonverdier. Dette tilsvarer ca 0,02 % av det totale arealet i regionen.

På oppdrag fra Oljeindustriens Landsforening ble det i 2001 gjort en oppsummerende vurdering av resultatene fra samtlige grunnlagsundersøkelser og regionale overvåkingsundersøkel

ser på norsk sokkel i perioden 1990-98. Et generelt bilde fra denne oppsummeringen er at områdene som har hatt petroleumsaktivitet i lengst tid har størst grad av påvirkning. Draugenfeltet, der det kun er benyttet vannbasert borevæske under boring, skiller seg ut som et av de som er minst påvirket.

Areal forurensset med hydrokarboner viste en klar topp i 1992, og avtok fram til 1996 for så å stabilisere seg fram mot 1998. Dette bildet forklares med forbudet mot utslipp av oljebaserte borevæsker som ble innført i 1993.

I alle regioner utgjør det arealet som er målbart påvirket av petroleumsvirksomheten langt mindre enn 1% av totalarealet.

Vannsøyleovervåkingen består av to hovedelementer; en *tilstandsovervåking* og en regional *effektovervåking*.

Tilstandsovervåkingen omfatter prøvetaking av fiskevev fra de ulike regionene. I Norskehavet er slike undersøkelser gjennomført i 1996 og i 2000-2001. I den siste undersøkelsen omfattet analysene av hysemuskel utvalgte aromatiske hydrokarboner og C₀-C₅ alkylerte dekaliner. Resultatene viste at hysemuskel fra alle 10 overvåkingsregioner inneholdt svært lave konsentrasjoner av aromatiske hydrokarboner. Konsentrasjonene av enkeltkomponenter i samtlige prøver kan betegnes som bakgrunnsnivåer, og vesentlige forskjeller i innhold av aromatiske hydrokarboner mellom hyse fra ulike regioner ble ikke funnet.

Konklusjonen er at prøvene av hysemuskel fra norske havområder i 2000-2001 inneholdt helt ubetydelige mengder av aromatiske hydrokarboner.

Også resultatene fra 1996 viste at det ikke var noen signifikant forskjell i innhold av totalt hydrokarbon og PAH-forbindelser i fiskekjøtt mellom de fem områdene som den gang ble undersøkt (Barentshavet, Haltenbanken, Egersundbanken og Midtre og Nordre del av Nordsjøen). For torskelever var det heller

ingen signifikant forskjell mht. innhold av dekaliner. For hyselever derimot var innholdet av dekaliner i lever vesentlig høyere hos fisk tatt i Tampenområdet enn på de andre stasjonene. Årsaken til dette ble vurdert å kunne være gamle utslipp av oljeholdig borekaks, eller utslipp gjennom produsert vann.

Regional *effektovervåking* av vannsøylen vil ha som formål å avdekke eventuell påvirkning som petroleumsvirksomheten måtte ha på organismer i vannsøylen. Her foreligger det pr. i dag få internasjonalt aksepterte, standardiserte metoder som kan brukes. En rekke indirekte og mer direkte metoder er imidlertid under utvikling.

Siden 1999 er det på norsk sokkel gjennomført to feltstudier innen effektovervåking, for Ekofisk-feltet i 1999 og Sleipnerområdet i år 2000, og en omfattende utprøving av nye overvåkingsmetoder i 2001. Undersøkelsene i 2000 hadde som målsetting å verifisere forfynningsmodellen som er benyttet for å beskrive spredningen av forurensinger i området, å oppdatere miljørisikovurderingene som ble gjort i RKU-Nordsjøen, og å bestemme konsentrasjoner av kjemiske komponenter med opprinnelse i produsert vann.

Konsentrasjoner av komponenter i vannsøylen ble beregnet med utgangspunkt i målte verdier i blåskjell og på semipermeable membraner, og ved bruk av Dream-modellen. I begge tilfeller var de beregnede konsentrasjonene svært lave i forhold til etablerte PNEC verdier (PNEC – Predicted No Effect Concentration), og den beregnede miljørisiko var gjennomgående lav enten en la til grunn den ene eller andre tilnæringsmåten. Generelt var det god overensstemmelse mellom kalkulerte og modellerte risikoverdier på stasjoner som var antatt å være påvirket av produsert vann.

2 Innledning

2.1 Bakgrunn og formål

Petroleumsloven krever at det for hvert nytt felt/funn som bygges ut blir lagt fram en Plan for utbygging og drift (PUD) som grunnlag for myndighetenes godkjenning av utbyggingsprosjektet. Denne planen skal inneholde en konsekvensutredning. På samme måte kreves det konsekvensutredninger som en del av Plan for anlegg og drift (PAD) og Plan for avvikling av petroleumsinstallasjoner.

Formålet med slike utredninger er bl.a. å utrede forventede konsekvenser for miljøressurser, naturressurser og samfunn, å sikre at hensynet til slike verdier blir innarbeidet i planleggingsprosessen, og å sikre offentligheten informasjon om og mulighet for medvirkning i beslutningsprosessen.

Slike konsekvensutredninger fokuserer på det aktuelle utbyggingsprosjektet og konsekvensene knyttet til dette. Samtidig er det behov for å vurdere hvert enkelt prosjekt i en større sammenheng. I mange tilfeller vil en først da få et riktig bilde av de totale miljøkonsekvensene knyttet til petroleumsaktiviteten, og hvordan disse eventuelt endres ved endringer i aktivitetsnivået.

For bedre å ivareta helhetsvurderinger har det fra 1995 blitt utarbeidet områdebaserte konsekvensutredninger i tillegg til de feltspesifikke utredningene, første gang for Tampenområdet i 1995. Deretter fulgte Regional konsekvensutredning for Haltenbanken/Norskehavet i 1998, og Regional Konsekvensutredning, Nordsjøen i 1999.

De regionale konsekvensutredningene (RKU) legges til grunn ved utarbeidelse av feltspesifikke konsekvensutredninger, og innebærer dermed at utredningsbehovet ved nye utbygginger reduseres. Det er opp til rettighetshaverne å vurdere hvordan lovens utredningsplikt best kan oppfylles, enten gjennom feltspesifikke konsekvensutredninger, eller ved en kombinasjon av feltspesifikke og regionale utredninger. På samme måte er det opp til

rettighetshaverne å vurdere når det er behov for oppdatering av de regionale utredningene.

De regionale konsekvensutredningene har også til hensikt å effektivisere og forenkle konsekvensutredningsprosessen, både for næringen og myndighetene. På den måten er RKU-arbeidet i samsvar med hva som ble uttrykt i MILJØSOK-arbeidet; et samarbeidsprosjekt mellom petroleumsnæringen og myndighetene.

Regional konsekvensutredning for Haltenbanken/Norskehavet ble utarbeidet i 1997/98 og godkjent i 1999. I tiden som har gått siden den gang har aktivitetsnivået i det aktuelle området økt, det er framskaffet ny kunnskap om aktuelle miljøproblemstillinger og petroleumsforekomster, og innen enkelte fagområder er også analyseverktøyene forbedret. Dette er bakgrunnen for at en nå har sett behov for en oppdatering av den regionale konsekvensutredningen.

2.2 RKU-Norskehavet og forholdet til Barentshavetutredningen

Basert på regjeringens Sem-erklæring ble det i 2002 satt i gang et arbeid for å utrede konsekvensene av helårlig petroleumsvirksomhet i de nordlige havområder fra Lofoten (67 °N) og nordover. Arbeidet ledes av Olje- og energidepartementet gjennom en styringsgruppe med representanter fra Miljøverndepartementet og Fiskeridepartementet. Utredningen omtales som ULB.

I utredningen er følgende prinsipper lagt til grunn for fremtidig oljevirkosomhet i sårbare områder i Lofoten og Barentshavet:

- ?? Reinjeksjon av produsert vann med høyest mulig driftsregularitet
- ?? Reinjeksjon eller ilandføring av borekaks og borevæske, dersom ikke andre løsninger viser seg å være miljø- og sikkerhetsmessig bedre
- ?? Brønnoperasjoner uten utslipp til sjø
- ?? Færrest mulig installasjoner på havoverflaten

- ?? Overtrålbare havbunnsinstallasjoner, herunder rørledninger
- ?? Årstidstilpasset virksomhet så langt dette er mulig

Dette innebærer at en av hensyn til sårbare miljøressurser legger til grunn en strengere miljøstandard i de nordlige områdene enn det som gjelder på norsk sokkel lenger sør.

Ved oppstart av arbeidet med RKU-Norskehavet ble det bestemt at den skulle omfatte aktiviteten i området mellom 62°N og 69°N. Da arbeidet med ULB senere ble satt i gang, ble det bestemt at den skulle dekke området sør til 67°N. Som en følge av dette blir aktiviteten i området mellom 67°N og 69°N behandlet i begge utredningene.

Begge utredningene legger til grunn de samme forutsetninger for petroleumsaktiviteten i sårbare områder nord for 67°N. Når det i RKU-Norskehavet er modellert utslipp av produsert vann og borekaks fra fiktivt felt 3 i området Nordland 6, er dette gjort for å belyse konsekvensene dersom slike utslipp i en periode må skje som resultat av en unntakssituasjon der produsert vann slippes ut pga. at injeksjonssystemet ikke er tilgjengelig.

2.3 Organisering, saksbehandling og tidsplan

Denne utredningen er utarbeidet i samarbeid mellom de selskaper som har operatørskap for felt i drift eller under planlegging i Norskehavet, og er finansiert av de aktuelle lisensene i området. Disse er vist i Tabell 2-1. Arbeidet har vært organisert gjennom Oljeindustriens landsforening (OLF), og Statoil har som største

operatør i området hatt ledelse og sekretariat for prosjektet.

Tabell 2-1. Lisenser med operatørskap for felt i drift eller under planlegging i Norskehavet

Lisens	Operatør
Heidrun	Statoil
Norne	Statoil
Åsgard	Statoil
Kristin	Statoil
Tyrihans	Statoil
Mikkel	Statoil
Njord	Hydro
Ormen Lange	Hydro/Shell
Draugen	Shell
Skarv	BP

Programmet for den regionale konsekvensutredningen ble sendt på offentlig høring av Olje- og energidepartementet (OED) i september 2001, med høringsfrist 19. desember 2001. Etter høringen ble endelig utredningsprogram fastsatt ved brev til OLF den 22. august 2002, der OED tar forslaget til utredningsprogram, høringsuttalelsene og selskapenes kommentarer til disse til etterretning. Et utdrag av høringsuttalelsene og selskapenes kommentarer til disse er referert i kapittel 3.

2.4 Oversikt over utførte studier

I forbindelse med konsekvensutredningen er det utført flere underlagsstudier, og disse danner en vesentlig del av grunnlaget for utarbeidelse av foreliggende rapport.

En oversikt over rapportene fra underlagsstudiene er vist i tabellen nedenfor. Rapportene vil bli gjort tilgjengelige på OLFs og Statoils internett- hjemmesider.

Tabell 2-2. Oversikt over underlagsstudier

Rapporttittel	Ansvarlig institusjon	Forfattere
Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Uhellsutslipp – sannsynlighet, miljørisiko og miljømessige konsekvenser. Rapportnr. STF66 FO2057. 242 sider	SINTEF Kjemi, Marin Miljøteknologi, August 2002	Øystein Johansen, Kjell Skognes og Janne L.M.Resby (SINTEF), Jo Wicklund (Scandpower), Odd Willy Brude og Kjell Are Moe (Alpha Miljørådgivning).
Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Dypvannsutslipp – Oppdatering av kunnskapsstatus. Rapportnr. STF66 FO2046. 47 sider	SINTEF Kjemi, Marin Miljøteknologi, Mai 2002	Øystein Johansen

Tabell 2-2.(forts.) Oversikt over underlagsstudier

Rapporttittel	Ansvarlig institusjon	Forfattere
Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Oversikt over miljøressurser. Rapportnr. STF66 A02059. 146 sider.	SINTEF Kjemi, Marin Miljøteknologi, Mai 2002	Odd Willy Brude, Cecilie Østby og Kjell Are Moe (Alpha miljørådgivning), Svein-Håkon Lorentsen og Arne Follestad (Norsk Institutt for Naturforskning), Petter Fossum (Havforskningsinstituttet), Mats Augdal Heide, Leif Magne Sunde og Alf G. Melbye (SINTEF)
Konsekvenser av regulære utslipp til sjø – RKU-Norskehavet. Rapport RF – 2002/081. 71 sider	RF – Rogalandforskning, September 2002	A. Skadsheim, G. Kjeilen og E. Aas (Rogalandforskning), A. Melbye og H. Rye (SINTEF)
Konsekvenser av fysiske inngrep på havbunnen – RKUNorskehavet. Rapport RF – 2002/157. 20 sider	RF – Rogalandforskning, Juni 2002	V. Eriksen, Ø. Tvedten og A. Skadsheim
Regional konsekvensutredning for Norskehavet; Oppdatert fiskerikartlegging og vurdering av konsekvenser av petroleumsvirksomhet. Akvaplan-niva rapport 421.2341. 63 sider	Akvaplan.niva og OFM-senteret Lofoten, April 2002	Karl K. Angelsen, Bjørn Kjensli (OFM-senteret), Anita Evenset, Lars-Henrik Larsen, Hilde C. Trannum (Akvaplan-niva)
Regional konsekvensutredning Norskehavet. Samfunnsmessige konsekvenser. Rapportnr. 3556EHO. 51 sider	Agenda Utredning og Utvikling AS, Mai 2002	Erik Holmelin
Regional konsekvensutredning for oljevirkomheten i Norskehavet. Utslipp til luft – miljømessige konsekvenser. NILU-rapport OR 40/2002. 68 sider.	Norsk institutt for luftforskning (NILU), August 2002.	Sverre Solberg, Sam Erik Walker (NILU), Brita Lisa Skjelkvåle, Tore Høgåsen, Jarle Molvær, Thorbjørn Larssen (Norsk institutt for vannforskning), Per Arild Aarrestad og Ole Reitan (Norsk institutt for naturforskning).
Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Beskrivelse av kulturminnefunn i Norskehavet. Vurdering av sannsynlighet for nye funn og eventuelle konsekvenser i forbindelse med petroleumsvirksomhet. 14 sider	NTNU – Vitenskapsmuseet, April 2002	Jostein Gundersen
Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Konsekvenser for reiseliv av et oljespill i Lofoten. 60 sider	Asplan-Viak, Desember 2002	Sven Haugberg, Cecilie Farsund og Even Lind
Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Regulære utslipp til sjø. Sprednings- og miljørisikoberegninger. 100 sider	Statoil F&U, Mai 2002	Tone Karin Frost (Statoil), Henrik Rye (SINTEF)

3 Uttalelser til utredningsprogrammet

Forslaget til utredningsprogram, datert september 2001, har sammen med høringsuttalelsene og selskapenes kommentarer til disse utgjort grunnlaget for RKU-Norskehavet. De ulike instansenes høringsuttalelser til programforslaget er referert i det følgende, sammen med selskapenes kommentarer.

3.1 Miljøverndepartementet

1. Miljøverndepartementet (MD) er tilfreds med at oljeselskapene tar initiativ til en oppdatering av den regionale konsekvensutredningen for Norskehavet
2. MD peker spesielt på at også kulturminner må utredes, og forutsetter at også øvrige punkter som er påpekt av høringsinstansene SFT, DN og RA blir fulgt opp.

Selskapenes kommentarer:

Punkt 2 Når det gjelder kulturminner viser vi til kommentarene under Riksantikvaren. For øvrig viser vi til kommentarene under hhv. Statens forurensingstilsyn og Direktoratet for naturforvaltning.

3.2 Statens forurensingstilsyn

1. Statens forurensingstilsyn (SFT) skriver at regionale konsekvensutredninger gir en god oversikt over faktiske og potensielle petroleumsaktiviteter og tilhørende utslipp i havområdene, og at operatørselskapene gjennom disse utredningene gir et verdifullt bidrag til forståelsen av petroleumsvirksomhetens miljøpåvirkninger. SFT påpeker likevel at de regionale utredningene ikke gir et utfyllende bilde, siden de ikke inkluderer annen aktivitet enn petroleumsaktiviteten, og siden de ikke tar mål av seg til å oppdatere kunnskapen om miljøressursene i regionen. Det er derfor behov for at myndighetene tar ansvar for en helhetlig, strategisk konsekvensutredning.
2. SFT er opptatt av at utredningen må inkludere en grundig behandling av utslippsreducerende løsninger.

- a. Det forventes at det i utredningen blir gitt en fyldig beskrivelse av hvordan teknologiutvikling kan bidra til å redusere miljøfarlige utslipp. En beskrivelse av hvilke muligheter som ligger i å ta i bruk kjent teknologi er ikke nok.
 - b. Det anses som viktig at utredningen redegjør for ulike teknologiske løsninger for å redusere utslipp til luft, herunder alternativ kraftforsyning, CO₂-håndtering, energieffektivisering, NO_x- og nmVOC-reducerende teknologier.
 - c. SFT forventer en fyldig beskrivelse av hvilke tiltak som er gjennomført og hvilke tiltak som vil bli gjennomført for å redusere utslipp til luft og sjø, for å bidra til å nå nasjonale mål og oppfylle internasjonale forpliktelser. Føringer gitt i Klimameldingen og i den bebudede tilleggsmeldingen bes vurdert.
 - d. Det forventes en bred omtale av hvilke tiltak selskapene vil sette i verk for å nå målsettingen om 0-utslipp av mulig miljøfarlige stoffer til sjø.
 - e. SFT forventer at utredningen konkluderer med anbefalinger av tiltak som kan iverksettes for å redusere utslippene til luft og unngå skade på miljøet som følge av utslipp til sjø.
 - f. SFT forventer en grundig vurdering av fellestiltak, og at scenarier beskrives (samordning av kraftforsyning, el-forsyning fra land mm.).
3. Beregninger av utslipp og utarbeidelse av prognoser for maksimalutslipp forutsettes basert på oppdaterte tall og ny kunnskap, samt gjennomføring av VOC-krav og BAT (Best Available Techniques).
 4. Det bør redegjøres for CO₂-utslippenes betydning i forhold til Norges Kyotoforpliktelser
 5. Det bør redegjøres for spredning av NO_x og dets bidrag til forsuring og overgjødning
 6. SFT nevner eksplisitt følgende utredningstema som bør tas inn i utredningsprogrammet:
 - a. konsekvenser av seismikk

- b. konsekvenser av fysiske inngrep (grøfting, steindumping mv)
- c. hvilke områder som er sårbare overfor uhellsutslipp og driftsutslipp til sjø, og hva som kan gjøres for å unngå skade på disse områdene
- d. hvordan utslipp av borekaks vil påvirke korallrev
- e. hvordan alkylfenoler kan påvirke fiskebestander

Selskapenes kommentarer:

Punkt 1 – Selskapene tar til orientering at SFT ønsker at myndighetene skal ta ansvar for en strategisk konsekvensutredning.

Punkt 2 – OLF (Oljeindustriens landsforening) har nylig (desember 2001) utarbeidet en oversikt som viser nå-situasjonen når det gjelder forskning og utvikling relatert til miljøaspektene ved olje- og gassvirksomheten, og som oppsummerer status med tanke på etablering av demonstrasjonsprosjekter for de mest interessante teknologiske løsningene. Notatet er utarbeidet med bistand fra alle driftsoperatørene og flere av de andre oljeselskapene på sokkelen, og vil bli benyttet som utgangspunkt for en oversikt over beste tilgjengelige teknologi for å redusere utslipp til luft og sjø, samt hvilke muligheter som ligger i fortsatt teknologiutvikling. Dette notatet vil i RKU-Norskehavet bli lagt til grunn for omtale av utslippsreducerende løsninger.

Når det gjelder status for hvilke tiltak som er og kommer til å bli gjennomført på de enkelte installasjoner for å redusere utslipp til sjø, anses dette dekket gjennom det arbeidet som gjøres i den såkalte "0-utslippsgruppa", som har representanter fra SFT og OLF. Gruppa har som mandat å holde oversikt over og sammenstille nullutslipps tiltak, EIF- beregninger og effekter av tiltak som vurderes for alle felt, samt å finne praktisk nivå for "null miljøskade" i forhold til tiltakskostnad.

Videre er det i de enkelte selskapene et kontinuerlig arbeid i gang med sikte på implementering av tiltak for å redusere utslipp til luft, bl.a. med bakgrunn i IPPC-direktivet og 0-utslippsrapporteringen fra de enkelte selskapene.

IPPC-direktivet fastsetter krav mht implementering av BAT innen 01.10.2007. I den forbindelse vil alle selskaper måtte gjøre konkrete vurderinger for de enkelte installasjoner. RKU vil gi en foreløpig omtale av dette arbeidet.

I RKU vil en beskrive de prosesser som er i gang knyttet til feltspesifikke utslippsreducerende tiltak, og hvilke rapporteringsrutiner som eksisterer for installasjonsspesifikke tiltak.

RKU vil gi en oversikt over fellestiltak, dvs tiltak som involverer mer enn en installasjon/mer enn en operatør, hvilken status disse har pr. i dag og hvilke muligheter for utslippsreduksjoner disse vurderes å ha i framtida.

Gjennomføring av utslippsreducerende tiltak betinger i hvert enkelt tilfelle at det foreligger en beslutning i den aktuelle lisensen. Forut for slike beslutninger vil det måtte gjøres en grundig vurdering av situasjonen på den aktuelle installasjonen. Slike vurderinger går ut over rammen for RKU-konseptet, og det er dermed heller ikke mulig å gi konkrete anbefalinger om hvilke tiltak som bør iverksettes. De oversikter, konsekvensvurderinger og tiltaksbeskrivelser som presenteres i RKU vil likevel være et av flere grunnlag for prioritering av tiltak der beslutninger tas.

Punkt 3. Prognoser for utslipp til luft og sjø vil bli laget med utgangspunkt i innrapportering til revidert nasjonalbudsjett 2002. Til grunn for disse innrapporteringene ligger den miljøteknologi som er tatt i bruk eller vedtatt tatt i bruk på de enkelte installasjonene, samt gjennomføring av tiltak i henhold til myndighetenes pålegg om gjennomføring av nmVOC-reduksjoner.

Punkt 4. CO₂-utslippene fra petroleumsvirksomheten vil bli satt inn i en større sammenheng, og vurdert bl.a. i forhold til Norges forpliktelser i henhold til Kyoto-protokollen.

Punkt 5. Det vil bli gjennomført nye beregninger av spredning og avsetning av nitrogenforbindelser, med utgangspunkt i oppdaterte utslippsprognoser. Avsetningene vil bli vurdert i forhold til tålegrenser for forsurening, og effekten i form av overgjødning vil bli beregnet.

Punkt 6. Det vil bli gjennomført en egen litteraturstudie på virkninger av seismikk på fisk og fiskerier, samt på mulige skadevirkninger på korallrev som følge av utslipp av borekaks og borevæske. Videre vil det bli gjort en vurdering av mulige konsekvenser av fysiske inngrep på havbunnen, herunder muligheten for skade på spesielt verdifulle økosystemer/organismesamfunn, og muligheten for forstyrrelse av opprinnelige økosystemer som følge av endringer i substrat.

Oppdateringen av miljøressursbeskrivelsen vil gi en oversikt over sårbare arter og forekomster, og en vurdering av hvilke avbøtende og forbyggende tiltak som er aktuelle for å unngå skade.

Det vil også bli gitt en oppdatert status over kunnskap om langtidsvirkninger knyttet til utslipp av produsert vann.

3.3 Direktoratet for naturforvaltning

1. Direktoratet for naturforvaltning (DN) forventer at RKU skal gi et faglig grunnlag for vurderinger i høringssaker i ulike planfaser.
 - a. RKU må gi grunnlag for å vurdere hvilke blokker som er miljømessig forsvarlig å lyse ut.
 - b. RKU må være spesifikk nok til å danne grunnlag for fastsettelse av tidsvindu for boring i oljeførende lag. Det vil si at det for sårbare ressurser må gjøres konsekvensvurderinger på månedsbasis, ikke på sesongbasis som hittil har vært vanlig.
 - c. RKU må inneholde en oversikt over beredskapssituasjonen, og skissere et beredskapsopplegg som reflekterer trusselbildet.
2. Beskrivelsen av miljøverdier må omfatte:
 - a. Oversikt over spesielt verdifulle og sårbare arter, naturtyper og habitater.
 - b. Verdisetting av forekomstene (regional, nasjonal og internasjonal verdi) og hvilke måneder disse verdivurderingene er knyttet til.
 - c. En oppdatering av datasettet for SMO.
 - d. En presentasjon av begrensningene i kunnskapsgrunnlaget.
3. RKU må beskrive trusselbildet for de ulike miljøverdiene for hver enkelt blokk/hvert enkelt felt.
 - a. Beskrivelsen av trusselbildet må bygge på oljedriftsberegninger og sårbarhetsvurderinger for de enkelte miljøverdiene.
 - b. Både uhellsutslipp og regulære utslipp må inngå i vurderingene, og skipstrafikk knyttet til oljeinstallasjonene må inkluderes.
 - c. Influensområdet for de enkelte blokker må synliggjøres.
 - d. For det enkelte felt må det synliggjøres hvilke SMO-områder i influensområdet som vil være mest utsatt.
 - e. Forholdet til verneområder (bl.a. Ramsarområder, foreslåtte verneområder, MDs arbeid med marin verneplan).
4. RKU må inkludere en vurdering av hvilke konsekvenser endringer i forsuring, overgjødning og dannelse av bakkenært ozon vil få for biota.
5. Datagrunnlaget for sjøfugl er fragmentarisk og utdatert, og RKU må skissere en plan for oppdatering av datagrunnlaget (dersom det ikke er aktuelt å innhente nye opplysninger). RKU bør redegjøre for realisme og framdriftsplaner for SEAPOP-programmet.
6. Det vil være nyttig om RKU kan gi en oversikt over ulike beslutningsverktøy og databaser, disses bruksområder, eierforhold og begrensninger (SMO, MRDB mfl.).
7. RKU bør inkludere en beskrivelse av avbøtende tiltak, en vurdering av tiltakenes effekt og i hvilken grad forvaltnings-systemet endres som følge av påviste miljøeffekter.
8. RKU bør redegjøre for arbeidet med forbedring av eksisterende overvåkingsprogrammer, herunder hvilke vurderinger som er gjort for å finne en eller flere egnede indikatororganismer på et høyere trofisk nivå.
9. Behov for referansemateriale bør vurderes i lys av EUs vanndirektiv.

Selskapenes kommentarer:

Punkt 1. RKU skal være et grunnlag for mer helhetlige vurderinger i forbindelse med nye planer for utbygging og drift (PUD) som fremmes innen regionen. RKU tar imidlertid ikke sikte på å være et direkte grunnlag for miljømessige vurderinger i forbindelse med utlysning av nye blokker og evt. vilkår for leteboring i disse. RKU vil derfor ikke foreta vurderinger innen hver blokk, men vil likevel kunne være viktig bakgrunnsinformasjon i forbindelse med slike vurderinger.

RKU-Norskehavet vil inneholde en oppdatert oversikt over aktuelle miljøressurser som kan bli påvirket av petroleumsvirksomheten, med angivelse av verdi og sårbarhet for forekomstene i ulike deler av influensområdet. Ledende fagmiljøer vil bli benyttet for å frambringe den kunnskap som pr. i dag eksisterer mht. arters og populasjoners sårbarhet. For representative utslippspunkter vil det bli presentert scenarier for uhellsutslipp. Disse scenariene baseres dels på eksisterende, dels på nye oljedriftsberegninger, og vil vise bl.a. sannsynlighet for forekomst av olje i ulike deler av influensområdet, minste drivtid til land, største strandede mengde, strandingsrate mm. Beredskapssituasjonen vil bli beskrevet med bakgrunn i NOFOs planverk, og det vil bli gjort en vurdering av hvilke endringer i beredskapsopplegget som kan være aktuelle ved en utvidet aktivitet i området.

Punkt 2. Den planlagte oppdateringen av miljøressursbeskrivelsen forventes å imøtekomme de punktene som er listet opp av DN. Når det gjelder hvilke habitater som skal beskrives, vil utredningsarbeidet måtte avgrensnes til de som er kjent fra litteraturen, og som det er grunn til å anta kan bli signifikant påvirket av petroleumsaktiviteten. Det vil ikke bli innhentet nye data gjennom feltstudier. Sårbarhet for de ulike miljøressursene vil bli oppgitt med den oppløsning som er mulig basert på eksisterende kunnskap.

Punkt 3 Som nevnt ovenfor vil trusselbildet knyttet til uhellsutslipp bli beskrevet for representative utslippspunkter. Disse punktene vil være valgt ut slik at de til sammen er representative for eksisterende installasjoner, og for de områder der det er mest sannsynlig at hovedtyngden av ny lete- og utbyggings-

aktivitet vil komme. Dette oppnås ved å legge til grunn 3 såkalte fiktive felt. På tilsvarende måte vil det bli gjort beregninger av spredning og miljørisiko knyttet til utslipp av produsert vann. For utvalgte scenarier vil det bli gitt en beskrivelse av hvilke doser av produsert vann marine organismer i vannsøylen vil kunne bli utsatt for.

Disse beregningene, sammen med oppdatert kunnskap om forekomster av miljøressurser, sårbarhet og virkninger av utslipp, vil danne grunnlaget for konsekvensvurderinger.

Det vil bli gitt en generell beskrivelse og sammenligning av alle aktuelle kilder til uhellsutslipp, der det fokuseres på sannsynlighet for at uhell inntreffer, sannsynlig mengde olje som slippes ut og sannsynlig varighet av et eventuelt utslipp. Denne beskrivelsen vil basere seg på erfaringsdata, og inkludere også skytteltankere til og fra offshore installasjonene.

Det vil ikke være mulig, innenfor en rimelig tids- og kostnadsramme for RKU-arbeidet, å gjennomføre beregninger og vurderinger som nevnt ovenfor med utgangspunkt i hvert enkelt felt/hver enkelt blokk, slik DN ber om. Resultatene forventes likevel å utgjøre verdifull bakgrunnsinformasjon ved vurdering av framtidige utbygginger i de aller fleste deler av Norskehavet.

Punkt 4. Med utgangspunkt i oppdaterte prognoser vil det bli gjennomført beregninger av spredning og avsetning av nitrogenforbindelser, samt tilhørende konsekvensvurderinger. Se punkt 5 under kommentarene til SFTs uttalelse.

Punkt 5. En er oppmerksom på at datagrunnlaget for sjøfugl er av gammel dato. Gjennom RKU-arbeidet har en ingen mulighet for innsamling av nye felldata som kan bidra til en oppdatering. Derimot vil en i RKU presentere en oversikt over i hvilke områder og for hvilke arter og sesonger kunnskapsgrunnlaget er mangelfullt, og hvor det er størst behov for innhenting av ny kunnskap. Det vil bli gitt en oversikt over hvilke initiativ som er tatt for å bedre kunnskapsgrunnlaget.

Punkt 6. Oppdateringen av miljøressursbeskrivelsen vil bygge på data fra tilgjengelige

databaser, og det vil bli gitt referanser til kildene. Utarbeidelse av en oppdatert oversikt over beslutningsverktøy og databaser, bruksområder, eierforhold og begrensninger anses ikke å være en del av en RKU.

Punkt 7. Som en del av oppdateringen av miljøressursbeskrivelsen vil det bli gitt en omtale av de identifiserte miljøressursenes sårbarhet overfor ulike typer påvirkning fra oljeindustrien, og hvilke forholdsregler og avbøtende tiltak som har vist seg å være anvendelige for å redusere eller forhindre negative konsekvenser.

Punkt 8. RKU vil beskrive dagens opplegg for regionale overvåkingsundersøkelser. Videre vil det bli gitt en oversikt over det arbeid som pågår og som kan medføre forbedringer av dagens opplegg.

Punkt 9. Betydningen av EUs vanddirektiv vil kunne være et moment ved vurdering av en eventuell omlegging av overvåkingsundersøkelsene.

3.4 Riksantikvaren

1. Riksantikvaren minner om bestemmelsene i lovverket og i veiledningen til PUD og PAD om ivaretagelse av hensynet til kulturminner i forbindelse med petroleumsvirksomhet. Alle tiltak som berører sjøbunn i tilknytning til petroleumsvirksomheten kan medføre direkte eller indirekte inngrep i kulturminner.
2. De mest sannsynlige kulturminnetypene virksomheten kan komme i konflikt med er:
 - a. Skipsfunn
 - b. Oversvømte boplasser
3. Utredningsprogrammet bør inneholde krav om beskrivelse av skipsfunn og funn fra oversvømte boplasser, basert på kjent kunnskap. I tillegg bør det kreves en vurdering av sannsynligheten for funn ved planlagte installasjoner og infrastruktur og eventuelle konsekvenser for slike.
4. RKU bør inneholde prosedyrer og retningslinjer for behandling av enkelt saker basert på kulturminne utredningen.

Selskapenes kommentarer:

Punkt 1-3. Det synes klart at RKU bør inneholde en omtale av kulturminner i området. Basert på kjent kunnskap vil det bli innarbeidet en overordnet beskrivelse av kulturminner i området, samt en vurdering av sannsynligheten for funn ved planlagte installasjoner og infrastruktur, og eventuelle konsekvenser for disse kulturminnene. Kulturminnelovens bestemmelser gjelder innenfor territorialgrensen, dvs. ut til 4 nautiske mil fra grunnlinjen.

Punkt 4 Det vil i RKU bli gitt en oversikt over hvilke krav som er nedfelt i lovverket når det gjelder å ivareta kulturminneinteressene i forbindelse med ulike typer utbyggingsprosjekt, samt hvilke anbefalinger som er gitt fra kulturminnemyndighetene ang. framgangsmåten i forbindelse med enkeltsaker.

3.5 Fiskeridepartementet

1. Fiskeridepartementet (FID) synes utkastet til program i stor grad er dekkende.
2. Oversikt over utslipp til sjø bør også inkludere borekaks og borekjemikalier, mengde og sammensetning.
3. RKU bør inneholde en vurdering av årsaken til at det finnes rester av oljebasert borevæske i sedimentene til tross for at det benyttes lukkede systemer, samt en vurdering av teknologi og metoder for å unngå spredning/etterlatelse av borekaks.
4. RKU bør diskutere og vurdere hvorvidt verktøyene DREAM og EIF gir sammenlignbare/overførbare resultater ved bruk i områder med svært ulik fauna, og spesielt overfor sårbare arter.
5. RKU bør omhandle innførsel av fremmede arter gjennom ballastvann, og hva man vil gjøre for å unngå slike utilsiktede utsettinger.
6. RKU bør omtale samordning av miljøovervåking
7. FID ønsker at planlagte rørledningstraseer til/fra land, samt disse traseenes beliggenhet i forhold til allerede eksisterende rørledninger, presenteres på så detaljerte kart som mulig.
8. RKU bør så langt som mulig vurdere konsekvenser for skipstrafikk som følge av legging og drift av nye rørledninger.

Selskapenes kommentarer:

Punkt 2. Det vil i forbindelse med RKU-arbeidet bli samlet inn og presentert oversikter over utslipp av borekaks og borevæsker, og dette materialet vil bli lagt til grunn for beregninger av spredning i vannsøylen og avsetninger på havbunnen.

Punkt 3. Påviste rester av oljebaserte borevæsker der det er benyttet lukkede systemer kan skrive seg enten fra mindre uhellutslipp, fra utslipp av borekaks ved boring gjennom oljeførende lag, eller fra utettheter i de lukkede systemene. Selskapene har fokus på å finne de egentlige årsakene og tilhørende løsninger. RKU-Norskehavet vil omtale problemet generelt, og fokusere på mulige konsekvenser, basert på overvåkingsresultater og generell kunnskap.

Punkt 4. For utslipp av produsert vann vil DREAM-modellen bli benyttet for spredningsberegninger, og miljørisiko vil bli vurdert ved hjelp av EIF (Environmental Impact Factor). I den forbindelse vil det bli gitt en beskrivelse og en vurdering av metodene, herunder også overførbareheten ved bruk i ulike områder.

Punkt 5. Temaet ballastvann og faren for innføring av fremmede arter vil bli omtalt med utgangspunkt i kjent kunnskap. Det vil bli gitt en oversikt over det arbeid som er i gang nasjonalt og internasjonalt for å finne effektive tiltak som kan hindre uønsket spredning.

Punkt 6. Temaet er også pekt på av DN og av Havforskningsinstituttet. RKU-Norskehavet vil beskrive dagens opplegg for regionale overvåkingsundersøkelser. Videre vil det bli gitt en oversikt over det arbeid som pågår mht forbedring av dagens opplegg, bl.a. når det gjelder samordning av overvåkingsarbeid.

Punkt 7. Eksisterende større rørledninger vil bli presentert på kart med inntegnede dybdekoter og rutenett. Mulige framtidige rørledninger til/fra land vil bli presentert i den grad planleggingsarbeidet er kommet så langt at de sannsynlige traséene er kjente.

Punkt 8. Legging av rørledninger i norsk indre farvann og i territorialfarvannet for øvrig vil være avgrenset til eventuelle kryssende

rørledninger mellom installasjoner og land, og vil derfor ha et begrenset omfang. RKU-Norskehavet vil på generelt grunnlag og med bakgrunn i erfaringer fra Haltenpipe gi en omtale av aktuelle problemstillinger relatert til skipstrafikk.

3.6 Fiskeridirektoratet

1. Fiskeridirektoratet mener at forslaget til utredningsprogram totalt sett synes å være rimelig dekkende, men stiller spørsmål ved om det ikke hadde vært på sin plass å utrede petroleumsvirksomheten sin innvirkning på eksisterende skipstrafikk, herunder også fiskeflåten, med hensyn til sikkerhetssoner og andre restriksjoner i forbindelse med oljeinstallasjonene. (Tilsvare punkt 8 under FIDs uttalelse)

Selskapenes kommentarer:

Det vises til kommentar under pkt. 8, Fiskeridepartementet.

3.7 Havforskningsinstituttet

1. Havforskningsinstituttet (HI) mener at forslaget til utredningsprogram stort sett er tilfredsstillende.
2. HI ber om at det også legges vekt på å gi et bilde av eventuelle kunnskapsmangler på mulige miljøvirkninger av utbygging av olje- og gassvirksomhet i Norskehavet.
3. HI peker på viktigheten av at metodene bak EIF er grundig dokumentert slik at det klart kommer frem hvilken kunnskapsbase det er som ligger til grunn for industriens betraktninger om miljørisiko.
4. HI ber berørte departementer å vurdere hvordan en samordning av overvåkingen best kan samordnes, og at konsekvensutredningen behandler behovet for overvåking på en grundig og helhetlig måte.

Selskapenes kommentarer:

Punkt 2. Det vil bli utarbeidet en oppdatert oversikt over miljøressurser i området, og i den forbindelse vil det bli identifisert kunnskapsmangler og behov for oppdateringer/inn-samling av nye data. Det tas sikte på å gi en oversikt over hva en i dag vet om miljøvirk-

ninger. Hvorvidt denne kunnskapen er tilfredsstillende er i mange tilfeller en vurderingssak, og vil erfaringsmessig bli kommentert i høringsprosessen. Fra selskapenes side vil en, basert på de underlagsstudier som gjennomføres, søke å gi en oversikt over på hvilke områder det er størst behov for ny viten.

Punkt 3 Metodene og teoriene som ligger til grunn for bruken av EIF er grundig dokumentert i notatet "The Environmental Impact Factor – a proposed tool for produced water impact reduction, management and regulation, S. Johnsen m.fl.", gjengitt blant annet i PUD/PAD for Kristin, del 2: Konsekvensutredning, utarbeidet av Statoil i mai 2000.

Punkt 4 Det vil i utredningen bli gitt en beskrivelse av det arbeid som er i gang mht å forbedre eksisterende overvåkingsopplegg. Det vises i den forbindelse til miljø- og fiskerivilkårene som er fastsatt i forbindelse med utlysingen av 17. konsesjonsrunde, og brev fra OED den 14. februar 2002 til OLF, der OLF blir bedt om innen 1. april å legge fram forslag til hvordan den biologiske overvåkingen kan utvides.

3.8 Arbeids- og administrasjonsdepartementet

1. Arbeids- og administrasjonsdepartementet har ingen merknader til forslaget til utredningsprogram

3.9 Finnmark fylkeskommune

1. Finnmark fylkeskommune anbefaler at utredningsområdet forlenges nord til grensen for Snøhvitutbyggingen. Det pekes spesielt på avgrensingen av influensområdet i forbindelse med konsekvenser av akuttutslipp til sjø, samt området for utredning av oljevernberedskapen.

Selskapenes kommentarer:

Selskapene har, i samråd med myndighetene, vært enige om å utarbeide regionale konsekvensutredninger for hhv. Nordsjøen og Norskehavet, og senere har ønsket om en lignende utredning for Barentshavet kommet

opp. Vi anser det som praktisk med en slik regional inndeling, ikke minst for å holde omfanget av utredningene på et hensiktsmessig nivå. Det vil være overlappingssoner mellom disse regionene, og således vil aktivitetene innenfor regionen Norskehavet kunne gi miljøpåvirkninger også inn i regionen Barentshavet. Dette vil bli omhandlet i utredningen. For øvrig vil konsekvenser i Barentshavet-regionen bli grundig behandlet i et eget konsekvensutredningsarbeid som nå er satt i gang under ledelse av OED.

3.10 Nordland fylkeskommune

1. Nordland fylkeskommune (NFK) ser meget positivt på at RKU oppdateres kontinuerlig etter hvert som aktiviteten endres.
2. RKU bør ha med alternative "fiktive" felt. Det bør gjøres en vurdering knyttet til eventuelle landbaserte løsninger, og en vurdering av hvilke konsekvenser som kan påregnes med ulike alternative konsepter.
3. Konsekvensvurderingene mht fiskeri- og havbruk kan beskrives bedre enn det som er lagt opp til, og det nevnes stikkord som: fiskeslag, mengde, verdi, hvor fisken er tatt, hvem som deltar i fisket og hvilke fartøytyper, markedsmessige konsekvenser. Data må være så godt oppdaterte at man får med seg viktige endringer innen næringen. Dagens offentlig tilgjengelige fiskeristatistikk er neppe dekkende for behovet.
4. Ved omtale av samfunnsmessige konsekvenser bør data presenteres fylkesvis og dels regionalt. Lofoten bør gis spesiell oppmerksomhet, siden dette er et område med potensielt store skadevirkninger i forbindelse med et eventuelt uhellsutslipp, samtidig som utsiktene til økonomiske positive ringvirkninger hittil er små.
5. Økonomiske konsekvenser for Lofotenområdet ved et eventuelt "worst case", samt tiltak for å minske skadevirkningene av dette, bør omtales.
6. Det anbefales at en vurderer hvordan Havmiljøsentret i Lofoten kan spille en aktiv rolle i forbindelse med konsekvensutredninger.

Selskapenes kommentarer:

Punkt 2. Det vil bli lagt inn tre fiktive felt; ett i området vest-sørvest for Kristin, ett i Vøring-bassenget-området og ett i området nord for Trænabanken. Landbaserte løsninger som er på planleggingsstadiet vil bli nevnt. Den regionale konsekvensutredningen vil bli utarbeidet med sikte på å kunne være en støtte i konsekvensutredningsprosessen også for slike prosjekter.

Punkt 3. Konsekvensutredningen tar sikte på å oppfylle de ønskene som er framsatt av NFK, gjennom at det gjennomføres en egen underlagsstudie ved hjelp av fagekspertise fra landsdelen. I tillegg til offentlig statistikk vil det bli hentet informasjon fra fangstdagbøker, Norges Sildesalgslag, Norges Råfisklag, Sunnmøre og Romsdal Fiskesalgslag mm.

Punkt 4. I feltspesifikke konsekvensutredninger er det vanlig å presentere samfunnsmessige virkninger på et nasjonalt og regionalt nivå. En regional konsekvensutredning vil representere en enda noe grovere tilnærming, og vi ser det ikke som mulig å presentere fylkesvise vurderinger.

Punkt 5. Konsekvensutredningen vil identifisere særlig sårbare fiskeriområder, og det vil bli gitt en generell omtale av hvilke påvirkninger som kan oppstå som følge av petroleumsvirksomheten, herunder også en kvalitativ vurdering av økonomiske konsekvenser knyttet til fiskerinæringen og reiselivsnæringen.

Punkt 6. Olje-Fisk-Miljø-senteret i Leknes er engasjert som underleverandør i forbindelse med underlagsstudien som gjennomføres ang. konsekvenser for fiskerier.

3.11 Møre og Romsdal fylkeskommune og Felles oljepolitisk utvalg for Trøndelag

Møre og Romsdal fylkeskommune og Felles oljepolitisk utvalg for Trøndelag (FOPUT) har i stor grad fokusert på de samme tema, og de omtales derfor under ett.

1. RKU bør vurdere konsekvenser ved framtidige utbyggingsløsninger til havs opp mot konsekvensene av

utbyggingsløsninger knyttet til ilandføring av olje, kondensat og naturgass til Midt-Norge.

2. RKU bør synliggjøre økonomiske ringvirkninger også i regioner utenfor Midt-Norge.
3. RKU bør inkludere en vurdering av i hvilken grad samfunnsmessige mål presentert i tidligere feltspesifikke konsekvensutredninger har blitt nådd. Disse vurderingene bør presenteres fylkesvis og regionalt.
4. RKU bør vurdere hvilke konsekvenser aktiviteten i Norskehavet vil ha for Norges internasjonale klimaforpliktelser. Det bør gjøres en oppdatering av tidligere utredninger om elektrifisering av virksomhetene på midt-norsk sokkel.
5. RKU bør vurdere petroleumsvirksomhetens konsekvenser for fiske og oppdrett i sammenheng med konsekvensene for økosystemene.
6. Oljevernberedskapen i området bør vurderes på nytt med grunnlag i den store lete- og produksjonsaktiviteten på de sentrale delene av Haltenbanken fram mot år 2015.
7. Følgende områder bør vektlegges i forbindelse med virkningene på det marine økosystemet:
 - a. Samordnet avfallshåndtering
 - b. Skyting av seismikk
 - c. Utslipp av kjemikalier
 - d. Utslipp av produsert vann
8. FOPUT ønsker å legge opp til informasjonsmøter i samarbeid med OED, og ønsker en snarlig tilbakemelding angående dette.

Selskapenes kommentarer:

Punkt 1. Den regionale konsekvensutredningen vil bli utarbeidet med sikte på å kunne være en støtte i konsekvensutredningsprosessen både for framtidige offshoreprosjekter og eventuelle framtidige ilandføringsprosjekter. Det vil kunne gis generelle betraktninger mht forskjeller i miljøkonsekvenser ved offshoreutbygginger kontra ilandføringsprosjekter, men det vil ikke være mulig å behandle dette grundig før de eventuelle alternativene er konkretisert. Dette må gjøres for hvert enkelt prosjekt.

Punkt 2. Konsekvensutredningen tar sikte på å vise hvordan inntektene fra petroleumsvirksomheten bidrar til statlige inntekter, og hvordan investeringer og driftsaktiviteter gir ringvirkninger i form av vare- og tjenesteleveranser og sysselsetting både på nasjonalt nivå og på regionalt nivå i Midt-Norge/Nordland.

Punkt 3. En vil i konsekvensutredningen gi en oversikt over hvilke konsekvenser petroleumsvirksomheten i Norskehavet hittil har hatt. I de feltspesifikke utredninger som ligger til grunn for eksisterende utbygginger har det blitt presentert prognoser for samfunnsmessige konsekvenser. Disse prognosene er utarbeidet dels med ulik metodikk og på ulikt format. Ofte har utbyggingsløsninger blitt endret underveis, eller det er foretatt tilleggsutbygginger, og det kan derfor være vanskelig i ettertid å vurdere i hvilken grad prognosene slo til. Det er også grunn til å presisere at det er prognoser som er presentert i slike utredninger, og ikke målsettinger. En vurdering av hvorvidt prognosene har slått til vil være en omfattende jobb som krever at en går grundig inn i grunnlagsmateriale av eldre dato. Vi anser dette å ligge utenfor innholdet i RKU-Norskehavet.

Punkt 4. Basert på de siste tilgjengelige produksjonsprofiler, og med innlagte såkalte fiktive felt, vil det bli presentert nye produksjonsprognoser. Disse vil bli benyttet for å beskrive framtidige utslipp til luft og sjø, og disse utslippene vil bli satt i perspektiv i forhold til internasjonale forpliktelser. Ny kunnskap/erfaring knyttet til fellestiltak som f.eks. elektrifisering fra land vil bli omtalt.

Punkt 5. Konsekvensutredningen vil beskrive miljøressurser og mulige konsekvenser for disse, samt mulige konsekvenser for fiskeriene.

Punkt 6. Oljevernberedskapen vil bli omtalt med utgangspunkt i NOFOs nylig utarbeidede regionale planverk for oljevernberedskap på norsk sokkel. Det vil bli gjort en vurdering av hvilke konsekvenser en økt aktivitet i området vil få mht økt krav til beredskap.

Punkt 7. Det vil bli gitt en beskrivelse av systemet for avfallshåndtering på sokkelen. En egen litteraturstudie på konsekvenser av seismikk-skyting vil bli gjennomført. Konse-

kvenser av utslipp av produsert vann og kjemikalier vil bli beskrevet med utgangspunkt i oppdaterte prognoser og nye modellberegninger med DREAM-verktøyet og beregninger av konsentrasjoner og miljørisiko ved hjelp av EIF-metoden.

Punkt 8. Selskapene ser positivt på å bidra til informasjon i den grad OED måtte ønske det.

3.12 Kristiansund kommune

1. Kristiansund kommune ber om at det utarbeides flere scenarier med ulike ressursanslag for "fiktive" felt. Oljedirektoratets anslag over ressurser og reserver for Norskehavet kan legges til grunn for scenariene. Transportløsninger og mulige landanlegg må også skisseres som grunnlag for både samfunnsmessige virkninger og miljøkonsekvenser. Konsekvenser for infrastruktur og landanlegg også i andre regioner bør inkluderes i konsekvensutredningen.
2. Regionale og nasjonale leveranse- og sysselsettingsvirkninger for både investerings- og driftsfasen bør anslås, som i forrige RKU. Også letefasen er interessant. Det er ønskelig at RKU vurderer hvordan tidligere mål er oppnådd, både for enkeltfelt og samlede virkninger for regionen så langt.
3. Ringvirkninger av et gassknutepunkt på land bør inkluderes i en oppdatering av RKU-Norskehavet.

Selskapenes kommentarer:

Punkt 1 og 2. Det vises til kommentarene under FOPUT.

Punkt 3. Konsekvensutredningen vil omtale de landbaserte anlegg innen regionen som er direkte knyttet til petroleumsvirksomheten, herunder forsyningsbaser, helikopterbaser, driftsorganisasjoner og gassmottaksanlegg (Tjeldbergodden). Det vil ikke være grunnlag for å gi noen grundig omtale av transportløsninger og mulige landanlegg som ennå ikke er konkretisert, og dermed vil det heller ikke være mulig å gi noen meningsfylt beskrivelse av hvilke ringvirkninger som kan forventes.

3.13 Brønnøy kommune

1. Brønnøy kommune peker på at opprettelse av "olje, fisk, miljø-kompetansesentere" langs kysten kan være en måte for å oppnå felles forståelse for problemstillinger knyttet til konsekvenser av petroleumsaktiviteten, og at dette kan bidra til at oljeaktiviteten kan gå sin gang i et bærekraftig perspektiv.
2. Brønnøy kommune skriver at petroleumsvirksomheten hittil har gitt få arbeidsplasser i Nordland fylke, og at den eneste synlige muligheten for å endre på dette er ilandføring av gass på Helgeland. For å oppnå dette kreves det en stor avtager av gass. I tillegg til den lokale industriens behov vil det være viktig med en videreføring av en gassledning fra Helgeland over til Sverige, Finland, forbi Baltikum og ned til Polen.
3. Helikopterbasen i Brønnøysund har stor betydning for stedet. Ny seilingsled mellom Norskehavet og Sør-Helgeland er i ferd med å få tilleggsmerking. Gårdsøya har havn med store industriarealer, kaidybde 25-30 m og mulighet for å ta rigger til kai.

Selskapenes kommentarer:

Punkt 1. Olje-Fisk-Miljø-senteret i Leknes er engasjert som underleverandør i forbindelse med underlagsstudien som gjennomføres ang. konsekvenser for fiskerier.

Punkt 2 og 3. Ved behandling av konkrete utbyggingsprosjekter vil politiske myndigheter kunne stille krav om hvilke alternativer som skal utredes, herunder også ulike ilandføringsalternativer og basealternativer. Den endelige beslutningen om valg av løsning blir fattet av Stortinget. Det ligger ikke innenfor rammen av RKU-Norskehavet å utarbeide eller sammenligne konsekvenser av ulike scenarier mht. utbyggingsløsninger og ilandføring.

3.14 Norges Fiskarlag

1. Norges Fiskarlag (NFL) er tilfreds med høringsnotatets vilje til å gå inn i problematikken i forhold til fiskerinæringa.

2. NFL innser behovet for å avgrense utredningsområdet for RKU-Norskehavet, men understreker at for enkelte tema må en ta hensyn til aktivitet som skjer utenfor det definerte aktivitetsområdet. Eksempelvis vil utslipp til sjø i områdene sør for utredningsområdet påvirke forholdene innenfor utredningsområdet.
3. NFL peker på de spesielle forholdene med sirkulerende vannmasser over fiskebankene i området, og at vannmassene består både av kystvann og atlantisk vann. Dette har betydning for transport og spredning av utslipp til sjø. Det er behov for ny kunnskap, særlig mht. langsiktige effekter og hvilke tiltak som må iverksettes for å unngå negative effekter.
4. NFL ber om at det blir inkludert en analyse av hvilke økonomiske konsekvenser petroleumsindustrien har hatt og fortsatt har for fiskerinæringa.

Selskapenes kommentarer:

Punkt 2. I utredningen vil det bli tatt hensyn til eventuelle overlappende konsentrasjonsfelt fra utslipp i Nordsjøen.

Punkt 3. Eksisterende strømningsmodell for beregning av spredning av produsert vann er forbedret, slik at den fanger opp de spesielle forholdene knyttet til dannelse av store virvler over fiskebankene i området. Videre vil det bli gjort en oppdatering av kunnskapsstatus med hensyn til konsekvenser av utslipp til sjø.

Punkt 4 I feltspesifikke og regionale konsekvensutredninger som er gjennomført hittil har mulige konsekvenser for fiskerier blitt behandlet, og det har blitt pekt på hvilke forebyggende og avbøtende tiltak som er aktuelle for å unngå skade og økonomiske tap for fiskeriene. Slike tiltak synes langt på vei å ha hatt den tilsiktede effekt, og de økonomiske skadevirkningene har vært små. I den regionale konsekvensutredningen vil det kunne gis en kvalitativ oversikt over hvilke typer aktiviteter som kan medføre økonomiske tap for fiskeriene. Det synes ikke å være grunnlag for noen grundigere analyse over hvilke økonomiske konsekvenser petroleumsindustrien har hatt og eventuelt fortsatt har for fiskerinæringa.

3.15 Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

1. Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA-NIKU) minner om at foreliggende datagrunnlag for utbredelse av sjøfugl innen det aktuelle kystavsnittet samt i åpent hav er 15-20 år gammelt, og det er stort behov for innhenting av nye data.
2. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl dekker kun et fåtall lokaliteter innefor det aktuelle kystavsnittet. Det er behov for å øke antallet overvåkingslokaliteter, samt å inkludere overvåking av demografiske parametere (reproduksjon/hekkesuksess og voksenoverlevelse) på minst to lokaliteter.
3. Det er et stort behov for kunnskap om sjøfuglenes individuelle og artsspesifikke sårbarhet overfor olje, bestandstilhørighet, bestandsstørrelse, bestandenes verneverdi og sjøfuglsamfunnenes struktur.
4. Oppdaterte oljedriftssimuleringer for de aktuelle utbyggingsområdene bør være tilgjengelige for utredningsmiljøene forut for at utredningene igangsettes.
5. Framtidige RKUer bør sendes på høring til fagmiljøene før de godkjennes, for å unngå feilaktige konklusjoner.

Selskapenes kommentarer:

Selskapene stiller spørsmålstegn til at NINA, som er en ren oppdragsforsknings-institusjon uten forvaltningsansvar, er inkludert på høringslisten. NINA er også en av dekonsulenter som benyttes for å utføre utredninger innen de tema som det fokuseres på.

Punkt 1-3. Vi viser til kommentarene under Direktoratet for naturforvaltning, punkt 5.

Punkt 4. Det vil bli gjennomført studier på konsekvenser av regulære utslipp til sjø og på konsekvenser av uhellsutslipp. Disse vil bygge på allerede gjennomførte oljedriftssimuleringer samt nye simuleringer for områder der slike mangler. Dessuten vil det bli gjennomført nye beregninger av konsentrasjonsfelter og miljørisiko knyttet til utslipp av produsert vann, samt beregninger av spredning og avsetninger av borekaks/borevæske.

Punkt 5. Hvem som skal få forslaget til konsekvensutredning til uttalelse avgjøres av OED. Fra selskapenes side har en lagt til grunn at de enkelte høringsinstansene, bl.a. DN, har tilstrekkelig fagkompetanse til å avgi uttalelse innen de områdene som NINA påpeker.

4 Oversikt over petroleumsvirksomheten i området

I dette kapitlet gis det en kortfattet oversikt over eksisterende infrastruktur og installasjoner på allerede utbygde felt, felt under utbygging og selvstendige utbygginger under planlegging. For øvrig vises det til kapittel 5 for en totaloversikt over hvilke framtidige utbygginger som er lagt til grunn i utredningen, og til kapittel 6 for miljørelaterede opplysninger om de enkelte installasjonene.

Av feltene som inngår i utredningen er Draugen, Heidrun, Norne, Njord og Åsgard i produksjon, mens Kristin og Mikkel er under utbygging. Skarv og Ormen Lange er selvstendige utbygginger under planlegging.

Av rørledningene som inngår er Haltenpipe, fra Heidrun til Tjeldbergodden, Åsgard Transport fra Åsgard til Kårstø, og gassrørledningene som knytter Norne til gassenteret på Åsgard i drift. Det samme gjelder for gassrøret som knytter Draugen opp mot Åsgard Transport. Rørledninger fra Kristin planlegges koblet til Åsgard Transport og Åsgard C for eksport av hhv gass og kondensat.

4.1 Oversikt over felt i produksjon

4.1.1 Draugen



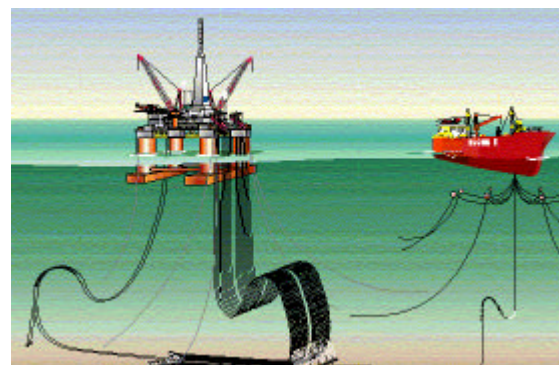
Figur 4-1 Draugen-feltet

Draugen-feltet ligger på Haltenbanken ca 150 km nord for Kristiansund. Vanndybden er ca 270 meter. Draugen er bygd ut med en fullt integrert plattform (boring, produksjon, prosessering og innkvartering) med betong-

understell. Sjøvann injiseres i reservoaret for trykkstøtte og forbedret produksjon. Produsert vann blir sluppet ut til sjø etter rensing. Eksport av oljen foregår via bøyelasting ute på feltet. Assosiert gass blir eksportert via gassrørledning fra Draugen til Åsgard Transport, og videre til Kårstø.

Ytterligere informasjon om Draugen-feltet er vist i Tabell 4-1.

4.1.2 Njord



Figur 4-2 Njord-feltet

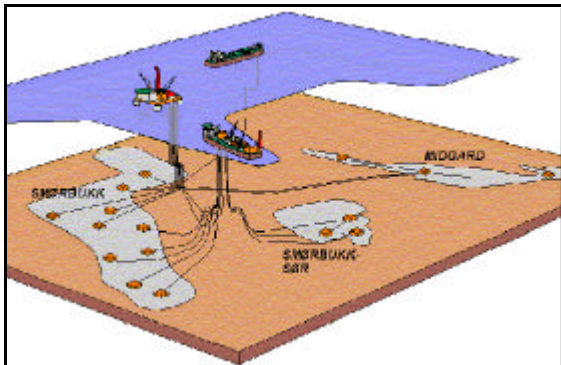
Njord-feltet ligger på Haltenbanken ca 30 km vest for Draugen. Vanndybden er ca 330 meter. Njord er bygd ut med en halv nedsenkbar bore-, bolig og produksjons-plattform i stål (Njord A). Gass og vann injiseres i reservoaret. Produsert vann blir sluppet ut til sjø etter rensing. Oljen lagres i et eget lagerskip (Njord B) som ligger 2,5 km fra plattformen. Oljen overføres i rørledning fra Njord A til Njord B, og eksporteres derfra med skyttel-tankere.

Njord planlegger å starte gasseksport fra 2005 eller 2006. Det er planlagt å benytte eksisterende kompressoranlegg. Nytt anlegg for fjerning av vann fra eksportgass, samt ny eksportmåler er planlagt installert. Gassen er planlagt eksportert i eksisterende gassledning fra Åsgard til Kårstø. Det vil være nødvendig å bygge en ny sidegren av dette gassnettverket fra Njord og til Åsgardledningen.

Ytterligere informasjon om Njord-feltet er vist i Tabell 4-1.

4.1.3 Åsgard

Åsgard-feltet ligger på Haltenbanken. Åsgard består av forekomstene Midgard, Smørbukk og Smørbukk Sør. Vanndybden på feltet er om lag 240-300 meter. Åsgard er bygget ut med et produksjonsskip (Åsgard A) for olje- og kondensatproduksjon, mens gassen produseres fra en flytende plattform (Åsgard B). Et lager-skip (Åsgard C) er knyttet opp til feltet for lagring av kondensat.

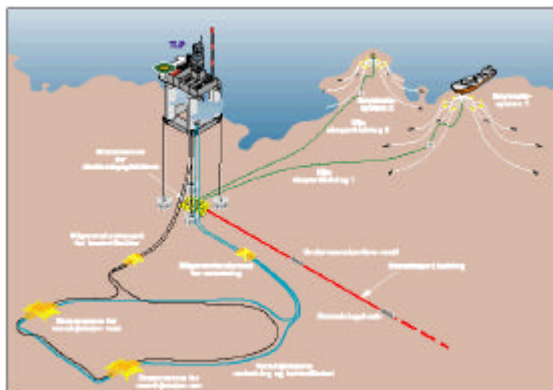


Figur 4-3 Åsgard-feltet

Både gass- og væskefase er bygget ut med undervanns-brønner. Deler av gassen reinjiseres for trykkstøtte. Produsert vann fra Åsgard A og Åsgard B slippes ut til sjø etter rensing. Oljen som produseres lagres i produksjonsskipet før den lastes over til skytteltankere for eksport. Kondensatet lagres på Åsgard C, og eksporteres via skytteltankere.

Ytterligere informasjon om Åsgard-feltet er vist i Tabell 4-1.

4.1.4 Heidrun

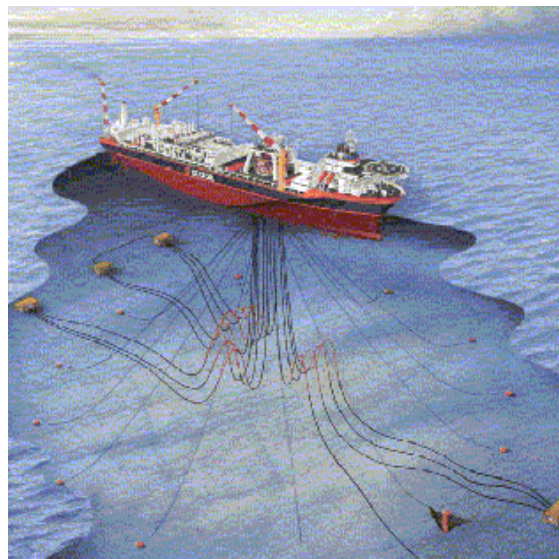


Figur 4-4 Heidrun-feltet

Heidrun-feltet ligger på Haltenbanken. Vann-dybden på feltet er ca 350 meter. Feltet er bygget ut med en flytende strekkstagsplattform i betong. Plattformen har 56 brønnsliiser. Brønnstrømmen separeres på plattformen. Heidrun benytter seg av lagerfri lastning av olje, STL-lastning. Oljen eksporteres med tankskip til Mongstad, og gass eksporteres dels til Tjeldbergodden gjennom rørledningen Haltenpipe, og dels til Kårstø via Åsgard Transport. Produsert vann blir sluppet ut til sjø etter rensing.

Ytterligere informasjon om Heidrun-feltet er vist i Tabell 4-1.

4.1.5 Norne



Figur 4-5 Norne-feltet

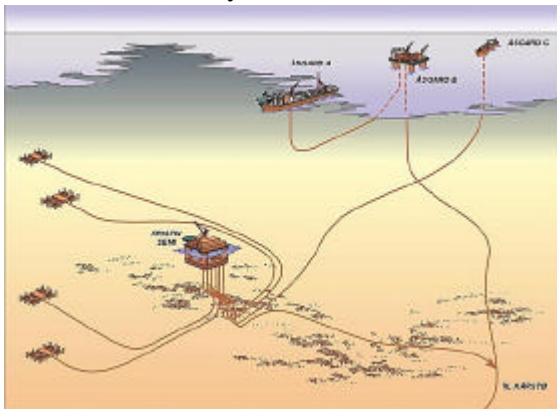
Norne-feltet er lokalisert ca 80 km nord for Heidrun-feltet og ca 200 km fra Helgelandskysten. Vanndybden er ca 380 meter. Feltet er bygd ut med et kombinert produksjons- og lagerskip tilknyttet brønnrammer på havbunnen. Brønnstrømmene blir overført i rør på havbunnen, tilknyttet produksjonsskipet med fleksible stigerør. Skipet har prosess-anlegg og lagertanker for olje. Tankskip knytter seg til skipet for lastning av olje. Gassen eksporteres i Norne gasseksport-rørledning til Åsgard Transport og videre til Kårstø.

Ytterligere informasjon om Norne-feltet er vist i Tabell 4-1.

4.2 Oversikt over felt under utbygging

4.2.1 Kristin

Kristin-feltet er lokalisert ca 20 km sydvest for Åsgard-feltet. Vanndybden i området er ca 360 meter. Feltet bygges ut med en flytende halvt nedsenkbar plattform (SEMI) med fire havbunnsrammer tilknyttet denne.



Figur 4-6 Kristin-feltet

Rikgass fra Kristin planlegges transportert til Åsgard Transport. Kondensat fra Kristin vil bli transportert til Åsgard C. Produsert vann slippes ut til sjø etter rensing. Planlagt oppstart av Kristin er høsten 2005.

Ytterligere informasjon om Kristin-feltet er vist i Tabell 4-1.

4.2.2 Mikkel



Figur 4-7 Mikkel-feltet

Mikkel-feltet er lokalisert på Haltenbanken øst, ca 40 km sør for Åsgard og 40 km nord for Draugen. Vanndybden i området er 220 meter. Feltet skal bygges ut som en undervanns-

utbygging med oppkobling til Åsgard B via Midgard. Undervanns-utbyggingen vil bestå av to havbunnsrammer og fire havbunnsbrønner. På Åsgard B vil kondensatet bli skilt fra gassen. Fra Åsgard B vil rikgassen bli transportert i Åsgard Transport til Kårstø. Det utskilte kondensatet vil bli stabilisert på Åsgard B, lagret på Åsgard C og skipet fra feltet sammen med Åsgards eget kondensat. I Tabell 4-1 er Mikkel ikke særskilt omtalt, men omfattes av det som er sagt om Åsgard-installasjonene.

4.3 Oversikt over felt under planlegging

4.3.1 Skarv

Skarv ligger ca 200 km utenfor kysten av Helgeland. Funnet ble påvist i 1998. Vann- dybden er ca 400 meter. Tidligste tidspunkt for oversendelse av plan for utbygging og drift (PUD) er fjerde kvartal 2002. Nærmere beskrivelse av feltet og alternative løsninger vil foreligge ved innsending av PUD.

Ytterligere feltinformasjon som finnes om Skarv-feltet er vist i Tabell 4-1.

4.3.2 Ormen Lange

Gassfunnet Ormen Lange ligger om lag 100 km utenfor kysten av Møre og Romsdal. Vann- dybden på feltet er ca 800-1100 meter. Foreløpige ressursanslag viser at Ormen Lange er det nest største gassfunnet på norsk sokkel, med en anslått mengde på ca 375 mrd Sm^3 gass og 22 mill Sm^3 kondensat. Rettighetshaverne valgte den 18.12.2002 ut- byggingalternativet med undervannsanlegg offshore og ilandføring til prosessanlegg på Nyhamna i Aukra.

Det har vært utredet to alternative utbyggingkonsept:

1: Ilandføring av brønnstrømmen til et prosessanlegg på land for videre eksport av gass med rørledning og utskipping av kondensat.

2: Prosessering på en plattform til havs for videre eksport av gass med rørledning, og bøyelasting av kondensat.

Ormen Lange planlegges bygget ut med 24 undersjøiske brønner, med mulighet for flere; opp til 36. Det planlegges å bygge ut med brønnrammer eller brønnklynger, med plass til 6 brønner i hver. Mellom undervannsinstallasjonene vil det være feltinterne rørledninger.

Etter ca. 10-15 års drift vil det kunne bli behov for å prekomprimere brønnstrømmen. Dette kan oppnås ved å installere en prekompresjonsplattform eller et prekompresjonsanlegg på sjøbunnen.

Rørledningstraseen mellom feltet og landanlegget vil inneholde to inngående rørledninger (30") for ubehandlet gass fra reservoaret, to rørledninger (6") for glykol samt servicelinje (3-6") og kontrollkabel (6"). Gasseksportrøret (42-48") planlegges å gå fra Nyhamna og sørover til Sleipner/Draupnerområdet. Det er planlagt å legge gasseksportrøret i sjøen direkte fra Nyhamna og ut gjennom Bjørnsundet, før den svinger sørover og går parallelt med eksisterende Åsgard Transport rørledning. En alternativ trasé er over land på Nyhamna og ut Horrembukta.

De tekniske løsningene er under utvikling og nærmere beskrivelse av felt og utbyggingsløsning vil bli gjort i forbindelse med innsending av PUD/PAD. Planlagt tidspunkt for innsending av plan for utbygging og drift (PUD) er andre halvår 2003, med planlagt oppstart av gassproduksjon høsten 2003.

Ytterligere feltinformasjon som finnes om Ormen Lange er vist i Tabell 4-1.

4.4 Oversikt over eksisterende rørledninger

Figur 48 viser en oversikt over eksisterende rørledninger i utredningsområdet.

4.4.1 Åsgard Transport

Åsgard transportrørledning er et transportsystem for gass fra Åsgard-feltet til Kårstø i

Rogaland. Rørsystemet transporterer også gass fra andre felt på midt-norsk sokkel. Åsgard Transport var ferdigstilt og hadde oppstart i fjerde kvartal 2000. Statoil er operatør for den 730 km lange rørledningen som har en diameter på 42". Rørledningens transportkapasitet er på omlag 20,5 GSm³/år. Rørledningen har en konsesjonstid på 50 år.

4.4.2 Norne Gasstransportsystem (NGTS)

Norne rørledning for gasseksport transporterer gass fra Norne-feltet til Åsgard Transport. Rørledningen ble satt i drift i februar 2001. Statoil er operatør for den omlag 130 km lange rørledningen som har en diameter på 16". Rørledningens transportkapasitet er på 3,6 GSm³/år.

4.4.3 Heidrun gasseksport

Heidrun rørledning for gasseksport transporterer gass fra Heidrun-feltet til Åsgard Transport. Rørledningen ble satt i drift i februar 2001. Statoil er operatør for den omlag 37 km lange rørledningen som har en diameter på 16". Rørledningens transportkapasitet er på 4 GSm³/år.

4.4.4 Draugen gasseksport

Draugen rørledning for gasseksport transporterer gass fra Draugen-feltet og er knyttet til Åsgard Transport ca 80 km sør for Åsgard-feltet. Rørledningen ble satt i drift i november 2000. Norske Shell er operatør for den omlag 75 km lange rørledningen som har en diameter på 16". Rørledningens transportkapasitet er på 2 GSm³/år.

4.4.5 Haltenpipe

Haltenpipe er et transportsystem for gass fra Heidrunfeltet på Haltenbanken til Tjeldbergodden i Aure kommune i Møre og Romsdal. Haltenpipe var ferdigstilt og hadde oppstart i tredje kvartal 1996. Statoil er operatør for den 252 km lange rørledningen som har en diameter på 16" og en transportkapasitet på minimum 2,2 GSm³/år.

Konsesjonstiden løper ut ved utgangen av år 2020. Den tekniske levetiden for Haltenpipe vil være lenger enn dette.

4.5 Planlagte rørledninger

4.5.1 Transport av gass og kondensat fra Kristin

Rikgass fra Kristin-feltet planlegges transportert i en rørledning til Åsgard Transport. Statoil vil være operatør for den om lag 28 km lange rørledningen med en diameter på 18".

Kondensatet vurderes transportert i rør til lagerskipet Åsgard C og bøyelastet herfra sammen med kondensat fra Åsgard. Rørledningen vil ha en lengde på 22 km og en diameter på 12 3/4".

4.5.2 Transport av brønnstrøm fra Mikkel til Midgard

Brønnstrøm fra Mikkel-feltet vil bli overført til havbunnsinstallasjonen Midgard via en 37 km lang 18" rørledning. Rørledningen er lagt og vil bli ferdigstilt i mai 2003.

I tillegg må det framføres en kontrollkabel med ledninger for hydraulikkvæske og for elektrisk kraft og –signaler, samt en injeksjonsrørledning på 3,5" for injeksjon av glykol mellom Mikkel og Åsgard B. Kabelen og rørledningen legges parallelt med en lengde på 70 km.

4.5.3 Ormen Lange

Utbyggingsløsningen med ilandføring på Nyhamna i Aukra kommune, betyr at brønnstrømmen vil bli ført fra et undervannsanlegg inn til Nyhamna i to 30" rør. Fra Nyhamna vil transporten skje i en 42-48" rørledning til et knutepunkt i den sørlige Nordsjøen (Sleipner eller Draupner), og derfra til Storbritannia og Kontinentet.

4.5.4 Gassrørledning fra Njord

I forbindelse med planlagt gasseksport fra Njord vil det være nødvendig med installasjon av en ny gassrørledning mellom Njord og eksisterende Åsgård ledning. Oppkoblingen til Åsgårdledningen er planlagt på samme punkt som gassledningen fra Draugen er koblet opp mot Åsgårdledningen. Rørledningen vil være 38 km lang, med en ytre diameter på rundt 14".

Det er ikke planlagt nedgravning av rørledningen. Det er heller ikke planlagt steindumping.

Ved oppkoblingspunktet til Åsgård ledningen vil det om nødvendig installeres en ny oppkoblingsmodul. Denne vil i så fall installeres i umiddelbar nærhet av oppkoblingsmodulen til Draugen. Den nye oppkoblingsmodulen vil installeres med beskyttelse for trålfredskap.

Tabell 4-1 Faktaopplysninger om de ulike feltene i utredningsområdet. Se også tabell 6.6 i kapittel 6 for miljørelaterte opplysninger

	Draugen	Njord A	Njord B	Åsgard A	Åsgard B	Åsgard C	Heidrun	Norne	Kristin	Skarv	Ormen Lange	
Blokk	6407/9	6407/7, 6407/10		6507/11, 6407/2, 6506/12, 6506/11, 6407/3, 6407/6, 6407/5			6507/7, 6507/8	6608/10, 6608/11	6406/2, 6506/11,	6507/5, 6507/6, 6507/3	6305/7, 6305/4, 6305/5, 6305/8	
Utvinningstillatelse	PL093	PL107, PL132		PL062, PL074, PL094, PL134, PL237, PL092, PL 121			PL095, PL124	PL128, PL128B	PL199, PL134B	PL212, PL159	PL208, PL209, PL250	
Operatør	Norske Shell	Norsk Hydro		Statoil			Statoil	Statoil	Statoil	BP Amoco	Hydro (utbygg-ing), Norske Shell (drift)	
Produksjonsperiode	1993-2016	1997-2014		1998-2029			1995-2025	1997-2016	2005-2024	2005-2018	2007-2031	
Reserver (2001)	Gass (MSm ³ oe)	7,1	10,0 (note 1)		206,2 (note 2)			24,7	12,5	34,9	33,8	400
	Olje (MSm ³ oe)	63,4	11,3		157,2 (note 2)			108,4	50,2	50,8	29,3	23,7
Type installasjon	GBS	SEMI	Lagerskip	FPSO	SEMI	Lagerskip	TLP	FPSO	SEMI	Ikke bestemt	Undervanns-utbygging/landanlegg	
Vanndyp [m]	270	330		240-300			350	380	360	---	800 - 1100	
Antall brønner	16	14 + 4 framtidige		64			65	22	12 (planlagt)	6 (planlagt)	30 (planlagt)	
Vanninjeksjon	Ja	Ikke i bruk		Nei			Nei?	Ja	Nei	---	---	
Lasting	Bøyelasting	Tandem		Tandem	---	Tandem	STL	Tandem	---	---	---	
Gassløsning	Eksport	Injeksjon (Eksport planlegges)		Eksport og injeksjon			Eksport	Eksport	Eksport	---	---	
Driftsorganisasjon	Kristiansund	Kristiansund		Stjørdal			Stjørdal	Harstad	Stjørdal	---	---	
Basefunksjoner	Kristiansund	Kristiansund		Kristiansund			Kristiansund	Brønnøysund (helikopter) Sandnessjøen (båt)	Kristiansund	---	---	

Note 1) Oppjusterte utvinnbare reserver knyttet til planer om gasseskport.
 Note 2) Inkludert reserver for Mikkel-feltet.

4.6 Transportaktivitet knyttet til petroleumsvirksomheten

Driften av de utbygde feltene medfører trafikk med skip (forsyningskip og skytteltankere) og helikopter.

For år 2001 ble det fraktet anslagsvis 370 laster olje/kondensat med skytteltankere fra installasjoner i Norskehavet, dvs i overkant av en oljelast pr. dag. Antall oljelaster pr. år vil være bestemt av produksjonsvolumet, og i hht. prognosene (se kapittel 5) forventes det ingen vesentlig økning i årene som kommer. Omrentlig fordeling av oljelaster på de enkelte feltene for 2001 er vist i Tabell 4-2.

Tabell 4-2 Fordeling av skytteltankerlaster på de enkelte felt, år 2001

Felt	Ca. antall skytteltankerlaster 2001
Norne	85
Heidrun	90
Åsgard	65
Draugen	90
Njord	40

Av det totale antall skytteltankerlaster går omlag 1/3 innom Mongstad for omlasting. Av de resterende går mesteparten direkte til havner i Tyskland/Nederland/Frankrike eller i Storbritannia. Noen få går til andre havner i Norge eller i Sverige/Danmark.

En oversikt over antall turer med helikopter og forsyningsbåter for år 2001 er gitt i Tabell 4-3.

Tabell 4-3 Oversikt over trafikk med helikopter og forsyningsbåter år 2001 ved vanlig drift

Transportrute	Transportmiddel	Antall turer, t/r
Kristiansund - Draugen	Helikopter	100
	Båt	100
Kristiansund - Njord	Helikopter	180
	Båt	100
Kristiansund - Heidrun	Helikopter	850
	Båt	160
Kristiansund - Åsgard	Helikopter	730
	Båt	160
Brønnøysund - Norne	Helikopter	290
Sandnessjøen - Norne	Båt	100

Trafikken med forsyningskip og helikopter skjer i hovedsak langs ruter mellom forsyningsbasene på land og de respektive installasjonene. I forbindelse med at det pågår spesielle aktiviteter, som f.eks. boring, øker transportbehovet. Dette gjelder både for helikopter og forsyningskip.

4.7 Oversikt over aktiviteter på land

Figur 4-8 viser en oversikt over de ulike aktiviteter på land med direkte tilknytning til petroleumsvirksomheten i Norskehavet.

4.7.1 Harstad

Statoil-kontor

Statoils kontor i Harstad ligger ca 3 km fra Harstad sentrum. Harstad-kontoret ble bygget i 1987.

Kontoret dekker følgende funksjoner :

- ?? Leting og områdeutvikling i Norskehavet og Barentshavet
- ?? Driftsorganisasjon
- ?? Stab- og støtteenheter

Statoils driftsorganisasjon ved kontoret ble etablert i 1997 og er ansvarlig for drift av Norne-feltet utenfor Helgeland.

Driftsorganisasjonen i Harstad sysselsetter ca 40 personer for Norne-feltet.

Hydro-kontor

Hydros Harstadkontor ble bygget i 1983. Kontoret dekker følgende funksjoner:

- ?? Leting i områdene fra Lofoten og nordover
- ?? Stab- og støtteenheter

Organisasjonen i Harstad sysselsetter ca 25 personer.

4.7.2 Sandnessjøen

Forsyningsbase Statoil

Basen i Sandnessjøen ble etablert på Sandnessjøholmen og åpnet for drift 1.april 1983. Den benevnes som Forsyningsbase Helgeland (FBH) og utfører nødvendige forsyningstjenester til Norne-feltet og andre nødvendige forsyningstjenester til f.eks leteboringsaktivitet i det aktuelle området.

- ?? Koordinering av forsyningsfartøy til Norne
- ?? Terminaltjeneste
- ?? Varemottak og koordinering
- ?? Lagertjenester
- ?? Kontroll av midlertidig/innleid utstyr ihht Norsok Standard Z-CR-006

Alle tjenester ved basen kjøpes, dvs at Helgelandsbasen ikke har Statoilansatte. Statoil Forsyningsbase i Kristiansund har oppfølgingsansvaret.

Forsyningsbasen sysselsetter ca 20 personer.

4.7.3 Brønnøysund

Helikopterbase Brønnøysund

Fra Brønnøysund helikopterbase fraktes personell fra land til Norne og andre installasjoner utenfor Helgelandskysten (borerigger etc.).

Helikopterbasen sysselsetter totalt, med helikopterpersonell og sikkerhetspersonell, ca 20 personer.

4.7.4 Stjørdal

Statoil-kontor

Statoils kontor i Stjørdal ligger på Tangen.

Kontoret dekker følgende funksjoner:

- ?? Driftsorganisasjon
- ?? Stabs- og støtte-enheter
- ?? Forretningsutvikling
- ?? Drift- og vedlikeholdsteknologi

Statoils driftorganisasjon i Stjørdal er i dag ansvarlig for drift av Heidrun-feltet og Åsgard-feltet, og vil også få ansvar for driften av Mikkel-feltet og Kristin-feltet.

Driftsorganisasjonen på Stjørdal sysselsetter ca 300 personer.

4.7.5 Tjeldbergodden

Industrianlegget Tjeldbergodden i Aure kommune på Nordmøre består av fire fabrikker:

- ?? Gassmottaksanlegg
- ?? Luftgassfabrikk
- ?? Metanolfabrikk
- ?? LNG-fabrikk

Tjeldbergodden er ilandføringssted for gass fra Heidrun-feltet til produksjon av metanol. Metanolfabrikken kom i produksjon i 1997. Gassleveransene gjennom Haltenpipe utgjør årlig 0,7 GSm³, som gir 830.000 tonn metanol.

I tilknytning til metanolfabrikken er det bygd en luftgass- fabrikk som produserer oksygen, nitrogen og argon. Luftgassfabrikken har i tillegg bygd et mindre fraksjonerings- og LNG-anlegg med kapasitet på 35 MSm³ pr år. Anlegget ble satt i drift høsten 1997.

Produksjon av bio-protein startet 1. halvår 2001. Bioprotein-fabrikken forbruker 25 mill m³ metangass, eller 3% av gassen som kommer fra Heidrun. Produksjonskapasiteten er 10 000 tonn pr år.

Fabrikkene på Tjeldbergodden sysselsetter totalt ca 100 personer.

4.7.6 Kristiansund

Driftsorganisasjon Shell

Shells driftorganisasjon i Kristiansund ble etablert i 1997 og er ansvarlig for drift av Draugen-feltet.

Ormen Lange skal etter all sannsynlighet også drives fra Kristiansund.

Driftsorganisasjonen sysselsetter i 2002 ca 70 personer.

Driftsorganisasjon Hydro

Norsk Hydro's kontor i Kristiansund ble etablert i 1997 og er ansvarlig for drift av Njord-feltet.

Driftsorganisasjonen sysselsetter ca 20 personer. I perioder med boring vil også borepersonell være lokalisert hit (10 til 15 personer).

Norsea Forsyningsbase

Alle operatørselskaper utenfor Midt-Norge er i dag etablert på Norsea Vestbase. Plattformene Draugen, Heidrun, Åsgard B og Njord, samt boreskipet Åsgard A forsynes fra Vestbase. Utviklingen har vært slik:

- ?? I 1993 kom den første plattformen på plass på Haltenbanken, Draugen
- ?? I 1995 Heidrun
- ?? I 1997 Njord
- ?? I 1999 Åsgard A
- ?? I 2000 Åsgard B

Basen er leverandør av basetjenester i Region Møre og utfører følgende tjenester:

- ?? Samseiling av forsyningsfartøyer
- ?? Koordinering av sjøtjenester
- ?? Felles terminaltjenester for operatørene i regionen
- ?? Varemottak og varekoordinering
- ?? Lagertjenester
- ?? Teknisk verifikasjon og – dokumentasjon

Forsyningsbase Statoil

Kristiansund Base (FBK) leier på Norsea Vestbase sitt område innenfor bygrensen. Statoil Forsyningsbase sitt basebygg i Kristiansund var ferdig og klar for innflytting i april 1994, i forbindelse med utbygging og oppstart av Heidrun-feltet. Conoco hadde ansvar for utbygging av feltet, og Statoil

overtok drift av Heidrun i oktober 1995. I tillegg til Heidrun har basen i dag forsynings-tjenester til Åsgardfeltet, og samseiling av forsyningsfartøyer til Hydro og Shell. Baseledelsen i Kristiansund har også ansvaret for Helgelandbase i Sandnessjøen, som har forsyningstjenester til Nornefeltet.

Statoils forsyningsbase sysselsetter ca 30 personer.

Basefunksjonene for feltene Njord og Draugen dekkes i et sokkelsamarbeid mellom Statoil og Hydro/Shell via Norsea Vestbase, og de 30 årsverkene oppført for forsyningsbase Statoil dekker tjenestene til Statoil, Hydro og Shell.

Helikopterbase Kvernberget

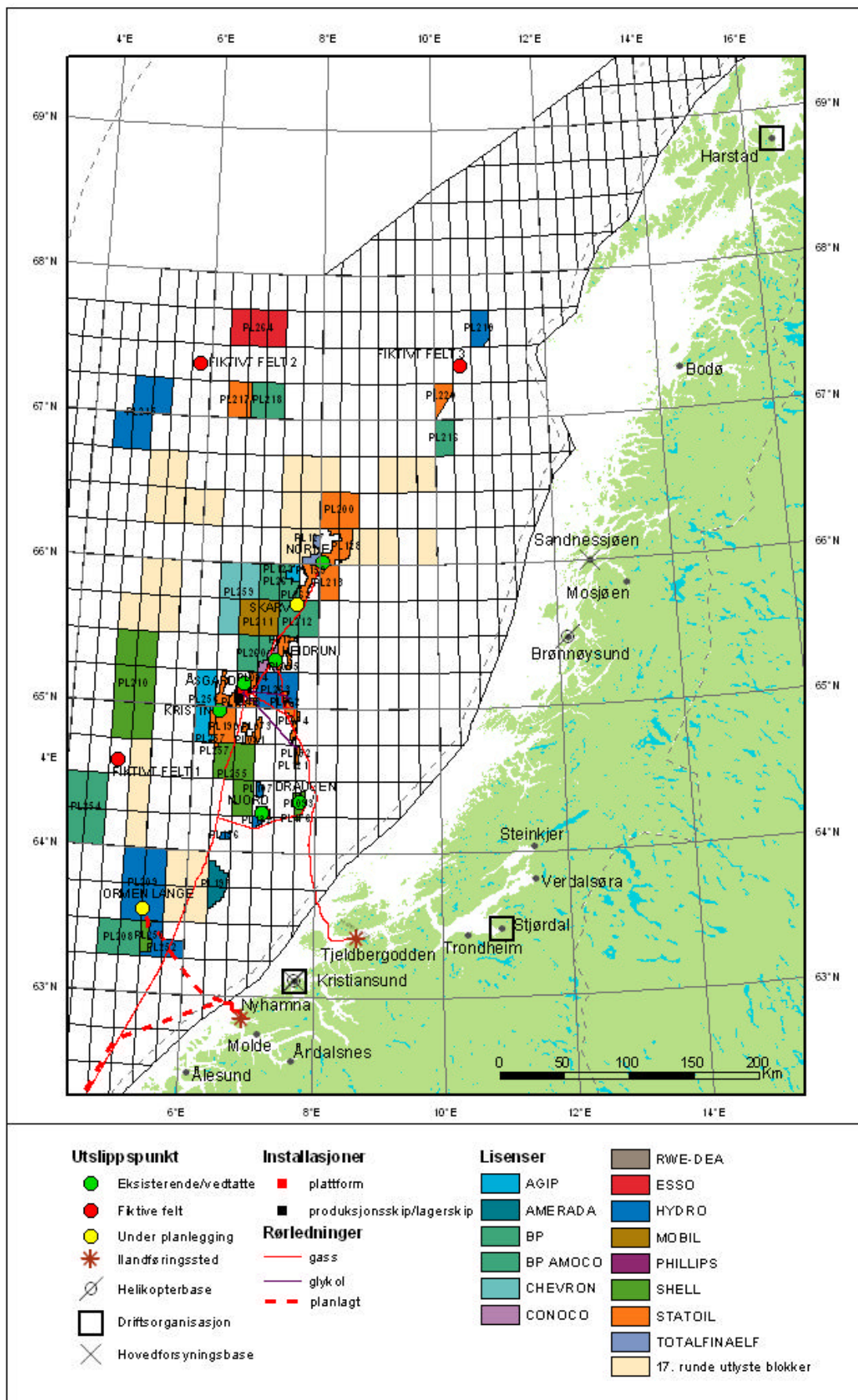
Kristiansund Heliport ligger på Kvernberget lufthavn ca. 10 km fra Kristiansund sentrum og 60 km fra Molde. Det går daglige ruter til Draugen-, Heidrun-, Njord- og Åsgard-feltet. I framtiden vil det også flys til andre felt som Kristin, Mikkel og Ormen Lange.

Helikopterbasen sysselsetter totalt, med helikopterpersonell og sikkerhetspersonell, ca 50 personer

4.7.7 Nyhamna i Aukra kommune

Ilandføring av gass fra Ormen Lange vil skje på Nyhamna i Aukra kommune. Anlegget planlegges å være ferdig i år 2007.

Landanlegget vil behandle brønnstrømmen fra feltet for å møte spesifikasjonen for salgsgass. Videre vil landanlegget produsere stabilisert kondensat som planlegges lagret i fjell (kaverne) før det eksporteres med skip. Det mekaniske og elektriske energibehovet til landanlegget planlegges dekket med kraft fra nettet.



Figur 4-8 Oversikt over felt, rørledninger og baser og mottaksanlegg på land.

5 Datagrunnlaget for utredningen

Selskapene rapporterer årlig inn ressursanslag, produksjonsprognoser og utslippsprognoser for sine respektive felt og funn til myndighetene. De prognoser som er utarbeidet og lagt til grunn for RKU-Norskehavet baserer seg på innrapporteringen til revidert nasjonalbudsjett 2002, rapportert fra selskapene oktober 2001. Ressursene er inndelt i ressursklasser slik det framgår av Tabell 5-1.

Tabell 5-1. Oljedirektoratets ressurskategorisering

Beskrivelse	Ressurs - klasse
Reserver i produksjon	1
Reserver med godkjent PUD (Plan for utbygging og drift)	2
Reserver som rettighetshaverne har besluttet å utvinne	3
Reserver i planleggingsfasen	4
Ressurser der utvinning er sannsynlig men uavklart	5
Ressurser der utvinning er lite sannsynlig	6
Ressurser som ikke er blitt evaluert	7
Ressurser i prospekter	8
Ressurser i prospektmuligheter og ikke-kartlagte ressurser	9

Det er ikke lagt inn andre forutsetninger mht. utslippsreducerende tiltak enn det som de respektive selskapene selv har lagt til grunn ved innrapporteringen. Et unntak gjelder for nmVOC, der tallene er justert ut fra en forutsetning om at gjenvinningsanlegg blir faset inn i takt med myndighetskravene.

Det blir i de respektive selskapene arbeidet kontinuerlig for å oppnå ytterligere reduksjoner av utslipp både til luft og sjø. Som en følge av dette er det sannsynlig at utslippene vil bli mindre enn det som er lagt til grunn for vurderinger av miljøkonsekvenser i denne utredningen.

5.1 Scenarier for videre utbygginger

For å kunne vurdere konsekvenser av petroleums virksomheten noe fram i tid har det vært

nødvendig å etablere scenarier for den videre utviklingen i området.

Ved utarbeidelsen av konsekvensutredningen forelå det myndighetsgodkjente utbyggingsplaner (ressursklasse 2, se Tabell 5-1) for Kristin og Mikkel:

?? Mikkel er vedtatt utbygd med 2 havbunnsrammer, knyttet opp til Åsgard B via Midgard.

?? Kristin er vedtatt utbygd med en halvt nedsenkbar plattform tilknyttet 4 havbunnsrammer. Kondensat skal skipes ut via eksisterende lagerskip på Åsgard C, mens gass skal eksporteres via et tilknytningsrør til Åsgard Transport.

For ressurser i klasse 4 (ressurser i planleggingsfasen) er det lagt til grunn selvstendige offshore utbyggingsløsninger for Skarv og Ormen Lange. Plasseringen av eventuelle installasjoner er vist på figur 48 i kapittel 4. Utbyggingsløsningen for Skarv er ikke avklart ved innsendingen av utredningen. For Ormen Lange valgte rettighetshaverne i desember 2002 en undervannsløsning kombinert med landanlegg på Nyhamna i Aukra. De viktigste endringene i forhold til forutsetningene som er lagt til grunn her, er reduserte utslipp av CO₂ og NO_x, fordi landanlegget forutsettes forsynt med kraft fra nettet. Ettersom Ormen Langes utslipp utgjør en liten andel av de totale utslippene i regionen, har denne endringen ingen vesentlig betydning for de regionale konsekvensvurderingene i denne utredningen.

Svale, Stær og Lerke er forutsatt knyttet opp til det eksisterende Norne produksjonsskipet. Lavrans er forutsatt knyttet opp til Kristin, mens Tyrihans sør er forutsatt knyttet opp til Åsgard.

For ressurser i ressursklasse 5 (utvinning sannsynlig men uavklart) og ressursklasse 7 (ressurser ikke evaluert) er det lagt til grunn utbyggingsløsninger med tilknytning til eksisterende installasjoner, se Tabell 5-3.

Ressurser i ressursklassene 8 og 9 (uoppdagede ressurser) er i utredningen representert ved 3

såkalt fiktive felt. De fiktive feltene representerer mulige framtidige utbygginger av ressurser i områder med tildelte produksjonslisenser. Ressursene er ikke påvist, forventningene er usikre, og hva som kan være aktuelle utbyggingsløsninger er følgelig også usikkert. Som grunnlag for prognosene er det forutsatt selvstendige utbyggingsløsninger av samme type som Kristin, som representerer den hittil siste offshore utbyggingen i området. For fiktivt felt 3 (FF3) er det forutsatt at prinsippene fra ULB (Utredning for Lofoten/Barentshavet) legges til grunn ved valg av utbyggingsløsning, se kapittel 2.2.

Et gass/kondensatfelt antas videre å være mer representativt for kommende utbygginger i området enn oljefeltet Norne, som ble brukt som mal for fiktive felt i forrige versjon av RKU-Haltenbanken/Norskehavet. Denne vurderingen er basert på kjente funn og prospekter i området. Plasseringen av de fiktive feltene er vist i figur 4-8 i kapittel 4.

5.2 Produksjonsprognoser

Produksjonsprognosene danner det viktigste grunnlaget for utarbeidelse av utslippsprognoser (se kapittel 5.4 og 5.5).

For ressurser i klasse 1-4 er innrapporteringene til revidert nasjonalbudsjett 2002 lagt til grunn. For ressurser i klasse 5 er det etablert produksjonsprofiler dels basert på foreløpige selskapsinterne prognoser, dels basert på oppgitte ressursanslag og sammenligninger med eksisterende felt (Norne og Heidrun).

For ressursklasse 7 er det ikke etablert produksjonsprognoser. Dette gjelder PL122 (blokk 6507/2-2), PL 211 (blokk 6506/6-1) og PL 107 (blokk 6407/7-6). Det er imidlertid sannsynlig at en andel av ressursene i klasse 5 ikke vil bli utbygd, og produksjonsprofilene som er lagt inn for ressursklasse 5 anses til sammen å representere et realistisk bidrag fra ressursene i klasse 5 og 7.

For de fiktive feltene, som representerer ressursklassene 8 og 9, er det lagt til grunn produksjonsprofiler tilsvarende 3 x Kristin (FF1) og 1 x Kristin (FF2 og FF3).

Produksjonsprognosene er i utredningen først og fremst benyttet som grunnlag for å etablere et maksimumsnivå for utslippsprognoser. Dette maksimumsnivået er lagt til grunn for vurdering av konsekvenser ved utslipp til sjø og luft. Produksjonsprognosene er vist i Figur 5-1 til Figur 5-3.

Felt i produksjon og felt med godkjente utbyggingsplaner (ressursklasse 1 og 2) er vist først, med store bokstaver. Deretter vises øvrige ressurser, uavhengig av vurderinger om hvorvidt disse vil bli bygget ut. Først følger ressurser i ressursklasse 4, ressursklasse 5 og til slutt de fiktive feltene som representerer ressursklassene 8 og 9.

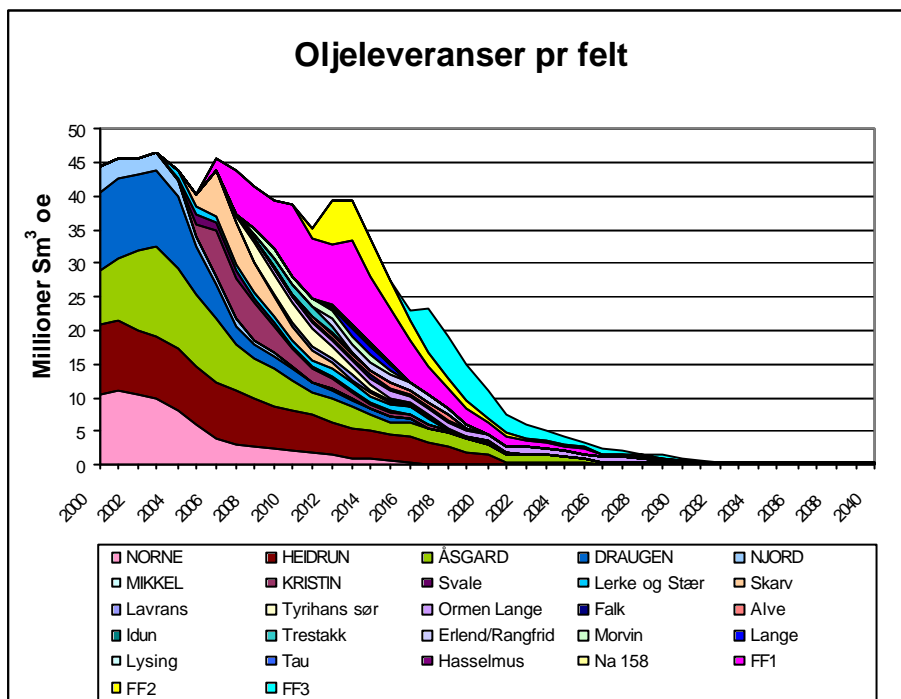
Sammenlignet med forrige RKU er prognosen for maksimum årlig produksjon av petroleum økt fra ca 88 mill. Sm³ oe (år 2009) til nær 109 mill. Sm³ oe (år 2013). Samtidig er gassandelen for maksimumsåret endret fra ca 23 % i forrige RKU, til ca 69 % nå. Dette har sammenheng med at nye funn i området i stor grad har vist seg å være gassproduserende (eks. Ormen Lange, Kristin). Dessuten er Kristin, som er et gass/kondensatfelt, blitt brukt som "mal" for fiktive felt, mens Norne, som er et oljefelt, ble brukt som mal for de fiktive feltene i forrige RKU. Dette gjenspeiler en forventning om at også nye funn i området vil ha en høy gassandel.

Innplassering i ressursklasser, ressursanslag og produksjonsprofiler endres kontinuerlig. I Tabell 5-2 er Oljedirektoratets anslag over gjenværende reserver og betingede ressurser pr. 31.12.2001 sammenlignet med den samlede produksjonen som er lagt til grunn for perioden fram til år 2040 i denne utredningen.

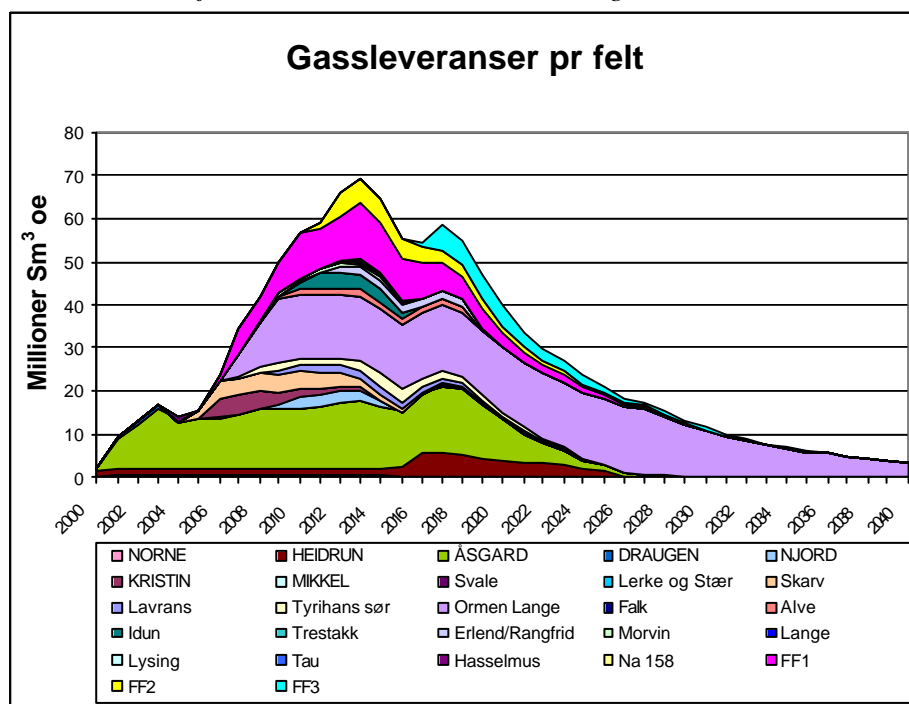
Sammenligningen i Tabell 5-2 viser at det samlede produksjonsvolumet som er lagt til grunn i denne utredningen samsvarer godt med ODs offisielle ressuroversikt pr 31.12.2001.

Tabell 5-2. Sammenligning mellom Oljedirektoratets ressursoversikt for Norskehavet pr. 31.12.2001 og samlet produksjon lagt til grunn for RKU-Norskehavet.

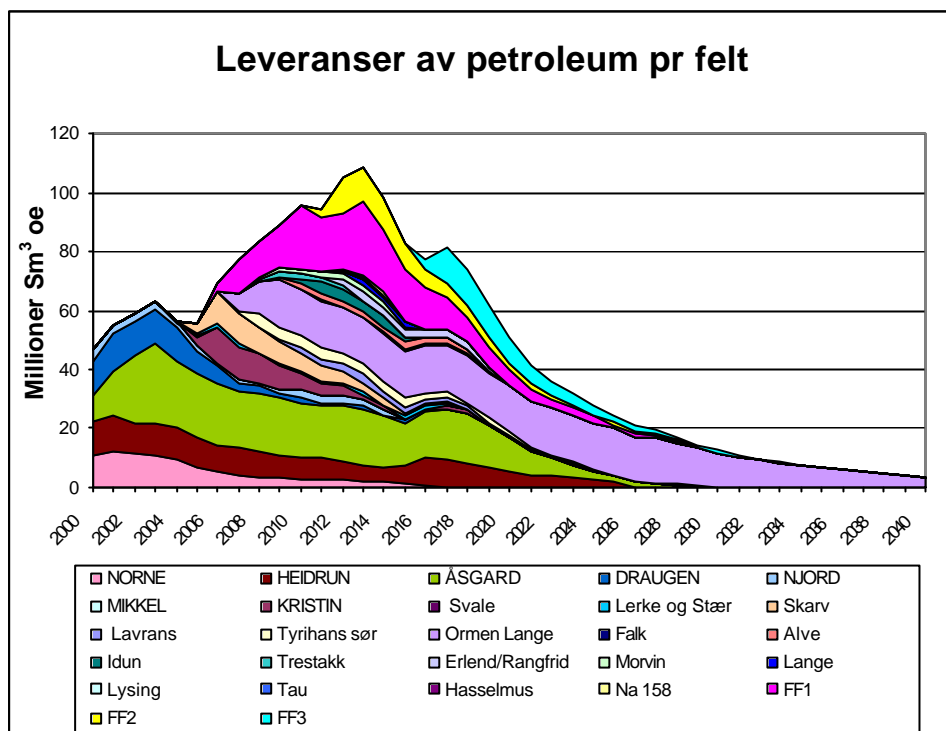
Utslippskilder	Gass, mrd Sm ³		Olje, kondensat og NGL, mill Sm ³		Oljeekvivalenter, mill Sm ³ oe	
	OD 31.12.2001	RKU-Norskehavet	OD 31.12.2001	RKU-Norskehavet	OD 31.12.2001	RKU-Norskehavet
Ressursklasse 1, 2, 3, 4, 5 og 7	987	913	572	607	1559	1520
Fiktive felt (ressurskl. 8 og 9)		203		173		376



Figur 5-1. Prognose for leveranser av olje og kondensat, regnet som standard m³ oljeekvivalenter, (Sm³oe). 1 Sm³ oe = 1 m³ olje = 1 m³ kondensat = 1000 Sm³ gass.



Figur 5-2. Prognose for gassleveranser, regnet som standard m³ oljeekvivalenter (Sm³oe)



Figur 5-3. Produksjonsprognose, regnet som standard m³ oljeekvivalenter (Sm³ oe).

5.3 Forutsetninger lagt til grunn for prognosene

Det er lagt til grunn at utslipp knyttet til produksjon, lagring og lasting vil skje fra de 11 utslippspunktene som er vist i Tabell 5-3.

For følgende utslippspunkter er det lagt til grunn at hele eller deler av produsert vann volumet vil bli reinjisert:

- ?? Norne (Gjelder Alve, Falk og Idun)
- ?? Heidrun (Gjelder Heidrun-ressursen)
- ?? Draugen (Gjelder produsert vann fra Hasselmus, Na 158 og Tau)
- ?? Skarv alt produsert vann er forutsatt reinjisert
- ?? Ormen Lange, deler av produsert vann er forutsatt reinjisert
- ?? FF3 alt produsert vann er forutsatt reinjisert

Det er i ettertid (etter at modelleringer var gjennomført) besluttet at brønnstrømmen fra Ormen Lange vil bli ført til land. Produsert vann vil bli rensert i samsvar med de krav som gjelder ved utslipp fra landanlegg.

Når det gjelder utslipp av nmVOC er det lagt til grunn at myndighetenes krav til gjenvinning vil bli oppfylt.

For øvrig er det for eksisterende installasjoner, Kristin, Skarv og Ormen Lange lagt til grunn de samme miljøteknologiske løsninger som ved innrapporteringen til revidert nasjonalbudsjett 2002. For de fiktive feltene er det lagt til grunn samme miljøteknologiske standard som for Kristin.

Ved eventuelle utbygginger i sårbare områder nord for 67°N er det prinsippene i ULB (Utredningen for Lofoten og Barentshavet) som vil bli lagt til grunn for valg av utbyggingsløsninger, jfr. kapittel 2.2.

Det er i hovedsak ikke lagt inn andre utslippsreducerende tiltak i prognosene enn de som selskapene selv har lagt til grunn ved innrapportering til revidert nasjonalbudsjett for år 2002. Det er imidlertid overveiende sannsynlig at det innenfor prognoseperioden vil bli gjennomført ytterligere tiltak for å redusere utslipp både til luft og sjø, i takt med teknologiutvikling og eventuelle pålegg/krav fra myndighetene.

Tabell 5-3. Oversikt over utslippspunkter, ressurser, produksjonsperioder og produksjonsvolumer som er lagt til grunn i konsekvensutredningen

Utslippspunkt	Ressurs	Ressursklasse	Første produksjonsår	Siste produksjonsår	Total gassproduksjon mill Sm ³	Total olje-/kondensatproduksjon mill m ³	Kilde
Norne	Norne	1	2000	2020	13.111	76,9	RNB
	Lerke, Stær, Svale	4	2004	2017	550	21,2	1) RNB
	Falk	5	2010	2019	0	3	1)
	Alve	5	2009	2018	12.400	6,1	1)
	Idun	5	2010	2015	17.400	0,6	1)
Heidrun	Heidrun	1	2000	2025	59.640	132,5	RNB
	Victoria*	7	2011	2025	Ingen produksjonsprognose etablert		
	Valmue*	7	2011	2025	Ingen produksjonsprognose etablert		
Åsgard	Åsgard, Mikkel	1 og 2	2000	2029	279.624	126,4	RNB
	Tyrhans sør	4	2007	2024	26.147	16,6	RNB
	Trestakk	5	2008	2012	1.800	5,3	1)
Draugen	Draugen	1	2000	2016	2.873	83,8	RNB
	Tau	5	2012	2015	560	0,2	1)
	Hasselmus	5	2012	2015	240	0,3	1)
	NN 158	5	2012	2014	1.386	0,4	1)
Njord	Njord	1	2000	2014	11.850	20,2	RNB
Kristin	Kristin	2	2005	2024	40.577	34,5	RNB
	Lavrans	4	2009	2029	15.112	4,6	RNB
	Erlend/Ragnfrid	5	2012	2019	12.600	8,5	1)
	Morvin	5	2008	2015	4.500	9,3	1)
	Lange	5	2012	2015	1.440	3,5	1)
	Lysing	5	2012	2014	200	1,2	1)
Skarv	Skarv	4	2005	2018	33.791	28,6	RNB
Ormen Lange	Ormen Lange	4	2007	2041	400.000	23	RNB
FF1		-	2006	2031	121.732	103,6	3 x Kristin
FF2		-	2011	2030	40.577	34,5	1 x Kristin
FF3		-	2016	2035	40.577	34,5	1 x Kristin

* Kun inkludert i utslippsprofil for produsert vann

1) Produksjonsprofiler etablert gjennom sammenligning med Norne, med utgangspunkt i størrelsen på gjenværende ressurser

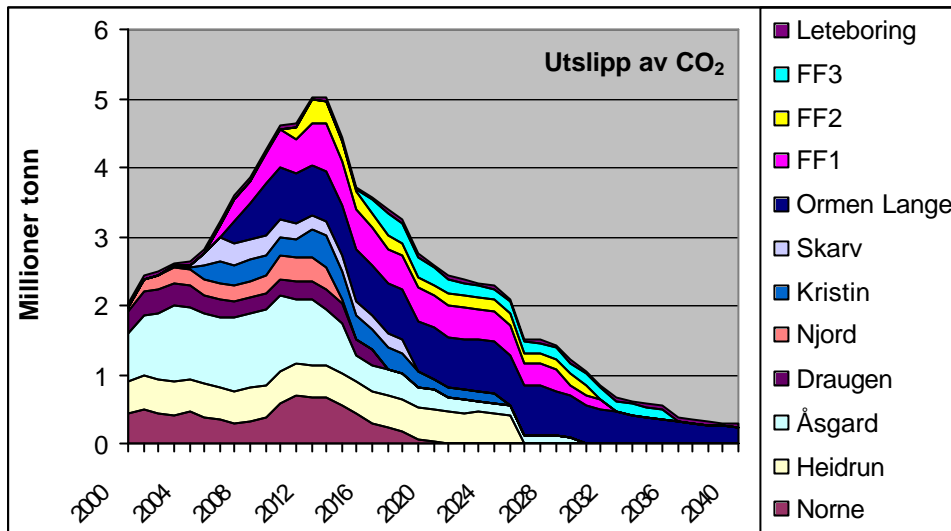
5.4 Prognoser for utslipp til luft

5.4.1 Utslipp av CO₂

Basert på de forutsetninger som er lagt til grunn forventes maksimalt utslipp av CO₂ å inntreffe i år 2012 med vel 5 millioner tonn/år. (Figur 5-4). Dette er omlag det samme maksimumsnivå som var lagt til grunn for forrige RKU, men da med en topp i år 2009.

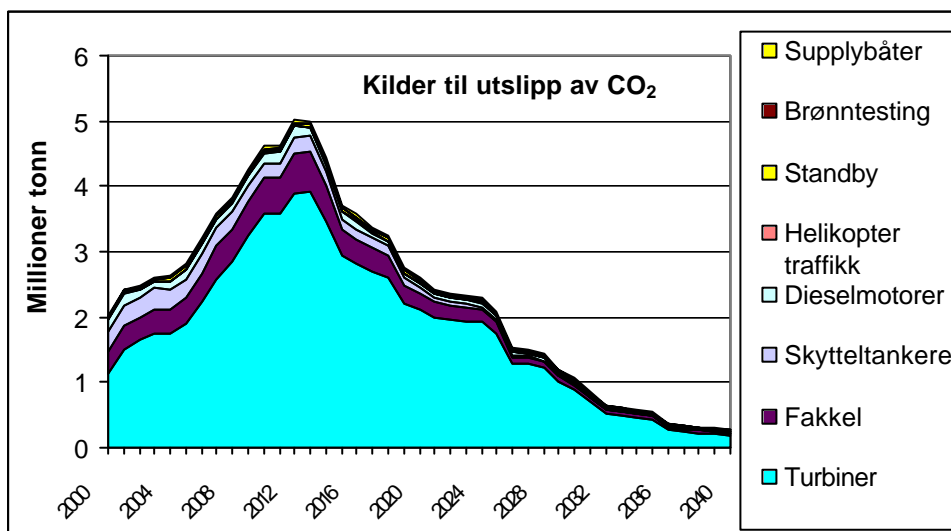
Den største kilden til CO₂-utslipp er gass-turbiner på plattformene (77 %). Dernest følger fakkel (11 %), dieselmotorer på skytteltankere (5 %), og dieselmotorer på plattformene (4 %). De øvrige kildene utgjør enkeltvis alle mindre enn 2 % (Figur 5-5).

De samlede norske utslippene av CO₂ i Norge var i 2001 42,4 millioner tonn (foreløpige tall fra SSB).



Figur 5-4. Utslipp av CO₂ fordelt på utslippspunkt

Note: Etter at beregningene ble gjort, er konseptvalg for Ormen Lange foretatt. Dette innebærer at utslippet av CO₂-utslipp fra Ormen Lange vil bli vesentlig mindre enn vist på figuren. Som en følge av dette vil totalt CO₂-utslipp i toppåret ligge mellom 4 og 5 millioner tonn.



Figur 5-5. Utslipp av CO₂ fordelt på kilder

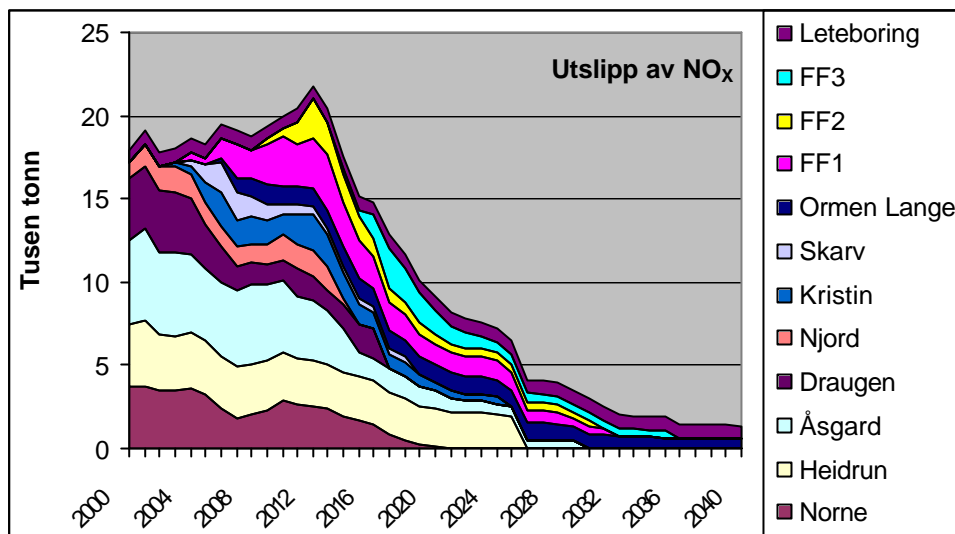
5.4.2 Utslipp av NO_x

Maksimalt utslipp av NO_x vil ifølge prognosene inntreffe i år 2012 med i underkant av 22.000 tonn/år (Figur 5-6). I forrige RKU var maksimalt utslipp beregnet til i underkant av 24.000 tonn i år 2009. Årsaken til at prognosen nå er lavere, er at lav-NO_x turbiner i større grad er tatt i bruk og lagt inn i prognosene. Turbiner med denne typen teknologi er forutsatt fasett inn etterhvert på de ulike installasjonene, og dette er årsaken til at

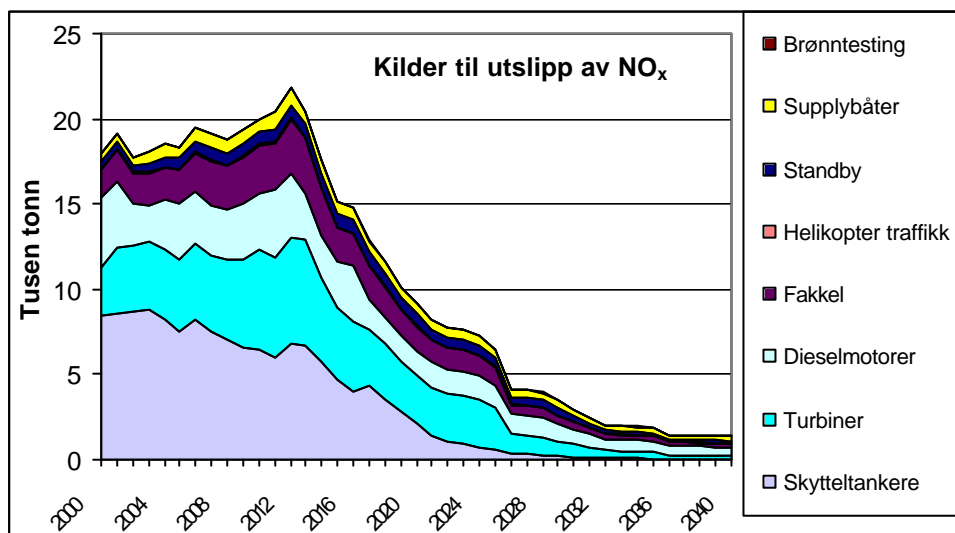
utslippene av NO_x ikke øker i takt med produksjonen fram mot maksimumsåret i 2012.

De største kildene til NO_x-utslipp er dieselmotorer på skytteltankere (32 %), gassturbiner på plattformer (26 %), dieselmotorer på plattformer (18 %) og faking (14 %) (Figur 5-7).

De samlede norske utslippene av NO_x var i 2001 225.000 tonn. Målsettingen for år 2010 er i hht. Gøteborgprotokollen 156.000 tonn.



Figur 5-6. Utslipp av NO_x fordelt på utslippspunkt



Figur 5-7. Utslipp av NO_x fordelt på kilder

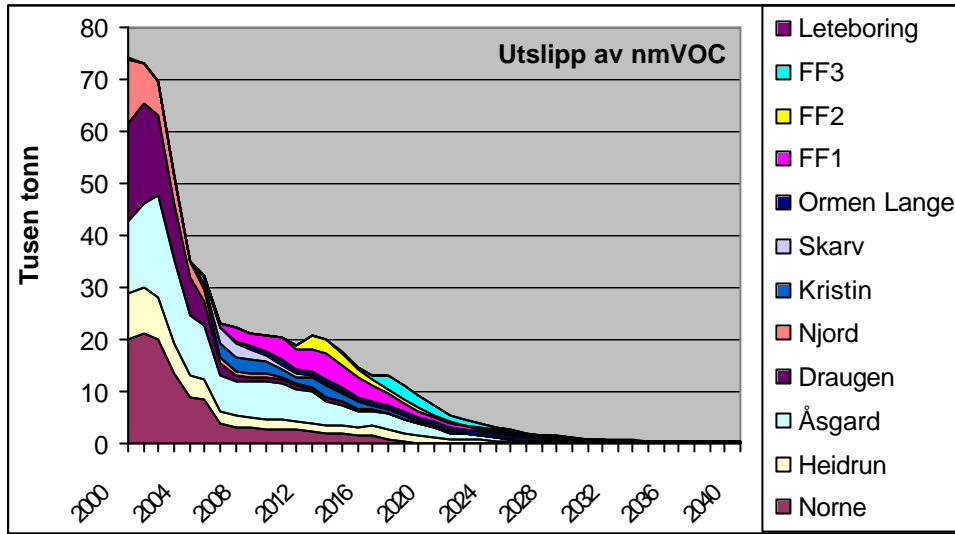
5.4.3 Utslipp av nmVOC

I prognosene for utslipp av nmVOC (flyktige organiske forbindelser, unntatt metan) er det lagt til grunn at myndighetenes krav om lagring og lasting av olje og kondensat med utslippsreducerende teknologi gjennomføres. Dette innebærer at tiltak gjennomføres i hht en fastsatt opptrappingsplan, og innen utgangen av år 2005 skal 95 % av all råolje lagres og lastes med utslippsreducerende teknologi. Som en følge av dette forventes utslippene av nmVOC fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet å bli kraftig redusert, fra et maksimum på ca 74.000 tonn/år i år 2000 (Figur 5-8). I forrige RKU var maksimalt utslipp

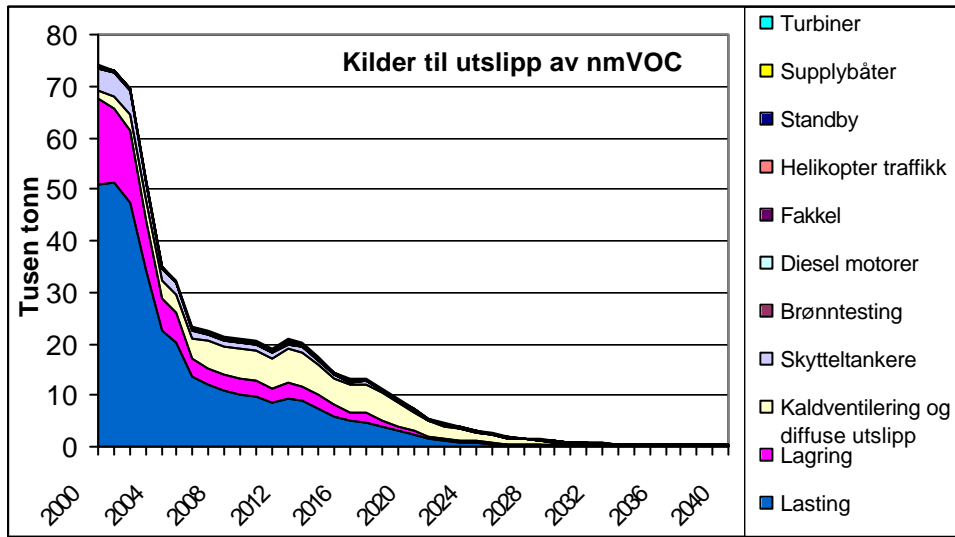
beregnet å inntreffe i årene 2005-2009, med ca 60.000 tonn/år. Årsaken til at tallene nå er høyere ligger i at beregningsgrunnlaget er forbedret.

De viktigste kildene til utslipp av nmVOC før gjennomføring av tiltak er lasting (69%) og lagring (23%) av olje. Derneft følger skytteltankere (6%) og kaldventilering (2%). Også etter gjennomføring av tiltak vil lasting og lagring bidra mest (hhv. 59 % og 14 %), mens skytteltankere og kaldventilering relativt sett får større betydning (hhv. 7 % og 18 %) (Figur 5-9).

De samlede norske utslippene av nmVOC var i 2001 357.000 tonn. Målsettingen for år 2010 er i hht. Gøteborgprotokollen 195.000 tonn.



Figur 5-8. Utslipp av nmVOC fordelt på utslippspunkt



Figur 5-9. Utslipp av nmVOC fordelt på utslippspunkt

5.4.4 Utslipp av CH₄

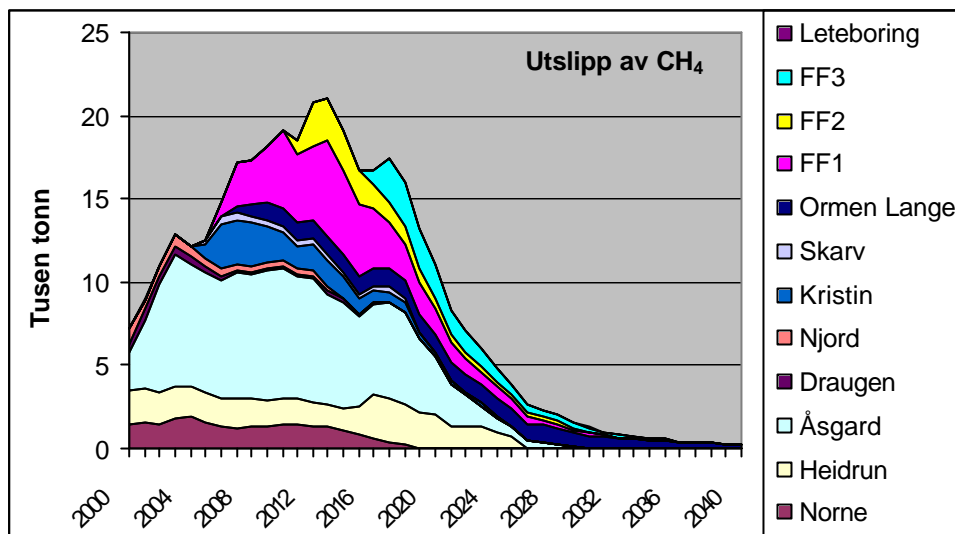
Prognosene for utslipp av metan (CH₄) indikerer et maksimumsutslipp på ca 21.000 tonn/år i år 2013 (Figur 5-10). Dette er vesentlig høyere enn prognosen i forrige RKU, som viste et maksimumsutslipp på ca 6.600 tonn i år 2010. Årsaken til de høyere tallene er dels at Kristin, som er et gass/kondensat felt, er brukt som "mal" for de fiktive feltene, mens Norge, som er et oljefelt, var brukt på tilsvarende måte i forrige RKU. Dette innebærer at gassproduksjon ihht prognosene utgjør en større andel av den totale petroleumsproduksjonen enn i forrige RKU.

Gass/kondensat felt gir høyere utslipp av CH₄ enn oljefelt.

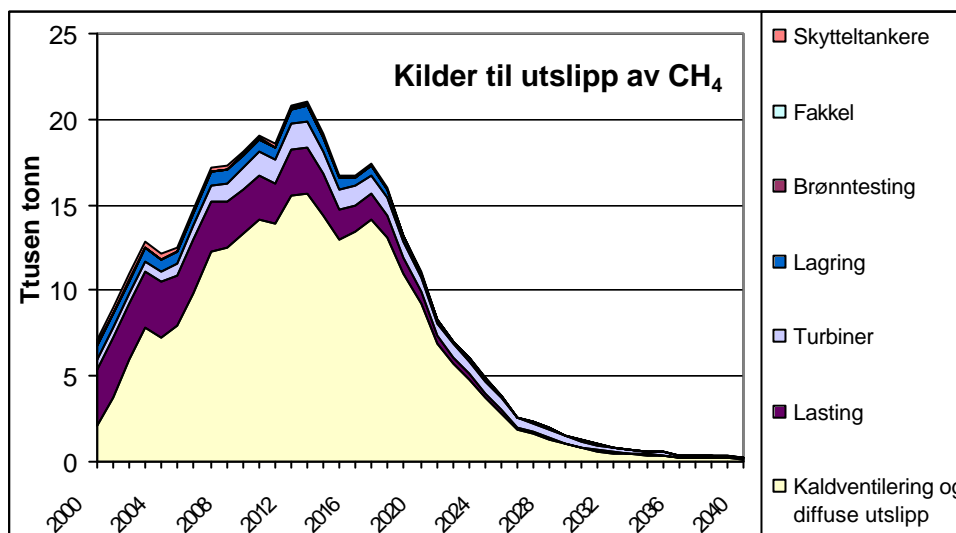
I tillegg er faktorene for kaldventilering/diffuse utslipp noe oppjustert.

I tillegg til diffuse utslipp og kaldventilering (72%), er lasting (15%), forbrenning i turbiner (8%) og lagring av olje (5%) de viktigste kildene til utslipp av CH₄ (Figur 5-11).

De samlede utslippene av CH₄ i Norge var i 2001 323.400 tonn (foreløpige tall, SSB). CH₄ inkluderes i klimagassene, som det i Kyoto-protokollen er etablert reduksjonsmålsettinger for.



Figur 5-10. Utslipp av CH₄ fordelt på utslippspunkt



Figur 5-11. Utslipp av CH₄ fordelt på kilder

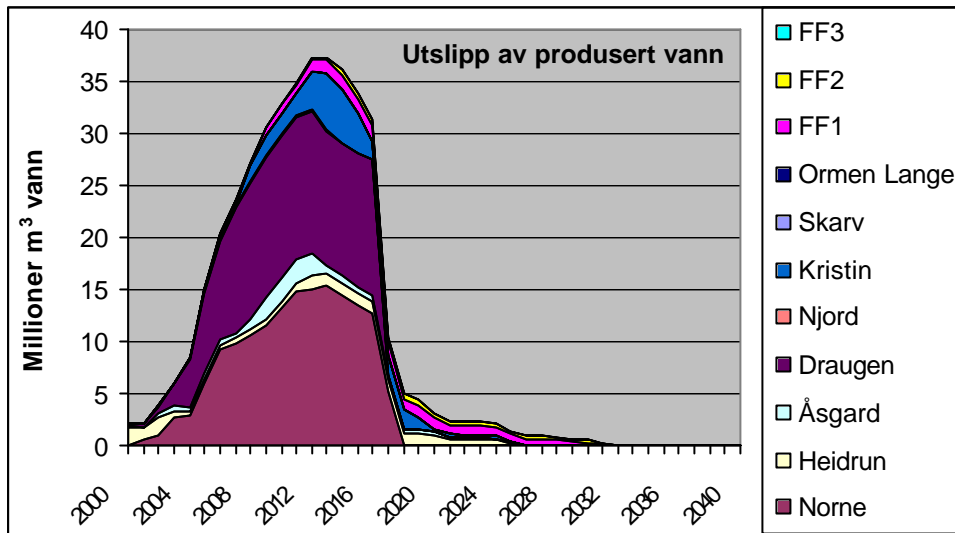
5.5 Prognoser for utslipp til sjø

I henhold til prognosene vil utslipp av produsert vann nå sitt maksimum i år 2013, med i underkant av 38 millioner m³ vann pr. år (Figur 5-12). Norne og Draugen bidrar med de største vannmengdene, dernest følger Kristin med tilknyttede felt. For Draugen inkluderer tallene også utslipp av fortrenningsvann fra lagercellene.

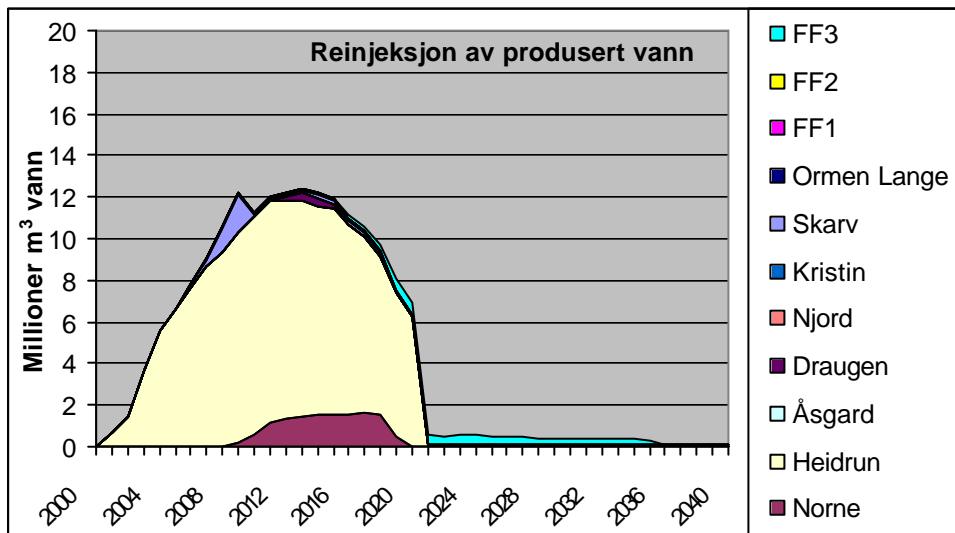
I prognosene er det lagt til grunn reinjeksjon av produsert vann på plattformene Heidrun,

Norne og Draugen, og det er også forutsatt reinjeksjon av vann ved en utbygging av Skarv, Ormen Lange og Fiktivt felt 3 (Figur 5-13).

Også i forrige RKU ble maksimum utslipp av produsert vann beregnet til omlag 38 millioner m³ vann pr. år i år 2013. Beregning av spredning og miljørisiko ble imidlertid den gang basert på utslippsmengder for år 2009, estimert til totalt 26 mill m³.



Figur 5-12. Utslipp av produsert vann fordelt på utslippspunkt

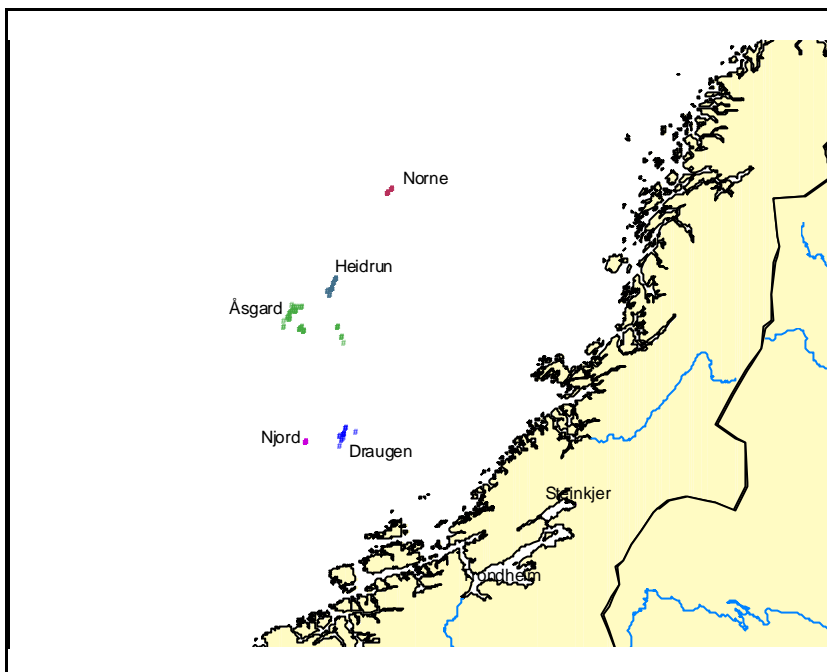


Figur 5-13. Reinjeksjon av produsert vann fordelt på utslippspunkt

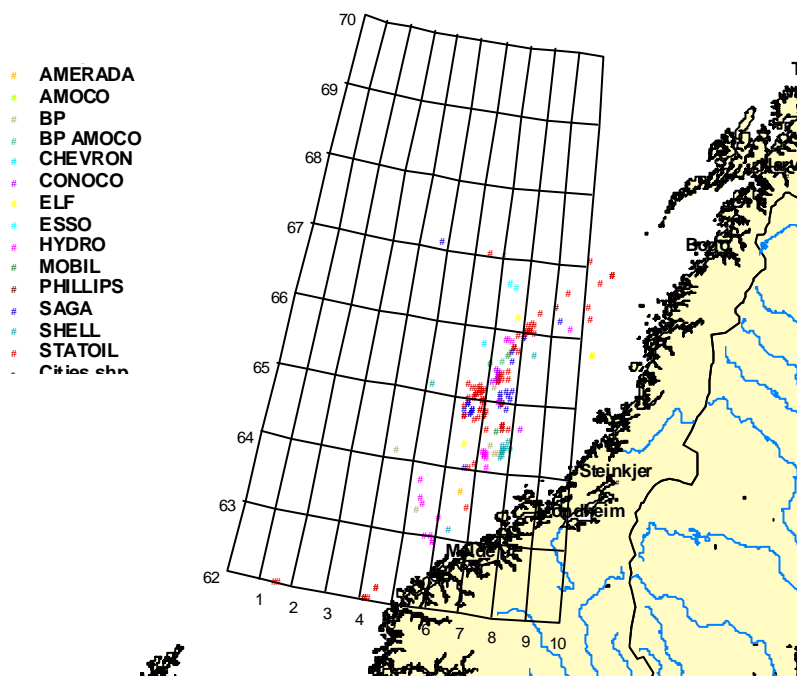
5.6 Prognoser for utslipp av borevæske og borekaks

Det er foretatt både produksjonsboringer og leteboringer i området. Pr. i dag foregår det produksjon fra installasjoner på Norne, Heidrun, Åsgard, Njord og Draugen.

Borelokalitetene for disse utbyggingene er vist på Figur 5-14. Dessuten er foretatt leteboringer (inklusive avgrensingsboringer) i området fra ca. 1980 og frem til i dag. Kart over lokaliteter for gjennomførte leteboringer er vist i Figur 5-15.



Figur 5-14. Lokalteter for produksjonsboringer foretatt i forbindelse med konkrete utbygginger. Basert på databasen til Oljedirektoratet (OD, januar 2002).



Figur 5-15. Lokalteter for leteboringer foretatt i Norskehavet frem til år 2002. Basert på databasen til Oljedirektoratet (OD, januar 2002).

For leteboringene er det tatt utgangspunkt i en gjennomgang av dagens praksis knyttet til utslipp fra lete- og produksjonsboringer rapportert i 1995 (OLF, 1996). Her er utslippsmengder spesifisert for en ”typisk” brønn. Disse mengdene er antatt representative for perioden frem til i dag. For perioden frem til år 2015 er baryttmengdene blitt redusert noe, basert på erfaringer fra planlagte og gjennomførte leteboringer foretatt i den senere tid (Norsk Hydro, 1998a, 2001a og 2002a).

For leteboringer frem til år 2015 er det antatt en borehyppighet lik snittet av antall leteboringer foretatt i de 3 siste år i Norskehavet. Antall lete- og avgrensingsboringer foretatt i Norskehavet gjennom årene 1999, 2000 og 2001 var henholdsvis 13, 10 og 11, med et snitt på 11,3 (OD, 2002). Antas at samme borehastighet holder seg frem til og med år 2014, blir dette et forventet antall på ca. 147 leteboringer i tillegg for årene 2002 – 2014. Disse er inkludert i simuleringene og fordelt etter samme mønster som leteboringene foretatt i Norskehavet frem til i dag, se Figur 5-14 og Figur 5-15. Erfaringer fra Nordsjøen tilsier at dette vil være en rimelig antagelse.

For produksjonsboringene har operatørene selv oppgitt tall for utslipp av borekaks, borevæske og barytt for de utbygginger som er gjennomført frem til i dag. For Njord er det benyttet tall

som er spesifisert i en database som Rogalandforskning har utarbeidet for utslipp av kaks/borevæske på norsk sokkel. (RF, 2001). For Norne har SINTEF dessuten gjennomført egne detaljstudier av utslippsmengder i forbindelse med en verifisering av den modellen (*ParTrack*) som er benyttet i dette prosjektet (Rye et al., 2001). Spesifikasjoner for de fremtidige utslipp er delvis basert på operatørens egne oversikter. Der det ikke har vært mulig å spesifisere utslippsmengder (eksempelvis for de fiktive feltene FF1, FF2 og FF3) er utslippsmengdene basert på erfaringstall for Mikkel.

Tabell 5-4. Antall brønner med utslipp til sjø som er lagt til grunn for utredningen.

Kategori brønner	Brønner boret
Produksjonsbrønner, før 2002	184
Produksjonsbrønner 2002 – 2015 *	199
Letebrønner, før 2002	191
Letebrønner 2002 - 2015	147
SUM	721

* Anslått på grunnlag av innspill fra de enkelte operatørene

Totalt er det for denne utredningen lagt til grunn utslippsvolumer fra 721 brønner som forventes boret før år 2015, fordelt slik det framgår av Tabell 5-4. Basert på forutsetningene nevnt ovenfor er utslippsvolumer etablert, se Tabell 5-5.

Tabell 5-5. Oversikt over utslipp av borekaks, barytt og borevæske fram til og med 2001, samt utslipp som er lagt til grunn for beregningene for perioden 2002 – 2015.(Alle tall oppgitt som tonn)

År	Produksjonsboringer			Leteboringer		
	Kaks	Barytt	Borevæske	Kaks	Barytt	Borevæske
t.o.m. 2001	154665	126046	441264	200932	229391	363473
2002	11380	8285	27485	11572	7700	20933
2003	36191	23971	63179	11572	7700	20933
2004	34247	22132	59948	11572	7700	20933
2005	21132	9872	38408	11572	7700	20933
2006	19836	8646	36254	11572	7700	20933
2007	19836	8646	36254	11572	7700	20933
2008	8028	6898	22562	11572	7700	20933
2009	5436	4446	18254	11572	7700	20933
2010	5436	4446	18254	11572	7700	20933
2011	6084	5059	19331	11572	7700	20933
2012	6084	5059	19331	11572	7700	20933
2013	6084	5059	19331	11572	7700	20933
2014	6084	5059	19331	11572	7700	20933
2015	4140	2220	16100	11572	7700	20933
SUM*	344663	246844	855286	362940	337191	656535

* Summen inkluderer også utslippene før år 2002

5.7 Litteratur

Norsk Hydro, 1998: Miljømessige konsekvenser knyttet til utslipp av kaks og borevæske i forbindelse med leteboring på Ormen Lange. SINTEF rapport STF66 F97064, datert 13. januar 1998.

Norsk Hydro, 2001: Spredning av borekaks og boreslam – Nordland VI. SINTEF-rapport STF66 01084 datert 29. juni 2001.

Norsk Hydro, 2002: Søknad om utslippstillatelse for boring av avgrensingsbrønn 6305/4-1 i produksjonslisens 209 (Ormen Lange prospektet). Søknad utarbeidet av Norsk Hydro og oversendt på mail til SINTEF. Mail datert 8. januar 2002.

OD, 2002: Oljedirektoratets database for gjennomførte lete- og produksjonsboringer på norsk sokkel, pr. januar 2002. Se nett adresse: <http://www.npd.no/engelsk/cwi/pbl/en/index.htm>

OLF, 1996: "Miljøeffekter av bore- og brønnekjemikalier". OLF rapport utarbeidet av SINTEF, Allforsk, NIVA og Novatech datert 27 desember 1996.

Rogalandforskning, 2001: Survey of information on cuttings piles in the Norwegian sector. Norwegian Cuttings Pile Database (NCPD). RF-rapport 773/654853 datert 24. januar 2001 (3. versjon).

Rye et al., 2001: Comparison of the Par Track mud/cuttings release model with field data. Manus presentert på 5th Marine Environmental Modeling Seminar, New Orleans, 9-11 oktober 2001.

6 Miljøteknologisk status og utslippsreducerende tiltak

Dette kapitlet bygger i stor grad på OLF-notatet "Status vedrørende miljørelatert FoU og etablering av demonstrasjonsprosjekt", datert 12.12.2001, med oppdateringer september 2002.

6.1 Oversikt over miljøteknologiske løsninger

Det arbeides kontinuerlig, både fra myndighetenes og selskapenes side, for å redusere utslipp til luft og sjø. Implementering av utslippsreducerende tiltak på de enkelte installasjonene har vært bestemt av tilgang på anvendbar teknologi, økonomiske forutsetninger og krav/forventninger fra myndighetene. Mange tiltak som tidligere var på utviklingsstadiet er nå innarbeidet som teknologiske standarder for nye utbyggingsprosjekter.

I dette kapitlet er det gitt en tabellarisk oversikt over prinsipper og teknologier for utslippsreduksjon. Tabellene (6.1 – 6.5) er organisert etter utslippsgasser (klimagasser, NO_x og nmVOC), utslipp av produsert vann og utslipp av boreavfall. De lister opp aktuelle teknologier og angir anslag over de enkelte teknologiers utslippsreducerende potensialer og kostnader. Potensialene er angitt for sokkelen totalt og pr. anlegg. Kostnadene er gitt pr. anlegg. Med anlegg menes innretning (plattform) dersom ikke annet er angitt i tabellen. Tabellene angir også de enkelte prinsippers og teknologiers effekt på andre utslipp, og er supplert med kommentarer som anses vesentlige for vurdering av teknologiene. Tabellene inneholder teknologier som også er i bruk i dag. For slike teknologier ligger utviklingspotensialet i å gjøre teknologien bedre og mer kostnadseffektiv.

Forutsetninger og antagelser

Potensialer og kostnader reflekterer hva som anses realistisk mulig innen en horisont på 5 til 10 år. Der det har vært mulig er utslippsreducerende potensialer (i %) og kostnader antydnet som tallgitte områder (intervaller).

Utslippsreduksjonspotensialet for sokkelen totalt representerer mulig reduksjon i forhold

til forventede utslipp av vedkommende utslippskomponent om 5-10 år. Reduksjonspotensialet er angitt i %. Forventede utslipp representerer utslippsprognosene slik de er utarbeidet av Oljedirektoratet (i denne sammenheng er det lagt til grunn RNB 2001).

Utslippsreduksjonspotensialet pr. anlegg representerer mulig reduksjon pr. innretning (plattform) i forhold til den teknologien som representerer "state-of-the-art" for norsk olje- og gassproduksjon i dag. Ettersom de enkelte innretninger har store individuelle variasjoner både med tanke på funksjon, kapasitet og design, vil det alltid være noen innretninger som vil falle utenfor det angitte reduksjonsområdet. Også for hver enkelt innretning er reduksjonspotensialet angitt i %.

Opgitt reduksjonspotensiale reflekterer den forutsetning at teknologien utvikles slik at den blir økonomisk konkurransedyktig. Kostnader representerer tilleggskostnader til dagens teknologi. Ombygging av anlegg i drift til ny teknologi vil kunne medføre omfattende tilleggskostnader, om teknisk mulig. Størrelsesorden av disse vil være svært feltavhengige. I tillegg kan kostnader ved utsatt produksjon pga. nedstenging bli svært høye. Nytt utstyr gir ofte også dårligere driftsregularitet i en periode, som igjen bidrar til høye kostnader.

For teknologier som er tidlig i sin utviklingsfase eller som det er vanskelig å anslå tall for er kun en kvalitativ angivelse gitt.

Bruk av tabellene

Utslippsreducerende potensialer angitt i tabellene kan ikke adderes, ettersom gjennomføring av enkelte teknologier vil påvirke lønnsomheten og potentialet for andre. I enkelte tilfeller vil anvendelse av en teknologi utelukke bruk av andre teknologier.

Tabell 6-1. Klimagassreduksjon

Prinsipp	Teknologier	Effekt på andre utlipp	Red. potensiale %		Mill. kr. pr anlegg	Tekn. status
			Sokkelen	Pr anlegg		
Redusert energi-behov	Nedihullsseparasjon	Red. NOx og prod.vann	Lavt	Ukjent	Ukjent	Behov for FoU
	Kostnadene er svært vanskelige å anslå med store variasjonen fra anlegg til anlegg. Teknologien kan ha positive økonomiske potensialer, da en kan øke produksjonen uten å øke væskekapasiteten på installasjonen. Vanskelig for utbygde felt.					
	Vann- og gass-soneblokkering	Red. NOx og prod.vann	Lavt	Ukjent	Ukjent	Behov for FoU
	Kostnadene er svært vanskelige å anslå med store variasjonen fra anlegg til anlegg. Teknologien kan ha positive økonomiske potensialer					
	Bedre reservoarenergiutnyttelse	Red. NOx proporsjonalt	Lavt	Middels-høyt	Ukjent	Behov for FoU
	Kostnadene er svært vanskelige å anslå med store variasjonen fra anlegg til anlegg. Teknologien kan ha positive økonomiske potensialer. Stort teoretisk potensiale for enkelte nye feltutbygginger.					
	Energioptimal utvinningsstrategi	Red. NOx proporsjonalt	Lavt	lavtmiddels	Ukjent	Behov for FoU
Kostnadene er svært vanskelige å anslå med store variasjonen fra anlegg til anlegg. Teknologien kan ha positive økonomiske potensialer.						
Optimal gasstransport	Red. NOx proporsjonalt	Lavt	Middels	Ukjent	Teknologi tilgjengelig	
Kostnadene er svært vanskelige å anslå med store variasjoner fra anlegg til anlegg. Utslipp avhengig av pakking i rørledningen.						
Optimalisering av kompressortog	Red. NOx proporsjonalt	Lavt	5 - 15	Ukjent	Teknologi tilgjengelig	
Kostnadene er svært vanskelige å anslå med stor variasjonen fra anlegg til anlegg.						
Fuel-optimalt DP-system	For DP båter/rigger	Svært lavt	15 - 20	Ukjent		
Anlegg angir pr. båt						
Mer effektiv energi-produksjon	Mer effektiv gassturbindrift	Kan øke NOx	5 - 10	20 - 30	200 - 500	Teknologi tilgjengelig
	Nedstenging nødvendig for anlegg i drift					
	Kombikraft-kogenerering	Red. NOx proporsjonalt	5 - 10	20 - 30	500 - 600	Teknologi tilgjengelig
	Nedstenging nødvendig for anlegg i drift					
	Offsh. gasskraftverk m/distr. til andre felt	Red. NOx proporsjonalt	ukjent	ukjent		
	Reduksjonspotensiale og kostnader avhenger av konsept. Potensielt bidrag først etter 2010					
	Samkjøring av kraft	Red. NOx proporsjonalt	< 5%	5 - 10	100 - 400	Teknologi tilgjengelig
Potensialet kun tilgjengelig for elektrisk drevet utstyr						
Oksygenrik forbrenning	Reduserer NOx	0	0		Behov for FoU	
Langsiktig perspektiv. Potensielt bidrag først etter 2010						
Precombustion	Reduserer NOx	?	?		Behov for FoU	
Langsiktig perspektiv. Potensielt bidrag først etter 2010						
Brenselceller	Reduserer NOx vesentlig	?	?		Behov for FoU	
Interessant. Langsiktig perspektiv. Potensielt bidrag først etter 2010						
Rensing	CO ₂ -absorbsjon	Øker NOx	avventer	uaktuelt		
For kostbart offshore.						

Tabell 6-1. Klimagassreduksjon, forts.

Prinsipp	Teknologier	Effekt på andre utslipp	Red. potensiale %		Mill. kr. pr anlegg	Tekn. status
			Sokkelen	Pr anlegg		
Rensing (forts.)	Bruk av CO ₂ til økt oljeutvinning (EOR) Forutsetter CO ₂ fra land. Må sees i sammenheng med gasskraftverk på land. Pårgår for tiden et kartleggingsarbeid mht sokkelens potensiale til å ta i mot CO ₂ . Langt fram. Interessant potensial.	Øker NOx	avventer	uaktuelt	5000	Behov for FoU
Andre energityper	Kraft fra land Kraft fra land har også en utslippsandel (avhengig av kilde) Gasskraft er lagt til grunn for sammenligning.	Red. NOx proporsjonalt	5 - 15 ?	10 - 30 ?		
	Hydrogen som brensel Potensiale etter 2010. Stort FoU-behov på sikt. Kobles mot CO ₂ injeksjon	Reduserer NOx	ukjent	ukjent		Behov for FoU
Redusert fakling	Slukket fakkel * Nye anlegg. ** Eksisterende anlegg.	Red. NOx proporsjonalt	1 - 2	2	5-10 * 15-20 **	
	Operasjonelle tiltak Felt under oppstart har større problemer. Potensialet reflekterer % av klimagassutslipp totalt og fra anlegget	Red. NOx proporsjonalt	5 - 6	0 - 10	0	Teknologi tilgjengelig
	Forbrenningsfri brønntest Meget begrenset potensiale	Red. NOx proporsjonalt	0 - 1	0 - 1	0	
Reduksjon av uforbrent HC	Lukkede lagertanker	Reduserer NMVOC -utslipp	lavt	3 - 5	ukjent	
	Gjenvinning av metanutslipp	Reduserer NMVOC -utslipp	lavt	lavt	ukjent	

Tabell 6-2. Reduksjon av NO_x-utslipp

Prinsipp	Teknologier	Effekt på andre utslipp	Red. potensiale %		Mill. kr. pr. anlegg	Tekn. status
			Sokkelen	Pr anlegg		
Kontrollert forbrenning	Lav-NOx på turbiner * pr. turbin, når installasjonen er forberedt for slik etterinstallering. I motsatt fall vil kostnaden pr. turbin være ca 470 MILL. KR.. I tillegg kommer operatør- og feltspesifikke kostnader. Potensialet avhenger av turbinlast. Kvalifiseringsbehov ifm dual fuel turbiner.	Øker CO ₂ -utslipp	15 - 40	40 - 85 (OD-rapport vinter 2002)	35-45 *	Teknologi tilgjengelig
	Lav-NOx på motorer * gjelder 4-motors installasjoner, i tillegg kommer operatør- og feltspesifikke kostnader. Motorer har høye spesifikke utslipp.		0 - 2	0 - 15 (OD-rapport vinter 2002)	10 *	Teknologi tilgjengelig
Dampvanninjeksjon	Vanninjeksjon Gassturbiner Trenger mer kunnskaper. Har høy virkningsgrad dersom installert. Krever vannbehandlingsanlegg.	Reduserer CO ₂ -utslipp med 3 -10%	5 - 15	50 - 85	150 - 300	Behov for FoU
Katalytisk reduksjon	SCR på motorer Kan være aktuelt for større motorer. * gjelder 4-motors installasjoner, i tillegg kommer operatør- og feltspesifikke kostnader.	Øker utslipp av NH ₃	0 - 2	80 - 90	20-25 *	Teknologi tilgjengelig
	SCR på gassturbiner	Øker utslipp av NH ₃ Øker CO ₂ -utslipp litt	lavt	usikkert		

Tabell 6-3. Reduksjon av VOC-utslipp

Prinsipp	Teknologier	Effekt på andre utslipp	Red. potensiale %		Mill. kr. pr anlegg	Tekn. status
			Sokkelen	Pr anlegg		
nmVOC gjenvinning	Absorpsjon av nmVOC i olje	Øker CO ₂ og NOx	70	65 - 85	125 - 150	Teknologi tilgjengelig og under installasj

Tabell 6-3. Reduksjon av VOC-utslipp, forts.

Prinsipp	Teknologier	Effekt på andre utslipp	Red. potensiale %		Mill. kr. pr anlegg	Tekn. status
			Sokkelen	Pr anlegg		
nmVOC gjennvinning (forts.)	Kondensasjon	Øker CO ₂ og NO _x	70	65 - 85	250	Teknologi under utvikling
Optimalisering av prosess	Redusert damptrykk , redusert temperatur		5	0 - 15	ukjent	Teknologi tilgjengelig
Optimalisering av tanker og lasteprosedyre	Optimalisering av tanker og lasteprosedyre	Reduserer også metanutslipp	2 - 10	0 - 20	ukjent	Teknologi delvis tilgjengelig
Andre metoder	Naturgassteppe produksjonsskip I bruk på Norge og Åsgard A	Reduserer også metan-utslipp	5	80 - 100	60 - 70	Teknologi tilgjengelig

Tabell 6-4. Reduksjon av produsertvannutslipp og miljøskadelige komponenter i produsert vann

Prinsipp	Teknologier	Effekt på andre utslipp	Red. potensiale %		Mill. kr. pr anlegg	Tekn. status
			Sokkelen	Pr anlegg		
Bedre reservoarstyring	4D reservoar bilder / profiler Ekspanderbare rør Underbalansert boring Smarte brønner		3 - 10	0 - 40	Usikkert	Teknologi tilgjengelig/ under utvikling. 4D benyttes i dag
Mindre vannproduksjon	Blokkering av vannsoner	Reduserer CO ₂ og NO _x	3 - 10	0 - 40	usikkert	Behov for FoU
	Nedihullsseparasjon	Reduserer CO ₂ og NO _x	0 - 5	0 - 40	usikkert	Behov for FoU
	Potensialet er stort, men trenger flere piloter. Vanskelig å implementere i eksisterende brønner.					
Vanninjeksjon	Havbunnsseparasjon		5 - 10	0 - 90	usikkert	Under utvikling
	Høyt potensial på nye installasjoner. Kommer på sikt. Lite potensial på eksisterende installasjoner (her er også vannmengden størst).					
Vanninjeksjon	Injeksjon av prod. vann	Kan øke CO ₂ og NO _x	15 - 30	0 - 90	Usikkert	Teknologi tilgjengelig
Kostnadene vil være svært feltavhengige. Krever tillatelse til injeksjon.						
Vannrensing	Ekstraksjonsprosesser	Kan øke CO ₂ og NO _x	20 - 40	0 - 80	usikkert	Behov for FoU
Målet er å redusere utslipp av skadelige komponenter, målt som EIF						

Tabell 6-5. Reduksjon av utslipp av boreavfall

Prinsipp	Teknologier	Effekt på andre utslipp	Red. potensiale %		Mill. kr. pr anlegg	Tekn. status
			Sokkelen	Pr anlegg		
Injeksjon	Injeksjon av kaks i brønn	Øker CO ₂ og NO _x	50	0 - 95	20-30	Teknologi tilgjengelig
Gjelder oljebasert borevæske. Alternativ til injeksjon er transport til land for behandling.						

Følgende teknologier nevnt i tabellene ovenfor anses å ha størst potensiale til å bidra til reduksjon av utslipp. Noen av tiltakene er først og fremst aktuelle for nybygg, mens andre også kan være aktuelle for eksisterende anlegg:

Klimagasser

- ~~///~~ Energieffektivisering
- ~~///~~ Mer effektiv gassturbindrift
- ~~///~~ Kombikraft – kogenerering
- ~~///~~ Kraftoverføring fra land (med CO₂ deponering dersom basert på gasskraft)
- ~~///~~ Operasjonelle tiltak for å redusere faking

NO_x

- ~~///~~ Lav NO_x på turbiner
- ~~///~~ Vann-/dampinjeksjon i gassturbiner

nmVOC

- ~~///~~ Absorpsjon i olje
- ~~///~~ Kondensasjon
- ~~///~~ Optimalisering av prosedyrer

Miljøskadelige komponenter i produsert vann

- ~~///~~ Bedre reservoarstyring, blokkering av vannsoner
- ~~///~~ Havbunnseparasjon
- ~~///~~ Injeksjon
- ~~///~~ Vannrensing/ekstraksjonsprosesser

Boreavfall

- ~~///~~ Injeksjon

6.2 Miljøstatus på enkeltinstallasjoner

I Tabell 6-6 er det gitt en oversikt over forhold ved de enkelte installasjonene som er relatert til påvirkning av det ytre miljøet.

Forkortelser benyttet i tabellen:

GBS – Gravity Based Structure, Betong-plattform med integrerte lagerceller på havbunnen.

SEMI – Halvt nedsenkbar plattform.

FPSO – Floating Production, Storing and Offloading Unit, dvs flytende produksjonsskip med lager og lasteanordning for olje.

TLP - Strekkstagsplattform

WHRU – Varmegjenvinningsenhet (Waste heat recovery unit)

STL – Spesialbøye for lasting av olje (Submersed turret loading)

Tabell 6-6. Miljørelaterte opplysninger om offshore installasjoner i Norskehavet

		Draugen	Njord A	Njord B	Åsgard A	Åsgard B	Åsgard C	Heidrun	Norne	Kristin	
Type		GBS	SEMI	Lagerskip	FPSO	SEMI	Lagerskip	TLP	FPSO	SEMI	
Funksjon	Innkvartering	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
	Full prosessering	X	X	-	X	X	-	X	X	X	
	Delvis prosessering	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Lagring	X	-	X	X	-	X	-	X	-	
	Lasting	STL	-	-	-	-	-	-	X	-	-
		Bøyelasting	X	-	-	-	-	-	-	-	-
		Tandem	-	-	X	X	-	X	-	X	-
Boring	X	X	-	-	-	-	X	-	-		
Reservoar	Forhold gass/oljeproduksjon (forventet 2002, % o.e)	3/97	0/100		38/62			12/88	8/92	47/53 ¹¹	
	Antatt produksjonsperiode, – til, år	-2016	- 2014		- 2029			- 2025	- 2020	2005 - 2024	
	Utvinnbare reserver 31.12.01	Gass, Mill Sm ³ o.e	7,1	10		186,4			24,7	12,5	34,9
Olje, Mill Sm ³ o.e		63,4	23,9		143,6			108,4	50,2	50,8	
Energi	Energibehov, MW	27,3	13-19	<3	22	21	1,4	50	25	22 ⁸	
	Turbiner	m/lav-NOX, antall	0	0	0	3	4	0	0	2	3
		u/lav-NOX, antall	5	3	0	1	1	0	3	2	0
		m/WHRU, antall	0	0	0	2	5	0	0	2	1
		u/WHRU, antall	5	3	0	2	0	0	3	2	2
	Fakkel-løsning	Pilotflamme	J	J	NA	N	J	NA	N	N	N
Gjenvinning		N	J	NA	J	J/N ¹	NA	J	J	J ⁷	
Utslipp til luft	Kg CO ₂ /Sm ³ o.e levert, 2001	19	67		62			34,4	30,5	23,4 ⁶	
	Kg NO _x /Sm ³ o.e levert, 2001	0,058	0,28		0,2			0,14	0,101	0,08 ⁶	
	Kg nmVOC/Sm ³ olje lastet/lagret, 2001	1,94	4,9		1,56 ²			0,8	1,88	0,37 ⁶	
	VOC-anlegg på offshore lager		-	N	J	-	-	-	J	-	
	Naturgassteppe på produksjonsskip ?	N	-	J	J	-	-	N	-	-	

Tabell 6-6. Miljørelaterte opplysninger om offshore installasjoner i Norskehavet, forts

		Draugen	Njord A	Njord B	Åsgard A	Åsgard B	Åsgard C	Heidrun	Norne	Kristin	
Produsert vann	Utslipp til sjø, %, år 2001	100	100	-	100	100	-	63	93	100	
	Injeksjon, %, år 2001	0	0	-	0	0	-	37	7	0	
	Utslippsvolum, mill m ³ , år 2001	0,22	0,13	-	0,16		-	1,15	0,51	-	
	Utslippsvolum, mill m ³ , år 2013	12,80	0,20	-	0,75		-	1,30	18,60	5,38	
	Rensemetode	Hydrosykloner	J	J	-	J	J	-	J	J	-
		Sentrifuger	-	-	-	J	J	-	-	-	-
		PECT-F	J	-	-	-	-	-	-	-	-
		C-Tour	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Crude Sorb filter	-	-	-	-	-	-	-	-	J	
Gjennomsnittlig oljeinnhold i vann som slippes ut, mg/l, 2001		24	12	-	29	31,3	-	63	37,3	<25 ¹¹	
Borevæske og -kaks	Oljeholdig kaks	Injeksjon, %	0	0 ¹³	-	60 ³		-	0	-	0
		Ilandføring, %	100	100 ¹³	-	40 ³		-	0	100	100
	Vannbasert borevæske	Gjenbruk, %	?	NA	-	10 ³		-	40		30 ¹¹
	Kompletterings-væske	Gjenbruk, %	?	NA	-	40 ³		-	0		85 ¹¹
Kjemikalier, (ingredienser)	Utslipp grønne kjemikalier, tonn, 2001		1572,5	295,2		9606 ³		12129	530 ¹²	9	
	Utslipp gule kjemikalier, tonn, 2001		36,8	2,2		612 ³		954	92	9	
	Utslipp røde kjemikalier, tonn, 2001		0,74	1,0		36 ³		32	1,02	9	
	Utslipp svarte kjemikalier, tonn, 2001		0,016	0,2		0,2 ³		0,32	0,04	9	
Kjølevann	Inntaksdyp, m under overflate			40		10-15 ⁴	35/40 ⁵	10-15 ⁴	62	40	40 ¹⁰
	Utslippsdyp, m under overflate			3		7-12 ⁴	15/1 ⁵	4-9 ⁴	30	14	14

¹ Gjenvinning på høytrykksfakkel, ikke gjenvinning på lavtrykksfakkel

² Åsgard A har nmVOC-gjenvinning

³ Gjelder hele feltet

⁴ Dybde avhengig av hvor mye olje som er på tankene

⁵ 2 kjølevannsinntak og 2 utslippspunkter. Det ene utslippspunktet er for kjølevann for hjelpesystemer (1m) og det andre for "rent" kjølevann.

⁶ Tallet gjelder første hele driftsår, 2006, og inkluderer også utslipp knyttet til boreaktivitet

⁷ Lukket HP fakkel med gjenvinning. LP fakkel med kaldventilering og automatisk tenning

⁸ Evt. behov for elektrisk oppvarming av sjøbunnsløp kommer i tillegg

⁹ Informasjon vil foreligge ved innsending av utslippssøknad i 2004

¹⁰ Backup inntak på 21 m

¹¹ Gjelder år 2006

¹² Uten 650 tonn vanninnhold

¹³ Borestans i 2001, men oljeholdig borekaks har tidligere blitt ilandført, og vil også bli det i framtida

6.3 Oppfølging av IPPC-direktivet

Formålet med IPPC direktivet (direktiv for integrert forebygging og kontroll av forurensing) er å samle regulering av alle forurensende utslipp til luft, vann og jord, samt avfall, fra en og samme virksomhet i en tillatelse, gitt av en myndighet, og derigjennom oppnå en mer helhetlig vurdering og regulering av den samlede forurensningsbelastningen forårsaket av en virksomhet.

Basert på EØS-avtalen, er IPPC-direktivet også implementert i norsk lovgivning.

Et hovedprinsipp i IPPC-direktivet er at den ansvarlige for en virksomhet plikter å benytte "beste tilgjengelige teknikker" (BAT) og at de utslippsgrenser som fastsettes i en tillatelse skal baseres på BAT. Direktivet definerer begrepet BAT og hvilke forhold som skal tas i betraktning når BAT fastsettes. EU-kommisjonen har igangsatt arbeid med å utarbeide BAT-referansedokumenter angående hva som anses som BAT i de enkelte industrier.

IPPC-direktivet gjelder for nye virksomheter fra 31. oktober 1999, mens det for eksisterende virksomheter er satt frist til 31. oktober 2007. Dette innebærer at utslippstillatelser til eksisterende bedrifter må være gjennomgått, og vilkårene om nødvendig ajourført i form av nye tillatelser, slik at eventuelle tiltak kan være iverksatt før den nevnte datoen.

For petroleumsvirksomheten ventes IPPC-direktivet først og fremst å innebære utfordringer i forhold til effektiv energiutnyttelse og reduksjon av NO_x-utslipp, og det vil være aktuelt å gjennomføre studier og forberedende arbeider med utgangspunkt bl.a. i de tiltakene som er nevnt i tabellene 6.1 – 6.5.

Som et ledd i oppfølgingen av IPPC-direktivet har SFT i brev til samtlige operatører på norsk sokkel i desember 2002 varslet pålegg om utredning av tiltak for økt energieffektivitet, utslippsreducerende tiltak og kostnader. Pålegget vil omfatte utredning av følgende forhold:

- ?? Tiltak for enkeltinstallasjoner og felt; eksempelvis energioptimale prosesser/reduert energiforbruk, effektiv

kraftgenerering, gjenvinning av varme i eksosgassen, CHP-anlegg, utslippsreducerende tiltak til luft, kostnader.

- ?? Samordning av kraftforsyning mellom installasjoner internt på feltet og mellom felt i en region/område; eksempelvis energieffektivitet, utslippsreduksjoner, kostnader og forsynings sikkerhet sammenlignet med tiltak.

Det pågår nå en prosess i EU med å bringe til veie informasjon om hva som er å anse som BAT (Best Available Techniques), såkalte BAT referanse dokumenter (BREFs). Disse dokumentene angir hvilke utslippsnivåer som er mulig å oppnå ved bruk av ulike teknikker som anses som forenlige med IPPC-direktivets krav om BAT, og vil være veiledende ved fastsettelse av hvilke teknikker og utslippsnivåer som skal anses som BAT. Energianleggene offshore er inkludert i BAT-dokumentet for store forbrenningsanlegg (BREF-LCP) som er under utarbeidelse, og som er forventet å være ferdigstilt i løpet av 1. halvår 2003.

SFT har varslet at nye krav til utslipp til luft for eksisterende felt kan bli fastsatt i løpet av 2004. Tilsvarende gjelder for tiltak for forbedret energieffektivitet.

6.4 Arbeid med "0-utslipps" tiltak – rapporteringsrutiner

På bakgrunn av Stortingsmelding nr. 58 (1996-97), internasjonale avtaler og konvensjoner og politiske signaler om økt fokus på utslipp av kjemikalier, ble "Nullutslippsrapporten" utarbeidet i november 1998 i samarbeid mellom OLF og SFT. Rapporten ble fulgt opp av SFT med et brev datert 26. november 1998, der selskapene ble pålagt å foreta en gjennomgang av sine aktiviteter på sokkelen i lys av rapporten, med sikte på å oppfylle målsettingen om 0-utslipp til sjø.

Dette er fulgt opp av selskapene, og det ble våren 2000 lagt fram omfattende dokumentasjon for de enkelte installasjonene, med statusbeskrivelser og tiltakslistene.

Arbeidet følges opp i årlige utslippsrapporter til SFT. Dette innebærer at myndighetene en gang pr. år får en fullt oppdatert status for dette arbeidet for hvert enkelt av de identifiserte

tiltakene. I tillegg til status for 0-utslippsarbeidet inneholder årsrapportene en omfattende rapportering av alle utslipp fra installasjonene til sjø og til luft. Rapportene er offentlig tilgjengelige, og det henvises til disse for detaljerte opplysninger.

Det er etablert en egen "0-utslipps"- gruppe med representasjon fra SFT, Oljedirektoratet, OLF og oljeselskapene. Gruppen har følgende mandat :

- ✍ Å gjennomgå nullutslippsbegrepet på ny og foreslå presiseringer og eksempler på bruk. Det skal lages et forslag til veiledning for bruk av begrepet.
- ✍ Å diskutere format for nullutslippsrapportering i 2003, med særlig hensyn på å sikre etterprøvbarehet og dokumentasjon av vurderinger og tiltak. Mulige måleparametere skal kartlegges og fordeler og mangler identifiseres. Det skal lages en anbefaling til myndighetene.
- ✍ Å diskutere hvordan en sikrer at nullutslippsmålet nås i 2005 og hvordan det kan etterprøves om eventuelle begrunnelser for manglende tiltak er gyldige (teknisk/økonomisk). Det skal foretas en gjennomgang av teknologistatus og forventet teknologiutvikling
- ✍ Å vurdere kriterier for identifisering av soner hvor enkelte aktiviteter eller utslipp ikke bør tillates.
- ✍ Å kartlegge og kommunisere videre bruk av miljørisikomodeller som redskap for å nå målsettingen, og identifisere fordeler og mangler ved slike modeller.

Alle utslipp til sjø er regulert av feltspesifikke utslippstillatelser, gitt av SFT. Tillatelsene og selskapenes søknader om utslippstillatelser inneholder omfattende informasjon om stoffer som slippes ut, stoffenes egenskaper, mengder og planer for utslippsreduksjoner. Tillatelsene som gis følges opp gjennom interne og myndighetspålagte rapporteringsrutiner, revisjoner og kontroller.

6.5 Fellestiltak

Flere av de tiltakene som antas å gi størst miljøgevinst er av en slik karakter at samarbeid mellom flere installasjoner og/eller selskap vil være nødvendig av tekniske og/eller økonom-

iske årsaker. Det som også kjennetegner disse tiltakene er at teknologien finnes, men at kostnadene ofte blir for høye i et lønnsomhetsperspektiv.

I det følgende gis det en kort omtale av slike tiltak, og hvordan status for arbeidet er.

6.5.1 Samordnet kraftforsyning

En mer effektiv utnyttelse av kraftproduksjonen gjennom kraftutveksling mellom ulike felt og installasjoner på sokkelen har ved flere anledninger blitt vurdert som et alternativ til elektrisitetsforsyning fra land. I forbindelse med utarbeidelse av RKU-Haltenbanken/Norskehavet (1998) ble det gjennomført en studie som så på muligheter og konsekvenser ved en felles kraftforsyning for plattformer på Haltenbanken. Det ble den gang ikke funnet løsninger som var økonomisk gjennomførbare.

I forbindelse med planlegging av Kristinutbyggingen ble to gassturbiner på Kristinplattformen vurdert opp mot en løsning med bare en gassturbin og en kraftutvekslingskabel mellom Kristin og Åsgard, som er det nærmeste nabofeltet til Kristin. Løsningen med kraftutveksling ville gitt en beregnet utslippsreduksjon over feltets levetid på 2%, for både CO₂ og NO_x. Løsningen ville imidlertid innebære betydelig teknisk usikkerhet, og ikke gi den nødvendige sikkerhet i tilfelle utfall av kraftproduksjonen på en av installasjonene. Det ble konkludert med at en eventuell kabel burde komme i tillegg til egenforsyningen på hver enkelt installasjon, og at en derigjennom kunne oppnå både økt fleksibilitet og utslippsreduksjoner.

Gevinsten av samordningsprosjekter av denne typen vil bl.a. avhenge av kraftbehov og kraftkonfigurasjon på installasjonene nå og i framtida, samt avstanden mellom installasjonene.

6.5.2 El-forsyning fra land

En mulig elektrifisering av offshore installasjoner fra land ble grundig utredet i en rapport fra Oljedirektoratet (OD) og Norges vassdrags og energidirektorat (NVE) i 1997. Rapporten er fylldig referert i RKU-Norskehavet/Haltenbanken (1998). Utredning-

en viste at kostnadene ved elektrifisering den gang var svært høye sammenlignet med verdien av innsparing CO₂-avgift. Elektrifisering av offshore installasjoner ville kreve ny utbygging av vannkraft, eller kraften ville måtte produseres ved gasskraftverk på land.

Ny teknologi mht. overføring av likestrøm fra land til offshoreinstallasjoner har redusert kostnadene ved slike løsninger.

Bl.a. på denne bakgrunn satte Oljedirektoratet (OD) sammen med Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) i gang et nytt utredningsarbeid for å utforske mulighetene for å erstatte produksjon av elektrisitet offshore med elektrisk kraft fra land. I dette arbeidet så en på potensialet for å redusere utslippene av både NO_x og CO₂ fra norsk petroleumsvirksomhet, og hva dette ville koste.

I regi av prosjektet ble det gjort kraftbalanse-vurderinger frem til 2015. Disse viser at Norge allerede er i en underskuddssituasjon, selv i år med normale tilslag til vannkraftsystemet.

I prosjektet ble det fokusert på 3 områder: Sørliche del av Nordsjøen, Osebergområdet og Norskehavet. Konseptet som ble studert innebar for hvert av de tre områdene en dubleret kabel fra land til en mottaksstasjon offshore, og videre fordeling av kraften gjennom kabler til de enkelte installasjonene.

Rapporten fra studiene forelå høsten 2002 (OD/NVE, 2002). Rapporten konkluderer med at å forsyne sokkelen med kraft fra land vil representere et meget kostbart bidrag til å nå Norges forpliktelser i henhold til Kyoto- og Gøteborg-protokollene. Beregningene som er gjort indikerer at tiltakskostnadene for elektrifisering av sokkelen vil være høye i forhold til dagens CO₂-avgift, forventet internasjonal kvotepris og andre tiltak i SFT sine tiltaksanalyser for CO₂ og NO_x.

Med realistiske alternativ for kraftoppdekning, vil utslipp av CO₂ fra elektrisitetsproduksjonen innenlands eller i utlandet spise opp en stor del av, eller hele utslippsreduksjonen til havs. Om sokkelen elektrifiseres uten at det bygges ny produksjonskapasitet for elektrisitet i Norge, er det usikkert om det blir noen netto utslippsreduksjon av CO₂ totalt sett. Dette skyldes tap av energi ved overføring til

sokkelen og det faktum at produksjonsøkning i Europa, i flere år til, vil dekkes fra eksisterende kullkraftverk med store utslipp av CO₂ pr produsert energienhet. Det vil imidlertid bli vesentlige reduksjoner i utslipp av NO_x.

Det kreves meget store investeringer for å elektrifisere sokkelen, både i form av sjøkabler, omformerstasjoner, nye plattformer og kostnader ved ombygging av eksisterende innretninger. Andre gjennomførte studier (SFT 1999, SFT 2000) viser at Norge kan oppfylle sine forpliktelser i henhold til Kyoto- og Gøteborgprotokollene til lavere kostnad enn noen av de sannsynlige alternativene i studien gjennomført av OD/NVE, spesielt om en tar hensyn til mulighetene for å ta i bruk Kyoto-mekanismene.

Det er i regi av OLF etablert en gruppe som har som mandat å oppdatere det kostnads-messige og tekniske grunnlaget for en eventuell krafttilførsel fra land til hhv. Haltenbanken, Tampenområdet og den sørlige delen av Nordsjøen. Videre skal det gjøres en analyse av hvilke utslippsfaktorer som bør legges til grunn for den kraften som det er aktuelt å overføre fra land, for ulike importnivåer.

Det er også tidligere gjennomført studier mht. mulig elektrifisering av installasjonene på norsk sokkel. Som et eksempel kan det nevnes at det ved planleggingen av Kristinprosjektet ble gjort beregninger av hva det ville koste å dekke kraftbehovet på Kristin-plattformen gjennom en elektrisitets-kabel fra land, og hva dette ville medføre mht. endrede utslipp til luft.

Beregningene konkluderte med at en slik løsning ville kreve økte investeringer på i størrelsesorden 1 milliard kroner. Driftskostnadene knyttet til kjøp av strøm ville grovt sett bli oppveid av innsparinger i CO₂-avgift og sparte driftsutgifter ved at en kunne unngå drift av turbiner på plattformen.

Beregningene viste videre at det totale CO₂-utslippet ville bli redusert med ca 12 % sammenlignet med kraftproduksjon med turbiner på plattformen. Utslippet av NO_x fra plattformen ville bli redusert med ca 30 %.

Som en forutsetning for beregningene ble det lagt til grunn at all elektrisk kraft etter år 2005 er basert på import av kraft produsert ved landbaserte gasskraftverk. En slik produksjon vil også gi utslipp av CO₂ og NO_x. Effektene av CO₂-utslipp antas å være uavhengig av hvor utslippet skjer, mens miljøeffektene av NO_x-utslipp vil være avhengig av hvor gasskraftverket er lokalisert. Konklusjonen for Kristin-prosjektets vedkommende ble at elektrifisering fra land ikke kunne forsvares ut fra de lønnsomhetsmessige kriterier.

6.5.3 Rørtransport av olje/kondensat til land

De fleste felt i Nordsjøen og alle felt i Norskehavet har pr. i dag eksport av olje og kondensat med skytteltankere. Alternative løsninger med rørtransport inn til mottaksanlegg på land har vært utredet både for felt i Tampenområdet i Nordsjøen og Haltenbanken i Norskehavet. Bakgrunnen for utredningsarbeidet har vært forventninger om bedret lønnsomhet som følge av økt markedstilgang, stabil produktkvalitet, stort volum og logistikkbesparelser. Dessuten har en hatt forventninger om at rørtransport vil gi reduserte utslipp til luft, og i noen tilfeller også forbedret sikkerhet og redusert risiko for uhellsutslipp av olje, sammenlignet med bøyelasting og skytteltankertransport.

De væskerørprosjektene som har vært utredet i det siste har ikke oppnådd tilstrekkelig lønnsomhet til å forsvare gjennomføringen. Lønnsomheten er bl.a. avhengig av transportvolumer og transportavstander. Foreløpige utredninger som er gjort indikerer reduserte utslipp til luft for alle relevante parametere, mest for nmVOC. Videre har utredningene vist at rørtransport kan gi noe redusert miljørisiko, men her er bildet mer nyansert. Sannsynligheten for uhellsutslipp offshore reduseres ved rørtransport, men samtidig øker sannsynligheten for uhellsutslipp ved ilandføringsstedet, både knyttet til rørledningsbrudd og til utskiping av olje med store tankskip.

Det som er gjengitt ovenfor er basert på erfaringer fra utredningsarbeidene knyttet til Gullfaks oljerør, Statfjord oljerør og Halten væskerør prosjekt, alle Statoil-prosjekter som er skrinlagt, men der det er gjort utredninger av miljøkonsekvenser et stykke på vei.

6.5.4 Injeksjon av CO₂

For flere felt må innholdet av CO₂ i naturgassen reduseres for å overholde salgsgassspesifikasjonene. Flere måter å gjøre dette på har blitt vurdert, herunder også fjerning og injeksjon av gassen offshore. En slik vurdering ble eksempelvis gjort for Kristin i 2001.

Med utgangspunkt i en tilsvarende løsning som for Sleipner A (aminanlegg) ble det beregnet at investeringskostnadene ville være i størrelsesorden totalt 805 millioner kroner, herav ca 525 millioner kroner for selve aminanlegget, og resten av kostnadene knyttet til undervannsanlegg. Dette ga en bedriftsmessig tiltakskostnad på 956 kr/tonn CO₂, før skatter og avgifter. Til sammenligning tilsvarte CO₂-avgiften i underkant av kr. 300 pr. tonn produsert CO₂ på det tidspunktet.

Anlegget ville kunne fjerne og reinjisere 135.000 tonn CO₂/år, og redusert gassvolum ville i tillegg gi noe redusert forbruk av energi til transport av gass gjennom Åsgard transport. Samtidig ville anleggets energiforbruk medføre produksjon av 10.000 tonn CO₂ og 40 tonn NO_x pr. år.

Løsningen ble forlatt på grunn av høye kostnader, stort areal-krav, høy vekt, og på grunn av at en pr i dag ikke er kjent til noe godt egnet reservoar for injeksjon av CO₂-gass i Haltenbanken-området. En samordnet løsning for Kristin og Åsgard, der CO₂-innholdet reduseres etter ilandføring på Kårstø, viste seg å være det mest lønnsomme alternativet.

For Kristin så en også på muligheten for å skille ut CO₂ fra eksosgassen og reinjisere denne offshore, som et tiltak for å redusere de samlede CO₂-utslippene. Teoretisk ville det være mulig å fjerne 86 % av CO₂ fra eksosgassen (amin-prosess). I praksis må en regne med noe lavere effektivitet, og det ble i Kristins tilfelle lagt til grunn gjennomsnittlig 80 %. Videre ble det lagt til grunn at brenngassforbruket på plattformen ville øke med ca 20 %, og at CO₂-utslippene dermed ville kunne reduseres med i størrelsesorden 76 %, sammenlignet med basialternativet. I de første produksjonsårene på Kristin ville dette utgjort i størrelsesorden 180.000 tonn CO₂ pr. år. Løsningen ble ikke vedtatt implementert pga. høye investeringskostnader (kalkulert til 2,130

milliarder kroner), samt det faktum at området ikke har et egnet reservoar for injeksjon av gassen.

6.6 Utviklingsprosjekter

I det følgende beskrives nå-situasjonen når det gjelder forskning og utvikling relatert til miljø-aspektene ved norsk olje- og gassvirksomhet, med fokus på forskning som bidrar til reduksjon av utslipp. Videre gis det en oversikt over hva som fra næringens side vurderes å være de viktigste FoU-behov i tiden som kommer.

I tillegg til programene beskrevet nedenfor, har oljeselskapene i samarbeid med Olje- og Energidepartementet utviklet en strategi for utvinning av olje og gass fra norsk sokkel, OG21 (olje og gass for det 21. århundre). OG21 ble formert etablert på initiativ fra Olje- og energidepartementet (OED) i 2001, og identifiserer miljø som en av fem områder som er viktige å videreutvikle for å oppnå en konkurransedyktig norsk olje og gassnæring. Programmet fokuserer på følgende miljørelaterte teknologiområder: null miljø-skadelige utslipp til sjø, og 30% reduksjon av utslipp til luft.

6.6.1 Utslipp av klimagasser

En rekke programmer og prosjekter som har til formål å redusere utslippene av CO₂ fra olje- og gassvirksomheten pågår eller er nylig avsluttet. De viktigste programmene er beskrevet i det følgende.

Forskningsrådets Klimatek-program og EMBa

Klimatek skal stimulere til utvikling av ny teknologi som reduserer utslipp av klimagasser. En opprinnelig målsetning var at Klimatek-prosjektene samlet skulle ha et potensiale til å redusere klimagassutslippene i Norge med 10 mill tonn CO₂-ekvivalenter, dersom de ble implementert innen 2010. Fra 01.07.2001 er aktivitetene i Klimatek-programmet lagt inn under programmet EMBa (Energi, miljø, bygg og anlegg). Dette programmet har bl.a. som mål å bidra til:

☞ ny kommersiell teknologi for energi-forsyning uten utslipp av klimagasser

- ☞ kommersiell teknologi for håndtering av CO₂, herunder løsninger for deponering av CO₂
- ☞ økt bruk av teknologi som reduserer utslipp av klimagasser.
- ☞ utvikling av teknologier for gassbasert kraftgenerering med minimum 90 % CO₂-fangning

Carbon Capture Project (CCP-prosjektet)

Dette er et felles industriprosjekt, støttet av flere større norske og internasjonale industri- og oljeselskaper. Prosjektet skal ha som mål å bidra til utvikling av teknologi som vil gjøre det mulig å fjerne og utnytte CO₂ til kostnader som er inntil 75% lavere enn i dag. Foruten de industrielle deltagerne er bl.a. Klimatek en vesentlig bidragsyter på finansieringssiden.

Forskningsrådsprogrammer med indirekte miljøvirkninger

Forskningsrådet har flere programmer som primært fokuserer på bedre og mer kostnads-effektive produksjonsteknologier og som indirekte kan redusere CO₂-utslipp ved at teknologien kan frembringe mer energi-effektive produksjonsløsninger. Aktuelle programmer er:

- ☞ Petroforsk
- ☞ Offshore 2010
- ☞ Demo 2000

Andre industriprosjekter

Rene industrifinansierte FoU-prosjekter rettet mot reduksjon av CO₂-utslipp omfatter bl.a.

- ☞ Utslippsfrie gasskraftverk
- ☞ Slukking av fakkell
- ☞ Gasskraftverk med høy virkningsgrad
- ☞ Separasjon av CO₂ fra eksosgass
- ☞ Lagring av CO₂ i vannfylte strukturer
- ☞ CO₂- og eksosgassinjeksjon for forbedret oljeutvinning (IOR)

FoU-prosjekter som indirekte kan medføre reduksjon av CO₂-utslipp:

- ☞ Nedihull separasjon av olje og gass
- ☞ Havbunnseparasjon av olje og gass
- ☞ Transport av brønnstrøm over lange avstander eller til land
- ☞ Kjemisk og mekanisk avstenging av gass og vannsoner i produserende strukturer
- ☞ Høytrykks gassprosessering

✂ Bifasetteknologi - utnyttelse av energi ved trykkreduksjoner

Det er ikke registrert forskning rettet mot reduksjon av metanutslipp fra olje- og gassvirksomheten.

6.6.2 Andre utslippsgasser

Det foregår mindre FoU rettet mot andre utslippsgasser fra olje- og gassvirksomheten. Av disse er det først og fremst NO_x- og nmVOC-utslippene som representerer miljøutfordringer.

NO_x-utslipp

Ingen av forskningsrådets programmer er rettet mot direkte reduksjon av NO_x-utslipp. Flere programmer vil indirekte kunne gi reduserte NO_x-utslipp gjennom reduksjon av energiforbruket på samme måte som CO₂-utslippene kan bli redusert. Dette gjelder:

- ✂ Petroforsk
- ✂ Offshore 2010
- ✂ Demo 2000

Rene industrifinansierte FoU-prosjekter som kan redusere CO₂-utslippene kan også indirekte redusere NO_x-utslippene i samme grad. Tilsvarende vil FoU-prosjektene som har som mål å bedre virkningsgraden ved kraftproduksjon kunne redusere utslippene av NO_x. I regi av oljeindustrien er det også registrert forskning knyttet til bedre utnyttelse av lav-NO_x gassturbiner.

Den vesentligste FoU-innsatsen for reduksjon av NO_x-utslipp foregår hos utstyrsleverandørene. Innenfor gassturbin- og motorteknologiene forskes det kontinuerlig på å frembringe bedre lav-NO_x-konsepter og på renseteknologier som katalytisk reduksjon av NO_x i avgasser ol. Av strategiske og konkurransemessige grunner er detaljer knyttet til leverandørenes forskning mindre kjent.

Utslipp av nmVOC

Det er ikke registrert programmer i regi av forskningsrådet med fokus på reduksjon av nmVOC-utslipp. Innenfor industrien foregår det en del forskning på reduksjon av slike utslipp fra bøyelasting av olje, bl.a. gjennom det nå avsluttede VOCON-prosjektet som var

et felles industriprosjekt. Både flere oljeselskaper og leverandørindustrien forsker videre på teknologi for gjenvinning av nmVOC.

Det er ikke registrert forskning rettet mot diffuse utslipp av nmVOC fra olje- og gassvirksomheten. Utslippene er her små og er ikke funnet å ha stor miljømessig betydning.

6.6.3 Utslipp av olje, produsert vann og boreavfall

Forskningsrådets program om forurensning som går fram til 2005 omfatter bl.a. kunnskapsoppbygging om de ulike oljetypene som produseres og transporteres i nordlige farvann. Flere av de andre teknologiprogrammene til Forskningsrådet vil indirekte gjennom bedre produksjonsteknologier kunne ha som bi-effekt at mengden vann som produseres og slippes ut reduseres. Dette gjelder:

- ✂ Petroforsk
- ✂ Offshore 2010
- ✂ Demo 2000

I tillegg gjennomfører oljeindustrien en rekke FoU-prosjekter som har tilsvarende indirekte virkning, bl.a. kjemisk og mekanisk avstenging av vannsoner i reservoaret og nedihulls- og havbunnsseparasjon av olje og vann. Industrien forsker også på miljøeffekter og reduksjon av bore- og produsertvannutslipp. Områder som dekkes er bl.a.

- ✂ Prosjekter relatert til injeksjon av produsert vann og boreavfall
- ✂ Kartlegging av miljørisiko og miljøskadepotensialene fra slike utslipp
- ✂ Metodeutvikling for bedre å kunne kvantifisere miljøeffektene av utslippene og dets komponenter
- ✂ Teknologier for å fjerne både olje og oppløste forbindelser

Det foregår også forskning knyttet til kartlegging av miljøeffekter på marint liv som resultat av utslipp til sjø. Et eksempel på dette er prosjektet "Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra offshoresektoren" som er igangsatt i 2002. Det tas sikte på et program over inntil 6 år med en kostnadsramme på 20 mill kroner pr år.

Innenfor industrien foregår det også forskning på bruk av ilmenitt i stedet for barytt som vektmiddel, injeksjon av oljeholdig boreavfall og disponering av slikt avfall.

Industriens forskning er i stor grad styrt av myndighetenes krav til praktisk nullutslipp innen 2005. Nye krav fra OSPAR er delvis i konflikt med disse kravene gjennom ensidig å fokusere på reduksjon av utslipp av dispergert olje.

6.6.4 Kjemikalier

Det er ikke registrert forskning i regi av Forskningsrådet innenfor temaet redusert miljøpåvirkning av kjemikalieutslipp fra oljeindustrien. Oljeindustrien selv forsker både på teknologi som kan medføre redusert kjemikalieforbruk, og på måter for bedre å dokumentere eventuell kronisk giftighet av kjemikalier. Forskningsprosjekter som resulterer i redusert produsert vannmengde vil indirekte også kunne gi redusert kjemikaliebruk og -utslipp.

Sammen med leverandørene arbeider oljeselskapene aktivt for å finne alternativer til de kjemikalier som har uønskede miljøegenskaper.

Kjemikalieleverandørene på sin side utfører en god del forskning for å utvikle mindre miljøskadelige kjemikalier. Dette er en forskning som delvis er drevet av myndighetenes strengere miljøkrav til kjemikalier som slippes ut fra olje- og gassvirksomheten. Av konkurransemessige årsaker er det lite informasjon tilgjengelig om omfang av denne forskningen og detaljer om hva det forskes på.

6.7 FoU-behov innen norsk olje- og gassvirksomhet

Spesielt tre områder skiller seg ut:

- ☞ Klimagassutslipp
- ☞ Utslipp av NO_x
- ☞ Utslipp til sjø

Når det gjelder klimagassutslipp er det først og fremst behov for teknologier som resulterer i lavere utslipp. I den forbindelse er det verdt å

merke seg at selv i 2010 vil 80 % av CO₂-utslippene komme fra felt som i dag er i drift eller under utbygging. Dessuten vil en rekke felt etter hvert gå inn i en sein produksjonsfase karakterisert ved lave produksjonsnivåer kombinert med behov for store volumer vann og/eller gassinjeksjon. Dette er operasjoner som er svært energikrevende og resulterer i høye utslipp.

Det er derfor viktig å ha bredde i forskningen slik at både nye og eksisterende felt dekkes. Stikkord her kan være:

- ☞ Mer effektiv energiproduksjon. Først og fremst et potensiale ved nye feltutbygginger.
- ☞ Kraftoverføring fra land. Vil ha positiv effekt dersom den overførte kraften er produsert med lavere utslipp.
- ☞ Ekstraksjon og deponering av CO₂ fra avgasser. Først og fremst et potensiale ved kraftoverføring fra land og for store felt.
- ☞ Mindre energikrevende olje- og gassprosessering. Først og fremst et potensiale ved nye feltutbygginger.
- ☞ Mindre energikrevende produksjons teknologier. Potensialer både for eksisterende og nye felt. Eksempler:
 - Havbunns- og nedihull-separasjon.
 - Blokkering av vann- og gassførende soner.
- ☞ Reduksjon av NO_x-utslipp fra motorer og gassturbiner

Innenfor utslipp til sjø ligger mulighetene langs to hovedstrategier:

- ☞ Reduksjon eller eliminering av totale utslipp. Her ligger utfordringene i nye produksjons teknologier som medfører lavere vannproduksjon og i det å skaffe seg bedre kunnskaper knyttet til injeksjon av produsert vann, først og fremst for å sikre at energien som brukes til injeksjon av produsert vann kan tas ut igjen i økt oljeproduksjon eller produksjon ved høyere trykk.
- ☞ Måltrettet reduksjon av utslipp av de komponenter som har potensiale for størst miljøskade eller miljørisiko. For å kunne bruke denne strategien er det viktig å skaffe seg nok kunnskap om de potensielle risikoer av de forskjellige utslipps kompo-

mentene. I dag er det bygget opp en god del kompetanse vedrørende de enkelte utslippskomponenters miljøskadepotensiale og langtidsvirkninger. Men det er fremdeles behov for mer forskning. Utvikling av teknologier som muliggjør kostnads-effektiv, selektiv rensning eller eliminering av de komponenter som har størst risikopotensiale vil også være nødvendig for å kunne utnytte kunnskapstilfanget om effekter.

6.8 Etablering av demonstrasjonsprosjekter

I OLF arbeides det for å etablere demonstrasjonsprosjekter for teknologi som er dokumentert, men ikke kommersialisert, gjennom samarbeid mellom lisenser og leverandører. Målet er å være en pådriver for å demonstrere løsningene i praksis. Det gis i det følgende en oppsummering av status for de teknologiske løsningene som hittil har vært ansett for å være mest interessante med tanke på etablering av slike demonstrasjonsprosjekter. Teknologiske løsninger er evaluert innen følgende områder:

- ✂ Ekstraksjon av CO₂, injeksjon av CO₂/injeksjon av eksos
- ✂ Kraftoverføring fra land (HVDC light)
- ✂ Nedihullseparasjon
- ✂ Havbunnsseparasjon
- ✂ C-Tour vannrensing
- ✂ Epcon filter for vannrensing
- ✂ MPPE (Macro Porous Polymer Extraction) for vannrensing
- ✂ Lav NO_x dual fuel turbiner
- ✂ Alternativer til lav NO_x på dual fuel turbiner
- ✂ Lav NO_x for store diesel motorer
- ✂ Metanutslipp ved bøyelasting
- ✂ Gjenvinning av nmVOC
- ✂ Vannavstenging i brønner
- ✂ Injeksjon av produsert vann
- ✂ Kjemikaliebruk

6.8.1 Status for de aktuelle teknologiområdene

Ekstraksjon/injeksjon av CO₂, injeksjon av eksos

Statoil har vurdert blandbar gassinjeksjon på Gullfaks for å øke oljeutvinningen. Gass-

blanding består av CO₂, LPG og naturgass. Potensialet for økt utvinning har vært anslått til 25 millioner Sm³ olje. Det kan i denne sammenheng injiseres 0,5 millioner tonn CO₂/år over en 6 – 8 års periode. I blandingen kan enten benyttes ren CO₂ utskilt fra naturgassen på Kårstø, eller fra eksosgassen fra et gasskraftverk blandet med ren NGL, eller en blanding av etan og CO₂. Noe av hydrokarbon/CO₂ blandingen vil reproduseres, og blir da reinjisert på feltet. Investeringene ved å få til en gjennomførbar løsning har vist seg å være så store at prosjektet ikke er lønnsomt. Investeringene omfatter ekstraksjon av CO₂, rørtransport og injeksjon/injeksjon på feltet. Det arbeides videre med alternative løsninger.

Injeksjon av eksosgass på tungoljefelt vurderes å ha et interessant potensiale for å bidra til å øke utvinningen, samtidig som det kan oppnås betydelige reduksjoner i utslipp av CO₂ og NO_x. Teknologien er vurdert i forbindelse med tungoljeprosjekter på norsk sokkel. Det er foreløpig ikke gjort funn hvor teknologien kan anvendes.

Kraftoverføring fra land (HVDC Light)

Prekompresjon på Troll skal gjennomføres fra 2004. Kraftoverføring fra land ved hjelp av HVDC Light teknologi vil bli benyttet. For å dekke økt kraftbehov vil det bli etablert likestrømskabler fra land med en kapasitet på hele 150 MW. Prognosene tilsier at utslippene av CO₂ i år 2010 vil være 100.000 tonn mindre enn om en hadde installert gassturbiner offshore, og miljøgevinsten vil øke med årene.

HVDC prosjektet til BP vurderte likestrømskabler fra Norge til Ekofiskområdet for å erstatte offshore kraftproduksjon på Valhall, Ula, Gyda og deler av Ekofisk. Maksimal effekt ble beregnet til 135 MW og inkluderte alt som drives elektrisk pr i dag. Store gasskompressor og vanninjeksjons pumper som drives direkte av gassturbiner ble ikke inkludert. Potensialet for reduksjon i CO₂-utslipp i Ekofiskområdet ble anslått til 720.000 tonn/år. CO₂-utslipp fra kraftverk på land ville komme til fradrag i dette.

Nedihull separasjon

Norsk Hydro har utført tester av nedihull separasjon med reelle fluider under høyt trykk og temperatur. Testene viser at det i ett trinns separasjon kan oppnås vann av "injeksjons-

kvalitet" og råolje med < 0,5% vann. Dette kan oppnås selv om separatoren ikke er 100 % horisontal. Det er også utført systemtester med drift av separator, kontrollsystem og turbin-drevet pumpe. Installasjonstest på Ullrigg er avsluttet. Det er for tiden ikke tilstrekkelig interesse i lisensene til å gå videre med løsningen, og det er ingen videre planer med å finne en brønn som egner seg for pilotinstallasjon.

Havbunnseparasjon

Det er installert en pilot for havbunnseparasjon på Troll C.

C-Tour vannrensing

C-Tour teknologien er utviklet gjennom flere industriprosjekter (JIP). Teknologien ble testet på Statfjord B i 1999. Resultatene svarte ikke til forventningene.

Statoil, Norsk Hydro og ConocoPhillips deltar for tiden i et Joint Industry Project (JIP) der målet er å kvalifisere kritiske teknologi-elementer, og teknologien ble på ny testet på Statfjord B sommeren 2002. Det er produsert egne skid som gjør at man kan teste teknologi i parallell til eksisterende produsert vann håndtering. Resultatene var nå meget positive, spesielt ved ett av forsøkene. I forhold til referansetest uten kondensat injeksjon, oppnådde man en forbedret fjerning av NPD på ca. 85%, PAH på ca. 75%, C5+ fenoler på ca. 80%, mens fjerningsgraden av dispergert olje ble forbedret med ca. 5%.

Det videre løp vil omfatte verifikasjon av test-resultater på Statfjord B og formell kvalifisering av teknologien. Kvalifiseringen antas ferdigstillet i 2003.

Epcon filter for vannrensing

Epcon renseteknologi for produsert vann baserer seg på 2 trinn, et mekanisk "soft-syklon" trinn, og et mulig 2. trinn inneholdende et filter. Sammen gir disse trinnene en meget god fjerning av dispergert olje (ned mot 5 ppm ved føde på ca. 300 ppm). Trinn 1 alene har også en god renseseffekt for dispergert olje. Et fullskala system for anvendelse av Epcons mekaniske rensenhet (trinn 1, kapasitet 100 m³/time) er midlertidig installert på Troll C for å rense en liten, sterkt forurenset dreisvannstrøm. Det er også en midlertidig installasjon

på Brage for behandling av en vannstrøm i parallell med hydrosyklonutrustningen.

Trinn 2 (filterenheten) har et potensiale for fjerning av giftige forbindelser som PAH og alkylfenoler. For denne teknologien gjenstår det imidlertid å vise effektiv renseseffekt over tid. Dette kan eksempelvis gjøres offshore ved hjelp av Epcons testecontainer. Åsgard A vurderer å teste ut Epcons filterteknologi.

MPPE (Macro Porous Polymer Extraction) for rensing av produsert vann

MPPE teknologien for rensing av produsert vann fra gassplattformer er kommersielt tilgjengelig. Teknologien vil kunne fjerne mer enn 90 % av BTEX (Benzen, Toluen, Etylbenzen, Xylen) og en betydelig mengde av di- og polyaromatiske komponenter. Det var usikkert knyttet til hvordan prosessen ville håndtere produsert vann med en tyngre dispergert oljefase. Ut fra dette ble det i 2001 utført en 3 måneders pilottest av prosessen på Åsgard A. Konklusjonen var at prosessen fungerte godt, og at renseseffekter tilsvarende det som tidligere var rapportert for gassfelt kan oppnås. Det må påpekes at teknologien er begrenset til mindre strømmer av produsert vann, på grunn av vekt og plassbehov.

Lav-NO_x teknologi for dual-fuel turbiner

Årsaken til at man installerer dual-fuel turbiner er at installasjonen må ha tilgang på strøm før oppstart og før den kan levere gass fra egen produksjon. 60% av installerte turbiner er dual-fuel. Av de som er i kontinuerlig drift er det ca. 80% med dual-fuel. Det er ikke noen kjent konkret aktivitet med tanke på å ta i bruk lav-NO_x teknologi på disse turbinene.

Dual-fuel DLE-teknologi (Dry Low Emission) for turbintypen LM 2500 er utviklet men ikke kvalifisert. Utfordringen er at den første operatøren som bestiller dette må vente å pådra seg driftsproblemer og ekstra kostnader. Leverandøren har stilt seg positiv til tanken om et samordnet pilotprosjekt.

Alternativer til lav-NO_x teknologi på dual fuel turbiner

Lav NO_x på dual fuel turbiner er regnet for å være en kostbar teknologi. Det har derfor vært vurdert alternative måter å løse utfordringen på. Det kan være mulig å bygge om dual fuel til rene gassturbiner for flere installasjoner.

Dette i lys av at det flere steder nå er tilgang på gass på en helt annen måte enn da anleggene ble planlagt. Dampinjeksjon i brennkammeret på turbiner anses å ha et stort potensiale for reduksjon av NO_x utslipp.

Lav-NO_x teknologi for store dieselmotorer

Det er flere metoder som allerede er utviklet av motorleverandører for å redusere utslipp fra diesel-motorer.

- 1) Lav-NO_x konvertering (mest vanlig).
- 2) Direkte vanninnsprøyting.
- 3) Konvertering til gass/diesel drift. (Gass med 5% diesel tilførsel)
- 4) Benyttelse av selektiv katalytisk reduksjon (SCR) som avgassrensing.

Det er den siste metoden som har mulighet til å gi svært lave utslipp ned til 1 – 2 g NO_x/kWh (70 - 140 vol. ppm). Metoden er utviklet av Siemens og er i bruk på mange skip, spesielt ferger har fått dette installert bl. a. for å kunne møte krav til konsesjon. Denne metoden er under vurdering for bruk offshore. Esso vurderer alternative løsninger for Balder FPU. Det er utviklet utstyr fra Siemens og motorleverandører.

Metanutslipp ved bøyelasting

Det er tatt i bruk teknologi for å redusere utslipp av metan på Åsgard A gjennom naturgass-innblåsing i tankene ved tømning, i stedet for bruk av inertgass.

Ellers foregår det lite teknologiutvikling innenfor reduksjon av metanutslipp, og det synes å være et forskningsbehov innen flere aktuelle områder. Eksempler på slike områder er HC-atmosfære i tanker, fakling og forbrenning i stempelmotorer eller dampkjeler.

OLF har finansiert en studie ved Sintef/Marintek for vurdering av ulike teknologiske løs-

ninger for redusert metanutslipp. Rapporten anbefaler å benytte forbrenning av VOC i stempelmotorer i kombinasjon med gjenvinningsanlegg for nmVOC (absorpsjon eller kondensasjon) oppstrøms dette. Det betyr at man først må skaffe seg driftserfaring med nmVOC gjenvinningsanlegg før en søker å utvide anlegget til også å redusere metanutslippet.

Gjenvinning av nmVOC

Det foregår teknologiutvikling i samarbeid mellom de fire lasteoperatørene på norsk sokkel som en følge av myndighetskravene om utslippsreduksjoner.

Vannavstenging i brønner

Her foregår det flere aktiviteter i industrien mellom oljeselskap og leverandører.

Injeksjon av produsert vann

Injeksjon er basert på konvensjonell teknologi, og en ser ikke noe stort behov for teknologiutvikling på dette området.

Kjemikaliebruk

Utviklingen av mer miljøvennlige kjemikalier foregår i hovedsak hos kjemikalieleverandørene i samarbeid med oljeselskap.

6.9 Litteratur

SFT, 2000: Reduksjon av klimagassutslipp i Norge. En tiltaksanalyse for 2010.

SFT, 1999: Reduksjon av NO_x-utslipp i Norge. Tiltaksanalyse for mååret 2010.

OD/NVE 2002: Kraftforsyning fra land til sokkelen. Muligheter, kostnader og miljøvirkninger.

7 Oversikt over sårbare naturressurser

Kapitlet bygger i hovedsak på følgende underlagsrapporter:

Brude, O.W. et al. 2002: Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Oversikt over miljøressurser. SINTEF Kjemi, med bidrag fra Alpha Miljørådgivning, Norsk Institutt for Naturforskning, Havforskningsinstituttet.

Eriksen, V. et al. 2002: Konsekvenser av fysiske inngrep på havbunnen – RKU Norskehavet. Rogalandforskning.RF-2002/157.

Angelsen, K. et al. 2002: Regional konsekvensutredning for Norskehavet; Oppdatert fiskerikartlegging og vurdering av konsekvenser av petroleumsvirksomhet. Akvaplan-niva rapport 421.2341.

Johansen, Ø., K. Skognes, J.L.M. Resby, J. Wiklund og O. W. Brude, 2002: Regional konsekvensvurdering, Norskehavet. Underlagsrapport: Uhellsutslipp – sannsynlighet, miljørisiko og miljømessige konsekvenser. SINTEF-rapport STF66 F02057, SINTEF Kjemi, Trondheim. 84 s. + vedlegg (126 s.).

Statoil m.fl. 1998 : Regional konsekvensutredning for Haltenbanken/Norskehavet.

Statoil m.fl., 1999 : Regional konsekvensutredning, Nordsjøen. Temarapport 3. Beskrivelse av influensområdet til havs og på land.

For ytterligere detaljer og litteraturreferanser vises det til underlagsrapportene.

7.1 Spesielt miljøfølsomme områder (SMO) og verneområder

Et spesielt miljøfølsomt område (SMO) defineres som et geografisk avgrenset område som inneholder en eller flere spesielt betydelige forekomster av naturressurser som er sårbar(e) for en gitt påvirkningsfaktor (akutt oljeforurensning), og som i beste fall vil trenge et nærmere avgrenset tidsrom for restitusjon til et naturlig nivå etter en vesentlig skade (Moe

et al. 1999a). SMO graderes på følgende måte etter hvilke konsekvenser en skade med mer enn 10 års restitusjonstid kan forårsake:

- ✂ Internasjonal SMO: En nordøst-atlantisk bestand kan bli redusert mer enn 5 %
- ✂ Nasjonal SMO: En norsk bestand kan bli redusert med 10 %.
- ✂ Regional SMO: En regional bestand kan bli redusert med mer enn 20 %

Innen analyseområdet til RKU Norskehavet er det lokalisert flere SMO for marine pattedyr, fisk og sjøfugl.

Områdene med havert på Froan i Sør-Trøndelag tilfredsstiller de nasjonale kriteriene for SMO gjennom hele året. Områdene med steinkobbe på Nordøyane i Møre og Romsdal tilfredsstiller kriteriene for nasjonal SMO for kaste- og yngleperiodene i juni og juli.

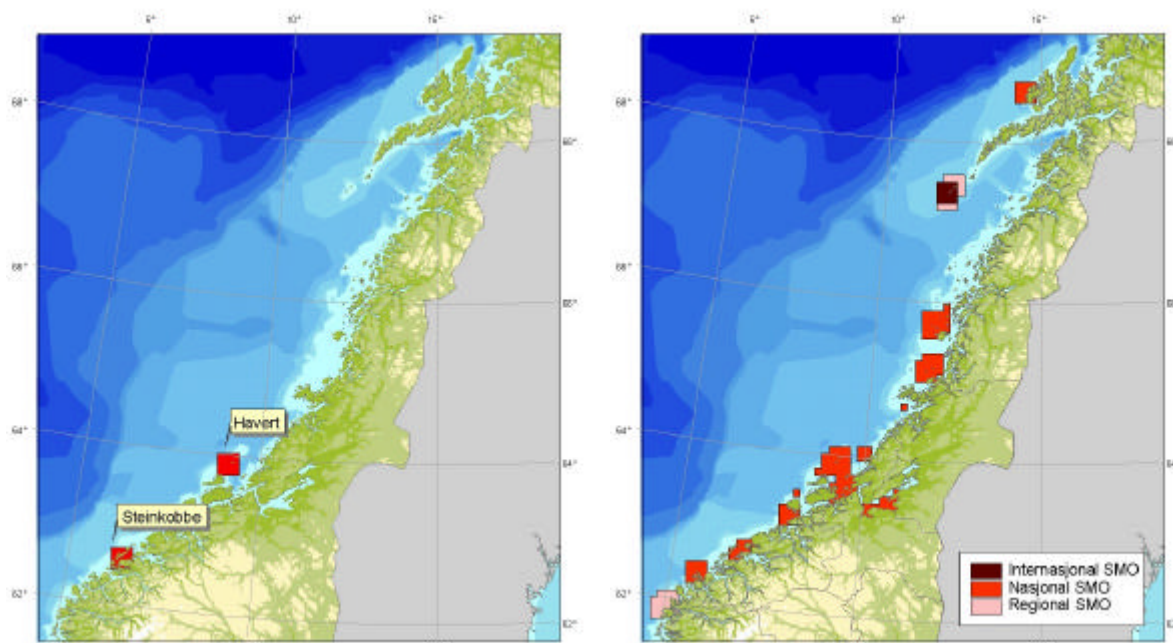
Innen analyseområdet finnes flere sjøfugl-lokaliteter som tilfredsstiller kravene for hhv internasjonale, nasjonale og regionale SMO (Figur 7-1). Røst utgjør internasjonal SMO for lunde i månedene april-september. Nasjonale SMO forekommer langs hele kysten og disse områdene kan omfatte SMO for flere arter.

Det er identifisert et regionalt SMO for fisk i området rundt Lofoten. Dette omfatter torskelarver i perioden mars-april (figur 7.2). SMO for fisk basert på nye data fra HI som ikke er inkludert i SMO fra 1999, identifiserer i tillegg et SMO for sild på Møre og et for sild på Haltenbanken (se figur 7.2). Siden det ikke er etablert faste oppdateringsrutiner for SMO, må SMO for sild betraktes som et foreløpig resultat.

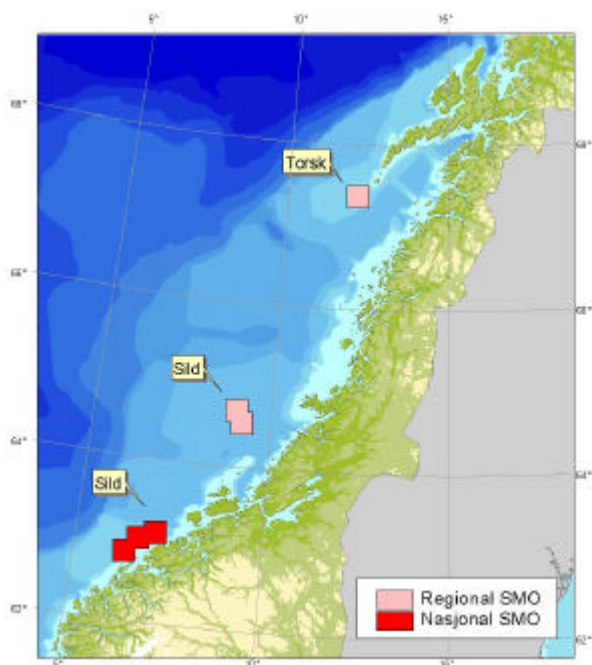
Ingen strandressurser innen analyseområdet tilfredsstiller SMO-kriteriene. Dette er primært et resultat av strandsamfunnenes relativt homogene utbredelse med mer eller mindre jevn, sammenhengende fordeling langs hele kysten. Et oljesøl (tilsvarende det som er lagt til grunn for SMO-betraktningene) er således ikke i stand til å slå ut en tilstrekkelig stor andel av ressursene (Moe et al. 1999a).

Tabell 7-1 indikerer i hvilke måneder kriteriene for SMO er tilfredsstillt for de artene

som danner grunnlaget for SMO-klassifiseringen.



Figur 7-1. SMO for marine pattedyr (venstre) og sjøfugl (høyre) i Norskehavet. Nærmere opplysninger om hvilke arter som har henholdsvis internasjonal, nasjonal og regional SMO, spesifisert til hvilke måneder de forekommer, er gitt Tabell 7-1 Kilde: Moe et al. (1999a)



Figur 7-2. SMO for fisk. Kilde: Moe et al. (1999a). I tillegg presenteres forslag til nye SMO for fisk basert på HI data som ikke er inkludert i SMO fra 1999. Nærmere opplysninger om hvilke måneder de ulike SMO forekommer er gitt i Tabell 7-1.

Tabell 7-1. Arter med henholdsvis internasjonal (XXX), nasjonal (XX) og regional (X) SMO i Norskehavet, samt angivelse av hvilke måneder kriteriene for SMO tilfredsstilles for de ulike artene. Etter Moe et al. (1999a). Lokalisering av SMOer er presentert i Figur 7-1 og 7.2.

Art	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Havert	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX
Steinkobbe						XX	XX					
Smålom	XX	XX	XX	XX						XX	XX	XX
Islom	XX	XX	XX	XX						XX	XX	XX
Gråstrupedykker	XX	XX	XX	XX	XX					XX	XX	XX
Toppskarv	XX	XX	XX							XX	XX	XX
Svartand	XX	XX	XX							XX	X	XX
Sjøorre	XX	XX	XX				XX	XX	XX	XX	XX	XX
Siland	XX	XX	XX							XX	XX	XX
Havhest, fastland			XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX			
Havsule				XX	XX	XX	XX	XX	XX			
Storskarv				XX	XX	XX	XX	XX	XX			
Ærfugl				XX	XX	XX	XX					
Sildemåke				XX	XX	XX	XX	XX				
Alke				XX	XX	XX	XX	XX				
Teist				XX	XX	XX	XX	XX	XX			
Lunde				XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX			
Grågås								XX	XX			
Stellerand	X	X	X				X	X	X	X	X	X
Lomvi				X	X	X	X	X				
Stormsvale						X	X	X	X	X	X	
Havsvale						X	X	X	X	X	X	
Torske-egg				X	X							
Sild *				XX	XX							

*Forslag til nye SMO for fisk basert på HI data som ikke er inkludert i SMO fra 1999. Det er ikke etablert faste oppdateringsrutiner for SMO, og SMO for sild må derfor betraktes som et foreløpig resultat.

7.2 Koraller

Koraller dannet av *Lophelia pertusa* finnes langs hele kysten fra Hordaland til og med Finnmark. De største forekomstene er mellom Stadt og Lofoten. En antar at de dekker så mye som 1500-2000 km². Revene er viktige bunnhabitater med stort artsmangfold. Størrelsen på revene varierer mye, og en har observert rev med høyde opp til 35m på Sularyggen (Sularevet).

Noen fullstendig kartlegging av korallforekomstene er ikke gjort. Den oversikten man likevel har bygger på gjennomgang av historisk materiale, informasjon fra fiskere, kartlegginger av aktuelle borelokaliteter og rørledningstrasèer gjennomført av olje selskaper og undersøkelser utført av forskningsinstitusjoner. Et kart med hittil registrerte forekomster av korallrev i Norskehavet er vist i Figur 7-4.

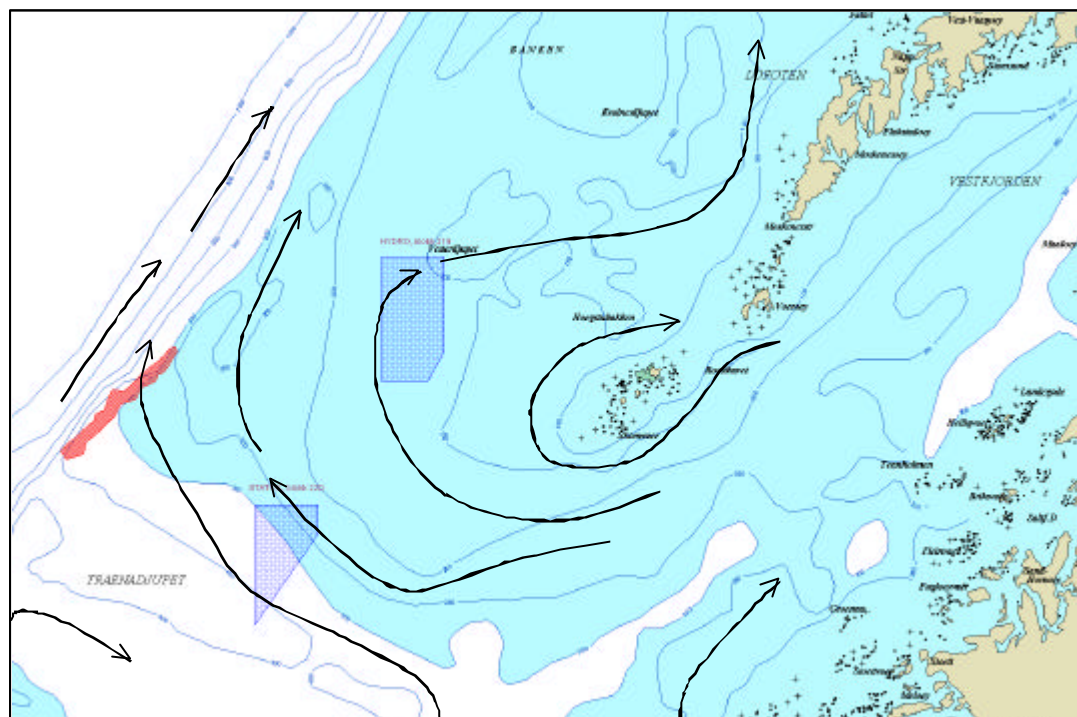
Havforskningsinstituttet har sommeren 2002 funnet og kartlagt det som later til å være det største dypvannskorallrevet noensinne av *Lophelia* -typen. Det ligger på en bratt og ulendt del av eggakanten utenfor Røst i Lofoten, nord for Trænadyppet, og har fått

navnet Røstrevet (Figur 7-3). Det er anslått å være 35 km langt og flere km bredt, med en flatevidde på ca 100 kvadratkilometer (10 ganger større enn Sularevet, som hittil har vært det største kjente korallrevet på norsk sokkel). Revet ligger på mellom 300 og 400 m dyp.

Mange av korallrevene er skadet, og tråling med bunnredskaper er vurdert å være den viktigste årsaken til dette. Det er estimert at andelen koraller som er skadet ligger på mellom 30-50%. Det pågår arbeid i regi av Havforskningsinstituttet som vil tallfeste dette mer nøyaktig. Allerede nå er det i enkelte områder innført restriksjoner på bunntåling (se Tabell 7-2).

7.2.1 Sårbarhet

På verdensbasis er nedslamming vurdert som en av de viktigste årsakene til at korallrev blir ødelagt (Norse 1993 i Fosså et.al. 2002). Slik nedslamming skyldes ofte resuspensjon av bunnslam i forbindelse med bunntåling (Piskaln et. al. 1998, Watling og Norse 1998). Nedslamming vil også føre til redusert vekst i fullvoksne korallrev. Dette er beskrevet av Cortés og Risk (1985).



Figur 7-3. Det nylig oppdagede Røstrevet, markert med rødt. De svarte pilene indikerer havbunnsstrømmer. Statoils blokk 220 og Hydros blokk 219 er tegnet inn (Kilde: Havforskningsinstituttet).

Tabell 7-2. Oversikt over registrerte korallforekomster i Norskehavet. Se også kart i Figur 7-1.

Lokalitet	Dyp	Antall registreringer	Antall punkter	Kilder
Røstrevet	300 – 400 m	1		Havforskningsinstituttet
Vestfjorden	250 – 530 m	5		"G.O.Sars" – tråltrekk Dons (1944)
Røst	261-275 m	9	20	Dons (1944) "G.O.Sars" – tråltrekk 5 fiskere
Gamlembakken - Røsttunga	200 – 465 m	6	15	"Michael Sars" "G.O.Sars"
Skjoldryggen	320 – 375 m	6	13	Havforskningsinst.
Træna	200 – 389 m	8		Havforskningsinst. Dons (1944)
Sklinnadjupet	243 – 417 m	12		Fiskere Havforskningsinst.
Iverryggen	170 – 337 m	12		Havforskningsinst. Stengt for bunntåling
Sularyggen - Haltenbanken	250 – 350 m	82	500	Statoil (Mortensen et al., 1995) Havforskningsinst. Deler av området stengt for bunntåling
Buagrunnen - Smøla	100 – 280 m	31		Fiskere Havforskningsinst.
Nyegga	300 – 400 m	30		Fiskere Fiskeridirektoratet. Havforskningsinst.
Storegga	200 – 400 m	76		Fiskere Fiskeridirektoratet. Havforskningsinst.

Mulige effekter av finpartikulært fremmedmateriale kan være redusert fødetilgang og påvirkning på veksthastighet, klogging av polyppene, toksiske responser mm.

I norske farvann er fysiske skader som følge av bunntåling vurdert å være den viktigste årsaken til ødeleggelse. Fysisk påvirkning i forbindelse med andre aktiviteter, eksempelvis grøfting, steindumping, ankerhåndtering mm. i forbindelse med petroleumsvirksomhet antas også å kunne medføre skade dersom det ikke tas nødvendige hensyn.

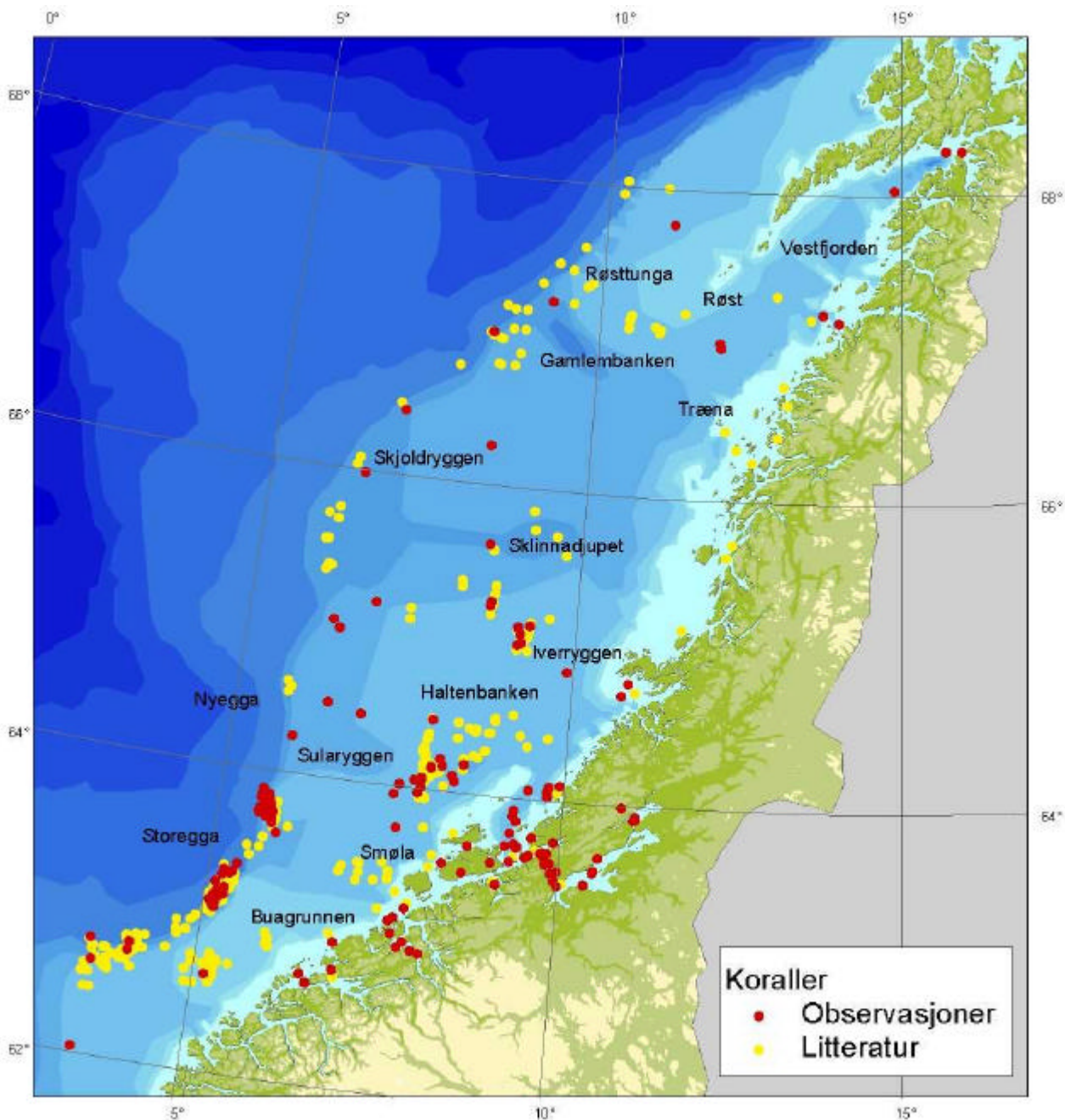
Når det gjelder koraller i norske farvann foreligger det ikke mye forskning. Det er antatt at kaldtvannskorallen *Lophelia* må være i stand til å tåle noe sedimentering, da arten lever i områder med relativt høy partikkeltetthet i vannet. Videofilmer av kaldtvannskoraller viser at det er mye partikler som sedimenterer på korallene. Stor grad av nedslamming og avsetning av sand fra bunntåling synes imidlertid å ha negativ effekt også på kaldtvannskoraller. Akvarieforsøk utført av Roberts og Anderson (2000) indikerer at sandavsetning kan redusere andelen utstrakte polypper.

På den annen side viser Riegl (1995) at kaldtvannskoraller aktivt fjerner sand fra overflaten av korallene, og han konkluderer med at koraller er i stand til å kvitte seg med relativt

betydelige partikkelmengder. Det er også vist til at børstemark (*Eunice norvegica*) har evnen til å "rense" polyppene til korallen for sedimentpartikler (Mortensen 2001). Riegl (1995) mener at økt dødelighet og redusert vekst i områder med høy grad av sedimentering også kan skyldes andre negative miljøfaktorer.

Det er rapportert fra forsøk med *Lophelia pertusa* at de har mekanismer for å selektivt ta opp føde og ikke sedimentpartikler når disse presenteres hver for seg (sannsynligvis ved en type kjemoreseptor mekanisme). Hvis begge deler er tilstede samtidig vil korallene imidlertid ta opp også sedimentpartikler (Mortensen 2001). Det ser derfor ut til at korallene selv har mekanismer som kan være med å motvirke eventuelle negative effekter.

Forsøk som er utført ved Havforskningsinstituttet for Statoil viser at ved eksponering til den vannløselige fraksjonen (WSF) av Statfjordolje, ble det straks observert endringer i adferd hos korallene. Eksponeringen foregikk over 2 timer, og etter 30 minutter ble konsentrasjonen av WSF målt til å være stabilt 28 ppb. (Petter Fossum, pers. medd.). Antall utstrakte polypper var signifikant redusert i eksponert vann i forhold til kontrollgruppen. Etter 24 timer i rent vann var imidlertid adferden lik i kontroll- og eksponeringsgruppen.



Figur 7-4. Kart over forekomstene av koraller i Midt-Norge. (Observasjoner = registreringer av fiskere, Litteratur = rapporterte registreringer fra kartlegginger utført av Havforskningsinstituttet, Fiskeridirektoratet og Statoil) Det nylig oppdagede Røstrevet er vist i Figur 7-3.

7.3 Sjøfugl

Gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl er det samlet inn data om bestandsutvikling hos overvintrende sjøfugl siden 1976, og for hekkende sjøfugl siden 1988. Det er også samlet inn data om utbredelse av sjøfugl gjennom kartlegginger finansiert av fylkesmennenes miljøvern avdelinger, av OED og av oljeselskapene (AKUP, konsekvens utredninger mm). Mye av dette materialet er

innhentet i løpet av det siste tiåret. Store deler av det foreliggende datagrunnlaget mht. utbredelse av sjøfugl innenfor det aktuelle kystavsnittet (62-70° N) er likevel av gammel dato (15-20 år). Det samme gjelder datagrunnlaget for sjøfugl i åpent hav. Dette har blitt påpekt av faginstansene i forbindelse med høringen av mange konsekvensutredninger, og det er et tatt et initiativ fra oljeindustrien for å

få i gang et arbeid med en oppdatering. Dette omtales nærmere i kapittel 20.

Oversikten over utbredelsen av sjøfugl, slik den presenteres i denne konsekvensutredningen, bygger på underlagssrapporten "Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport : Oversikt over miljøressurser", utarbeidet av Sintef med bidrag fra bl.a. NINA (Norsk institutt for naturforskning). Det henvises til denne for ytterligere informasjon og kart.

7.3.1 Sårbarhet

Sjøfugl regnes som en av de biologiske ressursene som, på individuelt nivå, er mest sårbare for oljesøl. Dette gjelder spesielt for arter som tilbringer storparten av tiden på sjøen (lommer, dykkere, skarver, marine dykkender, fiskender og alkefugl). Et oljesøl vil kunne ramme større mengder fugl i perioder av året der fuglene forekommer i ansamlinger (særlig i

hekketiden, men for enkelte arter også myteperioden og i vinterhalvåret).

Burger (1993) fant at det ikke var noen stor sammenheng mellom størrelsen av et oljeutslipp og antall fugl som omkommer. Innenfor hekke-, myte- og overvintringsområdene, og de perioder fuglene samler seg der, vil det imidlertid være relativt stor sannsynlighet for at et oljesøl fører til skade, og at antall skadde fugl øker med størrelsen på oljesølet. Utenfor disse områdene derimot vil fordelingen av sjøfugl variere mer over tid, og oppdaterte utbredelseskart vil være en forutsetning for å kunne forutsi og avgrense skadeomfang i forbindelse med eventuelle oljevernaksjoner.

Tabell 7-3 gir en rangering av økologiske sjøfuglgrupper etter grad av sårbarhet.

Tabell 7-3. Rangering av sårbarhet for olje for utvalgte sjøfuglarter innen influensområdet. Skala: 3 = Høy sårbarhet, 2 = Middels sårbarhet, 1 = Lav sårbarhet.

Økologisk gruppe av sjøfugl	Hekking	Nærings-søk	Hvile	Myting	Vinter-områder
Pelagisk dykkende (fiskespisende) * Lomvi, polarlomvi, alke, alkekonge, lunde.	3	3	3	3	3
Pelagisk overflatebeitende ** Havhest, grålire, havlire, havsvale, stormsvale, havsule, polarjo, fjelljo, nordlig sildemåke, krykkje.	1	2	1	1	2
Kystbundne fiskespisende sjøfugl (dykkende) Smålom, storlom, islom, gulnebbblom, horndykker, gråstrupedykker, storskarv, toppskarv, siland, laksand, teist.	3	3	3	3	3
Kystbundne bentisk beitende sjøfugl (dykkende) *** Ærfugl, praktærfugl, sjøorre, svartand, havelle, kvinand.	3	3	3	3	3
Kystbundne overflatebeitende sjøfugl. Sangsvane, grågås, gravand, stokkand, tyvjo, storjo, hettemåke, fiskemåke, gråmåke, svartbak, makrellterne, rødnebbterne.	2	1	1	2	1

* Fugl som henter sin føde hovedsaklig nede i sjøen, langt fra kysten

** Fugl som henter sin føde hovedsaklig i overflateskiktet, langt fra kysten

*** Fugl som henter sin føde hovedsaklig fra havbunnen, nær kysten

7.3.2 Bestandstrender

Alle vurderinger av bestandstrender for hekkende og overvintrende sjøfugl er basert på data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. For de fleste artene finnes det sammenlignbare data fra begynnelsen av 1980-tallet, og de observerte bestandstrendene er basert på dette.

For svært mange av sjøfuglartene er det slik at det totale antallet på landsbasis holder seg noenlunde konstant, mens antallet i de lokale bestandene svinger sterkt, gjerne fra år til år. For noen arter er det registrert en klar tilbakegang. Dette gjelder eksempelvis for lomvi og dels også for lunde, som begge har vist en til dels dramatisk tilbakegang i flere kolonier. Bestandsnedgangen for lomvi skyldes trolig både næringsmangel og omfattende tap i drivgarn, mens den for lunde antas å skyldes næringsmangel.

Andre arter som synes å ha hatt en generell tilbakegang er sildemåke (underarten *Larus fuscus fuscus*), krykkje, toppskarv, ærfugl, sjøorre og havelle. Av arter som har økt i antall kan særlig nevnes havsule og havhest, som begge har vist en generell bestandsøkning i Norge, muligens relatert til endringer i fiskeriene gjennom de siste 50 årene (mer tilgjengelig fiskeavfall i åpne havområder). Også måkeartene gråmåke og svartbak har vist en generell bestandsøkning på landsbasis.

7.3.3 Fordelingen av sjøfugl i utredningsområdet

Data om fordeling av sjøfugl i utredningsområdet er hentet fra det nasjonale sjøfuglkartverket ved NINA. For alle artene ble det først hentet ut gjennomsnittstall fra alle lokalitetene som var dekket flere ganger. Gjennomsnittstallene for enkeltartene innenfor de definerte økologiske gruppene ble deretter summert innenfor ruter på 10 x 10 km og det ble beregnet tettheter (antall/km²) innenfor disse rutene. Alle data er fordelt på sesong (sommer, vinter og myting).

Viktige hekkelokaliteter er presentert i Tabell 7-4.

I det følgende er det vist utbredelseskart for de økologiske sjøfuglgruppene som i hht Tabell 7-3 er rangert som sårbare hele året, nemlig pelagisk dykkende sjøfugl, kystbundne fiskepisende sjøfugl og kystbundne bentisk beitende sjøfugl. For tilsvarende opplysninger om de andre sjøfuglgruppene henvises det til underlagsrapporten.

Pelagisk dykkende sjøfugl

Sommer (høy sårbarhet). Det eneste store fuglefjellet i Sør-Norge er Runde, med flere arter som hekker i store antall. Fuglefjellene på Røst og Værøy huser en stor del av våre fuglefjellshekkende sjøfugler, først og fremst ved sin meget store hekkebestand av lunde. En samlet oversikt over viktige lokaliteter er gitt i Tabell 7-4.

I hekkesesongen vil disse artene i stor grad oppholde seg nær hekkekoloniene, men de kan streife langt (inntil 100 km) fra disse på næringsøk. Ikke-hekkende individer kan påtreffes både langs kysten og i åpent hav. Områdene ut mot Eggakanten er viktige beiteområder for alkefugl fra koloniene på Røst, og særlig høye tettheter er registrert i havområdene utenfor de store fuglefjellene (Figur 7-5).

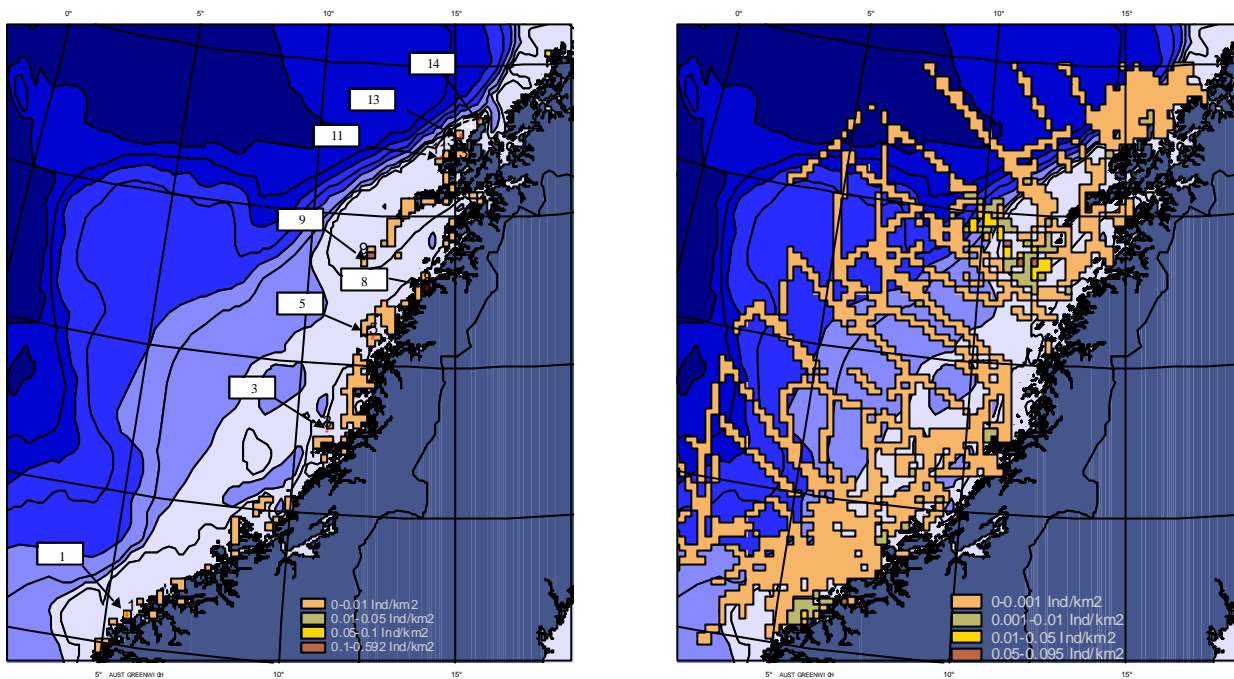
Vinter (høy sårbarhet). Artene er synes å være mer eller mindre jevnt utbredt over åpent hav vinterstid, men det er relativt store tettheter utenfor Mørekynten (Tabell 7-6). Dette kan være fugler som hekker på Runde, eller særlig høye tettheter av alkekonge knyttet til lokale (og høye) forekomster av næring i frontsystemer mellom kyststrømmen og Atlantiske vannmasser (se Follestad 1990). Noen ganger kan også store flokker av alkekonge registreres nær land.

Kystbundne fiskespisende sjøfugl

Sommer (høy sårbarhet). Viktige områder finnes i tilknytning til sentrale hekkelokaliteter, som Runde, Frøya, store deler av Helgelandskysten og Røst (Tabell 7-4 og Figur 7-7). Skjærgårdsområdene på Sør-Helgeland er et av de viktigste hekkeområdene for sjøfugl i Norden utenom fuglefjellsartene. Frøya med Froan er også et viktig område for flere arter som hekker i store antall.

Tabell 7-4. Viktige hekkelokaliteter for pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende og kystbundne fiskespisende sjøfugler. Områdenummerering refererer til tilsvarende nummer på kart over fordeling av sjøfugl i utredningsområdet. (Figur 7-5 og Figur 7-7)

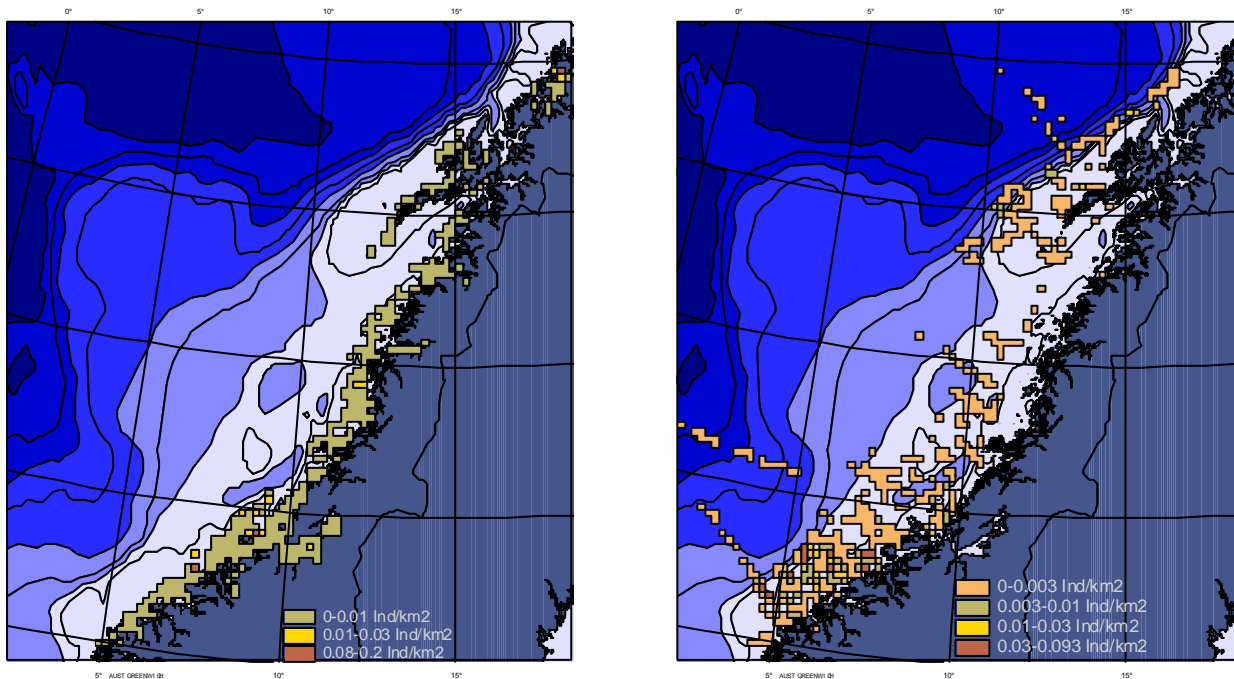
Lokalitet/ område	Område nr.	Pelagisk dykkende sjøfugl	Pelagisk overflate - beitende sjøfugl	Kystbundne fiskespisende sjøfugl
Runde, Herøy.	1	Viktige arter: 100.000 par lunde, 6-8.000 par lomvi og 2-3.000 par alke.	Viktige arter: min. 5.000 par havhest, 1.200 par havsule og 60.000 par krykkje.	Viktige arter: 1.500 par toppskarv og 1.000 individ teist (inkl. Grasøya i Ulstein).
Froan, Frøya.	2			Viktige arter: Teist, med flere tusen par (bl.a. Halten 1.200 individer, Konna 1.200 individer), ca. 3.200 par storskarv og toppskarv.
Sklinna, Leka.	3	Heimøya med molo, eneste "fuglefjell" i Trøndelag med ca. 3.000 par lunde		Viktige arter: 400 par toppskarv, 670 par storskarv og 4-500 par teist.
Sør-Helgeland med Vega.	4			I alt hekker det i dette området ca. 5.300 par storskarv og ca 6.000 individer teist.
Lovunden, Lurøy	5	Fuglefjell med ca. 70.000 par lunde.		Lovundvær: ca. 300 individer teist.
Træna	6			Ca. 400 individer teist.
Rødøy	7			Ca. 1.000 individer teist og ca 500 par toppskarv.
Fugløya, Gildeskål	8	Viktig for lunde (ca. 10.000 par).		
Røst og Værøy.	9	Lunde: ca. 700.000 par på Røst, ca. 70.000 par på Værøy. Lomvi: < 1.000 par på Røst, ca. 2.000 par på Værøy. Alke: < 4.000 par på Røst, ca. 800 par på Værøy.		Røst er også viktig for ca. 1.100 par toppskarv og ca. 2.800 individer teist.
Hovsflesa, Vågan	10		Havsulekoloni på ca. 250 par.	Ca. 600 par storskarv.
Nykvåg, Bø i Vesterålen	11	Fuglefjell med ca. 45.000 par lunde, ca. 700 par lomvi og ca. 250 par alke.		
Skarvklakken, Andøy	12		Havsulekoloni på ca. 500 par.	
Anda, Øksnes	13	Fuglefjell med ca. 25.000 par lunde.		
Bleiksøya, Andøy	14	Fuglefjell med ca. 40.000 par lunde, ca. 600 par lomvi og ca. 150 par alke.		



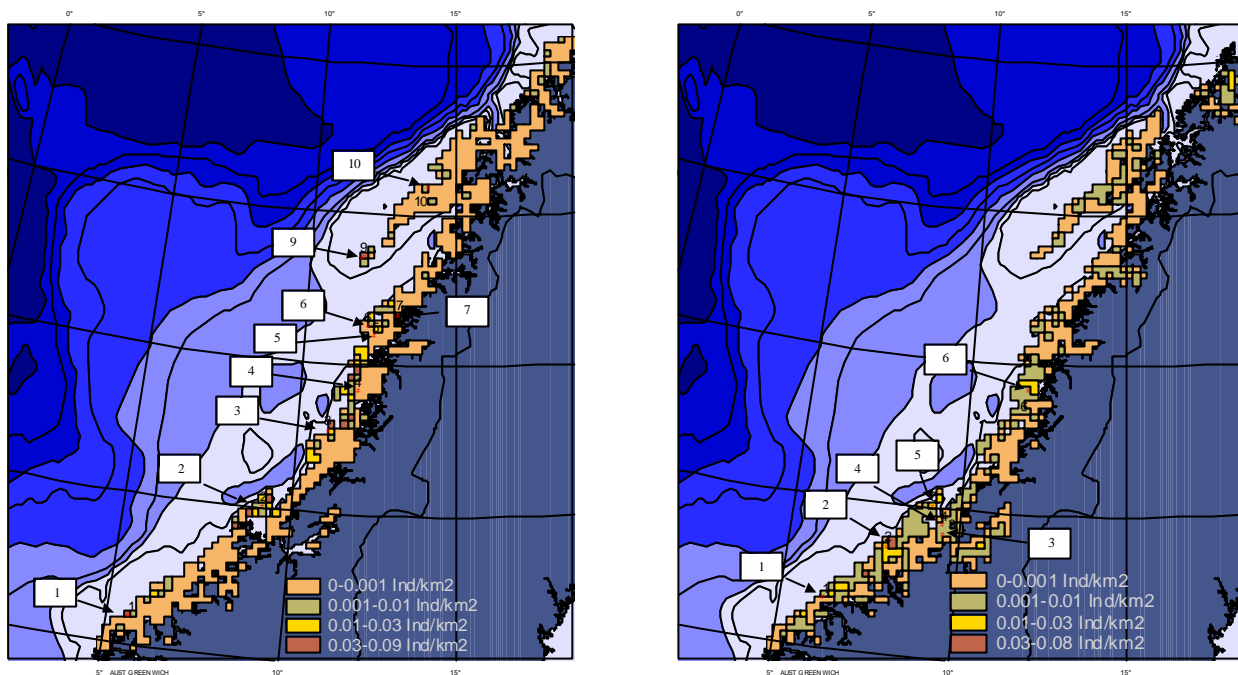
Figur 7-5. Fordeling av pelagisk dykkende sjøfugl sommers tid. Til venstre: kystområder, til høyre: åpent hav. Rødmarkerte punkter og nummerering refererer til viktige områder i Tabell 7-4.

Vinter (høy sårbarhet). Skjærgårdsområdene på Sør-Helgeland er et av de viktigste overvintringsområdene i Norden for en lang rekke fuglearter (Tabell 7-5 og Figur 7-7). Særlig viktige er flere områder i Vega kommune, der det finnes konsentrasjoner av arter som ellers

bare forekommer fåtallig i resten av fylket. Smøla er det viktigste overvintringsområdet for sjøfugl i Møre og Romsdal, og skiller seg fra andre viktige overvintringsområder lenger nord ved sine høye antall av dykkere og lommer.



Figur 7-6. Fordeling av pelagisk dykkende sjøfugl vinters tid. Venstre: kystområder, Høyre: åpent hav.



Figur 7-7. Til venstre: Fordeling av kystbundne fiskespisende sjøfugl i kystområder sommers tid. Rødmarkerte punkter og nummerering refererer til viktige områder i Tabell 7-4. Til høyre: Fordeling av kystbundne fiskespisende sjøfugl i kystområder vinters tid. Rødmarkerte punkter og nummerering refererer til viktige områder i Tabell 7-5.

Tabell 7-5. Viktige overvintringslokaliteter for kystbundne fiskespisende sjøfugler. Områdenummerering refererer til tilsvarende nummer på de respektive kartene over fordeling av sjøfugl i utredningsområdet. Områdenummerering refererer til tilsvarende nummer på kart over fordeling av sjøfugl i utredningsområdet. (Figur 7-7, høyre)

Lokalitet/område	Område nr.	Antall og arter
Ytre Romsdal, Haram, Sandøy, Aukra, Fræna og Midsund	1	350 teist, 250-300 gråstrupedykker, 30-40 islom
Smøla, Smøla	2	200 smålom, 150 islom, 80 horndykker, 550 gråstrupedykker, 5.300 skarv, 2.800 siland, 350 teist.
Ørlandet, Ørland	3	80-100 gråstrupedykker, 50-60 islom
Tarva, Bjugn	4	50-70 gråstrupedykker, 20-30 islom, 10-15 gulnebbblom, 500 teist, 35 horndykker
Ytter-Frøya med Froan, Frøya	5	2.000 teist, 5.000 toppskarv, 35 gulnebbblom
Sør-Helgeland med Vega	6	Viktige arter: 4-500 lommer (vesentlig islom, men også gulnebbblom og smålom), ca. 150 dykkere (mest gråstrupedykker, men også horndykker, ca. 1.000 siland og ca. 2.500 teist.

Kystbundne bentisk beitende sjøfugl

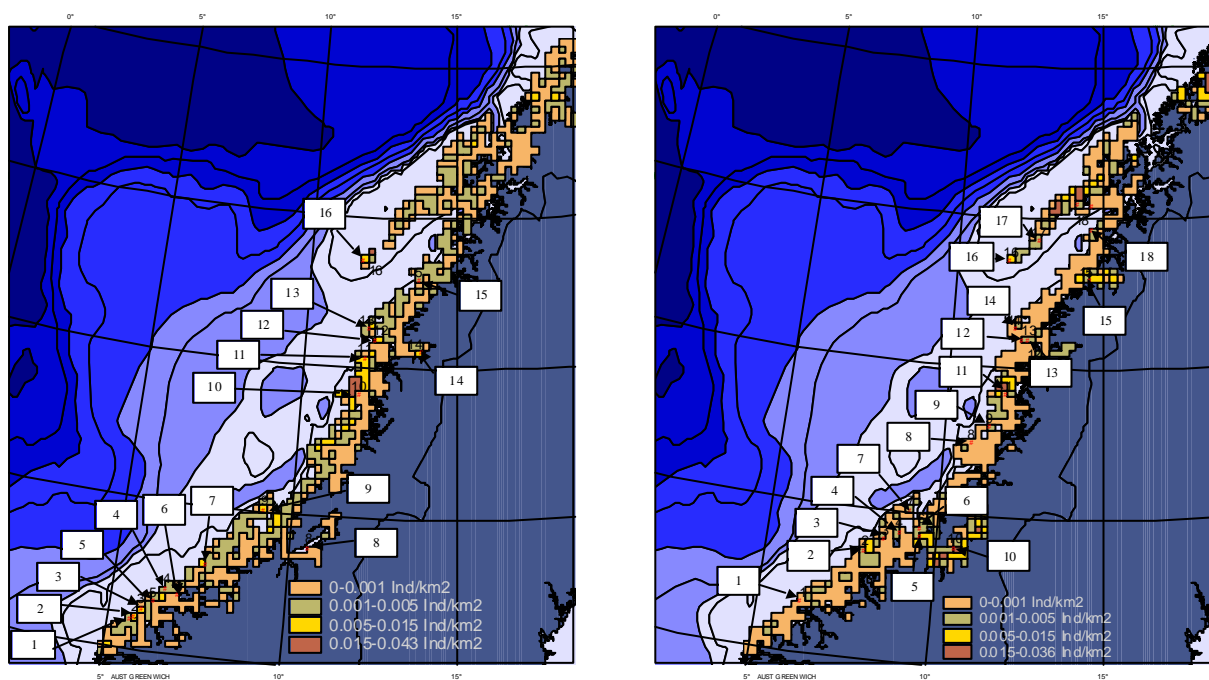
Sommer (høy sårbarhet). Sommerstid omfatter denne gruppen i hovedsak ærfugl, der Helgelandskysten med Vega er det viktigste hekkeområdet. Også flere områder langs Møre- og Trøndelagskysten og i Trondheimsfjorden er viktige hekkelokaliteter (Tabell 7-6 og Figur 7-8, venstre).

Vinter (høy sårbarhet). Viktige overvintringsområder finnes først og fremst utenfor Smøla, i Trondheimsfjorden, i Vega, ved Røst, i straumen i Lofoten og i flere sund vest av Tromsø (Tabell 7-7 og Tabell 7-8, høyre).

Myting (høy sårbarhet). Viktige myteområder for andefugler finnes på Romsdalskysten, i Smøla, Frøya og Ørlandet, langs sørlige deler av Helgelandskysten og i Lofoten (Tabell 7-8 og Figur 7-9).

Tabell 7-6. Viktige hekkelokaliteter for kystbundne bentisk beitende sjøfugl. Områdenummerering refererer til tilsvarende nummer på de respektive kartene over fordeling av sjøfugl i utredningsområdet. (Figur 7-8, venstre)

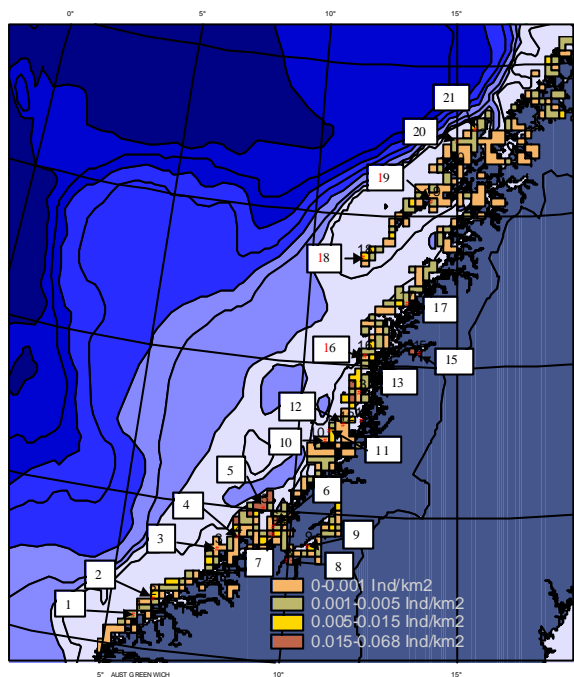
Lokalitet/område	Område nr.	Antall og arter
Runde, Herøy	1	600 ærfuglhanner i mai/juni.
Grasøyane, Ulstein	2	750 ærfuglhanner i mai/juni.
Erkna, Giske	3	1.500 ærfuglhanner i mai/juni.
Harøy vestsida-Ona	4	2.750 ærfuglhanner i mai/juni.
Nordøyane, Haram og Sandøy	5	3.000 ærfuglhanner i mai/juni.
Aukra-området, Sandøy, Aukra og Fræna	6	2.800 ærfuglhanner i mai/juni.
Grip, Kristiansund	7	1.600-1.700 ærfuglhanner i mai/juni.
Tautra, Frosta	8	Viktigste hekkelokalitet for ærfugl i Trondheimsfjorden, 900 par.
Froan, Frøya	9	Viktige hekkeområder for ærfugl.
Sør-Helgeland med Vega	10	Særlig viktige er flere områder i Vega kommune, med ca. 15.000 par ærfugl. Flere egg- og dunvær drives fortsatt.
Floholmane	11	Ca. 1.200 par ærfugl.
Lovundvær, Lurøy	12	Ca. 1.600 par ærfugl.
Træna	13	Ca. 3.400 par ærfugl.
Ranafjorden	14	Ca. 2.600 par ærfugl, derav 1.200 på Holm-Holmen.
Fleinvær, Gildeskål	15	500 par ærfugl.
Røst	16	Ca. 7.000 par ærfugl.



Figur 7-8. Til venstre: Fordeling av kystbundne bentisk beitende sjøfugl i kystområder sommers tid. Rødmarkerte punkter og nummerering refererer til viktige områder i Tabell 7-6. Til høyre: Fordeling av kystbundne bentisk beitende sjøfugl i kystområder vinters tid. Rødmarkerte punkter og nummerering refererer til viktige områder i Tabell 7-7.

Tabell 7-7. Viktige overvintringslokaliteter for kystbundne bentisk beitende sjøfugl. Område-nummerering refererer til tilsvarende nummer på de respektive kartene over fordeling av sjøfugl i utredningsområdet. (Figur 7-8, høyre)

Lokalitet/område	Område nr.	Antall og arter
Ytre Romsdal, Haram, Sandøy, Aukra, Fræna og Midsund	1	2-3.000 ærfugl, 600 sjøorre
Smøla, Smøla	2	5.400 ærfugl, 2.000 sjøorre, 2.300 havelle
Bispøyan, Hitra	3	4.000 ærfugl, 500 havelle, 300 svartand
Inntian-Uttian, Frøya	4	800 sjøorre, 1.550 ærfugl
Ørlandet, Ørland	5	1.600 sjøorre, 3.000 ærfugl, 1.000 havelle
Tarva, Bjugn	6	1.200 sjøorre, 4.000 ærfugl
Ytter-Frøya med Froan, Frøya	7	1.200 sjøorre, 10.000 ærfugl, antatt 4-5.000 havelle, 250 svartand
Ytter-Vikna, Vikna	8	700 sjøorre, 4.000 ærfugl, 500 praktærfugl
Hortavær, Leka	9	2.500 ærfugl, 600 havelle
Trondheimsfjorden	10	Flere viktige overvintringslokaliteter, bl.a. Gaulosen (Skaun-Trondheim) med 2.000 ærfugl, strekningen Trondheim-Malvik med 3.600 ærfugl, 600 havelle, Tautra (Frosta) med 800 sjøorre, 2.500 ærfugl, 800 havelle, Alstadhaug-Eidsbotn (Levanger) med 2.500 ærfugl og Straumen (Inderøy) med 2.400 ærfugl
Sør-Helgeland med Vega.	11	Viktige arter: ca. 34.000 ærfugl, over 3.000 praktærfugl (varierer fra år til år) og ca. 2.000 sjøorre.
Lovundvær, Lurøy	12	Ca. 7.000 ærfugl.
Lurøya, Lurøy	13	Ca. 1.100 ærfugl.
Træna	14	Ca. 3.500 ærfugl, ca. 500 havelle og ca. 200 sjøorre.
Bodø-området	15	Ca. 3.700 ærfugl, derav ca. 1.350 i Saltstraumen.
Røst	16	Ca. 18.500 ærfugl, ca. 4.000 praktærfugl og ca. 1.200 havelle.
Værøy	17	Ca. 4.600 ærfugl, ca. 1.850 praktærfugl og 3-400 havelle
Steigen	18	Ca. 3.000 ærfugl.
Skrova, Vågan	19	Ca. 2.000 ærfugl.
Lofotens ytterside	20	Viktige arter: ærfugl (ca. 14.000), praktærfugl (ca. 5.200) og havelle (ca. 1.250). Særlig viktige områder er nordlige deler av Nappstraumen og Gimsøy-straumen.
Gaukværet, Bø	21	Ca. 1.000 ærfugl.
Skogsøy, Øksnes	22	Ca. 1.200 ærfugl.
Andøya vestsida	23	Ca. 8.000 ærfugl, ca. 3.300 praktærfugl og ca. 600 havelle



Figur 7-9. Fordeling av kystbundne bentisk beitende sjøfugl i kystområder i myteperioden. Rødmarkerte punkter og nummerering refererer til viktige områder i Tabell 7-8.

Tabell 7-8. Viktige mytelokaliteter for kystbundne bentisk beitende sjøfugler. Områdenummerering refererer til tilsvarende nummer på over fordeling av sjøfugl i utredningsområdet (Figur 7-9).

Lokalitet/område	Område nr.	Antall og arter
Grasøyane, Herøy og Ulsteinvik	1	1.000 ærfugl
Ytre Romsdal, Haram, Sandøy, Aukra, Fræna og Midsund	2	6.000 ærfugl (hovedsakelig nord i området), 6-700 siland
Smøla SV, Smøla	3	2.500 ærfugl, 900 grågås, 4-500 sjøorre, 6-700 siland.
Bispøyan, Kvenvær	4	650 siland, 900 ærfugl
Frøya med Froan	5	Opp til 35.000 ærfughanner, 2.000 grågås, 1.000 svartand (Froan nord), 600 sjøorre, 3.000 siland. Fordelingen av mytende ærfugl innen området kan variere fra år til år, men viktigste området er sannsynligvis Froan nord. Med slike samlinger av mytende ærfugl er Froan det viktigste myteområdet i Norge, og antallet overstiger langt det lokale hekkebestander kan rekruttere. Hvor fuglene kommer fra, er ikke kjent.
Tarva-Asen, Bjugn	6	2.300 grågås, 7.000 ærfugl
Ørland-Storfosna, Ørland	7	10.000 ærfugl, 7-8.000 sjøorre, 800 siland. Særlig bestanden av sjøorre er viktig i internasjonal sammenheng.
Viggja-Børsa, Skaun	8	3.000 ærfugl
Tautra, Frosta	9	1.300 ærfugl, 900 sjøorre
Ytter-Vikna, Vikna	10	250 sjøorre
Sklinnaflesene-Rauøy, Vikna	11	3.000 ærfugl, 300 siland
Hortavær, Leka	12	Opptil 1.500 grågås, men antallet kan variere mye fra år til år.
Sør-Helgeland med Vega	13	Viktige arter: ca. 7.000 grågås (er sårbar i myteperioden), ca. 15.000 ærfugl, ca. 1.600 sjøorre og minimum 1.000 siland.
Lyngvær, Sømna	14	Trolig 1-2.000 siland (mangelfulle data). Disse kan sannsynligvis veksle mellom dette området og bl.a. Onsteinenområdet.
Sørfjorden i Hemnes	15	Fjordområde, meget viktig for mytende kvinand (ca. 3.100), men her finnes også ærfugl (ca. 2.500) og sjøorre (ca. 200).
Herøy/Dønna/Lurøy	16	Ca. 5.000 ærfugl.
Meløy/Rødøy	17	Ca. 5.000 ærfugl.

Tabell 7-8 (forts)

Lokalitet/område	Område nr.	Antall og arter
Røst	18	Ca. 4.300 ærfugl.
Lofotens ytterside	19	Ca. 5.000 ærfugl.
Øksnes	20	Ca. 1.900 ærfugl.
Andøya	21	Ca. 3.000 ærfugl.

7.3.4 Avbøtende tiltak

Det er fire hovedgrupper av avbøtende tiltak som kan være aktuelle for å redusere risikoen for skade på sjøfugl som følge av oljeutslipp:

Forebyggende tiltak:

- ?? Boretidsbegrensninger i tid og rom.
- ?? Beredskapsplanlegging.

Oljebegrensende tiltak :

- ?? Oppsamling av olje på sjøen m/ lenser og annet mekanisk utstyr.
- ?? Bruk av dispergeringsmidler.

Kontaktbegrensende tiltak :

- ?? Metoder for å holde fugl unna eventuelle oljesøl, f.eks skremming ved hjelp av kunstige lys- og lydeffekter (bl.a. eksplosiver), naturlige lydeffekter (stress og varselytringer fra sjøfugl eller andre dyr), båter, fly eller helikoptre (se bl.a. Koski & Richardson 1976).

Skadebehandlende tiltak :

- ?? Oppsamling av strandet olje.
- ?? I enkelte tilfeller kan innsamling av oljeskadede individer for vask og rehabilitering være aktuelt. Dette kan redde enkeltindivider, men er ingen effektiv metode for å redusere skade på bestandsnivå.

Alle metoder for å redusere skadeomfanget etter at et oljesøl har skjedd har sine klare begrensninger. Det vil derfor alltid være nødvendig å foreta en nøye avveining av det avbøtende tiltakets omfang og varighet. Den forstyrrelse eller annen form for belastning et tiltak representerer for sjøfugl, må vurderes nøye i forhold til nytteverdien av innsatsen.

7.4 Fiskeressurser

Sild, torsk og sei utgjør de tre kommersielt sett viktigste fiskebestandene i Norskehavet, og det blir i denne sammenheng fokusert mest på disse artene. Hyse, lange, brosme og uer er andre fiskearter der en stor andel av den samlede norske fangsten tas i Norskehavet, men som volummessig betyr mindre enn de tre førstnevnte.

Sild.



Norsk vårgytende sild regnes for en egen stamme av sild innen underarten "Atlantiskandisk sild". Den utgjør den største fiskebestanden i norske farvann, og lever langs norskekysten, i Norskehavet og i den sørlige delen av Barentshavet. Norsk vårgytende sild gyter langs kysten av Vestlandet, på Mørkekysten og Nord-Norge i februar-mars, med hovedtyngde i første halvdel av mars. Det absolutt viktigste gyteområdet er bankene utenfor Møre, hvor 80% av gytingen har foregått de siste årene (se Figur 7-10). Eggene legges på bunnen over stein, grus og skjellsand, oftest mellom 40 - 70 meters dyp. Eggene kleber seg til bunnen eller til vegetasjonen, og klekkes etter ca. tre uker. Larvene oppholder seg over kystbankene utenfor Møre et par ukers tid. Deretter foregår driften med kyststrømmen nordover i rykk og napp, og i mai måned er larvene spredd utover hele midtnorsk sokkel fra Møre til Lofoten, med tyngdepunkt rundt 65 °N. I juli måned er tyngdepunktet flyttet til Røst, mens sildegyngelen befinner seg vest i Barentshavet i august/september. Silda beiter i Norskehavet fra juni til september, og overvintrer nå primært i Vestfjorden, Tysfjorden og Ofotfjorden.

Torsk.

Torskebestanden består både av den norsk-arktiske bestanden (skreien) samt flere lokale stammer av kysttorsk. I januar starter skreien sin vandring mot gyteplassene i Vest-Finnmark, Troms, Lofoten og på Møre-kysten. En regner at ca 90 % av bestanden av skrei gyter i Lofoten/Vesterålen området, og resten hovedsakelig utenfor Møre. Gytingen har i de senere år i stor grad flyttet seg fra Vestfjorden til Røstbanken og de andre bankene på yttersida av Lofoten og Vesterålen. Skreien gyter fra januar til mai, med hovedtyngden sist i mars. Gytingen skjer på 50 - 200 meters dyp. Eggene er lettere enn sjøvann, og noen timer etter befruktning stiger de opp mot overflaten. Klekketiden er 2 - 3 uker, avhengig av temperatur. Torskelarvene og -yngelen blir ført nordover med kyst- og atlantehavsstrømmen. I juli måned finner en store deler av yngelen over Tromsøflaket. Senere på høsten finnes torskeyngelen i store deler av den sørlige delen av Barentshavet. Første sommeren befinner ungtorsken seg i de øvre vannlag, mens de utover høsten begynner å trekke ned mot bunnen. Skreien blir kjønnsmoden i en alder av 7 - 10 år. Etter gyting vandrer skreien tilbake til Barentshavet. Kysttorsken er den lokale, stedegne torsken som finnes i fjordene langs hele Nord Norge. Mens bestanden av skrei er estimert til 1,4 millioner tonn for 2001, er bestanden av norsk kysttorsk vurdert til 128.000 tonn i år 2000. Både totalbestanden og gytebestanden av kysttorsk er nå på det laveste nivået som er registrert.

Sei.

Seien i norske farvann deles i to bestander; én bestand nord for 62°N og én bestand i Nordsjøen.

Bestanden nord for 62°N gyter på bankene fra Lofoten og sydover til Møre. De viktigste gyteområdene her er områdene utenfor Møre-kysten, Haltenbanken og Lofoten

(Røstbanken). Hovedgytingen foregår imidlertid mer ubemerket på stort dyp, ofte langt fra land. Det registreres derfor sjelden betydelige mengder egg i norsk sone, og larver opptrer alltid i svært lave tettheter. Gytingen skjer hovedsakelig i februar - mars på 150 - 200 m dyp. Egg og larver er pelagiske og spres over et stort område. Larvene klekkes etter 6 - 15 døgn, og finnes i mai over store deler av midtnorsk sokkel. De driver nordover med kyststrømmen og inn i fjordene. Her bunnslår yngelen seg ved en lengde på 3 - 5 cm og vokser opp i tareskogen. Den kjønnsmodne seien foretar regelmessige vandringer fra gytefeltene til Nord-Norge om våren og tilbake igjen om høsten. I 2001 ble bestanden av sei anslått til 600.000 tonn.

Hyse.

Norsk-arktisk hyse har de viktigste utbredelsesområdene utenfor Nordvestlandet og i Barentshavet. I januar - februar vandrer kjønnsmoden hyse mot gytefeltene som ligger på kystbankene og Eggakanten mellom 62 og 70 °N. Gytingen foregår i perioden mars - juni, med en topp i april - mai. Eggene er svært like torskeegg og gytes pelagisk (i de frie vannmassene) for så å stige opp mot overflaten. De pelagiske eggene blir ført nordover med havstrømmene. Eggene klekkes etter ca. 14 dager. I august måned er larvene i hovedsak fordelt i den sørlige delen av Barentshavet. Unghyse lever pelagisk om sommeren før de bunnslår seg utpå høsten. Utpå ettersommeren vandrer gytefisker tilbake til beiteområdene i Barentshavet.

Lange.

Lange lever alene eller i små stimer over hardbunn eller sandbunn med store steiner. Yngre fisk lever på 10 - 100 m dyp, mens de voksne holder seg på 300 - 400 m dyp, i enkelte tilfeller helt ned til 1000 m. Den foretar ingen lange vandringer. De viktigste gytefeltene er i Nordsjøen og nord for de britiske øyer, men

også langs norskekysten nordover til Vesterålen.

Brosme.

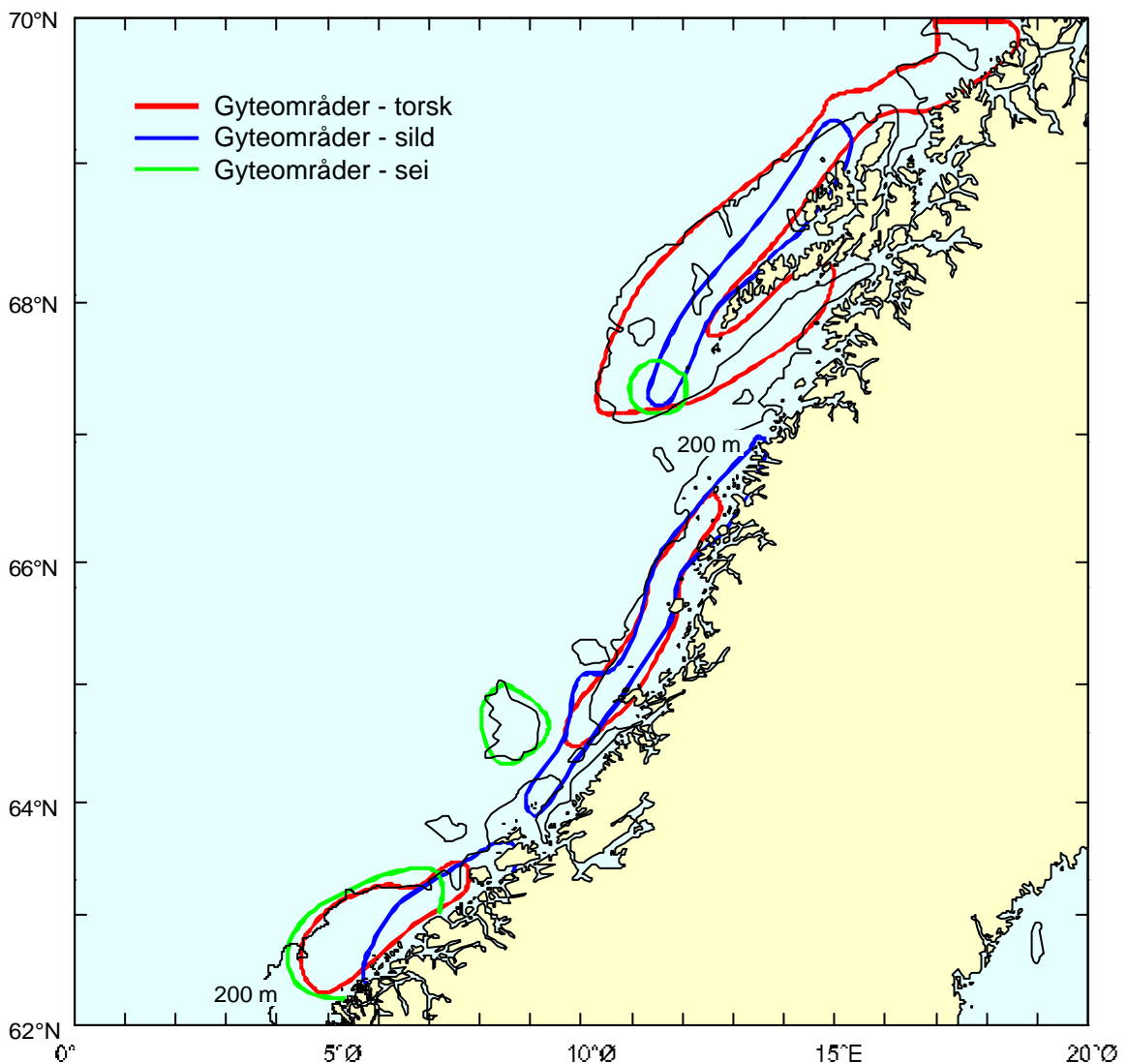


Brosme er utbredt fra De britiske øyer og Nordsjøen til Island, Barentshavet og Svalbard. Brosmen lever enkeltvis eller i små stimer over hard bunn på dyp fra 50 - 1000 m, men mest vanlig mellom 100 – 400 m. Gyting skjer mellom april og august på Eggakanten. Det viktigste gytefeltet ligger mellom Island, Færøyene og Skottland, men den kan også gyte langs norskekysten nord til Vesterålen. Gytingen skjer pelagisk, og larvene lever pelagisk inntil bunnslåing senhøstes.

Uer.



Ueren er utbredt fra Skottland og Kattegat i sør til Barentshavet og Svalbard i nord. Det viktigste næringsområdet for den voksne ueren er Barentshavet. Ueren føder levende unger langs Eggakanten utenfor Vesterålen mellom april og juni. Etter gytingen drar hunnfisken nordover til beiteområdene i Barentshavet igjen, og blander seg med hannfisken. Yngelen driver nordover med strømmen, og de fleste bunnslår seg mellom Bjørnøya og Nordkapp, eller enda lenger nord.



Figur 7-10. De viktigste gytefeltene til sild, sei og torsk

7.4.1 Sårbarhet

På individnivå er det påvist forskjeller i sårbarhet overfor oljeforurensing mellom ulike arter. Sei regnes som den mest sårbare, deretter kommer torsk, lodde, makrell og sild. Undersøkelser har vist at en økning i temperatur kan føre til at sildelarvenes relative sårbarhet øker. For alle arter er det egg- og larvestadiene som er de mest sårbare.

Sildelarver kan opptre i tette konsentrasjoner på mer enn 10.000 larver i vannsøylen under en kvadratmeter av havoverflaten. Seiegg er mye mer spredd, og blir funnet i tynnere konsentrasjoner. Dette har sammenheng med forskjeller i gytebiologien til de to artene, og får betydning for artenes sårbarhet på populasjonsnivå.

For arter der en stor del av bestanden i perioder er konsentrert innenfor et mindre område, vil selv en geografisk begrenset ytre negativ påvirkning ha et potensial for å gjøre skade på populasjonsnivå. Dette er situasjonen for sild, selv om den individuelle sårbarheten er moderat. Sei er derimot mye mindre sårbar på populasjonsnivå, til tross for at den individuelle sårbarheten er høy, på grunn av at eggene og larvene er spredd over store områder.

7.5 Marin bunnfauna og plankton

Planteplankton er primærprodusentene i havet, og danner grunnlaget for næringstilførsel videre oppover i næringskjedene. I Norskehavet og kysten innenfor dominerer raudåte som viktigste dyreplankton i næringskjeden, men krill er også antatt å være økologisk viktig. For øvrig har de fleste marine organismer et planktonisk stadium i løpet av livssyklusen. Eksempler på dette er fiskelarver og egg fra flere fiskearter, samt larver fra virvelløse dyr som muslinger, rur o.l.

Grunne banker som Frøyabanken, Sklinna-banken og Haltenbanken danner spesielle strømhvirvler som gjør at bankene opprettholder produktive vannmasser med nok næring og lys i store deler av året, og ikke bare om våren. Strømhvirvlene fører også til at planktoniske organismer får lengre oppholdstid

her enn andre steder, hvilket gjør bankene til høyproduktive områder for fisk og andre marine organismer.

Faunaen i sedimentet består av mange ulike grupper, de mest vanlige er børstemark, bløtdyr (muslinger og snegler), krepsdyr og pigghuder. Børstemark er vanligvis den dominerende gruppen. Dyrene deles ofte inn etter måten de inntar føde på, de mest vanlige gruppene er filterspisere, bunnfallspisere og rovdyr. Innhold av organisk materiale og kornstørrelse er med å bestemme hvilke fødegrupper som dominerer sedimentet.

Generelt er faunaen ved feltene i region Norskehavet lite påvirket og fremstår som sunn. Regionen har høy fauna diversitet, men diversiteten varierer med andel finstoff i sedimentet. Diversiteten er generelt lavere i nord hvor finstoffandelen er høyest og sedimentet mest homogent. I sør er sedimentet mer heterogent med større andel grovt materiale, faunaen har her flere nisjer og diversiteten er høyere.

Såkalte pockmarks (koppearr) er spesielle bunnformasjoner som er utbredt i Norskehavet, og som også finnes i Nordsjøen på havdyp større enn ca 120 m. Disse opptil 200 m brede og 10 m dype kraterne (Hovland & Buhl-Mortensen 1999) er dannet ved utsiving av hydrokarboner eller vann på havbunnen (Cold seeps – kalde utsivinger), og er funnet å kunne inneholde spesielle dyresamfunn (Hovland & Thomsen 1989). Pockmarks kan også framstå som noe uklare og sirkulære nedsenkninger på bunnen med en diameter på rundt 50 m og en lav relieff, uten spesielle dyresamfunn (Masson et al. 2002).

Cold seep utsivinger kan være noe av grunnlaget for oppbygging av *Lophelia pertusa* korallrev. Hovland & Thomsen (1997) har foreslått at hydrokarbonrike sedimenter kan fremme en bakterieproduksjon som føres opp til overflaten og ut til korallene som direkte eller indirekte næring. Analyser av stabile karbonisotoper har så langt ikke bekreftet dette (Mortensen 2000: Introduksjonen). Hypotesen til Hovland & Thomsen (1997) kan derimot støttes av at rekker med pockmarks faller sammen med en tetthet av korallrev som er høyere enn gjennomsnittet.

Pockmarks er spredt over store områder i Norskehavet. Det er hos oljeselskapene etablert rutiner for å unngå skader på store korallrev, og områder med både korallrev og mange pochmarks. Alt i alt tilsier dette at det er liten fare for at disse naturtypene vil bli negativt påvirket eller ødelagt i et omfang som viser igjen på en regional skala.

7.6 Marine pattedyr og oter

Havert og steinkobbe er de eneste selartene som har fast tilhold på norskekysten. De betegnes som kystseler fordi de er knyttet til kystsonen gjennom hele året. Steinkobbens utbredelse omfatter omtrent hele norskekysten, men bestandene er fåtallige og spredte. Størstedelen av den norske steinkobbebestanden finnes i områdene fra kysten av Trøndelag og nordover. De viktigste områdene er i Sør-Trøndelag, Vesterålen og Troms. Den nasjonale bestanden av steinkobbe er på 4500 individer og av disse forekommer i underkant av 2000 individer innen analyseområdet for RKU Norskehavet. Spesielt kan nevnes Nordøyane, med en steinkobbebestand på over 700 dyr, og Orskjæran med en bestand på rundt 300 dyr. Bestanden på Nordøyane utgjør en av landets største.

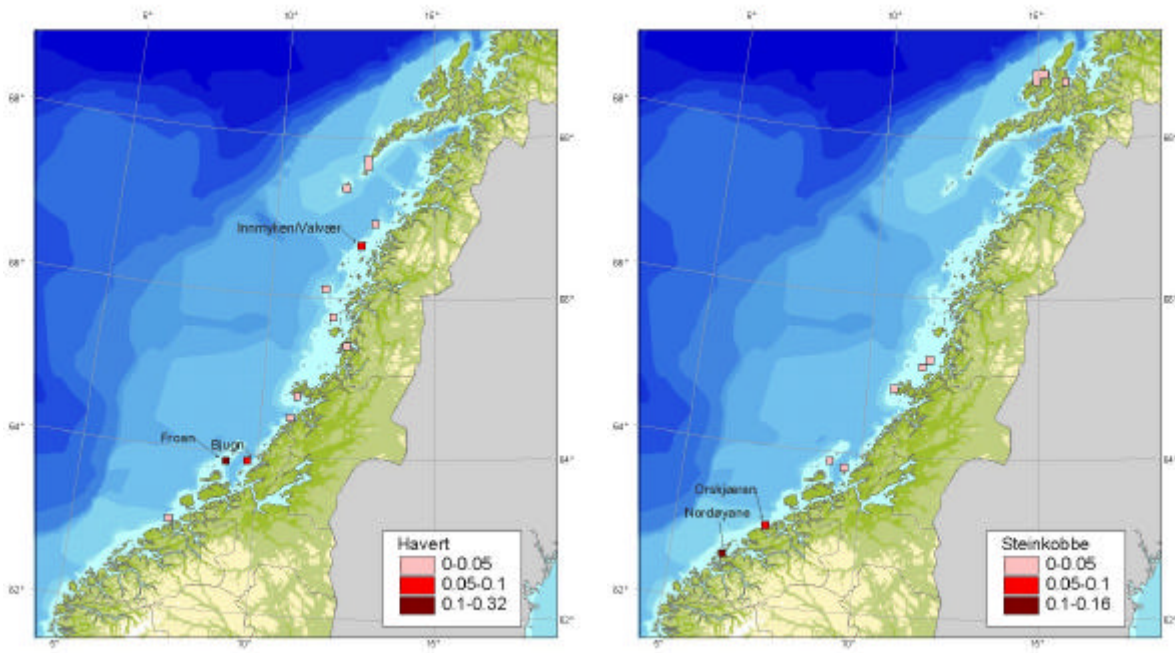
Havertbestanden i Norge er relativt liten og består av totalt 3400 dyr. Dette utgjør i underkant av 3% av den internasjonale havertbestanden. Innen analyseområdet er det registrert omtrent 2400 individer, og det betyr at store deler av den nasjonale havertbestanden finnes i dette området. Et av tyngdepunktene finnes på Froøyene i Sør-Trøndelag (Røv 1993), med i overkant av 1000 individer. Denne lokaliteten regnes også som den viktigste kasteplassen for havert i Norge (Wiig 1986). Andre områder med store bestander er Bjugn og Valvær/Myken med omlag 300 dyr. Figur 7-11 gir et bilde av lokalisering og bestandsandeler av forekomster av steinkobbe og havert i Norskehavet.

Steinkobbene er svært stedbundne og legger seg regelmessig (daglig) på land i tidevannssonen for å hvile. Arten er vanligvis stasjonær gjennom hele året, men kan foreta lokale forflytninger på inntil 20-45 km ut fra kjerneområdene (Røv 1993). Havert er i mindre grad stedbundne, og de opptrer konsentrert i bestemte områder primært i forbindelse med yngletiden (september-desember) eller hårfellingsperioden om våren. Havert kan være til sjøs sammenhengende i dager eller uker og legger seg derfor sjeldnere på land enn steinkobbene, men de er knyttet til faste hvileplasser også i denne tiden (Røv 1993). Viktige kaste-, hvile- og hårfellingsplasser for steinkobbe og havert er vist i Figur 7-12.

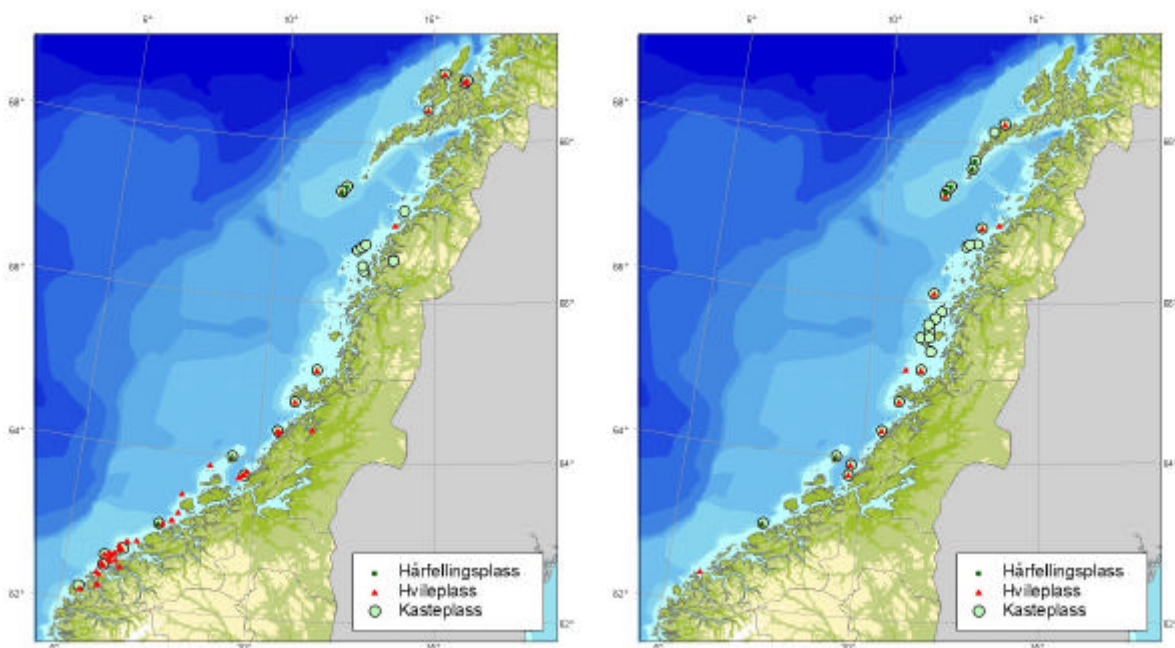
De vanligste hvalartene i området er nise, spekkhogger, vågehval og spermhval. Vågehval er den vanligste bardehvalen langs kysten. Arten er cirkumpolar og finnes både på den nordlige og sørlige halvkule. I Norge er den utbredt fra Oslofjorden til nord for Svalbard, med de største forekomster i nordområdene. Arten vandrer nordover om våren og sørover høst/vinter. I Vestfjorden kan det finnes flere tusen dyr om sommeren.

Både nise, spekkhogger og vågehval følger fiskeinnsig i fjordene. Nise og spekkhogger følger spesielt sildas vandringer. Omlag 40 - 60% av den norske bestanden av spekkhoggere samles i Tysfjorden/ Ofotfjorden på senhøsten og vinteren (oktober-januar).

Oteren er knyttet til ytre kyststrøk, hvor de lever spredt i mindre familiegrupper. Den finner føden sin i gruntvannsområder og tilbringer en stor del av tiden i fjæra. Men oter observeres også i indre deler av kysten. Populasjonen av oter regnes for å være mer eller mindre sammenhengende langs hele den aktuelle kyststrekningen, og utgjør en stor del av den samlede norske oterbestanden. Detaljert kunnskap om fordeling og populasjonsstørrelser er fortsatt mangelfull.



Figur 7-11. Andeler (0 - 1) av nasjonal bestand av steinkobbe (høyre) og havert (venstre). Kilde: MRDB data revidert og oppdatert i forbindelse med SMO-arbeidet. Data er gjort tilgjengelige med tillatelse fra Vidar Bakken.



Figur 7-12. Kaste-, hvile- og hårtellingsplasser for steinkobbe (venstre) og havert (høyre). Kilde: MRDB. Se vedlegg II og III for nærmere angivelse av områder.

7.6.1 Sårbarhet

Selene er spesielt sårbare i yngle- og hårtellingsperioder. Selene er sosiale dyr som ofte opptrer på land i tette ansamlinger, og de vil være meget eksponerte for olje som har drevet

i land ved faste hvileplasser. Tabell 7-9 viser variasjoner i kystselenes sårbarhet i ulike livsstadier gjennom året. Både hos hval og sel skjer varmeisolasjonen ved et tykt spekklag, og kontakt med olje vil ikke føre til nedkjøling på samme måte som hos sjøfugl. Hval og sel er mest sårbare overfor fersk olje som kan gi skader ved innånding.

Tabell 7-9. Månedsvise angivelse av kaste/yngle- og hårfellingsperioder, næringsøk og hvile (SFT & DN 1996; Skeie et al. 1999), samt MOB-sårbarhetsverdi. MOB er en modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp, se SFT & DN 1996.

Art	Periode	Sårbarhet	Jan	Feb	Mar	Apr	Mar	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Havert	Kaste/Yngle	3									X	X	X	X
	Hårfelling	1		X	X									
	Hvileområder	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Næringsøk	0	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Steinkobbe	Kaste/Yngle	3						X	X					
	Hårfelling	1							X	X				
	Hvileområder	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Næringsøk	0	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Oter har varmeisolerende pels, og enkeltindividene regnes derfor som sårbare for oljesøl på samme måte som sjøfugl.

For ytterligere vurdering av sårbarhet i forhold til oljesøl, se kapittel 10.6.3.

7.7 Strandområder

Havstranda kan grupperes etter sonering, botaniske verdier, og habitat, og de ulike strandtypene har ulik grad av sårbarhet i forhold til en eventuell oljeforurensing, se Tabell 7-10. Som det framgår av tabellen regnes strandenger og tangstrender som mest sårbare overfor olje forurensing.

Strandengene er den mest dominerende strand

typen innenfor den aktuelle kyststrekningen.

Dette har sammenheng med at strandenger omfatter en rekke undertyper, som defineres av ulike vegetasjons sammensetninger. Strandtypen forekommer i estuarier, bakevjer og indre fjordområder, såvel som i landhevingskomplekser.

Landhevingskomplekser preger strandflata på ytterkysten i Midt-Norge og Nordland, men finnes omtrent ikke i Troms.

Tangstrender har også stor forekomst langs kysten av analyseområdet. Tangvoller finnes kontinuerlig langs hele vestkysten av Norge, spesielt bra utviklet i middels skjermede farvann (rundt "leia"). Voller med sørborealt preg (sørlig artssammensetning) er ikke registrert i Nordland (Elven 1988d).

Tabell 7-10. Gruppering av strandtyper etter substrat og /eller habitat (Moe 1999), samt angivelse av MOB-sårbarhetsverdier etter SFT & DN (1996) (lav sårbarhet=1, midlere sårbarhet=2).

Strandtype	MOB sårbarhet	Beskrivelse
Strandberg	1	Strandberg er gjerne lokalisert i eksponerte områder og har derfor utstrakt grad av selvrensingsevne. Vegetasjonene er ofte sparsom og flekkvis fordelt.
Grus/steinstrand	1	Grusstrender og rullesteinstrender består av grovt substrat. Finkornet materiale fyller ofte rommet mellom grus og stein. Strandtypen har ofte mindre botaniske interesser.
Tangstrand	2	Tangstrand dannes ved at løse tang og tare skylles opp og akkumuleres på stranda. Tangvoller har et høyt innhold av organisk materiale og kan derfor være svært produktive. Tangstrender opptrer gjerne i bukter og vikene som funksjon av lokale vind- og strømforhold. Typen inngår ofte i kombinasjon med andre strandtyper.
Strandeng	2	Strandengene kjennetegnes av finkornet substrat. Vegetasjonen er produktiv og av stor betydning for stabilisering av miljøet. Ved skade eller ødeleggelse av vegetasjon kan erosjon i substratet føre til utvasking og irreversible endringer av strendene.
Sandstrand	1	Sandstrendene er overveiende representert ved mer eller mindre dynamisk sanddynevegetasjon og -systemer. Vegetasjonen er viktig mhp. å stabilisere substratet. Vegetasjonen er lokalisert i varierende avstand fra strandlinjen. Sandstrendene regnes ikke som særlig produktive.
Elveos	1	Elveoser består gjerne av mer eller mindre sortert materiale som føres med elva og avsettes i elvemunningen. Vegetasjonen kjennetegnes av blandete strandengdominerte komplekser, ofte med innslag av tangstrand og sandstrand. Slike lokaliteter opptrer gjerne i bunnen av fjorder.

Tangstrender forekommer ofte sammen med andre vegetasjonstyper og det finnes få lokaliteter som har store verdier av tangstrand alene.

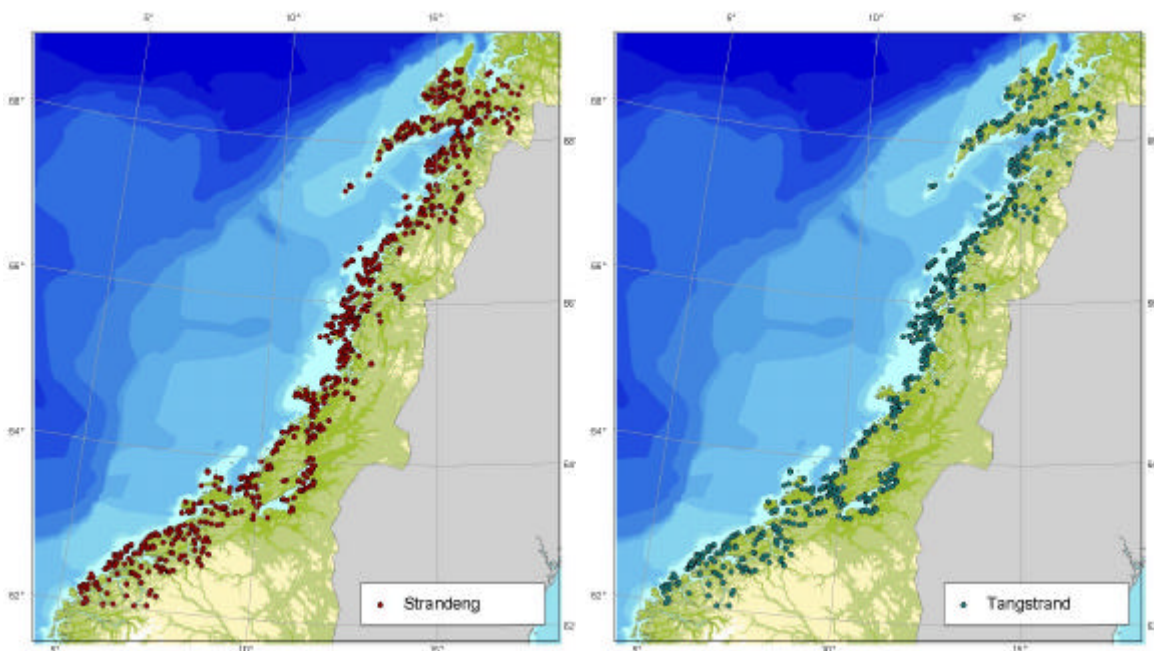
Som det framgår av Figur 7-1 er forekomstene av strandtypene strandeng og tangstrand jevnt fordelt langs den aktuelle kyststrekningen. Av alle disse er det 146 lokaliteter som har middels sårbarhet (jfr. Tabell 7-10) og samtidig nasjonal/internasjonalt verneverdi, og som dermed tilfredsstillers kriteriene for MOB B områder. En nærmere stedsangivelse for de antatt mest sårbare strandområdene er gitt i underlagsrapporten om oppdatering av miljøressurser.

7.7.1 Verneområder

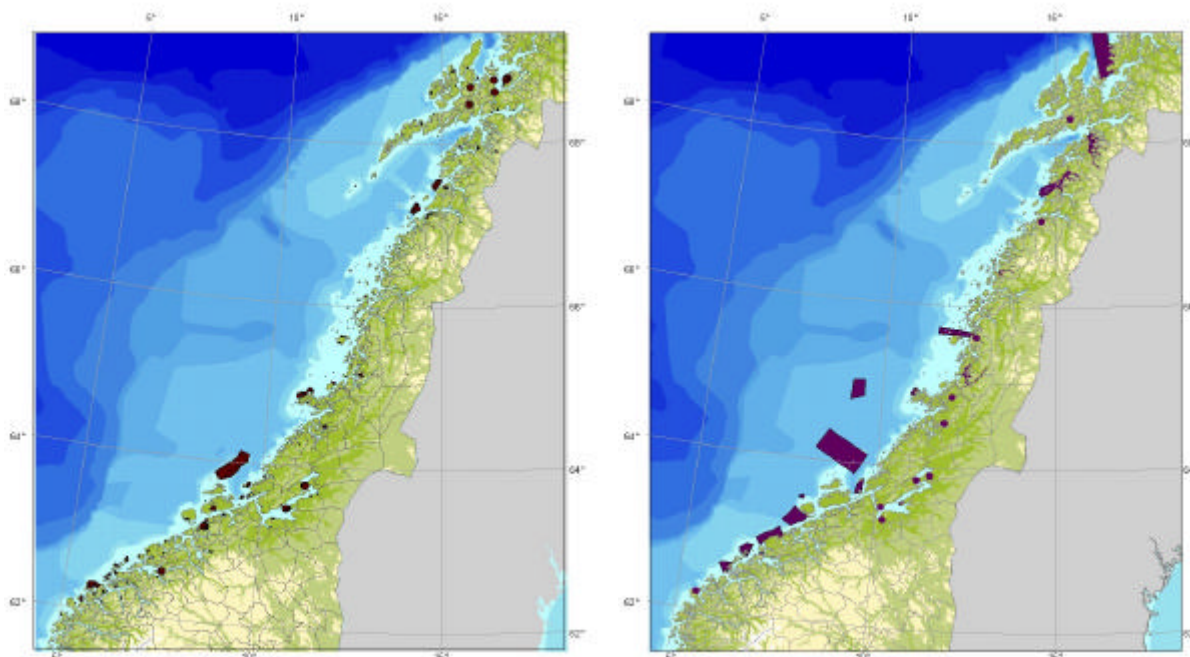
Mange større og mindre sjøområder er allerede vernet etter naturvernloven i tilknytning til verneverdige landområder (skjær, øyer, estuarier, våtmarksområder). I tillegg kommer sjøarealer som er knyttet til nasjonalparker.

Verneområder som grenser til Norskehavet er vist i Figur 7-14. Eksisterende verneområder omfatter 3681 km av totalt 48.313 km kystlinje. Dette utgjør 7,6% av kystlinjen innen analyseområdet.

Det pågår et arbeid for å etablere en marin verneplan i Norge. Verneplanen har som mål å sikre et nettverk av marine områder for å ta vare på representative, særegne, truede og sårbare marine naturverdier (marine habitater). En foreløpig tilråding omfatter 47 kandidat-områder, herav 26 i Norskehavet-regionen (Brattegaard & Holthe 1995, Rådgivende utvalg 2001).



Figur 7-13.. Forekomst av sårbare havstrandslokaliteter i Norskehavet, strandeng og tangstrand. Kilde: MRDB (Marin Ressurs Data Base).



Figur 7-14. Venstre: Etablerte verneområder (etter NKV 2002). Høyre: Foreslåtte marine verneområder langs kysten av analyseområdet til RKU Norskehavet (etter Brattegaard & Holthe 1995 tilrettelagt i MRDB, samt nye områder fra rådgivende utvalg 2001). Se vedlegg II og III for nærmere angivelse av områder.

7.8 Områder for friluftsliv og reiseliv

Attraksjoner som hvalsafari, sjøfugl, samt uberrørt vakker natur både over og under vann er spesielt viktige ingredienser for reiseliv og turisme. Innen influensområdet er Vestfjorden, Lofoten og Vesterålen desidert viktigst med tanke på turisme. Dette er internasjonalt kjente områder med en rekke turistattraksjoner. Også andre områder, som øyene langs Helgelandskysten nord til Bodø (Vega, Herøy, Dønna og Lurøy), er attraktive turistmål.

Verdien av friluftsliv og rekreasjon for lokal befolkningen er uavhengig av hvorvidt områdene er attraktive i forhold til turisme. Bade- og friluftsområder med verneinteresse på region/fylkesnivå, er derfor spredt langs hele Nordlands- og Trøndelagskysten. Iflg. registreringer i MRDB er det 16 slike områder i Nordland og 13 i Nord-Trøndelag.

7.9 Områder for akvakultur

7.9.1 Laks og ørret

Fiskeoppdrett er en betydelig næringsvirksomhet langs norskekysten, der oppdrett av laks og ørret er de klart viktigste arter. Produksjonen er mer enn fordoblet i løpet av de siste 10 årene, og i år 2000 ble det slaktet 474 000 tonn (rund vekt) laksefisk i Norge. Det ble eksportert laks for ca. 12,3 mrd kroner.

Fra de fylker som har kyststrekning innenfor det aktuelle influensområdet (Tabell 7-11) ble det i år 2000 solgt totalt omlag 300 000 tonn laks og 30 000 tonn ørret. Samme år var 2068 personer i disse fylkene direkte sysselsatt innen akvakultur, av disse i overkant av 80% innen oppdrett av laksefisk.

Ved oppdrett blir normalt anleggene fysisk flyttet mellom lokaliteter når en fiskegenerasjon er utslaktet (dvs. ca etter 18 måneder). Denne prosessen foregår kontinuerlig i regi av oppdretterne, og varierer både langs kysten, og er avhengig av produksjonsutstyr m.v. En total oversikt over hvilke lokaliteter som til enhver tid benyttes

foreligger ikke. Kartet i Figur 7-15 viser godkjente lokaliteter for oppdrett av laks og ørret, og selv om ikke alle lokalitetene er i bruk til enhver tid, gir det et godt bilde av hvor oppdrettsvirksomheten foregår.

7.9.2 Andre oppdrettsorganismer

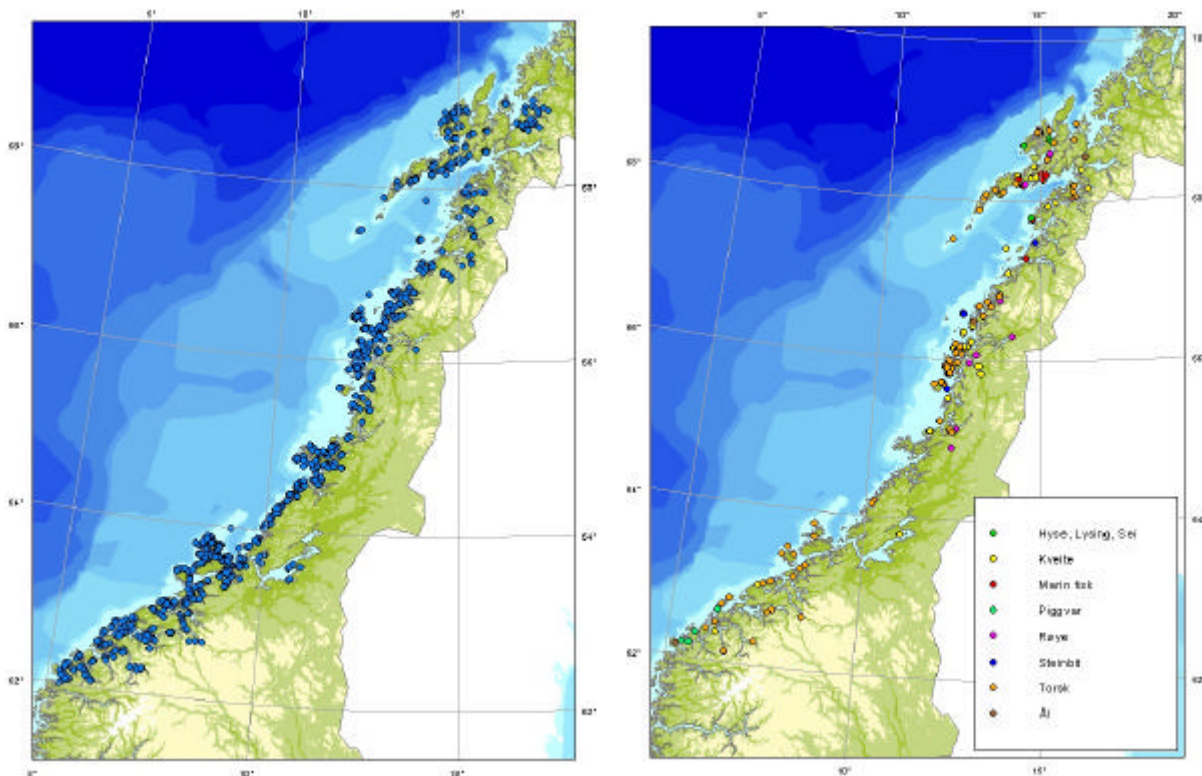
Marine fiskearter er i innledningen av sin kommersielle utvikling. Den totale nasjonale produksjonen av hovedsakelig torsk, kveite og

røye har ligget på knapt 1000 tonn årlig siden 1994. Det kan synes som om dette kvantumet nå er økende. Ved utgangen av år 2000 var det i Norge i alt 369 konsesjoner for andre fiskeslag enn laksefisk, derav 224 i de fylkene som har kyststrekning innenfor det aktuelle influensområdet (Tabell 7-12). En oversikt over godkjente lokaliteter er vist i Figur 7-15.

I år 2000 ble det solgt oppdrettsfisk av andre arter enn laks og ørret for de aktuelle fylker som vist i Tabell 7-13.

Tabell 7-11. Kvantum og verdi – salg av laks og ørret i år 2000 (kilde: Fiskeridirektoratet).

Fylke	Laks		Ørret	
	Tonn	1000 KR	Tonn	1000 KR
Troms	39.895	939.157	0	0
Nordland	81.492	2.004.398	2.422	62.235
Nord-Trøndelag	32.853	819.207	8	222
Sør-Trøndelag	50.990	1.169.779	3.295	85.473
Møre og Romsdal	51.719	1.272.331	16.678	440.673
Sogn og Fjordane	39.343	953.841	10.283	207.935



Figur 7-15. Oversikt over godkjente lokaliteter for matfiskoppdrett av laks og ørret til venstre, og marine fiskearter til høyre.

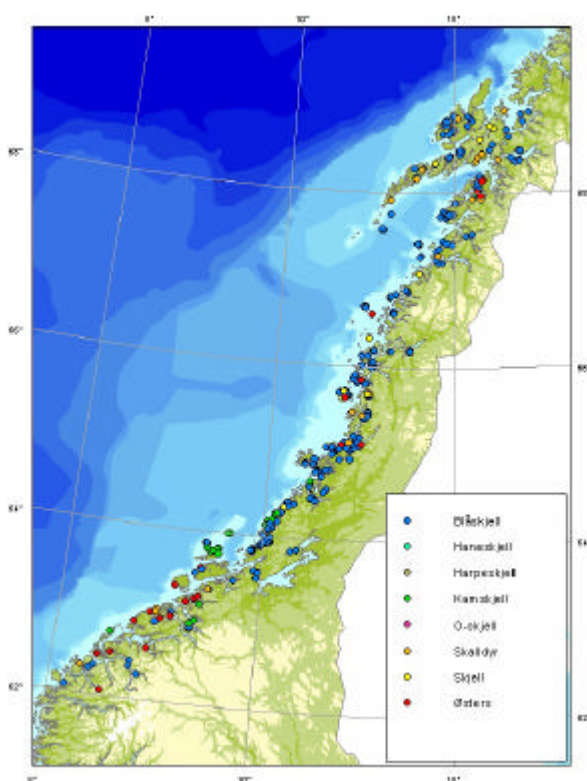
Tabell 7-12. Fordeling av konsesjoner på hele fylker for oppdrett av andre fiskearter enn laksefisk pr. 31.12.2000 (kilde: Fiskeridirektoratet).

Fylke	Antall konsesjoner
Troms	20
Nordland	95
Nord-Trøndelag	13
Sør-Trøndelag	15
Møre og Romsdal	45
Sogn og Fjordane	36

Tabell 7-13. Verdi (i 1000 kr) fra salg av andre fiskearter enn laks og ørret i år 2000 (kilde: Fiskeridirektoratet).

Fylke	Torsk	Røye	Kveite	Andre arter *)
Troms	32	0	15	392
Nordland	178	4.735	1.602	7.077
Nord-Trøndelag	0	0	349	0
Sør-Trøndelag	345	0	0	0
Møre og Romsdal	541	0	21.426	186
Sogn og Fjordane	845	0	0	4.958

*) Andre fiskearter: Piggvar, makrell, sei og ål. Det er oppdrett av piggvar i Norge bla. på Øye på Sørlandet og Tjeldbergodden. Både makrell og sei blir til tider av året holdt i merd, basert på villfanget fisk. Ål blir oppdrettet i landbaserte resirkuleringsanlegg



Figur 7-16. Oversikt over lokaliteter for skalldyr.

I senere år har det vært en økende interesse for skjelloppdrett, spesielt for blåskjell, men også for kamskjell og østers, og et stort antall lokaliteter er godkjent for skjelloppdrett (Figur 7-16).

Tabell 7-14. Verdi (i 1000 kr) fra salg av skjell i år 2000 (kilde: Fiskeridirektoratet).

Fylke	Kam- / haneskjell	Østers	Andre arter	Blåskjell
Troms	0	0	0	0
Nordland	0	7	0	166
Nord-Trøndelag	0	2	0	653
Sør-Trøndelag	800	24	175	4.017
Møre og Romsdal	9	83	0	6
Sogn og Fjordane	3	24	0	101

Produksjonen er foreløpig ikke stor, men kan komme til å øke raskt dersom problemene med algegift løses.

7.9.3 Sårbarhet

Oljesøl som rammer oppdrettsanlegg vil kunne forårsake skader på fisk i anlegget, trolig som følge av en kombinasjon av akutte giftvirkninger og stress. Forsøk under kontrollerte betingelser, hvor fisk ble utsatt for lave konsentrasjoner av olje, støy eller en kombinasjon av olje og støy, viste ingen dødelighet av olje eller støy alene (Aabel et. al. 1989). I situasjoner hvor oljeforurensede vannmasser passerer gjennom merden, vil fisken ikke kunne følge naturlige fluktreaksjoner fullt ut. De mest sannsynlige konsekvensene av oljeforurensing i oppdrettsmerder er fysisk skade forårsaket av økt stress. Slik stress kan også oppstå i forbindelse med eventuelle opprenskingsaksjoner.

En eventuell oljeforurensing kan nødvendigvis gjøre forskyvninger i produksjons- og slakteplaner. Mistanke om oljesmak i fisk kan også medføre økonomiske konsekvenser, tildels uavhengig av om fisken har fått oljesmak. Selv om fisk ikke blir utsatt for oljesøl, kan oljeforurensing i et område i nærheten medføre økonomiske tap som følge av negative reaksjoner i markedet (Moe 1993). Slike reaksjoner vil kunne ha ringvirkninger langt ut over de anlegg og de områder som trues eller evt. rammes av oljesøl.

Laksefiskene oppholder seg i stor grad i det øverste vannlaget i merdene, og er derfor i større grad enn f.eks. torsk utsatt for forurensinger på og rett under overflaten. Fisk i oppdrett vil generelt være utsatt til alle årstider, men spesielt kritisk er det vinterstid, da organismen som følge av lav vanntemperatur har dårligere toleranse for bl.a. flytting. Samtidig vil det vinterstid være økt risiko for at værforhold vil gjøre forholdene vanskeligere for å gjennomføre avbøtende tiltak, som f.eks. flytting.

Skjell vil ved kort tids oljeeksponering (et par dager) kunne lukke seg, og unngå å bli utsatt for olje. Ved eksponering over lang tid er det påvist fysiologiske skader. Skjell livnærer seg ved å filtrere og spise av sjøvannets primærproduksjon (plankton). Generelt vil forurensinger i havvannet oppkonsentreres i skjellenes metabolisme, men skjellene vil over tid også

kunne ”spise seg rene” for biologisk nedbrytbare forbindelser, dersom forurensningskilden forsvinner. Selv lave konsentrasjoner av forurensninger vil kunne gjøre skjellene uegnet som mat.

Blåskjell, som dyrkes i hengekulturer, vurderes å være mest sårbare, da disse holdes i de øvre vannlag (0-7 m dyp). Kamskjell og østers holdes normalt noe dypere, men skaden for de ulike skalldyrarter vil avhenge av hvor dypt ned oljen eventuelt blir blandet inn i vannet.

Ved siden av skader på selve fisken vil et oljesøl kunne føre til økonomiske tap som følge av tilgrising av utstyr. Lokalteter i de ytre kystområdene vil generelt være mer utsatt for oljesøl enn lokaliteter som ligger mer skjermet, f.eks. øst for større øyer, lengre inne i fjordene m.v.

7.9.4 Avbøtende og forebyggende tiltak

For å unngå skader i forbindelse med oljesøl kan følgende tiltak være aktuelle:

- 1) Fisk kan flyttes levende ved hjelp av brønnbåt til en annen lokalitet i midlertidige oppdrettsanlegg. Generelt er det knyttet strenge restriksjoner til flytting av oppdrettsorganismer, av hensyn til risiko for smitteoverføring
- 2) Oppdrettsanlegg kan slepes til en trygg lokalitet. Introduksjon av større anlegg de senere år har gjort denne operasjonen vanskeligere å gjennomføre.
- 3) Nødslakting av fisk. Ved kort varslingstid vil all fisk kunne gå tapt, da laks må sultes minimum i størrelsesorden en uke før den kan selges. I tilfeller med lang drivtid til land, vil det være mulig å sulte og slakte fisk, dersom man har gode beredskapsrutiner.

Neddykking av fisk på lokalitet kan være aktuelt for en begrenset tid, dersom man driver oppdrett i merdkonsepter som muliggjør dette.

Oljelenser har vært benyttet i forbindelse med oljeutslipp nær oppdrettsanlegg, men sett i lys av at oppdrett skjer i stadig større grad i kystområdene, vurderes slike hjelpemidler i

stadig mindre grad å være egnet til å skjerme oppdrettsanlegg mot oljeutslipp, iallefall over lengre tid.

For marin fisk gjelder generelt det samme som for laks, men her er infrastrukturen mye dårligere utbygd, og man har følgelig dårligere muligheter for å iverksette tiltak.

Aktuelle forholdsregler vil kunne være:

- ?? Tidlig og god varsling, slik at man har tid til å iverksette korrigerende tiltak
- ?? Oppdaterte beredskapsplaner slik at eventuelle korrigeringer raskt kan skje.
- ?? Beredskapsmateriell – f.eks. merdsystemer som raskt kan settes ut på aktuelle steder, og som fisk kan flyttes til.

Skjellanleggenes konstruksjon og størrelse, spesielt for blåskjell, gjør dem lite flyttbare. Skjellanleggene beslaglegger store arealer, noe som gjør effektiv bruk av oljelenser vanskelig. Mulighetene som skjellaktørene har pr. i dag m.h.t. å iverksette tiltak for å redusere konsekvenser ved oljeutslipp vurderes som begrenset.

7.10 Sårbare naturressurser på land

Petroleumsvirksomheten offshore vil kunne påvirke naturressurser på land gjennom nedfall av komponenter som slippes ut til og transporteres via lufta. Potensielt sårbare ressurser er ulike vegetasjonstyper og faunaen knyttet til disse, samt forsøringsutsatte forekomster av overflatevann.

Vegetasjonen langs kysten i ytre strøk fra Sogn og Fjordane til Nordland består hovedsakelig av lynnheier, myrer, våtmarker, eng- og ulike former for havstrandvegetasjon. Her finnes også innslag av mindre skogbestander dominert av furu, bjørk, or og hassel. De fleste naturtypene er mer eller mindre kulturpåvirkede. Innenfor den ytre kystsona dominerer barskoger og ulike utforminger av fattige løvskoger og rikere edelløvskoger. Den naturlige barskogen på Vestlandet er furuskog, mens det i Trøndelag også finnes større

områder med granskog. Edelløvskoger forekommer mer spredt fra Hordaland til Nord-Trøndelag, hovedsakelig i midtre og indre strøk.

For store tilførsler av nitrogen gjennom nedbøren kan føre til overgjødningsskader på vegetasjonen, der endringer i plantevekst, artssammensetning og dominans, samt redusert overvintringsevne kan være noen av effektene. I forbindelse med gjødningseffekter fra tilført nitrogen er det først og fremst næringsfattig skog, humid skog, kystlyngheier og nedbørmyrer som er mest utsatt for påvirkninger. Eventuelle virkninger på fauna vil først og fremst være sekundærvirkninger som følge av endringer i vegetasjon.

Det er utarbeidet tålegrensekart, basert på hvilke belastninger ulike vegetasjonstyper tåler før slike skader inntreffer. Kartet viser at innen influensområdet for petroleumsvirksomheten i Norskehavet er ikke tålegrensen overskredet mht. overgjødning, målt som nitrogenbelastning (se kapittel 8).

På tilsvarende måte er det utarbeidet tålegrensekart for forsuring av overflatevann. I 1990 var tålegrensen for tilførsler av svovel og nitrogen overskredet i 25% av landarealet i Norge. Som følge av utslippsreduksjoner er denne arealandelen redusert. Forsuring er et problem som i første rekke er knyttet til områdene sør for Møre og Romsdal og i østre del av Finnmark. Innen influensområdet finnes det enkelte områder der belastningen ligger nær tålegrensen, men det er ikke registrert noen områder med overskridelser av tålegrensene for forsuring av overflatevann.

Forhøyede ozon-konsentrasjoner ved bakkenivå kan medføre vegetasjonsskader. Tålegrensen for planter er allerede overskredet i Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag, med høyeste overskridelser i sør. Ozonkonsentrasjonene i Nord-Trøndelag ligger rett under tålegrensen, mens det i Nordland er relativt lave verdier (600-2000 ppb-timer).

Det vises til kapittel 8 for nærmere omtale av konsekvenser knyttet til utslipp til luft.

7.11 Litteratur

- Brattegaard, T. & Holthe, T. 1995: Kartlegging av marine verneområder i Norge. Tiltrådning fra rådgivende utvalg. - Utredning for DN 1995-3. Direktoratet for naturforvaltning.
- Burger, A. E. 1993: Estimating the mortality of seabirds following oil spills: Effects of spill volume. Mar. Pollut. Bull. 26: 140-143.
- Cortes, J. & M.J. Risk, 1985: A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. Bull mar Sci 36(2): 339-356.
- Dons, C. 1944: Norges korallrev.- Det kongelige Norske Videnskapers Selskabs Forhandlinger 16:37-82.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988d: Botaniske verdier på havstrender i Nordland. D - Kriterier og sammendrag. Økoforsk. rapport 1988: 2D.
- Follestad, A. 1990: The pelagic distribution of Little Auk, *Alle alle* in relation to a frontal system off central Norway, March/April 1988. - Polar Research 8: 23-28.
- Fosså, J.H., P.B. Mortensen & D.M Furevik, 2002: The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. Hydrobiologia 00:1-13, 2002.
- Hovland, M. & Thomsen, E. 1989: Hydrocarbon-based communities in the North Sea?. Sarsia 74:29-42.
- Hovland, M. & Thomsen, E. 1997: Cold-water corals – are they hydrocarbon seep related? Marine Geology 137: 159-164.
- Hovland, M. & Mortensen, P.B. 1999: Norske korallrev og prosesser i havbunnen. John Grieg Forlag, Bergen. 155 sider.
- Koski, W. R. & Richardson, W. J. 1976: Review of waterbird deterrent and dispersal systems for oil spills. - Petroleum Association for Conservation of the Canadian Environment (PACE), PACE Report 76,6 1-122.
- Masson, D.G., Bett, B.J., Billet, D.S.M., Jacobs, C.L., Wheeler, A.J. & Wynn, R.B., 2002: A fluid escape origin for deepwater coral-topped mounds in the northern Rockall trough, NE Atlantic. Marine Geology: in press.
- Moe, K.A., 1993: Skadevirkninger av akutte oljesøl. Marint miljø. SFT- rapport 1019/1993.
- Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999a: Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning.. Statens Forurensingstilsyn (SFT) og Direktoratet for Naturforvaltning (DN)51 pp.
- Mortensen, P.B., Hovland, M., Brattegaard, T. & Farestveit, R. 1995: Deep water bioherms of the scleractinian coral *Lophelia pertusa* (L.) at 64°N on the Norwegian shelf: structure and associated megafauna. Sarsia 80:145-158.
- Mortensen, P.B., 2000: *Lophelia pertusa* (Scleractinia) in Norwegian waters. Distribution, growth and associated fauna. Univ. of Bergen 2000. Dr. scient thesis. Introduksjonen.
- Mortensen, P.B., Hovland, M., Fosså, J.H., Furevik, D.M. 2001: Distribution, abundance and size of *Lophelia pertusa* coral reefs in mid-Norway in relation to seabed characteristics. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 81: 581-597.
- Norse, E.A., 1993: Global marine biological diversity. A strategy for building conservation into decision making. Island Press, Washington DC, 383pp.
- Piskaln, C.H., J.H. Churchill & L.M. Mayer, 1998: Resuspension of sediments by bottom trawling in the gulf of Maine and potential geochemical consequences. Cons Biol. 12: 1223-1229.
- Riegl, B., 1995: Effects of sand deposition on scleractinian and alcyonacean corals. Mar. Biol. 121: 517-526.

Roberts, J.M. & R. Anderson, 2000: Laboratory studies of *Lophelia pertusa* - preliminary studies of polyp behaviour. Poster 9th Deep Sea Biology Symposium. Galway. Ireland, 25-30 June 2000.

Røy, N. 1993: Konsekvenser for kystsel av petroleumsvirksomhet i Midt-Norge- NINA Oppdragsmelding 185: 1-21.

Rådgivende utvalg 2001: Utvalgets forslag til bruttoliste for marine verneområder (1. november 2001).

SFT & DN 1996: Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten.

Watling, L. & E.A. Norse, 1998: Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: A comparison to forest clearcutting. *Cons. Biol.* 12: 80-1197.

Wiig, Ø. 1986: The status of the grey seal *Halichoerus grypus* in Norway. *Biological Conservation.* 38: 339-349.

Aabel, J., Järvi, T. & Skogheim, O. 1989: Fysiologisk stress hos laks i oppdrett. Effekt av oljeeksponering og mekanisk saneringsarbeid. *Norsk Fiskeoppdrett* 8: 69-75.. al. 1989

8 Konsekvenser av utslipp til luft

Innholdet i dette kapitlet er i hovedsak basert på følgende underlagsrapport:

Solberg, S. et. al 2002: Regional konsekvensutredning for oljevirkosomheten i Norskehavet. Utslipp til luft – miljømessige konsekvenser. NILU-rapport OR 40/2002. ISBN 82-425-1380-5.

Det henvises til denne for utfyllende opplysninger og ytterligere litteraturreferanser.

8.1 Generell oversikt over konsekvenser

Utslipp av CO₂ og andre klimagasser fra petroleumsvirkosomheten i Norskehavet utgjør et bidrag til verdens samlede utslipp av slike gasser, og klimaeffektene gjør seg gjeldende globalt. De mest fokuserte av disse effektene er heving av gjennomsnittstemperaturen og mer ekstreme værforhold. En går ikke nærmere inn på beskrivelse av slike konsekvenser i denne utredningen, men petroleumsvirkosomhetens bidrag er beskrevet i kapittel 8.2.

På en regional skala vil utslipp til luft kunne medføre miljøproblemer knyttet til forsurening, overgjødning og høye ozonkonsentrasjoner. Dette er nærmere beskrevet i kap. 8.4 - 8.6.

Tilførsler av sulfat gjennom nedbøren har tidligere vært den dominerende kilden til forsuring. Etter hvert som disse tilførslene har blitt redusert som følge av internasjonale avtaler, har utslipp av nitrogenforbindelser fått økende betydning som kilde til forsurening. Nitrogenforbindelser er i utgangspunktet 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). Dette er årsaken til at en sjelden finner mye nitrat i avrenningsvannet fra områder som ikke er påvirket av menneskelig aktivitet som landbruk og sur nedbør. Dersom nitrogenbelastningen overstiger det som vegetasjonen kan nyttiggjøre seg, eller som jordsmonnet kan binde som næringskapital, vil overskuddet renne gjennom jordsmonn og

løsmasser og ende i vassdragene som nitrat. I en slik situasjon vil nitrogentilførselen kunne virke forsurende på samme måte som svoveltilførselen.

Økt nitrogentilførsel kan gi gjødslingseffekter som fører til økt biomasseproduksjon i vegetasjonen, endringer i konkurranseforhold mellom arter og endringer av artssammensetningen i de påvirkede vegetasjonstypene.

I Norge er miljøproblemer knyttet til forsurening og overgjødning hovedsaklig et resultat av langtransport av forurensinger fra det europeiske kontinentet og fra Storbritannia, og problemene er dermed størst i Sør-Norge. Her er tilførslene størst og tålegrensene for forsurening lavest. For utslipp fra Norskehavet vil den dominerende vestlige vindtransporten i hovedsak føre utslippene inn over områder hvor miljøproblemer knyttet til nitrogenavsetning (overgjødning og forsurening) og ozon er mindre.

Ozon er en naturlig bestanddel av atmosfæren og dannes primært ved at oksygen spaltes av sollyset i stratosfæren og i den øvre del av troposfæren. Vertikalutvekslingen i troposfæren bringer ozon-rik luft ned mot jordens overflate. Opptak i vegetasjon og kjemiske reaksjoner i jordoverflaten gjør at ozonkonsentrasjonen i den nedre del av troposfæren er betydelig lavere enn lenger oppe i atmosfæren.

Ozon kan imidlertid også dannes i atmosfæren ved reaksjoner mellom nedbrytningsprodukter av hydrokarboner og nitrogenoksider. Denne ozondannelsen er spesielt virksom i sommerhalvåret, i områder der det er store utslipp av både nitrogenoksider og hydrokarboner. I Europa fører høytrykksituasjoner om sommeren til høye ozonkonsentrasjoner, og transport av forurenset luft mot Norge kan gi konsentrasjoner som overstiger SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for timemiddelkonsentrasjoner.

Bakkenært ozon, som utgjør hoveddelen av det som ofte kalles for smog, forårsaker skader både på levende organismer og materialer (særlig gummi). Ozon virker hemmende for

planteveksten. Gassen tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og kan føre til skader på proteiner, pigmenter og nukleinsyrer, noe som forstyrrer cellefunksjonen og reduserer fotosyntesen. Forhøyede ozonkonsentrasjoner i luften fører årlig til store avlingstap i landbruksnæringen i industrialiserte land. Høye ozonkonsentrasjoner kan også nedsette lungefunksjonen hos mennesker, og kan forårsake betennelsesreaksjoner i luftveiene hos mennesker og dyr.

Begrepet tålegrense benyttes ofte ved omtale av regionale konsekvenser av forurensinger tilført fra atmosfæren, og kan forklares slik:

“Tålegrensen er 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.”

8.2 Klimagasser

Norges samlede utslipp av klimagasser (CO₂, CH₄, N₂O, fluorholdige gasser) utgjorde i år 1999 totalt 56,2 millioner tonn CO₂-ekvivalenter. Av dette bidro petroleums virksomheten (landterminaler og offshoreanlegg) med 10,44 millioner tonn, eller i underkant av 19 %.

Selv om petroleumsvirksomhetens utslipp pr produsert enhet (oljeekvivalent) er redusert med omlag 25% i perioden 1991-2000 som følge av prosessoptimaliseringer og driftsforbedringer, har sektorens andel av de totale utslippene økt i den samme perioden.

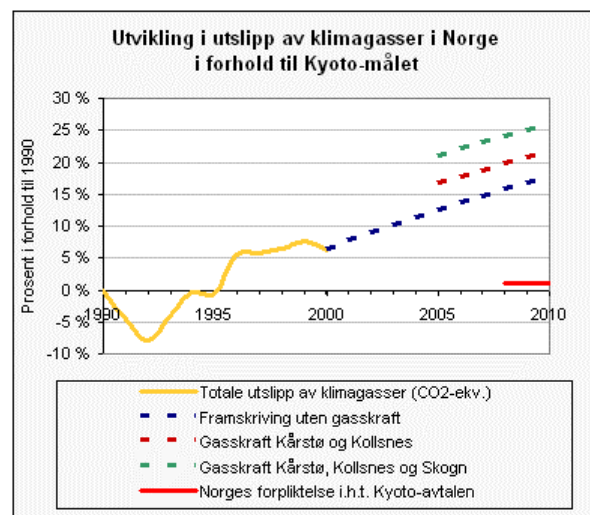
I henhold til de prognosene som er lagt til grunn for denne utredningen, vil klimagassutslippene fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet mer enn fordobles i perioden fram mot år 2012, fra 2,2 millioner tonn CO₂-ekvivalenter i år 2000 til ca 5,5 millioner tonn CO₂-ekvivalenter i år 2012, dersom ikke nye tiltak iverksettes.

Norges samlede utslipp av klimagasser økte med omlag 6% i løpet av 1990-årene. Fram mot år 2010 ventes utslippene å øke med ytterligere 11 %, dersom ikke nye tiltak settes i verk, se Figur 8-1. Den forventede økningen

vil hovedsaklig komme fra petroleumsvirksomhet, mobile kilder og fyring. Eventuell bygging av gasskraftverk vil gi en ytterligere økning.

Kyoto-protokollens forpliktelser innebærer at de gjennomsnittlige utslippene av klimagasser i Norge i perioden 2008-2012 skal være maksimalt 1% høyere enn utslippene i 1990. Som illustrert i Figur 8-1 innebærer dette en betydelig utfordring for Norge.

Petroleumsvirksomheten har gjennomført mange forbedringer som har resultert i reduserte utslipp, og arbeider fortsatt med utvikling av ny teknologi og ytterligere utslippsreduksjoner. En oversikt over dette arbeidet er gitt i kapittel 6.



Figur 8-1. Forventet økning i utslipp av klimagasser.

8.3 Beregninger av bidrag til nitrogenavsetning og ozondannelse

Basert på de utslippsprognoser og opplysninger om ulike kilders bidrag som er presentert i kapittel 5, er det gjennomført modellberegninger for å estimere i hvilken grad petroleumssektorens utslipp i Norskehavet bidrar til nitrogenavsetning og dannelse av bakkenært ozon.

Maksimalutslippet av NO_x vil i flg. prognosene inntreffe i år 2012, og da være 22.000 tonn NO_x /år (se kapittel 5). I RKU for Haltenbanken/Norskehavet i 1998 ble til sammen

ligning modellberegningene gjort med utgangspunkt i et utslipp av 18.200 tusen tonn i år 2000, og med grunnlag i dette ble det gjort konsekvensvurderinger også for et maksimalt utslipp på 24.000 tonn NO_x i år.

Utslippstallene for 2012 er altså valgt som grunnlag for beregningene i denne konsekvensutredningen. Riktignok viser utslippsprognosene atskillig høyere VOC-utslipp i årene før 2012, men dette vil trolig ha liten effekt for nitrogenavsetningen og ozondannelsen på den skalaen og det området det her fokuseres på. Erfaringsmessig er det isteden størrelsen på nitrogenutslippet som vil være avgjørende. For et bakgrunnsområde med såpass langsom fotokjemisk aktivitet som over Norskehavet, vil de ekstra utslippene av VOC fra bøyelasting neppe ha avgjørende betydning for nitrogenavsetning eller ozondannelse, særlig på bakgrunn av at utslippet fra bøyelasting gir lette alkaner (etan og butan) som ikke er av de mest reaktive VOC-forbindelsene i dette området.

Beregningene er foretatt med to atmosfærekjemiske spredningsmodeller, som er delvis knyttet sammen. Prosessene i Norskehavet er simulert med modellen "Fotoplume", mens prosesser på europeisk skala (simulert for å beregne bakgrunnsnivåer), er foretatt med EMEPs oksidantmodell (Simpson et al., 1995), heretter kalt "EMEP-modellen".

Meteorologidata for 1992 er benyttet som grunnlag for beregningene. For beregning av bakgrunnsbelastning er det dessuten benyttet data om europeiske utslipp i 1992. Det året var ozonkonsentrasjonene en del høyere enn normalt, mens nitrogenavsetningen var på nivå med gjennomsnittsverdiene for 5-års perioden 1992-96.

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

havet-utslippene vurdert her ville blitt særlig annerledes om utslippsprognoser for Europa og for Nordsjøen hadde blitt inkludert i beregningene.

I følge offisielle, nasjonale utslippstall har de europeiske utslippene av både NO_x og VOC blitt redusert (i størrelsen 20-30%) siden 1992 (Vestreng, 200, referert i NILUs underlagsrapport), og det er grunn til å tro at denne nedgangen vil fortsette i årene framover. Dette betyr at bidraget fra utslippene i Norskehavet vil få en større betydning *relativt sett* i forhold til 1992, som er brukt som referanse i denne rapporten, men at totalbelastningen, som er den som har betydning for miljøeffekter, vil bli lavere.

8.3.1 Bidrag til nitrogenavsetning

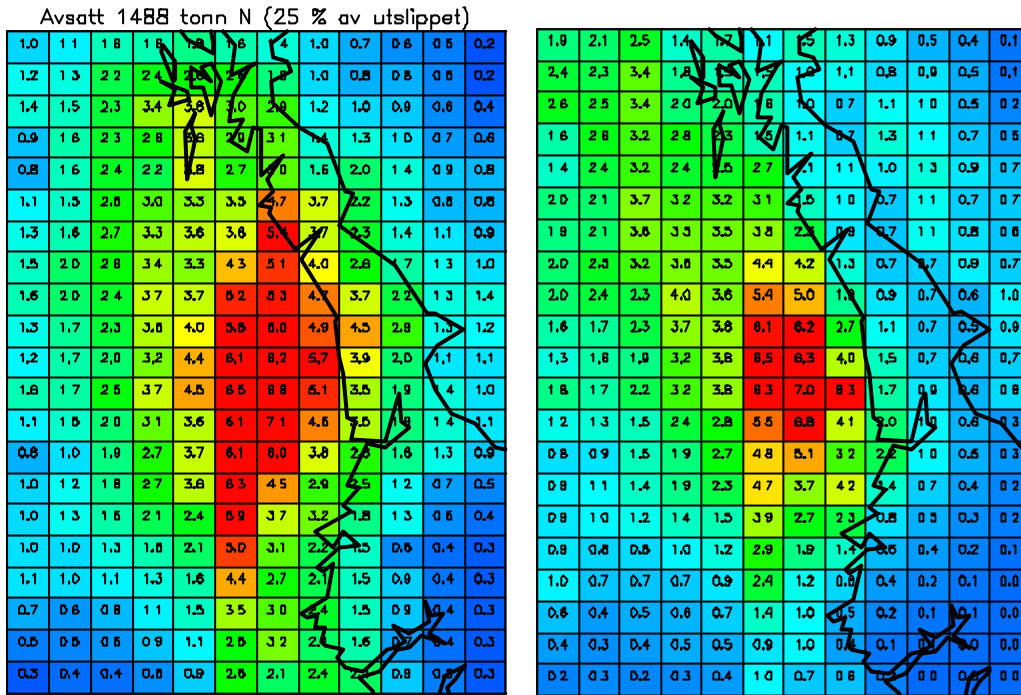
Beregningene viser at 25% av de totale nitrogenutslippene avsettes innenfor det mottaksområdet som er representert i Figur 8-2 - Figur 8-4. Hoveddelen av dette nedfallet kommer over havområdene mellom utslippskildene og de norske landområdene.

De maksimale ruteverdiene som skyldes bidrag fra Norskehavet-utslippene er på drøyt 7 mg N/m², og prosentvis utgjør bidraget fra petroleumsvirksomheten maksimalt 8% av referanseverdiene i 1992. For avsetning over landområdene er imidlertid bidraget til nitrogenavsetningen lavere, og utgjør maksimalt 5 mg N/m² eller mindre enn 3% av 1992-referansen.

Utslipp fra skytteltankertransport er den kilden som gir størst enkeltbidrag til nitrogenavsetningen i den sørlige delen av mottaksområdet, noe som samsvarer med utslippsfordelingen fra denne kilden.

8.3.2 Bidrag til bakkenært ozon

Tålegrensene for ozon baseres på måling av akkumulerte eksponeringsdoser, beregnet som summen av differansene mellom timemiddelkonsentrasjonen og 40 ppb for de timene der konsentrasjonen overskrider 40 ppb i en gitt periode. Verdiene angis som AOT40-verdier,



Figur 8-2. Beregnet bidrag til årsavsetning av nitrogen fra de samlede utslippskildene i Norskehavet i år 2012. Absolutt avsetning (mg N/m²) til venstre, og relativt til totalavsetningen i 1992 til høyre (som prosent).

med benevnningen ppb-timer (ppbh). (AOT 40 = Accumulated exposure Over a Threshold limit of 40 ppb). AOT40 verdien benyttes som et uttrykk for tålegrense ved langtidseksposering for ozon. Tålegrenser for korttidseksposering er gitt i SFTs luftkvalitetskriterier, se Tabell 8-2.

Bidraget til AOT40-verdi for skog og antall timer med ozonkonsentrasjoner over 100 µg/m³ er beregnet.

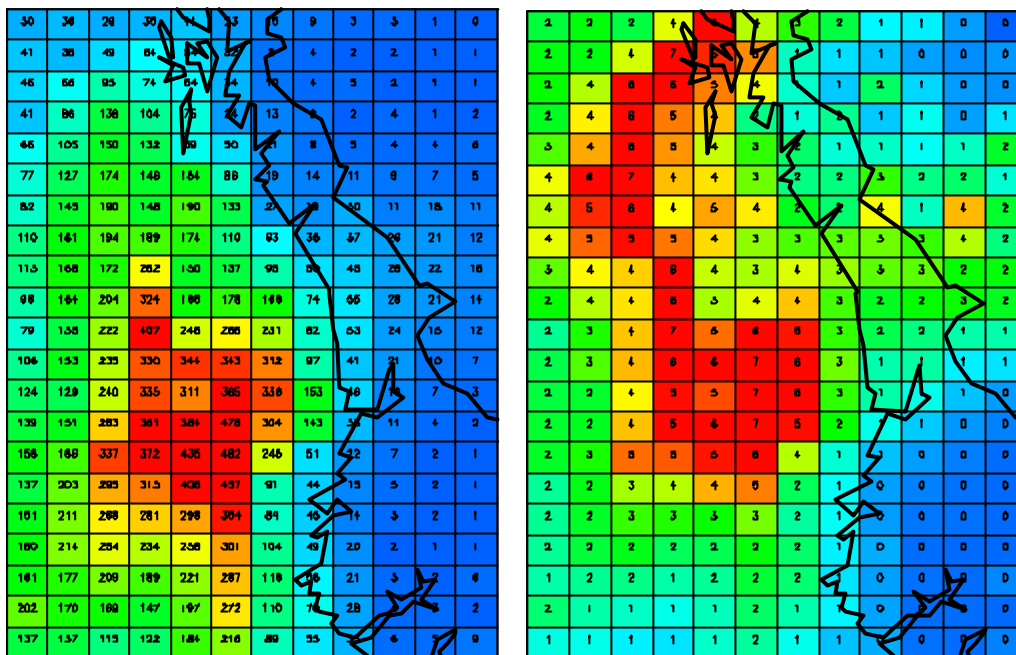
Det er stor usikkerhet knyttet til grenseverdiene for ozon og hvor relevante disse er. Nyere forskning viser at AOT40-verdien ikke nødvendigvis er et godt mål for effekter på vegetasjon, siden både temperatur og jordfuktighet har stor betydning for i hvilken grad plantene virkelig tar opp ozon fra lufta (uavhengig av om konsentrasjonen overskrider 40 ppb). Bildet kompliseres ytterligere ved at modellberegninger av AOT40 (og også antall timer over 100 µg/m³) er svært usikre, også sammenlignet med andre atmosfærekjemiske modellberegninger. Dette skyldes at bak-

grunnsnivået av ozon i troposfæren er svært nær grenseverdien på 40 ppb (og på tider av året også nær grensen på 100 µg/m³ eller 50 ppb). Små endringer i det modellerte bakgrunnsnivået av ozon kan dermed føre til drastiske forskjeller i beregnet AOT40 (og i overskridelse av 100 µg/m³). Dette er en "hodepine" for alle modellører og beslutningstagere så lenge AOT40 og lignende parametere brukes som mål på miljøeffektene.

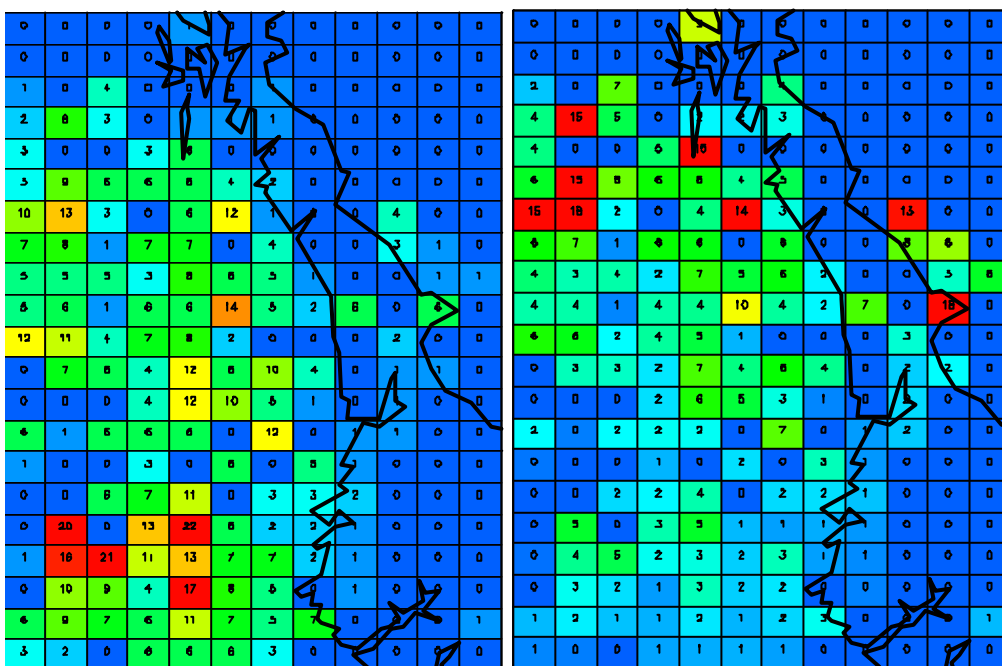
Det arbeides med å utvikle nye metoder for å estimere skadeeffektene fra ozon.

Beregningene viser at bidraget til AOT40 fra kildene i Norskehavet er beskjedent, med maksimalverdier på 500 ppb-timer over havområdene for år 2012. Dette utgjør maksimalt 7% av referanseverdiene for 1992 (Figur 8-3).

Det er også gjort beregninger av hvor mange ekstra timer med timemiddelkonsentrasjoner over 100 µg/m³ utslippene i Norskehavet vil føre til. Bidraget utgjør maksimalt 22 ekstra timer pr. år. Disse maksimalverdiene inntreffer over havområdene (Figur 8-4).



Figur 8-3. Beregnet bidrag til AOT40-verdi for skog (6 mnd-periode, april-september) fra utslippene i Norskehavet i absoluttverdi (ppb-timer) til venstre og relativt til referanseberegningen for 1992 (prosent) til høyre.



Figur 8-4. Beregnet bidrag til antall timer med ozonkonsentrasjon > 100 µg/m³ fra utslippene over Norskehavet i absolutt antall (venstre) og relativt til referanseverdiene for 1992 som prosent (høyre).

8.4 Forsuring

8.4.1 Status og kilder

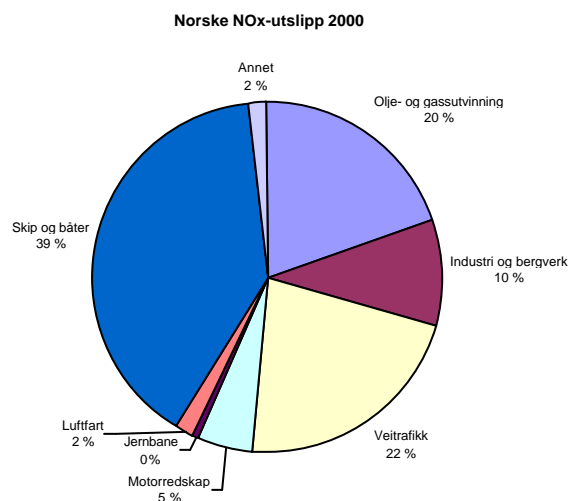
Luftens innhold av nitrat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) og sulfat (SO_4^{2-}) bidrar til forsuringen av jord og vann.

Utslippene av NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) medfører dannelse av NO_3^- , og de største kildene er skips-trafikk, veitrafikk og olje- og gassutvinning (Figur 8-5).

Ammonium stammer hovedsaklig fra landbruket, mens sulfat hovedsaklig stammer fra prosessindustri og annen stasjonær forbrenning av olje.

Tilførslene av svovel til Norge gjennom nedbøren har avtatt med 40-50% fra 1980-96. Nedbørens innhold av nitrat har vært stabilt, selv om de europeiske utslippene av NO_x er redusert med 20-30%.

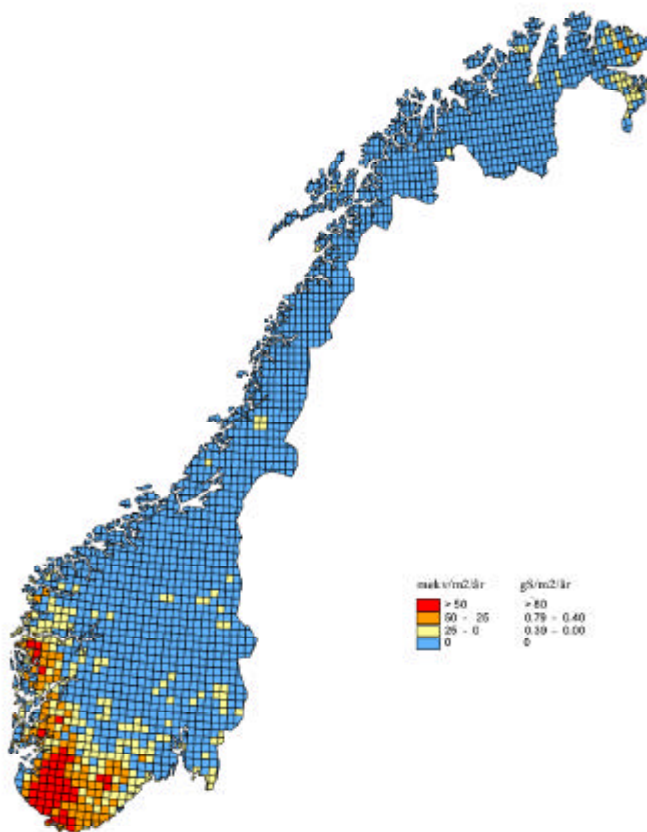
De totale syretilførslene er imidlertid redusert, og vannkvaliteten i Norge har vist en klar forbedring mht. forsuring de siste 5-10 årene. Tilsvarende er arealer med overskridelse av tålegrensene for forsuring er redusert.



Figur 8-5. Relativ fordeling av NO_x -utslipp fra norske kilder, 2000. Olje- og gassvirksomhet inkluderer her ikke skipstrafikken knyttet til denne aktiviteten. (Kilde: Statistisk sentralbyrå)

Når tilførslene av nitrogen er større enn det vegetasjonen kan bruke, vil "overskuddet" ende opp i vassdragene som nitrat og bidra til forsuringen. For skogkledde økosystemer vil denne effekten gjøre seg gjeldende når tilførslene er minst $900 \text{ mg N/m}^2/\text{år}$ (Dise og Wright, 1995). For nedbørfelt som ikke er skogkledde antas grensen å være lavere. Betydelige områder har fortsatt forsuringproblemer, og i dag har nitrogentilførslene relativt større betydning enn svoveltilførslene.

Figur 8-6 viser at områder med overskridelse av tålegrenser for forsuring av overflatevann først og fremst finnes i Sør-Norge nord til Møre og Romsdal, og i Øst-Finnmark.



Figur 8-6. Overskridelser av tålegrensen for forsuring av overflatevann, gitt S-deposisjon i 1994 (gjennomsnitt for perioden 1992-1996 fra Tørseth og Semb, 1998) og dagens NO_3^- -avrenning (dvs. minimumsestimat) som mål for N-deposisjonens bidrag til overskridelse av tålegrensen.

I 1994 var tålegrensen for forsuring av overflatevann overskredet i 20 % av landarealet i Norge (Figur 8-6). Det er beregnet at ved full effekt av den andre Gøteborg-protokollen (UN/ECE, 1999) vil dette tallet avta til 7%. Disse tallene baserer seg på bruk av den såkalte "steady state water chemistry" eller SSWC-modellen, og at kun dagens målte avrenning av NO₃⁻ bidrar til forsuringen.

8.4.2 Petroleumsvirksomhetens bidrag

Konsekvensvurderingene omfatter et område som dekker et landareal på ca. 150.000 km². Dette inkluderer mesteparten av landarealet i Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, Sør- og Nord-Trøndelag og Nordland.

Dette området har i dag små problemer med overskridelse av tålegrensene for forsuring (Figur 8-6). Områder med overskridelse utgjør ca. 16.000 km², og er hovedsakelig lokalisert i Sogn og Fjordane. Den maksimale overskridelsen i det undersøkte området er 100 mekv/m²/år.

NO_x-utslippet fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet (år 2012) er beregnet å gi størst N-avsetning i havområdene utenfor Trøndelagskysten, med det største nedfallet over land langs kysten i Møre og Romsdal, Sør- og Nord-Trøndelag og i Nordland. De beregnede tilførslene er imidlertid små, og maksimalt 5 mg N/m²/år over land (Figur 8-2).

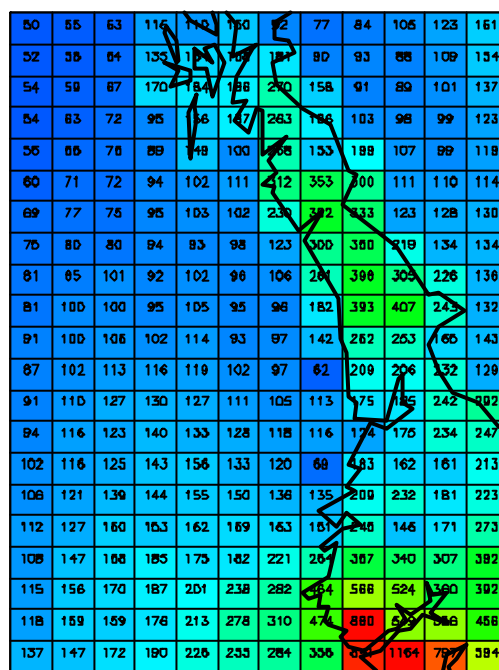
Den sørligste delen av mottaksområdet har totale N-avsetninger (uten bidraget fra petroleumsvirksomheten) på over 1000 mg N/m²/år, mens i de sentrale delene i Møre og Romsdal og Sør- og Nord-Trøndelag er N-deposisjonen < 200 mg N/m²/år, og i Nordland < 400 mg N/m²/år (Figur 8-7).

De største bidragene fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet er beregnet å komme der det fra før er lavt nedfall (< 400 mg N/m²/år), dvs. langs kysten i Nord-Trøndelag og Nordland.

N-bidraget fra Norskehavet er vurdert ut fra en "worst case"-betraktning der en antar at alt N-nedfall unntatt det som tas opp i nedbørfeltet bidrar til forsuring.

Petroleumsvirksomheten i Norskehavets bidrag til N-deposisjonen omregnet til syreekvivalenter er maksimalt 0,4 mekv/m²/år. Det innebærer at selv om N-bidraget fra Norskehavet vurderes i lys av "worst case", er konklusjonen at bidraget er så lite at det ikke bidrar til målbar endring av forsuringssituasjonen i området. Størrelsen på syretillegget er så lite at det mest sannsynlig ligger langt innenfor usikkerheten i metoden, uten at vi har et eksakt tall på hvor stor usikkerheten er.

Generelt kan man si at for områder som i dag har overskridelser av tålegrensen for forsuring, eller ligger på grensen til overskridelse, vil et hvert bidrag til økning av N-deposisjonen bidra til å motvirke den positive utviklingen i vannkvalitet som vi ser i Norge i dag som en følge av reduksjoner i S-utslipp i Europa (SFT, 2001). På samme måte vil enhver reduksjon være positiv.



Figur 8-7. Estimert total nitrogenavsetning (oksidert + redusert) i 1992. Tallene for landområdene er basert på interpolerte observasjonsdata (Tørseth og Semb, 1998). For havområdene er EMEP-modellberegninger for 1999 benyttet. Enhet: mg (N)/m².

8.5 Overgjødning

8.5.1 Status og kilder

Tilførsel av nitrogenforbindelser (NO_2 , NO_3^- , NH_4^+) gjennom tørravsetninger og gjennom nedbøren tas opp av planter og mikroorganismer. Økt tilførsel utover den naturlige vil kunne medføre økt biomasseproduksjon og endringer i konkurranseforhold mellom plantearter. Vegetasjonen på land vil bli endret i favør av nitrogenkrevende arter.

Tilførselene av nitrogenforbindelser gjennom nedbøren har i de siste årene vært stabil, og flere steder høyere enn tålegrensene. Innenfor det aktuelle kartutsnittet i Figur 8-7 er avsetningen av nitrogenforbindelser størst i Sogn og Fjordane, og avtar nordover, med en svak økning i Nordland. Områder med overskridelse av tålegrensene for de mest utsatte vegetasjonstypene finnes nord til Møre og Romsdal (Figur 8-8).

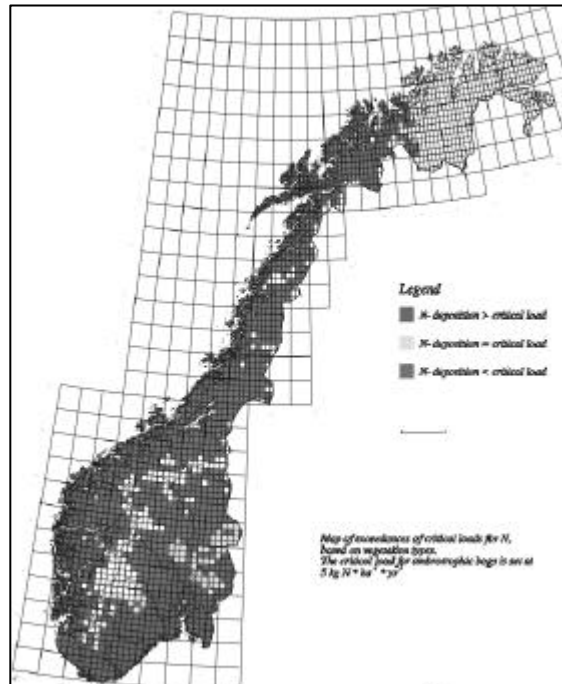
8.5.2 Petroleumsvirksomhetens bidrag

Vurderinger av effekter av total nitrogenavsetning på vegetasjon er relatert til tålegrenseoverskridelser.

Tålegrensene er gitt med relativt store variasjoner med en nedre og en øvre grense, og det er ikke gitt noen kvantitative mål på endringer i vegetasjon ut fra overskridelsesverdier (Tabell 8-1). Forskjellen mellom nedre og øvre tålegrense innen en vegetasjonstype kan være flere hundre mg/år. Bidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet er til sammenligning i det aktuelle området maksimalt 5 mg/år (Figur 8-2), mens bakgrunnsbelastningen varierer i intervallet 200-1400 mg/år (Figur 8-7).

Med bakgrunn i de særdeles små estimerte nitrogenavsetningene kan vi anta at nitrogenbidraget fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet isolert sett vil ha liten til ingen effekt på vegetasjonen langs kysten fra Sogn og Fjordane til Nordland og videre nordover. Nord for Møre og Romsdal ligger dagens bakgrunnsnivå godt under tålegrensene for alle vegetasjonstypene og ingen tålegrenser vil bli overskredet.

Effekter kan imidlertid teoretisk sett komme der vegetasjonstypenes tålegrenser allerede er overskredet, eller er i ferd med å overskrides. Dette gjelder nedbørmyr og epifyttvegetasjon fra Sogn og Fjordane nord til Møre og Romsdal, og næringsfattige skoger i Sogn og Fjordane. Men effektene av et ekstrabidrag på 1-2 mg N/m^2 pr. år fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet vil høyst sannsynlig bli marginale.



Figur 8-8. Kart over overskridelser av tålegrenser for nitrogen (fra Esser og Tomter, 1996), basert på vegetasjonstyper. Tålegrensen for nedbørmyr er satt til 500 mg N/m^2 pr. år.

Sammen med andre utslipp fra petroleumsindustrien på sokkelen (Nordsjøen) vil bidraget likevel kunne påvirke vegetasjonstyper i Sogn og Fjordane og i de sørligste deler av Møre og Romsdal ved at vegetasjonstyper som er tilpasset et lavt nitrogennivå kan få økt innslag av mer nitrogenkrevende arter som gras og urter, samt at trær i humide områder kan få redusert lavvekst og økt algevekst. De antatte små endringene i vegetasjon vil trolig ikke ha målbar effekt på dyreliv. For Trøndelagsfylkene og Nordland vil de samlede N-bidragene fra sokkelen høyst sannsynlig ikke påvirke dyreliv på noen måte. Effekter på fauna vil eventuelt kunne komme i de sørligste områdene av influensområdet, særlig i Sogn og Fjordane, da det er her bakgrunnsnivået er høyest.

Tabell 8-1. Tålegrenser for total nitrogenavsetning (fra Bobbink et al., 1996).

Trær og vegetasjonstyper	mg N/m ² pr. år	Indikasjoner på overskridelse
Bartrær	1.000 – 3.000	Næringsubalanse
Løvtrær	1.500 – 2.000	Næringsubalanse, økt skudd/rot forhold
Næringsfattige barskoger	700 – 2.000	Endringer i bunnvegetasjon og mykorrhiza, økt utvasking
Næringsfattige løvskoger	1.000 – 2.000	Endringer i bunnvegetasjon og mykorrhiza
Næringsrike skoger *	1.500 – 2.000	Endringer i bunnvegetasjon
Skoger i humide områder *	500 – 1.000	Nedgang i lavflora og økt vekst av frittlevende alger
Artsrike enger, middels næringsrike	2.000 – 3.000	Økt innslag av høge gras, endringer i diversitet
Artsrike enger, næringsrike	1.500 – 3.500	Økt mineralisering og N-akkumulasjon, utvasking, endringer i diversitet
Fattig fjellhei *	500 – 2.000	Nedgang i lav, moser og lyngvekster
Kystlynghei	1.500 – 2.000	Nedgang i røsslyngdominans, moser og lav, økt innslag av graminider, N-akkumulering
Nedbørmyr	500 – 1.000	Nedgang i typiske moser, økt innslag av høge gras, N-akkumulasjon
Jordvannmyr, middels rik	2.000 – 3.500	Økt innslag av høge gras, nedgang i diversitet

Sogn og Fjordane.

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

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

Møre og Romsdal.

I de aller fleste delene av Møre og Romsdal vil den totale N-avsetningen ligge godt under 500

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

Trøndelagsfylkene

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

Nordland

Storparten av Nordland fylke har et bakgrunnsnivå på 200-400 mg N/m² pr. år,

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

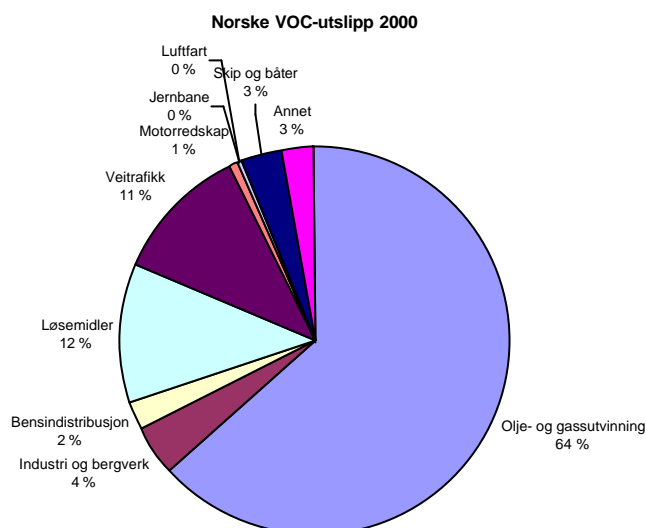
8.6 Bakkenært ozon

8.6.1 Status og kilder

Ozon (O₃) dannes ved fotokjemiske prosesser der det må være tilstede NO_x, hydrokarboner (VOC) og CO. Kildene til utslipp av NO_x er vist i Figur 8-5, mens kildene til utslipp av VOC er illustrert i Figur 8-9.

Under naturlige forhold er det en likevekt mellom NO, NO₂ og O₃. O₃ er en sterk oksidant (plantegift), og selv små konsentrasjonsøkninger ut over det naturlige bakgrunnsnivået vil kunne føre til redusert plantevekst (40-120 µg/m³).

Ved høyere konsentrasjoner vil det kunne oppstå helsemessige effekter i form av betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon og økt mottakelighet for infeksjoner. Slike effekter er funnet ved lang- tids eksponering (6t) for 160 µg/m³, og ved korttids eksponering for 200-300 µg/m³.



Figur 8-9. Relativ fordeling av VOC-utslipp fra Norske kilder, 2000. (Kilde: Statistisk sentralbyrå).

I Norge varierer månedsmiddelkonsentrasjonen av ozon i vekstsesongen fra 50 – 80 µg/m³. De høyeste konsentrasjonene oppstår i sommerhalvåret, da det episodevis forekommer konsentrasjoner på ca. 150 µg/m³. Episoder på over 200 µg/m³ har også vært registrert.

Fastsettelse av tålegrenser for ozon er basert på måling av akkumulerte eksponeringsdoser, uttrykt ved begrepet AOT40. AOT40 uttrykker summen av differansene mellom timemiddelkonsentrasjonene og 80 µg/m³ (40 ppb) for de timene der ozonkonsentrasjonen overskrider 80 µg/m³ innenfor en nærmere definert vekstsesong. 80 µg/m³ tilsvarer SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium for helse/dyr ved eksponering over mer enn 8 t. Tilsvarende kriterium for vegetasjon er 50 µg/m³. Det er anbefalt å benytte en AOT40-verdi på 3.000 ppb-timer som tålegrense for plantevekst, mens en for skog anbefaler å benytte 10.000 ppb-timer som tålegrense (Tabell 8-2).

Tabell 8-2. Oversikt over luftkvalitetskriterier og tålegrenser for bakkenært ozon.

	Organisme	Dose	Kommentarer
SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier	Helse/dyr	100 µg/m ³	Eksponering over 1 t
		80 µg/m ³	Eksponering over 8 t
	Plantevekst	50 µg/m ³	7-timers middel (kl. 09.00 – 16.00 i vekstsesongen (april – september)
Tålegrenser beregnet som AOT40 (se tekst)	Skogvegetasjon	10.000 ppbh (20.000 µg/m ³ h)	
	Jordbruksvekster	3.000 ppbh (6.000 µg/m ³ h)	

AOT40-verdiene for plantevekst er overskredet de fleste stedene i Sør-Norge, se Figur 8-10.

Det er likevel i Norge ikke rapportert om vegetasjonskader som skyldes ozon. I kontrollerte forsøk har bl.a. blåbær vist seg å være følsom for ozon, og det kan ikke utelukkes at vegetasjonen langs Vestlandskysten, som har de største tålegrenseoverskridelsene, er negativt påvirket. Det kan heller ikke utelukkes negative effekter på dyrs toleranse mot alle former for stress, inkludert evnen til å tilpasse seg endringer i sine habitater.

8.6.2 Petroleumsvirksomhetens bidrag

AOT40-tålegrensen for alle plantevekster unntatt trær er satt til 3.000 ppb-timer.

Figur 8-10 viser at denne tålegrensen for planter allerede er overskredet i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal med høyeste overskridelser i sør. Ozonkonsentrasjonene i Trøndelag ligger rett under tålegrensen, mens det i Nordland er relativt lave verdier (600-2.000 ppb-timer).

For både bartrær og løvtrær (skog) er tålegrensene satt til 10.000 ppb-timer. Disse tålegrensene er ikke overskredet i noen deler av beregningsområdet.

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

Fordi det er usikkerhet om grenseverdien for ozon, (se kap. 8.3.2) og fordi bakgrunnsbelastningen ligger tett opp mot eller over den antatte grenseverdien, er det vanskelig å fastslå hvor mye Norskehavets bidrag påvirker vegetasjonen. Sannsynligheten for overskridelse og effekter på planter er størst der bidragene er

størst, dvs. i kystnære områder i Sør-Trøndelag, Møre og Romsdal og i Sogn og Fjordane. Effektene av for høye ozon-verdier er redusert vekst og akutte skader som nekrose (ødeleggelse av vev, gjerne i form av svarte flekker på bladene) og klorose (grønne plantedeler som blir bleke/fargeløse fordi klorofyllet mistes).

1088	1166	1019	842	897	812	460	368	310	302	243	389
1083	1018	906	803	886	649	548	474	271	421	277	200
1236	1177	1184	988	1108	798	785	832	229	246	236	244
1214	1326	1606	1767	1433	1227	1109	783	286	331	206	181
1346	1379	1801	2097	1658	1803	827	627	364	346	287	211
1317	1441	1593	2295	2841	2284	1013	741	367	427	312	334
1712	1827	2366	2661	3036	2606	1028	829	396	731	346	441
1876	2344	2455	2877	3148	2571	1695	1028	999	816	508	612
2399	2679	2771	2989	3151	3021	1933	1335	1309	815	751	569
2451	3038	3242	3728	3555	3508	3039	2244	2117	877	725	559
3525	3549	3587	4142	3700	3376	3335	2533	2268	1237	888	710
3891	3633	3707	3918	4101	3581	3483	2666	2373	1113	821	715
4260	4206	4298	4606	4427	4281	3886	3947	2690	244	976	559
4455	4680	4613	4731	5169	5056	3987	4032	2536	1310	870	689
4919	5078	4771	5375	5881	5880	4933	3207	4519	1297	932	880
5861	5929	5834	6113	6568	6835	3657	3498	2919	1707	1189	1178
6548	6610	6415	7388	8128	7976	4230	3606	2352	1714	1351	1432
7018	6972	7324	8177	8009	8753	4576	4273	3340	1925	1805	1518
7893	7800	8650	8791	9228	9283	5159	4279	3858	2049	2391	2030
8191	8340	9170	9142	9722	9984	5968	5943	4881	2258	2366	2431
8922	8174	8408	8858	10026	9898	6479	6903	5892	3682	3588	3308

Figur 8-10. Beregnet AOT40-verdi for planter (3mnd-periode, mai-juli) for 1992 uten utslipp fra Norskehavet. Enhet: ppb-timer.

Grensen for ozonbelastning på dyreliv/helse er satt til 100 µg/m³ over 1 time (Tabell 8-2). Uten utslipp fra Norskehavet er grensen overskredet på strekningen mellom Sogn og Fjordane og Nord-Trøndelag, med flest antall timer i sør.

Bidraget fra Norskehavet er beregnet å kunne gi fra 0-6 timer ekstra med belastning ut over 100 µg/m³ over 1 time. Dette vil ikke føre til at nye områder får overskredet sin tålegrense, og det er lite trolig at bidraget vil gi noen målbare effekter på dyr i områder som allerede har fått overskredet sin tålegrense.

8.7 Avsetninger av nitrogen på havoverflaten

Næringssaltene nitrogen og fosfor spiller en helt avgjørende rolle for å opprettholde et rikt og variert plante- og dyreliv i våre kystfarvann. Når tilførselen av næring øker ukontrollert, kan dette imidlertid føre til uønsket algeoppblomstring og sjøvannet blir grumset og farget. Denne formen for overgjødning kalles eutrofiering.

Store algeoppblomstringer er ikke bare et estetisk problem ved at vannet blir mindre tiltalende for bading. Langt alvorligere er forekomst av giftige alger som kan forårsake akutt dødelighet hos fisk og gjøre skjell giftige, samt føre til en organisk belastning som forringer livsbetingelsene for bunnlevende fauna.

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

Det tas utgangspunkt i en rute på 1 km² og en avsetning på maksimalt 4,8 mg N/m²/år, som tilsvarer 4,8 kg N/km²/år eller 13 g N/km²/dag. Denne vannmassen utsettes for avsetning med varierende mengde over mange døgn mens den beveger seg gjennom det aktuelle området. Vannmassens oppholdstid er vanskelig å bedømme, men hvis en betrakter et område med utstrekning ca. 500 km i strømmens hovedretning og en gjennomsnittlig strømhastighet på 0,1 m/s (neppe for høyt regnet) antyder dette en oppholdstid på 50-60 døgn. Større strømhastighet gir kortere oppholdstid. Holder en fast på maksimalbetraktningen om et nedfall på 13 g N/km²/dag over 50 døgn, vil en vannmasse med overflateareal 1 km² maksimalt motta og inneholde et nedfall på 650 g N.

Algeveksten foregår i sommerhalvåret og styres bl.a. av tilgangen på nitrogen. Konsentrasjonen av nitrogen i øvre vannlag vil variere mye gjennom året. For nitrat kan typiske verdier i overflatelaget for det norske kystvannet sommerstid ligge i intervallet 2-10 μmol/l eller 28-140 μg N/l (North Sea Sub-region 6, Assessment Report 1993). Lenger

vest dominerer atlantisk vann der nitratkonsentrasjonen sommerstid varierer i intervallet 5-15 μmol/l eller 70-210 μg N/l.

Mesteparten av algeveksten skjer i det øvre vannlaget, ned til 20 m dyp. For en overflate på 1 km², slik som i eksemplet ovenfor, blir vannvolumet der det foregår algevekst da 20*10⁶ m³. Ser en bort fra at over et tidsrom på 50 døgn vil det være stor vannutveksling i forhold til omkringliggende sjøvann (dvs. at en ser bort fra at over dette tidsrommet vil vannvolumet i virkeligheten være større enn det som er forutsatt), blir regnestykket som følger:

- ?? Vannmassen (kystvann) som nedfallet i 50 døgn sommerstid blandes inn i vil opprinnelig inneholde 600-3000 kg N (nitrat). For atlantisk vann ville tilsvarende tall være 1400-4200 kg N (nitrat)
- ?? Bidraget til nitrogen fra utslippene over Norskehavet bidrar maksimalt med 0,65 kg over samme tidsrom, dvs. med maksimalt 1 ‰ av mengden nitrat som naturlig vil befinne seg i vannmassen.

Dette er en "robust" maksimalbetraktning, som viser at N-avsetningen over hav fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet ikke har noen betydning for algeveksten i vannmassene.

8.8 Litteratur

Bobbink, R., Hornung, M. and Roelofs, J.G.M. (1996) Empirical critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Annex III. I: Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded. Berlin, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).

Dise, N. og Wright, R.F. 1995: Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. For.Ecol.Manage., 71, 153-161.

Esser, J.M. og Tomter, S.M. (1996) Reviderte kart for tålegrenser for nitrogen basert på empiriske verdier for ulike vegetasjonstyper. Ås (NIJOS rapport 7/96).

SFT (2001): Overvåking av langtransporterte forurensninger 2000. Sammendragsrapport. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 829/2001).

Simpson, D., Guenther, A., Hewitt, C. N., and Steinberger, R. (1995) Biogenic emissions in Europe1. Estimates and uncertainties. *J. Geophys. Res.*, 100, 22875-22890.

Solberg, S., Skjelkvåle, B.L., Aarrestad, P.A., Reitan, O., Severinsen, G. og Walker, S.E. (1999): Regional konsekvensutredning for oljevirkosomheten i Nordsjøen. Temarapport 5: Regulære utslipp til luft – konsekvenser. Kjeller (NILU OR 6/99).

Solberg, S., Walker, S.E., Knudsen, S., Lazaridis, M., Semb, A. and Beine H.J. (1999): The contribution to nitrogen depositions and ozone formation in South Norway from atmospheric emissions related to the petroleum activity in the North Sea. Kjeller (NILU OR 5/99).

UN/ECE (1999): Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. Geneva, United Nations (Document ECE/EB.AIR/1999/1).

9 Konsekvenser av utslipp til sjø

Innholdet i dette kapitlet er i hovedsak basert på følgende underlagsrapporter:

Frost, T.K., og Rye, H., 2002: Regulære utslipp til sjø – sprednings og miljørisikoberegninger. RKU Norskehavet. Statoil

Skadsheim, A., Kjeilen, G., Melbye, A., Rye, H., Aas, E., 2002: Konsekvenser av regulære utslipp til sjø – RKU Norskehavet. Rogalandforskning

Melbye, A., Brude, O.W., Østby, C., Moe, K.A., Lorentsen, S.H., Follestad, A., Fossum, P., Heide, M:A., Sunde, L.M., 2002: Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Oversikt over miljøressurser. SINTEF

Referanser er i dette kapitlet tatt med i den grad det er vurdert som hensiktsmessig. For ytterligere detaljer og referanser henvises det til underlagsrapportene.

9.1 Utslippskilder og utslippskomponenter

Av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten, har produsert vann, borevæske og borekaks vært mest fokusert, dels på grunn av store utslippsvolumer, dels på grunn av innhold av komponenter som i konsentrert form kan være miljøskadelige. Petroleumsvirksomheten medfører også andre typer utslipp til sjø, men disse er enten av mindre omfang eller inneholder ikke miljøskadelige komponenter.

En oversikt over de viktigste utslippene er vist i Tabell 9-1.

9.2 Petroleumsvirksomhetens andelsmessige bidrag

Produsert vann slippes bare ut fra petroleumsvirksomheten. Mange av komponentene i produsert vann slippes imidlertid også ut fra andre kilder.

Før utslipp må produsert vann renses slik at innholdet av dispergert olje ikke overskrider 40

ppm (30 ppm fra år 2006). Av de totale utslippene av olje til Nordsjøen kommer omlag 2% fra norsk petroleumsvirksomhet, først og fremst gjennom produsert vann. De største kildene til slike utslipp er elvetransport, avrenning fra land, kystnære industriutslipp, kloakk og uhellsutslipp fra skip (NSTF 1993). For Norskehavet antas det at petroleumsvirksomhetens relative bidrag er på samme nivå som i Nordsjøen.

9.3 Oppdatert kunnskapsstatus

9.3.1 Effekter av produsert vann

Det er gjennom årene utført en rekke laboratorie- og feltforsøk for å studere effekter av oljerelatert forurensning. Særlig oppmerksomhet har vært rettet mot effekter av utslipp av produsert vann, og i senere tid er det spesielt fokusert på PAH- forbindelser (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og alkylfenoler.

For utslipp i forbindelse med boring er fokuset satt på effekter av partikulært materiale (kaks og barytt) i tillegg til effekter av kjemikalier som slippes ut med borestrømmen.

Skadsheim et al. (2002) refererer først og fremst til følgende relevante studier fra de senere år:

- ?? Havforskningsinstituttets (HI) forsøk med alkylfenoler,
- ?? Enkeltstående forsøk utført ved Akvamiljø forskningssenter, Stavanger
- ?? Forsøk ved Auke Bay Laboratories, Alaska
- ?? Feltstudien BECPELAG (Biological Effects of Contaminants in Pelagic ecosystems).
- ?? DREAM (Dose-related Risk and Effect Assessment Model) prosjektet.

Resultatene av HI sine forsøk med alkylfenoler viste blant annet reduserte østrogennivåer hos hunnfisk, reduserte testosteronnivåer i hannfisk og tendenser til forhøyede vitellogenin nivåer i hannfisk hos torsk som ble tilført alkylfenoler gjennom foret.

Tabell 9-1. Oversikt over utslippstyper, kilder og -komponenter

Utslippstype	Kilde	Viktigste komponenter
Produsertvann	Vann som følger petroleumsstrømmen fra reservoaret, og som skilles ut i produksjonen. Består av formasjonsvann og kondensert vann, og kan også inneholde tilbakeprodusert injeksjonsvann.	?? Dispergert olje ?? Oppløste organiske forbindelser (mono- og polyaromatiske hydrokarboner, alkylfenoler) ?? Organiske syrer ?? Løste uorganiske salter ?? Utfelte salter ?? Lavradioaktive komponenter ?? Tungmetaller ?? Mineraler fra formasjonen ?? Rester av kjemikalier tilsatt i reservoaret eller i produksjonen
Ballastvann	Vann som lastes av tankbåter i lossehavner, og slippes ut ved lasting av olje på feltet eller gass fra landterminaler	?? Ballastvann kan inneholde organismer, og bidra til uønsket spredning av disse til nye områder
Fortrengningsvann	Sjøvann fra lagerceller i betongplattformer	?? Dispergert olje (lavere konsentrasjon enn produsertvann) ?? Komponenter som i produsert vann, men i betydelig lavere konsentrasjoner
Kjølevann	Sjøvann som benyttes for kjøling i produksjonsprosessene	?? Natriumhypoloritt og kobber
Drenasjevann	Regnvann fra plattformer og skip	?? Kan inneholde forurensinger av olje, borevæske mm.
Sanitæravløpsvann	Sanitæranlegg på plattformer og skip	?? Næringssalter ?? Organisk stoff
Vann fra klargjøring av rørledninger	Sjøvann eller ferskvann tilsatt kjemikalier fylles i rørledninger ved legging, og tømmes ut før oppstart av produksjon	?? Fargestoff (fluorescein) ?? Biosid (glutaraldehyd)/Lut/Oksygenfjerningskjemikalier (natriumbisulfitt). Avhengig av metode.
Hydraulikkvæske	Væske som benyttes for operering av ventiler på havbunnsbrønnrammer	?? Monoethylenglycol (MEG)
Borevæske	Væske som tilsettes i borehullet for å smøre og kontrollere trykk	?? Barytt (bariumsulfat) ?? Bentonitt leire ?? Tungmetaller
Borekaks	Knust bergmasse fra reservoaret	?? Kan inneholde hydrokarboner fra boring i oljeførende lag ?? Bergartsmineraler

Vitellogenin er et eggeplommeprotein, som normalt ikke skal finnes hos hannfisk.

Roggen i den eksponerte fisken utviklet seg senere enn normalt, og gonadestørrelsen var redusert sammenlignet med kontrollgruppen. Forsøkene har altså vist at eksperimentell eksponering for alkylfenoler under bestemte betingelser kan medføre endringer i hormonbalanse og kjønnsutvikling hos torsk. Det ble imidlertid ikke påvist alkylfenoler i fiskevev i disse forsøkene.

Det er usikkerhet knyttet til forsøkene representativitet i forhold til det miljø som fisk nær

oljeinstallasjonene kan bli utsatt for, både når det gjelder konsentrasjon og sammensetning av alkylfenolene. I forsøket ble fisken utsatt for samme dose av C4, C5, C6 og C7 -alkylfenoler. Det er kjent at de to siste, som er mest potente i forhold til å ha østrogenforstyrrende effekter, forekommer i svært lave konsentrasjoner i produsertvann.

Nyere studier ved Akvamiljø forskningscenter, Stavanger og ved Auke Bay Laboratories, Alaska viser at relativt lave konsentrasjoner av hydrokarboner generelt (60 ppb nominell oljekonsentrasjon), og PAH spesielt (0,33 – 1 ppb total PAH), under laboratoriebetingelser er

tilstrekkelig for å framkalle skader på DNA-molekylet, deformiteter, veksthemming og dødelighet hos fisk. De konsentrasjonsverdiene som her er nevnt er ikke direkte sammenlignbare med PNEC-verdier i EIF-beregninger, dvs. 40,4 ppb olje og 0,05 ppb og 0,15 ppb for de to PAH-gruppene. Sistnevnte er framkommet gjennom eksponeringsstudier av enkeltkomponenter, mens en i studiene referert i dette avsnittet har beregnet PAH-konsentrasjonen i olje.

BECPELAG er en serie feltundersøkelser av mulige biologiske effekter av forurensning som ble utført på Statfjordfeltet og i Tyskebukten våren og sommeren 2001. En rekke institutter fra flere land deltok på 7 forskjellige tokt. Målet var å studere mulige biologiske effekter av forurensning hos organismer som lever i vannsøylen. Prøvelokaliteten Statfjordfeltet ble valgt som representant for områder med pågående utslipp av produsertvann. Det ble hovedsaklig tatt prøver av villfanget sei, sild, fiskelarver, plankton og krill, samt av torsk og blåskjell utplassert i bur i gradienter fra Statfjord B-plattformen og fra land i Tyskebukten.

Hoveddelen av resultatene fra disse studiene er ennå ikke rapportert. Av resultater som er klare, er funn av metaller og nedbrytningsprodukter av PAH i galle hos torsk plassert i bur i opptil 10 km fra Statfjord B plattformen. Basert på gradienter i nivåer, er det rimelig å anta at funnene stammer fra utslipp av produsertvann. Tilstedeværelse av PAH-metabolitter og metaller i fiskegalle kan ikke i seg selv regnes som noen negativ effekt, men funnene viser at PAH-forbindelser blir tatt opp og omsatt (metabolisert) i fisk.

9.3.2 *Forbedret metode for beregning av miljørisiko*

DREAM var et samarbeid mellom olje selskapene Statoil, Hydro, TotalFinaElf og Agip, samt forskningsinstituttene Sintef, TNO og Akvamiljø. Det overordnede målet med DREAM prosjektet har vært å utvikle et miljørisikoverktøy for å kvantifisere og predikere miljøeffekter av utslipp av produsert vann offshore. Studier av miljøeffekter basert på biologisk opptak (body burden) og kroniske effekter hos et begrenset antall arter (krepsdyr og fisk) ble

gjennomført for en rekke komponenter i produsertvann gjennom omfattende laboratorieforsøk. Kroniske effektparametre som eggproduksjon, klekke suksess, vekst, samt overlevelse og deformiteter hos avkom ble undersøkt. Gjennom DREAM-prosjektet har en fremskaffet opptaksrelaterte kroniske effektdata for de miljømessig viktigste komponentgrupper i produsert vann (aromatiske hydrokarboner og alkylfenoler), studert både enkeltvis og i blanding.

Parallelt, på grunn av behov hos oljeindustrien, ble det utviklet et styringsverktøy for å kunne forutsi miljørisiko ved utslipp av produsert vann, der en tar hensyn til innholdet av både naturlige komponenter og kjemikalierester.

Dette styringsverktøyet har fått navnet "Environmental Impact Factor", forkortet til EIF, og anvendes i dag av offshore operatører på norsk sektor som miljøstyringsverktøy for produsert vann.

EIF gir et tallmessig uttrykk for miljørisiko, og brukes først og fremst for å sammenligne effekten og miljøgevinsten av ulike utslippsreducerende tiltak, men også for beregning av miljørisiko eller potensiale for skade på marine organismer fra et utslipp av produsert vann.

Metoden for beregning av EIF er utviklet i henhold til EUs retningslinjer (Technical Guidance Document - TGD) for miljørisikovurderinger, som omfatter alle kjemikalier med utslipp over ett tonn pr. år.

Beregningen av EIF inkluderer følgende trinn:

- ?? Beregning av forventede konsentrasjoner av naturlige komponenter og tilsatte kjemikalier eller sammensatte stoffer i miljøet, fordelt i tid og rom (PEC - Predicted Environmental Concentration).
- ?? Sammenligning av beregnede konsentrasjoner og etablerte tålegrenseverdier (PNEC - Predicted No Effect Concentration) for de samme stoffene (PEC/PNEC -forholdet).
- ?? Tilleggsvekting og fastsettelse av de enkelte komponentenes bidrag til total miljørisiko.
- ?? Summering av enkeltkomponentenes bidrag og fastsettelse av total miljørisiko.

Etablering av tålegrenseverdier

Tålegrenseverdien (PNEC) er definert som den høyeste konsentrasjonen av en komponent eller et sammensatt stoff som ikke gir påviselige effekter i miljøet. Sagt på en annen måte: konsentrasjoner høyere enn denne verdien vil medføre risiko for miljøeffekter.

PNEC for en komponent bestemmes med utgangspunkt i de laveste konsentrasjoner i litteraturen som i forsøk har gitt effekter på de mest sensitive organismer. Disse laveste konsentrasjonene divideres med en sikkerhetsfaktor (se Tabell 9-2). I hht. retningslinjene skal en for bestemmelse av PNEC-verdien ha data fra studier fra tre trofiske nivåer (alger, krepsdyr, fisk), med et minimumskrav om data på akutte effekter. For å få et best mulig grunnlag for bestemmelse av PNEC for en komponent foretrekkes data på langtidseffekter (kroniske effekter).

Den høyeste konsentrasjonen som i langtidsstudier ikke har gitt påviselige kroniske effekter på en organisme omtales som NOEC-verdien (No Observable Effect Concentration). For akutte effekter benyttes gjerne EC50- eller LC50-verdier. (EC50 = den laveste konsentrasjonen som gir påviselig effekt på 50% av individene i forsøket, vanligvis innen 72 timer. LC50 = den laveste konsentrasjonen som medfører dødelighet på 50 % av individene, vanligvis innen 48 timer).

I praksis kan tilgangen på tilfredstillende toksisitetsdata og kunnskap om langtidseffekter være begrenset, og en har derfor lagt inn sikkerhetsfaktorer. Jo mer begrenset tilgang på komplette og tilfredsstillende toksisitetsdata, jo høyere sikkerhetsfaktor, dvs at PNEC-verdiene blir lavere. Dette er vist i tabell Tabell 9-2.

Foreligger det NOEC-verdier for minst tre trofiske nivåer, benyttes verdien for den mest sensitive arten, dividert med en sikkerhetsfaktor på 10. Foreligger det kun data fra studier på akutte effekter, benyttes en maksimum sikkerhetsfaktor på 1000. Bruk av maksimum sikkerhetsfaktor vil oftest være aktuelt for kjemikalier som tilføres under produksjonsprosessen.

PNEC-verdier er beregnet for et stort antall enkeltkomponenter innen de ulike komponentgruppene som finnes i produsertvann. Innen

hver komponentgruppe er det valgt ut en eller flere representative komponenter, og det er dataene for den/disse som benyttes i EIF-beregningene (Tabell 9-3).

Tabell 9-2. Sikkerhetsfaktorer ved beregning av PNEC-verdier

Tilgang på toksisitetsdata	Sikkerhetsfaktor
Data for akutteffekter (LC/EC50) for hvert av de 3 trofiske nivåer (fisk, dyreplankton, alge)	1000
NOEC-verdier fra ett trofisk nivå (fisk eller dyreplankton)	100
NOEC-verdier fra to trofiske nivåer (fisk og/eller dyreplankton og/eller alge)	50
NOEC-verdier fra tre trofiske nivåer (fisk, dyreplankton og alge)	10

Grunnlaget for beregning av miljøskade er altså ikke knyttet til lokaliteten og de biologiske ressursene som faktisk finnes på stedet, men derimot til den mest sensitive arten (marin- eller ferskvannsart) som det finnes effektdata for. Dette innebærer en konservativ tilnærming.

For metaller er det kun benyttet toksisitetsdata for marine arter. Dette har sammenheng med at metallers giftighet generelt sett er lavere i sjøvann enn i bløtt ferskvann.

Beregning av forventede konsentrasjoner i miljøet

Konsentrasjonene i miljøet beregnes ved hjelp av DREAM-modellen, som tar hensyn til bl.a. utslippsmengde, konsentrasjoner i utslippsvannet, utslippsdyp, vind- og strømforhold mm.

Modellen beregner konsentrasjoner i resipienten omkring utslippspunktet i tid og rom. Resipienten inndeles i et tredimensjonalt gridsystem, der enheten vanligvis er vannvolumer på 100.000 m³ (100m x 100m x 10m). Størrelsen på enhetene kan variere noe etter hvilken oppløsning som ønskes på framstillingen av resultatene. Ved regionale beregninger er det i dagens DREAM-versjon begrensninger i forhold til ønsket oppløsning, og det opereres derfor med større vannvolumenheter.

For hver enkelt vannvolumenhet beregnes middelkonsentrasjonen av hver enkelt av de representative utslippskomponentene (Tabell 9-3). Beregningene foretas med tidsintervaller på max 60 minutter, og innenfor et tidsvindu på 30 dager. Det benyttes strømdata og meteorologiske data mm for en typisk vårsituasjon (mai).

Beregning av PEC/PNEC-forhold

For hvert enkelt beregningstidspunkt og hver enkelt vannvolumenhet (100.000 m³) beregner modellen forholdet mellom den forventede konsentrasjonen (PEC) og den fastsatte tålegrenseverdien (PNEC) for hver enkelt komponent.

For hvert enkelt beregningstidspunkt og vannvolumenhet summeres PEC/PNEC-forholdet for alle komponenter. Er summen lavere enn 1, er tålegrensen pr. definisjon ikke overskredet, og EIF-verdien settes lik 0. Er summen større enn 1, settes EIF-verdien lik 1. Eventuell miljørisiko som måtte opptre i mindre volumenheter enn 100.000 m³ blir dermed ikke fanget opp.

Summering og vektning av komponentenes bidrag til miljørisiko

EIF-verdiene for alle beregningstidspunkter og vannvolumenheter summeres, og dette gir et foreløpig EIF-tall.

De enkelte komponentenes gjennomsnittlige bidrag (prosenttall) til dette foreløpige EIF-

tallet beregnes. Prosenttallet for komponenter som er lite nedbrytbare eller har høy grad av bioakkumulering, multipliseres med en faktor på 2 eller 4 (høyest faktor for de tyngst nedbrytbare og mest bioakkumulerbare komponentene).

Summen av de enkelte komponentenes prosentandeler vil etter denne vektingen overstige 100 %, og det endelige EIF-tallet framkommer ved at det foreløpig beregnede EIF-tallet økes tilsvarende.

Det beregnede EIF-tallet blir på denne måten et uttrykk for størrelsen på det vannvolumet der grensen for akseptabel miljørisiko er overskredet. Eksempelvis vil en EIF verdi lik 10 bety at et vannvolum på 10 ganger 100 000 m³ overskrider akseptabel grense for miljørisiko.

Tabell 9-3 gir en oversikt over PNEC-verdier benyttet i 1997 og dagens PNEC-verdier. Dagens PNEC-verdier ble etablert i forbindelse med utviklingen av EIF i 1999, og benyttes av samtlige operatører på norsk sokkel.

I 1997 var grunnlaget for beregning av PNEC kun resultater fra akutte tester på marine organismer, typisk tester av 48 til 120 timers varighet, basert på en metode benyttet av TNO (Karman,1996). Metoden som nå benyttes tar utgangspunkt i både akutte og kroniske effektdata, slik det er vist ovenfor. Dette har medført at dagens PNEC verdier er lavere, dvs mer konservative, enn de som ble benyttet tidligere.

Tabell 9-3 Oversikt over gruppe-inndeling og PNEC-verdier for komponenter tilstede i produsert vann utslipp benyttet i beregningen av miljørisiko i RKU Norskehavet i 1997 og dagens oppdaterte PNEC verdier (2002).

Gruppe	Komponentgruppe	PNEC-verdier (µg/l) 1997	PNEC-verdier (µg/l) 2002
1	BTEX	23,7 *	17
2	Naftalener	13,4 *	2,1
3	PAH	0,97 *	PAH I: 0,15 PAH II: 0,05
4	Fenoler	72 *	Alkylfenoler I (C0-C3) I: 10
	Alkylfenoler	4,1 *	Alkylfenoler II (C4-C5) :0,36 Alkylfenoler III (C6+): 0,04
6	Dispergert olje	40,4**	40,4
7	Polare forbindelser	242*	-
8	Metaller	2,5*	Metall I: Zn: 2,4/Ni: 1,22/Cu: 0,76 Metall II: Pb:0,34/Cd:0,102/Hg: 0,008
9	Naftensyrer	-	10

* Beregnet ut fra TNO's metode (Karman et al. 1996)

** Scholten et al. 1993, Karman 1997

EIF danner grunnlaget for en kunnskapsbasert videreutvikling av miljørisikanalyser. Det er imidlertid fortsatt forbedringspotensialer. EIF-faktoren, slik den anvendes i dag, inngår i risikomodeller som tar høyde for fortykning og til en viss grad også for nedbrytning, mens bioakkumuleringspotensial og bionedbrytning bare tas hensyn til gjennom at det for enkeltkomponenter tillegges en vektingsfaktor.

Bioakkumuleringspotensialet er i noen eksperimenter vist å øke med eksponerings-konsentrasjonen. Dette gjelder både eksponering for vannløselige forbindelser og for olje-i-vann emulsjoner med samme partikkelstørrelse (Arnfinn Skadsheim, pers. medd.). Dessuten øker bioakkumuleringspotensialet med stoffenes hang til å assosiere seg med fett eller olje, men kun inntil visse grenser. Resultatene fra disse eksperimentene er ikke entydige, men kan indikere at en EIF slik den beregnes i dag i mange tilfeller representerer en konservativ tilnærming. Likevel må man ta i betraktning at en i noen tilfeller kan få underestimert stoffmengden som tas opp i organismene.

Et annet vesentlig aspekt ved EIF-metodikken er at miljørisikoen kun kommer til uttrykk ved forholdet mellom eksponeringskonsentrasjon i toksisitetstester og de effekter som er blitt målt i de samme testene. Begrensede effektdata for de mange svært evolusjonmessig forskjellige marine organismene, og stoffers mulige synergetiske og antagonistiske virkning er forhold en må være oppmerksom på når en bruker EIF til miljørisikovurdering.

9.3.3 *Borevæske og borekaks*

Sammenlignet med produsert vann er det i senere år betydelig færre arbeider som har sett på virkninger av utslipp av borevæske og borekaks. Dette har bl.a. sammenheng med de strenge restriksjoner som er innført mht. tillatt oljeinnhold i borekaks, og som har medført at det ikke lenger slippes ut borekaks fra boring med oljebasert borevæske.

Det har imidlertid i de senere årene, spesielt i Norge og UK, vært noe fokus på gamle borekakschauger i forbindelse med feltavvikling og nedstengning, særlig i områder der det i tidligere år ble sluppet ut borekaks fra boring med oljebaserte borevæsker. Selv om dette

ikke har direkte relevans for spredning og effekter av pågående utslipp fra boring i Norskehavet, er det noen observasjoner fra dette arbeidet som er aktuelle:

Arbeid satt i gang av UKOOA (United Kingdom Offshore Operators Association, www.oilandgas.org.uk) har omfattet karakterisering av borekakschauger, nedbrytning av komponenter i det deponerte materialet, toksiske effekter av "gammelt" borekaks-materiale, endringer i borekakschauger over tid som et resultat av ulike faktorer, inkludert erosjon med mer. Analyser gjort på deponert materiale fra Ekofisk 2/4-A og Beryl-A plattformene i Nordsjøen viser at tungmetaller i barytt/kaks kan være mindre sterkt kjemisk bundet enn det som tidligere har vært antatt (Westerlund et al., 2001). Det er mulig at dette har betydning for biotilgjengeligheten, men dette er ikke tilstrekkelig undersøkt.

9.4 **Resultater fra beregning av spredning og miljørisiko**

9.4.1 *Produsert vann*

Som grunnlag for konsekvensvurderinger er det gjennomført oppdaterte beregninger av spredning og miljørisiko/EIF for produsert vann, ved hjelp av DREAM-modellen. Ved utarbeidelse av forrige RKU ble det benyttet en forløper til denne, PROVANN. Sammenlignet med denne representerer DREAM flere forbedringer:

- ?? DREAM tillater simuleringer av flere kilder med forskjellig utslippssammensetning. I beregningene har en lagt til grunn reelle sammensetninger av produsertvann for feltene Norne, Heidrun, Åsgard A og B, Draugen, Njord og Kristin. For Ormen Lange har en lagt til grunn utslippssammensetningen på Troll A, mens en for de fiktive feltene har lagt til grunn Kristins utslippssammensetning.
- ?? Et større antall komponenter (opptil 30) kan inkluderes i simuleringene ved hjelp av DREAM. Dette betyr at også innhold av kjemikalierester er inkludert i beregningene

Det er benyttet en ny hydrodynamisk modell (ECOM-3D), utviklet av DNMI (Det Norske Meteorologiske Institutt), som regner strøm i tre dimensjoner og i tid med vesentlig bedre oppløsning enn tidligere. Det betyr at beregningene er gjort med utgangspunkt i et mer realistisk bilde av spredningsforholdene, som inkluderer de spesielle virveldannelsene over bankene i området.

Med utgangspunkt i oppdaterte produksjons- og utslippsprognoser (kapittel 5) er det valgt å gjøre simuleringer for år 2001 (basisår) og år 2013, som er det året som etter prognosene vil ha de største totalutslippene av produsert vann i Norskehavet.

Spredningsberegningene er for begge de utvalgte årstallene gjennomført for alle utslippspunktene som etter prognosene vil ha utslipp av produsert vann. Mengden av produsert vann fra de enkelte felt (utslippspunkter) varierer over tid, og enkeltfeltenes maksimumsår vil ikke alltid falle sammen med regionens maksimumsår. I Tabell 9-4 er det gitt en oversikt over hvilke utslippsvolumer som er lagt til grunn for hvert enkelt utslippspunkt for hhv. 2001 og 2013, og det er samtidig vist hva som ifølge prognosene er maksimumsnivået for det enkelte utslippspunktet.

Konsentrasjonsprofiler for de eksisterende feltutbyggingene (Heidrun, Åsgard A, Åsgard B, Norne, Njord og Draugen) er basert på kjemiske analyser av det produserte vannet for år 2001. Beskrivelse av den kjemiske sammensetningen av utslipp fra de øvrige felt-utbyggingene er basert på sammensetningen fra eksisterende felt. Eksempelvis er Kristin og de fiktive feltene representert med utslippsprofil som Åsgard B vedrørende konsentrasjon av produksjonskjemikalier (rapportert år 2001) og dispergert olje (rapportert år 2000). Innhold av naturlige komponenter tilstede i det produserte vannet stammer fra kjemiske analyser av formasjonsvannet fra Kristin. Ormen Lange, som også er et gass-felt, er gitt samme utslippsammensetning som Troll A (rapportert år 2001). Tabell 9-5 gir en oversikt over de konsentrasjonsverdier som er lagt til grunn for beregningene.

Ved beregningene er det lagt til grunn at alle felt som er knyttet opp til samme utslippspunkt har identisk sammensetning av produsertvann, jfr. Tabell 5-3, kap.5. Ved eventuelle utbygginger i sårbare områder nord for 67°N er det prinsippene i ULB som vil bli lagt til grunn for valg av utbyggingsløsninger, dvs at det ikke skal være regulære utslipp av produsert vann, jfr. kapittel 2.2.

Tabell 9-4. Oversikt over utslipp av produsert vann (m³/år) i Norskehavet for år 2001 (rapporterte utslipp) og år 2013 (utslippsprognoser) benyttet i sprednings-modelleringen. I tallene for de enkelte utslippspunktene inngår også utslipp fra tilknyttede felt, se tabell 5.3 i kapittel 5.

Utslippspunkt	Utslipp i basisåret (2001)	Utslippsmengde lagt til grunn for år 2013	Utslippspunktets maks. utslipp (årstall i parentes)	Produksjons-periode lagt til grunn i beregningene
Åsgard A	156.950 *	493.626	925.000 (2011)	-2029
Åsgard B	10.950 *	255.750	612.000 (2015)	-2029
Heidrun	1.018.914	1.295.140	1.825.000 (2002)	-2025
Draugen	187.895	12.790.000	13.760.000 (2011)	-2016
Njord	120.496	200.000	200.000 (2006-2013)	-2024
Norne	400.586	15.311.130	15.311.130 (2013)	-2020
Kristin	0	5.382.405	5.382.405 (2013)	2005 - 2024
Skarv ***	0	0	0	2005 - 2018
Ormen Lange****	0	3.650	3.650 (lik mengde alle år)	2007 - 2040
FF1	0	1.357.500	1.479.500 (2016)	2004 - 2031
FF2	0	297.500	616.485 (2015)	2009 - 2030
FF3 ***	0	(616.485 **)	0	2014 - 2035
SUM alle felt	1.895.791	38.003.186	-	-2040

* Utslipp for basisår (2001) for Åsgard A og Åsgard B er basert på prognoser (RNB), ikke på rapporterte utslipp.

** Det er gjennomført sprednings- og miljørisiko-beregninger med en utslippsmengde som tilsvarer årlig maksimumsmengde (616485 m³) for fiktivt felt nr 3 (Nordland 6) i henhold til de etablerte prognosene.

*** Forutsatt injeksjon av produsert vann

**** Forutsatt utslippspunkt offshore, delvis injeksjon av produsert vann

Tabell 9-5. Oversikt over sammensetningen av produsert vann som er lagt til grunn for miljørisikoberegningene. Alle tall oppgitt som ppm (mg/l).

Komponent-grupper	Utslippspunkter								
	Åsgard A	Åsgard B	Heidrun	Draugen	Njord ****	Norne	Kristin *	Ormen Lange **	Fiktive felt (1,2 og 3)***
BTEX	37,8	166	7,09	3,96	21,72	30,43	19,23	3,48	19,23
Naftalener	3,38	6,43	1,56	0,076	0,23	2,62	0,72	0,48	0,72
2-3 ring PAH	0,27	0,098	0,38	0,11	0,017	0,35	0,06	0,007	0,06
4-ring+ PAH	0,004	0,0002	0,008	0,0012	0,0022	0,0046	0,005	0,0001	0,005
Fenol C0-C3	15,5	12,5	2,68	1,838	6,14	10,68	24,2	15	24,2
Fenol C4-C5	0,061	0,23	0,0096	0,0044	11,27	0,12	0,23	0,06	0,23
Fenol C6+	0,001	0,0002	0,0062	0,000044	0,1716	0,032	0,0002	0,001	0,0002
Disp. olje	23,3	30,6	63,8	23,6	12,66	36,9	30,6	4,3	30,6
Metaller I (Zn)	0,051	0,005	0,043	1	0,3	0,145	0,005		0,005
Metaller II (Hg)	0,002			0,04					
Metaller III (Pb)		0,005	0,0008			0,0067	0,005	0,0003	0,005
Metaller IV (Cd)					0,005				
Metaller V (Ni)								0,032	
Naftensyre			50						
Metanol	780		551,26			509,27			
TEG						31,31			
MEG								0,2	
Avleiringshemmer	114,8	402	93,75			10,07	402		402
Emulsjonsbryter I	0,026	0,008	0,024			0,02	0,008		0,008
Emulsjonsbryter II			0,11						
Hydrathemmer	198	500					500		500
H2S fjerner		36					36		36
Korrosjonshemmer		3,13	7,61				3,13		3,13
Flokkulant			12,10	103,2					
Skumdemper		0,0004	0,005				0,0004		0,0004
Castrol T.	369								

* Konsentrasjonsprofil for naturlige løste komponenter i Kristin produsert vann er hentet fra Konsekvensutredning (KU) for Kristin. Konsentrasjonsprofil som for Åsgard B er benyttet m.h.p dispergert olje (rapportert år 2000) og prosesskjemikalier (rapportert år 2001).

** Det er benyttet kjemisk sammensetning som for Troll A rapportert for år 2001.

*** De fiktive feltene er gitt samme konsentrasjonsprofil som for Kristin.

**** Oppdaterte tall fra februar 2002 viser bl.a. vesentlig lavere verdier for C4-C5 fenoler (0,125 mg/l), og noe høyere verdier for C0-C3 fenoler (13,85 mg/l) og C6-fenoler under deteksjonsgrensen (<0,00005 mg/l)

Sprednings- og miljørisikoberegninger for år 2013 omfatter alle eksisterende og mulige framtidige utslippspunkter vist i Tabell 9-4. For en best mulig fremstilling av spredning og miljørisiko er det utført simuleringer etter følgende oppsett for både år 2001 og 2013:

- I. Hele regionen Norskehavet
- II. Delområder
- III. Det enkelte felt

Organiseringen i delområder er basert på resultatene fra de regionale beregningene (punkt I). For beregninger utført for utslipp i år

2001 er regionen inndelt i tre delområder, henholdsvis:

- ?? delområde 1, som representerer Heidrun, Åsgard A og Åsgard B
- ?? delområde 2, som representerer Draugen og Njord
- ?? delområde 3, som består kun av Norne

Utslipp for år 2013 er på tilsvarende måte inndelt i seks delområder, slik som vist i Tabell 9-6.

Tabell 9-6. Oversikt over inndeling av Norskehavet i delområder.

År	Delområder	Utslippspunkter, inkludert eksisterende og framtidige tilknytninger
2001	Delområde 1	Heidrun, Åsgard A, Åsgard B*
	Delområde 2	Draugen, Njord
	Delområde 3	Norne
2013	Delområde 1	Heidrun, Åsgard A, Åsgard B, Kristin, Norne *
	Delområde 2	Draugen, Njord
	Delområde 3	Ormen Lange (utslippspunkt offshore)
	Delområde 4	Fiktivt felt 1 (FF1)
	Delområde 5	Fiktivt felt 2 (FF2)
	Delområde 6	Fiktivt felt 3 (FF3)

* Inklusive nye feltutbygginger (tabell 5.3 i kapittel 5).

Spredningsberegningene i DREAM er benyttet for framstilling av konsentrasjonskart som viser øyeblikksbilder, der maksimal konsentrasjon tatt fra en simuleringsperiode i en måned er projisert til havoverflaten. Mai måned (år 2000) er valgt for presentasjon, da denne perioden faller sammen med oppvekstperioder for en rekke kommersielt viktige fiskearter.

Vertikal fremstilling av konsentrasjon av en komponent/utslipp i vannsøylen er også mulig. Dette danner grunnlag for beregning og grafisk fremstilling av potensiell miljørisiko for komponentene enkeltvis eller samlet.

Ved presentasjonen av konsentrasjonsfeltene for det samlede innholdet av komponenter i produsert vann (jfr. Tabell 9-5), slik det er vist i Figur 9-1, er det valgt å følge konsentrasjonen ned til 0,05 µg/l. Dette tilsvarer en fortykning på 1 – 20 millioner ganger, varierende fra felt til felt.

Når det gjelder enkeltkomponenter (naturlige komponenter) er disse fulgt ned til 0,001µg/l, som tilsvarer det laveste rapporterte/antatte naturlige bakgrunnsnivå for PAH (målt som summen av 16 PAH-forbimndelser) i Nordsjøen. Tilsvarende er utført for kjemikalier. Konsentrasjonsfeltene vil derfor i enkelte framstillinger ha en stor utbredelse, mens risikokartene gir et riktigere bilde av de sannsynlige miljøeffektene. Konsentrasjonskart for enkeltkomponenter og kjemikalier er vist i underlagsrapporten av Frost, T.K., og Rye, H., 2002.

Spredningsberegningene fokuserer særlig på det regionale aspektet, gjennom å se på mulig overlapping i konsentrasjonsfelt og mulig

oppkonsentrering av komponenter i produsert vann mellom nabofelt.

9.4.2 Borevæske og borekaks

Det er gjennomført modellberegninger for å beskrive avsetninger av borekaks/barytt på havbunnen, samt konsentrasjoner av baryttpartikler i vannmassene.

For region Midt- Norge er det innført restriksjoner på utslipp ved boring. Bruk av oljebaserte eller syntetiske væsker kan benyttes, men det er ikke tillatt utslipp ved bruk av slike borevæsker. Det har derfor bare vært regulære utslipp fra boringer foretatt med vannbasert borevæske (WBM = "Water Based Mud"). Som grunnlag for beregningene har en derfor antatt at alle boringer er utført eller vil bli utført med bruk av vannbasert borevæske med påfølgende utslipp til sjø. Injeksjon av kaks/borevæske samt transport til land av kaks/borevæske er aktuelle alternativer som har vært benyttet og sikkert vil bli benyttet av operatørene.

Beregningene inkluderer utslipp fra både historiske og forventede leteboringer/avgrensingsboringer og produksjonsboringer, fram til år 2015. For leteboringer fram til 2015 har en lagt til grunn en borehyppighet lik gjennomsnittet for de tre siste årene i Norskehavet, og brønnene er lokalisert etter samme mønster som de leteboringer som er foretatt fram til i dag. Totalt er det lagt til grunn 191 letebrønner fram til og med år 2001, og 147 letebrønner for perioden fram til år 2015. Det er videre lagt til grunn 184 produksjonsbrønner fram til og med år 2001, og ytterligere 199 i perioden fram til 2015.

Tabell 9-7. Antall produksjonsbrønner boret (eller antatt boret) ved produksjon av olje /gass i Norskehavet frem til år 2015, og som er lagt til grunn for beregningene. Antall simuleringer benyttet for å representere utslippene er også angitt.

Felt	Til og med år 2001		Årene 2002 - 2014	
	Antall brønner	Antall simu - leringer	Antall brønner	Antall simu - leringer
Heidrun	65	5	65	5
Åsgard	64	8	0	0
Draugen	16	4	4	1
Norne	22	2	0	0
Njord *)	17	1	0	0
Svale	-	-	6	1
AGIP **)	-	-	4	1
Mikkel	-	-	4	1
Tyrihans	-	-	8	2
Kristin *)	-	-	12	1
Skarv *)	-	-	6	1
Ormen Lange	-	-	30	5
FF1	-	-	36	9
FF2	-	-	12	3
FF3	-	-	12	3
SUM	184	20	199	33

*) Oljebasert borevæske er (eller vil bli) benyttet i stor utstrekning. Det meste av boreavfallet er blitt (vil bli) transportert til land eller bli reinjisert, slik at utslipp ikke finner sted, eller bare i liten utstrekning

**) For AGIP `s brønner vurderes bruk av oljebasert borevæske, med transport av kaks og rester av borevæske til land. Dette er imidlertid ikke avklart, slik at vannbasert borevæske for 4 brønner er lagt til grunn for denne utredningen.

Framtidige produksjonsbrønner er lokalisert til de funn som planlegges utbygd, jfr. Tabell 9-7.

Totalt er det forventet at i alt 721 brønner (letebrønner/avgrensningsbrønner og produksjonsbrønner) vil være boret før år 2015.

Beregningene som er gjennomført dekker hele regionen. Det er foretatt beregninger av akkumulert deponering av kaks og barytt på sjøbunnen for årene frem til og med 2001 (dagens situasjon) og frem til 2015 (mulig fremtidig situasjon). Beregningene er basert på simulert strøm i området samt spesifikasjoner av lokaliteter og utslippsmengder slik som beskrevet ovenfor.

Modellen *Par Track* ved SINTEF Kjemi er benyttet for beregninger med utgangspunkt i gitte utslippsforhold, strømforhold og lagdelingsforhold. Når det gjelder strømforhold er det benyttet resultater fra simuleringer med en hydrodynamisk modell, ECOM-3D, utviklet av Det Norske Meteorologiske Institutt (DNMI). Denne modellen regner strøm i 3 dimensjoner, og har en vesentlig bedre oppløsning enn tidligere benyttede modeller (4 km rutenett mot tidligere 20 km rutenett). Dette innebærer at modellen

fanger opp virveldannelser som forekommer på bankene i dette området, og som kan være av betydning for spredning av utslipp i vannsøylen. Dette er en klar forbedring av modellverktøyet sammenlignet med tidligere. Data for lagdeling i resipienten (Norne-området) er innhentet fra Havforsknings instituttet i Bergen.

Til tross for forbedrede strømdata, og til tross for at en har inkludert både historiske og forventede boreutslipp, vil de viste resultater undervurdere sedimentavsetningene innenfor de nærmeste 1- 2 km rundt de forskjellige utslippsstedene. Årsaken til dette er for det første at detaljer nær utslippsstedene forsvinner (blir glattet ut) når konsentrasjoner betraktes på en regional skala. For det andre inkluderes ikke utslippene fra de to øverste boreseksjonene i beregningene. Borekaks og borevæske fra disse seksjonene slippes normalt ut direkte ved sjøbunnen og vil på grunn av egenvekten sedimentere i umiddelbar nærhet av utslippsstedet, innenfor en radius av ca 100 m. Det er antatt at i størrelsesorden 45 % av kaks fra en typisk letebrønn vil bli deponert på denne måten (OLF 1996).

Utslippene fra toppseksjonene vil ikke ha betydning ved en regional betraktning, der

fokus ligger på deponerte masser i større avstand fra utslippspunktene, og på konsentrasjoner av barytt i vannsøylen. Det er derfor fokusert på de utslippene som skjer fra plattformene, og modellberegningene er ment å kunne avdekke mulig "overlapp" mellom deponerte masser fra forskjellige utslippspunkter. Beregningene viser at en slik overlapp er til stede, men bare på lave nivåer for akkumulering av masse på sjøbunn (mindre enn ca. 30 g/m² eller mindre enn 0,01 mm lagtykkelse). Dette er en lagtykkelse som gjennomgående er lavere enn størrelsen på diameteren på partiklene som sedimenterer, hvilket betyr at det snarere er snakk om enkelte partikler som sedimenterer isolert enn oppbygging av noe eget "lag" med partikler på sjøbunnen. Når vi nærmer oss de enkelte lokaliteter for utslipp vil tykkelsen på de sedimenterte lag tilta.

Maksimal tykkelse beregnet ligger i området 20 – 30 mm for det stedet med høyest geografisk konsentrasjon av utslippspunkter (Heidrun).

Et av formålene med beregningene av deponering av kaks/borevæske er å sammenholde denne informasjonen med forekomster av viktige biologiske ressurser i området. Man har lagt vekt på å finne frem til de scenarier hvor det er størst "overlapp" mellom forekomst av biologiske ressurser og deponerte masser på sjøbunnen. Forekomst av koraller og forekomst av silde-egg/larver (silde-egg befinner seg på sjøbunn) er sammenlignet med utbredelse/tykkelse av sedimentert kaks/borevæske ved år 2015.

En vesentlig del av den finfordelte barytten spres i vannsøylen fordi partiklene er meget små (liten synkehastighet). Det er foretatt beregninger av denne spredningen for en enkelt boring. Ved siden av å holde seg i vannsøylen, forventes denne fraksjonen også å være mest biotilgjengelig for filtrerende

organismer, siden finfraksjonen også utgjør de minste partikkeldiameterne.

Det er påvist effekter av barytt på filtrerende organismer ned til et konsentrasjonsnivå på 0,5 mg/l (ppm) i vannsøylen. Influensområde for konsentrasjoner ned mot dette nivå er beregnet til maksimalt ca. 15 km nedstrøms fra utslippssted under en boring. Merk at utslippet vil være av episodisk natur, og vil bare finne sted under boring.

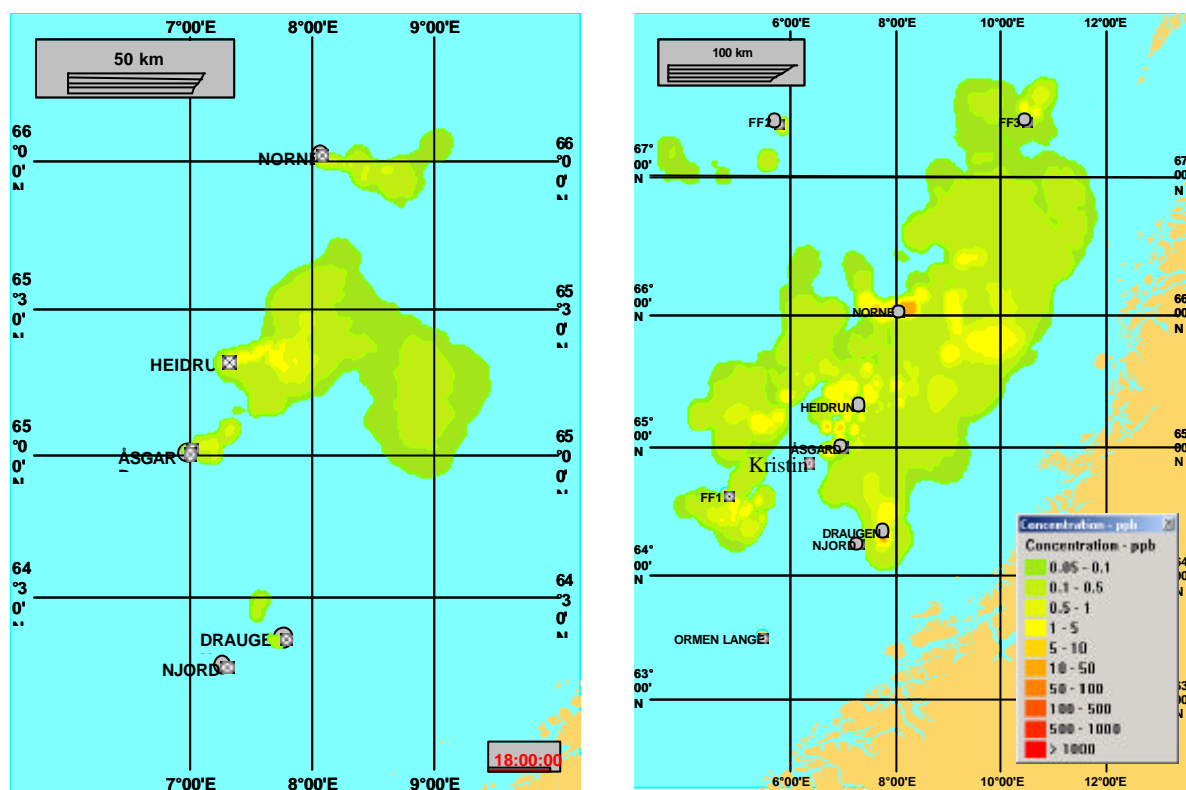
9.5 Konsekvenser av utslipp til sjø

9.5.1 Regionale konsekvenser av utslipp av produsert vann og fortreningsvann

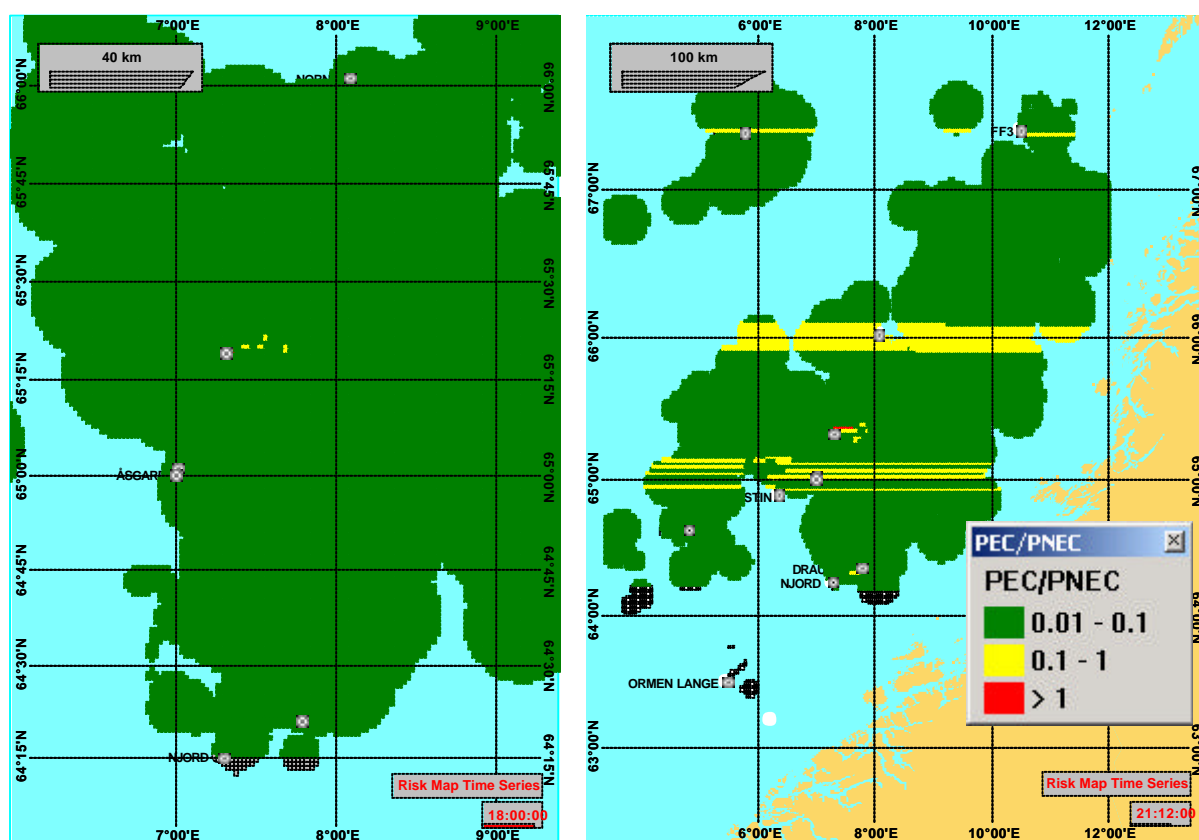
I Figur 9-1 er resultatene fra spredningsberegningene for utslipp av produsert vann og fortreningsvann vann presentert som konsentrasjonskart for hele regionen både for år 2001 og år 2013. Resultatet av miljørisikoberegninger er tilsvarende vist i Figur 9-2. Framstillingene viser konsentrasjonsverdier utover bakgrunnsverdiene

Utslipp i år 2001 viser liten grad av overlapp mellom konsentrasjonsfeltene. Det forventes dermed ingen økning i miljørisiko (vist ved området med PEC/PNEC>1; rødt område i Figur 9-2) for regionen samlet, utover den miljørisikoen det enkelte felt i regionen representerer. Det største bidraget til samlet miljørisiko kommer fra Heidrun, som også har regionens største utslipp av produsert vann.

For år 2013 viser spredningsberegningene en større overlapp mellom konsentrasjonsfeltene. De regionale miljørisikoberegningene viser imidlertid at den observerte overlappen mellom konsentrasjonsfeltene ikke gir en økt total regional miljørisiko (Figur 9-2, høyre) utover summen av miljørisikobidrag fra det enkelte felt i regionen



Figur 9-1. Konsentrasjonsfelt for summen av produsert vann og fortrengningsvann i Norskehavet i år 2001 (til venstre) og i år 2013 (til høyre). Ang. utslipp nord for 67°N, se kapittel 2.2.



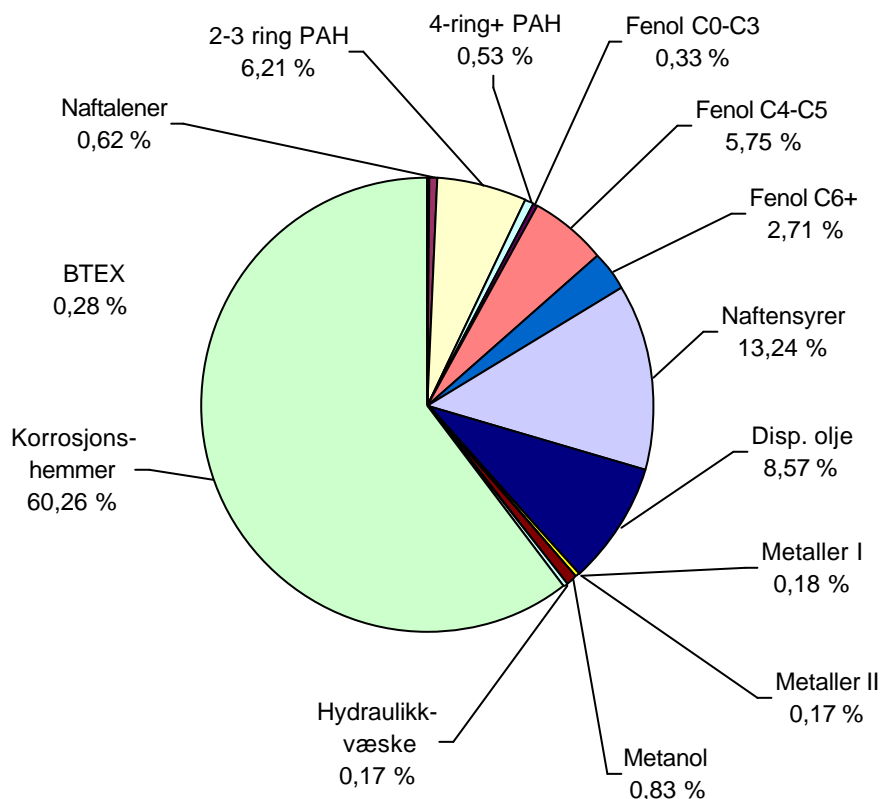
Figur 9-2. Miljørisiko for utslipp av produsert vann og fortrengningsvann i Norskehavet i år 2001 (til venstre) og i år 2013 (til høyre). Ang. utslipp nord for 67°N, se kapittel 2.2.

De regionale konsentrasjons- og miljørisiko-kartene har en begrenset oppløsning på grunn av det store geografiske området som dekkes, og fanger dermed ikke opp miljørisikoen til utslippene lokalt (nærsonerområdene). Resultatene på regionalt nivå er derfor benyttet som grunnlag for inndeling av utslipps-områdene i mindre delområder, for å gi en bedre beskrivelse av miljørisikoen av utslippene i regionen. Resultatene for delområdene 1, 2 og 6, som antas å ha de mest sårbare fiskeressursene, er presentert i kapittel 9.5.2.

Tilsvarende inndeling ble også benyttet for den regionale konsekvensutredningen for Nord-sjøen i 1998 (RKU Nordsjøen, 1998). Det kan også være stor geografisk spredning i feltene innenfor et delområde, slik at miljørisikoen til feltutbygginger med utslipp med lav miljørisiko/EIF ikke blir like synlig i et miljørisikokart. Beregninger av spredning og miljørisiko i nærsonerområdet for det enkelte felt er dermed også utført og presentert i Appendiks B i Frost og Rye (2002). I år 2013

er det iflg. beregningene Norne-området som forventes å gi høyest miljørisiko, mens Kristin-området kommer på 2. plass til tross for lavere produsertvann-mengder enn f.eks. Draugen-området. Dette skyldes de forutsetninger mht. innhold i produsertvannet som er lagt til grunn for beregningene.

Resultatene fra beregning av miljørisiko/EIF av utslipp av produsert vann og fortreningsvann for hele regionen Norskehavet, viser at utslipp av kjemikaliet korrosjonshemmer er den dominerende bidragsyteren til den totale EIF beregnet for hele region samlet. Dette gjelder både for dagens utslipp (2001), hvor korrosjonshemmers bidrag er beregnet til ca. 60%, vist i Figur 9-3 og for utslipp forventet i år 2013 (ca. 34%), med en utslippsammensetning for de ulike feltene basert på gitte antagelser. Naturlige komponenter tilstede i produsert vann, bl.a. naftensyrer, dispergert olje, PAH og alkylfenoler, utgjør det øvrige bidraget til beregnet miljørisiko/EIF (ca. 40%) for regionen samlet.



Figur 9-3. Relativt bidrag fra komponenter til EIF fra utslipp regionen samlet år 2001 (Åsgard A + Åsgard B + Heidrun + Norne + Njord + Draugen).

9.5.2 Konsekvenser av utslipp i områder med sårbare fiskeressurser

Det er generelt fisk, og spesielt egg, larver og yngel som regnes som de mest sårbare organismer i forbindelse med produsert vann utslipp. Som en følge av disse organismenes ujevne fordeling, er det enkelte geografiske områder som er mer sårbare enn andre.

Av de delområder som er vist i Tabell 9-1 er følgende identifisert som spesielt viktige mht. forekomst av fiskeressurser:

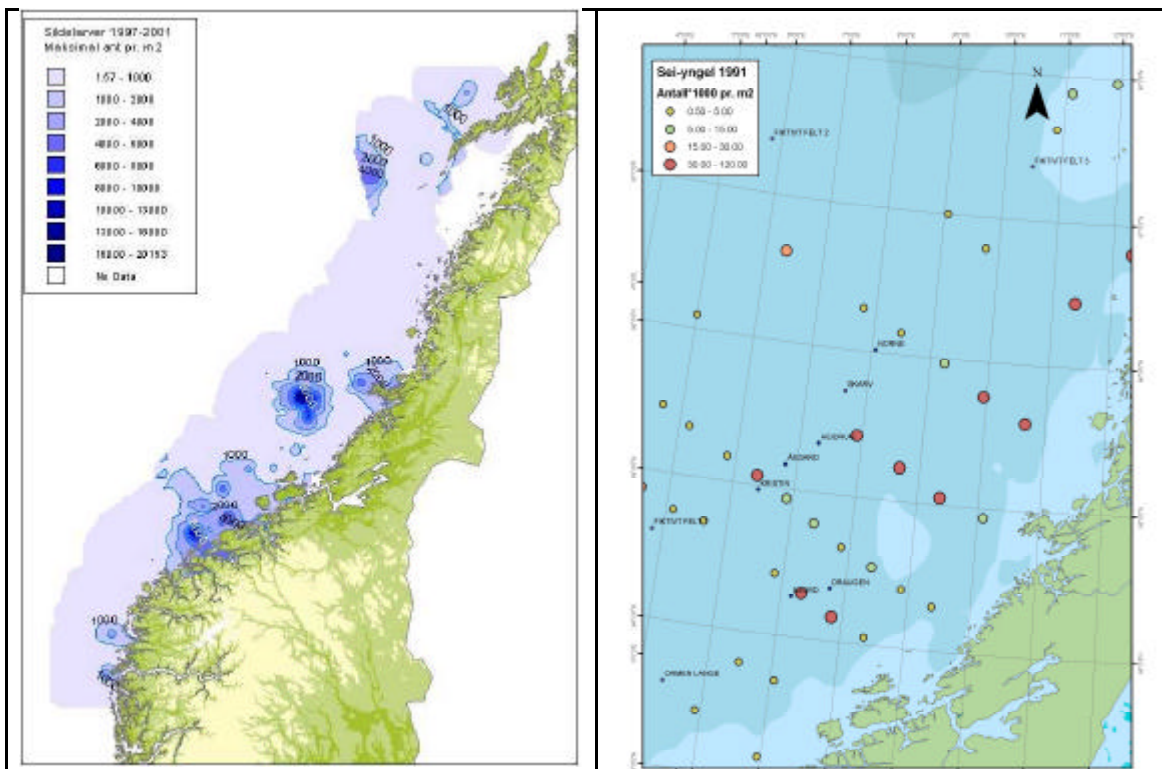
- ?? Delområde 1 – Utslippspunkter: Norne, Skarv, Heidrun, Åsgard og Kristin. Omfatter sentrale deler av Haltenbanken, Åsgard og Heidrun-området. Sei-yngel er vurdert som den mest sårbare ressursen
- ?? Delområde 2 – Utslippspunkter: Draugen og Njord. Omfatter områdene utenfor Mørkekysten, Draugen og Njord. Viktig område for yngel av sei, sild, og torsk, samt sildelarver.

- ?? Delområde 6 – Utslippspunkt: Fiktivt felt 3 (FF3). Omfatter områdene ved Røstbanken. Viktig område for sei- og torskeyngel, sildelarver, sei- og torskeegg.

Områdene er ikke gitt noen eksakt avgrensning. Figur 9-4 (høyre) viser beliggenheten av de enkelte utslippspunktene, sammen med eksempler på registrert fordeling av sårbare fiskeressurser.

Figur 7-10 i kap.7 viser registrerte gyteområder for viktige fiskearter i Norskehavet. Som det framgår av denne figuren finnes det også sør for Ormen Lange feltet viktige gyteområder. Siden utslippene av produsert vann fra dette området iflg. prognosene vil bli svært lave (Tabell 9-4), har en ikke sett behov for å inkludere dette området i de videre beregningene.

For de tre delområdene (1, 2 og 6) er det sett på overlapp mellom fiskeressurser og beregnede konsentrasjonsfelter av utvalgte komponenter i produsert vann/fortrengnings vann. Det er valgt de komponenter og de utslippssituasjoner som for de respektive områdene gir høyest miljø risiko/EIF-verdi.



Figur 9-4. Eksempler på fordeling av sårbare fiskeressurser. Til venstre fordelingen av sildelarver over midt-norsk sokkel i mai, basert på data for årene 1997 – 2001 (Melbye et. al. 2002). Til høyre forekomsten av sei-yngel i mai 1991, basert på data fra Havforskningsinstituttet (Frost og Rye, 2002)

Konsentrasjonsverdier ned til den enkelte komponent/komponentgruppes teoretisk bestemte nedre effektgrense, PNEC-verdien, er inkludert i beregningene. (PNEC = Predicted No Effect Concentration). En oversikt over data som er brukt i beregningene er gitt i Tabell 9-8.

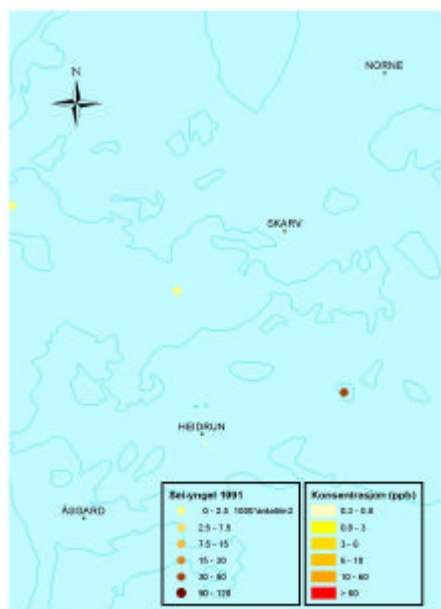
For delområde 1 viser beregningene at et begrenset område på Heidrun-feltet i år 2001 har et konsentrasjonsnivå av korrosjonshemmer som ville kunne forårsake miljøska-

på sei-yngel, dvs. et område der konsentrasjonen av korrosjonshemmer overskrider PNEC-verdien. Dette er illustrert i Figur 9-5.

Området med konsentrasjonsverdier høyere enn PNEC-verdien er svært lite, og det kan ikke forventes effekter på populasjonsnivå for sei-yngel. For år 2013 viser beregningene for delområde 1 ingen områder med konsentrasjon av korrosjonshemmer på nivå med den teoretiske bestemte nedre effektverdien.

Tabell 9-8. Oversikt over data lagt til grunn for beregninger av eventuell skade på fiskeressurser. Utslippskomponenter og utslippssituasjoner som gir høyest miljørisiko er valgt.

Område	Sårbar art	Utslipps-komponent	PNEC-verdi	Utslipps-situasjon	Datakilde
Delområde 1	Seiyngel ¹⁾	Korrosjonshemmer (type brukt på Åsgard B)	0,3 ppb	År 2001 År 2013	¹⁾ Data fra Havforskningsinstitutt et 1991
Delområde 2	Seiyngel ¹⁾ Torskeyngel ²⁾ Sildelarver ³⁾ Sildeyngel ¹⁾	C4-C5 alkylfenoler	0,36 ppb	År 2001	²⁾ Data fra Havforskningsinstitutt et 1989
	Seiyngel ¹⁾ Torskeyngel ²⁾ Sildelarver ⁴⁾ Sildeyngel ¹⁾	Dispergert olje	40,4 ppb	År 2013	³⁾ Data fra Havforskningsinstitutt et 1997 ⁴⁾ Data fra Havforskningsinstitutt et 1998
Delområde 6	Torskeegg ^{5) og 2)} Seiegg ⁵⁾ Seilarver ³⁾	Korrosjonshemmer (type brukt på Åsgard B)	0,3 ppb	År 2013	⁵⁾ Data fra Havforskningsinstitutt et 1987



Figur 9-5. Delområde 1. Til venstre kart som viser konsentrasjon av korrosjonshemmer ned til nedre effektgrense (PNEC = 0,3 ppb) fra utslipp av produsert vann i år 2001. Data for tetthet av sei-yngel (1991) er registeret i punkter. Til høyre kart som viser total beregnet miljørisiko for utslipp av produsert vann fra Heidrun, Åsgard A og Åsgard B år 2001.

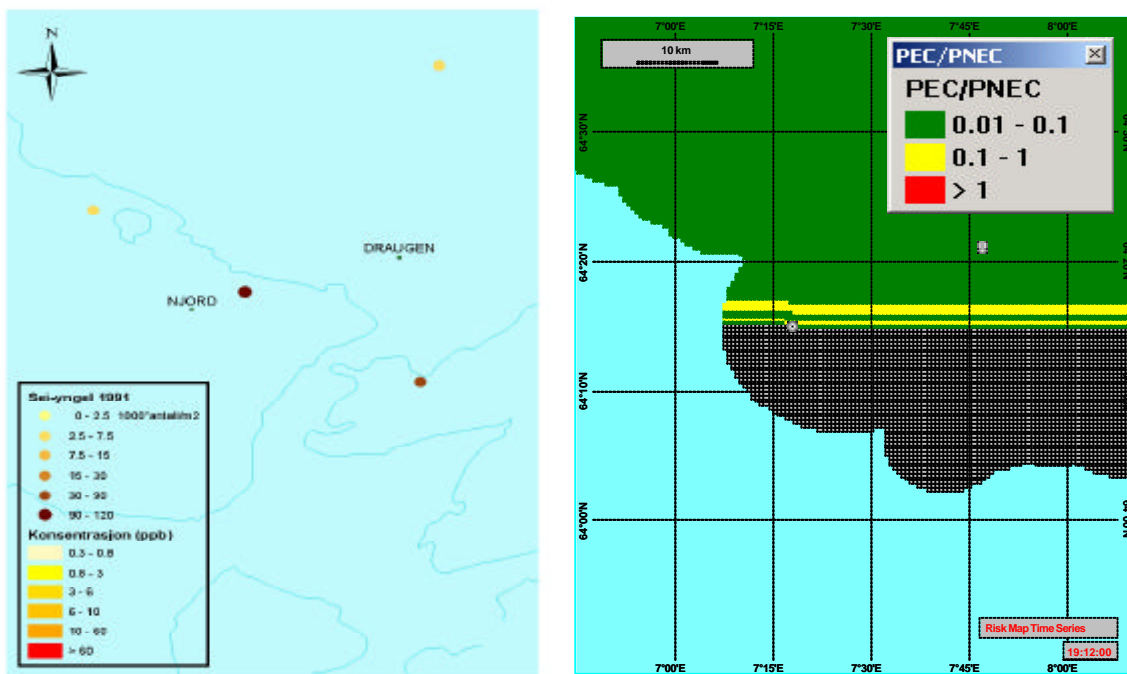
For delområde 2 er det for år 2001 sett på sammenfall mellom forekomster av sei-yngel og konsentrasjonsfelt for C4-C5 -alkylfenoler, som utgjør det største bidraget (ca.70%) til beregnet miljørisiko/EIF for år 2001 fra utslipp av produsert vann. Beregningene for utslipp av produsert vann totalt viser at et lite område lokalt har miljørisiko utover den akseptable grenseverdien (PEC/PNEC>1), men på grunn av kartoppløsningen kommer ikke dette fram på kartet i Figur 9-6 til høyre. Av samme grunn blir ikke miljørisiko knyttet til utslipp av C4-C5 -alkylfenoler synlig på kart i Figur 9-6 til venstre. Med dette scenariet vil kun en svært begrenset andel av fiskeressurser kartlagt i delområde 2 kunne bli påvirket av utslipp av produsert vann.

For delområde 2 i år 2013 viser modellberegningene at utslipp av dispergert olje utgjør det største bidraget til miljørisiko/EIF-verdier (ca. 44%). Et område ved Draugen kan oppnå konsentrasjoner som overskrider den teoretiske nedre grensen for skadeeffekter (PNEC = 40,4 ppb), og et lite område ved Draugen vil overskride PEC/PNEC = 1 for produsert vann totalt. Dette er illustrert i Figur 9-7. Tettheten av torskøyngel er målt i intervallet 0,5 – 2,5 pr. 1000 m² i dette området. Registrerte tettheter

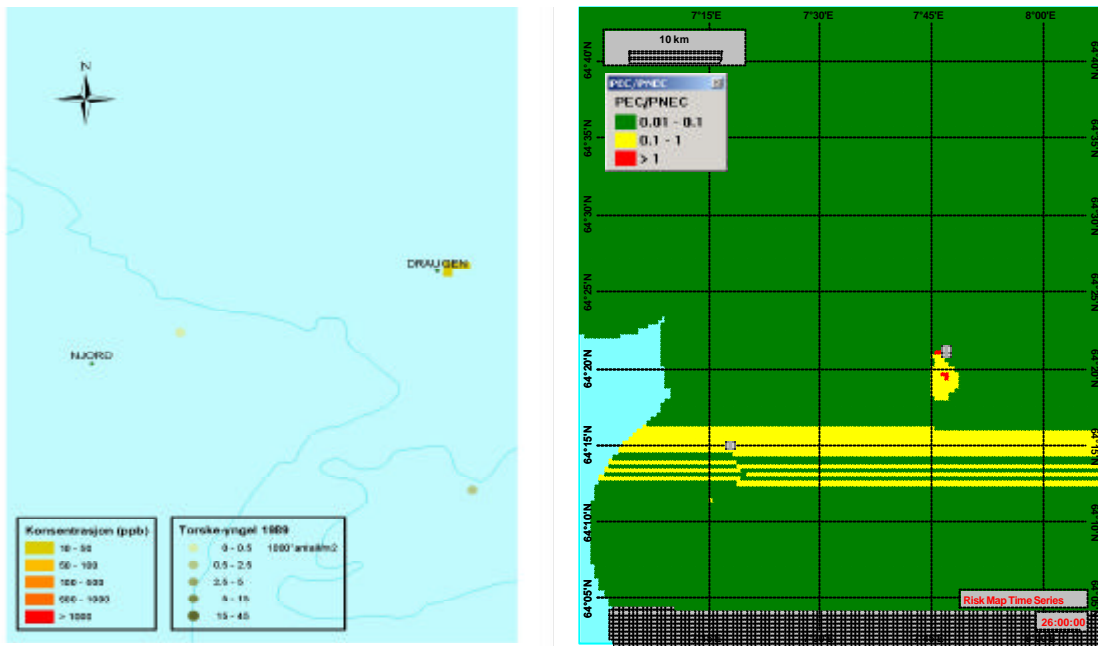
av de andre fiskeslagene (yngel av sild, sei og sildelarver) er i samme størrelsesområde. Området med konsentrasjonsverdier høyere enn PNEC-verdien er svært begrenset, og effekter på fiskeressursene forventes kun lokalt og på individnivå.

For delområde 6 er det gjennomført modellberegninger med en moderat mengde produsert vann som kan anses å representere en unntakssituasjon der reinjeksjonssystemet ikke er tilgjengelig, jfr Tabell 9-4. Beregningene for utslipp av produsert vann totalt viser at et lite område lokalt ved utslippspunktet har miljørisiko utover den akseptable grenseverdien (PEC/PNEC>1), jfr. Figur 9-8 til høyre. Dette betyr at fiskeressurser som egg av torsk og sei, torskøyngel og sildelarver kartlagt i dette området vil kunne bli påvirket i et mindre område lokalt ved utslippet, men bare på individnivå.

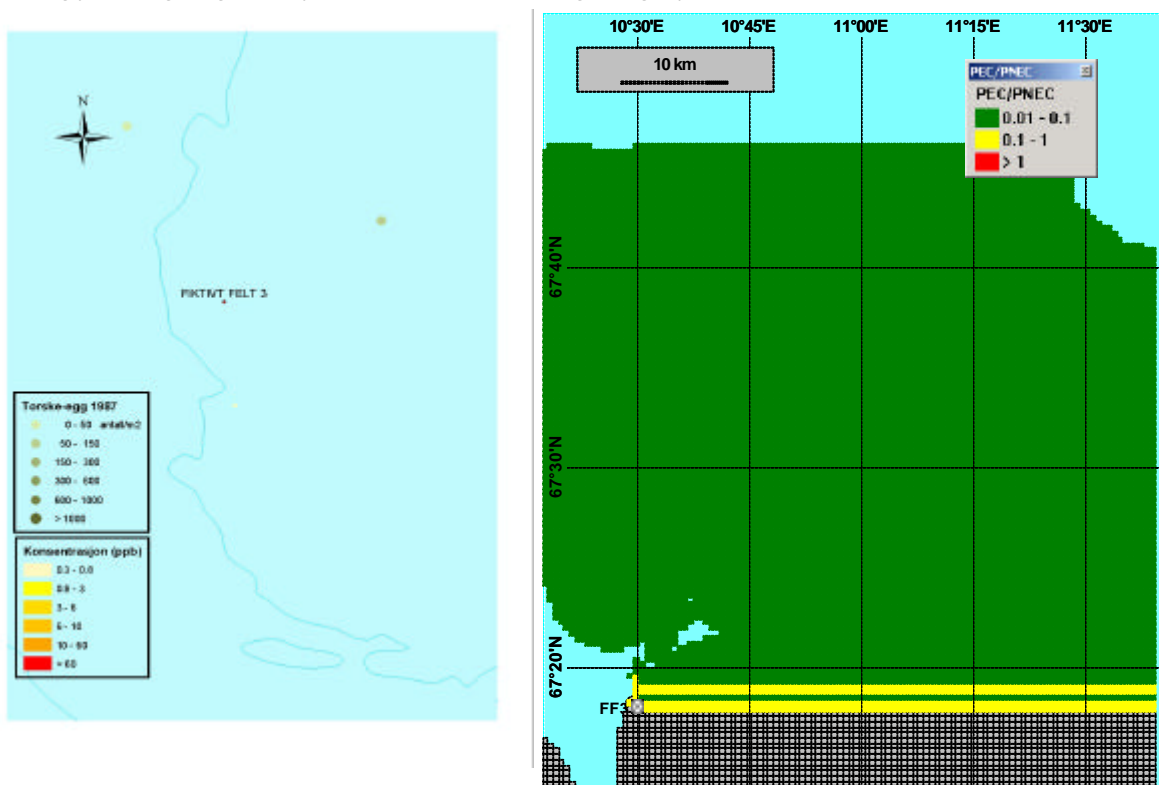
For Fiktivt felt 3 (delområde 6) forventes korrosjonshemmer å gi det største bidraget til miljørisiko (70%), forutsatt sammensetning av utslippsvannet som for Kristin. Ved en eventuell utbygging i dette området er det imidlertid prinsippene fra ULB som vil bli lagt til grunn, jfr. kapittel 2.2.



Figur 9-6. Delområde 2. Til venstre kart som viser data for tetthet av sei-yngel(1991), registrert i punkter. Områder med konsentrasjon av alkylfenoler ned til nedre effektgrense (PNEC= 36 ppb) fra utslipp av produsert vann i år 2001 kommer ikke fram på kartet på grunn av oppløsningen. Til høyre kart som viser miljørisiko for utslipp av produsert vann og fortrenningsvann for delområde 2 (Draugen og Njord) i år 2001.



Figur 9-7. Delområde 2. Til venstre kart som viser konsentrasjon av dispergert olje ned til nedre effektgrense (PNEC= 40,4 ppb) fra utslipp av produsert vann i år 2013. Data for tetthet av torskøyngel(1989) er registeret i punkter. Til høyre kart som viser miljørisiko for utslipp av produsert vann og fortrenningsvann for delområde 2 (Draugen og Njord) i år 2013.



Figur 9-8. Delområde 6. Til venstre kart som viser resultat av beregning av konsentrasjon av korrosjonshemmer ned til nedre effektgrense (PNEC = 0,3 ppb) i år 2013. Ingen områder har konsentrasjon over nedre effektgrense. Data for tetthet av torskeegg (1987) er registeret i punkter, og ble i dette området registrert opp til 150 pr. m². Til høyre kart som viser miljørisiko for utslipp av produsert vann totalt for delområde 6 (Fiktivt felt nr 3) i år 2013. På grunn av målestokken vises ikke områder med PEC/PNEC > 1. Ved en eventuell utbygging i dette området er det imidlertid prinsippene fra ULB som vil bli lagt til grunn ved valg av utbyggingsløsninger, jfr. kapittel 2.2.

Konsentrasjonen av korrosjonshemmer vil iflg. beregningene være lavere enn den nedre effektgrensen for kjemikaliet (PNEC=0,3 ppb), og kommer dermed ikke til syne i kartpresentasjonen i Figur 9-8 til venstre.

9.5.3 *Oppsummering av konsekvenser av produsert vann utslipp*

For områdene sør for 67°N er det lagt til grunn at det vil bli et visst utslipp av produsert vann.

Ved en eventuell utbygging i sårbare områder nord for 67° N er det prinsippene fra ULB som vil bli lagt til grunn for valg av utbyggingsløsninger, dvs. at det ikke skal være regulære utslipp av produsert vann, jfr. kapittel 2.2. Simuleringer er gjennomført for å belyse konsekvensene av en eventuell ekstraordinær situasjon der det likevel skjer utslipp.

Med de forutsetninger som er lagt til grunn, viser resultatene fra miljørisikoberegningene at det vannvolumet hvor en kan forvente eller ikke kan utelukke skadelige effekter på marine organismer, er begrenset til nærområdet til utslippspunktene, nærmere bestemt plumen ("utslippsskyen") som strekker seg opptil ca 5 km nedstrøms for installasjonene med høyest EIF. Dette gjelder for alle de tre delområdene med antatt størst tilstedeværelse av sårbare fiskeressurser (delområdene 1, 2 og 6). Forutsetningene for beregningene er å anse som konservative.

Negative konsekvenser for marine organismer, i første rekke fiskeegg og -larver, må generelt forventes å kunne inntreffe dersom en stor del av populasjonen blir utsatt for konsentrasjoner som overstiger de definerte grensene for miljørisiko, det vil si ved stor grad av overlapp mellom vannvolumer med overskredet miljørisiko og utbredelse av sårbare ressurser.

Delområde 6 utpeker seg som et særlig viktig gyteområde for flere fiskearter, som torsk, sild og sei, og i dette området forutsettes det utbyggingsløsninger som ikke gir regulære utslipp av produsert vann. Det er gjennomført simuleringer med moderate utslippsmengder, som antas å være representative for en ekstraordinær situasjon der utslipp likevel skjer. Beregningene viser at for de valgte scenariene utgjør området hvor PEC overstiger

PNEC bare neglisjerbare deler av de aktuelle populasjoners utbredelsesområde.

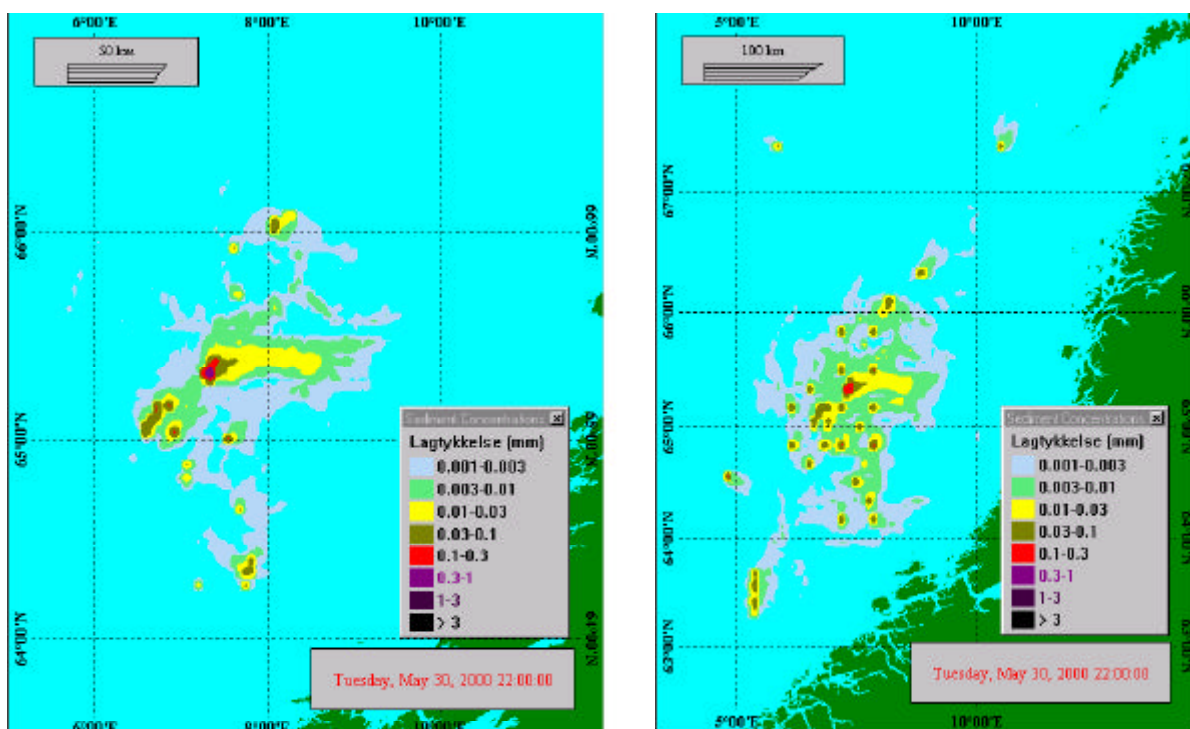
Dette gjelder også for de andre delområdene (delområde 1 og 2) med stor forekomst av sårbare fiskeressurser, selv om utslippene av produsert vann i disse områdene er vesentlig høyere. Ormen Lange ligger et stykke nord og vest for de viktigste registrerte gyteområdene for sild, sei og torsk, og vil med den valgte utbyggingsløsningen ikke ha utslipp av produsert vann på feltet. Selv om utslippene skulle skjedd på feltet, viser modelleringene at en med så små vannmengder ikke kunne forventet negative effekter på fiskeressurser.

Med de forutsetninger som er lagt til grunn, og med den anvendte metode for beregning av miljørisiko og miljøskade, kan det således ikke forventes at utslipp av produsert vann i nevneverdig grad vil kunne påvirke fiskebestander i området.

Den ovenstående vurderingen baserer seg på en rekke antagelser om utslippsdata, modellering av spredning og nedbrytning av et sett utvalgte komponenter fra produsert vann, samt deres grenseverdier for når de kan forventes å gi skade på marine organismer (PNEC verdier). Til alle disse antagelsene er det knyttet usikkerhet. Det er i den benyttede metodikken søkt, så langt det lar seg gjøre, å foreta realistiske vurderinger i alle ledd. Det er imidlertid lagt inn en rekke konservative antagelser, slik at den usikkerheten som likevel er tilstede skal komme miljøet til gode.

9.5.4 *Konsekvenser av utslipp av borekaks og borevæske/kjemikalier*

Figur 9-9 viser beregnet sedimentering av kaks og borevæske fra både eksisterende og forventede produksjonsboringer for Sentralområdet (uten Ormen Lange og de fiktive feltene) og for samtlige boringer (inkludert leteboringer) i hele Norskehavet fram til år 2015. Overlapp av sedimentområder mellom nabofelt er til stede innenfor sentralområdet, men på et "lavt" nivå, dvs. at de forventede lagtykkelser som representerer bidrag fra overlappende felt vil være mindre enn av orden 0,01 mm lagtykkelse. Merk her at oppløsningen rundt de enkelte borestedene i disse figurene er dårlig, slik at



Figur 9-9. Venstre: Beregnet samlet deponering av kaks og barytt fra produksjonsboringer for Sentralområdet (uten Ormen Lange og fiktive felt, t.o.m. år 2014. Høyre: Beregnet samlet deponering av kaks og barytt fra samtlige brønner t.o.m. år 2014 for hele Norskehavet.

sedimentoppbyggingen tett opp til hvert enkelt borested undervurderes.

Sentralområdet består av alle eksisterende produserende felt i Norskehavet, samt de fleste av leteboringene som er foretatt. De resterende feltene (dvs. Ormen Lange og de tre fiktive feltene FF1, FF2 og FF3) viser ingen "overlapp" med sentralområdet. Grensen for "overlapp" mellom bidrag fra forskjellige borelokalteter er satt til 0.001 mm tykkelse på laget med deponert kaks/borevæske. Dette tilsvarer ca. 3 – 4 g kaks/borevæske pr. m² sjøbunn.

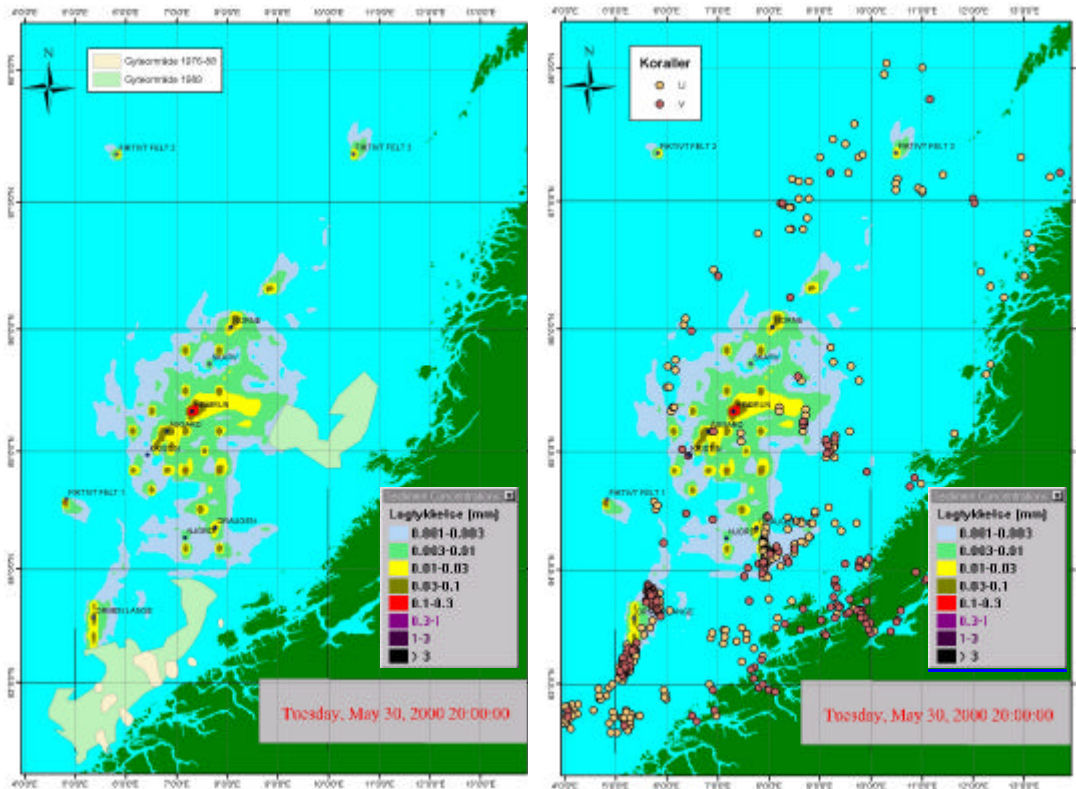
Beregningene som er foretatt inkluderer ikke effekter av resuspensjon. Resuspensjon kan f.eks. skje ved at bølger virvler opp bunn-sediment, slik at dette transporteres videre. Resuspensjon fra bølger forventes bare i områder hvor vanddybden er grunnere enn ca. 150 m. På midt-norsk sokkel er det små arealer som er så grunne, og det foregår lite boring i slike områder. Stort sett er dybdene større enn ca. 200 m, bortsett fra et område på selve Haltenbanken (64° 45' N, 9° 00' Ø), hvor det forekommer dybder under 100 m. I slike områder må både resuspensjon og erosjon av

sedimenterte bunnmasser påregnes. Imidlertid er det ingen produserende felt i akkurat dette området.

Spredningsmodellen gir et bilde av spredning og avsetning av borekaks på et regionalt nivå, men fanger likevel ikke opp helt lokale forhold. Havbunnskartlegginger som gjennomføres i tilknytning til konkrete utbyggingsprosjekter vil gi ytterligere opplysninger bl.a. om strømforhold og muligheter for sedimentasjon.

Figur 9-10 viser mulig overlapp mellom kaks/borevæske avsatt på havbunnen og forekomst av hhv. koraller og gyteområder for sild. Et slikt potensiale for overlapp synes å være til stede for korallene (se omtale av dette i kapittel 13), mens gyteområdene for sild ser ut til å ligge nærmere land enn områdene der det vesentligste av boreaktivitetene finner sted.

Ved vurdering av konsekvenser er det naturlig å sammenligne den samlede akkumulering av borekaks med den naturlige sedimentering i området. I enkelte områder er det ingen oppbygging, eller tidligere sedimentert materiale er erodert bort. Det er også foretatt målinger i dyprenner som har preg av å være



Figur 9-10. Beregninger av deponering av kaks og barytt for år 2015, sammenholdt med registrerte gyteområder for sild utenfor Møre og Midt-Norge (til venstre), og med registrerte forekomster av koraller (til høyre). Forekomst av gyteområder er basert på data fra MRDB. For koraller betyr symbol U at data basert på erfaringer fra fiskere, mens symbol V betyr at data er beskrevet i litteratur fra Statoil, Havforskningsinstituttet og fra Fiskeridirektoratet.

akkumulasjonsområder for sediment (Suladjupe, Sklinnadjupe og Trænadjupe). I et slikt område er maksimal sedimentasjon målt til 1,7 m i løpet av perioden etter siste istid (ca. 10000 år siden).

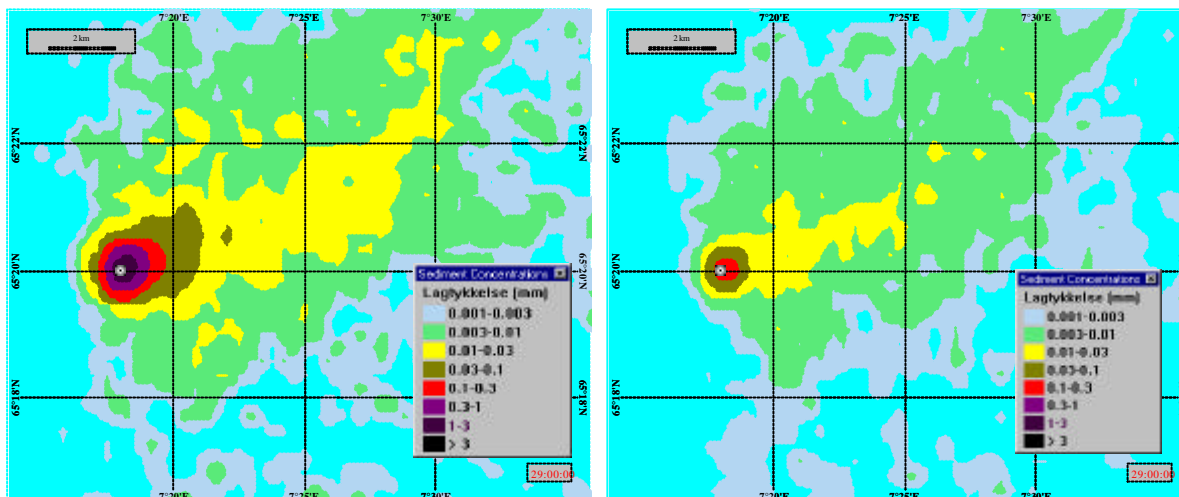
Det meste av dette ble sannsynligvis bygget opp like etter at isen trakk seg tilbake. For størstedelen av sokkelområdet utenfor Midt-Norge er akkumulasjon av sediment etter siste istid på mindre enn 0,4 m (NGU 2002). Det vil si at den midlere naturlige sedimenteringsraten i området er på maksimalt 0,04 mm i året. Da det meste av dette sannsynligvis er sedimentert like etter siste istid, vil et rimelig anslag for naturlig sedimentering i området i dag være rundt 0,01 – 0,02 mm/år.

Den naturlige sedimenteringsraten i Norskehavet er vesentlig lavere enn f. eks. i nordre del av Nordsjøen, hvor naturlige sedimenteringsrater i Norskerenna har vært målt til opp mot 10 mm/år (NGU, 1997). Årsaken til denne forskjellen er blant annet at masser fra grunne

(sørlige) deler av Nordsjøen virvles opp med bølger og transporteres nordover. Slike grunne erosjonsområder er det lite av i Norskehavet.

Dersom man ønsker å se på oppbyggingen av sediment rundt hvert enkelt borested, må man gå inn i detaljfigurer for hvert enkelt borested, slik som eksempelvis vist for Heidrun i Figur 9-11. Ved slike beregninger på nærsone-nivå er den geografiske oppløsningen nær utslippslokaliteten bedre. Innenfor 100 – 200 m fra utslippslokalitet vil likevel de viste lagtykkelser fortsatt være for lave på grunn av glatting av konsentrasjonsfeltene, og på grunn av at utslippene fra toppseksjonene direkte på havbunnen ikke er inkludert i beregningene.

Figur 9-11 viser beregnet avsetning av kaks fra boring av 13 brønner på Heidrun plattformen. (I dag er det boret over 30 brønner på dette stedet). Beregningene viser et område nær utslippet hvor den grovere fraksjonen av kaksen bygger opp et sedimentlag. Deponert mengde kaks rundt borestedet (innenfor 200 –



Figur 9-11. Beregninger av lagtykkelse ved utslipp av kaks (venstre) og barytt (høyre) på Heidrun feltet. Beregningene er gjort for utslipp fra 13 brønner. Merk at nær utslippspunktet er mengde kaks/barytt (lagtykkelse) undervurdert på grunn av glatting av konsentrasjonsfeltet.

300 m) er beregnet til maksimalt rundt 25 kg/m², hvilket tilsvarer rundt 10 mm lagtykkelse. For boring av over 30 brønner vil denne lagtykkelsen øke ytterligere (til ca 25 mm lagtykkelse).

I tillegg kommer kaks (og evt. annet partikulært materiale) som er sluppet ut direkte til sjøbunnen fra toppseksjonene. Det er lite undersøkt hvordan disse utslippene arter seg på sjøbunnen (høyde og/eller utstrekning), men det antas at disse vil være helt lokale og at spredningen av disse er begrenset til typisk innenfor 100 m fra toppen av borehullet.

Barytt har gjennomgående mindre partikkel-diametre enn kaks, slik at den i mye større grad spres med strømmen mens den befinner seg i suspensjon i vannmassene. Maksimal beregnet lagtykkelse nær utslippslokaliteten ligger nær 1 mm, hvilket er vesentlig lavere enn for beregnet oppbygging av kaks. Konsekvenser av deponering av borekaks-/borevæske er i det følgende vurdert i forhold til følgende 3 soner:

1. *Nærsonen*; som strekker seg ut til 100 – 200 m fra utslippsstedet. Innen dette området kan det oppstå nærsone-effekter av utslipp av boreavfall.
2. *Lokal-området*, som strekker seg ut til rundt 2 – 3 km fra utslippsstedet. I dette området kan lokale effekter opptre.
3. *Regionalt nivå*, som er området i større avstand enn 2-3 km fra utslippsstedet

Fysisk nedslamming

Fysisk nedslamming vil være et ubetydelig problem så lenge konsentrasjonen av partikler er så lav at det ikke dannes et "teppe" av kaks og barytt over eksisterende bunnsediment. Selv om beregningene viser overlapp mellom deponerte masser på sjøbunnen fra forskjellige områder i regionen, er det bare i avgrensede områder at mengdene er så store at det dreier seg om mer enn avsetning av enkeltpartikler.

Det er ikke etablert egne kriterier for ved hvilke lagtykkelser man kan vente effekter av nedslamming av sjøbunnen. Den naturlige sedimentasjonsraten i området er anslått til 0,01 – 0,02 mm pr. år. Til sammenligning er det totale bidraget fra boreutslipp i "overlapps-områder" beregnet å være mindre enn 0,01 mm, avsatt over omlag 20 år. I større avstand fra utslippspunktene enn ca 2 km vil i det totale bidraget fra boreutslipp kunne utgjøre opp mot ca 0,1 mm i små områder. Innenfor en avstand på 2 km fra utslippspunktene vil sedimenttykkelsen øke, og beregningene viser at innenfor en radius på 200-300 m kan sedimenttykkelsen bli 20-30 mm i områder med mange brønner (eksempel Heidrun). Innenfor en radius på 100 m fra hver brønn vil sedimenttykkelsen øke ytterligere som en følge av utslipp direkte til sjøbunnen fra toppseksjonene.

Resuspensjon som resultat av bølgeaktivitet forventes ikke å forekomme i særlig grad ved

de vanddyb som dominerer i regionen (resuspensjon kan kun forventes ved dyp < 150m).

Det er følgelig ikke forventet markante effekter av fysisk nedslamming på et regionalt nivå i området, selv om det er påvist nærsoner/lokale effekter på flere felt.

Effekter i vannsøylen

En vesentlig del av den finfordelte barytten vil bli spredt i vannsøylen. Ved siden av å holde seg i vannsøylen, forventes denne fraksjonen også å være mest tilgjengelig for opptak av filtrerende organismer, siden finfraksjonen også utgjør de minste partikkeldiametrene. Det er påvist effekter av barytt på filtrerende organismer ned til et konsentrasjonsnivå på 0,5 mg/l (ppm) i vannsøylen (Cranford *et al.* 1999). Beregningene viser at konsentrasjoner over 0,3 mg/l vil kunne opptre ut til maksimalt ca. 15 km fra utslippsstedet under en boring .

I tillegg til barytt tilsettes en rekke kjemiske komponenter for å gi borevæsken de ønskede egenskaper mht viskositet, pH-kontroll mm. Mange av komponentene blir omdannet under boring før de slippes ut til sjø (vannbasert borevæske). Det meste av de kjemikaliene som benyttes er relativt ufarlige for resipienten, mens enkelte kan ha uønskede miljøegenskaper.

Beregninger av mulig influensområde for påvirkning av kjemikalier basert på vannbasert borevæske er gjort under forutsetning av at kjemikaliene løser seg i sjøvannet (vannløselige kjemikalier) og dermed følger undervannsplumen i stedet for å binde seg til kaksen og synke ned på sjøbunnen. Beregningene viser at de aller fleste av de kjemikalier som har uønskede miljøegenskaper opptrer i såpass små mengder at influensområdene rundt utslippene blir meget små (Frost og Rye, 2002).

Mesteparten av de bore- og brønnekjemikalier som benyttes er av SFT vurdert som akseptable ut fra miljøhensyn (PLONOR-kjemikalier, = Posed Little Or NO Risk). Når slike kjemikalier i tillegg benyttes i små mengder, kan det ikke med tilgjengelige metoder påvises fare for negative miljøkonsekvenser.

Kjemikalier med uønskede miljøegenskaper benyttes i små mengder, og beregningene viser at influensområdene i vannmassene rundt utslippene blir meget små.

Noen av PLONOR-kjemikaliene benyttes i store mengder. Et eksempel på et slikt stoff er glykol (MEG, *MonoEthylenGlykol*), som bl.a brukes som antifrysemiddel både i bore- og produksjonsfasen. Glykol slippes ut i relativt store mengder (størrelsesorden 10 - 50 tonn) pr. brønn, men har en relativt høy PNEC-verdi, dvs. er lite giftig (19.2 mg/l). En PNEC verdi (PNEC = *Predicted No Effect Concentration*) på 19,2 mg/l vil si at under dette konsentrasjonsnivået vil man ikke forvente skade på marine ressurser. Glykol er forøvrig lite bioakkumulerbart (relativt høy vannløselighet).

Spredningsberegninger for glykol (MEG) for Ormen Lange indikerer at innenfor en avstand på ca. 150 - 200 m fra utslippsstedet kan maksimale konsentrasjoner av glykol (MEG) nå opp i rundt 20 mg/l (Frost og Rye, 2002).

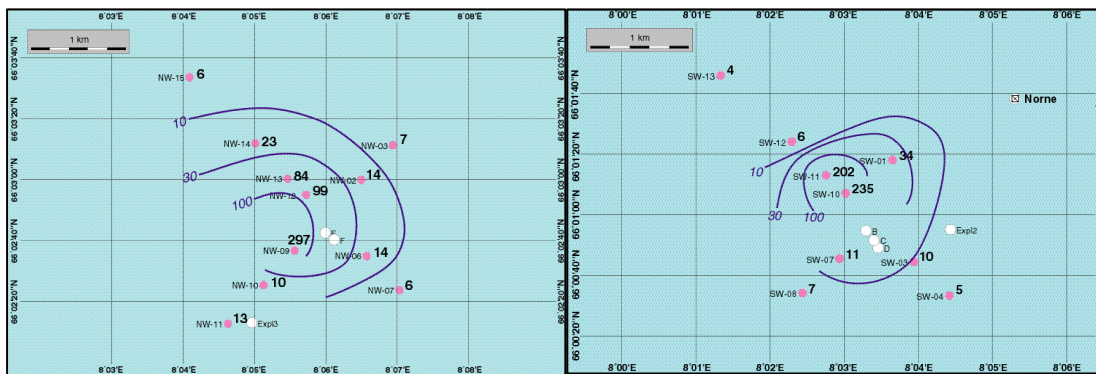
Slike utslipp vil være av episodisk natur og bare finne sted under boring. Mulige effekter vil således også for MEG være avgrenset til nærområdet for brønnen mens utslippet pågår.

Forurensing av havbunnen

Selv om det ikke forekommer planlagte utslipp av oljeholdige borevæsker eller kaks fra boring med slike væsker, viser erfaringer at det kan være til stede mindre konsentrasjoner av hydrokarboner i de massene som deponeres på sjøbunnen.

Som et eksempel er det målt THC-konsentrasjoner på over 1000 mg/kg tørt sediment ved Åsgard og Njord. Årsakene kan være flere, som for eksempel uhellsutslipp av oljebasert borevæske (se kapittel 10), bruk av oljeholdige kjemikalier i borehullet når borestrengen har satt seg fast, eller feil i betjeningen av borevæskesystemet på riggen. Det har også vært tilfeller av lekkasjer i forbindelse med reinjeksjon av kaks og slam.

I tillegg kan det være et visst oljeinnhold i kaks fra boringen gjennom oljeførende reservoarlag. Undersøkelser av kaks fra slike lag viser imidlertid lavt oljeinnhold, vesentlig lavere enn den tillatte konsentrasjonen på 10 g pr. kg tørt kaks.



Figur 9-12. Målte konsentrasjoner av total hydrokarbon (THC) i sediment under feltundersøkelser gjennomført sommeren 2000. Enheter i mg THC/kg tørt sediment. SV del av feltet til venstre, NV del av feltet til høyre.

THC konsentrasjoner i den størrelsesorden som er funnet på feltene på Haltenbanken har ikke vist seg å ha markante effekter på miljøet på en regional skala, men det er registrert effekter på bunnfauna i nærheten og lokalt området. Dette har sammenheng med at olje assosiert til boreavfallsstrømmen i hovedsak avsettes i nærheten eller lokalt rundt utslippsstedet.

Figur 9-12 viser konsentrasjoner av total hydrokarbon (THC) målt i den øverste cm av sediment rundt Norne-plattformen. Figurene er hentet fra Rye et al., (2001).

Barytt tilsatt som vekststoff til borevæsken, og som inneholder en stor fraksjon av små partikler, består av bariumsulfat (BaSO₄) samt lavere konsentrasjoner av tungmetaller bundet til baryttpartiklene.

Innholdet av kjemiske komponenter i sedimentet i nærheten av lokaliteter der det foregår/planlegges boring undersøkes jevnlig gjennom grunnlagsundersøkelser (forut for boring) og oppfølgende regionale under-

søkelser (hvert 3. år). Den siste regionale undersøkelsen i Norskehavet ble gjennomført i år 2000. Sammenlignet med resultatene fra 1997 hadde de fleste stasjonene betydelig økt konsentrasjon av THC og barium, noe som reflekterer et høyere aktivitetsnivå. Forhøyede verdier av THC ble funnet ut til avstander på 500 – 2000 m fra borestedene; størst avstand ble funnet på Njord-feltet. For barium ble det funnet forhøyede verdier ut til avstander på 1000 – 3500 m fra borestedene; størst avstand ble funnet på Heidrun – feltet. En oversikt over

påvirkede områder er gitt i Tabell 9-9.

Effekter på bunnlevende organismer

Det er kjent at strukturen i bunndyrsamfunn vil kunne bli påvirket lokalt i nærheten av kilder for boreutslipp, ved at forurensnings-påvirkning medfører endringer i artssammensetningen (Neff, 1987). Partikkeltilførselen vil fysisk sett kunne påvirke sedimentlevende organismer ved at sedimentenes fysiske og mineralske struktur endres og/eller ved at næringstilgangen påvirkes hos organismer som tar sin næring fra sedimentene (OLF, 1996).

Tabell 9-9. Oversikt over avstander og arealer påvirket av utslipp, etter (DNV, 2001). LSC = Limit of significant contamination.

	Totale arealer påvirket: ¹	Maksimal avstand fra borelokalitet påvirket:
Område med kontaminering av Ba over LSC nivå ²	68 km ²	3.5 km. Maks. på Heidrun
Område med kontaminering av THC over LSC nivå ³	20 – 34 km ²	2 km. Maks. på Njord
Område med påvirket/endret bunnfauna ⁴	6 – 12 km ²	-

1) Arealet varierer med antall undervannsinstallasjoner på Åsgard som tas med i beregningene
 2) Grense for kontaminering er satt til 220 mg/kg tørt sediment
 3) Grense for kontaminering er satt til 6,0 mg/kg tørt sediment
 4) Arealet varierer med hva som regnes for "lite/moderat belastet" og hva som regnes for "tydelig påvirket".

Mesteparten av Midt-Norsk sokkel domineres av bløtbunnsfauna, mens det ellers på de aktuelle dyp i Norskehavet også forekommer en del hardbunnsfauna. For faunen på de største aktuelle dypene (de fiktive feltene FF1 og særlig FF2) foreligger det ingen informasjon annet enn spredte opptegninger av korallrev. Ellers i Norskehavet er også fiskefaunaen rik, og sild er den arten som ut fra bestandsstørrelse og med sin gyting på bunnen har størst mulighet for å bli påvirket av utslipp fra boring. Resultatene fra beregningene tyder ikke på annet enn helt lokale mulige konflikter, og det er liten overlapp mellom gyteområder og borelokaliteter.

Den regionale bløtbunnsundersøkelsen med faunanalyser og tilhørende kjemimålinger gjennomført i år 2000 viser kun lokale effekter med verdier for barium og totalt hydrokarbon over bakgrunnsnivå maksimalt 3,5 km fra borelokaliteter. Undersøkelsene av de biologiske bunnsamfunnene viser at området med påviste endringer av det biologiske artssamfunnet er mindre enn områdene med påvist "kontaminering" (dvs. at LSC verdiene er overskredet). Effekter på bunndyrsamfunn er kun påvist på lokalt nivå.

Effekter på koraller

Konsekvenser for koraller er behandlet i kapittel 13.

Effekter på dyreplankton og andre filtrerende organismer

Dyreplankton (som f. eks. *Calanus finmarchicus*) som vandrer opp fra sedimentet til overliggende vannmasser hver natt passerer eller vil oppholde seg i sedimentoverflatesjiktet i betydelige perioder, og vil derfor være utsatt for påvirkning fra komponenter i dette sjiktet. Slike potensielle effekter fanges dårlig opp av eksisterende overvåkningsmetodikk. Gitt den relativt lave sedimenteringen av partikler over mesteparten av regionen (betydelig sedimentasjon forekommer kun lokalt rundt utslippsstedene i boreperioden) er det imidlertid lite sannsynlig at slike effekter vil være av stor betydning på et regionalt nivå.

Det er i laboratorieforsøk påvist effekter av barytt på filtrerende organismer (muslinger) ned til et konsentrasjonsnivå på 0,5 mg/l (ppm) i vannsøylen (Cranford *et al.* 1999). Fysiologiske egenskaper (blant annet vekst) ble

endret for filtrerende muslinger (*Placopecten magellanicus*) utsatt for suspendert barytt. Det er ikke bestemt noen PNEC-verdi for barytt i vannsøylen, men konsentrasjoner på over 0,3 mg/l vil iflg. beregningene kunne forekomme inntil 15 km fra utslippsstedet i Norskehavet ved boring.

Effekter fra barytt er også påvist på andre muslinger, også dette i laboratorieforsøk. Både den filtrerende hjertemuslingen *Cerastoderma edule* og det sedimentspisende skjellet *Macoma balthica* viste effekter av barytt på gjellene ved at ciliene ble kortere og koagulerte, og, i noen ekstreme tilfeller, forekom en disintegrasjon av gjellestrukturen direkte (Barlow og Kingston 2001). Slike effekter ble sett ved eksponering som tilsvarte 1-3 mm tykke lag av barytt. Basert på resultatene fra de gjennomførte spredningsberegningene for Norskehavet kan slike effekter kun forventes lokalt nær utslippslokalitetene.

Det er ikke funnet noen referanser til undersøkelse av slike effekter i felt.

Effekter på fisk

I Norskehavet er det bare i liten grad overlapp mellom områder med avsetning av kaks/borevæske og gyteområder for sild, som er den fiskearten som antas å være mest sårbar overfor denne type avsetninger siden eggene i utgangspunktet festes til bunnen. Dette gir et beskjedent potensiale for konflikt.

Det er gjennomført forsøk i laboratoriet for å se på effekten av suspenderte inerte partikler (kaolinit) på egg og larver av fire marine fiskearter (Isono *et al.*, 1998). Ved de konsentrasjonene som ble testet (opp til 10000 mg/l) ble det ikke sett effekter på klekking eller utviklingsrater av eggene. Larver som ble utsatt for ulike konsentrasjoner (fra 32 mg/l opp til 10000 mg/l) viste >50% dødelighet ved en konsentrasjon på 1000 mg/l. Larvestadiet viste seg altså å være mye mer utsatt for påvirkning.

Sammenlignet med regional skala i Norskehavet vil effekter som sett i denne studien være begrenset til nærområdet av utslippene i boreperioden.

Undersøkelser av torsk i Nordsjøen antyder forhøyede konsentrasjoner av barium (faktor

av ca. 13) i forhold til torsk fra den vestlige delen av Atlanteren (Serigstad, 1994). Det ser imidlertid ut til å være liten eller ingen sammenheng mellom nærhet til utslippssted og konsentrasjon av barium i fisk. Dette tyder på at baryttpartiklene kan ha en videre spredning enn andre utslippskomponenter som er betraktet. Det foreligger ikke arbeider som forteller noe om effekten av slike forhøyede verdier av barium.

9.5.5 *Konsekvenser av utslipp av ballastvann*

Ballastvann er i utgangspunktet vann pumpet ombord for å ivareta skips operative krav; som eksempelvis håndterbarhet, komfort og/ eller stabilitet. Skip som transporterer tetthetslaster (tankskip og bulkskip) har et større behov for bruk av ballastvann enn skip som frakter typiske volumlaster. Ballastvann tas ombord i lossehavn og vil ha egenskaper typiske for vannkvaliteten her. Ballastvann kan være fersk-, brakk- eller saltvann, ha et innslag av forurensende komponenter, høyt innhold av næringssalter og innslag av levende organismer. Innholdet av denne vannblandingen vil variere som funksjon av årstider samt tid på døgnet for ballasting og av lokale forhold som type bunn og havnens dybde.

Det potensielt største miljøproblemet knyttet til ballastvann er en eventuell introduksjon av arter til områder der de naturlig ikke hører hjemme. Dette ses i dag på som en av skipsfartens aller største miljøutfordringer.

Risikoen for slik introduksjon betinger at skipene trafikkerer havner som ligger i ulike økologiske regioner som ikke har forbindelse via naturlige spredningsveier, eller at de trafikkerer havner som har anløp av skip fra andre økologiske regioner (sekundærspredning).

Skytteltankere som betjener oljefeltene i Norskehavet losses i hovedsak i havner som ligger vesentlig lenger sør, i landene rundt Nordsjøbassenget. Ballastvannet tas inn i disse havnene og slippes ut ved de respektive offshore installasjonene, som ligger 40-80 nm fra land og på min. 250 m dyp.

De økologiske betingelsene på utslippsstedene er vesentlig annerledes enn i lossehavnene, og risikoen for uønsket spredning av organismer vurderes som liten.

Ved en eventuell ilandføring av olje fra Norskehavet gjennom rørledning og etablering av oljeterminal på land, vil transporten skje mellom havner. En slik løsning vil også åpne muligheten for å benytte større tankbåter, som kan frekventere fjerntliggende havner. Dette vil øke risikoen for spredning av organismer, og det kan bli nødvendig med tiltak for å unngå spredning.

Pr. i dag er det eneste praktisk gjennomførbare tiltaket å skifte ut ballastvannet underveis, før lossing i mottakshavnen. Dette tiltaket er tatt i bruk for flere seilingsruter, i tråd med foreløpige anbefalinger fra IMO (International Marine Organisation).

Det arbeides gjennom internasjonale organisasjoner (IMO) for å få fastlagt et regelverk som regulerer håndtering av ballastvann. Det ventes at en endelig tekst til en konvensjon for behandling av ballastvann skal foreligge innen utløpet av år 2003.

Det fremgår av St.melding nr 12 (2001- 2002) "Rent og rikt hav" at regjeringen vil arbeide for ferdigstilling av et internasjonalt bindende regelverk for behandling av ballastvann under IMO i 2003. Videre planlegger MD utarbeidelse av en forskrift om ballastvann som planlegges å tre i kraft i 2003.

9.5.6 *Konsekvenser av utslipp ved klargjøring av rørledninger*

Ut fra tilgjengelige utslippssøknader er det glutaraldehyd som i størst grad benyttes for å hindre begroing innvendig i rørledninger mens disse er vannfylte før produksjonsstart. Stoffet brukes med en typisk konsentrasjon på 50 mg/l aktivt materiale. Det brytes ned i sjøen, og nedbrytningen forsterkes av sjø vannets basiske karakter. Større miljøundersøkelser ble gjennomført ved slutføring av Zeepipe I (660 000 m³ kjemikalie behandlet vann tilsatt glutaraldehyd). Laboratorieforsøk og modelleringer av effekter på torskeegg og larver (glutaraldehyd + natriumbisulfitt) (Farestveit *et al.* 1994) og overvåking i utslippsområdet

(Golmen *et al.* 1993) viste begrensede effekter. Natriumbisulfitt benyttes for å fjerne oksygen.

Lut, (natriumhydroksyd - NaOH), benyttes i noen tilfeller som alternativ til glutaraldehyd. På grunn av usikkerhetene knyttet til virkningene av biocidet glutaraldehyd (se ovenfor) regnes lut som det mest miljøvennlige alternativet. NaOH tilsettes med en konsentrasjon rundt 150 ml NaOH/l.

Fargestoffet Fluorescin brukes for lekkasjetesting, med en dosering på 50 mg/l. Stoffet har lav giftighet og lav biokonsentrasjonsfaktor, men er lite nedbrytbart.

Utslipp ved klargjøring av rørledninger er vurdert å kun gi lokale effekter i et begrenset tidsrom. Lav tømmehastighet gir mest fortykning av utslippet. Tømming av ledninger planlegges for å ta hensyn til gytetidspunkter, fiskeegg- og fiskelarvekonsentrasjoner.

9.5.7 Konsekvenser av andre utslipp

Hydraulikkvæske benyttes for å operere ventiler på havbunnsbrønnrammer. Av driftstekniske årsaker har mange installasjoner et åpent hydraulikk-system, noe som innebærer at væsken slippes ut til sjø etter bruk. Typisk mengde er ca 1,5 m³ pr brønn pr. år første driftsår, og deretter en gradvis reduksjon til ca halvparten. Hovedbestanddelene i hydraulikkvæske er som oftest vann og glykol (MEG). Det finnes i dag på markedet hydraulikkvæsker som i hht. SFTs kriterier plasseres i kategorien ”miljømessig akseptabel”, og muligheten for negative miljø effekter vurderes som liten. Det arbeides med å finne fram til produkter som både har bedre tekniske egenskaper og som samtidig også er miljømessig akseptable.

Drenasjevann stammer fra nedbør og vann anvendt til rengjøring og andre formål på plattformer og borerigger, og kan inneholde olje og boreslam alt etter om det er prosesering eller boring på installasjonen. Forurens- et drenasjevann blir samlet opp og enten renses før utslipp, eller transporteres til land for rensing. Mengdene er normalt små og potensialet for miljøeffekter knyttet til rensede utslipp anses som lite.

De forskjellige oljefeltene installasjoner bruker betydelige mengder kjølevann, som slippes ut til sjø etter bruk. Temperaturen på kjølevannet kan være i intervallet 30-35 °C. Utslippsrater varierer betydelig, fra 400-500 m³/t på Norne til beregnet 6100 m³/t på Kristin. Utslippspunktet lokaliseres som oftest et godt stykke under overflaten (14 m på Kristin, 30 m på Draugen). Som begroingshindrende tiltak benyttes på de fleste produksjonsinstallasjonene et boble-klor anlegg, som produserer klor ved elektrolyse av sjøvann ved hjelp av en kobbermetallelektrode. Uansett hvilken metode som benyttes, er den virksomme forbindelsen enten underklor-syrling (HOCl) eller hypokloritt-ion (OCl⁻). Midlere konsentrasjoner av fri restklor i utslippet er oppgitt til 0,05 mg Cl/l og 0,005 mg Cu/l.

Eventuell overtemperatur som følge av utslipp vil være begrenset til noen titalls meter fra utslippspunktet, på grunn av rask fortykning. Det foreligger ingen indikasjoner på noen belastning av regional karakter relatert til restutslippene av kobber og hypokloritt.

9.6 Litteratur

Cranford, P. J., D. C. Gordon, et al. 1999: Chronic toxicity and physical disturbance effects of water- and oil-based drilling fluids and some major constituents on adult sea scallops (*Placopecten magellanicus*). *Marine Environmental Research* 48: 225-256.

Cortes, J. & M.J. Risk, 1985: A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bull mar Sci* 36(2): 339-356.

DNV, 2001: Miljøundersøkelse 2000. Haltenbanken Region VI. Hovedrapport. DNV Rapport Nr. 2001-0376 datert 20. mars 2001.

Fosså, J.H, P.B. Mortensen & D.M Furevik, 2002. The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia* 00:1-13, 2002.

Isono, R. S., J. Kita, et al. (1998): Acute effects of kaolinite suspension on eggs and larvae of some marine teleosts. *Comp. Biochem. Physiol. C* 120: 449-455.

Mortensen, P.B., Hovland, M., Brattegar, T., Farestveit, R. 1995: Deep-water bioherms of the scleractinian coral *Lophelia-Pertusa* (L) at 64-degrees-n on the norwegian shelf - structure and associated megafauna. *Sarsia* 80: 145-158.

Mortensen, P.B. 2001 : "Aquarium observations on the deep-water coral *Lophelia pertusa* (L., 1758) (Scleractinia) and selected associated invertebrates." *Ophelia* 54: 83-104.

Mortensen, P.B., Hovland, M., Fosså, J.H., Furevik, D.M. 2001: Distribution, abundance and size of *Lophelia pertusa* coral reefs in mid-Norway in relation to seabed characteristics. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81: 581-597.

Norse, E.A., 1993: Global marine biological diversity. A strategy for building conservation into decision making. Island Press, Washington DC, 383pp.

Neff, J. M. 1987: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment, Sources, Fates and Biological Effects" Applied Science Publ., Barking , Essex, England, 262 pp.

NGU, 1997: "Skagerrak in the past and at the present – an integrated study of geology, chemistry, hydrography and microfossil ecology". Norges Geologiske Undersøkelse, Special Publication Nr. 8, 1997. ISBN 82-7385-171-0.

NGU, 2002: Etter samtaler med Leif Rise ved NGU, mars 2002.

NSTF (1993): North Sea Task Force. Assessment reports for Subregion 1 and 6. State Pollution Control Authority (SFT), Oslo, Norway.

OLF, 1996: "Miljøeffekter av bore- og brønnekjemikalier". OLF rapport utarbeidet av SINTEF, Allforsk, NIVA og Novatech datert 27 desember 1996.

Westerlund, S. Beyer, J., Eriksen, V. and Kjeilen, G. 2001: Characterisation of the cuttings piles at the Beryl A and Ekofisk 2/4 A platforms – UKOOA phase II, task 1. RF report 2001/092, Final version October 2001. ISBN: 82-490-0152-4.

Riegl, B., 1995: Effects of sand deposition on scleractinian and alcyonacean corals. *Mar. Biol.* 121: 517-526.

Rye et al., 2001: Comparison of the Par Track mud/cuttings release model with field data. Manus presentert på 5th Marine Environmental Modeling Seminar, New Orleans, 9-11 oktober 2001.

Rogers, A. D. (1999): The biology of *Lophelia pertusa* (Linnaeus 1758) and other deep-water reef-forming corals and impacts from human activities. *International Review of Hydrobiology* 84: 315-406.

Serigstad, B., 1994: Effekter av boreaktivitet på opptak av metaller i torsk (*Gadus morhua* L). *Ocean Climate A/S*, 52 pp.

10 Konsekvenser av akutte utslipp til sjø

Innholdet i dette kapitlet er i hovedsak basert på følgende underlagsrapporter:

Johansen, Ø., 2002: Regional konsekvensvurdering, Norskehavet. Underlagsrapport: Dypvannsutslipp - oppdatering av kunnskapsstatus. SINTEF-rapport STF66 F02046, SINTEF Kjemi, Trondheim, 47 s.

Johansen, Ø., K. Skognes, J.L.M. Resby, J. Wiklund og O. W. Brude, 2002: Regional konsekvensvurdering, Norskehavet. Underlagsrapport: Uhellsutslipp – sannsynlighet, miljørisiko og miljømessige konsekvenser. SINTEF-rapport STF66 F02057, SINTEF Kjemi, Trondheim. 84 s. + vedlegg..

Brude, O.W. et.al. 2002: Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Oversikt over miljøressurser. SINTEF Kjemi i samarbeidd med Alpha Miljørådgivning, Norsk Institutt for Naturforskning, og Havforskningsinstituttet. SINTEF-rapport STF66 A02059.146 s.

Det er i denne sammenheng lagt størst vekt på å belyse eventuelle konsekvenser i vannsøylen, da dette har vært mindre fokusert i tidligere utredninger. Når det gjelder overflatevirkninger av uhellsutslipp er det i stor grad tatt utgangspunkt i tidligere utredninger, og det vises til disse for ytterligere informasjon:

Statoil m.fl. 1998 : Regional konsekvensutredning for Haltenbanken/Norskehavet

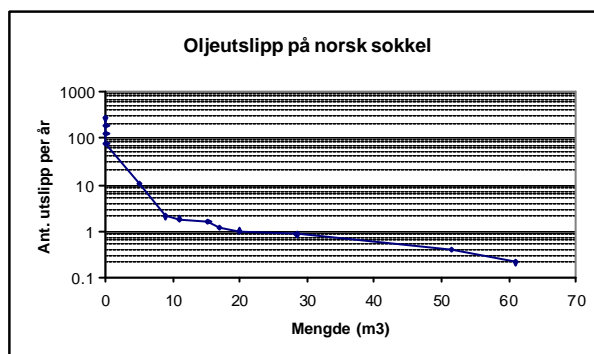
Statoil m.fl., 1999 : Regional konsekvensutredning, Nordsjøen. Temarapport 4 : Uhellsutslipp – sannsynlighet, miljørisiko og konsekvenser og Temarapport 3: Beskrivelse av influensområdet til havs og på land.

For ytterligere detaljer og referanser vises det til underlagsrapportene.

10.1 Kilder til akutte utslipp

10.1.1 Generelt

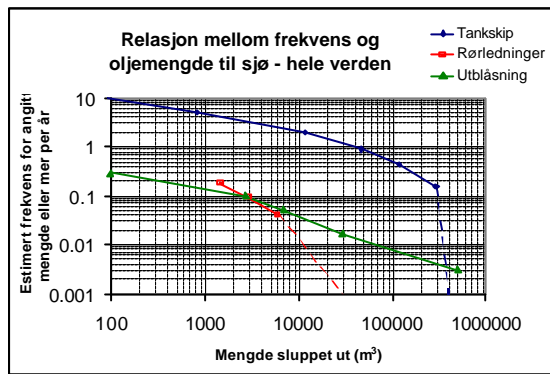
Registrerte akutte utslipp fra virksomheten på kontinentalsokkelen har de siste årene primært vært olje og kjemikalier til sjø. I tillegg har det vært noe akuttutslipp av halon fra brannsystemene (SFT). Scandpower har satt opp en relasjon mellom frekvens og mengde av oljeutslipp basert på registreringer fra operatørene for perioden 1995 – 1999, som vist i Figur 10-1. Bidraget fra hendelser i Norskehavet har utgjort omtrent 10 % av totalen de senere år.



Figur 10-1. Akutte oljeutslipp fra installasjoner Norsk sokkel 1995-1999 (gjennomsnitt)

For å kunne angi tilsvarende frekvens og mengde for større utslipp med lav sannsynlighet, som ikke har inntruffet på norsk sokkel, må vi se til erfaringer i andre land. En oppsummering av historiske data for oljeutslipp til sjø relatert til produksjon og transport av olje (for hele verden) er vist i Figur 10-2.

Figuren er utarbeidet på grunnlag av identifiserte hendelser, og det er lagt til grunn en fallende trend for utblåsninger og tankskipsulykker. Andre vurderinger er ikke lagt inn. Figuren viser at risikobildet internasjonalt domineres av tankskipsulykker.



Figur 10-2. Frekvens for ulykker med oljeutslipp til sjø, med angitt mengde (eller større) for hele verden (utarbeidet med utgangspunkt i statistikk over inntrufne utslipp)

10.1.2 Kilder, sannsynligheter og utslippsrater for olje/kondensat i Norskehavet

Oljeproduksjonen i Norskehavet utgjør en liten del av verdens samlede oljeproduksjon, og frekvenser for oljeutslipp i Norskehavet antas å være minst en størrelsesorden eller to lavere enn frekvenser for hele verden.

Basert på eksisterende og framtidig aktivitetsnivå og infrastruktur i Norskehavet er det gjort en vurdering av utslippssannsynligheter og utslippsrater for uhellsutslipp. Det er lagt til grunn en samlet oljeproduksjon på omlag 1 mill fat pr. dag, og at hele volumet vil bli eksportert med tankskip direkte fra feltene. Det er videre lagt til grunn et samlet antall brønner på 200, og en samlet lengde rørledninger på 500 km.

Følgende kilder er vurdert:

- ?? Utblåsninger (sjøbunn og plattform)
- ?? Utslipp fra rørledninger (lekkasjer og brudd)
- ?? Utslipp fra skytteltankere
- ?? Utslipp fra flytende lager og produksjonsskip
- ?? Prosessutslipp

Utblåsninger

Pga. strenge barrierekrav og strenge prosedyrer vil utblåsningsfrekvensen være lavere for Norskehavet enn internasjonalt. Utblåsningsrater derimot vil generelt være høyere i Norskehavet (og Nordsjøen) enn i mange

andre områder, fordi reservoarene som blir bygd ut er svært produktive, dvs. med høy permeabilitet/porøsitet og/eller høyt trykk.

Teknisk svikt i utstyr og/eller operatørfeil kan føre til en utblåsning til tross for at det benyttes en streng barrierer-filosofi. En borerigg som mister sin posisjon over brønnen kan være en annen mulig årsak til utblåsning. Det er også mulig at en ulykke (kollisjon, brann eller eksplosjon) eskalerer til utblåsning.

For de faste installasjonene Draugen og Heidrun er det kun overflateutblåsninger som vurderes som aktuelt. Ved en eventuell oljeutblåsning, forventes en høy rate (5000 m³/d).

For flytende installasjoner og flytende rigger vil overflateutslipp og sjøbunnsutslipp være omtrent like sannsynlige. For faste installasjoner med plattformbrønner er sjøbunnsutslipp ikke sannsynlig. Mange av undervannsutbyggingene er på felter med relativt mye gass. For disse feltene vil utslippsratene normalt bli en del lavere, for eksempel 2000 m³/d. Feltene med stort gassinhold vil dominere utblåsningsfrekvensen i Norskehavet.

Varigheten av en utblåsning kan være alt fra en dag opp til den tiden det tar å bore en avlastningsbrønn (40 – 60 dager), men forventet varighet er 3-4 dager for overflateutblåsninger og 2 uker for sjøbunnsutblåsninger.

Den samlede sannsynligheten for en utblåsning med olje er for Norskehavet anslått til 0,003 pr. år, basert på de scenarier for feltutbygginger som er lagt til grunn for denne utredningen. Ca 30 % av utblåsningene vil ha en varighet over en uke, dvs. 0,001 pr. år (dvs. en hendelse pr. 1000 år), og av disse vil 2/3 være utblåsninger på sjøbunnen.

Utslipp fra rørledninger og undervannsinstallasjoner

Spontan brudd i sveisesømmer, korrosjon eller skade fra et anker er mulige årsaker til lekkasje fra rørledninger. Lekkasje eller brudd er vurdert for følgende typer rørledninger:

- ?? Rørledninger mellom havbunnsbrønner og installasjoner
- ?? Rørledning mellom plattform og flytende lager
- ?? Rørledning mellom plattform og landanlegg

Rørledninger mellom havbunnsbrønnrammer og installasjoner vil inneholde en blanding av gass/olje/kondensat/vann. For disse rørledningene representerer lekkasjedeteksjon et problem, og det er antatt at lekkasjer vil kunne pågå i relativt lang tid uten at det oppdages instrumentelt. Hvor lang tid det går fram til visuell deteksjon vil bl.a. avhenge av lekkasjepunktets plassering i forhold til bemannede installasjoner. For rågassrørledninger vil et fullt brudd kunne gi utslipp på 100 – 1000 m³ kondensat, kanskje opp mot 5000 m³ for lange rørledninger med stor diameter. Sannsynligheten for slike store utslipp er imidlertid svært lav.

For rørledninger mellom plattformer og flytende lager, eller mellom plattformer og lastebøyer vil en ha gode muligheter for å oppdage lekkasjer. Slike rørledninger transporterer olje eller kondensat. Det finnes også her en nedre grense der oljelekkasjen er så liten at den ikke oppdages instrumentelt, og samtidig så liten at den ikke når overflaten.

Av rørledninger mellom plattformer og landanlegg har vi i Norskehavet i dag kun Haltenpipe (til Tjeldbergodden) og Åsgard Transport (til Kårstø), som begge transporterer prosessert gass. Denne gassen har lavt væskeinnhold, og en lekkasje eller et brudd utgjør ikke noen betydelig forurensningskilde i forhold til vannmassene. En mulig framtidig gassledning fra Ormen Lange til land vil også trolig frakte tørr gass.

En kan tenke seg framtidige utbyggingsløsninger der våtgass fraktes i rørledning til land for prosessering. Det er gjort en enkel modellberegning for å vurdere lekkasjepotensialet for en slik ledning. Basert på denne vurderes utslipp av mer enn 2000 m³ kondensat som lite sannsynlig.

Små lekkasjer (mindre enn 4 kg/s) vil som oftest ikke gi olje på overflaten. Sannsynligheten for fullt brudd på en rørledning i Norskehavet, med resultat olje på overflaten, er anslått til 0.005 hendelser pr. år. Sannsynligheten for mindre lekkasjer og lekkasjer fra undervannsinstallasjoner er anslått å være i samme størrelsesorden.

Utslipp fra skytteltankere

Oljeeksport fra Haltenbanken er forutsatt å skje med skytteltankere som laster olje på feltet. Mulige ulykkeshendelser er grunnstøting, brann, eksplosjon, kollisjon, strukturfeil i skrog og operasjonelle feil knyttet til lasting og lossing. Tap av hele lasten vil gi 120.000 tonn olje, mens utslipp fra en tank vil gi 10.000 tonn.

I forhold til den internasjonale statistikken regner en med at i Norskehavet vil en større andel av hendelsene være utslipp til havs, og en mindre andel grunnstøtinger. Dette begrunnes i trafikkmønsteret. Det meste av transporten går enten til Mongstad eller Shetland, og det vil si at transport nær kysten i Midt-Norge ikke er aktuelt.

Sannsynligheten for utslipp fra skytteltankere er anslått til i størrelsesorden 0,0035 – 0,0045 hendelser pr. år, og av dette er ca halvparten anslått å være totalhavari.

Utslipp fra flytende lager og produksjonsskip

Med unntak for grunnstøting vil flytende lager kunne rammes av de samme typer uhell som skytteltankere. Gitt en ulykke er det relativt stor sannsynlighet for at hele lasten tapes, utsluppet mengde blir i så fall ca. 100.000 m³.

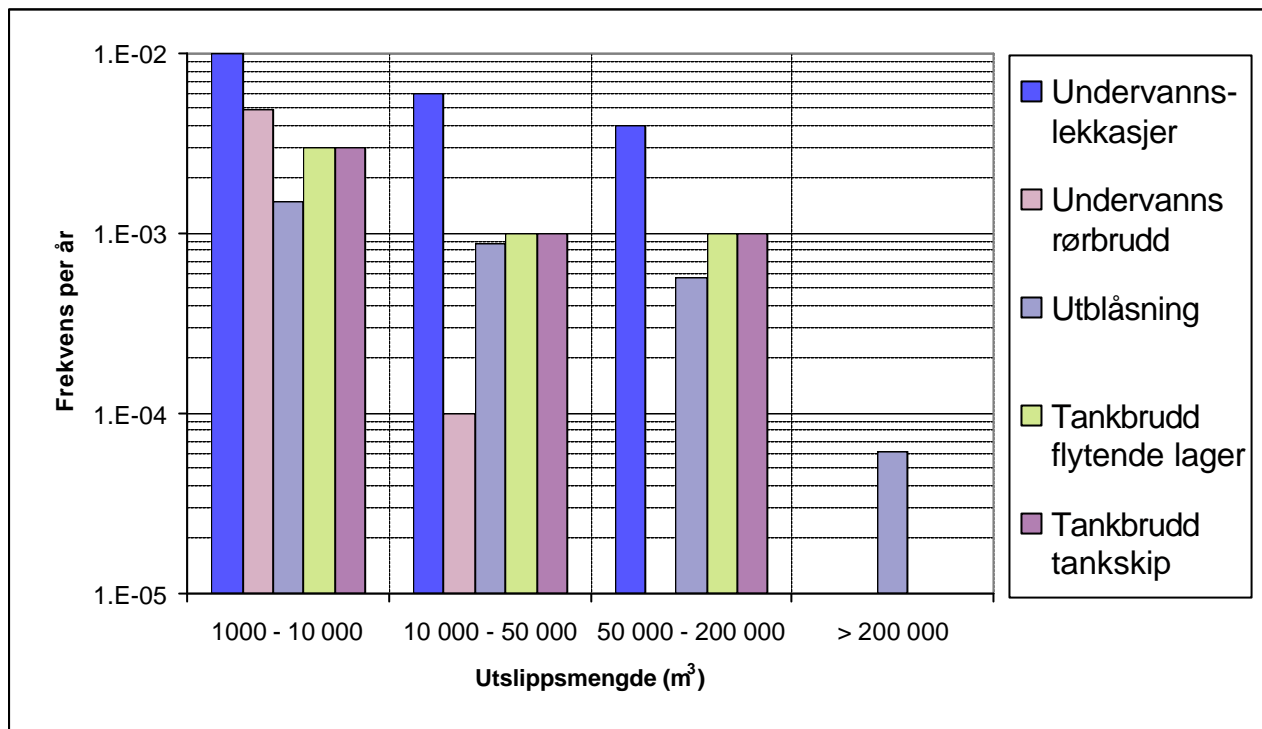
Sannsynligheten for utslipp fra flytende lager og produksjonsskip er anslått til 0,002 hendelser pr. år.

Prosessutslipp

Prosessutslipp fra oljeinstallasjoner har ikke ført til omfattende forurensning til nå. Det er begrensede volumer olje i prosessen, og det er mange muligheter for seksjonering. Det betyr at et utslipp som ikke fanges opp av installasjonens dreneringssystem er usannsynlig. En prosessulykke som eskalerer og fører til at f.eks. et flytende produksjonsskip havarerer vil kunne gi et stort utslipp, se beskrivelse ovenfor.

10.1.3 Oppsummering av utslippssannsynligheter og utslippsmengder

I Figur 10-3 er det vist et grovt estimat av sannsynligheter for olje/kondensat utslipp i Norskehavet, basert på det aktivitetsnivået som



Figur 10-3. Grovt estimerte utslippsfrekvenser for Norskehavet samlet. Kategorien "tankskip" inkluderer transport med skip fra installasjonene og ut av området (Norskehavet), mens passerende trafikk er utelatt.

er lagt til grunn for denne utredningen. Estimaten som ligger bak er relativt grove. Spesielt er basis for å estimere små, men langvarige undervannsutslipp utilstrekkelig.

En løsning med rørtransport av olje til land vil ha som konsekvens at store mengder olje skipes ut fra land med tankskip, kanskje nærmere 100 000 m³/d. Ved en slik løsning vil grunnstøting av tankskip gi et bidrag til sannsynlighet for oljeforurensning. Dette bidraget er ikke estimert i denne analysen, og heller ikke reflektert i Figur 10-3. Vurdert ut fra faren for oljeforurensning i strandsonen utgjør rørledning til land med påfølgende tankskips-transport en betydelig større fare enn oljeeksport direkte fra feltene. Akuttutslipp av kjemikalier

Årlig er det registrert rundt 100 akutte utslipp av kjemikalier til sjø per år de siste årene fra installasjoner på norsk sokkel. Omtrent 2/3 av disse utslippene er på mindre enn 1 m³. I 1999 ble det registrert 116 kjemikalieutslipp, 12 av disse var i forbindelse med produksjon i Norskehavet og 92 i Nordsjøen. De siste 12

tilfellene knyttet seg til leteboring der lokasjon ikke var angitt. Utslippstallene refererer til mange ulike stoffer med ulik giftighetsgrad.

En rekke kjemikalier benyttes på feltene, men volumene som lagres på installasjonene til enhver tid er relativt begrensede. Som et eksempel er det i Tabell 10-1 vist en oversikt over kjemikalier som lagres på Åsgard A og Åsgard B.

I tillegg finnes det lager av diesel, smøreolje og hydraulikkolje på plattformene. Disse mengdene vurderes som små, og sett i lys av etablerte dreneringssystemer er ikke kjemikalieutslipp vurdert videre i denne utredningen.

Oversikter fra SFT viser at utslipp av borevæske og -kjemikalier utgjør en betydelig andel av kjemikalieutslippene fra installasjonene. Innretninger med boreutstyr vil ha en rekke andre kjemikalier ombord enn de som er nevnt ovenfor, og da spesielt borevæsker. Utslipp av oljebasert borevæske har funnet sted som følge av at marint stigerør har blitt frakoblet ved uhell. Også ved brønnsparke kan utslipp av borevæske forekomme.

Tabell 10-1. Eksempel på kjemikalier som lagres på hhv Åsgard A og Åsgard B.

	Åsgard A	Åsgard B
Metanol	500 m ³ i skroget, pluss 2 x 100 m ³ tanker	
Flokkulant	ca 5 m ³	ca 3 m ³
Emulsjonsbryter	ca 5 m ³	ca 3 m ³
Skumdemper	ca 5 m ³	ca 3 m ³
Korrosjonshemmer	ca 5 m ³	ca 3 m ³
Scaleinhibitor	ca 5 m ³	ca 3 m ³
Voksinhibitor	ca 5 m ³	12,5 m ³
Amin		127 m ³
Flexorb		60 m ³
MEG (Mono-Etylen-Glykol), konsentrert		2 x 800 m ³
MEG-løsning (30%)		20 m ³
TEG (Tri-Etylen-Glykol)		2 x 70 m ³

Uhellsutslipp av oljebaserte borevæsker er en medvirkende årsak til at det i overvåkingsundersøkelser er funnet hydrokarboner i sedimentene. Hydrokarboner som har heftet seg til kaks ved boring gjennom oljeførende lag i reservoaret har blitt vurdert som en annen mulig årsak. Beregninger er gjort for bl.a. områdene ved Njord og Troll. For Njordområdet ble det konkludert med at olje vedheng til kaks ga svært små bidrag til hydrokarboner i sedimentene. Ved Troll ble det påvist at oljeinnholdet i kaks fra boring i oljeførende lag var vesentlig mindre enn grenseverdien som er fastsatt av SFT for evt. utslipp av kaks (10 g/kg tørr kaks).

Under boring brukes det enten vannbasert eller oljebasert borevæske. En del av stoffene som brukes i borevæsken overføres i pulver- eller væskeform til plattformen/riggen via slanger,

mens andre stoffer (også i pulver- eller væskeform) overføres i fat eller sekker som løftes i åpne eller lukkede containere.

Utslipp av borevæske har relativt høy frekvens. Basert på statistikk kan det forventes 5 utslipp > 1 m³ og 10 utslipp < 1 m³ pr. år. (OLF 2002). Et typisk utslipp kan være 1 m³ eller mindre, men utslipp av inntil 80 m³ er mulig.

I tabellene nedenfor (Tabell 10-2 og Tabell 10-3) er det listet en del typiske beholdninger av ulike materialer på plattformen/riggen under boring av en brønn.

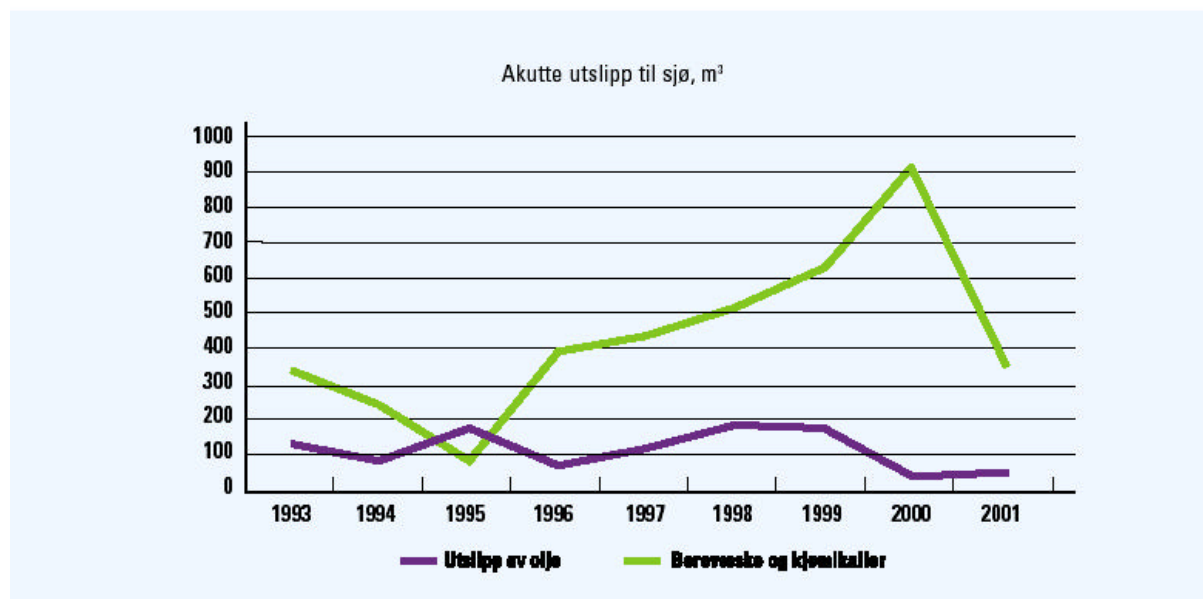
Utslipp vil kunne skje ved feil operasjon av utstyr (f.eks. ventiler) eller ved at containerne som kjemikaliene løftes i mistes overbord. Overføring av kjemikalier fra båt til plattform/rigg via slanger kan også utgjøre en risiko.

Tabell 10-2. Vannbasert borevæske. Typiske beholdninger på borerigg

Materiale	Mengde	Eksempel på type materiale	Fraktes fra båt til plattform/rigg i
Flokkulanter	2.000 kg	Biopolymer	sekker i lukkede containere
Deflokkulant	2m ³	Anionisk akryl-copolymer	fat i åpne containere
Filtreringsagent	4.000 kg	Polyanionisk cellulose	sekker i lukkede containere
O ₂ -fjerner	1.000 kg	Natrium sulfat	sekker i lukkede containere
Vektmateriale	>10.000 kg	Barium sulfat (i pulverform)	slanger
Viscositets-materiale	>10.000 kg	Organisk leire (i pulverform)	slanger

Tabell 10-3. Oljebasert borevæske. Typiske beholdninger på borerigg

Materiale	Mengde	Eksempel på type materiale	Fraktes fra båt til plattform/rigg i
Olje/ester	>10 m ³	ren olje	slanger
Emulsjonsagent	6.000 l	Fet polyaminert olje	fat i åpne containere
Filtreringsagent	4.000 kg	Polyanionisk cellulose	sekker i lukkede containere
Vektmateriale	>10.000 kg	Barium sulfat (i pulverform)	slanger
Viscositets-materiale	>10.000 kg	Organisk leire (i pulverform)	slanger



Figur 10-4. Historisk utvikling av registrerte akutte utslipp til sjø, (OLF: "Utslipp fra olje- og gassvirksomheten 2001", Juni 2002).

Historisk er totalt antall akutte kjemikalieutslipp, inklusive utslipp av borevæske, stabilt, mens mengden kjemikalier som er sluppet ut ved de akutte utslippene har økt. Figur 10-4 illustrerer dette for norsk sokkel totalt. Det aller meste av disse kjemikalierne er såkalte PLONOR-kjemikalier, dvs. lite miljøfarlige kjemikalier.

Generelt sett var det i 2001 færre hendelser med kjemikalier og borevæske enn med oljer, men en gjennomsnittsstørrelse på utslippene på 3,2 m³ resulterte i større mengder. Den gjennomsnittlige størrelsen på utslippene har

blitt redusert fra 6,6 m³ i 2000, noe som forklarer mye av det reduserte volumet som vises i Figur 10-4. Letevirksomheten stod for 9% av det samlede antall hendelser og 17% av det totale utslippet.

Tabellen under viser antall akutte kjemikalieutslipp med tilhørende mengde kjemikalier sluppet ut i Norskehavet i 1999. Tabellen viser at det forekommer relativt få akutte utslipp av kjemikalier i løpet av et år. Akutte oljeutslipp forekommer langt hyppigere.

Tabell 10-4. Kjemikalieutslipp i Norskehavet 1999 (SFT)

Felt	Antall				Mengde			
	< 0,05 m ³	0,05 - 1m ³	> 1m ³	Totalt antall	< 0,05 m ³	0,05 - 1m ³	> 1m ³	Totalt (m ³)
Åsgard	0	1	3	4	0	1	114	115
Norne	1	0	2	3	0	0	6	6
Heidrun	0	1	3	4	0	1	185	186
Njord	0	1	0	1	0	0,2	0	0

10.2 Beskrivelse av oljetyper i Norskehavet

Oljene som er påvist i Norskehavet dekker et stort spenn i egenskaper som har betydning for spredning av olje på sjøen, påfølgende miljøkonsekvenser og effektivitet av beredskapsiltak, som vist i Figur 10-5. Oljer i nærliggende reservoar og prospekt kan ha betydelige

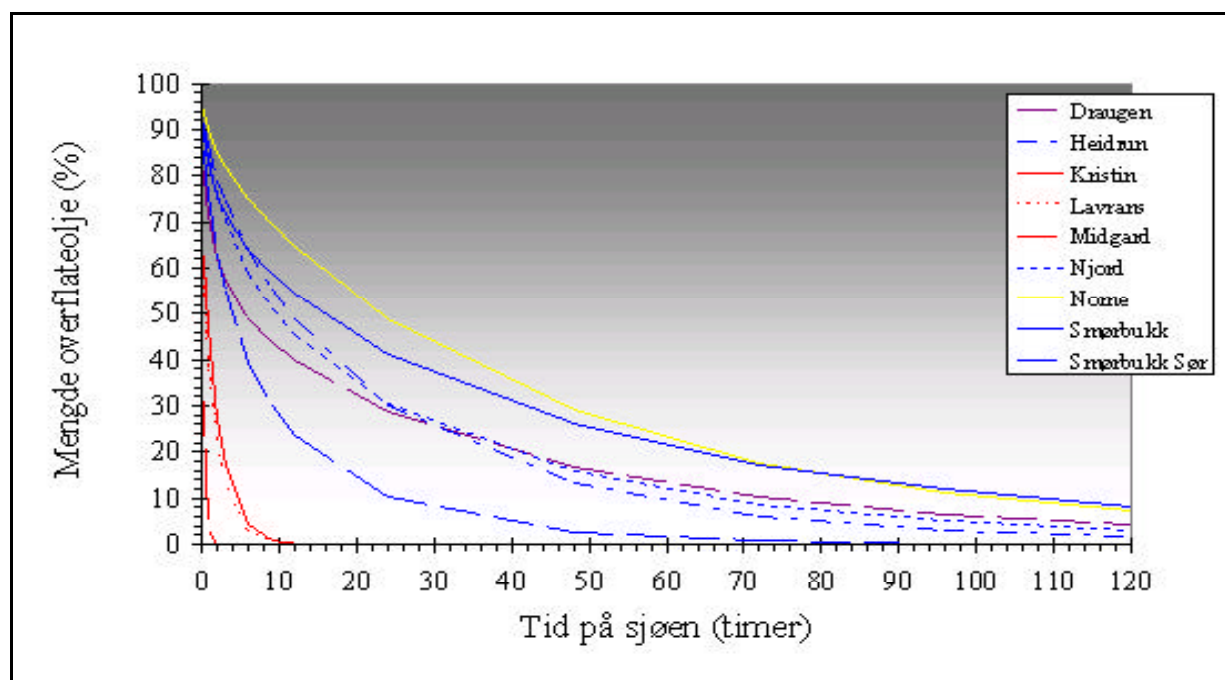
forskjeller i slike egenskaper. Basert på kjemiske og fysikalske målinger kan oljene kategoriseres som hhv. kondensat, naftensk-, parafinsk-, eller voksrik olje som vist i Tabell 10-5.

Kondensat vil generelt fordampe raskt og blandes i tillegg lett ned i vannmassene med bølgeaktivitet, og forsvinner dermed raskt fra havoverflaten.

Tabell 10-5. Kategorisering av oljer i Norskehavet

Kategori	Beskrivelse	Oljetype
Kondensat	Høy andel av lette komponenter. Raskt fordampning og naturlig dispergering. Lav tetthet	Kristin Lavrans Midgard * Mikkel * Tyrihans
Naftensk	Biodegradert olje med lavt innhold av parafiner. Høy tetthet. Lavt innhold av voks og asfalter. Danner ofte emulsjoner med lav stabilitet og lav viskositet.	Draugen Heidrun Falk Svale
Parafinsk	Høyt innhold av parafiner. Lav tetthet som gjenspeiler et høyt innhold av lette komponenter	Njord Smørbukk * Smørbukk Sør * Morvin Trestakk
Voksrik	Høyt voksinnhold. Kan ha høyt stivnepunkt. Voksrike oljer kan i vannfri tilstand (ikke emulsjon) ha høy viskositet ved lave temperaturer. Ved lavt asfalteninnhold kan oljen danne ustabil emulsjon med lavere viskositet enn den vannfrie oljen.	Norne Skarv Stær Tyrihans Nord

*Disse oljene produseres og skipes ut fra Åsgard



Figur 10-5. Gjenværende mengde olje (%) på sjøoverflaten etter et overflateutslipp på 20 tonn ved en temperatur på 5°C og en vindstyrke på 10 m/s.

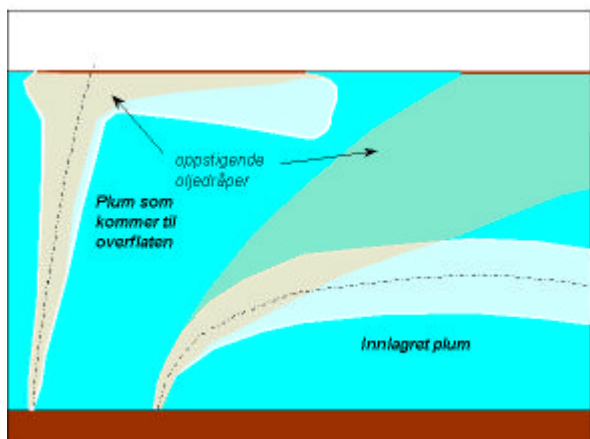
10.3 Undervannsutslipp, oppdatert kunnskapsstatus

Det har det de siste årene vært fokus på å forstå og modellere undervannsutslipp, spesielt på dypt vann, for vurdering av miljøkonsekvenser, planlegging av overvåking og oljevernberedskap. Norsk Dypvannsprogram

(NDP) som ble startet som et teknologisamarbeid mellom operatører og partnere i 15. rundes dypvanns-lisenser har finansiert en rekke teoretiske studier omkring et akutt dypvannsutslipp av olje og gass, og utvikling av en spredningsmodell (DeepBlow). En nærmere beskrivelse av NDP, samt liste over miljørapporter fra prosjektet er tilgjengelig på nettstedet www.ndwp.org. Et annet samarbeidsprosjekt mellom oljeselskaper gjennom-

førte i 2000 omfattende feltforsøk med kontrollerte utslipp av olje og gass fra 800 meters dyp i Norskehavet for bl.a. å verifisere spredningsmodellen DeepBlow. Resultatene av disse studiene har vært benyttet i forbindelse med miljørisiko- analyser og beredskapsplanlegging.

Oljen fra et havbunnsutslipp kan enten stige raskt til overflaten og danne et oljeflak eller oljen kan følge havstrømmer og forbli i vannmassene over lengre tid som vist i Figur 10-6.



Figur 10-6. Dannelse av oljeflak: Skisse av to mulige situasjoner.

Spredning av oljen vil i hovedsak være bestemt av gassmengden i brønnstrømmen og vanddyb. Resultater fra DeepBlow-modellen for utvalgte operasjoner i Norskehavet med varierende gassrate og vanddyb er vist i Tabell 10-6.

Laborariestudier og feltforsøk har vist at tynne oljefilmer (mindre enn 100 µm) raskt vil brytes ned med bølgeaktivitet. Tykkere filmer vil kunne ta opp vann og danne vann-i-olje

emulsjoner, som ikke brytes like lett ned, og som dermed kan spres på overflaten.

Gassrate

Gassraten kan være en avgjørende faktor for hvorvidt det vil dannes et oljeflak på overflaten. Både ved utslipp på dypt vann og på moderate vanddyb vil høye gassrater kunne føre til at oljen forblir dispergert i vannmassene nedstrøms for utslippstedet. Dispergert og løst olje vil fortynnes som følge av horisontal og vertikal turbulent blanding i vannmassene og biologisk nedbryting.

Moderate vanddyb (200 - 400 m)

Det antas at utslipp fra moderate havdyb stort sett vil være upåvirket av havstrøm og lagdeling i vannmassene. Oppdriften, som i hovedsak kommer fra gass i brønnstrømmen, vil være stor nok til at tetthetsforskjeller i vannmassene vil være neglisjerbare, samtidig som at styrken på havstrømmene vil være små sammenliknet med plumens stighastighet. Vannmassene som blir revet med av den oppstigende søylen av gassbobler vil således komme til overflaten og danne et utadrettet strømfelt. Etter hvert som oljedråpene stiger opp til overflaten fra dette utstrømmende laget vil det bli dannet et tynt oljeflak med stor bredde. Filmtykkelsen vil i hovedsak bestemmes av styrken på den radielle utstrømning av vann i overflatelaget. I tilfeller med store utløpshastigheter (høy gassrate) vil oljen "forstøves" til mikroskopiske dråper ved utløpet. Slike mikroskopiske dråper vil forbli dispergert i det utstrømmende overflatelaget og dermed ikke bidra til å danne noe oljeflak av betydning. Slike høye gassrater er relatert til gassbrønner der noe kondensat vil følge med gassen (eks. Kristin).

Tabell 10-6. Resultater fra DeepBlow-modellen

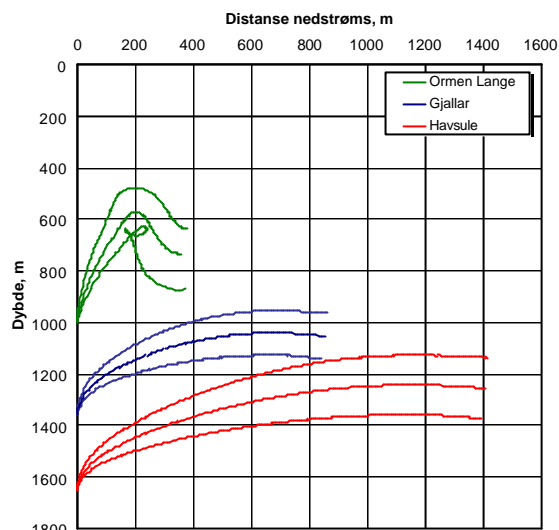
Operasjon/felt	Vanddyb (m)	Oljerate (m ³ /d)	Gassrate (kg/s)	Stigetid til overflaten (minutt)	Filmtykkelse, midlere (µm)
Castor	220	2.570	1,6	6-8	70-110
Blåveis	240	985	115,6	1-2	1
Draugen	330	7.600	9,7	7-8	120
Kristin	350	8.000	72,2	3-4	0
Norne	380	4.100	11,9	8,0	50
Svale	380	1.850	1,0	18-22	70-110
Ormen Lange	1.000	442	51,9	660	0,6
Gjallar	1.360	4.000	7,6	100	80
Havsule	1.650	3.432	5,0	160	60

Store vanddyb (1.000 – 1.700 m):

Teoretiske studier og erfaringer fra feltforsøk har vist at utslipp på dypt vann (vanddyb større en 400 – 500 m) vil ha et annet forløp enn spredning på grunnere vann. Dette henger i hovedsak sammen med følgende forhold:

- ? Høyt hydrostatisk trykk øker kompresjon av gassen og svekker dermed oppdriften
- ? Svekket oppdrift øker følsomheten for tverrstrøm slik at plumen avbøyes i strømmen. Dette kan medføre utlekking av gassbobler som løses i vannet og oppdriften svekkes ytterligere
- ? Etter at gassen er lekket ut vil oppstigningen av plumen bremses raskt ned, og plumen innlagres som følge av lagdelingen i vannmassene. Etter at plumen er innlagret, vil enkeltdråper av olje fortsette å stige til overflaten, sammen med eventuelle gjenværende gassbobler. Stigehastigheten for oljedråpene er bestemt av tettheten på dråpene i forhold til omgivende sjøvann, og av størrelsen på dråpene. Store dråper stiger raskt, mens små dråper stiger sakte.
- ? Under oppstigning vil oljedråpene bli ført med havstrømmen og spredningen av et oljeflak vil variere med størrelsesfordelingen av oljedråpene og havstrømmer. Variasjonen i filmtykkelse vil bli større enn i oljeflak fra utslipp på moderate vanddyb

Oljen vil innlagres i alle de tre modellerings-eksemplene (Ormen Lange, Gjallar, Havsule) som er valgt for beskrivelse av utslipp på dypt vann. Ser en på differansen mellom vanddyb og innlagringsdyp finner en at stighøyden for plumene er i samme størrelsesorden, dvs. omkring 400 m. Forløpet er vist samlet i Figur 10-7 og Tabell 10-7. Som det framgår av Figur 10-7 stiger plumen fra Ormen Lange utslippet vesentlig brattere enn plumene fra de to andre utslippene. Dette er i hovedsak en følge av at gassraten på Ormen Lange er så mye større enn for de to andre utslippene.



Figur 10-7. Eksempler på utviklingen av plumene for de valgte eksemplene på dypvannsutslipp. Vertikal utbredelse av plumene er angitt ved yttergrenser og senterlinjer.

I Tabell 10-7 henviser innlagringsdypet til det øverste punktet på plumens senterlinje. Plumens geometri vil variere noe med strømmen i omgivelsene. Figur 10-7 viser et eksempel fra et utvalg av beregninger. Stigehøyden som vises på figuren og det midlere innlagringsdypet som står i tabellen (Tabell 10-7) trenger derfor ikke å være sammenfallende.

Selv om ikke oljeplumen når overflaten i de tre beregningseksemplene, vil det likevel etter en tid dannes en oljefilm på overflaten på grunn av oppstigningen av enkeltdråper (Tabell 10-6). Ved sjøbunnsutslipp vil filmtykkelsen på overflaten som regel være lavere enn for utslipp på moderate vanddyb, der selve plumen når overflaten. Tynne oljeflak vil være mye mindre motstandsdyktige mot naturlig nedblanding i vannmassene, oljeflakets levetid blir kort, og sjansen for at flaket når kysten bli sterkt redusert. Filmtykkelsen vil være bestemt av de forhold som er nevnt ovenfor, og vil derfor ikke i alle tilfeller være lavere enn ved utslipp på mer moderate vanddyb.

Tabell 10-7. Resultater fra Deepblow-modellen ved innlagring av olje

Dyp-vanns-brønn	Utslipps-dyp m	Innlagring av olje			
		Midlere innlagrings-dyp m	Stigetid til innlagring, minutt	Oljekonsentrasjon ved innlagring ppm	Distanse til innlagringspunkt m
Ormen Lange	1.000	530	14	0,7	400
Gjallar	1.360	998	60	10,5	800
Havsule	1.650	1.230	110	4	1.200

10.4 Oljedrift

Oljedrift for et mulig akutt oljeutslipp har for flere utslippspunkter blitt beregnet i forkant av lete- og produksjonsaktiviteter, for vurdering av miljørisiko og planlegging av oljevernberedskap.

I forbindelse med arbeidet med NOFOs regionale planverk for oljevernberedskap gjennomførte Det Norske Veritas (DNV) oljedriftsberegninger for tre områder i Norskehavet, representert ved utslippspunktene Norne, Heidrun og Draugen. Ved denne studien (RKU-Norskehavet) er det gjennomført beregninger for fire nye områder, representert ved utslippspunktene Blåveis, Havsule, Gjallar og Castor (Nordland VI). Utvidelsen er gjort for å gi bedre dekning av utredningsområdet, selv om leteboring i flere av de nye områdene så langt har vist tørre brønner.

Tabell 10-8 viser hvilke forutsetninger som er lagt til grunn for de ulike beregningene.

De statistiske oljedriftsmodellene beregner drift, spredning og forvitring av olje for et stort antall historiske værscenarier. Basert på flere hundre hendelsesforløp er det utarbeidet kart som viser maksimal utbredelse av et mulig influensområde. Influensområdet er definert som det området (de kartruter) som vil kunne treffes av olje i minst 5% av hendelsesforløpene. Slike influensområdekart er utarbeidet

for alle utslippspunktene i Tabell 10-8, for hhv. sommer- og vintersituasjon, og for overflate- og havbunnsutslipp.

Det er verdt å merke seg at havområdene som berøres av olje til en hver tid utgjør en liten del av det potensielle influensområdet, og at et gitt utslipp vil berøre en begrenset del av den totale kyststrekningen som omfattes av influensområdet. Resultater fra enkeltscenarier illustrerer dette, se Figur 10-8. Kartene for enkeltscenariene viser utbredelsen av oljeflaket på ulike tidspunkt etter utslippsstart for henholdsvis scenariet med minste ankomsttid, scenariet med størst strandet oljemengde og scenariet med størst berørt havområde for det samme utslipps tilfellet. Merk at fargekoden her viser til oljemengde (tonn) i ruter på 10x10 km.

I motsetning til de oljedriftsberegningene som er utført for utslippspunktene Norne, Heidrun og Draugen i NOFO's planverk, inkluderer beregningene for de nye områdene også utbredelse av olje i vannmassene.

Beregningene er utført med modellen StatMap, og resultatene rapporteres som totale konsentrasjonsverdier av olje i vannmassene, dvs. det skilles ikke mellom dispergert olje og løste oljekomponenter. Nedblanding av olje er som i tidligere modeller beregnet på basis av oljens egenskaper og den rådende sjøtilstand, men i motsetning til tidligere følges den nedblandede oljen videre i beregningene.

Tabell 10-8. Forutsetninger lagt til grunn for oljedriftsberegninger

Delområde	Utslippspunkt	Havdybde, m	Utslippssted	Utslippsrate, m ³ /d	Varighet, døgn	Oljetype (GOR = gass/olje forhold)
Norne/Skarv	Norne	380	overflate	5.600	6,6	Norne, GOR 250
			sjøbunn	4.100	11,4	
Heidrun/Åsgard/Kristin	Heidrun	350	overflate	3.400	5,5	Heidrun, GOR 500
			sjøbunn	3.400	8,7	
Draugen/Njord	Draugen	330	overflate	5.200	6,9	Njord, GOR 100
			sjøbunn	7.600	8,9	
Blåveis	Blåveis	240	overflate	330	5	Kristin kondensat, GOR 13000
			sjøbunn	985	20	
Havsule/President/Solsikke	Havsule	1.650	overflate/sjøbunn	3.432	15	Ekofisk, GOR 158
Gjallar/Nyk/Naglfar	Gjallar	1.360	overflate/sjøbunn	4.000	10	Statfjord A, GOR 150
NordlandVI/Castor	Castor	220	overflate/sjøbunn	2.570	20	Balder, GOR 50

Den nye modellen beregner således drift og spredning av den nedblandede oljen på grunnlag av de samme vind og strømdata som for overflateoljen, men det benyttes en annen (og mindre) vinddriftfaktor for nedblandet olje enn for olje på overflaten.

I Figur 10-8 er det antydnet områder med konsentrasjoner av olje i vannmassene lik eller større enn 50 ppb. For øvrig vises det til kapittel 10.5.3 for nærmere omtale av metode og resultater ang. olje i vannmassene.

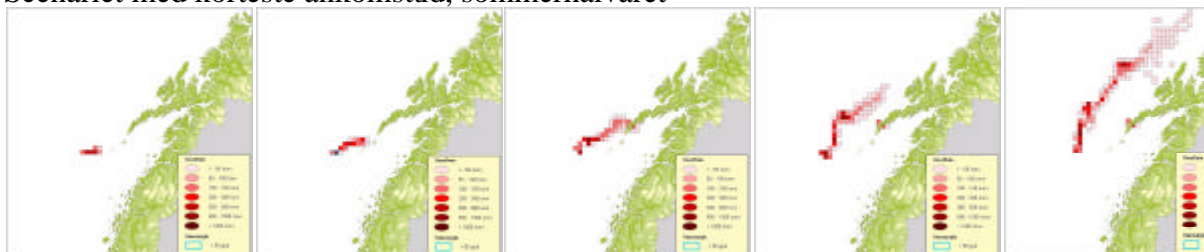
I Figur 10-9 er vist eksempler på influensområdekart for de utslippsscenarioene som er lagt til grunn for de enkelte utslippspunktene.

Som det framgår av kartene vil uhellsslipp fra Norne, Nordland VI, Blåveis og Draugen kunne medføre stranding av olje. Basert på de drivbaneberegninger som ligger til grunn for NOFOs regionale planverk for oljevernberedskap, vil også uhellsslipp i nordre del av Nordsjøen kunne føre til stranding av olje på den kyststrekningen som behandles i denne utredningen. Dette gjelder i første rekke uhellsslipp i Troll- Oseberg- og Tampenområdet, men også uhellsslipp så langt sør som Balder vil i sjeldne tilfeller kunne gi stranding av olje nord for 62° N.

Scenariet med størst berørt areal, sommerhalvåret



Scenariet med korteste ankomsttid, sommerhalvåret



Scenariet med størst strandet oljemengde, sommerhalvåret



1 døgn

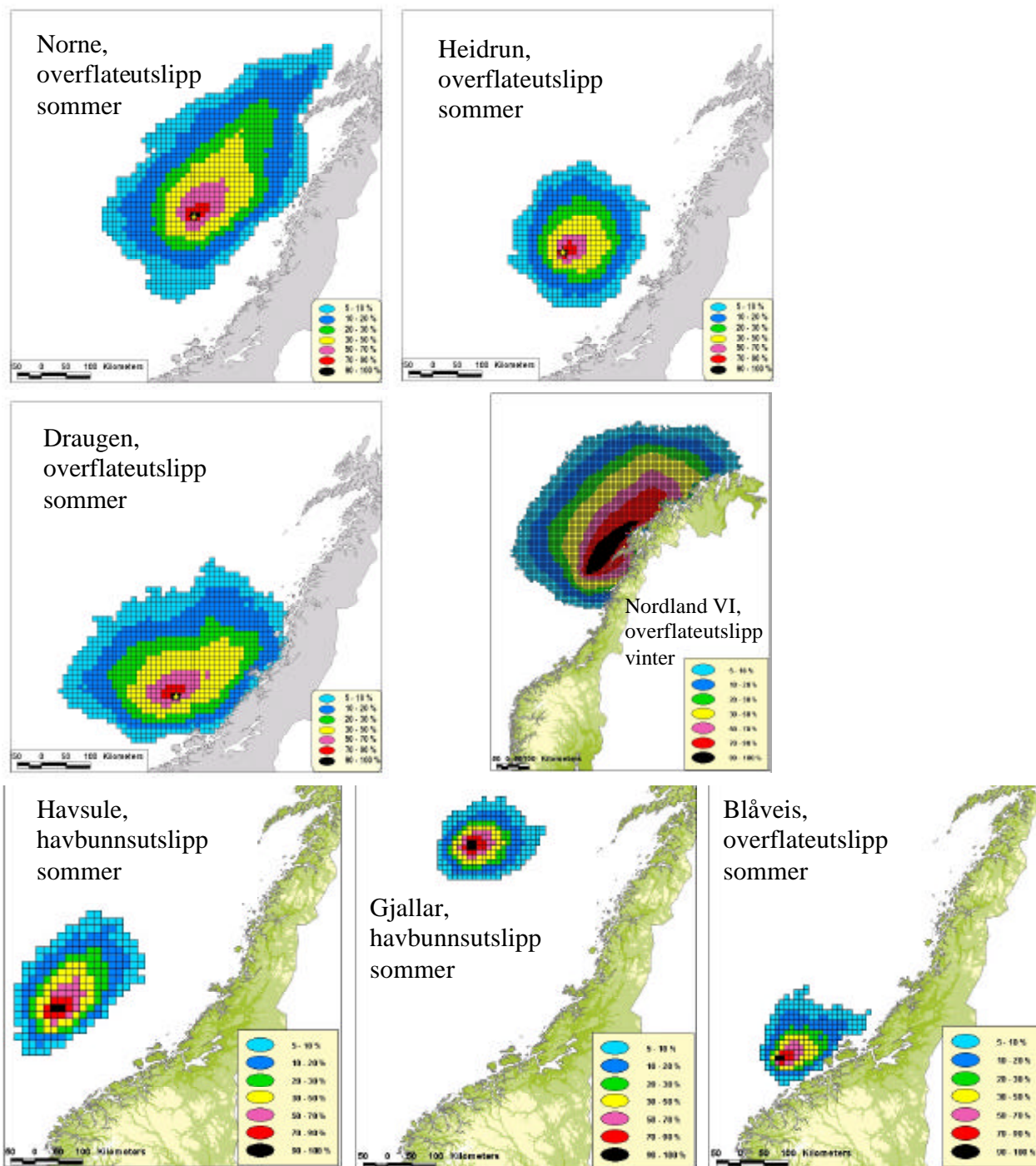
2 døgn

5 døgn

8 døgn

15 døgn

Figur 10-8. Enkeltscenarier for utslippssted Nordland VI (Castor). Fargene viser til ulike intervaller i oljemengde per 10x10 km rute: Fra lyst til mørkt 1 – 50 tonn, 50 – 100 tonn, 100 – 200 tonn, 200 – 300 tonn, 300 – 500 tonn, 500 – 1000 tonn, samt > 1000 tonn. Blå åpne rektangler viser ruter der det forekommer konsentrasjoner av olje lik eller større enn 50 ppb.



Figur 10-9. Maksimale influensområder for utslippspunktene som inngår i Tabell 10-8. Framstillingen viser sannsynligheter for stranding av olje, og influensområdenes maksimale avgrensing omfatter områder med større enn 5% sannsynlighet for stranding.

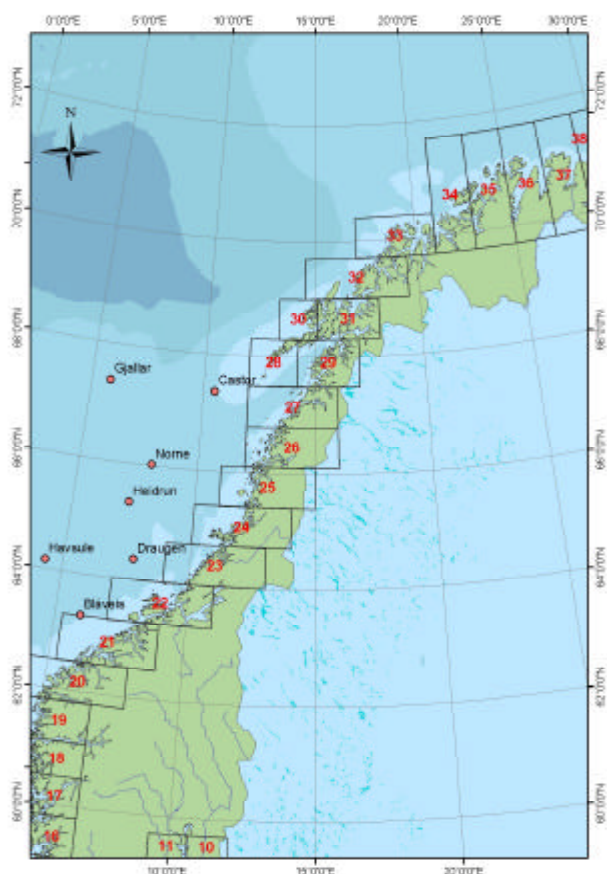
I Tabell 10-9 er det gitt en oppsummering av strandingssannsynlighet fordelt på kystsegmenter).

Tabell 10-9 er utarbeidet på grunnlag av spredningskart i NOFOs regionale planverk og i underlagsrapporten for denne utredningen (Sintef-rapport STF66 FO2057). For Nordland

VI er treffsannsynlighet i de ulike kystsegmentene angitt for ett av scenariene, nemlig overflateutslipp om vinteren. Også scenariet med overflateutslipp om sommeren gir betydelig strandingssannsynlighet, mens scenariene med sjøbunnsutslipp både sommer og vinter gir lav sannsynlighet for stranding.

Tabell 10-9. Eksempler på strandingssannsynlighet (%) fordelt på kystsegmenter (Figur 10-10) ved uhellsutslipp fra ulike utslippspunkt. Basert på NOFOs regionale planverk og Sintefrapport STF66 FO2057

Kyst-segment, nr.	Balder	Oseberg B	Troll C	Gullfaks A	Blåveis	Draugen	Norne	Nordland VI
	overflate vinter	overflate vinter	overflate vinter	overflate vinter	overflate sommer	overflate sommer	overflate sommer	overflate, vinter
20	10-20	30-50	30-50	20-30				
21		10-20	20-30	20-30	10-20			
22		5-10	10-20	10-20	10-20	5-10		
23			5-10			10-20		
24						10-20		
25						5-10		
26							5-10	10-20
27								30-50
28							5-10	70-90
29								30-50
30								70-90
31								30-50
32								70-90
33								50-70
34								20-30
35								10-20
36								5-10



Figur 10-10. Kysten inndelt i nummererte kystsegmenter. Plasseringen av utslippspunktene som det foreligger drivbaneberegninger for er vist.

I tillegg til sannsynlighet for stranding er det i forbindelse med beregning av mulig miljøskade og dimensjonering for oljevernberedskap behov for å ha innblikk i hvilke oljemengder som kan nå kysten, og hvor lang tid det vil ta fra utslippet starter til oljen eventuelt når land. Slike forhold er illustrert i Tabell 10-10.

Hvorvidt et oljeutslipp vil kunne nå kysten er bla. avhengig av oljetype, avstand til land, vær og tykkelse av oljeflaket ved utslippspunktet. Utslipp til overflaten gir generelt større filmtykkelse og dermed større sannsynlighet for at et oljeflak skal kunne drive på sjøen i flere døgn. For sjøbunnsutslipp er det kun utslippshendelser med initiell filmtykkelse over 100 µm som gir stranding.

OLF har gjennomført en sammenligningsstudie av norske oljedriftmodeller (DNMI, DNV og Sintef) som benyttes i miljørisikoanalyser og til beredskapsplanlegging. Formålet med denne studien var å avdekke forskjeller og om mulig å finne årsaken til slike forskjeller. Sammenligningsstudien avdekket store forskjeller mellom de 3 modellene, spesielt som følge av ulike beregningsmetodikk (ulike algoritmer for beregning av oljedrift og spredning, forvitring og naturlig nedblanding etc), og til dels på grunn av ulikheter i bakgrunnsdata (vind, strømfelt, kystlinje og rutenett). Særlig ga modellene forskjellige resultater for kondensat ved sterk vind. Det er imidlertid ikke mulig å konkludere med hvilke modeller som gir de "riktigste" resultatene ut i fra denne studien.

Tabell 10-10. Strandingsdata for de scenarier som iflg. beregningene gir mulighet for stranding. Merk at verdiene for ankomsttid og strandet oljemengde gjelder for de respektive scenariene. Manglende verdier i tabellen henspiller på at det ikke foreligger beregninger. Symbolet "-" betyr at i det scenariet som ga det største oljeflaket (størst berørt sjøareal) kom ikke noe av oljen inn til land.

Betegnelse	Scenario med ...	Ankomsttid (døgn)		Strandet oljemengde (tonn)	
		Sommer	Vinter	Sommer	Vinter
Blåveis overflateutslipp	Kortest ankomsttid	3.2		7	
	Størst strandet oljemengde	4.1		53	
	Størst berørt sjøareal	-		-	
Draugen overflateutslipp (NOFO)	Kortest ankomsttid	9	6		
	Størst strandet oljemengde	14	8	2.813	2.588
Draugen sjøbunnsutslipp (NOFO)	Kortest ankomsttid	11	8		
	Størst strandet oljemengde	15	9	174	75
Norne overflateutslipp (NOFO)	Kortest ankomsttid	19	13		
	Størst strandet oljemengde	29	16	267	182
Nordland VI (Castor) overflateutslipp	Kortest ankomsttid	3.4	2.3	3.395	562
	Størst strandet oljemengde	5.7	4.1	15.211	15.908
	Størst berørt sjøareal	45	4.4	194	5.443
Nordland VI (Castor) sjøbunnsutslipp	Kortest ankomsttid	4.5	4.8	13	131
	Størst strandet oljemengde	16.8	16	850	439
	Størst berørt sjøareal	-	14	-	6.5

10.5 Konsekvenser av uhellsutslipp - effekter i vannsøylen

Med unntak av forlisene av Amoco Cadiz og Exxon Valdez er det ikke påvist betydelig dødelighet av fisk i etterkant av historiske uhellsutslipp av olje (jf. f.eks. Teal & Howarth 1984; Moe et al. 1993; Edwards & White 1999). Omfattende bioakkumulering av hydrokarboner ble riktignok påvist hos oppdrettslaks etter Braer-forliset, men denne fisken ble bevisst slaktet av renomméhensyn (The Scottish Office 1993). Indirekte effekter i form av halvering av klekkesuksess for sildeegg lokalt i Østersjøen, ble observert i etterkant av forliset av Tsesis, men som i tilfellet Amoco Cadiz, Exxon Valdez og Braer, kan dette tilskrives store mengder fersk olje som berørte grunnere, kystnære farvann og fiskens gyteområder.

Ved vurderinger av muligheten for skadelige effekter er konsentrasjonen av giftige komponenter et viktig kriterium. Giftighet er imidlertid også et spørsmål om dose. For fisk er dose-respons forholdet komplekst, på samme måte som det marine miljø er høyst dynamisk, med til dels store variasjoner i tid og rom. Gitt en begrenset eksponering, vil organismene kunne mobilisere egne mekanismer som kompenserer for og motvirker endringene i den opprinnelige balansen i miljøet. Skadelige konsentrasjoner (letale doser) er derfor bare en av mange forutsetninger for at skade skal oppstå.

10.5.1 Forutsetninger for effekter og skade på fisk

Hvorvidt et oljesøl skal føre til skade på fisk avhenger av en rekke forhold, stikkordmessig beskrevet i det følgende:

Oljens skjebne i miljøet

Olje er en kompleks blanding av tusenvis av kjemiske komponenter, og den relative sammensetningen varierer med oljens opprinnelse. Dette resulterer i store variasjoner i egenskaper så vel som giftighet. På grunnlag av studier av råoljers fysikalsk-kjemiske egenskaper og respektive forvitring i regi av AMOS-

programmet, kan råoljer grovt sett grupperes i 5 kategorier:

- ?? Voksrike oljer
- ?? Parafinske oljer
- ?? Asfaltenske oljer
- ?? Naftenske oljer
- ?? Kondensater.

De ulike kategoriene har svært forskjellige egenskaper mht. nedbrytning, drift og spredning, og stiller for øvrig også ulike krav mht. avbøtende tiltak og oljevernberedskap. Se Tabell 10-5.

Olje som blir sluppet ut i sjøen blir umiddelbart gjenstand for både fysiske, kjemiske og biologiske prosesser, avhengig både av oljens egenskaper og av omgivelsene der oljen slippes ut.

Når det gjelder virkninger på biologiske ressurser synes følgende komponenter å ha særlig stor betydning:

- ?? Lette vannløselige komponenter (WSF = Water Soluble Fraction)
- ?? Aromater
- ?? NPD (Naphthalen, Phenanthren/Anthracen, Dibenzothiophen og deres C1-C3 alkyl homologer)
- ?? 3-6 rings aromater (PAH)

Lette vannløselige fraksjoner (WSF) er antatt å være av størst betydning for akutte toksiske effekter på fisk, og utgjør grovt sett i størrelsesorden 1-10% i fersk olje. Etter at oljen har ligget på sjøen noen dager har mesteparten av de lette komponentene dampet av eller er løst i sjøen under flaket. I utgangspunktet vil BTEX-komponenter (Benzen, Toulen, Etylbenzen, Xylen) dominere (90%) de vannløselige fraksjonene under flaket, mens de resterende deler består av tyngre olje-komponenter. Etter noen dager vil forholdet være endret; andelen BTEX vil være betydelig redusert, mens tyngre komponenter vil kunne vise en tilsvarende større dominans. Samtidig har konsentrasjonen av totalt WSF falt til en brøkdel av de opprinnelige konsentrasjoner.

Olje som driver inn til kysten kan føre til kontaminering av løsmasser og bunnsedimenter, med etterfølgende utlekking av olje til

vannmassene i lang tid etter at oljesølet har skjedd.

Eksponering og eksponeringstid

Den overordnede forutsetningen for direkte effekter på marine organismer er at organismen eksponeres for de skadelige komponentene i oljen. Eksponeringstiden vil være bestemt av organismenes adferd og av fysiske forhold i omgivelsene. Det er påvist at fisk kan "oppdage" oljeforurensing ned til svært lave konsentrasjoner, og reagere med flukt. På den annen side er fiskelarvenes evne til egenbevegelse svært begrenset, og larver som i utgangspunktet har sitt naturlige leveområde i vannmasser som blir kontaminert av olje kan derfor forventes å bli eksponert.

Døgnvandring er likevel et vanlig adferdsmønster hos larver av flere fiskearter, og bevegelsene vertikalt i øvre del av vannsøylen som funksjon av vind og bølger vil bidra til at larvene opplever en høyst variabel eksponering over tid. Samtidig vil både larver og olje drive passivt med fremherskende strømmer, noe som på sin side kan bidra til en viss varighet av eksponeringen.

Det er mange faktorer som virker inn på den vertikale fordelingen av egg og larver, herunder egenvekt, vind og bølger, døgnvandring etc. Målinger på Møre viste f.eks. en midlere fordeling av sildelarver med omlag en halvpart i de øvre 5-25 m, mens de øvrige larvene er fordelt i dybdeintervallene 25-50 m (omlag 40 %) og 50-75 m (omlag 10 %).

Opptak, omsetning og utskillelse i organismene

Petrogene hydrokarboner opptas i organismer i hovedsak ved transport av løste fraksjoner via gjeller og hud. Opptak gjennom fordøyelsesystemet via kontaminert føde er ansett å være av mindre betydning pga. lave akkumuleringsnivåer generelt og fiskens evne til å bryte ned og skille ut hydrokarboner. De direkte (akutte) virkningene er et resultat av oljens og de respektive oljekomponentenes giftighet. Mekanisk påvirkning i form av tilgrising har mindre betydning for fisk.

Ved opptak vil hydrokarbonene transporteres via blod- og lymfesystemene til ulike vev og organer. Leveren er i så måte hovedorganet for omsetning av fremmedstoffer. Her vil stoffene omdannes og brytes ned til mer vannløslige

forbindelser, som igjen vil skilles ut via galle og nyrer. Både opptak, omsetning og utskillelse er kontinuerlige prosesser og oppkonsentrering av fremmedstoffene vil først være en realitet når opptaket overstiger utskillelsen.

Organismenes tilstand og egenskaper

Høyere organismer som fisk har utviklet mekanismer til å nøytralisere, kompensere for og/eller motvirke effekter av oljeeksponering. På individnivå aktiviseres reaksjoner som bryter ned, omsetter og skiller ut skadelige komponenter. I tilfeller hvor tetthetsavhengige faktorer er styrende for veksten (noe som i mindre grad er tilfellet for pelagisk fisk), kan individuell dødelighet kompenseres på populasjonsnivå ved bedre vilkår og økt reproduksjon hos gjenlevende individer.

Både hos fisk og andre organismer er de yngste livsstadiene generelt de mest sårbare, og enkelte livsfaser er særskilt kritiske. Hos fisk er f.eks. overgangen mellom plommeseikkelarve og postlarve en av de kritiske fasene.

Følsomheten for olje synes å være størst hos de yngste stadiene av mager fisk som sei og torsk, mens feitere fisk som sild, makrell og lodde synes å tåle noe høyere oljekonsentrasjoner i de tidligste stadiene.

Individenes fysiske tilstand før, under og etter eksponering har også betydning for sårbarheten overfor oljeforurensing.

10.5.2 Effekter av oljeforurensing

Oljeforurensning og biologiske effekter har vært gjenstand for omfattende forskning over flere tiår, og et spekter av effekter har lenge vært kjent og dokumentert. Fortsatt er det imidlertid mangler i forståelsen av miljømessige virkninger. Dette gjelder ikke minst overføring av erfaringer fra ett biologisk organisasjonsnivå til et annet, og integrasjonen av enkeltstående resultater i et mer helhetlig økologisk perspektiv.

Olje kan skade marine organismer direkte i kraft av dens giftighet. Organismer som ikke skades direkte, kan berøres indirekte som følge av endringer i økosystemet for øvrig, ved forandringer i biologiske interaksjoner som bytte-predator forhold, konkurranseforhold etc.

Biologiske effekter kan grupperes i biokjemiske, fysiologiske/patologiske og økologiske effekter.

Biokjemiske effekter kommer til uttrykk på molekylært og cellulært nivå. Et eksempel her er PAH, som både kan være kreftframkallende og føre til endringer i arveegenskapene. Avhengig av bindingsmåte kan PAH medføre forstyrrelser av membran- og cellefunksjoner, eller føre til molekylære og cellulære skader. I tillegg har PAH potensial til å indusere enzym-systemer for biotransformasjon ved binding til spesielle reseptorer. Biokjemiske effekter av PAH kan registreres ved hjelp av biomarkører som PAH metabolitter i galle, enzym-systemer som Cytochrome P4501A og DNA addukter (bindinger av PAH til arvestoffet), som alle kan dannes ved eksponering for PAH.

Fysiologiske effekter kommer til uttrykk ved effekter på vev, organer og organismer. Eksempel her er utviklingen av hud- og leverkreft hos bunnlevende fisk som ble eksponert for PAH i sedimenter i området ved Puget-sundet (Vancouver). Skader på gjellevev er også påvist hos piggvar etter lengre tids eksponering for produsert vann under kontrollerte laboratoriebetingelser. Slike effekter dokumenterer gjerne langt fremskredet miljøpåvirkning, i motsetning til biomarkører som kan påvise biologiske effekter på et langt tidligere stadium.

Økologiske effekter, dvs. effekter på populasjoner, samfunn og økosystemer. Slike effekter utgjør det overordnede nivået for måling av virkninger av oljeforurensning, og burde ideelt sett legges til grunn for beslutningsprosesser. Måling av slike effekter er imidlertid forbundet med store utfordringer. Dette har sammenheng med at bestander, for eksempel fiskebestander, viser store naturlige variasjoner i utbredelse og individantall, såvel geografisk som tidsmessig. Årsaksforholdene er kompliserte og ukontrollerbare, og effekten av naturlige påvirkningsfaktorer er vanskelige å skille fra de menneskeskaptede påvirkningsfaktorene. Ved beregninger av skade er det derfor ofte nødvendig å ta utgangspunkt i effekter på lavere nivåer, og benytte dette for ekstrapolering og prediksjon av virkningene på høyere nivåer. Denne tilnærmelsen er lagt til grunn for beregningene av skade i foreliggende rapport. Effektene beregnes på egg- og larvestadiet, og betyd-

ningen av tapet i en årsklasse vurderes statistisk ved hjelp av en populasjonsmodell.

Generelt om effekter på fisk

I biotestanlegget på Havforskningsinstituttet (HI) er det gjort omfattende tester av flere planktonarter så vel som egg og larver av flere forskjellige fiskearter. De vannløselige fraksjoner av oljen (WSF) har vært brukt som medium, og effektene har vært målt i form av redusert oksygenopptak. Eksponeringen har foregått over mange dager og signifikante effekter er påvist ved såvidt lave konsentrasjoner som 20-50 ppb WSF (Serigstad 1991; Melle et al. 2001; Serigstad et al. 2001). Disse larvene ble antatt å gå til grunne, bl.a. som resultat av manglende evne til å fange føde i den kritiske overgangen mellom plomme-sekklarve og postlarve (Serigstad 1991). Omregnet i forhold til andel WSF i råoljer (anslagsvis 110%), tilsvarer de gitte forsøksbetingelsene oljekonsentrasjoner i størrelsesorden 200-500 ppb.

På grunnlag av en serie forsøk med olje og fisk under Forskningsprogram om Havforurensning (FOH) ble det konkludert at korttids eksponering ("timer") for konsentrasjoner på 50-100 mg olje/l (ppm) ville føre til akutt dødelighet hos fisk (FOH 1984). Studiene viste samtidig effekter på egg og larver ved noe lengre tids eksponering ("døgn") for konsentrasjoner på 50 µg olje/l (ppb). Slike konsentrasjoner førte ikke til akutt dødelighet, men ville over tid resultere i at organismen gikk til grunne. Sakshaug et al. (1992) refererer til at eksponering for selv så lave oljekonsentrasjoner som 50 ppb (olje, uspesifisert) har vist seg å føre til misdannelser, som igjen kan føre til redusert lengdevekst, nedsatt vekst og / eller tidlig død. Studiene forutsetter eksponering over flere døgn, og tar heller ikke hensyn til effekten av dispergert olje i form av små dråper. Nyere studier, feks ved SINTEF, indikerer at også små oljedråper kan bidra til effekter og skade.

Rogalandsforskning og Akvamiljø har studert PAH-metabolitter i galle, enzymaktivitet og DNA-addukter i torskeyngel (~15 g). Fisken ble eksponert for nominelle konsentrasjoner av råolje på 0,06, 0,25 og 1 ppm over en periode på 30 dager (Aas et al. 2000). PAH-konsentrasjonene i leveren viste en topp etter tre dager, etterfulgt av en gradvis reduksjon utover

forsøksperioden. Ved avslutning av forsøket ble det konstatert doserelaterte responser for alle de tre anvendte konsentrasjonene. I dette tilfellet tilsvarte de laveste nominelle oljekonsentrasjoner måleverdier av total PAH på 0,3 ppb. Forfatterne drøfter de respektive konsentrasjonsnivåene, og viser til at alle ligger innenfor det som kan betraktes som representativt for tilstøtende vannmasser under ulike faser av et akutt oljesøl.

I etterkant av havariet av Exxon Valdez er det påvist korrelasjon mellom oljeeksponering og effekter målt ved reproduktive parametere hos fisk *in situ* (Sol et al. 2000). Lekkasje fra kontaminerte bunnsedimenter ble antatt å være en vesentlig kilde for oljeeksponering. Det er også utført en serie laboratorietester med eksponering av fiskeembryoer, inkl. sild, hvor det ble konkludert at konsentrasjoner ned mot 1 ppb total PAH (lekket ut fra sedimenter kontaminert med forvitret olje) førte til økt mortalitet (Heintz et al. 1999). Ved eksponering av sildeembryoer i 16 dager for en initiell PAH-konsentrasjon på 0,7 ppb (i vannfasen) ble det påvist fysiologiske misdannelser, genetiske endringer, dødelighet, redusert vekst og svømmeaktivitet (Carls et al. 1999).

Bioteststudiene forholder seg i utgangspunktet til summen av biokjemiske effekter, mens studier av biomarkører forholder seg til et bredt spekter av effekter som hver især underbygger hverandre og styrker resultatenes utsagnskraft. I motsetning til bioteststudiene sier imidlertid resultatene fra biomarkørstudiene ingen ting om at organismen vil gå til grunne; snarere tvert imot, biomarkører gir uttrykk for subletale, reversible prosesser. Begge metodene er imidlertid relatert til individnivå; prediksjoner på økologisk nivå gjenstår som en utfordring (Chapman 2002).

De biologiske effektene som er påvist etter havariet av Exxon Valdez har hele tiden vært gjenstand for omfattende debatt. Som i tilfellet med mange av bioteststudiene, er effektene påvist etter lengre tids eksponering. Dette er forhold som neppe vil gjelde ved eventuelle hendelser på åpent hav, men som trolig er mer representative for olje som eventuelt driver inn til kysten, med kontaminering av løsmasser og bunnsedimenter som resultat. Slike tilfeller, med påfølgende lekkasje av olje til overliggende vannmasser, har vist seg å føre til mer

eller mindre kronisk belastning. Eksempelvis er det påvist biokjemiske effekter hos stedbunden fisk 10 år etter grunnstøtingen av Exxon Valdez (Jewett et al. 2002) og 20 år etter havariet av Florida (Teal et al. 1992).

Opptaket av hydrokarboner foregår i hovedsak fra vannfasen, enten ved umiddelbar frigjøring av oljekomponenter eller ved gradvise lekkasjer fra olje og oljederivater som er innblandet i bunnsedimenter. For fisk kan oljens kjemotoksisitet derfor knyttes til WSF. Trolig også til den dispergerte oljen og tilgjengeligheten av disse oljedråpene. Det finnes få, om noen, kvantitative betraktninger av de respektive mengdeforholdene og tilsvarende doserelaterte responser.

Mange av dagens metoder for påvisning av effekter retter seg mot de lavere organisasjonsnivåene, der en registrerer eventuelle forstyrrelser av organismens normale funksjoner. Den enkelte organismens død er det ultimate utfall av påvirkning, men manglende reproduksjon vil gi det samme resultat over tid. På populasjons- og bestandsnivå er erfaringsgrunnlaget begrenset og teoretisk anskueliggjørelse er nødvendig for prediksjon av effekter fra et nivå til et annet. Dermed øker usikkerheten som følge av et større antall variable, og det må gjøres antagelser basert på faglig skjønn.

Som det framgår ovenfor gis det ingen eksakte terskelverdier for når skade på fisk inntreffer. Nyere arbeider antyder at nedre grense for letale effekter på sårbare fiskelarver ligger i området 20 – 50 ppb WSF, tilsvarende 200 – 500 ppb dispergert olje. Tidligere arbeider har imidlertid også vist effekter ved lengre tids eksponering overfor konsentrasjoner ned mot 50 ppb dispergert olje.

Som nevnt ovenfor vil andelen WSF avta sterkt over kort tid etter et oljeutslipp i sjøen. Med utgangspunkt i at den vannløselige fraksjonen vurderes som den mest giftige, er en konsentrasjon på 200 ppb dispergert olje antatt å representere den mest realistiske terskelverdien, dvs. den laveste konsentrasjonen som kan forventes å gi skade. For helhetens skyld er det ved vurdering av mulig skade på bestander også gjort beregninger for en terskelverdi på 50 ppb.

10.5.3 Vurdering av skadepotensiale

Med utgangspunkt i den generelle kunnskapen om hvordan akutt oljeforurensing kan virke på fisk, er det gjennomført modelleringer for å illustrere et mulig skadepotensiale ved et eventuelt oljesøl i Norskehavet.

Metoden som er benyttet baserer seg på følgende hovedkomponenter:

- ?? Identifikasjon av sårbare ressurser og deres fordeling i tid og rom
- ?? Utslippsscenarioer, herunder statistikk for oljens drift og spredning
- ?? Effekter ved eksponering og skader på bestandsnivå.

Identifikasjon av sårbare ressurser

I metodebeskrivelsen for miljørettede risikoanalyser (MRA) for fiskeressurser er det foreslått følgende enkle kriterier for utvalg av relevante arter (etter Moe et al. 2000):

- ?? Arter av signifikant økologisk eller økonomisk betydning
- ?? Arter som gyter konsentrert over distinkte geografiske områder
- ?? Arter med egg og/eller larver fordelt i øvre deler av vannmassene og hvor disse er konsentrert over distinkte, geografiske områder.

Dette er også i tråd med internasjonalt anerkjente prinsipper for prioritering av verdsette økosystem komponenter (VØK) til miljøutredninger og -analyser (jf. f.eks. Thomassen et al. 1997). Kriteriene er også i samsvar med forutsetninger for identifikasjon av Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO), hvor artsutvalget er representert ved torsk, sild og lodde (Moe et al. 1999). Andre arter ble utelatt enten fordi de ikke oppfylte kriteriene eller fordi det nødvendige datagrunnlaget ikke var tilgjengelig. Norskehavet utgjør et viktig område for mange nordlige fiskearter, hvorav torsk, sild og sei vurderes som de viktigste for fiskeriene. Disse artene gyter i influensområdet, og den norske kyststrømmen representerer en transportåre for den passive driften av

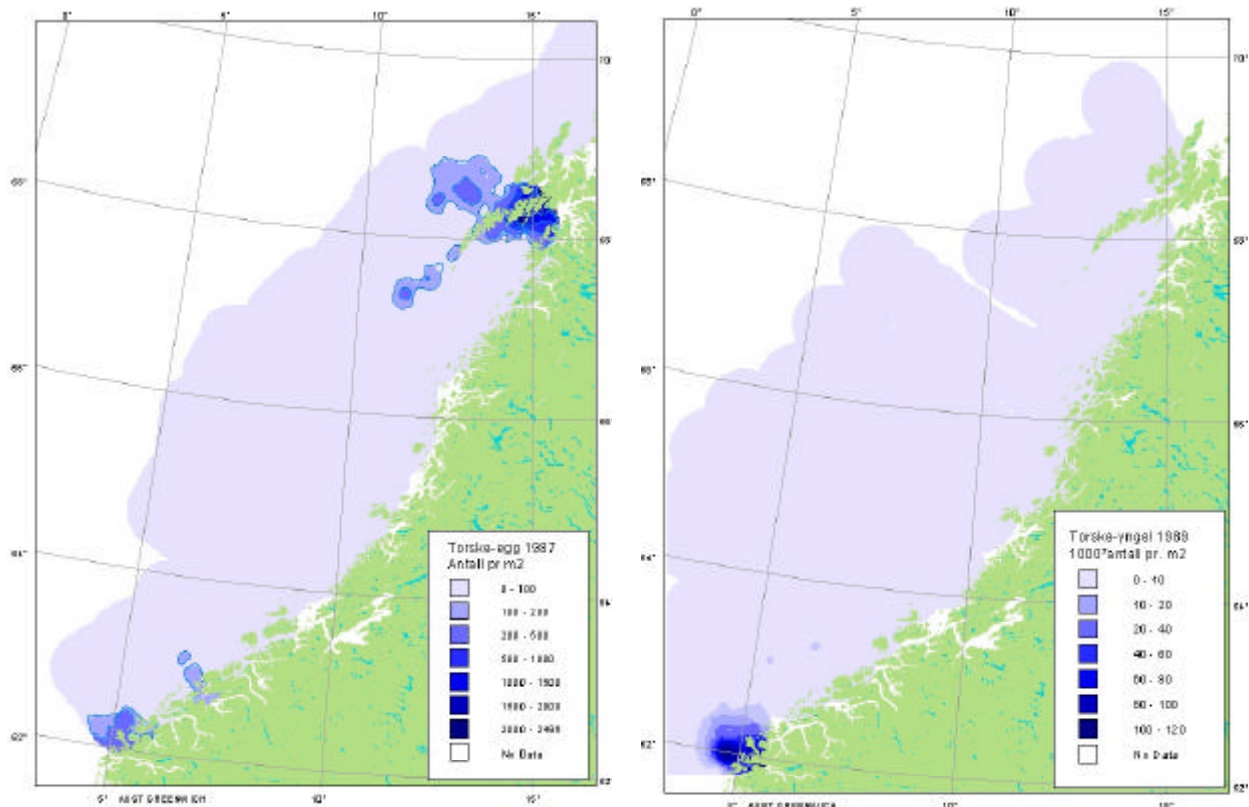
egg- og larver mot artenes oppvekstområder i Barentshavet.

På denne bakgrunn er torsk, sild og sei – representert ved egg- og larveforekomstene om våren-sommeren, benyttet i vurderingene av potensiale for skade på bestandsnivå. Av disse er torsk og sild antatt å representere det største skadepotensialet, siden de tidlige stadiene av disse artene kan opptre relativt konsentrert innenfor begrensede områder. Eksempler på utbredelse av disse artene er vist i Figur 10-11 - Figur 10-14.

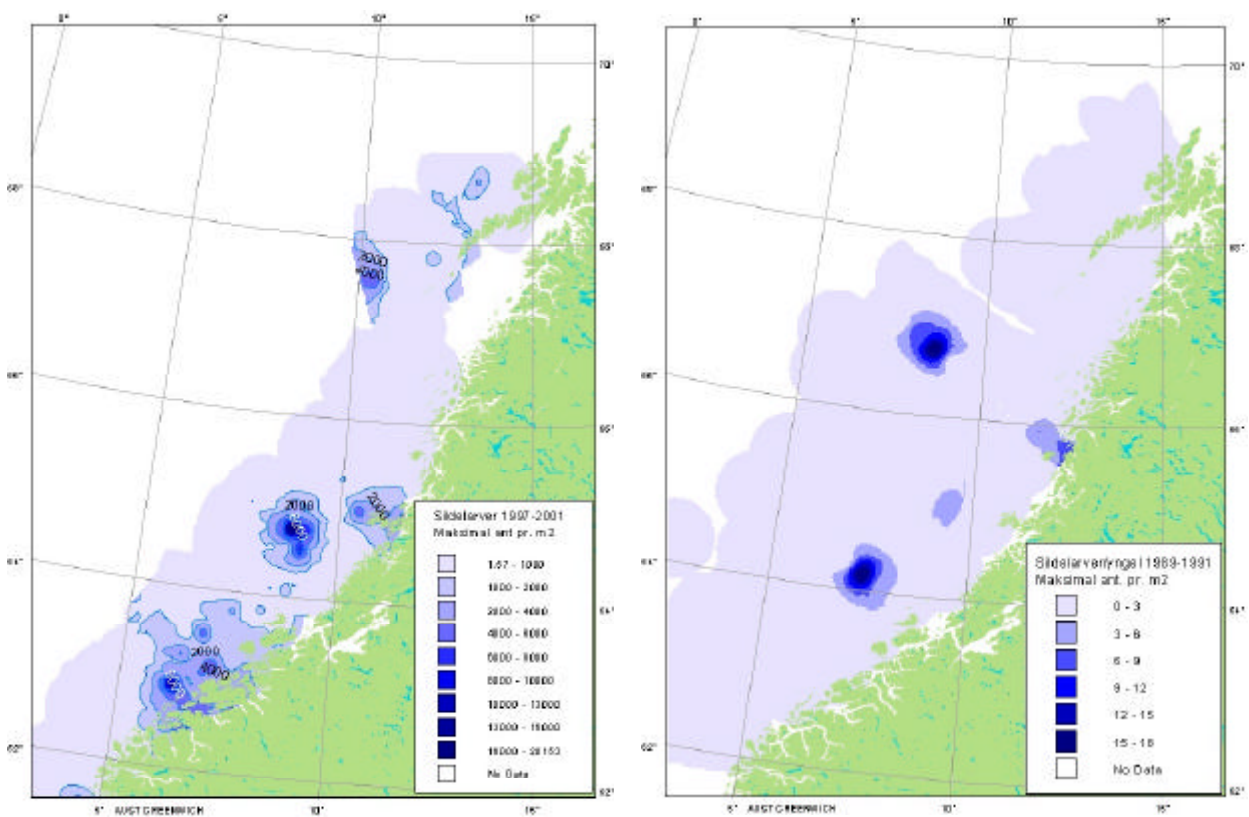
Størsteparten av den norsk-arktiske torskebestanden gyter i Lofoten-Vesterålen, og en mindre andel utenfor Møre. Egg og larver er pelagiske og føres nordover med kyststrømmen. I de fleste år vil larvene overveiende klekkes nord for Vestfjorden. Tettheter av egg, larver og yngel er avhengig av årsklassestyrken, og vil dessuten variere mellom ulike år og fra uke til uke i samme sesong (Tabell 10-11).

Sildebestanden var på et lavmål fram til 1986-87, etter kollapsen på 1960-tallet. I 1990-årene var det en påtakelig vekst i bestanden, og denne kulminerte i 1997-98 da bestanden var på sitt høyeste nivå siden 1950-tallet. Konsentrasjonen av silde larver og yngel vil være avhengig av årsklassestyrken og når tid på sesongen registreringene foretas (Figur 10-12).

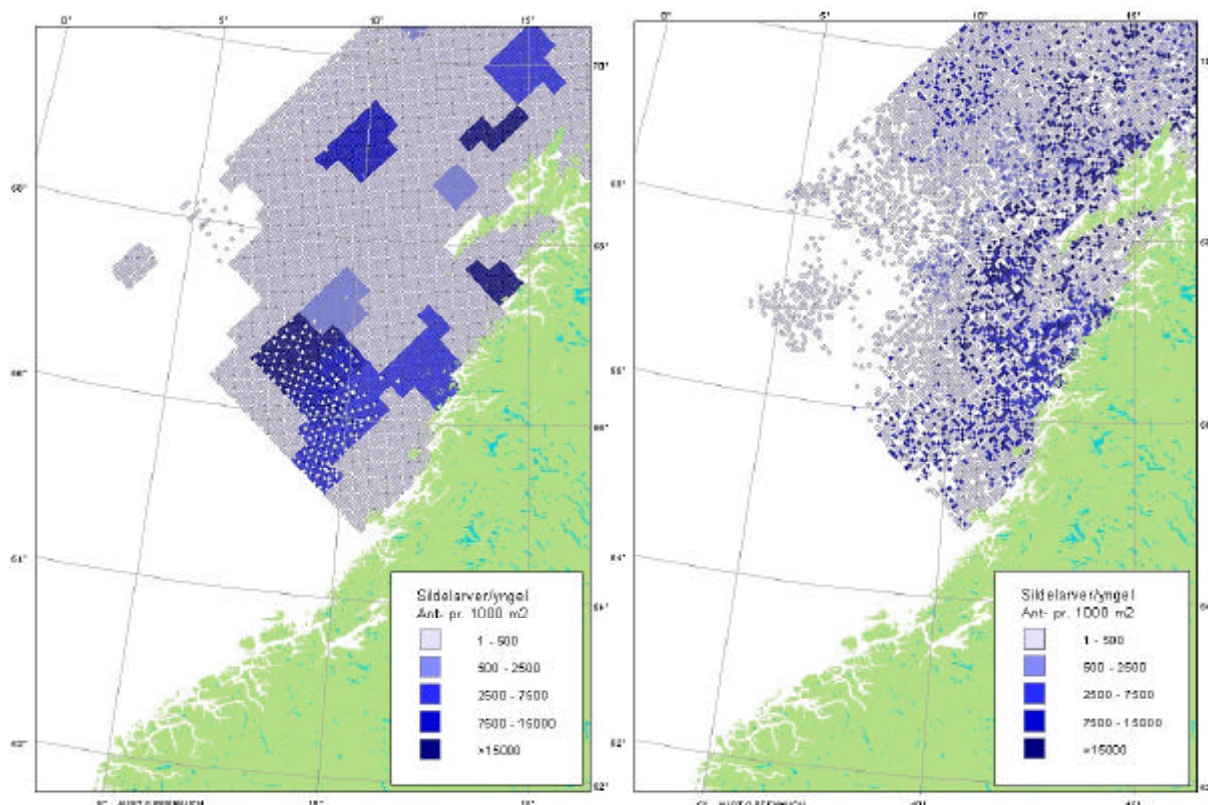
Raudåte, som er en meget viktig del av næringsgrunnlaget for de store fiskebestandenes i norsk farvann, er også vurdert. Undersøkelser har vist at raudåte reagerer på eksponering overfor olje, men den vurderes ikke som sårbar på bestandsnivå. Forekomstene er spredt over store områder. En eventuell uhellshendelse vil bare berøre marginale deler av disse områdene, og dermed også bare en liten del av populasjonen. I sommerhalvåret er sannsynligheten for eksponering i utgangspunktet begrenset av døgnvandring, og med så hurtige generasjonsvekslinger som raudåte har, er restitusjonsevnen i tillegg stor. Det er derfor ikke gjennomført videre analyser av skadepotensialet for raudåte.



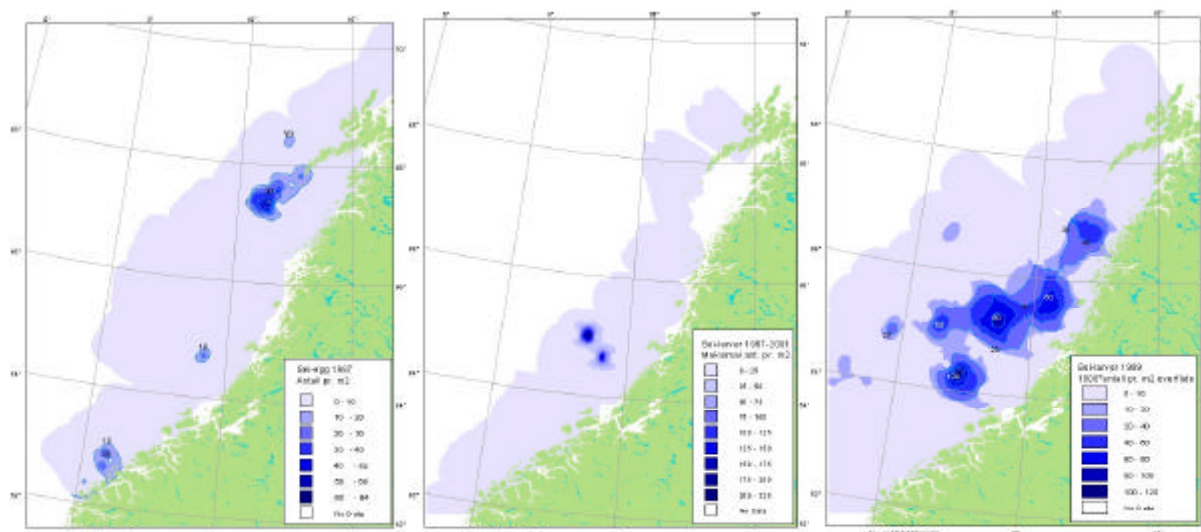
Figur 10-11. Konsentrasjoner av torskeegg fra HIs tokt i april 1987 (til venstre) samt torske-larver/yngel fra tokt i mai i 1989 (til høyre).



Figur 10-12. Maksimal konsentrasjon av sildelarver fra HIs tokt i april i årene 1997-2001 (til venstre) og sildelarver/yngel fra tokt i mai i 1989 og 1991 (til høyre).



Figur 10-13. Modellert konsentrasjon av sildelarver i juli (til venstre) og august (til høyre) basert på data fra årene 1988,1989 og 1991. Kildedata fra HI..



Figur 10-14. Fordeling av seiegg fra HIs apriltokt 1987 (til venstre), samt maksimal konsentrasjon av seilarver fra HIs tokt i april i årene 1997-2001 (midten) og konsentrasjoner av seilarver/nygel fra tokt i mai i 1989 (til høyre).

Grunnlagsdata mht utbredelse av egg og larver er hentet fra resultater fra Havforskningsinstituttets (HI) egg- og larveprogram - HELP (Fossum & Øiestad 1992) og senere toktsier for sildelarver.

Dataene representerer den horisontale mengdefordelingen av larver pr. gitte tidspunkter.

Grunnlagsdataene er samlet inn i et fast stasjonsnett, deretter ekstrapolert og integrert i et 10x10 km rutenett. Konsentrasjonene, dvs. antall larver pr. kvadratmeter overflate, gir uttrykk for larvefordelingen over hele dybdeintervallet for prøvetakingen (0?50 m). I skadeberegningene er den vertikale fordelingen av antall larver komprimert, dvs. at mengdene

konsentreres til de øvre 10 m av vannsøylen, mens de i virkeligheten vil kunne forekomme ned til 50 meters dyp. Komprimeringen til de øvre 10 m gir derfor et konservativt estimat for antall larver som antas å bli eksponert for nedblandet olje.

Utslippsscenarioer

Det er valgt utslippsscenarioer som representerer ulike grad av og sannsynlighet for overlapp mellom potensielt skadelige oljekonsentrasjoner og sårbare ressurser. Utslippsscenarioene som er benyttet er vist i Tabell 10-11.

SINTEFs StatMap-modell er benyttet for nye beregninger av oljedrift og -spredning. Modellen beregner totale hydrokarbonkonsentrasjoner i vannmassene som følge av naturlig nedblanding av olje fra overflaten. I tillegg er det benyttet oljedriftsdata fra NOFOs drivbanearkiv, modellert med DNVs OILTRAJ-modell.

Oljedriftsmodellering med StatMap-modellen (SINTEF) gir et godt grunnlag for å differensiere konfliktpotensialet for ressurser i vannmassene. Resultatene fra beregninger med utslippspunkter på Gjallar, Nordland VI, Draugen, Blåveis, Heidrun og Norne er vist i Figur 10-15 - Figur 10-17. Figurene viser

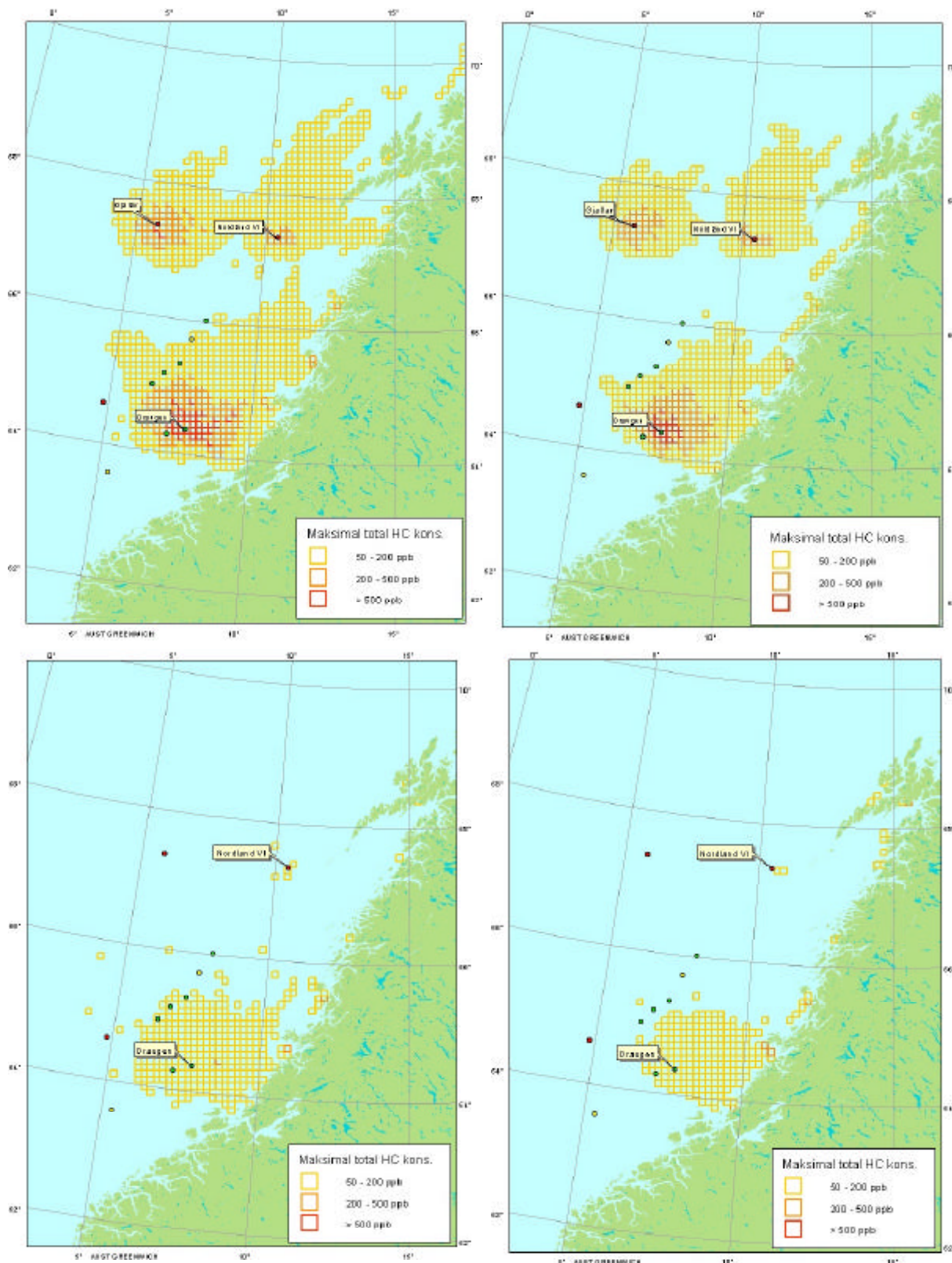
mulige influensområder fra hhv. sjøbunns- og overflateutblåsninger. De fargede rutene vil kunne oppnå maksimale totale hydrokarbonkonsentrasjoner i vannsøylen over angitt terskelverdi på 50 ppb. Ingen ruter vil få konsentrasjoner høyere enn 1 ppm. I en konkret utslippssituasjon vil bare en mindre andel av rutene bli berørt.

Sjøbunnsutblåsninger gir klart størst influensområder, med både større berørte områder og høyere hydrokarbonkonsentrasjoner enn overflateutblåsningene. Generelt er det også noe større influensområder i sommerhalvåret enn i vinterhalvåret, i størrelsesorden 30-35 prosent flere berørte ruter.

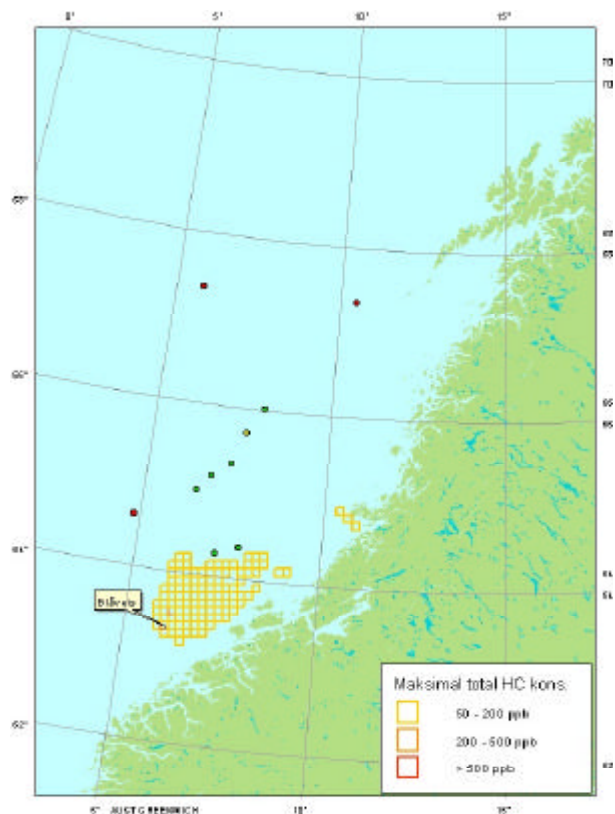
Oljedriftsmodellering med OILTRAJ viser ikke hydrokarbonkonsentrasjoner i vannsøylen slik som StatMap-modellen, men gitt en antagelse om full nedblanding av olje på overflaten til 10 meters dyp kan maksimale hydrokarbonkonsentrasjoner fremstilles (Figur 10-17). Antagelsen om full nedblanding er konservativ og er ment å gi inntrykk av maksimale konsentrasjoner som kan oppstå i vannmassene.

Tabell 10-11. Oversikt over utslippsscenarioer benyttet i foreliggende arbeide. Innrammede scenarier er benyttet for beregning av skade på fiskebestander. Se tabell for ytterligere detaljer ang. forutsetninger

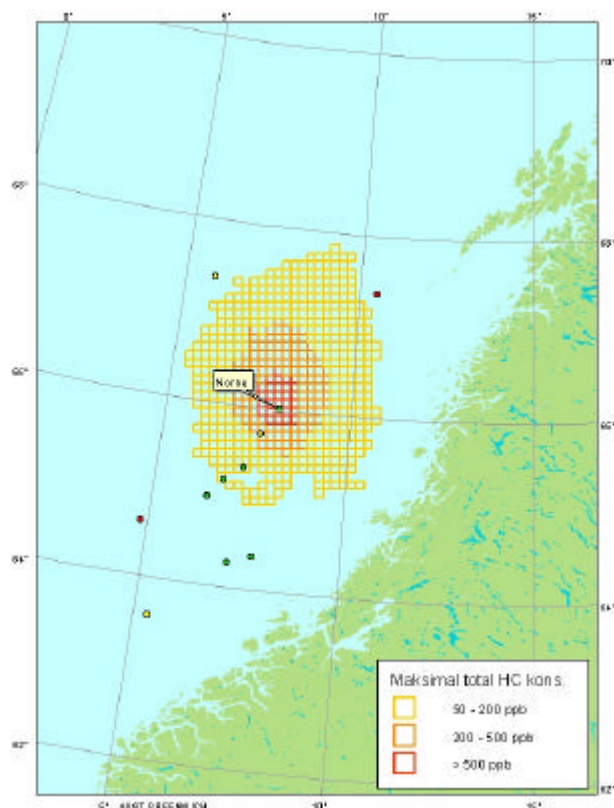
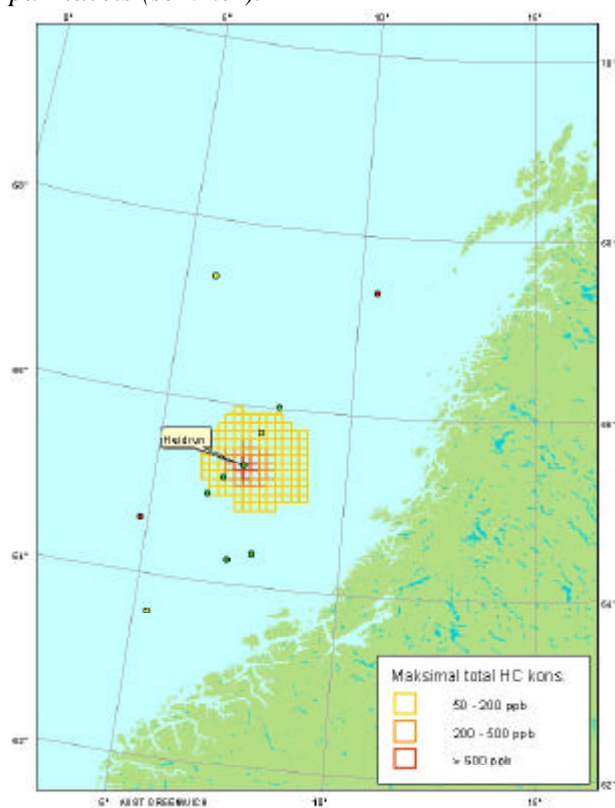
Utslippspunkt	Hendelse	Periode	Oljedriftsmodell	Referanse
Castor (Nordland VI)	Overflate	Sommer (apr-sep)	StatMap	Foreliggende arbeide
		Vinter (okt-mar)	StatMap	Foreliggende arbeide
	Sjøbunn	Sommer (apr-sep)	DeepBlow & StatMap	Foreliggende arbeide
		Vinter (okt-mar)	DeepBlow & StatMap	Foreliggende arbeide
Draugen	Overflate	Sommer (apr-sep)	StatMap	Foreliggende arbeide
		Vinter (okt-mar)	StatMap	Foreliggende arbeide
	Sjøbunn	Sommer (apr-sep)	DeepBlow & StatMap	Foreliggende arbeide
		Vinter (okt-mar)	DeepBlow & StatMap	Foreliggende arbeide
Gjallar	Sjøbunn	Sommer (apr-sep)	DeepBlow & StatMap	Foreliggende arbeide
	Sjøbunn	Vinter (okt-mar)	DeepBlow & StatMap	Foreliggende arbeide
Blåveis	Sjøbunn	Sommer (jul-aug)	DeepBlow & StatMap	Foreliggende arbeide
Heidrun	Overflate	Sommer (mar-aug)	OILTRAJ	DNV 2001
		Vinter (sep-feb)	OILTRAJ	DNV 2001
	Sjøbunn	Sommer (mar-aug)	Blow & OILTRAJ	DNV 2001
		Vinter (sep-feb)	Blow & OILTRAJ	DNV 2001
Norne	Overflate	Sommer (mar-aug)	OILTRAJ	DNV 2001
		Vinter (sep-feb)	OILTRAJ	DNV 2001
	Sjøbunn	Sommer (mar-aug)	Blow & OILTRAJ	DNV 2001
		Vinter (sep-feb)	Blow & OILTRAJ	DNV 2001



Figur 10-15. Statistisk beregnede maksimale influensområder for utslippspunkter på Gjallar, Nordland VI (Castor) og Draugen for hhv. sjøbunnsutslipp sommer (øverst tv.) og vinter (øverst th.) og overflateutslipp sommer (nederst tv.) og vinter (nederst th.). Figurene viser ruter som vil kunne oppnå konsentrasjoner høyere enn de oppgitte grenseverdier. I en konkret utslippssituasjon vil bare en mindre del av rutene oppnå slike konsentrasjoner.



Figur 10-16. Statistisk maksimal total hydrokarbon konsentrasjon i vannmassene fra sjøbunnsutslipp på Blåveis (sommer).



Figur 10-17. Statistisk maksimal total hydrokarbon konsentrasjon fra utslippspunkter på Heidrun (til venstre) og Norne (til høyre) for overflateutslipp i sommerhalvåret gitt antagelsen om full nedblanding i vannsøylen.

Konsekvenser. Skade på bestandsnivå.

På bakgrunn av oljedriftsberegninger for de ulike utslippspunktene og forekomst av fiskeressurser i tidlige livsstadier, kan

sammenfallende opptreden beregnes, og derved konfliktpotensiale illustreres, som i Figur 10-18.

Felt		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Gjallar	Sild												
	Sei												
	Torsk												
Castor Nordland VI	Sild												
	Sei												
	Torsk												
Draugen	Sild												
	Sei												
	Torsk												
Heidrun	Sild												
	Sei												
	Torsk												
Norne	Sild												
	Sei												
	Torsk												
Blåveis Ormen Lange	Sild												
	Sei												
	Torsk												

Stort

Middels

Lite

Figur 10-18. Oversikt av konfliktpotensialet for fiskeressurser ved akutt oljeforurensning fra ulike felt/installasjoner. Beregninger av skadepotensiale er gjort for de artene som er rammet inn, for utslipp i sommerhalvåret.

Beregningene av skade er gjort ved å tilrettelegge den romlige fordelingen av fiskeegg eller -larver i et rutenett, tilordne treff av mengde hydrokarboner i det samme rutenettet, for deretter å beregne den andelen av forekomstene som opptrer i de rutene hvor hydrokarbonkonsentrasjonene overstiger gitte terskelverdier.

Denne andelen antas å gå til grunne, og tapet betraktes som et uttrykk for reduksjon i en gitt årsklasse. Det er da forutsatt at de kartfestede forekomstene av fiskeegg og larver representerer hele årsklassen fra den del av den aktuelle arten som gyter innenfor området 62 –69 °N. Dette er en konservativ forutsetning, som overestimerer reduksjonen.

Maksimal tapsandel av egg og larver er for hvert utslippspunkt og art beregnet for tre tilfeldig valgte scenarier for oljedrift, samt for det scenariet der oljeutslippet gir størst berørt sjøareal. For de tilfeldig valgte scenariene er

vurderinger gjort på bakgrunn av en midlere konsentrasjon innen hver rute (10x10 km rute), mens en for scenariet med størst berørt sjøareal har gjort vurderinger på bakgrunn av den høyeste registrerte konsentrasjonen innen tidssteg på 24 timer. Eksempler på overlapp mellom sårbare ressurser og terskelverdier for oljekonsentrasjoner er vist i Figur 10-19 – Figur 10-21.

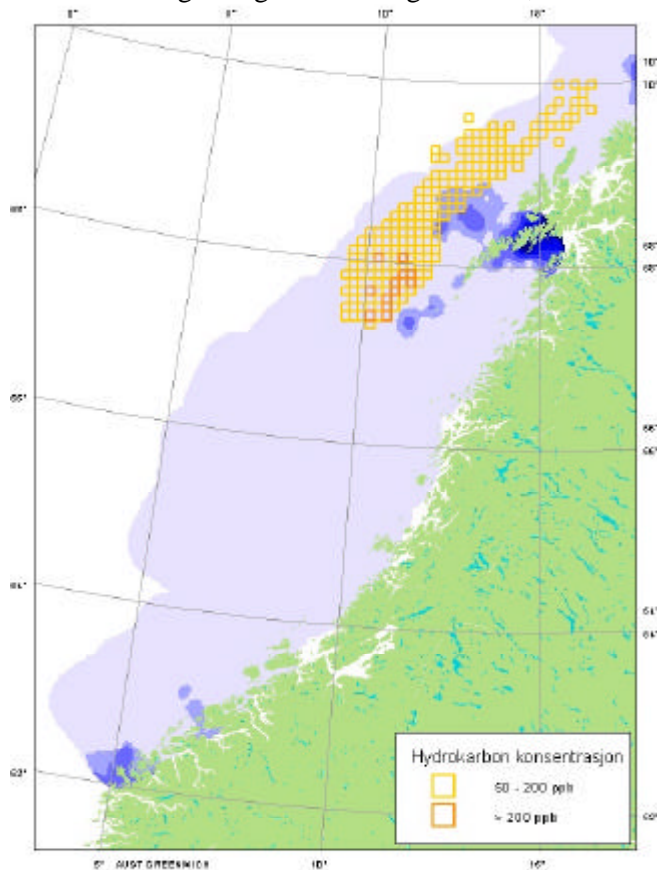
Etter at maksimalt tap av egg og larver er beregnet, beregnes skadens varighet på bestandsnivå vha. en populasjons dynamisk modell. I denne modellen inngår rekrutteringen som en variabel. Med bestand menes i denne sammenhengen den samlede mengden av hhv. torsk (skrei), sild og sei som gyter innenfor området 62 –69 °N.

Modellen er basert på historiske data, og gir uttrykk for den reelle bestandsutviklingen over en gitt periode. Ved å sammenholde denne bestandsutviklingen med en tilsvarende utvikling der en legger inn et tap i en årsklasse,

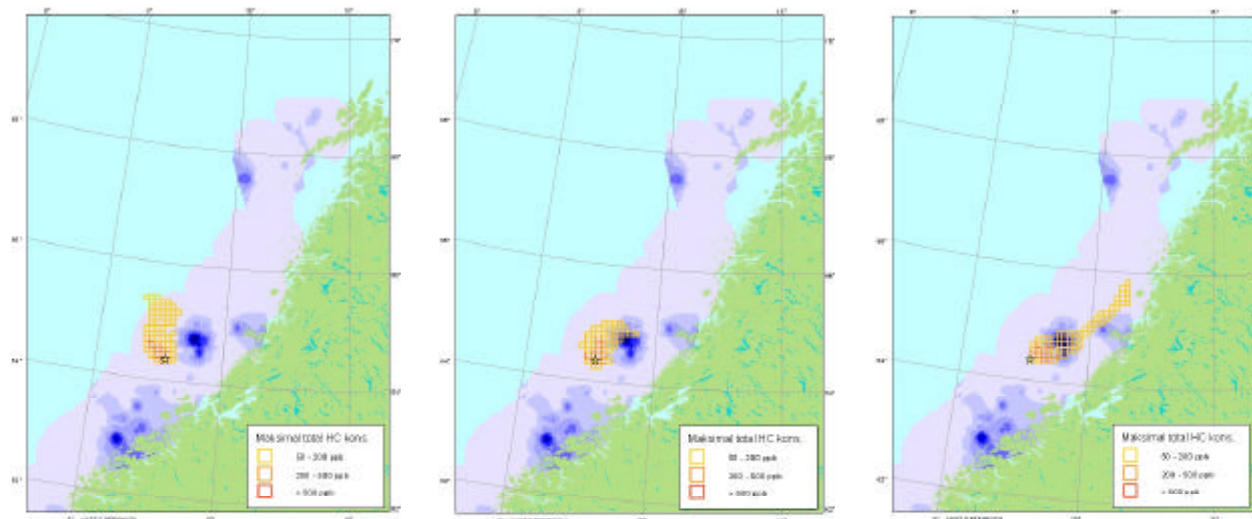
slik som beregnet ovenfor, finner en hvor lang tid det tar før de to utviklingsmønstrene igjen er sammenfallende. Denne tiden tilsvare restitusjonstiden, dvs. tiden det tar før den skadede bestanden igjen er på det nivået den ville ha vært dersom den ikke var blitt utsatt for et tap. Beregningene utføres på et større antall tilfeldig valgte utviklingsmønstre, i

praksis som enkeltprosjeksjoner for bestandsutviklingen.

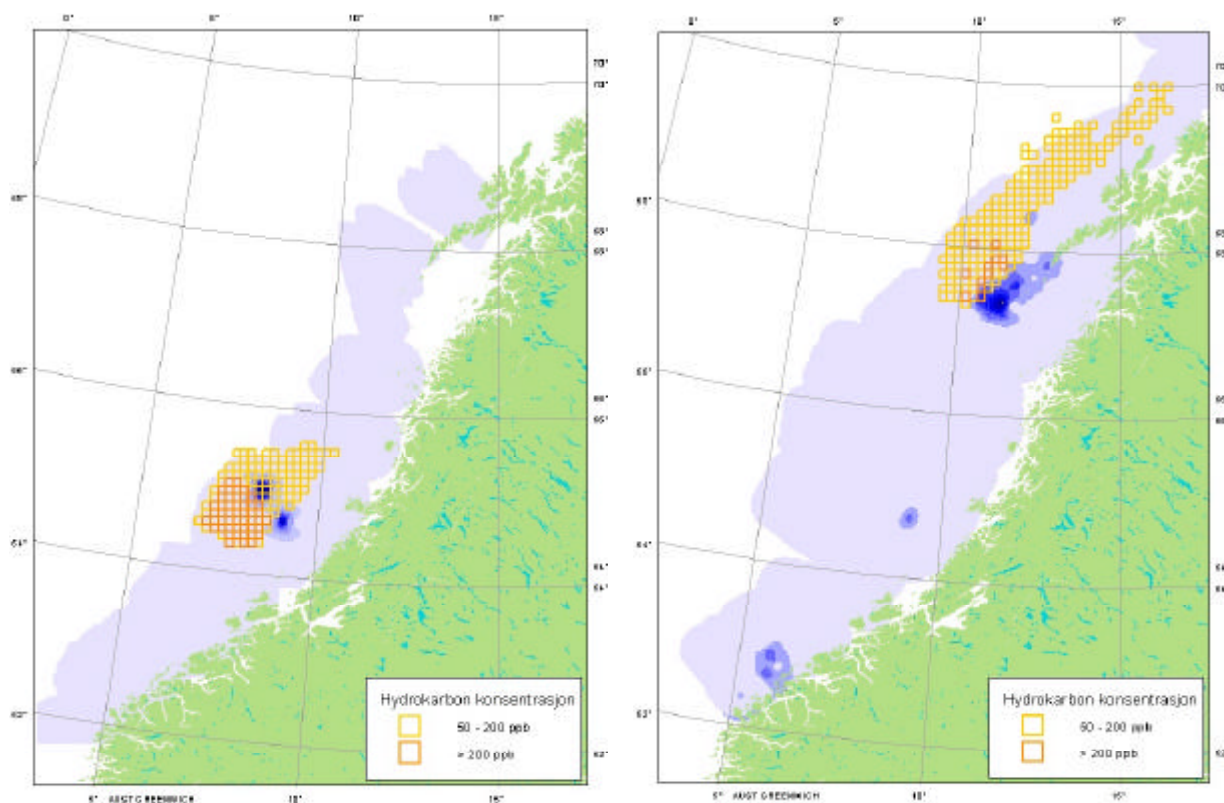
Beregningene av skade på bestandssnivå er basert på historiske bestandsdata fra ICES (1997, 1998, 2000).



Figur 10-19. Enkeltscenario med størst berørt areal (S4) fra sjøbunnsutslipp på Castor. I blått er fordeling av torskeegg i 1987. For oljedriftsdata er vist områder som overstiger terskelkonsentrasjoner på hhv. 50 ppb og 200 ppb for sommerperioden. (For eggkonsentrasjoner vises til Figur 10-11)



Figur 10-20. Tre tilfeldig utvalgte enkeltscenarier (S1-S3) oljedrift fra sjøbunnsutslipp på Draugen. I blått er vist maksimale sildelarvekonsentrasjoner fra 1997-2001 (data fra HI). For oljedriftsdata er vist områder som overstiger terskelkonsentrasjoner på hhv. 50 ppb og 200 ppb for sommerperioden. (For larvekonsentrasjoner vises til Figur 10-12)



Figur 10-21. Enkeltscenarie med størst berørt areal (S4) fra sjøbunnsutslipp på Draugen og Castor. I blått er vist maksimale konsentrasjoner av seilarver fra årene 1997-2001 (til venstre) og fordeling av seiegg i 1987 (til høyre). For oljedriftsdata er vist områder som overstiger terskelkonsentrasjoner på hhv. 50 ppb og 200 ppb for sommerperioden. (For larvekonsentrasjoner vises til Figur 10-14)

For torsk er maksimale tap av torskkegg og larver beregnet slik som vist i Tabell 10-12. Med utgangspunkt i en terskelkonsentrasjon på 200 ppb antas tapsandelene å være ubetydelige (<1 %). Legger en til grunn en terskelkonsentrasjon på 50 ppb indikerer tapsanalysene

maksimale tapstall på i overkant av 5 prosent. Skadens varighet / restitusjonstid øker naturlig nok med økende tapsandel av en årsklasse torskkegg / larver. Maksimale tapsandeler på mellom 5 og 10 % av rekrutteringen gir beregnede restitusjonstider på inntil 7 år med en hovedvekt rundt 4-5 år. Videre er det beregnet at tapsandeler på maksimalt 5-10 %, som er beregnet for Nordland VI i april, gir en tilsvarende maksimal reduksjon i gytebestandens biomasse på omlag 3-6 %.

På tilsvarende måte som for torsk er det gjort beregninger for sildelarver ved sjøbunnsutslipp på Draugen-feltet, for seiegg ved sjøbunnsutslipp på Draugen-feltet og for seilarver ved sjøbunnsutslipp på Nordland VI.

For silde larver på Draugen-feltet er det med en

terskelkonsentrasjon på 200 ppb beregnet maksimale tapstall på < 2 %. Dette gir en beregnet restitusjonstid på mindre enn 2 år. Med en mer konservativ forutsetning, dvs. en terskelkonsentrasjon på 50 ppb, er maksimale tapstall beregnet til mellom 10 og 15 %, og en tilhørende beregnet restitusjonstid på inntil 10 år. Tapsandeler på inntil 15 % gir en beregnet maksimal reduksjon i gytebestandens biomasse på 2-4 %.

For seiegg og seilarver er maksimal tapsandel ved terskelkonsentrasjon 200 ppb beregnet til mellom 5 og 10 %, høyest for seilarver ved utslipp på Nordland VI. Med en terskelkonsentrasjon på 50 ppb er det beregnet inntil 65 % tap av seilarver ved utslipp på Nordland VI. Hovedgytingen for sei foregår imidlertid på store dyp og ofte langt fra land, og det er knyttet tvil til om de registrerte gytefeltene ved hhv. Møre, Haltenbanken og Røstbanken spiller noen særlig rolle for rekrutteringen til den nordlige seibestanden. Av den grunn er det ikke foretatt noen beregninger av restitusjonstid for denne arten.

Tabell 10-12. Maksimal tapsandel av torskeegg/larver (1987) for tilfeldig valgte oljedrift enkelt-scenarier (S1-S3), samt for scenariet med størst berørt areal (S4) fra sjøbunnsutslipp på Nordland VI i sommerhalvåret.

Oljedrift*	Tapsandel (%)	
	>50 ppb	>200 ppb
Castor S1	1,3	0
Castor S2	0,5	0
Castor S3	1,6	0
Castor S4	6,3	0,4

*Merk at enkeltscenariene S1-S3 er basert på midlere konsentrasjon pr 10x10 km rute, mens S4 er basert på høyeste registrerte konsentrasjon innen tidssteg på 24 timer.

10.5.4 Kjemikalieutslipp

Selv om en har kommet langt i arbeidet med utfasing av kjemikalier med miljøfarlige kjemikalier, og en stor del av de kjemikalier som finnes ombord på rigger og plattformer er kategorisert som PLONOR-kjemikalier, blir det lagt vekt på å redusere omfanget av uhellsutslipp. Dette gjøres bl.a. ved design av nye plattformer, modifikasjoner av eldre plattformer og ved forbedring av håndteringsrutiner. Det foregår også en utfasing av kjemikalieprodukter som mistenkes å ha hormonforstyrrende effekt. Dersom denne trenden fortsetter vil miljørisikoen knyttet til akutte kjemikalieutslipp i framtiden bli ytterligere redusert.

10.6 Konsekvenser av uhellsutslipp. Effekter på overflaten

Beskrivelsen av oljedrift, sammen med den oppdaterte miljøressursbeskrivelsen (kapittel 7), er utgangspunkt for vurdering av konsekvenser av oljeutslipp på havoverflaten og ved kysten. I dette kapitlet omtales virkninger på naturressurser og naturressursbaserte næringer. For nærmere omtale av de tilstedeværende ressursene henvises til kapittel 7.

Som Tabell 10-9, Tabell 10-10 og Figur 10-10 viser vil eventuelle utblåsninger fra eksisterende installasjoner i nordre del av Nordsjøen kunne medføre stranding av olje på den søndre del av kyststrekningen i Norskehavet. Eventuelle utblåsninger fra eksisterende installasjoner i Norskehavet vil kunne føre til stranding av olje på strekningen fra Smøla til sør-spissen av Lofoten. Av de skisserte framtidsscenariene er det i første rekke et

overflateutslipp på Nordland VI som vil kunne føre til stranding av betydelige mengder olje.

Et oljeutslipp på overflaten innebærer muligheten for negative påvirkninger av fugl og pattedyr som oppholder seg eller beiter på og like under overflaten. Dersom det skjer stranding av olje, vil også økosystemer i strandsonen kunne bli negativt påvirket.

10.6.1 Spesielt miljøfølsomme områder

Områder som er definert som "spesielt miljøfølsomt område" (SMO) vil være særlig sårbare for påvirkning av akutt oljeforurensning. Slike områder vil ofte være tilholdssted for flere arter som hver for seg er sårbare, og som trenger lang tid for å restituere til et naturlig nivå etter en eventuell skade. Innenfor det aktuelle området er det i første rekke sjøfugl og sel som er de sårbare artene i slike områder. En nærmere beskrivelse av spesielt miljøfølsomme områder er gitt i kapittel 7.1.

10.6.2 Sjøfugl

Erfaringene fra tidligere oljeutslipp (*Torrey Canyon, Amoco Cadiz, Exxon Valdez, Braer, Sea Empress, Mercantile Marica, Deifovos* o.a.), viser at mange fuglearter som skarv, ærfugl og alkefugler, er sårbare for oljeforurensning. Imidlertid har det vist seg at de respektive populasjonene ikke har hatt tilsvarende sårbarhet, hvilket innebærer at de har restituert relativt raskt. Selv om det er påvist stor dødelighet etter episoder som f.eks. ekstremt vintervær, sykdom og oljeutslipp, har det ikke vært påvist tilsvarende store konsekvenser på populasjonsnivå. Olje som tilgriser fjærdrakten fører til redusert vannavstøtningsevne og økt varmetap, og fuglen risikerer å

fryse i hjel. Svelging av olje ved rensing av fjærdrakt vil også kunne forekomme, og vil kunne ha alvorlige giftvirkninger på fuglen. Sårbarheten til sjøfugl er i stor grad bestemt av de enkelte artenes adferd, næringsvaner og livshistorie, men sårbarheten er også avhengig av oljetype. Forvitret olje, dvs. olje som har drevet på sjøen i mange dager vil ha mindre potensial for å forårsake skadelige effekter på sjøfugl enn fersk olje. Således er det grunn til å anta at en olje utblåsing langt til havs vil medføre mindre skadevirkninger for sjøfugl ved kysten enn utslipp fra et skipsforlis nær kysten.

Den individuelle sårbarheten til sjøfugl er avhengig av en rekke faktorer som i første rekke er betinget av adferden til fuglene på sjøen. Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) har vurdert hvilke faktorer som er å anse som viktigst (Anker-Nilssen 1987):

- ?? Tiden fuglene tilbringer i området.
- ?? Tiden de tilbringer på sjøen.
- ?? Arealutnyttelse (dvs. adferden når de er på sjøen i området).
- ?? Tilbøyelighet til å oppholde seg i strandsonen (littoralsonen).
- ?? Reaksjonsmulighet (evnen til å oppdage og unngå et oljeutslipp).
- ?? Flygedyktighet.
- ?? Kondisjon (den fysiologiske tilstand, f.eks. fettreserver).
- ?? Restitusjonsevne (individets evne til å restituere seg etter oljetilsøling).

Den individuelle sårbarheten varierer mellom ulike arter i ulike sesonger, og er også forskjellig for ulike aldersgrupper (se kapittel 7).

Av arter med høy individuell sårbarhet i influensområdet finnes bl.a. artene lunde, lomvi, alke, storskarv, tønnskarv, ærfugl og teist. Blant disse artene vil dødeligheten kunne være stor dersom olje rammer områder med store konsentrasjoner av fugl. Alvorligheten av akutt dødelighet for sjøfuglartene er imidlertid også avhengig av de populasjonsbiologiske egenskapene til arten. Sjøfuglpopulasjoner opplever en naturlig årlig dødelighet som kan være i størrelsesorden 5-10% av den voksne del av bestanden, og høyere for de umodne. Tilveksten besørgeres av årlig ungeproduksjon. Selv med en dødelighet på 5-10% pr år vil den

gjennomsnittlige levealderen for sjøfugl kunne være lang. Dette gjelder mange av de sjøfuglartene som befinner seg langs Norges kyst, og flere av sjøfuglartene kjennetegnes ved sen kjønnsmodning, at de legger få egg pr år, og kan oppnå en levealder på over 25 år.

Langtidseffektene etter oljeutslippet fra oljetankeren *Exxon Valdez* viste at arter som dykker etter mat ble negativt påvirket, mens de som henter mat fra overflaten ikke ble så sterkt påvirket (Irons et al., 2000 og Lance et al., 2001). For de artene som ble negativt påvirket var ikke bestandene restituert ni år etter utslippet, noe som ble antatt å skyldes oljerester i miljøet og reduserte fiskeforekomster.

Alle sjøfuglpopulasjoner har i utgangspunktet et relativt stort vekstpotensiale. Hvorvidt dette potensialet realiseres eller ikke avhenger av flere faktorer, slik som mattilgangen og miljøets bærekapasitet samt menneskelig påvirkning. Eksisterende dokumentasjon på tilvekst i sjøfuglbestander (bestander og enkeltstående kolonier) etter akutte reduksjoner har vist vekstrater på opptil 22% pr år (årlig gjennomsnitt) i bestander av lunde, lomvi, krykkje, skarv og havhest i den nordøstlige delen av Atlanteren (Ugland og Jødestøl, 1996). Reduksjoner i sjøfuglbestander er også observert, f.eks. lundebestanden på Røst med en nedgang på 25-50% fra 1970 til 1993 (Anker-Nilssen og Røstad 1993) som et av de alvorligste eksempler. Sammenlignet med dette var lundebestanden på Runde i den samme perioden relativt stabil (DNV, 1995; Lorentsen, 1996). I perioden etter 1993 er bestanden på Røst ytterligere redusert, mens bestanden på Runde har holdt seg stabil.

Bestandssituasjonen for sjøfuglartene og mulige forklaringer på bestandssvingninger er nærmere omtalt i kapittel 7.

10.6.3 Sjøpattedyr og oter

Marine pattedyrs sårbarhet overfor oljeforurensing er vurdert i flere ulike sammenhenger de siste årene (bl.a. DNV, 1995; SFT/DN, 1996; DNV, 1998e). I en analyse utført for Norsk Hydro, som delvis baseres på populasjonsdynamiske betraktninger, er sårbarheten vurdert i forhold til forvitningsgraden til oljen (se Tabell 10-13).

Tabell 10-13. Sårbarhetsvurdering for marine pattedyr i forhold til forvittringsgraden av olje. 0 = Svært lav sårbarhet, 1 = lav sårbarhet, 2 = Middels, 3 = Høy. Kilde: DNV, 1998.

Art / aldersgruppe	"Fersk olje"	"Forvitret"	"Gammel"
Hvaler ¹⁾	Unger	2	0
	Ungdyr	2	0
	Voksne	2	0
Seler	Unger	3	2
	Ungdyr	3	0
	Voksne	3	0
Oter, alle aldre	3	3	2

¹⁾ Inkluderer både tann- og bardehvaler.

Grunnlaget er erfaringer fra oljeutslipp de siste årene, blant annet *Exxon Valdez* i Alaska. Inntil 40 % av selene som oppholdt seg i området og ble utsatt for fersk olje døde.

Havert og steinkobbe hører til gruppen ekte seler. Denne gruppen har ikke utviklet en varmeisolerende pels slik som pelselene. Derimot har de et spekklag under huden som effektivt hindrer varmetap. Oljesøl på pelsen hos disse artene vil ikke ha samme negative virkning som hos sjøfugl eller sjøpattedyr med varmeisolerende pels. Nyfødte selunger har likevel et mindre velutviklet spekklag enn voksne, og et større oljesøl i kasteperioden vil kunne føre til dødelighet.

Oljeforurensing av områder som benyttes av sel i hårfellings- og kasteperioden representerer trolig størst fare for negativ påvirkning. I disse periodene og i disse områdene vil begge artene vandre ofte mellom land og sjø, noe som øker sjansene for oljeeksponering. Steinkobben kaster ungene i juni/juli, mens havert har kasteperiode i oktober/november.

Med unntak av *Exxon Valdez* -ulykken er det ikke vist at større mengder sel har omkommet som følge av oljeforurensing (se bl.a. Geraci & St.Aubin 1990). På Froøyene utenfor kysten av Trøndelag (inkludert som SMO) er det registrert en stor andel av havertunger med oljeflekker i pelsen. Dette kan skyldes olje som har strandet, og som således medfører eksponering i lang tid etter utslippet. Men det er ikke påvist redusert vekst eller overlevelse for disse ungene (Jensen m.fl., 1991). Hval er generelt lite sårbare for oljeforurensning, fordi de stort sett oppholder seg i åpne farvann, og fordi varmeisolasjonen skjer ved et tykt spekklag. Tannhvaler har en viss evne til å oppdage og unngå olje, mens det er vist at

dette i mindre grad gjelder for bardehvaler (f.eks. vågehval). Bardehvalene har en noe annen sosial struktur enn tannhvalene ved at de stort sett lever enkeltvis eller parvis langs norskekysten.

Av hvalene i norske farvann er spekkhoggeren ansett som mest sårbar i de periodene hvor de samles i større konsentrasjoner under næringssøk i enkelte fjordområder. Omlag 40-60% av den norske bestanden samles i Tysfjorden/Ofotfjorden på senhøsten og vinteren (oktober-januar). Ved et eventuelt oljeutslipp f.eks. på Nordland VI vil drivtiden til dette området være relativt kort, og sannsynligheten for treff av olje relativt høy.

For hval og sel generelt gjelder at de er mest sårbare for fersk olje som kan utsette dem for innånding av hydrokarboner. Dette kan føre til en rekke skader, som leverskader og skader i hjernevev. Etter ulykken med *Exxon Valdez* ble dette observert hos steinkobbe (Frost & Lowry 1993).

Oter har varmeisolerende pels, og enkeltindividene regnes derfor som sårbare for oljesøl på samme måte som sjøfugl. En større del av den norske oterbestanden har tilhold i influensområdet til oljeaktiviteten i Norskehavet, hvor de lever spredt i mindre familiegupper. Oteren er knyttet til ytre kyststrøk, men er også observert i indre deler av kysten. De finner føden sin i gruntvanns områder og tilbringer en stor del av tiden i fjæra.

Populasjonen av oter regnes for å være mer eller mindre sammenhengende langs hele den aktuelle kyststrekningen, men detaljert kunnskap om fordeling og populasjonsstørrelser er fortsatt mangelfull. På grunn av det spredte utbredelsemønsteret vil et oljeutslipp lite trolig

kunne redusere oterbestanden på lengre sikt (Anker-Nilssen m.fl. 1994). Dersom bestanden reduseres lokalt, vil det trolig skje en innvandring fra omkringliggende områder. Skadevirkningene vil stå i nært forhold til den geografiske utbredelse av et oljeutslipp. Der bestanden er usammenhengende, kan også et begrenset oljeutslipp få negativ effekt, dersom lokale bestander med liten mulighet for utveksling med nabobestander svekkes eller forsvinner. Innenfor influensområdet kan dette dreie seg om bestander på relativt isolerte øyer.

10.6.4 *Strandområder*

Sammenlignet med ressurser som sjøfugl og pattedyr er bildet noe annerledes for strandsamfunn. Her er det snakk om fastsittende organismer, og selv om de artene som lever der kan være svært vanlige, vil samfunnet i seg selv kunne være unikt. Normalt vil sårbarheten til de enkelte artene være tilsvarende som for sjøfugl, sjøpattedyr og fisk generelt, men effektene for organismene i et strandområde kan ofte bli langt mer langvarige som følge av at oljeforurensningen kan feste seg på substratet og trenge ned i grunnen.

Substratet i strandsonen varierer betydelig langs kysten, og er en av de viktigste faktorer som bestemmer sårbarheten til strandsamfunnene.

Hardbunnsområder dominerer på den aktuelle kyststrekningen. Her vil olje kunne vaskes av, spesielt i bølgeeksponerte områder.

Beskyttede områder med sand, grus eller leire utgjør en liten del av kystlinjen, men regnes som mest sårbare. Her kan olje blandes ned i substratet og bli liggende over lang tid (flere år), og føre til kroniske skadevirkninger for plante- og dyrelivet. Oljeforurensning i havstrandsområder kan føre til betydelig tilsøling, som vil kvele dyre- og planteliv på strendene. Giftvirkninger av oljen er lite trolig siden et oljeflak vil ha drevet på sjøen i flere dager før det eventuelt rammer kysten. Etter påslag vil de naturlige selvrensingsmekanismene begynner å virke. Disse er avhengig av biologiske nedbrytingsprosesser og fysiske prosesser som bølger, nedbør og videre fordampning. På enkelte strandtyper,

f.eks. strandenger, kan skadevirkningene på ett- og flerårige urter medføre sekundæreffekter som økt erosjon.

Hvis oljen har drevet mange døgn på sjøen vil den få høy viskositet, og dermed i liten grad trenge ned i grunnen og skade røttene til flerårige planter. Restitusjonstiden vil bli kortere i slike tilfeller fordi plantene raskt kan danne nye skudd når oljen er borte.

10.6.5 *Akvakultur*

Eventuelle oljeutslipp som berører kysten vil kunne påvirke akvakulturnæringen negativt på flere måter:

- ?? Tilgrising av merder og annet utstyr
- ?? Stress av fisken i merdene, evt. økt dødelighet som følge av direkte påvirkning eller på grunn av nedsatt sykdomsresistens
- ?? Nedsatt foropptak og redusert tilvekst
- ?? Smakssetting av fiskekjøtt/skjell
- ?? Negative markedsreaksjoner som følge av frykt for forurensede matvarer

Alle disse virkningene vil hver for seg og samlet kunne ha betydelige økonomiske konsekvenser.

Omfanget av skader vil avhenge både av hvilket kystområde som eksponeres, og i hvilket omfang lokaliteter berøres. Enkelte steder er det større konsentrasjon av oppdrettsaktiviteter, f.eks. Hitra/Frøya-regionen, Vikna-regionen, Sandnessjøen-regionen, m.fl, og stranding av olje i disse områdene vil kunne innebære større skadeomfang enn i områder som har lavere konsentrasjon, f.eks. området sør for Vestfjorden.

Videre vil skadeomfanget ventelig bli større i områder som ligger mer åpent til i forhold til kysten, sammenlignet med de områder som ligger mer skjermet, f.eks. øst for større øyer, lengre inne i fjordene m.v.

Skadeomfanget vil videre påvirkes ytterligere om oppdrett for flere konsesjoner foregår på samme lokalitet, noe som er en utvikling man ser i stadig større grad. Ved slik samlokalisering vil det kunne være større biomasse samlet på et lite område.

Nærmere opplysninger om forekomst og omfang av akvakultur er gitt i kapittel 7.

10.7 Avbøtende tiltak

10.7.1 Oljevernberedskap

Operatørene på norsk kontinentalsokkel samarbeider om oljevernberedskap gjennom Norsk Oljevernforening For Operatørselskap (NOFO). NOFOs beredskapsplaner omfattet tidligere mekanisk oppsamling på havet, og ble i 2001 revidert til å inkludere påfølgende oljevernaksjoner i kyst- og strandsonen.

Utvidelsen av beredskapsområdet har blant annet krevd utvidelse av NOFOs organisasjon, kompetanseutvikling i selskapene, inngåelse av bistandsavtaler med den etablerte beredskapen langs kysten, og et omfattende øvelsesprogram. Plan for oljevernberedskapen i Norskehavet er beskrevet i NOFOs regionale planverk (region 4) som er tilgjengelig fra NOFOs nettsted: www.nof.no.

Operatørene for feltene i Norskehavet har i tillegg etablert et samarbeid om beredskapsressurser i området rundt plattformene for å sikre rask responstid og høy effektivitet. Felles beredskapsressurser inkluderer et helikopter på Heidrun-plattformen, klargjort for overvåking og påføring av kjemisk dispergeringsmiddel, og et beredskapsfartøy med flere lense- og skimmertyper for håndtering av ulike utslippsmengder og oljetyper i området.

NOFOs mekaniske oljevernutstyr er blant det største og kraftigste i verden. Selskapene driver kontinuerlig utvikling og forbedring av utstyret. Som et ledd av langtidsplanen har NOFO nylig kontaktet norske produsenter og leverandører for utveksling av ideer og synspunkter og vil i de kommende årene forbedre dagens teknologi. Det fokuseres på å opprettholde nåværende utstyrs soliditet og

kapasitet, redusere vekt og dimensjoner, og kombinere områdeberedskap med tradisjonell NOFO beredskap.



Figur 10-22. Samspill mellom overvåkingshelikopter og oljevern fartøy

NOFO har også bidratt til utviklingen av kjemisk dispergering, med påføring av kjemikalier fra helikopter. En videreutvikling av konseptet omfatter effektivisering av operasjon og dyse-spredningskontroll samt registrering og tolking av oljetykkelse på sjøen for mer presis påføring. En ny forskrift om bruk av dispergeringsmidler trådte i kraft 1. januar 2002. Forskriften åpner for effektiv bruk av dispergeringsmidler der dette gir en netto miljøgevinst. 30 års utvikling har vist at riktig bruk av moderne dispergeringsmidler ved oljeforurensninger vil kunne redusere miljøbelastningen. Tiltaket er spesielt godt egnet for å beskytte sjøfugl og begrense påslag på land. Egg- og larvestadiene hos fisk er sårbare overfor oljepåvirkning og det er derfor gitt restriksjoner på bruk av dispergeringsmidler i gyteperioder.

Som beskrevet i kap. 10.2 er det påvist mange ulike oljer i Norskehavet og det har de siste årene vært høy fokus på å etablere en beredskap som effektivt skal kunne håndtere de ulike oljetyperne. NOFO har de siste årene finansiert et omfattende prosjekt for bedre å kunne forutsi en oljes tilflytsegenskaper og effektivitet av ulike skimmerkonsept (Ref. Leirvik et.al. 2001). I Tabell 10-14 er det gitt en kort oppsummering av beredskapstiltak for de ulike kategoriene av oljer.

Tabell 10-14. Mulige beredskapstiltak for ulike oljer

Kategori	Beredskapstiltak
Kondensat	Mekanisk oppsamling og kjemisk dispergering er ikke hensiktsmessig fordi oljen forsvinner raskt ned i vannmassene, er lavviskøs og har gir kun tynn film på overflaten.
Naftensk/Parafinsk	Dispergering og bruk av konvensjonell overløpsskimmer kan være hensiktsmessige tiltak
Voksrik	Tilflytsegenskapene kan være begrenset og bruk av Hi-wax skimmer kan da være et hensiktsmessig tiltak. Effektiviteten av kjemisk dispergering kan være begrenset, spesielt om vinteren.

I 1998 ble det fremskaffet ny kunnskap om voksrike oljer ved oppstart av Norne-feltet som bl.a. førte til utvikling av et nytt skimmer-konsept for voksrik olje med dårlige tilflytsegenskaper.

Dagens oljevernberedskap er dimensjonert for å dekke behovet ved drift av eksisterende felt. Ved oppstart av aktivitet på nye felt innenfor regionen vil behovet for oljevernberedskap bli vurdert på nytt. Tilsvarende gjelder for letevirkosomhet i nye områder. En slik ny vurdering vil bl.a. omfatte plassering og fordeling av oljevernressurser. De enkelte selskapene har ansvar for oljevernberedskap for egne felt/egen aktivitet. NOFO ivaretar arbeidet med utarbeidelse og oppdatering av regionalt planverk for oljevernberedskap på vegne av operatørene.

10.7.2 Tiltak mot akutte utslipp av kjemikalier

I det nye HMS-regelverket for petroleumsindustrien legges det vekt på at det ved bygging av nye plattformer og modifikasjoner av eldre plattformer skal taes hensyn til risikoen for forurensning. NORSOK standarden legger blant annet føringer for at kjemikaliehåndtering og mulighet for kjemikaliesøl fra innretningen skal forebygges i designfasen. Det er lagt vekt på at man i større grad bør gjøre bruk av egne dreneringsoppsamlingsystemer for denne type søl. Dette kan bestå i økt bruk av opphøyde kanter el. som hindrer avrenning eller lekkasje av kjemikalier fra tanker, lager ol. Her behandles også spesielt kjemikalier benyttet i forbindelse med injeksjonssystemene, herunder transport av kjemikaliebeholdere over dekk fra lagringsplass til slike systemer. Disse momentene er det stilt krav til gjennom Innretningsforskriftens §39 (Åpne dreneringsanlegg). Disse forhold og tiltak vil virke risikoreducerende.

10.8 Litteratur

Anker-Nilssen, T., 1987. Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. Direktoratet for Naturforvaltning, Viltrapport 44: 1-114.

Anker-Nilssen, T. & Røst, O.W., 1993. Census and monitoring of Puffins *Fratercula*

arctica on Røst, N. Norway. *Ornis Scandinavica*, 24: 1-9.

Anker-Nilssen, T., 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. NINA Oppdragsmelding 310: 1-18.

Carls, M.G., Rice, S.D. & Hose, J.O. 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part I. Low-level exposure during incubation causes malformation, genetic damage, and mortality in larval pacific herring (*Clupea pallasii*). *Env. Toxicol. Chem.* 18: 481-493.

Chapman, P.M. 2002. Integrating toxicology and ecology: putting the "eco" into ecotoxicology. *Mar. Poll. Bull.* 44(1): 7-15. *Chapman, P.M. 2001.* How toxic is toxic. *Mar. Poll. Bull.* 42(11): 1279-1280

DNV, 1995. Miljørisikoanalyse for Balder. DNV rapport nr. 95-3557, Det Norske Veritas.

DNV, 1998e. Sea mammals. Oil pollution vulnerability and damage categorization. DNV Report 98-3481.

Edwards, R. & White, I. 1999. The Sea Empress oil spill: environmental impact and recovery. *Proc. International Oil spill Conference 1997.*

FOH 1984. The fate and significance of oil in the sea. Final report from the Norwegian Marine Pollution Research and Monitoring Program (FOH) 1976-1984. Norw. Ministry of Environment.

Fossum, P. & Øiestad, V. 1992. De tidlige livsstadiene hos fisk i møte med trusselen fra petroleums-virkosomheten. Sluttrapport fra Havforskningsinstituttets Egg- og Larveprogram – HELP (1985-1991). Rapport. Havforskningsinstituttet.

Frost, K.J. & Lowry, L.F., 1993. Assessment of damages to harbour seals caused by the *Exxon Valdez* oil spill. In Spies, B., Evans, L.J., Wright, B., Leonard, M. & Holba, C. (eds.). *Exxon Valdez Oil Spill Symposium. Abstract Book*, Anchorage, Alaska. Geraci & St. Aubin 1990

- Heinz, R.A., Short, J.W. & Rice, S.D. 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part II. Increased mortality of pink salmon (*Onchornchus gorbusha*) embryos incubating downstream from weathered Exxon Valdez crude oil. *Env. Toxicol. Chem.* 18: 494-503.
- Irons, D. B., Kendall, S. J., Erickson, W. P., McDonald, L. L. & Lance, B. K. 2000. Nine years after the Exxon Valdez oil spill: Effects on marine bird populations in Prince William Sound, Alaska. *The Condor* 102: 723-737.
- Jensen, B.M., Ekker, M., Vongraven, D. & Silverstone, M., 1991. Body weight development and thermoregulation of oil-contaminated grey seal pups (*Halichoerus grypus*) at the Froan archipelago, Norway.
- Jewett, S.C., Dean, T.A., Woodin, B.R., Hoberg, M.K. & Stegeman, J. 2002. Exposure to hydrocarbons 10 years after the Exxon Valdez oil spill: evidence from cytochrome P4501A expression and bilary FAC in nearshore demersal fish. *Mar. Environm. Res.* 54(1): 21-48.
- Lance, B. K., Irons, D. B., Kendall, S. J. & McDonald, L. L. 2001. An evaluation of marine bird population trends following the Exxon Valdez oil spill, Prince William Sound, Alaska. *Mar. Pollut. Bull.* 42: 298-309.
- Lorentsen, S.-H. 1996. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra hekkesesongen 1996. NINA Oppdragsmelding 450: 1-62.
- Melle, W., Serigstad, B. & Ellertsen, B. 2001. Environmental risk of deep water oil drilling – A preliminary analysis. Rapport. Nr. 1/2001. Senter for Marint Miljø, Havforskningsinstituttet. 50 s.
- Moe, K.A., Lystad, E., Nesse, S. & Selvik, J.R. 1993. Skadevirkninger av akutte oljesøl. Marint miljø. SFT Rapport 93-31. Statens forurensningstilsyn. 114 pp. + Appendix.
- Moe, K.A., Andersen, O.K., Anker-Nilssen, T., Bakke, T., Berge, J.A., Bjørge, A., Brandvik, P.J., Christie, H., Daling, P.S., Finstad, B., Lorentsen, S.H., Lund, E., Melbye, A.G., Moum, T., Ramstad, S., Serigstad, B., Skeie, G.M. & Stabbetorp, O. 1999. Veiledning for etterkant-undersøkelser etter akutt oljeforurensning i marint miljø. SFT Veiledning 99:05. Statens forurensningstilsyn. 110 pp.
- Moe, K.A., Brude, O.W., Skeie, G.M., Stige, L.C. & Lein, T.E. 2000. Estimation of Potential damage - Seashore and Acute Oil Pollution (DamE-Shore). Implementation of the concept with emphasis on Finnmark and Troms. Alpha Report 1046-1. Alpha miljørådgivning. 61 s.
- OLF 2002: "Utslipp fra olje- og gassvirksomhetenn 2001", Mai 2002
- Serigstad, B. 1991. Effekter på fiskeegg og larver av Gullfaks og Veslefrikk råoljer. Rapport nr. 15 / 1991, Havforskningsinstituttet, Senter for marint miljø. 52 pp.
- Serigstad, B., Mangor-Jensen, A. & Mortensen, P.B. 2001. Effekter av olje på marine dypvanns-organismer. Rapport. Nr. 2/2001. Senter for Marint Miljø, Havforskningsinstituttet. 29 s.
- Sakshaug, E., Bjørge, A., Gulliksen, B. Loeng, H. & Mehlum, F. (red.) 1992. Økosystem Barents-havet. Sluttrapport fra Pro Mare prosjektet. NAVF/ Norges Fiskeriforskningsråd/ Miljøverndept. Mesna-Trykk, Lillehammer. 304 pp.
- SFT & DN 1996. Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten.
- Teal, J.M. & Howarth, R.W. 1984. Oil spill studies. A review of ecological effects. *Environm. managem.* 8: 27-44.
- The Scottish Office 1993. An interim report on survey and monitoring, May 1993. The ecological steering group on the oil spill in Shetland, The Scottish Office, Environmental Department. 45 pp.
- Teal, J.M., Farrington, J.W., Burns, K.A., Stegemann, J.J., Tripp, B.W. & Phinney, C. 1992. The West Falmouth oil spill after 20 years: Fate of fuel oil compounds and effects on animals. *Mar. Poll. Bull.* 24(12): 607-614.

Thomassen, J., Hansson, R., Hoell, E.E. & Moe, K.A. 1997. Evaluering av metode for miljørettet risikoanalyse – MIRA ved bruk av AEAM-metoden. Arbeidsdokument fra et arbeidsseminar i Oslo 18-20 november 1996. NINA Oppdragsmelding 449: 1-125.

Ugland, K.I. & Jødestøl, K.A., 1996. Population dynamics as a tool in classification

of environmental damage. DNV rapport nr. 96-3313 til Norges Forskningsråd (NFR).

Aas, E., Baussant, T., Balk, L., Liewenborg, B. & Andersen, O.K. 2000. PAH metabolites in bile, cytochrome P4501A and DNA adducts as environmental risk parameters for chronic oil exposure: a laboratory experiment with Atlantic cod. *Aquat. Toxicol.* 51: 241-258.

11 Konsekvenser knyttet til avfall

11.1 Krav og retningslinjer knyttet til avfallsproduksjon- og håndtering

Stortingsmelding 44, 1991-1992 omhandler tiltak for reduserte avfallsmengder, økt gjenvinning og forsvarlig avfallsbehandling.

Stortingsmelding 58, 1996-1997 omtaler miljøvernpolitikken for en bærekraftig utvikling. Følgende strategi for avfallshåndtering er etablert:

1. Hindre at avfall oppstår
2. Fremme ombruk, materialgjenvinning og energiutnyttelse
3. Forsvarlig disponering av den fraksjon som ikke kan gjenvinnes

Forurensningsloven, kapittel 5, §27-37 omhandler forurensningsmyndighetenes krav angående håndtering av avfall og spesialavfall. Loven legger føringer for alle aktiviteter offshore når det gjelder lagring/oppbevaring, håndtering, klassifisering, merking og transportering av avfall.

Forskrift om spesialavfall, 19.05.94, omhandler spesialavfall nærmere. Forskriften gir føringer for leveringsplikt, håndtering, deklarerer og merking av spesialavfall.

Føringene gitt i Forurensningsloven og Forskrift om spesialavfall er konkretisert og hjemlet i norsk lov blant annet gjennom vilkår i utslippstillatelsene gitt av Statens Forurensningstilsyn (SFT) og samtykke fra Oljedirektoratet (OD).

OLFs anbefalte retningslinjer for avfallshåndtering i offshoreindustrien legges vanligvis til grunn for utarbeidelse av avfallsplaner for det enkelte felt.

11.2 Avfallstyper og -mengder

For næringsavfall blir det skilt mellom kildesortert avfall og spesialavfall.

Ved kildesortering sorteres avfall som kan gjenvinnes i egne fraksjoner.

Spesialavfall er avfall med et særlig skade- og forurensningspotensiale, og denne typen avfall skilles derfor ut og behandles særlig forsvarlig.

Det kildesorterte avfallet blir videre fordelt i følgende grupper:

- ?? Matbefengt avfall
- ?? Våtorganisk avfall
- ?? Papir
- ?? Brunt papir/papp
- ?? Trevirke
- ?? Glass
- ?? Plast
- ?? Elektronikkavfall (EE-avfall)
- ?? Metall
- ?? Restavfall
- ?? Avvik

Spesialavfallet blir vanligvis fordelt i følgende hovedgrupper:

- ?? Batterier
- ?? Maling
- ?? Spraybokser
- ?? Lysrør/-pærer
- ?? Oljeholdig avfall
- ?? Kjemikalier (rene)
- ?? Kjemikalieblandinger (ofte oljeholdig)
- ?? Boreavfall
- ?? Organisk avfall
- ?? Blåsesand
- ?? Risikoavfall

Tabell 11-1 viser eksempel på mengder kildesortert avfall og spesialavfall fordelt på de ulike gruppene for de utbygde feltene i Norskehavet.

Tabell 11-1 Mengder kildesortert avfall og spesialavfall år 2001 (kg), fordelt på ulike avfallsgrupper for utbygde felt i Norskehavet.

		Heidrun	Norne	Åsgard	Draugen	Njord
Kildesortert avfall [kg]	Matbefengt avfall	119.350	16.940	103.113	37.133	25.150
	Våtorganisk avfall (*)	---	---	---	---	-
	Papir	32.250	3.500	42.830	15.457	6.415
	Brunt papir	5.550	13.410	8.099	---	6.735
	Trevirke	67.433	31.695	88.419	13.918	6.580
	Glass	4.428	710	4.804	1.034	600
	Plast	15.685	2.720	6.161	110	540
	EE-avfall	4.106	4.710	5.893	1.102	210
	Metall	199.129	107.121	283.700	60.513	47.152
	Restavfall	164.010	76.605	236.520	57.034	32.290
	Avvik (**)	3.283	3.060	4.637	941	9.080
	Totale mengder kildesortert avfall	618.224	260.471	784.176	187.242	134.752
Spesialavfall [kg]	Batterier	792	815	163	2.410	84
	Maling	4.492	6.310	5.445	1.366	350
	Spraybokser	544	250	535	37	250
	Lysrør/-pærer	1.393	260	1.156	93	237
	Oljeholdig avfall	329.052	36.925	560.638	3.530	10.437
	Kjemikalier, rene	15.652	370	19.360	53.501	0
	Kjemikalieblandinger	23.770	16.280	67.699	395	685
	Boreavfall	631.700	2.623.370	5.137.993	28.500	2.200
	Organisk avfall	1.145	14.150	1.483	---	-
	Blåsesand	---	---	---	---	-
	Risikoavfall	---	---	12	---	-
	Totale mengder spesialavfall	1.008.540	2.698.730	5.794.484	89.838	14.243

(*) Våtorganisk avfall skal overføres til sorteringskategori matbefengt avfall dersom det ikke finnes en innsamlingsordning for denne type avfall.

(**) Sorteringskategori restavfall defineres som alt gjenværende avfall etter sortering offshore eller på forsyningsbase. Restavfall er med andre ord ikke sorterbart avfall der avfallet oppstår. Når avfallet er mottatt av avfallstjenesteleverandør og det oppdages feil, skal denne mengden registreres og rapporteres som avvik (feil sortert avfall).

11.3 Avfallsbehandling

For hvert enkelt felt utarbeides en plan for avfallshåndtering for driftsfasen, som gir detaljerte retningslinjer for behandling av alle typer avfall, herunder spesialavfall.

Målsettingen med planene er blant annet å redusere den totale avfallsmengden, ikke minst av materiale som ikke er egnet for gjenvinning. Også leggefartøy og hjelpefartøy vil ha etablert egne avfalls-behandlings systemer med sikte på sortering og levering ved godkjente avfallsmottak. Avfallsmottakene videresender avfallet til gjenvinning eller deponering.

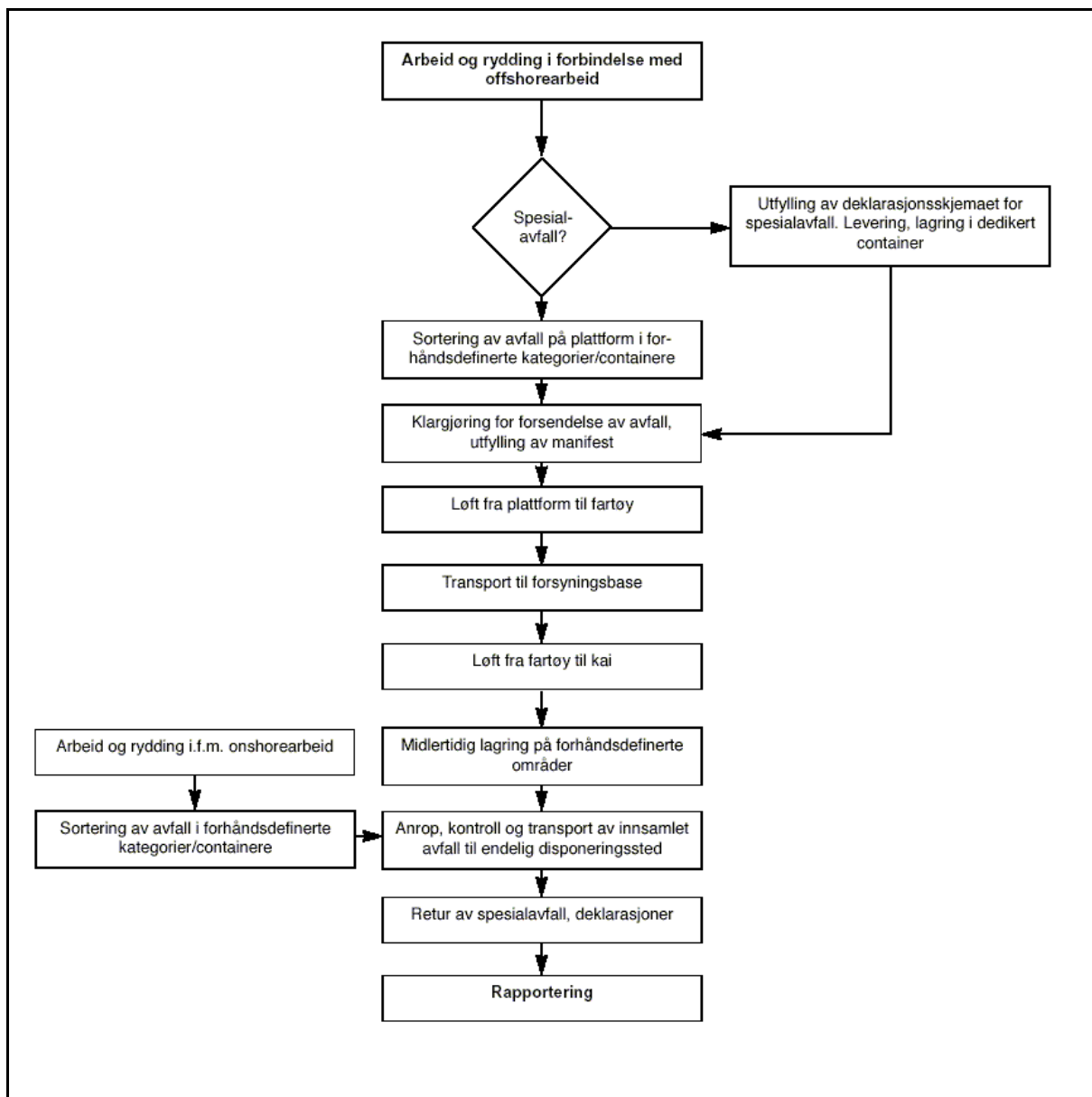
Selskapene fastsetter egne interne retningslinjer for avfallshåndtering, der det som hovedregel legges opp til en prioritering i følgende rekkefølge:

- ?? Hindre at avfall oppstår
- ?? Minske bruk av farlige stoffer
- ?? Gjenbruk
- ?? Materialgjenvinning
- ?? Energigjenvinning
- ?? Deponering

Avfallet fra installasjonene blir behandlet i samsvar med gjeldende lovverk.

11.3.1 Offshore og onshore praksis

Figur 11-1 viser generell avfallsflyt og beskriver anbefalte rutiner i forbindelse med avfallshåndtering, ansvarsfordeling og interne krav som bør dokumenteres og følges opp gjennom den enkelte operatørens styrings-system (intern-kontrollsystem).



Figur 11-1 Avfallsflyt.

11.4 Konsekvenser knyttet til avfall

11.4.1 Konsekvensvurdering

Det er ingen spesielle avfallsproblem som følge av drift av eksisterende anlegg i utredningsområdet. Det forventes heller ikke problem knyttet til utbygging og drift av planlagte innretninger. Avfallet tas hånd om gjennom eksisterende mottaksordninger. Avfalls-mottakene videregir avfallet til gjenvinning eller deponering ihht regelverket om håndtering av avfall.

11.4.2 Avbøtende tiltak

HMS- program for hvert enkelt felt definerer hovedaktiviteter, ansvarsforhold og målsettinger for håndtering av avfall. Avfall fra innretningene blir kildesortert i henhold til den inndeling som er praktisk å gjennomføre i forhold til etablert avfallshåndteringssystem og mottaksordninger. Det stilles krav til kontraktorer om å dokumentere systemer for tilfredsstillende avfallshåndtering.

Når de nye anleggene settes i drift vil avfall håndteres på samme måte som avfall fra eksisterende virksomhet. Spesialavfall vil bli håndtert i henhold til gjeldende regler og krav.

12 Konsekvenser for marin bunnfauna av fysiske inngrep

Innholdet i dette kapitlet er i hovedsak basert på følgende underlagsrapport:

Eriksen, V. et.al, 2002: Konsekvenser av fysiske inngrep på havbunnen – RKU-Norskehavet. Rapport RF 2002/157.

Det vises til den rapporten for ytterligere detaljer og litteraturreferanser.

Det er kjent at korallforekomster kan være sårbare overfor bl.a. fysiske inngrep på havbunnen, og dette er nærmere omtalt i kapittel 13.

I dette kapitlet er det gjort en vurdering av hvilke konsekvenser fysiske inngrep i havbunnen kan ha for andre bunnlevende organismer og organismsamfunn.

12.1 Fysiske inngrep

Konsekvensene av inngrep på havbunnen kan deles inn i en nærsone og en fjernsone. Nærsonen berøres direkte av anleggsarbeidet, mens fjernsonen berøres av sedimenterende partikler og eventuelt endret strømbilde. Utbredelsen av sonene vil være avhengig av hvilke metoder som benyttes, sedimentkvalitet, strømforhold osv. Nærsonen ved rørlegging vil ofte bare være et smalt spor på under 20 meter bredde, og fjernsonen omlag 100 m. Fjernsonen har størst utbredelse nedstrøms rørledningen.

Rørledninger legges dels oppå, dels nedgravd i sjøbunnen. Dette avhenger blant annet av rørdimensjon, miljøforhold og sjøbunnens beskaffenhet, samt om det er andre brukerinteresser i området.

For rørledninger som skal ned i bunnen lages det vanligvis en grøft, dersom ikke bunnen er meget myk. Grøften kan lages med spyling, graving, suging eller plogredskap. Rørledningen kan dekkes med naturlig sediment eller ved tilførsel av sand og stein fra overflaten. Noen steder kan det være aktuelt å legge fyllinger (dumping av stein eller grus) i kløfter og lignende for å sikre tilstrekkelig støtte og fundament til røret.

Etter endt arbeid kan bunnen/rørtraséen ha en annen utforming og endret struktur enn det den hadde før.

12.2 Konsekvenser

Faunaen i sedimentet består av mange ulike grupper, de mest vanlige er børstemark, bløtdyr (muslinger og snegler), krepsdyr og pigghuder (sjøstjerner og kråkeboller). Børstemark er vanligvis den dominerende gruppen. Dyrene deles ofte inn etter måten de inntar føde på, de mest vanlige gruppene er filterspisere, bunnfallspisere og rovdyr. Innhold av organisk materiale og kornstørrelse i sedimentet er med å bestemme hvilke dyregrupper som dominerer.

I forbindelse med miljøovervåkingen på norsk sokkel, har det blitt gjennomført undersøkelser av bunnfauna og sedimentkjemi i alle de områder av Norskehavet som har vært aktuelle for leteboring og produksjon. Mesteparten av overflatesedimentet i disse delene av Norskehavet kan karakteriseres som bestående av silt/leire med forskjellig innslag av sand, grus og i enkelte tilfeller større steiner. Bunnfaunaen i området domineres derfor av bløtbunnsfauna som hovedsakelig er lite mobil, og lever i det samme området i hele sin livssyklus, bortsett fra et planktonisk larvestadium.

Under anleggsfasen vil de eksisterende bunn-dyr i selve rørtraséen bli helt utryddet. Lenger borte fra rørledningen kan sedimentering og endret strømbilde føre til en endret bunnsamfunnstype. Noen arter har god evne til å tåle å bli begravet og andre ikke.

Etter at en rørledning er lagt på plass, vil rekoloniseringen av det berørte området starte. Bunn-dyr har ulik evne til å kolonisere et område. Noen er rasktvoksende og er spesialister til å kolonisere nye områder, mens andre spres sent og har lengre generasjonstid. De første koloniserende artene vil kreve en viss stabilitet i miljøforholdene og tilgang på føde. Det kan for eksempel være bakterier som tilføres fra vannsøylen.

Normalt vil det være flere arter for hurtig kolonisering i områder med naturlig meget vekslende miljøforhold. Dette betyr at på havbunn på store dyp og med stabil vannkvalitet vil koloniseringen gå senere. Normalt snakker man da om 1-2 år før sedimentet blir kolonisert og rundt 10 år før det nyetablerte samfunnet ligner det naturlige for området.

Dersom miljøet endres permanent som følge av rørleggingen, f.eks. ved at det kommer en steinfylling i et område med finkornet (leire/silt) sjøbunn, vil dette føre til at det etableres en annen fauna enn det som var der opprinnelig.

De undersøkelser som er gjennomført av sedimenter og gjennom andre typer kartlegginger i de aktuelle delene av Norskehavet, har avdekket betydelige forekomster av koraller. Det er imidlertid ingen indikasjoner på at det forekommer andre særegne eller spesielt sårbare biotoper i området. De organismer som vil bli berørt av fysiske inngrep er i hovedsak små evertebrater (børstemark, skjell, krepsdyr, pigghuder osv.) som har en vid utbredelse.

De såkalte pockmarks (se omtale i kapittel 7) forekommer spredt over store arealer i Norskehavet, og om noen slike blir berørt av fysiske inngrep vil dette ikke ha noen innvirkning på denne type fauna generelt, på regional skala.

Tettest forekomst av pockmarks synes for øvrig å opptre i tilknytning til store korallrev, og tiltak som gjennomføres for å beskytte korallrevene vil også beskytte fauna i disse.

Legging og etablering av rørtraseer gjennom gyteområder for fisk som legger egg på bunnen, slik som sild, kan gi negativ påvirkning. Silda er avhengig av bunnsubstrat og topografi både med hensyn til lokalisering av gyteområdet og selve gytingen. Slike gyteområder bør derfor i størst mulig grad unngås, og spesifikke vurderinger må gjøres hvis slike områder må krysses.

Tabell 12-1 oppsummerer mulige effekter av rørleggingsoperasjoner uten steindumping, og Tabell 12-2 gir en tilsvarende oppsummering for rørleggingsoperasjoner med steindumping.

Effektene på marin bunnfauna av fysiske inngrep antas å være ubetydelige, og for regionen som helhet vil de gjelde et svært begrenset areal. Mulige negative effekter på miljøet i forbindelse med rørlegging kan begrenses ved valg av leggeteknikker som i minst mulig grad forstyrrer og virvler opp bunnsedimentene, og gjennom valg av traséer som unngår gyteområder og reduserer behovet for steindumping, kan negative konsekvenser langt på vei unngås.

Tabell 12-1. Mulige effekter av rørleggingsoperasjoner. Hentet fra Jacobsen m. fl. 1998 (referer til AURIS 1995).

Påvirkede miljøparametre	Omfang	Varighet	Vurdering av effekt	Kommentarer
Vannkvalitet	Langs hele rørledningen, < 100 meter på hver side	1 dag - 1 mnd	Ubetydelig	Fra resuspenderte partikler, rask bedring
Pelagiske organismer	Langs hele rørledningen, < 100 meter på hver side	1 dag - 1 mnd	Ubetydelig	Fra resuspenderte partikler, rask bedring
Sjøbunn topografi	Langs hele rørledningen, 10-20 meter bredt bånd	1 dag - 10 år	Ubetydelig	Ingen fare for andre brukere. Forstyrret sediment blir rekolonisert
Sedimentkvalitet	Langs hele rørledningen, 10-20 meter bredt bånd	1 mnd. - 1 år	Ubetydelig	Forårsaket bare av forstyrrelser av det naturlige sedimentet.
Bentiske organismer	Langs hele rørledningen, 10-20 meter bredt bånd	1 dag - 10 år	Ubetydelig	Forstyrret sediment vil bli rekolonisert
Fisk	Langs hele rørledningen, < 100 meter på hver side	1 dag - 1 mnd	Ubetydelig	Fisk vil unngå forstyrrelsene

Tabell 12-2. Mulige effekter av å begrave rørledning ved steindumping. Hentet fra Jacobsen m. fl. 1998 (referer til AURIS 1995).

Påvirkede miljøparametre	Omfang	Varighet	Vurdering effekt	Kommentarer
Vannkvalitet	Langs hele rørledningen, 100 meter til 1 km på hver side	1 mnd. - 1 år	Ubetydelig	Fra resuspenderte partikler, rask bedring
Pelagiske organismer	Langs hele rørledningen, 100 meter til 1 km på hver side	1 mnd. - 1 år	Ubetydelig	Fra resuspenderte partikler, rask bedring
Sjøbunn topografi	Langs hele rørledningen, <100 meter på hver side	> 10 år	Moderat	Dannelse av nye permanente "åsrygger"
Sedimentkvalitet	Langs hele rørledningen, <100 meter på hver side	1 mnd. - 1 år	Ubetydelig	Sedimentering av resuspendert materiale anse som rent.
Bentiske organismer	Langs hele rørledningen, <100 meter på hver side	1 år - 10 år	Ubetydelig	Et mindre antall drept ved utførelsen. Rekoloniserer nye sedimenter.
Fisk	Langs hele rørledningen, <100 meter på hver side	1 dag - 1 år	Ubetydelig	Svømmer vekk for så å returnere

12.3 Litteratur

AURIS 1995: An Assessment of the Environmental Impact of Decommissioning Options for Oil and Gas Installations in the UK North Sea. AURIS Environmental Ltd. MR 270, 290 s + appendiks.

Jacobsen, M., L. Egelund, H. Hovland & J.P. Abel 1998: Nedbrytning av rørledninger over tid. Rapport fra: Dames & Moore, JP Kenny og Corresist. Foreløpig versjon 2 datert 03.09.98. 66 s.

13 Konsekvenser for koraller

Koraller representerer en verdifull naturtype som kan være sårbar for menneskelig påvirkning, og som en dessuten først i senere år har fått noenlunde kjennskap til utbredelsen av. Korallenes sårbarhet er behandlet i kapittel 7.2. I dette kapitlet vurderes mulighetene for konsekvenser for koraller i Norske havet, basert bl.a. på de beregninger av spredning og avsetning av borekaks og borevæske som er omtalt i kapittel 9.

Ytterligere opplysninger finnes bl.a. i følgende underlagsrapporter:

Brude, O.W. et.al. 2002: Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Oversikt over miljøressurser. Alpha Miljørådgivning, Norsk Institutt for Naturforskning, Havforskningsinstituttet, SINTEF

Eriksen, V. et.al 2002: Konsekvenser av fysiske inngrep på havbunnen – RKU Norskehavet.. Rogalandforskning.

13.1 Konsekvenser knyttet til fysiske inngrep

Fysiske skader som følge av bunntråling er vurdert som den viktigste årsaken til ødeleggelse av koraller i norske farvann, og enkelte områder er derfor blitt stengt for slik aktivitet.

I forbindelse med petroleumsaktivitet vil direkte fysiske skader på koraller kunne oppstå f.eks.

- ☞ ved utplassering og trekking av ankere for borerigger, flytende plattformer og rørleggings fartøy
- ☞ ved legging av rørledninger på havbunnen
- ☞ ved utplassering av havbunnsbrønrammer o.l.
- ☞ ved bortspyling av sedimentert borekaks ved havbunnsbrønrammer

Konsekvensene av inngrep på havbunnen kan deles inn i en nærsone og en fjernsone. Nærsonen berøres direkte av anleggsarbeidet, mens fjernsonen berøres av sedimenterende partikler og eventuelt endret strømningsbilde.

Utbredelsen av sonene vil være avhengig av teknikk, sedimentkvalitet, strømforhold osv.. Nærsonen ved rørlegging vil ofte bare være et smalt spor på under 20 meter bredde, og fjernsonen omlag 100 m. Fjernsonen har størst utbredelse nedstrøms rørledningen.

Det vil alltid være en målsetting å unngå at rørledningstraséer krysser forekomster av koraller, men dette kan være vanskelig å oppnå i enkelte områder der korallrev ligger tett. Korallrev som måtte bli berørt av selve rørledningen og eventuell grøfting/nedspyling vil bli ødelagt. Lite er kjent mht. rekolonisering av koraller, men man vet at korallene vokser svært seint.

Ankerbaserte leggefartøy vil føre til fysisk påvirkning av havbunnen på begge sider av rørtraséen som følge av utlegging og trekking av ankere. Dette unngås ved bruk av fartøyer med dynamisk posisjonering (DP).

Med de scenarier en i dag ser for seg for utvikling av petroleumsvirksomheten i Norskehavet, vil arealene som blir direkte eller indirekte påvirket av fysiske inngrep på havbunnen være svært begrensede. Samtidig er det slik at koraller forekommer over store områder, og slike fysiske inngrep vil derfor ikke kunne berøre noen stor andel av de samlede korallforekomstene.

Lokalt vil enkeltforekomster av koraller kunne bli ødelagt dersom det ikke tas tilstrekkelig hensyn.

Ved nye utbygginger foretas det detaljerte kartlegginger av havbunnen, både langs aktuelle rørlednings traséer og på lokaliteter for utplassering av havbunns installasjoner. Kartleggingen gjennomføres dels med overflatefartøy, dels med fjernstyrte undervannsfartøy, og det kan benyttes avansert ekkoloddutstyr, sonar og videokamera.

Kartene som framstilles ved slike kartlegginger kan gjøres svært detaljerte, og ved å legge disse til grunn, vil en kunne plassere ankere, havbunnsrammer og rørledninger på en slik måte at skader på koraller minimaliseres.

Endelig valg av traséer og lokasjoner blir gjort i samråd med myndighetene.

De største korallrevene (målt som høyde og horisontal utbredelse) har hittil blitt ansett som de mest vedifulle, og dermed de som det er viktigst å ta vare på.

13.2 Konsekvenser knyttet til utslipp

13.2.1 Fysisk nedslamming

Som det framgår av sårbarhetsbeskrivelsen i kapittel 7.2 er det antatt at nedslamming med finpartikulært materiale kan medføre negative konsekvenser for kaldtvannskoraller. Det er grunn til å regne med at jo større grad av nedslamming, jo større mulighet for negative effekter.

Beregningene av avsetning av borekaks og barytt på havbunnen viser at overlapp mellom nabofelt vil forekomme i de sentrale områdene for dagens petroleumsvirksomhet i Norskehavet, dvs. feltene fra og med Norne i nord til og med Njord i sør. De beregnede lagtykkelsene i slike overlapp-områder er imidlertid svært små, i størrelsesorden mindre enn 0,01 mm. Dette er gjennomgående mindre enn diameteren på partiklene som sedimenterer, hvilket betyr at det snarere er snakk om enkeltpartikler enn oppbygging av noe sammenhengende lag.

Den naturlige sedimentasjonsraten i området er anslått til 0,01 – 0,02 mm pr. år.

Oppbygging av tykkere lag av borekaks og barytt vil bare skje i den umiddelbare nærheten til de enkelte brønnene, dvs. innenfor en radius av ca 100 m. Ut til en radius på 200-300 m viser beregningene at lagtykkelsen kan komme opp i 20-30 mm i områder med mange brønner. Utenfor en radius på ca 2 km vil bare små områder kunne få en lagtykkelse opp mot ca 0,1 mm.

Figur 9.10 i kapittel 9 viser at det er en liten andel av de registrerte korallforekomstene som ligger nærmere eksisterende og planlagte brønnlokaliseringer enn ca 2 km, og at svært få korallforekomster vil bli utsatt for lagtykkelser større enn 0,1 mm. De levende korallene

befinner seg dessuten ytterst og øverst på korallrevet, på den delen som stikker seg mest ut fra omgivelsene. Korallenes vekstmønster bidrar slik i seg selv til at de levende korallene er mindre utsatt for tilslamming.

De spredningsmodeller som er benyttet antas å gi et godt bilde av spredning og avsetning av borekaks og barytt på et regionalt nivå. Modellen fanger likevel ikke opp helt lokale forhold. Det er kjent at korallene normalt finnes i områder med betydelige strømmer, langs rygger og på morenehauger. Slike lokale områder vil sannsynligvis ofte ikke ha noen netto sedimentasjon, selv om de befinner seg innenfor de områder som i figur 9.10 er fargelagt som områder med avsetning.

Selv om det ikke er definert noen grense for når fysisk nedslamming fører til negative effekter på koraller, må det på bakgrunn av det som er sagt ovenfor kunne konkluderes med at den fysiske nedslammingen som skyldes borekaks og barytt ikke vil kunne medføre skader som vil vise igjen på en regional skala.

Helt lokale effekter kan imidlertid ikke utelukkes, ved at korallforekomster som ligger kloss opp til borelokalitetene blir utsatt for større lagtykkelser. Her må en også ha for øye at den endelige utbredelsen av korallrev ikke er kjent. Detalj kartlegginger i forbindelse med konkrete utbyggingsprosjekter vil med stor sannsynlighet avdekke nye korallforekomster, og disse vil måtte tas hensyn til i prosjekteringen. Dette endrer likevel ikke konklusjonen om at fysisk nedslamming ikke vil kunne være noen trussel mot koraller på regional skala.

13.2.2 Andre påvirkningsfaktorer

Tykkelsen på de beregnede sedimentlagene som følge av borekaks og barytt er som vist svært liten, og forventes ikke å representere noe problem på regional skala.

Det at det forekommer en sedimentering er imidlertid uttrykk for en viss partikkelbevegelse i området. Det er det finpartikulære materialet som spres mest, og det betyr at korallene kan utsettes for et betydelig antall partikler per volumenhet.

Korallene er filtrerende organismer som har sitt næringsopptak fra vannmassene som strømmer forbi. Vannets innhold av partikler og partiklenes innhold av feks. metaller kan derfor tenkes å ha en påvirkning på korallene.

I litteraturen er det rapportert forsøksresultater som viser at koraller har evne til selektivt å ta opp føde og ikke partikler når disse presenteres hver for seg, men at de ikke skiller mellom disse når begge er tilstede samtidig. På den annen side er det vist at visse polychaeter renser korallenes polypper for sedimentpartikler. Dette tyder på at koraller har utviklet mekanismer som kan være med på å motvirke eventuelle negative effekter av nedslamming. På dette punktet er imidlertid kunnskapsgrunnlaget fortsatt for spinkelt til å kunne konkludere med sikkerhet.

13.3 Litteratur

Cortes, J. & M.J. Risk, 1985: A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. Bull mar Sci 36(2): 339-356.

Fosså, J.H., P.B. Mortensen & D.M Furevik, 2002: The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. Hydrobiologia 00:1-13, 2002.

Hovland, M. & Mortensen, P.B. 1999: Norske korallrev og prosesser i havbunnen. John Grieg Forlag, Bergen. 155 sider.

Norse, E.A., 1993: Global marine biological diversity. A strategy for building conservation into decision making. Island Press, Washington DC, 383pp.

Piskaln, C.H., J.H. Churchill & L.M. Mayer, 1998: Resuspension of sediments by bottom trawling in the gulf of Maine and potential geochemical consequences. Cons Biol. 12: 1223-1229.

Riegl, B., 1995: Effects of sand deposition on scleractinian and alcyonacean corals. Mar. Biol. 121: 517-526.

Roberts, J.M. & R. Anderson, 2000: Laboratory studies of *Lophelia pertusa* - preliminary studies of polyp behaviour. Poster 9th Deep Sea Biology Symposium. Galway. Ireland, 25-30 June 2000.

Watling, L. & E.A. Norse, 1998: Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: A comparison to forest clearcutting. Cons. Biol. 12: 80-1197.

14 Konsekvenser for fiskerinæringen

En oversikt over forekomster av fiskeressurser er gitt i kapittel 7, og i kapitlene 9 og 10 er mulige konsekvenser på individ- og bestandsnivå beskrevet. I dette kapitlet gis det en oversikt over fiskeriaktiviteten i området, samt en beskrivelse av mulige konsekvenser for selve utøvelsen av fisket.

Innholdet i dette kapitlet er i hovedsak basert på underlagsrapporten:

Angelsen, K.K., Evenset, A., Kjensli, B., Larsen, L.H., Trannum, H.C. 2002: Regional konsekvensutredning for Norskehavet: Oppdatert fiskerikartlegging og vurdering av konsekvenser av petroleumsvirksomhet. Akvaplan-niva og OFM-senteret Lofoten. 59s.

Det vises til denne for ytterligere detaljer og litteraturreferanser.

14.1 Oversikt over fiskeriaktiviteten

Norskehavet er et rikt havområde, som rommer store og viktige fiskebestander. Disse bestandene danner grunnlag for betydelig fiskeriaktivitet, og området langs kysten fra 62 - 70°N og ut til kontinentalsokkelen er landets viktigste fiskeriområde.

I kystnære områder utenfor Nordland drives det fiske hele året. Det samme gjelder områdene utenfor Trøndelag og Møre. I Lofoten og Vesterålen er aktiviteten størst på senhøsten og i vinterhalvåret, med en topp under de store sesongfiskeriene etter sild (januar – februar) og torsk (februar – april). Også utenfor kysten av Møre og Vikna foregår det meste av torskefisket om vinteren. På Trænabanken foregår linefisket etter lange og brosme hovedsakelig i vinterhalvåret, men dette kan variere med hvilke fylker fartøyene kommer fra. Tråling etter vassild på Sklinnadjupet er også sesongbetont, og aktiviteten er størst i andre og til dels tredje kvartal.

I perioder bidrar Norskehavet med omtrent hele den norske sildefangst, og mer enn 80 % av de samlede landingene av torsk. De viktigste fiskeslagene (fiskeriressursene) og

deres fiskerimessige betydning er kort oppsummert i Tabell 14-1.

Foruten fisk høstes det også marine pattedyr, alger og skalldyr i Norskehavet.

Fangst av vågehval er på vei opp fra et totalforbud mot fangst på 80-tallet og til en kvote på 674 dyr i 2002. Fangsten foregår om sommeren og viktige fangstområder har blant annet vært kysten av Nordland, Vestfjordbassenget, Nordsjøen og Barentshavet.

Tabell 14-1. Oversikt over fiskearter i Norskehavet og betydning for fiskeriene i Norge

Fiskeart	Viktigste fangstredskap (viktigste nevnt først)	Anslått % av samlet norsk fangst som fiskes i Norskehavet
Sild (norsk vårgytende)	Not, trål	>95
Torsk (kysttorsk og skrei)	Bunntrål, garn, snurrevad, juksa, line	50
Hyse	Snurrevad, bunntrål, line	80
Sei	Not, garn, bunn/flyte trål, juksa	80
Lange og brosme	Line, garn	90
Makrell	Not	15
Uer	Bunntrål, garn	70
Blåkveite	Bunntrål, garn	10
Kolmule	Flytetrål	20
Hestemakrell	Not, flytetrål	10
Vassild	Bunn/flytetrål	50

Årlig høstes det 190 000 tonn tang og tare i Norge til en førstehandsverdi på 35 mill kr. De viktigste høstingsområder er kysten av Møre og Romsdal, men det høstes også en del på kysten av Trøndelag og på Nordlandskysten opp til Lofoten.

Dypvannsreken forekommer på større dyp i hele den norske økonomiske sonen. Reke fiskes hovedsakelig i Barentshavet, i Norskerenna og i Nordsjøen. Norskehavet bidrar med en relativt beskjeden andel av de totale landinger (Havforskningsinstituttet 2001), og

reke er således ikke blant de viktigste fiskeriressurser i Norskehavet.

14.1.1 Sildefisket

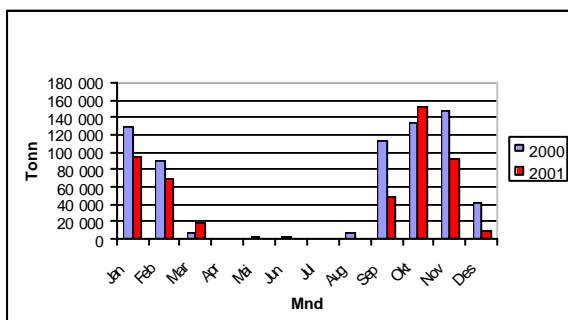
Silda fanges hovedsakelig med not, men også trål og garn benyttes, spesielt av kystflåten. De viktigste områdene for fiske av sild er i dag overvintringsområdene i Vestfjordbassenget og langs kysten av Nordland. Totalfangsten av denne bestanden alene utgjorde i år 2000 1,2 millioner tonn (summen av alle nasjoners fiske).

Den norske sildekvoten utgjorde samme år 712.500 tonn, fordelt med 56 % på ringnotfartøy, 33 % på kystfartøy og 11 % på trålere. Fangsten nord for 62° N var samme år 680.000 tonn. På grunn av lavere totalkvoter var fangsten i 2001 ca 490.000 tonn.

Mer enn 95% av norsk fangst av norsk vårgytende sild tas i Norskehavet, og av det kvantumet som fanges nord for 62° N tas nær 100 % i området mellom 62° N og 69° N.

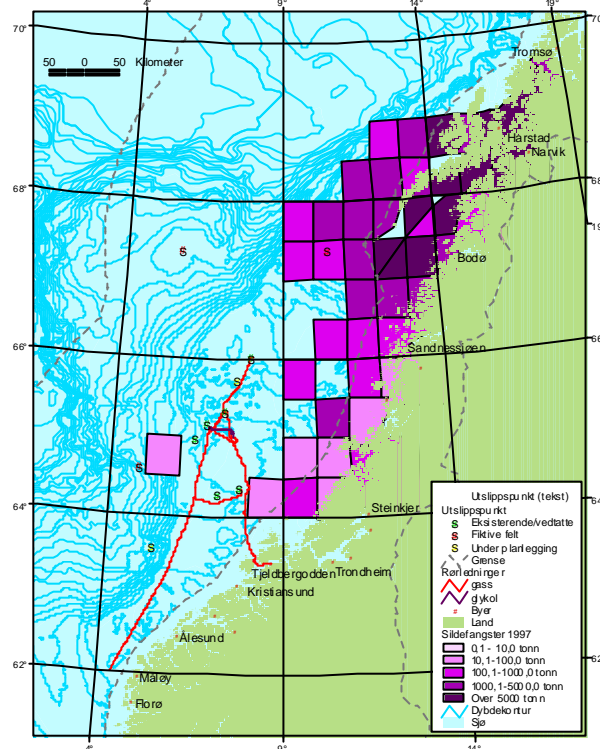
Omtrent alt fiske skjer i perioden september – mars, slik det framgår av Figur 14-1 for år 2000 og 2001. Silda samler seg i Vestfjordbassenget i løpet av høsten og vinteren, og det er der hovedtyngden av fisket foregår. I februar – mars vandrer den gytemodne silda sørover til gyteområdene langs kysten av Vestlandet og på Mørkekysten.

Det relativt lave kvantumet i desember for årene 2000 og 2001 skyldes at kvoten ble beregnet oppfisket, og nytt kvoteår starter i januar.



Figur 14-1. Sesongmessige variasjoner i fangst av sild nord for 62°N i 2000 og 2001 (Kilde: Fiskeridirektoratet).

Figur 14-2 viser fordelingen av sildefangstene (basert på totale landinger gjennom året) på lokasjonsnivå i 1997 (eneste tilgjengelige tall på kartleggingstidspunktet og et toppår hva angår kvantum). Fra 1998 til 2001 har årlig kvantum gått ned, mens det trolig har vært lite endringer i fiskemønstret. I 1997 foregikk det ikke sildefiske sør for 64°N, men i år (2002) foregår det sildefiskeri også på Mørkekysten. Fiskerimønsteret for sild er i stor grad bestemt av kvotereguleringer.



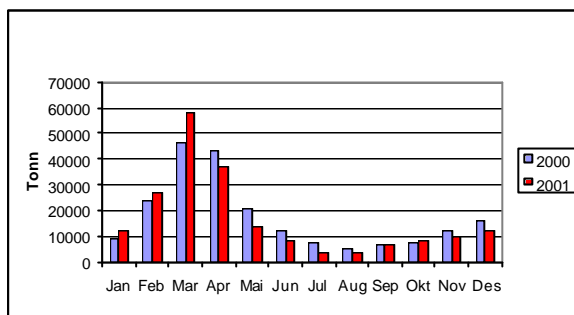
Figur 14-2. Geografisk fordeling av sildefangster (på lokasjonsnivå) i Norskehavet i 1997 (Kilde: Norges Sildesalgslag).

14.1.2 Torskfisket

Torsken er den av torskefiskene som har størst økonomiske betydning for de norske fiskerier. Torsk fiskes med trål, garn, line, snurrevad og juksa. Fra slutten av februar til slutten av april drives det tradisjonelle "Lofotfiske" etter gytemodne skrei. Viktigste fiskefelt er i Lofoten (Vestfjordbassenget) og fisket på bankene og i Eggakanten fra Lofoten og nordover. Det drives også fiske etter "loddetorsk" (torsk som beiter på gytende lodde) utenfor Finnmark på ettervinteren. I 2000 var totalfangsten av norsk-arktisk torsk estimert å være 402.000 tonn, med Norge og Russland som de viktigste fangstnasjonene. Av de samlede norske torske-

fangstene (skrei og kysttorsk) bidrar Norskehavet og Barentshavet gjennomsnittlig med omtrent 45 % hver, mens Nordsjøen/Skagerrak bidrar med mindre enn 10 %.

Figur 14-3 viser de sesongmessige variasjoner i fangst av torsk nord for 62°N, altså også inkludert fisket i Barentshavet.



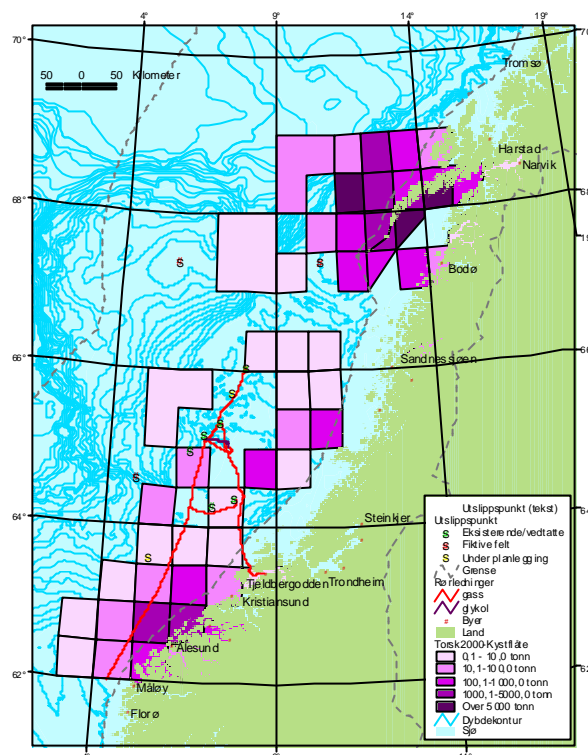
Figur 14-3. Sesongmessige variasjoner i fangst av torsk nord for 62°N i 2000 og 2001 (Kilde: Fiskeridirektoratet).

Fisket etter torsk med kystflåten (inkludert "Lofotfisket") foregår for det meste med passive redskaper som garn, line, juksa og snurrevad, men en del fanges også med trål. Størstedelen av fangsten skjer som bifangst i andre fiskerier.

Havfisket etter torsk foregår i hovedsak med trål, garn, line, snurrevad og juksa. Hoveddelen av trålfisket etter torsk foregår i Barentshavet og rundt Svalbard.

I 2000 fisket kystflåten 43.000 tonn torsk i Norskehavet, mens trålerfangstene utgjorde 5.000 – 9.000 tonn.

Figur 14-4 viser fordelingen av kystflåtens torskefangster i Norskehavet i år 2000. Kartet gir et representativt bilde av hva som er de viktigste områdene for torskefiske generelt i Norskehavet.

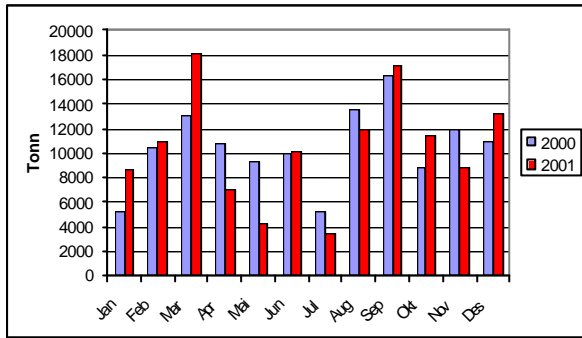


Figur 14-4. Kystflåtens fangst av torsk i Norskehavet år 2000 (Kilde: Norges Råfisklag).

14.1.3 Seifisket

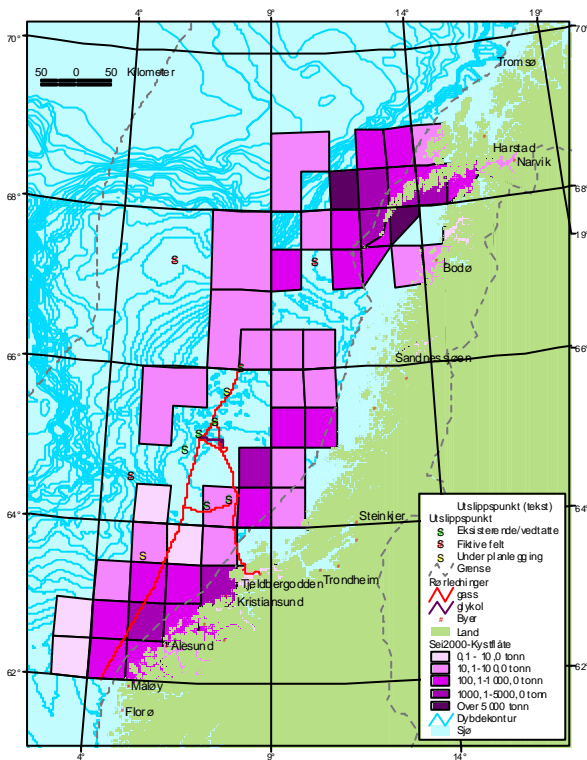
Seien fiskes hovedsakelig med trål, not og garn. De viktigste fiskeområdene for den nordlige bestanden (nord for 62°N) av sei er Norskehavet og det sørvestlige Barentshavet, spesielt bankene og Eggakanten fra Lofoten og nordover, samt Møre-kysten. De norske fangstene av sei var i 2000 anslått å være 118.500 tonn, mens totalfangsten (inkl. andre nasjoners fiske) var anslått til 125.400 tonn.

Seifangstene nord for 62°N var i alt på 125.000 tonn både i 2000 og 2001. Kystflåten fisket i 2000 ca 37.000 tonn i Norskehavet av en total andel på 85.000 tonn tatt av denne fartøygruppen nord for 62°N. Fisket etter sei foregår hele året (Figur 14-5).



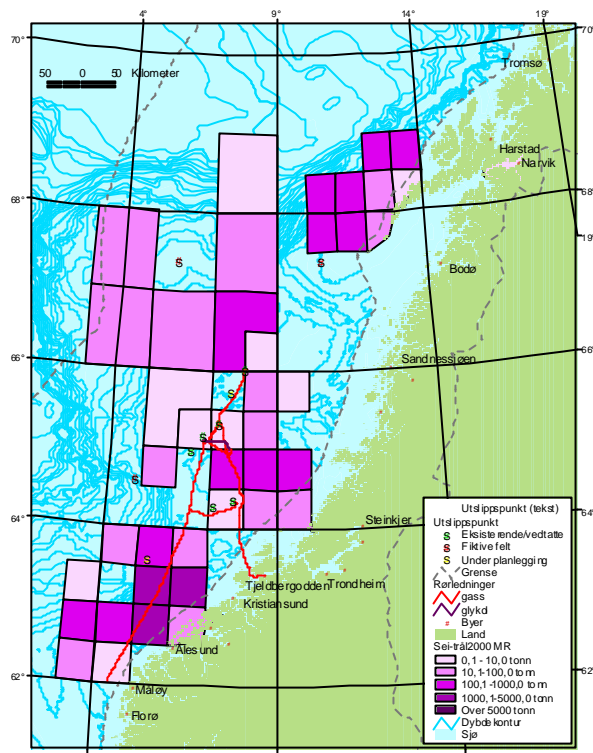
Figur 14-5. Sesongmessige variasjoner i fangst av sei nord for 62°N i 2000 og 2001 (Kilde: Fiskeridirektoratet).

Figur 14-6 viser fordelingen av kystflåten fangst av sei i Norskehavet i år 2000.

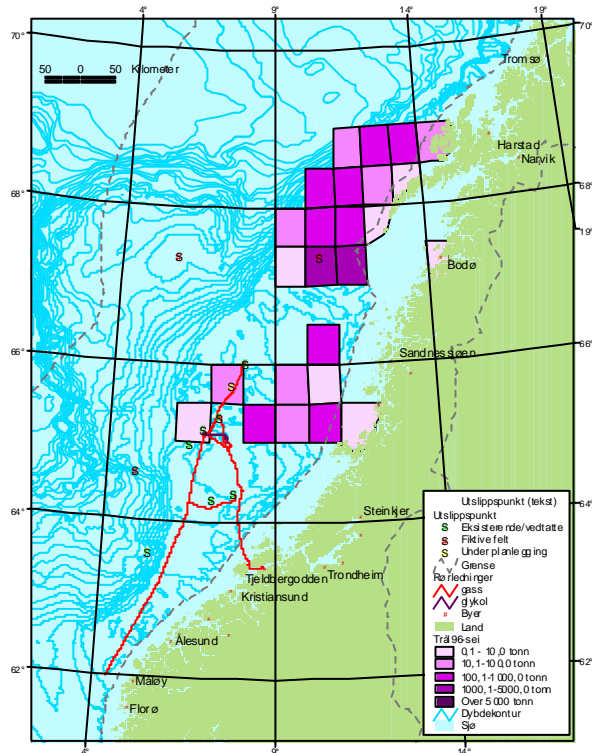


Figur 14-6. Kystflåten fangst av sei i Norskehavet i 2000 fordelt på lokasjoner (Kilde: Norges Råfisklag/Fiskeridirektoratet).

For trålfisket mangler det gode data av ny dato som dekker hele området. Figur 14-7 (data fra Møre og Romsdal fiskesalslag år 2000) og Figur 14-8 (data fra Norges råfisklag 1996) gir til sammen et bilde av hvor de viktigste områdene for trålfiske etter sei i Norskehavet er.



Figur 14-7. Sei fisket av trålere i 2000 og som er levert til Møre og Romsdals fiskesalslag, fordelt på lokasjoner.



Figur 14-8. Sei tatt med trål i 1996 mellom 65 og 69°N fordelt på lokasjoner (Kilde: Norges Råfisklag/Fiskeridirektoratet).

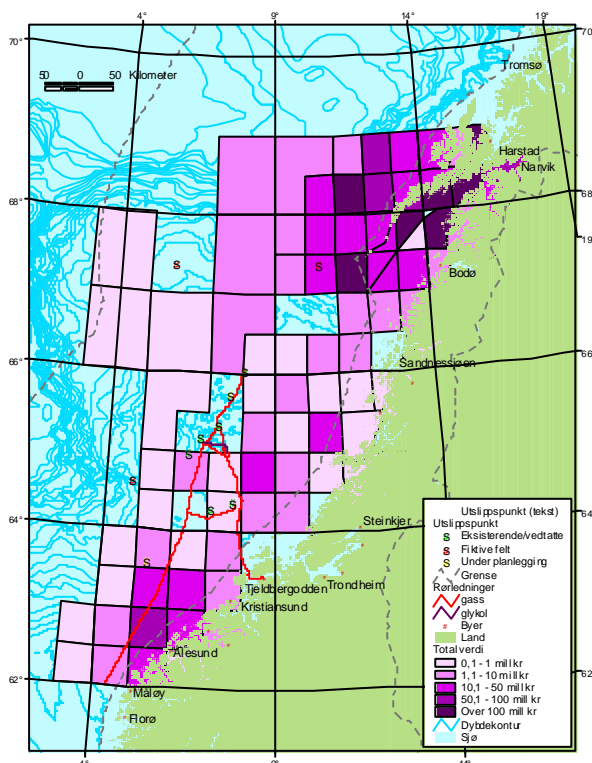
14.1.4 Fisket etter andre arter

De viktigste andre fiskeartene, nevnt etter volummessig betydning, er hyse, makrell, brosme, vassild og uer. For nærmere opplysninger om disse artene og deres viktigste fangstområder henvises det til underlagsrapporten.

14.1.5 De viktigste fiskeområdene

Figurene som er vist foran viser mengder (tonn) av de ulike fiskeslag som er registrert fanget på de ulike lokasjoner. I Figur 14-9 er de registrerte landinger av alle fiskeslag multiplisert med den gjennomsnittlige årlige første-håndsverdien for hvert enkelt fiskeslag. På den måten framkommer et bilde av viktigheten av de ulike områdene i en økonomisk målestokk.

Torsk og sild er de to fiskeartene som har størst økonomisk betydning; torsken på grunn av pris, og sild i kraft av størst fangstkvantum.



Figur 14-9. Total førstehåndsverdi av fangster i de ulike lokasjonene i Norskehavet. Verdi-settning basert på gjennomsnittspriser for 2000 fra henholdsvis Norges Råfisklag og Møre og Romsdal Fiskesalslag.

Figuren viser verdien av samlede fangster på årsbasis, men områdenes viktighet vil variere

gjennom året. Områder i Lofoten/Vesterålen er eksempelvis viktige for torskefiske i januar-april i forbindelse med gyteinnsiget, og for sildefiske om høsten/vinteren, når den norske vårgytende sild oppholder seg i området. På andre årstider er området imidlertid av mindre betydning for fiske på disse artene.

Som det framgår av Figur 14-9 er eksisterende og planlagte installasjoner og rørledninger for det meste lokalisert utenom de områdene som har størst økonomisk betydning for fiskeriene. Fiktivt felt III og Ormen Lange er de feltene som har størst nærhet til fiskeområder med stor økonomisk betydning.

14.2 Konsekvenser knyttet til arealbeslag

I henhold til "Forskrift om helse, miljø og sikkerhet i petroleumsvirksomheten (rammeforskriften)" (FOR 2001-08-31 nr. 1016) skal det opprettes sikkerhetssoner rundt og over petroleumssinnretninger, unntatt undervannsinnretninger, rørledninger og kabler, med mindre det anses som unødvendig ut fra en sikkerhetsmessig vurdering.

En sikkerhetszone er et geografisk avgrenset område hvor det av sikkerhetshensyn gjelder forbud mot eller begrensninger mht. ferdsel og aktiviteter, herunder utøvelse av fiske. Horizontalt strekker slike soner seg 500 m ut fra innretningens ytterpunkter, der denne til en hver tid befinner seg.

Dersom flere installasjoner er plassert i nærheten av hverandre, kan det opprettes felles sikkerhetszone.

Undervannsinstallasjoner skal være over-trålbare, og ordinær sikkerhetszone skal i utgangspunktet ikke etableres rundt slike. Ved særskilt vedtak kan imidlertid Arbeids- og administrasjonsdepartementet opprette sikkerhetssoner også over og rundt undersjøiske innretninger, men med unntak av rørledninger og kabler.

Under spesielle forhold vedrørende bl.a sikkerhet, kan Arbeids- og administrasjonsdepartementet utvide eksisterende sikkerhetssoner eller etablere nye soner, i den utstrekning det anses nødvendig.

Vurderinger av omfang av arealbeslag bygger på resultater fremkommet gjennom arbeidet med rapporten "Økonomiske konsekvenser av olje- og gassvirksomheten for fiskerinæringen (Agenda 1995).

I arbeidet med Nærings- og Energidepartementets konsekvensutredning fra 1993 om åpning av områder på midt-norsk sokkel for letevirksomhet, er arealbehovet for fartøy som driver med fiske med konvensjonelle redskap beregnet som følger:

☞ Linefartøy i Eggakanten	7 km ²
☞ Linefartøy innenfor Eggakanten	12,5 km ²
☞ Garnfartøy i Eggakanten	7 km ²
☞ Garnfartøy innenfor Eggakanten	4 km ²

Ved vurdering av konsekvenser ble det lagt til grunn at en leterigg, som medregnet ankerbelter beslaglegger i størrelsesordenen 7 km², fører til at et fiskefartøy med tilsvarende arealbehov utestenges fra fiske.

Ut fra denne tilnærmingen kan en leterigg innenfor Eggakanten føre til at knapt to garnfartøy mister fiskemulighet. Tilsvarende kan en leterigg i Eggakanten føre til at ett garnfartøy fortrenses fra fiske.

Som et ledd i arbeidet med "Metoderapporten" i 1995, ble problemstillingene knyttet til faktiske virkninger av arealbeslag drøftet med fiskere som driver fiske i kyst- og bankområder med konvensjonelle redskap som garn og line. På bakgrunn av de samtaler som fant sted ble det i den tidligere konsekvensutredningen for fiskerier på midt-norsk sokkel (Agenda 1997) foretatt en tredelt vurdering av effekter av arealbeslag: 1) for fiske i Eggakanten, 2) for fiske på bankområdene innenfor Eggakanten og 3) fiske med autolinefartøy.

14.2.1 Fiske i Eggakanten

Under de store sesongfiskeriene på deler av kysten utenfor Midt- og Nord-Norge vil det være en intensiv utnyttelse av fiskefeltene i Eggakanten. Ettersom arealet i Eggakanten

allerede er fullt utnyttet kan et arealbeslag her ikke kompenseres gjennom økt innsats på andre deler av Eggakanten. Disse vurderingene er særlig aktuelle for Eggaskråningen utenfor Lofoten og Møre. Et arealbeslag her vil føre til at ett eller flere fartøy fortrenses fra fiske, eller til reduserte fiskemuligheter for flere fartøy (fordeling av konsekvenser).

14.2.2 Fiske på bankområdene innenfor Eggakanten

Fisket på bankområdene foregår ikke så konsentrert som i Eggakanten. I tilfeller der fisk blir tiltrukket av oljeinstallasjoner kan det være interessant å fiske så tett opp mot sikkerhetssonene som mulig. I et slikt tilfelle er konsekvensen av et arealbeslag en omlegging av fangstmønster og ikke et fangsttap. Generelt foregår fisket innenfor Eggakanten spredt, slik at et arealbeslag i verste fall fører til at fartøy må endre fangstmønster.

14.2.3 Autolinefiske

Den større autolineflåten er en svært mobil havgående fiskeflåte med betydelig mer allsidig og fleksibel drift enn mindre linefartøy. Arealbeslag omkring enkeltinstallasjoner på bankområdene kan i de fleste tilfeller kompenseres gjennom endrede fangstmønster og utnyttelse av alternative fangstfelt. Et arealbeslag vil således ikke representere målbare fangsttap for autolinefartøy. Heller ikke for mindre linebåter byr det på store problemer å utnytte alternative fangstfelt dersom de må unngå sikkerhetssoner rundt petroleuminstallasjoner. Ulempene for lineflåten vil dermed kun være av operasjonell art som følge av at det må tas hensyn til oljeinstallasjonenes beliggenhet ved valg av fiskefelt.

14.2.4 Konsekvenser for fiske i Norskehavet

Tabell 14-2 oppsummerer betydningen av de ulike fiskeriene i nærheten av eksisterende og planlagte og fiktive felt i Norskehavet. Tabellen vil ikke gi nøyaktig det samme bildet som Figur 14-9. Dette har sammenheng med at

Tabell 14-2. Vurdering av fiskeriaktivitet i nærområdet til aktuelle lokasjoner for olje-/gassaktivitet. Gradert etter viktighet (IV=ikke viktig, LV=lite viktig, V=viktig, MV=meget viktig)

Felt	Line/garn				Not				Trål			
	IV	LV	V	MV	IV	LV	V	MV	IV	LV	V	MV
Norne	X			X ¹	X					X		
Heidrun	X				X					X	X ²	
Åsgard	X				X				X			
Draugen	X		X ¹		X				X	X ²		
Njord	X		X ¹		X				X	X ²		
Kristin	X	X ¹			X				X			
Mikkel	X				X							
Svale			X		X					X		
Ormen Lange			X		X						X ²	
Skarv	X				X				X			
Lavrans	X	X ¹			X				X			
Tyrihans	X				X					X		
Fiktivfelt 1	X				X				X			
Fiktivfelt 2	X				X				X			
Fiktivfelt 3	X				X							X

1: Gjelder kun for autoline fiske.

2: Gjelder bare tråling etter vassild

områder kan være viktige for enkelte typer fiske selv om den samlede verdien av fangsten i området ikke er spesielt stor. Veksling mellom ulike arter kan være nødvendig for å holde flåten i gang i perioder med lave kvoter eller dårlig tilgang på fisk, og slike fiskerier kan derfor være viktige selv om førstehåndsverdien er lavere enn for andre arter og områder.

Linefiske

Det foregår autolinefiske i områdene rundt eksisterende installasjoner på Njord, Draugen og Norne, samt i nærområdet til Kristin. Ulempen for linefisket som følge av en rekke utbygginger i det samme geografiske området kan være større enn summen av de ulemper som hvert felt representerer hver for seg, dersom avstanden mellom installasjonene blir så liten at utøvelse av fiske blir vanskelig. I praksis vil imidlertid avstanden mellom feltene der det etableres sikkerhetssoner som regel være så stor, at det kun i liten grad vil være en samvirkning mellom feltene.

Samlet sett ventes ikke de feltene som inngår i denne analysen å medføre så store arealbeslag eller endringer i driftsmønsteret at dette vil medføre merkbare fangstreduksjoner for linefisket.

Garnfiske

Det foregår i liten grad fiske med garn i nærområdet til noen av feltene som er omfattet av denne konsekvensutredningen. Driftsulempene for garnfisket er derfor ubetydelig

Ringnot og flytetrål

Ved fiske med ringnot eller flytetrål etter arter som sild, makrell og kolmule kan de utøvende fartøyer fra tid til annen være nødt til å endre kurs for å omgå sikkerhetssoner, men dette vil snarere være unntaket enn regelen. Det vil neppe være mulig å forklare hvor stor del av de årlige svingningene - om noen - som skyldes petroleumsvirksomheten.

Trålfiske

For konsumtrålere kan det i enkelte tilfeller være aktuelt å fiske helt opp mot petroleumsinstallasjonene (til grensen for sikkerhetssonen), fordi det i enkelte tilfeller kan være spesielt høye fiskekonsentrasjoner der. Dersom en konsumtråler finner mye fisk nær en installasjon, vil den prøve å gjøre det arealet som ikke kan utnyttes under fiske så lite som mulig. For enkeltinstallasjoner med sirkelformede sikkerhetssoner, eller ankerbelte med tilsvarende virkning for fisket, beregnes arealbegrensningen med utgangspunkt i et kvadrat som omhyller sirkelen med noe klaring.

For industritrålfisket er det lite å hente ved å manøvrere tett opp til hver enkelt installasjon, idet pelagiske stimfisk (som denne fartøygruppen fisker etter) i mindre grad tiltrekkes av installasjoner enn bunnfisk som f.eks. torskefisk. I industritrålfisket vil det være vanligst å starte unnvikende manøvrering i god tid før passering av sikkerhetssonen. Ved beregning av arealbegrensninger for industritrålerne legges det til grunn at unnvikende manøvrering i praksis starter 3 - 5 kilometer fra en sikkerhetssone med radius 500 meter. Med gode manøvreringsforhold og 100 meters klaring ved passering, tilsier dette arealbegrensninger på 4 - 6 km². Ved bredere hindringer starter avvikende manøvrering tilsvarende lengre unna.

Dersom fisken står på samme dyp som installasjonen vil fangstraten bli redusert i den tiden det drives unnvikende manøvrering.

Det foregår i liten grad trålfiske rundt de eksisterende petroleumsinstallasjonene i Norskehavet (Tabell 14-2), med unntak av på Heidrunfeltet hvor det foregår et betydelig trålfiske etter vassild og delvis uer. Det er imidlertid en del hull i datagrunnlaget for Tabell 14-2. I området der fiktivfelt 3 er plassert, foregår det et aktivt trålfiske etter torsk, sei og hyse. En utbygging på dette feltet vil kunne føre til endringer i fiskerimønsteret i nærområdet til en eventuell installasjon.

14.3 Konsekvenser knyttet til fysiske inngrep

14.3.1 Rørledninger

Generelt tilsier erfaringer at rørledninger som hovedregel ikke medfører noen arealbegrensning for fiskeflåten.

Det har imidlertid hersket en del uenighet om hvorvidt større rørledninger medfører ulemper for fiskeriene. I Norskehavet er det rørledning- en Åsgard transport som har størst diameter med 42". De øvrige eksisterende rørledninger har diameter 16", men det vil i fremtiden kunne komme flere rørledninger med diameter over 16".

Undersøkelser som ble gjennomført i 1988 og i 1993 med tråling over h.h.v. Statpipe (28"), Oseberg (30") (1988) og Zeepipe (40")-rørledningene (1993) viste at ulempene knyttet til overtråling av store rørledninger var begrenset.

Ved overtråling med større treffvinkel enn 40° passerte tråldørene rørledningen umiddelbart. Ved avtagende krysningsvinkel økte sannsynligheten for at tråldøren som traff røret først fulgte rørledningen slik at tråldøravstanden ble redusert før den ble dradd over. Ved overtråling med industritrål eller reketrål forekom det ikke at tråldører la seg når krysningsvinkelen var over 30°. (Havforskningsinstituttet 1993).

Tråldørene reiste seg etter 2 - 10 minutter, men en liggende tråldør er særlig utsatt for fastkjøring i bløt bunn

14.3.2 Steinfyllinger

På enkelte strekninger kan det være nødvendig å anlegge steinfyllinger på sjøbunnen for å understøtte eller stabilisere en rørledning.

Forsøk med tråling over steinfyllinger, gjennomført bl.a. av Havforskningsinstituttet, kan tyde på at særlig industri- og reketrålere kan få problemer i form av skade på fangst eller utstyr p.g.a. stein i trålposen (Soldal 1997). Under vanlig konsumtrål eller industritrålfiske går selve trålposen klar av bunnen.

Stein i trålposen kan medføre at trålen presses mot bunnen og dermed bli utsatt for stor slitasje. Under industritrålfiske kan stein som følger med lasten om bord, forårsake skade på fiskepumpene ved lossing av fartøyene. Det er også vist til at stein i trålposen kan ødelegge deler av fangsten.

Industritrål med bobbingsgear ("gummihjul" på den del av trålen som har kontakt med bunnen) var mindre utsatt for skade enn industri- og reketrål med sabb (ulike typer forsterket tauverk i kontakt med havbunnen under fiske).

Undersøkelsen som Havforskningsinstituttet gjennomførte konkluderte med at lette

trålrudskaper utstyrt med sabb ikke er egnet til å krysse rørledninger med steinfyllinger.

Sommeren 1998 ble det gjennomført et mindre trålforsøk over Sleipner kondensatrørledning i Nordsjøen, i et område med intensivt rekefiske. Overtråling av steinfyllinger på denne rørledningen foregikk med reketrål med sabb og bruk av fiskefartøy som daglig driver rekefiske i det aktuelle området. Forsøket indikerte at tråling over steinfyllinger kan foregå skadefritt under forutsetning av at trålen er justert som ved vanlig fiske (Statoil 1998). Ved vurdering av resultatene fra dette forsøket må det tas hensyn til at steinfyllingene som inngikk i forsøket hadde forholdsvis liten stein i toppdekket (stein på 1"-3"), og at reketrål er rigget noe lettere i forkant enn industritrål i f.eks. øyepålfiske. Om resultatene kan overføres til industritrål er derfor usikkert. Men resultatet indikerer at virkningen av steinfyllinger under enkelte forhold kan avvike fra resultatene fra Havforskningsinstituttets første forsøk.

14.3.3 Frie spenn

Frie spenn søkes unngått ved legging av rør, men kan oppstå etter noen års bruk som følge av bevegelser i rørledningen eller lokale strømforhold.

En tråltest utført over Zeepipe i tysk sektor i 1994 viste at selv kryssing med trål over frie spenn med opptil 80 cm høyde var relativt problemfrie (Lange, 1995). På den annen side er det dokumentert tilfeller med fastkjøring av trålrudskaper under frie spenn, og dette kan i verste fall føre til forlis.

Dersom det er kjent at det har oppstått fritt spenn på en rørledning, kan dette i praksis fungere som et arealbeslag, dersom trålerne av sikkerhetshensyn velger å unngå det aktuelle området (OED 1999). Omfanget av frie spenn på norsk sokkel vurderes som svært begrenset, men er ikke detaljert kartlagt.

14.3.4 Ankermerker

Sand og stein som graves opp av leggefartøys ankre og blir liggende langsetter rørtraséen innebærer en risiko for fastkjøring av fiskered-

skaper. Dette skyldes både beskaffenhet og størrelse på de massene som er pløyet opp fra ankergrupene, og at fiskerne ofte ikke er kjent med posisjonen på større ankermerker før de har forårsaket fastkjøring eller skade på redskap. Hvor store ankermerker som oppstår avhenger av størrelsen og konstruksjonen på ankrene som benyttes. Fra Fiskeridirektoratet har det framkommet synspunkter på at ankermerkene etter leggefartøyet kan være et større problem for fiskefartøyene enn selve rørledningen.

Statoil gjennomførte i månedsskiftet august-september 1995 en kartlegging av sjøbunnsmerker etter leggefartøyets ankre langs deler av Zeepipe II A og Troll oljerør.

Resultatene fra undersøkelsene av ankermerker viste at:

- ☞ Merker etter leggelekerens ankre finnes 200 - 1400 meter ut fra røret.
- ☞ Ankermerkene brytes ned av miljøkrefter (strøm, bølger, levende organismer osv.). Nedbrytningstiden er bestemt av miljøkreftenes styrke og bunnsedimentenes sammensetning.
- ☞ På sandbunn var ankermerkene praktisk talt utvisket ett år etter legging.
- ☞ På bløt leire hadde de registrerte ankermerkene en maksimal høyde på 0,5 meter ca. 50 dager etter legging.
- ☞ På middels bløt leire ble det påvist ankermerker med en maksimal høyde på 0,8 meter over sjøbunn ca. 4 måneder etter legging, ca. ett år etter legging var denne høyden redusert til 0,5 meter.
- ☞ Det er lekerens baugankre som etterlater de største merkene i sjøbunnen.

Fra fiskerne er det vist til at nyere leggeteknikk som medfører at ankrene «brekkes» opp av bunnen i leggeretningen gir større ankergrøper enn det som var tilfellet tidligere.

Dersom rørledninger legges av fartøy med dynamisk posisjonering, unngås problemer knyttet til ankermerker.

14.4 Konsekvenser knyttet til akutte utslipp

Den økonomiske risikoen for fiskeriene av akutte oljeutslipp er knyttet til tre forhold;

✂ Uttestenging fra fiskefelt. Det er ikke aktuelt å drive fiske i et område som er berørt av et oljesøl. Selv om fisken skulle unngå å bli påvirket av oljen, vil sølet kunne grise til redskapene og søle til fisken i det den tas opp i fartøyet. Et oljesøl vil derfor bety en avbrytelse av fisket. Konsekvensene av et slikt avbrekk vil avhenge av tid og sted for utslippet, og vil være særlig store dersom tidspunktet faller sammen med de store sesongfiskeriene.

✂ Redusert markedsverdi på fisken. Dersom et oljeutslipp finner sted i nærheten av et område hvor det drives fiske, kan fangsten bli umulig å avsette. Også frykt for denne typen forurensing kan ha uheldige markedsmessige konsekvenser. Markedet for fisk har vist seg å være svært sårbart, selv for ubekreftede rykter om forurensning.

✂ Tilgrising av faststående redskaper som stod i sjøen da utslippet startet. Dette er aktuelt for faststående redskap som garn og line. Ved fisk med ringnot, trål og snurrevad vil fiskerne kunne unngå området som er påvirket av oljesøl.

Skadevirkningene av et eventuelt uhellsutslipp av gass/kondensat vil være mye mindre enn for olje. Gass/kondensat vil raskt fordampe og spredningen vil således være mye mindre enn ved et oljesøl. Et eventuelt gass/kondensatutslipp vil derfor påvirke et mye mindre område enn et tilsvarende utslipp av olje. I det påvirkede området vil imidlertid noen av de samme konsekvenser som ved et oljesøl kunne oppstå, selv om tilgrising av utstyr i mindre grad vil oppstå ved et gassutslipp. Av sikkerhetsmessige årsaker er det heller ikke aktuelt å oppholde seg i et område hvor det foregår en lekkasje av gass/kondensat.

For vurdering av konsekvenser av uhellsutslipp på fisk og økosystem, se kapittel 10.

14.5 Konsekvenser knyttet til seismikk-undersøkelser

Forsøk under kontrollerte betingelser har vist at seismiske undersøkelser med luftkanoner kan forårsake letale skader på fisk. De yngste stadiene, primært egg og larver, er mest følsomme. Skadene vil imidlertid være begrenset til lydskildens umiddelbare nærområde, dvs. ut til ca 5 m avstand fra lydskilden. For fiskelarver er det påvist 40-50% dødelighet i en avstand på 2-3 meter, hvor det kan antas at det meste av larvene vil kunne gå til grunne.

Beregninger viser at såvidt lave dødelighetsrater kan regnes som ubetydelige i bestands-sammenheng. Dette gjelder også dersom samme larvebestand utsettes for flere seismiske undersøkelser. Det synes lite trolig at voksen fisk på åpent hav vil bli påført målbare fysiske skader.

Voksen fisk er i stand til å høre og oppfatte lyd - både i forhold til lydets intensitet og retning, og vil i tillegg reagere på lyd med atferdsmessige endringer. Flukt er i så måte en vanlig reaksjon. Dette vil kunne forplante seg til fiskeriene i form av reduserte fangster. Den største påvirkningen på fisken, og dermed også på fangstratene, skjer i så måte inne i skytefeltet og ut til visse avstander fra feltet.

Det er påvist at fangstratene i trål påvirkes helt ut til 18 nautiske mil (ca. 33 km) fra skytefeltet. Tilsvarende resultater fra linefangster var mindre entydige. Den nøyaktige yttergrensen for påvirkning er ikke dokumentert. Trolig vil denne variere fra område til område og sesong til sesong med naturlige variasjoner i fysiske så vel som biologiske forhold. Ovenstående tall kan like fullt betraktes som en bekreftelse på at virkningene også vil komme til uttrykk utover selve skytefeltet.

Skremmeeffekten er imidlertid temporær. De undersøkelser som er utført, viser noe ulike resultater når det gjelder hvor lenge etter avsluttet skyting den negative effekten vedvarer. Fangstratene kom tilbake til normalt nivå ett døgn etter avsluttet skyting i vinterfisket med line etter torsk i Finnmark. Det samme var tilfellet med bifangsten av torsk i rekefiske samme sted. På den annen side viste

fangstforsøk med trål og line på Nordkapp-banken at fangstratene ikke var normalisert fem døgn etter at skytingen hadde opphørt. Det kan derfor vanskelig gis noe entydig svar på hvor lang tid det vil ta før fisken vender tilbake etter endt seismisk aktivitet.

Det synes ikke nødvendig å legge restriksjoner på seismiske undersøkelser ut fra skadeomfanget på fiskeegg, larver og yngel.

Ut fra hensynet til gytingen bør gytefelt og gytevandringsruter beskyttes fra seismisk aktivitet. Dette gjelder særlig for arter med konsentrerte gyteområder og gytevandringsruter.

I Norskehavet betyr dette at seismikk-skyting f.eks. bør unngås i perioden januar til mars, i perioden da både sild, torsk og hyse er på gytevandring til gytefelt langs kysten av Midt- og Nord-Norge. Også i områder og perioder hvor det foregår intensivt fiske er det tilrådelig å unngå seismikk-skyting.

For enkelte områder har OED fastsatt begrensninger mht. seismiske undersøkelser. Dette gjelder bl.a. blokker utenfor Møre, der seismiske undersøkelser ikke tillates i perioden 1/10 – 30/6.

14.6 Litteratur

Agenda Utredning & Utvikling 1995. Økonomiske konsekvenser av olje- og gassvirksomheten for fiskerinæringen. Forslag til beregningsmetode.

Havforskningsinstituttet 1993: Tråling over 40" rørledning – virkninger på fiskeredskap. Fisker og Havet nr. 11 – 1993.

Havforskningsinstituttet, 2001. Fisker og havet, særnummer 1 – 2001. Havets ressurser. ISSN 0802 0620. 153 s.

Lange, K. 1995: Schleppversuche mit Grundschleppnetzen an der Gasleitung „Zeepipe“ im Bereich des deutschen Festlandssockels der Nordsee. Bundesforschungsanstalt für Fischerei. Institut für Fangsttechnik. Hamburg.

Olje og Energidepartementet 1999. Disponering av utrangerte rørledninger og kabler. Sammenfatning av resultater fra utredningsprogrammet.

Soldal, A.V. 1997. Tråling over steindekte rørledninger i Nordsjøen. Fisker og Havet nr. 10.

Statoil 1998. Tråltest over steinfyllinger på 20" Sleipner kondensatrørledning 06.-14. juli 1998.

15 Konsekvenser for reiselivsnæringen ved et større oljesøl

15.1 Bakgrunn og formål

I forbindelse med høringen av RKU Haltenbanken/Norskehavet i 1998 ble etterlyst en beskrivelse av mulige konsekvenser for reiselivet dersom det skjer et større oljesøl på kysten til Norskehavet.

Ved store oljesøl kan det forventes betydelig fokus på virkninger for reiselivsvirksomhet knyttet til sjøen og kystsonen. Kjente tilfeller av store oljesøl i kystnære områder har nesten utelukkende vært knyttet til skipshavarier, og ikke til utblåsninger fra offshore oljefelt. Erfaringene fra slike oljesøl-episoder kan gi nyttig informasjon som kan belyse hvilke konsekvenser en kan forvente dersom et oljeflak når kysten i Norskehavet, enten oljeflaket har sin opprinnelse i en utblåsning, et skipshavari eller andre årsaker.

Dette kapitlet bygger på følgende underlagsrapport :

Haugberg, S., Farsund, C. og Lind, E, 2002.: Konsekvenser for reiselivet av et oljespill i Lofoten. Asplan Viak Stavanger. Underlagsrapport for RKU-Norskehavet. 58 sider.

15.2 Litteraturstudie

På grunnlag av et litteratursøk har en vurdert følgende historiske oljeutslipp som de mest relevante mht overførbare erfaringer:

Skip	Dato	Sted	Størrelse på oljesøl
Exxon Valdez	24.03.1989	Bligh Reef, Prince William Sound	Ca 30.000 tonn olje
Braer	05.01.1993	Sør for Shetland	Ca 80.000 tonn olje
Sea Empress	15.02.1996	Milford Haven, Wales,	
Erika	12.12.1999	Utenfor kysten av Bretagne	Ca. 15.000 tonn tungolje

I mye av den litteraturen som er gjennomgått påpekes det at det er gjort få undersøkelser av hvilke effekter et oljesøl har på *reiseliv og turisme*. Gjennomgående har det også vist seg å være vanskelig å finne litteratur som behandler hvilke konsekvenser et oljesøl har for reiseliv og turisme både på kort sikt, men særlig på lengre sikt.

Det er således funnet få rapporter som behandler effekter av oljesøl på turisme og reiseliv. I den grad reiseliv og turisme har vært behandlet i forbindelse med større oljeutslipp, er omtalen til dels fragmentarisk, og med lite konkrete og målbare data om faktiske effekter.

Michel Girin, direktør i CEDRE ¹, har drøftet problemstillinger knyttet til naturkatastrofer (der i blant oljesøl) og økonomiske konsekvenser for turisme og reiseliv ². Han viser til at forsikringsutbetalinger til reiselivsnæringen er relativt lave sett i forhold til framsatte erstatningskrav fra reiselivsnæringen. En årsak til dette er problemer knyttet til å påvise entydige årsak-virkningsforhold mellom oljesøl og nedgang i reiseliv. I motsetning til f.eks fiskerinæringen, der det er enklere å dokumentere faktiske omsetningstap, er reiselivsnæringen påvirket av en rekke andre forhold; medieomtale, værforhold, konkurrerende reisemål, etc. Det kan også være problematisk å konkretisere omfanget av nedgang i turisme og reiseliv.

Naturkatastrofer har stor nyhetsverdi når de skjer. I mediene blir slike ulykker framstilt svært dramatisk, og budskapet fra miljøvern- og interesseorganisasjoner er "all black, all dead". Slike ulykker er, i følge Girin "non continuous, non lasting long enough to kill

¹ Centre de Documentation, de Recherche et d'Expérimentation sur les pollutions accidentelles des eaux, BP 29604, Brest Cedex, France. Tél 33(0)298331010. Fax 33(0)298449138. Email Cedre@ifremer.fr

² Impact on tourism of a major biodiversity catastrophe: an Example of the interrelation of the Communication Society with Environmental Economics, Draft, 12th September 2000, "Les Entretiens de Port-Cros", September 20-23, 2000

all". Girin viser imidlertid til ulike naturkatastrofer (bl.a. ulykker med oljesøl og skogbranner), og påpeker naturens evne til å restituere seg selv. Rester fra oljesøl brytes relativt raskt ned og naturen restitueres i løpet av få år.

Kystturister, hevder Girin, er først og fremst opptatt av værforhold, om strendene og sjøen ser og er ren nok til å brukes, om fisk og skalldyr er spiselige, ol. Følgelig vil svingninger i turisme og reiseliv være mer betinget av den omtale området får som reisemål, enn av ødelegelser på økosystemet.

I de senere år har imidlertid turisme og reiseliv fått et sterkere innslag av aktivitets- og økoturisme, noe som innebærer en klarere "forbindelse" mellom turisme og reiseliv og økologiske og miljømessige skader etter naturkatastrofer.

Litteraturstudien gir begrensede indikasjoner på hvor omfattende reduksjonen i reiseliv kan forventes å bli. Følgende generelle erfaringer synes likevel å kunne trekkes ut av litteraturgjennomgangen:

- ?? Omfanget av reduksjonen vil avhenge både av det fysiske oljesølets utstrekning og av psykologiske faktorer.
- ?? De psykologiske faktorer vil bli påvirket av den informasjon som gis i forbindelse med oljeuhellet.
- ?? Reduksjonen vil bli påvirket av turismens attraksjoner og tilbud i regionen, for eksempel er fjellklatring mindre sårbar enn rorbuerie og hvalsafari.
- ?? Enkelte segmenter vil bli lite påvirket – andre mye sterkere påvirket. Yrkesreiser vil bli mindre påvirket enn fritidsreiser med fiske som vesentlig attraksjon.
- ?? Dersom opprenningsarbeidet er omfattende, vil det skape behov for arbeidskraft og overnatting og servering. Denne virksomheten kan utgjøre en betydelig motvekt til bortfallet av det ordinære reiselivet.
- ?? Oljeforurensningen kan bli en attraksjon i seg selv som trekker til seg "nysgjerrige".

?? Medieomtalen i forbindelse med et oljeuhell kan representere en omtale av regionen som når nye grupper av turister. For enkelte vil medieomtalen f.eks. "sette Lofoten på kartet".

Tallmateriale fra den litteraturen som er gjennomgått gir grunnlag for å anslå at bortfallet av reiseliv vil ligge på et sted mellom 20% og 50% de første årene. Reduksjonen vil avta med årene og etter 4 – 5 år vil situasjonen være normalisert. Tallene inneholder stor usikkerhet.

15.3 Eksempel Lofoten

Med bakgrunn i de erfaringene en kan hente ut fra litteraturen er det gjort et forsøk på å vurdere hvilke konsekvenser et oljesøl som rammer Lofoten kan få for reiselivsnæringen. Lofoten er valgt som eksempel fordi:

- ?? Lofoten har en klar profilering i reiselivs sammenheng
- ?? I Lofoten finnes det relativt mange reiselivsbedrifter innenfor et relativt avgrenset område
- ?? I Lofoten er de aller fleste reiselivsbedriftene lokalisert nær stranda og har sin virksomhet basert på nærhet til og/eller bruk av strand- og sjøområder.

På denne bakgrunn kan et større oljesøl i Lofoten regnes som et "worst-case"-scenarie mht. eventuelle konsekvenser for reiselivet.

Lofoten er i denne sammenheng definert som kommunene Røst, Værøy, Moskenes, Flakstad, Vestvågøy og Vågan (Figur 15-1).



Figur 15-1. Lofoten-regionen – kommunene som inngår i Lofoten-regionen er markert.

Folketallet i Lofoten har i løpet av siste 20 årene gått ned fra 26300 til 24000. Nedgangen var størst i begynnelsen av 80-årene og mot slutten av 90-årene.

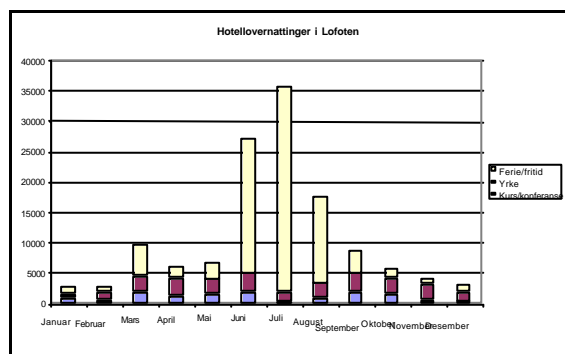
Antall arbeidsplasser i Lofoten har svingt rundt 9000 de siste 15 årene, med en svak nedgang mot slutten av 1990-tallet. Innen hotell- og restaurantnæringen i Lofoten har det vært en stigende tendens i antall arbeidsplasser.

Den best egnede indikatoren for å måle omfanget av reiselivet er overnattingsstatistikk. På grunnlag av statistikk innhentet fra SSB har en funnet at antall overnattinger i reiselivs-bedrifter i Lofoten i år 2001 var i overkant av 130.000, fordelt slik som vist i Tabell 15-1.

Tabell 15-1. Oversikt over overnattinger i Lofoten i 2001 etter formål (SSB)

	Alle	Prosent
I alt	131.061	100,0 %
Kurs/konferanse	13.034	9,9 %
Yrke	27.340	20,9 %
Ferie/fritid	90.687	69,2 %

Lofoten har en større andel av overnattinger knyttet til ferie- og fritidsreiser enn hva som er tilfellet for landet som helhet. Figuren under viser overnattinger fordelt på formål og årstid.



Figur 15-2. Hotellovernattinger i Lofoten etter formål, fordelt på måned

Sammenlignet med Norge som helhet er sesongvariasjonene betydelig større i Lofoten enn i landet for øvrig. Det gjelder for alle reisemål. Sommermånedene står for 61% av årsbesøket. Kurs- og konferansevirksomheten opphører i juli. Den store ulikheten mellom sommermånedene og resten av året antyder en tilsvarende svingning i sysselsettingen. En nærmere studie av tallene tyder på at det knapt

nok er utenlandske turister i Lofoten utenfor sommersesongen.

Tabell 15-2. Overnattingsgjester etter nasjonalitet fordelt på hele året og på sommermånedene

Land	Lofoten		Lofoten	
	Totalt, hele året	Prosent	Sommermånedene	Prosent
I alt	131.061	100,0 %	80.573	100,0 %
Norge	81.018	61,8 %	36.929	45,8 %
Utlandet i alt	50.043	38,2 %	43.644	54,2 %
Sverige	5.295	4,0 %	4.080	5,1 %
Danmark	2.650	2,0 %	1.252	1,6 %
Finland	626	0,5 %	382	0,5 %
Island	28	0,0 %	3	0,0 %
Storbritannia	1.172	0,9 %	964	1,2 %
Nederland	1.621	1,2 %	1.498	1,9 %
Tyskland	21.280	16,2 %	20.375	25,3 %
Frankrike	4.020	3,1 %	3.731	4,6 %
Spania	3.819	2,9 %	3.677	4,6 %
Sveits	1.251	1,0 %	1.094	1,4 %
Italia	3.686	2,8 %	3.363	4,2 %
Østerrike	869	0,7 %	845	1,0 %
USA	1.068	0,8 %	918	1,1 %
Andre land	2.658	2,0 %	1.462	1,8 %

I løpet av sommeren kommer det 80.000 gjester som overnatter på hotell. 54% av disse er utlendinger. ¼ av turistene om sommeren er tyskere, 7% er skandinaver, mens andre store grupper er franskmenn, spanjoler og italienerne. 1% er fra USA (sammenlignet med 4% på landsbasis).

I tillegg til overnatting på hoteller og pensjonater, er det et stort omfang av overnatting på campingplasser, i telt og i campingvogn, og i hytter. I alt utgjør denne form for overnatting 117.000 gjestedøgn som kommer i tillegg til overnatting på hoteller og pensjonater (131.000). I 2001 var det dessuten knapt 5.000 overnattinger på vandrehjem i Lofoten.

Årlig er det altså om lag 250.000 overnattinger i Lofoten.

I alt er det registrert ca 140 bedrifter med tilknytning til reiseliv i Lofoten. Totalt har disse ca 270 årsverk (Tabell 15-3).

Tabell 15-3. Reiselivsbedrifter i Lofoten

BRANSJE	BEDRIFTER				ÅRSVERK I BRANSJEN
	1 an- satt	2 - 5 an- satte	> 5 an- satte	SUM	
Overnatting	43	2	8	53	142
Servering	45	5	3	53	106
Transport	9	4	0	13	15
Formidling	15	0	0	15	7
SUM	112	11	11	134	270

Både overnattingsbedrifter og serveringssteder er lokalisert til et fåtall steder. Flest virksomheter er det i Svolvær og Kabelvåg.

Felles for lokaliseringen av tettsteder med overnattingssteder og serveringssteder er at de fleste ligger på sør-østsiden av øyene, dvs. mot "fastlandet". Et oljeutslipp som for eksempel skyldes et havari på nord-vestsiden, vil derfor ikke nødvendigvis ramme reiselivsbedrifter direkte. Dette vil avhenge av vær- og strømforhold, og kan derfor ha betydning for hvor eksponert hoteller og restauranter vil bli for oljesøl.

15.4 Beregninger av økonomiske konsekvenser og sysselsettingsmessige virkninger

Med bakgrunn i erfaringsmaterialet fra litteraturen og oversikten over reiselivsnæring og sysselsettingssituasjon i Lofoten, er det gjort en vurdering av hva et oljesøl kan bety for reiselivet i Lofoten.

Konsekvensene av et oljesøl kan deles i to:

- ?? De begrensninger i bruk av strandområder og sjøarealer som selve tilsølingen innebærer.
- ?? Virkningen av medias håndtering og næringens håndtering av media vil være avgjørende for omfanget av konsekvensene og for varighet.

De konsekvensene som direkte skyldes tilsølingen vil påvirke de segmenter av reiselivet som har størst forbindelse med strandarealer og sjøen. Dette antas for eksempel å være rorbu-ferie, sjøfiske og studier av sjøfugler og dyreliv i strandsonen. For fjellklatring og hytte-til-

hytte-turer i fjellet vil konsekvensene f.eks. bli mindre.

Andre virkninger vil være av mer psykologisk karakter som følge av medieoppmerksomheten i vid forstand. Slike virkninger kan slå ut også for næringssegmenter som ikke blir direkte berørt av tilsølingen.

Det er gjort et forsøk på å beregne den sannsynlige størrelsen på bortfall av konsum knyttet til reiselivsnæringen. I beregningene har en lagt til grunn at bortfallet av reiseliv vil være 30 % det første året etter et oljesøl, at reduksjonen vil avta med årene, og at situasjonen vil være normalisert etter 5 år. Videre har en forutsatt at yrkesreiser i liten grad faller bort, men at bortfallet i all hovedsak rammer ferie- og fritidsreiser. En har forutsatt at reduksjonen vil være større om sommeren enn om vinteren, og at blant campingturister vil det være større bortfall blant de som leier hytter enn blant de som har sesongkort på campingplasser.

For å redusere usikkerheten i resultatene har en delt inn reiselivet i Lofoten etter reisenes formål, de reisendes nasjonalitet, overnattingsform og sesong, og deretter estimert bortfallet av reiseliv for hvert av disse segmentene. De forskjellige beregningsmåtene har ikke gitt svært forskjellig resultat, og antyder at bortfallet i konsum vil kunne bli fra 50 – 55 millioner kroner det første året etter hendelsen. Totalt over en 5-års periode vil bortfallet av konsum kunne bli i overkant av 100 millioner kroner.

En reduksjon i konsum knyttet til reiseliv vil etter hvert spre seg og ramme andre deler av næringslivet i regionen. Leverandører til overnattingsbedrifter og til serveringssteder vil miste ordrer, for eksempel vaskerier. De ansatte både ved reiselivsbedriftene og hos leverandørene vil bli rammet. Dersom det ikke skapes erstatningsarbeidsplasser vil de etter en tid enten bli arbeidsledige, pendle eller flytte ut. Dette forsterker reduksjonen.

Ved hjelp av modellberegninger (Panda-modellen) har en forsøkt å estimere størrelsen av direkte virkninger og av ringvirkninger. Resultatet er gitt i form av redusert sysselsetting (årsverk).

Det første året etter uhellet vil sysselsettingsvirkningen av et større oljesøl kunne bli på om lag 150 årsverk. Totalt er det beregnet at det i hele perioden kan bli en reduksjon på om lag 300 årsverk. I Vågan kommune kan om lag 80 årsverk falle bort, og i Vestvågøy rundt 50 årsverk.

I utgangspunktet er sysselsettingen i Lofoten på om lag 9500 årsverk. Iflg. beregningene, og med de forutsetninger som er lagt til grunn, vil et uhell kunne redusere den samlede sysselsettingen i Lofoten med 1% til 1,5% det første året. For Vågan kommune – der reiseliv er av relativt stor betydning – er reduksjonen beregnet til drøyt 2% det første året etter uhellet.

Siden reiseliv i Lofoten er sterkt sesongpreget og sysselsettingen tilsvarende variabel, vil virkningene få direkte betydning for langt flere personer, anslagsvis 2 til 3 ganger så mange.

Konsekvensene for sysselsettingsvirkninger er beregnet som vist på Figur 15-3.

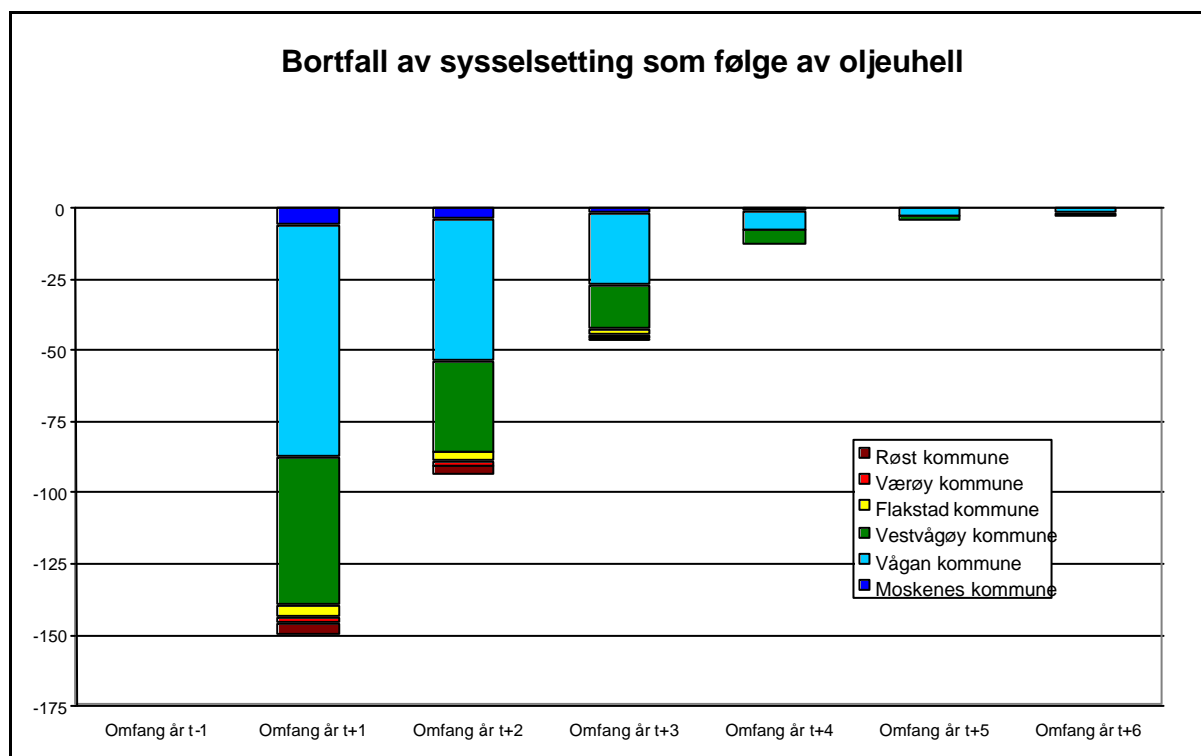
Figuren viser at gitt en forutsetning om gradvis vekst i den samlede sysselsettingen i Lofoten

vil sysselsettingssituasjonen komme opp på samme nivå som den ellers ville vært ca 4-5 år etter oljeutslippet.

Modellen beregner det samlede bortfall av arbeidsplasser målt i årsverk. I praksis kan reduksjonen bli både større og mindre. Dersom en bedrift mister 1/3 av årsomsetningen, er det ikke bare å redusere arbeidsstokken tilsvarende. En slik reduksjon kan føre til at bedriften går under marginen for å klare sine økonomiske forpliktelser. Da kan nedlegging komme på tale og tilbudet falle bort, med det resultat at flere arbeidsplasser kan bli nedlagt.

I tilfelle et betydelig oljeutslipp må det forventes et betydelig oppryddingsarbeid. Det mannskapet som blir engasjert til å utføre dette arbeidet, kan representere en form for turisme. Dette var tilfellet i Alaska etter Exxon Valdezulykken.

En reduksjon av reiseliv i Lofoten kan føre til at reiseliv andre steder i Norge tar seg tilsvarende opp. Det skjer dersom turister som i utgangspunktet hadde bestemt seg for å feriere i Norge, drar til andre steder i landet. For landet som helhet vil da virkningen bli lik null.



Figur 15-3. Konsekvenser for sysselsetting fordelt på år etter uhell og på kommuner

Det er imidlertid grunn til å anta at dersom Lofoten får et negativt omdømme hos turoperatører på kontinentet, vil det i noen grad smitte over på landet som helhet. Avgjørende for virkningen på tyske bussturister, som utgjør en betydelig del av reiselivet i Lofoten, er om turen til Norge kanselleres eller om den legges utenom Lofoten. Ofte er Lofoten et stopp på veien til, eller eventuelt fra Nordkapp.

På bransjehold oppfattes ”olje” som et negativt ord i forbindelse med markedsføring av turisme. Olje assosieres med forurensing, med noe skittent, og er det motsatte av uberørt, rent eller naturlig. Det er derfor viktig å unngå for sterk fokusering på oljeforurensing i Norge fordi det strir med den generelle merkevarebyggingen som reiselivsnæringen forsøker å gjennomføre.

15.5 Betydningen av krisehåndtering

Mediene vil være en viktig aktør i forbindelse med et større oljesøl. Journalister fra fjernsyn, radio og presse vil følge nøye med i hvordan situasjonen blir håndtert, både av de ansvarlige for oljesølet, av myndigheter og av de næringer som blir rammet. Dersom situasjonen blir

behandlet profesjonelt og oppryddingsarbeidet skjer på en effektiv måte, vil krisen bli en mulighet for oppbygging av omdømme og for positiv informasjon om landsdelen. Men blir den ikke behandlet i henhold til det som blir ansett som profesjonelt og forsvarlig, vil situasjonen fort utarte seg. Dette kan resultere i at skadevirkningene for f.eks reiselivet blir større enn de behøvde å bli.

Det er viktig å ha kunnskap om håndtering av krisesituasjoner og erfaring i å vurdere de psykologiske effektene av mediedekningen i vanskelige situasjoner. Håndteringen av mediene vil være av stor betydning for hvordan krisen blir oppfattet av omverdenen, og for i hvilken grad oljesølet fører til bortfall i tilreisende på kort og mellomlang sikt. Erfaring har vist at synlige effekter av oljesøl ofte er borte etter mye kortere tid enn de fleste forestiller seg mens tilgrisingen er på det verste. For reiselivsnæringen vil det derfor være en utfordring å unngå at det fester seg et inntrykk av at skadene er mer langvarige enn hva som faktisk er tilfelle. Skal en ha mulighet for å oppnå dette vil det være nødvendig å ha en på forhånd gjennomtenkt strategi for hvordan en skal få ut korrekt informasjon.

16 Konsekvenser for kulturminner

Dette kapitlet gir en beskrivelse av kulturminnene i Norskehavet sammen med en vurdering av sannsynlighet for nye funn og eventuelle konsekvenser i forbindelse med petroleumsvirksomheten i området.

Kapitlet er basert på følgende underlagsrapport:

Gundersen, J. 2002: "Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Beskrivelse av kulturminnefunn i Norskehavet. Vurdering av sannsynlighet for nye funn og eventuelle konsekvenser i forbindelse med petroleumsvirksomhet". NTNU-Vitenskapsmuseet. April 2002.

Når det gjelder kulturminner under vann er det viktig å skille mellom to spesifikt ulike kulturminnekategorier;

?? Spor etter menneskelig aktivitet fra den tid da deler av nåværende sjøbunn var tørt land, dvs fra tiden under og rett etter siste istid, heretter kalt steinalderfunn.

?? Skipsvrak, eller rester etter slike.

Siden disse to kategoriene er av så ulik karakter, er de behandlet hver for seg i de følgende kapitlene.

16.1 Lovverkets krav til ivaretagelse av kulturminner

16.1.1 Kulturminneloven

Lov 9. juni 1978 nr. 50 om kulturminner (kulturminneloven), § 4 omhandler forbud mot inngrep i automatisk fredete kulturminner og samme lovs § 14 omhandler behandling av skipsfunn.

Lovens §9 omhandler undersøkelsesplikten. Ved planlegging av offentlige og større private tiltak plikter den ansvarlige leder eller det ansvarlige forvaltningsorgan å undersøke om tiltaket vil virke inn på automatisk fredete kulturminner eller skipsfunn eldre enn 100 år.

Som automatisk fredet kulturminne regnes alle spor etter menneskelig virksomhet fra oldtid og middelalder (inntil år 1537).

Verken kulturminneloven eller lovens forarbeider tar opp lovens utstrekning i sjøen. Når en lov ikke regulerer dette nærmere, får loven anvendelse for det som defineres som norsk territorium. Norsk territorialgrense går parallelt med, og 4 nautiske mil (ca 7,4 km) utenfor grunnlinja. Kulturminneloven gjelder ikke utenfor territorialgrensa, og vil således i utgangspunktet ikke være bestemmende for mesteparten av utredningsområdet.

16.1.2 Petroleumsloven

Lov 1996–11–9 nr 72 om petroleumsvirksomhet, § 10-1, annet ledd sier at alle rimelige foranstaltninger skal tas for å unngå skade på kulturminner på havbunnen. I forskriften til samme lov heter det i § 22a at konsekvensutredningen skal beskrive eventuelle kulturminner som kan bli berørt som følge av utbyggingen.

Kulturminner (automatisk fredede kulturminner og skipsfunn eldre enn 100 år) utenfor territorialgrensen på norsk sokkel har altså et vern etter petroleumsloven, men dette er ikke like strengt som for kulturminner innenfor territorialgrensen.

I tråd med dagens praksis vil det i hvert enkelt tilfelle bli avklart gjennom konsekvensutredningsprosessen hvilke undersøkelser og tiltak som eventuelt skal gjennomføres.

16.1.3 Prosedyrer

Siden kulturminnelovens gyldighetsområde bare strekker seg ut til territorialgrensen, og faglig ansvarsfordeling for forvaltningen av kulturminner bygger på denne lov, finnes det etter kulturminneloven ikke innarbeidede prosedyrer for behandling av enkeltsaker på norsk sokkel utenfor territorialgrensen. I henhold til forskrift om faglig ansvarsfordeling etter kulturminneloven, er forvaltningen av kulturminner under vann i Norge

delt på fem regionale institusjoner. Disse institusjonene er *rette myndighet* etter kulturminneloven. Utrednings-området berører følgende tre institusjoners forvaltningsområde; Bergen Sjøfartsmuseum (sør for 62°45'N), Vitenskapsmuseet i Trondheim(62°45'N - 66°30'N) og Tromsø Museum (nord for 66°30'N).

Etter dagens forvaltningspraksis er Riksantikvaren fast høringsinstans i konsekvensutredningsprosessen. Riksantikvaren avgjør i hvert enkelt tilfelle hvorvidt sakene skal delegeres til de respektive sjøfartsmuseene.

16.2 Oversikt over kulturminner i området

16.2.1 Kjente steinalderfunn

I dag er det kun to kjente funn fra steinalderen på norsk sokkel mellom 62° N og 69° N. Disse to funnene stammer fra sedimentprøver tatt i forbindelse med kartlegging av sokkelen i 1978. Funnene er markert på kart, se Figur 16-1.

De to kjente funnene stammer begge fra de øverste 50 cm med sedimenter. Typiske gjenstander er ulike former for steinredskaper. Rester av organisk materiale kan heller ikke utelukkes i slike funn.

16.2.2 Kjente funn av skipsvrak

Det er ikke registrert sikre funn av noen skipsvrak som kommer inn under kulturminnelovens § 14.

En gjennomgang av ulike forlisdatabaser og arkiver ved andre institusjoner derimot, indikerer at det skjuler seg et betydelig antall forliste skip i området.

16.3 Potensiale for nye funn

16.3.1 Steinalderfunn

Isen ved siste istids maksimum nådde omtrent helt ut til kanten av kontinentalsokkelen. Sokkelen ble tidlig isfri under avsmeltingen

etter siste istid, og det relative havnivået i perioden 13.000 – 11.000 år før nåtid var lavere enn i dag. Enorme vannmengder fra havet var bundet opp i iskapen over Skandinavia, samtidig som deler av kontinentalplata utenfor isens utbredelse ble presset opp på grunn av forskyvninger i mantelen. Hvor lavt det relative havnivået var i denne perioden, og hvor fort det steg etter at vannet i isen igjen ble frigjort, er usikkert. Nyere geologisk forskning viser at strandlinjene på sokkelen er skrå slik de er på land, og at det relative havnivået har vært lavere jo lengre mot vest man kommer. Å sette en fast grense for maksimalt lavt havnivå på for eksempel 40, 90, 120 eller 150 meter under dagens havnivå er ikke mulig med dagens kunnskap. Seismiske profiler og andre bunnprøver viser formasjoner som kan tolkes som strandvoller, og slike er funnet på dyp ned mot 150 meter under dagens havnivå både på den smale sokkelen utenfor Møre og Romsdal og utenfor Troms. Det er imidlertid knyttet stor usikkerhet til om disse strukturene virkelig er eldre strandvoller, eller om de er formasjoner dannet på dypt vann.

Det er pr. i dag ikke nok detaljert og sikker kunnskap om de kvartærgeologiske forholdene mot slutten av, og rett etter, siste istid. Usikkerheten om havnivået og isavsmeltingen gjør at teorier om at mennesker aktivt brukte landområder på sokkelen som nå ligger på dypt vann, ikke kan avvises. Funnene fra norsk sokkel utenfor Møre og Romsdal, og mulige strandvoller utenfor Troms, indikerer at området helt ned mot nåværende havdyp på 150 – 170 meter kan være aktuelt for fremtidige funn.

Store områder på sokkelen utenfor Møre og Romsdal kan ha et potensiale for funn fra steinalder. Begge de to kjente steinalderfunnene stammer fra dette området, som omfattes av *Langgrunna* og *Buagrunnen*. De grunneste, og dermed aller mest aktuelle områdene finner man på de to nevnte områdene, samt deler av Haltenbanken og områdene utenfor Vestfjorden/ Lofoten. Bare på Buagrunnen og på grunnene utenfor Vestfjorden er det idag tildelt lisenser; henholdsvis Blåveis (PL 252) der det ble boret tørr letebrønn i 2001, og Castor (PL 219).

Foruten aktivitetene på selve blokkene krysser rørledningen Åsgard Transport over deler av Buagrunnen og Langgrunna.

Ingen av blokkene i 17. utlysingsrunde ligger i områder som er aktuelle for steinalderfunn.

16.3.2 Skipsvrak

Det finnes en rekke kilder om skipsvrak langs norskekysten. Et problem er at kildene ofte er unøyaktige og mangelfulle. Datagrunnlag fra Oljedirektoratets opprydding av havbunnen i Nordsjøen 1980-1998 gir en indikasjon på 1200 skipsvrak innenfor området mellom 62° N og 68° N. Området nord for 68° N er ikke inkludert i beregningene. Videre angir Statens forurensningstilsyns vrakdatabase over 650 forlis utenfor denne delen av kysten i løpet av de siste 100 årene, og en gjennomgang av Malmsteins seilskuterregister ved Norsk Sjøfartsmuseum angir en forlisprosent på mellom 10 og 20% av flåten i åpent hav. Kulturminnemyndighetene antar derav at det i hele utredningsområdet mellom 62° N og 69° N befinner seg et betydelig antall skipsvrak på havbunnen. Det foreligger ikke data som gir grunnlag for å si hvor sannsynligheten for funn er størst. Det foreligger heller ingen anslag over hvor stor del av skipsvrakene som er eldre enn 100 år.

16.4 Konsekvenser knyttet til inngrep

Alle tiltak som berører sjøbunnen kan medføre direkte eller indirekte inngrep i kulturminner. Dumping av løse eller faste masser kan føre til overdekking av kulturminner. Mudring, nedgraving, pløying, spyling, suging, forankring eller andre inngrep i bunnsedimenter vil kunne føre til permanente skader både på skipsvrak og funn fra steinalder.

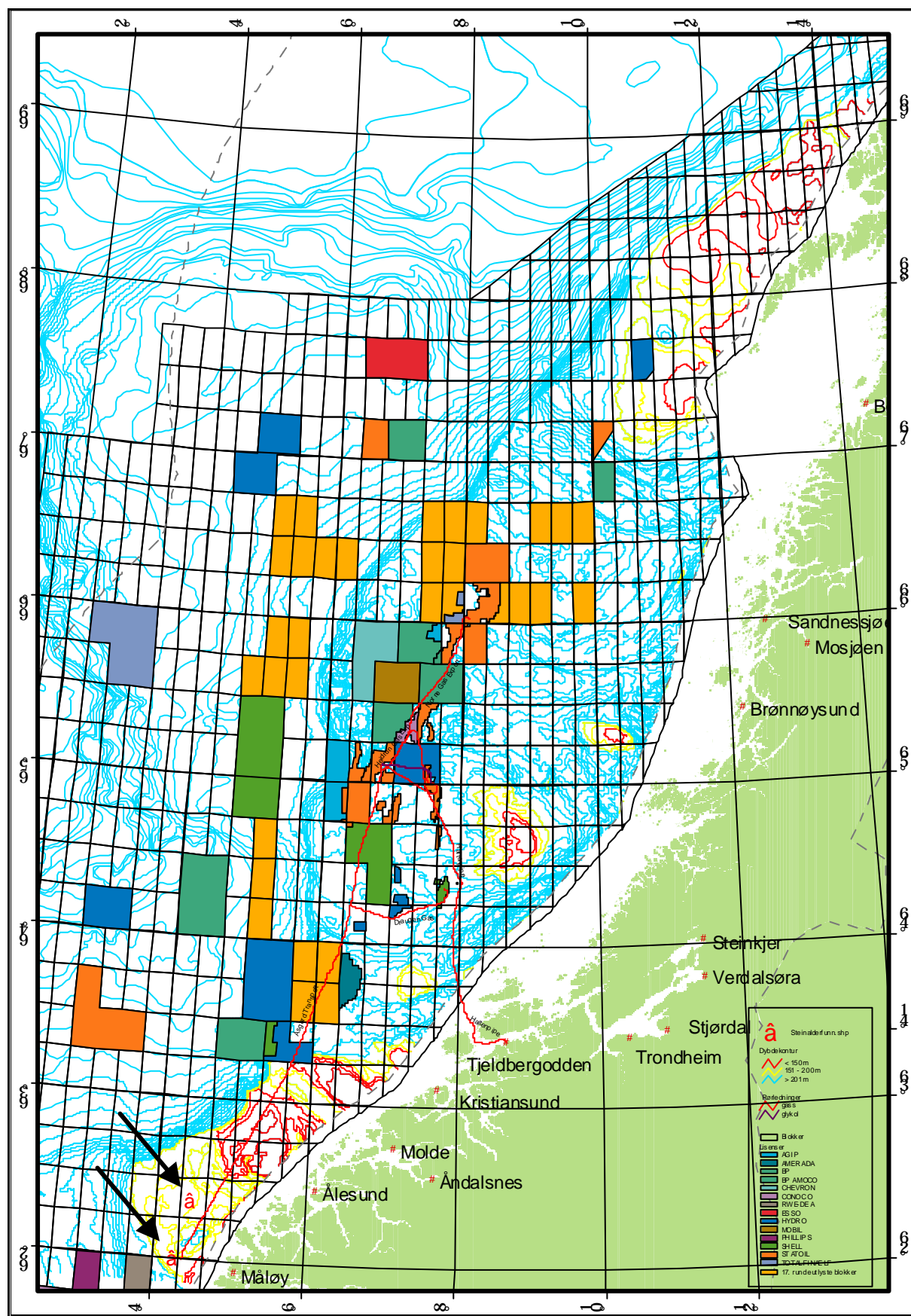
Plassering av installasjoner som havbunnsrammer eller rørledninger oppå sjøbunnen kan føre til umiddelbar og permanent skade på skipsvrak. De samme typene installasjoner vil ikke nødvendigvis medføre umiddelbar skade på funn fra steinalder, såfremt installasjonene ikke er av en slik utforming eller tyngde at de presses ned i sjøbunnen.

Funn fra steinalder på norsk sokkel vil typisk finnes i den aller øverste delen av bunnsedimentene. Slike forekomster vil kunne skades ved alle former for inngrep i sedimentene. Rørledninger av ulike slag som ikke graves ned i bunnen vil ikke føre til nevneverdig skade på funn fra steinalder.

Skipsvrak eller rester etter slike, som er eldre enn 100 år, vil etter mange år på havbunnen være i en slik forfatning at alle tiltak som berører lokaliteten kan medføre umiddelbar skade. Forlis i dypt vann vil føre til forholdsvis samlet deponering av vrakrestene. Slike såkalte sluttede funn vil generelt sett være av større vitenskapelig interesse enn funn av tilsvarende skip som har blitt knust og spredt over store områder. Både faste installasjoner, rørledninger oppå sjøbunnen og ulike former for ankerhåndtering vil kunne påføre et skipsvrak på dypt vann permanent skade.

16.5 Kartlegging og avbøtende tiltak

Det gjennomføres rutinemessig ROV-kartlegging av havbunnen langs alle aktuelle rørledningstraséer og av alle aktuelle bore- og utbyggingslokasjoner. En har erfaring med at disse kartleggingene har oppdaget skipsvrak, og også flyvrak, på havbunnen. Hva som er aktuelle tiltak for å unngå skade, og hva som er nødvendig mht videre undersøkelser, må tas stilling til dersom det gjøres funn.



Figur 16-1 Petroleumsvirksomhet og kulturminner. Funn fra steinalder, samt mulige tidligere landområder. Blokker på norsk sokkel med tildelt lisens, samt blokker i 17. utlysningsrunde. Rørledningen Åsgård Transport krysser Langgrunna

17 Samfunnsmessige virkninger

Innholdet i dette kapitlet bygger på følgende underlagsrapport:

Holmelin, E. 2002: Regional konsekvensutredning Norskehavet, Samfunnsøkonomiske konsekvenser. Rapportnr. R3556EHO, Agenda Utredning & Utvikling AS.

Det vises til denne for ytterligere informasjon.

17.1 Forutsetninger lagt til grunn for samfunnsøkonomiske beregninger

Grunnlaget for de samfunnsøkonomiske beregningene er i hovedsak de prognoser for framtidig produksjon som er innrapportert til myndighetene for Revidert nasjonalbudsjett 2002 (RNB 2002), og som er gjengitt i kapittel 5.

I tillegg er det etablert representative produksjonsprognoser for felt i ressursklasse 5 og 7 (ressurser der utvinning er sannsynlig men uavklart, og ressurser som ikke er evaluert). Tre såkalte fiktive felt er tatt med som representanter for felt som ligger lenger fram i tid (ressursklasse 8 og 9, dvs. prospekter, prospektmuligheter og ikke kartlagte ressurser). Se for øvrig kapittel 5.1 for nærmere beskrivelse av Oljedirektoratets ressursklassifiseringssystem.

For de fiktive feltene har en valgt å benytte ressursgrunnlaget, utbyggingskonseptet og utvinningsprofilen i Kristin-feltet, der det ene (FF1) er definert som 3 x Kristin og de to andre (FF2 og FF3) er definert som 1 x Kristin.

De tre fiktive feltene er gitt en sannsynlig tidsinnfasing, og inngår i de økonomiske analysene på linje med de feltene som har konkrete utbyggingsplaner. Felt i ressursklasse 5 og 7 har ikke konkrete utbyggingsplaner, og er med i beregningene bare med grove investeringsanslag og en antatt tidsinnfasing.

I tillegg til installasjoner på felt i ressursklasse 1 og 2 (Felt i produksjon og felt med godkjente utbyggingsplaner), er det forutsatt egne

produksjonsinnretninger på Skarv, Ormen Lange og de fiktive feltene (FF1, FF2 og FF3).

Beregninger av CO₂-avgift og skatter er gjort med utgangspunkt i data fra RNB-rapportene for de enkelte ressursene. Følgende forutsetninger er lagt til grunn:

- ☒ Alle tall er i faste 2001-kroner.
- ☒ Felles forutsetninger om oljepris, gasspris, NGL-pris, inflasjon, valuta mv fra RNB-rapportene er lagt til grunn
- ☒ Ved beregning av skatt har en forutsatt full skatteposisjon hos alle operatørselskaper
- ☒ CO₂-avgift er beregnet ut fra RNB og dagens utslippssatser

Kostnader knyttet til leteboringer er ikke inkludert i analysene grunnet manglende data.

Produksjonen av petroleum i Norskehavet forventes å øke raskt fra rundt 50 millioner Sm³ oljeekvivalenter pr år i dag, til ca 60 millioner Sm³ oljeekvivalenter i 2004, og videre til mellom 70 og 80 millioner Sm³ oljeekvivalenter pr år i 2010 (se kapittel 5). Deretter vil produksjonen, slik det ser ut i dag, avta igjen, med mindre nye felt fases inn. Som eksempel på dette har en altså lagt inn tre fiktive felt som bringer produksjonen i Norskehavet opp i over 100 millioner Sm³ oljeekvivalenter pr år i 2012 - 2013.

Det understrekes at tall presentert i dette kapitlet er basert på prognoser og beregninger som er gjort før feltene bygges ut. Dette betyr at det er innebygd en stor grad av usikkerhet, og usikkerheten øker i vesentlig grad mot slutten av den perioden som er behandlet.

17.2 Norskehavets andel av norsk petroleumsvirksomhet

Fra en beskjeden start i begynnelsen av 1990-årene, har investeringsaktivitetene i Norskehavet økt betydelig de senere år, og utgjør for tiden rundt 20% av de samlede investeringer på norske kontinentalsokkel. I tiden framover

ventes denne andelen å øke betydelig, til ca en tredjedel i år 2010. Dette skjer både fordi investeringsaktivitetene i Norskehavet målt i 2001-kr mer enn fordobles, og fordi investeringsaktivitetene på resten av norsk kontinentalsokkel synes å gå ned. Norskehavet er dermed i ferd med å etablere seg som et av de viktigste områdene for norsk petroleumsvirksomhet.

17.3 Samfunnsmessig lønnsomhet

I beregningene av samfunnsmessige lønnsomhet av petroleumssressursene er det lagt inn felles enhetspriser på produktene i henhold til anslagene benyttet i Revidert nasjonalbudsjett (RNB) 2002. Disse er kr 786 pr. Sm³ (ca 16 dollar pr. fat) for olje og kondensat, kr 900 pr tonn for NGL og kr 0,60 pr Sm³ for gass.

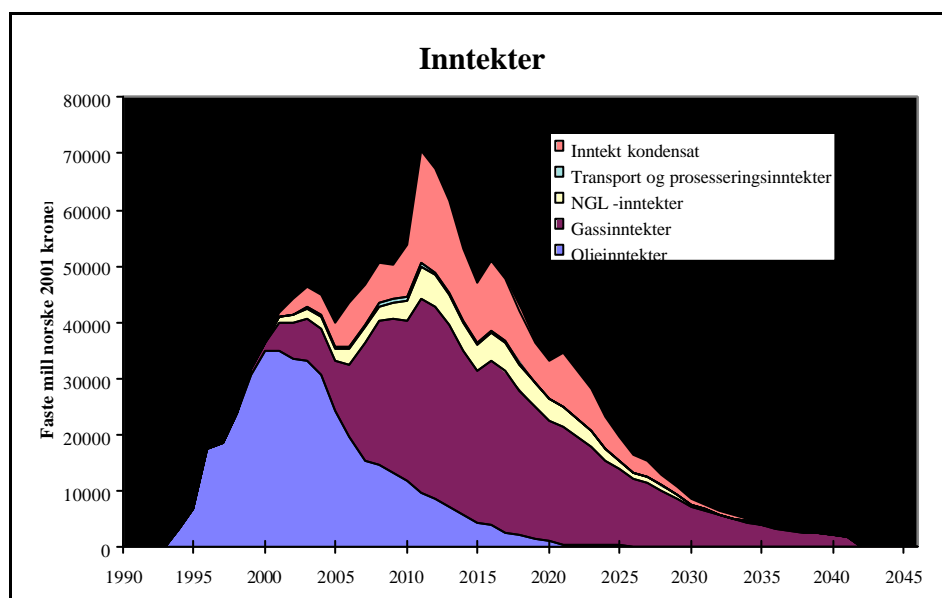
Med disse prisforutsetninger og den forventede produksjonsprofil, gir produksjonen i Norskehavet en samlet inntekt på ca 1.360 milliarder 2001-kr fordelt over nær 50 år i perioden 1994 - 2042. Inntektene fordeler seg med ca 420 mrd 2001-kr på olje, ca 230 mrd kr på kondensat, ca 90 mrd kr på NGL og ca 620 mrd kr på gass. I tillegg kommer interne transport- og prosesseringsinntekter på 7 mrd kr. I Figur 17-1 er det vist hvordan inntektene fordeler seg på de ulike produkter.

Den første produksjonen startet opp på Draugen i 1993. For oversiktens skyld har en i framstillingene vist utviklingen fra år 1990.

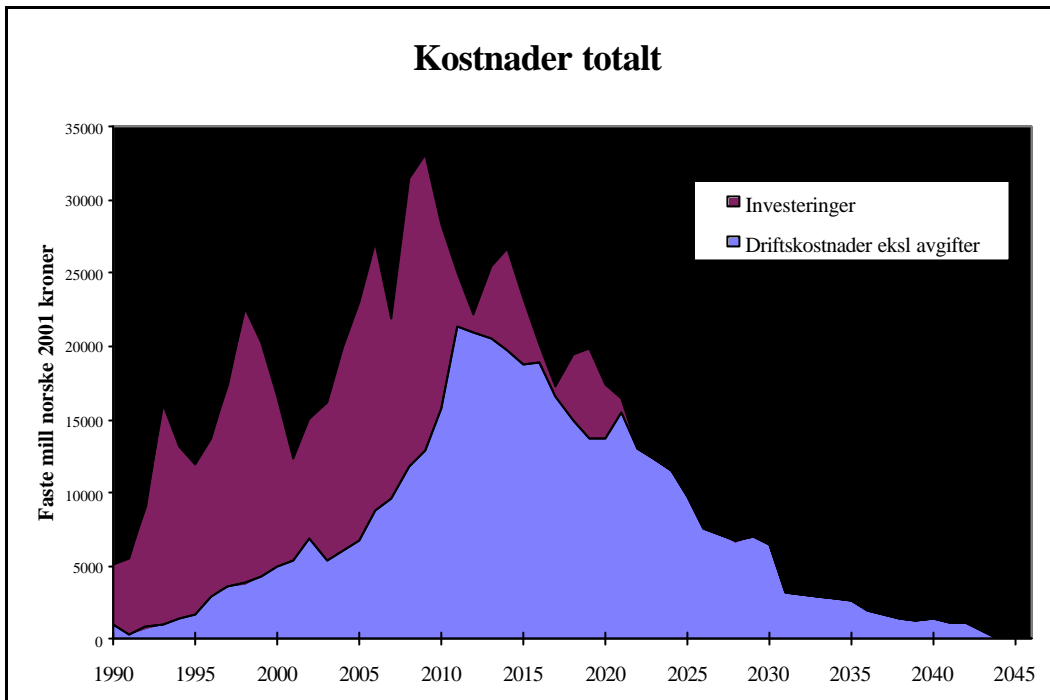
Kostnadene ved petroleumproduksjonen i Norskehavet består dels av investeringskostnader til feltutbygginger og rørledninger, og dels av driftskostnader for disse installasjonene. Leteboringskostnader og avviklingskostnader er ikke med, da det ikke foreligger tall for disse. Samlet er kostnadene ved petroleumproduksjonen i Norskehavet beregnet til ca 720 milliarder 2001-kr fordelt over mer enn 50 år i perioden 1989 – 2042.

Dette fordeler seg med 304 milliarder 2001-kr i investeringer, og 415 milliarder 2001 kr i driftskostnader. Produksjonsavgifter og CO₂ avgift til staten trukket ut, da dette er avgifter, og ikke kostnader i vanlig forstand. Disse utgjør til sammen ca 30 milliarder 2001-kr. Tidsmessig dominerte investeringskostnadene fram til 2008. Senere blir driftskostnadene dominerende. Figur 17-2 viser fordelingen på drifts- og investeringskostnader.

Kombinerer en driftsinntektene for feltene i Norskehavet med tilhørende driftskostnader, framkommer et bilde av netto kontantstrøm fordelt på år, slik som vist i Figur 17-3.



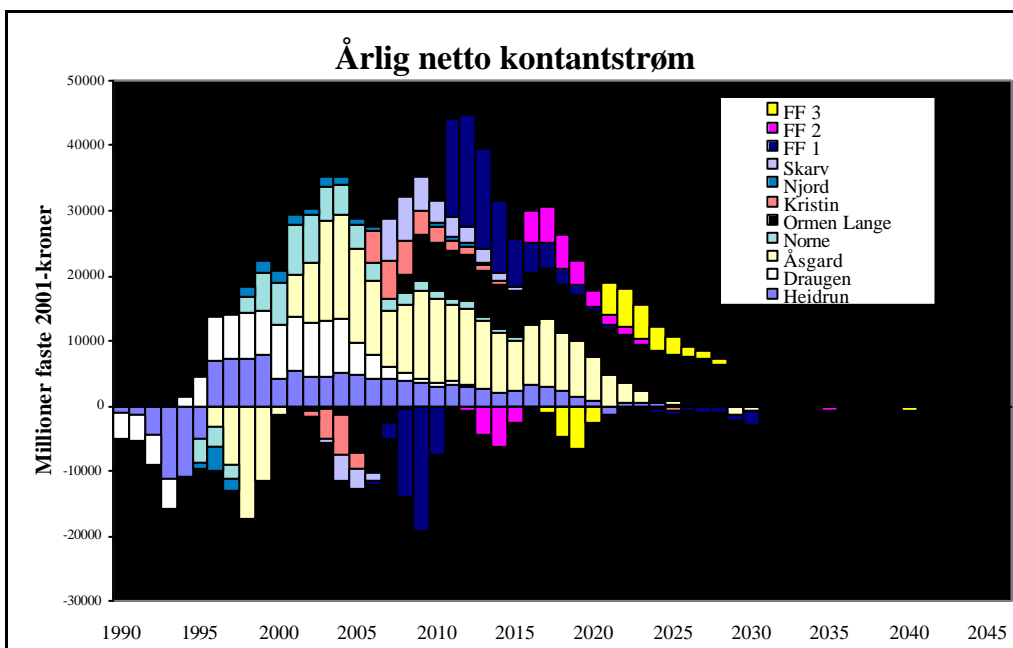
Figur 17-1. Inntekter av petroleumproduksjonen i Norskehavet fordelt etter type. Basert på RNB innrapportering 2002, samt tre fiktive felt. De fiktive feltene gjør seg gjeldende fra og med år 2009



Figur 17-2. Samlede kostnader pr år i Norskehavet, fordelt på utbyggings- og driftskostnader. Millioner 2001-kroner

Petroleumsvirksomheten i Norskehavet fikk for første gang en positiv årlig kontantstrøm i 1998, etter 8 år med investeringskostnader større enn produksjonsinntektene. Netto kontantstrøm var beskjeden fram til 2001, da Åsgard-feltet var klart for produksjon og eksportrørledningen Åsgard Transport sto klar til å frakte riggass sørover.

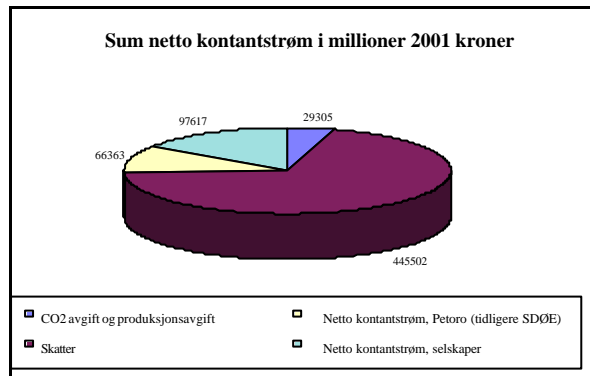
Samlet gir petroleumsvirksomheten i Norske havet, med inntektsforutsetningene gitt ovenfor, en netto kontantstrøm for det norske samfunn på ca 640 milliarder 2001-kr i perioden 1990 – 2042. (summen av alle segmentene i Figur 17-4).



Figur 17-3. Samlet årlig kontantstrøm fordelt på feltgrupper

Dette er omtrent like mye som et statsbudsjett, og utgjør omtrent halvparten av den samlede norske verdiskapning i et enkelt år, målt ved bruttonasjonalproduktet.

Av den samlede netto kontantstrøm får staten ca 540 milliarder 2001-kr eller 85% i skatter og avgifter og gjennom sin egen deltakelse. Oljeselskapenes andel av verdiskapningen er om lag 15%, tilsvarende i underkant av 100 milliarder 2001-kr. (Figur 17-4).



Figur 17-4. Samlet netto kontantstrøm fordelt på mottaker. Millioner 2001-kroner

17.4 Vare- og tjenesteleveranser, nasjonalt og regionalt

Inntektene fra petroleumsvirksomheten i Norskehavet bidrar til å finansiere statens og oljeselskapenes virksomhet, og gir som følge av dette grunnlag for svært mange arbeidsplasser rundt om i det norske samfunn, særlig i offentlig sektor. Hvor store disse sysselsettingsvirkningene er, har en liten mulighet til å beregne med noen grad av sikkerhet, da statens oljeinntekter ikke øremerkes spesielle formål, og staten gjennom sine generelle overføringer og sitt forbruk griper inn i hele nasjonaløkonomien. Det en imidlertid kan beregne, er hvilke vare- og tjenesteleveranser petroleumsvirksomheten i Norskehavet gir til norsk næringsliv, og hvilke sysselsettingsvirkninger dette gir for det norske samfunn.

Tar en utgangspunkt i de samlede kostnader ved petroleumsproduksjonen i Norskehavet, og trekker ut avgifter til staten og interne overføringer mellom lisensene i området, står en tilbake med investeringskostnader på ca 300 milliarder 2001-kroner og driftskostnader på ca 220 milliarder 2001-kroner som gir leveranse-

og sysselsettingsmuligheter for det norske samfunnet.

Når det gjelder investeringskostnadene har en med utgangspunkt i gjennomførte konsekvensutredninger, og erfaringer fra liknende utbygginger på felt der det ikke foreligger konsekvensutredninger, forsøkt å anslå norsk næringslivs andel av vare- og tjenesteleveransene i utbyggingsfasen. Disse anslagene indikerer en samlet norsk verdiskapning gjennom leveranser til utbygging av feltene i Norskehavet på i underkant av 170 mrd 2001-kr, eller 55% av totalinvesteringene over perioden 1990-2022, som er definert som utbyggingsfasen.

Tilsvarende er samlede norske leveranser med sysselsettingseffekt til drift av feltene i Norskehavet anslått til 190 mrd 2001-kr, fordelt over perioden 1990 – 2044 som her er definert som driftsperioden. Dette utgjør 87 % av de samlede driftsleveranser med sysselsettingseffekt, og viser at drift av petroleumfelt på norsk kontinentalsokkel i stor grad er en nasjonal oppgave.

Med basis i beregninger gjennomført i feltspesifikke konsekvensutredninger for utbygginger i Norskehavet, har en anslått regionale vare- og tjenesteleveranser til investerings- og driftsfasen fra de fire fylkene i Midt-Norge, inkludert Nordland.

Samlet er midtnorsk andel av investeringskostnadene anslått til nær 17 milliarder 2001-kr, eller vel 10% av beregnede norske vare- og tjenesteleveranser i utbyggingsfasen. Anslagene over midtnorsk leveranseandel har variert fra rundt 7% på nye felt som Kristin og Ormen Lange, til 15% på de første feltene som ble bygget ut; Heidrun og Draugen. En vet ikke om dette skyldes at midnorske leveranser i ettertid viste seg mindre enn først antatt, eller om det bare skyldes endrede vurderinger.

I driftsfasen er vare- og tjenesteleveransene mer lokale, og forventet midtnorsk andel tilsvarende høyere. Samlede midnorske leveranser til feltene i Norskehavet i driftsfasen er anslått til vel 75 milliarder 2001-kr, eller rundt 40% av de norske driftsleveransene med sysselsettings effekt. Driftsleveransene til feltene er altså langt viktigere for midtnorsk næringsliv enn investeringsleveransene.

De feltspesifikke konsekvensutredningene viser betydelige forskjeller mellom felt mht. beregnede midtnorske andeler av driftsleveransene. Mye av forklaringen på dette ligger i forskjeller i konseptvalg og driftskostnadsstruktur.

Det understrekes at både norske og regionale leveranseandeler er basert på beregninger gjennomført før utbyggingene startet. Tallene inneholder derfor betydelig usikkerhet. Det er i liten grad gjort etterstudier som viser hva norsk andel av verdiskapningen faktisk ble ved de ulike utbyggingskonseptene.

17.5 Sysselsettingsvirkninger, nasjonalt og regionalt

For beregning av sysselsettingsmessige virkninger av petroleums virksomheten i Norskehavet, er det benyttet en forenklet kryssløpsbasert beregningsmodell. Modellen beregner direkte sysselsetting i leverandørbedrifter, indirekte sysselsetting i underleverandørbedrifter og i tillegg konsumvirkninger rundt om i samfunnet som følge av de sysselsattes forbruk og skattebetalinger.

På nasjonalt nivå er det benyttet virkningskoeffisienter hentet fra Statistisk Sentralbyrås planleggingsmodell MODIS, mens det på regionalt nivå er benyttet virkningskoeffisienter fra den regionale planleggingsmodellen PANDA.

Utgangspunktet for beregningene er den anslåtte norske og regionale andelen av vare- og tjenesteleveranser, fordelt på hovednæring og år.

Det understrekes sterkt at de presenterte tallene er beregnede tall som inneholder stor usikkerhet. Det er heller ikke nødvendigvis ny sysselsetting det her er snakk om. I stor grad vil sysselsettingseffektene av investeringsaktivitetene dreie seg om å holde offshoreverft, utstøys-leverandører, ingeniørbedrifter og en rekke servicebedrifter med oppdrag og en normal bemanning.

Samlet gir investeringene i Norskehavet i følge beregningene en sysselsettingseffekt på vel 460.000 årsverk, eller nær 15.000 årsverk pr år i gjennomsnitt i utbyggingfasen (1990 –

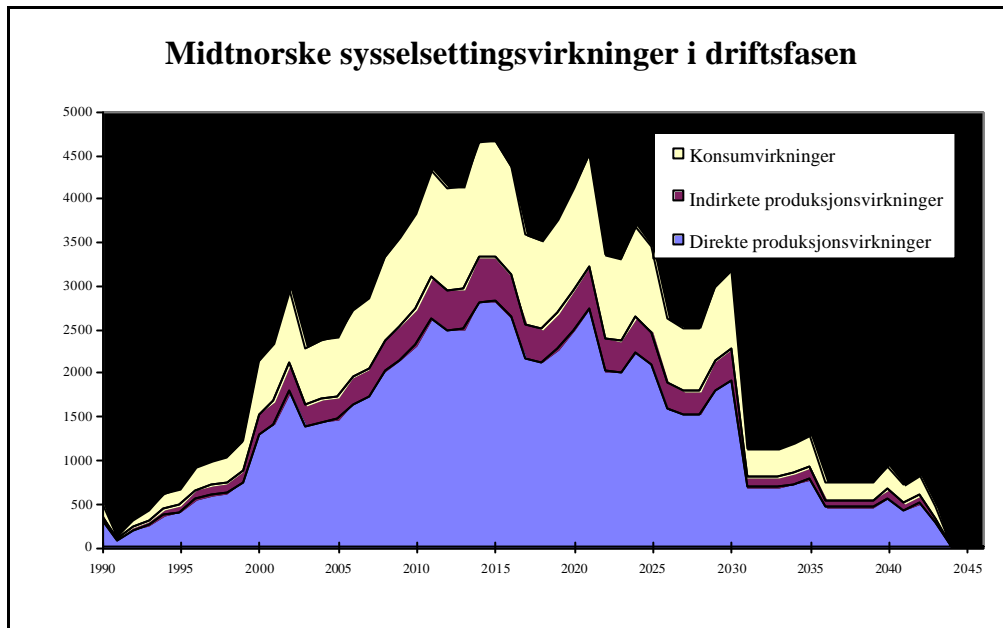
2022). Om lag 43% av dette er direkte sysselsetting i leverandørbedriftene, 24% er ringvirkninger i underleverandørbedrifter, mens resten er konsumvirkninger. Denne sysselsettingen har siden 1990 svingt sterkt, med sysselsettingsopper knyttet til utbyggingen av Heidrun og Draugen, Åsgard og Åsgard Transport. Tilsvarende forventes det sysselsettingstopper ved kommende utbygginger av Ormen Lange og Skarv, og til en eventuell samtidig utbygging av fiktivt felt 1 og felt i utbyggingsklassene 5-9 (mulige framtidige utbygginger, ihht. forutsetningene som er lagt til grunn for beregningene).

Når det gjelder drift viser modellberegningene en samlet sysselsettingseffekt på 390.000 årsverk i hele driftsperioden (1990 – 2044). Når halvparten av dette er direkte virkninger i operatørselskaper og leverandørbedrifter, 18% er indirekte virkninger i underleverandørbedrifter, mens de resterende 33% er konsumvirkninger.

Samlet finner en at petroleumsvirksomheten i Norskehavet gir en beregnet sysselsettingseffekt i det norske samfunn på 850.000 årsverk, fordelt over 54 år i driftsperioden. 54% av dette kommer som følge av investeringsaktivitetene, mens de resterende 46% skyldes drift av felt og rørledninger. Selv fordelt over mer enn 50 år, er 850.000 årsverk en formidabel sysselsettingseffekt. Basert på de forutsetninger som er lagt til grunn gir petroleumsvirksomheten i Norskehavet en gjennomsnittlig sysselsettingseffekt i det norske samfunn på nesten 16.000 årsverk hvert år i mer enn 50 år.

Regionale sysselsettingsvirkninger i Midt-Norge og Nordland av utbyggingsvirksomheten i Norskehavet er beregnet til nær 36.000 årsverk, fordelt over perioden 1990 – 2022. Dette fordeler seg med 56% på direkte sysselsettingsvirkninger i landsdelens leverandørbedrifter, 16% i indirekte sysselsettingsvirkninger hos deres underleverandører i regionen, og de resterende 28% på regionale konsumvirkninger som følge av de sysselsattes skattebetalinger, forbruk m.v.

Regionale sysselsettingsvirkninger av driftsaktivitetene i Norskehavet fordelt på type virkning og tid, framgår av Figur 17-5. En ser av figuren at den beregnede regionale.



Figur 17-5: Beregnede regionale sysselsetningsvirkninger i driftsfasen fordelt på type virkning.

sysselsettingen knyttet til drift av feltene i Norskehavet øker forholdsvis jevnt over tid til en topp på rundt 5.000 årsverk pr år rundt 2015. Deretter avtar sysselsetningseffekten, slik det nå ser ut, langsomt fram mot 2030, der en får et markant fall ettersom stadig flere felt stenges.

De regionale sysselsetningsvirkningene i Midt-Norge og Nordland av driftsaktivitetene i Norskehavet, er beregnet til vel 126.000 årsverk fordelt over 54 år i perioden 1990 – 2044. Disse fordeler seg med vel 60% på direkte produksjonsvirkninger, enten i drift av feltene, eller i regionale leverandørbedrifter,

nær 11% i regionale underleverandørbedrifter, og de resterende 29% på regionale konsumvirkninger. Med de forutsetninger som er lagt til grunn, vil den regionale sysselsettingen øke relativt jevnt over tid fram mot en topp på omlag 5000 årsverk omkring år 2015.

Basert på de forutsetningene som er lagt til grunn, vil petroleumsvirksomheten i Norskehavet til sammen gi en beregnet regional sysselsettingseffekt i Midt-Norge og Nordland på rundt 3.000 årsverk i gjennomsnitt pr år i over 50 år.

18 Nedstengning og avvikling

18.1 Regelverk

Nasjonale regler om disponering av utrangerte innretninger (installasjoner og rørledninger) finnes i lov av 29. november 1996 nr 72 om petroleumsvirksomhet (petroleumsloven), forskrift til petroleumsloven og lov av 25. april 1986 nr. 11 om tilskudd til fjerning av innretninger på kontinentalsokkelen (fjernings-tilskuddsloven).

18.1.1 *Petroleumsloven*

Petroleumsloven kapittel 5 omhandler avslutning av petroleumsvirksomheten. Etter dette skal rettighetshaver legge fram en avslutningsplan før bruken av en innretning endelig opphører. Avslutningsplanen skal inneholde forslag til disponering av innretningen, samt en konsekvensutredning som beskriver de miljømessige konsekvensene av ulike disponeringsalternativer, jfr. §§ 43 og 45 i forskrift til petroleumsloven. På samme måte som for utbyggingsprosjekter skal det utarbeides en melding med forslag til utredningsprogram, og både meldingen og den endelige konsekvensutredningen blir gjenstand for offentlige høringer.

For rørledninger og kabler kan slik disponering bl.a. være videre bruk i petroleumsvirksomheten, annen bruk, hel eller delvis fjerning eller etterlating. For andre innretninger (installasjoner) vil bindende internasjonale regler begrense valgmuligheten, se 18.1.3.

Med utgangspunkt i avslutningsplanen fatter departementet vedtak om disponering og fastsetter en frist for gjennomføring av vedtaket. I vurderingen som legges til grunn for vedtaket skal det bl.a. legges vekt på tekniske, sikkerhetsmessige, miljømessige og økonomiske forhold, og hensynet til andre brukere av havet.

I henhold til petroleumslovens § 5-4 er rettighetshaver eller eier ansvarlig for skade eller ulempe som en etterlatt innretning måtte

volde dersom det er utvist forsett eller uaktsomhet fra rettighetshaverens eller eierens side, med mindre departementet bestemmer noe annet. Som et alternativ til at rettighetshaver eller eier skal være ansvarlig for en

etterlatt innretning, kan det avtales at staten overtar ansvaret mot en avtalefestet økonomisk kompensasjon.

18.1.2 *Fjerningstilskuddsloven*

Utgiftene til fjerning av innretninger på kontinentalsokkelen fordeles etter fjerningstilskuddsloven mellom staten og rettighetshaverne, da sistnevnte ikke får rett til fradrag for slike utgifter i skatteregnskapet. I stedet får rettighetshaverne et tilskudd når endelig disponering finner sted, jfr. Ot.prp nr 91 (1998-99). Ifølge lovens § 5 er det rettighetshavernes kostnadsandel, dvs. eierandel, som legges til grunn ved beregning av tilskuddets størrelse. Statens andel av fjerningsutgiftene skal etter loven også omfatte samtlige utgifter som forholdsmessig faller på statens egne økonomiske andeler (SDØE) av de aktuelle innretninger.

18.1.3 *Internasjonale regler*

I følge FNs havrettskonvensjon av 1982 skal alle innretninger og anlegg som ikke lenger er i bruk fjernes for å trygge sikkerheten for skipsfarten, idet det tas hensyn til allment godtatte internasjonale standarder som for dette formål er fastsatt av den kompetente internasjonale organisasjonen. Ved fjerning skal det også tas tilbørlig hensyn til fiske, vern av marint miljø og andre staters rettigheter og plikter.

Den internasjonale sjøfartsorganisasjonen (IMO) har vedtatt relevante retningslinjer. Disse retningslinjene omfatter imidlertid ikke rørledninger.

OSPAR (konvensjonen om beskyttelse av det marine miljø i det nordøstlige Atlanterhav) har

fastsatt regler for fjerning og disponering av utrangerte innretninger (installasjoner og rørledninger) til havs. Sommeren 1998 (23. juli) ble det fattet et bindende vedtak i OSPAR om forbud mot dumping av utrangerte installasjoner til havs.

Vedtaket innebærer at følgende installasjoner eller deler av installasjoner må tas på land for resirkulering eller annen disponering, med mindre de kan tjene til annen bruk eller det generelle unntak redegjort for nedenfor kan påberopes:

- ?? Undervannsinstallasjoner (produksjonsanlegg på havbunnen)
- ?? Flytende stålinstallasjoner
- ?? Små faste stålinstallasjoner (de med en understellsvekt på mindre enn 10.000 tonn)
- ?? Øverste del av store faste stålinstallasjoner (dvs. plattformdekk og deler av understellet ned til øverste del av pæleverket på installasjoner med en understellsvekt på mer enn 10.000 tonn)
- ?? Plattformdekk på betonginstallasjoner

Fra forbudet gjelder unntak for enkelte installasjoner eller deler av installasjoner dersom en samlet vurdering i det konkrete tilfelle viser at det er overveiende grunner for sjødisponering. De kategorier av installasjoner som det gjelder unntak for er referert til i vedlegg 1 til beslutningen, og omfatter:

?? Understellsokkel på eksisterende store faste stålinstallasjoner.

Dette gjelder store faste stålinstallasjoner som er utplassert før 9. februar 1999, og som har en understellsvekt på mer enn 10.000 tonn. Med understellsokkel menes de deler som ligger under øverste del av pæleverket som forbinder installasjonen med sjøbunnen. Installasjoner eller deler av installasjoner som etterlates skal merkes på forsvarlig måte, for først og fremst å ivareta hensyn til fiske.

?? Understellet på betonginstallasjoner

Alle betonginstallasjoner, faste som flytende, bortsett fra plattformdekk med utstyr, er unntatt fra forbudet mot sjødisponering og kan vurderes fra sak til sak.

?? Generell unntaksklausul

For å oppveie usikkerheten med å akseptere generelle regler uten å ha mulighet til å vurdere alle konsekvenser av dem, er det i beslutningen inntatt en generell unntaksklausul som kan påberopes i relasjon til alle installasjoner eller deler av installasjoner som omfattes av forbudet mot sjødisponering. Dette omfatter også plattformdekk. Dette unntaket kan påberopes når det kan påvises ekstraordinære og uventede omstendigheter som gjør det påkrevet å disponere over installasjonen til sjøs, som når skader på installasjonen medfører større risiko for personellsikkerheten ved å ta installasjonen på land

I vedlegg til OSPAR-vedtaket av 23. juli 1998 beslutningen er inntatt de kriterier som skal legges til grunn for et vedtak om å tillate sjødisponering, regler for konsultasjon med de øvrige traktatparter før tillatelsen gis og hva tillatelsen skal inneholde.

OSPAR-konvensjonen har ikke forbud mot disponering til havs av utrangerte rørledninger og kabler. Sjødisponering kan imidlertid bare finne sted etter at tillatelse er gitt av kompetente myndigheter i de enkelte land. Tillatelse skal ikke gis hvis rørledningen eller kabelaen inneholder stoffer som kan medføre fare for menneskelig helse eller skade på miljøet. Valg av disponeringsalternativ må avgjøres i hvert enkelt tilfelle på bakgrunn av en bred vurdering der kostnader ses i forhold til konsekvensene for miljøet, fiskeriene og andre brukere av havet, og hensyn tas til blant annet internasjonale vedtak og retningslinjer. Avslutningsplanen som utarbeides i medhold av Petroleumsloven, utgjør det viktigste grunnlaget for beslutninger om disponering av rørledninger.

18.2 Aktuelle disponeringssaker på norsk sokkel

I de senere år har norske myndigheter behandlet flere avslutningsplaner for felt og installasjoner på norsk sokkel i Nordsjøen. Tabell 18-1 gir en oversikt over noen av de installasjoner dette gjelder, og hvilke vedtak som er fattet mht nedstengning og avvikling.

Tabell 18-1 Oversikt over noen disponeringssaker på norsk sokkel (omfatter ikke alle avviklingssaker)

Felt	Installasjoner	Vedtatt disponering
Tommeliten-Gamma	1 undervannsinstallasjon 3 rørledninger 2 kontrollkabler 1 prosessmodul på Edda	Alle installasjoner på Lille-Frigg og Tommeliten-Gamma fjernes og deponeres på land
Lille-Frigg	3 undervannsinstallasjoner 3 rørledninger 6 kontroll- og injeksjonslinjer 3 elektriske kabler	
Øst-Frigg	2 undervannsinstallasjoner 1 undervannssamlestasjon Rørledninger	?? Fjerning og ilandføring av alle undervannsinstallasjoner. ?? Beslutning mht rørledninger utsatt
Statpipe 2/4 S	Stigerørsplattform bestående av - plattformunderstell - gass stigerør - dekkсанlegg - 2 broer til plattformen 2/4 R - plattform som understøtter broene - 1 rørledning 36", 4,2 km lang	Overbygg fjernes og tas på land for opphogging og resirkulering. Understell fjernes sammen med øvrige utrangerte installasjoner på Ekofisk. Beslutning om rørledninger utsettes.
Ekofisk-tanken	Betongtank stående på bunnen	Tanken etterlates på følgende vilkår: - Tanken skal avmerkes på alle aktuelle sjøkart - Det skal installeres og vedlikeholdes varslingsutstyr - Før etterlating skal tanken klargjøres gjennom ?? Fjerning av olje og voks fra lagercellene ?? Fjerning av H ₂ S fra vannet i lagercellene ?? Sedimenter i lagercellene fjernes og reinjiseres i reservoaret ?? Sedimenter i ytre og indre ringrom dekkes til med grus
Ekofisk	14 stålplattformer Rørledninger Borekakhauget	Alle stålplattformer fjernes. Av disse skal 9 være fjernet innen 2013. Tidspunkt for fjerning av de øvrige avgjøres når brukstida er endelig avklart. Borekakhauget etterlates på havbunnen. Et overvåkingsprogram for en representativ kakshaug igangsettes. Nedgravde rørledninger etterlates
Yme	Oppjekkbar produksjonsplattform Lagerskip 8 stk sugeankere STL-bøye Ankerkjettinger Undervanns produksjonsanlegg Fleksible rørledninger, sandsekker og betongmatter Eksportørledning (2,4 km) Feltinterne rørledninger (totalt 24 km) og kontrollkabel (12,7 km)	?? Produksjonsplattform og lagerskip leveres tilbake til eiere ?? STL-bøye og ankerkjettinger tas til land for gjenbruk/resirkulering ?? Undervanns produksjonsanlegg tas til land for gjenbruk/resirkulering ?? Fleksible rørledningsstubber, sandsekker og betongmatter tas til land ?? Sugeankere, rørledninger og kabler etterlates nedgravd på stedet.
Frigg	3 betongplattformer, herav en (TCP2) på norsk sokkel 5 plattformdekk 3 stålunderstell Feltinterne rørledninger og kabler Borekakhauget	Understellet på betongplattformene er av eierne foreslått etterlatt. Det samme gjelder borekakhauget. For øvrig foreslås plattformdekk, stålunderstell og rørledninger/kabler brakt til land. Regjeringen har besluttet igangsatt en konsultasjonsprosess med de øvrige OSPAR-partene ang etterlating av betongunderstellet på TCP2.

18.2.1 **Konsekvenser ved nedstengning**

Som det er gjort rede for ovenfor er det etablert et internasjonalt regelverk for disponering av installasjoner ved avslutning av felt. Gjennom utarbeidelse av avslutningsplan og tilhørende konsekvensutredning er det en målsetting å finne fram til hvordan avslutningen kan skje med minst mulig negative miljøkonsekvenser. Følgende aspekter blir vurdert:

Forstyrrelser av sedimenter

Aktiviteter knyttet til fjerning av bunnfaste installasjoner, ankere, bunnrammer og rørledninger vil forstyrre havbunnen, medføre oppvirvling av sedimenter og en etterfølgende re-sedimentering. Konsekvensene knyttet til dette må vurderes opp mot ulempene ved å etterlate de komponenter som det i hht regelverket er anledning til å etterlate.

Forstyrrelse av borekaksavsetninger på havbunnen

Pr. i dag finnes det ikke utprøvd teknologi for å fjerne sedimenter med borekaks på en slik måte at faren for forurensing blir mindre enn ved å la sedimentene ligge. Hittil er derfor etterlating av slike sedimenter vurdert å være den mest miljøvennlige løsningen.

Energiforbruk og utslipp til luft

Aktiviteter knyttet til fjerning av installasjoner, rørledninger mm, samt eventuell omsmelting/gjenvinning av materialer, vil forbruke energi som i sin tur genererer utslipp til luft. Dette må vurderes opp mot energiforbruk/utslipp knyttet til nyproduksjon av de materialer og gjenbrukbare komponenter som eventuelt vurderes etterlatt på havbunnen.

Avfallsgenerering og behandling av avfall

Ved fjerning av komponenter og installasjoner vil størst mulig grad av gjenbruk og gjenvinning være en målsetting. Avfall som likevel oppstår må sikres en forsvarlig behandling, og ulemper knyttet til avfallshåndtering på land må vurderes opp mot ulemper knyttet til etterlating på havbunnen.

Konsekvenser for fiskeriene ved etterlating av rørledninger/installasjoner

Rørledninger og annet som etterlates oppå havbunnen vil kunne utgjøre en hindring for fiske. Steindumpede rør, ankere mm vil også kunne utgjøre en hindring, men noe avhengig av steinstørrelse, høyde på steinhaugene og bruken av de aktuelle områdene. Stabilt nedgravde rørledninger og kabler medfører ingen ulemper for fiske med bunnredskaper som trål og snurrevad.

Sannsynligheten for at nedgravde rørledninger blir eksponert er generelt svært lav, men varierer noe mellom områder avhengig av bl.a. stabiliteten i sedimentene. Sannsynligheten regnes som mindre i etterlatt fase enn i operativ fase, på grunn av at de faktorer som kan frambringe en eksponering eller oppbøyning ikke lenger er tilstede. Viktig her er stabil temperatur, små tetthetsforskjeller i forhold til omgivelsene, frie ender som motvirker aksielle spenninger i rørene mm. Under ugunstige forhold vil det kunne skje undergraving av rørledninger, og frie spenn kan oppstå. Slike forhold vil kunne medføre operasjonelle ulemper for utøvelse av fiske.

19 Miljøovervåking

Med hjemmel i Forskrift om utføring av aktiviteter i petroleumsvirksomheten (Aktivitetsforskriften), fastsatt av Olje direktoratet, Statens forurensingstilsyn og Statens helsetilsyn, er operatørene på norsk sokkel pålagt å samarbeide om å overvåke miljøet i definerte regioner. Forskriften angir også en detaljert metodebeskrivelse. Miljøovervåkingen skal omfatte både havbunn og vannsøyle.

Før produksjonsboring på det enkelte felt gjennomføres det grunnlagsundersøkelser av sedimentene for å definere bakgrunnsnivåer for fysiske, kjemiske og biologiske parametere. Disse sammenlignes med resultater fra etterfølgende overvåkingsundersøkelser.

Tidligere ble overvåkingsundersøkelsene gjennomført for hver enkelt feltinstallasjon, men fra 1996 gikk en over til en regional tilnærming. Nå blir det gjennomført samtidige undersøkelser for alle feltinstallasjoner innen hver enkelt region. Som hovedregel gjøres dette hvert tredje år, og til samme tid hver gang (mai - tidlig juni). I tillegg til felt- og referansestasjoner fra grunnlagsundersøkelsene inneholder disse regionale undersøkelsene også referansestasjoner som ligger langt utenfor influensområdet for noen installasjoner.

Resultatene fra undersøkelsene rapporteres til myndighetene.

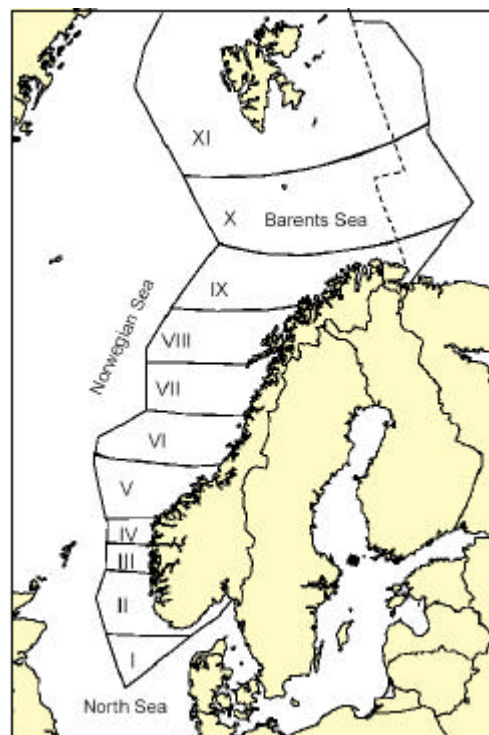
Vannsøylen overvåkes med hensyn på spredning og muligheter for langtidseffekter som følge av utslipp av produsert vann og borekaks. Det tas vevsprøver av fisk og fra fastsittende organismer, og det samles inn vannkjemidata.

I forbindelse med utlysingen av 16. konsesjonsrunde i Norskehavet signaliserte regjeringen at den ville komme tilbake til et biologisk og ressursmessig overvåkingsprogram for området, knyttet til konsekvenser for fiskerinæringen. Dette er fulgt opp i St. meld. 39 (1999-2000), der regjeringen varsler at det vil bli stilt krav om utforming av et slikt overvåkingsprogram i forbindelse med konsekvensutredninger for utbyggingsprosjekter i Møre I - området, lengst sør i Norskehavet.

I St.meld. 39 er det videre pekt på et behov for å utvide den biologiske overvåkingen av levende marine ressurser i Norskehavet for å kartlegge eventuelle effekter av petroleumsvirksomheten, og dette er omtalt også i St.meld. 38 (2001-2002). Den utvidede overvåkingen bør i flg. regjeringen bygge på eksisterende overvåkingsaktivitet som utføres av industrien selv og myndighetene, og i større grad enn det som hittil har vært tilfelle bør overvåkingen samordnes. Også fra industriens side vurderes dette som en riktig strategi.

19.1 Sedimentovervåking

Norsk sokkel er delt inn i 11 regioner for sedimentovervåking (Figur 19-1). I seks av disse regionene foregår det aktiv leting etter og utvinning av petroleum, og i de fem sørligste av disse har det siden 1996 blitt gjennomført både grunnlagsundersøkelser og oppfølgende regionale overvåkingsundersøkelser.

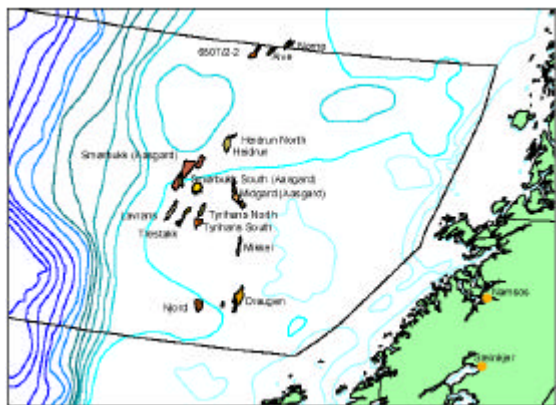


Figur 19-1. De 11 offshore regionene for overvåking av sedimenter. (Etter OLF 2001).

I region IX (Finnmark) og region VII (Nordland) er det gjennomført grunnlags-

undersøkelser i hhv 1997 og 1998. I region IX er det i tillegg gjennomført undersøkelser i år 2000 knyttet til leteaktivitet.

Region VI omfatter de områder i Norskehavet der det drives leting etter og utvinning av petroleum (Figur 19-2).



Figur 19-2. Oversikt over region VI, Trøndelag. (64-66 ° N). Etter OLF 2001.

Den regionale sedimentovervåkingen vil i første rekke fange opp eventuelle effekter av utslipp fra boring (kaks og borevæske). Det er ikke dokumentert at komponenter fra produsert kan gjenfinnes i sedimentene.

De to hovedkomponentene i vannbasert borevæske er bentonittleire og barytt ($BaSO_4$), som begge regnes ikke å ha miljøeffekter av betydning (såkalte PLONOR-kjemikalier – Posed Little Or No Risk).

Barium (Ba), en av bestanddelene i barytt, benyttes i overvåkingundersøkelsene som sporstoff for å kartlegge spredningen av partikler fra boreaktiviteter der det benyttes vannbaserte borevæsker.

De uorganiske kjemiske komponentene i vannbaserte borevæsker er sterkt vannløselige og sprer seg lett i vannmassene. De små baryttpartiklene vil ikke feste seg til borekaket, men spre seg over et større område enn hva som er tilfelle ved bruk av oljebaserte og syntetiske borevæsker. Forhøyede nivåer av barium i marint miljø stammer nesten utelukkende fra boreoperasjoner, og har blitt funnet i akkumuleringsområder i stor avstand fra kjente utslippspunkter.

Effekter av boreutslipp er imidlertid observert kun i nærområdet til utslippspunktene, i form

av redusert mengde individer og arter av bunnfauna. Disse effektene skyldes i første rekke fysisk nedslamming, men redusert fødetilgang for organismene som følge av redusert innhold av organisk stoff i sedimentene kan også ha betydning. Effekter knyttet til nedslamming er av forbigående karakter, og undersøkelser har vist at rekoloniseringen skjer relativt raskt når slampåvirkningen opphører.

De vannbaserte borevæskene består hovedsaklig av uorganiske komponenter, og kjemikalier som inngår betraktes vanligvis som mindre skadelige for miljøet enn kjemikalier i oljebaserte og syntetiske borevæsker. Til gjengjeld er den totale mengde borevæske større når vannbasert borevæske benyttes, sammenlignet med bruk av syntetiske og oljebaserte borevæsker.

Barytt er som regel hovedkilden til påviste økte konsentrasjoner av tungmetaller i sedimentene. Disse tungmetallene opptrer imidlertid i stor grad som uløselige salter med svært lav biologisk tilgjengelighet.

Selv om det i Norskehavet ikke slippes ut kaks fra boring med oljebaserte eller syntetiske borevæsker, er det i enkelte områder registrert forhøyede konsentrasjoner av hydrokarboner i sedimentene, mest sannsynlig fra mindre uhellsutslipp. Slike forurensinger kan til å begynne med ha en eutrofierende effekt, med flere individer og flere arter som resultat. Stor organisk belastning kan medføre høyt oksygenforbruk ved nedbrytning. Dette kan i ekstreme tilfeller gi oksygenfrie forhold nede i sedimentet, der alle makroskopiske organismer forsvinner. Eventuelt innhold av toksiske komponenter vil forsterke en slik effekt.

Havdyp og strømforhold ved utslippsstedet vil ha stor betydning for i hvilken grad det akkumuleres kaks og boreslam på havbunnen. I Norskehavet er det de fleste steder relativt dypt, og sannsynligheten slike effekter som beskrevet ovenfor er mindre enn i Nordsjøen.

Sedimentanalysene omfatter som et minimum følgende:

- ☞ Sedimentbeskrivelse (farge, lukt, tilstedeværelse av organismer)
- ☞ Fysisk karakterisering (organisk stoff og kornstørrelsesfordeling)

- ✂ Hydrokarboner (THC)
- ✂ Metaller
- ✂ Bunnfauna

Det har vært gjennomført sedimentovervåking på norsk sokkel i en årrekke. Flere av operatørene har i samarbeid igangsatt et forskningsprogram for å klarlegge årsaks- og virkningsforhold knyttet til utslipp av boreslam og -kaks, og utvikle en modell for å forutsi miljøeffekter. Modellen vil tilsvare det modelleringsverktøy som er utviklet for vurdering av tiltak og risiko knyttet til utslipp av produsert vann. Innsamlede data fra sedimentovervåkingen vil benyttes både under utviklingen av modellen og i verifikasjonsprosessen av den.

19.1.1 Resultater fra grunnlags- og overvåkingsundersøkelser

De naturlige bakgrunnsverdiene for fysiske, kjemiske og biologiske parametere varierer innen regioner og mellom regioner. Kjennskap til naturlige bakgrunnsnivåer og hvordan disse varierer i tid og rom er et nødvendig grunnlag for å avdekke tilstedeværelse av og omfang av påvirkning fra petroleumsvirksomheten.

De naturlige variable som i størst grad påvirker bunndyrsmiljøet på norsk sokkel er dybde og kornstørrelse i sedimentene. Samfunnene i dypere områder, der sedimentene oftest består av silt og leire, avviker vesentlig fra samfunnene i grunnere områder på sokkelen der sedimentene er grovere. I tillegg viser undersøkelsene at de naturlige bakgrunns-konsentrasjonene av THC (total mengde hydrokarboner) er litt høyere i grunne områder, mens de dypere områdene med finkornede sedimenter har noe høyere naturlige konsentrasjoner av metaller.

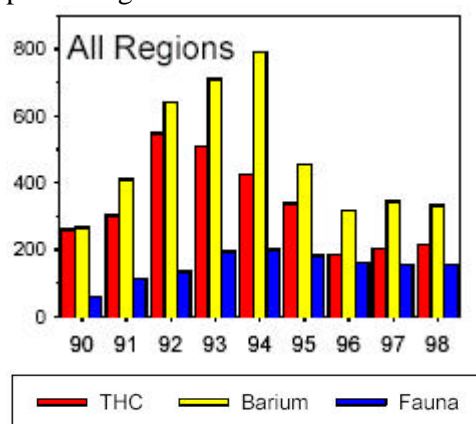
På oppdrag fra Oljeindustriens Landsforening ble det i 2001 gjort en oppsummerende vurdering av resultatene fra samtlige grunnlagsundersøkelser og regionale overvåkingsundersøkelser i perioden 1990-98.

Et generelt bilde fra denne oppsummeringen er at områdene som har hatt petroleumsaktivitet i lengst tid har størst grad av påvirkning. Av i alt 606 analyserte stasjoner var 122 upåvirket. Flest påvirkede stasjoner ble registrert i regionene I, III og IV (Ekofisk, Oseberg og

Statfjord), mens færrest ble funnet i regionene II og VI (Sleipner og Trøndelag).

Basert på data fra SFTs ekspertgruppe er det gjort beregninger av påvirket areal i de enkelte regionene i årene 1990-98 (Figur 19-3). Grunnlaget for bestemmelse av påvirket areal er miljøindikatorene barium, THC og bunnfauna.

Barium benyttes som en indikator på generell påvirkning fra boreaktivitet, THC indikerer påvirkning fra boring med oljebaserte borevæsker eller andre utslipp, mens bunnfauna benyttes som en indikator for generell påvirkning av sedimentsamfunnene.



Figur 19-3. Beregnet påvirket areal (km²), samlet for regionene I, II, III, IV og VI, basert på THC, barium eller bunnfauna som effektindikatorer. (Etter OLF, 2001)

Beregningene viser en klar utviklingstrend mht. påvirket areal, for alle de tre miljøindikatorer.

Areal forurenset med THC viste en klar topp i 1992, med over 500 km², og avtok fram til 1996 for så å stabilisere seg på ca 200 km² fram mot 1998. Dette bildet forklares med forbudet mot utslipp av oljebaserte borevæsker som ble innført i 1993.

Areal med registrerte effekter på bunnfauna er vesentlig mer begrenset enn for kjemisk påvirkning, og viser en topp på ca 200 km² i 1994, for deretter å avta gradvis fram mot 1998. Grunnen til at arealet med slike effekter er vesentlig mindre er for det første at konsentrasjonene av forurensende komponenter må passere visse grenseverdier for å utløse vesentlige effekter på bunnfaunaorganismene. Når en påvirkningsfaktor fjernes eller redu-

seres, vil det på den annen side ta tid før bunnfaunaen er tilbake på opprinnelig nivå. Dette har med rekrutterings hastighet, reproduksjonsrater og veksthastighet hos de enkelte organismene å gjøre.

Areal med forhøyede konsentrasjoner av barium øker fra 1990 til 1994, reduseres vesentlig i 1995 og 1996, for deretter å stabilisere seg. Dette bildet er noe uventet, siden utslippene av barium kan ha økt som en følge av økt bruk av vannbasert borevæske i de senere årene. En forklaring kan være at bariumforurensinger av referansestasjoner, med de metoder som tidligere ble brukt, kan ha ført til høyere grenseverdi for skille mellom påvirket og upåvirket areal. Dette vil i så fall ha ført til en reduksjon i beregnet påvirket areal, selv om konsentrasjonene på feltstasjonene har vært uendret eller har økt.

For å sette resultatene fra oppsummeringen i perspektiv har en beregnet hvor stor andel av de totale bunnarealene i hver enkelt region som er registrert som påvirket (Tabell 19-1).

I alle regioner utgjør det arealet som er målbart påvirket av petroleumsvirksomheten langt mindre enn 1% av totalarealet.

Den regionale overvåkingsundersøkelsen som ble gjennomført i Norskehavet i 1997 (region VI) dekket feltene Norne, Åsgard, Heidrun, Draugen og Njord, og i tillegg 10 regionale stasjoner. Generelt var stasjonene lite forurenset, og bunnfaunaen var i det store og hele upåvirket. Svakt forhøyede konsentrasjoner av olje-hydrokarboner ble funnet i overflatesedimentene på tre felt, og her var også artsmangfoldet i bunnfaunaen noe redusert. For øvrig var bunnfaunadiversiteten høy i hele regionen.

En ny regional undersøkelse ble gjennomført i 2000, og det ble også gjort grunnlagsundersøkelser i deler av området i 2001.

I forhold til undersøkelsen i 1997 viste undersøkelsen i 2000 en klar økning i hydrokarbonkonsentrasjonen på stasjoner nær installasjonene Njord, Åsgard og Norne. Basert på de

målinger som er gjort, ble det beregnet at et område på ca 20 km² hadde forhøyede hydrokarbonverdier. Dette tilsvarer ca 0,02 % av det totale arealet i regionen.

19.2 Overvåking av vannsøylen

Vannsøyleovervåkingen består av to hovedelementer; en *tilstandsovervåking* og en regional *effektovervåking*. Stasjonsnettet for prøvetaking er vist i Figur 19-4. Innenfor regionen Norskehavet er det to områder for innsamling av prøver for tilstandsovervåking; ett utenfor kysten av Nord-Møre og ett sør for Lofoten, mens det er ett område som er pekt ut for effektovervåking (Figur 19-4).

Tilstandsovervåkingen har hittil omfattet måling av nivåene av utvalgte komponenter i fisk fra 10 regioner, hvorav 2 er referanseområder, som hovedregel hvert tredje år.

De kjemiske målingene skal dokumentere om fisk fra norske havområder inneholder forhøyede verdier av komponenter som stammer fra utslipp fra petroleums virksomheten.

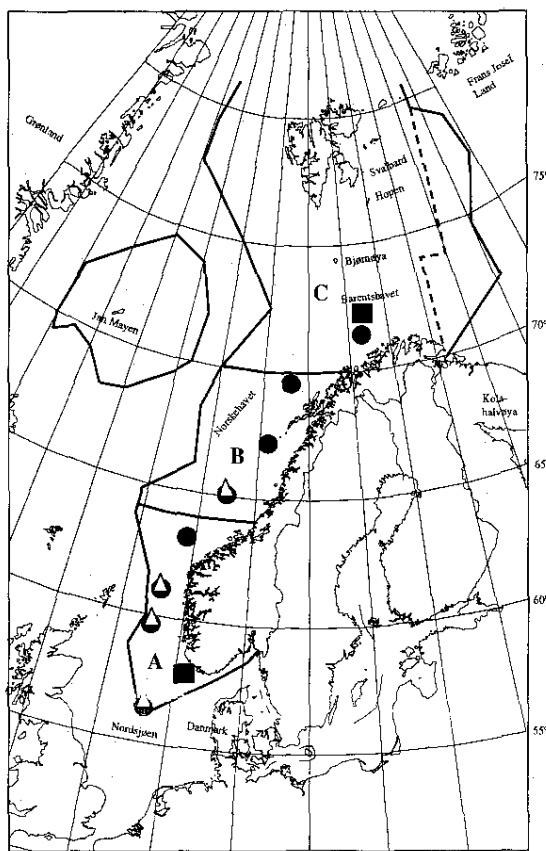
For regional *effektovervåking* av vannsøylen foreligger det per i dag få internasjonalt aksepterte, standardiserte metoder som kan brukes. En rekke indirekte og mer direkte metoder er imidlertid under utvikling. Metodene har til en viss grad også vært utprøvd i felt. Dette gjelder i første rekke ulike biomarkører for eksponering og effekter. Foreløpig er de metodene i overvåkingen som gir den sikreste informasjonen om tilstanden i miljøet, og som best kan detektere endringene i denne, imidlertid knyttet til måling av konsentrasjonsnivåer i organismer.

Måling av konsentrasjonsnivåer i utvalgte organismer vil, fram til standardiserte metoder for den regionale effektovervåkingen er fastlagt, være et hovedelement i miljøovervåkingen rundt petroleumsinstallasjoner.

Tabell 19-1. Påvirket havbunns areal sammenlignet med totalt areal i hver enkelt region (Etter OLF 2001)

Region	Totalt areal i regionen (km ²)*	Årstall	Andel biologisk påvirket areal (bunnfauna), % av totalt areal	Andel THC-forurenset areal, % av totalt areal
Region I, Ekofisk	52.253	1996	0,03	0,02
Region II, Sleipner	48.592	1997	0,004	0,02
Region III, Oseberg	17.465	1998	0,02	0,1
Region IV, Statfjord	17.527	1996	0,07	0,3
Region VI, Trøndelag	96.237	1997	0,007	0,01

* Areal mellom grunnlinjen og grensen for norsk sektor, og mellom de breddegrader som er fastsatt for hver region av SFT.



Figur 19-4. Områder for tilstandsovervåking og regionale effektovervåking av vannsøylen. Områdene for tilstandsovervåkingen er angitt som fylte sirkler (?). Områder for effektovervåking er angitt som trekantede (?). Referanseområdene for tilstandsovervåkingen er angitt som firkanter (?). (SFT)

Det såkalte BECELAG-prosjektet (se omtale i kapittel 9) studerte i 2001 overvåkingmetoder for organismer som lever i vannsøylen ved hjelp av prøver av villfanget fisk, plankton og

krill, og fra torsk og blåskjell utplassert i bur i gradienter fra Statfjord B plattformen i Nordsjøen og fra land i Tyskebukten. I tillegg ble det tatt vannprøver. Noen foreløpige resultater er omtalt i kapittel 9.1.3.

Et avsluttende oppsummeringsmøte for dette prosjektet ble avholdt høsten 2002, og resultatene fra dette prosjektet er forventet å gi et viktig bidrag til den videre utviklingen av gode metoder for effektovervåking.

19.2.1 Resultater fra tilstands-overvåking av vannsøylen

Tilstandsovervåking i Norskehavet er gjennomført i 1996 (resultater omtalt i Statoil m.fl. 1998) og i 2000-2001 (Klungesøyr m.fl. 2001).

I perioden oktober 2000 - mars 2001 ble det samlet inn hyse fra totalt 10 regioner, herav følgende tre områder i Norskehavet:

Møreområdet	62° 43' N - 05° 07' Ø
Trøndelagsområdet	64° 54' N - 08° 35' Ø
	65° 00' N - 08° 18' Ø
Nordlandsområdet	68° 00' N - 14° 50' Ø

Analysene av hysemuskel omfattet utvalgte aromatiske hydrokarboner og C₀-C₅ alkylerte dekaliner. Aromatiske hydrokarboner utgjør en viktig del av råolje og råoljeprodukter og er blant de mest giftige komponentene i olje. Forekomst av C₀-C₅ alkylerte dekaliner vurderes også som en god indikator på oljeforurensing i fisk. Kildene til alkylerte dekaliner i marint miljø kan eksempelvis være oljerester i pågående utslipp av produsert vann, eller tidligere utslipp av oljebaserte borevæsker/kaks i forurenset bunnsediment.

Hydrokarbonene ble analysert ved hjelp av gasskromatografi/massespektrometri (GC/MS).

Resultatene viste at hysemuskel fra alle 10 regionene inneholdt svært lave konsentrasjoner av aromatiske hydrokarboner.

Konsentrasjonene av enkeltkomponenter var under 1 ng/g våtvekt i så godt som samtlige prøver. Dette kan betegnes som globale bakgrunnsnivåer. Vesentlige forskjeller i innhold av aromatiske hydrokarboner mellom hyse fra ulike regioner ble ikke funnet.

Konklusjonen er at prøvene av hysemuskel fra norske havområder inneholdt helt ubetydelige mengder av aromatiske hydrokarboner.

Analysene av C₀-C₅ alkylerte dekaliner viste at hysemuskel fra alle regionene inneholdt svært lave konsentrasjoner under eller like over målegrensene for analysemetoden. En prøve fra Sleipnerområdet var tydelig forurenset og viste et klart mønster av C₀-C₅ alkylerte dekaliner. Kilden er ikke kjent. Hovedkonklusjonen er at hysemuskel er lite forurenset av alkylerte dekaliner.

Også resultatene fra 1996 viste at det ikke var noen signifikant forskjell i innhold av totalt hydrokarbon og PAH-forbindelser mellom de fem områdene som den gang ble undersøkt (Barentshavet, Haltenbanken, Egersundbanken og Midtre og Nordre del av Nordsjøen). For torskelever var det heller ingen signifikant forskjell mht. innhold av dekaliner. For hyselever derimot var innholdet av dekaliner i lever vesentlig høyere hos fisk tatt i Tampenområdet enn på de andre stasjonene. Årsaken til dette ble vurdert å kunne være gamle utslipp av oljeholdig borekaks, eller utslipp gjennom produsert vann.

19.2.2 Resultater fra effektovervåking av vannsøylen

Siden 1999 er det gjennomført to feltstudier innen effektovervåking, for Ekofisk-feltet i 1999 og Sleipner området i år 2000.

Undersøkelsene i Sleipnerområdet i 2000 hadde som målsetting å verifisere fortynningsmodellen som er benyttet for å beskrive spredningen av forurensinger i området, å

oppdatere miljørisikovurderingene som ble gjort i RKU-Nordsjøen, og å bestemme konsentrasjoner av kjemiske komponenter med opprinnelse i produsert vann.

Data ble samlet inn gjennom prøver av produsert vann, planktonprøver, og ved utplassering av blåskjell i bur og semipermeable membraner i ulike avstand fra installasjonene. Prøvene ble analysert for PAH, andre aromatiske forbindelser, fenoler og metaller.

Konsentrasjoner av forurensinger i vannsøylen ble beregnet på grunnlag av forurensningskomponenter tatt opp i blåskjell og på semi-permeable membraner. Disse beregnede konsentrasjonene ble sammenlignet med konsentrasjoner modellert ved hjelp av DREAM-modellen. Resultatene benyttes for å forbedre modellen.

Både beregnede og modellerte konsentrasjoner var svært lave i forhold til etablerte PNEC verdier (PNEC – Predicted No Effect Concentration), og den beregnede miljørisiko var gjennomgående lav enten en la til grunn den ene eller andre tilnæringsmåten. I begge tilfeller hadde alle stasjoner PEC/PNEC verdier lavere enn 0,1 (se kapittel 9 for omtale av miljørisikoberegninger). Generelt var det god overensstemmelse mellom kalkulerte og modellerte risikoverdier på stasjoner som var antatt å være påvirket av produsert vann.

For 2001 ble det i samråd med SFT besluttet å benytte effektovervåkings-budsjettet til delfinansiering av BECPELAG programmet (se ovenfor og kapittel 9). Midlene for 2002 er benyttet til å oppsummere og vurdere resultatene fra det samme prosjektet, samt utarbeide forslag til biomarkører (effektmetoder) som kan inkluderes i neste års vannsøyleovervåking (2003), hvor Haltenbanken står for tur.

19.3 Annen miljøovervåking

De overvåkingsundersøkelser som er omtalt ovenfor er innrettet spesielt mot å avdekke eventuelle miljøkonsekvenser direkte relatert til petroleumsvirksomheten.

Uavhengig av dette eksisterer det en rekke overvåkings-programmer i statlig regi. Flere av

disse omfatter parametere, arter og geografiske områder som kan være relevante i forhold til eventuelle effekter av petroleumsvirksomheten i Norskehavet. En del av disse programmene er vist i tabellen nedenfor.

Oversikten illustrerer at det pågår en omfattende aktivitet for å dokumentere natur- og miljøtilstand, og for å fange opp eventuelle endringer på et tidligst mulig stadium.

Tabell 19-2. Oversikt over overvåkingsprogrammer i statlig regi med relevans for eventuelle virkninger av petroleumsvirksomheten. (Oversikten er ikke utfyllende)

Prosjekt	Ansvarlig institusjon	Utførende institusjon	Gjennomsnittlig årlig budsjett, mill. kr.
Biologisk mangfold			
Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl	Direktoratet for naturforvaltning (DN)	Norsk institutt for naturforskning (NINA)	1,1
Lundens populasjonsøkologi Røst	DN	NINA	0,23
Årlig variasjon i overlevelse av sjøfugl	DN	Tromsø museum NINA	0,1
Kulturminner			
Kulturminner i sjø og vassdrag. Hva blir borte av det vi ikke ser?	Riksantikvaren	Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)	0,2
Forurensing			
Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) fase 2	SFT	NINA, Akvaplan Niva, Univ. i Tromsø, Havforskningsinstituttet, Norsk institutt for luftforskning (NILU), NTNU, Veterinærinst. I Oslo,	1,6
Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge (Kystovervåkingsprogrammet)	SFT	Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Havforskningsinstituttet	4,0
Klima, luft			
Overvåking av bakkenær ozon	SFT	NILU	1,9
Naturens tålegrenser	DN/SFT	NILU	0,5
Overvåking av langtransportert luftforurensing og dens virkninger	SFT	NILU	4,8
Overvåkingsprogram for langtransportert forurenset luft og nedbør – biologisk del	DN	NINA Univ. i Bergen	2,1
Overvåkingsprogram for skogskader	SFT/Landbruksdepartementet	NILU, Norsk institutt for skogforskning (NISK), Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJS)	3,6
Program for terrestrisk naturovervåking	DN	NINA NIJS	3,7
Undersøkelser av forsuring av innsjøer	SFT	NIVA	0,7
Radioaktivitet			
Overvåkingsprogram for radioaktivitet i det marine miljø	Statens strålevern	Statens strålevern Havforskningsinstituttet	2,9

19.4 Litteratur

Klungesøyr, J., Tveit, G., Westrheim, K. 2001: Tilstandsovervåking 2000-2001: Oljehydrokarboner i hyse (*Melanogrammus aeglefinus*). Havforskningsinstituttet, på oppdrag fra oljeselskapene.

OLF, 2001: Environmental Status of the Norwegian Continental Shelf. Based on the Petroleum Regional Monitoring Programme, 1996 – 1998. Utarbeidet på oppdrag fra OLF av Akvaplan niva, Unilab analyse as og DNV.

SFT: Vedlegg 1 til aktivitetsforskriften. Krav til miljøovervåking av petroleumsvirksomheten på norsk kontinentalsokkel

Statoil m.fl. 1998 : Regional konsekvensutredning for Haltenbanken/ Norskehavet

Utvik, T.I.R, Johnsen, S., Durell, G., Melbye, A., Rye, H. 2002: Final Report Environmental Monitoring 2000 for North Sea Water Column Monitoring Program 2000 Monitoring in the Sleipner Region. Utarbeidet fro OLF og oljeselskapene februar 2002.

20 Behov for ny kunnskap

Generell kartlegging og overvåking av natur, miljø og kulturminner anses i utgangspunktet å være et offentlig ansvar. Samtidig påhviler det utbygger et ansvar for å framskaffe informasjon som grunnlag for beslutninger i utbyggingsaker.

Avhengig av ståsted vil det være ulike oppfatninger om hva som er et tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag før beslutninger fattes, og nesten uavhengig av kunnskapsstatus vil det kunne sies å være behov for ny kunnskap. I et utredningsarbeide vil det derfor være viktig å vurdere behovet for forbedret kunnskap; og de relevante beslutningstakere må foreta nødvendige prioriteringer og avveininger. En viktig vurdering vil være hvorvidt det foreligger kritiske kunnskapsmangler i forhold til de beslutningene som skal tas.

Konsekvensutredninger er et av myndighetenes viktigste verktøyer for å kunne foreta en avveining av ulike hensyn, og fatte en beslutning mht. hvilke undersøkelser og utredninger som må gjennomføres. Meldingsfasen i konsekvensutredningsprosessen knyttet til konkrete utbyggingstiltak er i så måte helt sentral. Siden de regionale konsekvensutredningene legges til grunn som en del av det samlede utredningsgrunnlaget ved konkrete utbygginger, er det naturlig at det også i RKU-prosessen blir fokusert på eventuelle behov for forbedringer av beslutningsgrunnlaget.

Petroleumsindustrien har i stor utstrekning bidratt til å framskaffe ny kunnskap, ikke bare om effektene og konsekvensene av egen virksomhet, men også når det gjelder generell dokumentasjon av natur, miljø og kulturminneforekomster.

Det arbeides på mange forskjellige måter og innenfor mange ulike fora med å forbedre beslutningsgrunnlaget for petroleumsrelaterte utbyggingsprosjekter og tiltak. Når det gjelder virkninger av utslipp og tiltak for å redusere utslipp vises det bl.a. til kapittel 6. De feltspesifikke konsekvensutredningsprosessene avgjør hvilke undersøkelser som må gjennomføres i tilknytning til de konkrete utbyggingsprosjektene.

I de enkelte underlagsrapportene til RKU Norskehavet har leverandørene, basert på forespørselen fra selskapene, trukket fram enkelte områder der det etter deres vurdering foreligger behov for ny kunnskap i forbindelse med nye utbyggingsprosjekter i Norskehavet. Noen av disse områdene behandles allerede i igangsatte program og prosjekter, mens andre kan være aktuelle å vurdere videre for de enkelte operatørene i området.

20.1 Kunnskapsgrunnlaget mht natur- og miljøressurser

20.1.1 Sjøfugl

I forbindelse med eventuelle oljesølaksjoner er det viktig å ha tilgang til mest mulig oppdaterte kart over utbredelse av sjøfugl. Det er ved flere anledninger pekt på at det er behov for en oppdatering av datagrunnlaget mht. utbredelse av sjøfugl både langs kysten og i åpent hav.

Etter initiativ fra Statoil er det utarbeidet et foreløpig forslag til hvordan en oppdatering av datagrunnlaget i sjøfugldatabasen kan gjennomføres i løpet av en 10-års periode. (Anker-Nilssen et al. 2000). Dette gjelder utbredelse i de fire årstidene sommer, høst, vinter og vår, samt data om bl.a. bestandstilhørighet, bestandens størrelse, samfunnsstruktur, sårbarhet, bestandsutvikling og populasjonsdynamikk.

Tabell 20-1 gir en presentasjon av hvilke prioriteringer som er foreslått, men det understrekes at dette forslaget verken er behandlet av myndigheter eller olje selskaper.

Det nasjonale overvåkingsprogrammet, der det samles inn sjøfugldata årlig, dekker kun et fåtall lokaliteter, og er designet for å belyse bestandstrender for de artene som overvåkes. Årsakene til de trendene som måtte finnes kan således ikke utledes fra dataene som samles inn, men må finnes gjennom tilknyttede programmer.

Iflg. forslaget er behovet for å forbedre kunnskapsgrunnlaget størst innenfor følgende områder:

- ~~Utbredelse~~
- ~~Tilstand~~
 - ?? Bestandstillørighet
 - ?? Bestandens størrelse

- ?? Samfunnsstruktur
- ?? Individuell sårbarhet
- ?? Bestandens verneverdi
- ~~Prosesser~~
 - ?? Bestandsutvikling
 - ?? Populasjonsdynamiske faktorer

Tabell 20-1. Foreløpig forslag til prioritering av studier for de ulike artene av sjøfugl. 1 = høy prioritet, 2 = middels prioritet, 3 = lav prioritet, ingen tall = ingen prioritet, * angir analyse på eksisterende data.

Art	RANG	Bestandenens tilstand							Prosesser									
		Tilhørighet				Sårbarh.			Overvåking				Enkeltstud.					
		Ringmerkingfunn	Morfometri	Genetiske studier	Satellitlemtri	Bestandsstørrelse	Samfunnsstruktur	Sårbarhetsmodell	In vitro-studier	Verneverdi	Bestandsutvikling	Voksenoverlevelse	Reproduksjon	Rekruttering	Næringsvalg	Skadeovervåking	Habitatbruk	Genetiske studier
Lomvi	1	1*	1*		2	1	1	2	3	1	1	1	1		1		1	2
Lunde	2	1*			2	1	1	2	3	1	1	1	1		1		1	2
Teist	3	1*				1	1	2	3	1	1	1	1		1		1	2
Sjøorre	4	1 funn			2	3	1	2	3	1	1			1		1*		
Havelle	5	5 funn			2	3	1	2	3	1	1							
Smålom	6	9 funn					1	2	3	1	2							
Svartand	7	3 funn			2	3	1	2	3	1	2						1*	
Gulnebbloom	8	0 funn					1	2	3	1	1						1	
Storskarv	9	1*				1	1	2	3	1	1			1		1	2	
Praktærfugl	10	5 funn			1		1	2	3	1	1			1		1		
Islom	11	0 funn					1	2	3	1	1					1		
Stellerand	12	1 funn			2		1	2	3	1	1					1*		
Ærfugl	13	1*	1*			1	1	2	3	1	1	1	1		1	1*	2	
Siland	14	5 funn				3	1	2	3	1	3							
Toppskarv	15	1*				1	1	2	3	1	1	1	1		1		2	
Polarlomvi	16	1*				1	1	2	3	1	1							2
Alke	17	1*	1*		2	1	1	2	3	1	1							2
Gråstrupedykker	18	0 funn					1	2	3	1	1					1		
Bergand	19	2 funn				3	1	2	3	1								
Laksand	20	1*			3	3	1	2	3	1								
Alkekonge	21	1 funn	2*				1	2	3	1								
Kvinand	22	1*				3	1	2	3	1				3				
Grågås	23	1*				3	1	2	3	1								
Stormsvale	24	1*				3	1	2	3	1								
Havsvale	25	1*				3	1	2	3	1								
Havhest	26	1*				1	1	2	3	1	2							2
Knoppsvane	27	1*				3	1	2	3	1	3							
Krykkje	28	1*	2*			1	1	2	3	1	1	1	1		1		2	
Havsule	29	1*				1	1	2	3	1	2							2
Nordlig sildemåke	30	1*				1	1	2	3	1	1		1		1		2	
Andre arter (14)							1	2		1								

20.1.2 Fiskerier

For å kartlegge hvilke områder som er viktige for fiskerinæringen ("ressursen") er det nødvendig med data som faktisk viser hva som fiskes i de ulike lokasjonene. De dataene som pr. i dag er tilgjengelige fra Fiskeridirektoratet angir kun fangster med trål og ringnot på lokasjonsnivå. Det er derfor en meget tidkrevende jobb å fordele data for fangster tatt med andre redskap på de riktige lokasjoner. I Norskehavet tas kun ca. 1/3 av fangstene med trål, og andre typer redskap er av stor betydning (i motsetning til i Nordsjøen hvor >95% av fangstene tas med trål og ringnot).

Det finnes ingen entydig avgrensning av havområder som Norskehavet, Nordsjøen og Barentshavet. For offisielle norske fangstdata som rapporteres til ICES, er Norskehavet definert som området mellom 62°N – 73°30'N og østover til 30°Ø (område IIA). Dette er en annen avgrensning en den som er benyttet for Norskehavet i denne utredningen, og andre utredninger benytter avgrensninger som skiller seg fra begge disse.

En standardisert rapporteringsform for alle fangstdata på lokasjonsnivå ville fjernet disse problemene og gjort det vesentlig enklere å framskaffe kunnskap om fordelingen av fiskerressursene.

Hvilken effekt ulike petroleumsaktiviteter og – installasjoner har på fiskeutøvelse synes å være relativt godt kjent, basert på erfaringsmateriale både fra Nordsjøen og Norskehavet, og på diverse forsøk som er gjennomført. Virkningen av ulike typer steinfyllinger er trolig den viktigste gjenværende problemstillingen som det kan være behov for å belyse nærmere.

20.1.3 Koraller

Det er pr. i dag begrenset med kunnskap om hvordan koraller reagerer i forhold til både fysiske forstyrrelser og annen påvirkning. Inkludering av koraller i overvåkingsprogrammer er pekt på som en mulig måte for å skaffe ny kunnskap. Dette vil i så fall kreve en nøye vurdering av gjennomførbarhet og nytteverdi.

Basert på litteraturbeskrivelser for forskjellige marine evertebrater (Meador *et al.* 1995) antas det at korallene har liten evne til å ta opp forurensende komponenter. Men korallenes matinntak ved hjelp av mange fangarmer gjør at de eksponeres mot betydelige vannmengder og partikler. Koraller nær netto akkumulasjonsområder er pekt på som særlig interessante i overvåkingssammenheng.

Forekomsten av korallrev på sokkelen i Norskehavet er pr. i dag ikke fullt ut kjent. Sommeren 2002 ble det oppdaget et nytt stort korallrev utenfor Røst. Det anses som sannsynlig at en aktiv kartlegging ville avdekke flere store korallrev. Ifølge St.meld. nr.12 (2001-2002) "Rent og rikt hav" skal det i løpet av 2002 lages en oversikt over alle kjente korallrev i norske farvann. Oppgaven er gitt til Havforskningsinstituttet og Fiskeridirektoratet, som blant annet har henvendt seg til oljeselskapene for å innhente den informasjon selskapene sitter på fra sine undersøkelser.

20.1.4 Dypvannsområder

Både dyphavsområdene nedover kontinental-sokkelskråningen og på de flater partiene er lite undersøkt med hensyn til fauna og de fleste miljøparametre, selv om det er gjort noen undersøkelser i Norskehavet i regi av Norsk Dypvannsprogram. Sentrale gjenstående forhold er endringer vedrørende stoffers fysisk-kjemiske egenskaper som en følge av trykk, opptak, utskilling og nedbrytning, hvilke typer effekter eksponering fører til, og om disse effektene kan sammenlignes med de som er observert for gruntvannsorganismer. Videre er det usikkert om de metodene som anvendes for å vurdere miljøpåvirkning og miljørisiko på grunt vann, også egner seg for dyphavens vannmasser og sedimenter, og tilhørende organismer.

Det foreligger planer for et prosjekt som vil starte besvarelsen av disse spørsmålene. Prosjektet vil starte i 2003 og gjennomføres for Norsk Dypvanns Program.

20.1.5 Kulturminner

Kulturminnemyndighetene har uttrykt ønske om å komme inn i planleggingsfasen for frem-

tidige utbygginger på et tidlig tidspunkt. For områder som kan være aktuelle for funn fra steinalder og for skipsvrak som kan bli direkte eller indirekte berørt, vurderes nøyaktig kartlegging av bunnforholdene som et nødvendig grunnlagsmateriale for mer detaljert å kunne vurdere mulighetene for funn.

Alle områder grunnere enn 200 m vurderes av kulturminne myndighetene som interessante for slike arkeologiske undersøkelser. Områder grunnere enn 150 meter anses i utgangspunktet som aktuelle for tidligere tiders bosetninger.

Kulturminnemyndighetene ønsker også at områder som vil bli berørt i forbindelse med forankringer av installasjonene, ankerhåndtering i forbindelse med rørlegging etc skal inkluderes i undersøkelser som nevnt ovenfor, slik at man kan få kartlagt også de områdene som blir indirekte berørt.

I tråd med dagens praksis vil det i hvert enkelt tilfelle bli avklart gjennom konsekvensutredningsprosessen hvilke undersøkelser og tiltak som eventuelt skal gjennomføres.

20.2 Kunnskapsbehov knyttet til overvåking

Myndighetene har ved utlysning av 16. konsesjonsrunde i Norskehavet og i St.meld. 39 (1999-2000) varslet krav om særskilte overvåkingsprogrammer i forbindelse med eventuelle utbygginger i Møre-I området, og det er generelt pekt på behovet for en utvidelse av den biologiske overvåkingen. Dette er gjentatt i forbindelse med utlysningen av 17. konsesjonsrunde.

Petroleumsindustrien har foreslått å utvide eksisterende overvåkingsopplegg i Norskehavet med flere larvetrekk, i samarbeid med Havforskningsinstituttet. Resultatene fra disse vil sammen med resultatene fra eksisterende tilstandsovervåking og en generell samordning av industriens og Havforskningsinstituttets samt andre institusjoners overvåkingsaktivitet, bidra til en styrking av den biologiske overvåkingen i Norskehavet. Dersom en slik samordning ikke ivaretar behovet for biologisk overvåking av levende marine ressurser i Norskehavet i tilstrekkelig grad, har regjeringen i Stortingsmelding 38 (2001-2002)

varslet at den vil vurdere en ytterligere opptrapping av den biologiske overvåkingsaktiviteten i området. Se for øvrig nærmere omtale av overvåking i kapittel 19.

BECPELAG-prosjektet (omtalt i kapittel 9 og 19) har bl.a. som mål å bidra til utvikling av forbedrede metoder for effektovervåking ved hjelp av organismer som lever i vannsøylen, på ulike trofiske nivåer.

Tare har vært nevnt som en mulig indikatorart ved overvåking av miljøtilstanden i kystsonen. Taren er en nøkkelart i kystøkosystemet. Selv om bladet fornyes hvert år og det er en utveksling av organisk materiale mellom blad og stilk, vil stoffer kunne akkumuleres i stilken.

For beskrivelse av miljøeffekter ved utslipp til vann er EIF etablert som et hensiktsmessig verktøy (se kapittel 9). Tilsvarende er det et arbeid i gang med sikte på å komme fram til et lignende verktøy for beskrivelse av miljøeffekter ved utslipp til luft og sedimenter.

20.3 Kunnskapsbehov knyttet til effekter

20.3.1 Regulære utslipp til sjø

I 2001 ble det utarbeidet et rammenotat på vegne av Olje og Energidepartementet (OED) og Norges Forskningsråd (NFR), for å identifisere og prioritere forskningsbehov innen feltet "langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra offshore sektoren" (NFR, rammenotat 2001). Både operasjonelle utslipp fra boring og produksjon samt uhellsutslipp ble omfattet i dette notatet. Det ble listet opp en del prioriterte forskningsbehov, kort referert her:

20.3.2 Produsert vann

- ?? Effekter av hovedkomponenter i produsert vann på marine organismer ved kronisk eksponering for lave konsentrasjoner
- ?? Samvirkeeffekter av komponenter i produsert vann
- ?? Etablering av dose-respons for relevante organismer og komponenter i produsert vann

- ?? Effekter av dispergerte oljedråper på marine organismer
- ?? Langtidsvirkninger av kjemikalier

20.3.3 *Utslipp og deponering av borekaks/ væsker*

Utslipp:

- ?? Biotilgjengelighet, bioakkumulering og effekter av komponenter i borekaks/væske, særlig barytt
- ?? Effekter av partikulært materiale i pelagiske økosystem

Deponier:

- ?? Biotilgjengelighet, bioakkumulering og effekter av deponikomponenter
- ?? Naturlig nedbrytning, rekolonisering og økologisk utvikling i ulike deponier
- ?? Utlekking og toksisitetssendringer av deponier over tid som følge av forstyrrelse (bioturbasjon, erosjon, mekanisk forstyrrelse)
- ?? Utvikling av risikoanalyserverktøy som grunnlag for tiltaksbeslutninger for eksisterende borekaksdeponi.

Det ble videre i dette rammenotatet poengtert at det var ønskelig å binde sammen KU-prosess, miljøovervåkning og miljørisikoanalyser. I denne sammenhengen er det viktig at overvåkningsparametrene som velges er sensitive, samtidig som de har økologisk relevans.

Flere av punktene nevnt i rammenotat inngår allerede i avsluttede og pågående forskningsprosjekter.

Programmet ble igangsatt sommeren 2002, med prosjekter knyttet til effekter i vannsøylen, samt prosjekter knyttet til arktiske forhold, som første prioritet.

Basert på gjennomgangen i forbindelse med denne konsekvensutredningen kan i tillegg

følgende tema trekkes fram der ytterligere kunnskap er ønsket:

20.3.4 *Andre utslipp til sjø*

Fra treforedlingsindustrien er det dokumentert at bruk av klor kan gi toksiske effekter i resipienten. Utslipp av kjøle vann tilsatt klor offshore forventes ikke å gi tilsvarende effekter. Kjølevannet fortynnes i store vannmasser etter utslippene, fritt klor nedbrytes raskt i sjøvann, og klortilsetningen skjer som regel bare periode vis. Det foreligger ingen indikasjoner på noen belastning av regional karakter. Selv om det ikke er gjennomført undersøkelser med hensyn på å avdekke eventuelle lokale effekter nær utslippspunktet, synes ikke dette å være et prioritert område for å innhente ny kunnskap.

20.3.5 *Utslipp til luft*

AOT40-verdier (se kapittel 8) er ikke nødvendigvis et godt mål for effekter av ozon på vegetasjon. Både temperatur og jordfuktighet har stor betydning for i hvilken grad plantene virkelig tar opp ozon fra lufta (uavhengig av om konsentrasjonen overstiger 40 ppb). Modellberegninger av AOT40 og antall timer over 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ er svært usikre.

Tålegrensene for overgjødslingseffekter er gitt med relativt store variasjoner, med en nedre og en øvre grense, og det er ikke gitt noen kvantitative mål på endringer i vegetasjon basert på overskridelsesverdier. Forskjellen mellom nedre og øvre tålegrense innen en vegetasjonstype kan være flere hundre mg N/år. Dette gjør det vanskelig å anslå faren for vegetasjonsskader med sikkerhet.

Når det gjelder forsuring synes de beregningsmodeller som benyttes, sammen med kart over tålegrenser og tålegrenseoverskridelser, å gi et godt grunnlag for å kunne forutsi mulige konsekvenser.

Vedlegg 1 Prognoser for produksjon og utslipp

Prognose for leveranser av olje (inkl. kondensat) og gass, oppgitt som millioner standard kubikkmeter oljeekvivalenter (MILL. Sm³ oe). Basert på innrapportering til RNB 2002.

Resurs		2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
		FF3	olje												
	gass														
FF2	olje														
	gass														
FF1	olje														
	gass														
ORMEN LANGE **	olje														
	gass														
Lysing	olje														
	gass														
Lange	olje														
	gass														
Morvin	olje														
	gass														
Erlend/Rangfrid	olje														
	gass														
Lavrans	olje														
	gass														
KRISTIN	olje														
	gass														
NJORD	olje														
	gass														
Na 158	olje														
	gass														
Hasselmus	olje														
	gass														
Tau	olje														
	gass														
DRAUGEN	olje														
	gass														
Tyrihans sør	olje														
	gass														
Trestakk	olje														
	gass														
ÅSGARD/m	olje														
	gass														
Mikkel	olje														
	gass														
HEIDRUN	olje														
	gass														
SKARV	olje														
	gass														
Falk	olje														
	gass														
Idun	olje														
	gass														
Svale *	olje														
	gass														
Alve	olje														
	gass														
Lerke og Stær	olje														
	gass														
NORNE*	olje														
	gass														
SUM olje/gass	oe														
SUM olje	olje														
SUM gass	gass														

* Negative tall idikerer at gassinjeksjon (Norme/Svale) er større enn gassproduksjon
 ** Utbyggingskonseptet som nå er valgt for Ormen Lange vil gi vesentlig mindre utslipp til luft pga landanlegg og kraft fra nettet

Resurs	2014 2015 2016 2017 2018 2019 2020 2021 2022 2023 2024 2025 2026													
	FF3	olje			1,66	6,54	6,15	5,53	4,15	2,71	1,88	1,48	1,09	0,77
	gass			1,41	5,71	5,70	5,48	4,57	3,51	2,90	2,66	2,12	1,51	1,13
FF2	olje	5,53	4,15	2,71	1,88	1,48	1,09	0,77	0,57	0,47	0,38	0,31	0,25	0,19
	gass	5,48	4,57	3,51	2,90	2,66	2,12	1,51	1,13	0,92	0,77	0,63	0,48	0,36
FF1	olje	9,95	8,18	6,20	4,27	3,03	2,37	1,80	1,34	1,04	0,84	0,67	0,52	0,37
	gass	11,32	9,89	8,35	6,54	5,17	4,41	3,52	2,64	2,03	1,62	1,29	0,98	0,70
ORMEN LANGE **	olje	0,99	0,97	0,96	0,94	0,93	0,91	0,90	0,88	0,87	0,86	0,84	0,83	0,81
	gass	15,00	15,00	15,00	15,00	15,00	15,00	15,00	15,00	15,00	15,00	15,00	15,00	15,00
Lysing	olje	0,36												
	gass	0,06												
Lange	olje	1,05	1,05											
	gass	0,54	0,18											
Morvin	olje	1,24	0,62											
	gass	0,60	0,30											
Erlend/Rangfrid	olje	1,19	1,19	1,19	1,19	1,13	0,57							
	gass	1,76	1,76	1,76	1,76	1,68	0,84							
Lavrans	olje	0,49	0,33	0,23	0,17	0,13	0,10	0,08	0,05	0,04	0,03	0,02	0,01	0,01
	gass	1,74	1,35	1,02	0,79	0,61	0,47	0,36	0,26	0,18	0,13	0,09	0,07	0,05
KRISTIN	olje	0,77	0,57	0,47	0,38	0,31	0,25	0,19	0,15	0,12	0,09	0,06		
	gass	1,51	1,13	0,92	0,77	0,63	0,48	0,36	0,28	0,22	0,16	0,07		
NUORD	olje													
	gass	1,39												
Na 158	olje	0,13												
	gass	0,46												
Hasselmus	olje	0,09	0,09											
	gass	0,09	0,03											
Tau	olje	0,06	0,06											
	gass	0,21	0,07											
DRAUGEN	olje	0,91	0,81	0,73										
	gass													
Tyrihans sør	olje	0,67	0,45	0,28	0,19	0,13	0,08	0,06	0,04	0,02	0,02	0,03		
	gass	3,04	3,04	2,19	2,03	1,41	1,17	0,93	0,62	0,55	0,48	0,44		
Trestakk	olje													
	gass													
ÅSGARD/m	olje	2,50	1,86	1,80	2,09	1,98	1,85	1,56	1,21	1,04	0,88	0,69	0,54	0,40
Mikkel	gass	14,71	12,69	13,65	15,19	15,09	12,23	9,61	6,96	4,89	3,36	1,95	1,50	1,15
HEIDRUN	olje	4,00	3,73	3,75	3,40	2,75	2,00	1,62	0,50	0,50	0,50	0,50	0,38	
	gass	1,23	2,34	5,70	5,70	5,41	4,54	3,80	3,23	2,94	2,08	1,52		
SKARV	olje	0,49	0,32	0,25	0,16	0,08								
	gass	1,44	0,92	0,73	0,44	0,21								
Falk	olje	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,30							
	gass													
Idun	olje	0,12	0,06											
	gass	3,48	1,74											
Svale *	olje	0,23	0,20	0,19										
	gass	-1,51	-1,51	-1,52										
Alve	olje	0,70	0,70	0,70	0,70	0,61								
	gass	1,42	1,42	1,42	1,42	1,24								
Lerke og Stær	olje	1,00	1,00	1,00	1,00									
	gass	0,04	0,04	0,04	0,03									
NORNE*	olje	0,89	0,82	0,58	0,02	0,02	0,01	0,01						
	gass	0,56	0,36	0,26	-0,02	-0,02	-0,02	-0,02	-0,02					
SUM olje/gass	oe	98,3	82,8	77,5	81,5	73,8	61,8	50,8	41,1	35,9	32,2	27,9	24,4	20,7
SUM olje	olje	33,7	27,5	23	23,3	19,1	15,1	11,1	7,45	5,98	5,08	4,21	3,29	2,35
SUM gass	gass	64,6	55,3	54,4	58,3	54,8	46,7	39,7	33,6	29,9	27,1	23,7	21,1	18,4

* negative tall idikterer at gassinjeksjon (Norne/Svale) er større enn gassproduksjon

Resurs	2027 2028 2029 2030 2031 2032 2033 2034 2035 2036 2037 2038 2039												
	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039
FF3	olje	0,47	0,38	0,31	0,25	0,19	0,15	0,12	0,09	0,06			
	gass	0,92	0,77	0,63	0,48	0,36	0,28	0,22	0,16	0,07			
FF2	olje	0,15	0,12	0,09	0,06								
	gass	0,28	0,22	0,16	0,07								
FF1	olje	0,28	0,21	0,12	0,09	0,06							
	gass	0,52	0,36	0,22	0,16	0,07							
ORMEN LANGE **	olje	0,80	0,70	0,62	0,55	0,48	0,43	0,38	0,34	0,30	0,27	0,24	0,21
	gass	15,00	13,41	11,99	10,72	9,58	8,57	7,66	6,85	6,12	5,47	4,89	4,37
	olje												
Lysing	gass												
	olje												
Lange	gass												
	olje												
Morvin	gass												
	olje												
Erlend/Rangfrid	olje												
	gass												
Lavrans	olje	0,01	0,01	0,01									
	gass	0,04	0,04	0,01									
KRISTIN	olje												
	gass												
NJORD	olje												
	gass												
Na 158	olje												
	gass												
Hasselmus	olje												
	gass												
Tau	olje												
	gass												
DRAUGEN	olje												
	gass												
Tyrihans sør	olje												
	gass												
Trestakk	olje												
	gass												
ÅSGARD/m Mikkøl	olje	0,34	0,29	0,17									
	gass	0,85	0,55	0,18									
	olje												
HEIDRUN	gass												
	olje												
SKARV	gass												
	olje												
Falk	gass												
	olje												
Idun	gass												
	olje												
Svalø *	gass												
	olje												
Alve	gass												
	olje												
Lørke og Stær	gass												
	olje												
NORNE*	olje												
	gass												
SUM olje/gass	olje	19,7	17	14,5	12,4	10,7	9,43	8,38	7,43	6,55	5,74	5,13	4,58
	gass	2,05	1,71	1,33	0,94	0,73	0,58	0,5	0,43	0,36	0,27	0,24	0,21
SUM olje	olje												
	gass												
SUM gass	olje	17,6	15,3	13,2	11,4	10	8,85	7,88	7,01	6,2	5,47	4,89	4,37
	gass												

Utslipp av CO₂, tonn/år

Ar	Norne	Heidrun	Åsgard	Draugen	Njord	Kristin	Skarv	Ormen Lange	FF1	FF2	FF3	Leteboring	Totalt
2000	431219	454520	707957	332362	52143	0	0	0	0	0	0	45718	2023919
2001	485502	496599	875028	338092	189161	0	0	0	0	0	0	45718	2430099
2002	432742	486087	971644	332794	214917	0	0	0	0	0	0	45718	2483900
2003	420232	482606	1089411	330712	230655	17741	0	0	0	0	0	45718	2617074
2004	450918	483064	1029367	322226	243272	22790	20966	0	21587	0	0	45718	2639907
2005	376624	478803	1014377	281888	239030	180238	170836	0	22259	0	0	45718	2809773
2006	334540	476182	1021546	262158	236829	318766	325224	7954	178347	0	0	45718	3207264
2007	286865	473583	1062689	235586	235771	296461	318802	311523	322552	0	0	45718	3589549
2008	327056	471323	1083502	226256	233831	317703	302094	526515	306609	0	0	45718	3840606
2009	364646	467673	1117202	221330	262703	298223	290888	735402	441893	18146	0	45718	4263825
2010	587106	464628	1093782	222027	351675	258807	280891	730293	550729	22447	0	45718	4608104
2011	695025	462102	941197	239382	350925	278983	213184	730177	496554	183110	0	45718	4636359
2012	670933	459886	949868	275320	350576	391249	210155	730063	612988	331098	0	45718	5027854
2013	671432	457029	819453	275000	340842	443023	207744	729954	702035	308052	0	45718	5000281
2014	563764	454486	719467	277675	69782	418794	206519	735148	637685	285537	18007	45718	4432582
2015	423150	464663	391795	229786	0	354568	205335	735044	596342	246353	22308	45718	3715062
2016	287504	464843	378478	222151	0	300776	204888	729641	549466	204140	183828	45718	3571432
2017	222004	463104	394141	0	0	299721	204245	729542	506019	183005	334338	45718	3381837
2018	167542	459825	376218	0	0	292134	203711	729440	484495	171789	311094	45718	3241965
2019	52125	456015	315295	0	0	224360	0	729345	472154	166586	288258	45718	2749855
2020	41298	454151	288104	0	0	156587	0	729243	466194	164001	248360	45718	2593654
2021	0	451921	212878	0	0	156016	0	729148	462766	162075	205400	45718	2425921
2022	0	449233	181471	0	0	155514	0	729052	459998	160696	183838	45718	2365520
2023	0	451921	160957	0	0	155136	0	728957	457686	159477	172415	45718	2332267
2024	0	441501	140290	0	0	154259	0	728862	455593	158451	167011	45718	2291685
2025	0	413421	127523	0	0	0	0	728767	453371	157519	164258	45718	2090577
2026	0	0	119067	0	0	0	0	728667	305002	156612	162232	45718	1517298
2027	0	0	113761	0	0	0	0	728572	303894	155968	160799	45718	1508713
2028	0	0	105125	0	0	0	0	660647	302505	155409	159536	45718	1428939
2029	0	0	92661	0	0	0	0	599937	154882	154972	158474	45718	1206644
2030	0	0	0	0	0	0	0	545682	154529	154027	157507	45718	1057462
2031	0	0	0	0	0	0	0	497187	153680	0	156572	45718	853157
2032	0	0	0	0	0	0	0	453839	0	0	155908	45718	655465
2033	0	0	0	0	0	0	0	415098	0	0	155333	45718	616148
2034	0	0	0	0	0	0	0	380468	0	0	154881	45718	581067
2035	0	0	0	0	0	0	0	349510	0	0	153918	45718	549146
2036	0	0	0	0	0	0	0	321838	0	0	0	45718	367555
2037	0	0	0	0	0	0	0	297102	0	0	0	45718	342820
2038	0	0	0	0	0	0	0	274989	0	0	0	45718	320707
2039	0	0	0	0	0	0	0	255226	0	0	0	45718	300943
2040	0	0	0	0	0	0	0	237550	0	0	0	45718	283268

Utslipp av NO_x, tonn/år

Ar	Norne	Heidrun	Åsgard	Draugen	Njord	Kristin	Skarv	Ormen Lange	FF1	FF2	FF3	Leteboring	Totalt
2000	3766	3633	5131	3730	876	0	0	0	0	0	0	817	17953
2001	3731	3965	5498	3800	1309	0	0	0	0	0	0	817	19121
2002	3486	3412	4910	3695	1439	0	0	0	0	0	0	817	17760
2003	3446	3344	4990	3618	1515	331	0	0	0	0	0	817	18061
2004	3618	3377	4643	3427	1416	427	459	0	396	0	0	817	18580
2005	3217	3267	4392	2551	1309	1275	1023	0	424	0	0	817	18276
2006	2355	3196	4467	2121	1243	1990	1841	174	1235	0	0	817	19439
2007	1789	3124	4530	1542	1188	1569	1684	823	2028	0	0	817	19095
2008	2038	3055	4727	1336	1139	1639	1244	1026	1739	0	0	817	18760
2009	2312	2960	4536	1231	1216	1464	936	1164	2424	333	0	817	19394
2010	2858	2875	4322	1244	1520	1199	681	1076	2989	425	0	817	20006
2011	2646	2804	3714	1598	1501	1855	562	1074	2467	1362	0	817	20401
2012	2495	2735	3634	1512	1492	2201	479	1071	3021	2336	0	817	21793
2013	2441	2662	3136	1206	1442	1976	413	1069	3333	1895	0	817	20389
2014	1973	2590	2690	1447	290	1557	379	1182	2627	1722	333	817	17608
2015	1714	2621	1419	1646	0	1273	347	1180	2324	1389	424	817	15154
2016	1440	2625	1327	1876	0	914	334	1063	2001	1047	1385	817	14831
2017	809	2575	1405	0	0	898	317	1061	1690	853	2429	817	12853
2018	525	2483	1315	0	0	864	302	1059	1497	758	1982	817	11603
2019	194	2376	1190	0	0	656	0	1057	1391	667	1800	817	10149
2020	128	2323	1036	0	0	448	0	1055	1301	596	1447	817	9152
2021	0	2159	871	0	0	441	0	1054	1229	552	1085	817	8208
2022	0	2113	750	0	0	434	0	1052	1180	527	879	817	7753
2023	0	2159	695	0	0	428	0	1050	1145	505	779	817	7579
2024	0	2066	596	0	0	419	0	1048	1115	488	682	817	7232
2025	0	1911	557	0	0	0	0	1046	1088	471	607	817	6497
2026	0	0	498	0	0	0	0	1044	768	457	560	817	4143
2027	0	0	497	0	0	0	0	1042	752	447	533	817	4089
2028	0	0	456	0	0	0	0	973	737	439	510	817	3932
2029	0	0	438	0	0	0	0	911	429	431	492	817	3518
2030	0	0	0	0	0	0	0	856	423	420	474	817	2991
2031	0	0	0	0	0	0	0	808	415	0	459	817	2499
2032	0	0	0	0	0	0	0	764	0	0	448	817	2030
2033	0	0	0	0	0	0	0	725	0	0	440	817	1983
2034	0	0	0	0	0	0	0	691	0	0	432	817	1940
2035	0	0	0	0	0	0	0	660	0	0	421	817	1898
2036	0	0	0	0	0	0	0	633	0	0	0	817	1450
2037	0	0	0	0	0	0	0	608	0	0	0	817	1425
2038	0	0	0	0	0	0	0	586	0	0	0	817	1404
2039	0	0	0	0	0	0	0	567	0	0	0	817	1384
2040	0	0	0	0	0	0	0	549	0	0	0	817	1367

Utslipp av nmVOC, tonn/år

Ar	Norne	Heidrun	Åsgard	Draugen	Njord	Kristin	Skarv	Ormen Lange	FF1	FF2	FF3	Leteboring	Totalt
2000	20033	8895	13583	19107	12369	0	0	0	0	0	0	73	74060
2001	21217	8749	16178	19288	7610	0	0	0	0	0	0	73	73115
2002	19905	8217	19649	15415	6421	0	0	0	0	0	0	73	69680
2003	13457	5668	16340	10860	5309	26	0	0	0	0	0	73	51732
2004	9021	4125	11587	7024	3092	31	33	0	31	0	0	73	35016
2005	8310	3830	10555	4694	2317	1096	1304	0	31	0	0	73	32210
2006	3889	2415	6923	2231	1226	2690	2971	12	782	0	0	73	23213
2007	3176	2293	6289	1262	957	2549	2781	303	2695	0	0	73	22377
2008	2911	2172	6785	918	738	2645	1939	573	2563	0	0	73	21317
2009	2640	2012	7340	746	601	2244	1230	838	3097	26	0	73	20846
2010	2666	1866	6945	646	519	1682	813	830	4485	31	0	73	20556
2011	2584	1744	6035	599	434	1421	668	827	3793	789	0	73	18966
2012	2341	1623	5934	623	394	1798	476	825	4008	2710	0	73	20804
2013	2088	1500	4503	601	315	2066	323	822	5233	2567	0	73	20092
2014	1901	1377	4037	576	10	1783	246	827	4356	2349	26	73	17562
2015	1701	1467	2947	470	0	1341	171	825	3656	1818	31	73	14501
2016	1434	1940	2773	393	0	743	142	814	2883	1252	791	73	13239
2017	943	1854	2965	0	0	701	102	812	2093	928	2715	73	13186
2018	332	1650	2794	0	0	642	68	809	1567	777	2572	73	11285
2019	97	1333	2344	0	0	385	0	807	1282	599	2353	73	9273
2020	20	1243	1887	0	0	135	0	805	1016	434	1822	73	7433
2021	0	711	1390	0	0	114	0	802	781	334	1254	73	5460
2022	0	708	1061	0	0	99	0	800	625	280	930	73	4576
2023	0	666	814	0	0	83	0	798	521	237	778	73	3970
2024	0	529	571	0	0	63	0	795	433	201	600	73	3266
2025	0	410	406	0	0	0	0	793	357	165	435	73	2639
2026	0	0	313	0	0	0	0	791	252	135	335	73	1898
2027	0	0	255	0	0	0	0	788	207	115	280	73	1719
2028	0	0	202	0	0	0	0	704	168	99	238	73	1484
2029	0	0	118	0	0	0	0	630	99	83	201	73	1204
2030	0	0	0	0	0	0	0	564	83	64	165	73	948
2031	0	0	0	0	0	0	0	505	63	0	135	73	776
2032	0	0	0	0	0	0	0	453	0	0	115	73	640
2033	0	0	0	0	0	0	0	406	0	0	99	73	578
2034	0	0	0	0	0	0	0	364	0	0	83	73	521
2035	0	0	0	0	0	0	0	327	0	0	64	73	464
2036	0	0	0	0	0	0	0	294	0	0	0	73	367
2037	0	0	0	0	0	0	0	265	0	0	0	73	337
2038	0	0	0	0	0	0	0	238	0	0	0	73	311
2039	0	0	0	0	0	0	0	215	0	0	0	73	288
2040	0	0	0	0	0	0	0	194	0	0	0	73	267

Utslipp av CH₄, tonn/år

Ar	Norne	Heidrun	Åsgard	Draugen	Njord	Kristin	Skarv	Ormen Lange	FF1	FF2	FF3	Leteboring	Totalt
2000	1481	2026	2217	534	917	0	0	0	0	0	0	3	7177
2001	1584	1991	4165	632	580	0	0	0	0	0	0	3	8956
2002	1440	1914	6481	530	556	0	0	0	0	0	0	3	10924
2003	1818	1867	7957	526	636	0	0	0	0	0	0	3	12807
2004	1890	1893	7259	493	600	0	0	0	0	0	0	3	12139
2005	1603	1813	7137	342	516	846	276	0	0	0	0	3	12535
2006	1303	1760	7035	262	463	2648	452	0	846	0	0	3	14772
2007	1253	1708	7556	164	416	2602	441	382	2648	0	0	3	17173
2008	1329	1658	7430	130	378	2598	392	743	2602	0	0	3	17262
2009	1281	1588	7839	113	363	2202	350	1104	3304	0	0	3	18148
2010	1442	1525	7876	103	378	1691	326	1102	4654	0	0	3	19100
2011	1480	1473	7381	96	363	1401	293	1100	4097	846	0	3	18533
2012	1337	1423	7465	146	356	1562	281	1099	4509	2648	0	3	20829
2013	1289	1368	6617	163	339	1579	272	1097	5735	2602	0	3	21065
2014	1081	1316	6437	155	23	1311	268	1096	4963	2459	0	3	19111
2015	834	1636	5483	84	0	999	263	1094	4300	2006	0	3	16702
2016	610	2673	5398	61	0	700	262	1092	3581	1495	846	3	16723
2017	395	2635	5750	0	0	642	259	1091	2779	1205	2648	3	17407
2018	235	2468	5456	0	0	575	257	1089	2201	1081	2602	3	15968
2019	50	2093	4428	0	0	387	0	1088	1882	867	2459	3	13257
2020	15	2056	3499	0	0	209	0	1087	1537	637	2006	3	11048
2021	0	1376	2513	0	0	179	0	1085	1205	494	1495	3	8350
2022	0	1376	1814	0	0	156	0	1084	979	418	1205	3	7035
2023	0	1277	1298	0	0	133	0	1082	827	359	1081	3	6061
2024	0	978	828	0	0	102	0	1081	701	306	867	3	4866
2025	0	757	541	0	0	0	0	1079	587	253	637	3	3858
2026	0	0	422	0	0	0	0	1078	409	209	494	3	2615
2027	0	0	320	0	0	0	0	1076	342	179	418	3	2338
2028	0	0	224	0	0	0	0	963	281	156	359	3	1987
2029	0	0	94	0	0	0	0	862	156	133	306	3	1555
2030	0	0	0	0	0	0	0	772	133	102	253	3	1264
2031	0	0	0	0	0	0	0	692	102	0	209	3	1006
2032	0	0	0	0	0	0	0	620	0	0	179	3	802
2033	0	0	0	0	0	0	0	556	0	0	156	3	716
2034	0	0	0	0	0	0	0	499	0	0	133	3	636
2035	0	0	0	0	0	0	0	448	0	0	102	3	554
2036	0	0	0	0	0	0	0	403	0	0	0	3	406
2037	0	0	0	0	0	0	0	362	0	0	0	3	365
2038	0	0	0	0	0	0	0	326	0	0	0	3	329
2039	0	0	0	0	0	0	0	293	0	0	0	3	296
2040	0	0	0	0	0	0	0	264	0	0	0	3	267

Utslipp av produsert vann, tonn/år

Ar	Norne	Heidrun	Åsgard	Draugen	Njord	Kristin	Skarv	Ormen Lange	FF1	FF2	FF3	Totalt
2000	95484	1700000	66268	199100	54700	0	0	0				2115552
2001	514137	1150000	158150	221000	127000	0	0	0	0			2170287
2002	886257	1825000	322400	710700	150000	0	0	0	0			3894357
2003	2606027	730000	417127	2149100	150000	0	0	0	0			6052254
2004	2930987	292000	458362	4584700	150000	0	0	0	0			8416049
2005	6038195	346750	509828	7727500	150000	177500	0	0	0			14949773
2006	9233332	401500	528613	9532000	200000	234500	0	0	177500	0		20307445
2007	9834998	456250	499905	12049000	200000	297500	0	3650	234500	0		23575803
2008	10652744	492750	1065410	12961000	200000	1518000	0	3650	297500	0		27191054
2009	11580793	529250	2174686	13317000	200000	2051955	0	3650	719000	0		30576334
2010	13309579	547500	2339744	13570000	200000	2033728	0	3650	851000	0		32855201
2011	14845244	689100	2330264	13760000	200000	2009089	0	3650	824000	177500	0	34838847
2012	15004968	1294600	2215579	13619000	200000	3680219	0	3650	1145500	234500	0	37398015
2013	15311130	1295140	746675	12790000	200000	5382405	0	3650	1357500	297500	0	37383999
2014	14377168	1276350	635374	12810000	0	5101130	0	3650	1330500	541500	0	36075671
2015	13517410	1039100	654367	12770000	0	3995256	0	3650	1314500	616500	0	33910783
2016	12623452	1230725	640888	12910000	0	1865275	0	3650	1479500	526500	0	31279990
2017	5183000	1194765	358865	0	0	1908214	0	3650	1379500	426500	0	10454493
2018	0	1148600	333480	0	0	1907214	0	3650	1086500	506500	0	4985944
2019	0	1112100	460976	0	0	1128725	0	3650	1175500	506500	0	4387451
2020	0	878500	431374	0	0	284500	0	3650	1144500	346500	0	3089024
2021	0	550000	226327	0	0	284500	0	3650	944500	356500	0	2365477
2022	0	550000	218332	0	0	284500	0	3650	953500	346500	0	2356482
2023	0	550000	198038	0	0	259800	0	3650	922500	313500	0	2247488
2024	0	550000	97812	0	0	242100	0	3650	857800	312500	0	2063862
2025	0	200000	95183	0	0	0	0	3650	839100	291500	0	1429433
2026	0	0	48210	0	0	0	0	3650	576000	284500	0	912360
2027	0	0	33360	0	0	0	0	3650	544300	284500	0	865810
2028	0	0	19308	0	0	0	0	3650	526600	284500	0	834058
2029	0	0	18472	0	0	0	0	3650	284500	259800	0	566422
2030	0	0	0	0	0	0	0	3650	259800	242100	0	505550
2031	0	0	0	0	0	0	0	3650	242100	0	0	245750
2032	0	0	0	0	0	0	0	3650	0	0	0	3650
2033	0	0	0	0	0	0	0	3650	0	0	0	3650
2034	0	0	0	0	0	0	0	3650	0	0	0	3650
2035	0	0	0	0	0	0	0	3650	0	0	0	3650
2036	0	0	0	0	0	0	0	3650	0	0	0	3650
2037	0	0	0	0	0	0	0	3650	0	0	0	3650
2038	0	0	0	0	0	0	0	3650	0	0	0	3650
2039	0	0	0	0	0	0	0	3650	0	0	0	3650
2040	0	0	0	0	0	0	0	3650	0	0	0	3650

Vedlegg 2 Forklaring på noen forkortelser og uttrykk benyttet i rapporten

AOT40	Benyttes som et uttrykk for tålegrense ved langtidseksponering for ozon (Accumulated exposure Over a Treshold limit of 40 ppb)
BAT	Beste tilgjengelige teknikk (Best Available Technics)
CHPP	Kombinert produksjon av kraft og varme i energiverk (Combined Heat and Power Production)
Crude Sorb Filter	Rensmetode for produsert vann
C-Tour	Rensmetode for produsert vann
DP	Dynamisk posisjonering
Dual fuel	Brukes om turbiner som er konstruert både for gass- og diesel-drift
EIF	Environmental Impact Factor, se kap. 9
EOR	Forbedret oljeutvinning (Enhanced Oil Recovery)
Epcon filter	Rensmetode for produsert vann
FF1	Fiktivt felt 1 (tilsvarende for FF2, FF3)
Grønne kjemikalier	Grønne kjemikalier er kjemikalier som vurderes å ha liten eller ingen effekt i marint miljø (åpent hav), såkalte PLONOR-kjemikalier.
GSm ³	Giga-standard kubikkmeter = 1 milliard standard kubikkmeter
Gule kjemikalier	Gule kjemikalier er miljøakseptable kjemikalier (kjemikalier som ikke faller inn under kat. grønn, rød og svart)
HC	Hydrokarboner
HP-fakkel	Høytrykks-fakkel
HVDC-light	Teknikk for overføring av høyspennings likestrøm
IOR	økt oljeutvinning (Increased Oil Recovery)
IPPC-direktivet	EU-direktiv for integrert forebygging og kontroll av forurensing
Kaverne	Fjellhall for eksempel lagring av olje eller gass
Kogenerering	Kombinert produksjon av kraft og varme i energiverk
LNG	Nedkjølt flytende naturgass (Liquefied Natural Gas)
MSm ³	Mega-standard kubikkmeter = 1 million standard kubikkmeter
NGL	Natural Gas Liquefied
nmVOC	Flyktige organiske forbindelser, unntatt metan (non metan Volatile Organic Compounds)
NO _x	Fellesbetegnelse på nitrogenoksider, hovedsakelig NO ₂ og NO
oe	oljeekvivalent. 1 oe = 1 m ³ olje = 1 m ³ kondensat = 1000 Sm ³ gass
OLF	Oljeindustriens landsforening
OSPAR	Oslo-Paris-konvensjonen
PAD	Plan for anlegg og drift
PAH	Tjærestoffer, Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner
PEC	Predicted Environmental Concentration
PECT-F	Rensmetode for produsert vann
PL	Produksjonslisens
PLONOR	Betegnelse på kjemikalier som antas å ha liten eller ingen effekt i marint miljø (Posed Little Or NO Risk)
PNEC	Predicted No Effect Concentration
ppb	parts pr. billion = mikrogram/l
ppm	parts pr. million = mg/l
PUD	Plan for utbygging og drift
RNB	Revidert nasjonalbudsjett
Røde kjemikalier	Røde kjemikalier er kjemikalier som skal prioriteres spesielt for substitusjon
SCR	Metode for reduksjon av NO _x -innhold i eksosgass (Selective Catalytic Reduction)
SFT	Statens forurensingstilsyn

Sm ³	Standard kubikkmeter, benyttes for måling av gass og angir volum ved standard trykk og temperatur (15 grader Celsius og 1 atm)
SSB	Statistisk sentralbyrå
Svarte kjemikalier	Svarte kjemikalier er kjemikalier som det kun unntaksvis gis tillatelse til utslipp av
Tandemlasting	Offshore lasting, der tankskipet ankrer opp i produksjonsfartøyet, og der kondensat/olje overføres i en fleksibel slange
ULB	Konsekvensutredning for Lofoten og Barentshavet
WHRU	Varmegjenvinningsenhet (Waste Heat Recovery Unit)