
TEKNISK RAPPORT

OLJEINDUSTRIENS LANDSFORENING

RAPPORT RKU NORDSJØEN - UHELLSUTSLIPP

RAPPORT NR. 2006-0738

REVISJON NR. 01

DET NORSKE VERITAS

TEKNISK RAPPORT

Dato for første utgivelse: 2006-05-04	Prosjekt nr.: 15179
Godkjent av: Tor jensen Avdelingsleder	Organisasjonsenhet: DNV Consulting
Oppdragsgiver: Oljeindustriens Landsforening	Oppdragsgiver ref.:

Sammendrag:

Denne rapporten inngår som en del av “Regional konsekvensutredning for petroleums-virksomheten i Nordsjøen” (RKU-Nordsjøen) og dekker aktiviteter som kan gi akutte utslipp til sjø. Formålet med utredningen er å gi en oppdatert vurdering av risiko for uhellsutslipp fra oljeaktivitet i Nordsjøen og miljøkonsekvenser akutte utslipp medfører. Vurderingene er gjort for det nåværende aktivitetsnivået og forventet nivå i fremtiden. Året 2006 er valgt for å beskrive dagens situasjon, mens år 2011 er valgt for å belyse det fremtidige risikobildet. Akutte utslipp kan knyttes til både olje, kondensat og/eller gass. I denne studien er det fokusert på oljeutslipp siden disse utslippene er viktigste bidragsyter til miljøeffekter i en regional sammenheng.

Studien omfatter fem hoveddeler:

- Identifikasjon av kilder til uhellsutslipp til sjø og datakilder for frekvensberegninger
- Frekvens og omfang av uhellsutslipp
- Oljeegenskaper og oljedrift
- Vurdering av dagens beredskap som avbøtende tiltak
- Konsekvenser for miljøressurser og økosystem av uhellsutslipp

Rapport nr.: 2006-0738	Emnegruppe:	
Rapporttittel: Rapport RKU Nordsjøen - Uhellsutslipp		
Utført av: Ole Øystein Aspholm, Ole Kristian Sollie, Cecilie Østby, Marte Ness, Anders Rudberg, Line Sverdrup		
Verifisert av: Tor Jensen og Geir Morten Skeie!		
Dato for denne revisjon: 2006-06-12	Rev. nr.: 01	Antall sider: 131

Indekseringstermer

Nordsjøen konsekvensutredning uhellsutslipp
olje miljøressurser

☒ Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet, dvs. fri distribusjon innen DNV etter 3 år

☐ Strengt konfidensiell

☐ Fri distribusjon

TEKNISK RAPPORT

<i>Innholdsfortegnelse</i>	<i>Side</i>
1 SAMMENDRAG	4
2 INNLEDNING	7
3 GEOGRAFISK INNDELING AV REGIONEN NORDSJØEN	8
4 AKTIVITETSNIVÅ I 2006 OG 2011	9
4.1 Boringer og produserende brønner	9
4.2 Rørledninger og stigerør	10
4.3 Skytteltrafikk	10
4.4 Eksporttankere	11
5 UTSLIPPSKILDER OG DATAGRUNNLAG	14
5.1 Utblåsninger	14
5.1.1 Datakilder for utblåsninger	14
5.1.2 Basis utblåsningsfrekvens	15
5.2 Rørledninger og stigerør	15
5.2.1 Datakilder	15
5.2.2 Basisfrekvenser for lekkasje fra rørledninger	16
5.3 Skytteltankere og oljetankere	16
6 RISIKO FOR UHELLSUTSLIPP AV OLJE	18
6.1 Utblåsninger	18
6.2 Rørledninger og stigerør	21
6.2.1 Potensielle utslippsmengder fra rørledninger og stigerør	22
6.3 Utslipp fra FPSO	23
6.4 Skytteltankere	24
6.5 Oljetankere	25
6.6 Kjemikalieutslipp	26
7 OLJEEGENSKAPER	27
7.1 Kategorier av oljetyper	27
7.2 Fysikalske data for råoljer i Nordsjøen	27
7.2.1 Viskositet	29
7.2.2 Tetthet	29
7.2.3 Stivnepunkt	29
7.3 Egenskaper til oljer i Nordsjøen	34
7.3.1 Vannopptak og viskositet i emulsjon	34
7.3.2 Fordampning	36

TEKNISK RAPPORT

7.3.3	Kjemisk dispergerbarhet	38
8	OLJEDRIFT	39
8.1	Oljedriftsmodell	39
8.2	Oljens levetid på sjøen	40
8.3	Sammenstilling av oljedriftsberegninger fra Nordsjøen	40
8.4	Konsentrasjoner i de øverste vannmasser	65
9	KONSEKVENSRREDUSERENDE TILTAK – OLJEVERNBEREDSKAP	70
9.1	Strategi for oljevernberedskap	70
9.1.1	Organisering av oljevernberedskap i Nordsjøen	70
9.2	Myndighetskrav	71
9.2.1	Rammeforskriften	72
9.2.2	Styringsforskriften	73
9.2.3	Aktivitetsforskriften	74
9.2.4	Opplysningspliktforskriften	76
9.2.5	Innretningsforskriften	77
9.2.6	Forurensningsforskriften, kap. 19	77
9.3	Effektivitet og utvikling av beredskap	78
9.3.1	Effektivitet	78
9.3.2	Utvikling av beredskap	80
10	KONSEKVENSER AV UHELLSUTSLIPP FOR MILJØRESSURSER	81
10.1	Fisk og plankton	81
10.1.1	Definisjoner	81
10.1.2	Generelt om effektgrenser for akutt eksponering for olje	82
10.1.2.1	Opptak av oljekomponenter i organismer	82
10.1.2.2	Effekter på ulike livsstadier av fisk: laboratorie- og feltdata	84
10.1.2.3	Sekundære effekter på larveoverlevelse	85
10.1.2.4	Effekter på zooplankton	85
10.1.2.5	Individuell restitusjon	86
10.1.3	Komponenter i råolje	87
10.1.3.1	Sammensetning av olje og vannfraksjoner av olje	87
10.1.3.2	Biotilgjengelighet av oljekomponenter i vannmassene	88
10.1.3.3	Biologisk nedbrytning av oljekomponenter i vannmassene	89
10.1.4	Prinsipper for risikovurdering av olje på vannsøyleorganismer	90
10.1.4.1	Eksisterende grenseverdier for komponenter løst i vannfasen	90
10.1.4.2	Eksisterende grenseverdi for effekter av dispergert olje	92
10.1.4.3	Vurdering av eksisterende grenseverdier	94
10.1.4.4	Grenseverdi beregnet basert på nedblandede totalkonsentrasjoner av olje	94
10.1.5	Fototoksisitet	98
10.1.6	Konklusjoner – giftighet av olje	98
10.1.7	Mulige konsekvenser for fiskebestander	98
10.2	Sjøfugl	104

TEKNISK RAPPORT

10.2.1	Generell sårbarhet og konsekvenser	104
10.2.2	Sjøfuglforekomster i analyseområdet	106
10.2.3	Vurdering av konsekvenser i utredningsområdet	111
10.3	Sjøpattedyr	113
10.4	Strandområder	115
10.4.1	Sårbarhet	115
10.4.2	Konsekvenser	117
10.5	Sjøbunn	119
10.6	Konsekvenser for økosystemet	120
11	SAMLET VURDERING AV MILJØRISIKO	123
11.1	Sammenlikning med tidligere RKU Nordsjøen	123
11.2	Miljørisiko i forhold til annen virksomhet	123
12	KUNNSKAPSSTATUS.....	124
13	REFERANSER	126

TEKNISK RAPPORT

1 SAMMENDRAG

I 1999 ble det utarbeidet en regional konsekvensutredning for Nordsjøen. Foreliggende rapport utgjør en oppdatering av dette arbeidet ut i fra nyere aktivitetsoversikter for regionen. En vurdering av risiko for uhellsutslipp av olje i Nordsjøen og hvilke miljøkonsekvenser akutte oljeutslipp kan medføre er gjort for dagens aktivitetsnivå (2006) og forventet aktivitetsnivå i nær fremtid (2011). Som utgangspunkt for konsekvensvurderinger er det benyttet oljedriftsberegninger for utslipp av olje og kondensat i Nordsjøen modellert i forbindelse med tidligere aktivitet i regionen, samt at det er gjennomført noen nye modelleringer.

Nordsjøen er i denne studien inndelt i fire delregioner (Nord, Midtre, Sørvest og Sørøst). Aktivitetsnivået i de ulike delregionene med hensyn på antall brønner, rørledninger, skytteltankere og FPSOer er forskjellig. Dette gjenspeiles i ulik risiko for uhellsutslipp. Frekvensen for uhellsutslipp knyttet til utblåsninger, rørlekkasje og skytteltankere er høyest i Nordsjøen nord der aktivitetsnivået er høyest. I Nordsjøen sørøst er det lav aktivitet (kun leteboringer) og lave frekvenser for uhellsutslipp. Aktivitetsnivået i 2011 vil være noe lavere for produksjonsboringer. Nivået på leteboringer vil være omtrent som i dag mens antall brønner i produksjon vil stige. Oljetankere langs kysten er en annen kilde til oljeutslipp. Hyppighet av ulykker med oljetankere er høyest på vestlandet som dekker det meste av Nordsjøen.

Den totale frekvensen for utblåsning i 2006 er på samme nivå som i forrige konsekvensutredning for Nordsjøen, mens estimert frekvens for utblåsning i 2011 er omtrent 20% høyere enn fremtidsstatistikk i forrige RKU. Det fremtidsstatistikket gjaldt for år 2000. Basisfrekvensene for komplettering og produksjon har gått noe ned i forhold til de som ble benyttet i forrige RKU. Aktivitetsnivået har økt noe i forhold til forrige RKU.

Det er utblåsning som har høyest potensiale for miljøskade og er det viktigste bidraget til miljørisiko for uhellsutslipp fra oljeleting og produksjon. Beliggenheten av leteboringer og produserende felt i forhold til sårbare miljøressurser er en viktig faktor med hensyn på miljørisikonivået. Det er en tendens til økt lete- og produksjonsaktivitet nærmere land, dette fører til at miljørisikonivået blir høyere enn tidligere. Økt fokus på oljevernberedskap nær kilden og i strandsonen bidrar imidlertid til å redusere risikoen ved slike kystnære operasjoner.

Dette er ikke en kvantitativ analyse av den totale miljørisikoen i Nordsjøen. Det er derfor ikke mulig å kvantitativt sammenlikne miljørisikobidraget fra oljeleting og produksjon med andre aktiviteter som for eksempel skipsfart. Frekvens for uhellsutslipp fra de forskjellige sektorene kan sammenliknes, men en slik sammenlikning innebærer en del usikkerhet. Utslippssted og potensiale for å treffe sårbare ressurser betyr mye for miljørisikoen, ofte vil uhellsutslipp fra skip skje nær land, mens uhellsutslipp fra oljeleting og produksjon vil forekomme langt fra land. Den totale frekvensen for uhellsutslipp fra oljeleting og produksjon inklusive skytteltankere, men uten oljetankere er 1,07. Det vil si litt over en hendelse per år, det er små utslippene fra rørledninger og omlasting til skytteltankere som dominerer hendelsesfrekvensen, mens potensielt store utslipp fra utblåsninger og FPSO havari utgjør under 4% av frekvensen.

Frekvens for uhellsutslipp fra tankere, produktskip og bunkers fra alle andre skip med over 300 tonn bunkersolje er på omtrent $6,5 \times 10^{-2}$ per 100 nm (DNV 2004b). I Nordsjøen utgjør årlig seilt

TEKNISK RAPPORT

distanse for lastede tankere og produktskip på over 10 000 omtrent 120 000 nm (DNV 2004b). Det vil si at årlig frekvens for uhellsutslipp er på omtrent 78. Dette er betydelig høyere årlig hendelsesfrekvens enn for oljeleting og produksjon.

Kysten som kan påvirkes av oljesøl domineres av klipper og svaberg som i stor grad eksponeres for bølger. Bølger vil relativt raskt vaske bort olje som strander og restitusjonstiden blir lavere enn i mer beskyttede områder der oljen kan bli liggende i flere år. Selv om sårbarheten til strandområdene i seg selv kan være relativt lav, kan stranda være tilholdssted for sjøfugl og sjøpattedyr som er mer sårbare for oljeforurensning. Sjøfugl er ansett som mest sårbar miljøressurs i forbindelse med uhellsutslipp av olje. Både sjøfugl og oter kan fryse i hjel når de tilsøles av olje. Sjøfugl som er tilsølt av olje vil miste fjædraktens isolerende evne. Hos oteren vil olje ødelegge pelsens vannavstøtende evne. Både sjøfugl og sjøpattedyr som oter, sel og hval kan skades av olje gjennom inntak av olje og oljekontaminert føde, innånding av oljedamper og mer indirekte gjennom nedgang i fiskebestander og andre byttedyr.

Konsekvenser på fisk i ulike livsstadier er viet stor oppmerksomhet i denne studien. Effekten av olje på organismer i vannfasen (fisk og plankton) er avhengig av oljetype, nedblandingsgrad og kinetikk for utløsning av oljekomponenter til vannfasen, samt varighet av eksponeringen. Grenseverdi for effekter bør baseres på konsentrasjoner av oljekomponenter i vannfasen, men siden man ikke har eksponeringsmodeller som er i stand til å beregne dette korrekt bør man inntil videre benytte en grenseverdi hvor modellert eksponering og effekt uttrykkes på samme nivå (dvs totalkonsentrasjoner av olje i vann). En tidligere etablert grenseverdi på 58 ppb er ansett for å være meget konservativ, men er likevel lagt til grunn for konsekvensvurderinger av akuttutslipp for fiskebestander. Et stort oljeutslipp vil trolig drepe fiskeegg og larver og i mindre grad påvirke voksen fisk. Et stort utslipp er vurdert å ha begrenset effekt på fisk på populasjonsnivå.

I henhold til beregningene kan uhellsutslipp fra *Nordsjøen nord* påvirke kystområder fra sør i Hordaland til Hitra/Frøya i Sør-Trøndelag, med størst sannsynlighet for å treffe kysten fra Bergen til og med Møre og Romsdal. Nordsjøen nord er området hvor aktiviteten er lokalisert nærmest kysten. Uhellsutslipp fra de mest kystnære aktivitetene i denne regionen vil ha relativt stor sannsynlighet for å treffe kysten (57- 60 %). Gjennomsnittlig totalt strandet olje er fra 107 – 2320 tonn for overflateutslipp, og 17- 400 tonn for sjøbunnutslipp. Innenfor influensområdet finnes SMO (Spesielt Miljøfølsomme Områder) for flere sjøfuglarter og steinkobbe gjennom hele året. Disse forventes å være blant ressursene med høyest konsekvenspotensiale ved eventuelle oljeutslipp i regionen, spesielt fra mer kystnær aktivitet. I tidligere utførte miljørisikoanalyser er bestandstap i forbindelse med oljeutslipp beregnet til inntil 10 % av nasjonale bestander av toppskarv, storskarv og alke i regionen. For strand er det i tidligere utførte miljørisikoanalyser for feltene nærmest land, beregnet høyest sannsynlighet for skade på strandområder som gir en restitusjonstid fra 1- 10 år.

I *Nordsjøen midtre* er aktivitetene lokalisert med lengre avstand til land enn i Nordsjøen nord. Oljeutslipp i denne regionen vil kunne påvirke kystområder i tilknytning til alle delregionene i Nordsjøen. Sannsynligheten for at olje treffer kysten gitt et uhellsutslipp på overflaten er omtrent 50 - 60 %, mens et uhellsutslipp fra sjøbunn har 2- 54 % sannsynlighet for å treffe land.

TEKNISK RAPPORT

Gjennomsnittlig totalt strandet oljemengde er 250- 4700 tonn for overflateutslipp og 5 - 1900 tonn for sjøbunnsutslipp. Olje som treffer kysten i Stavanger og Farsund-området vil kunne ha konsekvenser for viktige sjøfuglområder definert som SMOer. I tillegg finnes det SMO for havert ved Stavanger og i munningen til Boknafjorden nord for Stavanger. Konsekvensene for kystnære sjøfuglarter forventes generelt å være lavere enn i Nordsjøen nord. For aktivitet langt fra land forventes de største konsekvensene å være knyttet til sjøfugl på åpent hav. I tidligere utførte miljørisikoanalyser for et av feltene i Nordsjøen midtre er det høyest sannsynlighet for skade på strandområder som gir en restitusjonstid fra 1- 10 år.

Konsekvensen for kysten er langt lavere for *Nordsjøen sørvest* enn for de øvrige delregionene. Uhellsutslipp i Nordsjøen sørvest vil kunne påvirke sentrale deler av Nordsjøen og vestlige deler av Skagerrak. Det er relativt lave treffsannsynligheter grunnet stor avstand til land (omtrent 20 % sannsynlighet for treff for overflateutslipp og tilnærmet 0 % for sjøbunnsutslipp). Gjennomsnittlig total mengde strandet olje fra overflateutslipp er 30-70 tonn. Utslipp som når kysten kan ha konsekvenser for de samme viktige sjøfugl- og havertbestander på Sørvestlandet som for Nordsjøen midtre. Fordi aktivitetene er langt fra land, forventes konsekvenser av uhellsutslipp å være størst for sjøfugl på åpent hav, spesielt alkefugl i myte- og overvintringsperioden.

Oljeutslipp fra kystnære områder i *Nordsjøen sørøst* kan drive til Skagerrak og tilgrensende kystområder (Norge, Sverige, Danmark) samt til kystområder nordover til Sognefjorden. Sannsynlighet for stranding fra utslipp nært kysten er høy (93 %) med gjennomsnittlige totalt strandede mengder fra overflateutslipp på 350- 800 tonn. Oljeutslipp kan ha konsekvenser for sjøfugl og havert ved nevnte områder på Sørvestlandet, og i tillegg kan store forekomster av sjøfugl på åpent hav kunne påvirkes.

Restitusjonstidene for sjøfugl og strandområder som er angitt over tar ikke hensyn til effekter av avbøtende tiltak som vil igangsettes ved et oljeutslipp i henhold til oljevernberedskapen. Rapporten gir en oversikt over nasjonalt regelverk og organisering av oljevernberedskapen i Nordsjøen. Det har skjedd en utvikling i oljevernberedskapen på blant annet planverk, teknologi og organisering siden den regionale konsekvensutredningen fra 1999, og disse forholdene har bidratt til en forbedring av oljevernberedskapen i Nordsjøen.

Skade av olje på sjøfugl, sjøpattedyr, fisk eller organismer som lever i strandområder diskuteres ut fra erfaringer fra tidligere oljeutslipp (eks Exxon Valdez, Braer, Prestige, Amoco Cadiz, etc). Konsekvenser for økosystemet som en helhet inntreffer når skade på en organisme/organismegruppe fører til negative konsekvenser for andre organismer i økosystemet. Selv om det ikke er påvist endringer i økosystemer som følge av store oljesøl er det behov for mer kunnskap om interaksjoner i økosystemet for å vurdere konsekvenser av oljeforurensning på økosystemnivå. Det er også behov for å oppdatere og utvide SMO-arbeidet med nyere data slik at konsekvensvurderinger for uhellsutslipp i Nordsjøen kan gjøres på et enda sterkere grunnlag.

TEKNISK RAPPORT

2 INNLEDNING

Denne rapporten inngår som en del av “Regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Nordsjøen” (RKU-Nordsjøen) og dekker aktiviteter som kan gi akutte utslipp til sjø. Arbeidet er utført på oppdrag fra Statoil.

Formålet med utredningen er å gi en oppdatert vurdering av risiko for uhellsutslipp fra oljeaktivitet i Nordsjøen og miljøkonsekvenser akutte utslipp medfører. Vurderingene er gjort for det nåværende aktivitetsnivået og forventet nivå i fremtiden. Året 2006 er valgt for å beskrive dagens situasjon, mens år 2011 er valgt for å belyse det fremtidige risikobildet.

I denne studien er Nordsjøen inndelt i fire regioner. Disse er nærmere presentert i kapittel 3. Aktivitetsnivå, vurdering av risiko for uhellsutslipp, oljedrift og miljøkonsekvenser er derfor relatert til disse fire regionene.

Akutte utslipp kan knyttes til både olje, kondensat og/eller gass. I denne studien er det fokusert på oljeutslipp siden disse utslippene er viktigste bidragsyter til miljøeffekter i en regional sammenheng.

Studien omfatter fem hoveddeler:

- Identifikasjon av kilder til uhellsutslipp til sjø og datakilder for frekvensberegninger (Kapittel 5)
- Frekvens og omfang av uhellsutslipp (Kapittel 6)
- Oljeegenskaper og oljedrift (Kapittel 7 og 8)
- Vurdering av dagens beredskap som avbøtende tiltak (Kapittel 9)
- Konsekvenser for miljøressurser av uhellsutslipp (Kapittel 10)

TEKNISK RAPPORT

3 GEOGRAFISK INNDELING AV REGIONEN NORDSJØEN

Denne utredningen dekker Nordsjøen fra Norges sørlige sokkelgrense til 62°N og tilhørende kystlinje (Figur 3-1). Regionen er delt inn i fire delområder, Nordsjøen nord (Tampen, Troll, Oseberg), Nordsjøen midtre (Frigg, Heimdal, Sleipner), Nordsjøen sørvest (Ekofisk) og Nordsjøen sørøst.



Figur 3-1 Nordsjøen inndelt i regionene Nordsjøen nord, Nordsjøen midtre, Nordsjøen sørvest og Nordsjøen sørøst

TEKNISK RAPPORT

4 AKTIVITETSNIVÅ I 2006 OG 2011

Aktivitetsnivået er beskrevet for 2006 og 2011, og omfatter boringer og produserende brønner, rørledninger og skytteltrafikk med tankskip. Aktivitetsnivået er gitt for de fire regionene beskrevet i foregående kapittel.

4.1 Boringer og produserende brønner

Aktivitetsnivå for boringer og produksjon er basert på data oversendt fra oppdragsgiver (RNB 2006). Fordeling mellom olje, gass og gass/kondensat for nye boringer er basert på eksisterende fordeling på de ulike feltene i Nordsjøen (RNB 2006). Aktivitetsnivåene er gitt i Tabell 4-1 for 2006 og i Tabell 4-2 for 2011. Det antas at det går fem år mellom hver brønnoverhaling, antall overhalinger per år blir derfor: 0,2 x antal produsenter. Det antas at alle leteboringer kompletteres.

Tabell 4-1 Aktivitetsnivå, boringer og produserende brønner, 2006

Operasjonsfase	Medium	Region				Totalt
		NN	NM	NSV	NSØ	
Leteboring*	Olje	5	5	5	5	20
	Gass	0	0	0	0	0
Produksjonsboring	Olje	54	29	27	0	110
	Gass	4	1	0	0	5
	Gass/kond.	2	0	0	1	3
Produsenter	Olje	480	59	201	0	740
	Gass	56	44	0	0	100
	Gass/kond.	3	0	0	0	3

*Antar alle letebrønner som oljebrønner

Tabell 4-2 Aktivitetsnivå, boringer og produserende brønner, 2011

Operasjonsfase	Medium	Region				Totalt
		NN	NM	NSV	NSØ	
Leteboring*	Olje	5	5	5	5	20
	Gass	0	0	0	0	0
Produksjonsboring	Olje	41	10	17	0	68
	Gass	1	1	0	0	2
	Gass/kond.	0	2	0	0	2
Produsenter	Olje	700	129	295	0	1125
	Gass	66	49	0	0	115
	Gass/kond.	5	8	0	1	14

*Antar alle letebrønner som oljebrønner

TEKNISK RAPPORT

4.2 Rørledninger og stigerør

Aktivitetsnivået for rørledninger er basert på data oversendt fra oppdragsgiver (mail fra Statoil 10.03). Der lengder ikke var oppgitt fra Statoil er kartverktøy benyttet for å estimere disse. Aktiviteten er beskrevet som antall km innenfor hver region i Nordsjøen fordelt på type medium (brønnstrøm/prosessert). For rørledninger som transporterer prosessert medium er antall km også fordelt på rørdimensjon. Tabellen angir aktivitetsnivå i 2006 og inneholder både feltinterne og felteksterne rør. Det er ikke gitt innspill på aktivitetsnivå for 2011. Tabell 4-4 viser antall km stigerør i hver av regionene for 2006, disse dataene er imidlertid basert på data fra forrige RKU for Nordsjøen (RKU-Nordsjøen, 1999).

Tabell 4-3 Antall km rørledning innenfor de ulike regionene, 2006.

Område	Type rørledning	Medium		
		Olje	Kondensat	Gass
Nord	Brønnstrøm	173	0	0
	Prosessert ≤16"	234	46	534
	Prosessert 18"- 24"	173	0	150
	Prosessert >24"	110	101	604
Midtre	Brønnstrøm	33	0	0
	Prosessert ≤16"	34	123	19,3
	Prosessert 18"- 24"	0	420	50
	Prosessert >24"	0	50	1150
Sørvest	Brønnstrøm	51	0	0
	Prosessert ≤16"	0	0	125
	Prosessert 18"- 24"	136	0	64
	Prosessert >24"	28	0	671
Sørøst	Brønnstrøm	0	0	0
	Prosessert ≤16"	0	0	0
	Prosessert 18"- 24"	0	35	35
	Prosessert >24"	0	0	476

Tabell 4-4 Antall km stigerør innenfor de ulike regionene i 2006, data er basert på forrige RKU for Nordsjøen (RKU-Nordsjøen, 1999).

Type stigerør	Område			
	NN	NM	NSV	NSØ
Fleksibel, <10"	18	0	1	0
Fleksibel, ≥10"	10	11	0	0
Stål, <10"	8	0	4	0
Stål, ≥10"	40	3	16	0
Totalt	76	14	21	0

4.3 Skytteltrafikk

I området Nordsjøen nord har Statfjord og Gullfaks transport av olje med skytteltankere. Basert på lasteaktiviteten i 2005 er det estimert et forventet antall lasteoperasjoner i 2006 (Tabell 4-5). I

TEKNISK RAPPORT

Nordsjøen midtre er det fire FPSOer som har omlastning av olje til skytteltankere. I de øvrige feltene i Nordsjøen transporteres olje gjennom rørledninger, enten direkte til terminaler eller til et av feltene som har lagringskapasitet og omlastning til skytteltankere. Det er vanskelig å anslå noe om fremtidig FPSO-aktivitet fordi planlagte felt har flere utbygningalternativer, både med og uten FPSO. Alvheim er planlagt utbygd med FPSO og det forventes 32 anløp i året fra og med 2007. I forrige RKU for Nordsjøen var estimatet for lasteoperasjoner på Statfjord og Gullfaks på omtrent 350 operasjoner per år i år 2000. Den totale produksjonen på Statfjord og tilknyttede felt er gått betydelig ned siden forrige RKU. Estimerte operasjoner i år 2000 ble derfor gjort på grunnlag av en høyere produksjon enn det er per i dag. Antall lasteoperasjoner for 2006 er derimot basert på fjorårets operasjoner.

Tabell 4-5 Forventet antall lasteoperasjoner per felt i 2006

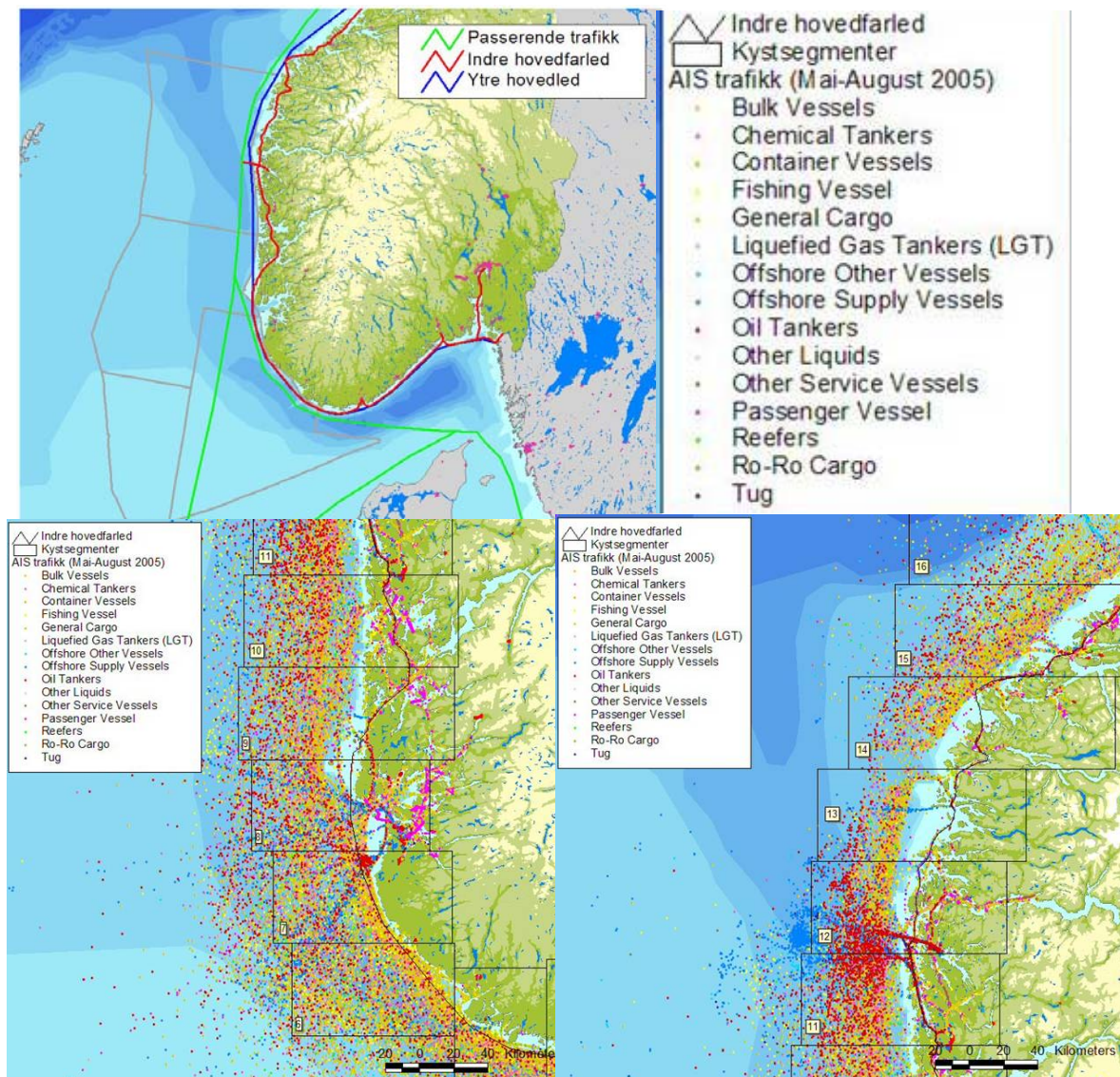
Område	Felt	Forventet antall lasteoperasjoner i 2006
Nord	Statfjord	150 ¹
Nord	Gullfaks	150 ¹
Midtre	Balder	125
Midtre	Glitne	20 ¹
Midtre	Jotun	70
Midtre	Varg	20

1. Basert på antall operasjoner i 2005 (mail fra Geir Gjervan, Statoil)

4.4 Eksporttankere

Beskrivelsen av trafikkbildet langs kysten i Nordsjøen og Skagerak er basert på DNV rapporten "Skipstrafikk langs norskekysten, analyse av miljørisiko" (DNV, 2004a) som danner grunnlag for deler av Stortingsmelding 14 (2004-2005) "På den sikre siden – sjøsikkerhet og oljevernberedskap". Trafikkdata er beregnet for 2003 og 2015, men vi anser det som tilstrekkelig nøyaktig for å kunne si noe om trafikken i 2006 og 2011. Figur 4-1 viser hovedfarledene for skip som frakter olje og petroleumsprodukter. Dette er basert på data fra AIS (Automatic Identification System). AIS har en rekkevidde på 40-60 nm fra kysten. Fartøy som har AIS system er blant annet tankere, passasjerfartøy, lastefartøy og fiskefartøy over 300 BT.

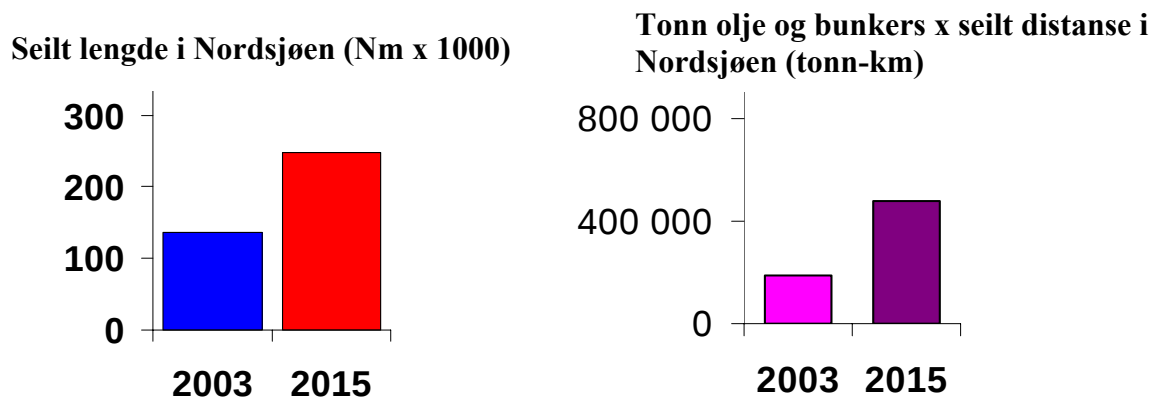
TEKNISK RAPPORT



Figur 4-1 Hovedfarleder for skip som frakter olje og petroleumsprodukter og skipstrafikkregistreringer fra AIS (de nederste bildene). Tegnforklaringen i øvre høyre del er en forstørrelse av tegnforklaringen til AIS bildene.

Figur 4-2 viser at i dagens trafikkbilde er det meste av trafikken sentrert på Vestlandet. Eksporten med tankere fra bl.a. Mongstad og Sture seiler relativt korte distanser langs kysten før de forlater grensen på 20 nm og bidrar derfor lite i forhold til antall seilte mil langs norsk kyst.

TEKNISK RAPPORT



Figur 4-2 Antall nautiske mil (x1000) tilbakelagt av tankskip i nordsjøen i 2003 og 2015 (graf til venstre) og tanksskipstrafikk i Nordsjøen i 2003 og 2015, uttrykt som tonn olje og bunkers multiplisert med seilt distanse (tonn-km) (graf til høyre).

Det er mengden av oljelast og bunkersolje om bord i skipene som representerer en fare for miljøet ved en ulykke. Skipstrafikken er da delt opp i tankskip som frakter råolje, tankskip som frakter petroleumsprodukter, handelsskip som inkluderer bulkskip, containerskip, passasjerskip, kjemikalieskip, LNG-skip og lignende. Figur 4-2 viser dagens totale trafikkbilde presentert som mengde olje og bunkers multiplisert med distansen det er transportert i Nordsjøen (tonn (olje)-km).

TEKNISK RAPPORT

5 UTSLIPPSKILDER OG DATAGRUNNLAG

5.1 Utblåsninger

5.1.1 Datakilder for utblåsninger

Per i dag er det en datakilde som dominerer i Norge når utblåsningshendelser skal analyseres. Datakilden sponses av en rekke av de sentrale aktørene på norsk sokkel.

SINTEF Offshore Blowout Database (2006)

I tillegg til selve databasen, som oppdateres årlig, gis det også ut en årlig oppsummeringsrapport ”Blowout and well release characteristics and frequencies” som tar for seg de mest sentrale resultatene. Databasen skiller mellom følgende typer hendelser:

Utblåsning (Blowout):	Ukontrollert strøm av formasjonsvæske ut av brønnen eller mellom formasjonslagene til omgivelsene over havbunnen. En utblåsning er et resultat av at alle brønnbarrierer og en eventuell brønnkontrolloperasjon har sviktet.
Undergrunnsutblåsning (Underground blowout):	Ukontrollert strøm av formasjonsvæske fra en geologisk sone til en annen. Ingen utslipp over havbunnen.
Brønnlekkasje (Well release):	Utsiktet strøm av formasjonsvæske fra brønnen til omgivelsene over havbunnen, som kan stanses ved hjelp av brønnens standard barrieresystem. Brønnlekkasjer har typisk kortere varighet og lavere strømningsrate enn en utblåsning.
Grunn gass-utblåsning (Shallow gas blowout):	Denne typen utblåsninger defineres vanligvis ved strømming fra en gassone som penetreres før BOP settes.

Av hendelsene over, er det kun utblåsning og brønnlekkasje som kan gi oljeutslipp til sjø. Undergrunnsutblåsninger og grunn gass-utblåsninger behandles derfor ikke videre.

Blowout and Well Release Frequencies – Based on SINTEF Offshore Blowout Database 2004

Denne rapporten utarbeides på oppdrag fra styringskomiteen for SINTEF Offshore Blowout Database, og behandler datamaterialet ytterligere i forhold til forhold som er representative for Nordsjøen. Rapporten presenterer spesifikke frekvenser og tennsannsynligheter for utblåsninger og brønnlekkasjer i Nordsjøen. Frekvensene fra denne rapporten er benyttet i denne analysen.

TEKNISK RAPPORT

5.1.2 Basis utblåsningsfrekvens

Rapporten "Blowout and Well Release Frequencies – Based on SINTEF Offshore Blowout Database 2004" tar for seg både brønnlekkasjer og utblåsninger. Hendelser som er inkludert i rapporten er knyttet til følgende geografiske områder: Mexico-gulven, kanadisk kontinentalsokkel (østlig) og Nordsjøen (britisk, nederlandsk og norsk sektor).

Brønnlekkasjer er definert slik at det skal være mulig å skille ut de hendelsene som har bidratt med begrenset oljeutslipp. Denne splitten opprettholdes for å gi et mest mulig riktig bilde av utslippspotensialet.

Gjennom en mer detaljert vurdering av brønnlekkasjene som er registrert i Sintef Offshore Blowout Database (Sintef 2006) fremgår det at enten er raten lav, eller så er varigheten kort (typisk kortere enn 10 minutter). Dermed er det lite sannsynlig at brønnlekkasjer vil kunne bidra med vesentlige oljesøl. Basert på avstanden fra mulige lokasjoner for oljeutslipp til land i Nordsjøen, samt det begrensede oljesølet ved en brønnlekkasje, vil det i denne analysen fokuseres videre på utblåsninger, og ikke brønnlekkasjer.

Videre begrenses den kalkuleerte frekvensen av følgende antagelser og forenklinger:

- ❖ Det fokuseres på lete- og produksjonsboringer, kompletteringer og oljeproduserende brønner. Dvs. at bidraget fra overhalinger ikke estimeres.
- ❖ Det beregnes kun frekvenser for oljeprodusenter og for boring av oljeproduserende brønner.

Tabell 5-1 angir basisfrekvensene brukt i estimeringen. Frekvensene gjelder for normale brønner og ikke HPHT-brønner.

Tabell 5-1 Basisfrekvenser for utblåsning per brønn (Sintef 2004)

Aktivitet	Frekvens
Leteboring, oljebrønner	2,3E-04
Produksjonsboring, oljebrønner	4,8E-05
Komplettering, oljebrønner	6,8E-05
Oljeprodusenter i drift	7,0E-06
Brønnoverhalinger*	1,3E-04

5.2 Rørledninger og stigerør

5.2.1 Datakilder

På vegne av Statoil og Gassco utførte DNV en oppdatering av rapporten "Anbefalte feildata for rørledninger" (DNV, 1997) og i 2005 (DNV, 2005b). Rapporten presenterer en rekke kilder for rørledningsfeil, modell for å estimere feildata for olje- og gassrørledninger til havs, samt en enkel modell for andre rørledninger og stigerør. Rapporten tar hensyn til nyere erfaringsdata og nye modeller for å estimere feilfrekvenser.

TEKNISK RAPPORT

Det har vært vanlig at frekvens for rørledningsfeil oppgis pr. km. Erfaringer har imidlertid vist at en del feilmekanismer ikke er proporsjonal med rørets lengde (eksempelvis korrosjon), og for spesielt lange eller korte rør har denne modellen derfor gitt effekter som kan være vanskelig å forklare. I den oppdaterte ”Anbefalte feildata for rørledninger” (DNV, 2005b) er det derfor utarbeidet en modell som tar hensyn til både rørledningens lengde og andre særtrekk ved rørledningen for transportrørledninger til havs. For andre rørledninger er fremdeles frekvensen for feil gitt pr. kilometer.

Bruk av frekvenser som er rørspesifikke krever langt større detaljkunnskap om de ulike rørene enn medium og rørdimensjon. Hvert rør skal vurderes av en gruppe spesialister innen rørledningsteknologi og risikoanalyse. Vurderingen skal konkludere med en totalkarakter for røret, basert på vurderinger av hver enkelt feilmekanisme. Frekvensen for en rørlekkasje er da avhengig av karakteren som gis. En slik detaljert vurdering av rørledningene i Nordsjøen har ikke vært en del av omfanget for denne RKUen. For å estimere frekvens for lekkasje fra rørledninger har vi derfor benyttet oppdaterte frekvenser gitt per km rør presentert i (DNV, 2005b).

5.2.2 Basisfrekvenser for lekkasje fra rørledninger

Tabell 5-2 gir basisfrekvens for lekkasje fra rørledninger basert på beregningsmetode beskrevet i DNV 2005b. Basisfrekvens for stigerør er basert på samme grunnlag som i forrige RKU.

Tabell 5-2 Basisfrekvenser for rørledninger (DNV, 2005b)

Beskrivelse	Feilfrekvens	Benevning
Brønnstrøm og andre små rørledninger med uprosessert væske	1,5E-04	Per km – år
2” – 16” rør med prosessert olje	5,0E-04	Per km – år
18” – 24” rør med prosessert olje	5,1E-04	Per km – år
≥ 26” prosessert olje og gass	1,4E-05	Per km – år

Tabell 5-3 Basisfrekvens for stigerør

Type stigerør	Frekvens
Fleksible rør	3,5E-03 per rør
Stålrør	6,5E-04 per rør

5.3 Skytteltankere og oljetankere

Grunnlagsdata for uhellsutlipp fra skytteltankere baseres på en grundig studie DNV har gjennomført for Statoil (DNV 2005d; Risikoreduserende tiltak for skytteltankeroperasjoner i området Lofoten – Barentshavet). Studien er gjort for Lofoten og Barentshavet, men vurdering av frekvens for hendelse er også gyldige for Nordsjøen.

Frekvens for uhellshendelser med oljetanker er basert på internasjonal statistikk samlet inn av Lloyds Maritime Information Services (LMIS) som gir grunnlag for å estimere ulykkesfrekvens

TEKNISK RAPPORT

per seilt nautisk mil. Disse generelle grunnlagsdataene er først vurdert i forhold til DAtabank til sikring av MArineoperasjoner (DAMA) og utslipp registrert av Statens Forurensningstilsyn (SFT) for å være mer representativ for norske forhold. Deretter er trafikk, farled og iverksatte tiltak vurdert i hvert område for å komme frem til dets representative ulykkeshyppighet (per nautisk mil) for henholdsvis grunnstøting, kollisjon, strukturfeil og brann. Basert på disse frekvensene kan en sammen med den aktuelle estimere hva forventet antall ulykker er.

Det finnes relativt mye statistikk som beskriver skadeomfanget på skip som har vært involvert i en grunnstøting, kollisjon, strukturfeil eller brann. Derfor, gitt at det har skjedd en skipsulykke, er det mulig å beregne sannsynlighet for forskjellige skader og utslippsmengder.

TEKNISK RAPPORT

6 RISIKO FOR UHELLSUTSLIPP AV OLJE

I dette kapitlet presenteres frekvenser for oljeutslipp fra ulike aktiviteter i Nordsjøen. I tillegg diskuteres mengde olje som kan forventes å bli sluppet ut ved et uhell. Frekvensene er gitt for hver av de fire regionene.

6.1 Utblåsninger

Basert på aktivitetsnivået presentert i kapittel 4.1 og basisfrekvenser for utblåsning som gitt i Tabell 5-1, er frekvens for utblåsning innen de ulike regionene i Nordsjøen estimert som gitt i Tabell 6-1 (2006) og i Tabell 6-2 (2011).

Tabell 6-1 Frekvenser for utblåsning innen de ulike regionene i Nordsjøen, 2006

Operasjonsfase	Region			
	NN	NM	NSV	NSØ
Leteboring	1,15E-03	1,15E-03	1,15E-03	1,15E-03
Produksjonsboring*	6,07E-03	3,37E-03	2,78E-03	0
Produsenter**	1.58E-02	1.95E-03	6.64E-03	0
Totalt	2.31E-02	6.47E-03	1.06E-02	1.15E-03

* Inkludert komplettering

** Inkludert overhaling

Tabell 6-2 Frekvenser for utblåsning innen de ulike regionene i nordsjøen, 2011

Operasjonsfase	Region			
	NN	NM	NSV	NSØ
Leteboring	1,15E-03	1,15E-03	1,15E-03	1,15E-03
Produksjonsboring*	4,66E-03	1,19E-03	2,06E-03	0
Produsenter	2.31E-02	4.26E-03	9.74E-03	0
Totalt	2.89E-02	6.60E-03	1.30E-02	1.15E-03

* Inkludert komplettering

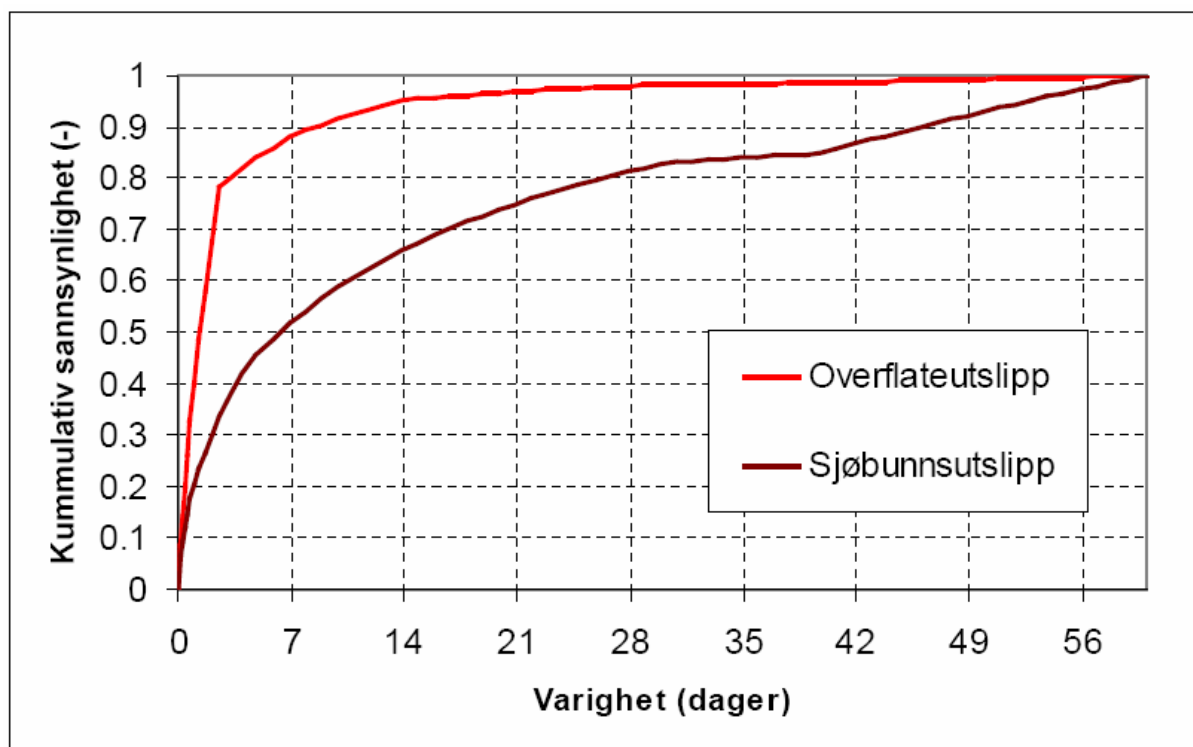
** Inkludert overhaling

En sammenlikning av frekvens mellom de ulike områdene gjenspeiler forskjell i aktivitetsnivået for de ulike regionene. Det er forventet størst aktivitet i region Nordsjøen nord, og denne regionen skiller seg også ut med den klart høyeste frekvensen for utblåsning. Ser man på Nordsjøen sørøst så er det forventet kun leteboringer i dette området, og det er derfor ingen bidrag til utblåsningsfrekvens fra produsenter og produksjonsboring.

Den totale frekvensen for utblåsning i 2006 er på samme nivå som i forrige konsekvensutredning for Nordsjøen, mens estimert frekvens for utblåsning i 2011 er omtrent 20% høyere enn fremtidsestimatet i forrige RKU. Det fremtidsestimatet gjaldt for år 2000. Basisfrekvensene for komplettering og produksjon har gått noe ned i forhold til de som ble benyttet i forrige RKU. Aktivitetsnivået har økt noe i forhold til forrige RKU.

TEKNISK RAPPORT

Forventet varighet av en utblåsning er hentet fra RKU Norskehavet (Sintef 2002). Figur 6-1 viser kummulativ sannsynlighet i forhold til varighet.



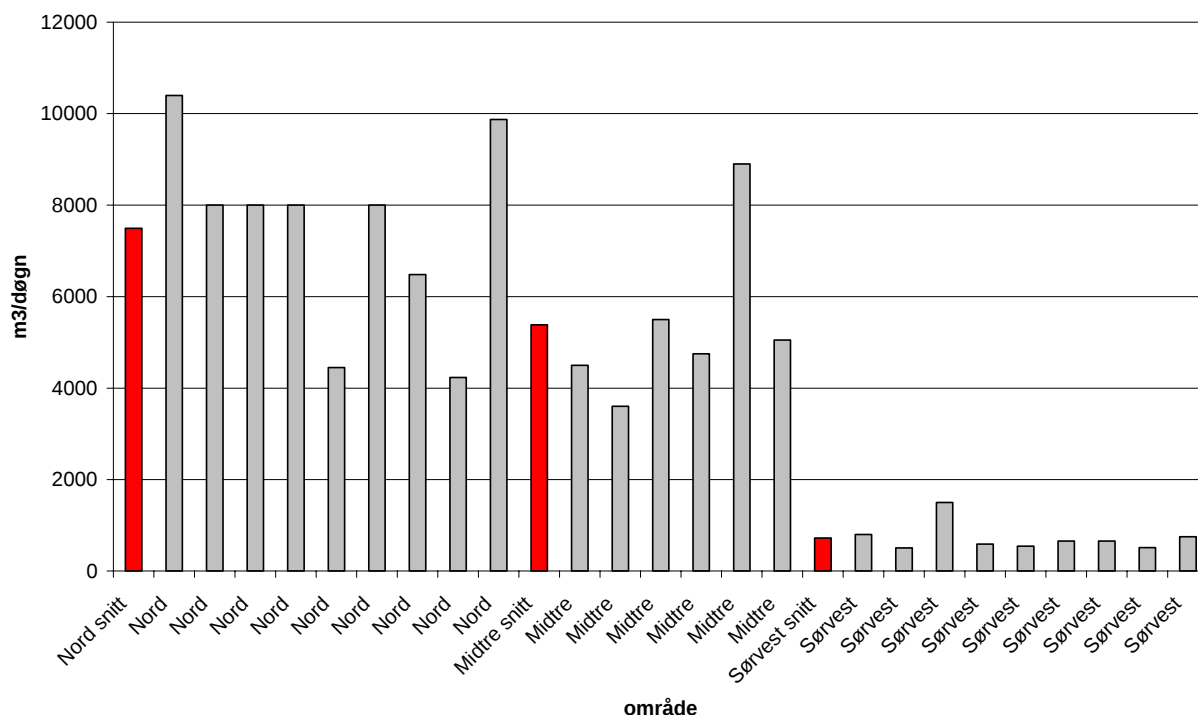
Figur 6-1 Kummulativ sannsynlighet av varigheten til en utblåsning, ref. RKU Norskehavet (Sintef 2002).

Det er relativt stor sannsynlighet, ca. 80%, at et overflateutslipp vil ha en varighet under 3,5 dager. Et sjøbunnsutslipp vil derimot kunne ha en vesentlig lengre varighet, med 80% sannsynlighet for en varighet under 27 dager. Denne forskjellen kan skyldes at det er et langt mindre datagrunnlag for sjøbunnsutslipp. Andre årsaker kan være at det er vanskeligere å bekjempe et sjøbunnsutslipp. Det er også viktig å bemerke at dersom et overflateutslipp som skjer på en mobil rigg ikke kan kontrolleres, vil den mobile riggen koble seg fra brønnen og navigere seg vekk fra området. Utslippet blir da et sjøbunnsutslipp.

NOFO (Norsk Oljevernforening For Operatørselskap) har samlet inn data for utslippsrater for utblåsninger fra en rekke oljefelt i Nordsjøen. Dette er data rapportert inn av operatørene basert på spesifikke utblåsningsanalyser. Figur 6-2 viser at gjennomsnittlig utslippsrate fra et overflateutslipp er høyest i Nordsjøen nord med omtrent 7500 m³/døgn. I Nordsjøen midtre er gjennomsnittsraten 5300 m³/døgn, mens i Nordsjøen sørvest er gjennomsnittsraten kun 720 m³/døgn. Årsaken til at utslippsraten er så mye lavere i sørvest er at reservoarbetingelsene gjør at det er mye lavere trykk i dette området. Fordi det ikke er noen operative felt i Nordsjøen sørøst er det ikke rapportert inn utslippsrater.

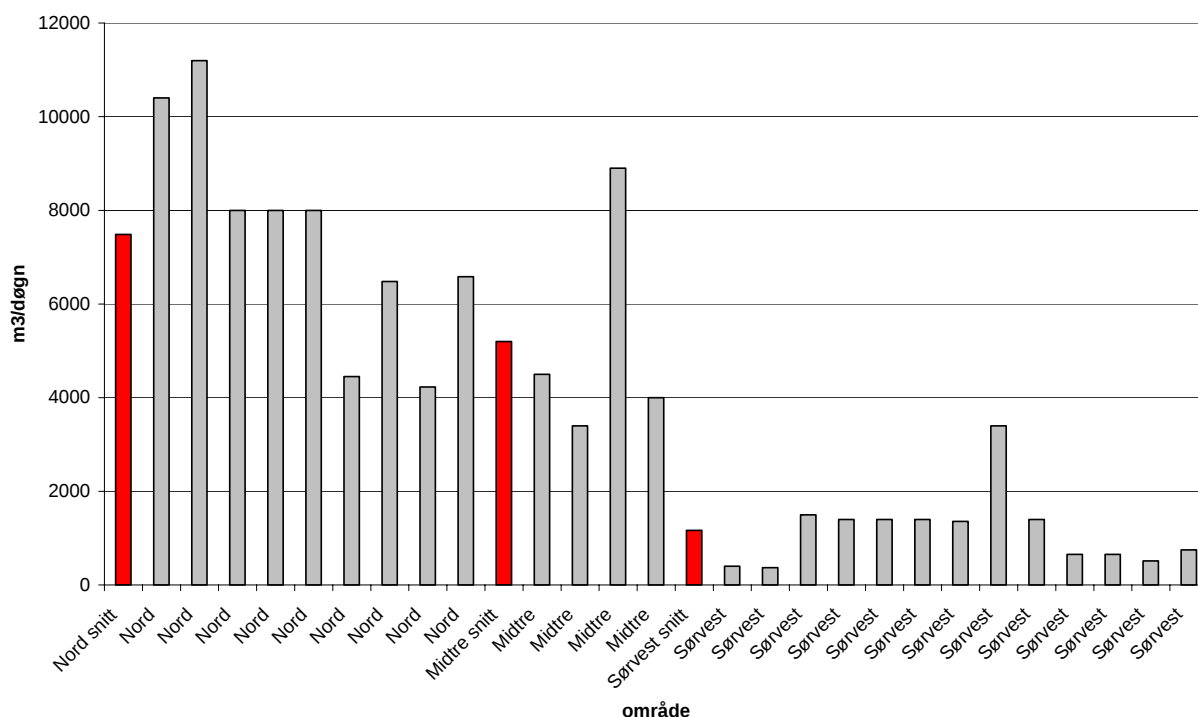
TEKNISK RAPPORT

Gjennomsnittlige utslippsrater for utblåsningsrater fra sjøbunnen er omtrent like som for overflateutslipp i Nordsjøen nord og Midtre, mens de er omtrent 60% høyere enn for overflateutslipp i Nordsjøen sørvest, ref. Figur 6-3. Årsaken til at ratene er betydelig lavere i Nordsjøen sørvest i forhold til de andre områdene er at det er mye lavere reservoartrykk i dette området.



Figur 6-2 Gjennomsnittlige utblåsningsrater ved et overflateutslipp for områdene (angitt i rødt) og for enkelte felt (angitt i grått).

TEKNISK RAPPORT



Figur 6-3 Gjennomsnittlige utblåsningsrater ved et sjøbunnsutslipp for områdene (angitt i rødt) og for enkelte felt (angitt i grått).

6.2 Rørledninger og stigerør

Frekvens for lekkasje fra rørledninger er estimert på bakgrunn av aktivitetsnivået presentert i kapittel 4.2 og basisfrekvenser gitt i Tabell 5-2. Det er kun tatt med oljeførende rør i frekvensestimaterne. Tabell 6-3 og Tabell 6-4 danner tilsammen den totale frekvensen for lekkasje fra stigerør, feltinterne rør og eksportør innen hvert av delområdene. Den totale utslippsfrekvensen i delområdene er:

- Nordsjøen – nord: $3,6 \times 10^{-1}$
- Nordsjøen - midtre: $6,2 \times 10^{-2}$
- Nordsjøen – sørvest: $9,4 \times 10^{-2}$

Det vil si en total frekvens for lekkasje fra oljeførende rørledninger i Nordsjøen på $5,16 \times 10^{-1}$.

I forrige RKU ble det gjort en detaljert studie av rørledninger både i forhold til frekvenser og utslippsmengde. Frekvensene i foreliggende rapport er basert på en langt grovere tilnærming. Eksempelvis er ikke bidrag fra nærsone og eksplisitte bidrag fra flenser og beslag tatt med. I tillegg er basisfrekvensene også endret i forhold til forrige RKU. Det er vanskelig å sammenlikne frekvensene fra forrige RKU da tilnærmingene er såpass forskjellige. Ser man på totalfrekvensen for utslipp så er denne langt lavere enn forrige RKU. I tillegg estimerte man i forrige RKU frekvens for utslipp som har potensiale for å nå overflaten og akutt påvirke miljøressurser, denne frekvensen er i samme størrelsesorden som våre estimater. Vi har ikke foretatt en slik inndeling av lekkasjefrekvenser.

TEKNISK RAPPORT

Tabell 6-3 Frekvens for lekkasjer fra oljeførende rørledninger innenfor de ulike regionene.

Region	Type rørledning	Frekvens	Samlet frekvens for regionen
Nord	Brønnstrøm/upross	2.6E-02	2.3E-01
	prosessert <16"	1.2E-01	
	prosessert 18"- 24"	8.8E-02	
	prosessert >24"	1.5E-03	
Midtre	Brønnstrøm/upross	4.9E-03	2.2E-02
	prosessert <16"	1.7E-02	
	prosessert 18"- 24"	-	
	prosessert >24"	-	
Sørvest	Brønnstrøm/upross	7.6E-03	7.7E-02
	prosessert <16"	-	
	prosessert 18"- 24"	6.9E-02	
	prosessert >24"	3.9E-04	
Sørøst*	Brønnstrøm/upross	-	0
	prosessert <16"	-	
	prosessert 18"- 24"	-	
	prosessert >24"	-	

* Det er ingen oljeførende rørledninger innen denne regionen.

Tabell 6-4 Frekvens for lekkasje fra stigerør innenfor de ulike regionene

Type stigerør	Region			
	NN	NM	NSV	NSØ
Fleksibel, <10"	6,3E-02	0	3,5E-03	0
Fleksibel, >=10"	3,5E-02	3,9E-02	0	0
Stål, <10"	5,2E-03	0	2,6E-03	0
Stål, >=10"	2,6E-02	2,0E-03	1,0E-02	0
Totalt	1,3E-01	4,0E-02	1,7E-02	0

6.2.1 Potensielle utslippsmengder fra rørledninger og stigerør

Utslipp fra rørledninger og stigerør er avhengig av en rekke faktorer og gir et komplisert bilde. Noen av disse faktorene er diskutert under.

- **Hullstørrelse og tid til deteksjon**
Hullstørrelsen i seg selv vil avgjøre hvor mye olje som lekker ut per tidsenhet. Ved en liten hullstørrelse er sannsynligheten for deteksjon lav, både visuelt ved et oljesøl på overflaten og ved deteksjon i forhold til målinger på mottaksstedet (vil i prinsippet være enklere for et rør med prosessert olje, hvor man har kontroll på både avgang og mottak, enn et rør som kommer fra en brønn). Dermed vil utslipp med små hull kunne pågå lenge, muligens helt til det blir oppdaget ved en inspeksjon. Inspeksjonsintervaller kan typisk være på et år. Ved større hull vil det komme en større mengde olje, men disse vil sannsynligvis

TEKNISK RAPPORT

også oppdages raskere, både ved at årsaken kan være kjent og ved at de er lettere å registrere både visuelt og maskinelt. Volumet vil dermed være bestemt av hvor mye som lekker ut før isolering er gjennomført, pluss den mengden som lekker ut etter isolering.

- Potensielt volum i røret
Lengden og rørdiameteren har naturligvis noe å si for utslippspotensialet. Etter en isolering kan potensielt hele rørvolumet da lekke ut, men for lengre rørledninger er dette lite sannsynlig. Når bakken ikke er helt jevn vil det som regel raskt dannes vannlåser inne i rørledningen som begrenser det totale utslippet.
- Trykkforhold
Trykket inne i røret sammenlignet med trykket på utsiden vil avgjøre strømningsmønsteret. Er trykket på utsiden større enn inne i røret vil det være potensiale for innstrømning av vann fremfor at olje strømmer ut.
- Ustabilisert eller prossessert olje/kondensat
Ustabilisert olje og/eller kondensat vil inneholde gass som kan bidra som ”drivgass” og dermed sørge for et større utslipp.

Disse faktorene tatt i betraktning, samt den store mengden ulike rør som finnes i Nordsjøen gjør det vanskelig å si noe generelt om utslippspotensialet. I ”Regional konsekvensutredning, Norskehavet” (SINTEF, 2002) ble det gjennomført noen simuleringer av gassrike rør, samt gjort en god del betraktninger rundt mengdeforhold. Det trekkes også frem resultater fra WOAD (Worldwide Offshore Accident Databank), som viser at for 5 registrerte utslipp, så hadde det største en utslippsmengde på 6400 m³.

I ”Regional konsekvensutredning, Norskehavet” konkluderes det med at fullt brudd på en rørledning kan forventes å gi et kortvarig utslipp på 1000 m³ til 5000 m³. Videre legges det til grunn at små lekkasjer vil kunne gi langvarige utslipp da disse er vanskeligere å detektere. Basert på de mange faktorene som påvirker størrelsen av et utslipp, anses det at disse verdiene også kan være relevante for Nordsjøen.

6.3 Utslipp fra FPSO

Det er per i dag fire FPSOer i virksomhet i Nordsjøen. Disse er lokalisert ved Balder, Jotun, Varg og Glitne, alle i region Nordsjøen midtre. Det er vanskelig å anslå noe om fremtidig FPSO-aktivitet fordi utbygningssløsningene har flere alternativer, men flere er under planlegging.

DNV har gjennomført en rekke risikoanalyser for FPSOer, og frekvensene for oljeutslipp til sjø fra FPSO virksomhet i Nordsjøen estimert i Tabell 6-5 er basert på denne erfaringen.

Det er i utgangspunktet flere hendelser som bidrar til frekvens for oljeutslipp, disse er;

- Utblåsninger
- Stigerør og rørledninger
- Bøyelasting
- Prosesshendelser

TEKNISK RAPPORT

- Kollisjoner
- Andre hendelser
 - Miljølaster
 - Fallende laster
 - Lastetank/branner/eksplosjoner
 - Tap av posisjon
 - Uhell ved lasteoperasjon

Utblåsninger, stigerør/rørledninger og bøyelasting er omtalt tidligere i rapporten og er derfor ikke inkludert i frekvensene i Tabell 6-5. Prosessegmentene på en FPSO vil ofte være små av volum og ikke inneholde oljemengder over 50 tonn olje. I tillegg vil ikke nødvendigvis en lekkasje fra prosessanlegget føre til at all olje havner på sjø, da dette avhenger av lekkasjested og oppsamlingssystemer ombord på båten. Bidrag fra proseshendelser er derfor ikke inkludert i frekvensene i Tabell 6-5.

Frekvenser for utslipp i kategorien 50 – 1000 tonn er i størrelsesorden anslått til $7,0E-3$. Det er hendelser av typen tap av posisjon og fallende last som bidrar mest til utslipp av denne mengden. Utslipp i kategori 1000 – 100000 tonn er i størrelsesorden anslått til $5,0E-05$, med skipskollisjoner som den største bidragsyter. Det bemerkes at frekvens for skipskollisjoner er helt avhengig av FPSOens plassering og det er derfor vanskelig å anslå en generell frekvens for denne type hendelser.

Frekvensene for utslipp av 50 - 10^3 tonn olje i Tabell 6-5 er høyere enn frekvensene estimert i forrige RKU. Som nevnt bidrar tap av posisjon mye til denne frekvensen og det er usikkert hvordan dette ble behandlet i forrige RKU. Når det gjelder frekvenser for større mengder utslipp så er denne lavere enn ved forrige RKU.

Tabell 6-5 Frekvenser for utslipp fra FPSOer i Nordsjøen

Region	Utslippsfrekvens per år	
	50-1000 tonn olje	1000-100000 tonn olje
Nordsjøen midtre	2,8E-02	2,0E-04

6.4 Skytteltankere

Uhellsutslipp under lasting er den mest sannsynlige årsaken til oljeforurensning fra skytteltrafikk. Basert på antall lasteoperasjoner er forventet årlig utslippsfrekvens for Nordsjøen nord 0,3 og for Nordsjøen midtre 0,23. Frekvens for hendelse i transitt er inkludert i frekvensberegningene for oljetanker.

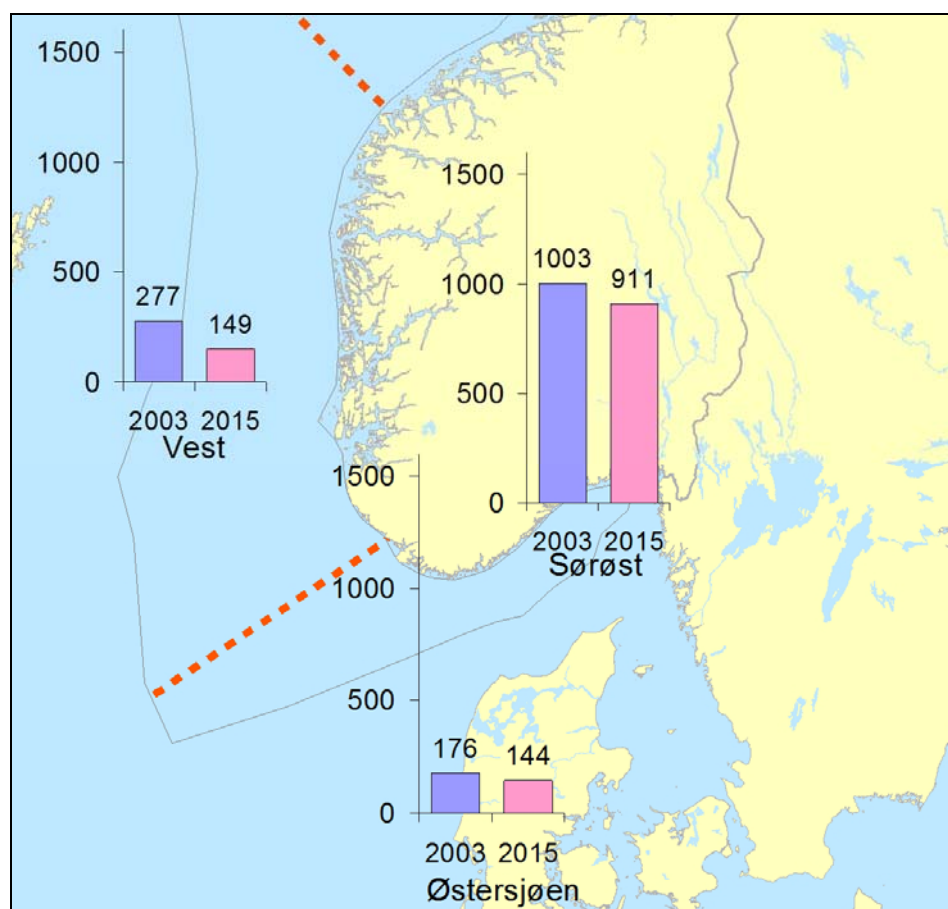
Den totale utslippsfrekvensen i Nordsjøen er på 0,53, hvilket er lavere enn for tilsvarende analyse i forrige RKU for Nordsjøen. Det er to viktige årsaker til dette. Den ene er at aktivitetsnivået er redusert på enkelte felt. Den andre årsaken er at basisfrekvens for uhellsutslipp er endrett som følge av nye mer detaljerte studier som DNV har utført for Statoil (DNV 2005d; Risikoreduserende tiltak for skytteltankeroperasjoner i området Lofoten – Barentshavet).

Utslippsmengden ved uhellsutslipp under lasting er i størrelsesorden 1-10 tonn olje.

TEKNISK RAPPORT

6.5 Oljetankere

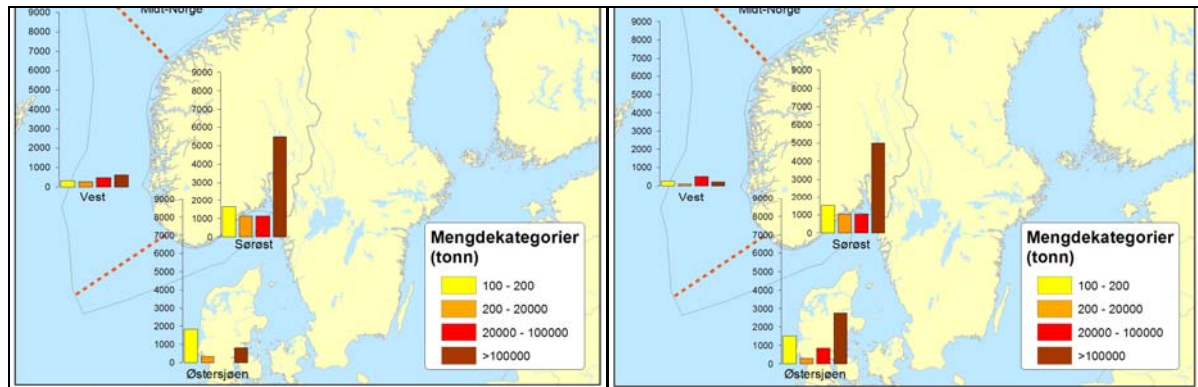
Hyppigheten av ulykker er presentert som forventet antall år mellom hver ulykke (returperiode). Områdene er delt inn etter Kystverkets distrikter. Lave verdier indikerer at det er få år mellom hver ulykke og derved at ulykken skjer relativt hyppig. Figur 6-4 (venstre) viser at hyppighet av ulykker med lastede tankskip i dagens trafikkbilde er høyest på vestlandet, som dekker det meste av Nordsjøen. Her forventes en ulykke med tankskip hvert 277 år per 100 nautiske mil, det tilsvarer en frekvens på $3,6 \times 10^{-4}$. Det forventes nesten en dobling i frekvensen for ulykker i 2015 til $6,7 \times 10^{-4}$, det medfører en returperiode på 149 år mellom hver ulykke.



Figur 6-4 Forventet antall år mellom hver ulykke pr 100 nm som fører til utslipp fra tankskip. Lave verdier indikerer at det er få år mellom hver ulykke dvs. høy hyppighet.

Beregnet fordeling av mengdekategoriene av olje fra store tankskip er presentert i Figur 6-5 for 2003 (venstre figur) og 2015 (høyre figur). Figurene viser hyppighet (returperiode) per 100 nm for 100-200 tonn oljesøl, 200-20000 tonn, 20000 – 100000 tonn og over 100000 tonn oljesøl. Det er benyttet samme skala på aksene for begge år og i de enkelte kystsoner slik at returperiodene kan sammenlignes visuelt. Det er liten endring i størelsesfordelingen av uhellsutslipp fra 2003 til 2015 for region vest, som dekker det meste av Nordsjøen. Det er imidlertid en økning i frekvens av de største utslippsmengdene.

TEKNISK RAPPORT



Figur 6-5 Fordeling av utslippene av råolje på fire utslippskategorier i 2003 og 2015 presentert som returperiode av utslipp i de fire kategoriene.

6.6 Kjemikalieutslipp

Utslippstall for uhellsutslipp av kjemikalier rapporteres av OLF for hele kontinentalsokkelen (OLF, 2005). Det er ikke egne rapporter for Nordsjøen.

I 2004 utgjorde akutte utslipp av kjemikalier og borevæsker til sjø 696 m³, forårsaket av 109 hendelser. Antall hendelser med utslipp under 1 m³ var totalt 78, mens antall hendelser over 1 m³ var 31. Fra letevirksomheten forekom det ett utslipp av olje med et volum på 0,01 m³, og 4 utslipp av kjemikalier med totalt volum på 60 m³ (OLF 2005).

TEKNISK RAPPORT

7 OLJEEGENSKAPER

7.1 Kategorier av oljetyper

Ut fra fysikalsk-kjemiske studier og forvitningsstudier kan oljer grovt sett karakteriseres i 5 kategorier:

”Voksrike” oljer kjennetegnes, foruten et høyt voksinnhold, av at de ofte har et høyt stivnepunkt. Ved lave temperaturer kan disse oljene ha en tendens til å stivne på sjøen, særlig hvis sjøtemperaturen er 10 – 15°C under stivnepunktet. Dette kan medføre spesielle utfordringer i forhold til å samle opp denne oljetypen fra sjøen. ”Voksrike” oljer kan også framvise høye viskositeter ved lave temperaturer, som vannfri (ikke emulsjon). Dersom asfalteninnhold er lavt kan oljen danne relativt ustabil emulsjon med lavere viskositet enn den vannfrie oljen.

”Parafinske” oljer karakteriseres ved et høyt innhold av parafiner. Parafiner inkluderer n-alkaner, som kan sees som en systematisk rekke av topper i et gasskromatogram, og iso-alkanske alifatiske komponenter, f.eks. n-alkaner med opp til 11 – 12 karbonatomer og tilhører derved de tyngre komponentene som stort sett forblir uberørt ved fordamping. Kategorien ”parafinske” oljer dekker sannsynligvis den største gruppen av Nordsjø-oljer og variasjonene innenfor kan være store.

”Asfaltenske” oljer har et høyt innhold av tyngre komponenter, først og fremst asfaltener, men også gjerne resiner. Tilsvarende er innholdet av lettere komponenter lavt, noe som gjenspeiles i høy tetthet og lavt fordampningstap. Ofte er voksinnholdet lavt, noe som bl.a. fører til lave stivnepunktsverdier. På grunn av det høye innholdet av tyngre komponenter dannes det stabile emulsjoner med høy viskositet.

”Naftenske” oljer kjennetegnes av et mer nedbrutt n-alkan mønster i gasskromatogrammet. Dette kan ofte skyldes at biodegradering av oljen har foregått i reservoaret. Innholdet av parafiner er derfor lavt. Dette vises ved en relativt høy tetthet og innholdet av både voks og asfaltener er lavt. Disse oljene danner derfor ofte emulsjoner med lav stabilitet og lav viskositet.

”Kondensat” inneholder en høy andel av lette komponenter som fører til at de raskt fordamper og dispergeres ned i vannmassene naturlig, men spennet fra kondensat til kondensat kan være stort. Noen fordamper/dispergerer meget raskt, mens andre har et høyere voksinnhold og forblir på overflata noe lengre tid.

7.2 Fysikalske data for råoljer i Nordsjøen

Informasjon om oljers fysiske/kjemiske egenskaper er innhentet fra forvitningsstudiene som er inkludert i NOFOs planverk (NOFO, 2006). Det er mange parametre som er viktig i forbindelse med oljedrift, spredning, forvitring og respons. I dette kapitlet presenteres verdier for følgende parametre for ulike typer Nordsjø-oljer:

- Viskositet
- Tetthet
- Stivnepunkt

Verdiene er presentert i Tabell 7-1 og i Figur 7-4 til Figur 7-6.

TEKNISK RAPPORT

Andre viktige parametre er grenseflatespenning olje/vann og innhold av voks og asfaltener. Verdier på disse parametrene finnes i forvittringsstudiene som ligger til grunn i NOFOs planverk. Emulgeringsevne, fordamping og kjemisk dispergerbarhet diskuteres i kapittel 7.3. Der presenteres de ulike råoljenes oppførsel på sjø etter 48 timer for sommer og vinterforhold ved 5 m/s vind.

Tabell 7-1 Oljetypers fysikalske egenskaper.

Oljetype	Viskositet [cP, 13°C]	Tetthet [tonn/m3]	Stivnepunkt [°C]
Trym	4	0.819	-
Valhall 2000	82	0.841	-6
Ula	9	0.832	-9
Gyda 2000	1	0.828	-15
Ekofisk Blend 2000	93	0.851	0
Embla 2000	4	0.816	-24
Tambar 2002	6	0.828	-6
Elli South	102	0.838	12
Varg	524	0.853	15
Sleipner kondensat	1	0.744	-30
Grane	638	0.942	-24
Glitne	250	0.864	9
Jotun Elli	93	0.839	3
Jotun Tau	972	0.851	18
Balder	219	0.914	-30
Veslefrikk	25	0.839	6
Oseberg Sør	9	0.828	6
Oseberg øst	16	0.835	3
Oseberg C	14	0.857	-9
Oseberg A	11	0.853	-9
Brage	-	0.837	3
Fram	150	0.846	15
Troll	27	0.893	-12
Visund	16	0.815	<-39
Tordis	16	0.849	3
Statfjord	23	0.834	7
Statfjord A	43	0.827	0
Statfjord B	58	0.828	-6
Statfjord C blend	21	0.834	-3
Snorre Blend	8	0.834	3
Huldra kondensat	4,3	0.809	-15
Gullfaks Sør	66	0.856	3
Gullfaks C	17	0.856	-39
Gullfaks A, B	20	0.882	-

TEKNISK RAPPORT

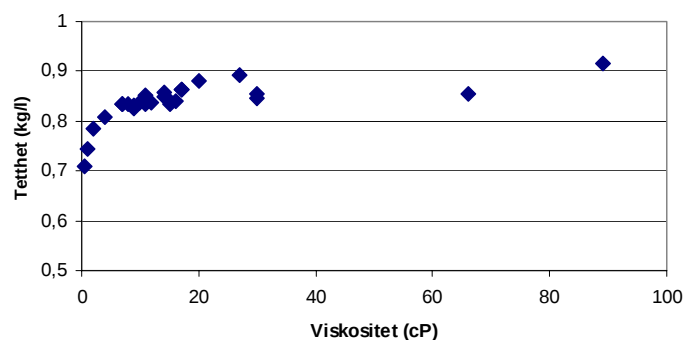
7.2.1 Viskositet

Viskositet er et mål på den indre friksjonen i væsker og beskriver motstand mot flyt. I oljeindustrien er det vanlig å oppgi viskositeten i centiPoise (cP). Viskositeten er sterkt temperaturavhengig og øker logaritmisk med avtagende temperatur. Her er viskositeten oppgitt ved 13°C, Figur 7-4. Viskositeten er en vesentlig parameter i oljevernssammenheng og påvirker oljers spredningshastighet, tilflyt til oljeoppsamlere, evne til å holde olje i lenser, hvor dypt oljen vil trenge ned i strandsedimenter, pumpbarheten til oljer, etc. Råoljene som kan karakteriseres å ha en relativt høy viskositet produseres stort sett i region Nordsjøen midtre (Balder, Glitne, Varg, Grane og Jotun Tau) og i Nordsjøen nord (Fram). I følge forrige RKU for Nordsjøen kan man for enkeltbrønner på Gullfaks Sør forvente å påtreffe oljer med høyere viskositet (og stivnepunkt). Disse kan medføre problemer for mekanisk oppsamling med Transrec systemene. Feltberedskapsfartøy i området er utstyrt med Norne-skimmer av denne årsak.

Sleipner kondensat og Huldra kondensat har viskositet på hhv. 1 og 4,3 cP.

7.2.2 Tetthet

Tetthet er oppgitt i tonn per m³ og er presentert i Figur 7-5. De aller fleste råoljer i Nordsjøen har tetthet i området 0,8 – 0,9 med unntak av Grane og Balder. Huldra-kondensatet har en tetthet på 0,809 mens Sleipner kondensatet er noe lettere; 0,745. Det er vanligvis en relativt tydelig sammenheng mellom tetthet og viskositet som illustrert i Figur 7-1. Tettheten av oljen har betydning for spredningshastighet, tilflyt til skimmere, evne til å holde oljen i lenser, nedblanding av olje etc.



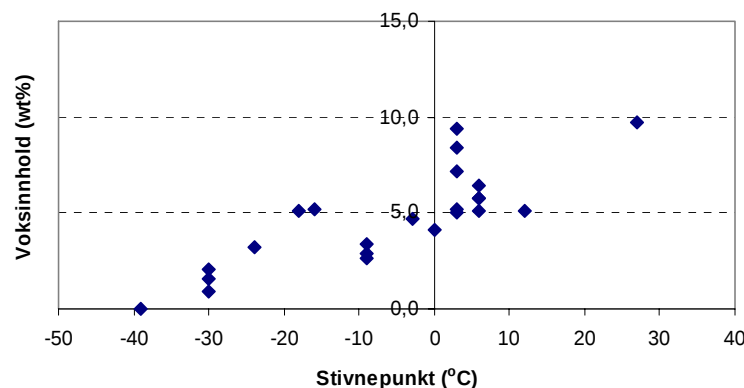
Figur 7-1 Sammenheng mellom viskositet og tetthet for en del Nordsjø-oljer, ref. RKU Nordsjøen, temarapport 4

7.2.3 Stivnepunkt

Stivnepunktet er temperaturen hvor en oljeprøve opphører å flyte (renne) når den blir nedkjølt under definerte forhold i laboratoriet (i henhold til ASTM standard D 97). Stivnepunktet uttrykkes som et multiplum av 3°C. I praksis viser det seg at det laboratorie-målte stivnepunktet normalt ikke gir et riktig mål for når oljen stivner på vannet under dynamiske forhold. Dette kan i mange tilfeller inntreffe ved 10-15°C lavere temperatur. Stivne-effekten skyldes at det dannes

TEKNISK RAPPORT

indre mikrokristallinske strukturer og stivnepunktet er knyttet blant annet til voksinnholdet i oljen. Figur 7-2 viser sammenhengen mellom voksinnhold og stivnepunkt for en del Nordsjø-oljer og viser stor spredning, men en tendens til økt stivnepunkt ved økende voksinnhold. Et eksempel på dette er den voksrike Norne-oljen (8-9% voks) som i fersk tilstand har et stivnepunkt omkring 15°C. Oljer med høyt stivnepunkt kan gi problemer med tilflyt til overløpskimmere. Slike oljer vil også ha lav dispergerbarhet både ved kjemiske metoder og ved naturlig nedblanding ved temperaturer i nærheten av stivnetemperaturen.



Figur 7-2 Sammenheng mellom stivnepunkt og voksinnhold for en del Nordsjø-oljer, ref. RKU, Nordsjøen Temarapport 4

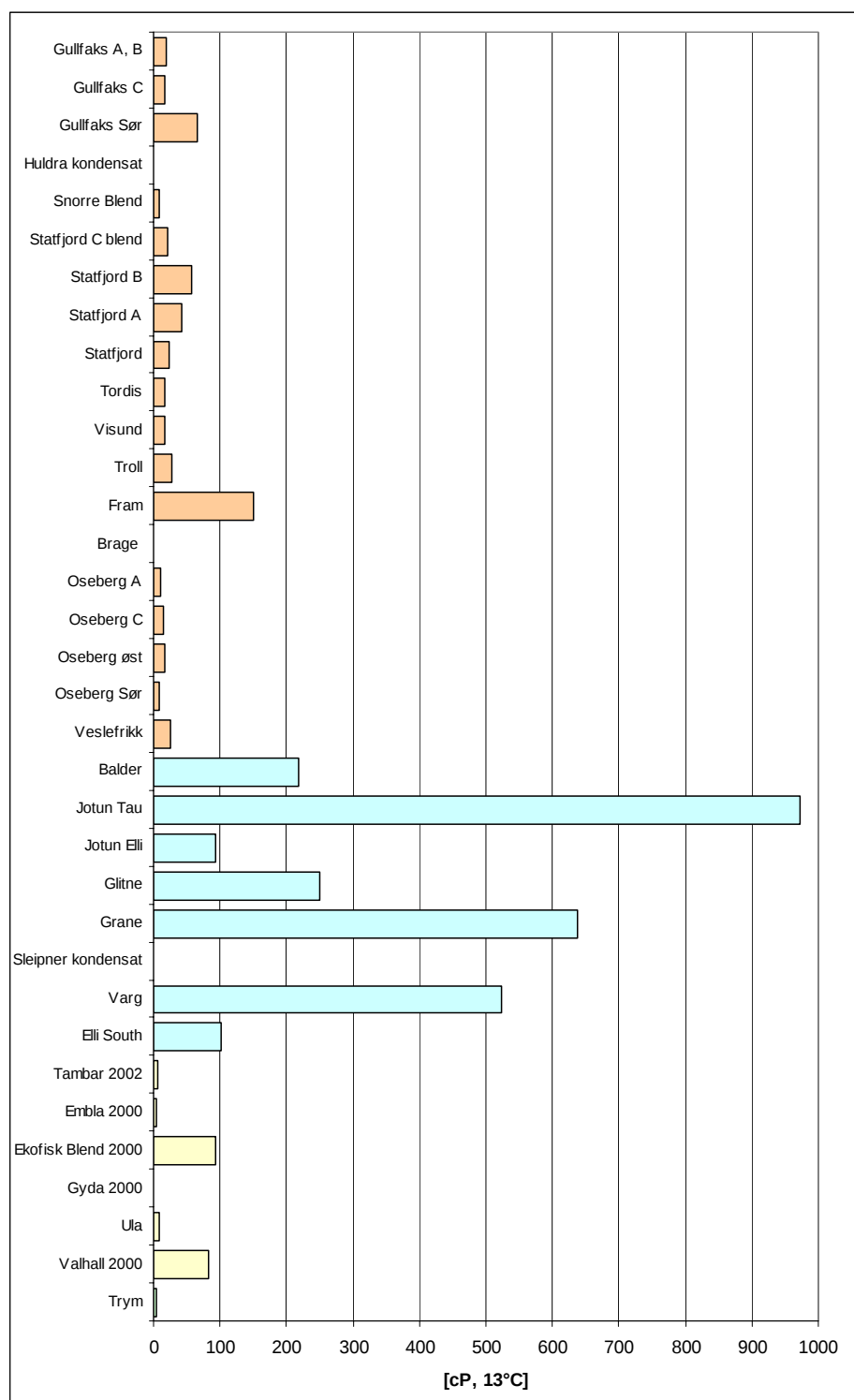
Figur 7-6 viser stivnepunkt for en del Nordsjø-oljer. Jotun Tau er den oljen som har høyest stivnepunkt, 18°C.

De forskjellige oljetyperne presentert i Figur 7-4 - Figur 7-6 er gitt ulike fargekoder avhengig av hvor de produseres som gitt i Figur 7-3



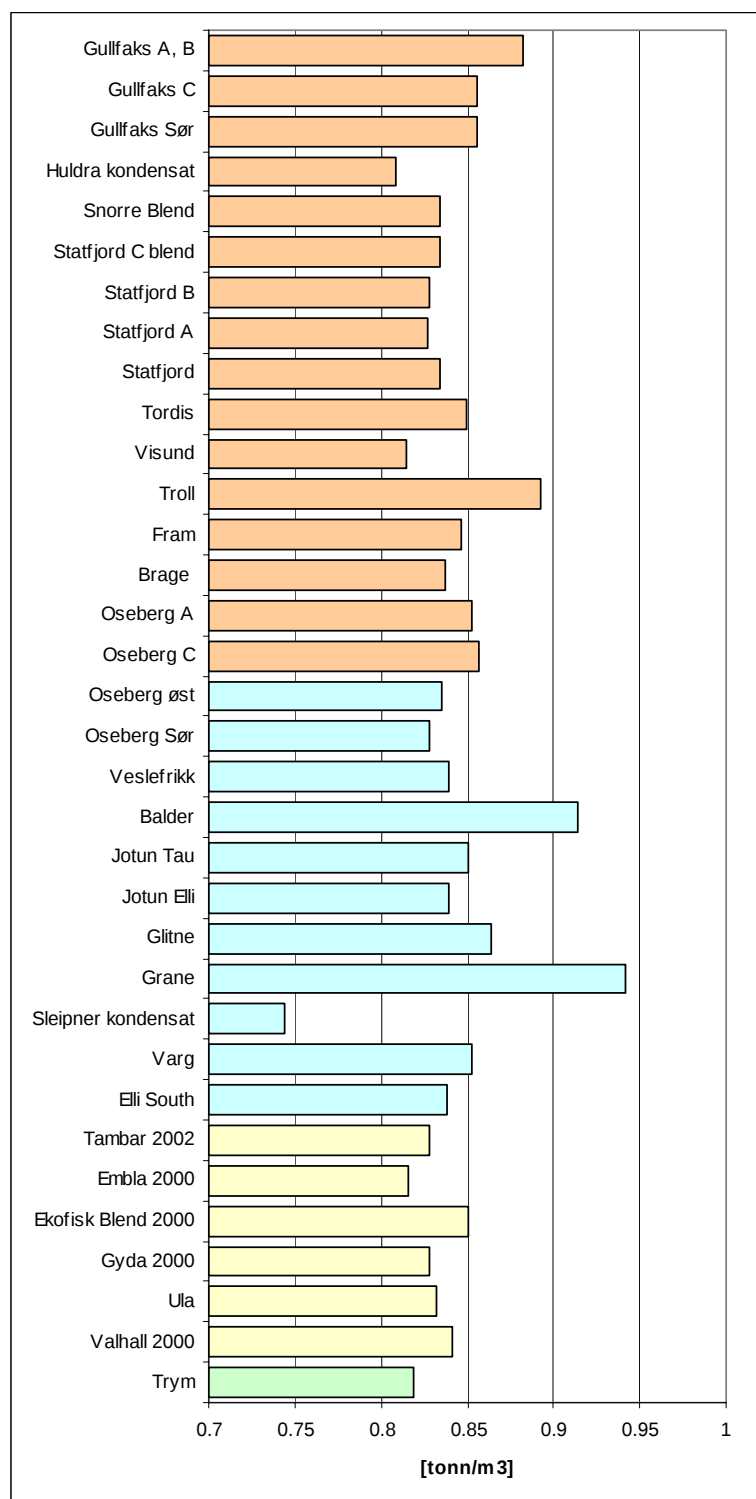
Figur 7-3 Fargekoder for de enkelte regionene benyttet til presentasjon av oljeegenskaper.

TEKNISK RAPPORT



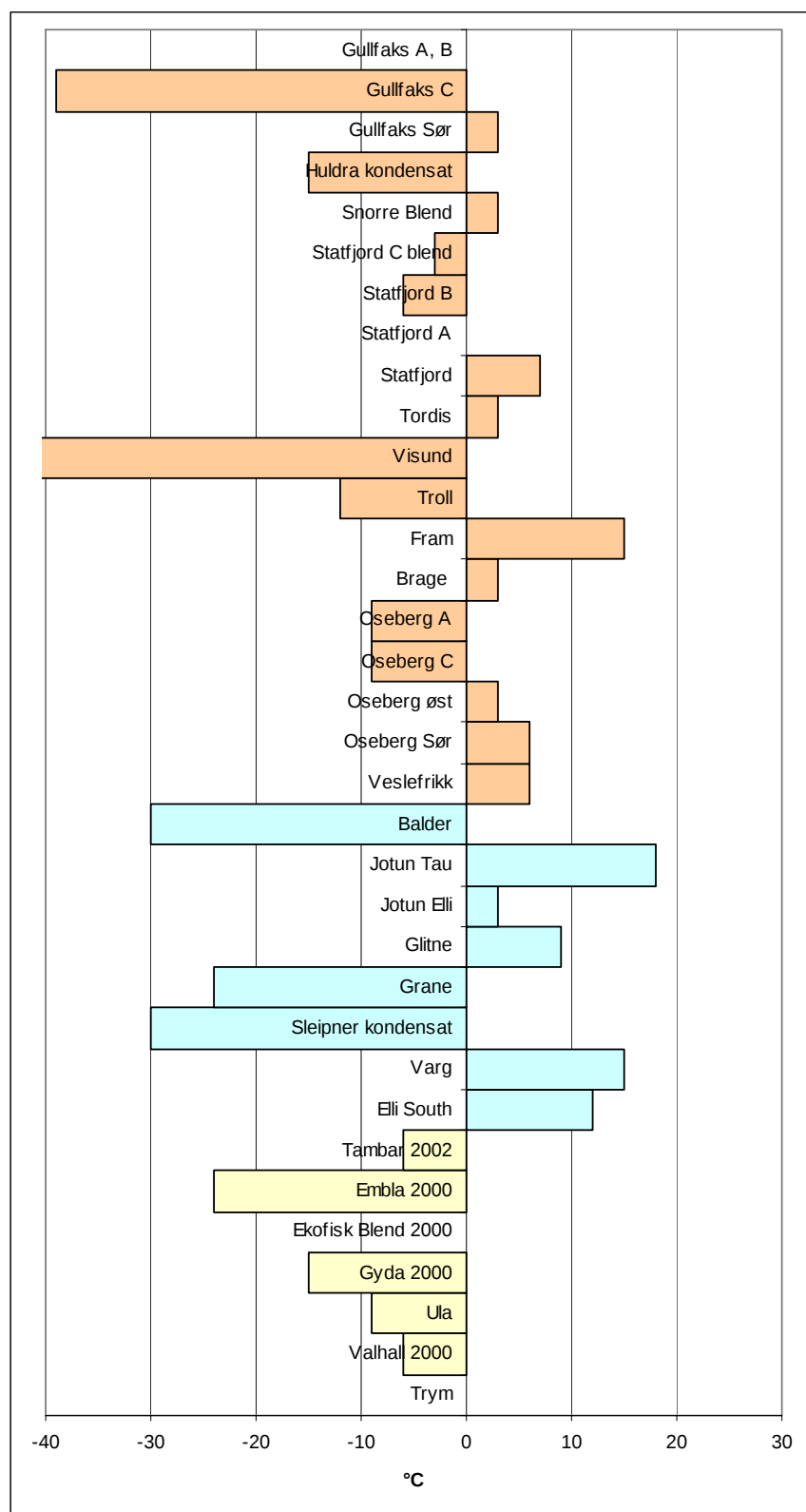
Figur 7-4 Viskositet for de ulike oljetyperne ved 13°C

TEKNISK RAPPORT



Figur 7-5 Massetetthet for de ulike oljetypene.

TEKNISK RAPPORT



Figur 7-6 Stivnepunkt for de ulike oljetyperne, °C.

TEKNISK RAPPORT

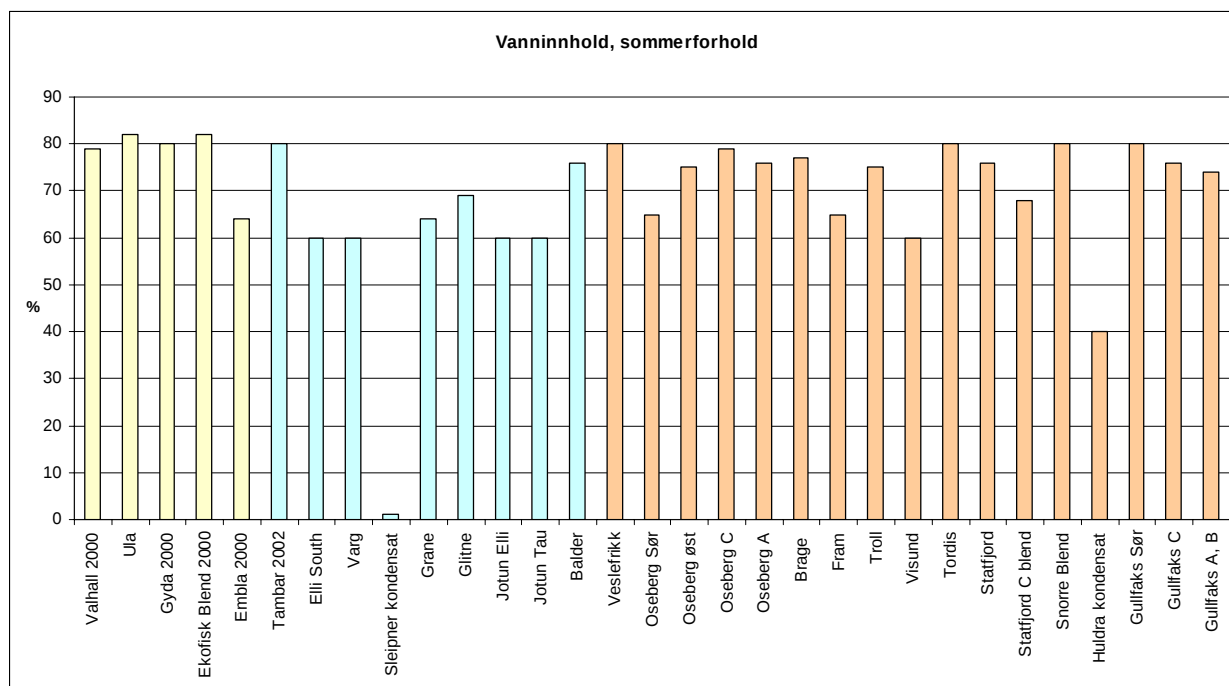
7.3 Egenskaper til oljer i Nordsjøen

Når en olje slippes ut i sjøen skjer en rekke forvittringsprosesser som medfører en endring i oljens fysiske egenskaper. I dette kapitlet presenteres viskositet, vannopptak og mengde fordampet etter 48 timer på sjøen og 5 m/s vind ved sommer- og vinterforhold. Avslutningsvis gis en vurdering av de ulike oljenes kjemiske dispergerbarhet. Dataene som ligger til grunn for figurene er hentet fra forvittringsstudiene som ligger tilgjengelig på NOFOs planverk.

7.3.1 Vannopptak og viskositet i emulsjon

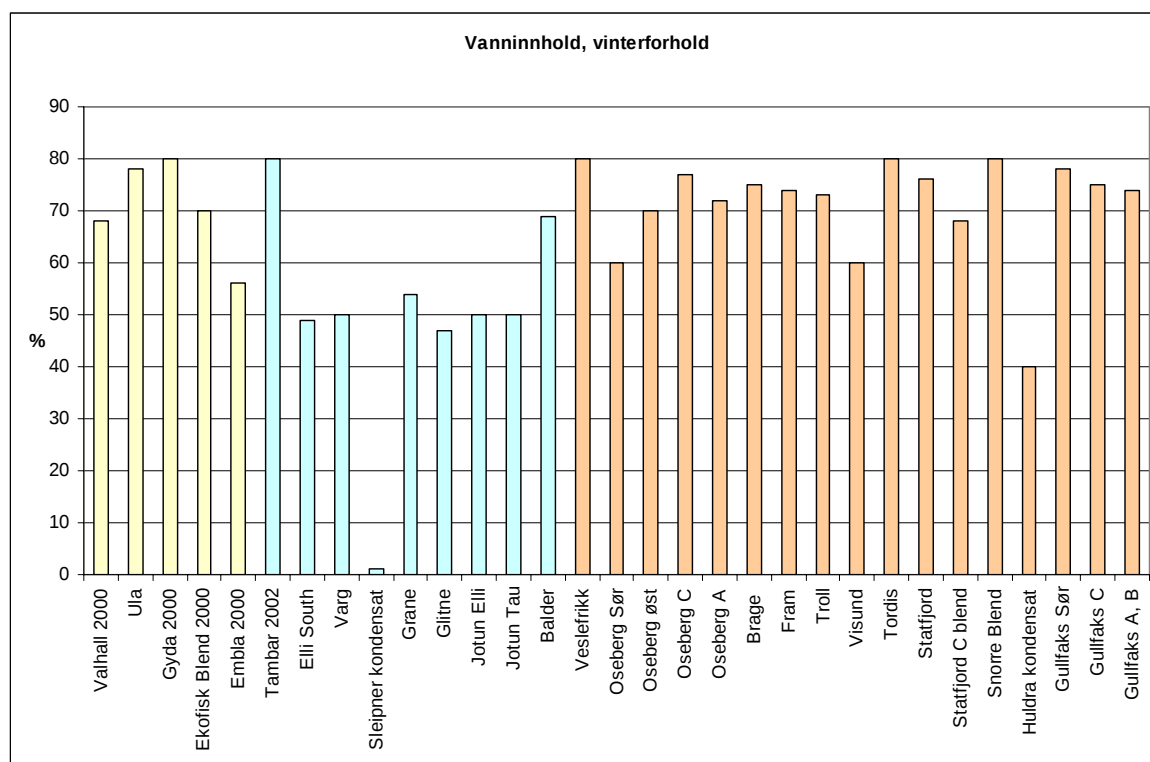
Vann-i-olje emulgering er den forvittringsprosessen som bidrar mest til at oljen blir vanskelig nedbrytbar og dermed resistent på havoverflaten. Vannopptaksevne og hastighet varierer sterkt fra oljetype til oljetype. Enkelte oljetyper kan ta opp så mye som 80 til 90 vol% vann. Om en olje er relativt tyntflytende når den søles på sjøen, kan den etter noe tid (timer til dager) ha endret seg til en seig og svært tyktflytende masse (v/o emulsjon) og dermed ha økt 3-4 ganger i volum. Dette innebærer at v/o emulgering ofte har svært stor innvirkning på en oljevernaksjon, f.eks ved tilflyt til skimmer, pumpekapasitet og tankkapasitet ved mekanisk oppsamling. Emulsjonens vanninnhold/viskositet vil også ha stor innvirkning på effektiviteten ved kjemisk dispergering og *in-situ* brenning.

I Figur 7-7 til Figur 7-10 vises vanninnhold og viskositet for noen Nordsjø-oljer. Fargekodene angir i hvilken region oljene produseres.

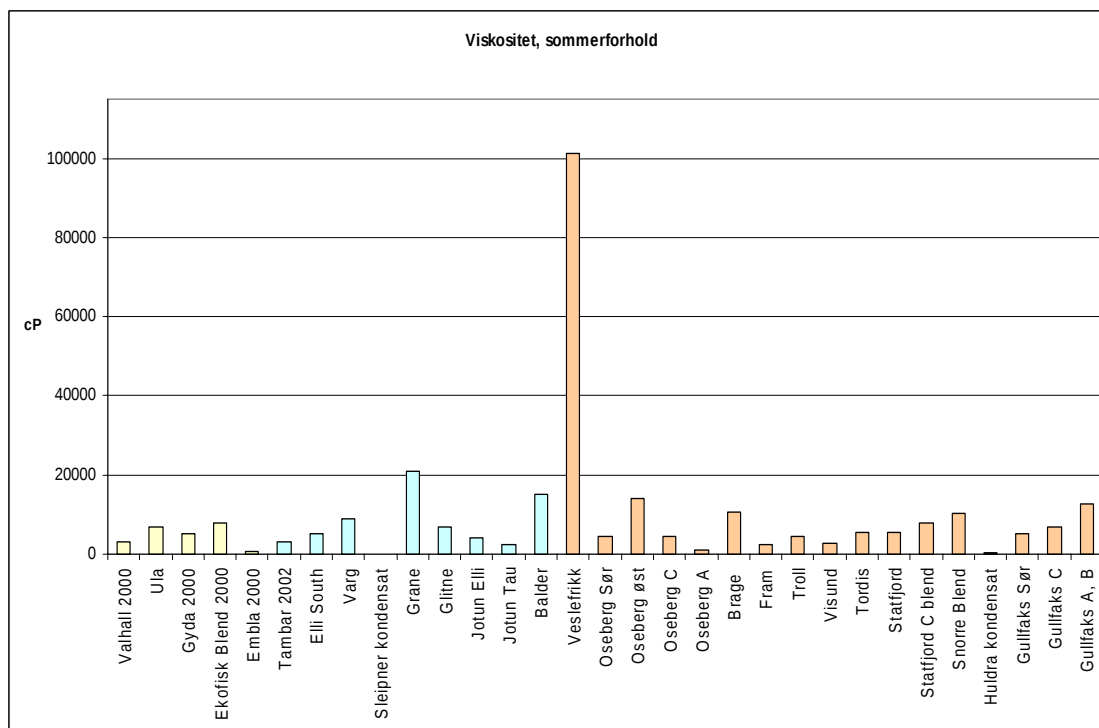


Figur 7-7 Vanninnhold i emulsjon etter 48 timer, 5 m/s, sommerforhold.

TEKNISK RAPPORT

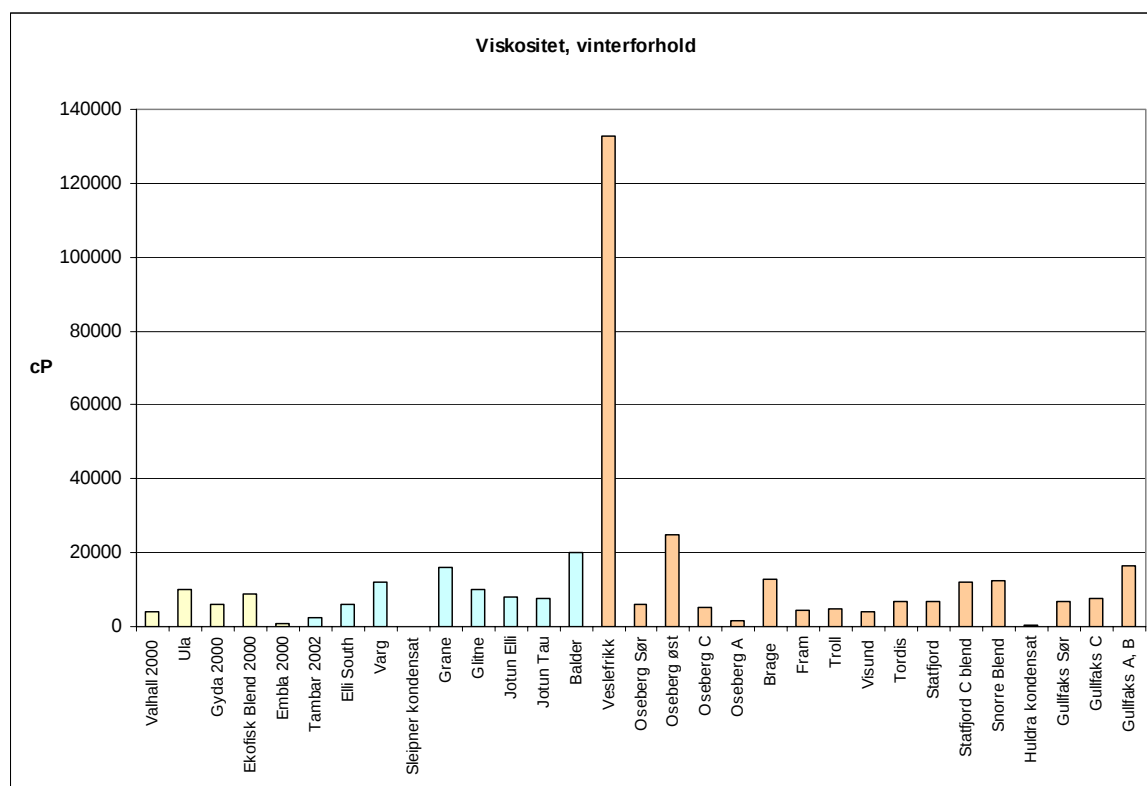


Figur 7-8 Vanninnhold i emulsjon etter 48 timer, 5 m/s, vinterforhold.



Figur 7-9 Viskositet etter 48 timer, 5 m/s, sommerforhold.

TEKNISK RAPPORT



Figur 7-10 Viskositet etter 48 timer, 5 m/s, vinterforhold

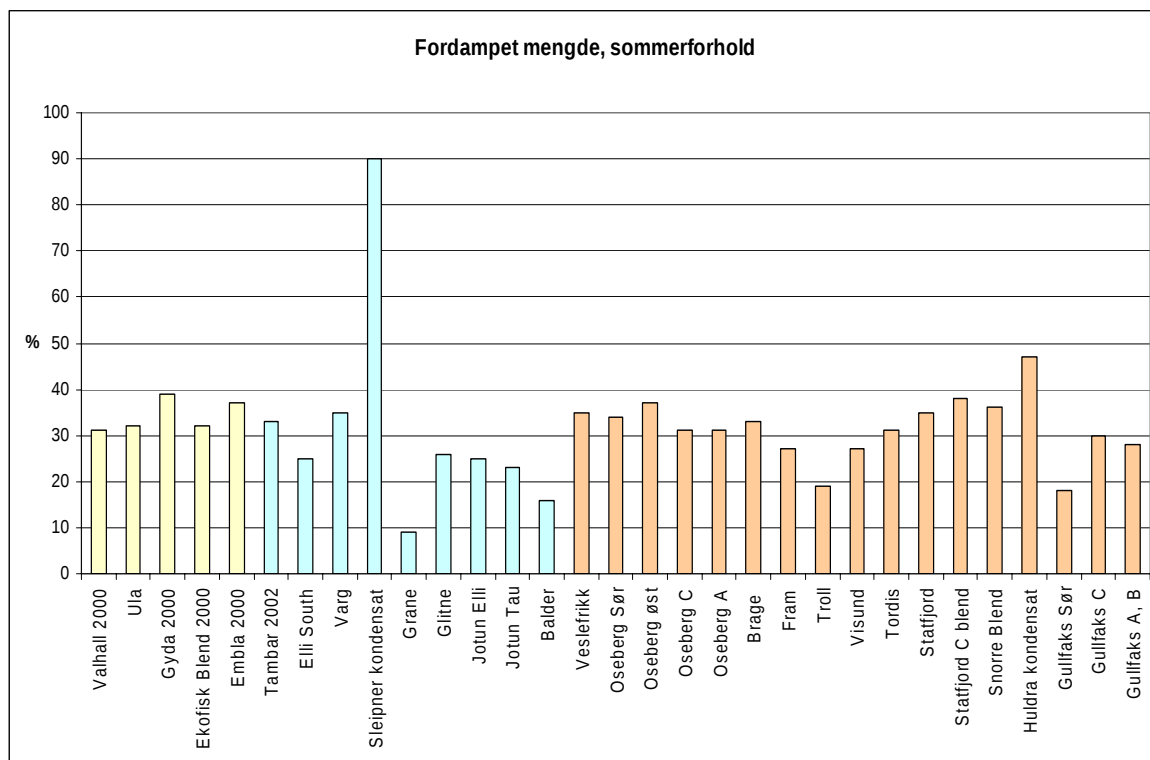
7.3.2 Fordampning

Fordampning bidrar til at volumet av den gjenværende oljen på havoverflaten minker. I løpet av de første dagene etter et søl på sjøen kan så mye som opptil 40-50% av de letteste komponentene fordampe for enkelte råoljer. For andre råoljer kan dette være vesentlig mindre.

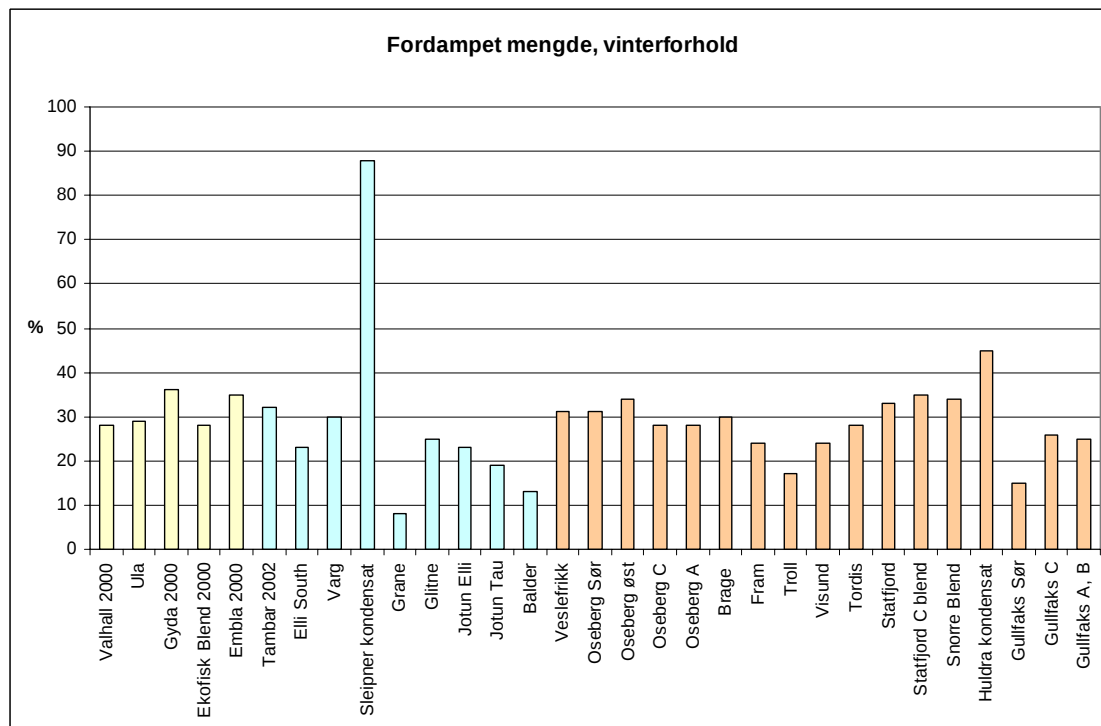
Fordampning vil endre den kjemiske sammensetningen ved at tyngre komponenter konsentreres opp, noe som medfører at fysikalske egenskaper som tetthet viskositet og stivnepunkt til den gjenværende oljen øker i forhold til den ferske oljen.

I Figur 7-11 –Figur 7-12 vises fordampningen til noen Nordsjø-oljer etter 48 timer, 5 m/s for sommer- og vinterforhold.

TEKNISK RAPPORT



Figur 7-11 Fordampet mengde i prosent etter 48 timer, 5 m/s, sommerforhold



Figur 7-12 Fordampet mengde i prosent etter 48 timer, 5 m/s, vinterforhold

TEKNISK RAPPORT

7.3.3 Kjemisk dispergerbarhet

Kjemiske dispergeringsmidler øker hastigheten og nivået av den naturlige o/v dispergeringen, hovedsakelig på grunn av at dispergeringsmidlene reduserer grenseflatespenningen mellom olje og vann. Ved effektiv kjemisk dispergering dannes det svært små oljedråper (typisk 5 – 50 µm i diameter)

De fleste oljene i Nordsjøen er relativt dårlig egnet for kjemisk dispergering etter 48 timer på sjøen. Sommerstid er Oseberg, Embla 2000, Huldra kondensat og Gullfaks C olje kjemisk dispergerbar. De resterende oljene og kondensatene har redusert eller lav/dårlig dispergerbarhet. Vinterstid er Gullfaks C oljen ikke lenger vurdert å være dispergerbar, mens situasjonen ellers er uforandret. Generelt sett er det også riktig å påpeke at de fleste oljene i Nordsjøen kan være kjemisk dispergerbare under visse forhold.

TEKNISK RAPPORT

8 OLJEDRIFT

Hensikten med dette kapittelet er å gi en beskrivelse av oljedrift fra mulige utslipp av olje eller kondensat fra nåværende og fremtidig oljevirkksomhet i Nordsjøen. Denne beskrivelsen bygger på beregninger som er utført med statistiske oljedriftmodeller. Slike modeller beregner drift, spredning og forvitring av mulige oljeutslipp fra en gitt lokalitet for et stort antall historiske værscenarier. Oljedriften i hvert scenario beregnes ut fra en sesongmessig varierende bakgrunnsstrøm (månedsmidler) og historiske vinddata for det aktuelle området. Ved å utføre beregningene for et stort utvalg slike scenarier søker en å fange opp de naturlige variasjoner i værforhold og havstrømmer, og således skape et representativt bilde av områder til havs og på kysten som kan bli berørt av olje fra det bestemte utslippet. Influensområdet for et mulig oljeutslipp blir således beskrevet ved hjelp av sannsynlighetsbetraktninger. I samsvar med dagens praksis har en valgt å definere influensområdet som det hav- og kystområdet som kan forventes å bli berørt av olje i mer enn 5% av mulige utslippstilfeller, der hvert tilfelle henviser til et tenkt utslipp i en gitt historisk værtilstand (SINTEF 2002).

I tillegg til å gi en statistisk beskrivelse av influensområdet gir slike modeller også resultater som kreves i forbindelse med analyser av oljevernberedskap og miljørisiko. Data som brukes i denne sammenheng er fordeling av oljemengder og drivtider til omgivende havområder og strandet oljemengde og drivtider til land. For slike formål kan det være bruk for data som beskriver tidsutviklingen for utvalgte utslippsscenarier, f.eks. scenariet med største strandet mengde, minste ankomsttid til kysten eller størst berørt havområde. For disse enkeltscenariene tas det typisk vare på oljedriftdata for hvert døgn i beregningsperioden, mens dataene som ligger til grunn for de statistiske analysene er akkumulerte data over hele perioden som oljen følges for hvert utslippstilfelle (SINTEF 2002).

8.1 Oljedriftsmodell

DNVs oljedriftsmodell OILTRAJ (Sørgård, 1994) er benyttet i oljedriftsberegninger for akutt oljesøl. Det er valgt ut enkelte oljedriftsberegninger for etablerte felt og for eventuelt framtidige felt for de ulike delområdene i Nordsjøen, se Figur 3-1. Modellen beregner bl.a. treffsannsynligheter, massefaktorer (fordampet, nedblandet og gjenværende andel olje) samt ankomsttider.

I beregningene etter et akutt oljeutslipp fra havbunnen er det utført modellering av forløpet av et undervannutslipp fra utstrømningsstedet til dannelse av oljeflaket på overflaten eller evt. innlagring i vannmassene. Dette er utført med DNVs undervannsutblåsningsmodell BLOW som er utviklet av DNV og bygger på publiserte vitenskapelige artikler fra Koh og Fan (1970) og Fanneløp og Sjøen (1980).

OILTRAJ benytter strøm- og vinddata fra hindcast-databasen ved DNMI. Denne inneholder månedsvise klimatologiske strømfelter fra DNMI (Martinsen et al, 1992) og tidsserier for vind i utvalgte posisjoner for perioden 1955-1994 (DNMI).

TEKNISK RAPPORT

For undervannsutblåsningsmodelleringen er vertikale saltholdighets- og temperaturprofiler innhentet fra Levitus' atlas (Levitus 1994). Typiske strømforhold hvor plumen forventes å bryte overflaten er hentet fra månedsvise strømfelt fra Meteorologisk Institutt (DNMI 1992).

For overflateutslippet er oljefilmtykkelsen satt til 2 mm. For sjøbunnsutslippene i Nordsjøen er filmtykkelsen på overflaten beregnet av BLOW til å være ≤ 0.1 mm. Den horisontale oppløsningen er 10 x 10 km, og i oljedriftssimuleringene er det sluppet 1 oljepartikkel hvert tidssteg (=1 time) gjennom hele utslippsperioden. Hver partikkel er fulgt i 30 døgn eller inntil partikkelen (flaket) strander eller reduseres til 1 % av sin egen initielle masse ("cut off"). Scenariodataene er beregnet i et 1 x 1 km rutenett og det er sluppet 10 partikler hvert tidssteg (=1 time).

8.2 Oljens levetid på sjøen

Basert på de fysiske og kjemiske egenskapene til oljene i Nordsjøen kan det i en forvittringsstudie beregnes en antatt levetid av olje på sjøen ved ulike vindstyrker og temperaturer. Inkluderes det naturlig nedblanding til oljen i tillegg til fordampningen som er beskrevet i kapittel 7 er det i flere av SINTEFs forvittringsstudier (SINTEF 1999) presentert massebalanse for ulike Nordsjø-oljer. I Tabell 8-1 er det for de aktuelle oljetypene vist hvor stor oljemengde i prosent som er igjen på sjøen etter 5 døgn ved referansetilstand 10 m/s vind og 15 °C.

Tabell 8-1 Utvalgte Nordsjøoljers gjenværende andel på overflaten etter 5 døgn ved referansetilstand 10 m/s vind og 15°C (SINTEF 1999)

Oljetype	Gjenværende andel olje (%)
Snorre B	25
Gullfaks A	2
Troll	30
Oseberg C	20
Balder	40
Ula	25
Ekofisk Blend	20
Lillefrigg kondensat	0
Yme	15

8.3 Sammenstilling av oljedriftsberegninger fra Nordsjøen

Det er valgt 12 oljedriftsstudier som skal representere oljedriftsberegningene i Nordsjøen. Ti av disse er fra nåværende felter og/eller tidligere leteboringer. I tillegg er det nylig utført oljedriftsberegninger for eventuelt framtidige felter, Sørøst 1 (SØ1) og Sørøst 3 (SØ3).

TEKNISK RAPPORT

For feltene N2-4, M2 og SV1 (se Tabell 8-2) er oljedriftsberegningene hentet fra DNVs arbeid i forbindelse med NOFOs regionale planverk. Siktemålet med disse beregningene i tillegg til å beskrive influensområder var å fremskaffe grunnlagsdata for en regional beredskapsanalyse. Av denne grunn ble hovedvekten lagt på utslipp som kunne anses som dimensjonerende med hensyn til beredskapsplanlegging.

Hovedresultatene fra de statistiske oljedriftsberegningene på overflaten grunnet akutt oljeutslipp fra utblåsning fra overflate og sjøbunn er gitt i Figur 8-1 (Nordsjøen nord), Figur 8-8 (Nordsjøen midtre), Figur 8-14 (Nordsjøen sørvest) og Figur 8-19 (Nordsjøen sørøst). Figurene viser influensområder innenfor 5 % treffsannsynlighet. Hver av disse figurene er etterfulgt av kurver som viser kumulativ sannsynlighet for strandede oljemengder og drivtider til land for de vær-situasjonene som gir stranding.

I Tabell 8-2 er det også presentert strandingsresultater slik som korteste drivtid, størst strandet oljemengde, 95 % nivået for størst strandet oljemengde mengde (dvs. at det sees bort fra de 5 % største strandede oljemengder i statistikken), medianen av strandete oljemengder, samt treffsannsynlighet for stranding. Det bemerkes at simuleringen (vær-situasjonen) som gir kortest drivtid og simuleringen som gir størst strandet oljemengde som regel ikke er samme simulering. Tabellen viser at felt N1 i Nordsjøen nord gir den største strandede oljemengden, en relativ kort drivtid til land (1,6 døgn) samtidig som treffsannsynligheten for stranding er relativ høy, 60%. Dette skyldes at lokasjonen er nær land samt at utslippsraten er relativ høy, 9540 Sm³/døgn, se Tabell 8-2. De høye treffsannsynlighetene for SØ1 og SØ3 skyldes at strandingstatistikken inkluderer også treff på kysten av Danmark og Sverige.

Ut fra helårsstatistikken er følgende vindscenarier hentet ut:

- Scenariet som ga størst strandet oljemengde
- Scenariet med kortest drivtid til land
- Scenariet som ga flest berørte 10 x 10 km landruter

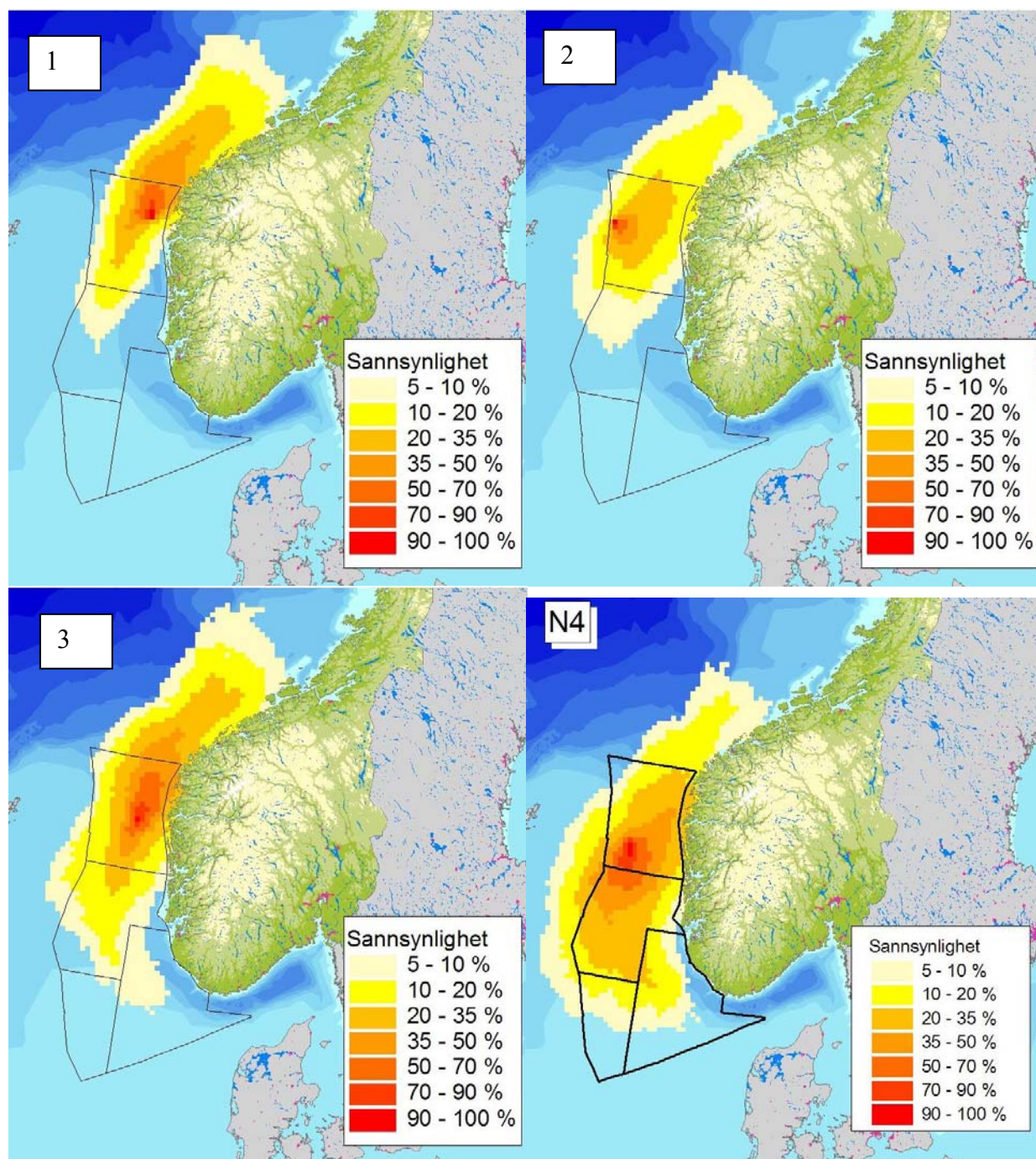
Resultater fra oljedriftsberegningene for disse enkeltscenariene representert ved feltene N3, M2, SV1 og SØ3 er vist i Figur 8-7, Figur 8-13, Figur 8-18 og Figur 8-23 ved tid 1, 2, 5 og 8 døgn etter start av utslippet. Kartene på figurene viser utbredelse av overflateolje med fargekoder for angivelse av oljemengde i tonn.

TEKNISK RAPPORT

Tabell 8-2 Utslippstilfeller for nåværende og framtidige felter (SØ1 og SØ2) samt strandingsresultater

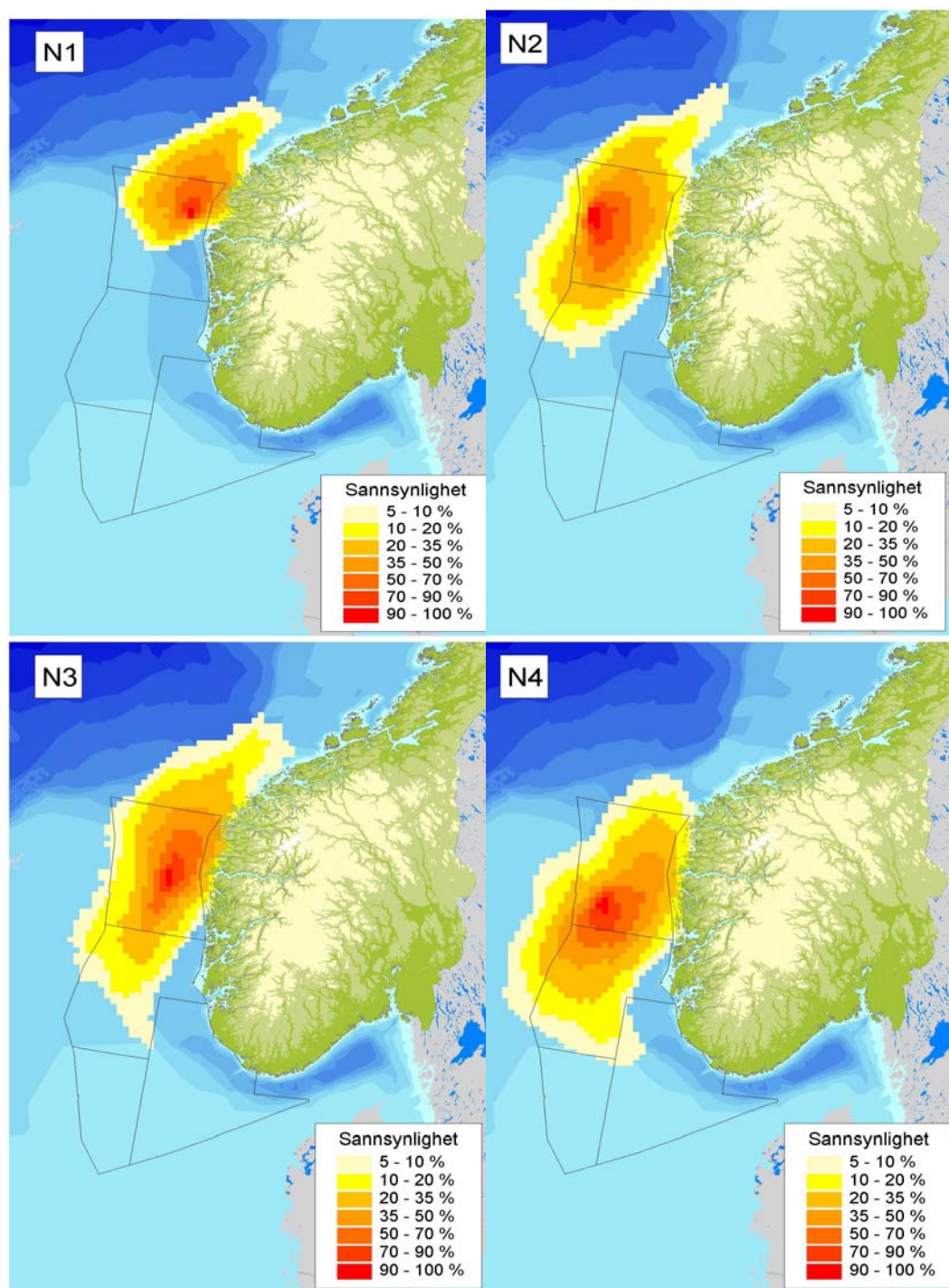
Felt	Tetthet (kg/m ³)	Scenario	Rate (Sm ³ /dag)	Vektet varighet (døgn)	Korteste drivtid (døgn)	Størst strandet oljemengde (tonn)	5 % høyest mengde (tonn)	Median av samtlige treff (tonn)	Sannsynlighet for stranding (%)
N1	826	Overflate	9540	7.5	1.6	21568	11255	2320	60
		Sjøbunn	9540	15.2	1.6	6617	2526	399	57
N2	856	Overflate	3300	6.0	4.3	1926	1059	107	48
		Sjøbunn	3000	8.9	6.7	148	34	17	13
N3	893	Overflate	3300	5.5	1.9	6819	4397	1127	65
		Sjøbunn	1800	8.7	1.2	1394	445	115	51
N4	857	Overflate	3900	6.4	3.0	3910	2215	336	47
		Sjøbunn	3700	10.0	3.6	578	276	63	30
M1	942	Overflate	2722	15	3.5	15973	11278	4705	59
		Sjøbunn	4816	15	3.3	11130	6258	1935	54
M2	915	Overflate	3600	5.9	5.2	4390	1709	408	54
		Sjøbunn	3400	9.4	5.6	1144	290	68	38
M3	889	Overflate	8320	6.6	5.7	3546	1219	256	47
		Sjøbunn	8320	9.2	10.0	86		5	2
SV1	832	Overflate	1500	5.7	9.2	263	66	34	21
		Sjøbunn	1500	8.5	13.1	2		2	0.3
SV2	851	Overflate	2585	3.8	12.8	507	135	74	24
SØ1	833	Overflate	3000	8.3	2.4	2724	1409	350	78
		Sjøbunn	3000	12.0	3.8	82	3	6	7
SØ2	785	Overflate	2290	7.4	Ingen stranding				
SØ3	833	Overflate	3000	6.3	1.5	4608	2567	810	93
		Sjøbunn	3000	8.7	1.6	1828	633	105	78

TEKNISK RAPPORT



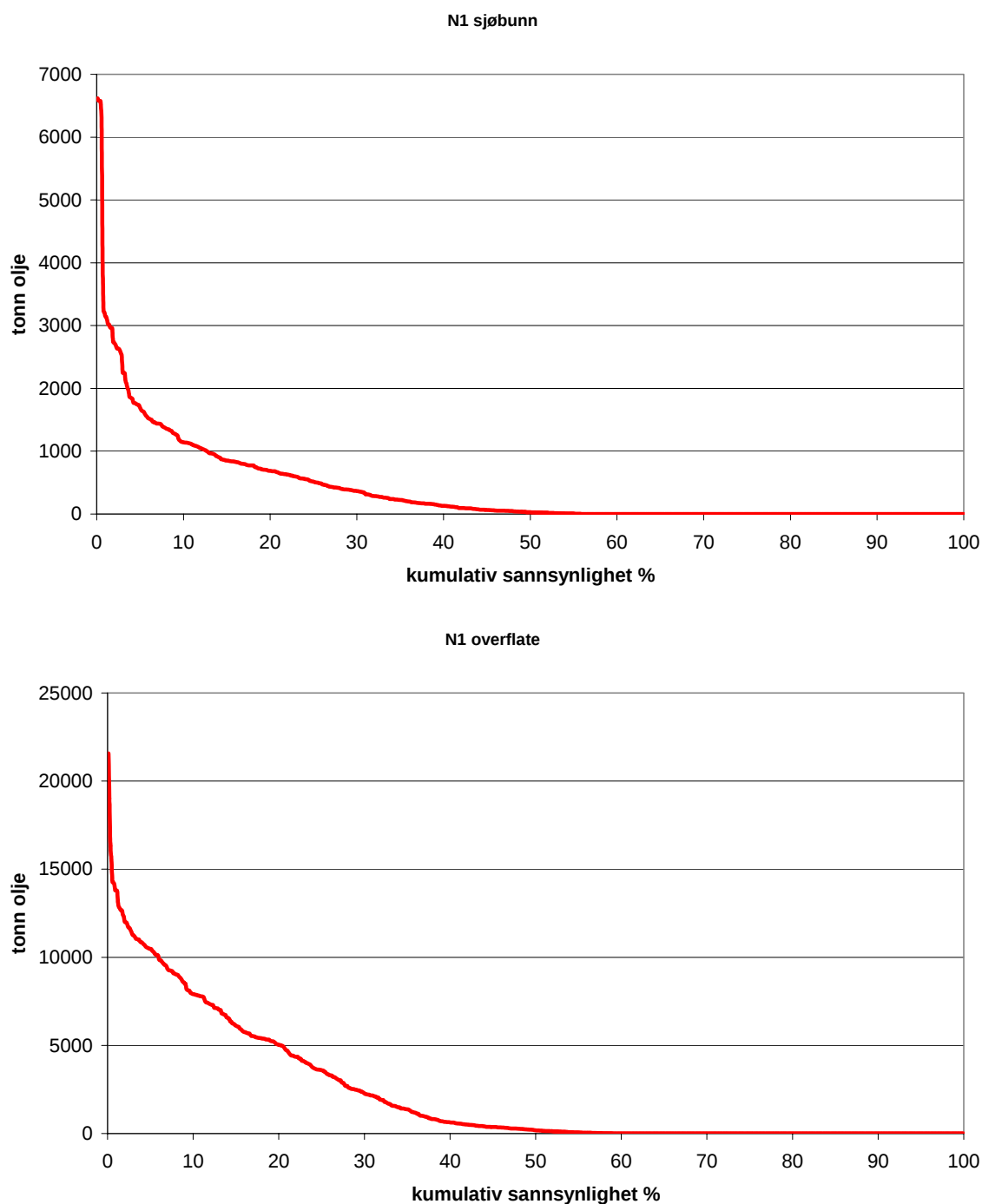
Figur 8-1 Eksempel på influensområder fra overflateutblåsning for fire potensielle utslippssteder i Nordsjøen nord. Det bemerkes at figurene viser statistisk treffsannsynlighet i 10 x 10 km ruter større enn 5% og ikke utstrekningen av et oljeflak.

TEKNISK RAPPORT



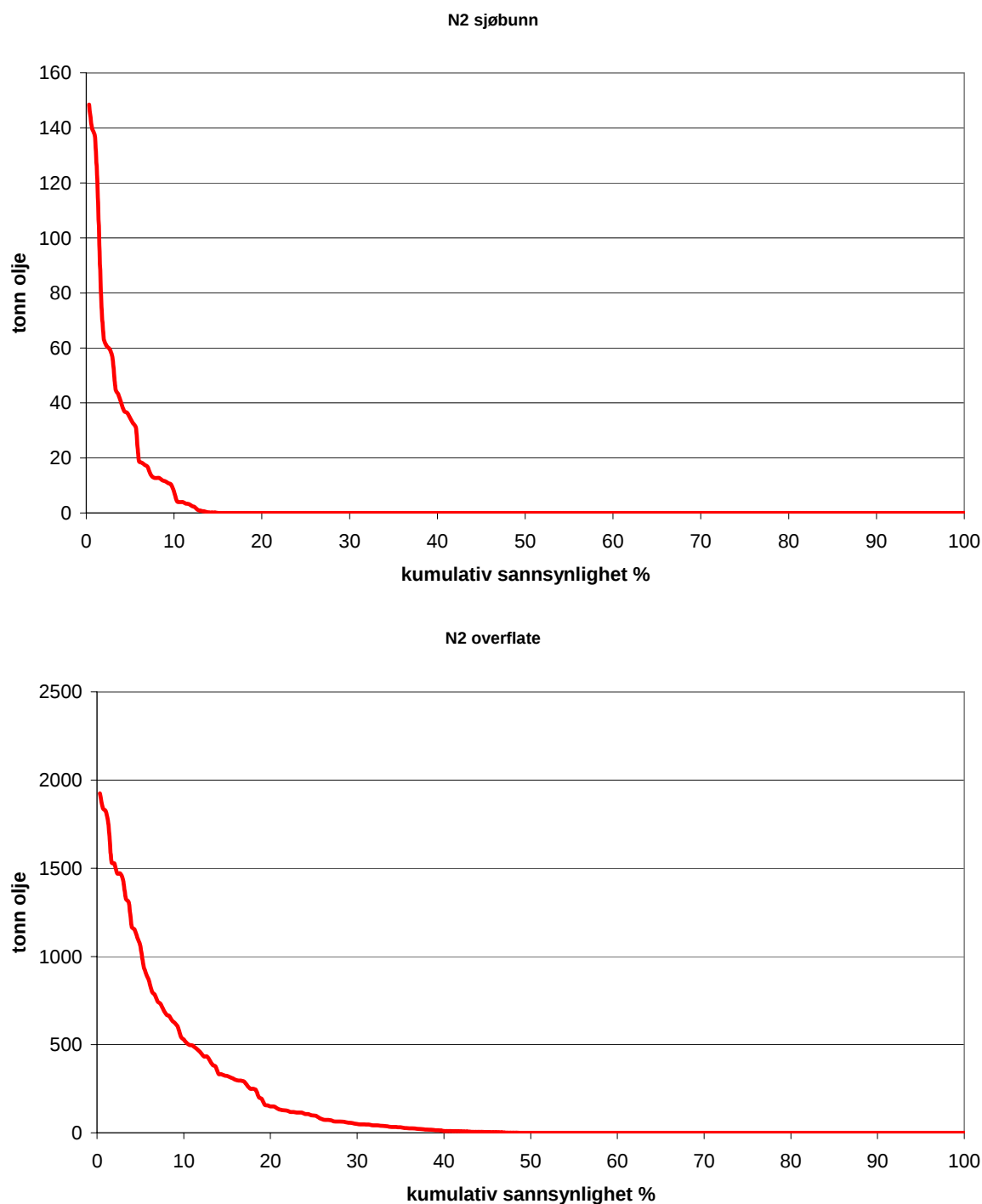
Figur 8-2 Eksempel på influensområder fra sjøbunnutblåsning for fire potensielle utslippssteder i Nordsjøen nord. Det bemerkes at figurene viser statistisk treffsannsynlighet i 10 x 10 km ruter større enn 5% og ikke utstrekningen av et oljeflak.

TEKNISK RAPPORT



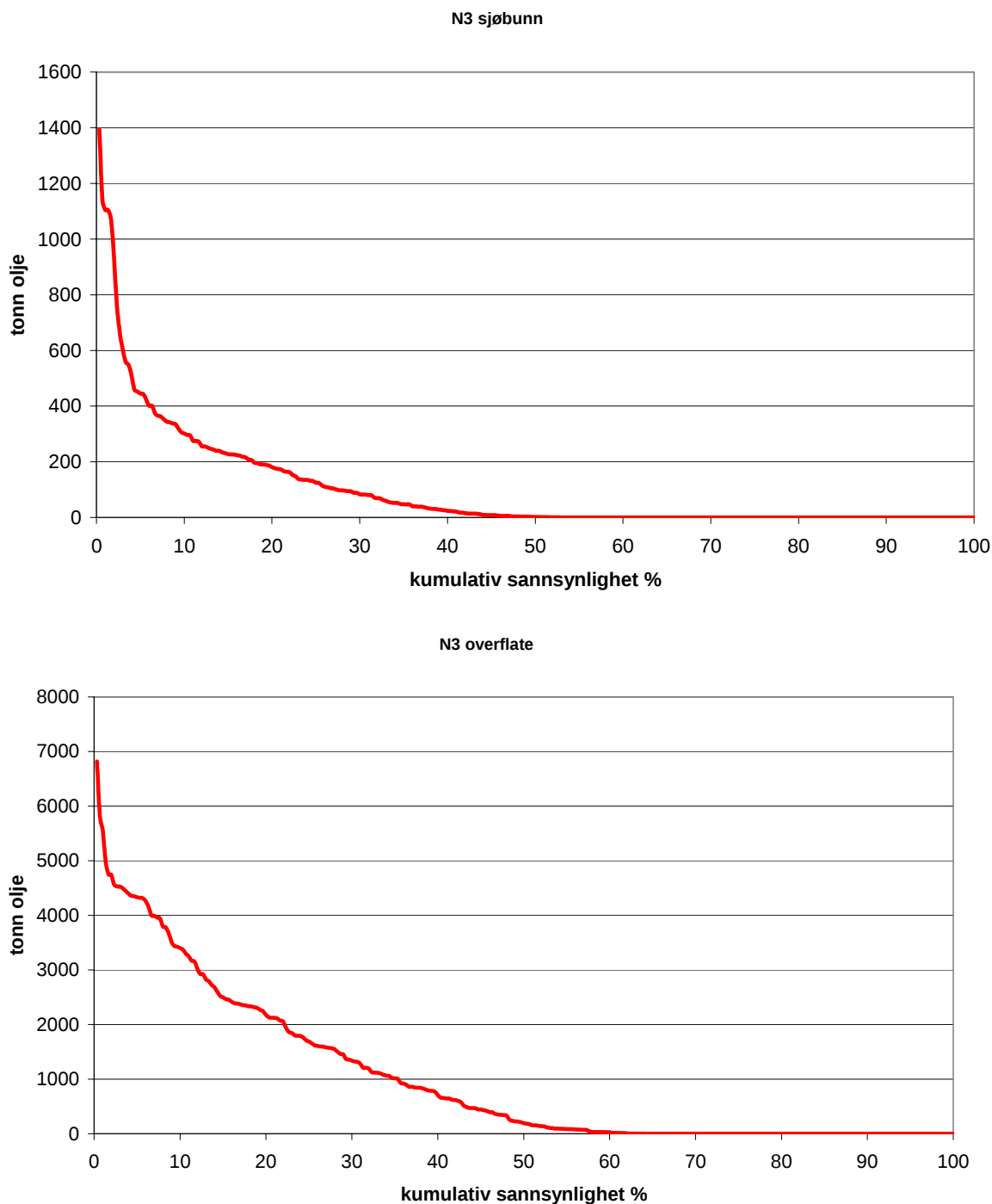
Figur 8-3 Sannsynlighetsfordeling av oljemengder (tonn) for alle simuleringene som ga stranding for feltet N1 for sjøbunnsutslipp (øverst) og overflateutslipp (nederst)

TEKNISK RAPPORT



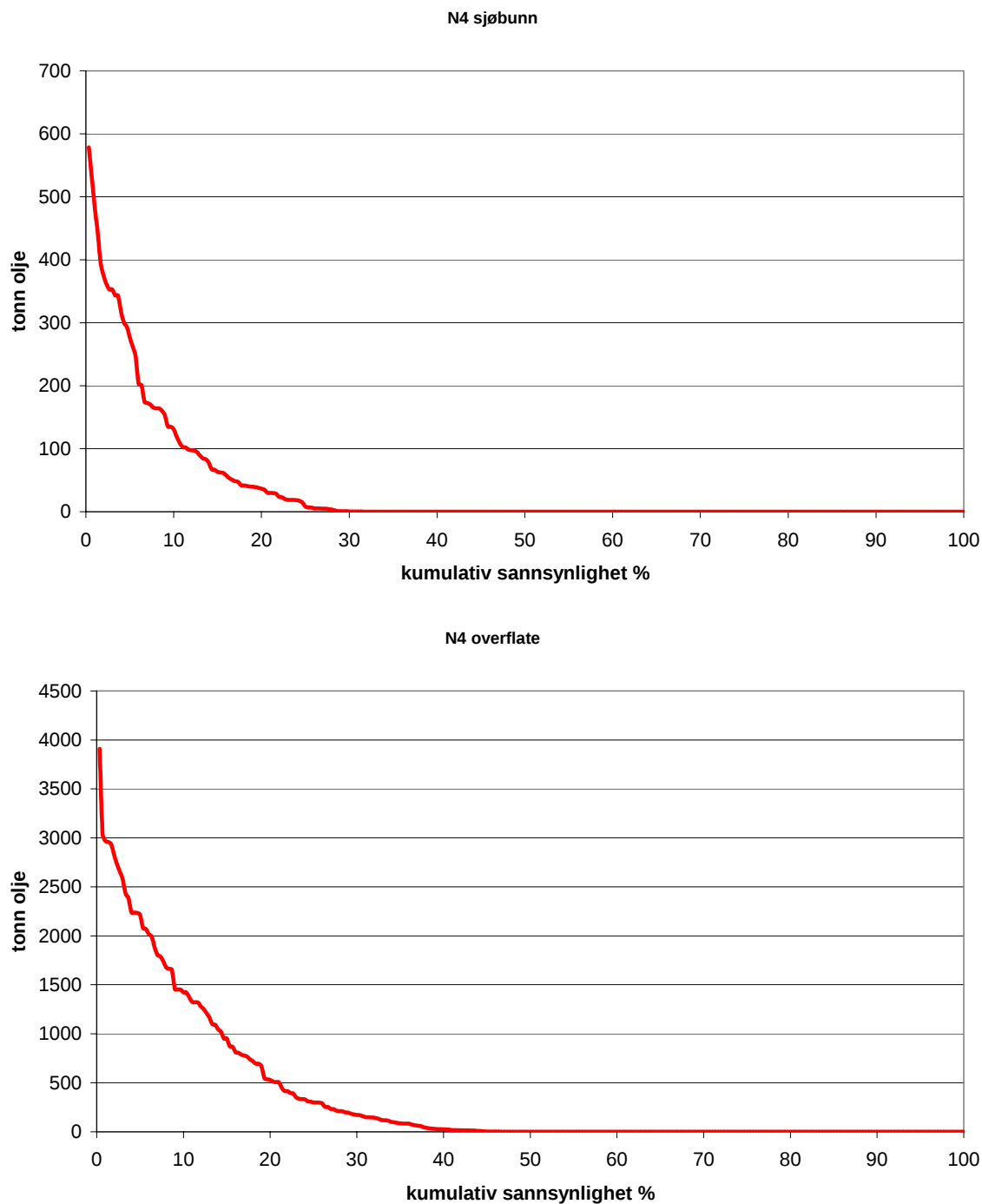
Figur 8-4 Sannsynlighetsfordeling av oljemengder (tonn) for alle simuleringene som ga stranding for feltet N2 for sjøbunnsutslipp (øverst) og overflateutslipp (nederst)

TEKNISK RAPPORT



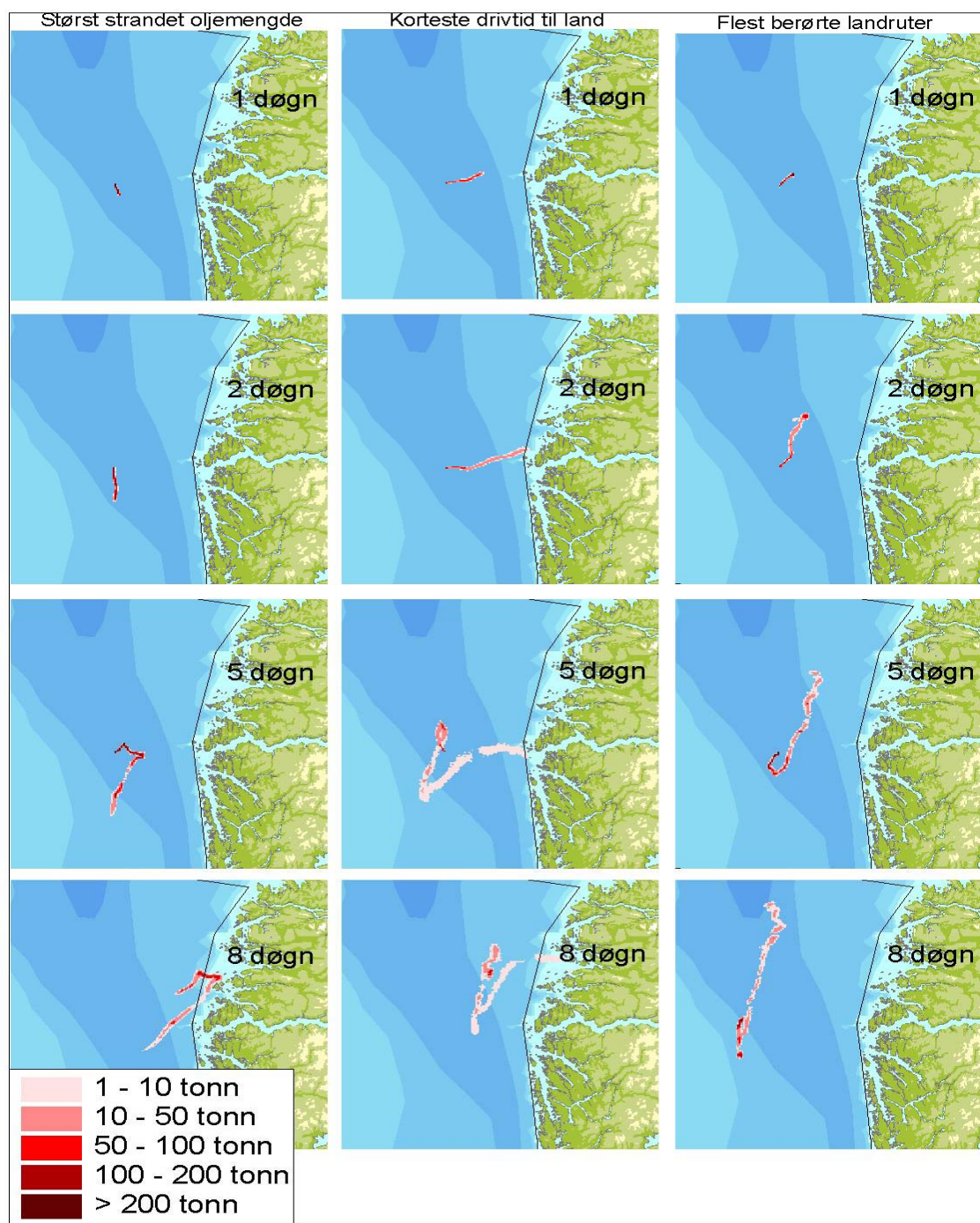
Figur 8-5 Sannsynlighetsfordeling av oljemengder (tonn) for alle simuleringene som ga stranding for feltet N3 for sjøbunnsutslipp (øverst) og overflateutslipp (nederst)

TEKNISK RAPPORT



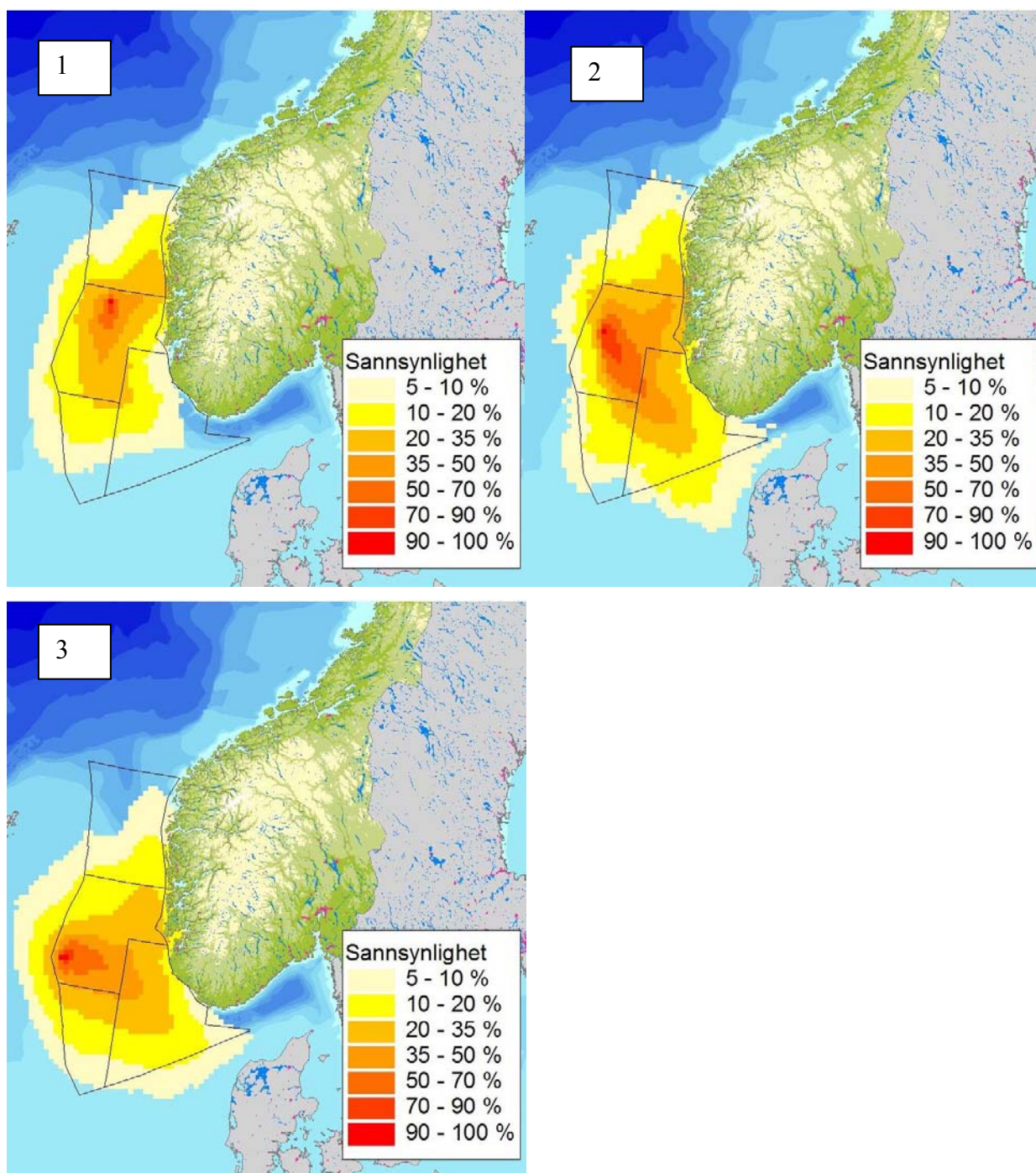
Figur 8-6 Sannsynlighetsfordeling av oljemengder (tonn) for alle simuleringene som ga stranding for feltet N4 for sjøbunnsutslipp (øverst) og overflateutslipp (nederst)

TEKNISK RAPPORT



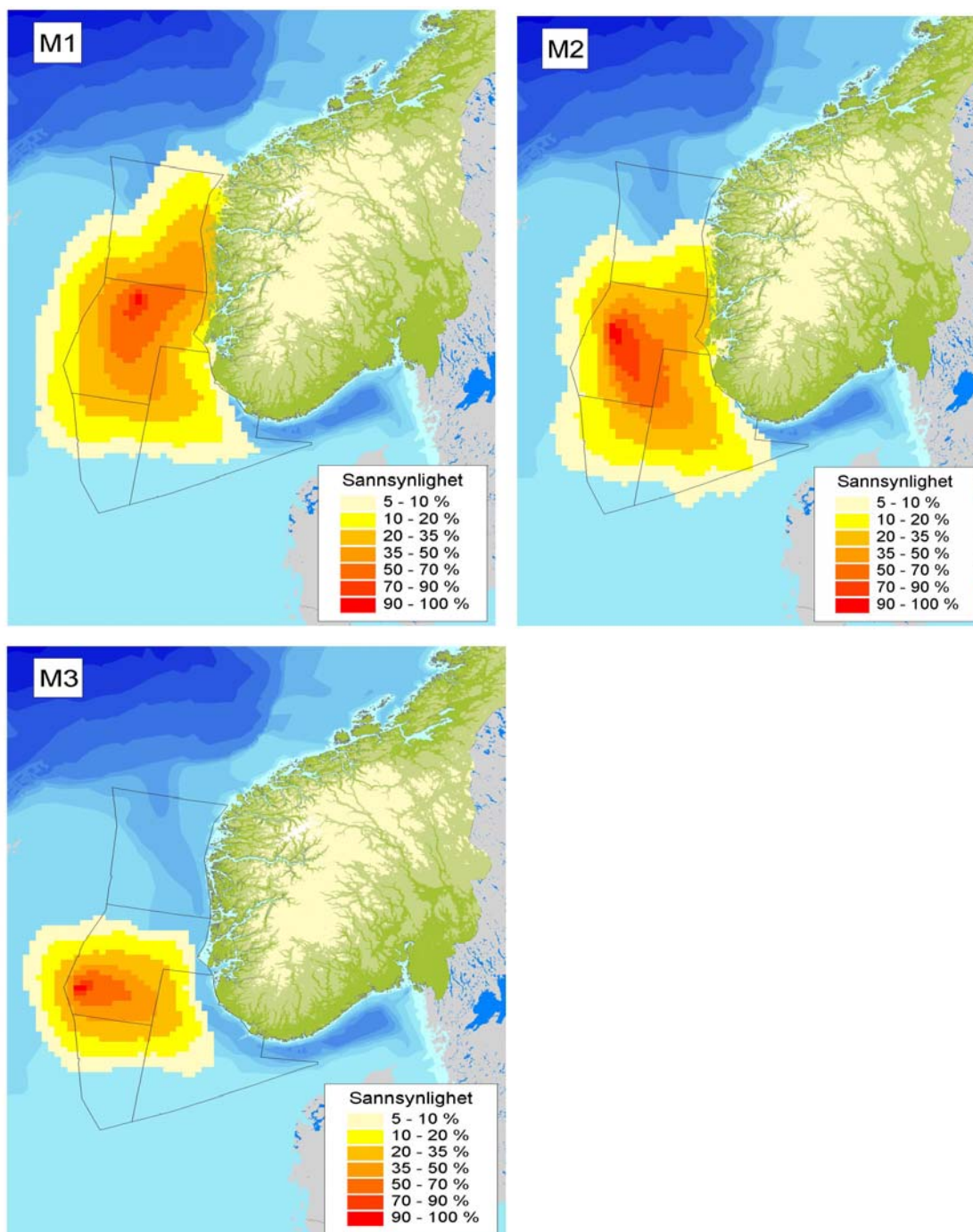
Figur 8-7. Resultater fra oljedriftsberegninger for spesielle enkeltscenarier for N3. Figurene viser oljemengde (tonn) ved tid 1, 2, 5 og 8 døgnet etter start av utslippet. Oljeutslippets varighet er basert på vektet varighet og en følgetid på 30 døgnet.

TEKNISK RAPPORT



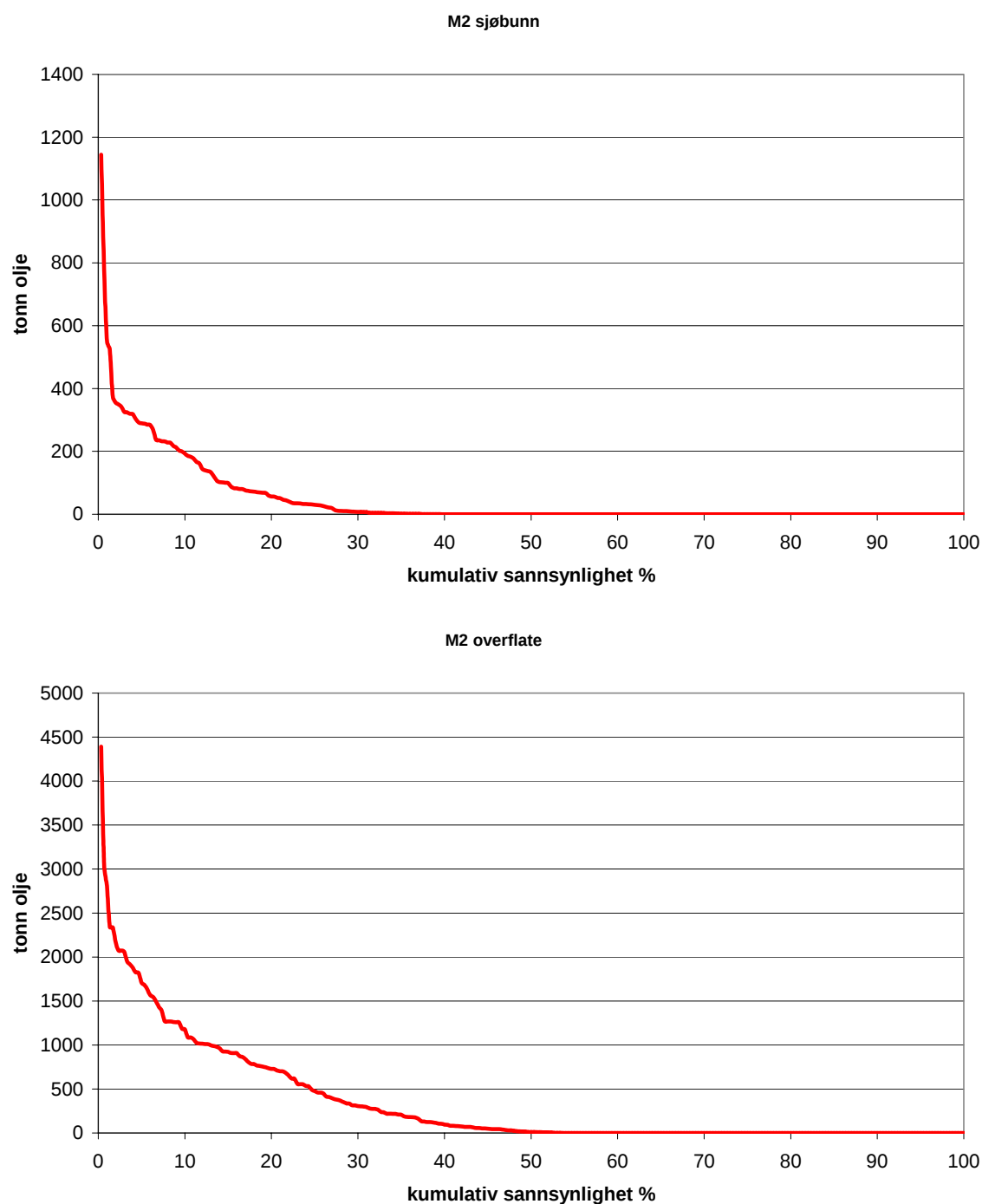
Figur 8-8 Eksempel på influensområder fra overflateutblåsning for tre potensielle utslippssteder i Nordsjøen midtre. Det bemerkes at figurene viser statistisk treffsannsynlighet i 10 x 10 km ruter større enn 5% og ikke utstrekningen av et oljeflak.

TEKNISK RAPPORT



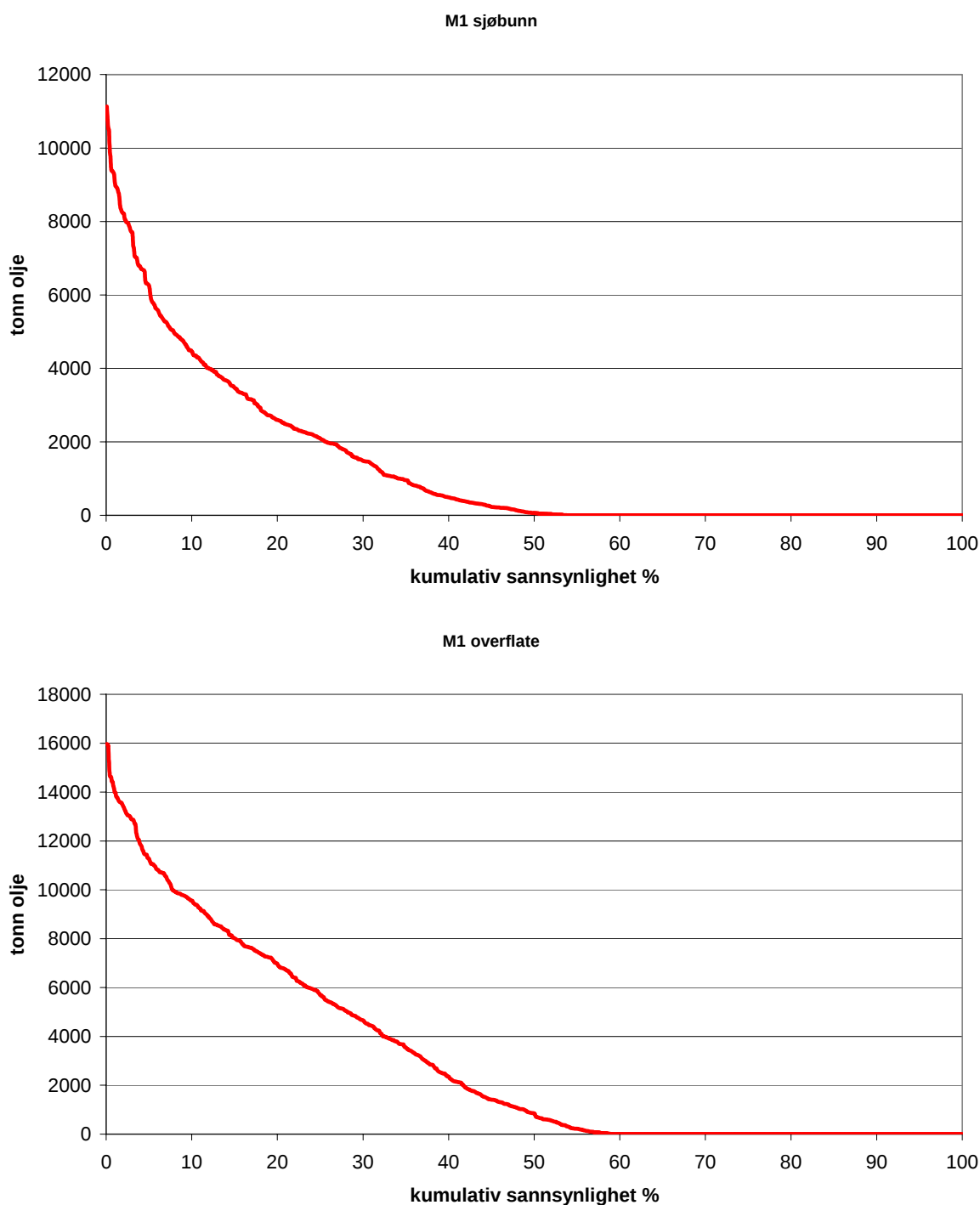
Figur 8-9 Eksempel på influensområder fra sjøbunnutblåsning for tre potensielle utslippssteder i Nordsjøen midtre. Det bemerkes at figurene viser statistisk treffsannsynlighet i 10 x 10 km ruter større enn 5% og ikke utstrekningen av et oljeflak.

TEKNISK RAPPORT



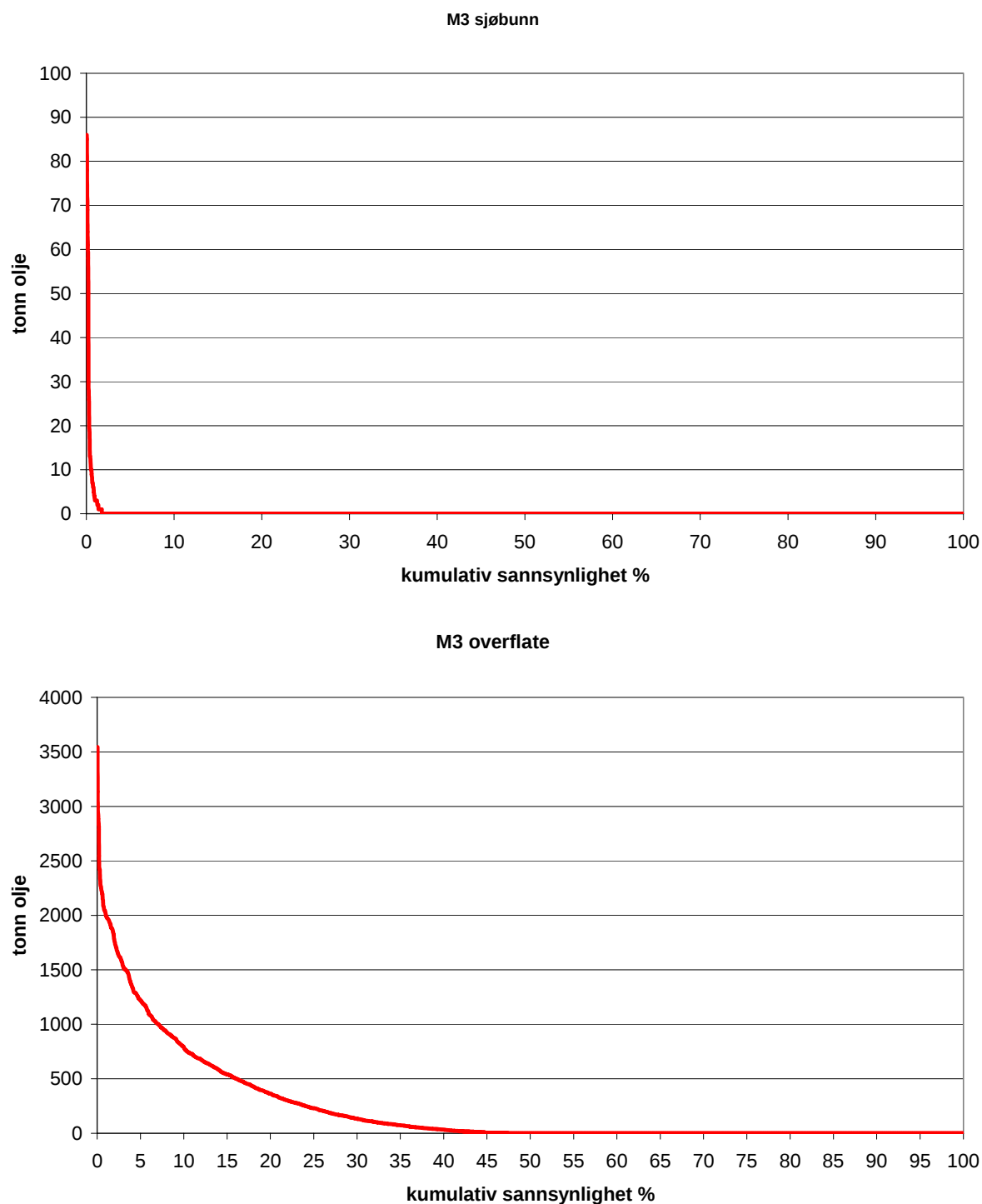
Figur 8-10 Sannsynlighetsfordeling av oljemengder (tonn) for alle simuleringene som ga stranding for feltet M2 for sjøbunnsutslipp (øverst) og overflateutslipp (nederst)

TEKNISK RAPPORT



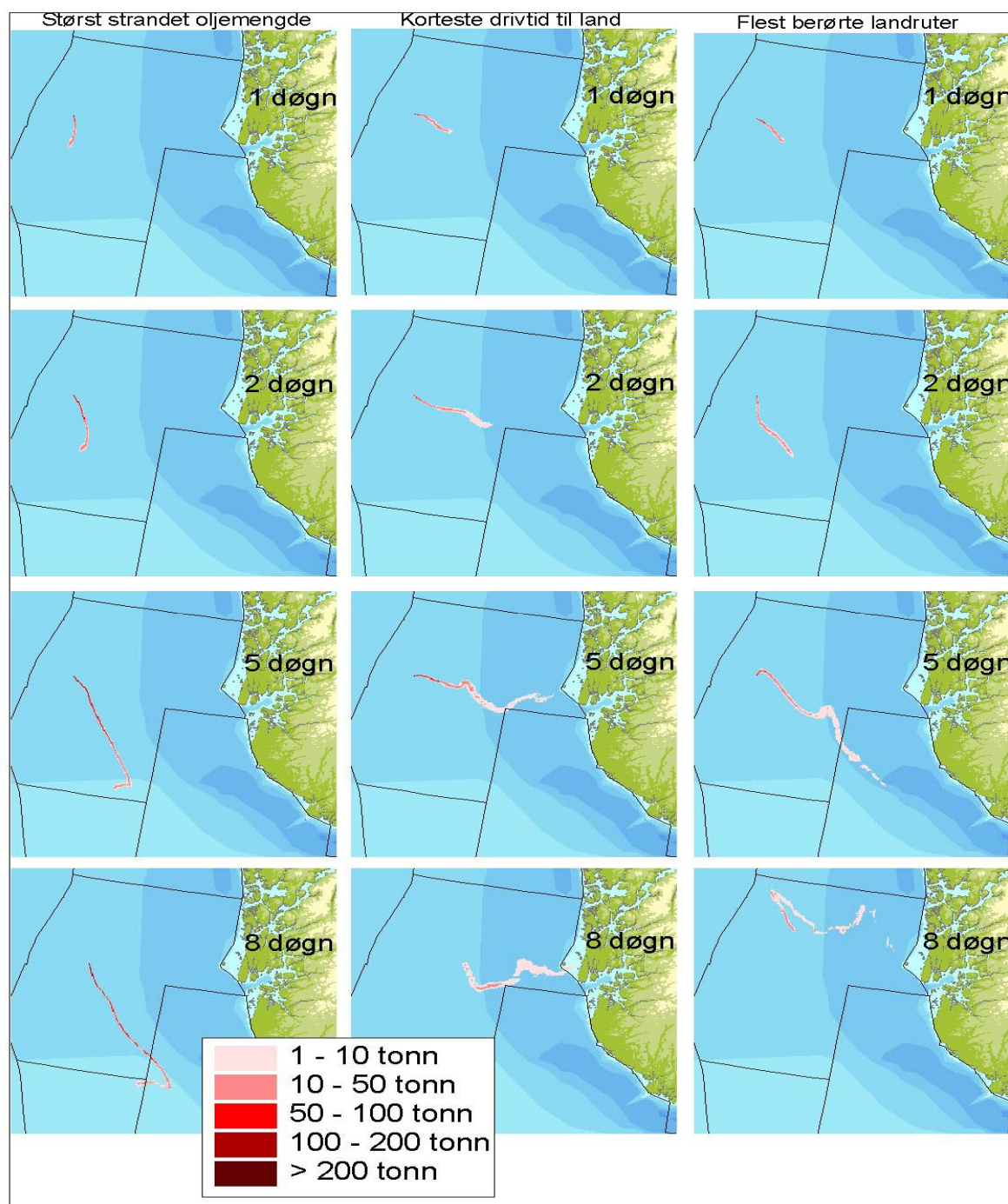
Figur 8-11 Sannsynlighetsfordeling av oljemengder (tonn) for alle simuleringene som ga stranding for feltet M1 for sjøbunnsutslipp (øverst) og overflateutslipp (nederst)

TEKNISK RAPPORT



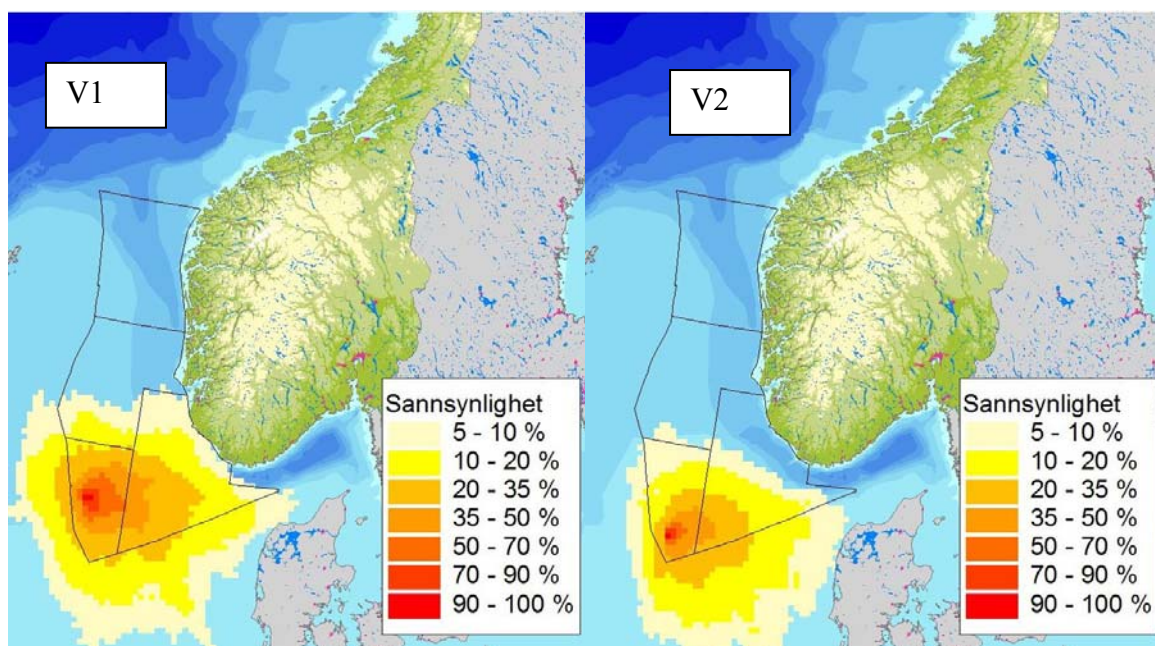
Figur 8-12 Sannsynlighetsfordeling av oljemengder (tonn) for alle simuleringene som ga stranding for feltet M3 for sjøbunnsutslipp (øverst) og overflateutslipp (nederst)

TEKNISK RAPPORT

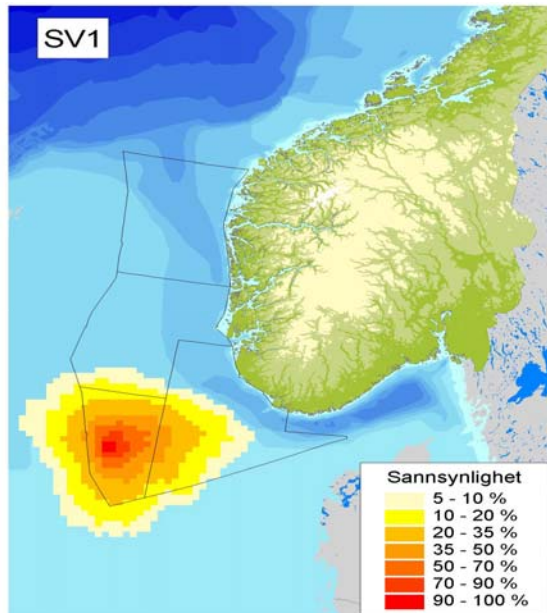


Figur 8-13 Resultater fra oljedriftberegningene for spesielle enkeltscenarier for M2. Figurene viser oljemengde (tonn) ved tid 1, 2, 5 og 8 døgn etter start av utslippet. Oljeutslippets varighet er basert på vekta varighet og en følgetid på 30 døgn.

TEKNISK RAPPORT

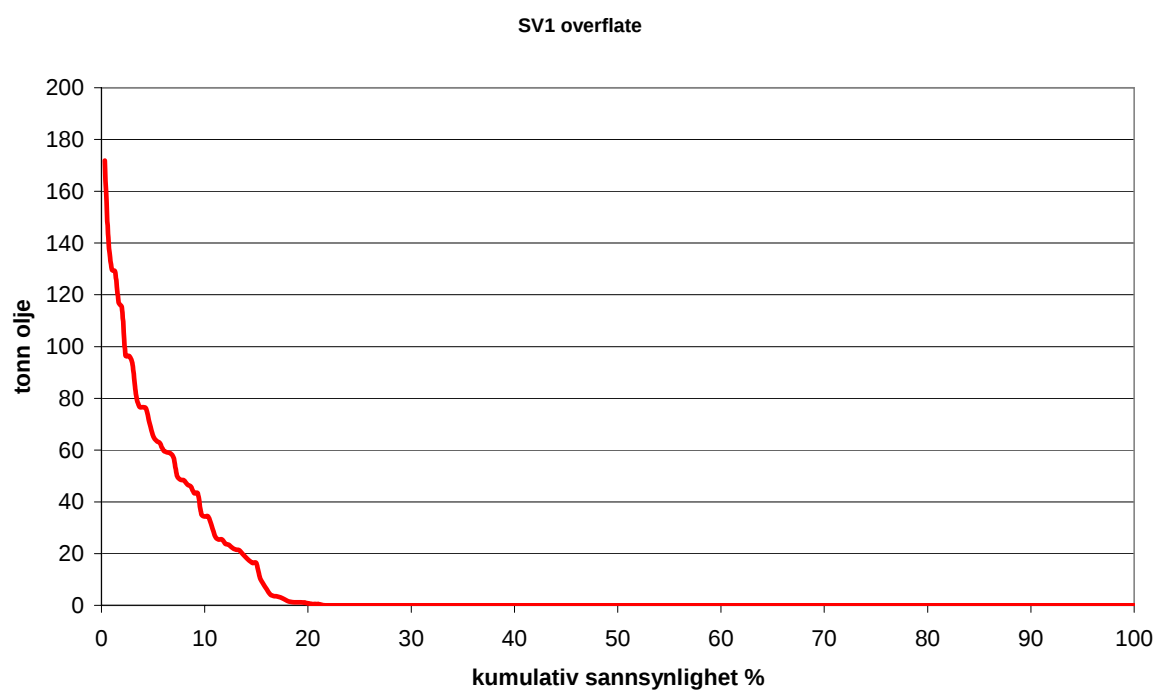
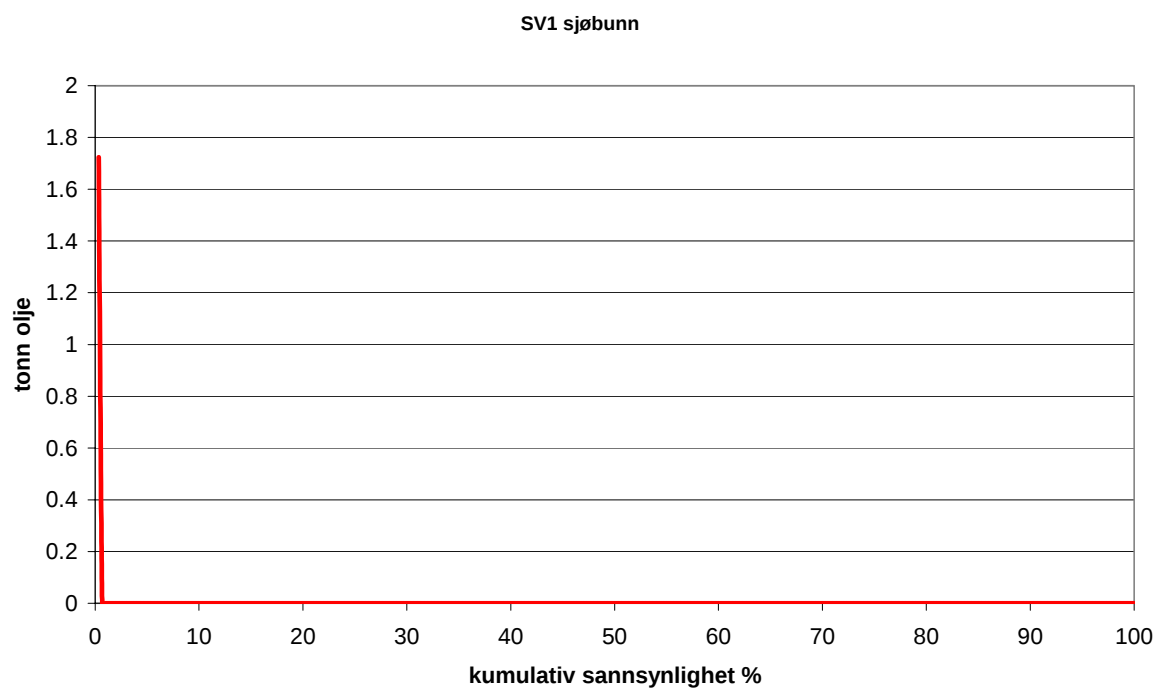


Figur 8-14 Eksempel på influensområder fra overflateutblåsning for to potensielle utslippssteder i Nordsjøen sørvest. Det bemerkes at figurene viser statistisk treffsannsynlighet i 10 x 10 km ruter større enn 5% og ikke utstrekningen av et oljeflak.



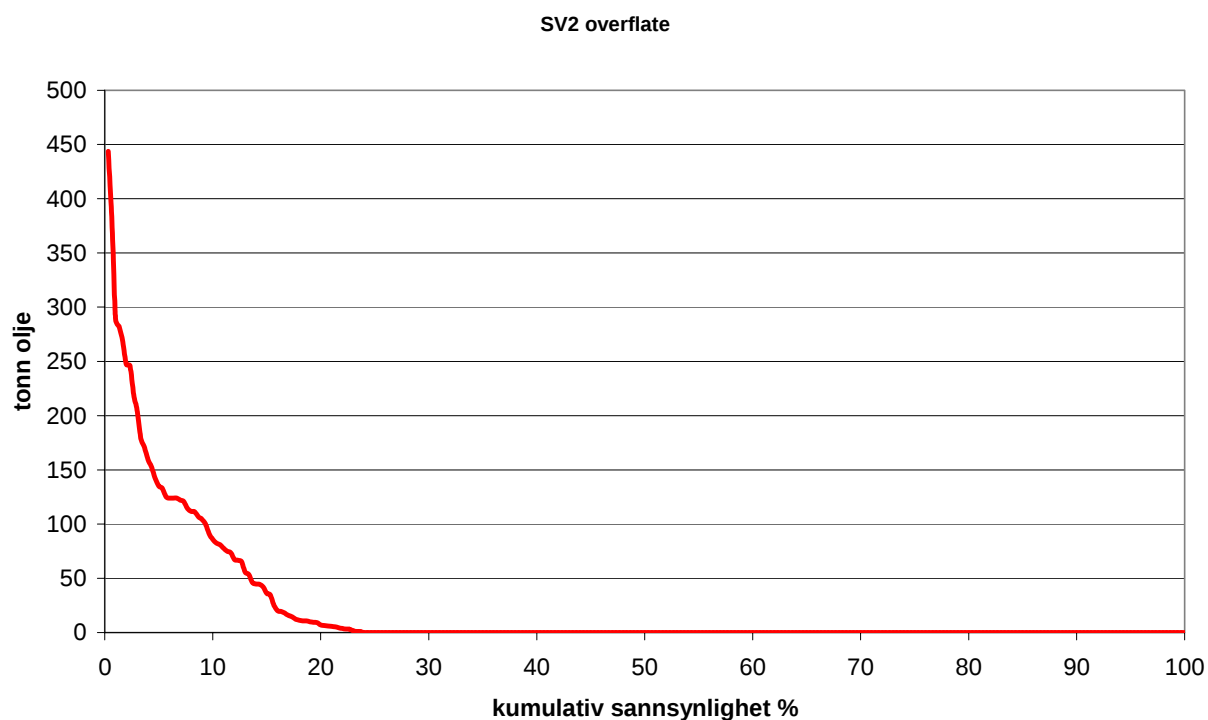
Figur 8-15 Eksempel på influensområde fra sjøbunnutblåsning for ett potensielt utslippssted i Nordsjøen sørvest. Det bemerkes at figuren viser statistisk treffsannsynlighet i 10 x 10 km ruter større enn 5% og ikke utstrekningen av et oljeflak.

TEKNISK RAPPORT



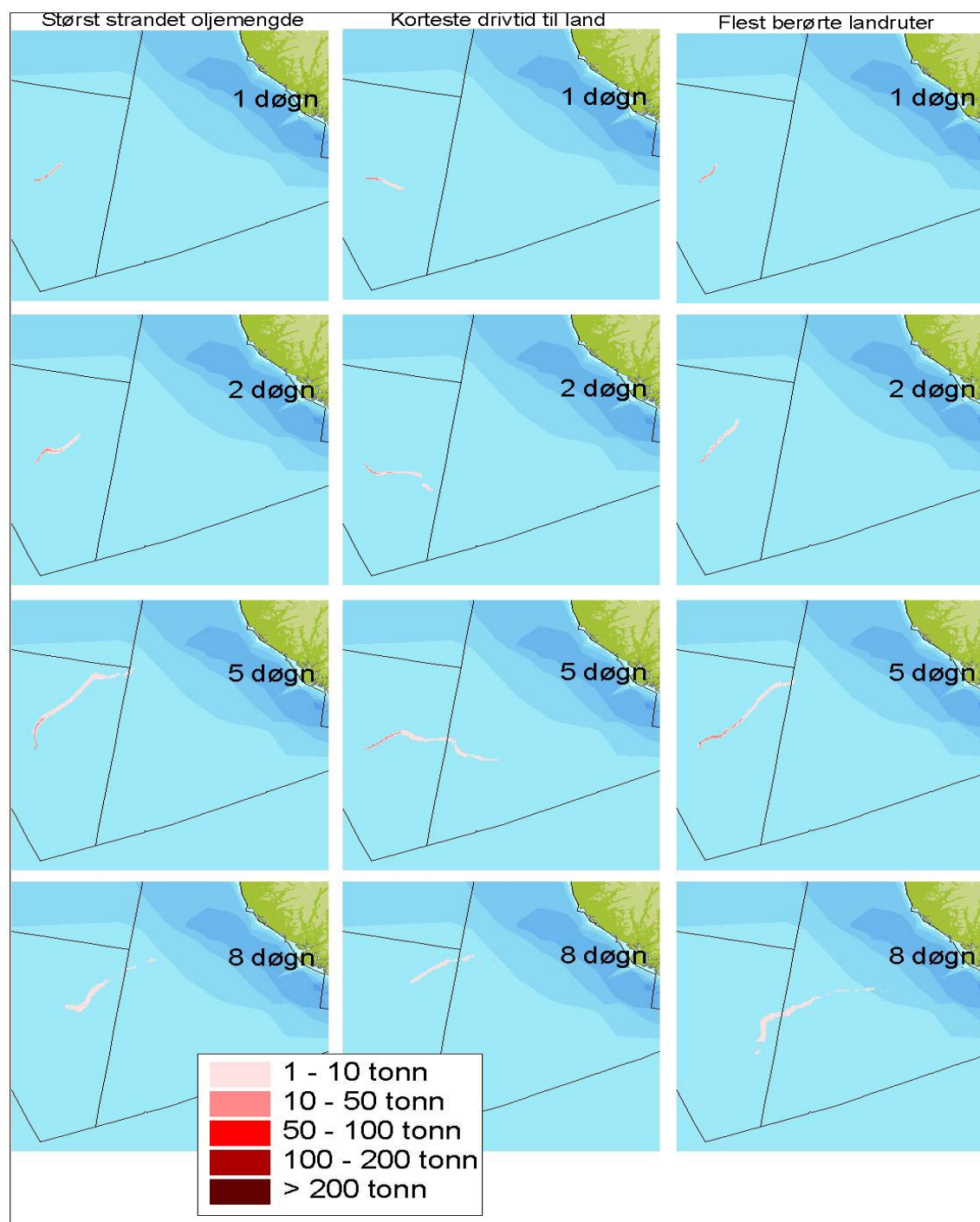
Figur 8-16 Sannsynlighetsfordeling av oljemengder (tonn) for alle simuleringene som ga stranding for feltet SV1 for sjøbunnsutslipp (øverst) og overflateutslipp (nederst)

TEKNISK RAPPORT



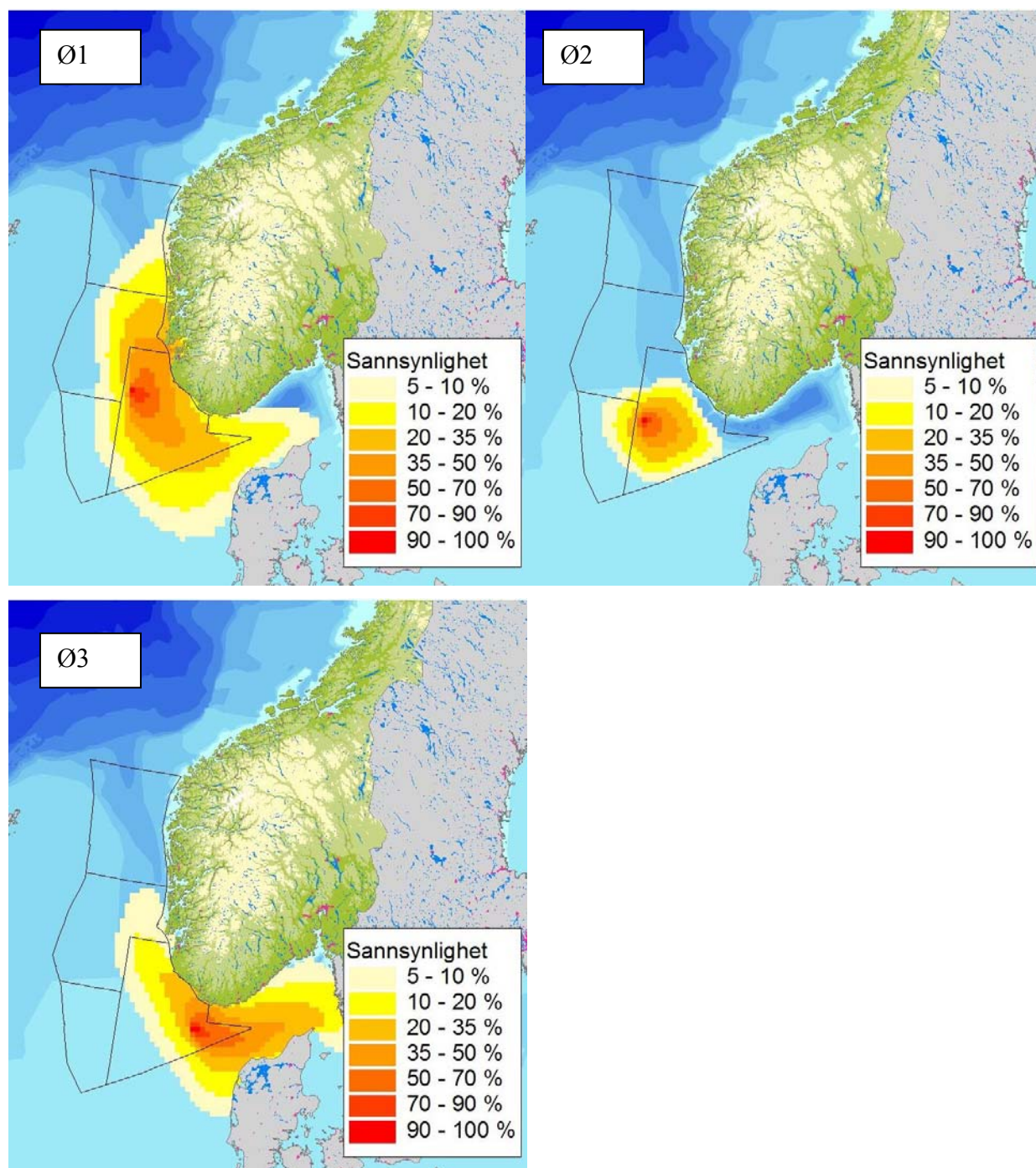
Figur 8-17 Sannsynlighetsfordeling av oljemengder (tonn) for alle simuleringene som ga stranding for feltet SV2 for overflateutslipp. Sjøbunnutslippet ga ikke stranding.

TEKNISK RAPPORT



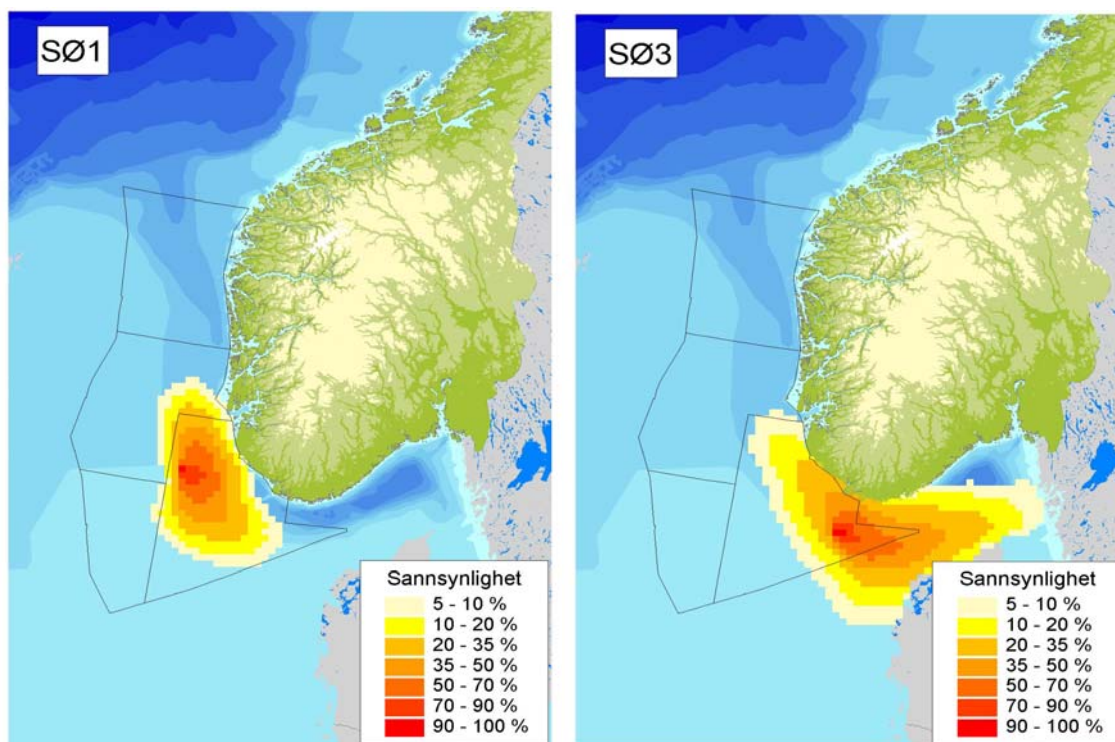
Figur 8-18 Resultater fra oljedriftberegningene for spesielle enkeltscenarier for SV1. Figurene viser oljemengde (tonn) ved tid 1, 2, 5 og 8 døgnet etter start av utslippet. Oljeutslippets varighet er basert på vekta varighet og en følgetid på 30 døgnet. Da oljen når land (i alle tre scenariene) er den forvitret så mye at omtrent all oljen har forsvunnet fra overflaten. Figurer utover 8 dager er derfor ikke vist.

TEKNISK RAPPORT



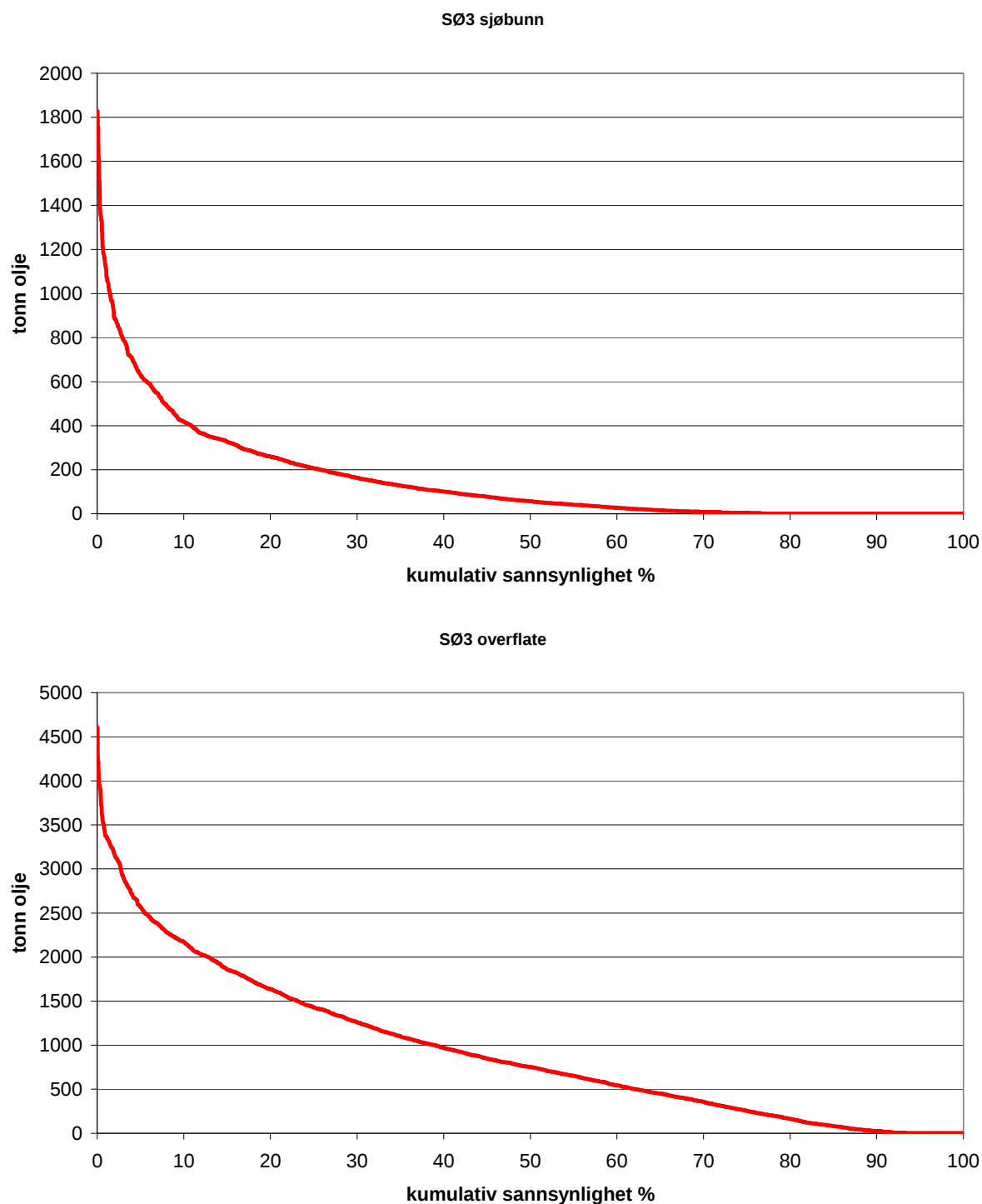
Figur 8-19 Eksempel på influensområder fra overflateutblåsning fra tre potensielle utslippssteder i Nordsjøen sørøst. Det bemerkes at utslippet i SØ2 er kondensat. Det bemerkes også at figuren viser statistisk treffsannsynlighet i 10 x 10 km ruter større enn 5% og ikke utstrekningen av et oljeplak.

TEKNISK RAPPORT



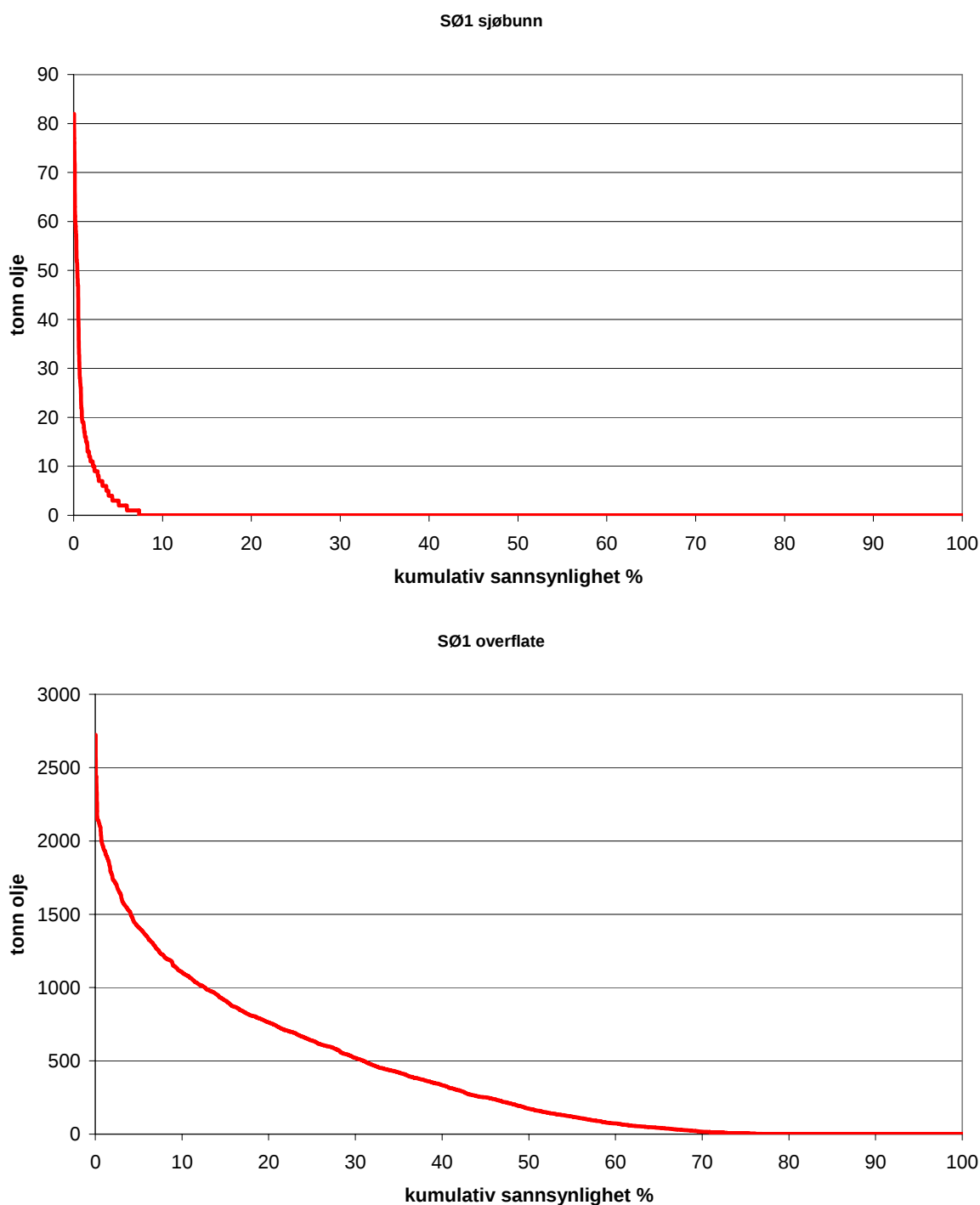
Figur 8-20 Eksempel på influensområder fra sjøbunntutblåsning fra to potensielle utslippssteder i Nordsjøen sørøst. Det bemerkes at figuren viser statistisk treffsannsynlighet i 10 x 10 km ruter større enn 5% og ikke utstrekningen av et oljeplak

TEKNISK RAPPORT



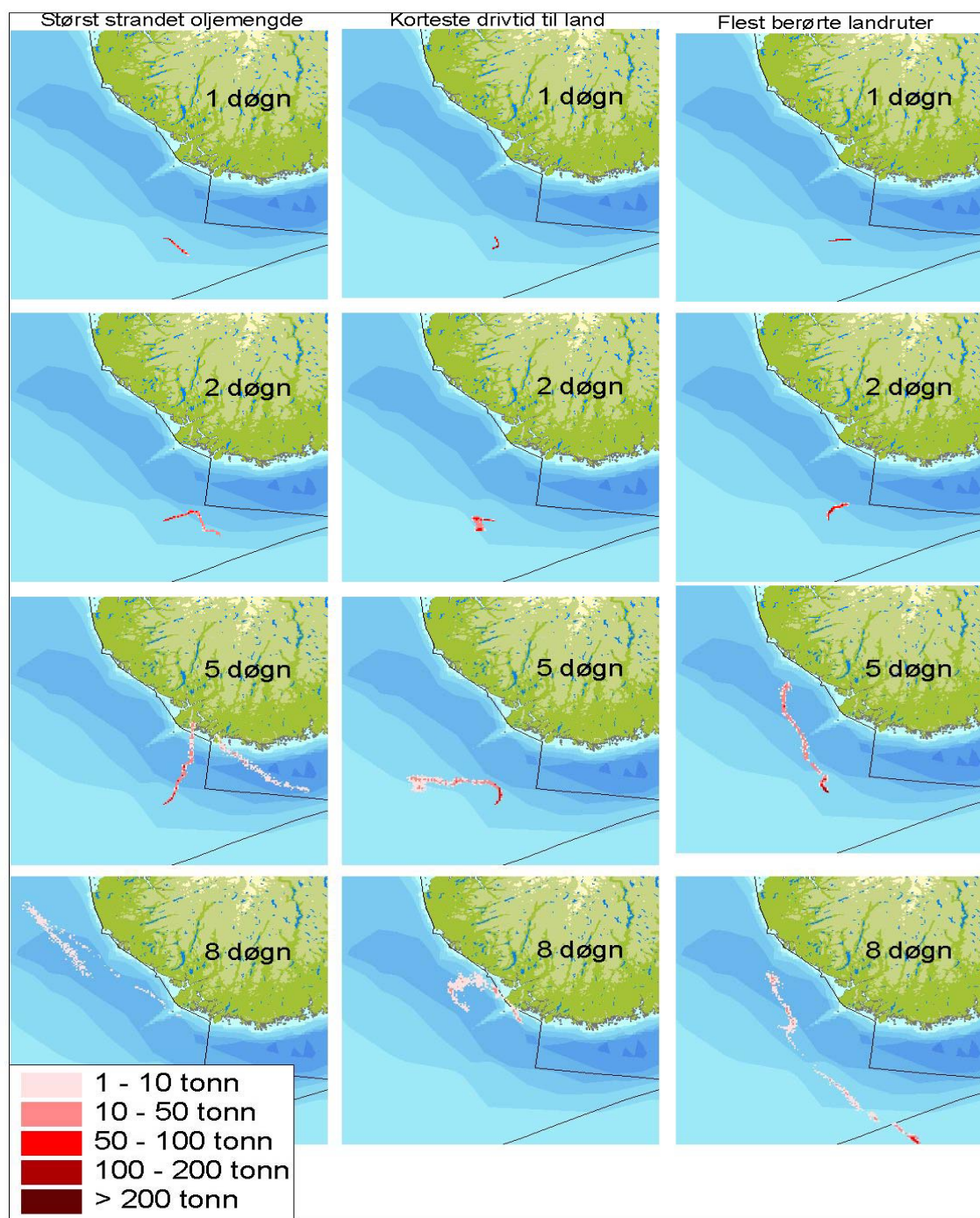
Figur 8-21 Sannsynlighetsfordeling av oljemengder (tonn) for alle simuleringene som ga stranding for feltet SØ3 for sjøbunnsutslipp (øverst) og overflateutslipp (nederst)

TEKNISK RAPPORT



Figur 8-22 Sannsynlighetsfordeling av oljemengder (tonn) for alle simuleringene som ga stranding for feltet SØ1 for sjøbunnsutslipp (øverst) og overflateutslipp (nederst)

TEKNISK RAPPORT



Figur 8-23 Resultater fra oljedriftberegningene for spesielle enkeltscenarier for SØ3. Figurene viser oljemengde (tonn) ved tid 1, 2, 5 og 8 døgn etter start av utslippet. Oljeutslippets varighet er basert på vekta varighet og en følgetid på 30 døgn.

TEKNISK RAPPORT

8.4 Konsentrasjoner i de øverste vannmasser

Oljedriftsberegningene som er utført i Nordsjøen i forbindelse med NOFO's planverk omfatter ikke konsentrasjoner i vannmassene. DNV har i senere studier med oljedriftsberegninger inkludert beregning av oljekonsentrasjoner i de øverste vannmasser. Resultatene av beregningene rapporteres som totale konsentrasjonsverdier av olje i de øverste vannmasser. Dette vil si at det ikke skilles mellom dispergert olje og løste oljekomponenter. Oljen i vannmassene vil i hovedsak skrive seg fra olje som blandes ned i vannmassene fra drivende oljeflak (naturlig dispergering som følge av vind og bølger). Nedblanding av oljen fra overflaten beregnes på basis av oljens egenskaper og den rådende sjøtilstand. SINTEF følger den nedblandete oljemengden videre som partikler basert på de samme vind og strømdata som for havoverflaten.

DNV beregner konsentrasjonen fra et oljeflak som den som befinner seg rett under det aktuelle flaket med antagelsen om at hydrokarbonkonsentrasjonen blir betydelig fortynnet i et par kilometers avstand fra posisjonen til flaket ved en bestemt tid. Denne antagelsen er bedre gjeldende i et 10 x 10 km rutenett enn for eksempel et 1 x 1 km grid. Denne approksimasjonen må derfor sees på som konservativ. DNV beregner konsentrasjonen innenfor en gridrute ved å akkumulere all nedblandet oljemengde fra flakene som har vært innom gridruten og blander denne massen ned i et fast volum. DNV antar dermed en fast vanddybde på 10 meter hvor oljen blandes ned, mens SINTEF beregner en nedblandingsdybde avhengig av sjøtilstanden.

I fastsettelsen av arealet som den akkumulerte nedblandete oljemengden blandes ned i er dekningsgraden av oljen en viktig faktor. Med dekningsgrad menes det totale areal som samtlige partikler som har vært innom gridruten utgjør (uten overlapp av oljeflak). I flere studier som DNV har gjort viser det seg at svært sjelden er maksimal dekningsgrad over 10 % av en 10 x 10 km rute. Et eksempel, dersom det blandes ned totalt 50 tonn i en 10 x 10 km rute vil konsentrasjonen bli 50 ppb, men blandes tilsvarende mengde ned i 10 % av ruta blir konsentrasjonen 500 ppb.

I Figur 8-24, Figur 8-25 og Figur 8-26 er det vist statistisk total hydrokarbonkonsentrasjoner for verdier større enn 20 ppb for både overflate- og sjøbunnutblåsning for M3, SØ1 og SØ3. Disse resultatene er basert på vekta utslippsrate og utslippsvarighet, se Tabell 8-2.

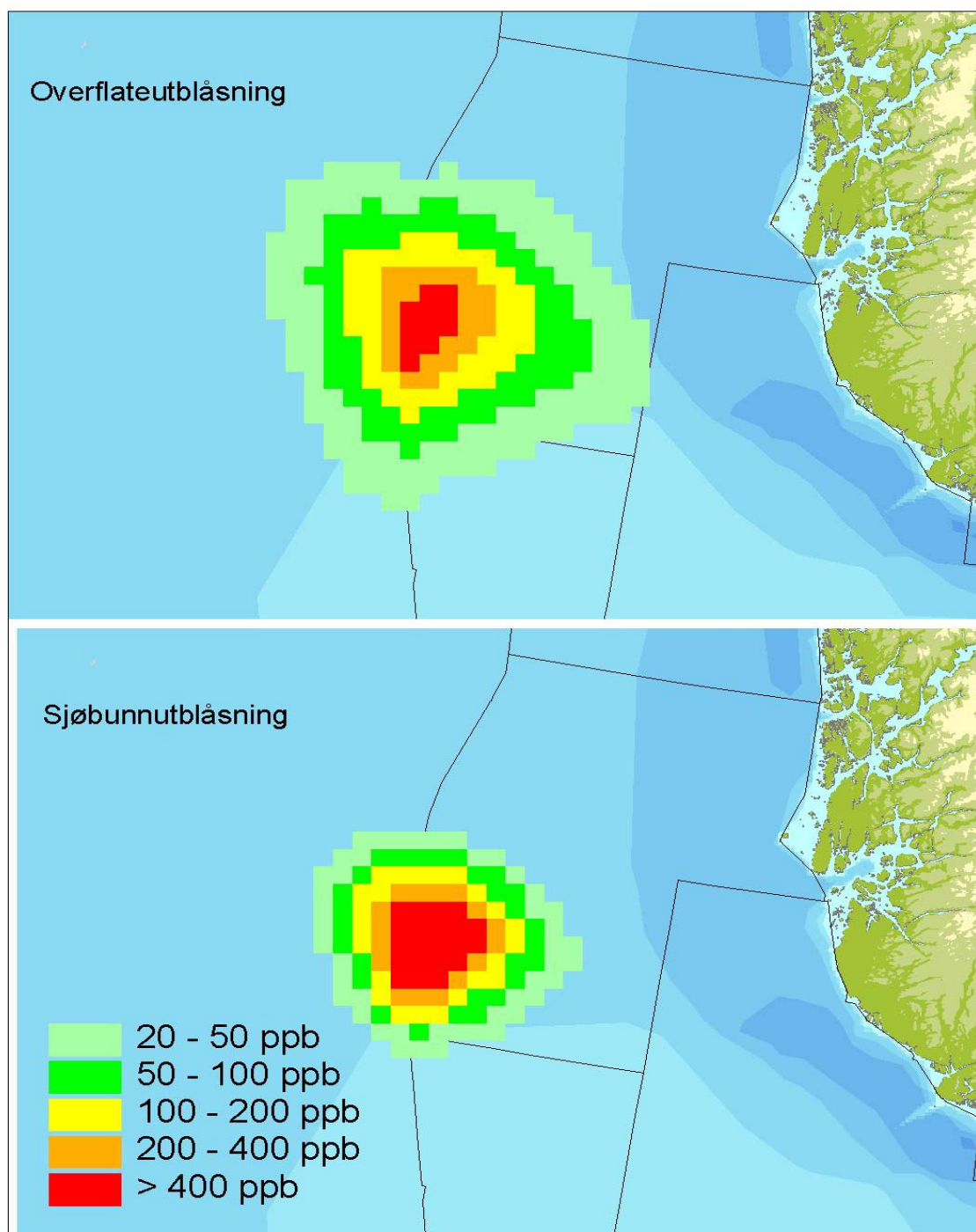
I modelleringen av sjøbunnutslipp er det beregnet hydrokarbonkonsentrasjoner i vannsøylen fra sjøbunn til overflate i nærheten av utslippet. Konsentrasjonen rett under overflaten der olje-gassplumen forventes å bryte havoverflaten er vist i Tabell 8-3 sammen med utslippdyp og GOR (gass olje forhold). Denne konsentrasjonen kan sees på som en maksimal konsentrasjon i de øverste vannmassene i nærheten av utslippstedet.

TEKNISK RAPPORT

Tabell 8-3 Sjødyp, gass/olje forhold (GOR) og hydrokarbonkonsentrasjoner i forbindelse med sjøbunnutblåsninger i Nordsjøen

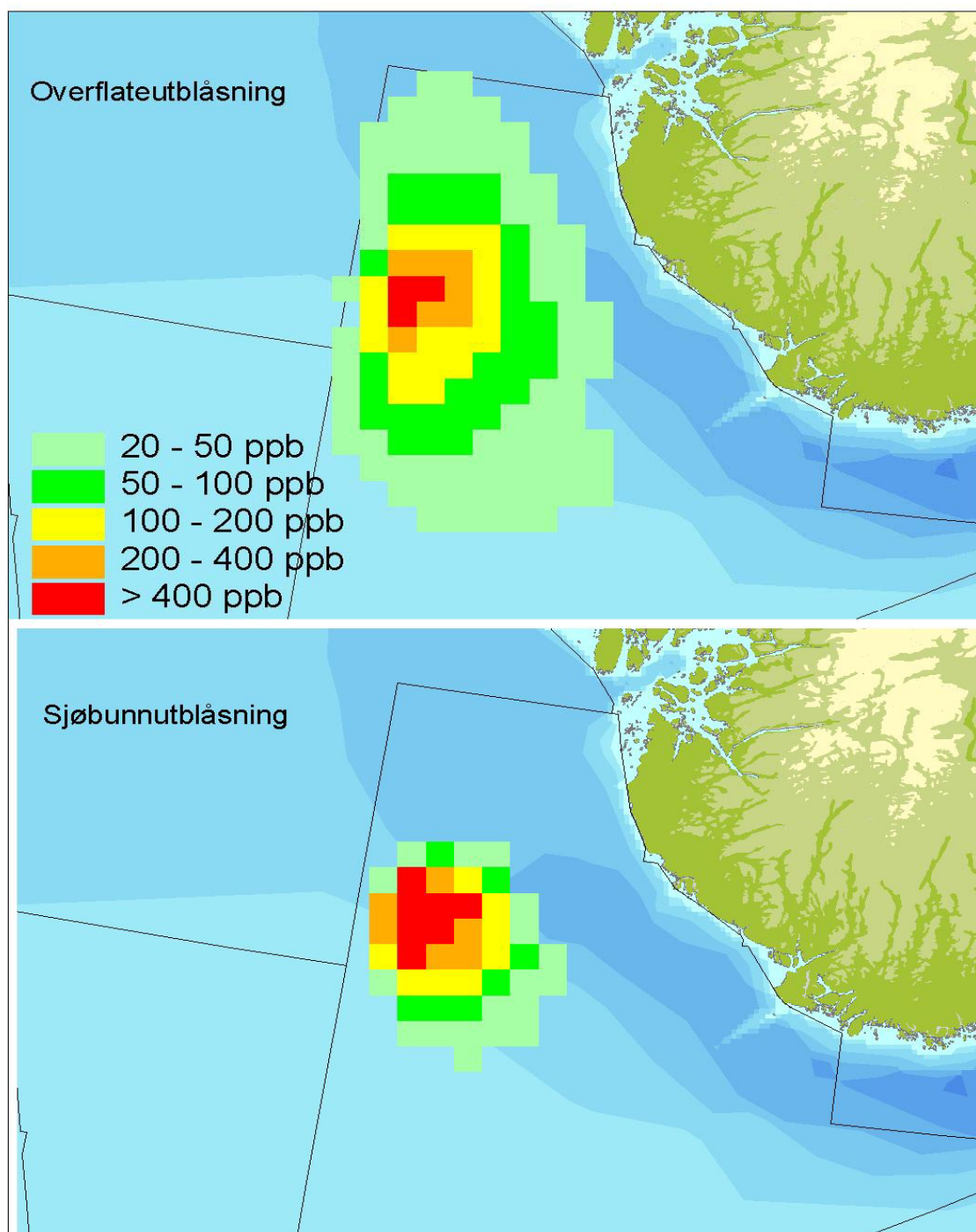
Felt	Dyp (m)	GOR	Konsentrasjon (ppm)
N1	349	180	20
N2	200	250	17
N3	300	250	8
N4	109	250	41
M1	130	50	109
M2	95	100	49
M3	91	145	100
SV1	70	250	41
SØ3	155	250	23

TEKNISK RAPPORT



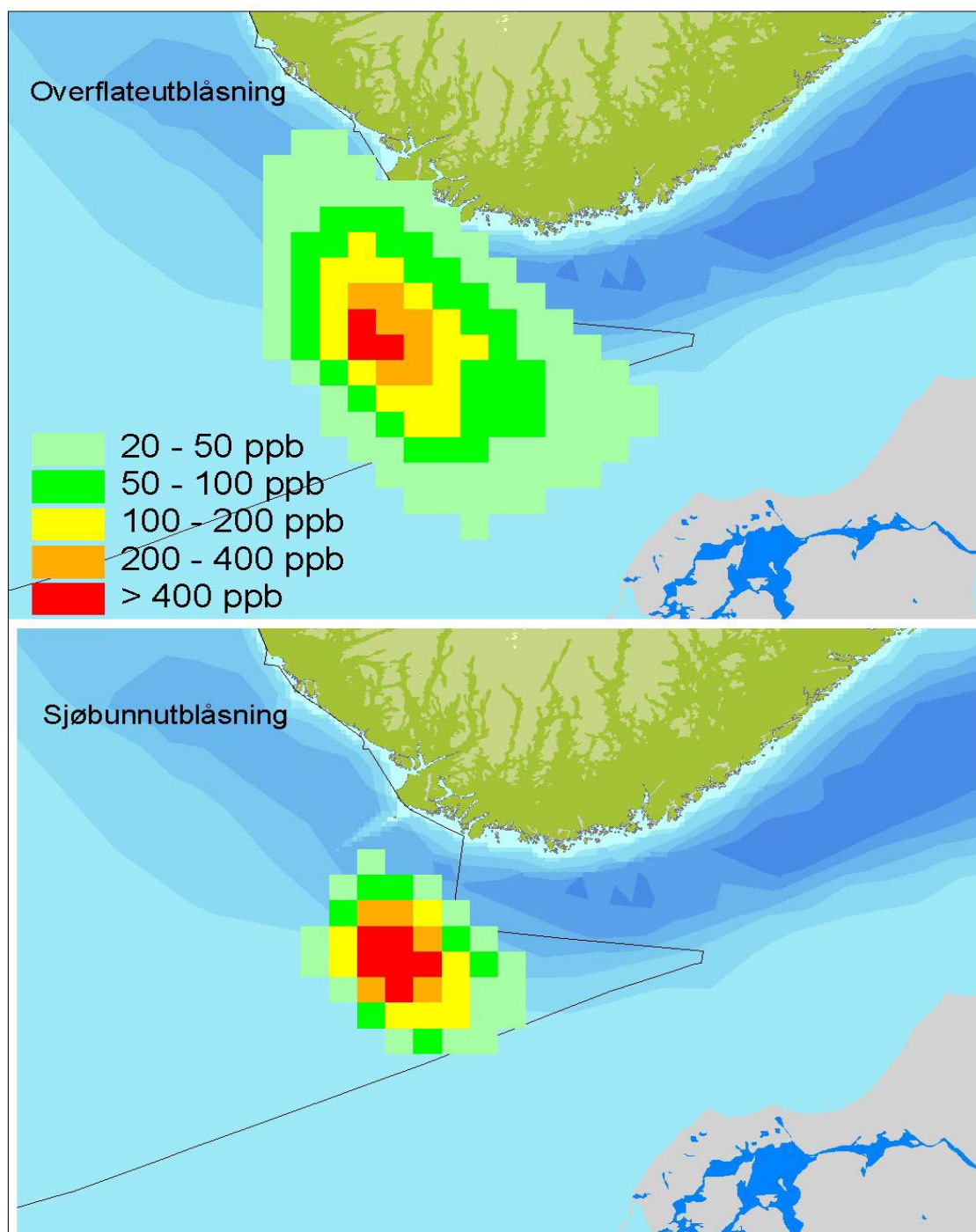
Figur 8-24 Statistisk total hydrokarbon konsentrasjon (ppb) større enn 20 ppb i de øverste 10 meter i vannmassene for felt M3, basert på vekta rate og varighet. Overflateutblåsning øverst og sjøbunnutblåsning nederst

TEKNISK RAPPORT



Figur 8-25 Statistisk total hydrokarbon konsentrasjon (ppb) større enn 20 ppb i de øverste 10 meter i vannmassene for felt SØ1, basert på vekta rate og varighet. Overflateutblåsning øverst og sjøbunnutblåsning nederst

TEKNISK RAPPORT



Figur 8-26 Statistisk total hydrokarbon konsentrasjon (ppb) større enn 20 ppb i de øverste 10 meter i vannmassene for felt SØ3, basert på vekta rate og varighet. Overflateutblåsning øverst og sjøbunnutblåsning nederst

TEKNISK RAPPORT

9 KONSEKVENSREDUSERENDE TILTAK – OLJEVERNBEREDSKAP

9.1 Strategi for oljevernberedskap

Målet for bekjempelse av akutt oljeforurensning er å hindre skader på mennesker, miljø og verdier. Målet oppnås ved å benytte egnede strategier og de tilgjengelige tekniske og menneskelige beredskapsressurser, fra oljeindustriens private beredskap samt statlig og interkommunal beredskap.

Olje på sjø vil bli bekjempet ved de tilgjengelige metoder som vurderes å gi minst miljøskade. Bekjempelse vil i utgangspunktet foregå ved mekanisk oppsamling, kjemisk dispergering, eller ved en kombinasjon av disse bekjempelsesmetodene. Faktorer som påvirker valg av metode er:

- Utslippsbetingelser
- Værforhold
- Oljens egenskaper
- Tilstedeværelse av prioriterte miljøressurser
- Utslippets spredning og fordeling

Gitt den variasjon som kan forventes i ovennevnte faktorer, vil det være av avgjørende betydning at oljens spredning og tilstedeværelse kan følges, slik at beredskapstiltak kan settes inn på riktig sted og med riktige metoder. For å sikre dette har NOFO avtaler om modellering og prediksjon av oljens spredning, samt overvåking.

Bekjempelse vil primært skje nær kilden. Olje som ikke samles opp vil normalt forekomme som spredte flak, hvor oljen foreligger som tynne filmer, med tykkere ansamlinger av olje i mindre deler av flaket.

Strategien i beredskapsetableringen er bruken av flere barrierer, hvor effekten av tiltak i hver barriere reduserer omfanget av forurensning i neste barriere. Ved forhold som indikerer drift av olje mot kyst og strandsone vil det alltid benyttes flere barrierer. Barrierene i NOFOs beredskapsfilosofi er som følger:

- Barriere 1 – Bekjempelse åpent hav
- Barriere 2 – Oppsamling i kystsonen
- Barriere 3 – Beskyttelse av kystnære miljøressurser (miljøprioriterte lokaliteter)
- Barriere 4 – Bekjempelse i strand/tidevannssonen
- Barriere 5 – Strandsanering

Regionale krav til beredskap er gitt i NOFOs planverk for samtlige barrierer.

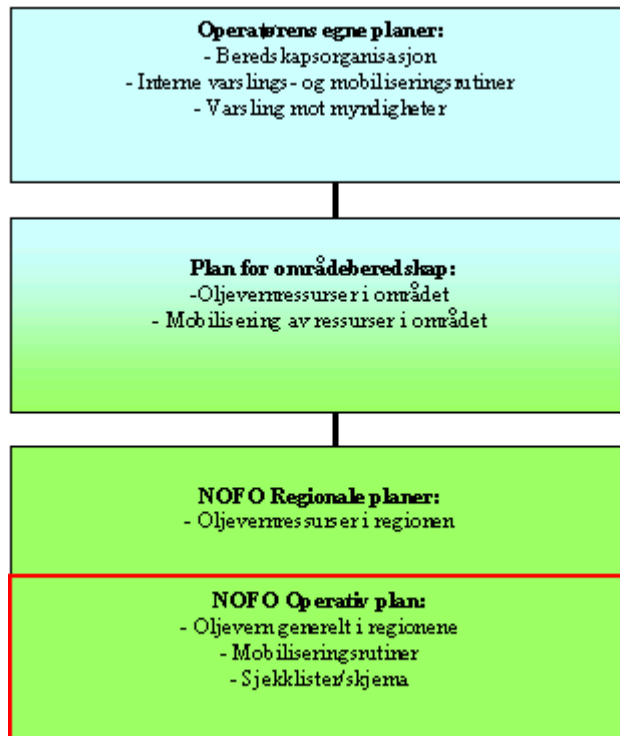
9.1.1 Organisering av oljevernberedskap i Nordsjøen

NOFO (Norsk Oljevernforening For Operatørselskap) etablerer og vedlikeholder oljevernberedskap for operatørselskapene i Nordsjøen. NOFO har på vegne av Oljeindustriens Landsforening (OLF) utviklet et regionalt planverk for norsk kontinentalsokkel, inkludert hav, kyst og strand. Dette planverket er for tiden under oppdatering. Planverket dekker operatørens ansvar i forbindelse med eventuelle større tilfeller av akutt oljeforurensning fra innretninger på

TEKNISK RAPPORT

norsk kontinentalsokkel, fra umiddelbar varsling og mobilisering til opprensning i strandsonen og etterfølgende overvåking, (NOFO planverk).

NOFO operativ plan mot akutt oljeforurensning gjelder for hele NOFOs dekningsområde, dvs. kysten og havområdene. Planen er knyttet opp mot operatørens egne planer, planer for områdeberedskap og regionale planer.



Figur 9-1 Organisering av oljevernberedskap i Nordsjøen (NOFO planverk)

For å dekke behovet for utstyr, personell og fartøyer ved kysten og i strandsonen er det inngått avtaler med Kystverket og berørte Interkommunale Utvalg mot Akutt forurensning (IUA).

9.2 Myndighetskrav

Det Norske Petroleumsregelverket består av en ressursforvaltningsdel og en helse-, miljø- og sikkerhetsdel (HMS-delen). De reviderte HMS-forskriftene trådte i kraft 1. januar 2002 (AAD, 2001), og det har vært senere revisjoner av regelverket.

Statens forurensningstilsyn (SFT), Sosial- og helsedirektoratet (SHDIR), Oljedirektoratet (OD) og Petroleumstilsynet (PTIL) samarbeider i håndhevelsen av HMS-forskriftene for å ivareta en helhetlig regulering av helse, miljø og sikkerhet for petroleumsvirksomheten på norsk sokkel. HMS-forskriftene er således fastsatt i medhold av petroleumsloven, arbeidsmiljøloven, forurensningsloven, produktkontrollloven, helsepersonelloven, pasientrettighetsloven, smittevernloven og loven om helsemessig og sosial beredskap.

TEKNISK RAPPORT

Forskriftene utgjøres av:

- Rammeforskriften (overordnet)
- Styringsforskriften (utfyllende)
- Aktivitetsforskriften (utfyllende)
- Opplysningsforskriften (utfyllende)
- Innretningsforskriften (utfyllende)
- Kapittel 19. i Forurensningsforskriften, *Sammensetning og bruk av dispergeringsmidler og strandrensemidler for bekjempelse av oljeforurensning* (utfyllende)

De nye forskriftene innebærer en del endringer med hensyn til de krav og forventninger som stilles petroleumsindustrien for å ivareta dokumentasjon og beredskap i tilknytning til analysegrunnlaget for akutt forurensning. I kapittel 9.2.1 - 9.2.6 er det for de enkelte forskrifter og tilhørende veiledninger gitt en oppsummering av paragrafer som er relevante mhp. akutt forurensning. Oversikten fremhever sentrale elementer i paragrafene, samt konkluderer hvorvidt pålegg og krav er ivaretatt i gjeldende standarder for analysegrunnlag for akutt forurensning. Direkte sitater av elementer fra paragraftekten er uthevet som kursiv.

9.2.1 Rammeforskriften

Forskriften omtaler enkelte elementer av betydning for akutt forurensning. Disse elementene er hovedsakelig omtalt på et overordnet plan uten videre spesifiseringer. De samme elementene er videre omtalt og konkretisert som krav i de aktuelle utfyllende forskrifter.

§ 9-Prinsipper for risikoreduksjon

”Skade eller fare for skade på mennesker, miljø eller materielle verdier skal forhindres eller begrenses i tråd med helse-, miljø- og sikkerhetslovgivningen, herunder interne krav og akseptkriterier. Utover dette nivået skal risikoen reduseres ytterligere så langt det er mulig.”... (Rammeforskriften § 9)

§ 21-Søknad om samtykke

...”Et samtykke er et enkeltvedtak etter forvaltningsloven, og ordningen innebærer at operatøren må innhente samtykke fra Oljedirektoratet ved viktige milepæler for å kunne igangsette eller videreføre sin virksomhet. Det går fram av den utfyllende opplysningspliktforskriften § 5 i hvilke tilfeller samtykke skal innhentes. Opplysningspliktforskriften § 6 regulerer innhold i søknad om samtykke” (Veiledningen Til § 21).

- Opplysningspliktforskriften § 5 spesifiserer at det kreves samtykke for gjennomføring av leteboringer
- Opplysningspliktforskriften § 6 regulerer innholdet i søknad om samtykke

§ 27-Plikt til å overvåke det ytre miljøet

”For å sikre at beslutningsgrunnlaget og kunnskapen om det marine miljøet er tilstrekkelig for å opprettholde en akseptabel miljøtilstand, skal operatøren gjennomføre overvåking. Overvåkingen skal gjennomføres ved å foreta grunnlagsundersøkelser, miljøovervåking, etterkantundersøkelser, fjernmåling og karakterisering av olje og kjemikalier. Det skal framskaffes tilstrekkelig informasjon til at all

TEKNISK RAPPORT

forurensning som skyldes egen virksomhet blir oppdaget, kartlagt, vurdert og varslet slik at nødvendige tiltak kan settes i verk..” (Rammeforskriften § 27)

§ 30-Samarbeid om beredskap

”Operatørene skal samarbeide med operatører i andre utvinningstillatelser om beredskapen mot akutt forurensning. Det skal etableres regioner med felles beredskapsplaner og felles beredskapsressurser.”... (Rammeforskriften § 39)

9.2.2 Styringsforskriften

§ 2-Barrierer

Barrierebegrepet i forskriften er ikke nødvendigvis identisk med barrierebegrepet i miljørettede beredskapsanalyser, og er av den grunn ikke behandlet videre i foreliggende arbeid. Det kan imidlertid være aktuelt for industrien å samordne begrepene, alternativt å endre de begreper som benyttes i oljevern beredskapsanalyser.

§ 6-Akseptkriterier for storulykkerisiko og miljørisiko

Operatøren skal sette akseptkriterier for miljørisiko. Akseptkriterier skal blant annet settes for forurensning fra innretningen. Akseptkriteriene skal nyttes ved vurdering av resultater fra de kvantitative risikoanalysene, jf. § 16 om miljørettet risiko- og beredskapsanalyse. Jf. også rammeforskriften § 9 om prinsipper for risikoreduksjon.

§ 13-Generelle krav til analyser

”Den ansvarlige skal sikre at det utføres analyser som gir det nødvendige beslutningsunderlaget for å ivareta helse, miljø og sikkerhet. Ved utføring og oppdatering av analysene skal det brukes anerkjente modeller, metoder og teknikker og de beste tilgjengelige dataene.” (Styringsforskriften § 13)

...”Analyser skal oppdateres når endringer i betingelsene, forutsetningene og avgrensningene enkeltvis eller samlet påvirker resultatene av analysene, eller når det foreligger annen ny kunnskap som er av betydning for resultatene av analysene.” (Styringsforskriften § 13)

...”Med anerkjente modeller, metoder og teknikker som nevnt i første ledd, menes de som er testet ut og validert før bruk. Kravet om å bruke de beste tilgjengelige dataene som nevnt i første ledd, innebærer blant annet at dataene skal være representative og gyldige. Begrensninger i datagrunnlaget bør være synliggjort og tilgjengelig” (Veiledning Til § 13).

§ 15-Kvantitative risikoanalyser og beredskapsanalyser

...”Effekten av risikoreduserende tiltak skal beregnes.” (Styringsforskriften § 15)

- Denne paragrafen stiller krav til identifisering av en del parametere som vil utgjøre inngangsdata til miljørettede risiko- og beredskapsanalyser (jf. Styringsforskriften § 16).
- Identifiserer krav om kvantifisering av risikoreduserende tiltak.

§ 16-Miljørettede risiko- og beredskapsanalyser

”Det skal utføres miljørettede risikoanalyser for innretningen og den regionen innretningen tilhører. Analysene skal omfatte blant annet akutt forurensning og bakgrunnsbelastning i regionen, og skal være

TEKNISK RAPPORT

tilpasset den analyserte aktivitetens bidrag til den totale risikoen. Det skal være mulig å sammenligne miljørisiko fra ulike aktiviteter på en entydig måte.

Det skal utføres miljørettede beredskapsanalyser for innretningen og den regionen innretningen tilhører. Før utføringen av beredskapsanalysene skal operatøren sette mål for beskyttelse av prioriterte, sårbare ressurser. Analysene skal omfatte kategoriene nær kilde, åpent hav, kyst- og strandsone.”

Resultater fra karakterisering av olje og kjemikalier og reelle effektivitetstall for beredskapsmateriell skal inngå i analysegrunnlaget. Før analysen utføres skal ulike utstyrsalternativer og deres tilgjengelighet kartlegges, jf. innretningsforskriften § 41 om materiell for aksjon mot akutt forurensning.” (Styringsforskriften § 16)

...”Med bakgrunnsbelastning som nevnt i første ledd, menes operasjonelle utslipp fra egen innretning og andre utslipp i regionen, og deres bidrag til den totale miljørisikoen. Bakgrunnsbelastningen kan ha betydning for vurdering av miljøskade ved akutt forurensning” (Veiledning Til § 16).

...”Det bør foretas en samlet vurdering av risiko knyttet til bakgrunnsbelastning og akutt forurensning, jf. § 6 om akseptkriterier for storulykkerisiko og miljørisiko” (Veiledning Til § 16).

§ 18-Innsamling, bearbeiding og bruk av data

- Denne paragrafen omfatter krav til alle typer data som har betydning for helse, miljø og sikkerhet. Spesifikke krav til data til ulike formål er gitt i andre paragrafer i denne forskriften, samt i ramme-, aktivitets-, innretnings- og opplysningspliktforskriften (Veiledning Til § 18).

9.2.3 Aktivitetsforskriften

§ 49-Samarbeid om og planlegging av overvåking av det ytre miljøet

”Overvåkingen skal tilpasses den risikoen for forurensning som foreligger, og skal kunne påvise og kartlegge forurensninger av det ytre miljøet. Overvåkingen skal videre påvise trender i utviklingen og gi grunnlag for prognoser for forventet utvikling.

Det skal etableres planer for utføring av overvåking ved aksjon mot akutt forurensning på åpent hav, ved kysten og i strandsonen.”... (Aktivitetsforskriften § 49)

...”Kravet om samarbeid som nevnt i første ledd, innebærer at flere operatører samarbeider, slik at overvåkingen styres i forhold til regional risiko, helheten fremmes og det legges til rette for å ta i bruk beste tilgjengelige teknikker (BAT)” (Veiledning Til § 49).

...”Når overvåking er satt i verk, bør tilgangen til informasjonen som nevnt i tredje ledd være lett tilgjengelig, slik at den kan bli til nytte, for eksempel ved en aksjon mot akutt forurensning” (Veiledning til § 49).

§ 50-Fjernmåling av akutt forurensning

”Operatøren skal etablere fjernmålingssystem som gir tilstrekkelig informasjon til å sikre at akutt forurensning fra innretningen raskt blir oppdaget og kartlagt.”

§ 51-Grunnlagsundersøkelser

”For å kartlegge miljøstatus skal operatøren utføre grunnlagsundersøkelser

a) før leteboring på dypt vann,

TEKNISK RAPPORT

b) før leteboring i områder der det er påvist særlig sårbare miljøressurser eller der det er sannsynlig at slike ressurser forekommer,...” (Aktivitetsforskriften § 51)

...”Data som er fremskaffet gjennom grunnlagsundersøkelsene, skal kunne brukes i miljørettede risiko- og beredskapsanalyser, jf. styringsforskriften § 16 om miljørettede risiko- og beredskapsanalyser.” (Aktivitetsforskriften § 51)

...”Omfanget av undersøkelsene som nevnt i første ledd bokstav b, er blant annet avhengig av hvilke særlig sårbare miljøressurser som forventes i området. Særlig sårbare miljøressurser kan blant annet være korallrev, gytefelt, marine pattedyr, fugl og strender” (Veiledning Til § 51).

- *Prinsipper for utføring av grunnlagsundersøkelser som basis for miljørettede risiko- og beredskapsanalyse, er beskrevet i Vedlegg 1 til Aktivitetsforskriften (Krav til miljøovervåking av petroleumsvirksomheten på norsk kontinentalsokkel).*

§ 53-Etterkantundersøkelser

”Etterkantundersøkelser skal utføres ved akutt forurensning for å identifisere og beskrive risiko for forurensning.” (Aktivitetsforskriften § 53)

- *Prinsipper for undersøkelser etter akutt forurensning er beskrevet i SFTs veiledning 99:05 om etterkantundersøkelser etter akutt oljeforurensning i marint miljø (Veiledning til § 53).*

§ 54-Karakterisering av olje og kjemikalier

”Dersom det påvises olje i tilknytning til leteaktivitet, skal det snarest mulig foretas en karakterisering av oljen.”... (Aktivitetsforskriften § 54)

- *Før leteaktivitet starter bør det som et minimum foreligge en teoretisk vurdering av forurensningens egenskaper som grunnlag for miljørettede risiko- og beredskapsanalyser, jf. styringsforskriften § 16 om miljørettede risiko- og beredskapsanalyser (Veiledning til § 54).*

§ 58-Beredskapskjemikalier

...”For bruk av dispergeringsmidler og strandrensemidler som skal brukes til bekjempelse av akutt oljeforurensning vises det til forskrift av 10. oktober 2001 nr. 1207 om sammensetning og bruk av dispergeringsmidler og strandrensemidler for bekjempelse av oljeforurensning.” (Veiledning Til § 58)

§ 64-Beredskapsetablering

...”Beredskapen skal etableres på grunnlag av resultater fra risiko- og beredskapsanalyser som nevnt i styringsforskriften § 15 om kvantitative risikoanalyser og beredskapsanalyser og § 16 om miljørettede risiko- og beredskapsanalyser, de definerte fare- og ulykkessituasjonene og ytelseskravene til barrierene, jf. styringsforskriften § 2 om barrierer.

Beredskapen mot akutt forurensning skal ivareta hav, kyst- og strandsone.” (Aktivitetsforskriften § 64)

...”Der beredskapen er knyttet til aktiviteter som nevnt i opplysningspliktforskriften § 5 om krav om samtykke til enkelte petroleumsaktiviteter, gjelder opplysningspliktforskriften § 6 om innhold i søknad om samtykke.” (Aktivitetsforskriften § 64)

§ 67-Beredskapsplaner

”Det skal utarbeides beredskapsplaner som til enhver tid beskriver beredskapen og inneholder aksjonsplaner for de definerte fare- og ulykkessituasjonene.” (Aktivitetsforskriften § 67)

TEKNISK RAPPORT

- Veiledning til § 67 spesifiserer hva beredskapsplanene bør inneholde.

§ 69-Regional beredskap mot akutt forurensning

”Den regionale beredskapen mot akutt forurensning som nevnt i rammeforskriften § 30 om samarbeid om beredskap, skal være avtalefestet og til enhver tid ivareta og være oppdatert i forhold til miljørisikoen i regionen.

Ved nye aktiviteter skal operatøren vurdere egen risiko mot regionens akseptkriterier for miljørisiko, samt vurdere og foreta nødvendige tiltak i forhold til den regionale beredskapen” (Aktivitetsforskriften § 69).

...”Når ny aktivitet som nevnt i andre ledd, settes i verk i en region, bør det sikres at aktiviteten ikke medfører uakseptabel risiko for forurensning i regionen” (Veiledning til § 69).

§ 70-Aksjon mot akutt forurensning

- Elementer som inngår i denne paragrafen er dekket under NOFOs ansvarsområde.

9.2.4 Opplysningspliktforskriften

§ 5-Krav om samtykke til enkelte petroleumsaktiviteter

- Operatøren må ha samtykke for gjennomføring av leteboringer

§ 6-Innhold i søknad om samtykke

...”Når det etter siste ledd søkes om samtykke til petroleumsaktiviteter som i tillegg krever søknad, tillatelse og vedtak fra Statens forurensningstilsyn etter aktivitetsforskriften §§ 55, 57, 59, 60, 63 og 64 skal søknadene sendes samlet til Oljedirektoratet med kopi til Statens forurensningstilsyn” (Veiledningen til § 6)

- § 6 og Veiledning til § 6 beskriver innholdet i samtykkesøknaden.
Oppsummering av resultater fra analyser skal inngå, med referanse til Styringsforskriften § 16 og Aktivitetsforskriften § 64.

§ 9-Opplysninger om overvåking, utslipp og risiko for forurensning

”Operatøren skal sende følgende materiale og opplysninger til Statens forurensningstilsyn:

a) *resultater fra overvåking av det ytre miljøet som nevnt i aktivitetsforskriften kapittel X-I om overvåking av det ytre miljøet. Resultatene fra overvåking som nevnt i aktivitetsforskriften § 51 om grunnlagsundersøkelser andre ledd og § 52 om miljøovervåking, skal sendes inn i henhold til aktivitetsforskriften vedlegg 1 om krav til miljøovervåking av petroleumsvirksomheten på norsk kontinentalsokkel. Øvrige resultater fra overvåking skal sendes inn så snart de foreligger,*

b) *opplysninger om endringer i risikoen for forurensning. Opplysningene skal omfatte årsakene til endringen og iverksatte korrigerende tiltak...” (Opplysningspliktforskriften § 9)*

- Endringer i risikoen for forurensning skal rapporteres til SFT
- Se forøvrig aktivitetsforskriften § 51

c) *rapport om årlige utslipp i henhold til vedlegg til denne forskriften om krav til rapportering fra offshore petroleumsvirksomhet. Rapporten skal sendes inn innen 1. mars det påfølgende året.*

TEKNISK RAPPORT

9.2.5 Innretningsforskriften

§ 41-Materiell for aksjon mot akutt forurensning

"Materiell for aksjon mot akutt forurensning skal oppfylle krav som framkommer av analysene som nevnt i styringsforskriften § 15 om kvantitative risikoanalyser og beredskapsanalyser og § 16 om miljørettede risiko- og beredskapsanalyser."... (Innretningsforskriften § 41)

§ 42-Beredskapsfartøy

"Behovet for beredskapsfartøy og krav til fartøyenes beredskapsfunksjoner skal gå fram av analysene som nevnt i styringsforskriften § 15 om kvantitative risikoanalyser og beredskapsanalyser."... (Innretningsforskriften § 42)

9.2.6 Forurensningsforskriften, kap. 19

§ 19-4 Krav til dispergerings- og strandrensemidler

"Produkt som skal brukes som dispergerings- eller strandrensemiddel, skal testes for akutt giftighet og tilfredsstille kravene i vedlegg 1 pkt. 1 til denne forskriften. Effektiviteten av dispergerings- eller strandrensemidlene skal testes, og det mest effektive midlet skal benyttes, jf. vedlegg 1 pkt. 2 til denne forskriften.

Bruker av dispergeringsmiddel eller strandrensemiddel har ansvaret for å påse at midlene som benyttes, til enhver tid tilfredsstiller kravene i henhold til første ledd." (§ 19-4)

- Bruker av dispergeringsmiddel har ansvar for at produktene som skal benyttes tilfredsstiller gjeldende krav for giftighet (grenseverdier) og effektivitet (mest effektive).

§ 19-5 Bruk av dispergerings- og strandrensemidler

..."Bruk av dispergerings- eller strandrensemidler skal velges når dette, sammenliknet med andre metoder, totalt sett gir minst miljøskade og samtidig ikke medfører urimelige kostnader for beredskapspliktig virksomhet." (§ 19-5)

- Den som aksjonerer mot akutt forurensning, bør velge den eller de aksjonsmåter som gir minst belastning på naturmiljøet. Bruk av dispergeringsmidler skal derfor både kunne være et selvstendig alternativ og et supplement til andre metoder i beredskapssammenheng.
- Bruk av dispergeringsmidler må være gjenstand for en kritisk vurdering.

§ 19-6 Bruk av dispergerings- og strandrensemidler i henhold til beredskapsplan

"Beredskapspliktig virksomhet i medhold av forurensningsloven § 40, § 43 første og andre ledd og i medhold av forskrift om vern av naturmiljøet på Svalbard § 13, kan benytte dispergerings- og strandrensemidler når dette følger av virksomhetens beredskapsplan." (§ 19-6)

- Hensikten med forskriften er å tillate planlagt og dokumentert bruk av dispergerings- og strandrensemidler.

§ 19-7 Planlegging og dokumentasjon

"Vurdering av potensiell miljøskade og effektivitet skal være foretatt før bruk av dispergerings- og strandrensemidler.

TEKNISK RAPPORT

Brukeren må sørge for at nødvendig dokumentasjon om dispergerings- og strandrensemidlets effektivitet og bruk er tilgjengelig, jf. vedlegg 2.” (§ 19-7)

- Bruker må ha gjennomført en vurdering av potensiell miljøskade ved bruk av dispergeringsmiddel/strandrensemiddel. Herunder inngår en vurdering av hvilke naturressurser som finnes i området og som kan skades av dispergert olje sett i forhold til den skaden oljen kan medføre uten dispergering som tiltak.
- Effektiviteten av det enkelte middel må vurderes opp mot den oljen som skal dispergeres, jf. krav til testing.

§ 19-8 Krav til påføringsutstyret

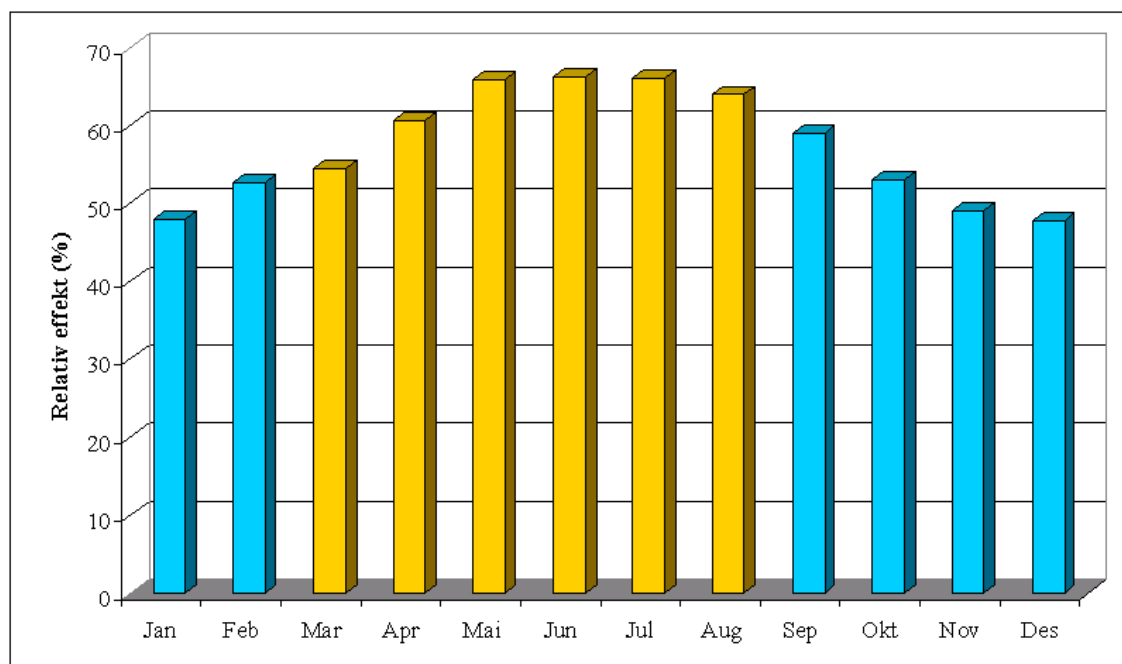
”Alt påføringsutstyr for dispergerings- og strandrensemiddel som planlegges benyttet under en oljevernaksjon, skal være praktisk prøvet for å sikre at påføringsutstyr og påføringsprosedyrer fungerer etter sin hensikt.” (§ 19-8)

9.3 Effektivitet og utvikling av beredskap

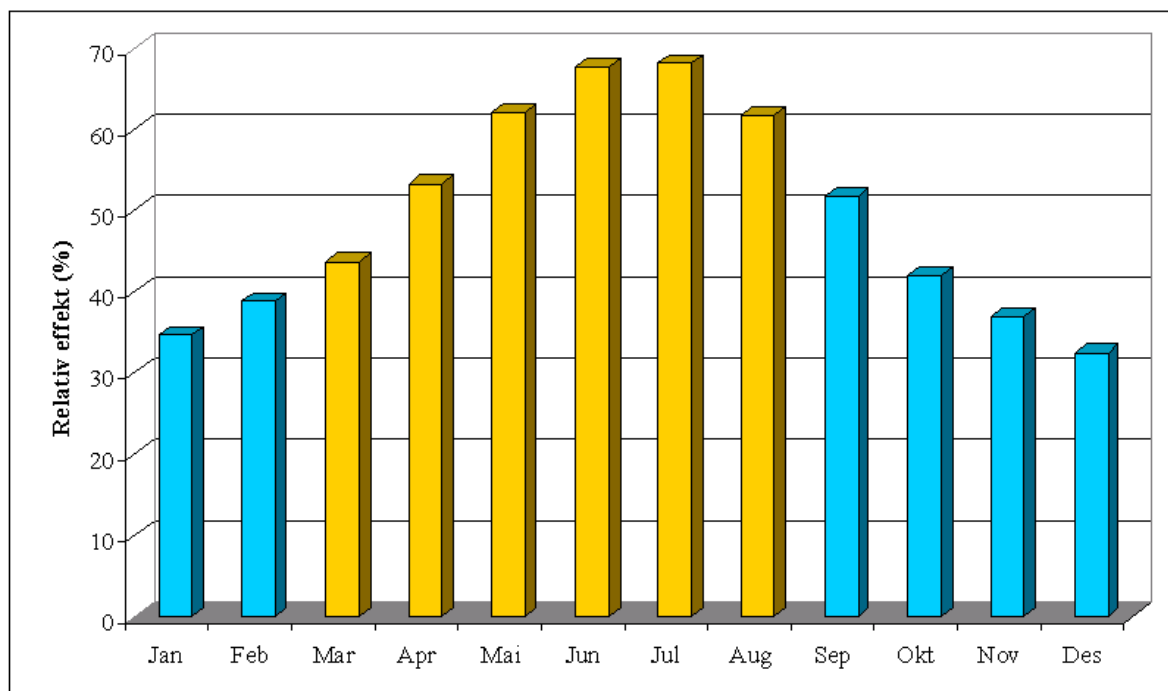
9.3.1 Effektivitet

I NOFOs planverk er effektivitet ved de ulike barrierene i oljevernberedskapen estimert. I estimatene er det tatt hensyn til ressursenes operasjonelle begrensninger, kapasitet, egnethet, såvel som historiske data for vind- og bølgeforhold innen regionen for ulike årstider. Effektiviteten er angitt for de ulike beredskapsregionene langs norskekysten. Det er region 2 og 3 som er relevante for situasjonen i Nordsjøen. Region 2 dekker Vest-Agder til Hordaland og region 3 dekker Sogn og Fjordane til Møre og Romsdal. Relativ effektivitet ved bekjempelse nær kilden på åpent hav for disse to regionene er presentert i Figur 9-2 - Figur 9-3.

TEKNISK RAPPORT



Figur 9-2 Gjennomsnittlig relativ effekt (%) av mekanisk oppsamling nær kilden for hver av årets måneder, gitt bølgeforskjell og lysforhold ved målestasjon Skagerrak. Region 2. (NOFO planverk).



Figur 9-3 Gjennomsnittlig relativ effekt (%) av mekanisk oppsamling nær kilden for hver av årets måneder, gitt bølgeforskjell og lysforhold ved målestasjon Statfjord. Region 3. (NOFO planverk).

TEKNISK RAPPORT

I region 2 angir planverket en relativ effekt på 88 % for sommersesongen og 72 % for vintersesongen for barriere 3 og 4 (kyst- og strandsone). I region 3 er den relative effekten 54 % i sommersesongen og 32 % i vintersesongen.

Når det gjelder kapasiteter for hver barriere i de ulike regionene henvises det til NOFOs planverk.

9.3.2 Utvikling av beredskap

Siden regional konsekvensutredning fra 1999 har det skjedd en utvikling i oljevernberedskapen på norsk sokkel, blant annet på områder som ble omtalt i behandlingen av analysegrunnlaget. Viktige forhold omfatter:

- Tilsynsmyndighetene presiserte i 1999 operatørens ansvar for beredskap, inkludert kyst- og strandsone.
- Etablering av NOFOs regionale planverk, med fortløpende vedlikehold og oppdatering
- Erfaring fra langvarige aksjoner – over en periode på flere måneder i forbindelse med ”Prestige”-hendelsen i 2002-2003.
- Utvikling av teknologi for forbedret effektivitet under forhold med redusert sikt og lysforhold
- Utvikling av nye lenser og opptagere
- Etablering av faste beredskapsgrupper med krav til kompetanse og trening
- Utvikling av digitale kartsystemer med informasjon om strandtyper og tiltaksalternativer
- Gjennomføring av en rekke storskala oljevernøvelser.
- Testing av ny teknologi under olje på vannøvelser i 2003, 2005 og forestående 2006
- Innkjøp av nyutviklet utstyr og utfasing av eksisterende for samtlige NOFO systemer
- Utvikling av radarsystem for oljedeteksjon
- Gjennomgående oppdatering av NOFOs regionale planverk innen 2006, som adresserer aktivitetsnivået frem til 2010.
- Analyser av mulige utviklingsscenarier for norsk sokkel og implikasjon for oljevernberedskap, start 2006 med halvårige oppdateringer.
- En rekke prosjekter for kyst- og strandsone med utføring i samarbeid med kystverket.
- Utvikling av nettbaserte beredskapsplaner for IUA'er (Interkommunale Utvalg mot Akutt forurensing)

Forholdene beskrevet over har bidratt til en forbedret oljevernberedskap i nordsjøen. Det foreligger imidlertid ingen samlet vurdering av i hvor stor grad disse tiltakene har forbedret oljevernberedskapen.

TEKNISK RAPPORT

10 KONSEKVENSER AV UHELLSUTSLIPP FOR MILJØRESSURSER

10.1 Fisk og plankton

Dette kapitlet oppsummerer sammensetningen av råolje med fokus på giftighet, og gjennomgår de metoder, data og grenseverdier som tidligere er brukt for vurdering av akuttutslipp.

Usikkerhet og kunnskapshull knyttet til risikovurderingen er kommentert der dette er nødvendig. I tillegg diskuteres influensområde for overskridelser av grenseverdiene og mulige konsekvenser av dette.

10.1.1 Definisjoner

BTEX-komponenter	Benzen, etylbenzen toluen og xylen. Vanlig råolje antas å inneholde 0,5-2% BTEX-komponenter. BTEX-komponentene utgjør vanligvis i utgangspunktet 80-90% av de totale hydrokarboner i den vannløselige fraksjonen (WSF) av råolje, noe avhenging av oljetype og olje-vannmengde forholdet.
E(L)L ₅₀ -verdi	Effective (Lethal) Load - angir den mengden olje som tilsettes en vannmasse og som i laboratorieforsøk fører til 50% dødelighet av forsøksindividene innen en gitt tidsramme, f.eks 24 eller 96 timer.
K _d	Et stoffs fordelingskoeffisient mellom to faser; her brukt for fasene olje og vann.
LC ₅₀	Konsentrasjonen som i laboratorieforsøk fører til 50% dødelighet av forsøksindividene innen en gitt tidsramme, f.eks 24 eller 96 timer.
Lipofilisitet	Mål på et stoffs affinitet for fett
Log K _{ow}	Et stoffs kordelingskoeffisient mellom de to fasene <i>n</i> -oktanol og vann
NOEC	No Observed Effect Concentration
OWD	Oil Water Dispersion. Test medium som består av den vannløselige delen av oljen og stabile mikroemulsjoner av dispergert olje
PEC	Predicted Environmental Concentration
PNEC	Predicted No Effect Concentration
Subletale effekter	Effekter av eksponering for forurensing som ikke umiddelbart eller nødvendigvis fører til individets død, f.eks. DNA skader, misdannelser og redusert aktivitet.
TGD	Technical Guidance Document
THC	Total Hydrocarbon Concentrations
WAF	Water Accomodated Fraction – Test medium som består av den vannløselige delen av oljen og stabile mikroemulsjoner av dispergert olje, opparbeidet med separate vann-olje fraksjoner for hver eksponeringskonsentrasjon.

TEKNISK RAPPORT

WSF Water Soluble Fraction - Test medium som består av den vannløselige delen av oljen samt stabile mikroemulsjoner av dispergert olje, opparbeidet i en enkelt vann-olje fraksjon som derfra er fortynnet til ulike eksponeringskonsentrasjoner.

10.1.2 Generelt om effektgrenser for akutt eksponering for olje

Effekten av olje på organismer i vannfasen (fisk og plankton) er avhengig av konsentrasjonene og sammensetningen av oljekomponenter i vannmassene og varighet av eksponeringen. Det finnes en solid vitenskapelig basis for å beregne effekter av enkeltkomponenter i råolje ut ifra lipofilisiteten (log K_{ow} - se Di Toro et al. 2000), basert på kunnskap om at stoffene er uspesifikt (narkotisk) virkende. De individuelle komponentene i vannfasen antas å virke additivt, ved at giftigheten kan adderes (French-McCay, 2002). For å kunne beregne giftighet av et oljeutslipp på denne måten er man imidlertid avhengig av å kjenne eksakt sammensetning av oljekomponenter i vannfasen, og som nevnt over er dette sjelden eller aldri tilfelle.

For flere fiskearter er det vist at egg og larver kan være svært sårbare for oljeforurensning i vannmassene, mens yngel (større enn omlag 2 cm) og voksen fisk i liten grad påvirkes. Imidlertid er den naturlige dødeligheten normalt svært stor på de yngste stadiene hos fisk. Gyteproduktene er spredt over store områder slik at det i de fleste tilfellene ikke er mulig å ramme artene slik at det får konsekvenser for bestandene.

Planktonforekomstene (plante- og dyreplankton) er generelt lite sårbare for oljeforurensning p.g.a. vid og vekslende utbredelse, raske generasjonstider, og rask innvandring fra upåvirkete områder (Melle et al., 2001). Effekter på planktonsamfunnene vil derfor være lokalt begrenset og av forbigående karakter, selv om et utslipp skjer i oppblomstringsperiodene når produksjonen er størst. Hovedfokus for konsekvensutredninger er derfor satt på fisk.

De fleste studiene som er gjort av effekter av råolje på fiskeegg og larver har hatt fokus på de aromatiske hydrokarbonene i oljen (Marty et al. 1997, Carls et al. 1999, Heintz et al. 1999, Heintz et al. 2000, Barron et al. 2003), men den vitenskapelige bakgrunnen for dette er det satt spørsmål ved. Blant annet viser Barron et al. (2003) at råoljer som gir lave nivåer av aromatiske komponenter i vannfasen likevel kan være giftige, og at PAH i mange tilfeller ikke er utslagsgivende for giftighet. Dette er i tråd med tankegangen om at alle oljekomponenter bidrar additivt. I en studie av akutt giftighet av bensiner viste nylig McGrath et al. (2005) at den beregnede (summerte) effekten av målte komponenter i vannfasen stemte godt overens med eksperimentelle data. I disse studiene så man at både alkaner, sykliske alkaner og aromatiske komponenter bidro til giftighet. For råoljer finnes ikke data som på denne måten knytter kjemisk sammensetning til giftighet, men modellberegninger gjort av Sverdrup et al. (2000) antyder at alkaner og alkylerte sykloheksaner bidrar i større grad enn aromatiske forbindelser.

10.1.2.1 Opptak av oljekomponenter i organismer

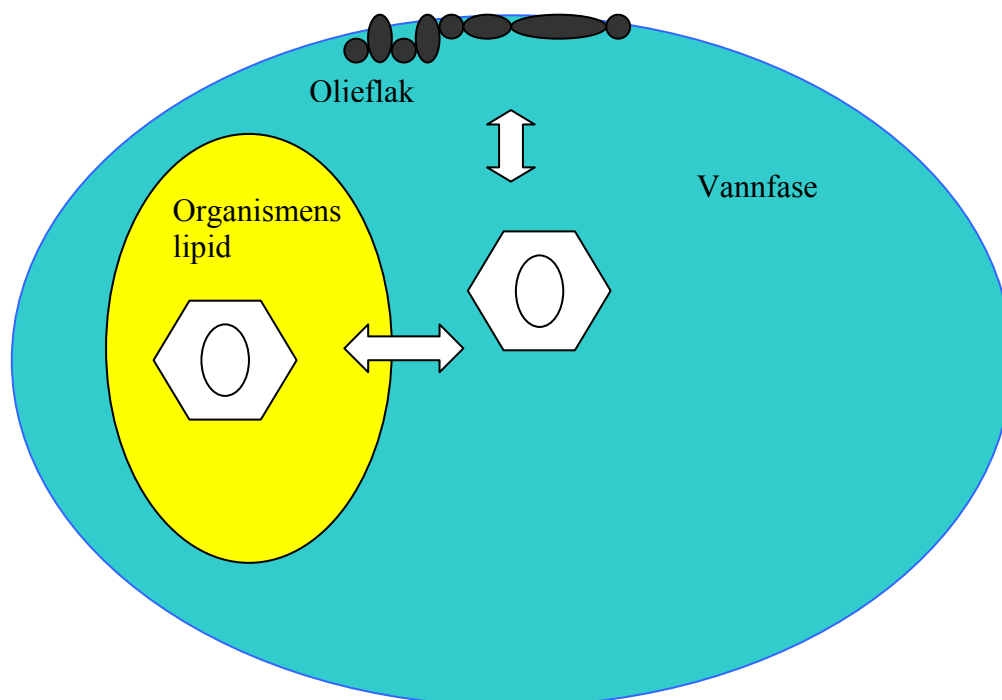
Generelt anses opptak direkte fra vann å være hovedeksponeringsvei for oljekomponenter, men dyreplankton kan også ha opptak fra oljekontaminert føde eller ved inntak av oljepartikler (Wells & Percy 1985). Ved opptak fra vann tas stoffer opp ved passiv diffusjon fra vannfasen. Individuelle oljekomponenter oppkonsentreres i økende grad med økende lipofilisitet (log K_{ow}) opp til et visst nivå (ca log K_{ow} = 5.5). Den resulterende interne konsentrasjonen i en organisme

TEKNISK RAPPORT

avhenger imidlertid av en rekke faktorer, blant annet lipidinnhold og metaboliserende evne. Begge disse faktorene kan også variere mellom individer av samme art, og i særlig grad mellom ulike livsstadier (egg-larve-voksen).

Noen grupper av dyreplankton har enzymesystemer som kan metabolisere oljekomponenter, men hastigheten på disse prosessene er lave. Forsøk utført med hoppekreps, krill og rekellarver viste at akkumulert olje ikke var fullstendig utskilt selv etter en måned i rent vann. På samme måte kan fisk ta opp oljekomponenter ved eksponering for olje i vann, føde eller sediment (Rice 1985), men fisk har en langt større evne til å metabolisere oljekomponenter, og dermed restitueres ved tilgang på uforurensset vann. Utskillelse av aromatiske hydrokarboner i fisk foregår hovedsakelig i leveren via gallen (Thomas & Rice 1981, 1982), men også andre ekskresjonsveier finnes. Lavmolekylære aromatiske hydrokarboner som toluen og naftalen skilles hovedsakelig ut i gjellene. Hydrokarboner er også blitt funnet i slim utskilt gjennom skinnet (Varanasi m.fl. 1978) og i gonadene (Reichert & Varanasi 1982).

For akutt eksponering er det den samlede effekten av uspesifikt virkende organiske stoffer som er antatt å være kritisk for effekter (se Di Toro et al, 2000; McGrath et al. 2005; French-McCay, 2002), mens man ved langtidseksponering (som for eksempel fra produsert vann) i noen tilfeller har hatt fokus på stoffer med mer spesifikke virkningsmekanismer, som dannelsen av DNA-addukter fra eksponering for polysykliske aromatiske hydrokarboner og hormonhermende effekter fra alkyfenoler.



Figur 10-1. Skisse av fasefordeling av bensen mellom oljeflak fra uhellsutslipp, underliggende vannfase, og lipid i en organisme i vannfasen.

TEKNISK RAPPORT

10.1.2.2 Effekter på ulike livsstadier av fisk: laboratorie- og feltdata

Laboratorieforsøk har vist at fisk kan sanse meget lave konsentrasjoner av olje i sjøvann (se bl.a. Hellstrøm og Døving, 1983). Basert på dette har man antatt at voksen fisk regulerer adferd til f.eks å unngå oljekontaminerte vannmasser. Det er få observasjoner som kan underbygge hypotesen om at eksponering for olje fører til adferdsendringer av betydning i naturen, men det er heller ikke observert at voksen fisk har omkommet i større omfang ved reelle oljesøl som f.eks. *Ixtoc I*-utblåsningen og *Amoco Cadiz*-forliset. Årsaken til fravær av fiskedød etter større oljeutslipp kan imidlertid også være at akutt dødelige oljekonsentrasjoner kun har forekommet sporadisk og i meget begrenset omfang.

I risikovurdering av kjemikalier er det generelt antatt at tidlige livsstadier av fisk er spesielt følsomme (von Westernhagen, 1988). En sammenlikning av litteraturdata for følsomhet til ulike stadier av fisk (Johnsen et al. 2002) overfor oljekomponenter viste imidlertid at det kun er ovenfor PAH'er at egg og larver synes mer følsomme enn voksne fisk. Her var imidlertid forskjellen tydelig. Årsaken til at unge fiskelarver er så følsomme kan bl.a være at disse i mindre grad enn eldre larver skiller ut akkumulerte stoffer (Solbakken et al., 1984).

Undersøkelser av effekter på fiskelarver etter virkelige oljeutslipp gir ingen entydig konklusjoner. Etter Braer-ulykken ble det ikke funnet akutteffekter på vekst av sildelarver (i størrelsen 10-30 mm) i oljekontaminerte områder (Gallego et al., 1995). Sildelarvenes vekst ble målt ved hjelp av mikrostruktur analyser av larvenes otolitter (ørrestener). Det ble målt konsentrasjoner opp til 640 µg/l THC i områdene som var eksponert for oljesøl, men konsentrasjoner fra 5-55 µg/l var trolig mer representative for eksponering av se sildelarvene som ble undersøkt.

Ved undersøkelse av naturlig gytende fiskepopulasjoner like etter oljeutslippet fra Exxon Valdez ble det observert klare effekter på sildeegg under klekking og på nyklekkede larver (Brown et al., 1996). Det ble også samlet inn larver av Stillehavs-sild i Prince William Sound i månedene etter Exxon Valdez havariet, og selv om det der ikke var mulig å anslå effekten av eksponering for oljesølet, hadde mange av larvene symptomer som er assosiert med oljeeksponering i laboratorieforsøk, dvs. morfologisk deformasjon, genetiske skader og liten størrelse (Norcross et al. 1996). Vekst i perioden fra mai til juni 1989 var den laveste som noensinne er rapportert for larver av Stillehavs-sild, og i undersøkelsen ble det konkludert med at materialet støtter hypotesen om at oljesølet fra Exxon Valdez førte til skade på fiskelarver i 1989. Bestanden av sild var imidlertid rekordhøy i dette området fram til 1993, hvor populasjonen kollapset. I etterkant av kollapsen har det vært mye diskusjon rundt hvorvidt utslippet i 1989 kan ha ført til kollapset fire år senere. Selv om indirekte effekter av oljen ikke kan utelukkes blir det imidlertid ansett som mer sannsynlig at kollapset var forårsaket av høy populasjonsstørrelse, mangel på mat, og sykdom (Carls et al, 2002).

Plommesecklarver av fisk er generelt sett ansett å være mer sensitive for oljeforurensing enn eggstadiet, og laboratorieforsøk viser at eksponering av fiskeegg for olje kan føre til redusert klekkesuksess og/eller misdannelser (se for eksempel Carls et al, 1999). Effekten på klekkesuksess er avhengig av art og utviklingsstadium, men generelt er klekkesuksessen høyere for egg som er eksponert senere i utviklingsprosessen enn egg som er eksponert tidlig.

En del av resultatene fra gjennomførte laboratorietester med olje er relatert til målte PAH-konsentrasjoner i vann (andre komponenter er ikke målt), og de er derfor lite egnet for

TEKNISK RAPPORT

sammenlikning med eksponeringsdata uttrykt som totalkonsentrasjoner av olje i vann. I USA er imidlertid PAH-konsentrasjoner lagt til grunn for risikovurderinger av oljeutslipp, og har man har kommet fram til en grenseverdi for totale løste PAH-konsentrasjoner på 0,4-0,7 µg/L (Carls et al., 2002) som bl.a. er benyttet i konsekvensvurderinger for det konkrete oljeutslippet fra Exxon Valdez. Det er ikke tvil om at PAH-nivåer kan være en indikasjon på oljebelastning, men dette forutsetter at man har målte PAH-verdier tilgjengelig.

Det finnes noen få studier på fiskelarver hvor eksponeringen er knyttet opp mot tilsatt oljemengde (mg/L). Barron et al. (2003) undersøkte effekten av forvitret Alaska North Slope råolje på egg og larver av sild (*Clupea pallasii*), og fant ved eksponering for ca 9 mg/L (9,4 µL olje/L vann) ingen signifikante effekter på larver. For egg så man ved denne konsentrasjonen en svak økning i misdannelsen "yolk sac edema". I en annen studie ble nyklekkede larver av arten *Fundulus heteroclitus* eksponert for forvitret Mesa light crude oil, og det ble ikke observert effekter på overlevelse ved eksponering for opptil 500 mg/L (Couillard et al., 2005).

10.1.2.3 Sekundære effekter på larveoverlevelse

Dersom vi antar at den høye naturlige dødsraten til fiskeegg og larver i hovedsak skyldes nedbeiting (predasjon), vil enkelte arter kunne få økt overlevelse i områder som er oljebelastet dersom beitetrykket blir redusert. Dette ble blant annet observert for Stillehavslaks etter Exxon Valdez-ulykken, og hang trolig sammen med at beitetrykket på arten fra sjøfugl ble redusert. En slik effekt forutsetter således at predatorene rammes direkte av oljen eller at de søker seg til områder uten oljebelastning og med lavere forekomst av fiskelarver. Sult er en reguleringsmekanisme som påvirker larvenes dødsrate selv i situasjoner der predasjon dominerer. Dersom en oljeutblåsning rammer produksjonen av planteplankton og/eller dyreplankton i et område, vil fødetilbudet til larvene kunne svekkes og dermed redusere larvenes sjanse til å overleve. Sannsynligheten for at effekter på fiskeyngel kan oppstå ved at produktiviteten i selve næringskjeden endres i negativ retning er av Fossum og Øyestad (1992) ansett for å være liten.

10.1.2.4 Effekter på zooplankton

Som nevnt tidligere antas planktonforekomstene generelt å være lite sårbare for oljeforurensning, pga kort restitusjonstid. Det finnes en rekke studier med effekter av råolje på evertebrater som inkluderer effekter på overlevelse samt subletale adferdsresponses som narkose, redusert fødeaktivitet og avføringsrate, avbrutt fototaxis (lysavhengig adferdsrespons) og endret svømmeaktivitet (Wells & Percy 1985).

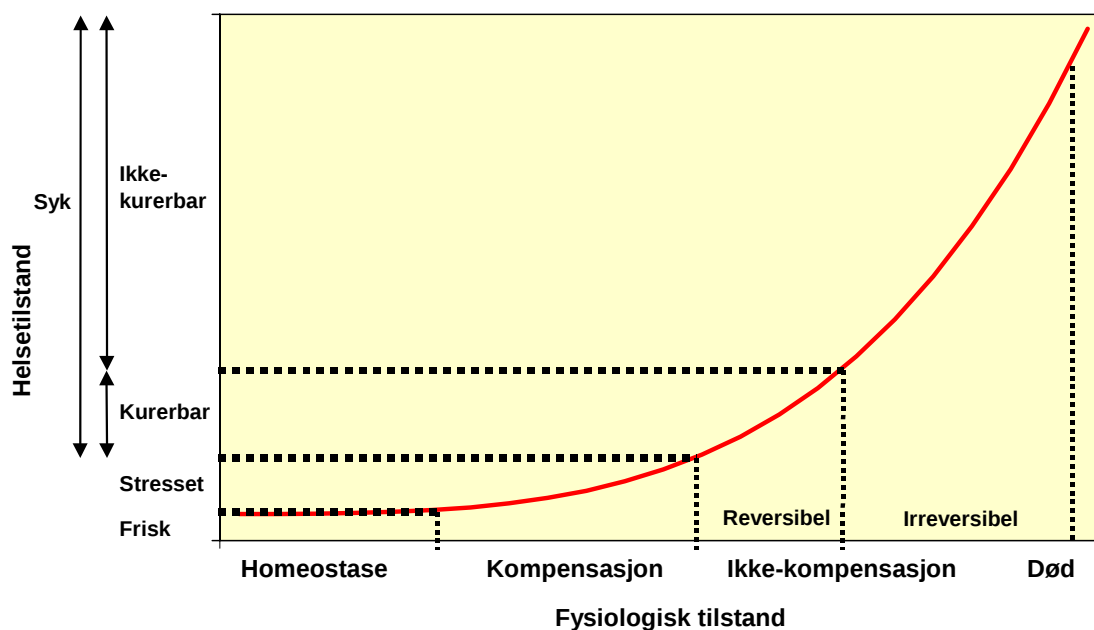
Raudåte (*Calanus finmarchicus*) er en økologisk svært viktig art i norske farvann og den utgjør en viktig del av dietten for kommersielt høstede populasjoner av fisk. Sett i forhold til bruk i denne RKU'en har imidlertid de fleste studiene som er gjennomført med raudåte den svakheten at effektene er relatert til en vannløselig fraksjon (for eksempel total PAH, totalt BTEX), og derfor ikke enkelt kan sammenliknes med data fra velkjente eksponeringsmodeller for uhellsutslipp av olje. For eksempel fant Booman m. fl. (1995) at 24 timer LC₅₀ for voksne individer av hoppekrepsen *Calanus finmarchicus* (raudåte) var 7 mg BTEX/L fra Veslefrikk råolje ved 4°C. De første larvestadiene av arten var noe mer sårbare, med 24 timers LC₅₀ >5,6 mg/l. I samme forsøksserie ble det konkludert med krill var mer følsomme og sårbare for oljeforurensning enn hoppekreps.

TEKNISK RAPPORT

To evertebratarter ble benyttet i en studie av Pelletier et al. (1997), som så på effekter av råoljer og "Fuel oils" på larver og juvenile av muslingen *Mulina lateralis* og juvenile individer av krepsdyret *Mysidopsis bahia*. Dyrene ble eksponert for totalkonsentrasjoner av olje på 0,1 til 25 g/L, og i den laveste konsentrasjonen (100 mg/L) ble det ikke observert dødelighet.

10.1.2.5 Individuell restitusjon

Ved vurdering av oljetoksisitet i organismer er det viktig å merke seg at effekter av forurensing ikke i alle tilfeller fører til organismens død. Eksponering for forurensinger påvirker marine organismer, fører til forringelse av helsen og kan eventuelt ende med døden. Mindre avvik fra den normale helsetilstanden er sammenliknbare med en stressituasjon; de er ikke synlige i form av sykdom, og er assosiert med kompensasjons responser (se Figur 10-2). Innenfor kompensasjonssonen er organismens overlevelsespotensiale redusert på en måte som gjør at den har mindre evne til å takle ytterligere stress, uten at påvirkningen i seg selv gjør organismen "syk". Innenfor ikke-kompensasjonssonen er påvirkningen så kraftig at organismen er "syk", men samtidig har et potensiale for full restitusjon dersom miljøforholdene bedres tilstrekkelig og raskt nok. Ved mer alvorlig forurensningspåvirkning vil effektene være irreversible, og organismen vil dø.



Figur 10-2. Kurven viser et mulig hendelsesforløp for forringelse av helsetilstanden til en organisme. Sammenhenger mellom organismens nedsatte helsetilstand og fysiologisk tilstand (på celle- eller individnivå) er angitt på y-aksen. Hentet fra Depledge (1989).

TEKNISK RAPPORT

10.1.3 Komponenter i råolje

10.1.3.1 Sammensetning av olje og vannfraksjoner av olje

Oljeforbindelser består av en rekke forskjellige stoffer som har svært ulike egenskaper. Råolje er generelt lite vannløselig og moderat giftig overfor vannlevende organismer. Oljen består av svært mange forskjellige stoffer som varierer fra å være totalt uløselige i vann, til å være løselige i vann. Giftigheten for enkeltstoffene i råolje varierer fra $<0,01$ mg/l (alkaner, tri-tetrasykliske aromatiske forbindelser/substituerte fenoler) til $>10\,000$ mg/l (organiske syrer og salter i oljen), og oljens giftighet vil variere med den kjemiske sammensetningen. Generelt for hydrokarboner er at de mellomtunge forbindelsene anses for å være mest giftige. Disse er gjerne moderat løselige i vann, moderat flyktige og har karbontall fra C8-C15. Molekylstørrelse, vannløselighet, lipofilisitet ($\log K_{ow}$), olje-vann fordelingskoeffisient ved ideell innblanding (K_d) og beregnet akutt giftighet for ferskvannsorganismer er gitt for et utvalg modellstoffer i Tabell 10-1.

Sammensetningen av et oljeflak etter et uhellsutslipp endrer seg raskt. De letteste forbindelsene, gasser, er så flyktige at de fordamper. De tyngste forbindelsene (tung fyringsolje, smøreoljer, vokser og tjæreforbindelser), er så lite løselige at de kun kan fungere som dispergerte forstyrrelser. Disse vil da ikke virke toksisk, men fungerer som en fri fase olje som andre komponenter vil forholde seg til i en fasefordeling relativt til vann (verdien K_d i Tabell 10-1).

De oljekomponentene som i størst grad løser seg i vann er lavmolekylære alkaner til og med pentan (5 karbonatomer), (Sakshaug m.fl. 1992) og de lavmolekylære aromatene benzen, toluen, etylbenzen, xylene (BTX-komponentene). I de tilfellene man oppnår en likevekt mellom olje og vann viser modellberegninger at de lette komponentene bare i begrenset grad bidrar til giftigheten av råolje (Sverdrup et al., 2000), mens de tyngre komponentene, som mengdemessig utgjør en liten del av oljekomponenter i vannfasen, er utslagsgivende for giftigheten. Blant disse komponentene finner vi C6-C9 alkaner, sykloheksan og alkylerte sykloheksaner. Dette gjør at utsagn om giftighet basert på grove parametre som THC eller total PAH blir beheftet med betydelig usikkerhet. Den mengdemessige dominansen av lavmolekylære alkaner og BTX er særlig høy ved høy oljebelastning (ex. 10 g olje/liter sjøvann), mens den er mindre ved lav oljebelastning (ex. 100 mg olje/liter sjøvann) (Hokstad et al. 1998). Ved innblanding av olje i vannmassene fra et sjøbunnsutslipp og nedblanding fra et oljeflak vil det imidlertid ikke opptre likevekt mellom olje og vann for de tungt løselige stoffene, da eksponeringstiden mellom olje og vann vil være kort. Det vil si at andelen av BTX i vannet vil dominere mer i forhold til de tungt løselige stoffene.

De fleste oljer inneholder også små mengder fenoler og karboksylsyrer som kan løse seg i vann. For eksempel fant Utvik (1999) totale fenolkonsentrasjoner (fenol + C1-C5 alkylfenol) på 0,36-16,83 mg/L i produsertvann fra fem ulike produksjonsanlegg i Nordsjøen. Polare forbindelser som dannes når oljekomponentene blir oksidert på grunn av sollys (fotooksidasjon) er også vannløselige. I mange tilfeller er fotooksiderte forbindelser langt mer giftige enn utgangsstoffet, og dette er særlig tilfelle for en del polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) (Barron et al., 2003, Pelletier et al. 1997, Calfee et al. 1999, Little et al. 2000).

Flerringede PAH'er er lite vannløselige, noe som betyr at kun en liten andel av løste komponenter i vannmassene under et ferskt oljesøl består av PAH. Når oljen forvitrer vil en større andel av komponentene i vannmassen under et oljeflak bestå av PAH. Årsaken er at andelen av de mer lettløselige komponentene går ned. Aromatiske hydrokarboner er alt fra lett

TEKNISK RAPPORT

nedbrytbare til lite nedbrytbare med halveringstid som varierer fra under en halv dag til flere måneder. Det er de lette komponentene som brytes raskest ned, mens tunge komponenter som flerrings PAH'er er tungt nedbrytbare (Johnsen et al., 2000).

10.1.3.2 Biotilgjengelighet av oljekomponenter i vannmassene

Biotilgjengelighet av oljekomponenter i vannfasen under et oljeflak er i stor grad styrt av fordelingen mellom oljefasen og vannfasen. Det er den fraksjonen av komponenter som foreligger i vannfasen som kan tas opp i organismer og dermed utløse giftighet. For stoffer som er løst ut til vannfasen er adsorpsjon til partikler (mikroorganismer og suspendert organisk materiale i vannmassene) en annen prosess som reduserer biotilgjengelighet. Hvor stor andel av hver enkelt komponent som adsorberes til partikler avhenger av mengden suspendert materiale som er tilstede, samt adsorpsjonsegenskapene til komponenten. For nøytrale organiske stoffer øker adsorpsjon med økende lipofilisitet. Stoffer som er adsorbert til partikler vil sedimentere over tid, men under transport til vannlag eller sedimenter med lavere konsentrasjoner av oljekomponenter kan stoffene gradvis løses ut til vannmassene igjen.

Det er særlig de tyngre komponentene (C6+ alkaner, 3-4 ring PAH etc) som adsorberes i stor grad til partikler. På grunn av årstidsvariasjon i mengden partikulært materiale er sorpsjon til partikler vanskelig å modellere.

TEKNISK RAPPORT

Tabell 10-1. Fysisk-kjemiske egenskaper og modellberegnet (QSAR) giftighet (mg/L) for en del av de lette komponentene i olje (fra Sverdrup et al. 2000). Data er vist for molekylvekt (MW), damptrykk (V.P.), lipofilisitet (log K_{ow}), olje-vann fordelingskoeffisient (K_d).

Substance	MW	V.P. (Pa.)	Log K_{ow}	Log K_d	Løselighet (mg/L)	Fisk 96 h LC_{50}	<i>Daphnia</i> 48 h EC_{50}	Alge 96 h EC_{50}
n-Butan	58.1	205,000	2.81	3.92	49	9.68	5.95	5.30
n-Heksan	86.2	16,400	3.87	4.67	11	1.8	0.87	0.68
i-Heksaner	86.2	24,000	3.61	4.35	24	3.0	1.53	1.25
n-Oktan	114.2	1,400	4.93	6.09	1.00	0.30	0.11	0.08
n-Dekan	142.3	222	5.97	7.30	0.05	0.05	0.01	0.01
Bensen	78.1	11,000	2.14	2.49	1,780	48.3	34.7	33.3
Toluen	92.1	2,900	2.79	3.10	550	16.0	9.86	8.80
C2-Bensener	106.2	950	3.32	3.57	170	6.52	3.56	2.99
C3-Bensener	120.2	330	3.85	4.21	53	2.61	1.27	1.00
C4-Bensener	134.2	120	4.38	5.00	12	1.03	0.44	0.33
C5-Bensener	148.2	36	5.03	6.24	0.60	0.32	0.12	0.08
Naftalen	128.2	11	3.32	4.41	31	7.87	4.30	3.61
C1-Naftalener	143.2	2	3.95	5.08	8.36	2.56	1.21	0.95
C2-Naftalener	158.2	0,5	4.49	5.58	2.93	0.98	0.41	0.30
C3-Naftalener	173.3	0,2	5.14	6.26	0.68	0.30	0.11	0.07
Syklopentan	70.1	34,000	2.80	3.79	160	11.9	7.34	6.55
Sykloheksan	84.2	12,000	3.35	4.03	58	4.87	2.65	2.21
C1-sykloheksan	98.2	4,800	3.87	4.70	15	2.05	0.99	0.78
C2-sykloheksan	112.2	1,300	4.40	5.42	3.2	0.83	0.35	0.26
C3-sykloheksan	126.2	600	4.93	5.86	1.1	0.33	0.13	0.09
C4-sykloheksan	140.2	147	5.46	6.35	0.2	0.13	0.04	0.03
Dekalin	134.2	100	4.79	6.03	0.88	0.46	0.18	0.13
C-1 Dekaliner	148.3	51	5.31	6.72	0.2	0.19	0.06	0.04
C-2 Dekaliner	162.3	20	5.83	7.16	0.08	0.07	0.02	0.01
Heksener	84.2	20,000	3.32	4.15	50	5.17	2.83	2.37
Oktener	112.2	1,800	4.38	5.52	2.7	0.86	0.37	0.28

10.1.3.3 Biologisk nedbrytning av oljekomponenter i vannmassene

Under forvitring av råolje omdannes oljekomponentene gradvis til mer vannløselige stoffer og til slutt til CO₂ og vann, og selv om fordampning av komponenter dominerer over

TEKNISK RAPPORT

nedbrytningsprosesser når det gjelder endringer i giftighet av råoljen, reflekteres også nedbrytning i sammensetningen av oljekomponenter i vannsøylen. Nedbrytbarhet bestemmes av enkeltkomponentenes molekylstruktur og deres biotilgjengelighet. Laboratorietester har vist at de lettere aromatiske hydrokarbonene (BTEX og naftalener) fra råolje blir nedbrutt raskere enn lette alifatiske forbindelser (for eksempel C₈-C₁₁) (Brakstad 2001). Biotilgjengeligheten av oljekomponenter har også stor innflytelse på nedbrytningshastigheten. Dette betyr at både komponenter i dispergert olje og komponenter adsorbert til partikler brytes ned langsommere enn den fraksjon som er tilgjengelig i vannmassene.

Det at de lette komponentene (som ofte utgjør >90% av oljekomponentene som er løst i vann) brytes ned raskest, gjør at disse over tid blir mindre dominerende i vannfasen, og at også totalkonsentrasjonen av oljekomponenter i vannfasen blir lavere. Mengden av de tyngre komponentene reduseres også over tid, men langt langsommere enn for eksempel BTEX.

10.1.4 Prinsipper for risikovurdering av olje på vannsøyleorganismer

Miljørisikoanalysen for utslipp av olje til sjø bygger på et prinsipp om vurdering av forholdet mellom Predicted Environmental Concentration (PEC – beregnede miljøkonsentrasjoner) og Predicted No Effect Concentration (PNEC- beregnet grenseverdi for effekter), i henhold til en metode utviklet av European Commission (2003). For akuttutslipp av olje er det vanskelig å beregne reelle eksponeringskonsentrasjoner i vannsøylen, da kinetikken for fasefordelingen av komponenter mellom olje og vann er avhengig av oljetype og lokale forhold (bl.a. temperatur). Av den grunn kan modeller generelt kun gi en tilnærming til eksponeringskonsentrasjoner for enkeltkomponenter i vannsøylen under et oljeflak. I eksponeringsberegninger i denne RKU'en har DNV benyttet et mål på nedblandede totalkonsentrasjoner av olje i de øverste vannmasser, dvs. det skilles ikke mellom dispergert olje og løste oljekomponenter.

Denne tilnærmingen ville vært uproblematisk dersom man hadde benyttet tilsvarende mål på giftighet av olje, men på effektsiden er det tidligere foreslått å benytte en grenseverdi som hovedsakelig er basert på målte konsentrasjoner i vann (THC, inkluderer også stabile mikroemulsjoner av dispergert olje) som følge av oljetilsetning (Nilsen et al., 2005). Dersom man sammenlikner totale oljekonsentrasjoner med målte konsentrasjoner vil sistnevnte alltid være lavere, og ofte er forskjellen betydelig; den vannløste fraksjonen av råolje er for de fleste oljetyper i størrelsesorden 1-10%. Dette avspeiles også i forhold til giftighet. Clark et al. (2001) har vist forskjellen på giftighet uttrykt som tilsatt mengde olje (totalkonsentrasjoner) og målte konsentrasjoner (løst THC) i samme test i mange tilfeller en faktor >10. Dette betyr at det å basere en miljørisikovurdering på en sammenlikning av totalkonsentrasjoner av olje på eksponeringssiden og målte konsentrasjoner på effektsiden er svært konservativt.

10.1.4.1 Eksisterende grenseverdier for komponenter løst i vannfasen

For akutt eksponering er det den samlede effekten av uspesifikt virkende organiske stoffer som er antatt å være kritisk for effekter (se Di Toro et al, 2000; McGrath et al. 2005; French-McCay, 2002). For olje kan man på denne måten summere effekter av enkeltkomponenter som er løst i vannfasen. Det er lagt ned en stor jobb i å beregne gode grenseverdier for effekter av enkeltkomponenter under utviklingen av EIF akutt (Johnsen 2005), og det er et solid vitenskapelig grunnlag for å vurdere effekter på fisk og andre vannlevende organismer på denne måten.

TEKNISK RAPPORT

I de tilfeller man ikke har giftighetsdata for enkeltkomponenter er giftigheten beregnet på basis av en enkel regresjon av $\log LC_{50}$ (mmol/L) mot $\log K_{ow}$

$$\log (LC_{50} \text{ (mmol/L)}) = a \cdot \log (K_{ow}) + b$$

Effektbidraget fra de ulike komponentene i en blanding kan beskrives med følgende formel: (McCarthy 1992, French-McCay, 2002).

$$LC_{50\text{mix}} = 1 / \sum (C_i / LC_{50i})$$

hvor $LC_{50i} = LC_{50}$ verdi for komponent "i", C_i er konsentrasjonen av komponent "i".

Den vitenskapelige basis for denne typen modellering av giftighet ligger i kunnskap om stoffenes virkningsmekanisme samt hvordan opptak og oppkonsentrering i organismer avhenger av enkle fysisk-kjemiske egenskaper (dvs. lipofilisitet – $\log K_{ow}$, og vannløselighet). Mens det for langtidseksponering av oljekomponenter ofte er fokus på stoffer med mer spesifikke virkningsmekanismer, som for eksempel dannelse av DNA-addukter fra eksponering for polysykliske aromatiske hydrokarboner eller hormonforstyrrende effekter av alkylfenoler, er det for akutt eksponering den samlede effekten av uspesifikt virkende organiske stoffer i organismen som er kritisk (McCarthy 1992, McCarthy 1993, Di Toro et al, 2000).

En biokonsentrasjonsfaktor (BCF) er et uttrykk for i hvor stor grad organismer (for eksempel fisk) oppkonsentrerer et stoff fra vannfasen. BCF uttrykker konkret hvor høy konsentrasjon man har i en organisme sammenliknet med en stabil vannkonsentrasjon i eksponeringsmediet, når det er oppnådd likevekt mellom de to. BCF øker med økende lipofilisitet ($\log K_{ow}$), men for stoffer med høy lipofilisitet (over ca $\log K_{ow} = 5.5$) begrenses eksponering av svært lav vannløselighet. Dette er mekanismen som ligger bak det faktum at stoffers giftighet, uttrykt som mmol/L eller mg/L vann, øker med økende $\log K_{ow}$ (se Tabell 10-1 med beregnede giftighetsdata).

Når uspesifikt virkende stoffer er tatt opp i organismer, utøver de giftighet ved at de akkumulerer i cellemembraner (fosfolipidlaget) og endrer fluiditeten av disse. Giftigheten av et stoff er relatert til antall molekyler i membranen, og dersom dette antallet (uttrykt som antall mol/g lipid) overstiger en kritisk verdi, utløses en toksisk effekt.

Giftigheten av uspesifikt virkende oljekomponenter ikke avhengig av typen molekyl. Dette gjør at effekten fra de ulike enkeltkomponentene av olje kan summeres, ved at man summerer antall mol fremmedstoffer som er tilstede i organismens lipidfraksjon (Di Toro et al., 2000). Data fra akutt eksponering av en rekke ulike organismer har vist at det marine krepsdyret *Mysidopsis bahia* er blant de mest følsomme organismene, med en kritisk internkonsentrasjon på ca 34 $\mu\text{mol/g}$ lipid for akutt eksponering (Di Toro et al., 2000).

Resultatene for tilgjengelige tester gjennomført med både enkeltstoffer (Di Toro et al., 2000), og komplekse hydrokarboner som for eksempel bensiner (McGrath et al., 2005) antyder at den akutte giftigheten av en olje kan bestemmes ut ifra den kjemiske sammensetningen av vannfasen (WAF), dvs konsentrasjoner av hver enkeltkomponent i vannfasen som et resultat av akuttutslipp av olje.

I arbeidet med å beregne PNEC-verdier for vannsøyleeffekter i EIF akutt-modellen, gjorde Johnsen et al. (2002) en del studier for å validere bruk av metodikken for summering av effekten

TEKNISK RAPPORT

av enkeltkomponenter i vannfasen for beregning av akutt giftighet av et utvalg ferske og forvitrede råoljer. De opparbeidet en WAF og målte kjente komponenter i vannfasen, hvorefter denne ble testet med bruk av de to marine krepsdyrartene *Acartia tonsa* and *Calanus finmarchicus*. Resultatene viste at modellberegningene konsekvent overestimerte giftighet med ca en faktor 2. En predikert giftighet innenfor en faktor to av målte verdier må imidlertid sies å være relativt bra, og viser at giftighetstester med komplekse produkter som råolje gjenspeiler den summerte effekten av de individuelle komponentene som er tilstede i vannfasen.

10.1.4.2 Eksisterende grenseverdi for effekter av dispergert olje

For å vurdere giftigheten av olje sluppet ut til sjø er det nødvendig å ta hensyn til både løste og dispergerte forbindelser i vannmassene. Da det finnes lite data tilgjengelig for en vitenskapelig vurdering av dispergerte oljedråper, har det vært mye diskusjon rundt hvordan den dispergerte fraksjonen av olje skal håndteres. I EIF akutt har man valgt å vurdere effekter av dispergert olje basert på giftighetstester hvor det er benyttet dispergeringsmidler (Johansen 2006, data fra Nilsen et al., 2005), og hvor giftighet er relatert til målte THC-verdier i vannfasen (THC er da et mål på løste forbindelser samt stabile mikroemulsjoner av dispergert olje; underlagsdata finnes i NRCNA (2005)). Nilsen et al. (2005) har med dette utgangspunktet foreslått en grenseverdi for akutt eksponering for dispergert olje lik **58 ppb** (se Figur 10-3). Dette gir en konservativ vurdering av dispergert olje av flere grunner:

- 1) Dispergeringsmidler øker biotilgjengelighet og opptak av de tyngre komponentene i oljen, og gir dermed "kunstig" høye opptaksverdier av bl.a. PAH fra råolje (Couillard et al, 2005, Ramachandran et al. 2004, Barron et al. 2003).
- 2) Målte THC-konsentrasjoner er konsistent lavere (ca 90-99% lavere) enn tilsatte mengder olje i testsystemer for giftighetstesting av olje (Clark et al., 2001), og må også antas å være langt lavere enn den nedblandede totalkonsentrasjon av olje som man i dag får ut av eksponeringsmodellene for akuttutslipp.

Det er også en del avvik i metodikken som er benyttet for å utlede en grenseverdi. Nilsen et al. (2005) tar utgangspunkt i en metode hvor artsfølsomhetsfordelingen for kroniske nulleffektsverdier for et kjemikalium benyttes som et mål på følsomheten av alle organismer i økosystemet (SSD – species sensitivity distribution), hvorefter en konsentrasjon som beskytter 95% av artene utledes. Forutsetningene for SSD-metoden i sin opprinnelige form har blitt kritisert fra mange kilder (se bl.a. Forbes og Calow, 2002), men den har likevel blitt brukt for å beregne en grenseverdi for effekter av bl.a. metaller i de tilfeller man har nok kroniske data.

Det datasettet Nilsen og andre (2005) bruker metoden på, avviker imidlertid fra modellforutsetningene på to sentrale punkter:

- 1) SSD er utviklet for enkeltkomponenter hvor man har testet mange ulike arter med det samme stoffet i ren form, mens olje er en typevariabel blanding av komponenter.
- 2) Det er benyttet akutte toksisitetsdata (50% effekt-data fra korttidstester) istedenfor kroniske data (null-effekt data fra langtidstester), noe som er søkt løst ved å legge inn en ekstra dose-responskurve med samme standardavvik som originaldataene.

Som en følge av 1) vil mye av variasjonen i datasettet skyldes forskjeller i giftighet av ulike testprodukter og ikke forskjeller i artsfølsomhet. Forskjeller i giftighet av testprodukter kan

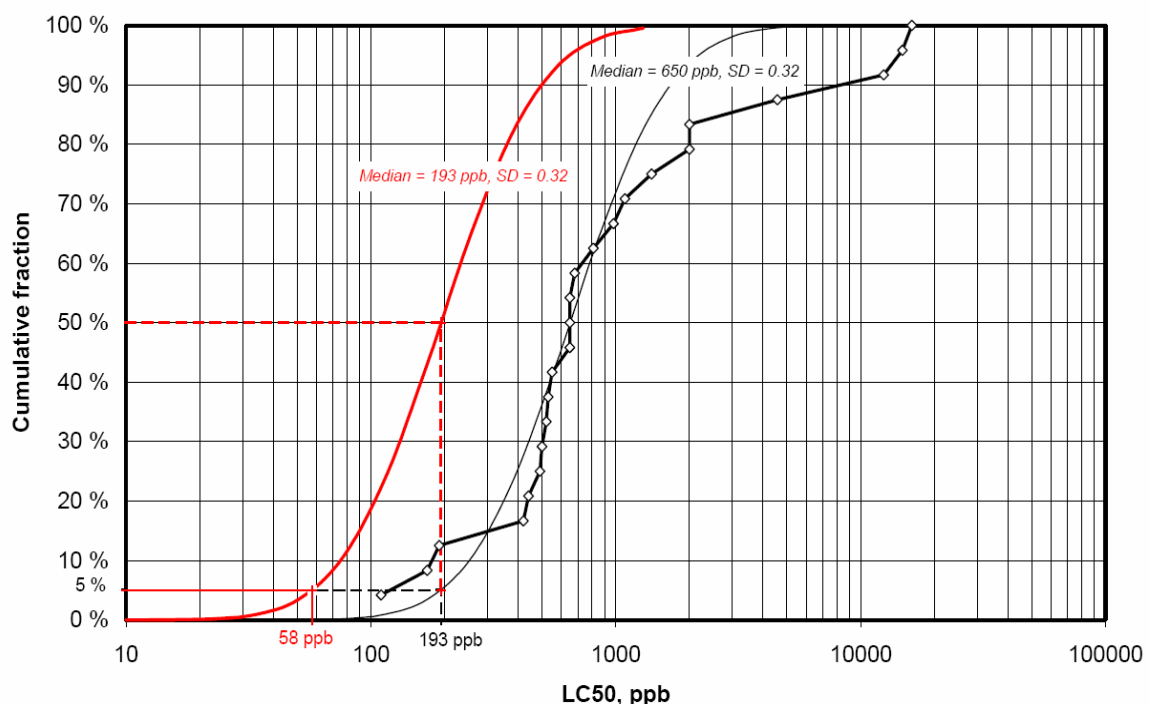
TEKNISK RAPPORT

naturlig nok ikke relateres til forskjeller i artsfølsomhet i økosystemet. Som en følge av 2) vil ekstrapoleringen fra 50% til 5% effekt (null-effekt) også være beheftet med usikkerhet, og den metoden som er benyttet vil, som forfatterne selv nevner (Nilsen et al., 2005), være konservativt.

Samlet sett må derfor grenseverdien på 58 ppb sees som en grenseverdi for løste hydrokarboner og stabile mikroemulsjoner av dispergert olje i vannfasen, og i mindre grad som et mål på effekter av dispergerte oljedråper slik man finner dem nedblandet under et oljeflak.

Grenseverdien er i tillegg utledet med bruk av en statistisk modell som har en uklar basis i eksisterende metodikk og litteratur, og det er derfor vanskelig å ekstrapolere fra modellen til artsfølsomhetsfordelingen i det marine økosystemet.

I tillegg må nedblandede totalkonsentrasjoner av olje fra den eksponeringsmodellen som DNV benytter antas å være langt høyere enn målbar THC i vannfasen, og en sammenlikning av denne grenseverdien med eksponeringskonsentrasjoner fra oljedriftmodellene må derfor antas å gi konservative estimater for effekter. Innenfor EIF akutt er det imidlertid et mål å utvikle en eksponeringsmodell for oljeutslipp som kan benyttes for å beregne hvor stor andel av nedblandet olje som utgjøres av henholdsvis løste hydrokarboner, stabile mikroemulsjoner av dispergert olje, og større dråper av dispergert olje (pers. komm. Tone Frost, Statoil), slik at det er mulig å sammenlikne grenseverdien direkte med eksponeringskonsentrasjonene.



Figur 10-3 LC50-verdier fra studier av giftighet av dispergert olje overfor diverse akvatiske arter med tilpasset log-normalfordelingsmodell. Fra denne fordelingen er 5% effektnivået (193 ppb, antatt å tilsvare en beskyttelse av 95% av artene) gitt en egen dose-responsfordeling med samme kurve som for utgangsmodellen. Fra denne kurven er 5% effektnivået benyttet som grenseverdi for akutte effekter. Fra Nilsen et al. (2005).

TEKNISK RAPPORT

Det finnes mye data tilgjengelig for giftighet av olje, og avhengig av de data man legger til grunn vil beregnet grenseverdi variere. I EIF for produsert vann har man tidligere benyttet en grenseverdi på 40,4 ppb (Johnsen et al., 2000), som ble beregnet av TNO (Scholten et al., 1993) basert på geometrisk gjennomsnitt av alle tilgjengelige $E(L)C_{50}$ -verdier i litteraturen dividert med sikkerhetsfaktoren $100/\sqrt{n}$, hvor n var antall tester som fantes i datagrunnlaget. Denne verdien har heller ikke særlig godt faglig fundament, og kan heller ikke relateres direkte til nedblandede totalkonsentrasjoner av olje.

10.1.4.3 Vurdering av eksisterende grenseverdier

Det har vist seg vanskelig å komme opp med gode grenseverdier for effekter av olje på organismer i vannfasen. Effekten er avhengig av oljetype, nedblandingsgrad og kinetikk for utløsning av oljekomponenter til vannfasen, samt varighet av eksponeringen. Basert på eksisterende kunnskap er metoden med beregning av effekter basert på konsentrasjoner av oljekomponenter i vannfasen den beste, men her er det et problem at eksponeringsmodellene ikke er i stand til å beregne vannfasekonsentrasjoner korrekt.

Den grenseverdien som er foreslått for dispergert olje (58 ppb) har en svak metodisk basis men er en god pragmatisk tilnærming i mangel på bedre data. Grenseverdien anses å være relevant dersom man sammenlikner med konsentrasjoner av løste hydrokarboner og stabile mikroemulsjoner av dispergert olje i vannfasen (THC). I forhold til å benytte denne grenseverdien i miljørisikovurderinger med bruk av oljedriftmodeller på eksponeringssiden er det imidlertid et problem at eksponeringsmodellene oppgir eksponering som totalkonsentrasjoner av olje (nedblandet olje i vann). Forholdet mellom THC (løste hydrokarboner pluss stabile mikroemulsjoner av dispergert olje) og nedblandede totalkonsentrasjoner av olje er oljetypeavhengig og i størrelsesorden 1-10%. Dette betyr at effekt og eksponering er uttrykt på to nivåer som vanskelig kan sammenliknes direkte, og i den grad de sammenliknes direkte vil effektvurderingene være konservative.

I tillegg må det stilles spørsmålsteget ved om ikke grenseverdien på 58 ppb er for lav. Erfaringer med kjøring av EIF akutt viser at det er dispergert olje, og ikke vannfasekomponenter, som slår ut i beregninger av miljørisiko for vannfasen. Siden det finnes en omfattende vitenskapelig dokumentasjon på at giftighet av olje (og da særlig i forhold til fiskelarver) kan relateres til vannfasekonsentrasjoner av ulike oljekomponenter, og ikke til dispergerte oljedråper, tyder det at dispergert olje slår ut på at grenseverdien er for konservativ. Det foregår for tiden en del forskning rundt effekter av dispergerte oljepartikler på blant annet fiskelarver og raudåte som er igangsatt etter initiativ fra oljeselskapene og igjennom programmet "Havet og Kysten" i Norges Forskningsråd (pers. komm. Tone Frost, Statoil), og det bør vurderes å revidere grenseverdien for dispergert olje når data fra disse prosjektene blir tilgjengelig.

Det er i dette dokumentet likevel valgt å legge grenseverdien på 58 ppb til grunn for konsekvensvurderinger av akuttutslipp for fiskebestander.

10.1.4.4 Grenseverdi beregnet basert på nedblandede totalkonsentrasjoner av olje

Som nevnt er det vanskelig å sammenlikne den etablerte grenseverdien på 58 ppb med nedblandede totalkonsentrasjoner av olje. Det er ønskelig å ha mål på effekter og mål på eksponering uttrykt på samme nivå, og det finnes en rekke giftighetstester for olje og andre petroleumprodukter som kan brukes til å beregne en grenseverdi for giftighet basert på

TEKNISK RAPPORT

totalkonsentrasjoner av olje. En del av disse testene er sammenstilt og kvalitetssikret av CONCAWE (2001) under en gjennomgang av data for miljøklassifisering (R-merking) av ulike petroleumprodukter. Disse testene er alle gjennomført i henhold til internasjonale standarder, og giftighet er uttrykt i forhold til "load", dvs. tilsatt mengde oljeprodukt, slik at det estimeres en LL50 – "Lethal Load", som tilsvarer den totalkonsentrasjon av olje som utløser 50% dødelighet av organismer. Kun tester hvor prøveopparbeidelse er gjort med enten WAF (water accommodated fraction) eller OWD (oil water dispersion) er inkludert.

Som vist i Tabell 10-2 er giftigheten av råoljer relativt lav (laveste LL50= 27 000 ppb for fisk og evertebrater), mens bensiner, kerosiner og diesel har en høyere giftighet (laveste LL50= 1000 ppb). De tre siste produktgruppene er tatt med for å illustrere giftigheten av lette oljetyper som for eksempel kondensat.

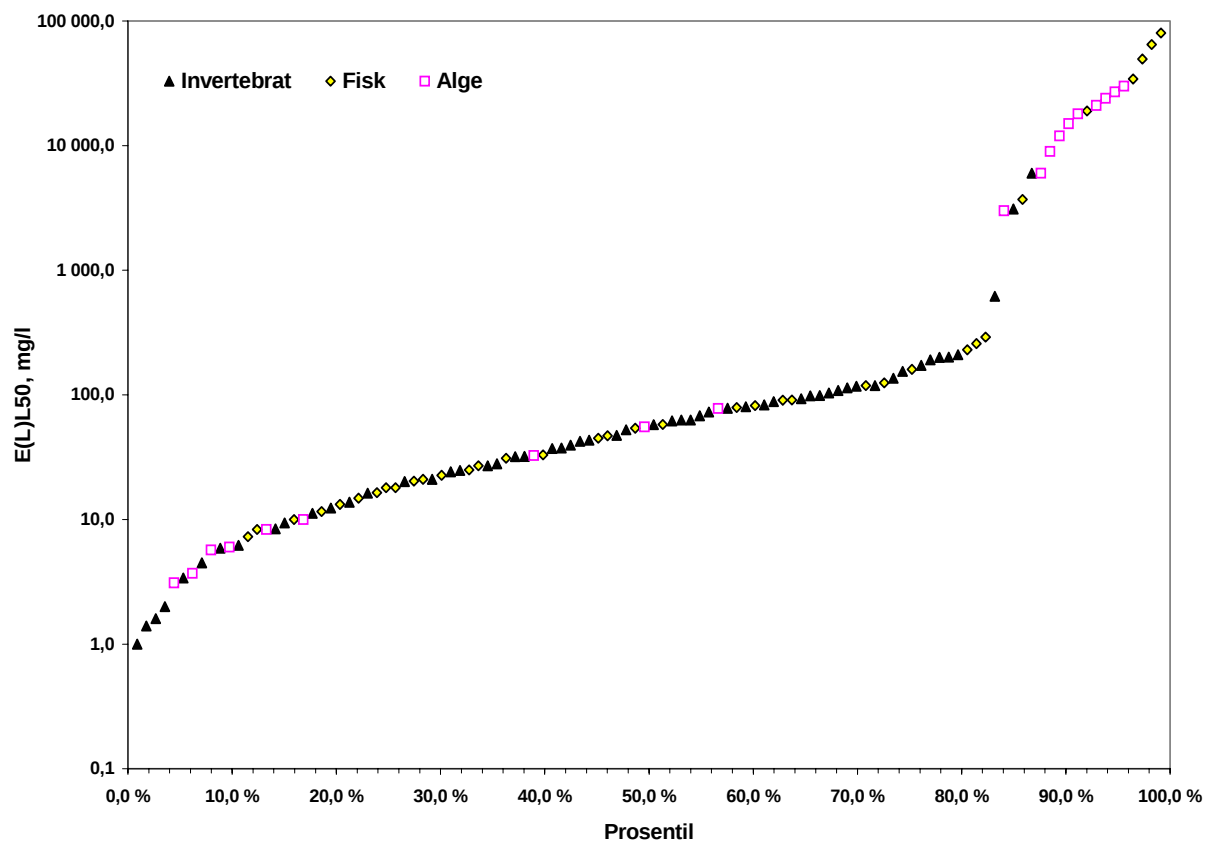
En rangert oversikt over de oppgitte toksisitetstestene er vist i Figur 10-4. Dette illustrerer fordelingen i giftighet av ulike oljeprodukter overfor representanter fra tre trofiske nivåer. Sett i forhold til effektnivåene for testene i Figur 10-3 (hvor giftighet er uttrykt som THC), er effektnivåene i Figur 10-4 (uttrykt som totalkonsentrasjoner av olje) langt høyere, til tross for at en del lette petroleumfraksjoner er inkludert. Den laveste konsentrasjonen som har gitt 50% dødelighet er 1 mg/l (1000 ppb). Basert på dette omfattende datasettet kan man med bruk av en sikkerhetsfaktor på 10 (som kan forsvares for vurdering av akutt eksponering for uspesifikt virkende, ikke-bioakkumulerbare stoffer (European Commission, 2003)), beregne en $PNEC_{akutt}$ på **100 ppb** som kan sammenliknes direkte med totalkonsentrasjoner av olje fra eksponeringsmodellen.

Det er også mulig å anta at den relative følsomhetsfordelingen til organismer i det marine økosystemet tilsvarer den fordelingen som er vist i Figur 10-4, på samme måte som det ble gjort i Nilsen et al. (2005). Dette vil i så fall være et brudd på de samme to forutsetningene for metoden som nevnt i diskusjonen av Figur 10-3, nemlig 1) at SSD er utviklet for enkeltkomponenter hvor man har testet mange ulike arter med det samme stoffet i ren form, mens olje er en typevariabel blanding av komponenter og 2) det er benyttet akutte toksisitetsdata (50% effekt) istedenfor kroniske null effekt data.

Dersom man likevel velger å benytte disse dataene for å beregne en PNEC for akutt eksponering kan man ta utgangspunkt i 5 percentilen i datasettet for å beregne et null-effektsnivå for denne arten. 5 percentilen i Figur 10-4 er 2,8 mg olje/L (2800 ppb), og dersom følsomhetsfordelingen til arter i økosystemet tilsvarer fordelingen av data i Figur 10-4 vil denne konsentrasjonen medføre at 5% av artene vil oppleve bestandsreduksjoner på minimum 50% i det aktuelle området. Dersom man velger å bruke en faktor 10 for å ekstrapolere fra et 50% effektnivå til et nulleffektnivå får man en grenseverdi for akutt giftighet på 0,28 mg olje/L (**280 ppb**) som med utgangspunkt i forutsetningene antas å beskytte 95% av artene i økosystemet, mens de resterende 5% av artene vil kunne påvirkes.

Det er ikke et mål for denne RKU å utlede en ny og endelig grenseverdi for effekter av olje på fisk, og de oppgitte verdiene skal derfor bare illustrere at bruk av ulike data og beregningsmetoder gir grunnlag for forskjellige grenseverdier, som alle kan være relevante for vurdering av effekter av olje.

TEKNISK RAPPORT



Figur 10-4 Rangert fordeling av giftighetstester for utvalgte oljeforbindelser (råolje, bensin, kerosin og diesel) fra CONCAWE (2001), inndelt etter hvilken organismegruppe det gjelder.

TEKNISK RAPPORT

Tabell 10-2 Oversikt over resultater fra toksisitetstester på vannlevende organismer gjennomført på forskjellige oljetyper. Data er hentet fra CONCAWE (2001).

Art	Metode	Parameter	Resultat, mg/l
Råolje			
Fisk (diverse)	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	3 700-80 000 (6 tester)
Laks	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	258, 291 (to tester)
Marint krepsdyr (<i>Crangon crangon</i>)	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	27-119 (19 studier)
Marint krepsdyr (<i>Mysidopsis bahia</i>)	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	618
Ferskvannskrepsdyr (<i>Daphnia magna</i>)	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	36, 42 (to tester)
Ferskvannskrepsdyr (<i>Holmesimysis costata</i>)	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	39,5
Ferskvannskrepsdyr (<i>Daphnia magna</i>)	WAF	LL ₅₀ , 48 timer	36, 42 (to tester)
Evertebrat	OWD	TLm, 96 timer	200-6000
Evertebrat	OWD	TLm, 48 timer	37,5; 63
Bensin			
Fisk, Ørret	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	10 – 18 (6 studier)
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	8,3
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	27
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 96 timer	4,5 – 32 (8 studier)
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 96 timer	2,0
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 96 timer	13,8
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 48 timer	5,9
Alge	WAF	IL ₅₀ , 72 timer	3,1 – 30000 (11 studier)
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	82, 119
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 48 timer	91
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 24 timer	47, 58
Evertebrat	OWD	EL ₅₀ , 96 timer	201
Kerosin			
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	18-25 (4 studier)
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 48 timer	1,4 – 21 (3 studier)
Alge	WAF	IL ₅₀ , 72 timer	3,7 – 8,3 (3 studier)
Evertebrat	WAF (Sjøvann)	EL ₅₀ , 96 timer	1
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	7,3
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	45
Diesel og lignende			
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	21-230 (4 studier)
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	31, 54 (2 studier)
Fisk	OWD	TLm, 96 timer	33 – 125 (3 studier)
Evertebrat	WAF	TLm, 48 timer	6,2 – 210 (12 studier)
Evertebrat	OWD	TLm, 48 timer	1,6
Evertebrat	OWD	TLm, 48 timer	3,4
Evertebrat	OWD	TLm, 48 timer	9,4
Alge	WAF	IL ₅₀ , 72 timer	>10 – 78 (4 studier)

TEKNISK RAPPORT

10.1.5 Fototoksisitet

De siste årene er det publisert en rekke studier som viser at giftigheten av PAH'er og råoljer øker i nærvær av UV-lys (Pelletier et al. 1997, Calfee et al. 1999, Little et al. 2000, Barron et al. 2003) i et spekter man finner i overflatevann (Barron et al. 2000). Enkeltkomponenter viser i mange tilfeller en økning i giftighet på over en faktor 1000, og også for olje er en 100 ganger økning i giftighet under UV-eksponering observert (Pelletier et al. 1997). UV-indusert giftighet har sammenheng med fotokjemisk aktivering av PAH-forbindelser som er tatt opp i fisk og andre organismer, og man er derfor avhengig av å ha eksponerte organismer i de øvre vannlagene på dagtid for å få en slik effekt.

Det er vanskelig å vite hvordan man skal tolke slike data inn mot en risikovurdering, da effekten av UV vil avhenge av oljetype (Pelletier et al. 1997), art (Barron et al. 2005), og lokale forhold (UV-nivåer i vannfasen). I forhold til uhellsutslipp av olje må man ha i bakhodet at dette er en faktor som kan øke giftigheten av olje sett i forhold til de laboratoriedata som foreligger pr. i dag.

10.1.6 Konklusjoner – giftighet av olje

Effekten av olje på organismer i vannfasen (fisk og plankton) er avhengig av oljetype, nedblandingsgrad og kinetikk for utløsning av oljekomponenter til vannfasen, samt varighet av eksponeringen. Siden planktonforekomstene (plante- og dyreplankton) er generelt lite sårbare for oljeforurensning er hovedfokus for konsekvensutredninger satt på fisk. Egg og larver kan være svært sårbare for oljeforurensning i vannmassene, mens yngel (større enn omlag 2 cm) og voksen fisk i liten grad antas å påvirkes. Dette er i tråd med feltobservasjoner som har vist liten dødelighet av voksen fisk etter virkelige oljeutslipp.

Det har vist seg vanskelig å komme opp med en god grenseverdi for effekter av olje. En solid vitenskapelige basis gir grunnlag for vurdering av giftighet av olje basert på den samlede effekten av komponenter løst i vannfasen, men siden eksponeringsdata ikke har en tilsvarende detaljgrad er metoden vanskelig å benytte i en risikovurdering som her i dette dokumentet.

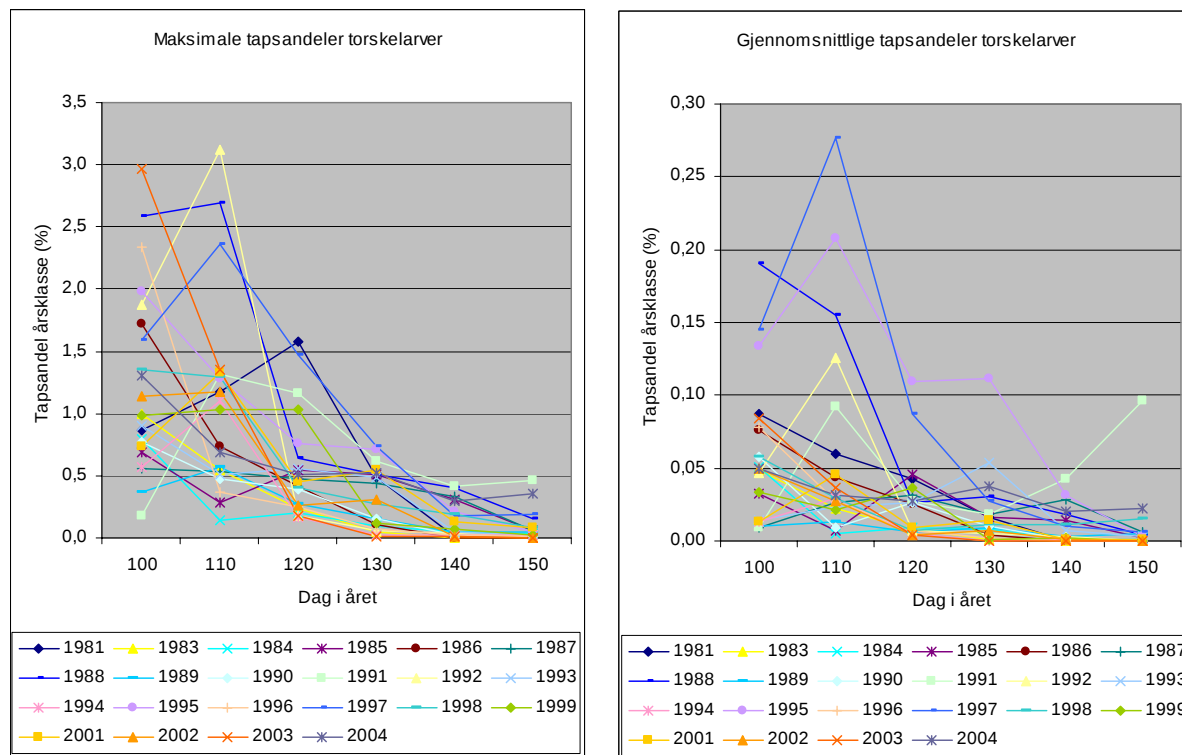
Blant tidligere definerte grenseverdier for effekter av olje er en verdi på 58 ppb som ble etablert under utvikling av modellen EIF akutt. Denne verdien anses å være meget konservativ, og særlig gjelder dette når den holdes opp mot de nedblandede totalkonsentrasjoner av olje som man har på eksponeringssiden. Vi har likevel valgt å legge denne verdien til grunn i vurderinger av miljørisiko, men foreslår at grenseverdien vurderes revidert når mer relevante effektdata blir tilgjengelig.

10.1.7 Mulige konsekvenser for fiskebestander

Det antas at et stort oljeutslipp kan ta livet av fiskeegg og larver, men i mindre grad påvirke voksen fisk. For å illustrere konsekvenspotensialet for fiskeegg og larver er det beregnet tapsandeler av en årsklasserekruttering som følge av overlapp mellom egg- og larvefordeling ved ulike 10-døgns perioder og områder med vannsøylekonsentrasjoner over 50 ppb (totalkonsentrasjon av olje i vann). Analysen er gjort for et tenkt uhellsutslipp nær land i delområdet Nordsjøen nord (DNV 2006). Tapsandeler er analysert for over 20 år med modellerte fordelingsdata på egg og larver fra sild og torsk (ref Havforskningsinstituttet). Resultatene viser

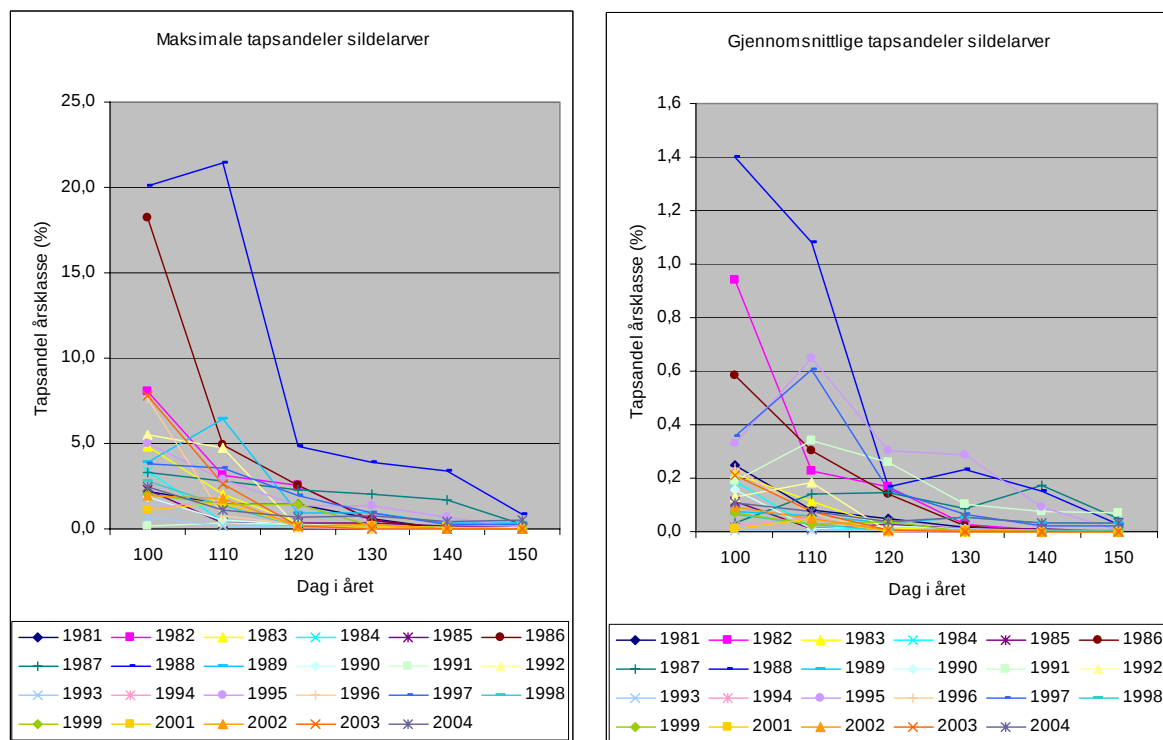
TEKNISK RAPPORT

at gjennomsnittlig overlapp for torsk ligger under 0,5 % av en årsklasse (Figur 10-8) og for sild under 1,5 % av en årsklasse (Figur 10-9).

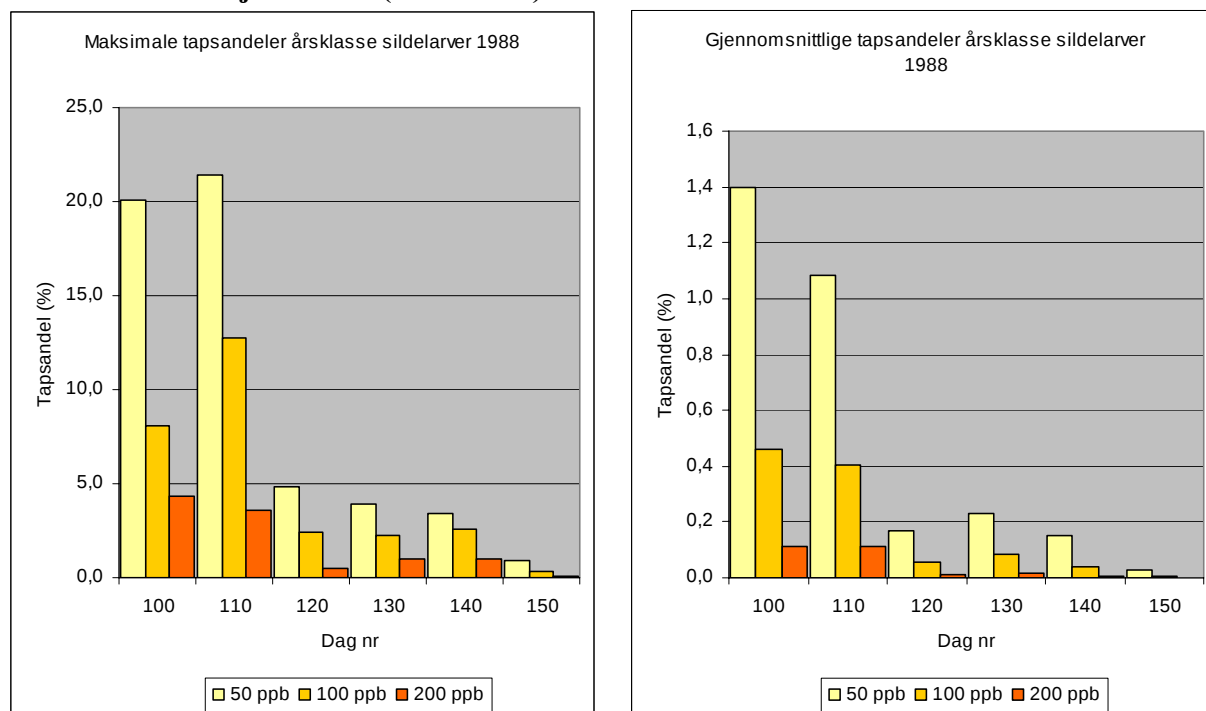


Figur 10-5 Beregnet overlapp (maksimalt og gjennomsnittlig) mellom fordeling av torskegg- og larver for ulike år og vannsøylekonsentrasjoner over 50 ppb for uhellsutslipp i delområde Nordsjøen nord (DNV 2006).

TEKNISK RAPPORT



Figur 10-6 Beregnet overlapp (maksimalt og gjennomsnittlig) mellom fordeling av sildeegg- og larver for ulike år og vannsøylekonsentrasjoner over 50 ppb for uhellsutslipp i delområde Nordsjøen nord (DNV 2006).



Figur 10-7 Sammenlikning av tapsandeler sildeegg/larver for 1988 ved ulike terskelkonsentrasjoner i vannsøylen.

TEKNISK RAPPORT

Gitt en svært konservativ antagelse om at alle egg og larver innenfor overlappsområdet eksponeres og dør, vil gjennomsnittlige tapsandeler av en årsklasse likevel være så vidt lave at det vanskelig kan beregnes kvantifiserbare restitusjonstider for gytebestanden av sild og torsk som følge av ett akutt oljeutslipp i området Nordsjøen nord. En sammenlikning av tapsandeler ved ulike terskelkonsentrasjoner viser en betydelig reduksjon i tapsandeler ved å gå fra 50 til hhv. 100 og 200 ppb THC i vannsøylen (Figur 10-7). Beregninger er foretatt for det året med høyest overlapp med gyteprodukter av sild (1988).

Moe et al. (2000) har gjennomført en rekke modelleringer av konsekvenser for en fiskebestand gitt som biomassetap og restitusjonstid. Beregningene utføres ved å sammenligne den historiske utviklingen i fiskebestander med en tilsvarende utvikling med en gitt, redusert tilvekst av en årsklasse. Den reduserte tilveksten tilsvarer potensielt tap som følge av et uhellsutslipp av olje, dvs. egg og larver som antas å gå til grunne ved eksponering for gitte terskelverdier av olje. Skadens varighet tilsvarer tidsvinduet for når de to utviklingsmønstrene igjen er sammenfallende, mens avviket mellom den historiske bestandsutviklingen og utviklingen med redusert tilvekst gir uttrykk for tap av biomasse over samme periode. For hver ressurs er beregningene utført for 100 tilfeldig valgte utviklingsmønstre, i praksis 100 forskjellige rekrutteringsforløp over en tyveårsperiode, med tilsvarende historiske bestandstall fra ICES (www.ices.dk).

På denne måten unngår man å forholde seg til ett sammenslått forventningstall, hensynet til de uforutsigbare klimatiske og hydrografiske forhold som styrer overlevelsessuksessen til eggene og larvene ivaretas.

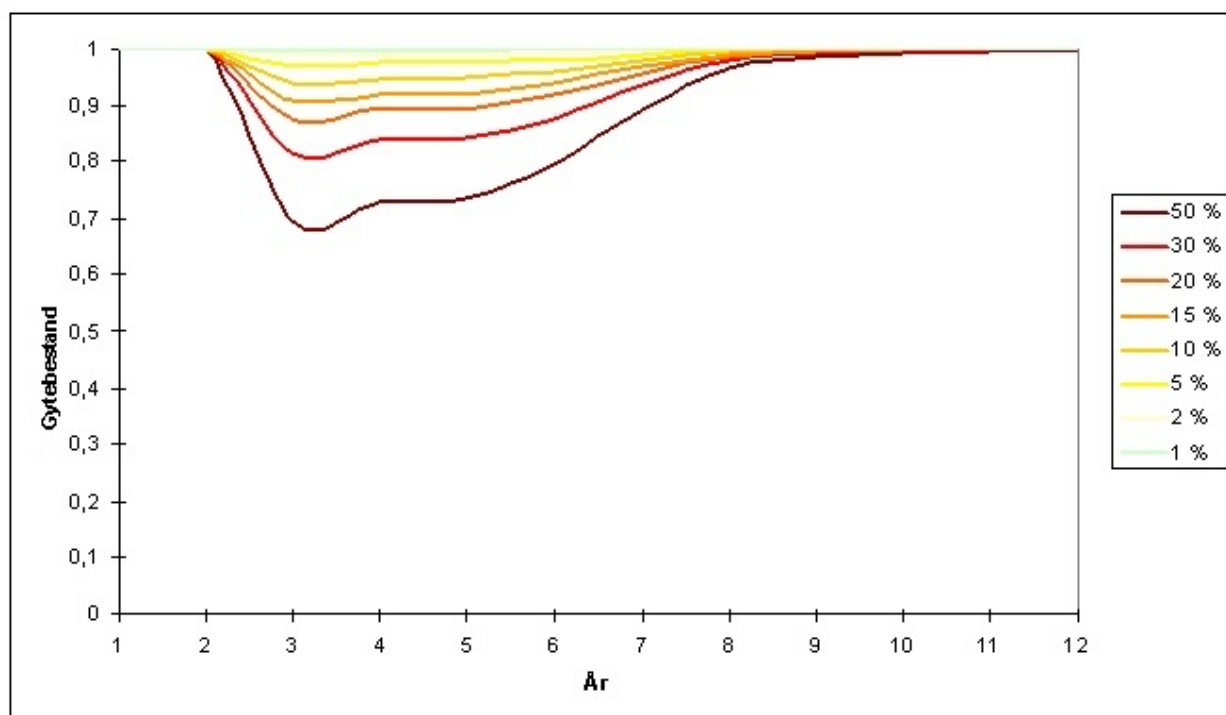
Beregnet fordeling av restitusjonstid for torsk ved ulike tapsandeler er presentert i Tabell 10-3. Tapsandeler på 5 % av rekrutteringen til en årsklasse gir beregnede restitusjonstider på opp til 6 år med hovedvekt på <2 år. Tilsvarende viser tapsandeler på 10 og 15 % økende restitusjonstid på opp til henholdsvis 7 og 8 år.

Tabell 10-3 Fordeling av restitusjonstid for 100 bestandsprosjeksjoner beregnet på gytebestandens biomasse gitt ulike tapsandeler av torskeegg/larver.

Tapsandel larver (%)	Restitusjonstid (år)													
	≤2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	93	5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	42	17	22	15	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	20	8	17	25	25	5	0	0	0	0	0	0	0	0
15	7	11	13	22	24	21	2	0	0	0	0	0	0	0
20	4	4	19	12	29	28	4	0	0	0	0	0	0	0
30	0	1	11	16	22	30	17	3	0	0	0	0	0	0
50	0	0	1	17	15	31	23	12	1	0	0	0	0	0

Skadens omfang, vist som reduksjon i gytebestandens biomasse er vist i Figur 10-8. For tapsandeler på 15 % vil kunne medføre henholdsvis 10 % reduksjon i gytebestandens biomasse, mens en tapsandel på 10 % kun er beregnet til å gi i overkant av 5 % biomassetap.

TEKNISK RAPPORT



Figur 10-8 Reduksjon i gytebestandens biomasse som følge av ulike tapsandeler av torskeegg/larver for en representativ bestandsprosjeksjon.

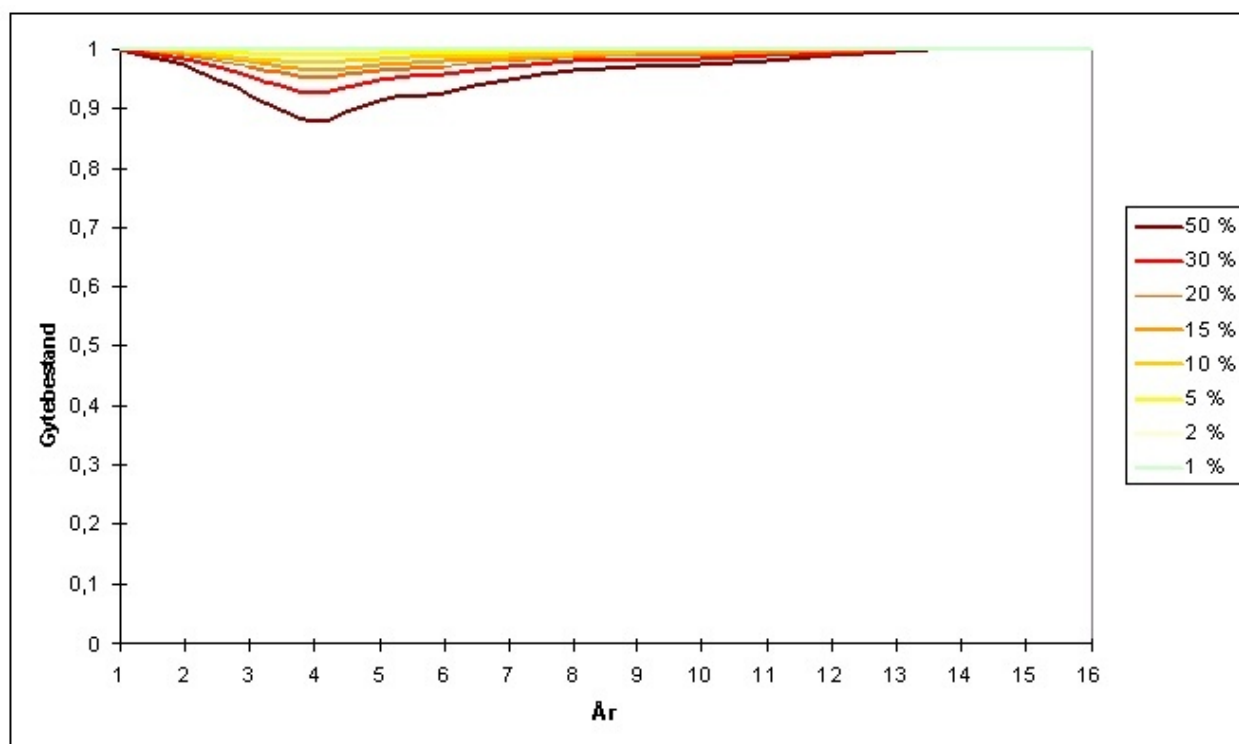
Beregnet fordeling av restitusjonstid for sild ved ulike tapsandeler er vist i Tabell 10-4. En tapsandel på oppmot 5 % av rekrutteringen gir beregnede restitusjonstider på opp til 5 år med hovedvekt på <2 år.

Tabell 10-4 Fordeling av restitusjonstid for 100 bestandsprosjeksjoner beregnet på gytebestandens biomasse gitt ulike tapsandeler av rekruttering av sild.

Tapsandel larver (%)	Restitusjonstid (år)														
	≤2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
5	77	21	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
10	40	13	10	7	15	7	6	1	1	0	0	0	0	0	
15	37	1	0	6	10	22	6	14	4	0	0	0	0	0	
20	37	0	0	1	5	7	21	18	9	2	0	0	0	0	
30	32	4	0	1	1	2	1	18	21	19	2	0	0	0	
50	28	5	2	0	2	1	1	6	20	24	11	0	0	0	

Skadens omfang ved reduksjon i gytebestandens biomasse er presentert i Figur 10-9. Beregningene viser at det kun er små reduksjoner i biomassen som følge av reduksjon i en årsklasse 0-gruppe fisk.

TEKNISK RAPPORT



Figur 10-9 Reduksjon i gytebestandens biomasse som følge av ulike tapsandeler av sildelarver for en representativ bestandsprosjeksjon.

TEKNISK RAPPORT

10.2 Sjøfugl

10.2.1 Generell sårbarhet og konsekvenser

Sjøfugl er svært sårbar for den direkte effekten av oljesøl og beskrivelser av dette er gitt i mange arbeider som f.eks Anker-Nilssen (1987), Isaksen (1998), Peterson (2001) og Brude *et al.*, (2003). I forbindelse med oppdateringen av RKU Nordsjøen er sjøfuglenes sårbarhet for oljeforurensning oppsummert i AMBIO (2006). En kort status over sjøfugls sårbarhet og konsekvenser for oljeforurensning er gitt i det følgende med basis i disse arbeidene.

Hos fugl er en av fjærdraktens viktigste funksjoner å beskytte kroppen mot varmetap, og hos sjøfugl er denne isolasjonen særlig effektiv. Når fugl tilsøles med olje ødelegges fjærenes overflatestruktur, og derved den vannavstøtende egenskapen. Nedsatt funksjonsnivå i kombinasjon med økt energibehov fører som regel til at fuglene dør som følge av en kombinasjon av nedkjøling og undernæring. Fjærdrakten til sjøfugl mister isolasjonsevnen hurtig selv ved liten grad av tilsøling, noe som kan føre til massedød i tiden etter et oljeutslipp. I tillegg vil sjøfugl kunne eksponeres for olje når tilsølte individer pusser fjærdrakten og svelger olje. Oljen inneholder giftige komponenter som kan føre til fysiologiske skader på fuglen. Mer indirekte effekter for sjøfugl vil kunne forekomme som et resultat av forringelse av habitat, forgiftning av næringsgrunnlaget og degradering av beiteområder gjennom nedgang i byttedyrtettheter.

I hvor stor grad de ulike sjøfuglartene er sårbare for oljeforurensning avhenger av faktorer som adferd, habitat, populasjonsstørrelse og restitusjonsevne. En rangering av sårbarhet for olje basert på ulike økologiske grupperinger av sjøfugl er gitt i Tabell 10-5. Disse gruppene er til dels opprettet på grunnlag av artsmessige likheter i sårbarhet. Samtidig opptrer ressursene i de enkelte gruppene relativt enhetlig ved at de stor sett beiter på samme trofiske nivå og har samme fødesøks- og beiteadferd. For eksempel er mange av alkefuglene samlokalisert i hekkesesongen på grunn av kolonitilknytningen deres, samt at utbredelsen deres vinterstid er forholdsvis overlappende (Brude *et al.*, 2003).

TEKNISK RAPPORT

Tabell 10-5 Rangering av sårbarhet for olje for ulike økologiske sjøfuglgrupper (3 = høy sårbarhet, 2 = middels sårbarhet, 1 = lav sårbarhet). Etter Anker-Nilssen (1994) og SFT & DN (1996).

Økologisk gruppe	Sommerområder for				Vinterområder
	Hekking	Næringssøk	Hvile	Myting	
Pelagisk dykkende sjøfugl (lomvi, polarlomvi, alke, alkekonge, lunde)	3	3	3	3	3
Pelagisk overflatebeitende sjøfugl (havhest, grålire, havlire, havsval, stormsval, havsule, polarjo, fjelljo, krykkje, ismåke)	1	2	1	-	2
Kystbundene dykkende sjøfugl (smålom, storlom, islom, gulnebbblom, toppdykker, gråstrupedykker, horndykker, storskarv, toppskarv, svartand, siland)	3	3	3	3	3
Kystbundene overflatebeitende sjøfugl (knoppsvane, sangsvane, kortnebbgås, grågås, kanadagås, hvitkinngås, ringgås, gravand, stokkand, svømmesnipe, pølarsvømmesnipe, tyvjo, storjo, hettemåke, fiskemåke, sildemåke, gråmåke, grønlandsmåke, polarmåke, svartbak, splitterne, makrellterne, rødnebbterne)	2	1	1	2	1

Pelagisk dykkende sjøfugl tilbringer det meste av tiden på sjøen. Disse artene svømmer på havoverflaten og dykker etter næring. De har stor aksjonsradius og besøker store sjøarealer pr. tidsenhet. Denne gruppen består av alkefugl som generelt vurderes å ha høy sårbarhet for oljeforurensning.

Kystbundene dykkende arter er i likhet med pelagisk dykkende arter svært utsatt for oljesøl. Denne gruppen omfatter havdykkender, teist og lommer. Disse artene er avhengige av å dykke etter føden og varmetapet vil bli stort dersom isolasjonsevnen i fjædrakten forringes på grunn av olje. Havdykkendene vurderes som særlig utsatte da de beiter på organismer som vil kunne være forurenset i lang tid etter en hendelse (Peterson, 2001; Brude *et al.*, 2003).

Erfaringer fra tidligere oljeutslipp (eks. *Torrey Canyon*, *Amoco Cadiz*, *Exxon Valdez*, *Braer*, *Sea Empress*, *Erica*, *Prestige* og *Tricolor*) viser at arter i gruppene pelagisk dykkende og kystbundene dykkende sjøfugl (eks. skarv, ærfugl og alkefugler) er sårbare for oljeforurensning. Etter *Exxon Valdez*-ulykken var den akutte dødeligheten størst for alkefugler og nest størst for kystbundene dykkende arter (Piatt, 1990; Brude *et al.*, 2003). Oljeutslippene fra havariene av *Tricolor* og *Prestige* førte også til høyest akutt dødelighet for alkefugler (alke og lomvi) (Camphuysen, 2004).

Pelagisk overflatebeitende sjøfugl og kystbundene overflatebeitende arter vurderes generelt å være mindre utsatt for oljesøl. De kystbundene overflatebeitende artene er mindre utsatt for redusert varmetap, da disse artene i større grad har muligheten til å livnære seg på land dersom de blir oljeskadet. Svaner, gjess og gressender oppholder seg gjerne på skjermede lokaliteter og vil derfor sjelden være utsatt for oljesøl. Under *Braer*-havariet ved Shetland i 1993 var krykkje den vanligst forekommende måkearten under innsamlingen av døde og tilsølte fugler, med 9 % av det totale antallet. Det samlede antallet fugl etter episoden var imidlertid lite. Krykkje

TEKNISK RAPPORT

utgjorde 4 % av de 45.000 døde sjøfuglene som ble funnet etter *Stylis*-episoden i Skagerrak i 1980/81 (Brude *et al.*, 2003).

Andre sjøfuglgrupper vil også kunne eksponeres når olje strander, enten i form av oljesøl eller tilsølt sjøfugl. Døde åtseletere som kråke, ravn og måker ble funnet etter *JohnR*-ulykken i Troms vinteren 2002 (Brude *et al.*, 2003). Skadebildet vil normalt være lavere for disse artene enn for sjøfugl.

Skadene av en hendelse er ofte vanskelig å fastslå ut i fra størrelsen på oljesølet. Det har vist seg ved flere historiske hendelser at omfattende skader kan forekomme selv ved mindre oljemengder (Brude *et al.*, 2003). Dødeligheten kan forventes å være størst dersom olje rammer områder med større konsentrasjoner eller forekomster av sjøfugl. Alvorligheten av en skade på en art/bestand er igjen avhengig av populasjonsbiologiske egenskaper til arten og måles ofte i restitusjonstid. Mange sjøfuglarter har lang levetid men lav reproduksjonsrate (eks. alkefugl). Dersom et oljesøl fører til betydelige bestandstap på slike arter, vil restitusjonstiden kunne være lang. Etter *Exxon Valdez* ble det estimert en restitusjonstid på 20-70 år for lomvi, i de områdene den ble rammet mest (Piatt & Lensink, 1989).

10.2.2 Sjøfuglforekomster i analyseområdet

Som en del av underlaget til regional konsekvensutredning i Nordsjøen er det utarbeidet en egen studie som beskriver miljøtilstanden offshore, økosystem og naturressurser i kystsonen, samt sjøfugl (AMBIO, 2006). Med utgangspunkt i dette arbeidet er det i det følgende gitt en kort beskrivelse av noen av de viktigste sjøfuglforekomstene innen analyseområdet. Det er fokusert på arter i de mest sårbare sjøfuglgruppene; Pelagisk dykkende og kystbundene dykkende arter.

Sjøfugl kystnært

De viktigste hekkekoloniene av alkefugl innen analyseområdet finnes på Runde, men det finnes også mindre hekkeplasser sør for Runde ned til Rogaland. Alkekonge hekker ikke innen analyseområdet.

Av de kystbundene dykkende artene utpeker Runde, Vikna og Froan/Tarva-Meisteinen seg som viktige hekkeområder. Av arter i denne gruppen hekker siland, storskarv, toppskarv og teist langs kysten av Nordsjøen. De viktigste hekkeområdene for storskarv er i Trøndelag, mens toppskarv og ærfugl hekker i hele analyseområdet. Teist hekker i små kolonier langs kysten fra Rogaland og nordover. Svartand, havelle og sjøorre hekker hovedsakelig ved ferskvann, men overvintrer i hele analyseområdet. Også toppskarv og teist har overvintringsområder innen analyseområdet, mens storskarven har sine viktigste overvintringsområder i Skagerrak og Kattegat.

Bestandsstatusen til viktige hekkebestander i Nordsjøen/Skagerrak (AMBIO, 2006);

- Hekkebestanden av lomvi har vært i tilbakegang på nasjonalt nivå i flere tiår, og det er også registrert en negativ bestandstrend på Runde. Arten er oppført i den norske rødlisten som sårbar på nasjonalt nivå.
- Overvåkningsresultatene for lunde de siste 10 årene viser en negativ bestandsutvikling på Runde, selv om hekkebestanden har økt signifikant fra 1980 til 2005. Også andre hekkelokaliteter for lunde har vist en negativ bestandsutvikling (bla. Sklinna, Einevarden,

TEKNISK RAPPORT

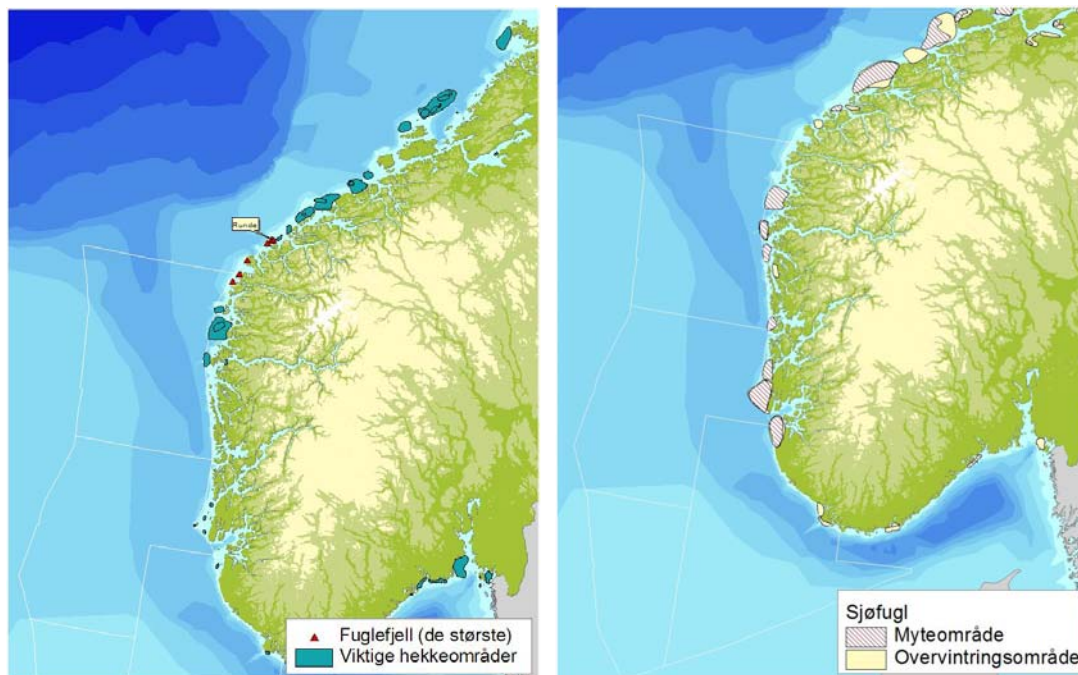
Veststeinen), mens de små hekkebestandene i Rogaland ser ut til å være relativt stabile. Lunde står oppført som hensynskrevende i den norske rødlista.

- Alkebestandene innen analyseområdet ser ut til å ha holdt seg relativt stabile de siste 10 årene.
- Storskarvbestandene innen analyseområdet har holdt seg forholdsvis stabile.
- For toppskarv langs kysten har det generelt vært en positiv utvikling av bestanden de siste 10 årene.
- Bestandsstatusen til teist er usikker, men den ser ut til å ha hatt en negativ utvikling i både Sogn og Fjordane, Hordaland og Rogaland i løpet av de siste 20 årene. Teist står registrert i den norske rødlisten som en art som bør overvåkes på nasjonalt nivå
- Hekkebestandene av ærfugl langs den norske Skagerrakkysten, samt i Rogaland, Hordaland og Møre og Romsdal har økt. Utviklingen i Sogn og Fjordane er mer usikker, mens antall hekkende ærfugl i Trondheimsfjorden er sterkt redusert.

Viktige overvintrings og myteområder i Nordsjøen/Skagerrak (AMBIO, 2006);

- Rogaland er et viktig overvintringsområde for gressender, dykkere og lommer og det er blant annet identifisert nasjonale SMOer for sjøorre, bergand, svartand, kvinand og laksand, samt regionale SMOer for storskarv og toppskarv i området.
- Smølaområdet er et viktig overvintringsområde for bl.a. gråstrupedykker, storskarv og ærfugl. I løpet av den siste 20-årsperioden er det registrert en nedgang i overvintringsbestandene av smålom, toppskarv, ærfugl, havelle, sjøorre og siland i området. I dette området er det registrert nasjonale SMOer for smålom, gråstrupedykker, siland og svartand.
- Kysten av Vest-Agder er et viktig overvintringsområde for flere arter. I dette området er det bl.a. nasjonale SMOer for sjøorre, svartand, havelle, bergand og kvinand, samt regionale SMOer for storskarv, toppskarv og siland.
- Innen analyseområdet er det registrert myteområder spredt langs hele kysten fra og med Rogaland til og med Sør-Trøndelag (se Figur 10-10). Disse områdene er av størst betydning for ærfugl, men også for grågås og sjøorre. De viktigste myteområdene for ærfugl og sjøorre er lokalisert i Sør-Trøndelag.

TEKNISK RAPPORT



Figur 10-10 Viktige fuglefjell og hekkeområder (venstre), samt myte- og overvintringsområder for sjøfugl (høyre). Kilde: NINA/MRDB

Sjøfugl åpent hav

De sjøfuglartene som er sterkest knyttet til det åpne hav er arter av gruppene alkefugl, måkefugl, stormsvaler og suler. Det kan være store forekomster av sjøfugl i åpne havområder innen hele analyseområdet. Spesielt havområdet som strekker seg fra Kattegat, gjennom Skagerrak og videre inn i Nordsjøen betraktes som viktig og er rangert som et av flere internasjonalt viktige områder for sjøfugl i Nordsjøen (Skov *et al.*, 1995; AMBIO, 2006). Enkelte arter som tilbringer mye tid på sjøen kommer kun inn til kysten for å hekke og mange oppholder seg også i hekketiden kilometervis fra koloniene for å finne mat. I hekkesesongen finner man de største konsentrasjonene av alkefugl i åpent hav utenfor koloniene på Runde (Møre og Romsdal).

Nordsjøen er et viktig overvintringsområde for norsk og britisk alke og lomvi, og periodevis også for alkekonge fra kolonier i Russland. Norsk lunde overvinter i stor grad i hele Nord-Atlanteren og delvis i Nordsjøen. Særlig store forekomster av overvintrende alkefuglene kan forekomme utenfor nordspissen av Jylland, og i havområdene mellom Hanstholm og Egersundbanken.

Store bestander av både lomvi og alke myter i Skagerrak på høsten. Lomvi finnes da spredt over store områder, mens alke har en mer klumpvis fordeling. Spesielt viktige myteområder for lomvi er havområdet ved Egersundbanken sørvest for Lindesnes, havområdene sørvest for Stavanger, havområdene mellom Hirtshals og Hanstholm, samt havområdene mellom ytre Oslofjord og Kattegat. Mytebestanden av alke er hovedsaklig konsentrert i havområdene utenfor nordvestkysten av Jylland (spesielt utenfor Hirtshals).

TEKNISK RAPPORT

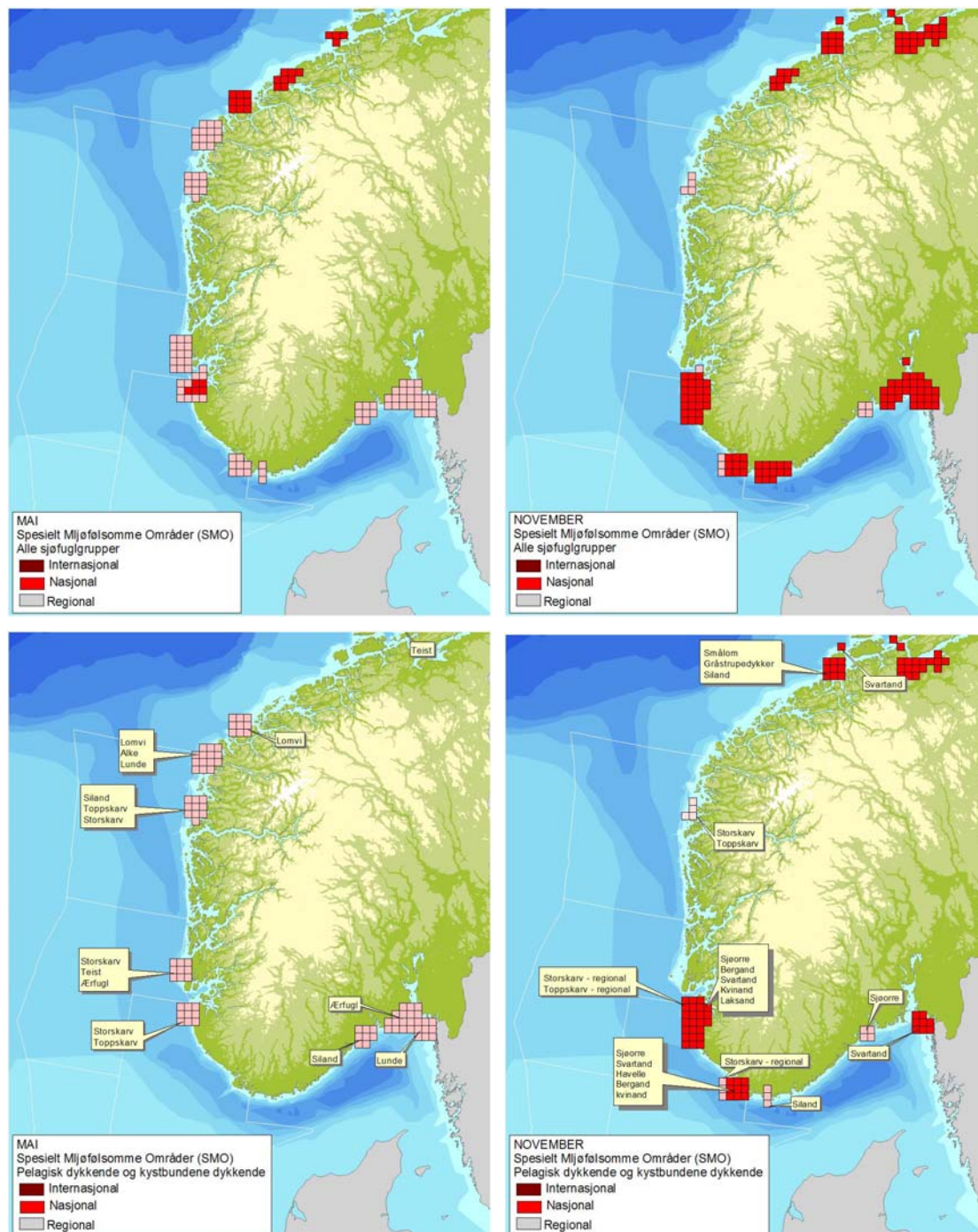
Spesielt miljøfølsomme områder (SMO)

Direktoratet for Naturforvaltning og SFT har gjennomført en analyse for identifikasjon av spesielt miljøfølsomme områder for sjøfugl i norske kyst- og havområder (Moe *et al.*, 1999). Et SMO, i denne sammenhengen, er et geografisk avgrenset område som inneholder en eller flere spesielt betydelige forekomster av naturressurser som er sårbare for akutt oljeforurensning, og som i beste fall vil trenge lang tid for å restituere til et naturlig nivå etter vesentlig skade. Vesentlig skade er gitt i betydning av bestandsandeler som kan gå tapt, hvor forskjellige grenseverdier danner kriteriene for identifikasjon av det enkelte SMO, tilsvarende:

- 5% reduksjon av internasjonal bestand (internasjonal SMO)
- 10% reduksjon av norsk bestand (nasjonal SMO)
- 20% reduksjon av regional bestand (regional SMO)

Således representerer SMOene områder med forventede store forekomster av sårbare ressurser, hvor man vil kunne forvente konsekvenser for sjøfugl ved eksponering fra eventuelle akutte oljeutslipp. SMOer langs kysten av Nordsjøen/Skagerrak er presentert i Figur 10-11. Disse representerer flere av de viktigste kystnære sjøfuglforekomstene som tidligere er omtalt.

TEKNISK RAPPORT



Figur 10-11 Spesielt miljøfølsomme områder (SMO) langs kysten av Nordsjøen og Skagerrak. Øverst: SMOer for alle sjøfuglgrupper i mai (venstre) og november (høyre). Nederst: SMOer for pelagisk dykkende og kystbundene dykkende arter for de samme periodene. Utvalgte perioder er valgt for å representere bildet i hhv. hekke- og overvintringssesongen. Kilde: Moe *et al.* (1999).

TEKNISK RAPPORT

10.2.3 Vurdering av konsekvenser i utredningsområdet

Det er foretatt en vurdering av mulige konsekvenser av akutte oljeutslipp for sjøfugl i utredningsområdet. Konsekvensvurderingene er gitt for de enkelte delområdene i Nordsjøen (nord, midtre, sørvest og sørøst) og er basert på mulige influensområder av oljeutslipp i regionene (se kapittel 8.2) samt viktige forekomster av sjøfugl i analyseområdet (11.1.2). Tilgjengelig datagrunnlag for sjøfugl kystnært har generelt høyere oppløsning enn tilgjengelige data på sjøfugl åpent hav innen analyseområdet. Sjøfugl åpent hav er derfor omtalt i mindre grad og eventuelle vurderinger av konsekvenser er basert på beskrivelser av forekomster innen analyseområdet. Det pågår imidlertid et arbeid i regi av Norsk Hydro, for tilrettelegging av høyoppløselige data for sjøfugl på åpent hav (med utgangspunkt NINAs sjøfugldatabase). Dataene er foreløpig ikke publiserte, men er under utarbeidelse i forbindelse med Hydros leteboringsaktivitet i Nordsjøen.

Noen ressurser er mer sårbare enn andre og pelagisk dykkende og kystbundene dykkende arter er å betrakte som mest sårbare. Det er derfor valgt å fokusere videre konsekvensvurderinger på disse sjøfuglgruppene. Det vil også forkomme mange andre arter innen influensområdene for eventuelle akuttutslipp fra petroleumsaktiviteten i Nordsjøen. Sårbarheten for disse artene er imidlertid lavere og konsekvensene forventes også generelt å være lavere enn for de mest sårbare artene.

Nordsjøen nord

Uhellsutslipp fra denne delregionen vil kunne påvirke kystområder fra sør i Hordaland til Hitra/Frøya i Sør-Trøndelag, med størst sannsynligheter for å treffe kysten fra Bergen til og med Møre og Romsdal (se Figur 8-1). Av de definerte regionene i Nordsjøen er Nordsjøen nord det området hvor aktiviteten er lokalisert nærmest kysten. Uhellsutslipp av olje fra de mest kystnære aktivitetene i denne regionen vil ha relativt stor sannsynlighet for å treffe kysten (13-65%, se Tabell 8-2).

Innenfor mulige influensområder i regionen er det nasjonale SMO for smålom, gråstrupedykker og siland (Smøla i Møre og Romsdal) i vinterperioden, samt at det er regionale SMO for flere sårbare arter både i vår/sommer perioden (siland, toppskarv, storskarv, lomvi, lunde og alke). Disse artene har ofte har vært brukt som dimensjonerende sjøfuglarter i miljørisikoanalyser for aktiviteter i regionen og forventes blant de mest utslagsgivende artene med hensyn til konsekvenser av eventuelle oljeutslipp. Miljørisikoanalyser i området viser generelt høyest konsekvenser for de mest kystnære aktivitetene, og det er beregnet bestandstap på inntil 10 % av nasjonale bestander av toppskarv, storskarv og alke i regionen, med høyest sannsynligheter for skade med restitusjonstider på 1-3 år.

Nordsjøen midtre

Akutt oljeutslipp i dette området vil kunne påvirke kystområder i tilknytning til alle delregionene i Nordsjøen (se Figur 8-8), med treffsannsynligheter på 2-59% (jf. Tabell 11). Høyest sannsynlighet for eksponering av kysten forventes i områdene fra Stavanger til Sognefjorden. Hovedvekten av aktivitetene i denne delregionen er lokalisert med lengre avstand til land enn

TEKNISK RAPPORT

aktiviteten i Nordsjøen nord, og sannsynlighetene for at et eventuelt uhellsutslipp treffer land forventes generelt å være lavere i denne delregionen.

Innen mulige influensområder i denne delregionen er det spesielt viktige sjøfuglforekomster i Stavanger-området som peker seg ut. I vinterperioden er det nasjonale SMOer for flere kystbundene dykkende arter i området ved innløpet til Stavanger og i Farsund-området, i tillegg til regionale SMO for storskarv og toppskarv. I vår/sommer-perioden er det flere regionale SMOer for kystbundene dykkende og pelagisk dykkende sjøfugl. Som et resultat av relativt lave treffsannsynligheter for olje fra aktiviteter langt fra land, viser flere gjennomførte miljørisikoanalyser for aktiviteter i området generelt lavere konsekvenser for kystnære arter enn aktiviteter i Nordsjøen nord. Størst konsekvenser av eventuelle akutte oljeutslipp fra aktiviteter langt fra land vil kunne forventes for sjøfugl på åpent hav. Konsekvensene forventes å være størst for pelagisk dykkende arter i høst/vinter-perioden da flere arter overvintrer i Nordsjøen (alke, lomvi, alkekonge og lunde).

Nordsjøen sørvest

Oljedriftsberegninger i denne regionen viser influensområder som dekker sentrale deler av Nordsjøen, samt vestlige deler av Skagerrak (se Figur 8-14). De presenterte oljedriftsberegningene viser lave sannsynlighetene for at olje treffer land (0,3-24%, se Tabell 8-2), og sannsynligheter for berøring av kysten i områdene fra Farsund til Stavanger, samt mindre kystområder i Danmark.

Aktiviteten i dette området er hovedsakelig lokalisert med lang avstand til land og størst konsekvenspotensiale forventes å være for sjøfuglforekomster på åpent hav. Konsekvenspotensialet forventes å være størst for alkefugl i høst/vinter perioden. Eventuell berøring av kysten vil kunne ha konsekvenser for viktige sjøfuglområder i Stavanger og Farsund-områdene. Resultater fra en miljørisikoanalyse i området viser over 90 % sannsynlighet for bestandstap for lomvi under 5 % (regional bestand), med høyest sannsynlighet for skader med restitusjonstider mindre enn 2 år.

Nordsjøen sørøst

Spredningsberegninger av to utslippspunkt relativt kystnært i denne regionen viser at oljen kan drive både nordover langs norskekysten, samt i mer sørøstlig retning inn i Skagerrak (se Figur 8-19). Et influensområde for aktiviteter i denne regionen vil kunne dekke store deler av Skagerrak og tilgrensende kystområder (Norge, Sverige, Danmark), samt kystområder nordover til Sognefjorden. Hvilke kystområder som viser høyest sannsynlighet for treff av olje varierer mye med den geografiske lokasjonen for oljeutslippet, men oljedriftsberegninger for modellerte utlippspunkter ca. 60 og 80 km fra kysten viser begge høye sannsynligheter for å treffe kysten (hhv. 78 og 93 % sannsynlighet, se Tabell 8-2).

Aktiviteter i denne regionen vinterstid vil kunne påvirke viktige overvintringsbestander av sjøfugl i områdene ved Stavanger og Farsund (bl.a. nasjonale SMO for sjøorre, bergand, svartand, kvinand, laksand og havelle) samt regionale SMO for kystbundene dykkende arter i vår/sommer-perioden. I tillegg vil aktivitet i dette området kunne påvirke store forekomster av sjøfugl på åpent hav, spesielt mytende lomvi og alke i høstperioden, samt overvintrende alkefugler i hele høst/vinterperioden.

TEKNISK RAPPORT

10.3 Sjøpattedyr

Sjøpattedyr er sårbare for oljeforurensning når pelsen dekkes av olje, olje tas opp gjennom huden eller gjennom inntak av oljekontaminert føde og innånding av oljedamper.

Kystselene havert og steinkobbe er de eneste selartene som har fast tilhold på norskekysten. Havert forekommer i kolonier av varierende størrelse langs norskekysten fra Rogaland til Finnmark. Froøyene utenfor kysten av Trøndelag vurderes som en av de viktigste kasteplassene for havert i nasjonal forstand. Havert opptrer konsentrert i bestemte områder i forbindelse med kasting i oktober, ofte i store kolonier med påfølgende forplantning (Havforskningsinstituttet). Områdene ved Kjør i Sola kommune ved Stavanger er de viktigste kaste- og hårfellingsområdene for havert på hele kysten av Sørvest-Norge (Iris, 2006). Havert foretar vandringer som krysser oljeinstallasjonene i Nordsjøen og noen grupper har funnet sitt tilholdssted på selve oljeinstallasjonene (Iris, 2006).

Steinkobbe forekommer i kolonier langs hele norskekysten. Bestanden på Nordøyane i Møre og Romsdal utgjør en av landets største. Steinkobben er relativt stedbunden og legger seg regelmessig på land i tidevannssonen for å hvile. Steinkobbe kaster i mai-juni (Havforskningsinstituttet).

Kystselenes sårbarhet for olje varierer over året. På en skala fra 0 til 3 har både havert og steinkobbe sårbarhet 3 i kaste- og yngleperioder, sårbarhet 1 i hårfellings- og hvileområder, mens sårbarheten er satt til 0 for næringssøk (SFT & DN, 1996)

Det er ikke påvist at større mengder sel har omkommet som følge av oljeforurensning. På grunn av de store konsentrasjonene av havert til enkelte tider på året (kasting og hårfelling), kan imidlertid selv små oljeutslipp forurense mange dyr. På Froøyene utenfor kysten av Trøndelag (inkludert som SMO, se Figur 10-12 for lokalisering) blir det hvert år registrert at rundt 50 % av havertunger har oljeflekker i pelsen (Iris, 2006). Man har allikevel ikke kunnet se forstyrrelser i selenes atferd på grunn av dette, og mortaliteten har vært lav. Dette området er i liten grad eksponert for oljeutslipp i Nordsjøen, mens området Nordøyane i Møre og Romsdal og Kjør i Rogaland som begge er vurdert som SMOer, er noe mer eksponert (se Figur 10-12).

I tillegg til kystselene (havert og steinkobbe) opptrer vågehval, nise og springere regelmessig i Nordsjøen. I RKU Nordsjøen fra 1999 (temarapport 4) er hval beskrevet som generelt lite sårbare for oljeforurensning. Tannhvaler (f.eks. spekkhogger, nise) lever relativt spredt i småflokker og familiegrupper og har en viss evne til å oppdage og unngå olje (ved en kombinasjon av syn, ekkolokalisering og hudreseptorer). Det er imidlertid vist at bardehvaler (f.eks. vågehval) i liten grad har evnen til å oppdage og unngå olje. 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. Dette skjer i liten grad innenfor det aktuelle influensområdet.

For hval og sel generelt gjelder at de er mer 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 (RKU Nordsjøen 1999, temarapport 4). Fordi olje fra uhellsutslipp i Nordsjøen vil være forvitret når den treffer kysten, vil kystsel ikke bli eksponert for fersk olje fra Nordsjøen.

TEKNISK RAPPORT

Oteren er knyttet til ytre kyststrøk, men er også observert i indre deler av kysten. De finner føden sin i gruntvannsområder og tilbringer en stor del av tiden i fjæra. Forekomsten av oter er størst langs kysten fra Nord-Møre og nordover (Ambio, 2006). I Hordaland og i Rogaland nord for Boknafjorden er bestanden mindre. Oter forekommer svært spredt i sørøst-Norge. Oteren skades av oljesøl i havet først og fremst gjennom varmetap som forårsakes av at olje ødelegger pelsens vannavstøtende evne. Oteren kan videre få i seg olje gjennom å pusse pelsen eller ved spising av oljetilgriset fugl. I Nord-Møre og nordover der tetthet av oter er stor, vil mindre oljeuhell sannsynligvis ikke få langvarige, direkte virkninger på oterbestanden, da det forventes en reetablering av oter fra nærliggende områder. For små, isolerte bestander vil små oljeuhell kunne ha store konsekvenser både på kort og lang sikt. Det er ikke angitt SMOer for oter langs kysten.

Tabell 10-6 angir sårbarhet til marine pattedyr overfor oljeforurensing ut fra forvittringsgraden til olje. 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 (DNV, 2000).

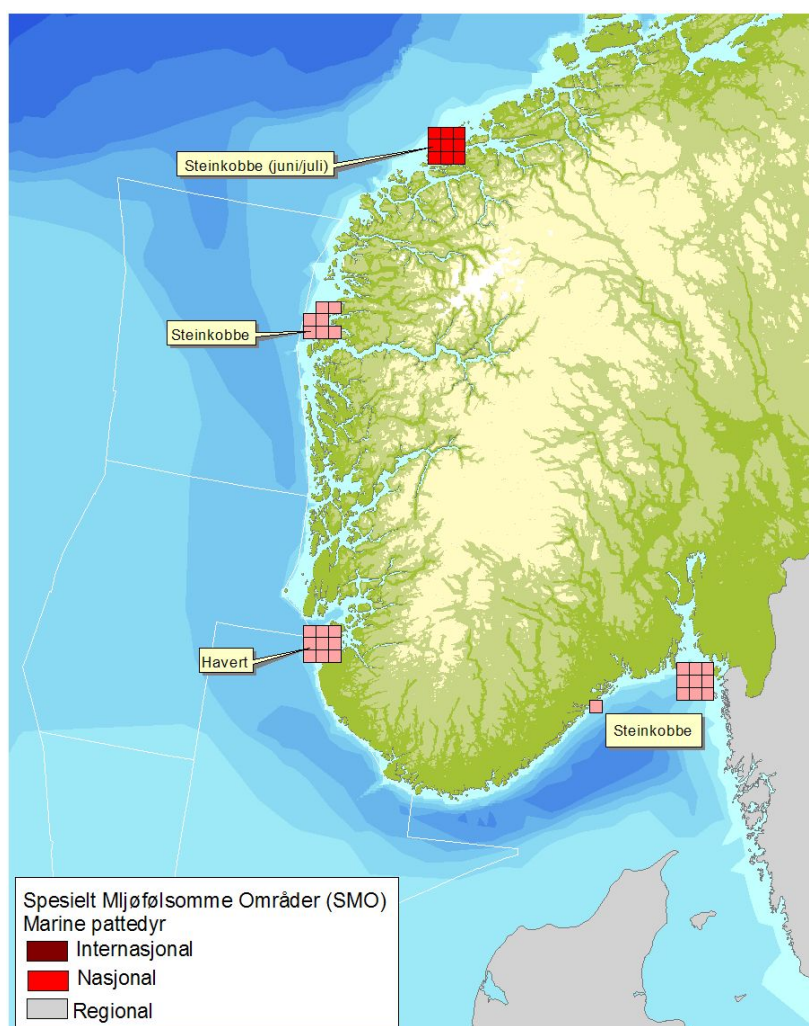
Tabell 10-6 Sårbarhetsvurdering for marine pattedyr i forhold til forvittringsgraden av olje. 0 = Svært lav sårbarhet, 1 = lav sårbarhet, 2 = Middels, 3 = Høy. Kilde: DNV, 2000.

Art / aldersgruppe		"Fersk olje"	"Forvitret"	"Gammel"
Hvaler ¹⁾	Unger	2	2	0
	Ungdyr	2	1	0
	Voksne	2	1	0
Seler	Unger	3	3	2
	Ungdyr	3	2	0
	Voksne	3	2	0
Oter, alle aldre		3	3	2

1) Inkluderer både tann- og bardehvaler.

Det er identifisert SMO for marine pattedyr (kun sel) ved Froan i Trøndelag, ved Harøyfjorden og Nordøyane i Møre og Romsdal, ved Værlandet i Sogn og Fjordane, og ved munningen til Boknafjorden og ved Stavanger i Rogaland (Ambio, 2006). Områdene er vist i Figur 10-12. Froan har høyest verdi (nasjonal) og er et sårbart område hele året.

TEKNISK RAPPORT



Figur 10-12 Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) for marine pattedyr (fra MRDB)

10.4 Strandområder

10.4.1 Sårbarhet

Strandområder utgjør overgangssonen mellom hav og land, og er de områdene som i størst grad vil fange opp oljeforurensning fra sjø. Fordi både marine og terrestriske arter møtes i strandområder, kan artsmangfoldet være stort. Oljeforurensning i strandområder kan føre til betydelig tilsøling som vil kvele dyre- og planteliv på strendene. Strandområder innehar fastsittende og saktebevegende organismer som for eksempel bløtdyr, tangarter og krepsdyr. Fordi slike arter ikke kan bevege seg bort fra en oljeforurensning, vil de bli eksponert helt til olja er fjernet enten ved naturlige prosesser eller gjennom menneskelige inngrep.

Substratet i strandsonen varierer betydelig langs kysten, og er en av de viktigste faktorer som bestemmer sårbarheten til strandsamfunnene. Svaberg og klipper (hardbunnsområder) er den dominerende strandtypen langs norskekysten. Andre substrattyper er blant annet leirstrender, strandenger, sandstrender og tangvoller (Ambio, 2006). Hardbunnsområder og sandstrender

TEKNISK RAPPORT

finnes i bølgeeksponerte områder, mens substrattyper som leirstrender og strandenger finnes i beskyttede områder.

Generelt sett vil skadeomfanget av olje i eksponerte områder være mindre enn i beskyttede områder. I eksponerte områder vil bølger etter hvert vaske bort olje. I bløtbunnsområder vil oljen kunne penetrere ned i bunnen der den lagres i porevolumet mellom sand/silt/leirpartikler. Oljen kan bli værende i lang tid (flere år). Slik vil stasjonære og saktebevegende bunnorganismer som bløtdyr, snegler og krepsdyr kunne bli eksponert for olje i lang tid og restitusjonstiden kan bli lang. Særlig krepsdyr som graver seg ned i sedimentet blir eksponert. Slike organismer vil derfor kunne ta mest skade av oljeforurensningen (FIMR, 2005).

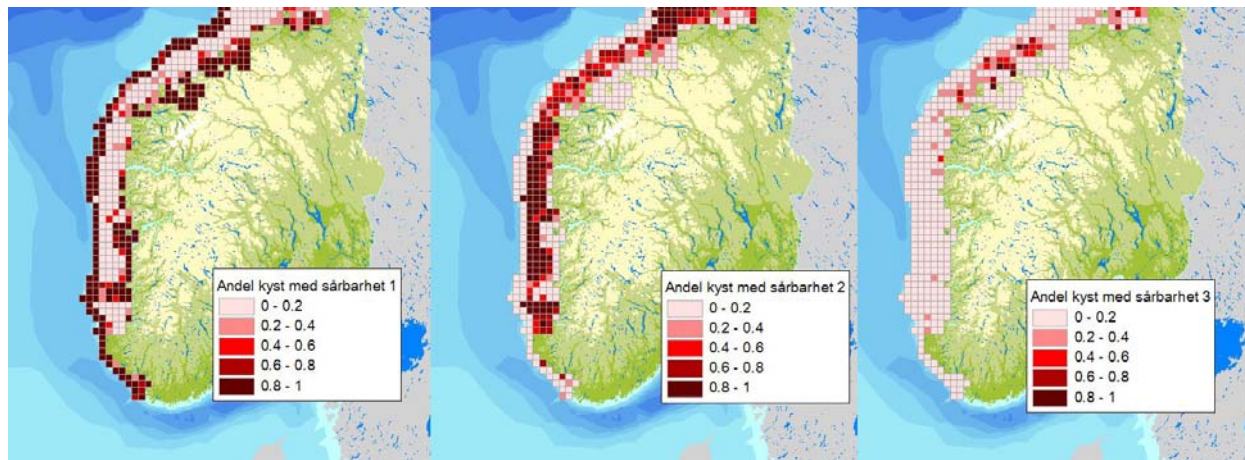
En gradering av ulike strandtyper sin sårbarhet for oljeforurensning er gitt i Tabell 10-7 (DNV, 2005). Tabellen viser hvordan grad av sårbarhet (fra 1=lav til 3=høy) varierer mellom substrattyper og hvordan bølgeeksponering generelt sett vil redusere sårbarhet for forurensning.

Tabell 10-7 Sårbarhet for oljesøl for ulike strandtyper avhengig av eksponering for bølger (DNV, 2005c)

Strandtype	sårbarhetsgrad	
	eksponert	beskyttet
Sva	1	2
Klippe	1	1
Blokkstrand	1	3
Sandstrand	1	2
Steinstrand/grus	2	3
Leirstrand/strandeng	3	3
Sanddyne	1	2

Figur 10-13 viser andelen av kystlinje med sårbarheten for oljeforurensning i 10x10 km ruter fra Lindesnes og nord til Trøndelag i henhold til inndelingen i Tabell 10-7. Figuren viser at samtlige landruter ytterst på kysten domineres av strandtype med sårbarhet 1. Litt lengre inne på kysten domineres rutene av strandhabitat med sårbarhet 2. De fleste landrutene har mindre enn 20% andel med strandhabitat med sårbarhet 3.

TEKNISK RAPPORT



Figur 10-13 Andel kyst med sårbarhet 1 (figur til venstre), 2 (figur i midten) og 3 (figur til høyre) i hver 10x10 km rute langs kysten. Inndelingen er basert på sårbarhetsindeksen i Tabell 10-7. Tegnforklaringen betyr at i en rute med intervallet 0,8-1 for kyst med sårbarhet 1 har 80-100% av den totale strandlengden i ruta sårbarhet 1. Kilde: DNV, 2005c

Effekter av eksponering til et oljesøl vil blant annet avhenge av oljens giftighet. Olje som strander fra et uhellsutslipp langt til havs vil være forvitret. De mest giftige komponentene vil være vasket ut og fordampet når oljen strander. Dersom uhellsutslippet skjer nær kysten og oljen i liten grad er forvitret, vil giftigheten være større. Forvitret olje med høy viskositet vil i mindre grad trenge ned i grunnen. Røtter til flerårige planter vil i liten grad påvirkes. Restitusjonstiden vil bli kortere i slike tilfeller fordi plantene raskt kan danne nye skudd når oljen er borte (RKU Nordsjøen, 1999 temarapport 4). På enkelte strandtyper, f.eks. strandenger, kan skadevirkningene på ett- og flerårige urter medføre sekundæreffekter som økt erosjon.

Ingen av strandressursene fra Vest-Agder til Nord-Trøndelag tilfredsstiller kriterier for Spesielt Miljøfølsomme områder (SMO), ref Ambio, 2006. Det er imidlertid viktig å merke seg at strandområder kan utgjøre viktige områder for fisk, sjøfugl og pattedyr. Denne kyststrekningen inneholder også flere vernede og verneverdige områder relatert til marint miljø med høy sårbarhet for oljeforurensning. Høy sårbarhet i disse områdene forårsakes av andre verneinteresser, for eksempel sjøfugl, og ikke av strandressursen i seg selv. Slike områder er nærmere beskrevet og angitt i Ambio, 2006. De ligger i hovedsak i Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag, men enkelte områder finnes også i Sogn- og Fjordane, Hordaland, Rogaland og Vest-Agder.

10.4.2 Konsekvenser

Det er foretatt en vurdering av mulige konsekvenser av akutte oljeutslipp for strandområder i utredningsområdet. Det er valgt å basere vurderingene på strandingsmengder fra oljedriftsberegningene (ref avsnitt 8.2), samt resultater fra utvalgte miljørisikoanalyser gjennomført for leteboringer og felt i Nordsjøen.

TEKNISK RAPPORT

I følge oljedriftsberegningene kan stranding av olje forekomme fra uhellsutslipp i alle de fire delområdene av Nordsjøen. Sannsynligheten for stranding vil generelt sett øke jo mindre avstanden er mellom utslippspunkt og land. Konsekvensene for strandområder blir større fordi større mengde olje treffer land.

Nordsjøen nord

Nordsjøen nord er det området hvor felt og funn er lokalisert nærmest kysten. Uhellsutslipp av olje fra de mest kystnære aktivitetene i denne regionen vil ha relativt stor sannsynlighet for å treffe kysten (57-60%, se Tabell 8-2). Uhellutslipp fra denne delregionen vil kunne påvirke kystområder fra sør i Hordaland til Hitra/Frøya i Sør-Trøndelag, med størst sannsynligheter for å treffe kysten fra Bergen til og med Møre og Romsdal (se Figur 8-1).

Mengder olje som kan strande fra uhellsutslipp i Nordsjøen nord er større enn mengdene som kan strande fra uhell som skjer i de andre delområdene. Tabell 8-2 viser hvor mye olje som totalt kan strande fra uhellsutslipp i Nordsjøen nord. Det er simulert uhellutslipp fra fire nåværende/fremtidige felt, to nærme land og to langt ute i delområdet. Utslippsraten varierer fra 1800 – 9540 Sm³/døgn med varighet fra 5 til 15 døgn. Gjennomsnittlig totalt strandet oljemengde, for de enkeltscenariene som treffer land, er fra 107 – 2320 tonn for overflateutslipp og 17 – 400 tonn for sjøbunnsutslipp. Det er feltene nærmest land som gir størst total strandingsmengde. Den høyeste beregnede totale strandingsmengden i et enkeltscenarie er 21500 tonn, for de 5% enkeltscenariene med størst total strandingsmengde, er det fra 11250 – 21500 tonn olje som totalt strander. Sannsynligheten for at olje treffer land 50 – 65 % for overflateutslipp og 13 – 57 % for sjøbunnsutslipp.

Tidligere miljørisikoanalyser gjennomført for feltene nærmest land viser at det er omtrent 30% sannsynlighet for at olje som treffer de mest sårbare strandområdene gir en skade i fjæresonen som er restituert etter ett år, det er omtrent 50 % sannsynlighet for skader som varer fra 1-10 år og 20 % sannsynlighet for skader på over 10 års varighet. Dette er vel å merke uten å ta hensyn til risikoreduserende tiltak som oljevern. Andelen av sårbar kyst i denne strekningen er relativt lav sammenlignet med andre steder langs kysten. Kystlinjen er sterkt bølgeeksponert. Dette gir sterkere selvrensingsevne og raskere restitusjonstid, noe som igjen reduserer sårbarheten.

Nordsjøen midtre

Hovedvekten av aktivitetene i dette området er lokalisert med lengre avstand til land enn aktivitetene i Nordsjøen nord. Sannsynlighet for at olje treffer kysten gitt et uhellsutslipp på overflaten er omtrent 50 – 60 % (Tabell 8-2), mens et uhellsutslipp fra sjøbunn har 2 – 54 % sannsynlighet for å treffe land. Akutt oljeutslipp i dette området vil kunne påvirke kystområder i tilknytning til alle delområdene (se Figur 8-8). Høyest treffsannsynlighet forventes i områdene fra Stavanger til Sognefjorden. Oljedriftsberegningene i dette området har en utblåsningsrate som varierer fra 2700 Sm³/døgn til 8300 Sm³/døgn og en varighet fra 4 – 14 døgn. Gjennomsnittlig totalt strandet oljemengde er 250 – 4700 tonn for overflateutslipp og 5 – 1900 tonn for sjøbunnsutslipp.

Resultatene fra miljørisikoanalysen for prøveboring ved M1 viser at det er 10 % sannsynlighet for skade som varer < 1 år dersom olje treffer de mest sårbare strandområdene, det er 75%

TEKNISK RAPPORT

sannsynlighet for 1-10 års varighet og ca 15 % sannsynlighet for skader som varer over 10 år (DNV, 2004).

Nordsjøen sørvest

Aktivitetene i dette området har lengst avstand til land og sannsynligheten for stranding av olje er lavere enn i de andre delområdene, omtrent 20 % for overflateutslipp og tilnærmet 0 % for sjøbunnsutslipp (Tabell 8-2). Oljeutslipp i dette området vil kunne berøre kyststrekningen fra Farsund til Stavanger, samt at det er en sannsynlighet for å berøre kystområder i Danmark (se Figur 8-14). Gitt utslippsbetingelsene som beskrevet i Tabell 8-2 så er gjennomsnittlig totalt strandet oljemengde fra overflateutslipp 30 – 70 tonn. Enkeltscenariet med høyest strandet oljemengde ga 500 tonn totalt strandet olje. Konsekvensen for kysten er langt lavere for dette delområdet enn for de øvrige.

Nordsjøen sørøst

Spredningsberegninger av to relativt kystnære utslippspunkt i dette delområdet viser at oljen kan drive både nordover langs norskekysten, samt i mer sørøstlig retning inn i Skagerrak (se Figur 8-19). Et influensområde for aktiviteter i dette delområdet vil kunne dekke store deler av Skagerrak og kystområdene der (Norge, Sverige, Danmark), samt områder nord til Sognefjorden. Områder med høyest sannsynlighet for treff vil variere stort avhengig av lokasjonen for oljeutslippet. Det regnes ikke med stranding av oljeutslipp fra SØ2 lengst fra land i våre simuleringer (se Tabell 8-2), årsaken til dette er at det er et kondensat utslipp. Derimot er treffsannsynlighet for overflateutslipp fra SØ3 nærmere kysten beregnet til 93% . Gitt utslippsbetingelsene som beskrevet i Tabell 8-2 så er gjennomsnittlig totalt strandet oljemengde fra overflateutslipp 350 – 800 tonn. Enkeltscenariet med høyest strandet oljemengde ga 2700 tonn totalt strandet olje. Skadenivået for strandområder forventes å være tilsvarende som for delområde Nordsjøen midtre.

Oljeutslipp fra aktiviteter med større avstand fra land vil kunne få et spredningsmønster som ligner mer på aktivitetene i Nordsjøen sørvest.

10.5 Sjøbunn

Et oljeutslipp på åpent hav vil i liten grad kunne påvirke sjøbunnen. Et oljeutslipp forårsaket av en sjøbunnsutblåsning vil inneholde gass og stige opp mot havoverflaten. Oljedriftsberegninger for sjøbunnsutblåsninger utført i denne konsekvensutredningen viser at en olje/gass plume relativt raskt stiger mot overflaten i grunne områder (høyeste hastighet beregnet til 1,25 m/s). På større dyp stiger plumen saktere (laveste hastighet beregnet til 0,3 m/s). Fordi olje i slike utslipp beveger seg i en plume som relativt raskt stiger mot overflaten, vil olje i liten grad påvirke sjøbunnen. Bunndyrsamfunn på åpent hav antas derfor å ikke bli eksponert for signifikante oljemengder i forbindelse med uhellsutslipp.

Uhellsutslipp som skjer nær kysten der havdypet er mindre kan under uheldige værforhold føre til kontaminering av sjøbunnen. Høye bølger kan resultere i at oljen dispergeres og nedblandes i vannmassene der sediment er virvlet opp fra bunnen. Olja bindes til sedimentet og synker til bunnen. Oljeutslippet fra Braers grunnstøting i 1993 utenfor Shetland ble i stor grad nedblandet og 30% ble innblandet i sedimentene (RKU Nordsjøen, 1999 temarapport 3). Det var orkan i

TEKNISK RAPPORT

området. Kontamineringen av sjøbunnen førte til skade på bestand av blant annet hummer og sjøkreps. Særlig sjøkreps ble eksponert for oljen fordi sjøkreps graver seg ned i sedimentet. Etter gjenopptak av kommersielt hummerfangst to år etter uhellet ble det rapportert om mindre fangst og færre unge individer enn hva som var vanlig før uhellet skjedde, noe resultater fra etterfølgende forskning også kunne knytte til Braeruhellet (North Atlantic Fisheries College, 1996). Fangst av sjøkreps ble i noen berørte områder gjenopptatt først 6 år etter uhellet.

Tilførsel av mye oljeholdige sedimenter fører først til nedslamming og med dette dør suspensjonsspisende bunnarter ut på grunn av clogging. Bunnspisende dyr overlever lengst, de mest sensitive dør ut, men sterke indikatorarter som er i stand til å klare seg uten oksygen og som ofte lever i anoksiske sedimenter overlever det meste og vil bidra til at oljerestene brytes ned over tid. Etterhvert som tiden går kommer det inn flere arter og samfunnet restitueres etter en viss tid avhengig av mengde belastning. En tommelfingerregel sier at effekter på biota vil inntreffe når oljenivået i sedimentet fordobles i henhold til bakgrunnsnivå. Imidlertid har analyser av data fra Nordsjøen vist at det er først når oljekonsentrasjoner i sediment overstiger 50 ganger bakgrunnsnivåer at en *klar* endring i diversitet av bentiske samfunn kan registreres (Olsgard og Gray, 1995).

Det er ingen registrerte forekomster av koraller på åpent hav i Nordsjøen, men det finnes noen forekomster av kaldtvannskorallen *lophelia pertusa* i kystnære områder og fjorder i Hordaland. I fjorder opptrer den generelt sett i trange deler av fjorden der strømforhold er sterkere. *Lophelia pertusa* finnes på 200 til 400 m havdyp (Havforskningsinstituttet) mens den i norske fjorder er registrert på dyp opp til 50 m (Marlin). Fordi olje som når en fjord i stor grad vil være forvitret, er det lite sannsynlig at den vil påvirke korallforekomster på slike dyp. Koraller antas derfor å ikke bli eksponert for signifikante oljemengder i forbindelse med uhellsutslipp.

10.6 Konsekvenser for økosystemet

Et økosystem kan defineres som “et dynamisk kompleks av planter, dyr og mikroorganismer som i samspill med det fysiske miljø utgjør en funksjonell enhet”. Økosystemer er ikke lukkede systemer, og særlig gjelder dette økosystemene i havet der strømmene i stor grad bidrar til utveksling av organismer mellom forskjellige havområder og økosystemer. Likevel er de marine økosystemene kjennetegnet av at dynamikken innenfor systemet er viktigere enn import og eksport av organismer (Fisken og Havet 2006).

Nordsjøen er et relativt grunt og lukket havområde. 75% av Nordsjøen er grunnere enn 100 m og havet er omgitt av land på de fleste kanter. Nordsjøens økosystem påvirkes av menneskelig aktivitet fordi dette er et av de mest trafikerte sjøområder i verden og landene rundt er tett befolket og høyt industrialiserte.

I de foregående kapitlene er effekten på viktige miljøressursgrupper diskutert. Skade på en sjøfugl- eller sjøpattedyrbestand er isolert sett også skade på økosystemet. Men når vi i dette kapitlet diskuterer eventuelle konsekvenser for økosystemet, blir det på et høyere nivå.

Konsekvens på økosystemet menes i denne sammenheng at skade på en organisme/organismegruppe fører til negative konsekvenser for andre organismer i økosystemet. Et eksempel på dette kan være nedgangen i sjøfuglbestander i Nordsjøen som har vært observert over lengre tid. Sjøfugl som utelukkende beiter på marin føde har hatt en tilbakegang, mens sjøfugl som også beiter på land eller i fjæra har ikke hatt tilbakegang. Arter som krykkje, lomvi

TEKNISK RAPPORT

og sildemåke henter sin næring fra det marine økosystemet men har litt forskjellig næringsvalg. Alle disse artene har vist en tilbakegang, noe som tyder det på at det er problemer med næringsgrunnlaget på grunn av endringer i det marine økosystemet (Lorentsen 2005). Vi vet at det de siste årene har vært en nedgang av tobis og øyepål bestanden i Nordsjøen (Fisken og Havet 2006).

Hvilke konsekvenser kan så et uhellsutslipp av olje ha på økosystemet? I de fleste tilfeller vil et uhellsutslipp av olje ikke forårsake målbare konsekvenser for økosystemet i havet. En måte forurensning kan påvirke økosystemet på er ved at forurensning tas opp i organismer langt nede i næringskjeden og transporteres/akkumuleres opp i næringskjeden. På denne måten påvirkes en større del av økosystemet. Dette gjelder imidlertid ikke for oljeforurensning. Fisk og andre høyerestående organismer metaboliserer hydrokarbonsammensetninger og skiller dem ut. Enkelte evertebrater klarer ikke å metabolisere PAH-er, men dette gir likevel ikke bioakkumulasjon i næringskjeden fordi neste ledd i næringskjeden er fisk som klarer å metabolisere stoffene.

En mulig økosystemeffekt av akutt oljesøl er reduksjon av næringsgrunnlag slik at det gir effekter opp i næringskjeden. Nederst i næringskjeden har vi planteplankton og dyreplankton, disse har så stor utbredelse, så høyt antall og så kort generasjonstid at et akutt oljesøl ikke vil gi noen merkbar effekt på populasjonen og vil dermed heller ikke påvirke organismegruppen som føde for fisk og andre dyr.

Sjøfugl beiter på fisk som f.eks sild, tobis og brisling. Nedgangen i enkelte sjøfuglbestander kommer trolig av redusert fødetilgang. Et stort uhellsutslipp av olje kan drepe fiskeegg og larver, voksenfisk påvirkes imidlertid i liten grad. Som diskutert i kapittel 10.1 så vil et uhellsutslipp av olje i Nordsjøen ha begrenset effekt på fiskepopulasjoner. Fordi ernæringsmønsteret til sjøfugl ikke er godt nok kjent er det ikke mulig å vurdere hvilke effekter en begrenset reduksjon i fiskepopulasjoner vil ha på sjøfuglpopulasjoner. Dersom sjøfuglbestanden er styrt av næringstilgang og har en negativ bestandstrend vil trolig enhver reduksjon i bestander som sjøfuglen beiter på ha en negativ effekt på sjøfuglbestandens utviklingstrend.

Forøvrig så er det sjøfugl som er ansett å være mest sårbare for uhellsutslipp av olje. En reduksjon i en sjøfuglbestand som følge av oljeforurensning vil ikke føre til negative konsekvenser for økosystemet fordi sjøfugl er høyt oppe i næringskjeden og en reduksjon av en sjøfuglbestand vil derfor i liten grad få negative ringvirkninger på andre organismer i økosystemet. En reduksjon av en sjøfuglbestand er selvsagt en negativ konsekvens i seg selv om ikke det per definisjon gir negative konsekvenser for økosystemet.

Fjæresonen kan sees på som en relativt avgrenset del av det marine økosystemet med interaksjoner fra både land og hav. Fjæresonen er et område hvor de fysiske betingelsene varierer mye over tid, fra sommertilstander med varmt vann til isskuring om vinteren. Flo og ebbe tørlegger og overflommer fjæra daglig. Dyre- og plantesamfunnet i fjæra er derfor tilpasset store variasjoner. De daglige variasjonene skader ikke økosystemet, men naturlige hendelser som isskuring kan fjerne de fleste organismene i fjæra. Det er et definisjonsspørsmål hvorvidt et oljesøl har konsekvenser for økosystemet i fjæra. Innenfor det området som forurenses av et oljesøl er det helt klart effekter på økosystemet i fjæra, men oljesøl har relativt begrenset utstrekning. Utenfor det forurensede området vil tilsvarende fjæreøkosystem forekomme uten skade. Spørsmålet er hvor stor utstrekning av forurenset strandsone det må til før man kan

TEKNISK RAPPORT

definere at det har konsekvenser på økosystemnivå. Forurensing i fjæresonen vil også kunne påvirke sjøfugl og vadere som beiter i fjæresonen.

Som nevnt er Nordsjøen et økosystem som er kraftig eksponert for menneskelig aktivitet. Det er i den senere tid blitt diskutert hvorvidt økosystemet tåler mer belastning. De viktigste faktorene som påvirker økosystemet i Nordsjøen er trolig fiske, temperaturendringer og tilførsel av næringsalter. Det er langvarige endringer i det fysiske miljøet, predasjonstrykk eller fangst som trekkes frem som mulige årsaker til endringer i økosystemet. Et akutt oljesøl er en relativt kortvarig belastning på miljøet selv om restitusjonstiden på spesielt sårbare ressurser kan være opp til 10 år eller mer. Det er ikke påvist endringer i økosystemer som følge av store oljesøl.

TEKNISK RAPPORT

11 SAMLET VURDERING AV MILJØRISIKO

11.1 Sammenlikning med tidligere RKU Nordsjøen

Den totale frekvensen for utblåsning i 2006 er på samme nivå som i forrige konsekvensutredning for Nordsjøen, mens estimert frekvens for utblåsning i 2011 er omtrent 20% høyere enn fremtidsestimater i forrige RKU. Det fremtidsestimater gjaldt for år 2000. Basisfrekvensene for komplettering og produksjon har gått noe ned i forhold til de som ble benyttet i forrige RKU. Aktivitetsnivået har økt noe i forhold til forrige RKU.

Det er utblåsning som har høyest potensiale for miljøskade og er det viktigste bidraget til miljørisiko for uhellsutslipp fra oljeleting og produksjon. Beliggenheten av leteboringer og produserende felt i forhold til sårbare miljøressurser er en viktig faktor med hensyn på miljørisikonivået. Det er en tendens til økt lete- og produksjonsaktivitet nærmere land, dette fører til at miljørisikonivået blir høyere enn tidligere. Økt fokus på oljevernberedskap nær kilden og i strandsonen bidrar imidlertid til å redusere risikoen ved slike kystnære operasjoner.

11.2 Miljørisiko i forhold til annen virksomhet

Dette er ikke en kvantitativ analyse av den totale miljørisikoen i Nordsjøen. Det er derfor ikke mulig å kvantitativt sammenlikne miljørisikobidraget fra oljeleting og produksjon med andre aktiviteter som for eksempel skipsfart. I forbindelse med helhetlig forvaltningsplan for Lofoten og Barentshavet er det gjennomført metodetester for kvantitativ analyse av miljørisikobidraget fra forskjellige industrisektorer. Metoden har behov for fortsatt utvikling og ble derfor ikke benyttet i forvaltningsplanen.

Frekvens for uhellsutslipp fra de forskjellige sektorene kan sammenliknes, men en slik sammenlikning innebærer en del usikkerhet. Utslippssted og potensiale for å treffe sårbare ressurser betyr mye for miljørisikoen, ofte vil uhellsutslipp fra skip skje nær land, mens uhellsutslipp fra oljeleting og produksjon vil forekomme langt fra land. Videre er det forskjellige innrapporteringsrutiner for uhellsutslipp fra skipsfarten og fra oljeindustrien, dette fører til at utslippsdata bør sammenliknes på et overordnet plan.

Den totale frekvensen for uhellsutslipp fra oljeleting og produksjon inklusive skytteltankere, men uten oljetankere er 1,07. Det vil si litt over en hendelse per år, det er små utslippene fra rørledninger og omlasting til skytteltankere som dominerer hendelsesfrekvensen, mens potensielt store utslipp fra utblåsninger og FPSO havari utgjør under 4% av frekvensen.

Frekvens for uhellsutslipp fra tankere, produktskip og bunkers fra alle andre skip med over 300 tonn bunkersolje er på omtrent $6,5 \times 10^{-2}$ per 100 nm (DNV 2004b). I Nordsjøen utgjør årlig seilt distanse for lastede tankere og produktskip på over 10 000 omtrent 120 000 nm (DNV 2004b). Det vil si at årlig frekvens for uhellsutslipp er på omtrent 78. Dette er betydelig høyere årlig hendelsesfrekvens enn for oljeleting og produksjon.

TEKNISK RAPPORT

12 KUNNSKAPSSTATUS

Beregning av miljøkonsekvenser og miljørisiko som følge av potensiale for oljeutslipp har lenge vært et viktig satsningsområde innen ytre miljøarbeid i oljeindustrien.

Arbeidet har to hovedmål:

1. å forstå og forutsi mulige konsekvenser av uhellsutslipp av olje
2. å redusere miljørisikoen til et så lavt nivå som mulig

Det langvarige fokuset har ført til et godt grunnlag for å forstå skjebnen til oljesøl på havoverflaten og i fjæra samt potensiell effekt på viktige miljøressurser som sjøfugl samt alger og dyr i fjæresonen. Vi har per i dag gode verktøy for å estimere miljørisiko for bruk i risikostyring. Det er alltid behov for utvikling og forbedring av kunnskapsnivået innen fagfeltet, så også innen dette fagfeltet. Det må imidlertid ikke føre til at man vegrer seg for å benytte dagens kunnskap som godt beslutningsgrunnlag i risikostyring. I dette avsnittet har vi nevnt de viktigste områdene hvor vi mener kunnskapsnivået med fordel kan forbedres.

Det er behov for økt kunnskap innen enkelte områder i forhold til vurdering av risiko for skade på fisk fra akuttutslipp. Beregningen av en grenseverdi for totalt hydrokarbon i vannmassene er en utfordring. Bedre eksperimentelle data på effekter av dispergert olje er derfor ønskelig. Dette er viktig for å få en effektgrense som relaterer seg til modellerte konsentrasjoner i vannmassene. Det synes lite sannsynlig at man klarer å utvikle eksponeringsmodeller som kan karakterisere sammensetningen av oljekomponenter i vannfasen på et detaljnivå som gir grunnlag for beregning av giftighet på komponentnivå. Derfor ser vi behov for en videreutvikling av dagens tilnærming med å beregne effektgrense for totalt hydrokarbon i vannmassene. Dagens metode gir svært konservative (strengt) effektgrenser og det er behov for mer realistiske grenseverdier.

En annen viktig usikkerhet er hvor stor påvirkning UV-lys har på giftighet av olje. I laboratoriestudier er en økning i giftighet på opp til en faktor 100 påvist, og dette er data som er vanskelig å ekstrapolere mellom oljer og i forhold til de UV-nivåer som finnes i Nordsjøen.

Resultatene fra arbeidet med identifisering av Spesielt Miljøfølsomme Områder og Petroleumsvirksomhet (SMO) er et mye benyttet beslutningsgrunnlag i utredningssammenheng. Gjennomsnittsalderen på datagrunnlaget for SMO på sjøfugl er imidlertid på mellom 15-20 år, mens benyttet datagrunnlag på fisk generelt er vurdert som mangelfullt. Siden benyttet datagrunnlag ble etablert har det skjedd endringer i flere av sjøfugl- og marine pattedyrbestandene langs norskekysten, samt at det er tilgjengelig ny kunnskap vedrørende viktige gyte- og oppvekstområder for fisk. For å opprettholde SMO som et godt beslutningsverktøy, er det viktig å oppdatere SMO med nyere ressursdata der det foreligger eller etter hvert som ny kunnskap opparbeides. Det eksisterer nyere data både for fisk og marine pattedyr (sel og oter) som med fordel kunne vært inkludert i SMO. Det varierer imidlertid fra område til område hvor mye nyere sjøfugldata som er opparbeidet de senere årene. I forbindelse med utredningene i Lofoten og Barentshavet (ULB) ble bestandstrender og populasjonsstørrelser av sjøfugl oppgradert for flere arter. Fra og med 2005 er sjøfuglovervåkingen langs kysten

TEKNISK RAPPORT

samordnet med det nyutviklede sjøfuglprogrammet ”Seabirds Population Management and Petroleum Operations” (SEAPOPOP), som har som mål å gi bedre kunnskap om utbredelse, tilstand og utvikling av norske sjøfuglbestander. Hovedfokus for SEAPOPOP ligger i første omgang i nordområdene, men intensjonene skal være å fortsette nedover hele kysten. Behovet for oppdatering av SMO er påpekt i flere anledninger, blant annet i forbindelse med identifiseringen av kunnskapshull i ULB-prosessen (Brude et al., 2003).

Å vurdere konsekvenser for økosystemet som følge av oljeforurensning krever økt kunnskap om interaksjoner i økosystemet og modeller som ivaretar disse interaksjonene.

TEKNISK RAPPORT

13 REFERANSER

- AMBIO, 2006: AMBIO miljørådgivning, 2006. Regional konsekvensutredning Nordsjøen. Beskrivelse av miljøtilstanden offshore, økosystem og naturressurser i kystsonen samt sjøfugl. Rapport nr. 20137-1.
- Anker-Nilssen, 1994: Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. NINA oppdragsmelding 310:1-18.
- Anker-Nilssen, T, 1987: Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. Viltrapport 44: 1-114
- Barron MG, Carls MG, Short JW, Rice SD, Heintz RA, Rau M, Di Giulio R. 2005. Assessment of the phototoxicity of weathered Alaska North Slope crude oil to juvenile pink salmon. *Chemosphere* 60: 105-110.
- Barron MG, Carls MG, Short JW, Rice SD. 2003. Photoenhanced toxicity of aqueous phase and chemically dispersed weathered Alaska North Slope crude oil to Pacific herring eggs and larvae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22:650-660.
- Barron MG, Little EE, Calfee RD, Diamond S. 2000. Quantifying solar spectral irradiance in aquatic habitats for the assessment of photoenhanced toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19:920-925.
- Barron MG, Podrabsky T, Ogle S, Ricker RW. 1999. Do aromatic hydrocarbons determine petroleum toxicity to aquatic organisms? *Aquatic Toxicology* 46:253-268.
- Booman, C., Midtøy, F., Smith, A.T., Westheim, K. & Føyn, L., 1995. Effekter av olje på marine organismer - særlig på fiskelarvens første næringsopptak. *Fisken og Havet*, nr. 9.
- Brakstad OG. 2001. Biodegradation of Jotun and Balder oils. SINTEF rapport nr. STF 66, SINTEF, Oslo, Norge.
- Brown ED, Baker TT, Hose JE, Kocan RM, Marty GD, McGurk MD, Norcross BL, Short J. 1996. Injury to the early life history stages of Pacific herring in Prince William Sound after the Exxon Valdez oil spill. *American Fisheries Society Symposium* 18:448-462.
- Brude *et al.*, 2003: Brude, O.W., Systad, G.H., Moe, K.A. & Østby, C. 2003. ULB Delutredning – studie 7-b. Uhellutslipp til sjø. Miljøkonsekvenser på sjøfugl, sjøpattedyr, strand, iskant mv. Rapport nr.: 1157-01. Alpha Miljørådgivning og NINA.
- Calfee RD, Little EE, Cleveland L, Barron MG. 1999. Photoenhanced toxicity of a weathered oil to *Ceriodaphnia dubia* reproduction. *Environmental Science and Pollution Research* 6:207-212.
- Camphuysen, 2004: Camphuysen, C.J. 2004. The Tricolor oil spill: an incident that should have been prevented. *Atlantic Seabirds* 6(3): 81-84. Special Issue published August 2005.
- Carls MG, Marty GD, Hose JE. 2002. Synthesis of the toxicological impacts of the Exxon Valdez oil spill on Pacific herring (*Clupea pallasii*) in Prince William Sound, Alaska, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 59:153-172.

TEKNISK RAPPORT

Carls MG. 1987. Effects of dietary and water-borne oil exposure on larval pacific herring (*Clupea-harengus-pallasi*). Marine Environmental Research 22: 253-270.

Carls, M.G., Rice, S.D. and Hose, J.E., 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part 1. Low level exposure during incubation causes malformations, genetic damage and mortality in larval pacific herring (*Clupea pallasi*). Environmental Toxicology and Chemistry 18:481-493.

Clark, J.R., G.E. Bragin, R.J. Febbo and D.J. Letinski. 2001. Toxicity of physically and chemically dispersed oils under continuous and environmentally realistic exposure conditions: Applicability to dispersant use decisions in spill response planning. Pp. 1249–1255 in Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference, Tampa, Florida. American Petroleum Institute, Washington, D.C.

CONCAWE 2001: Environmental classification of petroleum substances – summary data and rationale. CONCAWE rapport nr. 01/54. <http://www.concawe.be/Html/Reports.htm>

Couillard CM, Lee K, Legare B, King TL. Effect of dispersant on the composition of the water accommodated fraction of crude oil and its toxicity to larval fish. Environmental Toxicology and Chemistry 24:1496-1504.

Depledge, M.H., 1989. The rational basis for detection of the early effects of marine pollutants using physiological indicators. Ambio 18; 301-302.

Di Toro, D.M., J.A. McGrath, D.J. Hansen, 2000: "Technical Basis for Narcotic Chemicals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Criteria. I. Water and Tissue." Environ Toxicol. Chem. 19: 1951-1970.

DN, 1999: Immediate impact of the "Exxon Valdez" oil spill on marine birds. Auk 107: 387-397. DN, 1999 – rødlisten

DNMI (Det Norske Meteorologiske Institutt): Database av beregnede vind og bølgeparametre for Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet hver 6. time for årene 1955-1994.

DNV, 1995: Miljørisikoanalyse for Balder. Rapport 95-3557. Revisjon 02. 11.10.1995

DNV, 1997: Anbefalte feildata for rørledninger DNV rapport 97-3420, rev.2, okt. 1997.

DNV, 2000: Sea Mammals Oil pollution vulnerability and damage categorisation. Report 98-3481. Revision 01. 2000-05-22

DNV, 2004: ERA for exploration drilling for PL266- The Beluga prospect. Rapport 2004-0140. Revisjon 01. 2004-02-02

DNV, 2004b: "Skipstrafikk langs norskekysten, analyse av miljørisiko" DNV rapport 2004-0778, rev.1, 2004.07.05.

DNV, 2005: Miljørettet risikoanalyse- konseptalternativer GJØA. Rapport nr 12165 revisjon 01. 2005-11-28

DNV, 2005b: "Anbefalte feildata for rørledninger" DNV rapport 2005-1221, rev.2, 2005-08-18.

DNV, 2005c: MIRA Revision 2005. DNV rapport 2005- 11466

DNV 2005d: Risikoreduserende tiltak for skytteltankeroperasjoner i området Lofoten –

TEKNISK RAPPORT

Barentshavet. DNV Powerpoint presentasjon 31. mai 2005.

DNV, 2006: Miljørettet risikoanalyse Fram Vest, DNV rapport under utarbeiding.

European Commission. 2003. Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. (2. ed.)

<http://ecb.jrc.it/Technical-Guidance-Document/>

Fanneløp, T. K. and K. Sjøen., 1980: Hydrodynamics of Underwater Blowouts, Norwegian maritime Research, NO. 4.

FIMR, 2005: Effects of oil spills on Arctic marine ecosystems. Environmental protection: Biology and potential effects of oil spills on the arctic sea ice. 28.04.2005

Fisken og Havet 2006: Environmental status of the Skagerrak and North Sea 2004.

Forbes VE, Calow P. 2002. Species sensitivity distributions revisited: A critical appraisal. Human and Ecological Risk assessment, 8: 473-492.

Fossum P, Øiestad V. 1992. De tidlige livsstadiene hos fisk i møte med trusselen fra petroleumsvirksomhet. Sluttrapport fra Havforskningsinstituttets egg- og larveprogram – HELP (1985-1991).

French-McCay, D. P. 2002: Development and application of an oil toxicity and exposure model, OILTOXEX. Environ Toxicol Chem 21:2080-2094

Gallego, A., Cargill, L.H., Heath, M.R., Hay, S.J. & Knutsen, T., 1995. An assessment of the immediate effect of the Braer oil-spill on the growth of herring larvae using otolith microstructure analysis. Marine Pollution Bulletin, Vol. 30, No. 8: 536-542.

Havforskningsinstituttet: Miljø- og naturressursbeskrivelse for Nordsjøen.

Om koraller: <http://www.imr.com>

Heintz RA, Rice SD, Wertheimer AC, Bradshaw RF, Thrower FP, Joyce JE, Short JW. 2000. Delayed effects on growth and marine survival of pink salmon after exposure to crude oil during embryonic development. Marine Ecology Progress series 208:205-216.

Heintz RA, Short JW, Rice SD. 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part II. Increased mortality of pink salmon (*Onchorhynchus gorbuscha*) incubating downstream from weathered Exxon Valdez crude oil. Environmental Toxicology and Chemistry 18: 494-503

Hellstrøm, T. & Døving, K.B., 1983. Perception of diesel oil by cod (*Gadus morhua* L.). Aquat. Toxicol., 4: 303-315.

Hokstad JN, Daling PS, Buffagni M, Johnsen S. 1998. Chemical and ecotoxicological characterisation of oil-water systems; input to modelling. Paper presented at the "Environmental Modelling & Software" seminar at Lillehammer, 1998.

IRIS, 2006: RKU-Nordsjøen- status for havert *Haliochoerus grypu*. Rapport IRIS – 2006/014.

Isaksen, 1998: Isaksen, K., Bakken, V. & Wiig, Ø. 1998. Potential effects on seabirds and marine

TEKNISK RAPPORT

mammals of petroleum activity in the northern Barents Sea. Norsk Polarinstitutt meddelelser No 154. Oslo. 66 pp. Peterson 2001. (ULB)

Johansen Ø. 2006. EIF acute 2005 – SINTEF contribution. SINTEF Report dated 17.01.06 , 18 pp

Johnsen HG, Nordtug T, Nilsen H. 2002. Calculation of PNEC values for the water column applied in environmental risk management for accidental discharges. Statoil rapport C.FOU.DE.B02.

Johnsen S, Frost TK, Hjelsvold M, Røe Utvik TI. 2000. The environmental impact Factor – a proposed tool for produced water impact reduction, management and regulation. SPE paper 61178, presented at the SPE Conference in Stavanger, June 26-28 2000.

Koh and Fan, 1970: Mathematical Models for Prediction of Temperature Distribution resulting from the Discharge Heated Water into large bodies of water, EPA report water Quality Office.

Levitus m. fl. 1994: Hydrografi atlas utlagt på internet-adresse:

<http://ingrid.ldgo.columbia.edu/SOURCES/LEVITUS94/MONTHLY/.temp>
<http://ingrid.ldgo.columbia.edu/SOURCES/LEVITUS94/MONTHLY/.sal>

Little EE, Cleveland L, Hurtubise R, Barron MG. 2000. Assessment of the photoenhanced toxicity of a weathered petroleum to the tidewater silverside. Environmental Toxicology and Chemistry 19:926-932.

Mail fra Statoil, v/Steinar Nesse 10.03.06 – Aktivitetsnivå rørledninger

Lorentsen, S-H. 2005. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2004. NINA rapport.

Mail fra Statoil, v/Steinar Nesse 13.03.06, 29.03.06 og 30.03.06 – Aktivitetsnivå for boring og produksjon

Marlin- The Marine Life Information Network for Britain & Ireland.

http://www.marlin.ac.uk/bio_pages/bio_sensex_cor.lop.htm

Martinsen, E. A., H. Engedahl, G. Ottersen, B. Ådlandsvik, H. Loeng and B. Bilano, 1992: Climatological and hydrographical data hindcast of ocean currents. Technical Report no. 100. The Norwegian Meteorological Institute.

Marty GC, Short JW, Dambach DM, Willits NH, Heintz RA, Rice SD, Stegeman JJ, Hinton DE. 1997. Ascites, premature emergence, increased gonadal cell apoptosis, and Cytochrome P4501A induction in pink salmon larvae continuously exposed to oil contaminated gravel during development. Canadian Journal of Zoology 75:989-1007.

McCarty L, G. Osburn, A. Smith, D. Dixon, 1992: Toxicokinetic modeling of mixtures of organic chemicals. Environmental Toxicology and Chemistry 11:1037–1047

McCarty, L., D. Mackay. 1993: Enhancing Ecotoxicological Modeling and Assessment. Environmental Science and Technology 9: 1719 – 1728

McGrath JA, Parkerton TE, Hellweger FL, DiToro DM. 2005. Validation of the narcosis target lipid model for petroleum products: Gasoline as a case study. Environmental Toxicology and

TEKNISK RAPPORT

Chemistry 24: 2382-2394.

Melle W, Serigstad B, Ellertsen B. 2001. Environmental risk of deep water oil drilling – a preliminary analysis. Rapport 01/2001. Havforskningsinstituttet.

Moe *et al.*, 1999: Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999. 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). Alpha Rapport 1007-1. 51 p. + Web-Atlas CD-ROM.

Moe KA, Ugland KI, Brude OW. 2000. Fisk & Olje. Et integrert konsept for skade- og risikoberegninger. Alpha Rapport 1028-1. Alpha Miljørådgivning 34 s.

Neff JM, Ostazeski S, Gardiner W, Stejskal I. 2000. Effects of weathering on the toxicity of three offshore Australian crude oils and a diesel fuel to marine animals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 1809-1821.

Nilsen HT, Nordtug T, Johansen Ø. 2005: Threshold value and exposure-to-risk functions for oil components in the water column to be used for risk assessment and acute discharges (EIF acute). Statoil Report C.FOU.DE.B02.

NOFO, 2002a. Standard for gjennomføring av aktivitetsspesifikk beredskapsanalyse. (<http://planverk.nofo.no/gapanaly.htm>).

NOFO, 2006. Regionalt planverk mot akutt forurensning. (<http://planverk.nofo.no>).

Norcross, B.L., Hose, J.E., Frandsen, M. & Brown, E.D., 1996. Distribution, abundance, morphological condition, and cytogenic abnormalities of larval herring in Prince William Sound, Alaska, following the Exxon Valdez oil spill. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 2376-2387.

North Atlantic Fisheries College, 1996- Preliminary Investigations of the Effects of the Braer Oil Spill. Cehvonne Laurenson & Marie Wishart. Fisheries Development Note No 4. October 1996. Shetland Fisheries Training Centre Trust.

NRCNA. 2005. Oil Spill Dispersants - Efficacy and Effects. National Research Council of the National Academies. The National Academic Press. Washington DC (www.nap.edu)

OLF, 2001. Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser (MIRA). Tilgjengelig på CD-ROM gjennom OLF.

OLF 2005 Miljørapport 2004, Oljeindustriens Landsforening, Stavanger, Juni 2005.

Olsgard, F. & J.S. Gray 1995: A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Marine Ecology Progress Series* vol. 122: 277-308.

Pelletier M.C., R.M. Burgess, K.T. Ho, A. Kuhn, R.A. McKinney & S.A. Ryba (1997). Phototoxicity of individual polycyclic aromatic hydrocarbons and petroleum to marine invertebrates larvae and juveniles. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(10): 2190-2199

Peterson, 2001: Peterson, C.H. 2001. The "Exxon Valdez" Oil Spill in Alaska: Acute, Indirect and

TEKNISK RAPPORT

Chronic Effects on the Ecosystem. Adv. in Mar. Biol. 39: 1-103.

Piatt & Lensink 1989: Piatt, J.F. & Lensink, C.J. *Exxon Valdez* bird tool. Nature 342: 865-866.

Piatt, 1990: Piatt, J.F. and Lensink, C.J., Butler, W., Kendziorek, M. and Nysewander, D.R. 1990.

Ramachandran SD, Hodson PV, Khan CW, Lee K. 2004. Oil dispersant increases PAH uptake by fish exposed to crude oil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59: 300-308.

Reichert, W.L. & Varanasi, U., 1982. Metabolism of orally administered naphthalene in spawning english sole (*Parophrys vetulus*). *Environ. Res.* 27: 316-324.

Rice, S.D. 1985. Effects of oil on fish. In Engelhart, F.R. (ed.). *Petroleum effects in the Arctic Environment*. Elsevier Appl. Sci., London and New York.

RKU Nordsjøen, 1999: Temarapport 3. Beskrivelse av influensområdet til havs og på land. 15.01.1999. RC Consultants as NINA.

RKU Nordsjøen, 1999: Temarapport 4. Uhellsutslipp- sannsynlighet, miljørisiko og konsekvens

RNB, 2006: Selskapenes innrapportering til revidert nasjonalbudsjett 2006 (oktober 2005)

Sakshaug, E., Bjørge, A., Gulliksen, B. Loeng, H. & Mehlum, F., 1992. Økosystem barentshavet. Norwegian Research Program for Marine Arctic Ecology. ISBN 82-90565-17-8.

Scholten, MCT, Schobben HPM, Karman CC, Jak RG, van het Groenewoud. 1993. De berekening van het maximaal toelaatbare risico-niveau van olie componenten in water en sediment. TNO report R93/87.

SFT & DN, 1996: Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. Statens forurensningstilsyn, Horten, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. Veileder. 16 s.

Sintef 1999, Samlehandbok over forvitringsegenskaper for et utvalg av Norske råoljer og kondensat. Rapport nr. STF66 F99110.

SINTEF 2002: Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Uhellsutslipp - sannsynlighet, miljørisiko og miljømessige konsekvenser.

SINTEF 2004, *Blowout and well release frequencies*, rapport nr: 27.005.004/R2, 2005-04-15.

SINTEF 2006, *Blowout and Well Release Characteristics and Frequencies*, 2005, Sintef rapport no: STF50 F06009, 2006-01-27.

Skov *et al.*, 1995 Skov, H., Durinck, J., Leopold; M.F. og Tasker, M.L. 1995. Important bird areas for seabirds in the North Sea including the Channel and the Kattegat. BirdLife International, Chambridge.

Solbakken, J.E., Tilseth, S. & Palmork, K.H., 1984. Uptake and elimination of aromatic hydrocarbons and a chlorinated biphenyl in eggs and larvae of cod *Gadhus morhua*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 16; 297-301.

Sverdrup L, Kelley A, Vik EA. 2000. Environmental classification of petroleum substances: Evaluation of test principles and CONCAWEs classification proposal for crude oils and gasolines. Aquateam report no. 00-004, Aquateam, Oslo, Norway.

TEKNISK RAPPORT

Sørgård E., 1994: Oil drift simulations OILTRAJ. DNV report no. 93-2060. Det Norsk Veritas Research.

Thomas, R.E. & Rice, S.D., 1981. Excretion of aromatic hydrocarbons and their metabolites by freshwater and seawater Dolly Varden char. In "Biological monitoring of marine pollutants", F.J. Vernberg, A. Calabrese, F.P. Thurberg & W.B. Vernberg (eds.). Academic Press, New York.

Thomas, R.E. & Rice, S.D., 1982. Metabolism and clearance of phenolic and mono-, di- and polynuclear aromatic hydrocarbons by Dolly Varden char. In "Physiological mechanisms of marine pollutant toxicity", Academic Press, New York.

Utvik TIR. 1999. Chemical characterisation of produced water from four offshore oil production platforms in the North Sea. Chemosphere 39:2593-2606.

Varanasi, U., Uhler, M. & Stranahan, S.I., 1978. Uptake and release of naphthalene and its metabolites in skin and epidermal mucus of salmonids. Toxicol. Appl. Pharmacol., 44: 277-289.

Wells, P.G. & Percy, J.A., 1985. Effects of oil on Arctic Invertebrates. In "Petroleum effects in the Arctic environment. F.R. Engelhardt (ed.). Elsevier Applied Science Publishers, London.

Westernhagen, H.von, 1988. "Sublethal effects of pollutants on fish egg and larvae"; 253-346 in Fish physiology. W.S. Hoar & D.J. Randall (eds.). Volume XI,. Academic Press (London).

AAD, 2001. Samlet regelverk for petroleumsvirksomheten. Utgjøres av flere forskrifter, samtlige tilgjengelig gjennom www.lovdata.no.