



---

DET NORSKE VERITAS

---

Teknisk Rapport  
**Forvaltningsplan Norskehavet -  
Miljøkonsekvenser akutt utslipp**

**Olje- og energidepartementet**

Rapport nr./DNV ref nr: 2008-0484

**REV , 2008-02-20**



	DET NORSKE VERITAS AS Veritasveien 1 1322Høvik, Norway Tel: +47 67 57 99 00 Fax: +47 67 57 99 11 http://www.dnv.com Org. No: NO 945 748 931 MVA
For:	
<b>Olje- og energidepartementet</b> Postboks 8129, Dep 0032 OSLO Norway	
Kunde ref: Steinar Nesse	

Dato for første utgivelse:	2008-02-20	Prosjekt nr.:	65235509
Rapport Nr.:	2008-0484	Emnegruppe:	
Sammendrag:	<p>Denne delutredningen utgjør en del av Olje- og Energidepartementets utredning av konsekvenser for helhetlig forvaltning av Norskehavet, for sektor petroleum og energi. Emner som dekkes i delutredningen er konsekvenser for strand, sjøpattedyr og fisk som følge av akutt utslipp fra petroleumsindustrien. Utblåsninger er lagt til grunn for oljedriftsmodellering som er utført for en rekke av feltene i Norskehavet, samt for leteaktivitet kystnært ved Møre og ved Jan Mayen.</p> <p>For vurdering av konsekvenser er det lagt til grunn en oversikt over områdets naturressurser og kjent og tilgjengelig kunnskap om effekter. Konsekvenser er vurdert ut ifra en beskrivelse av dagens aktivitetsnivå, samt et fremtidsbilde for 2025.</p>		
Utført av:	<i>Navn og stilling</i> <i>Odd Willy Brude, Principal Consultant</i> <i>Torild Nissen-Lie, Senior Consultant</i> <i>Anne Birgitte Brautaset, Consultant</i> <i>Anders Rudberg, Principal Specialist</i> <i>Øistein Johansen, SINTEF</i>	<i>Signatur</i>	
Verifisert av:	<i>Navn og stilling</i> <i>Ole Øystein Aspholm, Head of Section</i>	<i>Signatur</i>	
Godkjent av:	<i>Navn og stilling</i> <i>Tor Jensen, Head of Section</i>	<i>Signatur</i>	

<input checked="" type="checkbox"/>	Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet (fri distribusjon innen DNV etter 3 år)	<b>Indekseringstermer</b>	
<input type="checkbox"/>	Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet	Nøkklørord	Miljøkonsekvenser, akutt utslipp, Norskehavet, oljedrift
<input type="checkbox"/>	Strengt konfidensiell	Service Area	SHE
<input type="checkbox"/>	Fri distribusjon	Market Sector	

Rev Nr:	Årsak til utgivelse:	Utført av:	Verifisert av:



---

<p>© 2002 Det Norske Veritas AS All rights reserved. This publication or parts thereof may not be reproduced or transmitted in any form or by any means, including photocopying or recording, without the prior written consent of Det Norske Veritas AS.</p>			



## *Innholdsfortegnelse*

<b>1</b>	<b>SAMMENDRAG .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>INNLEDNING .....</b>	<b>3</b>
	2.1 Forutsetninger og tilnærming .....	3
	2.1.1 Geografisk avgrensning .....	3
	2.1.2 Aktivitetsnivå .....	4
	2.1.3 Frekvenser for uhellsutslipp .....	6
	2.1.4 Utslippsmengder .....	7
	2.1.5 Utredningstemaer .....	8
<b>3</b>	<b>DRIFT OG SPREDNING AV OLJE .....</b>	<b>10</b>
	3.1 Oljedriftsmodeller .....	10
	3.1.1 OilTraj .....	10
	3.1.2 OSCAR .....	11
	3.2 Oljens egenskaper og skjebne .....	12
	3.3 Resultater fra oljedriftsberegningene .....	14
	3.4 Eksponering av sjøoverflate .....	17
	3.5 Eksponering i kyst og strandsone .....	21
	3.5.1 Draugen .....	21
	3.5.2 Heidrun .....	22
	3.5.3 Norne .....	24
	3.5.4 Møre .....	26
	3.6 Eksponering i vannsøylen .....	29
<b>4</b>	<b>MULIGE MILJØKONSEKVENSER .....</b>	<b>33</b>
	4.1 Konsekvenser for sjøpattedyr .....	33
	4.1.1 Ressursbeskrivelse .....	33
	4.1.2 Effekter og sårbarhet .....	42
	4.1.3 Sannsynlighet for miljøskade .....	45
	4.1.4 Samlet vurdering .....	51
	4.2 Konsekvenser for kyst og strand .....	52
	4.2.1 Ressursbeskrivelse .....	52
	4.2.2 Sårbarhet .....	58



4.2.3 Strandlokaliteter med MOB prioritet .....	59
4.2.4 Sannsynlighet for miljøskade .....	64
4.2.5 Samlet vurdering .....	70
4.3 Konsekvenser for fisk .....	72
4.3.1 Om effekter og effektgrenser på fiskeegg og larver.....	72
4.3.2 Ressursfordeling.....	73
4.3.3 Beregning av tapsandeler av egg og larver .....	78
4.3.4 Tapsandeler av årsklasserekruttering .....	82
4.3.5 Konsekvenser for fiskebestander .....	83
4.4 Konsekvenser for bunnsamfunn.....	86
4.4.1 Ressursbeskrivelse .....	86
4.4.2 Sårbarhet.....	88
4.4.3 Konsekvenser .....	89
4.5 Konsekvenser som følge av kjemikalieutslipp.....	91
<b>5 OPPSUMMERING AV KONSEKVENSER OG MILJØRISIKO.....</b>	<b>93</b>
<b>6 REFERANSER .....</b>	<b>95</b>
<b>7 APPENDIKS .....</b>	<b>100</b>

## 1 SAMMENDRAG

Foreliggende arbeid er utført av DNV og SINTEF som en del av Olje- og energidepartementets utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet – sektor petroleum og energi. Arbeidet fokuserer på mulige miljøkonsekvenser som følge av akutte utslipp av olje for strand, sjøpattedyr, bunnsamfunn og fisk. Mulige konsekvenser ved akutt utslipp av kjemikalier eller oljebasert boreveske er også kort belyst.

Vurdering av miljøkonsekvensene gjøres opp i mot dagens aktivitetsnivå samt et fremtidig aktivitetsnivå som beskrevet av OED.

De største miljøkonsekvensene knyttet til akutt utslipp av olje fra petroleumsaktiviteten i Norskehavet er knyttet til utblåsninger og rørledningslekkasjer. Sannsynligheten for en utblåsning basert på dagens feltaktivitet er på  $1,2 \times 10^{-2}$  dvs. 1 utblåsning pr. 83 år. Av disse hendelsene vil 75 % gi et oljevolum større enn 2000 tonn olje på sjø og 32 % gi volumer større enn 20000 tonn. Volumer i sistnevnte kategori ligger til grunn for de oljedriftsberegninger som foreliggende konsekvensvurdering er grunnlagt i. Frekvensen basert på ulike fremtidsbilder for feltaktivitet fremover indikerer en dobling i aktivitet og derav sannsynlighet for uhellshendelser i perioden frem mot 2012, for deretter å avta til om lag samme nivå som i dag mot år 2025.

I tillegg til denne aktiviteten kommer leteaktivitet i området. Typisk sannsynlighet for uhellsutslipp ved leteboringer er på 0,001 dvs. en gang pr. 1000 operasjoner.

Når det gjelder rørledningslekkasjer er sannsynligheten for akutt utslipp her beregnet til  $6,2 \times 10^{-1}$  dvs. 1 utblåsning pr. 1.6 år. Det er antatt at den totale frekvensen for akutt rørledningslekkasjer kan stige noe i perioden som kommer etter hvert som flere feltinterne rør og stigerør kommer til (Urd, Alve, Tyrihans). Imidlertid er lekkasjevolumene mindre enn ved utblåsninger og for lekkasjer fra stigerør til overflaten antas at det 99 % vil resultere i utslipp på mindre enn 1 tonn og at resterende 1 % vil resultere i utslipp i størrelsen 1000 – 10000 tonn. For feltinterne rør vil 95 % av hendelsene som gir olje på overflaten være utslipp av mindre enn  $1 \text{ m}^3$ . Det er videre 2 % sannsynlig med 1000-2000 tonn og 3 % sannsynlig med mengder fra 2000-20000 tonn.

Vurdering av konsekvensbildet er basert på utblåsninger som dimensjonerende hendelse. Oljens levetid på overflaten og massebalanse over tid er viktig med tanke på mulige konsekvenser. I Norskehavet er det mange relativt lette oljetyper med begrenset levetid på sjøoverflaten. Dette fører til at en sjøbunnsutblåsning fra de felt som er i drift vil ikke nå kysten og forventes også å gi mindre konsekvenser for sjøpattedyr på havet enn tilsvarende overflateutslipp. Dette gjelder også for vannsøylen. Overflateutslipp fra Draugen, Heidrun og Norne vil kunne medføre stranding av olje, selv om dette ikke forventes (dvs. sannsynlighet < 50 %). Tilsvarende vil en utblåsning fra fremtidig leteaktivitet kystnært utenfor Møre kunne gi stranding av olje, men det er heller ikke her forventet bla. pga av antagelsen om lett oljetype i dette området (Kristin lettolje). Leteboring på Jan Mayen ryggen forventes heller ikke å nå Jan Mayen, men her er usikkerhetene i antagelser om mulig oljetype noe større (en middels Oseberg Øst olje er lagt til grunn).

Forventet konsekvens for strandområder som følge av overflateutblåsninger er mindre miljøskade (restitusjonstid < 1 år), selv om det for noen felt er en viss sannsynlighet for både moderat (1-3 år) og betydelig miljøskade (3 – 10 års restitusjonstid). I første rekke gjelder dette for utslipp fra Norne og Møre. Norne vil også berøre størst kystområde pga. lang levetid av oljen på sjøen, mens olje fra et kystnært utslipp utenfor Møre vil ha kortere levetid, men vil nå kysten raskere og med større sannsynlighet.



Forventet konsekvens for sjøpattedyr er i første rekke knyttet til kystnære forekomster av sel og oter (som følge av overflateutblåsninger), selv om enkeltindivider av hval også kan berøres. For bestanden av havert er det i første rekke overflateutslipp fra Norne og Draugen som kan gi både mindre og moderat miljøskade, med størst sannsynlighet om høsten. Det er også en liten sannsynlighet for betydelig miljøskade ved utblåsninger fra disse feltene. For steinkobbe er konsekvensene størst ved utslipp fra Møre, men her er det kun sannsynlig med mindre og moderat miljøskade. Også utblåsning fra Draugen og Norne kan medføre slike konsekvenser, men med langt lavere sannsynlighet. For oter er det en viss sannsynlighet for mindre og moderat miljøskade, spesielt i sommerperioden og ved utslipp fra Møre, Draugen og Norne. Andre arter (for eksempel klappmyss ved Jan Mayen) forventes i mindre grad berørt.

Konsekvens i vannsøylen som følge av akutt utslipp er i første rekke forventet og vurdert for fiskeegg- og larver av sild og torsk. Forventet konsekvens er mindre enn 1 % tap av egg og larver som medfører mindre miljøskade for gytebestandene av sild og torsk. Det er også en liten sannsynlighet for moderat miljøskade for sild og betydelig miljøskade for torsk. Dette gjelder utblåsninger fra Norne, Draugen og kystnært ved Møre dersom et akutt utslipp skjer på våren i den perioden hvor egg og larver er mest konsentrert og også har størst eksponeringspotensiale for olje med tanke på larvenes vertikalfordeling i vannsøylen.

En vurdering av mulig "worst-case" konsekvens for disse bestandene indikerer en mulig tapsandel på 1-5 % av egg og larver, som i verste fall kan medføre inntil 25 % tap av årsklasserekruttering som igjen kan medføre betydelig og alvorlig miljøskade (tap av inntil 35 % av gytebestandens biomasse). Sannsynligheten for et slikt utfall er imidlertid svært lav (trolig på  $10^{-6}$  -  $10^{-7}$  nivå dvs. en gang pr. 1-10 millioner år for et enkelt felt) og dette utfallet bør ikke frikobles fra denne sannsynligheten.

Ved akutte utslipp er det generelt forventet liten grad og lokalt begrenset eksponering av eksisterende korallrev og svamptannfunn. Den største trusselen for koraller og svamp antas å være mindre rørledningslekkasjer fordi disse utslippene har høyere sannsynlighet enn utblåsninger og større lekkasjer, kan ha lang varighet og har større potensial for horisontal spredning av hydrokarboner langs bunnen. Eventuell eksponering av gyteprodukter og larvestadiet til koraller og svamp antas å ha mindre konsekvenser for eksisterende samfunn.

De fleste akutte utslipp av kjemikalier, selv svarte eller røde kjemikalier, vil ikke medføre skade på organismer i området rundt utslippet. Ved større akutte utslipp av kjemikalier rundt en havbunnsramme, som større utslipp av metanol eller MEG vil slike vannløselige kjemikalier raskt fortynnes i vannmassen og ikke medføre langtids effekter. Større akutte utslipp av oljebaserte produkter kan medføre mindre oljefilmer på havoverflaten og akkumulering av hydrokarboner i sedimentene dersom de sedimenterer, men selv større utslipp vil være av en slik art at det mest trolig ikke medfører langtids effekter eller målbar endring av flora/fauna.

## 2 INNLEDNING

Foreliggende arbeid er utført av DNV og SINTEF som en del av Olje- og energidepartementets utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet – sektor petroleum og energi. Arbeidet fokuserer på mulige miljøkonsekvenser som følge av akutte utslipp av olje for strand, sjøpattedyr og fisk.

### 2.1 Forutsetninger og tilnærming

En trinnvis tilnærming er valgt med følgende hovedkomponenter:

1. Oversikt over aktiviteter og aktivitetsnivå samt frekvenser for uhellsutslipp
2. Miljø grunnlagsinformasjon; hvor det er gitt en kortfattet beskrivelse av naturmiljøkomponenter innen utredningsområdet med tanke på videre vurdering av skadepotensialet.
3. Uttrykk for påvirkningsfaktoren; som er gitt av resultatene fra oljedriftsberegninger tilrettelagt for å kunne vurdere mulige miljøkonsekvenser som følge av et uhellsutslipp
4. Mulige effekter og miljøskade; som en kombinasjon av miljøforhold og ressursutbredelse, mulighetene for eksponering av olje og vurdering av mulige virkninger av slik eksponering

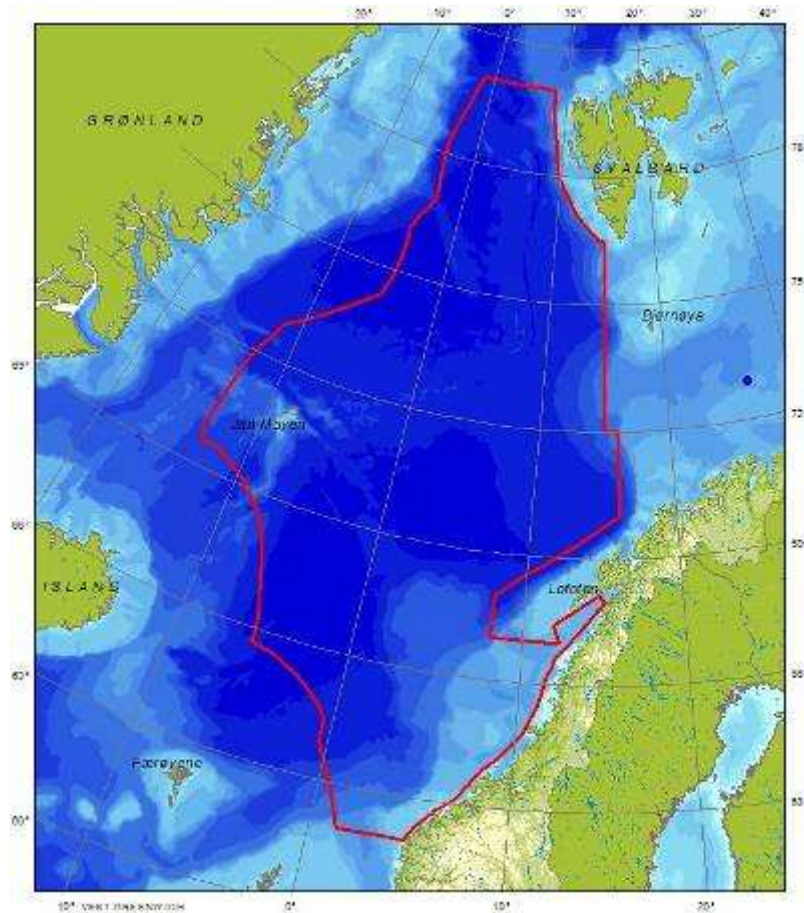
Utgangspunkt for vurderingene er et spesifisert bilde av petroleumsvirksomhetens nåtilstand (2008) og i perioden frem mot 2025.

Konsekvensvurderingene bygger på tilsvarende arbeider i forbindelse med RKU Norskehavet (2003) og utredning av petroleumsvirksomhet i Lofoten-Barentshavet (ULB delrapport 7b og 7c) i forbindelse med forvaltningsplanen for Lofoten-Barentshavet (2007)

#### 2.1.1 Geografisk avgrensning

Forvaltningsplanen for Norskehavet skal dekke et område som strekker seg fra utenfor grunnlinjen i norsk økonomisk sone fra 62°N til 80°N, inkludert dypvannsområder i norsk økonomisk sone vest for Barentshavet og i fiskevernsonen ved Svalbard (vest for Svalbard), og i tillegg fiskerisonen ved Jan Mayen og ”Smutthullet”. Også området i Vestfjorden inkluderes i utredningsområdet. Det geografiske området er vist i Figur 2-1.

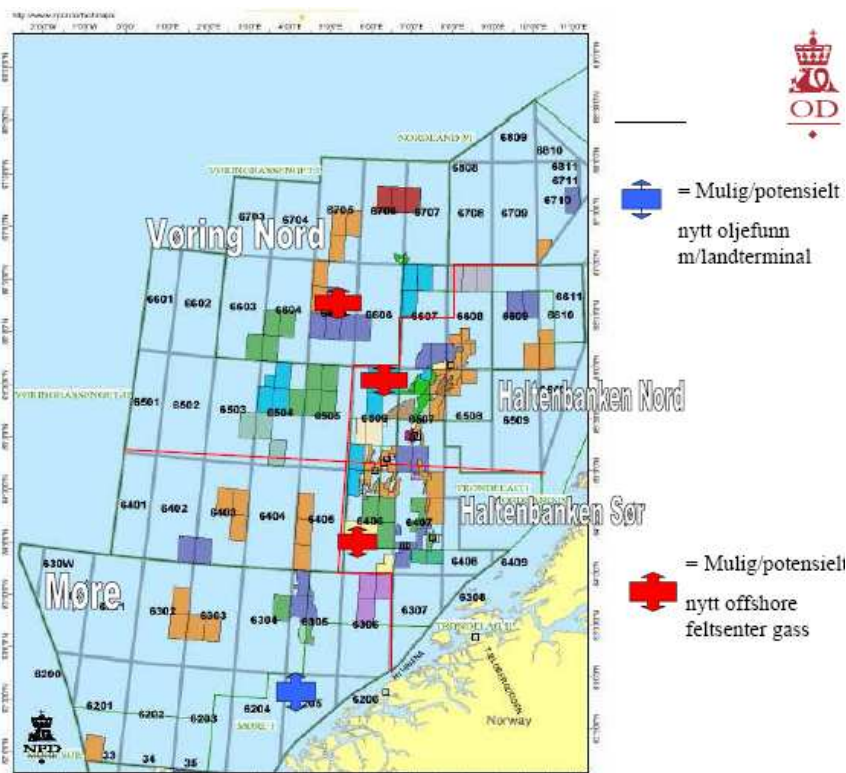




**Figur 2-1 Geografisk avgrensning for forvaltningsplanområdet for Norskehavet.**

### 2.1.2 Aktivitetsnivå

Det er i dag ni felt i drift innen forvaltningsplanområdet: Draugen, Njord, Åsgard, Heidrun, Norne, Kristin, Ormen Lange, Mikkell og Urd. Videre er Tyrihans og Alve under bygging, og Skarv/Idun er under planlegging. Det har også blitt gjort ytterligere funn i området blant annet Trestakk, Marulk og Morvin. En vurdering av mulig realistisk fremtidsbilde for 2025 omfatter et mulig nytt oljefelt kystnært ved Møre (Figur 2-2), samt leteaktivitet sørvest av Jan Mayen.



Figur 2-2 Petroleumsaktivitet i Norskehavet (2007) samt indikasjon av mulige nye gass (rød) og oljefelt (blå) i 2025 (OD 2007).

Tabell 2-1 Oppsummering av aktivitetsnivå i Norskehavet frem mot 2025 (kilde: OD faktahefte 2007).

Felt	Produksjonsperiode	Oljetype	Kommentar
Norne	1997-2020	Norne	
Heidrun	1995-2030	Heidrun	
Åsgard	1999-2025	Åsgard	
Draugen	1993-2020	Draugen	
Njord	1997-2015	Njord	
Kristin	2005-2025	Kristin kondensat / lettolje	
Mikkell	2003-2025	Mikkell kondensat	
Urd	2005-2015		Norne satellitter
Ormen Lange	2007-2035	Gass / kondensat	
Tyrihans	2009-2025	Tyrihans Sør	Under utbygging. via Kristin
Alve	2009-2020	Gass / kondensat	via Norne
Skarv Idun	2011	Skarv	
Trestakk		Olje og gass	Fremtidig utbygging
Marulk		Olje og gass	Fremtidig utbygging
Møre		Olje og gass	Mulig leteaktivitet frem mot 2025
Jan Mayen		Olje og gass	Mulig leteaktivitet frem mot 2025

SINTEF har i sin vurdering av frekvenser for uhellsutslipp (SINTEF 2008) også vurdert aktivitetsnivået i forvaltningsplanområdet frem mot år 2025 og tall fra Oljedirektoratet tilsier at toppen for produksjon fra Norskehavet vil nås i 2012 for så å falle utover til 2025. I slutten av denne perioden vil samla produksjonsvolum i 2025 kun være 1/10 av dagens produksjon pr år. Antallet nye utvinningsbrønner som bores i Norskehavet pr år antas å ligge relativt høyt de første årene for så å bli færre år for år når man passerer 2012 - 2013. Følgende fordeling er lagt til grunn (SINTEF 2008):

- 24 nye produksjonsbrønner hvert år i perioden 2008 – 2012
- 12 nye produksjonsbrønner hvert år i perioden 2013 – 2020
- 4 nye produksjonsbrønner hvert år i perioden 2020 – 2025

### 2.1.3 Frekvenser for uhellsutslipp

I dette delkapittelet presenteres frekvenser for oljeutslipp fra ulike aktiviteter i Norskehavet. Tallene er basert på SINTEF (2008) og følgende hovedscenarier er ansett som de mest relevante i forhold til å bidra til akutte utslipp:

- Ublåsning, tap av brønnkontroll (olje og gass)
- Brønnlekkasjer
- Brann og eksplosjon
- Ikke-antente prosesslekkasjer
- Rørledningslekkasjer
- Skipskollisjon
- Tap av stabilitet/posisjon for innretning
- Kjemikalieutslipp fra boring og produksjon

Av disse er utblåsning, rørledningslekkasje, kjemikalieutslipp og skipskollisjon valgt ut for videre vurdering i SINTEF (2008). Følgende utblåsningsfrekvenser er beregnet for dagens og ulike bilder av fremtidig aktivitetsnivå (Tabell 2-2 og Tabell 2-3). For samtlige fremtidsbilder vil den samlede utblåsningsfrekvensen gå ned fra 2012 frem mot 2025. Åsgard og Heidrun er de største bidragsyterne i forhold til utslippsmengde gitt en utblåsning og i forhold til den totale utslippsfrekvensen.

**Tabell 2-2 Utblåsningsfrekvens med dagens aktivitetsnivå (kilde: SINTEF 2008)**

Mengdeklasse (tonn)	< 1 000	1 000 – 2 000	2 000 – 20 000	20 000 – 100 000	> 100 000	Total	Fordeling (%)
Tyrihans	1,5×10 <sup>-4</sup>	8,6×10 <sup>-5</sup>	4,1×10 <sup>-4</sup>	2,2×10 <sup>-4</sup>	8,6×10 <sup>-5</sup>	7,0×10 <sup>-4</sup>	5,4
Njord	2,3×10 <sup>-4</sup>	1,3×10 <sup>-4</sup>	6,1×10 <sup>-4</sup>	3,3×10 <sup>-4</sup>	1,3×10 <sup>-4</sup>	9,4×10 <sup>-4</sup>	8,0
Ormen Lange	1,4×10 <sup>-4</sup>	7,8×10 <sup>-5</sup>	3,7×10 <sup>-4</sup>	2,0×10 <sup>-4</sup>	7,8×10 <sup>-5</sup>	6,9×10 <sup>-4</sup>	4,9
Draugen	2,0×10 <sup>-4</sup>	1,1×10 <sup>-4</sup>	5,4×10 <sup>-4</sup>	2,9×10 <sup>-4</sup>	1,1×10 <sup>-4</sup>	8,5×10 <sup>-4</sup>	7,2
Norne	2,7×10 <sup>-4</sup>	1,5×10 <sup>-4</sup>	7,3×10 <sup>-4</sup>	3,9×10 <sup>-4</sup>	1,5×10 <sup>-4</sup>	1,1×10 <sup>-3</sup>	9,6
Åsgard	8,1×10 <sup>-4</sup>	4,6×10 <sup>-4</sup>	2,3×10 <sup>-3</sup>	1,2×10 <sup>-3</sup>	4,6×10 <sup>-4</sup>	3,4×10 <sup>-3</sup>	29,0
Mikkel	0	0	0	0	0	0	0
Urd	1,2×10 <sup>-4</sup>	7,0×10 <sup>-5</sup>	3,3×10 <sup>-4</sup>	1,8×10 <sup>-4</sup>	7,0×10 <sup>-5</sup>	5,2×10 <sup>-4</sup>	4,4
Heidrun	8,8×10 <sup>-4</sup>	4,0×10 <sup>-4</sup>	2,4×10 <sup>-3</sup>	1,3×10 <sup>-3</sup>	4,0×10 <sup>-4</sup>	3,7×10 <sup>-3</sup>	31,0
Kristin	1,2×10 <sup>-5</sup>	6,7×10 <sup>-6</sup>	3,2×10 <sup>-5</sup>	1,7×10 <sup>-5</sup>	6,7×10 <sup>-6</sup>	4,8×10 <sup>-5</sup>	0,4
Alve	1,2×10 <sup>-5</sup>	6,7×10 <sup>-6</sup>	3,2×10 <sup>-5</sup>	1,7×10 <sup>-5</sup>	6,7×10 <sup>-6</sup>	4,8×10 <sup>-5</sup>	0,4
<b>Norskehavet</b>	<b>2,8×10<sup>-3</sup></b>	<b>1,6×10<sup>-3</sup></b>	<b>7,6×10<sup>-3</sup></b>	<b>4,1×10<sup>-3</sup></b>	<b>1,6×10<sup>-3</sup></b>	<b>1,2×10<sup>-2</sup></b>	<b>100</b>
<b>Fordeling (%)</b>	<b>15,8</b>	<b>9,0</b>	<b>42,9</b>	<b>23,2</b>	<b>9,0</b>	<b>100</b>	

**Tabell 2-3 Fremtidige utblåsningsfrekvenser pr år (kilde: SINTEF 2008)**

Periode	2008 – 2012	2013 – 2020	2021 – 2025
<b>Fremtidsbilde 1</b>	$2,9 \times 10^{-2}$	$2,5 \times 10^{-2}$	$1,9 \times 10^{-2}$
<b>Fremtidsbilde 2</b>	$3,4 \times 10^{-2}$	$3,4 \times 10^{-2}$	$2,5 \times 10^{-2}$
<b>Fremtidsbilde 3</b>	$4,0 \times 10^{-2}$	$4,3 \times 10^{-2}$	$3,3 \times 10^{-2}$

Lekkasjefrekvenser med dagens rørledningssystem er vist i Tabell 2-4. Det er antatt samme lekkasjefrekvens for både oljerørledninger og gassrørledninger. Samtlige eksterne rørledninger transporterer gass eller kondensat, mens de fleste interne rør transporterer olje eller både olje og gass.

Rørledningslekkasjer fordeles slik at en tredjedel antas å skje på overflaten mens de resterende vil skje under vann. Stigerør bidrar klart mest til rørlekkasjefrekvensen for Norskehavet sett under ett, med 90 %, mens felteksterne rør bidrar minst med i underkant av 2 %. Det motsatte bildet kan tegnes når det gjelder utslippsmengde og varighet av slike utslipp (SINTEF 2008). Den totale frekvensen for akutte rørledningslekkasjer vil komme til å øke noe utover i perioden ettersom flere feltinterne rør, felteksterne rør og stigerør etter hvert kommer til (Urd, Alve og Tyrihans) og eksponeringen blir større.

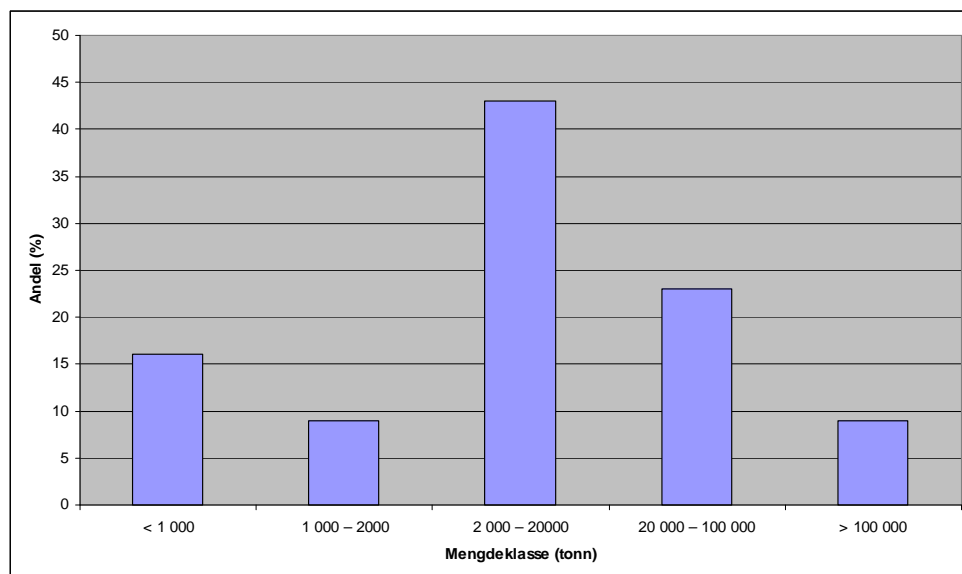
**Tabell 2-4 Lekkasjefrekvenser pr år med dagens rørledningssystem (kilde: SINTEF 2008)**

Felt	Feltinterne	Stigerør	Felteksterne	Total	Fordeling (%)
Tyrihans	0	0		0	0
Njord	$4,7 \times 10^{-4}$	$9,2 \times 10^{-2}$		$9,2 \times 10^{-2}$	15
Ormen Lange	$2,3 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$		$4,4 \times 10^{-2}$	7
Draugen	$1,9 \times 10^{-3}$	$9,7 \times 10^{-2}$		$9,9 \times 10^{-2}$	16
Norne	$6,0 \times 10^{-4}$	$9,2 \times 10^{-2}$		$9,2 \times 10^{-2}$	15
Åsgard	$1,6 \times 10^{-2}$	$1,9 \times 10^{-1}$		$2,1 \times 10^{-1}$	34
Mikkel	$5,2 \times 10^{-3}$	0		$5,2 \times 10^{-3}$	1
Urd (Norne satellitter)	$1,1 \times 10^{-3}$	0		$1,1 \times 10^{-3}$	0
Heidrun	$1,3 \times 10^{-3}$	$5,1 \times 10^{-3}$		$6,4 \times 10^{-3}$	1
Kristin	$2,6 \times 10^{-3}$	$6,1 \times 10^{-2}$		$6,4 \times 10^{-2}$	10
Alve	0	0		0	0
<b>Total Norskehavet</b>	<b><math>5,2 \times 10^{-2}</math></b>	<b><math>5,6 \times 10^{-1}</math></b>		<b><math>6,2 \times 10^{-1}</math></b>	100
<b>Felteksternt</b>			<b><math>9,2 \times 10^{-3}</math></b>	<b><math>9,2 \times 10^{-3}</math></b>	
<b>Fordeling (%)</b>	<b>8</b>	<b>90</b>	<b>2</b>		

Når det gjelder akutte kjemikalieutslipp så er det for oljefelt som er i drift beregnet en gjennomsnittlig lekkasjefrekvens på 4-5 lekkasjer pr. år (SINTEF 2008).

### 2.1.4 Utslippsmengder

Ved utblåsninger er det mest sannsynlig med utblåsningsmengder i størrelsesorden 2000-20000 tonn (Figur 2-3).



**Figur 2-3 Fordeling av utslippsmengder mht ulike mengdekategorier (kilde: SINTEF 2008).**

For lekkasjer fra stigerør til overflaten antas at det 99 % vil resultere i utslipp på mindre enn 1 tonn og at resterende 1 % vil resultere i utslipp i størrelsen 1000 – 10000 tonn. For feltinterne rør vil 95 % av hendelsene som gir olje på overflaten være utslipp av mindre enn 1 m<sup>3</sup>. Det er videre 2 % sannsynlig med 1000-2000 tonn og 3 % sannsynlig med mengder fra 2000-20000 tonn.

Når det gjelder akutte kjemikalieutslipp så er det ikke skilt på størrelsen av utslippene, men av de oljeprodusentene som har vært i drift hele perioden ser man at Åsgard og Heidrun kommer likt ut med en gjennomsnittlig akutt utslippsmengde på 59 m<sup>3</sup> pr år, mens Norne ligger noe lavere, med rundt 24 m<sup>3</sup> pr år. Deretter kommer Draugen og Njord med i underkant av 10 m<sup>3</sup> pr år. Disse tallene kan benyttes som beste anslag for gjennomsnittlig mengde kjemikalieutslipp pr år fra disse feltene (SINTEF 2008). Regulære utslipp påvirkes av aktivitetsnivå mht antall brønner under boring og produksjon, mens SINTEF antyder at sannsynligheten for akutte utslipp av kjemikalier kan i større grad ha sammenheng med type aktivitet i tillegg til det samlede kjemikalieforbruket.

### 2.1.5 Utredningstemaer

I programmet for utredning av konsekvenser, generell del, gis det en beskrivelse av den metodiske tilnærmingen som skal ligge til grunn for sektorutredningene under den helhetlige forvaltningsplanen for Norskehavet. Av spesiell viktighet er de felles utredningstemaer:

- Plankton. Fokus på fiskeegg og fiskelarver.
- Bunnsamfunn. Fokus på koraller.
- Fisk. Fokus på sild, kolmule, makrell, sei og tobis.
- Sjøfugl. Pelagisk dykkende fugl (lomvi, lunde) og bentisk dykkende fugl (ærfugl). Også andre arter skal vurderes hvor dette finnes relevant.
- Sjøpattedyr. Fokus på steinkobbe, men havert og hval vurderes hvor relevant.
- Strandsonen. Forventet effekt på biologisk miljø med hensyn til berørt areal og restitusjonstid. Effekter på naturtypene undervannseng, strandeng og tangvoll vektlegges.



---

Av disse tema er vannsøyle (både fisk, plankton og bunnsamfunn) omfattet av denne rapporten, sammen med sjøpattedyr og strandsonen. For sjøpattedyr er det når det gjelder akutt utslipp valgt å fokusere i størst grad på sel og oter. Sjøfugl omfattes av en egen utredning utført av Norsk institutt for naturforskning (NINA).

Under ledelse av Havforskningsinstituttet og Direktoratet for naturforvaltning er det, som en grunnlagsrapport til Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet, utarbeidet en "Arealrapport med miljø- og ressursbeskrivelse" for utredningsområdet (DN & HI 2007). Denne rapporten inneholder viktig basisinformasjon om naturressurser og fysiske miljøforhold for delutredningen.



### 3 DRIFT OG SPREDNING AV OLJE

For vurdering av drift og spredning av olje som følge av akutte oljeutslipp er oljedriftsberegninger med DNV's OILTRAJ oljedriftsmodell benyttet. Oljedriftsberegningene for Norne, Heidrun, Åsgard, Kristin, Njord og Draugen er gjennomført i regi av Oljevernforening for Operatørselskaper (NOFO) i forbindelse med revisjon av planverk for oljevernberedskap. I tillegg er det utført nye oljedriftsberegninger for et mulig nytt oljefelt kystnært utenfor Møre og i forbindelse med mulig leteaktivitet sørvest av Jan Mayen. Med hensyn til mulige konsekvenser i vannsøylen er det utført oljedriftsberegninger for Norne, Draugen og kystnært utenfor Møre med SINTEF's OSCAR modell basert på tilsvarende inngangsdata som for OILTRAJ modelleringene.

Kun beregninger for Draugen er basert på mer enn 1 rate for hhv. sjøbunn og overflateutblåsning og en oversikt over rater og inngangsdata til oljedriftsberegningene er gitt i Tabell 3-1. For fullstendig oversikt over fulle rate og varighetsmatriser for de enkelte felt så refereres til NOFOs planverk (<http://www.planverk.org/NOFO/index.htm>).

**Tabell 3-1 Oversikt over oljetyper og rater benyttet i oljedriftsberegninger av utblåsninger fra ulike felt/aktiviteter i Norskehavet.**

Felt / aktivitet	Oljetype	Tetthet (kg/m <sup>3</sup> )	GOR	Vektet rate m <sup>3</sup> /d (overflate)	Vektet rate m <sup>3</sup> /d (sjøbunn)
Draugen	Draugen råolje	824	66	5000	4100
Heidrun	Heidrun	883	500	5500	5500
Kristin	Kristin lettolje	793	500	3200	3200
Norne	Norne råolje	863	170	4500	4500
Åsgard	Åsgard	814	500	3500	3500
Njord	Njord	807	1900	-	2070
Møre kystnært	Kristin lettolje	793	10000	1000	1000
Jan Mayen	Oseberg Øst	842	100	1000	1000

### 3.1 Oljedriftsmodeller

#### 3.1.1 OilTraj

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. 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 m.fl. 1992) og tidsserier for vind i utvalgte posisjoner for perioden 1955-1994 (DNMI).

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  $\leq 0.1$  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"). Scenariedataene er beregnet i et 1 x 1 km rutenett og det er sluppet 10 partikler hvert tidssteg (=1 time).

### 3.1.2 OSCAR

For vurdering av vannsøylekonsentrasjoner av olje er benyttet SINTEF's modellverktøy OSCAR som er en tredimensjonal modell for beregning av drift, spredning og forvitring av olje.

Modellsystemet består av ulike nøkkelkomponenter, hvorav de som er brukt i denne studien er:

- en oljeforvittringsmodell basert på laboratoriedata
- en tredimensjonal modell for drift, spredning og forvitring av olje og kjemikalier

Modellen for beregning av forvitring/nedbrytning av kjemikalier tillater spesifisering av oljens egenskaper ved multiple separate komponenter eller pseudokomponenter. Tjuefem komponentgrupper er gjeldende standard i OSCAR systemet, noe som tillater relativt realistiske analyser av løsnings, degradering og giftighet, i tillegg til de vanlige prosessene, som fordampning, emulsjonsdannelse og naturlig dispergering. Databaser for olje og kjemikalier gir fysisk-kjemiske og toksikologiske parametere som input til modellen. Resultatene fra modellen lagres ved spesifiserte tidssteg i datafiler, som i sin tur er tilgjengelig som input til en eller flere modeller mht. biologisk eksponering.

For å bestemme transport og skjebne til oljen på sjøoverflaten, anvender OSCAR algoritmer for drift og spredning, samt for emulsjonsdannelse og fordampning. I vannmassene simuleres horisontal og vertikal dispergering av nedblandete oljedråper og løste hydrokarboner ved hjelp av "random-walk" prosedyrer. Fordelingen mellom partikulær og løst tilstand er beregnet, basert på lineær likevekts teori. Andelen av forurensning som er koblet til partikler i vannmassene, vil (eventuelt) synke til bunnen, og enten blandes ned i de underliggende sedimentene, eller løses tilbake i vannet. Nedbrytning i vann og sedimenter representeres som en førsteordens nedbrytnings prosess. Algoritmer som brukes for å simulere disse prosessene er beskrevet i Aamo m.fl. (1993) og Reed m.fl. (1994, 1995).

Oljens drift beregnes på grunnlag av vind og strøm, der vinden gir et ekstra bidrag til drift av olje i overflaten (Stokes-drift). I dette prosjektet er det benyttet klimatologiske månedsmidlede strømndata med en oppløsning på 20 x 20 km og historiske vindfelt for en periode på 23 år (hindcast-vind). OSCAR modellen kan benyttes for enkeltscenarier med gitte utslippsbetingelser (oljetype, utslippsrate, varighet), eller som en statistisk modell der det kjøres et større antall scenarier med samme utslippsbetingelser med start på ulike tidspunkt i de tilgjengelige strøm- og vinddata.

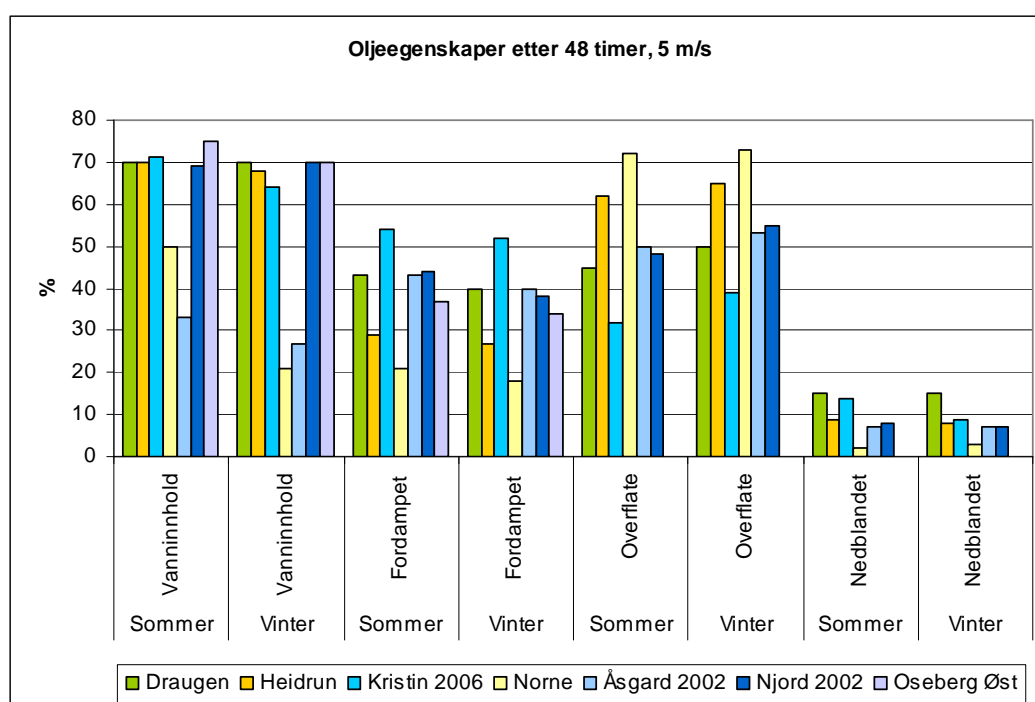
Når modellen kjøres statistisk simuleres det et større antall utslipp med starttidspunkt fordelt i perioden med tilgjengelige strøm og vinddata. Resultatene fra alle utslippsberegninger i den



aktuelle perioden benyttes til å beregne en rutebasert sannsynlighet for overskridelse av visse biologiske effektgrenser på sjøoverflaten, i vannmassene og på strand. Grenseverdiene bygger på henholdsvis filmtykkelse, konsentrasjoner av olje i vann (maksimal verdi i en gitt rute uavhengig av dyp er benyttet til å beregne midlere verdier i simuleringperioden), samt mengde olje/emulsjon pr km strand.

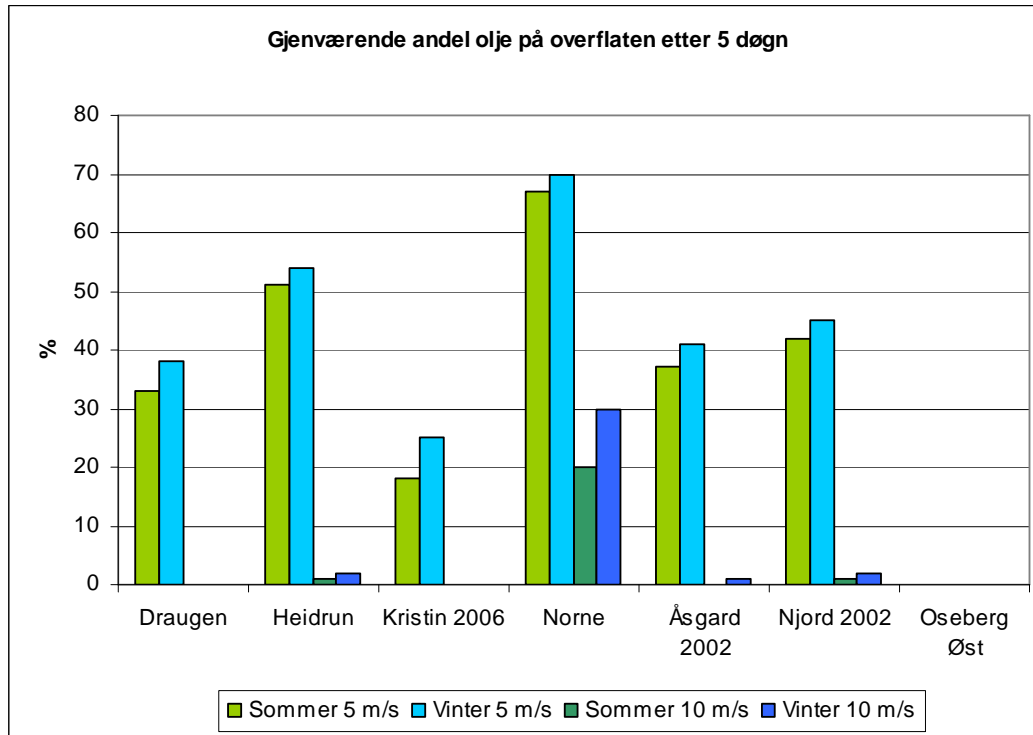
### 3.2 Oljens egenskaper og skjebne

Oljeegenskaper og massebalanse for de oljetyperne som er modellert er angitt i Figur 3-1. Dataene er hentet fra NOFOs planverk som bygger på forvitningsstudier for de ulike oljetyperne utført av SINTEF.



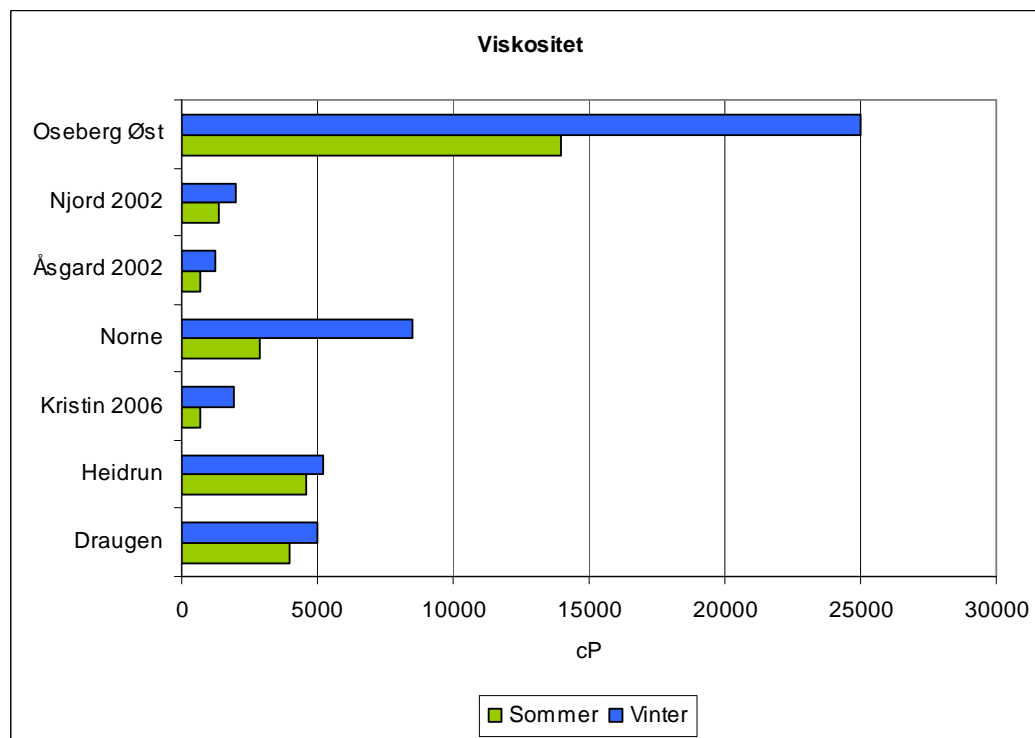
**Figur 3-1 Vanninnhold og massebalanse (andel olje på overflaten, fordampet og nedblandet) etter 48 timer ved 5 m/s vindhastighet. For Oseberg Øst olje (Jan Mayen) mangler data på nedblanding og andel på overflaten.**

Figur 3-2 viser gjenværende andel olje på overflaten etter 5 døgn ved sommer og vinterforhold og ved ulik vindstyrke. Figuren viser at det er svært stor forskjell i oljens skjebne avhengig av vindstyrke. Gjenværende andel olje på overflaten ved 5 m/s vind varierer fra 18 % (Kristin lettolje) til 54 % (Heidrun olje) med noe høyere verdier for vinterforhold versus sommer. Samtlige oljetyper har imidlertid mindre enn 2 % gjenværende olje på overflaten etter 5 døgn ved 10 m/s vind så vindforhold i perioden er svært avgjørende for oljens skjebne.



**Figur 3-2 Gjenstående andel olje på overflaten etter 5 døgn ved ulike vindhastighet ved sommer og vinterforhold. For Oseberg Øst olje (Jan Mayen) mangler data.**

Viskositeten i oljeemulsjonen til de ulike oljetypene er vist i Figur 3-3 og viser at Oseberg Øst olje (Jan Mayen) har en høy viskositet, spesielt under vinterforhold.

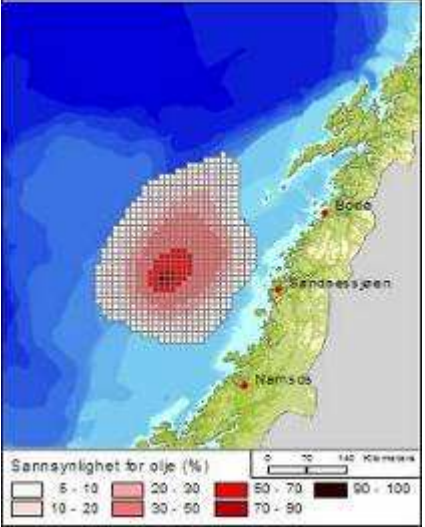
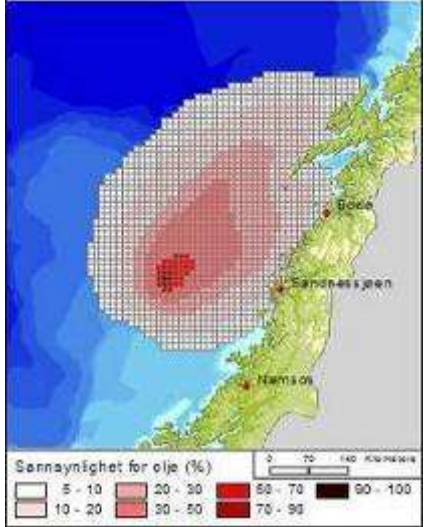
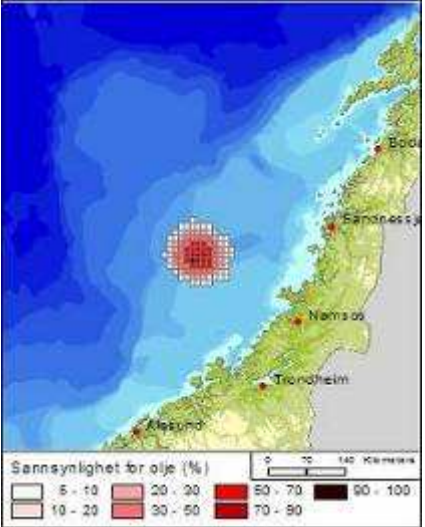
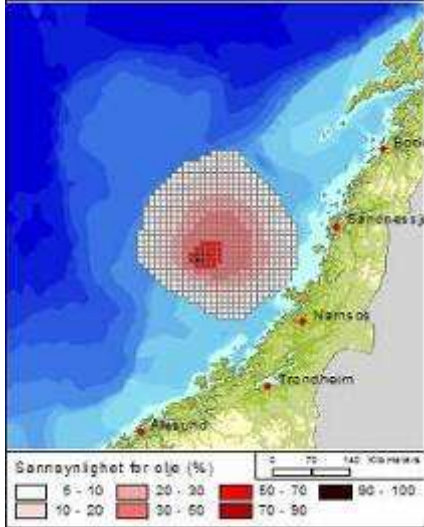
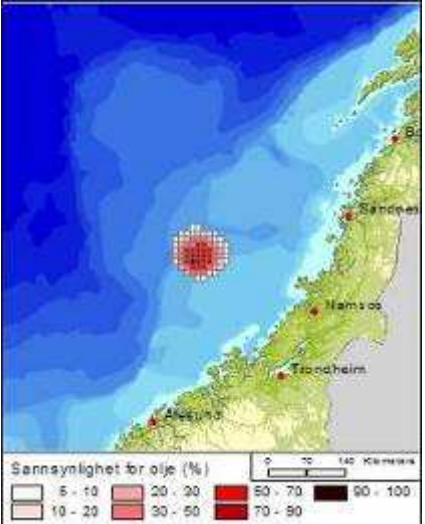
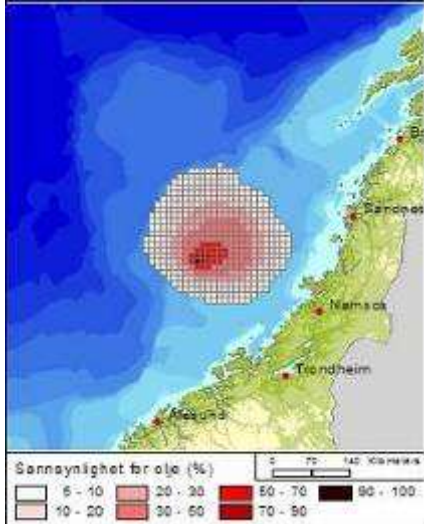


**Figur 3-3** Viskositet (cP) i oljeemulsjonen for de ulike oljetyperne under hhv. sommer (13°C) og vinterforhold (5° C). Kilde NOFO (2007) som bygger på forvitningsstudier fra SINTEF.

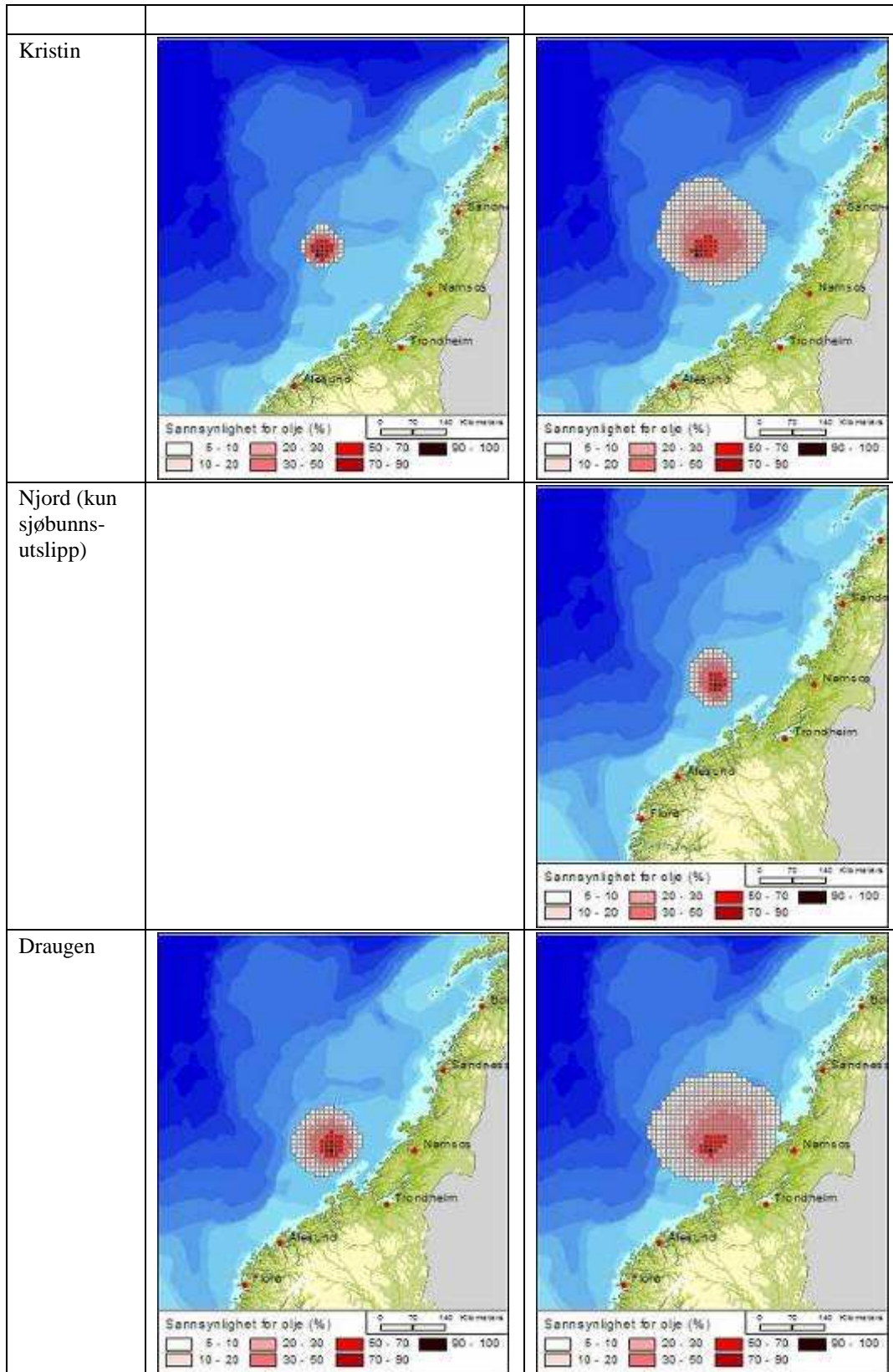
Vedrørende kjemisk dispergerbarhet så er Kristin, Njord og Åsgard olje klassifisert som dispergerbare (etter 48 timer og 5 m/s vind både sommer og vinterforhold). Under de samme forhold så har Draugen, Heidrun, Norne og Oseberg Øst olje (Jan Mayen) redusert kjemisk dispergerbarhet ved sommerforhold. Under vinterforhold har Heidrun fortsatt redusert dispergerbarhet, mens Draugen, Norne og Oseberg Øst har lav/dårlig dispergerbarhet.

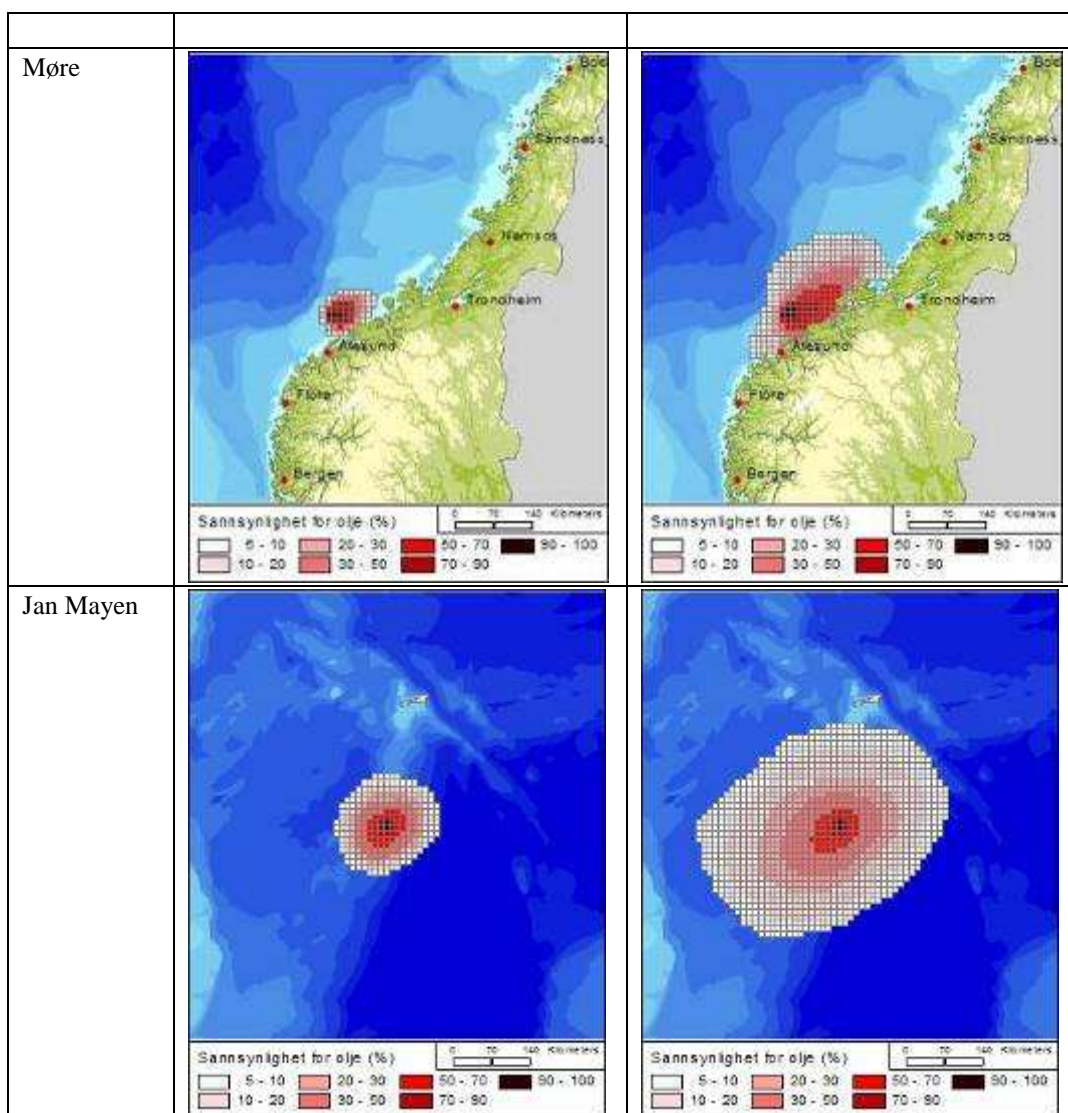
### 3.3 Resultater fra oljedriftsberegningene

Influensområdene fra modellering av overflate og sjøbunnsutblåsninger fra feltene er vist i Figur 3-4. Influensområdet for et felt er definert ved de områdene (10x10 km ruter) som har mer enn 5 % sannsynlighet for treff av olje gitt en utblåsning fra feltet.

Felt	Sjøbunnsutblåsning	Overflateutblåsning
Norne		
Heidrun		
Åsgard		



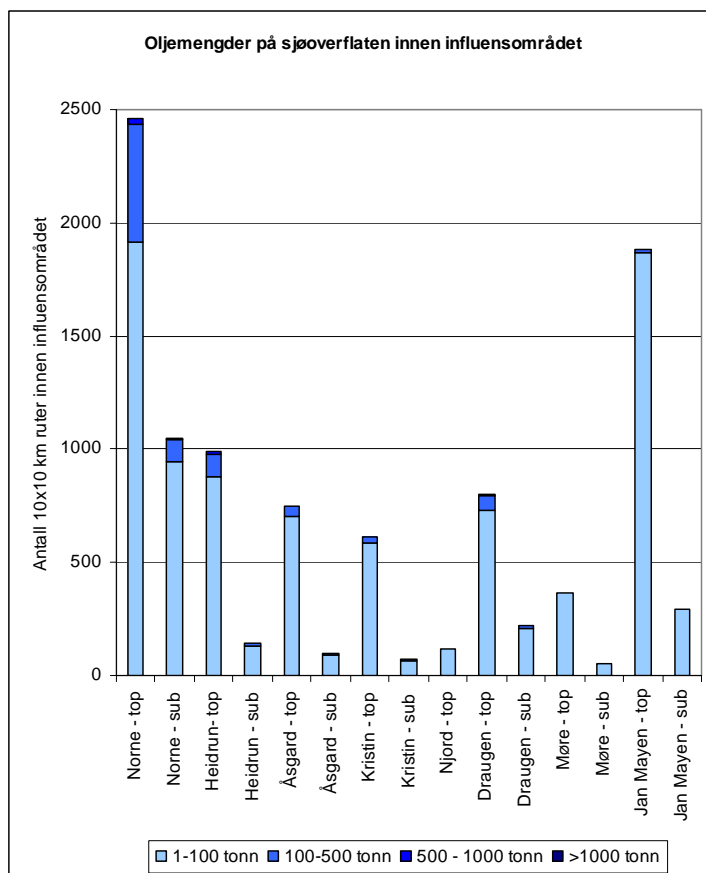




**Figur 3-4** Influensområder og scenariebaset informasjon om oljemengder og drivtid til strandsonen ved utblåsninger fra de ulike feltene i Norskehavet. Kilde: NOFOs planverk 2007.

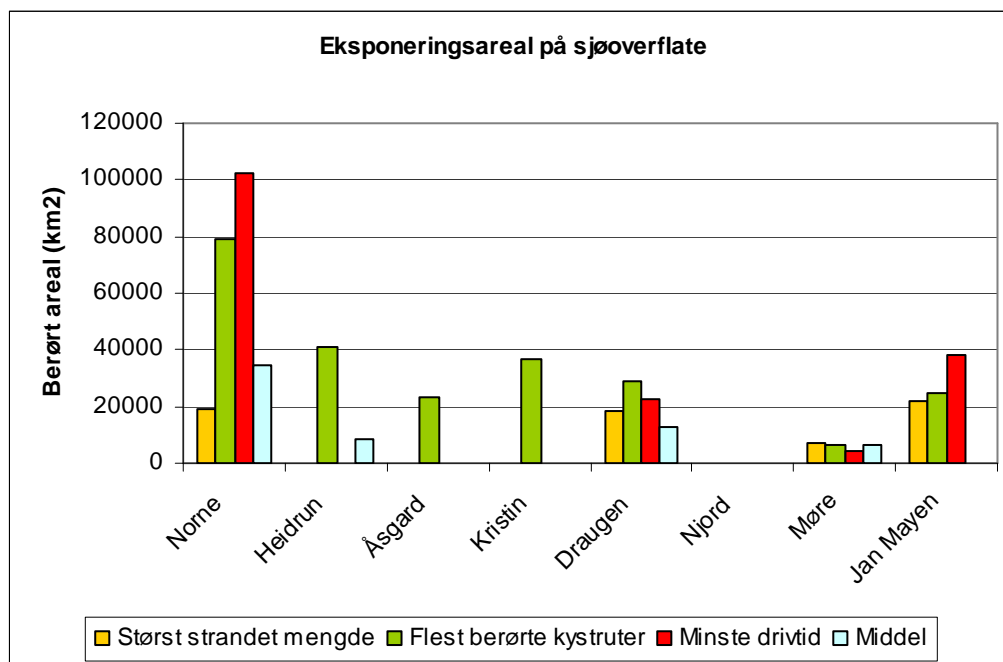
### 3.4 Eksponering av sjøoverflate

Basert på influensområdene for de ulike feltene (Figur 3-4) er det utført en sammenstilling og oppsummering av oljemengder innen ulike mengdekategorier (Figur 3-5). Figuren viser at et overflateutslipp fra Norne kan gi eksponering med de største oljemengdene (noen områder kan eksponeres med over 1000 tonn pr 100 km<sup>2</sup>). Utslipp fra Jan Mayen vil til sammenlikning aldri eksponere områder med mer enn 100 tonn pr 1000 km<sup>2</sup>. Generelt vil overflateutslippene gi eksponering av større mengder enn sjøbunnsutslipp, mest på grunn av at sjøbunnsutslippene vil ha en mindre initiell filmtykkelse på overflaten og derav økt fordampning og naturlig dispergering som endrer massebalansen på sjøoverflaten.



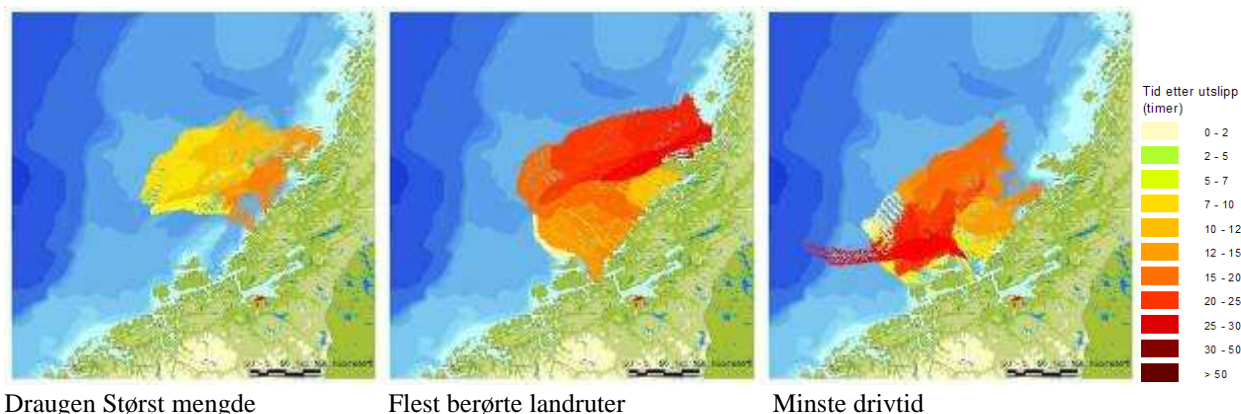
**Figur 3-5 Arealdekning (antall 10x10 km ruter) av ulike oljemengder på sjøoverflaten innenfor influensområdene ved utblåsning (overflate og sjøbunn) fra de ulike feltene i Norskehavet.**

Da influensområdet kun sier noe om hvilket område statistisk sett som kan bli berørt så er det også sett på faktisk eksponeringsareal på sjøoverflaten som følge av utvalgte enkeltscenarier fra en overflateutblåsning ved de enkelte feltene. Scenariene er valgt med basis i tradisjonelle scenarier som har betydning i forhold til dimensjonering av beredskapsbehov slik som scenariet med kortest drivtid, størst strandet oljemengde og flest berørte kystruter. Det bemerkes at dette i noen henseende vil være ekstremscenarier, men de er likevel valgt ut for å illustrere omfang av og variasjon i utbredelse av ulike drivbanescenarier. En oversikt over eksponeringsareal fra disse enkeltscenariene er vist i Figur 3-6.

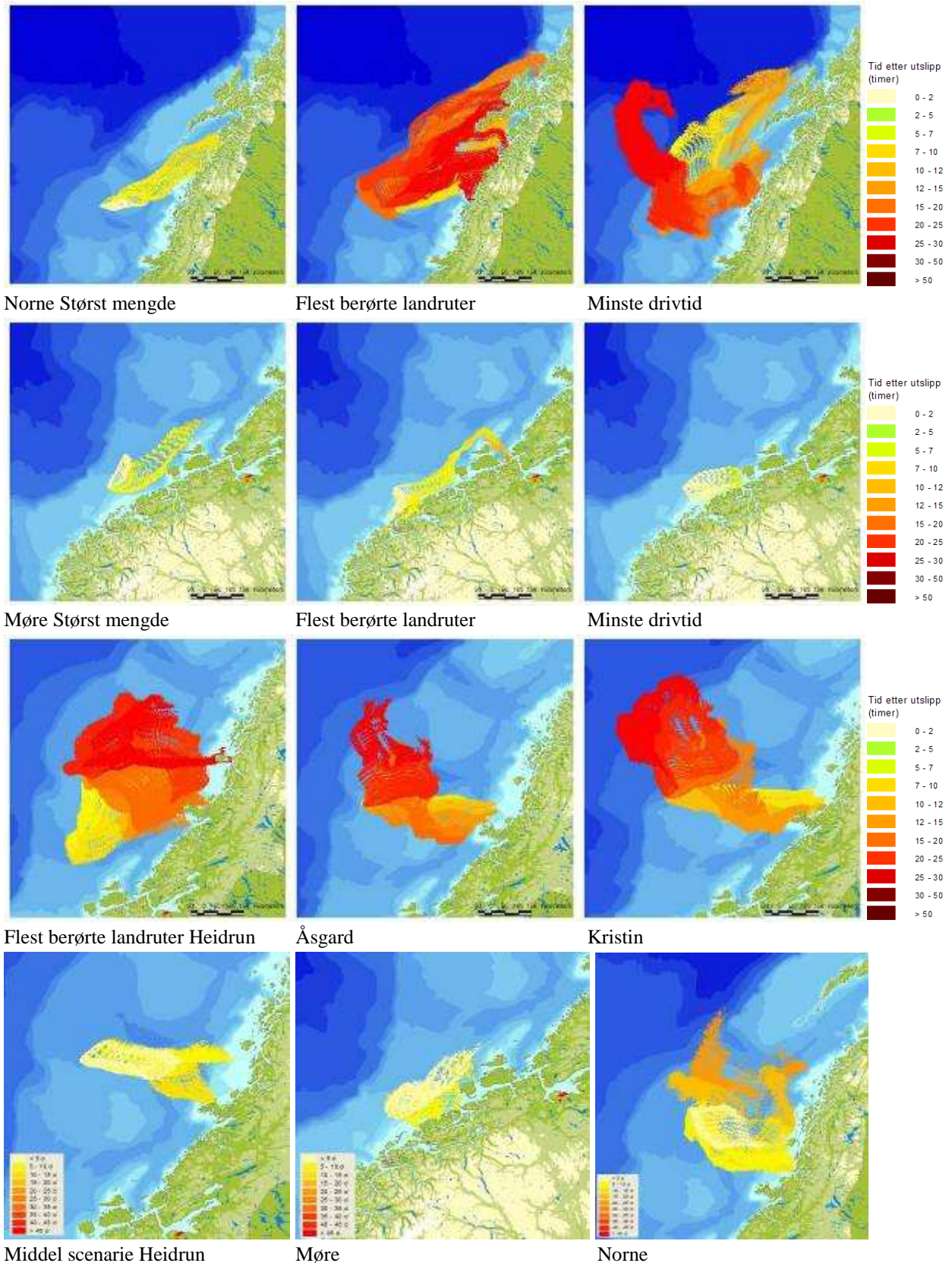


**Figur 3-6 Eksponeringsareal på sjøoverflaten for utvalgte enkeltscenarier av oljedrift gitt overflateutblåsning fra de ulike feltene i Norskehavet. Minste drivetid og størst strandet mengde er basert på 95 % persentil, mens flest berørte landrutene er basert på 100 % persentilen. Middel scenarie er 50 % persentil gitt stranding ved overflateutblåsning.**

En kartmessig fremstilling av utbredelsen av enkeltscenariene er gitt i Figur 3-7 og er fargekodet med tid etter starttidspunkt for utblåsningen.







**Figur 3-7 Utbredelse av utvalgte enkeltscenarier for oljedrift gitt overflateutblåsning fra de ulike feltene i Norskehavet.**

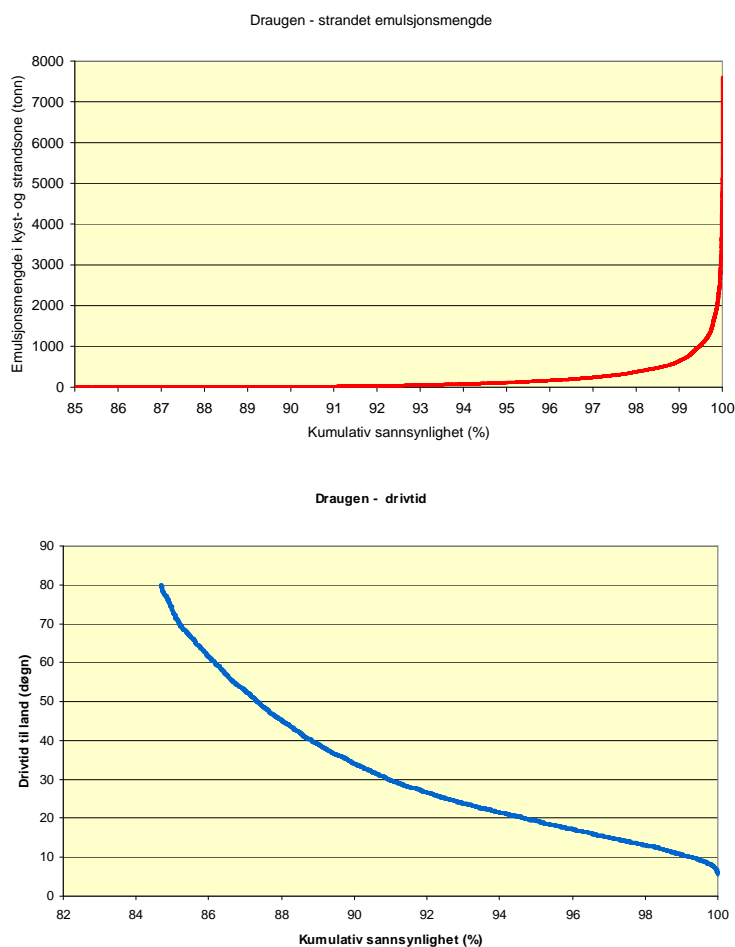
### 3.5 Eksponering i kyst og strandsoner

Basert på samtlige drivbaneberegninger for de ulike felt er det i det følgende oppsummert sannsynlighet for at et overflateutslipp fra hhv. Norne, Heidrun, Draugen og Møre medfører stranding av olje, i hvilke mengder, hvilken drivtid og hvilke områder som evt. kan berøres.

#### 3.5.1 Draugen

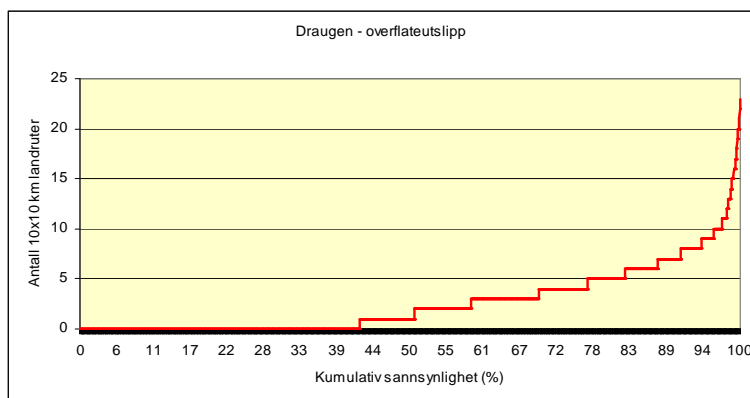
Den kumulative sannsynlighet for strandet emulsjonsmengde ved et utslipp fra Draugen er vist i Figur 3-8. 84 % av oljedriftsscenarioene gir ikke stranding av olje, mens det i 5 % av scenariene strander mer enn 58 tonn olje (229 tonn emulsjon). Maksimal stranding er på 1950 tonn olje (7600 tonn emulsjon).

Den kumulative sannsynligheten for drivtid ved et utslipp fra Draugen vises også i Figur 3-8. Korteste drivtid er på 5,6 døgn, mens det i 5 % av scenariene strander olje tidligst etter 18 døgn. Forventningsverdi for korteste drivtid i de oljedriftsscenarioene som gir stranding av olje er på 22 døgn.

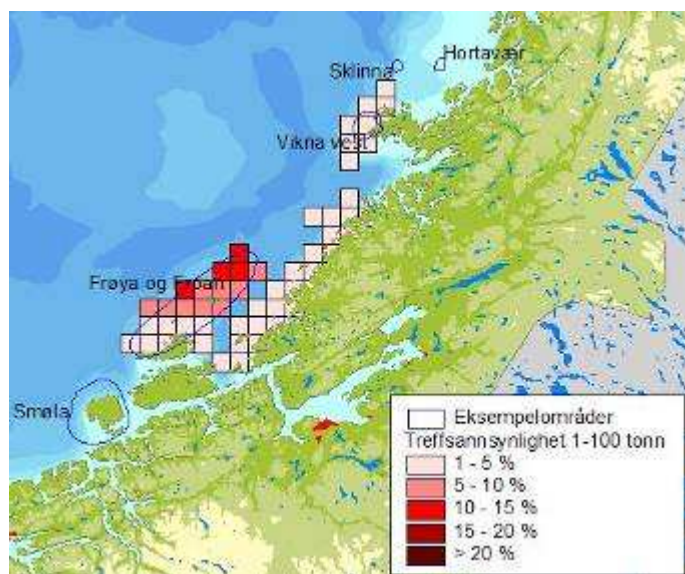


**Figur 3-8 Kumulativ sannsynlighet for strandet emulsjonsmengde og drivtid for samtlige oljedriftsscenarioer for utslipp ved Draugen (både overflate og sjøbunnsutslipp).**

Ved stranding av olje fra overflateutblåsninger ved Draugen så vil forventet berøring med kysten være på fire 10x10 km kystruter (71 % persentil i Figur 3-9). Områdene som har størst sannsynlighet for berøring er vist i Figur 3-10 og omfatter skjærgården nordvest av Frøya og Froan.



**Figur 3-9 Kumulativ sannsynlighet for berøring med 10x10 km kystruter ved overflateutslipp fra Draugen (basert på oljedriftsscenarier for vektet varighet og rate).**

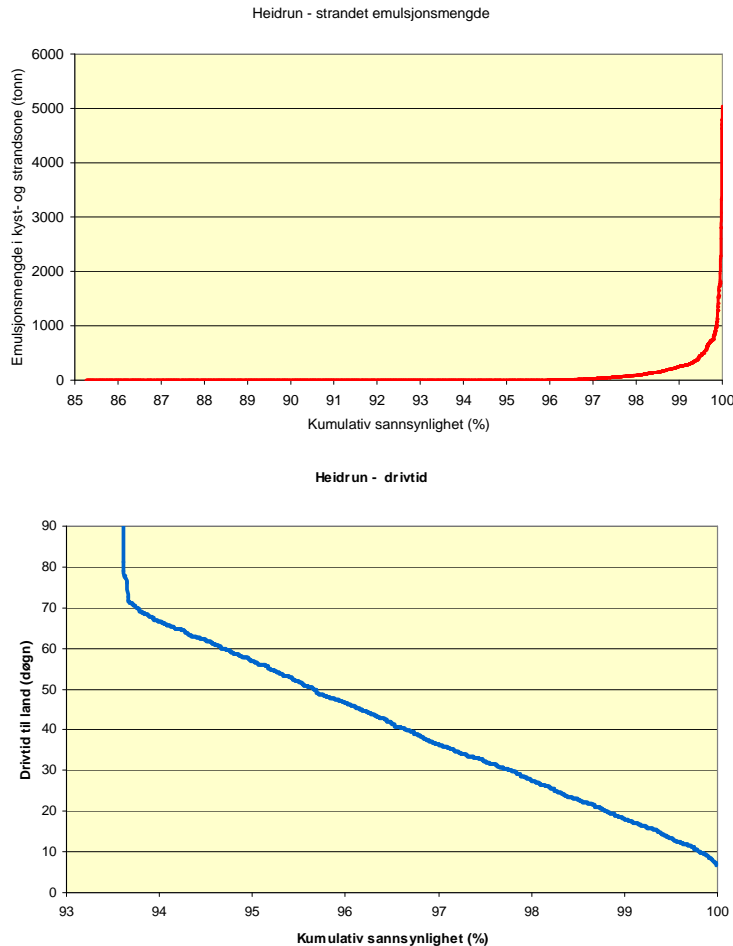


**Figur 3-10 Treffsannsynlighet for oljemengder 1-100 tonn innen 10x10 km ruter ved overflateutslipp fra Draugen.**

### 3.5.2 Heidrun

Den kumulative sannsynlighet for strandet emulsjonsmengde ved et utslipp fra Heidrun er vist i Figur 3-11. 94 % av oljedriftsscenariene gir ikke stranding av olje, mens det i 5 % av scenariene strander mer enn 7 tonn olje (26 tonn emulsjon). Maksimal stranding er på 1360 tonn olje (5040 tonn emulsjon).

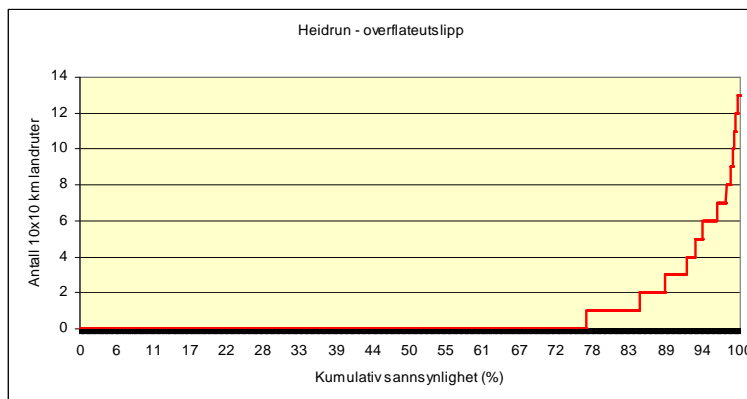
Den kumulative sannsynligheten for drivtid ved et utslipp fra Heidrun vises også i Figur 3-11. Korteste drivtid er på 6,8 døgn, mens det i 5 % av scenariene strander olje tidligst etter 56 døgn. Forventet korteste drivtid i de oljedriftsscenariene som gir stranding av olje er på 38 døgn.



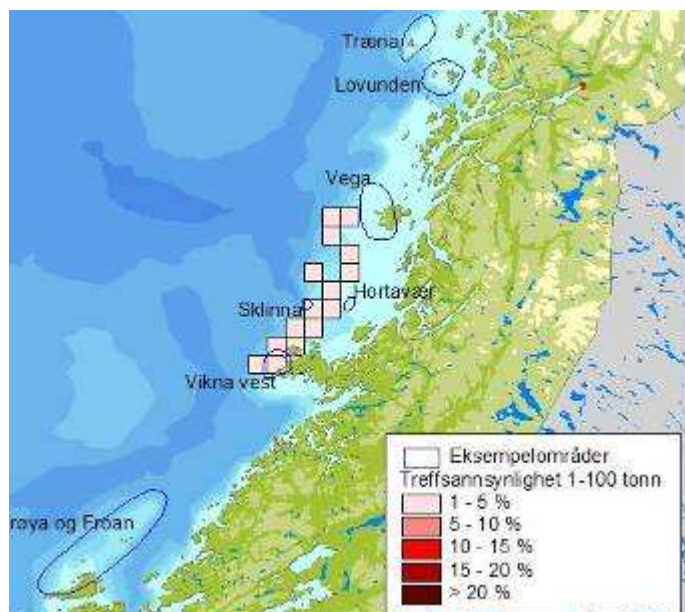
**Figur 3-11 Kumulativ sannsynlighet for strandet emulsjonsmengde og drivtid for samtlige oljedriftsscenarier for utslipp ved Heidrun (både overflate og sjøbunnsutslipp).**

Ved stranding av olje fra overflateutblåsninger ved Heidrun så vil forventet berøring med kysten være på to 10x10 km kystruter (88 % persentil i Figur 3-12). Områdene som har størst sannsynlighet for berøring er vist i Figur 3-13 og omfatter skjærgården fra Vikna i Sør til vest av Vega i nord.





**Figur 3-12 Kumulativ sannsynlighet for berøring med 10x10 km kyststruter ved overflateutslipp fra Heidrun (basert på oljedriftsscenarioer for vektet varighet og rate).**

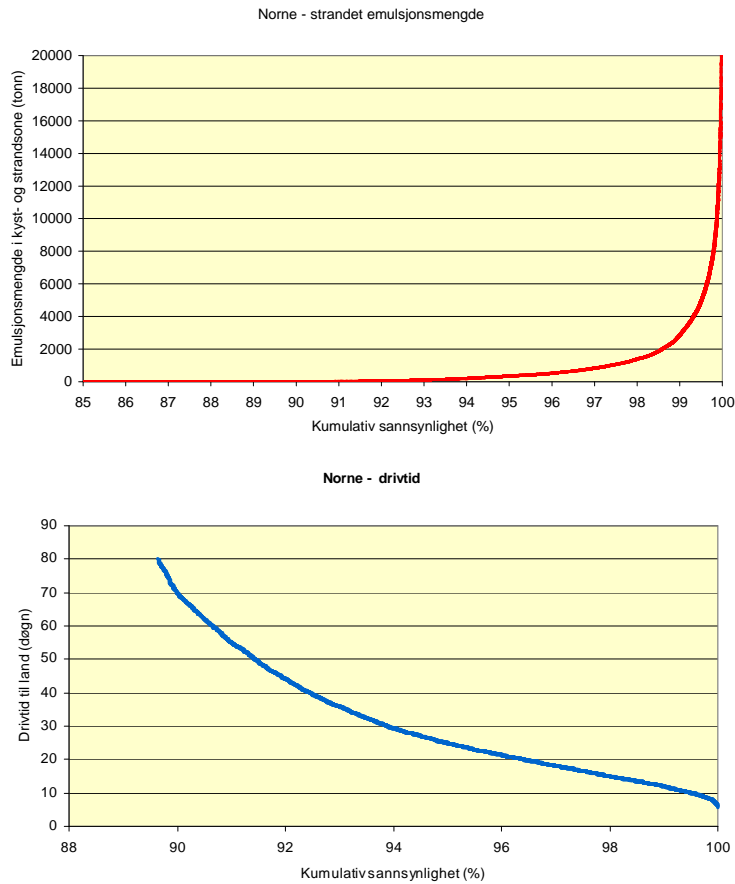


**Figur 3-13 Treffsannsynlighet for oljemengder 1-100 tonn innen 10x10 km ruter ved overflateutslipp fra Heidrun.**

### 3.5.3 Norne

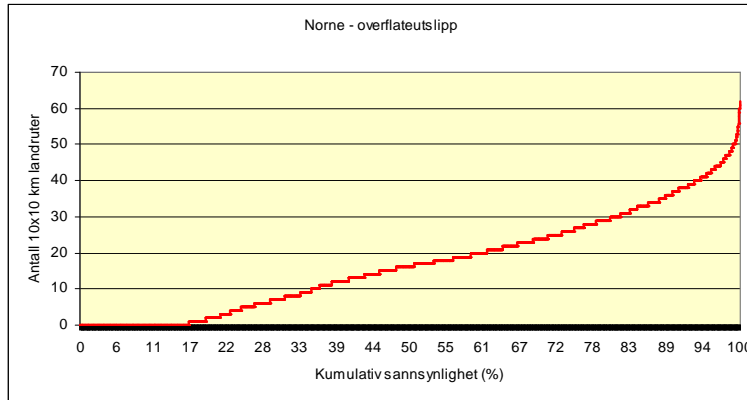
Den kumulative sannsynlighet for strandet emulsjonsmengde ved et utslipp fra Norne er vist i Figur 3-14. 90 % av oljedriftsscenarioene gir ikke stranding av olje, mens det i 5 % av scenarioene strander mer enn 310 tonn olje (680 tonn emulsjon). Maksimal stranding er på 16540 tonn olje (36190 tonn emulsjon).

Den kumulative sannsynligheten for drivtid ved et utslipp fra Norne vises også i Figur 3-14. Korteste drivtid er på 5,6 døgn, mens det i 5 % av scenarioene strander olje tidligst etter 25 døgn. Forventet korteste drivtid i de oljedriftsscenarioene som gir stranding av olje er også på 25 døgn.

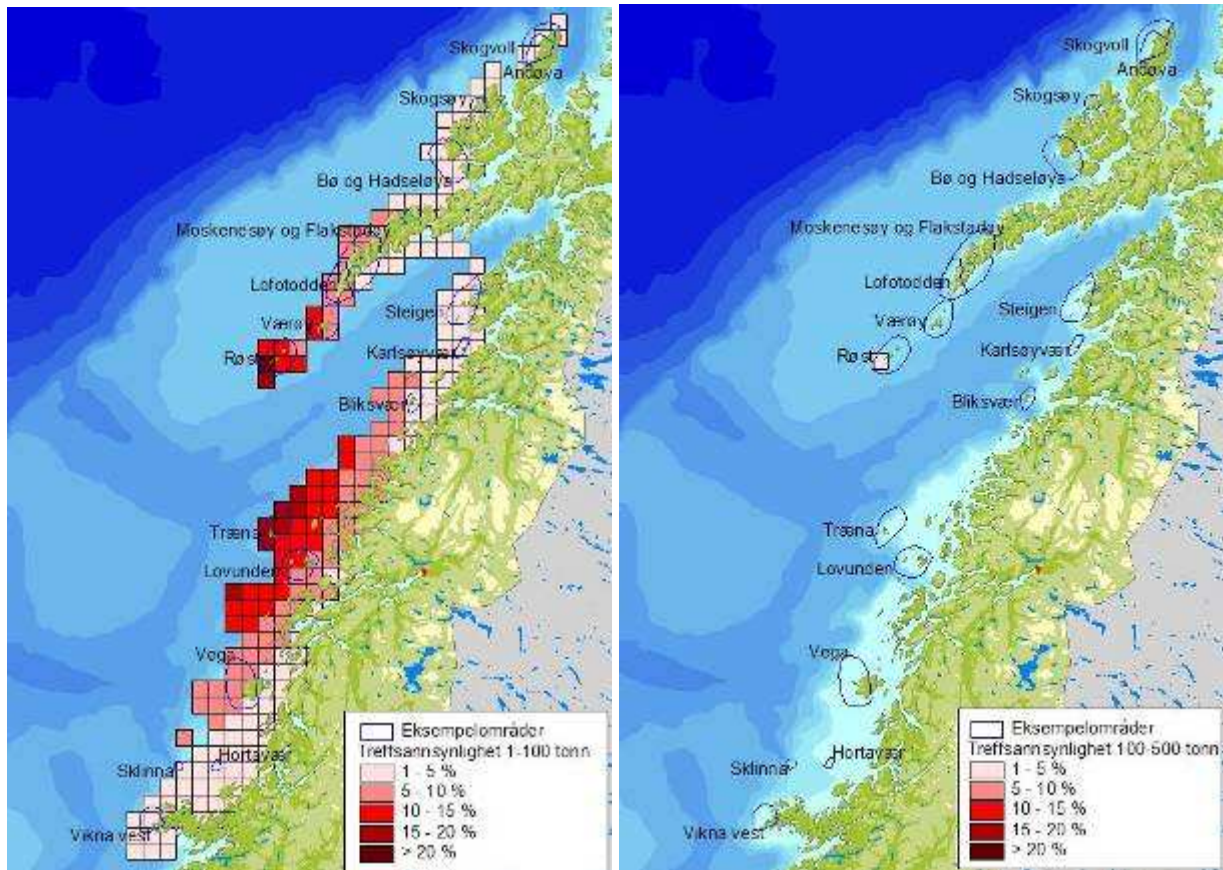


**Figur 3-14 Kumulativ sannsynlighet for strandet emulsjonsmengde og drivtid for samtlige oljedriftsscenarioer for utslipp ved Norne (både overflate og sjøbunnsutslipp).**

Ved stranding av olje fra overflateutblåsninger ved Norne så vil forventet berøring med kysten være på nitten 10x10 km kystruter (58 % persentil i Figur 3-15). Områdene som har størst sannsynlighet for berøring er vist i Figur 3-16 og omfatter skjærgården fra Lovunden og Træna opp mot Bliksvær, samt områdene ytterst i Lofoten ved Værøy og Røst.



**Figur 3-15 Kumulativ sannsynlighet for berøring med 10x10 km kystruter ved overflateutslipp fra Norne (basert på oljedriftsscenarioer for vektet varighet og rate).**



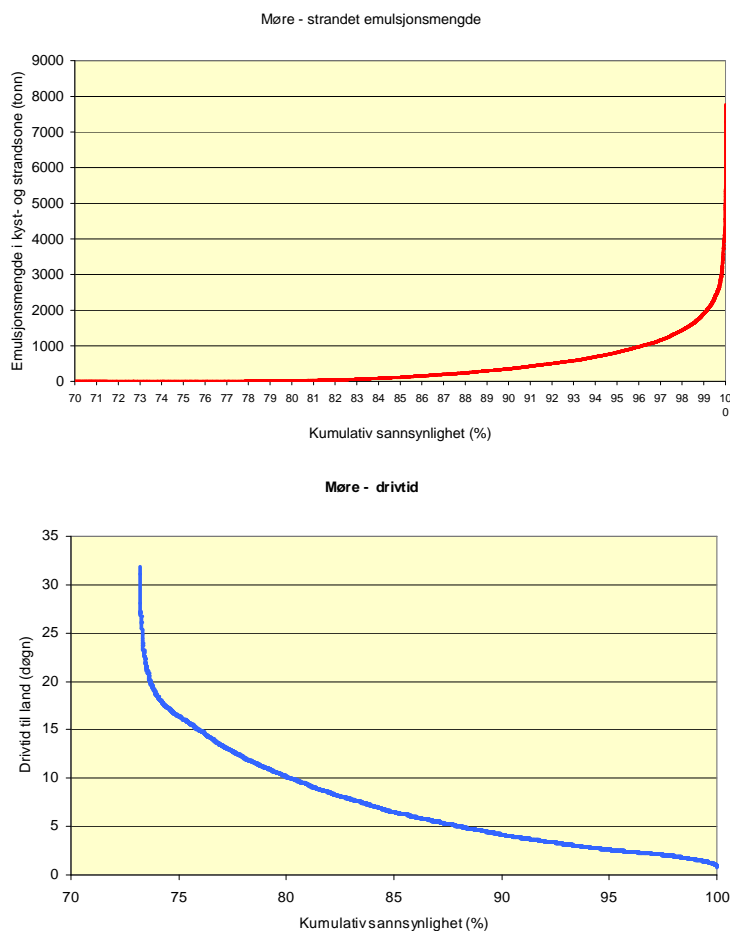
**Figur 3-16 Treffsannsynlighet for oljemengder 1-100 tonn (venstre) og 100-500 tonn (høyre) innen 10x10 km ruter ved overflateutslipp fra Norne.**

### 3.5.4 Møre

Den kumulative sannsynlighet for strandet emulsjonsmengde ved et utslipp fra Møre er vist i Figur 3-17. 73 % av oljedriftsscenarioene gir ikke stranding av olje, mens det i 5 % av scenarioene

strander mer enn 203 tonn olje (820 tonn emulsjon). Maksimal stranding er på 1930 tonn olje (7780 tonn emulsjon).

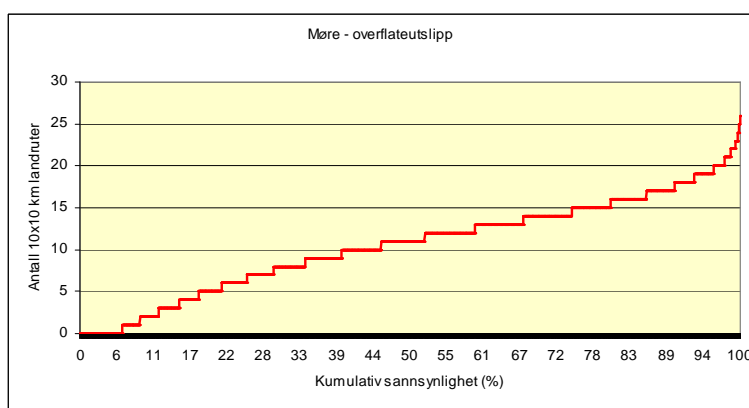
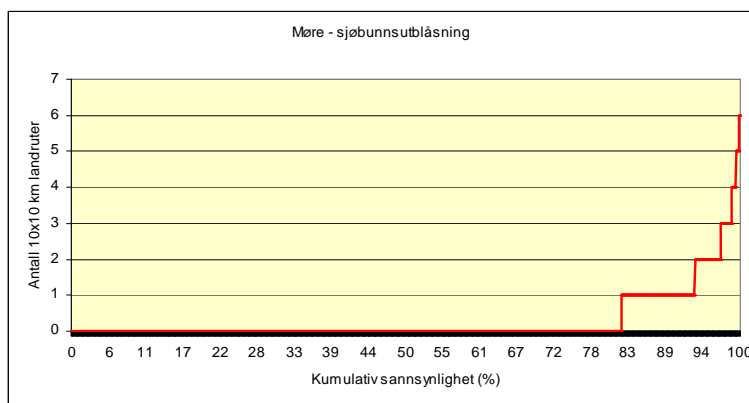
Den kumulative sannsynligheten for drivtid ved et utslipp fra Møre vises også i Figur 3-17. Korteste drivtid er på 0,8 døgn, mens det i 5 % av scenariene strander olje tidligst etter 2,6 døgn. Forventet korteste drivtid i de oljedriftsscenarioene som gir stranding av olje er på 5,7 døgn.



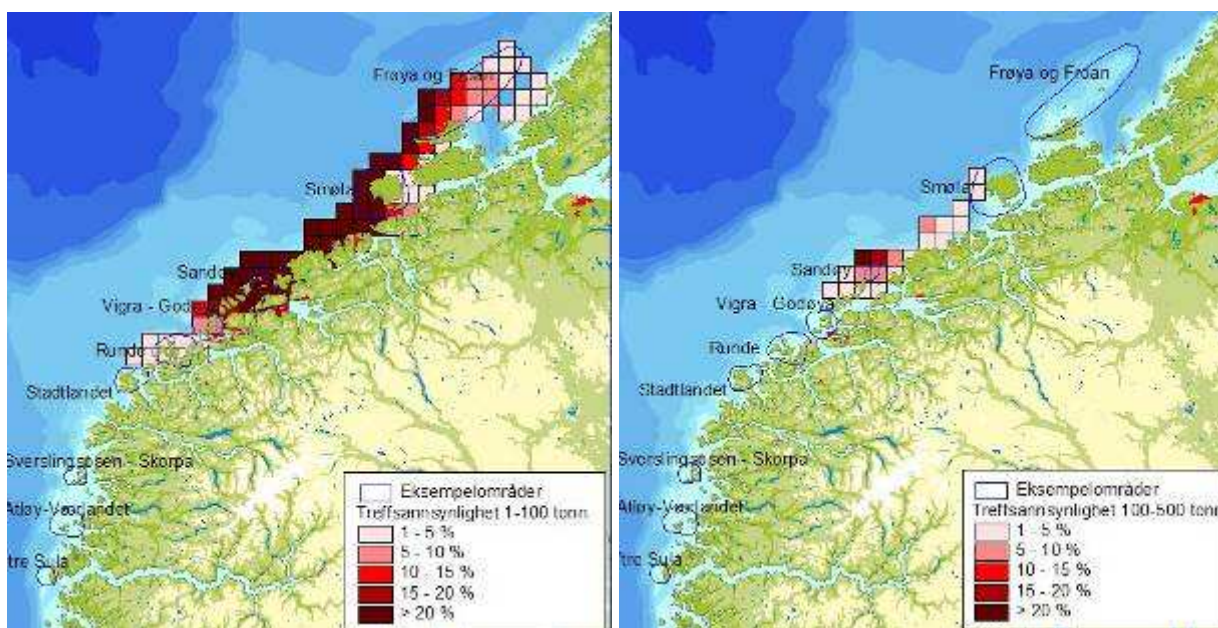
**Figur 3-17 Kumulativ sannsynlighet for strandet emulsjonsmengde og drivtid for samtlige oljedriftsscenarioer for utslipp ved Møre (både overflate og sjøbunnsutslipp).**

Ved stranding av olje fra overflateutblåsninger ved Møre så vil forventet berøring med kysten være på tolv 10x10 km kystruter (53 % persentil i Figur 3-18). For sjøbunnsutblåsninger så er det forvernet berøring med en kystrute (91 % persentil i Figur 3-18) dersom det strander. Områdene som har størst sannsynlighet for berøring er vist i Figur 3-19 og omfatter skjærgården fra Vigra og Godøya i Sør opp mot Frøya og Froan.





**Figur 3-18 Kumulativ sannsynlighet for berøring med 10x10 km kystruter ved hhv. sjøbunns- og overflateutblåsning fra Møre (basert på oljedriftsscenarioer for vektet varighet og rate).**

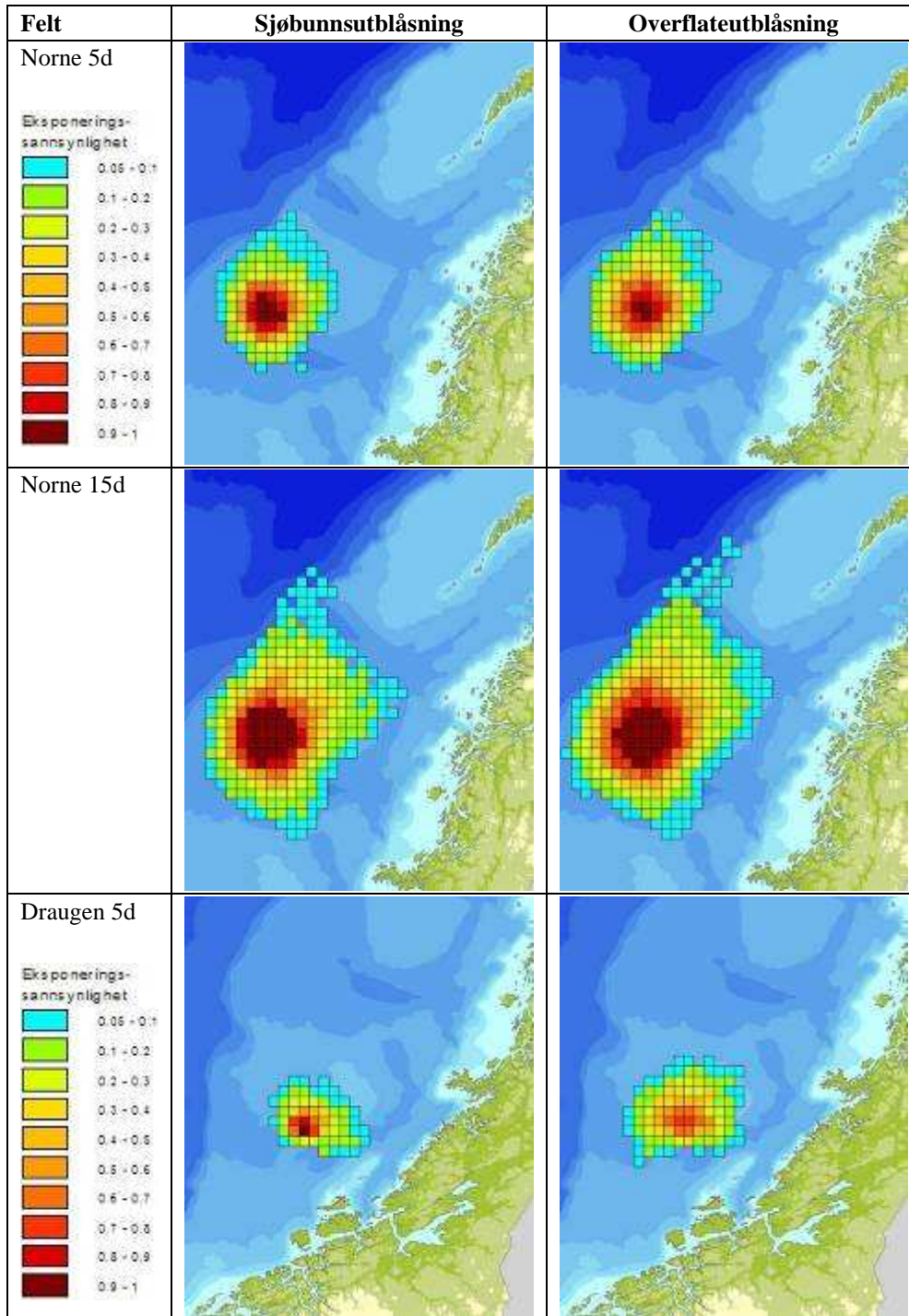


**Figur 3-19 Treffsannsynlighet for oljemengder 1-100 tonn (venstre) og 100-500 tonn (høyre) innen 10x10 km ruter ved overflateutblåsning fra Møre.**

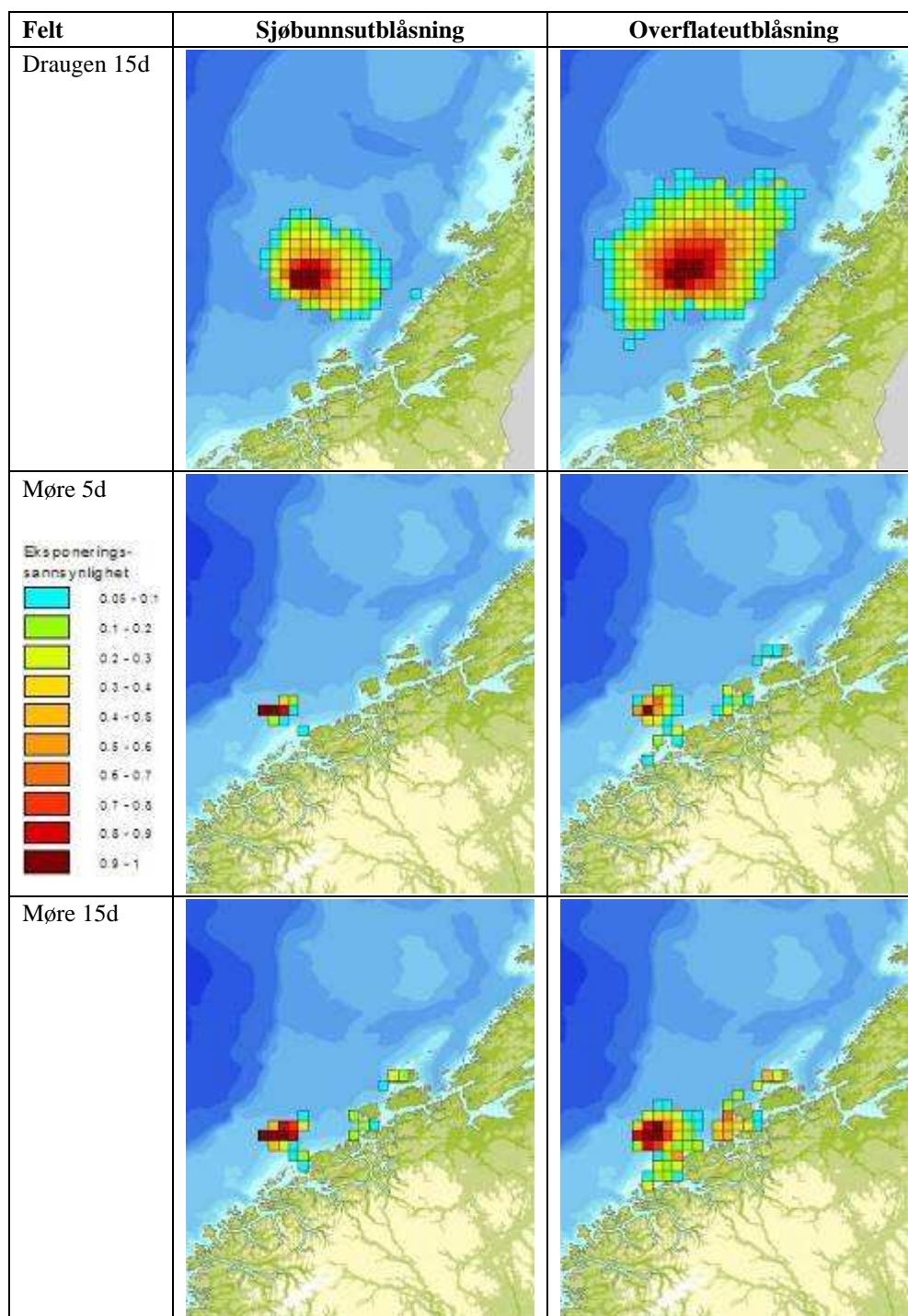


### 3.6 Eksponering i vannsøylen

De statistiske oljedriftsberegninger fra OSCAR gir et mål for det berørte område i vannmassene, uttrykt som en sannsynlighet for at konsentrasjonene i vannmassene skal overskride gitte grenseverdier. Sannsynlighet for eksponering av de øvre deler av vannsøylen over en terskelkonsentrasjon på 250 pbb (mikrogram per liter) total hydrokarbonkonsentrasjon (THC) er vist i Figur 3-20 som følge av sjøbunns- eller overflateutblåsning fra aktivitet ved Norne, Draugen og Møre med hhv. 5 og 15 døgns varighet (for rater se tabell Tabell 3-1). Scenariene er valgt for å belyse mulige konsekvenser for fiskeegg og –larver som følge av eksponering av oljekonsentrasjoner i vannmassene. Økningen i berørt område som følge av økt varighet er tydelig i denne fremstillingen, mens effekten av type utslipp er mindre merkbar. Resultatene for utslippet kystnært på Møre viser for øvrig en tendens til forhøyede konsentrasjoner nær kysten og i innløp til fjorder. Dette behøver ikke reflektere faktiske forhold fordi dette i hovedsak grunne områder der oljedriftmodellen av tekniske årsaker kan gi opphoping av olje.







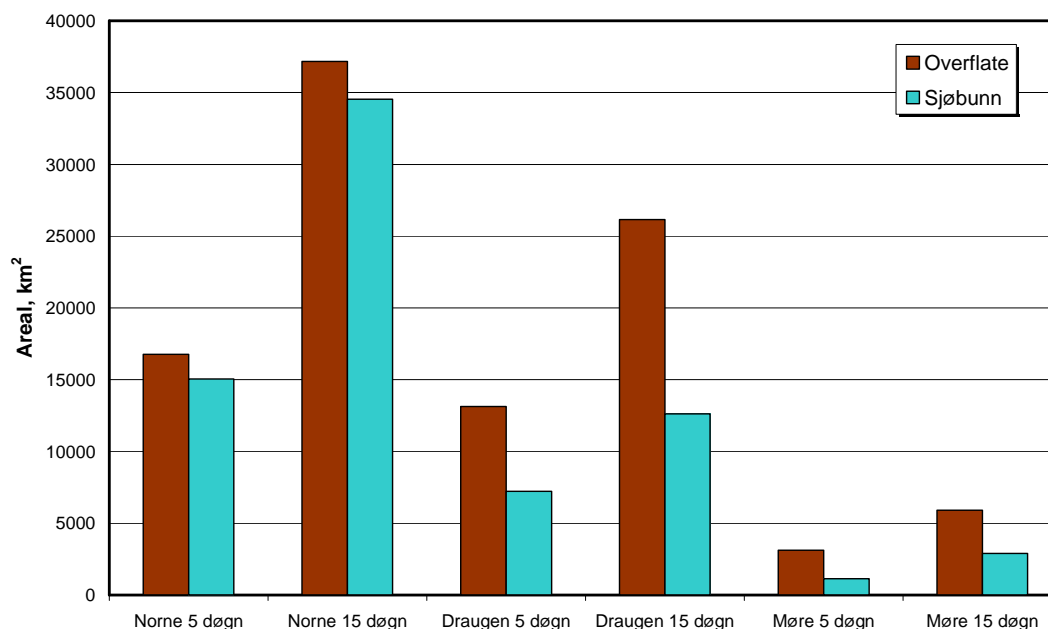
**Figur 3-20 Betinget eksponerings-sannsynlighet i vannsøylen (sannsynlighet for overskridelse av terskelkonsentrasjon på 250 ppb THC gitt et uhellsutslipp).**

De tre oljetyperne som er valgt har vesentlig forskjellige forvitringsegenskaper og derfor ulik levetid på sjøen. Draugen råolje er en middels råolje med hensyn levetid på sjøen. Norne råolje vil være mer persistent på grunn av noe større tetthet som gir mindre fordampning, og et stort voksinnhold som gir et lavt stivnepunkt og derav følgende høy viskositet allerede etter kort tid på sjøen. Oljer med høy viskositet er mindre utsatt for naturlig nedblanding. Mindre fordampning og

mindre naturlig nedblanding vil føre til lengre levetid på sjøen (større persistens). Kristin kondensat er valgt som oljetype for utslippet nær Mørrekysten ut fra antakelsen om at dette vil være en gassbrønn med en viss andel lettolje/kondensat i utslippet. Av denne grunn er også volumforholdet mellom gass og olje (GOR) stort. Lettolje eller kondensat fordamper raskt etter at oljen er kommet på sjøen. Slike lettoljer danner dessuten ikke stabil emulsjon, og vil derfor være vesentlig mer nedblandbare i vannmassene enn vanlige råoljer. Levetiden til lettolje/kondensat på sjøoverflaten er således mye kortere enn for vanlige råoljer.

Figur 3-21 viser berørt område i vannmassene for hvert av scenariene. Det berørte området omfatter områder med mer enn 5 % sannsynlighet for overskridelse av denne effektgrensen. Som det fremgår har varigheten av utslippet størst betydning for størrelsen av det berørte området. Typen utslipp (overflate eller sjøbunnsutslipp) ser ut til å ha mindre betydning relativt sett, men beregningene viser gjennomgående mindre berørt område i vannmassene ved sjøbunnsutslipp enn ved overflateutslipp. Dette har sammenheng med at et oljeflak som dannes fra et sjøbunnsutslipp har kortere levetid på sjøen fordi olje som kommer til overflaten fra et sjøbunnsutslipp vil danne en tynn oljefilm. Dette vil også føre til mindre utbredelse av oljen på overflaten enn olje fra et overflateutslipp. Også ved undervannsutblåsninger kommer oljen i vannmassene hovedsakelig fra naturlig nedblanding av olje fra overflaten, og en mindre utbredelse av oljen på overflaten vil derfor tendere til å gi mindre utbredelse av olje i vannmassene.

Det minste berørte området ble funnet for utslippet av lettolje kystnært på Møre. Dette skyldes delvis at utslippsraten er vesentlig mindre for denne hendelsen, men har også sammenheng med at lettolje vil fordampe raskt etter at den har kommet på sjøen.



**Figur 3-21 Eksponeringsvolum i vannsøylen (projisert til areal på sjøoverflaten) for overflate og sjøbunnsutblåsning med 5 og 15 døgns varighet ved hhv. Norne, Draugen og Møre.**



## 4 MULIGE MILJØKONSEKVENSER

### 4.1 Konsekvenser for sjøpattedyr

#### 4.1.1 Ressursbeskrivelse

Norskehavet er et åpent økosystem, dvs. at det er forbundet med andre økosystem i større eller mindre grad. Mange av artene i Nord-Atlanteren forekommer bare i deler av Norskehavet, og/eller har en utbredelse som strekker seg utenfor dets grenser.

I nord forekommer det arter som hele året er tilknyttet iskant-økosystemet eller høyarktiske kystområder, blant annet grønlandshval, narhval, hvithval, storkobbe, ringsel, hvalross og isbjørn. Disse forekommer i nordlige deler av Norskehavet om vinteren, tilknyttet drivisen.

Arter som blåhval, finnhval, vågehval og knølhval benytter områder i Norskehavet som beiteområder om sommeren i deres sesongmessige næringsvandring. Områder som de benytter er polarfronten, kontinentalsokkelen og eggakanten. Grønlandssel og klappmyss benytter Norskehavet til deres forplantning. Deler av bestandene kaster i Vestisen nord for Jan Mayen.

Sør i Norskehavet finner vi arter som er tilknyttet mer tempererte vannmasser, og disse omfatter blant annet spermhval, nebbhval, grindehval, nise, springere, seihval, Risso's delfin og Sowerby's spissval. Disse benytter også Norskehavet primært til næringsformål.

Selartene steinkobbe og havert er primært tilknyttet de helt kystnære områdene langs norskekysten.

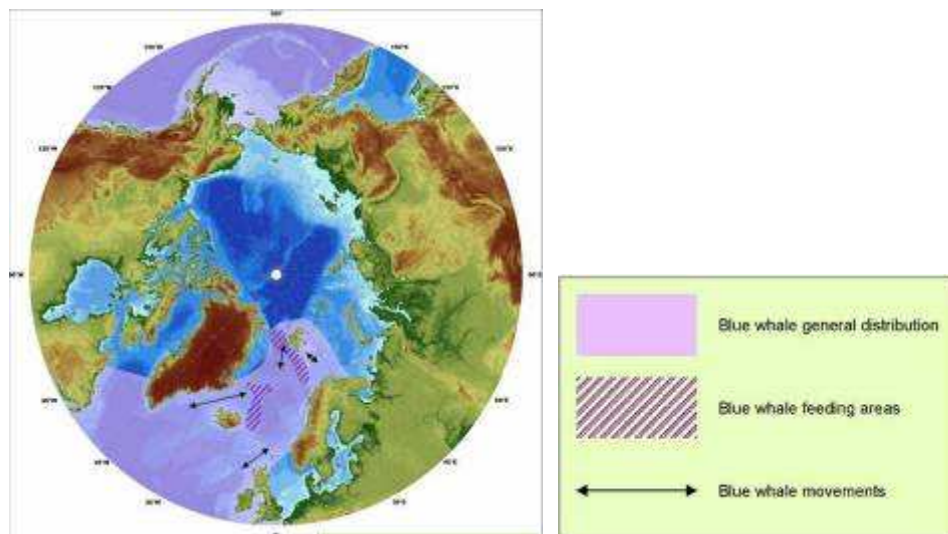
En generell ressursbeskrivelse av hele forvaltningsområdet er gitt i DN & HI (2007) og det er i det følgende gitt en kortfattet oppsummering av de mest sårbare artene i forhold til mulige konsekvenser av akutte oljeutslipp.

#### Hvaler

*Grønlandshvalen* er en bardehval som er sterkt knyttet til isfylte farvann gjennom hele året og forekommer hovedsaklig nord for Norskehavet. Bestanden er klassifisert som kritisk truet (CR) både i internasjonale konvensjonslister og i den nasjonale norske rødlisten på grunnlag av svært liten populasjon. (Artsdatabanken 2006, DN & HI 2007)

*Blåhvalen* er en bardehval som finnes i alle verdenshav og foretar lange sesongvandring utenfor kontinentalsokkelkantene (Figur 4-1). I Norskehavet finnes de oftest ved polarfronten hvor de hovedsakelig beiter på krill, men de kan trolig også ta små stimfisk. I dag finnes det trolig mellom 1 000 og 2 000 individer i våre farvann. Alle individene som oppholder seg i Norskehavet om sommeren er ansett som del av én bestand (Bjørge 2008). Arten er listet som nær truet (NT) på den nasjonale norske rødlisten.

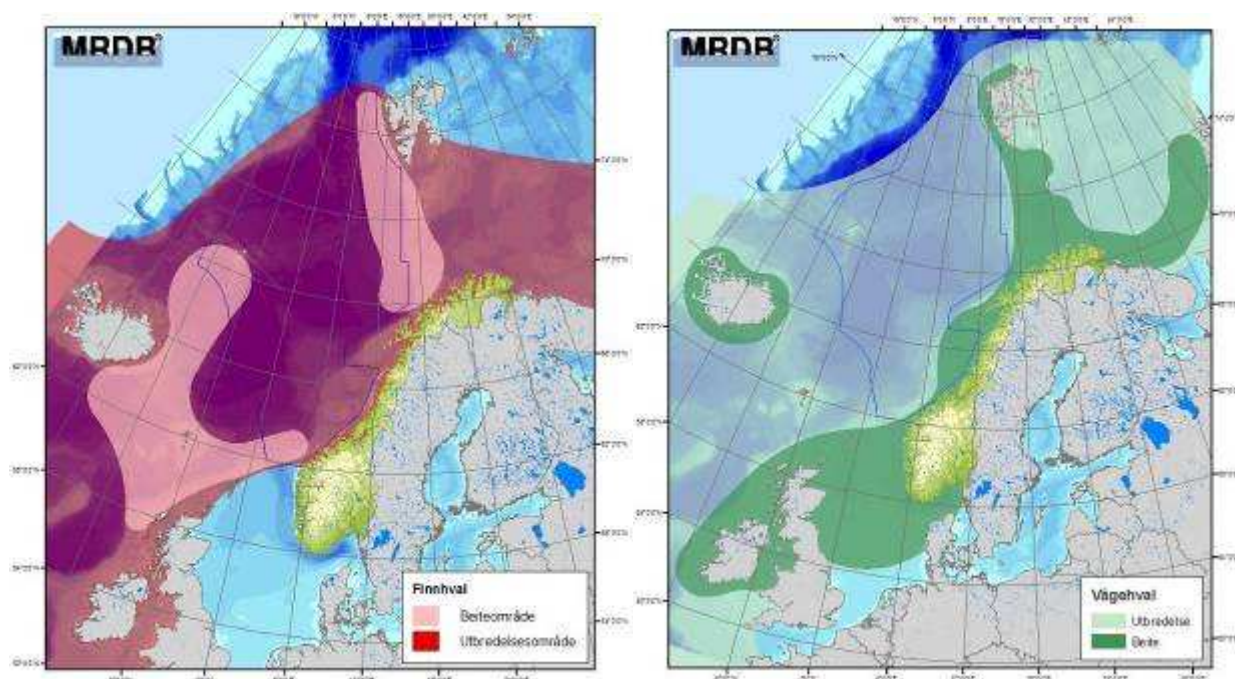




**Figur 4-1 Utbredelse av blåhval på den nordlige halvkule (DN & HI 2007)**

*Finnhvalen* er en bardehval som finnes i alle verdenshav og foretar lange sesongvandringer. I Norskehavet beiter de særlig langs polarfronten og helt opp mot iskanten om sommeren, nord i utredningsområdet, se Figur 4-2. Den har ofte tilhold over dype havområder men kan forekomme over kystbanker og sokkelområder nær kysten.

Bjørge (2008) anser alle individene som oppholder seg i norskehavet om sommeren som del av én bestand. Nå er bestanden sannsynligvis i en gjenvekstfase etter tidligere beskatning, og nærmer seg trolig bestandsnivået fra før beskatning. Bestanden i norsk farvann er beregnet til 5400 dyr. I områdene rundt Island var bestanden ca 25000 i 2001 og med en økende trend (DN & HI 2007).



**Figur 4-2 Utbredelse og beiteområde for Finnhval (venstre) og Vågehval (høyre) i nordiske farvann (ref. MRDB).**



*Vågehval* finnes i alle havområder på den nordlige halvkule. En nærstående art (antarktisk vågehval), som er en mer spesialisert krillspiser, er tallrik på den sydlige halvkule. Vågehvalene har sesongvandring mellom forplantningsområder på lavere breddegrader og beiteområder i kalde farvann. Vandringsveiene og kalvingsområdene er dårlig kartlagt, men vågehvalene vandrer helst langs kystene, men kan også oppholde seg over dyphav, for eksempel i Norskehavet (Figur 4-2).

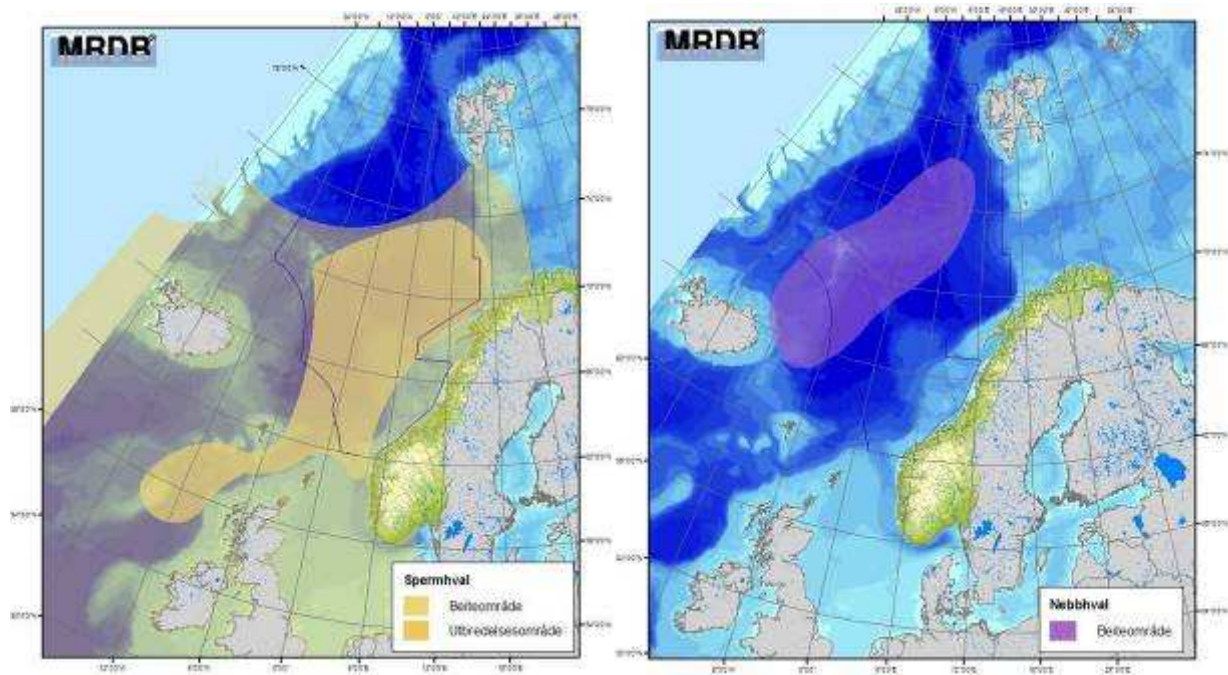
Havforskningsinstituttet gjennomfører årlige tellinger av vågehval med en geografisk fordeling av telleaktiviteten slik at hele utbredelsesområdet blir dekket i løpet av en seksårsperiode. Det er to bestander av vågehval som er relevante for utredningsområdet. Bestanden i Norskehavet kalles *sentralatlantisk* bestand og er beregnet til 26 700 (CV=0,14) dyr. Den *nordøstatlantiske* bestanden har tilhold i Nordsjøen, langs norskekysten, Barentshavet og ved Svalbard. Det vil si at denne bestanden forekommer langs hele den østlige delen av utredningsområdet. Den nordøstatlantiske bestanden er beregnet til 80 500 (CV=0,15) basert på tellingene mellom 1996 og 2001. (DN & HI. 2007)

Den nordøstatlantiske bestanden trekker inn mot områdene i Barentshavet i mars-april (hunner) og april-juni (hanner) og returnerer til sørligere farvann senhøstes (Von Quillfeldt m.fl. 2002). Det er kjent at enkelte dyr også overvintrer i nordiske farvann. Om sommeren er farvannene rundt Bjørnøya de områdene i Barentshavet hvor vågehvalen opptrer med størst tetthet. Andre områder med høye tettheter om sommeren er utenfor Finnmarkskysten og områdene rundt Lofoten-Vesterålen. (Føyn m.fl. 2002). Vågehval er den eneste hvalarten som beskattes i Norge.

*Spermhvalen* er en tannhval som finnes i alle verdenshav, og den reproduserende delen av bestandene har tilhold i områder mellom 45°N og 45°S hvor vanntemperaturen er over 15°C. Voksne hanner synes å ha mindre spesifikke temperaturkrav, og de finnes over dyphav og langs sokkelskråningene også i kaldtempererte områder. De kan dykke til over tusen meter og hovedføden er blekksprut som de fanger på dypt vann. I Norskehavet er det i dag omkring 6,000 spermhval, og de treffes som regel utenfor og langs eggakanten. Spesielt store ansamlinger finnes der det ser ut som topografien bidrar til konsentrasjon av byttedyr som for eksempel ved Bleiksdypet vest av Andøya (Figur 4-3).

*Nebbhval* (nordlig bottlenose hval) er en tannhval som kun finnes i Nord-Atlanteren (Figur 4-3). Den forekommer oftest over sokkelskråningene hvor den beiter på blekksprut. Det er noen indikasjoner på sesongvandring, men observasjoner tyder på at i det minste deler av bestanden blir stående langt nord i Atlanteren året gjennom. Bestanden ble trolig sterkt overbeskattet i perioden fra 1890 til 1903. Fangst foregikk fram til 1973. Arten er fortsatt meget fåtallig i våre fravann men det er tegn på gjenvekst, særlig i områdene rundt Jan Mayen og vest av Svalbard.

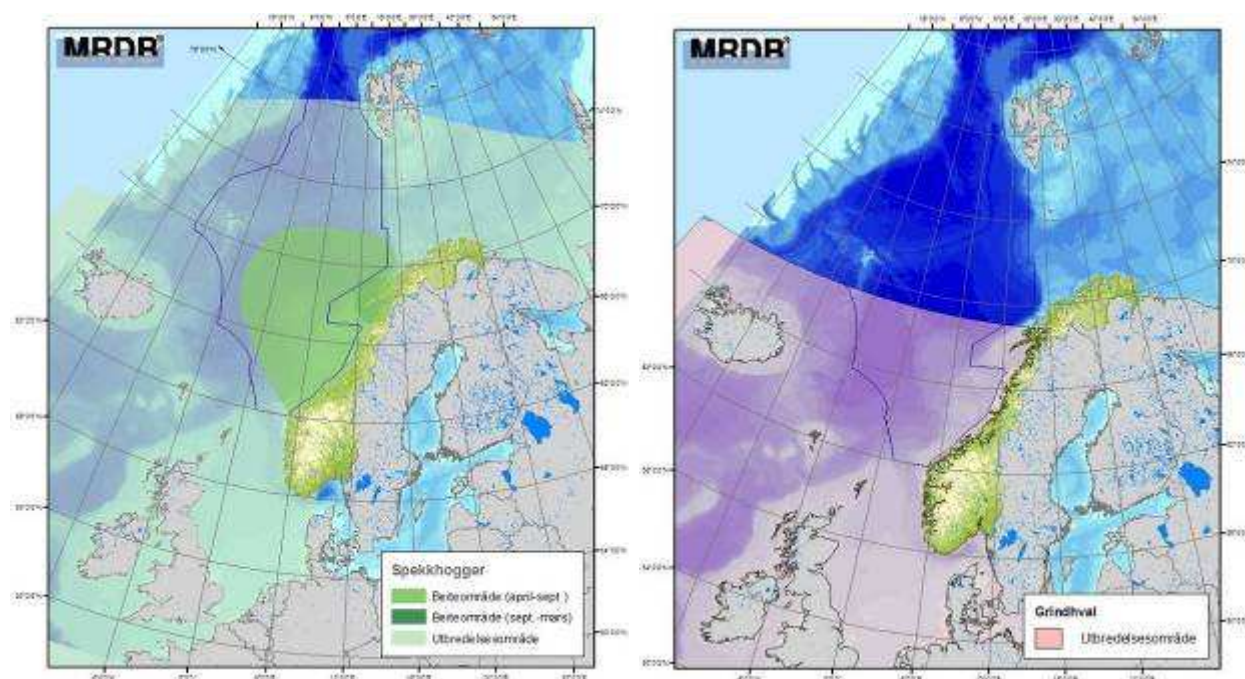




**Figur 4-3 Beiteområde og utbredelsesområde for Spermhval (venstre) og Nebbhval (høyre) i nordiske farvann (ref. MRDB)**

*Spekkhoggere* forekommer langs hele norskekysten og i Barentshavet i et antall på rundt 3.000 dyr (Figur 4-4). Om vinteren oppholder de seg i kjerneområder utenfor Mørekyten, Lofoten og Finnmarkskysten, mens om sommeren kan de ha en spredt fordeling i Norskehavet og Barentshavet. Om vinteren, når silda samles i Vestfjorden, kan det være rundt 550 dyr i Vestfjorden og omliggende områder (Føyn m.fl. 2002).

*Grindhval* forekommer både i og utenfor utredningsområdet i Norskehavet (Figur 4-4). Den foretar ikke regelmessige sesongvandringer men forflytter seg etter føde. Grindhval har en bestandstørrelse på ca 880 000 individer i Nord-Atlanteren. I perioder kan de opptre i store flokker i Norskehavet, særlig i sør. (DN & HI 2007)



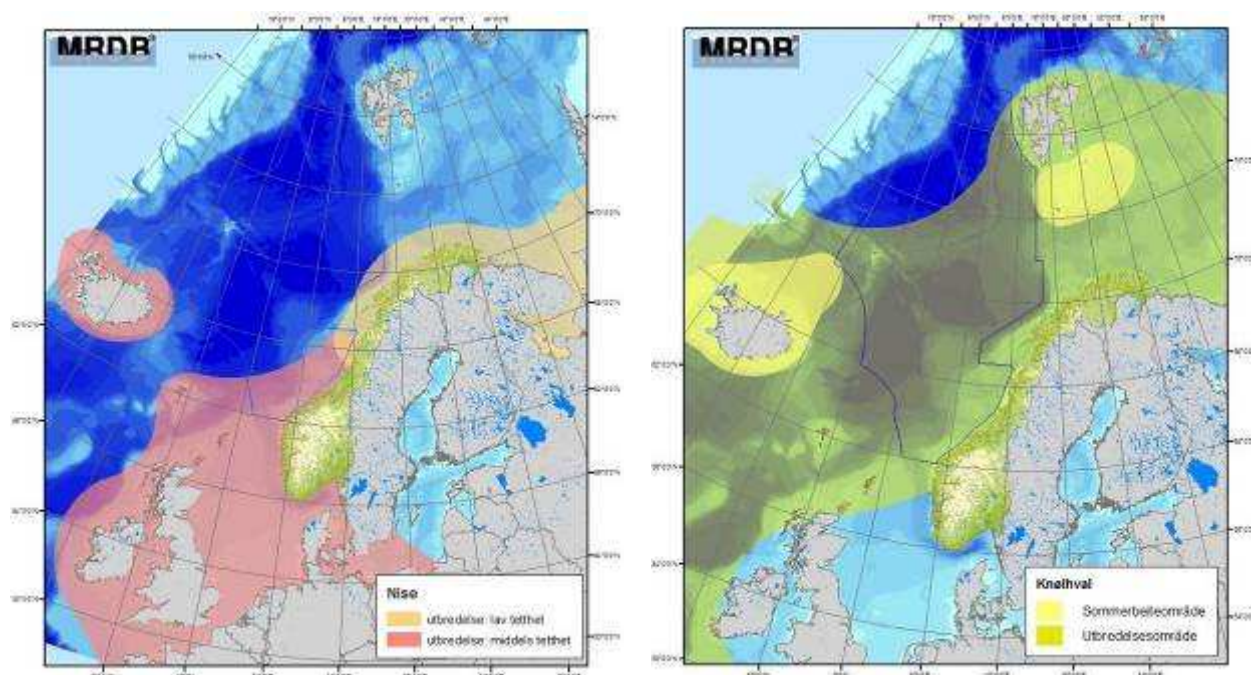
**Figur 4-4** Utbredelse og beiteområder for Spækkhogger (venstre) og Grindhval (høyre) i nordiske farvann (ref. MRDB).

*Nise* forekommer både i og utenfor utredningsområdet i Norskehavet, Se Figur 4-5. Nisen er generelt en kystbundet art som oppholder seg mest i grunne farvann. Nisene opptrer i små flokker, og forekommer langs hele Norskekysten. Nisene relativt stasjonære (Føyn m.fl. 2002). Arten deles inn i følgende bestander basert på økosystem: Skagerak, Nordsjøen (Vest-Agder / Rogaland-Stad), Norskehavet (Stad-Vestfjorden) og Barentshavet Lofoten / Vesterålen – russergrensa (Bjørge 2008). Nordgrense for nise er polarfronten.

*Kvit skjelving* og *Kvitnos* er to mindre tannhvalarter som er vanskelig å skille fra hverandre i felt. Springerne forekommer i flokker på opp til 30 individer og beiter på sild og torskefisk, og kanskje også på lodde og blekksprut. Kvitnosen er en sokkelart som gjerne holder seg i grunne kystnære farvann, mens kvit skjelvingen fortrinnsvis finnes over dypere vann. Anslagsvis finnes det 131 500 individer springere langs norskekysten og i Barentshavet. Springerne foretar trolig ikke regelmessige sesongvandringar men flytter seg etter hvor de finner føde (DN & HI 2007).

*Knølhval* er å finne innen hele Norskehavet, men de områdene der den er forekommer med størst tetthet (sommerbeite) ligger utenfor Norskehavet. Se Figur 4-5.





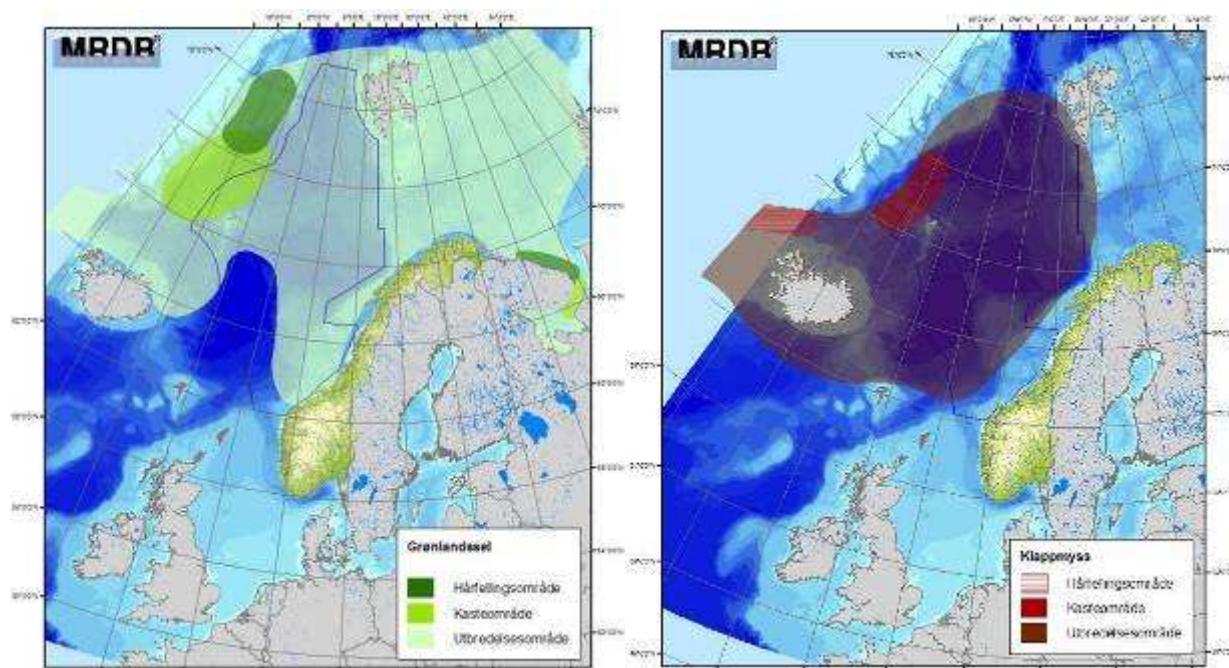
**Figur 4-5** Utbredelse og beiteområder av Nise (venstre) og Knølhval (høyre) i nordiske farvann (ref. MRDB).

## Seler

*Grønlandsselene* finnes bare i Nord-Atlanteren og deles inn i tre ulike bestander etter forplantningsområdene. Den største (ca fem millioner dyr) har tilhold i Nordvest-Atlanteren og føder unger på drivisen ved Newfoundland i Canada. En bestand på vel to millioner dyr har tilhold i Barentshavet og føder sine unger på drivisen i Kvitsjøen (se Figur 4-6). I Norskehavet er bestanden av ett år gamle og eldre dyr beregnet til 618,000 og en årlig ungeproduksjon på 106,000. I mars hvert år samler de kjønnsmodne dyrene av Norskehavsbestanden seg i drivisen nord for Jan Mayen for å føde og parre seg. Utenom forplantnings- og hårfellingsperiodene er grønlandsselene på beitevandring. De opptrer ofte i store flokker både langs iskanten og i åpnere farvann. Både østkysten av Grønland, Norskehavet, områdene rundt Svalbard og det nordlige Barentshavet inngår i beiteområdene for Norskehavsbestanden (DN & HI 2007).

*Klappmyss* finnes kun i Nord-Atlanteren. En bestand føder ved Newfoundland, en nord i Davisstredet og den tredje i drivisen i Norskehavet nord for Jan Mayen (Figur 4-6). Ungeproduksjonen i Norskehavet (Vesterisen) ble på grunnlag av en telling i 2005 beregnet til 15 200. Det tilsier en bestand av ett år gamle og eldre dyr på 71 400. Utenom forplantnings- og hårfellingsperiodene er klappmyssen på tildels lange beitevandring bare avbrutt av kortere "hvileperioder" når de legger seg opp på iskanten. Klappmyssen beiter ofte enkeltvis. Klappmyss foretrekker følgende beiteområder; sokkelskråninger (3-500 m dyp) og bankområder vest av Svalbard, på store dyp ikke langt fra iskanten, øvre vannmasser langs polarfronten, langs eggakanten helt sør til Hebridene, rundt Færøyene, Island og Øst- Grønland. (DN & HI 2007; Bjørge 2008).

I Vesterisen foregår kastingen i mars (ettervinteren). Hårfelling foregår 3-4 måneder senere langs iskanten i Danmarksstredet. Klappmyss er sårbar (VU) ifølge norsk rødliste på grunnlag av observert bestandsreduksjon i løpet av de siste 10 år (Artsdatabanken 2006).



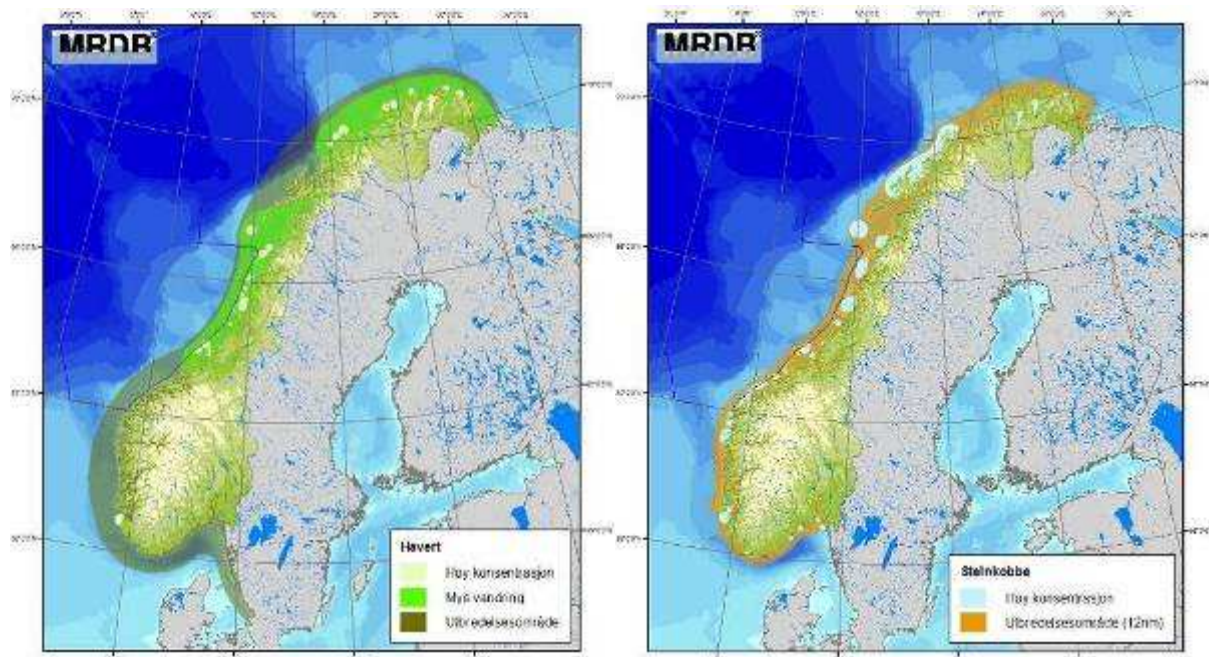
**Figur 4-6** Utbredelse av Grønlandssel (venstre) og Klappmyss (høyre) i Nordøst-Atlanteren (ref. MRDB)

*Haverten* forekommer i kolonier langs hele norskekysten. Utenom kastetiden kan arten være spredt langs kysten for næringssøk, og utbredelsen fra flere kolonier kan overlape (Figur 4-7). Under hårfellingsperioden og kasteperioden samler haverten seg i store kolonier (Føyn m.fl. 2002; Bjørge 2008). En landsdekkende undersøkelse av havert i 2001-2003 konkluderte at den årlige produksjonen er på rundt 1 200 unger, noe som indikerer en havertbestand på 4 600 - 5 500 ett år gamle og eldre dyr (DN & HI 2007).

Bjørge (2008) har foreslått å dele de norske forekomstene av havert inn i tre bestander. En populasjon sør for Stad, en populasjon fra Stad til Lofoten, og en populasjon fra Vesterålen til russergrensen. Koloniene på Froan i Sør-Trøndelag er en av de største havert koloniene. Haverten føder i desember måned og ungene skifter pels etter 3 uker. Hårfelling foregår fra februar til april.

I følge både Norsk rødliste og internasjonale konvensjonslister lister er havert nær truet (NT) (Artsdatabanken 2006).





**Figur 4-7 Utbredelse av Havert (venstre) og Steinkobbe (høyre) i nordiske farvann (ref. MRDB).**

*Steinkobbe* forekommer i større og mindre kolonier langs hele norskekysten (se Figur 4-7). Arten er relativt stedbunden og oppholder seg nær koloniene året rundt (spredning på noen titalls km).

Basert på telling av hårfellende steinkobber i perioden 1996-1999 er den norske totalbestanden beregnet til ca 10 000, samt ca. 500 individer ved Svalbard (Føyn m.fl. 2002; Bjørge m.fl. 2007).

Steinkobbene føder unger i siste halvdel av juni og dieperioden varer i tre til fire uker. Ungene har felt fosterpelsen ved fødselen og kan gå i vann allerede etter få timer. Men de er særdeles følsomme for forstyrrelser i tiden fram til de har utviklet gode svømmeferdigheter. (DN & HI 2007). For steinkobbe skjer hårfellingen i august-september.

Bjørge m.fl. (2007) foreslår følgende hensiktsmessige bestandsinndeling basert på biologiske prinsipper; Skagerrakbestanden (fra Østfold til Vest-Agder), vestlandsbestanden (fra Rogaland til Troms / Lophavet), Finnmarksbestanden (fra Lophavet til russergrensa), og Svalbardbestanden (ved Prins Karls Forland). De tre største forekomstene av steinkobbe er i Nordland (2 874), Sør-Trøndelag (1 750) og i Møre og Romsdal (1 447).

Både Steinkobbe og Havert er jaktbare i Norge, og siden 2003 har kvotene blitt satt vesentlig høyere enn forskernes anbefalinger. De er også utsatte for bifangst i fiskeredskap og det er sannsynlig at bestandene vil minke raskt med dagens forvaltningsordning. I noen områder vil steinkobbe være utrydningstruet. I revidert utgave av norsk rødliste i 2006 ble steinkobbe klassifisert som sårbar (VU) (Bjørge m.fl. 2007).

*Storkobbe*, *ringsel* og *hvalross* forekommer i Norskehavet men er ikke utbredt her. Storkobbe opptrer i Norskehavet, men er først og fremst typisk for Barentshavet. Storkobbe opptrer oftest som enkeltindivider. Store forekomster finnes langs nordkysten av Spitsbergen og Nordaustlandet, i fjordene på vestkysten av Spitsbergen og i Storfjordområdet, samt i drivisen i





Barentshavet. I kaste- og hårfellingsperioder (mai-juni) ligger storkobben ofte på små isflak i åpen is (Føyn m.fl. 2002).

*Ringsele* oppholder seg i de isfylte delene av Barentshavet og ved Svalbard, og er den mest tallrike arten i disse områdene. (Føyn m.fl. 2002).

*Hvalrossen* forekommer i store antall i Svalbardområdet. Arten foretrekker drivisområdene, men har faste liggeplasser på land når isen er borte. Hvalrossen forekommer vanligvis i mindre flokker, men kan sted- og tidvis også opptre i større flokker. Utbredelsen styres delvis av isutbredelsen. (Føyn m.fl. 2002).

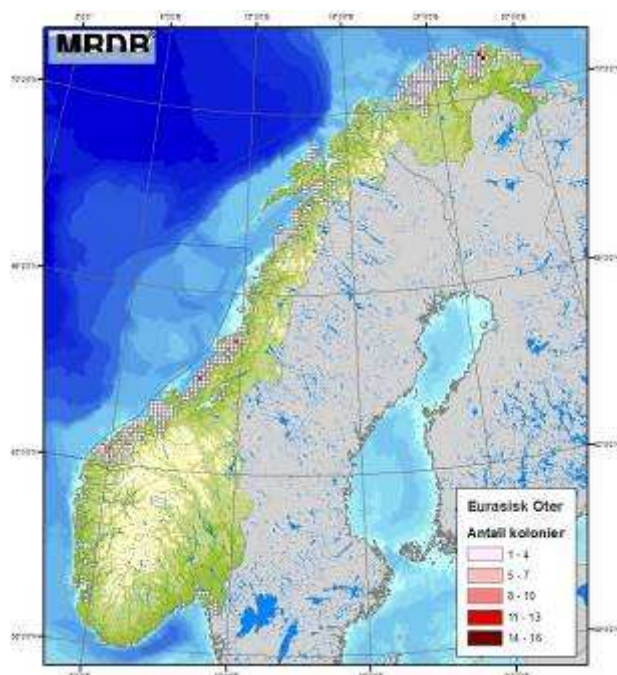
### Isbjørn

*Isbjørnen* lever det meste av sitt liv i drivisen der det er mest sel. Om sommeren trekker mange dyr nordøstover til områdene nord for 80°N, mens de vandrer sørvestover til iskanten på rundt 76°N om vinteren/våren (Føyn m.fl. 2002). Farvannene rundt Bjørnøya er viktige leveområder i mens det er drivis i området (Theisen 1997). Isbjørnen ved Svalbard tilhører en bestand med utbredelse fra Øst - Grønland til nordvestlige deler av Russland. Isbjørn er i våre dager bare en helt unntaksvis gjest på Jan Mayen på grunn av endringer i isdriften. Isbjørnen regnes ikke lenger som en art med tilhold på/ved Jan Mayen (Verneplan for Jan Mayen 2007).

### Eurasisk Oter

*Oteren* ble fredet i Norge siden 1982 som følge av bestandsnedgang i store deler av utbredelsesområdet. Det er antatt at over 25 % av den europeiske bestanden finnes i Norge (Alpha 2003). Kart over oterens tilhold innen utredningsområdet er vist i Figur 4-8. Den nasjonale bestanden synes nå å være i vekst; i 1990 ble den estimert til 9 000 - 11 000 dyr, mens tilsvarende tall for 1995 er 17 000 - 21 000 dyr. Dersom den videre veksten har vært konstant, er antallet i dag opp mot 30 000 dyr. Det er særlig bestandene i Midt- og Nord-Norge som synes rimelig sterke; i kyststrøkene fra og med Sør-Trøndelag og nordover antas oteren å ha en sammenhengende utbredelse (Bjørn 2000).

Internasjonalt har oteren status som truet rødlisteart, og er beskyttet av flere internasjonale konvensjoner. På den norske rødlista er arten plassert i kategorien sårbar (VU).



Figur 4-8 Utbredelse av oter i Norskehavet (ref. MRDB).

#### 4.1.2 Effekter og sårbarhet

I det følgende gis en gjennomgang av mulige effekter for hval, sel og oter som følge av mulig oljeeksponering. Erfaringer og generelle betraktninger beskrevet her er vurdert som relevante for norske forhold. Gjennomgangen bygger på DNV (2000) og originalkilder er referert.

##### Hval

Toksiske virkning av olje grunnet dens kjemiske sammensetning (aromatiske hydrokarboner)

- Råolje avgir giftige lettflyktige komponenter til lufta. Mengden giftstoffer som avgis vil være størst de første timene og så avta over tid. Hval trekker inn luft til lungene fra det luftlaget som er nærmest overflaten. Innåndingseffekten er doseavhengig, og konsekvenser for hvalen vil være avhengig av dens kondisjon og dens reaksjon på stress. Utfallet kan variere fra mild irritasjon i lungene til rask død. Opptak av hydrokarboner gjennom lunger vil kunne påvirke organer som nyrer, lever og hjerne. Det er også mulig at gassene kan gi en narkotisk effekt som kan medføre drukning. (Geraci og St. Aubin 1982; Thomson og Geraci 1986; Geraci 1990; Jensen 2008a)
- Exxon Valdez ulykken viste at Spekkhoggere antakelig er den hvalarten som er mest utsatt i forbindelse med oljeforurensning. Dødsraten steg fra 1,3 % før ulykken til 20 % året etterpå. Raten var normalisert noen år etter. Dødsraten var størst blant ungdom og hunner i reprodutiv alder. Årsaken til at spekkhoggere er så utsatt er antagelig at de er utpregede flokkdyr. Dødsårsak var antagelig inhalering av oljefraksjoner. (Jensen 2008a)

Inntak av olje gjennom svelging (direkte inntak eller kontaminert føde)

- Bardehvaler som finner føden sin i øvre vannlag er trolig mer utsatt for å svelge olje enn f.eks. tannhvaler (Hansen 1985). Likevel er alle hvaler utsatt for å få i seg olje gjennom føde.

Hydrokarboner fra petroleum lever lenge i næringskjeden, især hos arter som ikke har evne til å nedbryte dem, som mollusker og bentiske invertebrater. (Gilfillan og Vandermeulen 1978)

- Det finnes ikke mange forsøk å vise til når det gjelder hvilke effekter svelget olje har på hval. Geraci og Smith (1987) har beregnet at skadelig dose på vågehval er 15 l, 45 l for spekkhugger og 600 l for finnhval. Det virker derfor lite sannsynlig at store hvaler vil kunne innta så store oljemengder at det blir akutt skadelig. Man tror at hval vil reagere på samme måte som sel ved inntak av skadelige mengder olje. Oljen vil irritere epitelcellene i mage/tarm som derved har innvirkning på bevegelse, fordøyelse og absorpsjon. Opptak av hydrokarboner gjennom tarm vil kunne påvirke organer som nyrer, lever og hjerne.

#### Tilsøling

- Hvalenes hud er omtrent ugjennomtrengelig, selv for oljens volatile komponenter (Geraci og St. Aubin 1982, 1985). Ekstern oljeforurensning av huden til hval er antakelig lite skadelig.
- Flere typer bardehvaler er utsatt for tilsøling ved at de "tråler" de øvre vannlagene etter mat (Würsig m.fl. 1985). Knølhval har for eksempel koordinerte jaktmetoder der de tvinger fisk sammen i tette stimer. Deres bevegelser i overflaten gjør dem utsatt for tilsøling.
- En grønlandshval ble observert med 85 % nedsatt filtreringsevne pga. oljetilsøling av bardene. Tung olje er i så måte mest skadelig da det tar lengre tid å skylle vekk oljen (kan ta opp til flere dager) (Engelhardt 1985). Bardehval har naturlige lange fasteperioder, og dyrene vil derfor godt kunne tolerere et redusert fødeinntak i en kortere periode.

#### Sel

Toksiske virkning av olje grunnet dens kjemiske sammensetning (aromatiske hydrokarboner)

- Oljens giftighetsgrad er avhengig av dets kjemiske komponenter, men generelt er råolje mer giftig enn raffinert/forvitret olje. Olje vil forvitte over tid ved fordampning, nedblanding og emulgering. Derfor vil et oljeutslipp med kort drivtid til utsatte resurser føre til mer akutte skader.
- De toksiske komponentene i fordampet olje vil reagere med selens membraner og føre til hevelse, slimdannelse og sår dannelse. Langvarig påvirkning kan gi varig skade på øyne. (St. Aubin 1990; Geraci and Smith 1976)
- Inhalering av flyktige hydrokarboner vil kunne føre til betennelse, fortettede lunger evt. kjemisk lungebetennelse hos sel. Opptak av giftstoffer via lungene vil bli transportert videre til nyrer, lever og hjerne. Synlige virkninger av dette vil trolig være atferdsendringer (Jensen 1996; Hansen 1985; St. Aubin 1990). Hjerneskadene som oppstår ved inhalering av flyktige komponenter er ikke reversible (Frost og Lowry 1993).

Inntak av olje gjennom svelging (direkte inntak eller kontaminert føde)

- Ekte seler pusser ikke pelsen og får således ikke i seg toksiske komponenter i olje på den måten (Jensen 2008b).
- Den generelle oppfatning er at sel har evne til å fordøye en liten mengde hydrokarboner, da sel har enzymer som kan nedbryte disse. Terskelverdien vil variere fra art til art, fra oljetype til oljetype, og er avhengig av individets generelle kondisjon. Farlig inntaksmengde for sel vil variere fra omlag 100ml til flere liter. (Smith og Geraci 1975; Geraci og Smith 1976; Geraci og St. Aubin 1987; Engelhardt 1982)
- Olje virker på tarmsystemet ved å irritere epitelcellene i mage/tarm som derved har innvirkning på bevegelse, fordøyelse og absorpsjon (Anon 1979 a,b og 1980 a-d; Narasimham og Ganla 1967; Rowe m.fl. 1973).

## Stress

- Olje har vært påvist å kunne forårsake død hos stressede seler. Man kan anta at seler som allerede er i dårlig kondisjon vil være ekstra sårbare for olje. Dersom en hel årsklasse er i dårlig kondisjon grunnet f.eks. dårlig mattilgang vil hele årsklassen kunne være særlig utsatt for stress forårsaket av olje (Geraci og Smith 1976).

## Tilsøling

- Seler er avhengig av sitt fettlag for å bevare varme, slik at tilsøling vil ikke stille voksne sel i fare for å fryse. Selunger i sin første livsfase (de første dagene / ukene) er derimot svært sårbare da de er avhengige av pels for isolasjon (Geraci og St. Aubin 1990). Oljeforurensning vil klistre hårene sammen og ødelegge det isolerende luftlaget i pelsen. Kulde og vind i tillegg vil gjøre selungene ekstra sårbare da varmetapet blir større.
- Tilsøling vil føre til begrenset mobilitet, særlig hos ungsel. Luffene er utsatt for å bli klistret til kroppen som reduserer svømmeevne. Mer ømfintlige organer som øyne og værhaar er også utsatt (Geraci og St. Aubin 1990; Davis og Anderson 1976; St. Aubin 1990; Engelhardt 1987).
- Jensen (2008b) mener at havertmødre vil forsøke å vaske selunger som er tilsølt, som dermed forstyrrer diingen og fører til lavere vekt ved avvenning enn normalt.

## Biologi (atferd / demografi / fysiologi)

- Direkte observasjoner i forbindelser med tidligere oljeutslipp tyder på at havert, steinkobbe og ringsel ikke unngår olje aktivt (Spooner 1967; St. Aubin 1990; Geraci og Smith 1976).
- Forskjell i habitatutnyttelse vil også utgjøre en forskjell i hvordan et individ blir eksponert for olje. Særlig ung sel vil foretrekke grunt vann til fordel for dypt vann, der oljen kan samle seg i større konsentrasjon.
- Selenes store energibehov, 5 % av kroppsvekt pr dag, gjør selene sårbare både på kort og lang sikt. Hvis energibehovet ikke blir dekket vil det kunne føre til sult og nedsatt reproduksjon.
- Selens "strategi" med sen kjønnsmodning, få unger i kullet og høy overlevelse blant kjønnsmodne individer gjør at økt dødelighet hos de kjønnsmodne individene vil få langt alvorligere konsekvenser for bestandene i forhold til økt dødelighet blant unger og ungdyr.

## Oter

Toksiske virkning av olje grunnet dens kjemiske sammensetning (aromatiske hydrokarboner)

- Ekstracellulær lungeemfysem var en av de vanligste dødsårsakene etter Exxon Valdez-ulykken i 1989, som følge av at oljekomponenter reagerte med lungene. Oterene døde av påfølgende plager (respiratoriske effekter) (Jensen 2008c).

Inntak av olje gjennom svelging (direkte inntak eller kontaminert føde)

- Oter vil innta olje indirekte gjennom føde og direkte ved å stelle pelsen sin. Særlig muslinger, som er hovedføde for ungdyr, akkumulerer hydrokarboner. Inntatt olje som tas opp gjennom fordøyelsen vil påvirke organer som nyrer, lever og hjerne. Etter Exxon Valdez så man at svelget olje førte til blødende magesår og var den vanligste dødsårsak. Lever-nekropsi ble også observert. Mengden olje som er skadelig å innta for oter vil variere, men anslås å være mellom 0,2 og 0,9 l (Geraci og St. Aubin 1987).

## Tilsøling

- Oter er spesielt sårbare for oljetilsøling da de er avhengige av pelsen sin for varme i motsetning til sel og hval som har spekk. Oljetilsøling vil drastisk redusere pelsens isoleringsevne. Dette kan ha en rekke konsekvenser, fra akutt død til mer kroniske plager som følge (Costa og Kooyman 1982; Siniff m.fl. 1982; Geraci and Williams 1990).
- Det er vist at oljeforurensede havotere finner tilhold på land for å hindre varmetap, men vil da risikere å sulte i hjel da fødetilgangen blir begrenset (Jensen 2008c).
- Av de tilsølte otrene etter Exxon Valdez som ikke døde akutt kan man anta at flere fikk senskader eller omkom indirekte som følge av tilsøling (Loughlin m.fl. 1996). Bl.a. ble det påvist lungeemfysem, magesår, blødninger, lever/nyre-lipidose og vevsvinn i lever (Lipscomb m.fl. 1994).

### 4.1.3 Sannsynlighet for miljøskade

#### Hval

Tidligere utredninger av petroleumsvirksomhet i norske farvann har konkludert med at skadepotensialet ved akutt oljeforurensning til havs er mindre hos hval (Thomassen m.fl. 1995; Aaserød og Loeng 1997). De fleste hvalartene er spredt over store områder eventuelle konsekvenser for disse vil trolig være på individnivå. Dette gjelder arter som blåhval, finnhval, spermhval, nebbhval, grindehval, nise og springere.

For arter som samles i større tettheter over begrensede arealer og tidsvinduer, er skadepotensialet noe mer uttrykt. Risikoen for at mange individer i en bestand kan bli berørt er større når bestanden er tett samlet. Dette gjelder arter som vågehval, grønlandshval og spekkhogger. Vågehval og grønlandshval samler seg periodevis i farvannet ved den marginale issone, og om sommeren finnes vågehvalen i høy tettet utenfor Finnmarkskysten og områdene rundt Lofoten-Vesterålen. (Føyn m.fl. 2002). Spekkhoggere er et utpreget flokkdyr (Jensen 2008). Med store forekomster i Vestfjorden og omkringliggende farvann om vinteren, er skadepotensialet vurdert som moderat. Dødelighet hos en gruppe spekkhoggere tilhørende Prince William Sound økte fra en naturlig dødelighet på 2,2 % pr år til 19,4 %, året etter *Exxon Valdez* havariet. Det ble konkludert at oljeutslippet var hovedårsaken til endringen i dødelighet. Man kan anta at restitusjonstiden for den berørte gruppen var svært lang siden det var hunner og kalver som ble hardest rammet.

Grønlandshvalen er i følge norsk rødliste kritisk truet. Det anslås at den gjenværende bestanden i det nordøstlige Atlanterhavet er på mindre enn 50 reproduserende individer. Dersom individer av denne arten skulle bli berørt av et uhellsutslipp vil konsekvensen for hele den bestanden være betydelig.

Enkelte bardehvaler kan grupperes som såkalte "skim-feeders", dvs. at de tråler de øvre vannlagene etter føde. Dette gjør at slike arter er mer utsatt for å komme i kontakt med olje. Knølhval tilhører denne gruppen. Disse jakter i flokk i grupper på opp til 20 individer. Giftige virkninger, tilsøling og inntak av kontaminert føde utgjør en større trussel for arter med denne fødestrategien (Würsig m.fl. 1985, Geraci og St. Aubin 1990). En vurdering av konsekvenser av større akutt oljeutslipp, der akseptkriterier er basert på bestandens restitusjonstid, er satt opp i Tabell 4-1.



**Tabell 4-1 Vurdering av konsekvenser av større akutte oljeutslipp, der akseptkriterier er basert på bestandens restitusjonstid.**

Konsekvenskategori			
Mindre 0,1 – 1 år	Moderat 1 – 3 år	Betydelig 3 – 10 år	Alvorlig > 10 år
Vågehval	Spekkhogger		
Knølhval	Grønlandshval		

### Sel og oter

I denne rapporten har vi valgt å gjøre en nærmere sårbarhetsberegning gjennom modellering havert, steinkobbe og oter, da disse artene er stedbundne langs den delen av Norges kystlinje som grenser til Norskehavet. Disse artene har et utbredelsesområde som er overlappende med influensområdene fra oljeutblåsninger fra Norne, Draugen, Heidrun og Møre.

For havert er det utført bestandstapsmodellering på den bestanden av havert som er utbredt fra Stad til Lofoten. For steinkobbe har vi sett utelukkende på steinkobbebestanden som er utbredt fra Rogaland (inkludert deler av Vest-Agder) til LoppHAVet. Bestandsandeler av steinkobbe er i denne analysen oppdatert etter informasjon om utbredelse og bestandsstørrelse fra Havforskningsinstituttet (2007).

Oter har en nokså jevn utbredelse langs Norges kyst. I denne rapporten har vi valgt å gjøre tapsmodelleringer på kjente forekomster (lokaliteter) i Møre og Romsdal, Sør Trøndelag, Nord Trøndelag og Nordland fylke. I våre beregninger har bestandstap vært basert på fordeling av antall kjente lokaliteter da informasjon om antall individer pr. lokalitet har vært utilgjengelig.

*Metodikk* for å beregne bestandstap følger metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA) (OLF 2007). For å komme fram til et mål på bestandstap, tilegnes først en sårbarhet ( $S_1$  1-3) for hver bestand. Denne sårbarheten vil variere i løpet av året (Tabell 4-2). I hver rute (10×10 km) der bestanden er tilstede beregnes en *effekt* (akutt dødelighet) på bakgrunn av oljemengde og artens sårbarhet. For beregning av effekt for sjøpattedyr benyttes effekt nøkkelen som vist i Tabell 4-3. Når dødeligheten i hver rute er bestemt ved denne nøkkelen, summeres bestandstapene i alle ruter til en total dødelighet for bestanden (kan gis pr måned, sesong eller på årsbasis).

**Tabell 4-2 Sårbarhetsindeks ( $S_1$  1-3) for havert, steinkobbe og oter gjennom året**

	jan	feb	mar	apr	mai	jun	jul	aug	sep	okt	nov	des
Havert	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	3	3
Steinkobbe	1	1	1	1	1	3	3	1	1	1	1	1
Oter	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

**Tabell 4-3 Effektnøkkel for akutt dødelighet for sjøpattedyr**

Effektnøkkel – akutt dødelighet	Individuell sårbarhet av VØK-sjøpattedyr		
	S1	S2	S3
Oljemengde i en 10*10 km rute			
1-100 tonn	5 %	15 %	20 %
100-500 tonn	10 %	20 %	35 %
500-1000 tonn	15 %	30 %	50 %
≥1000 tonn	20 %	40 %	65 %

Videre beregnes miljøskade ut fra beregningene av bestandstap (over) og sårbarhet på bestandsnivå. Miljøskaden uttrykkes ved restitusjonstid. Resultatene uttrykkes gjennom en skadenøkkel med en innebygget fordelingsfunksjon. Dette for å vise at en gitt dødelighet kan medføre miljøskade innen flere skadekategorier. For sjøfugl og sjøpattedyr benyttes skadenøkkel vist i Tabell 4-4.

**Tabell 4-4 Skadenøkkel for sjøfugl/sjøpattedyr bestander med høy sårbarhet (S3)**

Skadenøkkel bestand– Sjøfugl/ sjøpattedyr	Konsekvenskategori – miljøskade (restitusjonstid i år)			
	Mindre 1 mnd - 1år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig > 10 år
1 – 5	50 %	50 %		
5 – 10	25 %	50 %	25 %	
10 – 20		25 %	50 %	25 %
20 – 30			50 %	50 %
30				100 %

## Havert

Resultatene fra bestandstapsmodelleringen av havert viser at bestanden, generelt sett, er mest sårbar på høsten og utover vinteren. Resultatene gjenspeiler den sårbarhet som er definert for bestanden i Tabell 4-2, og som igjen reflekterer havertens sårbarhet i kaste- og yngleperioden (september - desember). Det er stort sett lik sannsynlighet for *mindre og moderat* miljøskade uavhengig av sesong, og det er relativt liten sannsynlighet (0 - 2,9 %) for *betydelig og alvorlig* miljøskade.

Gitt at en utblåsning inntreffer, vil et overflateutslipp fra Norne og Draugen gi de største sannsynlighetene for skade, mens utslipp fra Heidrun og Møre gir relativt lave sannsynligheter for skade på havert. For havert innenfor influensområdet til Heidrun, er sannsynlighet for skade noe mer uttrykt om sommeren. På Møre er sannsynligheten for skade relativt jevnt lav gjennom hele året. Et sjøbunnsutslipp fra Møre ga ingen sannsynlighet for skade.

**Tabell 4-5 Sannsynlighet for skade på havert gitt et oljeutslipp fra Norne, Heidrun, Draugen og Møre. Skade er et uttrykk for restitusjonstid.**

		Mindre (1 mnd-1 år)	Moderat (1-3 år)	Betydelig (3-10 år)	Alvorlig (> 10år)
<b>Norne</b>	Vår	6,07 %	6,07 %	0,00 %	0,00 %
	Sommer	6,48 %	6,51 %	0,02 %	0,00 %
	Høst	15,46 %	17,86 %	2,77 %	0,37 %
	Vinter	10,40 %	11,26 %	0,96 %	0,11 %
<b>Heidrun</b>	Vår	0,98 %	0,98 %	0,00 %	0,00 %
	Sommer	1,40 %	1,40 %	0,00 %	0,00 %
	Høst	0,79 %	0,85 %	0,07 %	0,00 %
	Vinter	0,62 %	0,62 %	0,00 %	0,00 %
<b>Draugen</b>	Vår	7,08 %	7,08 %	0,00 %	0,00 %
	Sommer	6,91 %	6,91 %	0,00 %	0,00 %
	Høst	11,11 %	14,01 %	2,92 %	0,02 %
	Vinter	8,93 %	9,90 %	0,97 %	0,00 %
<b>Møre (topp)</b>	Vår	0,87 %	0,87 %	0,00 %	0,00 %
	Sommer	0,78 %	0,78 %	0,00 %	0,00 %
	Høst	0,89 %	0,96 %	0,07 %	0,00 %
	Vinter	0,30 %	0,30 %	0,00 %	0,00 %

## Steinkobbe

Resultatene fra bestandstapsmodelleringen av steinkobbe viser at arten, generelt sett, er nokså jevn sårbar gjennom året, men med noe høyere sårbarhet vår og sommerstid. Resultatene gjenspeiler den sårbarhet som er definert for arten i Tabell 4-2, og som igjen reflekterer steinkobbens sårbarhet i kaste- og yngleperioden (juni - juli). Det er stort sett lik sannsynlighet for *mindre* og *moderat* skade uavhengig av sesong. Det er ingen sannsynlighet for *betydelig* eller *alvorlig* miljøskade.

Gitt at et oljeutslipp inntreffer, vil et oljeutslipp fra Møre gi de største sannsynlighetene for skade. Det er 18,2 % sannsynlighet for både *moderat* og *betydelig* miljøskade dersom utslippet skulle inntreffe om sommeren.

Et utslipp fra Draugen vil også kunne føre til konsekvenser for steinkobbe. Ved et utslipp fra Draugen om sommeren er det 4,6 % sannsynlighet for *moderat* og *betydelig* miljøskade.

Et utslipp fra Norne og Heidrun gir relativt lave sannsynligheter for skade på steinkobbe på mellom 0 og 2,9 % sannsynlighet for *mindre* og *moderat* miljøskade. For steinkobbe innenfor influensområdet til Norne, er sannsynlighet for skade noe mer uttrykt om høsten. Et sjøbunnsutslipp fra Møre ga ingen sannsynlighet for skade.

**Tabell 4-6 Sannsynlighet for skade på steinkobbe gitt et oljeutslipp fra Norne, Heidrun, Draugen og Møre. Skade er et uttrykk for restitusjonstid.**

		Mindre (1 mnd-1 år)	Moderat (1-3 år)	Betydelig (3-10 år)	Alvorlig (> 10år)
<b>Norne</b>	Vår	1,75 %	1,76 %	0,00 %	0,00 %
	Sommer	2,39 %	2,39 %	0,00 %	0,00 %
	Høst	2,86 %	2,86 %	0,00 %	0,00 %
	Vinter	1,86 %	1,86 %	0,00 %	0,00 %
<b>Heidrun</b>	Vår	0,46 %	0,46 %	0,00 %	0,00 %
	Sommer	0,10 %	0,10 %	0,00 %	0,00 %
	Høst	0,01 %	0,01 %	0,00 %	0,00 %
	Vinter	0,02 %	0,02 %	0,00 %	0,00 %
<b>Draugen</b>	Vår	3,15 %	3,15 %	0,00 %	0,00 %
	Sommer	4,57 %	4,57 %	0,00 %	0,00 %
	Høst	3,37 %	3,37 %	0,00 %	0,00 %
	Vinter	3,27 %	3,27 %	0,00 %	0,00 %
<b>Møre (overflateutslipp)</b>	Vår	17,14 %	17,14 %	0,00 %	0,00 %
	Sommer	18,21 %	18,21 %	0,00 %	0,00 %
	Høst	15,00 %	15,00 %	0,00 %	0,00 %
	Vinter	15,24 %	15,24 %	0,00 %	0,00 %

## Oter

Resultatene fra bestandstapsmodelleringen av oter viser at arten er konsekvent mest sårbar på sommeren. Resultatene gjenspeiler at det er større sannsynlighet for at det stander større mengder olje på sommeren enn for resten av året. Det er stort sett lik sannsynlighet for *mindre og moderat* miljøskade uavhengig av sesong, og det er relativt liten sannsynlighet for mer alvorlige skader (0 - 2,2 % sannsynlighet for *betydelig* miljøskade). Det er ingen sannsynlighet for *alvorlige* miljøskader.

Gitt at et oljeutslipp inntreffer, vil et oljeutslipp fra Møre gi de største sannsynlighetene for skade. Det er i underkant av 12 % sannsynlighet for *mindre og moderat* miljøskade dersom utslippet skulle inntreffe om sommeren.

Et utslipp fra Draugen og Norne vil også kunne føre til konsekvenser for oter. Ved et utslipp fra et av disse utslippspunktene er det ca 5 % sannsynlighet for *mindre og moderat* miljøskade.

Et utslipp fra Heidrun gir nokså lave sannsynligheter for skade på oter. Et sjøbunnsutslipp fra Møre ga ingen sannsynlighet for skade.

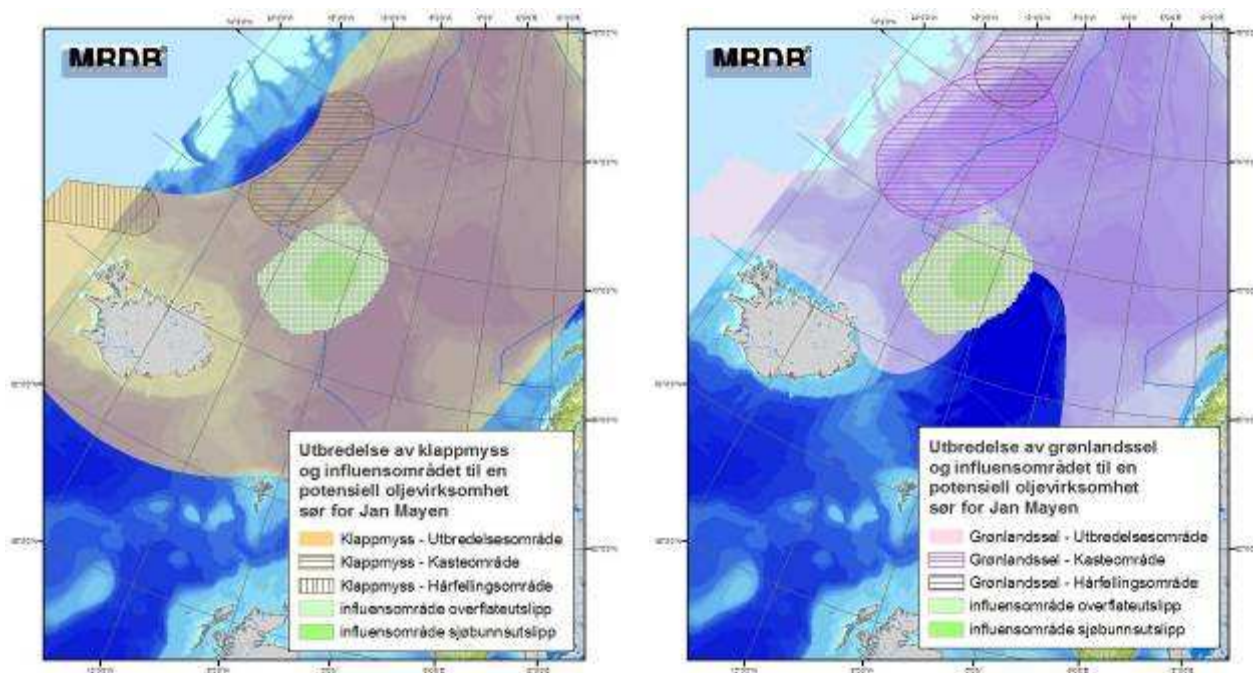
**Tabell 4-7 Sannsynlighet for skade på oter gitt et oljeutslipp fra Norne, Heidrun, Draugen og Møre. Skade er et uttrykk for restitusjonstid.**

		Mindre (1 mnd-1 år)	Moderat (1-3 år)	Betydelig (3-10 år)	Alvorlig (> 10år)
<b>Norne</b>	Vår	1,23 %	1,23 %	0,00 %	0,00 %
	Sommer	5,15 %	5,38 %	0,22 %	0,00 %
	Høst	1,18 %	1,18 %	0,00 %	0,00 %
	Vinter	1,25 %	1,25 %	0,00 %	0,00 %
<b>Heidrun</b>	Vår	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	Sommer	0,44 %	0,44 %	0,00 %	0,00 %
	Høst	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	Vinter	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
<b>Draugen</b>	Vår	3,63 %	3,63 %	0,00 %	0,00 %
	Sommer	5,09 %	5,23 %	0,15 %	0,00 %
	Høst	1,13 %	1,13 %	0,00 %	0,00 %
	Vinter	1,88 %	1,88 %	0,00 %	0,00 %
<b>Møre (overflateutslipp)</b>	Vår	0,81 %	0,81 %	0,00 %	0,00 %
	Sommer	11,65 %	11,77 %	0,12 %	0,00 %
	Høst	0,28 %	0,28 %	0,00 %	0,00 %
	Vinter	0,26 %	0,26 %	0,00 %	0,00 %



## Andre arter

Kartene under (Figur 4-9) viser utbredelse av klappmyss og grønlandssel i det nordøstlige Atlanterhavet. Begge artene har bestander som kaster unger i Vestisen, i drivisen. Kartene viser imidlertid at influensområdet fra en potensiell oljevirkosomhet sør for Jan Mayen ikke vil overlappe med kasteområdene, og artene vil derfor i mindre grad bli berørt.



**Figur 4-9** Utbredelse av klappmyss og grønlandssel samt influensområde gitt en oljeutblåsning ved leteboring sør-vest av Jan Mayen.

### 4.1.4 Samlet vurdering

I det følgende er det gitt en kort oppsummering av overstående konsekvensvurderinger felt for felt.

#### Norne

Vågehval og grønlandshval samler seg periodevis i farvannet ved den marginale issone, og om sommeren finnes vågehvalen i høy tettet utenfor Finnmarkskysten og områdene rundt Lofoten-Vesterålen. Spekkhoggere er et utpreget flokkdyr, og med store forekomster i Vestfjorden og omkringliggende farvann om vinteren, vil skadepotensialet være noe uttrykt. Influensområdet til Norne omfatter Vestfjorden, og skulle et uhell inntreffe om vinteren er skadepotensialet for disse artene vurdert til *moderat* for spekkhogger og *mindre* for vågehval.

En oljeutblåsning fra Norne medfører sannsynlighet for skade på Lofoten-Stad bestanden av havert, med 17,9 % sannsynlighet for *moderat miljøskade*, og 2,8 % sannsynlighet for *betydelig miljøskade* dersom et utslipp skulle inntreffe om høsten.

Det er relativt lite sannsynlighet for skade på steinkobbe og oter.



### Møre

Gitt at et oljeutslipp inntreffer, vil et overflateutslipp fra Møre gi de største sannsynlighetene for skade på steinkobbebestanden (Vest-Agder – Lophavet). Det er 18,2 % sannsynlighet for både *moderat* og *betydelig* miljøskade dersom utslippet skulle inntreffe om sommeren.

For oter, vil et overflateutslipp om sommeren medføre inntil 12 % sannsynlighet for *mindre* og *moderat* miljøskade.

Sannsynligheten for skade på havert er jevnt lav gjennom hele året.

Det bemerkes at for Møre så har OD i sitt fremtidsbilde lagt til grunn en sjøbunnsutbygging med landanlegg. Overflateutslipp er dermed ikke sannsynlig med unntak av i borefasen. Et sjøbunnsutslipp vil ikke medføre sannsynlighet for skade på verken havet, steinkobbe eller oter.

### Draugen

Et utslipp fra Draugen om høsten gir 14 % sannsynlighet for *moderat* skade, og 2,9 % sannsynlighet for *betydelig* skade på havert. Et utslipp fra Draugen om sommeren vil kunne føre til konsekvenser for steinkobbe, med 4,6 % sannsynlighet for *moderat* og *betydelig* skade. Oter vil også kunne bli berørt, med 5 % sannsynlighet for *moderat* og *betydelig* skade.

### Heidrun

Et uhellsutslipp fra Heidrun gir sannsynlighet for svært beskjedne skader, både på havert, steinkobbe og oter.

## **4.2 Konsekvenser for kyst og strand**

I dette delkapittelet analyseres hvilke kyst- og strandområder som vil kunne bli berørt av et akutt oljeutslipp i Norskehavet, og hvilke strender/kystområder som er mest sårbare i så tilfelle.

Influensområdet til Norne strekker seg opp langs kysten av Lofoten og Vesterålen, disse områdene omfattes ikke av denne utredningen fordi områdene er utredet i forvaltningsplanen for Lofoten og Barentshavet. Likevel er også en mulig miljømessig oljepåvirkning i de nordlige områdene dekket i analysen for å gi en helhetlig beskrivelse.

I analysene under er det tatt hensyn til en avgrensning av influensområdenes utbredelse.

### **4.2.1 Ressursbeskrivelse**

Dette kapittelet gir en generell beskrivelse av utvalgte strandtyper langs kysten som grenser til Norskehavet og hvordan disse er fordelt. Ressursbeskrivelsen er basert på tilgjengelig informasjon i MRDB, Brude m.fl. (2001) og RC Consultants og NINA (1999).

### Tangstrand



---

Tangstrand dannes ved at løsreven tang og tare skylles opp og akkumuleres på stranda. Tangstrand utvikles på alle de andre strandtypene, men betraktes fra et botanisk synspunkt som en egen hovedtype på grunn av spesielle økologiske forhold. Et høyt innhold av organisk materiale i tangen gjør at disse kan derfor være svært produktive. Tangstrender opptrer gjerne i bukter og vikler som funksjon av lokale vind- og strømforhold, men utvikles spesielt på sterkt til middels eksponerte strender

Tangstrand finnes spredt langs hele Norges kyst, men er mest vanlig i det aktuelle området fra Møre til og med Lofoten. Av

Tabell 4-8 ser man at det er mange lokaliteter innen influensområdet til Norne (276 lokaliteter).

### Sandstrand

Ustabil finmaterialstrand. Strandstrendene er overveiende representert ved mer eller mindre dynamisk sanddynevegetasjon og –systemer. Hvis vindeksponeringsgraden er betydelig, kan det utvikles såkalte dynelandskap, men strender av denne typen forekommer også inne i fjordene. Vegetasjonen er viktig mht. å stabilisere substratet. Vegetasjonen er lokalisert i varierende avstand fra strandlinjen. Strandstrendene regnes ikke som særlig produktive.

Det er definert 427 sandstrandlokaliteter langs hele norskekysten og finnes spredt fra Østfold til Finnmark. Sandstrandlokaliteter ligger særlig tett i Nordlandsområdet. Både influensområdene til Draugen, Møre og Norne omfatter sandstrandlokaliteter.

### Strandeng

Strandengene kjennetegnes av finkornet substrat, men kan være blandet med grovere materiale som grus og stein. Strandtypen finnes som elvedelta og landhevingsstrender. Vegetasjonen domineres av ett- og flerårige urter som fjøresauløk og skjørbuksurt. Vegetasjonen er produktiv og av en stor betydning for stabilisering av miljøet. Strandenger er vanligvis artsrike biotoper som er viktige hekke- og rasteplasser for vadefugl. Ved skade eller ødeleggelse av vegetasjonen kan erosjon i substratet føre til utvasking og irreversible endringer av strendene.

Strandtypen ”strandeng” er den mest vanlige, med 1477 definerte lokaliteter i Norge. Strandeng finnes spredt over hele landet, men innenfor forvaltningsområdet så er det flest strandenglokaliteter i Nordland. Dette gjenspeiles i antall lokaliteter i influensområdet fra Norne (335 lokaliteter). Influensområdet til et overflateutslipp fra Heidrun er relativt lite, men 6 av de 13 lokalitetene i dette området er av typen strandeng.

### Grus / Steinstrand

Grus- og steinstrender er utviklet i områder med morene- eller forvittringsmateriale. I slike områder finnes også rullesteinsstrender. Materialet flyttes av bølgeslag. Finkornet materiale fyller ofte rommet mellom grus og stein. Tangvoller dannes gjerne på slike strender, men strandtypen har ofte mindre botaniske interesser. Forekommer bl.a. på eksponerte kyststrekninger, ved elveutløp eller som erosjonsflater i strandeng.

Det er definert 648 grus- og steinstrandlokaliteter spredt i hele Norge. Hovedtyngden av disse finnes innen forvaltningsområdet fra Møre til og med Lofoten. 131 lokaliteter er innenfor influensområdet til et overflateutslipp fra Norne.

I det videre inkluderes også en beskrivelse av enkelte andre økosystem som er å anse som særlig viktige langs norskekysten. Enkelte av disse vil ha fellestrekk med strandtypene beskrevet over.

### Elveos

En elveos består gjerne av mer eller mindre sortert materiale som føres med elva og avsettes i elvemunningen. Vegetasjonen kjennetegnes av blandete strandeng-dominerte komplekser, ofte

med innslag av tangstrand og sandstrand. Slike lokaliteter opptrer gjerne i bunnen av fjorder. Slike lokaliteter er av stor betydning for bl.a. smolt av anadrome laksefisker samt lokaliseringsevne for gytemoden fisk av de samme artene.

Figur 4-10 a) viser fordeling av registrerte elveoslokaliteter langs kysten i forvaltningsområdet for Norskehavet. Totalt 139 elveos lokaliteter er registrert, først og fremst konsentrert i området ved Møre. Av disse ligger 17 lokaliteter innenfor influensområdet til et overflateutslipp fra Møre. Ingen elveoslokaliteter er berørt av de andre influensområdene.

### Våtmark

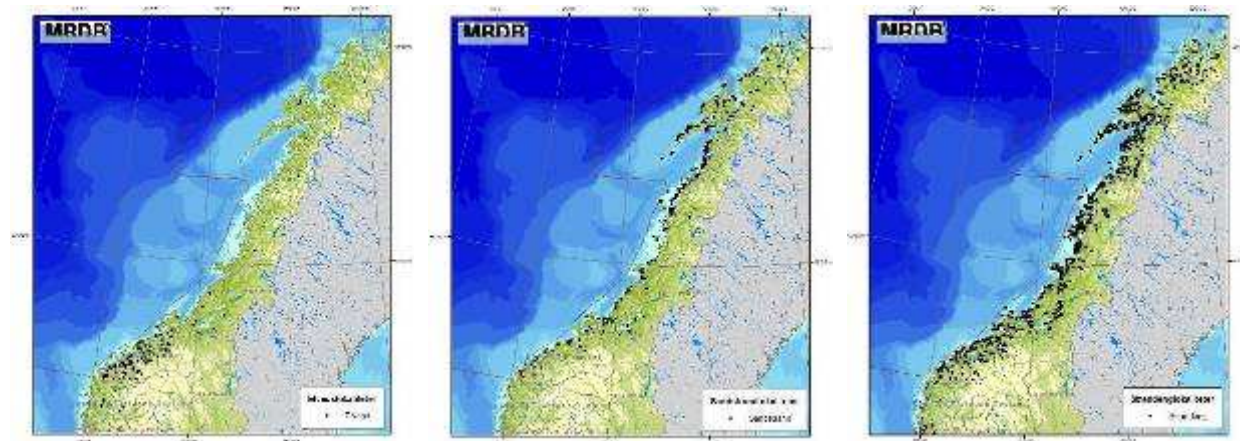
Våtmark er et sjøområde, men er oftest definert i tilknytning med landområder som skjær, holmer, øyer, og estuarier, og disse vernes vanligvis ikke på grunn av sine marine verdier. Våtmark er et vidt begrep som omfatter mange ulike naturtyper. Fellesnevneren for dem er at områdene store deler av året er fuktige eller oversvømt av vann. Som våtmark kan vi blant annet regne myrer av alle slag, elvedelta og grunne elvestrekninger, grunne småvann, sumper, vegetasjonsrike tjern og innsjøer, fjære- og gruntvannsområde langs kysten og grunne bukter og vik i større innsjøer. Høy produksjon av plantemateriale gir grunnlag for et rikt og variert dyreliv. Våtmarker er også voksested for flere sjeldne plantearter, og habitat for mange fuglearter.

Norge er tilknyttet den internasjonale konvensjonen for våtmarksområde (Ramsarkonvensjonen) som har som formål å være våtmarker. Norske våtmarker er i dag særlig truet av menneskelige inngrep (utbygging) ([www.miljolare.no](http://www.miljolare.no), 2008).

Våtmarker, inkludert alle undertypene (botanisk, ornitologisk og uspesifisert verdi), finnes langs hele Norskekysten, totalt 747 lokasjoner. Områder med størst tetthet av våtmarkslokasjoner er på Sørøstlandet og fra Sogn og Fjordane til og med Sør Trøndelag. Våtmarksområder finnes innen alle influensområdene som omfatter kyst (Draugen, Heidrun, Norne og Møre), med flest lokasjoner i Møre (102 lokaliteter).

### Strandberg/klippekyt/svaberg

Strandberg er gjerne lokalisert i eksponerte områder og har derfor utstrakt grad av selvrensningsevne. Vegetasjonene er ofte sparsom og flekkvis fordelt.

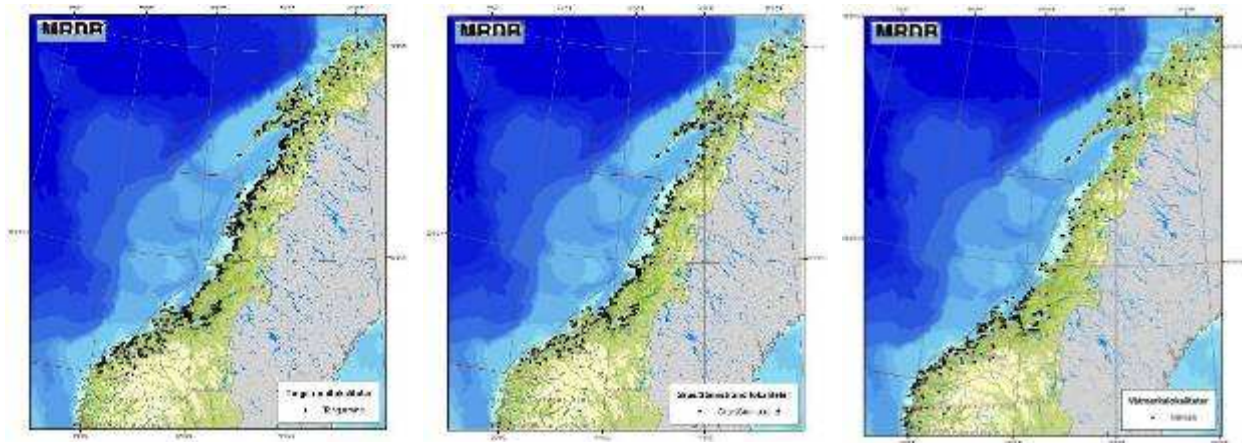


a) Elveos

b) Sandstrand

c) Strandeng



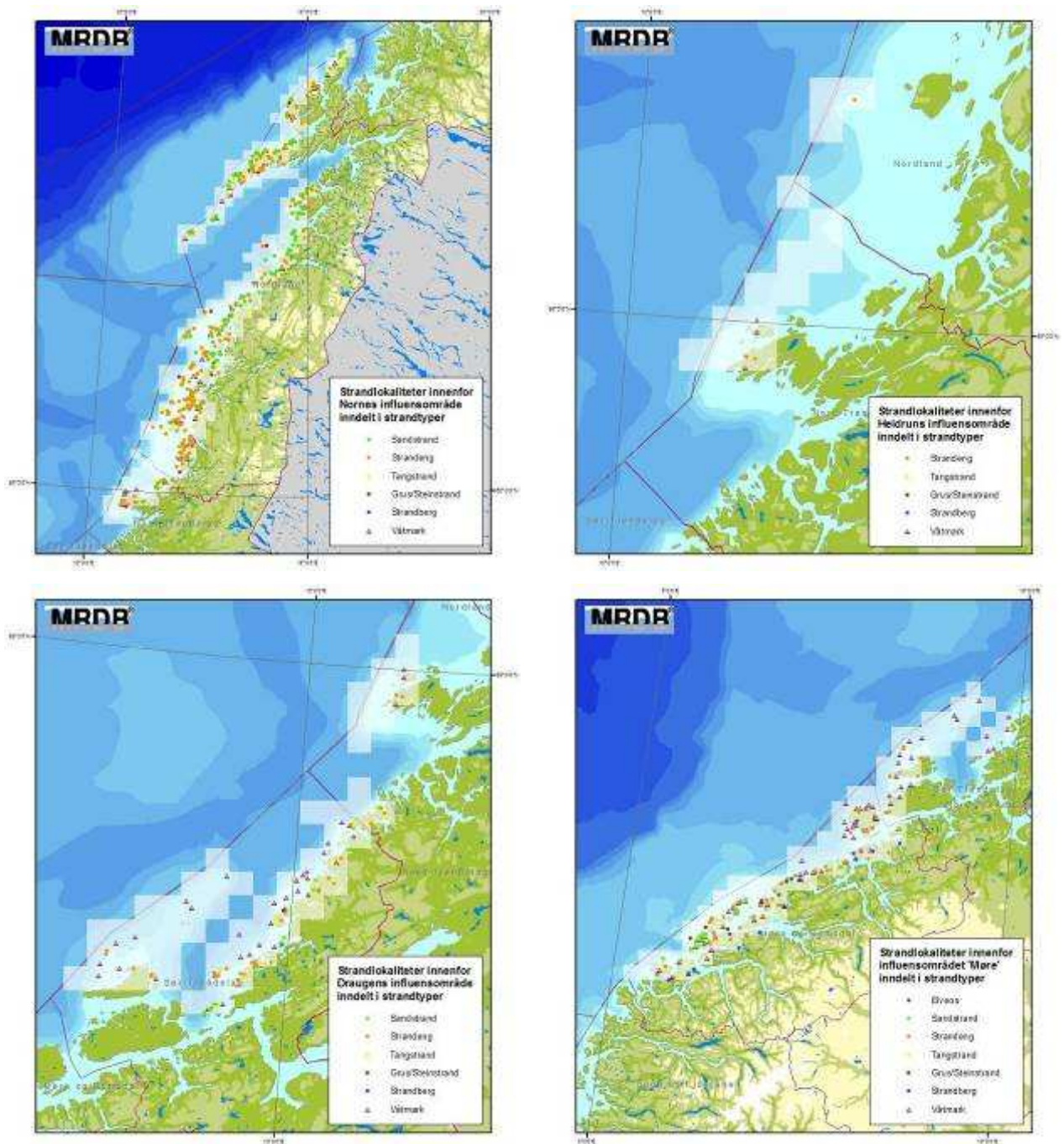


d) Tangstrand

e) Grus / Steinstrand

f) Våtmark

**Figur 4-10 (a-f) Fremstilling av hvordan strandlokaliteter er fordelt langs grensen til Norskehavet, inndelt i strandtypene elveos, sandstrand, strandeng, tangstrand, grus/steinstrand og våtmark. Kilde: MRDB.**



**Figur 4-11 Havstrandlokaliteter innenfor influensområde til Norne, Heidrun, Draugen samt Møre. Figuren viser beliggenheten til strandlokaliteter, her inndelt i strandtypene elveos, sandstrand, strandeng, tangstrand, grus/steinstrand, strandberg og våtmark.**

**Tabell 4-8. Antall registrerte strandlokaliteter innenfor influensområde for ulike felt/aktiviteter.**

Strandtype	Norne	Heidrun	Draugen	Møre	Antall lokaliteter i Norge totalt
Elveos	0	0	0	17	139
Sandstrand	132	0	13	24	427
Strandeng	335	6	40	76	1477
Tangstrand	276	1	43	68	834
Grus/Steinstrand	131	2	40	42	648
Strandberg	39	1	26	7	263
Våtmark	55	3	38	102	747
<i>Sum</i>	<i>968</i>	<i>13</i>	<i>200</i>	<i>336</i>	

#### 4.2.2 Sårbarhet

Effekter av olje på strandhabitat oppstår ved en kombinasjon av oljens giftighet og dens mekaniske belastning over tid. Naturligvis vil også den samlede mengde olje være av en viss betydning for skadebildet på lokalt og regionalt nivå. Hvor mye olje som blir liggende i de ulike deler av miljøet over tid kan synes vel så viktig. Altså vil de fysiske forutsetningene være viktig for å vurdere forløpet til de ulike strandtypene, og gir således den faglige rammen for å vurdere strandens sårbarhet for olje.

Viktige fysiske faktorer for oljens skjebne på kysten er dyp (-vertikal transport av olje), tidevann, bølgeeksponering (-strandens evne til selvrensning), topografi og type substrat (-strandens "lagringskapasitet" for olje) (Moe m.fl. 1993, 2000a, b).

Erfaringer fra historiske uhellsutslipp av olje viser at skadene på strandmiljøet kan variere i omfang og varighet; - fra nærmest total desimering av samfunnene til marginale, subletale effekter på individnivå. Skade på en organismegruppe kan forplante seg til en annen gruppe ved at strukturerende organismer og grupper dør, byttedyrene faller fra, eller at andre økologiske interaksjoner i samfunnene forrykkes. I de tilfeller hvor det har forekommet omfattende dødelighet på samfunnenes strukturerende arter, reflekteres dette i relativt lange restitusjonstider (Alpha 2003).

*Tangstrand* utvikles spesielt på middels til sterkt eksponerte strender. Tangstreder som er dannet ved eksponerte kyst er økosystemet ikke sårbart pga strandens evne til selvrensning. Der tangstreder er dannet i moderat eksponert og eksponert kyst er økosystemet mer sårbart.

*Sandstrand* består av ustabile finmaterialer, og utvikles i alle grader av eksponering. Likevel finnes sandstreder i størst utstrekning der det er høy eksponering. I eksponerte områder kan restitusjonen ta 1-5 år, mens i beskyttede lokaliteter kan det ta inntil 10 år.

*Grus / Steinstrand* forekommer bl.a. på eksponerte kyststrekninger i områder med morene- eller forvittringsmateriale. Sårbarheten i slike økosystem er lav uavhengig av eksponering, med restitusjonstider på ca 3-4 år.

*Strandeng* dannes først og fremst ved elvedelta, og kjennetegnes ved finkornet substrat (leire eller silt). De er vanligvis artsrike biotoper, og er viktige hekke- og rasteplasser. Eksponeringsgraden er oftest beskyttet, og sårbarheten høy med restitusjonstid på over 10 år.

*Elveutmuninger* (elveos) er særskilt viktige for enkelte arter som for bl.a. smolt av anadrome laksefisker. Elveos har generelt en naturlig beskyttelse mot oljesøl som følge av den utgående strømmen av ferskvann. Eksponerte elveos er ikke kjent som sårbare, men beskyttede lokaliteter har lav sårbarhet i forhold til oljeforurensning.

*Våtmark* er i en forvaltningsmessig sammenheng oftest definert som landområde. Men fellesnevneren for dem er at områdene store deler av året er fuktige eller oversvømt av vann. Våtmarker finnes stort sett i beskyttede lokaliteter. Sårbarhet for olje kan til dels sammenliknes med sårbarhet for strandeng.

*Strandberg* dannes stort sett bare i eksponerte områder og har derfor utstrakt grad av selvrensningsevne. Sårbarheten her er lav.

Ved beregning av sannsynlig miljøskade og miljørisiko på habitater foreligger datasett med substrattyper og bølgeeksponering. En gradering av ulike strandtyper sin sårbarhet for oljeforurensning er gitt i Tabell 4-9 (OLF 2007). 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. Indeksen er benyttet i foreliggende analyse av skadeberegning på strandhabitater.

**Tabell 4-9 Sårbarhetsindeks for strandhabitat som benyttes i miljørisikoanalyser (OLF 2007).**

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

#### 4.2.3 Strandlokaliteter med MOB prioritet

MOB er en prioriteringsmodell som tar utgangspunkt i fire overordnede vurderinger av hver miljøressurs. Disse vurderingene er sidestilt ved å knytte dem sammen som uavhengige faktorer i en produksjonsmodell. Innenfor noen av vurderingene kan det være formålstjenelig å søke et hierarkisk kriteriesett. De fire faktorene som vurderes i modellen er; 1) naturlig forekommende, 2) økonomisk erstattbar, 3) verneverdi og 4) sårbarhet ovenfor oljeforurensning (SFT 2001). Modellen gir en prioritering av områder i rekkefølge fra høy (A) til lav prioritet (E).

I dette delkapittelet er det vurdert MOB-områder relatert til lokaliteter med botanisk verdi, våtmarker og elveos. Vurderingene som ligger til grunn m.h.t. hvordan resursene er prioritert i

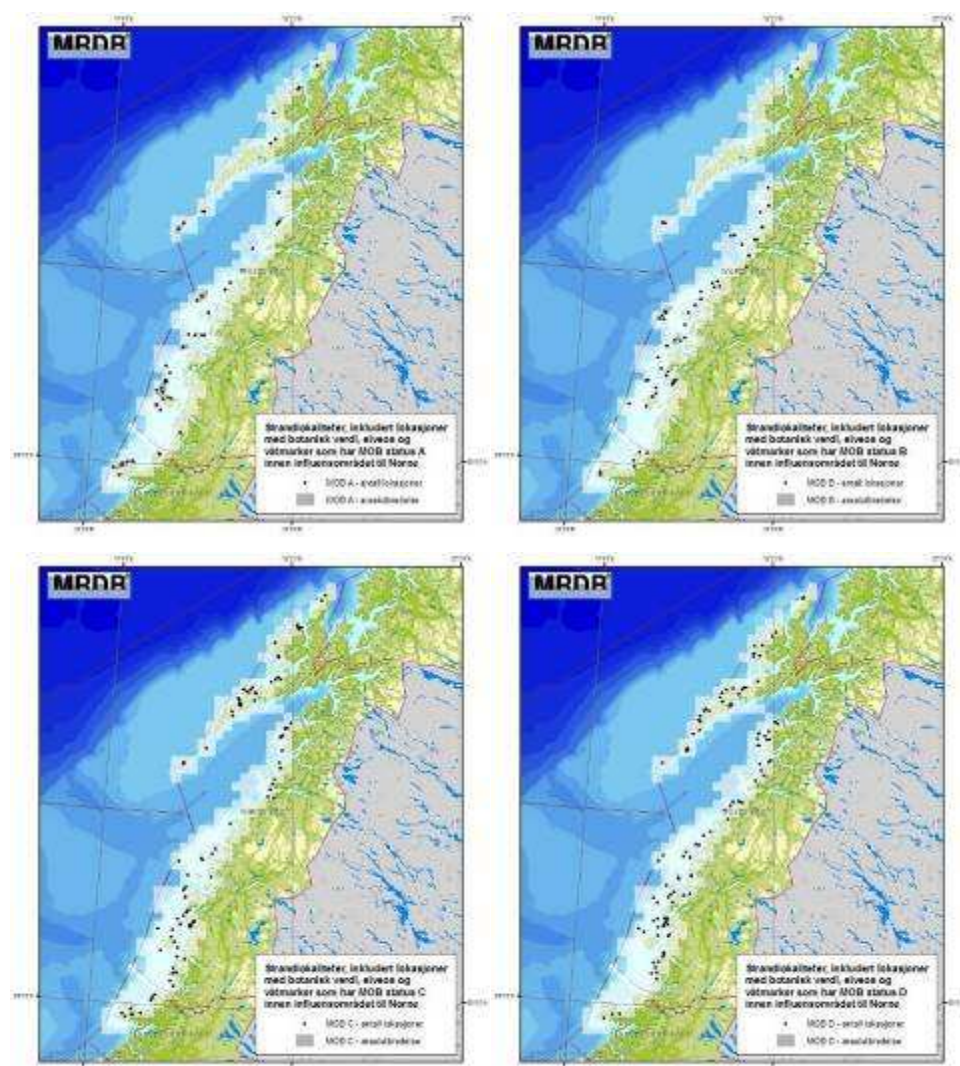


MOB, er vanligvis foretatt av Fylkesmannen, evt. Direktoratet for Naturforvaltning eller annen ekspertise.

### Norne

Det finnes 50 lokaliteter innen influensområdet til Norne med høyeste MOB prioritet (A) knyttet til lokaliteter med botanisk verdi, våtmarker eller elveos (se Figur 4-12). Flere av disse lokalitetene er geografisk overlappende og utgjør totalt et areal på 1 070 km<sup>2</sup>. De to største områdene er Innmyken/Valvær (Øyområdene nordvest i Rodøy kommune) og Lånan/Skjervær naturreservat i Nordland. Flere områder er av internasjonal verneverdi; Helgelandssøyene, Grunnfjorden – Gisløyflaket, Skogvoll, Ytre Vegaøyene (Lånan), Holandsosen, Bliksvær naturreservat (Hovedøya m.fl.) Karlsøyvær naturreservat, Lånan/Skjervær naturreservat og Hysvær/Søla.

MOB prioritet B lokaliteter med internasjonal verneverdi er; Sandværet naturreservat, Andøya V (Storøya-Lamertsøya), Øya/Langholmen, landskapsvernområde, Fjære Naturreservat, og Skjelstad naturreservat.



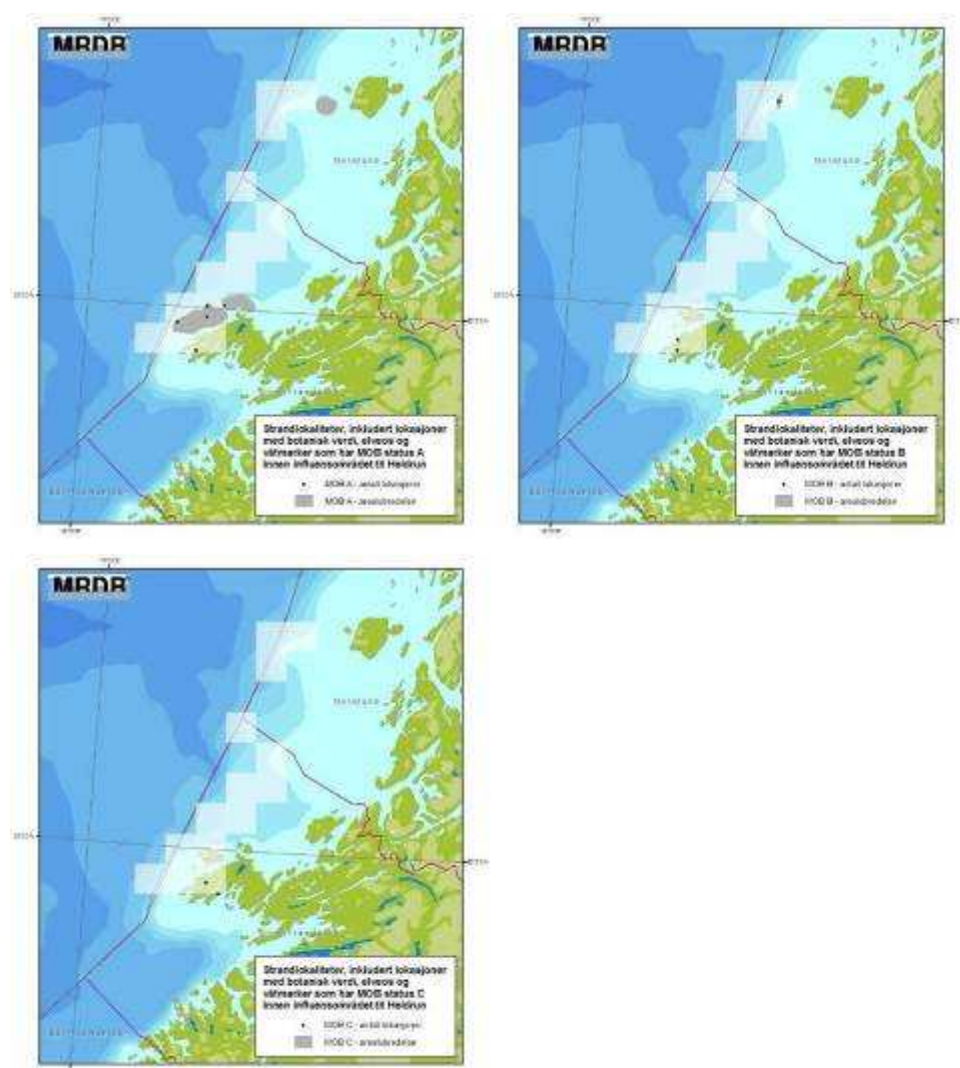
**Figur 4-12 Strandlokaliteter med MOB prioritet A, B, C og D vist innen influensområdet til Norne.**



## Heidrun

Det finnes 7 MOB A lokaliteter innen influensområdet til Heidrun knyttet til lokaliteter med botanisk verdi, våtmarker eller elveos (se Figur 4-13). Flere av disse MOB A lokalitetene er geografisk overlappende men utgjør totalt 253 km<sup>2</sup>. De to største områdene finnes i Vikna kommune, Kalvøy og Frelsøy naturreservat (88 km<sup>2</sup>), og Borgan/Kalvøya og omegn (79 km<sup>2</sup>). Disse to områdene er noe overlappende.

Ingen av MOB-områdene er av internasjonal verneverdi. Det finnes ingen MOB-D lokaliteter innenfor Heidruns influensområde.

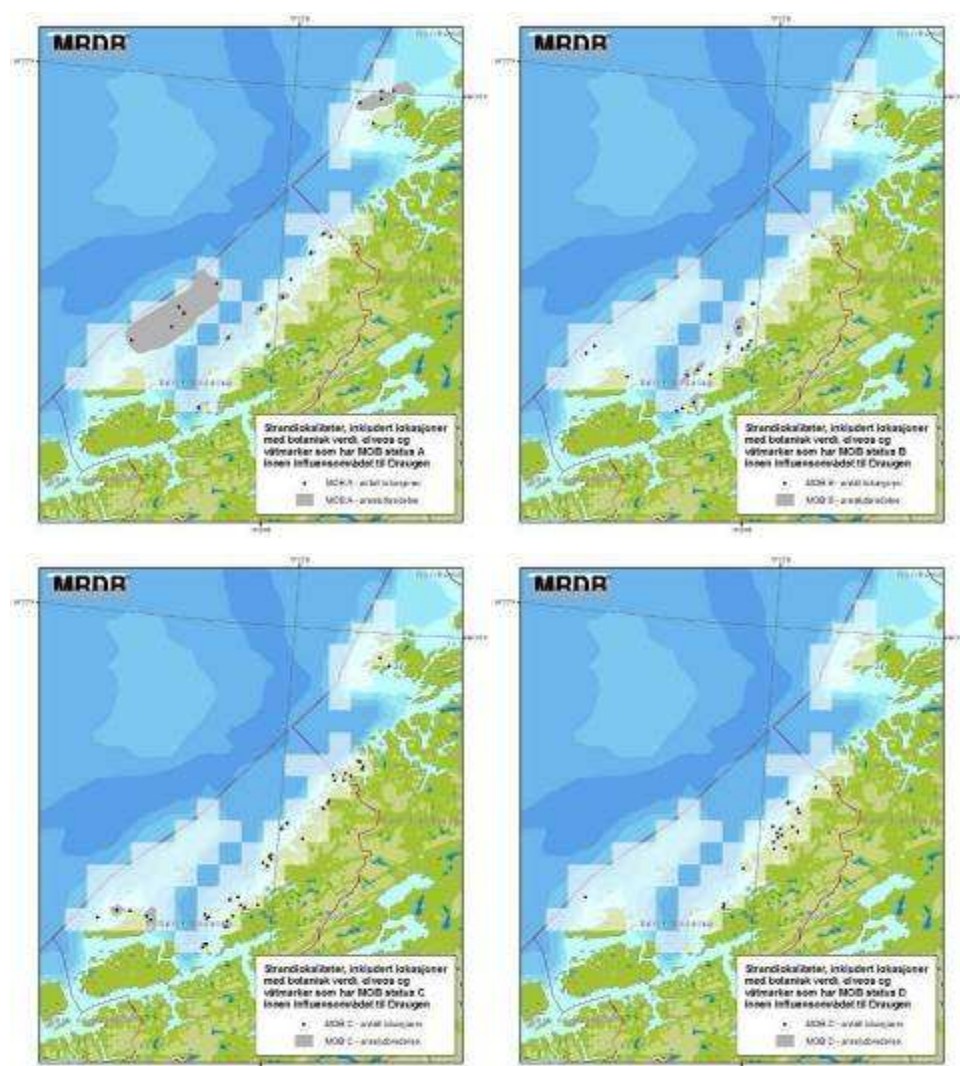


**Figur 4-13 Strandlokaliteter med MOB status A, B og C vist innen influensområdet til Heidrun.**

## Draugen

Det finnes 22 MOB A lokaliteter innen influensområdet til Draugen, knyttet til lokaliteter med botanisk verdi, våtmarker eller elveos (se Figur 4-14). Flere av disse MOB A lokalitetene er geografisk overlappende men utgjør totalt 1 526 km<sup>2</sup>. De to største områdene er Froan dyrelivsfredning (726 km<sup>2</sup>) og Froan Naturreservat (481 km<sup>2</sup>). Disse to områdene er overlappende.

To områder er av internasjonal verneverdi, begge i Ørland kommune; Grandefjæra og Kråkvågsvaet fuglefredningsområde.



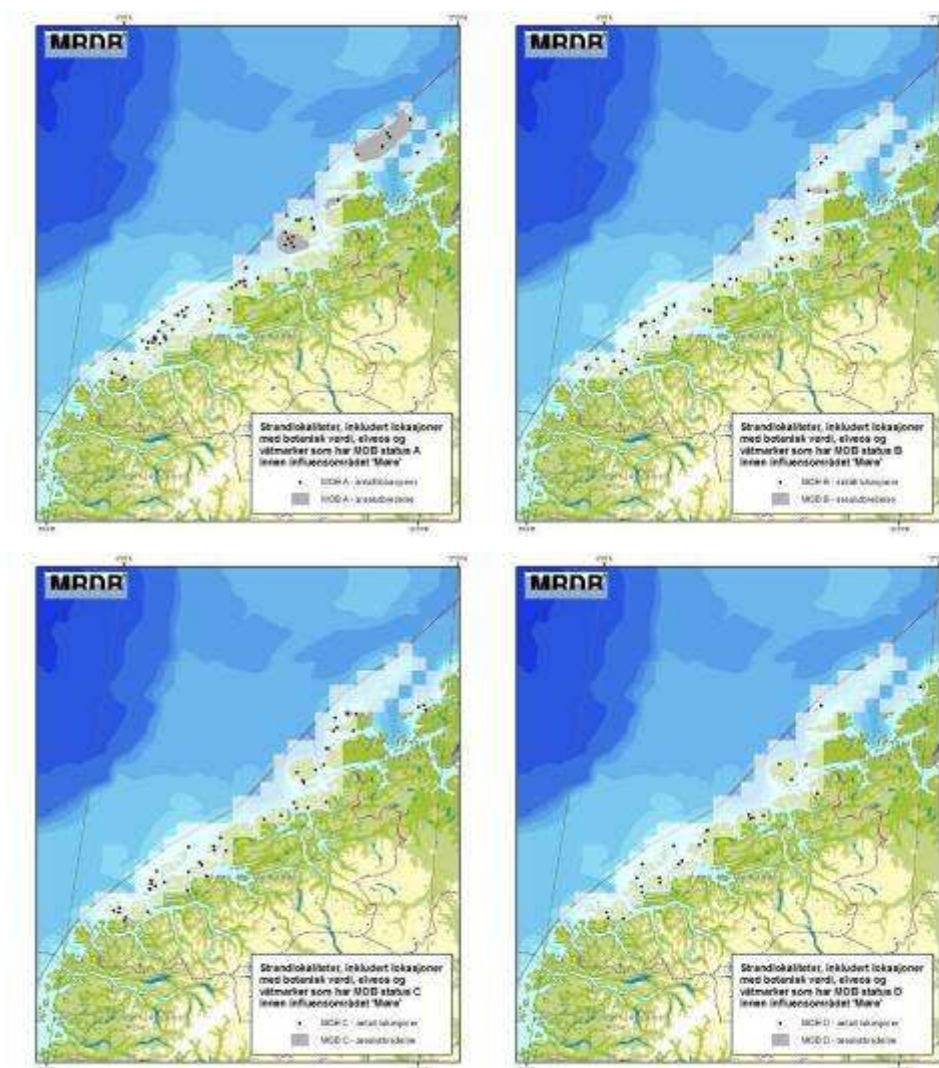
**Figur 4-14 Strandlokaliteter med MOB status A, B, C og D vist innen influensområdet til Draugen.**

## Møre

Det finnes 56 MOB A lokaliteter innen influensområdet Møre knyttet til lokaliteter med botanisk verdi, våtmarker eller elveos (se Figur 4-15). Flere av disse lokalitetene er geografisk

overlappende men utgjør totalt 1 748 km<sup>2</sup>. De tre desidert største områdene er Froan dyrelivsfredning (726 km<sup>2</sup>) og Froan Naturreservat (481 km<sup>2</sup>) i Frøya kommune og Breidsvaet (Sørvest Smøla skjærgård) i Smøla kommune (267 km<sup>2</sup>).

Hele 20 områder innen influensområdet til Møre er av internasjonal verneverdi<sup>1</sup>. I tillegg har 6 MOB B lokaliteter internasjonal verneverdi.



**Figur 4-15 Strandlokaliteter med MOB status A, B, C og D vist innen influensområdet Møre.**

<sup>1</sup> Breidsvaet (Sørvest Smøla skjærgård), Uksnøyområdet, Gåseskjær-Svølingen-Måsholmane-Høgværholmen, Gjelbergområdet, Nord Smøla skjærgård: Veiahølen, Alstranda naturreservat, Sandblåstvågen-Gaustadvågen naturreservat, Giske fuglefredningsområde, Runde fredningsområde, Monsøysvaet, Blindheimsvik fuglefredningsområde, Synnesvågen naturreservat, Roaldsanden fuglefredningsområde, Jøa, Hallarøya-Lyngværområdet, Rørvikvågen fuglefredningsområde, Lyngholman naturreservat, Hjertvika naturreservat, Valøya-Tranøya området, Selvikvågen naturreservat, Malesanden fuglefredningsområde.

En oppsummering av antall lokaliteter innen hvert influensområde er gitt i Tabell 4-10.

**Tabell 4-10 Oppsummering av antall MOB A, B, C og D lokasjoner som finnes innen de fire influensområdene, samt den samlede arealstørrelse som lokasjonene utgjør. Kun MOB lokaliteter knyttet til områder med botanisk verdi, elveos og våtmarker er oppsummert. Arealer som faller delvis utenfor influensområdet er inkludert. Enkelte lokasjoner/arealer er geografisk overlappende.**

Influens- område fra felt	MOB A		MOB B		MOB C		MOB D	
	Antall	Areal (km <sup>2</sup> )	Antall	Areal (km <sup>2</sup> )	Antall	Areal (km <sup>2</sup> )	Antall	Areal (km <sup>2</sup> )
Norne	50	1 070	62	318	110	169	113	113
Heidrun	7	253	3	8	2	2	0	0
Draugen	22	1 526	19	127	43	113	20	16
Møre	56	1 748	46	219	47	112	27	13

#### 4.2.4 Sannsynlighet for miljøskade

Sannsynlig miljøskade er beregnet med utgangspunkt i metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA) (OLF 2007), og er basert på sannsynlighet for ulike oljemengder kombinert med sårbarheten til det aktuelle habitatet (sårbarhet på habitat/samfunnsnivå) innenfor avgrensede 10x10 km ruter. Miljøskaden uttrykkes ved restitusjonstid. Restitusjon regnes oppnådd når det opprinnelige dyre- og plantelivet i det berørte samfunnet er tilstede på tilnærmet samme nivå som før utslippet (naturlig variasjon tatt i betraktning), og de biologiske prosessene fungerer normalt. Skadenøkklene er laget som fordelingsfunksjoner der en gitt oljemengde gir en fordeling over flere skadeklasser, dvs. at det er innbygget betydelig variasjon i restitusjonstider som følge av et mulig oljeutslipp.

Skadenøkkelene for habitater med sårbarhet 1-3 er vist i Tabell 4-11. Skadenøkkelene er revidert og utledet i DNV 2006.



Tabell 4-11 Skadenøkkel for kysthabitater med sårbarhet 1-3 (OLF 2007)

Skadenøkkel – kysthabitater		Konsekvenskategori – miljøskade			
Sårbarhet	Oljemengde/100 km <sup>2</sup>	Mindre < 1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig > 10 år
S3	1-100 tonn	20 %	50 %	30 %	
	100-500 tonn	10 %	60 %	20 %	10 %
	500-1000 tonn		20 %	50 %	30 %
	≥1000 tonn			40 %	60 %
S2	1-100 tonn	60 %	40 %		
	100-500 tonn	30 %	60 %	10 %	
	500-1000 tonn	10 %	60 %	30 %	
	≥1000 tonn		40 %	50 %	10 %
S1	1-100 tonn	80 %	20 %		
	100-500 tonn	60 %	40 %		
	500-1000 tonn	40 %	50 %	10 %	
	≥1000 tonn	20 %	40 %	40 %	

Sannsynligheten for skade på strand beregnes for hele kystlinjen innefor influensområdet til et uhellsutslipp. For hver rute forekommer informasjon om strandtype og lengden av hver strandtype. Hver strandtype tildeles en sårbarhetsindeks S1, S2 eller S3. Sårbarhetsindeksen er angitt for eksponert kyst og for beskyttet kyst, samt i forhold til substrattypen. Andelen av strandhabitat med sårbarhet S1, S2 og S3 beregnes for hver strandrute. Heretter beregnes sannsynlighet for skade for alle tre sårbarhetskategoriene i hver rute. Bidraget fra hver av sårbarhetskategoriene tilsvarer den relative fordelingen av sårbarhetskategoriene innen ruta.

## Norne

Som vist i kapittel 3.5.3 vil 90 % av oljedriftsscenariene ved et akutt utslipp fra Norne ikke medføre stranding av olje, men gitt stranding kan det forventes at 19 kystruter vil berøres.

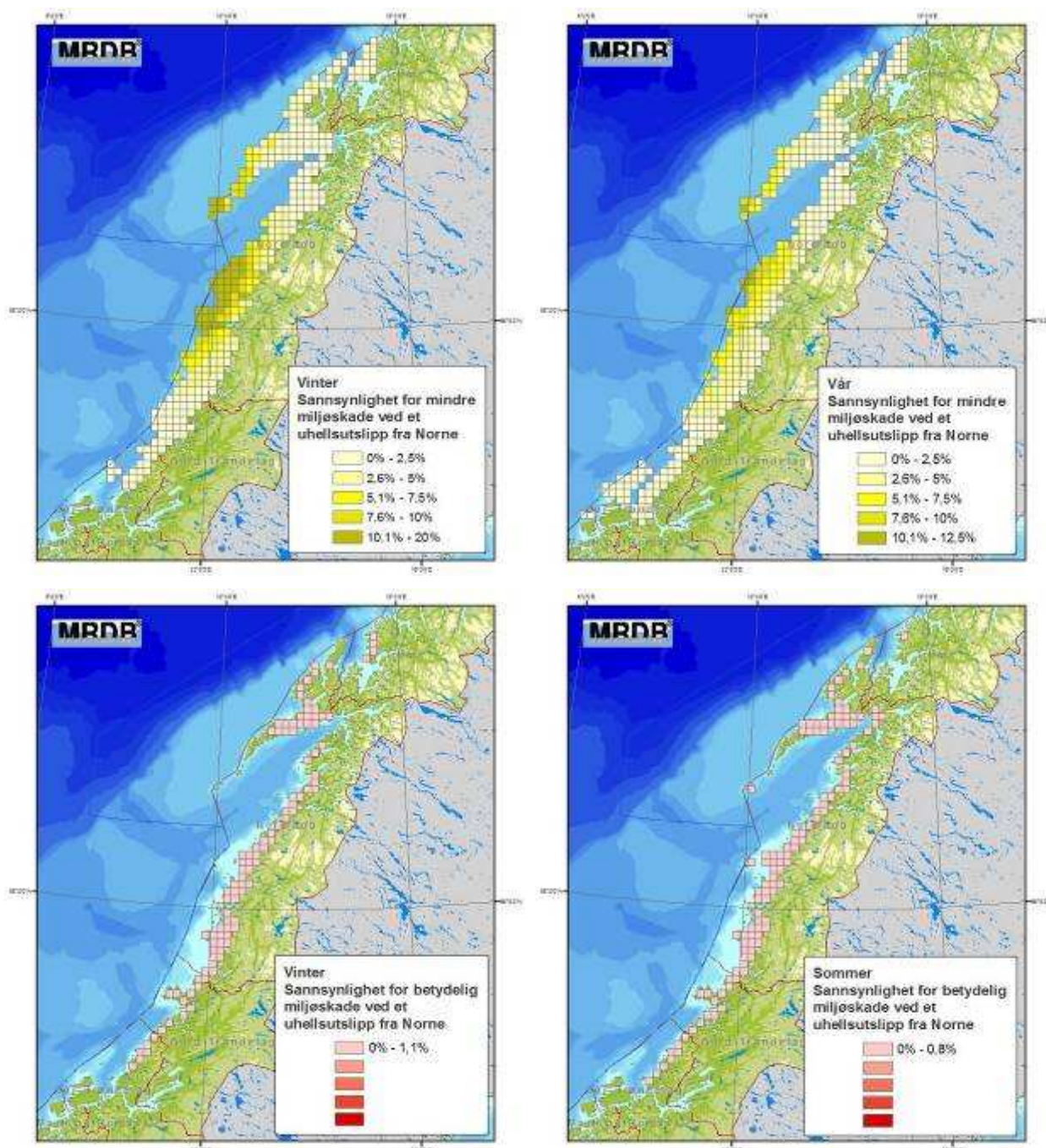
Innenfor alle sesongene finner vi de største sannsynlighetene for at dette resulterer i *mindre* miljøskade for strandhabitatene i de berørte områdene.

Sannsynlighet for *mindre* miljøskade i hver av rutene i influensområdet er fordelt mellom 0 og 21,8 %. De mest utsatte områdene er Herøy (i Nordland), Dønna, Lurøy, Træna og Røddøy samt Røst. Høst- og vintersesongen gir de største sannsynlighetene for *mindre* miljøskade. I denne perioden er det flere ruter som har over 10 % sannsynlighet for mindre miljøskade (32-37 ruter) enn i vår/sommer sesongen (6-13 ruter). Se Figur 4-16.

Sannsynligheten for større miljøskader (i kategori *moderat* og *betydelig* miljøskade) er også til stede (Figur 4-16), mens det er neglisjerbar sannsynlighet for *alvorlig* miljøskade.

Alle figurer er vist i appendiks.





Figur 4-16 Sannsynlighet for mindre miljøskade (øverst) og betydelig miljøskade vist for utvalgte sesonger innen influensområdet til Norge.

### Heidrun

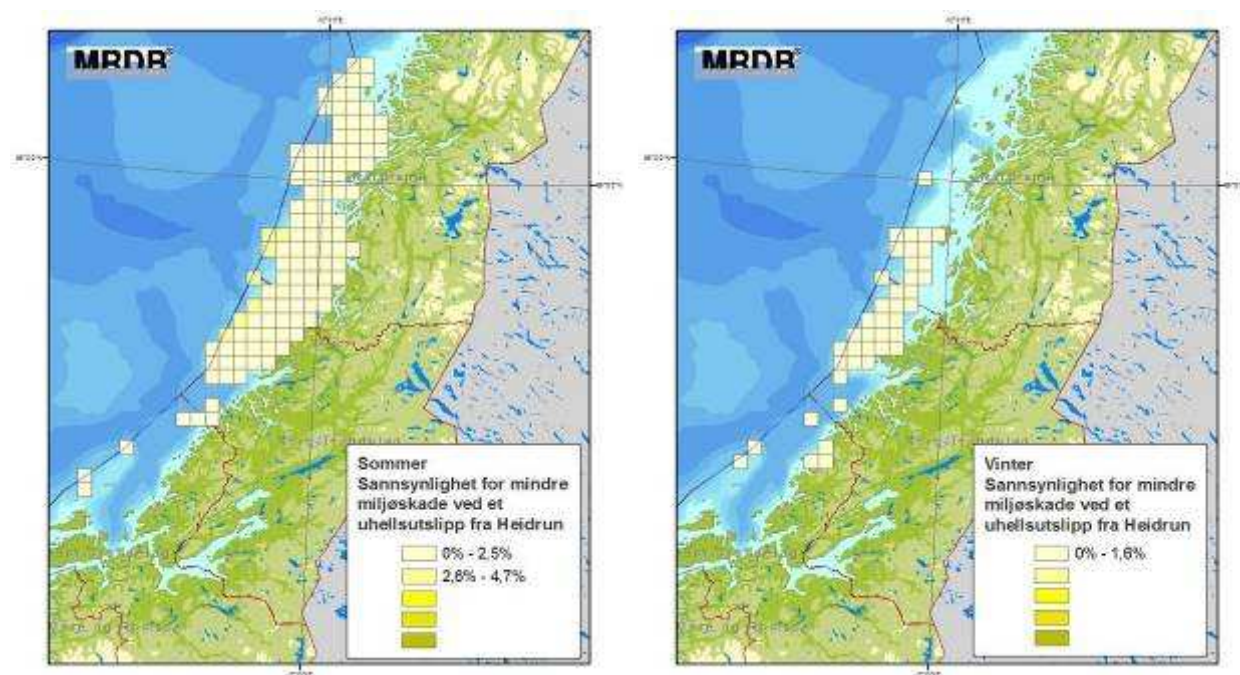
Som vist i kapittel 3.5.33.5.2 vil 94 % av oljedriftsscenarioene ved et akutt utslipp fra Heidrun ikke medføre stranding av olje, men gitt stranding kan det forventes at 2 kysttruter vil bli berørt.

Innenfor alle sesongene finner vi de største sannsynlighetene for at dette resulterer i *mindre* miljøskade for strandhabitataene i de berørte områdene. De mest utsatte områdene er de ytre områdene mellom Vikna i Nord Trøndelag og Vega i Nordland. Sommersesongen gir de største

sannsynlighetene for *mindre* miljøskade (4,7 %) mens høstsesongen gir maksimalt 1,2 %. Det er også langt flere områder som har sannsynlighet for *mindre* miljøskade om sommeren (totalt 116 ruter) enn om vinteren (totalt 41 ruter). Se Figur 4-17.

Sannsynligheten for *moderat* miljøskade er også til stede (maksimalt 1,2 % sannsynlighet), mens sannsynlighet for *betydelig* og *alvorlig* miljøskade er neglisjerbar.

Alle figurer er vist i appendiks.



**Figur 4-17 Sannsynlighet for mindre miljøskade vist for utvalgte sesonger innen influensområdet til Heidrun.**

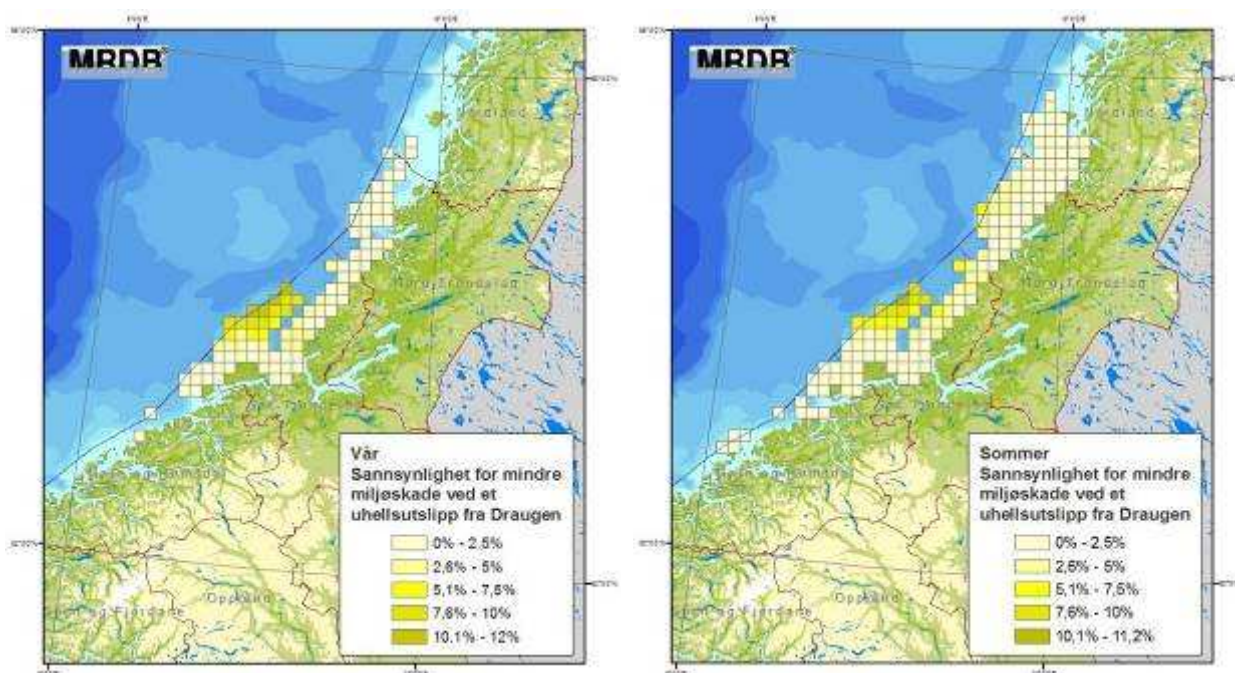
### Draugen

Som vist i kapittel 3.5.1 vil 84 % av oljedriftsscenariene ved et akutt utslipp fra Draugen ikke medføre stranding av olje, men gitt stranding kan det forventes at 4 kysteruter vil berøres.

Innenfor alle sesongene finner vi de største sannsynlighetene for at dette resulterer i *mindre* miljøskade for strandhabitatene i de berørte områdene. Sannsynlighet for *mindre* miljøskade i hver av rutene i influensområdet er på inntil 12 %. Det mest utsatte området er Frøya i Sør-Trøndelag. Det er en del variasjon mellom de ulike sesongene og om sommeren er det et langt større areal som har sannsynlighet for skade enn om vinteren. Se Figur 4-18.

Sannsynligheten for *moderat* miljøskader er også til stede, mens sannsynlighet for *betydelig* og *alvorlig* miljøskade er neglisjerbar. Maksimal sannsynlighet for *betydelig* miljøskade er størst om våren (0,5 %) og minst om vinteren (0,2 %). Alle figurer er vist i appendiks.





**Figur 4-18 Sannsynlighet for mindre miljøskade vist for utvalgte sesonger innen influensområdet til Draugen.**

## Møre

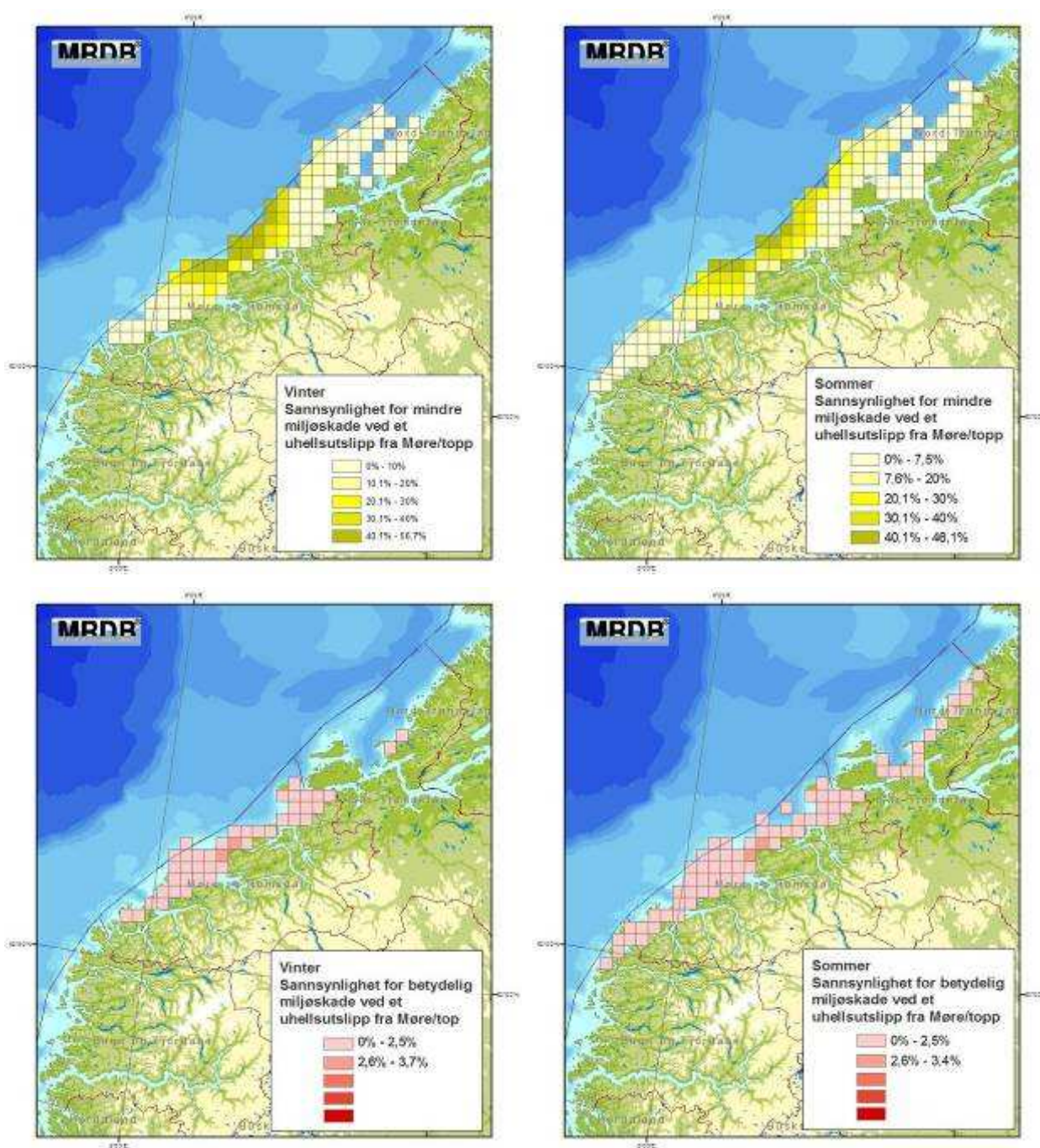
Som vist i kapittel 3.5.4 vil 73 % av oljedriftsscenarioene ved et akutt utslipp fra Møre ikke medføre stranding av olje, men gitt stranding kan det forventes at 12 kystruter vil berøres.

Innenfor alle sesongene finner vi de største sannsynlighetene for at dette resulterer i *mindre* miljøskade for strandhabitataene i de berørte områdene.

Gitt en overflateutblåsning kystnært ved Møre er sannsynlighet for *mindre* miljøskade i hver av rutene i influensområdet på inntil 56,7 %. De mest utsatte områdene er Sandøy, Aukra, Fræna, Eide, Averøy, Kristiansund, Tusna og Smøla i Møre og Romsdal. Vintersesongen gir den største sannsynligheten for *mindre* miljøskade (56,7 %) mens sommeren gir maksimalt 46,1 %. I vintersesongen er det også flest ruter som har over 40 % sannsynlighet for *mindre* miljøskade (11 ruter) sammenliknet med sommeren (6 ruter). Derimot er det et større areal om sommeren som har sannsynlighet for *mindre* miljøskade (totalt 133 ruter) enn om vinteren (totalt 102 ruter). Se Figur 4-19.

Sannsynligheten for *moderat og betydelig* miljøskade er også til stede, mens sannsynligheten for *alvorlig* miljøskade er neglisjerbar. Maksimal sannsynlighet for *betydelig* miljøskade er på inntil 3,7 %. Se Figur 4-19.

Alle figurer er vist i appendiks.



**Figur 4-19 Sannsynlighet for mindre og betydelig miljøskade vist for utvalgte sesonger innen influensområdet til Møre (overflateutblåsning).**

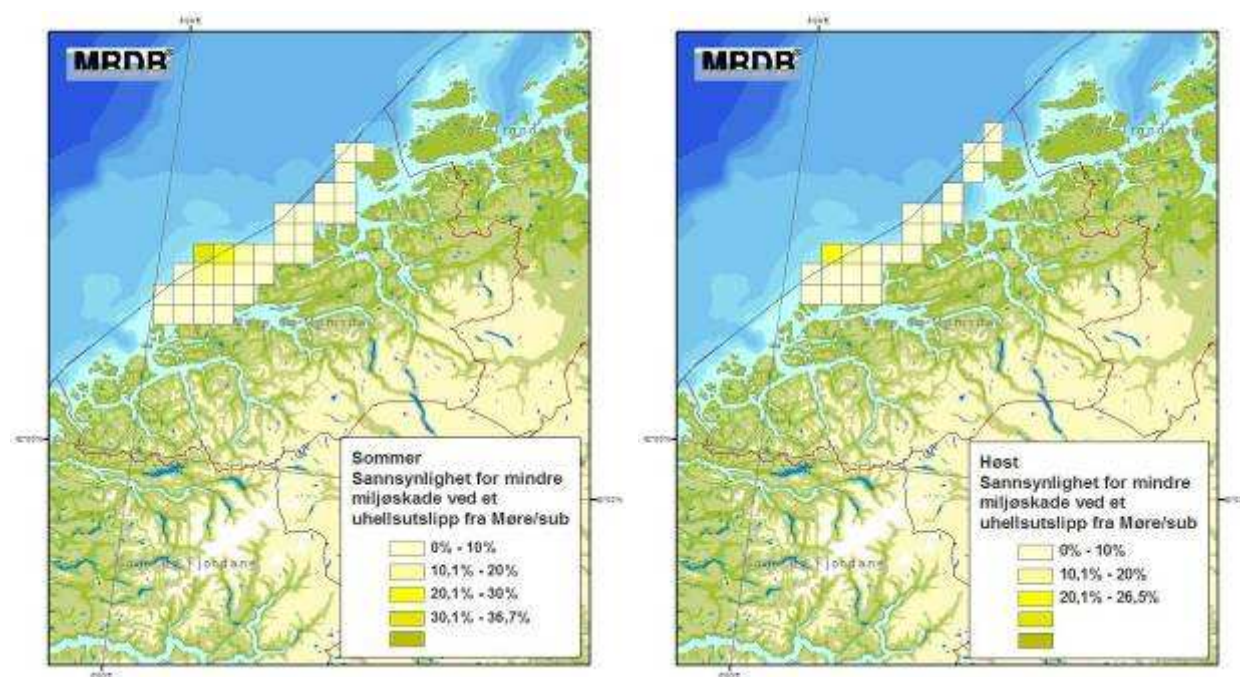
Ved en sjøbunnsutblåsning kystnært utenfor Møre er sannsynligheten for *mindre* miljøskade i hver av rutene i influensområdet noe lavere enn ved overflateutblåsning (inntil 36,7 %). Det mest utsatte området er de ytre områdene av Sandøy i Møre og Romsdal. Sommersesongen gir de største sannsynlighetene for *mindre* miljøskade (maksimalt 36,7 %) mens høst- og vintersesongen gir maksimalt 26-28 %. Om sommeren er det 5 ruter med sannsynlighet over 10 % for *mindre* miljøskade, tilsvarende 2 ruter om høst/vinter. Det er også flest antall ruter som har sannsynlighet



for *mindre* miljøskade om sommeren (totalt 31 ruter) enn om høst/vinter (totalt 21-23 ruter). Se Figur 4-20.

Sannsynligheten for *moderat* miljøskade er også til stede ved et sjøbunnsutslipp, men sannsynlighet for *betydelig* miljøskade er neglisjerbar.

Alle figurer er vist i appendiks.



**Figur 4-20 Sannsynlighet for mindre miljøskade vist for utvalgte sesonger innen influensområdet til Møre (sjøbunnsutblåsning).**

#### 4.2.5 Samlet vurdering

Gitt at et utslipp finner sted i Norskehavet, vil et overflateutslipp fra Norne og Møre kunne gi de største konsekvensene for strandhabitater. Man kan forvente at et utslipp fra Norne vil omfatte 190 km<sup>2</sup> med en kystlengde på 670 km. Sammenliknet med de andre influensområdene, vil altså miljøskadene som følge av et utslipp fra Norne omfatte det største arealet. Vet et overflateutslipp fra Møre derimot, vil man kunne forvente større miljøskader i de områdene hvor oljen når land.



**Tabell 4-12 Oppsummering av konsekvenser for strandhabitater ved akutt overflateutslipp (for Møre også sjøbunnsutslipp) fra felt/aktiviteter i Norskehavet.**

Sammenlikningsgrunnlag	Norne	Møre	Draugen	Heidrun	Møre (sjøbunns utslipp)	
Antall 10×10 km landruter som kan forventes * berørt, gitt at et utslipp inntreffer og treffer kysten.	19	12	4	2	1	
Antall km kystlinje som kan forventes* berørt, gitt at et utslipp inntreffer og treffer kysten	670	525	112	13	6	
Totalt antall strandlokaliteter (alle typer) innenfor influensområdet.	968	336	200	13		
Antall strandeng-lokaliteter med sårbarhetsindeks "alvorlig" (der lokaliteten finnes i moderat eksponert til beskyttede områder).	335	76	40	6		
Antall tangstrandlokaliteter med sårbarhetsindeks "betydelig" (der lokaliteten finnes i moderat eksponert til beskyttede områder).	276	68	43	1		
Antall lokasjoner innen influensområdet med MOB status A / MOB status B	50 / 62	56 / 46	22 / 19	7 / 3		
Maksimal sannsynlighet for miljøskade i en gitt rute i influensområdet, uavhengig av sesong.	<i>mindre</i>	21,8 %	56,7 %	12,0 %	4,7 %	36,7 %
	<i>moderat</i>	5,8 %	18,0 %	3,0 %	1,2 %	9,2
	<i>betydelig</i>	1,1 %	3,7 %	0,5 %	0,1 %	0,3 %
	<i>alvorlig</i>	0,04 %	0,07 %	-	-	-
Gjennomsnittlig antall ruter i influensområdet som har over 10 % sannsynlighet for <i>mindre</i> miljøskade.	22	49	2	0	3	
Totalvurdering av den/de mest utsatte sesongene i henhold til sannsynlighet for miljøskade.	Høst / (vinter)	Vinter / (høst)	vår/sommer (liten sesongvariasjon)	Sommer	Sommer (vår)	
Skjønnsmessig vurdering av de mest utsatte kommunene.	Herøy Dønna Lurøy Træna Rødøy Røst	Sandøy Aukra Fræna Eide Averøy Kristiansund Tusna Smøla	Frøya	Vikna Vega	Sandøy	

\* 50 % forventningsverdi

### 4.3 Konsekvenser for fisk

For å vurdere konsekvenser av akutt utslipp på fisk er benyttet samme metodiske fremgangsmåte som er utført ved tidligere forvaltningsplanarbeider, konsekvensutredninger og ulike miljørisikoanalyser. Metodikken er grovt skissert i OLFs veiledning til miljørisikoanalyser (MIRA metoden, se OLF 2007) og i en nyere gjennomgang av metodikken (OLF 2008) utført av DNV, Havforskningsinstituttet og CEES senteret ved UiO.

Prinsippene i vurderingen har vært å forsøke å kvantifisere mulige tapsandeler av egg og larver ved å se på eksponering av olje som resultat fra oljedriftsberegningene ved en utblåsning fra ulike felter og aktiviteter (for vannsøyle er feltene Norne, Draugen og Møre valgt ut). Deretter vurderes betydningen av tapsandeler på larvestadiet til effekt i form av tapt andel av årsklasserekrutteringen. Videre gjøres populasjonsmessige betraktninger for å kunne kvantifisere mulig effekt på gytebestand.

#### 4.3.1 Om effekter og effektgrenser på fiskeegg og larver

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 utifra lipofilisiteten (log Kow - se Di Toro m.fl. 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. 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).

For akutt eksponering er det den samlede effekten av uspesifikt virkende organiske stoffer som er antatt å være kritisk for effekter (se Di Toro m.fl. 2000; McGrath m.fl. 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 dannelse av DNA-addukter fra eksponering for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og hormonhermende effekter fra alkylfenoler.

Både RKU for Nordsjøen (DNV 2006) og et nyere arbeid for OLF (OLF 2008) har gått gjennom metodikk og effektgrenser for vurdering av effekter på fisk og det henvises til disse for utdypende diskusjon. OLF (2008) rapporten foreslår at det benyttes en dose-respons funksjon basert på total hydrokarbonkonsentrasjon (THC) i vannsøyle og gir noen forslag til funksjon basert på dagens kunnskap. I foreliggende vurderinger er det valgt en to-trinns anvendelse: først beregnes tapsandeler som følge av eksponering over terskelkonsentrasjoner på 100 ppb. Dette sikrer en relevant sammenligning av utfallsrommet med tidligere arbeider. Deretter nyanseres dette bildet ved å anvende en dose-respons funksjon som foreslått i OLF (2008).



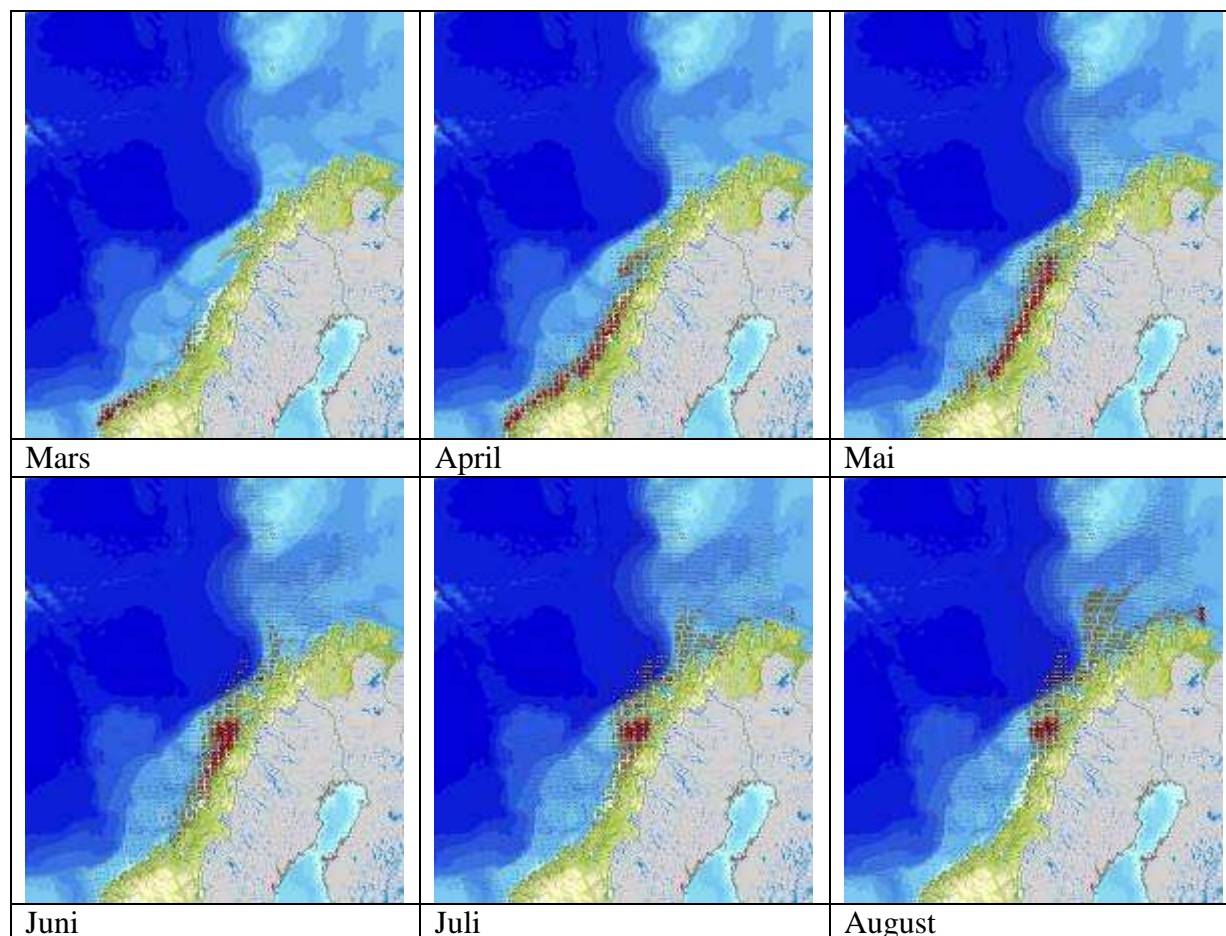
### 4.3.2 Ressursfordeling

Til grunn for vurdering av mulige konsekvenser for norsk vårgytende sild og norsk-arktisk torsk er benyttet modelldata fra Havforskningsinstituttet med modellert larvefordeling i perioden mars-september for årene 1990-2004. Dataene ble opparbeidet for Norsk Hydro i forbindelse med leteaktivitet. Datasettet representerer best tilgjengelig informasjon om larvefordelingene og driften av egg og larver fra gyteområdene nordover og inn i Barentshavet.

#### *Norsk vårgytende sild*

NVG-silda blir kjønnsmoden i 3-5-års-alderen; alderen avhenger noe av mengden sild (lite sild, mindre konkurranse og høy somatisk vekst). Den gyter i virvler over bankeområder langs norskekysten hovedsakelig i mars – april (Sætre 1999). På 1980-tallet gyte 90 % av gytestammen i et begrenset område på Mørkekysten mellom 62° og 63°30' N. Senere har det vært mer gytere også i områder lenger nord. Den eldste og største silda, som også har det største gytepotensialet, har en tendens til å vandre lenger sør og til gytefeltene lengts fra kysten. Dette kan skyldes at større fisk er bedre i stand til å migrere langt sør fra overvintringsfeltene i Lofoten-Vesterålen-området. Sild som er førstegangsgytere gyter også senere i sesongen. Gytingen skjer på 40-150 meters dyp; eggene fester seg til bunnen og utvikles der i ca. 3 uker før de klekkes. Gyteområdene er banker som virker som retensjonsområder, slik at larvene ofte beveger seg lite de første to-tre ukene. Disse områdene har også svakere vertikalsjiktning enn omkringliggende områder og det er derfor god tilgang på føde for larvene, som begynner å spise raudåtenauplier fra fem dagers alder. Larvene driver nordover med kyststrømmen, i likhet med torskelarver. Veksthastighet og dødelighet varierer mye fra år til år, noe som er av meget stor betydning for sjøfugl, spesielt lundefugl

En oversikt over gjennomsnittlig (basert på samtlige år) sildelarveutbredelse for ulike måneder er gitt i Figur 4-21. Det presiseres at den årlige variasjon mellom de ulike fordelingene er relativt stor og at det i analysene er benyttet data fra hvert 10 døgns intervall for hvert enkelt år.



**Figur 4-21 Gjennomsnittsfordeling av sildelarver 1990-2004. Data fra havforskningsinstituttet.**

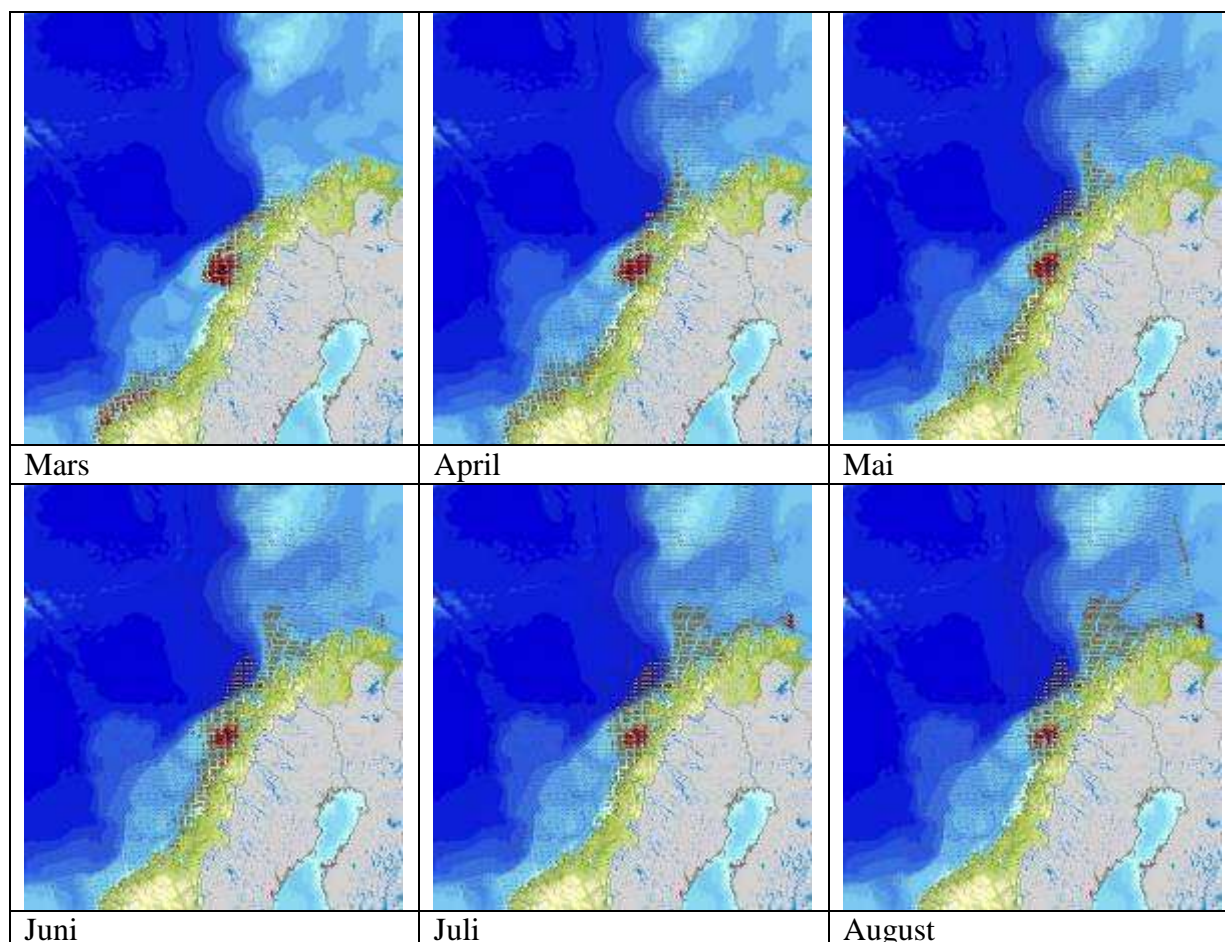
#### Norsk-arktisk torsk

Torsken gyter pelagisk (i de frie vannmasser) og vandrer motstrøms fra Barentshavet og nedover norskekysten til gyteområdene fra Møre i sør til Sørøya i vest-Finnmark. Gytingen foregår fra starten av mars til begynnelsen av mai og maksimal gyting i Lofoten området er første uken i april. De mest intensivt brukte gyteområdene er i Lofoten-området, spesielt Vestfjorden, Røst, Røstbanken og Vesterålen. Hannfiskene står på gytegrunnene relativt konstant, mens hunnfisken foretar lokale vandringer til og fra gytegrunnene mellom hver gyting, m.a.o. med 2-4 dagers mellomrom. Gytingen foregår på 50-200 meters dyp i overgangen mellom atlantehavsvann og kystvann (OLF 2008). De befruktete eggene stiger opp til overflaten og klekkes etter ca. 15 døgn (temperaturavhengig). Når torskelarvene klekker fra egget, har de en plommesekk som fungerer som "matpakke" den første tiden. Det er stor dødelighet av larvene rett etter klekking, ved at plommesekken sprekker. Når plommesekken er brukt opp (typisk etter ca. 7-14 dager) må larven selv skaffe næring, dvs. plankton av en bestemt størrelse. Langs norskekysten er dette først og fremst nauplier (yngel) av raudåte (*Calanus finmarchicus*). Ettersom larvene er planktoniske, dvs. de driver passivt med strømmen og har minimal evne til å bevege seg, er de avhengige av at raudåteyngel er tilstede til rett tid og sted. Larvene holder seg i mellom 0 og 200 m dyp, med tyngdepunktet i 10-20 meters dybde. Strømmen bringer larvene, som etter hvert går gjennom en



metamorfose (ved ca 12 mm lengde) inn i Barentshavet. Bevegelsen er imidlertid ikke jevn, men mer rykkvis, da larvene/ungelen fanges i retensjonsområder over banker, spesielt Tromsøflaket.

En oversikt over gjennomsnittlig (basert på samtlige år) torskelarveutbredelse for ulike måneder er gitt i Figur 4-22.



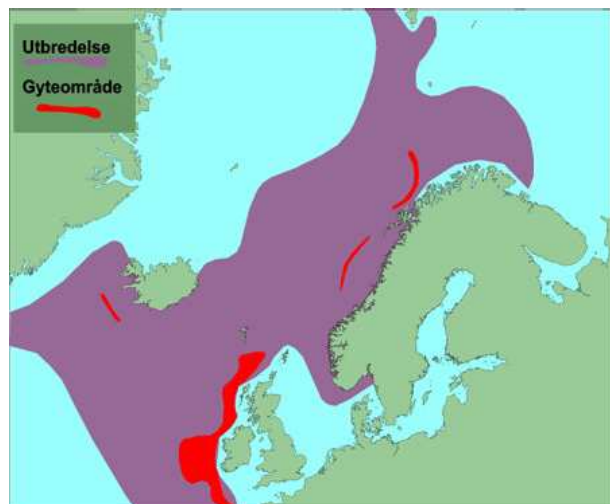
**Figur 4-22 Gjennomsnittsfordeling av torskelarver 1990-2004. Data fra havforskningsinstituttet.**

#### *Andre arter*

For andre arter i området er det i det følgende gitt en kort beskrivelse med fokus på de arter som har utbredelse og gyteområder innen utredningsområdet og det henvises til arealrapporten (DN & HI 2007) for ytterligere detaljering.

*Kolmule* er en av de mest tallrike fiskeartene i de midterste vannlagene i Nordøst-Atlanteren. Den nordligste, og klart største, komponenten beiter sommerstid over nesten hele utredningsområdet. Hovedgyteområdet for den atlantiske bestanden er vest for De britiske øyer, langs skråningen på kontinentalsokkelen vest for Irland og Hebridene og ved Rockallbanken (Figur 4-23). I disse områdene forekommer tette konsentrasjoner av gytende kolmule i februar-april. Noe gyting forekommer også i Norskehavet, langs eggkanten nordover mot Tromsøflaket, samt i noen fjorder på norskekysten og ved kysten av Island. Gytingen er pelagisk, som oftest på 300-400 m dyp.

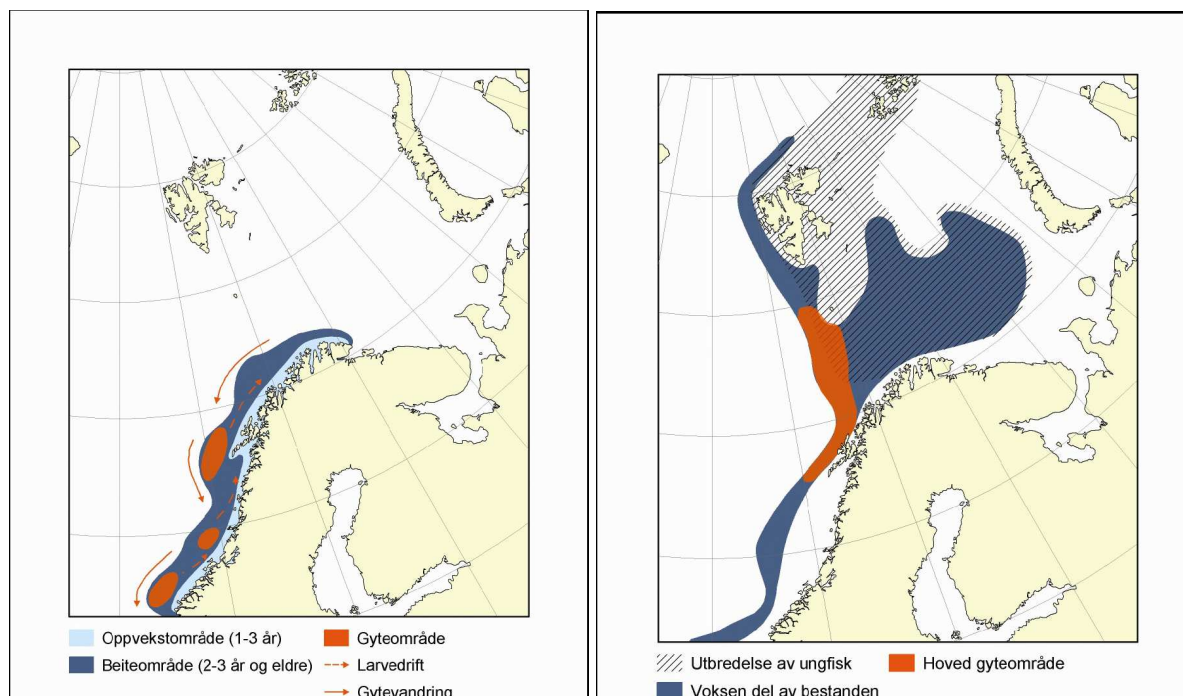




**Figur 4-23** Utbredelse og gyteområder for kolmule. Fra DN & HI (2007). Kilde: HI

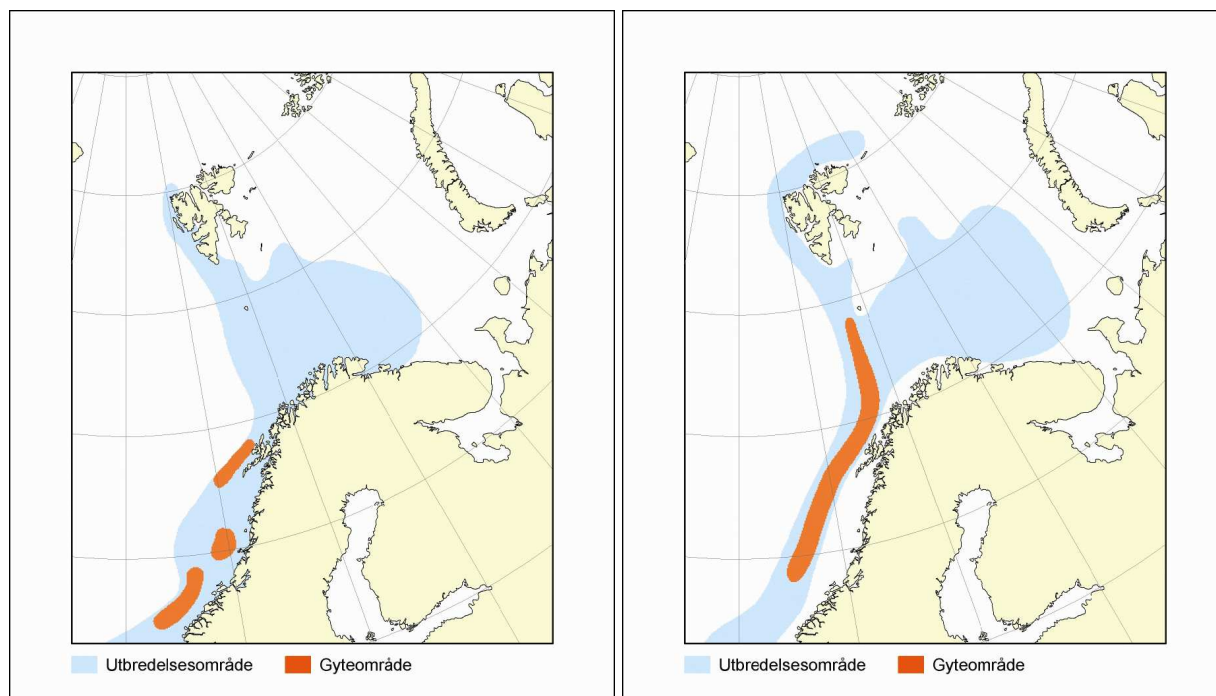
*Nordøstatlantisk sei* blir delt i seks bestander, med hovedområde vest av Irland, vest av Skottland, ved Færøyane, ved Island, i Nordsjøen og på norskekysten nord for Stadt ( $62^{\circ}\text{N}$ ). Det er bare denne siste bestanden som ligger innenfor utredningsområdet, til gjengjeld kan store individer av denne foreta vandringer over store deler av Norskehavet. Seien gyter på kystbankene fra Nordsjøen til Lofoten om vinteren med topp i februar. De viktigste gytefeltene for sei i norske farvann er Lofoten, Haltenbanken, bankene utenfor Møre og Romsdal og Tampen og Vikingbanken i Nordsjøen (Figur 4-24). Egg og larver blir ført nordover med strømmen, yngelen etablerer seg i strandsonen langs kysten fra Vestlandet og nordover til den sørøstlige del av Barentshavet. Noen år finnes det store mengder årsyngel av sei i Barentshavet og helt nord til kysten av Vest-Spitsbergen.

Den *nordøstarktiske blåkveitas* hovedgyting foregår på dypt vann (500–800 m) om høsten og vinteren langs kontinentalskråningen fra Vesterålen nordover til Bjørnøya og Spitsbergen (Figur 4-24). Egg og larver driver med strømmen avhengig av hvor gytingen foregår. De siste ti årene er hoveddelen av egg og larver blitt ført nordover langs Svalbard og østover mot Franz Josefs land. Mot slutten av sommeren og begynnelsen av høsten starter ung blåkveite å bunnslå. Dette skjer etter en pelagisk fase på 8–10 måneder hvor larvene har spredd seg utover et stort område og ut til bestandens grenseområder.



**Figur 4-24 Utbredelse og gyteområder for sei (venstre) og blåkveite (høyre). Fra DN & HI (2007). Kilde: HI**

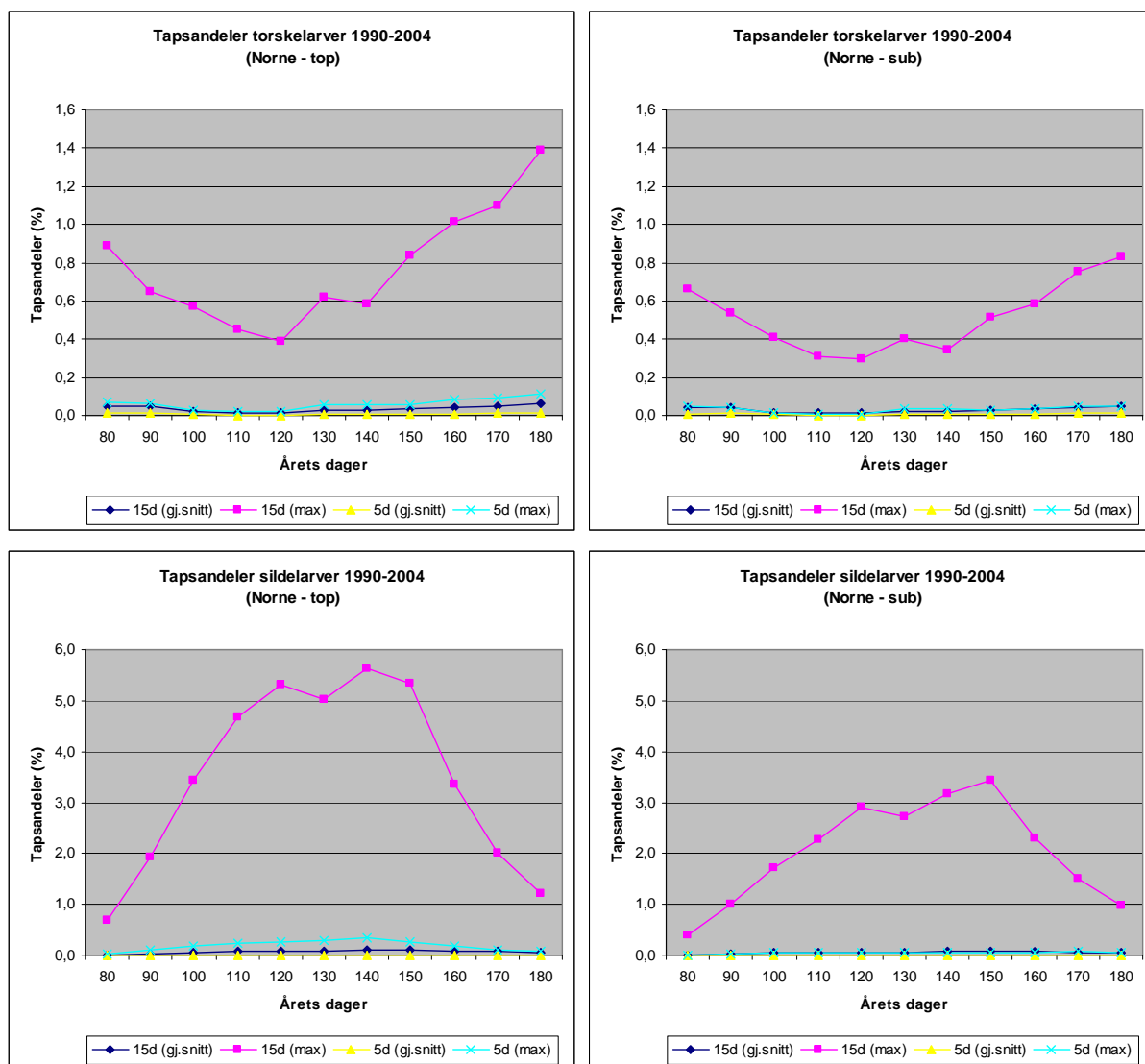
*Vanlig uer* (*Sebastes marinus*) er en langtlevende og saktevoksende fisk som lever på 100–500 meters dyp på kontinentalsokkelen fra Nordsjøen til Barentshavet, langs kysten og visse steder inne i fjordene (Figur 4-25). Ueren føder levende yngel i april–mai. Yngleområdet strekker seg langs eggakanten og kontinentalsokkelen fra Shetland og nordover til Andøya, med Storegga, Haltenbanken og Vesterålen som de viktigste områdene. *Snabeluer* (*Sebastes mentella*) lever hovedsakelig noe dypere på 400–600 meters dyp på kontinentalskråningen fra Shetland og nordover, området rundt Svalbard og i Barentshavet (Figur 4-25). Snabelueren foretar også næringsvandring ut i det pelagiske Norskehavet (300–450 m). Den føder levende yngel i mars–april. Yngleområdet strekker seg langs eggakanten fra Shetland til Tromsøflaket.



**Figur 4-25** Utbredelse og gyteområder for vanlig uer (venstre) og snabeluer (høyre). Fra DN & HI (2007). Kilde: HI

### 4.3.3 Beregning av tapsandeler av egg og larver

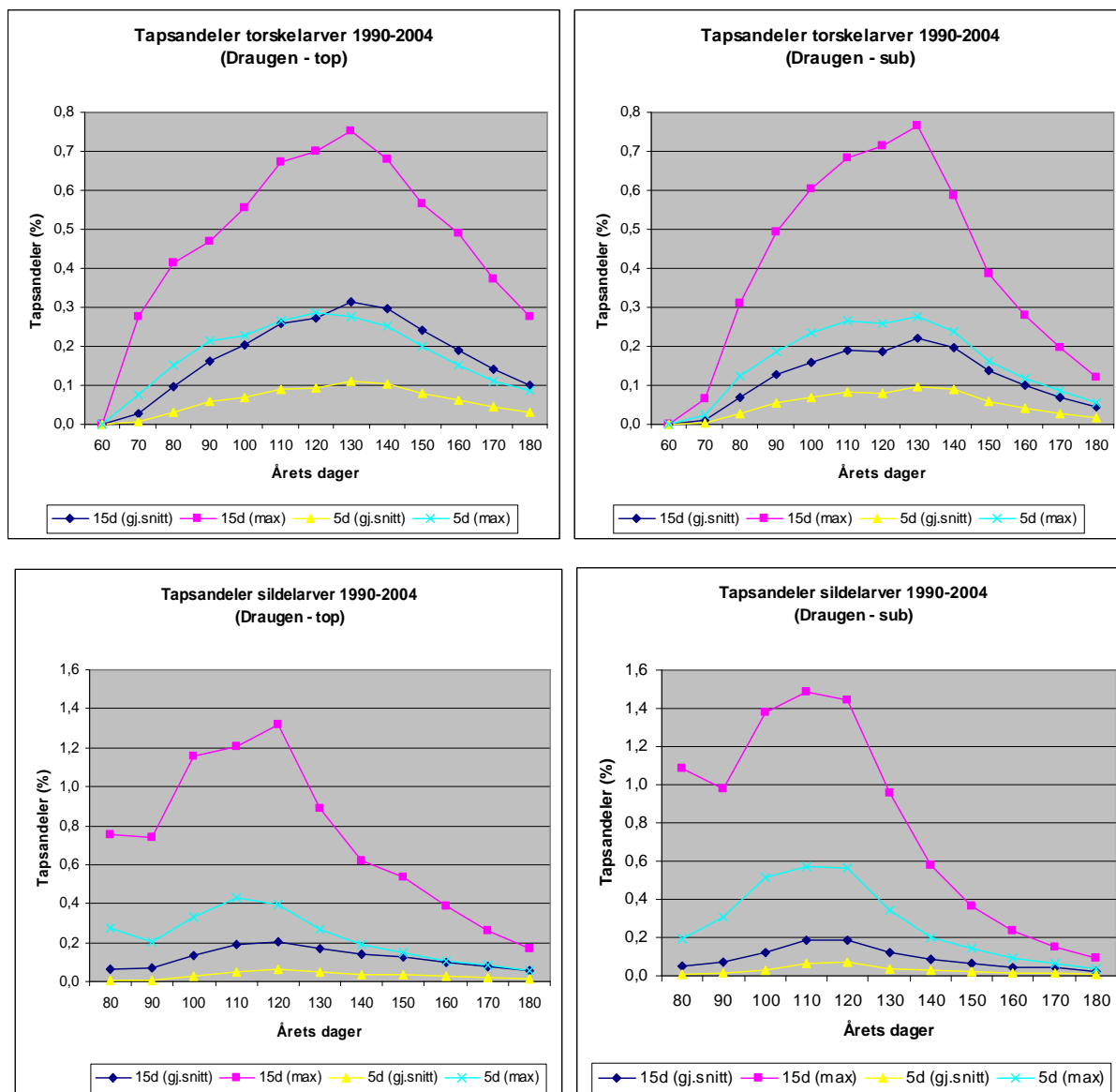
Beregninger av eksponering av sild- og torskelarver er foretatt med utgangspunkt i modellerte ressursfordelingsdata kombinert med resultatene fra oljedriftsmodelleringen med oljekonsentrasjoner i vannsøylen. Et arbeid i regi av OLF utført av DNV, Havforskningsinstituttet og Universitetet i Oslo anbefaler bruk av en dose-respons funksjon som grunnlag for skadeberegninger i denne type analyser (DNV 2008). Det er benyttet en dose-respons funksjon med startpunkt på 100 ppb som gir 1 % dødelighet opp til 1 ppm som gir 100 % dødelighet i foreliggende analyse. Resultatene er vist i Figur 4-26 til Figur 4-28, med både maksimale (det oljedriftsscenarioet og den larvefordelingen i det tidssteg som ga størst tapsandel egg- og larver) og forventet tapsandel (gjennomsnitt av samtlige oljedriftsscenarioer over alle år for hvert tidssteg). Analysene er kjørt med varighet 5 og 15 døgn.



**Figur 4-26** Beregnede tapsandeler av egg og larver for torsk (øverst) og sild (nederst) ved utslipp fra Norne med varighet 5 og 15 døgn fra hhv. overflateutslipp (venstre) og sjøbunnsutslipp (høyre).

Resultatene for et utslipp fra Norne viser at forventet (gjennomsnittlig) tapsandel ligger på under 1 % for både torsk- og sildelarver. Maksimale tapsandeler overskrider ikke 1,4 % for torsk og ikke 5,7 % for sild. Overflateutslipp og sjøbunnsutslipp gir sammenfallende resultater, men tapsandelene er noe høyere for overflate- enn sjøbunnsutslipp. Beregnede tapsandeler er størst i juli (døgn 180) for torsk og i slutten av mai (døgn 140) for sild. Dette sammenfaller med en periode hvor hovedgytingen er over og en stor del av larvene driver i vannsøylen nordover langs kysten av Nordland og Troms og i Vestfjorden.



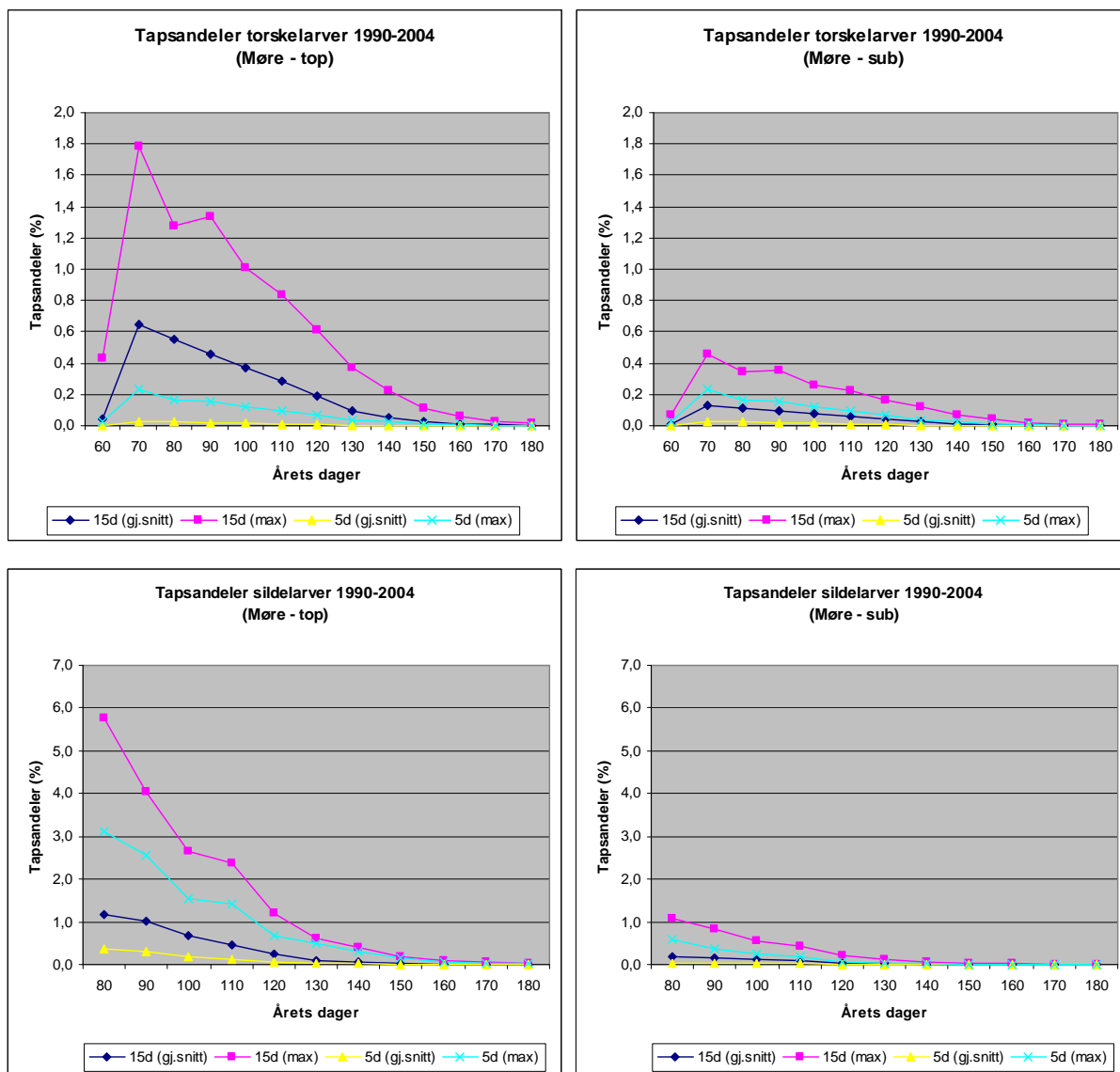


**Figur 4-27 Beregnede tapsandeler av egg og larver for torsk (øverst) og sild (nederst) ved utslipp fra Draugen med varighet 5 og 15 døgn fra hhv. overflateutslipp (venstre) og sjøbunnsutslipp (høyre).**

Resultatene for et utslipp fra Draugen viser noenlunde samme tapsandeler egg- og larver som utslipp fra Norne med forventet tapsandel på under 1 % både for torskelarver og sildelarver. Maksimale tapsandeler overskrider heller ikke 1 % for torsk, og ikke 1,5 % for sild.

Overflateutslipp gir noe høyere gjennomsnittlige tapsandeler enn sjøbunnsutslipp.

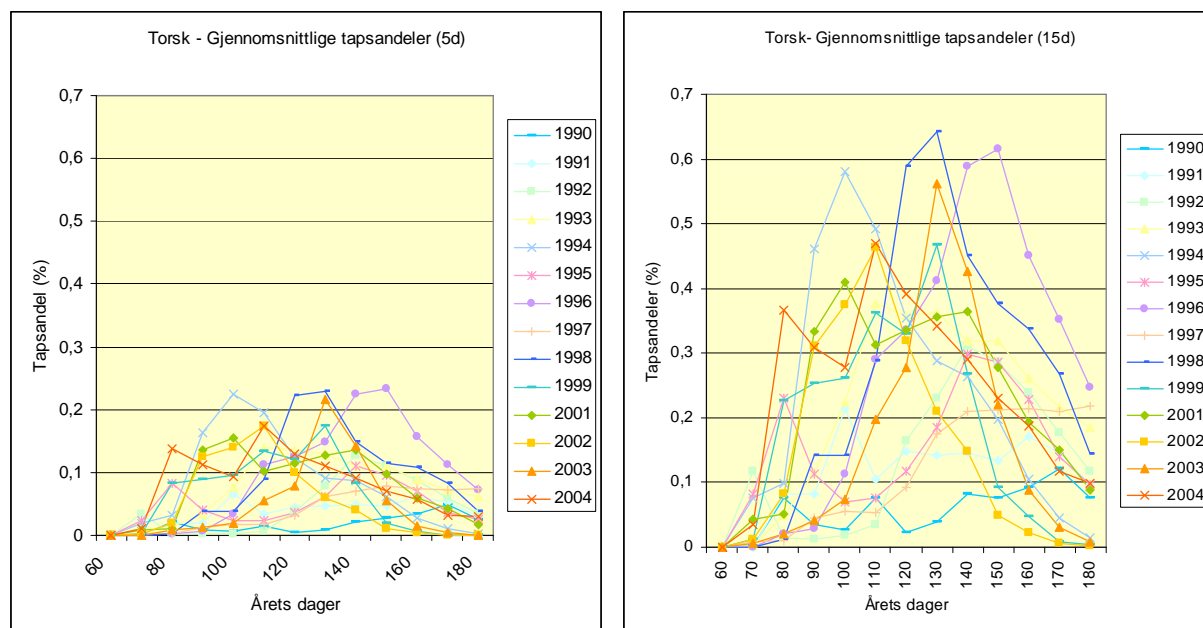
Beregnete tapsandeler er størst i slutten av mai (døgn 140) for torsk og i begynnelsen av mai (døgn 120) for sild, naturlig nok noe tidligere enn tilsvarende for et utslipp ved Norne. Utslipp fra Draugen vil i all hovedsak ikke berøre larver som gytes nord for Vega.



**Figur 4-28** Beregnede tapsandeler av egg og larver for torsk (øverst) og sild (nederst) ved utslipp fra Møre med varighet 5 og 15 døgn fra hhv. overflateutslipp (venstre) og sjøbunnsutslipp (høyre).

Resultatene for et utslipp fra Møre gir de høyeste tapsandeler av egg- og larver svært tidlig i perioden med forventet tapsandel på 1,2 % for sildelarver og noe over 0,6 % for torskelarver ved 15 døgns utslippsvarighet. 5 døgns utslippsvarighet gir vesentlig lavere tapsandeler (0,36 for sild og 0,03 for torsk) og sjøbunnsutslipp gir også langt lavere verdier. Det bør bemerkes at det så tidlig i gyteperioden som i slutten av mars (døgn 80) ikke vil være hele gyteproduktet som den analyseres på og at de tapsandeler på egg og larver som er oppgitt vil være for høye i forhold til de samlede egg- og laveforekomster.

Ser man videre på den årlige variasjonen innen analyseperioden (1990-2004) så ser man en relativt stor variasjon hvor gjennomsnittlige tapsandeler fra et 15 døgns utslipp ved Draugen varierer fra 0,04 % til 0,64 % av gyteproduktene for hhv. 1990 og 1998 (Figur 4-29).



**Figur 4-29** Variasjon i beregnede tapsandeler av torskelarver innen ulike 10 døgns intervaller ved utslipp fra Draugen med varighet 5 døgn (venstre) og 15 døgn (høyre).

Basert på ovenstående beregninger vil forventet tap av egg og larver ved utblåsninger for samtlige utslippssteder og perioder være **mindre enn 1 %** av de samlede gyteproduktene ved det gitte tidspunkt. Samtidig bør det bemerkes at et worst-case scenario (som slett ikke er en sannsynlig hendelse) trolig kan berøre et sted mellom 1 og 6 % av gyteproduktene på et gitt tidspunkt. Dette vil være det oljedriftsscenarioet som gir den maksimale eksponering av larver uansett periode.

#### 4.3.4 Tapsandeler av årsklasserekruttering

Gitt en sannsynlig tapsandel på mindre enn 1 % av gyteproduktene ved et gitt tidspunkt så vil tid og sted for når en slik hendelse vil inntreffe kunne gi varierende tapsandeler på selve årsklasserekrutteringen for både sild og torsk. Dette skyldes varierende grad av overlevelse for fiskelarver som følge av mange faktorer, bl.a.:

- Direkte effekt av temperatur og klima
- Mattilgang (mellomårsvariasjon)
- Romlig variasjon (mat, habitat)
- Temporal variasjon innen sesong
- Maternale effekter
- Tetthetsavhengig dødelighet
- Predasjonsdødelighet

Når det gjelder egg og larvestadiene for norsk-arktisk torsk så vil de fleste av disse faktorene være viktige, kanskje med unntak av tetthetsavhengig dødelighet, mens det for norsk vårgytende sild trolig er mattilgang og romlig variasjon her som har størst betydning. Den viktigste perioden for å bestemme årsklassestyrken er etter at sildelarvene har begynt å ta til seg eksternt føde og før

de har passert Røst. Larveoverlevelse er positivt korrelert med mengde fødeorganismer i området der larvene begynner å ta til seg ekstern føde (DNV 2008 *in prep*).

Denne romlige/temporale variasjonen i naturlig dødelighet innen en årsklasse er sannsynligvis av meget stor betydning for populasjonseffekten av et oljesøl. Dette er imidlertid ikke kvantifisert (eller i det hele tatt beskrevet) for mange bestander/stadier.

Dette romlige aspektet kan inkluderes i modeller på et enklere eller et mer avansert nivå. Man kan inkludere den romlige variasjonen implisitt ved å estimere den statistiske fordelingen av fremtidig overlevelse mellom ruter på f.eks. 10x10 km. En slik fordeling tilsier at de 5 % av rutene med lavest framtidig forventet mortalitet har en overlevelse som er X ganger høyere enn den gjennomsnittlig overlevelse. Et oljeutslipp som dreper 1 % av larvene kan da drepe larver med en lav eller høy forventet mortalitet, noe som øker eller minsker populasjonseffekten av dette på populasjonen. Studier fra Cianelli (Sel OLF 2008) indikerer at romlig variasjon kan utgjøre så mye som en faktor 1000 i forskjell i overlevelsesindeks, mens det innenfor et 50 % konfidensintervall kan utgjøre en faktor 10 (OLF 2008). Det betyr at en tapsandel på 1 % av larver kan bety en tapsandel på 0,2 – 5 % av den totale årsklasserekutteringen innenfor et 50 % konfidensintervall. Forventningsverdien vil likevel være at 1 % larvetap gir 1 % tapsandel i årsklasserekuttering, men bildet blir altså nyansert ved å se på sannsynlighet for ulike utfall. OLF (2008) gir et regneeksempel på en slik nyansering (Tabell 4-13).

**Tabell 4-13 Eksempel på sannsynlighetsfordeling av tapsandeler på årsklasserekuttering for ulike tapsandeler av torskkegg og larver (kilde: OLF 2008 *in prep*)**

Tapsandel årsklasse rekruttering	Tapsandel egg/larver						
	1 %	2 %	5 %	10 %	20 %	30 %	50 %
<1 %	50 %	10 %					
1 %	30 %	20 %	10 %				
2 %	20 %	40 %	20 %	10 %			
5 %	10 %	20 %	40 %	20 %	10 %	5 %	
10 %		10 %	20 %	40 %	20 %	10 %	5 %
20 %			10 %	15 %	40 %	15 %	10
30 %				10 %	15 %	40 %	15
50 %				5 %	10 %	20 %	40 %
100 %					5 %	10 %	30 %

#### 4.3.5 Konsekvenser for fiskebestander

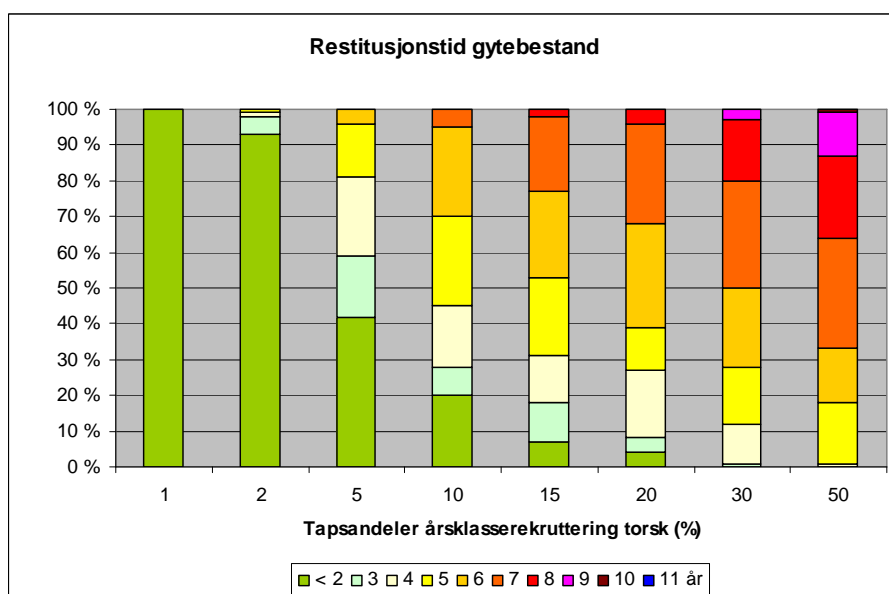
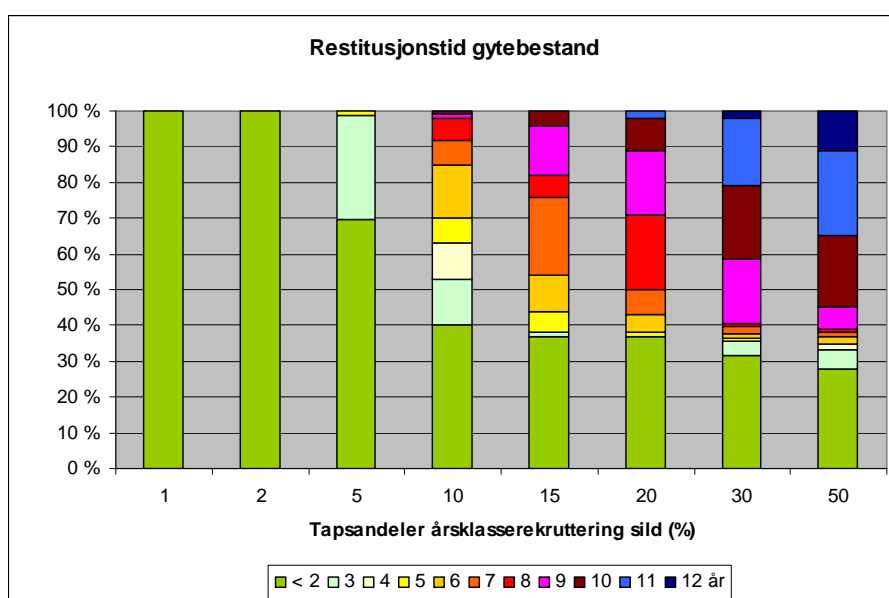
Konsekvenser for fiskebestander er vurdert med utgangspunkt i beregninger på forventede tapsandeler av egg og larver av sild og torsk på under 1 %, som kan bety tap av årsklasserekuttering på 0,2 – 5 % som følge av stor variasjon i naturlig overlevelse av egg og larver. Forventningsverdi for tap av årsklasserekuttering vil fortsatt være på under 1 %.

Hvor mye 1 % tap av en årsklasserekuttering har å si for gytebestanden vil være helt avhengig av den aktuelle årsklassens styrke og også styrken i foregående og påfølgende år. Ugland-modellen (satt opp av Karl Inne Ugland, UiO) ble brukt for framskrivning av populasjonseffekter i delrapporten ULB 7-c (utslipp i vannsøylen) i arbeidet med forvaltningsplanen for Lofoten-Barentshavet. Modellen er ganske forenklet, bl.a. ved å anta at rekrutteringen hvert år er et



tilfeldig tall fra en gitt fordeling (riktignok basert på observert fordeling av rekrutteringsstyrker). Initialbetingelsen til modellen er antall individer ved alder 3-15 år ved et gitt tidspunkt, f.eks. 1985. Ut fra denne initialbetingelsen ble det så gjort 100 kjøringene over 30 år. Dette gir dermed 100 ulike måter som bestanden kan utvikle seg på dersom man ikke har oljedødelighet. Deretter ble så antall 3-åringer redusert med en gitt prosentandel (som representerer oljedødelighet) i det første året av de 100 kjøringene. Dermed får man 100 forskjellige par (med og uten oljedødelighet) som angir fordelingen av oljeeffekten i f.eks. gytebiomasse.

NVG-sild har ennå større variasjoner i årsklassestyrke enn NA-torsk; forholdet mellom de beste og dårligste årsklassene i perioden 1980-2004 var ca. 500. Enkelte svært gode sildeårsklasser kan "bære" sildefisket i flere år, eksempelvis 1960-årsklassen og 1983-årsklassen.



**Figur 4-30 Beregnet restitusjonstid for gytebestand av sild (øverst) og torsk (nederst) som følge av ulike tapsandeler av årsklasserekruttering. Beregnet med Ugland-modellen.**

Basert på Ugland-modellen (se beskrivelse i OLF 2008), vil en tapsandel på 1 % av årsklasserekrutteringen alltid gi restitusjonstider under 1 år (både for sild og torsk) se Figur 4-30. Imidlertid vil det jo være noe sannsynlighet for tapsandeler på mer enn 1 % av årsklasse rekrutteringen. Hvor stor denne sannsynligheten er finnes få data på, men et eksempel på en slik sannsynlighetsfordeling er angitt i Tabell 4-13. Studien indikerer en 20 % sannsynlighet for 2 % tap i årsklasserekruttering og 10 % sannsynlighet for opp til 5 % tap av årsklasserekrutteringen. Anvendes disse tallene på restitusjonstidene i Figur 4-30 vil en kunne kvantifisere sannsynlighet for ulike restitusjonstider på gytebestanden av sild og torsk (Tabell 4-14). Tabellen forutsetter at et akutt utslipp skjer på våren i den perioden hvor egg og larver er mest konsentrert og også har størst eksponeringspotensiale for olje med tanke på larvenes vertikalfordeling i vannsøylen.

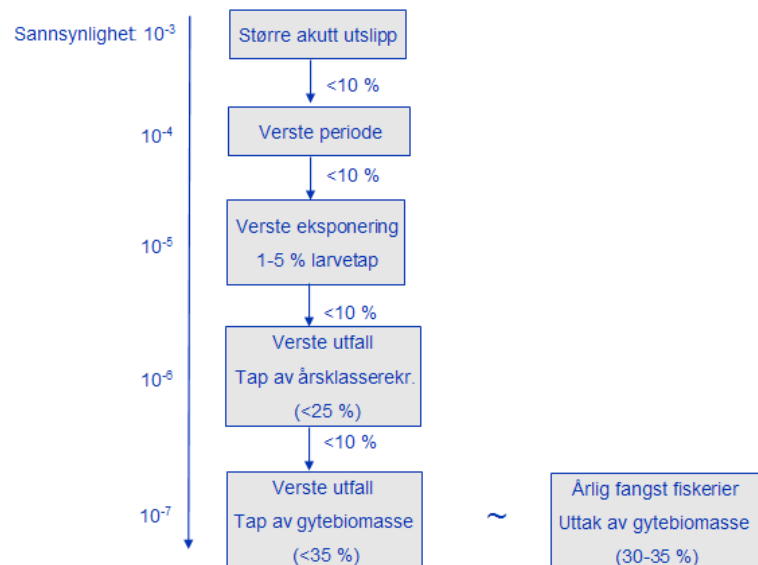
**Tabell 4-14 Sannsynlighet for ulike miljøkonsekvenser for bestander av sild og torsk som følge av utblåsninger ved dagens aktivitet i Norskehavet (representert ved Norne og Draugen) og fremtidig aktivitet (også inkludert Møre).**

	Konsekvenskategori			
	Mindre 0,1 – 1 år	Moderat 1 – 3 år	Betydelig 3 – 10 år	Alvorlig > 10 år
<b>Sild</b>	97 %	3 %	-	-
<b>Torsk</b>	93 %	5 %	3 %	

For andre fiskebestander i utredningsområdet er det først og fremst sei som vil kunne ha tilsvarende konsekvenspotensial som sild og torsk, mens det for de andre artene forventes mindre konsekvenser.

Selv om de beregnede tapsandeler og for så vidt også konsekvenser for fiskebestandene er begrensede så vil det være noe sannsynlighet for betydelige konsekvenser. For å sette dette inn i et risikoperspektiv er det skissert en figur som viser hva som skal til for å oppnå "worst-case" i forhold til skade på fiskeegg og larver og deretter konsekvens for gytebestand (Figur 4-31). Skissen er basert på ovenstående beregninger for sild og torsk.

"Worst-case" i forhold til konsekvenser for fiskebestander kan oppstå som følge av større utblåsninger (mengdekategori 2000-20000 tonn eller mer) fra felt i drift eller fra leteaktivitet i Norskehavet. Sannsynligheten for en utblåsning med slike mengder er om lag  $9 \times 10^{-3}$  fra all aktivitet i området fra 2007 (Tabell 2-2). Legges til grunn kun de feltene som kan gi størst konsekvens for fisk (Norne, Møre og til en viss grad Draugen) er det skissert en sannsynlighet på  $10^{-3}$  nivå. Legges det til grunn at utslippet skal skje i verste periode av året, reduseres sannsynligheten med om lag en faktor 10. Legges videre til grunn de oljedriftsscenarioer som gir størst overlapp og tapsandel med egg og larver, så reduseres sannsynligheten ytterligere med en faktor 10. Dette indikerer et tap av egg og larver med 1-5 %, som i de 10 % verste tilfeller kan medføre et tap av årsklasserekrutteringen med inntil 25 %. En slik tap av årsklasserekruttering kan i verste fall gi et betydelig tap (~35 %) av gytebiomasse, men vi har da en sannsynlighet på  $10^{-7}$  nivå (en gang pr. 10 millioner år) for at dette skal skje. Dette tilsvarer for de angitte arter om lag det årlige uttak av gytebiomasse fra fiskeriene.



Figur 4-31 Skisse som indikerer sannsynlighet forbundet med verste konsekvens for fiskebestander som følge av akutt utslipp fra petroleumsaktivitet i Norskehavet.

## 4.4 Konsekvenser for bunnsamfunn

### 4.4.1 Ressursbeskrivelse

Norskehavet dekker store arealer og har stor variasjon med hensyn på bunnforhold, dybde og vannmasser, noe som gjør at variasjonen i bunndyrsamfunn er stor. Viktige økosystemer i Norskehavet er knyttet til korallrev, svamksamfunn og tareskog, mens det forekommer også spesielle økosystemer knyttet til muddervulkaner, "cold seeps" og "black smokers" (Ottersen og Auran 2007). I den videre beskrivelsen er det lagt vekt på korallrev og svamksamfunn fordi dette er sentvoksende arter som kan nå en høy alder og danner grunnlag for viktige økosystemer. Arter som er tilknyttet korallrev og svamksamfunn blir ikke videre diskutert.

#### Korallrev

De norske kaldtvannskorallrevene dannes av *Lophelia pertusa* som er en steinkorall. *Lophelia* har en bred geografisk utbredelse fra  $55^{\circ}\text{S}$  to  $71^{\circ}\text{N}$ , med de største forekomstene mellom 200 og 1000 m dybde. Nær sokkelkanten, utenfor Norskekysten finnes *Lophelia* revene på dyp mellom 200 og 500 m. Revene er vanligst i vann med saltholdighet høyere enn 34 ‰ og en temperatur på mellom 4 og  $8^{\circ}\text{C}$ . *Lophelia* rev i Norge varierer i høyde fra 5-35 m og kan bli flere kilometer lange. Vekstraten til revene er imidlertid lav. Studier av Sula revet viste at *Lophelia* rev har en gjennomsnittlig årlig vertikal vekst tilsvarende 1,3 mm/år.

Midnorsk sokkel inneholder de største *Lophelia* rev kompleksene og den største tettheten av slike korallrev som er kjent. De fleste ligger på dyp mellom 200 og 350 m. I en studie av distribusjon, forekomst og størrelse av *Lophelia* rev i langs Haltenpipe ( $62^{\circ}30'$  -  $65^{\circ}30'\text{N}$ ), fant man en gjennomsnittlig tetthet av rev tilsvarende 0,1 per  $\text{km}^2$ . Noen av de viktigste områdene for *Lophelia* rev er Storegga og nordover langs kontinentalsokkelkanten opp til og med Røstrevet (se Figur 4-32). På sokkelen er det viktige forekomster i Breisunddjupet, Sularyggen og langs Haltenpipe, på Iverryggen, i området utenfor Bodø og ikke minst i Trænadyppet.



Korallrev er store biologiske konstruksjoner med en kompleks romlig struktur som gjør dem til et egnet leveområde for mange fastsittende og frittlevende organismer. Det er stor variasjon i mikrohabitater og dermed høyt artsmangfold på revene (Ottersen og Auran 2007). Det er funnet 614 arter på *Lophelia* revene langs norskekysten, men undersøkelser tyder på at antallet arter tilknyttet revene er langt høyere.

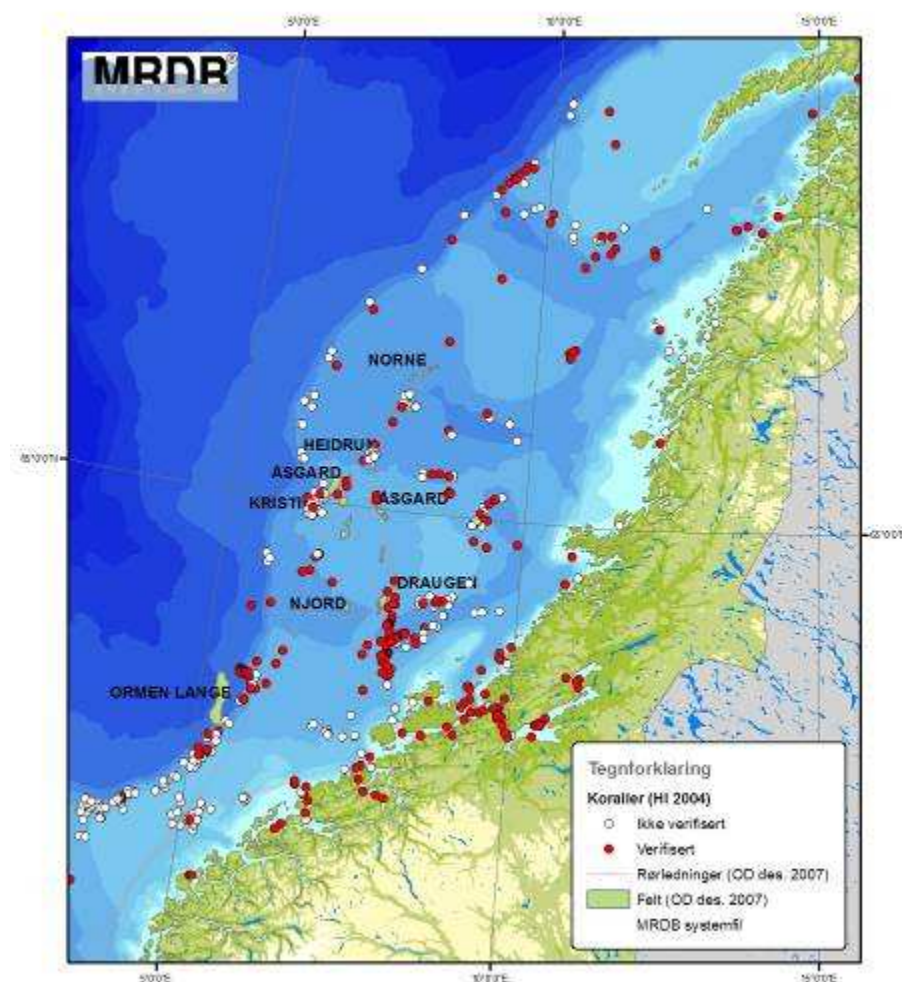
### Svampsamfunn

Det er kjent at svampområder er utbredt i deler av Norskehavet, men det foreligger imidlertid ikke noen nøyaktig oversikt over utbredelsen av svampsamfunnene (Ottersen og Auran 2007). Forskjellige arter foretrekker forskjellige bunntyper, men generelt er det forventet at svampene vokser i strømrrike områder på bunntyper som sand og grus med mer eller mindre innslag av større steiner.

Men svamp finnes på alle bunntyper og under meget forskjellige miljøbetingelser. Saltholdighet, temperatur, dyp, strømeksponeering og bunntype er avgjørende for hvilke arter som forekommer. Noen arter er skorpeformede og blir aldri tykkere enn 1 mm, andre er store og klumpete. Flesteparten er 2-40 cm i størrelse. I Norskehavet er det artene *Geodia barretti*, *G. macandrewi*, *Isops phlegraei*, *Stryphnus ponderosus* og *Henea muricata* som dominerer biomassen.

Det er registrert spesielt mye svamp langs eggakanten i Norskehavet. Det er grunn til å anta at svampene har en viktig økologisk betydning både for fisk og mange invertebrater. Dette er imidlertid lite undersøkt.





**Figur 4-32 Korallrev (*Lophelia pertusa*) i Norskehavet (Havforskningsinstituttet, Faggruppe bunnhabitater 2004).**

#### 4.4.2 Sårbarhet

##### Koraller

Studier av tropiske korallrev har vist at eksponering for vannløslige komponenter i olje kan medføre redusert befruktning og metamorfose av korallarver ved konsentrasjoner ned til 33 µg/l THC (Negri og Heyward 2000).

Det er gjennomført en studie av effekter på *Lophelia pertusa* ved eksponering for vannløslig fraksjon av råolje. Studien viste signifikante endring i polyppatferd hos *Lophelia pertusa* ved eksponering for 28 µg/l vannløslig fraksjon (Serigstad m. fl. 2001). Korallene ble eksponert i 2 timer. Etter endt eksponering ble det ikke registrert en umiddelbar normalisering av polyppatferden, men etter 24 timer var atferden normalisert.

Studiene indikerer at korallens ulike livsstadier, både gyteprodukter, larvestadiet og det voksne stadiet, er sårbare for eksponering av olje.

## Svamp

En oppsummering fra et litteraturstudium om effekter på svamp og svampsamfunn med spesielt fokus på olje- og gassindustrier er vist i Tabell 4-15 (DNV 2007). De påviste effektene skyldes primært operative forhold og ikke akutte utslipp. Men forsøkene som er gjort for å vurdere effekter av PAH på bunnslåing og overlevelse av larver av svamp, er relevante i forhold til akutte utslipp. Forsøkene viste redusert bunnslåing av larver ved konsentrasjoner tilsvarende 500 og 1000 µg/kg PAH etter 10 dagers eksponering (Cebrian og Uriz 2007). Effekter på videre overlevelse av juvenile og voksne svamp er ukjent.

Studier viser at effekter av hydrokarboner på svamp varierer med hensyn til hvilke arter som er undersøkt. Generelt er det ikke funnet relevante studier med tanke på store viktige arter av svamp som finnes i Norskehavet.

**Tabell 4-15 Oppsummering av effekter på svamp og svampsamfunn fra olje og gassindustrien (DNV 2007)**

Parameter	Undersøkt	Potensiell effekt på svamp	Påvirkningsintensitet	Antatt utbredelse	Kommentar
<b>Sedimentering</b>	Ja	Redusert kondisjon, filtreringsevne og overlevelse. 10-20 mm kan påvirke.	Høy	50- 100 meter ut fra borelokasjon	Bør undersøkes for store viktige arter* i Norskehavet.
<b>Anker</b>	Nei	Fysisk skader, redusert fitness + sedimentering	Høy	Opptil 1,2 km <sup>2</sup>	
<b>Metaller</b>	Ja	Akkumulasjon i svampvev. Redusert filtreringsevne og overlevelse	?	500 m	Avhenger av art og type metall. Bør undersøkes for store viktige arter* i Norskehavet.
<b>PAH</b>	Ja – kun larver/juvenile	Redusert bunnslåing, forsterket negativ effekt i kombinasjon med metallforurensing.	?	300 m	Effekt på videre overlevelse av bunnslåtte larver er ukjent. Tilsvarende generell effekt av hydrokarboner på juvenile og voksne individer. Bør undersøkes for store viktige arter* i Norskehavet.
<b>THC</b>	Nei	?	?	300 m	?

\*: F.eks. *Geodia*, *Stryphnus*, *Isops*

### 4.4.3 Konsekvenser

Kunnskap om kaldtvannskorallenes og svampers sårbarhet for eksponering av olje og kjemikalier er lite kjent. Trolig er kaldtvannskorallenes og svampens gyteprodukter og larvestadiet de mest sårbare livsstadiene.



Generell restitusjonstid for skadede og ødelagte korallrev varierer fra noen få år til flere tiår, avhengig av type og alvorlighetsgrad av skaden. Restitusjon av korallrev etter mindre lokale forstyrrelser, krever normalt mindre enn ti år. Etter en alvorlig skade som følge av f.eks tråling, er restitusjonstiden for tropiske grunnvannsrev forventet å være flere tiår. I enkelte tilfeller kan ekstreme habitatmodifikasjoner forhindre fullstendig restitusjon (Pastorok and Bilyard 1985).

Akutte overflateutslipp er forventet ikke å medføre konsekvenser for korallrev og svamptamfunn. Både koraller og svamp er bunnlevende organismer, og korallrev i Norskehavet forekommer generelt på dyp større enn 200 m. Det er forventet at oljeutslipp ved overflaten ikke kan medføre skadelig eksponering av koraller og svamp.

Akutte sjøbunnsutblåsninger og lekkasjer fra bunninstallasjoner og rørledning utgjør enn en potensiell trussel for både koraller og svamp. Ved en utblåsning fra havbunnen vil kondensat/olje og gass strømme ut under trykk og medføre en prosess der kondensat/olje, gass og vann blander seg og danner en plume som stiger mot overflaten. Plumen har i utgangspunktet en begrenset diameter inntil hydrokarbonene eventuelt innlagres i vannsøylen og/eller vannstrømmene begynner å påvirke formen på plumen. Avhengig av utslippsdyp, hydrokarbontype, GOR og miljøforhold kan utslippet innlagres i vannsøylen og spres horisontalt, mest trolig i de øverste 100 m av vannsøylen. Det er likevel forventet en økning av hydrokarbonkonsentrasjonene i ytterkant av plumen som følge av turbulensen i dette området og at blant annet gass har en tendens til å løse seg i vann (løsningsraten øker med økende dyp). Lokale strømforhold være avgjørende for potensialet for horisontal spredning. Ved sjøbunnsutblåsninger er eksponering av eventuelle korallrev og svamptamfunn nede på bunnen antatt å begrense seg til et mindre område i nærheten av utslippet.

Ved en lekkasje fra bunninstallasjoner eller rørledninger er potensialet for horisontal spredning av hydrokarboner langs bunnen større. Ved en lekkasje vil utslippets vertikale moment være begrenset og lokale strømforhold være avgjørende for potensialet for horisontal spredning. Samtidig som hydrokarboner i utgangspunktet er lettere enn vann og dermed har en viss oppdrift, er denne typen lekkasjer forventet i stor grad å innlagres i vannsøylen. Lekkasjer med høye utslippsrater etter f.eks rørledningsbrudd eller større skader vil oppdages relativt raskt, generelt innen 1 døgn, og utslippsvarigheten er dermed begrenset. Mindre utslipp fra rørledninger kan ha varighet på opptil mange måneder fordi disse er vanskelig å oppdage. Utslippsvolumene kan likevel være i størrelsesorden 50-100 t/døgn. Slike mindre utslipp vil dermed utgjøre den største trusselen for korallrev og svamptamfunn, avhengig av utslippstype og lokale miljøforhold. Kunnskapen om kaldtvannskorallers og svamps sårbarhet ved eksponering for hydrokarboner er begrenset, men foreløpige studier indikerer at både koraller og svamp påvirkes allerede ved svært lave konsentrasjoner. Det er likevel forventet at eksponering for skadelige konsentrasjoner vil ha et begrenset utbredelse og eventuelle konsekvenser vil være lokale, dvs omfatte nærliggende rev og svamptamfunn.

*Lophelia pertusa* gyter trolig en gang i sesongen, og gyteperioden er synkronisert innen større områder (Gass 2006). Gyting i Nord Atlanteren er antatt å foregå i løpet av vinteren. Gyteprodukter, egg og påfølgende larvestadier driver passivt i vannmassene og oppkonsentreres trolig i forbindelse med sprangsjikt i vannsøylen. Akutte sjøbunnsutslipp som innlagres i vannsøylen kan øke sannsynligheten for eksponering av oppkonsentrerte gyteprodukter, egg og larver fra koraller. Mange arter av svamp gyter i vannsøylen i likhet med koraller. Tilsvarende eksponeringsmåte er dermed også en trussel for svamp.

Ved akutte utslipp er det generelt forventet liten grad og lokalt begrenset eksponering av eksisterende korallrev og svampsamfunn. Den største trusselen for koraller og svamp antas å være mindre rørledningslekkasjer fordi disse utslippene har høyere sannsynlighet enn utblåsninger og større lekkasjer, kan ha lang varighet og har større potensial for horisontal spredning av hydrokarboner langs bunnen. Eventuell eksponering av gyteprodukter og larvestadiet til koraller og svamp antas å ha mindre konsekvenser for eksisterende samfunn. I de tilfellene der eksponeringen av eksisterende korallrev og svampsamfunn blir langvarig vil det kunne forekomme skader på lokale korallrev og svampsamfunn som vil ha lang restitusjonstid (>10 år). En skjønnsmessig vurdering av forventet konsekvens ved akutte utslipp generelt er vist i Tabell 4-16.

**Tabell 4-16 En skjønnsmessig vurdering av forventet konsekvens ved akutte utslipp, der kategoriseringen er basert på *Lophelia pertusa* og svampsamfunns restitusjonstid.**

Konsekvenskategori			
<u>Mindre</u> 0,1 – 1 år	<u>Moderat</u> 1 – 3 år	<u>Betydelig</u> 3 – 10 år	<u>Alvorlig</u> > 10 år
<i>Lophelia pertusa</i> Svampsamfunn			

#### 4.5 Konsekvenser som følge av kjemikalieutslipp

Kjemikalier er en samlebetegnelse for alle tilsetningsstoffer og hjelpestoffer som benyttes ved bore- og brønnoperasjoner, og i produksjon av olje og gass. Operatørselskapene vurderer kjemikalier ut fra deres miljøegenskaper.

Kjemikalier blir iht. til aktivitetsforskriften for petroleumsvirksomheten inndelt i kategorier etter enkeltstoffenes iboende egenskaper:

- *Svart* kategori; miljøfarlige stoffer som det kun unntaksvis gis tillatelse til utslipp av, inkluderer stoffer på regjeringens prioriteringsliste
- *Rød* kategori; miljøfarlige stoffer som skal prioriteres spesielt for substitusjon, tillatelse gis kun ved et dokumentert og begrunnet behov
- *Gul* kategori; stoffer som har akseptable miljøegenskaper, utslippstillatelse gis normalt uten strenge vilkår
- *Grønn* kategori; stoffer på OSPARs PLONOR-liste (Substances used and discharged offshore which are considered to Pose Little Or NO Risk to the Environment), utslippstillatelse gis normalt uten vilkår

Akutte kjemikalieutslipp fra feltene i Norskehavet i 2006 utgjorde et volum på 152,82 tonn (pluss Ormen Lange med 17 m<sup>3</sup>). Av disse var 149 tonn grønne kjemikalier (97,5 %), 3,41 tonn gule (2,23 %), 375 kg røde (0,24 %) og 35 kg svarte kjemikalier (0,023 %).

Akutte utslipp av kjemikalier vil variere i mengde, hyppighet og konsekvenser. De vanligst forekommende utslipp er mindre spill av hydraulikkolje og andre oljebaserte produkter knyttet til prosessanlegg og dekksonråder på innretninger. Utslippene er kun unntaksvis større enn 100 liter. Andre relativt hyppige utslipp er lekkasjer på ventiler knyttet til sjøbunnsinstallasjoner og



---

injeksjon av kjemikalier i brønnstrømmen, hvor utslippsvolumene kan bli relativt store ( $> 100 \text{ m}^3$ ). De fleste kontrollvæsker og injeksjonsvæsker er i SFTs fargekategori gul eller grønn.

For boreoperasjoner vil det kunne forekomme uhellsutslipp av borevæsker. Vannbaserte borevæsker vil normalt fortynnes og spres ut i vannmassene, mens oljebasert borevæsker både synker til havbunnen og akkumuleres i sedimentene, eller danner tynne oljefilmer på overflaten. Normalt vil utslipp av borevæsker være mindre enn  $10 \text{ m}^3$ , men i ekstreme tilfeller, ved lasting eller stigerørsbrudd, kan volumene komme opp mot  $100 \text{ m}^3$ .

De fleste utslipp av kjemikalier, selv svarte eller røde kjemikalier, vil ikke medføre skade på organismer i området rundt utslippet. Ved større akutte utslipp av kjemikalier rundt en havbunnsramme, som større utslipp av metanol eller monoetylglykol (MEG) vil slike vannløselige kjemikalier raskt fortynnes i vannmassen og ikke medføre langtidseffekter. Større akutte utslipp av oljebaserte produkter kan medføre mindre oljefilmer på havoverflaten og akkumulering av hydrokarboner i sedimentene dersom de sedimenterer, men selv større utslipp vil være av en slik art at det mest trolig ikke medfører langtidseffekter eller målbar endring av flora/fauna.



## 5 OPPSUMMERING AV KONSEKVENSER OG MILJØRISIKO

De største miljøkonsekvensene knyttet til akutt utslipp av olje fra petroleumsaktiviteten i Norskehavet er knyttet til utblåsninger og rørledningslekkasjer. Sannsynligheten for en utblåsning basert på dagens feltaktivitet er på  $1,2 \times 10^{-2}$  dvs. 1 utblåsning pr. 83 år. Av disse hendelsene vil 75 % gi et oljevolum større enn 2000 tonn olje på sjø og 32 % gi volumer større enn 20000 tonn. Volumer i sistnevnte kategori ligger til grunn for de oljedriftsberegninger som foreliggende konsekvensvurdering er grunnlagt i. Frekvensen basert på ulike fremtidsbilder for feltaktivitet fremover indikerer en dobling i aktivitet og derav sannsynlighet for uhellshendelser i perioden frem mot 2012, for deretter å avta til om lag samme nivå som i dag mot år 2025.

I tillegg til denne aktiviteten kommer leteaktivitet i området. Typisk sannsynlighet for uhellsutslipp ved leteboringer er på  $10^{-3}$  nivå pr. operasjon.

Når det gjelder rørledningslekkasjer er sannsynligheten for akutt utslipp her beregnet til  $6,2 \times 10^{-1}$  dvs. 1 utblåsning pr. 1.6 år. Det er antatt at den totale frekvensen for akutt rørledningslekkasjer kan stige noe i perioden som kommer etter hvert som flere feltinterne rør og stigerør kommer til (Urd, Alve, Tyrihans). Imidlertid er lekkasjevolumene mindre enn ved utblåsninger og for lekkasjer fra stigerør til overflaten antas at det 99 % vil resultere i utslipp på mindre enn 1 tonn og at resterende 1 % vil resultere i utslipp i størrelsen 1000 – 10000 tonn. For feltinterne rør vil 95 % av hendelsene som gir olje på overflaten være utslipp av mindre enn  $1 \text{ m}^3$ . Det er videre 2 % sannsynlig med 1000-2000 tonn og 3 % sannsynlig med mengder fra 2000-20000 tonn.

Vurdering av konsekvensbildet er basert på utblåsninger som dimensjonerende hendelse. Oljens levetid på overflaten og massebalanse over tid er viktig med tanke på mulige konsekvenser. I Norskehavet er det mange relativt lette oljetyper med begrenset levetid på sjøoverflaten. Dette fører til at en sjøbunnsutblåsning fra de felt som er i drift vil ikke nå kysten og forventes også å gi mindre konsekvenser for sjøpattedyr på havet enn tilsvarende overflateutslipp. Dette gjelder også for vannsøylen. Overflateutslipp fra Draugen, Heidrun og Norne vil kunne medføre stranding av olje, selv om dette ikke forventes (dvs. sannsynlighet < 50 %). Tilsvarende vil en utblåsning fra fremtidig leteaktivitet kystnært utenfor Møre kunne gi stranding av olje, men det er heller ikke her forventet bla. pga av antagelsen om lett oljetype i dette området (Kristin lettolje). Leteboring på Jan Mayen ryggen forventes heller ikke å nå Jan Mayen, men her er usikkerhetene i antagelser om mulig oljetype noe større (en middels Oseberg Øst olje er lagt til grunn).

Forventet konsekvens for strandområder som følge av overflateutblåsninger er mindre miljøskade (restitusjonstid < 1 år), selv om det for noen felt er en viss sannsynlighet for både moderat (1-3 år) og betydelig miljøskade (3 – 10 års restitusjonstid). I første rekke gjelder dette for utslipp fra Norne og Møre. Norne vil også berøre størst kystområde pga. lang levetid av oljen på sjøen, mens olje fra et kystnært utslipp utenfor Møre vil ha kortere levetid, men vil nå kysten raskere og med større sannsynlighet.

Forventet konsekvens for sjøpattedyr er i første rekke knyttet til kystnære forekomster av sel og oter (som følge av overflateutblåsninger), selv om enkeltindivider av hval også kan berøres. For bestanden av havert er det i første rekke overflateutslipp fra Norne og Draugen som kan gi både mindre og moderat miljøskade, med størst sannsynlighet om høsten. Det er også en liten sannsynlighet for betydelig miljøskade ved utblåsninger fra disse feltene. For steinkobbe er konsekvensene størst ved utslipp fra Møre, men her er det kun sannsynlig med mindre og moderat miljøskade. Også utblåsning fra Draugen og Norne kan medføre slike konsekvenser, men med langt lavere sannsynlighet. For oter er det en viss sannsynlighet for mindre og moderat



miljøskade, spesielt i sommerperioden og ved utslipp fra Møre, Draugen og Norne. Andre arter (for eksempel klappmyss ved Jan Mayen) forventes i mindre grad berørt.

Konsekvens i vannsøylen som følge av akutt utslipp er i første rekke forventet og vurdert for fiskeegg- og larver av sild og torsk. Forventet konsekvens er mindre enn 1 % tap av egg og larver som medfører mindre miljøskade for gytebestandene av sild og torsk. Det er også en liten sannsynlighet for moderat miljøskade for sild og betydelig miljøskade for torsk. Dette gjelder utblåsninger fra Norne, Draugen og kystnært ved Møre dersom et akutt utslipp skjer på våren i den perioden hvor egg og larver er mest konsentrert og også har størst eksponeringspotensiale for olje med tanke på larvenes vertikalfordeling i vannsøylen.

En vurdering av mulig ”worst-case” konsekvens for disse bestandene indikerer en mulig tapsandel på 1-5 % av egg og larver, som i verste fall kan medføre inntil 25 % tap av årsklasserekruttering som igjen kan medføre betydelig og alvorlig miljøskade (tap av inntil 35 % av gytebestandens biomasse). Sannsynligheten for et slikt utfall er imidlertid svært lav (trolig på  $10^{-6}$  -  $10^{-7}$  nivå dvs. en gang pr. 1-10 millioner år for et enkelt felt) og dette utfallet bør ikke frikobles fra denne sannsynligheten.

Ved akutte utslipp er det generelt forventet liten grad og lokalt begrenset eksponering av eksisterende korallrev og svampsamfunn. Den største trusselen for koraller og svamp antas å være mindre rørledningslekkasjer fordi disse utslippene har høyere sannsynlighet enn utblåsninger og større lekkasjer, kan ha lang varighet og har større potensial for horisontal spredning av hydrokarboner langs bunnen. Eventuell eksponering av gyteprodukter og larvestadiet til koraller og svamp antas å ha mindre konsekvenser for eksisterende samfunn.

De fleste akutte utslipp av kjemikalier, selv svarte eller røde kjemikalier, vil ikke medføre skade på organismer i området rundt utslippet. Ved større akutte utslipp av kjemikalier rundt en havbunnsramme, som større utslipp av metanol eller MEG vil slike vannløselige kjemikalier raskt fortynnes i vannmassen og ikke medføre langtidseffekter. Større akutte utslipp av oljebaserte produkter kan medføre mindre oljefilmer på havoverflaten og akkumulering av hydrokarboner i sedimentene dersom de sedimenterer, men selv større utslipp vil være av en slik art at det mest trolig ikke medfører langtidseffekter eller målbar endring av flora/fauna.

## 6 REFERANSER

Aamo, O. M., Reed, M., Daling, P. S., Johansen, Ø. (1993): A Laboratory-based weathering model: PC version for coupling to transport models. Proceedings of the 1993 Arctic and Marine Oil Spill Program (AMOP) Technical Seminar, pp.617-626.

Alpha 2003. ULB Delutredning – studie 7-b Uhellsutslipp til Sjø. Miljøkonsekvenser på sjøfugl, stand, iskant mv. Olje- og energidepartementet. Alpha Miljørådgivning rapportnr 1157-01, rev. 2b. 2003

Artsdatabanken 2006. <http://www.artsdatabanken.no>.

Bjørge m.fl. 2007. Abundance of Harbour Seals (*Phoca vitulina*) in Norway Based on Aerial Surveys and Photographic Documentation of Hauled-Out Seals During the Moulting Season, 1996 to 1999; Bjørge, Arne; Øien, Nils; Fagerheim, Kjell-Arne; Aquatic Mammals, Volume 33, Number 3, September 2007, pp. 269-275(7)

Bjørge 2008. Notat i epost fra Arne Bjørge (HI) til Odd Willy Brude (DNV). 28.01.2008

Bjørn, T. H. 2000. Oteren i Finnmark. En kartlegging av oterbestanden i Finnmark ved bruk av sportegnetmetoden. Fylkesmannen i Finnmark. Rapport 1-2000. 31 s.

Brude m.fl. 2002. Regional konsekvensutredning, Norskehavet Underlagsrapport: Oversikt over miljøressurser. Rapport nr STF66 A02059.

Cebrian E. og Uriz, M.J. 2007. Contrasting effects of heavy metals and hydrocarbons on larval settlement and juvenile survival in sponges. *Aquatic Toxicology* 81; 137-143.

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 & HI 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Arealrapport med miljø- og naturbeskrivelse. Fisker og Havet Nr. 6 2007. Havforskningsinstituttet.

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

DNV 2000. Sea mamma's. Oil pollution vulnerability and damage categorization. DNV report No 98-3481. rev 01. 35 pp.

DNV 2006. MIRA revisjon 2005. Rapport til OLF. DNV rapport nr. 11466, rev. 01. 41 s.

DNV 2007. Litteraturstudium Porifera. DNV rapport no 2007-1336.

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

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

Føyn m.fl. 2002. Miljø- og resursbeskrivelse av området Lofoten – Barentshavet. Føyn, L; von Quillfeldt; C.H.; Olsen, E; Fisker og havet; nr. 6 – 2002

Gass, S.E. 2006. The Environmental Sensitivity of Cold-water Corals: *Lophelia pertusa*. Doktorgradsavhandling, UHI Millennium Institute Scottish Association of Marine Science.



Jensen 2008a. Bjørn Munro Jensen / [http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter\\_pa\\_hval.htm](http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_hval.htm)

Jensen 2008b. Bjørn Munro Jensen / [http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter\\_pa\\_sel.htm](http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_sel.htm)

Jensen 2008c. Bjørn Munro Jensen /  
[http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter\\_pa\\_oter\\_mink.htm](http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_oter_mink.htm))

Koh & 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, 1994. Hydrografi atlas utlagt på internettadresse:

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

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

Moe m.fl. 1993 Skadevirkninger av akutte oljesøl. Mrint miljø. SFT-rapport 93:31. Statens forurensningstilsyn.

Moe m.fl 2000a. The Svalbard intertidal zone; a concept for the use of GIS in applied oil sensitivity, vulnerability and impact analysis. Spill Science & Technology Bull. 6(2): 187-206

Moe m.fl. 2000b. Estimations of Potential damage – Seashore and Acute Oil Pollution (DamE-Shore). Implementantion of the concept with emphasis on Finnmark and Troms, Alpha Report 1046-1. Alpha Environmental Consultants. 61p.

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 Chemistry 24: 2382-2394.

MRDB. Marin Ressurs DataBase.

[www.miljolare.no](http://www.miljolare.no), 2008

NOFO 2007. NOFOs planverk (<http://www.planverk.org/nofa/>).

OD 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Statusbeskrivelse for petroleumsvirksomhet i Norskehavet. Rapport fra Oljedirektoratet oktober 2007.

OLF 2007. Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumsaktiviteter på norsk sokkel. Metode for Miljørettet Risiko Analyse (MIRA).

OLF 2008. Om miljørisiko på fisk. DNV rapport nr 2007-2075 (in prep 2008).

Ottersen og Auran 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Arealrapport med miljø- og naturressursbeskrivelse

RC Consultants og NINA 1999. Beskrivelse av influensområdet til havs og til lands 1999 - Temarapport 3.

Reed, M., French, D., Rines, H., and Rye, H. (1995): A three-dimensional oil and chemical spill model for environmental impact assessment. Proceedings of the 1995 International Oil Spill Conference, pp.61-66

Reed, M., C. Turner, and A. Odulo (1994): The role of wind and emulsification in modeling oil spill and surface drifter trajectories. Spill Science and Technology, Pergamon Press (2):143-157.

Serigstad, B., Mangor-Jensen, A. og Mortensen, P.B. 2001. Effekter av olje på marine dypvannsorganismer. Rapport 2B/2001. Internrapport, Senter for Marint Miljø, Havforskningsinstituttet.

SFT 2001. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. SFT

---

rapport 1765/2000. 2001.

SINTEF 2007. Frekvenser for akutte utslipp i Norskehavet. SINTEF notat til PTIL. 2007.

Sætre, R. 1999. Strømforhold i øvre vannlag utenfor Norge. Havforskningsinstituttet. Rapport: FO 8306. 34 s

Theisen, F. 1997. Dokumentasjon og vurdering av verneverdier på Bjørnøya. Norsk Polarinstitutt meddelelser Nr. 143. 95 s.

Thomassen, J., Andersen, K.H. & Moe, K.A. 1995. Petroleumsvirksomheten og Barentshavet nord – letevirkosomheten. Arbeidsdokument fra AKUP/AEAM seminar i Trondheim 22. og 23. feb. 1995. NINA oppdragsmelding 355. 154 s.

Verneplan for Jan Mayen 2007. Verneplan for Jan Mayen – forslag til opprettelse av Jan Mayen naturreservat. Rapport 2007-4. Direktoratet for naturforvaltning 2007

Von Quillfeldt, C.H. Ed. 2002. Marine verdier i havområdene rundt Svalbard. Oversikt over marine områder i territorialfarvannet og fiskevernsonen med behov for vern eller andre forvaltningstiltak. Norsk Polarinstitutt Rapportserie no. 118, 100 pp.

Aaserød, M.I. & Loeng, H. (red) 1997. Oljeleting i det nordlige Barentshavet. Sammenfatning av mulige virkninger for miljø, naturressurser og samfunn. Rapport. Olje- og energidepartementet. 121 s. + Appendix.

Referanser sitert under er hentet fra den tekniske rapporten:

DNV 2000. Sea mammas. Oil pollution vulnerability and damage categorization. DNV report No 98-3481. rev 01. 35 pp.

Anon, 1979a. Acute Toxicity Test of API 78-3 No. 2 Home Heating oil (10% Cat). Elars Bioreserch Laboratories, Inc. Project No. 1443. American Petroleum Intitute, Med. Res. Publ. 2732773, 52p.

Anon, 1979b. Acute Toxicity Test of API 78-4 No. 2 Home Heating oil (50% Cat). Elars Bioreserch Laboratories, Inc. Project No. 1443. American Petroleum Intitute, Med. Res. Publ. July 17, 1980, 52p.

Anon, 1980a. Acute Toxicity Test of API 78-2 No. 2 Home Heating oil (30% Cat). Elars Bioreserch Laboratories, Inc. Project No. 1443. American Petroleum Intitute, Med. Res. Publ. 2732771, 48p.

Anon, 1980b. Acute Toxicity Test of API 78-7 No. 6 Heavy Fuel Oil (API Gravity 17,1/0,8% S). Elars Bioreserch Laboratories, Inc. Project No. 1443. American Petroleum Intitute, Med. Res. Publ. 2732774, 45p.

Anon, 1980c. Acute Toxicity Test of API 79-2 No. 6 Heavy Fuel Oil (API Gravity 5,2/1,2% S). Elars Bioreserch Laboratories, Inc. Project No. 1443. American Petroleum Intitute, Med. Res. Publ. 2732813, 52p.

Anon, 1980d. Acute Toxicity Test of API 78-6 No. 6 Heavy Fuel Oil (API Gravity 11,7/2,7% S). Elars Bioreserch Laboratories, Inc. Project No. 1443. American Petroleum Intitute, Med. Res. Publ. 2732814, 47p.

Costa, D.P. & Kooyman, G.L., 1982. Oxygen consumption, thermoregulation, and the effect of fur oiling and washing on the sea otter, *Enhydra lutris*. Canadian Journal of Zoology, 60: 2761-2767.



Davis and Anderson 1976;

Engelhardt, F.R., 1982. Hydrocarbon metabolism and cortisol balance in oil-exposed ringed seals, *Phoca hispida*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 72C: 133-136.

Engelhardt, F.R., 1985. Petroleum effects in the Arctic Environment. Elsevier Appl. Sci., London and New York, 281 pp.

Engelhardt, F.R., 1987. Assessment of the vulnerability of marine mammals to oil pollution. Pp. 101-115 in: Fate and effects of oil in marine ecosystems. J.Kuiper & W.J.van den Brink (eds.). Martinus Nijhoff Publ., Boston, MA.

Frost, K.F. & Lowry, L.F., 1993. Assessment of injury to harbor seals in Prince William Sound, Alaska, and adjacent areas following the Exxon Valdez oil spill. State-Federal Natural Resource Damage Assessment, Marine Mammals Study No. 5.

Geraci J.R., 1990. Physiologic and toxic effects on cetaceans. Pp 167-197 in: "Sea mammals and oil. Confronting the risks", Geraci, J.R. & St.Aubin, D.J. (eds.), Academic Press, 282 pp.

Geraci, J.R. & Smith, T.G., 1976. Direct and indirect effects of oil on ringed seals (*Phoca hispida*) of the Beaufort Sea. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33: 1976-1984.

Geraci, J.R. & St.Aubin, D.J., 1982. Study of the effects of oil on cetaceans. Final Rep. U.S. Dept. of the Interior, Bur. Land Manage., Washington, D.C.

Geraci, J.R. & St.Aubin, D.J., 1985. Expanded studies of the effects of oil on cetaceans. Final Rep., Part I. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Manage. Serv., Washington, D.C.

Geraci, J.R. & St. Aubin, D.J., 1987. Effects of offshore oil and gas development on marine mammals and turtles. Chapter 12, pp. 587-617 in "Long-term environmental effects of offshore oil and gas development" (D.F.Boesch & N.N.Rabalais, eds.). Elsevier Applied Science.

Geraci, J.R. & St.Aubin, D.J., 1990. Sea mammals and oil. Confronting the risks. Academic Press, 282 pp.

Geraci, J.R. & Williams, T.D., 1990. Physiological and toxic effects on sea otters. pp. 211-221 in "Sea mammals and oil: Confronting the risks". Eds. J.R.Geraci & D.J.St.Aubin. Academic Press.

Gilfillan and Vandermeulen 1978 Finner ikke artikkel..

Hansen, D.J., 1985. The potential effects of oil spills and other chemical pollutants on marine mammals occurring in Alaskan waters. Rep. MMS 85-0031. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Manage. Serv., Alaska outer continental shelf reg., Anchorage.

Jenssen, B.M., 1996. An overview of exposure to, and effects of, petroleum oil and organochlorine pollution in Grey seals (*Halichoerus grypus*). *The science of the Total Environment*, 186: 109-118.

Lipscomb, T.P., Harris, R.K., Rebar, A.H., Ballachey, B.E. & Haebler, R.J. 1994. Pathology of sea otters. Pp 265-279 in: "Marine mammals and the Exxon valdez", Loughlin, T.R. (ed.). Academic Press, London.

Loughlin, T.R., Ballachey, B.E. & Wright, B.A., 1996. Overview of studies to determine injury caused by the Exxon Valdez oil spill to marine mammals. *Am. Fish. Soc. Symp.* 18: 798-808.

Narasimhan, M.J., Jr. and Ganla, V.G., 1967. Experimental studies on kerosene poisoning. *Acta. Pharmacol.* (Kobenh.) 25: 214-224.

Rowe, L.D., Dollahite, J.W. and Camp, B.J., 1973. Toxicity of two crude oil and of kerosene to cattle. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 162: 61-66.



---

Siniff, D.B., Williams, T.D., Johnson, A.M. & Garshelis, D.L., 1982. Experiments on the response of sea otters, *Enhydra lutris*, to oil. *Biological Conservation*, 23: 261-272.

Smith, T.G. & Geraci, J.R., 1975. The effect of contact and ingestion of crude oil on ringed seals of the Beaufort Sea. Beaufort Sea project. Tech. Rep. No. 5, Inst. Ocean Sci., Sidney, British Columbia.

Spooner, M.F., 1967. Biological effects of the Torrey Canyon disaster. *J. Devon. Trust Nat. Conserv.*, s. 12-19.

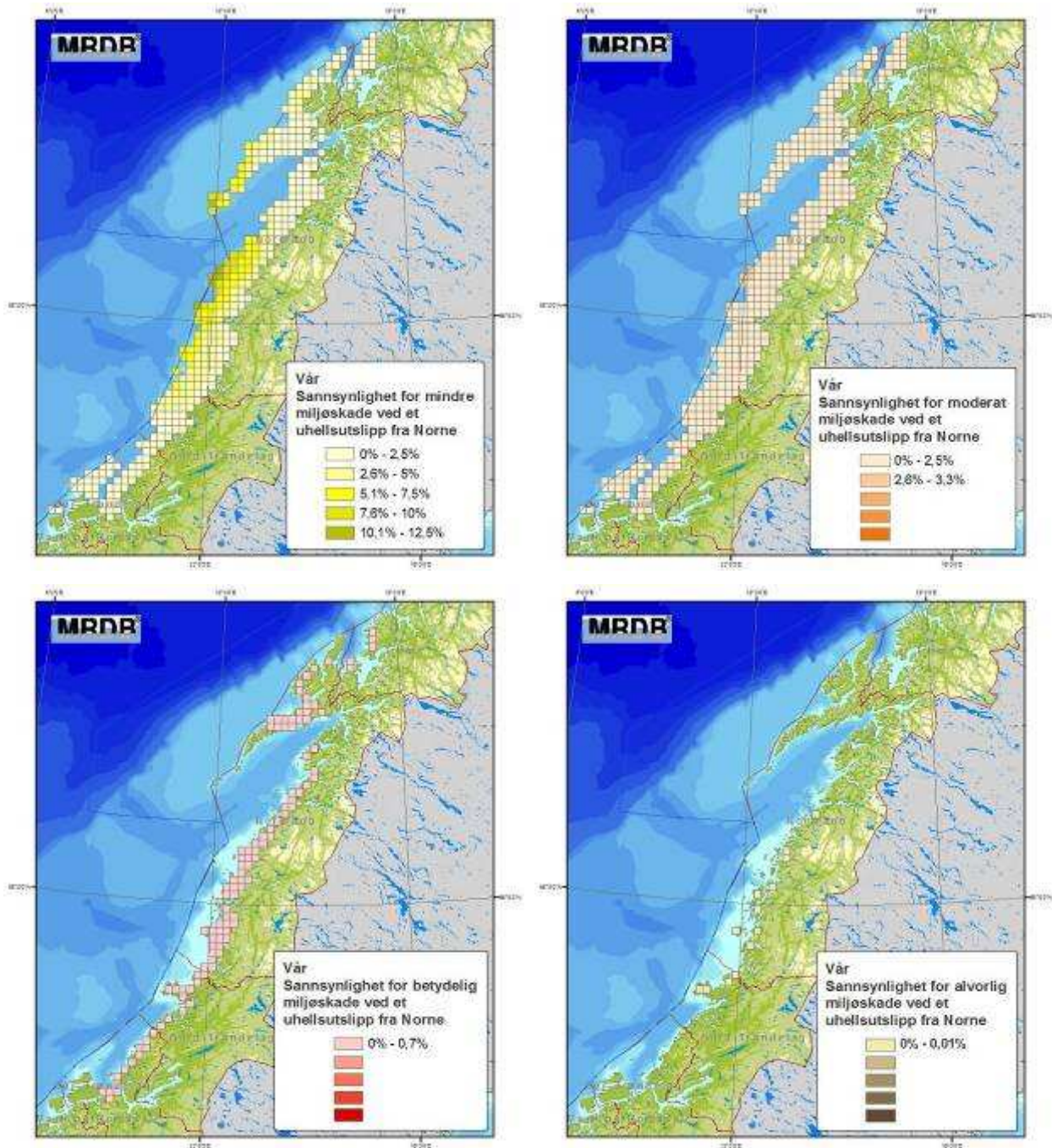
St.Aubin, D.J., 1990. Physiologic and toxic effects on pinnipeds. Pp 103-127 in: "Sea mammals and oil. Confronting the risks", Geraci, J.R. & St.Aubin, D.J. (eds.), Academic Press.

Thomson, C.A. & Geraci, J.R., 1986. Cortisol, aldosterone and leucocytes in the stress response of bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43 (5); 1010-1016.

Würsig, B., Richardson, W.J., Fraker, M.A., Wells, R.S., 1985. Behaviour of Bowhead Whales *Balaena mysticetus* summering in the Beaufort Sea: Reactions to industrial activities. *Biological Conservation*, Volume 32, Issue 3, Pages 195-230

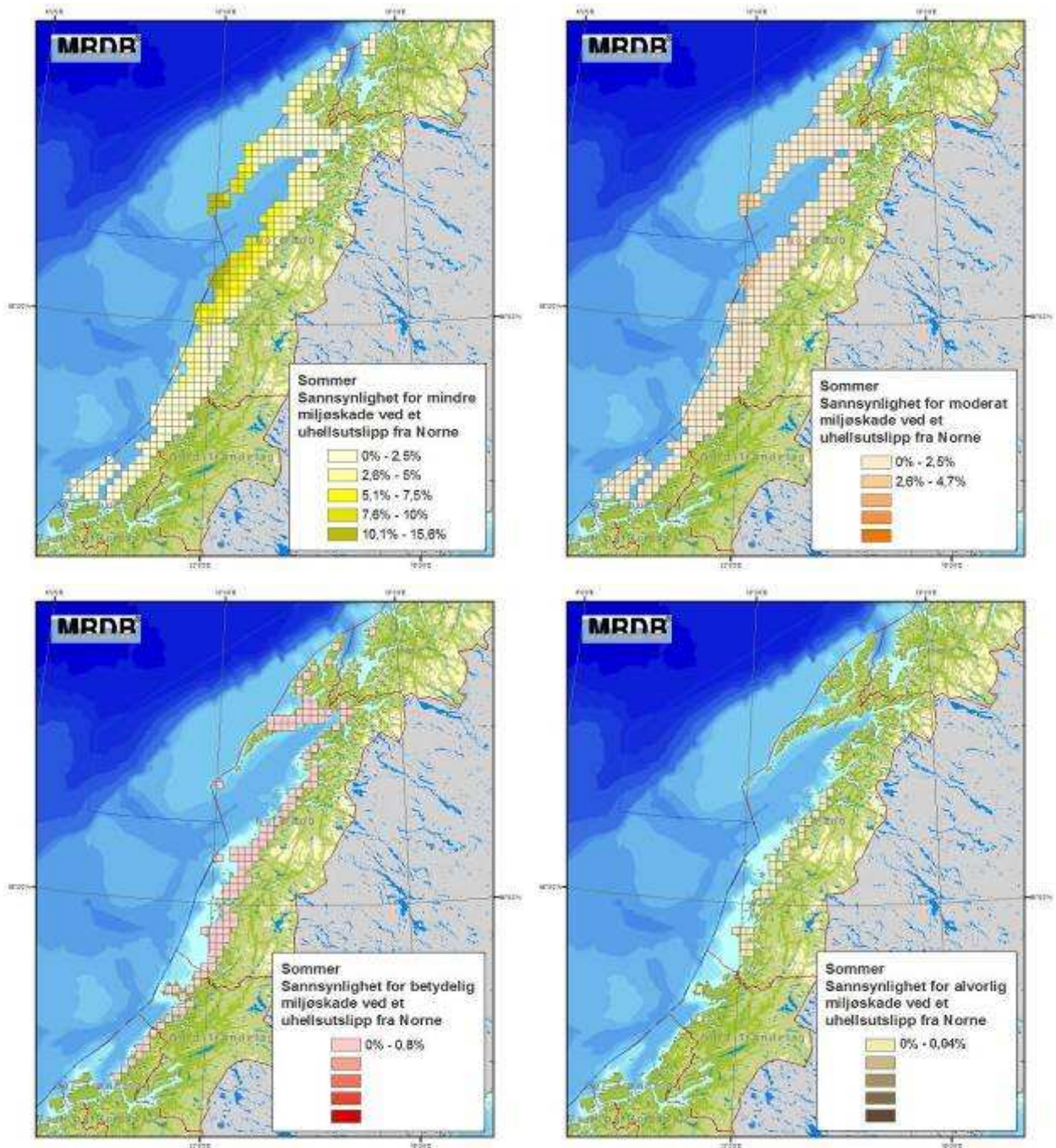
## 7 APPENDIKS

Kart over sannsynlighet for miljøskade på strand innen hver sesong og skadekategori er gjengitt i det følgende.

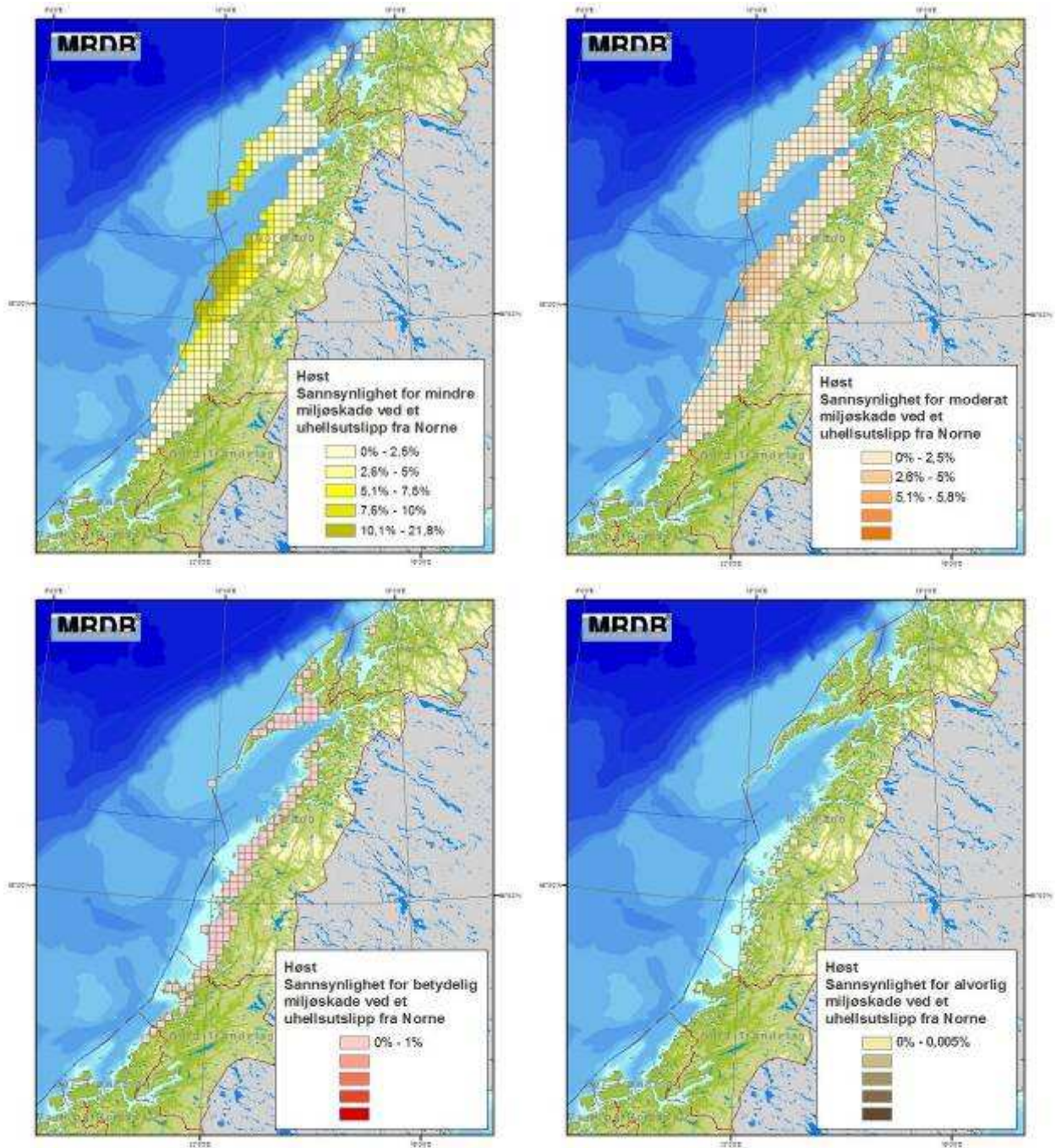


Norne - Vår



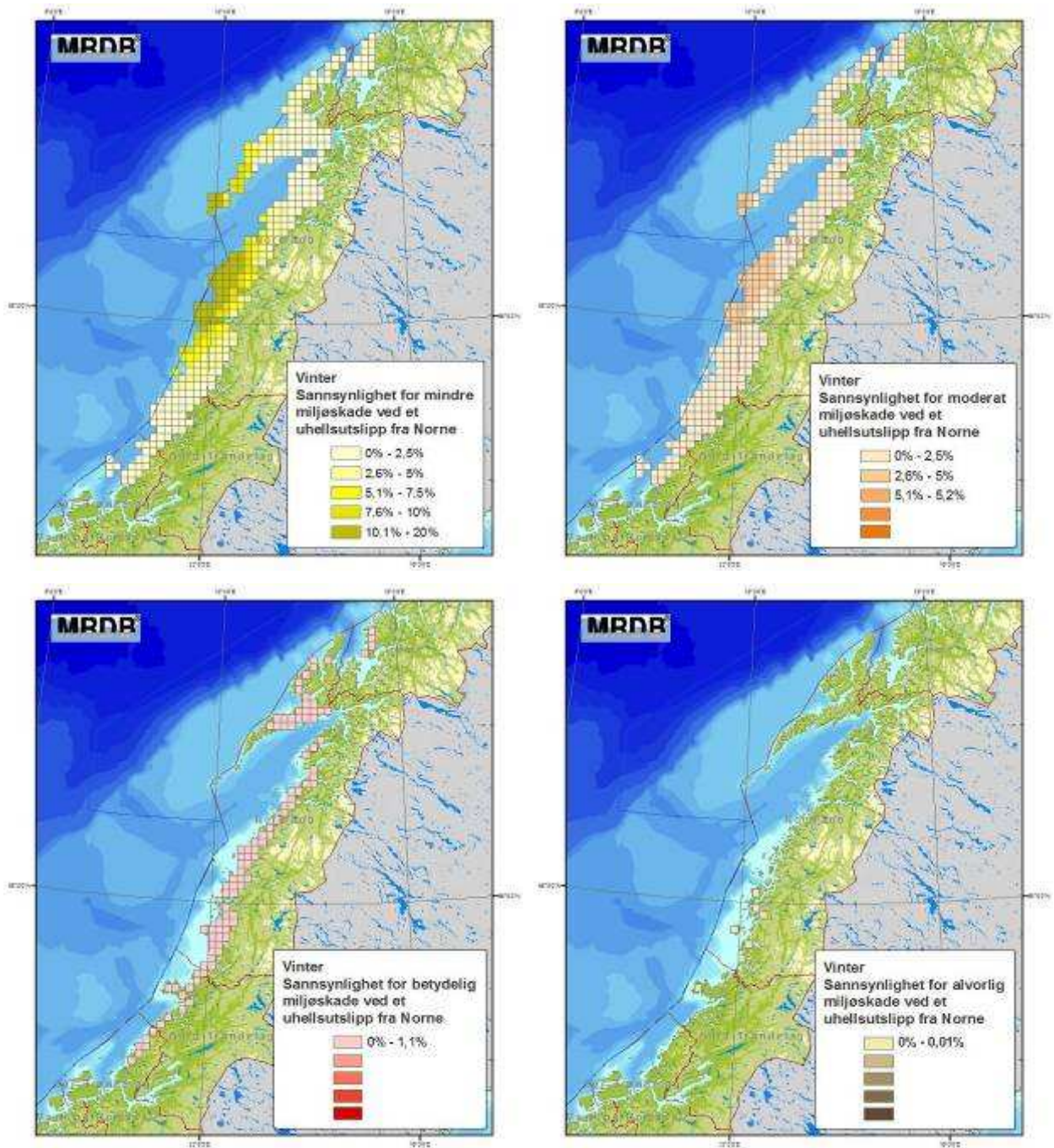


Norne - Sommer

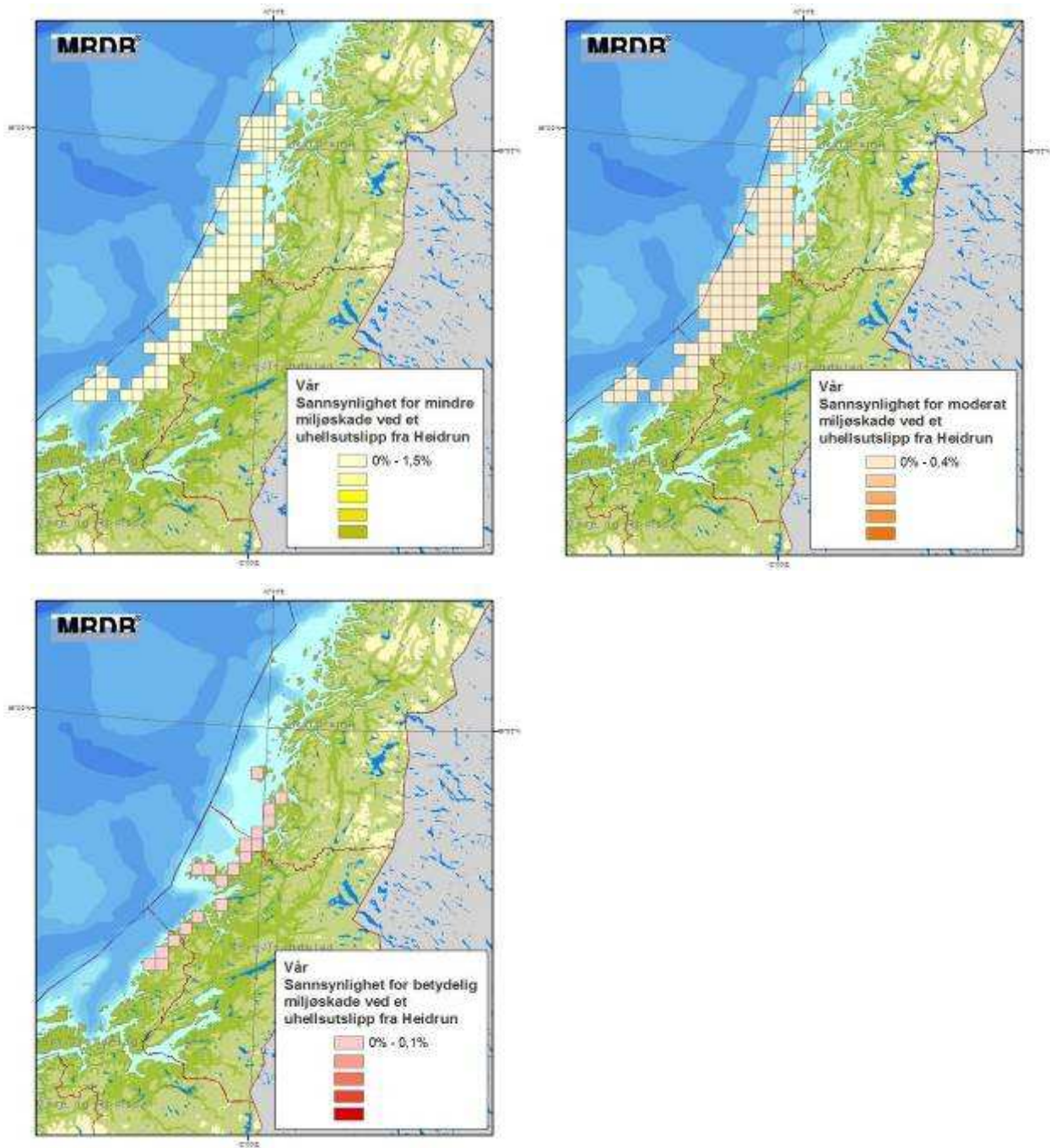


Norne - Høst



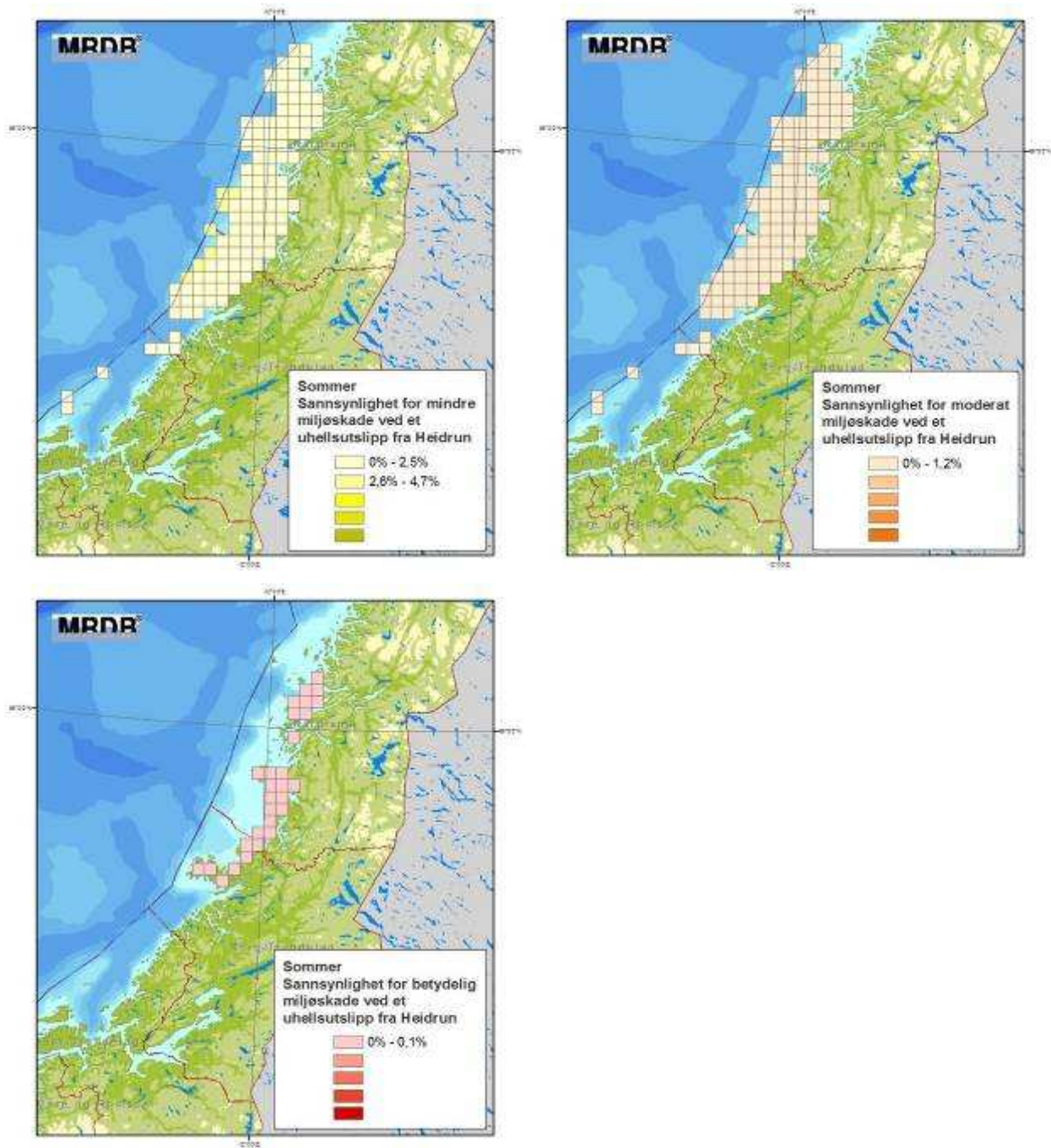


Norne - vinter

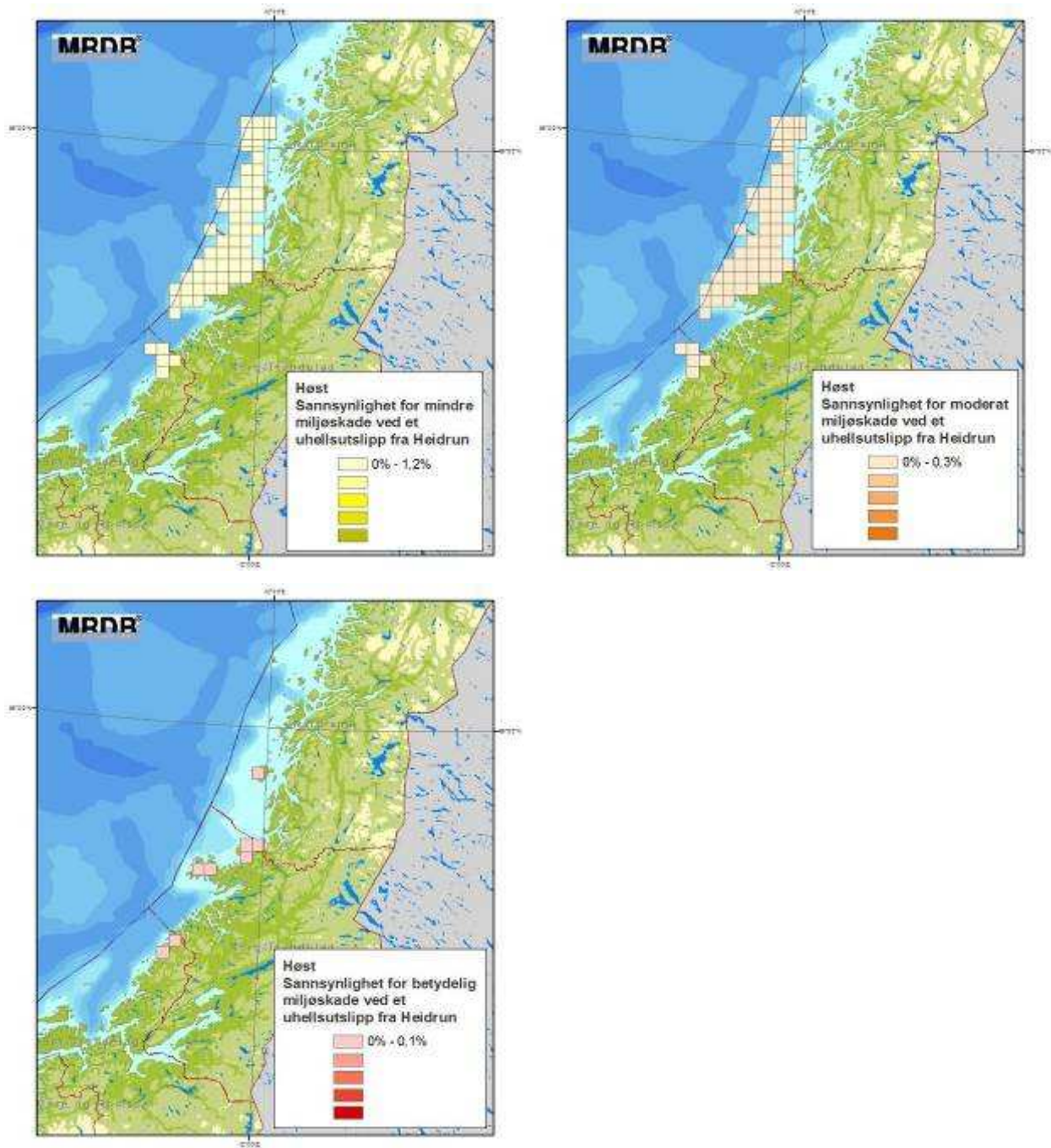


Heidrun - vår



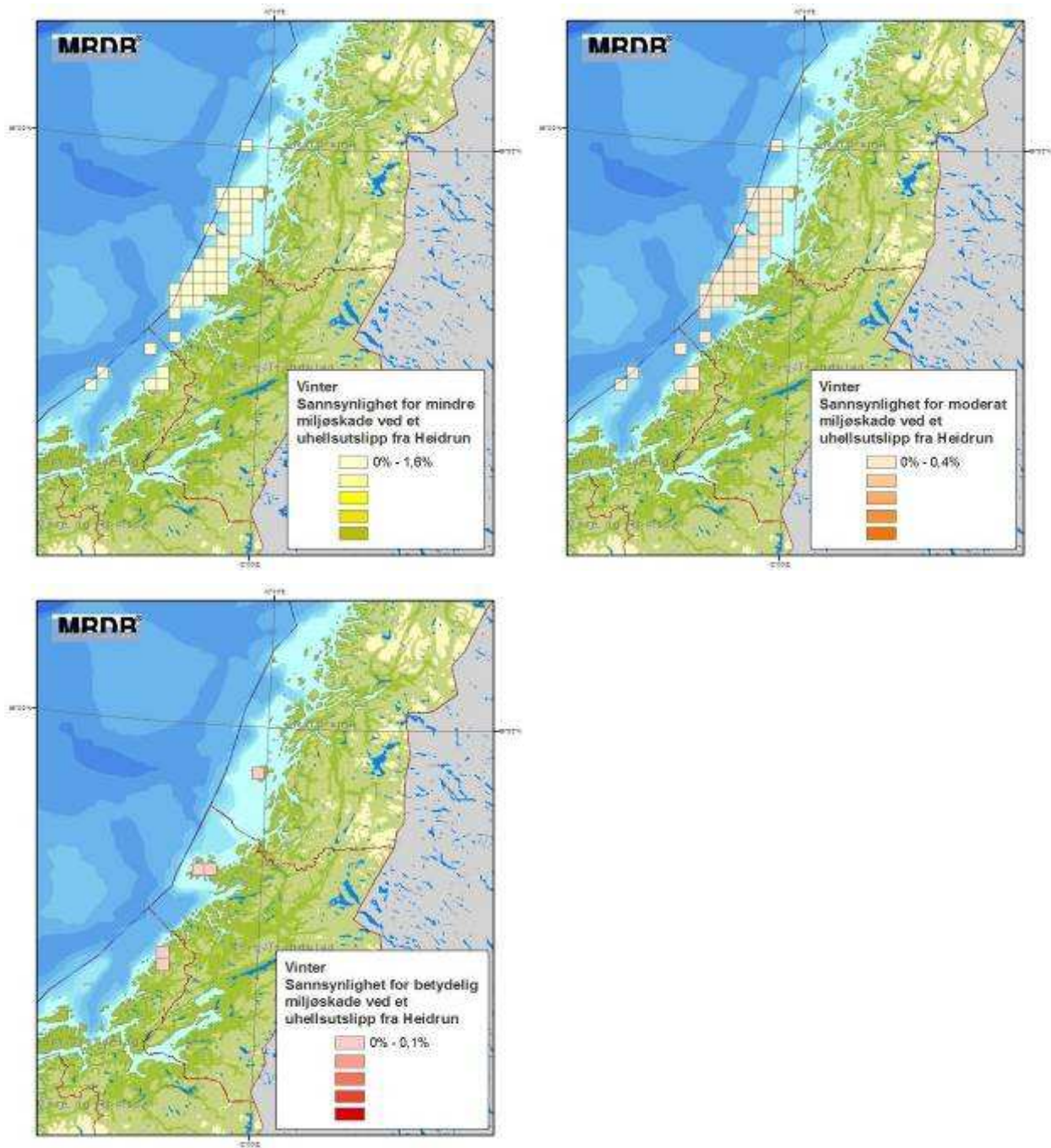


Heidrun - sommer

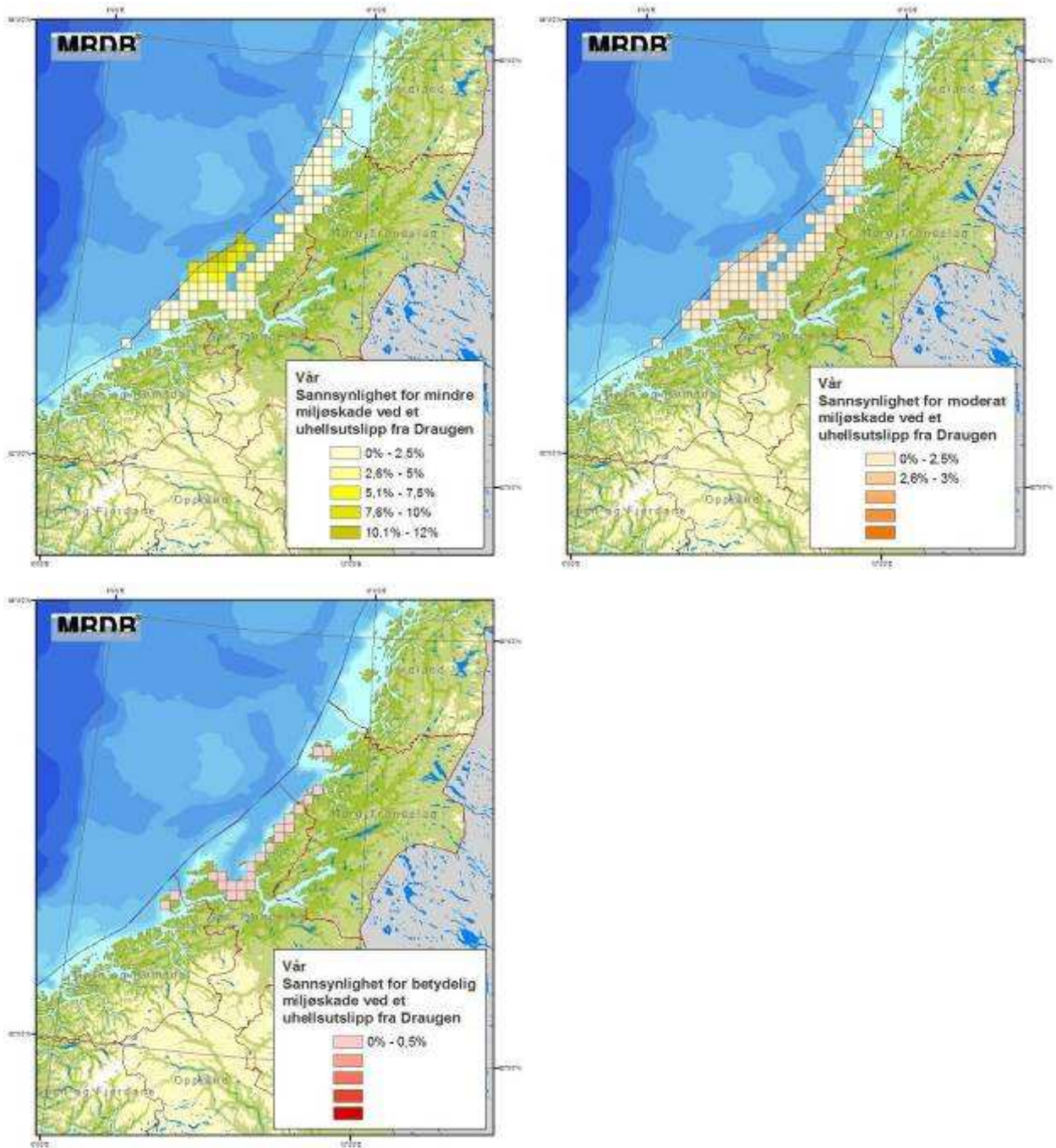


Heidrun - høst

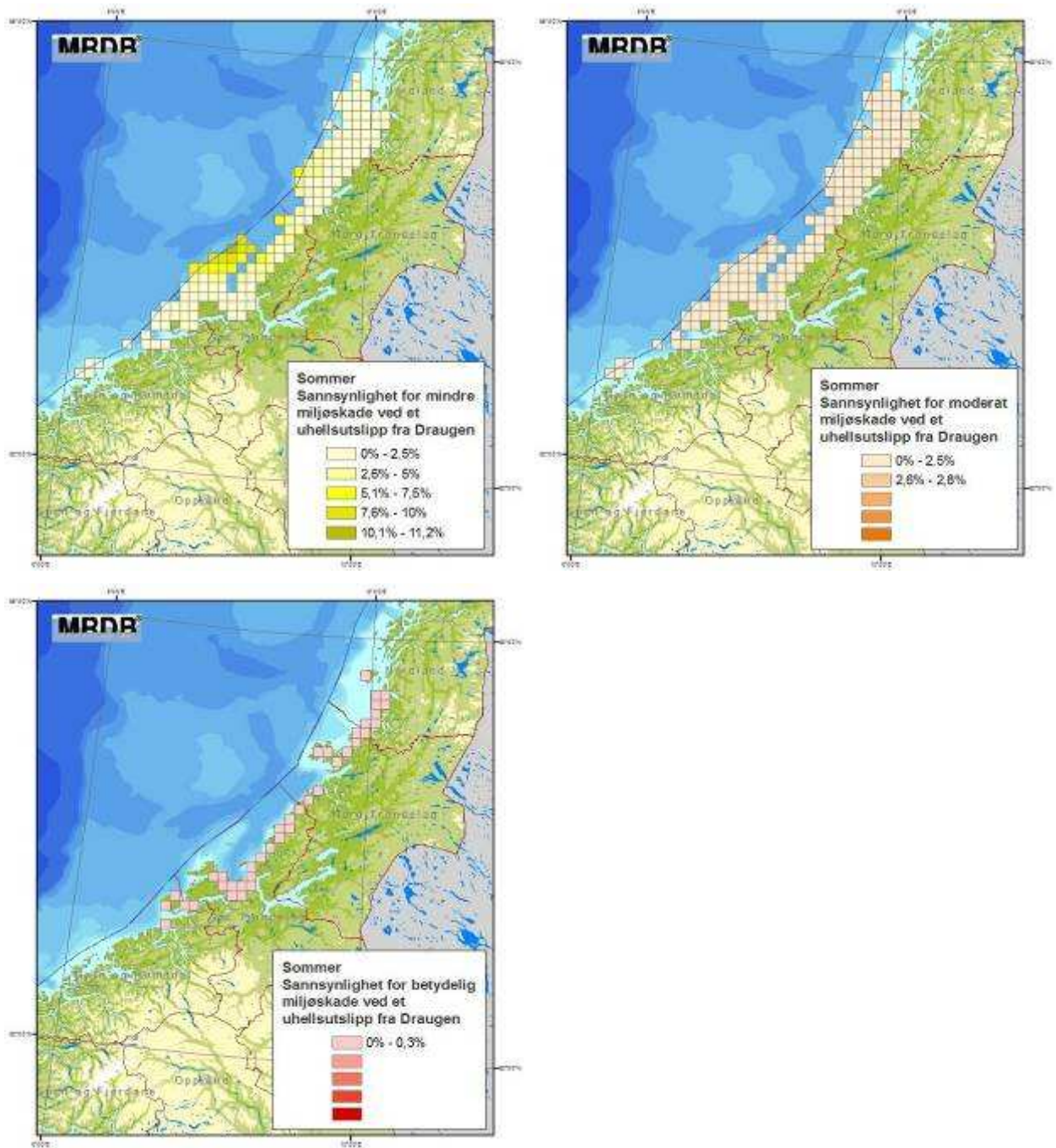




Heidrun - vinter

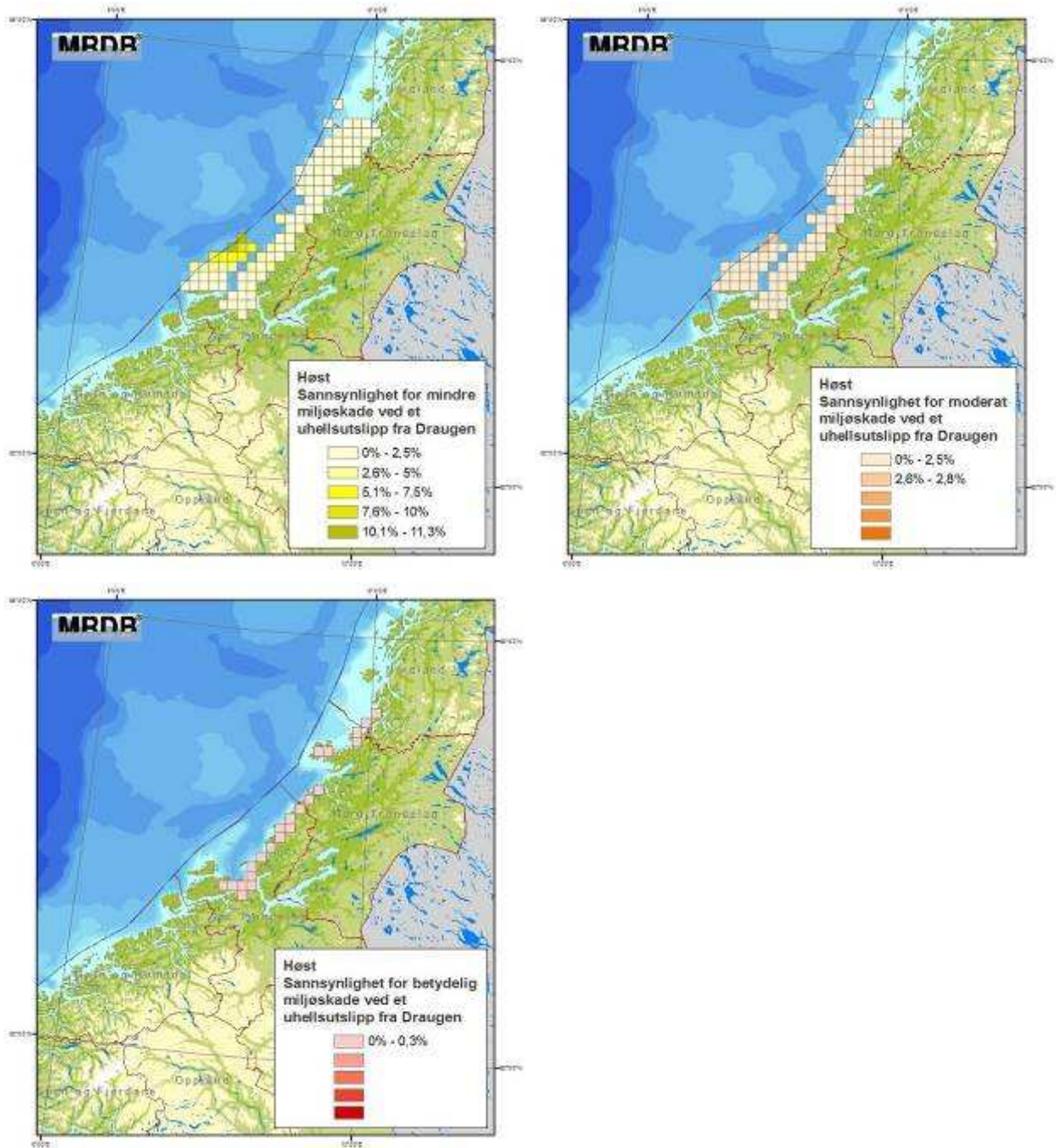


Draugen - vår



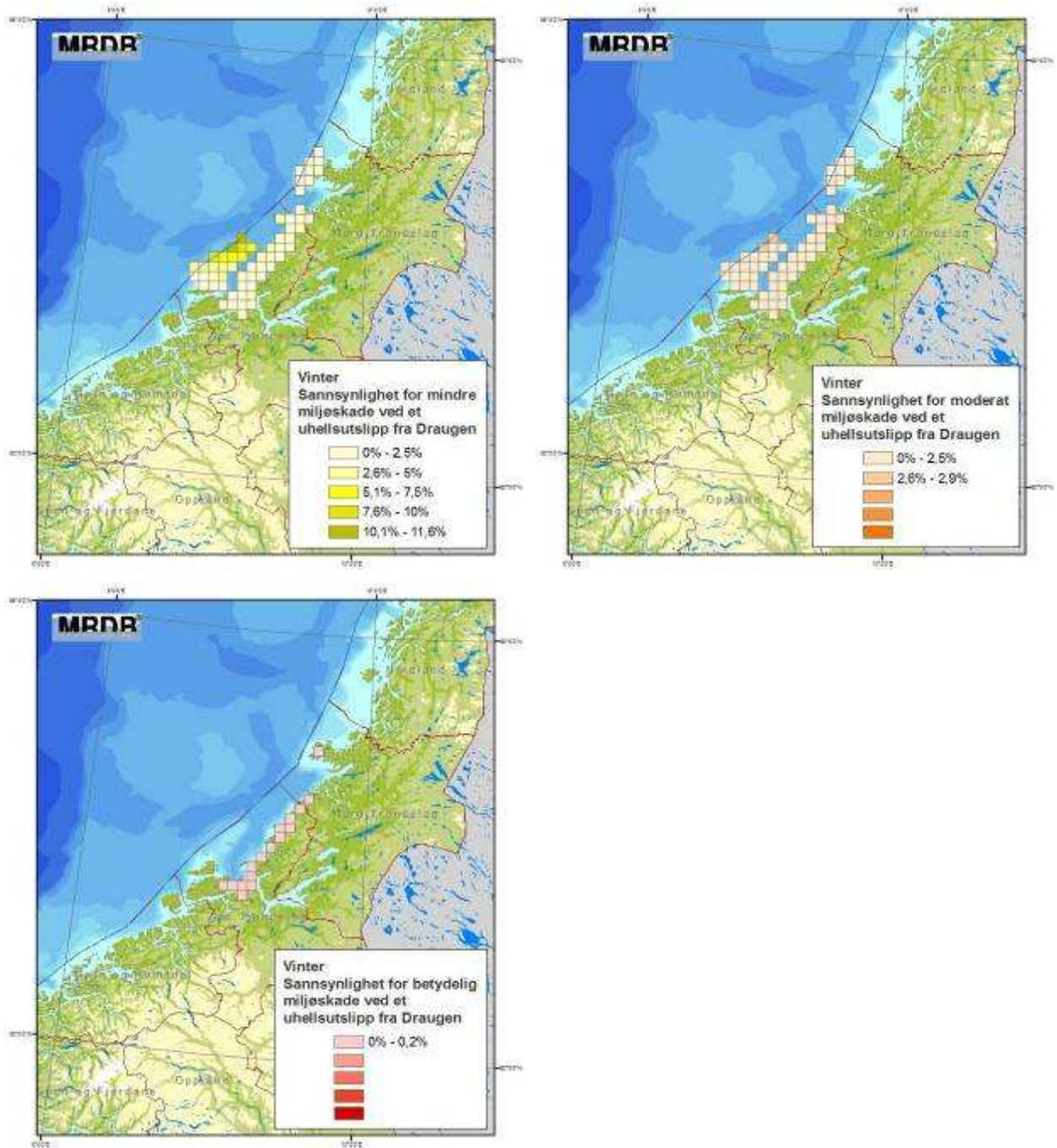
Draugen - Sommer



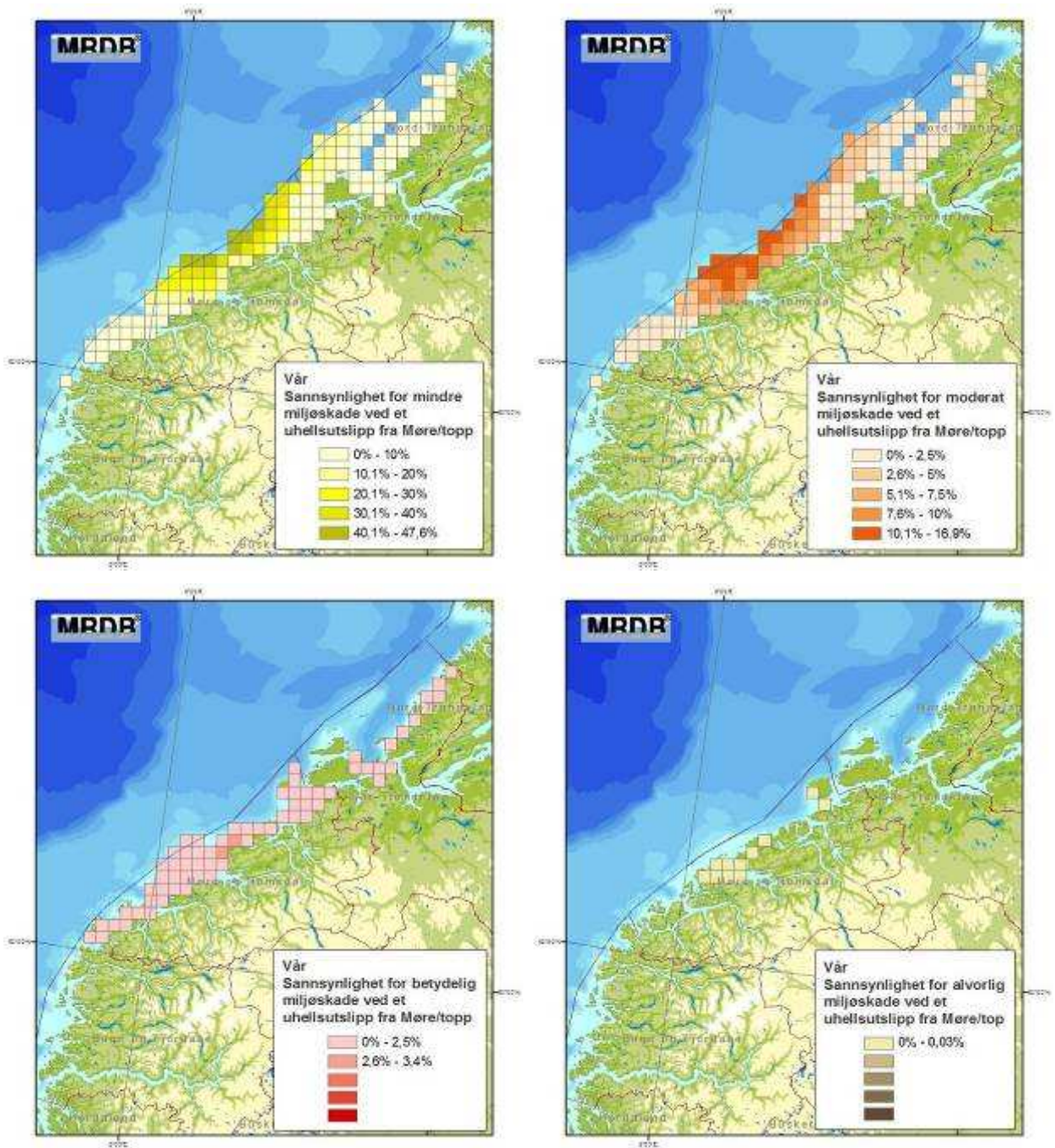


Draugen - høst



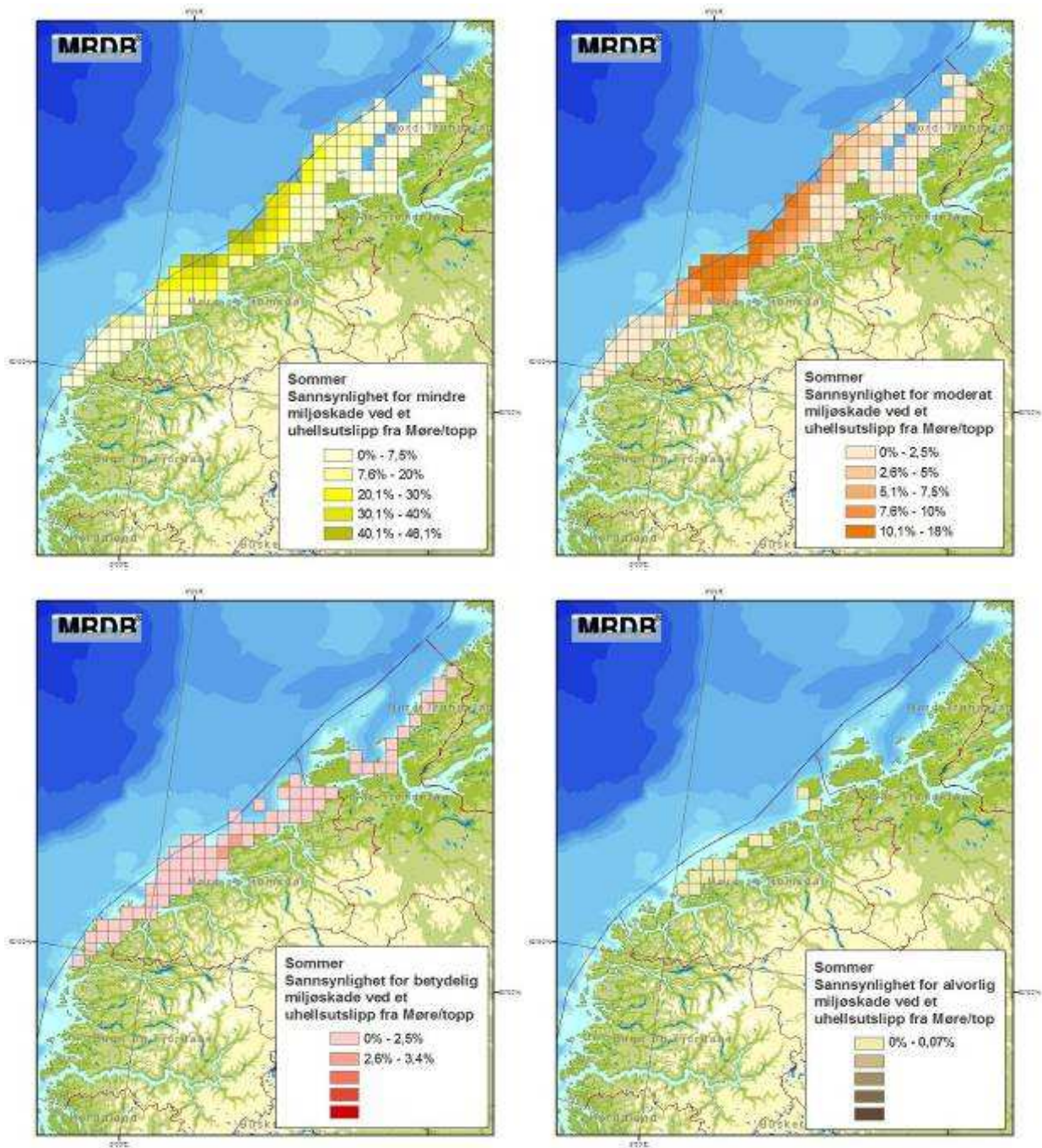


Draugen - vinter

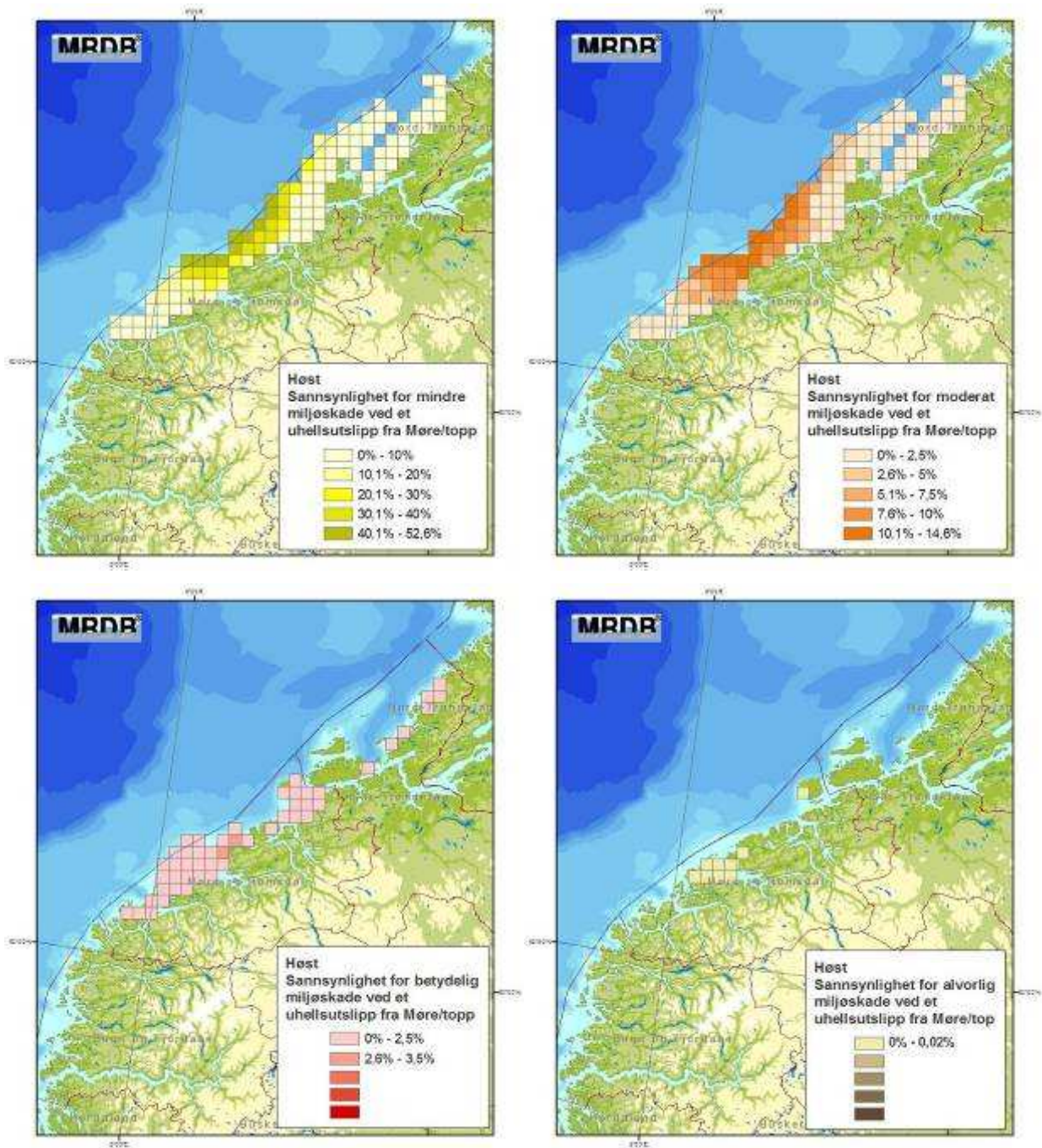


Møre (overflateutslipp) - vår



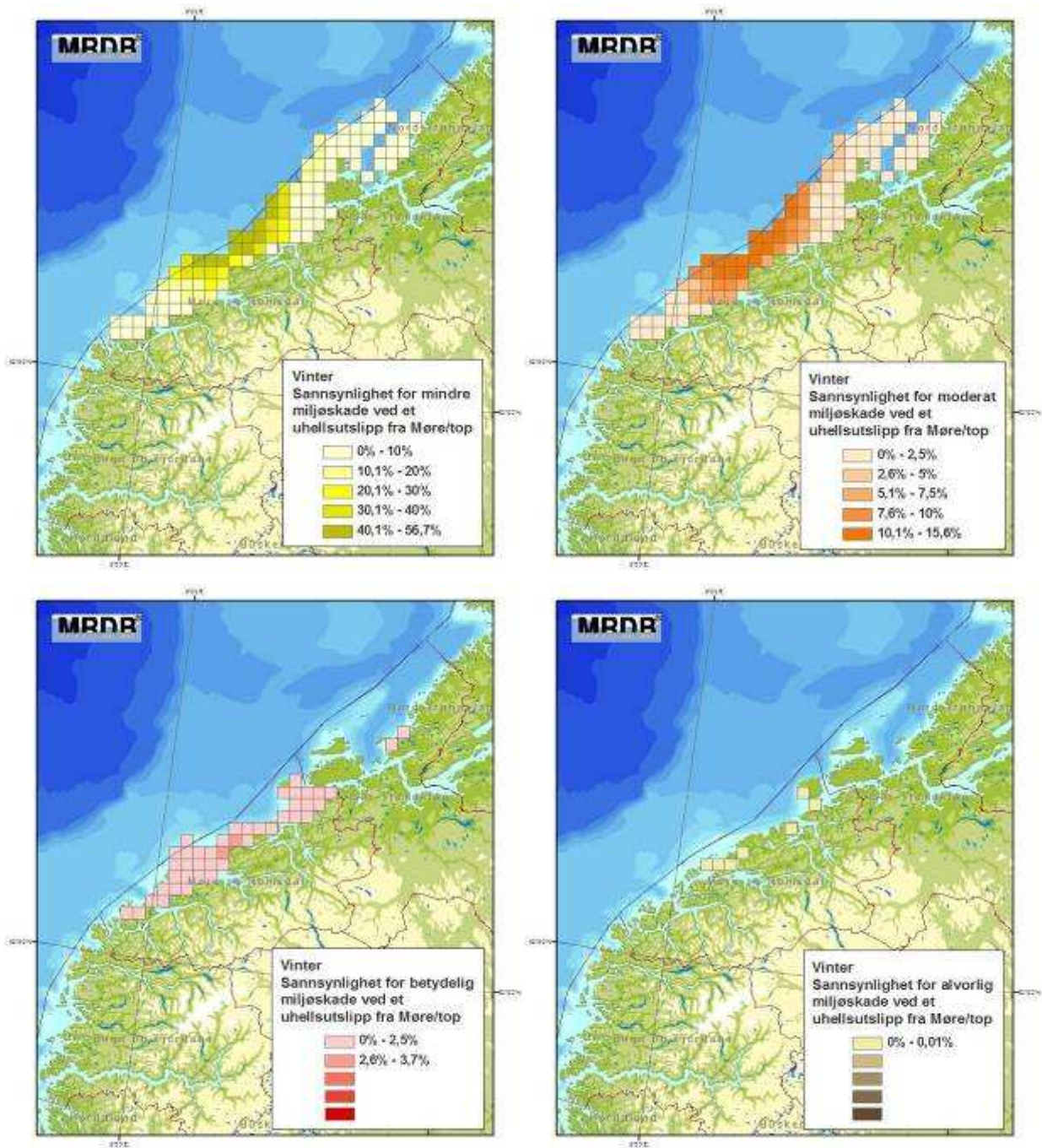


Møre (overflateutslipp) - sommer

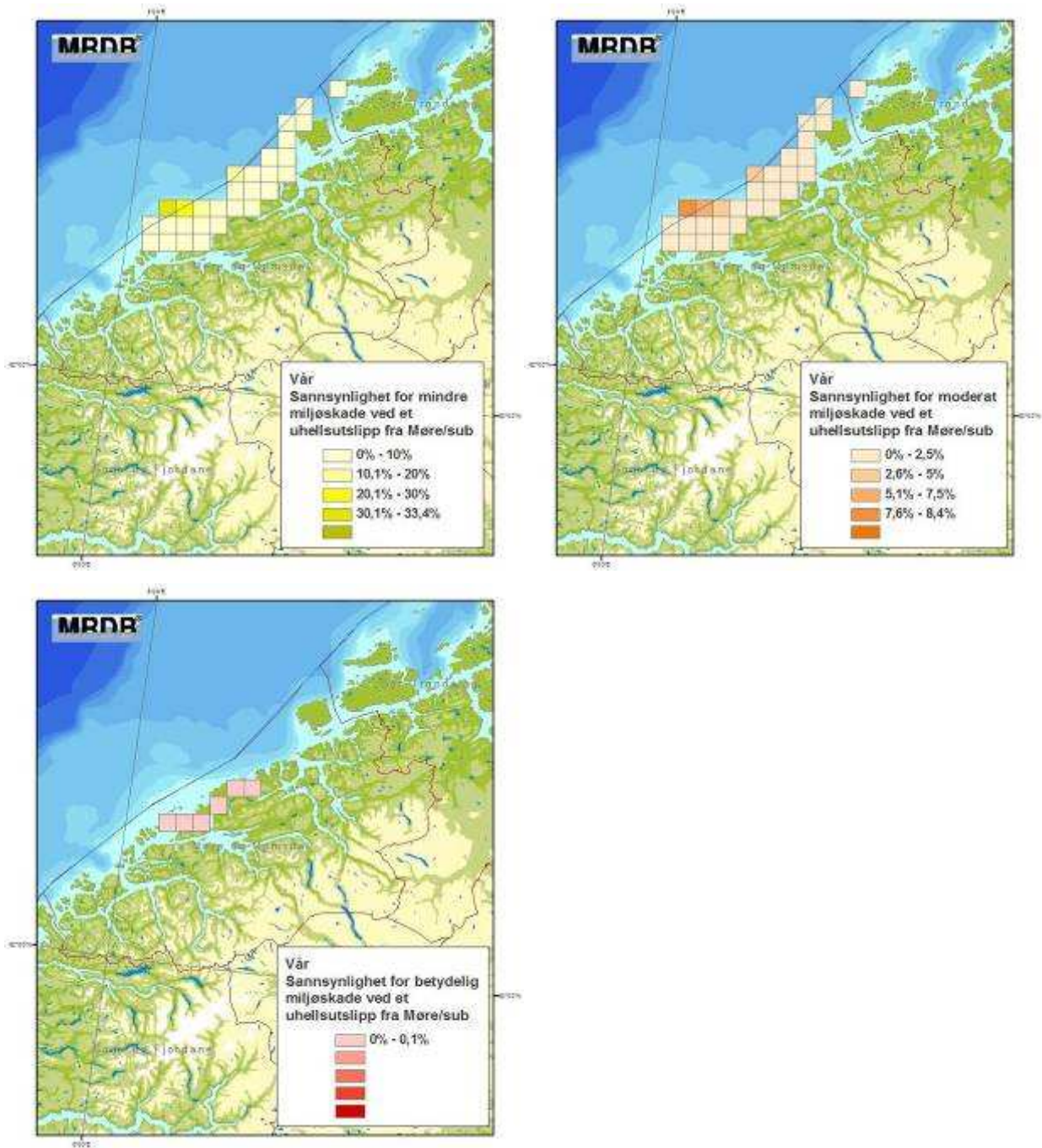


Møre (overflateutslipp) - høst

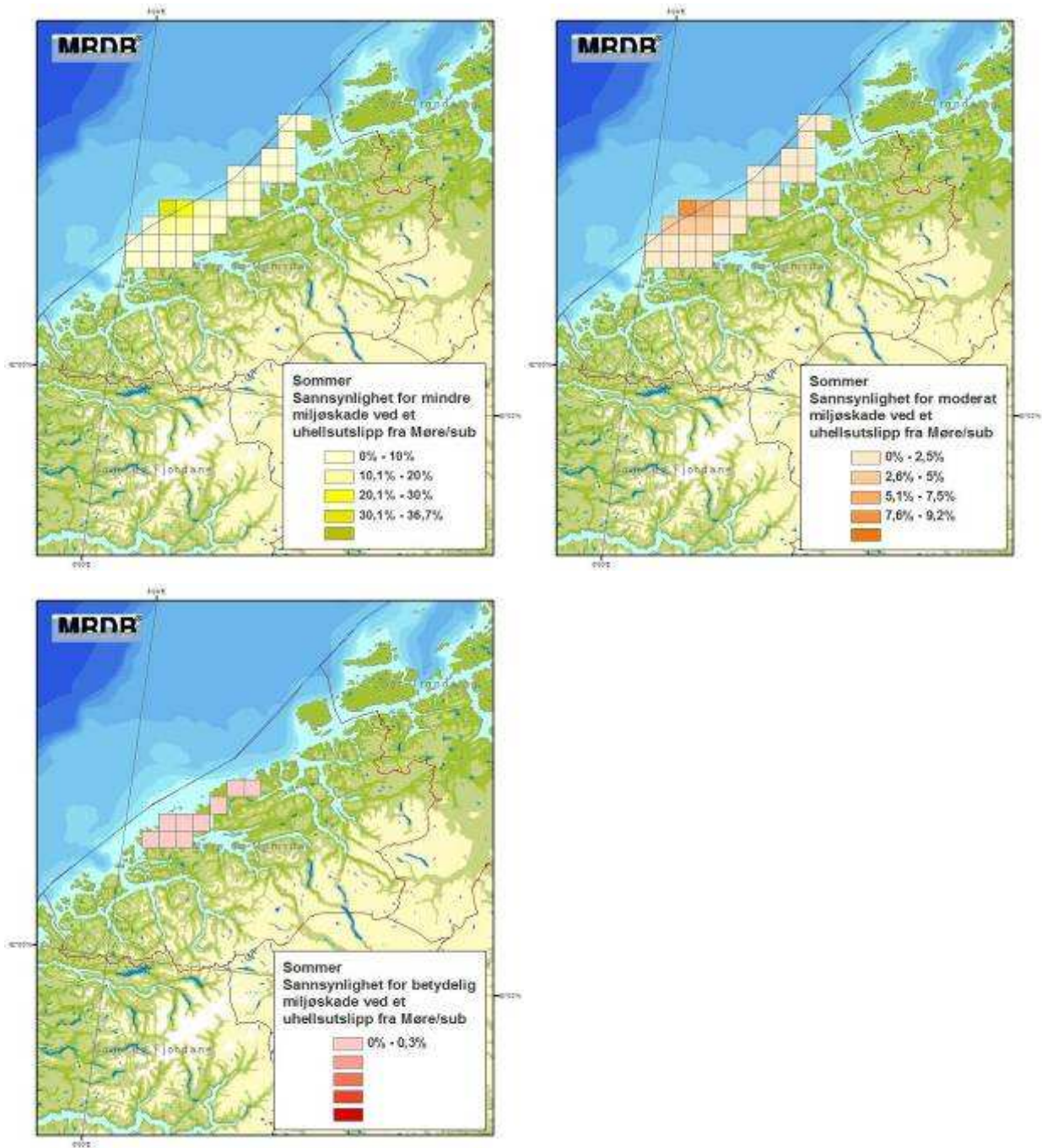




Møre (overflateutslipp) - vinter

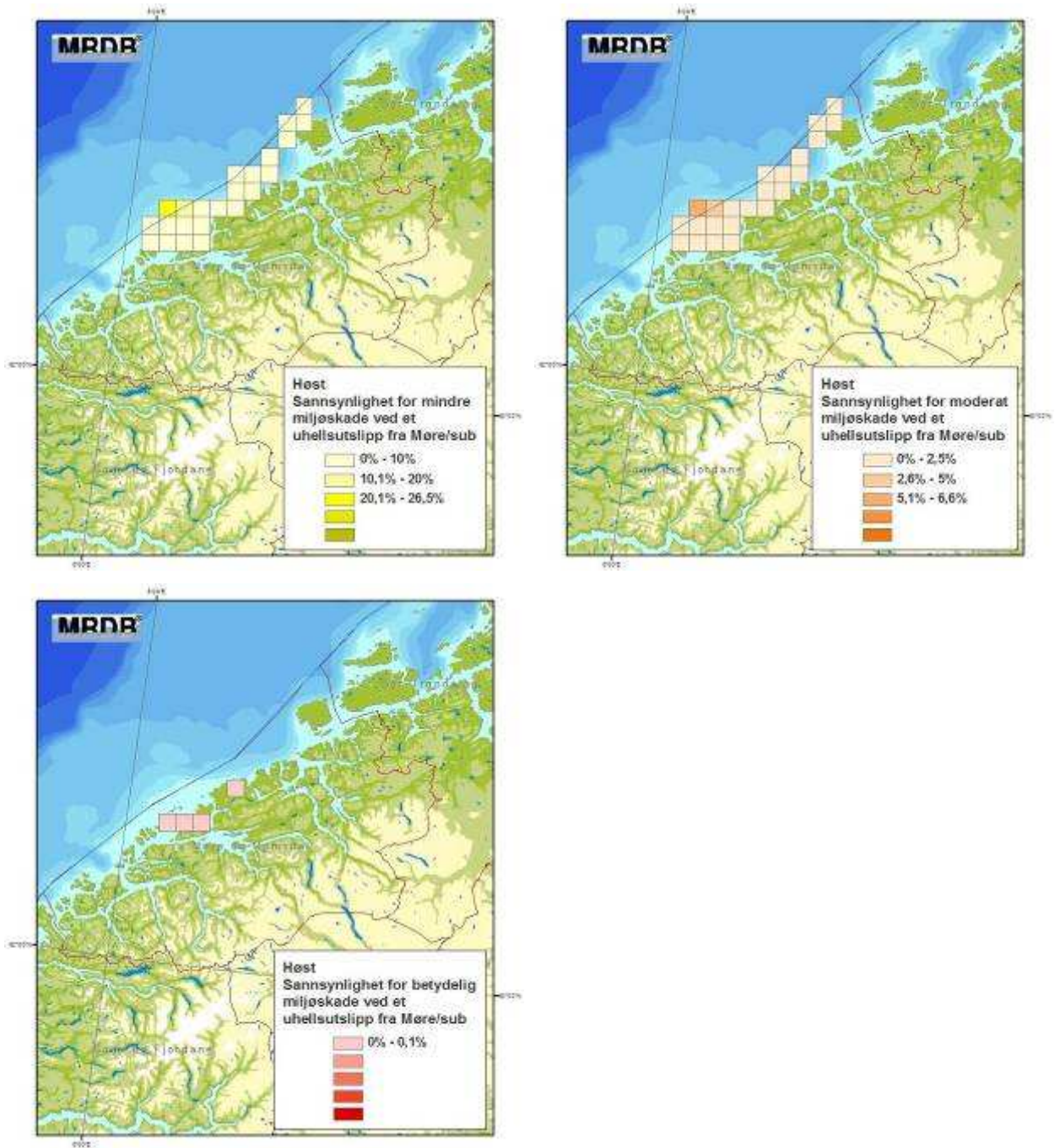


Møre (sjøbunnsutslipp) - vår



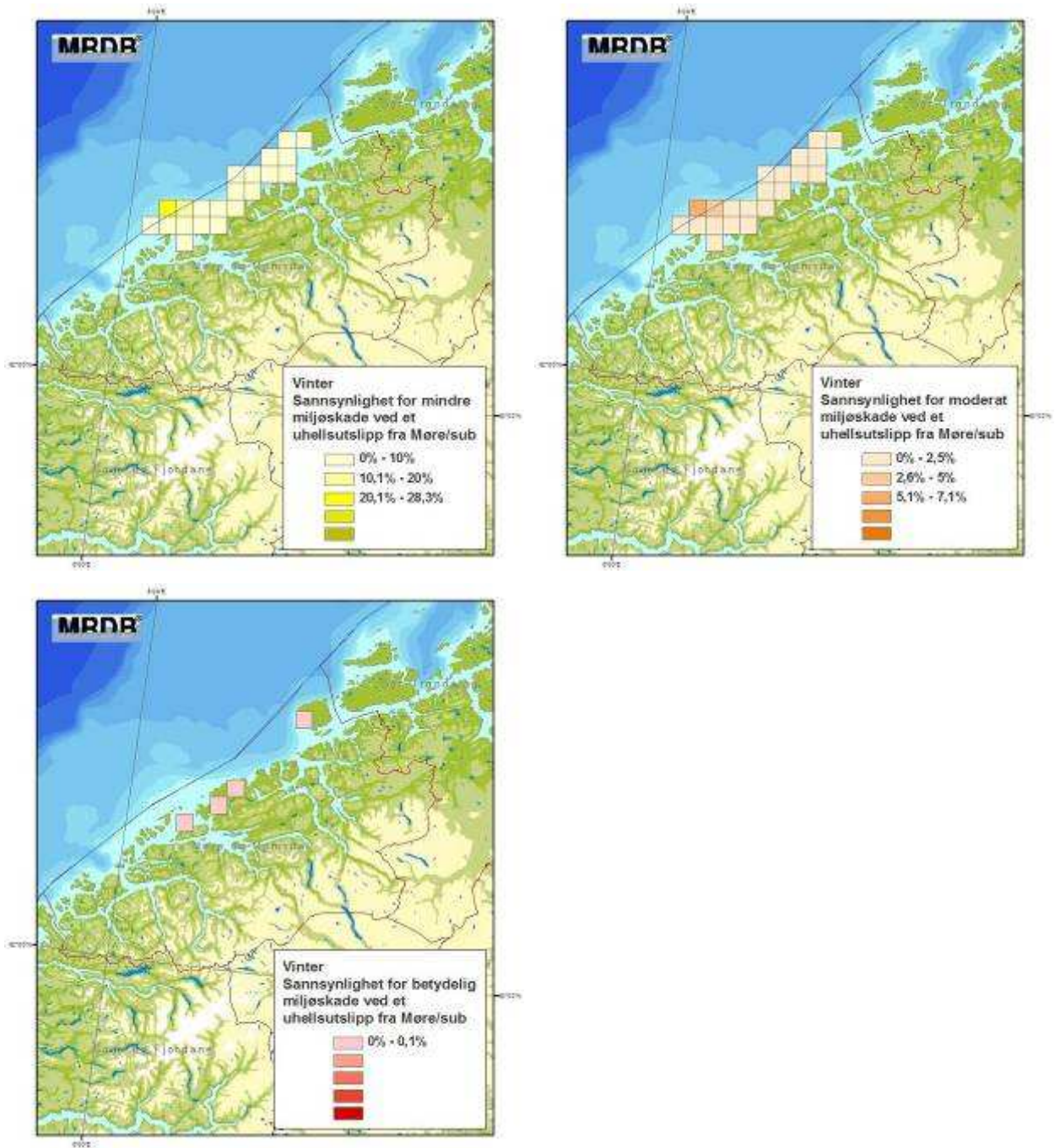
Møre (sjøbunnsutslipp) - sommer





Møre (sjøbunnsutslipp)– høst





Møre (sjøbunnsutslipp) - vinter

# DNV Energy

DNV Energy is a leading professional service provider in safeguarding and improving business performance, assisting energy companies along the entire value chain from concept selection through exploration, production, transportation, refining and distribution. Our broad expertise covers Asset Risk & Operations Management, Enterprise Risk Management; IT Risk Management; Offshore Classification; Safety, Health and Environmental Risk Management; Technology Qualification; and Verification.

## DNV Energy Regional Offices:

### Americas and West Africa

Det Norske Veritas Ltda  
Rua Sete de Setembro  
111/12 Floor  
20050006 Rio de Janeiro Brazil  
Phone: +55 21 2517 7232

### Nordic and Eurasia

Det Norske Veritas AS  
Veritasveien 1  
N-1322 Hovik  
Norway  
Phone: +47 67 57 99 00

### Asia and Middle East

Det Norske Veritas Sdn Bhd  
24th Floor, Menara Weld  
Jalan Raja Chulan  
50200 Kuala Lumpur  
Phone: +603 2050 2888

### Offshore Class and Inspection

Det Norske Veritas AS  
Veritasveien 1  
N-1322 Hovik  
Norway  
Phone: +47 67 57 99 00

### Europe and North Africa

Det Norske Veritas Ltd  
Palace House  
3 Cathedral Street  
London SE1 9DE  
United Kingdom  
Phone: +44 20 7357 6080

### Cleaner Energy & Utilities

Det Norske Veritas AS  
Veritasveien 1  
N-1322 Hovik  
Norway  
Phone: +47 67 57 99 00