



DET NORSKE VERITAS

Rapport
Miljørisikoanalyse (MRA) for utbygging
og drift av 16/2-6 Johan Sverdrup feltet i
PL265 og PL501 i Nordsjøen

Statoil ASA

Rapportnr./DNV Referansenr.: 2013-0840 / 17YFT7M-1
Rev. 00, 2014-06-20



Miljørisikoanalyse (MRA) for utbygging og drift av 16/2-6 Johan Sverdrup feltet i PL265 og PL501 i Nordsjøen	DET NORSKE VERITAS AS P.O.Box 300 1322 Høvik, Norway Tlf: 67 57 99 00 Faks: http://www.dnv.com Org. nr.: NO 945 748 931 MVA
Oppdragsgiver: Statoil ASA Forusbeen 50 4035 STAVANGER Norway	
Oppdragsgivers referanse: Anne-Lise Heggø/Vilde Krey Valle	

Dato for første utgivelse:	2014-06-20	Prosjektnr.:	PP075485
Rapportnr.:	2013-0840	Organisasjonsenhet:	Environmental Risk Management
Revisjon nr.:	00	Emnegruppe:	Miljørisiko
Sammendrag:			
Se konkluderende sammendrag.			
Utarbeidet av:	<i>Navn</i> Helene Østbøll, Zhanar Yessekeyeva, Dana Medukhanova, Henrik Jonsson, Randi Kruise-Meyer, Anders Rudberg	<i>Signatur</i> 	
Verifisert av:	<i>Navn og tittel</i> Harald Bjarne Tvedt, Principal Consultant	<i>Signatur</i> 	
Godkjent av:	<i>Navn og tittel</i> Torild R. Nissen-Lie Customer Service Manager	<i>Signatur</i> 	

<input checked="" type="checkbox"/>	Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet, men fri distribusjon innen DNV etter 3 år	Indekseringstermer	
<input type="checkbox"/>	Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet	Nøkkelord	Nordsjøen, felt, Avaldsnesolje
<input type="checkbox"/>	Strengt konfidensiell	Service-område	
<input type="checkbox"/>	Fri distribusjon	Markeds-segment	

Revisjon nr. / Dato:	Årsak for utgivelse:	Utarbeidet av:	Godkjent av:	Verifisert av:
Draft/2013-07-26	Utkast til Statoil for kommentarer	Se over	Se over	Se over
00/2014-06-20	Final rapport	Helene Østbøll	Harald B. Tvedt	Torild R.Nissen-Lie

Innholdsfortegnelse

KONKLUDERENDE SAMMENDRAG	1
1 INNLEDNING	4
1.1 Aktivitetsbeskrivelse	4
1.2 Hensikt/formål.....	6
1.3 Statoil sine akseptkriterier for akutt forurensing.....	7
1.4 Gjeldende regelverkskrav.....	7
1.5 Rapportoppbygning.....	9
2 BESKRIVELSE AV UTSLIPPSSCENARIER	10
2.1 Innledning.....	10
2.2 Aktivitetsoversikt	11
2.3 Utslippssannsynligheter	12
2.4 Utblåsningsrater og varigheter	12
2.4.1 Normalt produksjonsår	12
3 OLJEDRIFTSMODELLERING	14
3.1 Oljetype og oljens egenskaper.....	14
3.2 Oljedriftsmodellen.....	14
3.3 Modellens begrensninger og krav til inngangsdata.....	15
3.3.1 Bearbeiding og generering av statistiske parametere	17
3.4 Beskrivelse av utslippsscenario.....	17
3.5 Oljedriftsmodellering- Resultater SCENARIO 1	18
3.5.1 Nærsonemodellering av sjøbunnsutslipp- SCENARIO 1	18
3.5.2 Treffsannsynlighet av olje på overflaten- SCENARIO 1	18
3.5.3 Stranding av olje i kystsonen- SCENARIO 1	23
3.5.4 Vannsøylekonsentrasjoner – SCENARIO 1	27
3.6 Oljedriftsmodellering- Resultater SCENARIO 2	29
3.6.1 Nærsonemodellering av sjøbunnsutslipp- SCENARIO 2	29
3.6.2 Treffsannsynlighet av olje på overflaten- SCENARIO 2	29
3.6.3 Stranding av olje i kystsonen- SCENARIO 2	34
3.6.4 Vannsøylekonsentrasjoner – SCENARIO 2	38
4 METODIKK MILJØRETTET RISIKOANALYSE	41
4.1 Oljedriftsmodellering og populasjonstap	41
4.2 Miljøskade.....	42



4.3	Miljørisiko	43
5	MILJØBESKRIVELSE	44
5.1	Verdifulle Økosystem Komponenter (VØK'er).....	44
5.2	Utvalgte VØK	44
5.2.1	Sjøfugl	44
5.2.2	Marine pattedyr.....	47
5.2.3	Fisk	47
5.2.4	Strand.....	47
6	MILJØRETTET RISIKOANALYSE RESULTATER	48
6.1	Mulige konsekvenser ved en utblåsing fra Johan Sverdrup – SCENARIO 1	48
6.1.1	Sjøfugl - åpent hav	48
6.1.2	Kysttilknyttet sjøfugl	53
6.1.3	Marine pattedyr.....	57
6.1.4	Strandhabitat	59
6.2	Mulige konsekvenser ved en utblåsing fra Johan Sverdrup – SCENARIO 2	62
6.2.1	Sjøfugl - åpent hav	62
6.2.2	Sjøfugl - kystnært	66
6.2.3	Marine pattedyr.....	70
6.2.4	Strandhabitat	72
6.2.5	Tapsandeler av fiskeegg og larver	75
6.3	Miljørisiko	76
6.3.1	Månedlig miljørisiko	76
6.3.1.1	Sjøfugl i åpent hav	76
6.3.1.2	Sjøfugl kystnært	77
6.3.1.3	Marine pattedyr	78
6.3.1.4	Strandhabitat	79
6.4	Årlig miljørisiko	81
6.4.1	Sjøfugl åpent hav	81
6.4.2	Sjøfugl kystnært.....	84
6.4.3	Marine pattedyr.....	87
6.4.4	Strandhabitat	89
6.5	Oppsummering av miljørisiko for Johan Sverdrup feltet.....	91
7	REFERANSER	93
Vedlegg 1	Statoil technical Note: Blowout Scenario Analysis- Input to the environmental risk analysis for Johan Sverdrup, rev01, dated April 29th 2013	
Vedlegg 2	Metode miljørettet risikoanalyse	
Vedlegg 3	Ressursbeskrivelse Nordsjøen og Norskehavet	



KONKLUDERENDE SAMMENDRAG

På vegne av eierne planlegger Statoil ASA (heretter Statoil) å utvikle Johan Sverdrup feltet i midtre Nordsjøen. Johan Sverdrup feltet er lokalisert i utvinningstillatelse PL 265 og PL 501 ca. 17 km øst fra Edvard Grieg feltet og omtrent 40 km sør for Grane/Balder. Lokasjonen som er valgt for miljørisikoanalysen ligger i blokk 16/2-6, 146 km fra nærmeste land som er i Utsira kommune i Rogaland fylke. Utbyggingskonsept er ikke valgt, men feltet vil bestå av både brønnhoder på overflate (installasjon) og trolig også havbunnsrammer. Første olje er planlagt fra feltet i 2018.

Det antas 50 brønner med brønnhoder på overflate, og 30 brønner på havbunn. Forskjellige brønndesign har blitt vurdert for feltet.

For foreliggende miljørisikoanalyse er det valgt to forskjellige brønndesign; hhv. scenario 1 og scenario 2:

- **Scenario 1:** Hele reservoaret er boret i 8 ½" seksjon. En 9 5/8" casing er satt før boring inn i reservoaret. Brønnene blir produsert gjennom en 7" produksjons-liner. Dette anses å være det scenariet som resulterer i de laveste potensielle utblåsningsratene.
- **Scenario 2:** 12 ¼" seksjonen er boret fem meter inn i reservoaret før det settes en 9 5/8" liner. Den resterende brønnen er boret i 8 ½" seksjonen før det settes et 7" produksjonsrør. Dette anses å være blant de mest konservative scenarier med hensyn til potensielle utblåsningsrater.

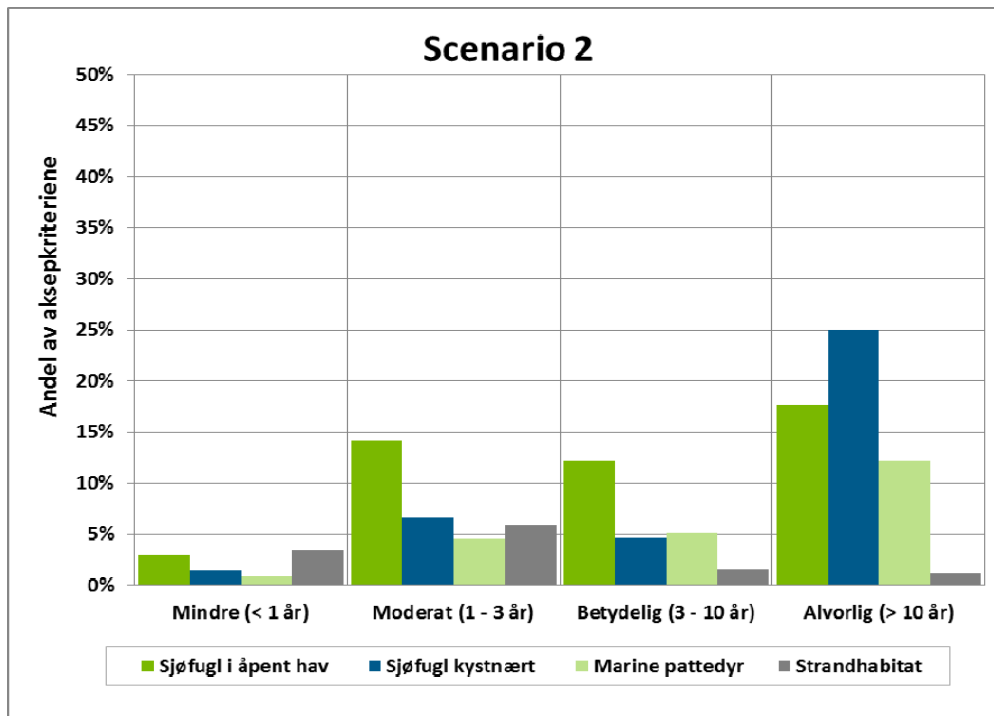
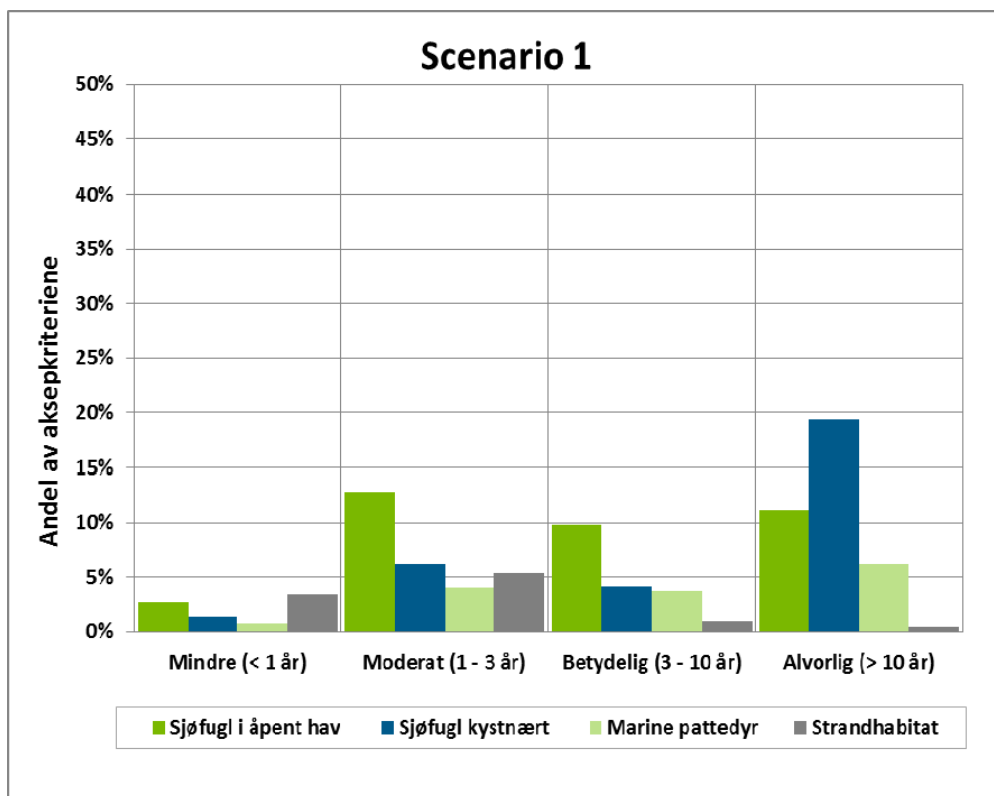
I miljørisikoanalysen er det sett på et normalt produksjonsår for Johan Sverdrup feltet, da et slikt år ga høyere samlet sannsynlighet for hendelse ($2,64 * 10^{-3}$) enn et høyaktivitetsår ($2,25 * 10^{-3}$). Miljørisiko for et høyaktivitetsår vil dekkes i OPERAto (Operational Environmental Risk Analysis tool) som utvikles for Johan Sverdrup feltet parallelt med foreliggende analyse.

Miljørisikoanalysen er gjennomført som en skadebasert analyse i henhold til NOROGs Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumsaktiviteter på norsk sokkel (OLF, 2007). Miljørisikoen vurderes opp mot Statoils feltspesifikke akseptkriterier.

I et normalt produksjonsår inngår boring av 4 produksjonsbrønner, 4 kompletteringer, 2 brønnoverhalinger (workover), 24 wireline operasjoner, 1 brønnintervensjon, 3 kveilerørsoperasjoner, 17 pumping, 50 brønner i drift/produksjon samt 30 vanninjeksjonsbrønner.

Samlet utgjør høyeste miljørisiko for Johan Sverdrup feltet i et normalt produksjonsår henholdsvis 19,4 % (Scenario 1) og 25 % (Scenario 2) av de feltspesifikke akseptkriteriene for *Alvorlig* miljøskade for kystnære sjøfugl (Figur 0-1).

Analyseresultatene som legges til grunn i rapporten viser at miljørisikoen for forventet aktivitetsnivå for et normalt produksjonsår på Johan Sverdrup feltet er godt innenfor Statoils feltspesifikke akseptkriterier for begge scenarier. Det kan dermed konkluderes med at miljørisiko forbundet med aktiviteten ved Johan Sverdrup feltet er akseptabel sett i forhold til Statoils akseptkriterier for feltspesifikk risiko.



Figur 0-1 Årlig miljørisiko for sjøfugl i åpent hav, kystnære VØK (sjøfugl og marine pattedyr) samt strandhabitat for et normalt produksjonsår ved Johan Sverdrup-feltet for Scenario 1 (øverst) og Scenario 2 (nederst) presentert som prosentandel av Statoils feltspesifikke akseptkriterier.

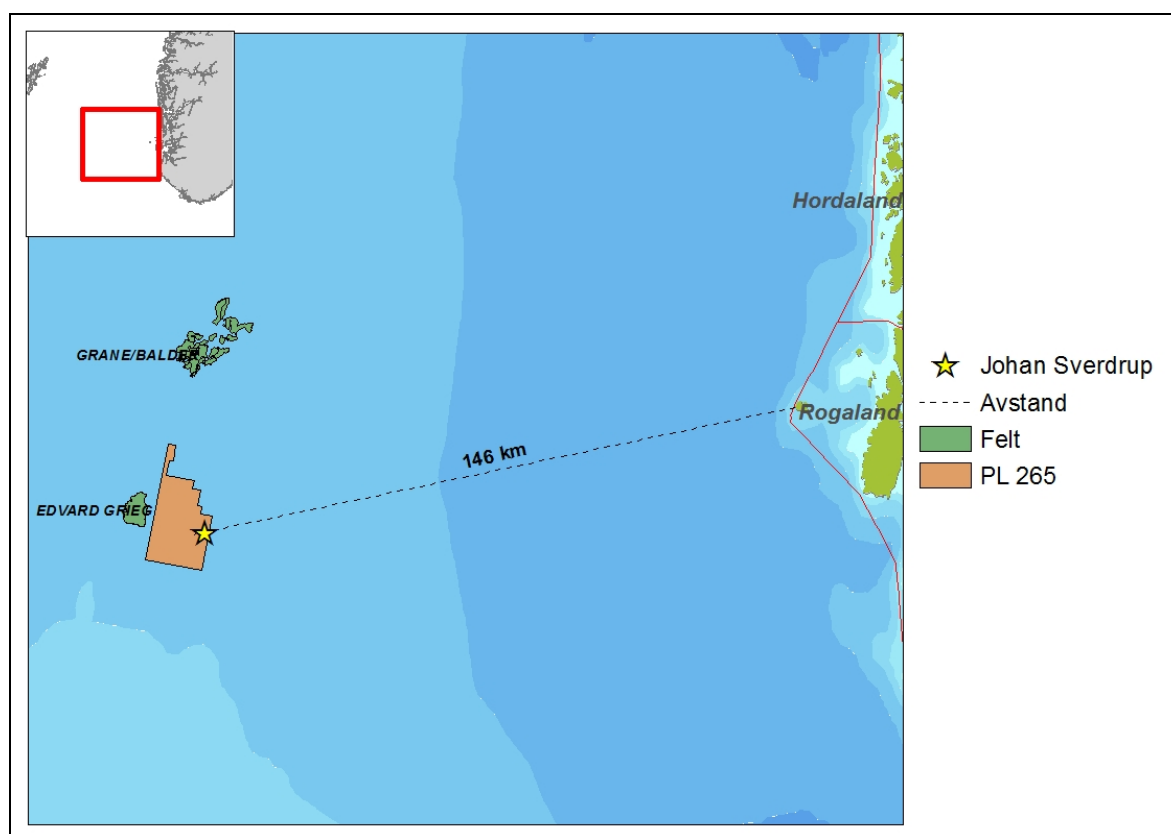
DEFINISJONER OG FORKORTELSER

Akseptkriterier	Kriterier som benyttes for å uttrykke et akseptabelt risikonivå i virksomheten, uttrykt ved en grense for akseptabel frekvens for en gitt miljøskade
ALARP	As Low As Reasonably Practicable (så lav som det er praktisk mulig)
Analyseområde	Området som er basis for miljørisikoanalysen og som er større enn influensområdet. Ressursbeskrivelsen dekker analyseområde.
BOP	Blowout Preventer
cP	Centipoise, måleenhet for viskositet
DFU	Definerte fare- og ulykkeshendelser
Eksponeringsgrad	Benyttes for å beskrive hvorvidt kysten er eksponert, moderat eksponert eller beskyttet mht. bølgeeksponering
Forvitring	Nedbrytning av olje i miljøet. Forvittringsanalysen måler fysiske og kjemiske egenskaper for oljen til stede i miljøet over tid.
GOR	Forkortelse for Gass/Olje forhold. Forholdet mellom produsert gass og produsert olje i brønnen.
Influensområde	Området med større eller lik 5 % sannsynlighet for forurensning med mer enn 1 tonn olje innenfor en 10 x 10 km rute, iht. oljedriftsberegninger
MIRA	Metode for miljørettet risikoanalyse (OLF, 2007).
MRA	Miljørettet risikoanalyse
MRDB	Marin Ressurs Data Base
OLF	(Oljeindustriens landsforening), tidligere navn på Norske olje og gass
PL	Utvinningsstillatelse (Produksjonslisens)
ppb	Parts per billion / deler per milliard
ppm	Parts per million / deler per million
Sannsynlighet for treff	Sannsynlighet for at en 10x10 km rute treffes av olje fra et potensielt utslipp
Restitusjonstid	Restitusjonstiden er 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. Bestander anses å være restituert når bestanden er tilbake på 99 % av nivået før hendelsen. Restitusjonstiden er tiden fra et oljeutslipp skjer og til restitusjon er oppnådd.
THC	Total Hydrocarbon (totalt hydrokarbon)
TVD	True Vertical Depth
VØK	Verdsatt Økosystem Komponent

1 INNLEDNING

1.1 Aktivitetsbeskrivelse

På vegne av eierne planlegger Statoil ASA (heretter Statoil) å utvikle Johan Sverdrup feltet i midtre Nordsjøen. Johan Sverdrup feltet er lokalisert i utvinningstillatelsene PL 265 og PL 501, ca. 17 km øst fra Edvard Grieg feltet og omtrent 40 km sør for Grane/Balder. Lokasjonen som er valgt for miljørisikoanalysen ligger i blokk 16/2-6, 146 km fra nærmeste land som er i Utsira kommune i Rogaland fylke (Figur 1-1). Utbyggingskonseptet er ikke valgt, men feltet vil bestå av både brønnhoder på overflate (installasjon) og trolig også havbunnsrammer. Første olje er planlagt fra feltet i 2018.



Figur 1-2 Lokasjon av Johan Sverdrup feltet i PL265 i Nordsjøen.

Det antas 50 brønner med brønnhoder på overflate, og 30 brønner på havbunn. Forskjellige brønndesign har blitt vurdert for feltet. Et alternativ er å bore 12 ¼" seksjonen til over reservoaret, og deretter sette en 9 5/8" liner eller casing og penetrere reservoaret i 8 ½" seksjonen. Et annet alternativ er å bore 12 ¼" seksjonen inn i reservoaret, og deretter sette en liner eller casing før boring inn i brønnen til TD i 8 ½" seksjonen.

For foreliggende analyse er det valgt to forskjellige brønndesign; hhv. scenario 1 og scenario 2:



- **Scenario 1:** Hele reservoaret er boret i 8 ½" seksjon. En 9 5/8" casing er satt før boring inn i reservoaret. Brønnene blir produsert gjennom en 7" produksjons-liner. Dette anses å være det scenariet som resulterer i de laveste potensielle utblåsningsratene.
- **Scenario 2:** 12 ¼" seksjonen er boret fem meter inn i reservoaret før det settes en 9 5/8" liner. Den resterende brønnen er boret i 8 ½ "seksjonen før det settes et 7" produksjonsrør. Dette anses å være blant de mest konservative scenarier med hensyn til potensielle utblåsningsrater.

I foreliggende miljørisikoanalyse er det sett på et normalt produksjonsår for Johan Sverdrup feltet, da et slikt år ga høyere samlet sannsynlighet for hendelse ($2,64 * 10^{-3}$) enn et høyaktivitetsår ($2,25 * 10^{-3}$). Miljørisiko for et høyaktivitetsår vil dekkes i OPERAto (Operational Environmental Risk Analysis tool) som utvikles parallelt med foreliggende analyse.

Basisinformasjon for aktiviteten er oppsummert i Tabell 1-1.

Tabell 1-1 Basisinformasjon for utbygging av Johan Sverdrup feltet.

Koordinater for modellerte scenarier	02°32'51.381"Ø, 58°49'49.265"N
Analyseperiode for miljørisikoanalysen	Helårlig, fordelt på 4 sesonger
Vanndybde	115 meter
Avstand til nærmeste kystlinje	Ca. 146 km (Rogaland fylke)
Oljetype	Avaldsnes (tetthet 890 kg/m ³)
Riggtype	Ocean Vanguard (semi-submersible)
Utblåsningsrater	<p>Produksjonsår scenario 1:</p> <p>Vektet rate, overflate: 6455 Sm³/døgn</p> <p>Vektet rate, sjøbunn: 6506 Sm³/døgn</p> <p>Produksjonsår scenario 2:</p> <p>Vektet rate, overflate: 11627 Sm³/døgn</p> <p>Vektet rate, sjøbunn: 12024 Sm³/døgn</p>
Vektet varighet	Produksjonsår scenario 1 og 2: Overflateutblåsning: 9,2 dager Sjøbunnsutblåsning: 16,3 dager
GOR (Sm³/Sm³)	49
Tid for boring av avlastningsbrønn	70 døgn
Aktiviteter	Utbygging og drift av feltet
Type scenarier	Utblåsning (overflate/sjøbunn)
VØK arter/ populasjoner vurdert	Sjøfugl åpent hav, kystnær sjøfugl, sjøpattedyr, fisk og strandhabitat – for Nordsjøen/Norskehavet

1.2 Hensikt/formål

Som forberedelse til de planlagte operasjoner på Johan Sverdrup feltet er det utarbeidet en miljørettet risikoanalyse for aktiviteten. Miljørisikoanalysen er gjennomført som en skadebasert analyse i henhold til Norsk Olje og Gass (tidligere OLF) sin Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumsaktiviteter på norsk sokkel (OLF, 2007). En kort beskrivelse av metoden er gitt i Vedlegg 2, og for ytterligere informasjon henvises det til veilederen. Miljørisikoen vurderes opp mot Statoils feltspesifikke akseptkriterier.

Gjennomføring av miljørisikoanalyse (MIRA) for aktiviteter knyttet til leting av og/eller produksjon av olje og gass på norsk sokkel er påkrevd i henhold til norsk lovverk (se avsnitt 1.4). Analysen som utføres for Johan Sverdrup er definert som en skadebasert miljørisikoanalyse der konsekvensene av oljeutblåsning/-utslipp er knyttet opp mot sannsynligheten (frekvensen) for et slik hendelse, for å tallfeste risikoen et oljesøl kan ha på ulike ressurser i området. Ressursene i området som benyttes i analysen omtales som Verdsatte Økosystem Komponenter (VØK) og er

ofte en sammensetning av ulike dyrepopulasjoner (sjøfugl, sjøpattedyr, fiskearter) og habitater (kystsonen). For å bli betraktet som en VØK i analysen må ulike krav tilfredsstilles (se kapittel 5.1).

1.3 Statoil sine akseptkriterier for akutt forurensing

Statoil har som en integrert del av deres styringssystem definert akseptkriteriene for miljørisiko. For Johan Sverdrup-feltet er Statoil sine feltspesifikke akseptkriterier benyttet i forbindelse med gjennomføringen av miljørisikoanalysen (Tabell 1-2). Akseptkriteriene angir den øvre grensen for hva Statoil har definert som en akseptabel risiko knyttet til egne aktiviteter på feltet (sannsynlighet for en gitt konsekvens). Disse er formulert som mål på skade på naturlige ressurser (VØK), uttrykt ved varighet (restitusjonstid) og ulik alvorlighetsgrad.

Statoil anvender de samme akseptkriterier i alle regioner på norsk sokkel. Miljørisikoanalysen fanger opp eventuelle forskjeller i miljøårbarhet i ulike regioner fordi den tar hensyn til forekomst og sårbarhet av miljøressursene i det enkelte analyseområdet og fordi den beregner restitusjonstid for berørte ressurser. Dette fører til at det beregnes en høyere miljørisiko i områder der det er høy andel av berørte, sårbare bestander og ressurstyper. Akseptkriteriene setter derved strengere krav til operasjoner i denne type områder.

Akseptkriteriene uttrykker Statoils holdning om at naturen i størst mulig grad skal være uberørt av selskapets aktiviteter. Kriteriene angir maksimal tillatt hyppighet av hendelser som kan forårsake skade på miljøet.

Tabell 1-2 Statoils installasjonsspesifikke og feltspesifikke akseptkriterier for forurensing.

Miljøskade	Varighet av skaden (restitusjonstid)	Installasjonsspesifikke akseptkriterier	Feltspesifikke akseptkriterier
Mindre	1 mnd. – 1 år	$1,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$
Moderat	1-3 år	$2,5 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-3}$
Betydelig	3-10 år	$1,0 \times 10^{-3}$	$2,0 \times 10^{-3}$
Alvorlig	>10 år	$2,5 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-4}$

1.4 Gjeldende regelverkskrav

Forurensningsloven formulerer plikten om å unngå forurensning. Rammeforskriften stiller krav til bruk av ALARP-prinsippet og prinsipper for risikoreduksjon, med forbehold om at kostnadene ved tiltakene ikke står i vesentlig misforhold til den oppnådde risikoreduksjonen.

Styringsforskriften § 25 krever at det søkes om samtykke fra norske myndigheter i forbindelse med all type aktivitet relatert til leting etter og/eller produksjon av olje og gass i norsk sektor. Ifølge Styringsforskriften § 17 skal det utarbeides en miljørettet risikoanalyse og en miljørettet beredskapsanalyse, i forbindelse med aktiviteten.

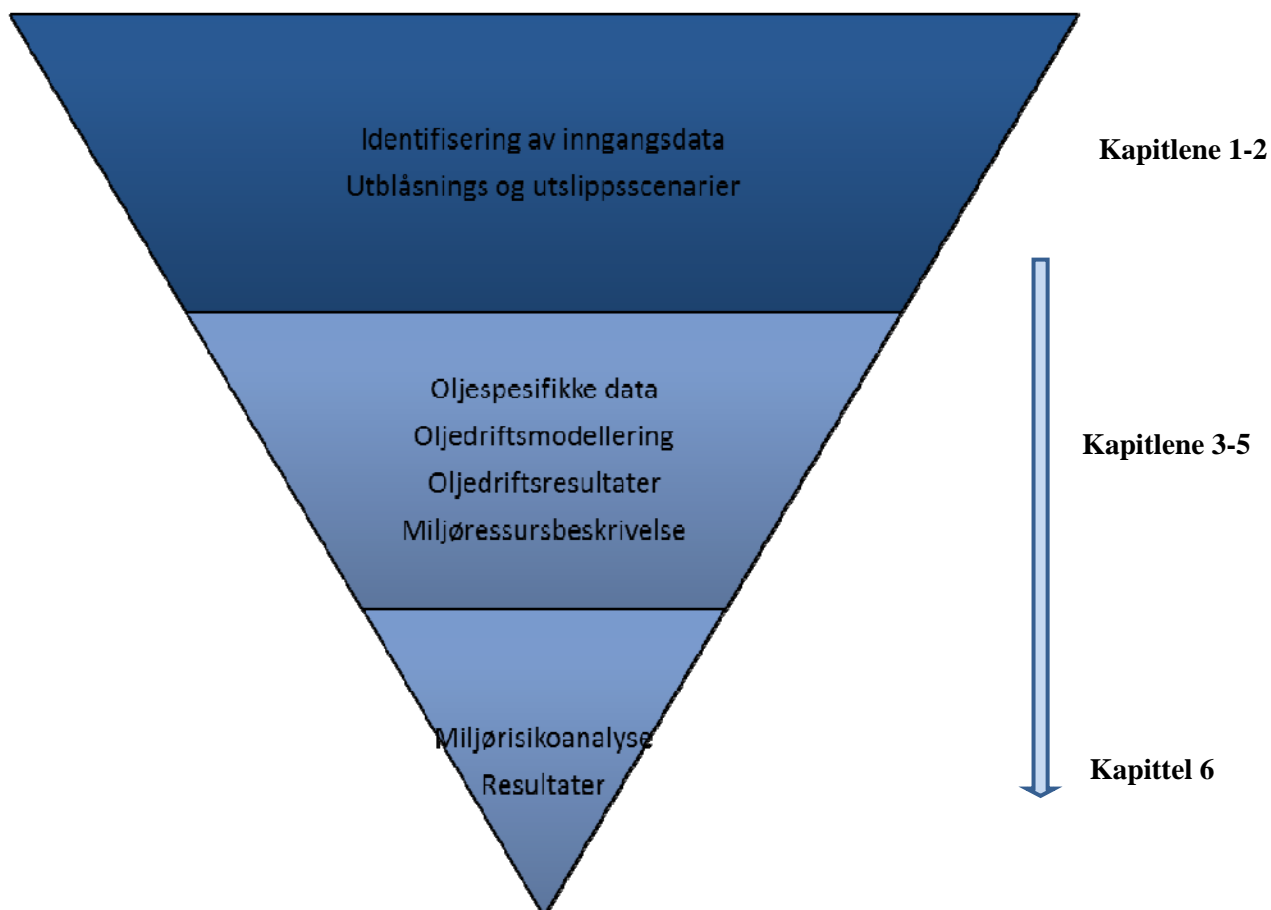


Aktivitetsforskriften § 73 stiller krav til beredskapsetablering og krav til etablering av beredskapsstrategi. Beredskapen skal etableres basert på miljørettede risiko- og beredskapsanalyser, og det skal være en sammenheng mellom miljørisiko og beredskapsnivå. Beredskapen skal ivareta hav, kyst- og strandsoner. Videre stiller Rammeforskriften krav til at operatørene skal samarbeide om beredskap mot akutt forurensning, gjennom regioner med felles beredskapsplaner og beredskapsressurser. Styringsforskriften stiller krav til etablering av barrierer både for å hindre en hendelse i å oppstå, samt konsekvensreduserende tiltak. Et sammendrag av ovennevnte analyser samt en beskrivelse av hvordan den planlagte beredskapen mot akutt forurensning er ivaretatt, skal sendes myndighetene i tilstrekkelig tid før aktiviteten starter, normalt i forbindelse med samtykkesøknaden (jfr. Styringsforskriften § 25). Regelverket for petroleumsvirksomhet finnes på:

<http://www.ptil.no/regelverk/category21.html>

1.5 Rapportoppbygning

Oppbygningen av rapporten illustreres i Figur 1-3. Kapittelhenvisningene utenfor figuren angir hvor ulike typer informasjon presenteres og kommenteres.



Figur 1-3 Delprosessene i en miljørisikoanalyse, fra inngangsdata til konklusjon. Kapittelhenvisningen angir hvor i rapporten ulike typer informasjonen presenteres og kommenteres.

2 BESKRIVELSE AV UTSLIPPSSCENARIER

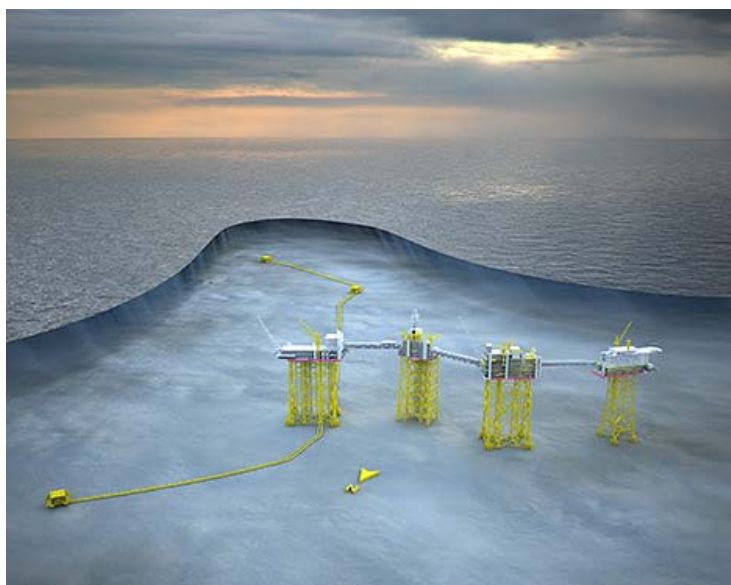
2.1 Innledning

Johan Sverdrup feltet er lokalisert i midtre Nordsjøen. Feltet vil bestå av både brønnhoder på overflate (installasjon) og havbunnsrammer (Figur 2-1). Første olje er planlagt fra feltet i 2018. Boreoperasjonene på feltet skal utføres med en halvt nedsenkbar (semi-submersible) rigg.

Det er antatt 50 brønner med brønnhoder på overflate, og 30 brønner på havbunn. Forskjellige brønndesign har blitt vurdert for feltet. Et alternativ er å bore 12 ¼" seksjonen til over reservoaret, og deretter sette en 9 5/8" liner eller casing og penetrere reservoaret i 8 ½" seksjonen. Et annet alternativ er å bore 12 ¼" seksjonen inn i reservoaret, og deretter sette en liner eller casing før boring inn i brønnen til TD i 8 ½" seksjonen.

For foreliggende analyse er det valgt to forskjellige brønndesign; hhv. scenario 1 og scenario 2:

- **Scenario 1:** Hele reservoaret er boret i 8 ½" seksjon. En 9 5/8" casing er satt før boring inn i reservoaret. Brønnene blir produsert gjennom en 7" produksjons-liner. Dette anses å være det scenariet som resulterer i de laveste potensielle utblåsningsratene.
- **Scenario 2:** 12 ¼" seksjonen er boret fem meter inn i reservoaret før det settes en 9 5/8" liner. Den resterende brønnen er boret i 8 ½" seksjonen før det settes et 7" produksjonsrør. Dette anses å være blant de mest konservative scenarier med hensyn til potensielle utblåsningsrater.



Figur 2-1 Foreslått konseptvalg for Johan Sverdrup feltet (Statoil, 2014).

Målet er Draupne reservoaret som forventes å inneholde olje med en GOR mellom 42,3 og 55,7. Gass anses som lite sannsynlig. Normalt trykk er ventet i reservoaret.

Under boring kan utblåsninger oppstå hvis en opplever underbalanse i trykk etter penetrering av reservoar (brønntrykk < reservoartrykk), og påfølgende tap av brønnkontroll. Følgende tre scenarier er definert:

Scenarier er antatt å skje i 8 ½” og 12 ¼” seksjonene av brønnen:

- 1 *Top penetrering* – 5 m penetrering av reservoaret
- 2 *Videre boring* – etter å ha penetrert halve “pay zone depth”
- 3 *Tripping* – Uttrekk av borestreng, alle reservoarer fullt eksponert

Statoil har utført en risikovurdering med hensyn til oljeutblåsning fra Johan Sverdrup og beregnet sannsynlighet, og mulige utblåsningsrater og -varigheter (Statoil, 2013).

I foreliggende miljørisikoanalyse er det sett på et normalt produksjonsår for Johan Sverdrup feltet, da et slikt år ga høyere samlet sannsynlighet for hendelse ($2,64 * 10^{-3}$) enn et høyaktivitetsår ($2,25 * 10^{-3}$). Miljørisiko for et høyaktivitetsår vil dekkes i OPERAto (Operational Environmental Risk Analysis tool) som utvikles parallelt med foreliggende analyse.

2.2 Aktivitetsoversikt

En oversikt over aktiviteter som inkluderes i miljørisikoanalysen for Johan Sverdrup feltet er gitt i Tabell 2-1 for et normalt produksjonsår. Ratevurderingene omfatter alle brønner og alle operasjoner i brønner inklusive boring av produksjonsbrønner, kompletteringer, brønnoverhaling (workover), wireline operasjoner, brønnintervensjoner, kveilerøroperasjoner, pumping, brønner i drift/produksjon samt vanninjeksjonsbrønner slik man antar aktivitetsnivået er i et år med normal produksjon.

Tabell 2-1 Aktivitetsoversikt (antall brønnoperasjoner per år) i et normalt produksjonsår for Johan Sverdrup feltet (Statoil, 2013).

Aktivitet	Antall operasjoner		
	Topside wellheads	Subsea wellheads	Total
<i>Produksjonsboring</i>	1	3	4
<i>Komplettering</i>	1	3	4
<i>Brønnoverhaling</i>	1	1	2
<i>Wireline</i>	15	9	24
<i>Brønnintervensjon</i>	0	1	1
<i>Kveilerør</i>	2	1	3
<i>Pumping</i>	9	8	17
<i>Produksjon</i>	35	15	50
<i>Vanninjeksjon</i>	15	15	30

2.3 Utslippssannsynligheter

Sannsynlighet for utblåsning per operasjon i et normalt produksjonsår for Johan Sverdrup feltet er oppgitt i Tabell 2-2, med angivelse av sannsynlighet for overflate- versus sjøbunnsutblåsning. Total utslippssannsynlighet er $2,64 * 10^{-3}$, med en overflate/sjøbunnsfordeling på 0,54/0,46.

Tabell 2-2 Sannsynlighet for utblåsning per operasjon for Johan Sverdrup feltet i et normalt produksjonsår (Statoil, 2013; Scandpower, 2013).

Aktivitet	Antall operasjoner			Frekvens		Overflate- utblåsning	Sjøbunns- utblåsning
	Topside wellheads	Subsea wellheads	Totalt	Frekvens per operasjon	Total frekvens		
<i>Development drilling</i>	1	3	4	3.34E-05	1.34E-04	0,55	0,45
<i>Completion</i>	1	3	4	8.72E-05	3.49E-04		
<i>Workover</i>	1	1	2	1.24E-04	2.48E-04		
<i>Wireline</i>	15	9	24	4.11E-06	9.86E-05		
<i>Well intervention</i>	0	1	1	1.50E-05	1.50E-05		
<i>Coiled Tubing</i>	2	1	3	8.22E-05	2.47E-04		
<i>Pumping</i>	9	8	17	1.86E-05	3.16E-04		
<i>Production</i>	35	15	50	1.36E-05	6.80E-04		
<i>Water Injection</i>	15	15	30	1.86E-05	5.58E-04		
				2.64E-03		55 %	45 %

2.4 Utblåsningsrater og varigheter

2.4.1 Normalt produksjonsår

Tabell 2-3 angir rate- og varighetsfordeling for utblåsning fra Johan Sverdrup i et normalt produksjonsår. Maksimal tid for boring av avlastningsbrønn er 70 dager, som settes til lengste varighet. Vektet varighet for overflateutblåsning er 9,2 døgn, mens vektet varighet for sjøbunnsutblåsning er 16,3 døgn. Vektet rate for overflateutblåsning er 6455 Sm³/døgn, mens vektet rate for sjøbunnsutblåsning er 6506 Sm³/døgn.

Tabell 2-3 Oversikt over rate- og varighetsfordelinger som inngangsdata for oljedriftsberegninger for Johan Sverdrup feltet i et produksjonsår (Statoil, 2013).

Scenario 1								
Utslippssted	Fordeling overflate/sjøbunn	Rate Sm ³ /d	Varigheter					Sannsynlighet for raten
			2	5	14	35	70	
			Sannsynlighet for varigheter					
Overflate	0,55	6400	0,66	0,14	0,09	0,03	0,07	0,971
		7800						0,018
		8300						0,012
Sjøbunn	0,45	6400	0,49	0,16	0,14	0,06	0,15	0,929
		7800						0,042
		8300						0,028

Tabell 2-4 angir rate- og varighetsfordeling for utblåsning fra Johan Sverdrup i et normalt produksjonsår. Maksimal tid for boring av avlastningsbrønn er 70 dager, som settes til lengste varighet. Vektet varighet for overflateutblåsning er 9,2 døgn, mens vektet varighet for sjøbunnsutblåsning er 16,3 døgn. Vektet rate for overflateutblåsning er 11627 Sm³/døgn, mens vektet rate for sjøbunnsutblåsning er 12024 Sm³/døgn.

Tabell 2-4 Oversikt over rate- og varighetsfordelinger som inngangsdata for oljedriftsberegninger for Johan Sverdrup feltet i et produksjonsår (Statoil, 2013).

Scenario 2								
Utslippssted	Fordeling overflate/sjøbunn	Rate Sm ³ /d	Varigheter					Sannsynlighet for raten
			2	5	14	35	70	
			Sannsynlighet for varigheter					
Overflate	0,55	11300	0,66	0,14	0,09	0,03	0,07	0,971
		20867						0,018
		23200						0,012
Sjøbunn	0,45	11300	0,49	0,16	0,14	0,06	0,15	0,929
		20867						0,042
		23200						0,028

3 OLJEDRIFTSMODELLERING

3.1 Oljetype og oljens egenskaper

I modelleringsarbeidet benyttes Avaldsnes som referanseolje. Bakgrunnsinformasjonen er innhentet fra forvitningsstudiet for oljetypen gjennomført av SINTEF i 2012.

Karakteristikker for Avaldsnes oljen er sammenfattet i Tabell 3-1.

Tabell 3-1 Parametere for Avaldsnes olje benyttet i spredningsberegningene for utbygging av Johan Sverdrup feltet (SINTEF, 2012)

Parameter	Avaldsnesolje
Oljetetthet	891 kg/m ³
Maksimum vanninnhold	68 %
Voksinnhold, fersk olje	2.9 vekt %
Asfalteninnhold (harde) , fersk olje	1.8 vekt %
Viskositet, fersk olje (5 °C)	309 cP (10s ⁻¹)

3.2 Oljedriftsmodellen

Oljedriftsmodellen som er anvendt er SINTEFs OSCAR modell (Oil Spill Contingency And Response) (SINTEF og DNV, 2009). OSCAR er en 3-dimensjonal oljedriftsmodell som beregner oljemengde på havoverflaten, på strand og i sedimenter, samt konsentrasjoner i vannsøylen. Resultater fra OSCAR er i tre fysiske dimensjoner samt tid. Modellen inneholder databaser for ulike oljetyper med tilhørende fysiske og kjemiske komponenter, vanddyb, sedimenttyper og strandtyper. Oljedriftssimuleringene er kjørt i et 3 × 3 km rutenett med en svært detaljert kystlinje (1:50 000). I etterkant er oljedriftsresultatene eksportert til 10 × 10 km rutenett til bruk i miljørisikoanalyse. Influensområdene i denne rapporten er også presentert i 10 × 10 km rutenett.

For sjøbunnsutslippene blir en egen modul i OSCAR anvendt; en nærsonemodell som beregner den første fasen av sjøbunnsutblåsningen. Den beskriver hvordan plumen (olje, gass og vannpakken) oppfører seg fra sjøbunn til overflate eller til et eventuelt innlagringsdyb. Nærsonemodellen beregner plumens fortykning og stighetid oppover i vannsøylen og tar hensyn til oppdriftseffekter av olje og gass, tetthetssjiktningen i det omkringliggende området samt sidestrøm. For sjøbunnsutslippene er vertikalprofil i vannmassene mht. temperatur og salinitet (Levitus, 1994) lagt inn i modellkjøringene.

Filmtykkelsen som dannes på overflaten etter en sjøbunnsutblåsning beregnes i nærsonemodelleringen. For overflateutblåsningen er den initiale oljefilmtykkelsen satt til 2 mm.

For å bestemme oljens drift og skjebne på overflaten beregner modellen overflatespenning, transport av flak, dispergering av olje ned i vannmassene, fordampning, emulsjon og stranding. I vannkolonnen blir det simulert horisontal og vertikal transport, oppløsning av oljekomponenter, adsorpsjon, avsetninger i sedimenter samt nedbrytning.



OSCAR benytter både to- og tre-dimensjonale strømdata fra hydrodynamiske modeller. Det er generert historiske, dagsmidlete strømdata fra perioden 1998-2005 med 4×4 km oppløsning. Datasettet er opparbeidet av Havforskningsinstituttet (HI) og behandlet videre av SINTEF. Datasettet inneholder både overflatestrøm og strøm nedover i vannsøylen. Den høyere horisontale oppløsningen (sammenlignet med tidligere studier) på strømdataene gir en bedre beskrivelse av strømforholdene i havområdene og spesielt innover i kystsonen og fjorder. Den norske kyststrømmen vil løses bedre opp med flere strømpunkter, noe som vil føre til en kraftigere opplevelse av kyststrømmen, noe som igjen vil gi en større spredning av olje, spesielt i nordlig retning sammenlignet med tidligere studier. En begrensning ved å benytte dagsmidlete strømdata er at man mister effekten av tidevannsstrømmer. Dette er kombinert med historiske vinddata fra Meteorologisk institutt med 75×75 km oppløsning fra perioden 1998-2005 med tidsintervall 3 timer.

Stokastiske simuleringer med ulike starttidspunkter er modellert. I de stokastiske modelleringene er et bestemt antall simuleringer utført etter hverandre i én kjøring. Antall simuleringer for de ulike scenariene avhenger av utslippsvarigheten, og målet er å ha tilstrekkelig antall simuleringer slik at perioden det modelleres for (årstid eller hele året) er dekket av historisk variabilitet i strøm og vind. Følgetiden til hver oljepartikkel som slippes ut, er simulert varighet for et utblåsningsscenario pluss 15 døgn. Antall simuleringer varierer fra 40 per år ved 2 dagers utblåsningsvarighet til 12 for 98 dagers varighet. Det vil si at det totale antall simuleringer (for 8 år med strømdata) er hhv. 320 og 96. Oljedriftssimuleringene er utført for hele året.

For å kunne beregne statistiske resultater er oljedriftsparametere akkumulert for hver simulering i hver berørt gridrute. Disse resultatene er igjen brukt for bl.a. å beregne treffsannsynligheter i en gitt rute. Treffsannsynlighet er her definert som antall simuleringer (av totalt antall simuleringer) hvor et oljeplak/partikkel på havoverflaten har truffet en 10×10 km rute, uavhengig av hvor lenge det har vært olje i ruta.

3.3 Modellens begrensninger og krav til inngangsdata

Enhver modell vil nødvendigvis være en forenkling av virkeligheten. Dette medfører at det vil være et visst avvik mellom modellens prediksjoner og virkeligheten, men det kan samtidig være med på å gjøre det enklere å avdekke og forstå generelle trender og fenomener i prosessene man studerer. I dette kapitlet påpekes noen av de viktigste kjente forenklingene og antakelsene i OSCAR, og det gjøres rede for usikkerheter som følge av modellens oppbygning så vel som oppsettet av simulasjonene og inngangsdataene som er i bruk.

Modelleringen av prosesser som fjerner forurensningen fra det modellerte systemet er spesielt interessant da denne har stor effekt på omfanget av eventuelle skadevirkninger i kjølvannet av et utslipp. Olje i OSCAR fjernes fra miljøet gjennom fordampning, degradering og eventuelt mekanisk oppsamling. Videre kan olje til en viss grad immobiliseres på strand og i sedimenter. Av effektivitetshensyn følges ikke sedimentert olje i stokastiske simulasjoner. Olje på strand degraderer både i virkeligheten og i modellen, men dette skjer saktere enn for olje i vannkolonnen. Olje kan transporteres ut av det modellerte området, men modellberegningene settes normalt opp på en sånn måte at dette i verste fall bare gjelder en liten andel av det totale utslippet. I tillegg til degradering vil fortykning av oljen i vannkolonnen være en viktig kilde til effekten av et utslipp reduseres over tid.



OSCAR er en partikkelbasert modell, hvor olje og kjemikalier i modellen representeres som et sett med partikler. Hver partikkel har en rekke egenskaper som forandrer seg i løpet av en simulering. Dette inkluderer generelle egenskaper som posisjon, masse og fysisk utstrekning, så vel som egenskaper knyttet spesielt til oljedriftsmodellering: viskositet, vanninnhold, kjemisk sammensetning, vannløselighet, og så videre.

I OSCAR finnes det tre hovedtyper av partikler. Disse representerer henholdsvis kjemikalier som er løst i vannet, dråpeskyer i vannkolonnen som følge av kjemisk eller naturlig dispergering og olje på havoverflaten.

En simulering består av en rekke tids skritt hvor partiklenes egenskaper forandres:

- partiklenes posisjon endres som følge av pådrag fra vind og strøm
- massen og den kjemiske sammensetningen endres som følge av blant annet fordampning, biodegradering og utløsning fra dråpeskyer og overflateflak til løste komponenter
- vannopptak og viskositet endres som del av en kompleks forvitningsprosess

I tillegg kan partikler gå fra å representere dråpeskyer til å representere overflateflak og motsatt. Dråpeskyer kan stige til overflaten som følge av oljens oppdrift, og overflateflak kan blandes ned i vannkolonnen som følge av vindinduserte bølger og turbulens.

Som ved enhver forenkling av en kompleks kontinuerlig prosess, vil en partikkelbasert modell være følsom for hvilken oppløsning som velges. Jo flere partikler som brukes i beregningene, desto større potensial har man for å oppnå realistiske simuleringer, gitt strøm-, vind-, dybde- og kystdata. Flere partikler betyr imidlertid også mer ressurskrevende beregninger, og det endelige valg av oppløsning blir en avveining mellom tilgjengelige regneressurser og nytten av å øke oppløsningen ytterligere. Det er i denne analysen brukt et standardisert oppsett med 2500 partikler, noe som basert på mye erfaring gir et tilstrekkelig grunnlag for den statistiske analysen.



3.3.1 Bearbeiding og generering av statistiske parametere

Basert på de stokastiske resultatene fra OSCAR beregnes oljedriftstatistikk; treffsannsynlighet, olje- og emulsjonsmengde, total hydrokarbonkonsentrasjoner og strandingsmengder for forhåndsdefinerte 10×10 km kyster.

Oljedriftstatistikk for åpent hav er presentert som middelveier av de faktiske parametere. Hver gang en oljepartikkel når en ny rute, vil relevante parametere og antall treff i ruten bli oppdatert. Når alle utblåsning-/utslippsscenarioene er simulert, vil statistikk for hver rute, strandingsareal og influensområdet beregnes.

De statistiske rutenett-parametere som presenteres i denne rapporten er:

- **Treffsannsynlighet**, defineres som det relative antall simuleringer (av totale antall simuleringer) hvor et oljeplak/en partikkel på havoverflaten har truffet en rute. Influensområde defineres som området med en treffsannsynlighet $> 5\%$ for 1 tonn olje i en 10×10 km rute.
- **Treffsannsynligheten for ulike oljemengdekategorier**; 1-100 tonn, 100-500 tonn, 500-1000 tonn, samt > 1000 tonn. Defineres som det relative antall simuleringer (av totalt antall simuleringer) hvor et oljeplak/en partikkel på havoverflaten har truffet en rute i den bestemte oljemengdekategorien.
- **Vannsøylekonsentrasjoner (Total hydrokarbonkonsentrasjoner)**, defineres som gjennomsnittstall (over alle simuleringer) basert på tidsmidlet maksimale verdier (over en simulering) i vannsøylen for total oljekonsentrasjon (THC) > 100 ppb, dvs. både løste fraksjoner og oljedråper.

3.4 Beskrivelse av utslippsscenario

Oljedriftsberegningene er gjennomført for én lokasjon med posisjon $02^{\circ} 32' 51.381''$ Ø $58^{\circ} 49' 49.265''$ N og et havdyp på 115 m. Spredningsmodelleringer er gjennomført for overflate- og sjøbunnsutblåsning fra feltet i et normalt produksjonsår. Spredningsberegningene for utslipp av olje er kjørt for 5 varigheter og 3 utblåsningsrater for både overflate- og sjøbunnsutblåsning for to ulike brønndesign (scenario 1 og scenario 2). I oljedriftsmodelleringene er det kjørt tilstrekkelig antall simuleringer for å dekke inn variasjoner i vind og strøm gjennom året.

For modellering av sjøbunnsutblåsningene er det benyttet GOR (Gass/olje-forhold) lik $49 \text{ Sm}^3/\text{Sm}^3$ for Avaldnes oljen (Statoil, 2013). Det er lagt til grunn at gassen i reservoarene som driver oljen opp til overflaten er metan. De statistiske oljedriftsresultatene er presentert i et rutenett som har en horisontal oppløsning på 10×10 km.



3.5 Oljedriftsmodellering- Resultater **SCENARIO 1**

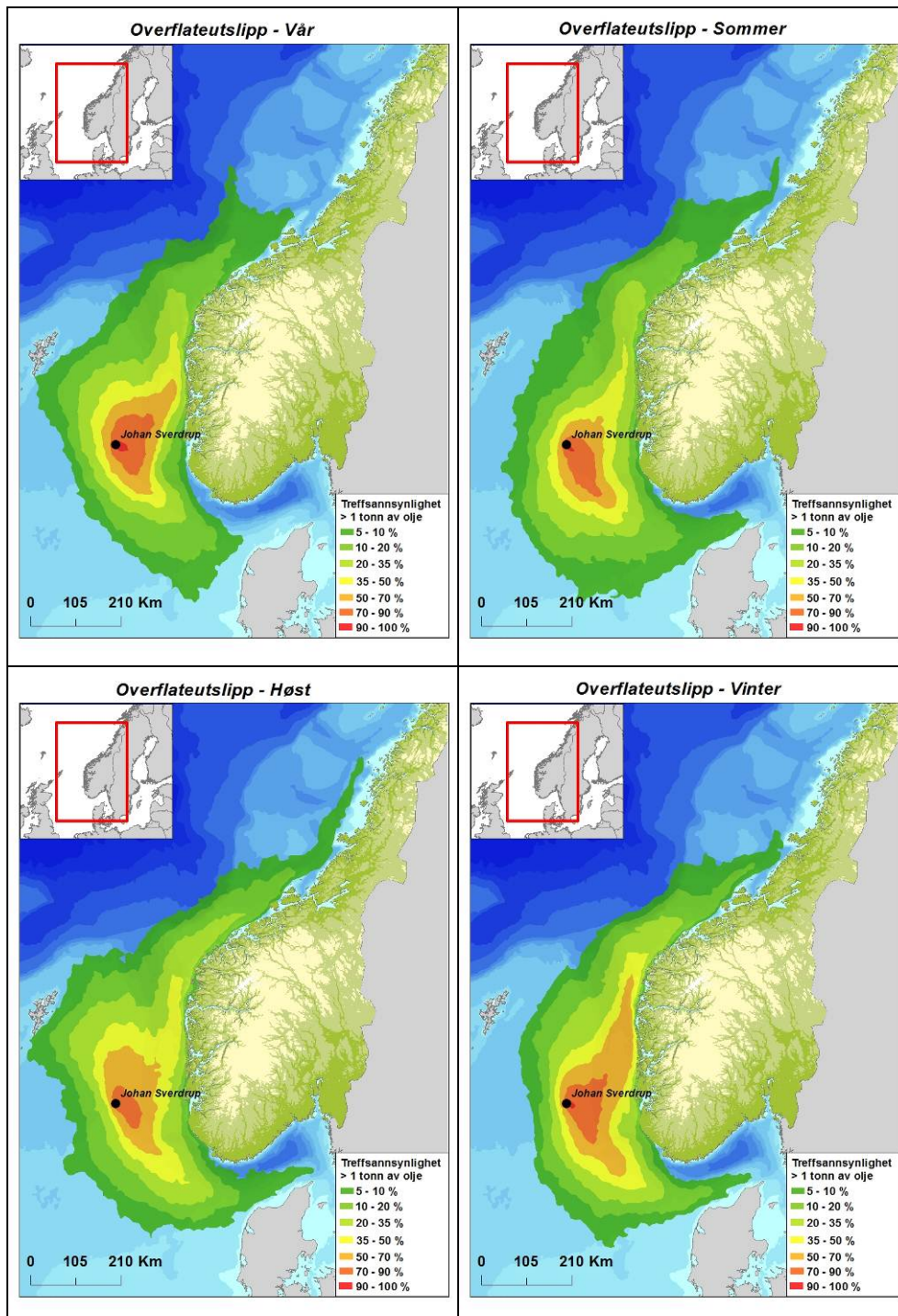
3.5.1 Nærsonemodellering av sjøbunnsutslipp- **SCENARIO 1**

Simuleringsresultatene for sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup feltet (scenario 1) viser at oljeplumen innlagres i vannmassene på sin vei opp til havoverflaten. Videre stiger oljen mot havoverflaten som individuelle oljedråper og danner en oljefilm. Det benyttes videre en initiell oljefilmtykkelse for sjøbunnsutslipp tilsvarende som for overflateutslipp (=2 mm).

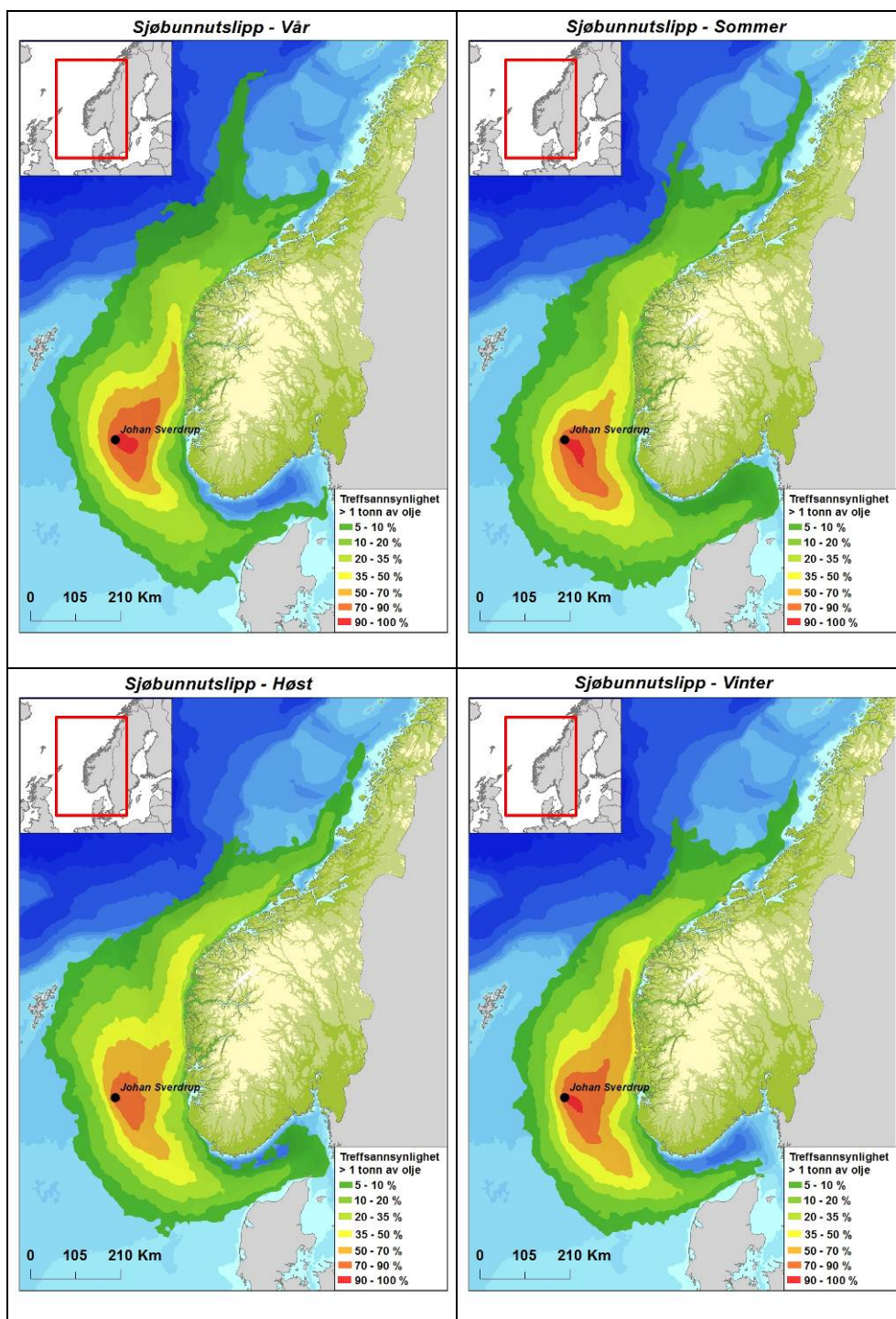
3.5.2 Treffsannsynlighet av olje på overflaten- **SCENARIO 1**

For modellert overflate- og sjøbunnsutblåsning er det generert oljedriftsstatistikk på rutenivå for fire sesonger; vår (mars-mai), sommer (juni-august), høst (september-november) og vinter (desember-februar). Influensområdene (≥ 5 % sannsynlighet for treff av ≥ 1 tonn olje i 10×10 km ruter) gitt utblåsning fra henholdsvis overflate og sjøbunn fra Johan Sverdrup feltet i de ulike sesongene, er presentert i Figur 3-1 og Figur 3-2 for scenario 1.

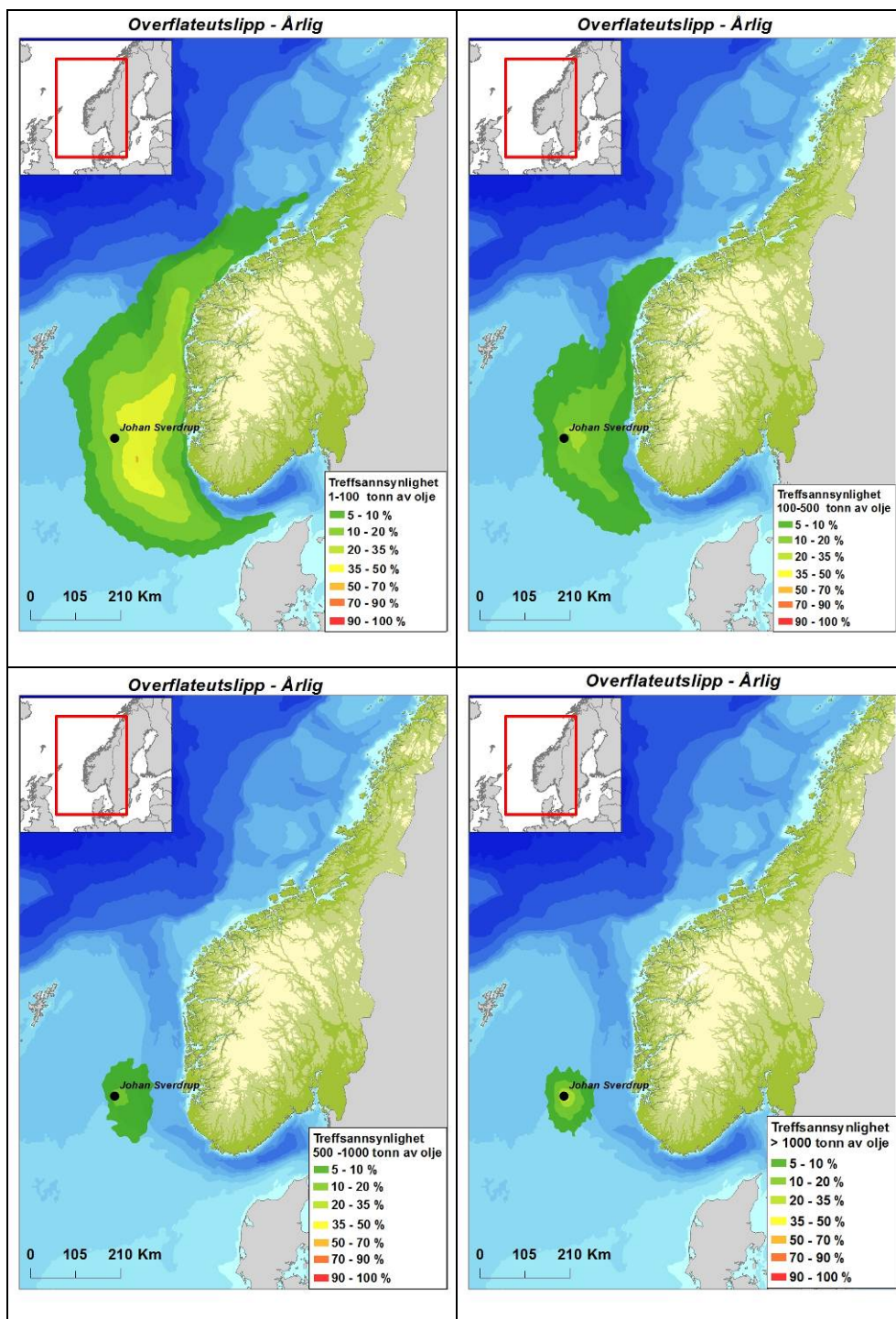
Årlig sannsynlighet for treff av olje i mengdekategoriene 1-100 tonn, 100-500 tonn, 500-1000 tonn og >1000 tonn i 10×10 km ruter gitt hhv. en overflate- og sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup feltet er gitt i Figur 3-3 og Figur 3-4 for scenario 1.



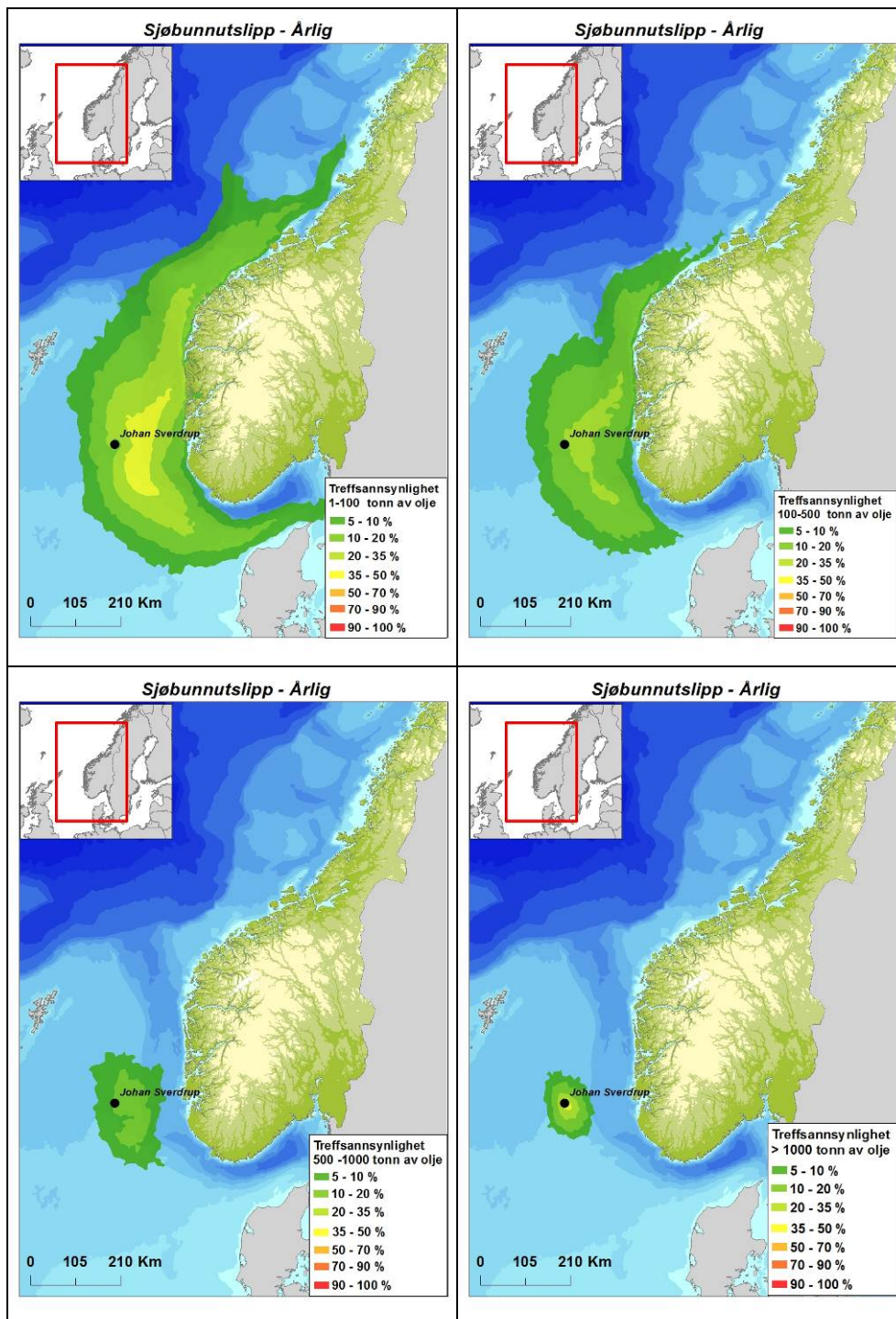
Figur 3-1 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i 10 × 10 km sjøruter gitt en overflateutblåsning fra Johan Sverdrup feltet i hver sesong for **scenario 1**. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det området som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.



Figur 3-2 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i 10 × 10 km sjøruter gitt en sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup feltet i hver sesong for *scenario 1*. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det område som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.



Figur 3-3 Sannsynligheten for treff av olje i mengdekategoriene 1-100 tonn, 100-500 tonn, 500-1000 tonn og >1000 tonn, gitt en **overflateutblåsning** fra Johan Sverdrup- for hele året for **scenario 1**. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det området som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning.



Figur 3-4 Sannsynligheten for treff av olje i mengdekategoriene 1-100 tonn, 100-500 tonn, 500-1000 tonn og >1000 tonn i 10 x 10 km sjøruter gitt en *sjøbunnsutblåsning* fra Johan Sverdrup for hele året for **Scenario 1**. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det området som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning.

3.5.3 Stranding av olje i kystsonen- **SCENARIO 1**

Landrutene som har mer enn 5 % sannsynlighet for stranding av mer enn ett tonn olje per 10 × 10 km ruter per sesong er vist i Figur 3-6 gitt et overflateutslipp og Figur 3-7 gitt et sjøbunnsutslipp. Korteste ankomsttid til land og største strandingsmengder av olje- og emulsjon er vist i Tabell 3-2 (95-persentiler).

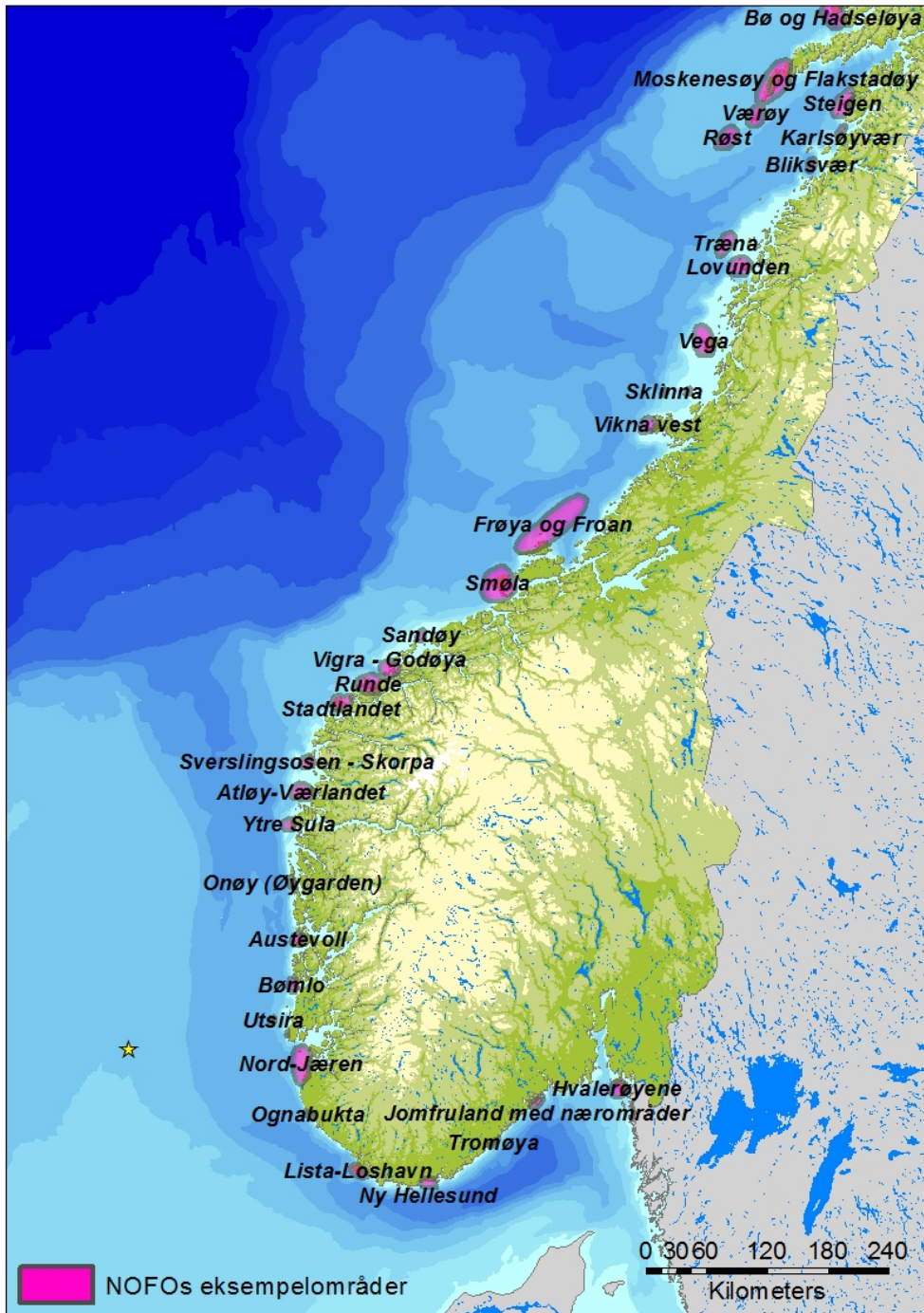
Tabell 3-2 Korteste drivtid til land og strandingsmengder av olje/emulsjon for Johan Sverdrup feltet gitt en overflate- og sjøbunnsutslipp (95-persentiler).

Persentil	Strandet emulsjon (tonn)		Drivtid (døgn)	
	Sommer	Vinter	Sommer	Vinter
95	25 323	17 347	10,58	6,71
100	185 757	114 011	5,17	4,46

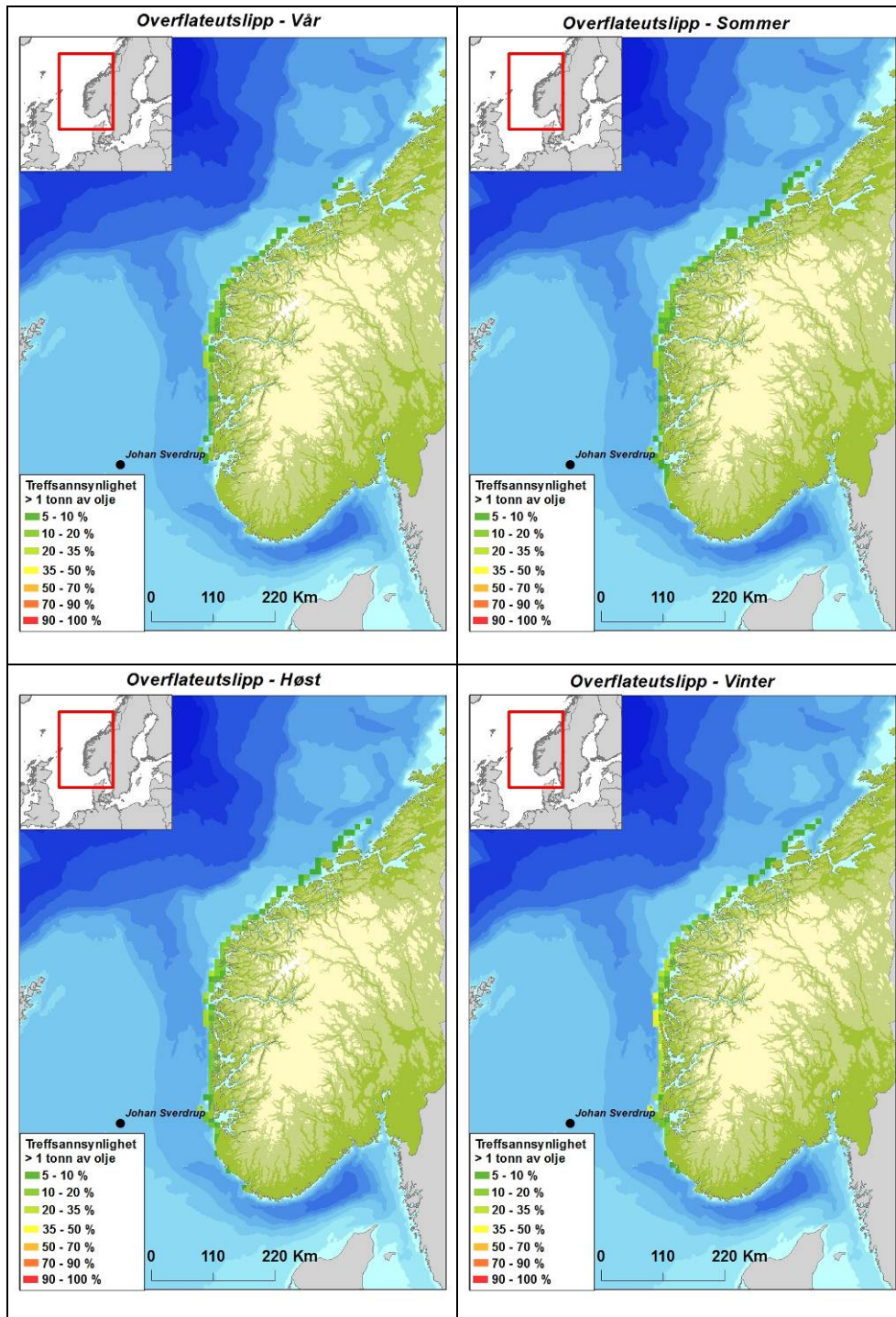
Drivtid og mengde strandet emulsjon inn til eksempelområdene som berøres gitt et utslipp fra Johan Sverdrup feltet er vist i Tabell 3-3. Lokasjon av eksempelområdene er gitt i Figur 3-5.

Tabell 3-3 Eksempelområder som blir truffet av olje/emulsjon gitt et utslipp fra Johan Sverdrup fordelt på sommer- og vintersesongen (95-persentil). Lokasjonen til eksempelområdene er gitt i Figur 3-5.

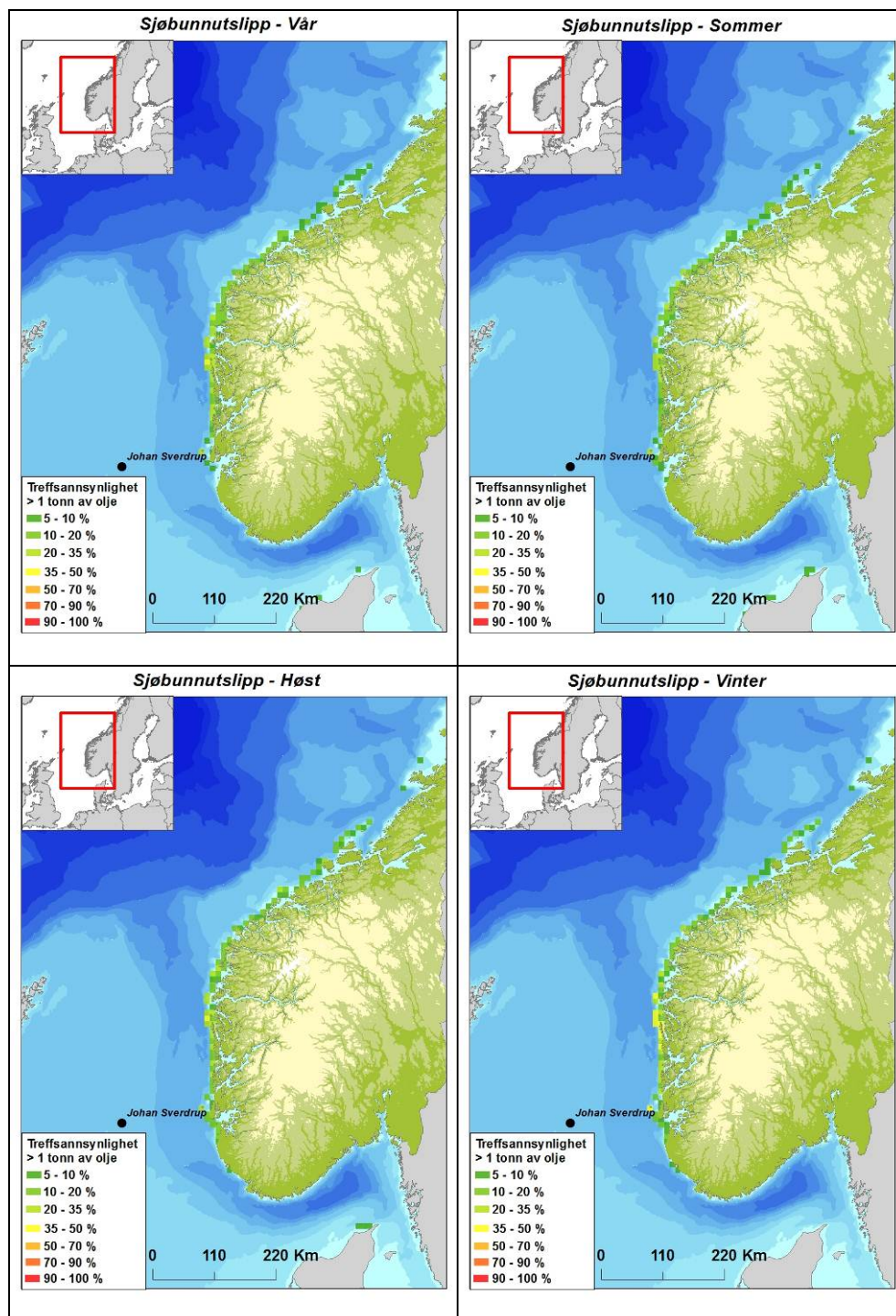
Eksempelområde	Sommer		Vinter	
	Strandet emulsjon (tonn)	Drivtid (døgn)	Strandet masse (tonn)	Drivtid (Døgn)
Ytre Sula	1021	15,25	1043	11,54
Atløy Værlandet	1399	16,08	859	13,46
Sverslingsosen Skorpa	1618	16,71	580	14,58
Stadtlandet	951	23,29	483	16,83
Runde	1366	25,96	539	18,17
Vigra-Godøya	313	33,75	76	41,17
Smøla	406	47,58	365	35,5
Frøya og Froan	763	47,96	984	33,04
Vikna Vest	-	-	-	84,92
Karmøy Vest	56	67,5	130	14,04
Onøy Øygarden	1591	14,04	1332	9,75
Austevoll	590	16,04	530	10,5
Sandøy	571	37,58	323	28,38
Nord-Jæren	406	36,96	493	13
Bømlo	446	26,12	517	10,29
Utsira	909	15,12	898	8,17



Figur 3-5 Lokasjon av eksempelområdene langs norskekysten.



Figur 3-6 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i 10 × 10 km kyststruter gitt en overflateutblåsning fra Johan Sverdrup feltet i hver sesong for Scenario 1. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det område som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.



Figur 3-7 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i 10 × 10 km kyststruter gitt en sjøbunnutblåsning fra Johan Sverdrup feltet i hver sesong for Scenario 1. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det område som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.

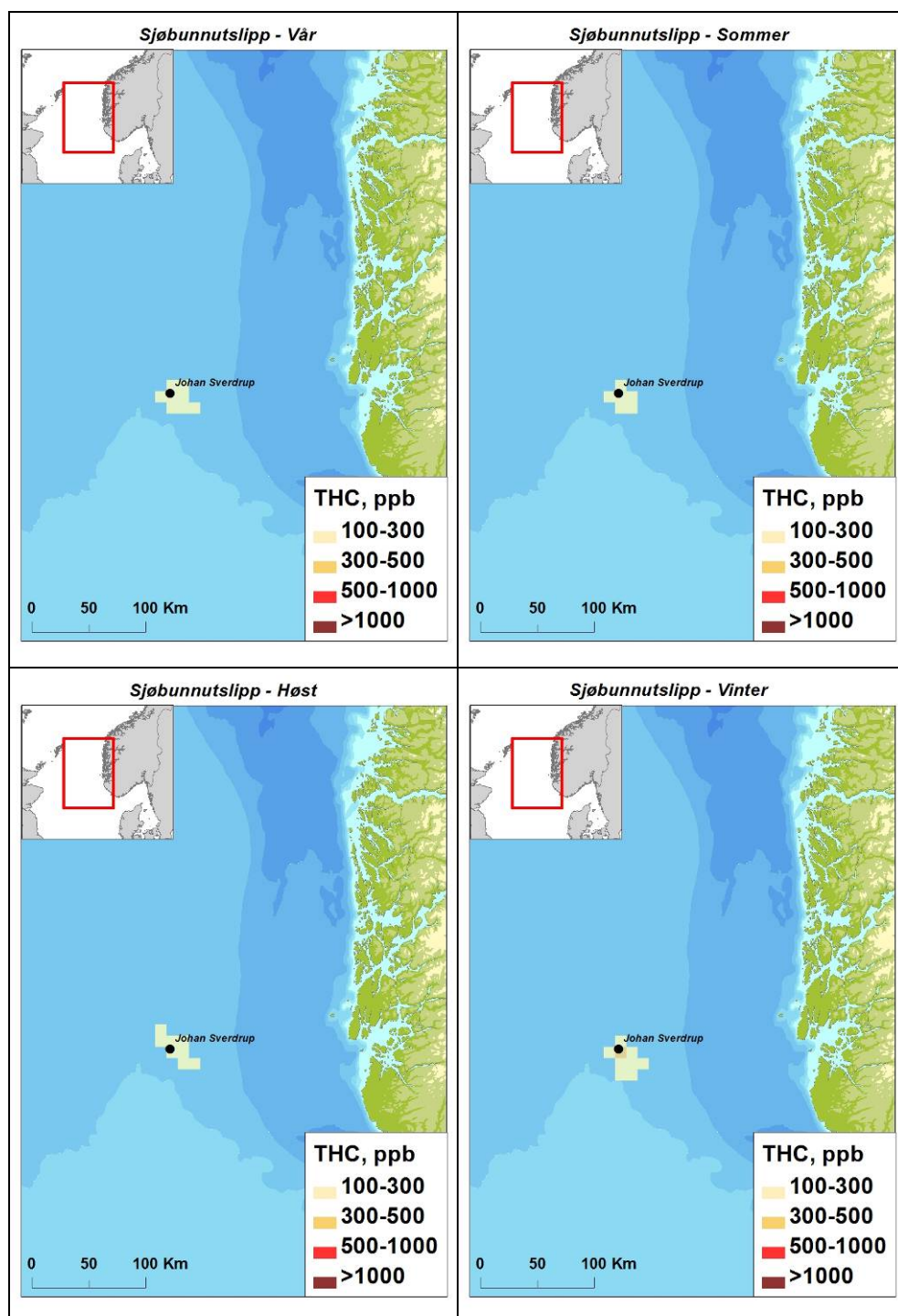


3.5.4 Vannsøylekonsentrasjoner – SCENARIO 1

Resultatene av konsentrasjonsberegningene rapporteres vanligvis som totale konsentrasjonsverdier av olje (THC) i de øverste vannmassene, dvs. det skilles ikke mellom dispergert olje og løste oljekomponenter. Oljen i vannmassene vil i hovedsak skrive seg fra olje som blandes ned i vannmassene fra drivende oljeflak (naturlig dispergering som følge av vind og bølger). Nedblanding av oljen fra overflaten beregnes på basis av oljens egenskaper og den rådende sjøtilstanden.

Figur 3-8 viser influensområde i vannsøylen for THC-konsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10×10 km rute (effektgrense for fiskeegg og larver) for alle rater- og varighetskombinasjoner for en sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup feltet for Scenario 1.

Overflateutblåsning fra Johan Sverdrup feltet (Scenario 1) medfører ikke sannsynlighet for vannsøylekonsentrasjoner over 100 ppb per 10×10 km rute.



Figur 3-8 Beregnet gjennomsnittlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb) i 10×10 km sjøruter gitt en sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup i hver sesong for **Scenario 1**. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det området som berøres i ≥ 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.



3.6 Oljedriftsmodellering- Resultater **SCENARIO 2**

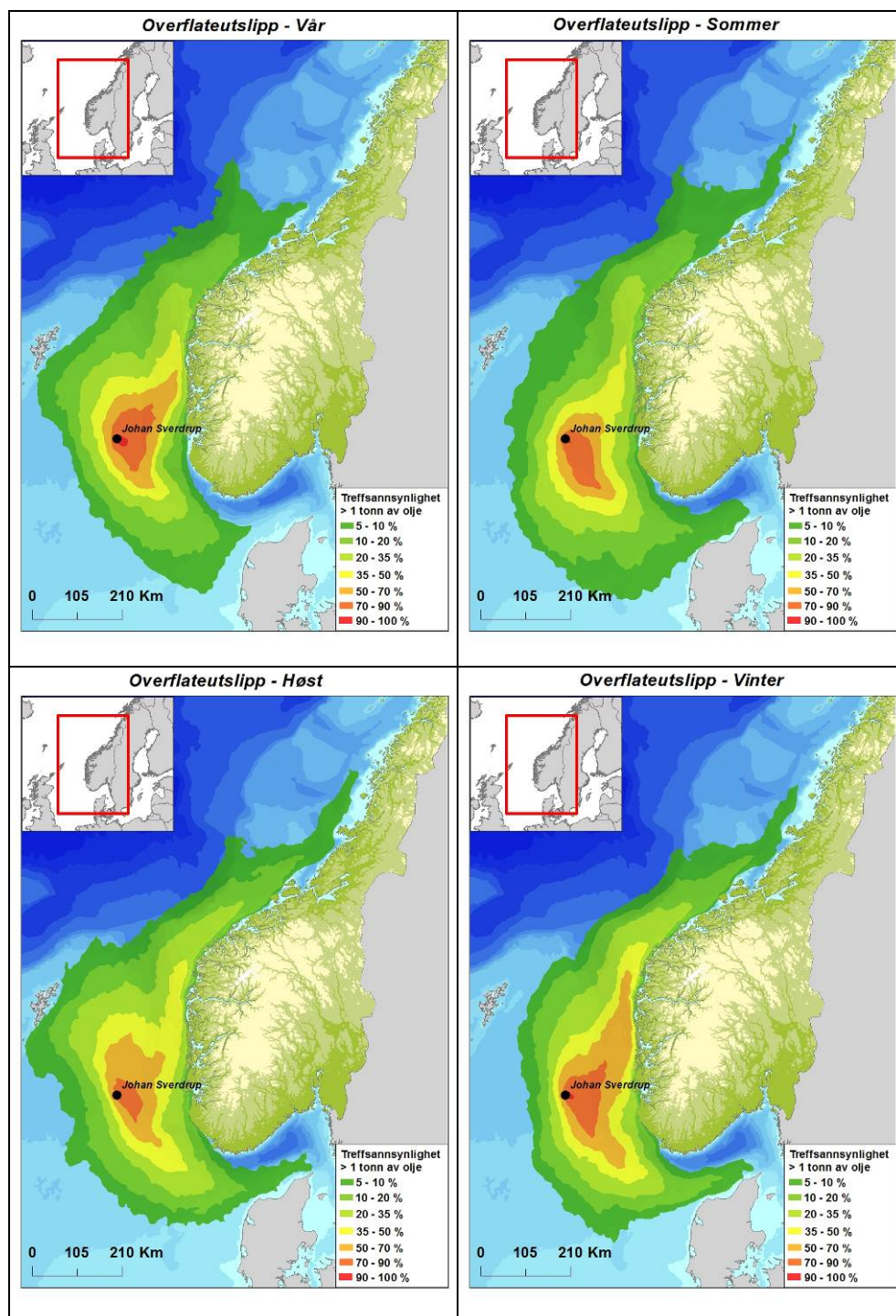
3.6.1 Nærsonemodellering av sjøbunnsutslipp- **SCENARIO 2**

Simuleringsresultatene for sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup feltet (scenario 2) viser at oljeplumen innlagres i vannmassene på sin vei opp til havoverflaten. Videre stiger oljen mot havoverflaten som individuelle oljedråper og danner en oljefilm. Det benyttes videre en initiell oljefilmtykkelse for sjøbunnsutslipp tilsvarende som for overflateutslipp (=2 mm).

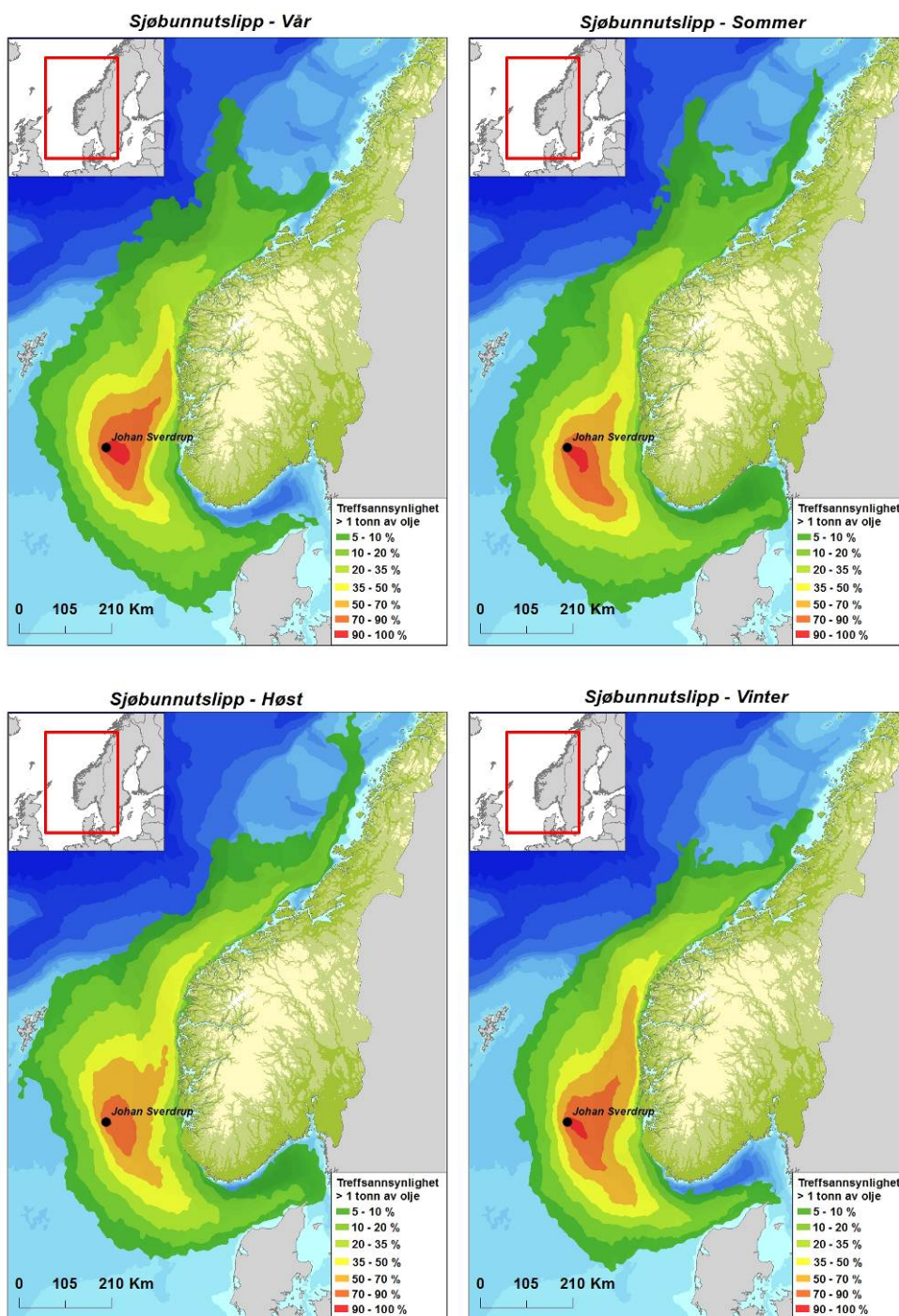
3.6.2 Treffsannsynlighet av olje på overflaten- **SCENARIO 2**

For modellert overflate- og sjøbunnsutblåsning er det generert oljedriftsstatistikk på rutenivå for fire sesonger; vår (mars-mai), sommer (juni-august), høst (september-november) og vinter (desember-februar). Influensområdene ($\geq 5\%$ sannsynlighet for treff av ≥ 1 tonn olje i 10×10 km ruter) gitt utblåsning fra henholdsvis overflate og sjøbunn fra Johan Sverdrup feltet i de ulike sesongene, er presentert i Figur 3-9 og Figur 3-10 for scenario 2.

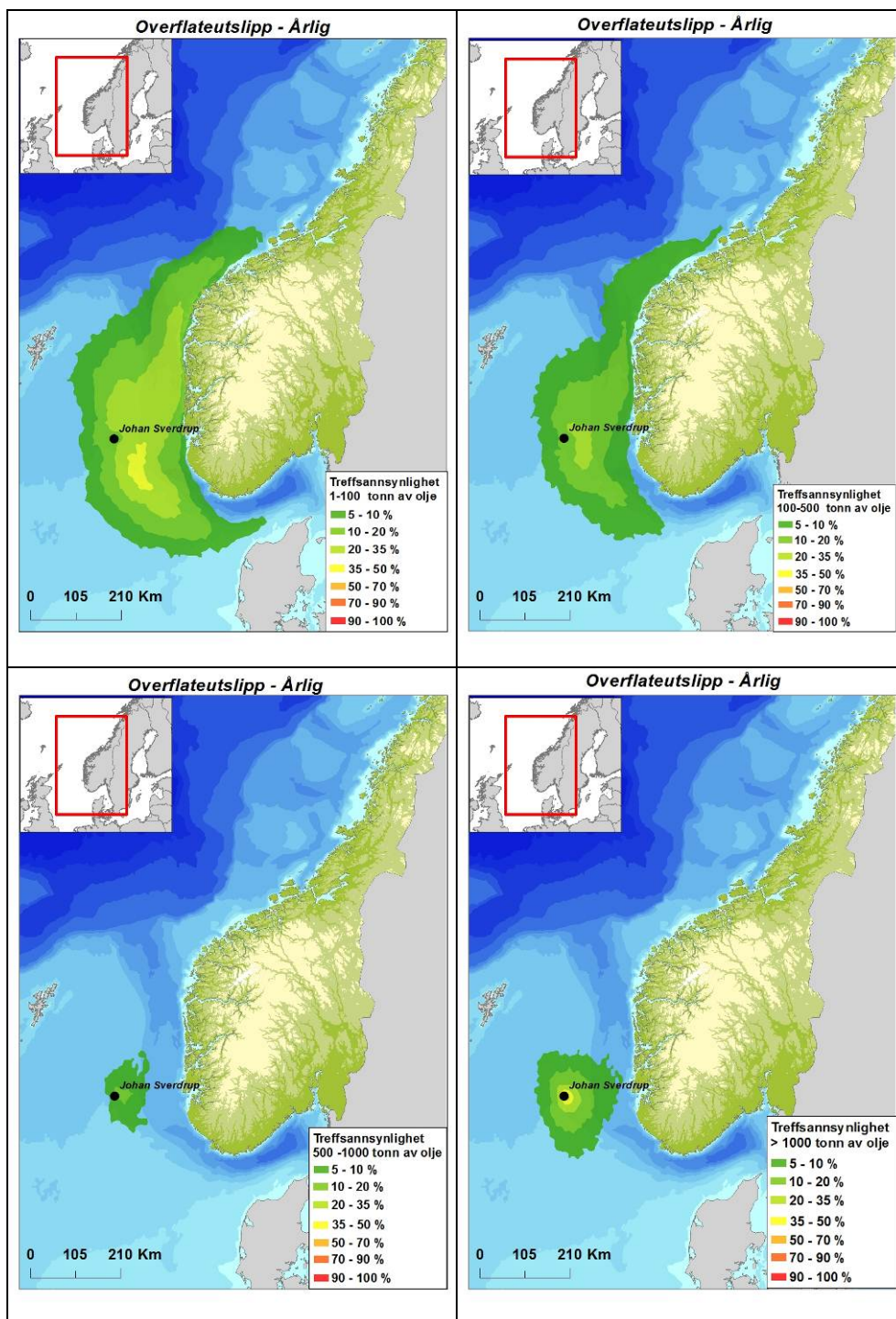
Årlig sannsynlighet for treff av olje i mengdekategoriene 1-100 tonn, 100-500 tonn, 500-1000 tonn og >1000 tonn i 10×10 km ruter gitt hhv. en overflate- og sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup feltet er gitt i Figur 3-11 og Figur 3-12 for scenario 2.



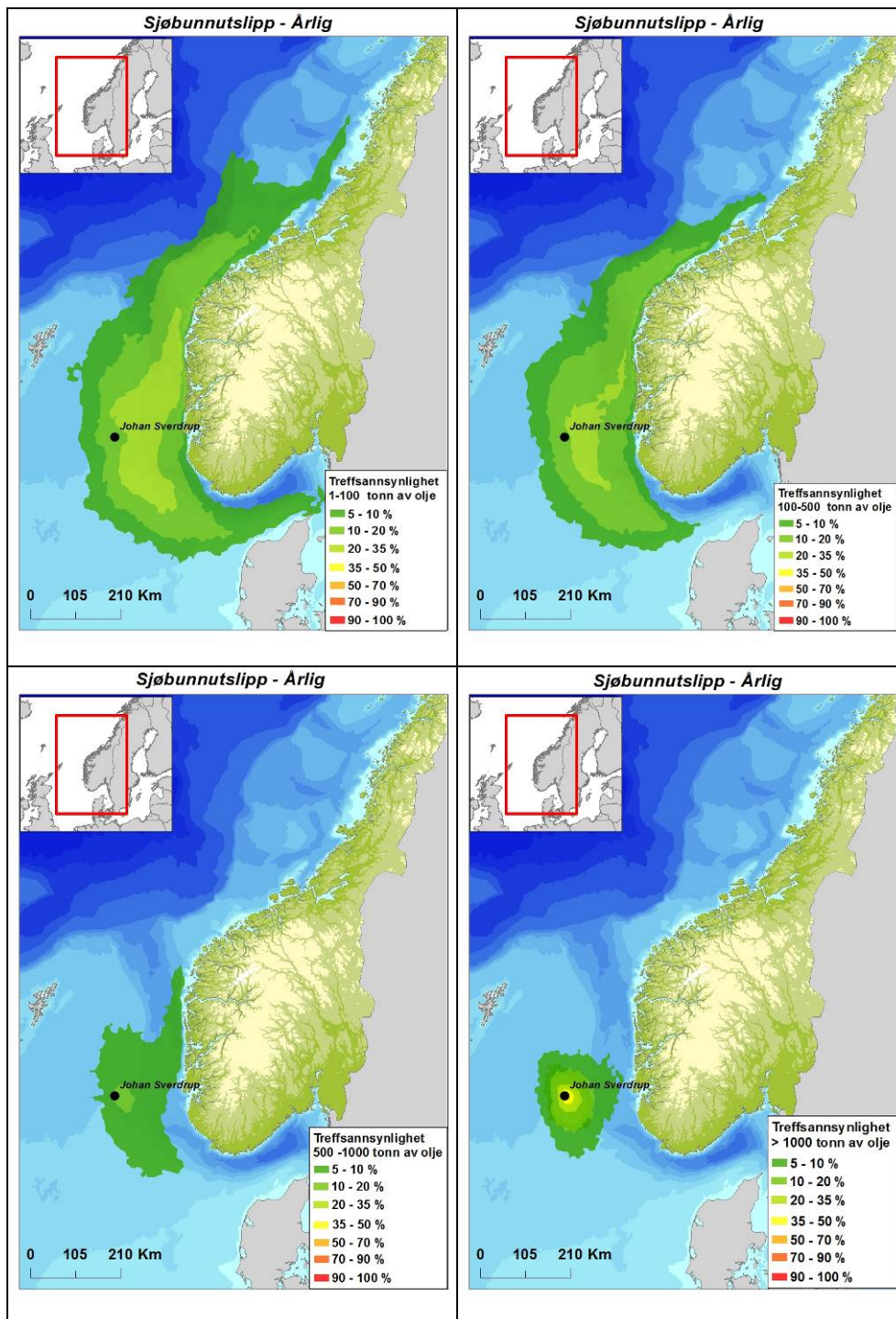
Figur 3-9 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i 10 × 10 km sjøruter gitt en overflateutblåsning fra Johan Sverdrup feltet i hver sesong for **scenario 2**. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det område som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.



Figur 3-10 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i 10 × 10 km sjøruter gitt en sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup feltet i hver sesong for **scenario 2**. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det område som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.



Figur 3-11 Sannsynligheten for treff av olje i mengdekategoriene 1-100 tonn, 100-500 tonn, 500-1000 tonn og >1000 tonn, gitt en **overflateutblåsning** fra Johan Sverdrup- for hele året for **scenario 2**. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det området som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning.



Figur 3-12 Sannsynligheten for treff av olje i mengdekategoriene 1-100 tonn, 100-500 tonn, 500-1000 tonn og >1000 tonn, gitt en sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup- for hele året for **scenario 2**. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det området som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning.

3.6.3 Stranding av olje i kystsonen- SCENARIO 2

Landrutene som har mer enn 5 % sannsynlighet for stranding av mer enn ett tonn olje per 10 × 10 km ruter per sesong er vist i Figur 3-14 gitt et overflateutslipp og Figur 3-15 gitt et sjøbunnsutslipp. Korteste ankomsttid til land og største strandingsmengder av olje- og emulsjon er vist i Tabell 3-4 (95-persentiler).

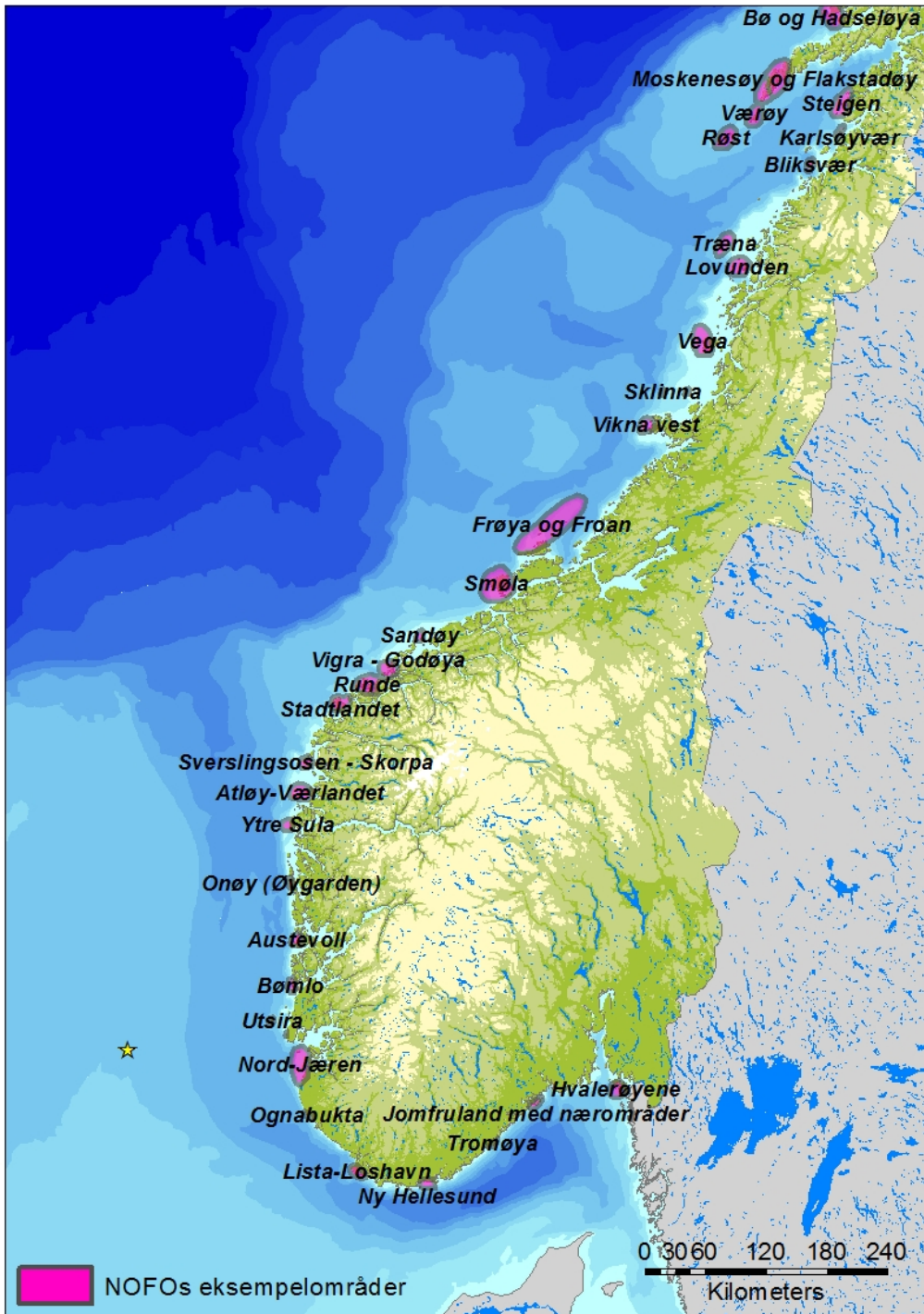
Tabell 3-4 Korteste drivtid til land og strandingsmengder av olje/emulsjon for Johan Sverdrup feltet gitt en overflate- og sjøbunnsutslipp (95-persentiler).

Persentil	Strandet emulsjon (tonn)		Drivtid (døgn)	
	Sommer	Vinter	Sommer	Vinter
95	55053	38194	10,92	6,42
100	409068	292659	5,21	4,33

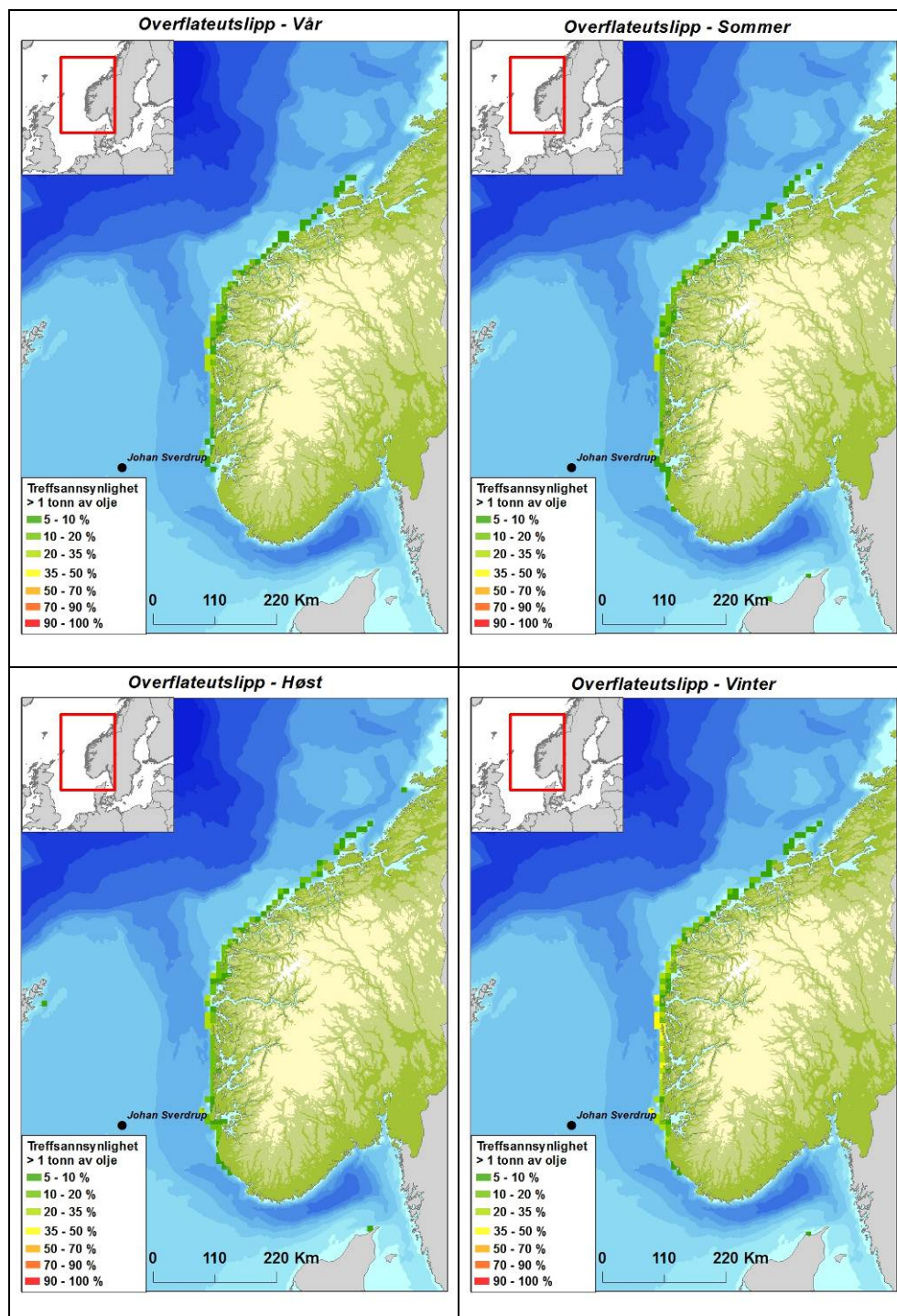
Drivtid og mengde strandet emulsjon inn til eksempelområdene som berøres gitt et utslipp fra Johan Sverdrup er vist i Tabell 3-5. Lokasjon av eksempelområdene er gitt i Figur 3-13.

Tabell 3-5 Eksempelområder som blir truffet av olje/emulsjon gitt et utslipp fra Johan Sverdrup fordelt på sommer- og vintersesongen (95-persentil). Lokasjonen til eksempelområdene er gitt i Figur 3-13.

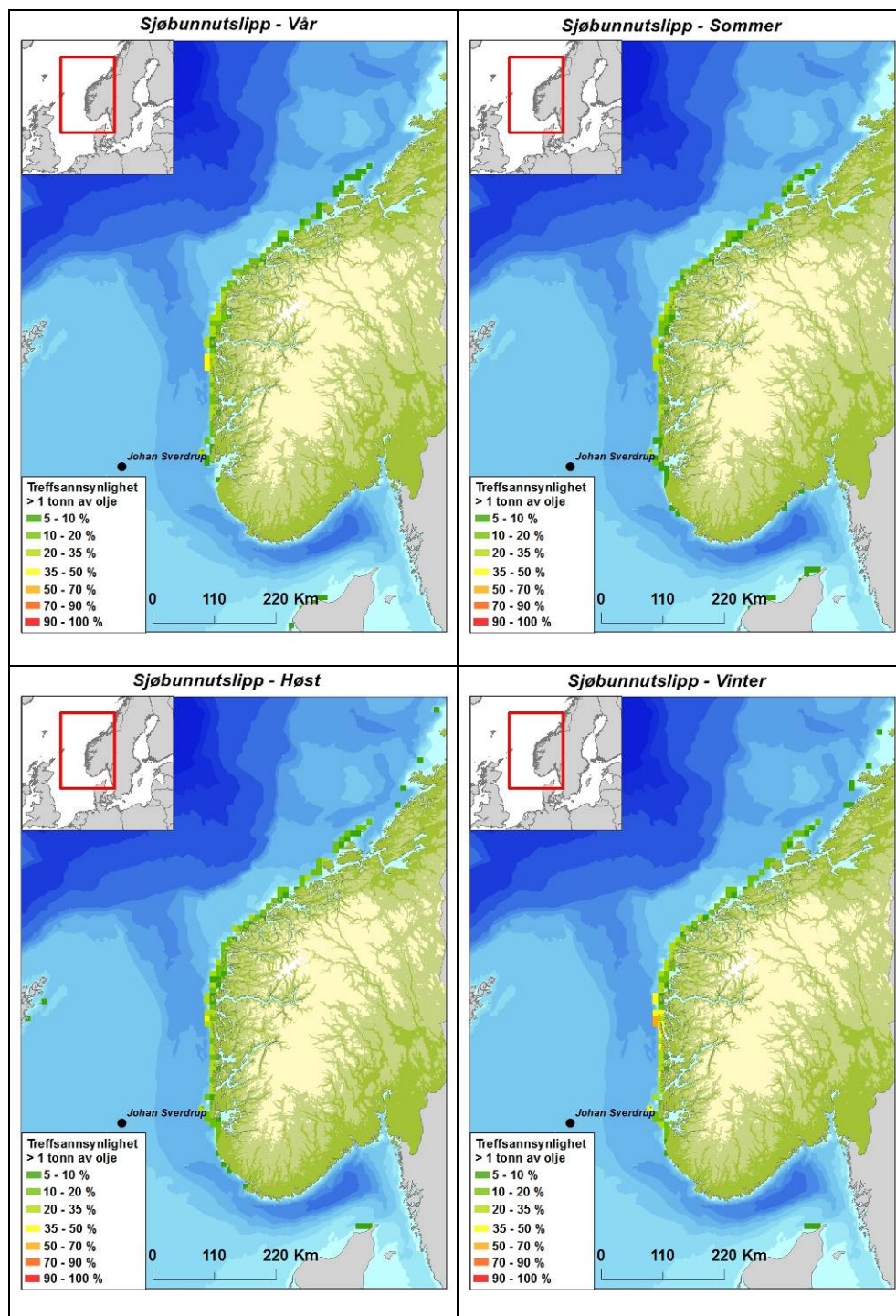
Eksempelområde	Sommer		Vinter	
	Strandet emulsjon (tonn)	Drivtid (døgn)	Strandet masse (tonn)	Drivtid (Døgn)
Ytre Sula	1527	13,33	1560	10,58
Atløy Værlandet	3009	15,46	1549	13,21
Sverslingsosen Skorpa	4295	16,83	1537	13,71
Stadtlandet	2073	21,58	878	16,71
Runde	3387	24,67	1003	17,62
Vigra-Godøya	1008	33	318	36,38
Smøla	987	46,42	879	32,88
Frøya og Froan	1994	47,29	2043	32,04
Vikna Vest	-	81,5	26	79,54
Karmøy Vest	445	39,88	700	11,88
Onøy Øygarden	2551	13	2222	9,71
Austevoll	1323	15,58	1504	9,62
Sandøy	1229	34,79	684	26,38
Nord-Jæren	1509	35,83	1468	12,04
Bømlo	1096	23,42	1079	9,04
Utsira	997	14,5	992	7,83



Figur 3-13 Lokasjon av eksempelområdene langs norskekysten.



Figur 3-14 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i 10×10 km kyststruter gitt en overflateutblåsning fra Johan Sverdrup feltet i hver sesong for Scenario 2. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det område som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.



Figur 3-15 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i 10 × 10 km kyststruter gitt en sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup feltet i hver sesong for Scenario 2. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det området som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.

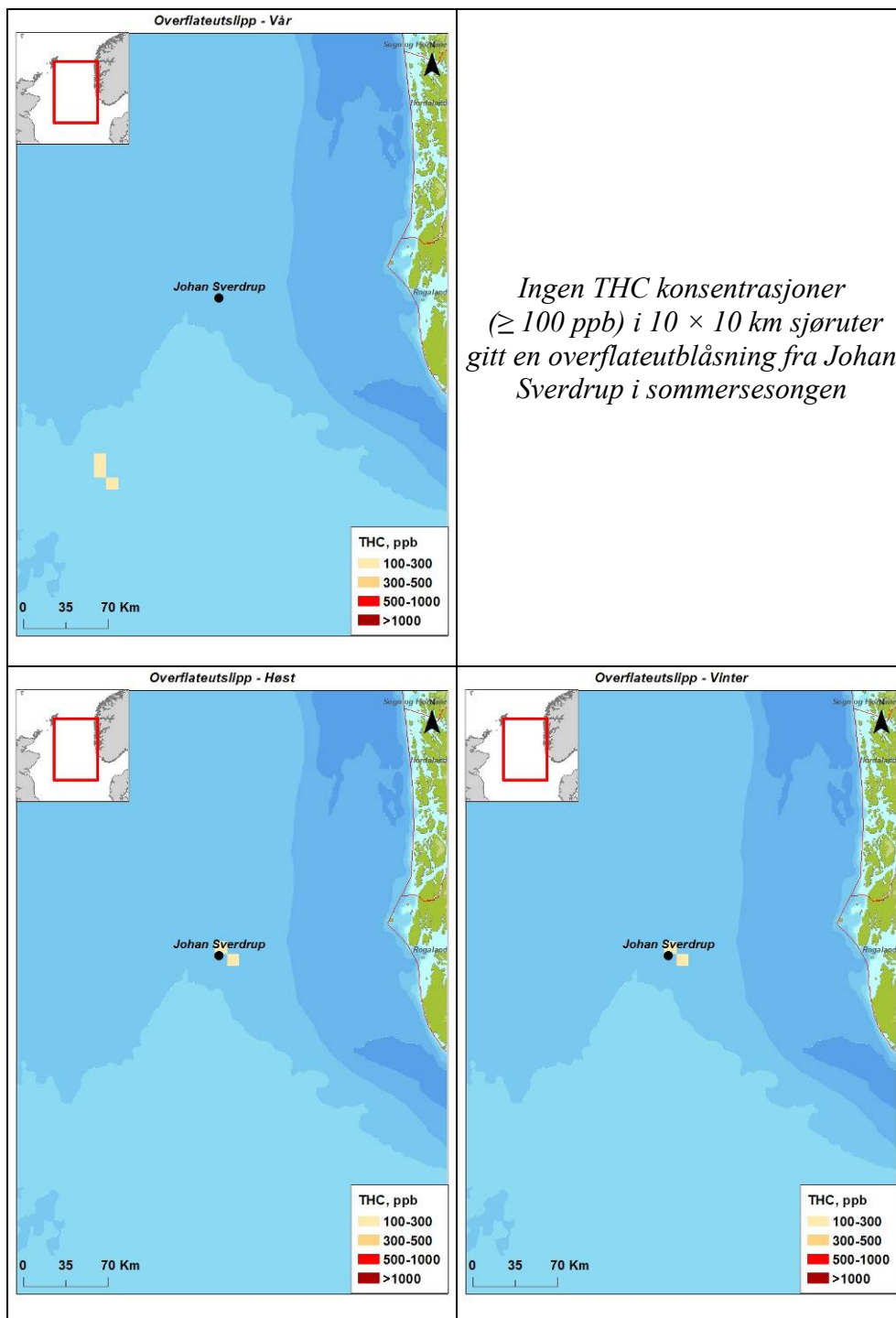


3.6.4 Vannsøylekonsentrasjoner – SCENARIO 2

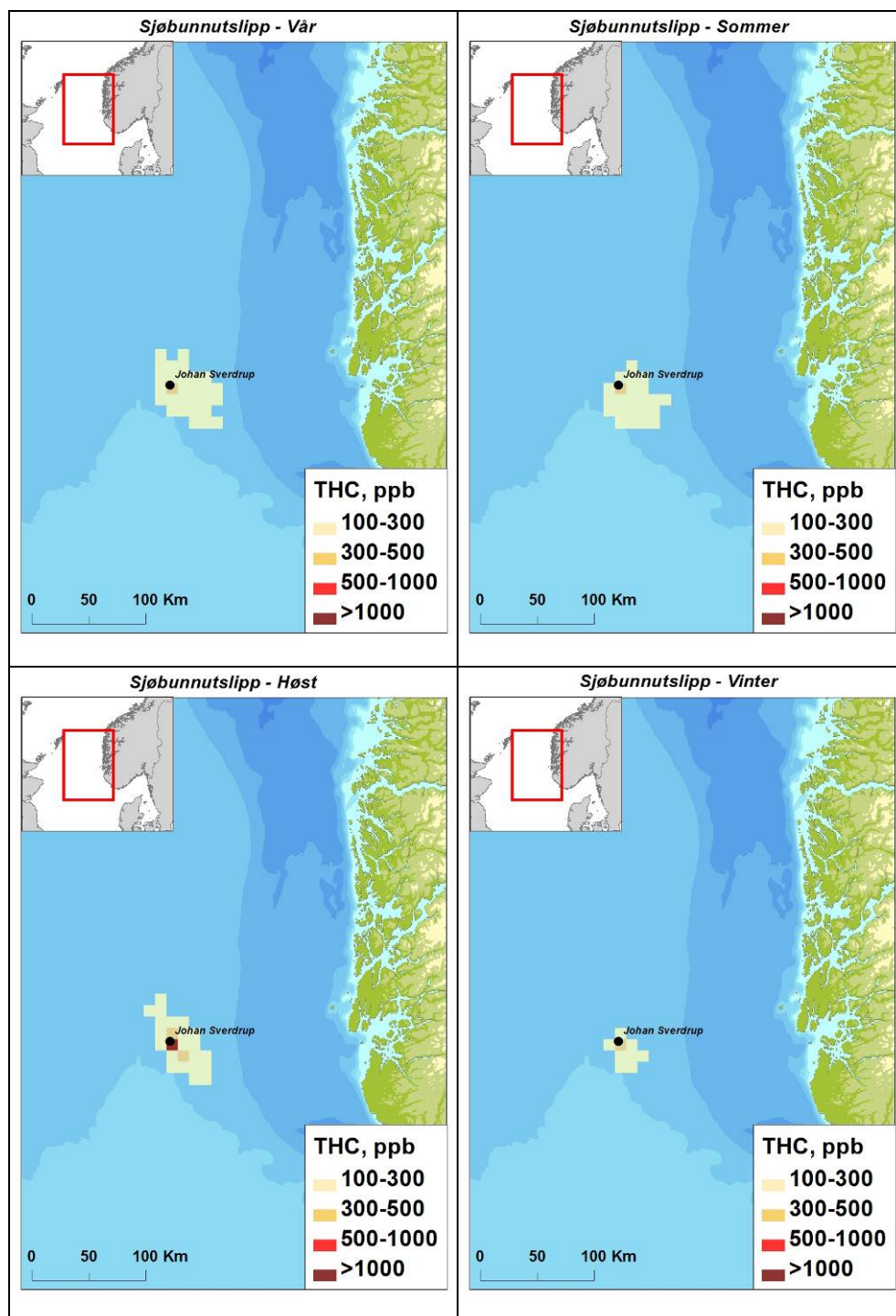
Resultatene av konsentrasjonsberegningene rapporteres vanligvis som totale konsentrasjonsverdier av olje (THC) i de øverste vannmassene, dvs. det skilles ikke mellom dispergert olje og løste oljekomponenter. Oljen i vannmassene vil i hovedsak skrive seg fra olje som blandes ned i vannmassene fra drivende oljeflak (naturlig dispergering som følge av vind og bølger). Nedblanding av oljen fra overflaten beregnes på basis av oljens egenskaper og den rådende sjøtilstanden.

Figur 3-16 og Figur 3-17 og viser influensområder i vannsøylen for THC-konsentrasjoner ≥ 100 ppb per 10×10 km rute (effektgrense for fiskeegg og larver) for alle rater- og varighetskombinasjoner for hhv. en overflateutblåsning og en sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup feltet for Scenario 2.

Influensområdet er størst gitt en sjøbunnsutblåsning i vår-, sommer- og høstsesongen.



Figur 3-16 Beregnet gjennomsnittlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb) i 10 × 10 km sjøruter gitt en overflateutblåsning fra Johan Sverdrup i hver sesong for Scenario 2. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det område som berøres i ≥ 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.



Figur 3-17 Beregnet gjennomsnittlige THC konsentrasjoner (≥ 100 ppb) i 10×10 km sjøruter gitt en sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup i hver sesong for Scenario 2. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det område som berøres i $\geq 5\%$ av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.

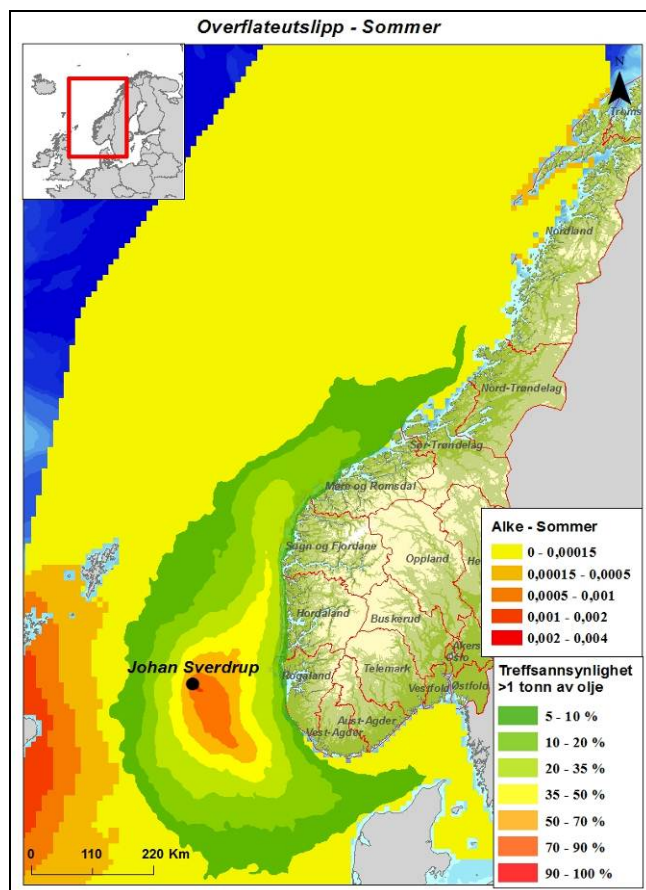
4 METODIKK MILJØRETTET RISIKOANALYSE

Analyser av miljørisiko utføres trinnvis i henhold til Norsk olje og gass veiledning for miljørisikoanalyser (OLF, 2007). For Johan Sverdrup feltet er det valgt å gjennomføre en skadebasert miljørisikoanalyse for de antatt mest sårbare miljøressursene. Et sammendrag av prosessene i miljørisikoanalysen er beskrevet nedenfor, mens det henvises til Vedlegg 2, og til veiledningen for mer utfyllende informasjon.

4.1 Oljedriftsmodellering og populasjonstap

Basert på oljedriftsmodellering og bruk av effektnøkler beregnes populasjonstap for den enkelte VØK populasjon:

Trinn 1 – tilrettelegge utbredelsesdata for den enkelte VØK populasjon. Dette kombineres med influensområdene frembrakt av ulike oljeutblåsnings-/ utslippsscenarioer (Figur 4-1).



Figur 4-1 Kombinasjon av utbredelsesområde og potensielt influensområde gitt en utblåsning vist for VØK arten alke.

Trinn 2 – for 10 × 10 km ruter hvor det forekommer overlapp mellom artsutbredelse og influensområde, som illustrert i Figur 4-1, gjennomføres et betydelig antall simuleringer der summen av antall partikler som treffer en bestemt 10 × 10 km rute representerer en gitt oljemengde. Oljemengden er inndelt i volumkategoriene til venstre i Tabell 4-1.

Trinn 3 – Avhengig av én VØKs følsomhet for olje gis populasjonen en sårbarhetsgrad på en skala fra 1-3, hvor 3 angir størst sårbarhet og dermed potensielt størst populasjonstap (Tabell 4-1).

Tabell 4-1 Effektnøkkel for beregning av bestandstap innenfor en 10 x 10 km sjørute gitt eksponering av olje fordelt på fire kategorier. Verdier for sjøfugl er valgt som eksempel.

Oljemengde (tonn) i 10 × 10 km rute	Effektnøkkel – akutt dødelighet		
	Individuell sårbarhet av VØK sjøfugl		
	S1	S2	S3
1-100 tonn	5 %	10 %	20 %
100-500 tonn	10 %	20 %	40 %
500-1000 tonn	20 %	40 %	60 %
≥1000 tonn	40 %	60 %	80 %

Trinn 4 – Basert på sammenhengen angitt i trinn 3 summeres den totale dødeligheten innenfor rutene og populasjonens sannsynlighet for akutt dødelighet beregnes.

Potensielt populasjonstap inndeles i følgende kategorier; <1 % (ingen effekt i henhold til MIRA metoden), 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % and > 30 %. Beregningene tar utgangspunkt i månedlige bestandsfordelinger av artene, og resultatene presenteres per sesong midlet over månedene i hver sesong (*vår*: mars-mai, *sommer*: juni-august, *høst*: september-november, *vinter*: desember-februar). Resultater presenteres for arten som har høyest sesongvis utslag.

4.2 Miljøskade

Miljøskade uttrykkes ved tiden det tar før en ressurs er restituert til 99 % av bestandsnivået før en hendelse inntreffer (OLF, 2007), og denne faktoren er dermed en direkte følge av beregnet bestandstap. Som påpekt ovenfor varierer sårbarheten mellom arter (og habitater) og restitusjonstiden vil være påvirket av dette. Den teoretiske restitusjonstiden er inndelt i 4 kategorier; *Mindre* (< 1 år), *Moderat* (1-3 år), *Betydelig* (3-10 år) og *Alvorlig* (> 10 år) (Tabell 4-2).

Miljøskade presenteres på tilsvarende måte som for bestandstap, med sannsynlighet for skade innenfor hver av kategoriene for arten som har høyest sesongvis utslag.

Tabell 4-2 Skadenøkkel for sannsynlighetsfordeling av teoretisk restitusjonstid ved akutt bestandsreduksjon av sjøfugl- og marine pattedyrbestander med lavt restitusjonspotensiale (S3)(OLF, 2007).

Akutt bestandsreduksjon	Konsekvenskategori – miljøskade			
	Teoretisk restitusjonstid i år			
	Mindre <1 år	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 %

Beregningene som gjennomføres for strandhabitat skiller seg ut fra øvrige VØKer ettersom det fokuseres på antall kystruter som er berørt, strandet oljemengde og ankomsttid istedenfor populasjonstap. For alle VØKer er skade knyttet opp mot restitusjonstid.

4.3 Miljørisiko

Miljørisiko angis enten som frekvens for at en gitt hendelse skal inntreffe og/ eller som andel av forhåndsdefinerte akseptkriterier. Akseptkriterier beskriver hyppigheten av en hendelse som operatøren ser som akseptabel. Forholdet mellom de to frekvensene presenteres som prosenttall.

Avslutningsvis summeres miljørisikobidragene for VØK kategoriene med høyest utslag for hvert av scenariene.



5 MILJØBESKRIVELSE

En kort beskrivelse av miljøressurser i tilknytning til analyseområdet for Johan Sverdrup-feltet i Nordsjøen og Norskehavet er gitt i Vedlegg 3. For en mer omfattende beskrivelse av miljøressursene i regionen, henvises det til bl.a. *Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen: arealrapport med miljø- og ressursbeskrivelse* (DN & HI, 2007).

5.1 Verdifulle Økosystem Komponenter (VØK'er)

Som utgangspunkt for miljørisikoanalysene er det gjennomført en vurdering av hvilke naturressurser som har det største konfliktpotensialet innen influensområdet til Johan Sverdrup feltet. En Verdsatt Økosystem Komponent (VØK) er definert i veiledningen for gjennomføring av miljørisikoanalyser (OLF, 2007), som en ressurs eller miljøegenskap som:

- er viktig (ikke bare økonomisk) for lokalbefolkningen, eller
- har en nasjonal eller internasjonal interesse,
- eller hvis den endres fra sin nåværende tilstand, vil ha betydning for hvordan miljøvirkningene av et tiltak vurderes, og for hvilke avbøtende tiltak som velges.

For å velge ut VØK'er innen et potensielt berørt område benyttes følgende prioriteringskriterier (OLF, 2007):

- VØK må være en populasjon eller bestand, et samfunn eller habitat/naturområde
- VØK må ha høy sårbarhet for oljeforurensning i den aktuelle sesong
- VØK bestand må være representert med en stor andel i influensområdet
- VØK bestand må være tilstede i en stor andel av året eller i den aktuelle sesong
- VØK habitat må ha høy sannsynlighet for å bli eksponert for oljeforurensning

VØK'er som blir valgt ut for analyse i en spesifikk operasjon kan representere et spenn av ressurser som vil bidra til miljørisikoen for operasjonen i ulik grad. Som et minimum skal alltid den eller de ressursene som er antatt å bidra mest til miljørisikoen være representert blant de utvalgte ressursene. I utvelgelsen av VØK'er er rødlistearter som er til stede i influensområdet vurdert.

5.2 Utvalgte VØK

Utvalget av VØK'er er basert på kriteriene beskrevet i kapittel 5.1, og er nærmere beskrevet nedenfor.

5.2.1 Sjøfugl

Tabell 5-1 viser utvalgte sjøfuglarter på åpent hav og kystnært inkludert i miljørisikoanalysen for Johan Sverdrup. Flere av artene av pelagisk sjøfugl inngår også i datasettene for kystnære sjøfugl, da det benyttes ulike datasett for disse etter tilholdssted i ulike deler av året. For disse artene dreier det seg i all hovedsak om hekkebestanden som oppholder seg rundt hekkekoloniene i en



begrenset periode av året (vår/sommer). Da influensområdet til Johan Sverdrup berører havområdene i både Nordsjøen og Norskehavet er det i forliggende analyse valgt å slå sammen sjøfugl-datasettene for begge havområdene. De kombinerte datasettene anses som mer representative for analyseområdet til Johan Sverdrup.



Tabell 5-1 Utvalgte VØK sjøfugl for miljørisikoanalysen for Johan Sverdrup-feltet (Seapop, 2012; Seapop, 2013; Artsdatabanken (rødliste), 2010).

Navn	Latinsk navn	Rødlista	Tilhørighet
Alke	<i>Alca torda</i>	VU	Sjøfugl åpent hav (Nordsjøen)
Alkekonge	<i>Alle alle</i>	-	
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	NT	
Gråmåke	<i>Larus argentatus</i>	LC	
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	NT	
Havsule	<i>Morus bassanus</i>	LC	
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	EN	
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	CR	
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	VU	
Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>	VU	
Polarmåke	<i>Larus hyperboreus</i>	-	
Sildemåke	<i>Larus fuscus</i>	LC	
Svartbak	<i>Larus marinus</i>	LC	
Alke	<i>Alca torda</i>	VU	Sjøfugl kystnære bestander (Nordsjøen og Norskehavet)
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	NT	
Gråmåke	<i>Larus argentatus</i>	LC	
Havelle	<i>Clangula hyemalis</i>	LC	
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	NT	
Havsule	<i>Morus bassanus</i>	LC	
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	EN	
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	CR	
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	VU	
Praktærfugl	<i>Somateria spectabilis</i>	-	
Siland	<i>Mergus serrator</i>	LC	
Sjørre	<i>Melanitta fusca</i>	NT	
Storskarv-	<i>Phalacrocorax carbo</i>	LC	
Svartbak	<i>Larus marinus</i>	LC	
Teist	<i>Cepphus grylle</i>	VU	
Toppskarv	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	LC	
Ærfugl	<i>Somateria mollissima</i>	LC	

LC – livskraftig; NT – nær truet; VU – sårbar; EN - sterkt truet; CR – kritisk truet

5.2.2 Marine pattedyr

Influensområdet til Johan Sverdrup feltet strekker seg nordover i Nordsjøen, og en eventuell utblåsning har sannsynlighet for å treffe kyst. Det er derfor valgt å gjennomføre risikoberegninger for havert, steinkobbe og oter i denne analysen (Tabell 5-2). Havert og steinkobbe har høyest sårbarhet under kaste- og hårfellingsperioden da de samler seg i kolonier i kystnære områder. Oter ansees å være like sårbar over hele året.

Tabell 5-2 Utvalgte VØK sjøpattedyr for miljørisikoanalysen for Johan Sverdrup-feltet.

Navn	Latinsk navn	Rødlista
Havert	<i>Halichoerus grypus</i>	LC
Steinkobbe	<i>Phoca vitulina</i>	VU
Oter	<i>Lutra lutra</i>	VU

5.2.3 Fisk

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

For fisk er det hovedsakelig arter som gyter konsentrert både i tid og rom som har størst skadepotensiale for akutte oljeutslipp. Johan Sverdrup ligger i midtre del av Nordsjøen, men ettersom influensområdene går nordover inn i Norskehavet er det valgt å analysere for torsk og sild. Torsken og silden gyter konsentrert over mindre geografiske områder, og er kommersielt viktige arter i Norskehavet. Det er kun modellert på fisk for Scenario 2 som ga høyere rater enn Scenario 1.

5.2.4 Strand

Det er sannsynlig at en utblåsning fra Johan Sverdrup vil berøre landruter i Sør- og Midt-Norge fra Telemark opp til Nord Trøndelag. Det er derfor gjennomført skadebaserte analyser for strand, med utgangspunkt i sårbare habitater langs kysten.



6 MILJØRETTET RISIKOANALYSE RESULTATER

I dette kapittelet presenteres resultatene av miljørisikoanalysen for Johan Sverdrup i en i et normalt produksjonsår. Ved et felt er det en rekke hendelser som kan gi uhellsutslipp av olje til sjø. Foreliggende analyse tar sikte på å dekke de hendelsene som er av slik størrelse at de kan gi negative effekter på naturressurser i området. Resultatene er presentert som mulige konsekvenser for de utvalgte VØK-ene forbundet ved en utblåsning fra feltet.

Mulige konsekvenser for sjøfugl og marine pattedyr er beregnet som sannsynlighet for en gitt tapsandel (henholdsvis < 1 %, 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og > 30 %) av en bestand. Beregningene tar utgangspunkt i månedlige regionale bestandsfordelinger av artene, og resultatene presenteres som gjennomsnitt av månedene innen hver sesong (vår: mars-mai, sommer: juni-august, høst: september-november, vinter: desember-februar). Resultatene er presentert for bestanden med høyest sesongvis utslag i foreliggende kapittel.

Tapsandelen er videre benyttet til å beregne miljøskade. *Miljøskade* er definert i form av mulig restitusjonstid der 1 måned - 1 år restitusjonstid betegnes som *Mindre* miljøskade, 1-3 års restitusjonstid betegnes som *Moderat* miljøskade, 3-10 års restitusjonstid betegnes som *Betydelig* miljøskade og > 10 års restitusjonstid betegnes som *Alvorlig* miljøskade. Sannsynligheten for miljøskade av ulik alvorlighetsgrad er videre kombinert med sannsynligheten (frekvensen) for et uhellsutslipp, og årlig miljørisiko er målt mot Statoils feltspesifikke akseptkriterier.

For strandhabitat er det beregnet treffsannsynlighet av ulike oljemengdekategorier per 10 × 10 km ruter, som videre danner grunnlaget for beregning av sannsynlighet for miljøskade per rute. Miljøskade for strandhabitat defineres på samme måte som for sjøfugl etter mulig restitusjonstid. Det er valgt å presentere resultater for de 10 ulike rutene i hver sesong med høyest månedlig utslag i miljørisiko uavhengig av skadekategori (som andel av akseptkriteriene).

Det henvises til Vedlegg 2 for beskrivelse av anvendt metodikk.

6.1 Mulige konsekvenser ved en utblåsning fra Johan Sverdrup – SCENARIO 1

6.1.1 Sjøfugl - åpent hav

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade- overflateutblåsning- Figur 6-1

Lomvi er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap i alle sesonger.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til henholdsvis:

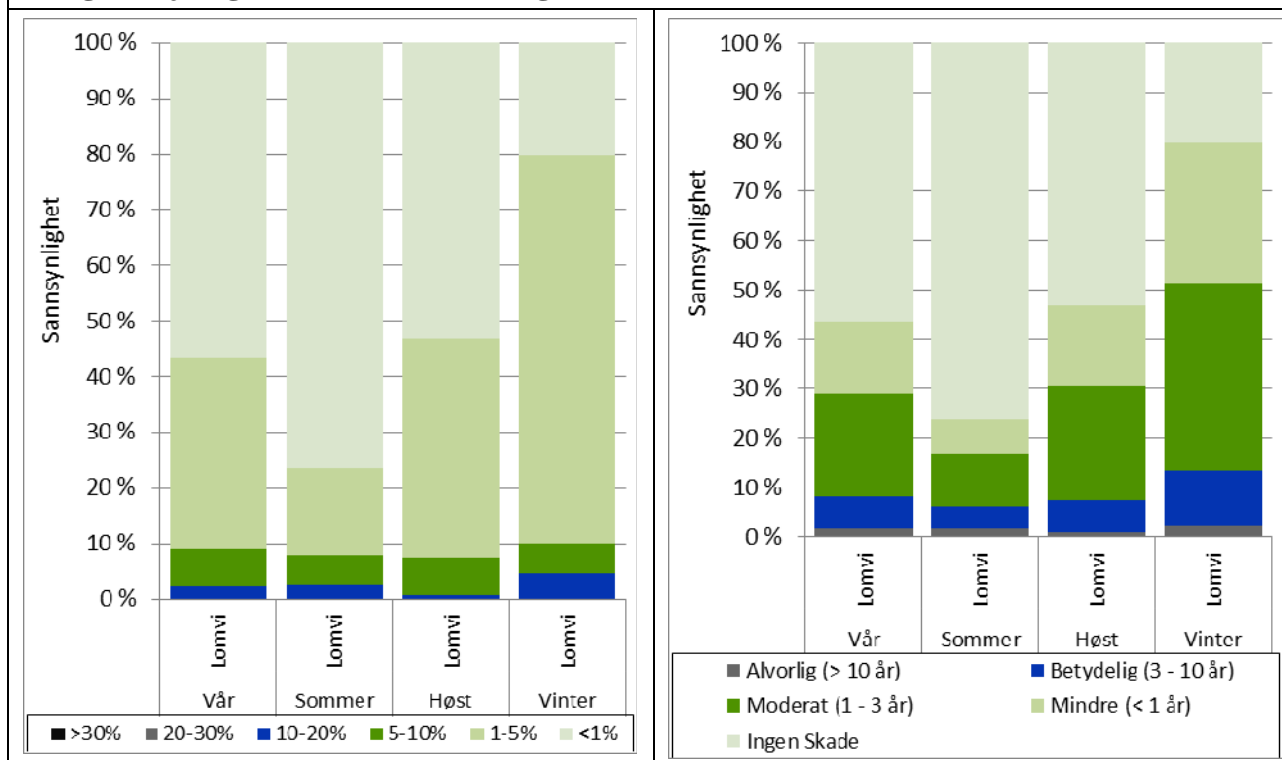
- 69,7 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen av lomvi - vinter
- 6,6 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen av lomvi - høst
- 4,7 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen av lomvi - vinter
- 0,01 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen av lomvi - sommer

Det er ingen sannsynlighet for >30 % bestandstap for sjøfugl åpent hav gitt en overflateutblåsning for Scenario 1.

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 28,4 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (lomvi - vinter)
- 38,0 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (lomvi - vinter)
- 10,9 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (lomvi - vinter)
- 2,4 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (lomvi - vinter)

Pelagiske sjøfugl - Overflateutblåsning – Scenario 1



Figur 6-1 Sannsynlighet for at en gitt andel av en bestand sjøfugl i åpent hav omkommer gitt en overflateutblåsning fra Johan Sverdrup feltet ifølge scenario 1 presentert for hver av årets fire sesonger. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK i hver sesong representerer resultater for sesongen. Bestandstapet er gruppert i fem kategorier; 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade- sjøbunnsutblåsning- Figur 6-2

Lomvi er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap i vår-, sommer- og høstsesongen, mens **alkekonge** har høyest sannsynlighet for bestandstap i vintersesongen.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til henholdsvis:

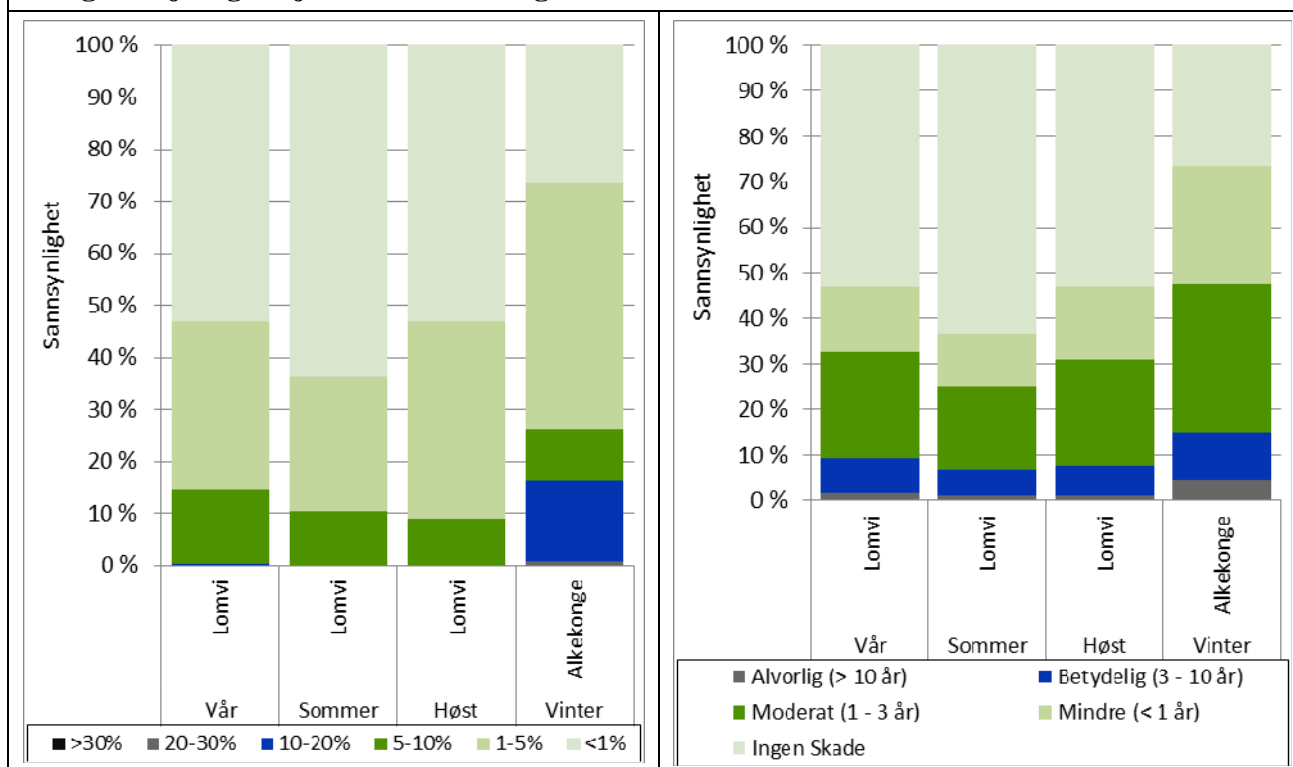
- 47,4 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen av alkekonge - vinter
- 14,3 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen av lomvi - vår
- 15,4 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen av alkekonge - vinter
- 0,9 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen av alkekonge - vinter

Det er ingen sannsynlighet for >30 % bestandstap for sjøfugl åpent hav gitt en sjøbunnsutblåsning for Scenario 1.

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 26,2 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (alkekonge – vinter)
- 32,5 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (alkekonge – vinter)
- 10,6 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (alkekonge – vinter)
- 4,3 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (alkekonge – vinter)

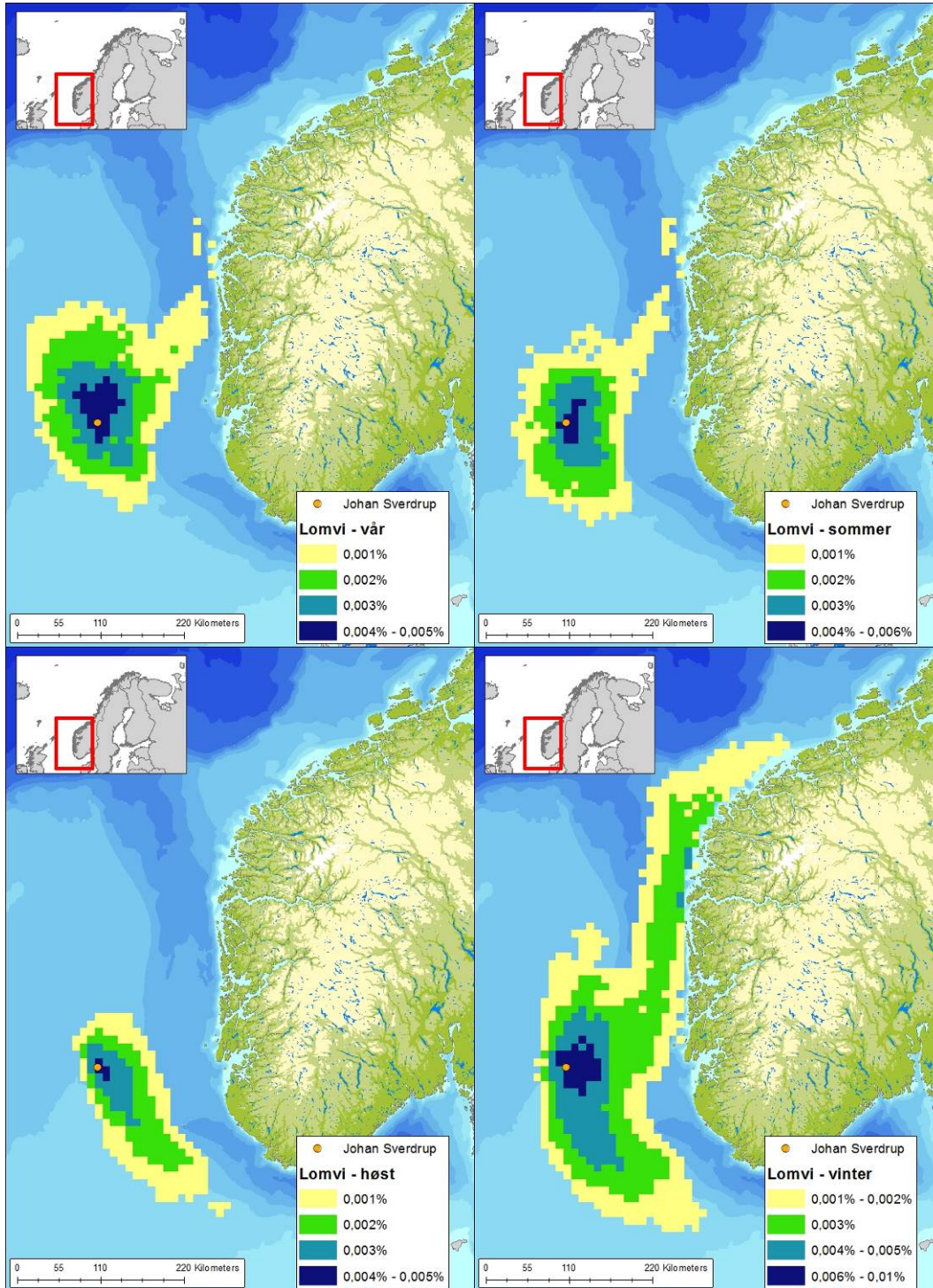
Pelagiske sjøfugl - Sjøbunnsutblåsning – Scenario 1



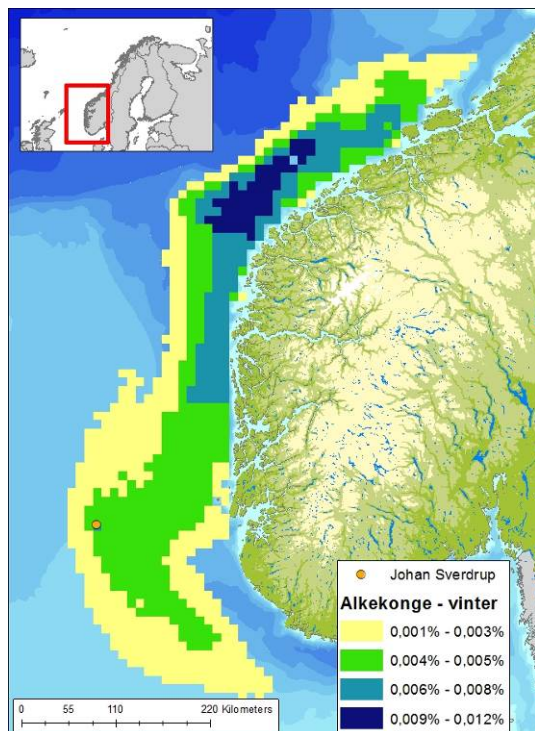
Figur 6-2 Sannsynlighet for at en gitt andel av en bestand sjøfugl i åpent hav omkommer gitt en sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup feltet for scenario 1, presentert for hver av årets fire sesonger. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK i hver sesong representerer resultater for sesongen. Bestandstapet er gruppert i fem kategorier; 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

Fokusområder

Figur 6-3 og Figur 6-4 viser hvor skadepotensialet er høyest etter utblåsning fra Johan Sverdrup (fokusområder), for de to artene med størst potensielt bestandstap gitt en overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra feltet; lomvi – hele året og alkekonge – vinter. For lomvi er skadepotensialet størst i nærområdet til utslippslokasjonene, mens det for alkekonge er størst nærmere kysten så langt nord som Møre og Romsdal.



Figur 6-3 Fokusområder for lomvi etter utblåsning fra Grane. Figurene viser geografisk område hvor potensielt bestandstap er høyest per 10×10 km grid rute for arten i hver sesong.



Figur 6-4 Fokusområde for alkekonge etter utblåsning fra Johan Sverdrup. Figurene viser geografisk område hvor potensielt bestandstap er høyest per 10×10 km grid rute for arten i vintersesongen.

6.1.2 Kysttilknyttet sjøfugl

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – overflateutblåsning - Figur 6-5

Havelle er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap i høst- og vintersesongen, mens **lomvi** har høyest sannsynlighet for bestandstap i vår- og sommersesongen.

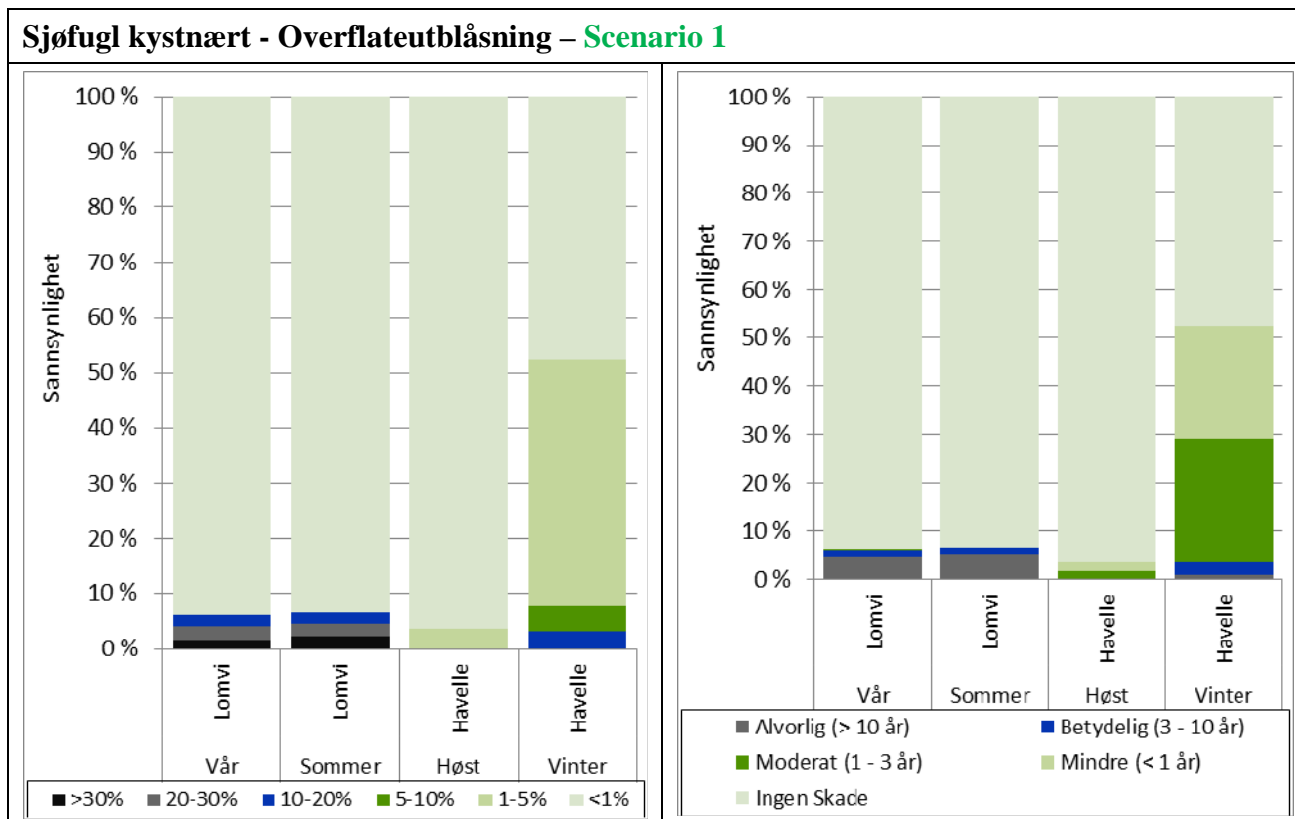
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til henholdsvis:

- 44,5 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen av havelle – vinter
- 4,8 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen av havelle – vinter
- 3,2 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen av havelle – vinter
- 2,5 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen av lomvi – vår
- 2,3 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen av lomvi – sommer

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 23,4 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (havelle – vinter)
- 25,4 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (havelle – vinter)
- 2,8 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (havelle – vinter)

- 5,0 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (lomvi – sommer)



Figur 6-5 Sannsynlighet for at en gitt andel av en bestand *kysttilknyttet sjøfugl* omkommer gitt en *overflateutblåsning* fra Johan Sverdrup feltet for *scenario 1* presentert for hver av årets fire sesonger. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK i hver sesong representerer resultater for sesongen. Bestandstapet er gruppert i fem kategorier; 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – sjøbunnsutblåsning - Figur 6-6

Havelle er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap i vintersesongen, mens **lomvi** har høyest sannsynlighet for bestandstap i vår- og sommersesongen og sjørør i høstsesongen.

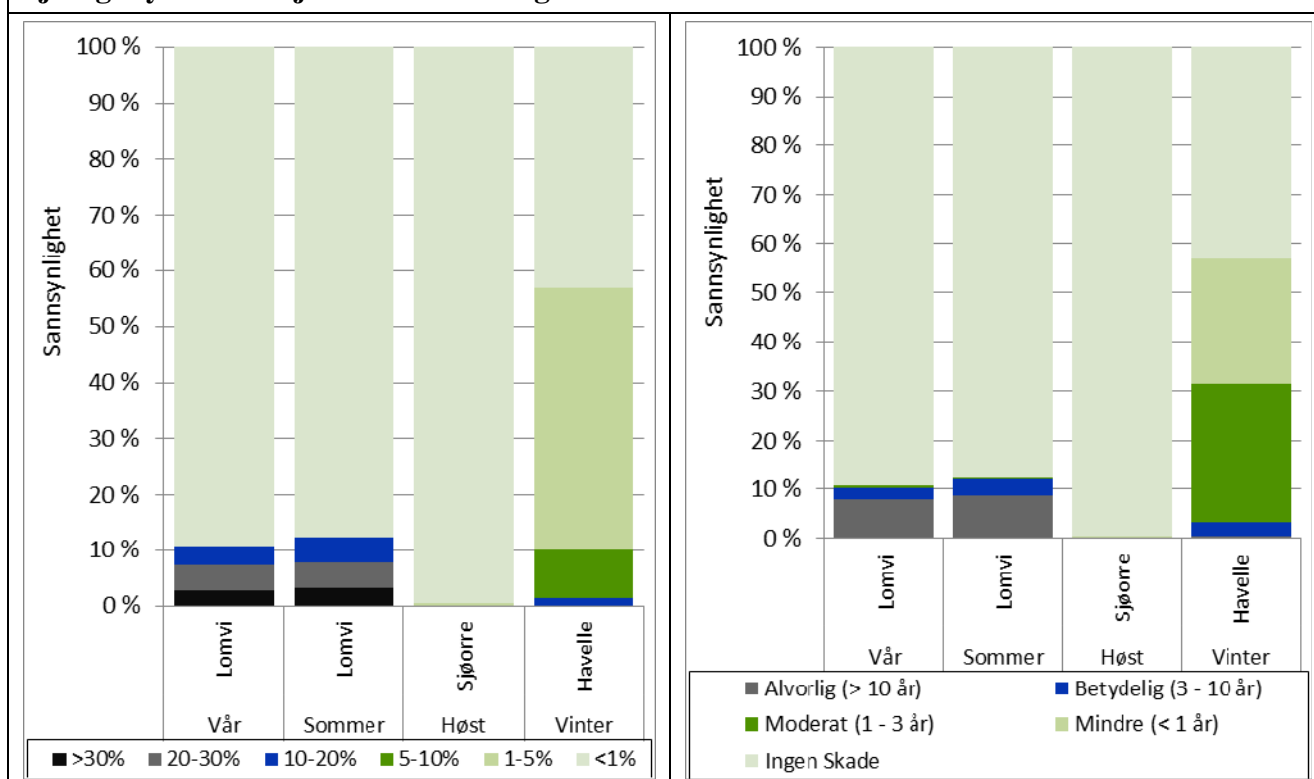
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til henholdsvis:

- 46,9 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen av havelle – vinter
- 8,6 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen av havelle – vinter
- 4,4 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen av lomvi – sommer
- 4,6 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen av lomvi – vår
- 3,3 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen av lomvi – sommer

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 25,6 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (havelle – vinter)
- 28,1 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (havelle – vinter)
- 3,1 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (lomvi – sommer)
- 8,8 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (lomvi – sommer)

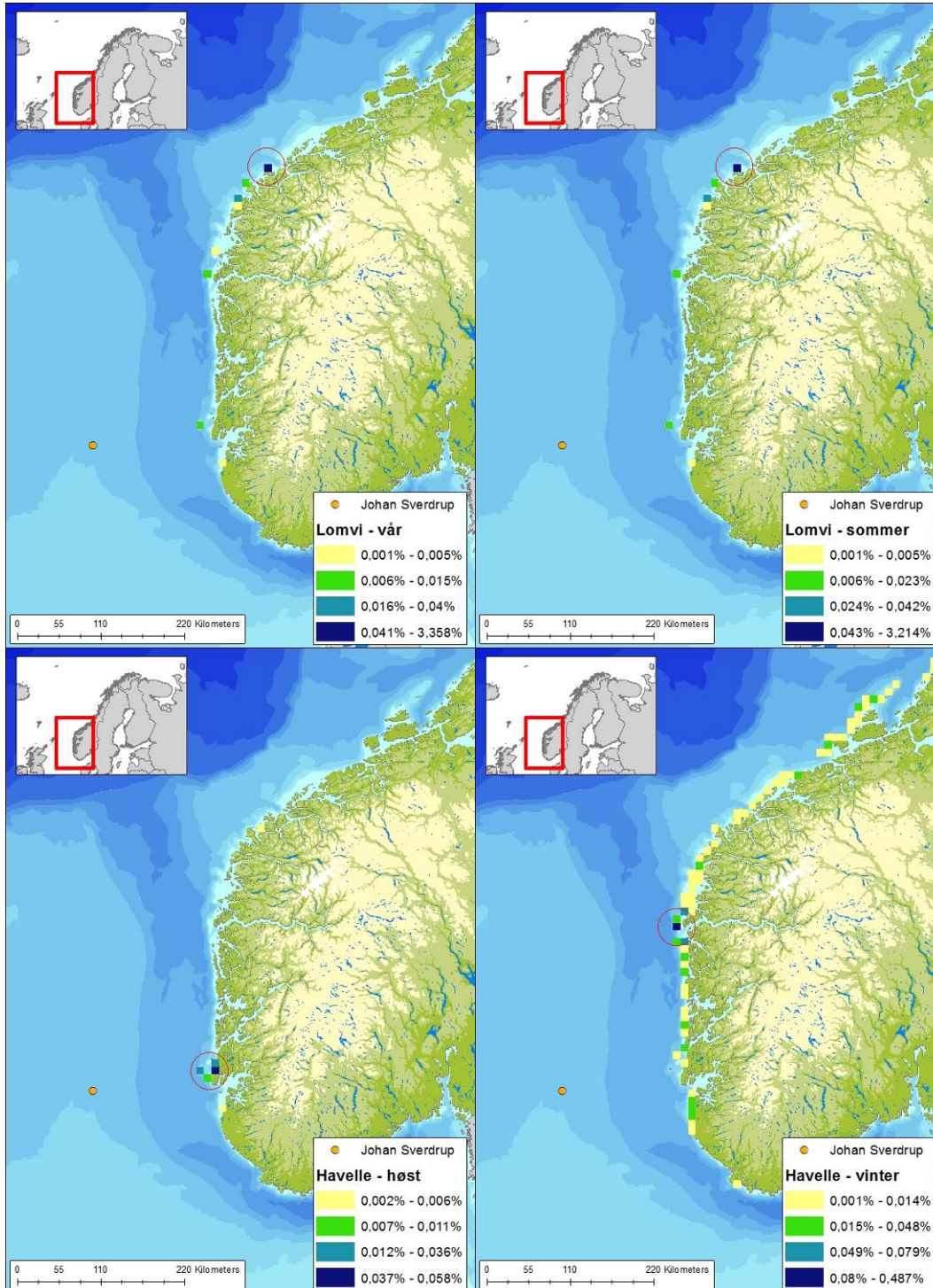
Sjøfugl kystnært - Sjøbunnsutblåsning – Scenario 1



Figur 6-6 Sannsynlighet for at en gitt andel av en bestand *kysttilknyttet sjøfugl* omkommer gitt en *sjøbunnsutblåsning* fra Johan Sverdrup feltet for *scenario 1*, presentert for hver av årets fire sesonger. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK i hver sesong representerer resultater for sesongen. Bestandstapet er gruppert i fem kategorier; 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

Fokusområder

Figur 6-7 viser hvor skadepotensialet er høyest etter utblåsning fra Johan Sverdrup (*fokusområder*), for de to artene med størst potensielt bestandstap gitt en overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra feltet; lomvi – vår og sommer og havelle – høst og vinter. For lomvi er skadepotensialet størst i hekkekolonien langs kysten på nordvestlandet (Møre og Romsdal), mens viktigste område for havelle er lengre sør (Karmøy, Rogaland i høstsesongen og Solund, Sogn og Fjordane i vintersesongen). Generelt er skadepotensialet betydelig lavere i høstsesongen enn de resterende sesongene, og betydelig høyere for lomvi enn for havelle.



Figur 6-7 Fokusområder for lomvi (vår og sommer) og havelle (høst og vinter) etter utblåsning fra Johan Sverdrup. Figurene viser geografisk område hvor potensielt bestandstap er høyest per 10 × 10 km grid rute for artene i hver sesong. Ruten med høyest potensielt bestandstap er markert med en rød sirkel.



6.1.3 Marine pattedyr

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – overflateutblåsning - Figur 6-8

Havert er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap i høst-, vinter- og vårsesongen, mens **steinkobbe** har høyest sannsynlighet for bestandstap om sommeren.

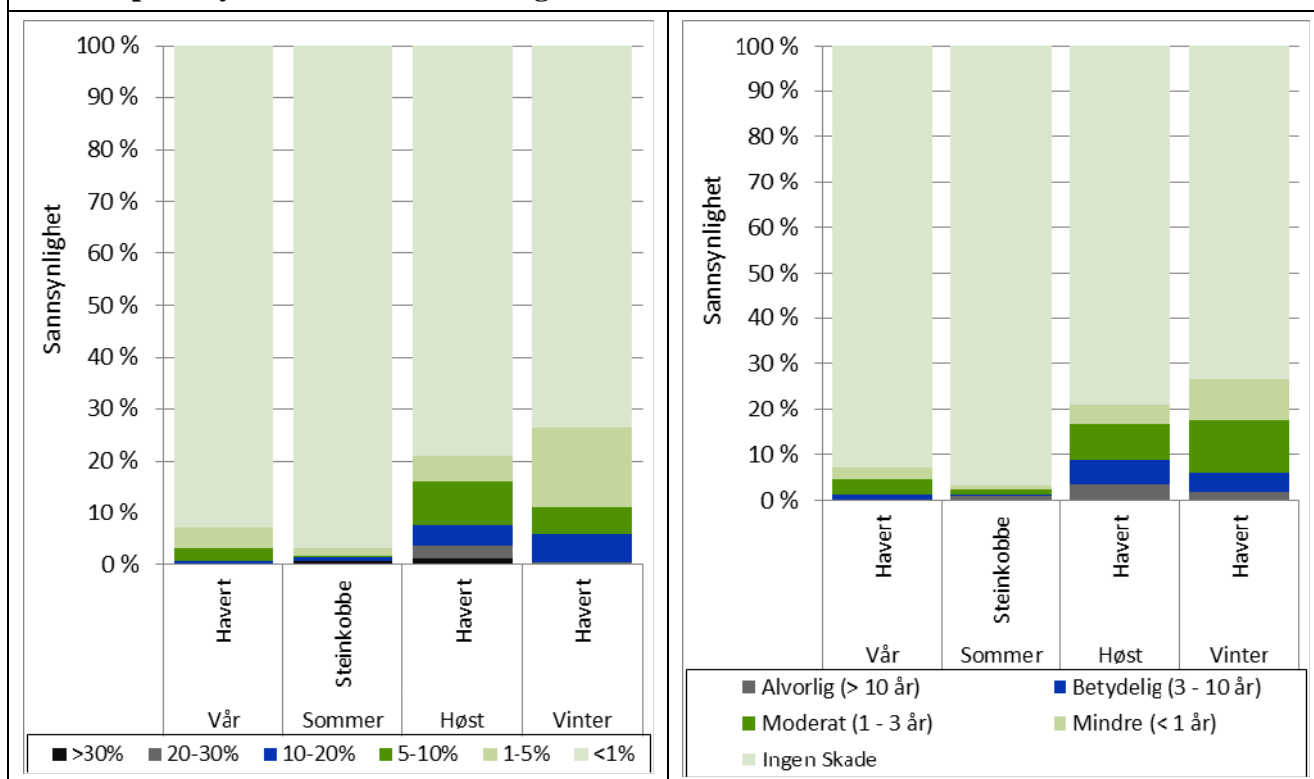
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til henholdsvis:

- 15,4 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen av havert – vinter
- 8,5 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen av havert – høst
- 5,4 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen av havert – vinter
- 2,5 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen av havert – høst
- 1,1 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen av havert – høst

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 9,0 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (havert – vinter)
- 11,6 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (havert – vinter)
- 5,4 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (havert – høst)
- 3,4 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (havert – høst)

Marine pattedyr - Overflateutblåsning – Scenario 1



Figur 6-8 Sannsynlighet for at en gitt andel av en bestand marine pattedyr omkommer gitt en overflateutblåsning fra Johan Sverdrup feltet for scenario 1, presentert for hver av årets fire sesonger. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK i hver sesong representerer resultater for sesongen. Bestandstapet er gruppert i fem kategorier; 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – sjøbunnsutblåsning - Figur 6-9

Havert er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap i alle sesonger.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til henholdsvis:

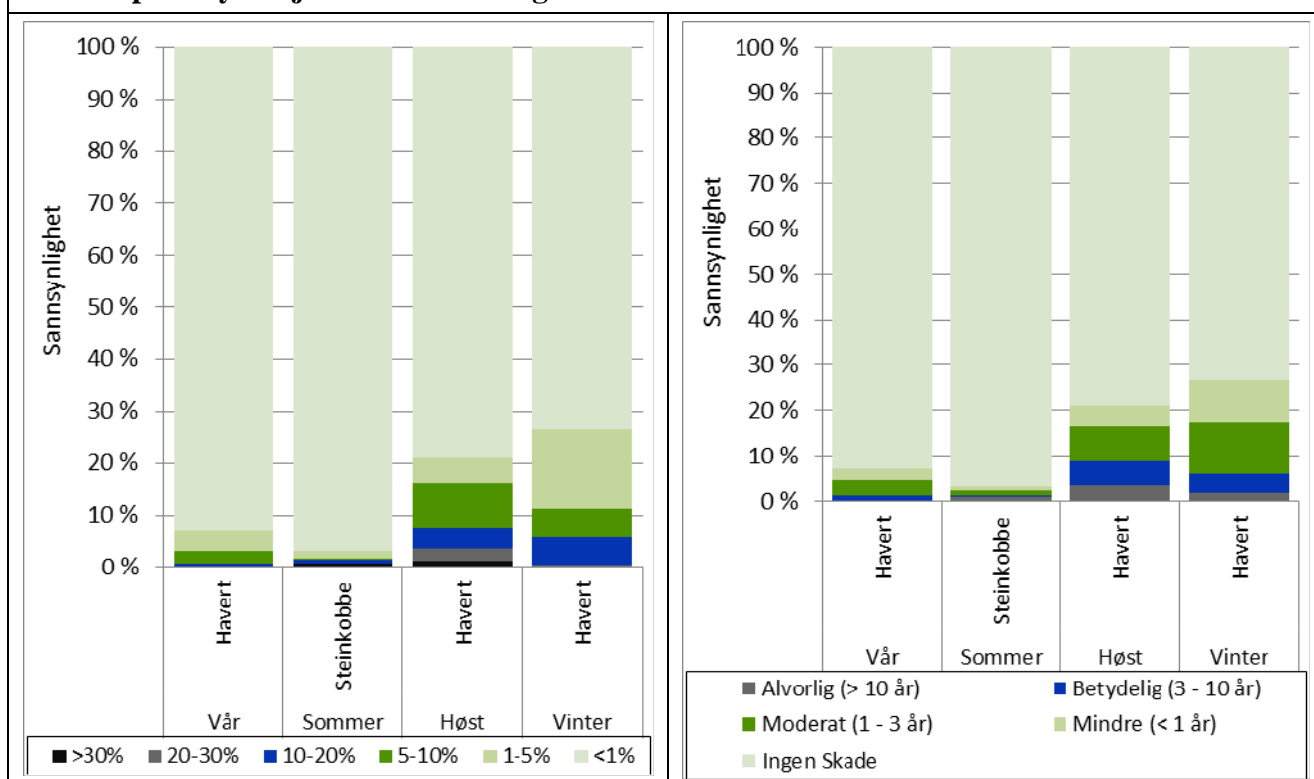
- 17,7 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen av havert – vinter
- 14,1 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen av havert – høst
- 5,7 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen av havert – høst
- 0,9 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen av havert – høst

Det er ingen sannsynlighet for >30 % bestandstap for marine pattedyr gitt en overflateutblåsning for Scenario 1.

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 9,9 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (havert – vinter)
- 11,7 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (havert – vinter)
- 6,9 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (havert – høst)
- 1,9 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (havert – høst)

Marine pattedyr - Sjøbunnsutblåsning – Scenario 1



Figur 6-9 Sannsynlighet for at en gitt andel av en bestand *marine pattedyr* omkommer gitt en *sjøbunnsutblåsning* fra Johan Sverdrup feltet for *scenario 1*, presentert for hver av årets fire sesonger. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK i hver sesong representerer resultater for sesongen. Bestandstapet er gruppert i fem kategorier; 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

6.1.4 Strandhabitat

Treffsannsynlighet og miljøskade – overflateutblåsning - Figur 6-10

Treffsannsynligheten av olje i 10 × 10 km strandhabitat langs kysten er høyest om vinteren med henholdsvis:

- 30,9 % sannsynlighet for treff av 1-100 tonn olje
- 15,0 % sannsynlighet for treff av 100-500 tonn olje

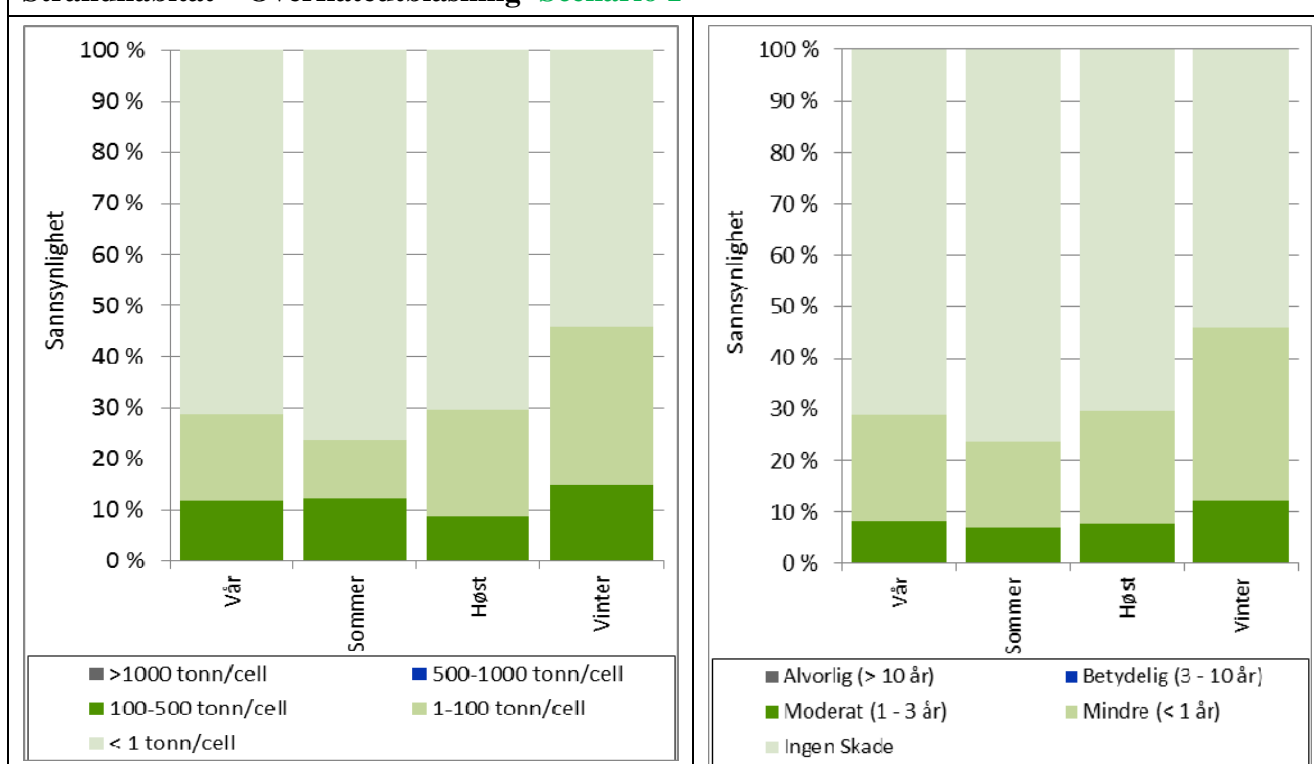
Det er ingen sannsynlighet for treff av over 500 tonn olje i disse habitatene.

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 33,8 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade
- 12,2 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade

Det er ingen sannsynlighet for *Betydelig* eller *Alvorlig* miljøskade i disse habitatene.

Strandhabitat – Overflateutblåsning- Scenario 1



Figur 6-10 Sannsynlighet for treff av ulike oljemengder i verst berørte strandhabitat gitt en overflateutblåsning fra Johan Sverdrup presentert sesongvis for Scenario 1. Bestandstapene er beregnet per måned, og de sesongvise resultatene representerer gjennomsnittet av månedene innen hver sesong. Bestandstapet (venstre) er gruppert i seks kategorier; <1 %, 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %. Miljøskaden (høyre) er gruppert i fem kategorier; ingen skade, mindre (< 1 år), moderat (1-3 år), betydelig (3-10 år) og alvorlig skade (> 10 år).

Treffsannsynlighet og miljøskade – sjøbunnsutblåsning - Figur 6-11

Treffsannsynligheten av olje i 10 × 10 km strandhabitater langs kysten er henholdsvis:

- 30,5 % sannsynlighet for treff av 1-100 tonn olje (vinter)
- 22,6 % sannsynlighet for treff av 100-500 tonn olje (vår)

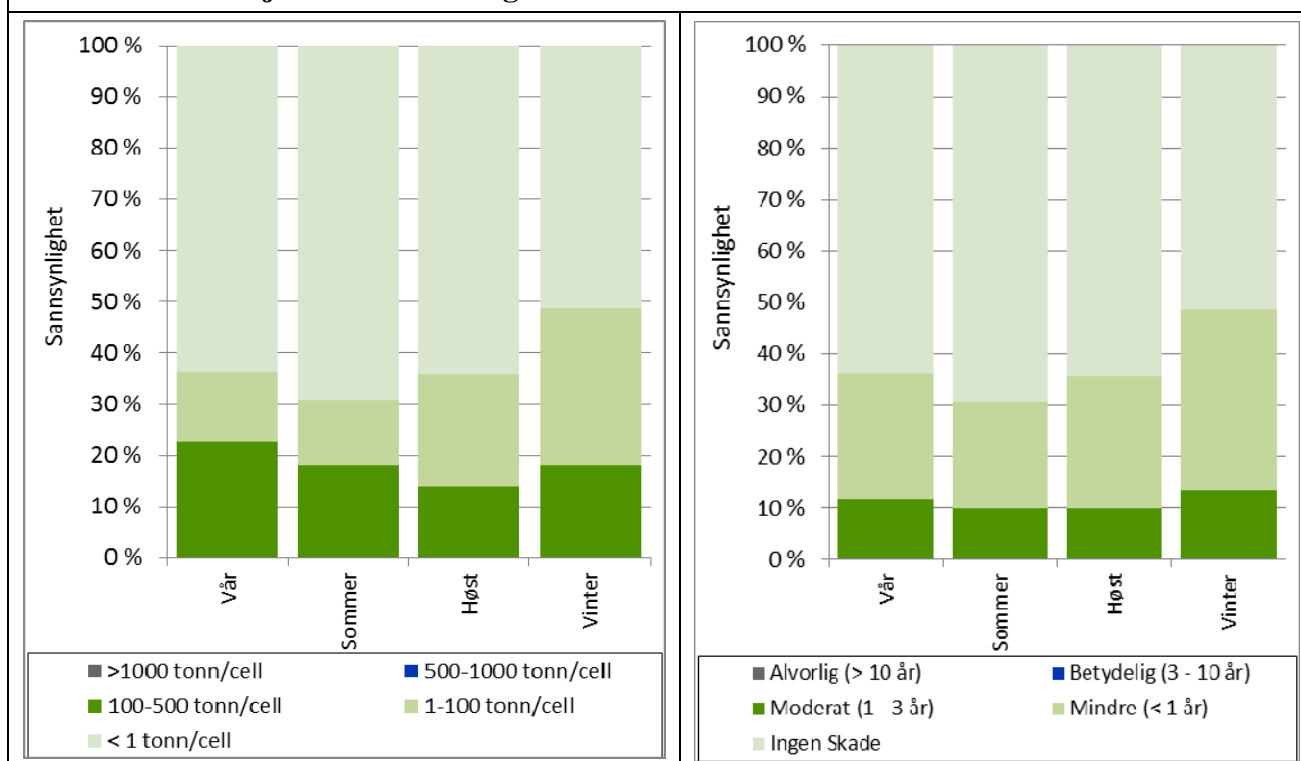
Det er ingen sannsynlighet for treff av over 500 tonn olje i disse habitatene.

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 35,3 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade
- 13,3 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade

Det er ingen sannsynlighet for *Betydelig* eller *Alvorlig* miljøskade i disse habitatene.

Strandhabitat – Sjøbunnsutblåsning – Scenario 1



Figur 6-11 Sannsynlighet for treff av ulike oljemengder i verst berørte strandhabitat gitt en sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup presentert sesongvis for Scenario 1. Bestandstapene er beregnet per måned, og de sesongvise resultatene representerer gjennomsnittet av månedene innen hver sesong. Bestandstapet (venstre) er gruppert i seks kategorier; <1 %, 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %. Miljøskaden (høyre) er gruppert i fem kategorier; ingen skade, mindre (< 1 år), moderat (1-3 år), betydelig (3-10 år) og alvorlig skade (> 10 år).

6.2 Mulige konsekvenser ved en utblåsing fra Johan Sverdrup – **SCENARIO 2**

6.2.1 Sjøfugl - åpent hav

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – overflateutblåsing - Figur 6-12

Alkekonge er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap i vintersesongen, mens **lomvi** har høyest sannsynlighet for bestandstap om våren, sommeren og høsten.

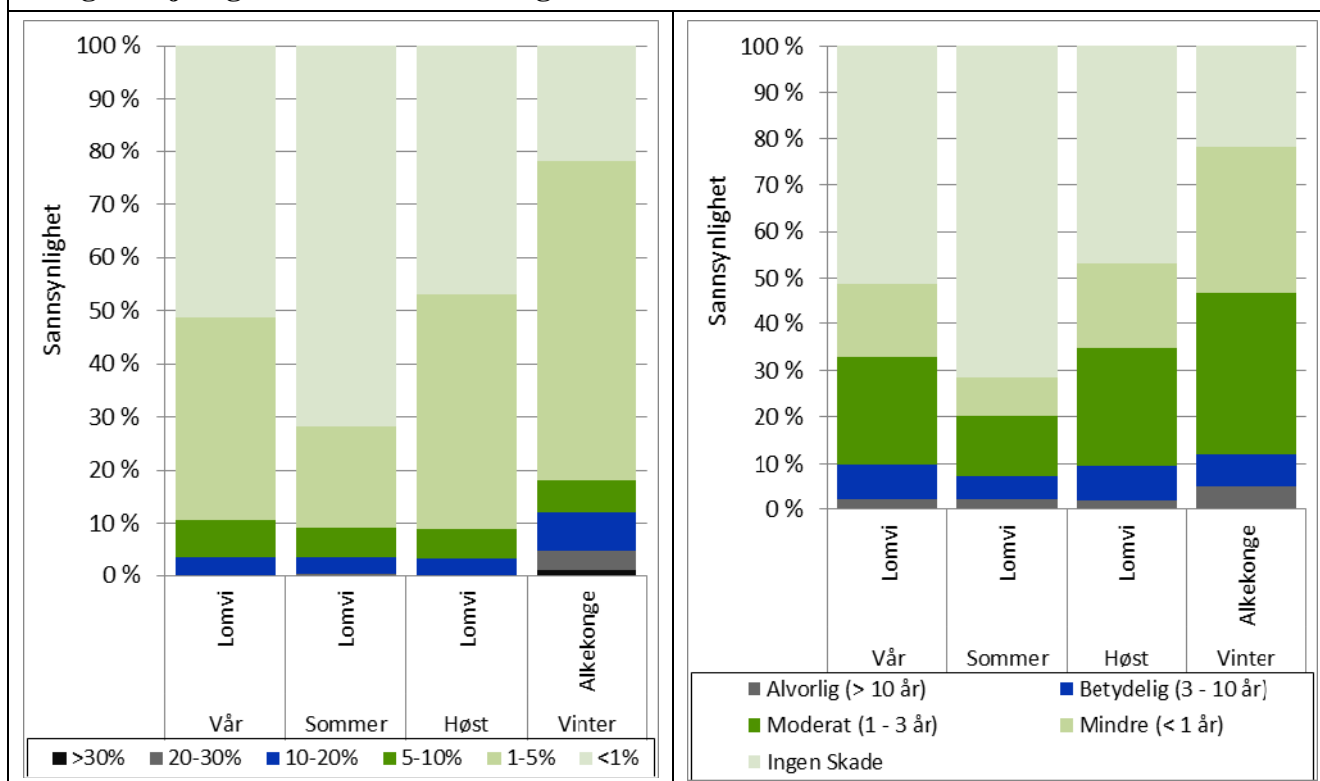
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til henholdsvis:

- 59,9 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen av alkekonge - vinter
- 7,3 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen av lomvi - vår
- 7,4 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen av alkekonge - vinter
- 3,8 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen av alkekonge - vinter
- 1,1 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen av alkekonge - vinter

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 31,5 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (alkekonge – vinter)
- 34,8 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (alkekonge – vinter)
- 7,7 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (lomvi – høst)
- 4,8 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (alkekonge – vinter)

Pelagiske sjøfugl - Overflateutblåsning – Scenario 2



Figur 6-12 Sannsynlighet for at en gitt andel av en bestand sjøfugl i åpent hav omkommer gitt en overflateutblåsning fra Johan Sverdrup feltet ifølge scenario 2, presentert for hver av årets fire sesonger. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK i hver sesong representerer resultater for sesongen. Bestandstapet er gruppert i fem kategorier; 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – sjøbunnsutblåsning - Figur 6-13

Alkekonge er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap i vintersesongen, mens **lomvi** har høyest sannsynlighet for bestandstap om våren, sommeren og høsten.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til henholdsvis:

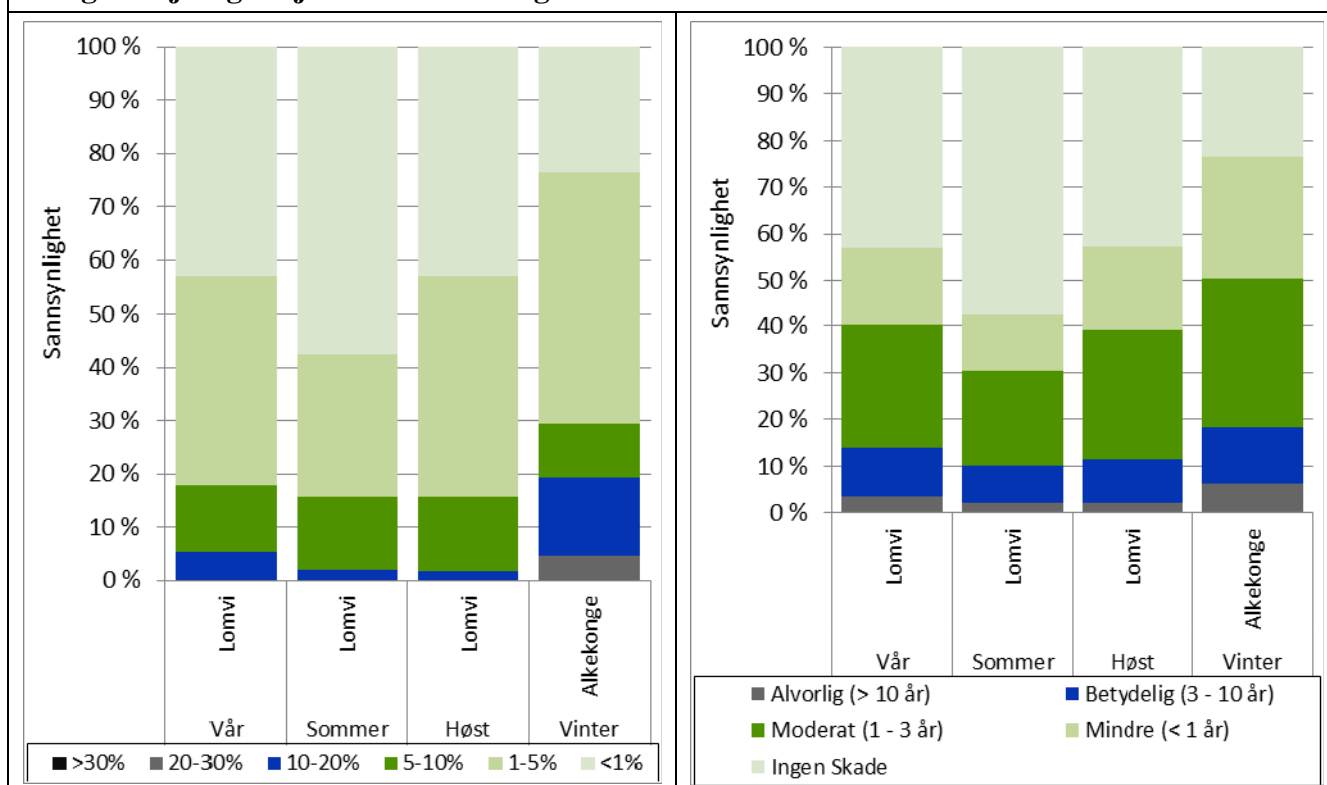
- 47,1 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen av alkekonge - vinter
- 13,9 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen av lomvi - høst
- 16,4 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen av alkekonge - vinter
- 4,6 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen av alkekonge - vinter
- 0,2 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen av alkekonge - vinter

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 26,1 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (alkekonge – vinter)

- 32,2 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (alkekonge – vinter)
- 12,1 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (alkekonge – vinter)
- 6,1 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (alkekonge – vinter)

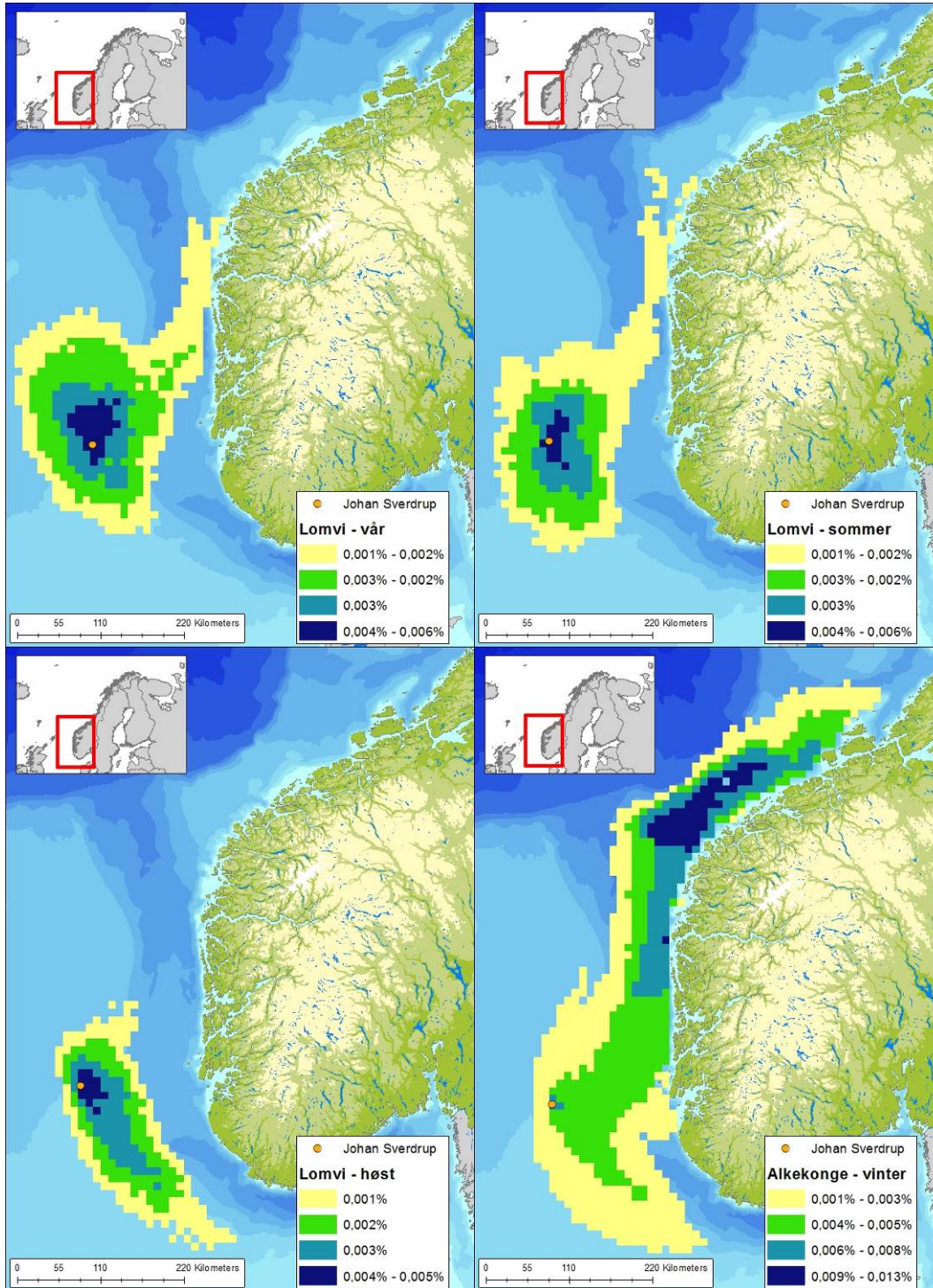
Pelagiske sjøfugl - Sjøbunnsutblåsning – Scenario 2



Figur 6-13 Sannsynlighet for at en gitt andel av en bestand sjøfugl i åpent hav omkommer gitt en sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup feltet ifølge scenario 2, presentert for hver av årets fire sesonger. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK i hver sesong representerer resultater for sesongen. Bestandstapt er gruppert i fem kategorier; 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

Fokusområder

Figur 6-14 viser hvor skadepotensialet er høyest etter utblåsning fra Johan Sverdrup (fokusområder), for de to artene med størst potensielt bestandstap gitt en overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra feltet; lomvi – vår, sommer og høst og alkekonge – vinter. For lomvi er skadepotensialet størst i nærområdet til utslippslokasjonene, mens det for alkekonge er størst nærmere kysten så langt nord som Møre og Romsdal.



Figur 6-14 Fokusområder for lomvi (vår , sommer og høst) og alkekonge (vinter) etter utblåsning fra Johan Sverdrup. Figurene viser geografisk område hvor potensielt bestandstap er høyest per 10 × 10 km grid rute for arten i hver sesong.



6.2.2 Sjøfugl - kystnært

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – overflateutblåsning - Figur 6-15

Lomvi er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap i vårsesongen, mens **havhest** har høyest sannsynlighet for bestandstap i sommersesongen og **havelle** i høst- og vintersesongen.

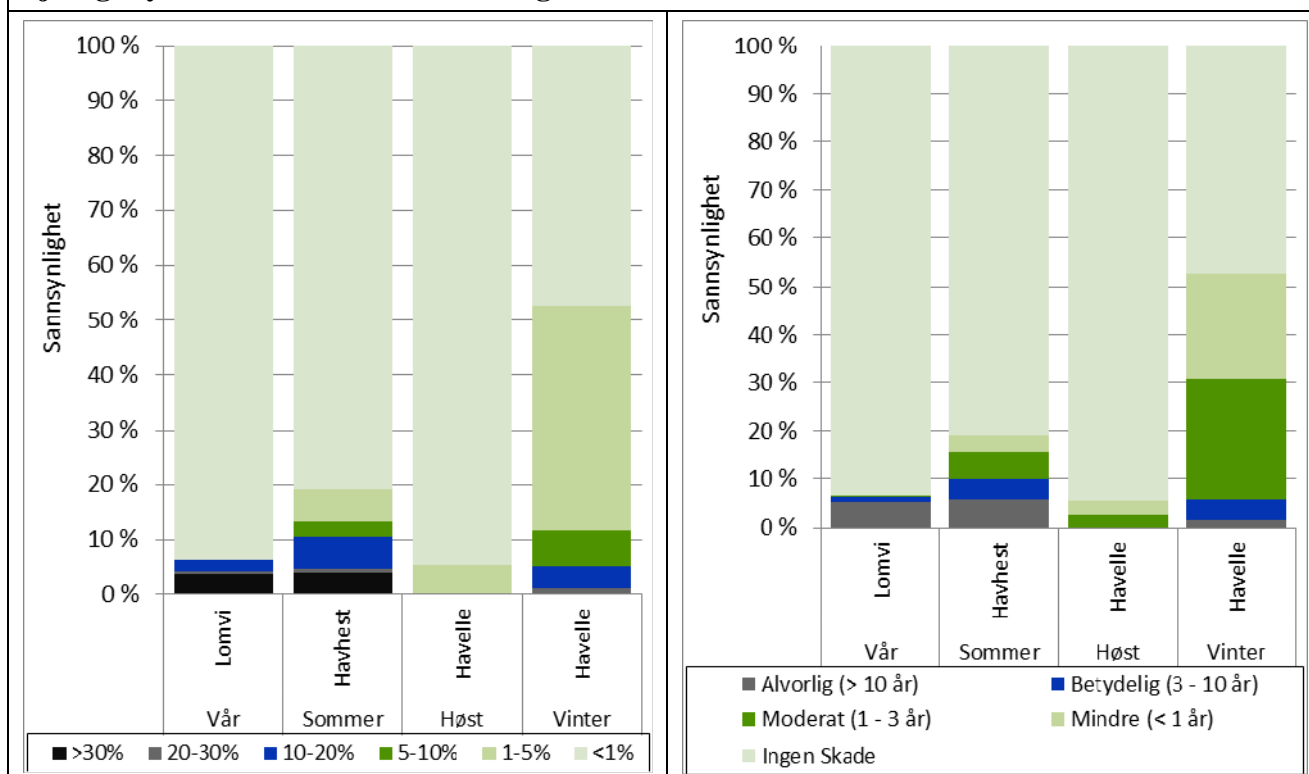
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til henholdsvis:

- 40,8 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen av havelle – vinter
- 6,64 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen av havelle – vinter
- 5,9 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen av havhest – sommer
- 1,1 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen av havelle – vinter
- 4,1 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen av havhest – sommer

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 22,1 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (havelle – vinter)
- 24,7 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (havelle – vinter)
- 4,2 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (havelle – vinter)
- 5,9 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (havhest – sommer)

Sjøfugl kystnært - Overflateutblåsning – Scenario 2



Figur 6-15 Sannsynlighet for at en gitt andel av en bestand kysttilknyttet sjøfugl omkommer gitt en overflateutblåsning fra Johan Sverdrup feltet ifølge scenario 2 presentert for hver av årets fire sesonger. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK i hver sesong representerer resultater for sesongen. Bestandstapet er gruppert i fem kategorier; 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – sjøbunnsutblåsning - Figur 6-16

Lomvi er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap i vårsesongen, mens **havhest** har høyest sannsynlighet for bestandstap i sommersesongen, **sjøorre** i høstsesongen og **havelle** i vintersesongen.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til henholdsvis:

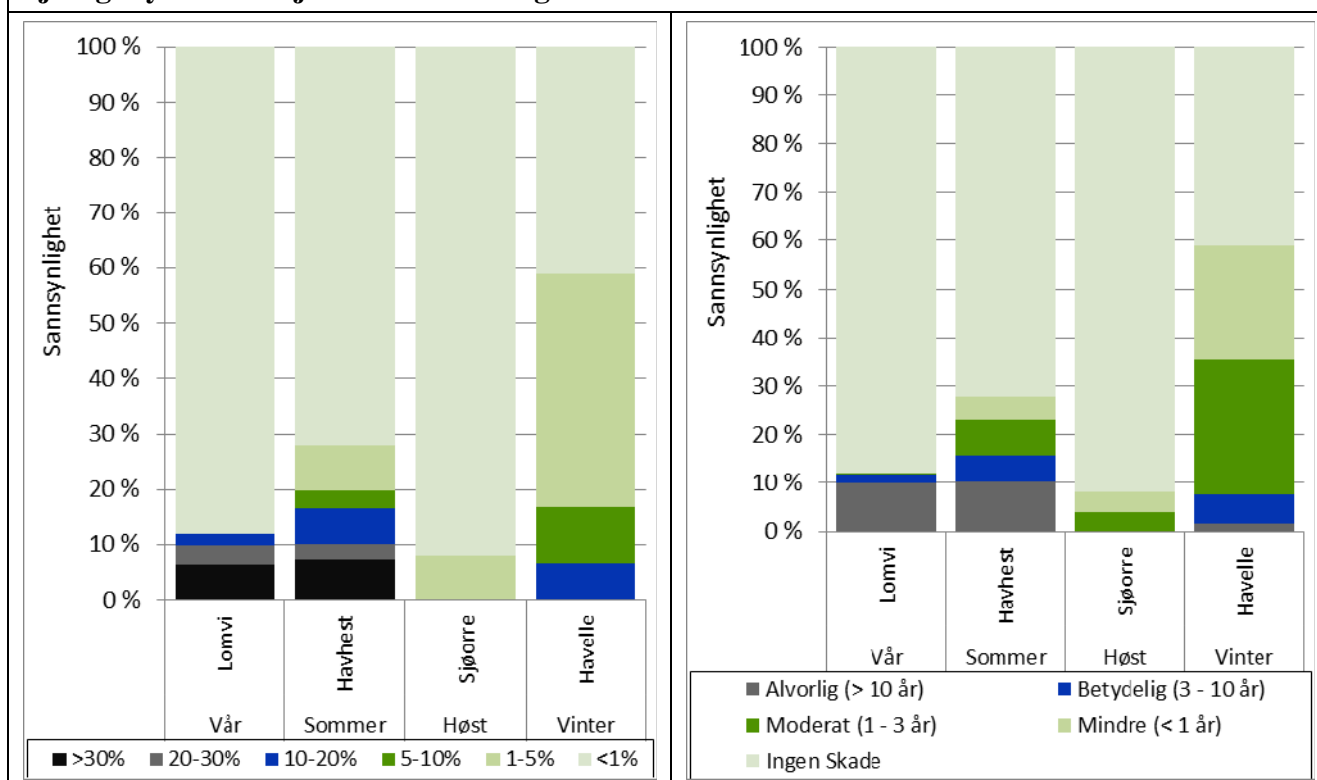
- 42,0 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen av havelle – vinter
- 10,3 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen av havelle – vinter
- 6,6 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen av havhest – sommer
- 3,5 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen av lomvi – vår
- 7,2 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen av havhest – sommer

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 23,6 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (havelle – vinter)

- 27,8 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (havelle – vinter)
- 5,9 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (havelle – vinter)
- 10,3 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (havhest – sommer)

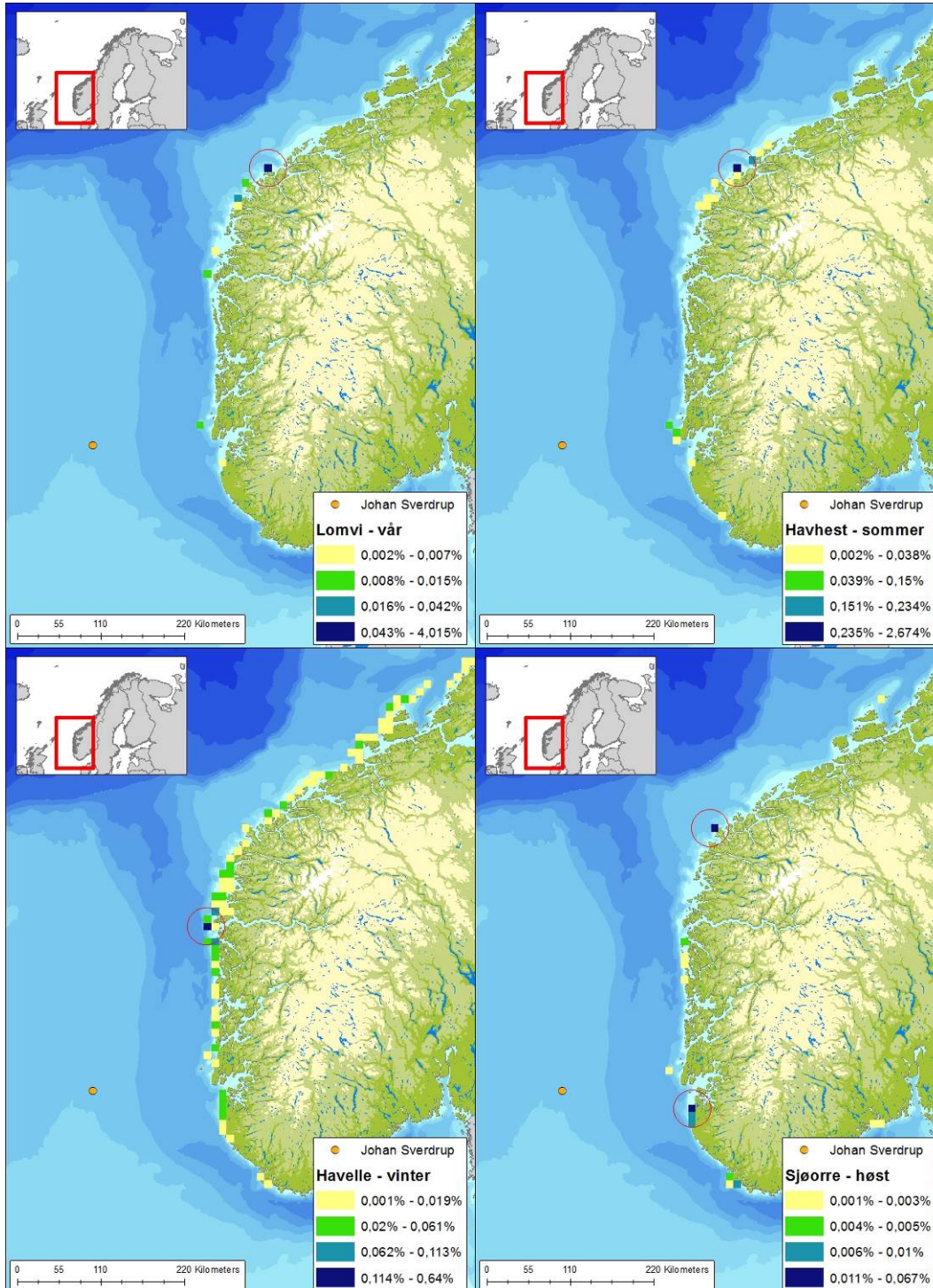
Sjøfugl kystnært - Sjøbunnsutblåsning – Scenario 2



Figur 6-16 Sannsynlighet for at en gitt andel av en bestand *kysttilknyttet sjøfugl* omkommer gitt en *sjøbunnsutblåsning* fra Johan Sverdrup feltet ifølge *scenario 2*, presentert for hver av årets fire sesonger. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK i hver sesong representerer resultater for sesongen. Bestandstapet er gruppert i fem kategorier; 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

Fokusområder

Figur 6-7 viser hvor skadepotensialet er høyest etter utblåsning fra Johan Sverdrup (*fokusområder*), for de to artene med størst potensielt bestandstap gitt en overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra feltet; lomvi – vår og sommer og havelle – høst og vinter. For lomvi er skadepotensialet størst i hekkekolonien langs kysten på nordvestlandet (Møre og Romsdal), mens viktigste område for havelle er lengre sør (Karmøy, Rogaland i høstsesongen og Solund, Sogn og Fjordane i vintersesongen). Generelt er skadepotensialet betydelig lavere i høstsesongen enn de resterende sesongene, og betydelig høyere for lomvi enn for havelle.



Figur 6-17 Fokusområder for lomvi (vår), havhest (sommer), havelle (høst) og sjørre (vinter) etter utblåsning fra Johan Sverdrup. Figurene viser geografisk område hvor potensielt bestandstap er høyest per 10×10 km grid rute for artene i hver sesong. Ruten(-e) med høyest potensielt bestandstap er markert med en rød sirkel.

6.2.3 Marine pattedyr

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – overflateutblåsning - Figur 6-18

Havert er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap i høst-, vinter- og vårsesongen, mens **steinkobbe** har høyest sannsynlighet for bestandstap om sommeren.

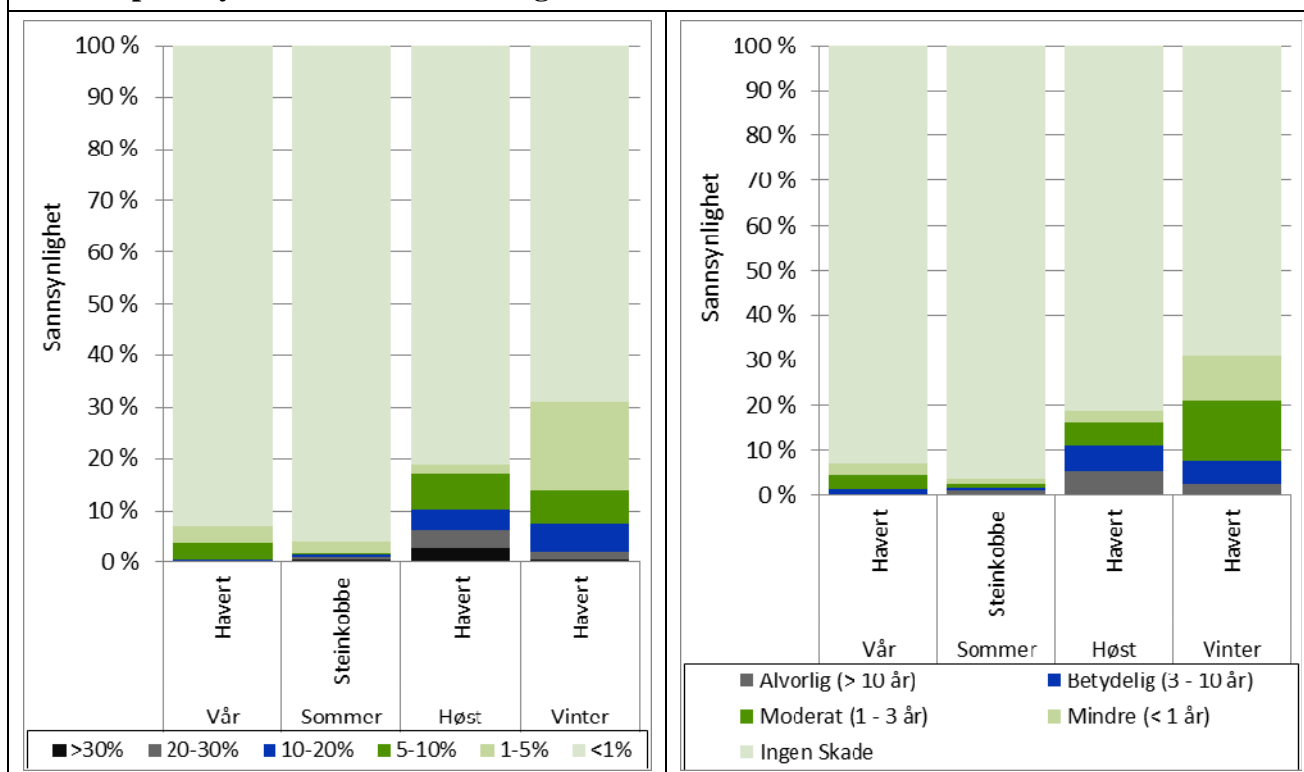
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til henholdsvis:

- 17,2 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen av havert – vinter
- 6,9 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen av havert – høst
- 5,4 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen av havert – vinter
- 3,4 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen av havert – høst
- 2,8 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen av havert – høst

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 10,2 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (havert – vinter)
- 13,2 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (havert – vinter)
- 5,5 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (havert – høst)
- 5,5 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (havert – høst)

Marine pattedyr - Overflateutblåsning – Scenario 2



Figur 6-18 Sannsynlighet for at en gitt andel av en bestand marine pattedyr omkommer gitt en overflateutblåsning fra Johan Sverdrup feltet ifølge **scenario 2** presentert for hver av årets fire sesonger. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK i hver sesong representerer resultater for sesongen. Bestandstapet er gruppert i fem kategorier; 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade – sjøbunnsutblåsning - Figur 6-19

Havert er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap i høst- og vintersesongen, mens **steinkobbe** har høyest sannsynlighet for bestandstap i vår- og sommersesongen.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til henholdsvis:

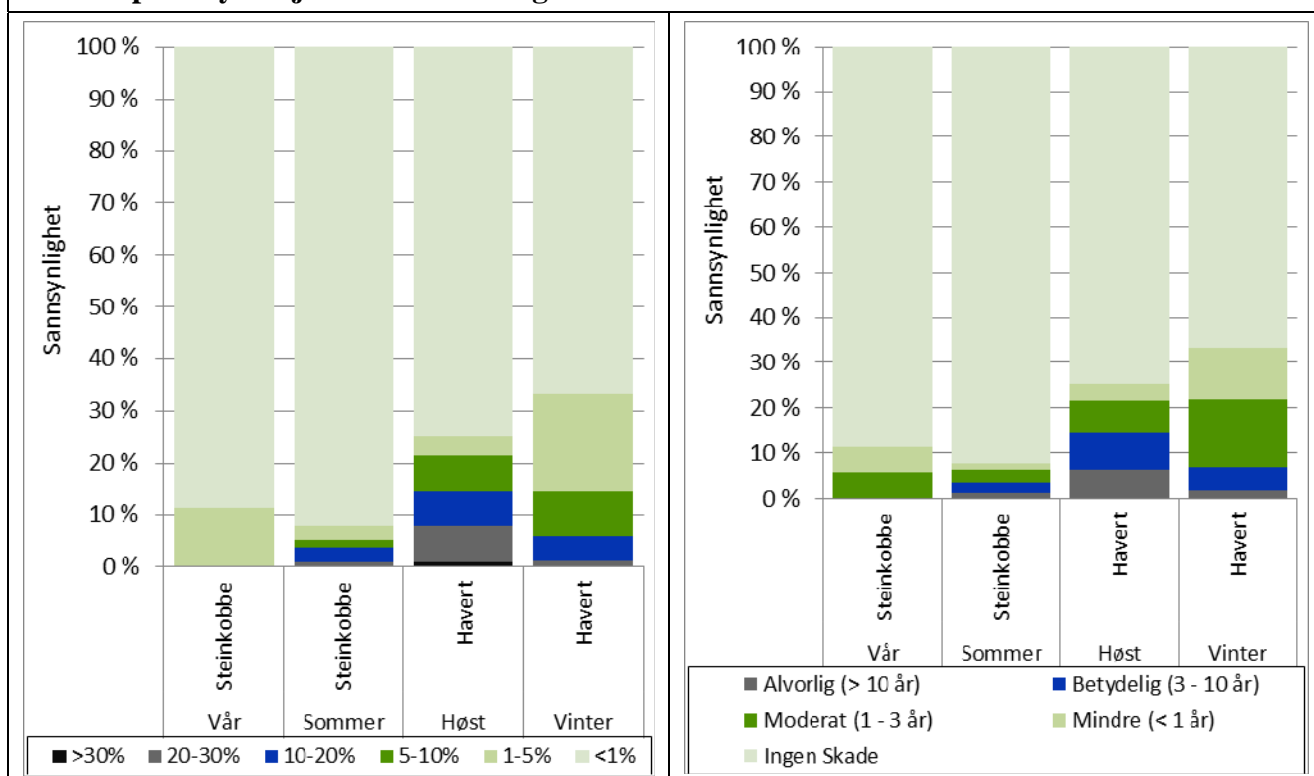
- 18,4 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen av havert – vinter
- 9,1 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen av havert – vinter
- 6,9 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen av havert – høst
- 6,7 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen av havert – høst
- 1,0 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen av havert – høst

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 11,5 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (havert – vinter)

- 14,9 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (havert – vinter)
- 8,5 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (havert – høst)
- 6,1 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (havert – høst)

Marine pattedyr - Sjøbunnsutblåsning – Scenario 2



Figur 6-19 Sannsynlighet for at en gitt andel av en bestand *marine pattedyr* omkommer gitt en *sjøbunnsutblåsning* fra Johan Sverdrup feltet ifølge *scenario 2*, presentert for hver av årets fire sesonger. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK i hver sesong representerer resultater for sesongen. Bestandstapet er gruppert i fem kategorier; 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

6.2.4 Strandhabitat

Treffsannsynlighet og miljøskade – overflateutblåsning - Figur 6-20

Treffsannsynligheten av olje i 10 × 10 km strandhabitater langs kysten er høyest om vinteren med henholdsvis:

- 27,0 % sannsynlighet for treff av 1-100 tonn olje
- 19,8 sannsynlighet for treff av 100-500 tonn olje

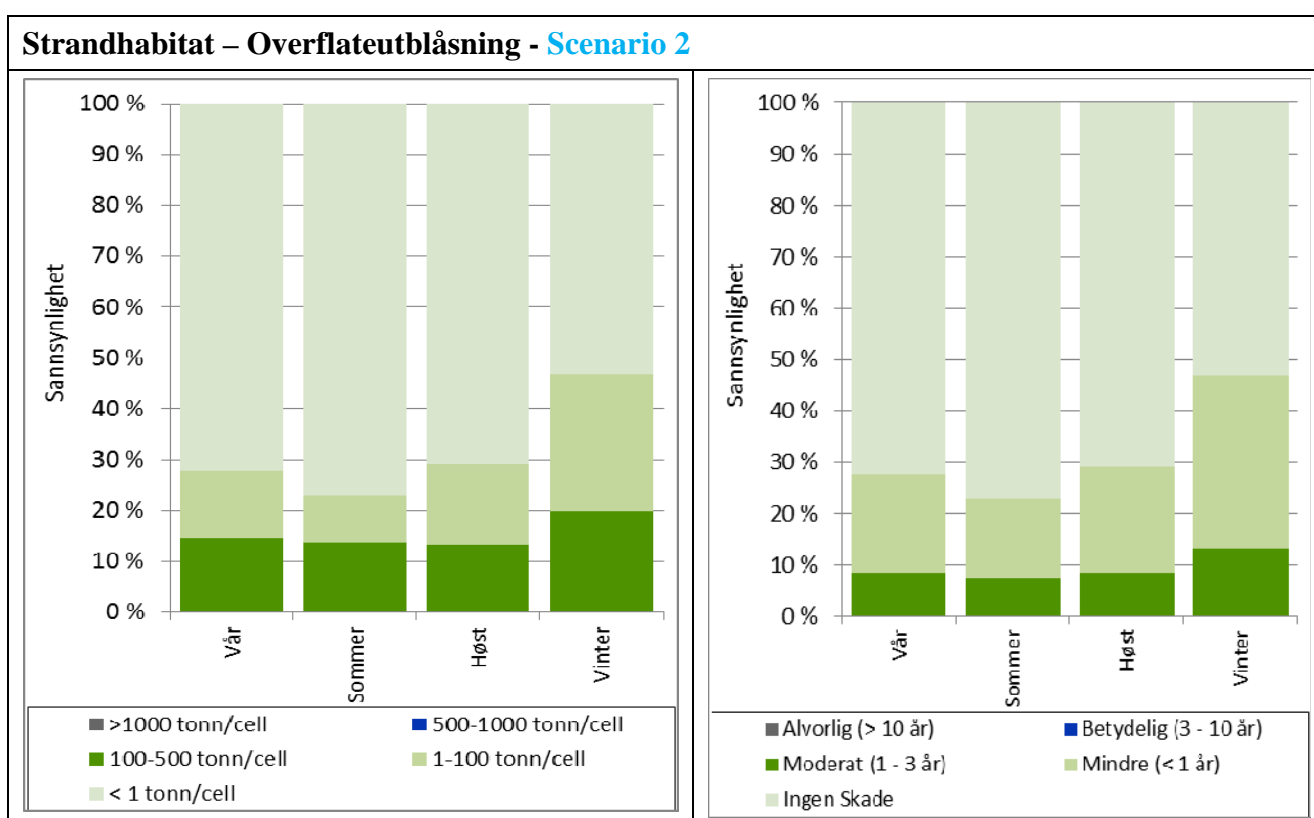
Det er ingen sannsynlighet for treff av over 500 tonn olje i disse habitatene.

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 33,5 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade
- 13,3 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade

Det er ingen sannsynlighet for *Betydelig* eller *Alvorlig* miljøskade i disse habitatene.

Sannsynlighet for skade gitt en overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra Johan Sverdrup er presentert i Figur 6-20 for det 10 × 10 km strandhabitatet med høyest risiko i hver sesong.



Figur 6-20 Sannsynlighet for treff av ulike oljemengder i verst berørte *strandhabitat* gitt en overflateutblåsning fra Johan Sverdrup presentert sesongvis for **Scenario 2**. Bestandstapene er beregnet per måned, og de sesongvise resultatene representerer gjennomsnittet av månedene innen hver sesong. Bestandstapet (venstre) er gruppert i seks kategorier; <1 %, 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %. Miljøskaden (høyre) er gruppert i fem kategorier; ingen skade, mindre (< 1 år), moderat (1-3 år), betydelig (3-10 år) og alvorlig skade (> 10 år).

Treffsannsynlighet og miljøskade – sjøbunnsutblåsning - Figur 6-21

Treffsannsynligheten av olje i 10 × 10 km strandhabitatet langs kysten er høyest om vinteren med henholdsvis:

- 26,0 % sannsynlighet for treff av 1-100 tonn olje
- 26,3 sannsynlighet for treff av 100-500 tonn olje

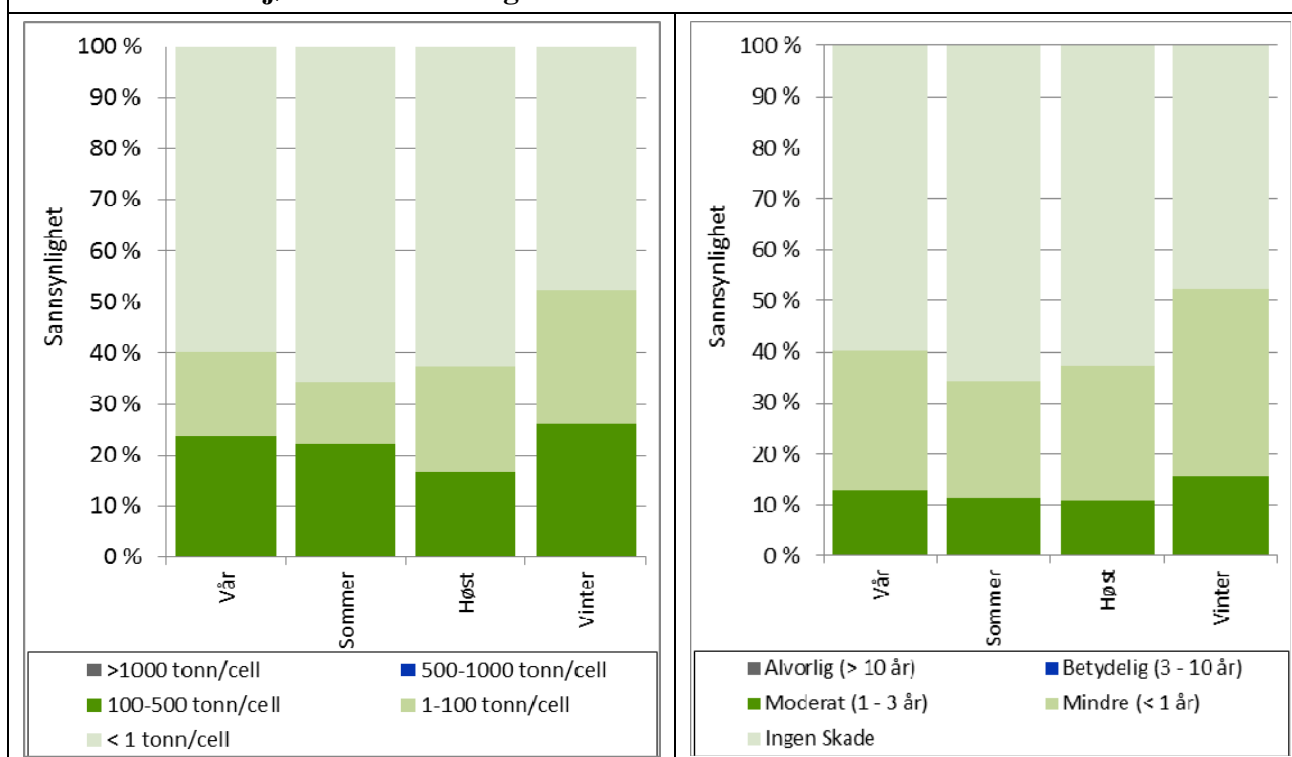
Det er ingen sannsynlighet for treff av over 500 tonn olje i disse habitatene.

Dette gir følgende skadesannsynligheter i form av restitusjonstid:

- 36,5 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade
- 15,7 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade

Det er ingen sannsynlighet for *Betydelig* eller *Alvorlig* miljøskade i disse habitatene.

Strandhabitat – Sjøbunnsutblåsning - Scenario 2



Figur 6-21 Sannsynlighet for treff av ulike oljemengder i verst berørte *strandhabitat* gitt en *sjøbunnsutblåsning* fra Johan Sverdrup presentert sesongvis for **Scenario 2**. Bestandstapene er beregnet per måned, og de sesongvise resultatene representerer gjennomsnittet av månedene innen hver sesong. Bestandstapet (venstre) er gruppert i seks kategorier; <1 %, 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %. Miljøskaden (høyre) er gruppert i fem kategorier; ingen skade, mindre (< 1 år), moderat (1-3 år), betydelig (3-10 år) og alvorlig skade (> 10 år).



6.2.5 Tapsandeler av fiskeegg og larver

Modellering av tapsandeler av fiskeegg og – larver gitt en utblåsning fra Johan Sverdrup viser ingen sannsynlighet for tapsandeler over 0,5 % for hverken torsk eller sild i noen av sesongene. Mulige konsekvenser anses derfor som neglisjerbare, og fisk tas derfor ikke med videre i miljørisikoberegningene.



6.3 Miljørisiko

Miljørisikoen ved en utblåsning fra Johan Sverdrup feltet beregnes for en produksjonsfase for både Scenario 1 og Scenario 2 for de identifiserte VØK'ene. Miljørisiko uttrykkes ved sannsynlighet for skade på bestander eller kystområder kombinert med frekvens for uhellsutslipp. Skade er definert i form av restitusjonstid som den tiden det tar før en bestand er tilbake til 99 % av opprinnelig nivå (OLF, 2007). Graden av skade er inndelt i fire kategorier; *mindre* (< 1 års restitusjonstid), *moderat* (1-3 års restitusjonstid), *betydelig* (3-10 års restitusjonstid) og *alvorlig* (>10 års restitusjonstid) miljøskade. Det er valgt å presentere månedlige risikobidrag og årlig risiko for alle VØK-gruppene for begge scenariene.

Miljørisiko er beregnet som skadefrekvenser per måned per VØK-gruppe (sjøfugl åpent hav, sjøfugl kyst, marine pattedyr og strandhabitat), der høyeste utslag i hver skadekategori i hver måned presenteres. De månedlige bidragene er deretter summert til årlig miljørisiko og målt mot Statoils feltspesifikke akseptkriterier.

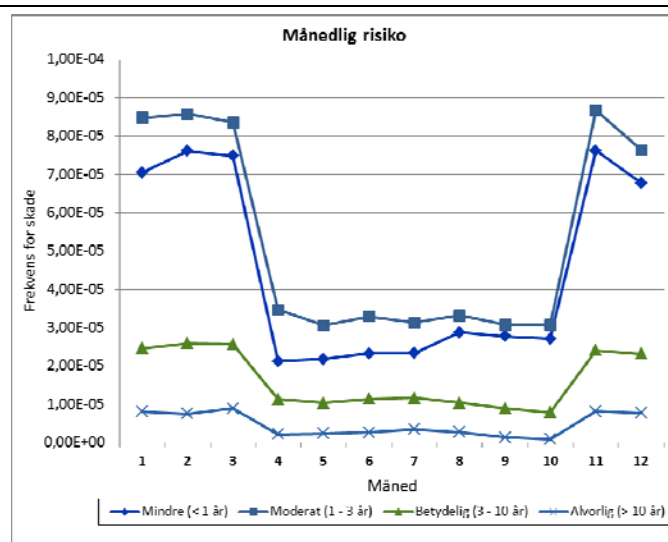
6.3.1 Månedlig miljørisiko

6.3.1.1 Sjøfugl i åpent hav

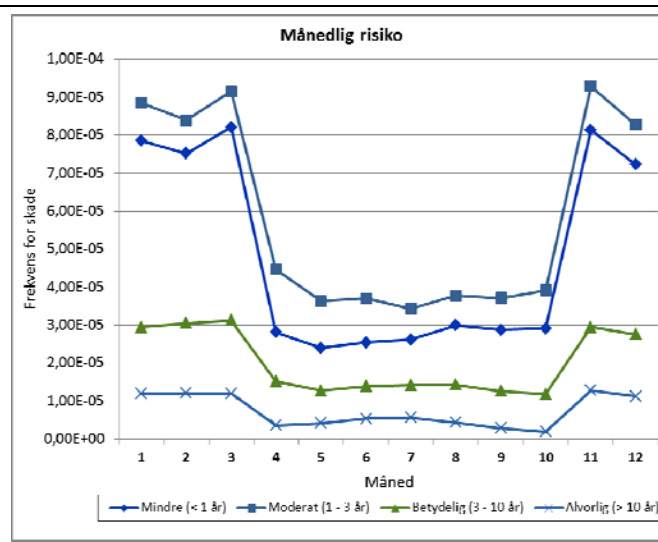
Månedlige miljørisikobidrag forbundet med utblåsning fra Johan Sverdrup i produksjonsfasen for Scenario 1 og Scenario 2 er vist i Figur 6-22 for sjøfugl i åpent hav.

Figurene viser at det er størst frekvens for *moderat* miljøskade hele året igjennom, og risikonivået gjør et markant dropp i perioden april-oktober for begge scenarier. I denne perioden trekker en stor andel av de pelagisk sjøfuglartene inn mot kysten for å hekke, og er således mindre utsatt i åpent hav. Høyeste skadefrekvens for *moderat* miljøskade er beregnet i november med $8,7 \cdot 10^{-5}$ for Scenario 1 (dvs. én hendelse per om lag 11 000 år med drift) og med $9,3 \cdot 10^{-5}$ for Scenario 2 (dvs. én hendelse per om lag 10 000 år med drift).

Scenario 1



Scenario 2



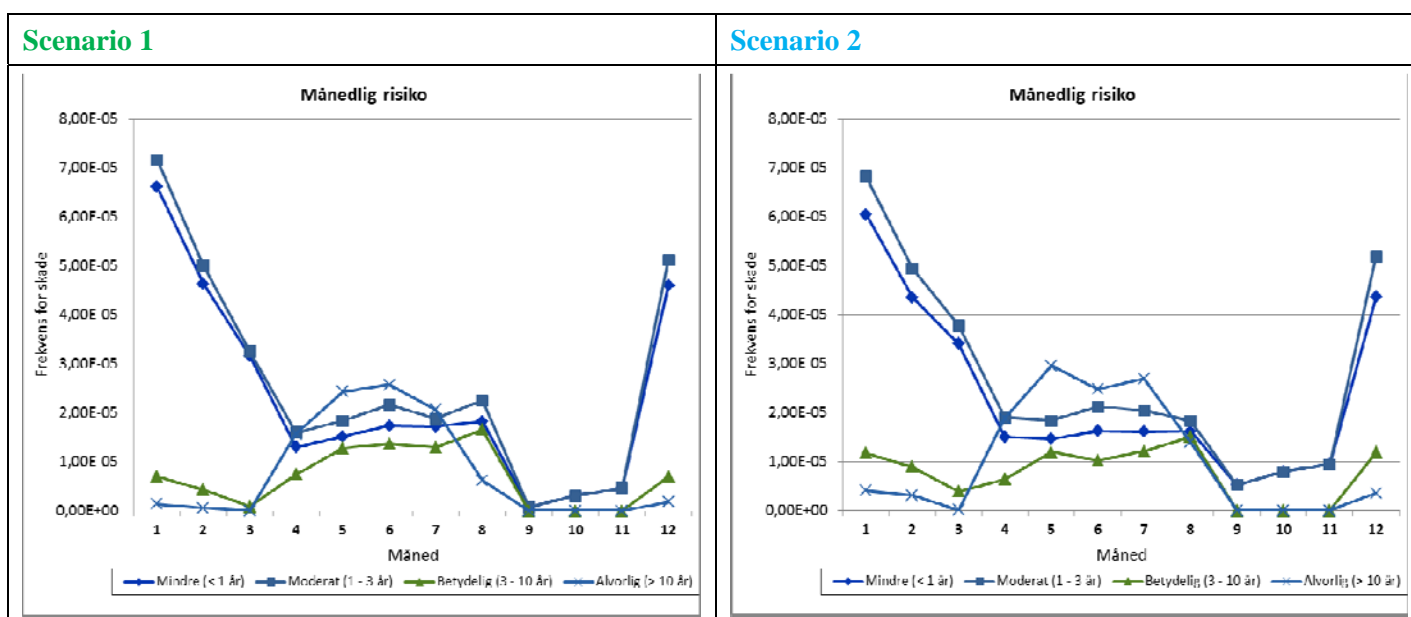
Figur 6-22 Månedlige miljørisikobidrag for sjøfugl i åpent hav forbundet med utblåsning på Johan Sverdrup for scenario 1 (til venstre) og scenario 2 (til høyre).

6.3.1.2 Sjøfugl kystnært

Månedlige miljørisikobidrag forbundet med utblåsning fra Johan Sverdrup i produksjonsfasen for Scenario 1 og Scenario 2 er vist i Figur 6-23 for sjøfugl kystnært.

For Scenario 1 er størst frekvens for *mindre* og *moderat* miljøskade fra januar til april og fra august til desember, mens det i mai til juli er *alvorlig* miljøskade som har størst frekvens. Høyeste skadefrekvens for *moderat* miljøskade er beregnet i januar med $7,2 \cdot 10^{-5}$ (dvs. én hendelse per om lag 13 000 år med drift), mens høyeste skadefrekvens for *alvorlig* miljøskade er beregnet i juni med $2,6 \cdot 10^{-5}$ (dvs. én hendelse per om lag 38 000 år med drift).

For Scenario 2 er størst frekvens for *mindre* og *moderat* miljøskade fra januar til april og fra august til desember, mens det i mai til juli er *alvorlig* miljøskade som har størst frekvens. Høyeste skadefrekvens for *moderat* miljøskade er beregnet i januar med $6,8 \cdot 10^{-5}$ (dvs. én hendelse per om lag 14 000 år med drift), mens høyeste skadefrekvens for *alvorlig* miljøskade er beregnet i mai med $2,9 \cdot 10^{-5}$ (dvs. én hendelse per om lag 34 000 år med drift).



Figur 6-23 Månedlige miljørisikobidrag for sjøfugl kystnært forbundet med utblåsning på Johan Sverdrup for scenario 1 (til venstre) og scenario 2 (til høyre).

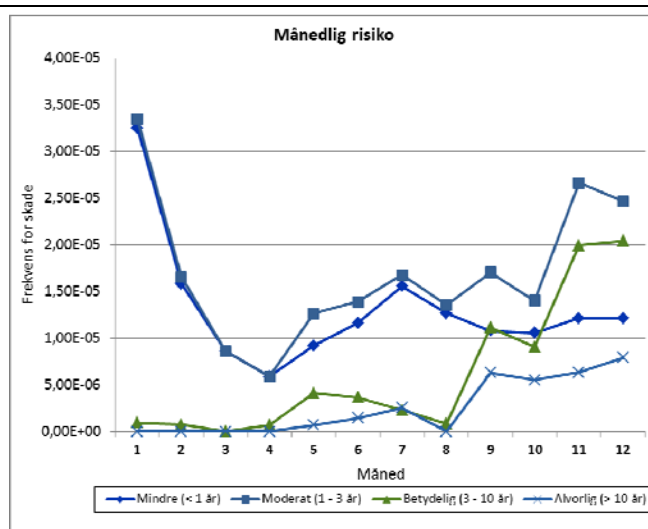
6.3.1.3 Marine pattedyr

Månedlige miljørisikobidrag forbundet med utblåsning fra Johan Sverdrup i produksjonsfasen for Scenario 1 og Scenario 2 er vist i Figur 6-24 for marine pattedyr.

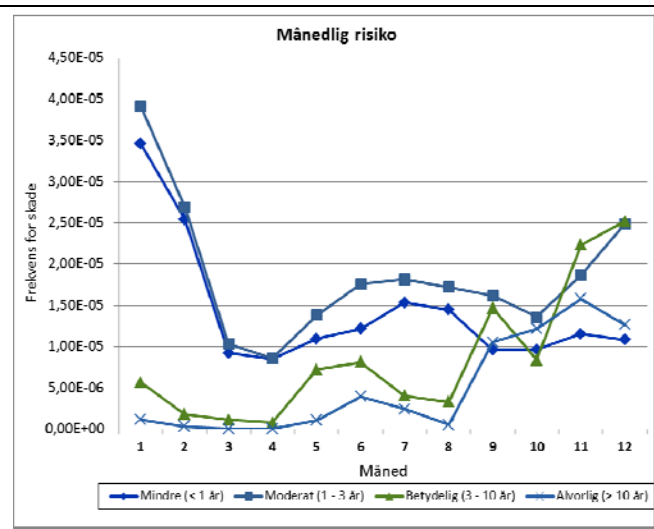
For Scenario 1 er det størst frekvens for *moderat* miljøskade hele året igjennom, og risikonivået gjør et dropp i perioden april-oktober. Høyeste skadefrekvens for *moderat* miljøskade er beregnet i januar med $3,3 \cdot 10^{-5}$ (dvs. én hendelse per om lag 30 000 år med drift), mens høyeste skadefrekvens for *alvorlig* miljøskade er beregnet i desember med $7,9 \cdot 10^{-6}$ (dvs. én hendelse per om lag 126 000 år med drift).

For Scenario 2 er størst frekvens for *moderat* miljøskade fra januar til desember, med unntak av november der det er høyest frekvens for *betydelig* miljøskade. Høyeste skadefrekvens for *moderat* miljøskade er beregnet i januar med $3,9 \cdot 10^{-5}$ (dvs. én hendelse per om lag 25 000 år med drift), mens høyeste skadefrekvens for *alvorlig* miljøskade er beregnet i november med $1,6 \cdot 10^{-5}$ (dvs. én hendelse per om lag 62 000 år med drift).

Scenario 1



Scenario 2



Figur 6-24 Månedlige miljørisikobidrag for marine pattedyr forbundet med utblåsning på Johan Sverdrup for scenario 1 (til venstre) og scenario 2 (til høyre).

6.3.1.4 Strandhabitat

Månedlige miljørisikobidrag forbundet med utblåsning fra Johan Sverdrup i produksjonsfasen for Scenario 1 og Scenario 2 er vist i Figur 6-25 for strandhabitat.

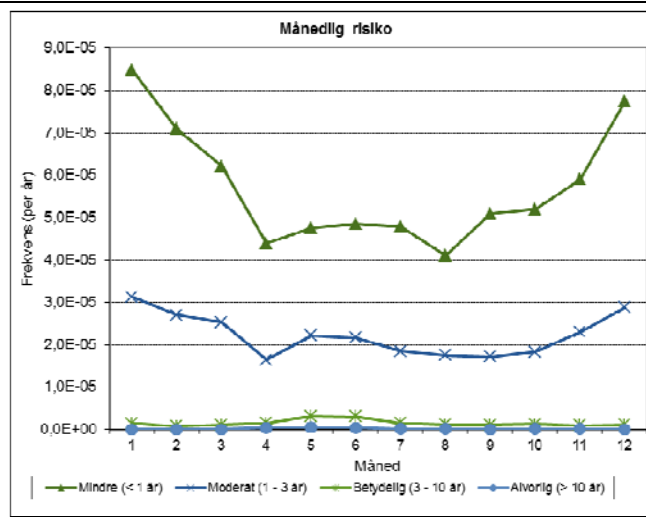
Figurene viser at det er størst frekvens for *mindre* miljøskade gjennom hele året for begge scenarier. Det er liten sannsynlighet for *betydelig* og *alvorlig* miljøskade.

For Scenario 1 er høyeste skadefrekvens for *mindre* miljøskade beregnet i januar med $8,48 \cdot 10^{-5}$ (dvs. én hendelse per om lag 11 000 år med drift). Høyeste skadefrekvens for *alvorlig* miljøskade er beregnet i mai til $5,2 \cdot 10^{-7}$ (dvs. én hendelse per om lag 2 000 000 år med drift).

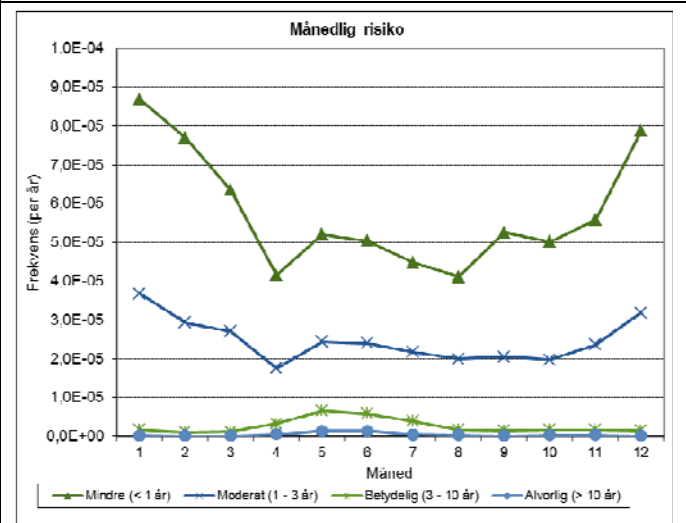
For Scenario 2 er høyeste skadefrekvens for *mindre* miljøskade beregnet i januar med $8,68 \cdot 10^{-5}$ (dvs. én hendelse per om lag 11 000 år med drift). Høyeste skadefrekvens for *alvorlig* miljøskade er beregnet i juni til $1,4 \cdot 10^{-6}$ (dvs. én hendelse per om lag 71 000 år med drift).



Scenario 1



Scenario 2



Figur 6-25 Månedlige miljørisikobidrag for strandhabitat forbundet med utblåsning på Johan Sverdrup for scenario 1 (til venstre) og scenario 2 (til høyre).

6.4 Årlig miljørisiko

Årlig miljørisiko for produksjonsfasen for Johan Sverdrup feltet er vist som prosentandel av Statoils feltspesifikke akseptkriterier for miljøskade av hver av skadekategoriene *mindre*, *moderat*, *betydelig* og *alvorlig*. Resultatene er presentert for hver av VØK-gruppene i produksjonsfasen for både Scenario 1 og Scenario 2. Miljøriskobidrag fra henholdsvis overflate- og sjøbunnsutblåsning er synliggjort.

6.4.1 Sjøfugl åpent hav

Årlig miljørisiko for sjøfugl i åpent hav er vist i Figur 6-26 for henholdsvis Scenario 1 og Scenario 2 for produksjonsfasen på Johan Sverdrup feltet. Bidragene fra henholdsvis overflate- og sjøbunnsutblåsning er illustrert i figuren. For begge scenarioene er miljøriskobidraget høyest gitt en overflateutblåsning.

Beregnet årlig miljørisiko for Scenario 1 utgjør:

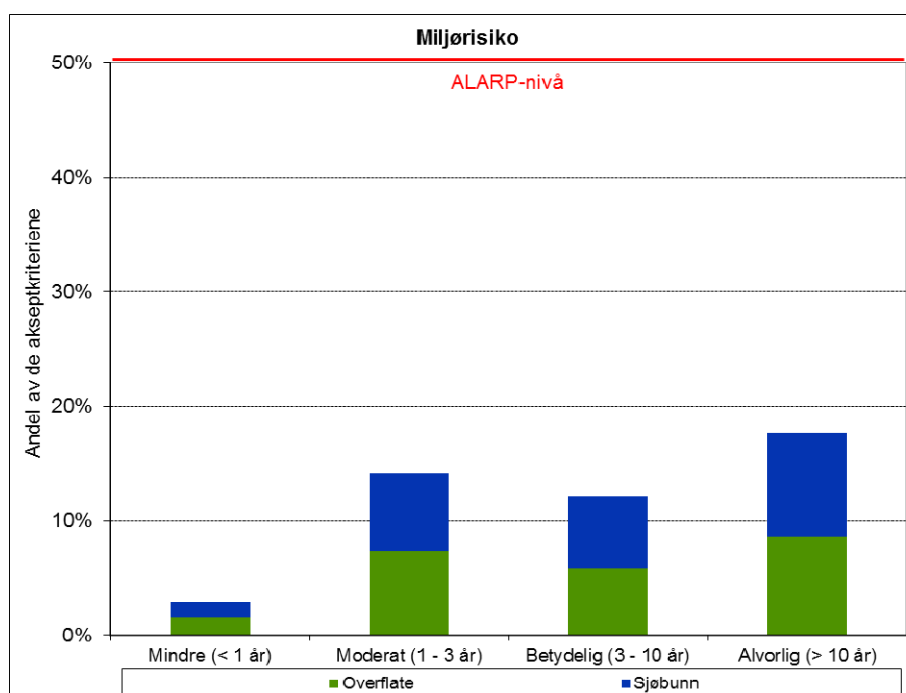
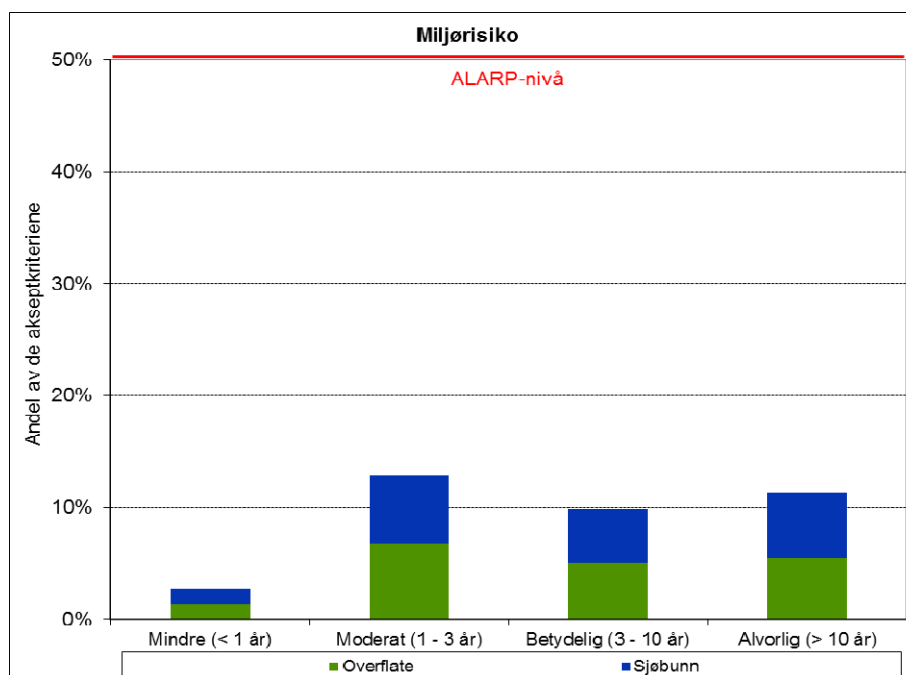
- 2,7 % av Statoils akseptkriterie for *mindre* miljøskade,
- 12,8 % av akseptkriteriet for *moderat* miljøskade,
- 9,8 % av akseptkriteriet for *betydelig* miljøskade og
- 11,1 % av akseptkriteriet for *alvorlig* miljøskade.

Beregnet årlig miljørisiko for Scenario 2 utgjør:

- 2,9 % av Statoils akseptkriterie for *mindre* miljøskade,
- 14,1 % av akseptkriteriet for *moderat* miljøskade,
- 12,2 % av akseptkriteriet for *betydelig* miljøskade og
- 17,6 % av akseptkriteriet for *alvorlig* miljøskade.

Beregnet miljørisiko per art er videre oppgitt i

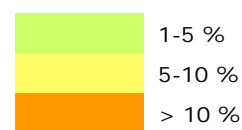
Tabell 6-1. Resultatene viser at det er beregnet høyest risiko for lomvi, med 13,1 % av akseptkriteriet for moderat miljøskade for Scenario 1 og 15,0 % av akseptkriteriet for alvorlig miljøskade for Scenario 2.



Figur 6-26 Årlig miljørisiko for sjøfugl i åpent hav som andel av Statoils feltspesifikke akseptkriterier for miljøskade for henholdsvis **Scenario 1** (øverst) og **Scenario 2** (nederst) på Johan Sverdrup. Bidrag fra henholdsvis overflateutblåsning og sjøbunnsutblåsning er vist.

Tabell 6-1 Miljørisiko per år beregnet for hver art av sjøfugl i åpent hav som andel av Statoils akseptkriterier for miljøskade i produksjonsfasen for henholdsvis **Scenario 1** (til venstre) og **Scenario 2** (til høyre).

	Scenario 1				Scenario 2			
	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
Alkekonge	2,00 %	9,40 %	5,30 %	8,60 %	2,10 %	9,60 %	6,30 %	13,20 %
Alke	1,10 %	4,80 %	0,70 %	0,10 %	1,20 %	5,40 %	1,70 %	0,50 %
Fiskemåke	1,10 %	5,10 %	1,50 %	1,10 %	1,30 %	5,80 %	2,50 %	3,10 %
Gråmåke	1,10 %	4,30 %	0,30 %	0,00 %	1,10 %	5,10 %	1,50 %	0,20 %
Havhest	2,00 %	8,90 %	2,70 %	1,40 %	2,20 %	10,10 %	4,50 %	5,90 %
Havsule	2,30 %	10,30 %	3,40 %	2,20 %	2,50 %	11,60 %	5,80 %	6,40 %
Krykkje	2,50 %	11,10 %	3,70 %	4,50 %	2,70 %	12,10 %	5,20 %	6,90 %
Lomvi	2,20 %	13,10 %	10,00 %	8,30 %	2,40 %	14,20 %	12,50 %	15,00 %
Lunde	1,40 %	6,80 %	4,10 %	3,70 %	1,50 %	7,40 %	5,70 %	7,40 %
Polarlomvi	0,60 %	2,60 %	0,80 %	0,20 %	0,60 %	3,00 %	1,60 %	1,30 %
Polarmåke	0,40 %	1,60 %	0,00 %	0,00 %	0,50 %	1,80 %	0,10 %	0,00 %
Sildemåke	1,70 %	7,40 %	1,40 %	0,10 %	1,90 %	8,80 %	3,40 %	1,50 %
Svartbak	1,00 %	4,30 %	0,20 %	0,00 %	1,10 %	5,00 %	1,20 %	0,10 %





6.4.2 Sjøfugl kystnært

Årlig miljørisiko for sjøfugl kystnært er vist i Figur 6-27 for henholdsvis Scenario 1 og Scenario 2 for produksjonsfasen på Johan Sverdrup feltet. Bidragene fra henholdsvis overflate- og sjøbunnsutblåsning er illustrert i figuren. For begge scenarioene er miljørisikobidraget høyest gitt en overflateutblåsning.

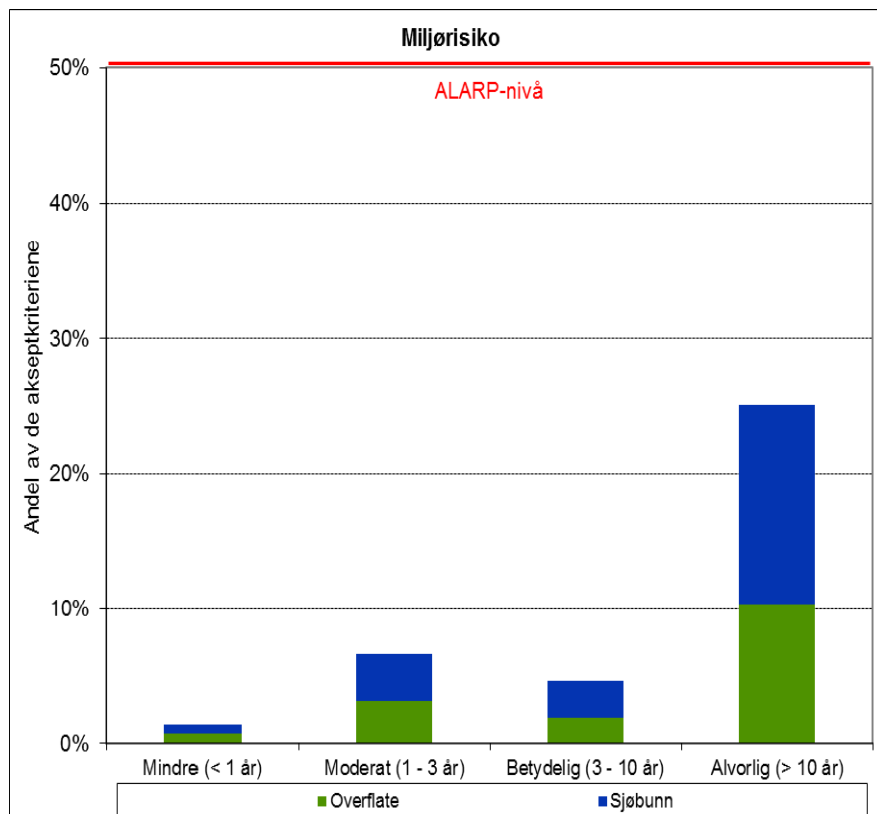
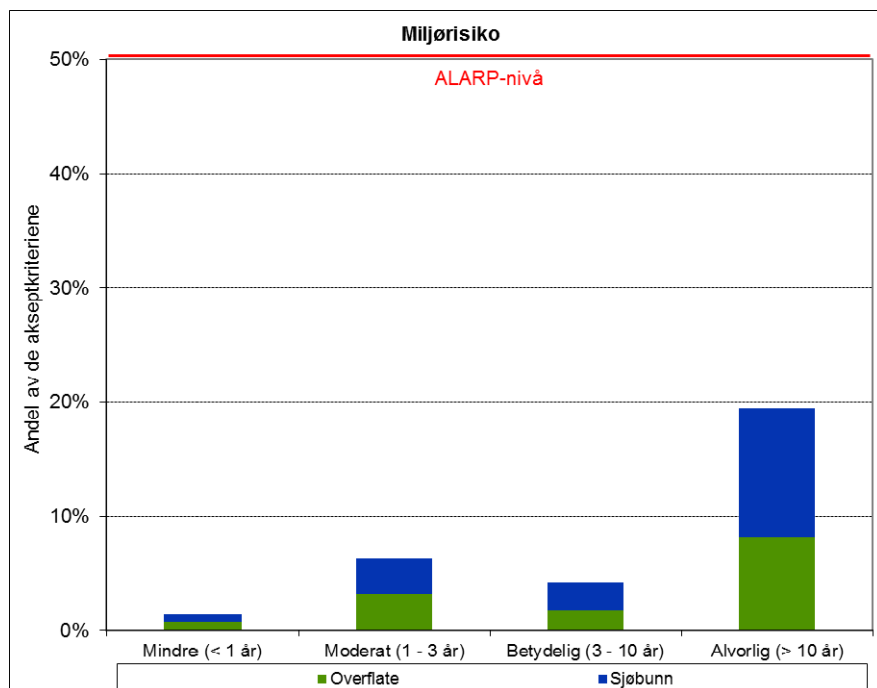
Beregnet årlig miljørisiko for Scenario 1 utgjør:

- 1,4 % av Statoils akseptkriterie for *mindre* miljøskade,
- 6,2 % av akseptkriteriet for *moderat* miljøskade,
- 4,2 % av akseptkriteriet for *betydelig* miljøskade og
- 19,4 % av akseptkriteriet for *alvorlig* miljøskade.

Beregnet årlig miljørisiko for Scenario 2 utgjør:

- 1,4 % av Statoils akseptkriterie for *mindre* miljøskade,
- 6,6 % av akseptkriteriet for *moderat* miljøskade,
- 4,6 % av akseptkriteriet for *betydelig* miljøskade og
- 25,0 % av akseptkriteriet for *alvorlig* miljøskade.

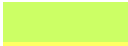


Beregnet miljørisiko per art er videre oppgitt i Tabell 6-2. Resultatene viser at det er beregnet høyest risiko for polarlomvi, med 16,1 % av akseptkriteriet for alvorlig miljøskade for Scenario 1 og 18,8 % av akseptkriteriet for alvorlig miljøskade for Scenario 2.



Figur 6-27 Årlig miljørisiko for sjøfugl kystnært som andel av Statoils feltspesifikke akseptkriterier for miljøskade for henholdsvis Scenario 1 (øverst) og Scenario 2 (nederst) på Johan Sverdrup. Bidrag fra henholdsvis overflateutblåsning og sjøbunnsutblåsning er vist.

Tabell 6-2 Miljørisiko per år beregnet for hver art av sjøfugl i kystnære områder som andel av Statoils akseptkriterier for miljøskade i produksjonsfasen for henholdsvis **Scenario 1** (til venstre) og **Scenario 2** (til høyre).

	Scenario 1				Scenario 2			
	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
Alkekonge	0,04 %	0,57 %	2,11 %	6,13 %	0,03 %	0,37 %	1,56 %	11,52 %
Alke	0,64 %	2,70 %	0,46 %	0,21 %	0,69 %	3,18 %	1,39 %	1,29 %
Fiskemåke	0,07 %	0,29 %	0,00 %	0,00 %	0,15 %	0,61 %	0,02 %	0,00 %
Gråmåke	0,24 %	1,01 %	0,12 %	0,00 %	0,30 %	1,39 %	0,53 %	0,17 %
Havhest	1,21 %	5,23 %	1,22 %	0,87 %	1,25 %	5,65 %	2,29 %	2,66 %
Havsule	0,18 %	1,28 %	2,50 %	9,81 %	0,17 %	1,10 %	1,98 %	16,85 %
Krykkje	0,19 %	1,12 %	1,40 %	2,40 %	0,13 %	0,85 %	2,03 %	4,82 %
Lomvi	0,09 %	0,66 %	1,59 %	5,08 %	0,10 %	0,59 %	1,09 %	9,20 %
Lunde	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Polarlomvi	0,00 %	0,07 %	1,32 %	16,06 %	0,00 %	0,05 %	0,86 %	18,75 %
Polarmåke	0,36 %	1,53 %	0,34 %	0,33 %	0,31 %	1,47 %	0,74 %	1,11 %
Sildemåke	0,08 %	0,35 %	0,04 %	0,00 %	0,15 %	0,65 %	0,14 %	0,02 %
Svartbak	0,45 %	1,81 %	0,07 %	0,00 %	0,57 %	2,45 %	0,42 %	0,09 %

	1-5 %
	5-10 %
	> 10 %



6.4.3 Marine pattedyr

Årlig miljørisiko for marine pattedyr er vist i Figur 6-28 for henholdsvis Scenario 1 og Scenario 2 for produksjonsfasen på Johan Sverdrup feltet. Bidragene fra henholdsvis overflate- og sjøbunnsutblåsning er illustrert i figuren. For begge scenarioene er miljørisikobidraget høyest gitt en overflateutblåsning.

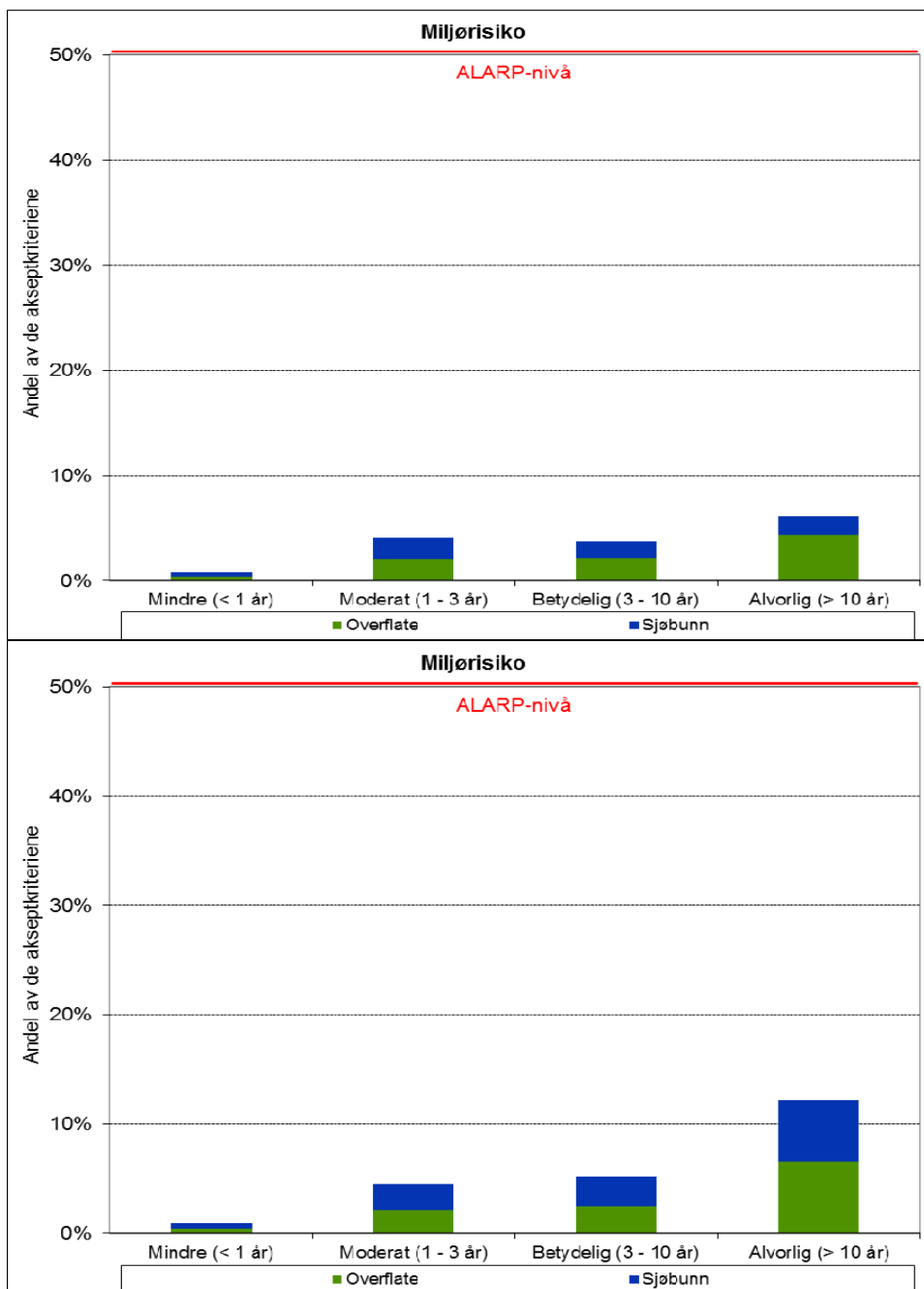
Beregnet årlig miljørisiko for Scenario 1 utgjør:

- 0,8 % av Statoils akseptkriterie for *mindre* miljøskade,
- 4,1 % av akseptkriteriet for *moderat* miljøskade,
- 3,7 % av akseptkriteriet for *betydelig* miljøskade og
- 6,2 % av akseptkriteriet for *alvorlig* miljøskade.

Beregnet årlig miljørisiko for Scenario 2 utgjør:

- 0,9 % av Statoils akseptkriterie for *mindre* miljøskade,
- 4,5 % av akseptkriteriet for *moderat* miljøskade,
- 5,1 % av akseptkriteriet for *betydelig* miljøskade og
- 12,1 % av akseptkriteriet for *alvorlig* miljøskade.




Beregnet miljørisiko per art er videre oppgitt i Tabell 6-3. Resultatene viser at det er beregnet høyest risiko for havert, med 5,8 % av akseptkriteriet for alvorlig miljøskade for Scenario 1 og 11,5 % av akseptkriteriet for alvorlig miljøskade for Scenario 2.



Figur 6-28 Årlig miljørisiko for marine pattedyr som andel av Statoils feltspesifikke akseptkriterier for miljøskade for henholdsvis Scenario 1 (øverst) og Scenario 2 (nederst) på Johan Sverdrup. Bidrag fra henholdsvis overflateutblåsning og sjøbunnsutblåsning er vist.

Tabell 6-3 Miljørisiko per år beregnet for hver art av **marine pattedyr** som andel av Statoils akseptkriterier for miljøskade i produksjonsfasen for henholdsvis **Scenario 1** (til venstre) og **Scenario 2** (til høyre).

	Scenario 1				Scenario 2			
	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
Havert Agder	0,45 %	2,11 %	0,95 %	0,75 %	0,49 %	2,48 %	1,68 %	1,59 %
Havert sør	0,75 %	4,00 %	3,77 %	5,78 %	0,76 %	4,26 %	5,24 %	11,49 %
Oter	0,20 %	0,82 %	0,03 %	0,00 %	0,46 %	1,90 %	0,11 %	0,01 %
Steinkobbe midt	0,35 %	1,49 %	0,26 %	0,20 %	0,57 %	2,42 %	0,50 %	0,73 %
Steinkobbe sør	0,10 %	0,43 %	0,18 %	0,75 %	0,10 %	0,49 %	0,47 %	1,28 %

	1-5 %
	5-10 %
	> 10 %

6.4.4 Strandhabitat

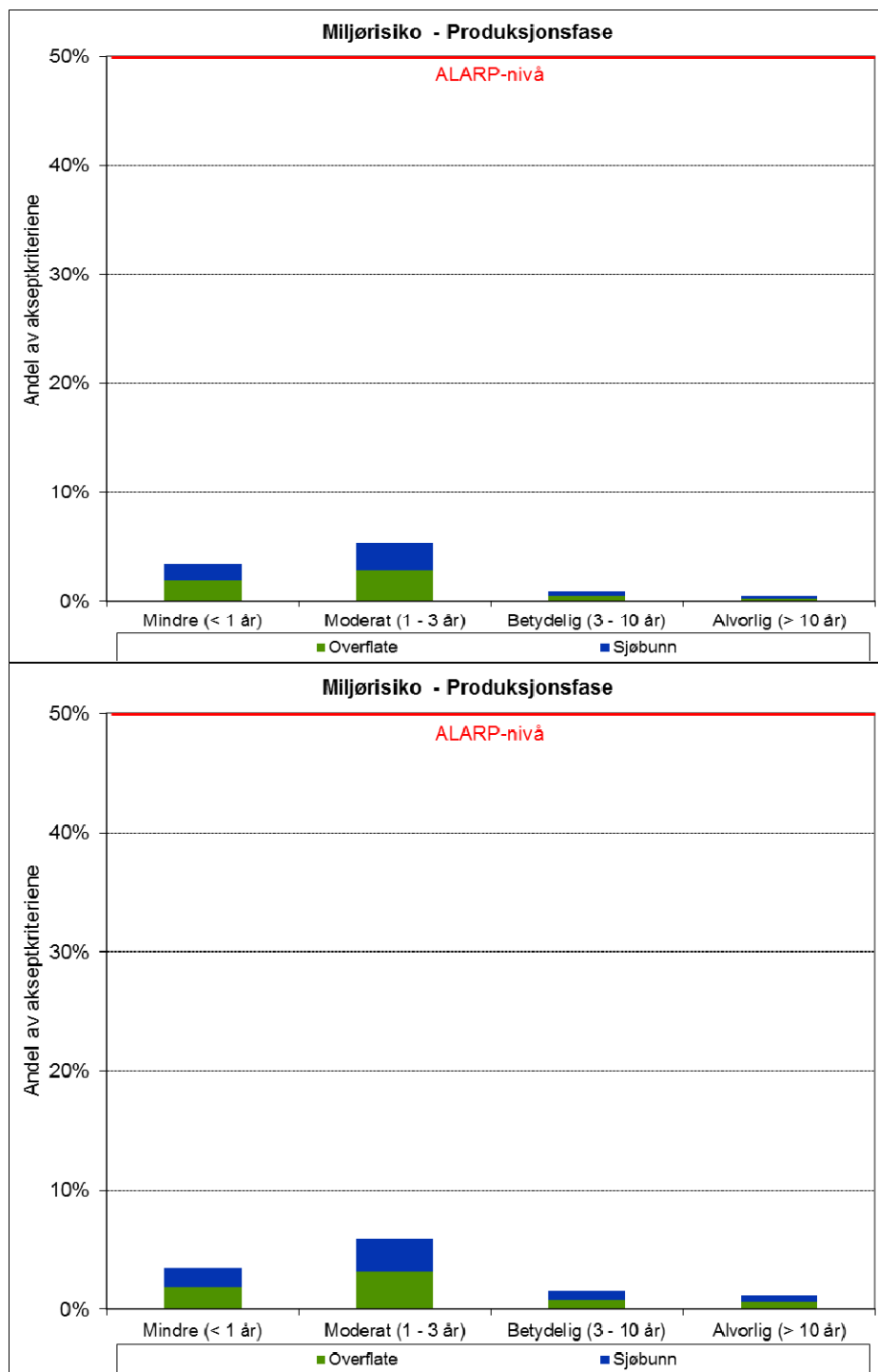
Årlig miljørisiko for strandhabitat er vist i Figur 6-29 for henholdsvis Scenario 1 og Scenario 2 for produksjonsfasen på Johan Sverdrup feltet. Bidragene fra overflate- og sjøbunnsutblåsning er illustrert i figuren. For begge scenarioene er miljørisikobidraget høyest gitt en overflateutblåsning.

Beregnet årlig miljørisiko for Scenario 1 utgjør:

- 3,4 % av Statoils akseptkriterie for *mindre* miljøskade,
- 5,3 % av akseptkriteriet for *moderat* miljøskade,
- 0,9 % av akseptkriteriet for *betydelig* miljøskade og
- 0,5 % av akseptkriteriet for *alvorlig* miljøskade.

Beregnet årlig miljørisiko for Scenario 2 utgjør:

- 3,5 % av Statoils akseptkriterie for *mindre* miljøskade,
- 5,9 % av akseptkriteriet for *moderat* miljøskade,
- 1,6 % av akseptkriteriet for *betydelig* miljøskade og
- 1,2 % av akseptkriteriet for *alvorlig* miljøskade.



Figur 6-29 Årlig miljørisiko for strandhabitat som andel av Statoils feltspesifikke akseptkriterier for miljøskade for henholdsvis **Scenario 1** (øverst) og **Scenario 2** (nederst) på Johan Sverdrup. Bidrag fra henholdsvis overflateutblåsning og sjøbunnsutblåsning er vist.

6.5 Oppsummering av miljørisiko for Johan Sverdrup feltet

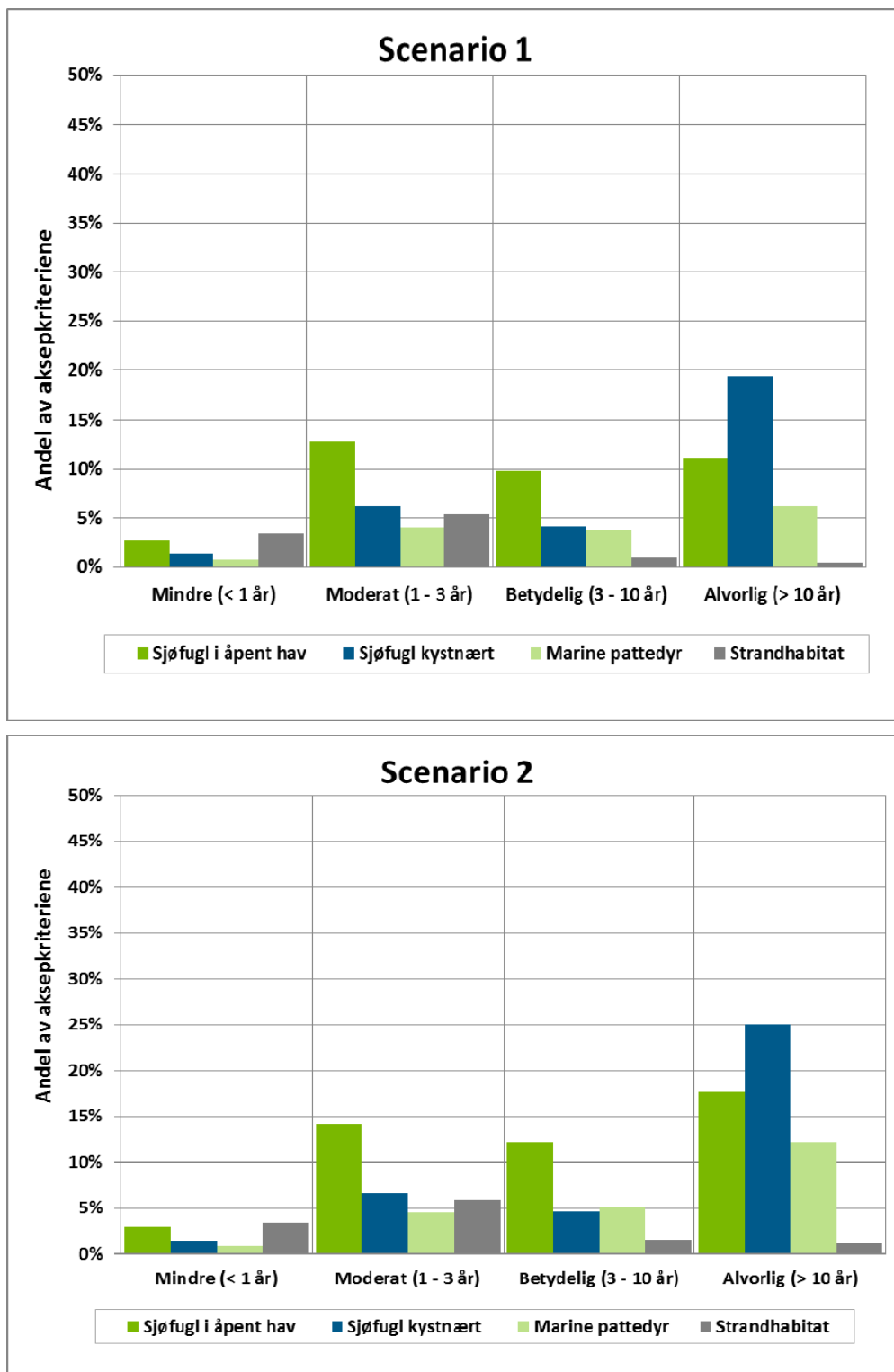
Miljørisiko for ulike VØK-kategorier for et normalt produksjonsår på Johan Sverdrup feltet for Scenario 1 og Scenario 2 er oppsummert i Tabell 6-4 og Figur 6-30, som andel av Statoils feltspesifikke akseptkriterier.

Samlet utgjør høyeste miljørisiko for Johan Sverdrup feltet i et normalt produksjonsår henholdsvis 19,4 % (Scenario 1) og 25 % (Scenario 2) av de feltspesifikke akseptkriteriene for *Alvorlig* miljøskade for kystnære sjøfugl.

Analyseresultatene som legges til grunn i rapporten viser at miljørisikoen for forventet aktivitetsnivå for et normalt produksjonsår på Johan Sverdrup feltet er godt innenfor Statoils feltspesifikke akseptkriterier for begge scenarier. Det kan dermed konkluderes med at miljørisiko forbundet med aktiviteten ved Johan Sverdrup feltet er akseptabel sett i forhold til Statoils akseptkriterier for feltspesifikk risiko.

Tabell 6-4 Høyeste miljørisiko i de ulike skadekategoriene for Johan Sverdrup feltet.

Scenario	VØK gruppe	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 - 10 år)	Alvorlig (> 10 år)
Scenario 1	Sjøfugl i åpent hav	2.7 %	12.8 %	9.8 %	11.1 %
	Sjøfugl kystnært	1.4 %	6.2 %	4.2 %	19.4 %
	Marine pattedyr	0.8 %	4.1 %	3.7 %	6.2 %
	Strandhabitat	3.4 %	5.4 %	0.9 %	0.5 %
Scenario 2	Sjøfugl i åpent hav	2.9 %	14.1 %	12.2 %	17.6 %
	Sjøfugl kystnært	1.4 %	6.6 %	4.6 %	25.0 %
	Marine pattedyr	0.9 %	4.5 %	5.1 %	12.1 %
	Strandhabitat	3.5 %	5.9 %	1.6 %	1.2 %



Figur 6-30 Miljørisiko for de ulike VØK-gruppene for scenario 1 (øverst) og for scenario 2 (nederst) ved Johan Sverdrup feltet, som andel av Statoils feltspesifikke akseptkriterier.



7 REFERANSER

Anker-Nilssen, T., 1987. Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. - Viltrapport 44, 114 s.

Anker-Nilssen, T., 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. - NINA Oppdragsmelding 310, 18 s.

Artsdatabanken 2010; <http://www.artsdatabanken.no>. Nasjonal kunnskapskilde for biologisk mangfold. Norske Rødliste for arter 2010.

Bjørge, A., Øien, N., Fagerheim, K. A. 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

Brude, O.W., Systad, G.H., Moe, K.A. & Østby, C., 2003. ULB Delutredning – studie7b. Uhellutslipp til sjø. Miljøkonsekvenser på sjøfugl, sjøpattedyr, strand, iskant mv. Alpha miljørådgivning/Norsk institutt for naturforskning rapport nr. 1157-01 revisjon 02b

Christensen-Dalsgaard, S., Bustnes, J.O., Follestad, A., Systad G.H., Eriksen, J.M., Lorentsen S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2008. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. – NINA Rapport 338. 161 s.

DN & HI, 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Arealrapport med miljø- og naturressursbeskrivelse. Fisken og Havet 6-2007. 156 s.

DN & HI, 2010. Faglig grunnlag for en forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak: Arealrapport. Fisken og havet nr. 6/2010. TA-nr. 2681/2010.

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.

Engelhardt, F.R., 1982. Hydrocarbon metabolism and cortisol in balance in oil-exposed ringed seal, *Phoca hispida*.

Fauchald, P., Tveraa, T., Bårdsen, B.-J. og Langeland, K., (2005). Utbredelse av sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet. NINA Rapport 64. 35 pp.

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.

Føyn, L. C.H. von Quilfeldt & E. Olsen, 2002. Miljø- og resursbeskrivelse av området Lofoten – Barentshavet. Fisken og Havet, nr. 6 – 2002.

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., 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.

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.

HI, DN, Fiskeridirektoratet, Kystverket, Oljedirektoratet, 2008. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Sårbarhet for særlig verdifulle områder i forhold til petroleumsvirksomhet, fiskeri, skipstrafikk og annen påvirkning.

Jensen, 2008. Bjørn Munro Jensen / http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_sel.htm

Jensen 2008b. Bjørn Munro Jensen / http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_sel.htm

Jensen 2008c. Bjørn Munro Jensen / http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_oter_mink.htm

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. Progress in Oceanography 71 (2006) 446–477

Johansen, Ø., Skognes, K., Aspholm, O.Ø., Østby, C., Moe, K.A. & Fossum, P. 2003. Utredning av helårs oljevirkosomhet i området Lofoten – Barentshavet, Uhellsutslipp av olje – konsekvenser i vannsøylen (ULB 7-c). SINTEF Rapport STF66 F03028.

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

MRDB, Marin Ressurs Data Base, 2010. (2). <http://www.mrdb.no>

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

NINA, 2008. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfulg. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet.

OLF, 2007. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA) – revisjon 2007. OLF rapport, 2007.

Peterson, C.H., 2001. The “Exxon Valdez” Oil Spill in Alaska: Acute, Indirect and Chronic Effects on the Ecosystem. - Adv. Mar. Biol. 39: 1-103

Scandpower, 2013. Blowout and well release frequencies based on SINTEF offshore blowout database 2012. Report no. 19.101.001-8/2013/R3, dated April 3rd 2013.

SEAPOP 2012. Rådata innhentet for konsentrasjoner av kystnære sjøfuglarter fra Norsk Institutt for Naturforskning ved Geir Systad, mars/april 2012.

Seapop, 2013. Sjøfugl åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl i norske og tilgrensende havområder.

Seapop. <http://www.seapop.no>

SFT & DN, 2000. Bredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. 1765-2000.

SINTEF & DNV, 2009. Oil spill modelling and oil spill response modelling, Oil Spill Contingency and Response (OSCAR) /Oil Spill 3D (OS3D).

SINTEF, 2012. Avaldsnes crude oil- Weathering properties related to oil spill response. SINTEF rapport no A22484. Dated 2012-03-06.

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

Stenevik, E.K., Huse, G. & Svendsen, E. 2005. Modellert fordeling av torske- og sildelarver



langs norskekysten i perioden 1981-2004. Havforskningsinstituttet, desember 2005.

Statoil, 2013. Technical note. Blowout scenario analysis- Input to the environmental risk Analysis for Johan Sverdrup, rev01. Dated April 29th 2013.

Systad, G.H. & Bustnes, J.O. 1999. Fordeling av kystnære sjøfugler langs Finnmarkskysten utenom hekketida: Kartlegging ved hjelp av flytelling. - NINA Oppdragsmelding 605: 1-66. Trondheim, Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning.

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

Tasker ML, Jones PH, Dixon T, Blake BF, 1984. Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. Auk 101: 567–577

Vikebø m. fl 2009. <http://talos.nodc.no:8080/ncWMS/larve.html>



VEDLEGG

1

STATOIL TECHNICAL NOTE: BLOWOUT SCENARIO ANALYSIS- INPUT TO THE ENVIRONMENTAL RISK ANALYSIS FOR JOHAN SVERDRUP, REV01, DATED APRIL 29TH 2013

Technical note

Blowout Scenario Analysis – Input to the environmental risk analysis for Johan Sverdrup, rev01.

**Alexander Solberg, TPD TEX SSC ST
April 29th 2013**

Summary

This note presents a quantitative assessment of blowout risk related to the Johan Sverdrup oil field. Blowout probability, flow rates and duration are quantified for application in the Johan Sverdrup environmental risk analysis (ERA). The assessment is based on activity levels in a year of peak drilling activity and a year of normal activity in the production phase.

The overall blowout probability is judged to be $2.3 \cdot 10^{-3}$ for a year of peak activity and $2.5 \cdot 10^{-3}$ for a year of normal activity. The blowout rates are in the range between 6400 and 8300 Sm³/d for scenario 1 and between 6400 and 23200 Sm³/d for scenario 2. It is found that the duration of a blowout could potentially amount to 70 days with a 2% probability.

1 Introduction

Statoil is planning to develop the Johan Sverdrup oil field in the North Sea with first oil planned for 2018/19. The field will consist of both topside wellheads and subsea templates. For this study it is assumed 50 topside wellheads and 30 subsea wells.

The purpose of this note is to provide input to the environmental risk assessment regarding blowout probability, rates and duration.

The assessment of risk figures in this note is based on:

- Historical blowout statistics /1/
- Blowout and well leak frequencies /2/
- Simulations of blowout rates /3/, /4/ and BlowFlow
- Judgements and considerations in TPD TEX HSEC ST and in dialogue with the project.

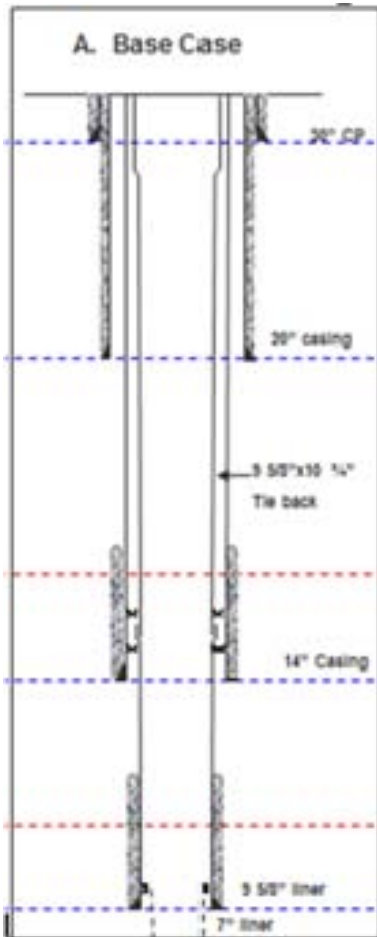
2 Well specific information

Water depth at well location is 115 meters MSL. RT-MSL distance of 45 meters is used in planning phase. The development strategy for Johan Sverdrup is expected to include a jack-up rig. The main target of the oil producing wells is to penetrate the Draupne sandstone reservoir sst. formation. Top reservoir is expected at 1851 meters TVD RKB.

Different well designs are being explored. One alternative is to the 12 ¼" section to above the reservoir, set the a 9 5/8" liner or casing and penetrate the reservoir in the 8 ½" section. An alternative is to drill the 12 ¼" section into the reservoir and set the 9 5/8" liner or casing before drilling the well to TD in the 8 ½" section. For the purpose of this study two well design scenarios have been chosen.

Scenario 1; The entire reservoir is drilled in the 8 ½" section. A 9 5/8" casing is set before drilling into the reservoir. The wells are produced through a 7" production liner. This is considered to be the scenario that will results in the lowest potential blowout rates.

Scenario 2; The 12 ¼” section is drilled 5 meters into the reservoir before setting a 9 5/8” liner. The remaining well is drilled in the 8 ½” section before setting a 7” production tubing. This is considered to be among the most conservative scenarios with regards to potential flow rate.



Figur 7-1: Base case well Schematic for a typical Johan Sverdrup well.

The Draupne sst. is expected to contain oil with an GOR between 42,3 and 55,7. Gas is considered unlikely. Normal pressure is expected in the reservoir.

3 Blowout scenarios and probabilities

During a drilling operation a blowout may result if a reservoir is penetrated while well pressure is in under balance with the formation pore pressure (well pressure < reservoir pressure), and a loss of well control follows. Three different scenarios are defined:

- | | |
|---------------------------|--|
| 1. <i>Top penetration</i> | Kick and loss of well control after 5 m reservoir penetration, typically due to higher reservoir pressure than expected. |
| 2. <i>Drilling ahead</i> | Kick and loss of well control after penetration of half the pay zone depth. Represents various causes of under balance while drilling ahead. |
| 3. <i>Tripping</i> | Kick and loss of well control after full reservoir penetration, typically due to swabbing during tripping. |

The overview of blowout causes given in /1/ (Table 4.9) combined with an assumption of annular flow do, in our opinion, justify the following probabilities:

$$P(\textit{Top penetration} \mid \text{blowout, drilling}) = \underline{0,20}$$

$$P(\textit{Tripping} \mid \text{blowout, drilling}) = \underline{0,40}$$

Given the above definition of scenarios:

$$P(\textit{Drilling ahead} \mid \text{blowout, drilling}) = 1,0 - P(\textit{Top penetration} \text{ or } \textit{Tripping} \mid \text{blowout}) = \underline{0,40}.$$

During completion blowout through drill pipe, annulus and tubing has been observed, ref /1/. The most likely flow path is considered to be through tubing. A flow rate for the permeability scenario of 2300 mD is considered.

$$P(\textit{Through tubing} \mid \text{blowout, completion}) = \underline{1,00}$$

During production, completion, workover, wireline, coiled tubing, well intervention, pumping and water injection a blowout through tubing is considered the most likely. A flow rate for the permeability scenario of 2300 mD is considered.

$$P(\textit{Through tubing} \mid \text{blowout, production, completion, workover, wireline, coiled tubing, well intervention, pumping and water injection}) = \underline{1,00}$$

3.1 Blowout probabilities

The blowout frequencies found in Scandpower /2/ are the outset of our assessment. The Johan Sverdrup field consists of oil producing and water injection wells¹. Based on the above operation specific probabilities recommended by Scandpower /2/ are applied without further adjustment:

Tabell 7-1: Blowout frequencies /2/

P (Blowout) for planned activities	<i>Frequency, Oil Field</i>
<i>P (blowout, drilling)</i>	$3.34 \cdot 10^{-5}$
<i>P (blowout, completion)</i>	$8.72 \cdot 10^{-5}$
<i>P (blowout, workover)</i>	$1.24 \cdot 10^{-4}$
<i>P (blowout, wireline)</i>	$4.11 \cdot 10^{-6}$
<i>P (blowout, coiled tubing)</i>	$8.22 \cdot 10^{-5}$
<i>P (blowout, pumping)²</i>	$1.86 \cdot 10^{-5}$
<i>P (blowout, production, oil well)</i>	$1.36 \cdot 10^{-5}$
<i>P (blowout, production, gas well)</i>	$1.49 \cdot 10^{-4}$

3.1.1 Blowout probability in a year of peak activity (drilling campaign)

The activity level on Johan Sverdrup is evaluated by the project. A year of peak activity is considered to be during the drilling campaign. 3 drilling units are assumed, 1 jack-up installation and 2 semi-submersible vessels. The resulting activity level is presented in Tabell 7-2.

Tabell 7-2: Activity level, year of peak activity

Activity	Number of operations		
	Topside wellheads	Subsea wellheads	Total
<i>Development drilling</i>	4	8	12
<i>Completion</i>	4	8	12
<i>Wireline</i>	15	9	24
<i>Pumping</i>	9	8	17
<i>Production</i>	10	5	15
<i>Water Injection</i>	0	10	10

The resulting blowout probability relative to a year of peak activity is:

$$\begin{aligned}
 & P(\text{blowout, development drilling, oil well}) &= 12 \cdot 3.3 \cdot 10^{-5} &= 4.0 \cdot 10^{-4} \\
 & P(\text{blowout, completion, oil well}) &= 12 \cdot 8.7 \cdot 10^{-5} &= 1.1 \cdot 10^{-3} \\
 & P(\text{blowout, wireline, oil well}) &= 24 \cdot 4.1 \cdot 10^{-6} &= 9.9 \cdot 10^{-5} \\
 & P(\text{blowout, pumping, oil well}) &= 17 \cdot 1.9 \cdot 10^{-5} &= 3.2 \cdot 10^{-4} \\
 & P(\text{blowout, production oil well}) &= 15 \cdot 1.4 \cdot 10^{-5} &= 2.0 \cdot 10^{-4} \\
 + & P(\text{blowout, water injection, oil well}) &= 10 \cdot 1.9 \cdot 10^{-5} &= 1.9 \cdot 10^{-4} \\
 = & \underline{P(\text{blowout in a year of peak activity})} & & \underline{2.3 \cdot 10^{-3}}
 \end{aligned}$$

¹ Cutting Re-Injection (CRI) wells are assumed to be in the Utsira formation and the probability for hydrocarbon releases from these wells are considered to be negligible.

² The annual frequency for water injection wells is conservatively applied for this activity.

3.1.2 Blowout probability in a year of normal activity (production phase)

A year of normal activity is considered to be during the production phase. 1 jack-up installation and 1-2 semi-submersible vessel to perform drilling and well intervention activities are assumed. The resulting activity level is presented in Tabell 7-3.

Tabell 7-3: Activity level, in a normal year of production

Activity	Number of operations		
	Topside wellheads	Subsea wellheads	Total
<i>Development drilling</i>	1	3	4
<i>Completion</i>	1	3	4
<i>Workover</i>	1	1	2
<i>Wireline</i>	15	9	24
<i>Well intervention</i>	0	1	1
<i>Coiled Tubing</i>	2	1	3
<i>Pumping</i>	9	8	17
<i>Production</i>	35	15	50
<i>Water Injection</i>	15	15	30

The resulting blowout probability relative to a year of normal activity is:

P(blowout, development drilling, oil well)	= $4 \cdot 3.3 \cdot 10^{-5}$	= $1.3 \cdot 10^{-4}$
P(blowout, completion, oil well)	= $4 \cdot 8.7 \cdot 10^{-5}$	= $3.5 \cdot 10^{-4}$
P(blowout, workover, oil well)	= $2 \cdot 1.2 \cdot 10^{-4}$	= $2.4 \cdot 10^{-4}$
P(blowout, wireline, oil well)	= $24 \cdot 4.1 \cdot 10^{-6}$	= $9.9 \cdot 10^{-5}$
P(blowout, well intervention, oil well)	= $1 \cdot 1.5 \cdot 10^{-4}$	= $1.5 \cdot 10^{-4}$
P(blowout, coiled tubing, oil well)	= $3 \cdot 8.2 \cdot 10^{-5}$	= $2.5 \cdot 10^{-4}$
P(blowout, pumping, oil well)	= $17 \cdot 1.9 \cdot 10^{-5}$	= $3.2 \cdot 10^{-4}$
P(blowout, production oil well)	= $50 \cdot 1.4 \cdot 10^{-5}$	= $7.0 \cdot 10^{-4}$
+ P(blowout, water injection, oil well)	= $30 \cdot 1.9 \cdot 10^{-5}$	= $5.7 \cdot 10^{-4}$
= P(blowout in a year of normal activity)		<u><u>$2.7 \cdot 10^{-3}$</u></u>

4 Blowout rates

The activity specific flow path distribution as recommended by Scandpower, is presented in Tabell 7-4. Both surface and seabed are possible release points should a blowout occur. It is based on information found in Table 7.1 in /2/ and an overall assessment of scenarios and type of platform.

Tabell 7-4: Flow path distribution, Fixed Installations, ref /2/

Activity	Flow Path Semi- Submersible		Flow Path Jack-up/ Fixed	
	Seabed	Surface	Seabed	Surface
<i>Drilling</i>	0,80	0,20	0,28	0,72
<i>Completion</i>	0,05	0,95	0	1
<i>Workover/ intervention</i> <i>Well</i>	0,66	0,34	0,19	0,81
<i>Wireline</i>	0,75	0,25	0	1
<i>Coiled tubing</i>	0,5	0,5	0	1
<i>Pumping</i>	1	0	0,27	0,73
<i>Production (subsea well)</i>	1	0	0,27	0,73

The potential blowout rates for Johan Sverdrup are presented in **Tabell 7-5** for the activity scenarios described in chapter 0.

The first scenario includes drilling the reservoir section in the 8 ½" section with a 9 5/8" casing and produce through a 7" production tubing. The second scenario includes drilling 5 meters into the reservoir in the 12 ¼" section, drill the 8 ½" section with a 9 5/8" liner and produce the well through a 7" production tubing.

Tabell 7-5: Potential oil blowout rates for Johan Sverdrup wells, ref /3/ and /4/

Activity	Description	Blowout Oil Rate [Sm ³ /d] Scenario 1	Blowout Oil Rate [Sm ³ /d] Scenario 2
Drilling	Top penetration	7600 /3/	21200 /3/
	Drilling ahead	7900 ³	20700 ³
	Tripping	8300 /3/	23200 /3/
Completion/ Workover/ Wireline Coiled Tubing/ Well Intervention/ Pumping/ Production	Through tubing	6400 /4/	6400 /4/

* adjusted towards the nearest hundred.

Additional scenarios for the Total Risk Analysis is included in Tabell 7-6

³ The potential flow rates for this scenario is estimated by BlowFlow and Prosper calculations.

Tabell 7-6: Potential oil blowout rates for Johan Sverdrup wells. Additional scenarios for the Total Risk Analysis (TRA), ref /3/.

Activity	Description	Blowout Oil Rate [Sm ³ /d]	Blowout Gas Rate [MSm ³ /d]
Drilling	Open Hole w/o drill pipe	24200	1.07
	Through 2" restriction ⁴	6100	0.19

For assessment of environmental risk, only the oil (condensate) blowout rates are relevant. The blowout rates are calculated for surface releases under the conservative assumptions:

- Unrestricted annulus flow where the BOP has failed entirely.
- Gas coning is not considered.
- As time passes reservoir pressure will decline from production, this factor is not accounted for.

4.1.1 Blowout rates in a year of peak activity (drilling campaign)

The probabilities presented in Chapter 3.1 above, are conditioned on different activities, relevant to a year of peak activity. Given a blowout in a year of peak activity we get the following normalised probabilities;

P(blowout, development drilling blowout)	= $4.0 \cdot 10^{-4} / 2.3 \cdot 10^{-3} = 0.178$	
P(blowout, completion blowout)	= $1.1 \cdot 10^{-3} / 2.3 \cdot 10^{-3} = 0.465$	
P(blowout, wireline blowout)	= $9.9 \cdot 10^{-5} / 2.3 \cdot 10^{-3} = 0.044$	
P(blowout, pumping blowout)	= $3.2 \cdot 10^{-4} / 2.3 \cdot 10^{-3} = 0.140$	
P(blowout, production, oil blowout)	= $2.0 \cdot 10^{-4} / 2.3 \cdot 10^{-3} = 0.091$	
+ P(blowout, water injection blowout)	= $1.9 \cdot 10^{-4} / 2.3 \cdot 10^{-3} = 0.083$	
= Sum		<u>1.000</u>

The activity level presented in Tabell 7-2 combined with the flow path distribution in Tabell 7-4 and grouped according to the potential blowout rates presented in Tabell 7-5 establishes the normalised blowout rate probability distribution shown in Tabell 7-7 for Scenario 1 and Tabell 7-8 for scenario 2.

The probability distribution between surface and seabed release is 65 % and 35 % in order of appearance.

⁴ The potential flow rates for this scenario is estimated by Prosper calculations.

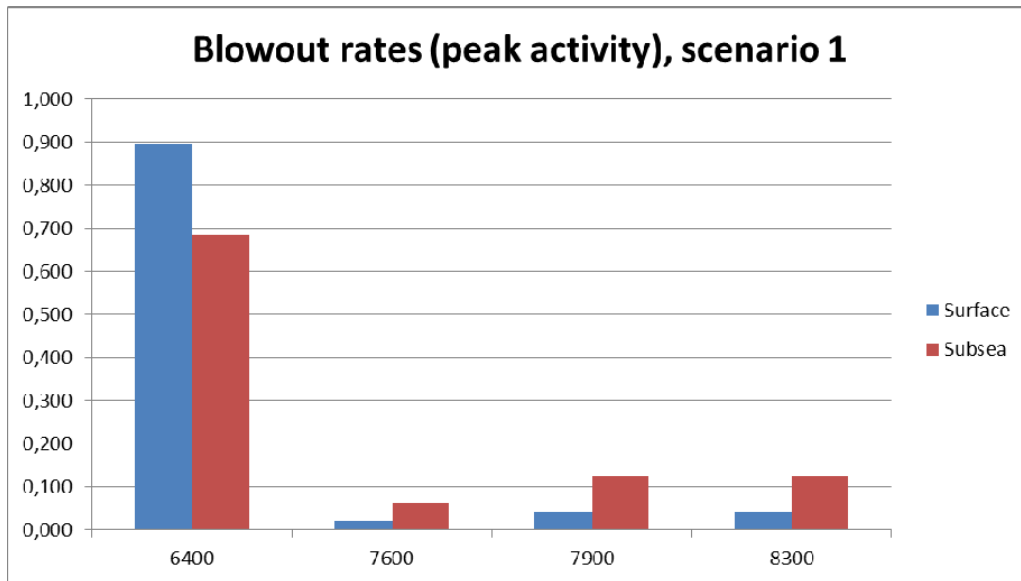
Tabell 7-7: Normalized blowout rate probability distribution, Scenario 1.

Release point	Oil blowout rate (Sm ³ /d)	Normalised rate probability
Surface	6400	0,579/0.645 = 0,897
	7600	0,013/0.645 = 0,021
	7900	0,027/0.645 = 0,041
	8300	0,027/0.645 = 0,041
Seabed	6400	0,243/0.355 = 0,685
	7600	0,022/0.355 = 0,063
	7900	0,045/0.355 = 0,126
	8300	0,045/0.355 = 0,126
Sum		2,00

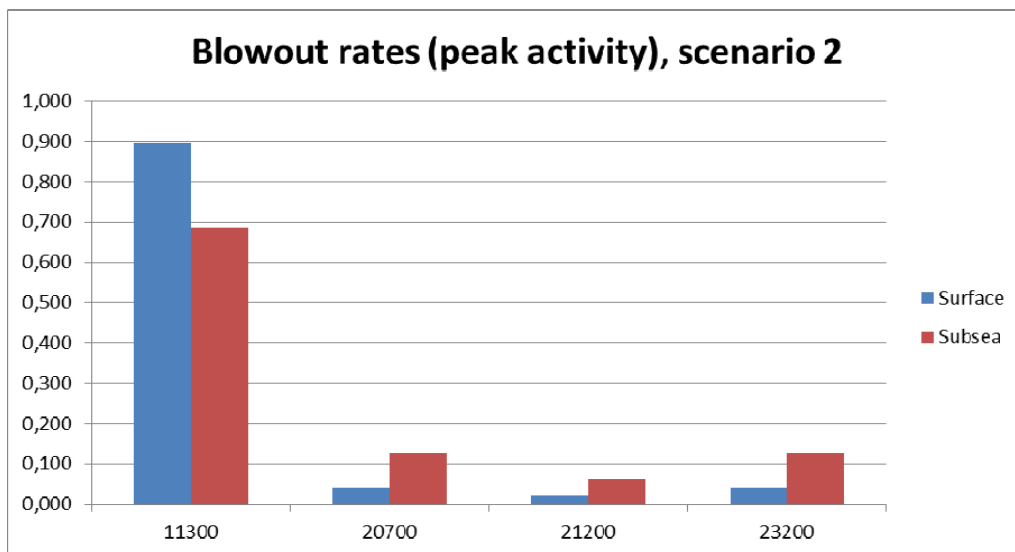
Tabell 7-8: Normalized blowout rate probability distribution, Scenario 2.

Release point	Oil blowout rate (Sm ³ /d)	Normalised rate probability
Surface	6400	0,579/0.645 = 0,897
	20700	0,027/0.645 = 0,041
	21200	0,013/0.645 = 0,021
	23200	0,027/0.645 = 0,041
Seabed	6400	0,243/0.355 = 0,685
	20700	0,045/0.355 = 0,126
	21200	0,022/0.355 = 0,063
	23200	0,045/0.355 = 0,126
Sum		2,00

The probability distribution for scenario 1 is shown below in Figur 7-2 and Figur 7-3 for topside and subsea releases, respectively. For scenario 2 the distribution will be identical with the flow rates resulting from this scenario.



Figur 7-2: Blowout rate probability distribution for Johan Sverdrup, Scenario 1, peak activity.



Figur 7-3: Blowout rate probability distribution for Johan Sverdrup, Scenario 2, peak activity.

4.1.2 Blowout rates in a year of normal activity (production phase)

The probabilities presented in Chapter 3.2 above, are conditioned on different activities, relevant to a year of normal activity. Given a blowout in a year of normal activity we get the following normalised probabilities;

P(blowout, development drilling blowout)	= $1.3 \cdot 10^{-4} / 2.8 \cdot 10^{-3} = 0.048$
P(blowout, completion blowout)	= $3.5 \cdot 10^{-4} / 2.8 \cdot 10^{-3} = 0.125$
P(blowout, workover blowout)	= $2.5 \cdot 10^{-4} / 2.8 \cdot 10^{-3} = 0.089$
P(blowout, wireline blowout)	= $9.9 \cdot 10^{-5} / 2.8 \cdot 10^{-3} = 0.035$
P(blowout, well intervention blowout)	= $1.5 \cdot 10^{-4} / 2.8 \cdot 10^{-3} = 0.054$
P(blowout, coiled tubing blowout)	= $2.5 \cdot 10^{-4} / 2.8 \cdot 10^{-3} = 0.089$
P(blowout, pumping blowout)	= $3.2 \cdot 10^{-4} / 2.8 \cdot 10^{-3} = 0.114$
P(blowout, production, oil blowout)	= $6.8 \cdot 10^{-4} / 2.8 \cdot 10^{-3} = 0.245$
+ P(blowout, water injection blowout)	= $5.6 \cdot 10^{-4} / 2.8 \cdot 10^{-3} = 0.201$
= Sum	1,00

The resulting probability distributions are displayed in Table 9. The probabilities are conditioned on a blowout in a year of normal activity.

The activity level presented in Tabell 7-2 combined with the flow path distribution in Tabell 7-4 and grouped according to the potential blowout rates resented in Tabell 7-5 establishes the normalised blowout rate probability distribution shown in Tabell 7-9 for Scenario 1 and Tabell 7-10 for scenario 2.

The probability distribution between surface and seabed release is 55 % and 45 % in order of appearance.

Tabell 7-9: Normalized blowout rate probability distribution, Scenario 1.

Release point	Oil blowout rate (Sm ³ /d)	Normalised rate probability
Surface	6400	0,523/0.548 = 0,971
	7600	0,003/0.548 = 0,006
	7900	0,006/0.548 = 0,012
	8300	0,006/0.548 = 0,012
Seabed	6400	0,420/0.452 = 0,929
	7600	0,006/0.452 = 0,014
	7900	0,013/0.452 = 0,028
	8300	0,013/0.452 = 0,028
Sum		2,00

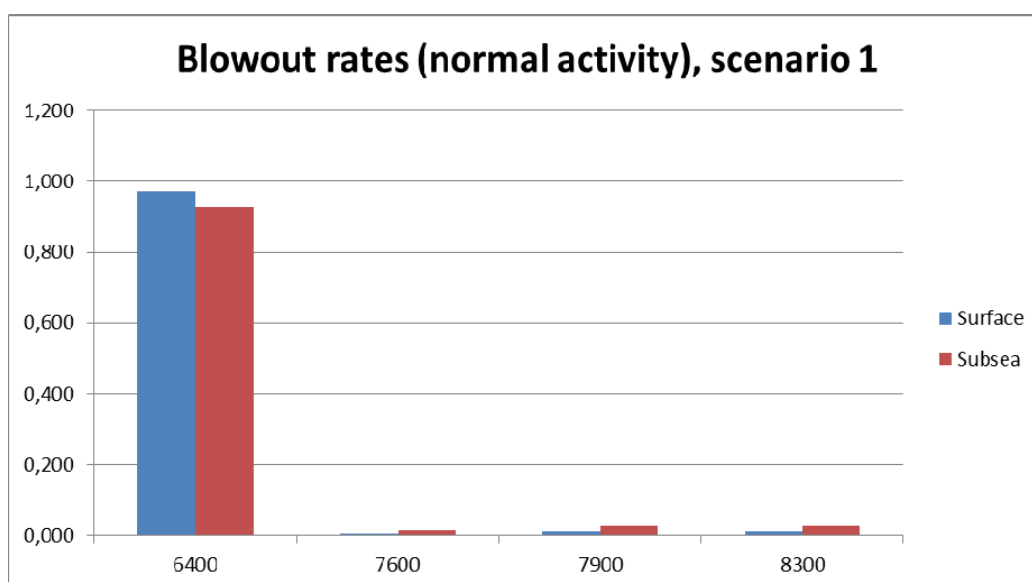
Tabell 7-10: Normalized blowout rate probability distribution, Scenario 2.

Release point	Oil blowout rate (Sm ³ /d)	Normalised rate probability
Surface	11300	0,532/0.548 = 0,971
	20700	0,006/0.548 = 0,012

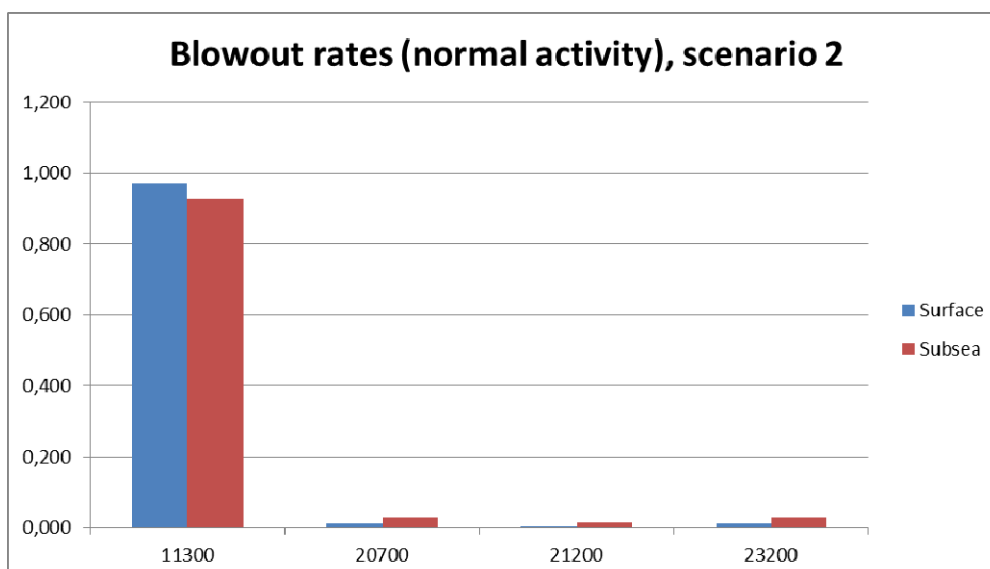


	21200	$0,003/0.548 = 0,006$
	23200	$0,006/0.548 = 0,012$
Seabed	11300	$0,420/0.452 = 0,929$
	20700	$0,013/0.452 = 0,028$
	21200	$0,006/0.452 = 0,014$
	23200	$0,013/0.452 = 0,028$
Sum		2,00

The probability distribution for scenario 1 is shown below in Figur 7-2 and Figur 7-3 for topside and subsea releases, respectively. For scenario 2 the distribution will be identical with the flow rates resulting from this scenario.



Figur 7-4: Blowout rate probability distribution for Johan Sverdrup, Scenario 1, normal activity.



Figur 7-5: Blowout rate probability distribution for Johan Sverdrup, Scenario 2, normal activity.

5 Blowout duration

An oil blowout can be stopped by:

1. Operator actions – mechanical (*capping*)
2. Wellbore collapse and/or rock material plugging the well – (*bridging*)
3. Altered fluid characteristics resulting from *water* or *gas coning* during a blowout
4. Drilling a *relief well* and applying kill mud

The probability distribution of the duration of a possible blowout is derived by way of the approach utilised in /2/.

An operation specific consideration of bridging probability or capping efficiency has not been attempted. Water/gas coning is not considered, as this would require more detailed reservoir information.

The well specific input, time to drill a relief well, is presented in Tabell 7-11. One assumption in the assessment of blowout duration is that one relief well is sufficient to kill the well. Need for a second relief well would require a re-evaluation.

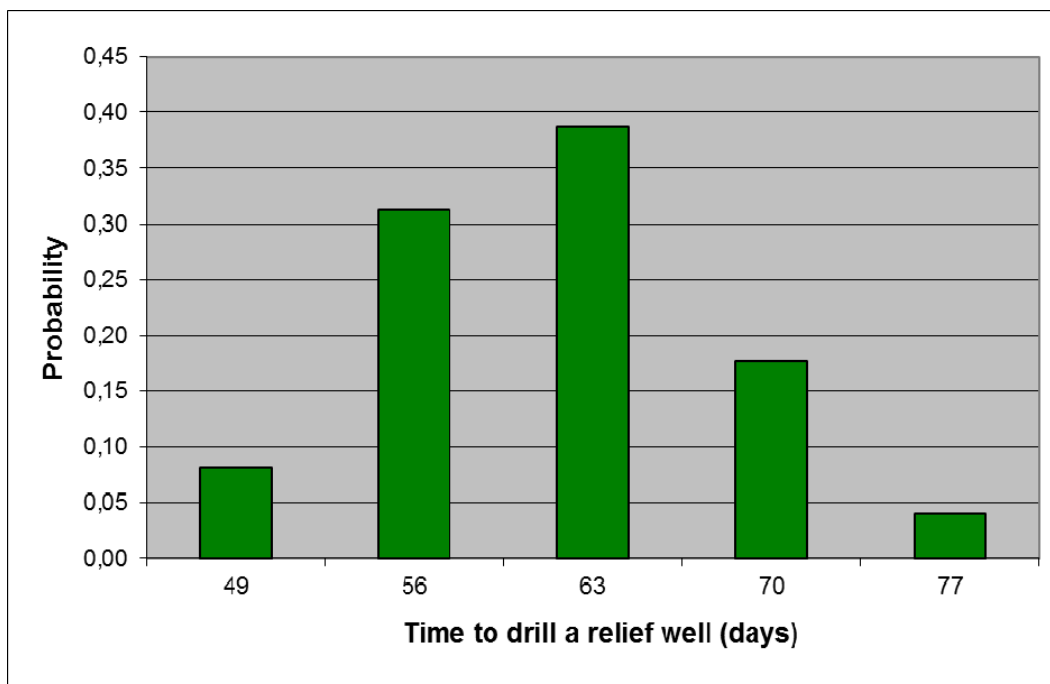
Tabell 7-11: Time to drill a relief well (days), ref /5/

Time to:	Minimum:	Most likely:	Maximum:
- make decisions	1	1	2
- mobilise a rig; transfer, anchoring, supply of equipment and preparations	3	7	12
- drilling, 12 ¼"	22	30	40
- geomagnetic steering into the well*	7	12	30
- killing the well*	1	2	5

* Numbers related to these operations are found reasonable and used as default based on expert consultation.

The required time to drill a relief well and kill a blowout is judged by the project to be between 34 and 89 days.

A Monte Carlo simulation is performed to produce a duration distribution from the well specific input in Tabell 7-11. The expected time found is 58 days. A probability distribution is presented in Figur 7-6.



Figur 7-6: *Duration distribution, 'Time to drill a relief well'*

The probability distribution, found in Tabell 7-12 below, is constructed by combination of the well specific duration distribution and probabilities that a blowout will end by the mechanisms capping and bridging /2/.

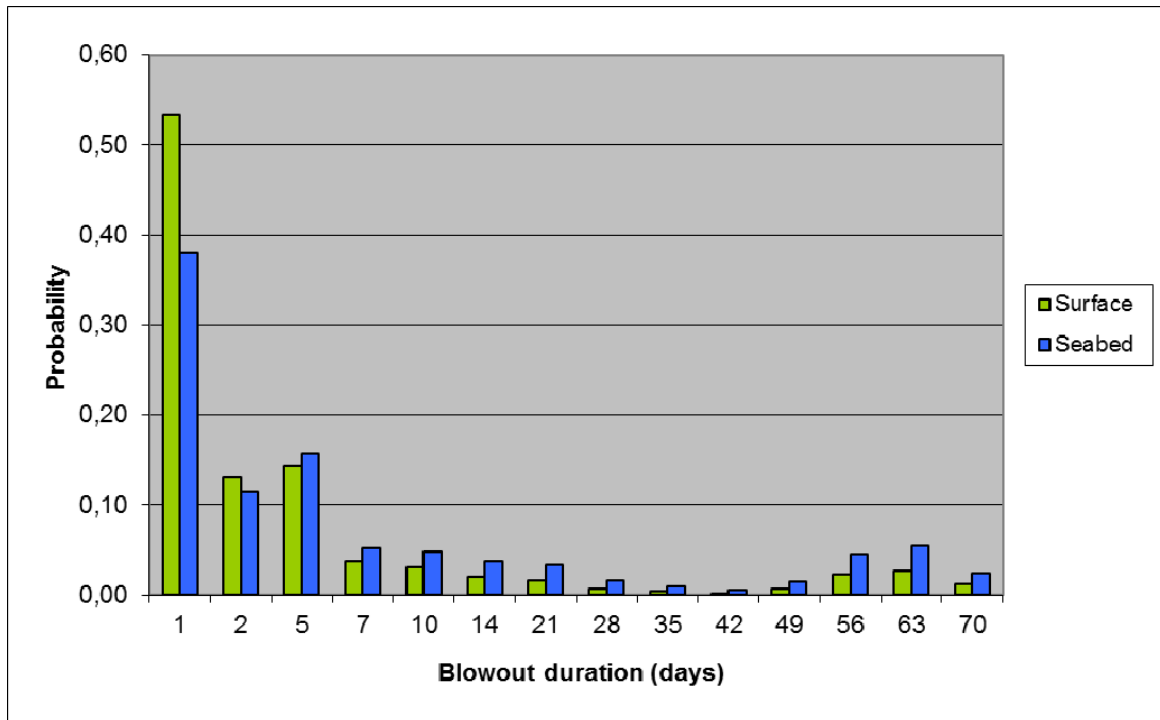
Based on Tabell 7-12 maximum blowout duration is suggested to be 70 days.

Tabell 7-12: *Probability distribution for a blowout to end as a function of time (days)*

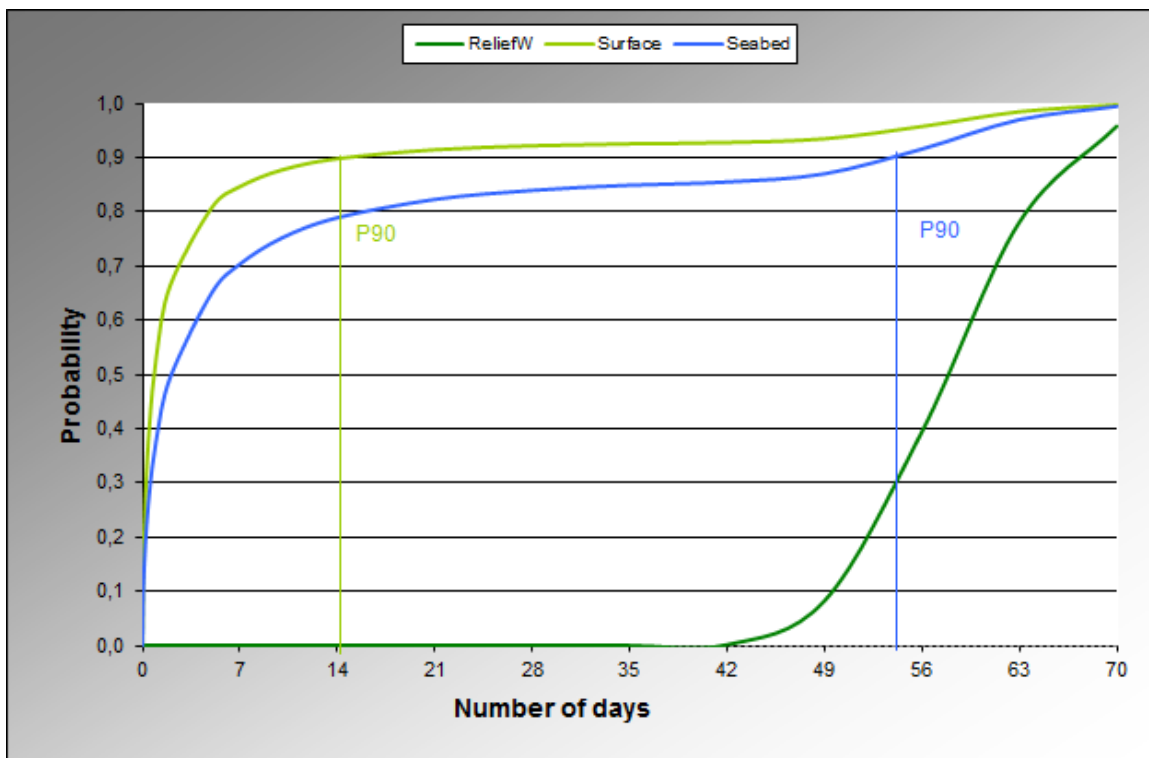
Duration (days)	Surface blowout	Seabed blowout	Duration (days)	Surface blowout	Seabed blowout
0,5	0,41	0,28	28	0,01	0,02
1	0,12	0,10	35	0,00	0,01
2	0,13	0,11	42	0,00	0,01
5	0,14	0,16	49	0,01	0,02
7	0,04	0,05	56	0,02	0,05
10	0,03	0,05	63	0,03	0,05
14	0,02	0,04	70	0,01*	0,02*
21	0,02	0,03			

*Probabilities in the tail end of the duration distribution (< 0,006) are added to the probability of the preceding duration category.

Different probability descriptions of the duration of a seabed or surface blowout are produced. Possible durations of a seabed or surface blowout are described by probabilities in Figur 7-7. In Figur 7-8 seabed and surface blowout duration and 'time to drill a relief well' are described by cumulative probability curves.



Figur 7-7: Blowout duration described by probability distributions



Figur 7-8: Blowout duration described by cumulative distributions



References

- /1/ Holand, Per: Blowout and Well Release Characteristics and Frequencies, 2012, Sintef Technology and Society, December 2012.
- /2/ Scandpower: "Blowout and Well Release Frequencies – based on Sintef Offshore Blowout Database 2012", report no. 19.101.001-8/2012/R3, Rev Draft A, 4 Feb 2013.
- /3/ Acona: "Blowout and Dynamic Wellkill Simulations – Johan Sverdrup Development Wells", report no AFT-2012-0537-01, rev 1, 25.10.2012.
- /4/ Petropartner: "Johan Sverdrup – Production Wells Block 16/2 – Blowout and Well Kill Simulations", doc ID PI-BCN-013007512, rev 2, 11.09.2012.
- /5/ Espedal, Hilde: [Mal for inputdata - leteboring Johan Sverdrup](#), mail to Alexander Solberg, 20.03.2012.

- o0o -



VEDLEGG

2

METODE MILJØRETTET RISIKOANALYSE

Beregning av miljøkonsekvenser og miljørisiko utføres trinnvis i henhold til Norsk Olje og Gass (tidligere OLF) veiledning for miljørisikoanalyser (OLF, 2007). For scenariene forbundet med Johan Sverdrup feltet er det valgt å gjennomføre en skadebasert beregning av miljøkonsekvens for et utvalg sårbare miljøressurser. Miljøkonsekvensberegningene fanger opp eventuelle forskjeller i miljøfølsomhet i de ulike regioner fordi den tar hensyn til forekomst og følsomhet av miljøressursene i det enkelte analyseområdet. Dette fører til at det beregnes en høyere miljøkonsekvens i områder der det er høy andel av berørte, sårbare bestander og ressurstype.

En kort metodebeskrivelse er gitt i det følgende, mens det henvises til veiledningen for utfyllende informasjon. For strandhabitater er det valgt å analysere samtlige 10×10 km ruter innen influensområdet, hvilket også ligger inne i veiledningen (OLF, 2007).

Skadebasert miljørisiko per år for en installasjon eller et felt beregnes ved hjelp av følgende uttrykk:

Formel 1

$$f[\text{skade}_{\text{mindre-alvorlig}}]_{\text{år}} = \sum_1^n \left(\left(\frac{f_0}{n} \right) \times p[\text{treff}]_n \times p[\text{tilstedeværelse}]_n \times p[\text{skade}_{\text{mindre-alvorlig}}]_n \right)$$

der:

Parameter	Beskrivelse
$f[\text{skade}_{\text{mindre-alvorlig}}]_{\text{år}}$	= sannsynlighet for angitte konsekvenskategori på årsbasis
$\frac{f_0}{n}$	= sannsynlighet pr måned / sesong (sesongene har lik varighet)
n	
$p[\text{treff}]_n$	= sannsynligheten for å treffe VØK i måned / sesong n gitt et utslipp
$p[\text{tilstedeværelse}]_n$	= sannsynligheten for tilstedeværelse (andel av sesongen) for hver av de n månedene / sesongene.
$p[\text{skade}_{\text{mindre-alvorlig}}]_n$	= sannsynlighet for skade på VØK i angitte måned / sesong
N	= antall måneder / sesonger (12 / 4)

Sjøfugl og marine pattedyr

Miljøskade for bestander av for eksempel sjøfuglarter estimeres ved å beregne skade på en bestand i form av hvor stor andel av bestanden som kan omkomme ved et eventuelt oljeutslipp. Dette gjøres ved å koble den geografiske fordelingen av sjøfugl, fordelt på 10×10 km ruter, med sannsynlighet for oljeforurensning i de tilsvarende rutene. Dermed beregnes andel døde sjøfugl av en art i hver rute i henhold til effektnøkkelen vist i Tabell 1 og Tabell 2 (marine pattedyr). Andelen av bestand som går tapt fordeles så i seks skadekategorier; <1 %, 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og >30 %.

Tabell 1 Effektnøkkel for beregning av andel sjøfugl innenfor en 10 × 10 km sjørute som omkommer ved eksponering av olje fordelt på fire kategorier.

Oljemengde (tonn) i 10 x 10 km rute	Effektnøkkel – akutt dødelighet		
	Individuell sårbarhet av VØK sjøfugl		
	S1	S2	S3
1-100 tonn	5 %	10 %	20 %
100-500 tonn	10 %	20 %	40 %
500-1000 tonn	20 %	40 %	60 %
≥1000 tonn	40 %	60 %	80 %

Tabell 2 Effektnøkkel for beregning av andel marine pattedyr innenfor en 10 × 10 km sjørute som omkommer ved eksponering av olje fordelt på fire kategorier.

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

Skadenøkkel (Tabell 3) er basert på informasjon om artenes populasjonsdynamiske egenskaper og på modellering av restitusjonstid for arter med lavt gjenvekstpotensiale (OLF, 2007). Lomvi har i tillegg til lavt gjenvekstpotensiale også negativ populasjonstrend. For denne arten brukes en egen skadenøkkel vist i Tabell 4.

For hver oljedriftsimulering beregnes skadeomfanget i hver rute i henhold til bestandsandel og fastsatt skadenøkkel. Skadeomfanget for alle ruter summeres til en bestandsskade i henhold til nøkkel for restitusjonstid. Til sist sammenlignes miljørisiko som er resultat av disse beregningene med selskapets akseptkriterier.

Tabell 3 Skadenøkkel for sannsynlighetsfordeling av teoretisk restitusjonstid ved akutt reduksjon av sjøfugl- og marine pattedyrbestander med lavt restitusjonspotensiale (S3)(OLF, 2007).

Akutt bestandsreduksjon	Konsekvenskategori – miljøskade			
	Teoretisk restitusjonstid i år			
	Mindre <1 år	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 %

Tabell 4 Skadenøkkel for sannsynlighetsfordeling av teoretisk restitusjonstid ved akutt reduksjon av sjøfuglbestander med lavt restitusjonspotensiale og negativ populasjons-utviklingstrend (S4).

Akutt bestandsreduksjon	Konsekvenskategori – miljøskade			
	Teoretisk restitusjonstid i år			
	Mindre <1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig >10 år
1-5 %	40 %	50 %	10 %	
5-10 %	10 %	50 %	30 %	10 %
10-20 %		10 %	50 %	40 %
20-30 %			20 %	80 %
≥ 30 %				100 %

Strand

Beregning av miljøkonsekvenser og miljørisiko på strandhabitat er gjennomført etter VØK-habitat-metoden (OLF, 2007). For VØK-habitat beregnes miljøkonsekvenser direkte ut fra oljedriftsstatistikken for et område (for eksempel en rute), og sårbarheten til det aktuelle habitatet (sårbarhet på habitat/ samfunnsnivå). Miljøkonsekvensene/skaden 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.

I VØK-habitat-metoden beregnes sannsynligheten for skade på strand for alle 10 x 10 km ruter innenfor influensområdet til et uhellsutslipp fra boreaktiviteten, beregnet utfra rutenes eksponeringsgrad og sammensetning av kysttyper, samt deres sårbarhet (Tabell 5).

Tabell 5 Sårbarhetsindeks for strandtyper for eksponert og beskyttet kyst (DNV, 2006).

Strandtype	Sårbarhetsgrad	
	Eksponert	Beskyttet
Sva	1	1
Klippe	1	1
Blokkstrand	1	2
Sandstrand	2	3
Steinstrand	1	3
Leire	2	3
Ikke data	2	3
Menneskeskapt	1	1
Sanddyne	2	3

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. Bidraget fra hver av sårbarhetskategoriene tilsvarer den relative fordelingen av sårbarhetskategoriene innen ruten. Sannsynligheten for skade for strand innen hver sårbarhetsindeks blir da et produkt av sannsynligheten for olje i de fire oljemengdekategoriene, andelen av kyst med sårbarhetsindeks 1, 2 eller 3 og den respektive sannsynlighetsfordelingen av konsekvenskategorier som vist i Tabell 6. Den totale sannsynligheten for skade i hver enkelt rute angis ved å summere sannsynligheten for hver enkelt konsekvenskategori for de tre sårbarhetsindeksene.

Tabell 6 Skadenøkkel for beregning av sannsynlighet for skade på kyst (DNV, 2006).

Skadenøkkel for kyst		Skadekategori			
Sårbarhet	oljemengde	Teoretisk restitusjonstid			
		Mindre <1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig >10 år
Høy (S3)	1-100 t	20 %	50 %	30 %	
	100-500 t	10 %	60 %	20 %	10 %
	500-1000 t		20 %	50 %	30 %
	>1000 t			40 %	60 %
Moderat (S2)	1-100 t	60 %	40 %		
	100-500 t	30 %	60 %	10 %	
	500-1000 t	10 %	60 %	30 %	
	>1000 t		40 %	50 %	10 %
Lav (S1)	1-100 t	80 %	20 %		
	100-500 t	60 %	40 %		
	500-1000 t	40 %	50 %	10 %	
	>1000 t	20 %	40 %	40 %	

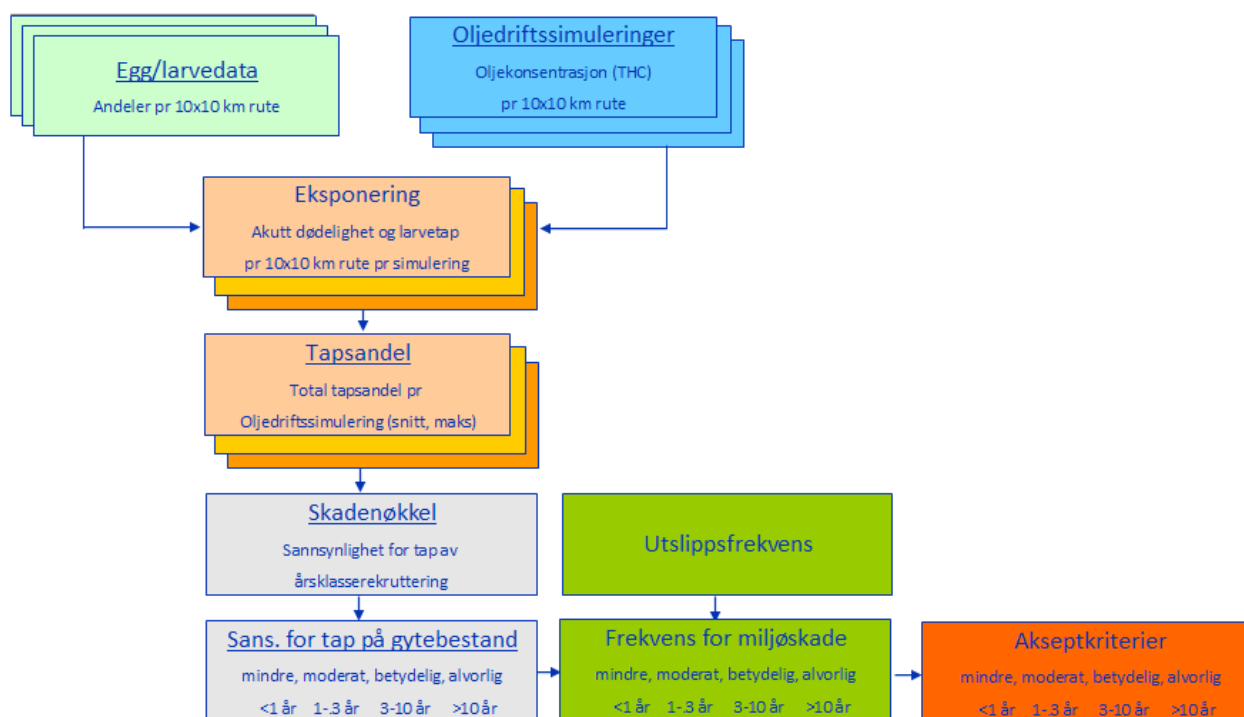
Fisk

Metode

En kvantifisering og vurdering av mulige konsekvenser for fisk som følge av uhellsslipp av olje fra petroleumsvirksomhet bygger på prinsippene om eksponering for hydrokarboner i vannsøylen og effektene av en slik eksponering først og fremst på egg og larver som de mest sårbare livsstadiene. Deretter må det vurderes de videre konsekvenser som ulike effekter (dødelighet, redusert overlevelse) vil ha på årsklasserekruttering.

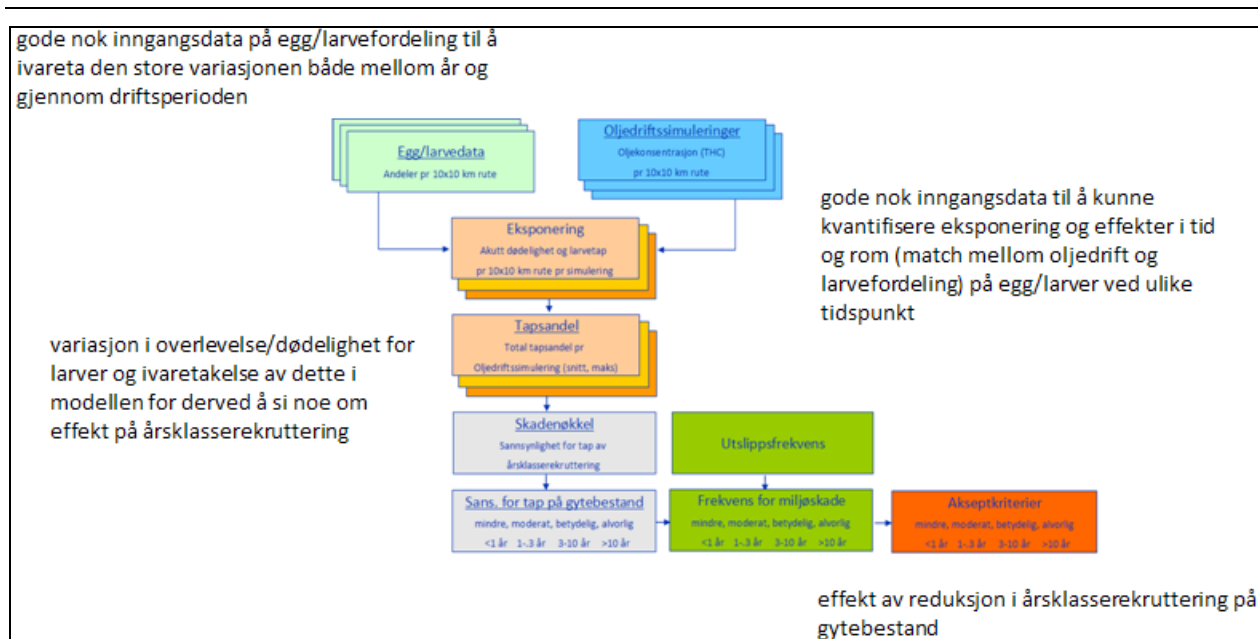
I foreliggende analyse er det benyttet en statistisk anvendelse hvor man ser på overlapp mellom et stort antall oljedriftssimuleringer basert på historiske vær og vindforhold, kombinert med et stort antall modellerte utbredelsesmønstre for sild og torskelarver basert på observerte historiske gytemønstre og -mengder. Eksponeringen er et resultat av andel larver som "overlapper" vannsøylekonsentrasjoner (både løste konsentrasjoner og oljedråper i vannet) over gitte effektgrenser som kan gi dødelighet eller redusert overlevelse.

En generell skisse over den statistiske tilnærmingen er gitt i Figur 1.



Figur 1 Skisse over statistiske eksponeringsberegninger for fiskelarver som en del av miljørisikometodikk.

De statistiske beregningene vil alltid gi et utfallsrom i forhold til hvor stor "tapsandel" av larver de ulike oljedriftssimuleringene gir. En rekke usikkerheter og utfordringer ligger inne i en slik tilnærming og noen av hovedutfordringene er gjengitt i Figur 2.



Figur 2 Hovedutfordringer i forhold til statistiske tapsberegninger for fiskeegg og – larver.

Tapsandelene tas videre til sannsynlighet for ulike tap av årsklasserekutteringen, og deretter beregnes skade i form av restitusjonstid slik figuren over viser.

Naturlig dødelighet

Variasjon i overlevelse og naturlig dødelighet av egg/larver er et sentralt tema i disse analysene i og med at sannsynligheten for at en torsk vokser opp fra egg til gytemoden alder kan være så liten som 1 per 25 millioner ($4,0 \cdot 10^{-8}$). Denne romlige/temporale variasjonen i naturlig dødelighet innen en årsklasse er sannsynligvis av stor betydning for populasjonseffekten av et oljesøl. Dette er imidlertid ikke kvantifisert (eller i det hele tatt beskrevet) for mange bestander eller stadier.

For larvene handler det om timing for å få gode oppvekstsvilkår 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 eksternt føde (DNV, 2008).

En teori rundt overlevelse av fiskeegg- og larver er at eggene/larvene med best overlevelsesbetingelser er flekkvis fordelt. Det vil si at egg/larver i enkelte områder har mye større naturlig overlevelsessevne enn i andre områder. I ekstreme tilfeller hevdes det at egg/larver kun fra ett område vil overleve. Argumentasjonen har derfor vært at selv svært små tapsandeler av egg derfor vil være i stand til å medføre tap av hele årskull dvs. de larvene som faktisk vokser opp til voksen fisk. En slik situasjon betinger at alle overlevende larver må være samlet innenfor et geografisk og tidsmessig avgrenset område som opplever oljekonsentrasjoner store nok til å gi effekter. Nå er det ingen data som tilsier at det kun er egg og larver i begrensede enkeltområder som overlever, selv om variasjonen i overlevelse er stor. Andre teorier hevder at overlevelse av egg og larver har en tilfeldig romlig fordeling innen ett begrenset tidsrom ved ellers like oppvekstbetingelser.

I en statistisk tilnærming så kan man ta inn variasjon i overlevelse ved å gi et utfallsrom på hvor mye et tap av larver har å si for tap av årsklasserekrutteringen dvs. av de som faktisk overlever og vokser opp. Eksempelvis så kan man legge inn at det er en viss sannsynlighet for at de larvene man har regnet en effekt på har dobbelt så god overlevelse som andre larver, men det er også da tilsvarende sannsynlighet for at de har bare halvparten så god overlevelse som andre larver. Det man imidlertid vil forvente er at de har samme overlevelse som andre larver. Dette gir et utfallsrom med ulike sannsynligheter for ulike utfall basert på en tapsandel av egg/larver. Tilnærmingen som er benyttet denne analysen tar inn er faktor 10 i overlevelsesvariasjon i tråd med anbefalingene i metoderapporten for olje-fisk (DNV, 2008) og gir sannsynligheter for ulike utfall som skissert i tabellen under.

Tabell 7 Sannsynlighetsfordeling av tapsandeler på årsklasserekruttering for ulike tapsandeler av torskeegg og larver (OLF, 2008).

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

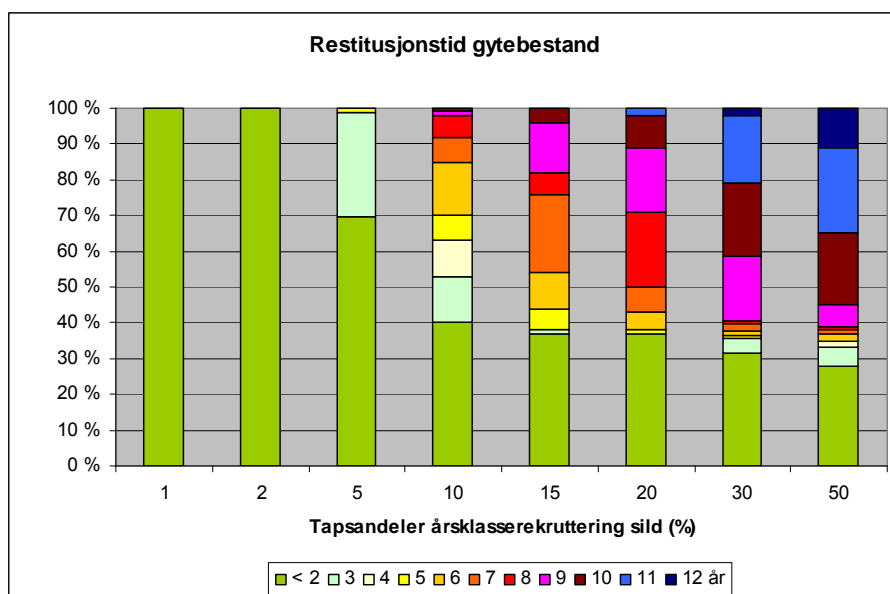
Bestandsmodell

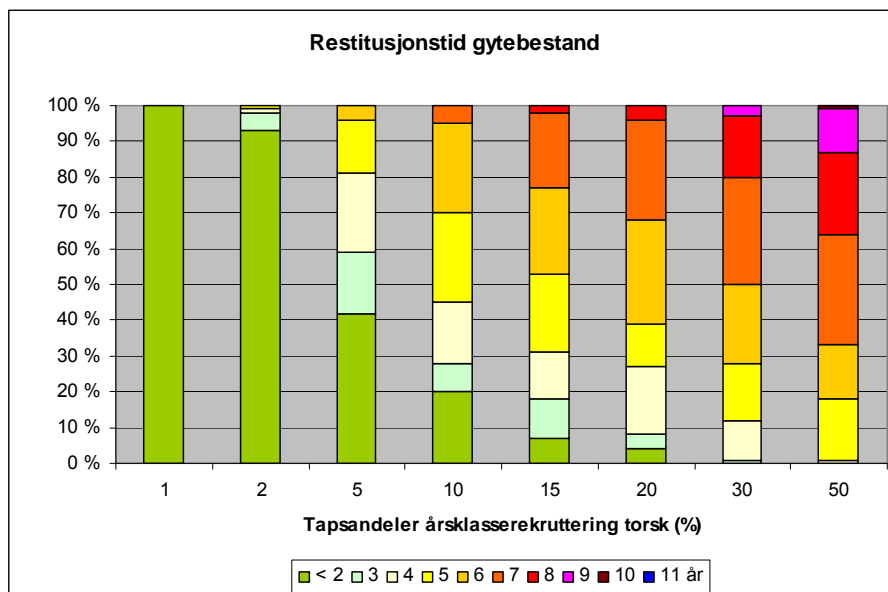
I foreliggende rapport er det ikke gjort noen oppdatering av bestandsmodellen i forhold til ULB 7c fra 2003, dvs. det er benyttet samme modell (Ugland-modellen) for å predikere hva et tap i

årsklasserekruttering betyr for en årsklasse. Her er det igjen et utfallsrom i forhold til om den aktuelle årsklasse er sterk eller svak og betyr mye eller lite for fremtidig gytebestand.

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.

Norsk vårgytende -sild har ennå større variasjoner i årsklassestyrke enn nordøstatlantisk-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 3 viser sannsynlighetsfordeling av ulike restitusjonstider for sild og torsk som følge av ulike tapsandeler på egg og larver.





Figur 3 Beregnet restitusjonstid for gytebestand av sild (øverst) og torsk (nederst) som følge av ulike tapsandeler av årsklasserekruttering. Beregnet med Ugland-modellen.

Effektgrenser

Et arbeid utført av DNV, Havforskningsinstituttet og Universitetet i Oslo i regi av OLF (OLF, 2008) anbefaler bruk av en dose-respons funksjon som grunnlag for skadeberegninger i denne type analyser. Dose-respons funksjonen som normalt benyttes har startpunkt på 100 ppb, som gir 1 % dødelighet, opp til 1 ppm som gir 100 % dødelighet. En slik dose-respons funksjon er antatt å reflektere den reelle skade som kan påføres fiskelarvene som følge av oljeeksponering. Denne funksjonen er valgt å benytte i skadeberegningene for fiskeegg og –larver i foreliggende analyse.

Modelldataene for egg/larver er tilrettelagt i 10 døgn intervall. For utslipp med varighet 15 døgn er det summert tapsandeler for 2 tidssteg, dvs. man antar en eksponeringstid i vannsøylen på inntil 20 døgn. Antatt eksponeringstid er satt med basis i en representativ eksponeringstid for ressursene, og praktiske hensyn i forhold til hvordan ressursdataene er tilrettelagt. Modellert eksponeringstid for enkeltsimuleringer vil kunne være både kortere og i noen tilfeller lengre enn antatt eksponeringstid.

- o0o -



VEDLEGG

3

RESSURSBESKRIVELSE NORDSJØEN OG NORSKEHAVET

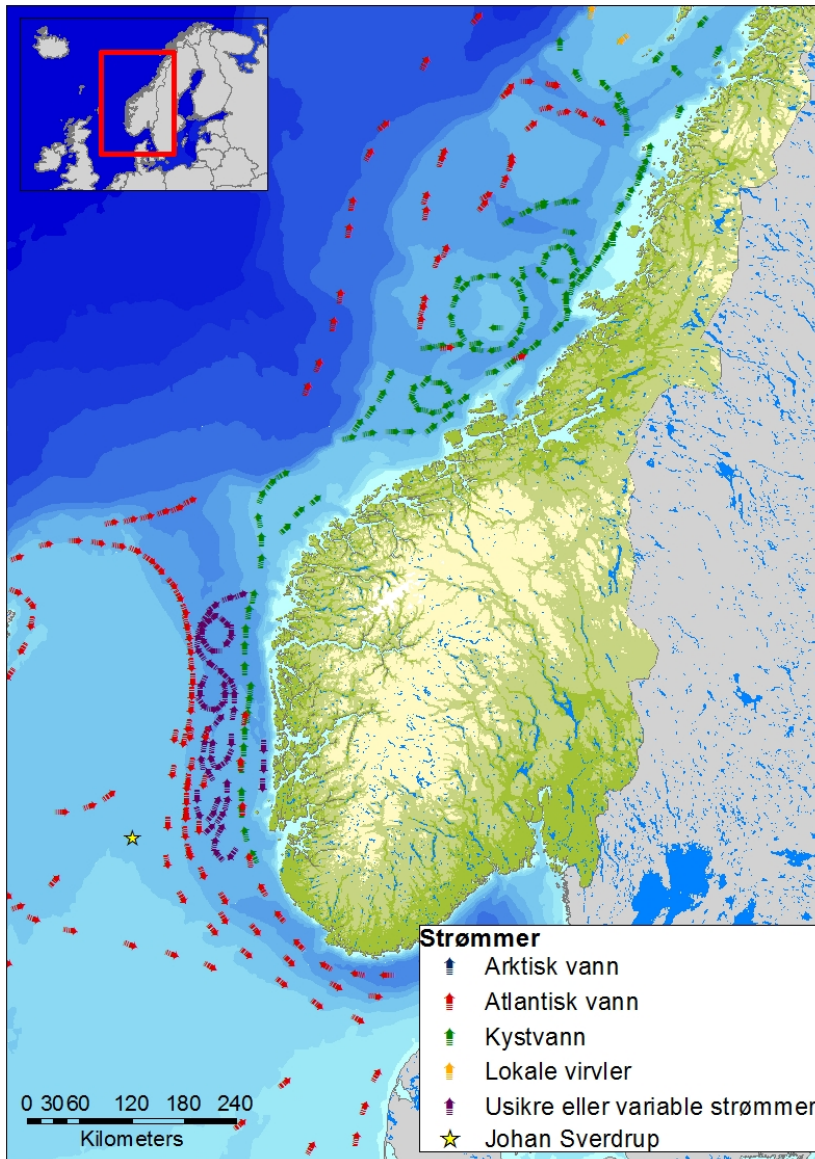


Fysiske forhold

Johan Sverdrupfeltet ligger utenfor kysten av Vestlandet (Figur 7-9), med potensiale for influensområder som berører både Nordsjøen og Norskehavet.

Strømmene i Nordsjøen er påvirket av atlantisk vann som kommer inn fra vest og den norske kyststrømmen som strømmer nordover med en hastighet på 10-20 km/dag. Den norske kyststrømmen forårsaker virvler i de grunnere områdene inne ved kysten. Vannet i den norske kyststrømmen har lav salinitet og danner fronter mot det atlantiske vannet. I disse frontene er det høy biologisk produksjon. Saliniteten øker etter hvert som vannet strømmer nordover, pga. innblanding av atlanterhavsvann. De mest intense frontalprosessene finnes hvor det er konvergerende strømmer, og dette finner vi ved Frøya-, Haltenbanken og Sklinnabanken. Her er det advektiv transport og blanding med atlantisk vann fra dypet (Sætre, 1999).

Den norske kyststrømmen er svært viktig for transport og fordeling av planktoniske organismer, og fiskeressursene varierer med dybdeforholdene, mengdene ferskvann fra elver, samt vindretningen og vindstyrken. Den fremherskende strømretningen er nordlig, og egg og larver som gytes i søndre del av Norskehavet fraktes nordover med strømmene (Sætre, 1999). Om vinteren danner atlanterhavsvannet en markert temperaturfront mot den kaldere kyststrømmen. Om sommeren derimot, vil det varmere og ferskere kystvannet flyte lengre ut fra kysten og dekke det kaldere atlanterhavsvannet.



Figur 7-9 Strømmer i østlige deler av Nordsjøen og sørlige Norskehavet (Sætre, 1999).

Naturressurser

Spredningsberegninger for oljedrift viser sannsynlighet for stranding av olje ved utblåsning fra Johan Sverdrup. Det betyr at ressurser som kan bli berørt ved en eventuell utblåsning fra Johan Sverdrup inkluderer både kystnære bestander og habitater, ressurser i vannmassene og på åpent hav. Feltet er lokalisert i grenseland mellom sjøfugl-datasettet for Nordsjøen og Norskehavet, og har således potensiale for å berøre begge. Det er derfor valgt å slå sammen de to datasettene til ett (for hver art) som synes mer representativt for analyseområdet til Johan Sverdrup. De viktigste ressursene er beskrevet i følgende tekst.

Sjøfugl

Sjøfugl er arter som helt eller delvis er avhengige av havet for næringstilgang. Typiske sjøfugl som havhest, havsule, skarver, alkefugler i tillegg til en del måkefugler og enkelte andefugler, tilbringer det meste av tiden til havs. Andre arter som f.eks. lappedykkere, lommer, andefugler og noen måkefugler er kun periodevis avhengig av havet. Dette kan være i forbindelse med myting (fjærfelling) og overvintring (NINA, 2008).

Den viktigste kilden til utbredelse av sjøfugl i Norge er NINAs Sjøfugldatabase og Norsk Polarinstitutt's Sjøfugldatabase presentert gjennom www.seapop.no. Sjøfugldataene er delt i to, med kystdata basert på tellinger fra land, sjø og fly, og åpent hav-data som er basert på båttransekter utenfor grunnlinjen. Disse to datasettene er behandlet atskilt.

Indikatorartene for Nordsjøen og Norskehavet er valgt som analysearter. Disse omfatter pelagisk dykkende arter representert ved lomvi og lunde, pelagisk overflatebeitende arter representert ved krykkje, og kystbundne dykkende arter representert ved ærfugl, toppskarv og storskarv.

Generell sårbarhet av olje på sjøfugl

Sjøfuglers generelle sårbarhet for oljesøl er blitt beskrevet omfattende tidligere (se f.eks. Brude *et al.*, 2003, Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008, Moe *et al.*, 1999, Peterson, 2001, Piat *et al.*, 1990) og vil derfor bare kort bli oppsummert her.

Sjøfugl tilbringer det meste av tiden på sjøen, hvor de fleste artene henter all sin næring. Noen arter er kun avhengige av å oppsøke land i hekketiden. Ved oljesøl i områder hvor det forekommer sjøfugler, enten rundt hekkekolonier eller i områder hvor de beiter, er det sannsynlig at sjøfugl kommer i kontakt med oljen. Sjøfugl er sårbare for både direkte og indirekte effekter av oljesøl. Oljen får fjærene til å klistre seg sammen slik at de mister isolasjonsevnen, sjøvannet kommer i kontakt med huden og fuglen fryser i hjel. Selv relativt små mengder olje i fjærdrakten kan få fatale konsekvenser, fordi fjærenes vannavstøtende effekt blir ødelagt. En oljeflekk på under 5 % av kroppen vil dermed kunne bli fatalt. Det varierer imidlertid fra art til art hvor sårbare fuglene er for tilsøling. De artene som tilbringer det meste av tiden på sjøen og derfor opplever mer effektiv varmetap (f.eks. alkefuglene) vil være mer sårbare enn f.eks. måkefugler, svaner, gjess, og gressender da disse ofte finner tilstrekkelig næring på land og dermed er mindre utsatt for varmetap. I tillegg kan tilsølte individer bli forgiftet ved at de får olje inn i fordøyelsessystemet når de pusser fjærdrakten. Sekundært vil åtseletere og predatorer også kunne bli utsatt for forgiftning og tilgrising gjennom tilgang til svake og døde, tilgrisede sjøfugl. Effektene av forgiftning inntremer mer gradvis og, i den grad de blir en primærårsak til dødelighet (f.eks. for arter der individene kan overleve en oljeskade ved å søke næring på land), kommer ofte ikke til syne før lenge etter den akutte hendelsen.

Den individuelle oljesårbarheten til en sjøfugl varierer med en lang rekke forhold som blant annet art, fysisk tilstand og flygedyktighet samt tilstedeværelse, atferd og arealutnyttelse i risikoområdet (Anker-Nilssen, 1987). Sårbarheten er generelt størst for de artene som ligger på havoverflaten og dykker etter næring. Det gjelder især alkefugler som lomvi og lunde, lommer, skarver og marine ender. Måkefugl, svaner, gjess, og gressender er imidlertid mindre utsatt for varmetap da de ofte finner tilstrekkelig næring på land. Sjøfugler er især sårbare for oljesøl i

hekketiden når de er bundet til kolonien. Dessuten er ande- og alkefugler svært sårbare i myte (fjærfellings) perioden, hvor de ikke er flygedyktige i flere uker. Mytetiden for alkefugler er i august-september mens andefugler myter i perioden juli-september (se Tabell 7-13 for forenklet fremstilling av gruppenes sårbarhet for olje).

Sjøfugl på åpent hav forekommer ofte aggregert i flokker og høye konsentrasjoner. En slik fordeling øker fuglenes sårbarhet for små oljesøl. Hvis et oljesøl først treffer større konsentrasjoner av fugl, kan tusenvis av individer bli berørt. Blant de viktigste artene av pelagisk sjøfugl i sjøområdene rundt Johan Sverdrup er alkekonge, lunde og lomvi vurdert å ha høyest sårbarhet for olje (SFT & DN, 2000). Sårbarheten til disse artene er like høy gjennom hele året (hekking, næringsøk, hvile, myting og vinterområder). Av kystbundne dykkende sjøfugl er de viktigste artene toppskarv og storskarv.

Tabell 7-13 Forenklet fremstilling av de forskjellige sjøfugl gruppernes sårbarhet for olje til ulike årstider (Anker-Nilssen, 1994).

Økologisk sjøfuglgruppe	Sommerområder for				Høst-områder	Vinter-områder
	hekking	næringsøk	Hvile	myting		
Pelagisk dykkende	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Pelagisk overflatebeitende	Lav	Middels	Lav	-	Middels	Middels
Kystbundne dykkende	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Kystbundne overflatebeitende	Middels	Lav	Lav	Middels	Lav	Lav

Effektene på sjøfugl etter akuttutslipp av olje er beregnet som en sannsynlighetsfordeling for hvor stor andel av bestanden som kan omkomme. Dette er gjort ut i fra fordelingen av sjøfuglene og hvor sårbare artene er overfor olje. Videre beregnes den endelige miljøskaden som restitusjonstid for en sjøfuglbestand. Det vil si tiden det tar for en sjøfuglbestand å bygges opp igjen til samme bestandsnivå som før skade av et oljesøl. Gjennomgående karakteriseres de typiske sjøfuglartene ved sein kjønnsmodning, høy levealder og lav reprodutiv kapasitet, dette medfører at de fleste artene har en liten til middels restitusjonsevne (Tabell 7-14). Dette er ivare tatt i beregningene.

Tabell 7-14 Bestandskaraktistika for sjøfugl inkludert i konsekvensanalysen. Restitusjonsevne er vurdert ut fra artens livshistorieparametre (primært reproduksjonsevne og overlevelse). Bestandstrender er vurdert på bakgrunn av resultater fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (se f.eks. Lorentsen & Christensen-Dalsgaard, 2009). Nasjonal rødlistestatus er i henhold til Artsdatabanken (2010) og inndelt i kategoriene CR = kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = sårbar og NT = nær truet.

Art	Økologisk grp.	Restitusjonsevne	Bestandstrend, fastland	Status i Norge	Individuell sårbarhet (MIRA)
Havhest	PO	liten	Negativ	NT	2
Storskarv	KD	stor	Positiv	Ansvarsart ¹	3
Toppskarv	KD	stor	Stabil	Ansvarsart ¹	3
Ærfugl	KD	middels	Stabil		3
Stellerand	KD	liten	Negativ		3
Svartbak	KO	middels	Stabil	Ansvarsart ¹	1;sept.-mars/2;april-aug.
Gråmåke	KO	middels	Stabil	Ansvarsart ¹	1;sept.-mars/ 2;april-aug.
Krykkje	PO	middels	Negativ	EN ²	2
Polarlomvi	PD	liten	Negativ	VU ²	3
Lomvi	PD	liten	Negativ	CR ²	4
Lunde	PD	liten	Negativ	VU ²	3
Praktærfugl	KD	middels	Stabil		3

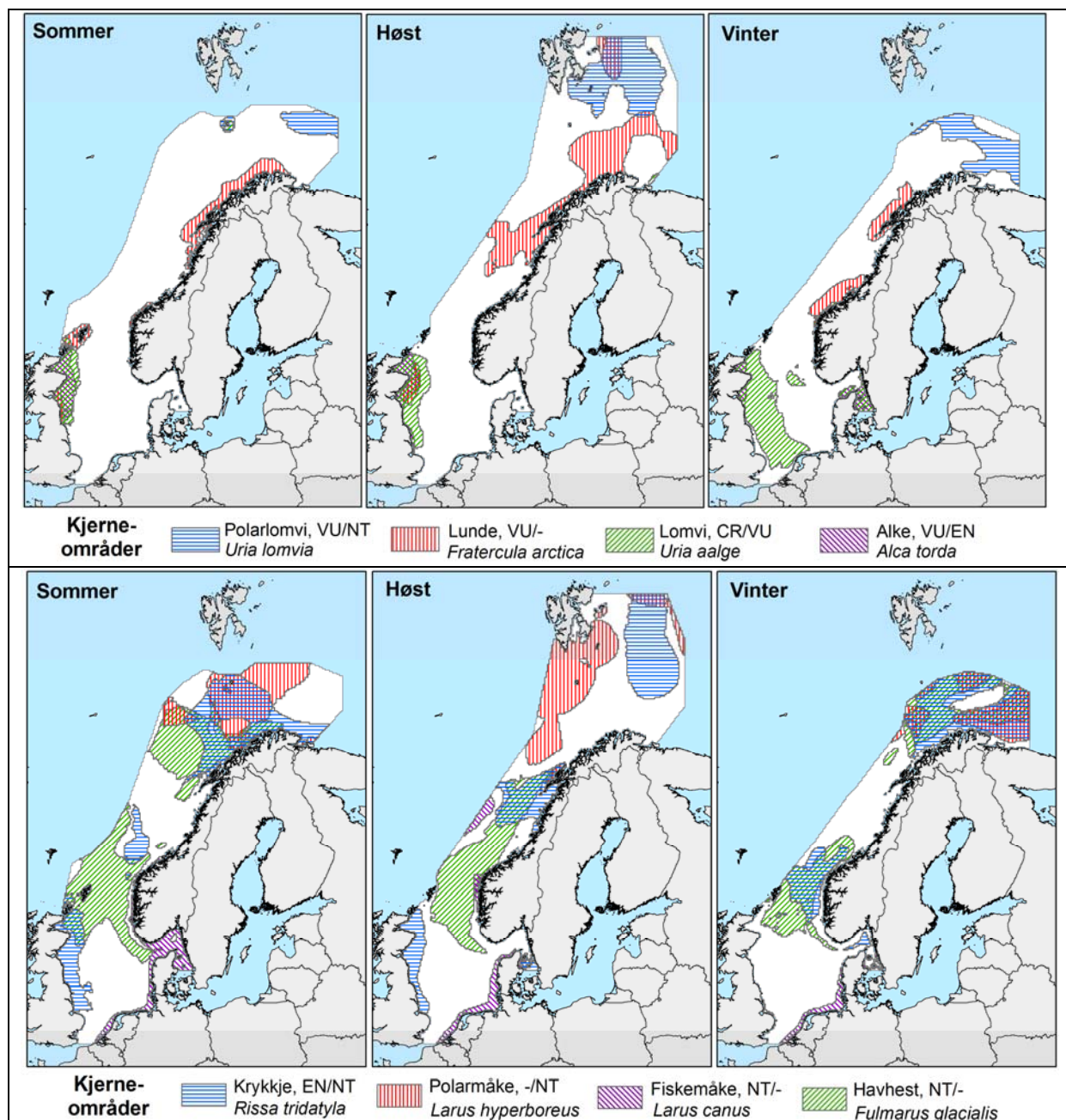
1) En art er definert som norsk ansvarsart når den norske bestanden er $\geq 25\%$ av Europas bestand.

2) Rødlistestatus for det norske fastland.

3) PO: pelagisk overflatebeitende, KD: kystbundne dykkende, PD: pelagisk dykkende, KO: kystbundne overflatebeitende

Spesielt sårbare områder

For å identifisere spesielt sårbare områder mht. arter oppført i den Norske rødlisten er det med utgangspunkt i datagrunnlaget opparbeidet for sjøfugl knyttet til åpent hav blitt beregnet spesielt sårbare områder, eller kjerneområder for disse artene (Fauchald, 2011). Kjerneområde er definert som det minste området hvor 75 % av alle individer innenfor studieområdet ble modellert å være. Denne informasjonen er sentral for å forstå hvordan sjøfugl interagerer med øvrige økosystemkomponenter og vil være viktig for å evaluere miljøkonsekvensene av oljesøl. Kjerneområdet for havhest og krykkje dekker området mellom Nordsjøen og Norskehavet i alle sesonger (Figur 7-10). Den sørlige kystnære delen av Norskehavet inngår i kjerneområdet for lunde på vinterstid.



Figur 7-10 Kjerneområdene til alkefugl og pelagisk overflatebeittende sjøfugl oppført i den norske rødlista (Fauchald, 2011).

Geografisk fordeling

De to viktigste faktorene som bestemmer den generelle geografiske fordelingen av sjøfugl, er plassering av kolonier (i hekkeperioden) og fordeling av næringsemner (Systad et al., 1999). For de pelagiske artene er utbredelsen av næringsemner i stor grad styrt av oseanografiske forhold som frontområder, strøm, temperatur, saltholdighet og utbredelsen av iskantene. Disse miljøparametrene skaper ulike habitattyper som foretrekkes av forskjellige sjøfuglarter. Innenfor sitt foretrukne habitat opptrer gjerne artene i store flokker. Flere tusen individer kan forekomme

innenfor relativt små geografiske områder. Men slike høye konsentrasjoner av sjøfugl er ofte svært ustabile, noe som medfører at den romlige fordelingen av sjøfugl på liten skala forandrer seg over tid (Fauchald et al., 2005).

Fordelingsmønsteret til sjøfugl på åpent hav kan deles inn i to faser (Systad et al., 1999):

- Trekkperioden, med regelmessig forflytning mellom hekkeområdene og overvintringsmyteområdene. Graden av regelmessighet varierer med artene.
- Overvintringsperioden, når fuglene oppholder seg mer eller mindre stabilt i et større område med god næringstilgang. Forflytning skjer innenfor dette området avhengig av endring i fordeling av næring og diett.

Kystnære sjøfugl

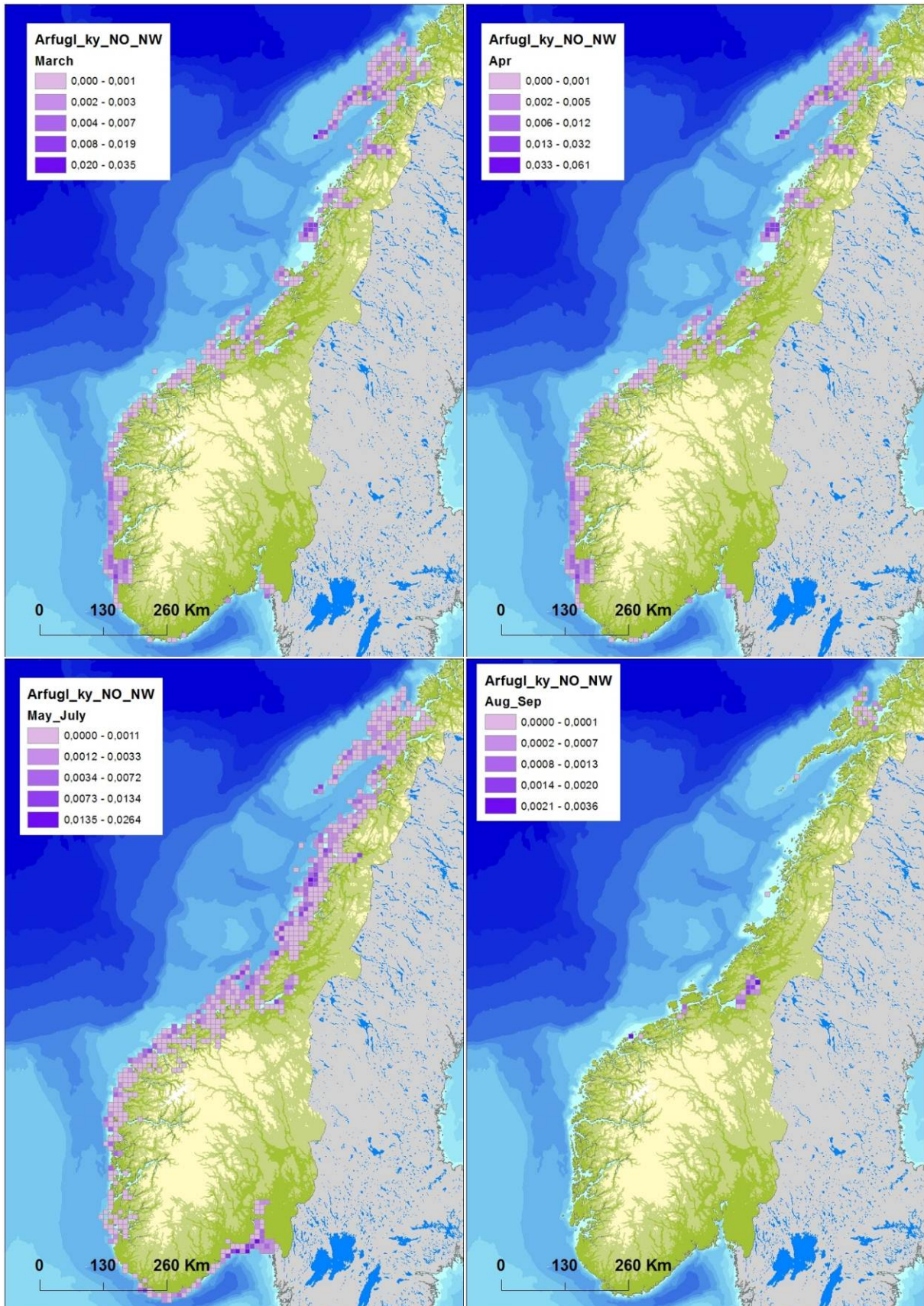
Sjøfugls tilknytning til kystområdene varierer mellom arter og sesonger, avhengig av atferd og aktivitet.

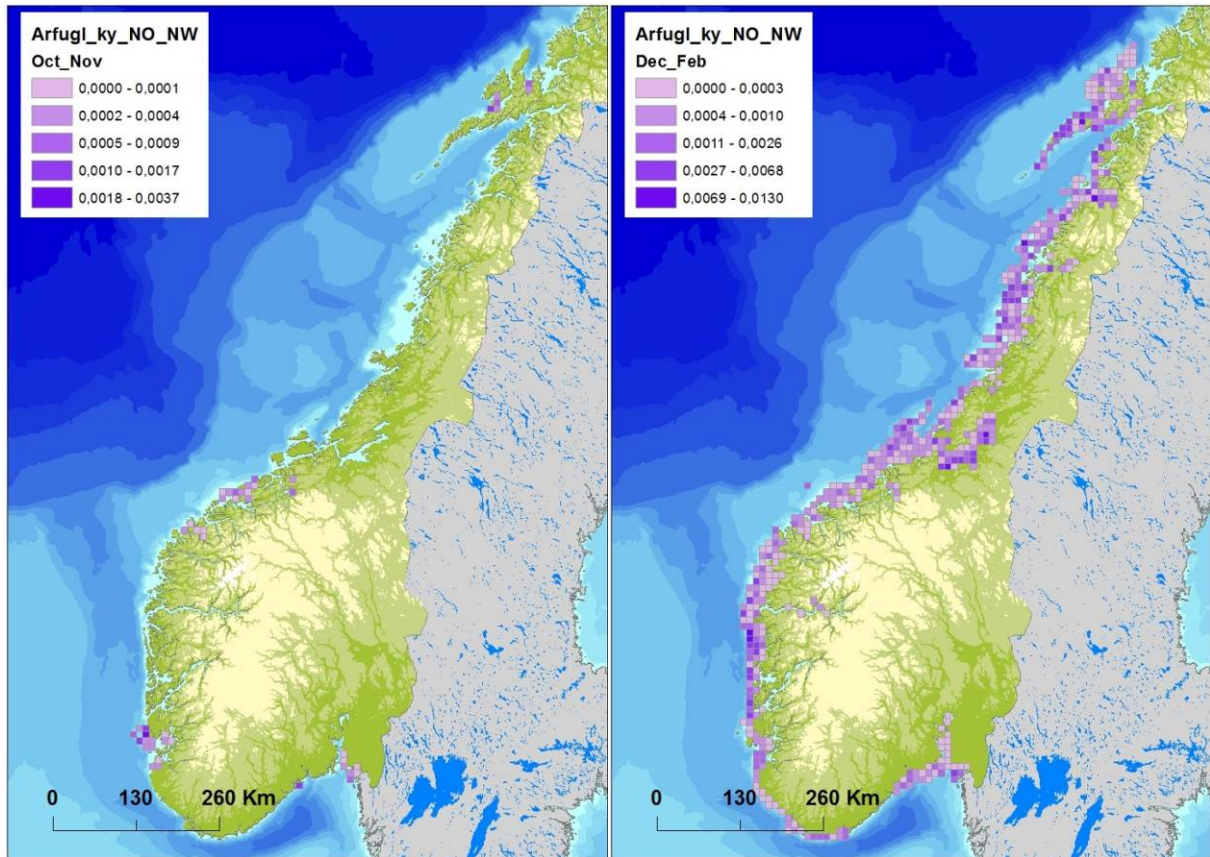
Arter med særlig tilknytning til kystområdene er dykkender (ærfugl, svartand, bergand, sjøorre, kvinand), skarv (storskarv og toppskarv), terner, noen måkearter og alkefuglen teist. Disse artene er knyttet til områder som kan sees fra land, men mange forflytter seg også lenger ut på havet, spesielt i grunne farvann. Selv om noen av disse artene hekker i stort antall, er Nordsjøområdet av størst betydning for dem om høsten og vinteren. For enkelte av de kysttilknyttede artene er Nordsjøen kun et rasteområde for fugler på vei mellom hekkeområder i nord og overvintringsområder lenger sør, mens andre tilbringer vinteren langs kysten av Nordsjøen. Pelagiske sjøfuglarter benytter kystområdene langs både Nordsjøen og Norskehavet til hekking om våren/sommeren, og er i denne perioden i større grad tilknyttet de kystnære områdene.

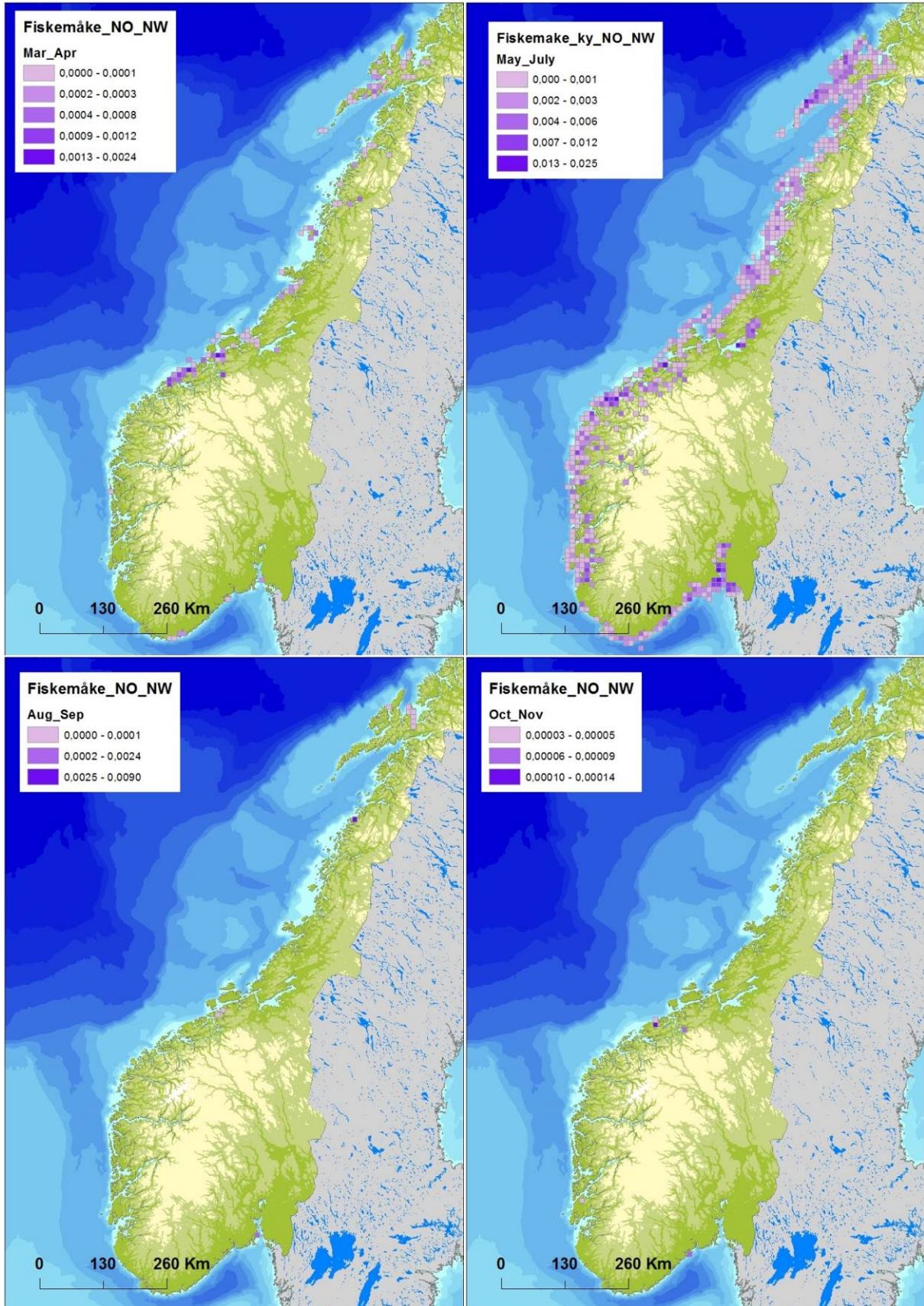
Som utgangspunkt for skadebaserte analyser på sjøfugl i kystnære områder og sjøfugl med særlig tilknytning til kystområdene (toppskarv, storskarv, teist og ærfugl) er det tatt utgangspunkt i den nasjonale sjøfugl-databasen til NINA (Seapop, 2012). Disse dataene er tilrettelagt for bruk i skadebaserte analyser ved bruk av ArcGIS rutiner. Geografisk fordeling av utvalgte arter i de ulike sesongene er vist nedenfor.

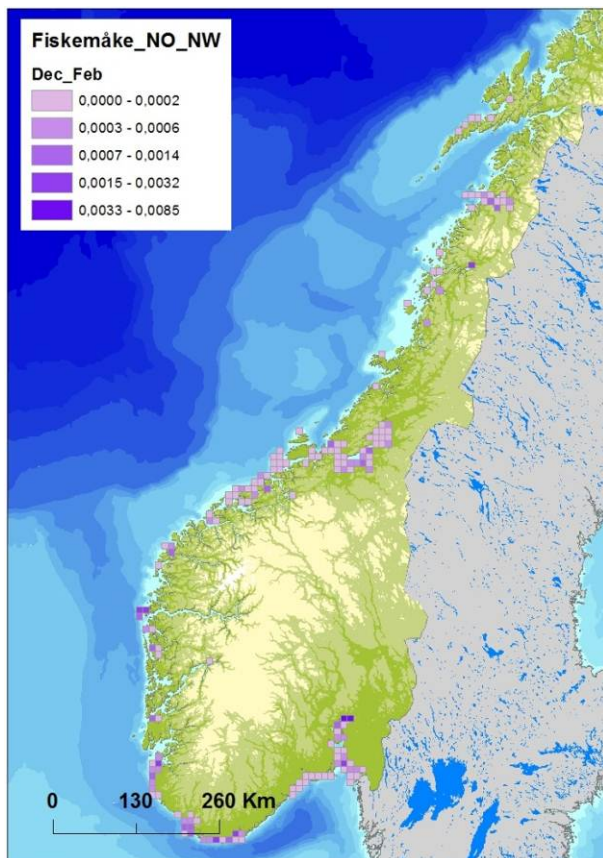
Artene er:

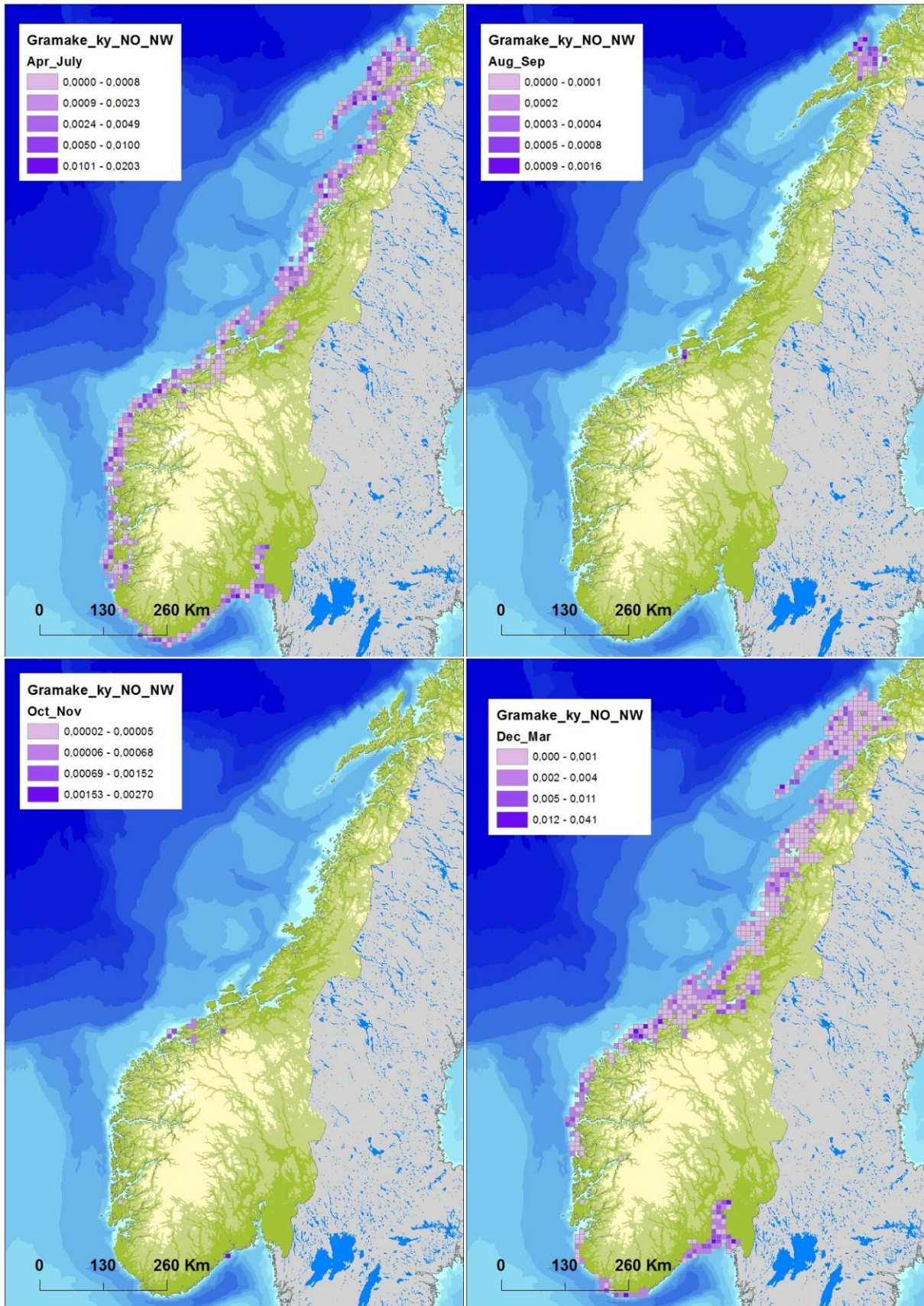
Ærfugl, fiskemåke, gråmåke, havelle, havhest, havsule, krykkje, laksand, lomvi, lunde, alke, praktærfugl, siland, sjøorre, storskarv, svartbak, teist og toppskarv.

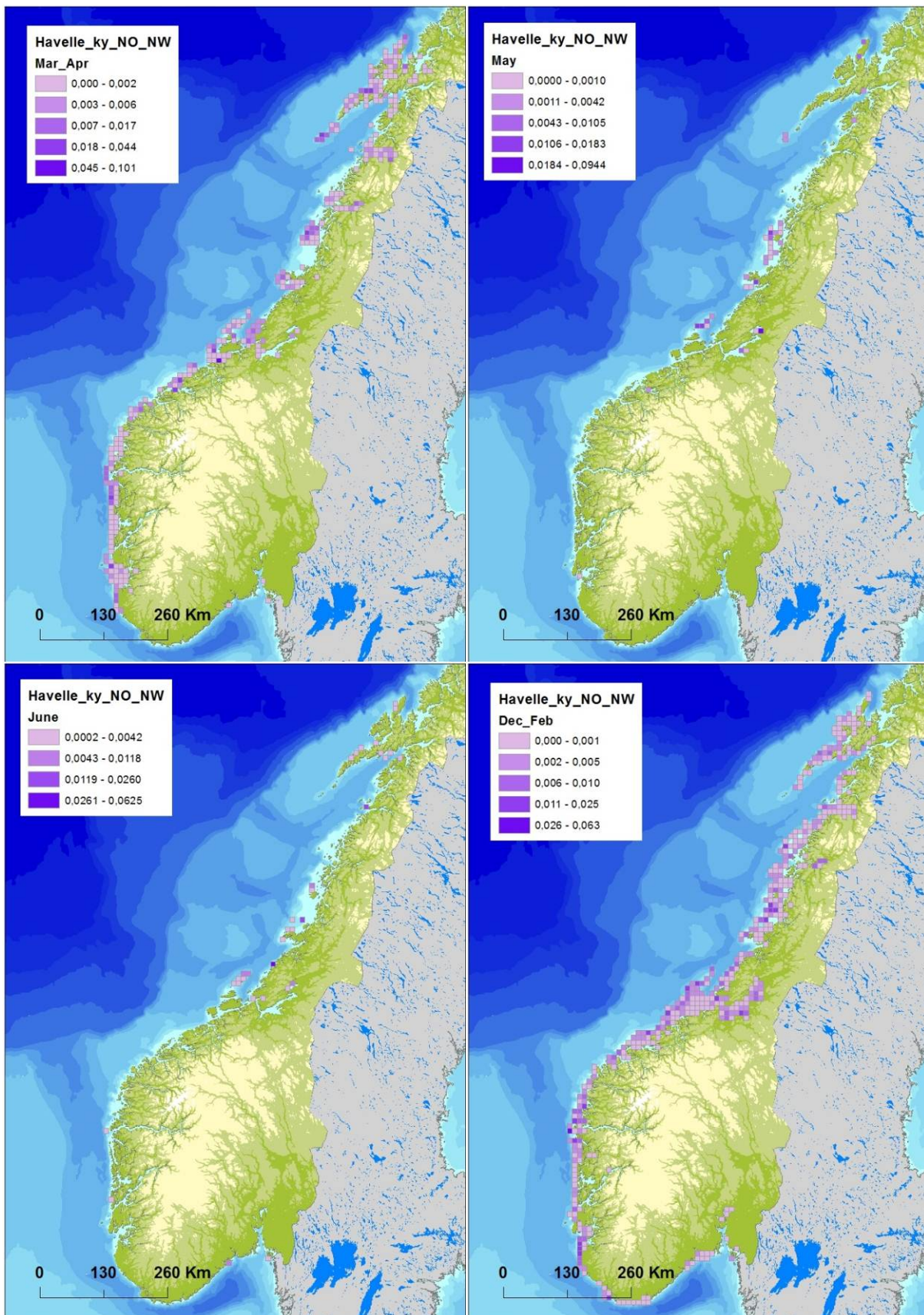


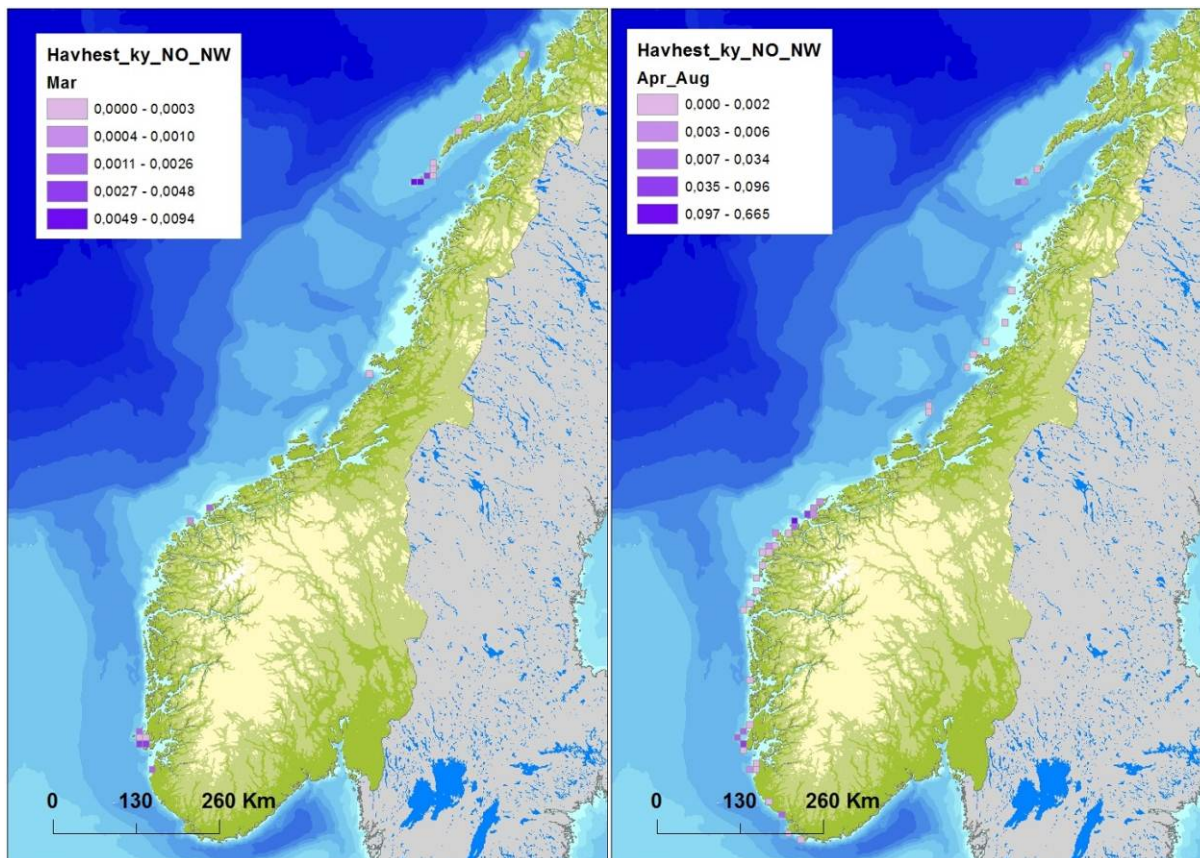


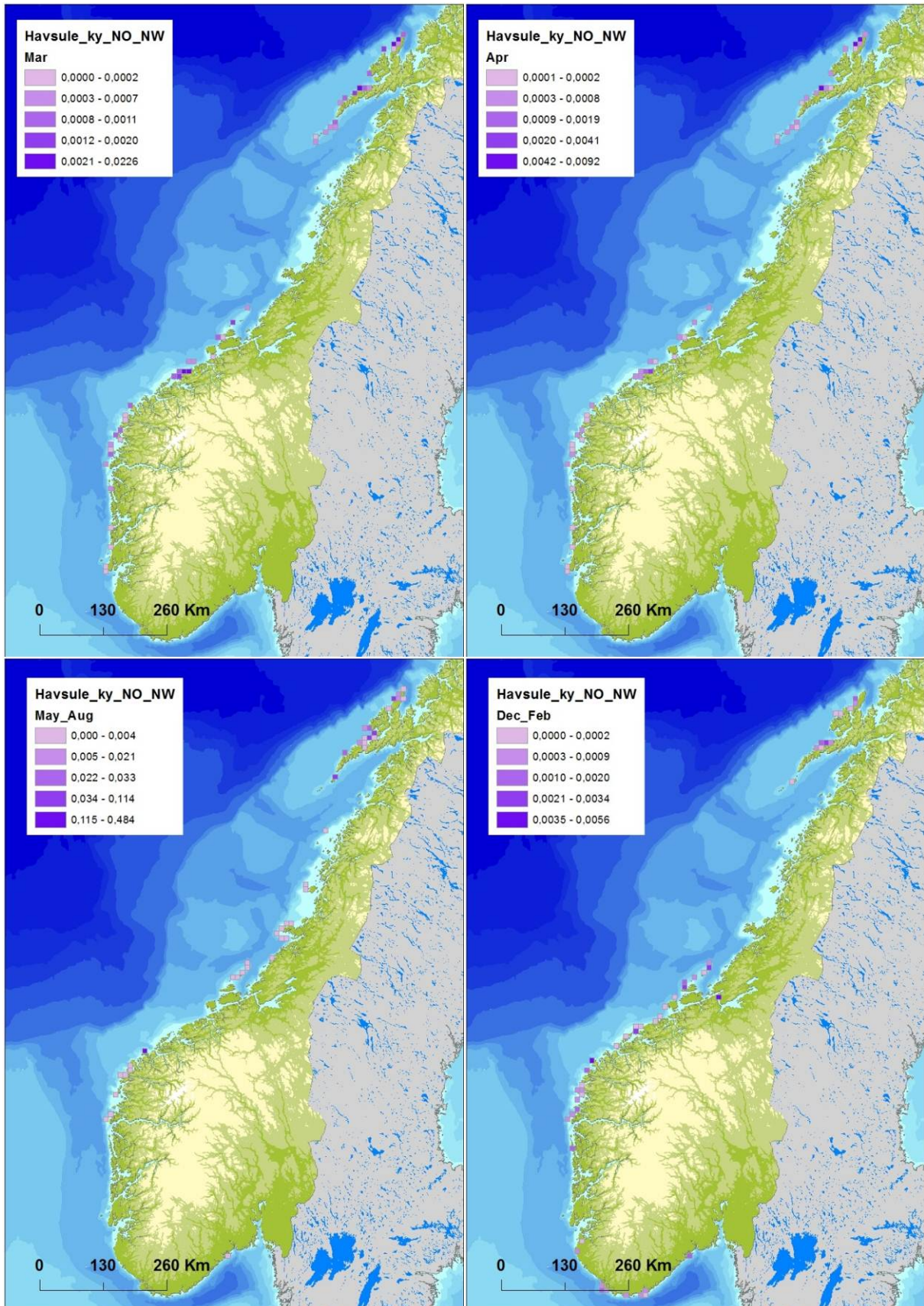


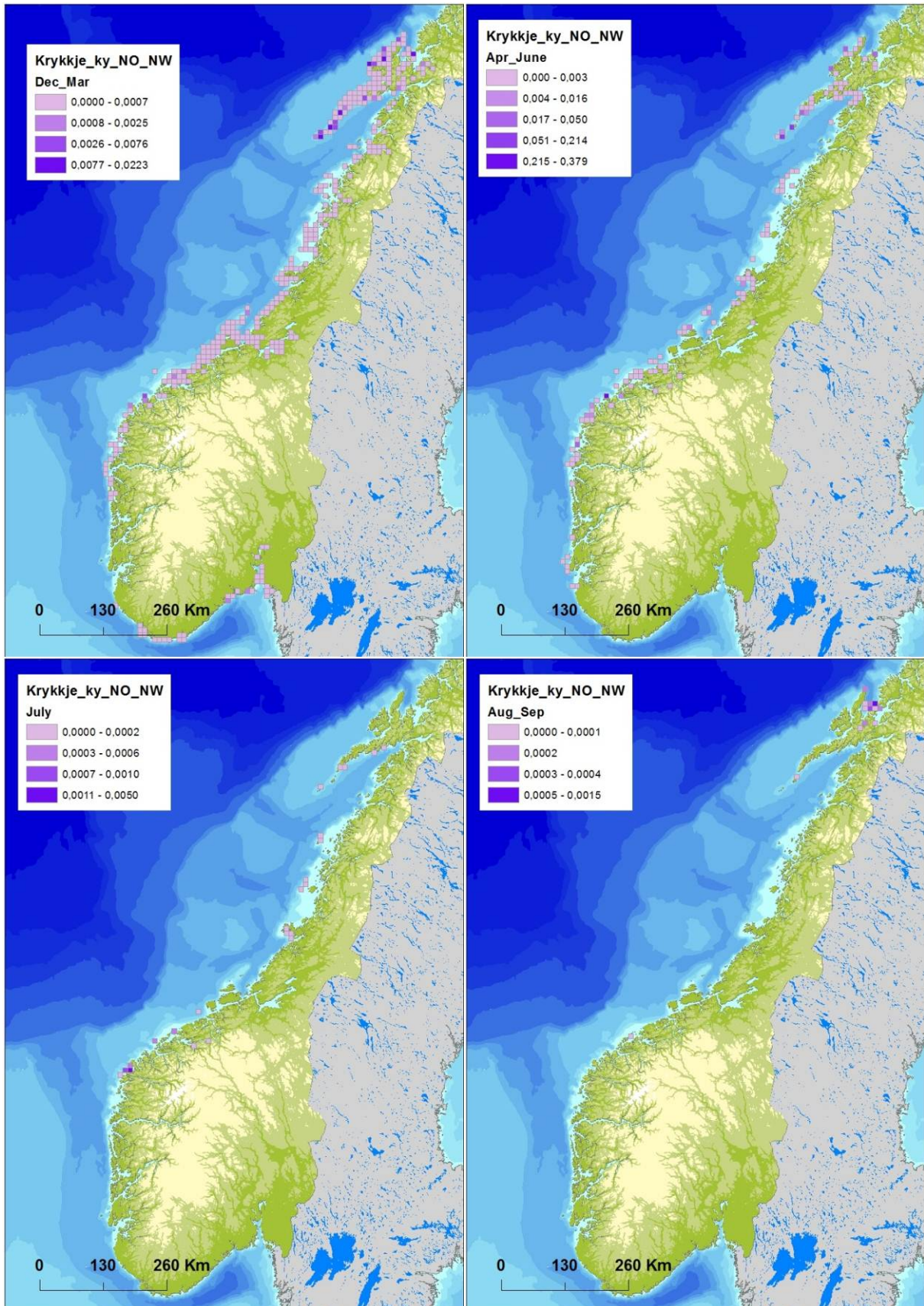


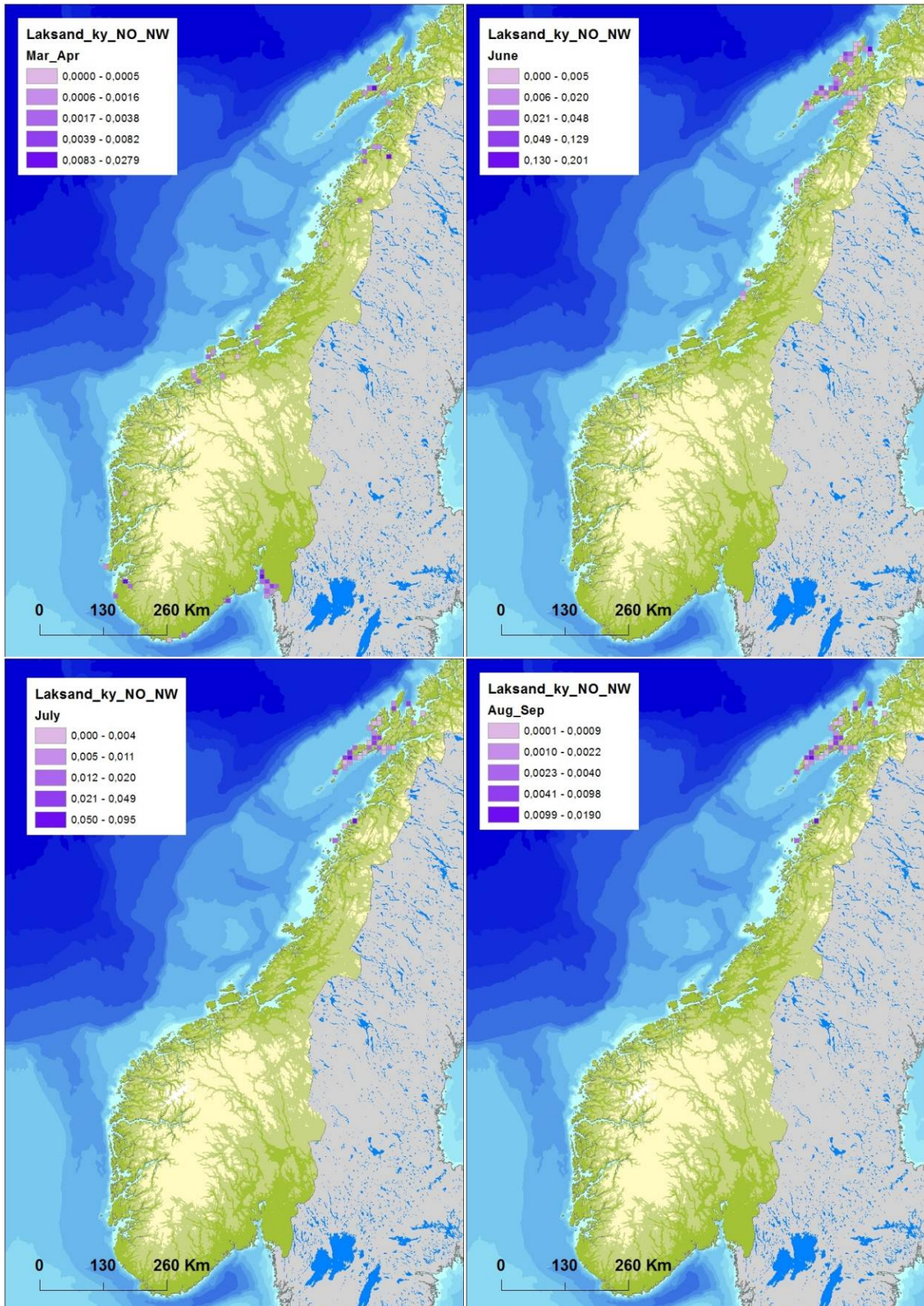


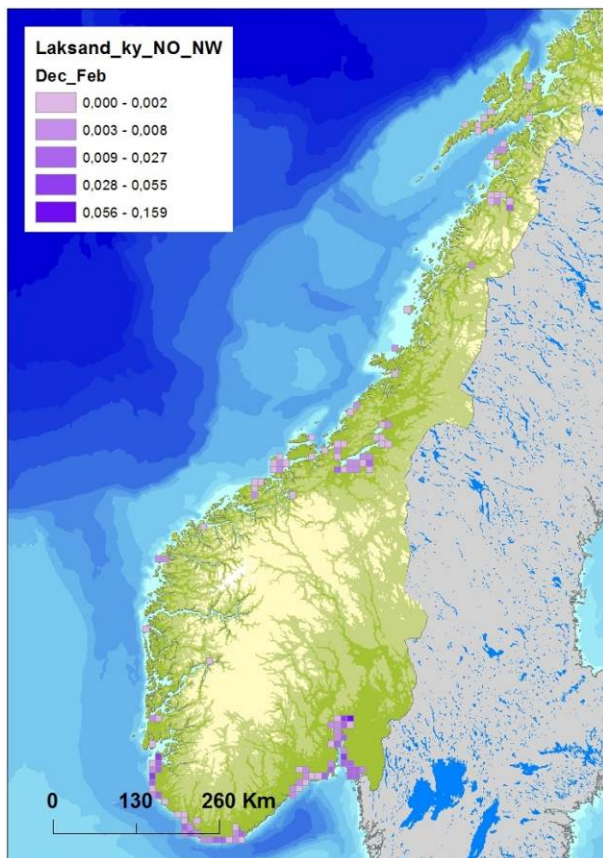


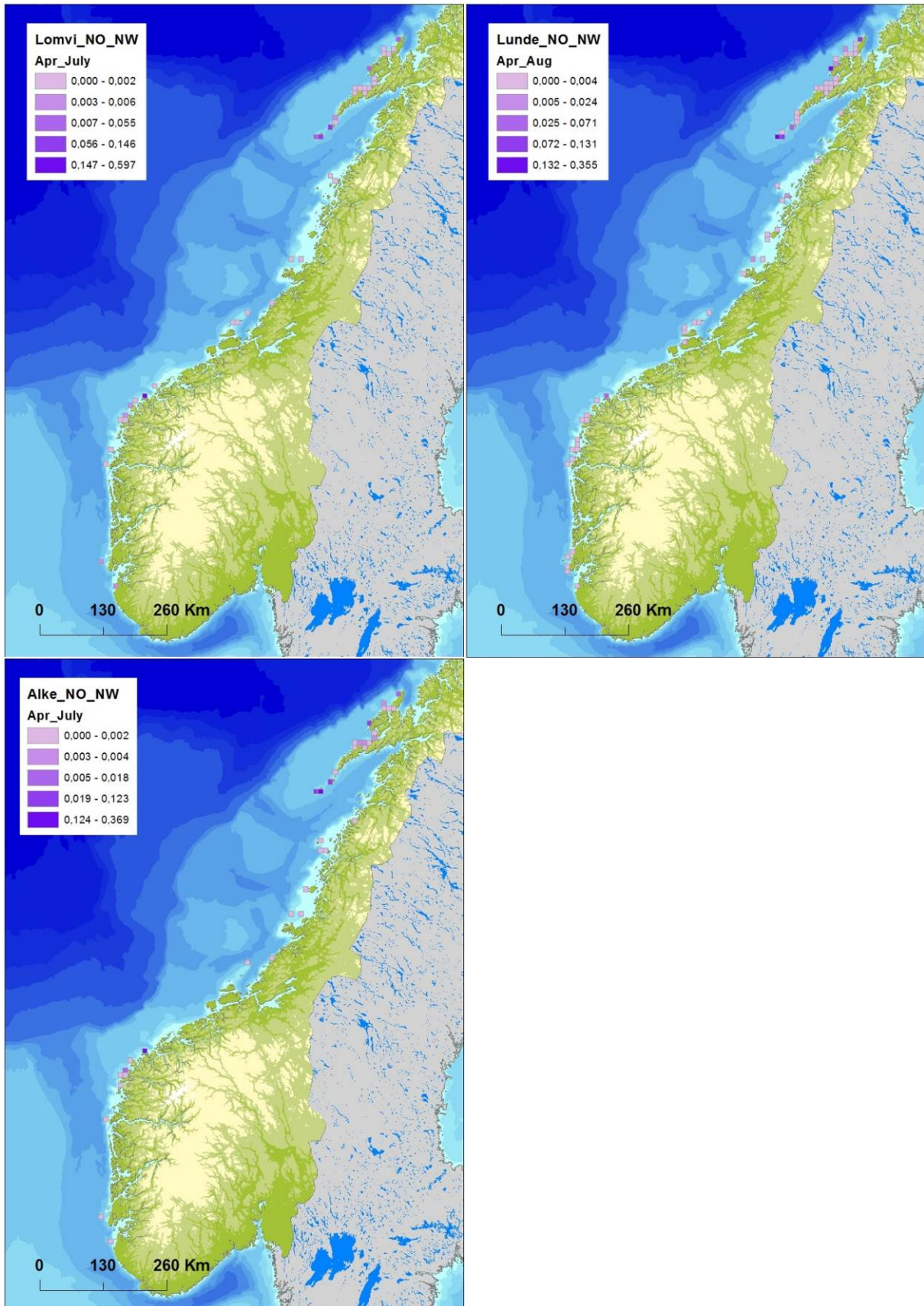


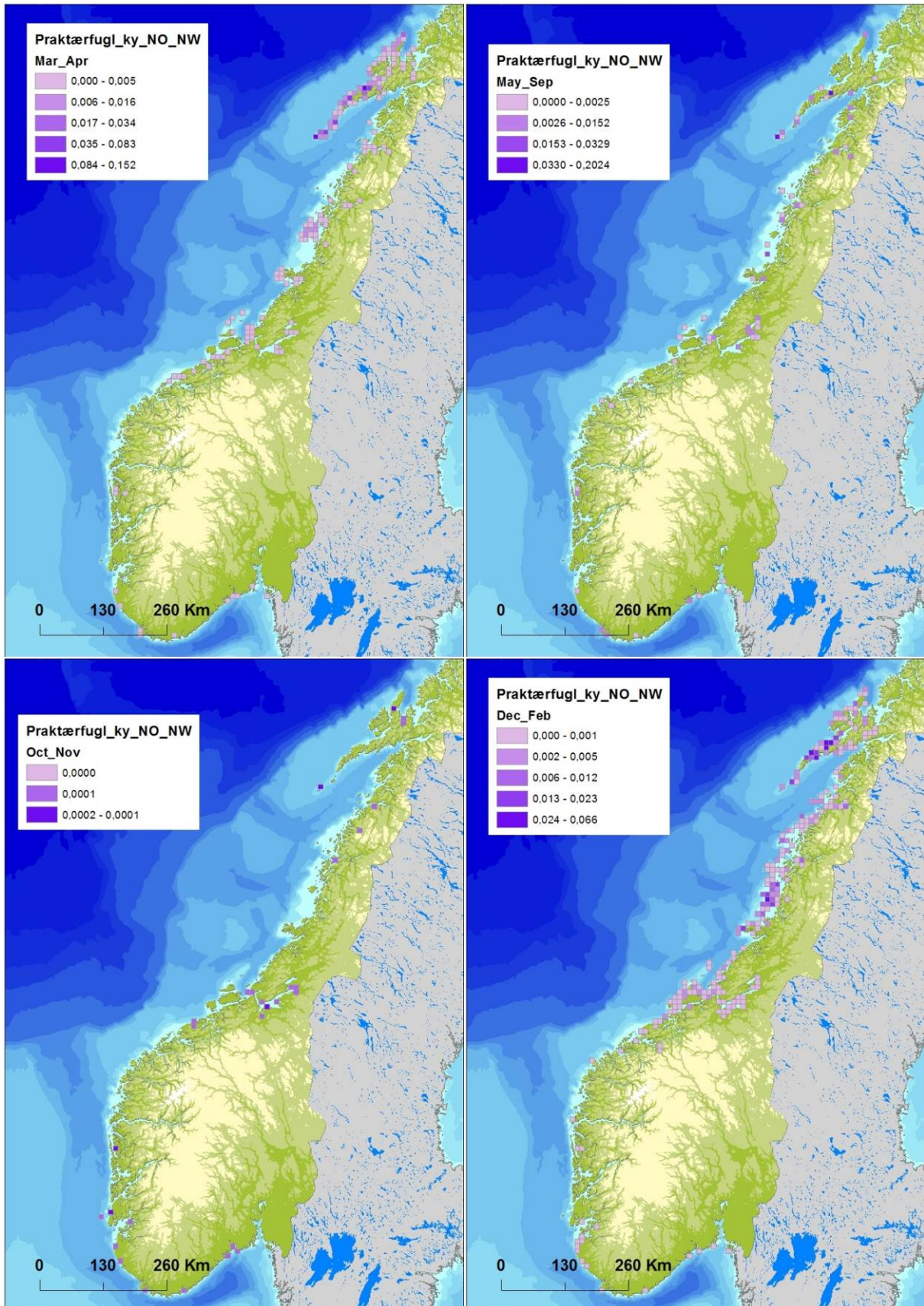


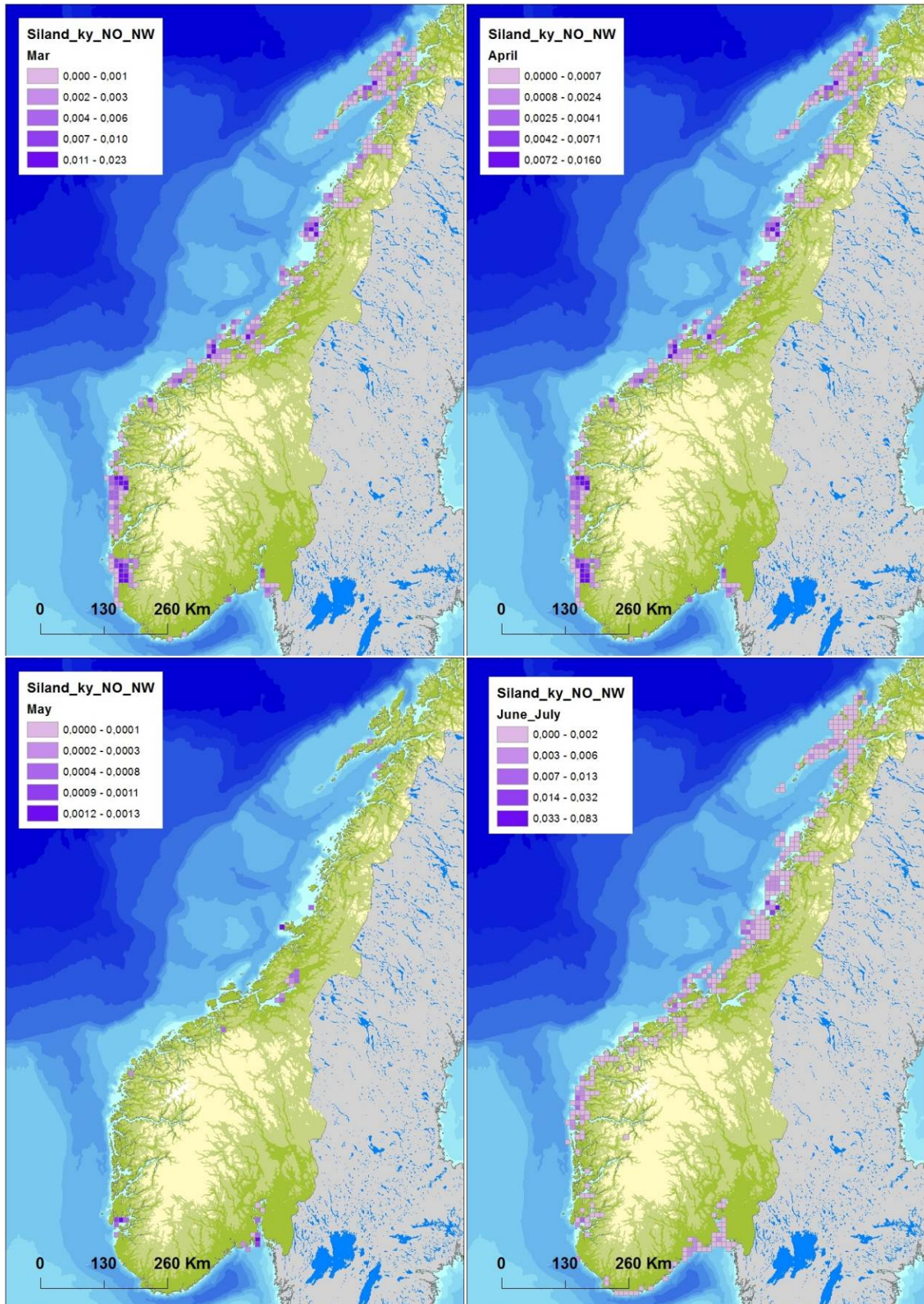


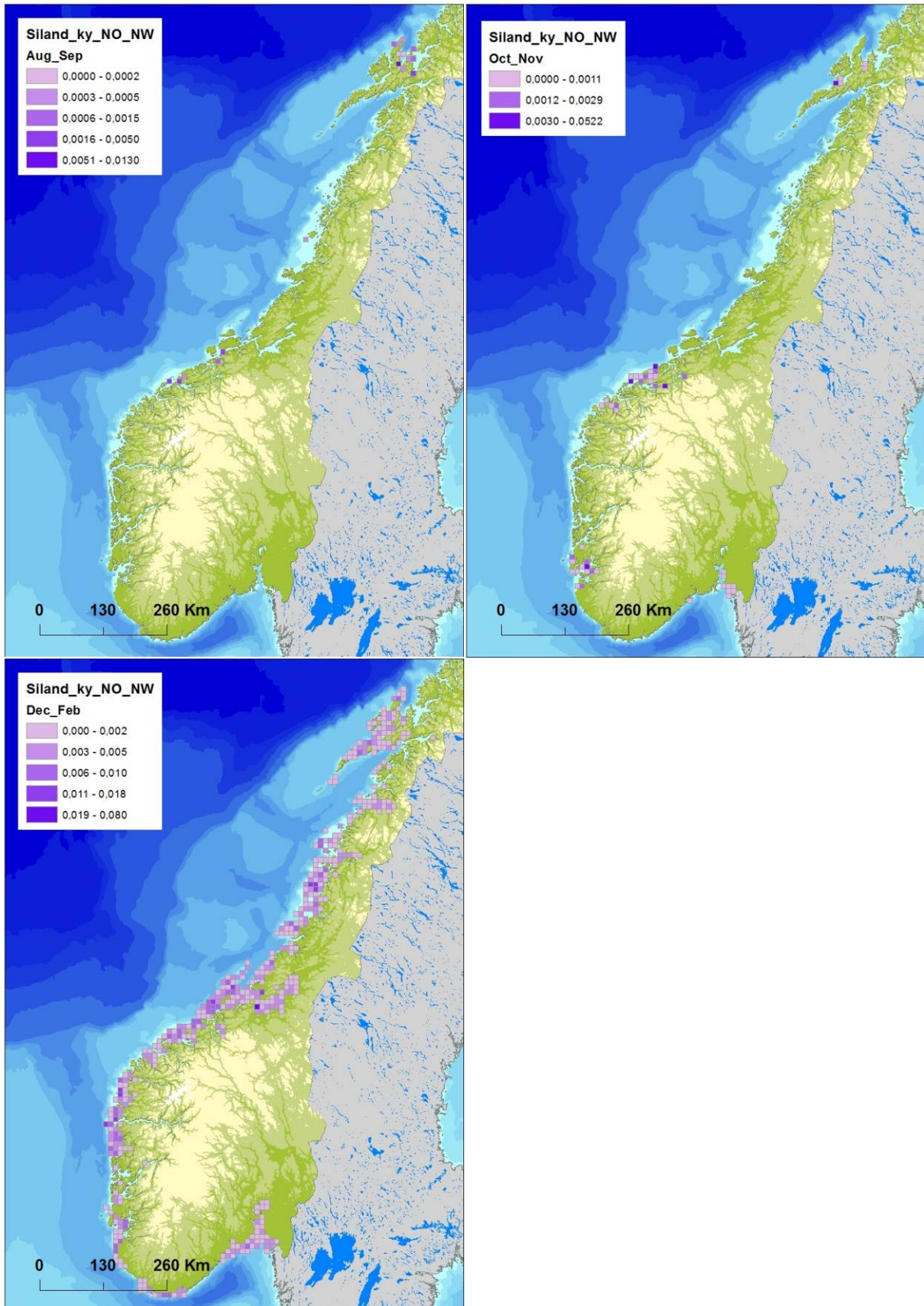


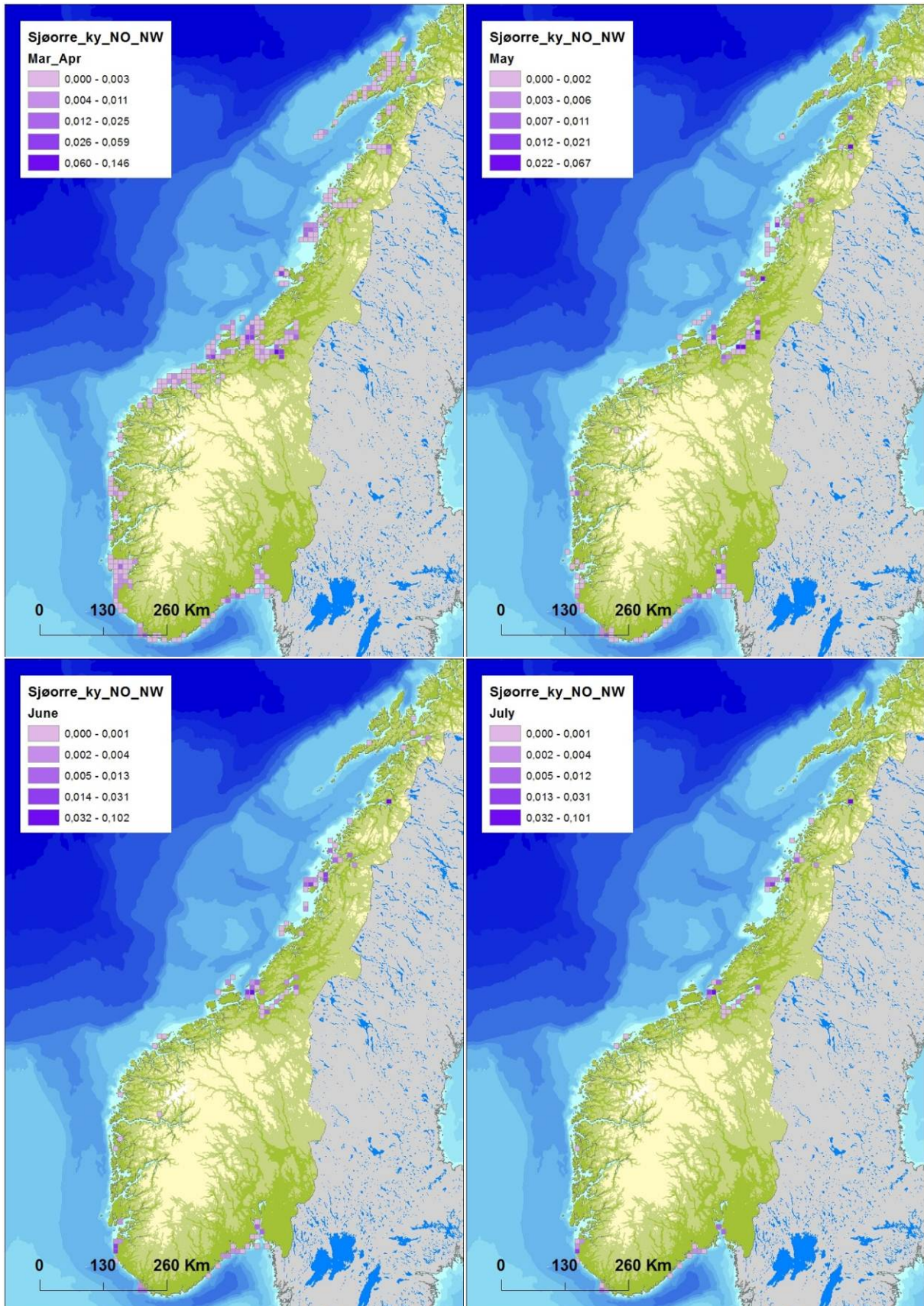


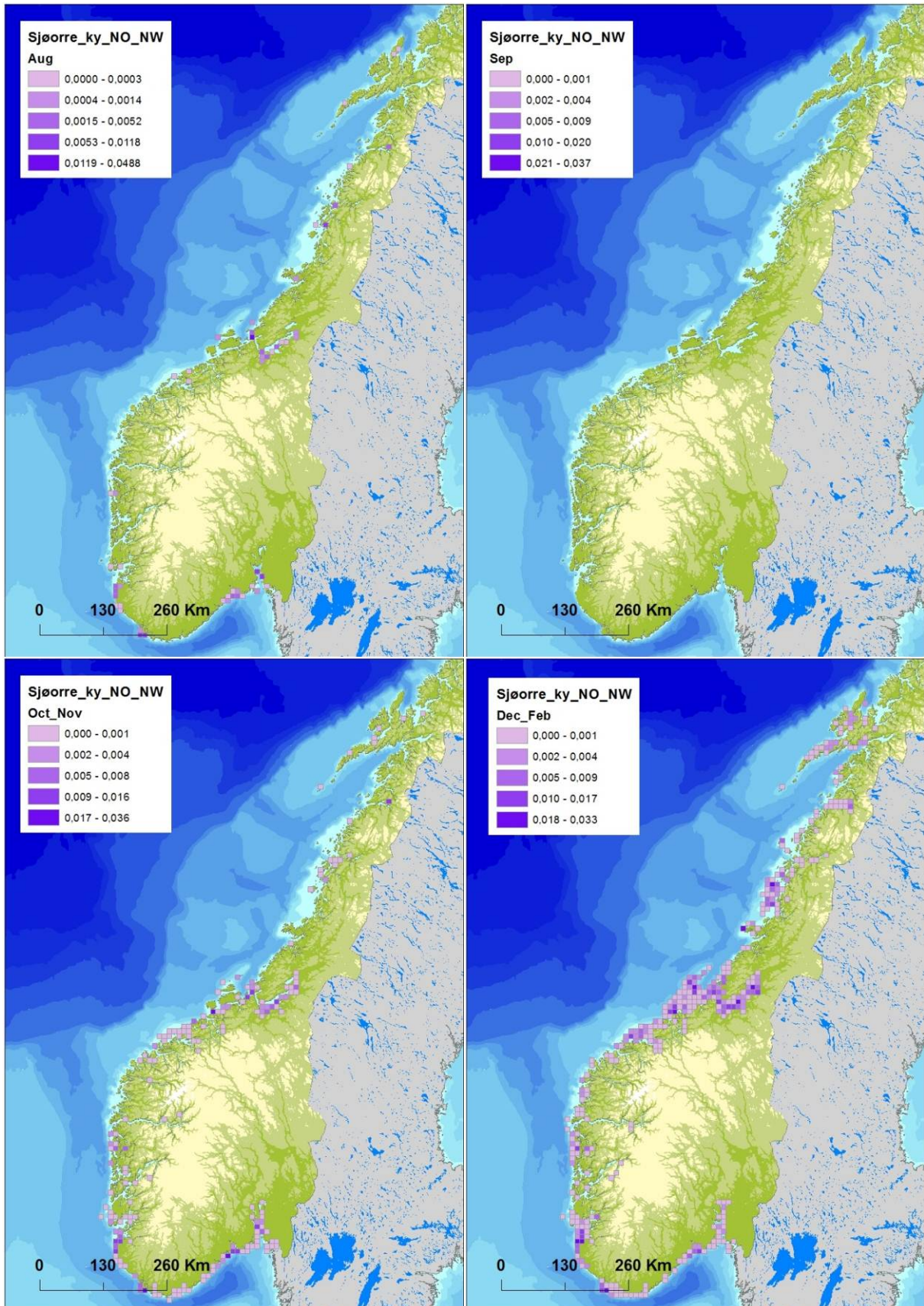


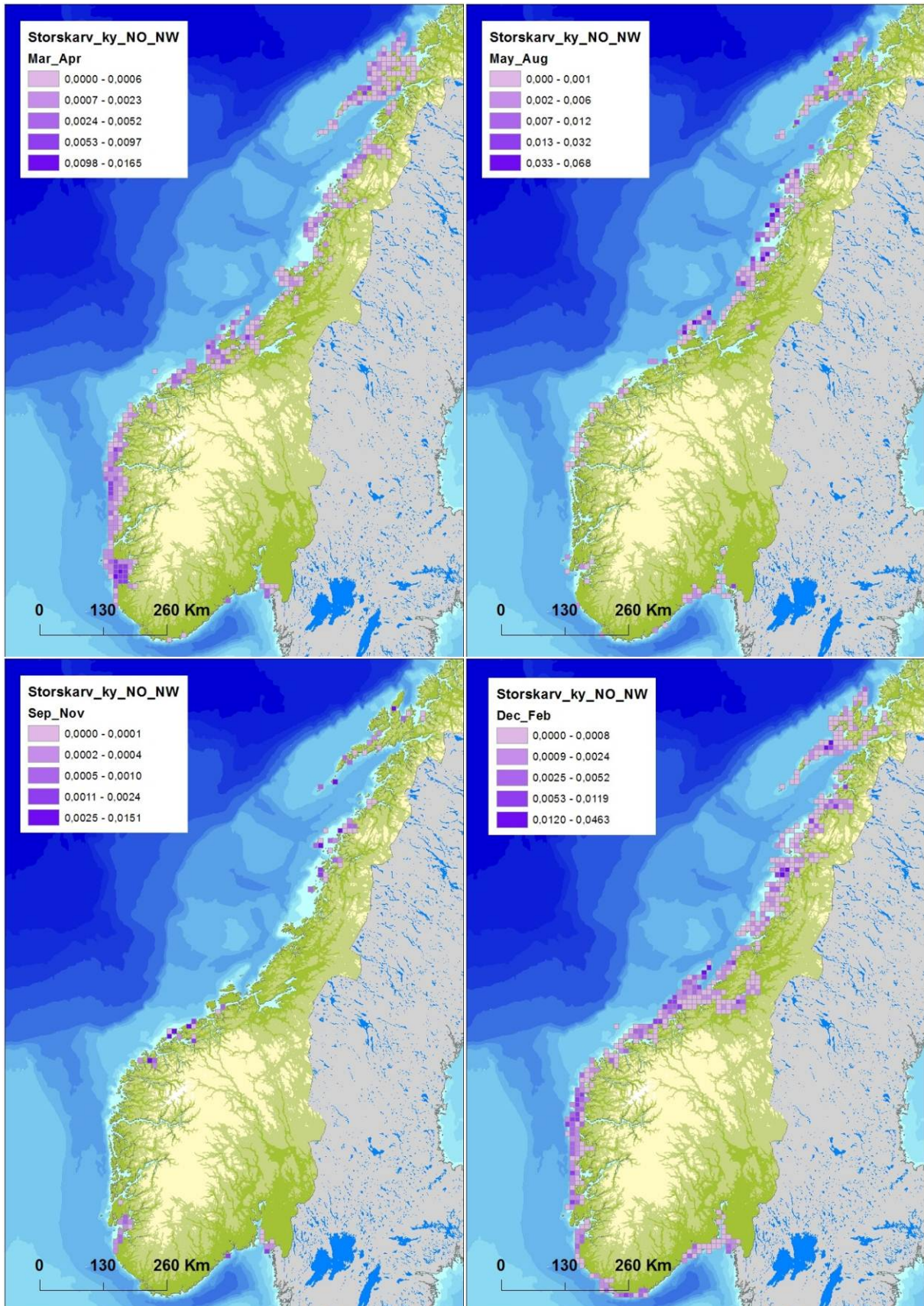


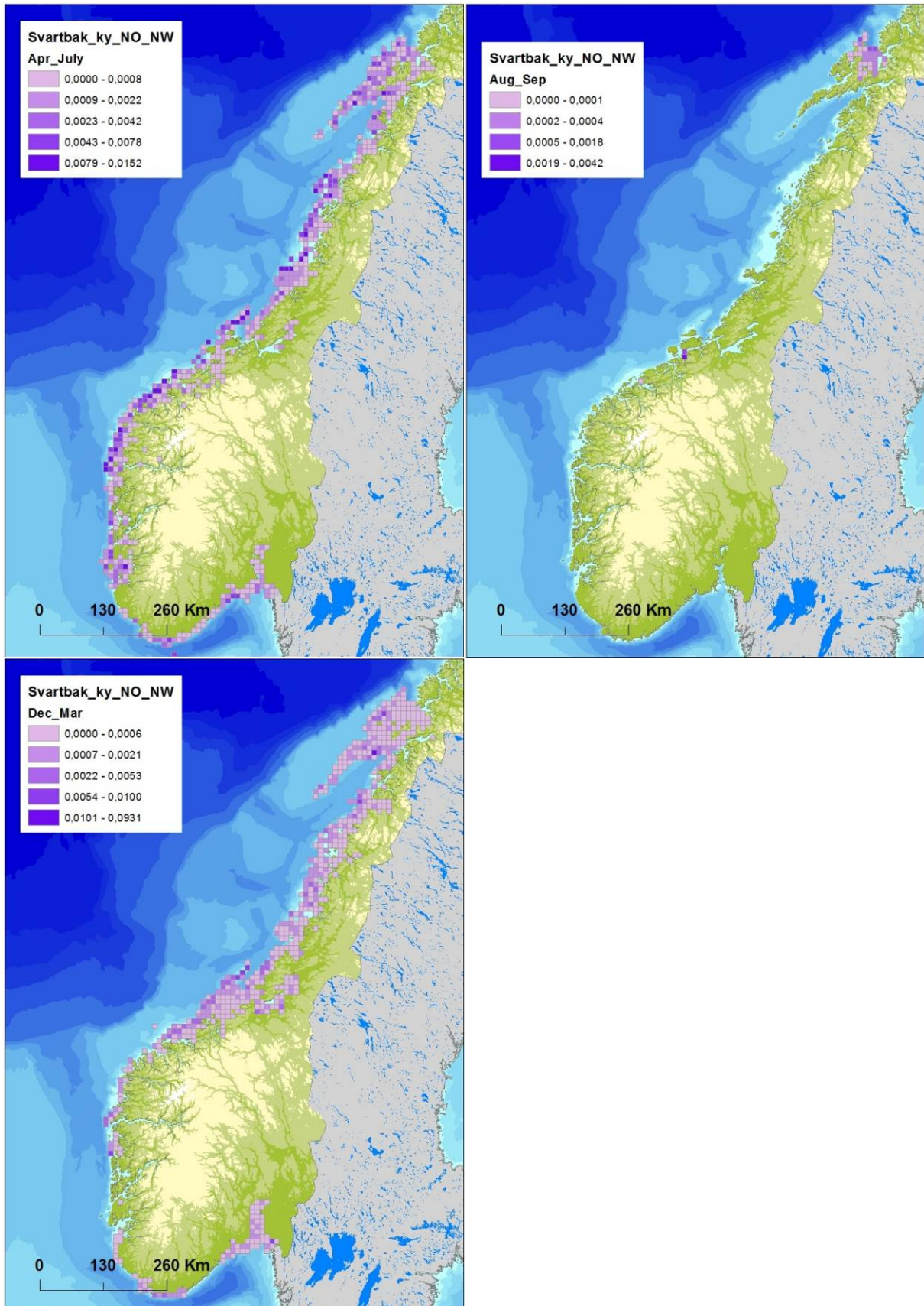


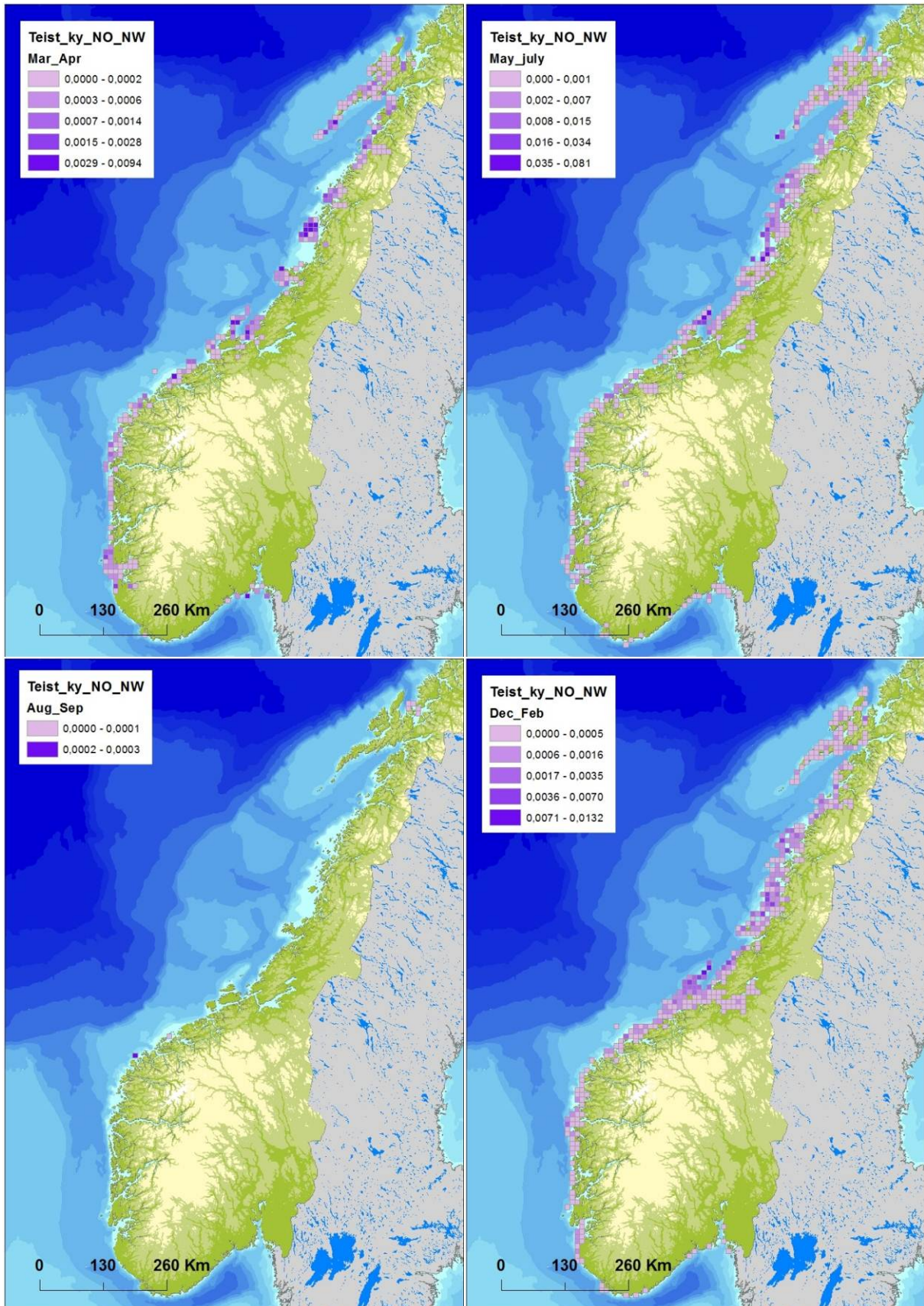


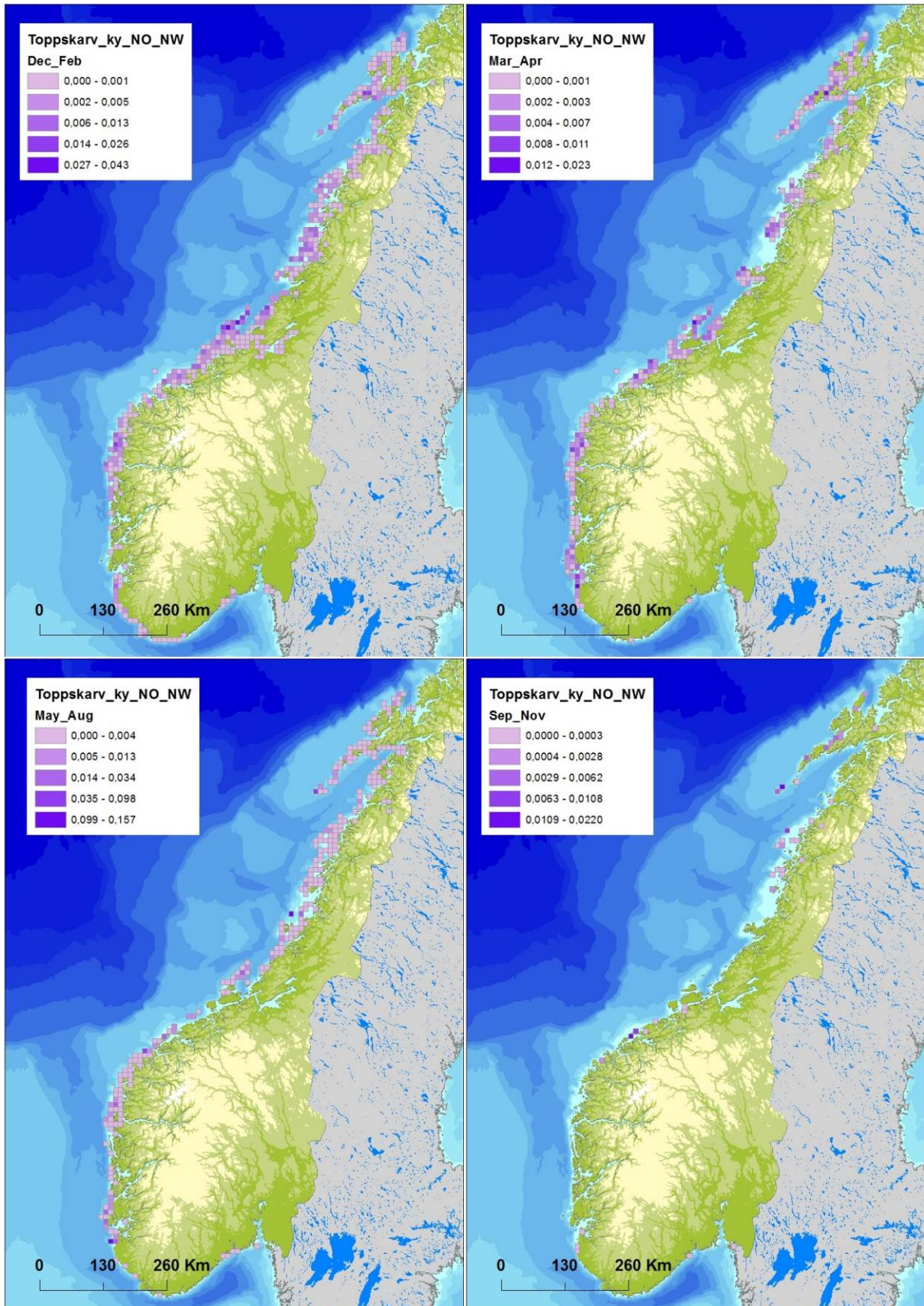








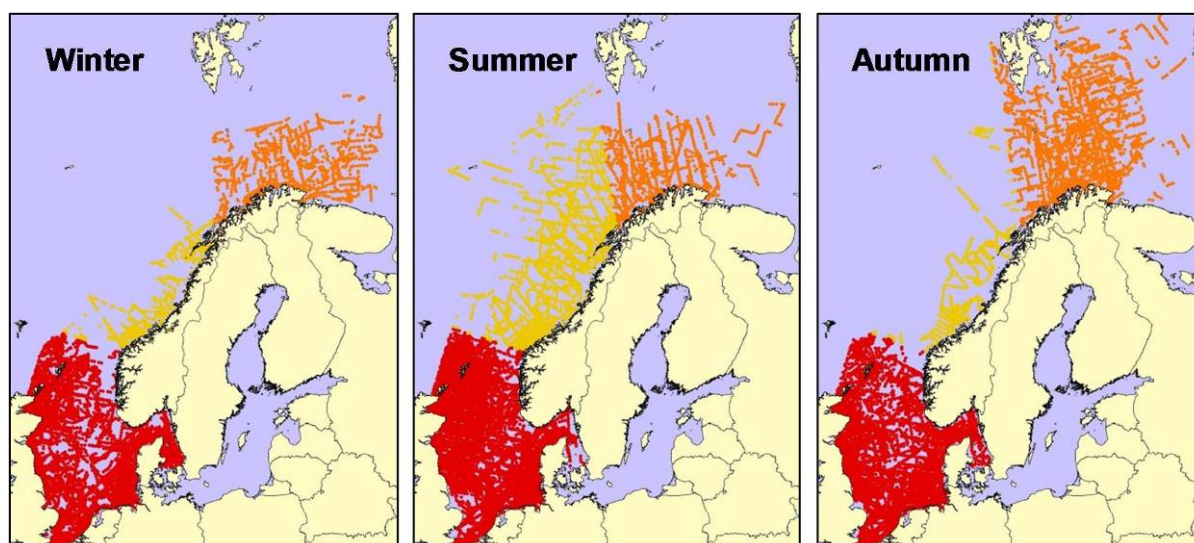




Sjøfugl i åpent hav

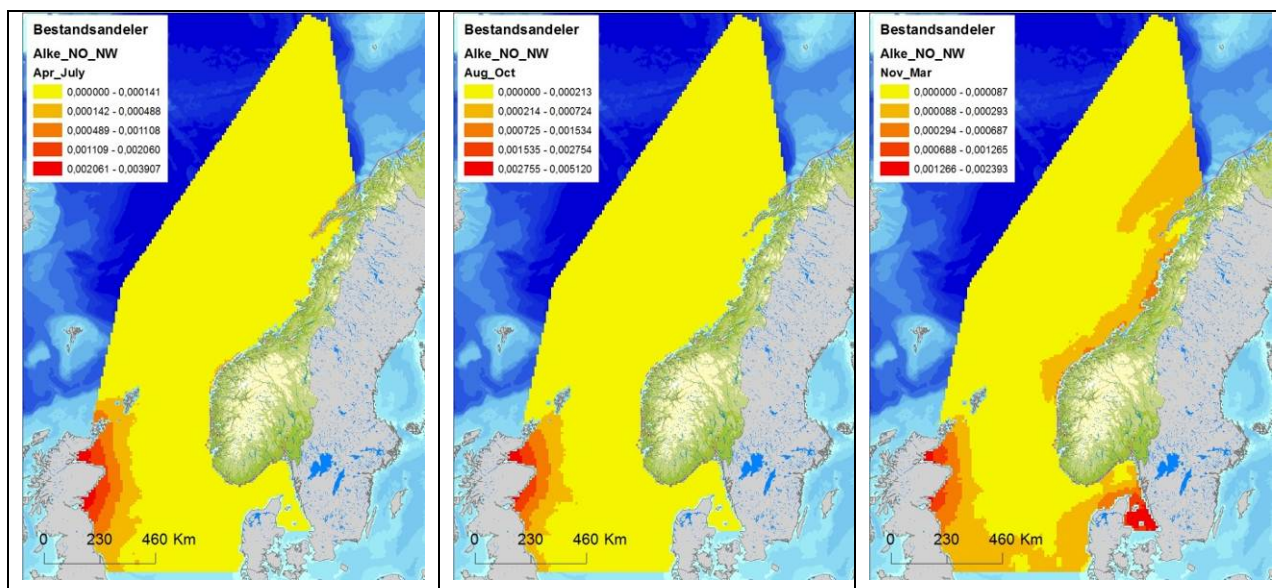
Data er blitt samlet inn etter standard metode for linjetransekter (Tasker et al., 1984). Fuglene ble telt fra 6-10 m over havoverflaten under en konstant fart av ca. 20 km/h. Alle fugler sett innenfor en sektor av 300 m rett fram og 90° grader til en side av båten ble talt. Fordelingen av fugl ble brukt til å estimere utbredelse og tetthet gjennom en GAM-modell (Generell Additiv Modell). Dataene (estimert antall per 10 km²) ble regnet om til andeler av totalestimatet for Nordsjøen. Lett oppdagbare arter som har en tendens til å følge båten (f.eks. måker og havhest) er sannsynligvis overestimert, mens små, mer uanselige og dykkende arter (f.eks. alkefugl) er underestimert.

Åpent hav dataene omfatter registreringer fra Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Data fra Nordsjøen er hovedsakelig fra ESAS (European Seabirds At Sea) databasen, mens dataene fra Norskehavet og Barentshavet hovedsakelig er fra SEAPOPOP-databasen (www.seapop.no). Dataene er analysert atskilt for de tre havområdene og for tre forskjellige sesonger: vinter (1 november – 31 mars), sommer (1 april – 31 juli) og høst (1 august – 31 oktober). Datadekning er vist i Figur 7-11.

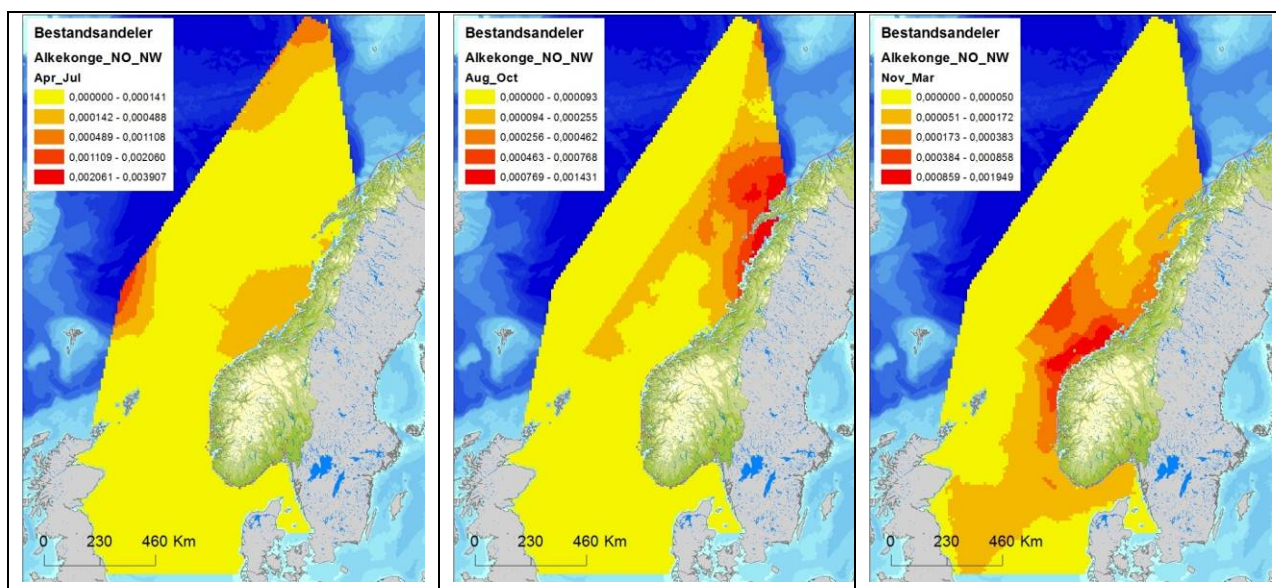


Figur 7-11 Datadekning i åpent hav. Hvert punkt representerer en aggregert 20 km linje. Forskjellige farger viser forskjellige havområder, fra sør til nord: Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Data for Nordsjøen og Norskehavet er brukt i dette arbeidet (SEAPOPOP/Per Fauchald, 2011).

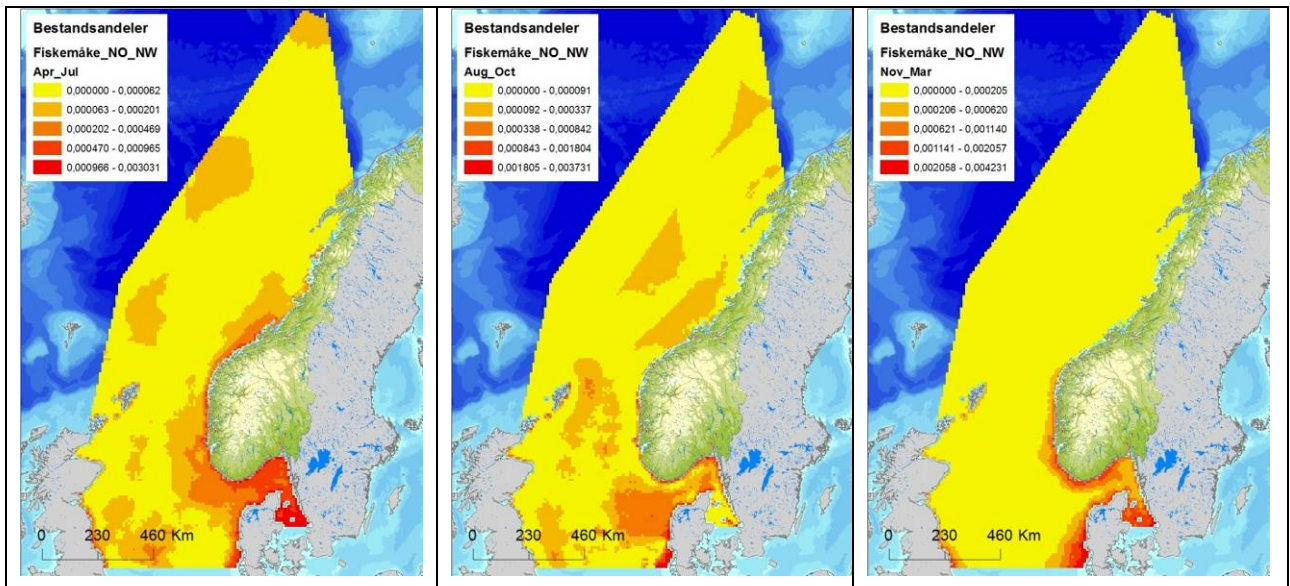
For **Nordsjøen/Norskehavet** omfatter åpent hav dataene de pelagisk dykkende artene alke, alkekonge, lomvi, lunde og polarlomvi, de pelagisk overflatebeitende artene havhest, havsule og krykkje, og de kystbundne overflatebeitende artene fiskemåke, sildemåke, gråmåke, polarmåke og svartbak. Figur 7-12 til Figur 7-24 viser fordelingen av de ulike artene i sommer-, høst- og vintersesongen (Seapop, 2013).



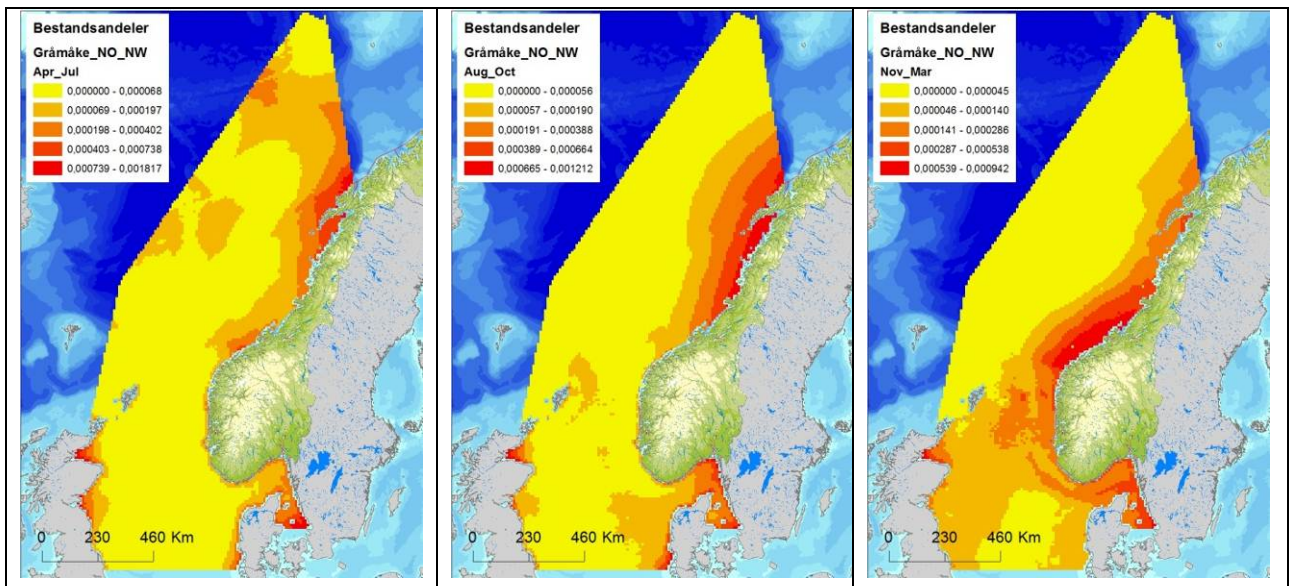
Figur 7-12 Fordeling av alke (*Alca torda*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



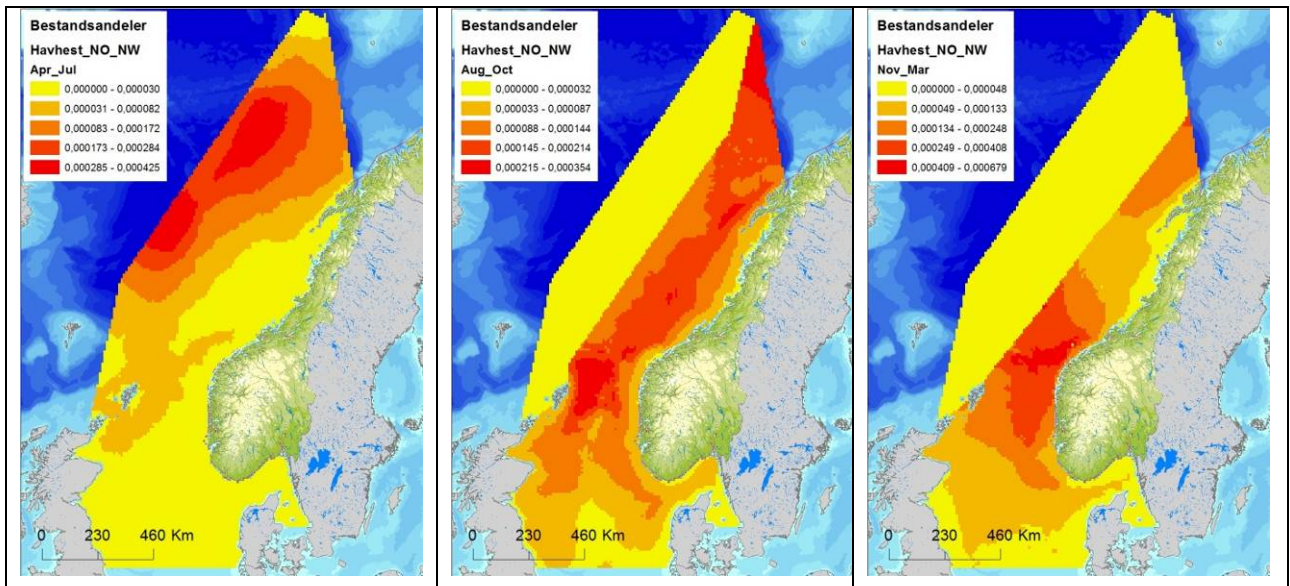
Figur 7-13 Fordeling av alkekonge (*Alle alle*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



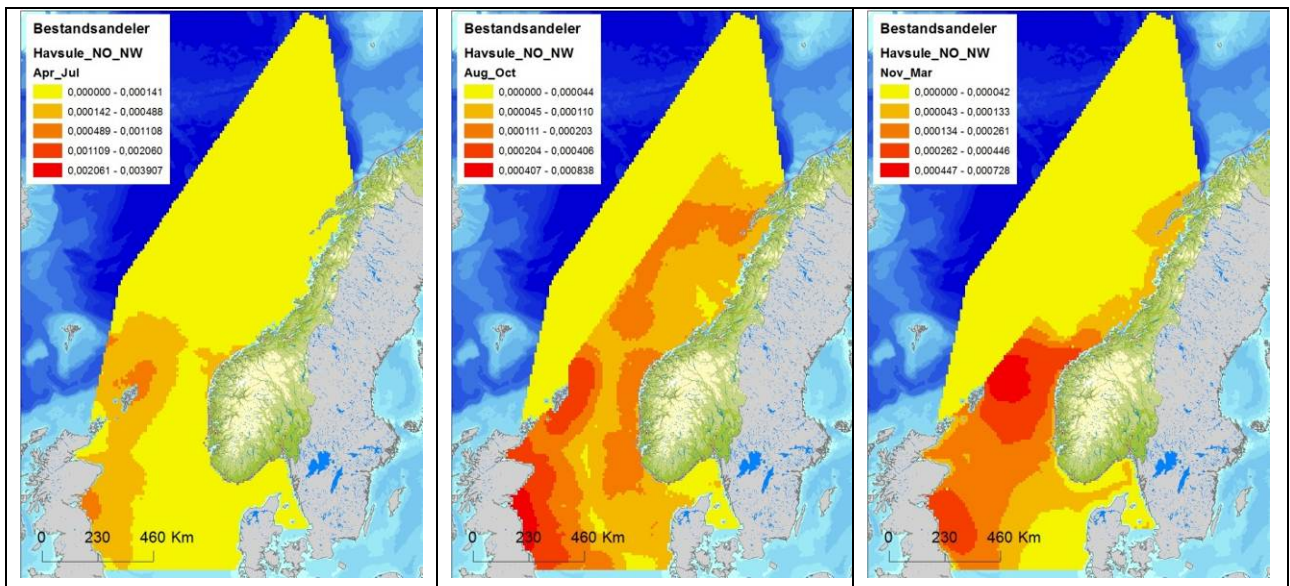
Figur 7-14 Fordeling av fiskemåke (*Larus canus*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



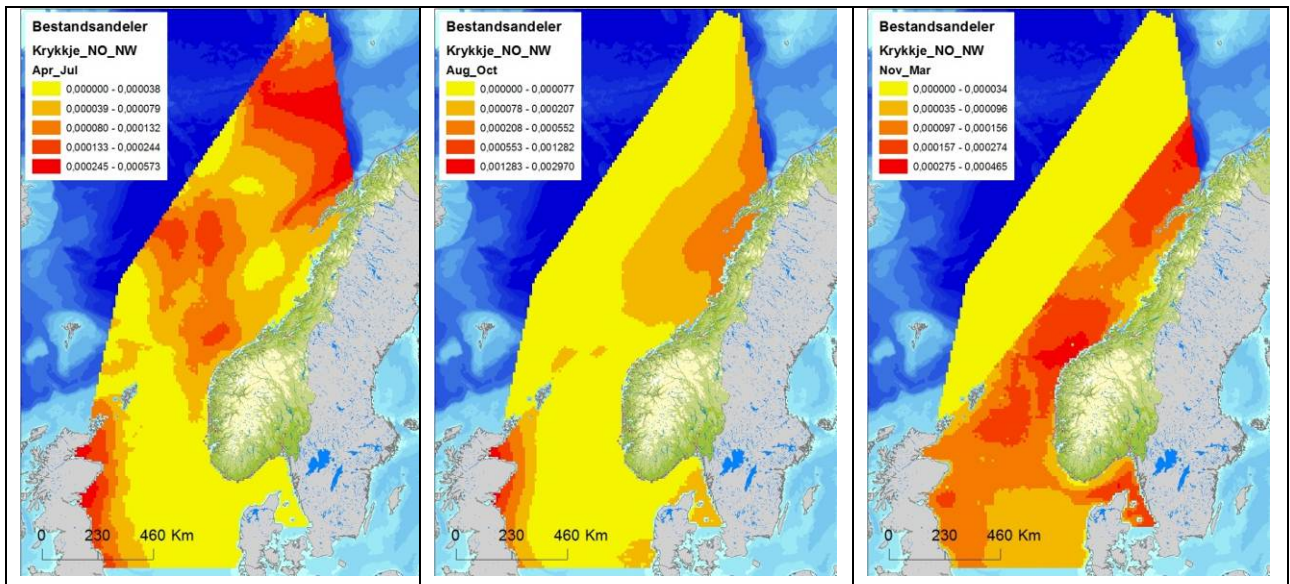
Figur 7-15 Fordeling av gråmåke (*Larus argentatus*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



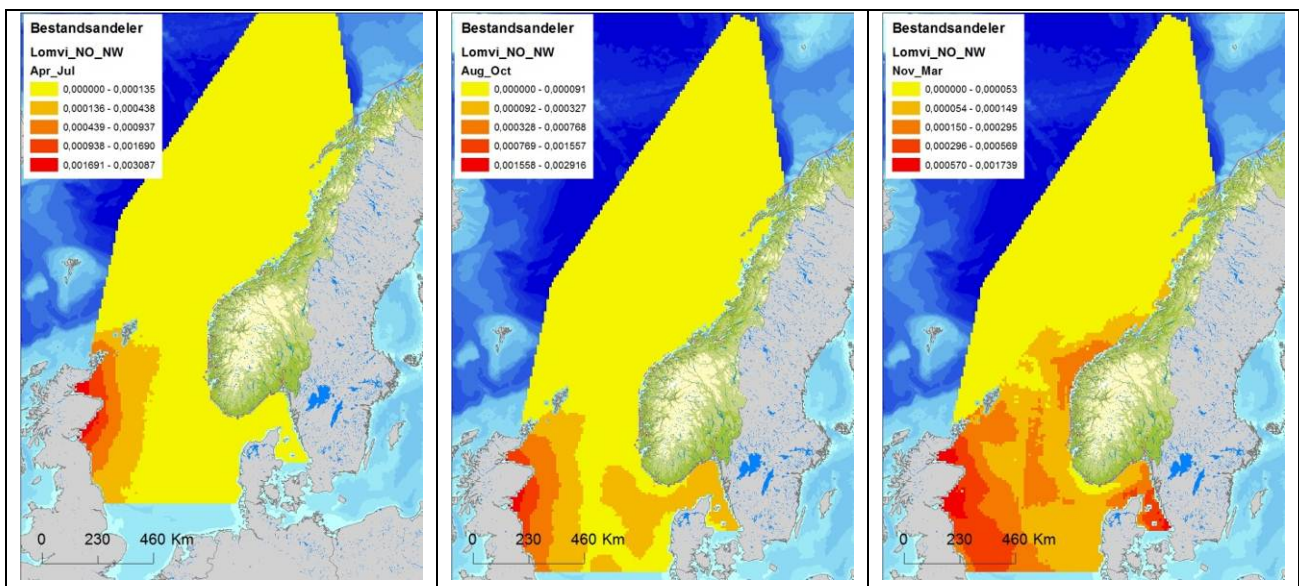
Figur 7-16 Fordeling av havhest (*Fulmarus glacialis*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



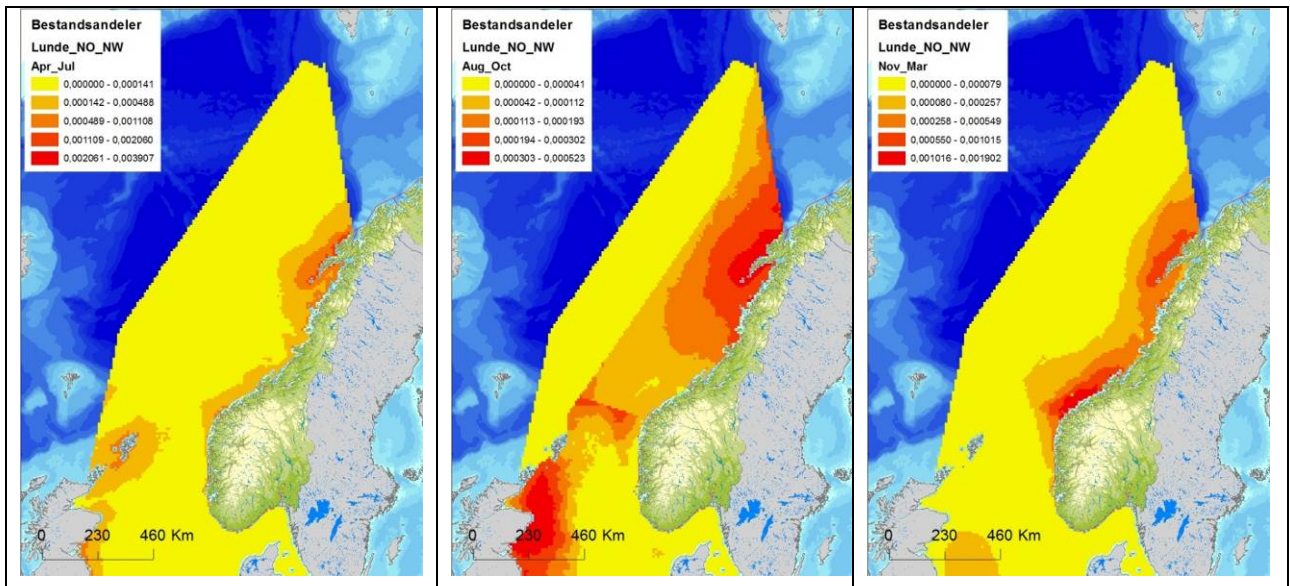
Figur 7-17 Fordeling av havsule (*Sula bassana*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



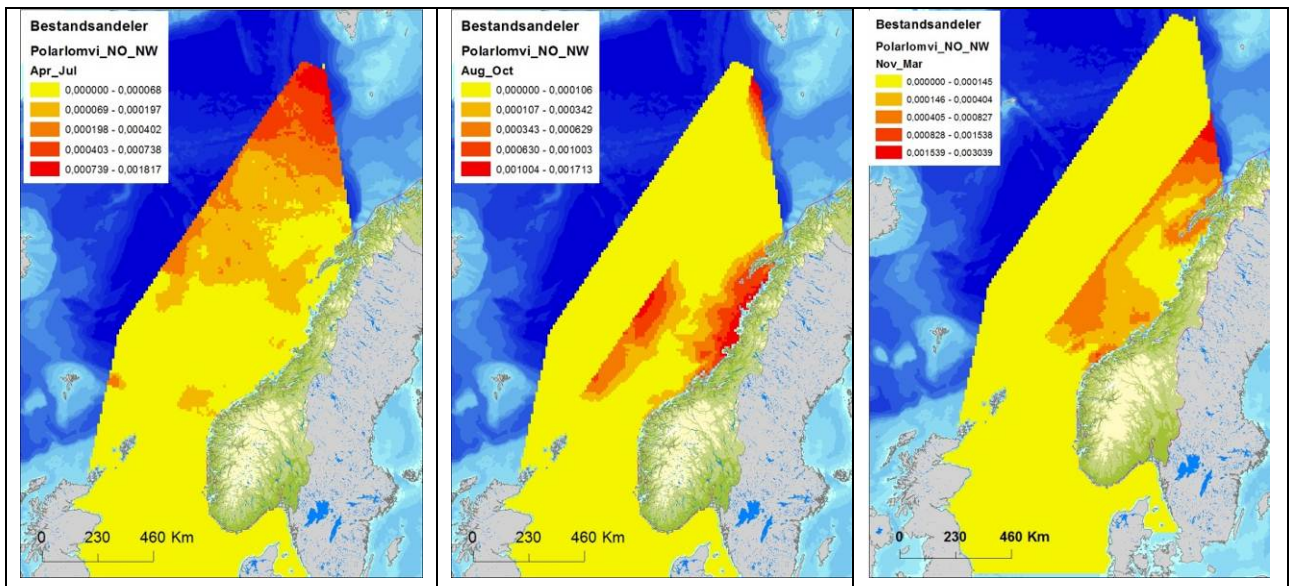
Figur 7-18 Fordeling av krykkje (*Rissa tridactyla*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



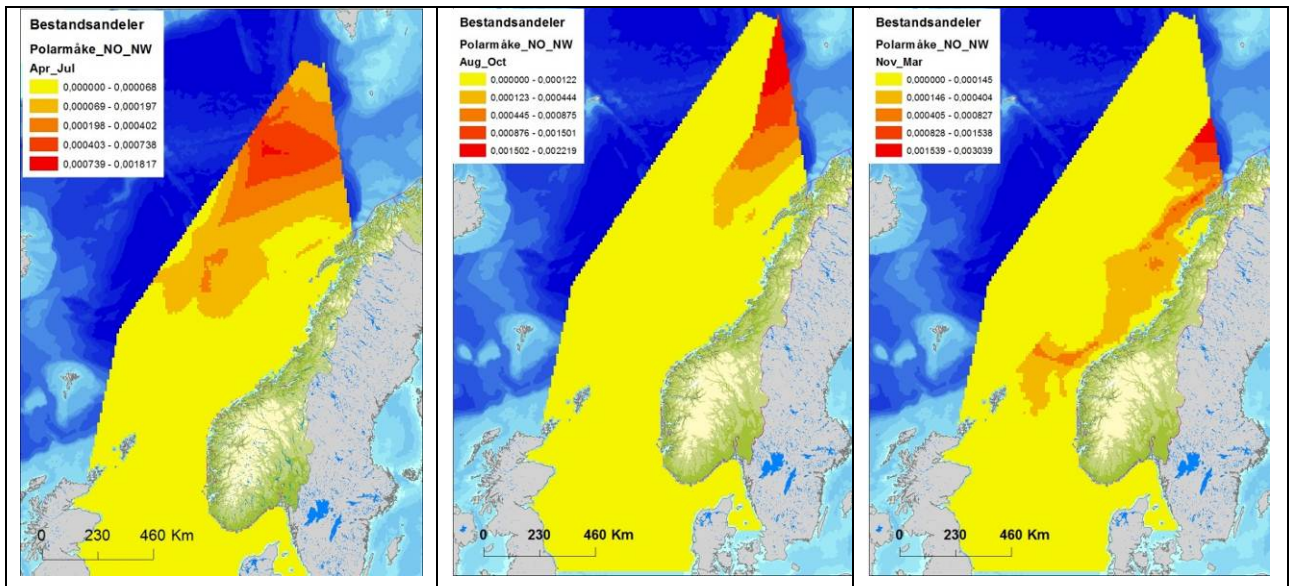
Figur 7-19 Fordeling av lomvi (*Uria aalge*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



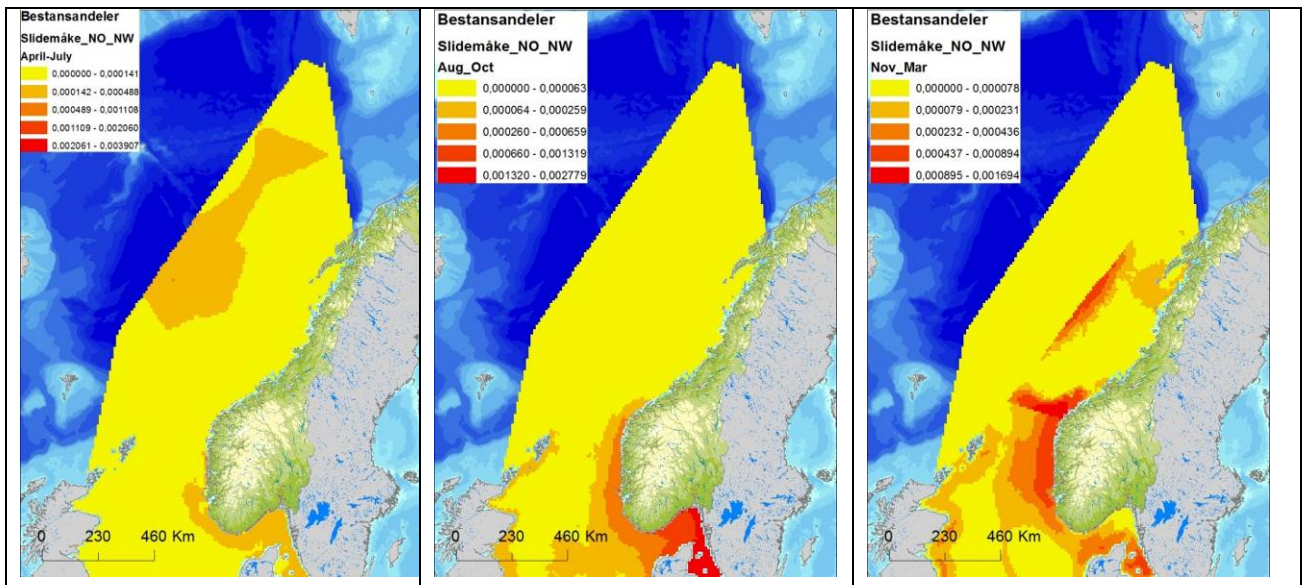
Figur 7-20 Fordeling av lunde (*Fratercula arctica*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



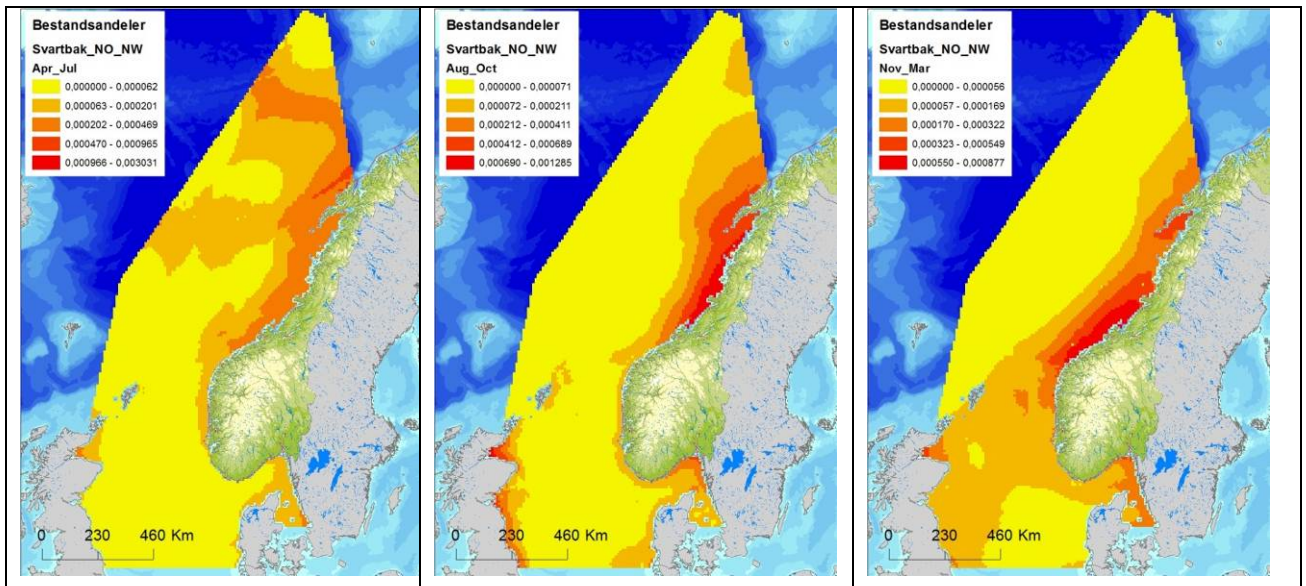
Figur 7-21 Fordeling av polarlomvi (*Uria lomvie*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



Figur 7-22 Fordeling av polarmåke (*Larus hyperboreus*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



Figur 7-23 Fordeling av sildemåke (*Larus fuscus*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



Figur 7-24 Fordeling av svartbak (*Larus marinus*) i Nordsjøen og Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



Marine pattedyr

Generell sårbarhet av olje på sel

Oljens giftighetsgrad er avhengig av dens kjemiske komponenter, men generelt er fersk 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.

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

- De toksiske komponentene i fordampet olje vil reagere med selens membraner og føre til hevelse, slimdannelse og sårdannelse. 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 (Jenssen, 1996; Hansen, 1985; St. Aubin, 1990). Hjerneskader 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 sel pusser ikke pelsen og får således ikke i seg toksiske komponenter i olje på den måten (Jensen, 2008).
- Den generelle oppfatning er at sel har evne til å fordøye en liten mengde hydrokarboner, da sel har enzymer som kan bryte ned de fleste av 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 (Narasimhan og Ganla, 1967).

Stress

Det er påvist at olje kan forårsake død hos stressede seler. Man kan anta at sel 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

- Voksne sel er primært avhengig av spekklaget sitt for å holde på varmen, tilsøling av olje vil derfor ikke stille voksne sel i fare for å fryse. Derimot er selunger i sin første livsfase (de første dagene/ukene) svært sårbare da de er avhengige av pelsen for isolasjon (Geraci og St. Aubin, 1990). Oljeforurensning vil klistre hårene sammen og ødelegge det isolerende luftlaget i pelsen. Kulde og vind i tillegg til vil gjøre selungene ekstra sårbare da varmetapet blir større.

- Tilsøling vil føre til begrenset mobilitet, særlig hos ungsel. For eksempel kan luffene bli klistret til kroppen slik at svømmeevnen blir redusert. Mer ømfintlige organer som øyne og værhaar er også utsatt (Geraci og St. Aubin 1990; St. Aubin 1990; Engelhardt 1987).
- Jensen (2008) mener at havertmødre vil forsøke å vaske selunger som er tilsølt, som dermed vil forstyrre 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 unge sel vil foretrekke grunt vann til fordel for dypt vann, der oljen kan samle seg i større konsentrasjoner.
- 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 ungdom.

Steinkobbe



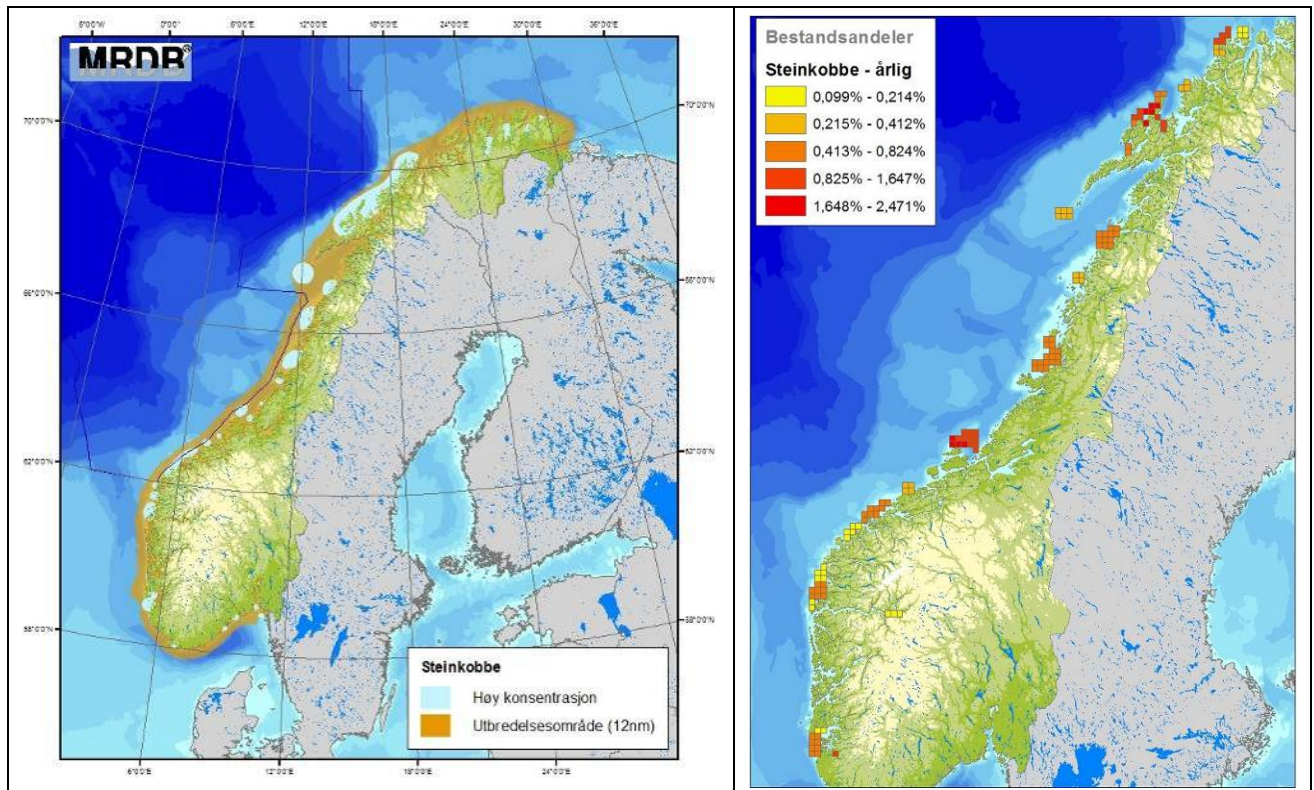
Steinkobbe (Phoca vitula) forekommer i større og mindre kolonier langs hele norskekysten (Figur 7-25). Arten er relativt stedbunden og oppholder seg nær koloniene året rundt (spredning på noen titalls km).

Totalbestanden av steinkobbe langs norskekysten er beregnet til å være minimum 6 700 individer, hvorav om lag 1 000 dyr sør for Stadt til svenskegrensen (DN & HI, 2010).

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. De er imidlertid 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 / LoppHAVET), Finnmarksbestanden (fra LoppHAVET til russergrensa), og Svalbardbestanden (ved Prins Karls forland). De tre største forekomstene av steinkobbe er i Nordland (2874), Sør-Trøndelag (1750) og i Møre og Romsdal (1447).

I revidert utgave av norsk rødliste i 2010 ble steinkobbe klassifisert som sårbar (VU) (Artsdatabanken, 2010).



Figur 7-25 Utbredelse av Stein kobbe i nordiske farvann (MRDB; DN & HI, 2007).

Havert

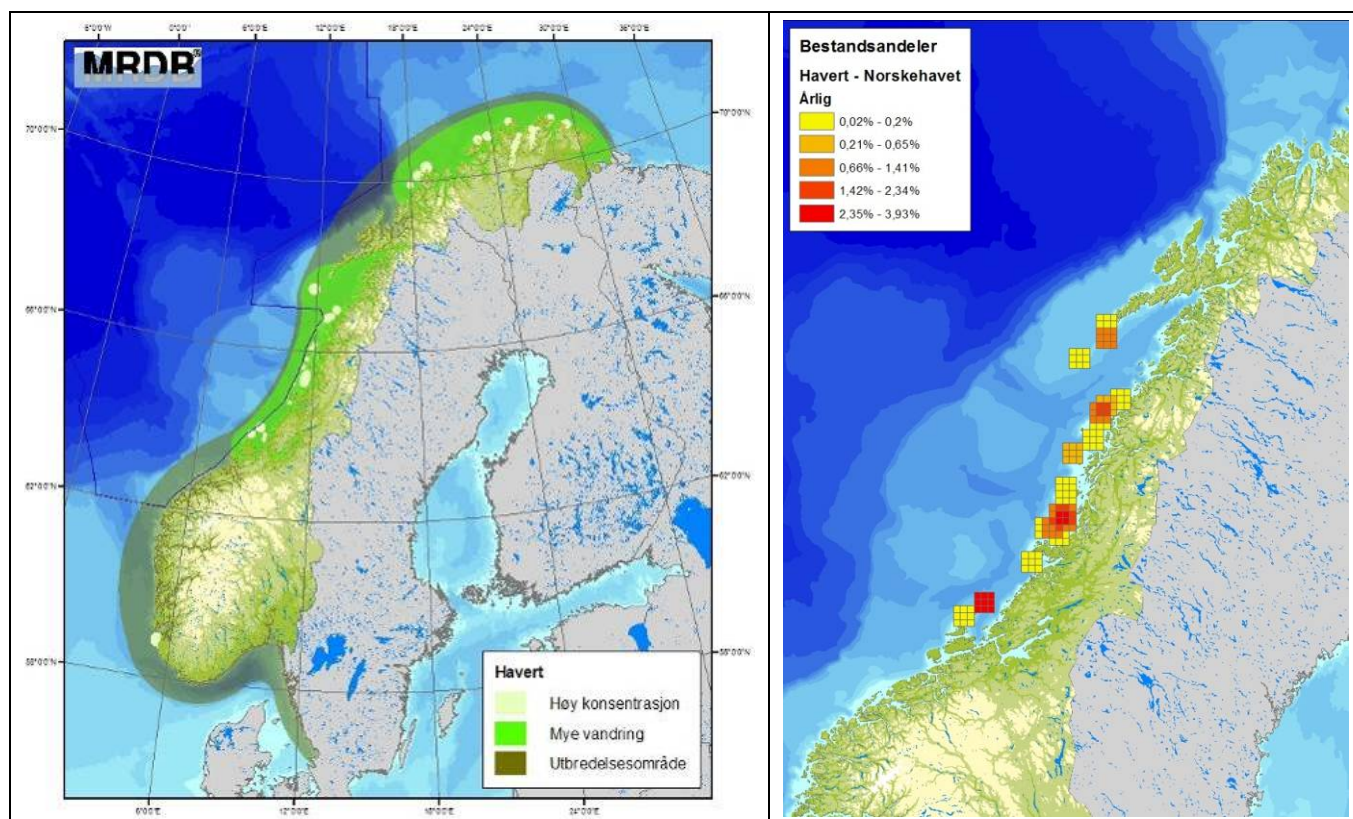
Havert (*Halichoreus grypus*) forekommer i kolonier langs hele norskekysten. Utenom kastetiden kan arten være spredt langs kysten for næringsøk, og utbredelsen fra flere kolonier kan overlape (Figur 7-26). Under hårfellingsperioden og kasteperioden samler haverten seg i store kolonier (Føyn m.fl., 2002; Bjørge, 2008).



Langs norskekysten, og da hovedsakelig fra Trøndelag og nordover, fødes det rundt 1 200 havertunger årlig, og dette svarer til en totalbestand av ett år gamle og eldre dyr på minimum 4 600 dyr. Sør for Stad er det bare en kjent kastelokalitet for havert, på øygruppen Kjør i Rogaland, og der har man telt opptil 40 unger i kasteperioden. Imidlertid tyder merkeforsøk og andre observasjoner på at havert fra de britiske øyer, der det er en stor bestand av dem på rundt 100 000 dyr, bruker store deler av Nordsjøen til beiteområde og derfor muligens bidrar til mange av havertobservasjonene utenfor Sør-Norge (DN&HI, 2010).

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 (vist i Figur 7-26), og en populasjon fra Vesterålen til russergrensen. Koloniene på Froan i Sør-Trøndelag er en av de største havertkoloniene. Haverten føder i desember måned og ungene skifter pels etter 3 uker. Hårfelling foregår fra februar til april.

I Norsk rødliste av 2006 var havert listet som nær truet (NT). I ny utgave av rødlista (2010) har havert endret status til livskraftig (LC), det vil si ikke lengre direkte truet (Artsdatabanken, 2010).



Figur 7-26 Utbredelse av havert i nordiske farvann (MRDB; DN & HI, 2007).

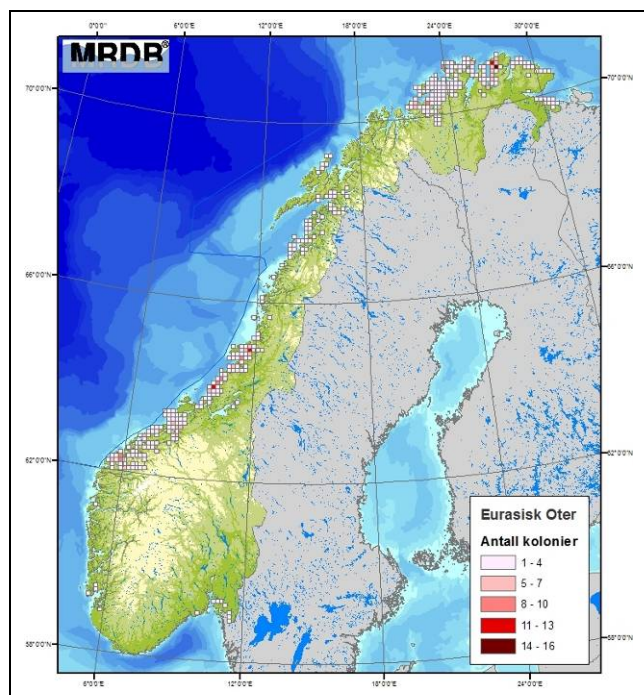
Både Steinkobbe og Havert er jaktbare i Norge, og siden 2003 har kvotene blitt satt vesentlig høyere enn forskernes anbefalinger. De er også utsatte for bifangst i fiskeredskap og det er sannsynlig at bestandene vil minke raskt med dagens forvaltningsordning. I noen områder vil steinkobbe være utrydningstruet.

Oter



Oteren har vært 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 (Brude m. fl., 2003). Kart over oterens tilhold langs norskekysten er vist i Figur 7-27. Den nasjonale bestanden synes nå å være i vekst; i 1990 ble den estimert til 9000 - 11 000 dyr, mens tilsvarende tall for 1995 var 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) (Artsdatabanken, 2010).

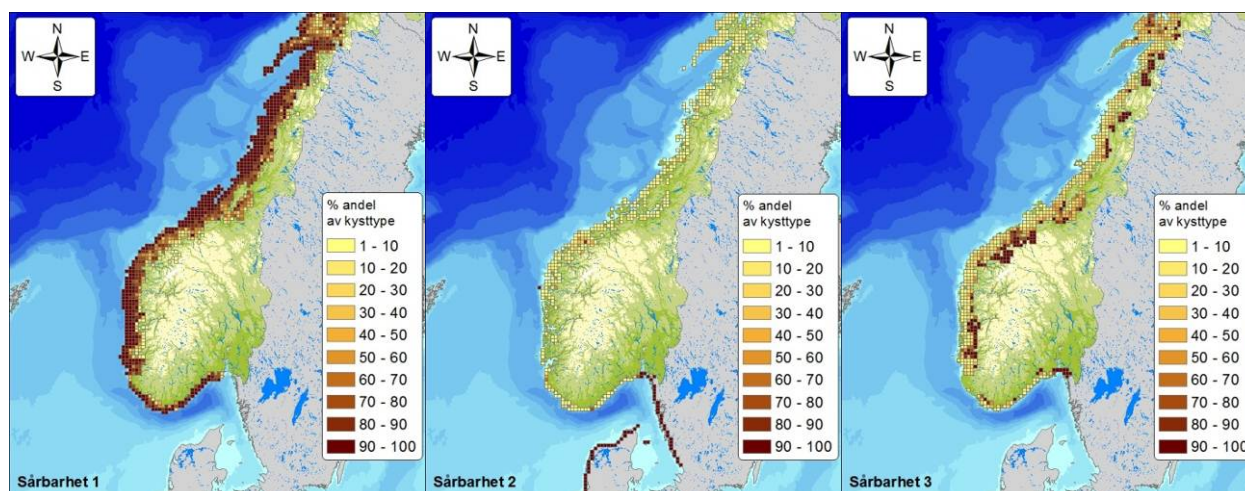


Figur 7-27 Utbredelse av oter i Norge (MRDB).

Strandhabitat

På bakgrunn av substrattype, habitat og eksponering for vind, bølger og tidevann, kan kystens sensitivitet for olje beregnes. For å beskrive sårbarhet benyttes sårbarhetsindeksen S1-S3, hvor S3 er mest sårbart. Denne indeksen bygger på prinsipper om at et kysthabitat er sårbart for olje på grunnlag av type substrat og type flora/fauna i habitatet. I OLFs MIRA-metode er det standard å benytte denne sårbarhetsindeksen. Strandhabitatanalysen er gjennomført med 10×10 km rutenett. Strandens selvrensingsevne er signifikant høyere i eksponerte områder enn i beskyttede områder. Leirstrand og beskyttede stein- og blokkstrandsområder er generelt mest sårbare på grunn av sin dårlige selvrensingsevne.

Figur 7-28 viser andelen (%) av strandtype med sårbarhet 1, 2 og 3 i hver enkelt 10×10 km rute.



Figur 7-28 Andel (%) av strandtype med sårbarhet 1, 2 eller 3 (3 indikerer høyest sårbarhet, og 1 indikerer lavest sårbarhet) per 10×10 km rute langs kysten av Norge.

Fisk

De dominerende fiskeartene i de frie vannmassene i Nordsjøen er sild og brisling, som befinner seg i regionen hele året. Makrell og hestemakrell er i hovedsak til stede om sommeren når de entrer Nordsjøen fra sør og nordvest. De dominerende torskefiskene er torsk, hyse, hvitting og sei mens de viktigste flyndrefiskene er rødspette, gapeflyndre, sandflyndre, tunge og lomre. Tobis, øyepål og brisling er også viktige arter i Nordsjøen både direkte som fiskeressurs, men også indirekte i form av å være byttedyr for en rekke større fiskearter og fugl. Den totale fiskemengden i Nordsjøen har variert mellom 11 og 15 millioner tonn de siste 20 årene. Forholdet mellom fiskebestandenes størrelse og utbredelse i Nordsjøen er mer stabilt enn i Barentshavet og Norskehavet. Likevel ser man betydelige endringer over tid. Det har vært perioder der torskefiskene har ekspandert, for eksempel på 1960-70 tallet. Videre har det vært vekslinger mellom sild og brisling som dominerende sildefisk. Den vestlige bestanden av makrell har gradvis forflyttet beiteområdet sitt til Nordsjøen. Dermed har den overtatt deler av nordsjømakrellens område etter at denne bestanden falt sammen i 1970-årene. Generelt utgjør de pelagiske bestandene en atskillig større del av biomassen nå enn for 15–20 år siden. Årsakene til slike endringer kan være mange. Både miljøforandringer og fiskepress kan ha hatt betydning, muligens også at artene beiter på hverandre. I tillegg kan endringer i strømmønsteret føre til at larvene bringes mer eller mindre effektivt til egnede oppvekstområder (DN & HI, 2010). Artene tobis, øyepål, nordsjøtorsk, nordsjøhyse, makrell, nordsjøsei, hvitting og nordsjøild gyter innenfor norsk sektor i Nordsjøen.

De viktigste artene, utpekt i den regionale konsekvensutredningen for Norskehavet, var sild, torsk, sei og hyse (Brude *et al.*, 2003). Av disse artene vurderes sild og torsk å være de viktigste gytebestandene med hensyn til den planlagte aktiviteten.

Silda har vist store endringer i bestandsstørrelse i løpet av de siste 50 årene, og den forandrer også gyte- og beiteområde. Rekrutteringen er svært ujevn, men det synes som om det er en forutsetning for god rekruttering at en stor del av yngelen driver inn i Barentshavet og vokser opp der (Føyn *et al.*, 2002). Den norske vårgytende sildestammen gyter på Mørekysten, på Haltenbanken og i området ved Karmøy i perioden februar-april. I de senere år har i



størrelsesorden en tredel av gytingen foregått på Røstbanken. Gytingen foregår på 40-100 m dyp. Eggene klekkes etter ca. 3 uker og sildelarvene føres med strømmen nordover langs kysten. I april-mai er larvene spredt over store områder fra Møre til Vesterålen og områder lengre nord. I juli har silda samlet seg i stimer og vil i hovedsak være spredt over store havområder nord for 65° N (Føyn *et al.*, 2002; Johansen *et al.*, 2003).

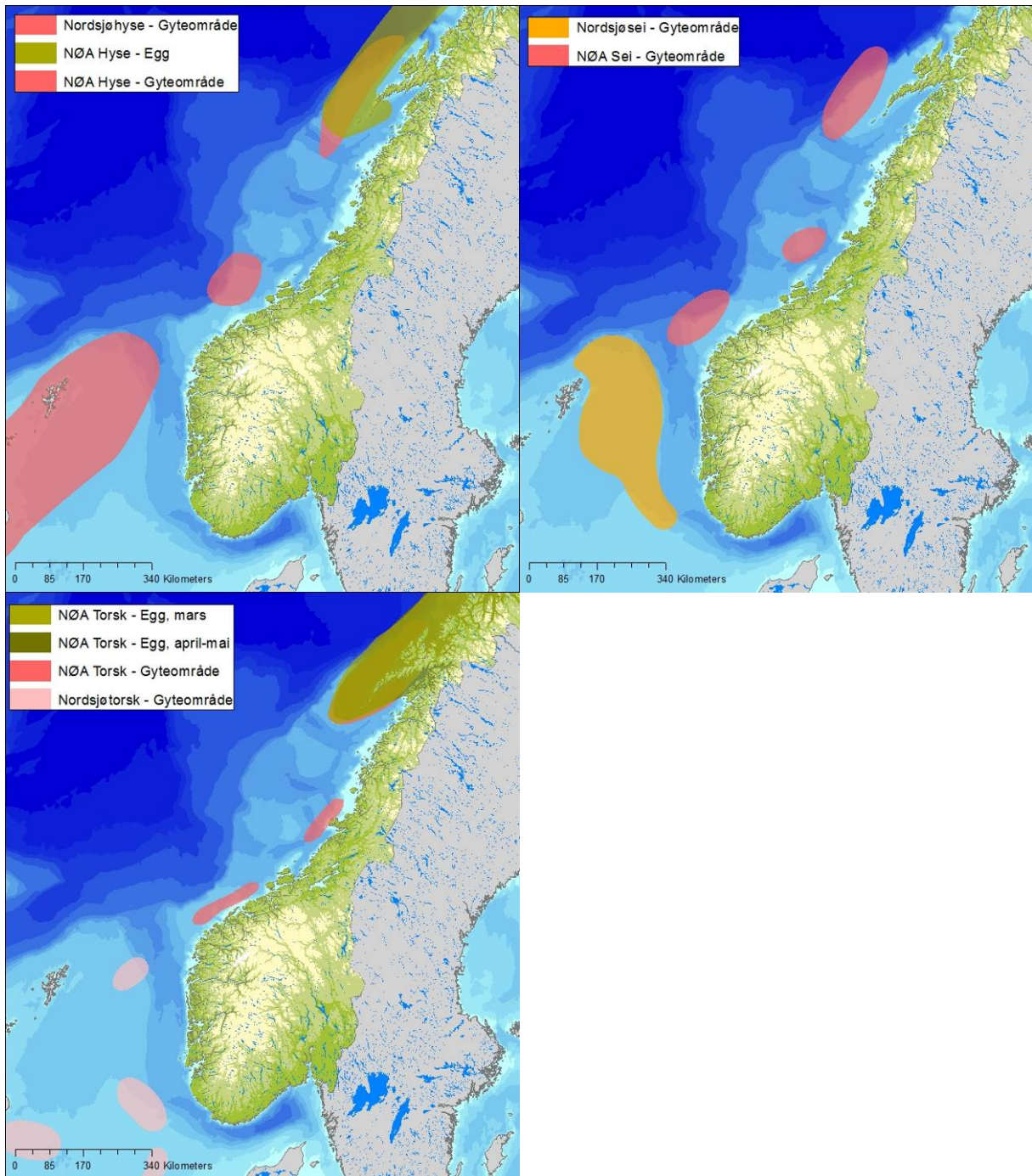
Norskarktisk torsk gyter i februar-april i kystområdene fra Møre til Sørøya. Andelen egg som gytes i de ulike områdene varierer fra år til år, men de viktigste gyteområdene er i Lofoten og Vesterålen der mellom 2/3 og 3/4 av eggene gytes (Føyn *et al.*, 2002). Torsken har pelagiske egg og transporten nordover starter derfor umiddelbart etter gyting (Stenevik *et al.*, 2005). I juli måned finner en mesteparten av årsklassen over Tromsøflaket utenfor kysten av Nord-Troms.

Voksen fisk og yngel er ansett som mer robust enn tidlige livsstadier med hensyn til effekter av akutt oljeforurensning. Egg og larver av fisk er ansett som mer sårbare for oljeforurensning (SFT, 2004). Konfliktpotensialet vs. akutt oljeforurensning vurderes ofte som størst for arter som gyter i eller har betydelige andeler egg og larver innen et avgrenset geografisk område. Langs den norske kontinentalsokkelen mellom 62° N og 70° N finnes de viktigste gyteområdene for noen av våre største og økonomisk mest viktige fiskebestander som norsk vårgytende sild, nordøstarktisk torsk, nordøstarktisk sei og nordøstarktisk hyse (Stenevik *et al.*, 2005).

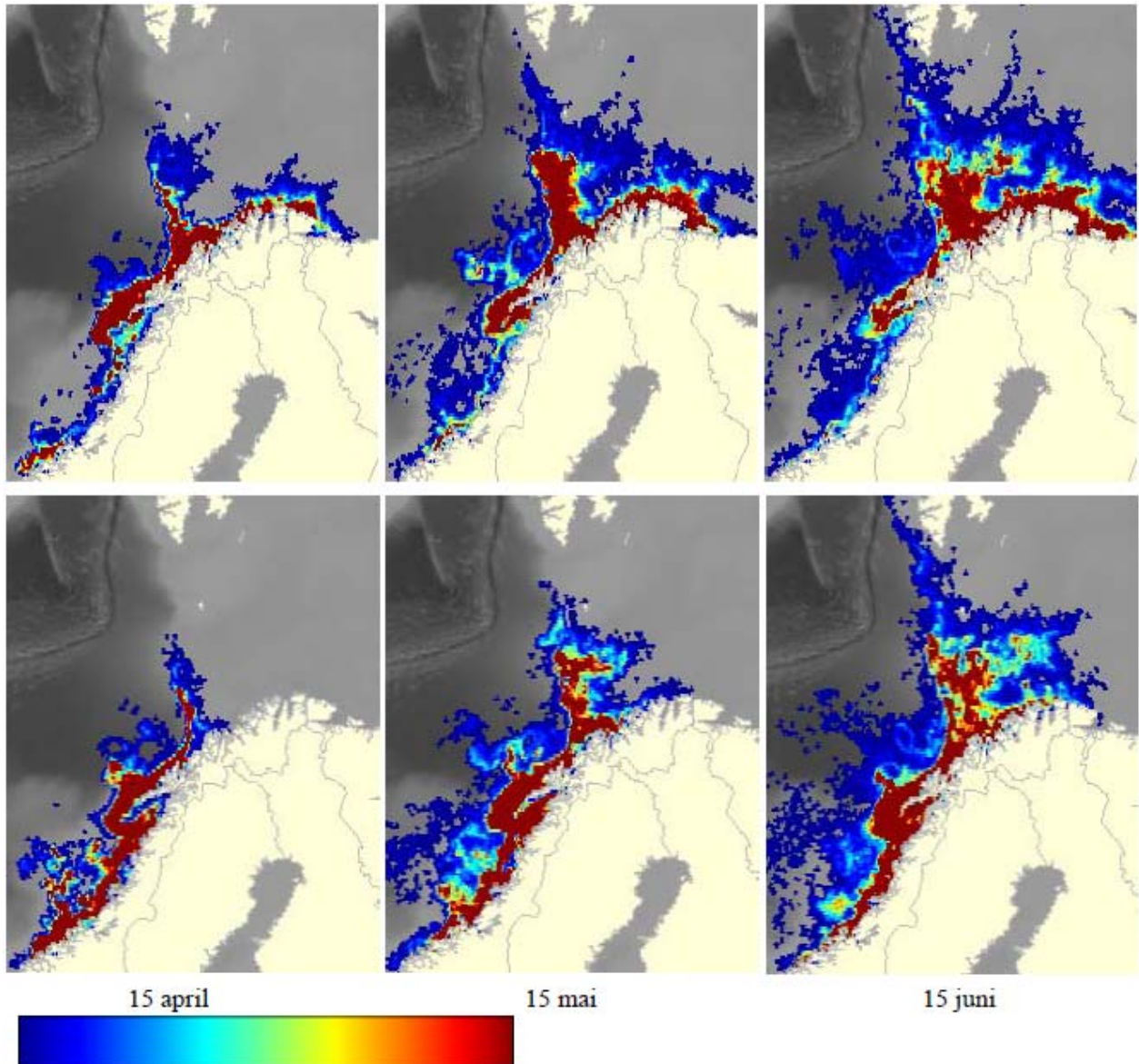
Generelt har de viktigste fiskeressursene som sild, torsk, sei og hyse gyteperiode på våren, og etter gyting føres de pelagiske eggene nordover mot oppvekstområdene i Barentshavet og spres over store områder. Hovedtyngden av gytteprodukter er til stede i mars/april.

Gyteområdene for nordsøst atlantisk torsk, nordøst arktisk hyse, nordøst arktisk sei, nordsjøetorsk, nordsjø hyse og nordsjø sei er vist i Figur 7-29.

Som grunnlag for vurdering av mulige konsekvenser for norsk vårgytende sild og norsk-arktisk torsk er det benyttet modelldata fra Havforskningsinstituttet med modellert larvefordeling i perioden mars-september for årene 2008-2009. Datasettene er generert av Havforskningsinstituttet med sin høyoppløselige operasjonelle larvedriftsmodell (se Figur 7-30). De representerer en lang tidsserie for larvefordeling og drift av egg og larver fra gyteområdene nordover og inn i Barentshavet. Datasettene ble første gang benyttet i Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet (DNV, 2010).



Figur 7-29 Gyteområde for sild, torsk og hyse, samt egg av nordøst atlantisk torsk og hyse (HI, 2010).



Figur 7-30 Larvefordeling for ulike tidspunkt for torsk (øverst) og sild (nederst) i 2009, der rød farge angir høyest konsentrasjon. Figurene er fra HIs operasjonelle larvedriftsmodell (Vikebø m. fl., 2009).

Tobis

Tobis er en samlebetegnelse for fisk i silfamilien (*Ammotydiæ*). I Nordsjøen finnes det fem arter av sil. Havsil er imidlertid helt dominerende i fiskeriet og er den arten som omtales her. Havsilen er en liten åleformet fisk på inntil 24 cm. Den ligger nedgravd i sand det meste av året. Etter å ha tilbrakt vinteren i dvale kommer den radmagre havsilen ut av sanden i tette stimer i mars-april for å spise dyreplankton. Den er kun ute av sanden på dagtid, og det er da den blir fisket med trål. Ved St. Hans-tider har fisken vanligvis bygd opp tilstrekkelige fettreserver til å gå i dvale igjen (DN & HI, 2010).

Havsil er utbredt fra sør i den engelske kanal til Barentshavet. Fisken har strenge krav til sanden den graver seg ned i og finnes kun der sandkornene er over en viss størrelse. Dette gjør at



havsilen har en utpreget flekkvis fordeling. Typisk dybdeutbredelse i Nordsjøen er 20-70 m, men havsilen kan også finnes grunnere og unntaksvis ned mot 100 m djup. Det finnes også lokale bestander langs norskekysten, blant annet vest for Karmøy, men disse blir ikke fisket. Kunnskap om de lokale kystbestandene er meget begrenset, men de antas å være viktige for lokale predatorer, deriblant sjøfugl.

De fleste havsiler blir kjønnsmodne når de er to år gamle. Ved nyttårstider kommer den kjønnsmodne havsil opp av sanden og gyter på det samme feltet som den ligger nedgravd. Eggene legges på bunnen i et gelatinøst sekret som binder eggene sammen og fester dem til sandbunnen. Hovedklekking av egg skjer i mars. Havsillarvene er pelagiske fram til omkring juni-juli da de bunnslår seg og går over til havsilens karakteristiske atferd med å grave seg ned i sand på natta og beite i tette stimer på dagen. I motsetning til eldre tobis, fortsetter årets yngel å beite utover høsten fram til oktober-november før de går i dvale for vinteren. Etter det pelagiske stadiet regner man med at havsil ikke beveger seg mellom felt som ikke er forbundet med habitat som fisken kan grave seg ned i. Det finnes observasjoner som tyder på at tobisstimer kan holde seg på samme sted år etter år. Havsilen kommer da typisk opp av sanden og blir stående like over skjulestedet sitt og beiter der på dyreplankton som kommer drivende med havstrømmene. Tettheten av havsil i bunnsstratet kan være meget stor. Der er observert forekomster i grabbprøver som tilsier minst 300 individ per m².

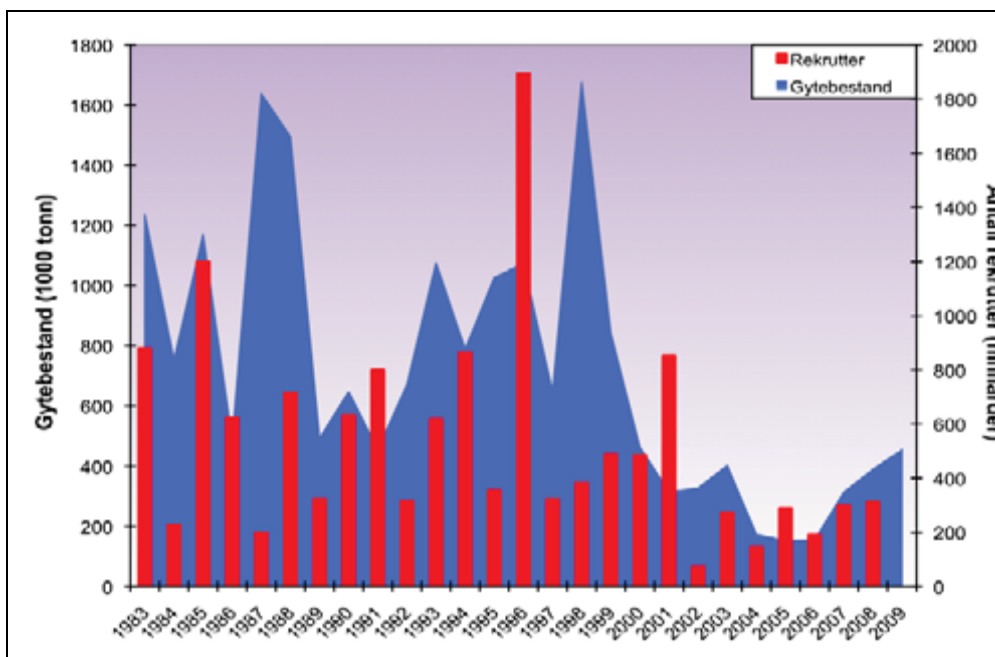
Havsil beiter på plankton og blir selv spist av en lang rekke arter av fisk, sjøpattedyr og fugl. I kraft av sin tallrikhet, sitt høye næringsinnhold og som bindeledd mellom plankton og høyere trofiske nivåer, regner man med at havsil har en sentral rolle i Nordsjøens økosystem.

Figur 7-31 viser viktige tobisområder i forhold til lokasjonen for Johan Sverdrup feltet. Figuren viser at tobis kan bli berørt gitt en utblåsning fra Johan Sverdrup, forutsatt at olje sedimenterer om lag 70 km sør for lokasjonen for feltet.

Figur 7-32 viser utvikling i gytebestanden av tobis slik den er blitt beregnet av ICES. Etter årtusenskiftet har bestanden ligget under kritisk grense (Blim – 430 000 t). Utviklingen har vært spesielt negativ i den nordlige del av Nordsjøen, inkludert norsk sone. Fra de nordligste feltene, fra Vikingbanken til Østbanken, har det ikke vært landet tobis de siste 10-12 åra. De vurderes som kommersielt utarmet, noe som innebærer at det ikke er mulig å drive et økonomisk lønnsomt fiske. Flåten bruker akustisk utstyr til å spore opp tobisstimer. Også flere felt lenger sør i norsk sone ble kommersielt utarmet rundt årtusenskiftet. Fram til 2007 ble det således nesten all tobis fisket på Vestbanken. I 2006 ble den del av de mer sørlige feltene i norsk sone rekolonisert ved nyrekruttering. Imidlertid ble alle disse feltene fisket ned i løpet av en sesong; Inner Shoal øst og Outer Shoal i 2007 og Engelsk Klondyke i 2008. Dette innebærer at det meste av tobisbestanden i norsk sone på nytt er å finne på Vestbanken (DN & HI, 2010).



Figur 7-31 Tobisområder, vist i forhold til lokasjonen til Johan Sverdrup.



Figur 7-32 Gytebestand og antall rekrutter av havsil i Nordsjøen i perioden 1983-2009 (DN & HI, 2010).



Bestandsberegningene i regi av ICES er basert på fangst pr. enhet innsats (CPUE) i det kommersielle tobisfisket. Det er imidlertid grunn til å stille spørsmål om grunnleggende forutsetninger bak metoden er oppfylt. På grunn av disse metodiske svakhetene har Fiskeridirektoratet og Havforskningsinstituttet, på oppdrag av Fiskeri- og Kystdepartementet og i samarbeid med fiskerinæringen, utarbeidet er forslag til områdebasert forvaltning av tobis i norsk sone. Siktemålet med denne type forvaltning er å sikre at det er tilstrekkelig med gytefisk i alle historisk viktige tobisområder for å sikre rekrutteringen i hele utbredelsesområdet. Forslaget innebærer at NØS deles inn i bestemte områder. Disse områdene åpnes og lukkes for tobisfiske i henhold til et fastlagt system. Ingen områder vil bli åpnet før de har en lokal bærekraftig gytebestand. I tillegg foreslås en tidsbegrenset fiskeperiode, og innføring av minstemål som medfører stengning av områder når innblanding av yngel i fangstene blir for høy (DN & HI, 2010).

Tobis er vurdert som livskraftig (LC) i den norske rødlisten, men er på et globalt nivå klassifisert som rødlisteart. En slik art skal etter IUCN sine retningslinjer være med på nasjonale rødlistor (Artsdatabanken, 2010). Gyte- og oppvekstområdene til tobis regnes som relativt stasjonære.

Makrell

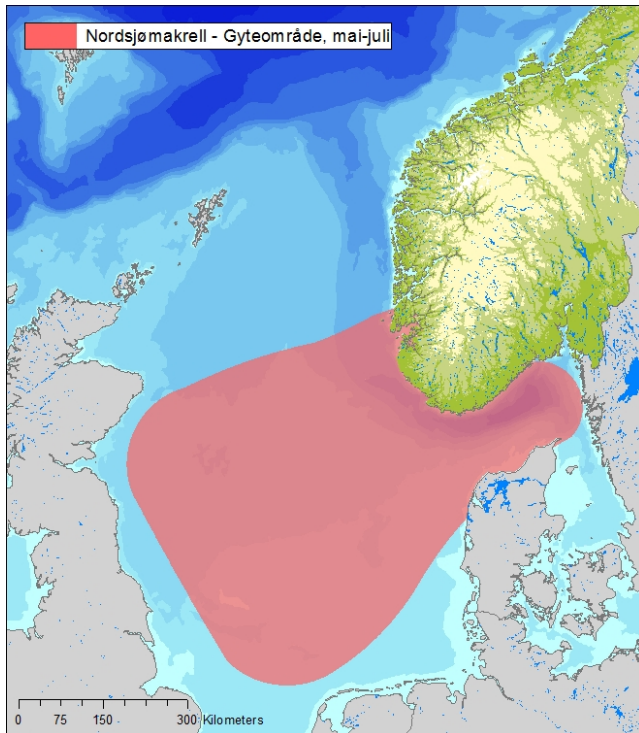
Makrell (*Scomber scombrus*) er en pelagisk og hurtigsvømmende fisk som er lett kjennelig på sin runde, helt spoleformede og strømlinjede kropp. Ryggens farger flammer i grønt eller blått, og derfra og nedover sidene er det en rekke uregelmessige tverrbånd. Kroppsskjellene er små, og kroppen myk som silke å føle på. Makrellen kan bli mer enn 25 år, opp mot 70 cm og 3,5 kg, men det er sjelden man ser individer større enn 50 cm/1 kg.

Makrellen i europeiske farvann forvaltes som én bestand, nordøstatlantisk makrell, som består av tre gytekomponenter: nordsjømakrell som gyter sentralt i Nordsjøen og Skagerrak (mai-juli) (Figur 7-33), vestlig makrell som gyter vest av Irland og De britiske øyer (mars-juli) og sørlig makrell som gyter i spanske og portugisiske farvann (februar-mai). Sørlig og vestlig gytebestand vandrer etter gytingen inn i Norskehavet, og senere til Nordsjøen og Skagerrak der den blander seg med Nordsjø-bestanden (HI, 2012). Makrellen gyter i overflatelaget. Larvene måler 3,5mm ved klekking og vokser til ca 20 cm allerede samme høst.

Makrellen mangler svømmeblære og må svømme hele tiden for ikke å synke. Den er en typisk planktonspiser og svømmer med åpen munn for å sile plankton med gjellene. Den spiser også fiskelarver og småfisk som tobis, brisling og sild. Makrellen er varmekjær og foretrekker temperaturer på over 6 °C. Den blir kjønnsmoden ved ca. 30 cm.

Den kjønnsmodne del av nordsjøbestanden, som makrellen ved norskekysten hovedsakelig tilhører, overvintrer utenfor Vestlandet og i den ytre del av Norskerenna nord til Vikingbanken. Nordsjømakrellen er en økologisk og kommersielt viktig fiskebestand.

ICES har beregnet at gytebestanden av makrell i 2012 er over føre-var-nivået. Bestanden blir klassifisert til å ha full reproduksjonsevne (LC) (Artsdatabanken, 2010), men ICES mener det er risiko for at den blir beskattet over bærekraftig nivå. Gytebestanden er estimert til å være om lag 2,7 millioner tonn i 2012.



Figur 7-33 Gyteområde for Nordsjømakrell.

Plankton

Planteplankton

Planteplankton er mikroskopiske, encellede organismer som svever fritt rundt i vannmassene. De fleste planteplanktonartene er autotrofe, det vil si at de ved hjelp av fotosyntese produserer organisk materiale med karbondioksid og solenergi som kilder. Andre arter er heterotrofe, eller miksotrofe, og beiter på andre alger eller bakterier. De artene som utfører fotosyntese (autotrofe) vil være avhengig av næringssalter som nitrat og fosfat, en gruppe arter er også avhengig av silikat. Planteplanktonet omtales som "havets gress" og er grunnlaget for tilnærmet alt liv i havet og basis i marine næringsnett. Planteplankton har i liten grad egenbevegelse og vil følge vannbevegelsene og være i kontinuerlig vertikal og horisontal bevegelse. Dette medfører at de vil oppleve stor variasjon i lysmiljø, fra mye lys i overflaten til mørke i større dyp. Ved kraftig blanding, spesielt om vinteren og tidlig vår, til større dyp på grunn av avkjøling eller vind vil planteplanktonet i gjennomsnitt oppleve for dårlige lysforhold for vekst. Den vertikale blandingen vil ikke være ensidig negativ for planteplanktonet, da den er nødvendig for å bringe opp næringsrikt vann til det belyste overflatelaget hvor planteplankton vil kunne utnytte det til vekst.



Dyreplankton

Dyreplankton omfatter en rekke ulike taksonomiske grupper og størrelser av organismer, som alle har det til felles at de har liten evne til forflytting. De flyter fritt i vannmassene, og utbredelsen bestemmes derfor av havstrømmene. Imidlertid foretar flere av artene vertikale vandringer, både gjennom sesongen og over døgnet. De fleste dyreplanktonartene lever hele livet i de frie vannmassene (holoplankton), mens noen arter tilbringer kun de tidlige fasene av livsløpet som plankton (meroplankton). Til de sistnevnte hører for eksempel larver av bunnlevende organismer, fiskeegg og fiskelarver. Dyreplankton lever i stor grad av planteplankton og er derfor et viktig bindeledd mellom planteplankton og fisk, hval og andre organismer høyere opp i næringskjeden. Når herbivore dyreplankton spiser planteplankton, blir biomasse som er dannet ved fotosyntese, overført til dyreplanktonbiomasse. De defineres da som sekundærprodusenter. Blant dyreplankton finner vi også flere rovdyr, for eksempel maneter, amphipoder og pilorm som lever av annet dyreplankton. Krill regnes som omnivor (altetende) og spiser både plante- og dyreplankton. Dette betyr at dyreplankton inngår i et komplekst næringsnett i Nordsjøen, og kan ha en viktig regulerende rolle som føde, konkurrenter og/eller predatorer på for eksempel fisk. Dyreplankton er næringsgrunnlag for flere kommersielt viktige fiskearter i Nordsjøen, og variasjoner i dette leddet i næringskjeden vil derfor ha store konsekvenser for produksjon på høyere nivå. Plankton er også følsomme for forurensing og klimaendringer og kan brukes som indikatorer for forandringer i økosystemet.

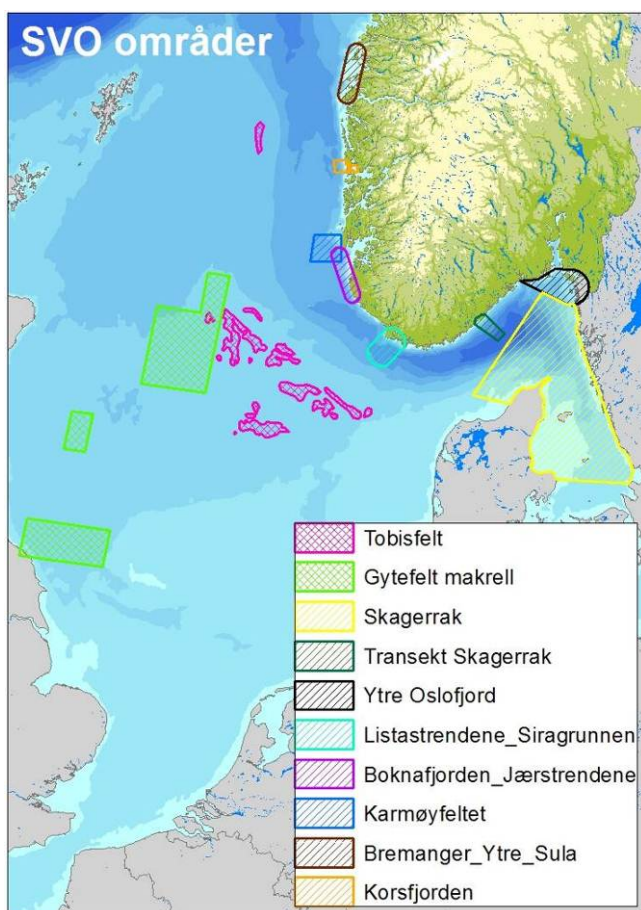
Kopepoder (hoppekreps) er den dominerende planktongruppen i hele Nordsjøen. Imidlertid er artssammensetningen forskjellig i ulike deler av havområdet. De nordlige områdene påvirkes av innstrømmingen av atlantisk vann, og dyreplanktonet domineres av kopepoder som *Calanus* og *Pseudocalanus*. Dybdeforholdene vil også ha betydning for utbredelsen av arter. De dypere områdene over Norskerenna (200-600 m) har et dyreplanktonsamfunn som på mange måter skiller seg fra artssammensetningen i de grunne områdene (50-100 m). Her finner man en større andel av karnivore dyreplankton, som *Pareuchaeta norvegica* og pilorm samt større krepsdyr som pelagiske reker og krill. Havområdene lenger sør i Nordsjøen er grunnere (under 100 m), og vannmassene er derfor gjennomblandet deler av året. Her finner man større innslag av små kopepoder og larveplankton. Flere av artene har en eller flere generasjoner i løpet av året, og mengdene varierer derfor gjennom sesongen.

Særlige Verdifulle Områder (SVO)

Som et ledd i arealbeskrivelsen for Nordsjøen og Skagerrak er særlig verdifulle områder (SVOer) identifisert og kartlagt (DN & HI, 2010). Hensikten med å identifisere særlig verdifulle områder er å synliggjøre miljøverdier, og betydningen havområdet har for næringer og samfunn. Dette vil være en viktig del av et beslutningsgrunnlag ved senere samfunnsøkonomiske vurderinger av ulike tiltak. Lokasjon av SVO områdene er vist i Figur 7-34, og en oversikt over områder og kriteriene for prioriteringer er gitt i Tabell 7-15.

I utvelgelsen av SVOer er det brukt de samme hovedkriteriene som i de to foregående marine forvaltningsplanene. Det er fokusert på de områdene som er viktige for biologisk produksjon, og de som er viktige for det biologiske mangfoldet. Ettersom viktighet for det biologiske mangfoldet og den biologiske produksjonen er de mest sentrale faktorer i forhold til å sikre funksjonen til økosystemene, og dermed økosystemtjenestene, er hovedprioriteringene basert på disse. Det er valgt ut tolv prioriterte SVOer som anses å være særlig verdifulle. Det er ikke foretatt en

prioritering mellom disse områdene. De utvalgte områdene er svært forskjellige av natur, og varierer fra små verneområder til store regioner. Områdene har likevel det til felles at de er viktige for mer enn én art, omfattes gjerne av flere utvalgskriterier og allerede er anerkjent for sin verdi. I tillegg er kystsonen generelt sårbar (DN & HI, 2010).



Figur 7-34 Særlig verdifulle områder (SVO) i Nordsjøen (DN & HI, 2010).

Tabell 7-15 Særlig verdifulle områder (SVO) i Nordsjøen med kriterier for prioritering. Områdene er vist i Figur 7-34 (DN & HI, 2010).

Område	Verdi (er)	Utvalgskriterium (særlig viktig)	Utvalgskriterium (supplerende)
Tobisfelt (nord og sør)	Gyte- og leveområde for tobis	Viktighet for biologisk produksjon. Økonomisk betydning	Livshistorisk viktig område
Makrellfelt	Gyteområde for makrell	Viktighet for biologisk produksjon. Økonomisk betydning	Livshistorisk viktig område
Skagerrak	Myte- og overvintringsområde for sjøfugl	Leveområder for spesielle arter/bestander. Særlig for Lomvi som er en kritisk truet art	Livshistorisk viktig område

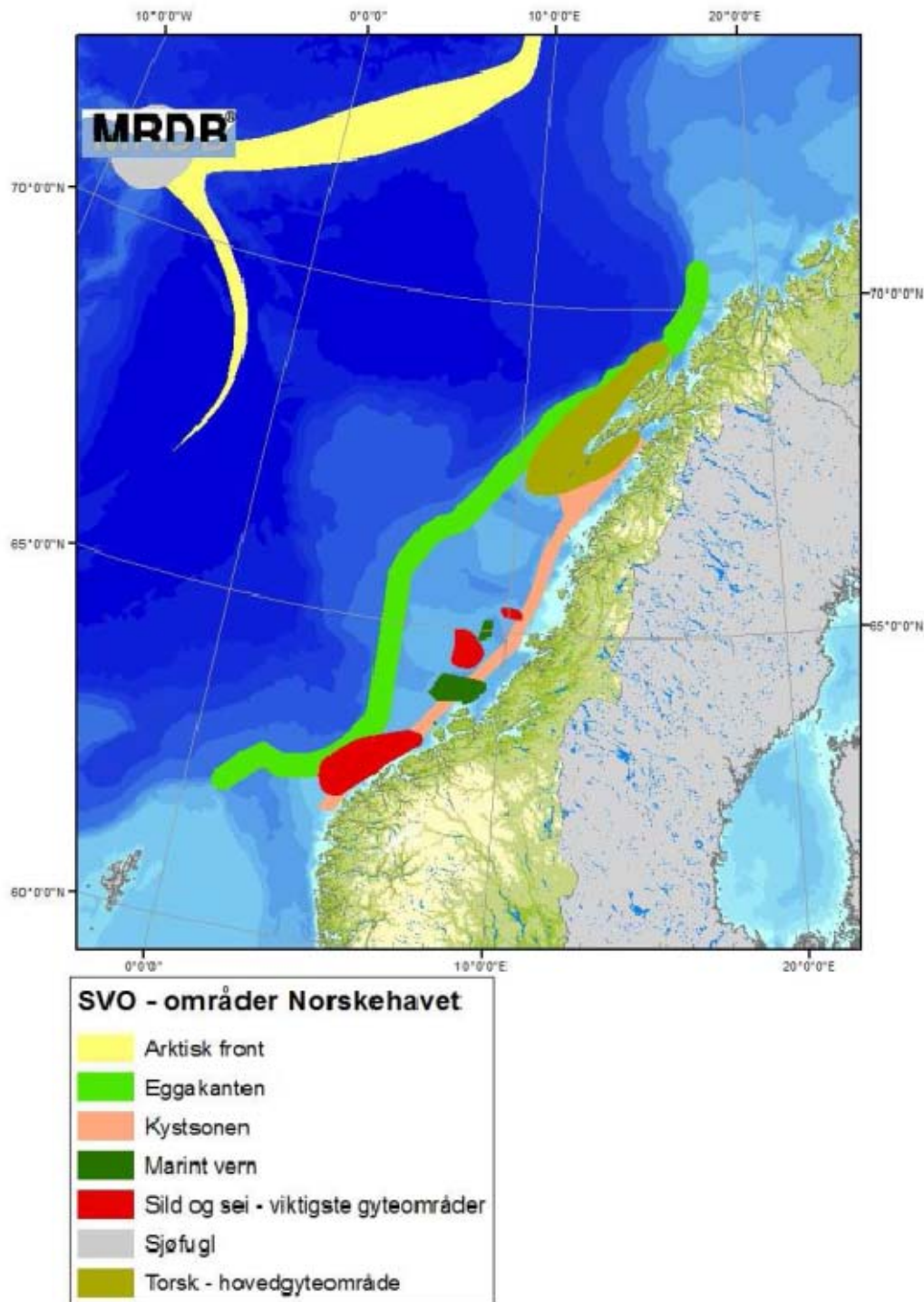
Transekt Skagerrak	Representativt område for Skagerrak, mangfold av naturtyper, landskap, kulturhistorie, geologi, fugleliv	Viktighet for biologisk mangfold. Viktighet for representasjon av alle biogeografiske soner, naturtyper, habitater og arter	Vernede områder. Foreslått vernet i marin verneplan. Spesielle oseanografiske eller topografiske forhold.
Ytre Oslofjord	Hekke-, trekk-, og overvintringsområde for sjøfugl. Verdens største kjente innaskjærs korallrev.	Viktighet for biologisk mangfold. Kobling mellom marint og terrestrisk miljø. Spesielle oseanografiske eller topografiske forhold.	Vernede områder. Internasjonal og/eller nasjonal verdi.
Listastrendene	Trekk-, overvintringsområde for sjøfugl, og med beiteområde innenfor Siragrunnen.	Viktighet for biologisk mangfold. Kobling mellom marint og terrestrisk miljø.	Vernede områder. Livshistorisk viktig område.
Siragrunnen	Gyteområde for norsk vårgytende sild (NVG), egg og larver. Beiteområde.	Viktighet for biologisk produksjon. Leveområder for spesielle arter/bestander.	Retensjonsområde. Livshistorisk viktig område.
Boknafjorden/ Jærstrendene	Hekke-, beite-, myte-, trekk- og overvintringsområde for sjøfugl. Kasteområde for kobbe.	Viktighet for biologisk mangfold. Kobling mellom marint og terrestrisk miljø. Viktighet for representasjon av alle biogeografiske soner, naturtyper, habitater og arter.	Vernede områder. Livshistorisk viktig område.
Karmøyfeltet	Gyteområde for norsk vårgytende sild (NVG), egg og larver. Beiteområde.	Viktighet for biologisk produksjon. Leveområder for spesielle arter/bestander.	Retensjonsområde. Livshistorisk viktig område.
Bremanger- Ytre Sula	Hekke-, beite-, myte-, trekk-, overvintringsområde for sjøfugl. Kasteområde for kobbe.	Viktighet for biologisk mangfold. Kobling mellom marint og terrestrisk miljø.	Vernede områder. Livshistorisk viktig område.
Korsfjorden	Representativt område for Skagerrak, mangfold av naturtyper, landskap, kulturhistorie, geologi, fugleliv.	Viktighet for biologisk mangfold. Viktighet for representasjon av alle biogeografiske soner, naturtyper, habitater, arter og kulturminner.	Foreslått vernet i marin verneplan. Pedagogisk verdi.

Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) for Norskehavet definert i forbindelse med Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet (2008-2009) er vist i Figur 7-35. Disse inkluderer blant annet hovedgyteområde for torsk utenfor Lofoten, kystsonene og eggakanten, samt arktisk front i vest.



Områdene er definert på bakgrunn av følgende kriterier:

- at området har stor produksjon og konsentrasjon av arter,
- at området har stor forekomst av truede eller sårbare naturtyper,
- at området er et nøkkelområde for norske ansvarsarter,
- at området har viktige nasjonale eller internasjonale bestander av enkelte arter i hele eller deler av året (HI m. fl., 2008).



Figur 7-35 Særlig verdifulle og sårbare områder (Kilde: Direktoratet for naturforvaltning).

Tabell 7-16 Særlig verdifulle områder (SVO) i Norskehavet med kriterier for prioritering. Områdene er vist i Figur 7-35 (HI m. fl., 2008).

Område	Utvalgskriterium (særlig viktig)
Mørebankene (inkl. Stadt)	Gyteområde for Norsk vårgytende sild (NVG sild) og sei. Hekkeområde for blant annet storskarv og sildemåke. Kjerneområde for marine pattedyr. Foreslått marint verneområde.
Haltenbanken	Gyteområde for Norsk vårgytende sild (NVG sild). Retensjonsområde og oppvekstområde for fisk året rundt.
Sklinnabanken	Gyte- og oppvekstområde for Norsk vårgytende sild (NVG sild) og sei. Høyproduktivt retensjonsområde og oppvekstområde for fisk året rundt.
Iverryggen	Lophelia-korallrev. Foreslått marint verneområde.
Jan Mayen med Vesterisen	Hekke-, myte- og næringsområde for sjøfugl. Høy biologisk produksjon ved den Arktiske Front. Vesterisen er yngleområde for grønlandssel og klappmyss.
Eggakanten	Høy biologisk produktivitet og høyt biologisk mangfold. Høy konsentrasjon av mange fiske- og sjøfuglarter. Beiteområde for sei, sild og blåkkeite. Drivbaneområde for sild og torsk. Gyteområde for vassild. Beiteområde for finnhval. Korallrev.
Den arktiske front	Høy biologisk produktivitet og høyt biologisk mangfold. Beiteområde for blåhval, finnhval, vågehval og bottlenosehval. Betydning som beiteområde for grønlandshval. Oppholdsområde for alkefugl.
Kystnær sone (12 nm utenfor grunnlinja)	Overvintringsområde for sild. Gyteområder for sild (Nordlandskysten), sei og norsk-arktisk torsk (Vestfjorden). Gyteområder for kysttorsk langs hele kysten fra Møre og nordover. Beite- og oppvekstområde for sei og kysttorsk. Overvintrings-, nærings-, myte-, oppvekst- og hekkeområde for kystbundne arter. Helgelandskysten og Vestfjorden er i tillegg viktig nærings- og overvintringsområde for alkefugl.
Froan med Sularevet	Viktige forekomster av Lophelia-korallrev. Kasteplass for havert. Næringsområde for sjøfugl.
Vestfjorden	Hovedgyteområde for norsk-arktisk torsk. Overvintringsområde for norsk vårgytende sild. Hekke- (Røst), nærings-, myte- og overvintringsområde for sjøfugl

- o0o -

Det Norske Veritas:

Det Norske Veritas (DNV) er en ledende, uavhengig leverandør av tjenester for risikostyring, med global virksomhet gjennom et nettverk av 300 kontorer i 100 ulike land. DNVs formål er å arbeide for sikring av liv, verdier og miljø.

DNV bistår sine kunder med risikostyring gjennom tre typer tjenester: klassifisering, sertifisering og konsulentvirksomhet. Siden etableringen som en uavhengig stiftelse i 1864 har DNV blitt en internasjonalt anerkjent leverandør av ledelsestjenester og tekniske konsulent- og rådgivningstjenester, og er et av verdens ledende klassifiseringsselskaper. Dette innebærer kontinuerlig utvikling av ny tilnærming til helse-, miljø- og sikkerhetsledelse, slik at bedrifter kan fungere effektivt under alle forhold.

Global impact for a safe and sustainable future:

Besøk vår internettside for mer informasjon: www.dnv.com