

Miljørisiko- og Beredskapsanalyse (MRABA) for letebrønn 7322 / 6-1 Shen Zhou i PL722 i Barentshavet

EQUINOR ENERGY AS

Rapportnr.: 2018-1296, Rev. 00

Dokumentnr.: 248449

Dato: 2019-02-12



Prosjektnavn:	MRABA Shenzhou	DNV GL AS Region Norway
Rapporttittel:	Miljørisiko- og Beredskapsanalyse (MRABA) for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou i PL722 i Barentshavet	5321, Region Norway P.O. Box 300, Tel: +47 67 57 99 00
Oppdragsgiver:	EQUINOR ENERGY AS, Forusbeen 50, 4035, STAVANGER, Norway	
Kontaktperson:	Gisle Vassenden	
Dato:	2019-02-12	
Prosjektnr.:	10126720	
Org. enhet:	Environmental Risk and Preparedness	
Rapportnr.:	2018-1296, Rev. 00	
Dokumentnr.:	248449	

Oppdragsbeskrivelse:

Miljørisiko- og beredskapsanalyse for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou i utvinningstillatelse PL722 i Barentshavet.

Utført av:

Verifisert av:

Godkjent av:

Helene Østbøll
Principal Consultant

Odd Willy Brude
Senior Principal Consultant

Torild R. Nissen-Lie
Group Leader

Hans Petter Dahlslett
Senior Principal Consultant

Anders Rudberg
Principal Specialist

Beskyttet etter lov om opphavsrett til åndsverk m.v. (åndsverkloven) © DNV GL 2019. Alle rettigheter forbeholdes DNV GL. Med mindre annet er skriftlig avtalt, gjelder følgende: (i) Det er ikke tillatt å kopiere, gjengi eller videreformidle hele eller deler av dokumentet på noen måte, hverken digitalt, elektronisk eller på annet vis; (ii) Innholdet av dokumentet er fortrolig og skal holdes konfidensielt av kunden, (iii) Dokumentet er ikke ment som en garanti overfor tredjeparter, og disse kan ikke bygge en rett basert på dokumentets innhold; og (iv) DNV GL påtar seg ingen aktsomhetsplikt overfor tredjeparter. Det er ikke tillatt å referere fra dokumentet på en slik måte at det kan føre til feiltolkning. DNV GL og Horizon Graphic er varemerker som eies av DNV GL AS.

DNV GL distribusjon:

- ☐ ÅPEN. Fri distribusjon, intent og eksternt.
- ☒ INTERN. Fri distribusjon internt i DNV GL.
- ☐ KONFIDENSIELL. Distribusjon som angitt i distribusjonsliste. Distribution within DNV GL according to applicable contract.*
- ☐ HEMMELIG. Kun autorisert tilgang.

*Distribusjonsliste:

Nøkkelord:

Leteboring, letebrønn, Barentshavet, Bjørnøya, miljørisiko, oljevernberedskap, wisting råolje, beredskapsmodellering, OSCAR

Rev.nr.	Dato	Årsak for utgivelser	Utført av	Verifisert av	Godkjent av
00	2019-01-07	Draft issue	HELOS	BRUDE	TRNL
00	2019-02-12	Dinal issue	HELOS	BRUDE	TRNL

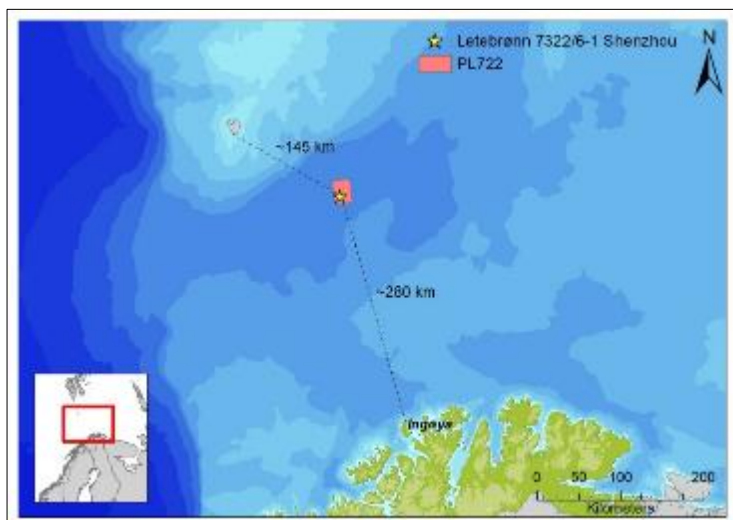
Innholdsfortegnelse

TEKNISK SAMMENDRAG FOR LETEBRØNN 7322/6-1 SHENZHO	1
DEFINISJONER OG FORKORTELSER	6
1 INNLEDNING	8
1.1 Aktivitetsbeskrivelse	8
1.2 Hensikt/formål	9
1.3 Equinors akseptkriterier for akutt forurensing	10
1.4 Gjeldende regelverkskrav	10
2 BESKRIVELSE AV UTSLIPPSSCENARIER	11
2.1 Dimensjonerende DFU	11
2.2 Sannsynlighet for dimensjonerende DFU	11
2.3 Utblåsningsrater og -varigheter	12
3 OLJEDRIFTSMODELLERING	13
3.1 Oljetype og oljens egenskaper	13
3.2 Oljedriftsmodellen	13
3.3 Beskrivelse av modellerte utblåsingsscenarier	13
3.4 Oljedriftsmodellering – Resultater	14
4 METODIKK FOR MILJØRETTET RISIKOANALYSE	22
4.1 Usikkerhet i miljørisikoanalyser	24
5 MILJØBESKRIVELSE	27
5.1 Verdifulle Økosystem Komponenter (VØK)	27
5.2 Utvalgte VØK	27
6 MILJØRETTET RISIKOANALYSE – RESULTATER	31
6.1 Mulige konsekvenser ved en utblåsing fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou	31
6.2 Miljørisiko	40
6.3 Oppsummering av miljørisiko forbundet med boring av letebrønn 7322/6-1 Shenzhou	46
7 BEREDSKAPSANALYSE FOR LETEBRØNN 7322/6-1 SHENZHO	51
7.1 Ansvar for oljevernberedskap på norsk sokkel	51
7.2 Metode for gjennomføring av miljørettet beredskapsanalyse	51
7.3 Oljens egenskaper i forhold til mekanisk oppsamling og kjemisk dispergering	54
7.4 Dimensjonerende utblåsningsrate	56
7.5 Ytelseskrav til beredskapen	56
7.6 Beregnet beredskapsbehov åpent hav (barriere 1 og 2)	57
7.7 Responstider	58
7.8 Modellering av beredskapsbehov åpent hav (barriere 1 og 2)	60
7.9 Beredskapsbehov for kyst og strand (barriere 3-5)	64
7.10 Simulering av strandingsforløp på Bjørnøya og vurdering av tiltaksalternativer for å hindre stranding	65
7.11 Oppsummering beredskapsanalysen	69
8 REFERANSER	70

Appendix A	Equinor Technical Note - Blowout scenario analysis for Shenzhou (7332/6-1), Rev01
Appendix B	Gjeldende regelverk
Appendix C	Oljedriftsmodellen OSCAR
Appendix D	Bestandstap vist for alle modellerte arter
Appendix E	Utbredelsesfigurer og beskrivelse av arter og habitater i analysen

TEKNISK SAMMENDRAG FOR LETEBRØNN 7322 / 6-1 SHENZHOU

Hvilket område vil bli berørt av en utblåsning fra letebrønn 7322 / 6-1?



Brønn 7322/6-1 Shenzhou ligger i sentrale deler av Barentshavet, 280 km fra norskekysten som er Ingøya i Finnmark og 145 km fra Bjørnøya. Vanddypet på lokasjonen er 451 meter.

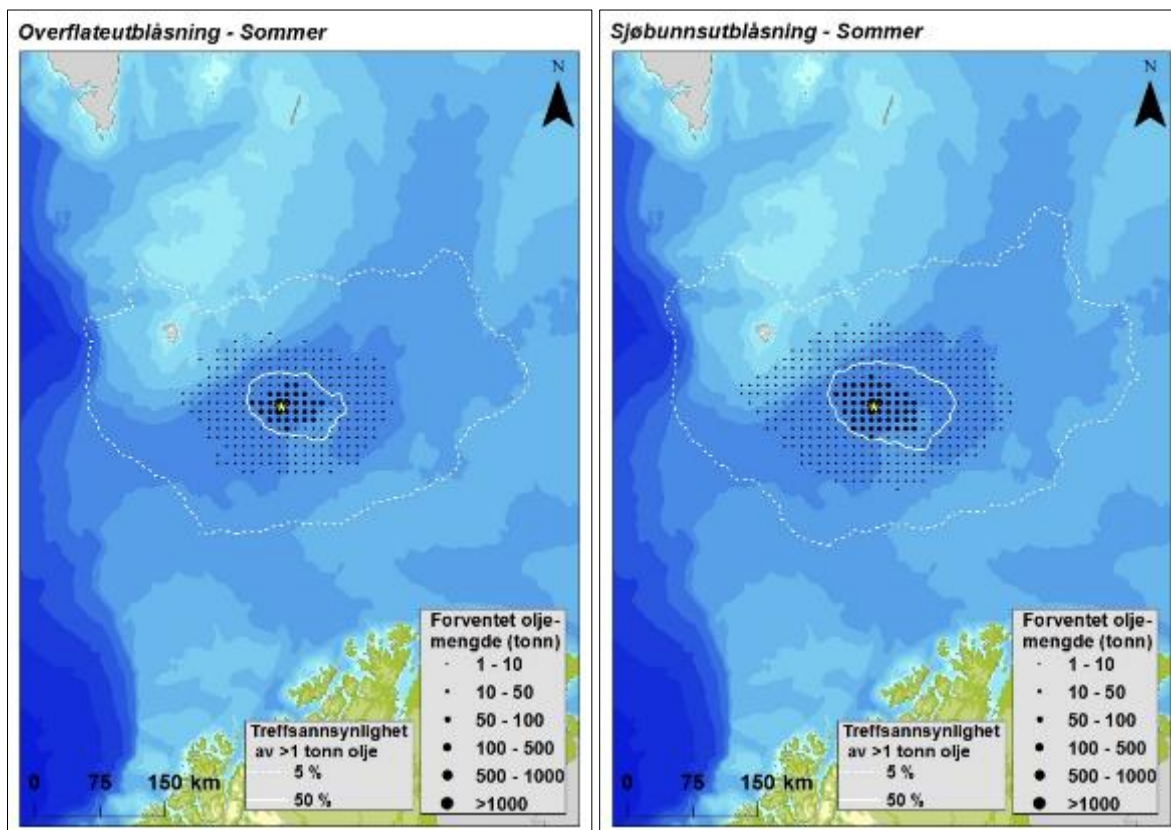
Metode / Analyse: Det er utført et statistisk representativt antall oljedriftsberegninger for utslippsrater fra 130 opp til 700 Sm³/døgn og utblåsningsvarigheter fra 2 døgn helt opp til 70 døgn. Oljedriftsmodellen OSCAR er benyttet med 4x4 km 3D strømdata (døgnmiddel) og 10x10 km vinddata (hver 3. time) fra perioden 2007 -2016.

Resultat / Diskusjon:

En utblåsning med de utblåsningsratene som er lagt til grunn i dette studiet vil med svært liten sannsynlighet kunne nå Bjørnøya, men ikke fastlands-Norge. En utblåsning fra sjøbunn vil ha noe større spredningsområde enn et overflateutslipp og man kan forvente at utslippet sprer seg inntil 85 km fra utslippspunktet. Sannsynligheten for at olje på overflaten driver lengre enn dette er begrenset. Det er noe variasjon i spredning fra sesong til sesong, og dette skyldes variasjon i vær og vinddata i de ulike sesongene.

Figurene under viser hvilket område man kan forvente olje på overflaten (dvs mer enn 50 % sannsynlighet for treff, som igjen betyr at over halvparten av simuleringene har nådd dette området). Figuren viser også områder som kan ha en viss sannsynlighet for å bli berørt (mellom 5 og 50 % sannsynlighet for å få olje til dette området gitt en utblåsning). Figurene er skilt på overflateutblåsning og sjøbunnsutblåsning, og er vist for sommersesongen (det er kjørt oljedrift for alle sesonger) da dette er planlagt sesong for gjennomføring av operasjonen på Shenzhou (alle sesonger er vist i Figur 3-1 og Figur 3-2).

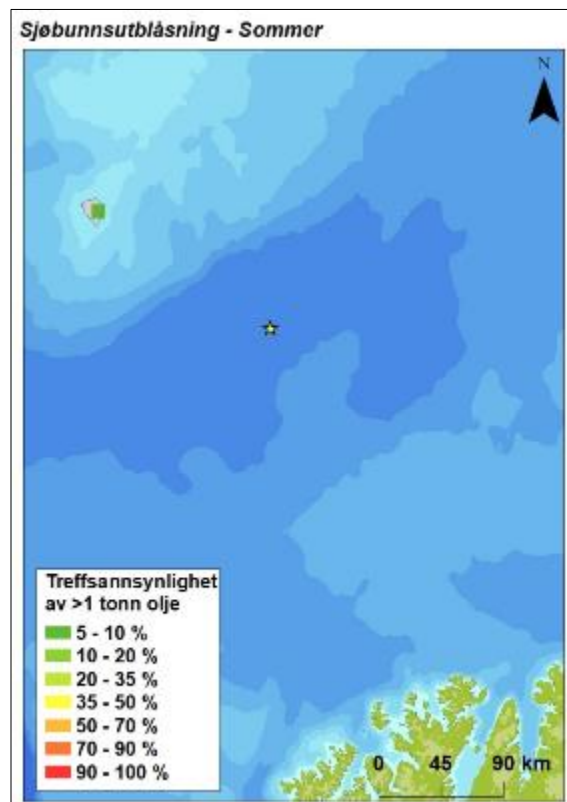
For å gi et statistisk godt bilde også på hvilke oljemengder som er forventet innenfor influensområdet er det i figurene presentert forventet oljemengde i tonn innen hver 10x10 km gridrute. Forventet mengde er gitt som en kombinasjon av oljemengde når området blir berørt multiplisert med sannsynligheten for å bli berørt. Figurene viser at mesteparten av oljen gitt en utblåsning vil fordeles 15-35 km fra borelokasjonen. Det er også i disse områdene en da vil forvente størst effekt på sjøfugl og andre ressurser.



Forventede oljemengder gitt en overflate- og sjøbunnsutblåsning i sommersesongen.

Figuren til høyre viser landruter med sannsynlighet for stranding av olje for sommersesongen. Det er kun mulighet for stranding på Bjørnøya, og ikke på fastlands-Norge, og det er kun sjøbunnsutblåsning som gir stranding i sommersesongen. Oljens ankomsttid til Bjørnøya viser at korteste drivtid til land er 31 døgn og største strandingsmengde er 15 tonn oljeemulsjon langs kysten (95 persentil basert på alle simuleringer for overflate- og sjøbunnsutblåsning) i sommersesongen.

I vannsøylen viser modelleringene ingen THC konsentrasjoner over 50 ppb hverken gitt en overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra brønn 7322/6-1. 58 ppb regnes som nedre effektgrense for skade på fiskeegg og – larver.



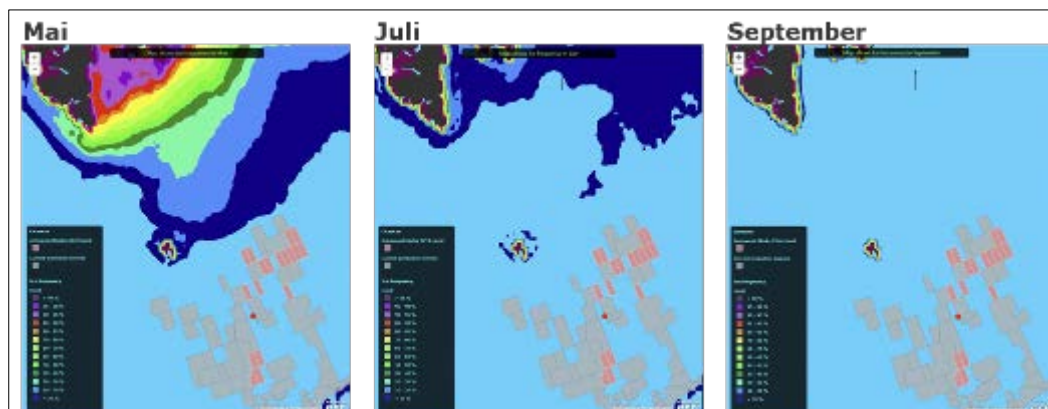
Landruter med sannsynlighet for stranding av olje i sommersesongen.

Vil olje fra en utblåsning i dette området nå iskanten?

Iskanten er svært variabel fra dag til dag, fra måned til måned og fra år til år. Det benyttes derfor ofte en definisjon på iskanten eller den marginale iskantsonen som det område som har mer enn 30 % sannsynlighet for mer en 15 % is-konsentrasjon. Typisk ser man da på månedlig sannsynlighet basert på mange år med historiske isutbredelser (10-30 år med data).

Metode / Analyse:

Oljedrift etter utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 er modellert med integrerte isdatasett (SVIM-arkivet, Meteorologisk Institutt, perioden 2007-2016). Isutbredelsen er størst i mars/april og videre utover



sommeren/høsten forventes isutbredelsen å reduseres ytterligere, før den igjen vokser med avtakende temperaturer inn mot vintersesongen. Figuren ovenfor viser sannsynlig isutbredelse for mai til september (annenhver måned er vist), og brønnen har planlagt oppstart sommer 2019.

Resultat / Diskusjon:

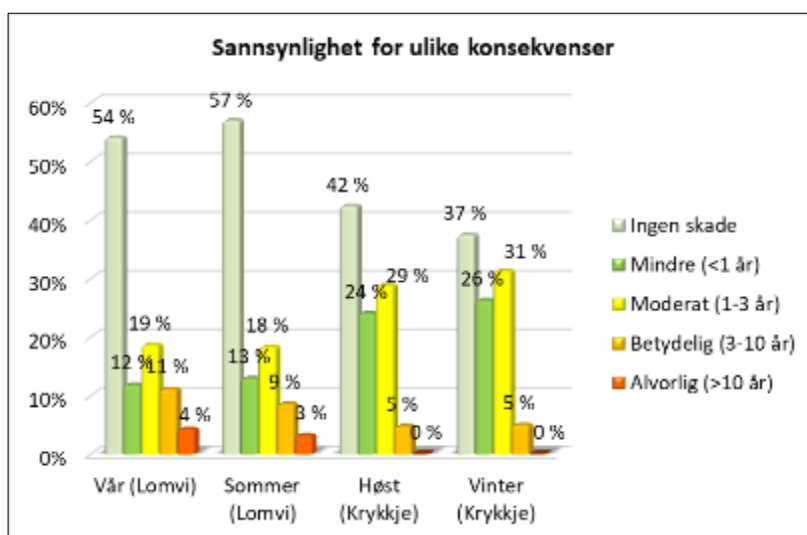
Brønn 7322/6-1 ligger godt utenfor det området som defineres som den marginale iskantsonen og har ingen sannsynlighet for iskonsentrasjoner over 15 % de siste 11 årene. Det er også svært lite sannsynlig at olje driver opp til en iskant som er mer enn 100 km unna lokasjonen.

Hvilke konsekvenser kan en utblåsning i dette området gi?

Miljøkonsekvensene fra en utblåsning er hovedsakelig knyttet til sjøfugl på åpent hav i området rundt lokasjonen, men har også konsekvenser for kystnære ressurser knyttet til Bjørnøya.

Metode / Analyse: I denne studien er det analysert på ulike datasett som beskriver fordeling av sjøfugl i åpent hav, kystnære sjøfugl (både fastlands-Norge og Bjørnøya/Svalbard), marine pattedyr, fisk og strandhabitater. Hovedkilden til sjøfugldata er SEAPOP programmet (helhetlig og langsiktig overvåkings- og kartleggingsprogram for norske sjøfugl). Det foreligger data på månedlig fordeling av de ulike ressursgruppene for en rekke arter.

Resultat / Diskusjon: Gitt en utblåsning fra brønn 7322/6-1, vil lomvi og krykkje på åpent hav være de sjøfuglene som vil bli mest berørt på bestandsnivå. Figuren til høyre viser at det er inntil 31 %



sannsynlighet for moderat miljøskade (1- 3 års restitusjonstid for bestanden) med størst sannsynlighet for skade i vintersesongen, og inntil 4 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (over 10 års restitusjonstid for bestanden) med størst sannsynlighet for skade i vårperioden. I sommersesongen er det størst sannsynlighet for ingen skade (57 %) og for moderat miljøskade (18 %).

Tapsandeler av fiskeegg og fiskelarver gitt en utblåsning fra brønn 7332/6-1 viste ingen sannsynlighet for tapsandeler over 0,5 % i noen av sesongene for hverken torsk eller lodde. Mulige konsekvenser ble ansett som neglisjerbare, og fisk ble ikke tatt med videre i miljørisikoberegningene.

Miljørisikonivå

Sannsynligheten for en oljeutblåsning fra en letebrønn i området er basert på historiske data fra *SINTEF offshore blowout database* og er beregnet til $1,35 \times 10^{-4}$ per leteboring, som tilsvarer en utblåsning for hver 7407 letebrønn. Equinors miljøakseptkriterier for ulike miljøskade ved leteboringsaktivitet er:

1 mindre miljøskade for hver 1000 leteboring

1 moderat miljøskade for hver 4000 leteboring

1 betydelig miljøskade for hver 10 000 leteboring

1 alvorlig miljøskade for hver 40 000 leteboring

Beregnet miljørisiko for de ulike skadekategoriene uten beredskap som konsekvensreducerende tiltak er gitt i tabellen under og er på maksimalt 23 % av Equinors akseptgrense (gitt som 100 %), altså innenfor de angitte akseptkriteriene.

Miljørisiko som andel av akseptkriteriet vist for de ulike VØK gruppene og sesongene.

Sesong	VØK-gruppe	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 - 10 år)	Alvorlig (> 10 år)
Vår	Pelagisk sjøfugl	3,2 %	15,3 %	14,6 %	22,5 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	1,5 %	7,4 %	4,8 %	4,8 %
	Kystnære Sjøfugl Bjørnøya/SvB	1,6 %	7,8 %	10,1 %	15,4 %
	Strandhabitat	0,9 %	1,1 %	0,1 %	0 %
Sommer	Pelagisk sjøfugl	2,7 %	11,9 %	11,3 %	17,0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	1,1 %	5,6 %	4,4 %	6,3 %
	Kystnære Sjøfugl Bjørnøya/SvB	1,3 %	6,6 %	7,7 %	11,7 %
	Strandhabitat	0,7 %	0,9 %	0 %	0 %
Høst	Pelagisk sjøfugl	3,3 %	15,2 %	6,2 %	0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	0,8 %	3,1 %	0 %	0 %
	Kystnære Sjøfugl Bjørnøya/SvB	0,8 %	3,1 %	0 %	0 %
	Strandhabitat	1,5 %	2,4 %	0 %	0 %
Vinter	Pelagisk sjøfugl	3,7 %	16,7 %	7,4 %	0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	0 %	0 %	0 %	0 %
	Kystnære Sjøfugl Bjørnøya/SvB	0 %	0,2 %	0,2 %	0 %
	Strandhabitat	1,5 %	2,6 %	0 %	0 %

Hva er behovet ved en oljevernaksjon for brønn 7322/6-1?

Metode / Analyse: Med utgangspunkt i forvittringsdataene for Wisting olje og vektet utblåsningsrate (426 Sm³/d) er emulsjonsmengden tilgjengelig for mekanisk opptak på åpent hav beregnet. For systembehovene i barriere 1 og 2 er forvittringsdata for henholdsvis 2 og 12 timer forvitret olje lagt til grunn for alle sesonger.

Oljetype: Wisting oljen vil være egnet for mekanisk oppsamling, men oljen danner emulsjoner med relativt lav viskositet og i en mekanisk oppsamlingsaksjon vil en måtte regne med problemer med lenselekkasje. Mekanisk oppsamling fungerer best ved viskositeter over 1000cP, noe som oppnås etter 3 timer på sjø ved 5 m/s vind og ved høyere vindhastigheter så er oljen opptakbar relativt umiddelbart. Viskositeten til emulsjonen er ikke forventet å overstige 20 000 mPa og er egnet for opptak med tradisjonell overløps-skimmer ved en eventuell oljevernaksjon. Wisting råolje er ikke kjemisk dispergerbar så dette er ikke et alternativ for oljevernberedskapen. I en beredskapsoperasjon vil dispergering vurderes etter at det er tatt prøver av oljen ved en hendelse.

Beredskapsbehov barriere 1 og 2: For dimensjonerende scenario for Shenzhou, som er en overflateutblåsning med vektet utblåsningsrate på 426 Sm³/døgn og vektet varighet på 12,7 døgn, er systembehovet beregnet til ett NOFO-systemer i barriere 1 og ett NOFO system i barriere 2, totalt to NOFO-system i alle fire sesonger. Første system vil ha responstid på 2 timer, og fullt utbygget barriere 1 og 2 er på plass etter 36 timer basert på bruk av tradisjonelle NOFO J-systemer. Kravet til responstid imøtekommes med god margin for alle sesonger.

System	Seilingstid (t)	Tids-tillegg (t) ¹⁾	Samlet responstid NOFO-fartøy (t)	Slepefartøy	Samlet responstid Slepefartøy (t) ²⁾	Total responstid for komplett system (t)
Stand-by fartøy	1,0	1	2			2
Goliat	9,9	4	15	NOFO pool	36	36

Modelleringer i OSCAR viser at flere systemer ikke øker det totale opptaket vesentlig. Tiltaksalternativet som gir høyest opptak og minst stranding av olje, både for for sjøbunns- og overflateutslipp i sommer og vintersesong, er ett tradisjonelt NOFO J-system i barriere 1 og en MOS Sweeper i barriere 2. Dette tiltaksalternativet gir også størst bestandstapsreduksjon på krykkje og polarlomvi i høst/vinterperioden, mens de andre alternativene er relativt like. MOS Sweeper systemet er et enbåtsystem, som kan gi redusert responstid i forhold til tradisjonelle NOFO J-systemer.

Beredskapsbehov barriere 3, 4 og 5: Oljedriftsmodelleringen viser at stranding av mindre mengder emulsjon på Bjørnøya kan skje. De naturgitte forholdene på Bjørnøya medfører at ordinære beredskapsløsninger for kyst og strandsonen ikke er anvendbare. For å kompensere for dette anbefales en forsterkning av barriere 1 og 2. Analysen viser at MOS Sweeper systemet er spesielt effektivt for bekjempelse av spredte flak i drivbanen, og dermed kan forhindre stranding.

Etter en samlet vurdering anbefales ett system i barriere 1 og ett system i barriere 2, der et MOS Sweeper system inngår i løsningen.

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 Reasonable Practicable (så lav som det er praktisk mulig)
Analyseområde	Området som er basis for miljørisikoanalysen og som er større enn influensområdet. Ressursbeskrivelsen dekker analyseområdet.
Bestand	Gruppe individer innen en art som er reproduktivt isolert innen et bestemt geografisk område.
BOP	Blowout Preventer
cP	Centipoise, måleenhet for viskositet
DFU	Definerte fare- og ulykkeshendelser
DP	Dynamisk Posisjonering
Eksempelområde	Til bruk i beredskapsplanleggingen er det definert arealer kalt eksempelområder. Disse er karakterisert ved at de ligger i ytre kystsoner, har høy tetthet av miljøprioriterte lokaliteter og som også på andre måter setter strenge krav til oljevernberedskapen. Disse eksempelområdene er derfor forhåndsdefinert som dimensjonerende for oljevernberedskapen.
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.
Grunnberedskap	1 Kystsystem (type A eller B) og 1 Fjordsystem (type A eller B).
IKV	Indre Kystvakt
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
IUA	Interkommunale Utvalg mot Akutt forurensning
Korteste drivtid	Tiden det tar fra utslippets start til den første oljen når kyst- og strandsonen.
KYV	Kystverket
Miljø	Et ytre miljø som kan bli berørt av oljeutslipp til sjø, dvs. det marine miljø.
Miljørisikoanalyse	Risikoanalyse som vurderer risiko for ytre miljø.
Miljøskade	Direkte eller indirekte tap av liv for en eller flere biologiske ressurser på grunn av oljeutslipp som kan beskrives på individ- eller bestandsnivå. For at et oljeutslipp skal kunne gi en miljøskade må restitusjonstiden for den mest sårbare bestanden være lengre enn 1 måned.
Miljøskadekategorier	Kategorisering av miljøskader i hhv. mindre, moderat, betydelig eller alvorlig på grunnlag av restitusjonstid for den mest sårbare bestanden: – Mindre: en miljøskade med restitusjonstid mellom 1 måned og 1 år. – Moderat: en miljøskade med restitusjonstid mellom 1 år og 3 år. – Betydelig: en miljøskade med restitusjonstid mellom 3 år og 10 år. – Alvorlig: en miljøskade med restitusjonstid over 10 år.
Miljødirektoratet	Tidligere Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) og direktoratet for naturforvaltning
MIRA	Metode for miljørettet risikoanalyse (OLF, 2007).
MRA	Miljørettet risikoanalyse
NEBA	Net Environmental Benefit Analysis. Prosess som brukes av de ulike partene som inngår i en oljevernorganisasjon for å minimere effekten av oljeutslipp på mennesker og miljø.
NOFO	Norsk Oljevernforening for Operatørselskap
NOROG	Norsk olje og gass.
Operasjon	En enkel, tidsbegrenset arbeidsoperasjon som kan medføre akutt utslipp, f.eks. boring av en letebrønn, som inkluderer all aktivitet fra leteriggen er på borelokasjonen til den forlater lokasjonen.

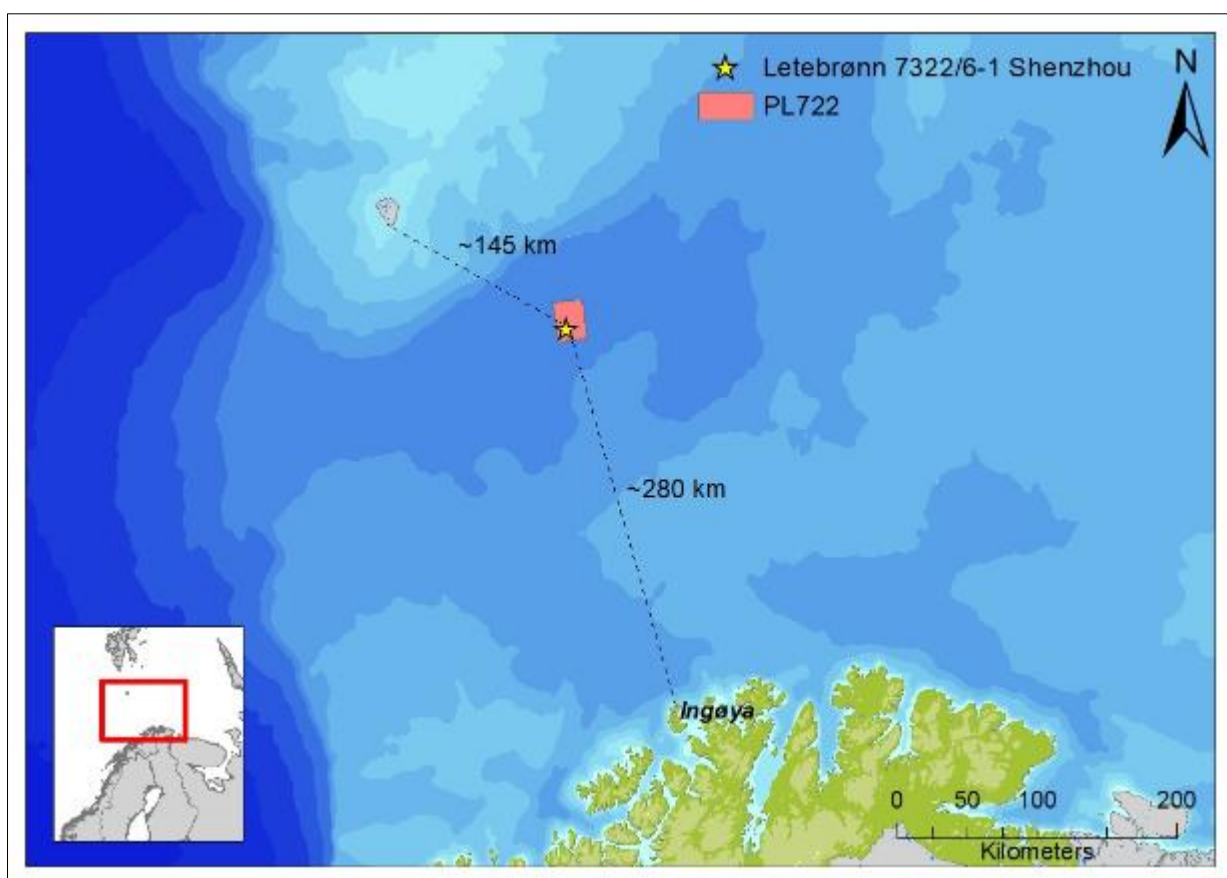
OSRL	Oil Spill Response Limited
OSCAR	Oil Spill Contingency Analysis and Response (SINTEF modell for oljedriftssimuleringer)
Persentil	P-persentil betyr at p prosent av observasjoner i et utfallsrom er nedenfor verdien for p-persentilen. En 25-persentil er da slik at 25 % av data/observasjoner er under den gitte verdien.
PL	Utvinningstillatelse (Produksjonslisens)
ppb	Parts per billion / deler per milliard
ppm	Parts per million / deler per million
Prioriterte områder	Til bruk i beredskapsplanleggingen er det definert arealer kalt prioriterte områder (basert på en vurdering av tidligere eksempelområder i NOFO). Disse er karakterisert ved at de ligger i ytre kystsone, har høy tetthet av miljøprioriterte lokaliteter og som også på andre måter setter strenge krav til oljevernberedskapen. Disse områdene er derfor forhåndsdefinert som dimensjonerende for oljevernberedskapen.
Ptil	Petroleumstilsynet
Ressurser eller biologiske ressurser	Levende organismer, f.eks. plankton, tang og tare, virvelløse dyr, fisk, sjøfugl og sjøpattedyr.
Restitusjonstid	Restitusjonstiden er oppnådd når det opprinnelige dyre- og plantelivet i det berørte samfunnet er tilbake til tilnærmet samme nivå som før utblåsningen (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 en oljeutblåsning skjer og til restitusjon er oppnådd.
RKB	Rotary Kelly Bushing (mål for posisjon på boredekk)
Sannsynlighet for treff	Sannsynlighet for at en 10x10 km rute treffes av olje fra en potensiell utblåsning
SIMA	Spill Impact Mitigation Assessment – metode for å sammenligne og rangere netto miljøgevinst forbundet med forskjellige bekjempelsesmetoder innen oljevern, eksempelvis oppsamling, mekanisk og kjemisk dispergering. Metoden omfattes av NEBA-prosessen (Net Environmental Benefit Analysis).
Størst strandet emulsjonmengde	95-persentilen i utfallsrommet for størst strandet mengde
THC	Total Hydrocarbon Concentration (total hydrokarbonkonsentrasjon)
TVD	True Vertical Depth (sann vertikal dypde)
VØK	Verdsatt Økosystem Komponent. En VØK er en populasjon, et samfunn eller et habitat (naturområde) som: - Er viktig for lokalbefolkningen (ikke bare økonomisk), eller - Har regional, nasjonal eller internasjonal verdi, eller - Har stor økologisk, vitenskapelig, estetisk og/eller økonomisk verdi, og som - Vil være dimensjonerende med hensyn på gjennomføring av risikoreduserende tiltak.

1 INNLEDNING

1.1 Aktivitetsbeskrivelse

Equinor ASA (heretter Equinor) planlegger boring av letebrønn 7322/6-1 Shenzhou i PL722 i Barentshavet. Brønnen ligger ca. 145 km fra Bjørnøya og ca. 280 km fra Ingøya i Finnmark (Figur 1-1). Vanndeepet i området er ca. 451 meter. Boringen har planlagt oppstart Q2 2019, men for å ta høyde for eventuelle endringer i boretidspunkt er det gjennomført en analyse som dekker hele året. Brønnen skal bores med den halvt nedsenkbare flyteriggen West Hercules.

Som forberedelse til den planlagte operasjonen er det utarbeidet en miljørettet risikoanalyse og beredskapsanalyse for aktiviteten. Basisinformasjon for aktiviteten er oppsummert i Tabell 1-1.



Figur 1-1 Lokasjon til letebrønn 7322/6-1 Shenzhou i utvinningstillatelse PL722 i Barentshavet.

Tabell 1-1 Basisinformasjon for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou.

Koordinater for modellerte scenarier	Breddegrad: 73° 34`40" N, Lengdegrad: 22° 55`5" Ø
Vanndybde	451 meter
Avstand til nærmeste kystlinje	ca. 145 km fra Bjørnøya og ca. 280 km fra Ingøya
Oljetype	Wisting olje (845 kg/m ³)
Riggtype	West Hercules - Halvt nedsenkbar flyterigg
Utblåsningsrater	Vektet rate overflate: 426 Sm ³ /døgn Vektet rate sjøbunn: 426 Sm ³ /døgn
Vektet varighet	Overflateutblåsning: 12,7 dager Sjøbunnsutblåsning: 17,6 dager
GOR (Sm³/Sm³)	147,6
Tid for boring av avlastningsbrønn	70 døgn
Aktivitet	Leteboring
Type scenario	Utblåsning (overflate/sjøbunn)

1.2 Hensikt/formål

Gjennomføring av miljørisikoanalyse knyttet til leting av og/eller produksjon av olje og gass på norsk sokkel er påkrevd i henhold til norsk lovverk (se kapittel 1.4).

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 Kapittel 4. For ytterligere informasjon henvises det til veiledningen. Miljørisikoen vurderes opp mot Equinors operasjonsspesifikke akseptkriterier. I en skadebasert analyse vil konsekvensene av oljeutblåsning knyttes opp mot sannsynligheten (frekvensen) for en slik hendelse, for å tallfeste risikoen et akutt oljeutslipp kan ha på ulike ressurser i området. Ressursene i området som benyttes i analysen omtales som Verdsatte Økosystem Komponenter (VØK) og er en sammensetning av ulike populasjoner (sjøfugl, sjøpattedyr, fiskearter) og habitater (kystsonen). For å bli betraktet som en VØK i analysen må ulike krav tilfredsstilles (se avsnitt 5.1).

Når en leser miljørisikoanalyser får en gjerne inntrykk av at miljørisiko er en eksakt kvantitativ størrelse som uten forbehold kan avgjøre om planlagt aktivitet er akseptabel eller uakseptabel i forhold til mulig miljøpåvirkning. Bak tallene ligger en rekke parametere som rommer større eller mindre grad av usikkerhet. Usikkerhet i miljørisikoanalysen er omtalt i avsnitt 4.1.

For beredskapsanalysen er det gjennomført en beregning av beredskapsbehov knyttet til mekanisk oppsamling av olje på åpent hav, samt beregninger av beredskapsbehov i kyst- og strandsonen. Beregningene er gjort i henhold til industristandarden «Veiledning for miljørettede beredskapsanalyser» (Norsk olje og gass, 2013). Det er også gjennomført modellering i OSCAR med ulike systemkonfigurasjoner. Hensikten med modelleringen er å få en indikasjon på effekten av tiltak.

1.3 Equinors akseptkriterier for akutt forurensing

Equinor har som en integrert del av deres styringssystem definert akseptkriteriene for miljørisiko. For letebrønn 7322/6-1 Shenzhou benyttes Equinors operasjonsspesifikke akseptkriterier for miljørisiko (Tabell 1-2). Akseptkriteriene angir den øvre grensen for hva Equinor har definert som en akseptabel risiko knyttet til egne aktiviteter (sannsynlighet for en gitt konsekvens). Disse er formulert som mål på skade på naturlige ressurser (VØK), uttrykt ved varighet (restitusjonstid) og ulik alvorlighetsgrad.

Equinor anvender de samme akseptkriterier i alle regioner på norsk sokkel. Miljørisikoanalysen fanger opp eventuelle forskjeller i miljøfølsomhet i ulike regioner fordi den tar hensyn til forekomst og følsomhet (benytter en følsomhetskategori) 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, følsomme bestander og ressurstyper. Akseptkriteriene setter derved strengere krav til aktivitet i denne type områder.

Akseptkriteriene uttrykker Equinors 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 Equinors operasjonsspesifikke akseptkriterier for forurensning.

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

1.4 Gjeldende regelverkskrav

Myndighetskrav til HMS (helse, miljø og sikkerhet) for petroleumsvirksomhet til havs omfatter følgende lover og forskrifter; forurensingsloven, rammeforskriften, styringsforskriften, innretningsforskriften og aktivitetsforskriften. En nærmere beskrivelse av noen av kravene er gitt i Appendix B.

2 BESKRIVELSE AV UTSLIPPSSCENARIER

De fleste former for uhellsutslipp i forbindelse med en leteboring er begrensede utslipp, med små mengder og begrenset skadepotensial. De hendelsene som har de største potensielle miljøkonsekvensene er ukontrollerte utslipp fra brønnen under boring (utblåsning), og omtales som definerte fare- og ulykkeshendelser (DFU). Slike hendelser anses dimensjonerende for foreliggende analyse.

2.1 Dimensjonerende DFU

Letebrønn 7322/6-1 Shenzhou skal bores som en vertikal letebrønn. Formålet med brønnen er å teste formasjonene for hydrokarboner. Dimensjonerende DFU vil i den forbindelse være en ukontrollert utblåsning av olje fra letebrønnen under boring. Equinor har utført en risikovurdering med hensyn til utblåsning av olje fra brønnen og beregnet mulige utblåsningsrater og -varigheter med tilhørende sannsynlighetsfordeling (Equinor, 2018).

Brønnen er planlagt boret med den halvt nedsenkbare riggen West Hercules (Figur 2-1). Riggen vil ligge på DP under operasjon.



Figur 2-1 West Hercules som skal brukes til boring av 7322/6-1 Shenzhou i PL722.

2.2 Sannsynlighet for dimensjonerende DFU

7322/6-1 Shenzhou er en letebrønn hvor det forventes å finne olje. Basert på SINTEF offshore blowout database 2017, er den totale utblåsningsfrekvensen vurdert til $1,35 \times 10^{-4}$ for en gjennomsnittsbrønn (Equinor, 2018; Lloyd's, 2018).

Brønnen er planlagt boret med den halvt nedsenkbare flyteren West Hercules med BOP plassert på havbunnen, noe som tilsier at en utblåsning mest sannsynlig vil forekomme på havbunnen. Da riggen vil

ligge på DP under operasjonen er sannsynlighetsfordelingen mellom utblåsninger på havbunn kontra overflate under boring beregnet til henholdsvis 90 % / 10 % (Lloyd's, 2018).

2.3 Utblåsningsrater og -varigheter

Lengste utblåsningsvarighet er satt til tiden det tar å bore en avlastningsbrønn. For letebrønn 7322/6-1 Shenzhou er denne 70 døgn, fordelt på mobilisering av rigg, boring inn i reservoar og stopping av utblåsning (Equinor, 2018).

Rate-/varighetsmatrisen som er lagt til grunn for oljedriftsmodelleringen og miljørisikoanalysen for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou er presentert i Figur 2-1 (Equinor, 2018; Appendix A).

Vektet varighet for overflateutblåsning er 12,7 døgn, mens tilsvarende verdi for sjøbunnsutblåsning er 17,6 døgn. Vektet rate for både overflate- og sjøbunnsutblåsning er 426 Sm³/døgn.

For modellering av sjøbunnsutblåsning benyttes utslippsdiameter for utblåsning uten restriksjoner (open), i henhold til Best Practice oppsett av OSCAR (Acona, Akvaplan-niva og DNV GL, 2016). For Shenzhou er utslippsdiameter satt til 31,40 cm (Equinor, 2018b).

Tabell 2-1 Rate- og varighetsfordeling med tilhørende sannsynligheter for overflate- og sjøbunnsutblåsning for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou (Equinor, 2018; Appendix A).

Utblåsnings-lokasjon	Fordeling overflate / sjøbunn	Rate Sm ³ /d	Open (O) / Restricted (R)	Varigheter (dg) og sannsynlighetsfordeling					Sannsynlighet for raten (%)
				2	5	14	35	70	
Overflate	10 %	130	NA	52,0 %	19,0 %	14,0 %	5,0 %	10,0 %	20
		300							40
		700							40
Sjøbunn	90 %	130	O	40,0 %	19,0 %	18,0 %	8,0 %	15,0 %	20
		300	O						40
		700	O						40

3 OLJEDRIFTSMODELLERING

Brønn 7322/6-1 Shenzhou er en letebrønn. Ved funn forventes en olje med lignende egenskaper som Wisting råolje. Denne oljen er benyttet som referanseolje. I dette kapitlet blir Wisting oljens egenskaper, oljedriftsmodellen og dens begrensninger, samt resultater fra oljedriftsmodelleringen beskrevet.

3.1 Oljetype og oljens egenskaper

Både levetid til olje på sjø, grad av nedblanding i vannmassene og de tilhørende potensielle miljøeffektene vil avhenge av oljetype. Det samme gjelder egnetheten til og effekten av ulike typer oljevernberedskap (mekanisk og kjemisk bekjempelse). Det forventes å finne hydrokarboner i brønn 7322/6-1 Shenzhou, og det er valgt å benytte Wisting olje (Akvaplan niva, 2015) som referanseolje i analysene for miljørisiko- og beredskap. Referanseoljen har egenskaper tilsvarende de man forventer for denne brønnen. Wisting råolje er en delvis biodegradert parafinsk olje. Oljen har en middels tetthet på 845 kg/m³ med lavt asfalteninnhold (0,03 %) og middels voksinnhold (3,3 %) sammenliknet med andre oljer på norsk sokkel. Den høye avdampingen vil imidlertid raskt føre til en kraftig oppkonsentrering av voks og asfalterer initielt gitt et utslipp til sjø. Med tid på havoverflaten vil dette føre til dannelse av en stabil emulsjon som må kunne påregnes å ha en viss levetid på sjøen (Akvaplan niva, 2015).

Karakteristikker for Wisting olje er sammenfattet i Tabell 3-1.

Tabell 3-1 Parametere for Wisting olje benyttet i spredningsberegningene for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou (Akvaplan niva, 2015).

Parameter	Wisting olje
Oljetetthet [kg/ m ³]	845
Maksimum vanninnhold ved 5 °C [volum %]	57
Voksinnhold, fersk olje [vekt %]	3,3
Asfalteninnhold, fersk olje [vekt %]	0,03
Viskositet ved 5 °C [cP]	97

3.2 Oljedriftsmodellen

Oljedriftsmodellen som er anvendt er SINTEFs OSCAR modell (Oil Spill Contingency And Response). Modelloppsettet av OSCAR er basert på Best Practice (Acona, Akvaplan-niva og DNV GL, 2016). En beskrivelse av modellen og dens begrensninger og krav til inngangsdata er gitt i Appendix C.

3.3 Beskrivelse av modellerte utblåsningsscenarier

Oljedriftsberegningene er gjennomført for én lokasjon med posisjon 73° 34' 40" N, 22° 55' 5" Ø og et havdyp på 451 m. Spredningsmodelleringer er gjennomført for overflate- og sjøbunnsutblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou. Spredningsberegningene for utblåsning av olje er kjørt for 5 varigheter og 3 utblåsningsrater for både en overflate- og sjøbunnsutblåsning (ref Tabell 2-1). I oljedriftsmodelleringene er det kjørt tilstrekkelig antall simuleringer for å dekke inn variasjoner i vind og havstrømmer gjennom året.

For modellering av sjøbunnsutblåsningene ble det benyttet GOR (Gass/olje-forhold) lik $147,6 \text{ Sm}^3/\text{Sm}^3$ for utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou (Equinor, 2018). Det er lagt til grunn at gassen i reservoarene som driver oljen opp til overflaten er naturgass med stor andel av metan. De statistiske oljedriftsresultatene er presentert i et rutenett som har en horisontal oppløsning på $10 \times 10 \text{ km}$.

3.4 Oljedriftsmodellering – Resultater

3.4.1 Nærsonemodellering av sjøbunnsutslipp

Nærsonemodellering av sjøbunnsutslipp er utført med et annulært utstrømningsareal med diameter lik 0,314 m.

Simuleringsresultatene for sjøbunnsutblåsning viser at oljen når overflaten etter ca. 26 minutter og spres på havoverflaten som en tynn oljeemulsjonsfilm med estimert tykkelse på 0,001 mm (gjennomsnitt i en $3 \times 3 \text{ km}$ rute). Dette forutsetter en GOR på $147,6 \text{ Sm}^3/\text{Sm}^3$ (for Wisting olje). Vektet rate på $426 \text{ Sm}^3/\text{d}$ med vektet varighet på 17,6 dager er benyttet i enkeltsimuleringene, noe som gir en indikasjon på oppførselen til oljeplumen.

3.4.2 Spredning av olje på overflaten

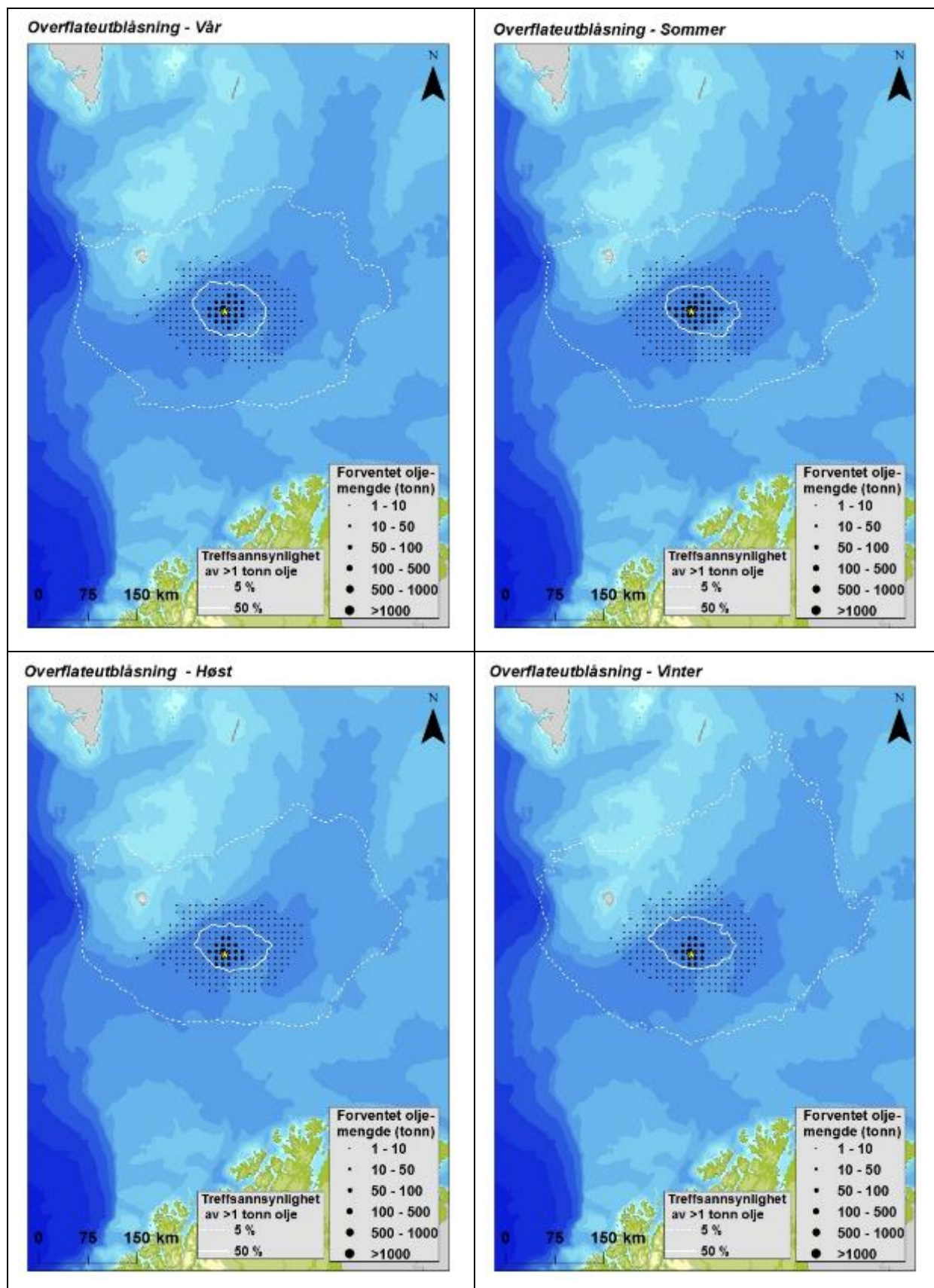
For modellerte overflate- og sjøbunnsutblåsninger er det generert oljedriftsstatistikk på rutenivå ($10 \times 10 \text{ km}$ ruter) for fire sesonger; vår (mars-mai), sommer (juni-august), høst (september-november) og vinter (desember-februar). Forventet treff av oljemengder (sannsynlighet for treff $\times$ mengde olje gitt treff) og Influensområder (5 % og 50 % treffsannsynlighet for olje) gitt en utblåsning fra henholdsvis overflate og sjøbunn fra brønnen i de ulike sesongene er presentert i Figur 3-1 og Figur 3-2.

Influensområdet er basert på sannsynligheten for at en rute treffes i den statistiske oljedriftsmodelleringen. For den forventede oljemengden (tonn) er sannsynligheten for at ruten treffes multiplisert med den gjennomsnittlige tidsmidlele oljemengden ≥ 1 tonn i ruten gitt at den treffes. Influensområdet vil være større i utstrekning da den også inneholder ruter med mer enn 1 tonn olje selv med små treffsannsynligheter.

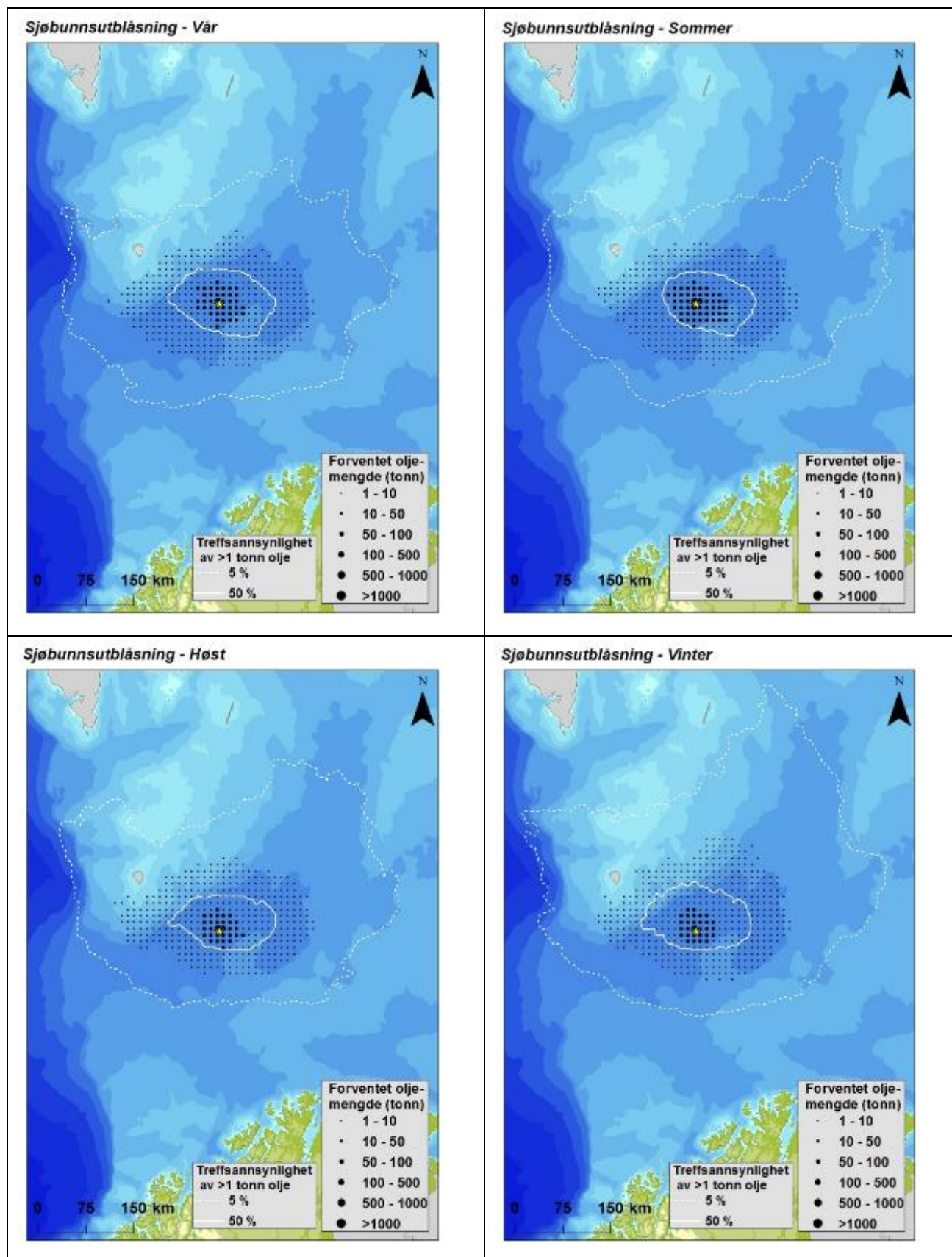
Merk imidlertid at forventet oljemengde og treff av olje er basert på alle utblåsningsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter, og at det markerte området ikke viser omfanget av en enkelt oljeutblåsning, men er det området som berøres i $\geq 5 \%$ av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.

Resultatene for både overflate- og sjøbunnsutblåsning viser at oljen i stor grad fordeles rundt utblåsningspunktet i Barentshavet, men at oljen trekkes nordover med en gren av Vest Spitsbergstrømmen og østover uavhengig av sesong. Se Figur 3-3 for et eksempel på overflatestrømmer i Barentshavet i juli.

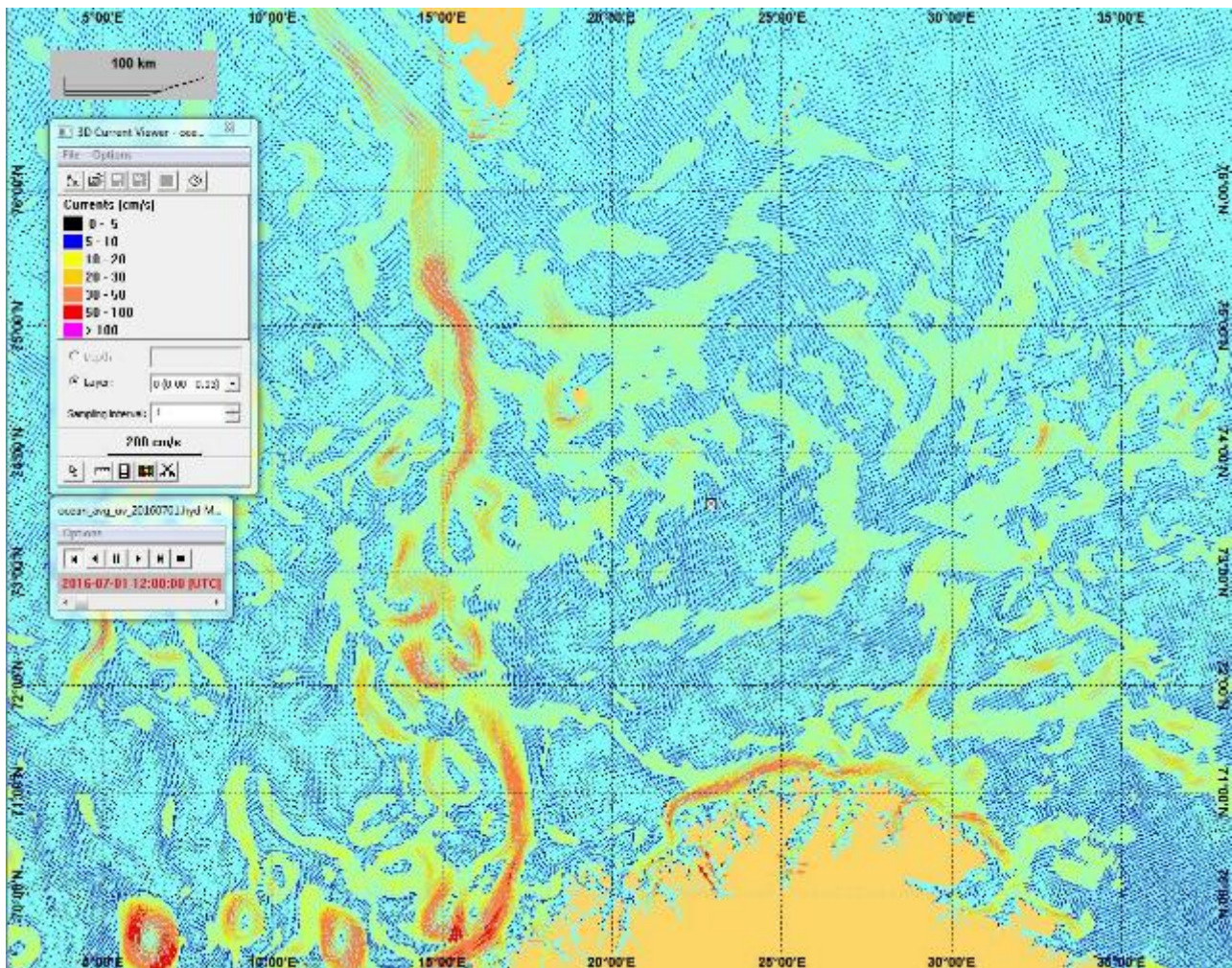
Oljen spres og forvitrer slik at det i all hovedsak er sannsynlighet for treff av oljemengder i kategori < 50 tonn per $10 \times 10 \text{ km}$ rute, med sannsynlighet for større oljemengder opp til 100 tonn i nærområdet til brønnlokasjonen.



Figur 3-1 Sesongvise forventede treff av oljemengder ($\geq 5\%$ treff av > 1 tonn olje) i 10×10 km sjøruter gitt en overflateutblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou. Forventet treff av olje er basert på alle utblåsningsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter.



Figur 3-2 Sesongvise forventede treff av oljemengder ($\geq 5\%$ treff av > 1 tonn olje) i 10×10 km sjøruter gitt en sjøbunnsutblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou. Forventet treff av olje er basert på alle utblåsningsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter.



Figur 3-3 Øyeblikksbilde av overflatestrømmer i Barentshavet (Meterologisk Institutt: SVIM arkivet for strøm- og isdata: <ftp://ftp.met.no/projects/SVIM-public/SVIMresults/>). Lokasjon for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou er merket inn med en firkant med kryss i.

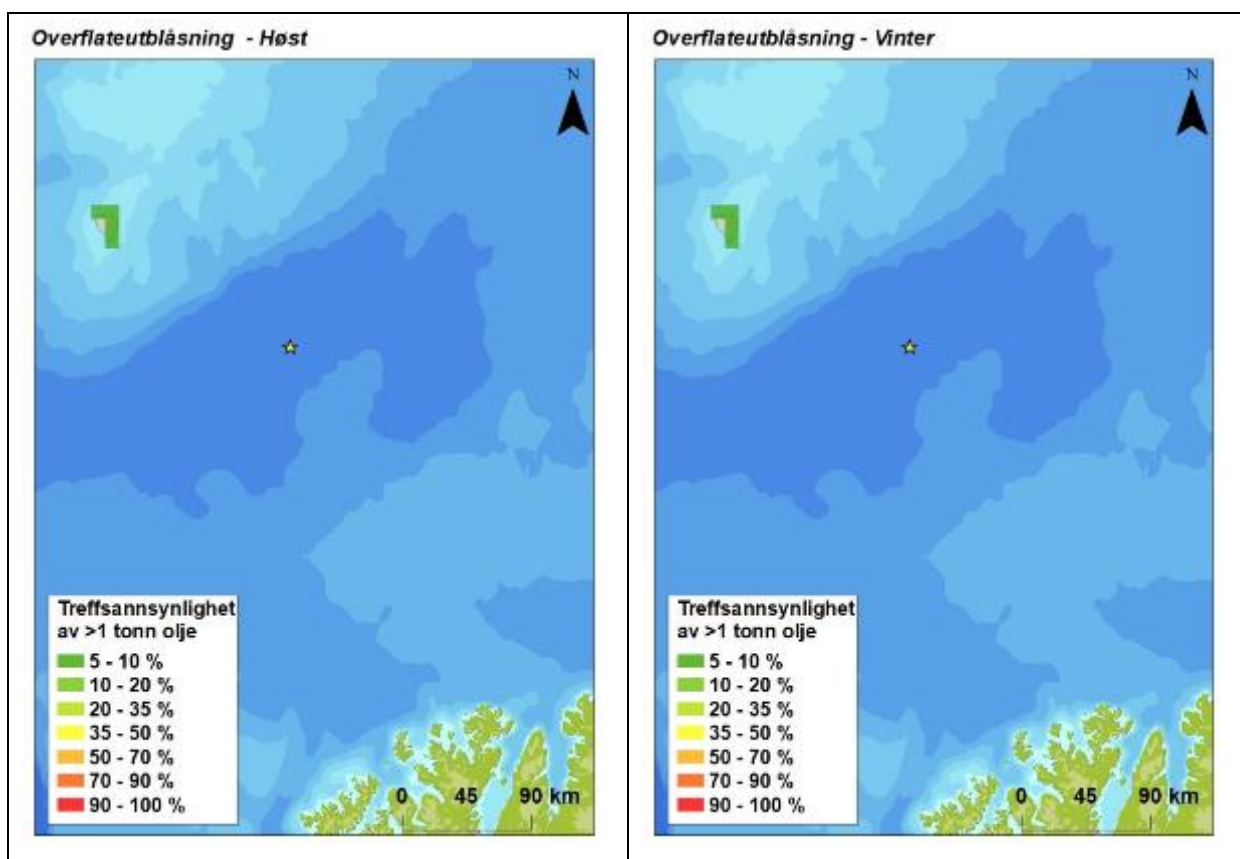
3.4.3 Stranding av olje i kystsonen

Sannsynligheten for stranding av olje på Bjørnøya er <20 % i alle sesonger gitt et sjøbunnsutslipp (Figur 3-5). Gitt en overflateutblåsning det er ingen treffsannsynlighet om sommer og høst, mens den for vår og vinter er maksimum 5-10 % (Figur 3-4).

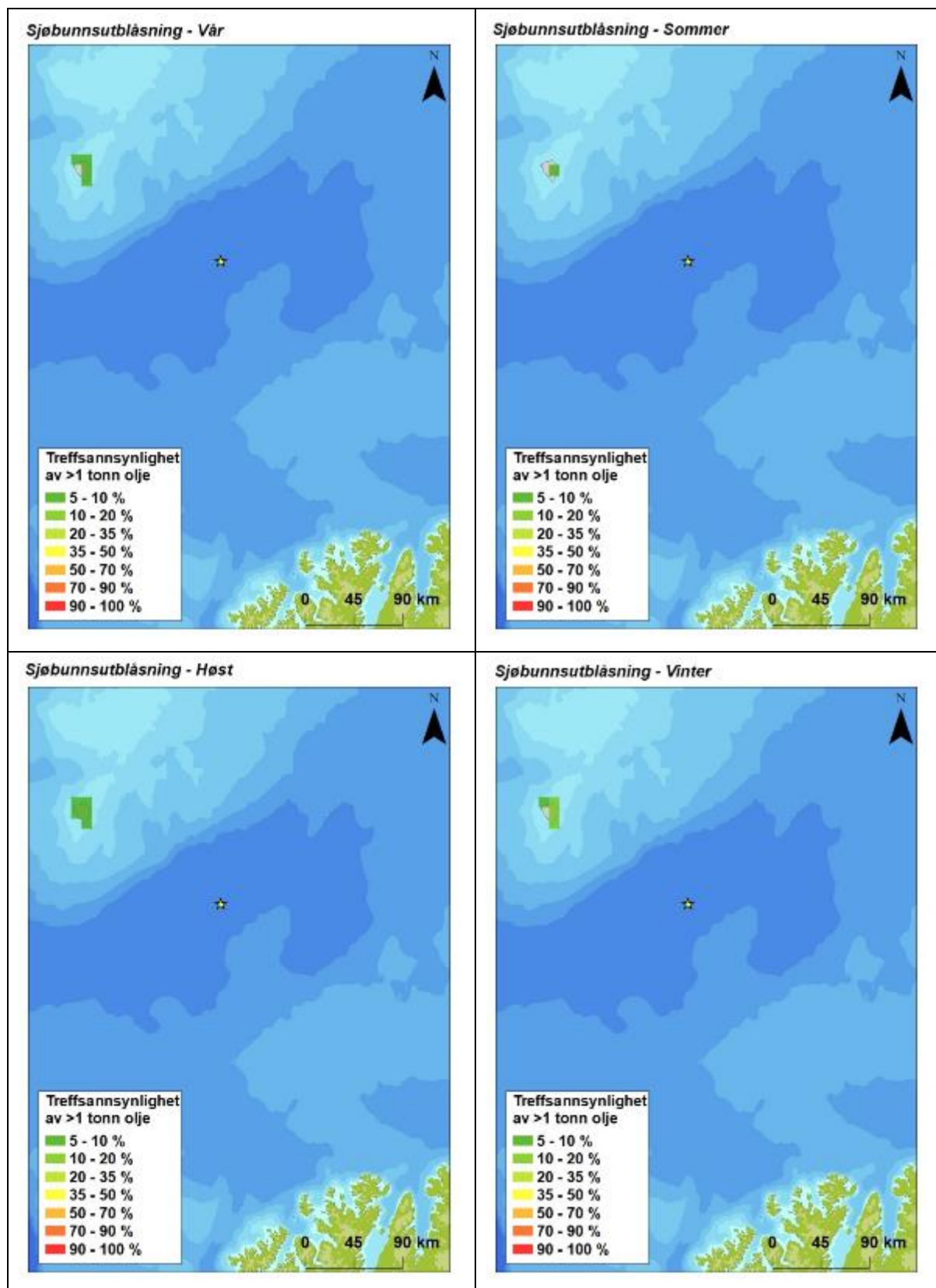
Korteste ankomsttid til land (kun Bjørnøya som har stranding) og største strandingsmengder av emulsjon er vist i Tabell 3-2 (95- og 100-persentiler). Verdiene tilsvarer strandingsmengder og drivtider til Bjørnøya eksempelområde. Resultatene for forventet strandet emulsjon og drivtid presentert stammer ikke nødvendigvis fra samme simulering. Alle simuleringer, både for overflate- og sjøbunnsutblåsning ligger til grunn for resultatene. 95-persentilen av scenariene gir 53 tonn oljeemulsjon totalt langs kystlinjen (vintersesongen) og 95-persentilen av korteste drivtid er 16,3 døgn (vintersesongen). Tilsvarende for sommersesongen, når Shenzhou planlegges boret, er 15 tonn og 30,7 døgn.

Tabell 3-2 Sesongvis strandingsmengder av oljeemulsjon og korteste drivtid til **Bjørnøya** gitt en utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou (95- og 100-persentiler). Alle simuleringene for overflate- og sjøbunnsutblåsning er lagt til grunn for tallene presentert.

Persentil	Strandet oljeemulsjon (tonn)				Drivtid (døgn)			
	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter
100	494	618	632	344	8,1	8,8	6,2	8,7
95	18	15	40	53	26,3	30,7	21,4	16,3



Figur 3-4 Sesongvis sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i 10×10 km kyststruter gitt en overflateutblåsning fra letebrønnen 7322/6-1 Shenzhou. 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.



Figur 3-5 Sesongvis sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i 10×10 km kystruter gitt en sjøbunnsutblåsning fra letebrønnen 7332/6-1 Shenzhou. 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 $\geq 5\%$ av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.

3.4.4 Vannsøylekonsentrasjoner

Resultatene av konsentrasjonsberegningene rapporteres vanligvis som totale konsentrasjonsverdier av olje (THC) i de øverste vannmassene, det vil si både 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.

Resultatene av modelleringen viser at fullt utfallsrom (dvs. alle rate- og varighetskombinasjonene) gir lave THC-konsentrasjoner i vannsøylen, og det er ingen THC konsentrasjoner over 50 ppb i vannsøylen hverken gitt en overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra brønn 7322/6-1 Shenzhou. 58 ppb regnes som nedre effektgrense for skade på fiskeegg og – larver (Nilsen *et.al.*, 2006).

3.4.5 Iskant

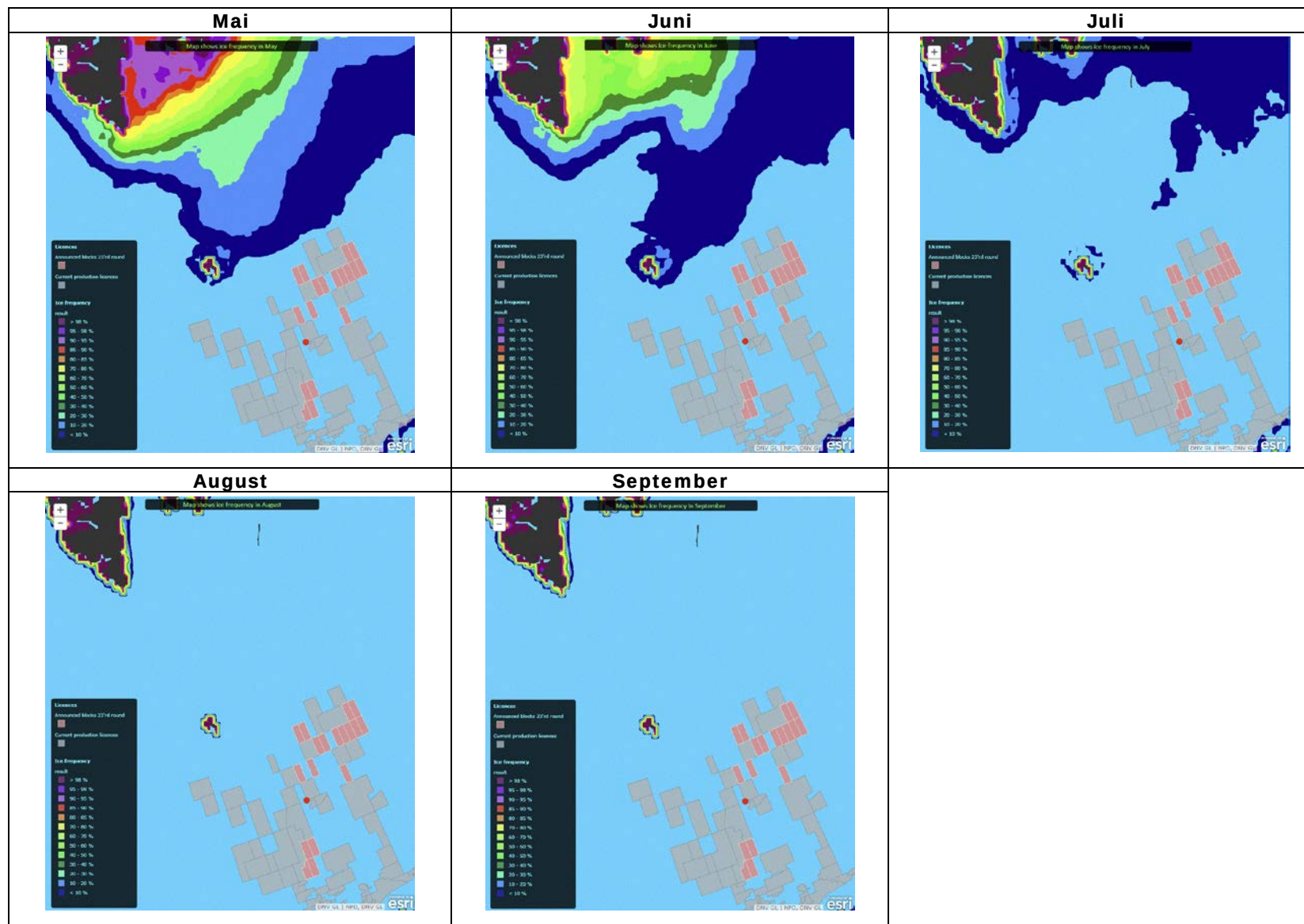
Iskanten er svært variabel fra dag til dag, fra måned til måned og fra år til år. Det benyttes derfor ofte en definisjon på iskanten eller den marginale iskantsonen som det område som har mer enn 30 % sannsynlighet for mer en 15 % is-konsentrasjon. Typisk ser man da på månedlig sannsynlighet basert på mange år med historiske isutbredelser (10-30 år med data).

Oljedrift etter utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou er modellert med integrerte isdatasett (SVIM-arkivet, Meteorologisk Institutt, perioden 2007-2016). Dette innebærer at iskonsentrasjonene påvirker oljens drift og spredning der dette er relevant, men informasjon vedrørende mengder og hyppighet fremkommer ikke av modelleringsresultatene. Dersom den marginale issonen preger oljens drift og spredning vil dette imidlertid fremkomme visuelt, ved at influensområdet får en mer utflatende/unaturlig form i nord, sammenliknet med hva som kan forventes som følge av kjennskap til strømmønsteret i havområdet.

DNV GL har utviklet et verktøy (*Ice Mapper*) for å kartlegge og analysere forekomst av havis i ulike konsentrasjoner til ulike tider av året, basert på statistiske isdata for perioden 2003-2014. Dette verktøyet er benyttet i vurdering av mulige treff av olje i den marginale issonen etter utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 for perioden mai-september.

Isutbredelsen er størst i mars/april og videre utover sommeren/høsten forventes isutbredelsen å reduseres ytterligere, før den igjen vokser med avtakende temperaturer inn mot vintersesongen. Figur 3-6 viser sannsynlig isutbredelse for mai til september, og brønnen har planlagt oppstart sommer 2019.

Brønn 7322/6-1 ligger godt utenfor det området som defineres som den marginale iskantsonen og har ingen sannsynlighet for iskonsentrasjoner over 15 % de siste 11 årene. Det er også svært lite sannsynlig at olje driver opp til en iskant som er mer enn 100 km unna lokasjonen. Basert på disse vurderingene konkluderes det med at det er svært lite sannsynlig at en eventuell utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 medfører treff av olje inn i den marginale issone, og negative ringvirkninger for økosystemet tilknyttet iskanten. Vurderingene er gjort uten å ta hensyn til beredskapstiltak som planlegges å settes inn for ytterligere å begrense drift og spredning av olje ved en reell utslippshendelse.

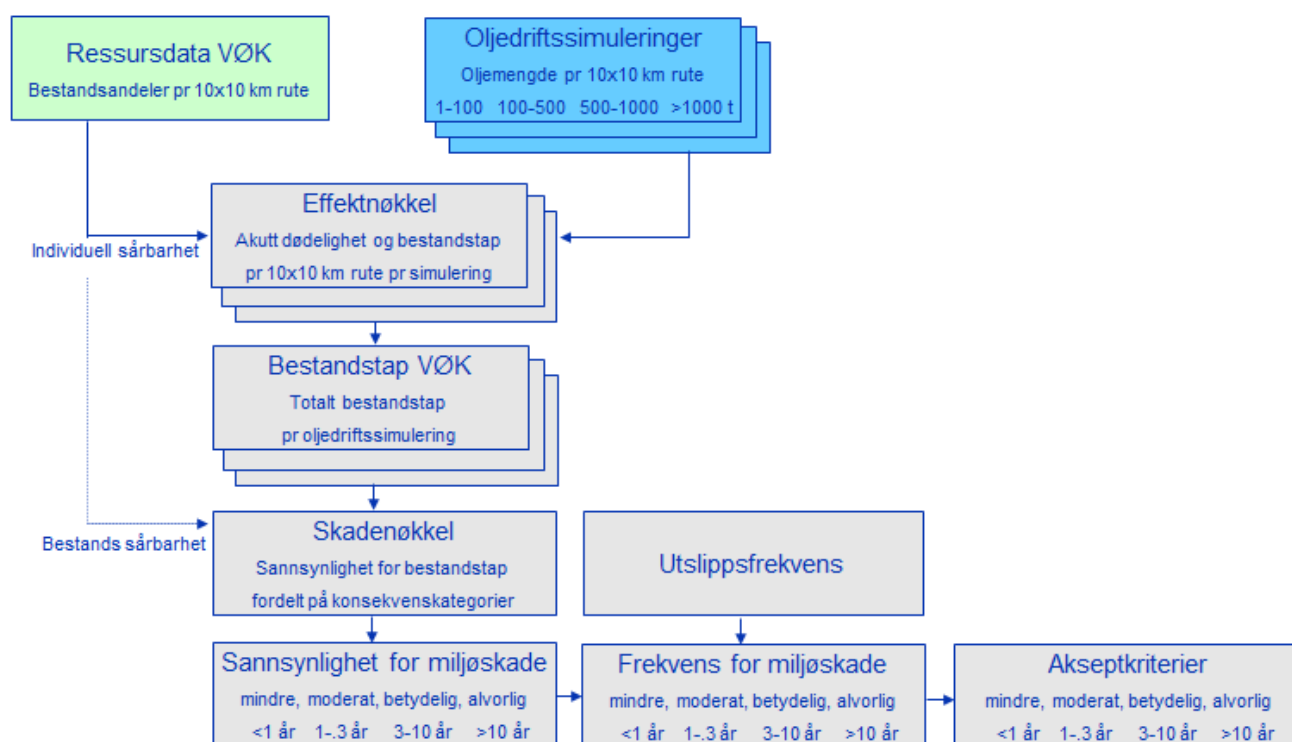


Figur 3-6 Sannsynlig isutbredelse for mai til september. Lokasjonen til letebrønn Shenzhou er markert med en rød prikk.

4 METODIKK FOR MILJØRETTET RISIKOANALYSE

Analyser av miljørisiko utføres trinnvis i henhold til Norsk olje og gass veiledning for miljørisikoanalyser (OLF, 2007). For letebrønn 7322/6-1 Shenzhou er det valgt å gjennomføre en skadebasert analyse for de antatt mest sårbare miljøressursene. Et sammendrag av metodikken i miljørisikoanalysen er beskrevet nedenfor med fokus på VØK bestander, mens det henvises til veiledningen for mer utfyllende informasjon.

Basert på oljedriftsmodellering og bruk av effektnøkler beregnes bestandstap for den enkelte VØK bestand (se Figur 4-1).



Figur 4-1 Oversikt over ulike trinn i beregning av bestandstap og miljørisiko for VØK bestander.

Trinn 1 – Tilrettelagte utbredelsesdata for de enkelte VØK bestander kombineres med hver enkelt oljedriftssimulering. Det anvendes en effektnøkkel som sier noe om mulig bestandstap i 10 x 10 km gridruter basert på oljemengde i simuleringen (se Tabell 4-1). Ulik individuell sårbarhet for olje gir ulik effektnøkkel.

Trinn 2 – Tapsandeler i 10 x 10 km ruter summeres og gir et samlet bestandstap for hver VØK bestand for hver simulering. Bestandstapene for de ulike oljedriftssimuleringene kategoriseres i 1-5 %, 5-10 %, 10-20 %, 20-30 % og mer enn 30 %. Bestandstap under 1 % antas ingen kvantifiserbar effekt på restitusjon av bestanden.

Trinn 3 – Det anvendes deretter en skadenøkkel (Tabell 4-2) som knytter et gitt bestandstap for VØK bestanden til miljøskade. Miljøskade uttrykkes ved tiden det tar før en bestand er restituert til 99 % av nivået før en hendelse inntreffer (OLF, 2007). Som påpekt ovenfor varierer sårbarheten mellom arter (og habitater) og restitusjonstiden vil være påvirket av dette. Den teoretiske restitusjonstiden er inndelt i fire kategorier.

- *Mindre* (< 1 år),
- *Moderat* (1-3 år),
- *Betydelig* (3-10 år) og
- *Alvorlig* (> 10 år).

Trinn 4 – Miljørisiko beregnes deretter ved å kombinere sannsynlighet for ulike miljøskader med frekvensen for den spesifikke oljeutblåsningen og måles opp mot operatørens akseptkriterier for miljøskade.

Tabell 4-1 Effektnøkkel for beregning av bestandstap innenfor en 10 × 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 %

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 VØK bestander ved at det benyttes en kombinert effekt- og skadenøkkel som knytter oljemengden i et 10 x 10 km habitat direkte opp mot miljøskade og restitusjonstid.

4.1 Usikkerhet i miljørisikoanalyser

I henhold til Ptils oppdaterte definisjon av risikobegrepet, der det understrekes at usikkerhetsmomentet i en risikoanalyse bør belyses og hvordan usikkerheten skal håndteres, pekes det i foreliggende avsnitt på de viktigste usikkerhetsparameterne i miljørisikoanalysen.

I miljørisikoanalyser er ønsket å redusere usikkerheten så mye som mulig, noe som innebærer til enhver tid å benytte best tilgjengelig kunnskap. Det innebærer også å gjøre enkelte konservative valg for å håndtere de verdiene en ikke har tilstrekkelig kunnskap om, og på den måten ivareta usikkerheten ved en føre-var holdning.

Når en leser miljørisikoanalyser får man gjerne inntrykk av at miljørisiko er en eksakt kvantitativ størrelse som uten forbehold kan avgjøre om planlagt aktivitet er akseptabel eller uakseptabel i forhold til mulig miljøpåvirkning. Det er lett å glemme at bak tallene ligger en rekke parametere som rommer større eller mindre grad av usikkerhet, eksempelvis:

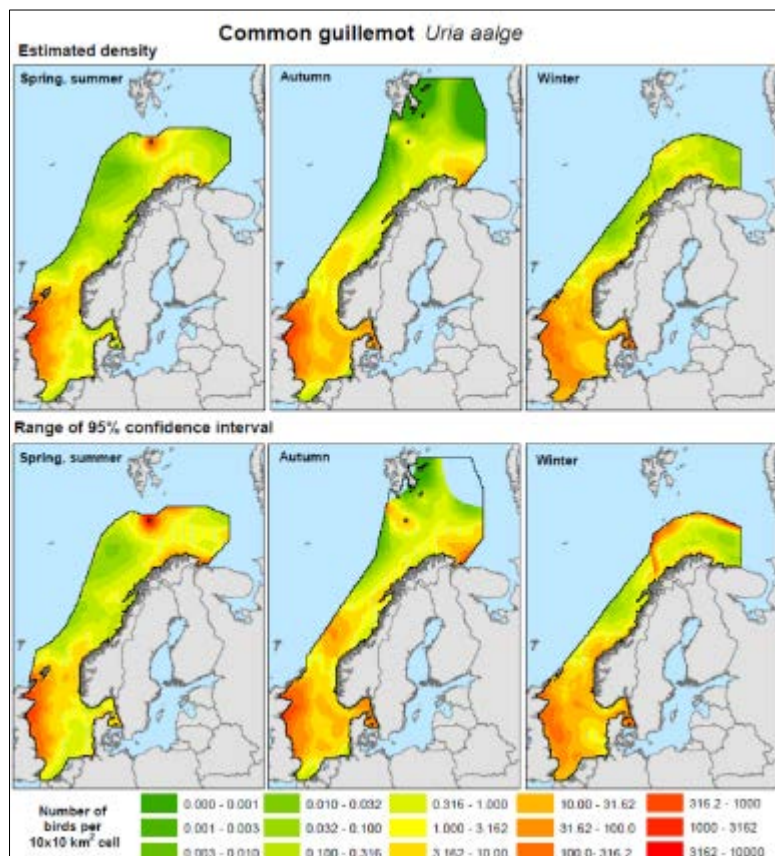
4.1.1 Metodikk

Selve metodikken i seg selv rommer en stor grad av usikkerhet, da det aldri vil være mulig eksakt å beregne effekten av en mulig oljeutblåsning en gang i fremtiden. For å håndtere usikkerheten i bestandseffekter for sjøfugl og marine pattedyr gitt påvirkning av oljeforurensning er det laget «effektnøkler» som gir mulige bestandstap gitt et spenn av ulike oljemengder (eksempelvis 1-100 tonn olje per 10 × 10 km rute, som gir 20 % bestandstap) som sammenfaller med tilstedeværelse av ressursene. Beregnet bestandstap kategoriseres videre med spenn (eksempelvis 1-5 %, 5-10 % osv.), som videre gir et spenn i teoretisk restitusjonstid (eksempelvis gir 10-20 % bestandstap henholdsvis 25 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade, 50 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade og 25 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade). Effekt og skadenøkler er utledet fra observert dødelighet og skade fra tidligere oljeutslipp.

4.1.2 Miljøressurser

Tilstedeværelsen av naturressursene kan også være en svært usikker og variabel størrelse. For sjøfugl er datagrunnlaget generelt godt i hekkesesongen. Datasettene er basert på statistiske analyser av telldata og oppdateres jevnlig gjennom Seapop-programmet. Det er likevel ikke mulig å predikere sjøfugls tilstedeværelse eksakt da variasjonene er store over kort tid og fra år til år, særlig for sjøfugl i åpent hav. Et eksempel på sistnevnte datasett fremkommet gjennom Seapop-programmet er vist i Figur 4-2 (sjøfugl i åpent hav). Predikerte tettheter over havområdene angis sammen med 95 % konfidensintervall og standardfeil. Datasettene angir en slags gjennomsnittsverdi av tettheten av sjøfugl i hele havområdet, og reflekterer således ikke faktisk utbredelse på et gitt tidspunkt et gitt sted. Utfallsrommet av mulige konsekvenser kan således bli snevert i forhold til faktisk forventning, og beregningene basert på datasettene gir kun en «gjennomsnittlig» konsekvens.

For fiskeegg/-larver i vannsøylen baserer analysen seg på modelldata over larvefordeling i vannsøylen i ulike år. Her er det viktig med mange år med data, og realistiske fordelinger, for å gi et godt forventningsbilde av mulige larvetap. Det er også mulig å understreke usikkerheten ved å se på maksimum- og minimumsverdier, og standardavvik.



Figur 4-2 Utbredelseskart for lomvi i åpent hav i tre sesonger (øverst) samt usikkerhetsestimater for utbredelseskartene som 95 % konfidensintervall (nederst). Kartene er opparbeidet gjennom SEAPOP (www.seapop.no). ©SEAPOP

4.1.3 Oljetype

Valg av oljetype-analog som skal representere et mulig hydrokarbonfunn, gjøres med variabel grad av usikkerhet. Noen ganger har man gode indikasjoner på oljeegenskaper som er avgjørende for å velge en liknende analog oljetype, andre ganger er det stor usikkerhet rundt dette. Det kan også være vanskelig å finne en eksisterende oljetype som representerer det forventede hydrokarbonets forvitringsegenskaper. I tillegg kommer usikkerhet i oljedriftmodellens representasjon av oljens oppførsel på havoverflaten/ i vannsøylen etter utslipp på ulike tider av året, ved ulike vær-situasjoner, samt vær-situasjonen i seg selv. For å ivareta usikkerheten i ytre miljøparametere (vind, strøm, temperatur) er det viktig å modellere tilstrekkelig antall simuleringer. Dette innebærer både tilstrekkelig antall simuleringer gjennom året slik at sesongvise (månedlige) variasjoner ivaretas, men også tilstrekkelig antall år som sikrer at årlige variasjoner ivaretas. Det er benyttet 10 år med strøm- og vinddata i modellen, som anses som tilstrekkelig i henhold til *beste praksis* for modelleringsoppsett (DNV GL, Akvaplan-niva, Acona, 2016).

4.1.4 Frekvenser og sannsynligheter

I beregning av risiko benyttes både konsekvensestimater (hva blir konsekvensen dersom en utblåsning skjer), og sannsynlighetsestimater (hvor sannsynlig er det at et utslipp forekommer). Sannsynlighetsestimatene er basert på et tallmateriale som er fremkommet gjennom historiske hendelser for Nordsjøen (norsk, britisk og tysk sektor), og den ytre kontinentalsokkelen av Mexicogolfen. Det er stor usikkerhet rundt hvor godt egnet erfaringsmateriale er for å beskrive/predikere fremtidige



hendelser. I beregning av generiske utblåsningsfrekvenser ble det tidligere tatt utgangspunkt i de siste 20 års hendelser. Beregningsmetodikken er nå endret for å ivareta de senere års teknologiutvikling for å bedre sikkerheten i forbindelse med petroleumsvirksomhet. Nå benyttes data for perioden 1.1.1980-31.12.2015, derav senere års hendelser tillegges større vekt enn hendelser langt tilbake i tid (Lloyds, 2018).

For å redusere usikkerheten rundt utblåsingssannsynligheten ytterligere kan det gjøres brønnspecifikke risikoanalyser, der man vurderer brønntekniske parametere opp mot erfaringsmaterialet. Ofte ender man da opp med en utblåsningsfrekvens som er lavere enn den generiske (historiske) tallverdien, noe som vitner om at operatørene på norsk sokkel har bedre kontroll og bedre rutiner enn hva som ligger til grunn for de historiske hendelsene. Dette innebærer at ved bruk av generiske frekvenser ivaretas usikkerheten gjennom konservative valg.

5 MILJØBESKRIVELSE

En beskrivelse av miljøressursene som er inkludert i analysen er gitt i Appendix E. For en mer omfattende beskrivelse av miljøressursene i regionen, henvises det til blant annet: Føyn, von Quilfeldt, and Olsen (2002), Loeng and Drinkwater (2007), Helhetlig forvaltningsplan for Lofoten og Barentshavet (HI, 2010) og konsekvensutredningen rundt åpningsprosessen for petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst (OED, 2012; Systad, G. & Strøm, H., 2012; HI, 2012).

5.1 Verdifulle Økosystem Komponenter (VØK)

Som utgangspunkt for miljørisikoanalysene er det gjennomført en vurdering av hvilke naturressurser som har det største konfliktpotensialet innen influensområdet til letebrønn 7322/6-1 Shenzhou. 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 VØKer 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

VØKer 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 VØKer er rødlistearter som er til stede i influensområdet vurdert.

5.2 Utvalgte VØK

Utvalgte VØKer 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 letebrønn 7322/6-1 Shenzhou. Flere av de pelagiske sjøfuglene 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). Det er ikke tatt hensyn til svømmetrekk for sjøfugl i disse datasettene, og det er derfor sett spesifikt på dette i MARMABS data (polarlomvi) og Seatrack data (lomvi). Det er benyttet de mest oppdaterte sjøfugl-datasettene for region Barentshavet og for Svalbard/Bjørnøya.

Datasettene for pelagiske sjøfugl er fra SEAPOPOP (2013) og for kystnære sjøfugl fra SEAPOPOP (2017). Datasettet for kystnære sjøfugl fra SEAPOPOP inneholder både nasjonale data og regionale data (Barentshavet for denne analysen). Det er valgt å presentere resultater for de nasjonale datasettene i rapporten. Resultater for det regionale datasettet er presentert i Appendix D.

Tabell 5-1 Utvalgte VØKer sjøfugl for miljørisikoanalysen for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou (SEAPOPOP, 2013; SEAPOPOP, 2017; Artsdatabanken (rødliste), 2015).

Navn	Latinsk navn	Rødlista**	Tilhørighet
Alke	<i>Alca torda</i>	EN	Pelagisk sjøfugl – datasett Barentshavet
Alkekonge	<i>Alle alle</i>	-	
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	NT	
Gråmåke	<i>Larus argentatus</i>	LC	
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	EN	
Havsule	<i>Morus bassanus</i>	LC	
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	EN	
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	CR	
Lunde	<i>Fratricula arctica</i>	VU	
Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>	EN	
Polarmåke	<i>Larus hyperboreus</i>	-	
Svartbak	<i>Larus marinus</i>	LC	
Alke*	<i>Alca torda</i>	EN	Kystnær sjøfugl– datasett Barentshavet (både regionalt og nasjonalt)
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	NT	
Gråmåke*	<i>Larus argentatus</i>	LC (-)	
Havhest*	<i>Fulmarus glacialis</i>	EN (LC)	
Havsule*	<i>Morus bassanus</i>	LC	
Islom*	<i>Gavia immer</i>	-	
Ismåke*	<i>Pagophila eburnea</i>	VU	
Krykkje*	<i>Rissa tridactyla</i>	EN (NT)	
Lomvi*	<i>Uria aalge</i>	CR (VU)	
Lunde*	<i>Fratricula arctica</i>	VU (LC)	
Makrellterne	<i>Sterna hirundo</i>	EN	
Polarlomvi*	<i>Uria lomvia</i>	EN (NT)	
Polarmåke*	<i>Larus hyperboreus</i>	- (NT)	
Praktærfugl*	<i>Somateria spectabilis</i>	- (NT)	
Rødnebbterne*	<i>Sterna paradisaea</i>	LC	
Siland	<i>Mergus serrator</i>	LC	
Sildemåke	<i>Larus fuscus</i>	LC	
Smålom*	<i>Gavia stellata</i>	LC	
Stellerand*	<i>Polysticta stelleri</i>	VU	
Storjo*	<i>Stercorarius skua</i>	LC	
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	LC	
Svartbak*	<i>Larus marinus</i>	LC	
Teist*	<i>Cephus grylle</i>	VU (LC)	
Toppskarv	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	LC	
Ærfugl*	<i>Somateria molissima</i>	NT (LC)	

NT – Nær Truet, EN – Sterkt Truet, CR – Kritisk Truet, VU – Sårbar, LC – Livskraftig

*Arter som også er i datasettet for kystnære sjøfugl Bjørnøya/Svalbard

**Kategorisering for Svalbard/Bjørnøya datasett dersom dette avviker fra kategorisering på fastland

5.2.2 Marine pattedyr

Havert og steinkobbe har høyest sårbarhet under kaste- og hårfellingsperioden da de samler seg i kolonier i kystnære områder (juni-september for steinkobbe og desember-april for havert). Influensområdene til 7322/6-1 Shenzhou strekker seg østover i Barentshavet, og en eventuell utblåsning har en lav sannsynlighet for å treffe Bjørnøya, men ikke norskekysten. Det foreligger ikke modelldatasett

for marine pattedyr på Bjørnøya/Svalbard, og det er derfor ikke gjennomført risikoberegninger for marine pattedyr i denne analysen.

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) generelt er 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 oljeutblåsninger.

I og med at influensområdene dekker sentrale deler av Barentshavet, til områder med tidvise konsentrasjoner av gyteprodukt, er det valgt å inkludere lodde og torsk i miljørisikoanalysen.

Det er også gjort en overlappsanalyse (kvalitativ vurdering) av gyteområdene til polartorsk og særlig verdifulle områder i Barentshavet med influensområde i vannsøylen gitt en utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou.

5.2.4 Strandhabitat

En utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou medfører sannsynlighet for stranding av olje på Bjørnøya, og det er derfor valgt å gjennomføre skadebaserte analyser for strand, med utgangspunkt i sårbare habitater langs kysten av Bjørnøya.

5.2.5 Polarfronten

Polarfronten finnes der hvor atlantisk vann og arktisk vann møtes. Virvlene som oppstår når to så ulike vannmasser møtes fører til en omrøring og tilførsel av næring fra dypere lag, noe som bidrar til høy primærproduksjon i dette området (NPI, 2016).

Samlet sett er frontsystemet som vanligvis omtales under samlebetegnelsen polarfronten et viktig område for ulike arter på ulike trofiske nivå til ulike tider på året. Om vinteren utgjør polarfronten overvintrings- og gyteområde for ulike fiskearter. Området generelt, og Spitsbergenbanken spesielt, er et område med høy biologisk aktivitet gjennom høy primærproduksjon om våren, og er derfor også et viktig beiteområde for sjøfugl. Utover sommeren utgjør hele området også en del av beiteområdene for fisk. Videre, har både sel og hval beitevandring i området om sommeren, men uten at man kan dokumentere store opphopninger over tid (Lien, 2018).

Polarfronten er et særlig viktig område for polarlomvi, lomvi og krykkje. Polarlomvi, lomvi og andre alkefugler myter i åpent hav. Selv om disse områdene er dårlig kartlagt, er det rimelig å anta at polarfronten er et viktig område i denne perioden. Fordi alkefugler ikke er flyvedyktige i 45–50 dager under mytingen, vil de i denne perioden være ekstra sårbare (sensommer, tidlig høst).

I og med at polarfronten er dynamisk, og mange parametere er med på å bestemme hvor den er lokalisert gjennom året og fra år til år, finnes ingen gode data for å analysere miljørisiko på Polarfronten. Polarfronten er ikke sett på som en egen ressurs i foreliggende analyse, men ulike datasett for sjøfugl ivaretar tilstedeværelsen av ressurser i dette området. Datasettet for pelagiske sjøfugl gir månedlige



tettheter i hele Barentshavområdet, mens lysloggerdata for lomvi (SeaTrack) og MARAMBS-data (polarlomvi og krykkje) er høyoppløselige data som ivaretar aggregeringer av fugl gjennom året basert på fuglenes livssyklus.

5.2.6 Lysloggerdata (SeaTrack)

Lyslogger-data (gls-data) er fremkommet ved bruk av lysloggteknologi og er ikke basert på fysiske observasjoner. Datasettene opparbeidet for lomvi omfatter en 3-årlig database med sporingsdata for om lag 300 individer fra fire ulike kolonier; Sklinna, Hjelmsøya, Hornøya og Bjørnøya. I tillegg er det opparbeidet et datasett der alle dataene fra de nevnte koloniene er sammenstilt (AllBirds). Loggerdataene er innhentet og tilrettelagt av NINA/Norsk Polarinstitutt gjennom SeaTrack programmet. SeaTrack programmets første fase løp i perioden 2014-2018, men det planlegges en videreføring av prosjektet som vil løpe i perioden 2019-2022.

Lomvi har tyngdepunkt lengre sør i Barentshavet enn brønnlokasjonen, men siden lomvi beveger seg mot Bjørnøya fra februar er det valgt å ta med disse dataene i analysen.

5.2.7 MARAMBS data

MARAMBS (Mobile Animal Ranging Assessment Model for the Barents Sea) er et prosjekt som modellerer daglige tetthetsplott av miljøressursene i Barentshavet for å predikere en mer realistisk utbredelse basert på ressursens adferd og habitatbruk. Det ble i 2015/16 kjørt en pilotstudie på sjøfuglene krykkje og polarlomvi, og det er valgt å analysere på disse artene i foreliggende analyse.

5.2.8 Isbjørn data

Norsk Polarinstitutt har på oppdrag fra Statoil modellert isbjørn habitat bruk med RSF (Resource Selection Function) basert på satellitt-telemetri data fra 294 binner fra 1990-2015. Isbjørn har en habitatpreferanse for områder med 15-75 % is-konsentrasjon. Lokasjonen til den planlagte letebrønnen ligger sør for havområdet der en kan forvente at den marginale issonen vil ligge til ulike tider av året. Isbjørn er derfor ikke spesielt relevant for borelokasjonen med dagens is-utbredelse, men det er allikevel valgt å modellere på isbjørndata.

6 MILJØRETTET RISIKOANALYSE – RESULTATER

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 som presenteres er maksimal verdi av månedene innen hver sesong (vår: mars-mai, sommer: juni-august, høst: september-november, vinter: desember-februar). Resultatene er presentert for bestanden med høyest sesongvise miljørisiko i foreliggende kapittel, mens bestandstap av alle modellerte arter samt bestandstap av kystnære sjøfugl (regionale datasett), Seatrack data, MARAMBS data og Isbjørn data er presentert i Appendix D.

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 en oljeutblåsning, og årlig miljørisiko er målt mot Equinors operasjonsspesifikke akseptkriterier. Miljørisiko er presentert for alle inkluderte arter i foreliggende kapittel.

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 restitusjonstid. Resultatene av konsekvensberegningene er presentert for ruten med høyest sesongvis utslag. Det er valgt å presentere miljørisiko for de 10 ulike rutene i hver sesong med høyest månedlig utslag uavhengig av skadekategori (som andel av akseptkriteriene).

Det henvises til kapittel 4 for beskrivelse av anvendt metodikk.

6.1 Mulige konsekvenser ved en utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou

6.1.1 Sjøfugl åpent hav

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

Artene med høyest miljørisiko uavhengig av skadekategori er presentert med bestandstapene i foreliggende kapitler (6.1.1 til 6.1.4). *Lomvi* er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om våren og sommeren, mens *krykkje* har høyest sannsynlighet for bestandstap om høsten og vinteren.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

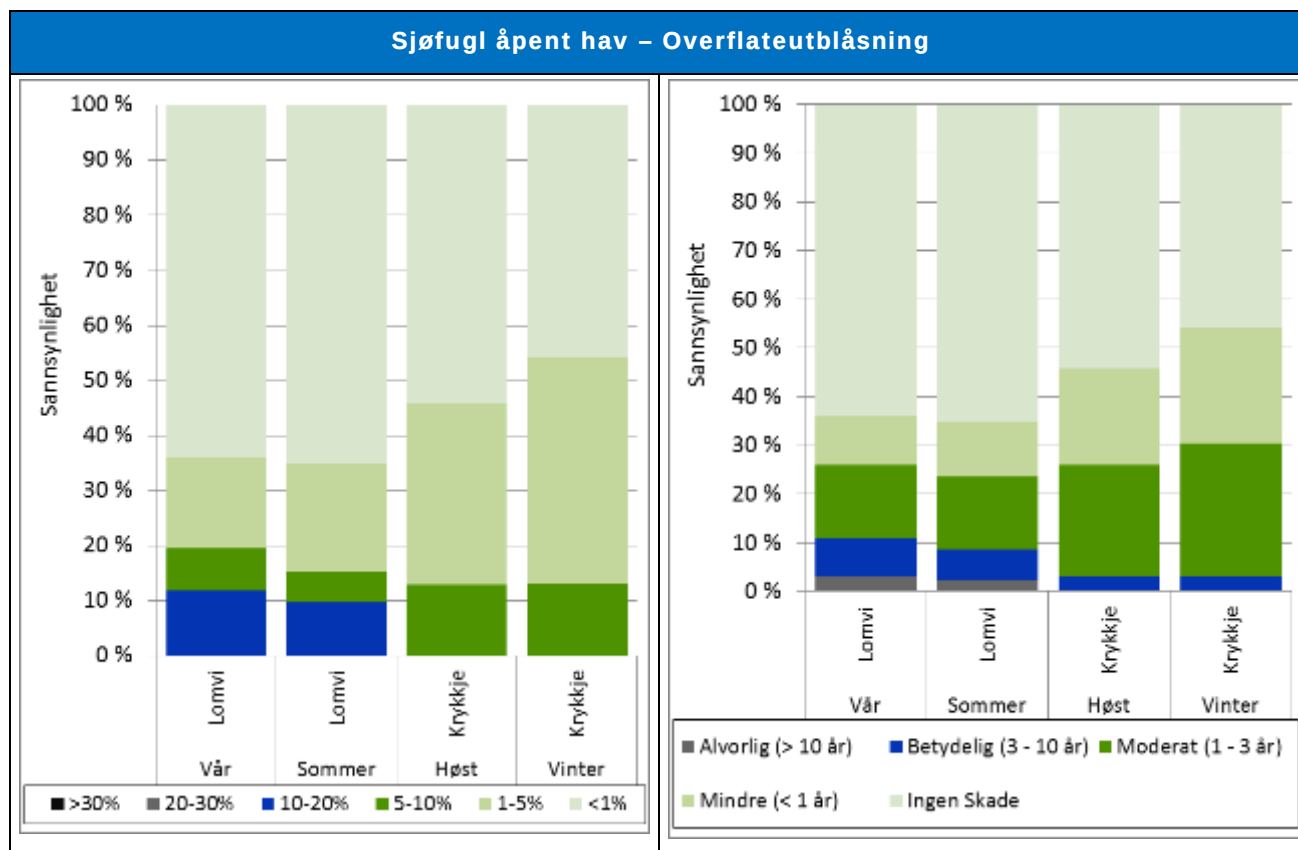
- 41 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (*krykkje* – vinter).
- 13 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (*krykkje* – vinter).
- 12 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (*lomvi* – vår).

Det er ingen sannsynlighet for tapsandeler i kategoriene > 20 %.

Dette gir følgende maksimale sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 24 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (*krykkje* – vinter).
- 27 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (*krykkje* – vinter).

- 8 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (lomvi – vår)
- 3 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (lomvi – vår).



Figur 6-1 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av pelagisk sjøfugl dør gitt en overflateutblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen. 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).

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

Lomvi er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om våren og sommeren, mens *krykkje* har høyest sannsynlighet for bestandstap om høsten og vinteren.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

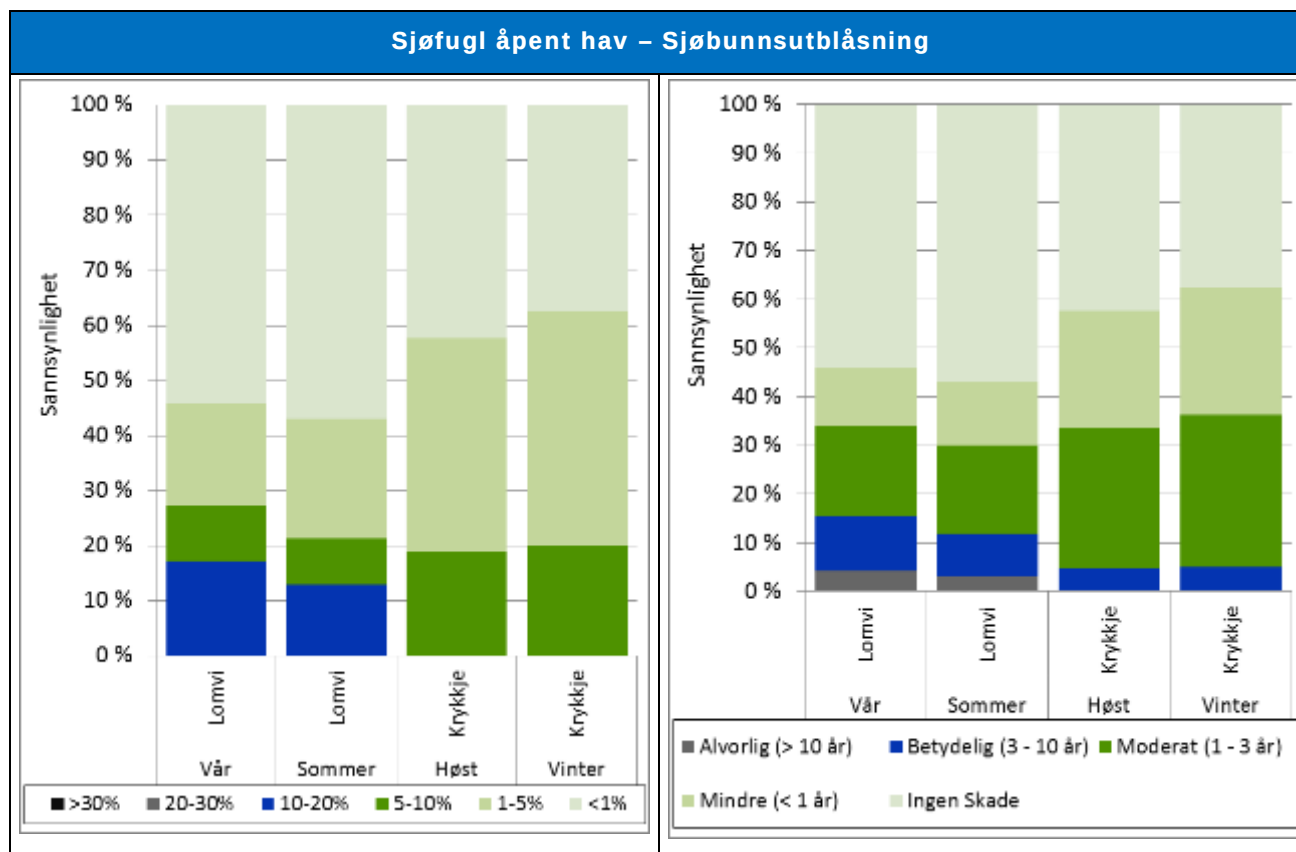
- 43 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (krykkje – vinter).
- 20 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (krykkje – vinter).
- 17 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (lomvi – vår).

Det er ingen sannsynlighet for tapsandeler i kategoriene > 20 %.

Dette gir følgende maksimale sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 26 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (krykkje – vinter).
- 31 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (krykkje – vinter).
- 11 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (lomvi – vår).

- 4 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (lomvi – vår).



Figur 6-2 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av pelagisk sjøfugl dør gitt en sjøbunnsutblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen. 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).

6.1.2 Kystnære sjøfugl (nasjonale data)

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade - overflateutblåsning - Figur 6-3.

Hekkebestanden av *lomvi* er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om våren og sommeren. I høstsesongen er det høyest sannsynlighet for bestandstap for hekkebestanden av *polarmåke*. Det er ingen sannsynlighet for bestandstap for noen av artene i datasettet i vintersesongen.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

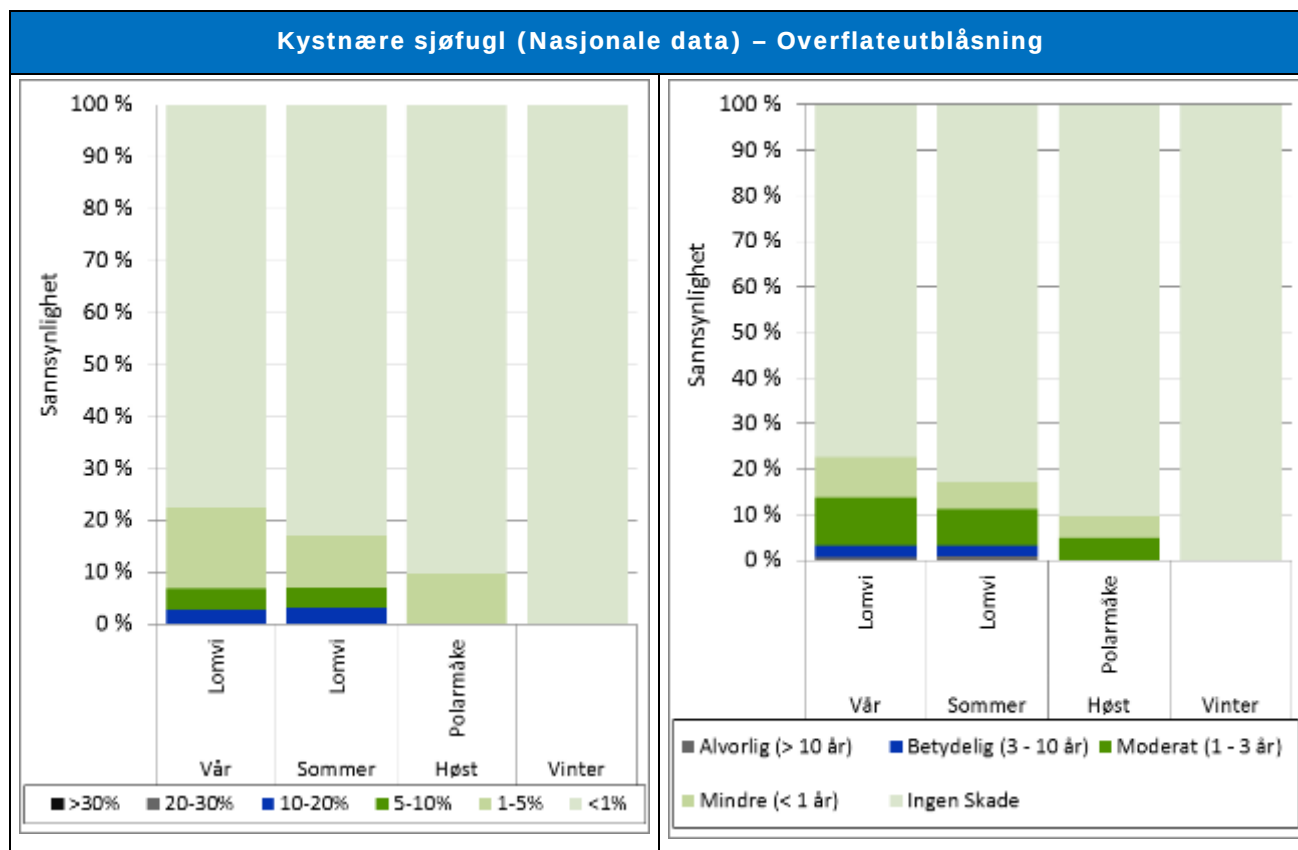
- 16 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (lomvi – vår).
- 4 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (lomvi – sommer).
- 3 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (lomvi – sommer).

Det er ingen sannsynlighet for tapsandeler i kategoriene > 20 %.

Dette gir følgende maksimale sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 9 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (lomvi – vår).
- 11 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (lomvi – vår).

- 3 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (lomvi – sommer).
- 1 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (lomvi – sommer).



Figur 6-3 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av kystnære sjøfugl (nasjonale datasett) dør gitt en overflateutblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen. 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).

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade - sjøbunnsutblåsning - Figur 6-4.

Hekkebestanden av *lomvi* er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om våren og sommeren. I høstsesongen er det høyest sannsynlighet for bestandstap for hekkebestanden av *polarmåke*. Det er ingen sannsynlighet for bestandstap for noen av artene i datasettet i vintersesongen.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

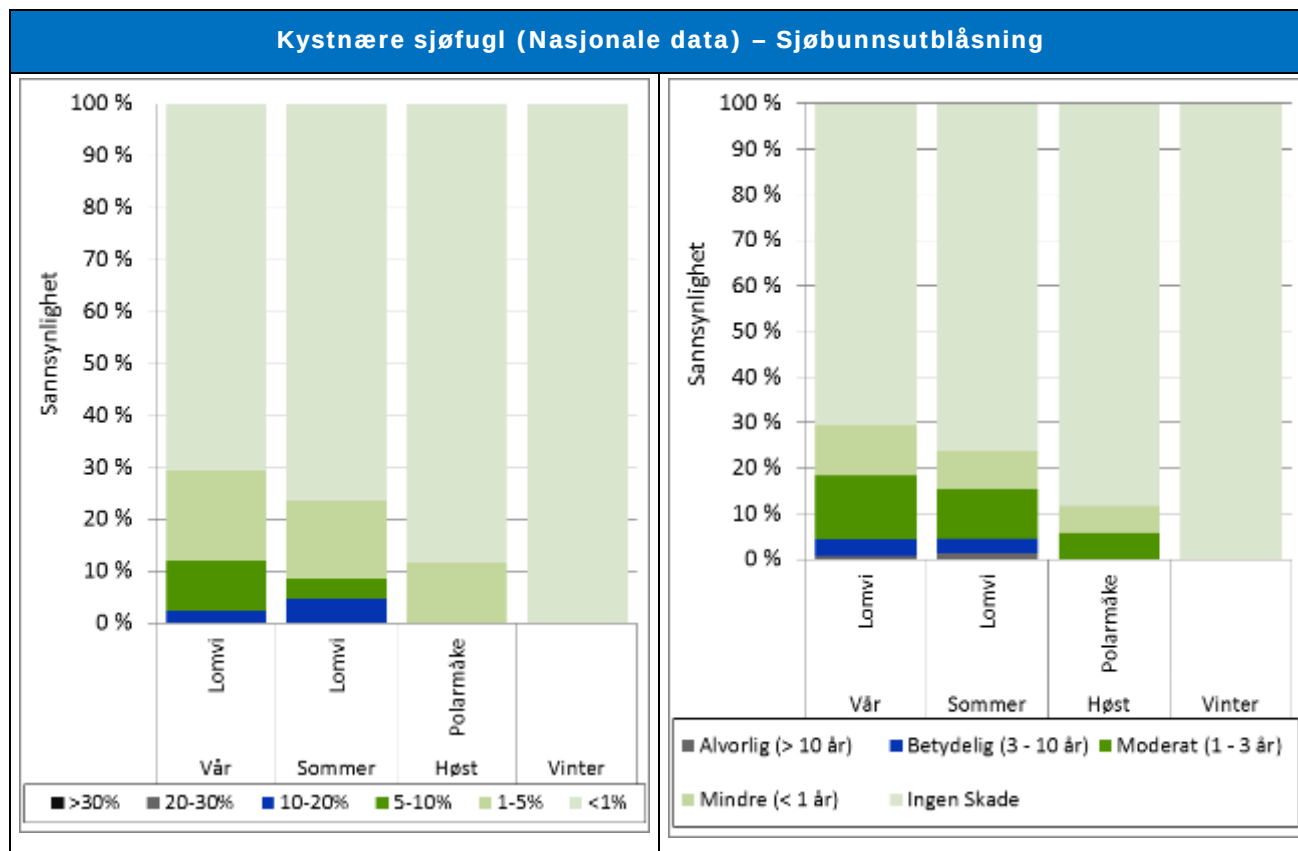
- 17 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (lomvi – vår).
- 10 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (lomvi – vår).
- 5 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (lomvi – sommer).

Det er ingen sannsynlighet for tapsandeler i kategoriene > 20 %.

Dette gir følgende maksimale sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 11 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (lomvi – vår).
- 14 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (lomvi – vår).

- 4 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (lomvi – vår).
- 1 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (lomvi – sommer).



Figur 6-4 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av kystnære sjøfugl (nasjonale datasett) dør gitt en sjøbunnsutblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen. 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).

6.1.3 Kystnære sjøfugl Svalbard/Bjørnøya

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

Hekkebestanden av *alke* er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om våren. I sommersesongen er det høyest sannsynlighet for bestandstap for hekkebestanden av *lomvi*, om høsten er det høyest sannsynlighet for bestandstap for hekkebestanden av *havhest* og om vinteren er det høyest sannsynlighet for bestandstap for hekkebestanden av *stellerand*.

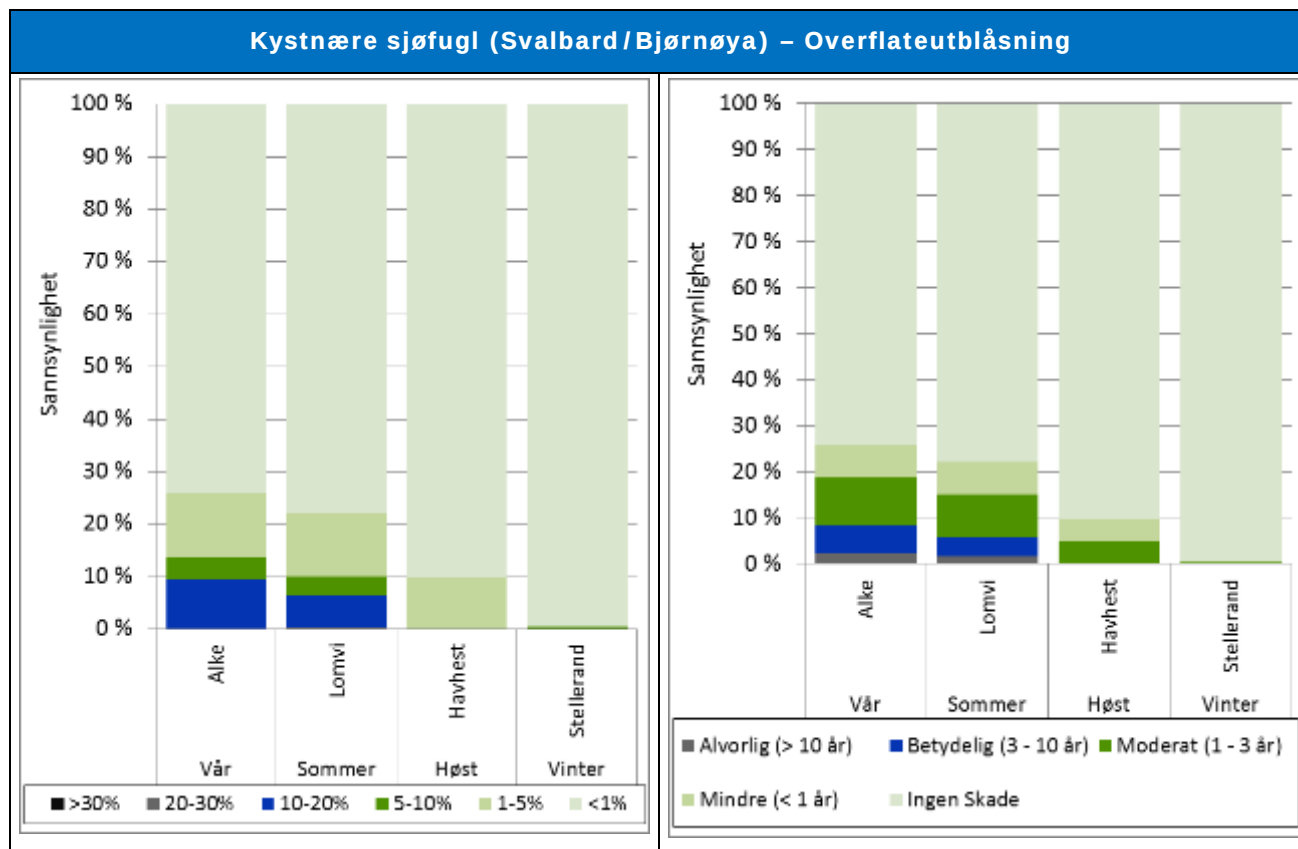
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

- 12 % sannsynlighet for tap 1-5 % av populasjonen (lomvi - sommer).
- 4 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (alke - vår).
- 10 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (alke - vår).
- <0,5 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen (lomvi - sommer).

Det er ingen sannsynlighet for tapsandeler i kategoriene > 30 %.

Dette gir følgende maksimale sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 7 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (alke - vår).
- 11 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (alke - vår).
- 6 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (alke - vår).
- 2 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (alke - vår).



Figur 6-5 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av kystnære sjøfugl Svalbard/Bjørnøya dør gitt en overflateutblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen. 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).

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

Hekkebestanden av *islom* er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om våren. I sommersesongen er det høyest sannsynlighet for bestandstap for hekkebestanden av *lomvi*, om høsten er det høyest sannsynlighet for bestandstap for hekkebestanden av *havhest* og om vinteren er det høyest sannsynlighet for bestandstap for hekkebestanden av *stellerand*.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

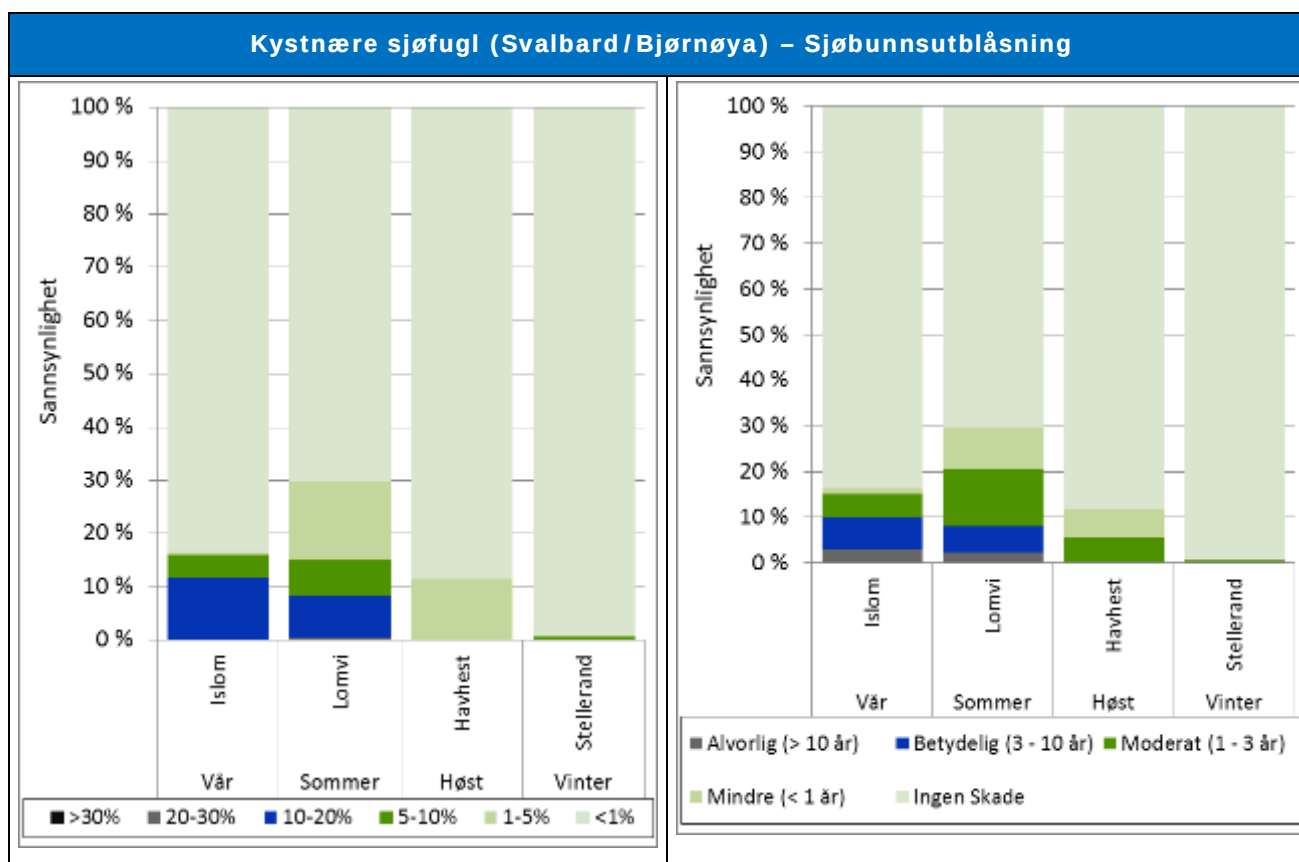
- 15 % sannsynlighet for tap 1-5% av populasjonen (lomvi - sommer).
- 7 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (lomvi - sommer).

- 12 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (islom - vår).
- 1 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen (lomvi - sommer).

Det er ingen sannsynlighet for tapsandeler i kategoriene > 30 %.

Dette gir følgende maksimale sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 9 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (lomvi - sommer).
- 13 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (lomvi - sommer).
- 7 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (islom - vår).
- 3 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (islom - vår).



Figur 6-6 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av av kystnære sjøfugl Svalbard/Bjørnøya dør gitt en sjøbunnsutblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen. 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).

6.1.4 Strandhabitat

Treffsannsynlighet og miljøskade – overflateutblåsning – Figur 6-7.

Treffsannsynligheten av olje i 10×10 km strandhabitat langs kysten i verst berørte strandhabitat:

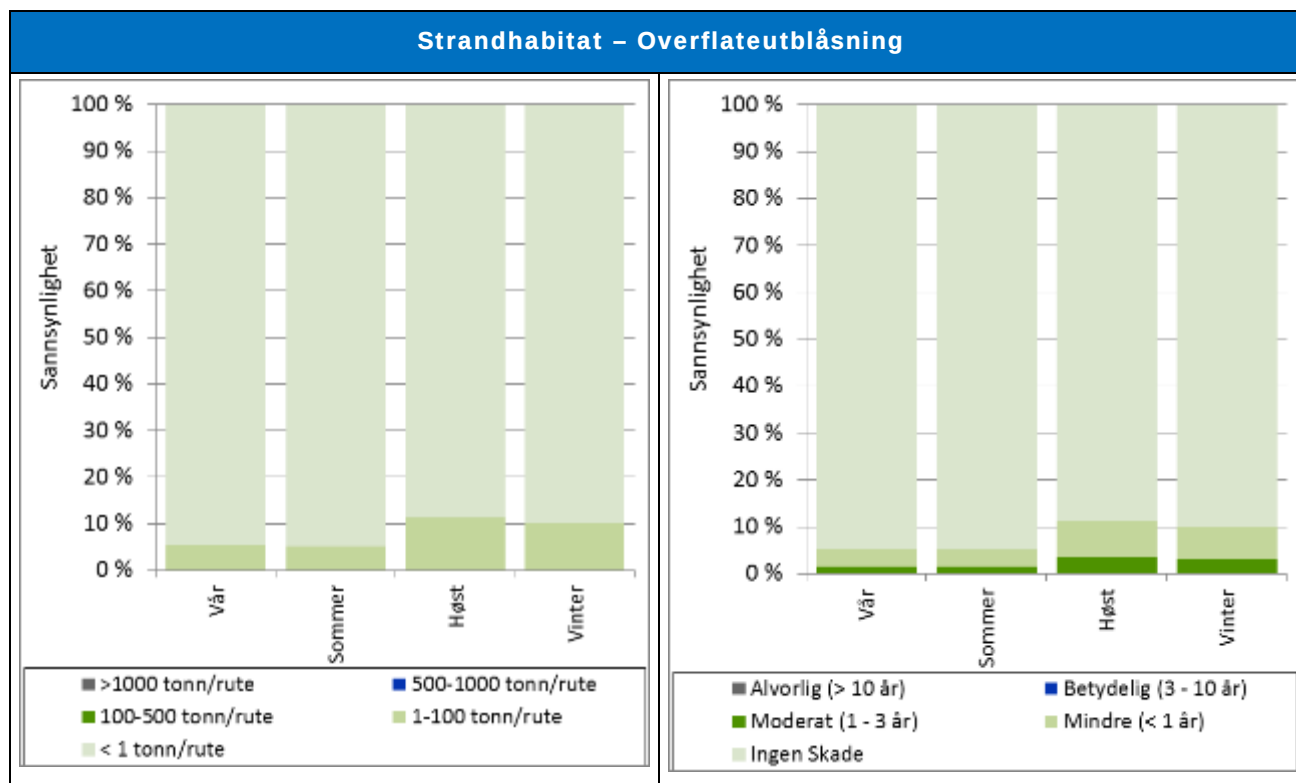
- 11 % sannsynlighet for treff av 1-100 tonn olje per rute (høst).

Det er ingen sannsynlighet for treff av > 100 tonn olje i habitatene.

Dette gir følgende maksimale sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 8 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (høst).
- 3 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (høst).

Det er ingen sannsynlighet for *Betydelig* og *Alvorlig* miljøskade i noen av habitatene.



Figur 6-7 Sannsynlighet for treff av ulike oljemengder i verst berørte strandhabitat gitt en overflateutblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou presentert sesongvis.

Treffsannsynlighet og miljøskade – sjøbunnsutblåsning – Figur 6-8.

Treffsannsynligheten av olje i 10×10 km strandhabitater langs kysten i verst berørte strandhabitat:

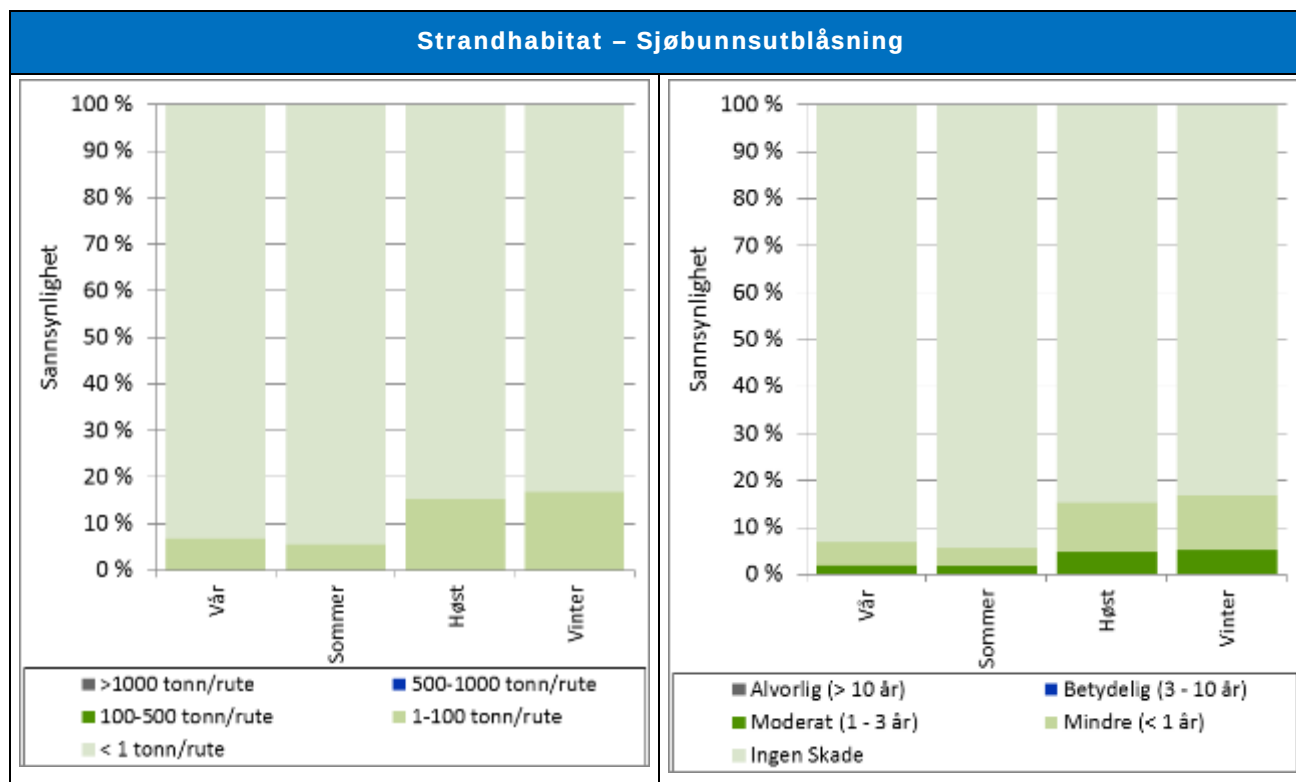
- 17 % sannsynlighet for treff av 1-100 tonn olje per rute (vinter).

Det er ingen sannsynlighet for treff av > 100 tonn olje i habitatene.

Dette gir følgende maksimale sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 12 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (vinter).
- 5 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (vinter).

Det er ingen sannsynlighet for *Betydelig* og *Alvorlig* miljøskade i noen av habitatene.



Figur 6-8 Sannsynlighet for treff av ulike oljemengder i verst berørte strandhabitat gitt en sjøbunnsutblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou presentert sesongvis.

6.1.5 Fisk

Det er gjennomført modellering av mulige tapsandeler av fiskeegg og fiskelarver for henholdsvis torsk og lodde. Analysen er kjørt på utblåsningsraten 700 Sm³/d for både overflate- og sjøbunnsutblåsning, begge med 14 døgns varighet. Ratene og varighetene som er valgt er de som er nærmest vektet rate og vektet varighet for overflate og sjøbunn. Analysene viste ingen sannsynlighet for tapsandeler av torsk eller lodde over 0,5 %, og således ingen kvantifiserbare effekter. Eventuelle effekter anses dermed som neglisjerbare og tas ikke videre i miljørisikoberegningene.

6.1.6 Overlappsanalyse fisk og særlig verdifulle områder

I en kvalitativ vurdering vil influensområder i vannsøylen overlappes med definerte gyteområder for polartorsk og særlig verdifulle områder for å vurdere konsekvenspotensialet. Resultatene fra modelleringene viser at det ikke er THC konsentrasjoner over 50 ppb hverken gitt en overflate- eller sjøbunnsutblåsning fra brønnen, og det er derfor ingen resultater å presentere.

6.2 Miljørisiko

Miljørisiko i tilknytning til letebrønn 7322/6-1 Shenzhou presenteres sesongvis for den enkelte VØK kategori. Miljørisiko uttrykkes ved sannsynlighet for skade på bestander eller kystområder kombinert med frekvens for utblåsning. For bestander; pelagisk og kystnær sjøfugl, og marine pattedyr presenteres risikoen på artsnivå mens for kysthabitat presenteres de 10 rutene (10 × 10 km) med høyest utslag. De sesongvise verdiene tilsvarer måneden med høyest innslag innenfor en gitt sesong, og viser et vektet bilde for overflate- og sjøbunnsutblåsning. Risikoen presenteres som prosentvis andel av Equinors gjeldende operasjonsspesifikke akseptkriterier (foreliggende kapittel).

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.

6.2.1 Sjøfugl åpent hav

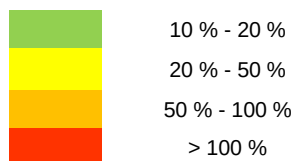
Miljørisiko for pelagisk sjøfugl er presentert i Tabell 6-1 for alle berørte arter i hver sesong.

Høyest risiko for skade på pelagisk sjøfugl er beregnet for *lomvi* i hhv. vårsesongen i kategorien *Alvorlig* miljøskade med 23 % av akseptkriteriet. Høyest beregnet miljørisiko innenfor hver miljøskadekategori, som andel av akseptkriteriet, er som følger:

- 4 % av akseptkriteriet for *Mindre* miljørisiko (krykkje og havhest – vinter).
- 17 % av akseptkriteriet for *Moderat* miljørisiko (krykkje - vinter).
- 15 % av akseptkriteriet for *Betydelig* miljørisiko (lomvi - vår).
- 23 % av akseptkriteriet for *Alvorlig* miljørisiko (lomvi - vår).

Tabell 6-1 Miljørisiko forbundet med utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou, presentert for **sjøfugl åpent hav** for henholdsvis Mindre, Moderat, Betydelig og Alvorlig miljøskade, og vist som andel av akseptkriteriet i de fire skadekategoriene. Miljørisiko for hver ressurs er vist for den måneden som gir høyest utslag i hver av skadekategoriene i vår-, sommer-, høst- og vintersesongen. Fargekoden viser miljørisiko av ulik størrelse.

Art	Andel av akseptkriteriene															
	Vår				Sommer				Høst				Vinter			
	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 - 10 år)	Alvorlig (> 10 år)	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 - 10 år)	Alvorlig (> 10 år)	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 - 10 år)	Alvorlig (> 10 år)	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 - 10 år)	Alvorlig (> 10 år)
Alke	1,4 %	5,7 %	0,0 %	0,0 %	1,1 %	4,6 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %
Havhest	3,2 %	13,2 %	1,2 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %	3,3 %	13,5 %	0,6 %	0,0 %	3,7 %	14,7 %	0,9 %	0,0 %
Havsule	1,9 %	7,5 %	0,0 %	0,0 %	1,5 %	6,2 %	0,0 %	0,0 %	0,3 %	1,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %
Krykkje	3,2 %	15,3 %	5,8 %	0,0 %	2,1 %	8,4 %	0,0 %	0,0 %	3,2 %	15,2 %	6,2 %	0,0 %	3,5 %	16,7 %	7,4 %	0,0 %
Lomvi	1,7 %	10,7 %	14,6 %	22,5 %	1,7 %	9,7 %	11,3 %	17,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Lunde	0,3 %	1,2 %	0,0 %	0,0 %	2,7 %	11,9 %	2,3 %	0,0 %	2,7 %	11,1 %	1,7 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Polarlomvi	1,2 %	4,6 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,5 %	0,0 %	0,0 %	1,3 %	5,2 %	0,0 %	0,0 %	1,6 %	6,3 %	0,0 %	0,0 %
Polarmåke	0,1 %	0,5 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,4 %	0,0 %	0,0 %
MAX	3,2 %	15,3 %	14,6 %	22,5 %	2,7 %	11,9 %	11,3 %	17,0 %	3,3 %	15,2 %	6,2 %	0,0 %	3,7 %	16,7 %	7,4 %	0,0 %



6.2.2 Kystnære sjøfugl (nasjonale datasett)

Miljørisiko for kystnær sjøfugl er presentert i Tabell 6-2 for alle berørte arter i hver sesong.

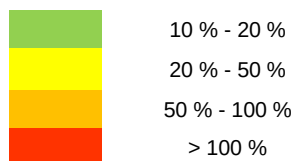
Høyest risiko for skade på kystnær sjøfugl (nasjonale datasett) er beregnet for *lomvi* om våren i kategorien *Moderat* miljøskade med 7 % av akseptkriteriet.

Høyest beregnet miljørisiko innenfor hver miljøskadekategori, uavhengig av sesong og art, som andel av akseptkriteriet er som følger:

- 2 % av akseptkriteriet for *Mindre* miljørisiko (lomvi- vår).
- 7 % av akseptkriteriet for *Moderat* miljørisiko (lomvi- vår).
- 5 % av akseptkriteriet for *Betydelig* miljørisiko (lomvi- vår).
- 6 % av akseptkriteriet for *Alvorlig* miljørisiko (lomvi - sommer).

Tabell 6-2 Miljørisiko forbundet med utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou, presentert for **kystnære sjøfugl (nasjonale datasett)** for henholdsvis *Mindre*, *Moderat*, *Betydelig* og *Alvorlig* miljøskade, og vist som andel av akseptkriteriet i de fire skadekategoriene. Miljørisiko for hver ressurs er vist for den måneden som gir høyest utslag i hver av skadekategoriene i vår-, sommer-, høst- og vintersesongen. Fargekoden viser miljørisiko av ulik størrelse.

Art	Andel av akseptkriteriene															
	Vår				Sommer				Høst				Vinter			
	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
Havhest	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Krykkje	1,0 %	3,9 %	0,0 %	0,0 %	0,8 %	3,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Lomvi	1,5 %	7,4 %	4,8 %	4,8 %	1,1 %	5,6 %	4,4 %	6,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Polarmåke	1,2 %	5,0 %	0,6 %	0,0 %	1,0 %	4,4 %	0,5 %	0,0 %	0,8 %	3,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
MAX	1,5 %	7,4 %	4,8 %	4,8 %	1,1 %	5,6 %	4,4 %	6,3 %	0,8 %	3,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %



6.2.3 Kystnære sjøfugl Svalbard/ Bjørnøya

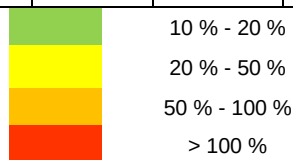
Miljørisiko for alle modellerte arter av kystnære sjøfugl (Svalbard/Bjørnøya) i hver skadekategori og sesong er vist i Tabell 6-3.

Høyest risiko for skade på kystnære sjøfugl i dette området er beregnet for *islom* om våren med 15 % av akseptkriteriet i kategorien *Alvorlig* miljøskade. Høyest beregnet miljørisiko innenfor hver miljøskade kategori, uavhengig av sesong og art, som andel av akseptkriteriet er som følger:

- 2 % av akseptkriteriet for *Mindre* miljørisiko (havsule – vår).
- 8 % av akseptkriteriet for *Moderat* miljørisiko (lomvi –vår).
- 10 % av akseptkriteriet for *Betydelig* miljørisiko (lomvi –vår).
- 15 % av akseptkriteriet for *Alvorlig* miljørisiko (islom – vår).

Tabell 6-3 Miljørisiko forbundet med utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou, presentert for **kystnære sjøfugl (Svalbard/Bjørnøya)** for henholdsvis Mindre, Moderat, Betydelig og Alvorlig miljøskade, og vist som andel av akseptkriteriet i de fire skadekategoriene. Miljørisiko for hver ressurs er vist for den måneden som gir høyest utslag i hver av skadekategoriene i vår-, sommer-, høst- og vintersesongen. Fargekoden viser miljørisiko av ulik størrelse.

Art	Andel av akseptkriteriene															
	Vår				Sommer				Høst				Vinter			
	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
Alke	1,4 %	7,8 %	10,1 %	14,4 %	1,1 %	6,4 %	7,6 %	11,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Havhest	1,3 %	5,6 %	1,2 %	0,0 %	1,0 %	4,5 %	1,6 %	0,0 %	0,8 %	3,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Havsule	1,6 %	7,4 %	3,6 %	0,0 %	1,3 %	6,0 %	2,9 %	0,7 %	0,8 %	3,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Islom	0,2 %	2,8 %	9,1 %	15,4 %	0,2 %	2,4 %	6,7 %	10,6 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Krykkje	1,4 %	5,5 %	0,0 %	0,0 %	1,1 %	4,3 %	0,0 %	0,0 %	0,8 %	3,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Lomvi	1,4 %	7,8 %	10,1 %	14,4 %	1,2 %	6,6 %	7,7 %	11,7 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Lunde	0,7 %	2,9 %	0,0 %	0,0 %	0,8 %	3,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Polarmåke	1,2 %	5,2 %	1,2 %	0,0 %	1,0 %	4,4 %	1,4 %	0,0 %	0,8 %	3,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Smålom	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,5 %	2,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Stellerand	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	2,5 %	6,7 %	9,9 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	0,2 %	0,0 %
Svartbak	0,6 %	2,5 %	0,0 %	0,0 %	0,5 %	2,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
MAX	1,6 %	7,8 %	10,1 %	15,4 %	1,3 %	6,6 %	7,7 %	11,7 %	0,8 %	3,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	0,2 %	0,0 %



6.2.4 Strandhabitat

Miljørisiko for strandhabitat er beregnet for alle årets måneder, og resultatene presenteres sesongvis. De oppgitte verdiene i Tabell 6-4 representerer måneden med høyest utslag innenfor den enkelte sesong. Risikoen presenteres for de ti 10 × 10 km kystrutene med høyest risiko innenfor hver sesong. Nummereringen henviser kun til *rangeringen* av ruter innenfor en sesong, noe som innebærer at eksempelvis rute nr. 5 ikke trenger å referere til samme området om høsten som om sommeren.

Risikoen knyttet til strandhabitat er beregnet å være høyest med 3 % av akseptkriteriet i kategorien *Moderat* miljøskade i vintersesongen. Det forventes ikke stranding på fastlandskysten, og all stranding vil være på Bjørnøya.

Tabell 6-4 Miljørisiko forbundet med utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou, for de ti 10 × 10 km kystrutene med størst miljørisiko innen hver sesong, vektet for overflate- og sjøbunnsutblåsning. Resultatene er presentert som andel av akseptkriteriet (%) per skadekategori.

Sesong	Rutenr.	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 - 10 år)	Alvorlig (> 10 år)
Vår	1	0,6 %	1,1 %	0,0 %	0,0 %
	2	0,9 %	0,9 %	0,0 %	0,0 %
	3	0,7 %	0,9 %	0,0 %	0,0 %
	4	0,7 %	0,7 %	0,0 %	0,0 %
	5	0,4 %	0,6 %	0,0 %	0,0 %
	6	0,2 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %
	7	0,0 %	0,1 %	0,1 %	0,0 %
	8	0,1 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %
	9				
	10				
Sommer	1	0,5 %	0,9 %	0,0 %	0,0 %
	2	0,7 %	0,8 %	0,0 %	0,0 %
	3	0,4 %	0,7 %	0,0 %	0,0 %
	4	0,6 %	0,6 %	0,0 %	0,0 %
	5	0,5 %	0,5 %	0,0 %	0,0 %
	6	0,2 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %
	7				
	8				
	9				
	10				
Høst	1	1,4 %	2,4 %	0,0 %	0,0 %
	2	1,5 %	1,9 %	0,0 %	0,0 %
	3	0,8 %	1,5 %	0,0 %	0,0 %
	4	1,2 %	1,2 %	0,0 %	0,0 %
	5	1,0 %	1,0 %	0,0 %	0,0 %
	6	0,2 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %
	7	0,1 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %
	8				
	9				
	10				
Vinter	1	1,5 %	2,6 %	0,0 %	0,0 %
	2	1,3 %	1,6 %	0,0 %	0,0 %
	3	1,4 %	1,4 %	0,0 %	0,0 %
	4	1,0 %	1,0 %	0,0 %	0,0 %
	5	0,5 %	0,9 %	0,0 %	0,0 %
	6	0,2 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %
	7				
	8				
	9				
	10				

6.3 Oppsummering av miljørisiko forbundet med boring av letebrønn 7322/6-1 Shenzhou

Risikobildet endrer seg gjennom året for de ulike ressursene avhengig av hvor de oppholder seg. Bevegelsesmønsteret og arealbruken styres av hvilken sjøfuglgruppe arten hører til og hvilken fase ressursene er i. I hekkeperioden trekker sjøfuglene mot kysten og samles i hekkekolonier. Etter hekkingen er over drar artene ut på havet igjen på næringssøk.

Det er relativt lave rater som forventes gitt en utblåsning fra 7322/6-1 Shenzhou. Resultatene fra oljedriftsmodelleringen viser at influensområdet er relativt stort, men at det forventes små oljemengder på overflaten innenfor store deler av influensområdet (< 50 tonn i 10x10 km gridruter). Det er sannsynlighet for størst oljemengder i området nær brønnlokasjon (50-100 tonn pr 100 km²). Oljemengdene overlapper med utbredelse av ressursgruppene (VØK) på åpent hav og strandhabitater på Bjørnøya. Sannsynlighet for de største oljemengdene er på åpent hav rundt brønnlokasjonen, og det er derfor de pelagiske sjøfuglartene er dimensjonerende for miljørisikonivået.

Det er størst sannsynlighet for 1-5 % bestandstap (43 %), som betyr at restitusjonstiden er opp til 3 år. Det er også en liten sannsynlighet for høyere bestandstap >20 %, som betyr at restitusjonstiden kan være mer enn 10 år (alvorlig skadekategori). Høyeste miljørisiko er beregnet til 23 % av akseptkriteriet i alvorlig skadekategori for pelagiske sjøfugl. For kystnære sjøfugl og strandhabitater er risikonivået lavere (≤15 % av akseptkriteriet).

Det er viktig å merke seg at pelagisk og kystnær sjøfugl i utgangspunktet kan tilhøre samme bestand, men at analysene er basert på to ulike datasett etter sjøfuglenes tilholdssted i ulike perioder av året. I vår-/ sommersesongen vil hekkebestandene av de pelagiske artene trekke inn mot kysten (hekkekoloniene), og inngår i denne perioden i datasettet for kystnær sjøfugl.

Miljørisikoen forbundet med boring av letebrønn 7322/6-1 Shenzhou ligger for alle VØK-kategoriene innenfor Equinors operasjonsspesifikke akseptkriterier i de ulike månedene og sesongene. Det kan dermed konkluderes med at miljørisikoen forbundet med boring av brønn 7322/6-1 Shenzhou er akseptabel sett i forhold til Equinors akseptkriterier for miljørisiko.

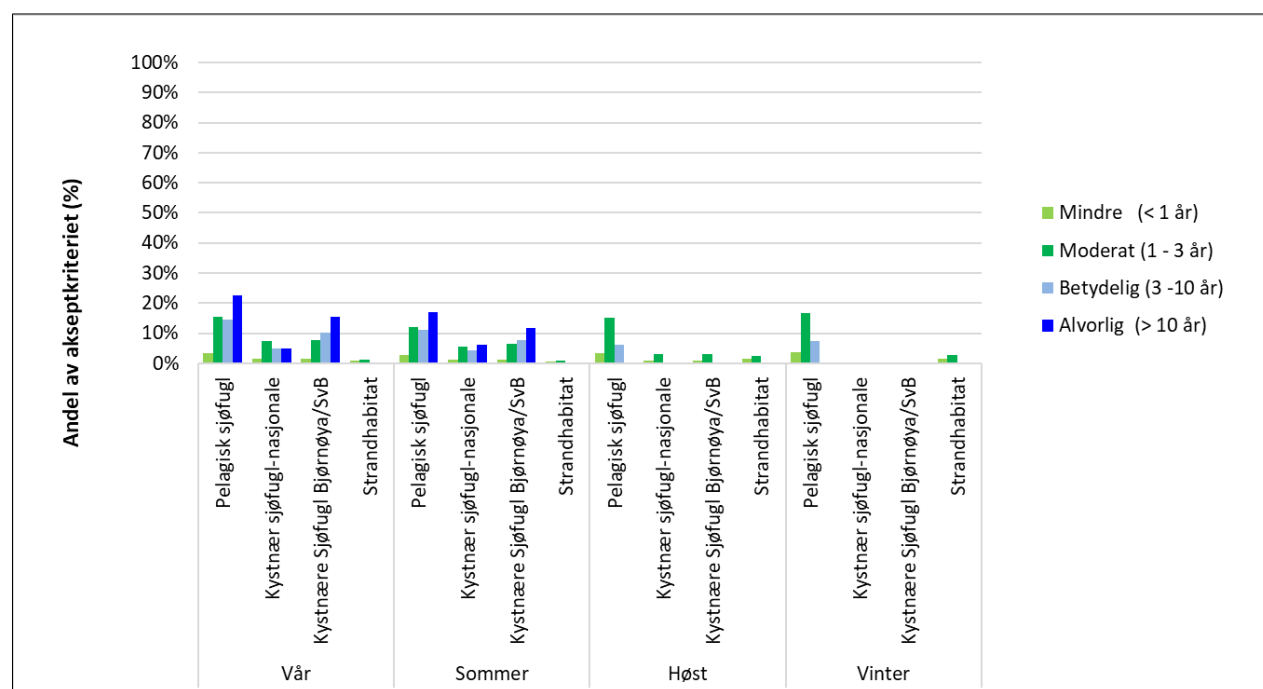
6.3.1 Oppsummering av miljørisiko per sesong

Tabell 6-5 og Figur 6-9 viser sesongvis høyest miljørisiko for hver av VØK-kategoriene; pelagisk og kystnær sjøfugl (nasjonale datasett og Svalbard/Bjørnøya) og strandhabitat, uavhengig av art. Miljørisikoen er presentert som prosentandel av Equinors operasjonsspesifikke akseptkriterier.

Pelagisk sjøfugl (lomvi) er dimensjonerende for risikonivået med 23 % av akseptkriteriet for *Alvorlig* miljøskade i vårsesongen (mars-mai). Det høyeste risikonivået for kystnære sjøfugl (Svalbard/Bjørnøya) er 15 % (islom sommersesongen) for *Alvorlig* miljøskade. Det høyeste beregnede risikonivået for kystnære sjøfugl (nasjonale datasett) er 7 % (lomvi – vår)) og høyeste beregnede risikonivå for strandhabitat er 3 % (vinter), begge for *Moderat* miljøskade. Det er ingen sannsynlighet for bestandstap eller miljørisiko for marine pattedyr.

Tabell 6-5 Beregnet sesongvis miljørisiko for alle VØK-kategoriene lagt til grunn i analysen for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou. For sjøfugl er den månedlige verdien som gir høyest utslag innenfor de ulike skadekategoriene presentert, uavhengig av art. For strandhabitat er risikoen presentert for den 10 × 10 km kystruten (strand) som viser høyest utslag. Verdiene er oppgitt som prosent av Equinors operasjonsspesifikke akseptkriterier.

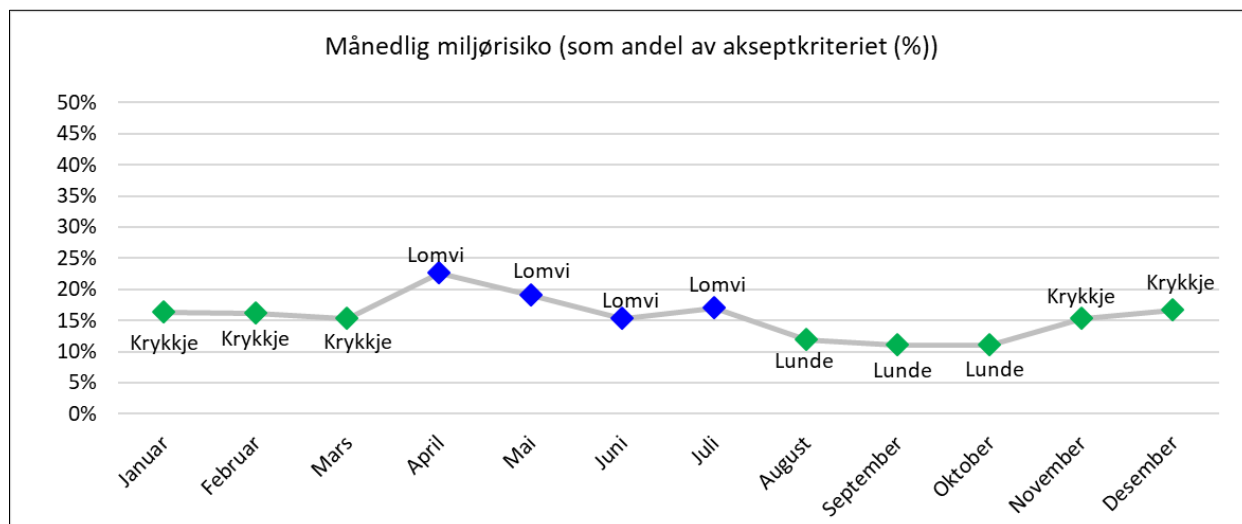
Sesong	VØK-gruppe	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Betydelig (3 -10 år)	Alvorlig (> 10 år)
Vår	Pelagisk sjøfugl	3,2 %	15,3 %	14,6 %	22,5 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	1,5 %	7,4 %	4,8 %	4,8 %
	Kystnære Sjøfugl Bjørnøya/SvB	1,6 %	7,8 %	10,1 %	15,4 %
	Strandhabitat	0,9 %	1,1 %	0,1 %	0 %
Sommer	Pelagisk sjøfugl	2,7 %	11,9 %	11,3 %	17,0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	1,1 %	5,6 %	4,4 %	6,3 %
	Kystnære Sjøfugl Bjørnøya/SvB	1,3 %	6,6 %	7,7 %	11,7 %
	Strandhabitat	0,7 %	0,9 %	0 %	0 %
Høst	Pelagisk sjøfugl	3,3 %	15,2 %	6,2 %	0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	0,8 %	3,1 %	0 %	0 %
	Kystnære Sjøfugl Bjørnøya/SvB	0,8 %	3,1 %	0 %	0 %
	Strandhabitat	1,5 %	2,4 %	0 %	0 %
Vinter	Pelagisk sjøfugl	3,7 %	16,7 %	7,4 %	0 %
	Kystnær sjøfugl-nasjonale	0 %	0 %	0 %	0 %
	Kystnære Sjøfugl Bjørnøya/SvB	0 %	0,2 %	0,2 %	0 %
	Strandhabitat	1,5 %	2,6 %	0 %	0 %



Figur 6-9 Beregnet miljørisiko for alle VØK-kategoriene lagt til grunn i analysen for de ulike sesongene, for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou. Verdiene er oppgitt som prosent av Equinors operasjonsspesifikke akseptkriterier.

6.3.2 Oppsummering av miljørisiko per måned

Figur 6-10 viser høyeste miljørisiko i de ulike månedene gjennom året. Det er krykkje, lomvi og lunde fra datasett pelagisk sjøfugl som er dimensjonerende arter for miljørisiko gjennom året. I Tabell 6-6 er høyeste miljørisiko vist per måned i de ulike skadekategoriene, og resultatene viser at de dimensjonerende artene for miljørisikoen har høyest utslag i moderat og alvorlig skadekategori. Høyeste månedlige miljørisiko for hver av VØK-gruppene kystnære sjøfugl (nasjonale data), kystnære sjøfugl (Svalbard/Bjørnøya) og strandhabitat er vist for hver skadekategori i Tabell 6-7 til Tabell 6-9.



Figur 6-10 Dimensjonerende arter for miljørisiko for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou i de ulike månedene gjennom året. Artene i figuren er fra datasett pelagisk sjøfugl Barentshavet, da det er dette datasettet som gir høyest miljørisiko i alle årets måneder. Det er høyest utslag i skadekategori moderat (grønn) og alvorlig (blå) i de ulike månedene.

Tabell 6-6 Høyeste miljørisiko per måned for **sjøfugl åpent hav** i de ulike skadekategoriene mindre, moderat, betydelig og alvorlig. I alle månedene er det pelagiske sjøfuglarter som er dimensjonerende for risikobildet for brønn 7322/6-1 Shenzhou.

Måned	Mindre miljøskade (<1 år)		Moderat miljøskade (1-3 år)		Betydelig miljøskade (3-10 år)		Alvorlig miljøskade (> 10 år)	
	Art	Risiko	Art	Risiko	Art	Risiko	Art	Risiko
Januar	Havhest	3,5	Krykkje	16,3	Krykkje	6,6	na	na
Februar	Havhest	3,7	Krykkje	16,2	Krykkje	7,4	na	na
Mars	Krykkje	3,3	Krykkje	15,3	Krykkje	5,8	na	na
April	Krykkje	2,3	Lomvi	9,9	Lomvi	14,6	Lomvi	22,5
Mai	Krykkje	2,4	Lomvi	10,7	Lomvi	14,0	Lomvi	19,1
Juni	Krykkje	2,0	Lomvi	8,7	Lomvi	9,7	Lomvi	15,3
Juli	Krykkje	2,1	Lomvi	9,7	Lomvi	11,3	Lomvi	17,0
August	Lunde	2,7	Lunde	11,9	Lunde	2,4	na	na
September	Lunde	2,7	Lunde	11,1	Lunde	1,0	na	na
Oktober	Lunde	2,6	Lunde	11,1	Lunde	1,71	na	na
November	Havhest	3,3	Krykkje	15,2	Krykkje	6,2	na	na
Desember	Havhest	3,6	Krykkje	16,7	Krykkje	6,5	na	na

Tabell 6-7 Høyeste miljørisiko for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou per måned for **kystnære sjøfugl-nasjonale data** i de ulike skadekategoriene mindre, moderat, betydelig og alvorlig. Tabellen viser også arten med høyest utslag i hver måned og hver kategori.

Måned	Mindre miljøskade (<1 år)		Moderat miljøskade (1-3 år)		Betydelig miljøskade (3-10 år)		Alvorlig miljøskade (> 10 år)	
	Art	Risiko	Art	Risiko	Art	Risiko	Art	Risiko
Januar	na	na	na	na	na	na	na	na
Februar	na	na	na	na	na	na	na	na
Mars	Lomvi	0,6	Lomvi	2,2	na	na	na	na
April	Lomvi	1,4	Lomvi	7,4	Lomvi	4,8	Lomvi	3,3
Mai	Lomvi	1,5	Lomvi	7,4	Lomvi	4,4	Lomvi	4,8
Juni	Lomvi	1,0	Lomvi	4,8	Lomvi	3,4	Lomvi	4,3
Juli	Lomvi	1,1	Lomvi	5,6	Lomvi	4,4	Lomvi	6,3
August	Krykkje	0,6	Krykkje	2,5	na	na	na	na
September	Polarmåke	0,8	Polarmåke	3,1	na	na	na	na
Oktober	na	na	na	na	na	na	na	na
November	na	na	na	na	na	na	na	na
Desember	na	na	na	na	na	na	na	na

Tabell 6-8 Høyeste miljørisiko for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou per måned for **kystnære sjøfugl-Svalbard/Bjørnøya** i de ulike skadekategoriene mindre, moderat, betydelig og alvorlig. Tabellen viser også arten med høyest utslag i hver måned og hver kategori.

Måned	Mindre miljøskade		Moderat miljøskade		Betydelig miljøskade		Alvorlig miljøskade	
	Art	Risiko	Art	Risiko	Art	Risiko	Art	Risiko
Januar	na	na	Stellerand	0,1	Stellerand	0,1	na	na
Februar	na	na	na	na	na	na	na	na
Mars	Alke	0,6	Alke	2,2	na	na	na	na
April	Krykkje	1,4	Alke	7,6	Lomvi	10,1	Alke	14,4
Mai	Havsule	1,6	Alke	7,8	Islom	9,2	Islom	15,4
Juni	Lomvi	1,1	Lomvi	6,1	Islom	6,6	Islom	10,6
Juli	Lomvi	1,2	Lomvi	6,6	Lomvi	7,7	Lomvi	11,7
August	Havsule	1,3	Havsule	6,0	Stellerand	4,8	Stellerand	6,1
September	Havhest	0,8	Havhest	3,1	na	na	na	na
Oktober	Havsule	0,7	Havsule	2,9	na	na	na	na
November	na	na	na	na	na	na	na	na
Desember	na	na	Stellerand	0,2	Stellerand	0,2	na	na

Tabell 6-9 Høyeste miljørisiko for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou per måned for **strandhabitat** i de ulike skadekategoriene mindre, moderat, betydelig og alvorlig.

Måned	Mindre miljøskade (<1 år)	Moderat miljøskade (1-3 år)	Betydelig miljøskade (3-10 år)	Alvorlig miljøskade (> 10 år)
Januar	1,4	2,1	0	0
Februar	1,1	2,0	0	0
Mars	0,7	1,0	0	0
April	0,7	1,1	0,1	0
Mai	0,9	0,9	0	0
Juni	0,7	0,8	0	0
Juli	0,6	0,9	0	0
August	0,5	0,9	0	0
September	1,0	1,2	0	0
Oktober	0,9	1,3	0	0
November	1,6	2,4	0	0
Desember	1,5	2,6	0	0

7 BEREDSKAPSANALYSE FOR LETEBRØNN 7322/6-1 SHENZHOU

7.1 Ansvar for oljevernberedskap på norsk sokkel

Ansvar for oljevernberedskapen på norsk sokkel er fordelt mellom følgende tre nivåer

(<http://www.norskoljeoggass.no/no/Faktasider/Miljo1/Oljevern/>):

Privat beredskap

Dette er operatørselskapenes egen beredskap som skal dimensjoneres til å håndtere akutte hendelser som følge av egen aktivitet. [Norsk Oljevernforening for Operatørselskap](#) (NOFO) ivaretar operatørselskapenes operative oljevernberedskap i Norge.

Kommunal beredskap

Kommuner skal sørge for nødvendig beredskap mot mindre tilfeller av akutt forurensning som kan inntreffe eller medføre skadevirkninger innen kommunen, og som ikke dekkes av privat beredskap. Denne beredskapen er organisert gjennom interkommunale utvalg mot akutt forurensning (IUA). NOFO har inngått avtale med samtlige relevante IUA langs kysten om bistand i oljevernaksjoner.

Statlig beredskap

Denne organiseres og forvaltes av [Kystverket](#). Beredskapen er dimensjonert og rettet mot akutt forurensning fra skipstrafikk og annen virksomhet som ikke dekkes av privat og kommunal beredskap.

7.2 Metode for gjennomføring av miljørettet beredskapsanalyse

Det er gjennomført beregninger av beredskapsbehov knyttet til en utblåsning fra brønn 7322/6-1 Shenzhou. Beregningen er gjort i henhold til veiledningen «Veiledning for miljørettede beredskapsanalyser» (Norsk olje og gass, 2013), basert på dimensjonerende utslippshendelse (DFU, se avsnitt 2.1, som er en overflateutblåsning. Det forventes en oljetype med liknende egenskaper som Wisting råolje og denne er benyttet som referanseolje. Forvittringsdata for Wisting råolje (Akvaplan niva, 2015) benyttes som underlag for beregning av emulsjonsvolum og vurdering av beredskapsmessig relevante egenskaper. Både emulsjonsvolum og effektivitet av barrierer beregnes sesongvis basert på gjennomsnitt for aktuelle parametere (eksempelvis lys, vind og temperatur).

For å kunne beregne behovet på en måte som best beskriver de operative forholdene, bruker beredskapsanalysen begrepet barrierer (Figur 7-1). Barrierebegrepet samsvarer med de ulike sonene der oljen skal bekjempes, og er i henhold til internasjonale standarder:

- Barriere 1 er nærmest mulig kilden
- Barriere 2 er mellom kilden og kysten
- Barriere 3 er kystnære områder
- Barriere 4 er remobiliserbar strandet olje
- Barriere 5 er strandet olje

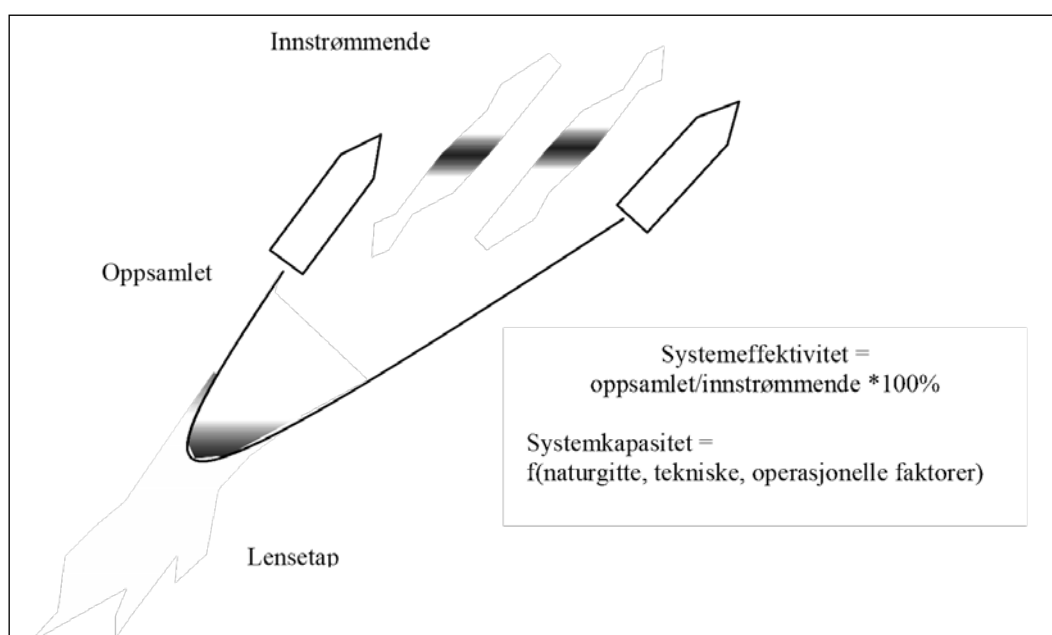
Ingen tiltak er alene 100 % effektive, men kan under optimale forhold samlet oppnå en høy ytelse. Beregningen tar hensyn til ytelsen av systemene og dermed også barrierene. I hver barriere/sone (unntatt den første) tas det hensyn til effekten av tiltak i foregående barriere/sone.



Figur 7-1 Barrierer i beredskapsanalysen (Kilde: Nofos planverk)

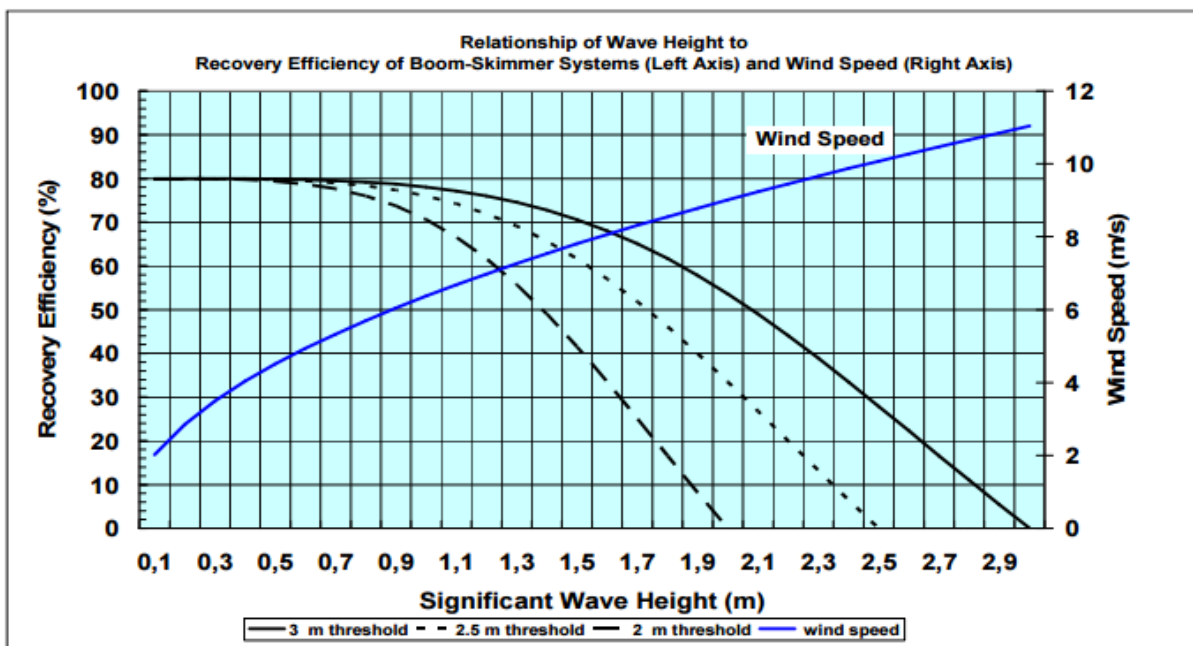
7.2.1 Effektivitet

En barriere vil normalt bestå av ett eller flere oppsamlingssystemer. Figur 7-2 illustrerer et standardssystem bestående av to fartøyer, lense, oljeopptaker og lagringskapasitet. Effekten av hver enkelt barriere avhenger av vær- (lensetap øker med økende bølgehøyde) samt lysforhold (det antas en lavere effektivitet ved dårlige lysforhold som en konsekvens av høyere sannsynlighet for at olje flak passerer på utsiden av lensene). I mørket forventes en effektivitetsreduksjon til 65 % (Norsk olje og gass, 2013). Forventet effektivitet av en barriere er også lavere med økende avstand fra kilden.



Figur 7-2 Systemeffektiviteten tilsvarer den andelen av sveipet overflateolje som samles opp.

Systemeffektivitet er et uttrykk for hvor mye olje som samles opp fra et lense-system og er dermed hovedsakelig relatert til lensetype, selve operasjonen, oljens egenskaper og bølge-/strømforhold. Lysforhold påvirker i liten grad systemeffektiviteten. Mange år med olje-på-vann øvelser har etablert kunnskap om hvilken oppsamlingseffektivitet som oppnås med et NOFO-system som funksjon av bølgehøyde. For havgående NOFO-system forventes systemeffektiviteten å være lik null ved sjøtilstander over 4 meter signifikant bølgehøyde (H_s), mens tilsvarende for havgående kystvakt er forventet å være 3 meter H_s . Figur 7-3 gir en benyttet sammenheng mellom systemeffektivitet og bølgehøyde basert på dette erfaringsmaterialet for henholdsvis mellomtungt og lett lenseutstyr.



Figur 7-3 Sammenhengen mellom signifikant bølgehøyde (meter) og systemeffektivitet (%) (Norsk olje og gass, 2013).

7.2.2 Kapasitet og dimensjonering

Dimensjonering av oljevernberedskap gjøres som en regnearkøvelse, hvor forvitningsdata for Wisting råolje, lokale klimatiske forhold (temperatur, vind, lys), oppgitt kapasitet til NOFO systemer, og lys- og bølgerelaterte effektivitetsvurderinger inngår. Standard NOFO-systemer har opptakskapasitet på 2400 Sm³/døgn, mens Hi-Wax/Hi-Visc skimmersystemer har en opptakskapasitet på 1900 Sm³/døgn.

For kystsystemer varierer nominell opptakskapasitet mellom 35 m³ oljeemulsjon pr time for Kystvaktsystem av Nornen-klassen til 20 m³ oljeemulsjon pr time for tradisjonelle og aktive (hurtige) kyst og fjordsystemer.

Beredskapen dimensjoneres for tilstrekkelig kapasitet i barriere 1 (nær kilden) og 2 (langs drivbanen) til å håndtere tilflyt av emulsjon fra en hendelse tilsvarende dimensjonerende DFU (for metodikk se Norsk olje og gass, 2014).

7.2.3 Oljens egenskaper relevant for oppsamling, opptak og dispergering

Utover dimensjoneringen av oljevernberedskapen med tanke på mekanisk opptak, vurderes også oljens egenskaper kvalitativt. Her er de sentrale parameterne viskositet og dispergerbarhet. Viskositet er viktig for mekanisk opptak, og oljens dispergerbarhet i ulike tidsvinduer avgjør når kjemisk dispergering forventes relevant som tiltak.

7.2.3.1 Mekanisk oppsamling

Studier utført av SINTEF på oljevernutstyr har vist at overløpsskimmere (TransRec) kan ha redusert systemeffektivitet ved viskositeter over 20 000 cP. Ved viskositet over 20 000 cP er det anbefalt å bytte ut vanlige overløpsskimmer med Hi-Wax/Hi-Visc utstyr for å optimalisere opptakseffektiviteten (Leirvik *et al.*, 2001). Mekanisk oppsamling fungerer best ved viskositeter over 1000cP, grunnet lensetap ved lavere viskositeter (Nordvik *et al.*, 1992).

7.2.3.2 Kjemisk dispergering

Kjemisk dispergering skal vurderes som et supplement til mekanisk oppsamling, eller som et alternativ til mekanisk oppsamling dersom det foreligger dokumentasjon på at bruk av dispergeringsmiddel reduserer miljøpåvirkningen mest i den spesifikke forurensningssituasjonen (Norsk olje og gass, 2013/Miljøverndepartementet, 2001). Dokumentasjonen skal gi beslutningstaker tilstrekkelig grunnlag for å avgjøre hvilke tiltak og bekjempelsesstrategi som totalt sett gir minst belastning på naturen i berørt område. I forbindelse med en eventuell aksjon der kjemisk dispergering inngår skal det fylles ut et *Kontroll- og Beslutningsskjema for dispergering* (se www.kystverket.no) som sendes myndighetene.

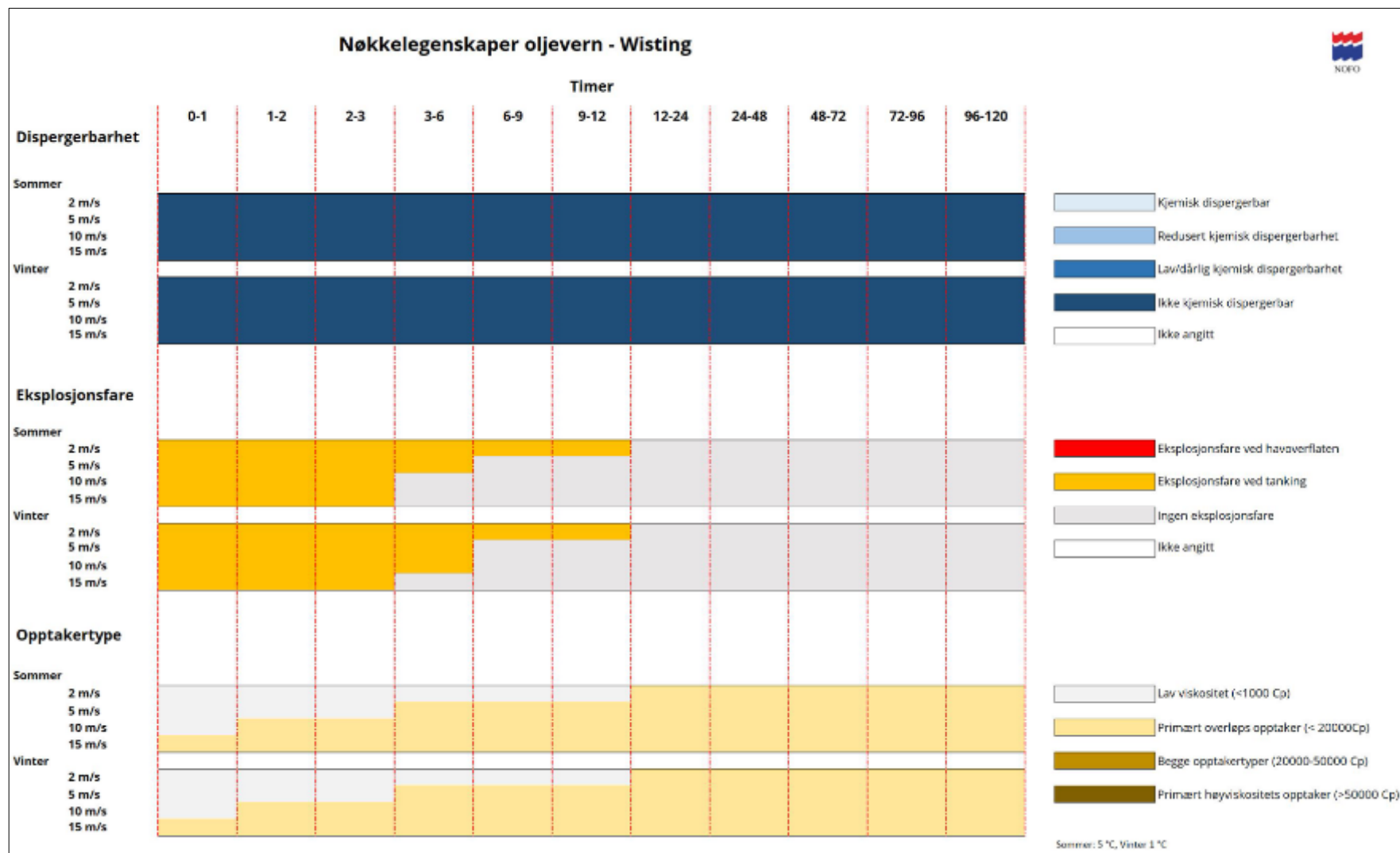
Hvor lenge oljen er dispergerbar avhenger blant annet av endring i viskositet over tid av oljeemulsjonen, lokalisert på havoverflaten.

7.3 Oljens egenskaper i forhold til mekanisk oppsamling og kjemisk dispergering

Egenskaper for Wisting råolje er brukt i beregningene. Bakgrunnsinformasjonen er hentet fra et forvitringsstudium gjennomført av Akvaplan-Niva (2015). Se avsnitt 3.1 for oljespesifikke parametere.

Figur 7-4 viser at Wisting oljen vil være egnet for mekanisk oppsamling, men oljen danner emulsjoner med relativt lav viskositet og i en mekanisk oppsamlingsaksjon vil en måtte regne med problemer med lenselekkasje. Mekanisk oppsamling fungerer best ved viskositeter over 1000cP, noe som oppnås etter 3 timer på sjø ved 5 m/s vind og ved høyere vindhastigheter så er oljen opptakbar relativt umiddelbart. Viskositeten til emulsjonen er ikke forventet å overstige 20 000 mPa og er egnet for opptak med tradisjonell overløps-skimmer ved en eventuell oljevernaksjon.

Wisting råolje er ikke kjemisk dispergerbar. Ved funn og en eventuell beredskapsaksjon vil det tas prøver av oljen for å vurdere dispergerbarheten.



Figur 7-4 Potensiale for mekanisk oppsamling og kjemisk dispergering basert på viskositet av Wisting olje (Akvaplan-Niva, 2015; <https://www.nofo.no/planverk/datasett/oljetyper-og-egenskaper/nokkelegenskaper/>).

7.4 Dimensjonerende utblåsningsrate

I henhold til eksisterende industristandard (Norsk olje og gass, 2013) skal vektet utblåsningsrate være dimensjonerende når beredskapsbehovet for leteboring beregnes. Vektet utblåsningsrate er beregnet til 426 Sm³/d for både en overflateutblåsning og en sjøbunnsutblåsning for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou (Equinor, 2018).

Det er dimensjonert for overflateutblåsning da det er dette scenarioet som forventes å medføre størst oljemengder på havoverflaten.

7.5 Ytelseskrav til beredskapen

Equinors ytelseskrav til beredskap mot akutt forurensning er satt ut fra Equinors forutsetninger og metode for beredskapsdimensjonering i alle barrierer, som også er i tråd med forutsetninger og metodikk som benyttes i NOROG veiledning og NOFO. Ytelseskravene er:

- **Barriere 1 (nær kilden):** Skal ha tilstrekkelig kapasitet til å kunne bekjempe beregnet emulsjonsmengde på sjø. Første system innen best oppnåelig responstid. Full kapasitet snarest mulig og senest innen 95-persentilen av korteste modellerte drivtid til land, basert på beregnet kapasitetsbehov.
- Equinor setter, som et minimum, krav til tilstrekkelig kapasitet for å bekjempe et oljeutslipp på minimum 500 m³ med ressurser som skal være klar for operasjon innen 5 timer etter at utslippet er oppdaget.
- **Barriere 2 (åpent hav):** Skal ha tilstrekkelig kapasitet til å kunne bekjempe den mengden emulsjon som passerer barriere 1 på grunn av operative begrensninger. Første system skal mobiliseres fortløpende etter at systemene i barriere 1 er mobilisert og med full kapasitet innen 95-persentilen av korteste modellerte drivtid til land.
- **Barriere 3 og 4 (kyst og fjord):** Skal ha tilstrekkelig kapasitet til å kunne bekjempe 95-persentilen av maksimalt strandet mengde emulsjon innen influensområdet. Systemene skal være mobilisert innen 95-persentilen av korteste modellerte drivtid til land. I de tilfeller hvor influensområdet strekker seg over store deler av kysten eller det av andre årsaker er hensiktsmessig å beregne responstid til spesifikke områder, vil det være mulig å differensiere responstiden i henhold til NOFOs eksempelområder (også kalt prioriterte områder).
- **Barriere 5 (strandsone):** Skal ha tilstrekkelig kapasitet til å kunne bekjempe 95-persentilen av maksimalt strandet mengde emulsjon inn til et prioritert område. Personell og utstyr til strandsanering skal være klar til operasjon innen 95-persentilen av korteste modellerte drivtid inn til prioritert område for de berørte områder med kortere drivtid enn 20 døgn. En plan for grovrensing av forurenset strand skal utarbeides senest innen 7 døgn fra registrert påslag av oljeemulsjon. Grovrensing av de påslagsområder som prioriteres av operasjonsledelsen i samråd med aksjonsledelsen skal være gjennomført innen 100 døgn fra plan for grovrensing foreligger, forutsatt at dette kan gjennomføres på en sikkerhetsmessig forsvarlig måte.

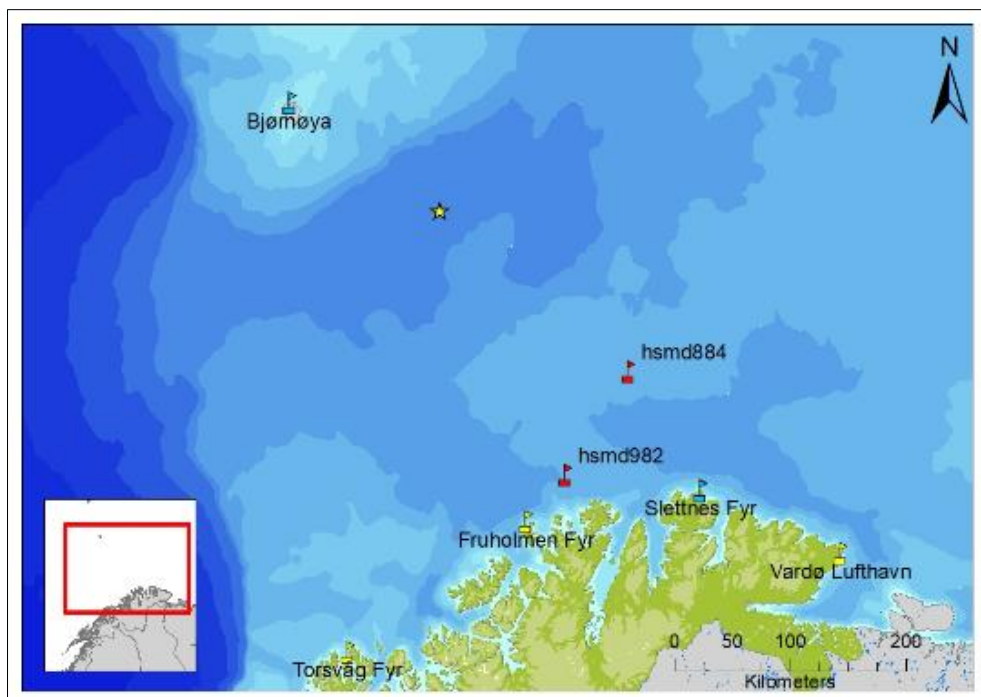
Under en reell hendelse vil imidlertid prioritering av innsats baserer på en helhetlig vurdering der man tar hensyn til en rekke forhold (eks: sesong/årstid, værforhold, tilstedeværelse av naturressurser).

7.6 Beregnet beredskapsbehov åpent hav (barriere 1 og 2)

For å beregne systembehov for mekanisk opptak i barriere 1 og 2, er det tatt utgangspunkt i lokal vind- og temperaturstatistikk for et utvalg av parametere fra forvittringsstudien til Wisting råolje (Tabell 7-1) (Akvaplan niva, 2015). Data innsamlet ved Bjørnøya er lagt til grunn for sjøtemperatur og for vindstyrke (Figur 7-5) (eKlima, 2016).

For den aktuelle brønnen er det beregnet operasjonslys for boreoperasjonen ved å benytte geografiske koordinater til brønnlokasjonen. Timer med dagslys og dagslysandelen er presentert i Tabell 7-1.

Effektivitet som funksjon av bølgehøyde er også presentert i Tabell 7-1. Bølgehøydeobservasjoner er innhentet fra Meteorologisk Institutt's nærmeste observasjonspunkt til den aktuelle brønnen (hsmd 884) (eKlima, 2016) (Figur 7-5).



Figur 7-5 Oversikt over stasjoner for innsamling av data for vindstyrke og sjøtemperatur (Bjørnøya) og bølgehøyder (hsmd 884). Lokasjon for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou er vist med gul stjerne.

Tabell 7-1 Vindhastigheter og sjøtemperaturer er målt ved Bjørnøya. Avrundet verdi refererer til valg av datasett i forvittringsstudiet. Andel dagslys er oppgitt som timer dagslys og prosent (%), og er beregnet for planlagt borelokasjon. Siste kolonne viser effektiviteten av mekanisk oppsamling som en funksjon av bølgehøyde for nærmeste målepunkt, hsmd 884. Data er hentet fra eKlima (2016).

Sesong	Målt vind (m/s)		Målt sjøtemperatur (°C)		Timer dagslys (t)	Dagslysandel (%)	Effektivitet som en funksjon av bølgehøyde (%)
	Snitt	Avrundet	Snitt	Avrundet			
Vår (mars-mai)	7,0	5	0,0	5	20	82	61
Sommer (juni-august)	5,7	5	3,9	5	24	100	70
Høst (september-november)	7,3	5	3,0	5	12	49	58
Vinter (desember-februar)	8,3	10	-1,2	5	4	16	48

Forvitringsegenskapene til oljen, gitt de klimatiske forholdene presentert i tabellen over, er oppsummert i Tabell 7-2 sammen med beregnet beredskapsbehov i barrierene 1 og 2.

Med utgangspunkt i forvitringsdataene (Akvaplan niva, 2015) og vektet utblåsningsrate (Equinor, 2018) er emulsjonsmengden tilgjengelig for mekanisk opptak på åpent hav beregnet. For systembehovene i barriere 1 og 2 er forvitringsdata for henholdsvis 2 og 12 timer forvitret olje lagt til grunn for alle sesonger.

Ved en utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou er behovet beregnet til ett NOFO-system i barriere 1 og ett NOFO system i barriere 2, totalt to NOFO-system i alle fire sesonger (Tabell 7-2).

Tabell 7-2 Beregnet systembehov for overflateutblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou. Beregningene for barriere 1 er basert på den oljemengden som, basert på forvitringsegenskapene til wisting råolje, tilflyter barrieren. For barriere 2 er det beregnet systembehov på samme måte, men gitt at barriere 1 er operativ.

Parameter	Vår	Sommer	Høst	Vinter
Vektet utblåsningsrate (Sm ³ /d)	426	426	426	426
Fordampning etter 2 timer på sjø	5 %	5 %	5 %	7 %
Nedblanding etter 2 timer på sjø	3 %	3 %	3 %	19 %
Oljemengde tilgj. for emulsjonsdannelse (Sm ³ /d)	392	392	392	315
Vannopptak etter 2 timer på sjø (%)	27 %	27 %	27 %	54 %
Viskositet etter 2 timer på sjø (cP)	315	315	315	1290
Emulsjonsmengde for opptak i barriere 1 (Sm ³ /d)	537	537	537	685
Opptakskapasitet (Sm ³ /d)	2400	2400	2400	2400
Behov for NOFO-systemer i barriere 1	0,2 (1)	0,2 (1)	0,2 (1)	0,3 (1)
Effektivitet av barriere 1	57 %	70 %	48 %	34 %
Olje ut av barriere 1	168	119	205	209
Fordampning etter 12 t (%)	13 %	13 %	13 %	16 %
Nedblanding etter 12 t (%)	0 %	0 %	0 %	30 %
Vannopptak etter 12 timer på sjø (%)	56 %	56 %	56 %	57 %
Viskositet etter 12 timer på sjø (cP)	2800	2800	2800	3640
Olje inn i barriere 2	159	113	194	167
Opptakskapasitet (Sm ³ /d)	2400	2400	2400	2400
Emulsjonsmengde til barriere 2 (Sm ³ /d)	362	257	442	388
Behov for NOFO-systemer i barriere 2	0,2 (1)	0,1 (1)	0,2 (1)	0,2 (1)
Effektivitet av barriere 1+2	69 %	80 %	60 %	45 %
Totalt systembehov barriere 1 og 2	2	2	2	2

7.7 Responstider

NOFO disponerer oljevernfarfartøy både som del av områdeberedskapen på norsk sokkel og tilknyttet landbaser langs kysten. Responstid til hvert enkelt system avhenger av seilingstid (avstand til lokasjon og hastighet), frigivelsestid, samt tid for utsetting av lense, for både OR-fartøy og slepebåt.

Oljevernfarfartøyene er utstyrt med lenser og oljeopptakere. For å operere behøver de et slepefartøy som trekker i den andre enden av lensen. NOFO-fartøy inkludert slepebåt kalles et NOFO-system.

Responstider er beregnet for identifiserte oljevern fartøy og slepe fartøy, som sammen gir responstid for NOFO-systemer til den aktuelle lokasjonen. Responstider avspeiler garanterte maksimale responstider for tilgjengelige NOFO-fartøy og slepebåter på norsk sokkel.

Responstidene for oljevern fartøy er beregnet ut fra følgende antagelser (fra NOFO, 2018):

- 14 knop transitt hastighet.
- 1 time for utsetting av lense.
- 4-6 timers frigivelsestid for områdefartøy.
- 10 timer mobiliseringstid for første fartøy fra NOFO baser (20 timer mobiliseringstid for system fra Sandnessjøen) og 30 timer mobiliseringstid for andre fartøy fra NOFO baser.

Tabell 7-3 gir en oppsummering av responstidene som søkes benyttet for brønnoperasjonene.

2 NOFO system er tilgjengelig innen 36 timer. I henhold til ytelseskravene til Equinor og veiledningen til Norsk olje og gass skal fullt utbygd barriere 2 være på plass senest innen korteste drivtid til land (95 persentil) som er på 16,3 døgn for letebrønn 7322/6-1 Shenzhou. De to systemene vil være operative innen 36 timer i alle sesonger. Dette er den raskest mulige løsningen med systemer innenfor planforutsetningene. For å øke robustheten i beredskapsoppsettet er det listet opp 4 systemer som alle møter kravet om fullt utbygd barriere innen korteste drivtid til land (16,3 døgn).

Dersom andre fartøy er i området samtidig med denne boreaktiviteten vil disse kunne benyttes i en eventuell boreoperasjon.

Tabell 7-3 Beregninger av responstid for oljevern fartøy ved utblåsning fra letebrønn 7322/6-1 Shenzhou i PL722 for OR- og slepe fartøy.

System	Seilings-tid (t)	Tids-tillegg (t)	Samlet responstid NOFO-fartøy (t) ¹⁾	Slepe fartøy	Samlet responstid Slepe fartøy (t)	Total responstid for komplett system (t)
Stand-by fartøy	1,0	1	2			2
Goliat	9,9	4	15	NOFO pool	36	36
Avløser Nord	12,7	4	18	NOFO pool	36	36
Hammerfest S1	12,7	10	24	NOFO pool	36	36

1) Spesifikk mobiliseringstid for områdefartøy og basefartøy inkluderer mobiliseringstid for NOFO (1 time), frigivelsestid fra operatør (2-6 timer), og tid for utsetting av lense (1 time).

7.8 Modellering av beredskapsbehov åpent hav (barriere 1 og 2)

7.8.1 Modelleringsoppsett i OSCAR

Som ytterligere beslutningsstøtte er det modellert effekt av mekanisk opptak med ulike systemkonfigurasjoner i OSCAR. Basert på tilgjengelige NOFO OR fartøyer (Tabell 7-3) er det modellert med henholdsvis ingen beredskap, samt med 2 og 3 systemer i henhold til oppsettet i Tabell 7-4. Det er også modellert med ulike responstider og med ett alternativ med en hurtiggående lense (type MOS sweeper).

Tabell 7-4 De ulike systemkonfigurasjonene som er benyttet i beredskapsmodelleringen for letebrønn Shenzhou i OSCAR.

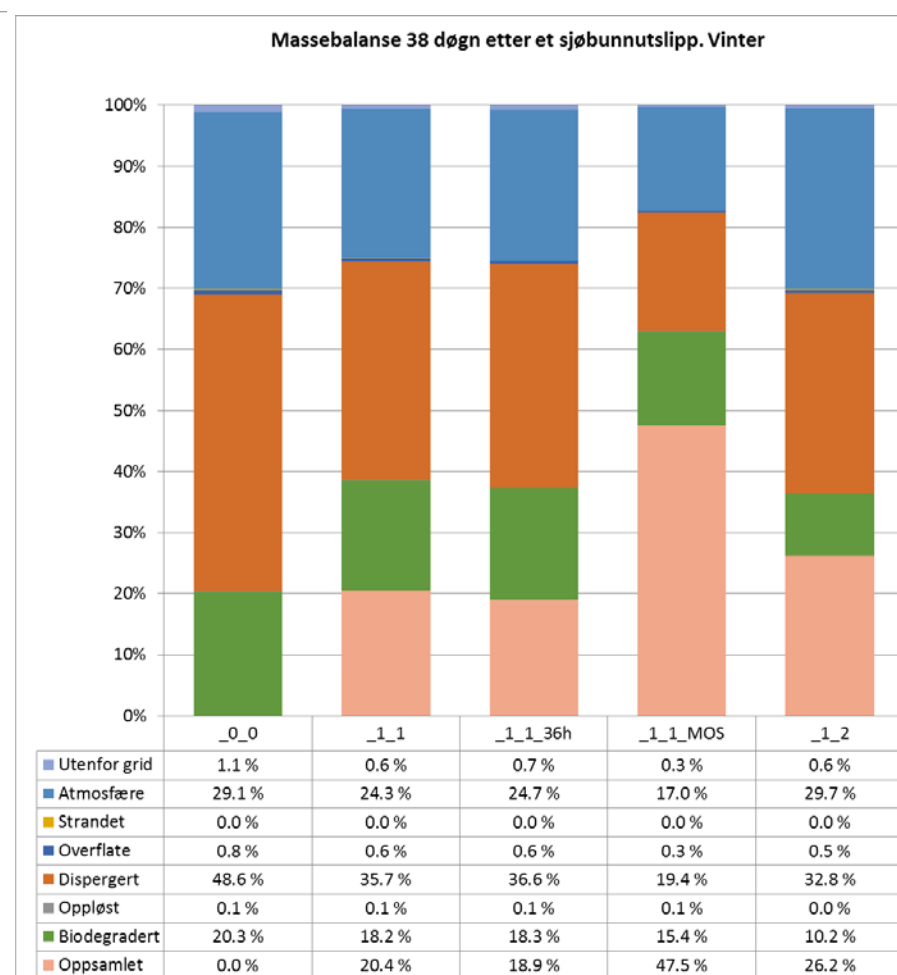
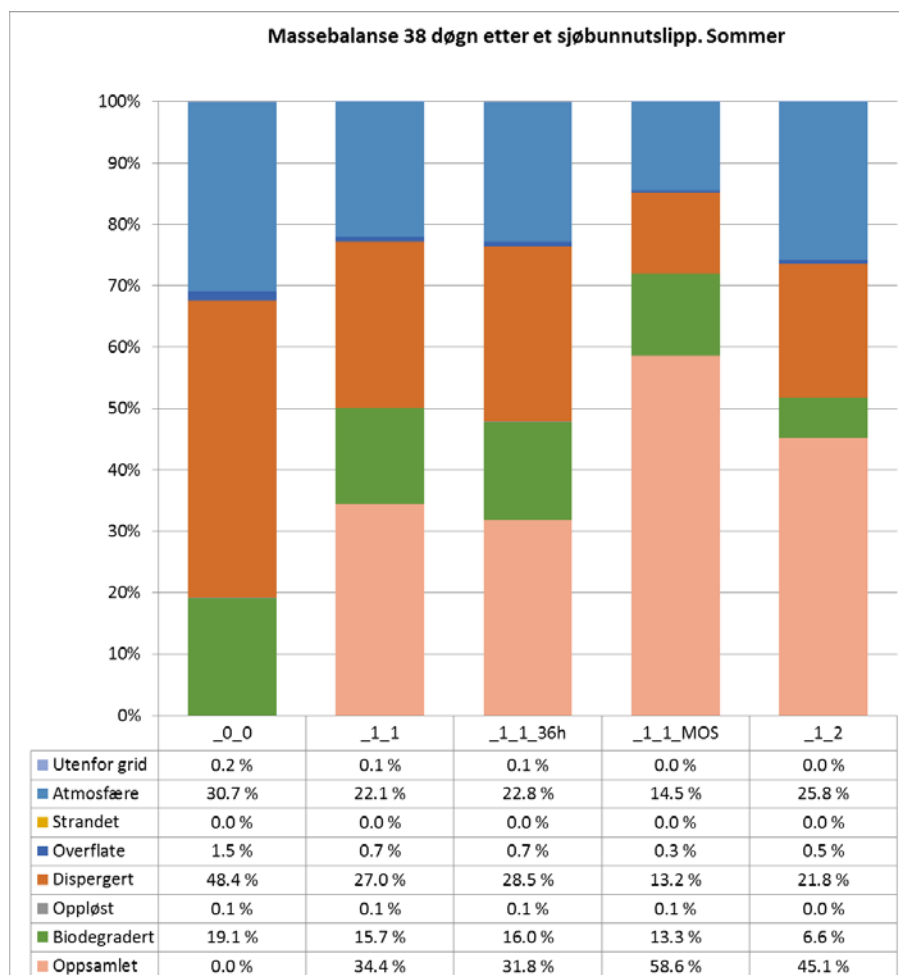
Scenario	Antall systemer i barriere 1 Responstid 2 timer	Antall systemer i barriere 2 Responstid 22 timer	Antall systemer i barriere 2 Responstid 36 timer	Sum antall systemer	Beskrivelse
0_0	0	0	0	0	Nullalternativ uten beredskap
1_1_36t	1	0	1	2	Mekanisk oppsamling med 2 systemer og med 36 timer for siste system
1_1	1	1	0	2	Mekanisk oppsamling med 2 systemer og med 22 timer for siste system
1_1MOS	1	1	0	2	Mekanisk oppsamling med 2 systemer med Mos Sweeper som system i barriere 2 med 22 timer responstid
1_2	1	1	1	3	Mekanisk oppsamling med 3 systemer (ett i barriere 1 og to i barriere 2)

Det er modellert for to sesonger:

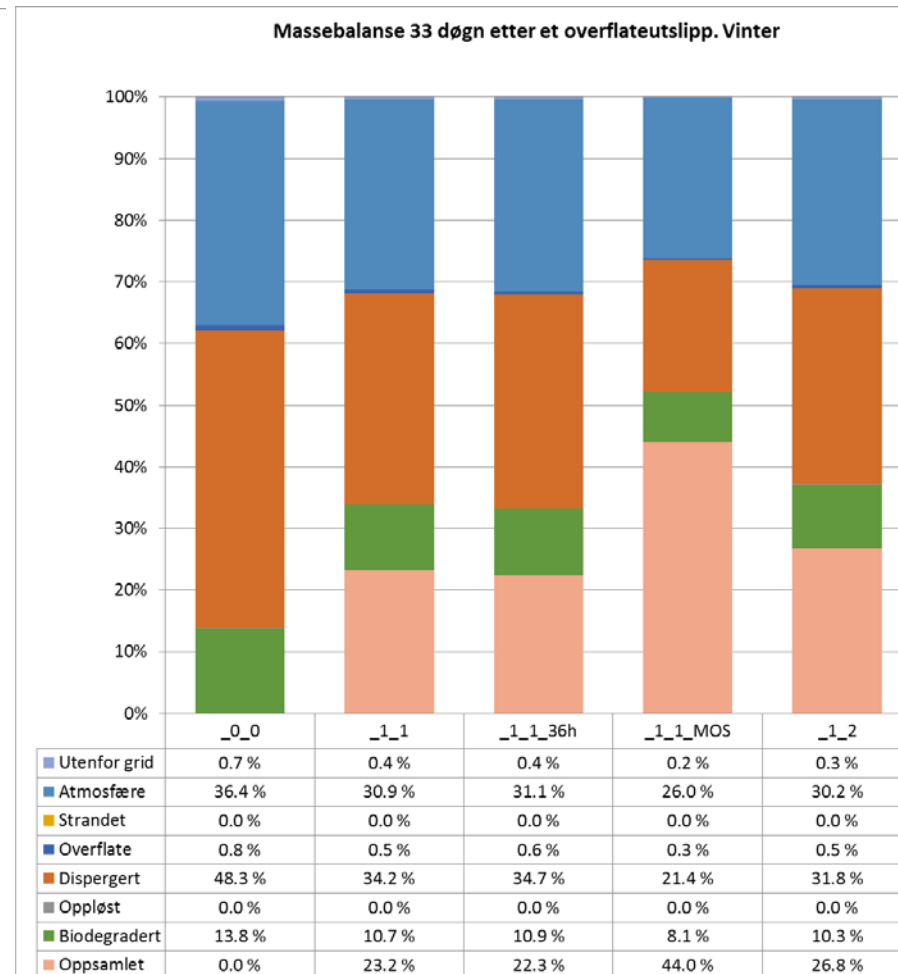
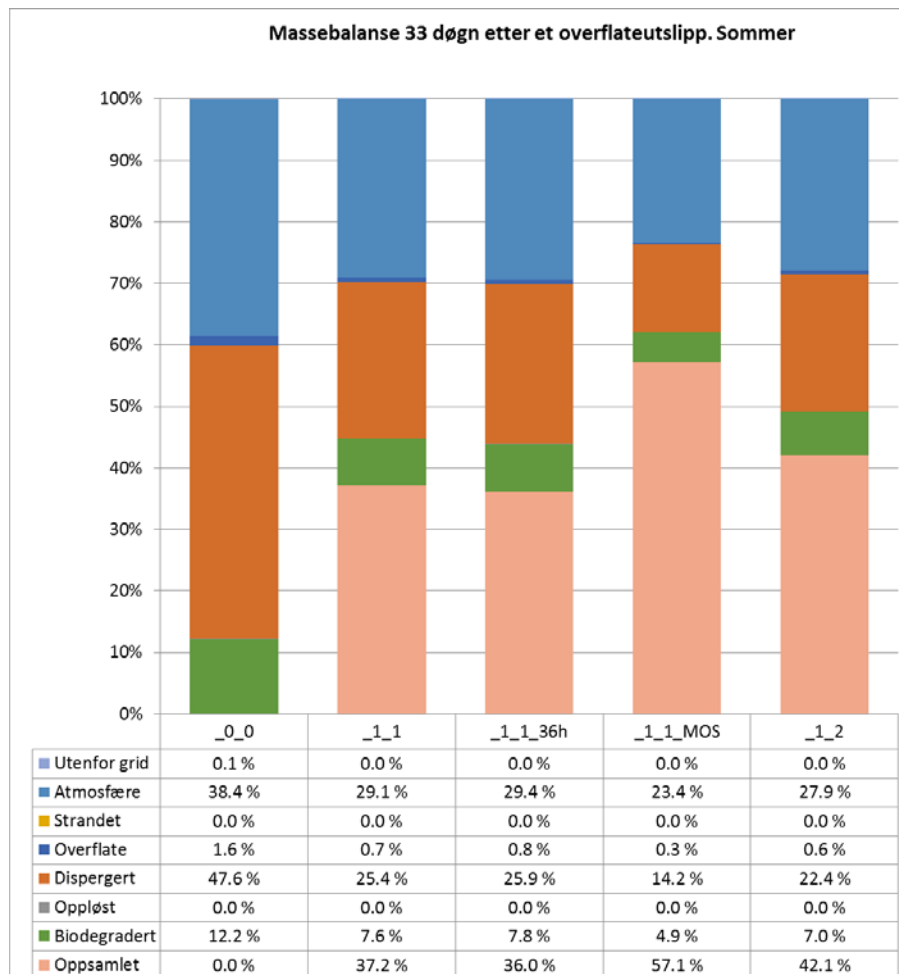
- Høst/vinter (september-februar)
- Vår/sommer (mars-august)

7.8.2 Modelleringsresultater

Modellering er foretatt for både overflate- og sjøbunnsutblåsning med vektet rate og varighet. Resultat av modellering med beredskapstiltak for høst/vinter og vår/sommer er vist i Figur 7-5 og Figur 7-6.



Figur 7-6 Gjennomsnittlig massebalanse ved endt simulering (38 dogn) av sjøbunnsutblåsning (vektet rate og varighet) med ulike tiltaksalternativer (fra ingen til 3 NOFO systemer). Vår/sommer (øverst) og høst/vinterperioden (nederst).



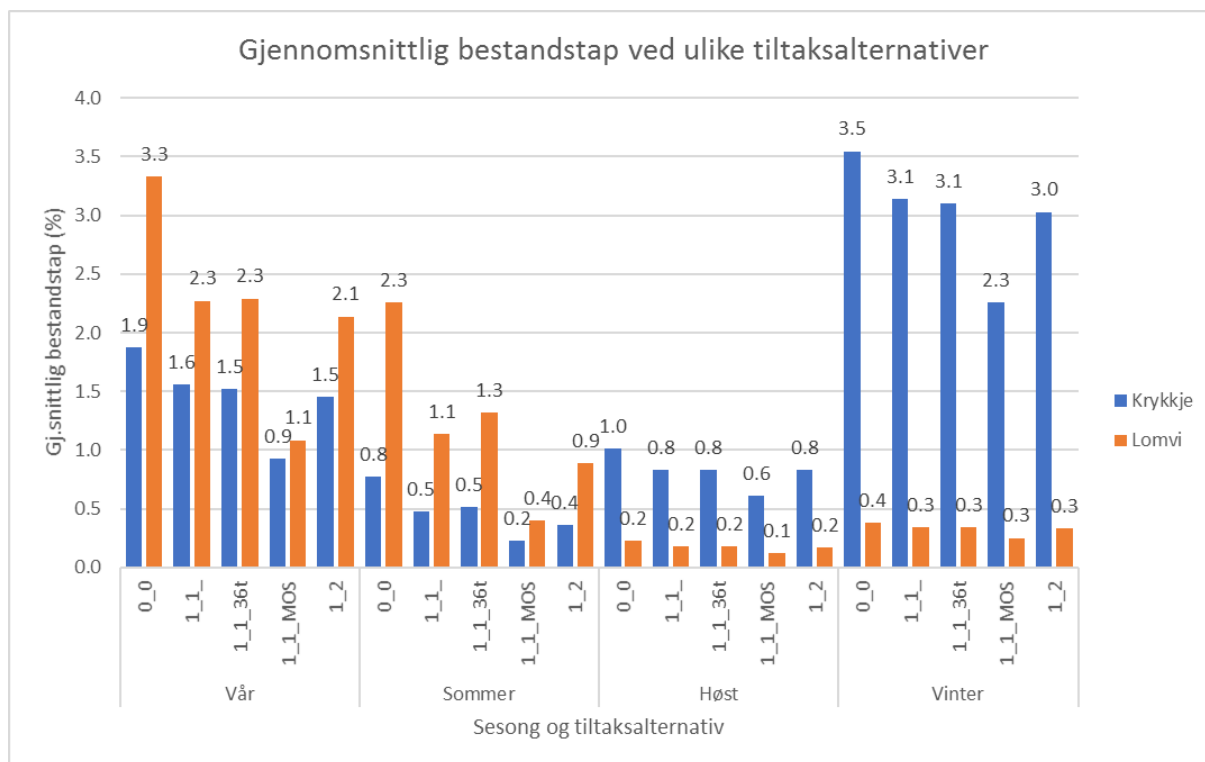
Figur 7-7 Gjennomsnittlig massebalanse ved endt simulering (32 døgn) av overflateutblåsning med ulike tiltaksalternativer (fra ingen til 3 NOFO systemer). Vår/sommer (øverst) og høst/vinterperioden (nederst).

Figur 7-5 og Figur 7-6 viser tilgjengelig oljemengde for opptak er relativt likt for sjøbunns- og overflateutslipp. Det er liten forskjell i opptak på alternativene med 2 systemer og ulik responstid, 22 timer responstid på system 2 har en økning i opptak på ca 1 prosentpoeng vs. 36 timers responstid (overflateutslipp). For sjøbunnsutslipp er denne økningen noe større, men likevel noe begrenset med en økning fra 1,5 til 2,6 prosent avhengig av sesong. Best opptakseffekt er registrert for alternativet 1_1_Mos som inkluderer et høyhastighets lense-system (type MOS sweeper) som system nr 2. Dette alternativet gir hele 57 % opptak i vår/sommersesongen og 44 % i høst/vinterperioden. På grunn av høy hastighet gir ett slikt system også bedre opptakseffekt enn 3 tradisjonelle NOFO systemer i modelleringen (1_2 alternativet).

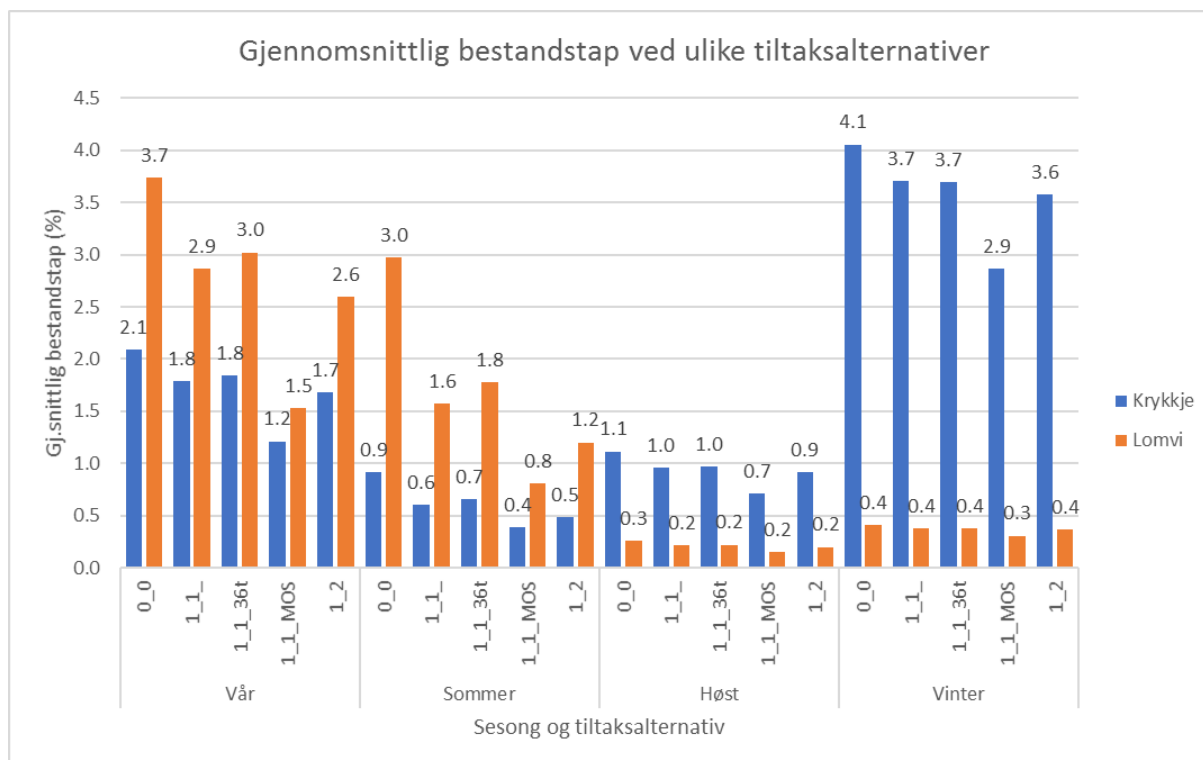
Hverken nullalternativet (ingen beredskap) eller noen av tiltaksalternativene gir stranding av olje på Bjørnøya for dette scenariet med vektet utblåsningsrate og -varighet, så det er ikke foretatt nærmere vurdering effekt av tiltak på reduksjon av strandet oljeemulsjon. Bemerk at dette er gjennomsnittlige massebalanser fra alle simuleringer og at feks. 95-persentil kan gi stranding.

7.8.3 Effekt på bestandstap

Den største opptakseffekten for ett tradisjonelt NOFO system samt et høyhastighetssystem (1_1Mos) gir også størst bestandstapsreduksjon på lomvi og krykkje (åpent hav) som slo høyest ut på miljørisiko (Figur 7-8; overflateutblåsning). Gjennomsnittlig bestandstap på lomvi i vårperioden reduseres fra 3.3 % uten tiltak, til 1.1 % ved alternativ 1_1_MOS. Tilsvarende reduseres bestandstap på krykkje i vinterperioden fra 3.5 % uten tiltak til 2.3 % ved alternativ 1_1_MOS. Tiltaksalternativet med 3 NOFO systemer (1_2) har marginalt større bestandstapsreduksjon enn 2 NOFO systemer, og for 2 systemer er det svært liten forskjell på alternativene med ulik responstid (1_1 vs. 1_1_36t) i forhold til bestandstapsreduksjon for både lomvi og krykkje. Det er generelt tilsvarende trend for sjøbunnsutblåsning (Figur 7-9) som for overflateutblåsning (Figur 7-8).



Figur 7-8 Gjennomsnittlig bestandstap for lomvi og krykkje på åpent hav ved ulike tiltaksalternativer for et overflateutblåsning med vektet rate og varighet.



Figur 7-9 Gjennomsnittlig bestandstap for lomvi og krykkje på åpent hav ved ulike tiltaksalternativer for et sjøbunnsutblåsning med vektet rate og varighet.

7.9 Beredskapsbehov for kyst og strand (barriere 3-5)

Beredskapsbehov for barriere 3 (kystnære områder), barriere 4 (mobil olje i strandsonen) og barriere 5 (strandet olje) blir normalt vurdert som behov for et antall innsatsgrupper for kyst (IG Kyst) og strandaksjoner (IG strand akutt og IG strandrensing).

Oljedriftsmodelleringen viser begrenset stranding på Bjørnøya (Tabell 7-5), hvor de naturgitte forholdene i praksis utelukker ordinære beredskapstiltak for kyst- og strandsonen. Oljevernberedskap ved Bjørnøya ble kartlagt og beskrevet i en generisk oljevernplan for Bjørnøya utarbeidet av DNV GL på initiativ fra OMV med medvirkning fra flere operatørselskap, Kystverket, Polarinstituttet og Meteorologisk Institutt (DNV GL, 2015). Equinor har også utarbeidet en egen strategiplan for oljevern på Bjørnøya (Equinor, 2018b). De særskilte forholdene relatert til kyst- og strandberedskap på Bjørnøya gjengis kort nedenfor.

Strandsonen på Bjørnøya ligger fullstendig eksponert, uten noen gradvis overgang mellom hav og strand. Det er svært få naturlige havner som gir ly i dårlig vær, og vanddybden er i tillegg dårlig kartlagt inn mot land. Innsats på sjøen, nær Bjørnøya, må derfor baseres på havgående systemer som opererer i drivbanen, dvs. systemer tilsvarende barriere 2.

Strandsonen på Bjørnøya er med få unntak utilgjengelig fra båt med mindre værforholdene er svært gunstige. Strandsonen består for en stor del av en smal strandlinje med en bratte klipper i bakkant, slik at adkomst fra landsiden for en stor del heller ikke er mulig på en trygg måte (Figur 7-10). Strendene er i tillegg rasutsatte, og det går sterke tidevannsstrømmer rundt øya. Vinterstid er øya ofte omgitt av drivis, og små vikene og bukter fryser normalt helt til. Bjørnøya har heller ikke tilstrekkelig infrastruktur til å understøtte en ordinær strandaksjon. Meteorologistasjonen på nordsiden av øya har noe kapasitet, men havneforholdene der er marginale. Alt i alt utelukker de naturgitte forholdene i praksis ordinære beredskapstiltak for barriere 3, 4 og 5 på Bjørnøya.

Oppsummert anbefaler den generiske oljevernplanen at hovedstrategien for oljevernberedskap må være å etablere tilstrekkelig havgående kapasitet i barriere 1 og 2 for å hindre stranding på Bjørnøya.

Tabell 7-5 95-persentil størst strandet emulsjonsmengde i tonn og drivtider (i dager i parentes) til Bjørnøya gitt et overflateutslipp for vår-, sommer-, høst- og vintersesongen, basert på beredskapsmodelleringene for letebrønn Shonzhou. De beregnede strandingsmengdene og drivtidene for sesongene representerer forskjellige simuleringer.

Tiltak	Vår	Sommer	Høst	Vinter
0_0	4 (27)	4 (25)	13 (15)	7 (15)
1_1	0 (-)	0 (-)	5 (20)	11 (17)
1_1_36t	1 (28)	0 (-)	4 (18)	8 (13)
1_1_MOS	0 (-)	0 (-)	0 (-)	2 (17)
1_2	0 (-)	0 (-)	3 (20)	8 (18)



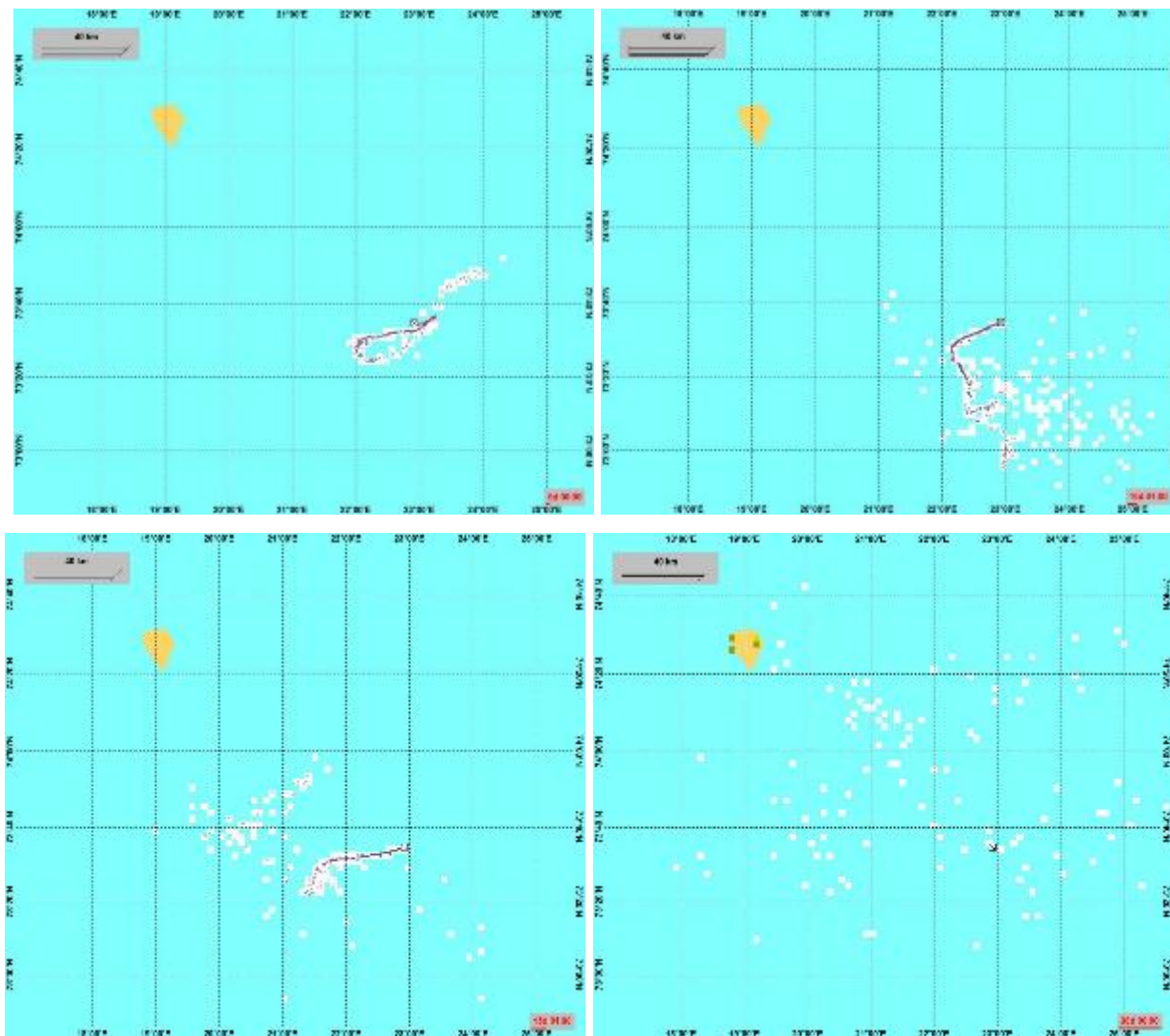
Figur 7-10 Strandklipper på vestiden av Bjørnøya (foto: DNV GL).

7.10 Simulering av strandingsforløp på Bjørnøya og vurdering av tiltaksalternativer for å hindre stranding

Som beskrevet i kapittel 7.9 er anbefalt beredskapsstrategi for Bjørnøya å hindre stranding av olje ved å bekjempe oljen nær kilden og i drivbanen. For å vurdere ytterligere hvilke tiltak som er best egnet til dette, er det gjennomført en enkeltsimulering i OSCAR av et utslippsscenario som tilsvarer 95-persentilen strandet mengde på Bjørnøya uten effekt av barriere 1 og 2.

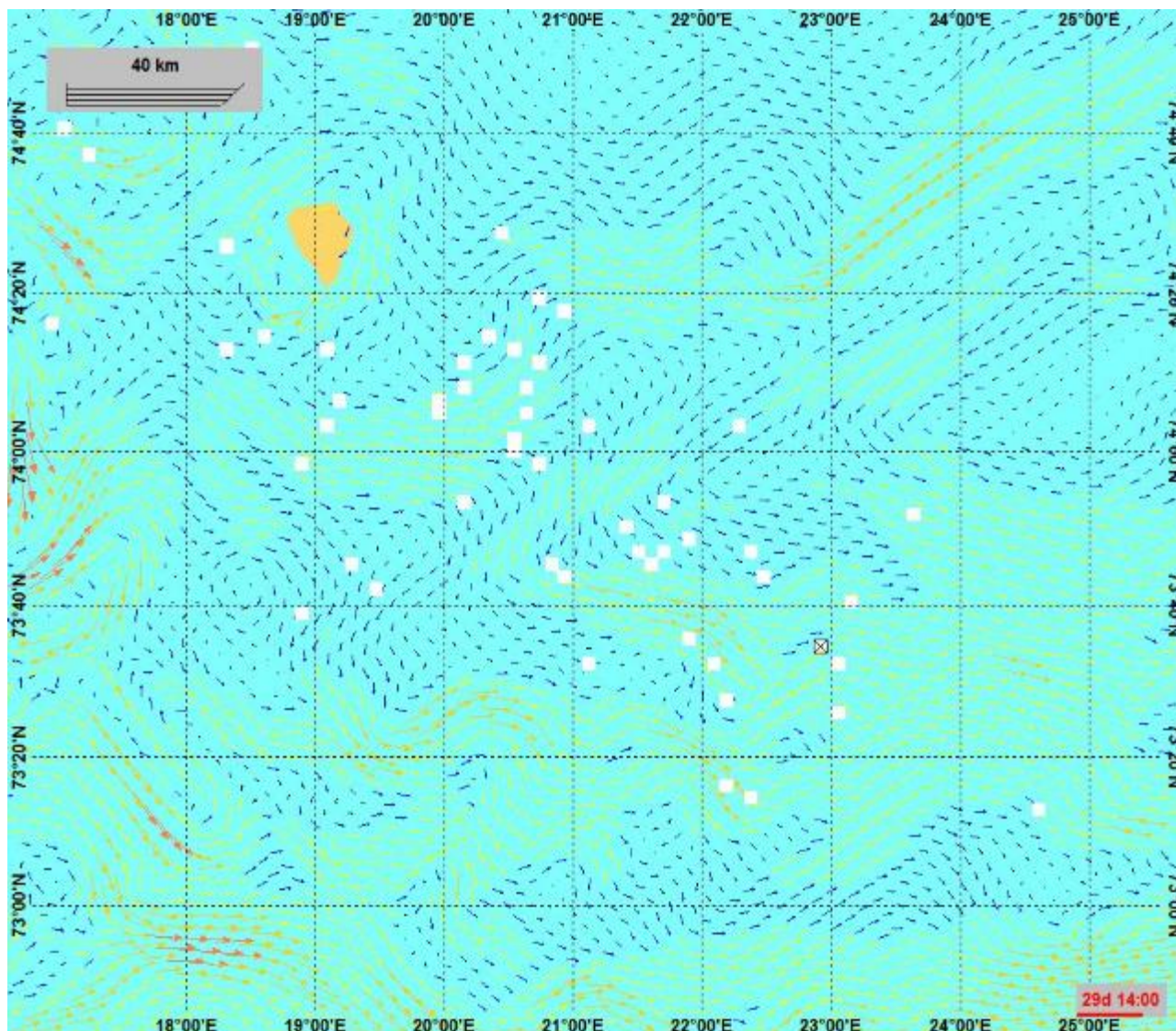
Simuleringen starter 2. mai 2011 og varer i 18 døgn. Forløpet er illustrert med 4 tidssteg i Figur 7-11. Utslipet trekker først sørvestover og holder seg rundt utslippslokasjonen i de første 2 ukene. Oljen trekker deretter mer nordvestover og i perioden mellom 34 og 37 dager etter utslippet (dvs 16 til 19

dager etter utslippet har stoppet) er det olje i spredte flak i området rundt for Bjørnøya. Disse flakene nærmer seg Bjørnøya, men driver i en sirkelbevegelse rundt øya med klokken som følge av strømforholdene rundt Bjørnøya. Spredt stranding forekommer med små strandingsmengder i denne simuleringen.



Figur 7-11 Enkeltsimulering av strandingsforløp på Bjørnøya. Tidssteg 5, 10, 15 og 38 døgn fra utslippsstart.

Oljedriften påvirkes også vesentlig av strømforholdene. Ved Bjørnøya møtes atlantehavsstrømmen fra sør arktisk vann fra nordøst, og det dannes kraftige strømmen rundt øya, noe som forsterkes av lokale tidevannsforskjeller. Figur 7-12 viser strømforholdene 30 døgn etter utslippstart. På figuren ser man hvordan oljeflak som kommer fra sørøst fanges i strømmene som sirkulerer rundt øya, noe som forklarer de påfølgende strandpåslagene både på øst og vest siden av Bjørnøya.

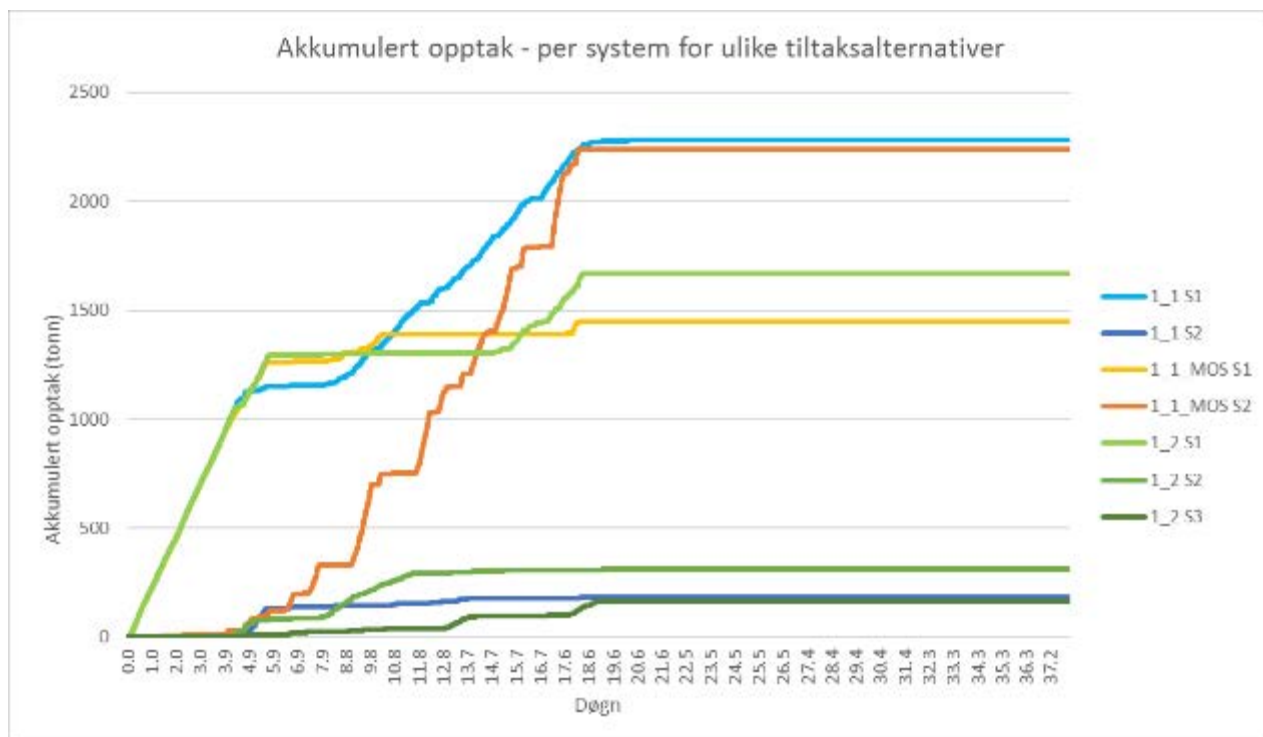


Figur 7-12 Strømforhold rundt Bjørnøya som viser en hvordan strømmen går rundt Bjørnøya med klokka. Tidspunkt er 50 dager etter utslippsstart.

For den samme enkeltsimuleringen er det modellert beredskap med alle tiltaksalternativene 0_0 (uten tiltak), 1_1, 1_1_MOS og 1_2 som beskrevet i Tabell 7-4.

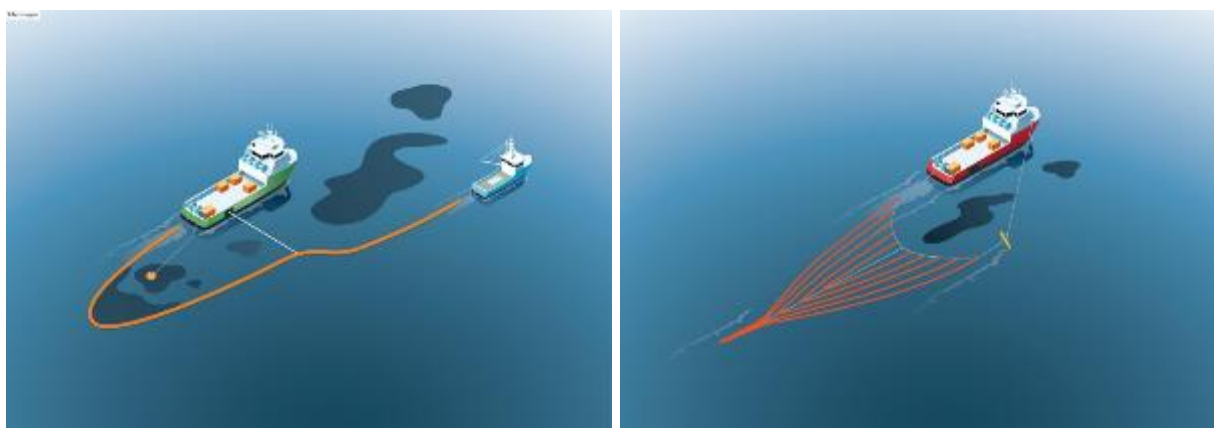
Uten tiltak strander det 7 tonn olje på Bjørnøya, mens alle tiltaksalternativer forhindrer stranding på Bjørnøya i denne simuleringen. Akkumulert oppsamlet volum over tid for hvert system i hvert av tiltaksalternativene er vist i Figur 7-13 og viser svært god effekt av MOS Sweeper (system S2 i alternativ 1_1_MOS) gjennom hele utslippsperioden (18 døgn). Dette i motsetning til andre barriere 2 systemer (1_1_S2 og 1_2_S2 og S3) som trolig er begrenset av spredte flak og lavere operasjonshastighet enn et høyhastighets lensesystem som MOS Sweeper.

Det er generelt svært liten effekt av opptakssystemene noen dager etter utslippets slutt for denne simuleringen. Vær og bølgeforhold gjør at det er flere perioder med dårlig effekt av mekanisk opptak, illustrert ved utflating av kurvene i figuren.



Figur 7-13 Akkumulert opptak (tonn olje) per system for tiltaksalternativ 1_1, 1_1_ MOS og 1_2 for enkeltsimuleringen med start 02.05.2011 (95-persentil størst strandet mengde simulering) med varighet 18 dager pluss følgetid. S1 er system i barriere 1 og S2 og S3 er system i barriere 2 i hvert tiltaksalternativ.

MOS Sweeper er et enbåtsystem med en slepehastighet på 2,5 knop, noe som gir systemet mer enn 3 ganger så stor mobilitet som et NOFO J system med slepehastighet på 0,7 knop (Figur 7-14).



Figur 7-14 Systemkonfigurasjon NOFO J system (til venstre) og MOS Sweeper (til høyre). Kilde: <http://nofo.no/planverk/ressurser-og-kapasiteter/nofos-egne-ressurser/systemer/>

MOS Sweeper-systemet har derfor vesentlig bedre forutsetninger for å aktivt bekjempe spredte oljeflak i drivbanen, og dermed bidra til å hindre stranding. Denne effekten vises i Figur 7-13 hvor MOS Sweeper-systemet (System 2) opprettholder et jevnt høyt opptak gjennom hele utslippsperioden.

7.11 Oppsummering beredskapsanalysen

Med utgangspunkt i forvittringsdataene (Akvaplan, 2015) og vektet utblåsningsrate (Equinor, 2018) er emulsjonsmengden tilgjengelig for mekanisk opptak på åpent hav beregnet. For systembehovene i barriere 1 og 2 er forvittringsdata for henholdsvis 2 og 12 timer forvitret olje lagt til grunn for alle sesonger.

For dimensjonerende scenario for Shenzhou, som er en overflateutblåsning med vektet utblåsningsrate på 426 Sm³/døgn og vektet varighet på 12,7 døgn, er systembehovet beregnet til ett NOFO-systemer i barriere 1 og ett NOFO system i barriere 2, totalt to NOFO-system i alle fire sesonger. Første system vil ha responstid på 2 timer, og fullt utbygget barriere 1 og 2 er på plass etter 36 timer basert på bruk av tradisjonelle NOFO J-systemer. Dette imøtekommer kravet til responstid med god margin.

Modelleringer i OSCAR viser at flere systemer ikke øker det totale opptaket vesentlig. Tiltaksalternativet som gir høyest opptak og minst stranding av olje, både for for sjøbunns- og overflateutslipp i sommer og vintersesong, er ett tradisjonelt NOFO J-system i barriere 1 og en MOS Sweeper i barriere 2. Dette tiltaksalternativet gir også størst bestandstapsreduksjon på krykkje og polarlomvi i høst/vinterperioden, mens de andre alternativene er relativt like. MOS Sweeper systemet er et enbåtsystem, som kan gi redusert responstid i forhold til tradisjonelle NOFO J-systemer.

Wisting råolje er ikke kjemisk dispergerbar så dette er ikke et alternativ for oljevernberedskapen. I en beredskapsoperasjon vil dispergering vurderes etter at det er tatt prøver av oljen ved en hendelse.

Oljedriftsmodelleringen viser at stranding av mindre mengder emulsjon på Bjørnøya kan skje. De naturgitte forholdene på Bjørnøya medfører at ordinære beredskapsløsninger for kyst og strandsonen ikke er anvendbare. For å kompensere for dette anbefales en forsterkning av barriere 1 og 2. Analysen viser at MOS Sweeper systemet er spesielt effektivt for bekjempelse av spredte flak i drivbanen, og dermed kan forhindre stranding.

Etter en samlet vurdering anbefales ett system i barriere 1 og ett system i barriere 2, der et MOS Sweeper system inngår i løsningen.

8 REFERANSER

- Acona, Akvaplan-niva og DNV GL, 2016: Oljedriftsmodellering for standard miljørisikoanalyser ved bruk av OSCAR – beste praksis.
- Akvaplan niva, 2015. Oil weathering studies of Wisting oil. Report 7419-01.
- Artsdatabanken, 2015. <http://www.artsdatabanken.no>. Nasjonal kunnskapskilde for biologisk mangfold. Norske Rødliste for arter 2015.
- Equinor, 2018. Technical note. Blowout scenario analysis for Shenzhou (7322/6-1), dated October 18th 2018.
- Equinor, 2018b. Strategiplan for Bjørnøya.
- Lien, Vidar S., 2018. Polarfrontens fysiske beskaffenhet og biologiske implikasjoner – en verdi- og sårbarhetsvurdering av polarfronten i Barentshavet. Fisken og Havet 8-2018. 75p.
- Lloyd's, 2018. Blowout and well release frequencies based on SINTEF offshore blowout database 2017. Report no: 19101001-8/2018/R3. Rev: Final. Date 20 april 2018.
- Nilsen H., Greiff Johnsen H., Nordtug T., Johansen Ø., 2006. Threshold values and exposure to risk functions for oil components in the water column to be used for risk assessment of acute discharges (EIF Acute). Statoil contract no.: C.FOU.DE.B02.
- NOFO planverk. <https://www.nofo.no/planverk/>
- NOROG, 2013. Veiledning for miljørettede beredskapsanalyser, datert 16.08.2013.
- OLF, 2007. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA) – revisjon 2007. OLF rapport, 2007.
- Seapop, 2013. Sjøfugl åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl i norske og tilgrensende havområder.
- Seapop, 2017. Rådata innhentet for konsentrasjoner av kystnære sjøfuglarter fra Norsk Institutt for Naturforskning ved Geir Systad. Nasjonale og regionale datasett.



APPENDIX A

Equinor Technical Note - Blowout scenario analysis for Shenzhou (7332 / 6-1), Rev01

Blowout scenario analysis for Shenzhou (7322/6-1)

Bente Røiland Stiegler, FE SE TS
Stavanger, October 18th 2018

Summary

This note presents a quantitative assessment of blowout risk related to drilling of the exploration well Shenzhou (7322/6-1).

Blowout probability, flow rates and duration are quantified for application in the environmental risk assessment.

The well is defined as an oil exploration well, as there has been drilling in the same area before. The overall blowout probability for Shenzhou is based on an average well as the reservoirs expects to contain both gas and oil and blowout frequency is 1.35E-04 ref. /2/.

The results are summarized below:

Release point	Distribution seabed	Rate (Sm ³ /d)	Duration (days) and probability distribution					Rate probability
			2	5	14	35	70	
Surface	10 %	130	52,0 %	19,0 %	14,0 %	5,0 %	10,0 %	0,2
		300						0,4
		700						0,4
		430						
Seabed	90 %	130	40 %	19 %	18 %	8 %	15 %	0,2
		300						0,4
		700						0,4
		430						

1 Introduction

Equinor is planning to start drilling the Shenzhou well in the Barents Sea early 2019. The semi-submersible drilling rig West Hercules on DP is planned used for drilling the well.

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 /2/
- Blowout and well leak frequencies /1/ & /2/
- Simulation of blowout rates /3/
- Judgements and considerations in FE SE TS and in dialogue with the project

2 Well specific information

Table 1: Reservoir data for Shenzhou

Reservoir data	Unit	Upper Snadd Channel	Carnian Channel	Ladinian Delta	Gipsdalen
Fluid type	-	Gas	Gas/Oil	Gas/Oil	Gas/Oil
Corresponding to scenario #	-		1	2	
Top reservoir	m TVD RKB	958	1628	1777	3131
Total formation thickness in well	m TVT	25	40	56	303
HC bearing formation thickness ¹⁾	m TVT	23	33	56	303
Net/Gross	v/v	0.54	0.55	0.6	0.2
Deviation through reservoir ²⁾	°				38
Net pay	m TVD	12.42	18.15	33.6	60.6
Net pay	m MD	12.42	18.15	33.6	67
Porosity	%	23	21	20	9
Permeability (effective)	mD	100	30	18	5
Kv/kh	ratio	0.2	0.2	0.2	0.5
Connate water saturation	fraction	0.2	0.3	0.3	0.2
Pressure (top res)	bara	103.41	179.98	199.06	370.85
Depleted pressure (top res)	bara	N/A	N/A	N/A	N/A
Temperature (top res)	°C	23.03	49.16	54.97	107.78
Hole size	in	17.5	12 ¼	12 ¼	8 ½
Reservoir length along well	m	2360	8361	14645	46288
Reservoir width across well	m	520	4627	6544	20749
X-position of well within reservoir	m	120	4180.5	3272	10374
Y-position of well within reservoir	m	230	2313.5	7322.5	23144

Table 2: Fluid data for Shenzhou



Fluid data	Unit	Carnian Channel	Carnian Channel	Ladinian Delta	Ladinian Delta	Gipsdalen	Gipsdalen
Corresponding to scenario #	-	2		2		3	
Reference field/well for fluid properties	-	7226/2-1 Ververis (gas)	7222/6-1S Obesum (oil)	7226/2-1 Ververis (gas)	7222/6-1S Obesum (oil)	7226/2-1 Ververis (gas)	6507/5-1 Skarv (oil)
Gas/oil/water contact(s)/ HCWC (spill point)	m TVD RKB	1661	1661	1843 (GDT)	1843 (ODT)	3434	3434
FLUID PROPERTIES AT SURFACE CONDITIONS (15 °C and 1 Bar)							
Oil density	kg/m3	-	822.3	-	822.3	-	839.1
Gas gravity (air=1)	sg	0.651	0.887	0.651	0.887	0.651	0.731
Condensate density	kg/m3	774.0	-	774.0	-	774.0	-
GOR	Sm3/Sm3	48968 (G)	147.56	48968 (G)	147.56	48968 (G)	207.2
CGR	Sm3/Sm3	2.0422E-05	-	2.0422E-05	-	2.0422E-05	-
FLUID PROPERTIES AT RESERVOIR CONDITIONS (°C/ Bar)							
Reservoir pressure	bar	179.35	178.25	199.06	195.68	370.854	357.21
Reservoir temperature	°C	49.16	49.16	54.97	54.97	107.78	109.32
Oil density	g/cc	-	0.6889	-	0.6860	-	0.6452
Gas density	g/cc	0.1561	-	0.1642	-	0.2116	-
Dew/Bubble point	bar	176.5	152.37	171.6	156.38	-	355.75
Viscosity	cP	0.0197	0.4372	0.0207	0.4226	0.0272	0.3310
Formation Volume Factor, $B_{g,1} BO^2$	Rm ³ /Sm ³	0.005224	1.42765	0.004966	1.424	0.00390	1.589
CO2	mol%	0.141	0.033	0.141	0.033	0.141	1.032
N2	mol%	0.620	0.455	0.620	0.455	0.620	0.314
H2S	mol%	-	-	-	-		



equinor

3 Blowout scenarios and probabilities

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

- | | |
|--------------------|---|
| 1) Top penetration | Kick and loss of well control after 5 m reservoir penetration, typically due to higher reservoir pressure than expected. |
| 2) Drilling ahead | Kick and loss of well control after penetration of full first reservoir exposure depth. Represents various causes of underbalance while drilling ahead. |
| 3) Tripping | Kick and loss of well control after full reservoir penetration of both reservoirs, typically due to swabbing during tripping. |

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

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

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

Given the above definition of scenarios:

$$P(\text{Drilling ahead} \mid \text{blowout}) = 1 - P(\text{Top penetration or tripping} \mid \text{blowout}) = 0,40$$

The overall blowout frequency for Shenzhou is based on an average well as the reservoirs expects to contain both gas and oil and blowout frequency is $1.35E-04$ ref. /2/. The resulting frequency is provided below:

$$P(\text{blowout, exploration, average well}) = 1.35E-04$$

West Hercules on DP or similar semi-submersible will be used for drilling the wells. This is a semi-submersible drill rig that will operate on anchoring. Based on information in Table 6.2 ref /2/ and an overall evaluation of different scenarios and sort of vessel a probability distribution between seabed and surface release scenarios is set to 90 % and 10 % in order of appearance. This results in the following probabilities:

$$P(\text{blowout with seabed release}) = 0,90 \cdot 1,35 \cdot 10^{-4} = 1,22 \cdot 10^{-4}$$

$$P(\text{blowout with surface release}) = 0,10 \cdot 1,35 \cdot 10^{-4} = 1,35 \cdot 10^{-5}$$



equinor

4 Blowout rates

Scenarios for blowout rate calculations have been defined and scenario probability distribution adjusted based on the above and well specific information. Blowout rates and scenario probabilities combined describe a well specific risk picture.

Blowout rates have been calculated by the project. The simulated scenarios include;

- 1) Top penetration – 5 m into Carn
- 2) Drilling ahead 1 – 100 % Carn
- 3) Tripping – 100 % exposed Carn and 100 % Landinian

The simulation results are shown below in Table 3.

Table 3: Blowout rates, *Shenzhou*

Section	Scenarios	Scenario probability	Blowout rates* (Sm ³ /d)	
			Surface	Seabed
12 ¼	Top penetration	20 %	130	130
	Drilling ahead 1	40 %	300	300
	Tripping	40 %	700	700
Expected rate			430	430

It is assumed that scenarios involve free, unrestricted annular flow and a total failure of the BOP. These assumptions are conservative.

In the flow model, the only restriction is the drill string, i.e. free annular flow. This is reasonable according to blowout statistics since drill pipe and open hole flow are rather rare compared to annular flow. Though a partly closed BOP may serve as a restriction, even a small opening will give marginal choking effects and a partly closed ram may be severely degraded by erosion after a short period of time.

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 utilized 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 Table 4. 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.

Table 4: Time to drill a relief well, ref /3/

Well: Shenzhou		Min	Most likely	Max
Time to:	1- Decision to mobilize	1	1	2
	2- Mobilization of rig, including: collection of equipment/rearmament, transit, anchoring and preparation	6	10	17
	3- Drilling down to the specific depth carnian	20	25	35
	4- Geo magnetic steering into the well[2]*	7	12	20
	5- Killing of well*	1	2	5
SUM carnian		35	50	79

*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 35 and 79 days.

A Monte Carlo simulation is performed to produce a duration distribution from the well specific input in Table 4. The expected time found is 54 days. A probability distribution is presented in Figure 1.

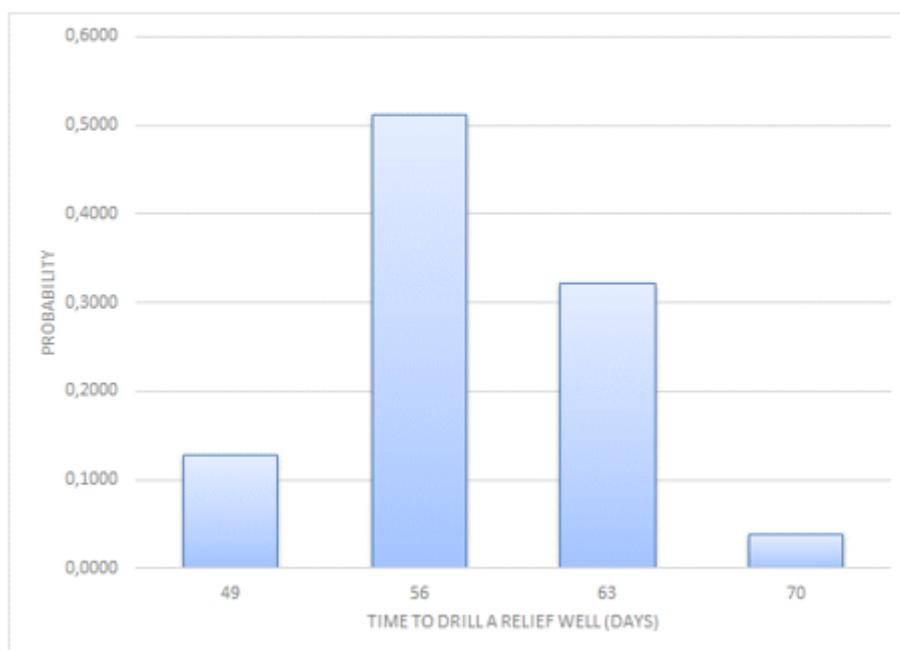


Figure 1: Duration probability distribution

The probability distribution, found in Table 5 below, is constructed by a combination of the well specific duration distribution and probabilities that a blowout will end by the mechanisms capping and bridging /2/.

Based on Table 5, the maximum blowout duration is suggested to be 70 days.

Table 5: Probability distribution, time to drill a relief well

Duration (days)	Surface blowout	Seabed blowout
1	0,379	0,281
2	0,143	0,123
5	0,189	0,188
7	0,057	0,067
10	0,049	0,063
14	0,034	0,049
21	0,028	0,044
28	0,012	0,021
35	0,006	0,011
42	0,004	0,006
49	0,014	0,022
56	0,051	0,075
63	0,031	0,046
70	0,004	0,005

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 Figure 2.

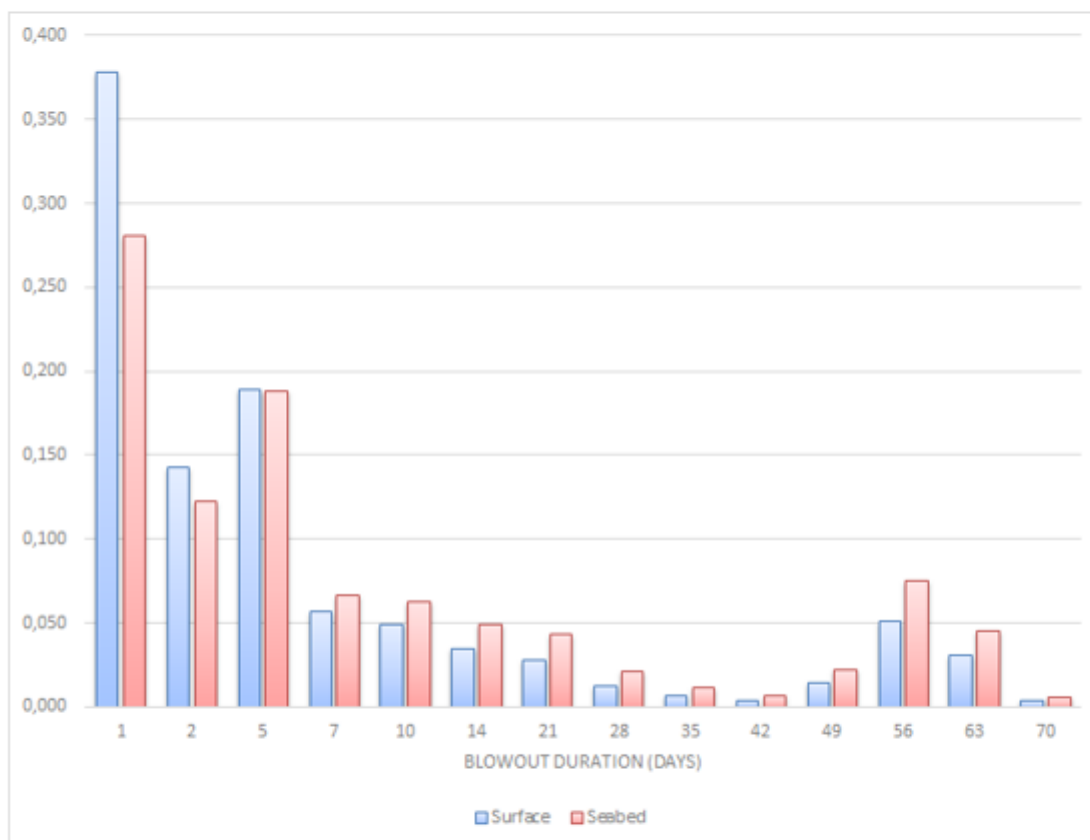


Figure 2: Blowout duration described by probability distributions

In Figure 3 seabed and surface blowout duration and “time to drill a relief well” are described by cumulative probability curves.

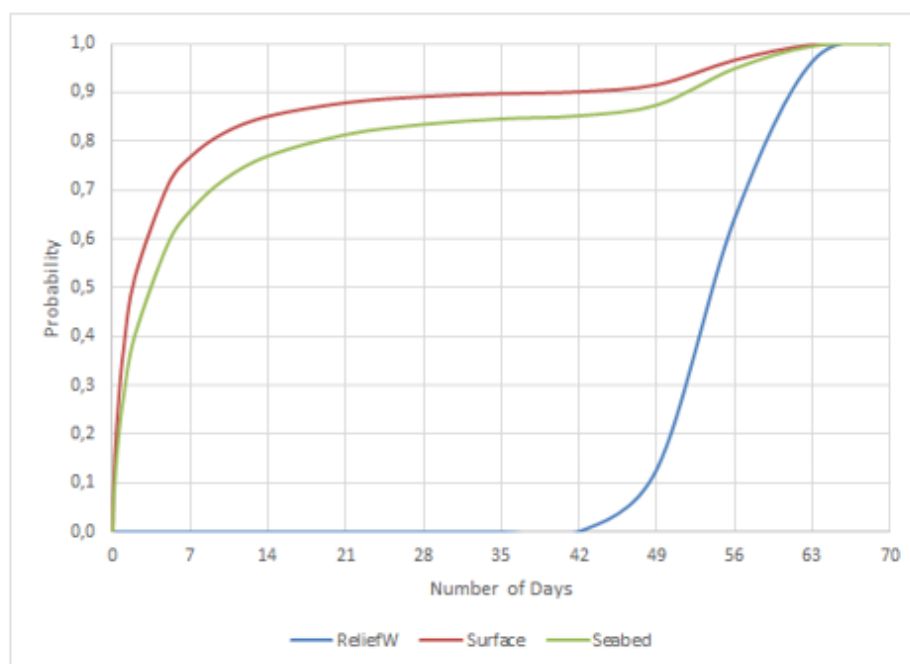


Figure 3: Blowout duration described by cumulative distributions

6 References

- /1/ [Holand, Per](#): Blowout and Well release characteristics and frequencies, 2016, report no SINTEF F26576, SINTEF Technology and Society, 2017-01-04
- /2/ LRC: "Blowout and Well Release Frequencies based on SINTEF Offshore Blowout Database 2017"
- /3/ Mail received from Tolleif Grønås 3.10.18 and Eivind Ølberg 15.10.18 – Rater og Tid for boring av avlastningsbrønn Shenzhou



APPENDIX B

Gjeldende regelverk



Myndighetskrav til HMS (helse, miljø og sikkerhet) for petroleumsvirksomhet til havs omfatter følgende lover og forskrifter; forurensningsloven, rammeforskriften, styringsforskriften, innretningsforskriften og aktivitetsforskriften. En nærmere beskrivelse av noen av kravene er gitt nedenfor.

Lov om vern mot forurensning og om avfall (forurensningsloven)

Formålet med forurensningsloven (§ 1) er å verne det ytre miljø mot forurensning, redusere eksisterende forurensning, redusere mengden av avfall samt fremme en bedre behandling av avfall. I § 7 beskrives det at når det er fare for forurensning i strid med loven, eller vedtak i medhold av loven skal den ansvarlige for forurensning sørge for tiltak for å hindre at den inntreffer. Har forurensningen inntrefft skal vedkomne sørge for tiltak for å stanse, fjerne eller begrense virkningen av den. Den ansvarlige plikter også å treffe tiltak for å avbøte skader og ulemper som følge av forurensningen eller av tiltakene for å motvirke den. Plikten etter dette ledd gjelder tiltak som står i et rimelig forhold til de skader og ulemper som skal unngås. I henhold til bestemmelsene i § 11 skal det søkes om tillatelse til virksomhet som kan medføre forurensning. Søknad om tillatelse etter § 11 skal gi de opplysninger som er nødvendig for å vurdere om tillatelse bør gis og hvilke vilkår som skal settes.

Forurensningsloven kan leses i helhet her:

<http://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6>

Forskrift om styring i petroleumsvirksomheten (styringsforskriften)

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, for å avdekke hva som kan bidra til miljørisiko knyttet til akutt forurensning, og skal vise hvilken effekt ulike prosesser, operasjoner og modifikasjoner har på miljørisikoen. For større utslipp av olje eller kondensat skal det gjennomføres drifts- og spredningsberegninger.

Styringsforskriften, § 4, beskriver prinsipper for risikoreduksjon. Ved reduksjon av risiko skal den ansvarlige velge tekniske, operasjonelle og organisatoriske løsninger som reduserer sannsynligheten for at det oppstår feil, fare- og ulykkessituasjoner. I tillegg skal det etableres barrierer som reduserer sannsynligheten for at slike feil og fare- og ulykkessituasjoner utvikler seg, og som begrenser mulige skader og ulemper. Resultater fra miljørettede risikoanalyser bør inngå i grunnlaget for valg av løsninger for å redusere risiko. Risikoreduserende tiltak som bør vurderes, er gjennomføring av aktiviteten til perioder av året med lavest miljørisiko og valg av design som reduserer omfang av forurensning, f.eks. utblåsningsrater.

I § 5 stilles krav til barrierer. Der det er nødvendig med flere barrierer, skal det være tilstrekkelig uavhengighet mellom barrierene. De løsningene og barrierene som har størst risikoreduserende effekt, skal velges ut fra en enkeltvis og samlet vurdering. Operatøren eller den som står for driften av en innretning, skal fastsette de strategiene og prinsippene som skal legges til grunn for utforming, bruk og vedlikehold av barrierer, slik at barrierenes funksjon blir ivarettatt gjennom hele innretningens levetid. Det skal være kjent hvilke barrierer som er etablert og hvilken funksjon de skal ivareta, samt hvilke krav til ytelse som er satt til de tekniske, operasjonelle eller organisatoriske elementene som er nødvendige for at den enkelte barrieren skal være effektiv. Det skal være kjent hvilke barrierer som er ute av



funksjon eller er svekket. Den ansvarlige skal sette i verk nødvendige tiltak for å rette opp eller kompensere for manglende eller svekkede barrierer.

I henhold til styringsforskriften, § 9, skal det etableres akseptkriterier for akutt forurensning som omfatter både risiko for at akutt forurensning skal inntreffe, og risiko for skade på det ytre miljø (miljørisiko). Operatørene som har innretninger og aktiviteter i samme område, bør samarbeide om prinsipper for etablering av akseptkriterier, slik at disse har en sammenlignbar form mellom operatører og er egnet som grunnlag blant annet for felles beredskapsetablering.

Regelverket for petroleumsvirksomhet (Styringsforskriften) finnes på:

<http://www.ptil.no/styringsforskriften/category382.html>

Forskrift om helse, miljø og sikkerhet i petroleumsvirksomheten (rammeforskriften)

Rammeforskriften er en overordnet forskrift som gir føringer for helse-, miljø- og sikkerhet i petroleumsindustrien. I § 11 presenteres prinsipper for risikoreduksjon. Foruten en pålagt minstestandard identifisert i regelverket, skal risikoen reduseres ytterligere så langt det er mulig. Ved reduksjon av risiko skal den ansvarlige velge de tekniske, operasjonelle eller organisatoriske løsningene som etter en enkeltvis eller samlet vurdering av skadepotensialet og nåværende og fremtidig bruk gir de beste resultater, så sant kostnadene ikke står i et vesentlig misforhold til den risikoreduksjonen som oppnås. I § 26 og § 29 henvises det til når en skal søke om samtykke og hva en slik søknad skal inneholde (herunder miljørisiko- og beredskapsanalyser). § 20 poengterer at en operatør skal sikre at beredskapen er samordnet når det brukes flere innretninger eller fartøy samtidig. Operatørens beredskapstiltak skal også være egnet til å samordnes med offentlige beredskapsressurser. Det er operatøren som skal lede og koordinere innsatsen av beredskapsressursene ved fare og ulykkessituasjoner. Samarbeid om beredskap er temaet for § 21. Operatørene skal samarbeide om beredskapen mot akutt forurensning. Det skal etableres regioner med felles beredskapsplaner og felles beredskapsressurser.

Rammeforskriften kan leses i sin helhet her:

<http://www.ptil.no/rammeforskriften/category381.html>

Forskrift om utføring av aktiviteter i petroleumsvirksomheten (aktivitetsforskriften)

Aktivitetsforskriften § 73 stiller krav til beredskapsetablering og krav til etablering av beredskapsstrategi. Der fremgår blant annet at beredskapen skal etableres på bakgrunn av blant annet resultater av miljørettede risiko- og beredskapsanalyser, og skal ivareta hav, kyst og strandsone. Det stilles videre krav til etablering av tre teknisk uavhengige barrierer; én nær kilde og i åpent hav, én i fjor- og kystfarvann og én i strandsonen. Barrieren nær kilden og i åpent hav skal kunne håndtere den mengden forurensning som kan tilflytte barrieren. Barrierene i fjord- og kystfarvann og i strandsonen skal kunne håndtere den mengden forurensning som kan tilflytte barrieren etter at effekten av forutgående barriere er lagt til grunn.

Aktivitetsforskriften kan leses i sin helhet her:

<http://www.ptil.no/aktivitetsforskriften/category379.html>



APPENDIX C

Oljedriftsmodellen OSCAR



Oljedriftsmodellen som er anvendt er SINTEFs OSCAR modell (Oil Spill Contingency And Response). Modelloppsettet av OSCAR er basert på Best Practice (Acona, Akvaplan-niva og DNV GL, 2016).

OSCAR er en tre-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 (Oppløsning: 1:50 000). I etterkant er oljedriftsresultatene eksportert til 10×10 km rutenett til bruk i miljørisikoanalyse. Influsjonsområdene 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 (Johansen Ø., 2006). Den beskriver hvordan plumen (olje, gass og vannpakken) oppfører seg fra sjøbunn til overflate eller til et eventuelt innlagingsdyb. Nærsonemodellen beregner plumens fortykning og stighetid oppover i vannsøylen. Modellen tar også hensyn til oppdriftseffekter av olje og gass, tetthetssjiktningen i det omkringliggende området samt sidestrøm. For sjøbunnsutslippene er vertikalprofil i vannmassene med hensyn til temperatur og salinitet lagt inn i modellkjøringene (Levitus, 1994).

Filmtykkelsen som dannes på overflaten etter en sjøbunnsutblåsning beregnes i nærsonemodelleringen. For overflateutblåsningen er den initiale oljefilmtykkelsen satt til 4 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. De anvendte historiske og dagsgjennomsnittlige strømdataene er fra perioden 2007-2016 med 4×4 km oppløsning (fra SVIM-arkivet, Meteorologisk Institutt). Datasettet inneholder både overflatestrøm og strøm nedover i vannsøylen. En begrensning ved å benytte dagsgjennomsnittlige strømdata er at effekten av tidevannsstrømmer faller bort. Dette er kombinert med historiske vinddata fra Meteorologisk institutt/Norsk dypvannsprogram med 10×10 km oppløsning fra perioden 2007-2016 med tidsintervall tre timer (NORA10).

Dynamiske isdata er også gjort tilgjengelig for oljedriftsmodelleringen i denne studien. På samme måte som for strøm foreligger dagsgjennomsnittlige iskonsentrasjoner (SVIM-arkivet, Meteorologisk Institutt). Isen vil påvirke oljens forvitring og spredning i større eller mindre grad avhengig av iskonsentrasjonene.

Stokastiske simuleringer med forskjellige 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 utblåsingsscenario pluss 20 døgn. Antall simuleringer varierer fra 36 per år ved 2 dagers utblåsningsvarighet til 12 per år for lengste varighet (eksempelvis 75 dager). Oljedriftssimuleringene er utført for hele året.

For å kunne beregne statistiske resultater er oljedriftsparametere akkumulert for hver simulering i hver berørte rute. 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 oljeflak/partikkel på havoverflaten har truffet en 10×10 km rute, uavhengig av hvor lenge det har vært olje i ruten.

Modellens begrensning 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 prosesser som studeres. I dette kapittelet påpekes noen av de viktigste kjente forenklingene og antakelsene i OSCAR. I tillegg gjøres det rede for usikkerheter som følge av modellens oppbygning, så vel som oppsettet av simuleringene og inngangsdataene som er benyttet.

Modelleringen av ulike prosesser som fjerner forurensningen fra en simulering er spesielt interessant da denne har stor effekt på omfanget av eventuelle skadevirkninger i kjølvannet av et oljeutslipp/oljeutblåsning. 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 simuleringer. 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 slik at dette i verste fall bare gjelder en liten andel av det totale utslippet. I tillegg til degradering vil fortynning av oljen i vannkolonnen være en viktig kilde til at effekten av et utslipp reduseres over tid (Johansen,2010).

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 andre egenskaper for den benyttede oljen.

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 tidssteg 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. Hvis det benyttes flere partikler i beregningene er det større potensial 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 tilgjengelig regnekapasitet og nytten av å øke oppløsningen ytterligere. Det er i denne analysen brukt et standardisert oppsett (etter Best Practice) med et minimum antall partikler på 3000 og maksimum antall på 10000, avhengig av utslippsvarighet og utslippsrate.

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 kyststruter.

Oljedriftstatistikk for åpent hav er presentert som middelerverdier 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 oljeflak/en partikkel på havoverflaten har truffet en rute. Influensområde defineres som området med en treffsannsynlighet $> 5\%$ for mer enn 1 tonn olje i en 10×10 km rute.
- **Forventningsmengde på olje**, Defineres som treffsannsynlighet (se ovenfor) multiplisert med gjennomsnittlig tidsmidlet oljemengde når ruten treffes (Treffsannsynlighet $\times$ mengde olje gitt treff).
- **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.



APPENDIX D

Bestandstap vist for alle modellerte arter

Lysloggerdata (SEATRACK)

Lyslogger-data (gls-data) er fremkommet ved bruk av lysloggteknologi og er ikke basert på fysiske observasjoner. Datasettene opparbeidet for lomvi omfatter en 3-årlig database med sporingsdata for om lag 300 individer fra fire ulike kolonier; Sklinna, Hjelmsøya, Hornøya og Bjørnøya. I tillegg er det opparbeidet et datasett der alle dataene fra de nevnte koloniene er sammenstilt. Loggerdataene er innhentet og tilrettelagt av NINA/Norsk Polarinstitut gjennom SeaTrack programmet og gjort tilgjengelig for bruk i miljørisikoanalyser av NINA og Norsk olje og gass (ref. Egil Dragsund, Norsk olje og gass; DNV GL, 2015). SeaTrack er et pågående prosjekt som har løpt i perioden 2014-2018 (Seapop).

Datasettene inkluderer to ulike perioder; høst fra august til oktober, og vinter fra november til januar. Datasettene med bestandsandeler er illustrert i Figur D-1 til Figur D-3. Datasettene er «vasket» med 50 % kernel, for å luke ut åpenbare feilkilder samt vektlegge områdene med høyest fugletetthet.

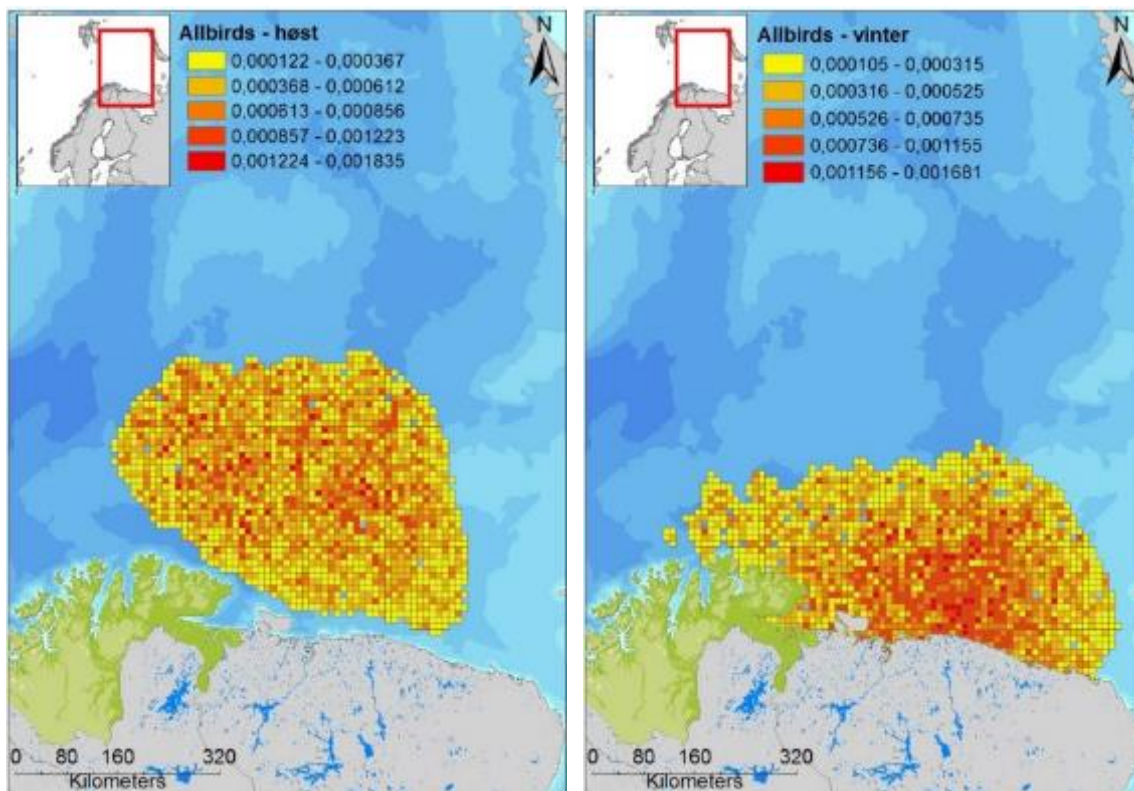
Det er verdt å merke seg at lysloggerdatasettene er delt inn i høstsesong (A) og vintersesong (W), der høstsesongen er definert som august-oktober, mens vintersesongen er definert som november-januar. I MIRA metodikken er sommer (juni-august), høst (september-november), vinter (desember – februar) og vår (mars-mai). Lysloggerdatasettet for høst vil på grunn av august gi utslag også i sommersesongen.

Voksne, hekkende sjøfugl fra Sklinna, Hjelmsøya, Hornøya og Bjørnøya er merket, og vandring i høst- og vintersesongen er sporet. Koloniene er av ulik størrelse;

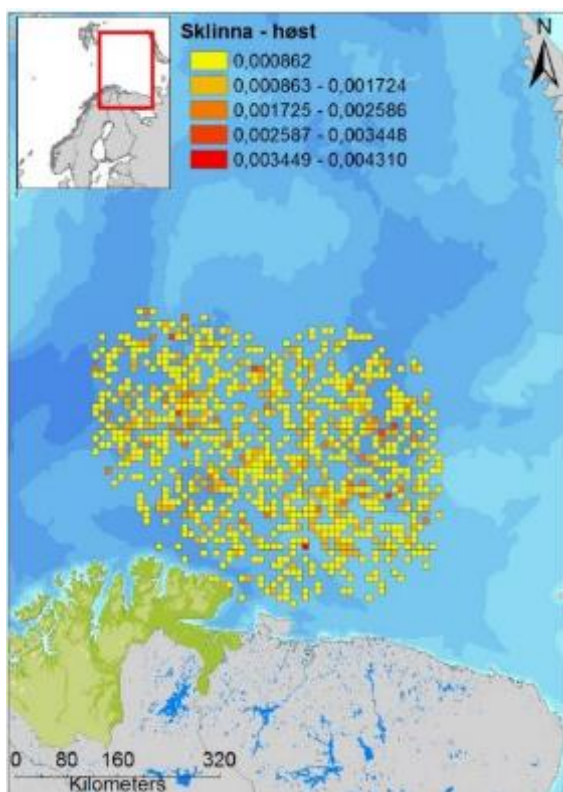
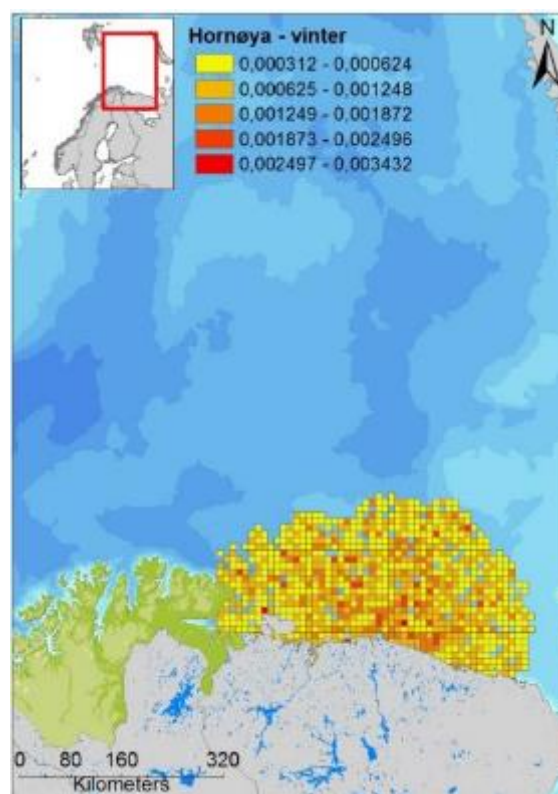
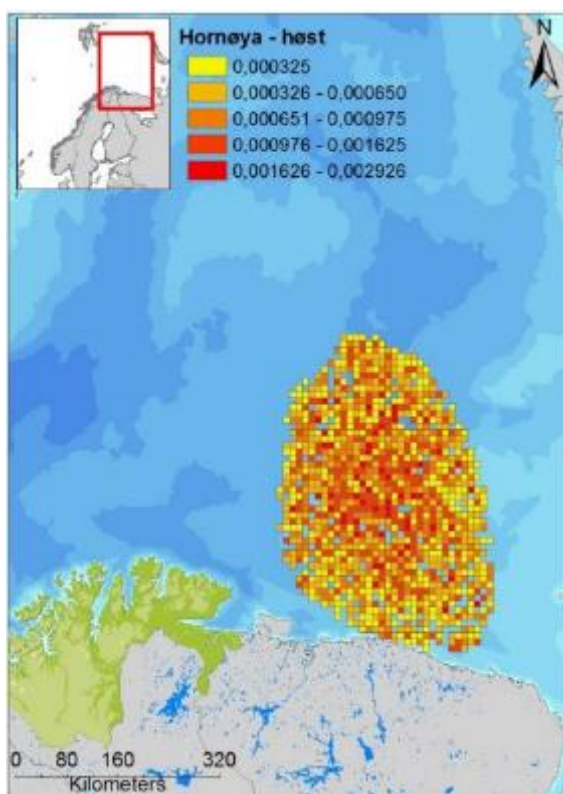
- Sklinna ca. 700 par
- Hjelmsøya ca. 12 000 par
- Hornøya ca. 11 000 par
- Bjørnøya ca. 140 000 par

Mer enn 90 % av den norske populasjonen er antatt å være fordelt på de nevnte koloniene i hekkeperioden.

Sjøfugl som hekker på Sklinna opptre primært i Barentshavet i høstsesongen, før de flyr sørover i vinterperioden. Sklinna er derfor ikke relevant som datasett i vintersesongen.

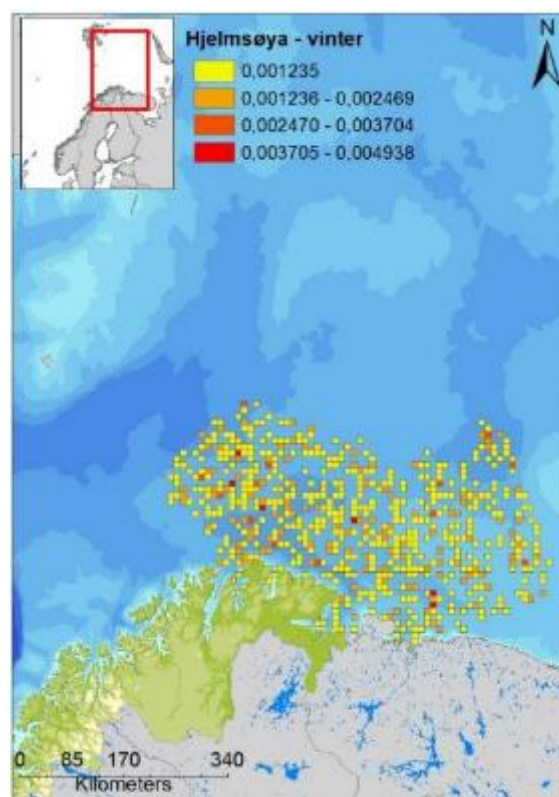
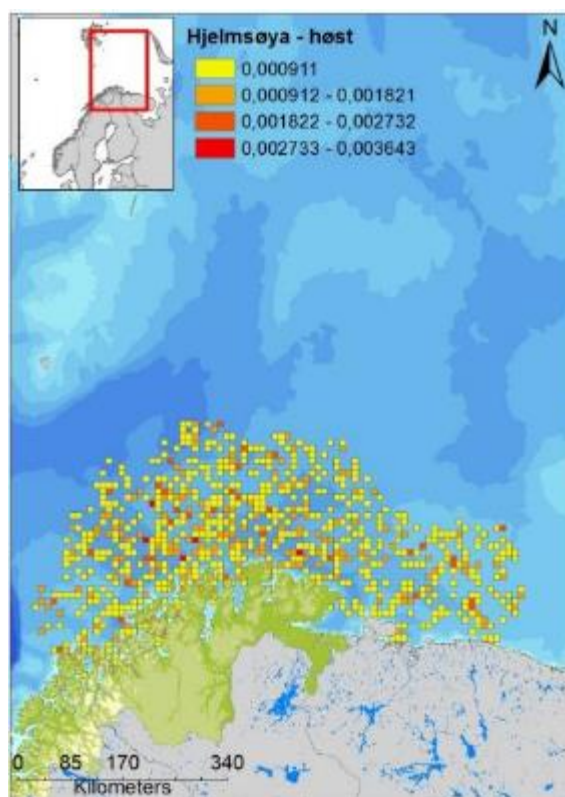
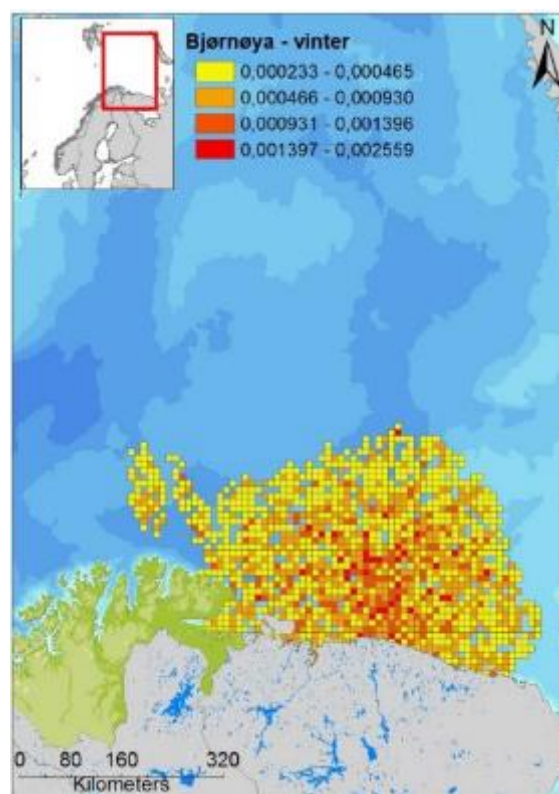
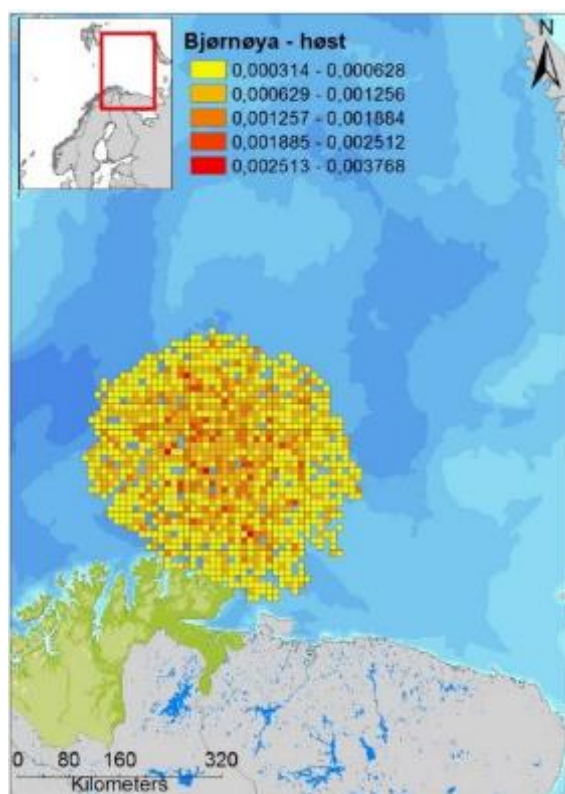


Figur D-1 Datasett for lomvi i høst- (til venstre) og vintersesongen (til høyre), basert på lysloggerdata fra koloniene Bjørnøya, Hjelmsøya, Hornøya og Sklinna. Figurene viser bestandsandeler i høst- og vintersesongen.



Sklinna vinter er ikke relevant som datasett.

Figur D-2 Datasett for lomvi i høst- (til venstre) og vintersesongen (til høyre), basert på lysloggerdata fra koloniene **Hornøya** (øverst) og **Sklinna** (nederst). NB! Lomvi som hekker på Sklinna benytter i svært liten grad Barentshavet som overvintringsområde, dvs. vintersesongen er ikke relevant som datasett. Figurene viser bestandsandeler i høst- og vintersesongen.



Figur D-3 Datasett for lomvi i høst- (til venstre) og vintersesongen (til høyre), basert på lysloggerdata fra koloniene **Bjørnøya** (øverst) og **Hjelmsøya** (nederst). Figurene viser bestandsandeler i høst- og vintersesongen.

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade - overflateutblåsning – Figur D-4.

Siden fugl fra koloniene på Bjørnøya og Hornøya stort sett befinner seg øst for influensområdet til Shenzhou, så er det kolonien på Sklinna og Hjelmsøya som vil kunne bli mest berørt ved en evt. utblåsning fra brønn 7322/6-1 Shenzhou. Sklinna er kolonien med høyest sannsynlighet for bestandstap om sommer- og høstsesongen, og Hjelmsøya er kolonien med høyest sannsynlighet for bestandstap i vintersesongen. Det er ikke utført beregninger i vårsesongen.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

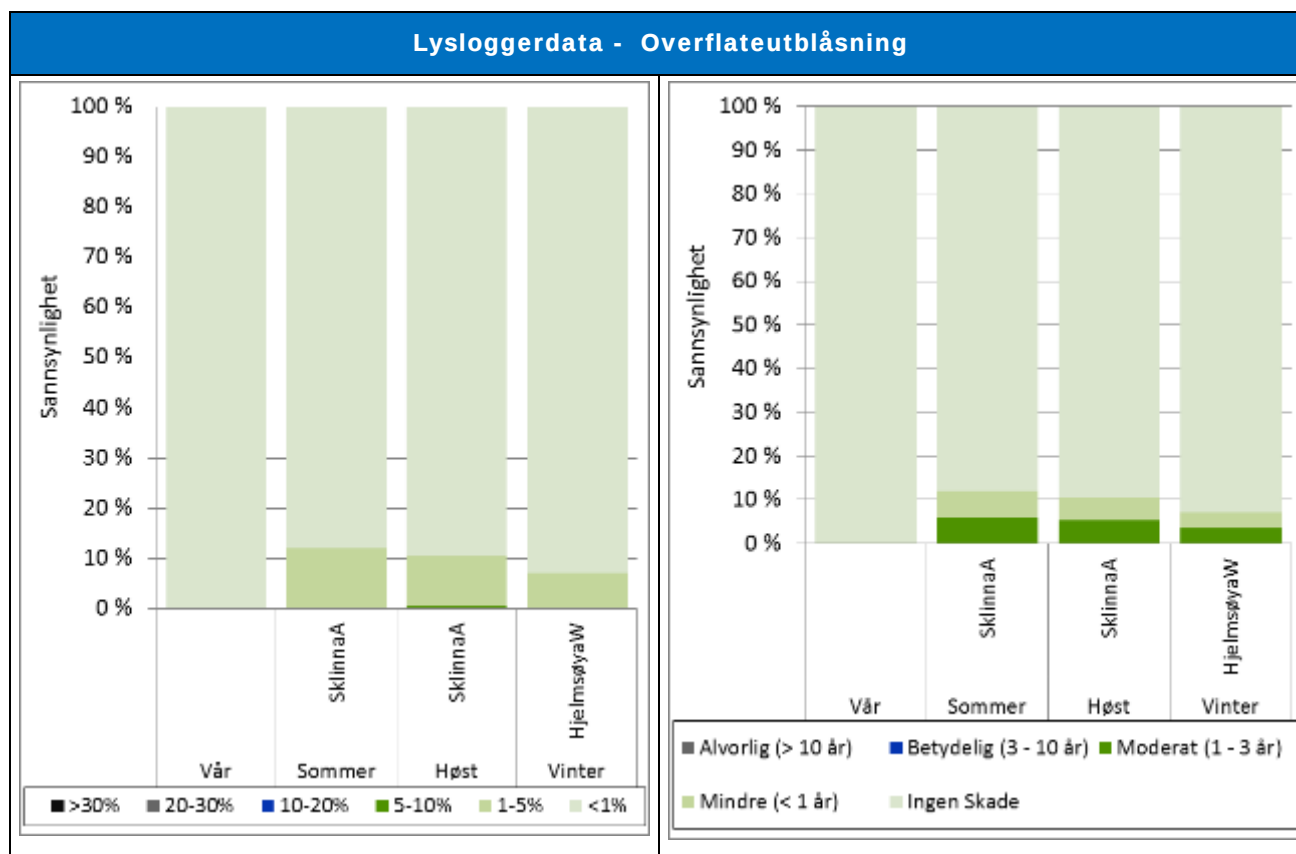
- 12 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (SklinnaA - sommer).
- <0,5 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (SklinnaA - høst).

Det er ikke beregnet sannsynlighet for tapsandeler i kategoriene > 10 %.

Dette gir følgende sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 6 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (SklinnaA - sommer).
- 6 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (SklinnaA - sommer).
- <0,5 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (SklinnaA - høst).

Det er ingen sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade.



Figur D-4 Sannsynlighet for ulike bestandstap fra lomvikolonien på Hjelmsøya gitt en **overflateutblåsning** fra brønn **7322/6-1 Shenzhou** presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag innenfor en sesong representerer sesongen. 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)

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade - sjøbunnsutblåsning – Figur D-5

Tilsvarende som for overflateutblåsning, så er Sklinna kolonien med høyest sannsynlighet for bestandstap om sommer- og høstsesongen, og Hjelmsøya kolonien med høyest sannsynlighet for bestandstap i vintersesongen. Det er ikke utført beregninger i vårsesongen.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

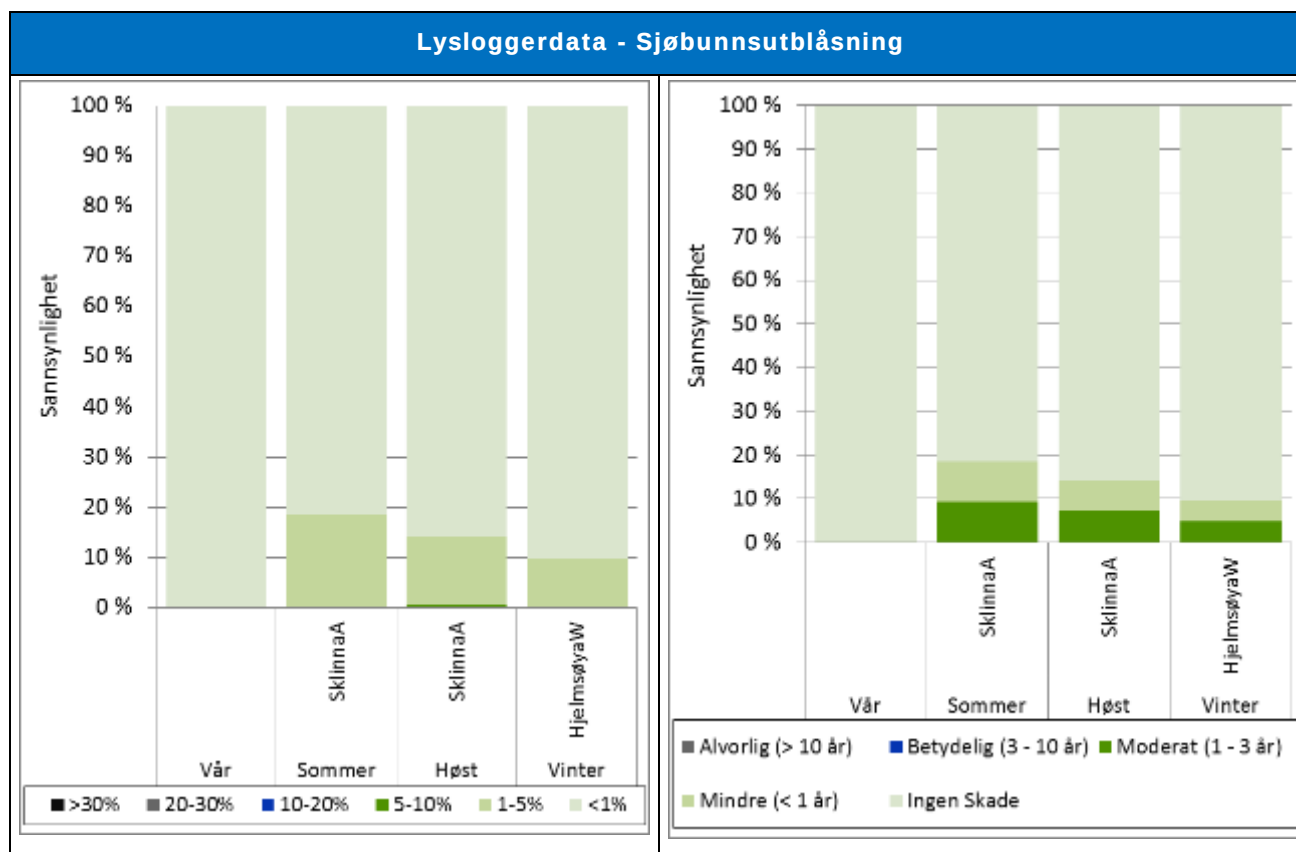
- 18 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (SklinnaA - sommer).
- 1 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (SklinnaA - høst).

Det er ikke beregnet sannsynlighet for tapsandeler i kategoriene > 10 %.

Dette gir følgende sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 9 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (SklinnaA - sommer).
- 9 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (SklinnaA - sommer).
- <0,5 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (SklinnaA - høst).

Det er ingen sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade.

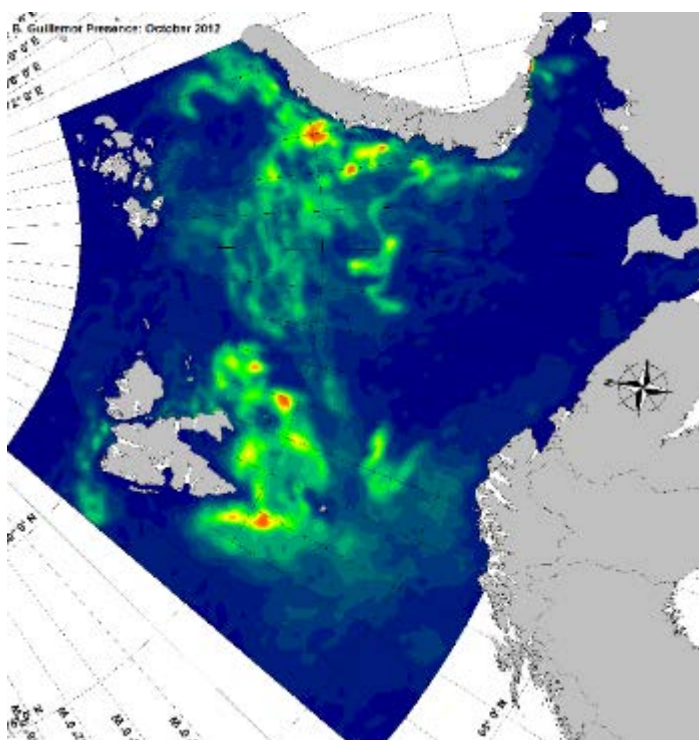


Figur D-5 Sannsynlighet for ulike bestandstap fra lomvikolonien på Hjelmsøya gitt en **sjøbunnsutblåsning** fra brønn 7322/6-1 **Shenzhou** presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag innenfor en sesong representerer sesongen. Bestandstapet (venstre) er gruppert 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)

MARAMBS DATA

MARAMBS (Mobile Animal Ranging Assessment Model for the Barents Sea) er en JIP med DHI, Statoil og ConocoPhillips som ser på Agent Based Modelling (ABM) for å predikere realistiske sjøfugl- og sjøpattedyrutbredelser i Barentshavet. MARAMBS kjørte i 2015/16 en pilotstudie på noen arter, og data for krykkje og polarlomvi ble benyttet i en større feasibility studie for BaSEC for å se på bruken av slike data inn i miljørisikoanalyser (DNV GL, 2016).

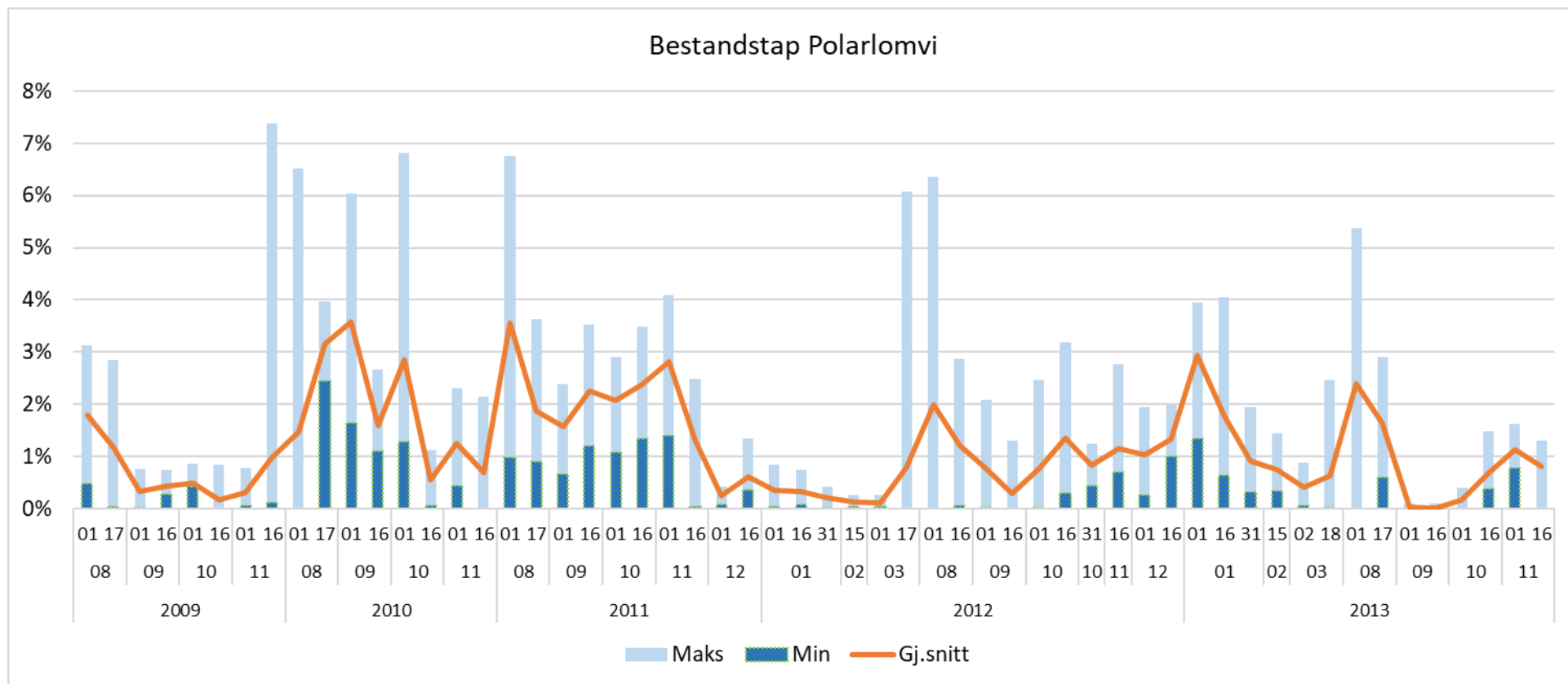
MARAMBS har to nivåer av data; en habitat-modell som viser egnet habitat (og predikerte tettheter) og en ABM-modell som bygger på habitatmodellen, men som også inkluderer fuglenes adferd. ABM dataene foreligger som daglige tetthetsplott for høst/vinterperioden og data for høstperioden er benyttet som VØK data i foreliggende analyse. Merk at dataene er eksperimentelle og at videre validering foregår i pågående JIP. Resultatene må derved brukes med forsiktighet.



Figur D-6 Eksempel på utbredelse av polarlomvi – oktober 2012 fra MARAMBS ABM modellering (Kilde: DHI).

Dataene er matchet i tid med oljedriftssimuleringene slik at det beregnes et bestandstap for hvert daglige VØK datasett i hver oljedriftssimulering. Beregnede bestandstap (gjennomsnitt, maks og min) er vist i figurene under for et 14 dagers utslipp med utslippsrate 700 Sm³/d (lik for overflate og sjøbunn), for hhv. krykkje (Figur D-7) og polarlomvi (Figur D-8). Ratene og varighetene som er valgt er de som er nærmest vektet rate og vektet varighet for overflate og sjøbunn.

Resultatene viser et maksimalt bestandstap på inntil 4,5 % for krykkje og 7,3 % for polarlomvi, mens de forventede tapsandelene er lavere på opptil 3,8 % for krykkje og 3,6 % for polarlomvi.



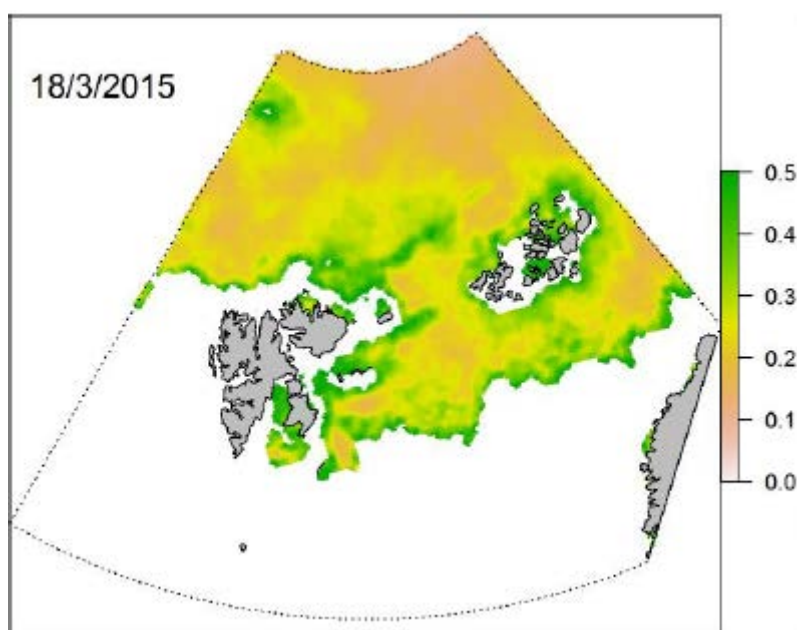
Figur D-8 Beregnet bestandstap for krykkje (daglige ABM data) for høstperioden 2009-2011 og høst- og vinterperioden 2012-2013 gitt en overflateutblåsning fra Shenzhou.

Referanser: DNV GL, 2016. MARAMBS risk assessment demonstrator. DNV GL report No 2016-0886. A Statoil/BaSEC report.

ISBJØRN DATA

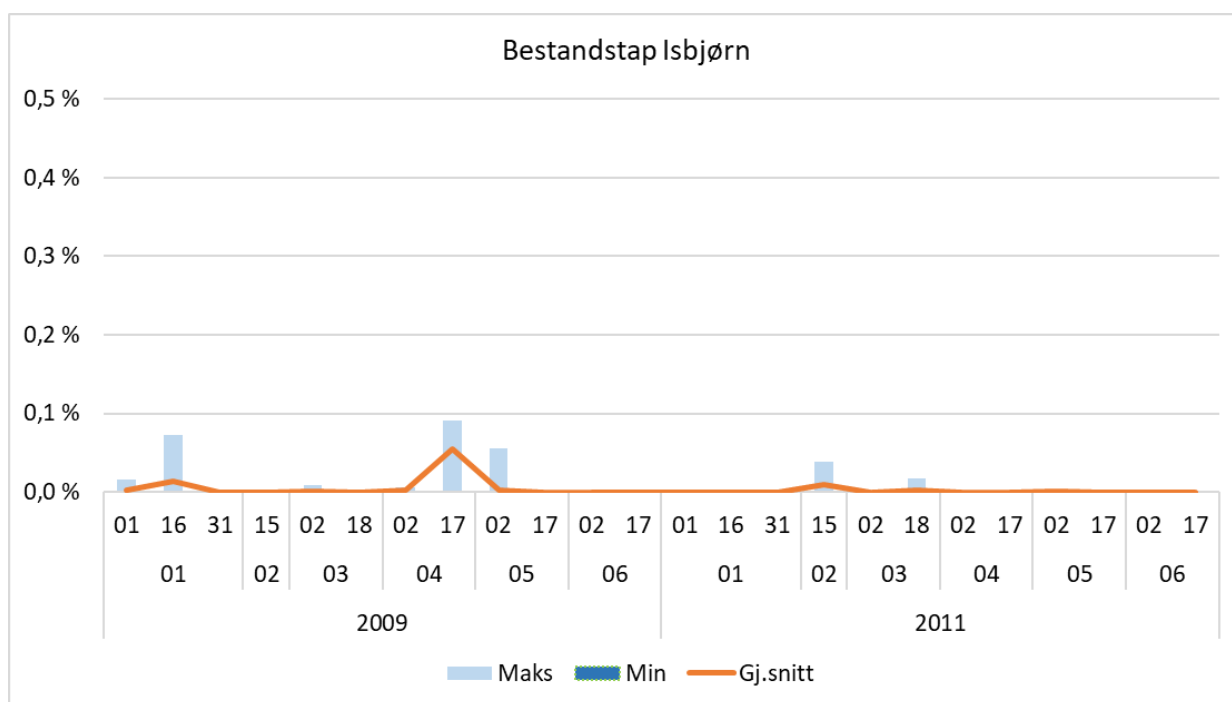
Norsk Polarinstitutt har på oppdrag fra Statoil modellert isbjørn habitat bruk med RSF (Resource Selection Function) basert på satellitt-telemetri data fra 294 binner fra 1990-2015 (NPI, 2016).

Isbjørn har en habitat-preferanse for områder med 15-75 % iskonsentrasjon og RSF gir grunnlag for å predikere daglig historisk utbredelse basert på 12,5 km iskonsentrasjonskart når de skales til konsentrasjonskart/tetthetskart (se Figur D-9). Dette er utført i utvalgte år i perioden 2003–2011. Årene 2003 og 2004 var år med maksimal målt isutbredelse.



Figur D-9 Eksempel på predikert isbjørntetthet (antall/100 km²) 15. mars 2015. Kilde: NPI, 2016.

Dataene er matchet i tid med oljedriftssimuleringene slik at det beregnes et bestandstap for hvert daglige VØK datasett i hver oljedriftssimulering. Beregnede bestandstap (gjennomsnitt, maks og min) er vist i Figur D- 10 for et 14 dagers utslipp med utslippsrate 700 Sm³/d (lik for overflate og sjøbunn). Resultatene viser som forventet et svært lavt bestandstap for isbjørn med maksimalt 0,1 % tap for en periode med svært sørlig isutbredelse som i april. Ratene og varighetene som er valgt er de som er nærmest vektet rate og vektet varighet for overflate og sjøbunn.



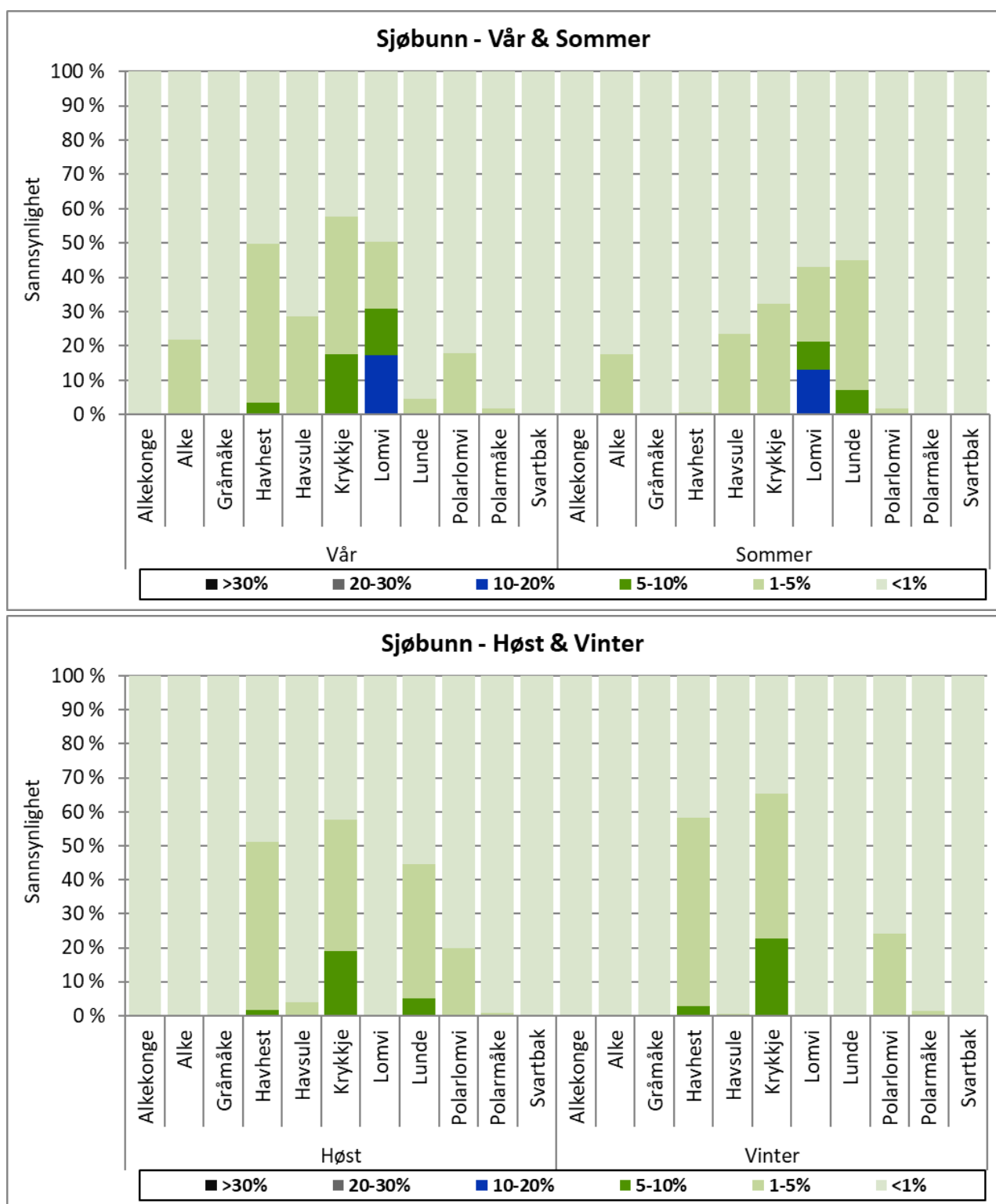
Figur D-10 Beregnet bestandstap for isbjørn (daglige RSF data) for vårperioden 2003, 2004, 2009 og 2011 gitt en overflate- (øverst) og sjøbunnsutblåsning (nederst) fra Shenzhou.

Referanse: NPI, 2016. Lone, K., Aars, J., Lydersen, C. & Kovacs, K.W. 2016. *Report to Statoil on Work package 1(WP1). Polar bears and sea ice*. Norsk Polarinstitutt rapport.

Sannsynlighet for bestandstap av pelagiske sjøfuglarter gitt en utblåsning fra Shenzhou

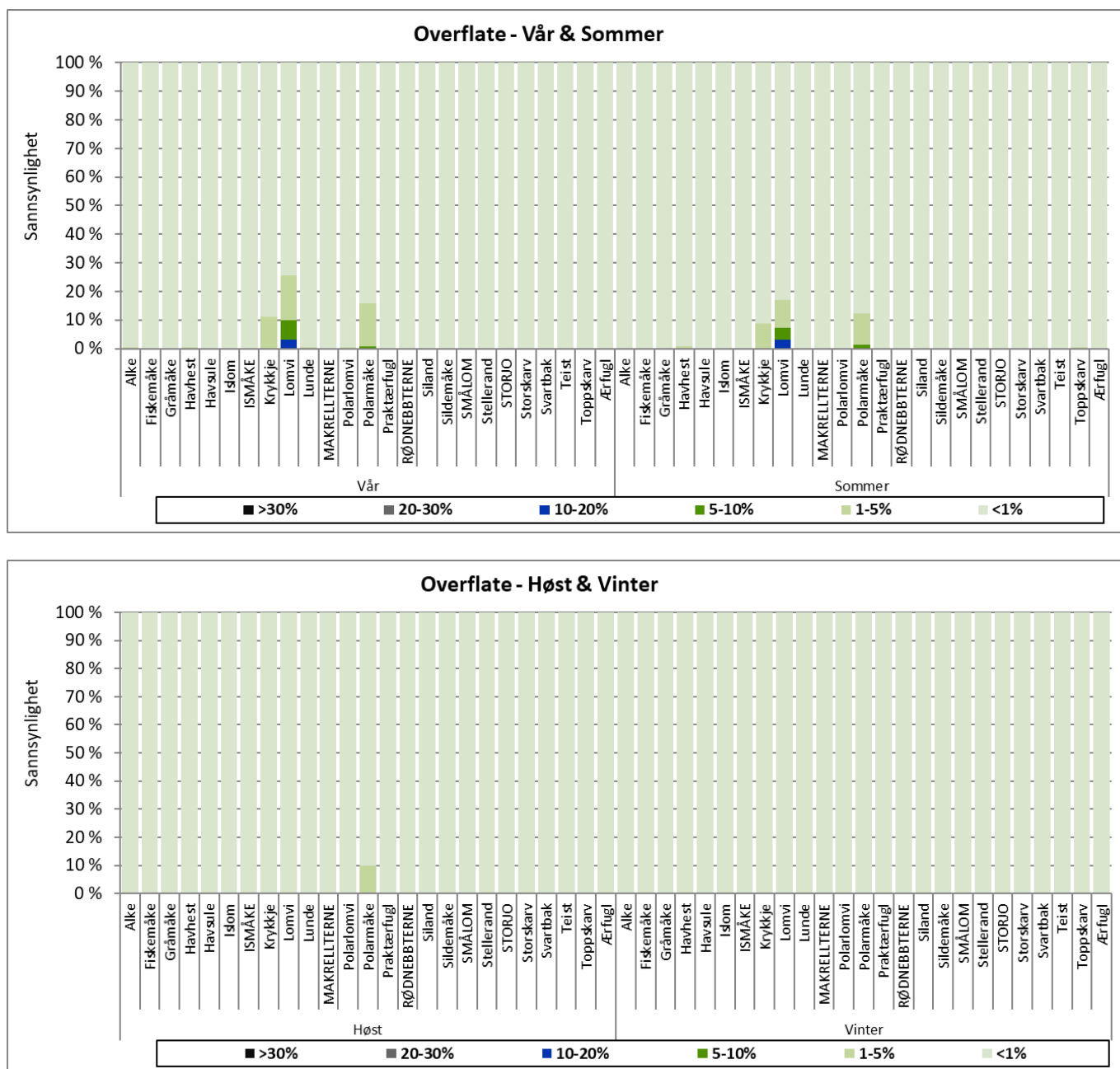


Figur D- 11 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av **pelagiske sjøfugl**, gitt en **overflateutblåsning** i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.

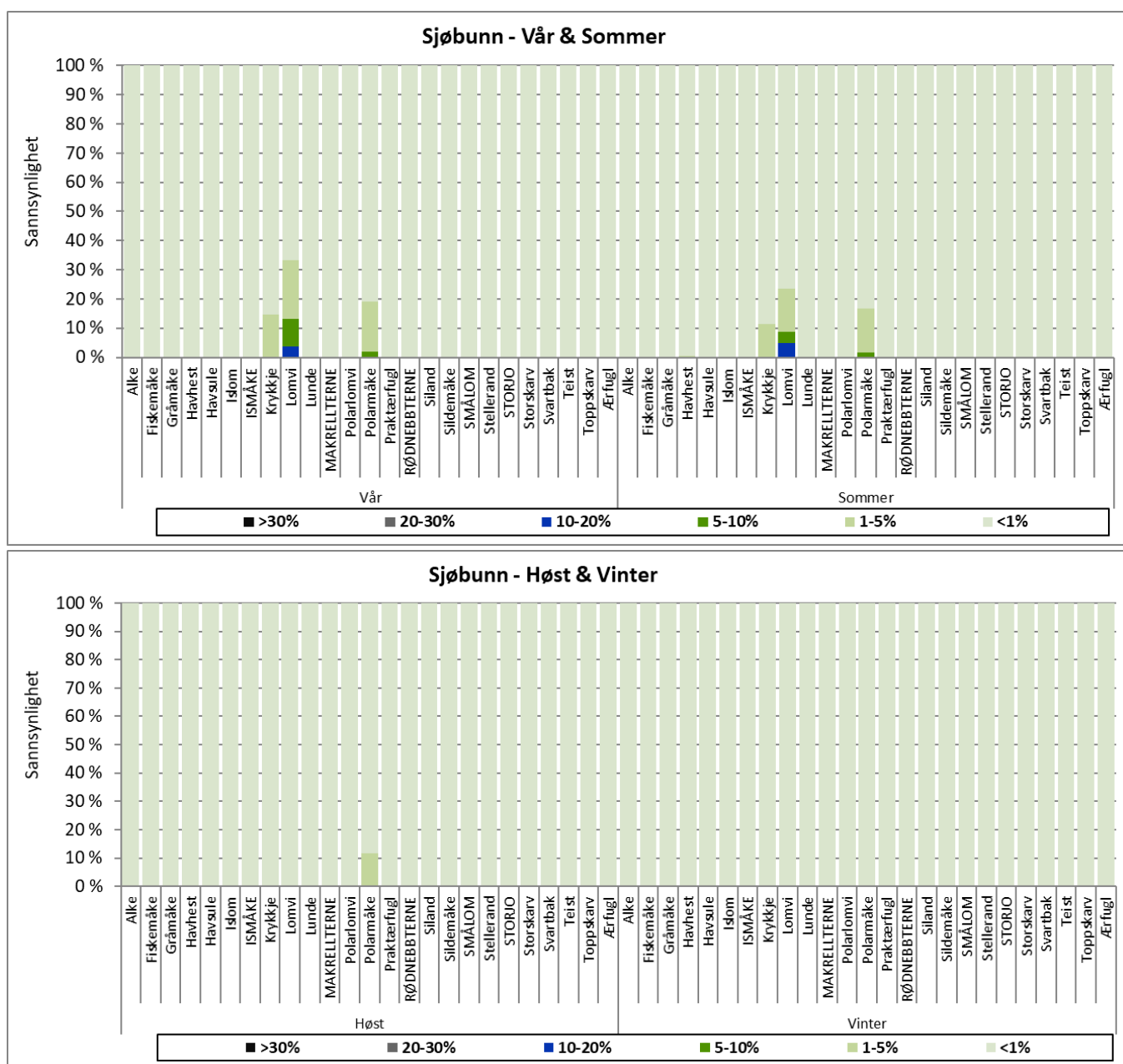


Figur D- 12 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av **pelagiske sjøfugl**, gitt en **sjøbunnsutblåsning** i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.

Sannsynlighet for bestandstap av kystnære sjøfuglarter (Nasjonale data) gitt en utblåsning fra Shenzhou

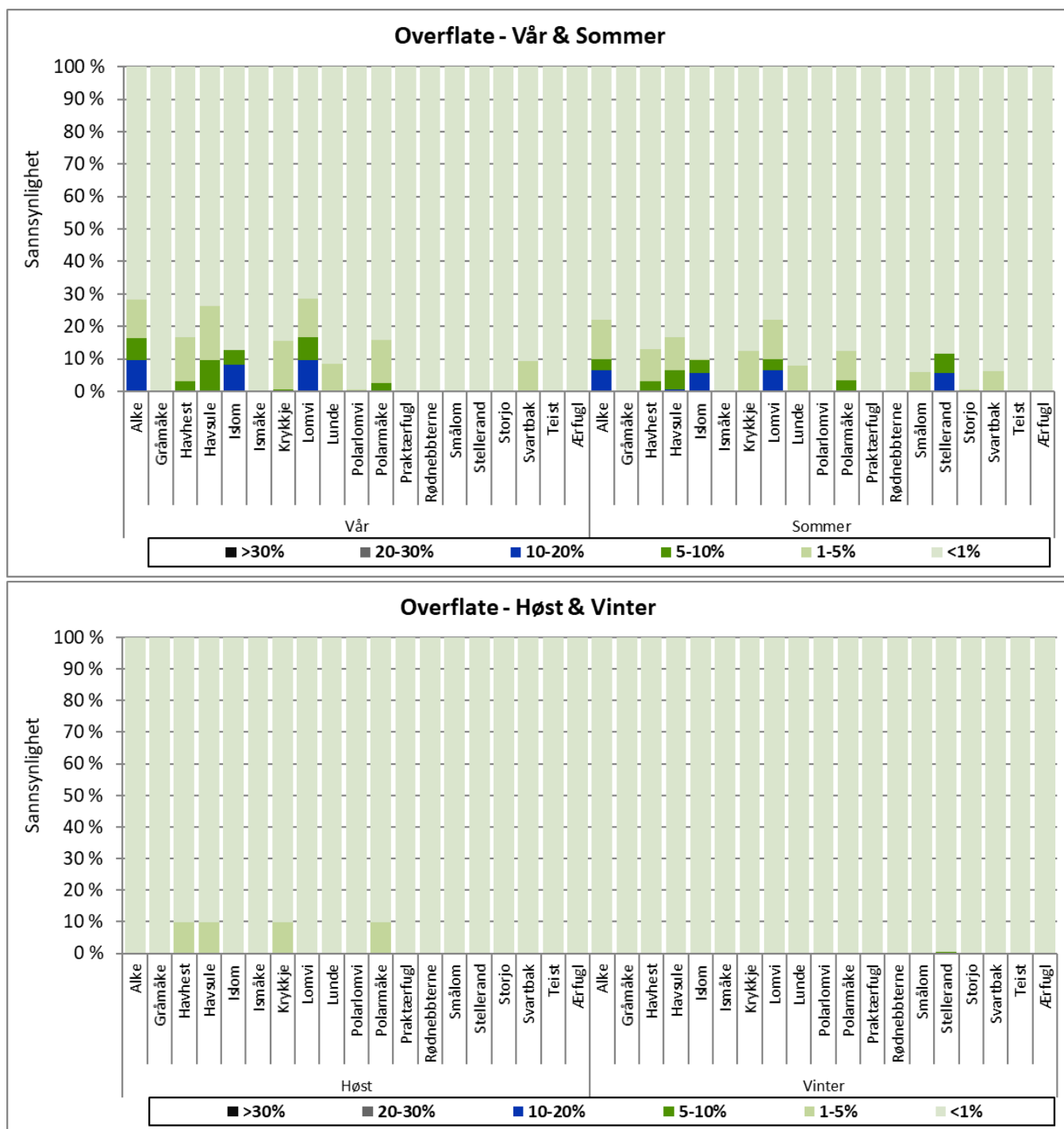


Figur D- 13 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av **kystnær sjøfugl (nasjonale datasett)**, gitt en **overflateutblåsning** i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.

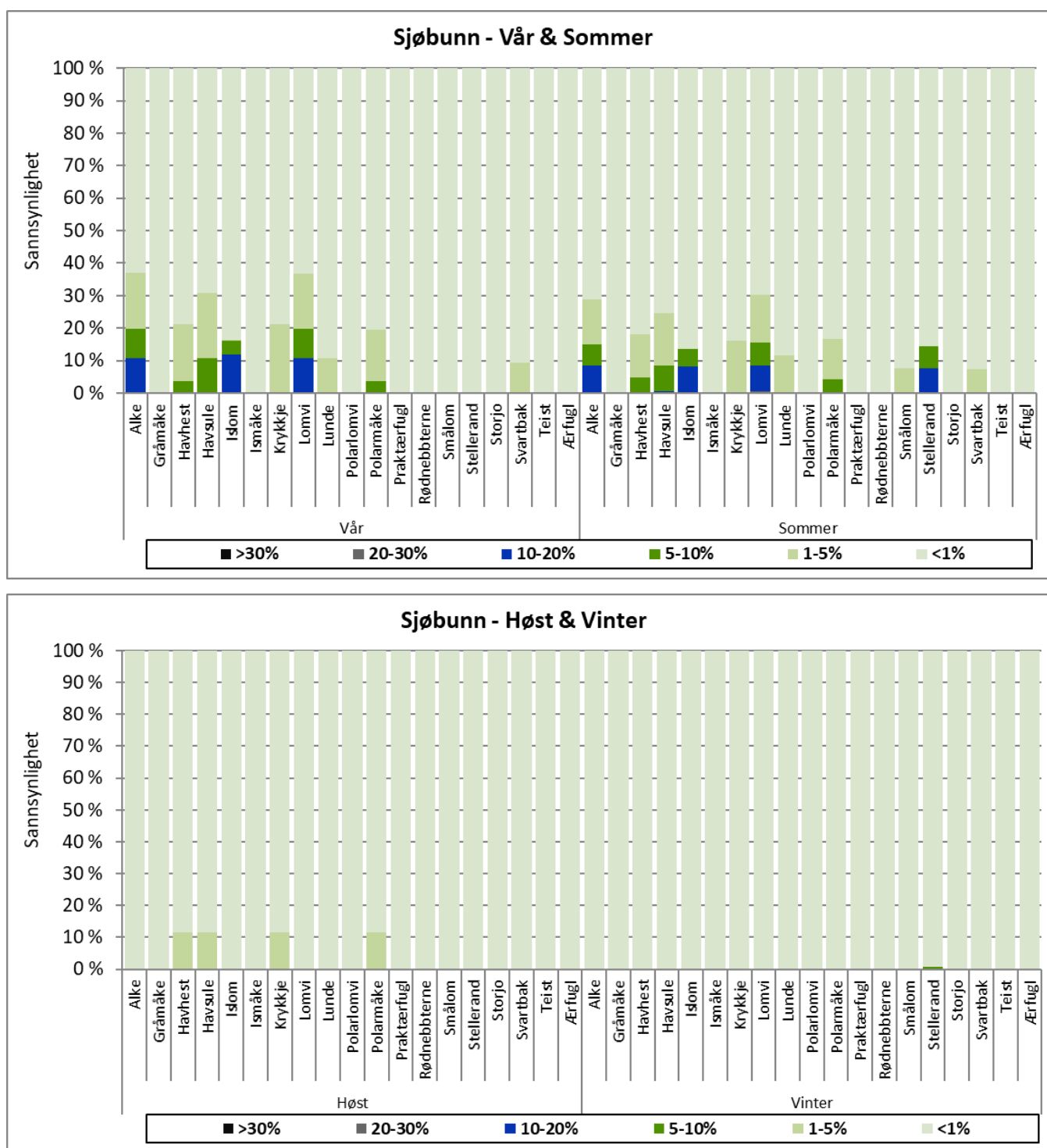


Figur D- 14 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av *kystnær sjøfugl (nasjonale datasett)*, gitt en *sjøbunnsutblåsning* i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.

Sannsynlighet for bestandstap av kystnære sjøfuglarter Bjørnøya / Svalbard gitt en utblåsning fra Shenzhou



Figur D- 15 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av **kystnære sjøfugl (Bjørnøya/Svalbard)**, gitt en **overflateutblåsning** i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.



Figur D-16 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av *kystnære sjøfugl (Bjørnøya/Svalbard)*, gitt en *sjøbunnsutblåsning* i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.

Strandhabitat

Tabell D-1 Sannsynlighet for stranding av olje i 10 × 10 km ruter gitt en **overflate- og sjøbunnsutblåsning** fra **letebrønn Shenzhou**, oppgitt for mengdekategoriene 1-100 tonn for de ti kystrutene med størst miljørisiko innen hver sesong. Det er ingen sannsynlighet for stranding av over 100 tonn olje innen en 10 × 10 km gridrute gitt en overflate- eller sjøbunnsutblåsning.

	Cell nr.	Overflate	Sjøbunn
		1-100 tonn/rute	1-100 tonn/rute
Vår	1	5,4 %	6,8 %
	2	5,6 %	8,8 %
	3	5,3 %	7,3 %
	4	4,6 %	6,8 %
	5	4,2 %	3,7 %
	6	0,8 %	2,4 %
	7	0,4 %	0,5 %
	8	0,4 %	0,5 %
	9		
	10		
Sommer	1	5,2 %	5,5 %
	2	4,1 %	6,7 %
	3	2,0 %	4,2 %
	4	3,6 %	5,6 %
	5	4,9 %	4,2 %
	6	1,1 %	1,7 %
	7	0,4 %	
	8	0,4 %	
	9	0,4 %	
	10	0,4 %	
Høst	1	11,3 %	15,4 %
	2	11,5 %	15,3 %
	3	6,5 %	9,0 %
	4	7,5 %	11,1 %
	5	6,7 %	10,0 %
	6	0,2 %	2,2 %
	7		0,9 %
	8		0,3 %
	9		
	10		
Vinter	1	10,0 %	16,7 %
	2	8,6 %	12,8 %
	3	8,3 %	13,5 %
	4	7,6 %	9,3 %
	5	6,7 %	5,4 %
	6	1,3 %	2,0 %
	7	0,3 %	
	8	0,2 %	
	9		
	10		

Tabell D-2 Sannsynlighet for miljøskade i de ulike skadekategoriene (gitt ved restitusjonstid) gitt en overflate- og sjøbunnsutblåsning fra **letebrønn Shenzhou**, oppgitt for de kystrutene med høyest miljørisiko i de ulike sesongene.

	Cell nr.	Overflate		Sjøbunn	
		Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)
Vår	1	3,8 %	1,6 %	4,8 %	2,1 %
	2	4,4 %	1,1 %	7,0 %	1,8 %
	3	4,1 %	1,2 %	5,6 %	1,7 %
	4	3,6 %	0,9 %	5,4 %	1,4 %
	5	2,9 %	1,3 %	2,6 %	1,1 %
	6	0,6 %	0,2 %	1,9 %	0,5 %
	7	0,3 %	0,1 %	0,3 %	0,2 %
	8	0,3 %	0,1 %	0,4 %	0,1 %
	9				
	10				
Sommer	1	3,6 %	1,6 %	3,9 %	1,7 %
	2	3,2 %	1,0 %	5,1 %	1,5 %
	3	1,4 %	0,6 %	2,9 %	1,3 %
	4	2,9 %	0,7 %	4,5 %	1,1 %
	5	4,0 %	1,0 %	3,3 %	0,8 %
	6	0,9 %	0,2 %	1,4 %	0,3 %
	7	0,3 %	0,1 %		
	8	0,3 %	0,1 %		
	9	0,3 %	0,1 %		
	10	0,3 %	0,1 %		
Høst	1	7,9 %	3,4 %	10,7 %	4,6 %
	2	8,8 %	2,7 %	11,8 %	3,6 %
	3	4,5 %	2,0 %	6,3 %	2,8 %
	4	6,0 %	1,5 %	8,8 %	2,2 %
	5	5,4 %	1,3 %	8,0 %	2,0 %
	6	0,1 %		1,7 %	0,4 %
	7			0,7 %	0,2 %
	8			0,2 %	0,1 %
	9				
	10				
Vinter	1	7,0 %	3,0 %	11,7 %	5,0 %
	2	6,6 %	2,0 %	9,8 %	3,0 %
	3	6,6 %	1,7 %	10,8 %	2,7 %
	4	6,1 %	1,5 %	7,4 %	1,9 %
	5	4,7 %	2,1 %	3,7 %	1,7 %
	6	1,1 %	0,3 %	1,6 %	0,4 %
	7	0,2 %	0,1 %		
	8	0,2 %			
	9				
	10				



APPENDIX E

Utbredelsesfigurer og beskrivelse av arter og habitater i analysen



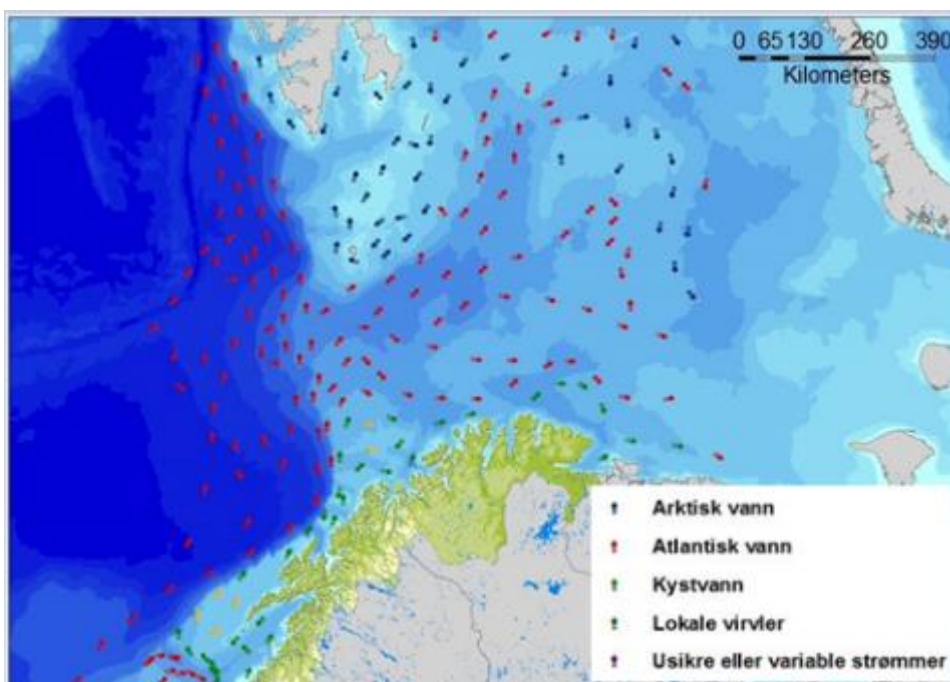
I foreliggende kapittel gis en kort beskrivelse av naturressursene tilknyttet Barentshavet, sammen med mulige effektgrenser for påvirkning av et oljeutslipp for de ulike artene. Mer detaljerte beskrivelser av naturressurser i området er gitt i «Miljø- og ressursbeskrivelse av området Lofoten – Barentshavet» (Føyn, von Quilfeldt, & Olsen, 2002), «Helhetlig forvaltningsplan for Lofoten og Barentshavet» (Havforskningsinstituttet, Norsk Polarinstitutt, Miljødirektoratet, & norsk institutt for naturforskning, 2010), rapport fra Havforskningsinstituttet «Kunnskap om marine resurser i Barentshavet sørøst» (Hi, 2012) og oppdateringen av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (Klima- og Miljødepartementet, 2015).

Fysiske forhold

Barentshavet er et grunt sokkelhav hvor den norske delen omfatter ca. 1,4 mill. km² og har et gjennomsnittlig dyp på omlag 230 m. Bunntopografien er dominert av store banke-områder (100-200 m, eksempelvis Sentralbanken, Spitsbergenbanken og Storbanken) og dype renner (300-400 m, eksempelvis Bjørnøyrenna) mellom disse. I vest følger Barentshavet den bratte kontinentalskråningen mot Norskehavet.

I Barentshavet er det tre hovedvannmasser; kystvann, atlantehavsvann og arktisk vann (Figur E-1). Varmt atlantisk vann strømmer inn fra sørvest, mens kaldt, arktisk vann trenger inn fra nordøst. Kystvannet kommer inn i Barentshavet langs norskekysten og følger kysten videre østover. I møtet mellom det kalde arktiske vannet og det varme atlantehavsvannet dannes front- og virvelsystemer som gir opphav til betydelig primærproduksjon i vår- og sommerhalvåret, den såkalte polarfronten (Føyn et al., 2002). Tilsvarende oppblomstring opptrer om våren i en 20-50 km bred sone langs iskanten, hvor ismeltingen danner forutsetninger for et stabilt overflatelag og frigjøring av næringssalter.

Den sesongvise smeltingen og frysing av den ettårige vinterisen er sentral for dynamikken i økosystemet i Barentshavet. Inntil 90 % av Barentshavet kan dekkes av is om vinteren, men isutbredelsen varierer mye fra år til år. Iskanten ved minimumsutbredelse kan ha en årlig variasjon på flere hunder kilometer (Hi, 2012). Områdene rundt utredningsområdet i Barentshavet er som regel isfrie året rundt på grunn av innstrømming av varmt atlantisk vann (HI, 2012).



Figur E-1 Strømforhold i Barentshavet (Sætre, 1999).

Den marginale issonen

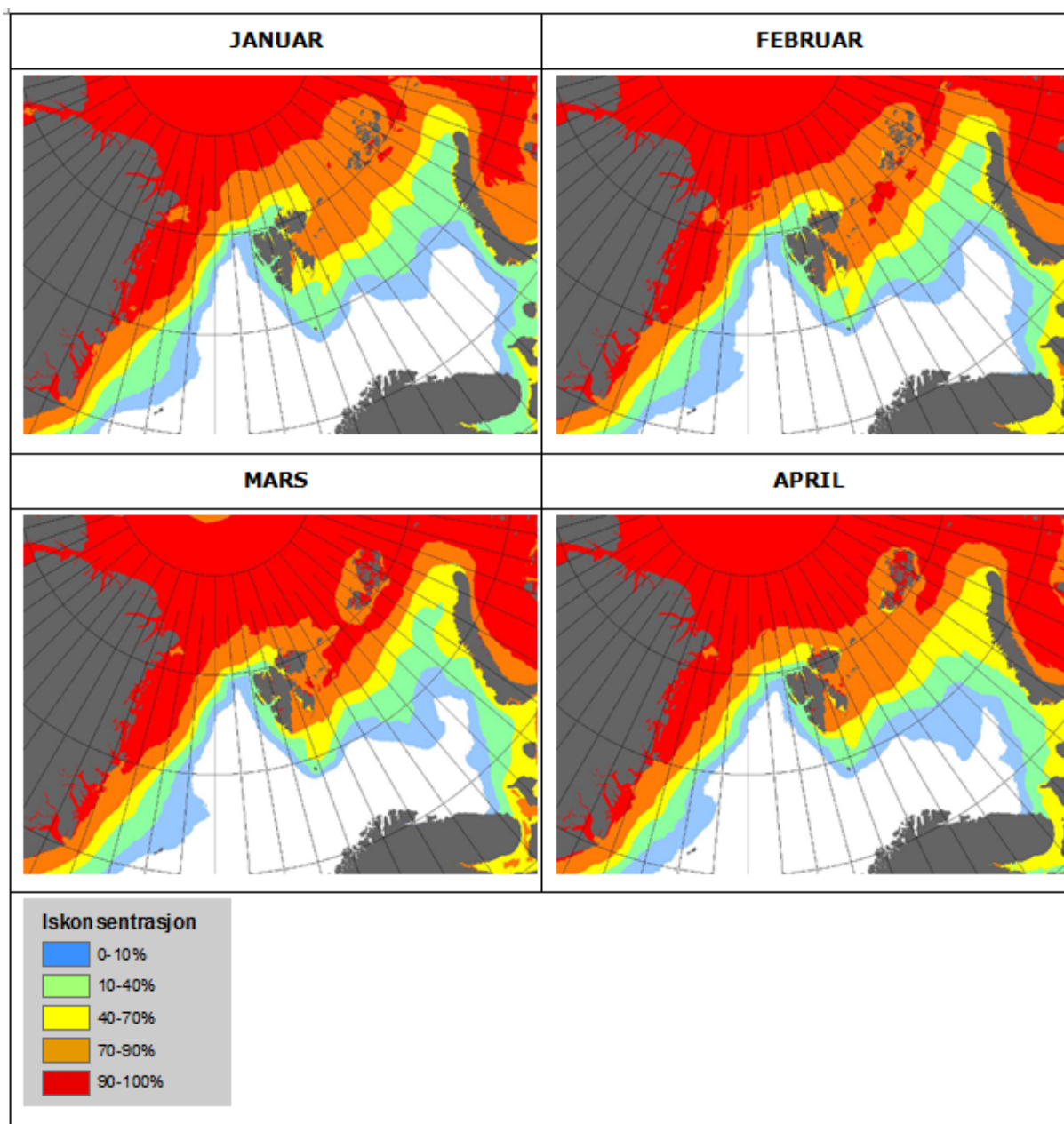
Den marginale issonen (MIS) er en betegnelse på området mellom åpent hav og heldekkende sjøis. Generelt er området svært dynamisk og variasjoner i is-konsentrasjoner kan endre seg på kort tid. Vind og havstrømmer i retning mot isdekket kan gi klart definerte kanter, mens vind og strøm i motsatt retning kan gjøre at MIS strekker seg over store områder med ulik grad av isdekke.

MIS er et viktig næringsområde i Barentshavet. Isutbredelsen i Barentshavet påvirkes av lufttemperatur og mengden (m^3/s og kjernetemperatur) av innstrømmende atlantehavsvann. Smelting av is i sommerhalvåret gir et overflatelag av vann med høyere temperatur, lavere saltinnhold og mindre tetthet enn underliggende vannmasser. Det stabile overflatelaget er svært næringsrikt. Utover våren, når ikke sollys lengre er en begrensende faktor, dannes det gode vekstvilkår og en massiv oppblomstring av planteplankton som igjen danner grunnlag for en næringskjede bestående av zooplankton, fisk, sjøfugl og marine pattedyr. MIS trekker seg nordover utover sommeren og det skjer en progressivt nordgående oppblomstring. Økosystemet rundt MIS er sentralt for alt liv i Barentshavet, og et eventuelt oljeutslipp som påvirker området vil potensielt kunne få alvorlige konsekvenser for hele økosystemet.

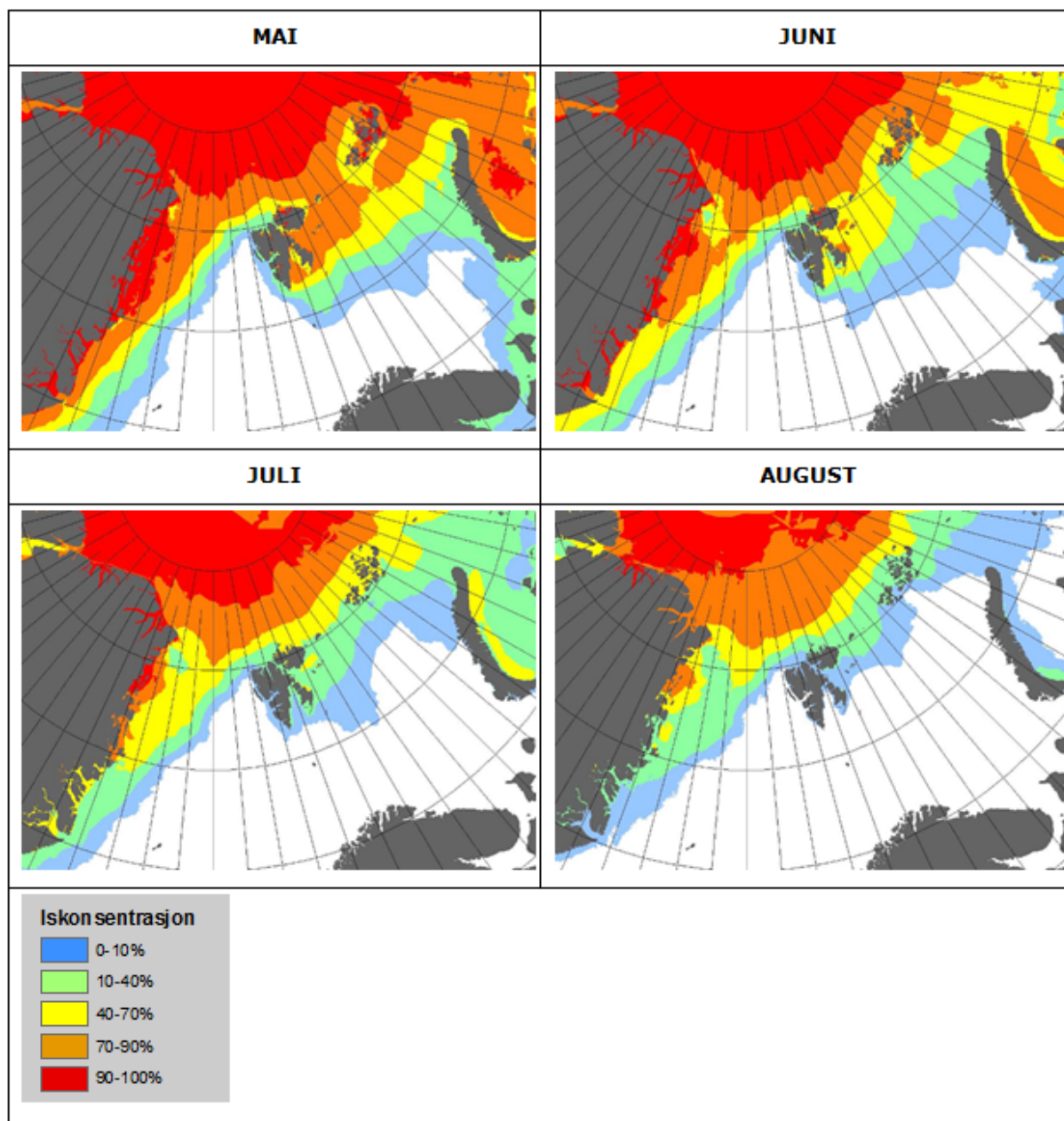
Den sesongvise maksimale isutbredelsen i Barentshavet er basert på statistikk fra 2001-2011 er vist i Figur E-2 til Figur E-4. Isutbredelsen varierer i stor grad fra år til år, og også innad i en sesong. Store deler av Barentshavet er isfritt året rundt på grunn av innstrømming av varmt atlantisk vann (MI, 2012). Det er viktig å understreke at disse is-dataene ikke ligger til grunn for oljedriftsmodelleringene, men er benyttet kun for å illustrere mulig isutbredelse. I oljedriftsmodelleringen benyttes dynamiske is-data.

Det finnes en rekke definisjoner av MIS med hensyn til is-konsentrasjoner, for eksempel 15-30 %, 15-40 % og 10-30 % (<http://seaiceatlas.snap.uaf.edu/glossary>). I miljørisikosammenheng anbefales det å bruke en definisjon av MIS som starter på 10 % isdekke (DNV GL & Akvaplan niva, 2014). Dette er basert på Met.no sin definisjon av at is-konsentrasjoner under 10 % er å regne

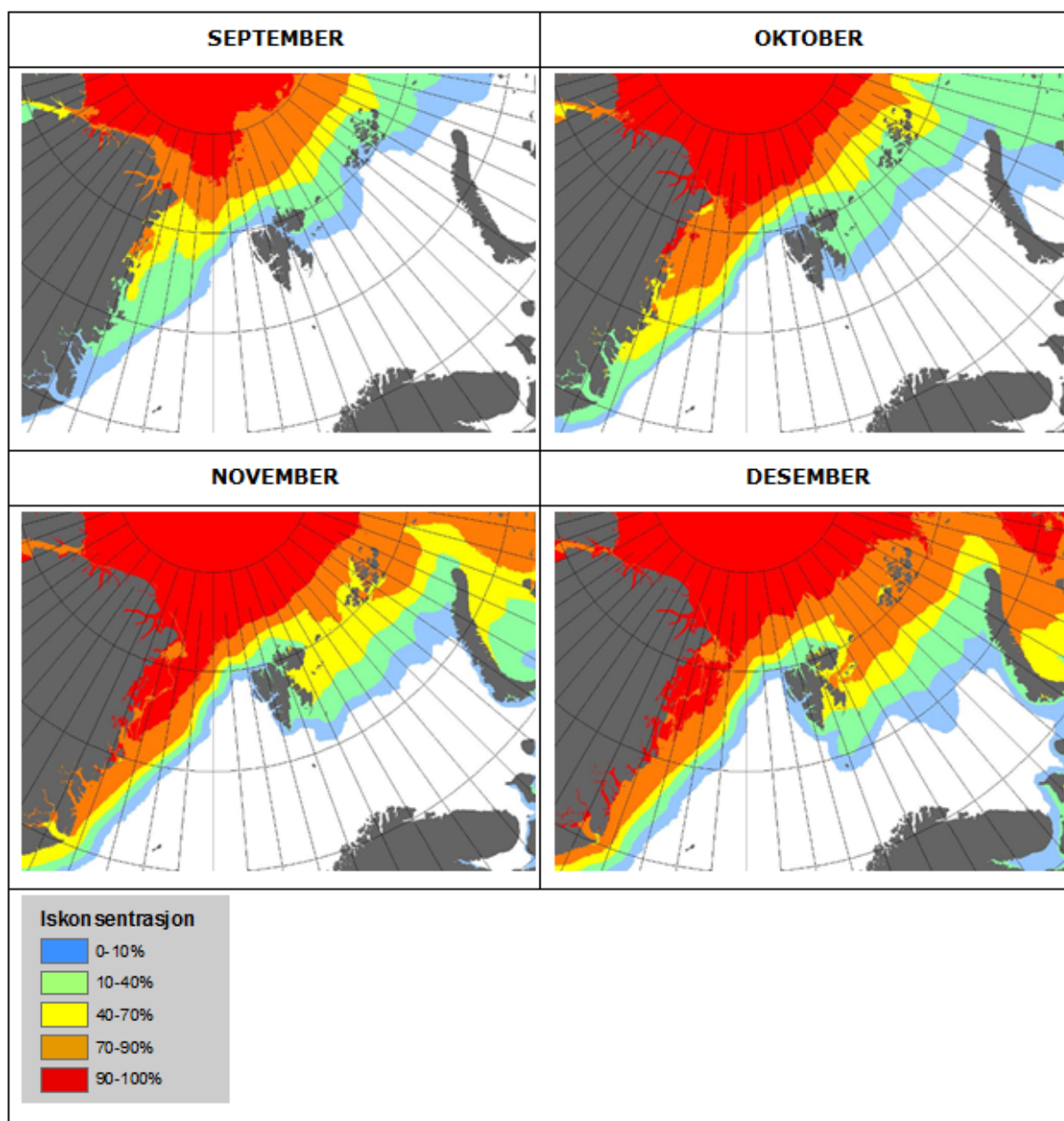
som åpent vann og at isdekke over 10 % vil påvirke eksponerings-scenariene slik at det blir en endring i sårbarhet sammenlignet med eksponering på åpent hav. I forvaltningsplanen for Barentshavet er anbefalingene å definere den marginale issone som området med ≥ 15 % med ≥ 30 % sannsynlighet (Klima- og Miljødepartementet, 2015). Denne definisjonen benyttes til å vurdere oljemengder og konsekvenser av oljeforurensning i den marginale issonen gjennom året sett i miljøperspektiv.



Figur E-2 Kart som illustrerer månedlige midlere is-konsentrasjoner for perioden 2001-2011 for januar, februar, mars og april (MI, 2012).



Figur E-3 Kart som illustrerer månedlige midlere iskonsentrasjoner for perioden 2001-2011 for mai, juni, juli og august (MI, 2012).



Figur E-4 Kart som illustrerer månedlige midlere iskonsentrasjoner for perioden 2001-2011 for september, oktober, november og desember (MI, 2012).

Bjørnøya

Bjørnøya er den sørligste øya tilknyttet Svalbard, lokalisert om lag 235 km sørøst for Spitsbergen, og 400 km nord/nordvest for Ingøya på fastlandet.

Bjørnøya er lokalisert i frontområdet mellom det varme Atlanterhavet og kalde polhavet. Den Nord-Atlantiske strømmen transporterer varmere vann til Svalbard, og medfører et varmere klima enn noe annet sted på tilsvarende breddegrad. Vinteren på Bjørnøya er derfor normalt relativt mild med gjennomsnittstemperatur på om lag -7 - -8 °C in den kaldeste måneden (januar).

Øya er i stor grad påvirket av bølgeaktivitet, med bratte klippekyster rundt store deler av øya. Landskapet kan deles i et nordlig lavlandsområde med mange grunne innsjøer, og et sørlig fjellområde.

Vegetasjon og fauna er svært begrenset. Eneste vegetasjon som er å finne på øya er mose og skjørbusk, ingen trær. Polarrev (*Vulpes lagopus*) er eneste pattedyr med fast tilholdssted på øya.

Langs nordkysten er det ett lengre strekk med sandstrand (Kobbebukta), mens resten hovedsakelig består av bratte klipper. Bølgekrefter og tidevannsstrømmer har erodert klippene og dannet grotter langs kysten. Flere steder har klippetakene sunket inn, og frittstående steinpillarer er dannet; et karakteristisk trekk for Bjørnøya (Arctic Pilot, 2004).

Fra slutten av desember til sent i mars er Bjørnøya ofte omgitt av havis. I mer ekstreme perioder med svært lave temperaturer kan imidlertid øya være omgitt av is fra sent i oktober til tidlig mai. I enkelte år kan en observere mindre isberg i nærheten av øya mellom mai og oktober (Arctic Pilot, 2004).

Hopen

Hopen er en øy i sør-østlige delen av Svalbard, vernet som naturreservat. Øya er identifisert som et viktig fugleområde (Important Bird Area – IBA) i henhold til BirdLife International (Birdlife International, 2014), da den er et viktig hekkeområde for flere arter; krykkje (40 000 par), polarlomvi (150 000 par), teist (1000 par). Den er også hyppig besøkt av isbjørn og polarrev. Store deler av vinterhalvåret er øya omgitt av is.

Sjøfugl

De to hoveddriverene som bestemmer fordelingen av sjøfugl er lokalisering av hekkekoloniene (i hekkesesongen) og næringstilgangen (G. H. Systad & Bustnes, 1999).

Typiske sjøfugl, som havhest, havsule, skarv, alkefugl samt et stort antall måker og enkelte ender tilbringer store deler av tiden til havs. Denne typen sjøfugl kalles pelagiske sjøfugl. Andre sjøfuglarter som lappdykkere, dykkender og enkelte måker er bare tidvis avhengig av havet, og da gjerne i forbindelse med myting og overvintring (Christensen-Dalsgaard et al., 2008). Myting (fullstendig skifte av vingefjær for gjess, ender og alkefugler) varer i 3-7 uker mellom juli og august. Fuglene mister flygeferdigheten og kan finnes i konsentrerte flokker langs kysten, noe som gjør dem spesielt sårbare i denne perioden.

Næringstilgangen for pelagisk sjøfugl er i stor grad bestemt av oseanografiske betingelser som front områder, strømmønstre, temperatur, salinitet og isutbredelse, som danner ulike typer



habitater som er foretrukket av ulike sjøfuglarter. Innen sine fortrukne habitater opptrer sjøfuglartene gjerne i store flokker; flere tusen individer kan opptre innen relativt små geografiske områder. Denne typen ansamlinger av sjøfugl er imidlertid relativt ustabile, og den romlige fordelingen av sjøfugl vil derfor endre seg over tid (Fauchald, Tveraa, Bårdsen & Langeland, 2015).

Fordelingsmønsteret for pelagisk sjøfugl kan deles inn i to faser (G. H. Systad & Bustnes, 1999):

- Trekkperioden, med regulære trekk mellom hekkeområder og overvintrings-/myteområder. Regulariteten i trekkrutene varierer for de ulike artene.
- Overvintringsperioden, der sjøfugl er mer eller mindre stasjonære innen større geografiske områder med god næringstilgang. Endringer i næringstilgangen medfører endringer i oppholdssted.

Sjøfuglartene tilknyttet Barentshavet er avhengig av de store bestandene av lodde, sild og polartorsk og utbredelsen er til en stor grad bestemt av tilgang på byttedyr. Sjøfuglene er viktige for arktisk terrestriske fugler og pattedyr ved tilførsel av næringsstoffer via ekskrementer og byttedyrrester. Vegetasjonen i nærheten av hekkekoloniene er rik.

Sjøfuglartenes viktigste byttedyr; dyreplankton, krepsdyr og små pelagiske stimfisk er spesielt tallrike i de næringsrike områdene knyttet til polarfronten og iskanten. Polarfronten er spesielt viktig for lomviartene og områder i tilknytning til iskanten er spesielt viktige for polarlomvi, alkekonge og teist (Føyn et al, 2002).

Barentshavet er en viktig sjøfuglregion i global sammenheng. I sommersesongen finnes omkring 20 millioner sjøfuglindivider i området (Føyn et al, 2002). Sjøfuglbestandene i nord må sees i sammenheng og derfor beskrives artenes utbredelse både i Norskehavet og Barentshavet. En oversikt over de største sjøfuglkoloniene tilknyttet Barentshavet er gitt i Figur E-5.

Særlige viktige sjøfuglområder i Barentshavet er hekkeområder, næringsområder og myteområder. Hekkeområdene er hovedsakelig knyttet til store fuglelfjell jevnt fordelt i kystområdene og er sentrale for bestander av hekkende alkefugler, krykkjer, havhest, lomvi og polarlomvi.

De største sjøfuglkoloniene langs fastlandskysten av Barentshavet er Sør-Fugløy, Nord-Fugløy, Loppa, Hjelmsøya, Gjesvær, Omgang, Syltefjord og Hornøya. Alle disse er typiske fuglelfjell der pelagisk beitende arter dominerer. Lunde er den desidert mest tallrike arten på fastlandet med om lag 907 000 hekkende par i Barentshavet, deretter følger krykkje (37 000 par), lomvi (14 000 par) og gråmåke (11 500 par) på de neste plassene (SEAPOP, 2015a). Bestandstall for hekkende sjøfugl ulike områder er gitt av Seapop, og gjengitt i Tabell E-1. Hekkebestandene av lomvi tilknyttet ulike hekkekolonier i Barentshavet er sterke og i vekst. Den mest tallrike kolonien er Bjørnøya, estimert til 140 000 par (pers. med. K. E. Erikstad, 2015). Andre tallrike arter er blant annet svartbak, storskarv og rødnebbterne.

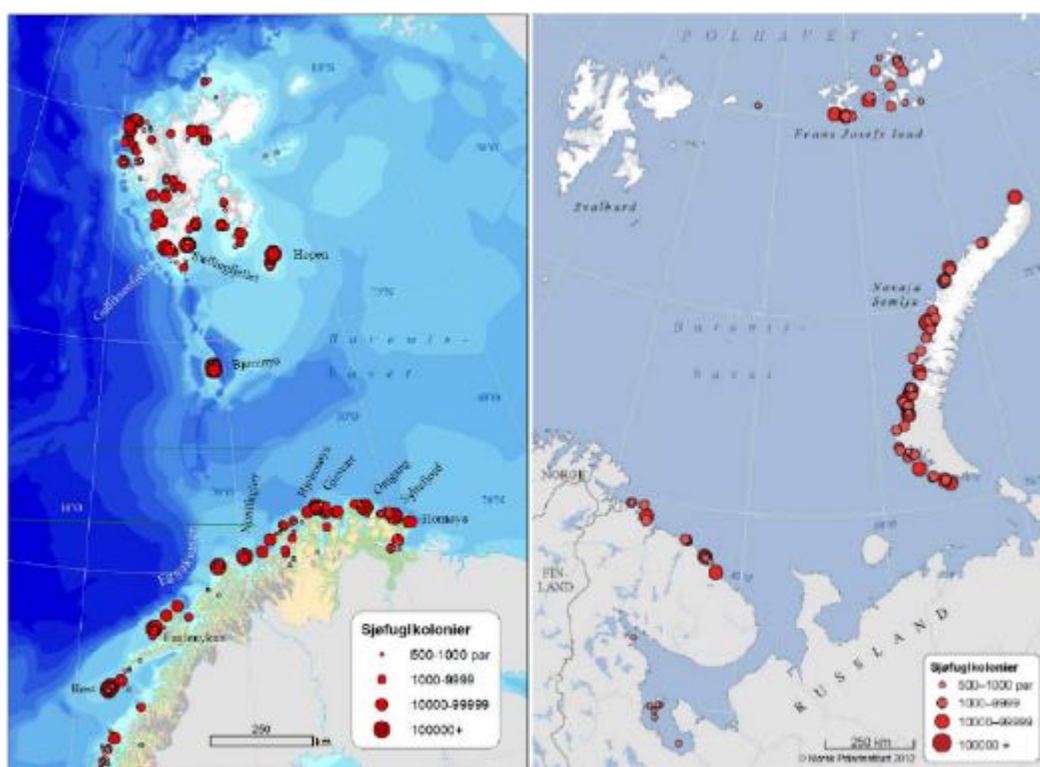
Den viktigste kilden til utbredelse av sjøfugl i Norge er NINAs Sjøfugldatabase og Norsk Polarinstitutt's Sjøfugldatabase presentert gjennom Seapop-programmet (www.seapop.no).

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. Data over hekkende sjøfugl på russisk side er samlet i en felles norsk-russisk sjøfugldatabase («COLONY») (Systad & Strøm, 2012).

Sjøfugldataene er inndelt i tre ulike datasett; ett for sjøfugl tilknyttet Svalbard (SEAPOP, 2017), et kyst-datasett for sjøfugl tilknyttet fastlands-Norge (SEAPOP, 2017), og et for pelagiske sjøfugl i åpent hav (SEAPOP, 2013). Datasettene behandles separat i analysen, der hvert datasett er definert som én «bestand». Det er imidlertid viktig å bemerke at sjøfugl i begge typer datasett

(åpent hav og kystnært) kan tilhøre samme bestand, men at analysen baserer seg på ulike datasett etter ulike tilholdssted i forskjellige perioder av året.

I tillegg har NINA utviklet datasett for lomvi basert på lysloggerdata (glis-loggere). Lysloggerdataene er opparbeidet gjennom et prosjekt går under navnet SEATRACK (Seabird Tracking). SEATRACK omfatter logging av 11 ulike arter fra tilknyttet en rekke kolonier i Norge, Russland, Storbritannia, Island og Færøyene, for å øke kunnskapen om bestandstilørighet, trekkruiter og vinterområder for bestander som Norge har forvaltningsansvar for utenfor hekketiden. Foreløpig er resultater av sporing av lomvi fra fire ulike kolonier publisert for bruk i miljørisikoanalyser (Sklinna, Hornøya, Hjelmsøya og Bjørnøya, se Figur E-6). Dataene er samlet inn siden 2011.



Figur E-5 Store sjøfuglkolonier på fastlandet, Svalbard og Bjørnøya (til venstre) og på Kolahalvøya, Novaja Semlja og Franz Josefs land (til høyre) (G.H. Systad & Strøm, 2012).



Figur E-6 Utvalgte kolonier inkludert i lyslogger-studiet (NINA v/Kjell E. Erikstad, 2015).

Tabell E-1 Estimert antall hekkende sjøfuglpar fordelt på fire regioner langs norskekysten per 2014 (fra (SEAPOPOP, 2015a)).

Art	Fastlandet				Svalbard				Norge	Nasjonal andel	Europa	Andel i Norge
	Nordsjøen – Skagerrak	Norskehavet	Barentshavet	Totalt	Jan Mayen	Bjørnøya	Øvrige områder	Totalt				
Havhest ¹	600	7 500	0	8 000	> 170 000	30 000	< 1 mill.	< 1 mill.	± 1 mill.	± 20 %	3 000 000	33 %
Havsvale ¹	> 100	> 1 000	> 100	< 10 000	0	0	0	0	< 10 000	< 1 %	690 000	1 %
Stormsvale ¹	> 10	> 100	0	< 1 000	0	0	0	0	< 1 000	< 1 %	150 000	1 %
Havsule	0	3 600	2 100	5 700	0	> 10	0	10	5 700	< 1 %	300 000	2 %
Storskarv ²	2 500	13 500	5 500	21 000	0	0	0	0	21 000	< 1 %	45 000	41 %
Toppskarv	14 000	9 000	5 000	28 000	0	0	0	0	28 000	1 %	81 000	35 %
Ærfugl	37 000	41 000	9 000	87 000	< 200	100	17 000	17 000	104 000	2 %	2 000 000	5 %
Praktærfugl	0	0	0	0	0	0	500	500	500	< 1 %	500	100 %
Storjo	< 10	90	20	> 110	< 50	750	250	1 000	1 100	< 1 %	16 000	7 %
Tyvjo ³	< 300	< 1 000	< 1 000	2 000	< 50	100	> 900	1 000	3 000	< 1 %	17 500	17 %
Makrellterne ¹	7 000	< 3 000	1 000	< 11 000	0	0	0	0	< 11 000	< 1 %	300 000	4 %
Rødnebbterne ¹	5 000	20 000	4 000	29 000	< 1 000	< 100	< 10 000	< 10 000	< 40 000	1 %	750 000	5 %
Fiskemåke ³	5 500	75 000	10 000	90 000	< 5	< 5	0	< 5	90 000	2 %	500 000	18 %
Sildemåke	21 500	6 500	< 100	28 000	< 50	< 5	0	< 5	28 000	1 %	180 000	16 %
Gråmåke	19 000	42 000	11 500	72 000	< 5	0	0	< 5	72 000	1 %	850 000	8 %
Polarmåke	0	0	0	0	> 200	400	3 600	4 000	4 000	< 1 %	21 500	20 %
Svartbak	8 500	30 000	4 500	43 000	< 40	20	80	100	43 000	1 %	120 000	36 %
Krykkje	6 000	44 000	37 000	87 000	< 10 000	135 000	109 000	245 000	340 000	6 %	2 500 000	14 %
Ismåke	0	0	0	0	0	0	2 000	2 000	2 000	< 1 %	2 000	100 %
Lomvi	50	2 600	14 000	17 000	< 1 000	132 000	100	132 000	150 000	3 %	2 900 000	5 %
Polarlomvi	0	0	< 100	< 100	> 110 000	95 000	520 000	615 000	725 000	13 %	1 000 000	73 %
Alke	300	< 10 000	< 45 000	< 55 000	< 100	100	20	120	55 000	1 %	500 000	11 %
Alkekonget ¹	0	0	0	0	< 100 000	± 50 000	> 1 000 000	> 1 000 000	> 1 000 000	± 20 %	> 1 000 000	< 100 %
Teist ⁴	< 400	15 000	20 000	35 000	< 1 000	< 1 000	19 000	20 000	55 000	1 %	200 000	28 %



Lunde	5 000	553 000	907 000	1 465 000	< 5 000	< 1 000	9 000	< 10 000	1 500 000	27 %	5 500 000	27 %
Totalt	133 000	875 000	1 075 000	2 100 000	400 000	440 000	< 2 500 000	3 000 000	5 500 000	100 %	23 000 000	24 %

1. Det er ikke grunnlag for gode bestandsestimater for denne arten.
2. Tallene for Europa og andel i Norge gjelder underarten *P. c. carbo* som hekker i Midt-Norge og Nord-Norge.
3. Gjelder kun den kysthekkende bestanden, bestanden i innlandet er ikke taksert.
4. Arten krever egen metodikk og mangler gode overvåkningslokaliteter. Estimatet er derfor ikke oppdatert siden Barrett et al. (2006; Atlantic Seabirds).

Sjøfugls sårbarhet for oljeforurensning

Sjøfugler 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 sjøfugl, enten rundt hekketider eller i områder hvor de beiter, er det sannsynlig at sjøfugl kommer i kontakt med oljen. Sjøfugl er sårbar 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. I tillegg kan tilsølte individer bli forgiftet ved at de får olje inn i fordøyelsessystemet når de pusser fjærdrakten.

Sekundært vil åtselere og predatorer også kunne bli utsatt for forgiftning og tilgrising gjennom tilgang til svake og døde, tilgrisede sjøfugl. Effektene av forgiftning inntreffer mer gradvis og, i den grad forgiftning blir en primærårsak til dødelighet (f.eks. for arter der individene kan overleve en oljeskade ved å søke næring på land), kan dette inntreffe 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 (T. Anker-Nilssen, 1987). Tabell E-2 gir en forenklet fremstilling av ulike sjøfuglgruppers sårbarhet for oljeforurensning.

Sårbarheten er generelt størst for de artene som ligger på havoverflaten og dykker etter næring fordi disse er særlig utsatt for varmetap og har større sannsynlighet for å komme i kontakt med olje. 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 aggregerer i 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 i Nord-Norge myter i perioden juli-september.

Det refereres videre til (Brude, Systad, Moe, & Østby, 2003), (Christensen-Dalsgaard et al., 2008), (K.A. Moe, Lystad, E. Nesse, S., Selvik, J.R., 1993), (C.H. Peterson, 2001), (Piatt, Lensink, Butler, Kendziorek, & Nysewander, 1990) for ytterligere informasjon.

Tabell E-2 Forenklet fremstilling av de forskjellige gruppernes sårbarhet for olje til ulike årstider (T. Anker-Nilssen, 1994).

Økologisk sjøfuglgruppe	Sommerområder for				Høst-områder	Vinter-områder
	Hekking	Næringssøk	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

I beregningene av effektene på sjøfugl av modellerte oljeutslipp, er sannsynlighetsberegningen gjort for hvor stor en andel av bestanden som vil 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 reproduktiv kapasitet, noe som medfører at de fleste artene har en liten til middels restitusjonsevne (Tabell E-3). Dette er ivarettatt i beregningene.

Tabell E-3 Bestandskarakteristika for sjøfugler inkludert i konsekvensanalysen. Restitusjonsevne er vurdert ut fra artens livshistorieparametere (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, 2015) og inndelt i kategoriene CR = kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = sårbar og NT = nær truet.

Art	Økologisk grupp. ³	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		1;sept.-mars/2;april-aug.
Krykkje	PO	middels	Negativ	VU ²	3
Polarlomvi	PD	liten	Negativ	NT ²	3
Lomvi	PD	liten	Negativ	CR ²	4
Lunde	PD	liten	Negativ	VU ²	3
Praktærfugl	KD	middels	Stabil		3

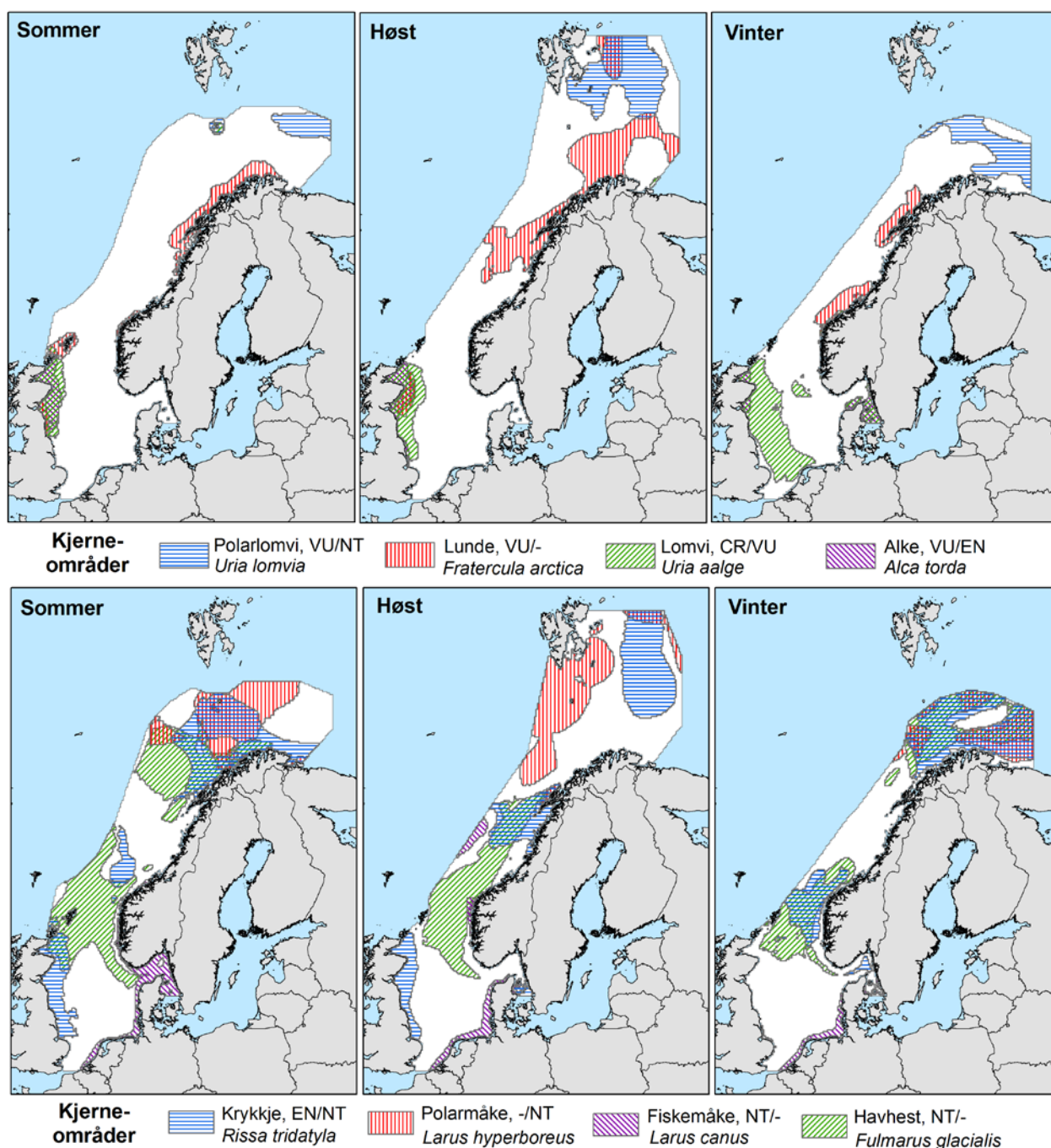
1. En art er definert som norsk ansvarsart når den norske bestanden er $\geq 25\%$ av Europas bestand.

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 rødlista er det med utgangspunkt i datagrunnlaget for sjøfugl knyttet til åpent hav blitt beregnet spesielt sårbare områder, eller kjerneområder for disse artene (Fauchald, 2011), (G. H. Systad & Strøm, 2012) (Figur E-7). 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. Barentshavet er eksempelvis kjerneområde for lunde og polarlomvi i høstsesongen, og for andre arter i andre sesonger. Kjerneområdet for polarlomvi dekker deler av Barentshavet i alle sesonger.



Figur E-7 Kjerneområdene til alkefugl og pelagisk overflatebeitende fugl oppført i den norske rødlista (Fauchald, 2011).

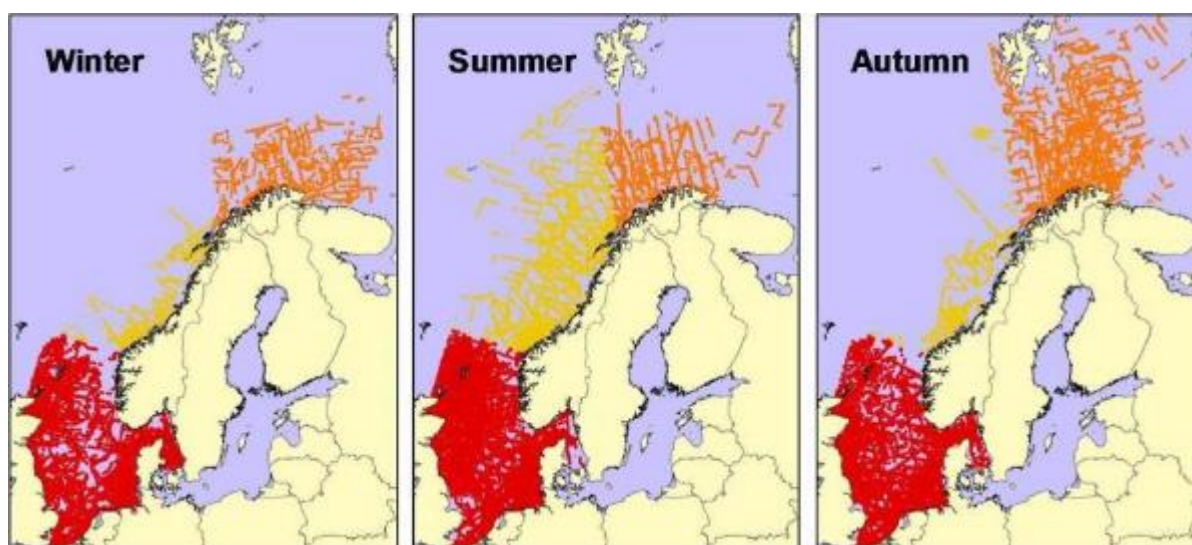
Pelagisk sjøfugl

Data er blitt samlet inn etter standard metode for linjetransekter. Fuglene blir talt fra 6-10 m over havoverflaten under en konstant fart av ca. 20 km/t. Alle fugler sett innenfor en sektor av 300 m rett fram og 90° grader til en side av båten telles. Fordelingen av fugl ble brukt til å estimere utbredelse og tetthet gjennom en GAM-modell (Generalized Additive Model) (SEAPO, 2015b). Dataene (estimert antall per 10 km²) ble regnet om til andeler av totalestimatet for Norskehavet og Barentshavet samlet. 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. Siden

oppdagbarhet neppe skiller seg mellom de forskjellige delene av undersøkelsesområdet, vil imidlertid dette ikke ha noen betydning for den relative romlige fordelingen innen en art.

Dataene for pelagisk sjøfugl 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 (seapop.no).

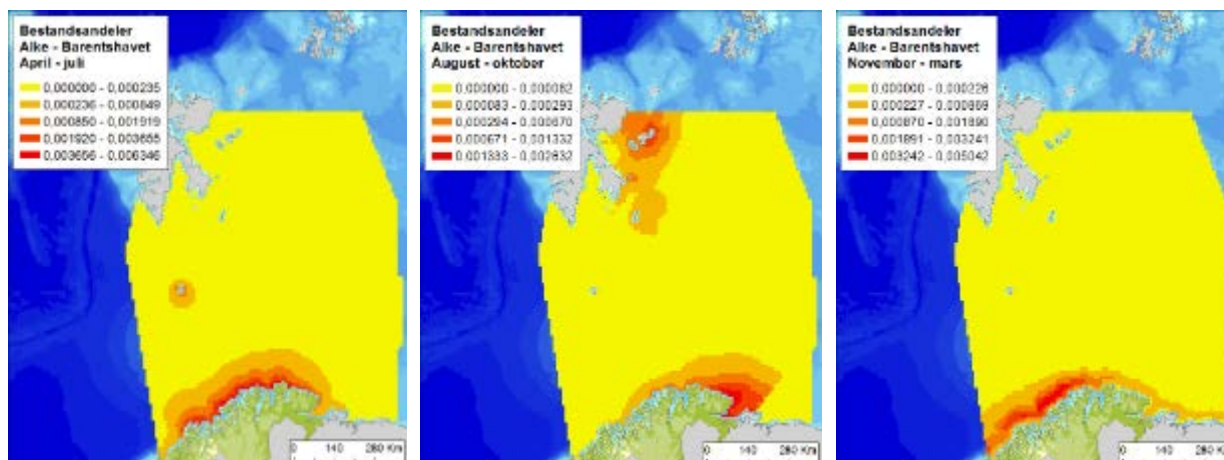
Dataene er analysert atskilt for de tre havområdene og for tre forskjellige sesonger; vinter (1. november – 31. mars), sommer (1. april – 31. juli) og høst (1. august – 31. oktober). Datadekning er vist i Figur E-8.



Figur E-8 Datadekning åpent hav. Hvert punkt representerer en aggregert 20 km linje. Forskjellige farger viser forskjellige havområder, fra sør til nord: Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Kun det siste er brukt i dette arbeidet.

Åpent hav – datasettet inkluderer følgende arter av pelagisk dykkende sjøfugl: alke, alkekonge, lomvi, lunde, polarlomvi, følgende arter av pelagisk overflatebeitende sjøfugl: havhest, havsule og krykkje, og følgende arter av kysttilknyttede overflatebeitende sjøfugl: sildemåke, gråmåke og svartbak. Utbredelseskart er illustrert i det følgende (SEAPOPOP, 2013).

Alke



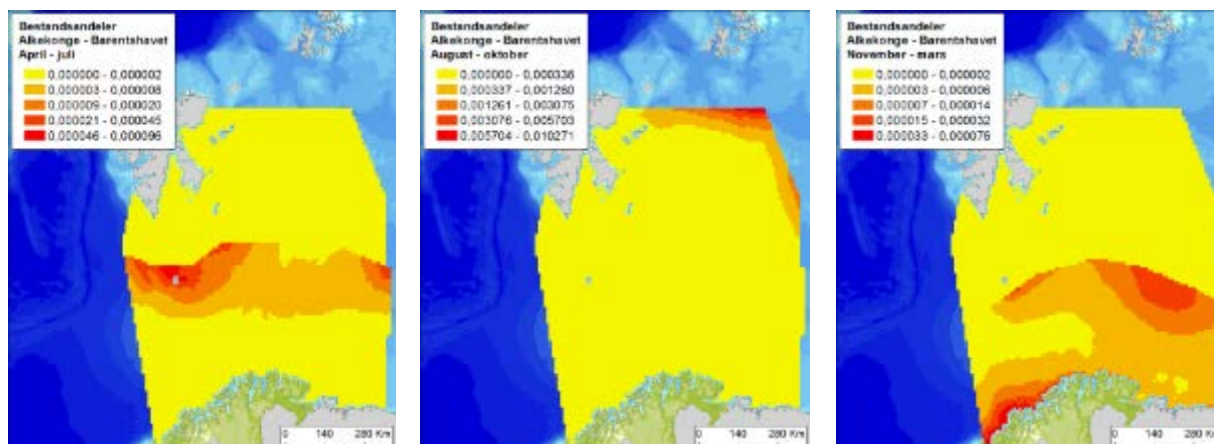
Figur E-9 Fordeling av alke (*Alca torda*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPOP, 2013).

Alke er en relativt stor alkefugl som dykker etter næring. I hekkesesongen foretrekker alkene klipper ytterst ved kysten. Hekkeplassene ligger alltid ved åpent hav i nærheten av rike fiskebanker og grunne havområder. Alken hekker ved kystene av det nordlige Atlanterhavet.

I Norge hekker alken hovedsakelig i de store fuglefjellene fra Runde og nordover. Hovedtyngden av den norske bestanden hekker nord for polarsirkelen. Alkene fisker som regel innenfor et område på 15 km fra koloniene men på noen steder hentes maten så nært som under to km fra hekkeplassene. Den dominerende næringen er fisk som fanges ved dykking på grunt vann og vanlige arter er sild, lodde, sil, brisling og små torskefisk vanlig næring.

De største koloniene ligger på Hjelmsøy, Gjesvær, Loppa, Røst og Sør-Fugløy. Det er svært vanskelig å beregne antall hekkende par alke fordi eggene oftest ligger skult. Og antallet fugler som kan observeres i og ved koloniene varierer sterkt fra dag til dag og gjennom døgnet. Følgelig er den også vanskelig å overvåke.

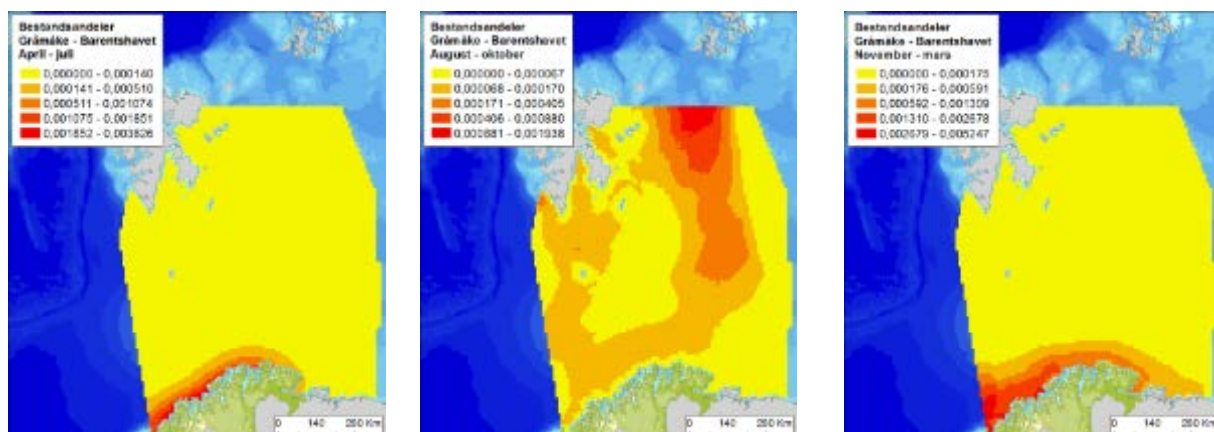
Alkekonge



Figur E-10 Fordeling av alkekonge (*Alca alle*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Alkekonge er en liten alkefugl, og sannsynligvis den mest tallrike sjøfuglen i Nord Atlanteren. Den hekker i enorme antall i høyarktiske områder, spesielt på Grønland. I Norge er den tallrik på Svalbard og Jan Mayen. Alkekonge livnærer seg først og fremst av dyreplankton, og spesielt er hoppekreps av slekten *Calanus* (inkl. "ishavsåte" og "raudåte") viktig. Alkekongen trekker sørover fra de høyarktiske områdene om vinteren.

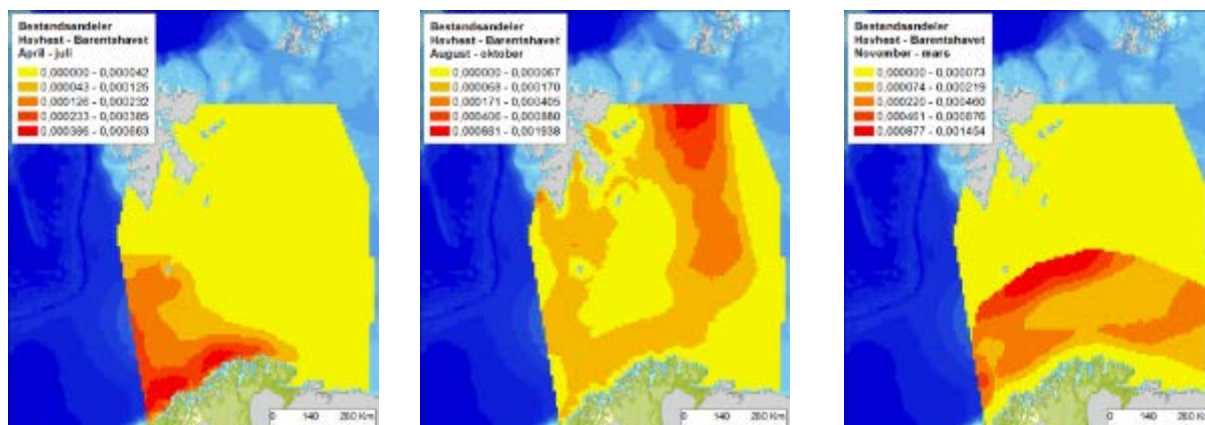
Gråmåke



Figur E-11 Fordeling av gråmåke (*Larus argentatus*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Gråmåken (*Larus argentatus*) er en middels stor måke. Arten er altetende og livnærer seg på en rekke ulike næringsemner gjennom å opptre som åtsel, kleptoparasitt og predator. Gråmåken har en sirkumpolar utbredelse og hekker langs kysten mellom 30° og 70° N, men den kan også hekke i innlandet. Den er også en trekkfugl, som overvintrer langs kysten av Nord-Europa (Norsk polarinstitutt, 2014a).

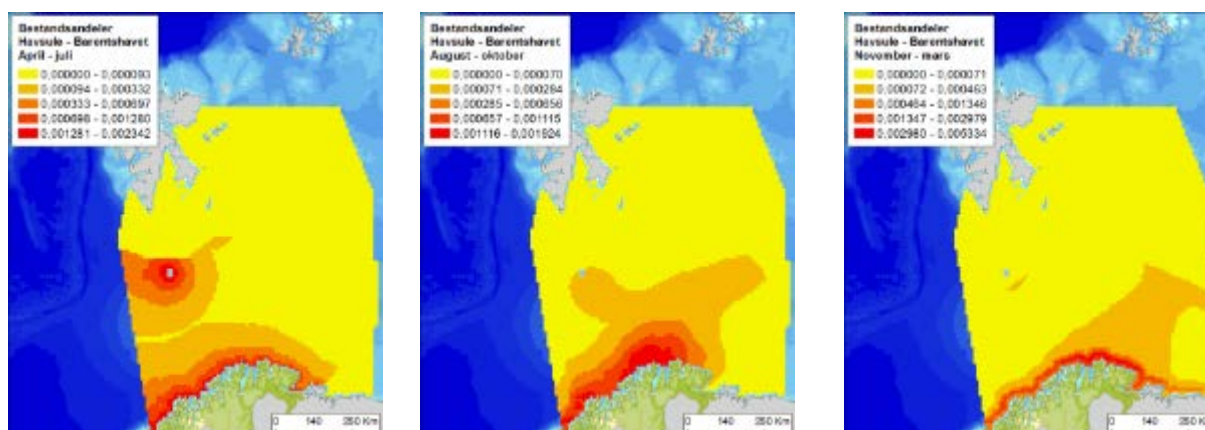
Havhest



Figur E-12 Fordeling av havhest (*Fulmarus glacialis*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPOP, 2013).

Havhest er en svært vanlig pelagisk overflatebeitende fugl i norske farvann. Den finns i stort antall til alle årstider i alle våre havområder, helst litt ut fra kysten. Til tross for at den er så tallrik er hekkebestanden i Fastlands-Norge beskjeden, med bare 7 000-8 000 hekkende par. Den hekker derimot i stort antall på Island, Svalbard, Færøyene og Storbritannia. Havhesten beveger seg over store havområder, også i hekkeperioden, og livnærer seg av mat den finner i overflaten. Dietten inkluderer blekksprut, fisk, dyreplankton, maneter, kadaver av sjøpattedyr og fiskeavfall. Havhesten følger ofte etter fiskefartøy og kan sette til livs store mengder fiskeavfall.

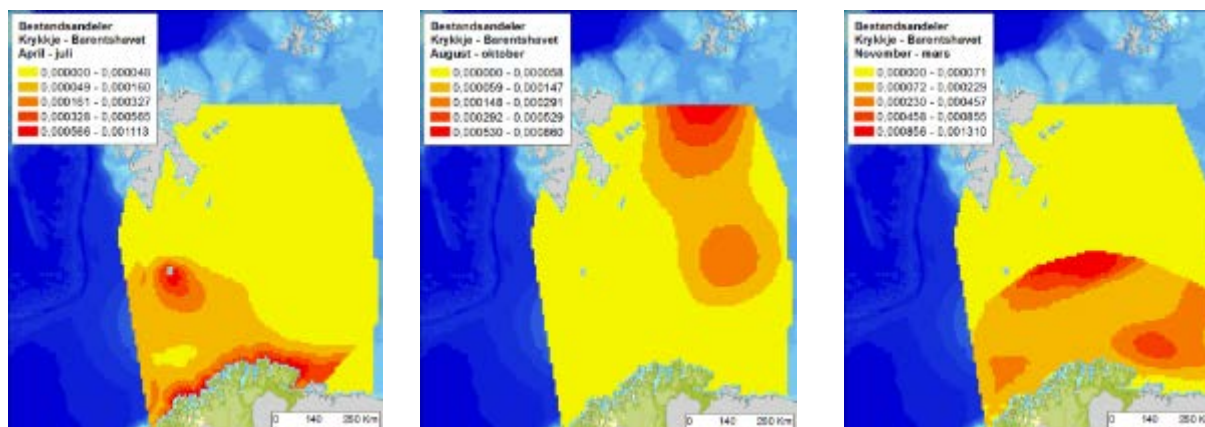
Havsule



Figur E-13 Fordeling av havsule (*Morus bassanus*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPOP, 2013).

Havsule er en pelagisk sjøfugl som henter mat fra havet ved å stupdykke etter fisk som den fanger 0-10 m under havoverflaten. En stor andel av den Europeiske bestanden hekker i Storbritannia, og kun noen få tusen par hekker i Norge. Havsulen har økt i antall siden 1970-tallet og har etablert en rekke nye kolonier, blant annet i Norge. De høyeste konsentrasjonene av arten i den vestlige delen av Nordsjøen, men på høsten og vinteren finner vi også høye tettheter utenfor vestlandskysten.

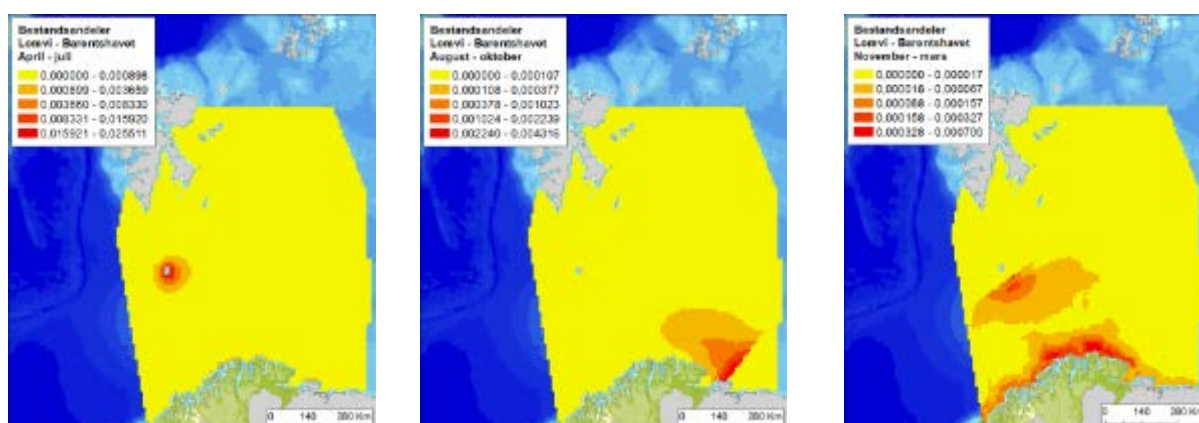
Krykkje



Figur E-14 Fordeling av krykkje (*Rissa tridactyla*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Krykkje er en liten, pelagisk måkefugl som henter mat fra havoverflaten. I likhet med andre overflatebeitende sjøfugl er den ofte å finne sammen med sjøpattedyr og dykkende sjøfugl som alke, lomvi og polarlomvi, som jager småfisk og krill mot overflaten. Den karakteristiske måten som krykkja kretser over knuter av næring i overflaten på signaliserer “mat” for forbigående sjøfugl og sjøfugl i nabolaget. Slike samspill mellom ulike sjøfuglarter er viktig for hvordan sjøfuglene er fordelt, og samspillet har sannsynligvis også betydning for fuglenes evne til å finne næring. I Nordsjøen er krykkje og lomvi nøkkelarter i dette samspillet. Krykkja hekker i stort antall i Norge og på Svalbard, og i likhet med havhesten finnes krykkje i alle norske havområder i alle sesonger. Telemetrastudier antyder at krykkje fra Europeiske kolonier i stor grad overvintrer utenfor Newfoundland i Canada. Dette samsvarer ikke med analysene som er gjort her. Det er ikke noen stor reduksjon i tallrikhet av krykkje om vinteren i norske farvann.

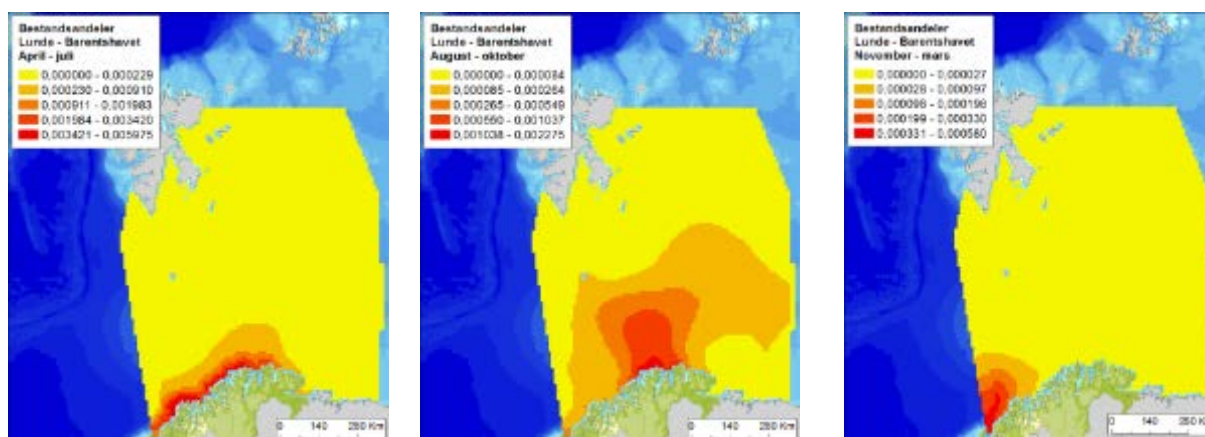
Lomvi



Figur E-15 Fordeling av lomvi (*Uria aalge*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Lomvi er en tallrik sjøfugl i Nordsjøen. Hovedtyngden av Nordsjøbestanden hekker i Storbritannia og på Færøyene. Totalbestanden på de britiske øyer er estimert til 1,4 millioner individer, og denne bestanden har vært økende de siste 50 årene. Generelt finnes de største konsentrasjonene vest i Nordsjøen, men på høsten og vinteren finner vi også høye konsentrasjoner i Skagerrak og Kattegat. En stor andel av disse overvintrende fuglene er ungfugl. Kattegat og Skagerrak er viktige oppvekstområder for sild og brisling, og ungsild og brisling er nok viktige næringsemner for overvintrende lomvi i dette området. Bestanden av lomvi i Barentshavet sank dramatisk på midten av 1980-tallet, og bestanden er fortsatt historisk lav. Forekomstene av lomvi i Barentshavet er derfor relativt lave sammenlignet med Nordsjøen. I Barentshavet finnes lomvi primært i de sørlige områdene langs Finnmarkskysten og rundt Bjørnøya. På høsten finnes forholdsvis høye forekomster i den sørøstlige delen av Barentshavet.

Lunde

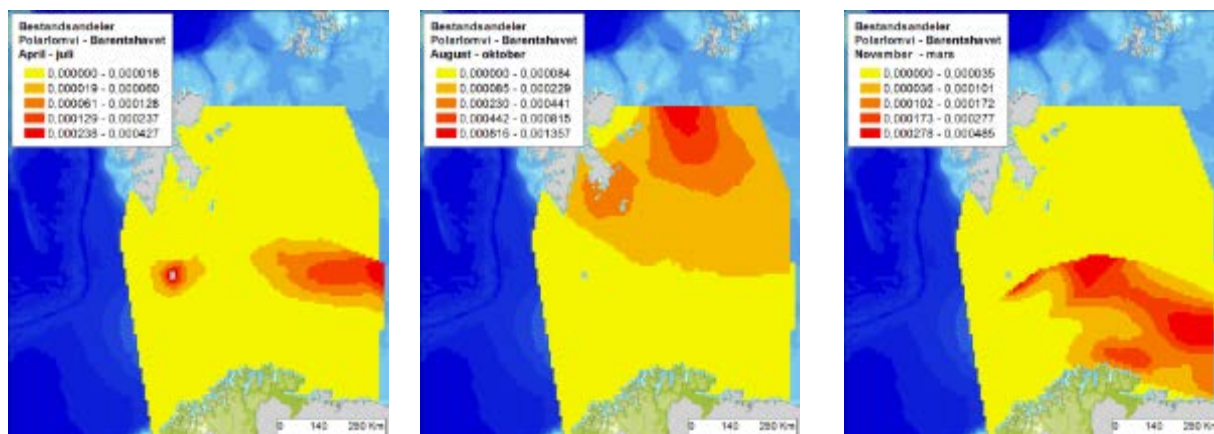


Figur E-16 Fordeling av lunde (*Fratrula arctica*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPOPOP, 2013).

Lunde er en karakterart og en av de mest tallrike sjøfuglene langs kysten av Nord-Norge. Omlag 900 000 par hekker langs kysten fra Andøya til Vardø, og 800 000 par hekker langs Nordlandskysten. Yngel av sild og torskefisk som driver nordover i kyststrømmen fra de store gyteområdene langs norskekysten er en helt sentral ressurs for disse koloniene.

Om høsten trekker store mengder lunde til den sørlige delen av Barentshavet. Dette er endestasjonen for driften av fiskeyngel, og det er sannsynlig at fiskeyngel fortsatt er en viktig del av dietten i denne perioden. Om vinteren finnes det lunde i den sørlige delen av Norskehavet. Data fra dette området i denne perioden er imidlertid fragmentariske, og usikkerheten er derfor relativt stor.

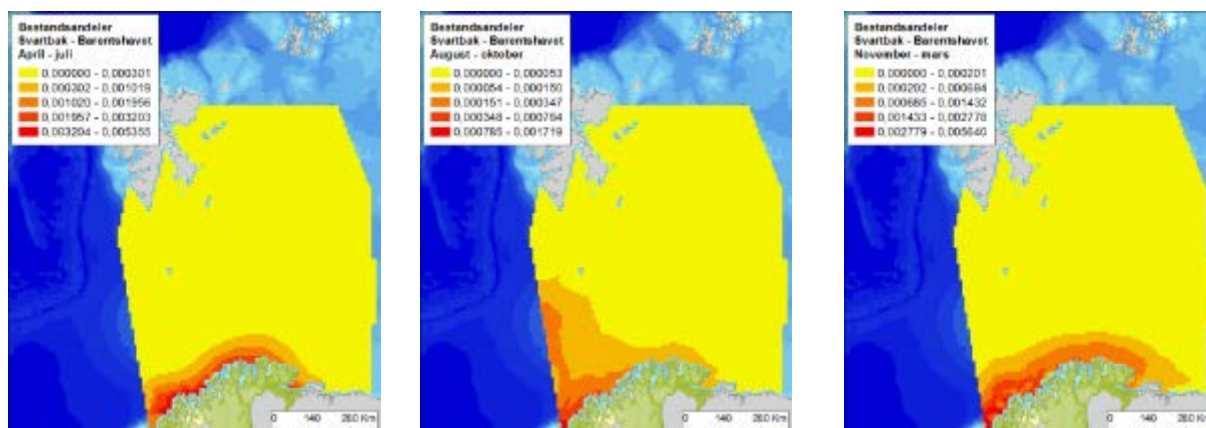
Polarlomvi



Figur E-17 Fordeling av polarlomvi (*Uria lomvia*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Polarlomvi er, sammen med alkekonge, den mest tallrike sjøfuglarten i Barentshavet med ca. 1 250 000 hekkende par. Den er en nordlig art og hekker relativt fåtallig langs norskekysten og Kola, men er tallrik på Svalbard og Novaja Semlja. Om høsten finnes polarlomvi i stort antall i den sentrale og nordlige delen av Barentshavet hvor den lever av krill, amfipoder, lodde og polartorsk. Telemetristudier og ringmerkingsstudier fra Svalbard antyder at i hvert fall deler av bestanden migrerer til den nordvestlige delen av Atlanteren om vinteren. Spesielt ser havområdet mellom Grønland og Canada ut til å være viktig. Fra februar og utover våren finnes den imidlertid igjen store mengder polarlomvi i den sørlige delen av Barentshavet, hvor de følger gyteinnsiget av lodde inn mot kysten av Norge og Kolahalvøya.

Svartbak

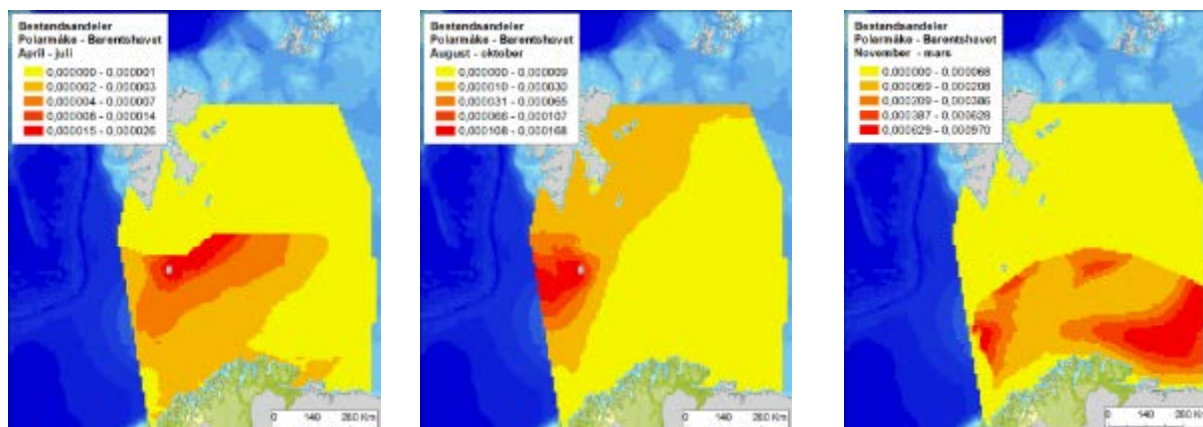


Figur E-18 Fordeling av svartbak (*Larus marinus*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPO, 2013).

Svartbaken er den største av måkene våre, med tykk hals og kraftig nebb. Svartbaken hekker langs kysten av Nord-Atlanteren og tilgrensende havområder; fra Baffinøya i vest (Canada), over Grønland, Island, langs norskekysten, og til Novaja Semlja og Vajgatshøya i øst. I Europa strekker hekkeutbredelsen seg fra de nordlige deler av Frankrike i sør til Svalbard i nord. Den ble funnet

hekkende første gang på Bjørnøya i 1921 og på Spitsbergen i 1930. Siden den gang har bestanden vokst og arten har utvidet sitt utbredelsesområde, spesielt etter 1960 (Norsk polarinstitutt, 2014a).

Polarmåke



Figur E-19 Fordeling av polarmåke (*Larus hyperboreus*) i Barentshavet, i vår og sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (SEAPOP, 2013).

Polarmåken er en stor måke, i gjennomsnitt bare litt mindre enn svartbaken. Arten har en sirkumpolar, høy-arktisk utbredelse. I det nordøstlige Atlanterhavet forekommer den på Grønland, Island, Jan Mayen, Svalbard, Frans Josefs land og Novaja Semlja. De fleste polarmåkene forlater Svalbard i september-oktober og overvintrer trolig spredt i det nordlige Atlanterhavet, både langs kysten og i åpent hav så langt sør som Færøyene, Island og sørlige deler av Grønland. Trolig overvintrer også mange individer i de isfrie delene av Barentshavet (Norsk polarinstitutt, 2014a).

Ismåke

Ismåke (*Pagophila eburnea*) er en høyarktisk art som er tilknyttet havisen hele året. Den er en middels stor måkefugl med hvit fjærdrakt, svarte ben og gult nebb. Den er av spesiell interesse fordi den er en sjelden art i global målestokk som er assosiert med havisen året rundt. Ny informasjon om artens oppholdssteder er relativt nylig blitt opparbeidet gjennom studier med satellittsensorer (Gilg et al., 2010; Norsk polarinstitutt, 2011b).

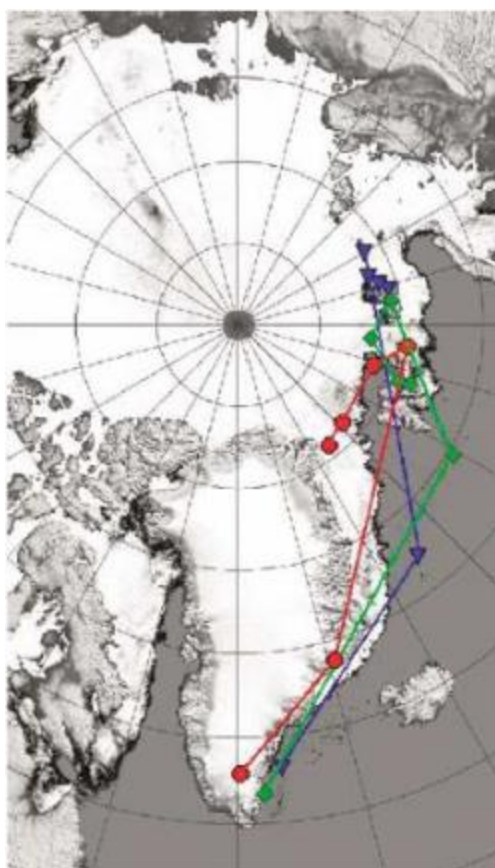
Ismåke er en av få sjøfuglarter som oppholder seg innen issonen på den nordlige halvkule. Den er trolig blant de sjøfuglartene vi vet minst om i verden i dag. Den globale hekkebestanden er estimert til ca. 14 000 par, mens Svalbardbestand er estimert til 1000-2000 par (Norsk polarinstitutt, 2014b). Om lag 80 % antas å hekke i de russiske delene av Arktis. På Svalbard finner en størst tetthet av kolonier i nord-/nordøst (Figur E-20). Ismåke er en truet sjøfuglart grunnet biomagnifisering av forurensning og pågående og forventet reduksjon i sjøisen, dvs. sjøfuglens primære habitat. Den er klassifisert som sårbar (VU) i den norske rødlista (Artsdatabanken, 2015).



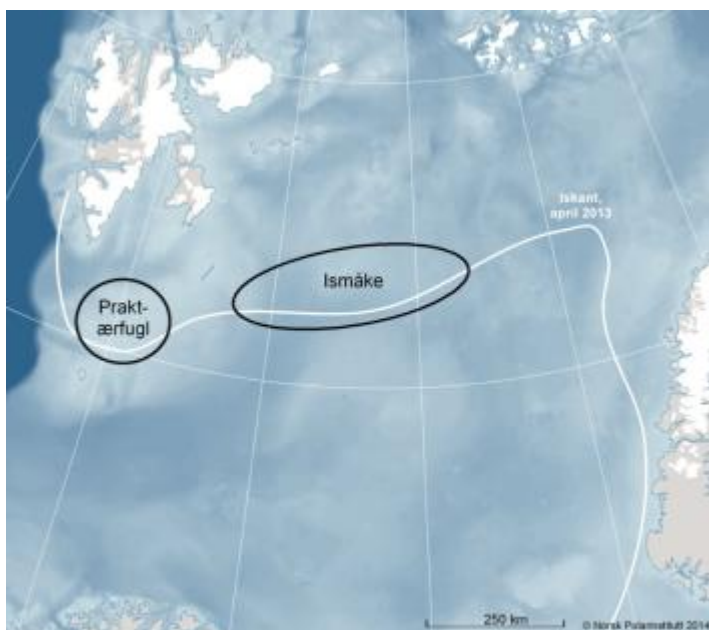
Figur E-20 Bilde av ismåke (venstre) og kart over hekkekoloniene på Svalbard (høyre) (kilde: npolar.no).

Ismåka hekker som enkeltpar eller i kolonier. På Svalbard er koloniene små, sjelden mer enn 10-50 par. Hekkeplassene kan variere fra år til år. Ismåka forlater hekkekoloniene kort tid etter at ungene har forlatt reiret sent i august eller i starten av september. Vandringen etter hekkeperioden er kartlagt ved hjelp av satellittsendere (Gilg et al., 2010). Studiet har vist at sjøfugl forflytter seg til den marginale issone mellom Svalbard og Severnaya Zemlya i det nordvestlige Laptev havet (Russland) og holder seg der til midten av oktober før de begynner å migrere sørvest langs isen til overvintringsområdene rundt sørøstlige deler av Grønland (Figur E-21). Vårvandringen starter i mars og i perioden mars-mai er Barentshavet et viktig næringsområde for hele populasjonen tilknyttet Barentshavet. Viktige næringsområder er illustrert i Figur E-22. I mai trekker fuglene mot de ulike hekkekoloniene og legger egg de to første ukene i juni.

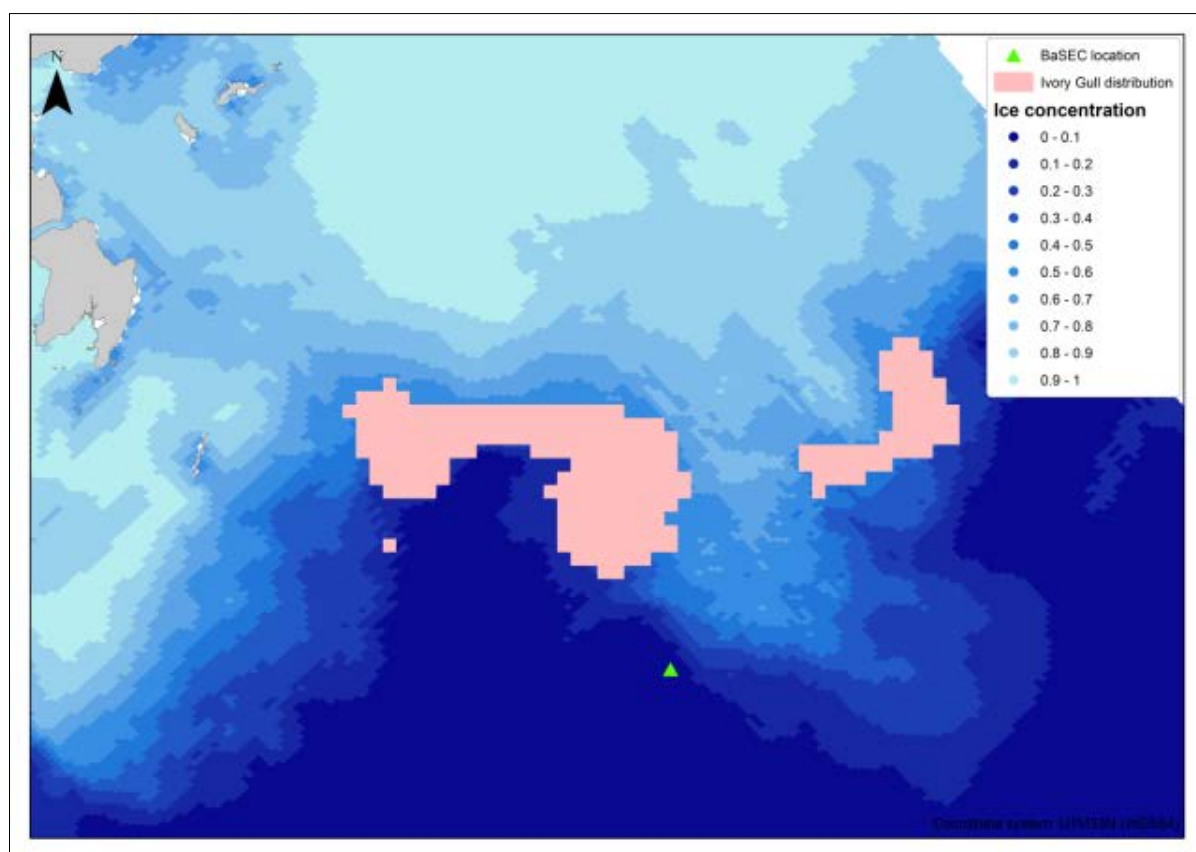
DNV GL har utviklet dynamiske datasett for utbredelse av ismåke basert på antagelsen om at fuglene følger isutbredelsen og primært oppholder seg innen områder med 20-50 % iskonsentrasjon. Antagelsen er støttet av nyere forskningsprosjekter med kartlegging av ismåke. Et eksempel på datasett som benyttes til dynamisk modellering av miljørisiko er illustrert i Figur E-23. Illustrasjonen viser fordeling av ismåke innen et belte i havisen med 20-50 % iskonsentrasjon.



Figur E-21 Vandringsmønster (juli – desember) for populasjoner fra Grønland (rød), Svalbard (grønn) og Russland/Franz Josef land (blå).



Figur E-22 Viktige områder for ismåke langs den marginale issone i Barentshavet (kilde: Hallvard Strøm).



Figur E-23 Dynamisk datasett for modellering av miljørisiko for ismåke.

Kystnær sjøfugl

Sjøfugl i kystområdene varierer med arter og sesonger. Noen arter er tilknyttet kysten året rundt, andre trekker mot kysten kun i forbindelse med hekkeperioden (vår/sommer).

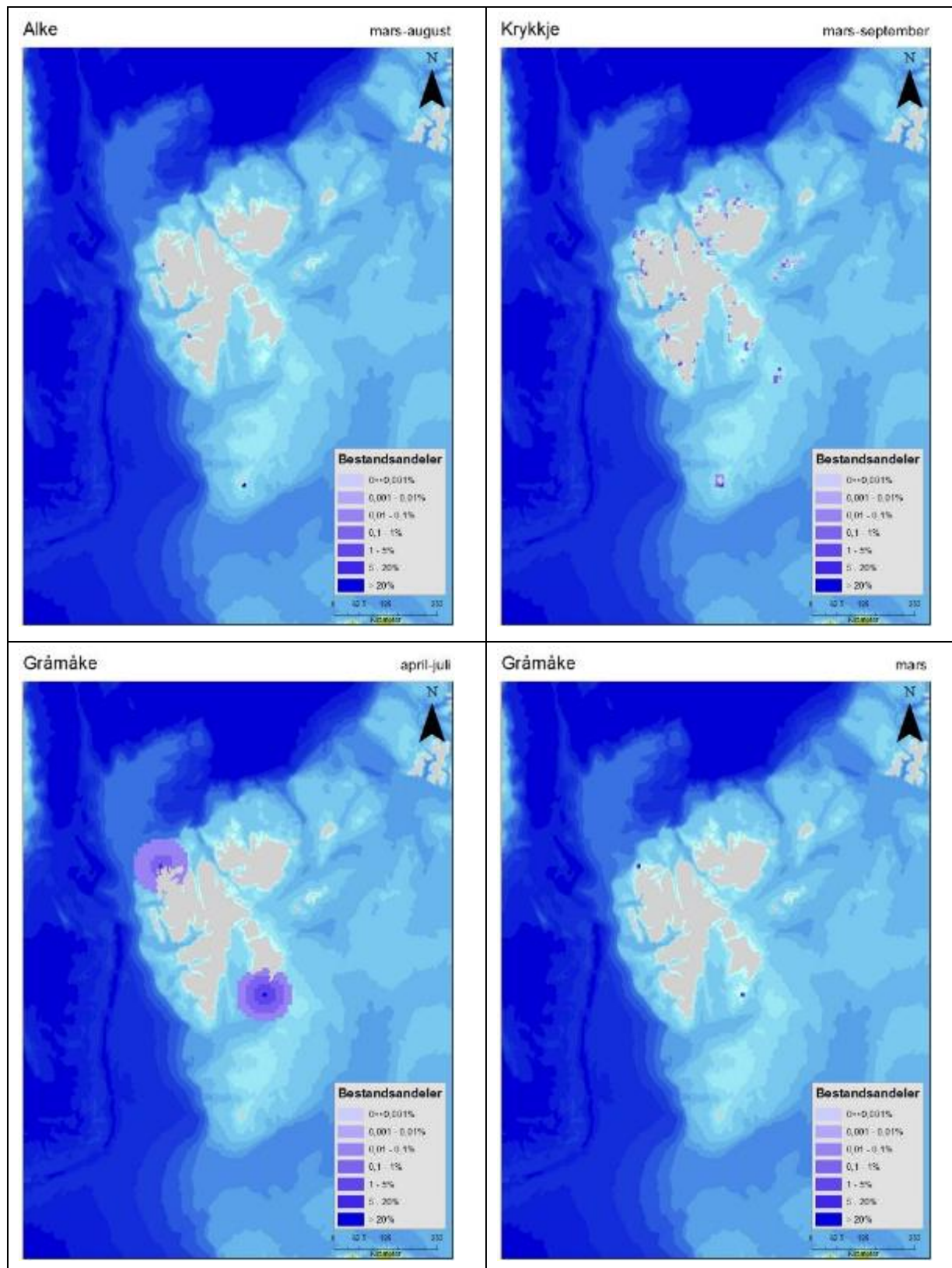
Arter som er tilknyttet kysten er eksempelvis dykkender (ærfugl, svartand, sjøorre), skarver (storskarv, toppskarv), terner, enkelte måkefugl og alkefuglen teist. Disse artene er hovedsakelig å finne i områder som kan sees fra land, men kan også vandre lengre ut i åpent hav, særlig i områder med grunt vann. Mer pelagiske sjøfuglarter benytter kystområdene som hekkeplasser.

Som utgangspunkt for skadebaserte analyser på sjøfugl i kystnære områder og sjøfugl med særlig tilknytting til kystområdene er det tatt utgangspunkt i den nasjonale sjøfugldatabasen til NINA (Seapop, 2017). Disse dataene er tilrettelagt for bruk i skadebaserte analyser ved bruk av ArcGIS rutiner, der datasettene er fordelt til en buffersone rundt de aktuelle hekkekoloniene.

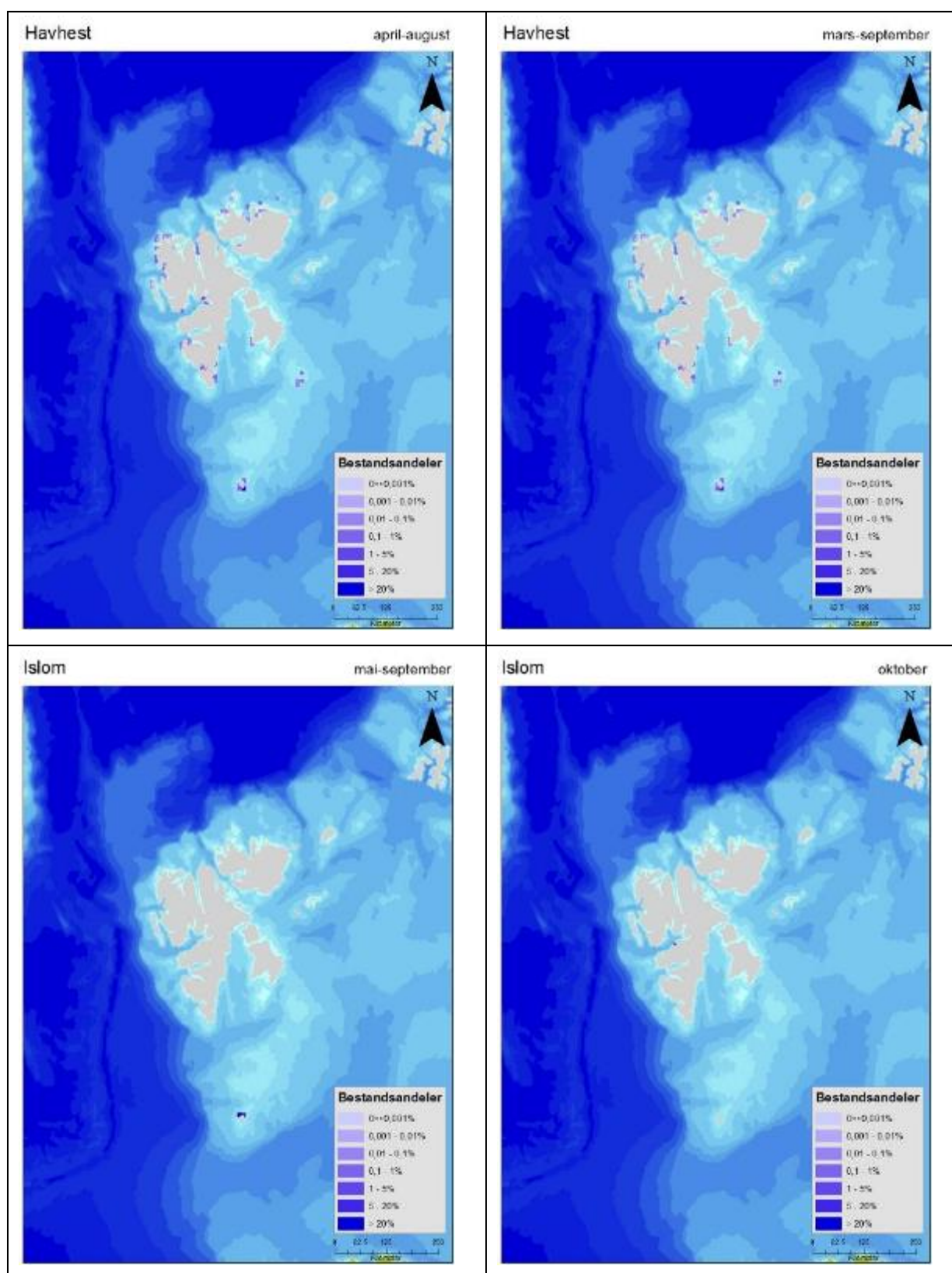
Datasettene inkluderer følgende arter: Alke, fiskemåke, gråmåke, havhest, havsule, islom, ismåke, krykkje, lomvi, lunde, makrellterne, polarlomvi, polarmåke, praktærfugl, rødnebbterne, siland, sildemåke, smålom, stellerand, storjo storskarv, svartbak, teist, toppskarv, ærfugl.

Geografisk fordeling av de ulike artene **når de er tilstede** på Svalbard/Bjørnøya er vist i Figur E-24 til Figur E-31. Sesongene som ikke vises i figurene er sesonger der fuglene ikke er tilstede i dette området. Geografisk fordeling av de ulike artene når de er tilstede langs hele kysten (nasjonalt) er vist i Figur E-32 til Figur E-48.

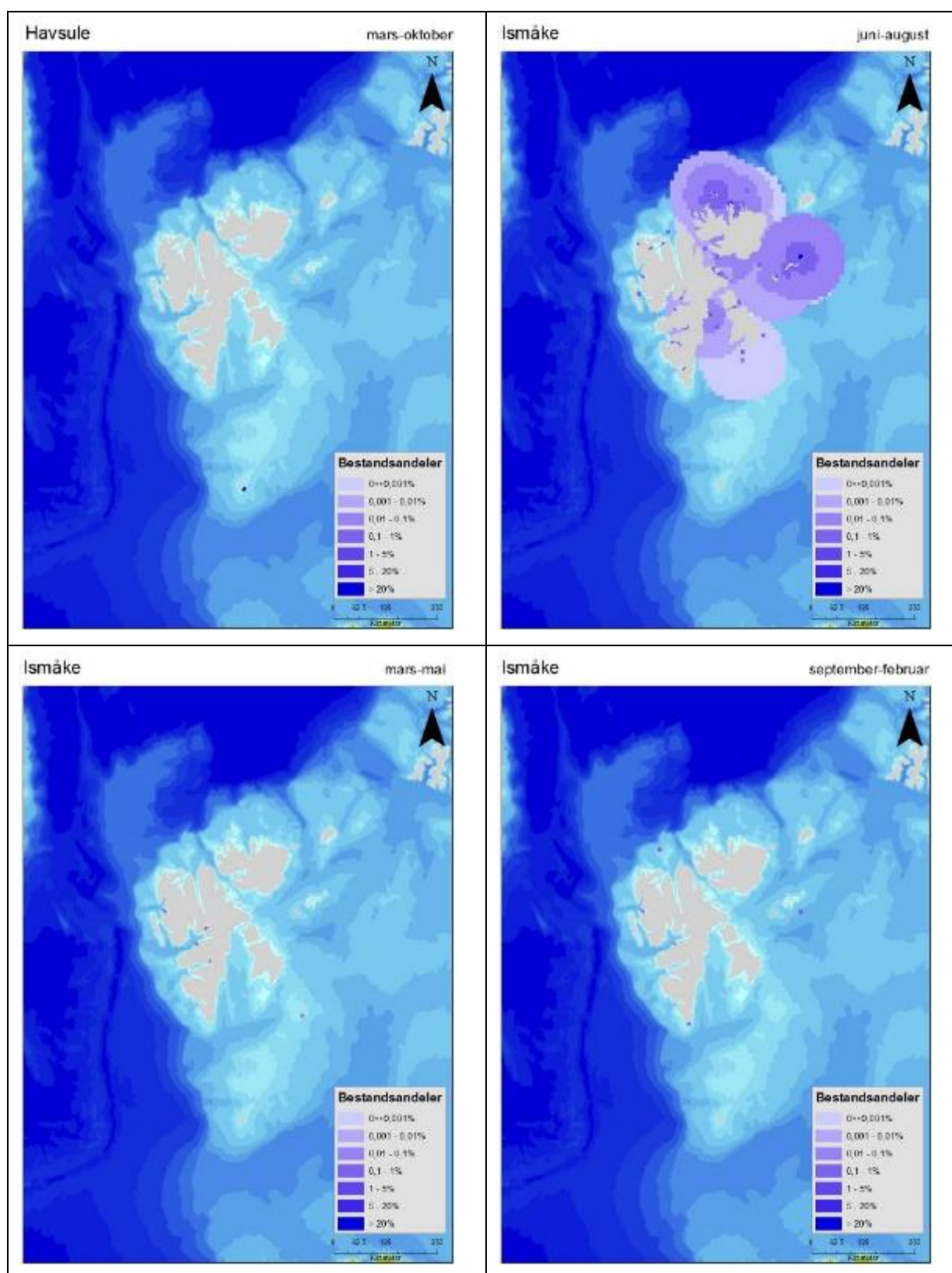
Regionale datasett Svalbard / Bjørnøya



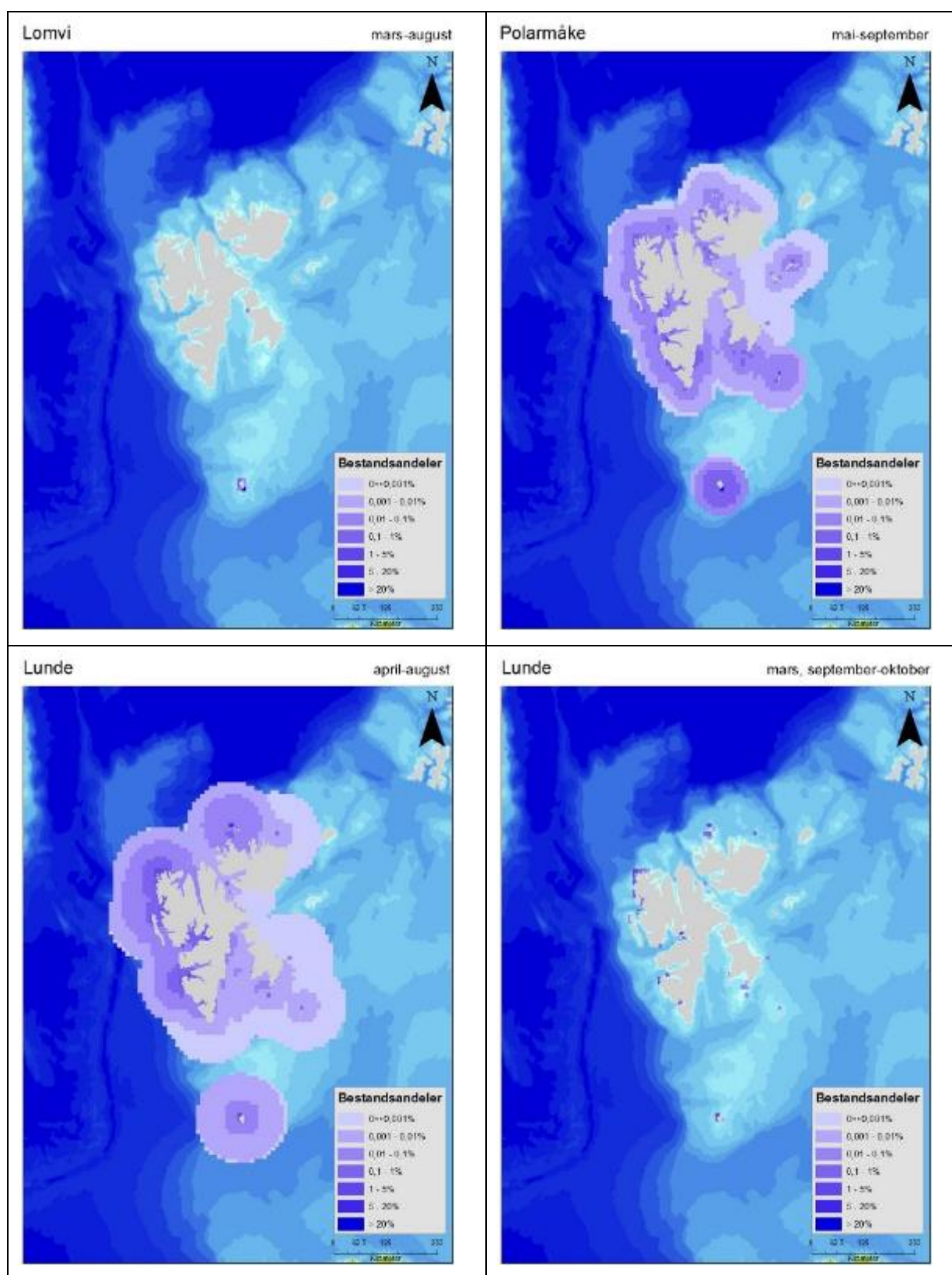
Figur E-24 Bestandsfordeling av alke, krykkje og gråmåke på Svalbard/Bjørnøya (SEAPO, 2017).



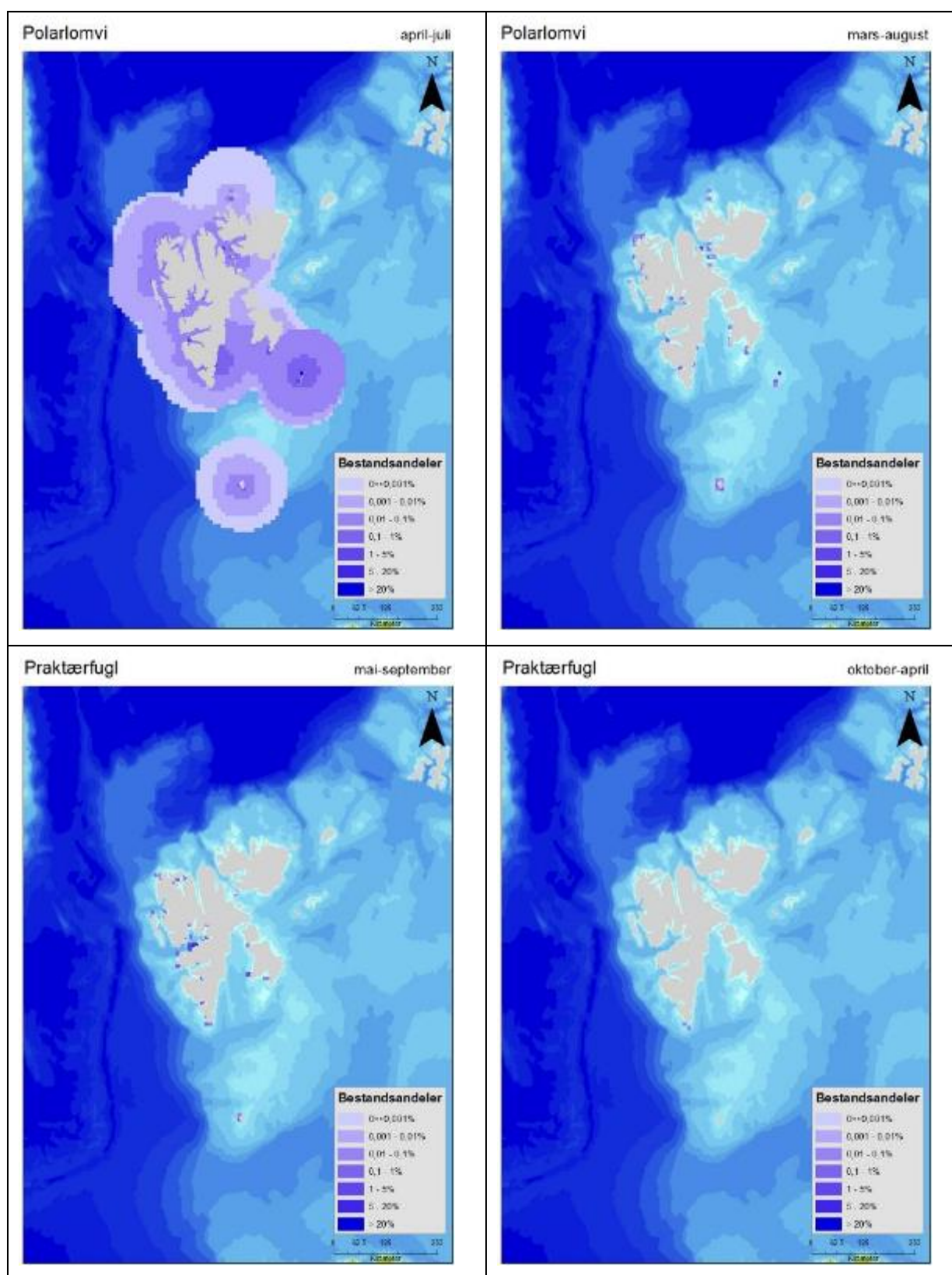
Figur E-25 Bestandsfordeling av havhest og islom på Svalbard/Bjørnøya (SEAPO, 2017).



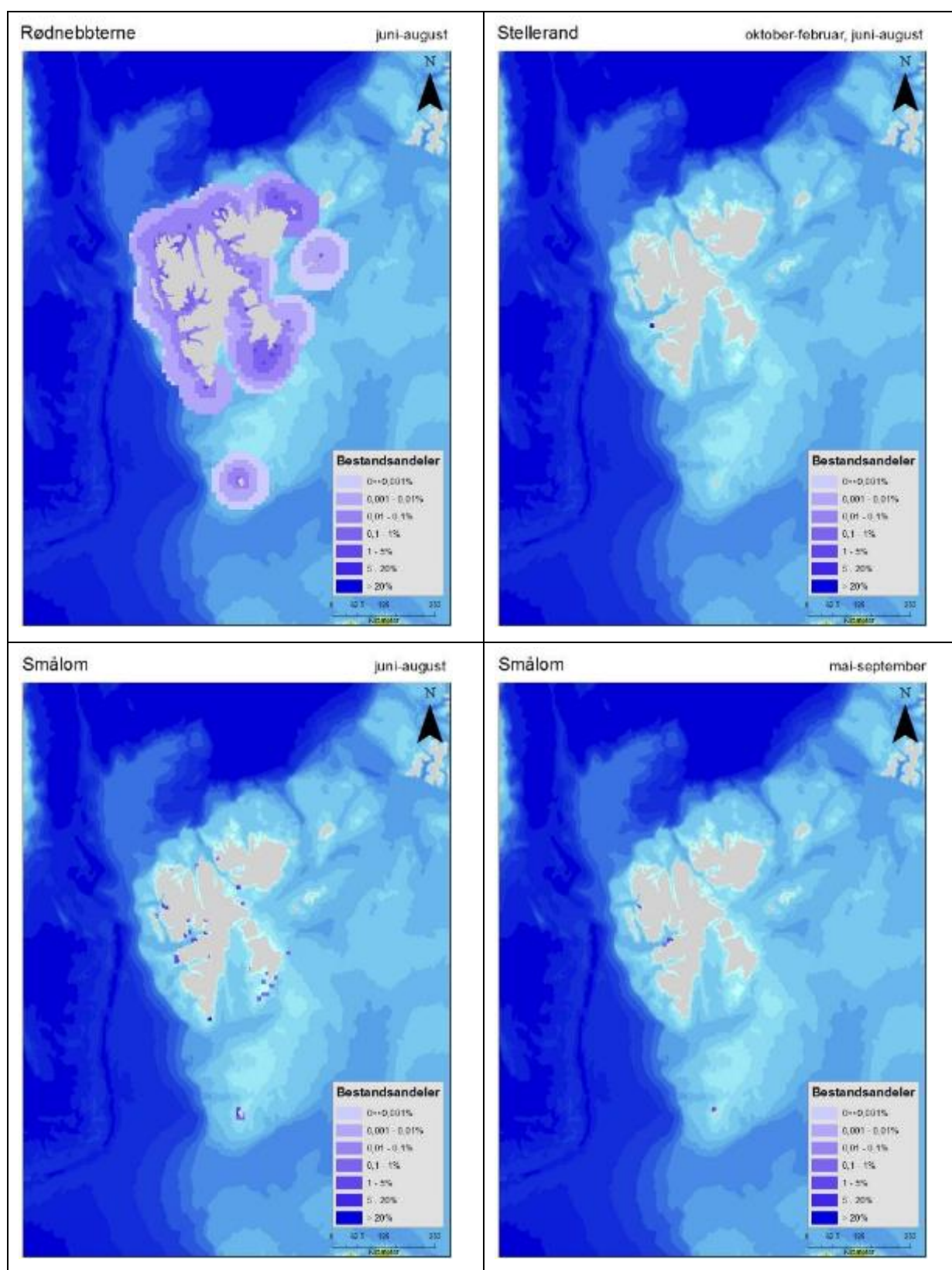
Figur E-26 Bestandsfordeling av havsule og ismåke på Svalbard/Bjørnøya (SEAPO, 2017).



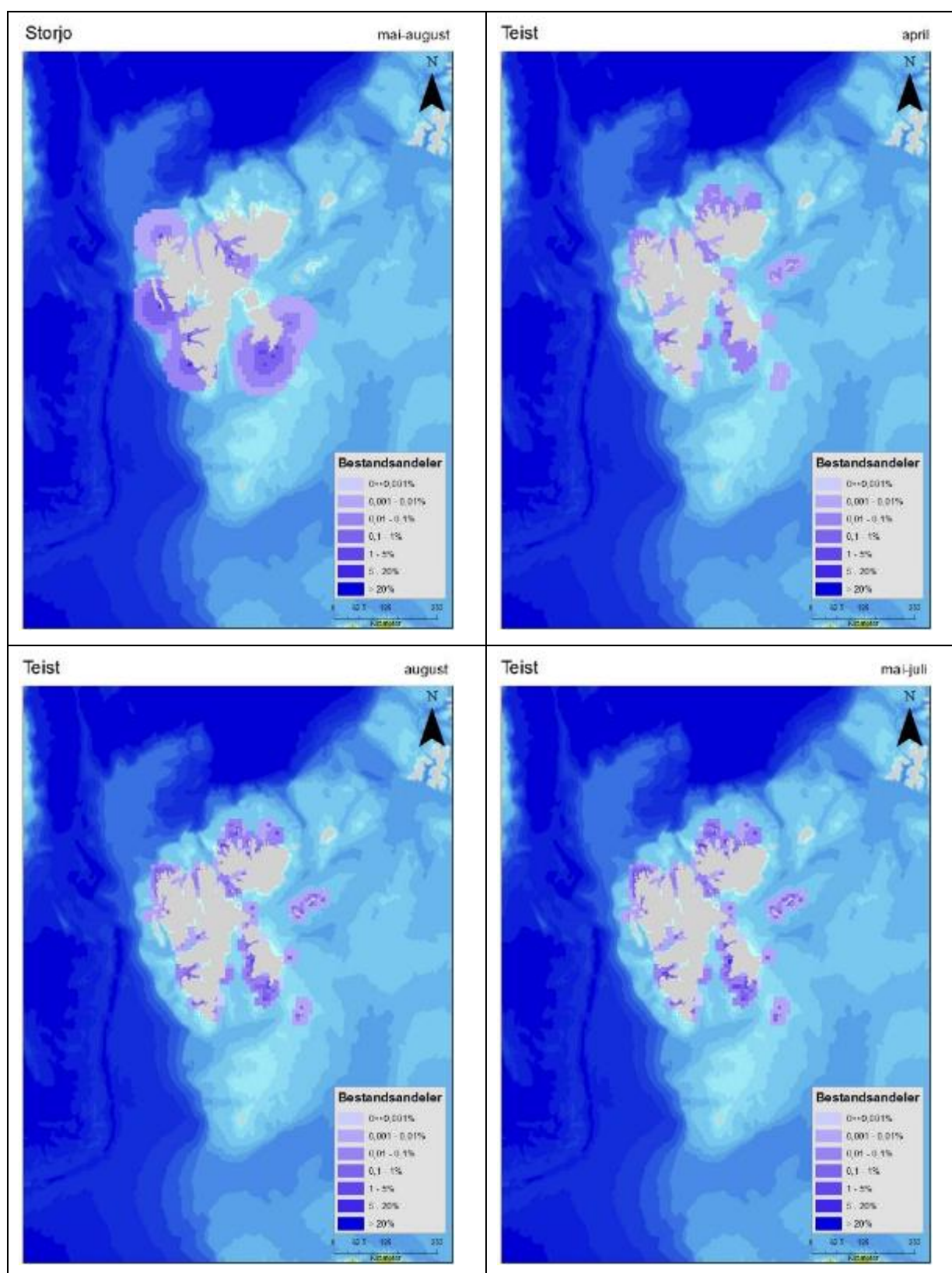
Figur E-27 Bestandsfordeling av lomvi, polarmåke og lunde på Svalbard/Bjørnøya (SEAPO, 2017).



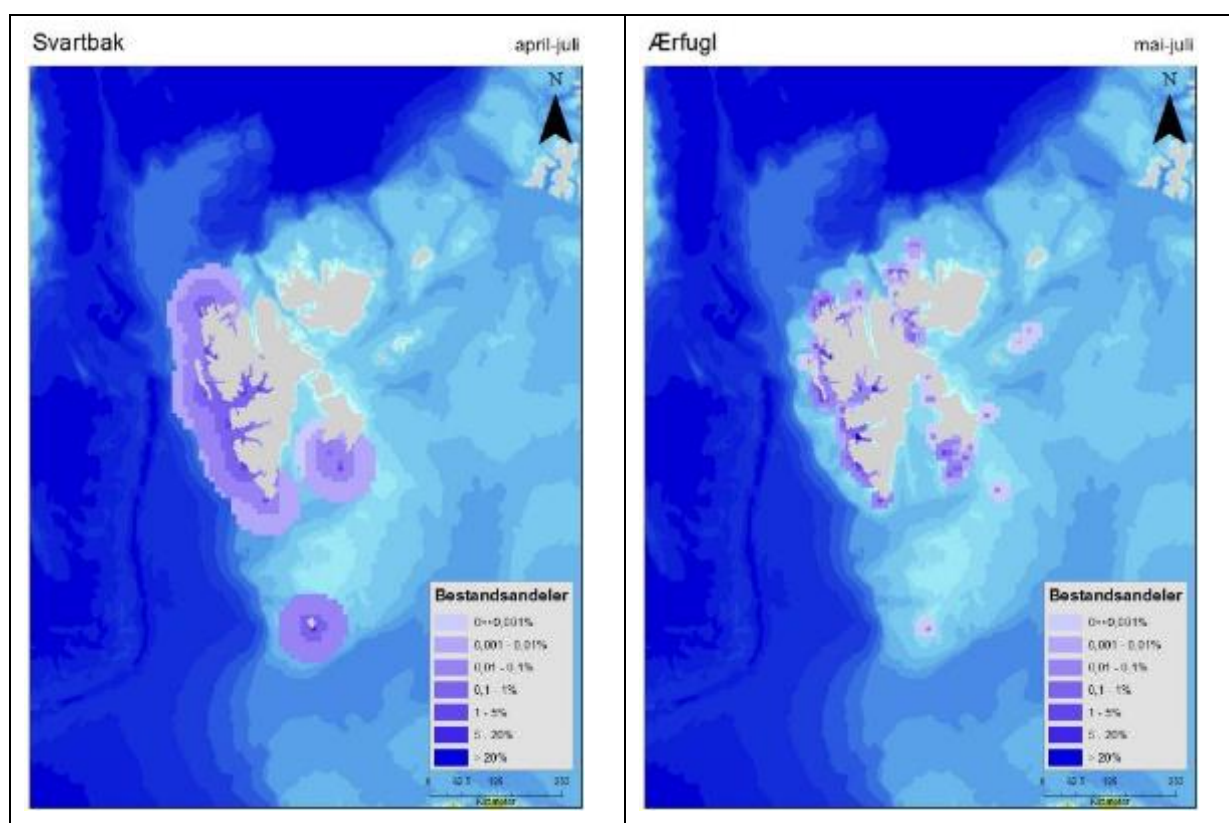
Figur E-28 Bestandsfordeling av polarlomvi og praktærfugl på Svalbard/Bjørnøya (SEAPO, 2017).



Figur E-29 Bestandsfordeling av rødnebbterne, stellerand og smålom på Svalbard/Bjørnøya (SEAPOP, 2017).

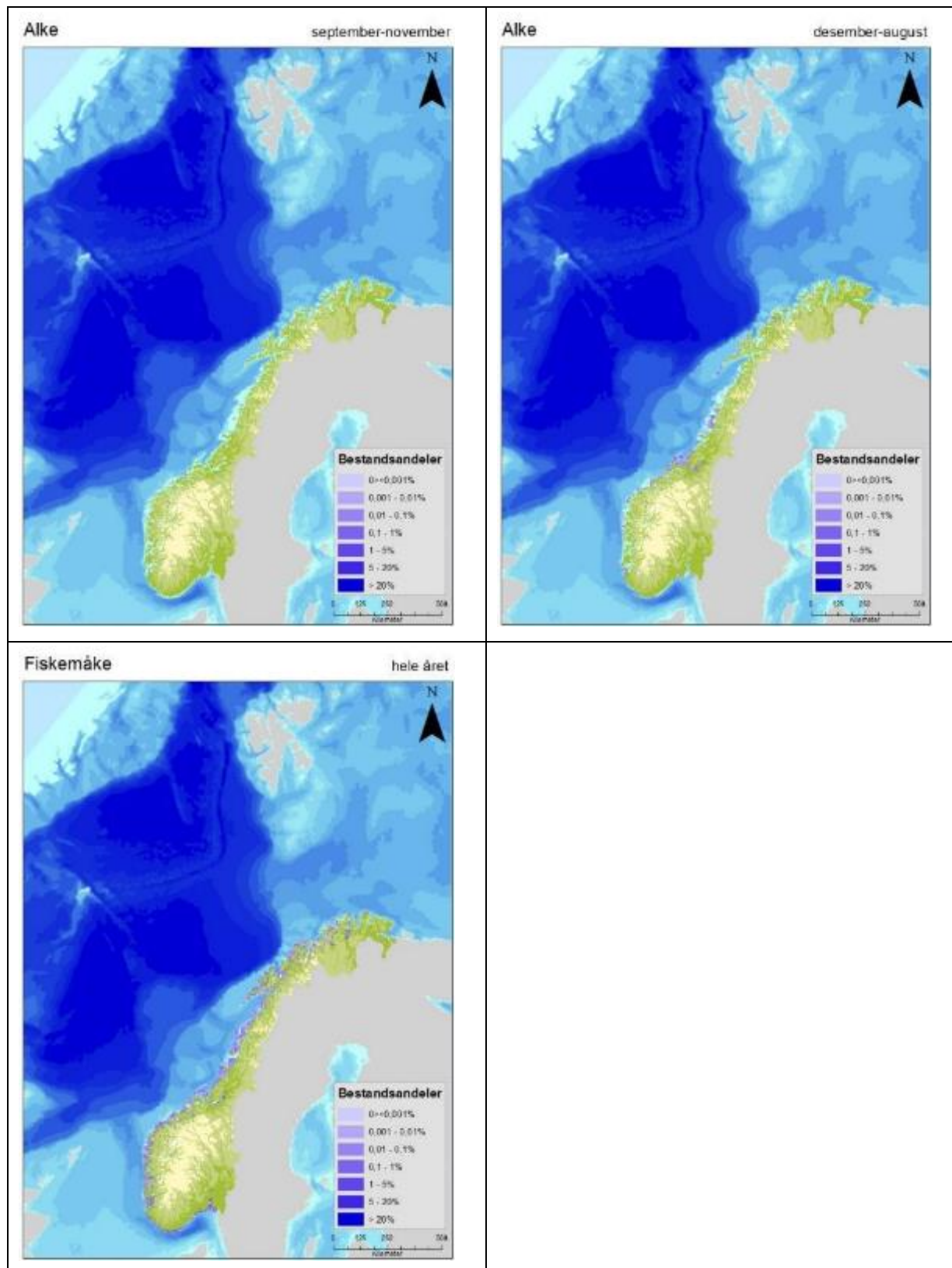


Figur E-30 Bestandsfordeling av storjo og teist på Svalbard/Bjørnøya (SEAPO, 2017).

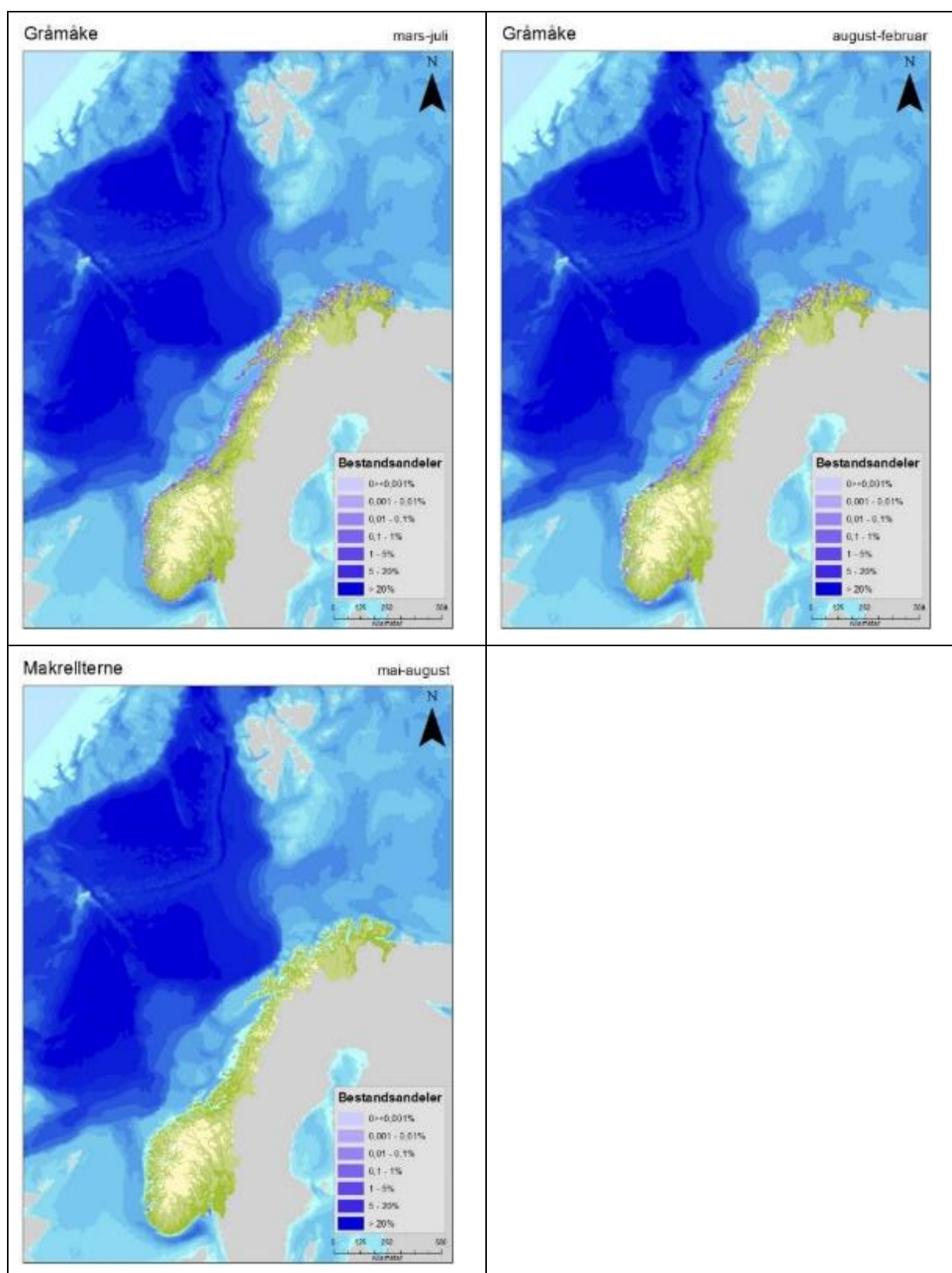


Figur E-31 Bestandsfordeling av svartbak og ærfugl på Svalbard/Bjørnøya (SEAPOP, 2017).

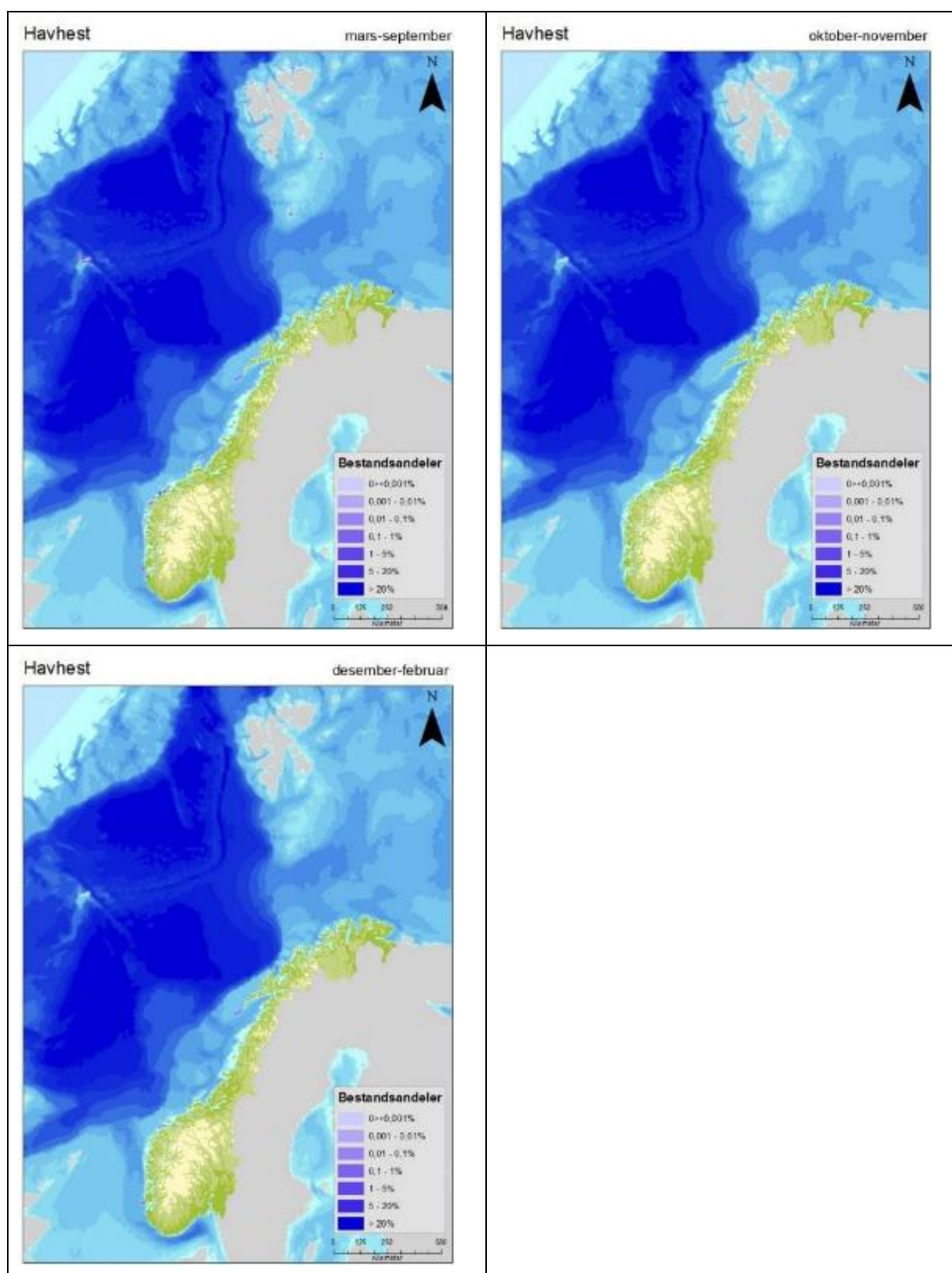
Nasjonale datasett



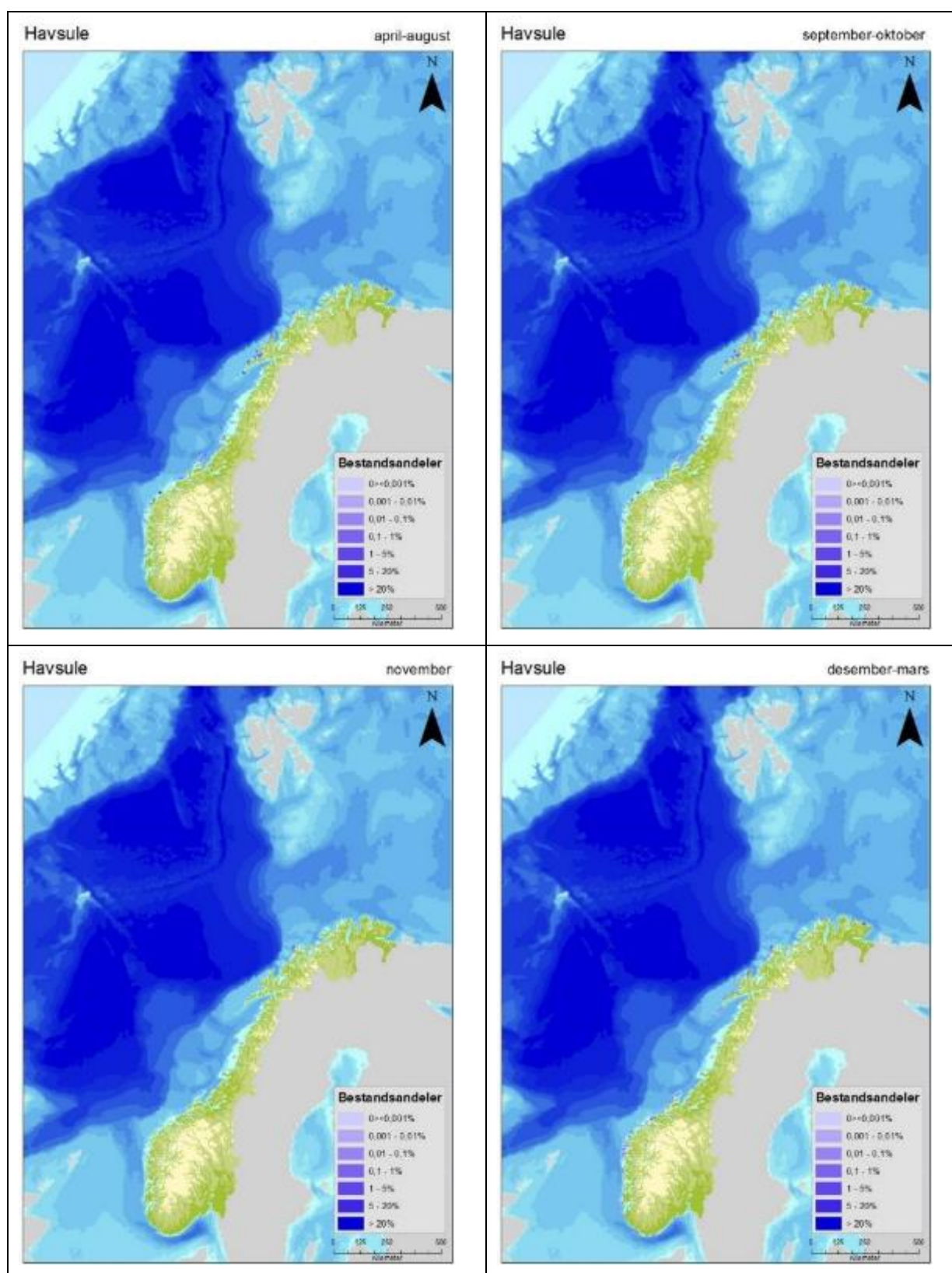
Figur E-32 Nasjonal bestandsfordeling av alke og fiskemåke (SEAPOP, 2017).



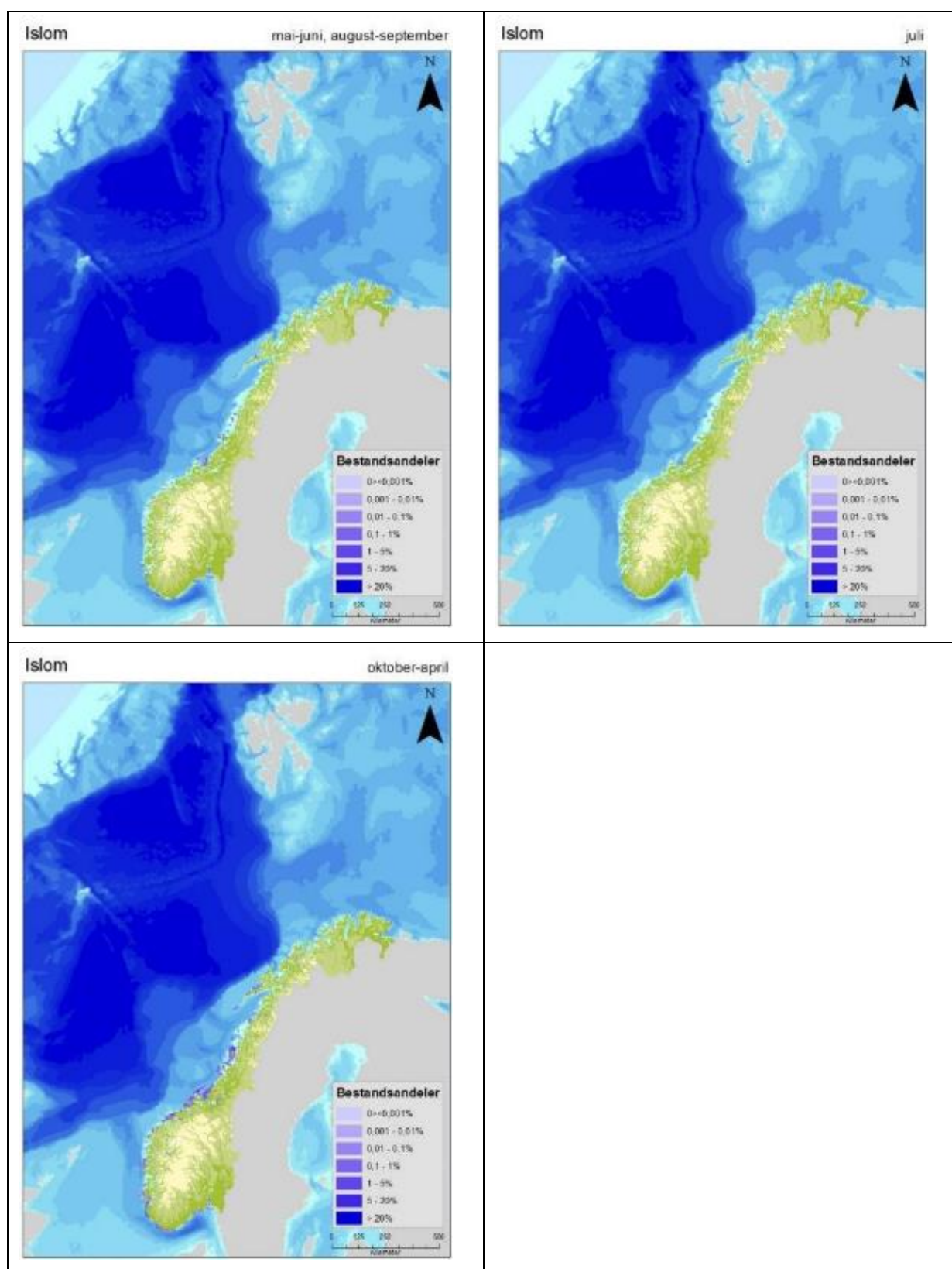
Figur E-33 Nasjonal bestandsfordeling av gråmåke og makrellterne (SEAPOP, 2017).



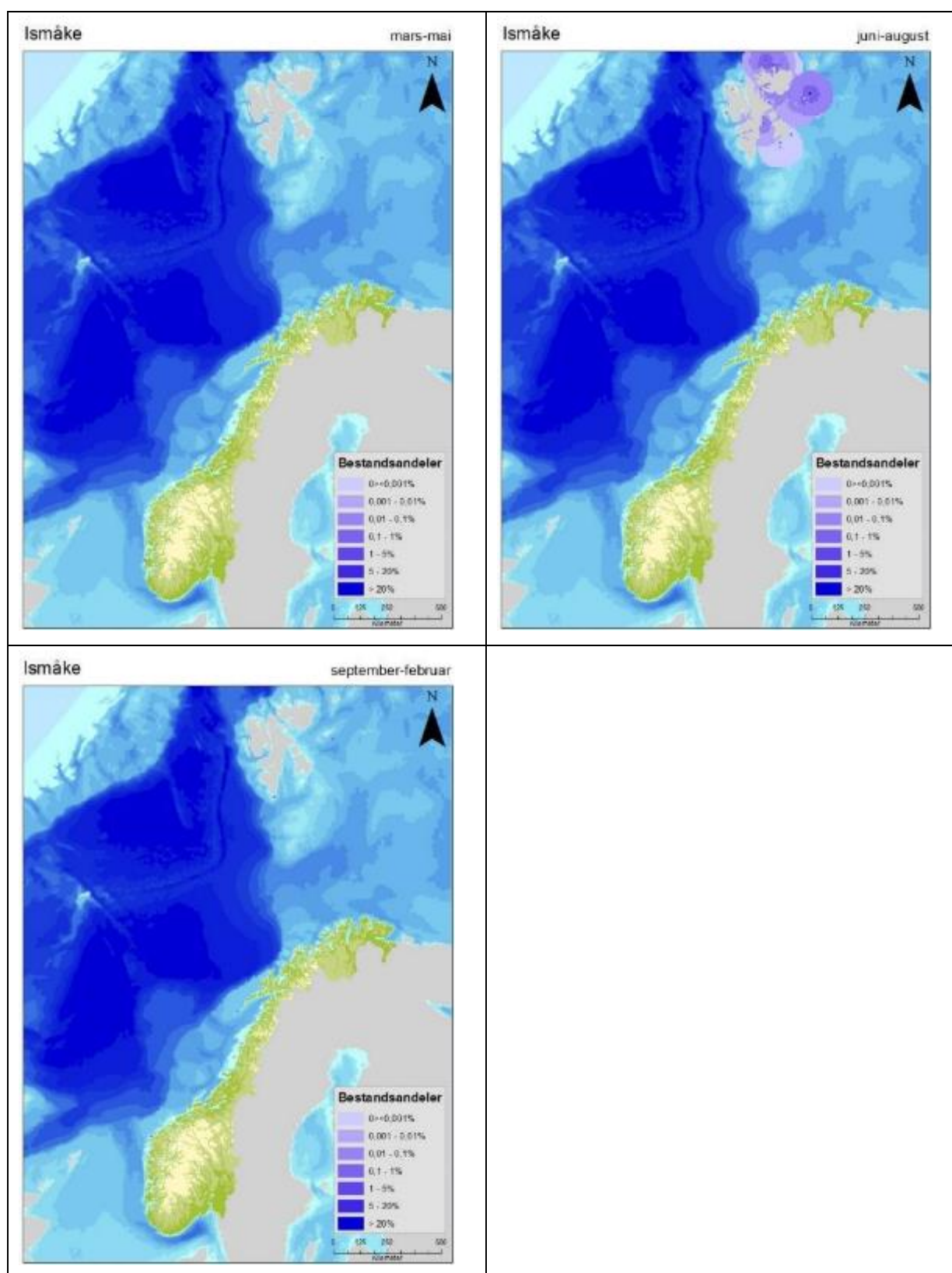
Figur E-34 Nasjonal bestandsfordeling av havhest (SEAPOP, 2017).



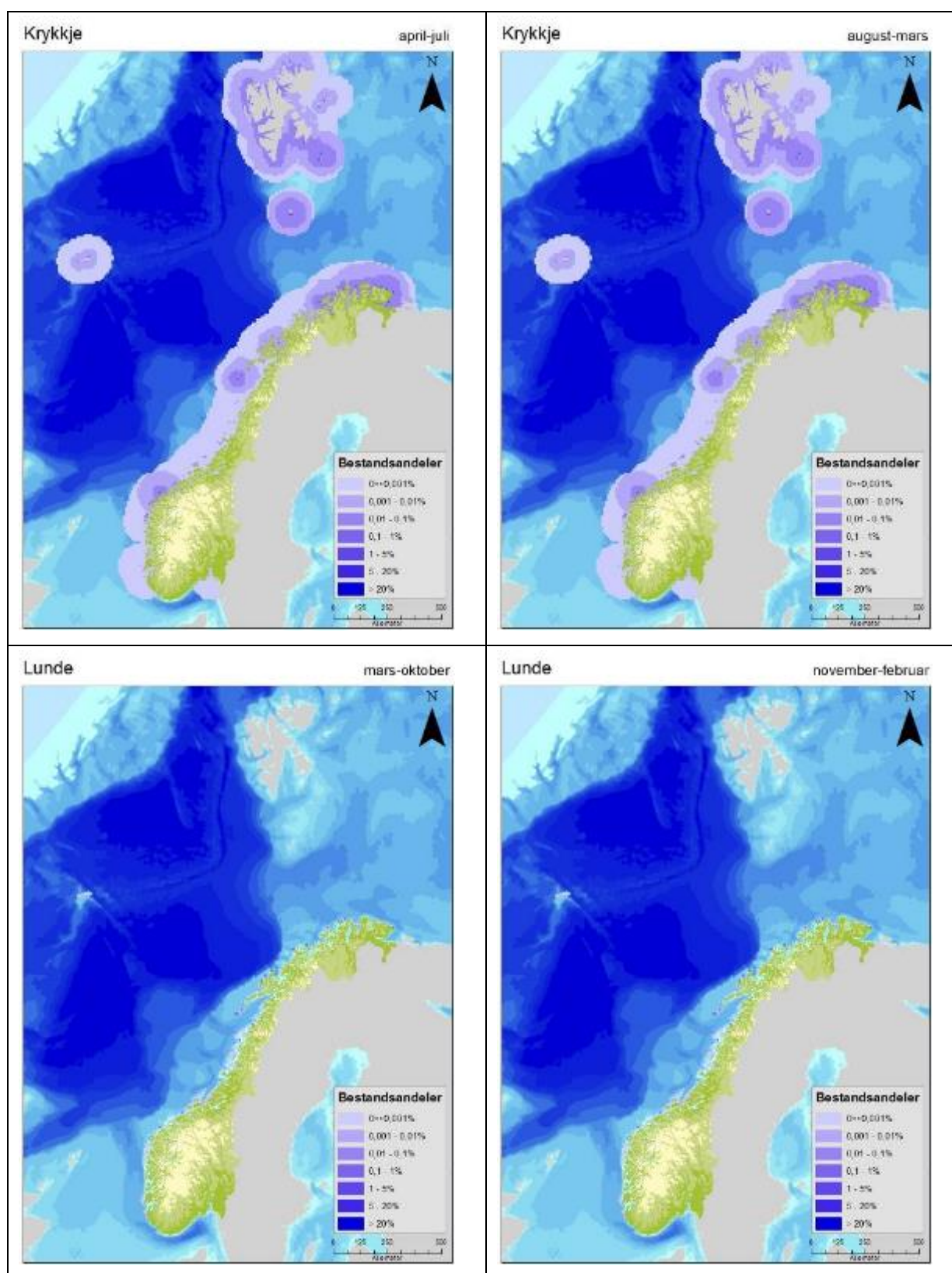
Figur E-35 Nasjonal bestandsfordeling av havsule (SEAPOP, 2017).



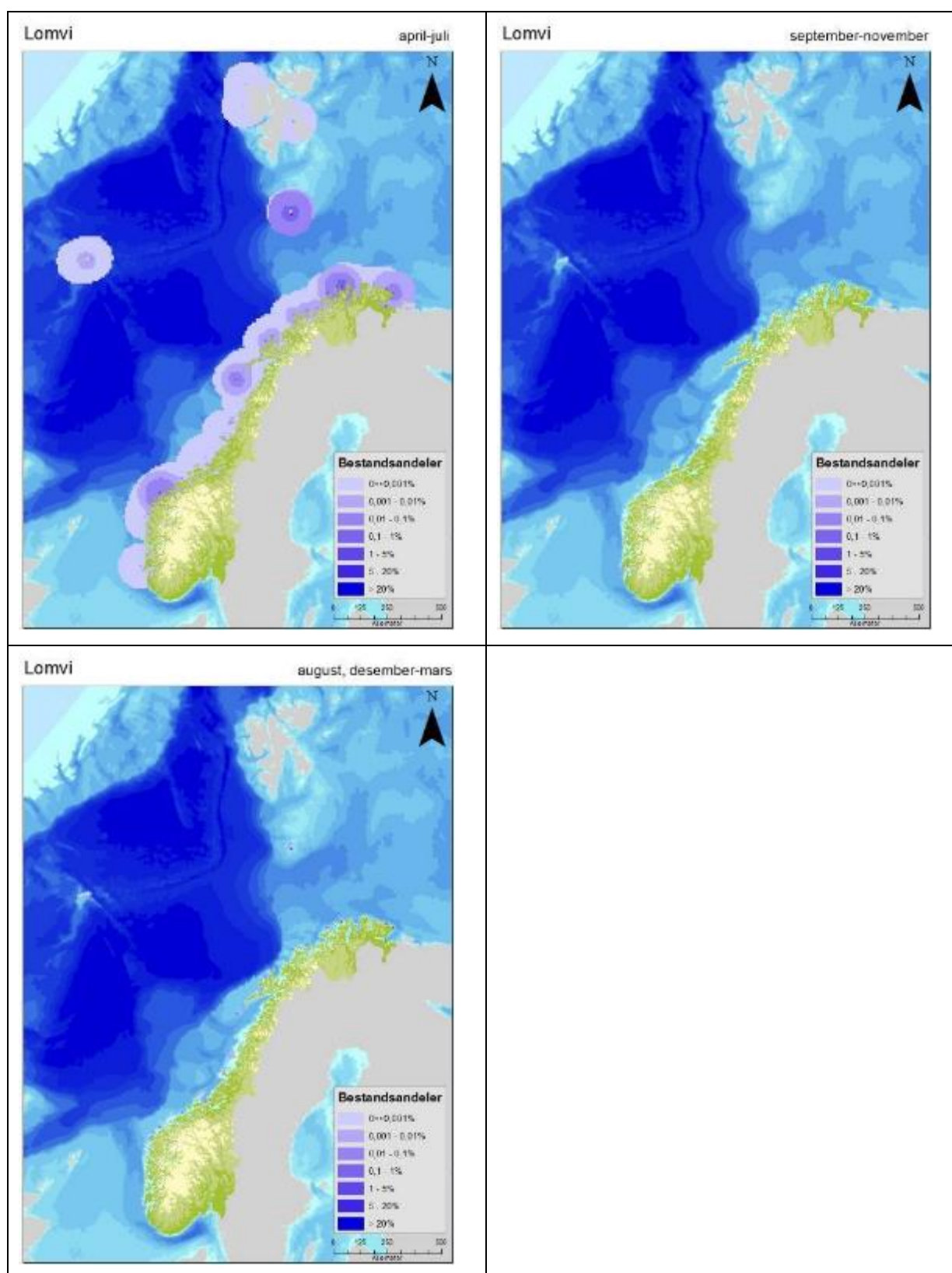
Figur E-36 Nasjonal bestandsfordeling av islom (SEAPO, 2017).



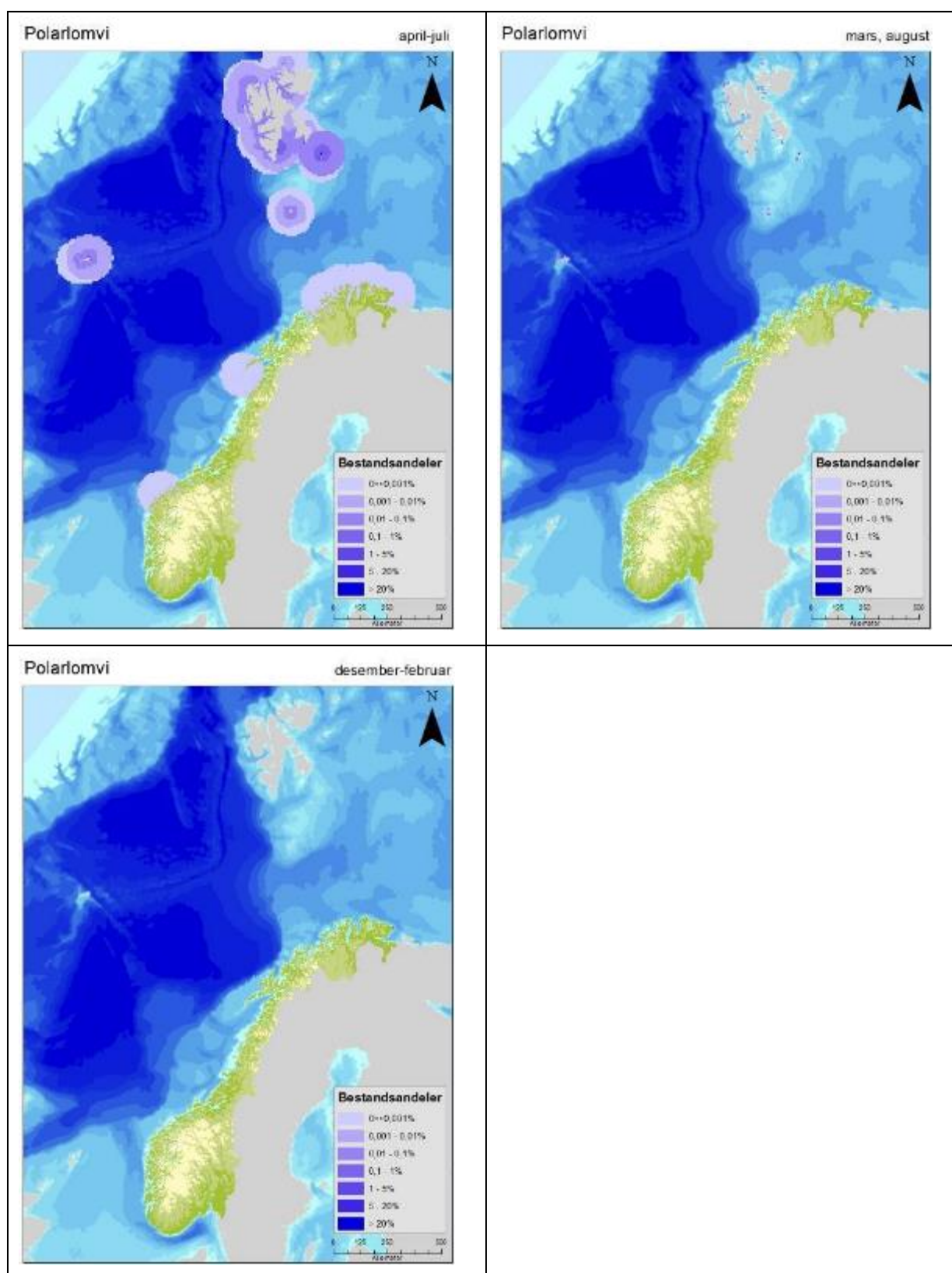
Figur E-37 Nasjonal bestandsfordeling av ismåke (SEAPO, 2017).



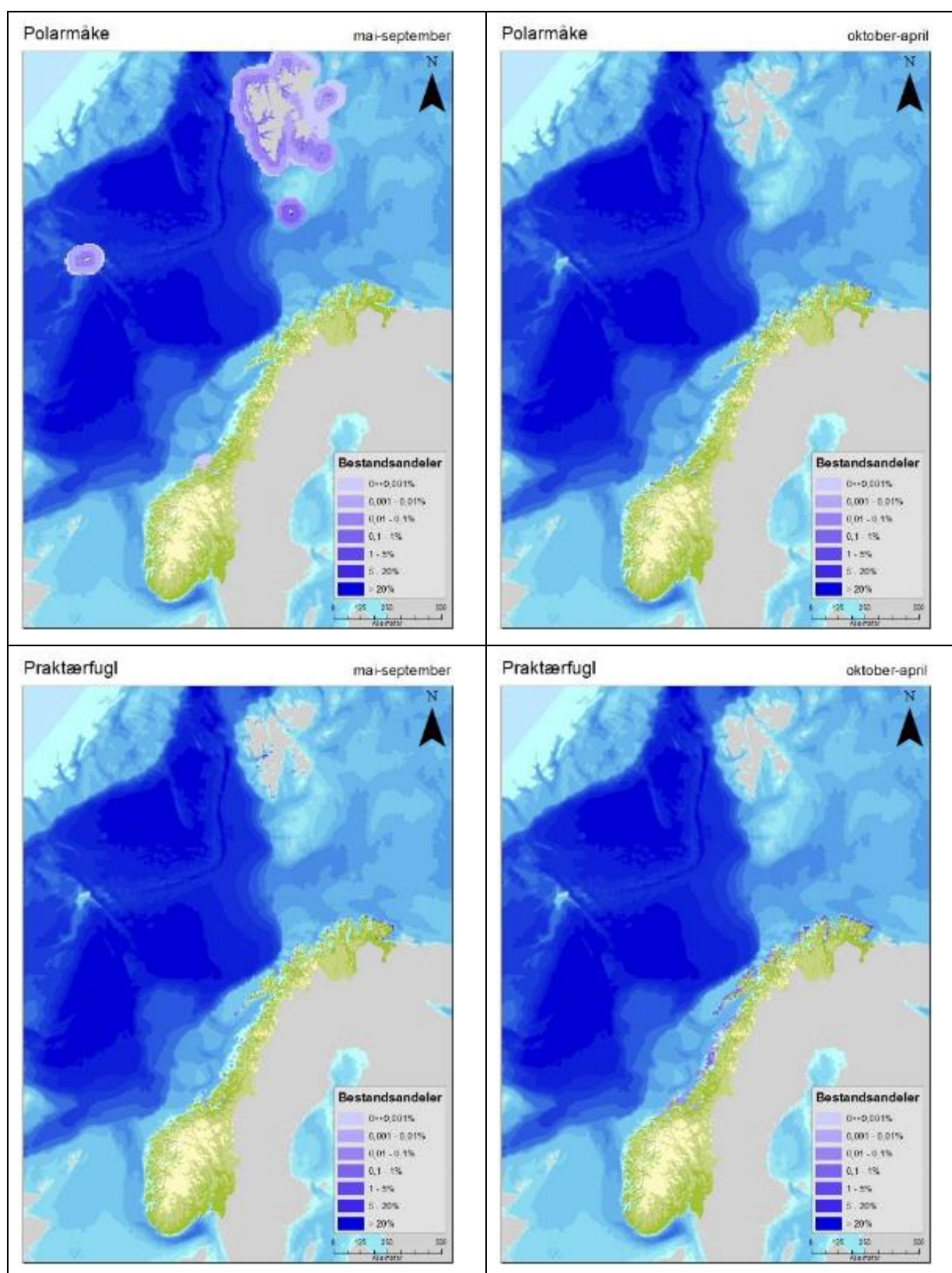
Figur E-38 Nasjonal bestandsfordeling av krykkje og lunde (SEAPO, 2017).



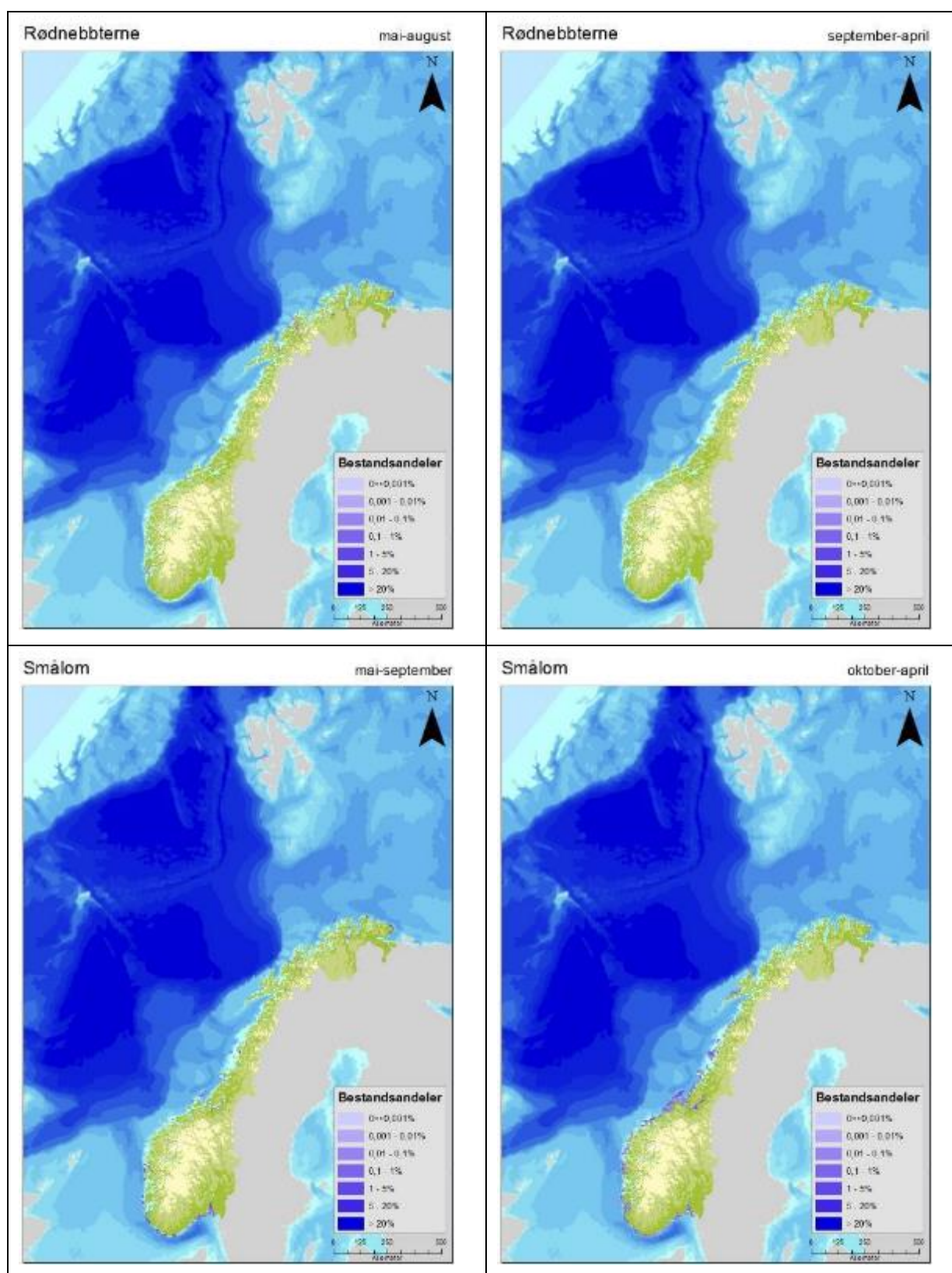
Figur E-39 Nasjonal bestandsfordeling av lomvi (SEAPOP, 2017).



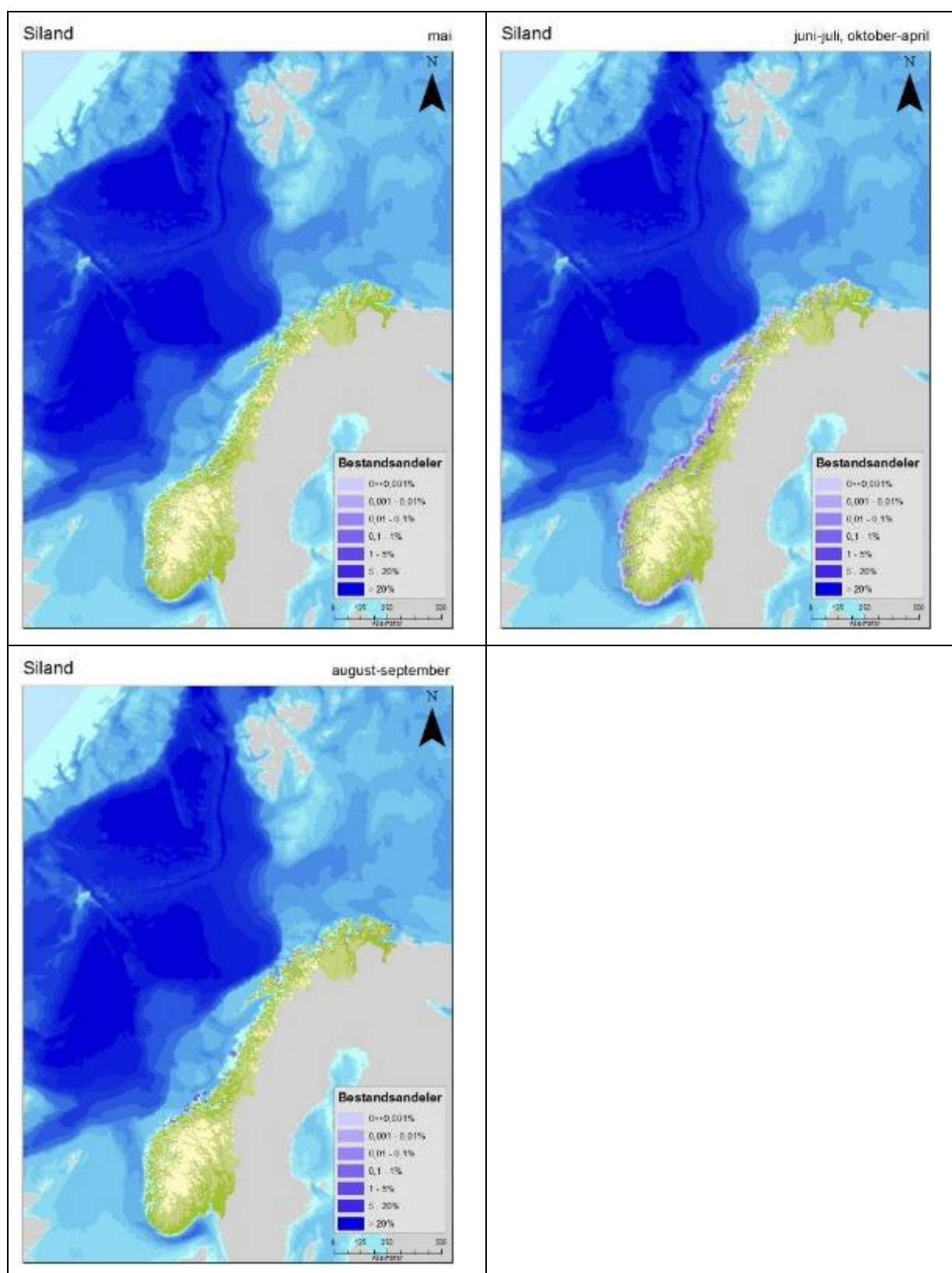
Figur E-40 Nasjonal bestandsfordeling av polarlomvi (SEAPOP, 2017).



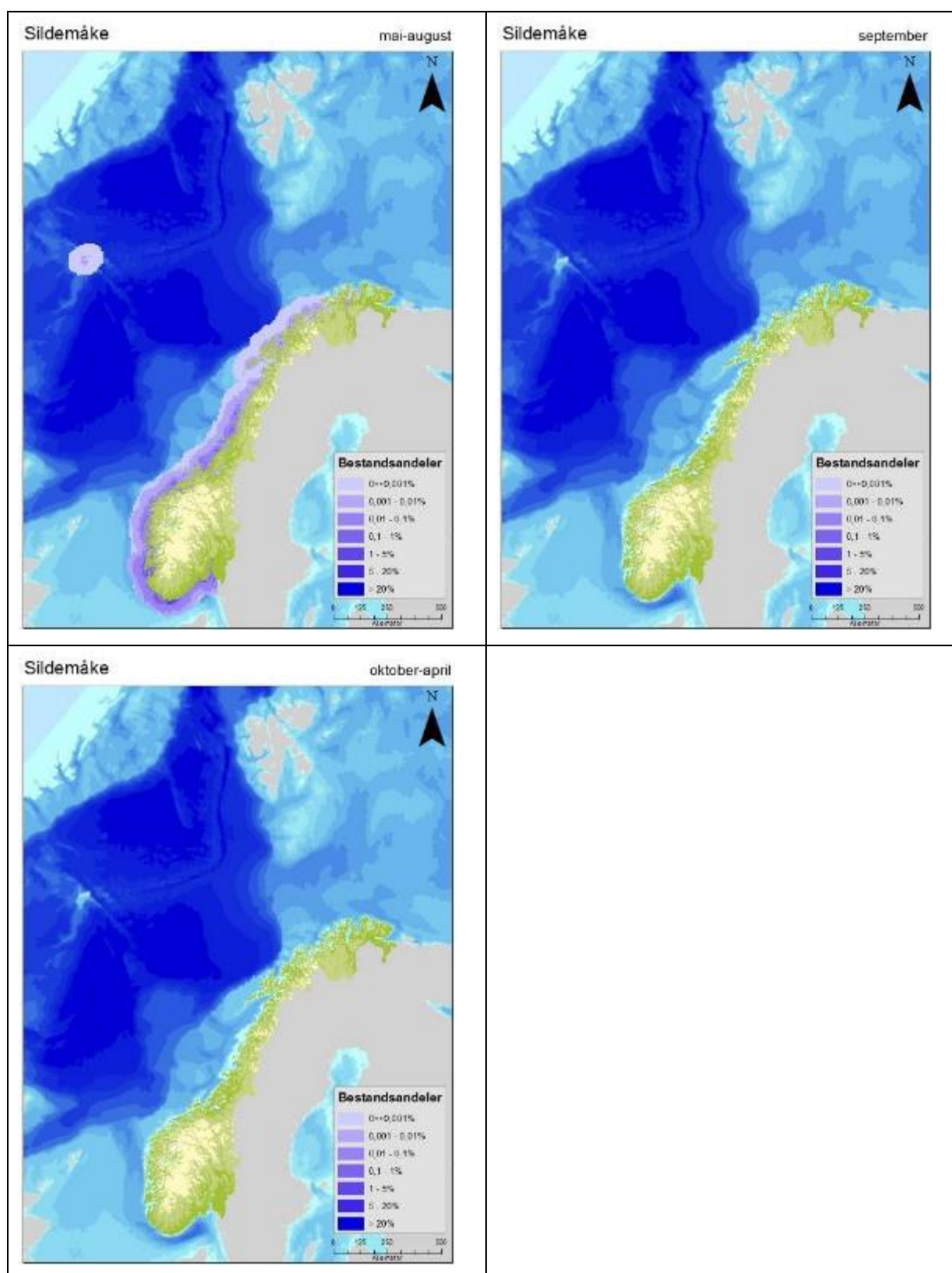
Figur E-41 Nasjonal bestandsfordeling av polarmåke og praktærfugl (SEAPOP, 2017).



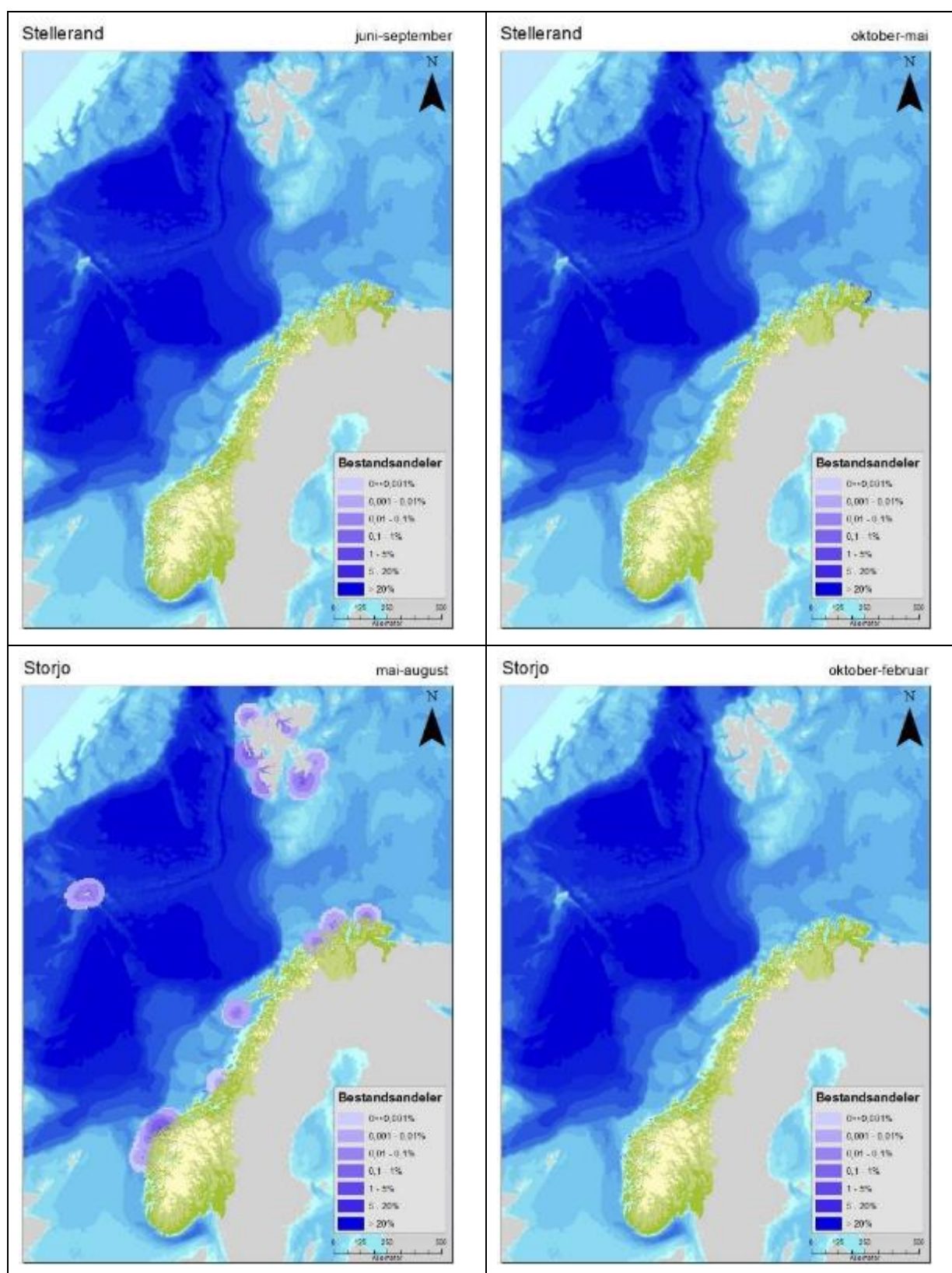
Figur E-42 Nasjonal bestandsfordeling av rødnebbterne og smålom (SEAPOP, 2017).



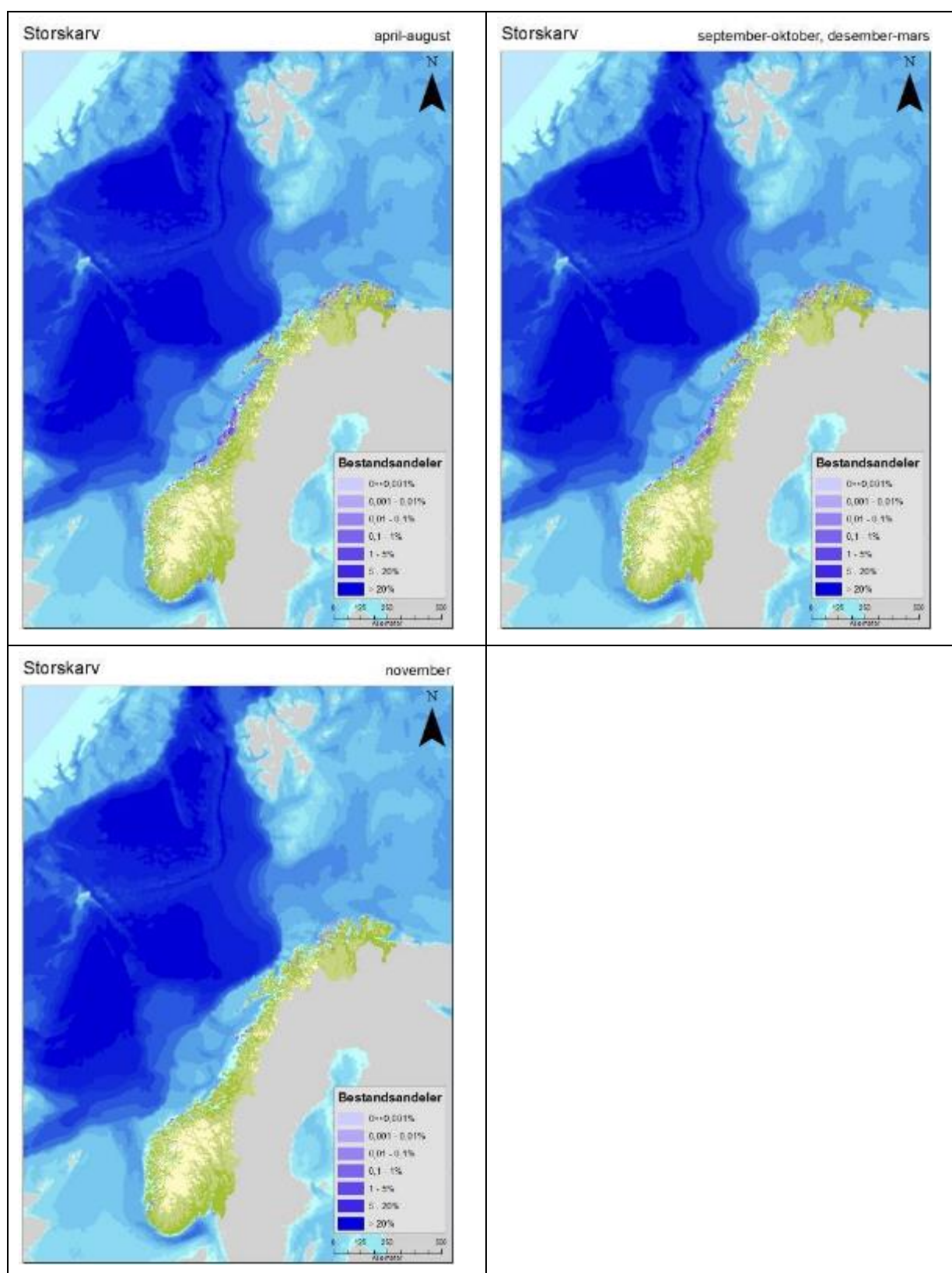
Figur E-43 Nasjonal bestandsfordeling av siland (SEAPOP, 2017).



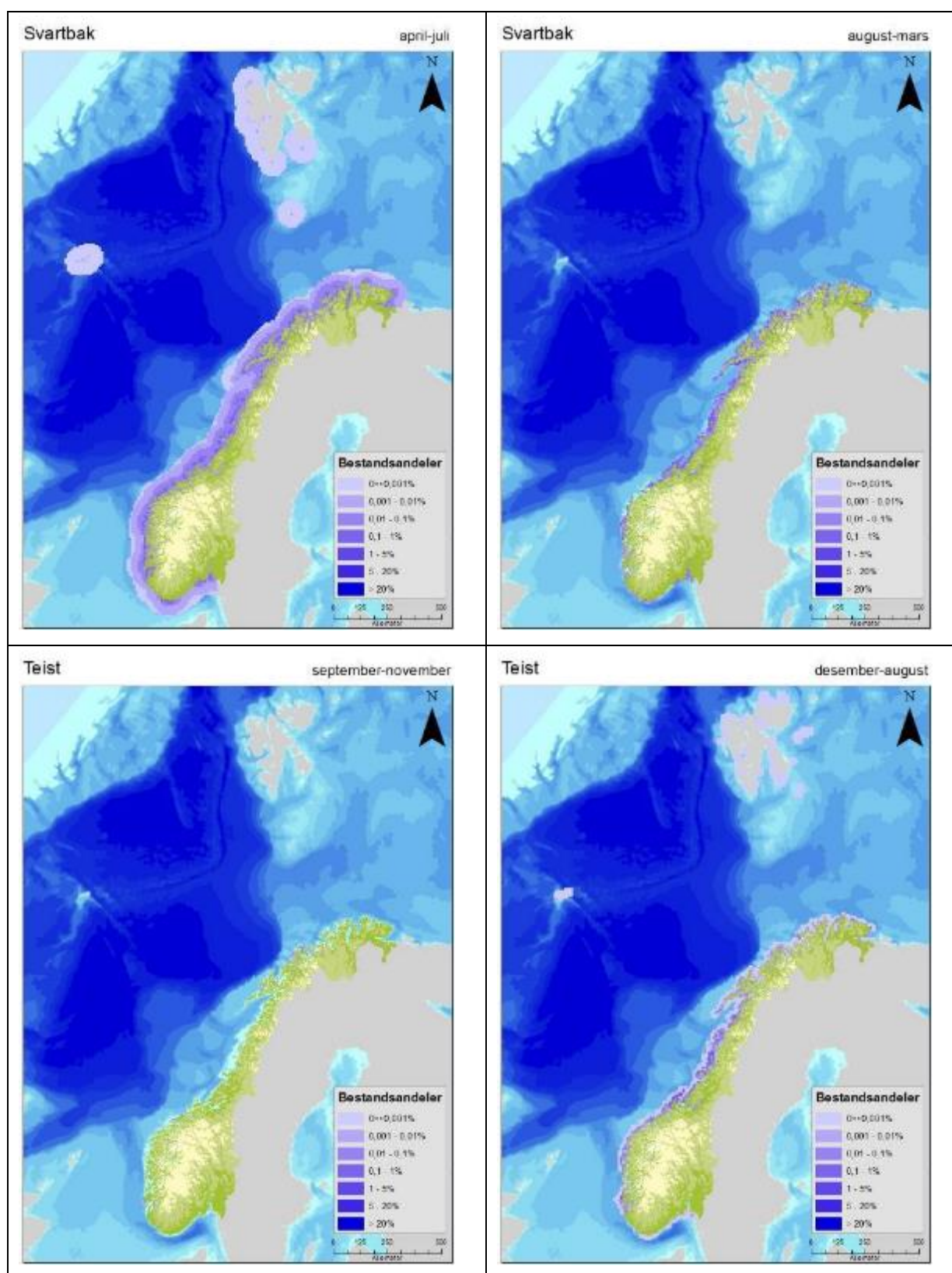
Figur E-44 Nasjonal bestandsfordeling av sildemåke (SEAPOP, 2017).



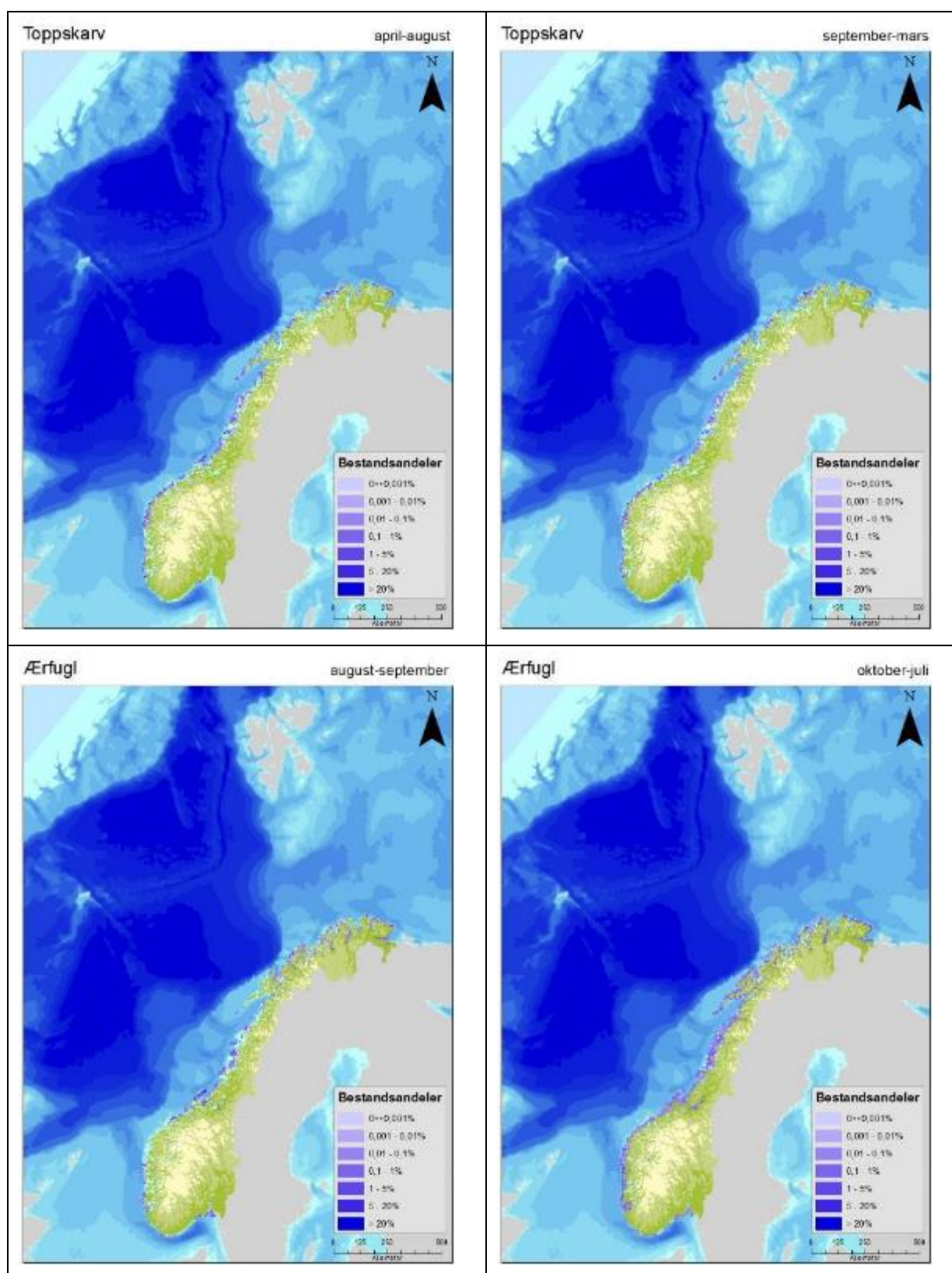
Figur E-45 Nasjonal bestandsfordeling av stellerand og storjo (SEAPO, 2017).



Figur E-46 Nasjonal bestandsfordeling av storskarv (SEAPO, 2017).



Figur E-47 Nasjonal bestandsfordeling av svartbak og teist (SEAPO, 2017).



Figur E-48 Nasjonal bestandsfordeling av toppskarv og ærfugl (SEAPO, 2017).

Marine pattedyr

Barentshavet er et viktig habitat for sjøpattedyr. Isbjørn, hvalross, seks ulike selarter og 17 hvalarter har helt eller delvis tilholdssted her. Næringsgrunnlaget er bunnlevende og pelagiske byttedyr (Kovacs, Haug, & Lydersen, 2009). Enkelte oppholder seg i Barentshavet hele året (f.eks. ringsel og storkobbe), mens andre kun i sommerhalvåret (f.eks. vågehval, knølhval og finnhval). De kvantitativt viktigste sjøpattedyrene i Barentshavet er isbjørn, ringsel, grønlandssel, storkobbe, hvalross og vågehval (Kovacs et al., 2009). Isbjørn har imidlertid tilholdssted i periodevis islagte områder i nordlige deler av Barentshavet.

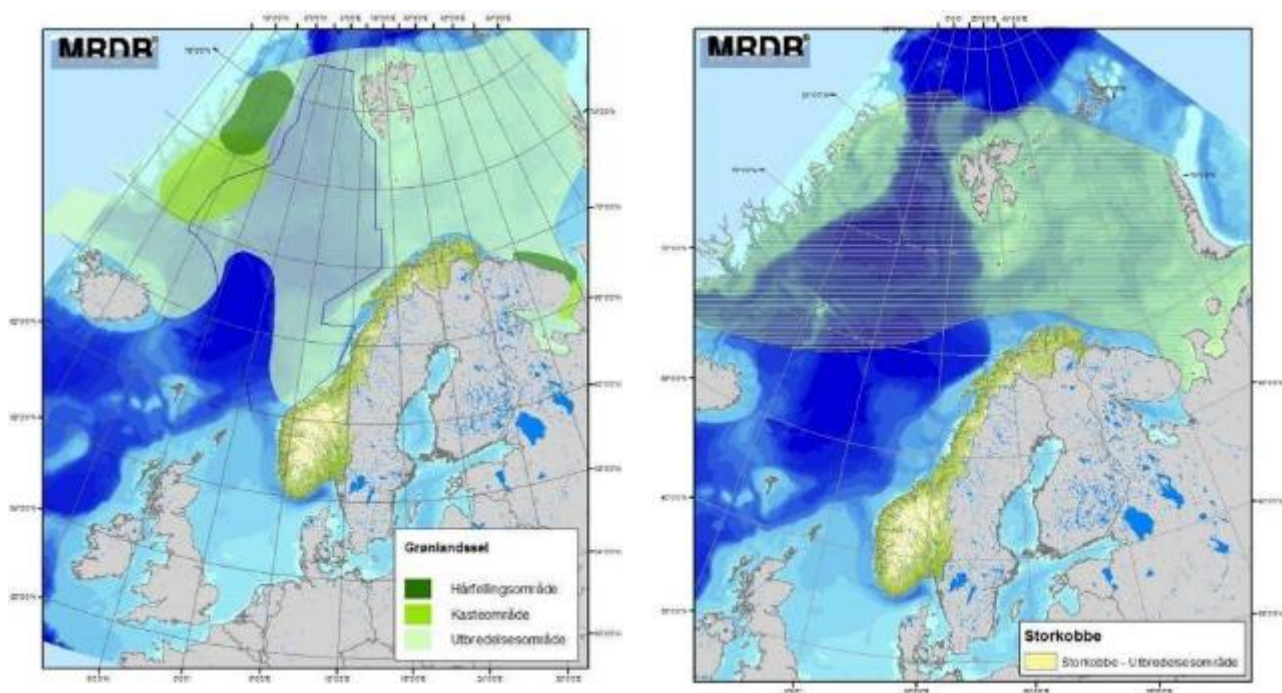
Sel og hvalross

Grønlandsselene finnes bare i Nord-Atlanteren og deles inn i tre ulike bestander etter forplantningsområdene. Den største har tilhold i Nordvest-Atlanteren og kaster (føder) unger på drivisen ved Newfoundland i Canada. En bestand har tilhold i Barentshavet og kaster sine unger på drivisen i Kvitsjøen (se Figur E-49). I Norskehavet er bestanden av ett år gamle og eldre dyr beregnet til 618 000 og en årlig ungeproduksjon på 106 000. I mars hvert år samler de kjønnsmodne dyrene av Norskehavsbestanden seg i drivisen nord for Jan Mayen for å kaste og pare seg. Utenom forplantnings- og hårfellingsperiodene er grønlandsselene på beitevandring. De opptrer ofte i store flokker både langs iskanten og i åpnere farvann. Både østkysten av Grønland, Norskehavet, områdene rundt Svalbard og det nordlige Barentshavet inngår i beiteområdene for Norskehavsbestanden (DN&HI, 2007). Utredningsområdet avhenger av byttedyrfordelingen (f.eks. lodde). Grønlandsselen vil være i området høst/vinter i forbindelse med de årlige beitevandringene.

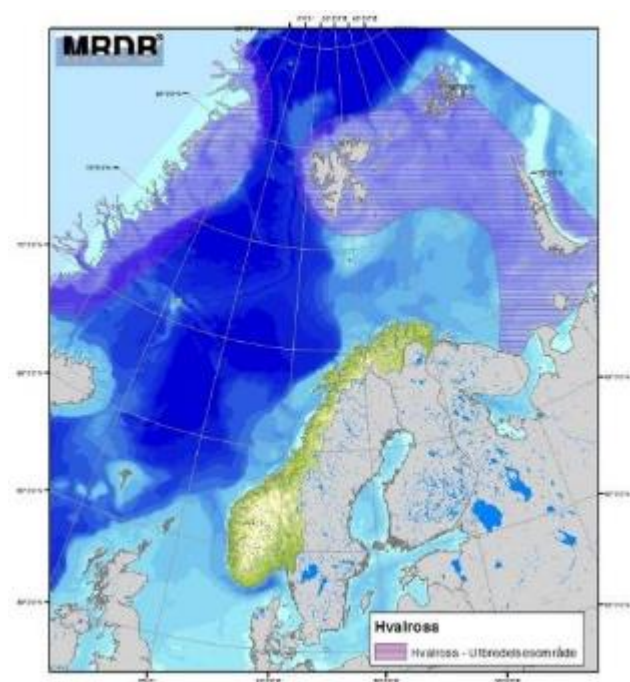
Storkobbe finnes i store områder av Barentshavet (Figur E-49). Storkobbe opptrer oftest som enkeltindivider. Store forekomster finnes langs nordkysten av Spitsbergen og Nordaustlandet, i fjordene på vestkysten av Spitsbergen og i Storfjordområdet, samt i drivisen i Barentshavet. I kaste- og hårfellingsperioder (mai-juni) ligger storkobben ofte på små isflak i åpen is (Føyn et al., 2002).

Ringselen oppholder seg i de isfylte delene av Barentshavet og ved Svalbard, og er den mest tallrike arten i disse områdene (Føyn et al., 2002).

Hvalrossen forekommer i stort antall i Svalbardsområdet (Figur E-50). Arten foretrekker drivisområdene, men har faste liggeplasser på land når isen er borte. Hvalrossen forekommer vanligvis i mindre flokker, men kan sted- og tidvis også opptre i større flokker. Utbredelsen styres delvis av isutbredelsen (Føyn et al., 2002).



Figur E-49 Utbredelse av grønlandssæl og storkobbe (DN & HI, 2007).



Figur E-50 Utbredelse av hvalross (DN & HI, 2007).

Effekter og sårbarhet av olje hos sel/valross

Oljens giftighetsgrad er avhengig av dets kjemiske komponenter, men generelt er råolje mer giftig enn raffinert/forvitret olje. Olje vil forvitre over tid ved fordampning, nedblanding og emulgering, samt biologisk nedbryting (biodegradering) og fotooksidering. Derfor vil et oljeutslipp med kort drivtid til utsatte resurser føre til mer akutte skader.

Toksiske virkning 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); (J.R. Geraci & 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 (B.M.Jensen, 1996); (D.J.Hansen, 1985); (St.Aubin, 1990). Hjerneskadene som oppstår ved inhalering av flyktige komponenter er ikke reversible (Frost & Lowry, 1993).

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

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

Stress

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

Tilsøling

- Seler er avhengig av fettlaget for å bevare varmen. Tilsøling vil dermed ikke ha konsekvenser for varmereguleringen til voksne sel. Selunger i sin første livsfase (de første dagene / ukene) er derimot svært sårbare da de er avhengige av pels for isolasjon (J.R. Geraci & St.Aubin, 1990). Oljeforurensning vil klistre hårene sammen og ødelegge det isolerende luftlaget i pelsen. Kulde og vind vil i tillegg gjøre selungene ekstra sårbare da varmetapet blir større.
- Tilsøling vil føre til begrenset mobilitet, særlig hos ungsel. Luffene er utsatt for å bli klistret til kroppen, noe som reduserer svømmeevnen. Mer ømfintlige organer som øyne og værhår er også utsatt (J.R.Geraci & St.Aubin, 1990); (St.Aubin, 1990); (Engelhardt, 1987).
- Jensen (B.M. Jensen, 2008b) mener at havert mødre vil forsøke å vaske selunger som er tilsølt. Denne adferden forstyrrer diingen og kan føre til lavere vekt for selungen 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 and Smith 1976).
- Forskjell i habitatutnyttelse vil også utgjøre en forskjell i hvordan et individ blir eksponert for olje. Særlig ung sel vil foretrekke grunt vann til fordel for dypt vann, der oljen kan samle seg i større konsentrasjon.
- Selens store energibehov, 5 % av kroppsvekt pr dag, gjør selen sårbar både på kort og lang sikt. Hvis energibehovet ikke blir dekket vil det kunne føre til sult og nedsatt reproduksjon.
- Selens "strategi" med sen kjønnsmodning, få unger i kullet og høy overlevelse blant kjønnsmodne individer gjør at økt dødelighet hos de kjønnsmodne individene vil få langt alvorligere konsekvenser for bestandene i forhold til økt dødelighet blant unger og ungdyr.

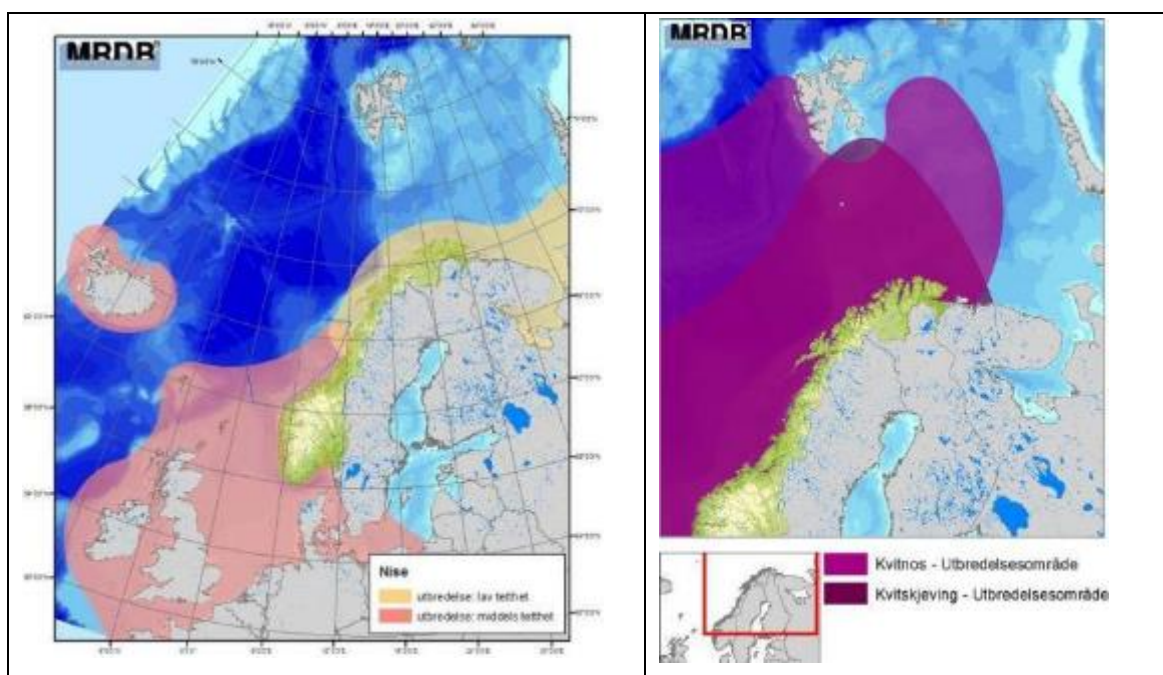
Hval

Den vanligste kystnære arten i Barentshavet er tannhvalen nise, mens de vanligste pelagiske artene inkluderer bardehvalene vågehval, knølhval, finnhval og tannhvalene kvitnos og kvitskjeving. De vanligste istilknyttede artene er narhval, grønlandshval og hvithval. Av disse er narhval klassifisert som truet (EN), grønlandshval kritisk truet (CR) og hvithval er nær truet (NT) (Artsdatabanken, 1015).

I det følgende blir det fokusert på arter som har størst forekomst i de sørøstlige delene av Barentshavet, og i tillegg omtales artene spekkhogger og grønlandshval på grunn av flokkdannelse og rødlistestatus.

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

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



Figur E-51 Utbredelse av tannhvalartene nise, kvitnos og kvitskjeving langs norskekysten (DN & HI, 2007).

Vågehval finnes i alle havområder på den nordlige halvkule. Vågehvalene har sesongvandring mellom forplantningsområder på lavere breddegrader og beiteområder i kalde farvann. Vandringsveiene og kalvingsområdene er dårlig kartlagt, men vågehvalene vandrer helst langs kystene. De kan også oppholde seg over dyphav, for eksempel i de dype områdene der Barentshavet grenser mot Norskehavet.



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

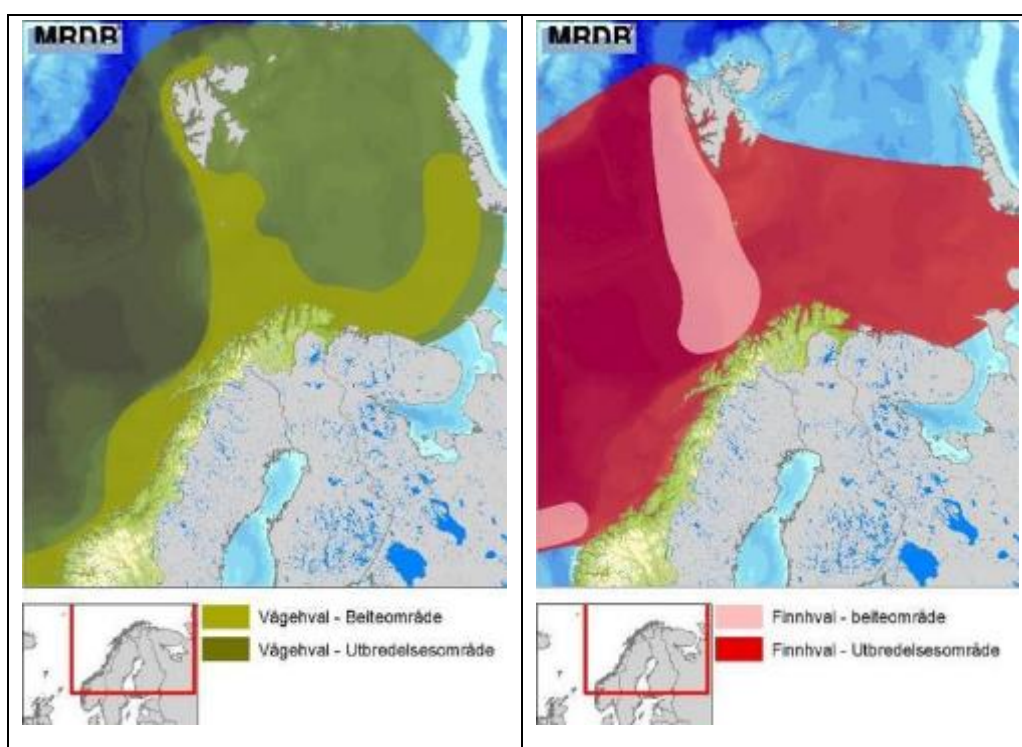
Den nordøstatlantiske bestanden trekker inn mot områdene i Barentshavet i mars-april (hunner) og april-juni (hanner), og de returnerer til sørligere farvann senhøstes. Det er kjent at enkelte dyr også overvintrer i nordiske farvann. Om sommeren er farvannene rundt Bjørnøya de områdene hvor vågehvalen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

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

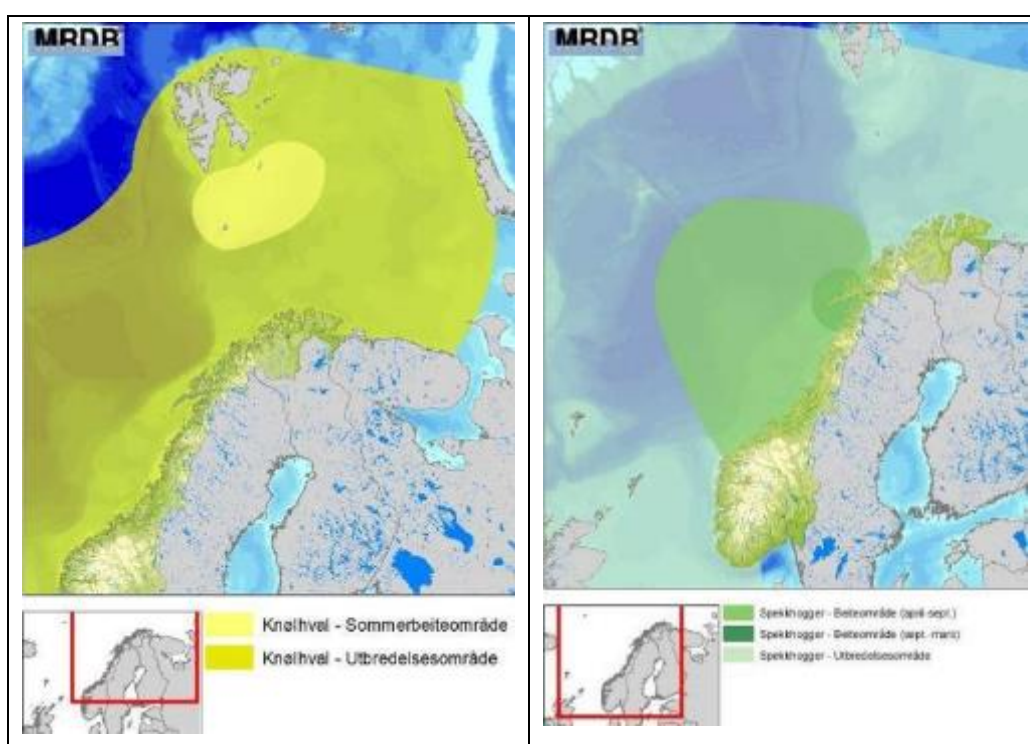
Knølhval er å finne i hele Barentshavet, men forekommer med størst tetthet (sommerbeite) i de nordøstlige delene av Barentshavet.

Spekkhoggere finnes langs hele norskekysten og i Barentshavet med kjerneområder utenfor Mørekysten, Lofoten og Finnmarkskysten. Spekkhoggerne vandrer i flokker bestående av 4-100 dyr. Om våren følger spekkhoggernes utbredelse fordelingen av vårgytende sild og om vinteren oppholder de seg i kjerneområdene, mens om sommeren kan de ha en spredt fordeling i Norskehavet og Barentshavet.

Grønlandshvalen er en stor bardehvalart som oppholder seg hele livet i arktiske farvann. De har en flekkvis sirkumpolar utbredelse som varierer med drifisen. Næringsinntaket foregår hovedsakelig om sommeren. Grønlandshvalen er i følge norsk rødliste kritisk truet. Det anslås at den gjenværende bestanden i det nordøstlige Atlanterhavet er på mindre enn 50 reproduserende individer. Dersom individer av denne arten skulle bli berørt av et uhellsutslipp vil konsekvensen for hele bestanden være betydelig.



Figur E-52 Utbredelse av vågehval og finnhval langs Norskekysten (DN & HI, 2007).



Figur E-53 Utbredelse av knølhval og spekkhogger langs Norskekysten (DN & HI, 2007).

Effekter og sårbarhet for olje hos hval

I det følgende avsnitt gis en gjennomgang av mulige effekter for hval, som følge av oljeeksponering. Erfaringer og generelle betraktninger beskrevet her er vurdert som relevante for norske forhold. Originalkilder er referert.

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

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

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

- Bardehvaler som finner føden sin i øvre vannlag er trolig mer utsatt for å svelge olje enn f.eks. tannhvaler (B.M. Jensen, 2008c). Likevel er alle hvaler utsatt for å få i seg olje gjennom føde. Hydrokarboner fra petroleum lever lenge i næringskjeden, især hos arter som ikke har evne til å nedbryte dem, som mollusker og bentiske invertebrater
- Det finnes ikke mange forsøk å vise til når det gjelder hvilke effekter svelget olje har på hval. Peterson et al. (C. H. Peterson, Rice, S. D., Short, J. W., Esler, D. Bodkin, J. L., Ballachey, B.E., Irons, D. B., 2003) beregnet at skadelig dose på vågehval er 15 l, 45 l for spekkhogger og 600 l for finnhval. Det er derfor lite sannsynlig at store hvaler vil kunne innta så store oljemengder at det blir akutt skadelig. Man tror at hval vil reagere på samme måte som sel ved inntak av skadelige mengder olje. Oljen vil irritere epitelcellene i mage/tarm som derved har innvirkning på bevegelse, fordøyelse og absorpsjon. Opptak av hydrokarboner gjennom tarm vil kunne påvirke organer som nyrer, lever og hjerne.

Tilsøling

- Hvalenes hud er omtrent ugjennomtrengelig, selv for oljens flyktige komponenter (C.H.Peterson, Rice, S. D., Short, J. W., Esler, D., Bodkin, J. L., Ballachey, B.E., Irons, D. B., 2003). Ekstern oljeforurensning av huden til hval er antakelig lite skadelig.
- Flere typer bardehvaler er utsatt for tilsøling ved at de "tråler" de øvre vannlagene etter mat. Knølhval har for eksempel koordinerte jaktmetoder der de tvinger fisk sammen i tette stimer. Deres bevegelser i overflaten gjør dem utsatt for tilsøling.
- En grønlandshval ble observert med 85 % nedsatt filtreringsevne pga. oljetilsøling av bardene. Tung olje er i så måte mest skadelig da det tar lengre tid å skylle vekk oljen (kan ta opp til flere dager), (Engelhardt, 1987). Bardehvaler har naturlige lange fasteperioder, og dyrene vil derfor godt kunne tolerere et redusert fødeinntak i en kortere periode.

Fisk

Barentshavet er et viktig oppvekstområde for fisk, og fiskefaunaen her omfatter om lag 150 ulike arter fordelt på 52 familier. Torsk, sild og lodde regnes som de viktigste artene både ut fra økologiske og økonomiske verdier, og vil derfor bli nærmere omtalt her. Andre viktige arter i Barentshavet er polartorsk, lusuer, kveite, hyse og sei. Det gis i det følgende en kort beskrivelse av viktige fiskearter i Barentshavet, og henvises videre til HI-rapport «Kunnskap om marine naturressurser i Barentshavet sørøst» (Hi, 2012) for ytterligere informasjon.

Sild (*Clupea harengus*)

Norsk vårgytende sild (*Clupea harengus*) vandrer ut fra overvintringsområdet i Vestfjorden i januar og setter kursen mot gyteområdene. Silda ankommer gyteområdene i januar – februar og gyter på kystbankene fra Egersund til Vesterålen i perioden fra februar til april, med hovedtyngden gjerne i månedsskiftet februar - mars. Selve gytingen foregår 5-10 m over bunnen på 50-150 m dyp. Gytefeltene har grusbunn, og etter at eggene er gytt synker de ned mot bunnen hvor de kleber seg fast. Inkubasjonstiden har en varighet på ca. 3 uker avhengig av temperaturen.

De nyklekkede sildelarvene svømmer opp i den eufotiske sonen hvor de begynner å spise etter 2-3 dager. Sildelarvene følger det samme transportmønsteret som torskelarvene, og i april - mai er de spredd over hele midtnorsk sokkel og videre nordover på Røstbanken, Vesterålsbankene, banken utenfor Troms og Tromsøflaket. Silda går ikke gjennom metamorfosen fra larve til yngel før den har blitt 40-50 mm lang. Samtidig samler silda seg i tette stimer som respons på de forskjellige predatorerne som ernærer seg på silda.

I august - september står silda i tette stimer i Barentshavet, men med en mer vestlig fordeling enn torsken. Silda blir værende i Barentshavet i tre år, og den har da en øst-vest beitevandring hvor tyngdepunktet flytter seg vestover for hvert år inntil den vandrer ut fra Barentshavet og inn i Norskehavet hvor den slutter seg til den gytende bestanden.

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. Barentshavet er således et nøkkelområde for rekrutteringen (Føyn et al., 2002).

Som grunnlag for vurdering av mulige konsekvenser for sild 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 E-54). 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 & SINTEF, 2010).

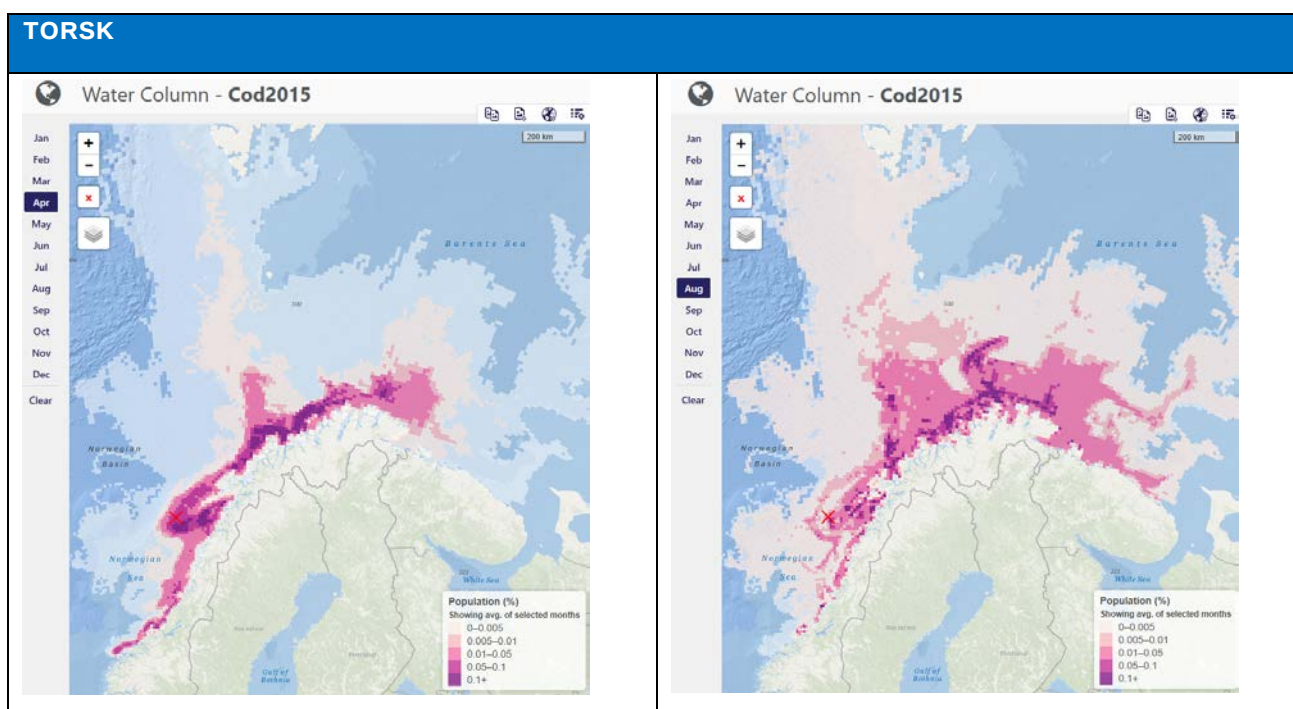
Torsk (*Gadus morhua*)

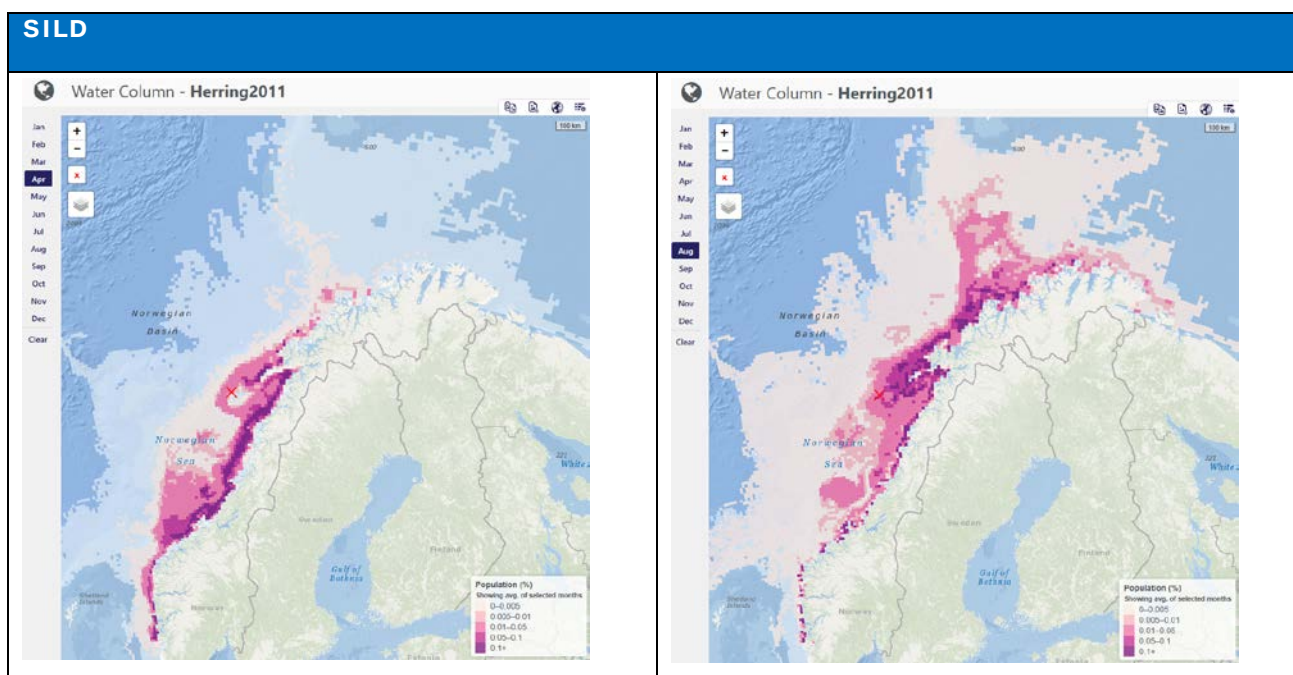
Den norske arktiske torsken (*Gadus morhua*) gyter i hovedsak i Vestfjorden og på bankene utenfor Lofoten, Vesterålen og Troms. En mindre, men viktig andel av torsken, ca. 15-20 %, gyter utenfor kysten av Møre. Gytebestanden ankommer gyteområdene i januar – februar, og gyter i de to påfølgende månedene, med hovedtyngden i mars – april. Torsken gyter i sprangsjiktet mellom kyststrømmen og det underliggende atlantehavsvannet, men ettersom eggene er lettere enn sjøvann, stiger de sakte opp mot

overflaten i kyststrømmen. Vind og bølger vil blande eggene nedover i vannmassene slik at vertikalfordelingen av eggene i stor grad er styrt av værforholdene.

Eggene blir transportert nordover med kyststrømmen, og transporten er i denne perioden prissgitt de rådende strømforhold. Etter ca. 3 uker, mot slutten av april, klekker torskelarvene. De er fremdeles avhengige av de horisontale og vertikale vannbevegelsene, og de høyeste konsentrasjonene av nyklekkede larver vil være å finne på 10-20 m dyp. I juli måned befinner mesteparten av årsklassen seg over Tromsøflaket utenfor kysten av Nord-Troms. Larvene har nå blitt ca. 3 cm og befinner seg fremdeles høyt oppe i vannmassene, over 20 meters dyp. De er nå mindre sårbare overfor oljeforurensning. I august–september finner man torskeyngelen igjen i store deler av Barentshavet. Deler av yngelen følger strømmen til områdene vest for Svalbard, mens hovedtyngden vil fortsette innover i Barentshavet og står i et belte fra Svalbard sørøstover til Novaja Semlja. Utbredelsen er forholdsvis stabil fra år til år, mens tetthetene varierer med 1000 ganger fra et godt til et dårlig år. Torskeyngelen har nå blitt ca. 7 cm og fordelingen i vannsøylen vil være fra 60 m og opp mot overflaten. Utover høsten i oktober – desember når torsken har blitt 10-12 cm lang, bunnslår den og den pelagiske fasen er over. Den totale bestanden av norsk arktisk torsk ble i 2006 estimert til 1,3 mill. tonn, hvorav den gytende bestanden utgjorde ca 500 000 tonn (Aglen, 2007).

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 hhv. årene 2000-2011 og årene 2000-2015 (se Figur E-54).





Figur E-54 Larvefordeling for april og august for torsk i 2015 (øverst) og sild i 2011 (nederst), der mørkere farge angir høyest konsentrasjon. Figurene er fra havforskningsinstituttets operasjonelle larvedriftsmodell (HI, SVIM arkivet, 2018).

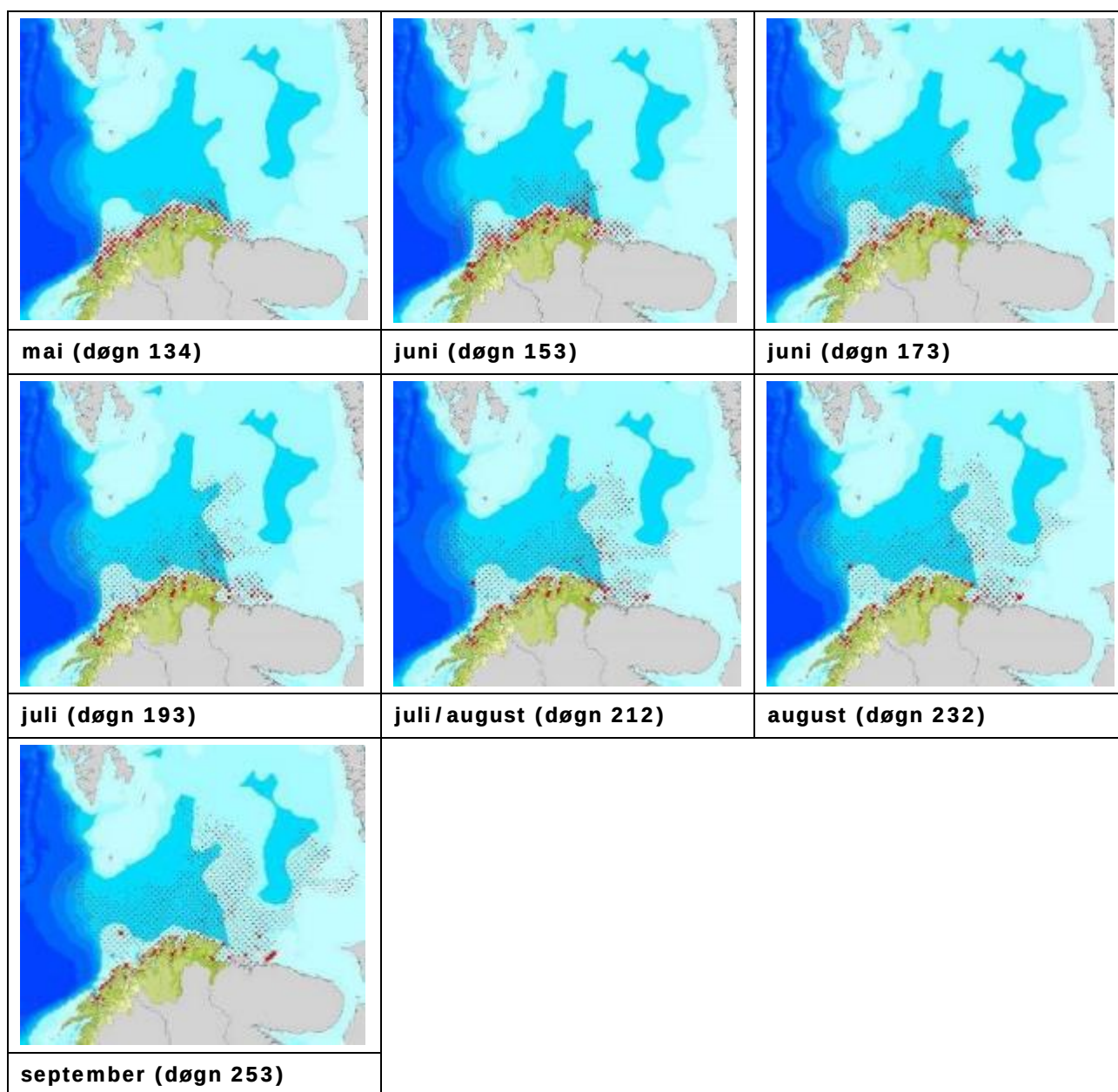
Lodde (*Mallotus villosus*)

Lodda (*Mallotus villosus*) er en viktig art i Barentshavet fordi den omdanner mye av sekundærproduksjonen til fiskeprotein, og den er en viktig matkilde for både annen fisk, sjøfugl og marine pattedyr. Gytingen foregår i selve Barentshavet innenfor et område som strekker seg fra Vesterålen til øst for Murmanskfjorden, oftest med et østlig eller vestlig konsentrert gytesenter. Lodda gyter på grusbanker på 30-50 m dyp, og eggene blir gravd ned i grusen. Egg og plommeseiklarver utvikler seg nede i grusen for så å svømme ut når forholdene er gode.

Loddelarvene driver med strømmen i de øvre delene av vannmassene, og drivretningen er for en stor del avhengig av hvor gytingen har foregått. I år hvor gytingen har foregått i vestlige områder (Troms og Vest-Finnmark), vil larvene transporteres langs Eggakanten mot områdene vest for Svalbard. Ved gyting i østlige områder (Midt-Finnmark til Murmansk) vil en finne larvene igjen i nordøstlige deler av Barentshavet. Temperatur og næringsforhold i Barentshavet er begrensende for larvenes vekst, slik at lodda ikke klarer å gjennomgå metamorfose den første sommeren. Den overvintrer som larver eller "glasslodde" som den ofte blir kalt. Lodda har en nord-sør beitevandring etter som polarfronten flytter seg.

Lodda gyter som regel i en alder av 3-4 år, og ettersom lodda er en laksefisk er det vanlig at de fleste dør etter at de har gytt første gang. Den korte livssyklusen til lodda gjør den sårbar for påvirkninger. En ser for eksempel at i år med store sildeklasser som beiter på loddelarvene, vil det i de 2-3 etterfølgende år være dårlig rekruttering av lodde, noe som vil føre til en dramatisk nedgang i bestanden til den kortlivede lodda.

En oversikt over fordeling av loddelarver i ulike måneder i 2003 er gitt i Figur E-55. Datasettene som benyttes i de kvantitative konsekvensvurderingene for lodde dekker perioden 1998-2003.



Figur E-55 Fordeling av loddelarver i ulike perioder i 2003 (Eriksen, Gjøsæter, Bakkeplass, & Alvarez, 2006).

Effekter og sårbarhet av olje hos fisk

Fiskeegg og larver er fiskens mest sårbare livsstadier i forhold til oljeforurensning. Juvenile og voksne fisk klarer å unngå vannmasser med høye konsentrasjoner av hydrokarboner og det er sjelden rapportert om store mengder døde fisk etter oljesøl (Hjermann et al., 2007). Et unntak er oljesølet som følge av Amoco Cadiz-skipsulykken som drepte store mengder voksen fisk. Ulykken skjedde nært land og store mengder av oljen emulgerte.

Det er grunn til å tro at den enkle strukturen av arktiske økosystem gjør de generelt mer sårbare for ytre påvirkning (Hillebrand, 2004), (Hamre, 1994) da de blir mer sårbare for endringer i forekomsten av nøkkelarter. Fiskebestander som torsk og sild er sannsynligvis nær sin klimatiske grense og på grunn av de spesielle miljøforholdene i Barentshavet har de en kort og intens gyteperiode som foregår i

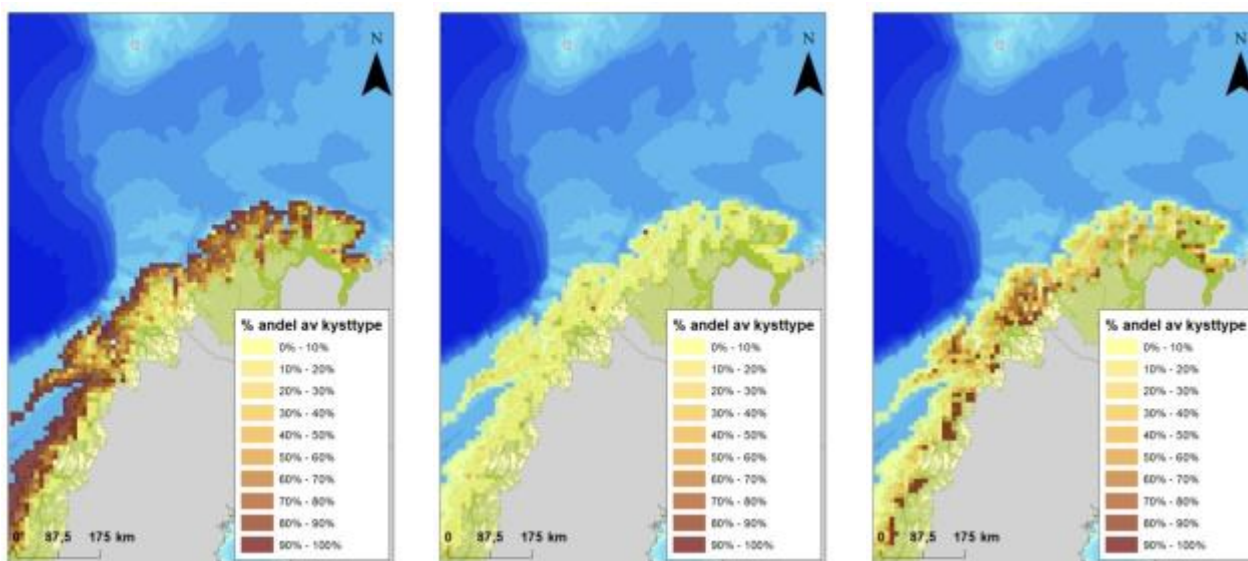
avgrensede områder. Egg og larver forekommer konsentrert i enkelte områder og effekten av et oljesøl i slike områder kan være stor.

Strandhabitat

I foreliggende miljørisikoanalyse er det gjennomført en skadebasert analyse for kysthabitatene, basert på standard metodikk (Appendix A). Kysthabitatets sårbarhet for olje er beregnet basert på substrattype, habitat og eksponering av vind, bølger og tidevann. Ulike strandtyper er beskrevet under neste avsnitt.

Sårbarhetsindeksen S1-S3 er benyttet for å beskrive kysthabitatenes sårbarhet, derav sårbarhet S3 er mest sårbar for oljeforurensning. Indeksen er basert på prinsippet om at kysthabitatenes sårbarhet for olje er avhengig av type substrat og type flora/fauna innen habitatet. Analysen på strandhabitat er gjennomført på grid med 10 × 10 km oppløsning. Eksponeringstiden av olje på strandlinjen er betydelig lavere i eksponerte områder enn i beskyttede områder. Beskyttede tidevannssletter og beskyttede steinstrender er typisk mest sårbare grunne dårlig evne til selvrensing.

Figur E-56 illustrerer andel (%) av kysten klassifisert med sårbarhetsverdi 1, 2 og 3 innen hver 10 × 10 km rute langs den norske kystlinjen. På Bjørnøya og Svalbard er alle kysthabitatene tildelt sårbarhetsverdi 3.



Figur E-56 Andel (%) av kysthabitat med sårbarhet 1 (venstre), 2 (midt) eller 3 (høyre), der 3 indikerer mest sårbar, per 10 × 10 km rute langs norskekysten.

Strandhabitaters sårbarhet for olje

Effekter av olje på strandhabitat oppstår ved en kombinasjon av oljens giftighet og dens mekaniske belastning over tid. Den samlede mengde olje vil være av betydning for skadebildet på lokalt og regionalt nivå, i tillegg til hvor mye olje som blir liggende i de ulike deler av miljøet over tid.

Viktige fysiske faktorer for oljens skjebne på kysten er dyp (-vertikal transport av olje), tidevann, bølgeeksponering (-strandens evne til selvrensing), topografi og type substrat (-strandens "lagringskapasitet" for olje) (Moe, 2000a, 2000b; K.A.Moe, Lystad, E. Nesse, S., selvik, J.R., 1993).

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

Tangstrand utvikles spesielt på middels til sterkt eksponerte strender. Økosystemet på tangstrender som er dannet ved eksponerte kyst er ikke sårbart pga. strandens evne til selvrensing. Der tangstrender er dannet i moderat eksponert og eksponert kyst er økosystemet mer sårbart.

Sandstrand består av ustabile finmaterialer, og utvikles i alle grader av eksponering. Likevel finnes sandstrender i størst utstrekning der det er høy eksponering. I eksponerte områder kan restitusjonen ta 1-5 år, mens i beskyttede lokaliteter kan det ta inntil 10 år. Beskyttede sandstrender anses dermed som mer sårbare enn eksponerte sandstrender.

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

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

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

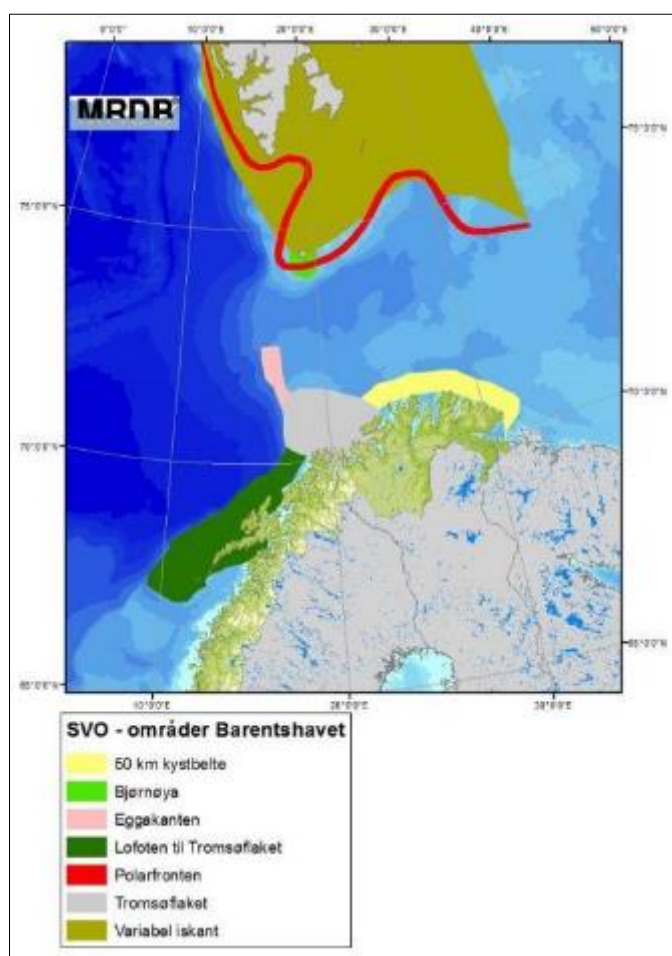
Våtmark har normalt høy produksjon av plantemateriale som gir grunnlag for et rikt og variert dyreliv. Våtmarker finnes stort sett i beskyttede lokaliteter. Sårbarhet for olje kan til dels sammenliknes med sårbarhet for strandeng, dvs. høy sårbarhet for olje.

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

Særlig verdifulle områder (SVO)

Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) definert i forbindelse med Helhetlig forvaltningsplan for Lofoten og Barentshavet (Havforskningsinstituttet et al., 2010) er vist i Figur E-57. Disse inkluderer blant annet polarfronten, et 50 km kystbelte langs hele Finnmarkskysten og iskanten. 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, 2010).



Figur E-57 Særlig verdifulle og sårbare områder.

Plankton

Oppblomstring av planteplankton skjer når overflatevannet blir varmet opp og det skjer en lagdeling som hindrer vertikal omrøring av vannmassene. Det øvre laget er næringsrikt og får samtidig nok lys. Dette danner grunnlag for massiv vårbloomstring av planteplankton. Vårbloomstringen kommer først i gang langs kysten og i iskanten. Den første delen av oppblomstringen er dominert av kiselalger (*Cryptophytes*),

Thalassiosira og Fragiliariopsis). Etter at silikatet i vannmassen er brukt opp overtar ulike arter av flagellater (bl.a.) *Phaeocystis pouchetii* (Loeng & Drinkwater, 2007).

Planteplanktonet beites på av dyreplankton og de store konsentrasjonene av dyreplankton i Barentshavet utgjør næringsgrunnlaget for fiskelarver og –yngel og er avgjørende for bestander av lodde, sild og polartorsk. Det er stor innstrømming av dyreplankton inn til Barentshavet via Atlanterhavsstrømmen og kyststrømmen (Dalpadado, 2012).

Isalgene er også viktig for primærproduksjonen i Barentshavet. De er spesielt viktige som næringskilde tidlig om våren før vårblomstringen starter i sjøen. Beregninger har vist at isalger står for 16-22 % av den totale primærproduksjonen i Barentshavet (Hegseth, 1999).

Dyreplanktonet her består hovedsakelig av hoppekreps (*Calanus spp.*) og krill (*Meganocitaphanes spp.*). *C. finmarchicus* er dominerende i vårblomstringen. I nordlige deler av Barentshavet er det mest av *C. glacialis* og *C. hyperboreus*. De har en to-årig livssyklus. *Calanus* kopepoder akkumulerer lipider i sommerhalvåret og overvintrer i dyphavet før de kommer til overflaten for å beite om våren i likhet med hoppekrepsen beiter også krillararter på planteplankton. Krillen (f.eks. *M. norvegica*) vandrer vertikalt til overflaten om natten og til dypere deler av vannsøylen om dagen. De kan forkomme i svært tette konsentrasjoner (HI, 2012).

Av andre viktig dyreplankton kan nevnes amfipoder (f.eks. *Themisto abyssorum*). Disse beiter på annet dyreplankton og utgjør et viktig trofisk bindeledd mellom hoppekreps og fisk, sjøfugl og sel. Amfipoder er 1- eller 2-årige med yngelperiode som sammenfaller med vårblomstringen av planteplankton. Dyreplanktonsamfunnet er til en stor grad regulert av beitende fisk. Spesielt har bestandsstørrelsen og fordelingen av lodde vist å være viktig (Dalpadado.P., 1996).

Sårbarhet for olje

For planteplanktonet gjelder det at olje på havoverflaten vil hindre gassutveksling sjø-luft og i tillegg redusere gjennomtrengeligheten for lys og på den måten hemme planteplanktonets fotosyntese (González et al., 2009). Det er også vist at oljekomponenter i vannmasser påvirker biodiversiteten og artssammensetning i planteplanktonsamfunnet. Studier har vist at høye konsentrasjoner av olje (> 2,28 ppb) kan hemme veksten av planteplankton, mens lavere konsentrasjoner kan gi økt vekst (Huang YJ et al., 2011).

Det er kjent at oljesøl har medført massiv dødelighet av dyreplankton (Guzman del Proo et al., 1986). Spesielt er hoppkrepsen følsom for slik påvirkning. Eksponeringsforsøk med vannløslige oljefraksjoner har vist at 96h-LC50 for *C. finmarchicus* 0,8 ppb og *C. glacialis* på 0,5 ppm (B.H. Hansen, Altin, D., Rørvik, S.F., Overjordet, I.B., Olsen, A.J., Nortug, T., 2011). Lignende studier med naftalener har gitt 96h-LC50 tilsvarende 7 ppm (B. Hansen, Altin, D., Vang, S., Nortug, T., Olsen, a., 2008).

Responsen på akutt eksponering var langsommere og effekten var mindre tydelige for *C. glacialis* enn for *C. finmarchicus* (B.H. Hansen, Altin, D., Rørvik, S.F., Overjordet, I.B., Olsen, A.J., Nortug, T., 2011). Foruten akutt dødelighet er det vist at oljens vannløselige fraksjoner kan redusere forplantningsevnen hos hoppkreps. Sublethale effekter av eksponering for oljeholdige forbindelser er rapportert for *C. finmarchicus* og *C. glacialis*, der 7,0 ppb PAH medførte lavere matinntak. I tillegg ble det påvist negative effekter på klekkingen. *Calanus*-arter er vist å kunne bioakkumulere polykromatiske hydrokarboner (L. Jensen, Honkanen, J., Jæger, I., Carrol, J., 2012).

Bunndyr

Det er identifisert rundt 3300 arter makro-bentiske arter i Barentshavet. Det er pigghuder (*Ctennodiscus crispatus*, *Molpadia borealis*, *Ophiura sarsi*, *Strongglyocentrotus spp*), svamper (hovedsakelig *Geodia spp*) og mollusker (*Alstarte spp* og *Clinocardium ciliatum*) som dominerer. Arts sammensetningen ser ut til å være kontrollert av dyp, havis, tråling og klima (HI, 2012).

Kunnskapen om økologiske funksjoner til ulike typer bunndyr i dette området er per i dag begrenset (HI, 2010).

Spesielt for bunndyrsamfunnet i Barentshavet er den sterke bentopelagisk-koblingen, der mellom 48-96% av primærproduksjonen knyttet til våroppblomstring av plankton sedimenterer til bunnen (Carmack & Wassmann, 2006).

Flere dypvannsområder i Barentshavet er vurdert som sårbare. Mareano prosjektet er i gang med å kartlegge forekomsten av koraller i Barentshavet, men foreløpig er forekomsten av koraller i den sørøstlige delen av Barentshavet er ikke kjent.

I den videre beskrivelsen er det lagt vekt på korallrev og svampsamfunn fordi dette er sentvoksende arter som kan nå en høy alder og danner grunnlag for viktige økosystemer. Arter som er tilknyttet korallrev og svampsamfunn blir ikke videre diskutert.

I Miljødirektoratets nettside Havmiljø er det presentert miljøverdivurderinger av bunndyrsamfunn i kategoriene 1-10. Kategoriene er basert på livshistorisk viktige områder der områdene tillegges ekstra vekt dersom det er viktig for truede dyrearter, nøkkelarter i økosystemet eller danner habitater som er viktig for det biologiske mangfoldet for øvrig (Miljødirektoratet, 2014).

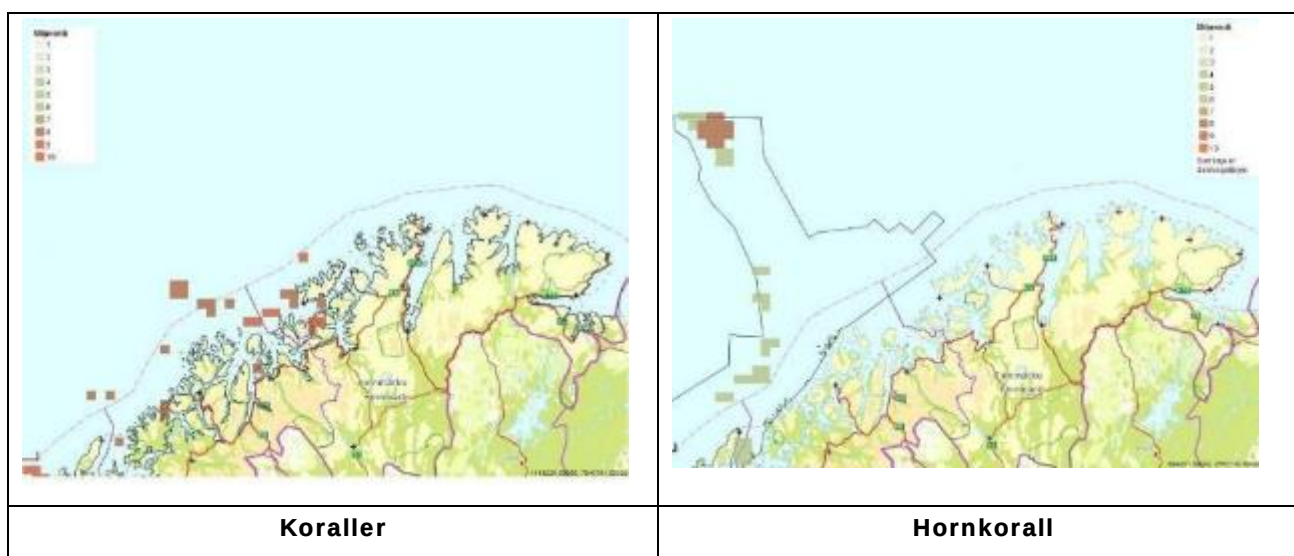
Koraller

Korallrev

De norske kaldtvannskorallrevene dannes av *Lophelia pertusa* som er en steinkorall. *Lophelia* har en bred geografisk utbredelse fra 55°S til 71°N, med de største forekomstene mellom 200 og 1000 m dybde. Nær sokkelkanten, utenfor Norskekysten finnes *Lophelia*-revene på dyp mellom 200 og 500 m. Revne er vanligst i vann med saltholdighet høyere enn 34 ‰ og en temperatur på mellom 4 og 8 °C. *Lophelia* rev i Norge varierer i høyde fra 5-35 m og kan bli flere kilometer lange. Vekstraten til revene er imidlertid lav. *Lophelia* rev har en gjennomsnittlig årlig vertikal vekst tilsvarende 1,3 mm/år og arten har dannet rev som er opptil omtrent 9000 år gamle. Det oppdages stadig flere korallrev i Barentshavet, men kun i kystnære områder (HI, 2010). Forekomst av korallrev i Barentshavet er vist i Figur E-58.

Hornkoraller

Kunnskapen om utbredelsen av hornkoraller, *Paragorgia arborea* (sjøtre), *Parmuricea placomus* (sjøbusk), *Primnoa resediformis* (risengrynkoral), *Isdella lofotensis* (bambuskorall) er dårligere beskrevet enn for korallrevne. Hornkoraller danner habitater som blir kalt korallskog og de kan bli fra 3 til 8 meter høye. De er utsatt for skade fra fiskerier, men på grunn av deres spredte vekst og at korallrestene lett blir fraktet bort av havstrømmer kan det være vanskelig å oppdage skade (HI, 2010). Artsmangfoldet knyttet til denne naturtypen er mindre enn for korallrev, men faunaen er allikevel rik på arter som ikke forekommer i andre naturtyper (Miljødirektoratet, 2014). På samme måte som korallrevne vokser de langsomt. Forekomster av hornkorall i Barentshavet er vist i Figur E-58.

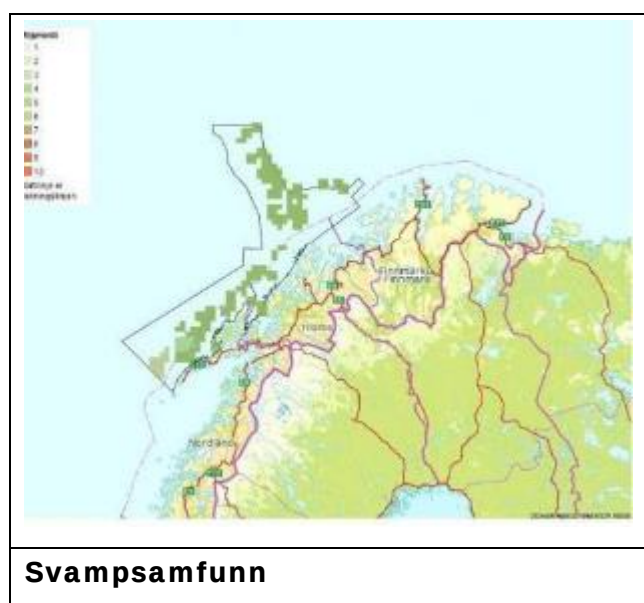


Figur E-58 Forekomster av korallrev og hornkorall i Barentshavet. Merk at datasettet for korallskog kun dekker arealet som er kartlagt av Mareano (Miljødirektoratet, 2014).

Svamp

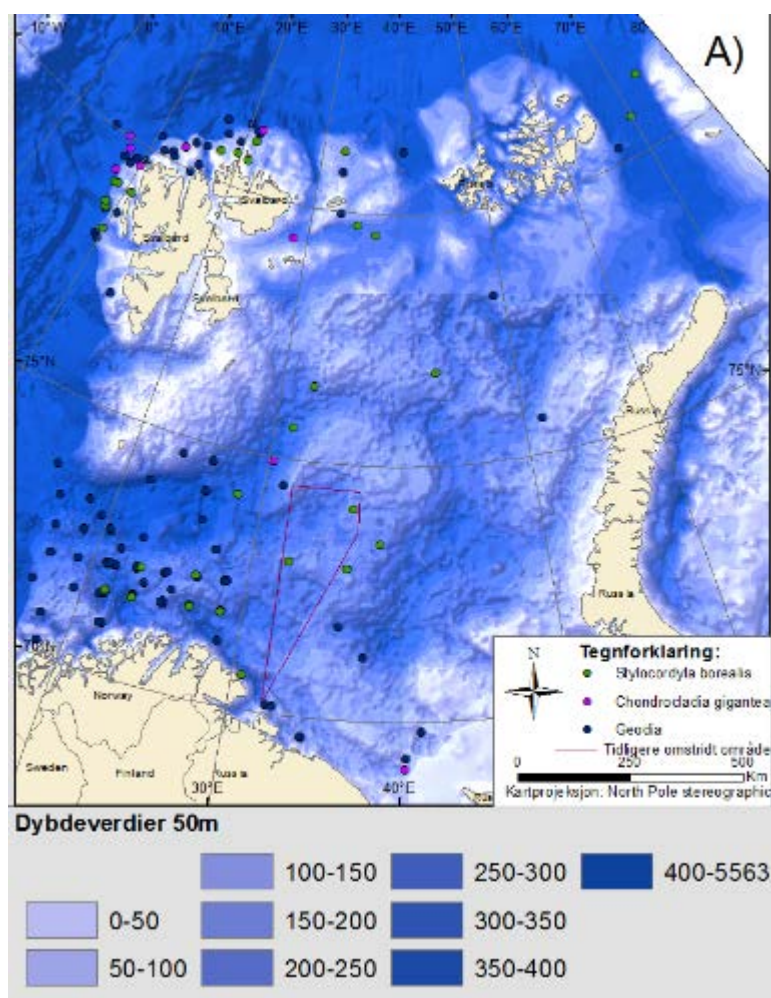
Svamp finnes på alle bunntyper og under meget forskjellige miljøbetingelser. Saltholdighet, temperatur, dyp, strømeksposering og bunntype er avgjørende for hvilke arter som forekommer. Noen arter er skorpeformede og blir aldri tykkere enn 1 mm, andre er store og klumpete. Flesteparten er 2-40 cm i størrelse. I Barentshavet er det *Geodia spp* som dominerer biomassen men det er også rapporter funn av *Stylocordyla borealis* og *Chondrocladia gigantea* (HI, 2012).

Svampområder er utbredt i deler av Barentshavet, men utbredelsesområdene er kun delvis kartlagt. En oversikt over kjente svampsamfunn kartlagt gjennom Mareano sør-vest i Barentshavet er vist Figur E-59.



Figur E-59 Forekomster av svampsamfunn i Barentshavet. Merk at datasettet kun dekker arealet som er kartlagt av Mareano (Miljødirektoratet, 2014).

Kunnskapen om bunndyrsamfunnet nord og øst i Barentshavet kommer fra langtidsovervåkning av bunnfauna ved registrering av bifangst med bunnfisktrål ved trålstasjoner i forbindelse med de årlige Norsk-Russiske “økotoktene”. Undersøkelsene har vist at i de sørlige områdene av Barentshavet dominerer svamp bunndyrsamfunnet. Det er rapportert funn av *Geodia spp.* ved kystnære og sørvestlige stasjoner, mens det er rapportert om funn av *C. gigantea* lengre fra kysten mer sentralt i Barentshavet (Figur E-60). En mer detaljert kunnskap om bunndyrsamfunnet i hele Barentshavet vil bli tilgjengelig gjennom MAREANO prosjektet som etter planen skal være fullført innen 2020 (MAREANO, 2014).



Figur E-60 Geografisk fordeling av tre taxa svamper i Barentshavet (HI, 2012).

Koraller og svampers sårbarhet for olje

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

En oppsummering fra et litteraturstudium om effekter på svamp og svampsamfunn med spesielt fokus på olje- og gassindustrien er vist i Tabell E-4, (DNV, 2007). De påviste effektene skyldes primært operative forhold og ikke akutte utslipp. Men forsøkene som er gjort for å vurdere effekter av PAH på

bunnslåing og overlevelse av larver av svamp, er relevante i forhold til akutte utslipp. Forsøkene viste redusert bunnslåing av larver ved konsentrasjoner tilsvarende 500 og 1000 µg/kg PAH etter 10 dagers eksponering (Cebrian & Uriz, 2007). Effekter på videre overlevelse av juvenile og voksne svamp er ukjent.

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

Tabell E-4 Oppsummering av effekter på svamp og svampsamfunn fra olje og gassindustrien (DNV, 2007).

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

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

Generell restitusjonstid for skadede og ødelagte korallrev varierer fra noen få år til flere tiår, avhengig av type og alvorlighetsgrad av skaden. Restitusjon av korallrev etter mindre lokale forstyrrelser, krever normalt mindre enn ti år. Etter en alvorlig skade som følge av for eksempel tråling, er restitusjonstiden for tropiske gruntvannsrev forventet å være flere tiår. Det er uvisst om dette også gjelder for kaldtvannskoraller.

Akutte utslipp som fører til sedimentering av olje til havbunnen kan medføre konsekvenser for korallrev og svampsamfunn.



Kunnskapen om kaldtvannskorallers og svamps sårbarhet ved eksponering for hydrokarboner er begrenset, men foreløpige studier indikerer at både koraller og svamp påvirkes allerede ved svært lave konsentrasjoner. Det er likevel forventet at eksponering for skadelige konsentrasjoner vil ha begrenset utbredelse og eventuelle konsekvenser vil være lokale, dvs omfatte nærliggende rev og svampsamfunn. Det er observert lokal skade dypvannskorall i området berørt av plumen fra Macondobrønnen i Mexicogulfen, men langtidsvirkningene er ennå ikke kjent (White HK et al., 2012).

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

Referanser ressursbeskrivelse

Aglen, A., 2007. Nordøstarktisk torsk. I "Havets ressurser og miljø 2007" kapittel 1: Økosystem Barentshavet. HI, Bergen.

Alpha, & NINA, 2003. ULB Delutredning – studie7b. Uhellsslipp til sjø. Miljøkonsekvenser på sjøfugl, sjøpattedyr, strand, iskant mv. Alpha miljørådgivning/Norsk institutt for naturforskning rapport nr. 1157-01 revisjon 02b.

AMAP, 2007. Arctic Oil and Gas 2007. Arctic Monitoring and Assessment Program (AMAP) , Oslo.

AMAP, 2010. Assessment 2007: Oil and gas activities in the Arctic - Effects and potential effects. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo. Volume 1.

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

Anker-Nilssen, T., 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. - NINA Oppdragsmelding 310 (pp. 20). Trondheim: Norsk Institutt for Naturforskning.

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

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

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

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

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

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

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

Bakken, V. and Mehlum, F., 1988. AKUP-Sluttrapport. Sjøfugl undersøkelser nord for N7C/Bjørnøya. Norsk Polarinstitutt Rapportserie 44, 127 p.

Barrett, R. T. L., S.-H.; Anker-Nilssen, T., 2006. The status of breeding seabirds in mainland Norway. Atlantic Seabirds 8(3): 97-126.

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

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. Aquatic Mammals, 33(3), 7.



Bjørn, T. H., 2000. Oteren i Finnmark: en kartlegging av oterbestanden i Finnmark ved bruk av sportegnmetoden: Fylkesmannen i Finnmark, Miljøvernavdelingen.

Bonn Agreement. Bonn Agreement Aerial Operations Handbook - Part 3: Guidelines for oil pollution detection, investigation and post flight analysis/ evaluation for volume estimation.

Carmack, E., & Wassmann, P., 2006. Food webs and physical–biological coupling on pan-Arctic shelves: unifying concepts and comprehensive perspectives. *Prog. Oceanogr.* 71: 446–77.

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

Dalpadado, P., Ingvaldsen, R. B., Stige, L. C., Bogstad, B., Knutsen, T., Ottersen, G., & Ellertsen, B., 2012. Climate effects on Barents Sea ecosystem dynamics. *ICES Journal of Marine Science* doi:10.1093/icesjms/fss063.

Dalpadado, P., & Skjoldal, H. R., 1996. Abundance, maturity and growth of the krill species *Thysanoessa inermis* and *T. longicauda* in the Barents Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 144:175-183.

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

DNV, 2000. Sea mammals. Oil pollution vulnerability and damage categorization. .

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

DNV, 2007. Litteraturstudium Porifera.

DNV, 2008. Teknisk rapport Forvaltningsplan Norskehavet – Miljøkonsekvenser akutt utslipp.

DNV GL & Akvaplan niva, 2014. Development of methodology for calculations of environmental risk for the marginal ice zone – A joint project between Akvplan-niva and DNV GL. Report no.: 2014-0545, rev00. Document no.: 18L9BD0-6. Date: 2014-05-23.

DNV, & SINTEF. (2010). Petroleumsvirksomhet. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Konsekvenser av akutt utslipp for fisk.

DNV GL, 2014. Development of methodology for calculating environmental risk for the marginal ice zone - a joint project between Akvaplan-niva and DNV GL.

Engelhardt, F. R., 1987. Assessment of the vulnerability of marine mammals to oil pollution. . Fate and effects of oil in marine ecosystems.

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

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

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.* (Vol. 33, pp. 1976-1984).

Geraci, J. R., & St.Aubin, D. J., 1990. Sea mammals and oil. *Confronting the risks.* (pp. 282).

González, J., Figueiras, F., Aranguren-Gassis, M., Crespo, B., Fernández, E., & Morán, X. G., 2009. Effect of a simulated oil spill on natural assemblages of marine phytoplankton enclosed in microcosms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83(3), 265–276.

Goodbody-Gringley, G., Wetzel, D. L., Gillon, D., Pulster, E., Miller, A., & Ritchie, K. B., 2013. Toxicity of deepwater horizon source oil and the chemical dispersant, Corexit(R) 9500, to coral larvae. *PLoS One*, 8(1), e45574. doi: 10.1371/journal.pone.0045574

Guzman del Proo, S., Chavez, E., Alatríste, F., Da la Campa, S., De la Cruz, Gomez, L., Turrucó, D., 1986. The impact of the Ixtoc-1 oil spill on zooplankton. *J. Plankton Res.* 1986. 8 (3): 557.

Hamre, J., 1994. Biodiversity and exploitation of the main fish stocks in the Norwegian–Barents Sea ecosystem. *Biodivers Conserv* 3:473–492.

Hansen, B., Altin, D., Vang, S., Nordtug, T., & Olsen, A., 2008. Effects of naphthalene on gene transcription in *Calanus finmarchicus* (Crustacea: Copepoda). *Aquat Toxicol.* 2008 Jan 31;86(2):157-65. Epub 2007 Dec 4.

Hansen, B. H., Altin, D., Rorvik, S. F., Overjordet, I. B., Olsen, A. J., & Nordtug, T., 2011. Comparative study on acute effects of water accommodated fractions of an artificially weathered crude oil on *Calanus finmarchicus* and *Calanus glacialis* (Crustacea: Copepoda). *Sci Total Environ*, 409(4), 704-709. doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.10.035

Heggberget, T. M., & Moseid, K. E., 1989. Oter og olje. Rapport til olje og energidepartementet fra prosjektet oter og olje 1989.

Hegseth, E., 1999. The primary production of the northern Barents Sea. *Polar Research* 17(2): 113-123.

HI, 2010. Havforskningsinstituttet, Norsk Polarinstitutt, Miljødirektoratet, Norsk institutt for naturforskning - Forvaltningsplan Barentshavet - rapport fra overvåkningsgruppen 2010. Fisken og havet, særnummer, 1b-2010.

HI, 2012. Kunnskap om marine naturressurser i Barentshavet sørøst. Konsekvensutredning for Barentshavet sørøst. Utarbeidet på oppdrag fra Olje- og energidepartementet. Rapport fra Havforskningen, 12-2012.

Hillebrand, H., 2004. On the generality of the latitudinal diversity gradient. *Am Nat*, 163(2), 192-211. doi: 10.1086/381004

Hjermann, D., Melsom, A., Dingsør, G., Durant, J., Eikeset, A., LP., R., NC., S., 2007. Fish and oil in the Lofoten–Barents Sea system: synoptic review of the effect of oil spills on fish populations. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES Mar Ecol Prog Ser Vol.* 339: 283–299, 2007.

Huang YJ, Jiang ZB, Zeng JN, Chen QZ, Zhao YQ, Liao YB, XQ., X., 2011. *Environ Monit Assess.* The chronic effects of oil pollution on marine phytoplankton in a subtropical bay, China. May;176(1-4):517-30.

Jensen, 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) (pp. 446-477).

Jensen, B. M., 2008. Effekter på oter og mink. from http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_oter_mink.htm

Jensen, B. M., 2008. Effekter på sel. from http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_sel.htm

Jensen, L., Honkanen, J., Jæger, I., & Carroll, J., 2012. Bioaccumulation of phenanthrene and benzo[a]pyrene in *Calanus finmarchicus* Ecotoxicol Environ Saf. 2012 Apr;78:225-31.

Johansen, 2006. Implementation of the near-field module in the ERMS model, Technical report, SINTEF.

Johansen, 2010. [Personal communication with Ø. Johansen, SINTEF].

Kovacs, K. M., Haug, T., & Lydersen, C., 2009. Marine mammals of the Barents Sea. In E. Sakshaug, G. Johnsen and K.M. Kovacs (Eds.), Ecosystem Barents Sea.

Levitus, S., 1994. LEVITUS94 MONTHLY sal: Salinity data. from The International Research Institute for Climate and Society <http://ingrid.lidgo.columbia.edu/SOURCES/.LEVITUS94/.MONTHLY/.sal>

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

Loeng, H., & Drinkwater, K., 2007. Deep-sea reserach II 54 2478-2500. An overview of the Barents and Norwegian Seas and their response to climate variability.

Lorentsen, S.-H., & Christensen-Dalsgaard, S., 2009. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen. NINA rapport 439.

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

MAREANO, 2014. Mareano - Samler kunnskap om havet - Om MAREANO. from http://www.mareano.no/om_mareano

Mecklenburg, C., Møller, P., & Steinke, D., 2011. Biodiversity of arctic marine fishes: taxonomy and zoogeography. Marine Biodiversity, 41(1), 109-140. doi: 10.1007/s12526-010-0070-z

Miljødirektoratet., 2014. Havmiljø - Miljøverdier i norske havområder. from <http://xn--havmilj-w1a.no/>

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

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

Moe, K. A., Lystad, E., Nesse, S. & Selvik, J. R., 1993. Skadevirkninger av akutte oljesøl. Marint miljø. SFT-rapport 93:31. Statens forurensningstilsyn.

Narasimhan, M. J. J., & Ganla, V. G., 1967. Experimental studies on kerosene poisoning. Acta. Pharmacol. (Kobenh.) (Vol. 25, pp. 214-224).

Neumann, G. P., Willard J., 1966. Principles of physical oceanography.

Norsk Polarinstitutt, 2011. Bjørnøya's wildlife. <http://cruise-handbook.npolar.no/en/bjornoya/wildlife.html>

OLF, 2008. Metodikk for miljørisiko på fisk ved akutte oljeutslipp. DNV rapport 2007-2075. (pp. 87s).

Olje- og energidepartementet, 2012. Konsekvensutredning etter petroleumsloven. Åpningsprosess for petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst.

Oljedirektoratet, 2013. Fakta 2013 - Norsk Petroleumverksemd.

- Olsen, G. H., Klok, C., Hendriks, A. J., Geraudie, P., De Hoop, L., De Laender, F., Carroll, J., 2013. Toxicity data for modeling impacts of oil components in an Arctic ecosystem. *Mar Environ Res*, 90, 9-17. doi: 10.1016/j.marenvres.2013.05.007
- Peterson, C. H., Rice, S. D., Short, J. W., Esler, D., Bodkin, J. L., Ballachey, B. E., & Irons, D. B., 2003. Long-Term Ecosystem Response to the Exxon Valdez Oil Spill. *Science*, 302(5653), 2082-2086. doi: 10.1126/science.1084282
- Polarinstituttet, 2014. Arktis - Dyr og fugler. from <http://www.npolar.no/no/arter/>
- RC-Consultants, & NINA, 1999. Beskrivelse av influensområdet til havs og til lands - Temarapport 3.
- Rowe, L. D., Dollahite, J. W., & Camp, B. J., 1973. Toxicity of two crude oil and of kerosene to cattle. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 162: 61-66.
- Saksen, K. and V. Bakken, 1995. Important moulting areas for seabirds in Svalbard. *Norsk Polarinstitutt Meddelelser* 135: 59-66.
- SEAPOP, 2009. Artsbeskrivelser. from <http://seapop.no/no/species-description/>
- Seapop, 2011. Rådata innhentet for konsentrasjoner av kystnære sjøfuglarter for Svalbard og Bjørnøya.
- SEAPOP, 2012a, 01.11.2012. Hekkebestander av sjøfugl i Norge. from <http://www.seapop.no/no/population-sizes/populations-nesting/results/>
- Seapop, 2012b. Rådata innhentet for konsentrasjoner av kystnære sjøfuglarter fra Norsk Institutt for Naturforskning ved Geir Systad.
- Seapop, 2013. Sjøfugl i åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl i norske og tilgrensende havområder.
- Spooner, M. F., 1967. Biological effects of the Torrey Canyon disaster. *J. Devon. Trust Nat. Conserv.*, 12-19.
- St.Aubin, D. J., 1990. Physiologic and toxic effects on pinnipeds. . *Sea mammals and oil. Confronting the risks.*
- Systad, G. H., Bakken, V., Strøm, H., & Anker-Nilssen, T., 2003. Særlig Verdifulle Områder (SVO) for sjøfugl i området Lofoten-Barentshavet - implementering av kriterier for identifikasjon av SVO i den norske delen av Barentshavsregionen. – NINA Notat, Tromsø.
- Systad, G. H., & Strøm, H. , 2011. Sjøfugl i åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl i norske og tilgrensende havområder.
- Systad, G. H., & Strøm, H., 2012. Kunnskapsstatus Barentshavet sør - Sjøfugl i våre nordlige havområder NINA rapport 877.
- Sætre, R., 1999. Strømforhold i øvre vannlag utenfor Norge. Havforskningsinstituttet (pp. 34).
- Vikebø m. fl., 2009. Havforskningsinstituttets larvedriftsmodell: <http://www.imr.no/larvedrift/larve.html>.
- von Quillfeldt, C., 2002. Marine verdier i havområdene rundt Svalbard. Oversikt over marine områder i territorialfarvannet og fiskevernsonen med behov for vern eller andre forvaltningstiltak. Norsk Polarinstitutt Rapportserie nr. 118, 100 s.
- Weslawski et al, 1997. Intertidal zone of Svalbard, 3. Littoral of a subarctic, oceanic island: Bjørnøya. *Polar Biol* 18: 45-52



White HK, Hsing PY, Cho W, Shank TM, Cordes EE, Quattrini AM, CR., F., 2012. Impact of the Deepwater Horizon oil spill on a deep-water coral community in the Gulf of Mexico. Proc Natl Acad Sci U S A. 2012 Mar 27.



Om DNV GL

DNV GL er et internasjonalt selskap innen kvalitetssikring og risikohåndtering. Siden 1864 har vårt formål vært å sikre liv, verdier og miljøet. Vi bistår våre kunder med å forbedre deres virksomhet på en sikker og bærekraftig måte.

Vi leverer klassifisering, sertifisering, teknisk risiko- og pålitelighetsanalyse sammen med programvare, datahåndtering og uavhengig ekspertrådgivning til maritim sektor, til olje- og gass-sektoren, og til energibedrifter. Med 80,000 bedriftskunder på tvers av alle industrisektorer er vi også verdensledende innen sertifisering av ledelsessystemer.

Med høyt utdannede ansatte i 100 land, jobber vi sammen med våre kunder om å gjøre verden sikrere, smartere og grønnere.