

Miljørisikoanalyse (MRA) for Snorre-feltet i Nordsjøen, inkludert Snorre Expansion Project (SEP)

STATOIL ASA

Rapportnr.: 2017-0677, Rev. 00

Dokumentnr.: 115DB914-3

Dato: 2017-09-15



Prosjektnavn: MRA Snorre
Rapporttittel: Miljørisikoanalyse (MRA) for Snorre-feltet i Nordsjøen, inkludert Snorre Expansion Project (SEP)
Oppdragsgiver: STATOIL ASA, Forusbeen 50
4035 STAVANGER
Norway
Kontaktperson: Øystein Rantrud/ Anne-Laure Szymanski
Dato: 2017-09-15
Prosjektnr.: 10057139
Org. enhet: Environmental Risk Management
Rapportnr.: 2017-0677, Rev. 00
Dokumentnr.: 115DB914-3

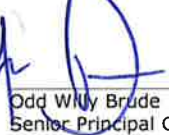
DNV GL AS Oil & Gas
Environmental Risk Management
P.O. Box 300
1322 Høvik
Norway
Tel: +47 67 57 99 00
NO 945 748 931 MVA

Oppdragsbeskrivelse: Miljørisikoanalyse for Snorrefeltet i Nordsjøen. Feltet inkluderer Snorra A, Snorre Expansion Project (SEP), Snorre B og Vigdis.


Utført av:


Helene Østbøll
Principal Consultant

Verifisert av:


Odd Willy Brude
Senior Principal Consultant

Godkjent av:


Torild R. Nissen-Lie
Group Leader


Anders Rudberg
Principal Specialist

Beskyttet etter lov om opphavsrett til åndsverk m.v. (åndsverkloven) © DNV GL 2017. 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:

- Fri distribusjon (internt og eksternt)
 Fri distribusjon innen DNV GL
 Fri distribusjon innen det DNV GL-selskap som er kontraktpart
 Ingen distribusjon (konfidensiell)

Nøkkelord:

Felt, Snorre, Nordsjøen, Snorre TLP (A) olje

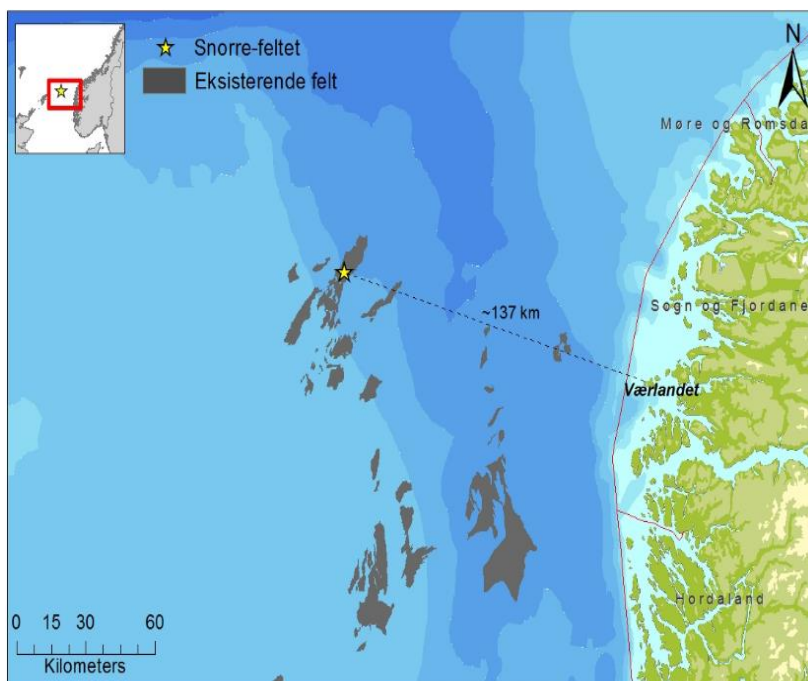
Rev.nr.	Dato	Årsak for utgivelser	Utført av	Verifisert av	Godkjent av
00	2017-09-15	First issue	Helene Østbøll	Odd Willy Brude	Torild R. Nissen-Lie

Innholdsfortegnelse

KONKLUDERENDE SAMMENDRAG	1
DEFINISJONER OG FORKORTELSER	5
1 INNLEDNING	6
1.1 Aktivitetsbeskrivelse	6
1.2 Hensikt/formål	7
1.3 Statoils akseptkriterier for akutt forurensning	8
1.4 Gjeldende regelverkskrav	8
2 BESKRIVELSE AV UTSLIPPSCENARIER	9
2.1 Dimensjonerende DFU	9
3 OLJEDRIFTSMODELLERING	11
3.1 Oljetype	11
3.2 Oljedriftsmodellen	11
3.3 Beskrivelse av modellerte utblåsningsscenarier	11
3.4 Oljedriftsmodellering – Resultater	12
4 METODIKK FOR MILJØRETTET RISIKOANALYSE	23
4.1 Usikkerhet i miljørisikoanalysen	25
5 MILJØBESKRIVELSE	28
5.1 Verdifulle Økosystem Komponenter (VØK)	28
5.2 Utvalgte VØK for analysen	28
6 MILJØRETTET RISIKOANALYSE – RESULTATER	31
6.1 Mulige konsekvenser gitt akuttutslipp fra Snorre-feltet	31
6.2 Månedlig miljørisiko gitt en utblåsning fra Snorre-feltet	42
6.3 Årlig miljørisiko gitt en utblåsning fra Snorre-feltet	46
7 REFERANSER	49
Appendix A Inngangsdata fra Statoil for Snorre-feltet inkludert Snorre SEP	
Appendix B Gjeldende regelverkskrav	
Appendix C Oljedriftsmodellen - OSCAR	
Appendix D Metodebeskrivelse MIRA metoden	
Appendix E Bestandstap vist for alle modellerte arter	
Appendix F Utbredelsesfigurer og beskrivelse av arter og habitater inkludert i analysen	

KONKLUDERENDE SAMMENDRAG

Hvilket område vil bli berørt av en utblåsning fra Snorre-feltet?



Figur 1 Lokasjon Snorre-feltet

Snorre er et oljefelt som ligger i Tampen-området i den nordlige delen av Nordsjøen, 137 km fra land som er Værlandet i Sogn og Fjordane. havdybden i området er 300-350 meter.

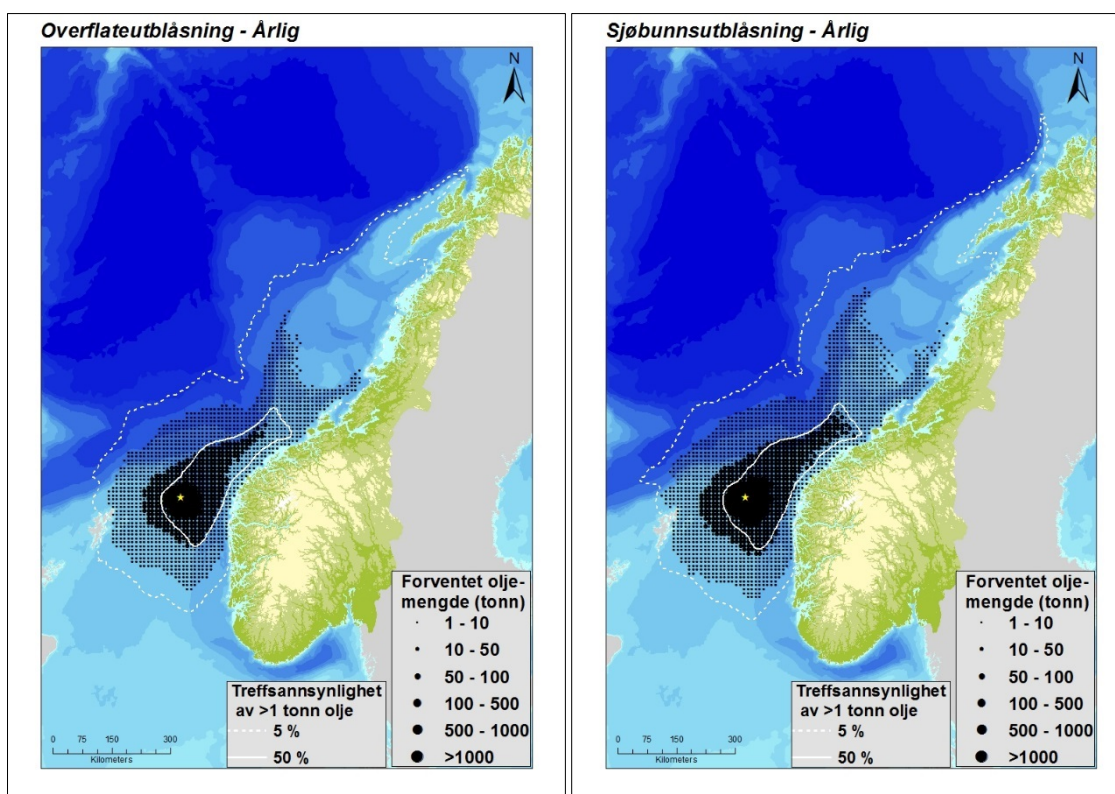
Metode/Analyse: Det er utført et statistisk representativt antall oljedriftsberegninger for utslippsrater fra 800 opp til 17000 Sm³/døgn og utblåsningsvarigheter fra 2 døgn helt opp til 91 døgn. Oljedriftsmodellen OSCAR er benyttet med 4x4 km 3D strømdata (døgnmiddel) og 10x10 km vinddata (hver 3. time) fra perioden 2002 - 2011.

Resultat/Diskusjon:

En utblåsning med de utblåsningsratene som er lagt til grunn i dette studiet vil nå land. En utblåsning fra sjøbunn vil ha noe større spredningsområde enn et overflateutslipp og man kan forvente at utslippet kan spre seg inntil 300 km fra utslippspunktet. Sannsynligheten for at olje på overflaten driver lengre enn dette er begrenset. Det er relativt liten variasjon i spredning fra sesong til sesong.

Figur 2 under viser hvilket område man kan forvente olje på overflaten (dvs mer enn 50 % sannsynlighet 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 utblåsning på sjøbunn og er vist årlig.

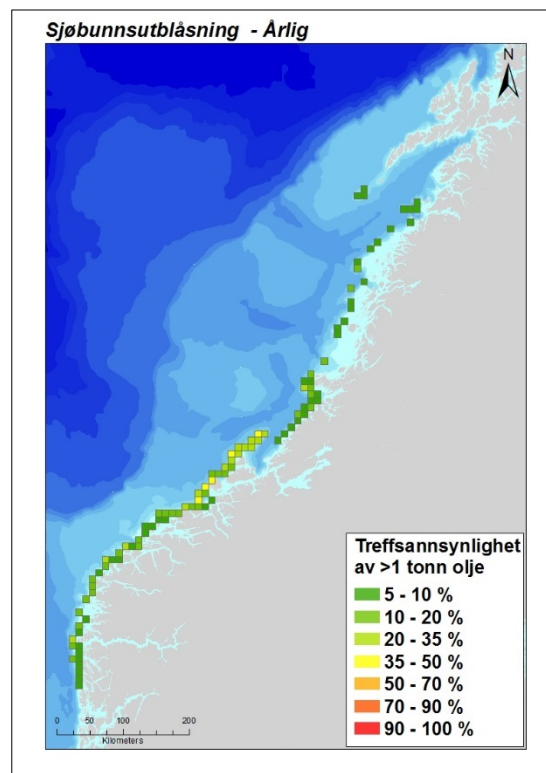
For å gi et statistisk godt bilde også av hvilke oljemengder som er forventet innenfor influensområdet er det i figurene presentert forventet oljemengde i tonn innen hver 10x10 km gridrute. Forventet mengde er gitt som en kombinasjon av oljemengde når området blir berørt multiplisert med sannsynligheten for å bli berørt. Figurene viser at det aller meste av oljen gitt en utblåsning vil fordeles inntil 180-550 km av lokasjonen. Det er også i disse områdene en da vil forvente størst effekt på sjøfugl og andre ressurser.



Figur 2 Forventede årlige treff av oljemengder gitt en overflate- og sjøbunnsutblåsning.

Figur 3 til høyre viser landruter med sannsynlighet for strandning av olje gitt en sjøbunnsutblåsning (gjennomsnitt for hele året). Oljens ankomsttid til de ulike områdene viser at korteste drivtid til land er 8,9 døgn i høstsesongen (95 persentil basert på alle simuleringer for overflate- og sjøbunnsutblåsning). Største strandingsmengde er 17989 tonn oljeemulsjon langs kysten i sommersesongen (95 persentil).

I vannsøylen er det beregnet lave konsentrasjoner og det forventes kun en gridrute rett ved feltlokasjon med oljekonsentrasjoner (THC konsentrasjon) over 100 ppb, som kan gi effekter og dødelighet på fiskeegg og –larver



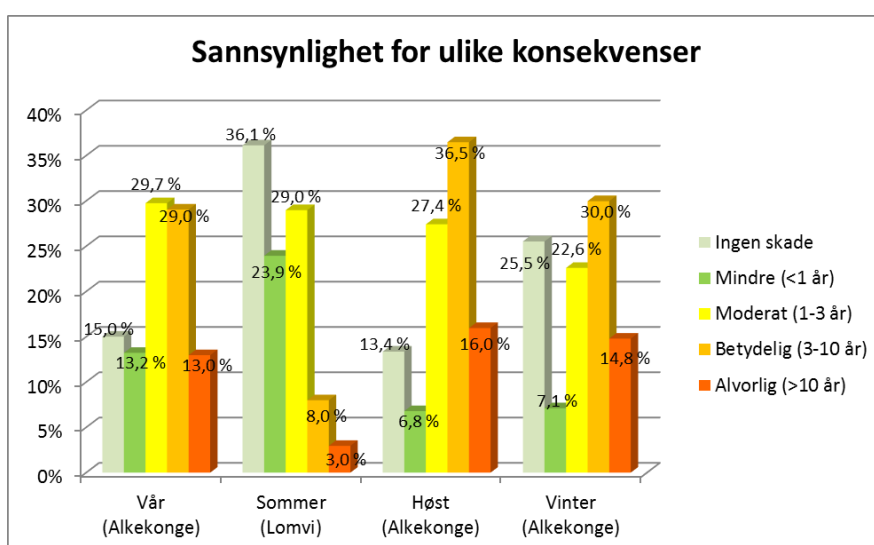
Figur 3 Landruter med sannsynlighet for strandning av olje gitt en sjøbunnsutblåsning

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 kan også få mindre konsekvenser for kystnære ressurser og strandhabitater.

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

Resultat/Diskusjon: Gitt en utblåsning fra Snorre-feltet vil alkekonge og lomvi på åpent hav være de sjøfuglene som vil bli mest berørt på bestandsnivå. Figur 4 viser at det er inntil 37 % sannsynlighet for betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid for bestanden av alkekonge) med størst sannsynlighet for skade i høstsesongen, og inntil 16 % sannsynlighet for alvorlig miljøskade (over 10 års restitusjonstid for bestanden) med størst sannsynlighet for skade også her i høstsesongen.



Figur 4 Dimensjonerende miljøkonsekvens gitt en utblåsning fra Snorre-feltet

En utblåsning fra Snorre-feltet viste ingen sannsynlighet for tap over 0,5 % på egg/larver i noen av sesongene for hverken torsk eller sild. Mulige konsekvenser ble ansett som neglisjerbare, og fisk ble ikke tatt med videre i miljørisikoberegningene.

Miljørisikonivå

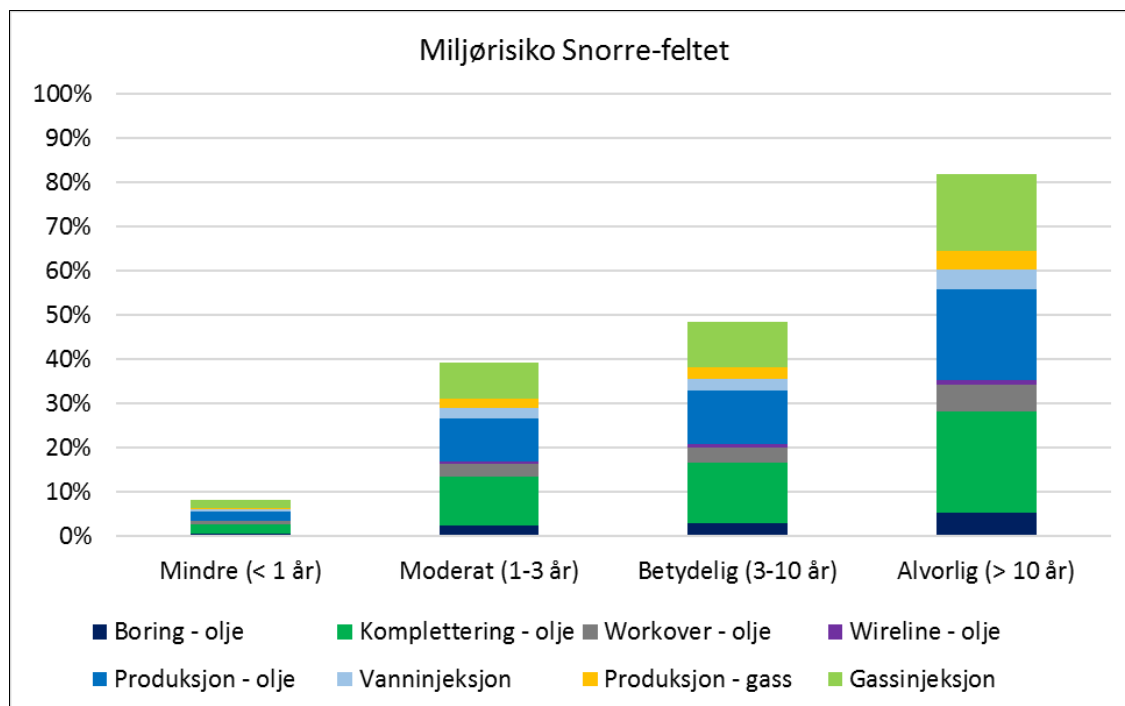
Sannsynligheten for en oljeutblåsning fra Snorre-feltet er basert på aktivitetsnivået for feltet og historiske data fra *SINTEF offshore blowout database* og er beregnet til totalt $5,4 \times 10^{-3}$ per år. Statoils miljøakseptkriterier for ulik miljøskade ved feltaktivitet er:

- 1 mindre miljøskade for hvert 50 år med drift
- 1 moderat miljøskade for hvert 200 år med drift
- 1 betydelig miljøskade for hvert 500 år med drift
- 1 alvorlig miljøskade for hvert 2000 år med drift

Den årlige beregnede miljørisikoen for Snorre-feltet er presentert for året 2022 som regnes som et år med høy aktivitet for Snorre-feltet, som inkluderer Snorre A + Snorre Expansion Project (SEP), Snorre B og Vigdis. Den forventede aktiviteten inkluderer boring og komplettering av nye oljeproducenter,

oljebrønner i produksjon med tilhørende brønnoperasjoner som workover og wireline, vanninjeksjonsbrønner som støtter oljeprodusentene, gassbrønner i produksjon og gassinjeksjon som støtter gassprodusentene.

Figur 5 viser årlig miljørisiko med bidrag fra de ulike aktivitetene på feltet i høyaktivitetsåret. Det er pelagiske sjøfugl som er dimensjonerende for miljørisikoen i alle skadekategorier. Pelagiske sjøfugl har høyeste risiko med inntil 82 % av Statoils akseptgrense (gitt som 100 %) for alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid).



Figur 5 Miljørisiko som andel av akseptkriteriet vist for de ulike miljøskadekategoriene.

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
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.
Eksponeeringsgrad	Benyttes for å beskrive hvorvidt kysten er eksponert, moderat eksponert eller beskyttet mht. bølgeeksponering
Forvitring	Nedbrytning av olje i miljøet. Forvittringsanalysen måler fysiske og kjemiske egenskaper for oljen til stede i miljøet over tid.
GOR	Forkortelse for Gass/Olje forhold. Forholdet mellom produsert gass og produsert olje i brønnen.
Influensområde	Området med større eller lik 5 % sannsynlighet for forurensning med mer enn 1 tonn olje innenfor en 10 x 10 km rute, iht. oljedriftsberegninger
Korteste drivtid	Tiden det tar fra utslippets start til den første oljen når kyst- og strandsonen.
Miljødirektoratet	Tidligere Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) og direktoratet for naturforvaltning
MIRA	Metode for miljørettet risikoanalyse (OLF, 2007).
MRA	Miljørettet risikoanalyse
NOFO	Norsk Oljevernforening for Operatørselskap
NOROG (Norsk olje og gass)	Tidligere Oljeindustriens Landsforening (OLF).
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
Ptil	Petroleumstilsynet
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
THC	Total Hydrocarbon Concentration (total hydrokarbonkonsentrasjon)
TVD	True Vertical Depth (sann vertikal dypde)
VØK	Verdsatt Økosystem Komponent

1 INNLEDNING

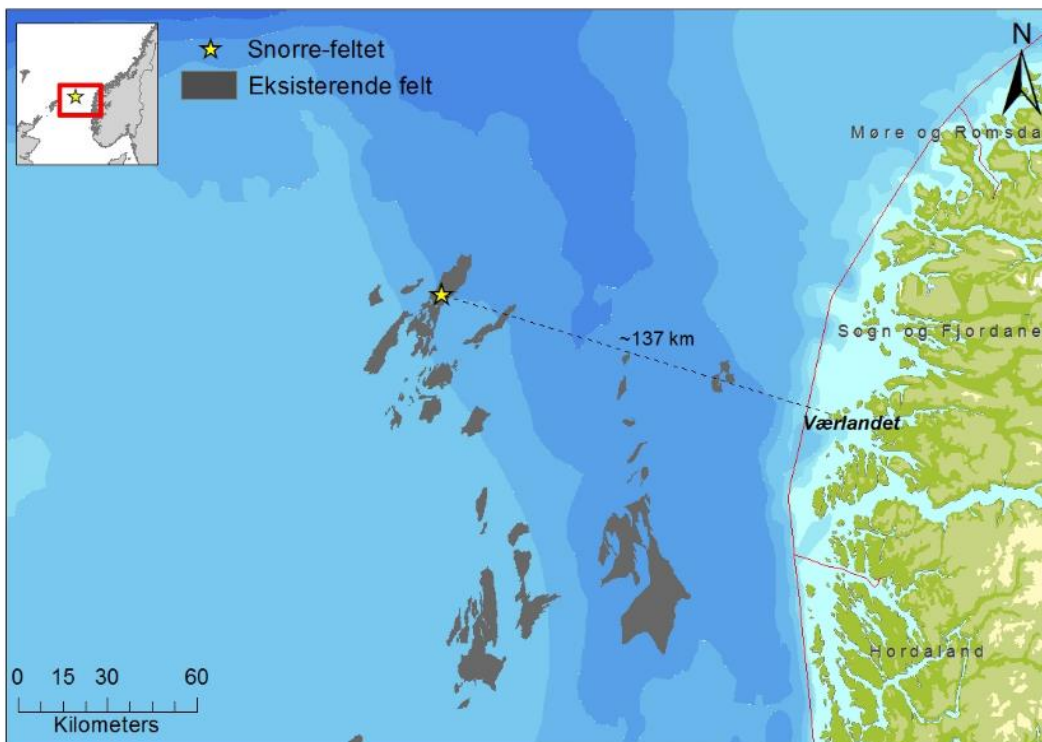
1.1 Aktivitetsbeskrivelse

Snorre er et oljefelt som ligger i Tampen-området i den nordlige delen av Nordsjøen (i PL057 og PL089) (se Figur 1-1). Havdybden i området er 300-350 meter. Snorre A er en flytende strekkstagplattform (TLP) for innkvartering, boring og prosessering i den sørlige delen av feltet. Produksjonen startet i 1992. På Snorre A er det også en egen prosessmodul for full stabilisering av brønnstrømmen fra Vigdis. En produksjons- og injeksjonsbunramme, Snorre UPA, er plassert sentralt på feltet og koblet til Snorre A. Den halvt nedsenkbare Snorre B-plattformen er en integrert bore-, prosess- og boliginnretning på den nordlige delen av feltet. Plan for utbygging og drift (PUD) for Snorre B ble godkjent i 1998 og produksjonen startet i 2001.

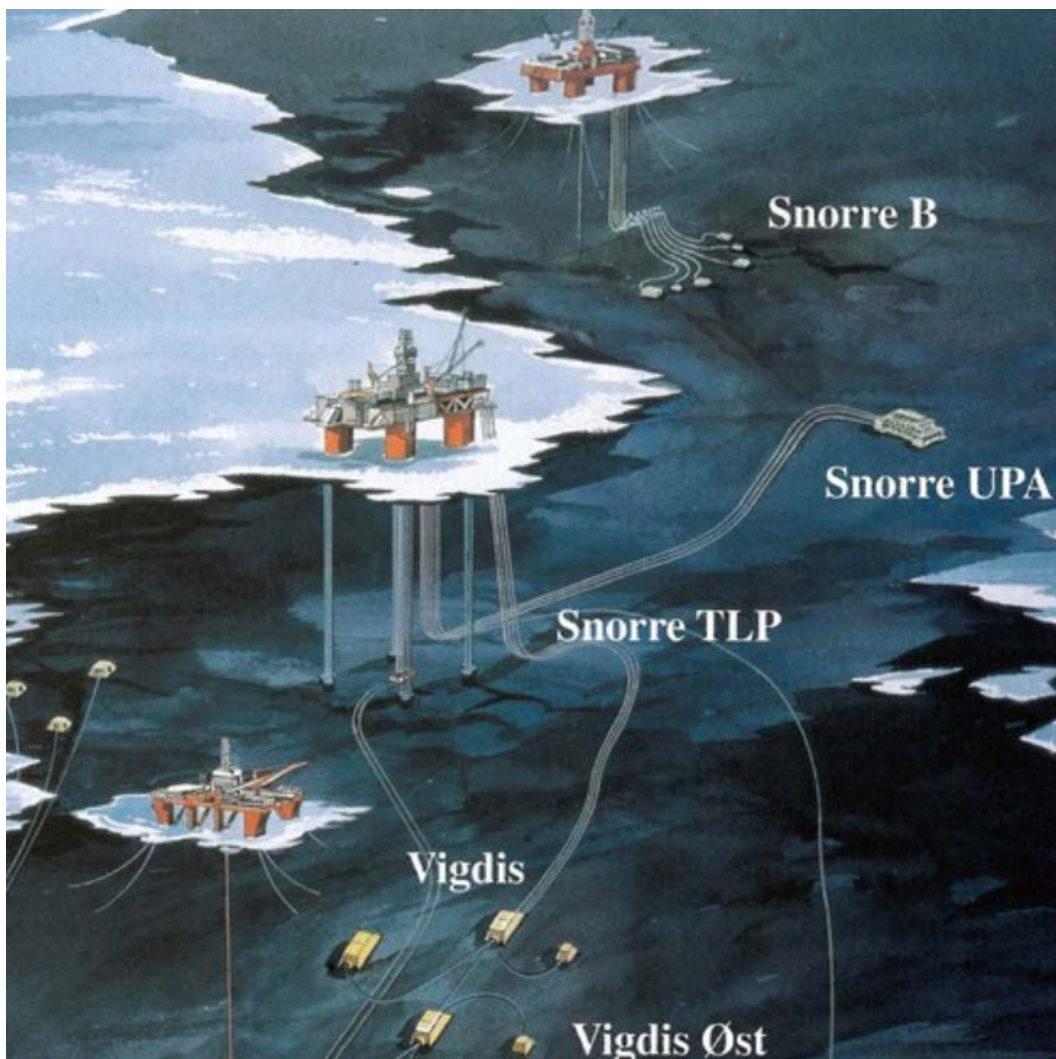
Olje og gass blir separert i en totrinnspesess på Snorre A og transportert i egne rørledninger til Statfjord A for sluttprosessering og eksport. Oljen blir lastet til tankskip på Statfjord, og overskuddsgass transportert gjennom Statpipe til Kårstø, eller via Tampen Link til St. Fergus i Storbritannia. Prosessert olje fra Snorre B går i rørledning til Statfjord B for lagring og lastes videre på tankskip. All gass fra Snorre B blir normalt reinjisert, men kan også sendes til Snorre A for injeksjon eller eksport.

Alternative konsepter for videreutvikling og økt utvinning fra feltet har blitt vurdert (Snorre Expansion Project). En beslutning om videreføring ble tatt i 2016. Beslutningen innebærer en omfattende havbunnsutbygging, oppgradering av Snorre A-innretningen og økt gassinjeksjon. Det er planlagt å levere PUD til myndighetene i slutten av 2017.

Som forberedelse til den planlagte videreføringen og videreutviklingen av feltet er det utarbeidet en miljørettet risikoanalyse som inkluderer Snorre TLP (A), Snorre expansion project (SEP), Snorre B og Vigdis (se Figur 1-2).



Figur 1-1 Lokasjon til Snorre-feltet i Nordsjøen



Figur 1-2 Feltskisse for Snorre-feltet, inkludert Snorra A (TLP) med Snorre Expansion Project, Snorre B og Vigdis.

1.2 Hensikt/formål

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 og i Appendix D. For ytterligere informasjon henvises det til veiledningen. Miljøriskoen vurderes opp mot Statoils feltspesifikke 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.

1.3 Statoils akseptkriterier for akutt forurensning

Statoil har som en integrert del av deres styringssystem definert akseptkriteriene for miljørisiko. For Snorre-feltet benyttes Statoils feltspesifikke akseptkriterier for miljørisiko (Tabell 1-1). Akseptkriteriene angir den øvre grensen for hva Statoil har definert som en akseptabel årlig 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.

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

Tabell 1-1 Statoils feltspesifikke akseptkriterier for forurensning.

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

1.4 Gjeldende regelverkskrav

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 i Appendix B.

2 BESKRIVELSE AV UTSLIPPSSCENARIER

De fleste former for uhellsutslipp i forbindelse med feltutbygging er begrensede, med små mengder og lette forbindelser. De hendelsene som har de største potensielle miljøkonsekvensene er ukontrollerte utslipp (utblåsning) fra brønnene under operasjoner som boring, komplettering eller lignende, og utslipp fra produserende brønner. Slike hendelser anses dimensjonerende for foreliggende analyse.

2.1 Dimensjonerende DFU

Dimensjonerende DFU er en utblåsning av olje fra Snorre-feltet inkludert Snorre TLP (A), SEP, Snorre B og Vigdis. Statoil har utført en risikovurdering med hensyn til oljeutblåsning fra feltet og beregnet mulige utblåsningsrater og –varigheter med tilhørende sannsynlighetsfordeling (Statoil, 2017).

2.1.1 Rater og varigheter

Lengste utblåsningsvarighet er satt til tiden det tar å bore en avlastningsbrønn. For Snorre-feltet er denne 91 døgn, fordelt på mobilisering av rigg, boring inn i reservoar og stopping av utblåsning (Statoil, 2017).

Rate-/varighetsmatrisen som er lagt til grunn for oljedriftsmodelleringen og miljørisikoanalysen for Snorre-feltet er presentert i Tabell 2-1. Inngangsdata fra Statoil (Appendix A) er basis for matrisen, men flere av ratene er vektet sammen for å få en mer komprimert matrise for modelleringen. Vektet varighet for overflateutblåsning er 14,9 døgn, mens tilsvarende verdi for sjøbunnsutblåsning er 20,9 døgn. Vektet rate for overflateutblåsning er 3619 Sm³/døgn, og 3508 Sm³/døgn for sjøbunnsutblåsning.

For modellering av sjøbunnsutblåsning kan det benyttes ulike utslippsdiameterer for utblåsning gjennom åpent hull (open) versus delvis åpent hull (restricted), i henhold til Best Practice oppsett av OSCAR (Acona, Akvaplan-niva og DNV GL, 2016). For foreliggende analyse er det konservativt antatt at alle utblåsninger skjer gjennom åpent hull (open) (Statoil, 2017).

Tabell 2-1 Rate- og varighetsmatrise gitt en utblåsning fra Snorre- feltet (Statoil, 2017)

Utslippspunkt	Sannsynlighet	Rate (Sm ³ /d)	Sannsynlighet for rate	Varigheter (dager)				
				2	5	14	35	91
Overflate	46 %	3000	84 %	52,2 %	18,9 %	14,0 %	4,6 %	10,3 %
		5530	11 %					
		9800	4 %					
		10000	1 %					
Sjøbunn	54 %	800	40 %	40,3 %	18,8 %	17,9 %	7,6 %	15,4 %
		3000	33 %					
		5566	16 %					
		9800	5 %					
		10000	2 %					
		14800	2 %					
17000	2 %							

2.1.2 Aktivitetsnivå

I beregning av sannsynligheten for en utblåsning fra Snorre-feltet er det tatt utgangspunkt i boring og komplettering av nye oljeproducenter, oljebrønner i produksjon med tilhørende brønnoperasjoner som workover og wireline, vanninjeksjonsbrønner som støtter oljeproducentene, gassbrønner i produksjon og gassinjeksjon som støtter gassproducentene. Aktivitet fra Snorre TLP (A), Snorre Expansion Project, Snorre B og Vigdis er inkludert. Den totalt utblåsningsfrekvensen er vurdert til $5,4 \times 10^{-3}$ per år for en utblåsning av olje (se Tabell 2-2) (Appendix A; Statoil, 2017).

Tabell 2-2 Operasjoner i et år med forventet høy aktivitet på Snorre-feltet (Snorre TLP (A), SEP, Snorre B og Vigdis). Frekvens for utblåsning er gitt for hver aktivitet for overflate og sjøbunn, samt summert for hele feltet totalt (Statoil, 2017).

Aktivitet	Brønnhode på overflate	Brønnhode på sjøbunn	Frekvens per år	Overflate	Sjøbunn	Total-frekvens
Oljebrønner						
Drilling	2	8	3,44E-05	8,60E-05	2,58E-04	3,45E-04
Completion	2	9	1,38E-04	1,52E-03	0,00E+00	1,52E-03
Workover	1	1	1,97E-04	1,50E-04	2,44E-04	3,94E-04
Wireline	5	12	4,41E-06	3,53E-05	3,97E-05	7,50E-05
Production	20	43	2,14E-05	2,05E-04	1,14E-03	1,35E-03
Water Injection	7	25	9,22E-06	3,10E-05	2,64E-04	2,95E-04
Gassbrønner						
Production	4	0	7,20E-05	1,38E-04	1,50E-04	2,88E-04
Gas injection	10	6	7,20E-05	3,46E-04	8,06E-04	1,15E-03
Sum						5,4E-03

3 OLJEDRIFTSMODELLERING

3.1 Oljetype

I modelleringen av oljedrift gitt en utblåsning fra Snorre-feltet benyttes Snorre A råolje. Bakgrunnsinformasjonen er innhentet fra forvitningsstudie gjennomført av SINTEF (SINTEF, 2004).

Både levetid til olje på sjø, grad av nedblanding i vannmassene og de tilhørende potensielle miljøeffektene vil avhenge av oljetype. Snorre TLP (A) oljen er en parafinsk olje med middels asfalten- og voksinnhold. Oljen har et raskt vannopptak og danner stabile emulsjoner.

Karakteristikker for Snorre A råolje er sammenfattet i Tabell 3-1.

Tabell 3-1 Forvitningsparametere for Snorre A råolje, benyttet i spredningsberegningene for Snorre-feltet (SINTEF, 2004).

Parameter	Snorre A olje
Oljetetthet [kg/m ³]	834
Maksimum vanninnhold [%] for 5 °C og 15 °C	80
Voksinnhold, fersk olje [vekt %]	5,2
Asfalteninnhold (harde), fersk olje [vekt %]	0,28
Viskositet [cP] ved 13°C og 10 s ⁻¹	8

3.2 Oljedriftsmodellen

Oljedriftsmodellen som er anvendt er SINTEFs OSCAR modell (Oil Spill Contingency And Response), MEMW versjon 8.0.1. 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 utblåsningsscenarioer

Oljedriftsberegningene er gjennomført for én lokasjon med posisjon 61° 26' 58" N, 2° 8' 40" Ø og et havdyp på ca. 325 m. Spredningsmodelleringer er gjennomført for overflate- og sjøbunnsutblåsning fra Snorre-feltet. Spredningsberegningene for overflateutblåsning er modellert for 5 varigheter og 6 utblåsningsrater, og spredningsberegningene for sjøbunnsutblåsning er modellert for 5 varigheter og 7 utblåsningsrater. I oljedriftsmodelleringene er det kjørt tilstrekkelig antall simuleringer for å dekke inn variasjoner i vind og havstrømmer gjennom året. De statistiske oljedriftsresultatene er presentert i et rutenett som har en horisontal oppløsning på 10×10 km.

3.4 Oljedriftsmodellering – Resultater

3.4.1 Nærsonemodellering av sjøbunnsutslipp

Nærsonemodellering av sjøbunnsutslippet er utført med utstrømningsarealet som tilsvarer strømming gjennom full åpning av BOP med utstrømningsdiameter 47,63. Dette er gjort i henhold til Best Practice oppsett av OSCAR (Acona, Akvaplan-niva og DNV GL, 2016).

Rater på 4930 Sm³/d med 19,5 dagers varighet, GOR = 300 Sm³/Sm³ og Snorre Blend råolje er benyttet i enkeltsimuleringene, noe som gir en indikasjon på oppførselen til oljeplumen.

Simuleringsresultatene for sjøbunnsutblåsningen viser at oljen når overflaten etter 5 minutter og spres på havoverflaten som en tynn oljeemulsjonsfilm med estimert tykkelse på 0,01 mm (gjennomsnitt i en 3 x 3 km rute).

3.4.2 Spredning av olje på overflaten

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

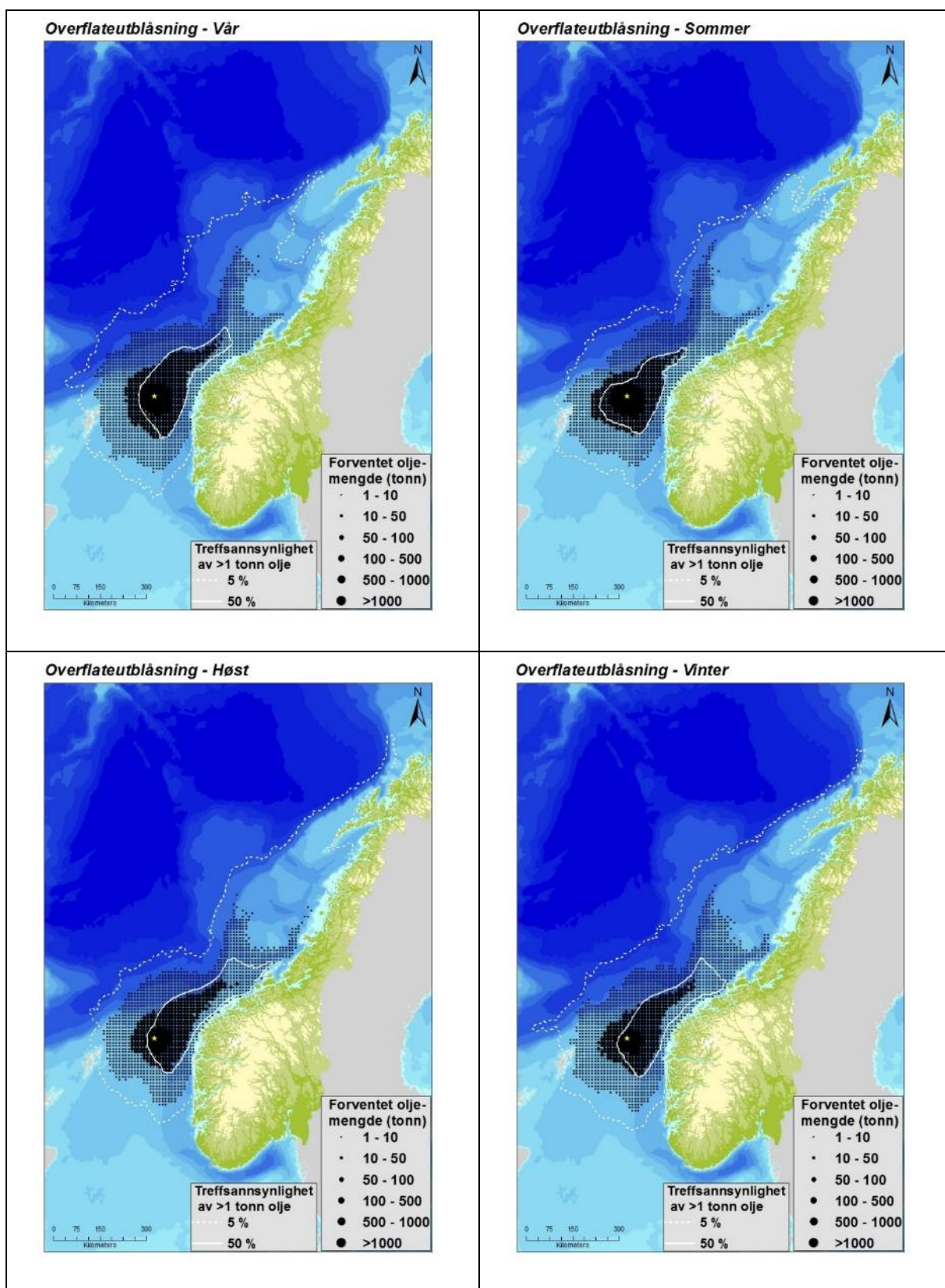
Influensområdet er basert på sannsynligheten for at en rute treffes i den statistiske oljedriftsmodelleringen. For den forventede oljemengden (tonn) er sannsynligheten for at ruten treffes multiplisert med den gjennomsnittlige tidsmidlele oljemengden ≥ 1 tonn i ruten gitt at den treffes. Influensområdet 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.

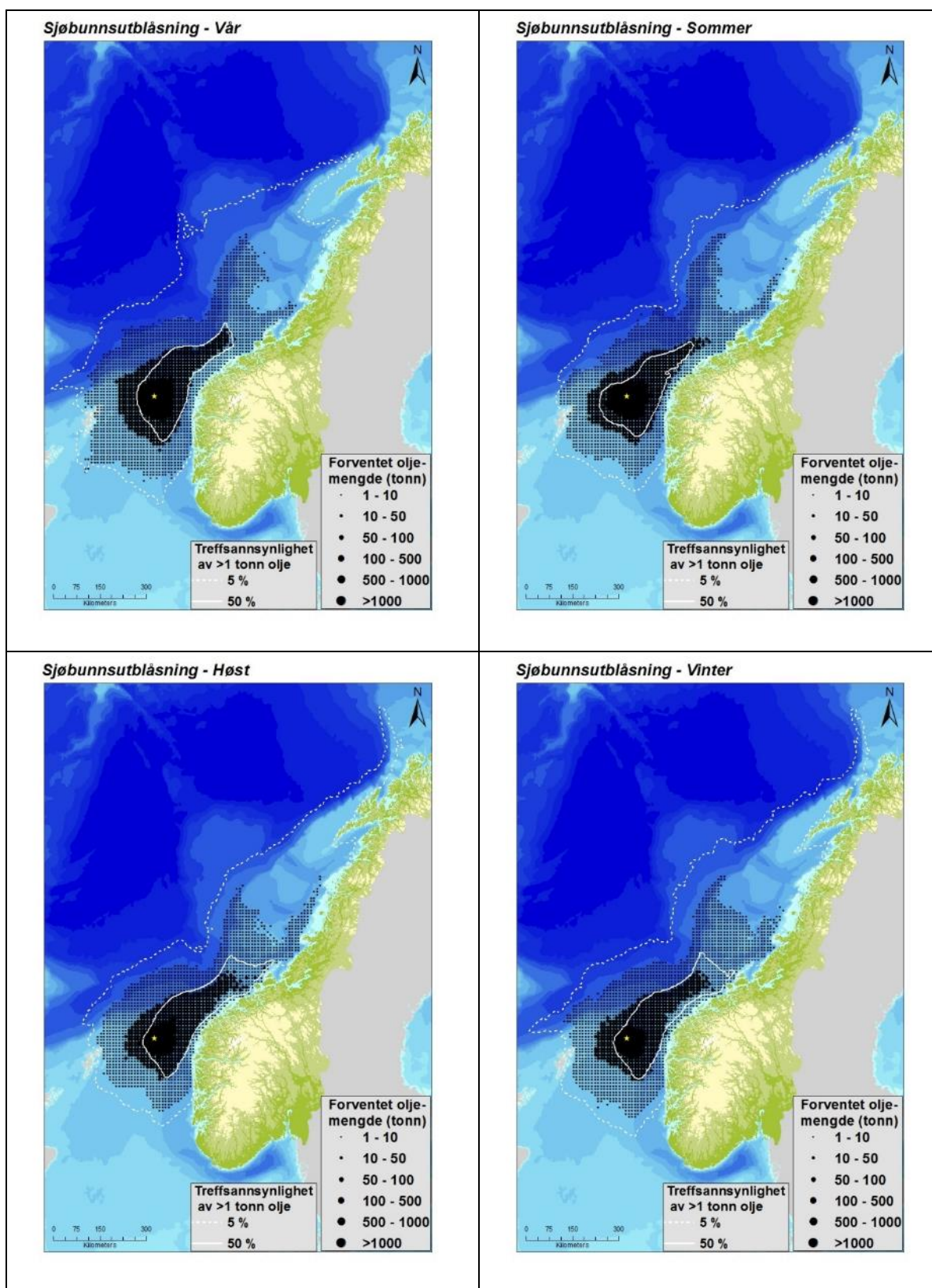
Resultatene viser at oljen i stor grad fordeles rundt utblåsningspunktet i overgangen mellom Nordsjøen og Norskehavet, men at oljen trekkes nordover med Kyststrømmen uavhengig av sesong. Se Figur 3-3 for et eksempel på overflatestrømmer i Norskehavet i november.

Forventet treff av oljemengder og influensområde gitt en utblåsning fra Snorre-feltet er større gitt en sjøbunn- enn en overflateutblåsning. Dette kan forklares ved at det er høyere rater og høyere sannsynlighet for lengste varighet gitt en sjøbunnsutblåsning.

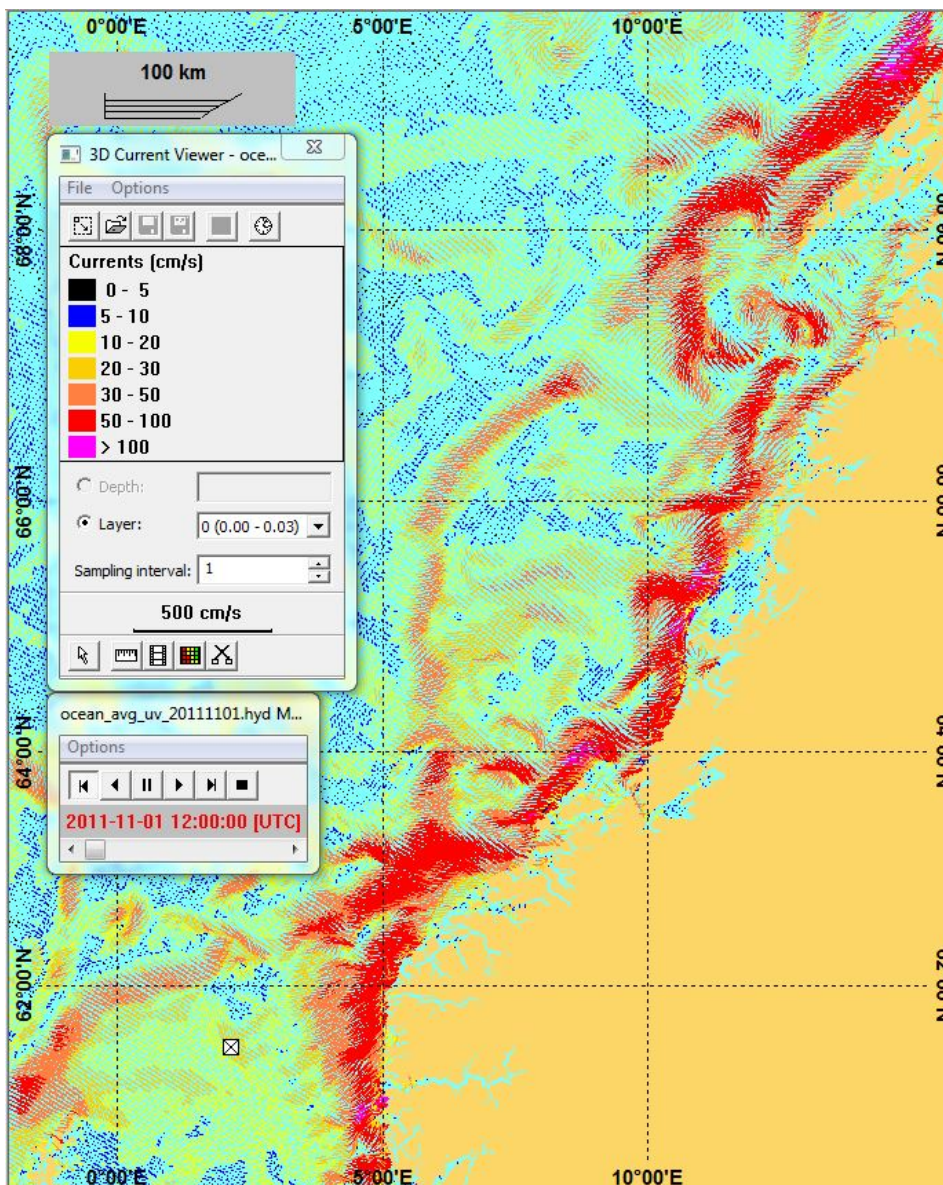
Resultatene, som viser forventede oljemengder på overflaten, viser at oljen spres og forvitrer slik at det i all hovedsak er sannsynlighet for treff av oljemengder i kategori < 50 tonn per 10 x 10 km rute, med sannsynlighet for større oljemengder (50-1000 tonn) i området rundt feltlokasjonen.



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



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



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

3.4.3 Stranding av olje i kystsonen

Landrutene som har $\geq 5\%$ sannsynlighet for stranding av mer enn 1 tonn olje per 10×10 km ruter per sesong er vist i Figur 3-3 og Figur 3-4, gitt henholdsvis en overflate- og en sjøbunnsutblåsning. Det er størst strandings sannsynlighet i øyområdene ved Frøya og Froan (20-50 % treffsannsynlighet).

Korteste ankomsttid til land og største strandingsmengder av emulsjon er vist i Tabell 3-2 (95- og 100-persentiler). 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 17989 tonn oljeemulsjon langs kystlinjen (sommersesongen) og 95-persentilen av korteste drivtid er 8,9 døgn (høstsesongen).

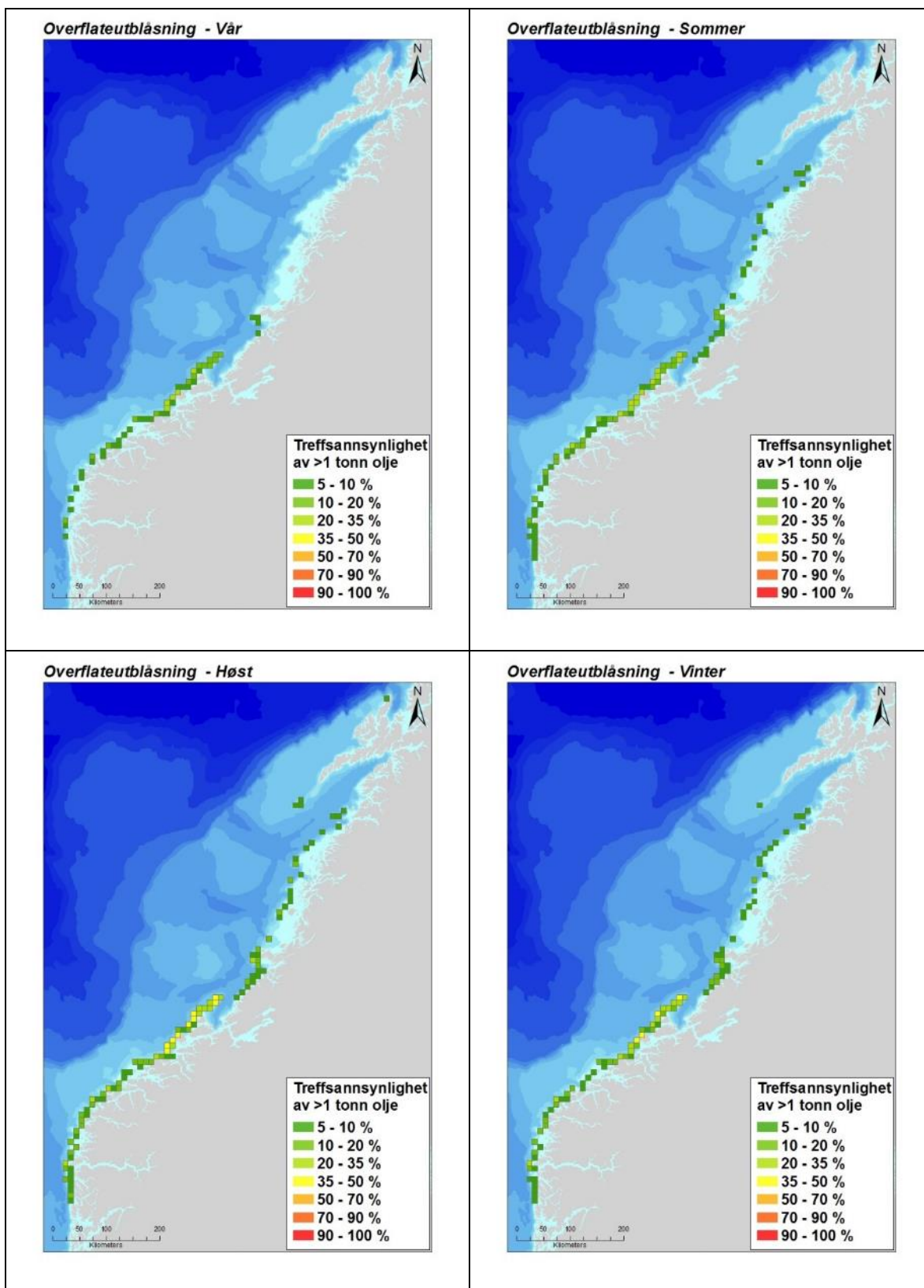
Tabell 3-2 Strandingsmengder av oljeemulsjon og korteste drivtid til den norske kystlinje gitt en utblåsning fra Snorre-feltet (95- og 100-persentiler) oppgitt for hver sesong. Alle simuleringene for overflate- og sjøbunnsutblåsning er lagt til grunn for tallene presentert.

Persentil	Strandet oljeemulsjon (tonn)				Drivtid (døgn)			
	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter
100	127047	162497	131619	129335	7,2	7,6	5,5	5,3
95	10064	17989	16299	15669	13,0	12,7	8,9	10,4

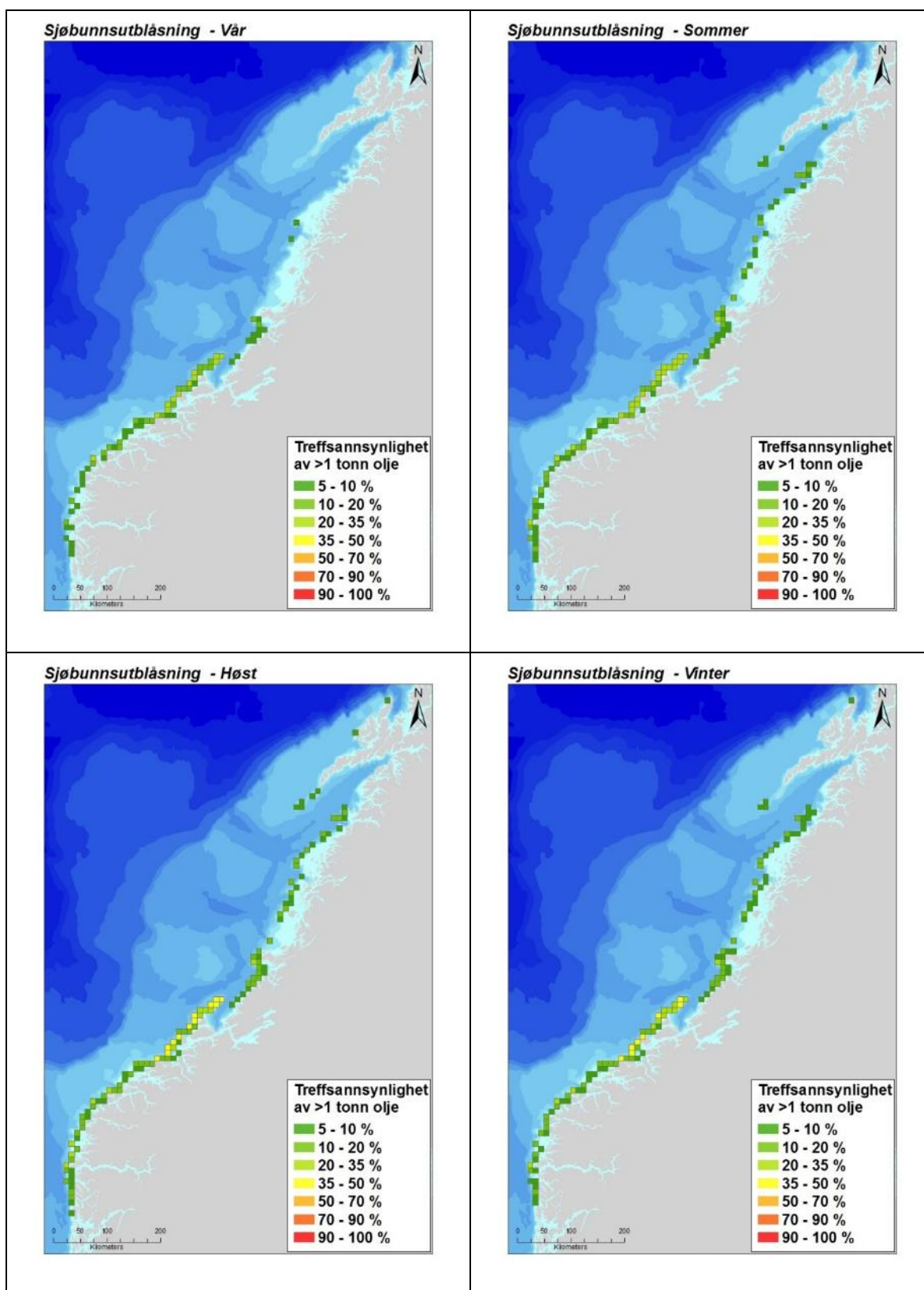
Tabell 3-3 angir 95-persentilen av korteste drivtid til land og største strandingsmengde inn i de definerte eksempelområdene. Lokasjon av eksempelområdene er gitt i Figur 3-5. Av eksempelområdene er det størst strandingsmengde på Frøya og Froan, med 8568 tonn oljeemulsjon i sommersesongen. Korteste drivtid til et eksempelområde er 10,8 døgn (Stadtlandet i høstsesongen).

Tabell 3-3 Strandingsmengder av emulsjon og korteste drivtid til de definerte eksempelområdene gitt en utblåsning fra Snorre-feltet (95-persentiler) oppgitt for hver sesong. Alle simuleringene for overflate- og er lagt til grunn for tallene presentert.

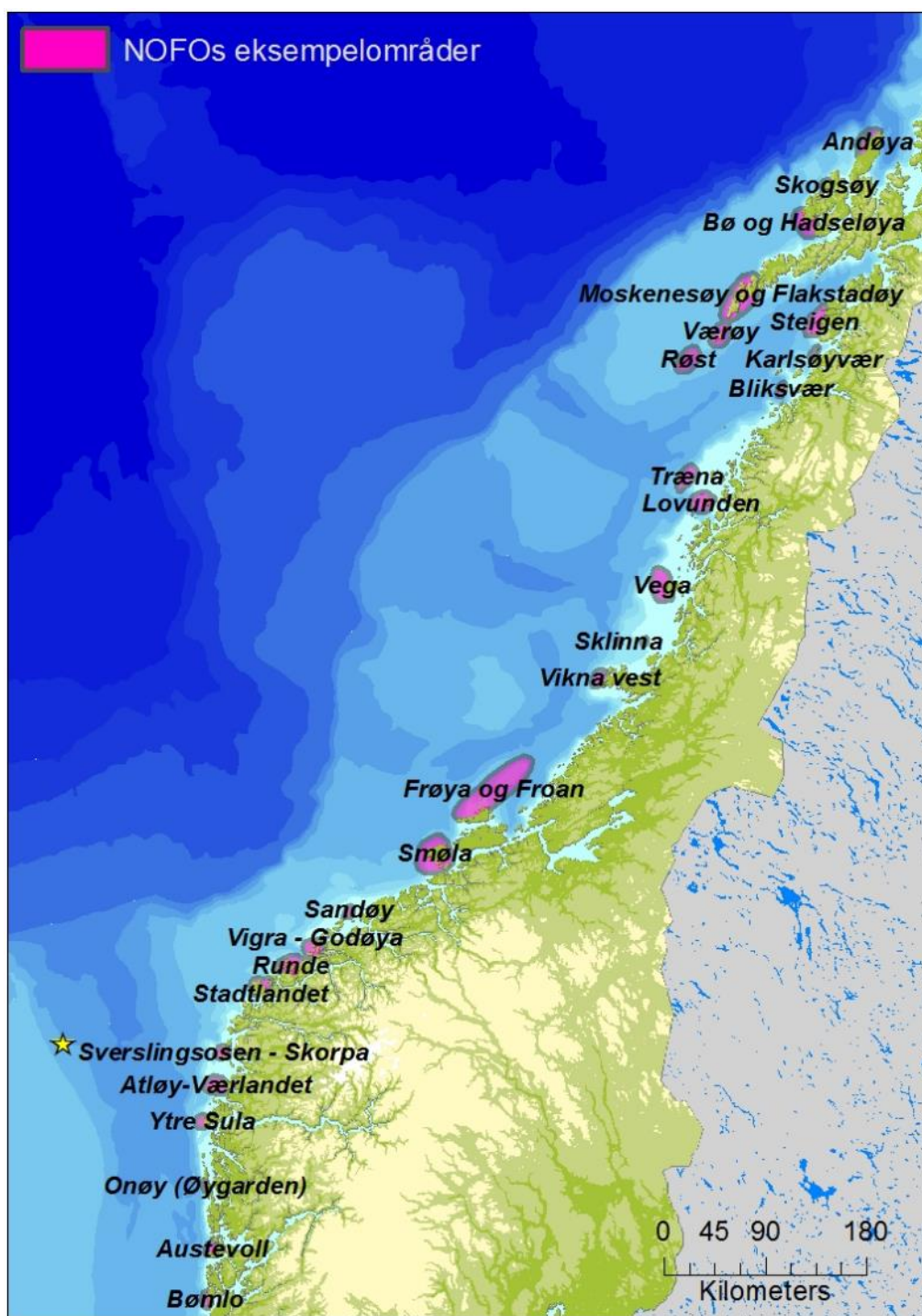
Eksempelområde	Strandet emulsjon (tonn)				Drivtid (døgn)			
	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter
Andøya-Skogvoll	-	2	17	17	-	95,1	77,2	81,1
Bø og Hadseløya	-	3	25	9	-	98,5	78,0	104,0
Lofotodden	-	2	8	-	-	92,4	84,0	102,8
Moskenes og Flakstadøy	-	7	31	9	-	87,6	74,9	90,6
Værøy	-	21	49	9	-	80,7	65,7	86,2
Røst	-	59	96	51	-	73,4	52,4	71,3
Bliksvær	-	20	10	12	-	71,0	70,7	76,0
Steigen	-	9	3	-	-	83,7	79,4	76,4
Træna	9	193	193	259	80,8	49,2	29,0	45,1
Lovunden	-	36	42	25	-	65,5	40,7	56,8
Vega	-	98	132	144	-	49,6	26,3	45,3
Sklinna	2	90	120	126	88,5	52,4	30,1	43,9
Vikna Vest	159	886	666	554	42,7	27,4	18,4	25,0
Frøya og Froan	4907	8568	7924	7057	16,7	15,0	12,1	13,7
Smøla	2177	3046	2698	2538	15,4	14,6	12,2	13,9
Sandøy	331	322	357	344	19,9	19,0	15,9	16,4
Vigra-Godøya	145	423	266	131	21,9	18,6	13,5	18,6
Runde	342	719	536	389	19,5	17,9	12,3	15,8
Stadtlandet	328	1078	992	727	18,0	17,7	10,8	12,4
Sverslingsosen-Skorpa	43	238	219	223	24,8	28,3	13,4	19,2
Atløy- Værlandet	229	662	618	496	18,7	22,3	12,3	16,1
Ytre Sula	265	679	595	510	18,6	21,4	13,7	15,8
Onøy- Øygarden	31	83	102	109	61,1	61,3	29,5	31,3



Figur 3-4 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i 10×10 km kystruter gitt en **overflateutblåsning** fra **Snorre-feltet** i hver sesong. 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.



Figur 3-5 Sannsynligheten for treff av mer enn 1 tonn olje i 10×10 km kystruter gitt en **sjøbunnsutblåsning** fra **Snorre-feltet** i hver sesong. 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.



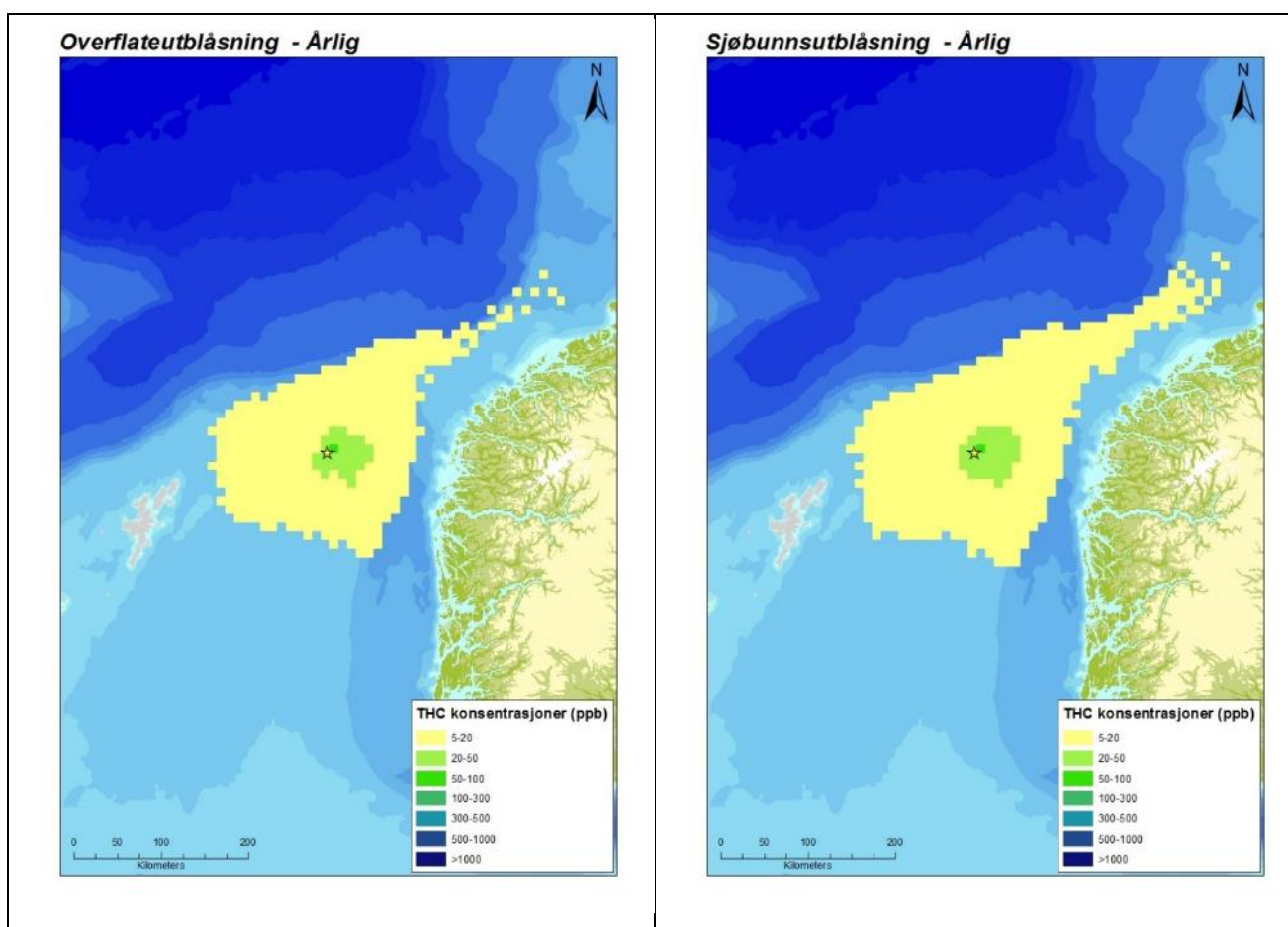
Figur 3-6 Lokasjon av eksempelområdene langs Norskekysten.

3.4.4 Vannsøylekonsentrasjoner

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

Figur 3-6 viser årlige THC konsentrasjoner i vannsøylen gitt en overflate- og sjøbunnsutblåsning fra Snorre-feltet.

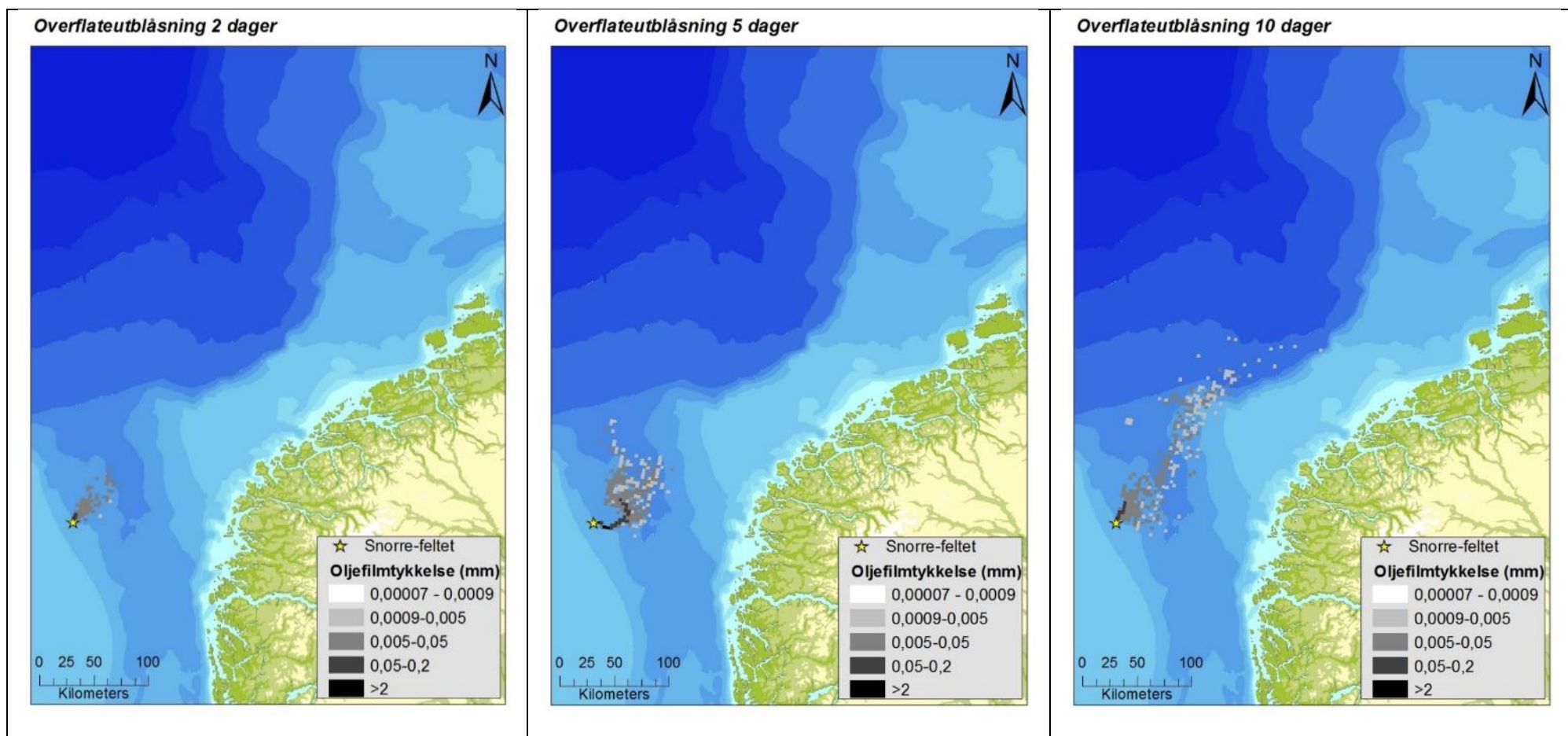
Resultatene av modelleringen viser at fullt utfallsrom (dvs. alle rate- og varighetskombinasjonene) gir lave THC-konsentrasjoner i vannsøylen. Både overflate- og sjøbunnsutblåsning gir i all hovedsak THC konsentrasjoner mindre enn 50 ppb, og det er kun en gridrute rett ved feltlokasjonen med THC konsentrasjoner 50-100 ppb. 100 ppb regnes som nedre effektgrense for skade på fiskeegg og – larver.

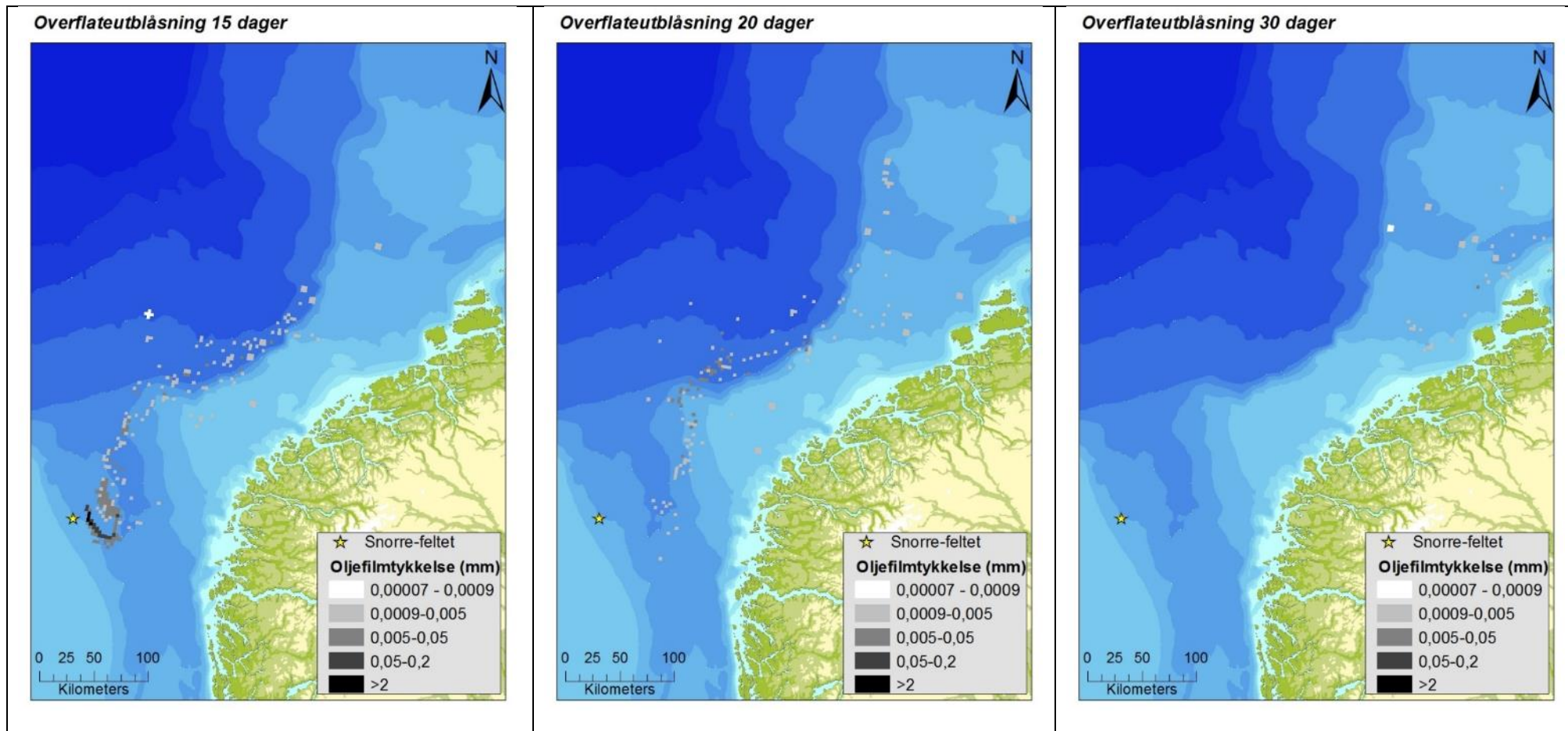


Figur 3-7 Maksimale tidsmidlede THC konsentrasjoner i vannsøylen gitt en overflateutblåsning (venstre) og en sjøbunnsutblåsning (høyre) fra Snorre-feltet vist årlig. Influensområdet er basert på alle utslippsrater og varigheter og deres individuelle sannsynligheter. Merk at det markerte området ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er det området som berøres i mer enn 5 % av enkeltsimuleringene av oljens drift og spredning innenfor året.

3.4.5 Singelsimulering

Figur 3-8 viser en singelsimulering for et overflateutslipp fra Snorre-feltet med startdato i vintersesongen (1.11.2011) modellert med rate 5539 Sm³/d og varighet 11 d og med 20 dagers følgetid. Det er tatt ut resultater etter 2 dager, 5 dager, 10 dager, 15 dager, 20 dager og 30 dager etter utslippets start.



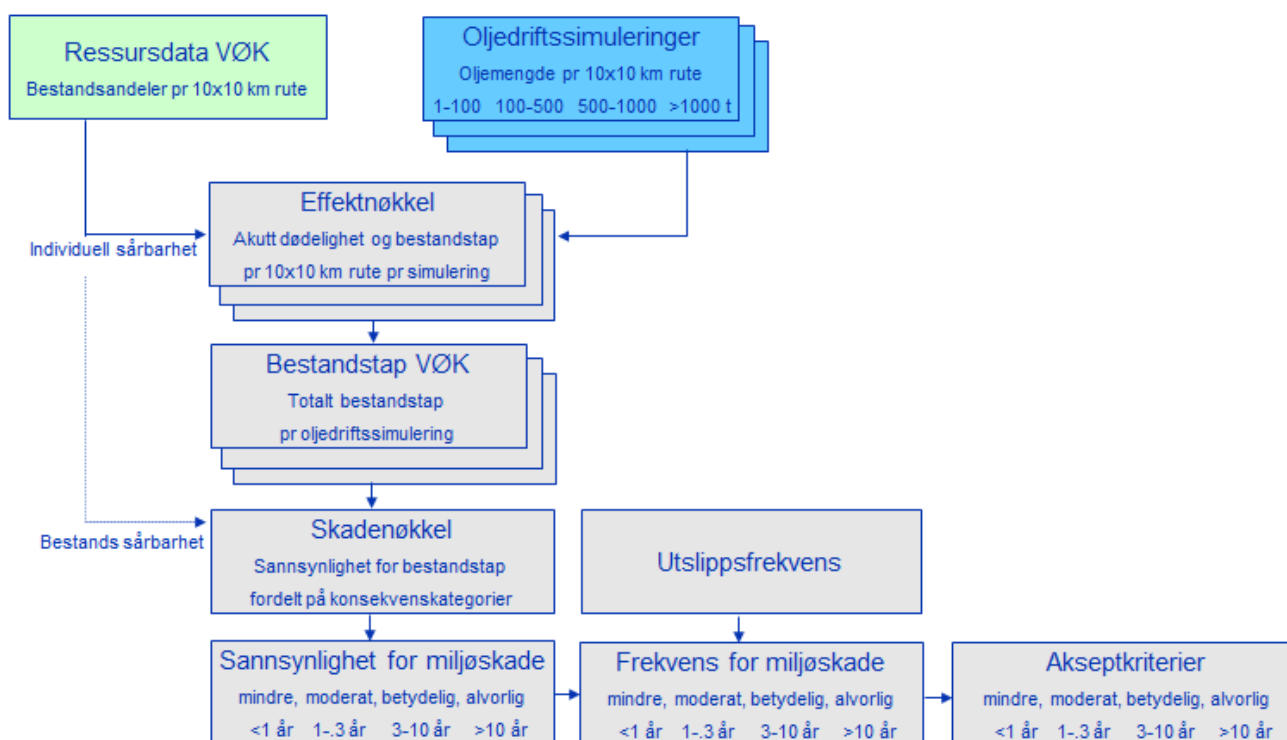


Figur 3-8 Presentasjon av singelsimulering for Snorre-feltet. Figurene viser oljens drift og spredning fra utslippet starter, og er presentert for dagene 2, 5, 10, 15, 20 og 30 dagn etter utslippsstart (1.11.2011).

4 METODIKK FOR MILJØRETTET RISIKOANALYSE

Analyser av miljørisiko utføres trinnvis i henhold til Norsk olje og gass veiledning for miljørisikoanalyser (OLF, 2007). For Snorre-feltet 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 Appendix C og veiledningen for mer utfyllende informasjon.

Basert på oljedriftsmodellering og bruk av effektøkler 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 effektøkkel 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 effektøkkel.

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 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 (se Tabell 4-2).

- *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 kan måles opp mot operatørens akseptkriterier for miljøskade.

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

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

Tabell 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 miljørisikoanalysen

I henhold til Ptilis 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 usikkerhetsparametere 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:

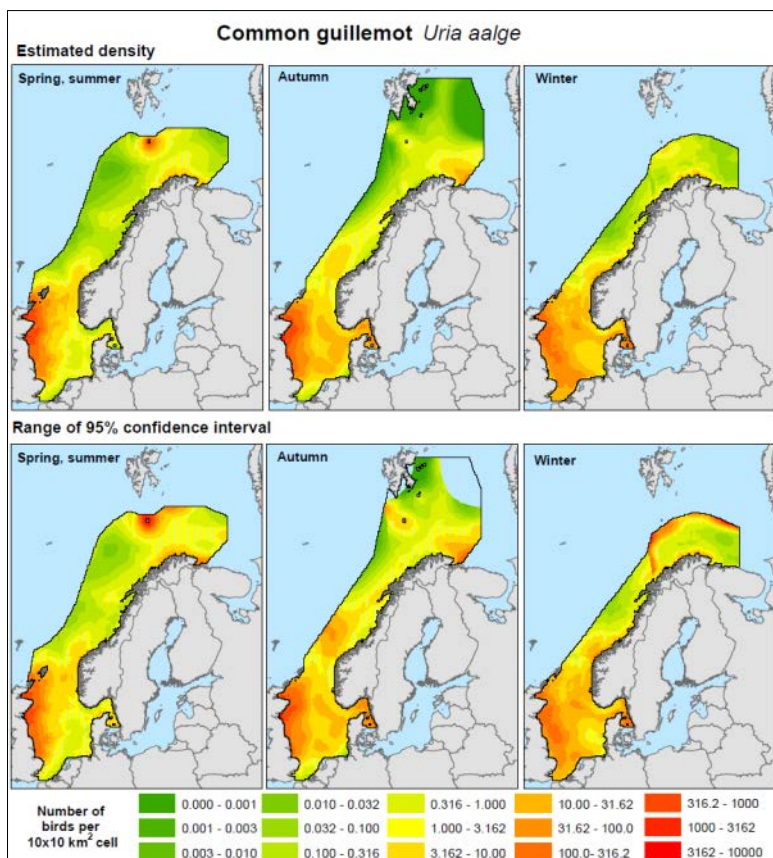
4.1.1 Metodikk

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, 2015).

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 1.1.1980-31.12.2014, derav senere års hendelser tillegges større vekt enn hendelser langt tilbake i tid (Lloyds, 2017).

For å redusere usikkerheten rundt utblåsnings sannsynligheten 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

Snorre-feltet er lokalisert i nordlige Nordsjøen i overgangen til Norskehavet. En utblåsning fra feltet trekkes nordover med kyststrømmen og medfører potensiale for oljeforurensning i Norskehavet. Det er derfor valgt å fokusere på naturressurser tilknyttet dette havområdet. En kort beskrivelse av miljøressurser inkludert i analysen er gitt i Appendix F. For en mer omfattende beskrivelse av miljøressursene i regionen, henvises det til arealrapporten fra forvaltningsplanen for Norskehavet: arealrapport med miljø- og ressursbeskrivelse (DN & HI, 2007).

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 Snorre-feltet. En Verdsatt Økosystem Komponent (VØK) er definert i veiledningen for gjennomføring av miljørisikoanalyser (OLF, 2007) som en ressurs eller miljøegenskap som:

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

For å velge ut 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 for analysen

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 Snorre-feltet. 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 datasettene. Det er benyttet de mest oppdaterte sjøfugl-datasettene for region Norskehavet.

Datasettene for pelagiske sjøfugl er fra SEAPOPOP (2013) og for kystnære sjøfugl fra SEAPOPOP (2017). Det nye datasettet for kystnære sjøfugl fra Seapop inneholder både nasjonale data og regionale data (Norskehavet for denne analysen). Det er valgt å presentere resultater både for de regionale og nasjonale datasettene i rapporten.

Tabell 5-1 Utvalgte VØKer sjøfugl for miljørisikoanalysen for Snorre-feltet (Seapop, 2013; Seapop, 2017; Artsdatabanken (rødliste), 2015).

Navn	Latinsk navn	Rødlista	Tilhørighet
Alke	<i>Alca torda</i>	EN	Pelagisk sjøfugl – datasett Norskehavet
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>Fratercula 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	
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	NT	
Gråmåke	<i>Larus argentatus</i>	LC	
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	EN	
Havsule	<i>Morus bassanus</i>	LC	
Islom	<i>Gavia immer</i>	-	
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	EN	
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	CR	
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	VU	
Makrellterne	<i>Sterna hirundo</i>	EN	
Polarmåke	<i>Larus hyperboreus</i>	-	
Praktærfugl	<i>Somateria spectabilis</i>	-	
Rødnebbterne	<i>Sterna paradisaea</i>	LC	
Siland	<i>Mergus serrator</i>	LC	
Sildemåke	<i>Larus fuscus</i>	LC	
Smålom	<i>Gavia stellata</i>	LC	
Storjo	<i>Stercorarius skua</i>	LC	
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	LC	
Svartbak	<i>Larus marinus</i>	LC	
Teist	<i>Cephus grylle</i>	VU	
Toppskarv	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	LC	
Ærfugl	<i>Somateria molissima</i>	NT	

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

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 Snorre-feltet strekker seg nordover i Norskehavet, og en eventuell utblåsning har sannsynlighet for å treffe kyst. Det er derfor valgt å gjennomføre risikoberegninger for havert, steinkobbe og oter i denne analysen. Tabell 5-2 viser de utvalgte VØK marine pattedyrene og deres rødliste status. Datasettene som er benyttet for havert og steinkobbe er hentet fra DN & HI (2007) og for oter fra Bjørn (2000), som er nyeste tilgjengelige data.

Tabell 5-2 Utvalgte VØKer marine pattedyr for miljørisikoanalysen for Snorre-feltet (Artsdatabanken (rødliste), 2015).

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

VU – Sårbar, LC – Livskraftig

5.2.3 Fisk

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

I og med at influensområdene strekker seg nordover i Norskehavet, til et område med tidvise konsentrasjoner av gyteprodukt, er det valgt å inkludere sild og torsk i miljørisikoanalysen.

5.2.4 Strand

En utblåsning fra Snorre-feltet medfører sannsynlighet for stranding av olje langs kysten fra Hordaland til Lofoten og det er derfor valgt å gjennomføre skadebaserte analyser for strand, med utgangspunkt i sårbare habitater langs kystområdene.

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). 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.

Resultatene er presentert for bestanden med høyest sesongvis utslag i kapittel 6.1.

Sannsynligheten for miljøskade av ulik alvorlighetsgrad er videre kombinert med sannsynligheten (frekvensen) for en oljeutblåsning, og årlig miljørisiko er målt mot Statoils feltspesifikke akseptkriterier.

Miljørisiko er presentert for alle inkluderte ressursgrupper i kapittel 6.2 og 6.3.

For strandhabitat er det beregnet treffsannsynlighet av ulike oljemengdekategorier per 10 × 10 km ruter, som videre danner grunnlaget for beregning av sannsynlighet for miljøskade per rute. Miljøskade for strandhabitat defineres på samme måte som for sjøfugl etter mulig restitusjonstid. 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 og Appendix D for beskrivelse av anvendt metodikk.

6.1 Mulige konsekvenser gitt akuttutslipp fra Snorre-feltet

6.1.1 Pelagiske sjøfugl

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

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

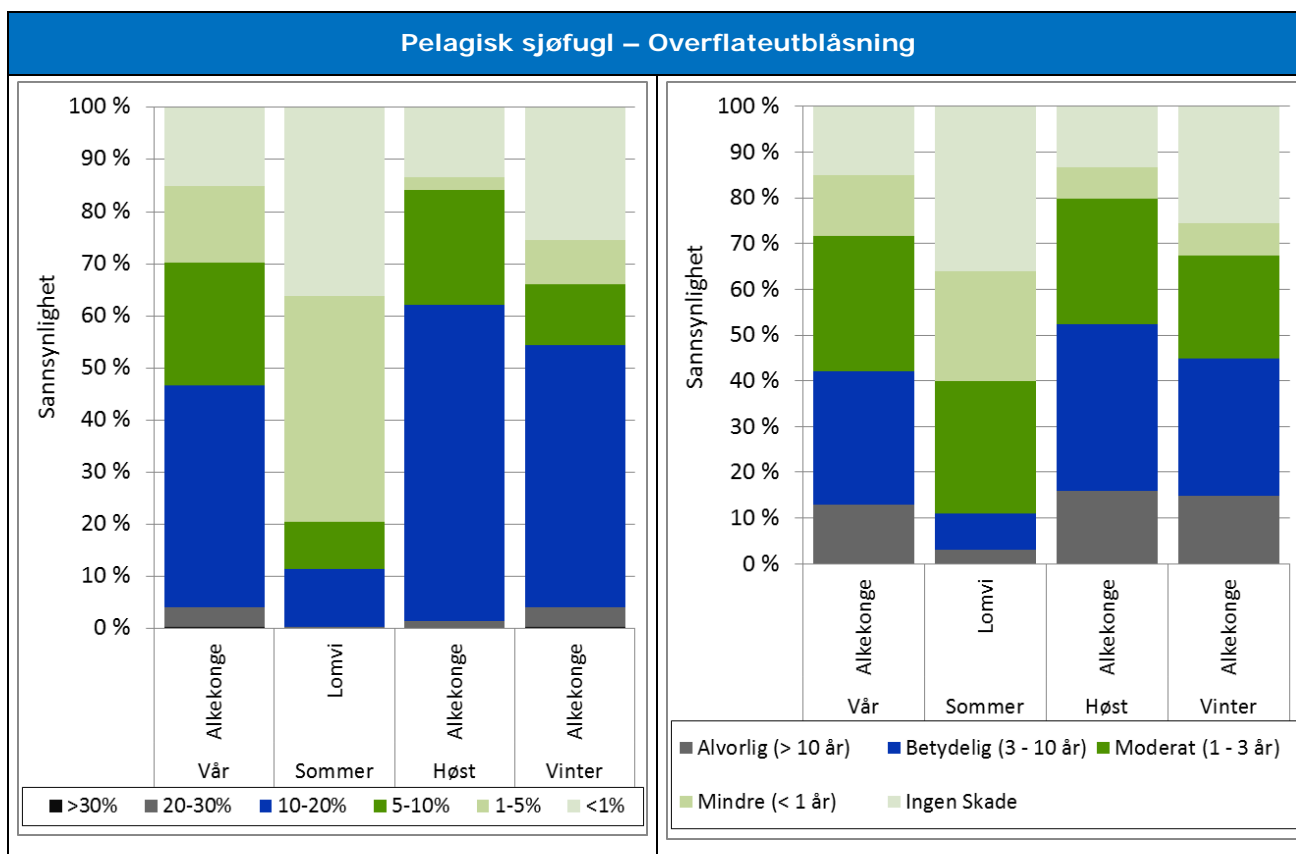
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

- 43 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (lomvi – sommer).
- 24 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (alkekonge – vår).
- 61 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (alkekonge – høst).
- 4 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen (alkekonge –vinter).
- <0,5 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen (alkekonge – vår).

Dette gir følgende sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 24 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (lomvi – sommer).
- 30 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (alkekonge –vår).
- 37 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (alkekonge – høst).
- 16 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (alkekonge – høst).

Miljørisiko beregnes deretter ved å kombinere sannsynlighet for de ulike miljøskadene med frekvensen for utblåsning på feltet, og måles deretter opp mot Statoils akseptkriterier for miljøskade. Dette er vist i kapittel 6.2 med månedlig oppløsning og i kapittel 6.3 for året.



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

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

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

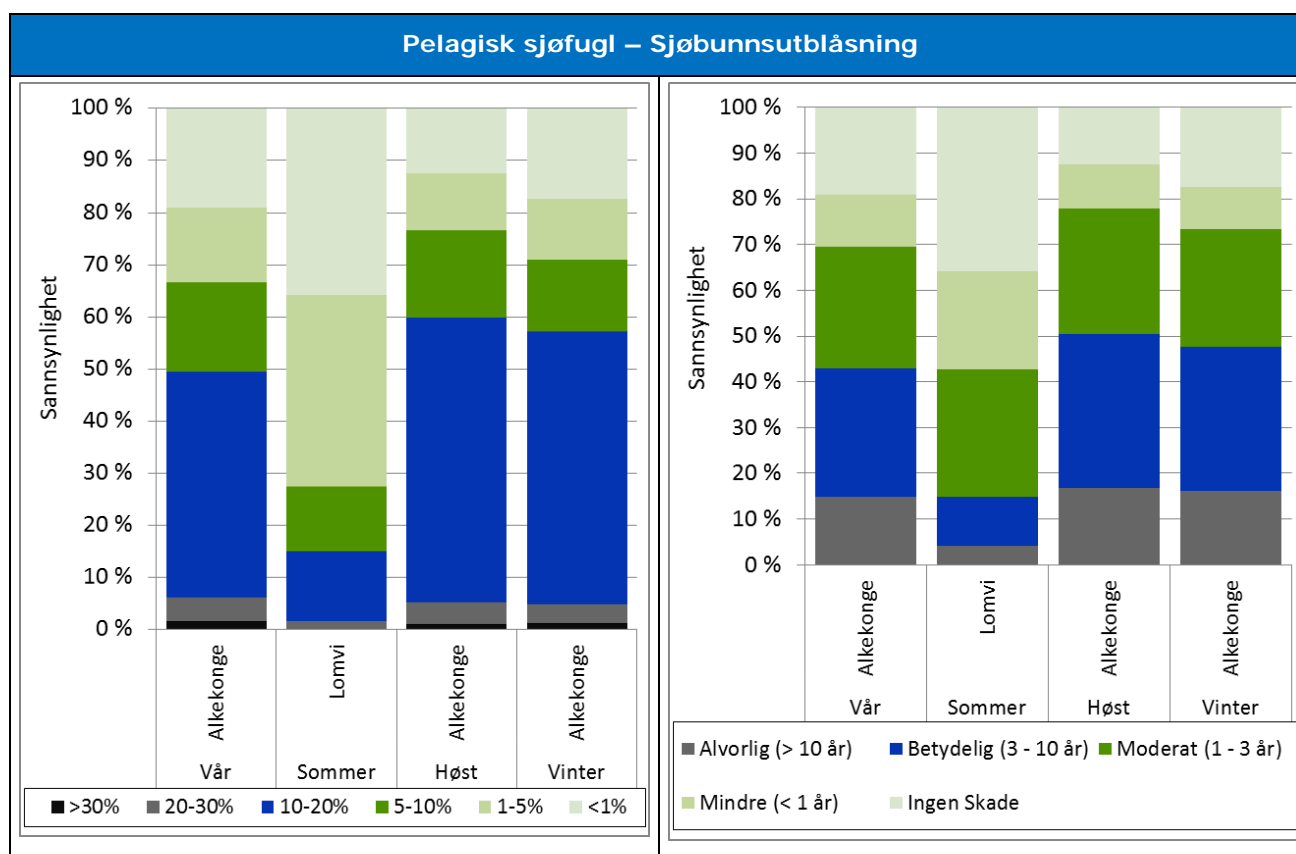
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

- 37 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (lomvi – sommer).
- 17 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (alkekonge – vår).
- 55 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (alkekonge – høst).
- 5 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen (alkekonge – vår).
- 2 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen (alkekonge – vår).

Dette gir følgende sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 22 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (lomvi – sommer).

- 28 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (lomvi – sommer).
- 34 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (alkekonge – høst).
- 17 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (alkekonge – høst).



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

6.1.2 Kystnære sjøfugl (Regionale data)

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

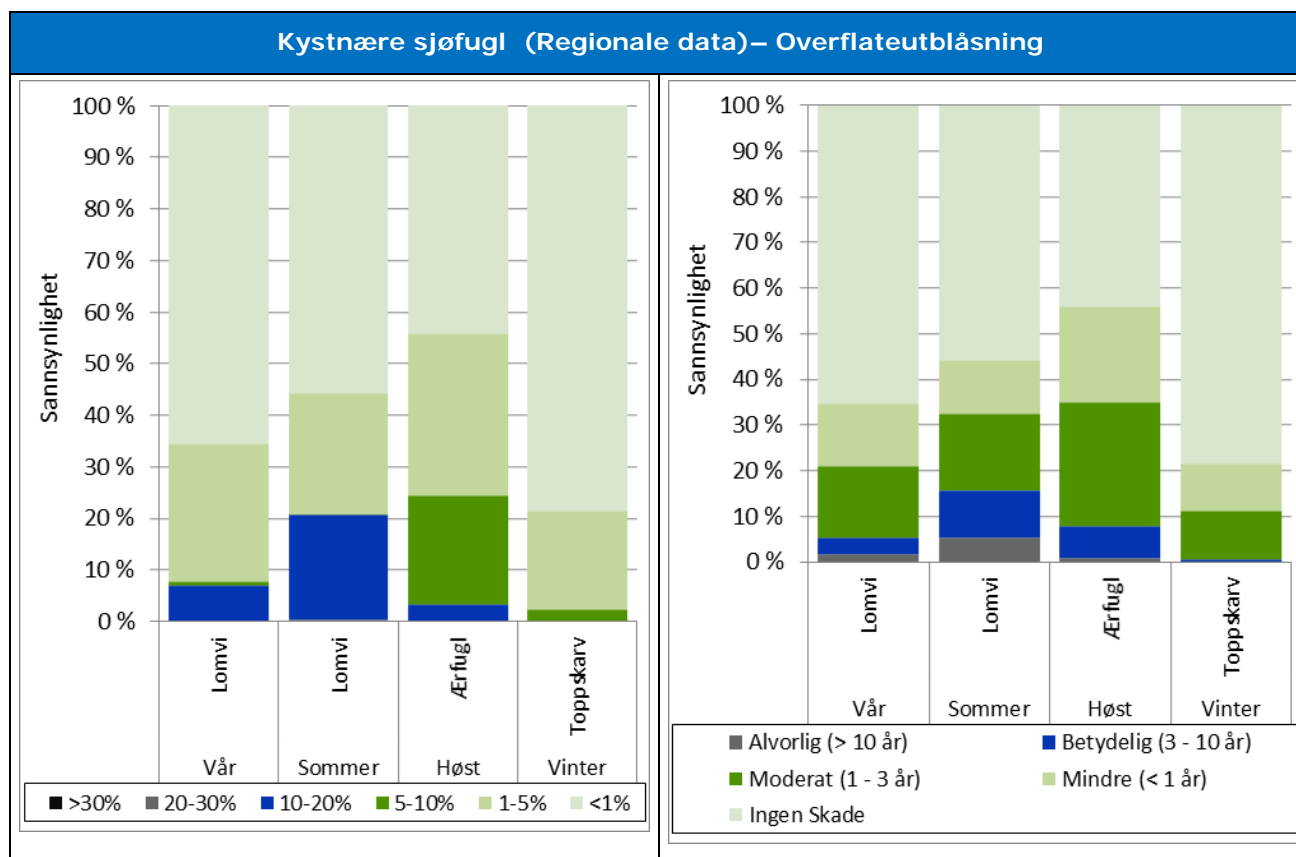
Hekkebestanden av *lomvi* er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om våren og sommeren, mens *ærfugl* har høyest sannsynlighet for bestandstap om høsten og *toppskarv* har høyest sannsynlighet for bestandstap om vinteren.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

- 32 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (ærfugl – høst).
- 21 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (ærfugl – høst).
- 21 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (lomvi – sommer).
- <0,5 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen (lomvi – sommer).
- <0,5 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen (lomvi – sommer).

Dette gir følgende sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 21 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (ærfugl – høst).
- 27 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (ærfugl – høst).
- 10 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (lomvi – sommer).
- 5 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (lomvi – sommer).



Figur 6-3 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av *kystnære sjøfugl (Regionale data)* dør gitt en *overflateutblåsning* fra *Snorre-feltet* presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen.

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

Hekkebestanden av *lomvi* er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om våren og sommeren, mens *ærfugl* har høyest sannsynlighet for bestandstap om høsten og *toppskarv* har høyest sannsynlighet for bestandstap om vinteren.

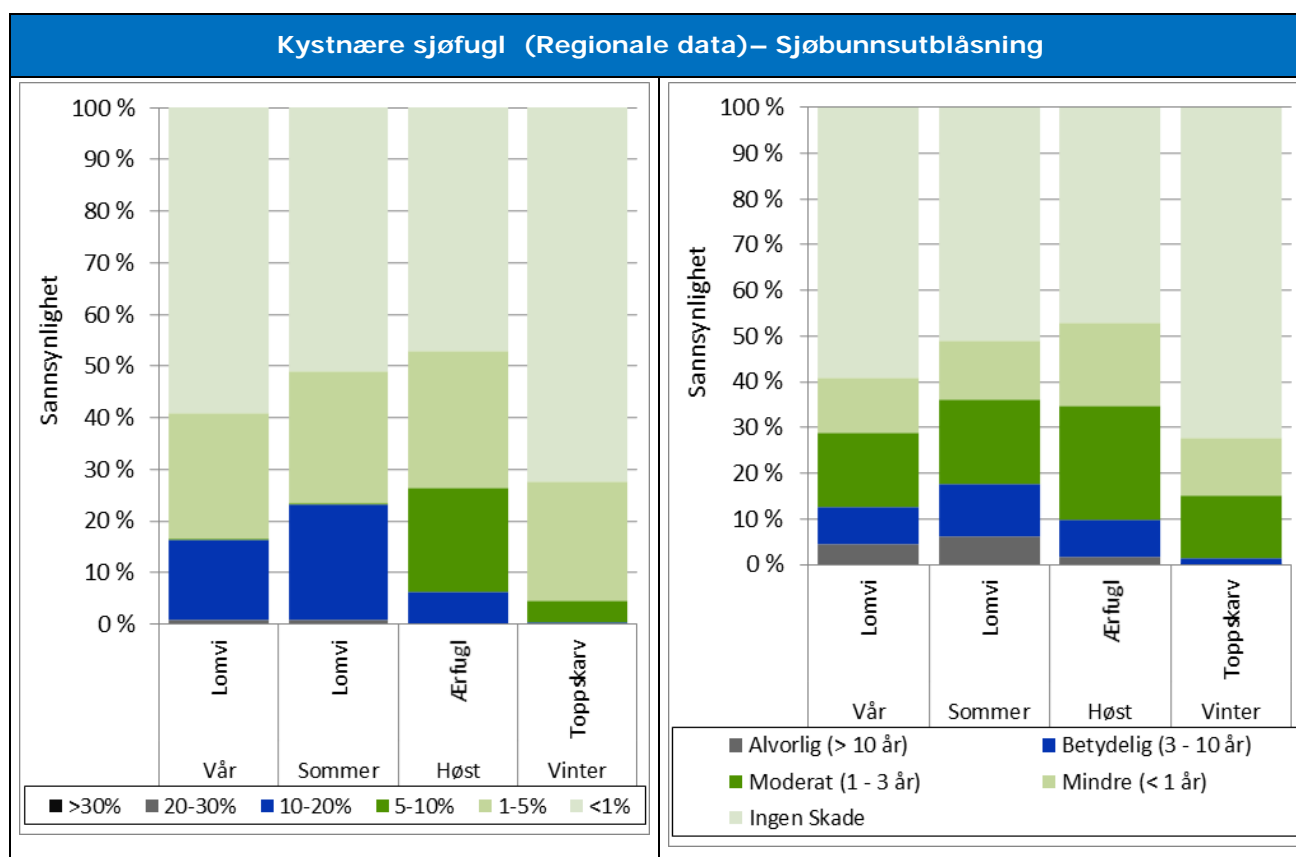
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

- 27 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (ærfugl – høst).
- 20 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (ærfugl – høst).
- 22 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (lomvi – sommer).

- 1 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen (lomvi – vår).
- <0,5 % sannsynlighet for tap av >30 % av populasjonen (lomvi – sommer).

Dette gir følgende sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 18 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (ærfugl – høst).
- 25 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (ærfugl – høst).
- 12 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (lomvi – sommer).
- 6 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (lomvi – sommer).



Figur 6-4 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av *kystnære sjøfugl (Regionale data)* dør gitt en *sjøbunnsutblåsning* fra *Snorre- feltet* presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen.

6.1.3 Kystnære sjøfugl (Nasjonale data)

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

Hekkebestanden av *havsule* er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om våren og sommeren, mens *ærfugl* har høyest sannsynlighet for bestandstap om høsten og *toppskarv* har høyest sannsynlighet for bestandstap om vinteren.

Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

- 38 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (ærfugl – høst).

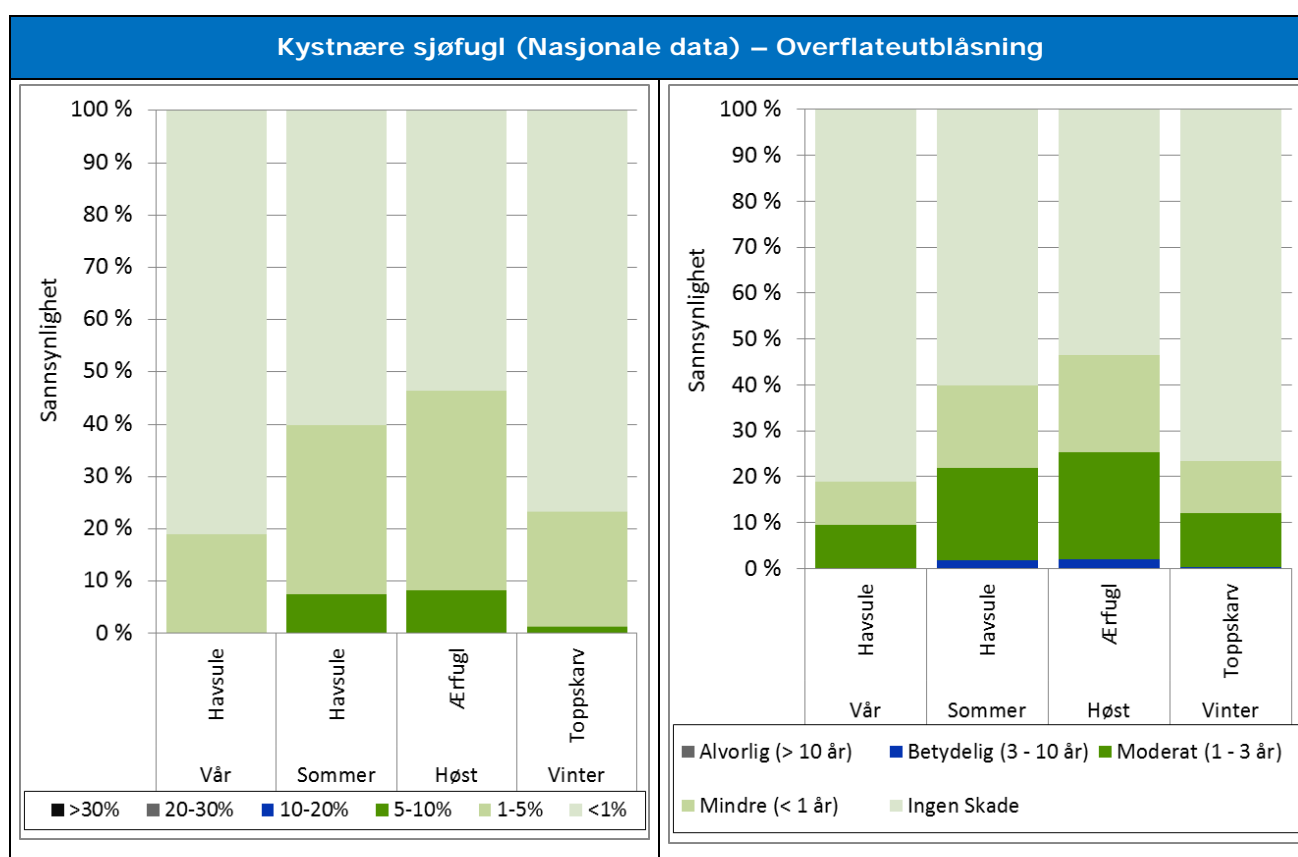
- 8 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (ærfugl – høst).
- <0,5 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (ærfugl – høst).

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

Dette gir følgende sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 21 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (ærfugl – høst).
- 23 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (ærfugl – høst).
- 2 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (ærfugl – høst).

Det er ingen sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade.



Figur 6-5 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av *kystnære sjøfugl* (Nasjonale data) dør gitt en *overflateutblåsning* fra *Snorre-feltet* presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen.

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

Hekkebestanden av *havsule* er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om våren og sommeren, mens *ærfugl* har høyest sannsynlighet for bestandstap om høsten og *toppskarv* har høyest sannsynlighet for bestandstap om vinteren.

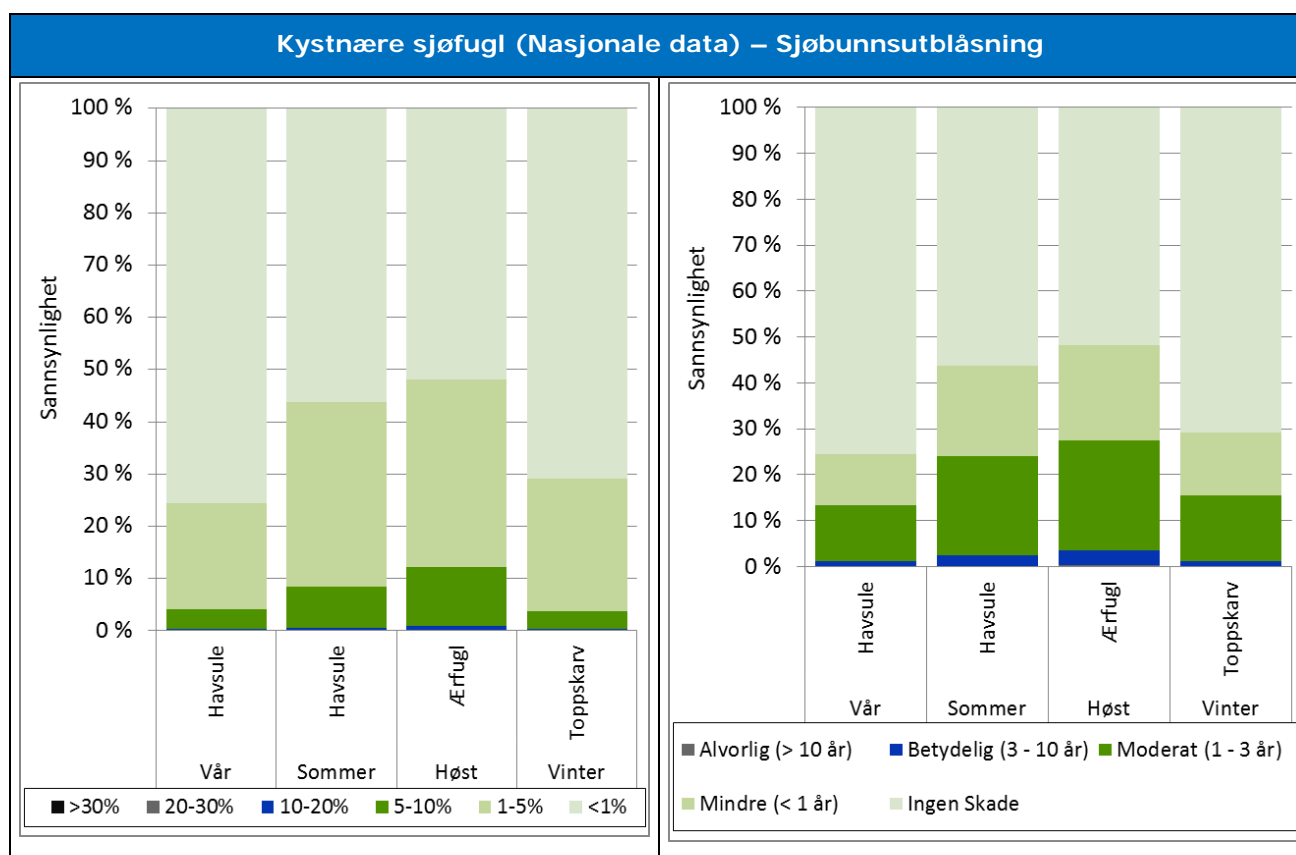
Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

- 36 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (ærfugl – høst).
- 11 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (ærfugl – høst).
- 1 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (ærfugl – høst).

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

Dette gir følgende sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid:

- 21 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (ærfugl – høst).
- 24 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (ærfugl – høst).
- 3 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (ærfugl – høst).
- <0,5 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (ærfugl – høst).



Figur 6-6 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av *kystnære sjøfugl* (Nasjonale data) dør gitt en *sjøbunnsutblåsning* fra *Snorre- feltet* presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen.

6.1.4 Marine pattedyr

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade - overflateutblåsning - Figur 6-7.

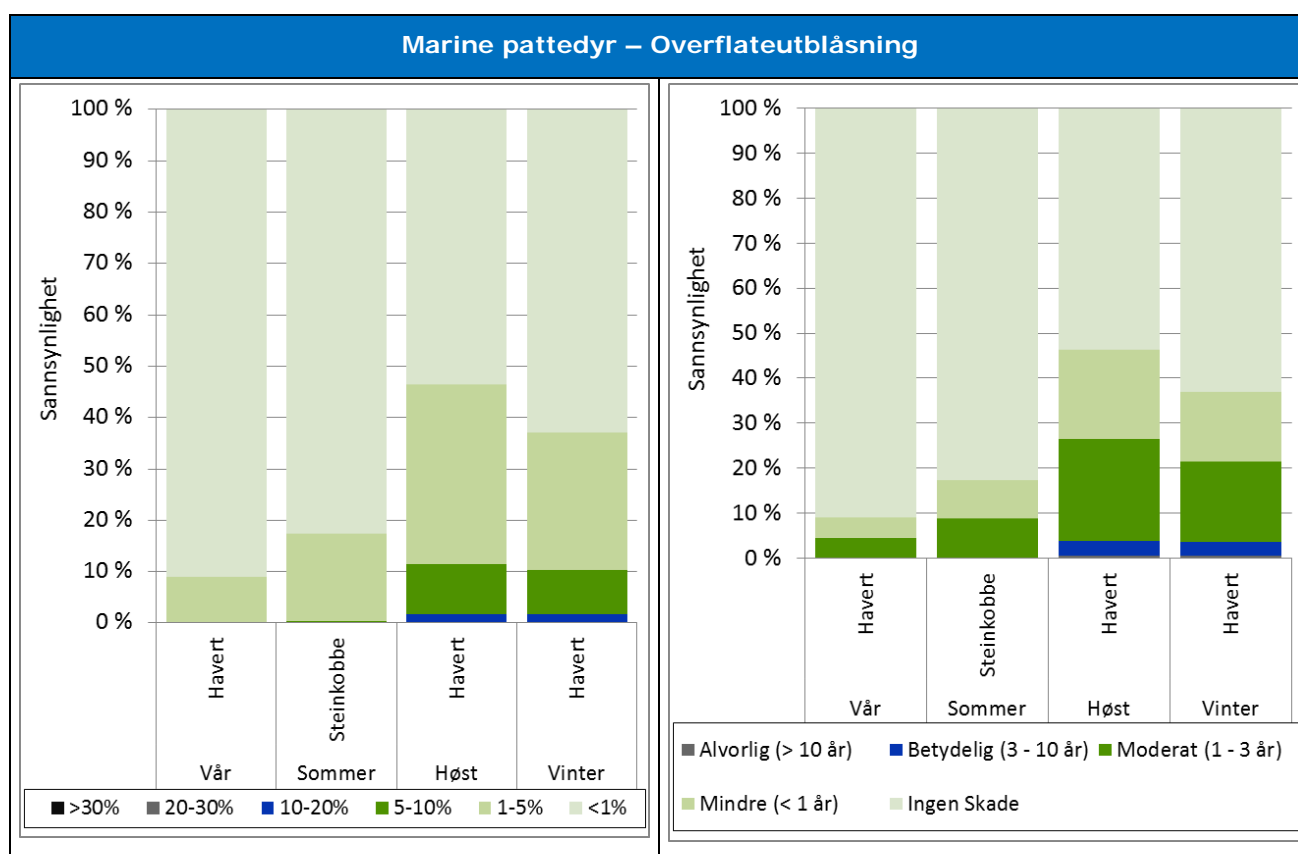
Havert er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om våren, høsten og vinteren, mens *steinkobbe* har høyest sannsynlighet for bestandstap om sommeren. Oter har lavere sannsynlighet for bestandstap i alle sesonger (se Appendix E). Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

- 35 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (havert - høst).
- 10 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (havert - høst).
- 2 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (havert - vinter).

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

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

- 20 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (høst).
- 23 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (høst).
- 3 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (høst).
- <0,5 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (vinter).



Figur 6-7 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av **marine pattedyr** dør gitt en **overflateutblåsning** fra **Snorre- feltet** presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen.

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade - sjøbunnsutblåsning - Figur 6-8.

Havert er arten med høyest sannsynlighet for bestandstap om våren, høsten og vinteren, mens *steinkobbe* har høyest sannsynlighet for bestandstap om sommeren. Oter har lavere sannsynlighet for bestandstap i alle sesonger (se Appendix E). Størst sannsynlighet for tapsandeler er beregnet til:

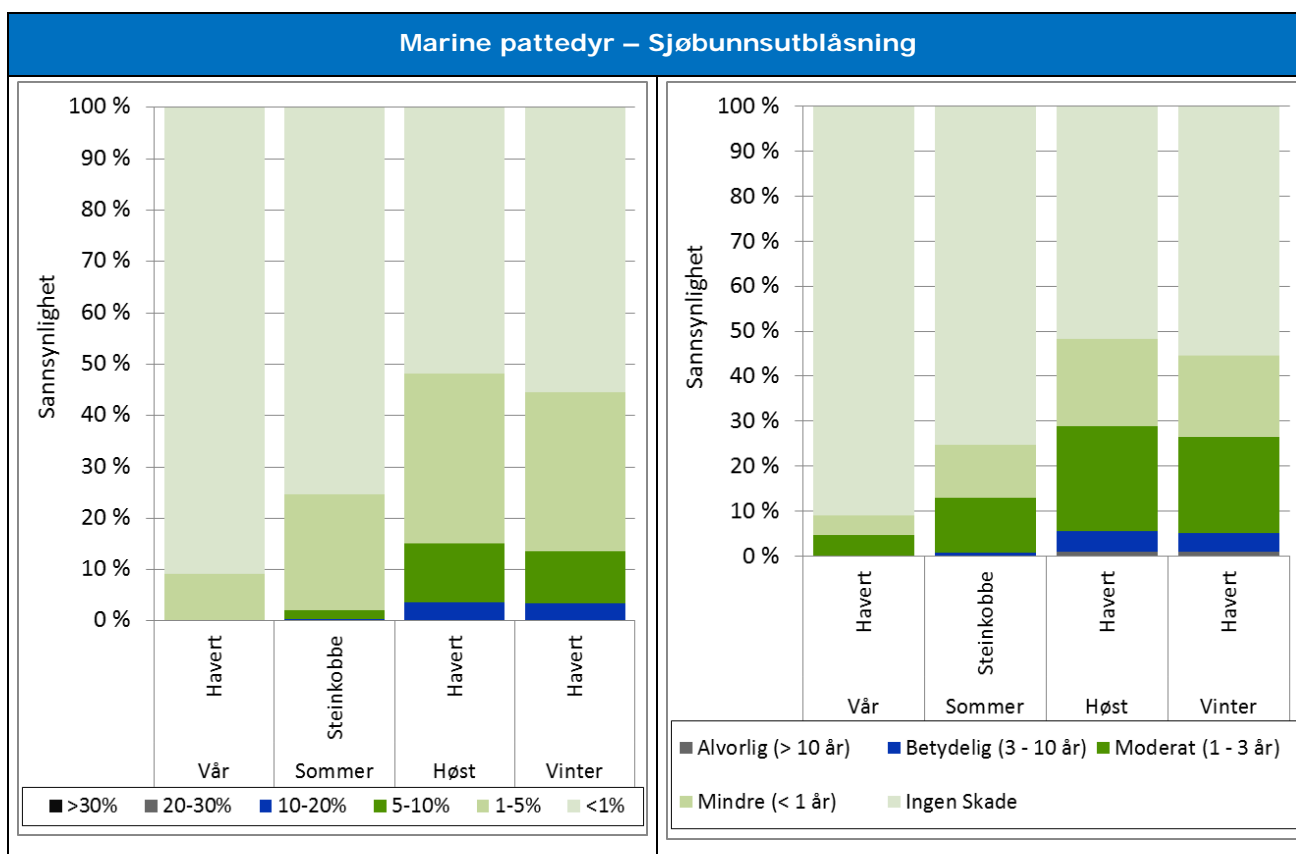
- 33 % sannsynlighet for tap av 1-5 % av populasjonen (havert - høst).

- 11 % sannsynlighet for tap av 5-10 % av populasjonen (havert - høst).
- 4 % sannsynlighet for tap av 10-20 % av populasjonen (havert - vinter).
- <0,5 % sannsynlighet for tap av 20-30 % av populasjonen (havert - vinter).

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

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

- 19 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade (høst).
- 23 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade (høst).
- 5 % sannsynlighet for *Betydelig* miljøskade (høst).
- 1 % sannsynlighet for *Alvorlig* miljøskade (høst).



Figur 6-8 Sannsynlighet for at en gitt andel av utslagsgivende bestand av **marine pattedyr** dør gitt en **sjøbunnsutblåsning** fra **Snorre- feltet** presentert sesongvis. Bestandstapene er beregnet per måned, og måneden med høyest utslag for hver VØK innenfor en sesong representerer sesongen.

6.1.5 Strandhabitat

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade - overflateutblåsning - Figur 6-9.

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

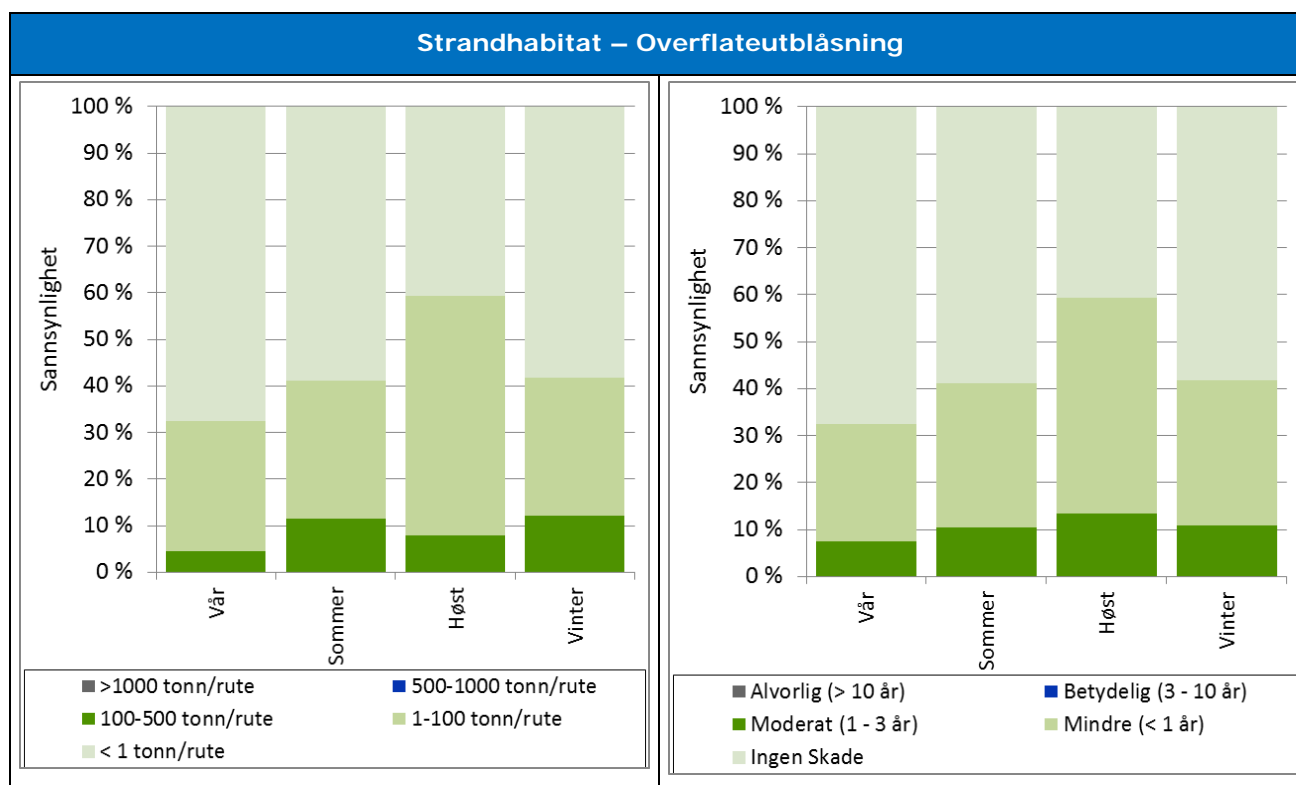
- 52 % sannsynlighet for treff av 1-100 tonn olje per rute (høst).
- 12 % sannsynlighet for treff av 100-500 tonn olje per rute (vinter).

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

Dette gir følgende sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid om høsten:

- 46 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade.
- 13 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade.

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



Figur 6-9 Sannsynlighet for treff av ulike oljemengder i verst berørte **strandhabitat** gitt en **overflateutblåsning** fra **Snorre- feltet** presentert sesongvis.

Sannsynlighet for bestandstap og miljøskade - sjøbunnsutblåsning - Figur 6-10.

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

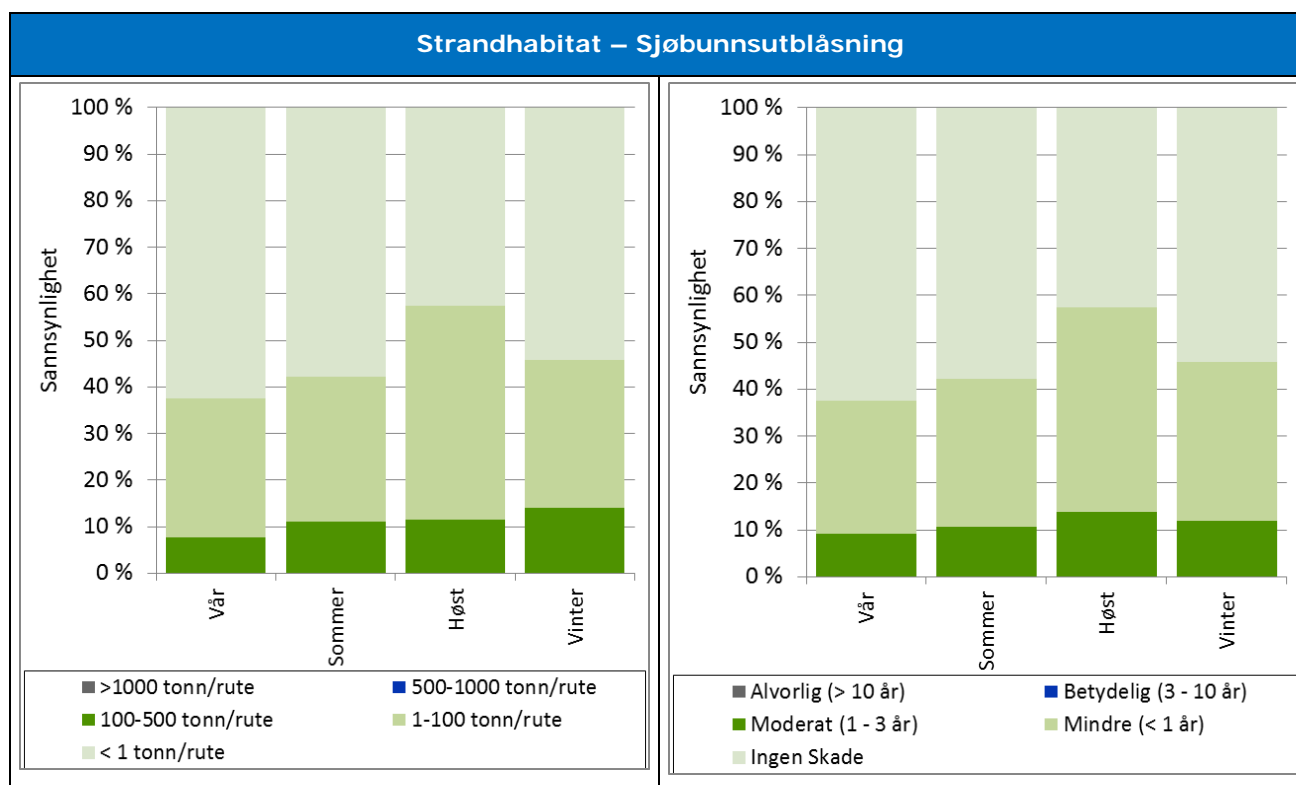
- 46 % sannsynlighet for treff av 1-100 tonn olje per rute (høst).
- 14 % sannsynlighet for treff av 100-500 tonn olje per rute (vinter).

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

Dette gir følgende sannsynligheter for skade i form av restitusjonstid om høsten:

- 44 % sannsynlighet for *Mindre* miljøskade.
- 14 % sannsynlighet for *Moderat* miljøskade.

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



Figur 6-10 Sannsynlighet for treff av ulike oljemengder i verst berørte **strandhabitat** gitt en **sjøbunnsutblåsning** fra **Snorre-feltet** presentert sesongvis.

6.1.6 Tapsandeler av fiskeegg og fiskelarver

Det er gjennomført modellering av mulige tapsandeler av fiskeegg og fiskelarver for henholdsvis torsk og sild. Analysen er kjørt på utblåsningsratene 5530 Sm³/døgn for overflateutblåsning og 5566 Sm³/døgn for sjøbunnsutblåsning, begge med 14 døgns varighet. Analysene viste ingen sannsynlighet for tapsandeler av torsk eller sild over 0,5 %, og således ingen kvantifiserbare effekter. Eventuelle effekter anses dermed som neglisjerbare og tas ikke videre i miljørisikoberegningene.

6.2 Månedlig miljørisiko gitt en utblåsning fra Snorre-feltet

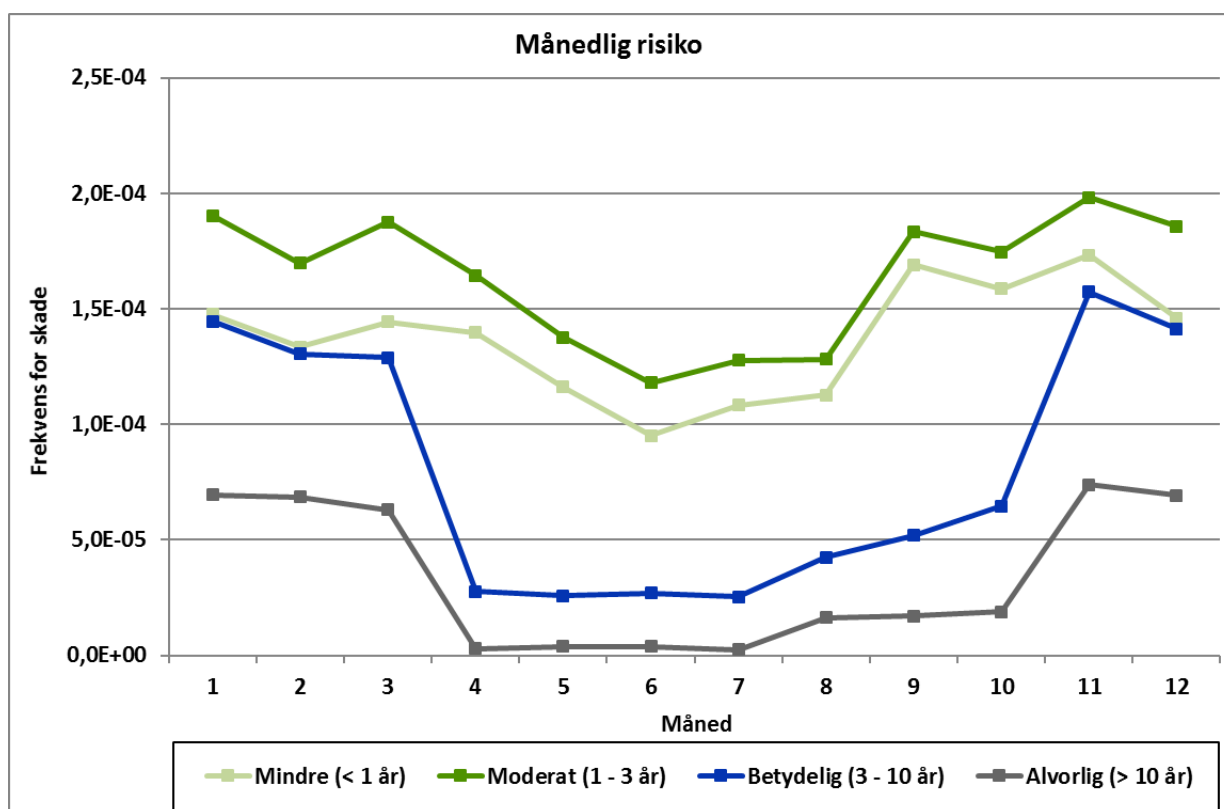
Miljørisiko er beregnet som skadefrekvenser per måned per VØK-gruppe (sjøfugl pelagiske/kystnære, marine pattedyr og strandhabitat), der høyeste utslag i hver skadekategori i hver måned presenteres. De månedlige bidragene er deretter summert til årlig miljørisiko og målt mot Statoils feltspesifikke akseptkriterier (se kap. 6.3).

6.2.1 Pelagiske sjøfugl

Månedlige miljørisikobidrag forbundet med utblåsning ved produksjon ved Snorre feltet er vist i Figur 6-11 for pelagisk sjøfugl som frekvens for skade.

Figuren viser at det er høyest frekvens for *Moderat* miljøskade hele året igjennom, og risikonivået gjør et markant dropp i perioden mars-august. I denne perioden trekker en stor andel av de pelagisk sjøfuglartene inn mot kysten for å hekke, og er således mindre utsatt i åpent hav. Høyeste skadefrekvens er beregnet for *Moderat* miljøskade i november med $2,0 \times 10^{-4}$.

Årlig skadefrekvens (summen av skadefrekvens for alle 12 måneder) for moderat miljøskade er $2,0 \times 10^{-3}$, dvs. én hendelse per om lag 509 år med drift.



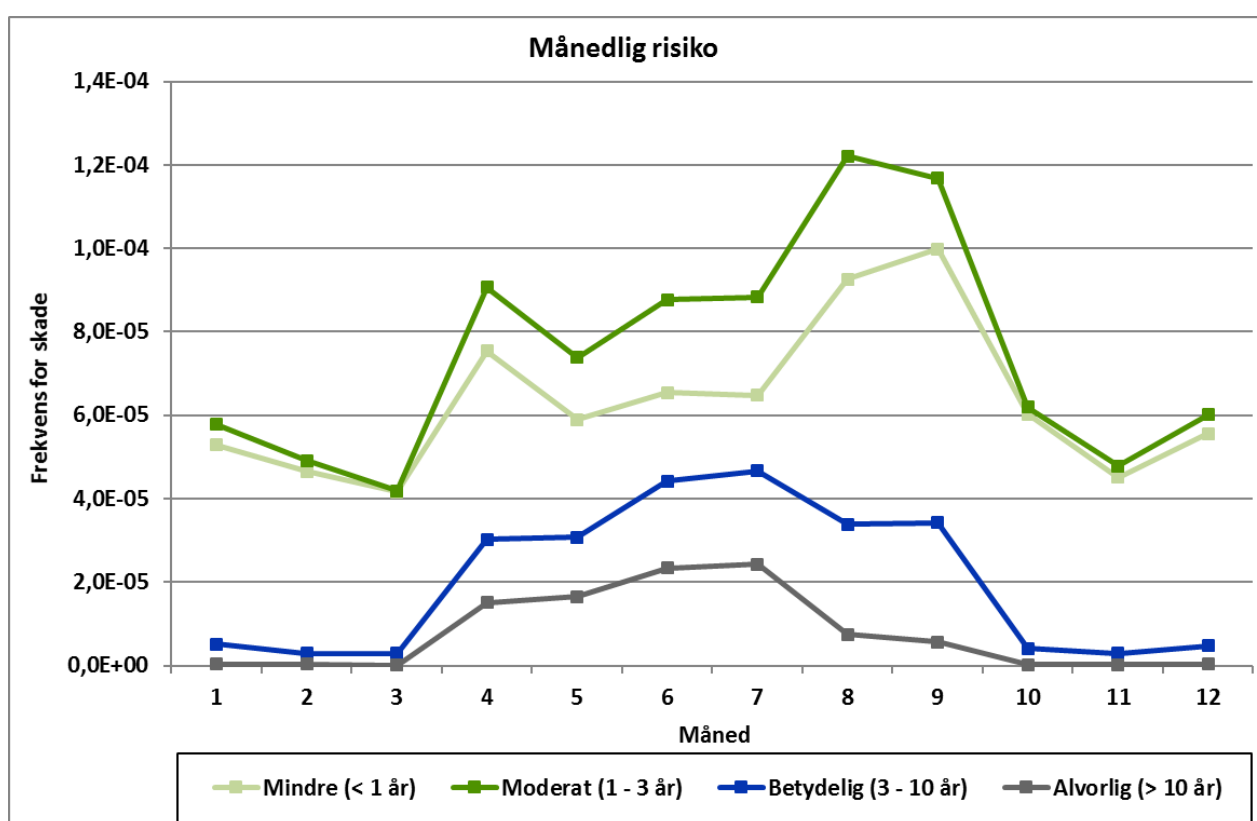
Figur 6-11 Månedlige miljørisikobidrag for pelagiske sjøfugl forbundet med utblåsning fra Snorre feltet. De fire skadekategoriene ; Mindre (<1år), Moderat (1-3 år), Betydelig (3-10 år) og Alvorlig (>10 år) er vist i figuren.

6.2.2 Kystnære sjøfugldata (Regionale data)

Månedlige miljørisikobidrag forbundet med utblåsning ved produksjon ved Snorre feltet er vist i Figur 6-12 for kystnære sjøfugldata (regionale data) som frekvens for skade.

Figuren viser at det er høyest frekvens for *Moderat* miljøskade hele året igjennom, og risikonivået gjør et markant økning i perioden mars-august. I denne perioden trekker en stor andel av de pelagisk sjøfuglartene inn mot kysten for å hekke, og er således mindre utsatt i åpent hav. Høyeste skadefrekvens er beregnet for *Moderat* miljøskade i september med $1,0 \times 10^{-4}$.

Årlig skadefrekvens (summen av skadefrekvens for alle 12 måneder) for moderat miljøskade er $9,0 \times 10^{-4}$, dvs. én hendelse per om lag 1110 år med drift.



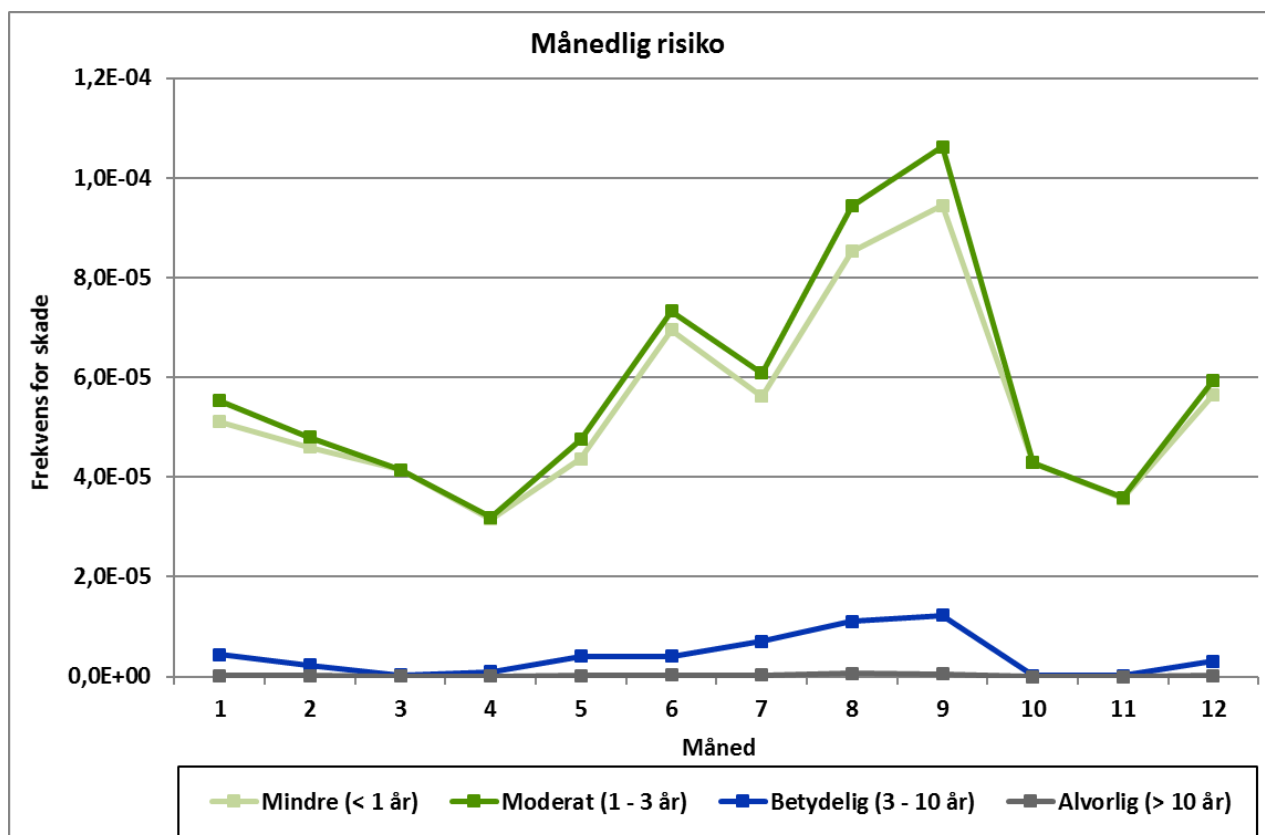
Figur 6-12 Månedlige miljørisikobidrag for kystnære sjøfugldata (regionale data) forbundet med utblåsning fra Snorre feltet. De fire skadekategoriene ; Mindre (<1år), Moderat (1-3 år), Betydelig (3-10 år) og Alvorlig (>10 år) er vist i figuren.

6.2.3 Kystnære sjøfugldata (Nasjonale data)

Månedlige miljørisikobidrag forbundet med utblåsning ved produksjon ved Snorre feltet er vist i Figur 6-12 for kystnære sjøfugldata (nasjonale data) som frekvens for skade.

Figuren viser at det er høyest frekvens for *Moderat* miljøskade hele året igjennom, og risikonivået gjør et markant økning i perioden april-oktober. I denne perioden trekker en stor andel av de pelagisk sjøfuglartene inn mot kysten for å hekke, og er således mindre utsatt i åpent hav. Høyeste skadefrekvens er beregnet for *Moderat* miljøskade i september med $1,1 \times 10^{-4}$.

Årlig skadefrekvens (summen av skadefrekvens for alle 12 måneder) for moderat miljøskade er $7,0 \times 10^{-4}$, dvs. én hendelse per om lag 1435 år med drift.



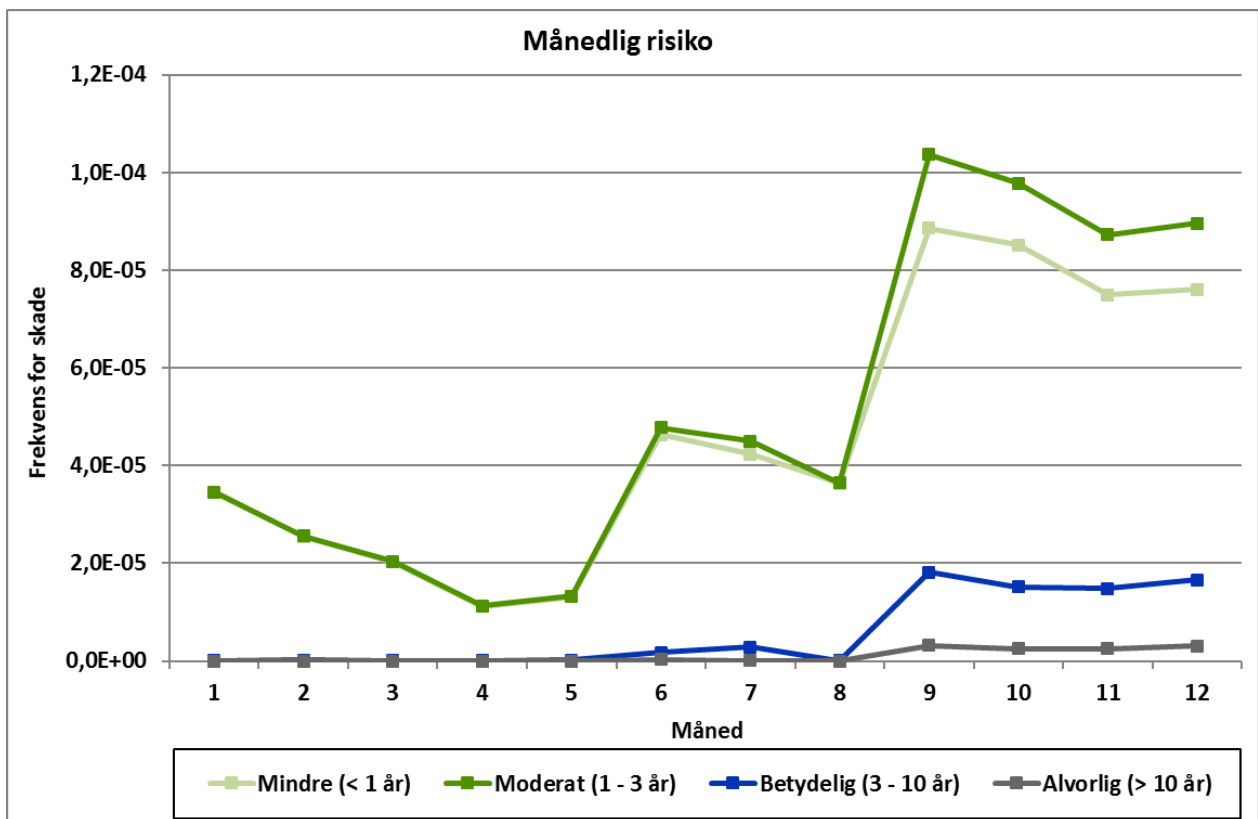
Figur 6-13 Månedlige miljørisikobidrag for kystnære sjøfugldata (nasjonale data) forbundet med utblåsning fra Snorre feltet. De fire skadekategoriene ; Mindre (<1år), Moderat (1-3 år), Betydelig (3-10 år) og Alvorlig (>10 år) er vist i figuren.

6.2.4 Marine pattedyr

Månedlige miljørisikobidrag forbundet med utblåsning ved produksjon ved Snorre feltet er vist i Figur 6-14 for marine pattedyr som frekvens for skade.

Resultatene viser at det er høyest frekvens for *Mindre* og *Moderat* miljøskade hele året igjennom, og risikonivået gjør en markant økning i mai-september. I denne perioden er det en større andel av marine pattedyr som oppholder seg i området. Høyeste skadefrekvens for *Moderat* miljøskade er beregnet i september med $1,0 \times 10^{-4}$.

Årlig skadefrekvens (summen av skadefrekvens for alle 12 måneder) for moderat miljøskade er $6,1 \times 10^{-4}$, dvs. én hendelse per om lag 1633 år med drift.



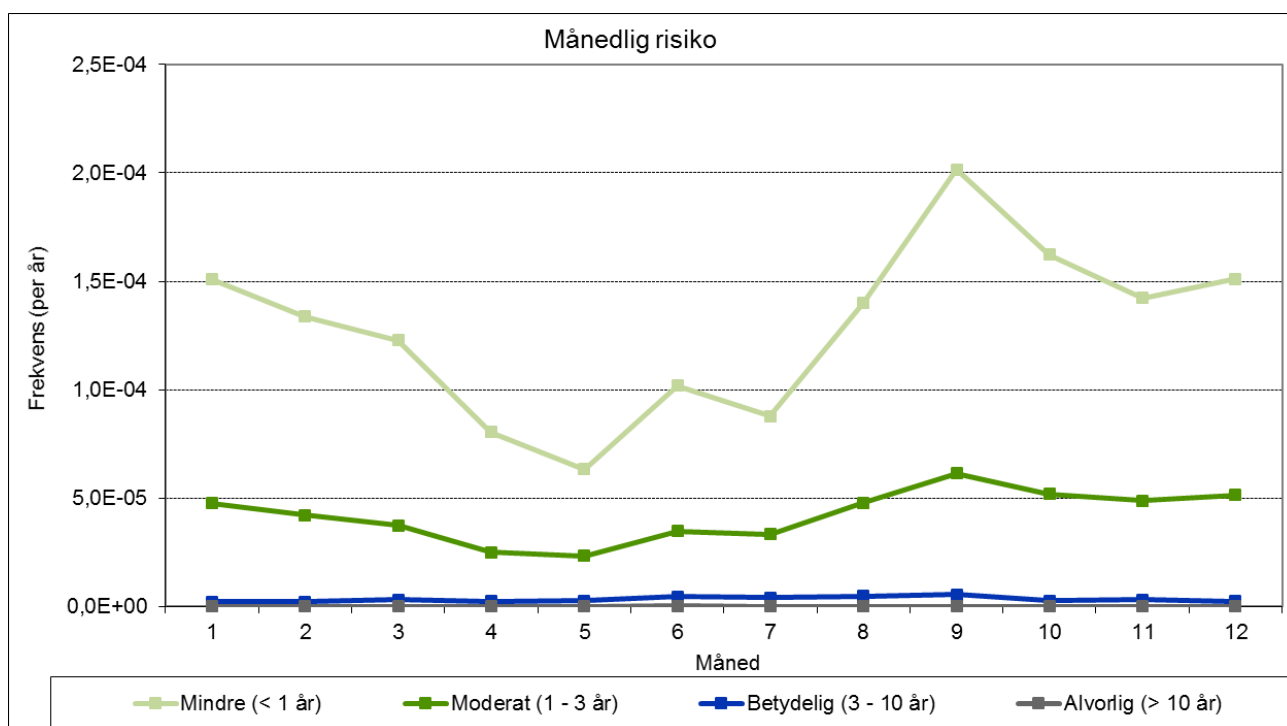
Figur 6-14 Månedlige miljørisikobidrag for marine pattedyr forbundet med utblåsning fra Snorre feltet. De fire skadekategoriene ; Mindre (<1år), Moderat (1-3 år), Betydelig (3-10 år) og Alvorlig (>10 år) er vist i figuren.

6.2.5 Strandhabitat

Månedlige miljørisikobidrag forbundet med utblåsning ved produksjon ved Snorre feltet er vist i Figur 6-15 for strandhabitat som frekvens for skade.

Resultatene viser at det er høyest frekvens for *Mindre* miljøskade hele året igjennom, og risikonivået gjør en økning i mai- september. Årsaken til at enkelte måneder slår høyere ut enn andre er på grunn av mengden olje som treffer strandhabitatruter er høyere i enkelte måneder, og dette skyldes variable vind- og strømforhold gjennom året. Høyeste skadefrekvens er beregnet for *Mindre* miljøskade i september med $2,0 \times 10^{-4}$.

Årlig skadefrekvens (summen av skadefrekvens for alle 12 måneder) for *Mindre* miljøskade er $1,5 \times 10^{-3}$, dvs. én hendelse per om lag 660 år med drift.

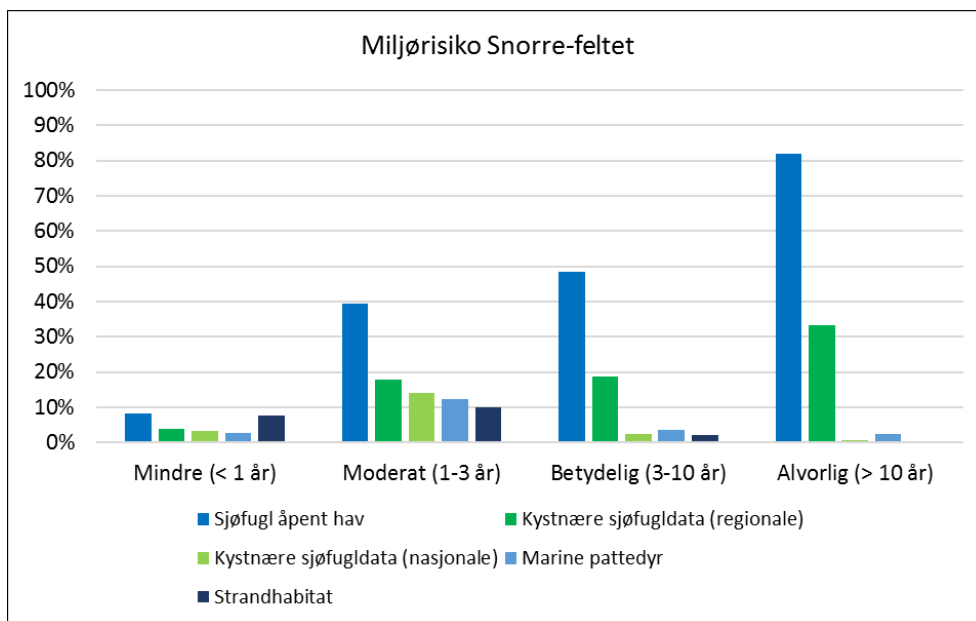


Figur 6-15 Månedlige miljørisikobidrag for strandhabitat forbundet med utblåsning fra Snorre feltet. De fire skadekategoriene ; Mindre (<1år), Moderat (1-3 år), Betydelig (3-10 år) og Alvorlig (>10 år) er vist i figuren.

6.3 Årlig miljørisiko gitt en utblåsning fra Snorre-feltet

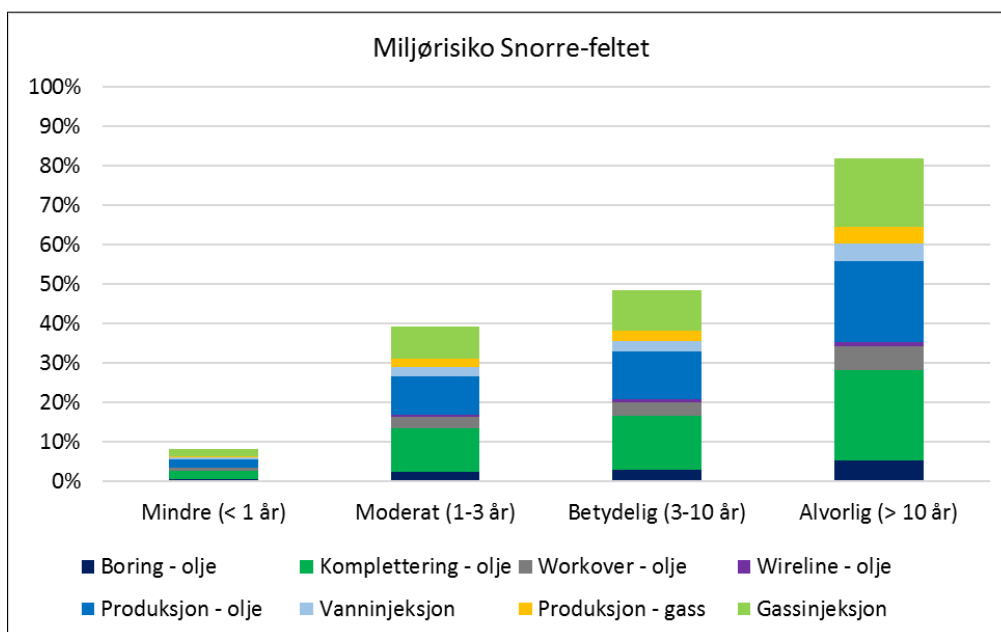
Den årlige miljørisikoen for Snorre-feltet er presentert for året 2022 som regnes som et år med høy aktivitet for Snorre-feltet, som inkluderer Snorre A + Snorre Expansion Project (SEP), Snorre B og Vigdis. Den forventede aktiviteten inkluderer boring og komplettering av nye oljeprodusenter, oljebrønner i produksjon med tilhørende brønnoperasjoner som workover og wireline, vanninjeksjonsbrønner som støtter oljeprodusentene, gassbrønner i produksjon og gassinjeksjon som støtter gassprodusentene.

Det er pelagiske sjøfugl som er dimensjonerende for miljørisikoen i alle skadekategorier. Pelagiske sjøfugl har høyeste bidrag med inntil 82 % av akseptkriteriet for alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid) (alkekonge og lomvi). Figur 6-16 viser miljørisiko for de ulike gruppene av miljøressurser inkludert i analysen; pelagisk sjøfugl, kystnære sjøfugldata (regionale og nasjonale), marine pattedyr og strandhabitater.

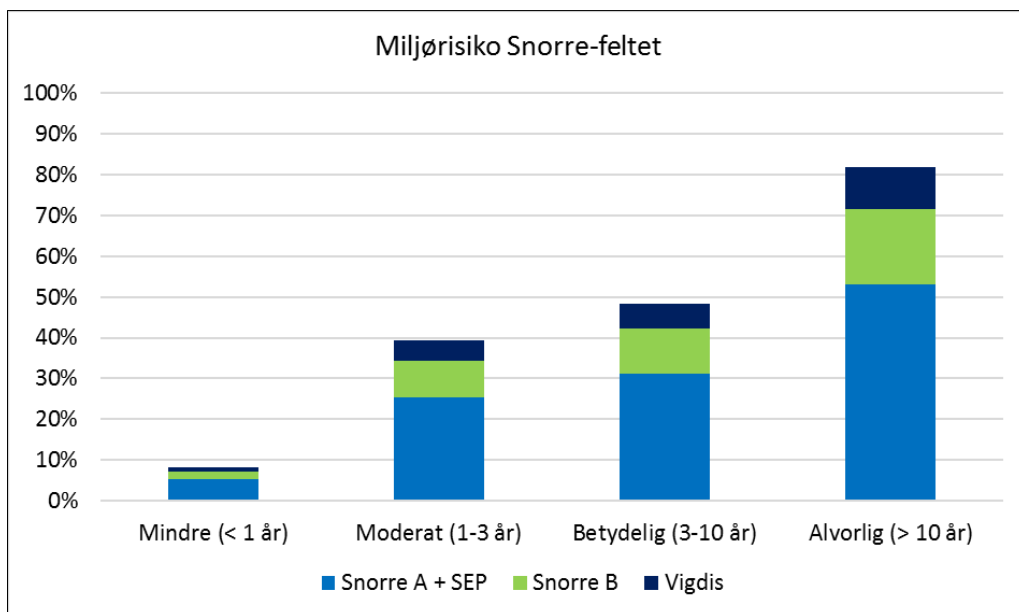


Figur 6-16 Årlig miljørisiko for de ulike VØK-gruppene som andel av de feltspesifikke akseptkriteriene, for Snorre-feltet i 2022 (høyaktivitetsår). Pelagiske sjøfugl er dimensjonerende for miljørisiko i alle skadekategorier.

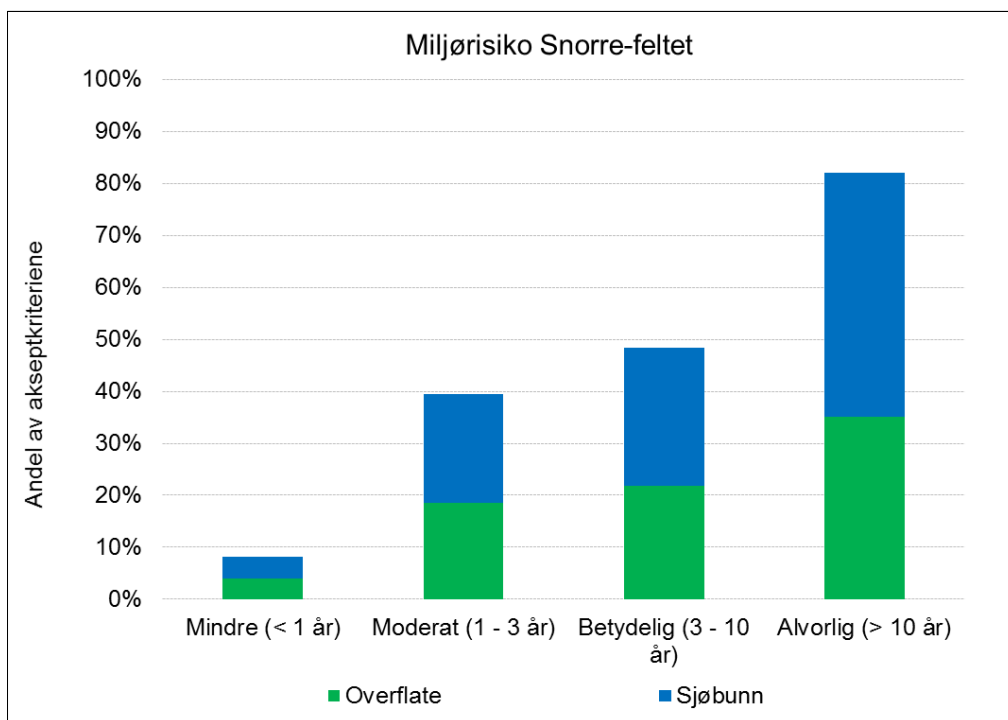
Den samlede miljørisikoen på Snorre-feltet i 2022 er høy, og maksimalt 82 % som andel av Statoils feltspesifikke akseptkriterier i *Alvorlig* skadekategori (>10 års restitusjonstid). Figur 6-17 viser årlig miljørisiko med bidragene fra de ulike aktivitetene på feltet. Det er komplettering av oljebrønner, oljeproducenter og gassinjeksjonsbrønnene som bidrar mest til risikoen. Figur 6-18 viser årlig miljørisiko med bidrag fra de ulike feltene/installasjonene som er inkludert i analysen (Snorre A + SEP, Snorre B og Vigdis), og Figur 6-19 viser årlig miljørisiko med bidrag fra overflate- og sjøbunnsaktivitet ved feltet.



Figur 6-17 Årlig miljørisiko på Snorre-feltet vist som andel av akseptkriteriet med bidrag fra de ulike aktivitetene på feltet i et høyaktivitetsår.



Figur 6-18 Årlig miljørisiko på Snorre-feltet vist som andel av akseptkriteriet med bidrag fra de ulike feltene/installasjonene som er inkludert i analysen av Snorre-feltet. Snorre A + Snorre Expansion Project (SEP), Snorre B og Vigdis.



Figur 6-19 Årlig miljørisiko på Snorre-feltet vist som andel av akseptkriteriet med bidrag fra overflate- og sjøbunnsaktivitet på feltet.

Resultatene i analysen viser at miljørisikoen for alle modellerte scenarier på Snorre-feltet ligger innenfor Statoils feltspesifikke akseptkriterier for høyaktivitetsåret 2022. Det kan dermed konkluderes med at den planlagte aktiviteten ved Snorre-feltet er akseptabel sett i forhold til Statoils akseptkriterier for feltspesifikk miljørisiko gjennom året.

7 REFERANSER

- Acona, Akvaplan-niva og DNV GL, 2016: Oljedriftsmodellering for standard miljørisikoanalyser ved bruk av OSCAR – beste praksis.
- Artsdatabanken, 2015. <http://www.artsdatabanken.no>. Nasjonal kunnskapskilde for biologisk mangfold. Norske Rødliste for arter 2015.
- Bjørn, T.H., 2000. Oteren i Finnmark. En kartlegging av oterbestanden i Finnmark ved bruk av sportegnetmetoden. Rapport fra Fylkesmannen i Finnmark, miljøvernnavdelingen. Rapport 1-2000.
- DN & HI, 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Arealrapport med miljø- og naturressursbeskrivelse. Fisken og Havet 6-2007. 156 s.
- Johansen Ø., D. I., 2006. Implementation of the near-field module in the ERMS model, Technical report, SINTEF.
- Johansen, 2010. [Personal communication with Ø. Johansen].
- Lloyd's, 2017. Blowout and well release frequencies based on SINTEF offshore blowout database 2016. Report no: 19101001-8/2017/R3. Rev: Draft A. Date 25 February 2017.
- OLF, 2007. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA) – revisjon 2007. OLF rapport, 2007.
- OLF, 2008. Metodikk for miljørisiko på fisk ved akutte oljeutslipp. DNV rapport 2007-2075. (pp. 87s).
- 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.
- SINTEF, 2004. Snorre TLP, Snorre B og Vigdis oljene- Forvitringsegenskaper relatert til beredskapstiltak. SINTEF rapport STF66 F04041.
- Statoil, 2017. Blowout Scenario Analysis – Input to the update of the environmental risk analysis for Snorre. Technical note from Kari Apneseth, dated June 20th 2017.
- SVIM archive, 2015. <ftp://ftp.met.no/projects/SVIM-public/SVIMresults/>
- Vikebø m. fl., 2009. Havforskningsinstituttets larvedriftsmodell: <http://www.imr.no/larvedrift/larve.html>.



APPENDIX A

Inngangsdata fra Statoil for Snorre-feltet inkludert Snorre SEP

Tittel: Snorre blowout scenario analysis		
Dokumentnr.:	Kontrakt:	Prosjekt:

Gradering: Internal	Distribusjon: Fritt i Statoilkonsernet
Utløpsdato: 2018-09-21	Status: Draft

Utgivelsesdato:	Rev. nr.:	Eksemplar nr.:
-----------------	-----------	----------------

Forfatter(e)/Kilde(r): Kari Apneseth	
Omhandler (fagområde/emneord):	
Merknader:	
Trer i kraft:	Oppdatering:
Ansvarlig for utgivelse:	Myndighet til å godkjenne fravik:

Fagansvarlig (organisasjonsenhet/ navn): TPD R&T FT SST TSW Kari Apneseth	Dato/Signatur: X _____
Utarbeidet (organisasjonsenhet/ navn):	Dato/Signatur: X _____
Anbefalt (organisasjonsenhet/ navn):	Dato/Signatur: X _____
Godkjent (organisasjonsenhet/ navn):	Dato/Signatur: X _____

Innhold

1	Summary	4
2	Introduction	5
3	Field specific information.....	5
4	Blowout scenarios and probabilities.....	6
4.1	Scenarios during drilling operations	6
4.2	Scenarios during completion, production and well intervention	6
4.3	Blowout probabilities	7
5	Blowout rates.....	9
6	Blowout duration.....	11
7	References	15

1 SUMMARY

This note presents a quantitative assessment of blowout risk related to the Snorre field. Blowout probability, flow rates and duration are quantified for application in the planned update of the Snorre environmental risk analysis (ERA).

Release point	Distribution surface/seabed	Rate (Sm ³ /d)	Duration (days) and probability distribution					Rate probability
			2	5	14	35	91	
Surface	46 %	3000	52,2 %	18,9 %	14,0 %	4,6 %	10,3 %	84 %
		5000						4 %
		5800						7 %
		9800						4 %
		10000						1 %
		14600						0 %
		17000						0 %
		17500						0 %
Seabed	54 %	800	40,3 %	18,8 %	17,9 %	7,6 %	15,4 %	40 %
		3000						33 %
		5000						7 %
		5800						9 %
		9800						5 %
		10000						2 %
		14800						2 %
		17000						2 %

2 INTRODUCTION

The purpose of this note is to provide input to the environmental risk analysis for Snorre regarding blowout probability, rates and duration. The planned ERA will be an update of the existing ERA for Snorre.

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

- Historical blowout statistics /1/
- Blowout and well leak frequencies /2/
- Calculated blowout rates from the reservoir, surface and seabed /4/, /5/, /6/, /7/
- Project specific input /3/
- Judgements and considerations in TPD R&T FT SST TSW and in dialogue with the relevant organisation.

3 FIELD SPECIFIC INFORMATION

Snorre is an oil field in the Tampen area in the northern part of the North Sea. The water depth in the area is 300-350 meters.

Snorre A is a tension leg platform for accommodation, drilling and processing located in the southern part of the field. The semi-submersible Snorre B platform is an integrated drilling, processing and accommodation platform located on the northern part of the field. The Vigdis field is developed with subsea templates, and the well stream is transported to the Snorre A platform for further processing.

4 BLOWOUT SCENARIOS AND PROBABILITIES

4.1 Scenarios during drilling operations

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

1. *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 half the pay zone depth. Represents various causes of under balance while drilling ahead.
3. *Tripping* Kick and loss of well control after full reservoir penetration, typically due to swabbing during tripping.

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

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

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

Given the above definition of scenarios:

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

4.2 Scenarios during completion, production and well intervention

During completion, production, workover, wireline, coiled tubing, injection and pumping the following scenario is defined;

Production etc. Loss of well control during production or during well intervention. Blowout through 7" production tubing to surface

The overview of blowout causes given in /1/ (Table 4.9). A number of incidents are recorded with drill string or tubing in the wellbore for these operations. For this assessment, a blowout through the production tubing with no additional tubing/ drill pipe in the hole is conservatively assumed. The following probability is applied:

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

4.3 Blowout probabilities

The blowout frequencies found in LRC /2/ are the outset of our assessment. As the Snorre Field consists of both oil and gas wells, both oil and gas blowout frequencies are used. The resulting overall blowout probability for the total field for a year of peak activity is:

Table 1: Blowout probabilities, total field high activity year (2022)

		Frequencies			Normalized	
		All	Surface	Seabed	Surface	Seabed
Oil wells (GOR > 1000 Sm³/Sm³)						
Drilling	5 m	6,88E-05	1,72E-05	5,16E-05	0,00	0,01
	50 %	1,38E-04	3,44E-05	1,03E-04	0,01	0,02
	100 %	1,38E-04	3,44E-05	1,03E-04	0,01	0,02
Completion		1,52E-03	1,52E-03	0,00E+00	0,28	0,00
Workover		3,94E-04	1,50E-04	2,44E-04	0,03	0,05
Wireline		7,50E-05	3,53E-05	3,97E-05	0,01	0,01
Production		1,35E-03	2,05E-04	1,14E-03	0,04	0,21
Water injection		2,95E-04	3,10E-05	2,64E-04	0,01	0,05
Gas wells (GOR < 1000 Sm³/Sm³)						
Production		2,88E-04	1,38E-04	1,50E-04	0,03	0,03
Gas injection		1,15E-03	3,46E-04	8,06E-04	0,06	0,15
Sum		5,41E-03	2,51E-03	2,90E-03	0,46	0,54

Table 2: Blowout probabilities, Snorre A (high activity year, 2022)

		Frequencies			Normalized	
		All	Surface	Seabed	Surface	Seabed
Oil wells (GOR > 1000 Sm³/Sm³)						
Drilling	5 m	4,82E-05	1,31E-05	3,51E-05	0,00	0,01
	50 %	9,63E-05	2,61E-05	7,02E-05	0,01	0,02
	100 %	9,63E-05	2,61E-05	7,02E-05	0,01	0,02
Completion		1,10E-03	1,10E-03	0,00E+00	0,31	0,00
Workover		1,97E-04	9,06E-05	1,06E-04	0,03	0,03
Wireline		2,21E-05	2,21E-05	0,00E+00	0,01	0,00
Production		6,63E-04	2,05E-04	4,58E-04	0,06	0,13
Water injection		1,29E-04	3,10E-05	9,81E-05	0,01	0,03
Gas wells (GOR < 1000 Sm³/Sm³)						
Production		2,88E-04	1,38E-04	1,50E-04	0,04	0,04
Gas injection		8,64E-04	3,46E-04	5,18E-04	0,10	0,15
Sum		3,51E-03	2,00E-03	1,51E-03	0,57	0,43

Table 3: Blowout probabilities, Snorre B

		Frequencies			Normalized	
		All	Surface	Seabed	Surface	Seabed
Oil wells (GOR > 1000 Sm³/Sm³)						
Drilling	5 m	1,38E-05	2,75E-06	1,10E-05	0,00	0,01
	50 %	2,75E-05	5,50E-06	2,20E-05	0,00	0,02
	100 %	2,75E-05	5,50E-06	2,20E-05	0,00	0,02
Completion		2,76E-04	2,76E-04	0,00E+00	0,22	0,00
Workover		1,97E-04	5,91E-05	1,38E-04	0,05	0,11
Wireline		3,09E-05	7,72E-06	2,32E-05	0,01	0,02
Production		3,21E-04	0,00E+00	3,21E-04	0,00	0,26
Water injection		5,53E-05	0,00E+00	5,53E-05	0,00	0,04
Gas wells (GOR < 1000 Sm³/Sm³)						
Production		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00	0,00
Gas injection		2,88E-04	0,00E+00	2,88E-04	0,00	0,23
Sum		1,24E-03	3,57E-04	8,80E-04	0,29	0,71

Table 4: Blowout probabilities, Vigdis

		Frequencies			Normalized	
		All	Surface	Seabed	Surface	Seabed
Oil wells (GOR > 1000 Sm³/Sm³)						
Drilling	5 m	6,88E-06	1,38E-06	5,50E-06	0,00	0,01
	50 %	1,38E-05	2,75E-06	1,10E-05	0,00	0,02
	100 %	1,38E-05	2,75E-06	1,10E-05	0,00	0,02
Completion		1,38E-04	1,38E-04	0,00E+00	0,21	0,00
Workover		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00	0,00
Wireline		2,21E-05	5,51E-06	1,65E-05	0,01	0,02
Production		3,64E-04	0,00E+00	3,64E-04	0,00	0,54
Water injection		1,11E-04	0,00E+00	1,11E-04	0,00	0,17
Sum		6,69E-04	1,50E-04	5,18E-04	0,22	0,78

5 BLOWOUT RATES

The Snorre blowout rates are established by finding representative wells for the installations in dialogue with the project. This cover oil blowout rates for wells on the Snorre A, Snorre B and Vigdis installations.

The wells are categorized based on productivity and flowing medium. Within the categories, probability distributions are provided for different activities (e.g. drilling, completion, production, intervention and workover), based on modelling of relevant blowout scenarios and rate calculations performed by Snorre PETEC, and uncertainty evaluations, ref /4,5,6,7/.

Table 5: Blowout rates for defined well groups, and assumed number of wells /4/

Well group	Number	Scenario	Oil (Sm ³ /d)		
			P10	P50	P90
Gas well	30	Drillstring	250	400	1200
		Production tubing	500	1480	3300
		Annulus	500	1500	3350
		Open Hole	700	2000	6900
Oil well	47	Drillstring	130	2900	4000
		Production tubing	190	2500	11100
		Annulus	180	7500	11100
		Open Hole	200	1400	24400
Low oil/gas	15	Drillstring	250	400	1200
		Production tubing	500	1480	3300
		Annulus	500	1500	3350
		Open Hole	700	2000	6900
Subsea wells	1	Drillstring	200	3900	5400
		Production tubing	200	3700	5100
		Annulus	300	9900	15100
		Open Hole	300	17800	32000

Table 6: Discrete distributions (density) for oil blowout rates Snorre field (Sm³/d)

	0- 4000 3000	4000- 5400 5000	5400- 7800 5800	7800- 9900 9800	9900- 12300 10000	12300- 15800 14600	15800- 17250 17000	17250- 17500 17500
Topside	0.84	0.04	0.07	0.04	0.01	0	0	0

Table 7: Discrete distributions (density) for oil blowout rates Snorre field (Sm³/d)

	0- 1900 800	1900- 4000 3000	4000- 5400 5000	5400- 7800 5800	7800- 9900 9800	9900- 12400 10000	12400- 15900 14800	15900- 17000 17000
Seabed	0.40	0.33	0.07	0.09	0.05	0.02	0.02	0.02
Total	0.56	0.30	0.04	0.05	0.03	0.01	0.01	0

Table 8: Important parameters for the different scenarios, total field

	Oil (Sm ³ /d)		
	Topside	Seabed	Total
Expected value	2400	3700	3100
Median	1900	2300	2100
90-percentile	5700	8400	7200

Table 9: Important parameters for drilling and well operations, total field

	Oil (Sm ³ /d)		
	Topside	Seabed	Total
Expected value	2500	3600	2800
Median	1900	2300	2000
90-percentile	6000	8200	7700

Table 10: Important parameters for producing wells, total field

	Oil (Sm ³ /d)		
	Topside	Seabed	Total
Expected value	2300	3700	3400
Median	1900	2300	2200
90-percentile	4900	8400	7700

For details regarding the blowout rate calculations, see /4/, /5/, /6/ and /7/.

6 BLOWOUT DURATION

A condensate blowout can be stopped by:

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

The probability distribution of the duration of a possible blowout is derived by way of the approach utilised in /2/. Water and gas coning are not considered in the assessment. Well specific input about time to drill two relief wells /4/, is given by the project and presented in Table .

Table 11: Time to drill a relief well (days)

Time to:	Minimum:	Most likely:	Maximum:
- make decisions	1	2	3
- mobilise a rig; transfer, anchoring, supply of equipment and preparations	7	10	12
- drilling	30	40	60
- geomagnetic steering into the well	7	12	30
- killing the well	1	2	5

The required time to drill a relief well and kill a blowout is judged by the project to be between 46 and 110 days. A Monte Carlo simulation is performed to produce a duration distribution from the well specific input in Table 11. The expected time found is 73 days. A probability distribution is presented in Figure 1.

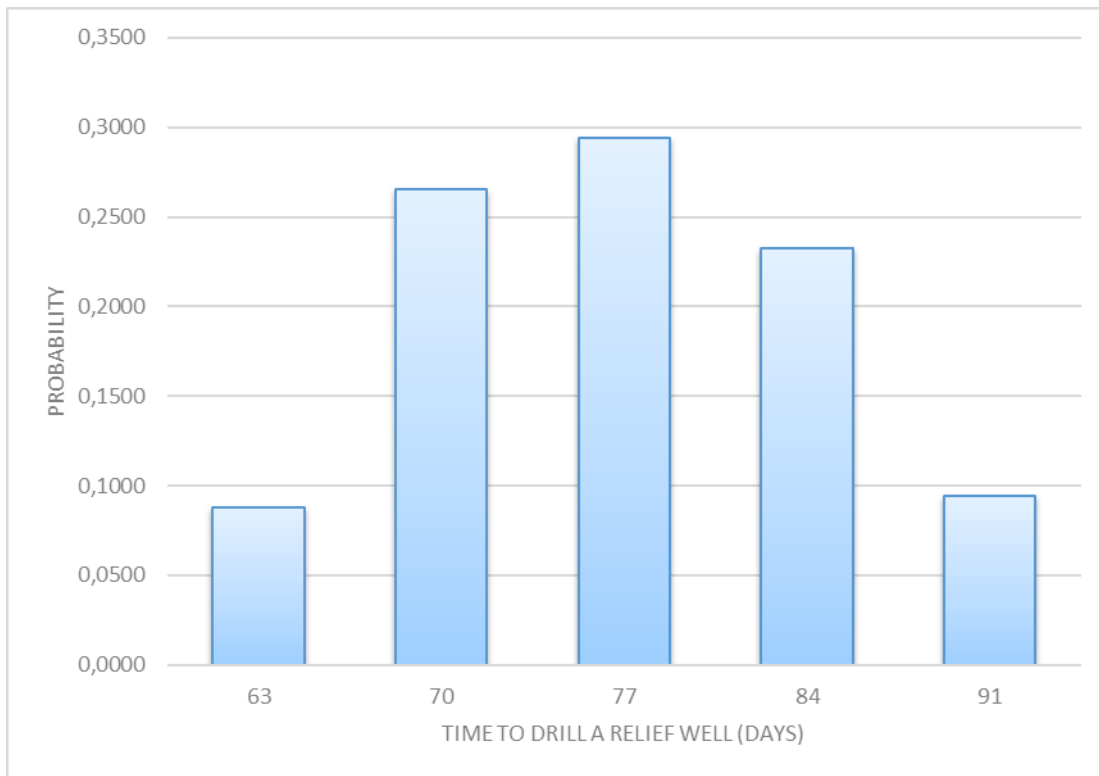


Figure 1: Duration distribution, 'Time to drill a relief well'

The probability distribution, found in Table below, is constructed by combination of the well specific duration distribution and probabilities that a blowout will end by the mechanisms capping and bridging /2/. Based on Table 12 maximum blowout duration is suggested to be 91 days.

Table 12: Probability distribution for a blowout to end as a function of time (days)

Duration (days)	Surface blowout	Seabed blowout	Duration (days)	Surface blowout	Seabed blowout
0,5	0,119	0,094	42	0,003	0,006
1	0,260	0,187	49	0,002	0,004
2	0,143	0,123	56	0,002	0,003
5	0,189	0,188	63	0,009	0,014
7	0,057	0,067	70	0,026	0,038
10	0,049	0,063	77	0,028	0,041
14	0,034	0,049	84	0,022	0,032
21	0,028	0,044	91	0,011	0,016
28	0,012	0,021			
35	0,006	0,011			

*Probabilities in the tail end of the duration distribution (< 0,003) are added to the probability of the preceding duration category.

Different probability descriptions of the duration of a seabed or surface blowout are produced. Possible durations of a seabed or surface blowout are described by probabilities in Figure 2. In Figure 3 blowout duration and 'time to drill a relief well' are described by cumulative probability curves.

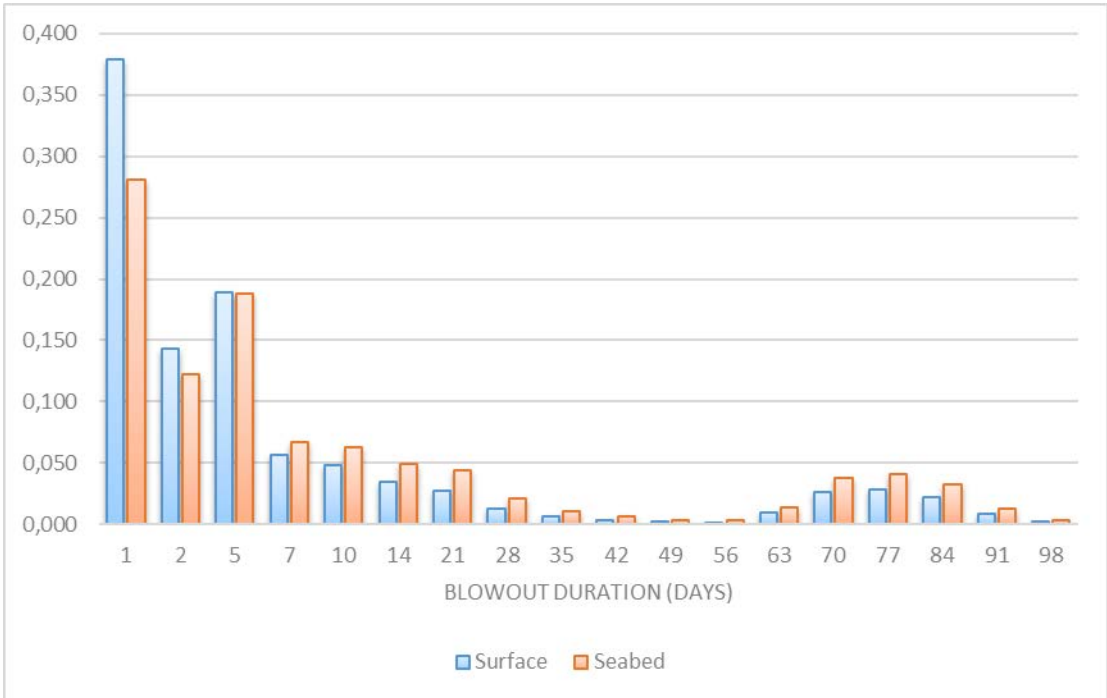


Figure 2: Blowout duration described by probability distributions

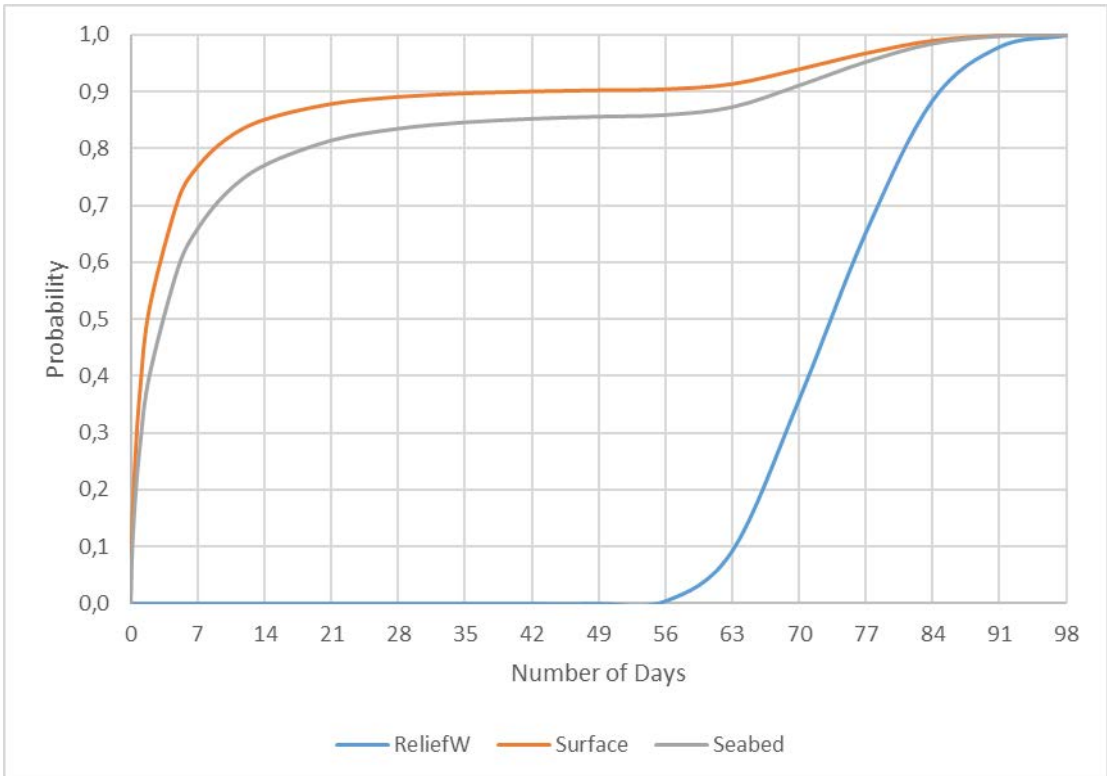


Figure 3: Cumulative Probability distribution for blowout duration (number of days).




6 REFERENCES

- /1/ SINTEF: Blowout and Well Release Characteristics and Frequencies, 2016, Per Holand, Sintef Technology and Society, January 2017
- /2/ Lloyds Register Consulting: Blowout and Well Release Frequencies Based on Sintef Offshore Blowout Database 2015, Report No 19101001-8/2016/R3, 4 April 2016
- /3/ [Input from the project](#)
- /4/ [Statoil, "Utblåsningsrater for risikoanalyser, Snorre", Hans Christian Karlsen 19.09.2017](#)
- /5/ [Statoil, «Utblåsningsrater for risikoanalyser, Snorre A», Hans Christian Karlsen 19.09.2017](#)
- /6/ [Statoil «Utblåsningsrater for risikoanalyser, Snorre B», Hans Christian Karlsen, 19.09.2017](#)
- /7/ [Statoil «Utblåsningsrater for risikoanalyser, Vigdis», Hans Christian Karlsen, 19.09.2017](#)



APPENDIX B

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 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 inntre. Har forurensningen inntre 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 ivaretatt 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%20"](http://www.ptil.no/styringsforskriften/category382.html%20)

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

Rammeforskriften er en overordnet forskrift som gir føringer for helse-, miljø- og sikkerhet i petroleumindustrien. 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"](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 strandsoner. 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.htm>



APPENDIX C

Oljedriftsmodellene - OSCAR

Oljedriftsmodellen

Oljedriftsmodellen som er anvendt er SINTEFs OSCAR modell (Oil Spill Contingency And Response), MEMW versjon 8.0.1. 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. Influensområdene i denne rapporten er også presentert i 10×10 km rutenett.

For sjøbunnsutslippene blir en egen modul i OSCAR anvendt; en nærsonemodell som beregner den første fasen av sjøbunnsutblåsningen (Johansen Ø., 2006). Den beskriver hvordan plumen (olje, gass og vannpakken) oppfører seg fra sjøbunn til overflate eller til et eventuelt innlagringsdyp. 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 2002-2011 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 2002-2011 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 utblåsningsscenario pluss 20 døgn. Antall simuleringer varierer fra 36 per år ved 2 dagers utblåsningssvarighet 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 fortykning 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 avveiling 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 kystruter.

Oljedriftstatistikk for åpent hav er presentert som middelveidier 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 x 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

Metodebeskrivelse MIRA metoden

Analyser av miljørisiko utføres trinnvis i henhold til Norsk Olje og Gass veiledning for miljørisikoanalyser (OLF, 2007). For Snorre-feltet er det valgt å gjennomføre en skadebasert miljørisikoanalyse for de antatt mest sårbare miljøressursene. En kort metodebeskrivelse er gitt i det følgende, mens det henvises til veiledningen for utfyllende informasjon. For strandhabitater er det valgt å analysere samtlige 10 x 10 km ruter innen influensområdet, hvilket også ligger inne i veiledningen (OLF, 2007).

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

Formel 1

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

der:

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

Sjøfugl og sjøpattedyr

Miljøskade for bestander av for eksempel sjøfuglarter estimeres ved å beregne skade på en bestand i form av hvor stor andel av bestanden som kan omkomme ved et eventuelt oljeutslipp. Dette gjøres ved å koble den geografiske fordelingen av sjøfugl, fordelt på 10 x 10 km ruter, med sannsynlighet for oljeforurensning i de tilsvarende rutene. Dermed beregnes andel døde sjøfugl i hver rute i henhold til effekt-nøkkelen vist i Tabell D-1 og Tabell D-2 (sjøpattedyr). S1, S2 og S3 er økende grad av individuell sårbarhet.

Tabell D-1 Effektnøkkel for beregning av andel sjøfugl innenfor en 10 x 10 km sjørute som dør ved eksponering av olje fordelt på fire kategorier.

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

Tabell D-2 Effektnøkkel for beregning av andel sjøpattedyr innenfor en 10 x 10 km sjørute som dør ved eksponering av olje fordelt på fire kategorier.

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

Andelen av bestand som går tapt benyttes videre for å karakterisere alvorlighetsgraden av miljøskaden i fire konsekvenskategorier. Hver konsekvenskategori er tilegnet en teoretisk restitusjonstid:

- *Mindre* < 1 år teoretisk restitusjonstid
- *Moderat* 1 - 3 år teoretisk restitusjonstid
- *Betydelig* 3 - 10 år teoretisk restitusjonstid
- *Alvorlig* > 10 år teoretisk restitusjonstid

Skadenøkkel (Tabell D-3) er basert på informasjon om artenes populasjonsdynamiske egenskaper og på modellering av restitusjonstid for arter med lavt gjenvestpotensiale (OLF, 2007). Gitt at en populasjon med negativ bestandstrend skades, foreligger to muligheter: Bestanden blir tregere restituert fordi den er under press eller bestanden blir raskere restituert fordi det blir mindre konkurranse innad i populasjonen og det tar kortere tid å komme tilbake til den nedadgående bestandslinjen. Det er konservativt valgt å benytte den første av disse teoriene i foreliggende analyse.

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

Tabell D-3 Skadenøkkel for sannsynlighetsfordeling av teoretisk restitusjonstid ved akutt reduksjon av sjøfugl- og sjøpattedyrbestander 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 %

Strand

Beregning av miljørisiko på strandhabitat er gjennomført etter VØK-habitat-metoden (OLF, 2007). For VØK-habitat beregnes miljøskade direkte ut fra oljedriftsstatistikken for et område (for eksempel en rute), og sårbarheten til det aktuelle habitatet (sårbarhet på habitat/ samfunnsnivå). Miljøskaden uttrykkes ved restitusjonstid. Restitusjon regnes oppnådd når det opprinnelige dyre- og plantelivet i det berørte samfunnet er tilbake på tilnærmet samme nivå som før utslippet (naturlig variasjon tatt i betraktning), og de biologiske prosessene fungerer normalt.

I VØK-habitat-metoden beregnes sannsynligheten for skade på strand for alle 10 × 10 km ruter innenfor influensområdet til et uhellsutslipp fra boreaktiviteten, beregnet utfra rutenes eksponeringsgrad og sammensetning av kyst typer, samt deres sårbarhet (Tabell D-4).

Tabell D-4 Sårbarhetsindeks for strandtyper for eksponert og beskyttet kyst (DNV, 2006).

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

For hver rute forekommer informasjon om strandtype og lengden av hver strandtype. Hver strandtype tildeles en sårbarhetsindeks S1, S2 eller S3. Sårbarhetsindeksen er angitt for eksponert kyst og for beskyttet kyst, samt i forhold til substratttype. Andelen av strandhabitat med sårbarhet S1, S2 og S3 beregnes for hver strandrute. Bidraget fra hver av sårbarhetskategoriene tilsvarer den relative fordelingen av sårbarhetskategoriene innen ruten. Sannsynligheten for skade for strand innen hver sårbarhetsindeks blir da et produkt av sannsynligheten for olje i de fire oljemengdekategoriene, andelen av kyst med sårbarhetsindeks 1, 2 eller 3 og den respektive sannsynlighetsfordelingen av konsekvenskategorier som vist i Tabell D-5. Den totale sannsynligheten for skade i hver enkelt rute angis ved å summere sannsynligheten for hver enkelt konsekvenskategori for de tre sårbarhetsindeksene.

Tabell D-5 Skadenøkkel for beregning av sannsynlighet for skade på kyst (DNV, 2006).

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

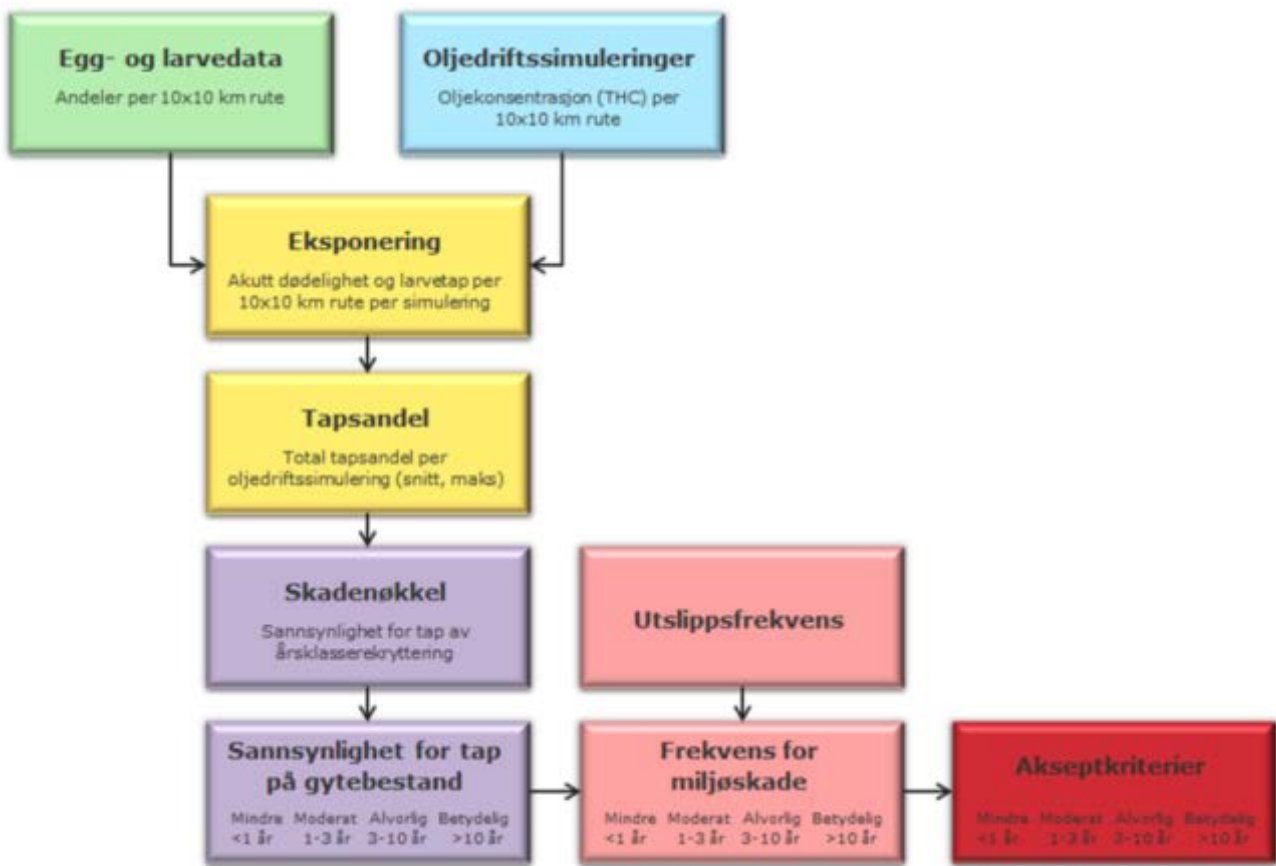
Fisk

Metode

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

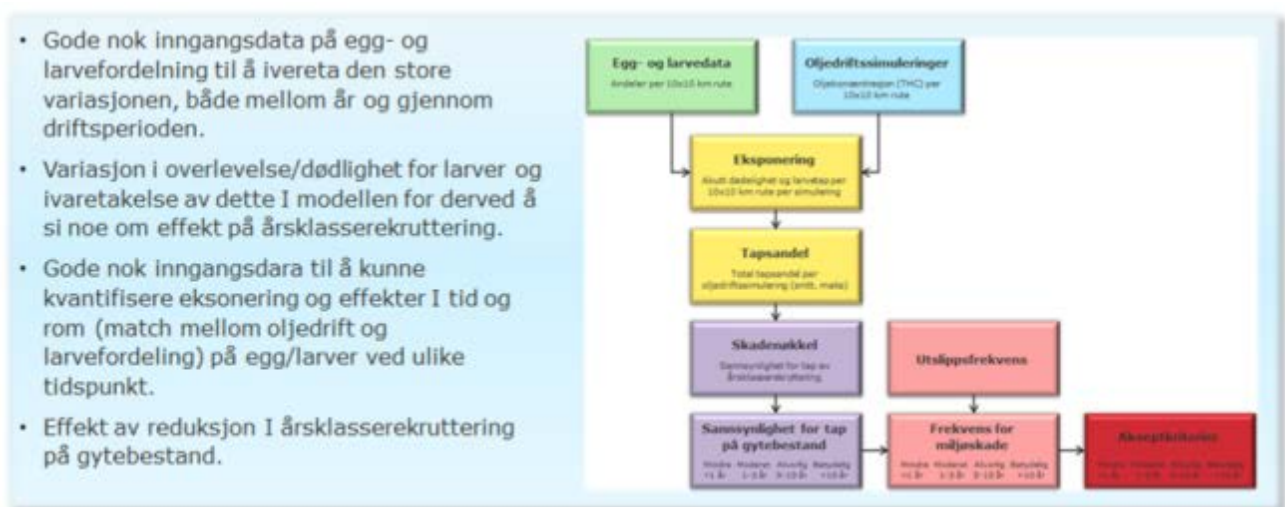
I foreliggende analyse er det benyttet en statistisk anvendelse hvor man ser på overlapp mellom et stort antall oljedriftssimuleringer basert på historiske vær og vindforhold, kombinert med et stort antall modellerte utbredelsesmønstre for sild og torskelarver basert på observerte historiske gytemønstre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

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



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

De statistiske beregningene vil alltid gi et utfallsrom i forhold til hvor stor "tapsandel" av larver de ulike oljedriftssimuleringene gir. En rekke usikkerheter og utfordringer ligger inne i en slik tilnærming og noen av hovedutfordringene er gjengitt i Figur D-2. Tapsandelene tas videre til sannsynlighet for ulike tap av årsklasserekrutteringen, og deretter beregnes skade i form av restitusjonstid slik figuren over viser.



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

Naturlig dødelighet

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

For larvene handler det om timing for å få gode oppvekstvilkår som følge av mange faktorer, blant annet:

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

Når det gjelder egg og larvestadiene for norsk-arktisk torsk så vil de fleste av disse faktorene være viktige, kanskje med unntak av tetthetsavhengig dødelighet, mens det for norsk vårgytende sild trolig er mattilgang og romlig variasjon her som har størst betydning. Den viktigste perioden for å bestemme årsklassestyrken er etter at sildelarvene har begynt å ta til seg ekstern føde og før de har passert Røst. Larveoverlevelse er positivt korrelert med mengde fødeorganismer i området der larvene begynner å ta til seg ekstern føde (DNV, 2008).

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

I en statistisk tilnærming så kan man ta inn variasjon i overlevelse ved å gi et utfallsrom på hvor mye et tap av larver har å si for tap av årsklasserekutteringen dvs. av de som faktisk overlever og vokser opp. Eksempelvis så kan man legge inn at det er en viss sannsynlighet for at de larvene man har regnet en effekt på har dobbelt så god overlevelse som andre larver, men det er også da tilsvarende sannsynlighet for at de har bare halvparten så god overlevelse som andre larver. Det man imidlertid vil forvente er at de har samme overlevelse som andre larver. Dette gir et utfallsrom med ulike sannsynligheter for ulike utfall basert på en tapsandel av egg/larver. Tilnærmingen som er benyttet denne analysen tar inn er faktor 10 i overlevelsesvariasjon i tråd med anbefalingene i metoderapporten for olje-fisk (DNV, 2008) og gir sannsynligheter for ulike utfall som skissert i tabellen under (Tabell D-6).

Tabell D-6 Sannsynlighetsfordeling av tapsandeler på årsklasserekruttering for ulike tapsandeler av torskeegg og larver (OLF, 2008).

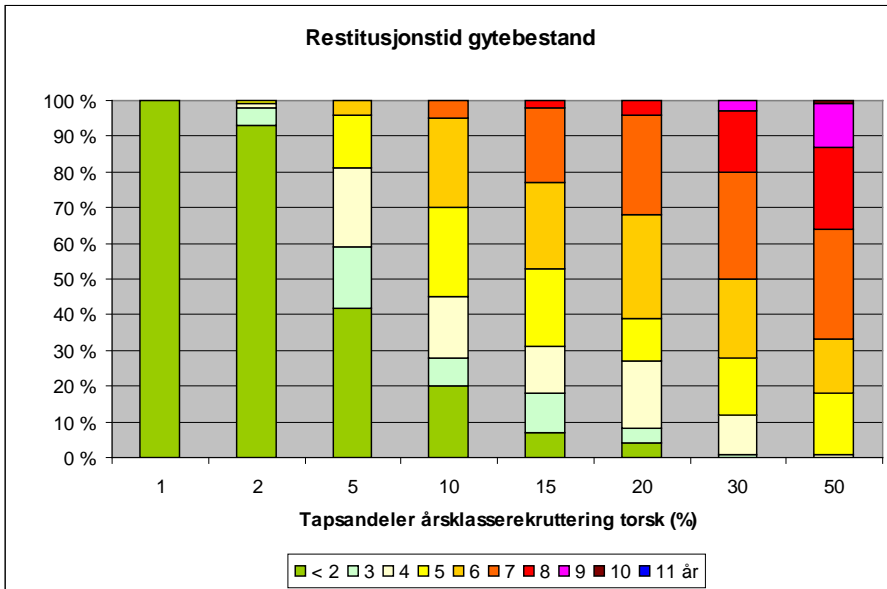
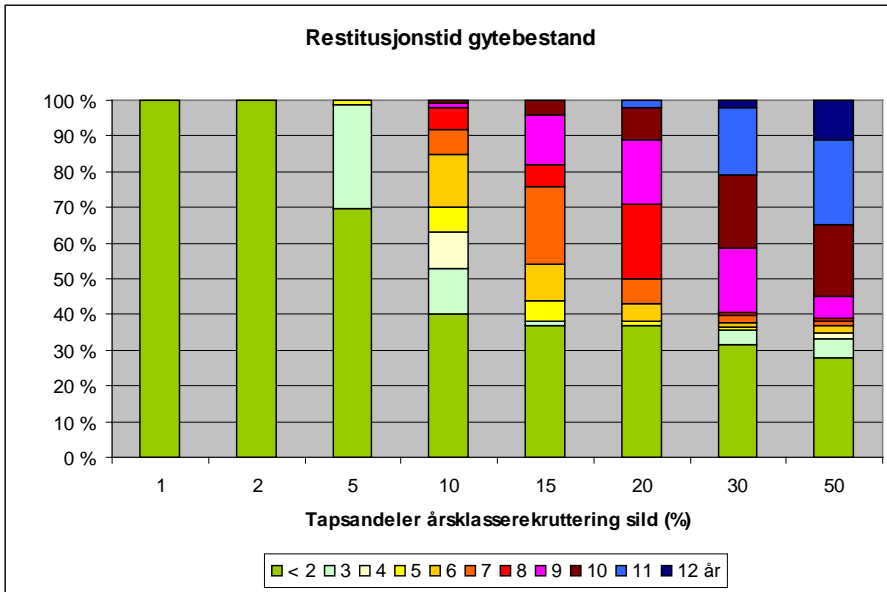
Tapsandel årsklasse rekruttering	Tapsandel egg/larver					
	1 %	2 %	5 %	10 %	20 %	30 %
<1 %	50 %	10 %				
1 %	30 %	20 %	10 %			
2 %	15 %	40 %	20 %	10 %		
5 %	5 %	20 %	40 %	20 %	10 %	5 %
10 %		10 %	20 %	40 %	20 %	10 %
20 %			10 %	15 %	40 %	15 %
30 %				10 %	15 %	40 %
50 %				5 %	10 %	20 %
>50 %					5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

Bestandsmodell

I foreliggende rapport er det ikke gjort noen oppdatering av bestandsmodellen i forhold til ULB 7c fra 2003, dvs. det er benyttet samme modell («Ugland-modellen») for å predikere hva et tap i årsklasserekruttering betyr for en årsklasse. Her er det igjen et utfallsrom i forhold til om den aktuelle årsklasse er sterk eller svak og betyr mye eller lite for fremtidig gytebestand.

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

Norsk vårgytende -sild har ennå større variasjoner i årsklassestyrke enn nordøstatlantisk-torsk; forholdet mellom de beste og dårligste årsklassene i perioden 1980-2004 var ca. 500. Enkelte svært gode sildeårsklasser kan "bære" sildefisket i flere år, eksempelvis 1960-årsklassen og 1983-årsklassen. Figur D-3 viser sannsynlighetsfordeling av ulike restitusjonstider for sild og torsk som følge av ulike tapsandeler på egg og larver.



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



Effektgrenser

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

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

Referanser

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

DNV, 2008. Om miljørisiko på fiskebestander. DNV rapport nr. 19538. Rev 01. Rapport for Oljeindustriens Landsforening. 2008.

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

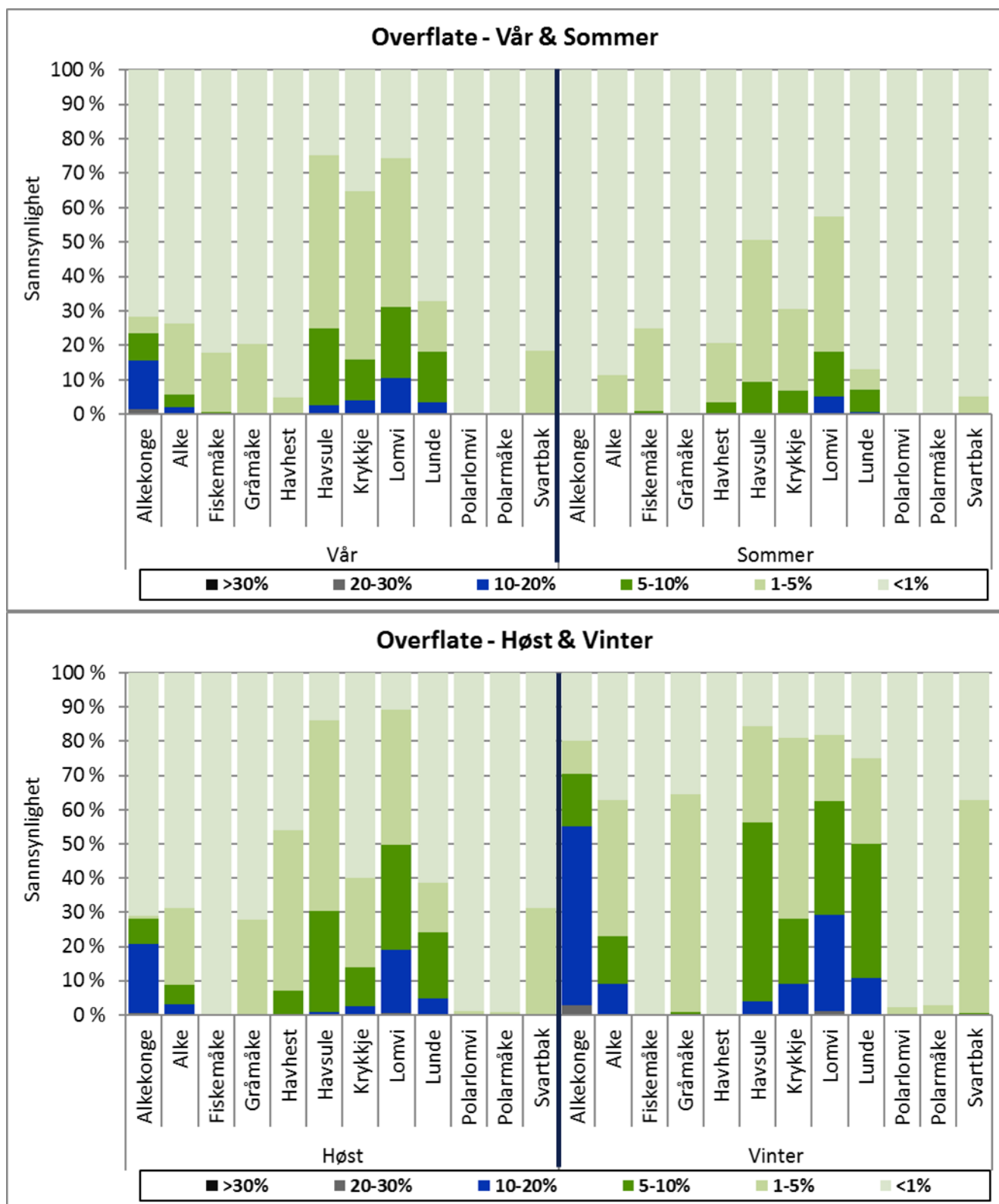
OLF, 2008. Metodikk for miljørisiko på fisk ved akutte oljeutslipp. DNV rapport 2007-2075, pp. 87s.



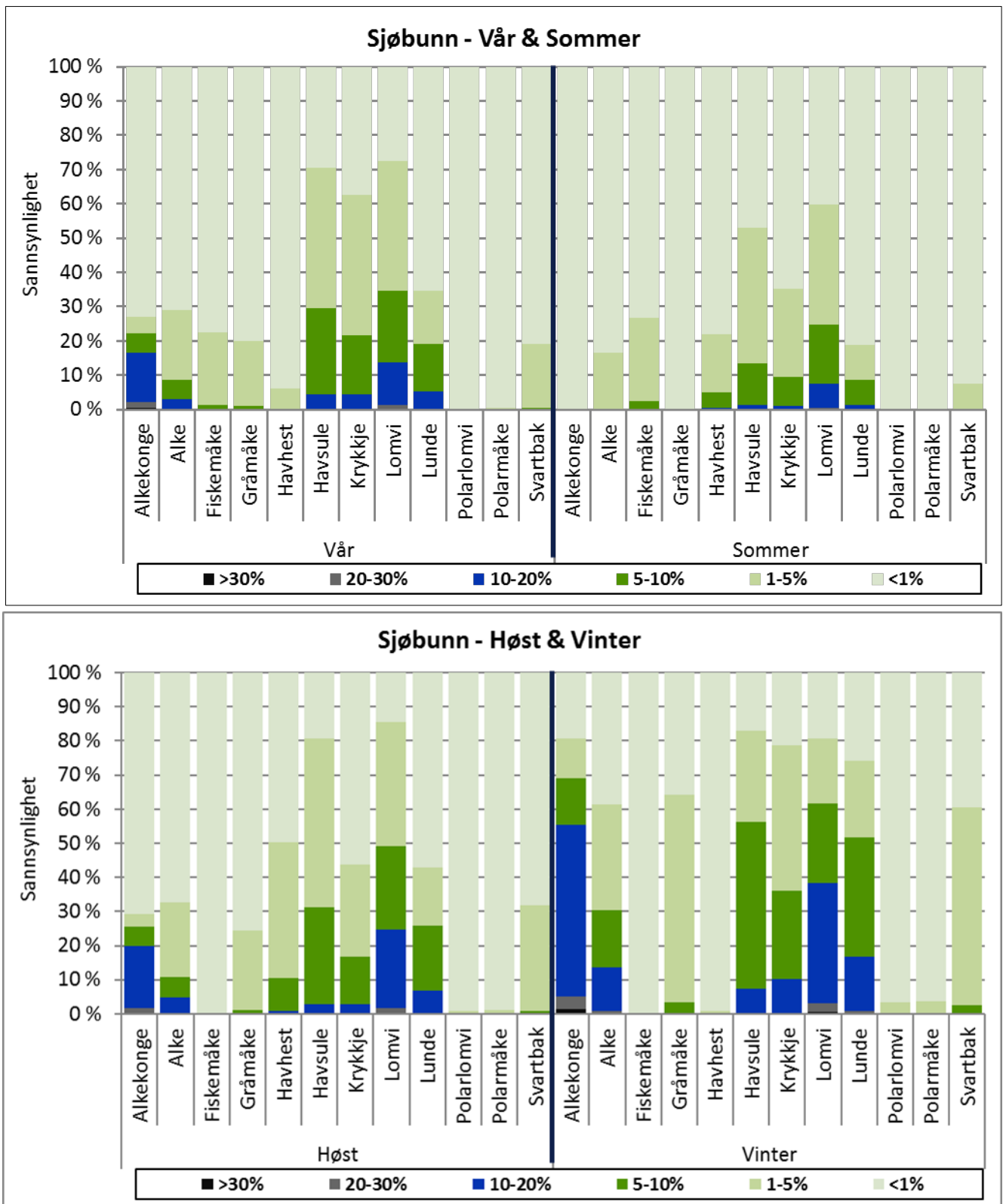
APPENDIX E

Bestandstap vist for alle modellerte arter

Sannsynlighet for bestandstap av pelagiske sjøfuglarter gitt en utblåsning fra Snorre-feltet

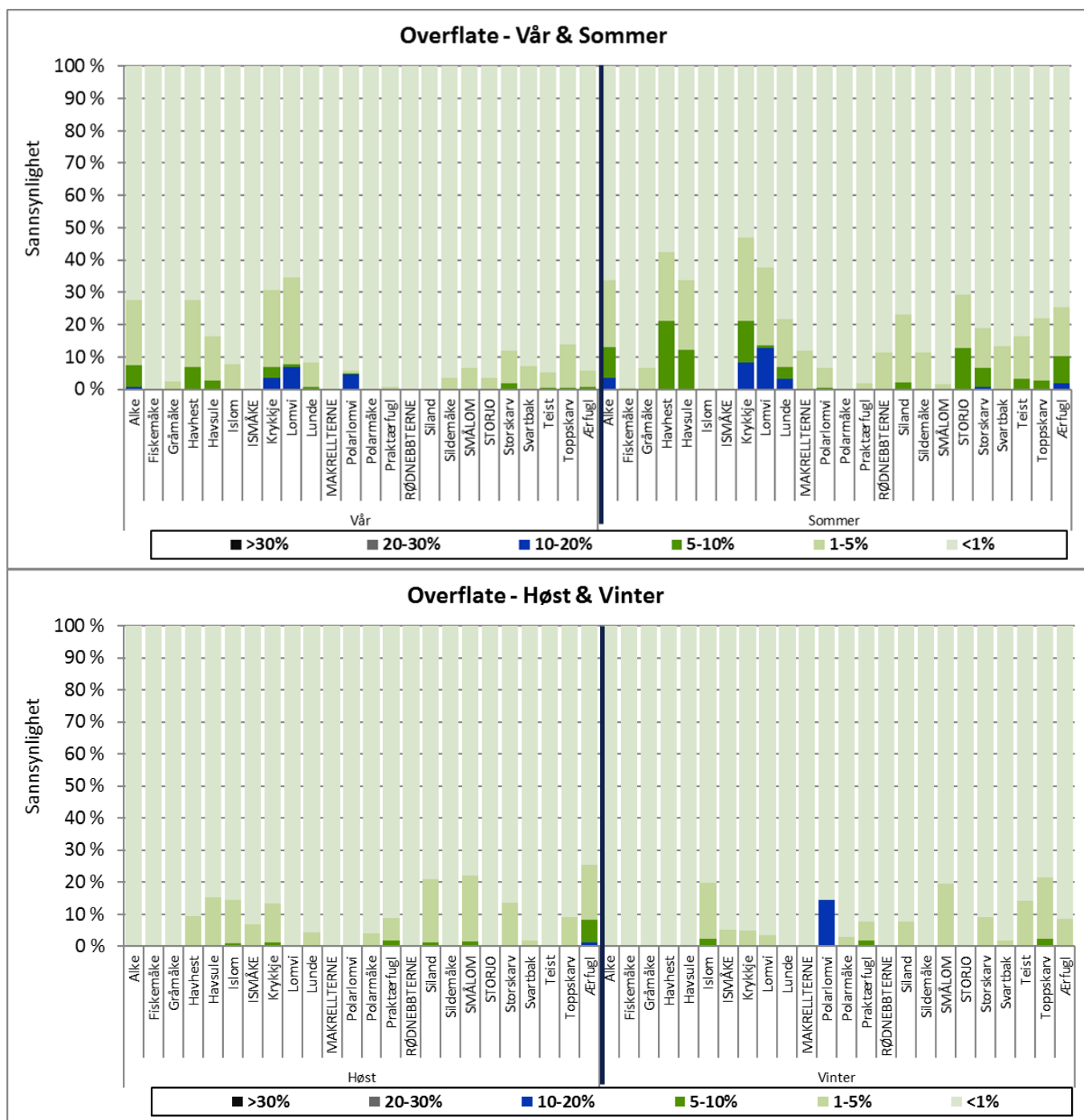


Figur E- 1 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av pelagiske sjøfugl, gitt en overflateutblåsning i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.

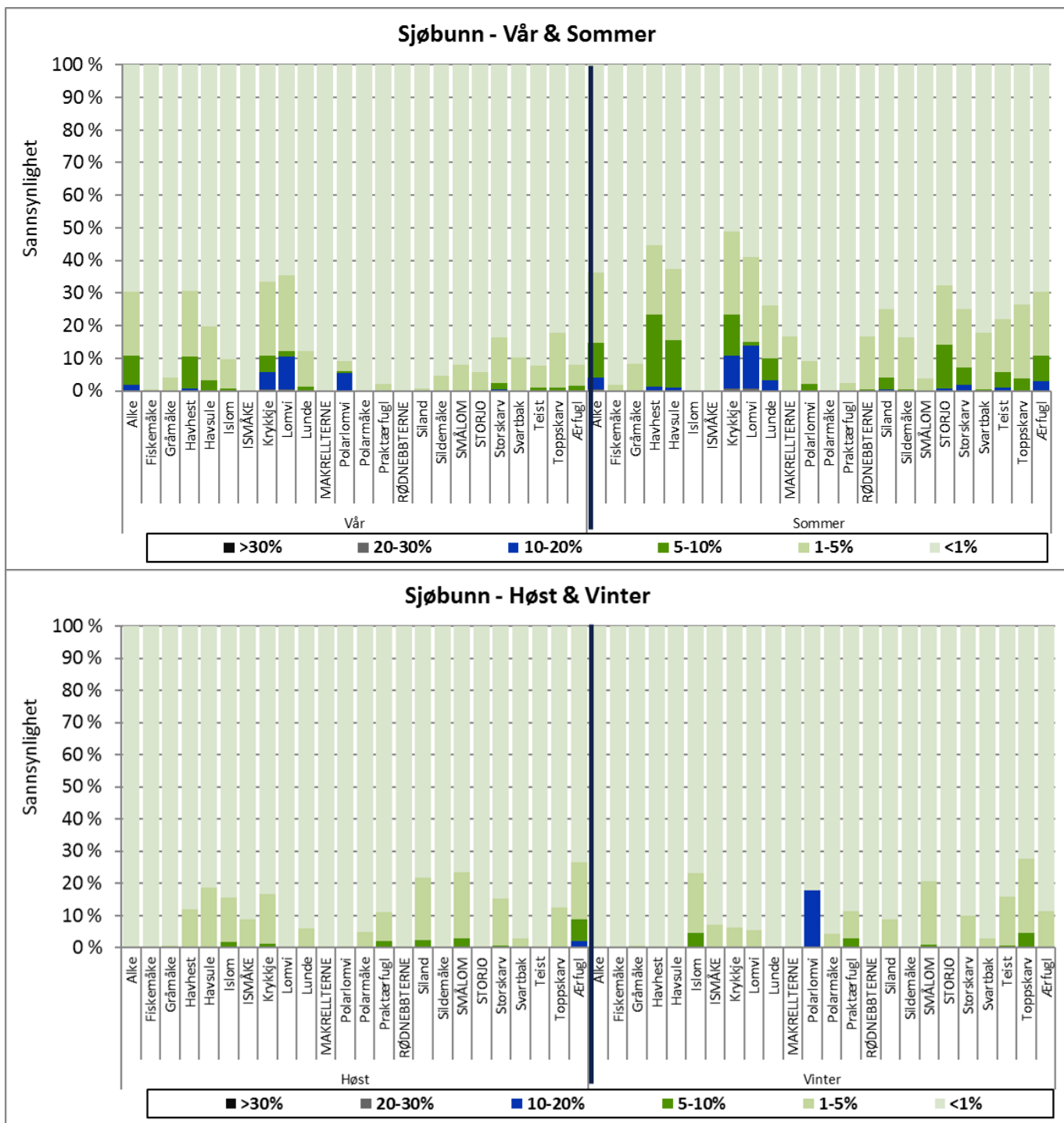


Figur E- 2 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av **pelagiske sjøfugl**, gitt en **sjøbunnsutblåsning** i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.

Sannsynlighet for bestandstap av kystnære sjøfuglarter (Regionale data) gitt en utblåsning fra Snorre-feltet

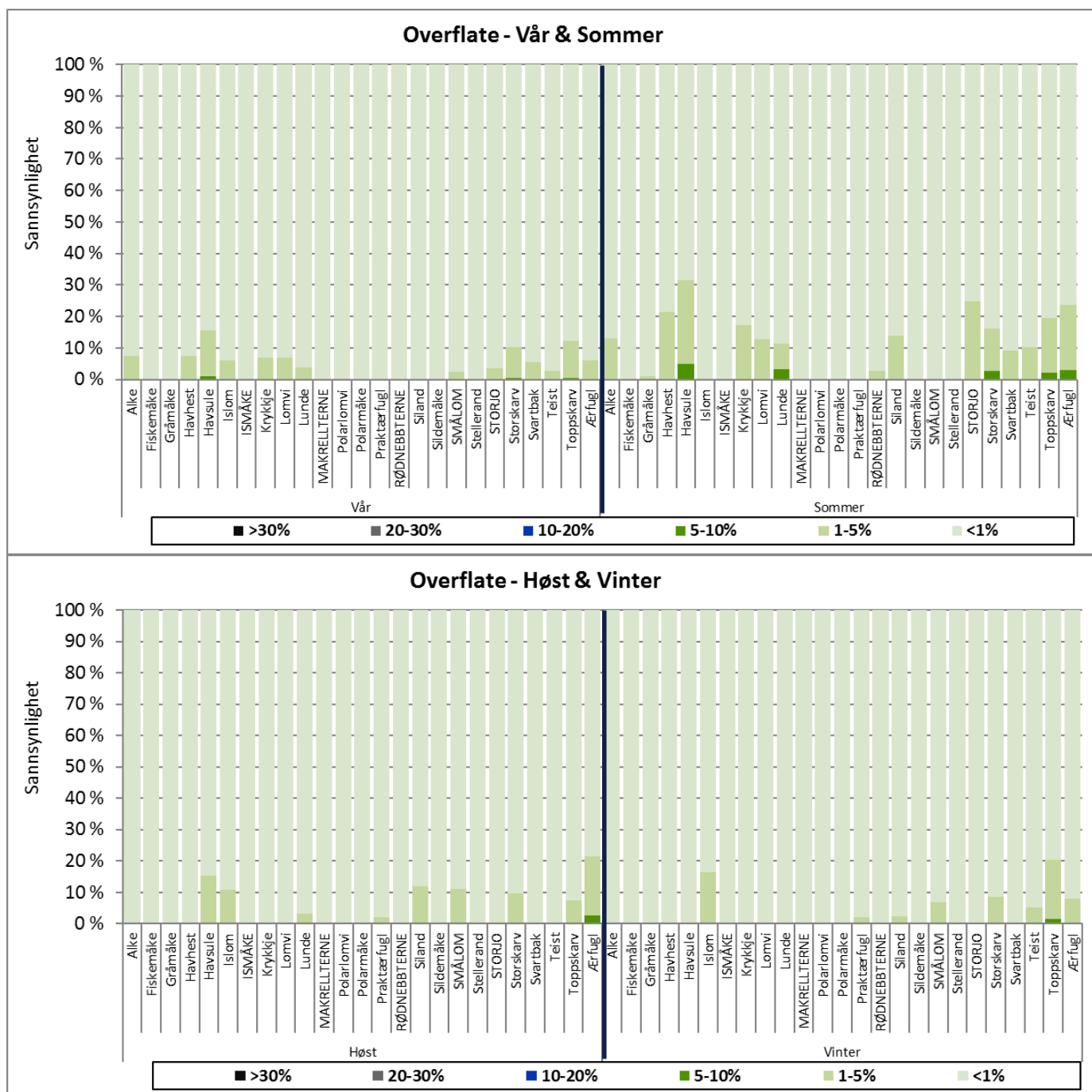


Figur E- 3 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av *kystnære sjøfugl*, gitt en *overflateutblåsning* i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.

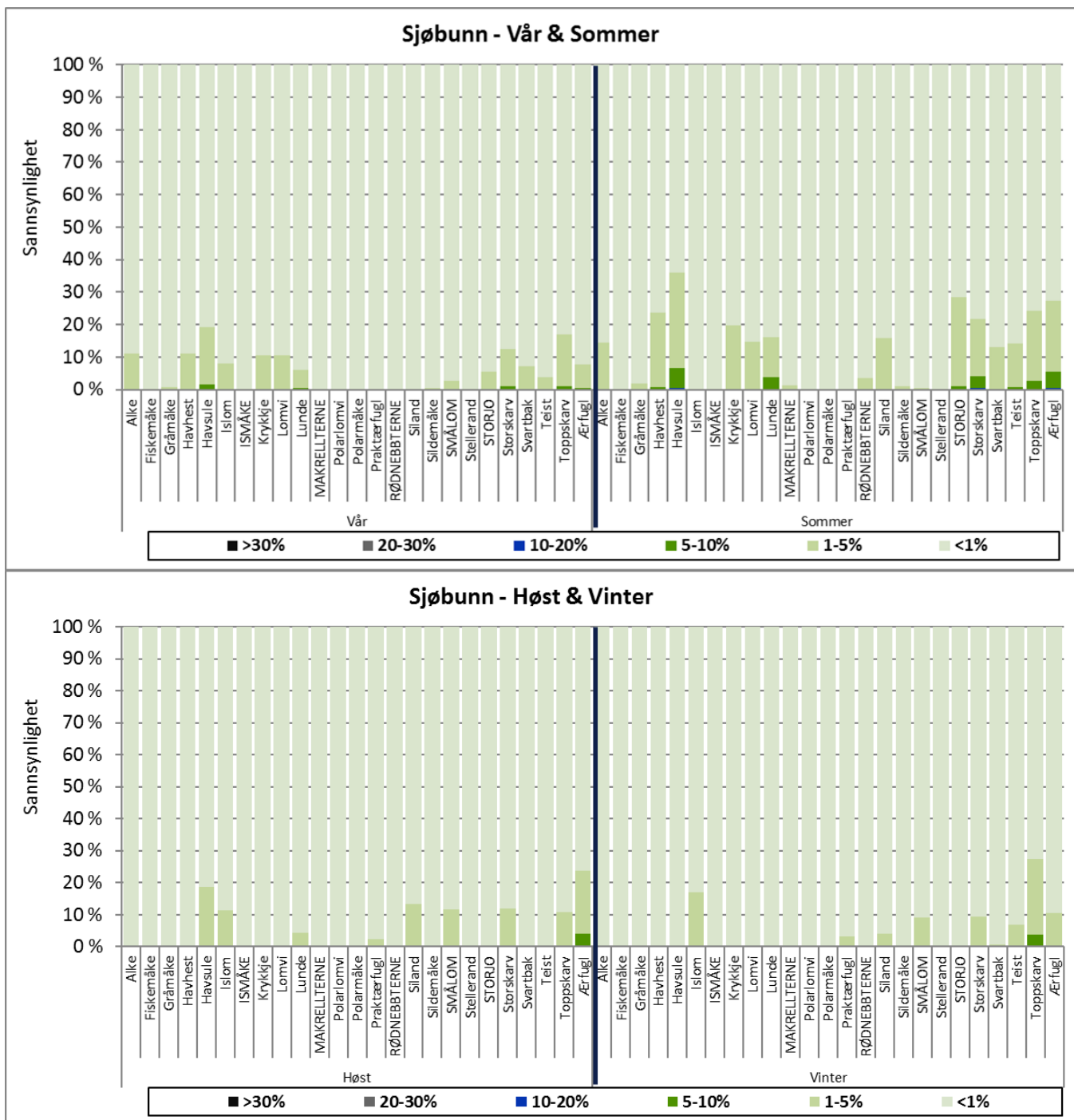


Figur E- 4 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av **kystnær sjøfugl**, gitt en **sjøbunnsutblåsning** i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.

Sannsynlighet for bestandstap av kystnære sjøfuglarter (Nasjonale data) gitt en utblåsning fra Snorre-feltet

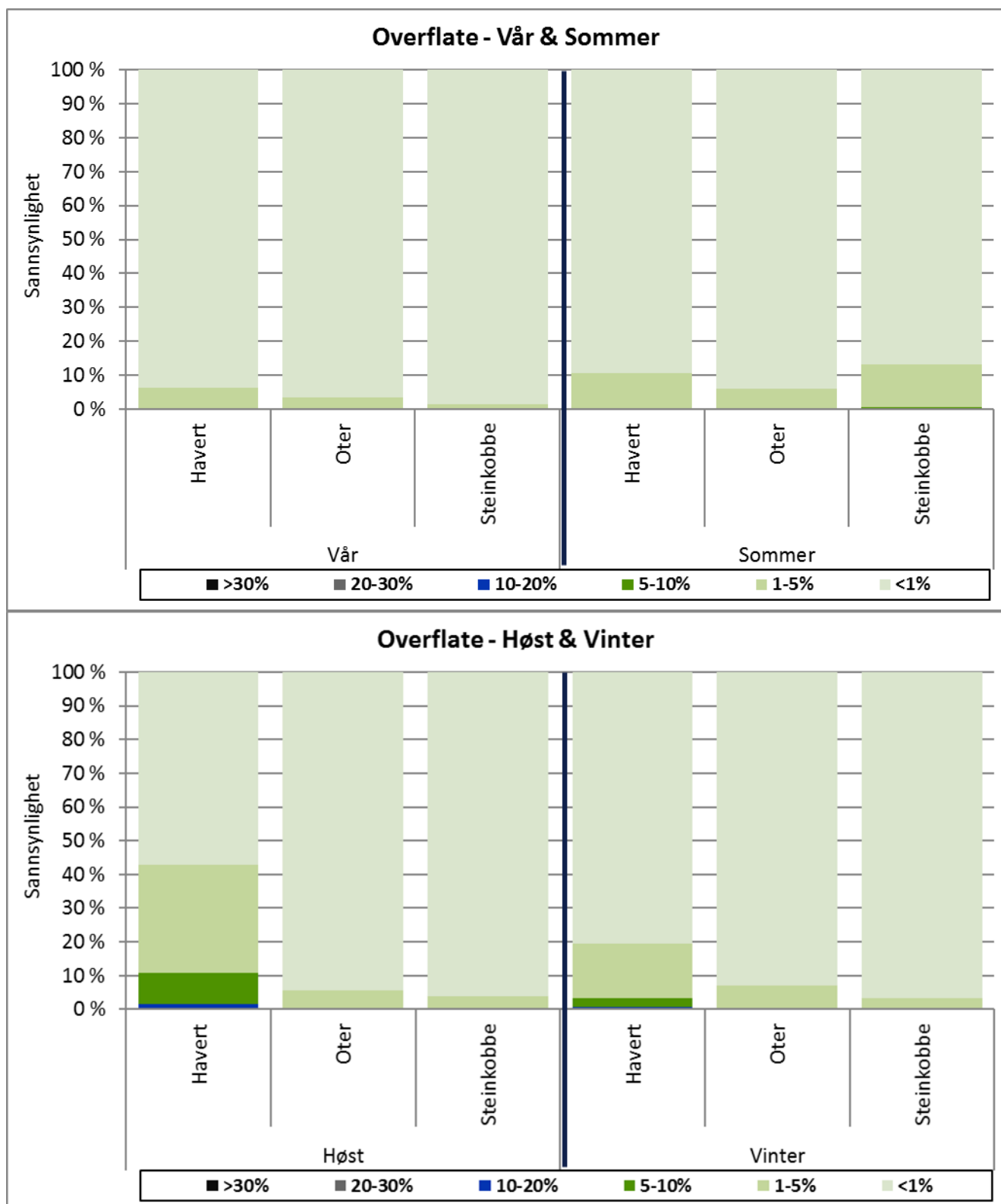


Figur E- 5 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av **kystnær sjøfugl**, gitt en **overflateutblåsning** i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.



Figur E- 6 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av *kystnær sjøfugl*, gitt en *sjøbunnsutblåsning* i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.

Sannsynlighet for bestandstap av marine pattedyr gitt en utblåsning fra Snorre-feltet



Figur E- 7 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av **marine pattedyr**, gitt en **overflateutblåsning** i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.



Figur E- 8 Sannsynlighet for en gitt tapsandel av utvalgte arter av **marine pattedyr**, gitt en **sjøbunnsutblåsning** i vår- og sommersesongen og høst- og vintersesongen.

Strandhabitat

Tabell E-1 Sannsynlighet for stranding av olje i 10 × 10 km ruter gitt en **overflate- og sjøbunnsutblåsning** fra **Snorre-feltet**, oppgitt for mengdekategoriene 1-100 tonn og 100-500 tonn for de ti kystrutene med størst miljørisiko innen hver sesong. Det er ingen sannsynlighet for stranding av over 500 tonn olje innen en 10 × 10 km gridrute.

	Cell nr.	Overflate		Sjøbunn	
		1-100 tonn/rute	100-500 tonn/rute	1-100 tonn/rute	100-500 tonn/rute
Vår	1	18,2 %	4,6 %	21,8 %	5,8 %
	2	18,3 %	3,8 %	22,2 %	6,0 %
	3	17,3 %	4,4 %	20,6 %	6,0 %
	4	18,1 %	3,8 %	21,1 %	5,6 %
	5	19,9 %	2,9 %	21,2 %	5,2 %
	6	14,6 %	5,0 %	18,4 %	6,3 %
	7	15,6 %	3,3 %	20,6 %	4,7 %
	8	14,3 %	3,5 %	19,3 %	5,1 %
	9	14,3 %	3,9 %	18,7 %	4,9 %
	10	15,3 %	2,8 %	18,0 %	4,6 %
Sommer	1	21,6 %	9,5 %	24,4 %	10,2 %
	2	17,3 %	8,9 %	23,1 %	9,9 %
	3	17,2 %	8,6 %	21,7 %	9,6 %
	4	21,2 %	6,8 %	23,2 %	7,9 %
	5	12,8 %	9,7 %	17,8 %	11,1 %
	6	21,0 %	5,8 %	22,7 %	7,6 %
	7	18,3 %	6,7 %	22,3 %	7,9 %
	8	14,8 %	8,0 %	19,5 %	8,8 %
	9	15,6 %	7,2 %	21,4 %	7,8 %
	10	19,6 %	4,6 %	22,7 %	6,1 %
Høst	1	31,4 %	11,5 %	33,3 %	14,1 %
	2	37,0 %	9,5 %	39,0 %	10,0 %
	3	39,3 %	7,5 %	37,7 %	10,6 %
	4	31,2 %	11,1 %	33,3 %	11,6 %
	5	35,5 %	7,5 %	35,6 %	9,6 %
	6	34,6 %	6,8 %	36,3 %	8,2 %
	7	33,9 %	6,1 %	33,9 %	8,7 %
	8	33,5 %	6,1 %	35,6 %	7,7 %
	9	33,4 %	4,0 %	35,2 %	6,5 %
	10	24,4 %	7,7 %	28,1 %	8,9 %
Vinter	1	25,9 %	10,7 %	29,7 %	12,5 %
	2	32,5 %	7,9 %	33,8 %	9,1 %
	3	30,0 %	7,1 %	30,8 %	9,2 %
	4	29,6 %	6,4 %	32,5 %	8,4 %
	5	26,5 %	7,2 %	29,6 %	9,2 %
	6	28,5 %	6,4 %	29,9 %	8,5 %
	7	26,4 %	4,2 %	30,3 %	7,6 %
	8	21,6 %	6,8 %	24,9 %	8,4 %
	9	26,3 %	4,0 %	29,1 %	6,3 %
	10	24,8 %	5,0 %	28,1 %	6,6 %


Tabell E-2 Sannsynlighet for miljøskade i de ulike skadekategoriene (gitt ved restitusjonstid) gitt en overflate- og sjøbunnsutblåsning fra **Snorre-feltet**, oppgitt for de ti kystrutene med høyest miljørisiko i de ulike sesongene. Det er ingen sannsynlighet for Betydelig (3-10 års restitusjonstid) og Alvorlig miljøskade (>10 år restitusjonstid).

	Cell nr.	Overflate		Sjøbunn	
		Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)	Mindre (< 1 år)	Moderat (1 - 3 år)
Vår	1	17,3 %	5,5 %	20,9 %	6,7 %
	2	16,9 %	5,2 %	21,4 %	6,8 %
	3	16,5 %	5,2 %	20,1 %	6,5 %
	4	16,8 %	5,2 %	20,3 %	6,5 %
	5	17,7 %	5,1 %	20,0 %	6,3 %
	6	14,7 %	4,9 %	18,5 %	6,2 %
	7	14,4 %	4,5 %	19,2 %	6,0 %
	8	13,5 %	4,3 %	18,5 %	5,9 %
	9	13,8 %	4,4 %	17,9 %	5,7 %
	10	13,9 %	4,2 %	17,2 %	5,4 %
Sommer	1	22,9 %	8,1 %	25,6 %	9,0 %
	2	19,2 %	7,0 %	24,5 %	8,6 %
	3	18,9 %	6,9 %	23,1 %	8,2 %
	4	21,0 %	6,9 %	23,3 %	7,8 %
	5	16,1 %	6,4 %	20,9 %	8,0 %
	6	20,3 %	6,5 %	22,7 %	7,6 %
	7	18,7 %	6,3 %	22,6 %	7,6 %
	8	16,6 %	6,2 %	20,9 %	7,4 %
	9	16,8 %	6,0 %	21,8 %	7,4 %
	10	18,4 %	5,8 %	21,8 %	7,1 %
Høst	1	32,1 %	10,9 %	35,1 %	12,3 %
	2	35,3 %	11,2 %	37,2 %	11,8 %
	3	35,9 %	10,9 %	36,5 %	11,8 %
	4	31,6 %	10,7 %	33,5 %	11,3 %
	5	32,9 %	10,1 %	34,3 %	11,0 %
	6	31,8 %	9,6 %	34,0 %	10,6 %
	7	30,8 %	9,2 %	32,3 %	10,3 %
	8	30,4 %	9,1 %	33,1 %	10,2 %
	9	29,1 %	8,3 %	32,1 %	9,6 %
	10	24,1 %	7,9 %	27,9 %	9,2 %
Vinter	1	27,1 %	9,5 %	31,2 %	10,9 %
	2	30,8 %	9,7 %	32,5 %	10,4 %
	3	28,2 %	8,8 %	30,1 %	9,8 %
	4	27,5 %	8,5 %	31,0 %	9,8 %
	5	25,5 %	8,2 %	29,2 %	9,6 %
	6	26,7 %	8,3 %	29,0 %	9,4 %
	7	23,7 %	7,0 %	28,7 %	9,1 %
	8	21,4 %	7,1 %	25,0 %	8,3 %
	9	23,4 %	6,9 %	27,0 %	8,4 %
	10	22,8 %	6,9 %	26,4 %	8,3 %



APPENDIX F

Utbredelsesfigurer og beskrivelse av arter og habitater inkludert i analysen



I foreliggende appendix gis en kort beskrivelse av naturressursene som er inkludert i miljørisikoanalysen for Snorre-feltet. Feltet er lokalisert i nordlige delen av Nordsjøen, men resultatene fra oljedriftsmodelleringen viser at det er størst potensiale for overlapp med ressursene i Norskehavet. Det er derfor valgt å modellere på datasettene for Norskehavet i denne analysen. For kystnære sjøfugldata er det også modellert på nasjonale datasett (Seapop, 2017).

Spredningsberegninger for oljedrift viser sannsynlighet for stranding av olje ved utblåsning fra Snorre-feltet. Det betyr at ressurser som kan bli berørt ved en eventuell utblåsning fra S inkluderer både kystnære bestander og habitater, ressurser i vannmassene og på åpent hav.

For en mer omfattende beskrivelse av miljøressursene i regionen, henvises det til blant annet arealrapporter fra forvaltningsplanene for Norskehavet og Nordsjøen: arealrapport med miljø- og ressursbeskrivelse (DN & HI, 2007) og Faglig grunnlag for forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak: Arealrapport (DN & HI, 2010).

Sjøfugl

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


Sjøfugl er arter som helt eller delvis er avhengige av havet for næringstilgang. 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, 2005).

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.

Den viktigste kilden til utbredelse av sjøfugl i Norge er NINAs Sjøfugldatabase og Norsk Polarinstitutt 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. 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.



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

En rekke ulike sjøfugl benytter kystområdene langs Nordsjøen og Norskehavet til hekking, derav måkefuglene sildemåke og gråmåke, samt ærfugl er mest tallrike i Nordsjøen/Skagerrak, mens alkefuglene lunde og krykkje, samt måkefuglene gråmåke og fiskemåke er mest tallrike i Norskehavet.

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 hekkekolonier 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 inntremer 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 inntre 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 F-1 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.

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

Det refereres videre til (Brude, Systad, Moe, & Østby, 2003), (Christensen-Dalsgaard et al., 2008), (Moe, 1993), (C. H. Peterson, 2001), (Piatt, Lensink, Butler, Kendziorek, & Nysewander, 1990) for ytterligere informasjon.

Tabell F -1 Forenklet fremstilling av de forskjellige gruppenes 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 F-2). Dette er ivaretatt i beregningene.

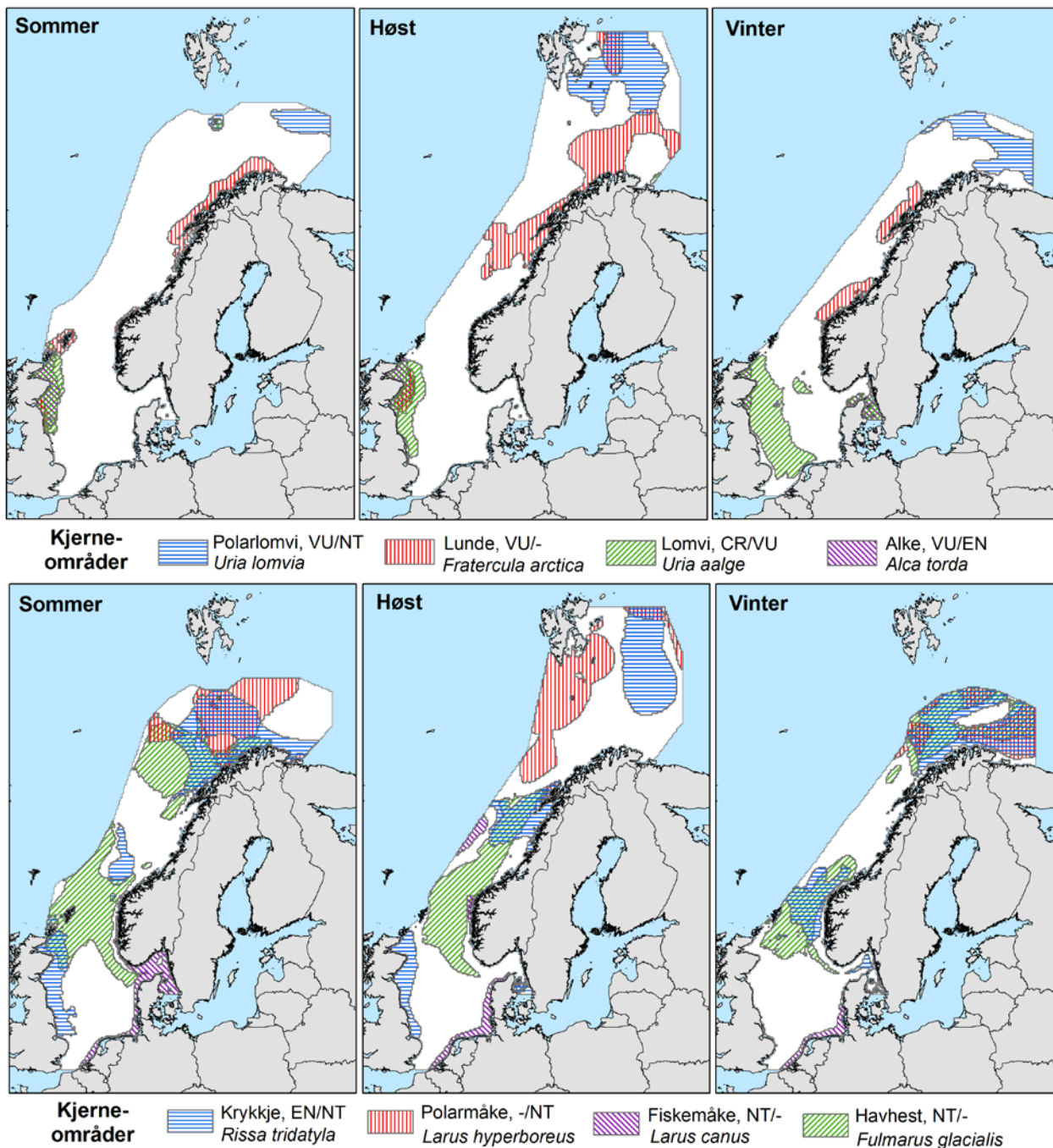
Tabell F -2 Bestandskarakteristika for sjøfugler inkludert i konsekvensanalysen. Restitusjonsevne er vurdert ut fra artens livshistorieparametere (primært reproduksjonsevne og overlevelse). Bestandstrender er vurdert på bakgrunn av resultater fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (se f.eks. 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). 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. Nordsjøen/Norskehavet er eksempelvis kjerneområde for havhest i høstsesongen (Figur F-1).



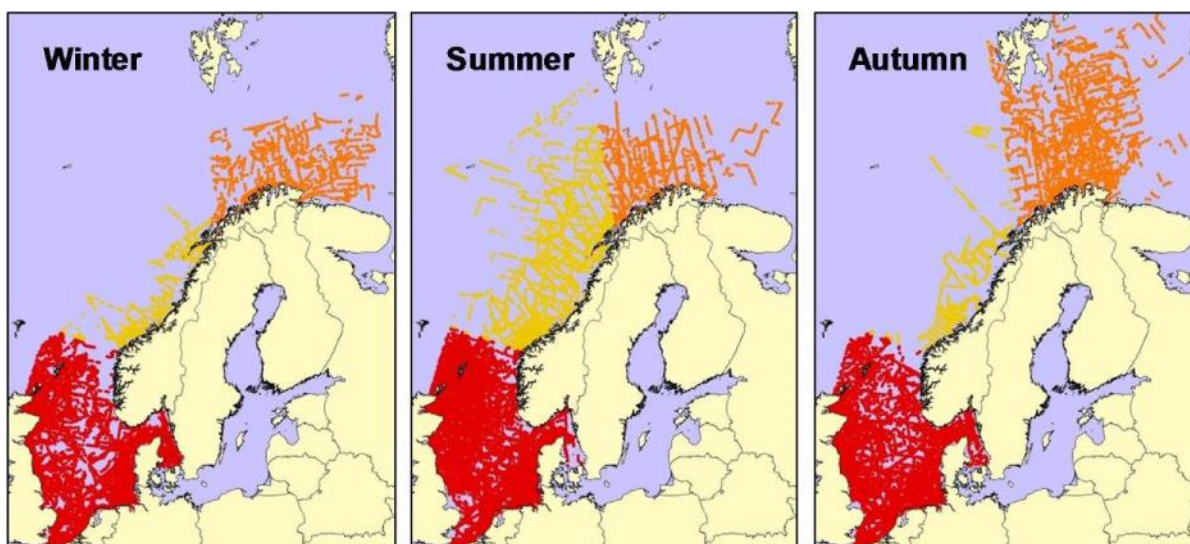
Figur F -1 Kjerneområdene til alkefugl og pelagisk overflatebeitende fugl oppført i den norske rødlista (Fauchald, 2011).

Pelagiske 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) (Seapop, 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.

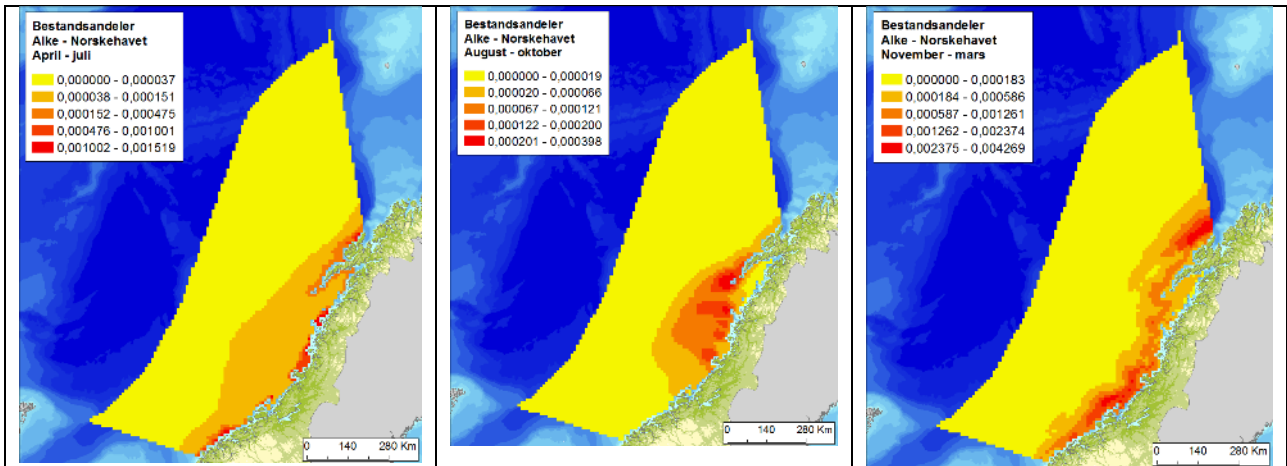
Dataene for pelagisk sjøfugl omfatter registreringer fra Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Data fra Nordsjøen er hovedsakelig fra ESAS (European Seabirds At Sea) databasen, mens dataene fra Norskehavet og Barentshavet hovedsakelig er fra SEAPOP-databasen (seapop.no).

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 F-2.

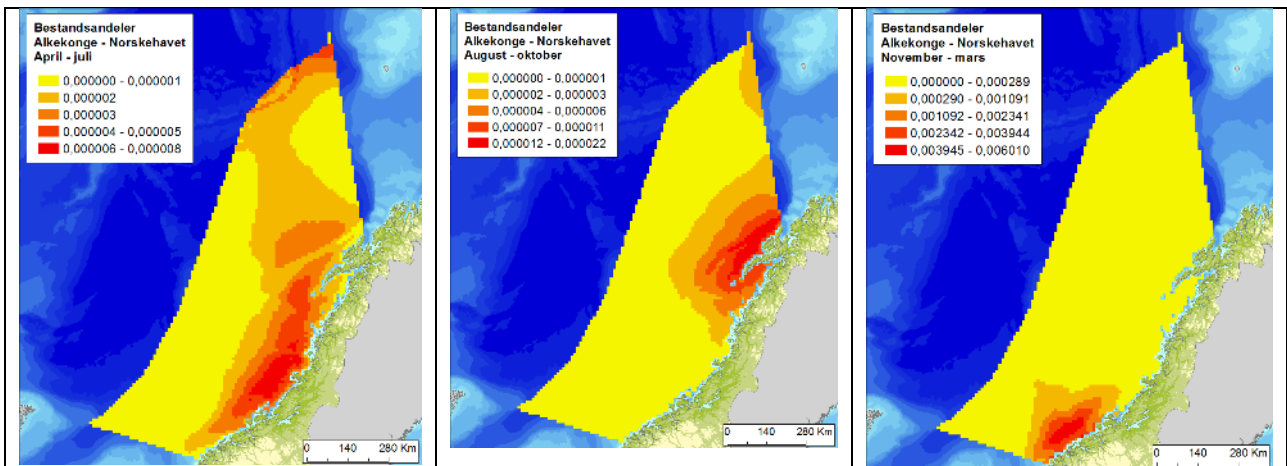


Figur F -2 Datadekning åpent hav. Hvert punkt representerer en aggregert 20 km linje. Forskjellige farger viser forskjellige havområder, fra sør til nord: Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet.

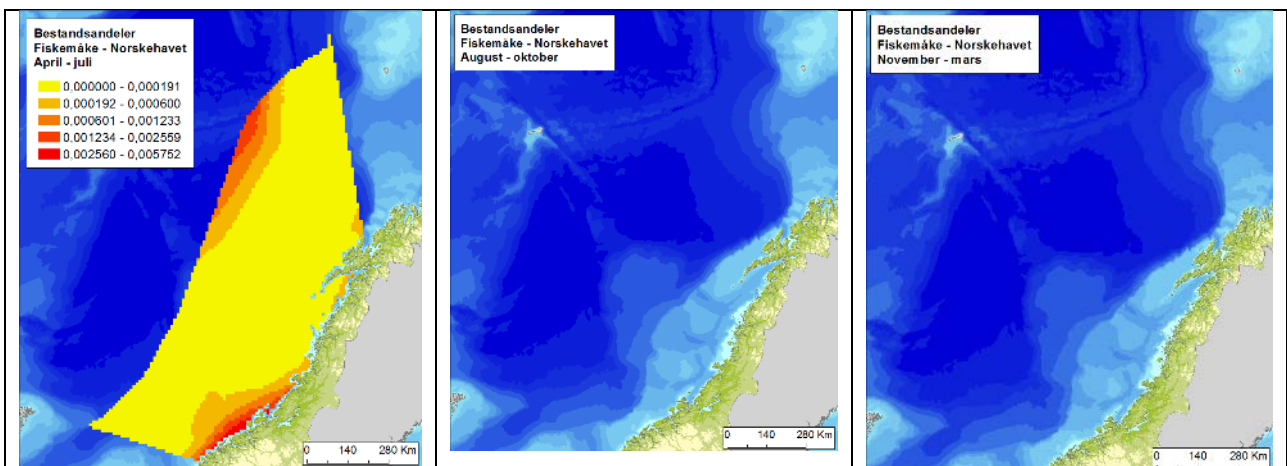
Åpent hav – datasettet inkluderer følgende arter av pelagisk dykkende sjøfugl: alke, alkekonge, lomvi, lunde, polarlomvi, følgende arter av pelagisk overflatebeitende sjøfugl: havhest, havsule og krykkje, og følgende arter av kysttilknyttede overflatebeitende sjøfugl: fiskemåke, gråmåke, polarmåke og svartbak. Utbredelseskart er illustrert i Figur F-3 – til Figur F-14 (Seapop, 2013).



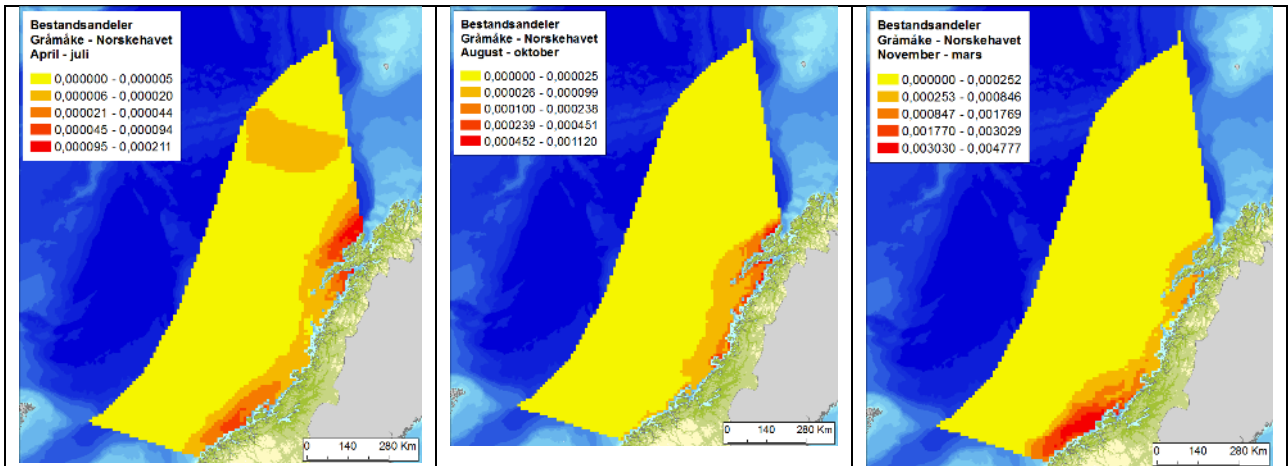
Figur F -3 Fordeling av alke (*Alca torda*) i Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



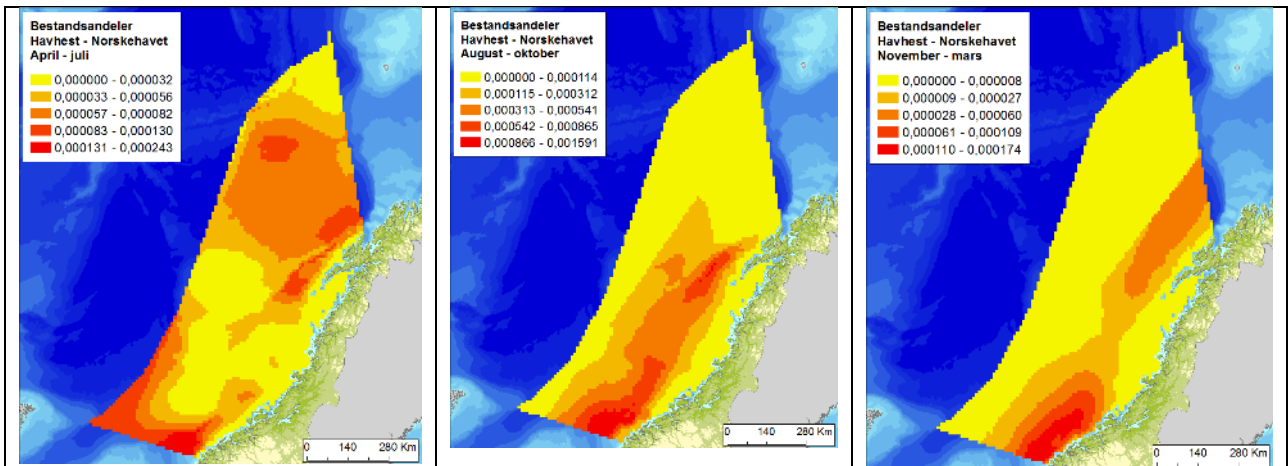
Figur F -4 Fordeling av alkekonge (*Alle alle*) i Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



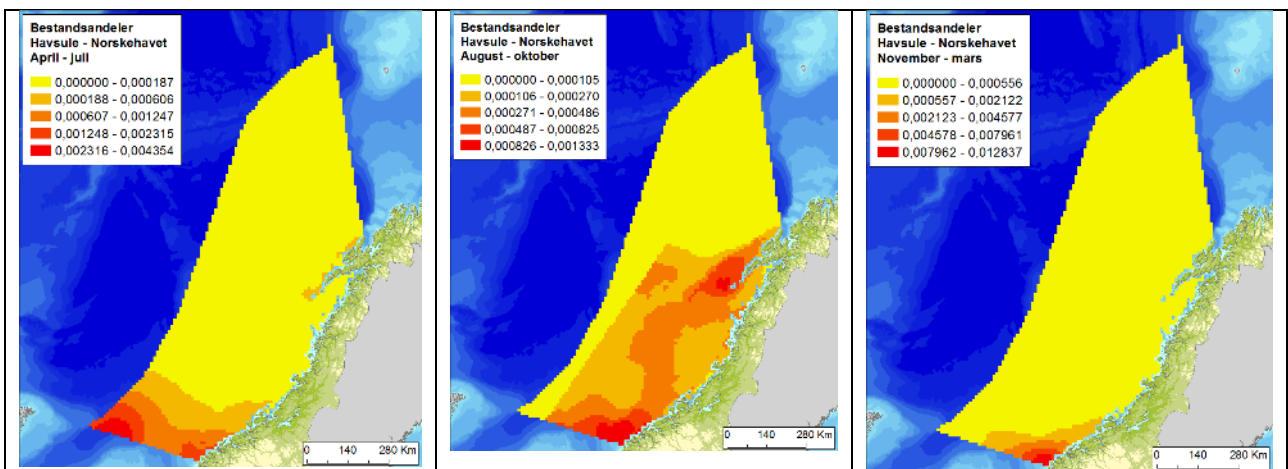
Figur F -5 Fordeling av fiskemåke (*Larus canus*) i Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



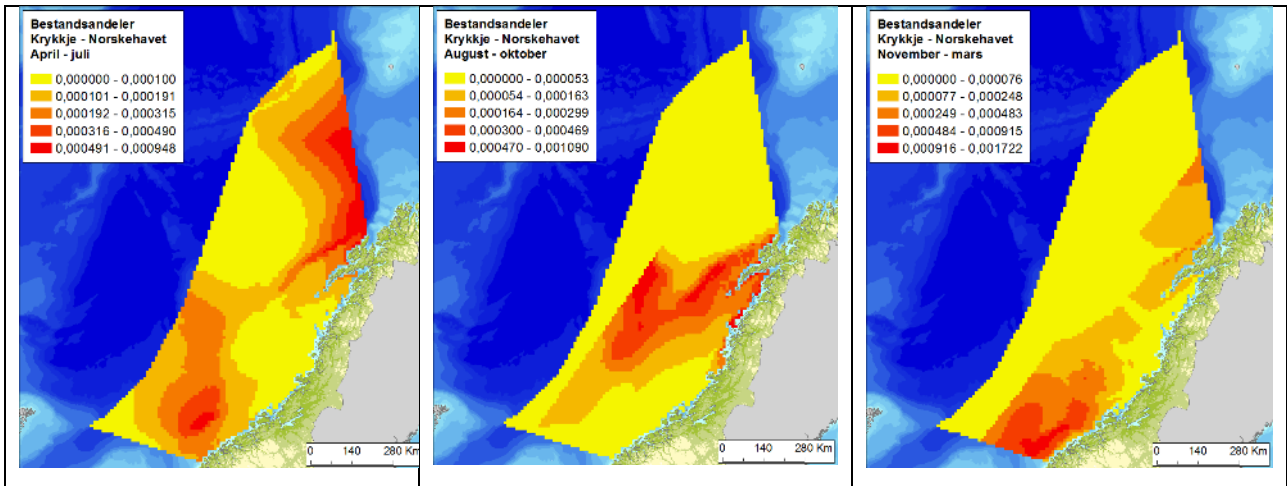
Figur F -6 Fordeling av gråmåke (*Larus argentatus*) i Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



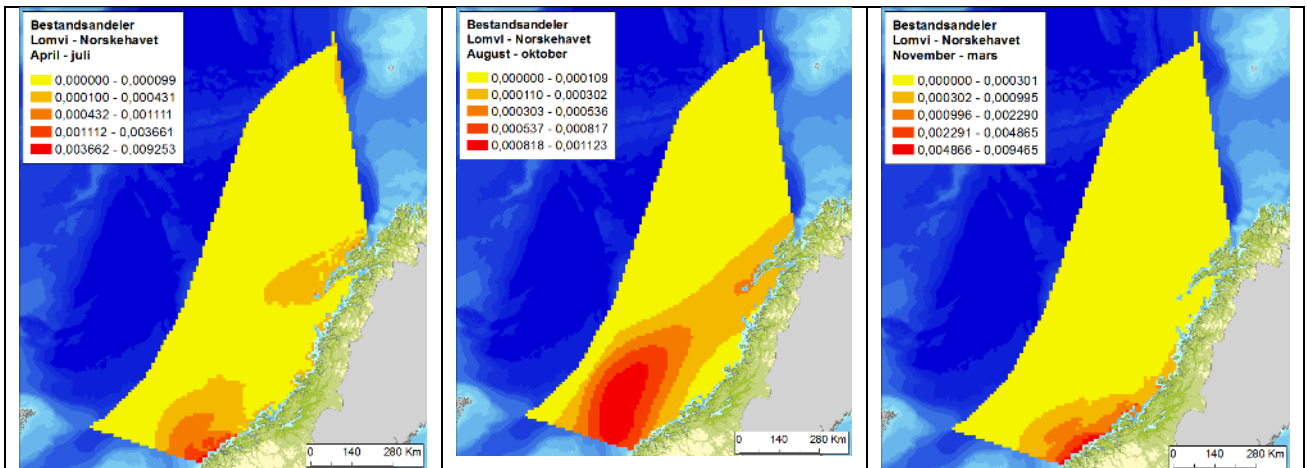
Figur F -7 Fordeling av havhest (*Fulmarus glacialis*) i Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



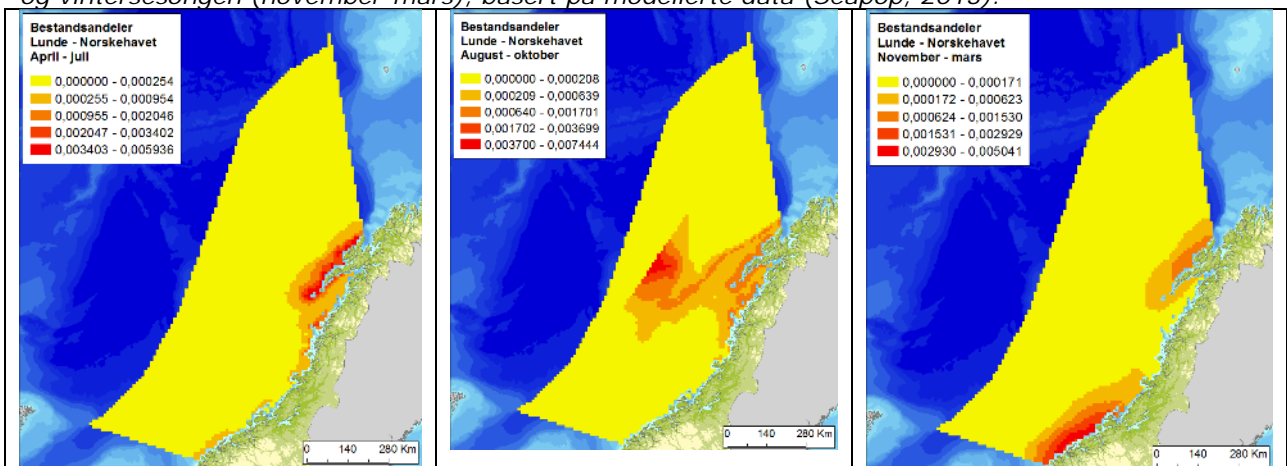
Figur F -8 Fordeling av havsule (*Sula bassana*) i Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



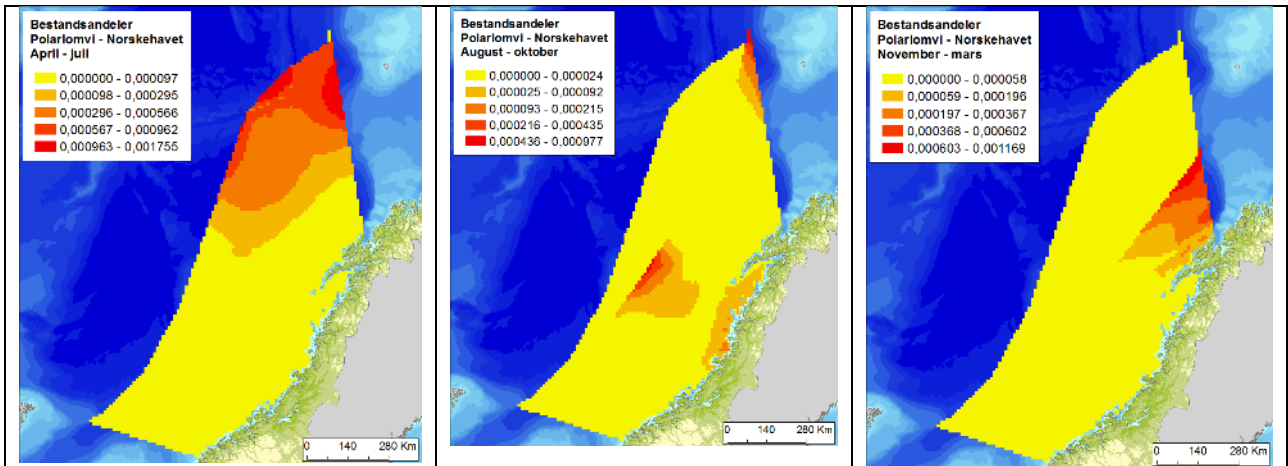
Figur F -9 Fordeling av krykkje (*Rissa tridactyla*) i Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



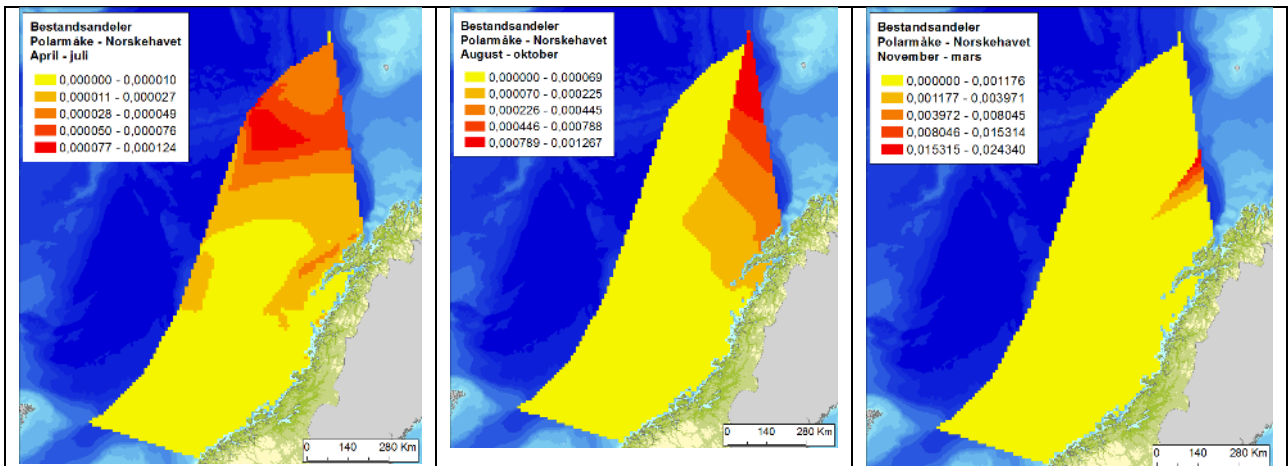
Figur F -10 Fordeling av lomvi (*Uria aalge*) i Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



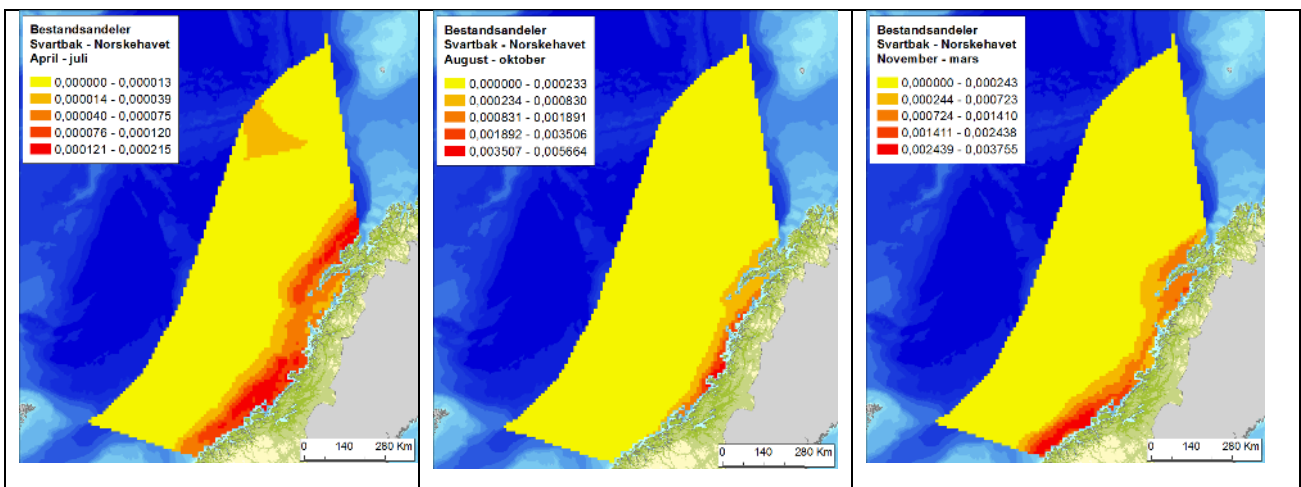
Figur F -11 Fordeling av lunde (*Fratercula arctica*) i Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



Figur F -12 Fordeling av polarlomvi (*Uria lomvie*) i Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



Figur F -13 Fordeling av polarmåke (*Larus hyperboreus*) i Norskehavet, i sommer (april-juli), høst (august-november) og vintersesongen (november-mars), basert på modellerte data (Seapop, 2013).



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



Kystnære sjøfugldata

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.

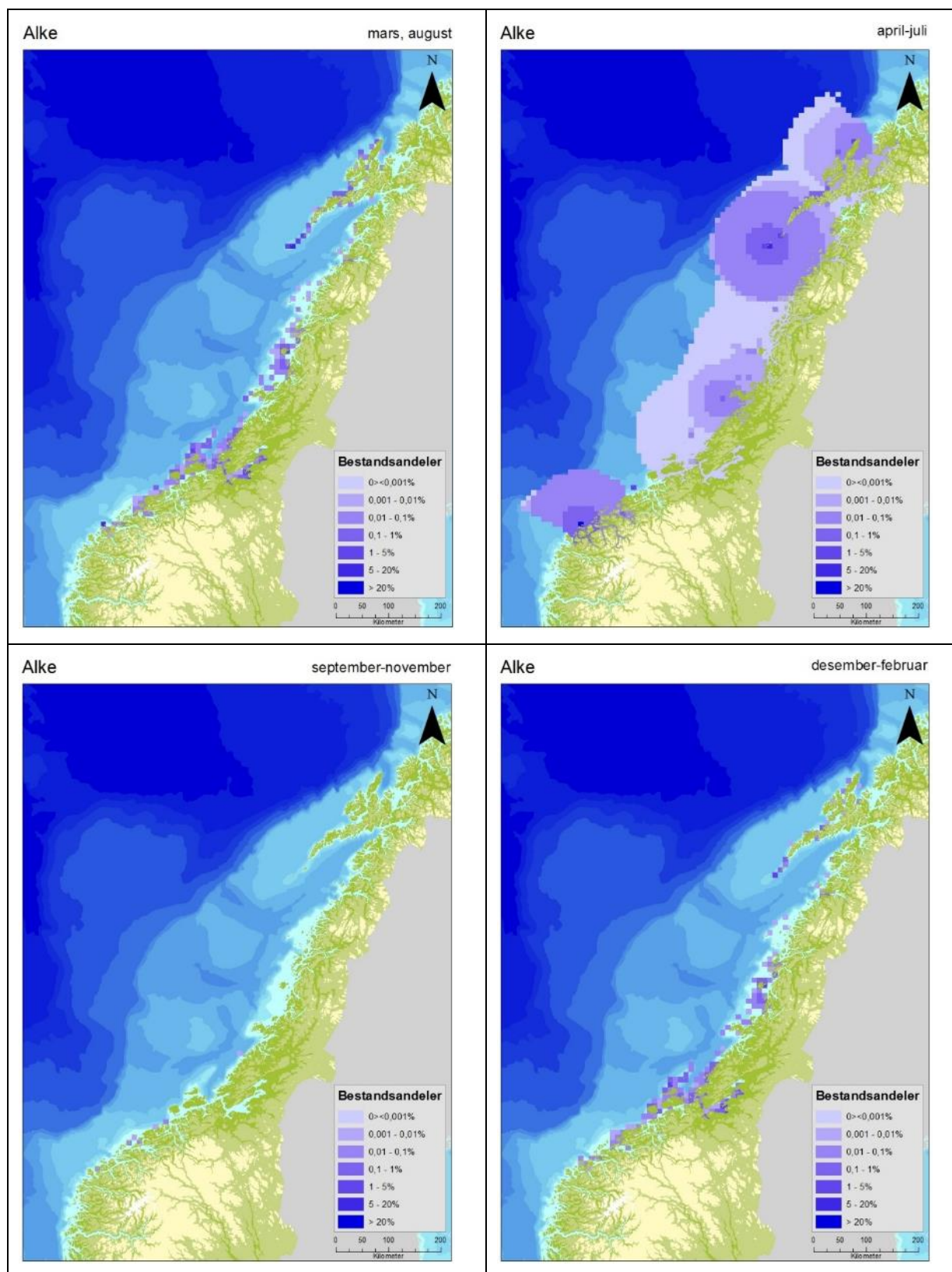
Datasettene inkluderer følgende arter:

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.

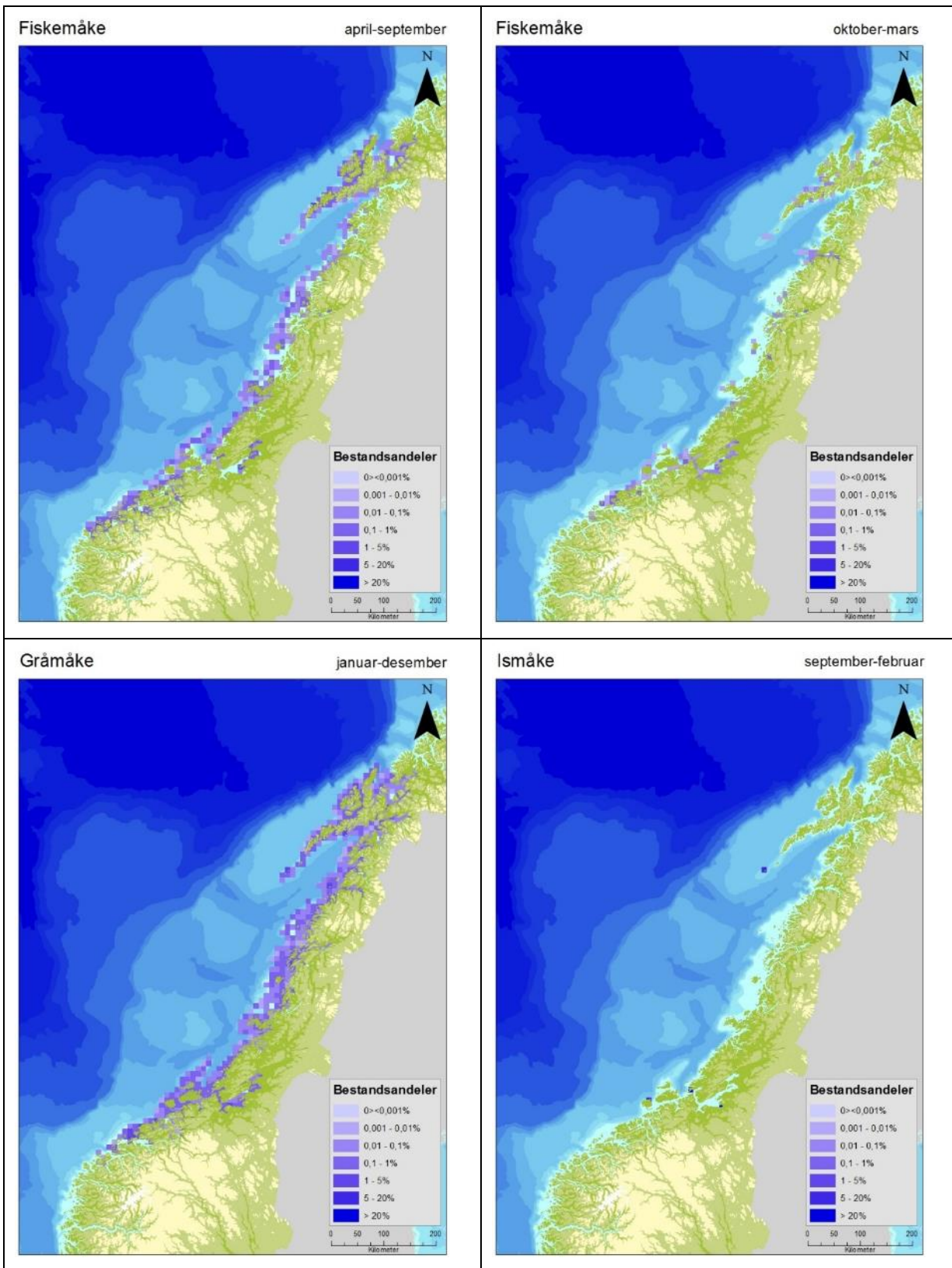
Geografisk fordeling av de ulike artene når de er tilstede langs kysten i region Norskehavet er vist i Figur F-15 – Figur F-30.

Geografisk fordeling av de ulike artene når de er tilstede langs hele kysten (nasjonalt) er vist i Figur F-31 – Figur F-42.

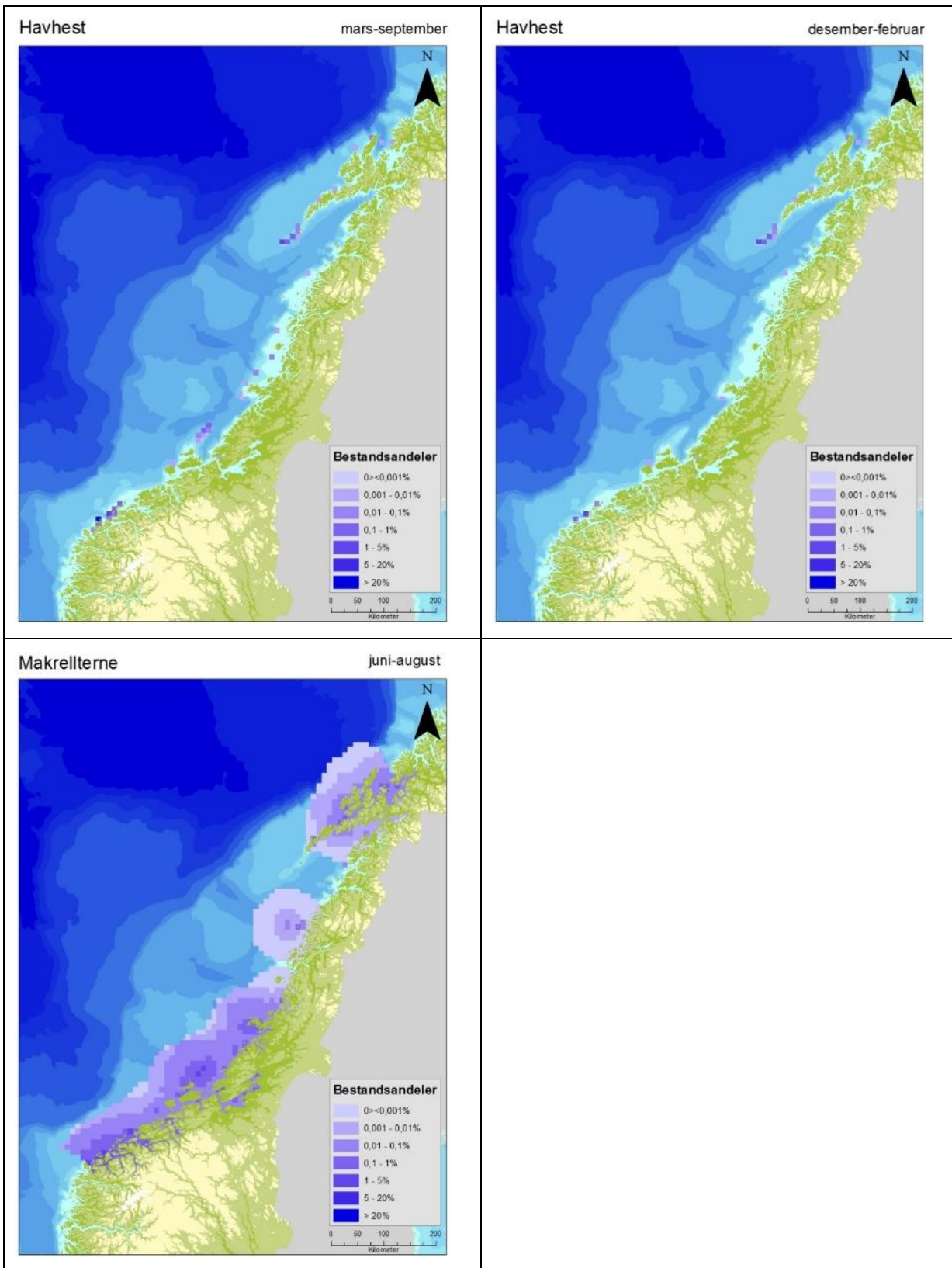
Regionale datasett



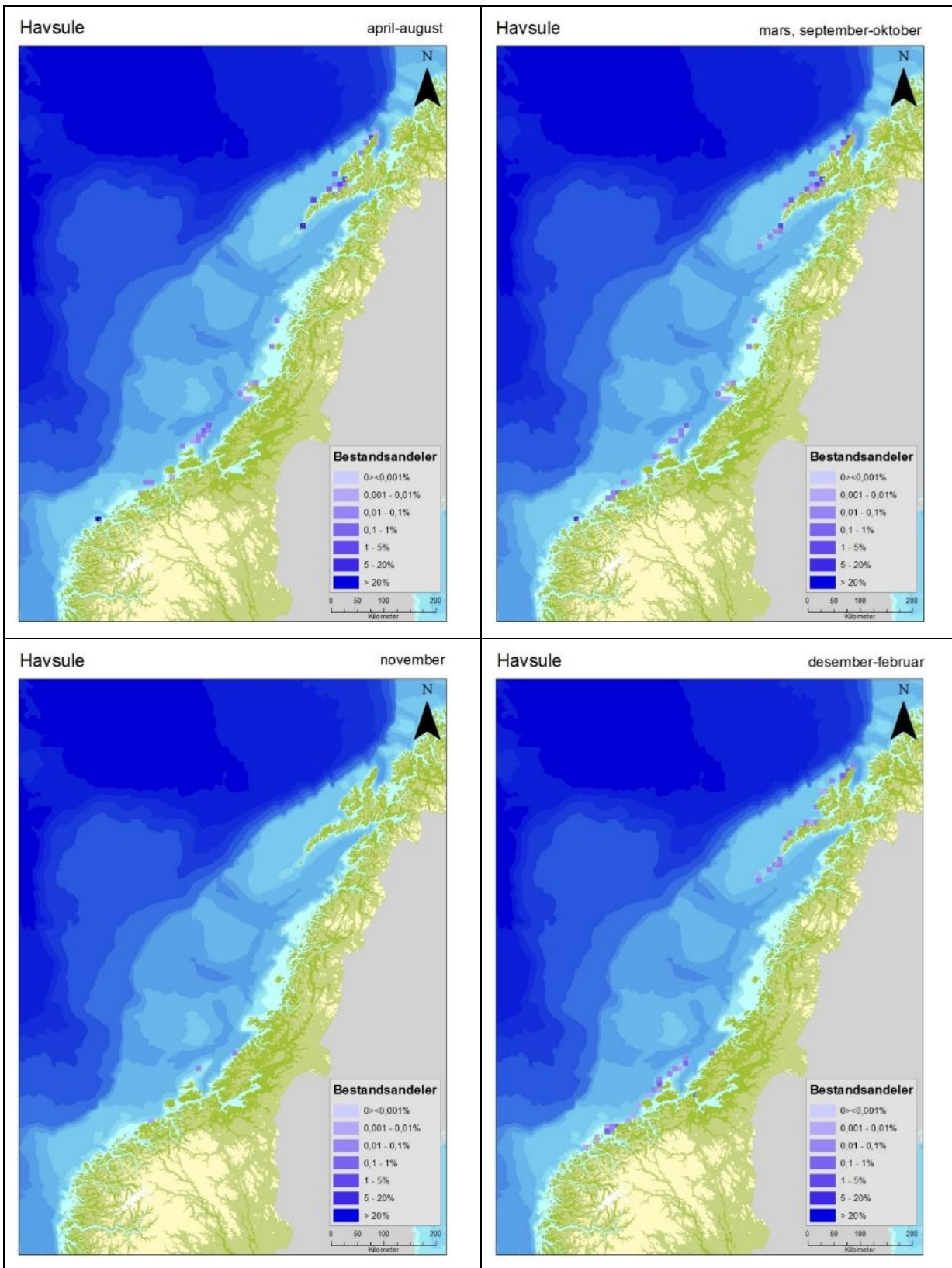
Figur F-15 Bestandsfordeling av alke i Norskehavet (Seapop, 2017).



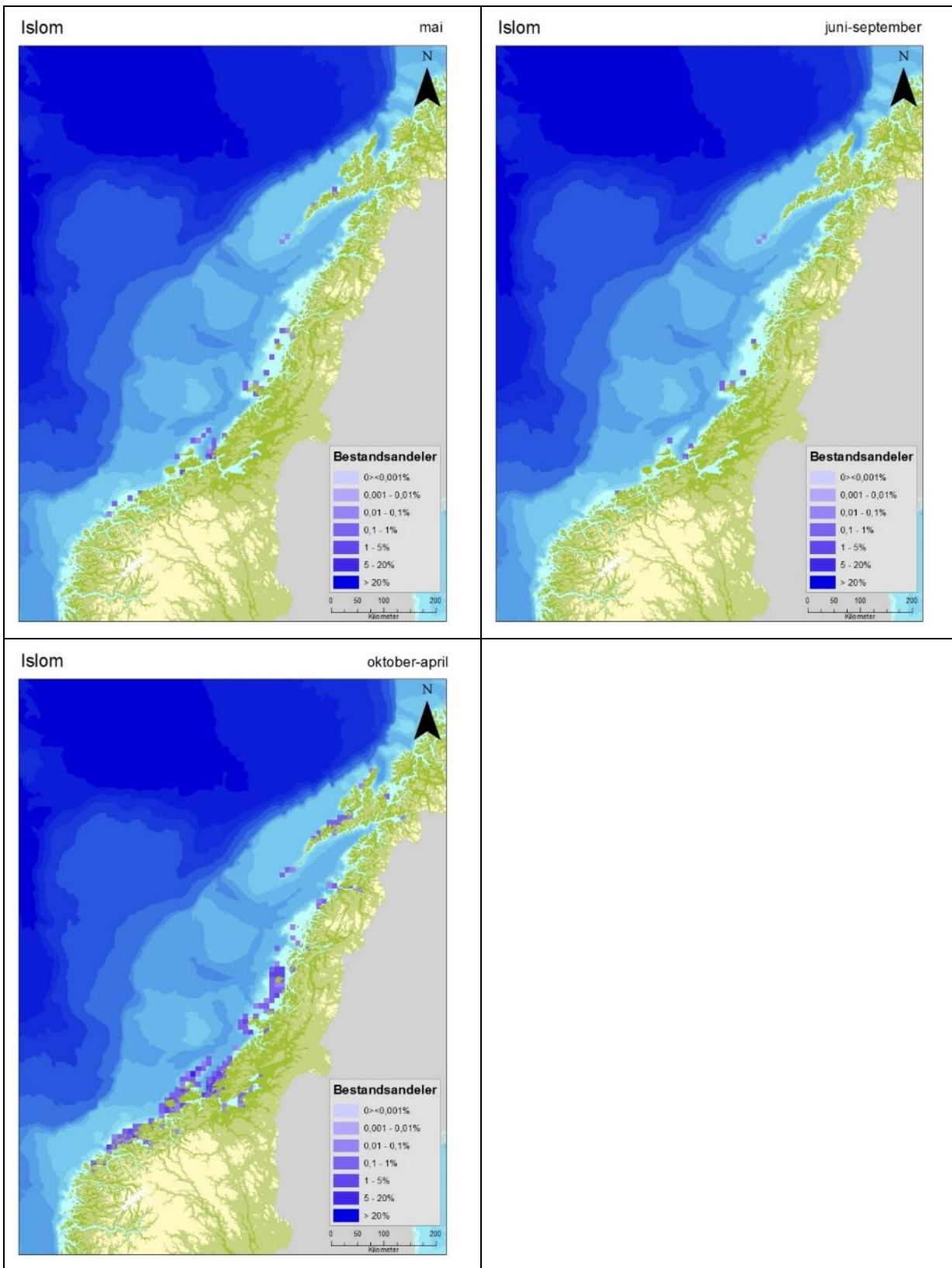
Figur F-16 Bestandsfordeling av fiskemåke, gråmåke og ismåke i Norskehavet (Seapop, 2017).



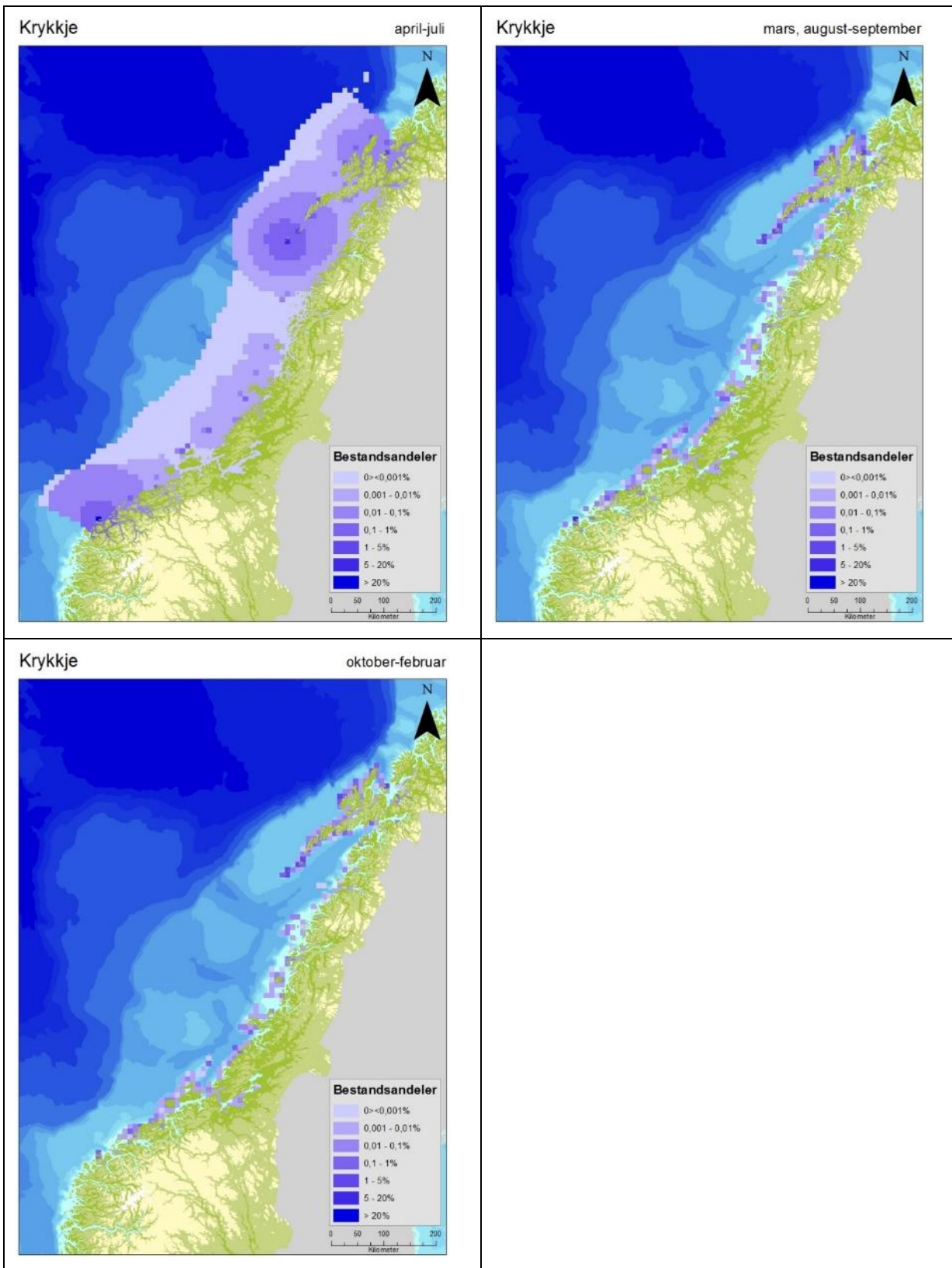
Figur F-17 Bestandsfordeling av havhest og makrellterne i Norskehavet (Seapop, 2017).



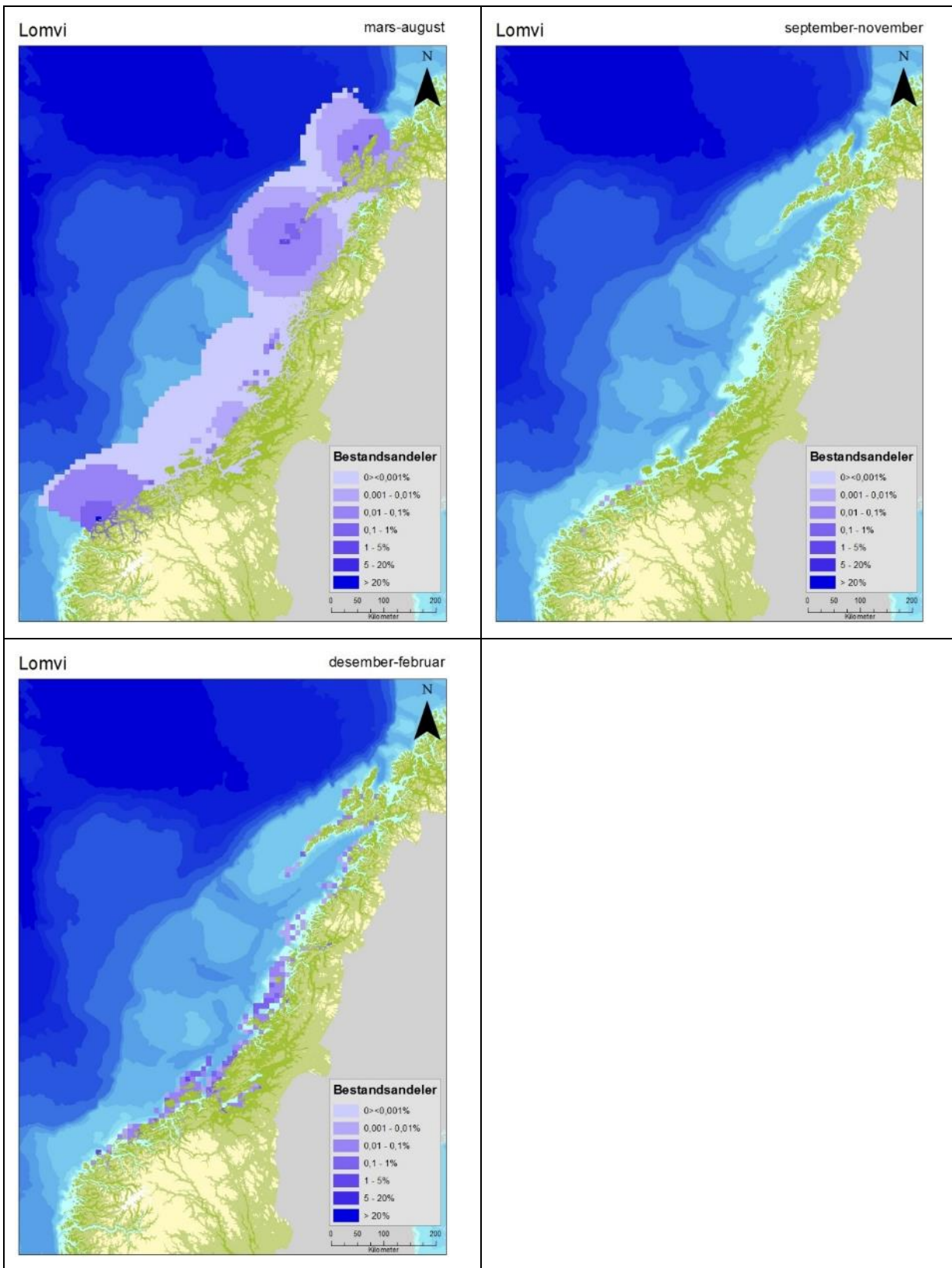
Figur F-18 Bestandsfordeling av havsule i Norskehavet (Seapop, 2017).



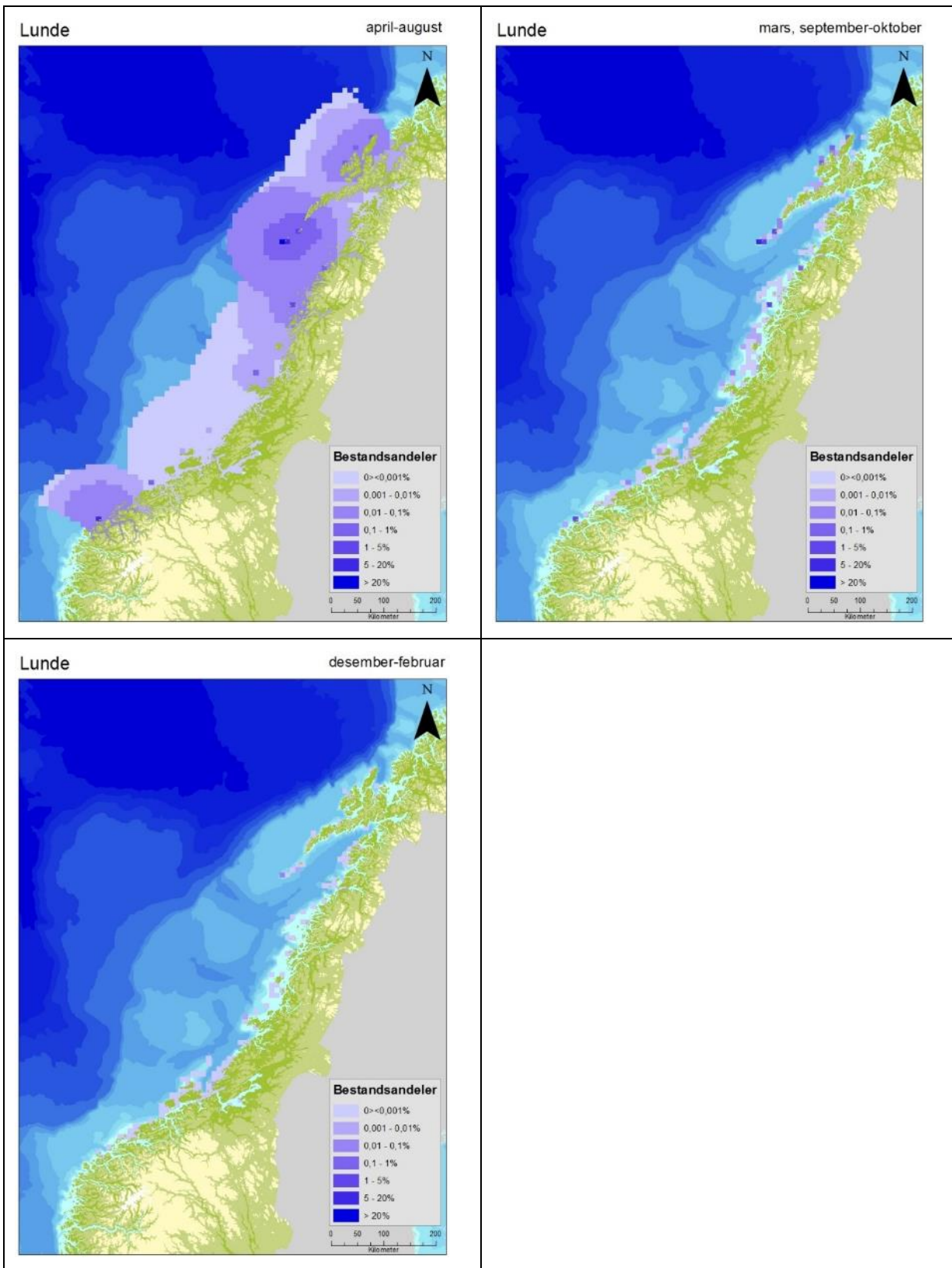
Figur F-19 Bestandsfordeling av islom i Norskehavet (Seapop, 2017).



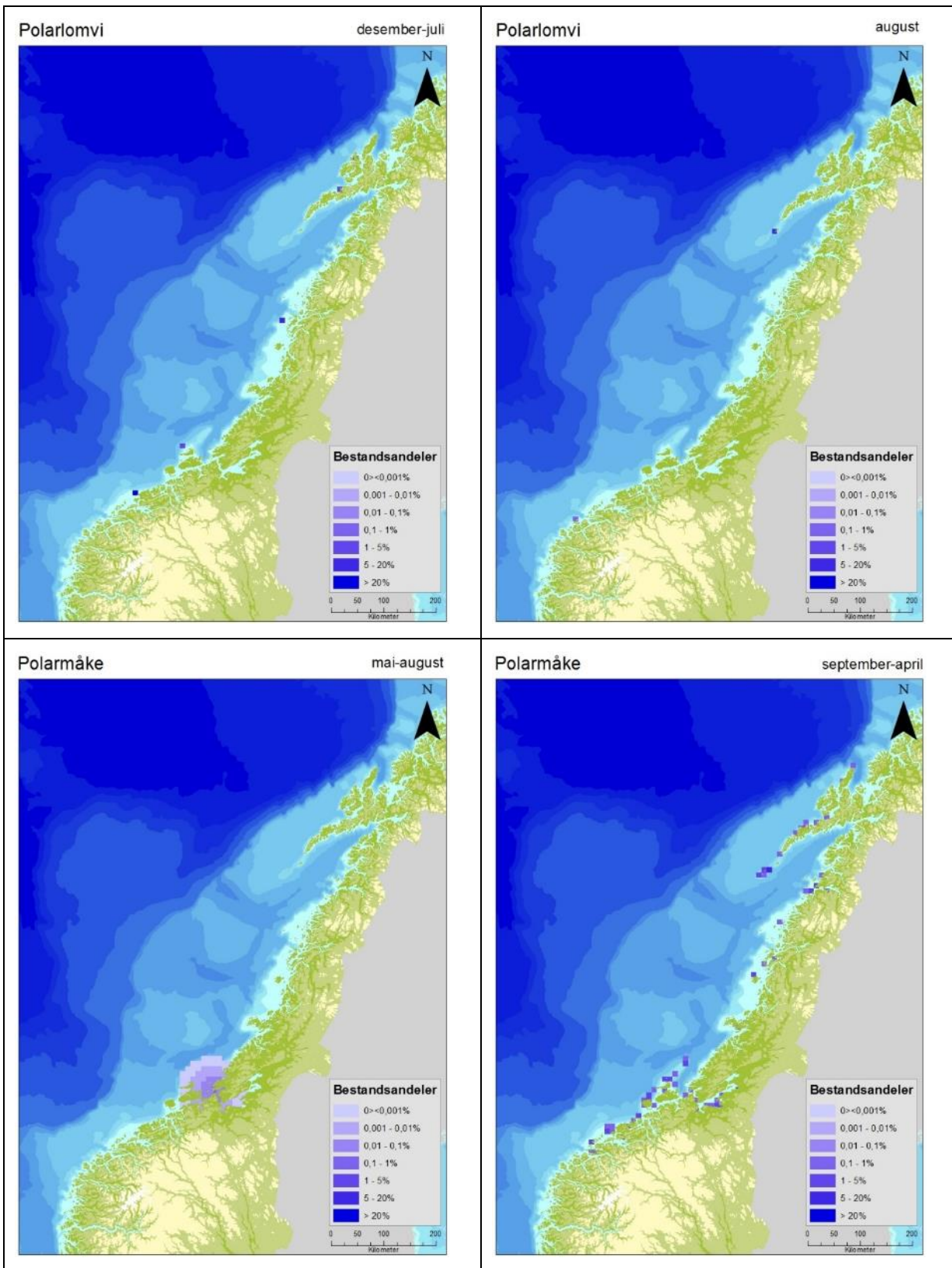
Figur F-20 Bestandsfordeling av krykkje i Norskehavet (Seapop, 2017).



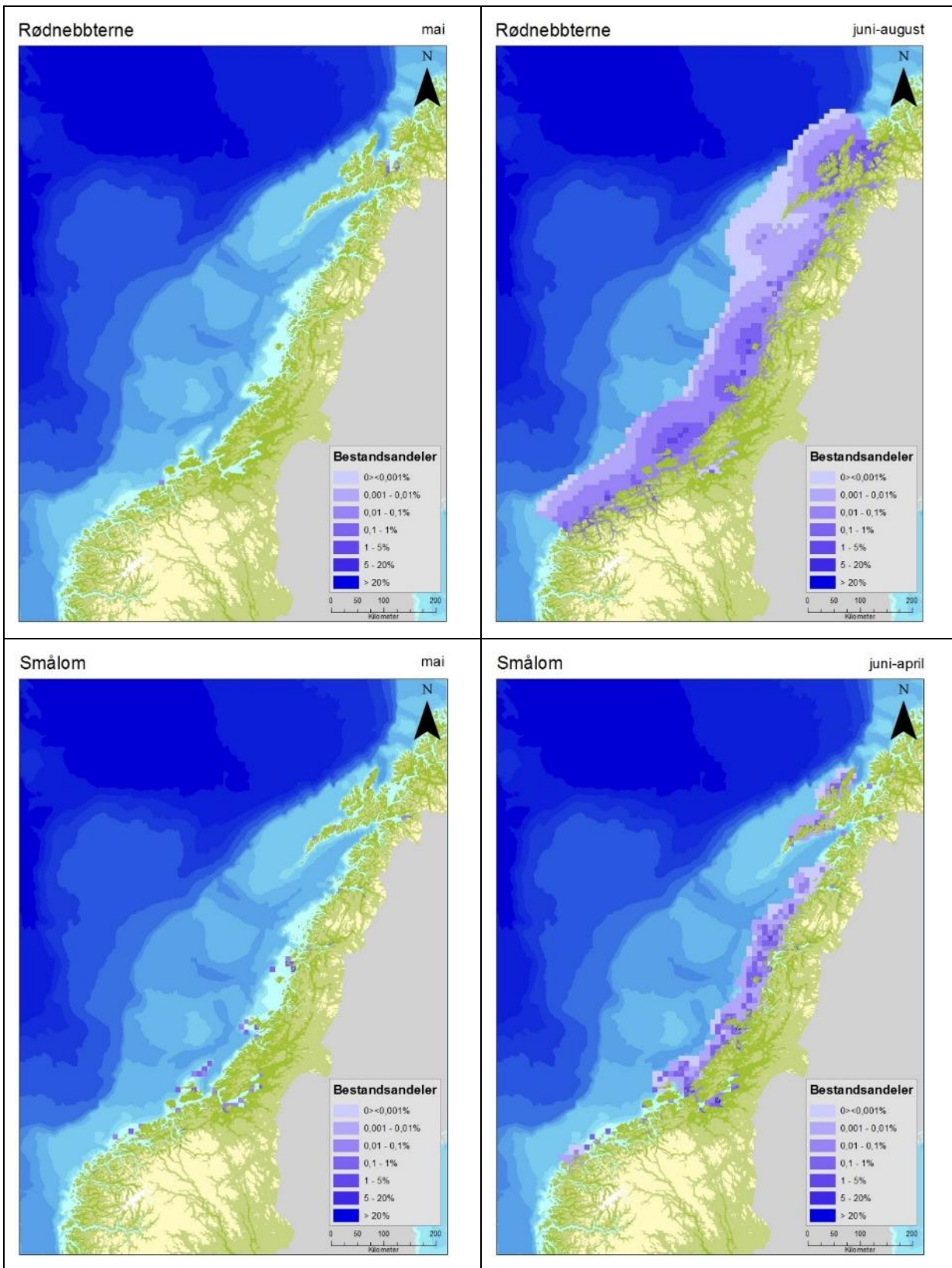
Figur F-21 Bestandsfordeling av lomvi i Norskehavet (Seapop, 2017).



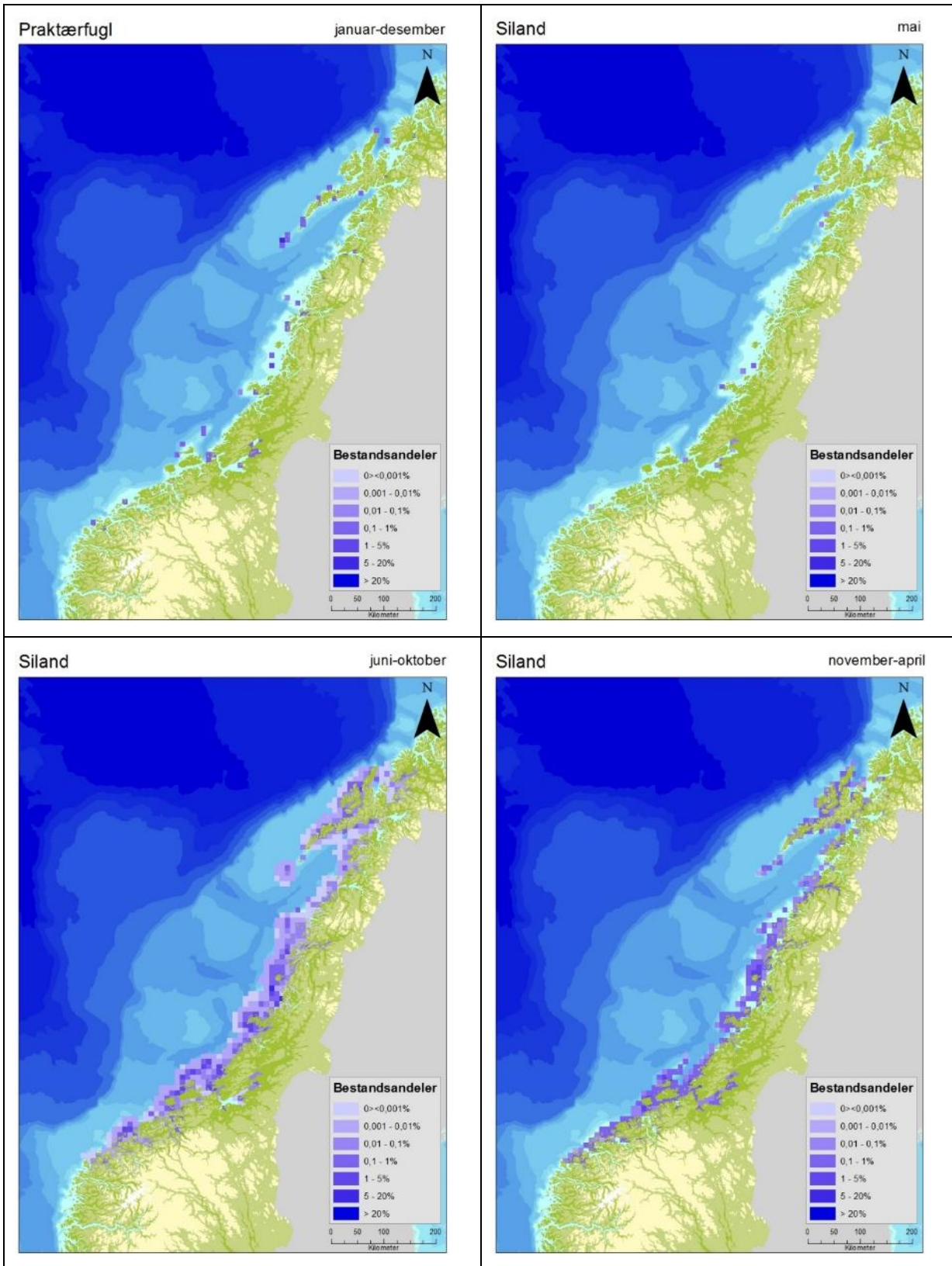
Figur F-22 Bestandsfordeling av lunde i Norskehavet (Seapop, 2017).



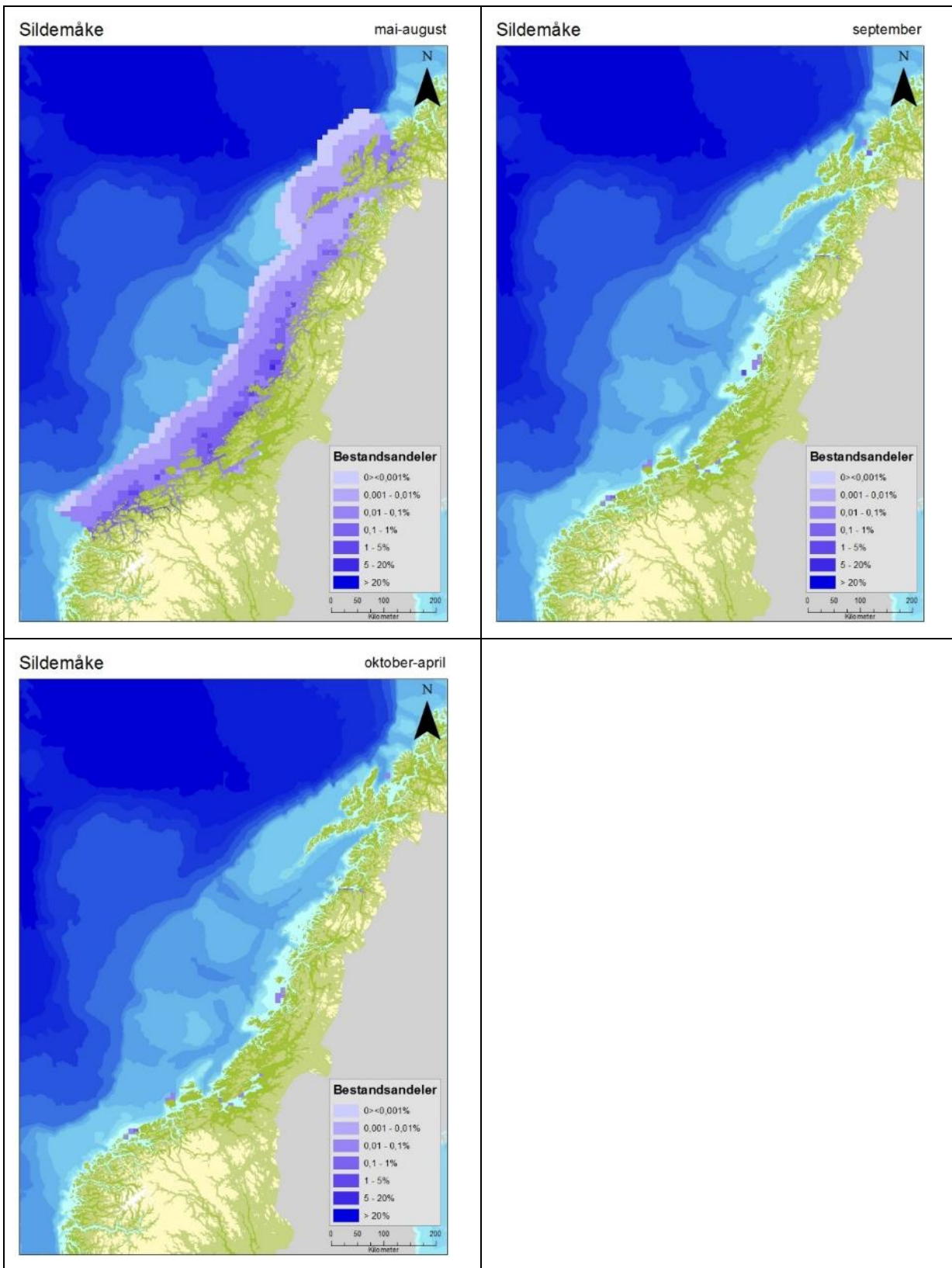
Figur F-23 Bestandsfordeling av polarlomvi og polarmåke i Norskehavet (Seapop, 2017).



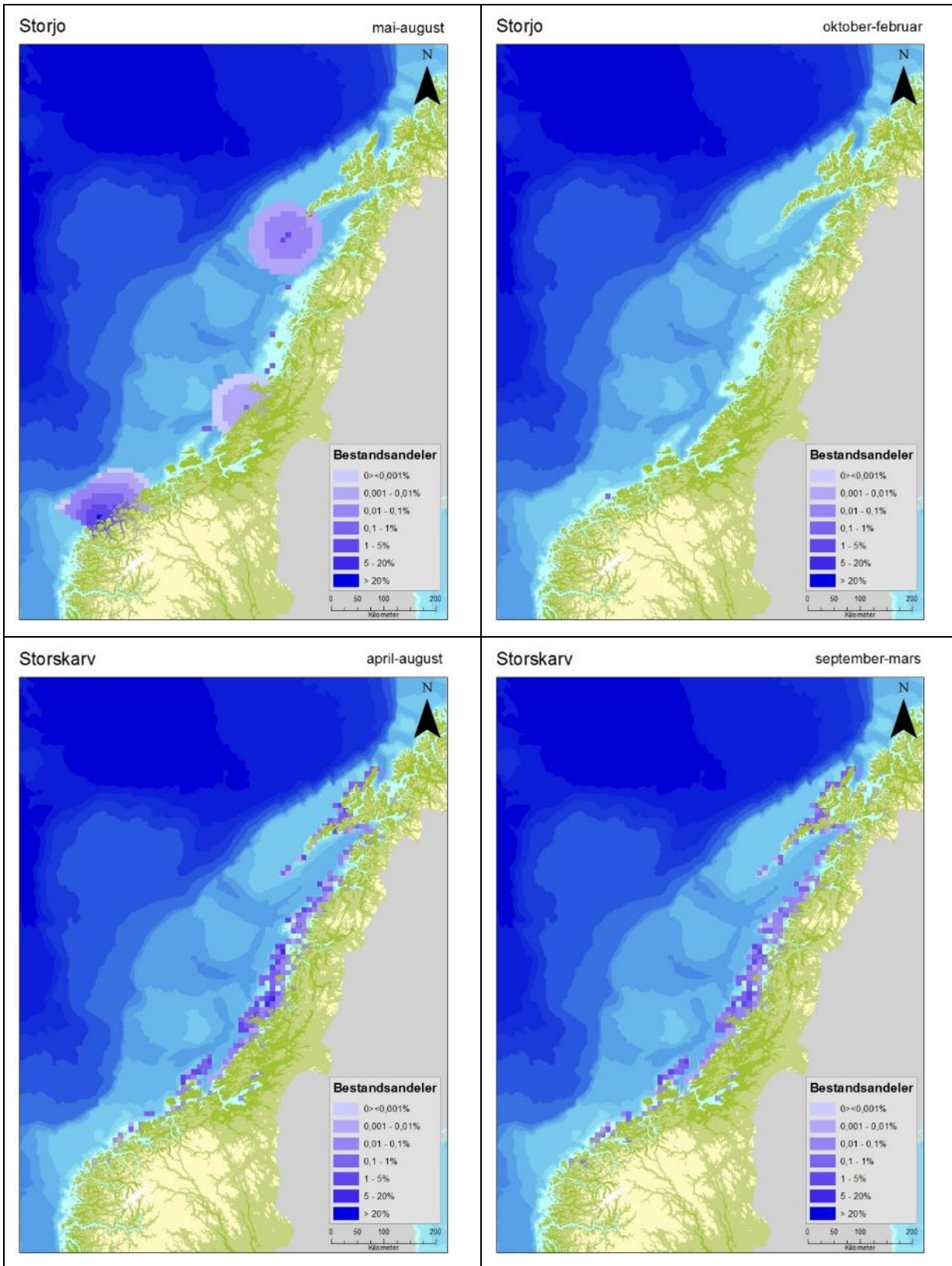
Figur F-24 Bestandsfordeling av rødnebbterne og smålom i Norskehavet (Seapop, 2017).



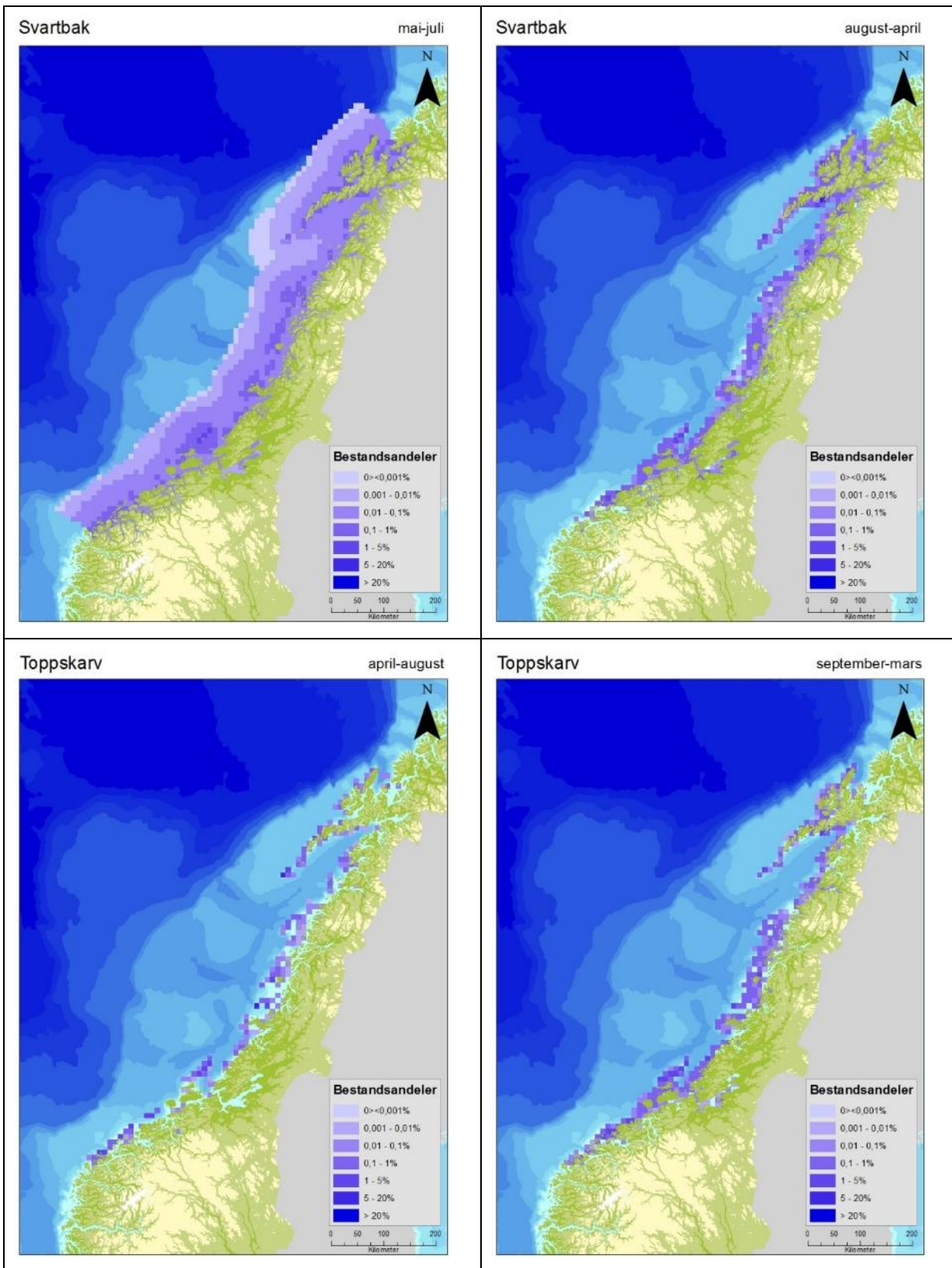
Figur F-25 Bestandsfordeling av praktærfugl og siland i Norskehavet (Seapop, 2017).



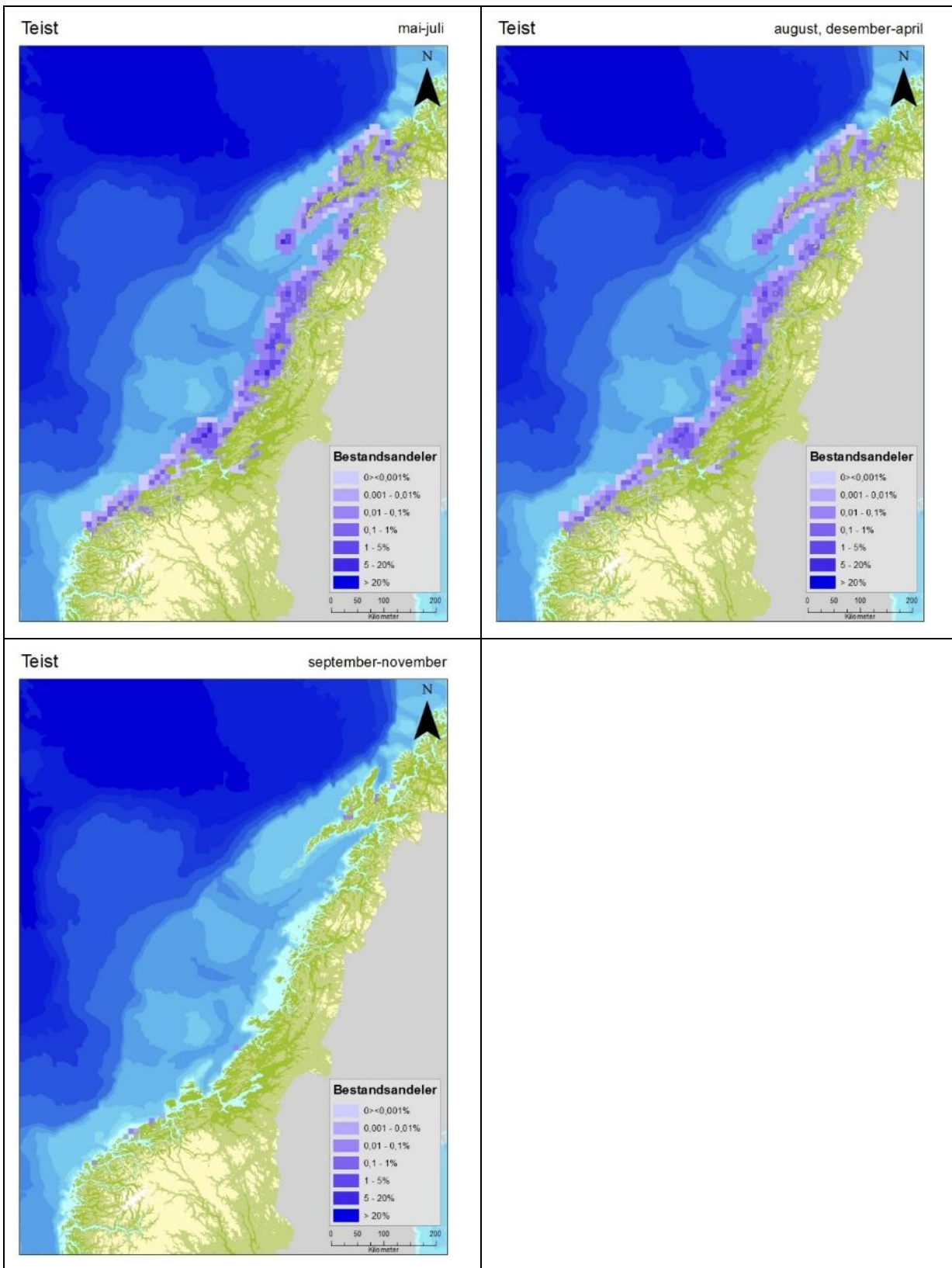
Figur F-26 Bestandsfordeling av sildemåke i Norskehavet (Seapop, 2017).



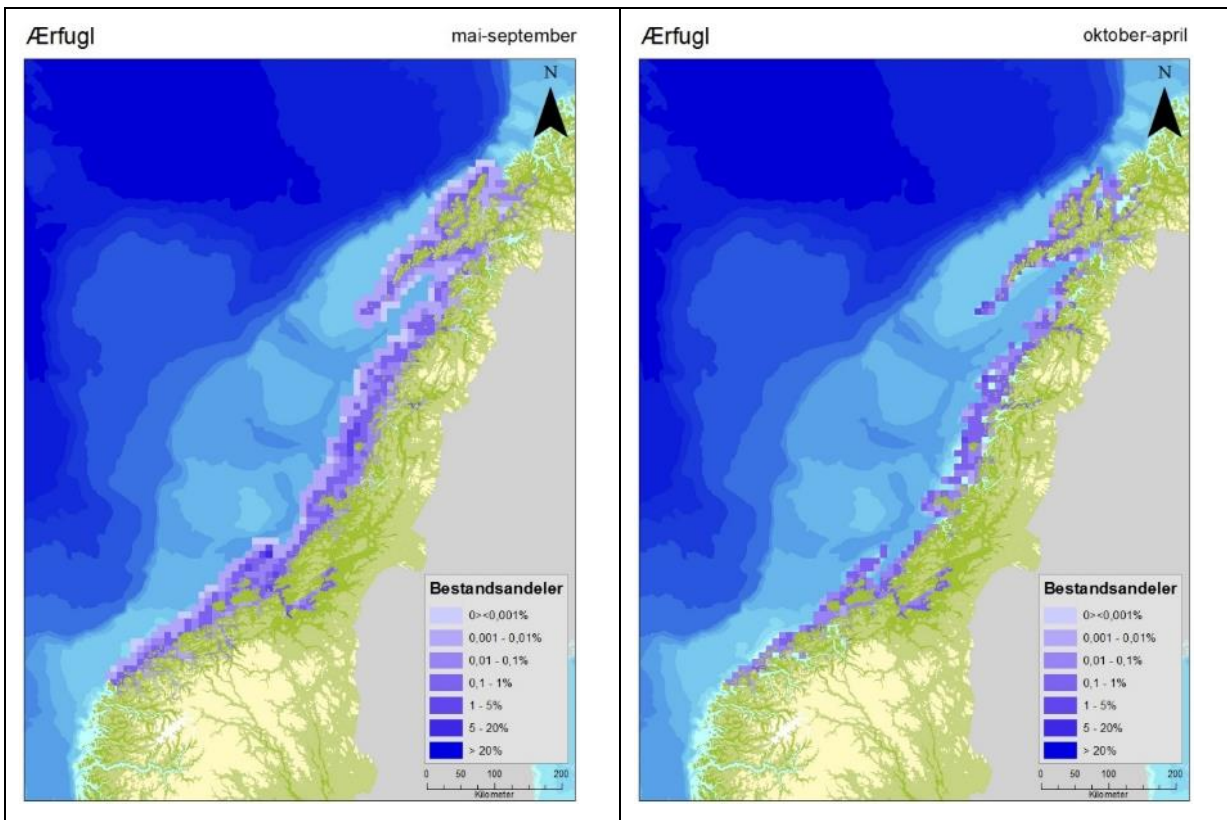
Figur F-27 Bestandsfordeling av storjo og storskarv i Norskehavet (Seapop, 2017).



Figur F-28 Bestandsfordeling av svartbak og toppskarv i Norskehavet (Seapop, 2017).

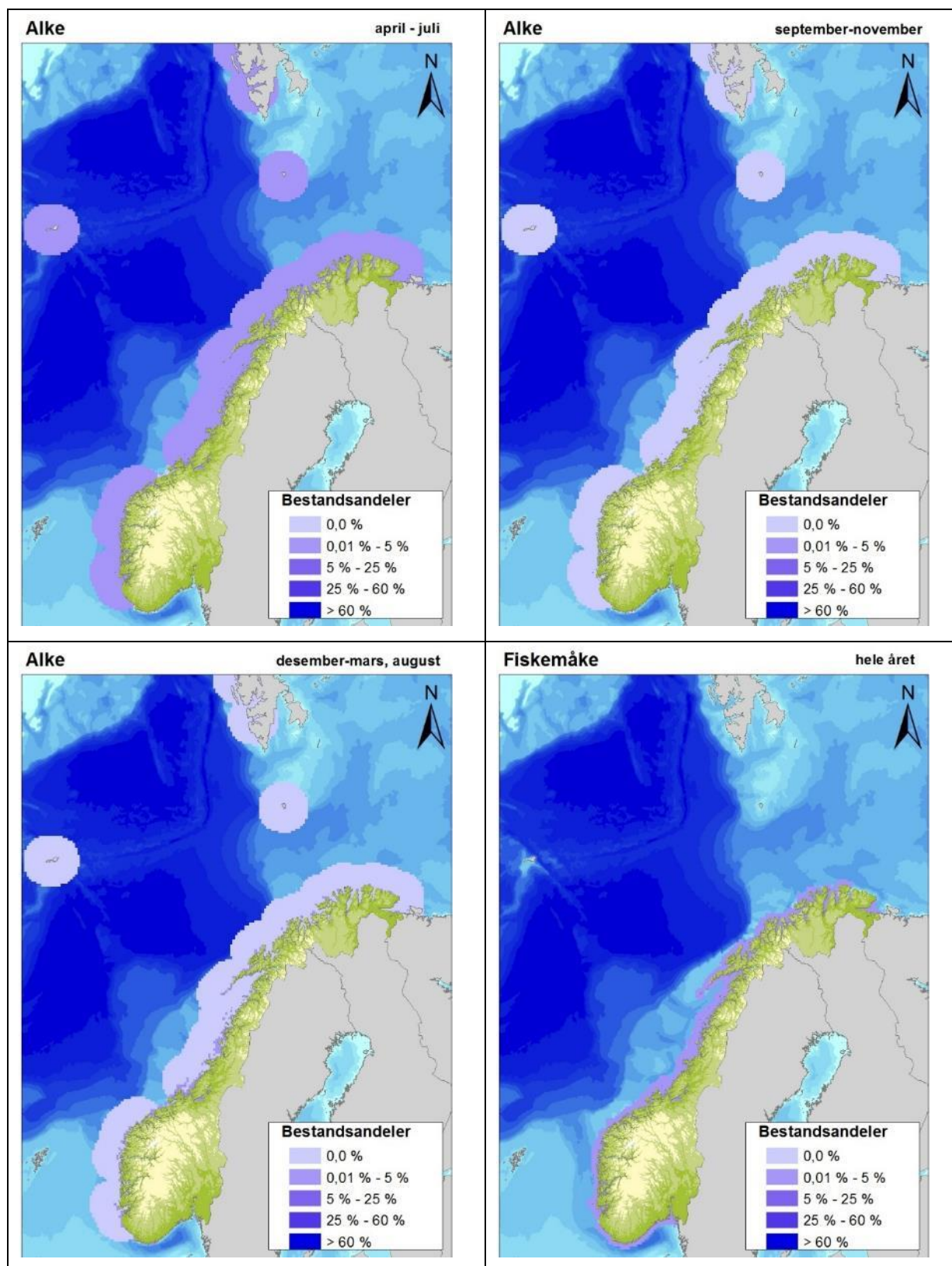


Figur F-29 Bestandsfordeling av teist i Norskehavet (Seapop, 2017).

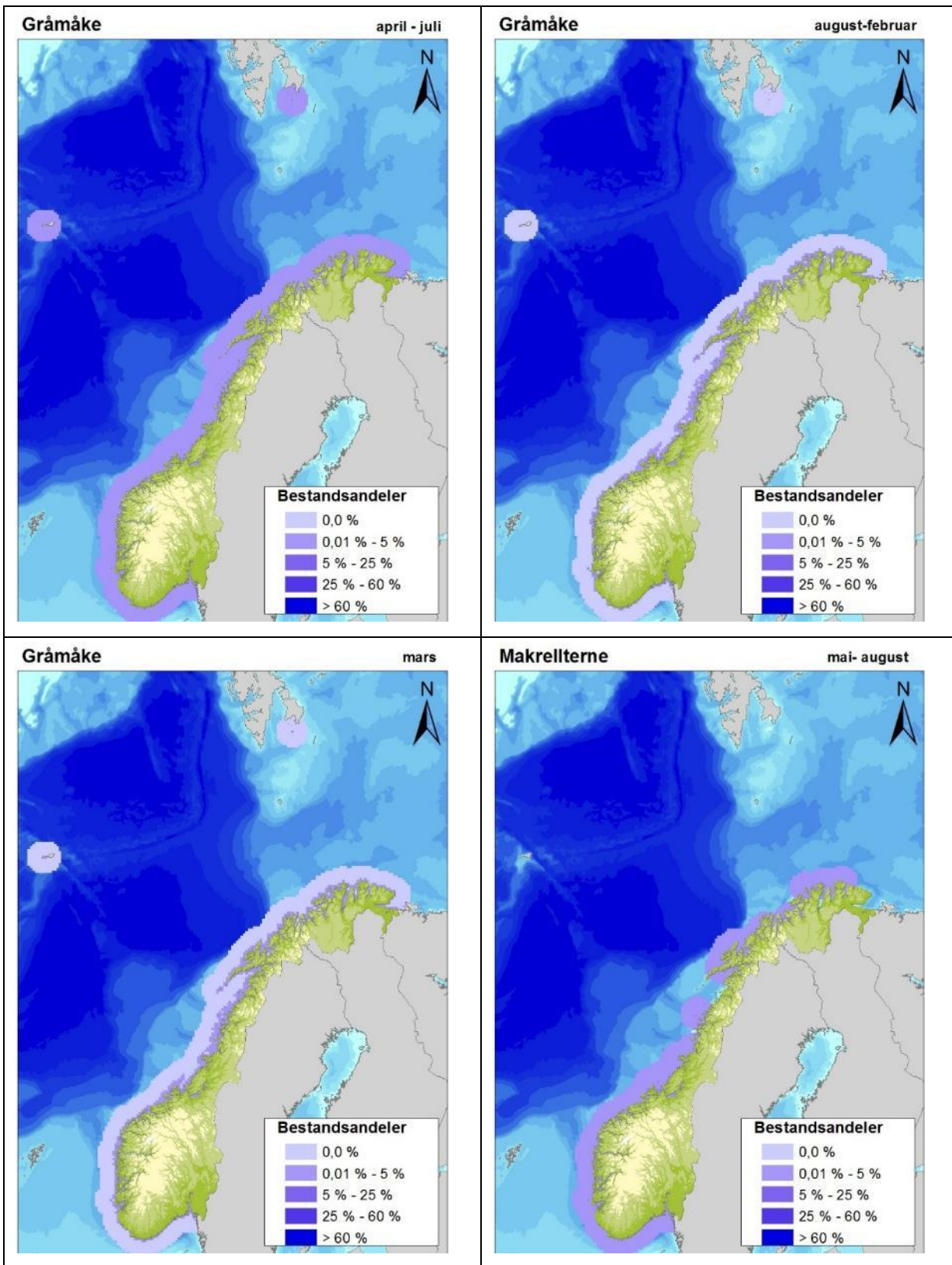


Figur F-30 Bestandsfordeling av ærfugl i Norskehavet (Seapop, 2017).

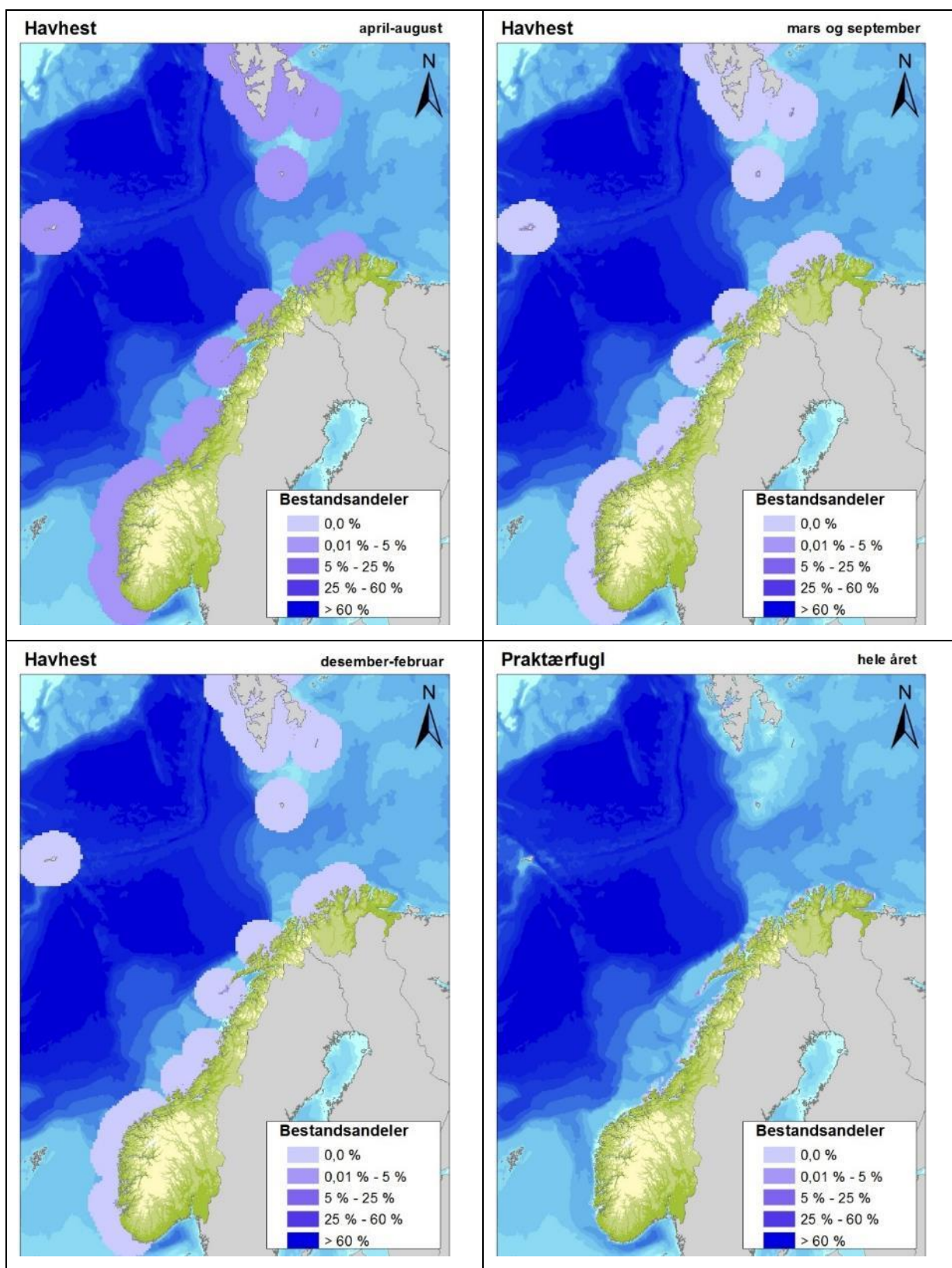
Nasjonale datasett



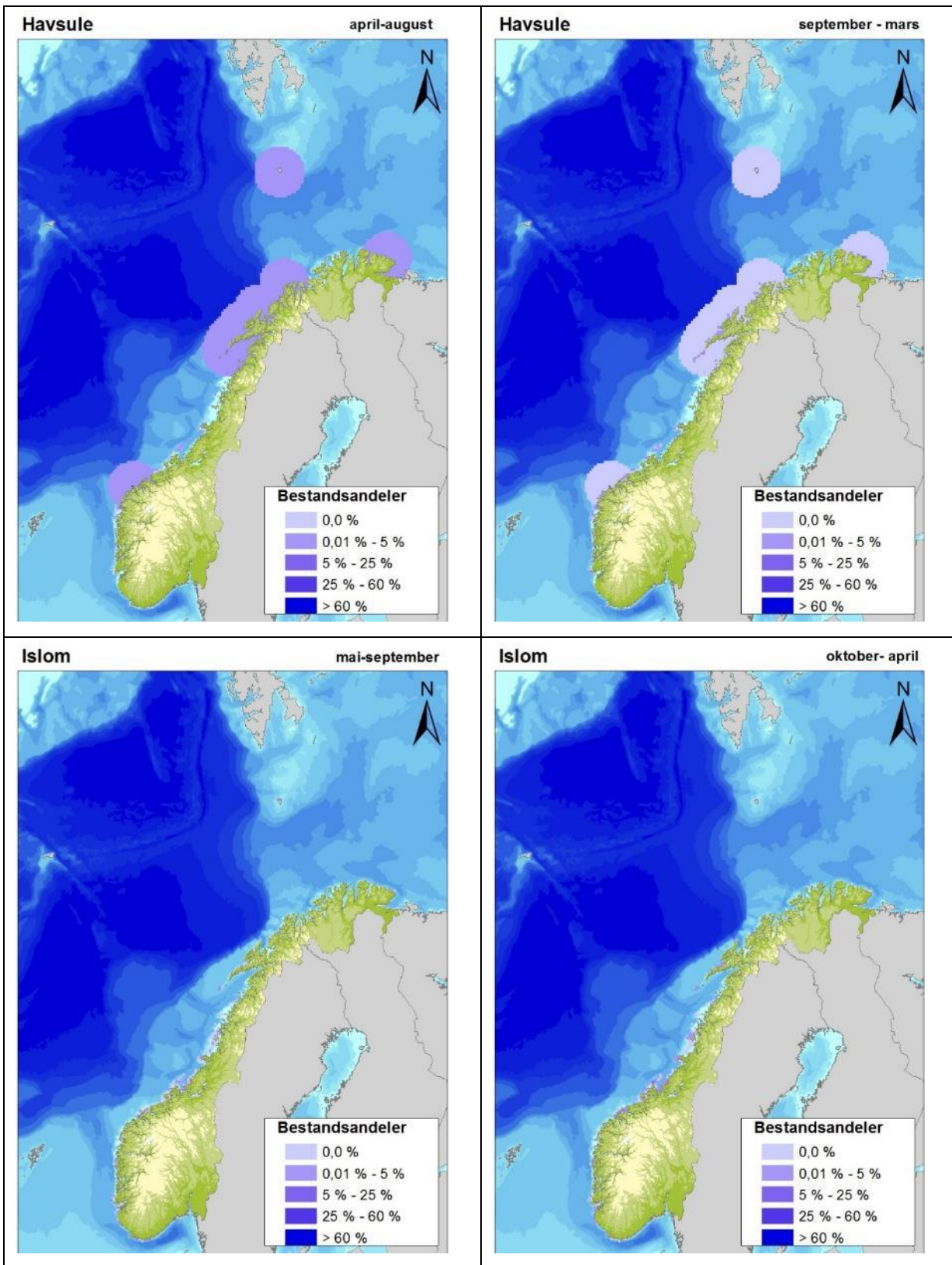
Figur F-31 Nasjonal bestandsfordeling av alke og fiskemåke (Seapop, 2017).



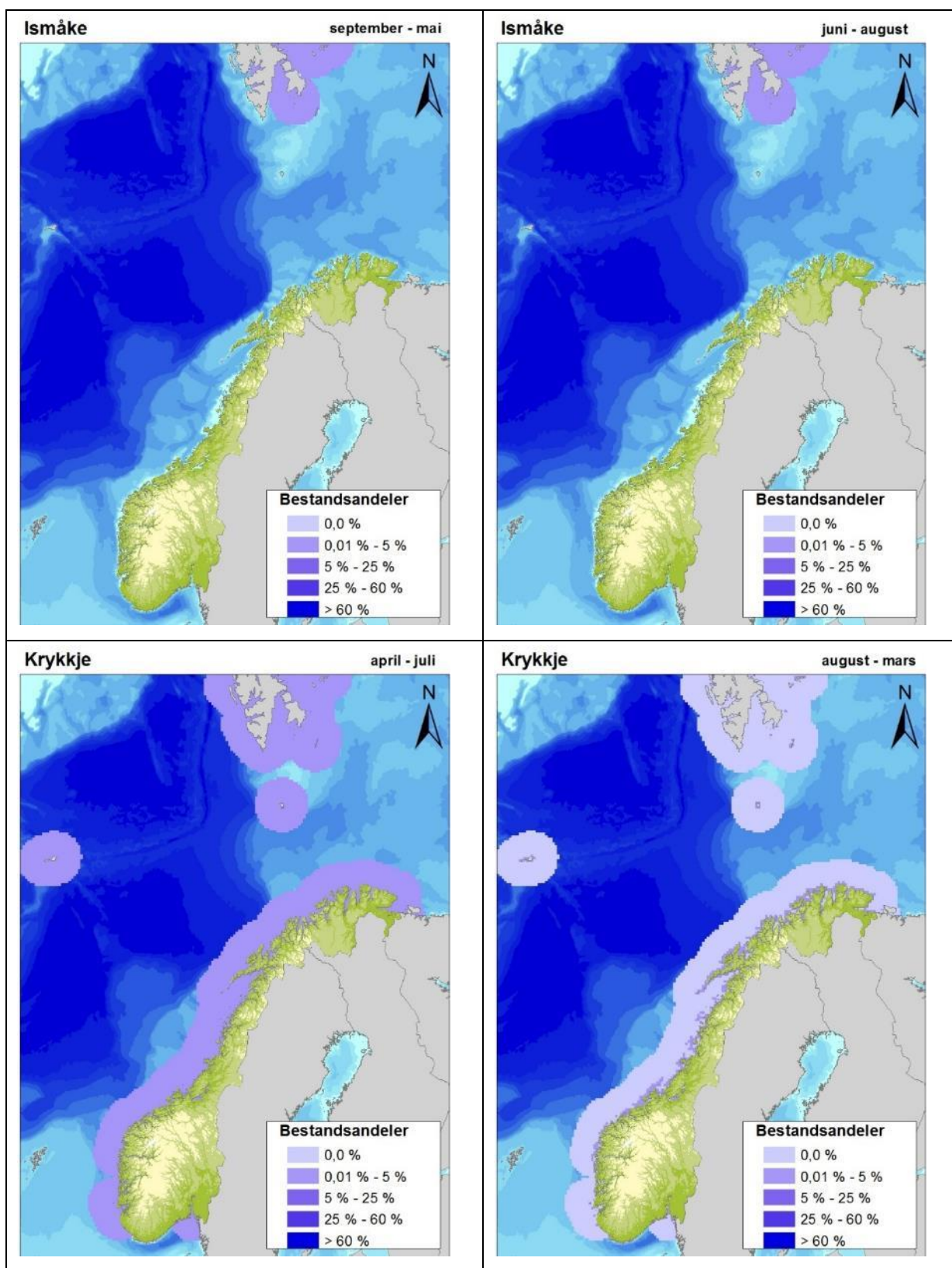
Figur F-32 Nasjonal bestandsfordeling av gråmåke og makrellterne (Seapop, 2017).



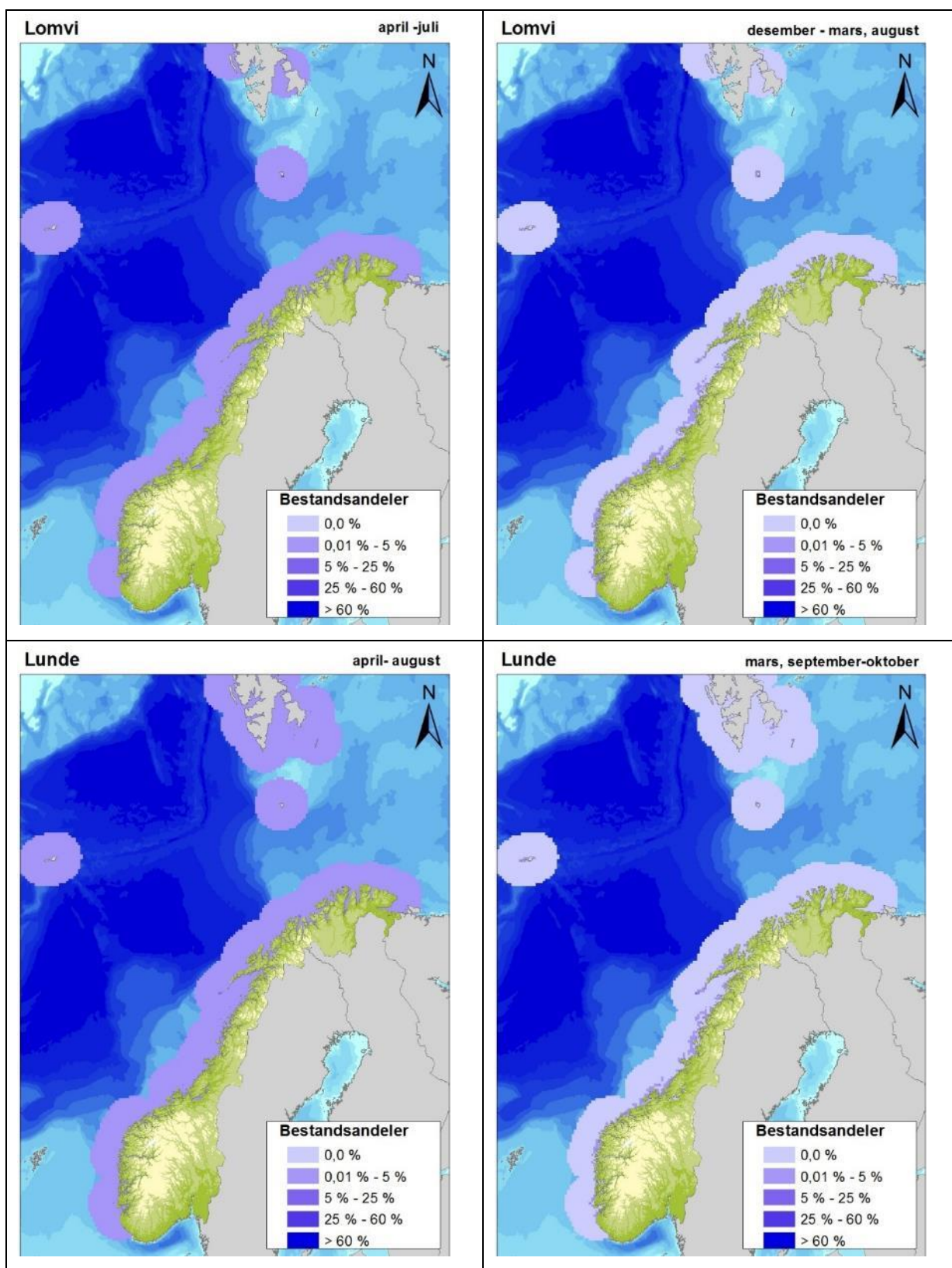
Figur F-33 Nasjonal bestandsfordeling av havhest og praktærfugl (Seapop, 2017).



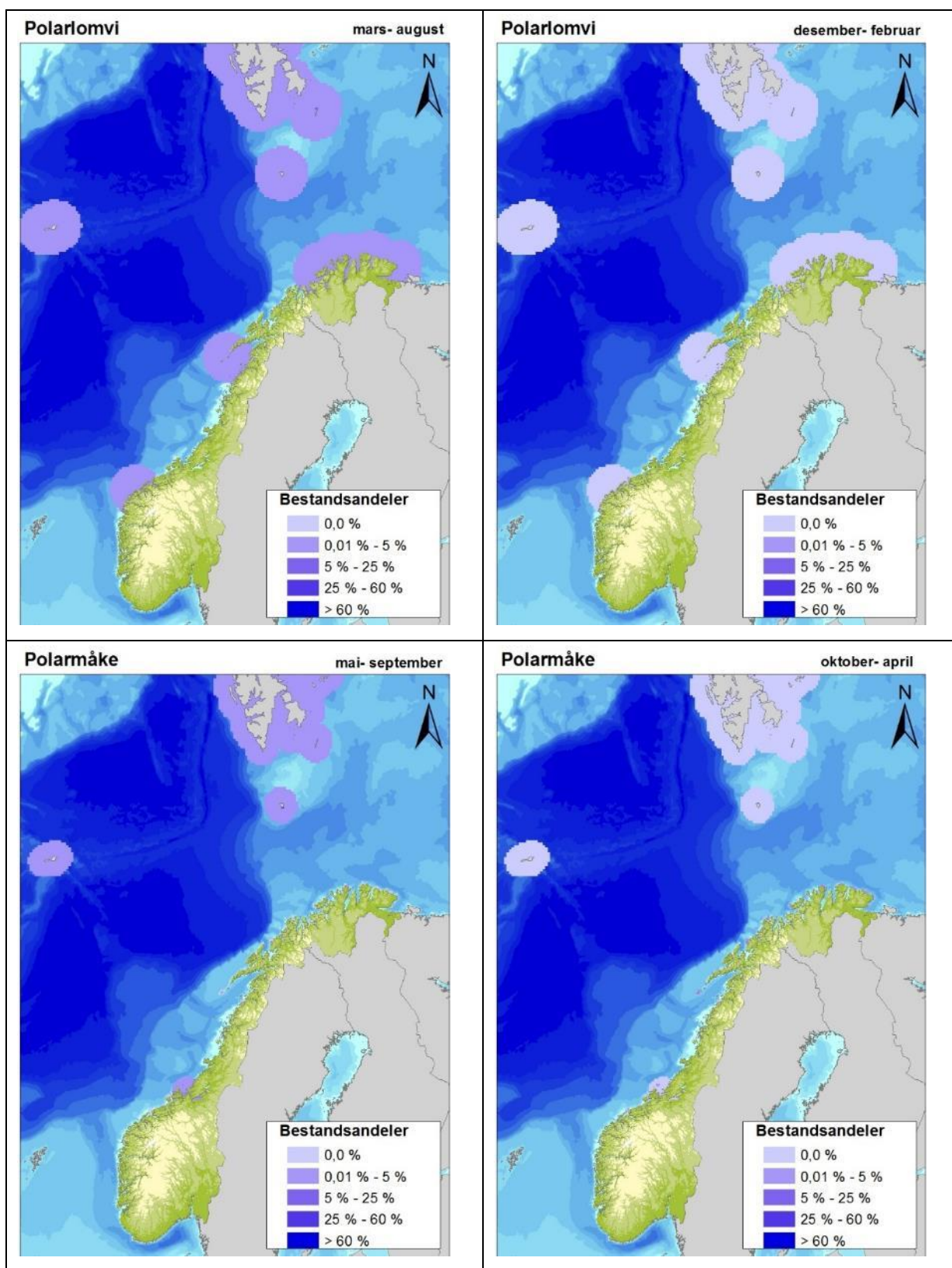
Figur F-34 Nasjonal bestandsfordeling av havsule og islom (Seapop, 2017).



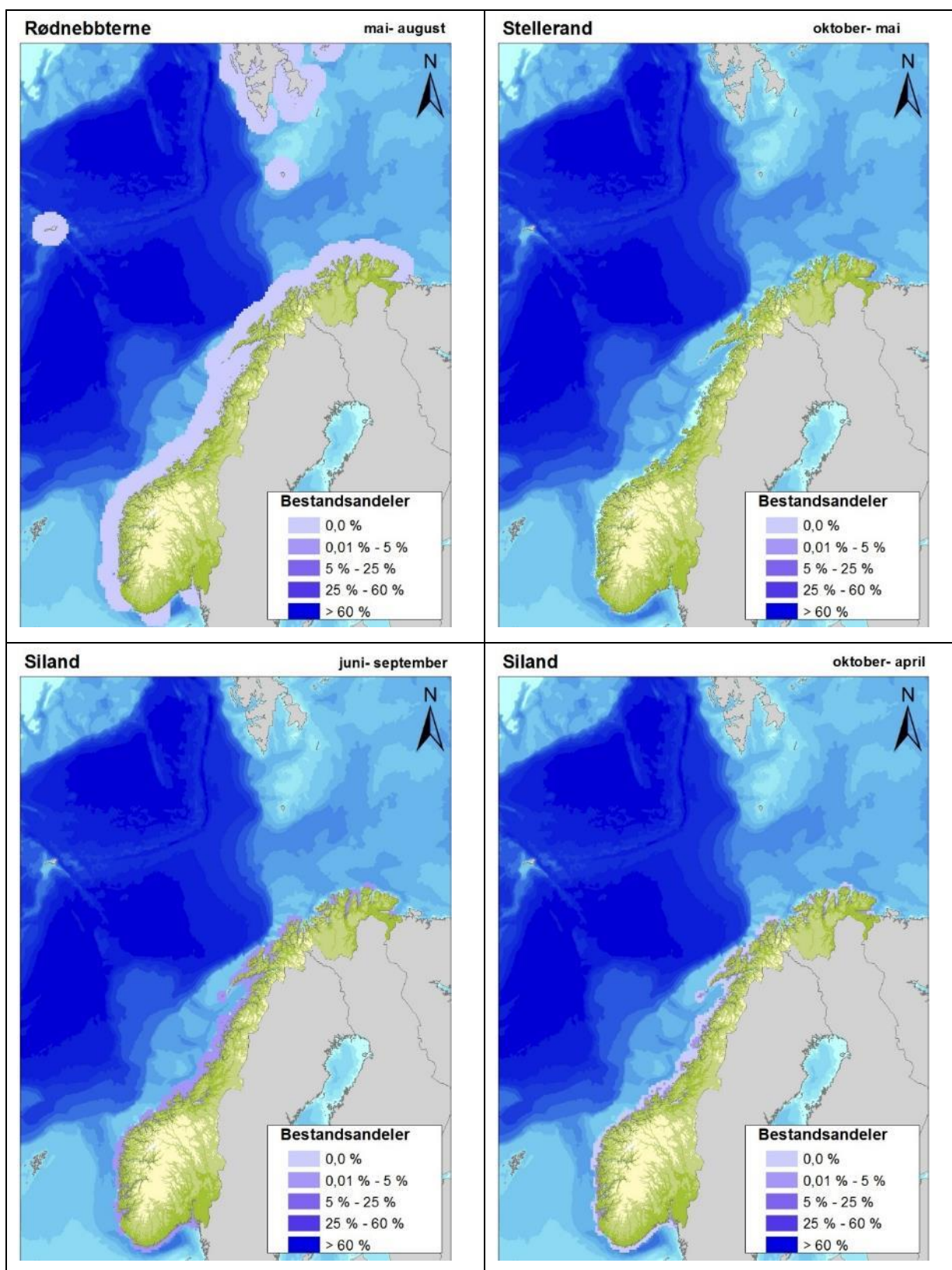
Figur F-35 Nasjonal bestandsfordeling av ismåke og krykkje (Seapop, 2017).



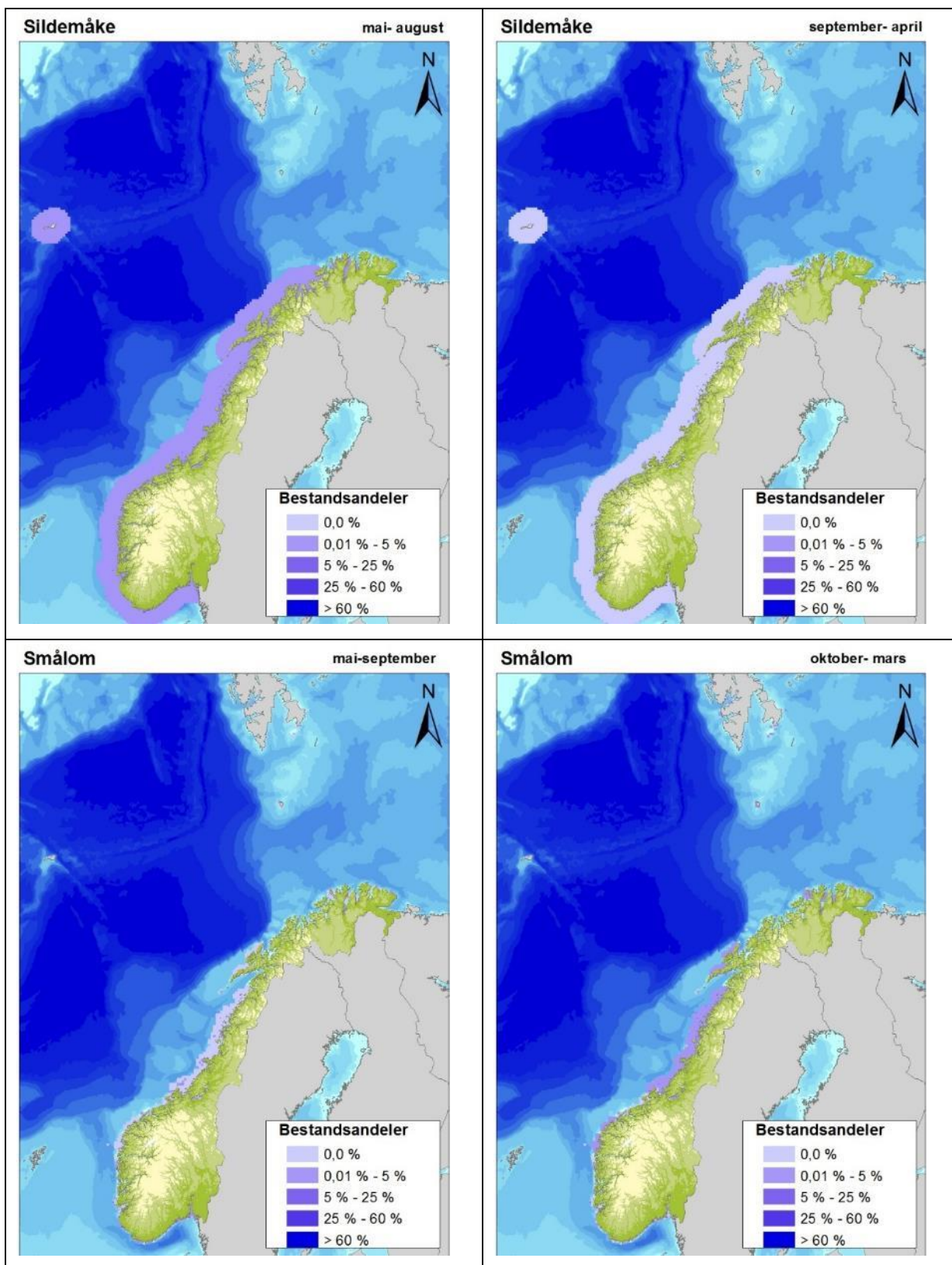
Figur F-36 Nasjonal bestandsfordeling av lomvi og lunde (Seapop, 2017).



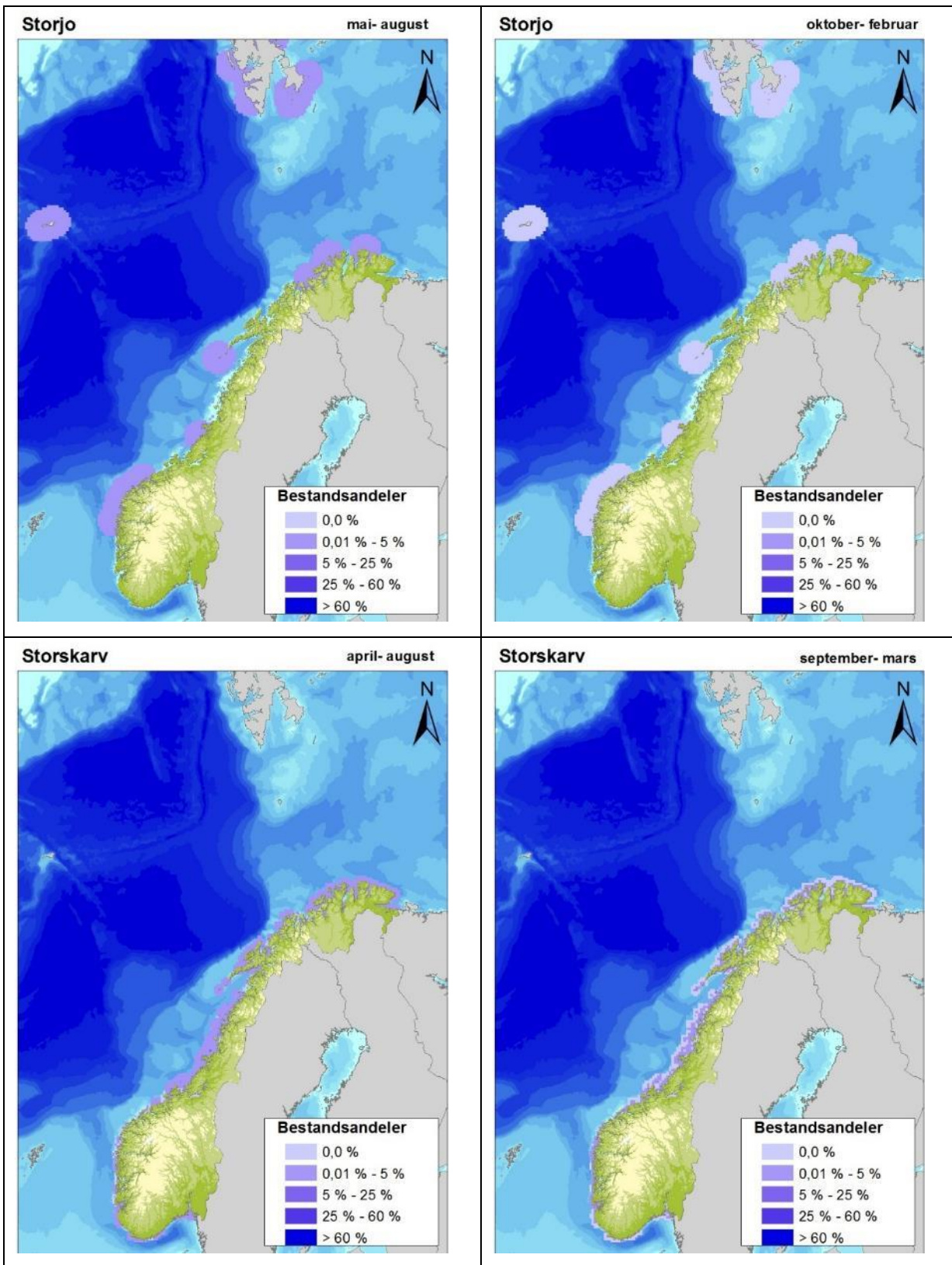
Figur F-37 Nasjonal bestandsfordeling av polarlomvi og polarmåke (Seapop, 2017).



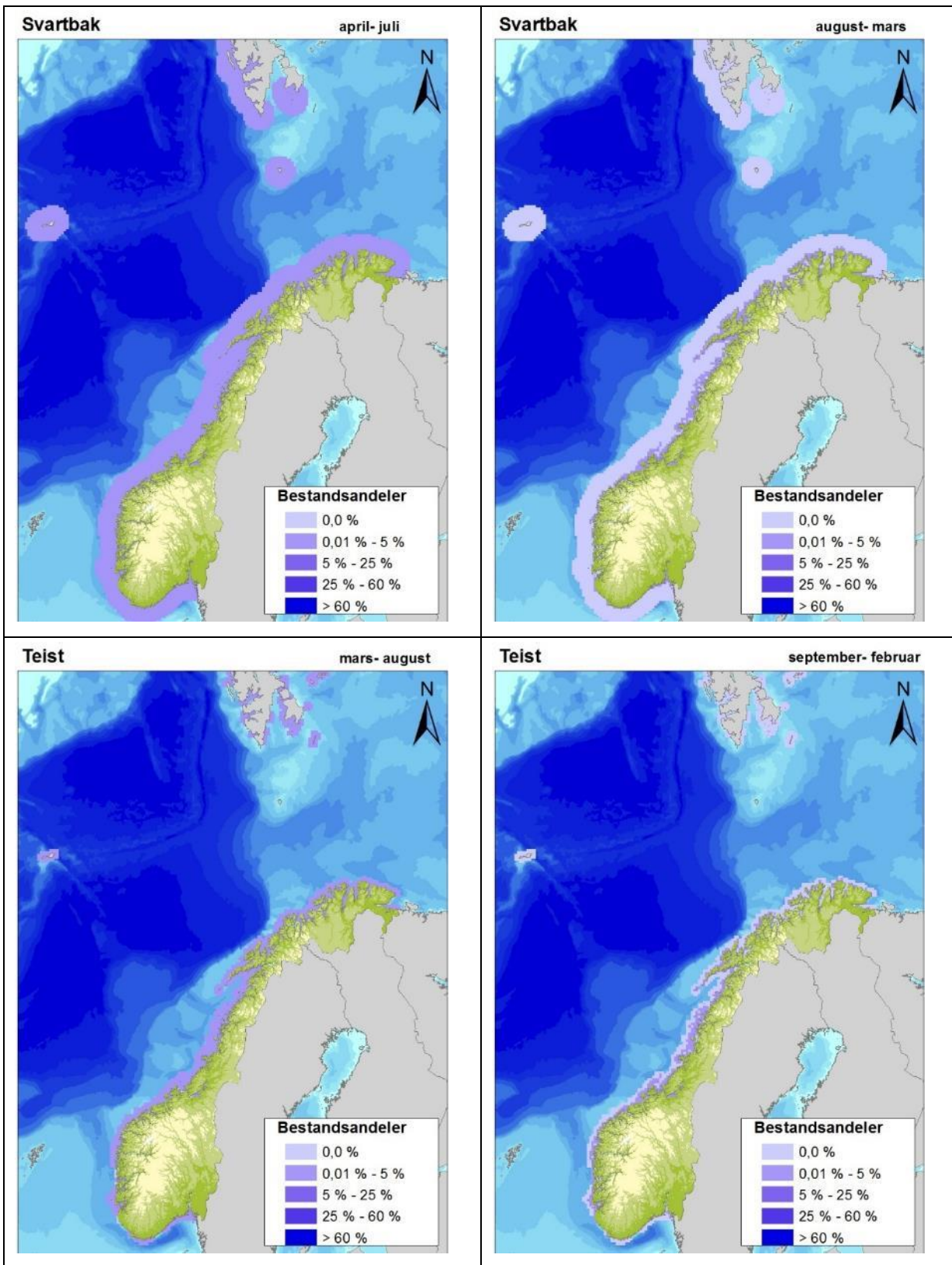
Figur F-38 Nasjonal bestandsfordeling av rødnebbterne, stellerand og siland (Seapop, 2017).



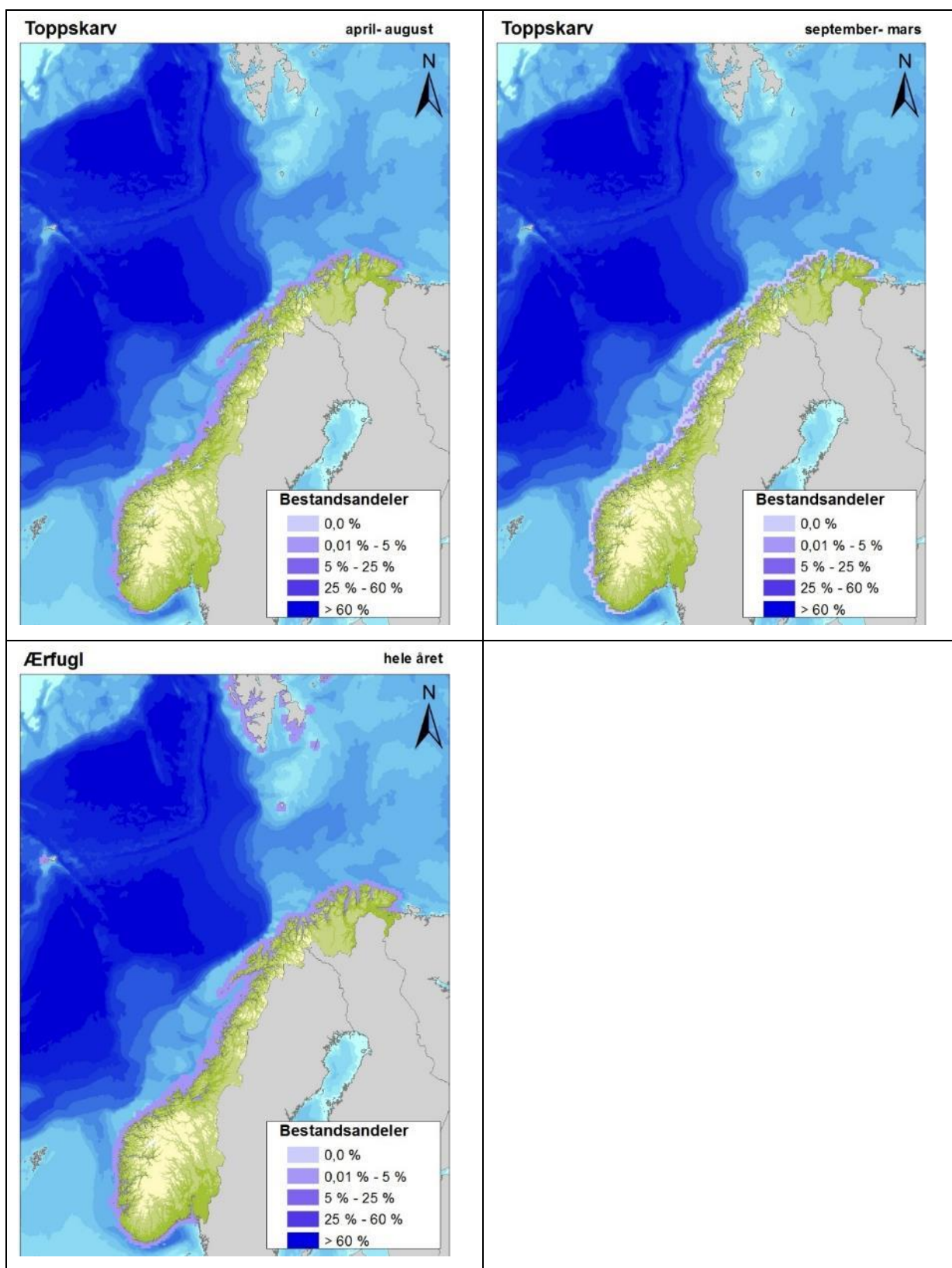
Figur F-39 Nasjonal bestandsfordeling av sildemåke og smålom (Seapop, 2017).



Figur F-40 Nasjonal bestandsfordeling av storjo og storskarv (Seapop, 2017).



Figur F-41 Nasjonal bestandsfordeling av svartbak og teist (Seapop, 2017).



Figur F-42 Nasjonal bestandsfordeling av toppskarv og ærfugl (Seapop, 2017).

Marine pattedyr

Nordsjøen er gjennomgående et grunt havområde, bortsett fra norskerenna som er om lag 500 meter dyp, noe som gjør havområdet mindre egnet som oppholdssted for de store hvalartene. De dominerende hvalartene i havområdet er derfor mindre arter som nise, vågehval og kvitnos, derav nisa er den mest tallrike (DN & HI, 2010). Kvitnos og nise er tilknyttet regionen, mens vågehval oppholder seg der i forbindelse med næringsvandring.

En rekke hvalarter vandrer gjennom Norskehavet på vei til mer tempererte forplantingsområder der de har tilholdssted i vintermånedene. Disse artene benytter Norskehavet primært som beiteområde, og omfatter arter som blåhval, finnhval, knølhval og vågehval. I sørlige deler av Norskehavet finner en arter som er knyttet til mer tempererte vannmasser, som seihval, spermhval, kvitnos, kvitskjeving, spekkhogger, nise, nebbhval, grindehval, Risso's delfin og Sowerby's spissshval.

Det er to selarter som er tilknyttet regionen; steinkobbe og havert. Begge har tilhold langs hele norskekysten, og er primært knyttet til de helt kystnære områdene. Oter er også å finne langs norskekysten.

Sel og oter

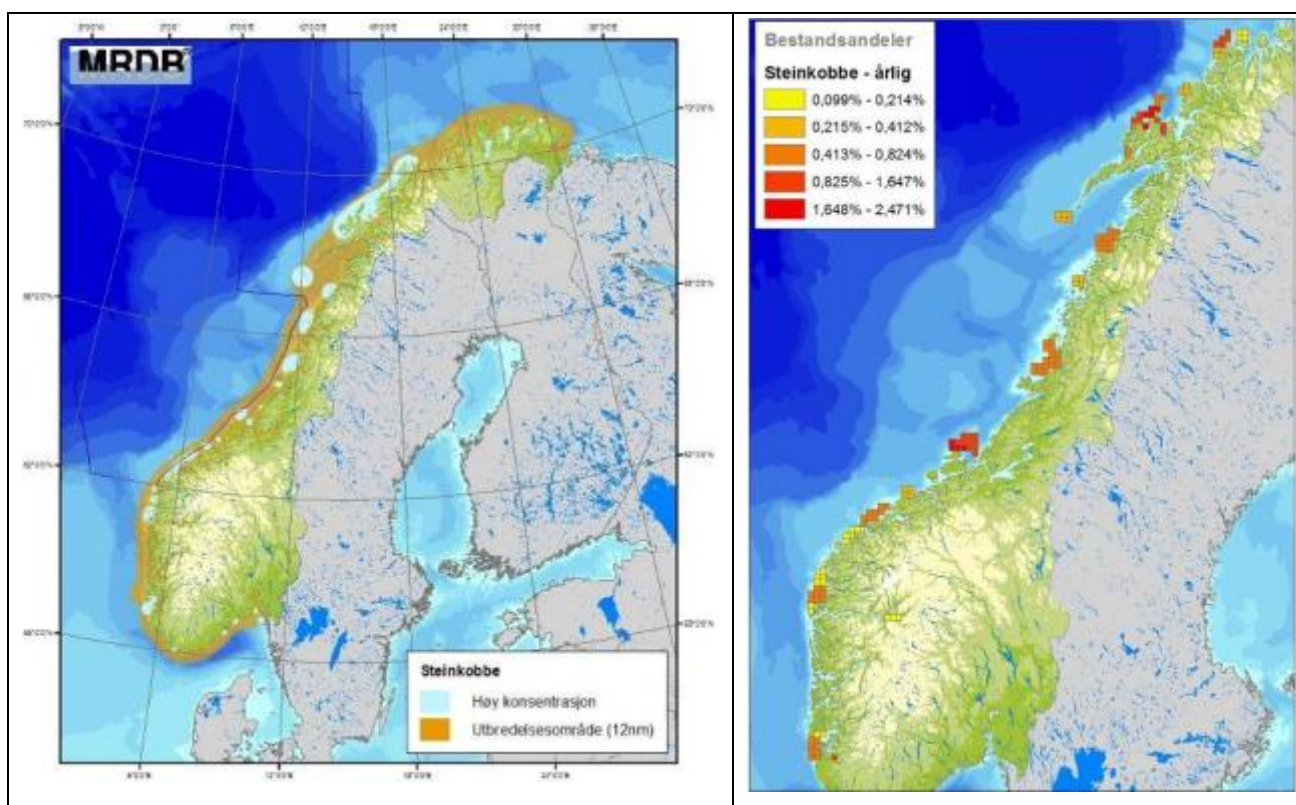
Steinkobbe (*Phoca vitulina*) forekommer i større og mindre kolonier langs hele norskekysten. Arten er relativt stedbunden og oppholder seg nær koloniene året rundt (spredning på noen titalls km).

Basert på telling i perioden 2011-2014, er den norske totalbestanden beregnet til ca. 7500 individer (Havforskningsinstituttet, 2015a). Dette er en økning fra 2003-2006, omtrent på lik linje med antallet estimert i 1996-1999. De største tetthetene er å finne i Nordland og Troms med om lag 3500 individer. Det er også estimert om lag 500 individer ved Svalbard (A. Bjørge, Øien, & Fagerheim, 2007; Føyn et al., 2002). Steinkobben kaster unger i siste halvdel av juni og dieperioden varer i tre til fire uker. Ungene har felt fosterpelsen ved fødselen og kan gå i vann allerede etter få timer. De er imidlertid særdeles følsomme for forstyrrelser i tiden fram til de har utviklet gode svømmeferdigheter (DN & HI, 2010). For steinkobbe skjer hårfellingen i august-september.



Bjørge (Bjørge, 2008) har foreslått følgende bestandsinndeling basert på biologiske prinsipper; Skagerrakbestanden (fra Østfold til Vest-Agder), vestlandsbestanden (fra Rogaland til Troms/Lopphavet), Finnmarkbestanden (fra Lopphavet til russergrensen), og Svalbardbestanden (ved Prins Karls Forland). Finnmarkbestanden er benyttet i de kvantitative konsekvensberegningene for steinkobbe. Geografisk utbredelse er vist i Figur F-43.

Steinkobbe er jaktbar i Norge, og siden 2003 har kvotene blitt satt vesentlig høyere enn forskernes anbefalinger. Arten er også utsatte for bifangst i fiskeredskap. I noen områder vil steinkobbe være utrydningstruet. I rødlisten er steinkobbe klassifisert som *livskraftig* (LC) på fastlandet og *sårbar* (VU) på Svalbard (Artsdatabanken, 2015).



Figur F-43 Geografisk fordeling av steinkobbe innen norske farvann (DN & HI, 2010).



Havert (*Halichoreus grypus*) forekommer i kolonier langs hele norskekysten. Utenom kastetiden kan arten være spredt langs kysten for næringsøk, og utbredelsen fra flere kolonier kan overlape. Under hårfellingsperioden og kasteperioden samler havert seg i store kolonier (Bjørge, 2008; Føyn et al., 2002).

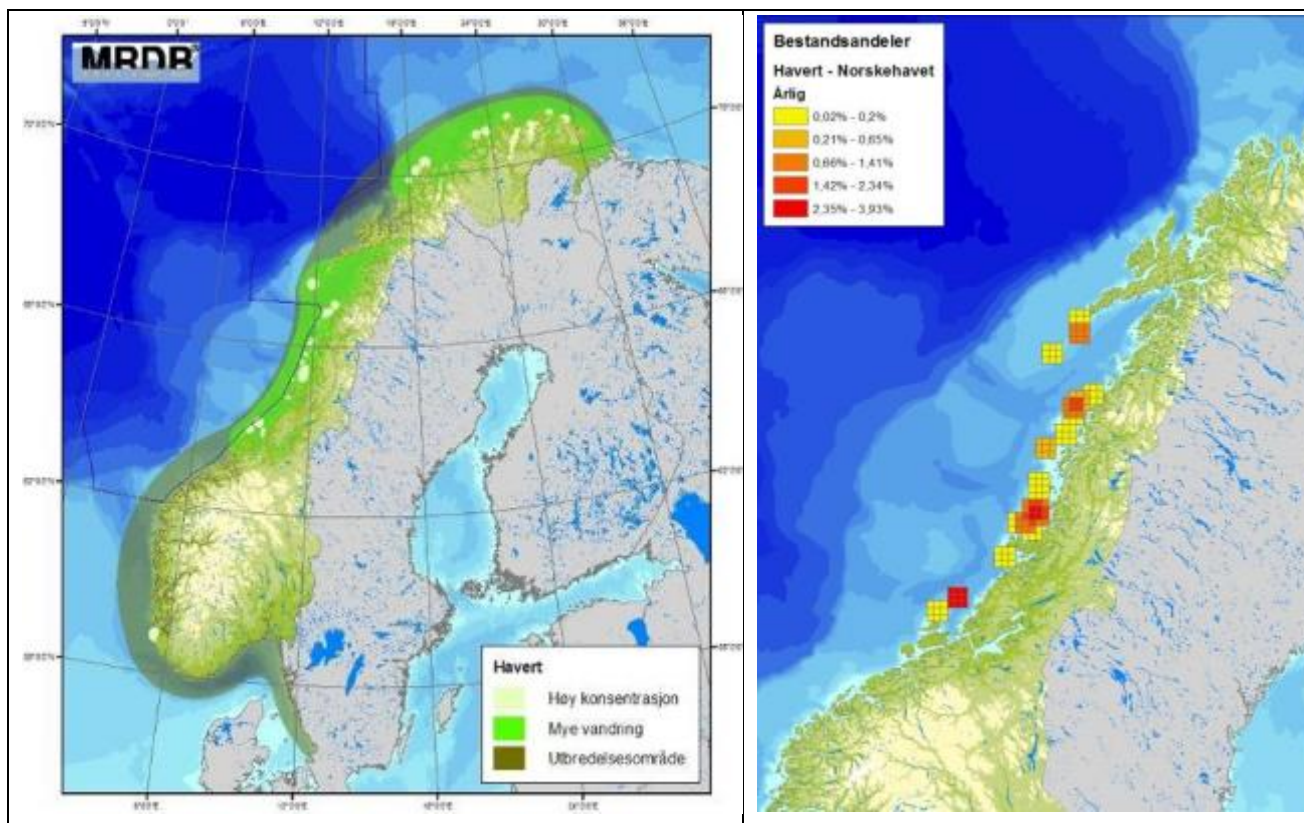
Basert på systematiske telling er av havert-koloniene langs norskekysten er det estimert at den årlige produksjonen er på rundt 1 200 unger (hovedsakelig fra Trøndelag og nordover). Havforskningsinstituttet har utviklet en populasjonsmodell basert på telldata og registrert beskatning i perioden 1979-2010. Modellen indikerer at populasjonen lå på om lag 8700 individer i 2011, noe som indikerer en økning fra om lag 3000-4000 individer estimert i 1960-70. Telling i området Froan-Vega i september-oktober 2014 indikerte imidlertid en betydelig reduksjon i antall unger, om lag 40 % færre enn i 2007. Det antas at bifangst ved garnfiske kan være en av årsakene til reduksjonen (Havforskningsinstituttet, 2015a).

Sør for Stad er et kun registrert én kastelokasjon for havert; på Kjøl i Rogaland, der inntil 40 ungsel har blitt talt. Merkedata og andre observasjoner indikerer samtidig at havert fra Storbritannia (som innehar en stor populasjon på om lag 100 000 individer) benytter store deler av Nordsjøen til næringsøk og således kan bidra til mange av havert-observasjonene i regionen (DN & HI, 2010).

(Bjørge, 2008) har foreslått å dele de norske forekomstene av havert inn i tre bestander. En populasjon sør for Stad, en populasjon fra Stad til Lofoten, og en populasjon fra Vesterålen til russergrensen. Datasettet for populasjonen fra Vesterålen til russergrensen er benyttet i de kvantitative konsekvensvurderingene for havert. Geografisk utbredelse er vist i Figur F-44. Koloniene på Froan i Sør-

Trøndelag er en av de største havertkoloniene. Havert kaster i desember måned og ungene skifter pels etter 3 uker. Hårfelling foregår fra februar til april.

I følge Norsk rødliste er havert «Livskraftig» (LC) (Artsdatabanken, 2015). En positiv bestandstrend for arten i perioden fra 2006 til 2010 medførte at haverten fikk endret sin rødlistekategori fra NT til LC, og denne kategorien er videreført i oppdateringen av rødlista fra 2015.



Figur F -44 Geografisk fordeling av havert innen norske farvann (DN & HI, 2010).

Effekter og sårbarhet av olje hos sel

Oljens giftighetsgrad er avhengig av dets kjemiske komponenter, men generelt er råolje mer giftig enn raffinert/forvitret olje. Olje vil forvitte over tid ved fordampning, nedblanding og emulgering, 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 (Jensen, 1996);

(Hansen, 1985); (St.Aubin, 1990). Hjerneskader 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 (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) and (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 (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)

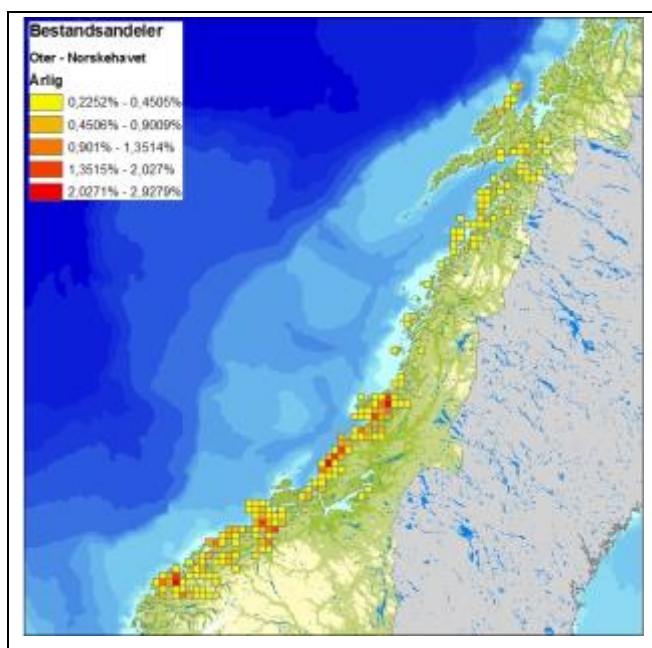
- Direkte observasjoner i forbindelser med tidligere oljeutslipp tyder på at havert, steinkobbe og ringsel ikke unngår olje aktivt (Spooners 1967; St. Aubin 1990; Geraci and Smith 1976).
- Forskjell i habitatutnyttelse vil også utgjøre en forskjell i hvordan et individ blir eksponert for olje. Særlig 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.

Oteren ble fredet i Norge i 1982 som følge av bestandsnedgang i store deler av utbredelsesområdet. Det er antatt at over 25 % av den europeiske bestanden finnes i Norge (Brude et al., 2003). Kart over oterens tilhold langs Finnmarkskysten, samt bestandsfordeling i Barentsregionen benyttet i de kvantitative konsekvensberegningene for oter, er vist i Figur F-45. Den nasjonale bestanden synes å være i vekst; i 1990 ble den estimert til 9 000 - 11 000 dyr, mens tilsvarende tall for 1995 er 17 000 - 21 000 dyr. Dersom veksten har vært konstant, er antallet i dag opp mot 30 000 dyr. Det er særlig bestandene i Midt- og Nord-Norge som synes rimelig sterke; i kyststrøkene fra og med Sør-Trøndelag og nordover antas oteren å ha en sammenhengende utbredelse (Jensen, 2008a).



Internasjonalt har oteren status som truet rødlisteart, og er beskyttet av flere internasjonale konvensjoner. På den norske rødlista er arten plassert i kategorien sårbar (VU) (Artsdatabanken, 2015).



Figur F-45 Utbredelse av oter (oterområder) og bestandsandeler i Nordsjøen/Norskehavet.

Effekter og sårbarhet for olje hos oter

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

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

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

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

Tilsøling

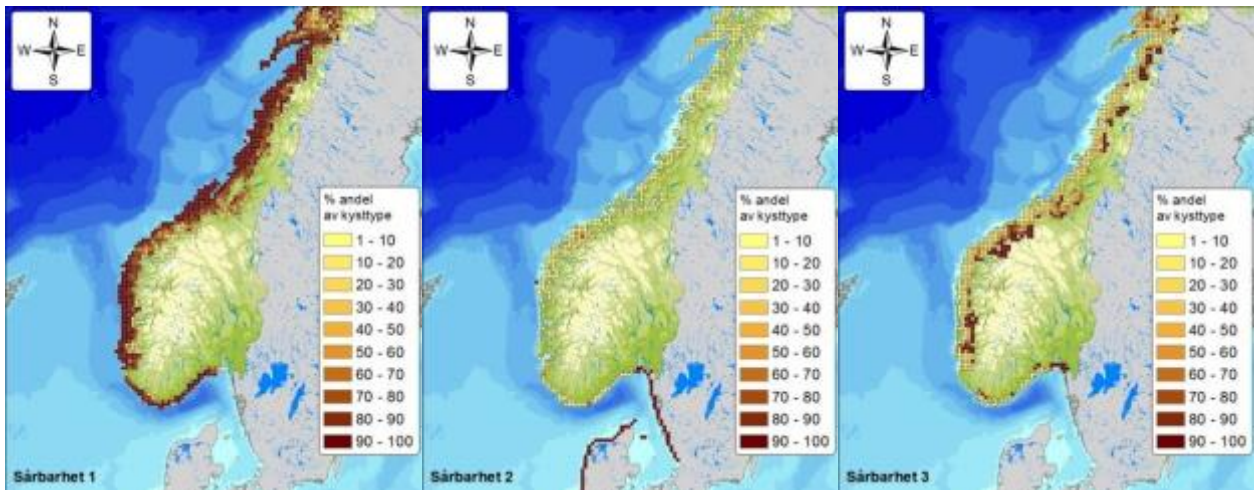
- Oter er spesielt sårbare for oljetilsøling da de er avhengige av pelsen sin for varme i motsetning til sel og hval som har spekk. Oljetilsøling vil drastisk redusere pelsens isoleringsevne. Dette kan ha en rekke konsekvenser, fra akutt død til mer kroniske plager som følge (Heggberget & Moseid, 1989).
- Det er vist at oljeforurensede havotere søker tilhold på land for å hindre varmetap, men de risikerer da å sulte i hjel da fødetilgangen blir begrenset (Jensen, 2008a).
- Av de tilsølte otrene etter Exxon Valdez som ikke døde akutt, kan en anta at flere fikk senskader eller omkom indirekte som følge av tilsøling ble det påvist lungeemfysem, magesår, blødninger, lever/nyre-lipidose og vevsvinn i lever (Lipscomb, Harris, Rebar, Ballachey, & Haebler, 1994).

Strandhabitat

I foreliggende miljørisikoanalyse er det gjennomført en skadebasert analyse for kysthabitatene, basert på standard metodikk.

På bakgrunn av substrattype, habitat og eksponering for vind, bølger og tidevann, kan kystens sensitivitet for olje beregnes. 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 strandhabitater 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 F-46 illustrerer andel (%) av kysten klassifisert med sårbarhetsverdi 1, 2 og 3 innen hver 10 × 10 km rute langs den norske kystlinjen. På Svalbard er alle kysthabitatene tildelt sårbarhetsverdi 3.



Figur F-46 Andel (%) av strandtype med sårbarhet 1, 2 eller 3 (3 indikerer høyest sårbarhet, og 1 indikerer lavest sårbarhet) per 10×10 km rute langs kysten av Norge.

Fisk

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

Silda har vist store endringer i bestandsstørrelse i løpet av de siste 50 årene, og den forandrer også gyte- og beiteområde. Rekrutteringen er svært ujevn, men det synes som om det er en forutsetning for god rekruttering at en stor del av yngelen driver inn i Barentshavet og vokser opp der (Føyn et al., 2002). Den norske vårgytende sildestammen gyter på Mørekysten, på Haltenbanken og i området ved Karmøy i perioden februar-april. I de senere år har i størrelsesorden en tredel av gytingen foregått på Røstbanken. Gytingen foregår på 40-100 m dyp. Eggene klekkes etter ca. 3 uker og sildelarvene føres med strømmen nordover langs kysten. I april-mai er larvene spredt over store områder fra Møre til Vesterålen og områder lengre nord. I juli har silda samlet seg i stimer og vil i hovedsak være spredt over store havområder nord for 65° N (Føyn et al., 2002; Johansen et al., 2003).

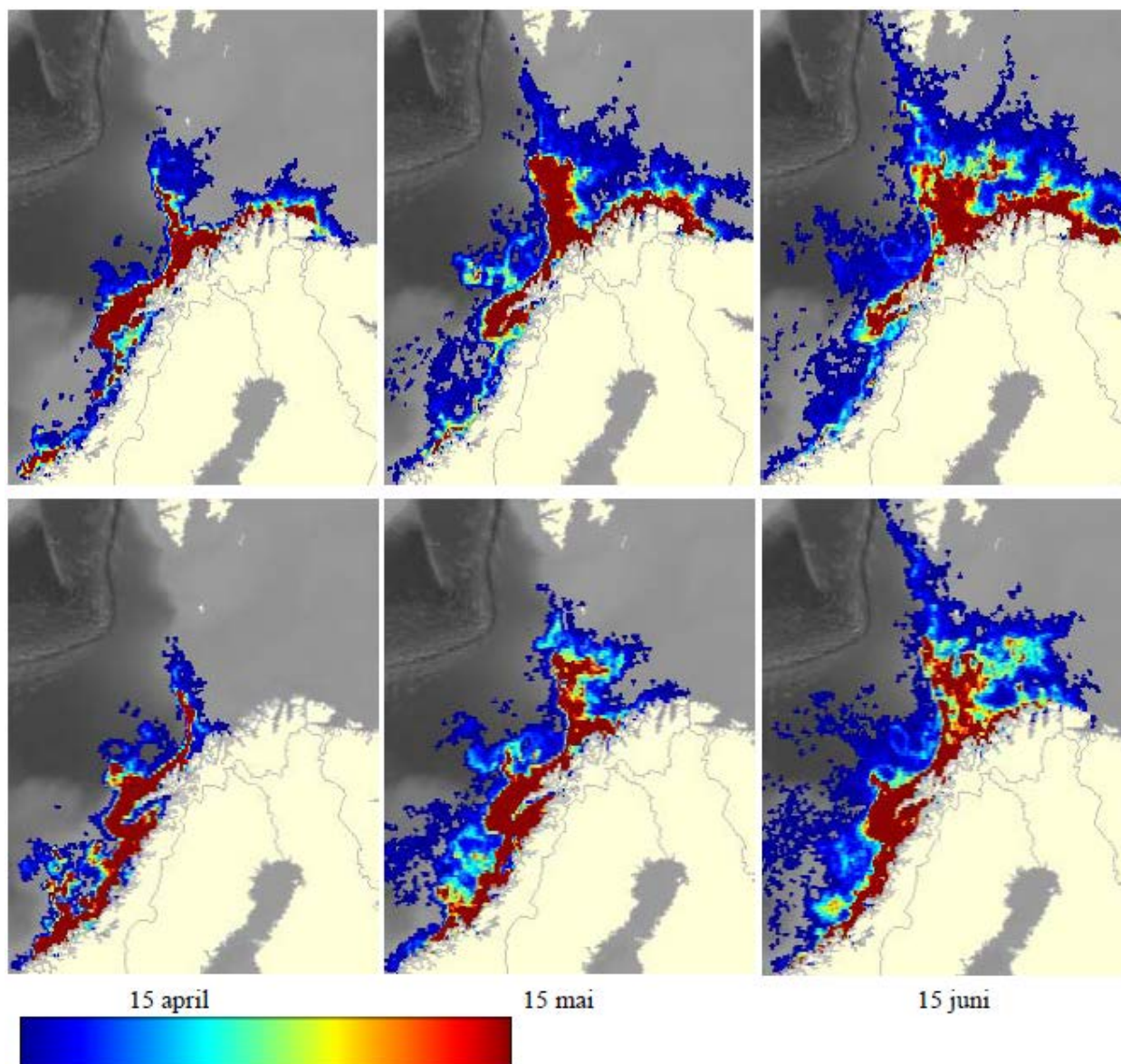
Norskarktisk torsk gyter i februar-april i kystområdene fra Møre til Sørøya. Andelen egg som gytes i de ulike områdene varierer fra år til år, men de viktigste gyteområdene er i Lofoten og Vesterålen der mellom 2/3 og 3/4 av eggene gytes (Føyn et al., 2002). Torsken har pelagiske egg og transporten nordover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

Langs den norske kontinentalsokkelen mellom 62° N og 70° N finnes de viktigste gyteområdene for noen av våre største og økonomisk mest viktige fiskebestander som norsk vårgytende sild, nordøstarktisk torsk, nordøstarktisk sei og nordøstarktisk hyse (Stenevik et al., 2005).

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

Som grunnlag for vurdering av mulige konsekvenser for norsk vårgytende sild og norsk-arktisk torsk er det benyttet modelldata fra Havforskningsinstituttet med modellert larvefordeling i perioden mars-

september for årene 2008-2009. Datasettene er generert av Havforskningsinstituttet med sin høyoppløselige operasjonelle larvedriftsmodell (se Figur F-47). 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 (DN & HI, 2010).



Figur F-47 Larvefordeling for ulike tidspunkt for torsk (øverst) og sild (nederst) i 2009, der rød farge angir høyest konsentrasjon. Figurene er fra havforskningsinstituttets operasjonelle larvedriftsmodell (Vikebø et al., 2009).

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.

For mer utfyllende beskrivelser henvises det til metodikk beskrevet i (OLF, 2008).

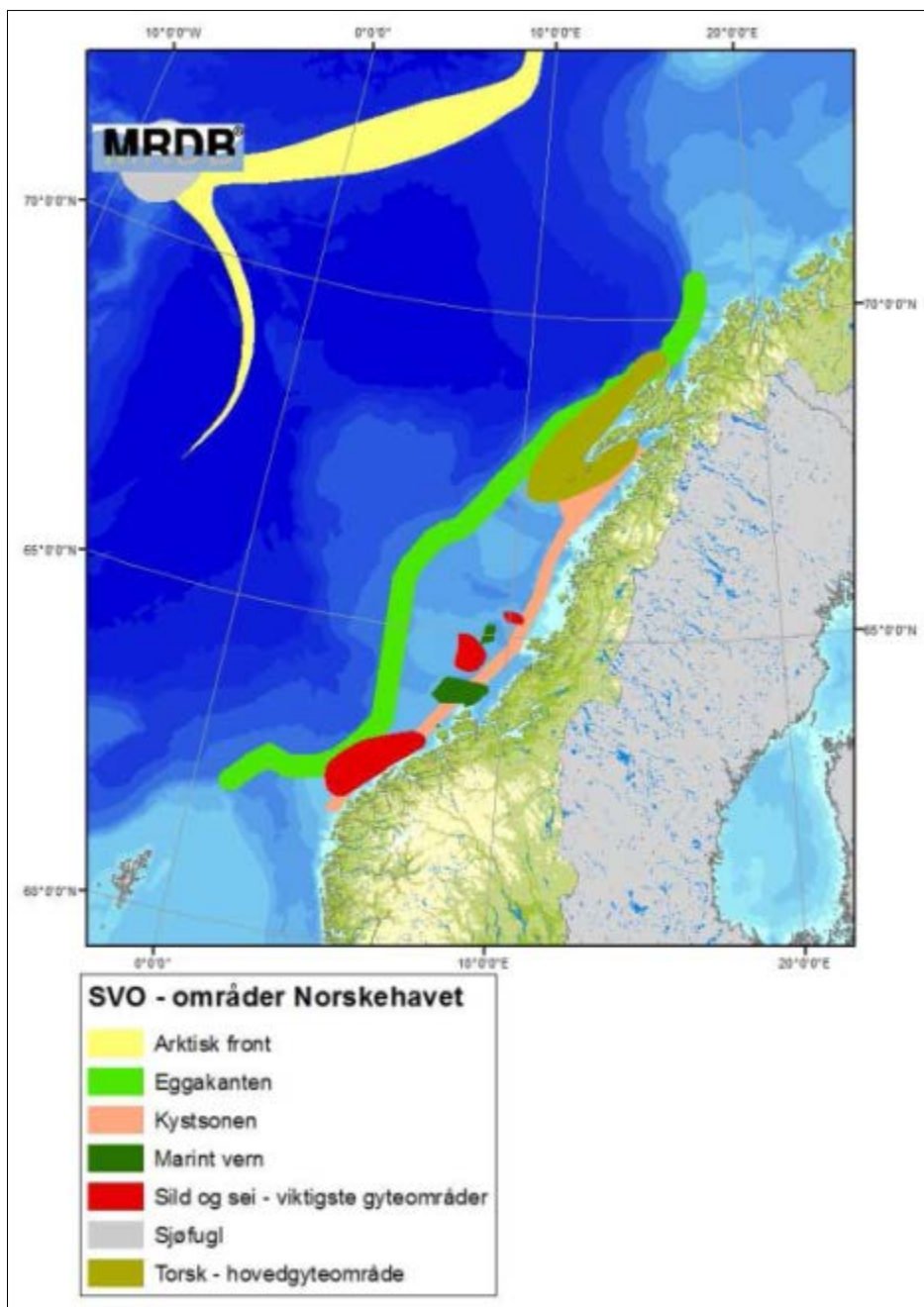
Særlige Verdifulle Områder (SVO)

I utvelgelsen av SVOer er det brukt de samme hovedkriteriene som i de to foregående marine forvaltningsplanene. Det er fokusert på de områdene som er viktige for biologisk produksjon, og de som er viktige for det biologiske mangfoldet. Ettersom viktighet for det biologiske mangfoldet og den biologiske produksjonen er de mest sentrale faktorer i forhold til å sikre funksjonen til økosystemene, og dermed økosystemtjenestene, er hovedprioriteringene basert på disse. Det er valgt ut tolv prioriterte SVOer som anses å være særlig verdifulle. Det er ikke foretatt en prioritering mellom disse områdene. De utvalgte områdene er svært forskjellige av natur, og varierer fra små verneområder til store regioner. Områdene har likevel det til felles at de er viktige for mer enn én art, omfattes gjerne av flere utvalgs-kriterier og allerede er anerkjent for sin verdi. I tillegg er kystsonen generelt sårbar (DN & HI, 2010).

Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) for Norskehavet definert i forbindelse med Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet (2008-2009) er vist i Figur F-48. Disse inkluderer bl.a. hovedgyteområde for torsk utenfor Lofoten, kystsonene og eggakanten, samt arktisk front i vest. Se Tabell F-3 for beskrivelse og detaljering.

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.



Figur F-48 Særlig verdifulle og sårbare områder (DN & HI, 2007).

Tabell F-3 Særlig verdifulle områder (SVO) i Norskehavet med kriterier for prioritering. Områdene er vist i Figur F-48 (DN & HI, 2007).

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

- Anker-Nilssen, T. (1987). Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. - Viltrappport 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. (2015). Nasjonal kunnskapskilde for biologisk mangfold. Norsk Rødliste for arter.
- Bjørge. (2008). Notat i epost fra Arne Bjørge (HI) til Odd Willy Brude (DNV). 28.01.2008.
- Brude, O. W., Systad, G. H., Moe, K. A., & Østby, C. (2003). ULB Delutredning – studie7b. Uhellsutslipp til sjø. Miljøkonsekvenser på sjøfugl, sjøpattedyr, strand, iskant mv. Alpha miljørådgivning/Norsk institutt for naturforskning rapport nr. 1157-01 revisjon 02b.
- Christensen-Dalsgaard, S., Bustnes, J. O., Follestad, A., G.H., S., Eriksen, J. M., S.-H., L., & Anker-Nilssen, T. (2008). Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. – NINA Rapport 338. (pp. 161 s).
- DN & HI. (2007). Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Arealrapport med miljø- og naturressursbeskrivelse. Fisken og Havet 6-2007. 156 s.
- DN & HI. (2010). Faglig grunnlag for en forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak: Arealrapport. Fisken og havet nr. 6/2010. TA-nr. 2681/2010. .
- Engelhardt, F. R. (1982). Hydrocarbon metabolism and cortisol in balance in oil-exposed ringed seal, *Phoca hispida*. .
- Engelhardt, F. R. (1987). Assessment of the vulnerability of marine mammals to oil pollution. . *Fate and effects of oil in marine ecosystems.*
- Fauchald, P. (2011). Sjøfugl i åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl i norske og tilgrensende havområder. NINA Rapport Nr. 786.
- Fauchald, P., Tveraa, P., Bårdsen, B.-J., & Langeland, K. (2005). Utbredelse av sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet. NINA rapport 64. (pp. 35 s).
- 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.
- Geraci, J. R., & Smith, T. G. (1976). . Direct and indirect effects of oil on ringed seals (*Phoca hispida*) of the Beaufort Sea. *J. Fish. Res. Board Can., 33, 1976-1984.*
- Geraci, J. R., & St. Aubin, D. J. (1987). Effects of offshore oil and gas development on marine mammals and turtles. Chapter 12, pp. 587-617 in "Long-term environmental effects of offshore oil and gas development" (D.F. Boesch & N.N. Rabalais, eds.). Elsevier Applied Science.
- Geraci, J. R., & St. Aubin, D. J. (1990). Sea mammals and oil. Confronting the risks. (pp. 282).
- Hansen, D. J. (1985). The potential effects of oil spills and other chemical pollutants on marine mammals occurring in Alaskan waters. Rep. MMS 85-0031. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Manage. Serv., Alaska outer continental shelf reg., Anchorage. .
- Havforskningsinstituttet. (2015a). Kysten - Ressurser i åpne vannmasser.
- Heggberget, T. M., & Moseid, K. E. (1989). Oter og olje. Rapport til olje og energidepartementet fra prosjektet oter og olje i 1989., *NINA oppdragsmelding 21: 1-13.*
- Hjermann, D., Melsom, A., Dingsør, G., Durant, J., Eikeset, A., Roed, L., . . . Stenseth, N. (2007). Fish and oil in the Lofoten-Barents Sea system: synoptic review of the effect of oil spills on fish population. MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES Mar Ecol Prog Ser Vol. 339: 283-299, 2007.
- 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. (2008a). Effekter på oter og mink. from http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_oter_mink.htm
- Jensen, B. M. (2008b). Effekter på sel http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_sel.htm. from http://biologi.no/Oljeforurensing/effekter_pa_sel.htm
- Johansen, Ø., Skognes, K., Aspholm, O. Ø., Østby, C., Moe, K. A., & Fossum, P. (2003). Utredning av helårs oljevirksomhet i området Lofoten – Barentshavet, Uhellsutslipp av olje – konsekvenser i vannsøylen (ULB 7-c). SINTEF Rapport STF66 F03028.

- Lipscomb, T., Harris, R., Rebar, A., Ballachey, B., & Haebler, R. (1994). Pathology of the sea otters. Pp 265-279 in: "Marine mammals and the Exxon Valdez", Loughlin, T.R. (ed.). Academic Press, London.
- 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).
- OLF. (2008). Metodikk for miljørisiko på fisk ved akutte oljeutslipp. DNV rapport 2007-2075. (pp. 87s).
- Peterson, C. H. (2001). The "Exxon Valdez" Oil Spill in Alaska: Acute, Indirect and Chronic Effects on the Ecosystem. *Adv. Mar. Biol.*, 39:1-103.
- Piatt, J. F., Lensink, C. J., Butler, W., Kendziorek, M., & Nysewander, D. R. (1990). Immediate impact of the "Exxon Valdez" oil spill on marine birds. - *Auk* 107: 387-397.
- 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.
- Seapop. (2013). Sjøfugl åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl i norske og tilgrensende havområder.
- Seapop. (2015b). <http://www.seapop.no/no/metoder/kartlegging-hav/index.html>
- Seapop. (2017). Rådata for sjøfugl kystnært, v/G.H. Systad. Nasjonale og regionale data
- SFT & DN. (2000). Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. (pp. 1765-2000).
- St.Aubin, D. J. (1990). Physiologic and toxic effects on pinnipeds. . *Sea mammals and oil. Confronting the risks.*
- Stenevik, E. K., Huse, G., & Svendsen, E. (2005). Modellert fordeling av torske- og sildelarver langs norskekysten i perioden 1981-2004.: Havforskningsinstituttet.
- Systad, G. H., & Bustnes, J. O. (1999). Fordeling av kystnære sjøfugler langs Finnmarkskysten utenom hekketida: Kartlegging ved hjelp av flytelling. - NINA Oppdragsmelding 605 (pp. 1-66). Trondheim: Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning.
- Vikebø et al. (2009). from <http://talos.nodc.no:8080/ncWMS/larve.html>



About DNV GL

Driven by our purpose of safeguarding life, property and the environment, DNV GL enables organizations to advance the safety and sustainability of their business. We provide classification and technical assurance along with software and independent expert advisory services to the maritime, oil & gas and energy industries. We also provide certification services to customers across a wide range of industries. Operating in more than 100 countries, our professionals are dedicated to helping our customers make the world safer, smarter and greener.