

Miljørisiko- og beredskapsanalyse

**Letebrønn 35/8-6S (Vikafjell North) og 35/8-6A
(Robbins) i PL 248**

Wintershall Norge AS





Akvaplan-niva AS

Rådgivning og forskning innen miljø og akvakultur

Org.nr.: NO 937 375 158 MVA

Framsenteret

9296 Tromsø

Norge

Akvaplan-niva (APN) er et forskningsbasert selskap som leverer kunnskap og råd om miljø og havbruk. Selskapet kombinerer forskning, beslutningsstøtte og teknisk innovasjon til praktiske og kostnadseffektive løsninger for bedrifter, myndigheter og andre kunder verden over.

Vår serviceportefølje inkluderer miljøovervåkingsundersøkelser, konsekvensutredninger og risikovurderinger, beslutningsstøtte for petroleumsvirksomhet, arktisk miljøforskning, akvakulturdesign og -ledelse, FoU på nye oppdrettsarter og en rekke akkrediterte miljømessige, tekniske og analytiske tjenester.

www.akvaplan.niva.no

Forsidebilde: Alkekonge (Alle alle).

(Foto: Cathrine Stephansen, Akvaplan-niva AS).

Alle foto er Copyright Cathrine Stephansen/Geir Morten Skeie.



Sensitive Environments Decision Support

Akvaplan-niva AS

Sensitive Environments Decision Support Group

Idrettsveien 6

1400 Ski

Norge

Tlf: +47 92804193/+47 91372252

Sensitive Environments Decision Support Group (SenseE) er en gruppe innen Akvaplan-niva AS. SenseE leverer en rekke tjenester relatert til miljørisiko og oljevernberedskap for petroleumsoperasjoner og aktiviteter i sensitive marine områder.

SenseE fokuserer på kvalitet og kompetanse i gjennomføringen av analyser og arbeider og samarbeider tett med oppdragsgiver i prosessen, for å sikre god involvering og utarbeidelse av analyser med høy kvalitet.

Verktøyet www.senseweb.no er en presentasjonsportal for visning av fullstendige resultater fra miljørisikoanalyser gjennomført av Akvaplan-niva AS ved SenseE. Tjenesten er åpen for alle i høringsperioden for analysen og tilgjengelig kontinuerlig for oppdragsgiver.

www.akvaplan.niva.no

www.senseweb.no

Rapporttittel: Miljørisiko- og beredskapsanalyse. Letebrønn 35/8-6S (Vikafjell North) og 35/8-6A (Robbins) i PL 248.	
Forfatter(e): Cathrine Stephansen Tom Sørnes	Akvaplan-niva rapport nr.: 7785.01
	Dato: 18.11.15
	Antall sider: 131
	Distribusjon: Oppdragsgiver
Oppdragsgiver: Wintershall Norge AS	Oppdragsgivers referanse: Helena Maciel-Galli
Oppsummering: Det er gjennomført en miljørisiko- og beredskapsanalyse for letebrønnene 35/8-6S (Vikafjell North) og 35/8-6A (Robbins) i PL 248. Utstrømningsratene er moderat høye og frekvensen som for en standard letebrønn. Miljørisikoen i analyseperioden er moderat for naturressurser i åpent hav og kystnært. Maksimalt utslag for sjøfugl i åpent hav er i overkant av 14 % av akseptkriteriet i skadekategori Alvorlig (alkekonge i Norskehavet). Maksimalt utslag for sjøfugl kystnært er 31 % av akseptkriteriet i skadekategori Alvorlig (storskarv). En ytelse tilsvarende 6 av NOFOs havgående systemer vil dekke operatørens ytelseskrav til beredskap mot akutt forurensning i åpent hav i den aktuelle analyseperioden. En kapasitet tilsvarende 1 kystsystem og 1 fjordsystem vil dekke det identifiserte beredskapsbehovet kystnært.	
Prosjektleder:  Cathrine Stephansen	Kvalitetskontroll:  Tom Sørnes

© 2015 Akvaplan-niva AS. This report may only be copied as a whole. Copying and use of results by Client is permitted according to Contract between the Client and Akvaplan-niva AS. For others than Client, copying of part of this report (sections of text, illustrations, tables, conclusions, etc.) and/or reproduction in other ways, is only permitted with written consent from Akvaplan-niva AS and the Client and may only be used in the context for which permission was given.

This report was prepared using a landscape format for easier screen reading and reduced printing. Please consider the environment before you print.

Innhold

1	Innledning.....	10	3.3.1	Sjøfugl og marine pattedyr.....	22
1.1	Tilnærming til miljørisikoanalyse.....	10	3.3.2	Kysthabitater	22
1.2	Regelverk.....	10	3.3.3	Fisk.....	22
1.3	Wintershall sine miljøkrav og akseptkriterier for denne aktiviteten....	10	3.4	Beredskapsanalyse	23
1.4	Ytelseskrav for oljevernberedskap	11	3.4.1	Beregning av systembehov.....	23
2	Aktiviteten, reservoarforhold, brønndesign og hendelser.....	12	3.4.2	Risikoreduksjon som følge av effekt av beredskap.....	23
2.1	Aktivitetsbeskrivelse	12	4	Miljøbeskrivelse.....	24
2.2	Bore- og analyseperiode	13	4.1	Strømforhold og frontsystemer	24
2.3	Forholdene i reservoaret	13	4.1.1	Nordsjøen og Skagerrak	24
2.4	Definerte fare- og ulykkeshendelser	13	4.1.2	Norskehavet.....	24
2.5	Risikoreduserende tiltak	13	4.2	Klimatiske forhold	25
2.5.1	Brønndesign.....	13	4.2.1	Vanntemperatur	25
2.5.2	Boring av avlastningsbrønn	13	4.2.2	Lufttemperatur.....	26
2.6	Utstrømningsrater og -varigheter.....	15	4.2.3	Lysforhold	26
2.7	Brønnspesifikk utblåsningsfrekvens	16	4.2.4	Vindforhold	27
2.8	Oljens egenskaper.....	17	4.3	Bølgeforhold	27
2.8.1	Sjøtemperatur "sommerforhold" (15 °C)	17	4.3.1	Vind, bølger og effektivitet	28
2.8.2	Sjøtemperatur "vinterforhold" (5 °C).....	18	4.3.2	Forventet systemeffektivitet.....	28
2.9	Oppsummering av nøkkelparametre.....	19	4.4	Sårbarhetsperioder.....	29
3	Metoder og analysekonsept	20	4.5	Miljøsoner	29
3.1	Miljørisiko i brønnplanlegging.....	20	4.6	Sjøfugl	32
3.2	Oljedriftssimuleringer.....	20	4.6.1	Pelagiske dykkere.....	32
3.3	Analyse av miljørisiko – Skadebasert analyse.....	20	4.6.2	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	35
			4.6.3	Kystbundne dykkere.....	37
			4.6.4	Kystbundne overflatebeitende.....	39
			4.6.5	Marint tilknyttede vadere	42

4.7	Marine pattedyr.....	43	6.2	Skadebasert miljørisikoanalyse	70
4.7.1	Havert (gråsel) (<i>Halichoerus grypus</i>).....	44	6.2.1	Miljørisiko for sjøfugl	70
4.7.2	Steinkobbe (<i>Phoca vitulina</i>)	44	6.2.2	Miljørisiko for marine pattedyr	89
4.7.3	Oter (<i>Lutra lutra</i>).....	45	6.3	Variasjon i miljørisiko gjennom året (sjøfugl)	91
4.7.4	Hvalarter	46	6.3.1	Metode.....	91
4.8	Fiskeressurser	47	6.3.2	Variasjoner gjennom året i åpent hav.....	91
4.9	Sårbare kysthabitater	48	6.3.3	Variasjoner gjennom året kystnært	92
4.9.1	Sensitivitetsindeks	48	6.4	Miljørisiko for strandressurser	104
4.9.2	Kysttyper i analyseområdet	49	7	Beredskapsanalyse	106
4.10	Koraller og annen sensitiv bunnfauna	53	7.1	Innledning	106
4.11	Miljøprioriterte lokaliteter	54	7.2	Tilgjengelige beredskapsressurser.....	106
4.12	Ressursdata til miljørisikoanalysen	55	7.2.1	Stående beredskap	106
4.12.1	Sjøfugl	55	7.2.2	Landbaserte baser.....	107
4.12.2	Marine pattedyr.....	56	7.2.3	Beredskapsnivå	107
4.12.3	Sårbare kysthabitater	56	7.3	Beredskapsmessige utfordringer ved aktiviteten.....	108
4.12.4	Fiskeressurser	56	7.4	Brønnsesifikke utstrømningsrater som grunnlag for dimensjonering 108	
5	Resultater av oljedriftsanalyser.....	57	7.5	Behov for og virkning av havgående beredskap	108
5.1	Influensområder.....	57	7.5.1	Effektivitet og kapasitet	108
5.2	Strandingsstatistikk og konfliktpotensial for kysthabitater og strandruer.....	60	7.5.2	Emulsjonsmengder ved ulike værforhold	109
5.2.1	Februar-august	60	7.5.3	Virkning ved ulike værforhold.....	111
5.2.2	Mai-november	60	7.5.4	Beredskapsbehov i åpent hav gjennom året	111
5.2.3	August-februar.....	60	7.6	Løsninger for å møte ytelseskravene.....	112
5.2.4	November-mai	61	7.6.1	Tiltaksalternativer	112
5.2.5	Influensområde strand – analyseperioden.....	64	7.7	Oppsummering og anbefalt beredskapsløsning.....	112
5.2.6	Strandingsverdier innen utvalgte områder.....	65	7.8	Forslag til beredskapsstrategier i ulike miljøsoner.....	114
6	Resultater av analyse av miljørisiko	68	7.8.1	Åpent hav	114
6.1	Trinn 1 miljørisikoanalyse av fisk	68	7.8.2	Kystnært	114

7.8.3	Fokusområder i åpent hav.....	114	10.4	Miljøriskoberegning for fisk	126
7.8.4	Strand og utvalgte områder.....	116	11	Vedlegg 3. Anvendelse av støtteinformasjon på internett.....	128
7.9	Effekt av beredskap på miljørisiko	116	11.1	Fullstendige resultater – alle arter	128
8	Referanser	119	11.1.1	Bestandstap i intervaller	129
9	Vedlegg 1. Liste over VØK til MIRA-analyse	121	11.1.2	Miljørisiko i konsekvenskategorier	129
10	Vedlegg 2. Utdypende metodebeskrivelse, effekt- og skadenøkler.....	124	11.1.3	Utbredelseskart.....	130
10.1	Formel for beregning av miljørisiko	124	11.1.4	Influensområder	130
10.2	Effekt- og skadenøkler for sjøfugl og marine pattedyr.....	124			
10.3	Effekt- og skadenøkler for kysthabitater	125			

Summary

An Environmental Risk and Contingency Analysis (ERACA) has been carried out for exploration well 35/8-6S (Vikafjell North) in PL 683 and well 35/8-6A (Robbins) in PL 248 in the North Sea. The last well is a sidetrack to the first, therefore both wells are covered by this analysis (referred to collectively as Vikafjell North/Robbins).

Planned spud for the well is in January 2016, and the geographical location 61° 19' 46.805" N, 03° 20' 17.719" E. The nearest distance to shore is 72 km (Værlandet).

The ERACA was carried out using Norwegian industry standard methodology and oil drift input data from the OSCAR model (MEMW 6.2). The oil drift simulations were carried out using Fram as a reference oil and cover the whole year.

The primary analysis period for the ERACA is from February through August. In addition, to ensure that the assessment is valid also for any changes in spud date, relevant results are included also for three additional analysis periods, given a delay in spud by 3, 6 or 9 months, respectively.

The oil drift simulations were carried out using a full rates-duration matrix, with grouped rates for both surface and subsea blowouts, in total 24 combinations (ie. 8 rates and 3 durations). The weighted rate for surface releases is 4404 Sm³/day and for subsea releases 4239 Sm³/day. In total, 90887 oil drift simulations were carried out.

When the frequencies of the scenarios are included, the probability of shoreline oiling (in February through August) is 51,2 %. The maximum amount of beached oil calculated is 300 920 tonnes emulsion and the absolute shortest drift time to shore is 4,0 days. The 95 percentile values are 3 286 tonnes and 15,8 days, respectively.

Fram forms emulsions with a maximum water content of 74 and 65 %, for winter and summer conditions respectively. The emulsion has a relatively long

degradation time at low wind speeds. At winter temperatures and 5 m/s wind, 68 % of the oil is left after 5 days.

The activity period coincides with the spawning period of some important fish stocks, and several species have spawning areas within the influence area of Vikafjell North/Robbins. The environmental risk for these species was analysed in a stage 1 environmental risk assessment (Stage 1 ERA).

The Stage 1 ERA showed a limited overlap between the spawning grounds and the areas with total THC concentrations exceeding 50 ppb, which is conservatively set as the threshold limit for toxicity. The environmental risk to fish resources is therefore considered low.

All sea bird species for which there are data sets in the SEAPOPOP programme have been analysed in a damage based MIRA method ERA (OLF, 2007).

The environmental risk to sea birds in coastal areas was moderately high, the highest risk being 31 % of Wintershall's acceptance criterion in the damage category Serious for Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*).

In open sea, Little Auk (*Alle alle*) gave the highest environmental risk in the drilling period, at around 14 % of the acceptance criterion in the damage category Serious.

The MIRA damage based ERA also included grey seal (*Halichoerus grypus*) and harbour seal (*Phoca vitulina*), for which there are suitable data sets available. The calculated risk to seal species for this activity was very low.

For other marine mammals, where data suitable for quantitative environmental risk assessments are not available, a GIS overlap analysis was carried out. The environmental risk to these marine mammals was considered very low.

For Vikafjell North/Robbins, mechanical recovery is considered to be the main strategy for oil spill combat. A capacity corresponding to 6 NOFO systems is required in barriers 1 and 2. Based on the location of Norwegian oil spill

response resources, the best achievable response time for the first system is 7 hours, and the full barriers 1 and 2 can be established within 19 hours.

Further requirements, also including detection and monitoring, as well as contingency preparation issues, are described in the ERACA.

Forkortelser og definisjoner

ALARP	As Low As Reasonably Practicable	OD	Operatørselskap (www.nofo.no/)
AMSA	Australian Maritime Safety Authority	OLF	Oljedirektoratet (www.npd.no/)
BOP	Blowout Preventer		Oljeindustriens Landsforening, nå Norsk Olje og Gass (www.norog.no)
DNV	Det Norske Veritas (nå: DNV GL)	OR	Oil Recovery
GIS	Geografisk Informasjonssystem	OSCAR	Oil Spill Contingency And Response Model (SINTEF-modell for oljedriftssimuleringer)
Grid	Rutenett som brukes i GIS		Polysykliske aromatiske hydrokarboner
HI	Havforskningsinstituttet	PAH	Produksjonslisens
Influensområde	Områder med mer enn 5 % sannsynlighet for treff av mer enn 1 tonn olje i en 10x10 km rute	PL	Petroleumstilsynet (www.ptil.no/)
KLIF	Klima- og Forurensningsdirektoratet (tidligere navn på Miljødirektoratet, se www.miljodirektoratet.no)	Ptil	Rotary Kelly Bushing
MEMW	Marine Environmental Modelling Workbench (SINTEF-modell)	RKB	NINAs program for overvåking og kartlegging av sjøfugl (www.seapop.no/)
MIRA	Miljørettet risikoanalyse	SEAPOP	Statens forurensningstilsyn (et tidligere navn på Miljødirektoratet) www.sintef.no/
MIRABA	Miljørettet risiko- og beredskapsanalyse	SFT	Total Depth
MOB	Modell for prioritering av områder for beskyttelse mot oljeforurensning	SINTEF	Tildeling i forhåndsdefinerte områder
MRDB	Marin Ressurs Data Base	TD	Total Hydrocarbon Content
NCS	Norwegian Continental Shelf (Norsk kontinentalsokkel)	TFO	Total Vertical Depth
NINA	Norsk Institutt for Naturforskning (www.nina.no/)	THC	Utredning av Lofoten - Barentshavsområdet
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration	TVD	Verdsatt økosystemkomponent
NOF	Norsk Ornitologisk Forening	ULB	
NOFO	Norsk Oljevernforening for	VØK	

1 Innledning

1.1 Tilnærming til miljørisikoanalyse

Miljørisikoanalysen gjennomføres på en transparent og etterprøvbar måte. Letebrønnene 35/8-6S Vikafjell North og 35/8-6A Robbins er lokalisert i PL 248, nord i Nordsjøen. Letebrønnene ligger svært nær hverandre og skal bores med et hovedløp i Vikafjell North og et sidesteg inn i Robbins.

For Vikafjell North og Robbins er det valgt å gjennomføre en full miljørisiko- og beredskapsanalyse, ved bruk av oljedriftsanalyser av full rate-/varighetsmatrise gruppert i sammenlignbare hendelser. Ved valg av de mest konservative av inngangsdataene er analysen gyldig for begge brønnene, regnet som separate aktiviteter.

Miljørisikoanalysen er gjennomført på alle arter av sjøfugl som er registrert i SEAPOP sin database, på de arter av marine pattedyr som er egnet for kvantitative analyser, for strand og for utvalgte arter av fisk. Samtlige resultater fra oljedriftsberegningene (alle rater og varigheter) analyseres for alle disse artene, noe som gir et omfattende resultatsett.

1.2 Regelverk

HMS-regelverket for norsk sokkel, landanlegg og Svalbard skal bidra til at petroleumssektoren i Norge blir verdensledende på HMS-området. I underliggende forskrifter beskrives krav til miljørettede risiko- og beredskapsanalyser for akutt oljeforurensning. Spesielt relevante deler er:

- Styringsforskriftens § 16, som blant annet beskriver krav til analyser, kriterier for oppdatering og sammenheng mellom analyser.
- Styringsforskriftens § 17, om risikoanalyser og beredskapsanalyser. (endret pr. 1.1. 2014).
- Rammeforskriftens § 11 om prinsipper for risikoreduksjon og § 48 om plikten til å overvåke og fjernmåle det ytre miljøet, samt § 20 om samordning av beredskap til havs og § 21 om samarbeid om beredskap.
- Aktivitetsforskriftens kapittel 10 om overvåkning av det ytre miljøet, som også omhandler overvåkning relevant for akutte utslipp. Videre Aktivitetsforskriftens kapittel 13 om beredskap.

1.3 Wintershall sine miljøkrav og akseptkriterier for denne aktiviteten

Wintershall har som mål å minimere effekten av operasjoner på miljøet, være proaktive ift. å håndtere risiko for uønskede hendelser, samt kontinuerlig å forbedre sin ytelse innen helse, sikkerhet, miljø og kvalitet.

Den enkelte operatør skal ta stilling til hvilken risiko som ansees å være akseptabel for sin aktivitet og hvilken sannsynlighet som aksepteres for miljøskade i ulike alvorlighets kategorier. I OLFs veiledning for miljørisikoanalyser (OLF, 2007) er det gitt et eksempel på hvordan den forventede restitusjonstiden etter en miljøskade kan benyttes som grunnlag for akseptkriterier. Prinsippet som er benyttet i OLFs eksempel sier at restitusjonstiden skal være ubetydelig i forhold til forventet frekvens av en hendelse som fører til miljøskade. Dermed aksepteres lavere sannsynlighet for at hendelser inntreffer som kan føre til miljøskade i de høyere konsekvenskategoriene. Det er også gitt et eksempel på akseptkriterier i hver skadekategori for spesifikke enkeltoperasjoner (per operasjon), installasjoner (per år) og felt (per år). Wintershall har vurdert dette eksempelet på akseptkriterier, som også benyttes av mange operatører for tilsvarende virksomhet, og har besluttet at de operasjonsspesifikke akseptkriteriene vil være i tråd med deres miljømål for disse boringene.

Dersom miljørisikoen viser seg å overstige akseptkriteriet, regner Wintershall den som miljømessig uakseptabel, og risikoreduserende tiltak skal gjennomføres. Selv om miljørisikoen ikke overstiger akseptkriteriet skal miljørisiko reduseres etter ALARP-prinsippet, med hovedfokus på tiltak som reduserer sannsynligheten for hendelse. I MIRA-metoden benyttes et ALARP-område som grense for når risikoreduserende tiltak bør vurderes, og selskapet skal selv ta stilling til hvor høy andel av akseptkriteriet som utgjør ALARP-området. Det er vanlig å benytte 50 % av akseptkriteriet.

Tabell 1 Eksempel på akseptkriterier som er basert på at miljøet er uberørt 95 % av tiden. Øvrige forutsetninger, se MIRA metodebeskrivelse (OLF, 2007).

Betegnelse	Konsekvenskategori			
	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
Varighet av miljøskade	0,1-1 år (1)	1-3 år (3)	3-10 år (10)	> 10 år (20)
Operasjonsspesifikt akseptkriterium (pr. operasjon)	$1,25 \times 10^{-3}$	$4,25 \times 10^{-4}$	$1,25 \times 10^{-4}$	$6,25 \times 10^{-5}$

1.4 Ytelseskrav for oljevernberedskap

Wintershall har etablert ytelseskrav for oljevernberedskap som angitt i Tabell 2 nedenfor. Disse danner grunnlag for gjennomføring av beredskapsanalysen.

Tabell 2 Wintershall sine ytelseskrav til oljevernberedskap.

Element	Relevant for	Krav
Deteksjon	Barriere 0	Innen 3 timer
Dimensjonerende hendelse	Inngangs-data	Tap av brønnkontroll
Dimensjonerende rate	Inngangs-data	Vektet strømningsrate
Responstid for første system	Barriere 1	Avhengig av miljørisiko og kost/nytte-vurderinger
Omfang av respons	Alle barrierer	Tilstrekkelig kapasitet i hver barriere, definert slik: Åpent hav: Emulsjonsmengden som følger av vektet rate. Kystnært: 95-prosentil av største strandede mengde emulsjon, hensyntatt effekten av beredskap i de foregående barrierer.
Responstid for full barriere	Barriere 1 og 2	Så raskt som mulig fra normal plassering, med mindre miljørisikoanalysen tilsier raskere responstid
Responstid kystnært	Barriere 3 og 4	95-prosentil av resultater av oljedriftsberegninger mht. minste drivtid
Kartlegging	Alle barrierer	Effektiv kartlegging av forurensningen, uavhengig av sikt og lysforhold

2 Aktiviteten, reservoarforhold, brønndesign og hendelser

2.1 Aktivitetsbeskrivelse

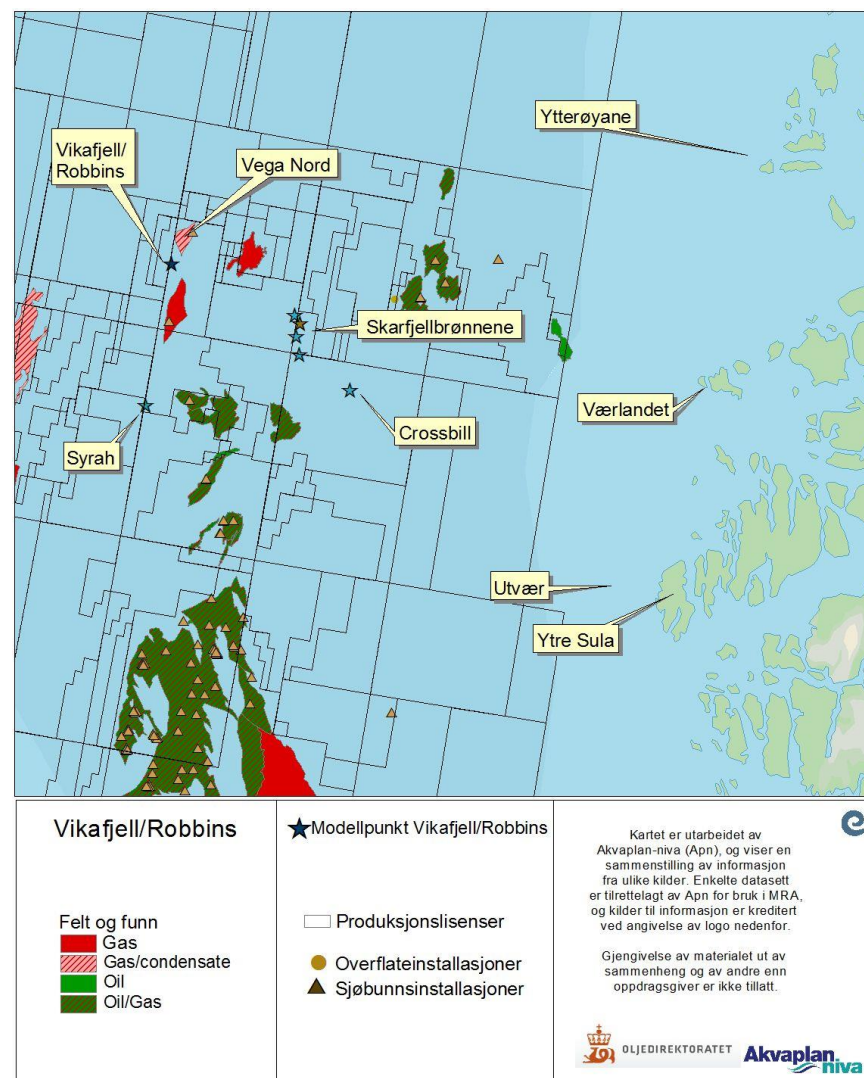
Wintershall planlegger å bore en vertikal letebrønn, 35/8-6S (Vikafjell North), i produksjonslisens (PL) 248 med sidesteg til 35/8-6A (Robbins) vinteren/våren 2016. Der ikke brønnumrene er viktige for presisjonen brukes heretter betegnelsen Vikafjell North/Robbins om aktiviteten.

Målreservoaret for Vikafjellbrønnen er Intra Heatherformasjonen. Tarbert-, Ness- og Etiveformasjonene i Brent-gruppen kan også bli eksponert ved boringen. Det er knyttet usikkerhet til forventet reservoarfluid i Heatherformasjonen. Til grunn for analyser av potensielle utblåsningsrater er det konservativt lagt forventning om olje til grunn, men det er også mulighet for gass (Acona 2015, basert på innspill fra Wintershall, samt diskusjoner i møte). Til drepeberegningene er det derfor lagt gass til grunn. I Brentgruppen forventes olje.

Lisensen er lokalisert i nordlige Nordsjøen. Overflateposisjonen for brønnen har posisjon 61° 19' 46.805" N, 3° 20' 17.719" Ø (UTM 31: 518090 Easting, 6799555 Northing). I nærheten har Wintershall tidligere boret flere letebrønner, bla. letebrønn Syrah 19 km sør for Vikafjell North/Robbins, samt Skarfjellbrønnene 18-19 km øst og sørøst, og Crossbill 29 km sørøst. Lokasjonen ligger 5 km sør-sørvest for Vega Nord. Nærmeste avstand til land er 72 km (øygruppen Værlandet). Vanddypet på lokaliteten er 381 m.

Brønnen ligger i et område med strømforhold som fører til at influensområdet for eventuelle akuttutslipp av olje vil ligge i hovedsak i Nordsjøen og Norskehavet.

Brønnen vil bli boret med den delvis nedsenkbare boreriggen Borgland Dolphin.



Figur1 Lokalisering av Wintershall sine letebrønner Vikafjell og Robbins og tidligere borede letebrønner Syrah, Skarfjell og Crossbill, samt lokalisering av omkringliggende sjøbunns- og overflateinnretninger, felt og funn.

2.2 Bore- og analyseperiode

Tidligste borestart er estimert til medio januar 2016. Varigheten av aktiviteten er estimert til ca. 154 dager maksimalt, inkludert eventuell testing av brønnene ved evt. funn i begge.

Det er gjennomført oljedriftsberegninger for hele året, og disse ligger til grunn for utvalget til analyseperioder for miljørisiko og beredskapsbehov.

Ved oppstart i medio januar og utgangspunkt i 154 dager er *bore-/aktivitetsperioden* medio januar tom. juni. Analyseperioden for miljørisiko beregnes fra det tidspunktet potensielt oljeførende lag penetreres, normalt 2-4 uker etter borestart, men uten oppdeling av måneder (antar første mulighet for utblåsning fra februar). Analyseperioden omfatter også varigheten av en utblåsningshendelse av midlere varighet, som settes til 30 dager for å fange opp de fleste varigheter. I tillegg brukes følgetid av oljen (30 dager). Til sammen gir dette 5,8 måneder, og analyseperioden er dermed *februar-august* (7 mnd.) for antatt borestartsalternativ.

For å ta høyde for en eventuell forsinkelse i borestart, er det analysert hovedresultater for endring i miljørisiko ved en forskyvning i borestart ved hhv 3, 6 og 9 mnd forsinkelse (for *mai tom. november*, *august-februar* og *november-mai*). De fire periodene dekker dermed hele året. Ved mindre forskyvninger mellom disse periodene vil endringene i miljørisiko kunne forventes å ligge mellom to perioder.

Månedsvis relativ miljørisiko beregnes for alle arter av sjøfugl og marine pattedyr. Beredskapsbehov beregnes også pr. måned gjennom året.

2.3 Forholdene i reservoaret

Formålet med brønnen er å skaffe informasjon om hydrokarbonpotensialet i Intra Heather- og Brent-gruppene. Primærmålet er sandsteinsformasjonene Tarbert & Upper Ness, Lower Ness- og Etive-formasjonene som forventes oljefylte. Det grunnere beliggende sekundærmålet Intra Heather består av Heather (skifer) og Oxfordian (turbiditt). Dypene til reservoarene er vist i Figur 2. Temperatur og trykk i reservoarene er som normalt på norsk sokkel (se Tabell 4).

Innenfor en radius av 30 km har Wintershall boret flere letebrønner tidligere, blant annet fire brønner i Skarfjell-lisensen og Crossbill, som alle ligger nærmere kysten enn Vikafjell og Robbins, samt Syrah 19 km lenger sør. Konservativt er råolje antatt fluidtype for rateberegningene som er lagt til grunn for denne analysen, mens gass er lagt til grunn for drepeberegningene (Acona, 2015). Basert på kunnskap om forventede brønnforhold er det besluttet å benytte Fram råolje som mest nærliggende kjente referanseolje. De viktigste egenskapene til denne råoljen er beskrevet i SINTEF (1999) og i avsnitt 2.8.

2.4 Definerte fare- og ulykkeshendelser

En ukontrollert utstrømning fra brønnen under boring ble identifisert som den dimensjonerende DFU for miljørettet risiko- og beredskapsanalyse. Dette er i tråd med anbefalingene inkludert i veiledningen fra Norsk olje og gass (2014).

Andre uhellsutslipp er vurdert å være av mindre volumer og konsekvens enn utblåsning, og er derfor ikke ansett som dimensjonerende. Det er i blowout & kill-analysen beskrevet to mulige utblåsningsscenarier. Høyeste utblåsningrater får man med fôringsrør i stål (liner), som gir lavere friksjon enn fôringsrør i betong (casing). Scenariet med fôringsrør i stål er, med høyeste rate, valgt som mest konservativt for miljørisikoanalysen, det er dette scenariet som vises i avsnittet om utstrømningsrater (avsnitt 2.6).

2.5 Risikoreduserende tiltak

2.5.1 Brønndesign

Brønnen planlegges boret som en vertikal letebrønn, som skal bores med 8 ½" bit inn i målformasjonene. Utstrømningsrater og varigheter ved tap av brønnkontroll er angitt i gjennomført blowout & kill-studie (Acona, 2015). Brønndesignet er vist skematisk i Figur 2.

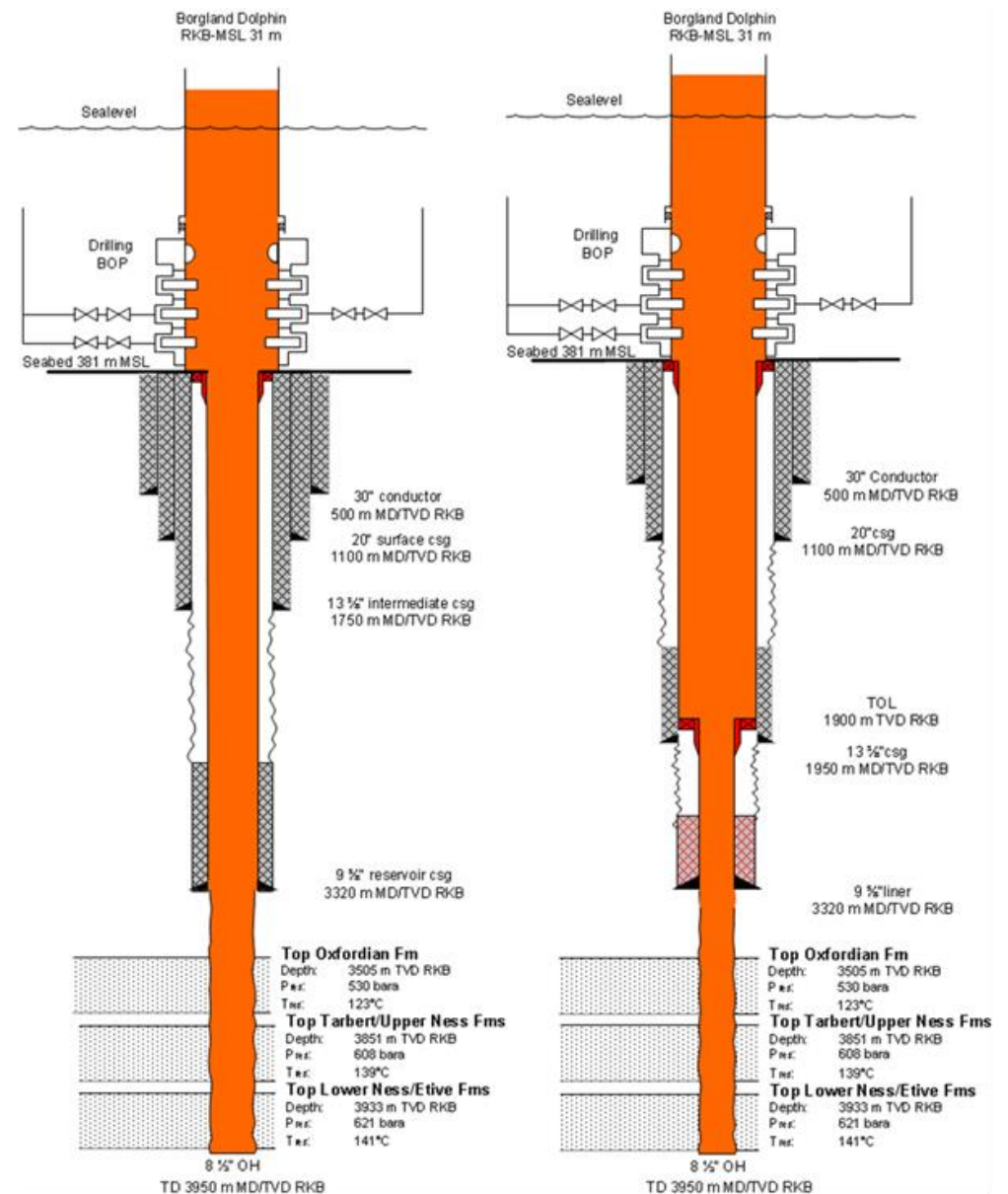
2.5.2 Boring av avlastningsbrønn

I utblåsningstudien oppgir Acona lengste varighet av utblåsning til 75 dager (Acona, 2015). Det er for alle scenarier tilstrekkelig med én avlastningsbrønn for

å stanse en ukontrollert strømning. Brønnen er lokalisert i en region med etablert aktivitet og med god tilgang til rigger for å bore en avlastningsbrønn dersom behovet skulle oppstå, og Wintershall har vurdert at for denne aktiviteten vil tiden kunne reduseres til 65 dager. Dette er benyttet som lengste varighet. Figur 3 viser hvordan avlastningsbrønnen er planlagt konstruert.

Tilleggsfaktorer som bidrar til beredskap eller reduksjon av tiden for boring av avlastningsbrønn er:

- Dedikert supplyskip for operasjonen
- Signert avtale i Norsk Olje og Gass Drilling Managers Forum for tilgang til rigg for boring av avlastningsbrønn
- Brønnlokasjoner for avlastningsbrønner er lokalisert
- Wintershall har tilgang til utstyr for kapsling av en brønn som strømmer fra havbunnen
- Wintershall lager en brønnspesifikk beredskapsplan for brønnkontroll



Figur 2 Brønnedesign for Vikafjell North/Robbins.

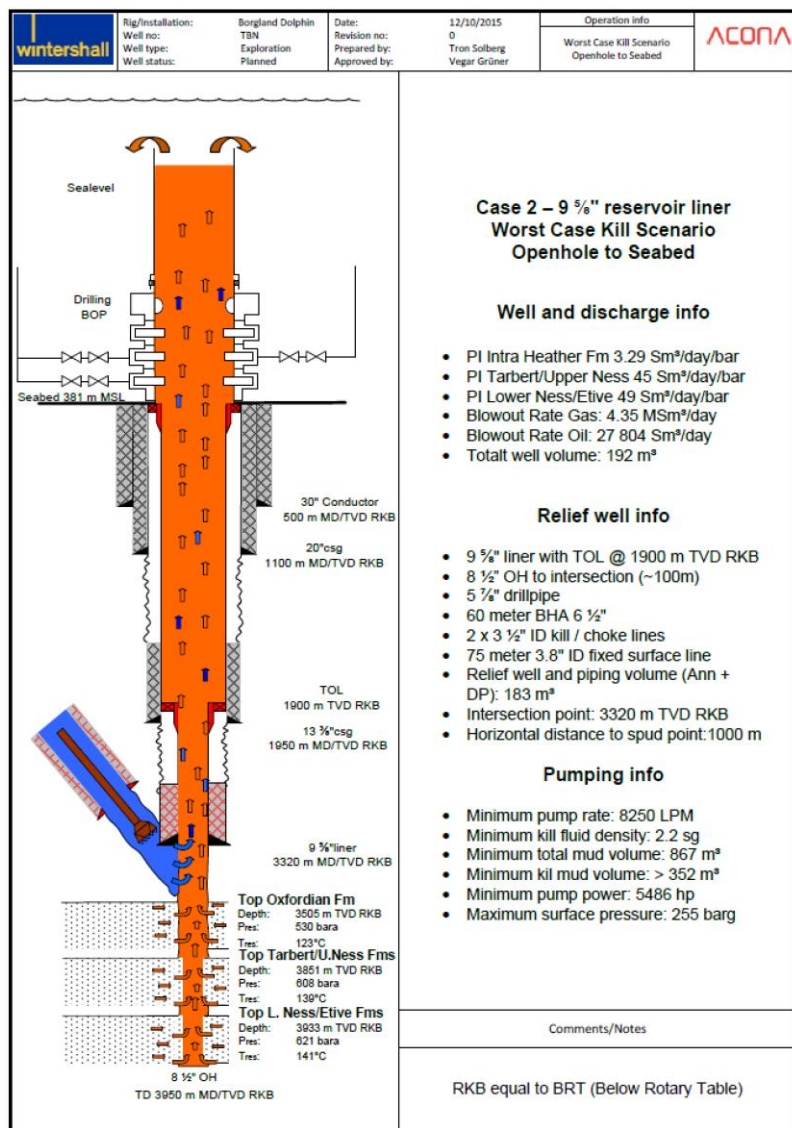


Figure 21: Illustrative summary – Kill requirements for worst-case scenario – Case 2

Figur 3 Skjema for boring av avlastningsbrønn ved case 2 for Vikafjell North/Robbins.

2.6 Utstrømningsrater og -varigheter

Acona Flow Technology (2015) har gjennomført simulering av utstrømningsrater fra Vikafjell North og Robbins for Wintershall, med sannsynlighetsfordeling av rater og varigheter. Ratene fra designcase med potensialet for de høyeste ratene (stålføringsrør) er valgt som grunnlag for miljørisikoanalysen. I dette kapittelet beskrives grupperingen av disse ratene.

Vektet rate for overflateutslipp er 4404 Sm³/døgn og for sjøbunnsutslipp 4239 Sm³/døgn. Vektet varighet er 12 døgn for overflateutslipp og 16 døgn for sjøbunnsutslipp. Acona benytter en statistikk over varigheter av utblåsninger der lengste varighet er 75 døgn. Ettersom lengste varighet av hendelse antas å være tiden det vil ta å bore en avlastningsbrønn, og Wintershall har vurdert dette til å ta 65 dager, er dette benyttet som lengste varighet.

Sannsynligheter for hvert scenario er benyttet som beskrevet i blowout & kill-analysen (Acona, 2015), med innbyrdes gruppering og vekting av rategrupper.

Til drivbaneberegninger og analyse av miljørisiko og beredskapsforhold ble de likeste ratene for Vikafjell North/Robbins innplassert i fire grupper for overflateutslipp og fire for sjøbunnsutslipp, etter størrelser av utslippet.

Grupperingen av overflateutslipp for oljedriftssimuleringer for Vikafjell North/Robbins er slik:

- 391 Sm³/d (varierende fra 333 til 433 Sm³/d). (Rategruppen utgjør 60 % av overflateutslipp gitt hendelse).
- 7191 Sm³/d (6487 og 7168 Sm³/d). (Rategruppen utgjør 28 % av overflateutslipp gitt hendelse).
- 15140 Sm³/d (10347 og 16056 Sm³/d). (Raten utgjør 9,7 % av overflateutslipp gitt hendelse).
- 30032 Sm³/d ved utstrømning fra åpent hull dersom hele reservoaret er eksponert. (Raten utgjør 2,28 % av overflateutslipp gitt hendelse).

Grupperingen av sjøbunnsutslipp for oljedriftssimuleringer for Vikafjell North/Robbins er slik:

- 7173 Sm³/d (varierende fra 6671 til 7693 Sm³/d), dersom hele reservoaret er eksponert med 5 % åpen BOP. (Rategruppen utgjør 28 % av sjøbunnsutslipp gitt hendelse).
- 367 Sm³/d (varierende fra 328 til 389 Sm³/d), for utslipp fra øvre del av reservoaret enten det er restriksjon i BOP (5 % åpning) eller med 100 % åpen BOP. (Rategruppen utgjør 60 % av sjøbunnsutslipp gitt hendelse). Disse er modellert som om det er ingen restriksjon, da dette gir mest konservativt resultat mht. olje på overflaten.
- 14297 Sm³/d (11028 og 14922 Sm³/d), ved utslipp fra bore-/teststreng eller annulus dersom hele reservoaret er eksponert og 100 % åpen BOP. (Raten utgjør 9,7 % av sjøbunnsutslipp gitt hendelse).
- 27212 Sm³/d ved utstrømning fra åpent hull dersom hele reservoaret er eksponert og 100 % åpen BOP. (Raten utgjør 2,28 % av sjøbunnsutslipp gitt hendelse).

Sannsynligheten for varighetene av hendelsene som oppgis av Acona (2015) fordeles på 2, 15 og 65 dager for oljedriftssimuleringer.

Oljedriftssimuleringene fra disse to analysene er kombinert til en rate- og varighetsmatrise som vist i Figur 4, der sannsynlighet for rate(gruppe)n, sannsynlighet for varigheten og frekvensen av hendelsen inngår i frekvensberegningen, og viser det enkelte delscenariets bidrag.

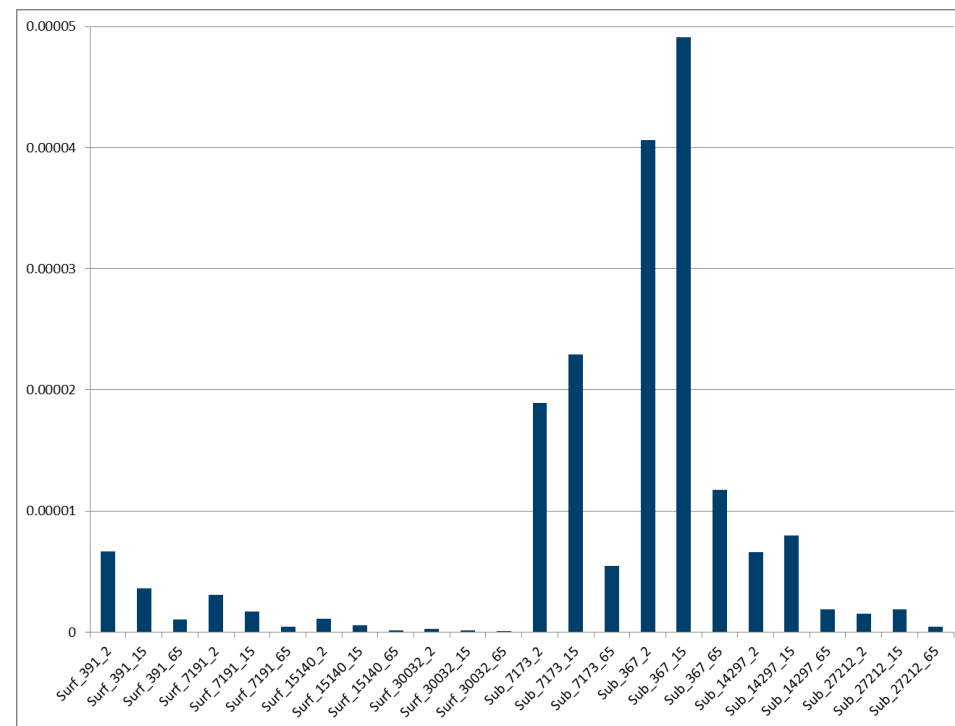
2.7 Brønnsesifikk utblåsningsfrekvens

Scandpower utgir årlig en rapport som angir frekvens for utblåsninger og brønnlekkasjer ved aktiviteter gjennomført etter Nordsjøstandard, dvs. aktiviteter på norsk sokkel. Rapporten (Scandpower, 2013) inneholder informasjon om frekvenser, sannsynlighetsfordelinger av utslippstyper, samt sannsynlighet for ulike varigheter. Brønnen har normalt trykk og temperatur for en brønn på norsk kontinentalsokkel. Utblåsningsfrekvensen er vurdert å være som for normal dypbrønn. Fra Scandpowers rapport hentes ut verdier som følger:

- Fra Tabell 1.1 hentes basisfrekvensen for utblåsning ved boring, med verdien 0,000188 for standard letebrønner.
- Fra Acona sin utblåsningsstudie hentes sannsynlighetsfordelingen mellom overflateutslipp og sjøbunnsutslipp, som er henholdsvis 10 % og 90 %.

Samlet sett gir dette en brønnsesifikk utblåsningsfrekvens på 0,000188 uten korreksjoner. Dette legges til grunn for oljedriftsberegninger, analyse av

miljørisiko samt beredskapsanalyse, med en sannsynlighetsfordeling mellom rater og varigheter som presentert i Figur 4.



Figur 4 Sannsynlighetsfordeling av rater og varigheter for Vikafjell North/Robbins.

Tabell 3 Sannsynlighetsfordeling for utblåsningsrater gitt hhv. overflate- eller sjøbunnsutslipp (Acona, 2015).

Scenario: Overflateutslipp	Scenario sanns.	Pen. dyp	Pen. sanns.	BOP- åpning	BOP sanns.	Total sanns.	Rate (Sm ³ /d)
Borestreng/teststreng	0.16	Partial/top	0.6	Open	0.3	0.0288	422
							399
	0.16	Partial/top	0.6	Restricted	0.7	0.0672	
	0.13	Full/Entire	0.4	Open	0.3	0.0156	10347
	0.13	Full/Entire	0.4	Restricted	0.7	0.0364	6487
Ringrom (annulus)	0.84	Partial/top	0.6	Open	0.3	0.1512	427
	0.84	Partial/top	0.6	Restricted	0.7	0.3528	371
	0.68	Full/Entire	0.4	Open	0.3	0.0816	16056
	0.68	Full/Entire	0.4	Restricted	0.7	0.1904	7168
Åpent hull	0	Partial/top	0.6	Open	0.3	0	433
	0	Partial/top	0.6	Restricted	0.7	0	333
	0.19	Full/Entire	0.4	Open	0.3	0.0228	30032
	0.19	Full/Entire	0.4	Restricted	0.7	0.0532	7755
Total og vektet rate						1	4404
Scenario: Sjøbunnsutslipp	Scenario sanns.	Pen. dyp	Pen. sanns.	BOP- åpning	BOP sanns.	Total sanns.	Rate (Sm ³ /d)
Borestreng/teststreng	0.16	Partial/top	0.6	Open	0.3	0.0288	389
							384
	0.16	Partial/top	0.6	Restricted	0.7	0.0672	
	0.13	Full/Entire	0.4	Open	0.3	0.0156	11028
	0.13	Full/Entire	0.4	Restricted	0.7	0.0364	6671
Ringrom (annulus)	0.84	Partial/top	0.6	Open	0.3	0.1512	371
	0.84	Partial/top	0.6	Restricted	0.7	0.3528	360
	0.68	Full/Entire	0.4	Open	0.3	0.0816	14922
	0.68	Full/Entire	0.4	Restricted	0.7	0.1904	7123
Åpent hull	0	Partial/top	0.6	Open	0.3	0	331
	0	Partial/top	0.6	Restricted	0.7	0	328
	0.19	Full/Entire	0.4	Open	0.3	0.0228	27212
	0.19	Full/Entire	0.4	Restricted	0.7	0.0532	7693
Total og vektet rate						1	4239

2.8 Oljens egenskaper

Basert på kunnskap om nærliggende felt, og vurdering av reservoarets forventede egenskaper, er Fram råolje valgt som referanseolje. I valget av Fram råolje er det for miljørisiko- og beredskapsanalysen foretatt konservative valg mht. emulsjonsdannelse og levetid på overflaten. For denne råoljen er det gjennomført forvittringsstudie (SINTEF, 1999), og en resjekk av forvittringsegenskaper i 2005 (SINTEF, 2005). I denne siste studien beskrives at "oljen som ble testet i 1998 var praktisk talt ikke dispergerbar, mens dagens olje er dispergerbar og forventes å ha et tidsvindu for bruk av dispergeringsmiddel". Resultatene fra forvittringsstudiene er av NOFO tilrettelagt for oppslag i NOFO Oljevernportal.

Forvittringsstudiet er gjennomført ved henholdsvis 13 °C og 5 °C. Resultater fra referansebetingelser (utslipp til overflate, 20 mm initiell filmtykkelse, 2 mm slutfilmtykkelse) viser at Framoljen har relativt lang levetid på havoverflaten, og at restmengde olje er lite påvirket av temperatur. Det forventes først tilflytsproblemer etter 72 timer ved 15 m/s vindstyrke ved vintertemperatur, ellers forventes ikke tilflytsproblemer.

Flammepunktet er høyere enn sjøtemperaturen ved alle forhold, sommer og vinter, det er derfor ikke eksplosjonsfare knyttet til Framolje på overflaten.

Oljedriftsberegningene er gjennomført med forventede vanntemperaturer i hver enkelt måned, og gir derved et mer presist uttrykk for oljens skjebne etter utslipp.

2.8.1 Sjøtemperatur "sommerforhold" (15 °C)

Oljens forvittringsegenskaper under "sommerforhold" benyttes for perioden juni-november, da sjøtemperaturene er i gjennomsnitt over 10 °C (månedsgjennomsnitt).

Oljen inneholder en relativt lav andel lette komponenter. Etter 2 timer ved 5 m/s vind er 17 % fordampet, og etter 12 timer er 23 % fordampet, maksimalt 31 % etter 5 døgn. Ved 10 m/s er det ved 2 timer fordampet 20 % og etter 12 timer 26 %, maksimalt 33 % etter 5 døgn.

Nedblandingen under sommerforhold er ved 5 m/s initielt svært lav; etter 24 timer er 1 % nedblandet og etter 2 døgn er 2 % nedblandet, maksimal nedblanding er 5 % etter 5 døgn ved 5 m/s vindstyrke. Ved 10 m/s er

skjærekreftene høyere og nedblandingen dermed raskere og høyere; etter 2 timer er 2 % nedblandet, etter 12 timer 10 %, og etter 2 døgn er maksimal nedblanding nådd med 50 %.

Fram råolje tar opp vann og danner emulsjon. Vannopptaket er ved 5 m/s 32 % etter 2 timer, 64 % etter 12 timer og er på maksimalt 65 % etter 2 døgn. Ved 10 m/s vind er vannopptaket raskere; 58 % etter 2 timer, og maksimalt etter 6 timer.

Emulsjonen har lang levetid på overflaten. Under sommerforhold er det ca 72 % igjen på overflaten etter 5 døgn ved 2 m/s, ca. 64 % igjen etter 5 døgn ved 5 m/s. Ved 10 m/s er det 18 % olje igjen på overflaten etter ca. 5 døgn, og ved 15 m/s ingenting igjen etter 4 døgn.

Viskositeten av emulsjonen er ved 5 m/s maksimalt 3400 cP og ved 10 m/s 5400 cP etter 5 døgn.

Fram råolje karakteriseres som "reduert kjemisk dispergerbar" ved sommerforhold.

2.8.2 Sjøtemperatur "vinterforhold" (5 °C)

Oljens forvitringsegenskaper under "vinterforhold" benyttes for perioden desember-mai, da sjøtemperaturene er i gjennomsnitt under 10 °C (månedsgjennomsnitt).

Fordampning ved vinterforhold er ved 5 m/s vindstyrke 15 % ved 2 timer, 20 % ved 12 timer og 28 % etter 5 døgn. Ved 10 m/s er fordampningen raskere; 18 % etter 2 timer, 24 % etter 12 timer og maksimalt 30 % etter 5 døgn.

Nedblandingen ved vintertemperatur er svært lav; ved 5 m/s 1 % etter 24 timer og 4 % etter 5 døgn. Ved 10 m/s er 1 % nedblandet etter 2 timer, 7 % etter 12 timer og maksimalt 44 % er nedblandet etter 5 døgn.

Vannopptaket er høyt; ved 5 m/s vindstyrke 36 % etter 2 timer, og maksimalt 73 % etter 12 timer. Ved 10 m/s er det 67 % vann i emulsjonen etter 2 timer og maksimalt 74 % etter 6 timer.

Levetiden av emulsjon på overflaten er lang. Under vinterforhold er det ca. 85 % igjen på overflaten etter 5 døgn ved 2 m/s, ca. 68 % igjen etter 5 døgn ved 5 m/s. Ved 10 m/s er det 27 % olje igjen på overflaten etter 5 døgn, og ved 15 m/s ingenting igjen etter 5 døgn.

Viskositeten er høyere ved vintertemperaturer; ved 5 m/s maksimalt 6600 cP og ved 10 m/s 10000 cP etter 5 døgn.

For detaljert massebalanse og endringer i ulike egenskaper som en funksjon av tid etter utslipp, temperatur og vindforhold vises det til forvitringsstudien (SINTEF, 1999) og reanalyse (SINTEF, 2005).

2.9 Oppsummering av nøkkelparametre

Kapittel 2 er viet en beskrivelse av definerte fare- og ulykkeshendelser, oljetypens egenskaper, frekvensvurderinger og risikoreduksjon. De viktigste parameterne ved aktiviteten er oppsummert i Tabell 4.

Tabell 4 Nøkkelparametre for letebrønn Vikafjell North/Robbins.

Parameter	Verdi - Brønn
Brønnnavn	Brønn 35/8-6S Vikafjell North/35/8-6A Robbins
Lokasjon	61° 19' 46.805" N, 3° 20' 17.719" Ø
Vanndyp	-381 MSL
Avstand til nærmeste land	72 km (Værlandet)
Referanseolje	Fram
Gass/olje-forhold	189 Sm ³ /Sm ³
Vektete utblåsningsrater og varigheter	Overflateutslipp: Vektet utsl.rate: 4404 Sm ³ /døgn Vektet varighet: 12 døgn Sjøbunnsutslipp: Vektet utsl.rate: 4239 Sm ³ /døgn Vektet varighet: 16 døgn
Varigheter av ukontrollert strømming for ulike scenarier	2, 15 og 65 døgn
Maksimal tid for boring av avlastningsbrønn	65 døgn
Fluidtetthet	851 (Heather) / 951 (Brent) kg/Sm ³
Gasstetthet	0.9600 kg/Sm ³
Reservoartemperatur	123°C (Heather) / 139 °C (Brent)
Reservoartrykk	466 bara (Heather) / 608 bara (Brent)

3 Metoder og analysekonsept

3.1 Miljørisiko i brønnplanlegging

Miljøanalyser er gjennomført på flere stadier i brønnplanleggingen. Det er foretatt en undersøkelse av bunnfauna i forbindelse med Site Survey for Vikafjell Sør, som er vurdert å være .

3.2 Oljedriftssimuleringer

Beregning av oljens drift og spredning er foretatt ved bruk av OSCAR, som er en del av Marine Environmental Modelling Workbench (MEMW) 6.2 (SINTEF). OSCAR-modellen beregner oljemengder i et brukervalgt rutenett og dybdegrid, og resultatene overføres til samme 10x10 km rutenett som benyttes i miljørisikoanalysene.

Parameterne som benyttes videre i miljørisiko- og beredskapsanalysen er:

- Oljemengde på overflaten (pr. 10x10 km rute) (miljørisiko for overflateressurser)
- Total hydrokarbonkonsentrasjon i vannsøyle (pr. 10x10 km rute) (miljørisiko for fisk)
- Oljemengde i landruter (pr. 10x10 km rute) (miljørisiko for strandhabitater)
- Korteste drivtid til land (dimensjonering av mobiliseringstid for beredskapsressurser i kystsonen)
- Størst strandede mengde (dimensjonering av kapasitet for beredskapsressurser i kystsonen)
- Viskositet av emulsjon (til vurdering av tiltaksvalg).

MEMW inneholder SINTEFs database over forvitningsstudier for norske råoljer, og alle parametre for referanseoljen er benyttet uendret. OSCAR modellerer oljens skjebne i miljøet ved bruk av komponentgrupper med ulike fysikalsk-kjemiske egenskaper. Oljenes kjemiske sammensetning transformeres til såkalte pseudokomponenter som OSCAR benytter.

For å oppnå samme tetthet av simuleringer som andre analyser på norsk sokkel er det benyttet 10 simuleringer pr. måned pr. år ved bruk av OSCAR i statistisk

modus. Modellen velger da startdato for kjøringen hver tredje dag. For hver simulering er scenariet fulgt i 30 dager etter avsluttet varighet av utslippet.

Vinddatasettet er tilrettelagt av SINTEF på bakgrunn av værdata fra Meteorologisk institutt, og dekker hele landet i perioden 1978-2007. Strømdatasettet med 20 km oppløsning har er også tilrettelagt av SINTEF på bakgrunn av data fra Meteorologisk institutt, og dekker hele landet i perioden 1970-2009. For strømdataene foretas det pt. sensitivitetsstudier for et nytt 4x4 km strømdatasett for bruk i OSCAR. Dette nye datasettet vil bli tatt i bruk i nær fremtid.

Det brukerdefinerte rutenettet ("habitatgrid") og dybdegridet som er benyttet til OSCAR-simuleringene er laget slik at det dekker et større område enn det som forventes å bli berørt av olje i sjøoverflate eller vannsøyle. Dybdegridet har også en definert fordeling mellom vann- og bunnsubstrat, men bruker må velge dominerende substrattypen. Brukeren velger også hvilken region modellen settes opp i, valg av region tilordner et sett med regionsspesifikke parametre knyttet til rutenettet og dybdegridet.

I oljedriftsberegninger for sjøbunnsutblåsninger er det skilt mellom hendelser med restriksjon i BOP og åpen BOP. Dette gjøres fordi restriksjon i BOP vil gi økt innblanding av olje i vannmassene og mindre olje på overflaten. Det er benyttet full rate-varighetsmatrise for grupperte rater og det er lagt vekt på å benytte et høyt antall simuleringer som representerer ulike vær-situasjoner for å fange opp størst mulig variasjon i utfallsrom hva gjelder vær-situasjoner som skal håndteres.

3.3 Analyse av miljørisiko – Skadebasert analyse

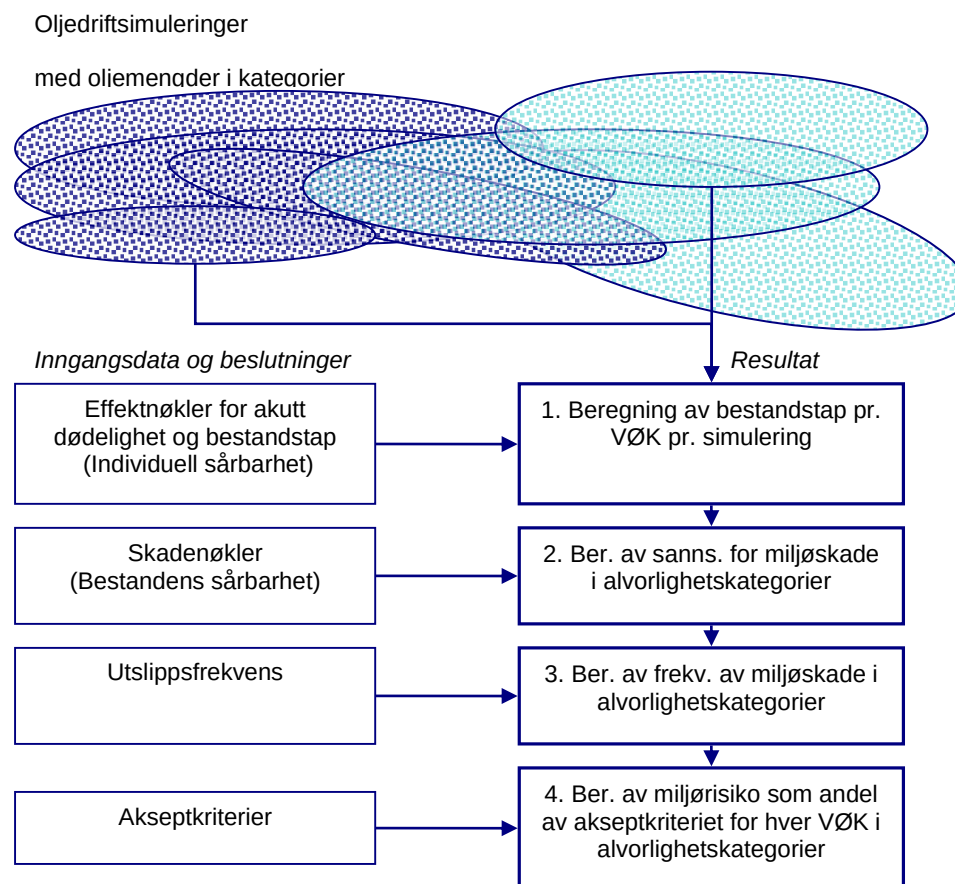
Miljørisikoanalysen er gjennomført etter MIRA-metoden (OLF, 2007) for sjøfugl i SEAPOP-databasen, samt for strand. For fisk er det gjennomført en trinn 1-analyse. Det henvises til originaldokumentasjonen for en fullstendig beskrivelse av analysemetodikken.

Skjematisk kan miljørisikoanalysen beskrives slik for de VØK'ene som er valgt ut (se Figur 5):

1. *Inngangsdata*: Oljedriftsanalyser med enkeltsimuleringer som inneholder oljemengder i kategorier (Tabell 12).
2. *Inngangsdata*: VØK-datasett for alle arter som forekommer innen influensområdet som det foreligger datasett for. For disse VØK'er finnes datasett som er tilrettelagt med bestandsandeler i 10x10 km ruter, og sårbarhetsverdi, begge med månedsoppløsning.
3. Ved bruk av effektnøkklene (Tabell 12, Tabell 16 og Tabell 20) bestemmes for hver VØK hvor stor andel av bestanden som vil gå tapt i hver 10x10 km rute. Dette bestandstapet summeres i hver simulering, og tallet tas vare på.
4. Bestandstapet sammenholdes med skadenøkklene (Tabell 17 og Tabell 20) og det beregnes en fordeling av sannsynlighet for skadens alvorlighetsgrad, beregnet på grunnlag av antallet simuleringer i hver bestandstapskategori og bidrag fra hver simulering til sannsynlighetsfordelingen blant konsekvenskategoriene. For kysthabitater gjøres trinn 3 og 4 samtidig ved bruk av en kombinert nøkkel.
5. Sannsynligheten i hver kategori multipliseres med sannsynligheten for hendelse (utslippsfrekvens) og gir frekvensen av miljøskade i hver alvorlighetskategori.
6. Ved sammenholdelse mot akseptkriteriene for hver av alvorlighetskategoriene, beregnes hvorvidt akseptkriteriene brytes.

Disse trinnene inngår i beregningen av miljørisiko, som angis som en frekvens pr. skadekategori pr. år (felt og installasjoner). Miljørisiko kan også regnes ut pr. operasjon (f.eks. boring).

Ved å vise miljørisiko (frekvens for skade i en skadekategori) som en andel av akseptkriteriet kan miljørisiko vises for ulike VØK for ulike alternative aktivitetsnivå (miljørisiko pr. år), eller for ulike teknologivalg (f.eks. pr. operasjon) osv. Analyse av miljørisiko kan dermed brukes til å styre risiko, f.eks. ved å identifisere perioder med lavere miljørisiko osv.



Figur 5 Skisse som viser inngangsdata og resultatberegninger i en miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

3.3.1 Sjøfugl og marine pattedyr

Effektnøkler for sjøfugl og marine pattedyr er gitt i Tabell 13 i Vedlegg (Kapittel 10). De har felles skadenøkkel, gitt i Tabell 17. Sjøfugl har høy fysiologisk sensitivitet overfor oljeforurensning og dermed høy sannsynlighet for å omkomme hvis de forurennes av olje. Det er imidlertid svært variabelt om fuglene blir eksponert for oljen, og de ulike artene har levesett og formeringsevne som gjør dem bestandsmessig sårbare i ulik grad. Disse forholdene er reflektert i effektnøkklene og sårbarhetstabellene (Tabell 18 og Tabell 19), der sårbarhetsverdi 3 er høyeste sårbarhet.

Også marine pattedyr har ulik sårbarhet overfor oljeforurensning. For oter er den individuelle sårbarheten høy hele året, mens den for kystselartene er mer varierende med livs-/årssyklus, og er høyest i kasteperioden. Spesielt ved analyse av aktiviteter som går over perioder der ressursenes sårbarhet er i endring, er det viktig å benytte en periodisering som tar hensyn til dette, f.eks. månedsvise/sesongvise oppløsning i oljedrift, VØK-datasett og sårbarhetsinformasjon. Risikoen kan dermed beregnes for hver delperiode og etterpå summeres for hele aktivitetsperioden.

3.3.2 Kysthabitater

For kyst/strandhabitater er det utviklet en kombinert effekt- og skadenøkkel vist i Tabell 20 i Vedlegg (Kapittel 10). Metoden er i hovedtrekk den samme som for sjøfugl og sjøpattedyr, men trinnene 2 og 3 i Figur 5 gjennomføres samtidig, siden effekt- og skadenøkkel er kombinert.

Miljøriskioanalysen av kysthabitater er gjennomført i henhold til ovenstående effekt- og skadenøkkel, operasjonalisert som følger:

- Utarbeidelse av oljedriftstatistikk som for samtlige berørte strandruter angir treffsannsynlighet for oljemengder innen intervallene beskrevet i Tabell 20.
- For hver berørt rute hentes sårbarhetsverdien for kysthabitat, og sannsynlighetsfordelingen av skadeutslaget beregnes på grunnlag av denne og treffsannsynlighet av olje innen mengdeintervaller, dividert på antall ruter med den aktuelle sårbarheten (1-3).
- Resultatene oppsummeres for alle berørte ruter for hver kombinasjon av rate og varighet.

- Oppsummerte resultater multipliseres med sannsynlighet for kombinasjonen av rate og varighet, og gir samlet en frekvens innen konsekvenskategoriene Mindre, Moderat, Betydelig og Alvorlig, som måles direkte mot akseptkriteriene.

3.3.3 Fisk

Beregningen av miljørisiko på fisk utføres etter metoden som er beskrevet i Norsk Olje og Gass sin veiledning (OLF, 2007). Denne metodikken er en trinnvis tilnærming som består av to nivåer av skadeberegninger på de sårbare stadiene av fiskeressurser – egg og larver. Miljørisiko for fisk etter MIRA-metoden er utfordrende å kvantifisere fordi endepunktet for analysen innebærer en vurdering av om tapet av en andel av en årsklasse har noen betydning for utviklingen av en gytebestand. Til dette trengs både informasjon om giftighet av olje på egg og larver, samt historisk-statistisk informasjon om gytebestandens utvikling for å kunne estimere en restitusjonstid etter oljepåvirkning. Det er i utgangspunktet kun en meget liten andel av en årsklasse som når gytemoden alder, og modellering av betydningen av små tapsandeler krever restitusjonsmodell og kunnskap om den enkelte art/gytebestand sin bestandsutvikling.

Det første trinnet består av en tapsanalyse, det andre trinnet av en vurdering av betydningen av det beregnede tapet på utviklingen av gytebestanden for enkelte arter. En ytterligere beskrivelse er gitt i vedlegg (Kapittel 10). For andre arter vil det i mangel av dokumentert restitusjonsmodell bli benyttet den mer konservative tilnærmingen med overlappsanalyse som beskrevet for Trinn 1.

For å få et bilde av mulig miljørisiko for fisk som samsvarer mest mulig med risikoberegning for sjøfugl og marine pattedyr, der hele rate-varighetsmatrisen benyttes, og der sannsynlighetsbidraget fra de ulike hendelsene er med i beregningen, velges å benytte oljedriftsstatistikken for raten nærmest over vektet rate og varighet, dvs. 15 dager for et overflateutslipp som forventes å være representativt for olje i vannmassene.

Videre er gjennomsnittlig THC-konsentrasjon gitt at ruten treffes multiplisert med treffsannsynlighet i ruten for å gi et sannsynlig influensområde.

3.4 Beredskapsanalyse

Beredskapsanalysen er gjennomført i henhold til Statoil sin metode (Statoil, 2013), som er innen rammene av Norsk olje og gass sin veiledning for miljørettet beredskapsanalyse fra 2014.

3.4.1 Beregning av systembehov

Beregning av systembehov for bekjempelse av oljeemulsjon tar utgangspunkt i en strategi som består av å bygge opp ulike barrierer mot den flytende oljen.

Et opptakssystem består av lense for innringing av oljeemulsjon, tilpasset den aktuelle barrieren mht. holdekapasitet og en viss bølgetoleranse, og en oljeopptaker med en viss kapasitet pr. tidsenhet. Videre hører lagringskapasitet, fartøy(er) for utlegging og manøvrering, samt utstyr for deteksjon og monitorering av olje på havoverflaten til et fullt system.

En barriere består av flere systemer som til sammen har nominell (teoretisk) kapasitet til å håndtere emulsjonsmengden som tilflyter barrieren, mens dens effektivitet er begrenset av værforhold som bølger, strøm og lystilgangen, dessuten om oljen tilflyter barrieren i tilstrekkelig mengde til å være effektiv. Emulsjonsmengde og effektivitet beskrives i de nedenstående avsnittene.

Fordi olje som flyter på overflaten brytes opp i mindre flak som spres, er oppsamlingen i åpent hav mest effektiv så nær kilden som mulig, men emulsjonen må ha oppnådd en viss stabilitet for å kunne tas opp. Ved en utblåsning er det dessuten en sikkerhetsavstand rundt riggen pga. eksplosjonsfare. Man beregner derfor at opptaket i den første barrieren skjer på om lag 2 timer gammel olje.

I praksis (bl.a. av manøvreringshensyn) er det ikke mulig eller hensiktsmessig å lage en helt tett første barriere, og dette faktum tas hensyn til i beregningen av systembehovene i den neste barrieren, som også foretar opptak i åpent hav.

Barriere 2 beregnes å ha 50 % lavere effektivitet enn Barriere 1 fordi oljefilmen i praksis er tynnere og kapasiteten til systemet ikke utnyttes i like stor grad. Dette tas hensyn til ved utregning av antallet systemer i Barriere 2.

Det gjøres videre en beregning av hvor mye olje som tilflyter kystsonen og strander. Dersom denne mengden er lavere enn behovene relatert til den vedtatte grunnberedskapen (Statoil, 2013) for utvalgte områder innen influensområder er det sistnevnte som legges til grunn.

I beredskapsanalysen beskrives oljens egenskaper mht. forvitring og emulsjonsdannelse mht ulike klimatiske parametere av betydning for dimensjoneringer.

3.4.2 Risikoreduksjon som følge av effekt av beredskap

For å synliggjøre hvordan konsekvensreducerende tiltak kan redusere miljørisiko har Akvaplan-niva, ved Sense, startet utvikling av en metode som kan benyttes for å tallfeste risikoreduksjon som følge av redusert oljemengde på hav (ReduSense).

Det er foretatt metodeutvikling for å se på relasjonen mellom ratereduksjon og effekt på fordeling av skadeutslag i konsekvenskategoriene. Ratereduksjon sees her som illustrerende for opptak av olje daglig gjennom en utblåsning med en viss varighet. Da det er gjennomført oljedriftssimuleringer for ulike rater i analysen med påfølgende MIRA-beregninger, ble det valgt å ta utgangspunkt i disse.

Resultatene fra MIRA-analysen over antallet simuleringer som ga utslag i de forskjellige bestandstapskategoriene, og dermed også utslag i konsekvenskategorier, ble brukt for overflateutslippene, alle rater og med 15 dagers varighet, slik at det kun er raten som skiller scenariene.

4 Miljøbeskrivelse

Vikafjell North/Robbins har en beliggenhet som tilsier at influensområdet ligger i Nordsjøen og Norskehavet. Noe påvirkning av Barentshavet og Skagerrak kan forventes ved langvarige hendelser.

4.1 Strømforhold og frontsystemer

4.1.1 Nordsjøen og Skagerrak

Strømforholdene ved lokasjonen er vist i Figur 6. I forhold til Norskehavet er Nordsjøen grunn, to tredjedeler er grunnere enn 100 meter. Bunnsubstratet består hovedsakelig av sand og grus i de grunne delene og mudder i de dypere delene.

Økosystemet i Nordsjøen er tungt påvirket av menneskelig aktivitet, bl.a. fra fiskeriene, olje- og gassvirksomhet, grusekstraksjon og eutrofiering fra tilsig. Til tross for at situasjonen har forbedret seg siden 1985, er menneskelig aktivitet fremdeles grunnlag for bekymring med hensyn til miljøtilstanden. Til Nordsjøen kommer det vann fra Atlanterhavet med høy saltholdighet og et signifikant bidrag av mer ferskvannspåvirket vann fra Baltikum, samt tilsig av ferskvann fra elver.

Nordsjøen har vært beskrevet som en ”sakteflytende elv”, med strøm som går i faste mønstre (Skjoldal, 2005). Strømdataene som er brukt i OSCAR (20 km strøm og MEMW 6.2) og oljedriftssimuleringene for Vikafjell North/Robbins viser at vestfra strømmer det atlantisk vann inn fra nordøst for Shetland. Denne strømmen deler seg deretter i to retninger: Nord for brønnen strømmer det atlantiske vannet nordøstover mot kysten av Norge. Vest for brønnen flyter en gren av det innkommende atlantiske vannet sørøstover og blander seg med overflatestrømmene i Nordsjøen mellom Norge og Shetland. Disse strømmene er også vindpåvirket. Inne ved kysten sørfra går Den norske kyststrømmen nordover langs kysten. Brønnen er lokalisert i et område med nordgående kyststrøm, med vann fra sørlige Nordsjøen og Skagerrak. Strømforholdene i området viser at i tilfelle av en utblåsning vil strømmen kunne påvirke oljen i hovedsakelig nordlig retning. Vindforhold som bringer oljen i sørgående strømområder kan forventes å føre olje til sørlige Nordsjøen og Skagerrak. Ved mer vind i nordlig retning vil derimot oljen føres nordover i Nordsjøen, der også strømmen vil føre den inn i Norskehavet.

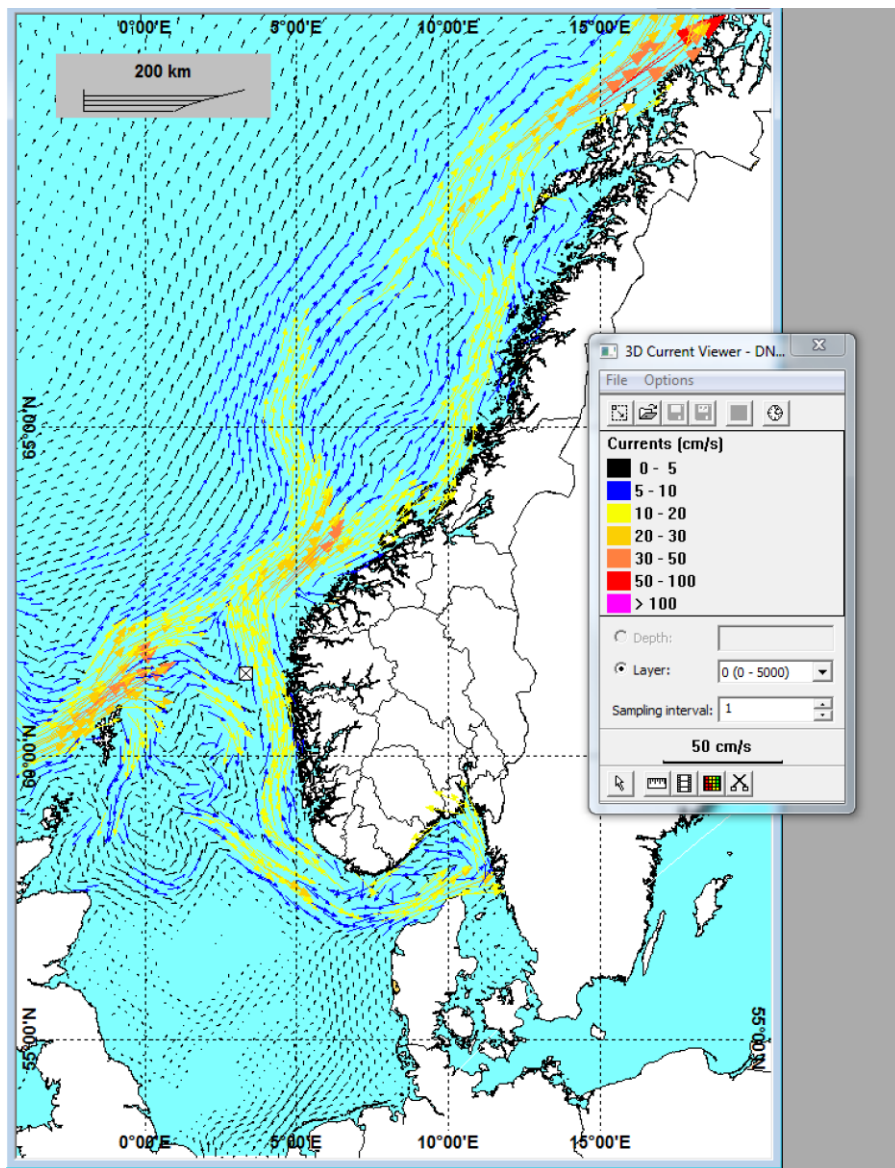
Skagerrak er preget av ferskvannstilførslene fra Baltikum. Skagerrakområdet er preget av kaldere vintre og varme somre. Med unntak av Oslofjorden er det mindre fjorder og skjærgård i Skagerrak enn i Nordsjøen. Langs Jæren er kysten mer åpen (Gasbjerg *et al.*, 2011).

4.1.2 Norskehavet

Sammenlignet med Nordsjøen er Norskehavet kun moderat menneskepåvirket, selv om det pågår fiskeri og en økende petroleumsaktivitet.

Både det atlantiske vannet og Den norske kyststrømmen flyter begge i Norskehavet generelt i nordlig retning. Norskehavet er sterkt preget av frontsystemer og lokale virvler som danner muligheter for gunstige forhold for biologisk produksjon.

Norskehavet er dominert av to store bassenger på om lag 3000-4000 m dybde. Hvert sekund strømmer 8 millioner tonn varmt atlantisk vann inn i Norskehavet, noe som tilsvarer 8 ganger summen av global elvetilførsel, og er årsak til det milde klimaet i Nord-Europa. Økosystemet i Norskehavet har relativt lav biodiversitet, men det er produktivt og noen arter forekommer i svært høye antall. Fytoplankton (planteplankton) finnes i enorme antall under våroppblomstringen. Dette gir grunnlag for oppvekst av de mange fiskeartene som gytes i Nordsjøen og Norskehavet.

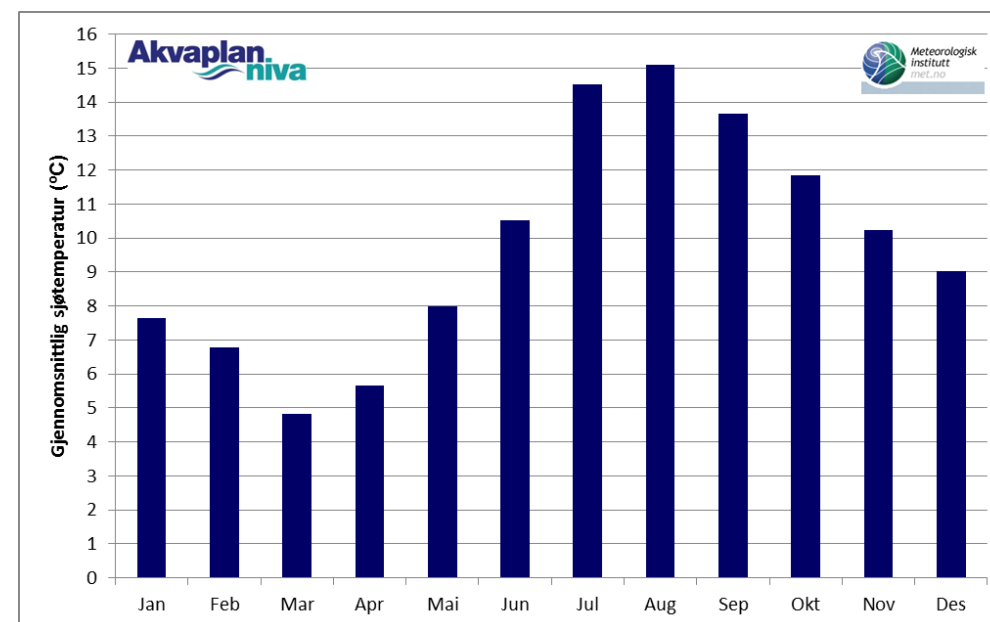


Figur 6 Strømforholdene ved lokasjonen.

4.2 Klimatiske forhold

4.2.1 Vanntemperatur

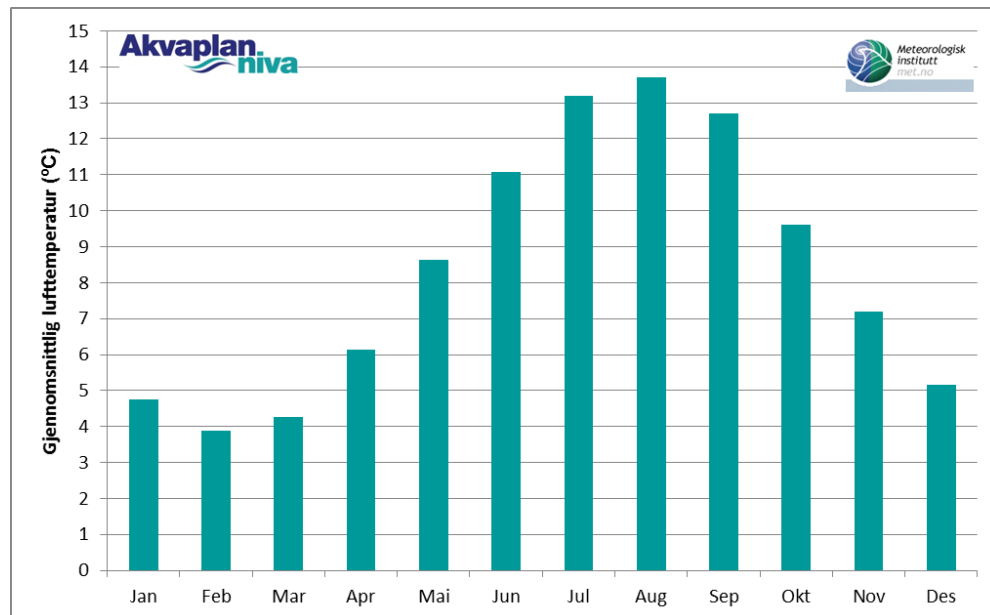
Vanntemperatur er en viktig faktor for biologisk produksjon, samt for forløpet av spredning og nedbrytning og graden av emulsjonsdannelse av olje i det marine miljø. Området har vanntemperatur som varierer over året, fra i underkant av 5 °C i mars måned til over 15 °C i august måned (Met.no, 2010). I analyseperioden februar-august er gjennomsnittstemperaturen i sjøen 9,12 °C, og gjennom hele året er den 9,8 °C. Den gjennomsnittlige vanntemperaturen hver måned er vist for Trollfjell i Figur 7.



Figur 7 Gjennomsnittlig sjøtemperatur ved Trollfjell (Met.no).

4.2.2 Lufttemperatur

Lufttemperatur har i denne sammenheng størst betydning for operasjonelle forhold ved oljevernaksjoner. Området ved borelokasjonen har noe variasjon i gjennomsnittlig lufttemperatur (pr. måned) over året, fra gjennomsnittlig i underkant av 4 °C i februar til i underkant av 14 °C i august. Årsgjennomsnittet er ca. 8 °C.

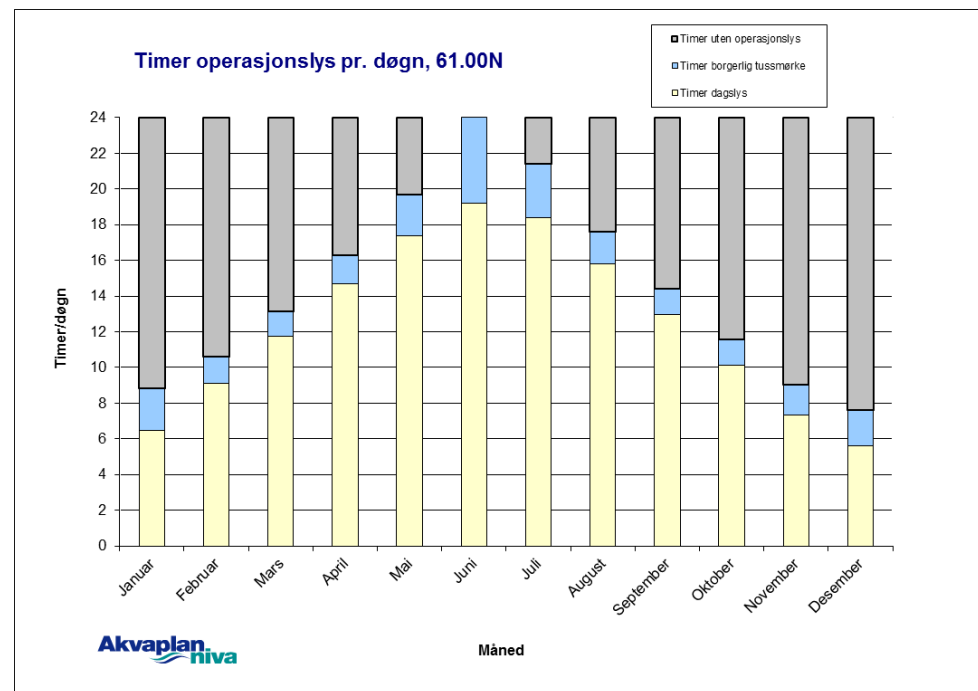


Figur 8 Gjennomsnittlig lufttemperatur ved Trollfjell i hver måned.

4.2.3 Lysforhold

I oljevernssammenheng benyttes begrepet ”Operasjonslys”, som inkluderer den del av døgnet hvor solen er over horisonten (”Dagslys”) eller mindre enn 6 grader under horisonten (”Borgerlig tussmørke”). Dette er forhold hvor aktiviteter utendørs, inkludert oljevernaksjoner, kan foregå uten tilførsel av kunstig lys.

Av Figur 9 sees lystilgangen gjennom året.

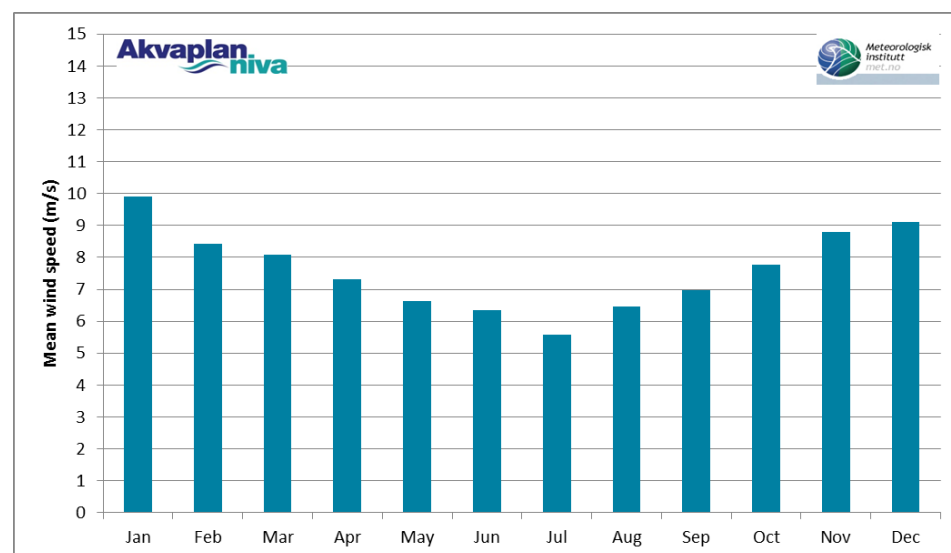


Figur 9 Lysforhold i området gjennom året.

4.2.4 Vindforhold

Gjennom året varierer vindforholdene innen analyseområdet, både mht. vindstyrker og dominerende vindretning. Den nærmeste offshore målestasjonen for vind er Trollfeltet.

I perioden februar-august er gjennomsnittlig vindstyrke 7,0 m/s, gjennomsnittet for hele året er 7,6 m/s.

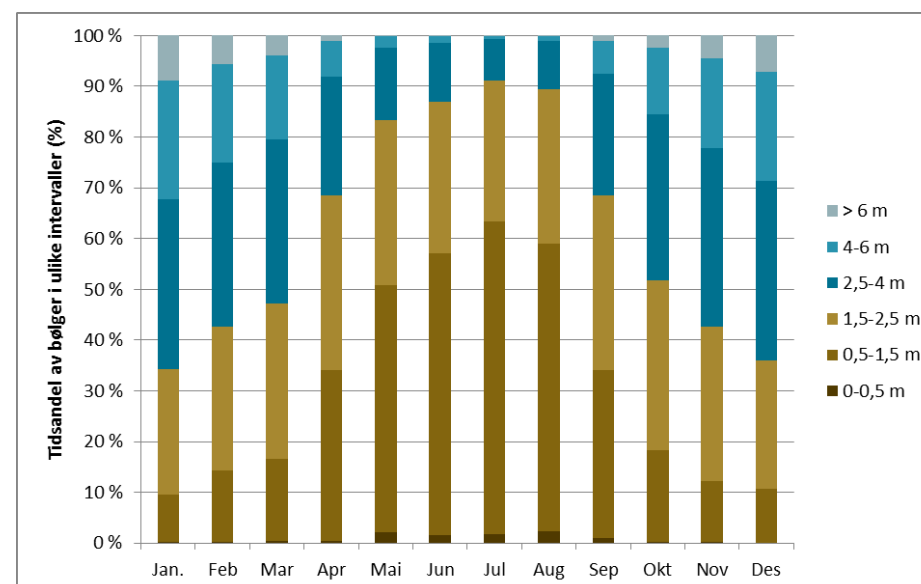


Figur 10 Gjennomsnittlig vindstyrke ved Trollfeltet i hver måned.

4.3 Bølgeforhold

Meteorologisk Institutt har gjennomført modellering av bølgehøyder for utvalgte punkter på norsk sokkel (Met.no, 2009). Det punktet som ligger nærmest borelokasjonen er nr. 257, 48 km sørøst for brønnen.

Frekvensfordelingen av ulike bølgehøyder over året er vist i Figur 11. Som det fremgår av figuren er det en relativt høy tidsandel med bølgehøyder lavere enn 4 m.



Figur 11 Frekvensfordeling av bølgehøyder ved punkt 257, 48 km sørøst for borelokasjonen.

4.3.1 Vind, bølger og effektivitet

Det benyttes ulike enheter og begreper innen angivelse av vind og bølger. For å lette tilgjengelighet og lesbarhet av informasjonen i analysen er det laget en oversiktstabell som viser sammenhengen mellom vind, bølger og effektivitet, med en tilhørende fargekoding som er benyttet konsistent gjennom rapporten.

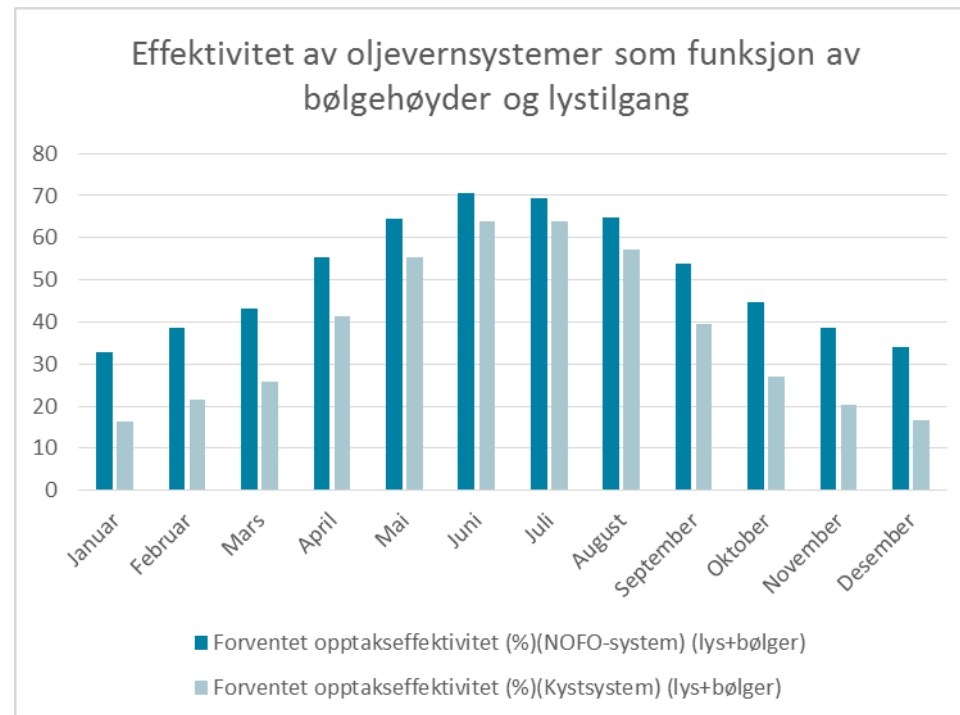
Intervallene av signifikant bølgehøyde er basert på Beauforts skala og inndelingen til World Meteorological Organisation, modifisert noe for å ivareta mindre forskjeller mellom disse inndelingene. I angivelsen av effektivitet er det valgt en noe konservativ tilnærming, som en tilpasning til intervallene i vindstyrke og bølgehøyde. Dette gjelder spesielt de to høyeste intervallene av vindstyrke (mellomgrå og mørk grå farge, Tabell 5).

Tabell 5 Sammenheng mellom vindstyrke, bølgehøyder og effektivitet av oljevernssystemer.

Vindstyrke-intervall (m/s)	Signifikant bølgehøydeintervall (m)	Effektivitetsintervall, NOFO-system (% av full kapasitet)	Effektivitetsintervall, Kystverksystem (% av full kapasitet)
0-5.5	<0.6	>80	>80
5.5-8.0	0.6-1.5	70-80	60-80
8.0-10.8	1.5-2.5	60-70	50-60
10.8-15	2.5-4	50-60	0
15-20	4-6	0	0
>20	>6	0	0

4.3.2 Forventet systemeffektivitet

Boringen planlegges i en periode og et område med innledningsvis relativt høy andel av sterk vind og høye bølger, og med først stigende og deretter synkende tilgang på lys i perioden. Basert på bølgeforholdene ved stasjon 257 og forutsetninger som tidligere diskutert vil forventet gjennomsnittlig systemeffektivitet av oljevernssystemer være ca. 58 % for perioden februar-august.



Figur 12 Forventet effektivitet av NOFOs havgående oljevernssystemer som funksjon av bølgehøyder og lystilgang ved lokasjon 257.

4.4 Sårbarhetsperioder

Ulike arter og grupper av naturressurser har forskjellig sårbarhet overfor oljeforurensning avhengig av fysiologiske og atferdsmessige forhold. Sårbarheten varierer med trekkmonstre og formeringssyklus, samt andre sårbare perioder der dyrene for eksempel samles i større flokker slik at mange individer kan rammes samtidig.

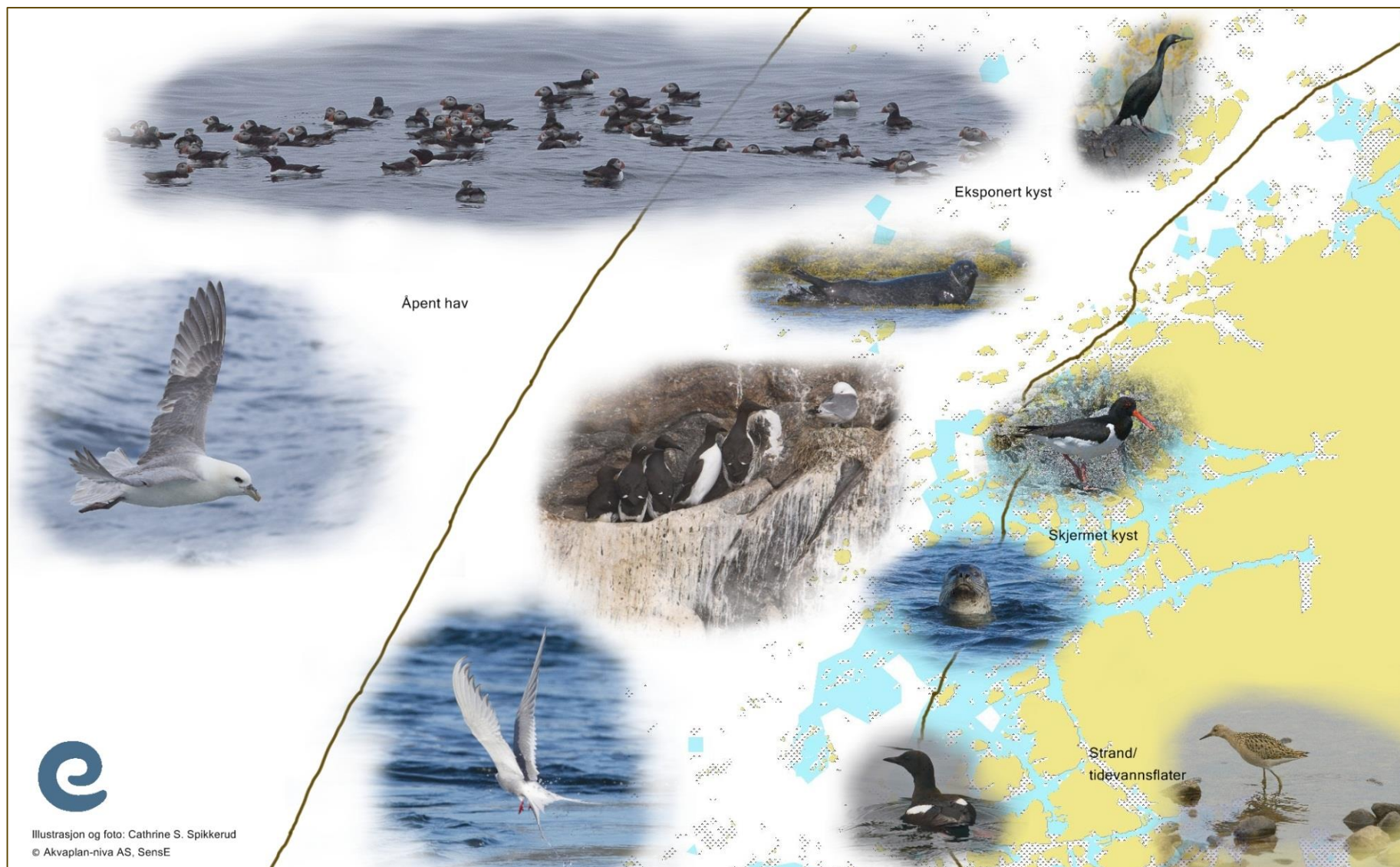
Tabell 6 viser sårbarhetsperioder og -gradering for ulike naturressurser, samt en grovinndeling i hvor artene kan påtreffes.

4.5 Miljøsoner

I Figur 13 er det vist eksempler på fordeling av ulike miljøressurser i soner aktuelle for beredskapen. Anvendelsen av dette systemet i oppbygningen av miljøstrategi for hver sone vil bli utdypet i beredskapsplan for brønnen.

Tabell 6 Sårbarhetsperioder for ulike naturressurser, med sårbarhetsgrad fra 1 (grå) – laveste sårbarhet til 3 (brun) – høyeste sårbarhet.

Gruppe	Komponent	Habitat	Måned											
			Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Marine pattedyr	Havert	Kystnært/strand/hav	1	3	3	1	1	1	1	1	3	3	3	3
	Steinkobbe	Kystnært/strand	1	1	1	1	1	3	3	3	1	1	1	1
	Oter	Kyst/strand	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	Hvaler	Åpent hav	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Sjøfugl	Pelagiske dykkere	Kyst/strand			3	3	3	3	3	3				
		Pelagisk næringssøk	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	Kystbundne dykkere	Kyst/strand/sjø	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	Pelagisk overflatebeitende	Kyst/strand			2	2	2	2	2	2				
		Pelagisk næringssøk	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	Kystbundne overflatebeitende	Kyst/strand			2	2	2	2	2	2	2	2		
		Kyst/sjø	1	1									1	1
Fisk	NØA Torsk	Norskehavet			2	2								
	NVG Sild	Nordsjøen		2	2	1								
	NVG Sild	Norskehavet		2	2	1	1							



Figur 13 Inndeling i miljøsoner og eksempler på ressurstyper innen disse.

4.6 Sjøfugl

Ulike økologiske grupper av sjøfugl har svært ulik sårbarhet overfor oljeforurensning. Ift. miljørisiko er det relevant å beskrive de økologiske gruppene basert på artenes atferdsmønstre, som gjør dem mer eller mindre sårbare overfor oljeforurensning, og trekk-mønstre, som påvirker deres utbredelse gjennom året. Det er også relevant å dele dem inn etter geografisk tilstedeværelse i åpent hav eller kystnært, i forhold til å vise konfliktpotensial med oljeforurensning fra en bestemt aktivitet. I den følgende beskrivelsen av artene tas det utgangspunkt i den atferdsbaserte inndelingen i økologiske grupper, mens beskrivelsen av datasettene best gjøres med utgangspunkt i tilstedeværelse i kystzone, strandsone eller i åpent hav i den gjeldende sesongen. Analyseperiodene dekker til sammen sjøfuglenes årssyklus.

Områdene i Nordsjøen og Norskehavet er viktige overvintringsområder for en rekke arter, også dem som hekker lenger nord i sommerhalvåret. Både frontsystemene i åpent hav og kystnært er viktige næringsområder. Det er rikelig med hekkeområder langs kysten av spesielt nordlige Nordsjøen og Norskehavet. Regionen er også viktige rasteplasser for trekkende fugl i høst- og vårperioden. Det har dermed helårlig sensitivitet, med variasjon i artssammensetning gjennom året og med generelt høy artsrikdom.

I influensområdet er det en rekke kjente, viktige områder for sjøfugl langs kysten fra Rogaland til Nordland.

For sjøfugl er det benyttet tilrettelagte VØK-data fra SEAPOPOP (NINA). Samtlige sjøfuglarter som det er tilgjengelig datasett for i SEAPOPOP er analysert for denne brønnen. For kystnær tilstedeværelse av sjøfugl har Akvaplan-niva fått tilgang til SEAPOPOP-databasen i MS Access-format. Datasettene inkluderer funksjonsområder, som varierer innen de enkelte artsgrupper. Disse datasettene tar også hensyn til at store deler av norsk bestand oppholder seg utenfor norske områder vinterstid, med tilhørende lave bestandsandeler. Sesonginndelingen er derfor noe forskjellig fra art til art (Geir Systad, NINA, *pers medd.*). Det er i mars 2015 mottatt oppdaterte data for sjøfugl kystnært og i åpent hav. Akvaplan-niva har i samarbeid med NINA gjennomført en sensitivitetsstudie for å finne anbefalt tilrettelegging av disse (Skeie & Systad, *in prep.*). Denne tilretteleggingen er tidligere benyttet i flere analyser (bl.a. for letebrønn Syrah) og er diskutert i avsnitt 4.12.1.1 og 6.2.1.

Data som viser sjøfugl i åpent hav er delt inn i tre sesonger: Sommer (april-juli), høst (august-oktober) og vinter (november-mars).

For utbredelseskart over tilstedeværelse av sjøfugl i analyseområdet som ikke er beskrevet her, se <http://www.senseweb.no/content/315/MRABA-Vikafjell>

I rapporten gis her en generisk beskrivelse av de ulike gruppenes sårbarhet og tilstedeværelse, samt kortfattet artsbeskrivelse for enkelte arter.

Perioden februar-august vil omfatte siste del av overvintringen, vårtrekket til hekkeområdene, samt hekkeperioden. I slutten av perioden vil mange arter ha begynt å forlate hekkeområdet. Den første tilleggs perioden mai-november omfatter hekkingen, høsttrekk og første måned av overvintringen. Enkelte sommergjester har en meget kort hekkeperiode i Norge og er ikke til stede utover (mai) juni-juli, som f.eks. ternene, disse vil bare gi utslag i hovedperioden og første tilleggsperiode. Dette er reflektert i datasettene for hver enkelt art. Det er valgt å vise artenes utbredelse i juni.

4.6.1 Pelagiske dykkere

4.6.1.1 Alkefugl

Arter som tilhører denne økologiske gruppen (alkefugl) vandrer over store områder, og kan ha et næringssøk over 100 km ut fra hekkelassene. Hekkingen foregår i store kolonier i ytre kystzone fra april til juli, typisk i fuglefjell. Resten av året tilbringer gruppen mye tid på havoverflaten i næringssøk. Føden er hovedsakelig krill og stimfisk som sild, lodde og tobis, som befinner seg ved fronter hvor det oppstår gode vekstvilkår for planktonproduksjon. Frontsystemene er dynamiske og derfor vil krill og fisk vandre over store avstander.

Alkefugl har små vinger og relativt store kropp, og fuglene bruker mye energi ved flyving. De har et stort energiforbruk med liten evne til lagring, og må hele tiden jakte på næring. Kroppsbygningen gjør dem derimot til gode dykkere, da de korte vingene gir god manøvreringsevne når de fanger fisk i de frie vannmassene (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008). De pelagiske dykkerne forfølger vandringerne av byttedyr, og i dårligere år må de kunne finne alternativ føde eller oppsøke nye områder. Dette gjør at variasjonen i lokaliseringen av pelagisk dykkende sjøfugl er stor, og individene kan være spredt over store avstander eller konsentrert i små områder. Dette gir en stor variasjon og uforutsigbarhet i sannsynlighet for treff ved et oljeutslipp, samtidig som artene er svært fysiologisk sårbare. Alkefuglene bytter flyvefjær (myter) på sjøen, de er da ikke flyvedyktige, og er spesielt sårbare for oljeforurensning.

Følgende arter av alkefugl i åpent hav og kystnært omtales (rødlistestatus i parentes) (Kålås *et al.*, 2010):

- Lomvi (*Uria aalge*) (Rødliste CR (A2ab))
- Alke (*Alca torda*) (Rødliste VU (A2b))
- Lunde (*Fratercula arctica*) (Rødliste VU (A2b))
- Alkekonge (*Alle alle*) (Ikke rødlistet)
- Polarlomvi (*Uria lomvia*) (Rødliste VU (C1))



Figur 14 Alkefugler i næringssøk kan samles i store antall på havoverflaten, både i åpent hav og kystnært (her lomvi m-fl.). (Foto: Cathrine Stephansen).

Det er gjennomført miljørisikoanalyse for alle alkefuglartene i åpent hav. De mest utsatte artene, alkekonge (Figur 17), lomvi (Figur 18), lunde (Figur 16) og alke (Figur 15), har flere hekkeområder i analyseområdet og har helårlig tilstedeværelse.

Alkekonge (*Alle alle*) er overvintringsart i Nordsjøen og Norskehavet. Polarlomvi (*Uria lomvia*) er til stede i Norskehavet og Barentshavet. Alkekonge hekker hovedsakelig i Barentshavet, på Svalbard og Jan Mayen der de ikke berøres av aktiviteten i særlig grad i hekkeperioden, men datasettene viser noe tilstedeværelse i hekkeperioden langs kysten av Norskehavet. Polarlomvi (Figur 17) hekker også på Bjørnøya, og i mindre antall langs Finnmarkskysten.

Kart for artene (data for 2015) vises på <http://www.senseweb.no/content/315/MRABA-Vikafjell>

For hver av artene vises utbredelse i juni.



Foto. Cathrine Stephansen

Figur 15 Alke hekker både i ur og direkte på fjellhyller. (Foto: Cathrine Stephansen).



Foto: Cathrine Stephansen

Figur 16 Lunde i hekkekoloni. Lunde og alke hekker gjerne i huler i den gressdekkede ura. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 17 Alkekonge er den minste alkefuglen. (Foto: Cathrine Stephansen).



Foto: Cathrine Stephansen

Figur 18 Lomvi og polarlomvi hekker mer åpent enn lunde og i noen tilfelle alke, på smale hyller i klippevegger, ofte sammen med krykkje. Hekkeplassen kan være bare noen meter over havet som på Røst (lomvi) eller høyt oppe i fjellsiden (Foto: Cathrine Stephansen). Polarlomvi er fuglen i midten med hvit stripe på nebbet.

4.6.1.2 Havsule

Havsule er i SEAPOPs definisjon beskrevet som pelagisk dykkende, da den stuper gjennom overflaten fra luften og dykker etter føde. Havsulaener en relativt ny art i Norge. Den er en av kun to arter av sjøfugl i Norge som øker sin utbredelse. Havsule hekker stadig lenger nord.

- Havsule (*Morus bassanus*) (H) (Ikke rødlistet)



Figur 19 Havsule hekker i kolonier i bratte klipper. (Foto: Cathrine Stephansen).

4.6.2 Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

Pelagisk overflatebeitende sjøfugl har mange av de samme økologiske trekkene som pelagisk dykkende sjøfugl og finnes også på og utenfor de ytterste skjærene

langs hele norskekysten. Arter som tilhører denne økologiske gruppen vandrer over middels store områder med et næringssøk på over 3 mil ut fra hekkeplassene (noen enda lenger). Føden består hovedsakelig av stimfisk som sild, lodde og tobis, samt krill.

Hekkingen foregår i store kolonier langs norskekysten i perioden april til juli. Resten av året tilbringer artene i denne gruppen mye tid hvilende på havoverflaten (Figur 21). Gruppen er dyktige flygere med stort vingspenn og kan fly over store avstander med lite energiforbruk. Pelagisk overflatebeitende sjøfugl i næringssøk svever over frontene på utkikk etter mat. Når føden er lokalisert stuper de etter føden, da de er dårlige dykkere og derfor må finne mat i de øverste vannmassene (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008). Gruppen er mindre sårbar enn alkefuglene for oljeutslipp, da de tilbringer mer tid i luften.

Enkelte av disse artene, hvor det finnes datasett for utbredelse i åpent hav, er av SEAPOP beskrevet som kystbundne overflatebeitende arter. Disse er beskrevet under Kystbundne overflatebeitende arter. Artene i gruppen pelagisk overflatebeitende etter SEAPOPs definisjon, som er analysert og beskrevet er (arter der det også foreligger datasett over tilstedeværelse i åpent hav er merket med (H)):

- Krykkje (*Rissa tridactyla*) (H) (Rødliste EN, A2b)
- Havhest (*Fulmarus glacialis*) (H) (Rødliste NT)

Krykkje (Figur 20), havhest (Figur 21) og havsule (Figur 19) er til stede hele året i analyseområdet i åpent hav. Kystnært er krykkje og havsule til stede hele året, mens havhest er til stede deler av året, men hele hekkeperioden (mars til august).

Arter som etter SEAPOPs definisjon er pelagisk overflatebeitende, men hvor det kun finnes datasett for kystnær tilstedeværelse er:

- Havsvale (*Hydrobaticus pelagicus*) (Ikke rødlistet)
- Stormsval (*Oceanodroma leucorhoa*) (Rødliste NT)
- Sabinemåke (*Xema sabini*) (Rødlistet på Svalbard)
- Sildemåke (*Larus fuscus*) (H) (Ikke rødlistet)

Sildemåke er til stede i analyseområdet hele året, men har en sterkere tilstedeværelse sommerstid (SEAPOPs kystnære datasett). I datasettene fra SEAPOP (mai 2015) over sjøfugl kystnært fra SEAPOP foreligger det ikke data

for grålire (*Puffinus griseus*) og havlire (*Puffinus puffinus*), sistnevnte er en fåtallig trekkgjest i Norge. Havsvale og stormsvale er til stede i analyseområdet i hhv. juni-november og juli-november. Sabinemåke har en meget liten tilstedeværelse i desember til februar. Kart for artene (data for 2015) vises på

<http://www.senseweb.no/content/315/MRABA-Vikafjell>

For hver av artene vises utbredelse i juni.



Foto. Cathrine Stephansen

Figur 20 Krykkje er rødlistet (EN). Her i koloni. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 21 Havhest (også rødlistet, NT) kan samles i store antall på sjøen. Her tiltrukket av et fiskefartøy. (Bleiksdjupet). (Foto: Cathrine Stephansen).

4.6.3 Kystbundne dykkere

Kystbundne dykkende sjøfugl har mange likhetstrekk med pelagisk dykkende sjøfugl, bortsett fra at kystbundne dykkere finnes i kystnære områder og inne i fjordarmer. Arter som tilhører denne gruppen vandrer over relativt små områder, med et næringssøk på 10 km ut fra hekkeplassen. Denne økologiske gruppen av sjøfugl omfatter alkefuglen teist, skarver, havdykkere, og lommer. Fuglene i denne gruppen beiter mer på fisk med tilhold i tareskogen eller på skjell og pigghuder og er derfor ikke så berørte av nedgangen i fiskebestandene som de pelagiske dykkerne. SEAPOP deler gruppen inn i kystbundne fiskespisende (F) og kystbundne bentisk beitende (B).

Fugler i gruppen er avhengig av å dykke etter føden som de finner i nærheten. Ved et oljesøl er den svært utsatt, siden varmetapet vil bli ekstra stort og avmagring vil inntre raskt. Havdykkerne er spesielt utsatt, da de ofte beiter på bentiske dyr som kan være forurenset i lang tid etter en hendelse (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008). Lommer, havdykkere, skarv og ærfugl har høy sårbarhet (3) hele året (SFT, 2004).

Kart for artene (data for 2015) vises på
<http://www.senseweb.no/content/315/MRABA-Vikafjell>

For hver av artene vises utbredelse i juni.

- Teist (*Cephus grylle*) (F) (Rødliste: VU)
- Toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*) (F)
- Storskarv (*Phalacrocorax carbo*) (F)
- Ærfugl (*Somateria mollissima*) (B)
- Havelle (*Clangula hyemalis*) (B)
- Sjørørre (*Melanitta fusca*) (B) (Rødliste: NT)
- Svartand (*Melanitta nigra*) (B) (Rødliste: NT)
- Siland (*Mergus serrator*) (F)
- Laksand (*Mergus merganser*) (F)
- Smålom (*Gavia stellata*) (F)
- Islom (*Gavia immer*) (F)
- Gulnebbblom (*Gavia adamsii*) (F) (Rødliste: NT)
- Storlom (*Gavia arctica*) (F) (Rødliste: NT)
- Gråstrupedykker (*Podiceps grisegena*) (F)

- Kvinand (*Bucephala clangula*) (B)
- Horndykker (*Podiceps auritus*) (F)
- Gråhegre (*Ardea cinerea*) (F)
- Dvergdykker (*Tachybaptus ruficollis*) (F) (Rødliste: NT)
- Toppdykker (*Podiceps cristatus*) (F) (Rødliste: NT)
- Praktærfugl (*Somateria spectabilis*) (B)
- Toppand (*Aythya fuligula*) (B)
- Stellerand (*Polysticta stelleri*) (B) (Rødliste: VU)

Enkelte av ande-, lom- og dykkerartene hekker innlands, og trekker til åpent vann ved kysten for myting eller næringssøk utenom hekketiden (Figur 25). I deler av analyseperioden kan derfor også disse artene være utsatt for oljesøl i kystsonen, men miljørisiko for disse artene vil variere svært gjennom året. Områdene langs Runde, Trøndelagskysten og Helgeland har viktige overvintringsområder for et mangfold av arter. Ettersom analysen dekker hele året forventes utslag på mange arter, med stor variasjon i risiko gjennom året.

I følge datasettene er følgende arter ikke til stede: Bergand (*Aythya marila*), brilleand (*Melanitta perspicillata*), og lappfiskand (*Mergellus albellus*), for disse tre artene foreligger det ikke datasett i SEAPOP (2015). Alle de øvrige artene er i datasettet angitt å kunne være til stede i deler av eller gjennom hele året. Antallet ruter varierer.



Foto: Cathrine Stephansen

Figur 22 Skarv benytter klipper, svaberg eller kaianlegg nær sjøen til sitteplass. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 23 Teist er en kystbunden alkefugl på norsk rødliste. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 24 Ærfugl er svært utsatt ved oljesøl i kystsonen. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 25 Havelle, hann og hunn. (Foto: Cathrine Stephansen).

En rekke arter er gruppert i SEAPOPOP som kystbundne herbivore (plantespisende) (He). Denne gruppen omfatter herbivore gjess og ender, som i MOB-sammenheng har vært tatt med under *kystbundne overflatebeitende*. Det er i denne analysen valgt å gruppere dem sammen med kystbundne dykkere, da deres næringssøk tilsier at de tilbringer mye tid på sjøoverflaten på samme måte som de kystbundne dykkende, og deres treffsannsynlighet for olje på overflaten vil være mer lik dykkerne enn for eksempel måker.

Merk likevel at de kystbundne herbivore artenes sårbarhet er generelt lavere enn for eksempel teist.

- Grågås (*Anser anser*) (He) (Ikke rødlistet)
- Sædgås (*Anser fabalis*) (He) (Rødliste VU, D1)
- Hvitkinngås (*Branta leucopsis*) (He) (Ikke rødlistet)
- Gravand (*Tadorna tadorna*) (He) (Ikke rødlistet)
- Stokkand (*Anas platyrhynchos*) (He) (Ikke rødlistet)
- Stjertand (*Anas acuta*) (He) (Rødliste NT)
- Taffeland (*Athya ferina*) (He) (Ikke rødlistet)
- Sangsvane (*Cygnus cygnus*) (He) (Ikke rødlistet)
- Knoppsvane (*Cygnus olor*) (He) (Ikke rødlistet)
- Tundragås (*Anser albifrons*) (He) (Ikke rødlistet)
- Islandsand (*Bucephala islandica*) (Ikke rødlistet)
- Kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*) (He) (Ikke rødlistet)
- Brunnakke (*Anas penelope*) (He) (Ikke rødlistet)
- Dverggås (*Anser erythropus*) (He) (Rødliste CR, D1)
- Dvergsvane (*Cygnus colombianus*) (Ikke rødlistet)
- Ringgås (*Branta bernicla*) (He) (Ikke rødlistet)

Artene i denne gruppen har ulik utbredelse i hekkesesong, trekk- og myteperiode, og ved overvintring, og enkelte arter har tilstedeværelse sommerstid men ikke vinterstid, eller er fraværende i enkeltmånedene iht. datasettet. Enkelte av disse artene er til stede hele året i analyseområdet, tilstedeværelsen angitt for artene i SEAPOPOP-datasettene er individuell og månedsoppløst. Flere arter er også våtmarkstilknyttet. Noen har meget liten tilstedeværelse. Miljørisikoanalyse er foretatt for samtlige arter for alle månedene i analyseperioden.

Av disse er kanadagås (*Branta canadensis*) og stripegås (*Anser indicus*) fremmede i norsk fauna og ikke regnet som en VØK og det er ikke datasett for dem.

Kart for artene (data for 2015) vises på
<http://www.senseweb.no/content/315/MRABA-Vikafjell>

For hver av artene vises utbredelse i juni.

4.6.4 Kystbundne overflatebeitende

Kystbundne overflatebeitende sjøfugl finnes i kystnære områder og inne i fjordarmer. Arter som tilhører denne gruppen vandrer over middels store områder med et næringssøk om lag 20 km ut fra hekkeplassen. Denne økologiske gruppen sjøfugl omfatter de fleste måkene. En del i denne gruppen er utsatt for tilsøling og forgiftning siden de spiser åtsler av døde tilsølte dyr, eller halvdøde, tilsølte sjøfugl som byttedyr. Gruppen er derimot mindre utsatt for varmetap, da fugler i denne gruppen i større grad har mulighet til å finne næring på land (Christensen-Dalsgaard *et al.*, 2008). Svartbak og gråmåke regnes av NINA som kystbundne overflatebeitende arter, men har også datasett for forekomster i åpent hav. I risikoanalysene fremkommer disse artene derfor i begge kategorier fordi artens vide næringssøk medfører at den kan påtreffes langt fra land, noe som er relevant i oljesammenheng. I ressursbeskrivelsen for sjøfugl er de omtalt sammen med de kystbundne overflatebeitende sjøfuglene, i tråd med NINAs inndeling.

Artene som er gruppert sammen med kystbundne overflatebeitende (O) i foreliggende analyse, hvor det finnes datasett over tilstedeværelse i åpent hav, er også merket med (H):

- Svartbak (*Larus marinus*) (O) (H) (Ikke rødlistet)
- Gråmåke (*Larus argentatus*) (O) (H) (Ikke rødlistet)
- Fiskemåke (*Larus canus*) (O) (H) (Rødliste NT)
- Polarmåke (*Larus hyperboreus*) (O) (H) (Rødliste NT, Svalbard)

De øvrige overflatebeitende artene som er kystbundne:

- Storjo (*Stercorarius skua*) (O) (Ikke rødlistet)
- Tyvjo (*Stercorarius parasiticus*) (O) (Rødliste NT)

- Fjelljo (*Stercorarius longicaudus*) (O) (Rødliste VU, Svalbard)
- Polarjo (*Stercorarius pomarinus*) (O) (Ikke rødlistet)
- Ismåke (*Pagophila eburnea*) (O) (Rødliste VU, D1, Svalbard)

Storjo, tyvjo og fjelljo er til stede i deler av året. Ismåke er kun til stede i deler av vinteren. Grønlandsmåke, hettemåke og dvergmåke har ikke datasett.

Ternene er gruppert som kystbundne fiskespisende arter etter SEAPOPs inndeling, men tatt med under kystbundne overflatebeitende hovedgruppe i beskrivelse relevant for oljeforurensning. Dette fordi deres sårbarhet og beitemønster ift. oljesårbarhet er mer som måkefuglenes, og mindre likt de kystbundne fiskespisende andeartene beskrevet sammen med kystbundne dykkere. Begge terneartene er trekkfugler som hekker i analyseområdet, men som kun er til stede i hekkeperioden, som for begge terneartene er mai til september.

- Makrellterne (*Sterna hirundo*) (F) (Rødliste VU, A2bc)
- Rødnebbterne (*Sterna paradisaea*) (F) (Ikke rødlistet)

Kart for artene (data for 2015) vises på

<http://www.senseweb.no/content/315/MRABA-Vikafjell>

For hver av artene vises utbredelse i juni.



Foto: Cathrine Stephansen

Figur 26 Overflatebeitende sjøfugl tilbringer mindre tid på sjøoverflaten og er mindre sårbar for oljeforurensning enn dykkende (makrellterne, Sula). (Foto: Cathrine Stephansen).



Foto: Cathrine Stephansen

Figur 27 Svartbak (Sula). (Foto: Cathrine Stephansen).

Figur 29 Fiskemåke. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 28 Gråmåke. (Foto: Cathrine Stephansen).



4.6.5 Marint tilknyttede vadere

Marint tilknyttede vadere regnes som mindre akutt sårbare overfor oljeforurensning enn arter som tilbringer mer tid på sjøen. Derimot har det vært rapportert at de kan være mer utsatt for olje som blir liggende igjen i miljøet etter strandpåslag. Etter Full City-havariet toppet ærfuglen statistikken over tilsølte individer, men nr. 4 på listen var tjeld med 89 tilsølte individer pr. september 2009, videre var flere sniper på listen i dette området som har en rik artsvariasjon og der de pelagiske dykkerne ikke er til stede. (NOF, <http://www.birdlife.no/naturforvaltning/nyheter/?id=485>)

Tidligere har det vært tilgjengelig datasett i SEAPOPOP (www.seapop.no) for følgende arter:

- Tjeld (*Haematopus ostralegus*),
- Fjæreplytt (*Calidris maritima*)
- Polarsnipe (*Calidris canuta*)
- Rødstilk (*Tringa totanus*)

Polarsnipe er på rødliste på Svalbard.

Det kan ventes konflikt med vadere ved oljeforurensning i strandsonen og strandpåslag. Et stort antall vadere av ulike arter kan berøres av evt. oljeforurensning. Områder der det er nærhet til ferskvann, er viktige for vadefugl som spover og sniper. Disse områdene kan oppvise stor artsrikdom. Spesielt områder med mye tang som blottlegges ved lavvann er gode områder for mange arter, deriblant vadere, slike områder kan bli sterkt skadelidende ved strandrensing (Figur 31, øverst og nederst). Kart for artene (data for 2015) vises på <http://www.sensweb.no/content/315/MRABA-Vikafjell>

For hver av artene vises utbredelse i juni.



Figur 30 Marint tilknyttede vadere er utsatt for oljeforurensning på strand. Tjeld. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 31 Tangbelter som blottlegges på lavvann er spesielt viktige for vadere. Fjæreplytt. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 32 Rødstilk (Foto: Cathrine Stephansen).

4.7 Marine pattedyr

Marine pattedyr har svært ulik sårbarhet. Voksne seler er ikke avhengig av pelsen for å holde varmen, men har et solid spekklag som gjør dem mindre utsatt for oljeforurensning enn fugl. Selunger er imidlertid avhengige av pelsen for å opprettholde varmen og er sårbare over ødeleggelse av dennes varmeisolerende egenskaper. For kystselene er dermed sårbarheten høyest i kasteperioden mens ungene er små. I kasteperioden samles dyrene også i større antall på egnede plasser i kystsonen, og flere vil kunne berøres av olje. For voksen sel sees skadelige effekter av fersk råolje på øyne og luftveier, pga. avdampning av lette komponenter, evt. ved inntak via munnen. Dette vil imidlertid ikke være en problemstilling forbundet med olje fra et utslipp til havs, da olje som når land vil være forvitret, avhengig av drivtid.

Oteren er helt avhengig av pelsen til isolasjon, og har høyeste sårbarhet hele året. Hvalartene regnes som lite sårbare overfor oljeforurensning, men nyere informasjon om bl.a. oljeskader på delfiner etter Deep Water Horizon hendelsen tyder på at denne oppfatning evt. må endres. Det er flere hvalarter som migrerer gjennom spesielt de nordlige delene av området.

Nedenfor gis en kortfattet beskrivelse av artene som er aktuelle mht. konfliktpotensiale for Vikafjell North/Robbins. Utbredelseskart for havert og steinkobbe er vist på

<http://www.senseweb.no/content/315/MRABA-Vikafjell>

For hver av artene vises utbredelse i juni.

Tabell 7 Månedssvis sårbarhet for de marine pattedyrartene havert, steinkobbe og oter.

Art	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Havert	0	1	1	0	0	0	0	0	3	3	3	3
Steinkobbe	0	0	0	0	0	3	3	1	0	0	0	0
Oter	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

4.7.1 Havert (gråsel) (*Halichoerus grypus*)

Haverten har en utbredelse i hele analyseområdet. Havertens hårfellingsperiode i februar og mars forventes det utslag på arten i analyseperioden februar-august, samt i de to siste tilleggsperiodene. Kasteperioden (september-desember) berøres i analyseperiodene for evt. utsatt boring (august-februar og november-mai). I både kaste- og hårfellingsperioder er dyrene noe mer sårbare for oljeforurensning, og de samles i større antall på skjær og holmer i ytre kystsoner. Det er mange viktige lokaliteter for havert i analyseområdet, spesielt i analyseområdets nordlige del.

Havertens næringssøk er i og utenfor skjærgården og i fjordene, og etter kasteperioden (september-desember) finnes den mer spredt. Den har et videre næringssøk og lever mer enkeltvis utenom kasteperioden enn steinkobben.

Et av de viktige områder for havert er Frøya og Froan i Sør-Trøndelag, havert finnes også på Sula. Rogalandsbestanden er isolert fra resten av den norske bestanden. Utbredelseskart for arten er vist på:

<http://www.senseweb.no/content/315/MRABA-Vikafjell>



Figur 33 Havert med den karakteristiske hodefasongen (Sula). (Foto: Cathrine Stephansen).

4.7.2 Steinkobbe (*Phoca vitulina*)

Steinkobben er også utbredt i analyseområdet, hovedsakelig inne i fjordene. Næringssøket til steinkobben er i og utenfor skjærgården og i fjordene, men den holder seg mer kystnært enn havert, og er ofte å finne noe mer samlet på hvileplasser utenom kaste- og hårfelling enn haverten. Steinkobben oppholder seg gjerne på litt beskyttede lokaliteter i skjærgården. Fisk er hovedbyttet. Steinkobbe er listet på Rødlisten 2010 (Swenson *et al.* 2010).

Steinkobbe kaster i sommermånedene juni og juli, og har høyeste sårbarhet i kasteperioden. Hårfelling foregår etter kasting, i juli-august, da arten også nødvendigvis går i vannet og sårbarheten er noe høyere. Det forventes dermed noe konfliktpotensial med steinkobbe i analyseperiodene februar-august og mai-november.

Datasettene som er egnet for miljørisikoanalyse dekker norskekysten. Utbredelseskart for arten er vist på:

<http://www.senseweb.no/content/315/MRABA-Vikafjell>



Figur 34 Steinkobbe på Sula (fotografert på samme sted som haverten). (Foto: Cathrine Stephansen).

4.7.3 Oter (*Lutra lutra*)

Oteren er utbredt i hele analyseområdet. Sårbarheten for individene er høy hele året, og etter et evt. oljesøl vil berørte otere ha høy dødelighet. Pga. artens territorialitet vil området imidlertid kunne rekoloniseres av andre oter. Det foreligger ikke datasett for oter som er tilrettelagt for MIRA-beregninger, det kan derfor foreløpig ikke analyseres miljørisiko for denne arten. Det kan likevel forventes konflikt med oter ved oljeforurensning i kyst og strandsone i områder der oteren forekommer. Der det er ferskvann i nærheten av en egnet strand kan det forventes at oter kan forekomme, da dyret er avhengig av ferskvann for å holde pelsen intakt. Bestandsestimatene for oter er også meget usikre og basert på fallvilt databasen som stort sett omfatter påkjørte dyr. (Jiska van Dijk, pers. medd., 2015).



*Figur 35 Oteren (*Lutra lutra*) har høy individuell sårbarhet for oljeforurensning hele året. Arten er svært territoriell og finnes derfor spredt i leveområdene. (Foto: Cathrine Stephansen).*

4.7.4 Hvalarter

I sammenheng med akutt oljeforurensning, har hvaler hittil vært ansett som relativt lite sårbare (se Tabell 19). Det har vært nevnt at bardehvaler kan være mer utsatt for oljetilsøling ved næringssøk enn tannhvaler (AMSA faktaark, NOAA faktaark 1). Det er imidlertid ikke kjent om hvaler kan få olje ned i pustehullet, men det har vært observert høyere dødelighet av delfiner i Mexicogulven etter Deep Water Horizon-utblåsningen (NOAA faktaark 2). Det er ikke vist at hvaler aktivt unngår oljesøl (NOAA faktaark 1 og 2, AMSA faktaark). Andre aktiviteter kan derimot forstyrre hvaler, eller tiltrekke dem til området.

For disse hvalene er det ikke tilgjengelig datasett som er egnet for kvantitativ miljørisikoanalyse, men det er i samarbeid med HI laget datasett over viktige områder for de ulike artene i et prosjekt for Direktoratet for Naturforvaltning. Disse områdene er gjengitt med tillatelse fra HI. Det er derfor gitt en artsbeskrivelse på bakgrunn av kvalitativ utbredelsesinformasjon og foretatt en enkel overlappsanalyse mellom områdene som er ansett som viktige og utbredelsen av olje (raten over vektet rate og 15 dager). Nise (*Phocoena phocoena*) er relativt vanlig (Figur 36). Arten har sårbarhet 1 i hele året. Nisens viktige område er sør i Nordsjøen, og arten forventes berørt kun i mindre antall. Nord for analyseområdet er det registrert viktige områder for spermhval (*Physeter macrocephalus*) i sommerhalvåret (april- oktober) og spekkhogger (*Orcinus orca*) fra oktober til januar. Flere andre arter er vanlige i Nordsjøen, bl.a. delfinartene kvitnos (*Lagenorhynchus albirostris*), som er vanligst over sokkelkanter) og kvitskjeving (*Lagenorhynchus acutus*) som er mindre vanlig, og foretrekker sokkeler mot dypere hav. I sommerbeiteområdene rundt de britiske øyer, i Nordsjøen og langs norskekysten er vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*) vanlig. Andre arter, som knølhval, har utbredelse stort sett nord for lokasjonen, og beiterområdet er nord for Halten (www.imr.no).

Hvaler som kommer i direkte berøring med oljeflak kan påvirkes ved et utslipp, men dette er ikke kvantifiserbart med tilgjengelige datasett.



Figur 36 Nise, mor med kalv (Røst). (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 37 Det er ukjent i hvilken grad hvaler som er oppe og puster eller som beiter ved overflaten er mer utsatt for olje enn andre (her knølhval), men det kan forventes at de ikke aktivt unngår oljen. (Foto: Cathrine Stephansen).

4.8 Fiskeressurser

I Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet er det en rekke gyteområder for kommersielt viktige fiske- og krepsdyrarter. I foreliggende analyse forventes ikke Barentshavet berørt. Datasett fra HI (2013) er benyttet for å vurdere potensialet for overlapp med en eventuell oljeutblåsning. Gyteområder for fisk varierer fra år til år, og områdene angitt i datasettene vil være å anse som områder der gyting kan foregå. Av fiskeressurser er det mange arter som gyter i analyseområdet, i de ulike analyseperiodene (se Tabell 8). Alle arter det foreligger datasett for fra HI (oppdatert 2014) er analysert mht. overlapp.



Figur 38 Torsk (*Gadus morhua*). (Foto: Cathrine Stephansen).

Følgende arter gyter i nærheten av lokasjonen: Blålange (*Molva dipterygia*) (Mars-mai (Large et al., 2009)), kveite (*Hippoglossus hippoglossus*) (desember-mai), norsk vårgytende (NVG) sild (*Clupea harengus*) (februar-mars), kysttorsk, nordsjøtorsk (januar-april), norsk østarktisk (NØA) torsk (februar-april) (*Gadus morhua*), norsk øst-arktisk (NØA) sei (*Pollachius virens*) (vinter, med topp i februar), NØA hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) (mars-juni), Nordsjøhyse (mars-mai), øyepål (*Trisopterus esmarkii*) (januar-mai), uer (*Sebastes marinus*) (føder levende yngel i april-mai), snabeluer (*Sebastes mentella*) (føder levende yngel i mars-april), tobis (*Ammodytes marinus*) (vinter,

rundt årsskiftet), nordsjøhyse (*Melanogrammus aeglefinus*) (mars-mai i Nordsjøen), nordsjøsei (*Pollachius virens*) (februar-mars) og rognkjeks (*Cyclopterus lumpus*) (våren). Sistnevnte gyter kystnært og ikke pelagisk, men på stein/fjell og vil således ikke være utsatt. Kveitas gyteområde er meget stort og omfatter Nordsjøen, Norskehavet, områdene rundt den nordlige delen av de britiske øyer, Shetland, Hebridene og Island. Tobis (*Ammodytes marinus*) (vinter) har viktige felt lenger sørvest og forventes ikke berørt pga. strømmretning.

Andre arter som gyter innen analyseområdet, men der gyteområdet er lokalisert lenger unna er makrell (*Scomber scombrus*) (mai-juli i Nordsjøen) og hvitting (*Merlangius merlangus*) (januar-juli). Blåkveite (*Reinhardtius hippoglossoides*) gyter nord for området, fra Lofoten og oppover. Kart over gytefelt for artene som overlapper med influensområdet i vannsøylen i deler av perioden er vist i miljørisikoanalysen (Figur 60, Figur 61 og Figur 62).

Tabell 8 Gyteperioder for kommersielt viktige fisk- og krepsdyrressurser (Rogers & Stocks, 2001; Ottersen & Auran, 2007, Large et al., 2009), samt www.imr.no). Lys brun: gyting; Mørk brun: gytetopp.

Art	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Blålange												
Tobis												
Høst-gyt. Sild												
NVG Sild												
Makrell												
Øyepål												
Rødspette												
Torsk												
Lomre												
Nordsjøsei												
Sei (NØA)												
Hvitting												
Hyse (NØA)												
Hyse (Nordsj. og Skagerrak)												
Kolmule												
Uer												
Snabeluer												
Blåkveite												
Kveite												

Brosme												
Vassild												
Breiflabb												
Reke												
Krabbe												
Sjøkreps												

4.9 Sårbare kysthabitater

4.9.1 Sensitivitetsindeks

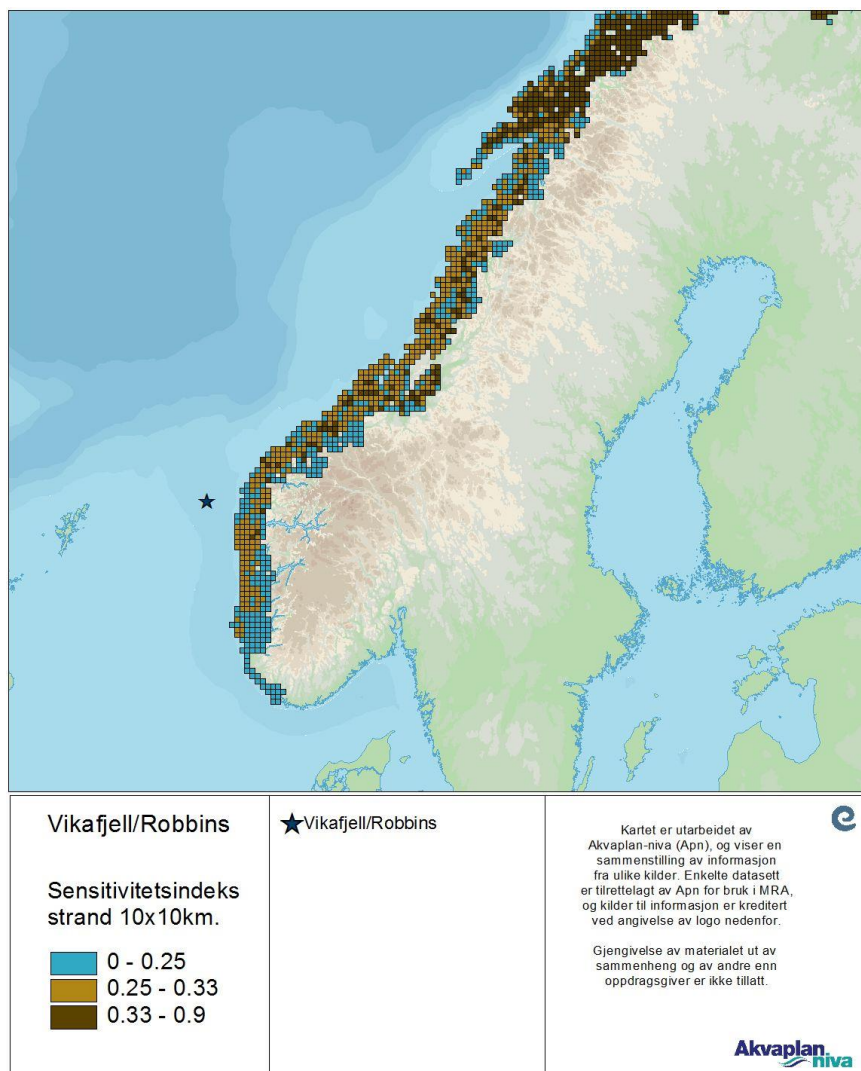
Et datasett på 5x5 km rutenett som angir andelen av ulike kysttyper i ruten er utarbeidet for Norsk olje og gass (Brude *et al.* 2003). Datasettet angir også en sårbarhetsindeks (Pi) mellom 0-1 basert på sammensetningen av strandtyper og en modellert sammensetning av nøkkelsamfunn på substratet; eksponeringsgrad, sårbarhet og restitusjonstid ved oljeforurensning. Datasettet dekker imidlertid ikke kysten fra Lista og østover, da modellen bygger på en større tidevannsdiffereranse enn den man finner i Skagerrak.

Akvaplan-niva har gjennomgått datasettet i mht. Pi-verdier for ruter med de mest sårbare strandtypene og nøkkelsamfunnene (angitt som "abundance" av de ulike samfunnene i datasettet). Pi-indeksen er deretter vurdert opp mot sårbarhet (1-3) og kommet til følgende inndeling:

- $Pi < 0,25$: Sårbarhet 1
- $Pi = 0,25-0,33$: Sårbarhet 2
- $Pi > 0,33$: Sårbarhet 3

Akvaplan-niva har deretter tilrettelagt datasettet på 10 x10 km rutenett, totalt 1490 ruter med en beregnet gjennomsnittlig Pi-indeks. 524 av 1490 (totalt nasjonalt med Pi-verdi) har $Pi > 0,33$. I analyseområdet har de fleste ruter sårbarhet 1-2 i søndre del. Flere har sårbarhet 3 i området fra Lofoten til Troms.

I området med høyest treffsannsynlighet er det en del ruter med høyeste sårbarhet.

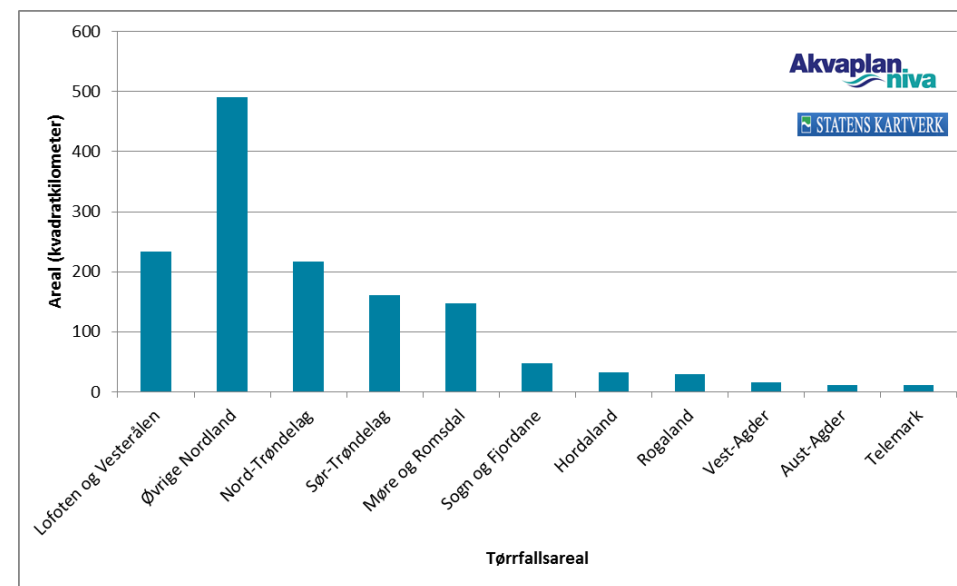


Figur 39 Tilrettelagt datasett på 10x10 km ruter over gjennomsnittlig Pi-verdi sensitivitetsindeks og Akvaplan-nivas inndeling i sårbarhetsvurdering (Blå=1, Gul=2, Brun=3).

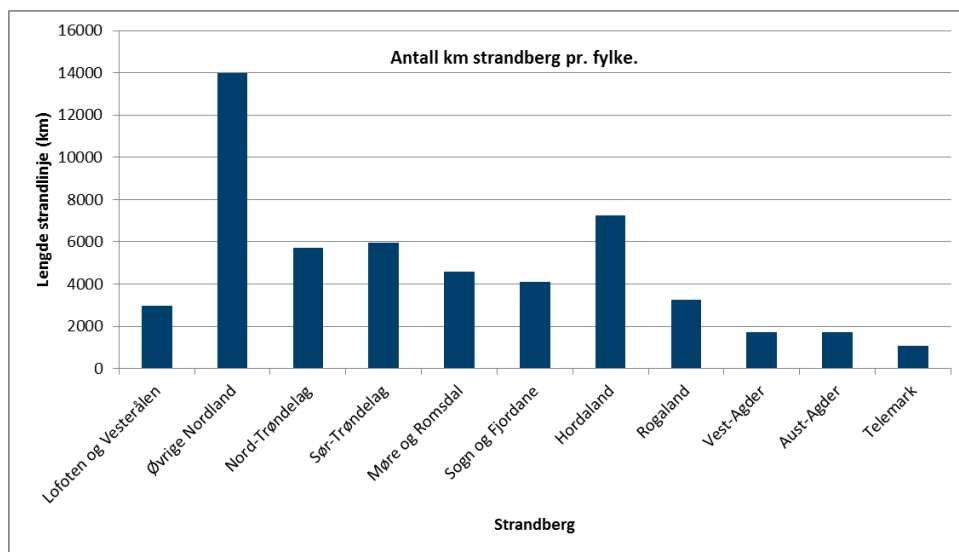
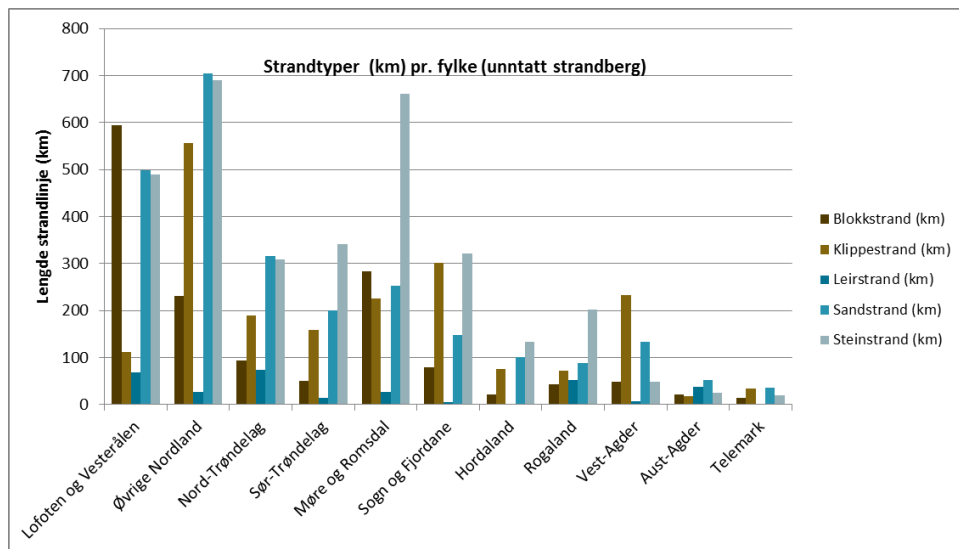
4.9.2 Kysttyper i analyseområdet

Akvaplan-niva har foretatt en analyse av kysttyper, strandlinjelengde og tørrfallsarealer for alle landets fylker. Resultater for fylkene i analyseområdet vises i Figur 41 og Figur 40 (etter Spikkerud & Skeie, 2010).

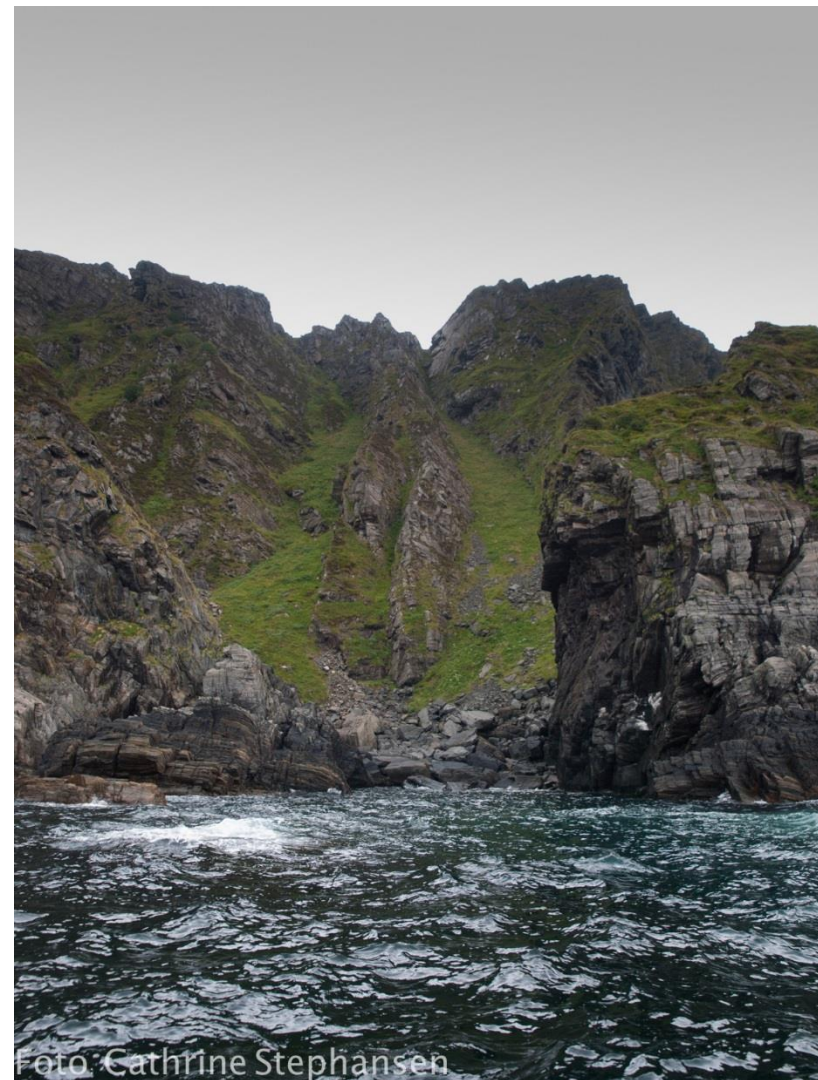
I regionen er det rike forekomster av tareskog, bl.a. ved Smøla.



Figur 40 Antall km² av tørrfall pr fylke omfattet av analyseområdet.



Figur 41 Antall km av ulike strandtyper (strandberg separat nederst) pr fylke omfattet av influensområdet.



Figur 42 Ekspionert klippekyst med rasurer og blokkstrenger utgjør en del av kysten innen analyseområdet (her Runde). Slike områder er ofte hekkeområder for ulike sjøfuglarter som hekkes i ur og fjellhyller og som kan samles i svært store antall utenfor hekkeområdet. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 43 Rasurer kan være utfordrende å sanere. Rekvedfjærer indikerer strømforhold som frakter gjenstander på overflaten til lokasjonen, dette gjelder også olje. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 44 Tareskogen stikker opp av over havoverflaten ved lavvann (Ytre Sula). Lenger opp sees rike belter av tang (øverst) Tareskoger utgjør viktige oppvekstområder for fiskeyngel og næringsområder for sjøfugl og marine pattedyr. Her opptrer havert (to foran) og steinkobbe (bakerst) samme sted. (Foto: Cathrine Stephansen).



Figur 45 Lave svaberg gir hekke- og hvileplasser for sjøfugl som storskarv og grågå (Ytre Sula). (Foto: Cathrine Stephansen).

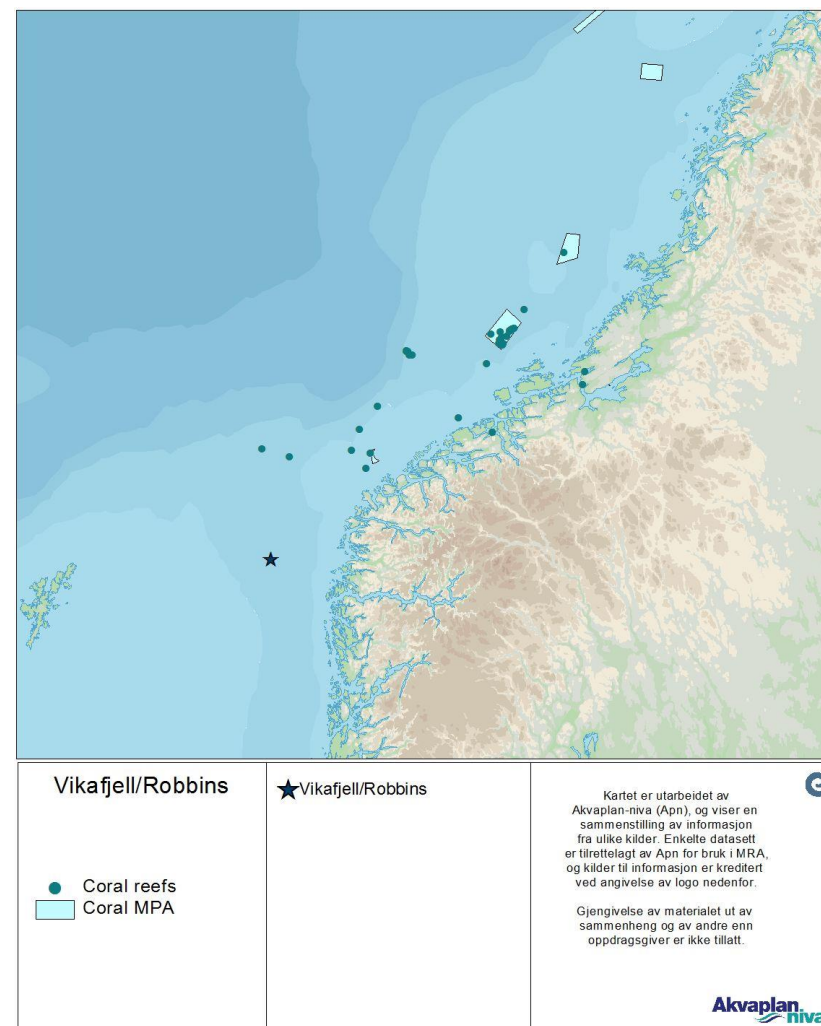


Figur 46 Dynevegetasjon og sandstrender innen influensområdet på dansk side (Jammerbugten). Slike områder er svært viktig for rekreasjon og fugleliv (Foto: Cathrine Stephansen).

4.10 Koraller og annen sensitiv bunnfauna

Korallrev er store og komplekse biologiske strukturer som gjør disse habitatene unike. Mer enn 769 arter ble registrert ved fire undersøkelser i nordøst-Atlanterhavet, og korallrevene er biodiversitets-hotspots, dvs. områder med svært høy biodiversitet. Uer (*Sebastes marinus*) og brosme (*Brosme brosme*) er de to mest vanlige fiskeartene på korallrevene.

Kaldtvannskoraller er mest sensitive overfor oljeforurensning dersom oppløst olje eller partikulært materiale med adsorbert olje treffer korallrevene. Dette er mest relevant ved sjøbunnsutslipp nær korallene. Det foreligger imidlertid ikke kvantitativ metode for denne type konfliktvurdering for koraller. Figur 47 viser korallforekomster registrert innen analyseområdet (HI, 2013).

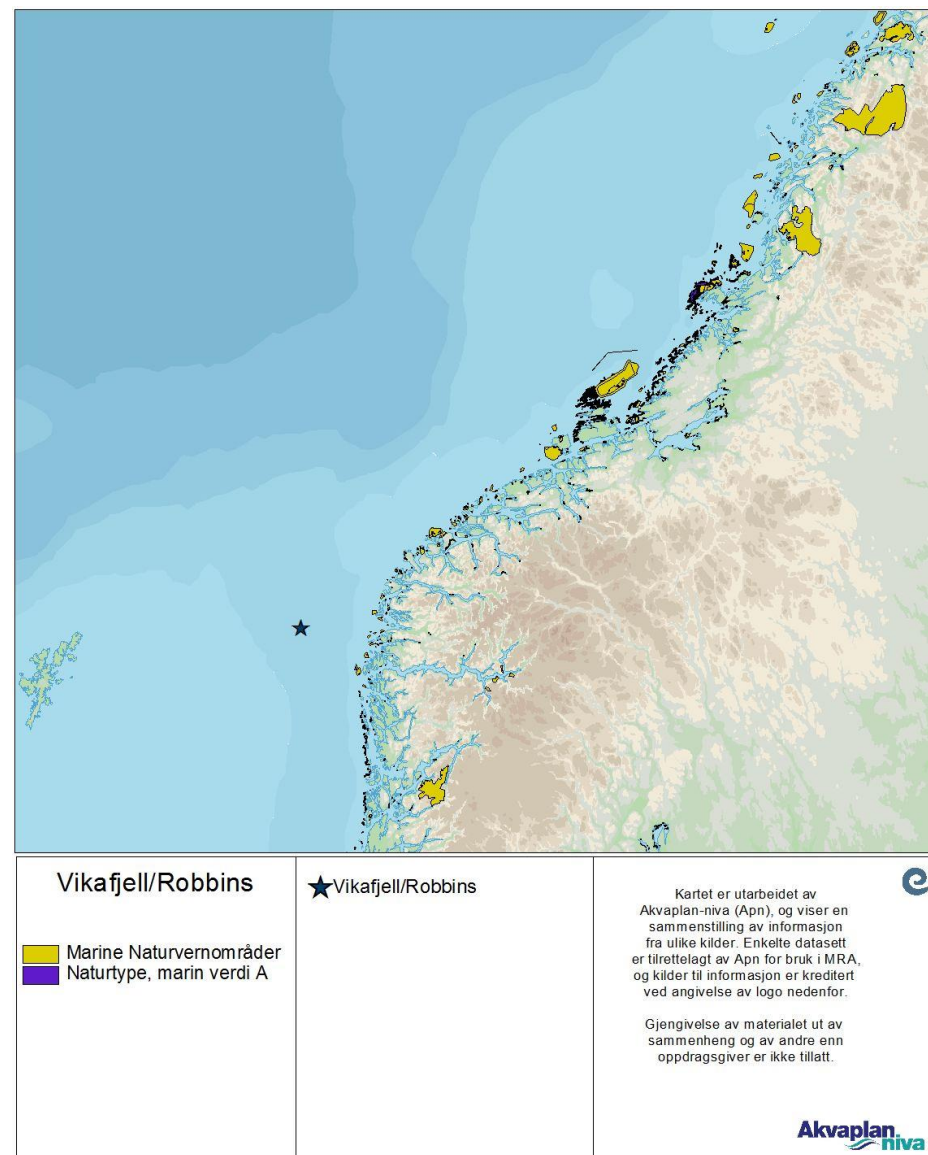


Figur 47 Koraller og korallområder (Kilde: HI 2013).

4.11 Miljøprioriterte lokaliteter

Det er en rekke miljøprioriterte lokaliteter langs kysten, spesielt i den ytre kystsonen. Beliggenhet av lokaliteter av høy sårbarhet og verdi er vist i Figur 48. Informasjonen er hentet fra Miljødirektoratet sin Naturbase i januar 2013. Denne type områder skal prioriteres for beskyttelse ved en oljevernaksjon (SFT, 2004).

Høyt prioriterte lokaliteter er gjerne hekke-, raste- eller overvintringsområder for sjøfugl, kasteplasser for sel. Mange av habitatene som danner næringsgrunnlag og leveområde for andre naturressurser er også i seg selv sensitive strandhabitater (se også 4.9.1).



Figur 48 Høyt miljøprioriterte lokaliteter. Kilde: Miljødirektoratet (2013).

4.12 Ressursdata til miljørisikoanalysen

4.12.1 Sjøfugl

I SEAPOPOP-programmet har man konsentrert seg om noen arter i åpent hav, men av de pelagisk dykkende sjøfuglene er alle de fem artene av alkefugl representert, samt havsule. Kartleggingen av pelagisk dykkende sjøfugl blir utført fra båt, fly, helikopter og land. Tellingene fra båt har blitt foretatt siden 1980. For de pelagisk overflatebeitende er det datasett for havhest og krykkje, for de som av SEAPOPOP er definert som kystbundne er det åpent hav-datasett for fiskemåke, svartbak og polarmåke.

SEAPOPOP opererer med to forskjellige datasett for disse artene, et datasett over kystnær utbredelse- og ett for utbredelse i åpent hav. For åpent hav er det utarbeidet kart over sannsynlighet for tilstedeværelse basert på prediksjoner og modelleringer for et sett av miljøvariable. Analysene er gjennomført med 10 x 10 km oppløsning i rutenettet. Åpent hav-data er delt i 3 sesonger; vinter (1. november - 31. mars), sommer (1. april-31. juli) og høst (1. august-31. oktober).

Data over kystnær tilstedeværelse er i større grad basert på observasjoner og tellinger i koloniene, og har månedsoppløsning. Datasettene er videre tilrettelagt av NINA med fordeling av bestandsandeler i rutene.

Det er benyttet sist oppdaterte datasett for sjøfugl i åpent hav mottatt av Per Fauchald (SEAPOPOP, NINA) (2013). Disse datasettene er av Akvaplan-niva tilrettelagt for MIRA-analyse og tildelt månedlige bestandsandeler og splittet i regionene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen.

Datasettene for sjøfugl i åpent hav viser bestandsandeler av regionale bestander, mens de kystnære datasettene viser andeler av nasjonal bestand. Datasettene kystnært er nye fra mars 2015 og er beskrevet i avsnitt 4.12.1.1

4.12.1.1 Nye datasett kystnært i 2015

Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) distribuerer nasjonale datasett for sjøfugl kystnært for totalt 62 arter, inkludert artene beskrevet i foregående avsnitt. Datasettene foreligger på et 10 x 10 km rutenett, og er basert på tellinger av antall hekkende par. Siden 2013 har de kystnære datasettene inkludert buffersoner rundt koloniene (funksjonsområder) i hekkeperioden som tar hensyn

til fuglenes næringssøk. Funksjonsområdenes størrelse varierer mellom ulike grupper av sjøfugl, i tråd med ulike næringssøksatferd.

I datasettene distribuert i 2013 hadde NINA inkludert en faktor som skulle ta hensyn til at sjøfugl er flekkvis fordelt, dvs. at sjøfugl på næringssøk i stor grad opptrer samlet, innen et begrenset geografisk område. Dette var gjennomført ved å multiplisere bestandsandelene med en aggregeringsfaktor, som ga svært konservative utslag i miljørisikoanalyser. Denne aggregeringsfaktoren varierte mellom artene, summen av bestandsandeler i rutene i 2013-datasettet oversteg 100 % av populasjonen, i enkelte tilfeller med en faktor 20-40. Grunnlagsdatasettene fra SEAPOPOP fra februar 2015 har mindre forskjeller mellom artene og totale bestandsestimat nærmere 100 %.

Akvaplan-niva satte i 2014 i gang et egenfinansiert prosjekt med NINA for blant annet å gjennomføre sensitivitetsstudier av ulike fordelingsmodeller av sjøfugl, med mål om å etablere en anbefalt beste praksis for bruk av datasettene i miljørisikoanalyser. Som en del av dette arbeidet ble det gjennomført analyser på den siste, oppdaterte utgaven av SEAPOPOP datasett (2015). Resultatene av disse analysene (Akvaplan-niva, 2015 in prep.) er diskutert med NINA og presentert overfor Miljødirektoratet, og konkluderte med at en aggregeringsfaktor på 7 vil gi et rimelig, konservativt uttrykk for sjøfugls tendens til aggregering på næringssøk. Alle arter er tildelt samme multiplikasjonsfaktor i alle måneder, ikke bare i hekkeperioden.

I foreliggende analyse for Vikafjell North/Robbins har vi med dette som bakgrunn benyttet sist oppdaterte datasett fra SEAPOPOP (2015) med en aggregeringsfaktor på 7 i analysen, og som grunnlag for måling av miljørisiko mot operatørenes akseptkriterier.

Som referanse til miljørisikonivå for tilsvarende aktiviteter vises til tidligere gjennomførte analyser i nærheten (f.eks. letebrønn Crossbill og Syrah) <HOLD referanse> Forskjellen mellom resultatene forklares i lys av ny tilrettelegging.

4.12.2 Marine pattedyr

Til analyse av miljørisiko for marine pattedyr er det benyttet data fra Havforskningsinstituttet (MRDB, 2010) for havert og steinkobbe, egnet for kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

Til en kvalitativ vurdering av konfliktpotensialet for nise er det gitt tillatelse av HI til bruk av månedsoppløste datasett over viktige områder for de ulike artene. Datasettet er utarbeidet av HI og APN for Direktoratet for Naturforvaltning i et prosjekt om miljøverdi og sårbarhet av marine områder. Dette arbeidet er oppsummert i Spikkerud *et al.* (2013).

4.12.3 Sårbare kysthabitater

Akvaplan-niva har tilrettelagt datasett som beskrevet i kapittel 4.9.1.

4.12.4 Fiskeressurser

Til analyse av miljørisiko for fiskeressurser er det benyttet data fra HI over registrerte gytefelt, datasettene er oppdatert sommeren 2014. Disse er ikke egnet for full kvantitativ miljørisikoanalyse med beregning av bestandstap, men brukes til en Trinn 1 overlappsanalyse.

5 Resultater av oljedriftsanalyser

5.1 Influensområder

Beregninger er gjennomført ved bruk av den oppsatte rate-varighetsmatrisen for Vikafjell North/Robbins (se avsnitt 2.6). Alle scenarier er benyttet til beregning av miljørisiko, og de mest sentrale scenarier er vist mht. berørt område. Følgende resultater er valgt vist for hovedanalyseperioden, februar-august:

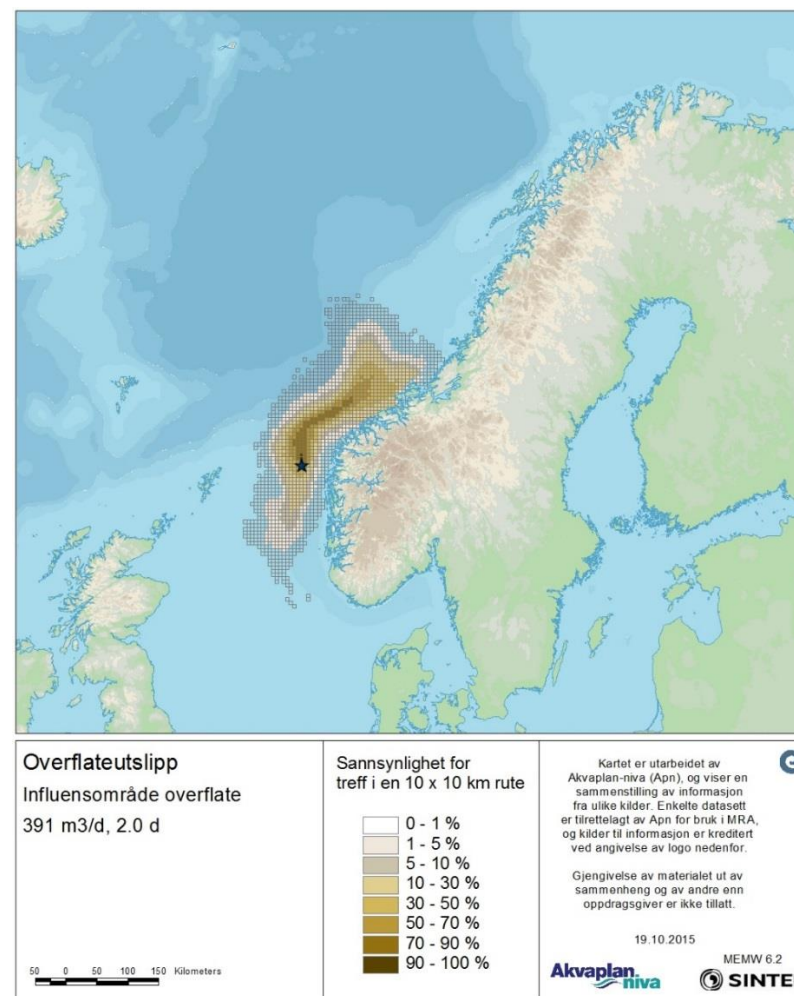
Overflateutslipp (treffsannsynlighet, overflate):

- Laveste rate og korteste varighet (scenariet har høyeste frekvens for overflateutslipp) (391 Sm³/d i 2 døgn).
- Raten nærmest over vektet og varighet nærmest vektet (scenariet har moderat frekvens for overflateutslipp) (7191 Sm³/d i 15 døgn). Dette scenariet er benyttet til analyse av miljørisiko for fiskeressurser.
 - (Treffsannsynlighet på overflate, sannsynlig THC-konsentrasjon 50-100, 100-500 og >500 ppb)
- Høyeste rate og lengste varighet (scenariet har laveste frekvens) (30032 Sm³/døgn i 65 døgn).

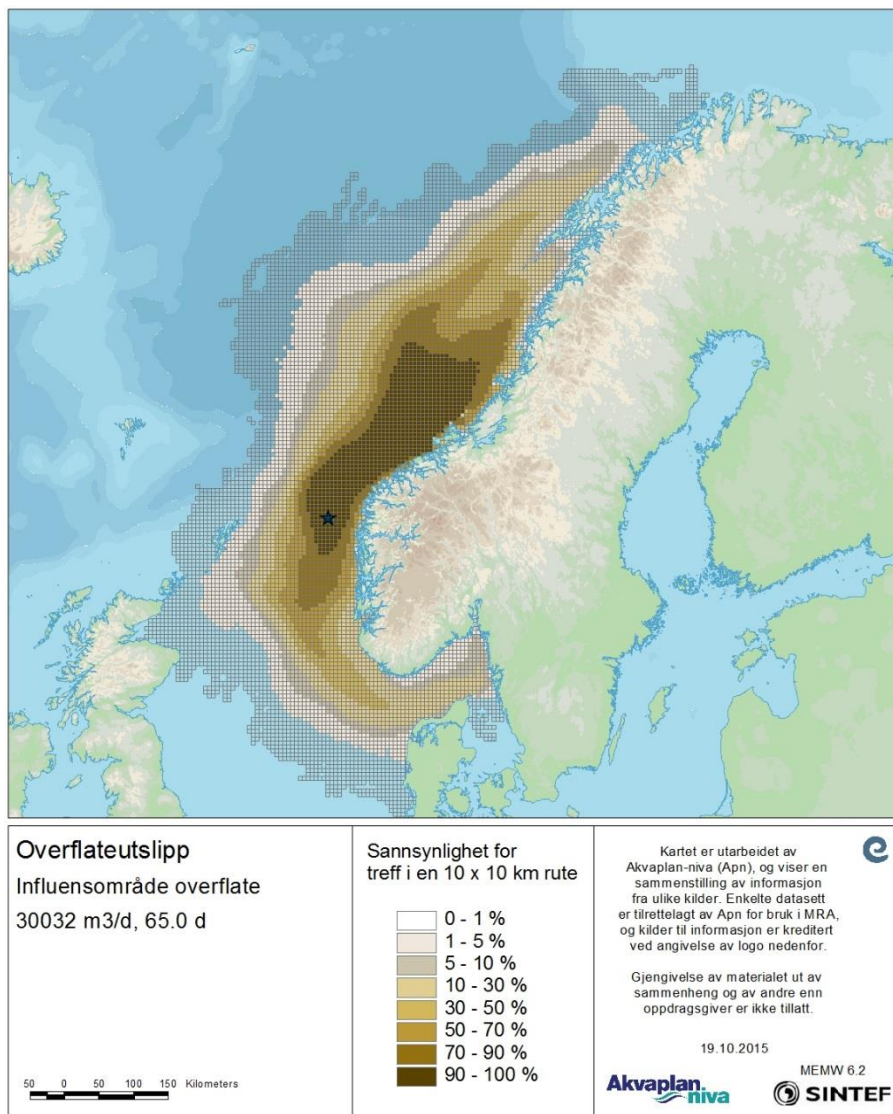
Sjøbunnsutslipp (treffsannsynlighet, overflate):

- Laveste rate og 15 dagers varighet (med restriksjon i BOP) (scenariet har høyeste frekvens av alle utblåsningsscenarier) (367 Sm³/døgn i 15 døgn).

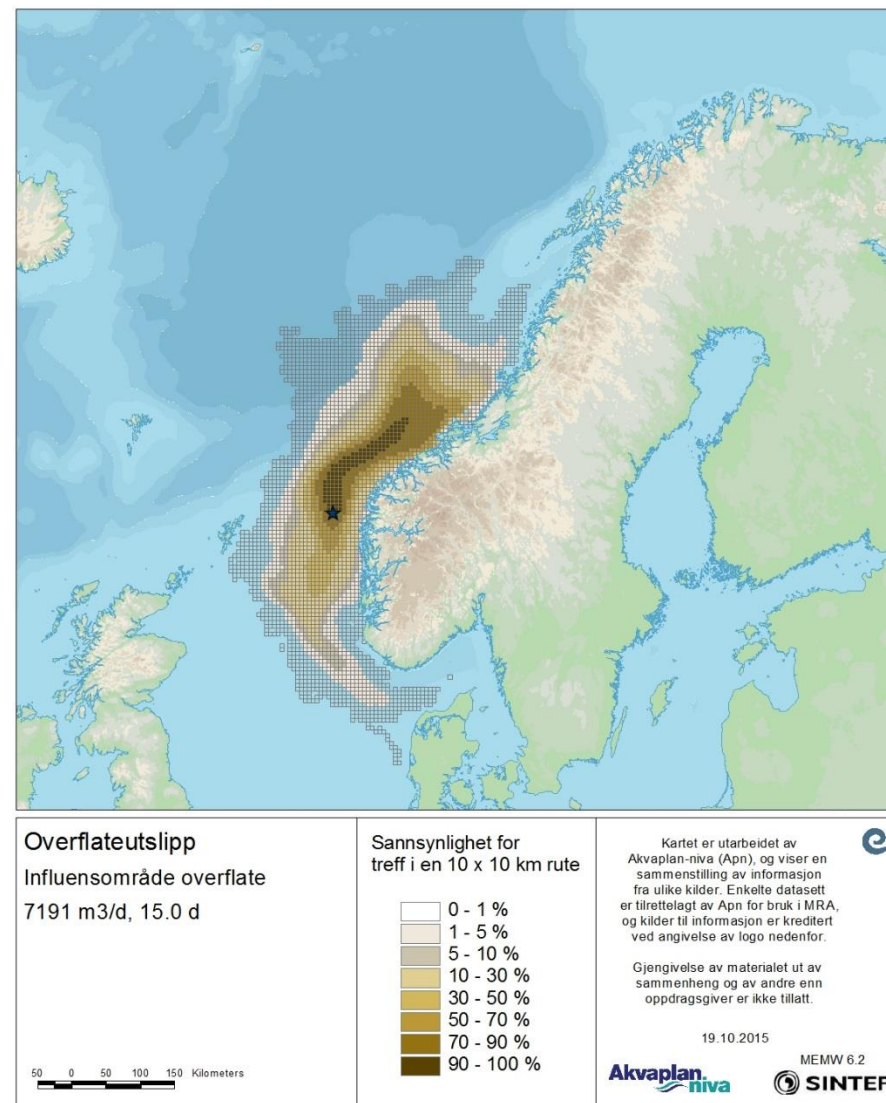
Det er valgt å vise de enkelte rate-varighetsstatistikken separat, og ikke samlet, da de representerer ulike situasjoner som kan oppstå. Disse skal håndteres av beredskapen, og kan føre til ulike grader av miljøkonsekvenser.



Figur 49 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med laveste rate og korteste varighet (februar-august).

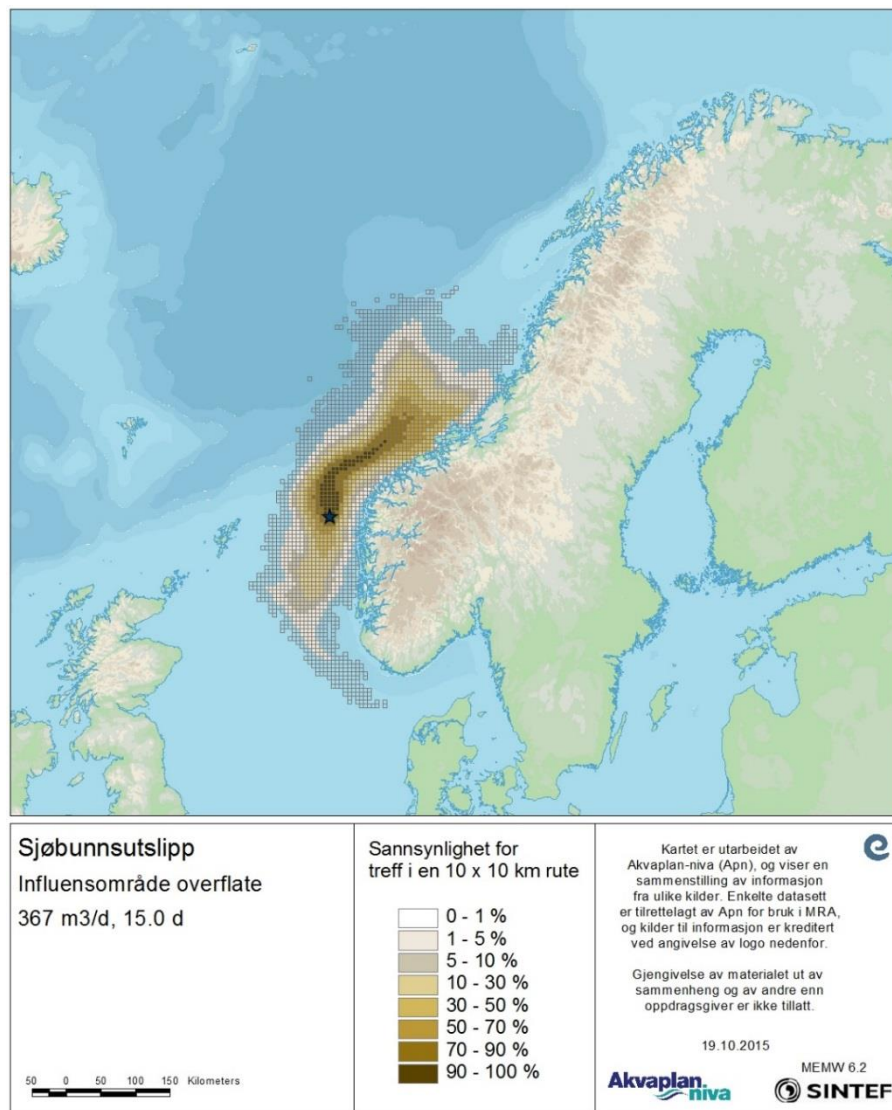


Figur 50 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med høyeste rate og lengste varighet (minst sannsynlige utblåsningsscenario) (februar-august).

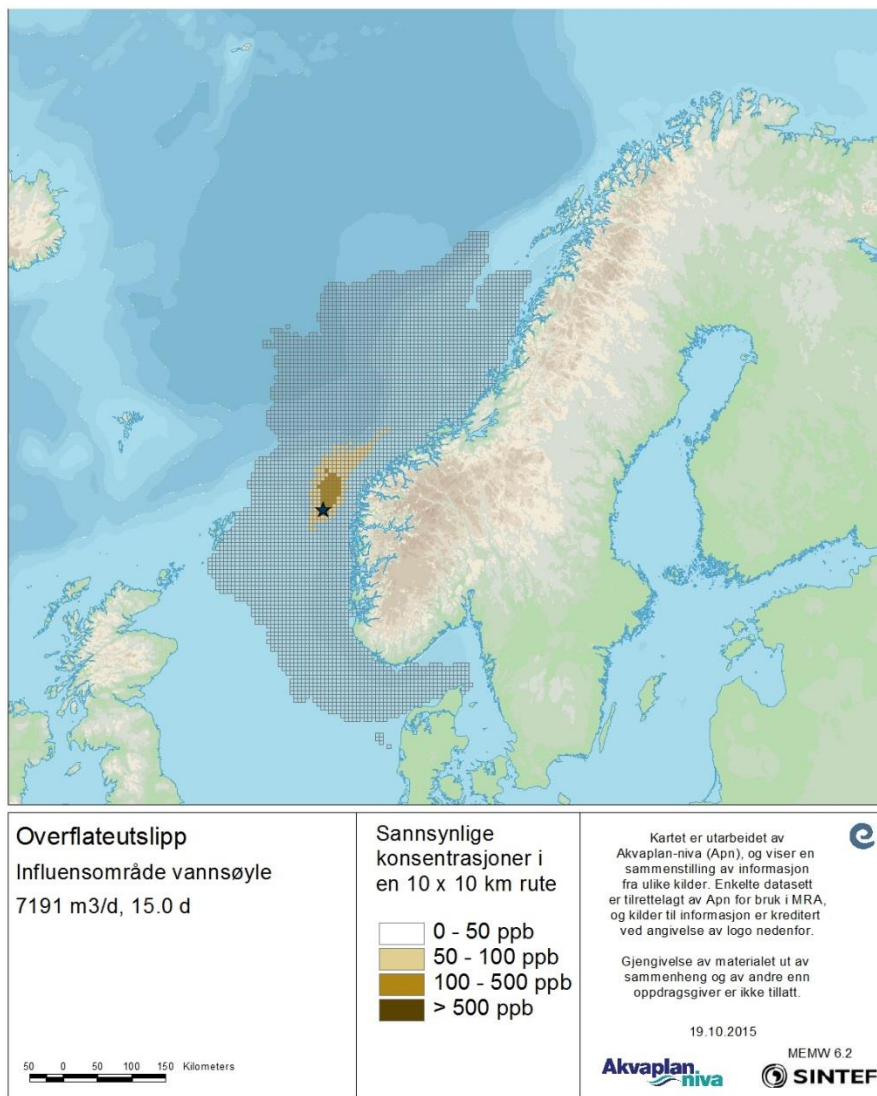


Figur 51 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med rate over vektet rate og varighet nærmest vektet varighet (februar-august).

sannsynlige utblåsningsscenario) (februar-august).



Figur 52 Sannsynlighet for treff av olje på overflaten med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for sjøbunnsutslipp med laveste rate og 15 dagers varighet og 5 % åpen BOP (mest



Figur 53 Sannsynlig THC-konsentrasjon (ppb) i en 10x10 km rute for overflateutslipp med rate nærmest over vektet rate og -varighet (februar-august).

5.2 Strandingssstatistikk og konfliktpotensial for kysthabitat og strandruter

Det er gjennomført 90887 simuleringer fordelt på alle rater og varigheter av hhv. sjøbunns- og overflateutslipp for hele året. Av disse strander olje i 72,0 % (37615) av samtlige simuleringer som er gjennomført (sjøbunns- og overflateutblåsninger). Dersom man inkluderer sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandingssannsynligheten reduseres til 58,5 %. I det videre omtales resultater mht. stranding for simuleringene fra de fire analyseperiodene.

5.2.1 Februar-august

52292 av alle simuleringene er utført i perioden februar-august. Totalt strander olje i 72,0 % (37615) av samtlige simuleringer som er gjennomført (sjøbunns- og overflateutblåsninger). Dersom man inkluderer sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandingssannsynligheten reduseres til 51,2 %. Den maksimale strandingmengden i kystsonen i en enkeltsimulering er 300920 tonn emulsjon (100-prosentil). 95-prosentil av største strandede mengde er 3286 tonn. Korteste drivtid i noen simulering er 4,0 døgn (100-prosentil). 95-prosentil er 15,8 døgn.

5.2.2 Mai-november

53403 av alle simuleringene er utført i perioden mai-november. Totalt strander olje i 73,5 % (39276) av samtlige simuleringer som er gjennomført (sjøbunns- og overflateutblåsninger). Dersom man inkluderer sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandingssannsynligheten reduseres til 53,8 %. Den maksimale strandingmengden i kystsonen i en enkeltsimulering er 300920 tonn emulsjon (100-prosentil). 95-prosentil av største strandede mengde er 3870 tonn. Korteste drivtid i noen simulering er 3,5 døgn (100-prosentil). 95-prosentil er 15,3 døgn.

5.2.3 August-februar

53169 av alle simuleringene er utført i perioden november-april. Totalt strander olje i 81,8 % (43488) av samtlige simuleringer som er gjennomført (sjøbunns- og overflateutblåsninger). Dersom man inkluderer sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandingssannsynligheten reduseres til 66,3 %. Den maksimale strandingmengden i kystsonen i en enkeltsimulering er 212134 tonn emulsjon

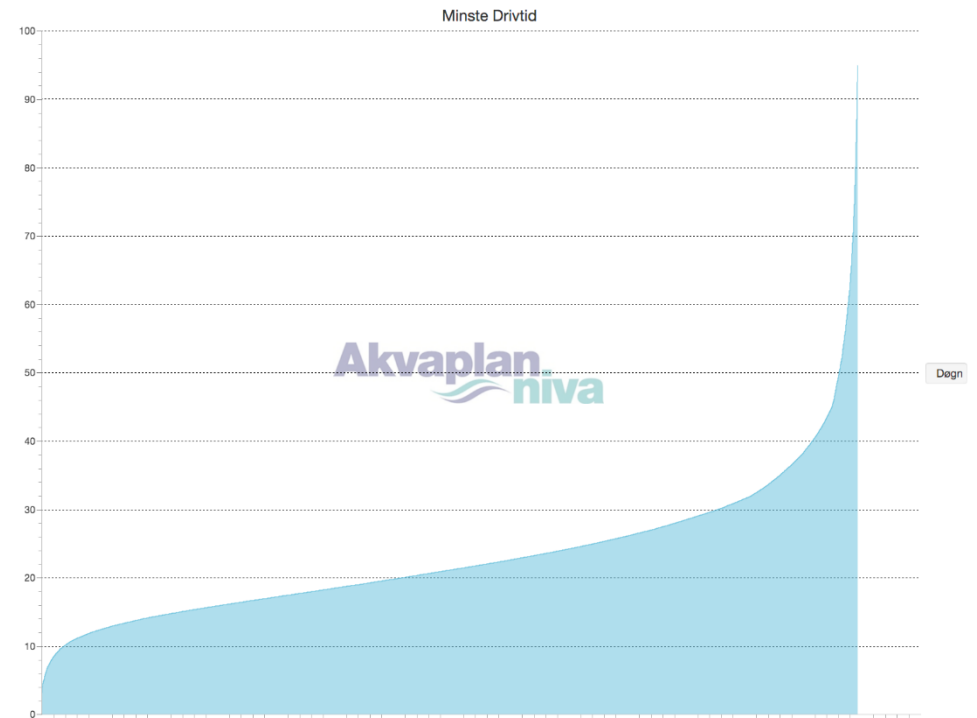
(100-prosentil). 95-prosentil av største strandede mengde er 5759 tonn. Korteste drivtid i noen simulering er 3,1 døgn (100-prosentil). 95-prosentil er 13,9 døgn.

5.2.4 November-mai

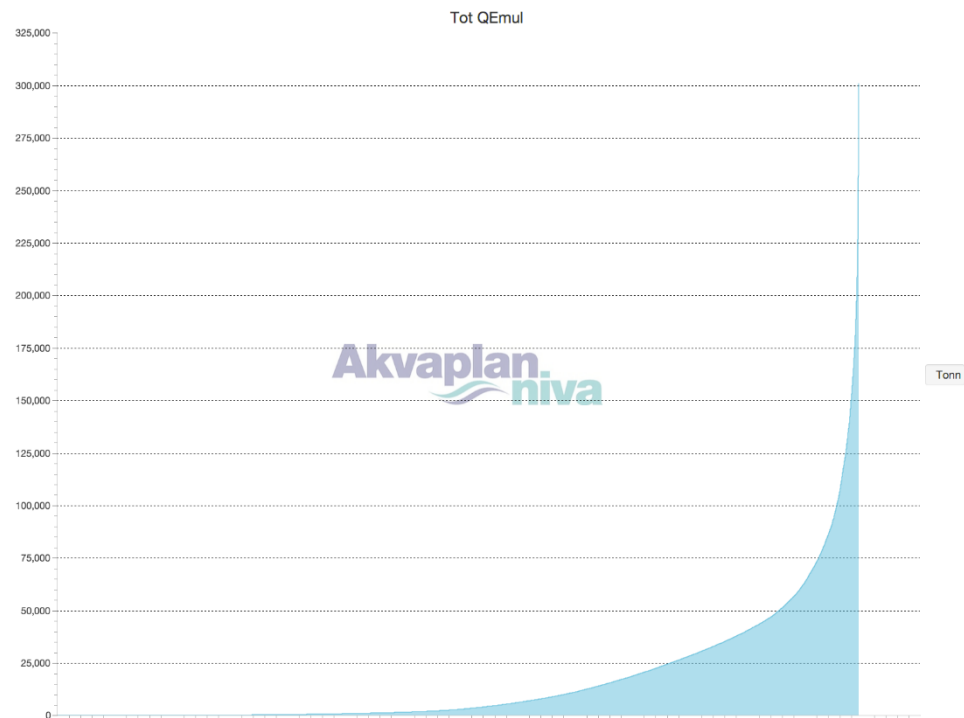
52752 av alle simuleringene er utført i perioden november-mai. Totalt strander olje i 78,5 % (41429) av samtlige simuleringer som er gjennomført (sjøbunns- og overflateutblåsninger). Dersom man inkluderer sannsynlighetsbidraget fra hvert scenario (overflate/sjøbunn, rate og varighet) vil den totale strandingssannsynligheten reduseres til 61,8 %. Den maksimale strandingsmengden i kystsonen i en enkeltsimulering er 287027 tonn emulsjon (100-prosentil). 95-prosentil av største strandede mengde er 4604 tonn. Korteste drivtid i noen simulering er 3,1 døgn (100-prosentil). 95-prosentil er 14,2 døgn.

Tabell 9 Prosentilverdier av minste drivtid til land, største strandede mengde olje i strandruter, samt antall strandruter truffet i analyseperiodene.

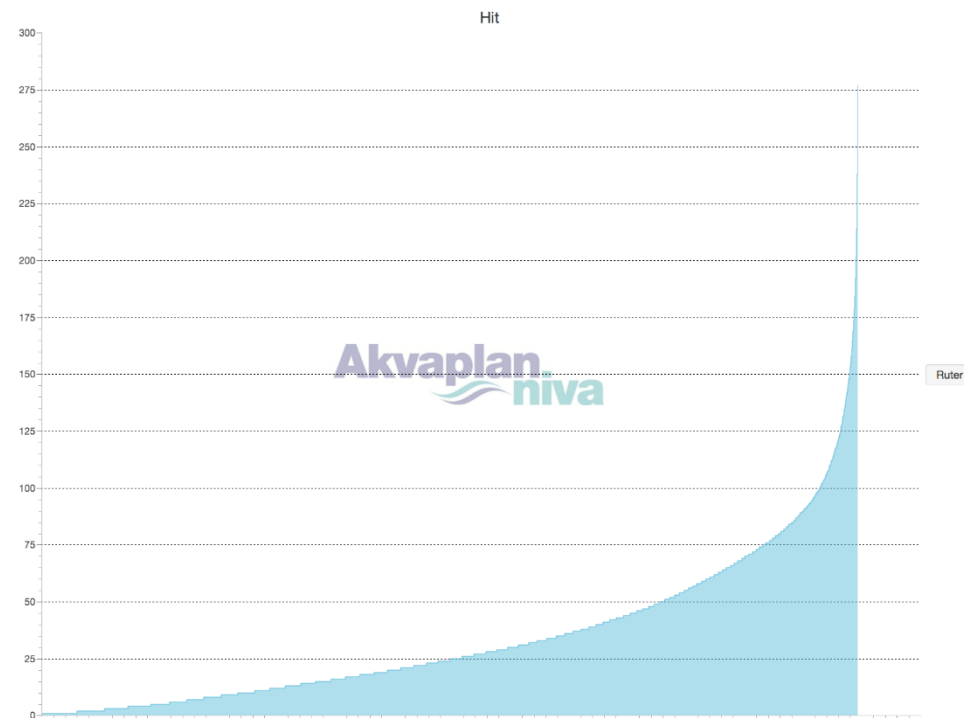
Periode	Minste drivtid (døgn)			Størst strandet mengde (tonn)			Ruter truffet (#)		
	100	99	95	100	99	95	100	99	95
Februar-august	4,0	12,5	15,8	300920	26104	3286	277	49	28
Mai-november	3,5	12,0	15,3	300920	26391	3870	277	54	31
August-februar	3,1	10,9	13,9	212134	26843	5759	214	59	38
November-mai	3,1	11,3	14,2	287027	26777	4604	277	55	35
Hele året	3,1	11,5	14,7	300920	26727	4413	277	55	34



Figur 54 Minste drivtid til land for de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tid i døgn) (hele året).



Figur 55 Strandet mengde emulsjon for de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (tonn) (hele året).



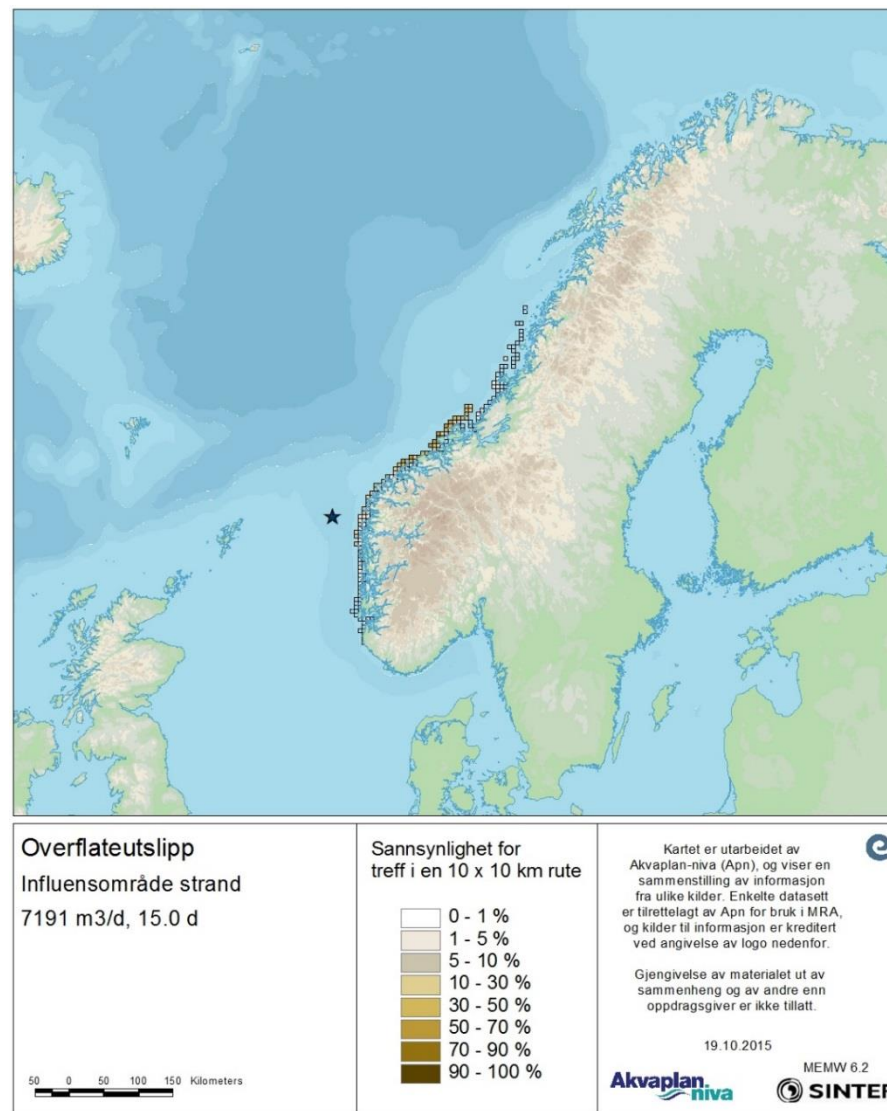
Figur 56 Antall landruter som treffes for de scenarier i oljedriftsberegningene som medfører stranding av olje (hele året).

5.2.5 Influensområde strand – analyseperioden

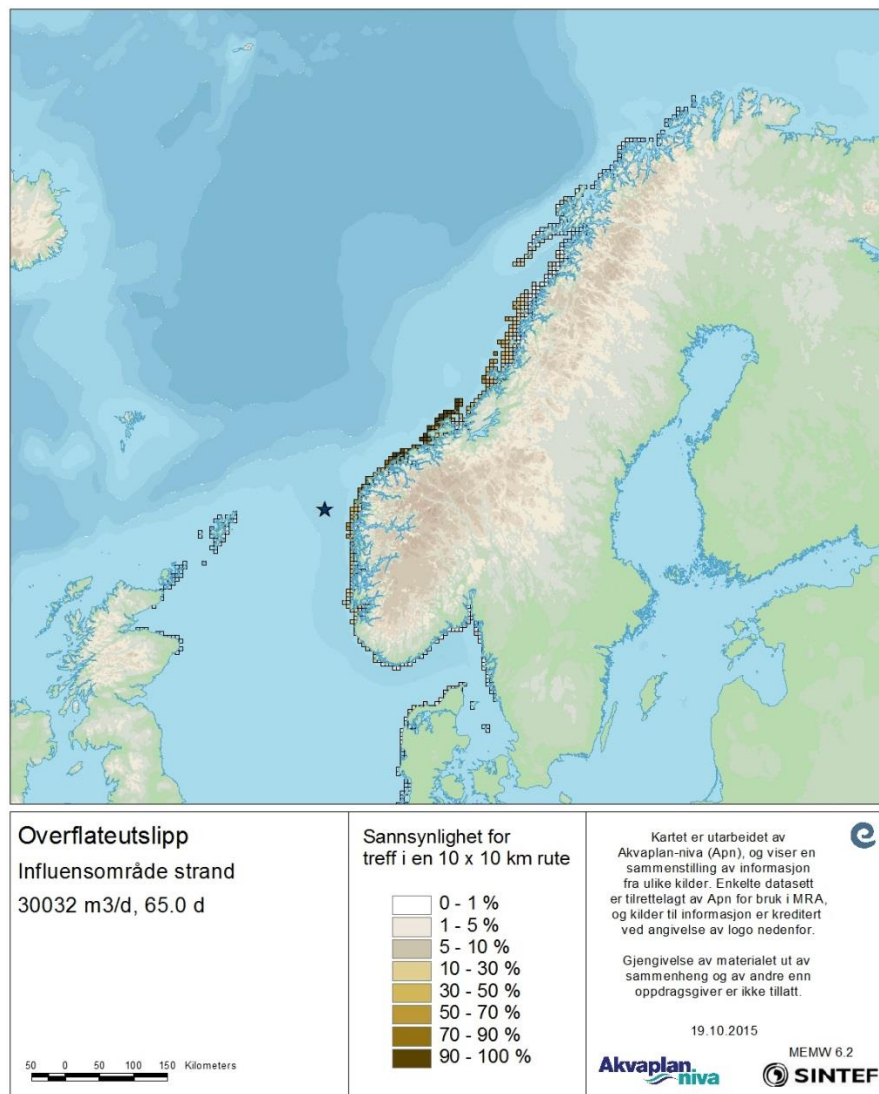
Berøring av kyst og strandområder vises for følgende overflateutslipp:

- Rate nærmest vektet og varighet nærmest vektet (scenariet har moderat lav frekvens for overflateutslipp) (7191 Sm³/d i 15 døgn).
- Høyeste rate og lengste varighet (scenariet har laveste frekvens) (30032 Sm³/døgn i 65 døgn).

Høyeste strandingssannsynlighet er i området mellom Florø og Halten i Nord-Trøndelag, som omfatter områder som Sverslingsosen-Skorpa, Sandøy/Ona, Smøla og Frøya/Froan. Større hendelser vil også kunne treffe Nordlandskysten lenger nord samt kysten av Danmark, Sverige og Shetland. I Nord-Norge er områder med til dels store områder med blokkstrand, rasurer og tidevannsflater og kompliserte strømforhold lokalt. Områdene er også viktige fuglelokaliteter. I hele influensområdet er det verneområder med bl.a. viktige naturtyper og dyrelivsfredning. Kysten av Danmark er i dette området sanddyner.



Figur 57 Sannsynlighet for treff av olje på strand med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med rate nærmest vektet og varighet 15 dager (februar-august).



Figur 58 Sannsynlighet for treff av olje på strand med mer enn 1 tonn i en 10x10 km rute for overflateutslipp med høyeste rate og lengste varighet.

5.2.6 Strandingsverdier innen utvalgte områder

For scenariet med høyeste rate og lengste varighet (30032 Sm³/døgn i 65 døgn) er det foretatt en oppsummering av verdier fra oljedriftssimuleringene for de utvalgte områdene (områdene tok utgangspunkt i NOFOs eksempelområder, og ble justert i arbeidet med beredskapsetablering for Statoil (2013)).

Merk at listen over områder i Tabell 11 er de med treffsannsynlighet > 1% i et "worst case"-scenario, og tallene i tabellen hentes fra dette scenariet. 95-prosentil for drivtid og mengde er beregnet ut fra forholdstallet i det totale utfallsrommet i oljedriftberegningene (for analyseperioden).

For utvalg av prioriterte områder for beredskapsplanlegging, velges de som er innenfor influensområdet (5 % treffsannsynlighet) for rate nærmest vektet og varighet nærmest vektet og som har 95-prosentil korteste drivtid mindre enn 21 døgn. For Vikafjell North/Robbins er det ett utvalgt område som fyller dette kriteriet, Sverslingsosen-Skorpa, som er det nærmeste området nord for lokasjonen.

Ved hendelser av lengste varighet er det også sannsynlighet for treff i Ramsarområder i Danmark og Sverige. Disse fyller ikke kriteriene for utvalg til beredskapsplanlegging (Tabell 10) og det er lange drivtider.

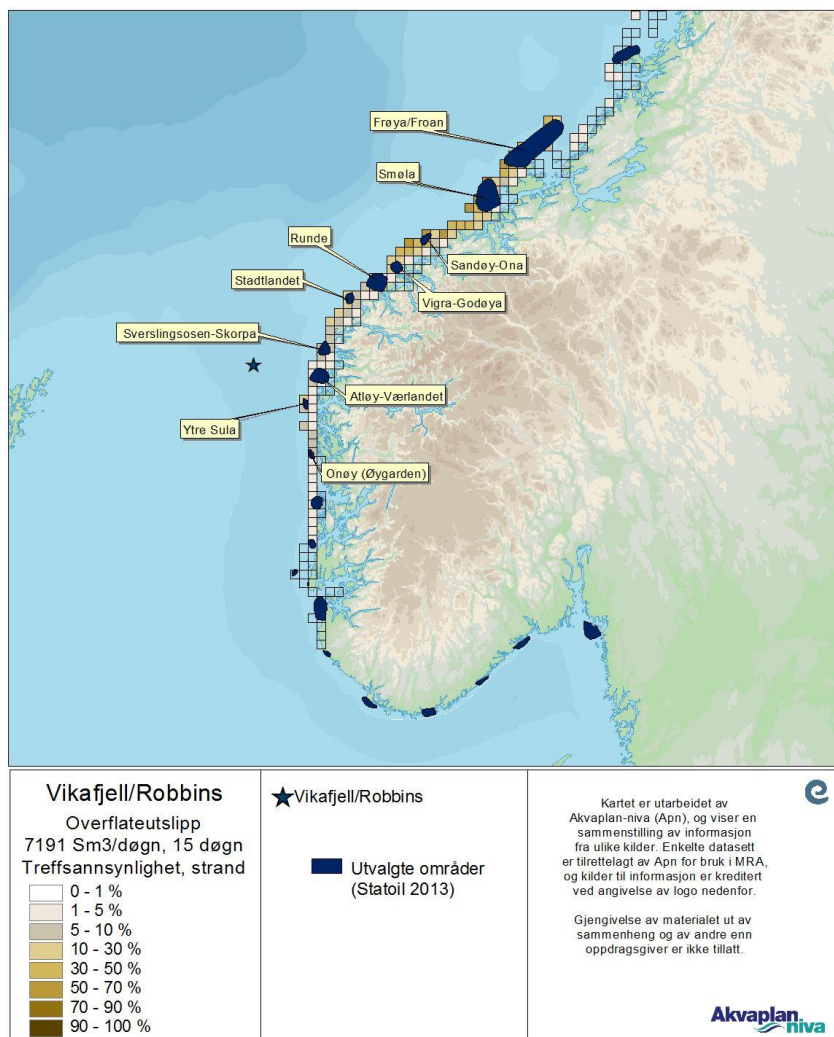
Tabell 10 Emulsjonsmengder og drivtider til berørte RAMSAR-områder i Danmark og Sverige med treffsannsynlighet > 1 % ved scenariet med høyeste rate og lengste varighet. Ingen områder fyller kriteriene for å bli valgt ut for beredskapsplanlegging.

RAMSAR-område	Maksimal strandet mengde (tonn)	95-prosentil maksimal strandet mengde (beregnet)	Minste drivtid (døgn)	95-prosentil korteste drivtid (døgn) (beregnet)	Treffsannsynlighet, høyeste rate/lengste varighet (%)
Nisum Bredning with Harboore and Agger Tange (DK)	6535	96	38.7	183.6	3.8
Nisum Fjord (DK)	2451	36	57.1	270.7	1.6
Ringkøbing Fjord (DK)	1632	24	59.3	281.3	1.0
Stadil and Veststadil Fjords (DK)	3268	48	58.2	276.2	1.4

Vejlerne and Logstor Bredning (DK)	2454	36	34.8	165.0	3.2
Stigfjorden (SWE)	3677	54	55.7	264.2	3.1

Tabell 11 Emulsjonsmengder og drivtider til berørte utvalgte områder med treffsannsynlighet > 1 % ved scenariet med høyeste rate og lengste varighet. Ett område fyller kriteriene for å bli valgt ut for beredskapsplanlegging (markert).

Utvalgt område	Maksimal strandet mengde (tonn)	95-prosentil maksimal strandet mengde (beregnet)	Minste drivtid (døgn)	95-prosentil korteste drivtid (døgn) (beregnet)	Treffsannsynlighet, høyeste rate/lengste varighet (%)
Frøya/Froan	26315	386	12.8	60.7	87.5
Sandøy-Ona	4277	63	9.3	44.3	86.3
Vigra-Godøya	7280	107	9.3	44.3	74.3
Smøla	17606	258	12.0	57.1	72.5
Stadtlandet	8183	120	5.2	24.7	67.3
Ytre Sula	5585	82	8.1	38.2	54.0
Sverslingsosen-Skorpa	10583	155	4.0	18.8	49.0
Onøy (Øygarden)	5365	79	11.3	53.5	47.5
Atløy-Værlandet	11178	164	6.0	28.5	33.5
Vikna vest	11598	170	22.3	105.6	31.4
Runde	10748	158	7.4	35.3	30.5
Træna	8560	126	30.5	144.4	29.0
Austevoll	10679	157	11.9	56.3	28.7
Vega	14390	211	25.7	121.9	28.4
Bømlo	3400	50	14.9	70.7	26.6
Utsira	919	13	14.8	70.4	26.1
Karmøy	3529	52	15.5	73.6	22.1
Røst	4939	72	41.1	194.9	13.6
Nord-Jæren	11372	167	20.1	95.2	13.3
Lista	4157	61	28.7	135.9	11.0
Lovunden	10674	157	29.9	141.7	10.9
Værøy	4098	60	41.6	197.2	10.0
Ognabukta	2081	31	32.1	152.3	9.8
Bø og Hadseløya	4064	60	60.2	285.4	8.7
Skogsøy	2839	42	58.9	279.3	5.7
Andøya	5929	87	65.7	311.5	4.9
Moskenesøy og Flakstadøy	19129	281	44.0	208.8	3.9
Bliksvær	8591	126	48.8	231.4	3.8
Hvaler	6941	102	50.8	241.0	3.7
Steigen	7317	107	58.1	275.3	3.2
Karlsøyvær	6924	102	56.4	267.7	2.3
Jomfruland	5716	84	59.2	280.7	1.8
Karlsøy	3225	47	76.9	364.5	1.6
Ny Hellesund	2036	30	53.5	253.8	1.3
Tromøya	1225	18	62.7	297.2	1.3



Figur 59 Olje på strand (rate nærmest vektet rate og varighet nærmest vektet, og utvalgte områder) (Statoil, 2013). 1 område fyller kriteriene spesielt for utvalg til beredskapsplanlegging; Sverlingsosen-Skorpa. De øvrige navnsatte har lenger drivtid men ligger innen influensområdet.

6 Resultater av analyse av miljørisiko

6.1 Trinn 1 miljørisikoanalyse av fisk

For artene som er beskrevet i ressursbeskrivelsen er det foretatt en analyse av overlapp mellom influensområdet i vannsøyle for en overflateutblåsning med raten nærmest vektet rate og varighet nærmest vektet varighet (7191 Sm³/døgn i 15 døgn) og gyteområdene ved bruk av deler av Trinn 1 miljørisikoanalyse for fisk (OLF, 2007). Denne statistikken forventes å være den enkeltkombinasjonen av rate og varighet som best representerer et mål for totalbildet, den er konservativ i forhold til vektet rate for et overflateutslipp fra Vikafjell North/Robbins (4404 Sm³/døgn). 179 ruter har gjennomsnittlig THC-konsentrasjon over 50 ppb, av disse har 43 ruter over 100 ppb i gjennomsnitt.

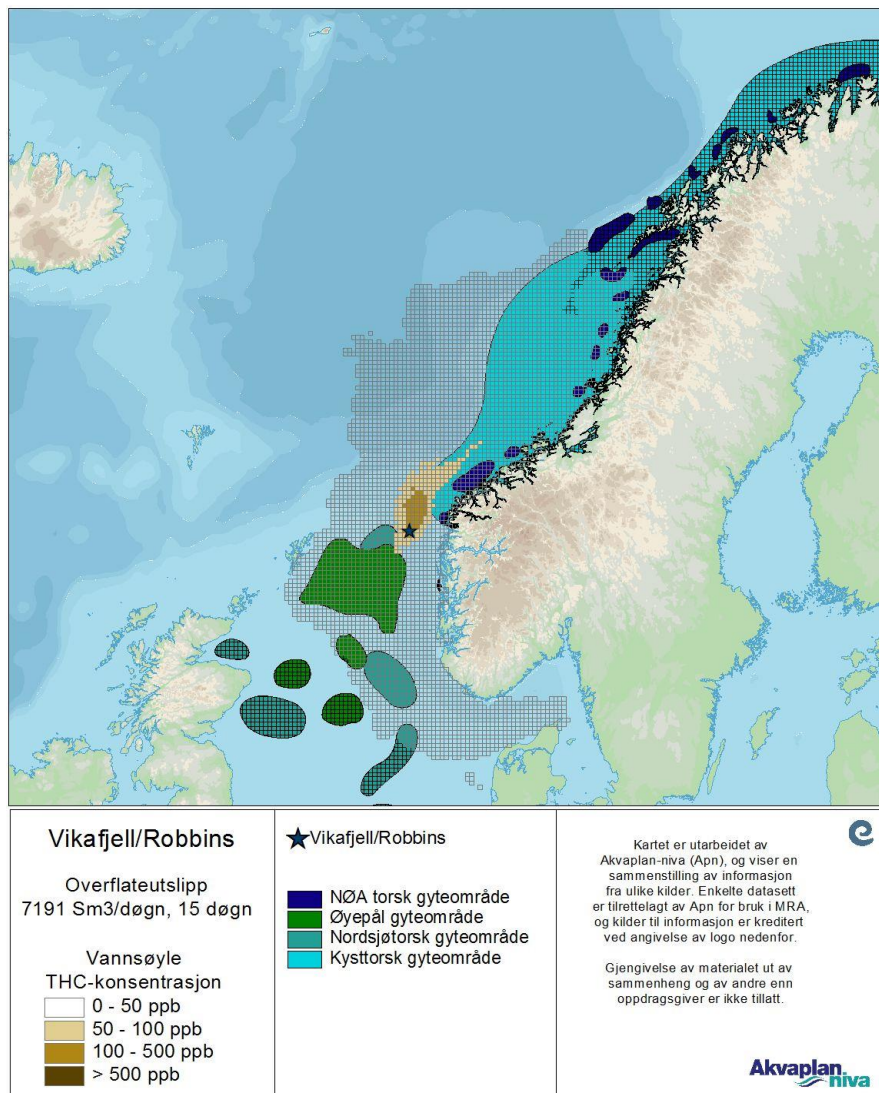
Analyseperioden februar-august overlapper med gyting for viktige fiskeressurser. Tabell 12 viser antallet ruter av totalen i gytefeltet som overlapper med området der oljedriftssimuleringen ga en gjennomsnittlig THC-konsentrasjon på > 50 ppb og >100 ppb. 83 av 109 ruter i gyteområdet for blålange ligger innenfor området med > 50 ppb THC i vannsøylen. 3 av de totalt 109 rutene som utgjør gyteområdet overlapper med rutene med >100 ppb THC i vannsøylen. Utover denne arten, er det begrenset overlapp mellom artene og influensområdet i vannsøyle, som vist i Tabell 12. Kun blålange har et stort overlapp med THC i øvre del av vannsøylen. Men arten gyter meget dypt, og olje som slippes ut ved et sjøbunnsutslipp vil stige raskt til overflaten for deretter å blandes ned. Miljørisiko for fisk konkluderes å være lav.

For de andre artene som har nærliggende gyte-/yngleområder er det ikke overlapp (hvitling, nordsjøsei, NØA hyse, NVG sild, tobis, øyepål, samt nordsjø- og NØA torsk).

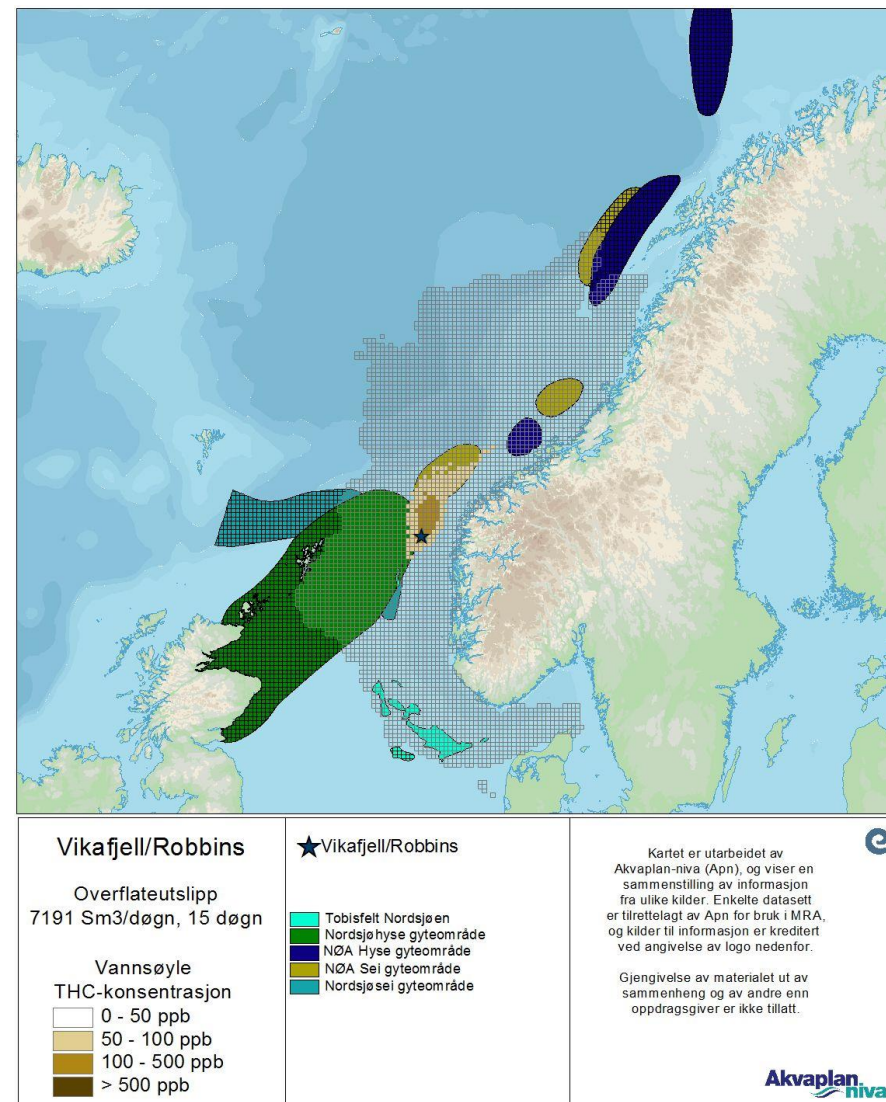
I underlagsrapporten for Forvaltningsplanen for Lofoten og Vesterålen, konsekvenser av akuttutslipp for fisk (Brude *et al.*, 2010), foreslås en grenseverdi på 375 ppb THC for Balder råolje for effekter på sårbare livsstadier av fisk, relatert til PAH-innholdet og en grenseverdi for PAH på 2,5 ppb. Da det ikke er foretatt noen vurdering av PAH-innhold og tilsvarende avledet grenseverdi for Fram råolje, er den tidligere foreslåtte grenseverdien på 50 ppb konservativt benyttet i foreliggende analyse.

Tabell 12 Antall ruter i gyte-/yngleområdet som overlapper med modellruter der gjennomsnittlig THC-konsentrasjon overstiger 50 ppb og 100 ppb.

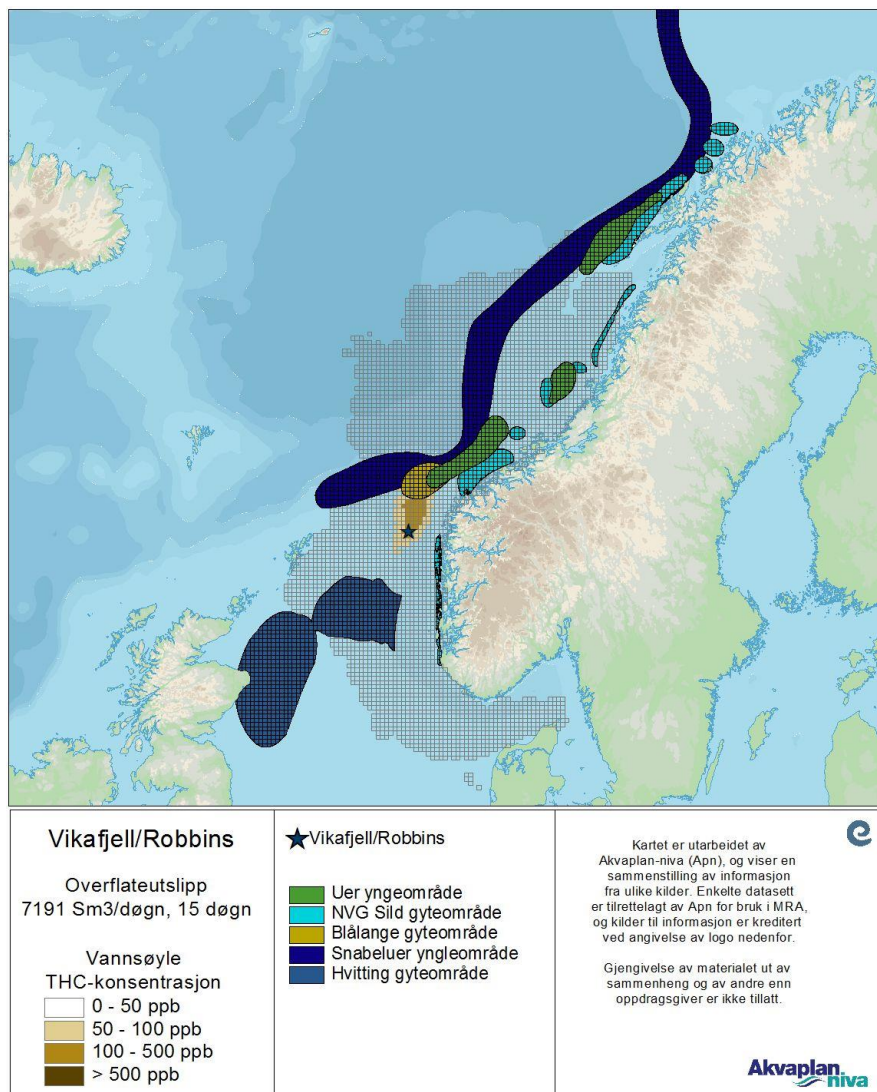
Art	Gyteperiode	Antall ruter med overlapp (50-100 ppb) av totalt antall ruter i gyteområdet	Antall ruter med overlapp (>100 ppb) av totalt antall ruter i gyteområdet
Blålange	Mars-mai	83 av 109	3 av 109
Kveite	Desember-mai	167 av 28461	43 av 28461
Snabeluer	Mars-april	41 av 1406	0 av 1406
Uer	April-mai	25 av 356	0 av 356
NØA sei	Vinter, topp februar	65 av 502	3 av 502
Nordsjøhyse	Mars-mai	26 av 1491	1 av 1491
Kysttorsk	Januar-april	41 av 3340	0 av 3340



Figur 60 Kart over gyte-/yngleområder for NØA torsk, kysttorsk, nordsjøtorsk og øypål samt overlapp med oljekonsentrasjoner i vannsøylen etter overflateutslipp med rate over vektet og 15 dagers varighet.



Figur 61 Kart over gyte-/yngleområder for tobis, nordsjø- og NØA hyse, nordsjø- og NØA sei samt overlapp med oljekonsentrasjoner i vannsøylen etter overflateutslipp med rate over vektet og 15 dagers varighet.



Figur 62 Kart over gyte-/yngeområder for uer, snabeluer, NVG sild, blålange og hvitling samt overlapp med oljekonsentrasjoner i vannsøylen etter overflateutslipp med rate over vektet og 15 dagers varighet.

6.2 Skadebasert miljørisikoanalyse

Det er beregnet bestandstap og miljørisiko for samtlige arter i SEAPOPs database for alle rater og varigheter ved en optimalisert beregningsrutine som gjør manuelle vurderinger av overlappende ressurser overflødig.

Teoretisk kan kun VØKer som har minimum 1 % av bestanden innenfor området som er berørt av oljemengder > 1 tonn i en 10x10 km rute gi utslag i en miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden.

For sjøfugl i åpent hav er det ulike datasett for Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Disse regnes som regionale bestander. Datasettene for kystbundne ressurser er nasjonale bestander, og det er som nevnt i avsnitt 4.12.1.1 benyttet en ny tilrettelegging av datasettene for kystnære bestander med funksjonsområder for en del arter i en del måneder. Bruk av akseptkriteriene i nåværende MIRA-modell tar ikke hensyn til dette, og miljørisiko for kystbundne ressurser vil dermed kunne bli både lavere og høyere enn for ressurser i åpent hav under ellers like forhold. Forskjellene mellom resultater ved bruk av nye og gamle datasett for kystnære ressurser er diskutert i lys av Akvaplan-nivas kjennskap til endringer i grunnlagsdata fra SEAPOP (Geir Systad, *pers medd.*) samt APNs tilrettelegging etter gjennomføringen av sensitivitetsstudien (Skeie og Systad *in prep.*).

Det er også gjennomført full skadebasert miljørisikoanalyse for havert og steinkobbe. For oter finnes det som nevnt ikke datasett tilgjengelig. For hvalarter er det foretatt en overlappsanalyse mellom overflateolje og viktige områder for hvalartene spekkhogger (*Orcinus orca*), spermhval (*Physeter macrocephalus*) og nise (*Phocoena phocoena*).

6.2.1 Miljørisiko for sjøfugl

Miljørisiko er systematisk analysert for alle arter i SEAPOPs database (vedlegg 3, kapittel 9). Hovedresultater er omtalt i analysen, mens resultatet fra enkeltarter ved bruk av nye datasett (2015) er plassert i

<http://www.senseweb.no/content/315/MRABA-Vikafjell>

Analysen er foretatt enkeltvis for alle kombinasjoner av rater og varigheter, for å ha mulighet til å gå tilbake og se risikobidragene fra de enkelte hendelsesscenariene. Figurene viser evt. utslag i miljørisiko samlet over de fire analyseperiodene. Resultatene for sjøfugl kystnært vises ikke sammen med resultatene fra åpent hav, da datasettene fra SEAPOP er fremkommet ved bruk av

annen metodikk (observasjoner og funksjonsområder) enn datasettene for åpent hav (modelldata validert med telletokt).

Det minnes om fra avsnitt 4.12.1.1 at miljørisikoberegningene for kystnær sjøfugl er gjennomført med datasett med ny tilrettelegging i buffersoner i hekkesesongen, utarbeidet av NINA og tilrettelagt for miljørisikoanalyser av APN.

6.2.1.1 Februar-august

Februar til august omfatter en periode med avslutning av overvintringen, vårtrekk til hekkeområdene, samt hekkesesongen. For en del arter avsluttes hekkingen i juli og august regnes som høsttrekkmåned. I åpent hav er alkekonge i Norskehavet mest utsatt, med en gjennomsnittlig høyeste miljørisiko i perioden på ca. 14,2 % av akseptkriteriet i skadekategori "Alvorlig", 11,4 % av akseptkriteriet i kategori "Betydelig", ca. 7 % av akseptkriteriet i kategori "Moderat" og 1,7 % av akseptkriteriet i kategori "Mindre". Lunde i Norskehavet har sitt høyeste utslag i skadekategori "Betydelig" (7,4 % av akseptkriteriet) og 6,5 % av akseptkriteriet i "Alvorlig". Nest sterkeste utslag viser lomvi i Norskehavet med 13,8 % av akseptkriteriet i skadekategori "Moderat", 11 % i kategori "Betydelig", 9 % i "Alvorlig" og 4 % i "Mindre". De høyeste utslagene finner vi i Norskehavet, utslag i Nordsjøen er noe mindre, og lavest i Barentshavet, som treffes i færre simuleringer og med lavere oljemengder. Utslagene på alke, krykkje, lomvi, polarmåke og svartbak i Barentshavet er under 0,01 % av akseptkriteriet.

I de ytre kystområdene i influensområdet er det flere viktige trekk- og hekkeområder for sjøfugl. Kystnært er utslaget i beregnet miljørisiko for analyseperioden høyere enn i åpent hav. Analyseperioden består av både overvintring, vårtrekk, hekkeperiode og begynnelsen av høsttrekk og det er månedsvise fordelinger for ulike arter. Høyeste utslag i de kystnære datasettene finner vi for storskarv kystnært med 31 % av akseptkriteriet i skadekategori "Alvorlig", 9 % av akseptkriteriet i "Betydelig" og 5,5 % av akseptkriteriet i "Moderat". Arter som har høyeste utslag i skadekategori "Alvorlig" er bl.a. gråmåke (19 %), toppskarv (16,5 %), lunde og alke (14 %), ærfugl og krykkje (ca. 13 %), samt svartbak og gråstrupedykker (12 %), dvergdykker og rødnebbterne (9 %), islom (8,5 %) og gulnebbblom (8 %). Utslagene på tundragås, stellerand, ringgås, fjelljo og dverggås er under 0,001 % av akseptkriteriet.

6.2.1.2 Mai-november

Mai til november omfatter hekkeperiode, høsttrekk og begynnelsen av overvintringssesongen. Utslagene i åpent hav er lavere enn i februar-august og høyeste utslag er i mindre alvorlige skadekategorier, med unntak for alkekonge i Norskehavet hvor høyeste utslag er 7 % av akseptkriteriet i skadekategori "Alvorlig", 6 % av akseptkriteriet i "Betydelig", 5 % av akseptkriteriet i "Moderat" og 1,2 % av akseptkriteriet i "Mindre". Lunde i Norskehavet har 3,8 % av akseptkriteriet i skadekategori "Betydelig" som høyeste utslag og 3,2 % i "Alvorlig". Målt mot akseptkriteriene er utslaget høyest for havsule i Norskehavet, med ca. 1,8 % av akseptkriteriet i skadekategori "Moderat", 4,3 % av akseptkriteriet i kategori "Betydelig", ca. 1,5 % i kategori "Alvorlig" og 3,4 % av akseptkriteriet i kategori "Mindre". Utslagene i skadekategori "Moderat" er videre nest høyest for havhest i Norskehavet (8,8 %), alke i Norskehavet (6,6 %), svartbak i Norskehavet (4,6 %), havhest i Nordsjøen (4,5 %) og gråmåke i Norskehavet (4,2 %). Utslagene i Barentshavet er under 0,011 % av akseptkriteriet.

De viktige hekke- og trekk-områdene for sjøfugl i de ytre kystområdene i influensområdet slår ut også i denne perioden.

Også kystnært er miljørisiko noe lavere i denne perioden. Høyeste utslag i de kystnære datasettene finner vi for storskarv kystnært med 24 % av akseptkriteriet i skadekategori "Alvorlig", 6 % av akseptkriteriet i "Betydelig" og 3 % av akseptkriteriet i "Moderat". Arter som har høyeste utslag i skadekategori "Alvorlig" er bl.a. gråmåke (12,5 %), lunde (11 %), krykkje (10,5 %), alke (10 %), ærfugl og rødnebbterne (ca. 9,5 %). Utslagene på dykkere og lommer er lavere i denne perioden.

6.2.1.3 August-februar

Mars til august omfatter høsttrekket og store deler av overvintringen.

I åpent hav er alkekonge i Norskehavet mest utsatt, med en gjennomsnittlig høyeste miljørisiko i perioden på ca. 26,5 % av akseptkriteriet i skadekategori "Alvorlig", 21 % av akseptkriteriet i kategori "Betydelig", ca. 6,5 % av akseptkriteriet i kategori "Moderat" og 1 % av akseptkriteriet i kategori "Mindre". Nest sterkeste utslag viser lunde i Norskehavet med 15 % av akseptkriteriet i skadekategori "Betydelig", 13,5 % i kategori "Alvorlig", 7,5 % i "Moderat" og

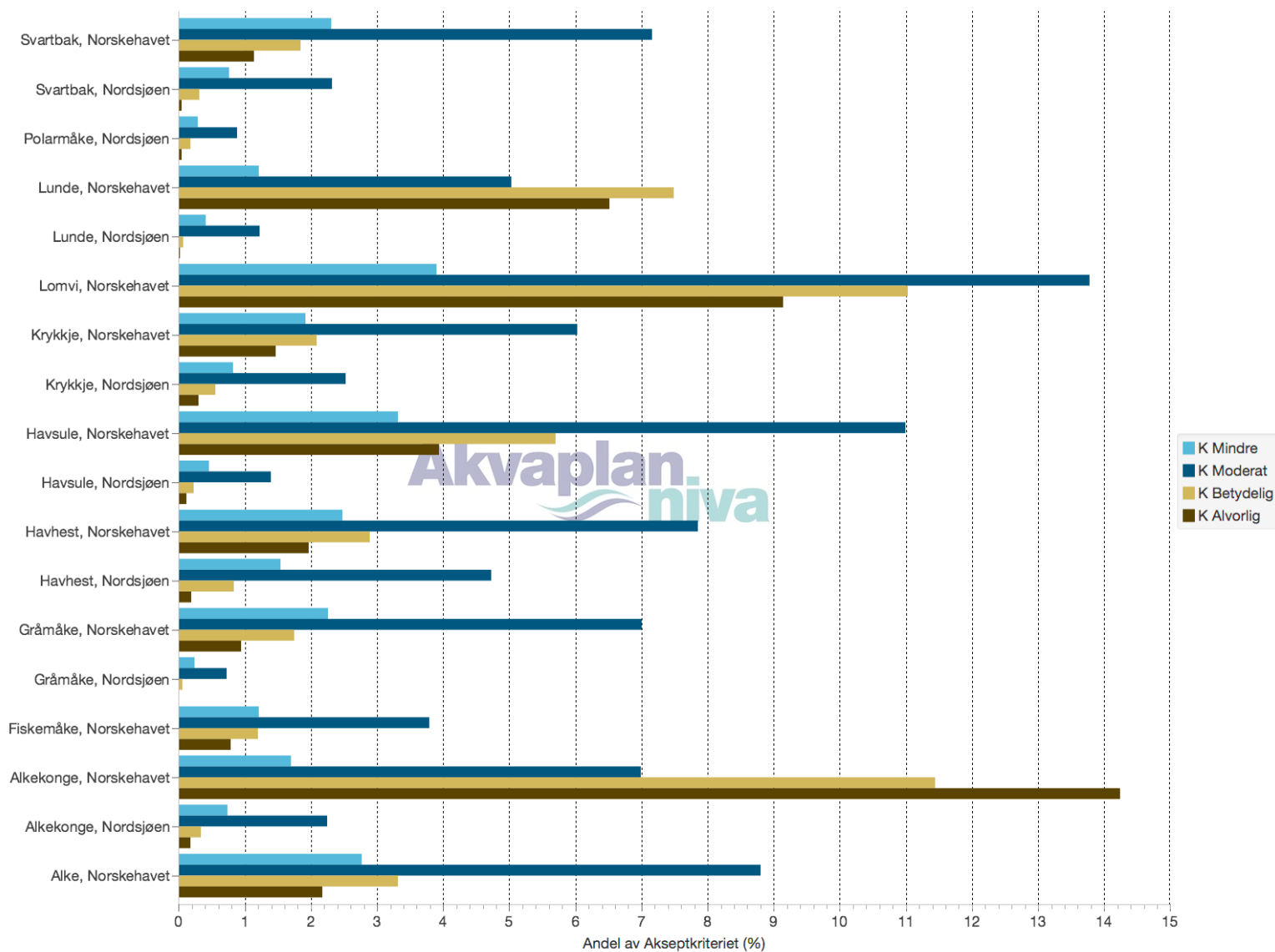
1,5 % i "Mindre". De øvrige artene har sterkeste utslaget i skadekategori "Moderat". De høyeste utslagene er også i denne perioden i Norskehavet, utslag i Nordsjøen er noe mindre, og utslagene i Barentshavet er meget små.

Kystnært er Norskehavsområdet viktig for overvintring av en rekke sjøfugl. Kystnært er utslaget i beregnet miljørisiko for analyseperioden høyere prosentmessig enn i åpent hav, og som i de øvrige periodene kommer de høyeste utslagene i skadekategori "Alvorlig". Høyeste utslag i de kystnære datasettene finner vi for gråstrupedykker kystnært med 23 % av akseptkriteriet i skadekategori "Alvorlig", toppskarv (17,5 %), storskarv (14,5 %), gulnebbblom (13,5 %), dvergdykker (12,5 %) og islom (9 %). Vinterstid er tilstedeværelsen og dermed utslagene høyere for arter som lommer, dykkere og dykkender.

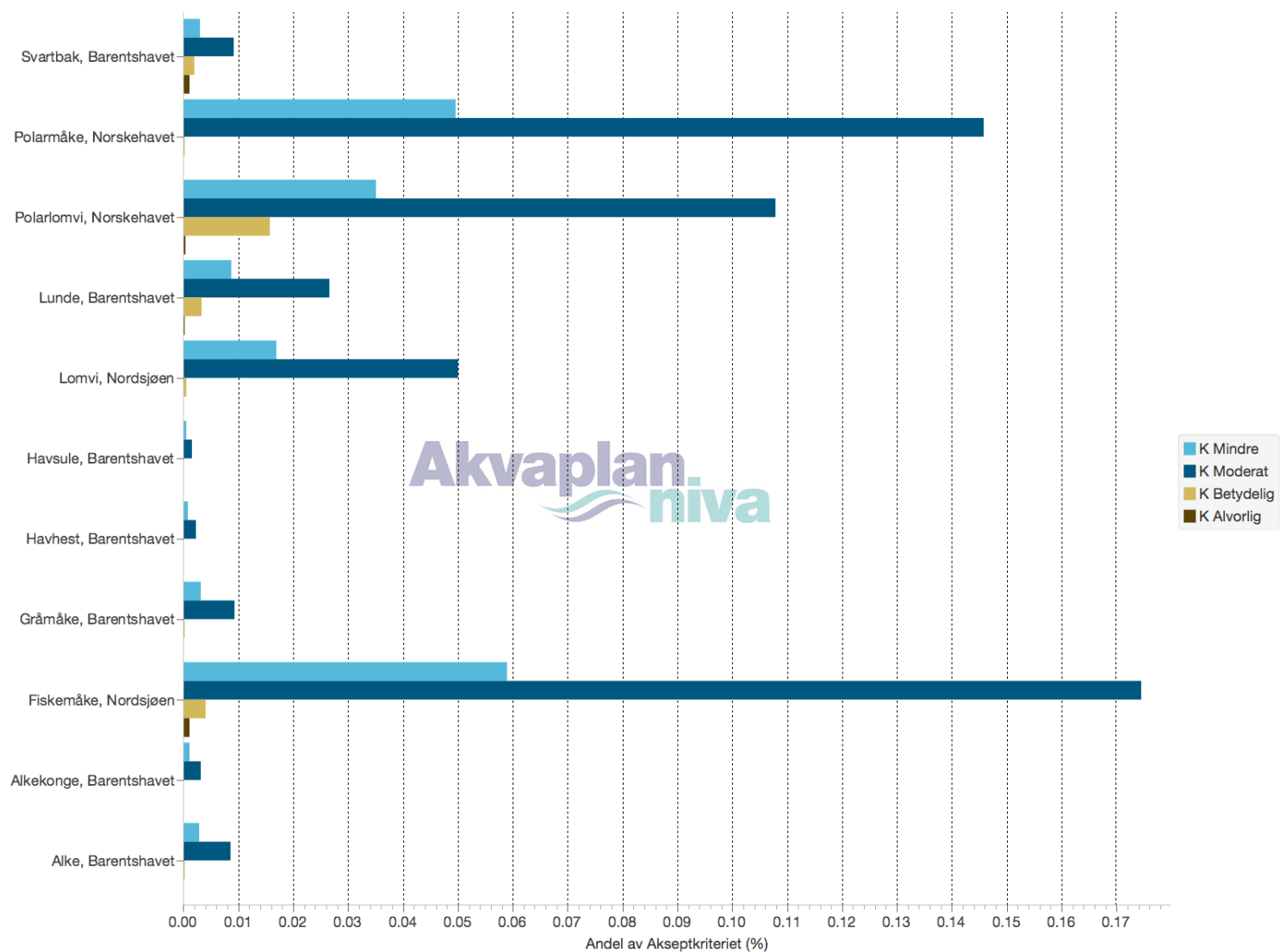
6.2.1.4 November-mai

Perioden november-mai omfatter overvintring, vårtrekk til hekkeområdene og begynnelsen av hekkesesongen for en rekke arter. I åpent hav er alkekonge i Norskehavet mest utsatt, med en gjennomsnittlig høyeste miljørisiko i perioden på ca. 33,5 % av akseptkriteriet i skadekategori "Alvorlig", 26,5 % av akseptkriteriet i kategori "Betydelig", ca. 10 % av akseptkriteriet i kategori "Moderat" og 1,5 % av akseptkriteriet i kategori "Mindre". Nest sterkeste utslag viser lunde i Norskehavet med 18,5 % av akseptkriteriet i skadekategori "Betydelig", 16,5 % i kategori "Alvorlig", 10 % i "Moderat" og 2 % i "Mindre". De øvrige artene har sterkeste utslaget i skadekategori "Moderat". De høyeste utslagene er også i denne perioden i Norskehavet, utslag i Nordsjøen er noe mindre, og utslagene i Barentshavet er meget små.

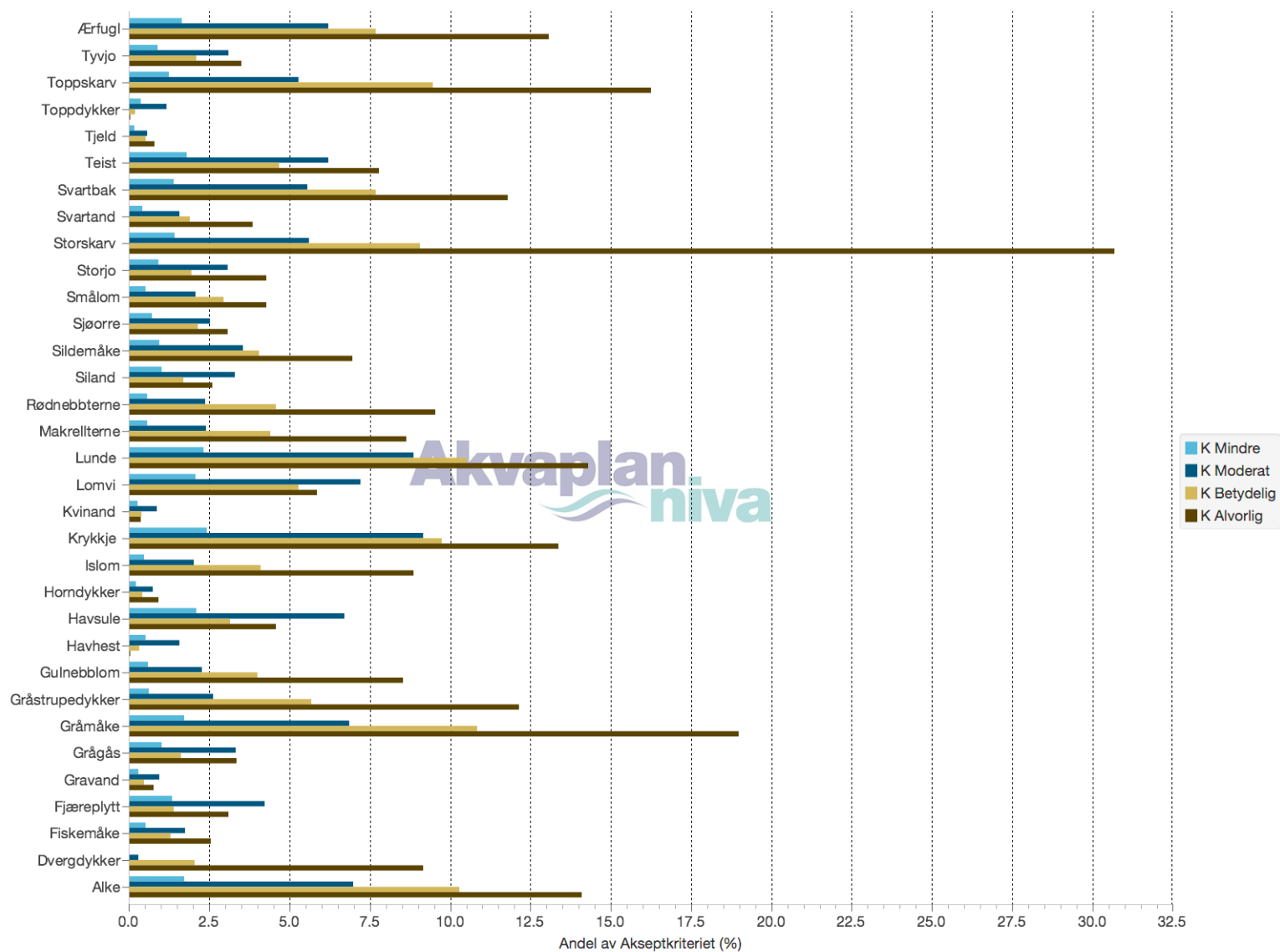
Kystnært er Norskehavsområdet viktig for overvintring av en rekke sjøfugl, og flere hekker også her. Kystnært er utslaget i beregnet miljørisiko for analyseperioden høyere prosentmessig enn i åpent hav, og som i de øvrige periodene kommer de høyeste utslagene i skadekategori "Alvorlig". Høyeste utslag i de kystnære datasettene finner vi for gråstrupedykker kystnært med 27 % av akseptkriteriet i skadekategori "Alvorlig", toppskarv (19,5 %), gulnebbblom (18 %), dvergdykker (17 %), storskarv (16 %) og islom (14,5 %). Vinterstid er tilstedeværelsen og dermed utslagene høyere for arter som lommer, dykkere, og dykkender, og for disse artene har denne perioden høyest miljørisiko.



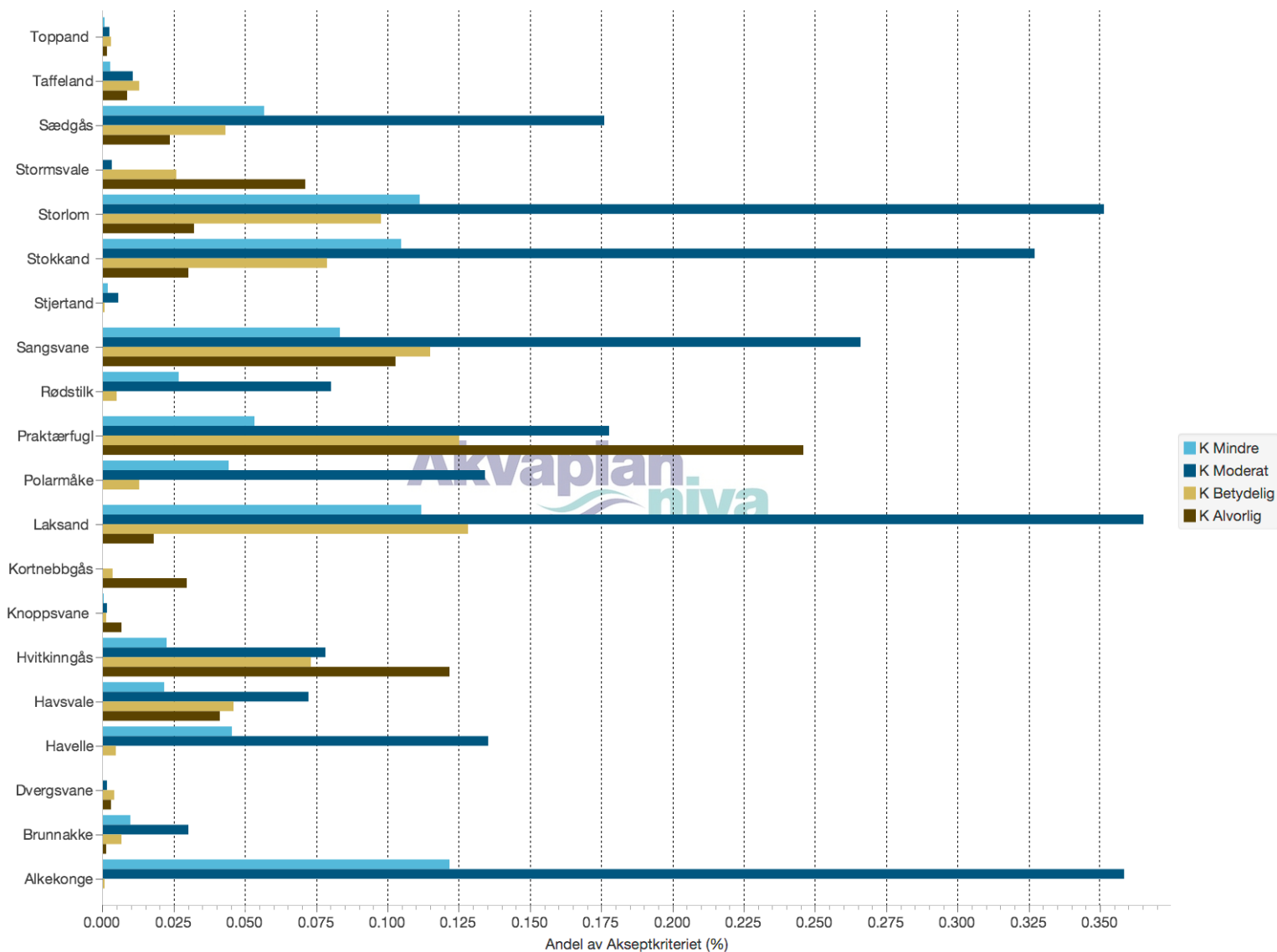
Figur 63 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav som ga høyeste utslag (februar-august).



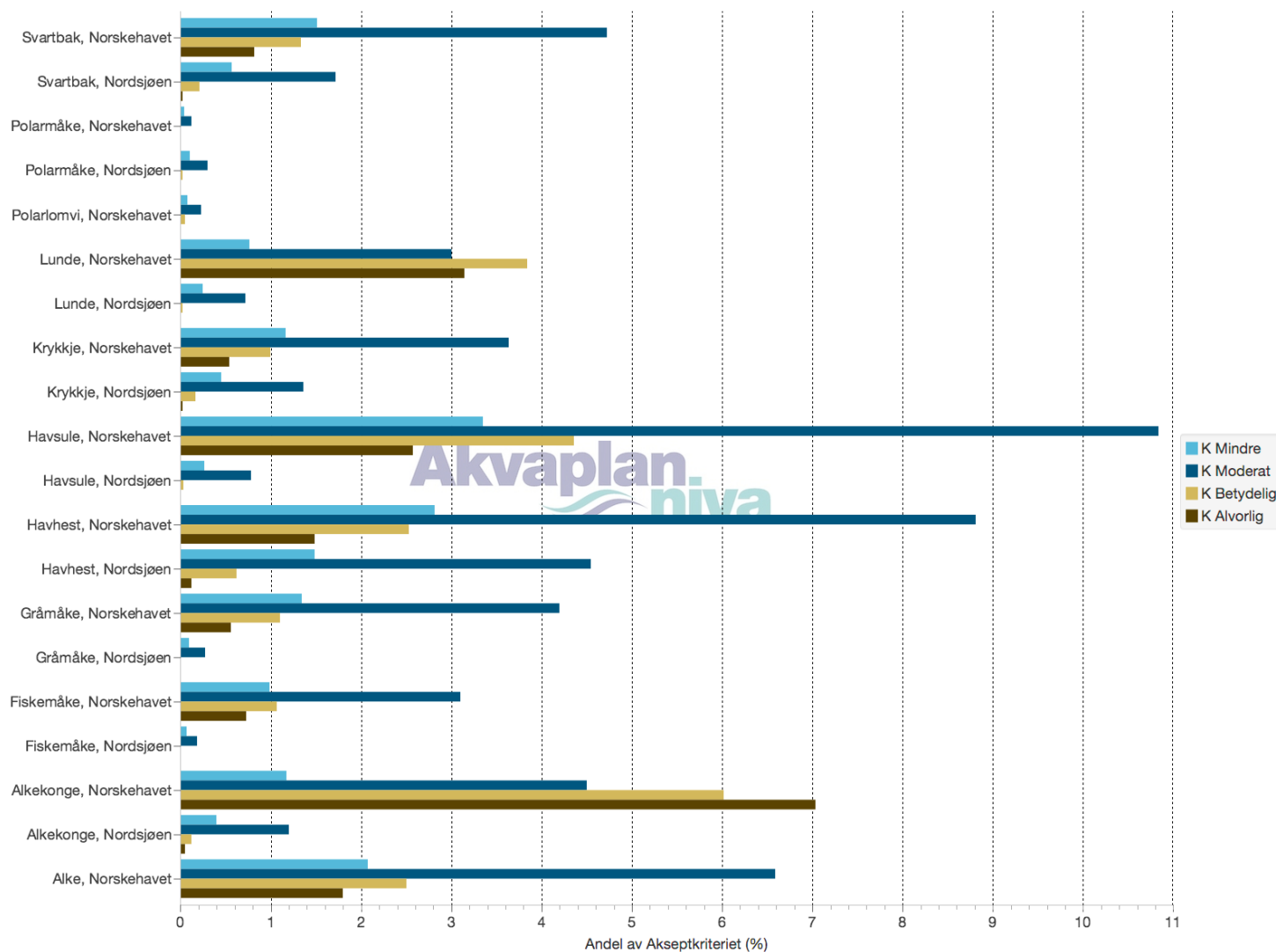
Figur 64 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav som ga middels utslag (februar-august).



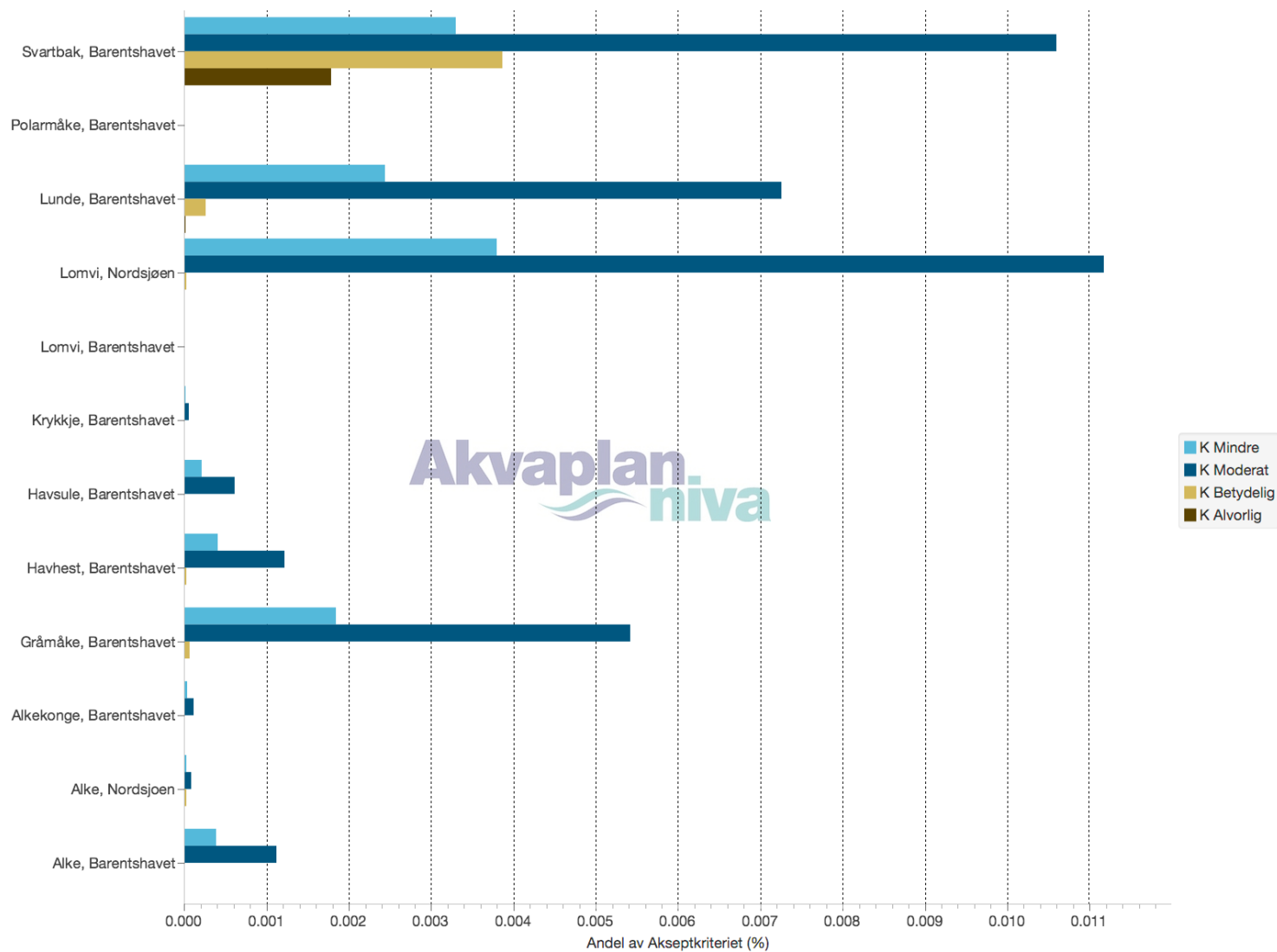
Figur 65 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøguglarter kystnært som ga høyeste utslag (februar-august).



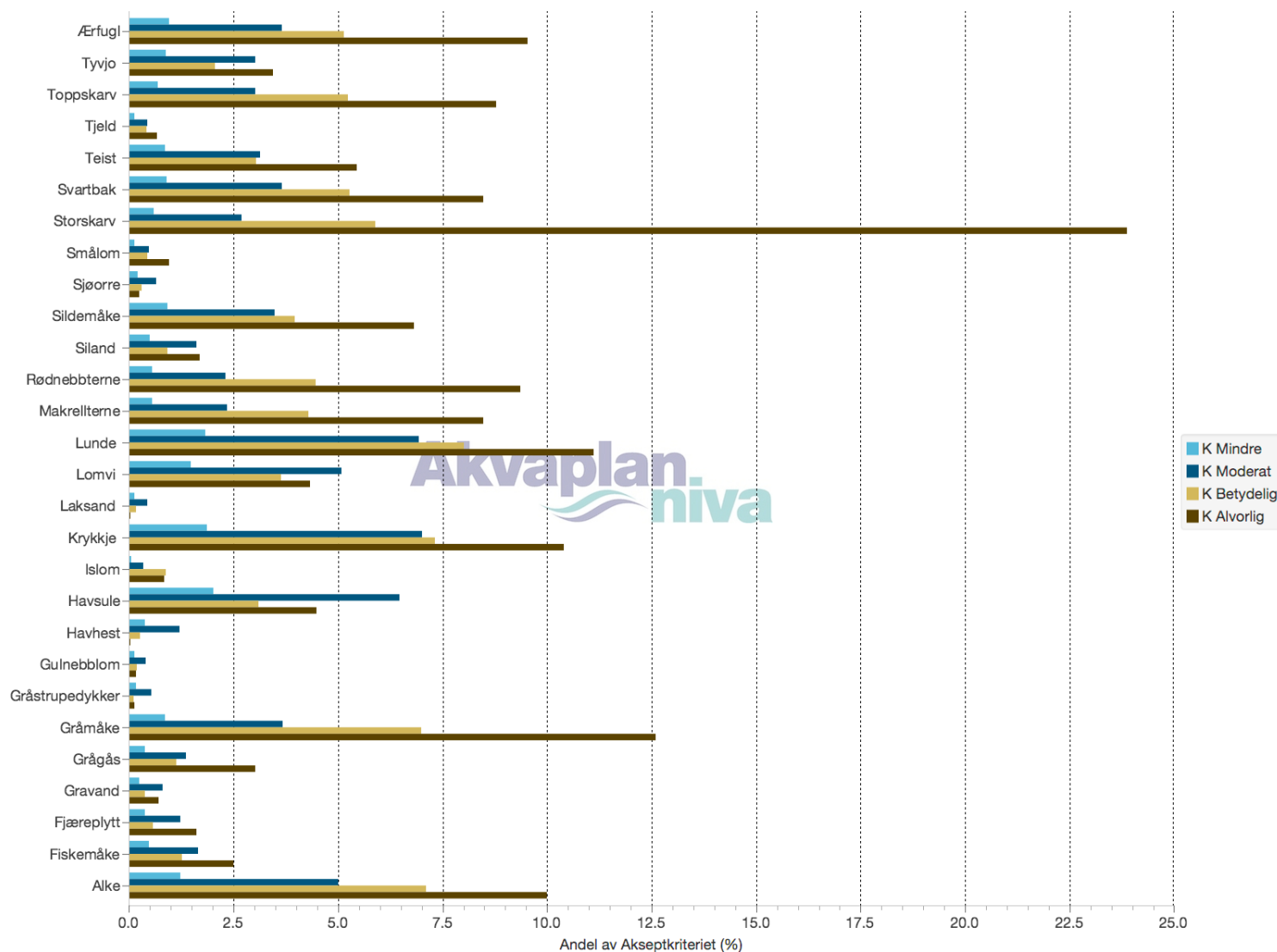
Figur 66 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøguglarter kystnært som ga middels utslag (februar-august).



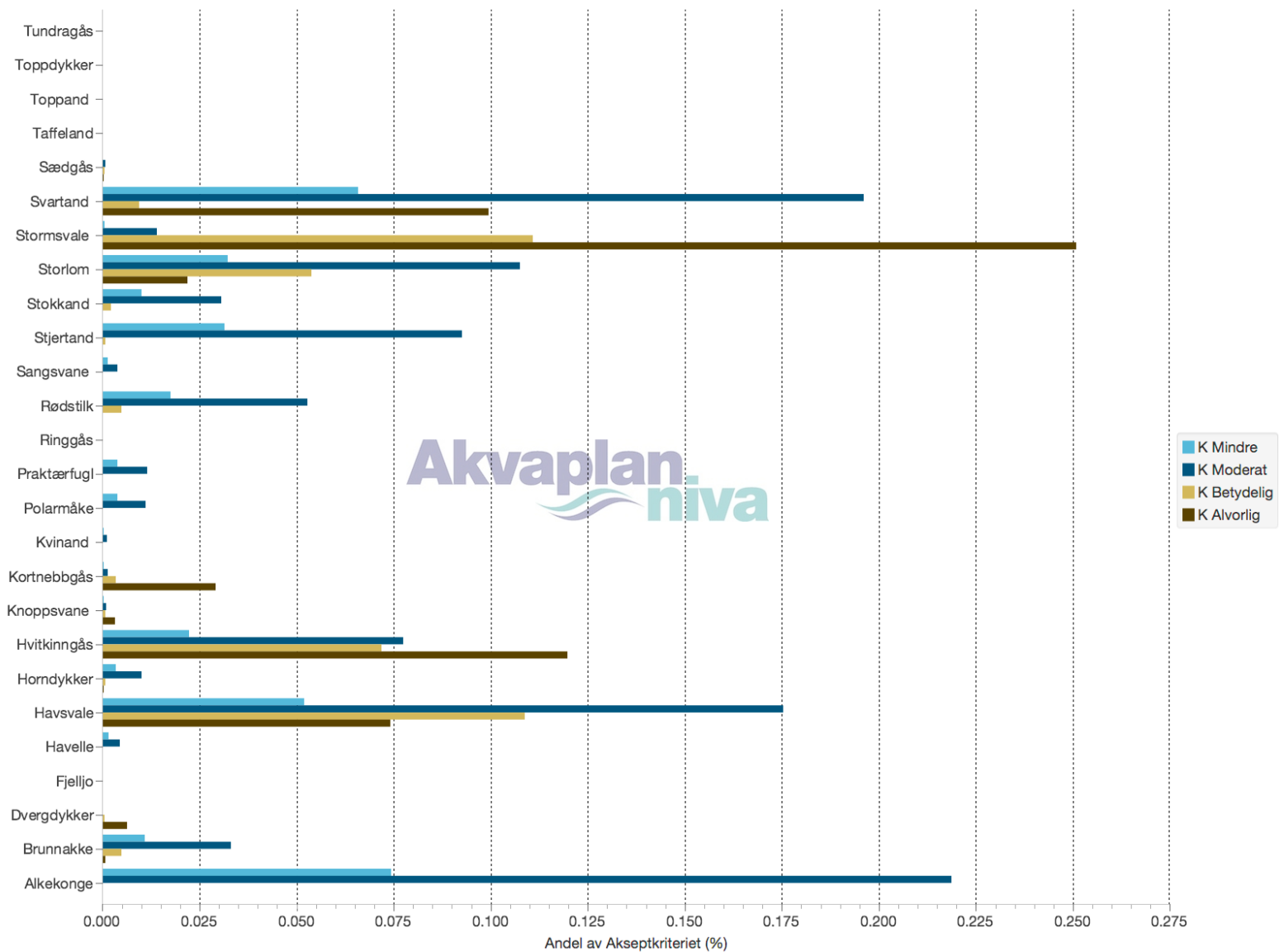
Figur 67 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav som ga høyeste utslag (mai-november)



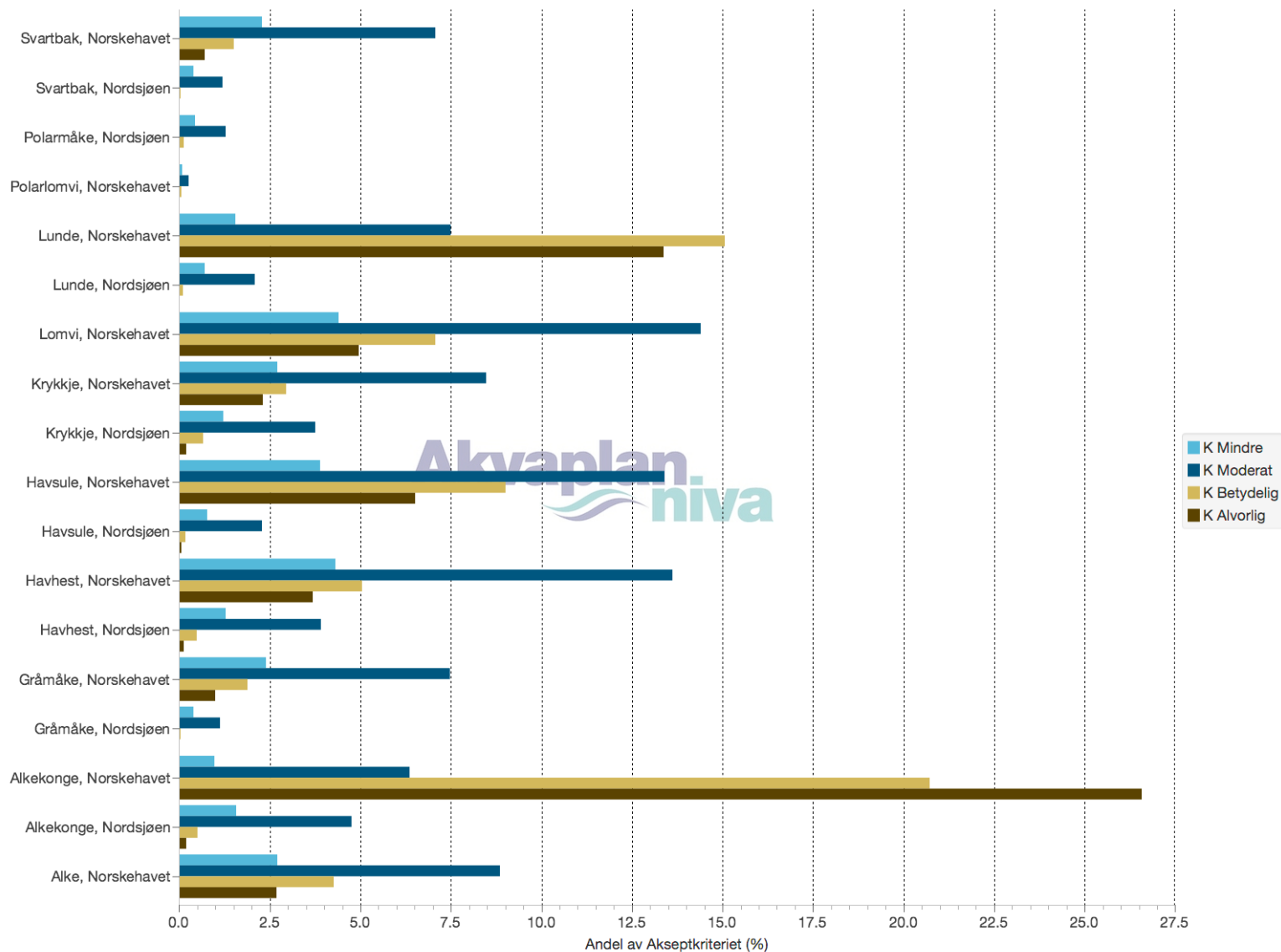
Figur 68 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter i åpent hav som ga laveste utslag (mai-november)



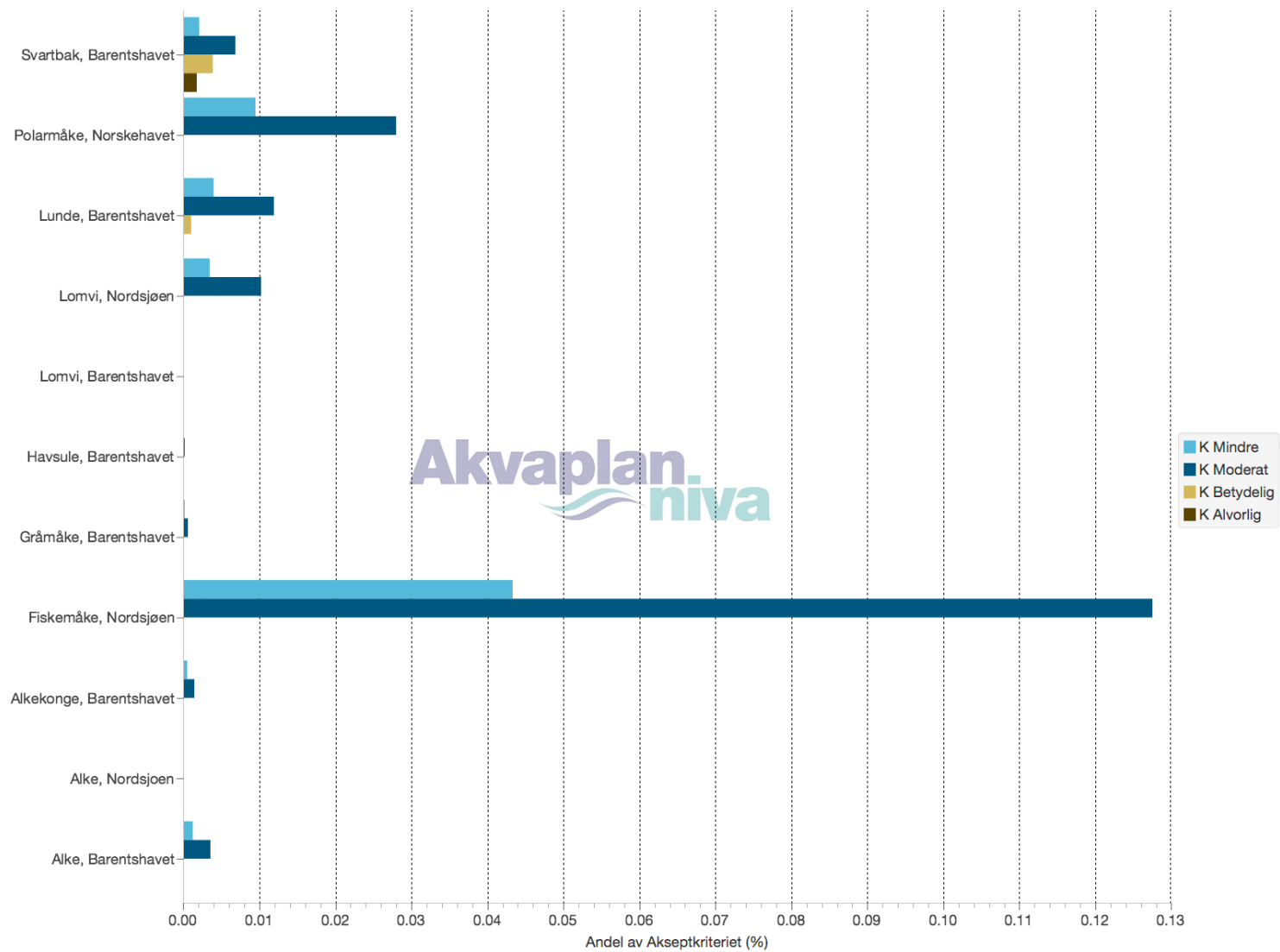
Figur 69 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøguglarer kystnært som ga høyeste utslag (mai-november).



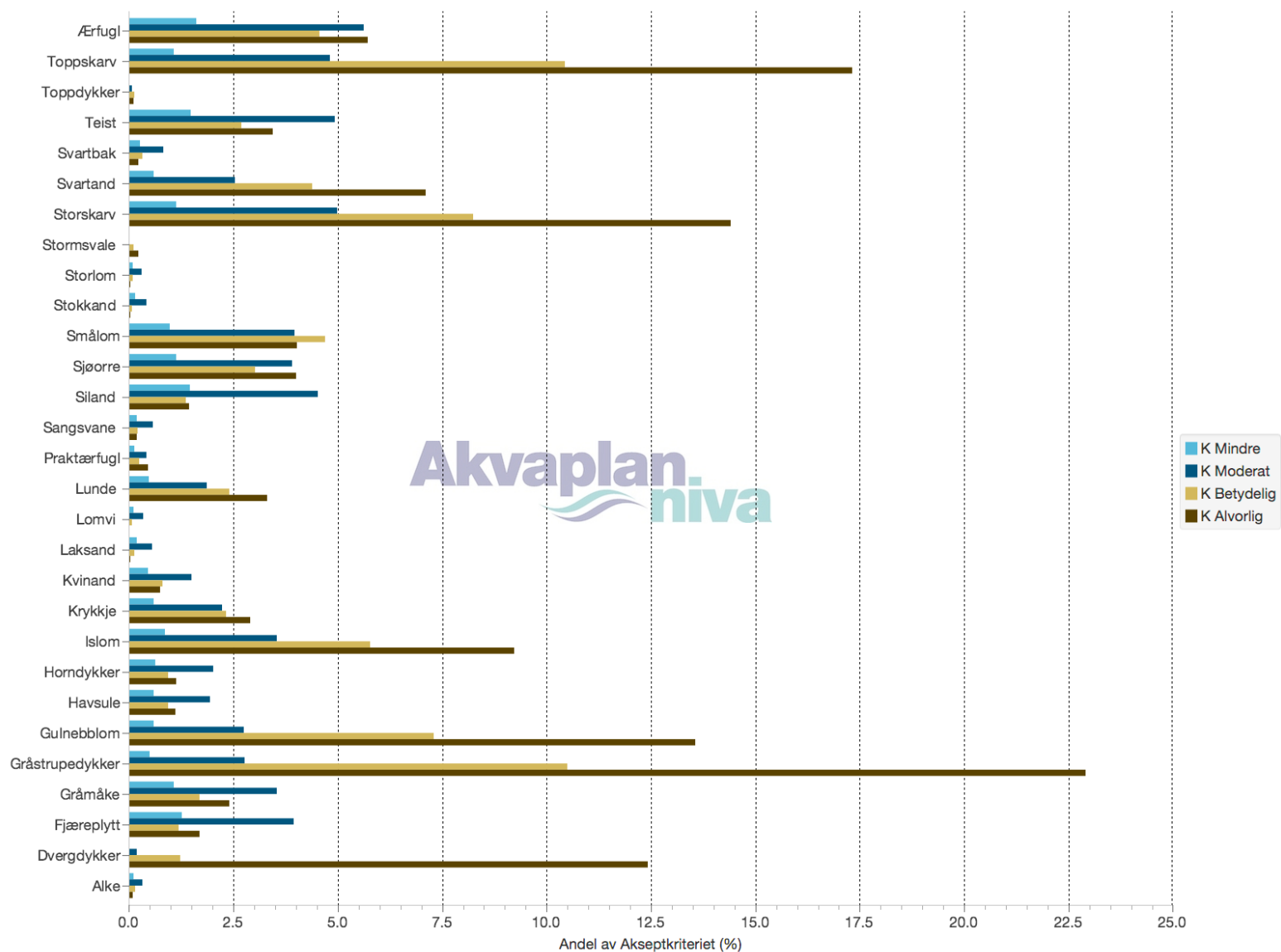
Figur 70 Miljörisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøguglarer kystnært som ga laveste utslag (mai-november).



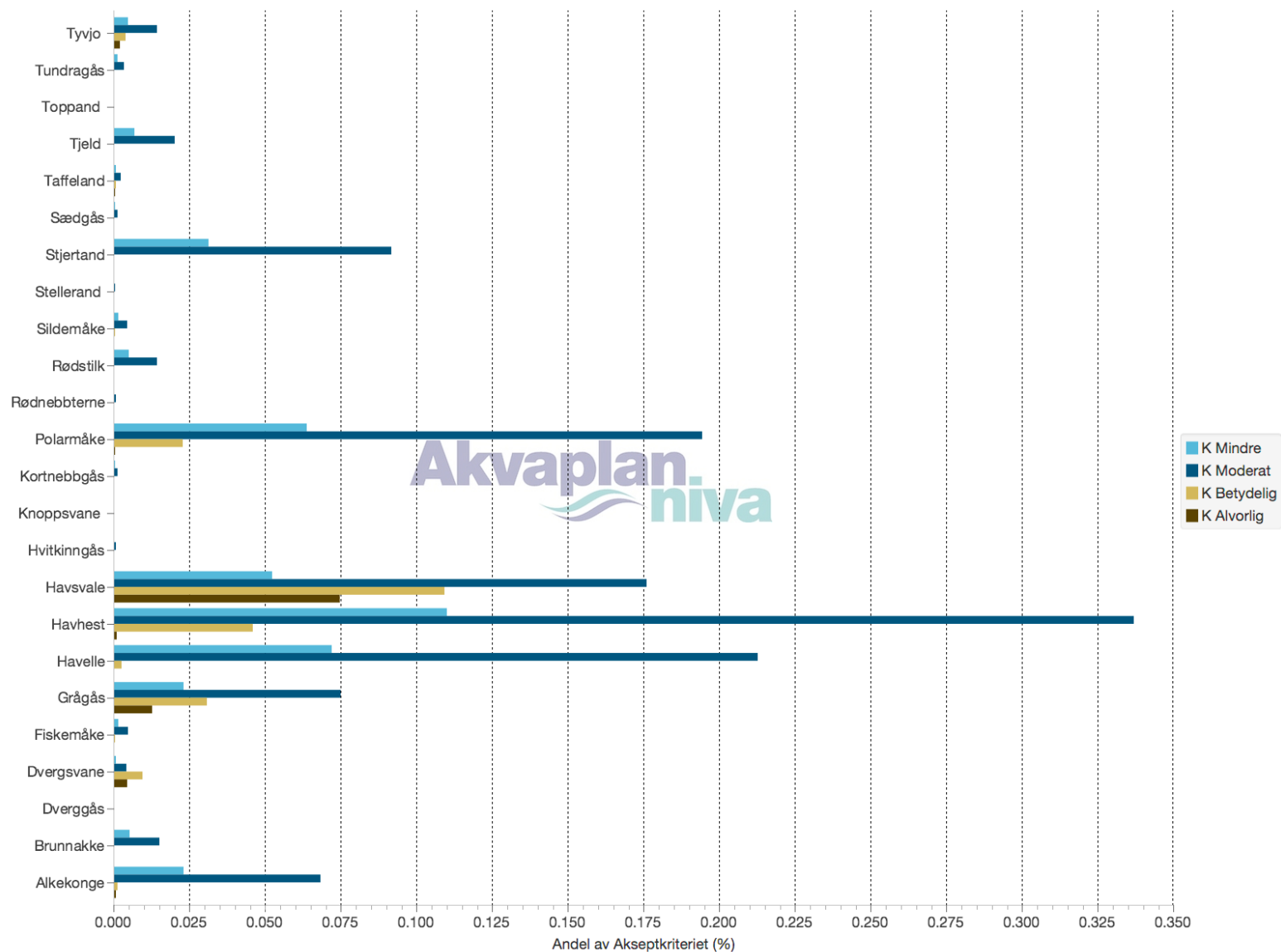
Figur 71 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter med høyeste utslag i åpent hav (august-februar).



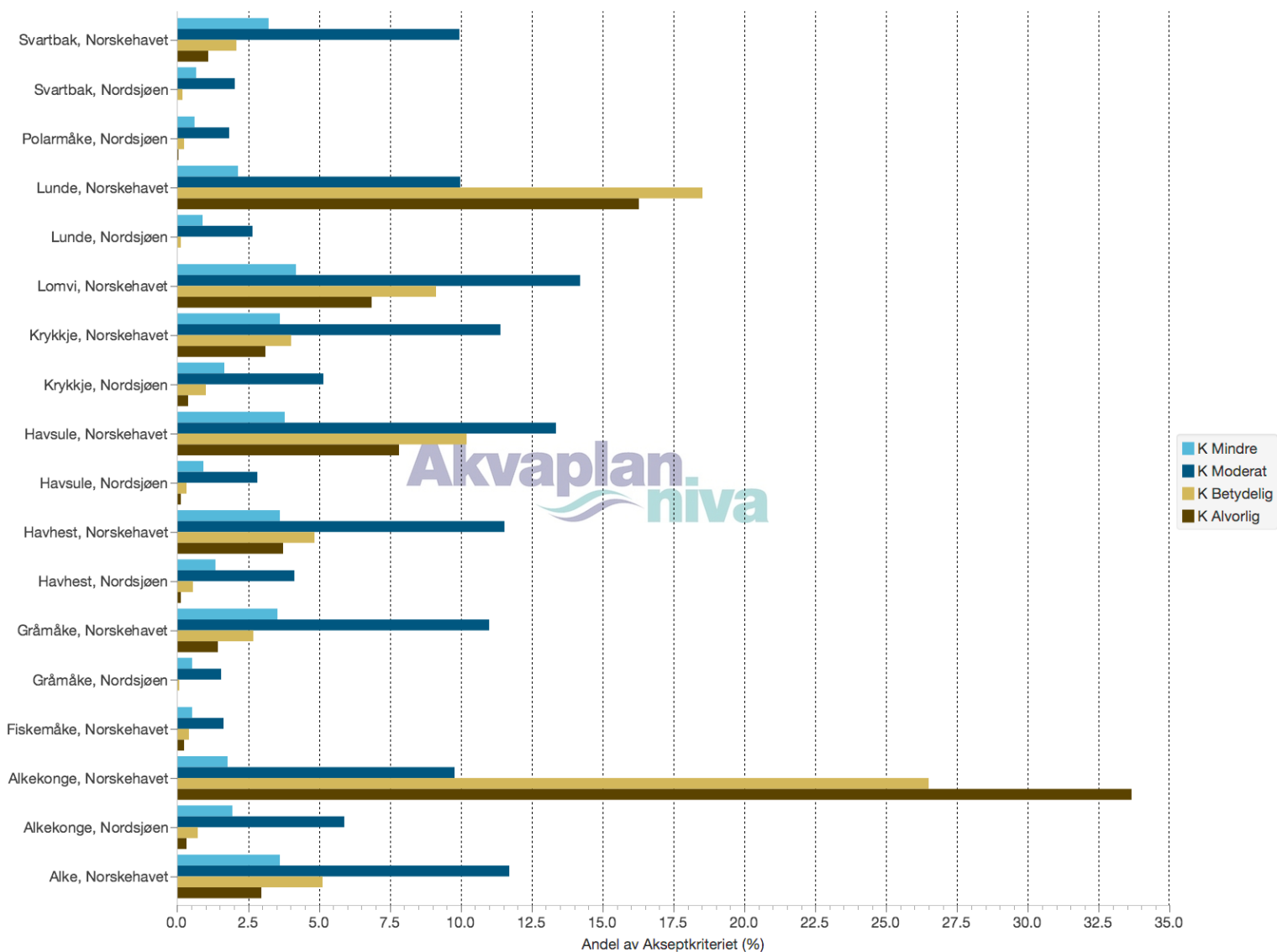
Figur 72 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter med laveste utslag i åpent hav (august-februar).



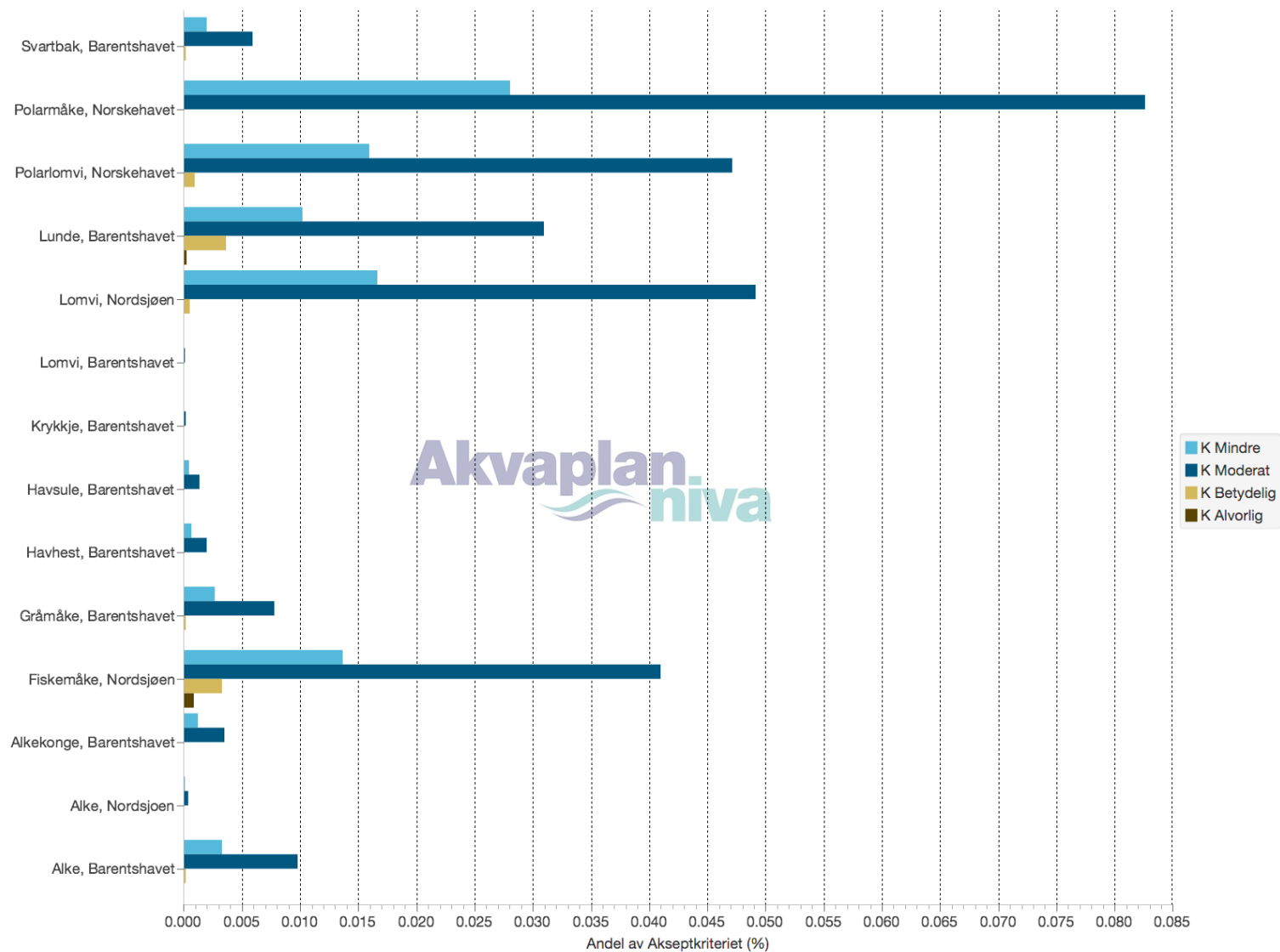
Figur 73 Miljörisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøguglar kystnært som ga høyste utslag (august-februar).



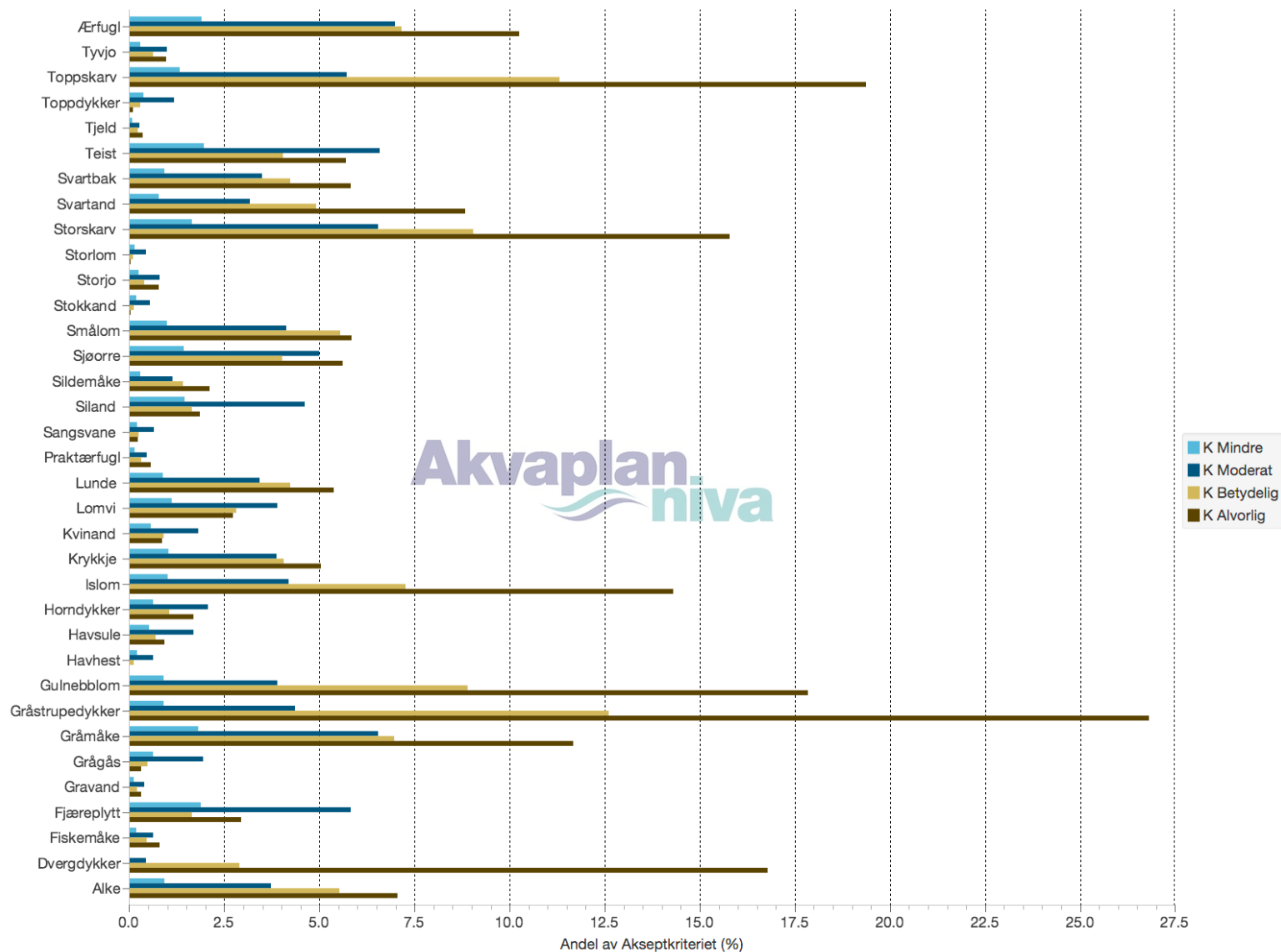
Figur 74 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært som ga laveste utslag (august-februar).



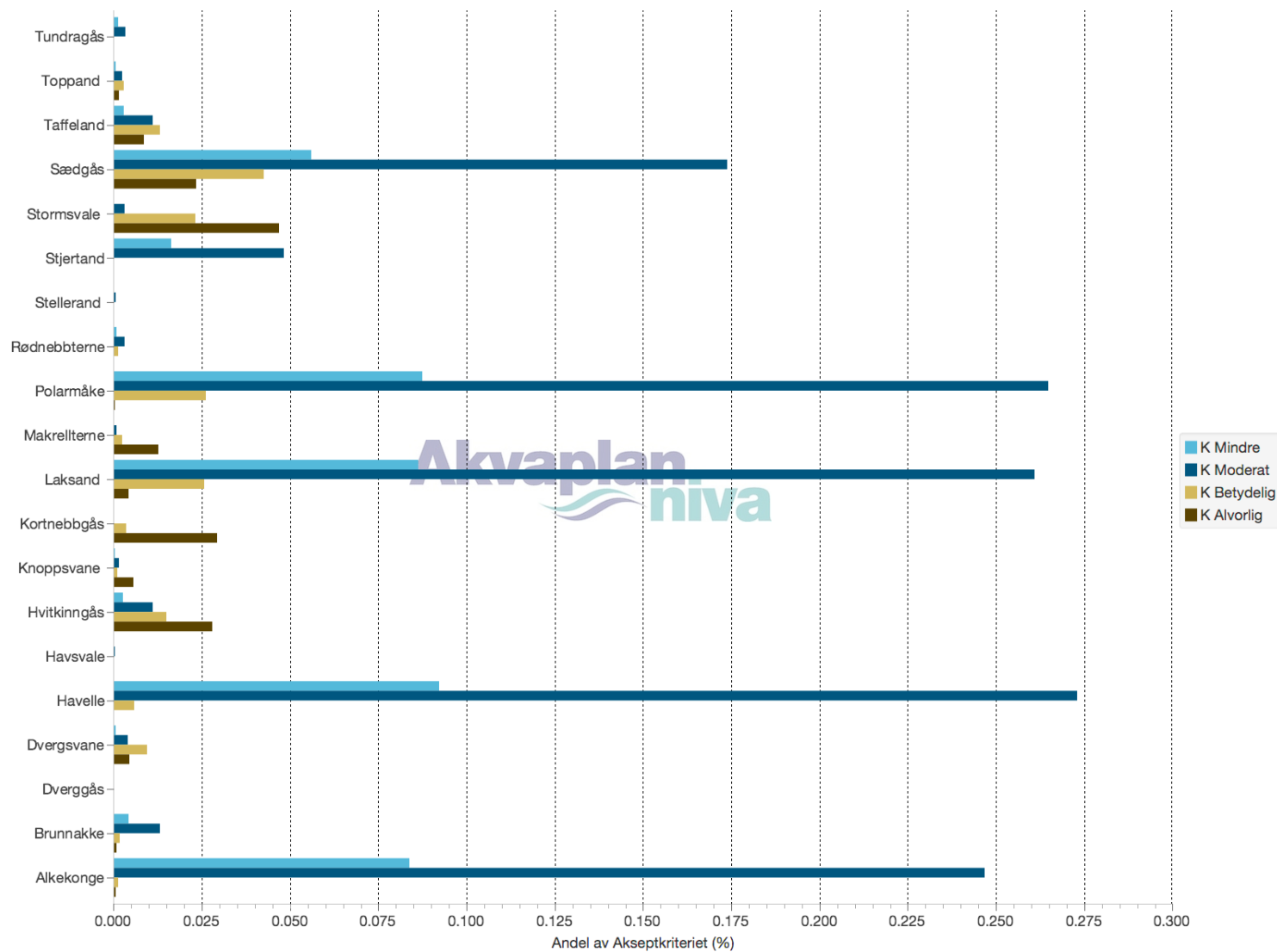
Figur 75 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter som ga høyeste utslag i åpent hav (november-mai).



Figur 76 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter som ga laveste utslag i åpent hav (november-mai).



Figur 77 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært som ga høyeste utslag (november-mai).



Figur 78 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sjøfuglarter kystnært som ga laveste utslag (november-mai).

6.2.2 Miljørisiko for marine pattedyr

6.2.2.1 Kystsel

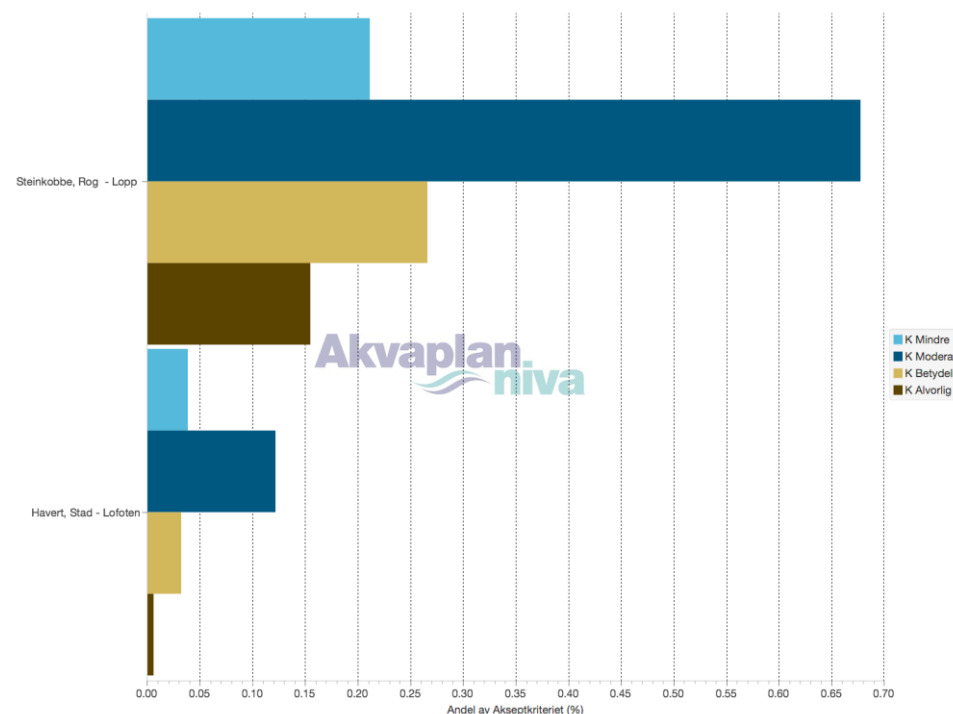
Det er gjennomført kvantitativ miljørisikoanalyse etter MIRA-metoden for kystselene steinkobbe og havert kystnært på fastlandet.

Resultatene følger stort sett hårfellings- og kasteperiodene. Haverten har hårfelling i februar-mars og kasteperiode i september-desember. Steinkobben kaster i juni/juli og feller hårene umiddelbart etter (juli/august). Alle periodene har dermed noe utlag i miljørisiko for en eller begge arter. Perioden februar-august omfatter hårfelling for havert og kaste/hårfelling for steinkobbe, denne perioden kan dermed påvirke begge arter, men miljørisiko er nivåmessig noe lavere enn for de andre periodene. Generelt er miljørisiko for kystsel meget lav. Øvrige utslag på andre bestander av kystsel er under 0,01 % av akseptkriteriet i alle skadekategorier.

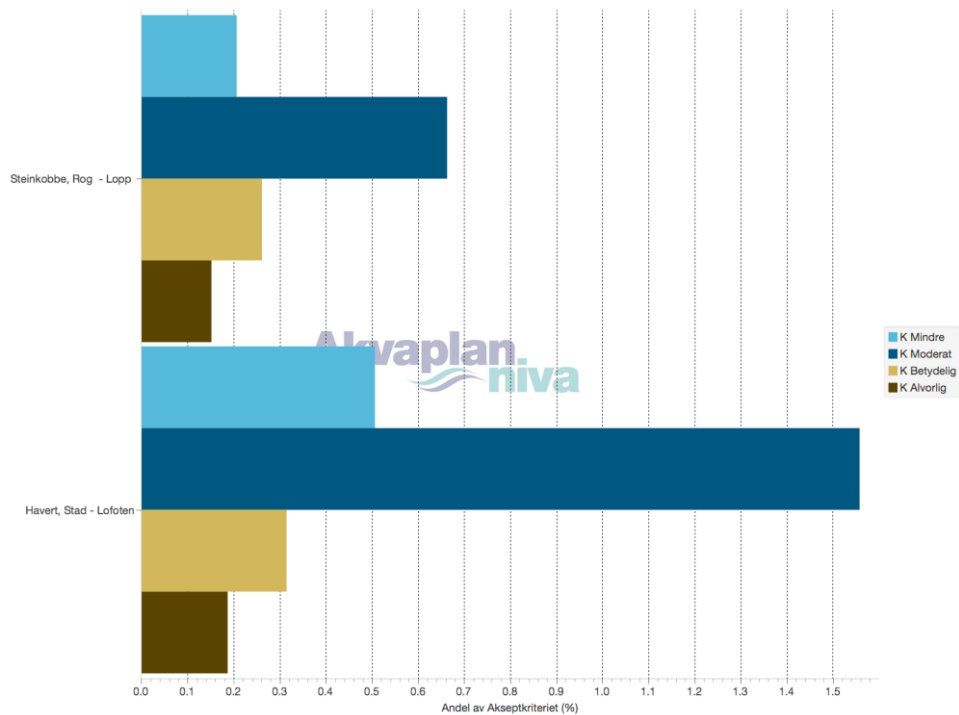
6.2.2.2 Hvaler

Overlappsanalyse mellom scenariet som ansees mest representativt for overflateutslipp (raten nærmest vektet og varighet nærmest vektet (7191 m³/døgn i 15 døgn)) og viktige områder for nise (hele året), spekkhogger (oktober-januar) og spermhval (april-oktober) viste at 6 av 1961 ruter i det viktige området for nise og ingen ruter for spekkhogger og spermhval overlapper med områder der det er mer enn 1 % treffsannsynlighet av olje med mer enn 1 tonn.

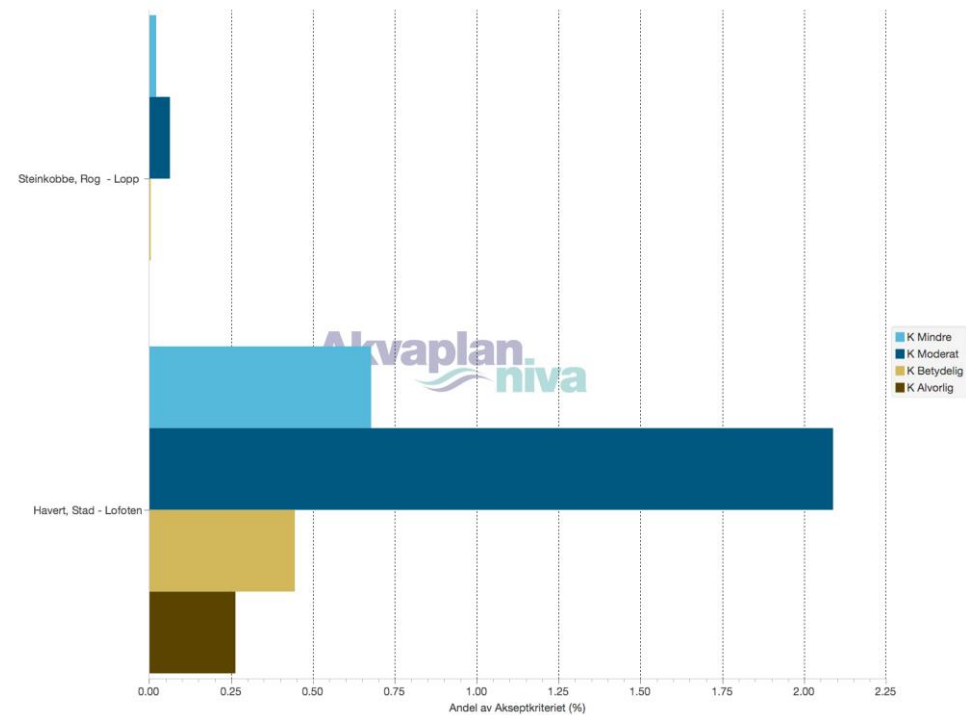
Ved mer langvarige hendelser med høyere rater øker sannsynligheten for treff av enkelt dyr, men miljørisiko for hvalartene ansees å være meget lav for denne aktiviteten.



Figur 79 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sel (høyeste utslag) (februar-august).



Figur 80 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sel (høyeste utslag) (mai-november).



Figur 81 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sel (høyeste utslag) (august-februar).

6.3 Variasjon i miljørisiko gjennom året (sjøfugl)

6.3.1 Metode

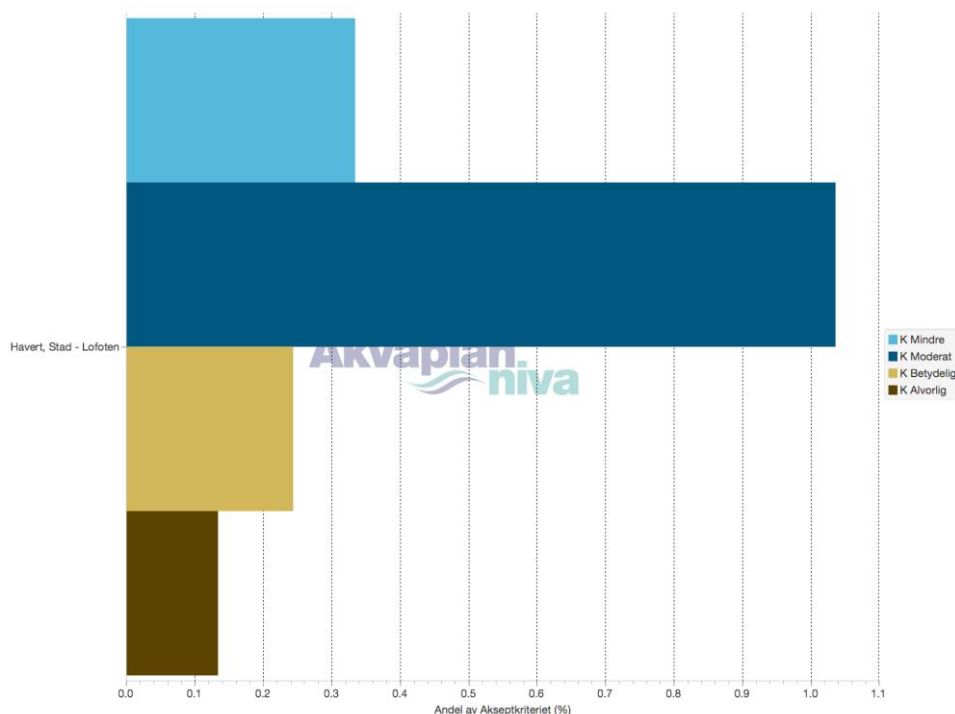
Det er gjennomført helårlige oljedriftsanalyser, og miljørisiko for hver måned er analysert separat som total av alle rater og for samtlige arter. I foreliggende analyse vises miljørisiko for alle arter som har skadeutslag over 0,00001 % av akseptkriteriet i noen skadekategori for sjøfugl i åpent hav (datasett fra 2013) og over 0,1 % av akseptkriteriet i noen skadekategori for sjøfugl kystnært (datasett fra 2015). Resultater for åpent hav og kystnært er vist hver for seg, ettersom tilretteleggingen og grunnlagsdataene er svært forskjellige, som tidligere diskutert. Disse to datagruppene bør ikke sammenlignes direkte.

Skalaen følger mest utslagsgivende ressurs, slik at ressurser med så lave utslag at de ikke vises på grafen er kun tatt med for opplistingens skyld.

Da det både modelleres langvarige hendelser og det er lange følgetider i oljedriftsmodelleringen, blir det noe overlapp mellom måneder. Leseren gjøres oppmerksom på at en månedsvis oppløsning er å anse som indikativ og relativ, og at tre eller flere måneder bør sees under ett for et kvantitativt uttrykk. Grunnen til dette er at følgetiden av olje er 30 døgn etter utslippets opphør, som i denne analysen er 65 døgn, dvs. totalt tre og en halv måned. Resultatene i denne delen av miljørisikoanalysen for Vikafjell North/Robbins reflekterer best månedsvise ulikheter i ressursfordeling.

6.3.2 Variasjoner gjennom året i åpent hav

Av Figur 83 t.o.m. Figur 94 sees følgende hovedtrekk i årsvariasjon i miljørisiko i åpent hav og kystnært gjennom året, som skyldes en kombinasjon av oljens forvitring og drift ved ulike klimaforhold, samt ressursenes utbredelse og migrasjonsmønstre: I november tom. mars er det alkefugl, særlig alkekonge og lunde i Norskehavet, samt havsule som har høyeste utslag i åpent hav og risikobildet er relativt likt i disse månedene. Fra april gjennom hekkesesongen går risikoen generelt ned i åpent hav, lomvi er mest utslagsgivende ressurs. Dette bildet er relativt likt gjennom juli (hekkesesongen) og delvis også i høstmånedene august-oktober, da miljørisiko i åpent hav synker ytterligere. Fra november kommer alkekonge tilbake til overvintringsområdene i åpent hav, fra



Figur 82 Miljørisiko som andel av selskapets akseptkriterier i konsekvenskategorier for sel (høyeste utslag) (november-mai).

hekkeområdene lenger nord. Alkekongen hekker ikke på norskekysten, den trekker fra hekkeområdene i Barentshavet og Jan Mayen til Norskehavet for overvintring. Fra august har lomvi og alke, og til sist lunde, forlatt hekkekolonien og er igjen å finne på næringssøk i åpent hav.

6.3.3 Variasjoner gjennom året kystnært

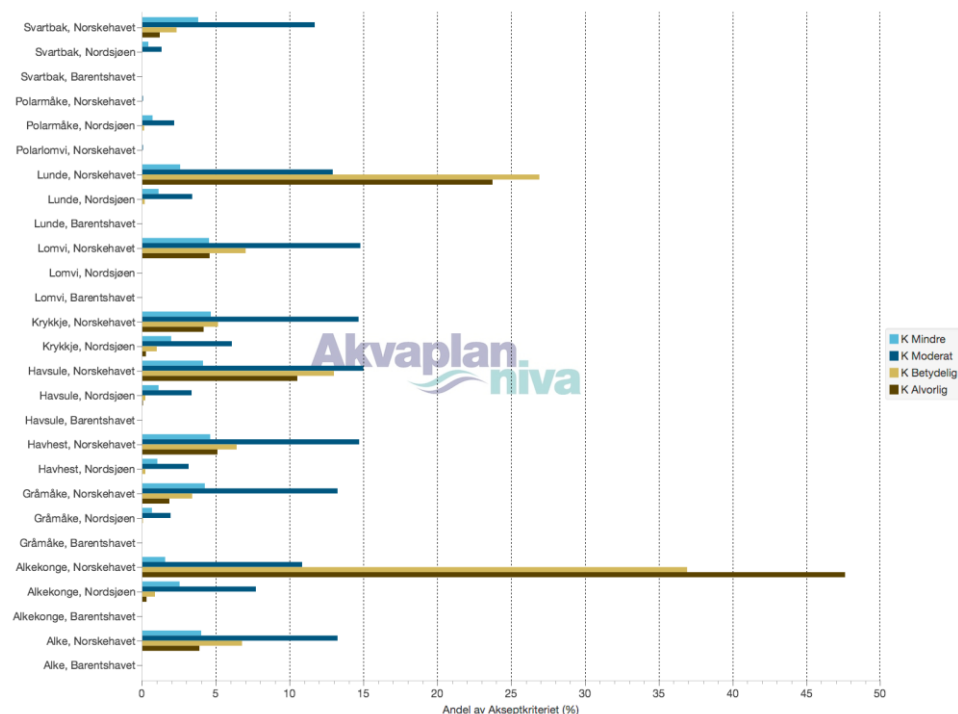
Sjøfuglenes migrasjonsmønstre og oljens levetid på sjøen vises også i miljørisikoresultatene kystnært, og resultatene gjenspeiler datasettenes tilrettelegging for sesongmessige variasjoner.

Ellers er værforholdene gjerne harde i vintermånedene og mindre olje når kysten, noe som bidrar til å redusere miljørisiko vinterstid noe (uten beredskap). Ny tilrettelegging av datasett for sjøfugl kystnært, som nå også har en multiplikasjonsfaktor vinterstid, ansees som hovedårsak til at disse artene har sterkt utslag også vinterstid. Som nevnt vil Akvaplan-niva arbeide videre med å studere effektene på utslag av ulike tilrettelegginger av datasett for best mulig prediksjon av miljørisiko.

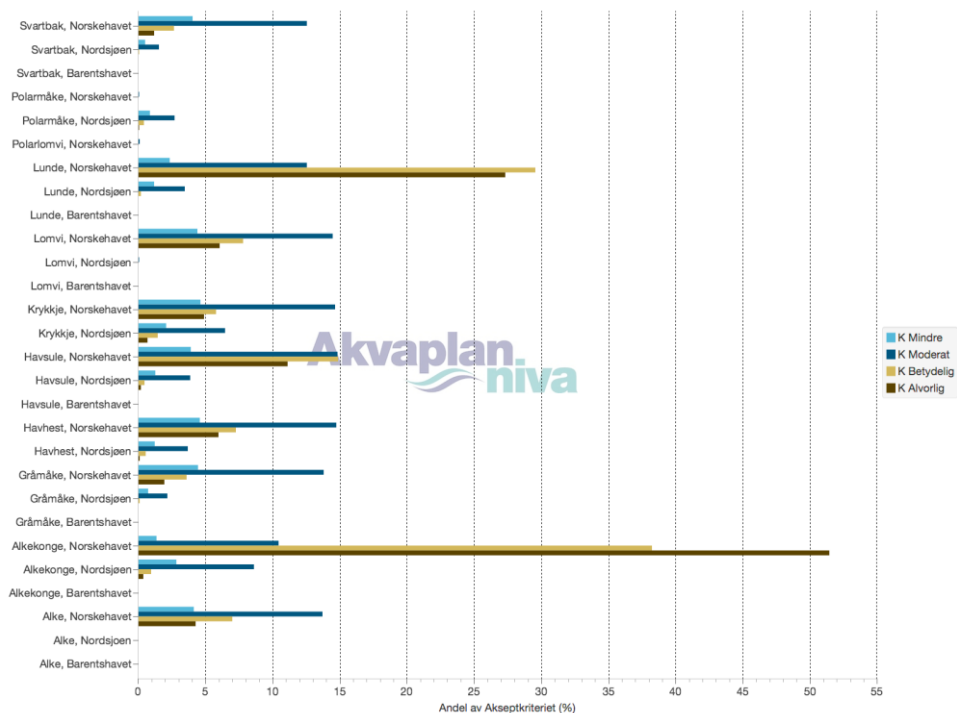
Området er viktig for mange hekkende arter, og disse slår ut i perioden april til og med juli, mens artene som overvintrer langs Norskehavskysten slår ut mellom november og mars, f.eks. dykkender, lommer og dykkere. Som for åpent hav endrer bildet seg fra april, da bl.a. alkefugler trekker kystnært og er til stede i hekkekoloniene på kysten. Alke, lomvi, lunde og krykkje er på plass og slår ut fra april, havsule er ved kysten fra mai og slår sterkere ut da. I hekkesesongen er f.eks. lommene ikke til stede ved kysten i like sterk grad, da disse hekker ved ferskvann. Utslagene i datasett kystnært er sterkest i kategori "Alvorlig", arter som slår sterkere ut i hekkesesongen er bl.a. storskarv, gråmåke, ærfugl og alke. Ternene er kun til stede i juni og juli. Fra august og spesielt september-oktober er miljørisiko langt lavere for kystnære sjøfugl. Havsule er sammen med storjo den eneste av de norske sjøfuglene som er i vekst, mens havhestens utvikling er mer ukjent, og alkefuglene i Norskehavet viser nedadgående bestandsutvikling (www.seapop.no).

Ved bruk av buffersoner sommerstid i datasettene kystnært blir miljørisiko målt høyere med sommerdata enn med vinterdata, men ny tilrettelegging med samme multiplikasjonsfaktor for alle arter for alle måneder bidrar til å jevne ut at man tidligere hadde større overestimering av miljørisiko for enkelte arter sommerstid og en sannsynlig underestimering av miljørisiko vinterstid. Det er ikke avklart om arter som dykkerne skal ha en slik tilrettelegging, og det arbeides videre med

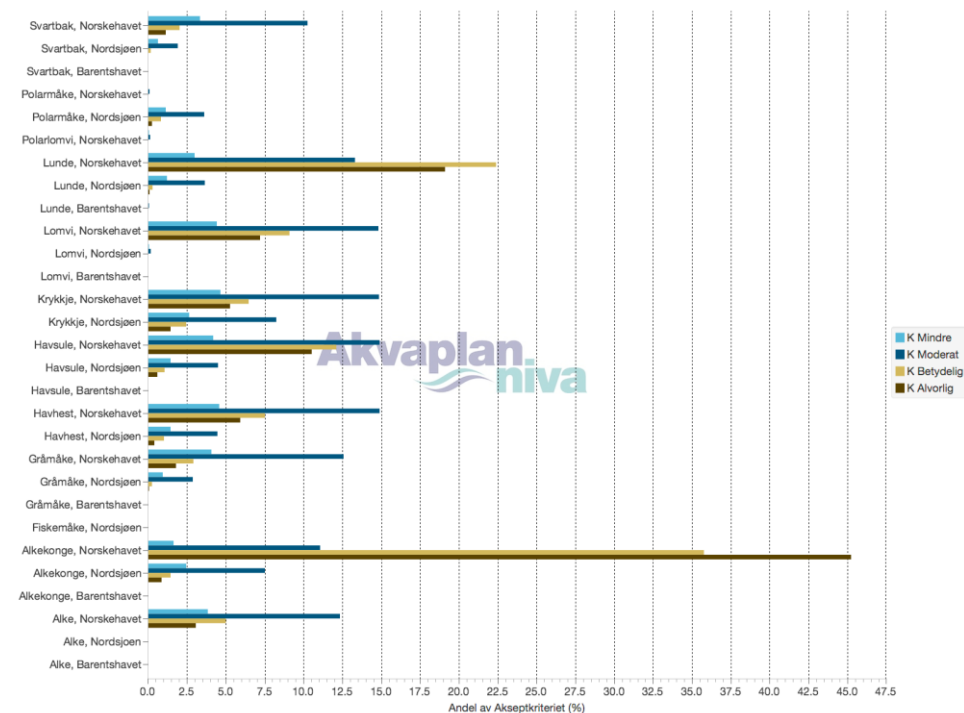
det faglige grunnlaget for tilrettelegginger. Det antas at resultatene for vintermånedene er konservative.



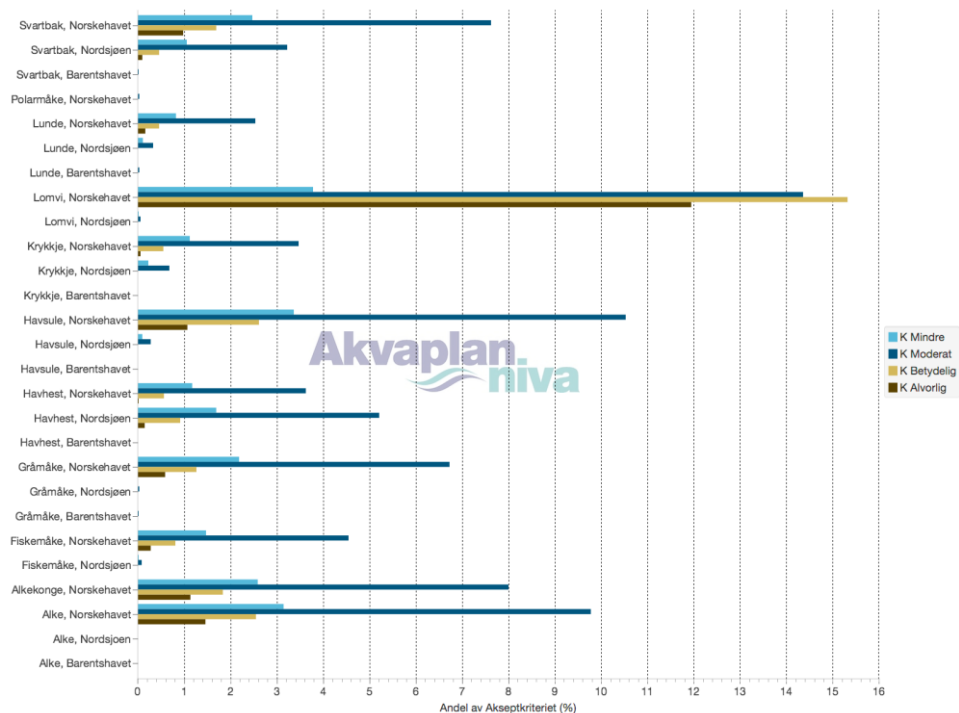
Figur 83. Arter med utslag i en skadekategori i åpent hav i januar.



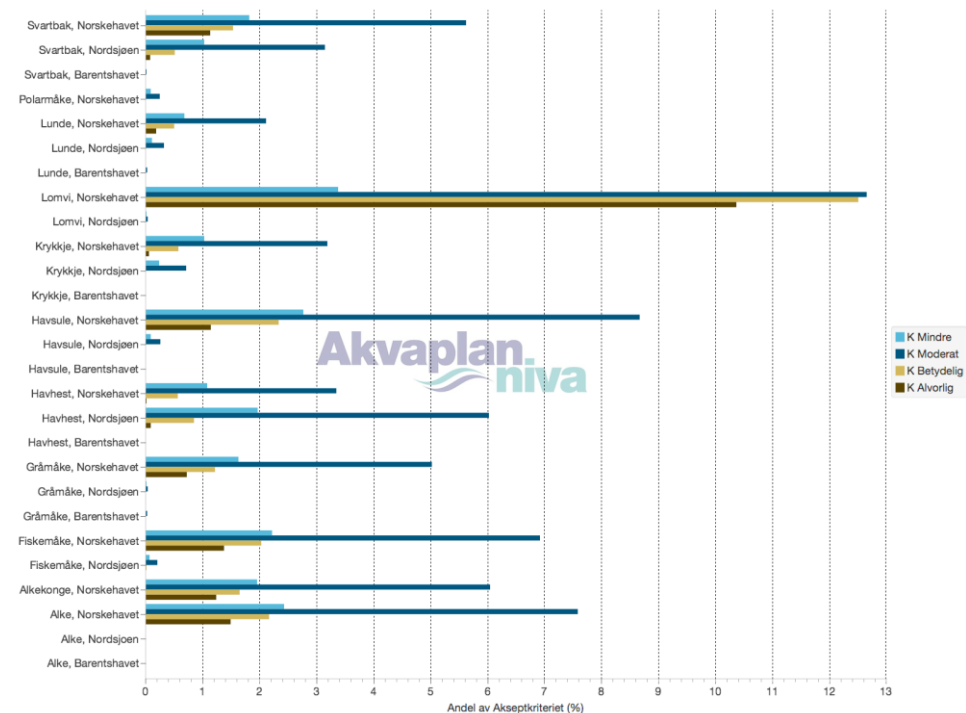
Figur 84. Arter med utslag i en skadekategori i åpent hav i februar.



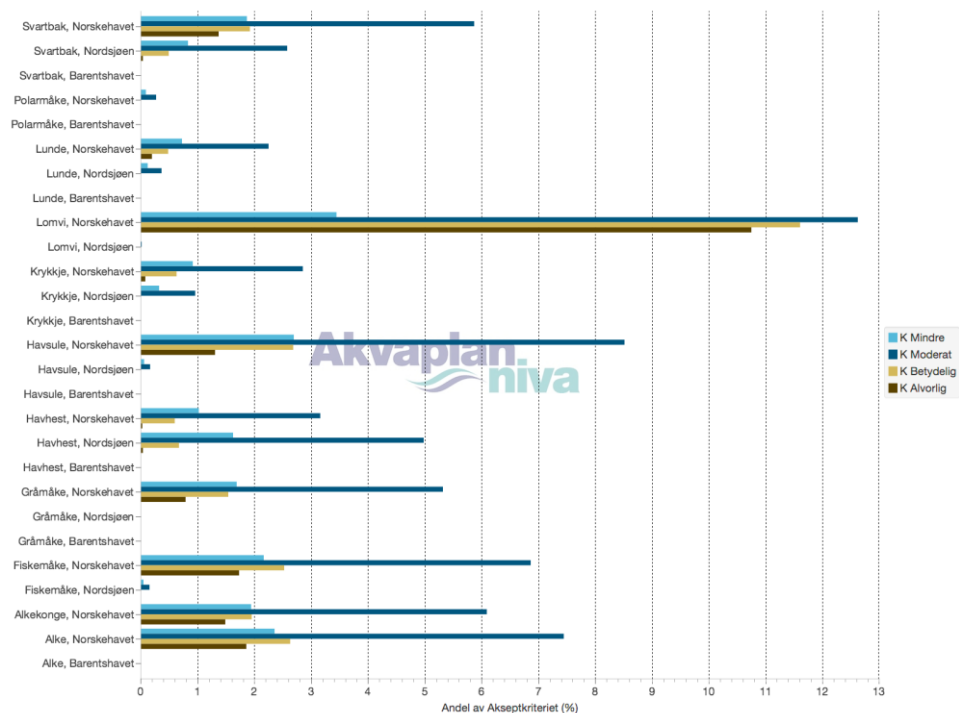
Figur 85. Arter med utslag i en skadekategori i åpent hav i mars.



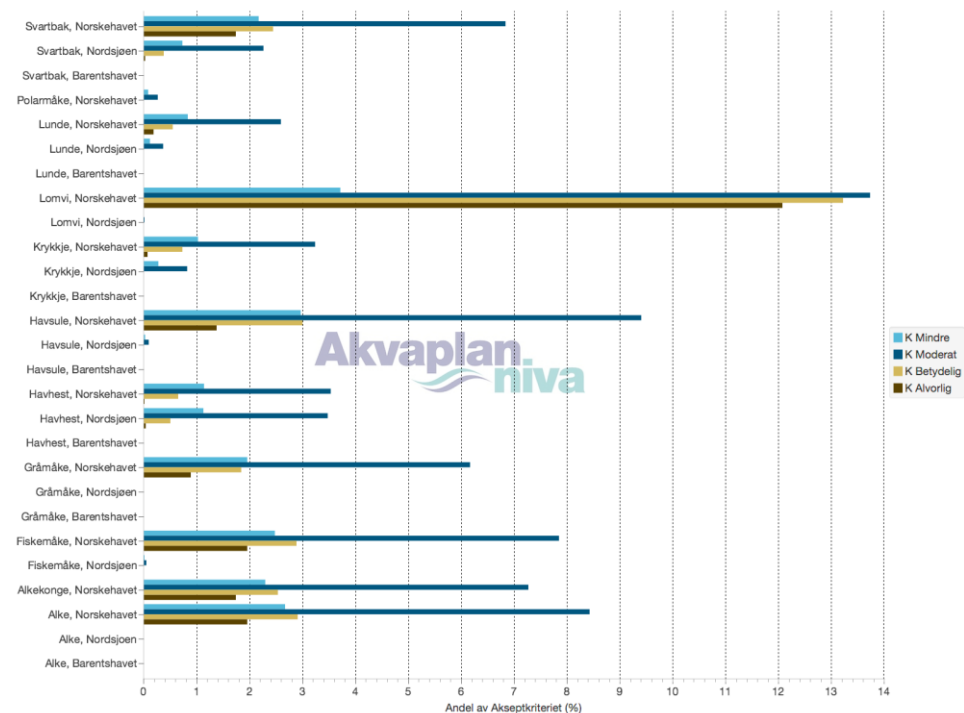
Figur 86. Arter med utslag i en skadekategori i åpent hav i april.



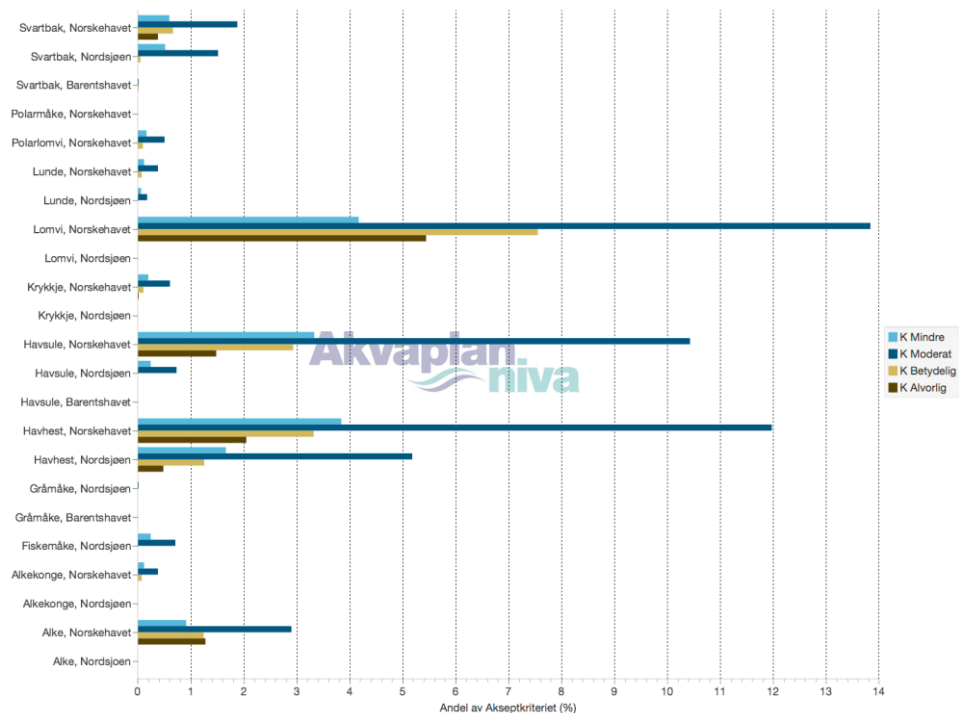
Figur 87. Arter med utslag i en skadekategori i åpent hav i mai.



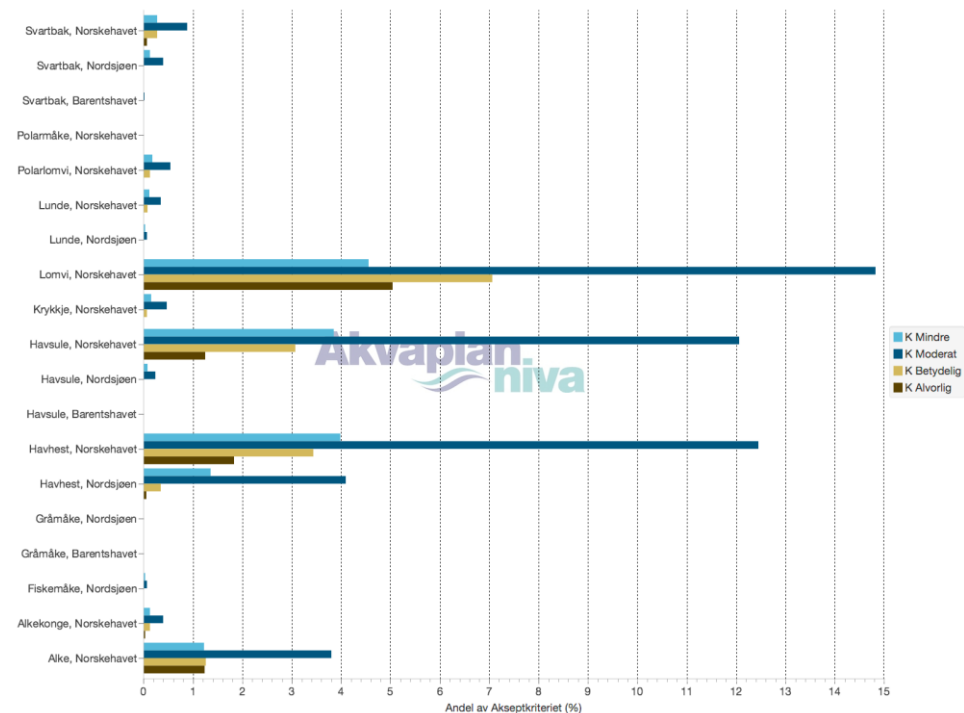
Figur 88. Arter med utslag i en skadekategori i åpent hav i juni.



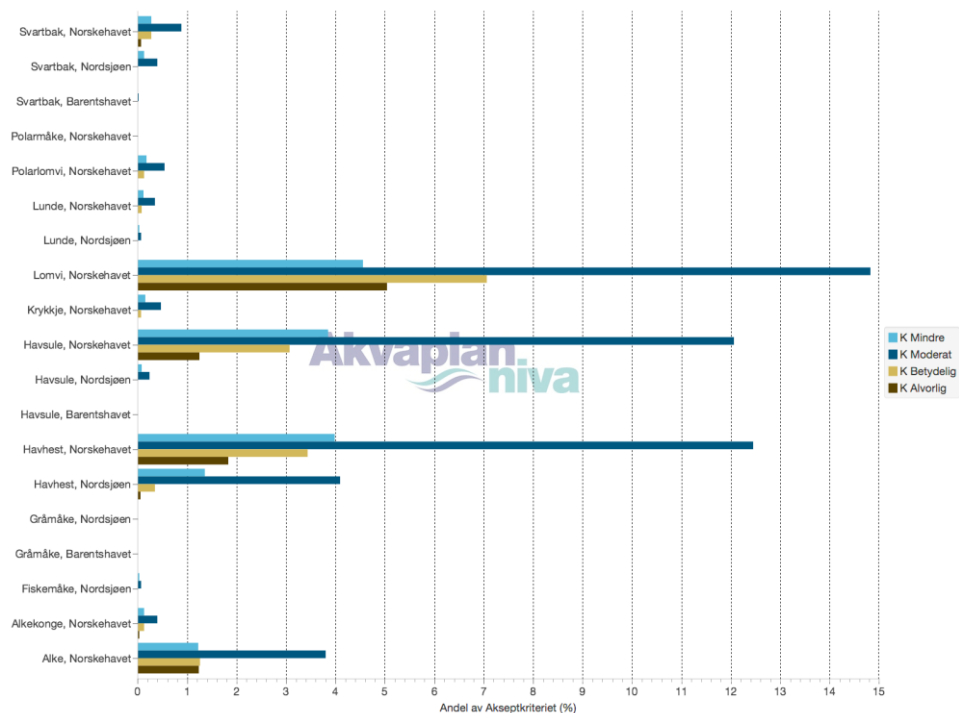
Figur 89. Arter med utslag i en skadekategori i åpent hav i juli.



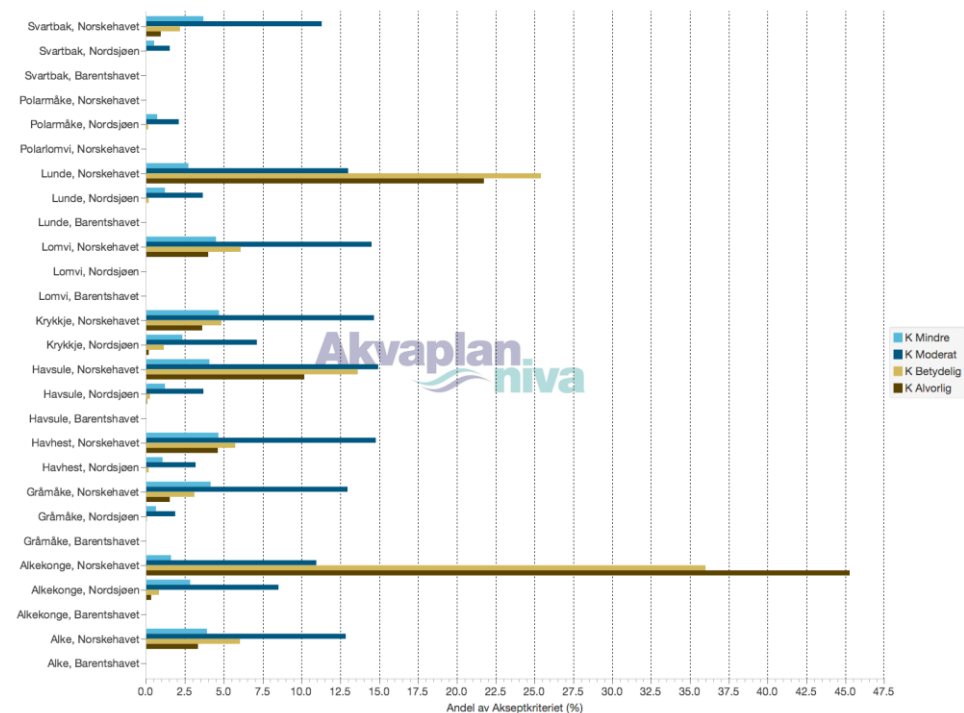
Figur 90. Arter med utslag i en skadekategori i åpent hav i august.



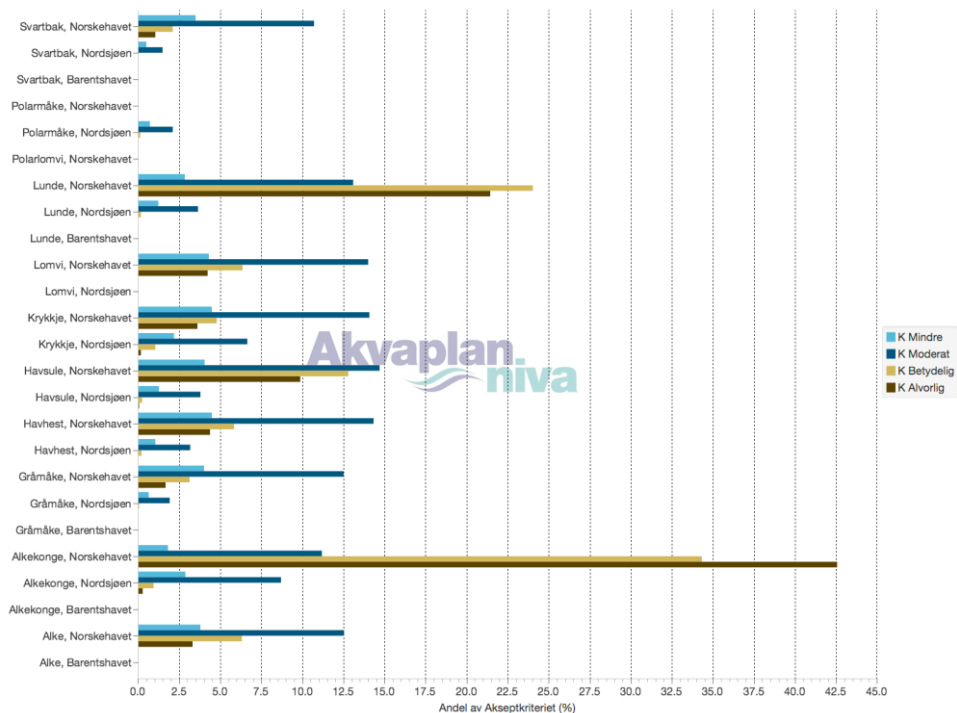
Figur 91. Arter med utslag i en skadekategori i åpent hav i september.



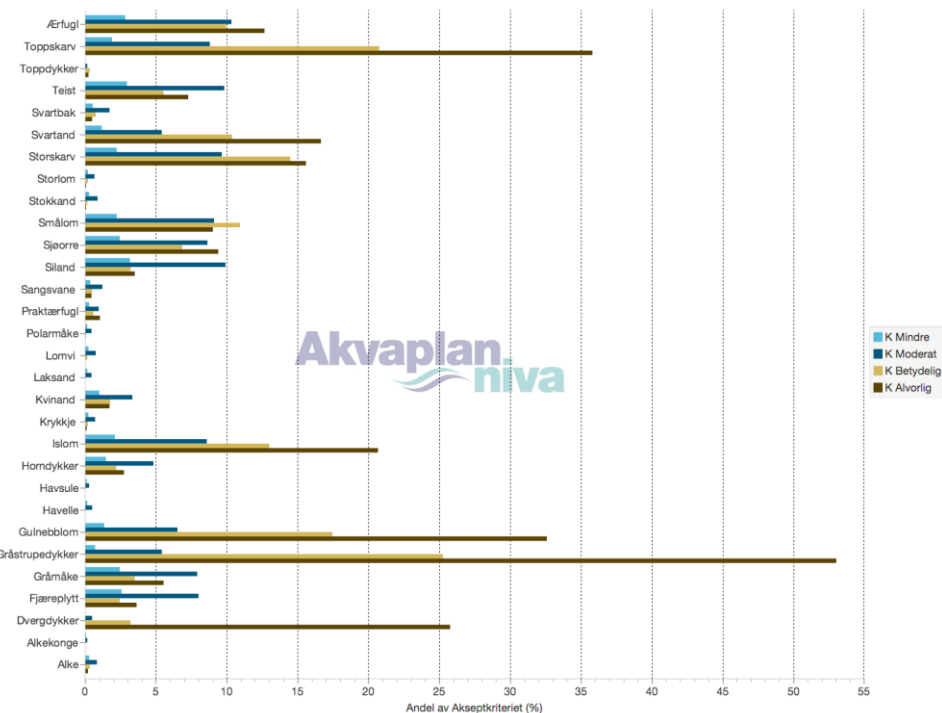
Figur 92. Arter med utslag i en skadekategori i åpent hav i oktober.



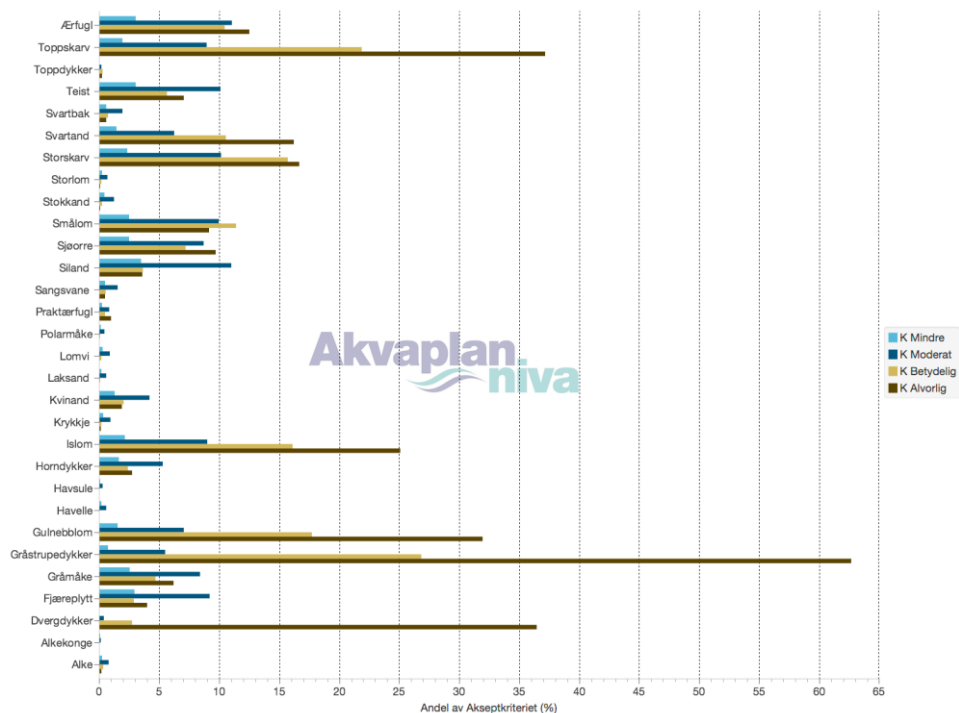
Figur 93. Arter med utslag i en skadekategori i åpent hav i november.



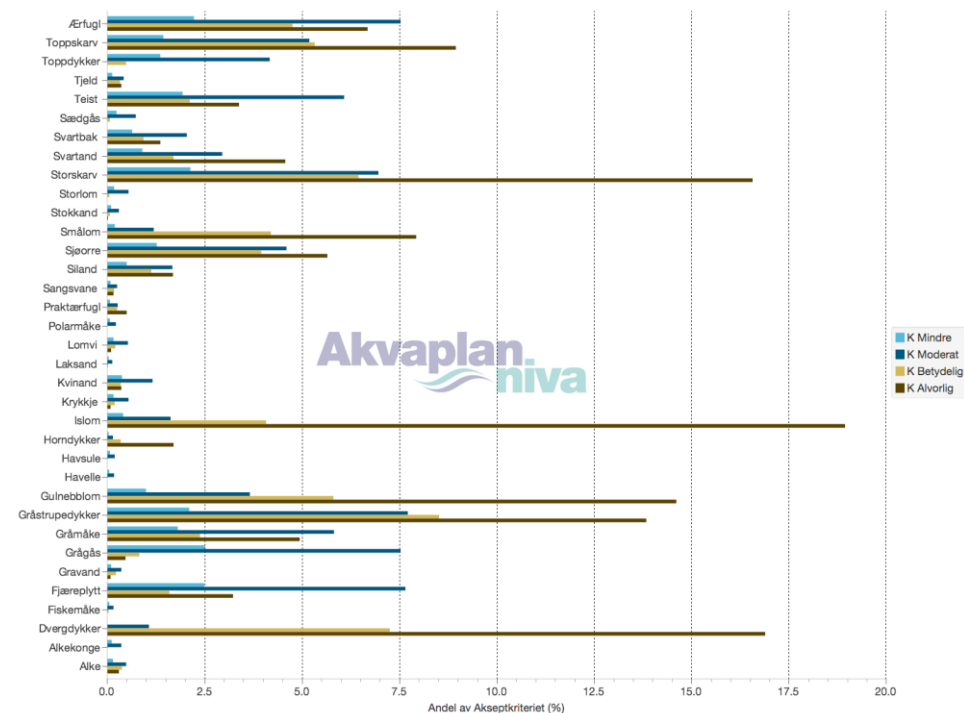
Figur 94. Arter med utslag i en skadekategori i åpent hav i desember.



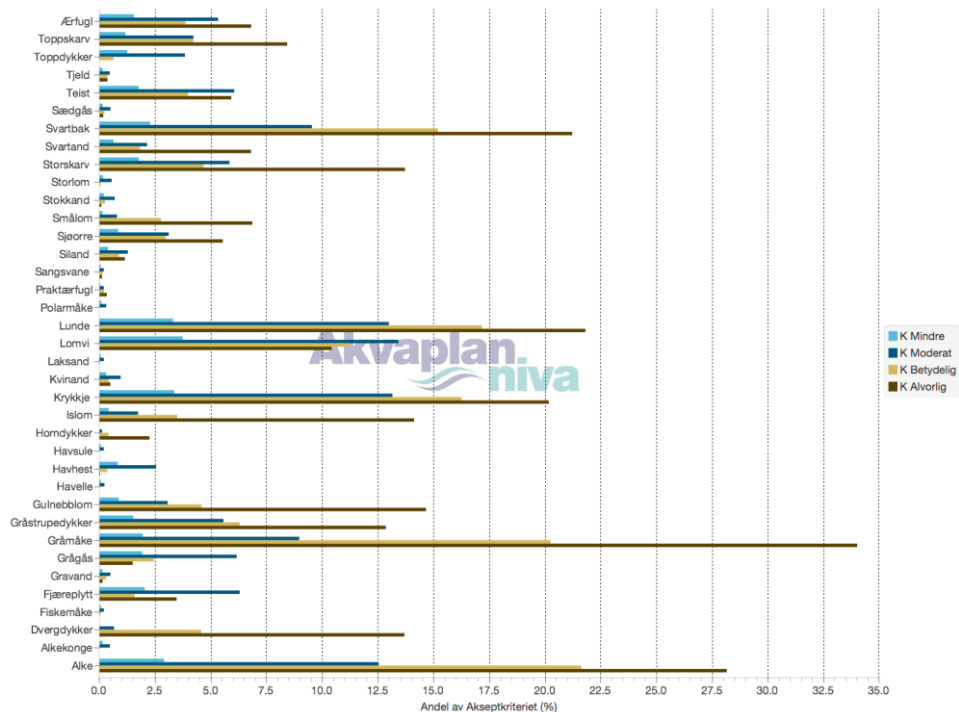
Figur 95. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori kystnært i januar.



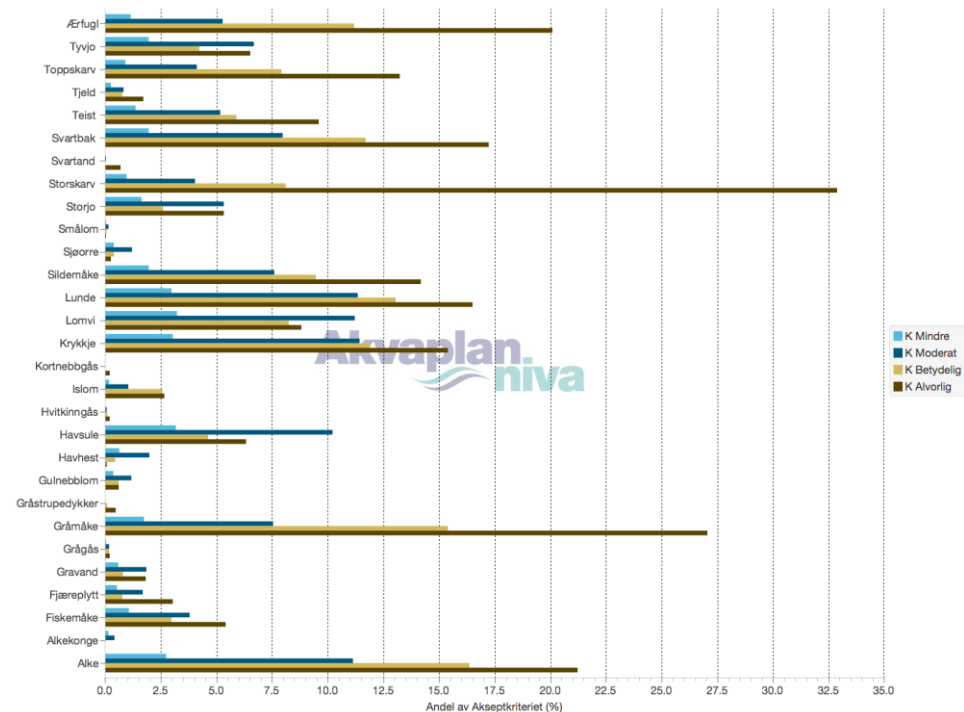
Figur 96. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori kystnært i februar.



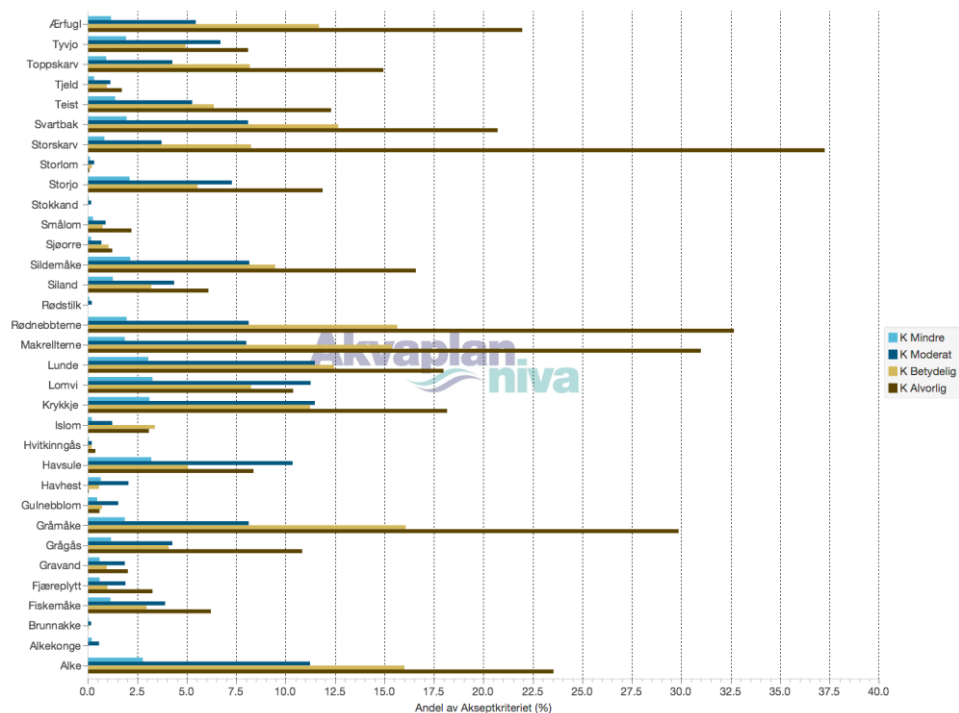
Figur 97. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori kystnært i mars.



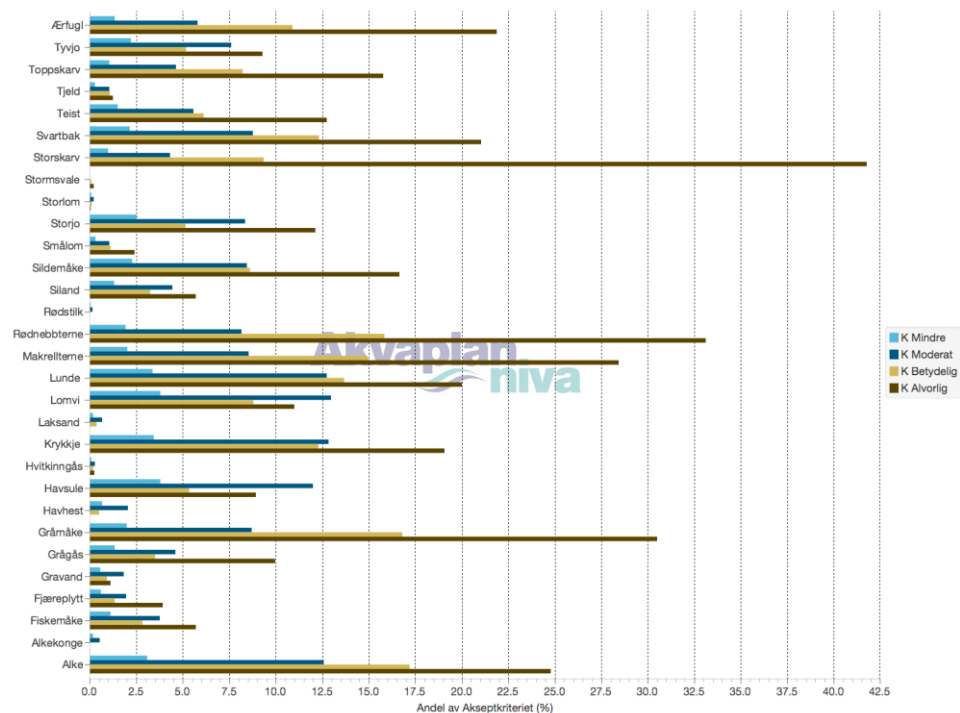
Figur 98. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori kystnært i april.



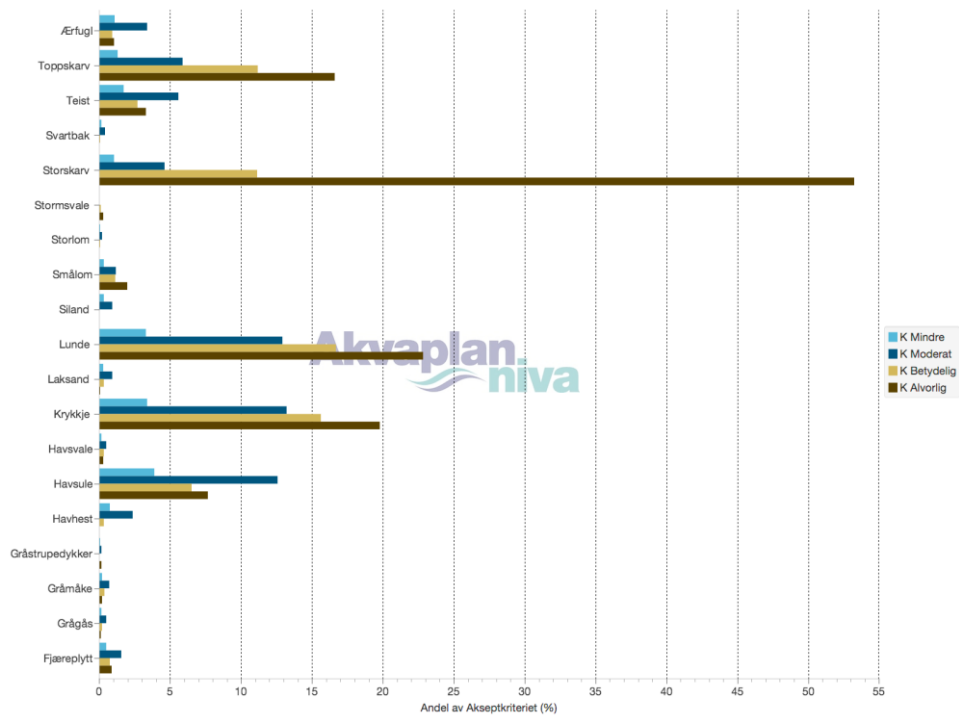
Figur 99. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori kystnært i mai.



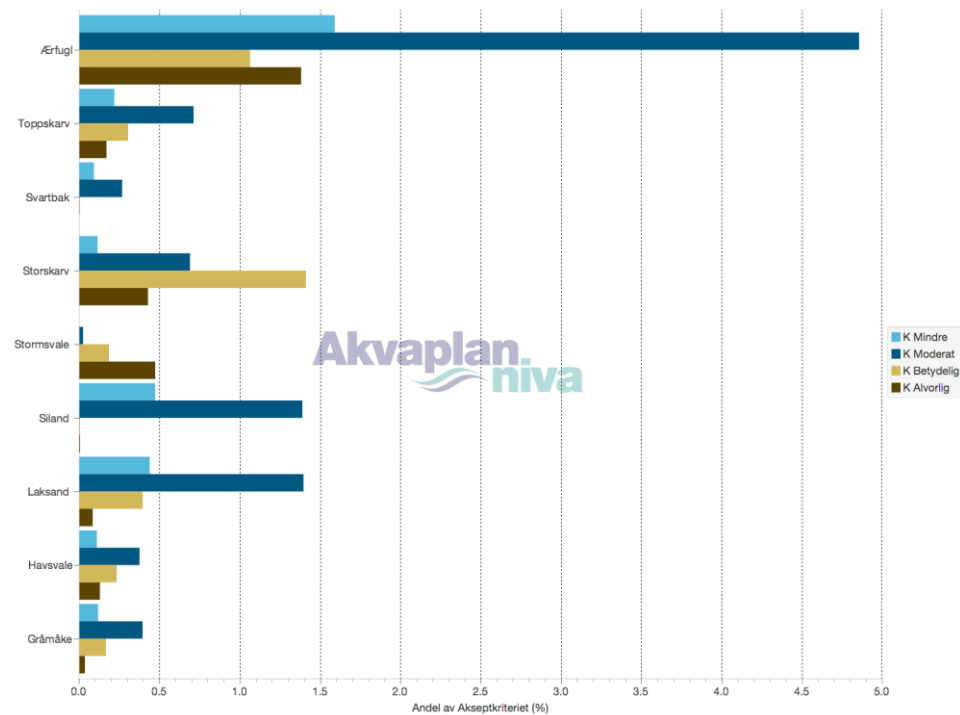
Figur 100. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori kystnært i juni.



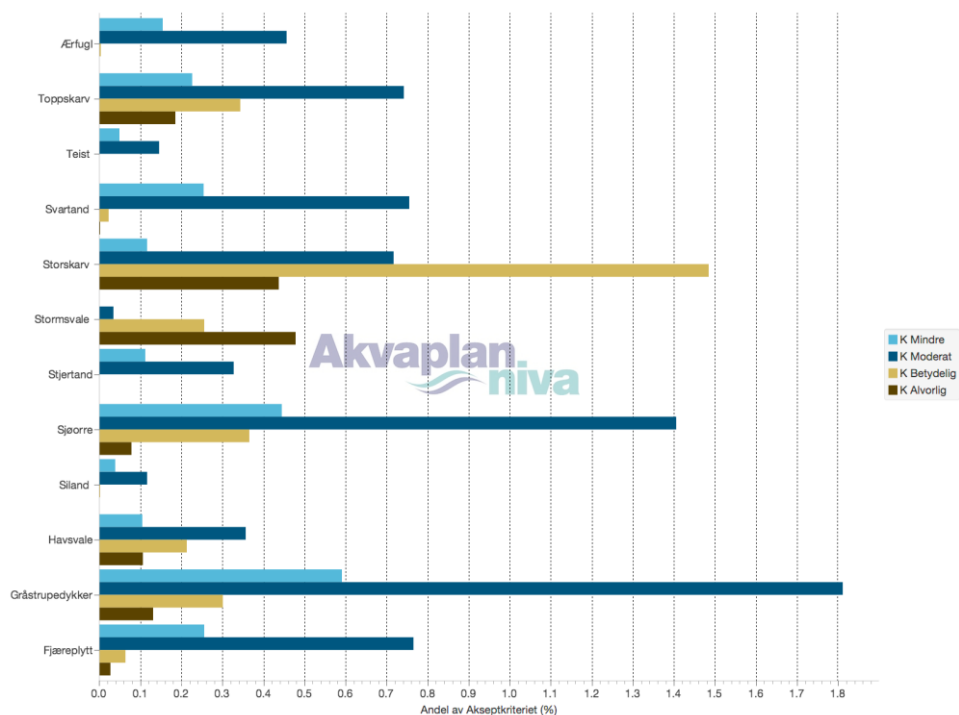
Figur 101. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori kystnært i juli.



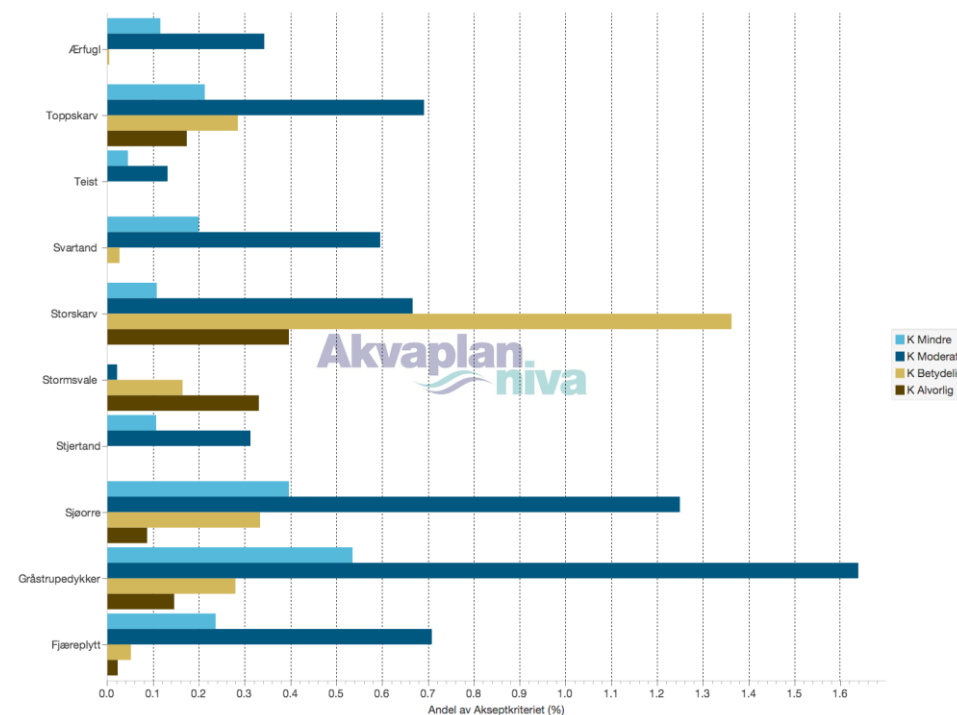
Figur 102. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori kystnært i august.



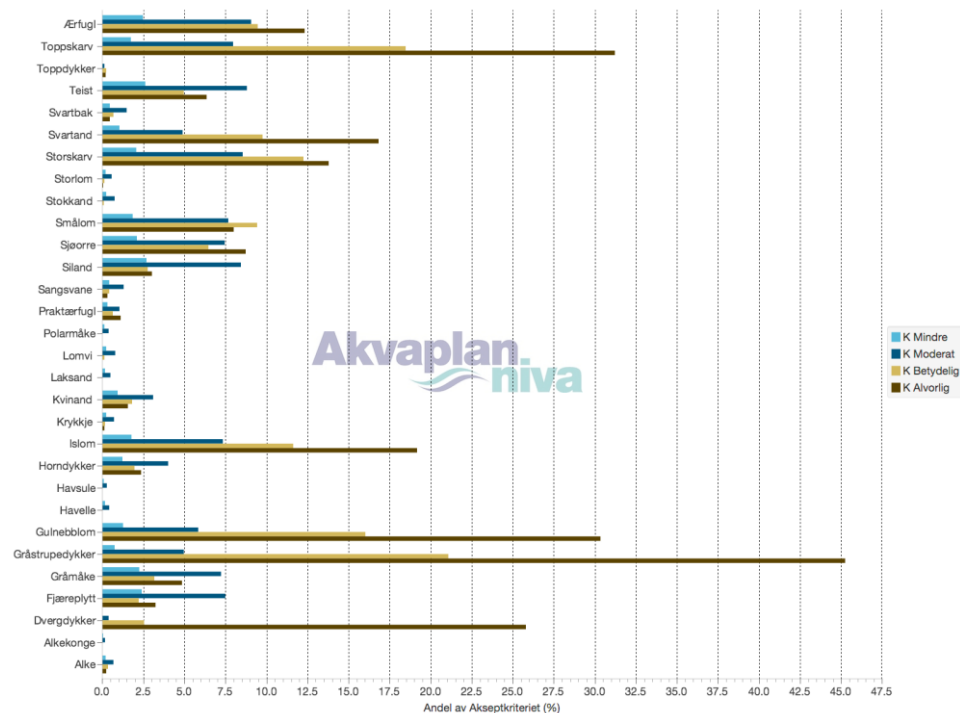
Figur 103. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori kystnært i september.



Figur 104. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori kystnært i oktober.



Figur 105. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori kystnært i november.



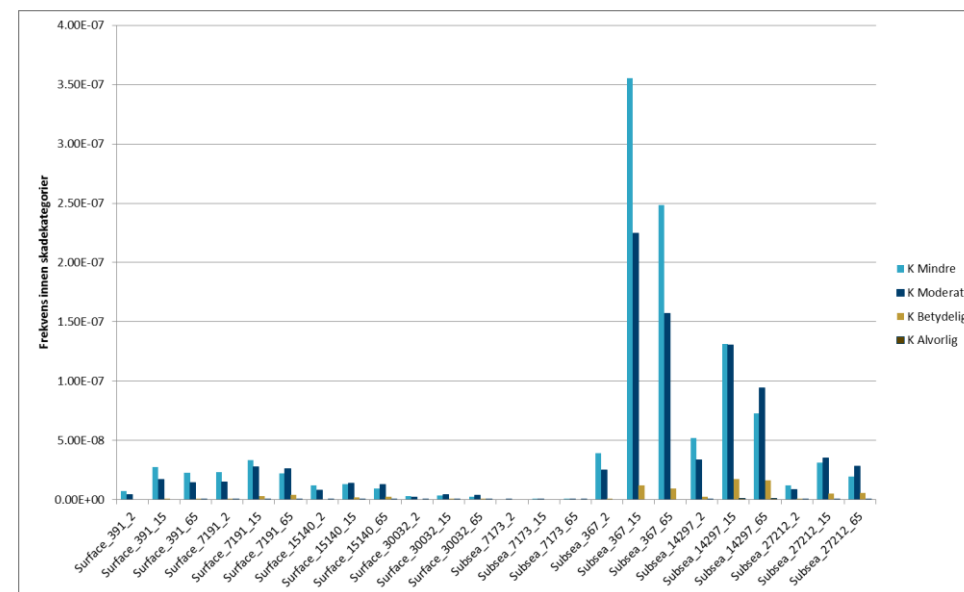
Figur 106. Arter med utslag over 0,1 % av akseptkriteriet i en kategori kystnært i desember.

6.4 Miljørisiko for strandressurser

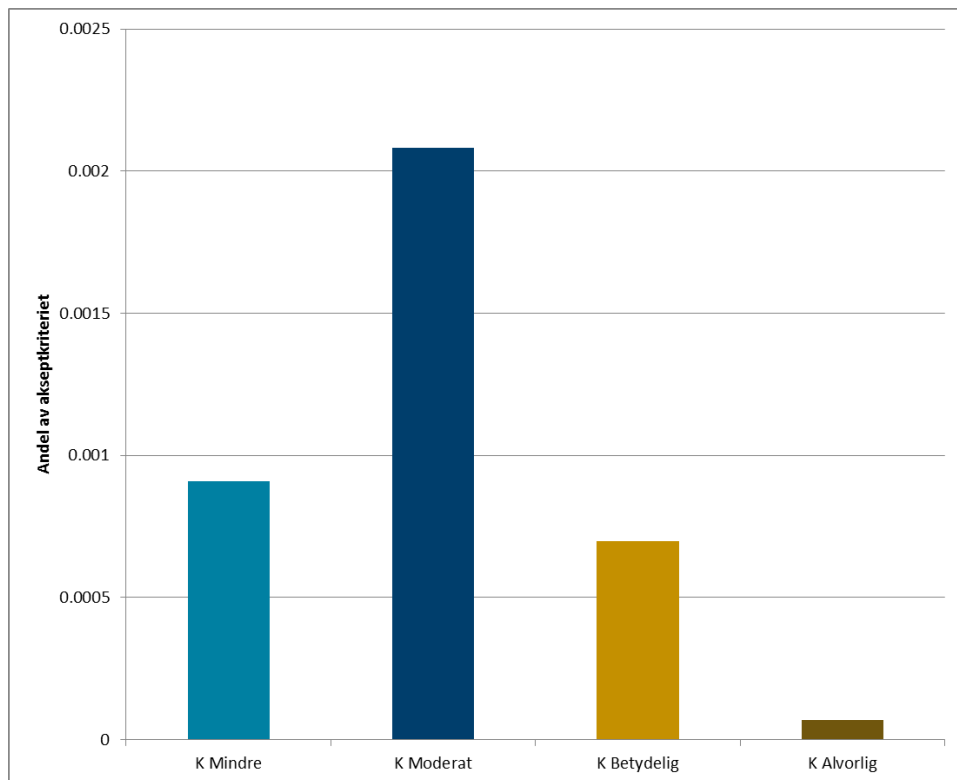
Det er analysert miljørisiko for strandhabitater. Totalutslagene ift. andel av akseptkriteriene er vist i Tabell 13, Figur 107 og Figur 108 for hele året. Det var svært lav miljørisiko for strandhabitater gjennom hele året. Det er av den grunn ikke delt videre opp i ulike perioder (se strandingssannsynligheter i 5.2).

Tabell 13 Total miljørisiko som andel av akseptkriteriene for Vikafjell North/Robbins – strandhabitater.

Andel av akseptkriteriet (%)	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
Wintershall sine aktivitetsspesifikke akseptkriterier	$1,25 \times 10^{-3}$	$4,25 \times 10^{-4}$	$1,25 \times 10^{-4}$	$6,25 \times 10^{-5}$
Miljørisiko som andel av akseptkriteriet (strand)	$9,10 \times 10^{-4}$	$2,08 \times 10^{-2}$	$6,98 \times 10^{-4}$	$6,79 \times 10^{-5}$



Figur 107 Vikafjell North/Robbins - Miljørisiko for strandressurser, vist ved frekvensen i hver konsekvenskategori og bidrag fra hvert scenario.



Figur 108 Vikafjell North/Robbins - Miljørisiko for strandressurser, vist ved totalen fra alle scenarier som andel (%) av akseptkriteriet i hver skadekategori.

7 Beredskapsanalyse

7.1 Innledning

Dersom et utslipp skjer vil en rekke oljevernressurser mobiliseres gjennom Norsk Oljevernforening For Operatørselskap (NOFO). Dette omfatter bl.a. utstyr for deteksjon av olje på overflaten, utstyr og personell for bekjempelse av olje-forurensning, samt iverksetting av miljøundersøkelser.

Operatøren har det fulle ansvaret for aksjonen og forestår strategiske beslutninger om prioriteringer og disponering. NOFO iverksetter disse på vegne av operatøren.

Begrepet ”oljevernssystem / system” vil bli benyttet utover i beredskapsanalysen. Et oljevernssystem består i denne sammenheng av et fartøy med oljeopptaker og lagringstank for oppsamlet oljeemulsjon, en lense, samt slepefartøy for lensen. For mekanisk opptak kan det også være konfigurasjoner hvor paravan brukes i stedet for slepefartøy for lensen. Systemer for kjemisk dispergering vil ikke ha behov for lagring av oppsamlet oljeemulsjon.

Informasjon om systemtyper, dimensjoneringskriterier og forutsetninger, samt annen informasjon om operatørenes beredskap, er beskrevet på NOFO sine nettsider (www.nofo.no).

Kystverket sin analyse av statlig beredskap (Kystverket, 2011, vedlegg C og D) inneholder beskrivelse av hovedtyper av systemer og deres egenskaper, og det henvises til denne for utfyllende informasjon.

Beredskapsanalysen er gjennomført iht. Statoil sin metode (Statoil, 2013), som er innen rammene av Norsk olje og gass sin veiledning for miljørettet beredskapsanalyse (NOROG, 2013), med forutsetninger som beskrevet hos NOFO og i Statoil sin dokumentasjon. Videre er analysen gjennomført for å identifisere beredskapsløsninger som kan møte de ytelseskrav Wintershall har satt for aktiviteten (se kapittel 1.4).

Det er lagt vekt på å belyse hvordan beredskapsmessige vurderinger er koblet mot de utslippsscenariene som er beskrevet, samt å vise koblingen mellom miljørisiko og beredskap, bla. i form av identifiserte fokusområder for utsatte

miljøressurser i åpent hav og ved kysten. Wintershall har i tråd med Klifs (nå Miljødirektoratets) søknadsveileder (Klif, 2011) valgt å adressere kyst- og strandsone for denne aktiviteten.

7.2 Tilgjengelige beredskapsressurser

NOFO har på vegne av operatørene etablert et beredskapsnivå dimensjonert for felt i produksjon på norsk sokkel. Nivået er basert på feltvise analyser av beredskapsbehov.

Beredskapsnivået utgjøres av en kombinasjon av systemer permanent utplassert på områdeberedskapsfartøy i sentrale produksjonsområder, samt på NOFOs landbaserte baser langs norskekysten. For operasjoner i etablerte områder i Nordsjøen og Norskehavet vil systemer fra områdeberedskapen normalt ha kortest responstid.

Når det gjelder disponering av ressurser og strategier vil dette omtales i forhold til resultatene fra analysen av miljørisiko, med vekt på beskyttelse av utsatte naturressurser.

Tabell 14 viser avstander, gangtider og responstider for de oljevernressursene som er vurdert som mest aktuelle for aktiviteten. For landbaser er det lagt til grunn at fartøy ligger ved basen.

7.2.1 Stående beredskap

I ni områder på sokkelen er det etablert områdevise og feltvise beredskapsløsninger, med oljevernressurser fra NOFO plassert permanent om bord på fartøyer;

Norskehavet

- Haltenbanken (1 system)
- Tampen (1 system)
- Gjøa (1 system)
- Troll/Oseberg (2 systemer)

Nordsjøen

- Balder (1 system)
- Sleipner/Volve (1 system)
- Ula/Gyda/Tambar (1 system)
- Ekofisk (1 system)

Barentshavet

- Goliat (1 system)

I tillegg til ressursene nevnt over har Statoil et avløserfartøy (Stril Merkur) med tilsvarende utstyr og ytelse som stående beredskapsfartøy (inkl. dispergering), slik at det totale antallet fartøy i stående beredskap er 11.

Dette er ressurser med betydelig raskere responstid enn fra de landbaserte basene, både grunnet kortere gangtid og at det ikke er behov for tid til lossing, lasting og klargjøring. Det er definert frigivelsestider for mobilisering ut av området, som varierer fra 4 til 6 timer.

7.2.2 Landbaserte baser

NOFOs landbaserte baser er som følger;

- Stavanger
- Mongstad
- Kristiansund
- Sandnessjøen
- Hammerfest

Hver av basene har minimum 2 komplette NOFO-systemer, 3 kystsystemer, samt vaktgående personell. Current Buster m/paravan er utplassert på Mongstad (3), i Sandnessjøen (2) og i Hammerfest (3).

For systemer fra NOFOs landbaserte baser regnes det, i analysesammenheng, 10 timer fra varsel om mobilisering til et fartøy ved basen er klar til å forlate basen

med systemet om bord. Om man trekker på flere systemer fra samme base vil dette kunne gå fra basen 30 timer etter varsel om mobilisering.

7.2.3 Beredskapsnivå

Avstanden fra letebrønnen til NOFOs beredskapsressurser er gitt i Tabell 14.

Tabell 14 Gangtider og responstider for aktuelle oljevernressurser for aktiviteten. Gangtid og best oppnåelige responstid avrundet oppad til nærmeste hele time.

Lokalisering	Avstand (n.m)	Mobilisering og klargjøring, samt frigivelse og utsetting	Gangtid (timer)	Total responstid (timer)
Gjøa, feltberedskap	16	5	2	7
Troll/Oseberg 01, stående beredskap	34	7	3	10
Tampen, stående beredskap	43	7	4	11
Troll/Oseberg 02, stående beredskap	48	7	4	11
NOFO Base, Mongstad	60	11	5	16
Balder, stående beredskap	126	7	9	16
Slepefartøy				
NSSR, Måløy	63	3	4	7
NSSR, Kleppstø	79	3	4	7
NSSR, Haugesund	130	3	7	10
NSSR, Kristiansund	165	3	9	12
NSSR, Egersund	192	3	10	13
NSSR, Rørvik	303	3	16	19

7.3 Beredskapsmessige utfordringer ved aktiviteten

Basert på brønnens plassering, planlagt boreperiode og utstrømningspotensiale er følgende forhold identifisert som viktige i analyse og plan:

- Høye rater ved utstrømning fra åpent hull (når hele reservoaret er eksponert og BOP helt åpen).
- Relativt stort influensområde.
- Referanseoljen har relativt lang levetid på sjø.
- Eventuelle endringer i boreperioden i retning høst/vinter vil øke beredskapsbehovet.

Det er ikke knyttet spesielle utfordringer til de forventede vind-, bølge- og lysforholdene for aktiviteten.

7.4 Brønnspesifikke utstrømningsrater som grunnlag for dimensjonering

Som beskrevet ovenfor vil en ukontrollert utstrømning fra letebrønnen i følge studien fra Acona kunne føre til flere ulike nivåer av utstrømningsrater. En beskrivelse av hendelsestyper relevant for miljørisiko og beredskap er gitt i kapittel 2.6.

I tråd med Wintershalls ytelseskrav for aktiviteten er vektet rate for en overflate-utblåsning valgt som dimensjonerende for beregning av beredskapsbehov.

I denne analysen vil konsekvensene av de ulike utblåsningsratene på beredskapsbehovene diskuteres. Dette som underlag for utarbeidelse av en brønnspesifikk beredskapsplan hvor det belyses hvordan en eskalering fra den etablerte beredskapsløsningen skal kunne skje, om behovet skulle oppstå.

Analysen vil også adressere hvordan ulike vær-situasjoner vil påvirke beredskapsbehovene.

7.5 Behov for og virkning av havgående beredskap

7.5.1 Effektivitet og kapasitet

Virkningen av havgående beredskap er en funksjon av to faktorer:

- Effektivitet, som angir hvor stor andel av den oljeemulsjonen som kommer inn i lensen som samles opp eller dispergeres kjemisk.
- Kapasitet, som angir hvor stor mengde oljeemulsjon et oljevernssystem er i stand til å bekjempe eller samle opp pr. døgn.

Effektiviteten av mekanisk oppsamling vil variere med værforholdene. Under optimale forhold, med lite bølger, vil den kunne være opp imot 80 %. Under dårlige forhold, med høye bølger, vil oppsamling ikke være aktuelt.

Kapasiteten til et standard NOFO-system er i utgangspunktet 2400 m³/d, ved døgntinuerlig drift og pumping av oppsamlet oljeemulsjon fra oljevern-fartøyets tanker (minst 1000 m³) over til en skytteltanker.

Ved bruk av fartøyer med større lagringstanker vil kapasiteten være høyere, fordi oppsamling kan skje over en lengre periode før tankene må tømmes.

Den havgående beredskapen har som målsetning å bekjempe utslippet nærmest mulig kilden, mens forurensningen er relativt samlet. Denne strategien sikrer effektiv innsats og bekjempelse av oljen før den spres utover, kan forårsake skader på miljøet og er vanskeligere å samle opp.

Kjemisk dispergering er et alternativ eller supplement til oppsamling dersom oljen ved test viser seg å være dispergerbar, og vil ved anvendelse redusere potensiell miljøskade på ressurser på havoverflaten og i strandsonen.

I innsatsen nær kilden vil oljevernressursene i en utslippssituasjon disponeres slik at de oppnår best mulig effekt. Dette gjøres f.eks. ved å dirigere opptaket mot de tykkeste delene av oljeflaket.

I analysesammenheng (ref. beregningsmetoden) benyttes begrepet barriere 1 for de oljevernssystemene som opererer nærmest kilden (på 2 timer gammel olje) og barriere 2 for systemer som opererer i noe større avstand (på 12 timer gammel olje). Det er den samme typen systemer som benyttes i begge disse barrierene, men i analysene legges det til grunn en lavere effektivitet for systemene som opererer i større avstand fra utslippskilden, i tråd med at det lenger fra kilden forventes å være lavere filmtykkelse, slik at oljeopptakeren tar mer vann og mindre olje.

Wintershall benytter bla. dimensjoneringskriteriet om å "ha tilstrekkelig kapasitet i hver barriere" (Tabell 2). For havgående beredskap kan dette ansees å være resultatet av en innsats/utbyttevurdering. Ved tilførsel av flere systemer vil virkningen pr. system reduseres, bla. grunnet redusert tilgang på olje, samt spredning på overflaten.

En rask respons vil bidra til å starte bekjempelsen før olje får spredd seg utover nærområdet til utslippspunktet i vesentlig grad. Variasjoner i responstider vil under ellers like forhold bli reflektert direkte i bekjempet mengde, mens den relative effekten (opptak mot utslippsmengde) naturlig nok vil være størst på kortvarige utlipp.

Bakgrunnen for verdiene og tilhørende antagelser er dokumentert i tidligere angitte referanser.

7.5.2 Emulsjonsmengder ved ulike værforhold

Som diskutert tidligere i rapporten vil vindforholdene ved et eventuelt utslipp ha stor betydning for oljens drift og levetid på sjø. Med bakgrunn i data fra met.no ligger den gjennomsnittlige vindhastigheten i analyseperioden på 7.0 m/s. Referanseoljens egenskaper ved 5 m/s benyttes derfor til videre vurderinger.

Vindhastighet og -retning varierer imidlertid fra dag til dag. Det er av den grunn valgt å illustrere hvordan vindhastigheten vil kunne påvirke emulsjonsdannelse og massebalanse for et utslipp av Framoljen innenfor det området hvor den havgående beredskapen vil ha sitt primære operasjonsområde.

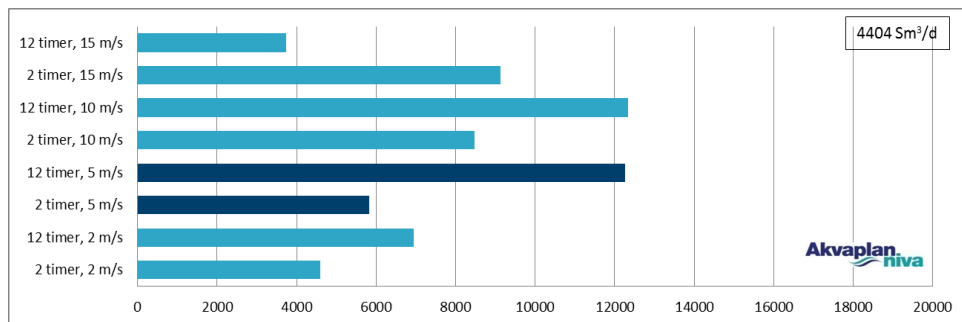
Figur 109 og Figur 110 illustrerer emulsjonsmengdene som er igjen på overflaten etter 2 og 12 timers drift på sjøen, under ulike vindforhold for tre av rategruppene fra oljedriftsberegningene, samt vektet rate. Beregningene er gjennomført for overflateutslipp, da disse hendelsene gir størst mengder olje på overflaten.

Ved tap av brønnkontroll er sannsynligheten for overflateutslipp for denne typen innretninger 20 %, og sjøbunnsutslipp 80 %. Innen hver rate er mengdene for forventede vindforhold (5 m/s) vist i mørk blått.

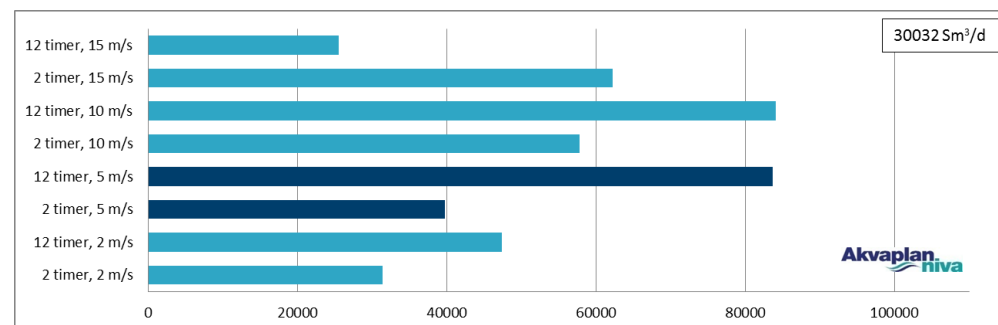
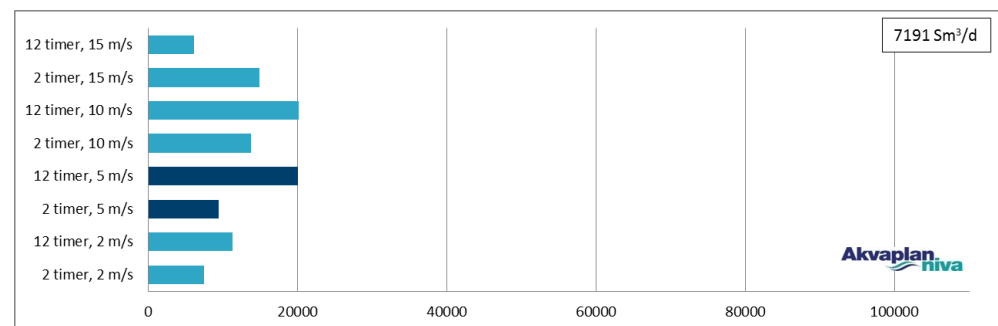
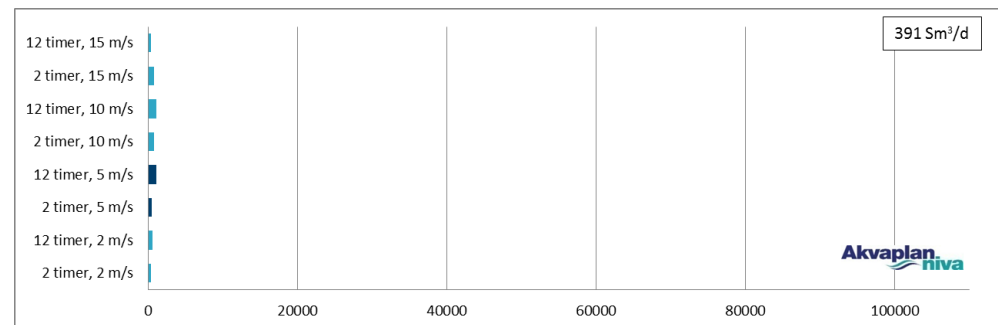
Som det fremgår av figurene (Figur 109 og Figur 110) vil det laveste nivået av utstrømningsrater for et overflateutslipp (391 m³/d) gi maksimale mengder emulsjon på i underkant av 1 100 m³/d. Fra rate-/varighetsmatrisen, ser vi at denne typen hendelser er aktuelle i ca. 60 % av overflateutslippene.

Det høyeste nivået av utstrømningsrater (30 032 m³/d) gir maksimale emulsjonsmengder på i underkant av 84 000 m³/d. Denne typen hendelser er aktuelle i ca. 2 % av overflateutslippene.

Utstrømning med vektet rate (4 404 m³/d) gir maksimale emulsjonsmengder i underkant av 5 900 m³/d etter 2 timer og i underkant av 12 300 m³/d etter 12 timer ved 5 m/s vind. Denne utstrømningsraten danner grunnlaget for dimensjonering av den havgående beredskapen.



Figur 109 Emulsjonsmengde på overflaten under ulike vindforhold ved utstrømning av Fram råolje for vektet rate. Forventede forhold er vist i mørk blå.



Figur 110 Emulsjonsmengde på overflaten under ulike vindforhold ved utstrømning av Fram råolje for henholdsvis laveste rate, rate nærmest over vektet, samt høyeste rate for overflateutslipp. Forventede forhold er vist i mørk blå.

7.5.3 Virkning ved ulike værforhold

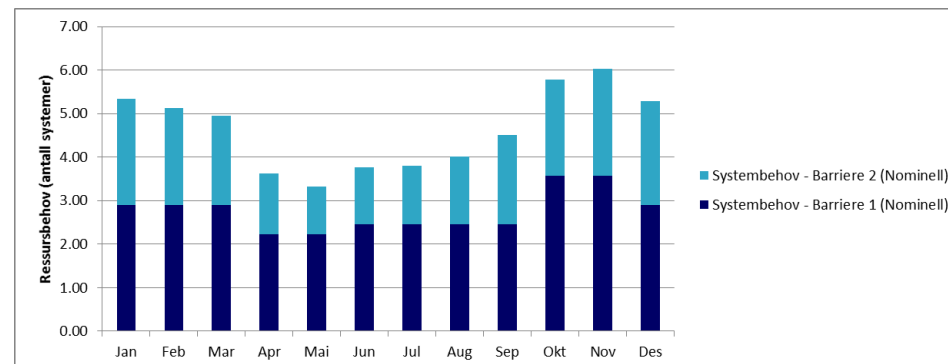
Virkingen av den havgående beredskapen vil være høyere ved gode værforhold. Nedblanding av oljen er høyere ved sterkere vind, ved roligere værforhold er det begrenset nedblanding av denne oljetypen.

Ved økende vindstyrker vil virkingen av havgående beredskap være lavere, men da vil også emulsjonsmengden ha kortere levetid på sjøoverflaten pga. høyere nedblanding, som gir mindre emulsjon på overflaten etter en viss tid.

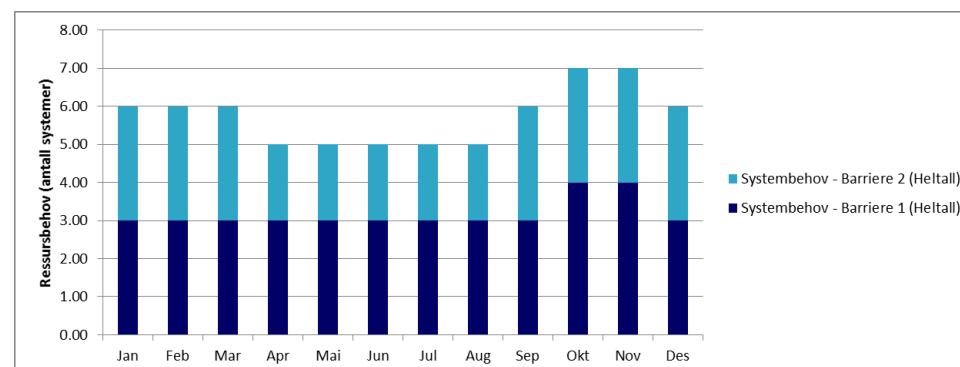
Ved periodevis sterk vind etterfulgt av roligere perioder vil nedblandet olje igjen kunne stige til overflaten. Det er i den forbindelse viktig å sikre tilgangen til operativ oljedriftsmodellering, fjernmåling og metoder for deteksjon av olje, som grunnlag for eventuelle valg av bekjempelsestiltak.

7.5.4 Beredskapsbehov i åpent hav gjennom året

Av det ovenstående følger at endringer i klimatiske forhold gjennom året fører til ulike mengder emulsjon som dannes og ulik effektivitet av oljevernberedskapen. Figur 111 og Figur 112 viser variasjonen gjennom året i behov for antall systemer i den havgående beredskapen, beregnet for vektet rate.



Figur 111 Variasjon i systembehov i havgående beredskap gjennom året.



Figur 112 Variasjon i systembehov i havgående beredskap gjennom året, vist som behov beregnet i heltall systemer for hver barriere.

7.6 Løsninger for å møte ytelseskravene

Operatørens ytelseskrav er beskrevet i kapittel 1.4. Ytelseskravene som er direkte relatert til analysen vil kunne adresseres/dekket av en rekke ulike beredskapsløsninger. I forslaget og beregningene nedenfor er det tatt utgangspunkt i generelle prinsipper om kildenær bekjempelse og robuste systemer i den havgående beredskapen.

Lokasjonen ligger ca. 72 km fra kysten. Boreoperasjonen planlegges gjennomført i perioden februar-juni (analyseperioden strekker seg tom. august). Området har relativt store endringer i sjøtemperatur i analyseperioden; fra 6.8 °C i februar til 15,1 °C i august. I hovedsak faller vindstyrken igjennom boreperioden, det samme gjør andelen med høye bølger.

Sannsynligheten for stranding, gitt en ukontrollert utstrømning fra brønnen, er ca. 51 %. De beregnede strandingsmengdene er 3 286 Sm³. Den dimensjonerende drivtiden (95-prosentil) er 15.8 døgn i analyseperioden. Se forøvrig avsnitt 5.2 for drivtider og strandingsmengder som grunnlag for dimensjonering av beredskapen.

Wintershall har i sine ytelseskrav valgt å legge 95-prosentil av minste drivtid og størst strandet emulsjonsmengde til grunn for dimensjonering av beredskapen i kyst- og strandsone.

Hvordan det enkelte ytelseskrav kan møtes er beskrevet nedenfor.

- ***Sikre en fullt utbygget havgående beredskap (tilstrekkelig kapasitet til å håndtere mengden emulsjon som følger av vektet utstrømningsrate) så raskt som mulig, ut fra best oppnåelig responstid.***

For den planlagte boreperioden vil det være behov for ytelse tilsvarende 6 NOFO-systemer (se kapittel 7.5.4), som kan hentes innen 19 timer (Tabell 14).

- ***Bekjempe 95-prosentil av størst strandet mengde i kyst- og strandsone, hensyntatt effekt av tiltak i foregående barrierer.***

Gitt effekten av en havgående beredskap som møter de ytelseskravene som operatøren har satt, så skal beredskapen i kyst- og strandsonen kunne bekjempe ca. 839 tonn emulsjon (tall for analyseperioden).

Det er god tilgang på tankfartøy i området. Når disse er mobilisert vil de gi kapasitet for avhending av oppsamlet oljeemulsjon fra havgående beredskapsenheter slik at de kan operere i henhold til sin normale operasjonssyklus.

7.6.1 Tiltaksalternativer

Emulsjonen som dannes er lite egnet for kjemisk dispergering (klassifiseres som «Redusert kjemisk dispergerbar» i analyseperioden).

Det gjennomføres likevel en analyse av netto miljøgevinst av ulike tiltakstyper, og konklusjonene av denne vil inngå i den brønnsesifikke beredskapsplanen som utarbeides for letebrønnen.

Ved en eventuell hendelse vil biologiske grunnlagsdata og oljeprøver innhentes for en gjennomføring av analyse av netto miljøkonsekvens og revurdering av tiltaksvalg.

7.7 Oppsummering og anbefalt beredskapsløsning

Lisensen er lokalisert i nordlige Nordsjøen. Brønnen har posisjon 61° 19' 46,805" N, 03° 20' 17,719" Ø og ligger 72 km fra kysten. Det nærmeste feltet er Vega Nord (5 km lenger nordøst).

Beregnete utstrømningsrater, ved tap av brønnkontroll under boringen, varierer. Vektet utstrømningsrate ved en ukontrollert utblåsning over rigg (overflateutslipp) under boringen av brønnen er beregnet til 4 404 m³/d.

Referanseoljen har en relativt lang levetid på havoverflaten under forventede vindforhold, og strandingssannsynligheten ved et eventuelt utslipp er høy.

Miljøriskoen er vurdert som moderat til høy. Den maksimale miljørisikoen er beregnet for storskarv kystnært, med ca. 31 % av akseptkriteriet. Miljøriskoen, regnet som et gjennomsnitt for hele analyseperioden, er lavere for sjøfugl i åpent hav (maksimalt ca. 14 % av akseptkriteriet).

Beskyttelse av sjøfugl, i åpent hav og kystnært, vil ha miljømessig fokus ved en eventuell hendelse. Fokus på effektivt opptak på åpent hav og i ytre kyst før oljen når mer skjermede områder og land vil være effektivt, spesielt da områder med høy treffsannsynlighet har meget vanskelige operasjonsforhold.

Basert på beredskapsanalysen anbefales at det i forbindelse med boringen av brønnen etableres en beredskapsløsning med hovedelementer som beskrevet nedenfor. En slik løsning vil møte operatørens ytelseskrav for aktiviteten.

Deteksjon og kartlegging

- Utilsiktede oljeutslipp detekteres ved hjelp av en kombinasjon av ulike sensorer (f. eks. oljedetekterende radar, IR og satellitt) og visuelle observasjoner.

Sensorer må betjenes av personell med nødvendig kompetanse og eventuelle rutiner for visuelle observasjoner må være implementert.

Havgående beredskap (Barriere 1 og 2)

- Gitt standard frigivelsestider vil første system kunne ha en responstid på 7 timer (Gjøa). Fullt utviklet barriere 1 og 2 med ytelse tilsvarende 6 systemer vil kunne etableres innen 19 timer.

Det legges til grunn at slepere mobiliseres via NOFOs avtaler.

Kystnær beredskap (Barriere 3 og 4)

- Gitt effekten av en havgående beredskap som møter de ytelseskravene som operatøren har satt, så skal beredskapen i kyst- og strandsonen kunne bekjempe ca. 839 tonn emulsjon (tall for analyseperioden).
- Konservativt antatt tilførsel til kystsonen over en periode på 10 døgn, vil behovet være ca. 84 tonn pr. døgn.
- I analyseperioden vil en kapasitet tilsvarende 1 kystsystem og 1 fjordsystem dekke det identifiserte behovet. Responstiden for systemene settes lik 95-persentilen for korteste drivtid til kysten (15,8 døgn).

Strandrensing

- Ressurser gjennom NOFOs avtaler etter behov. Basert på erfaringstall vil mengden oljeholdig avfall være ca. 10 ganger mengden ren olje som fjernes.

Miljøundersøkelser

- Miljøundersøkelser skal kunne startes senest 48 timer etter at utslippet er varslet.

Beredskapsplan

- En brønnspecifikk beredskapsplan, med tilhørende koblingsdokumenter, bør utarbeides i detalj i god tid før borestart. Denne planen bør beskrive på fartøys-/system-/basenivå hvilke ressurser som inngår i beredskapsløsningen, på en slik måte at den kan danne grunnlag for en verifikasjon.

Kompetanse

- Det bør sikres nødvendig kommunikasjon og opplæring for at Wintershall sin beredskapsorganisasjon skal være kjent med analyser, planverk og forutsetninger, slik at denne effektivt kan ivareta strategisk ledelse av en oljevernaksjon og tilpasse kapasiteten til scenariet.

Verifikasjon

- Det bør gjennomføres verifikasjon av beredskapsløsningen som etableres for aktiviteten, med utgangspunkt i brønnspecifikk beredskapsplan og ressurser som beskrives i denne. Dette kan med fordel gjennomføres som en øvelse.

Det gjøres oppmerksom på at ved en eventuell hendelse vil ressurser mobiliseres i henhold til situasjonens behov, i et omfang som kan være mer omfattende og med responstider som kan være kortere.

7.8 Forslag til beredskapsstrategier i ulike miljøsoner

7.8.1 Åpent hav

I analyse av miljørisiko er potensiell miljøskade av en ukontrollert utblåsning uttrykt som bestandstap. Maksimalt utslag i åpent hav er gitt for de ulike periodene i kapittel 6.2.1.

Alkefugl, samt havhest og havsule er de viktigste artene i åpent hav i dette området. Alkefuglene tilhører den økologiske gruppen pelagisk dykkende sjøfugl, med høy sårbarhet overfor oljeforurensning. Havhest, havsule og måker er noe mindre sårbare overfor oljeforurensning. Det er lavere utslag i miljørisiko i Nordsjødelen av influensområdet, både pga ressursfordeling, men også fordi tyngden i influensområdet ligger i Norskehavet. Sjøfugl i åpent hav ansees som mest utsatt nær kilden, og vil være fokus for beredskap i åpent hav. Bestandstapet som beregnes i miljørisikoanalysen er en funksjon av oljedrift og oljemengder i ruter i de ulike scenariene, ressursens utbredelse innen området som berøres av olje, samt ressursens sårbarhet.

Fjerning av olje fra havoverflaten er det viktigste konsekvensreduserende tiltaket overfor sjøfugl. Mekanisk oppsamling på de tykkeste delene av oljefilmen, eventuelt supplert med kjemisk dispergering av olje som driver mot ansamlinger av sjøfugl, dersom den aktuelle oljen viser seg å være dispergerbar, vil være den anbefalte beredskapsstrategien. Effekten av mekanisk oppsamling og kjemisk dispergering er omtrent den samme, og begge fjerner olje fra overflaten, som er gunstig for sjøfugl. Kjemisk dispergering kan vurderes som et mulig supplement i tidsrommet der oljen eventuelt skulle karakteriseres som «Kjemisk dispergerbar». Kjemisk dispergerbarhet av den reelle råoljen må vurderes ved en hendelse.

Fordelingsmønstrene av sjøfugl på åpent hav er imidlertid sterkt varierende, blant annet som funksjon av næringsforhold. Disse forholdene fluktuerer og sjøfuglene forflytter seg på havet med næringstilgangen. Overvåking under en hendelse er derfor en nøkkelfaktor for å begrense skaden på sjøfugl på åpent hav ved et eventuelt utslipp. Dette vil gi informasjon om hvor evt. utsatte ansamlinger av sjøfugl kan befinne seg i sanntid. Dette er viktig informasjon som kan benyttes til å dirigere oljevernressurser slik at sjøfugl på havet beskyttes mot drivende olje.

7.8.2 Kystnært

Det er stor forskjell på tilstedeværelse av sårbare ressurser ved berørt kystområde gjennom året, og miljørisiko er forskjellig fra måned til måned. Sjøfuglene

returnerer til hekkeområdene langs kysten fra mars-april og utover, men området er viktig som overvintringsregion for svært mange sårbare sjøfuglarter. Tilstedeværelsen er reflektert i datasettene kystnært fra SEAPOP, og er individuell for de ulike artene. Det er ulike størrelser på sjøfuglenes funksjonsområder, men samtlige er i tilretteleggingen i 2015 konservativt gitt en multiplikasjonsfaktor for å ta hensyn til eventuelle flekkvise ansamlinger av sjøfugl. Der næringsforholdene er gode kan mange arter være samlet, noe som også påvirker den samlede miljøkonsekvensen.

Analysen viste at det for enkelte scenarier kan være høye bestandstap for enkelte populasjoner, spesielt i områdene med høyere treffsannsynlighet i kystruter og høyere tilstedeværelse av fugl/mange arter. Artene som går igjen i miljørisikoanalysen kystnært er skarvene, alkefugl, krykkje, havsule, måker, dykkere, lommer og dykkender. I sommermånedene også terner.

Ved et eventuelt påslag eller fare for påslag vil lokaliteter og områder prioriteres for beskyttelse i henhold til miljøprioriteringer. Et kart over slike miljøprioriterte lokaliteter fra Miljødirektoratet er vist i Figur 48. Høyest treffsannsynlighet i strandsone finner vi i området mellom Øygarden og Halten i Nord-Trøndelag, som omfatter viktige naturressursområder som Onøy (Øygarden), Ytre Sula, Atløy-Værlandet, Sverslingsosen-Skorpa, Stadtlandet, Runde, Vigra-Godøya, Sandøy/Ona, Smøla og Frøya/Froan.

Store deler av området er også karakterisert av et svært komplekst strømbilde med tidevannsstrøm og komplekse gruntvannsområder. Dybdeforholdene begrenser bruken av større fartøy flere steder, og oppsamling av olje på overflaten er anbefalt, før den når kystnære områder i den grad olje når kystområdene.

7.8.3 Fokusområder i åpent hav

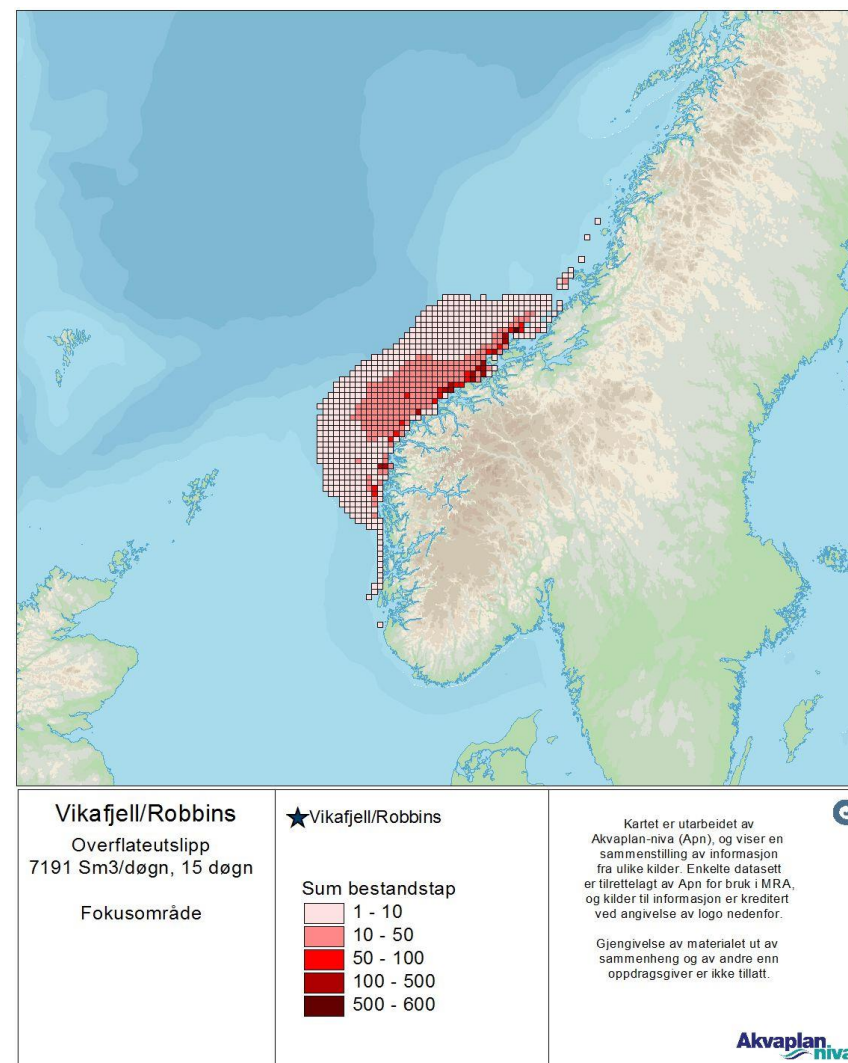
Av hendelsene som kan gi mest olje på overflaten (overflateutblåsninger), er det raten nærmest over vektet rate og vektet varighet som ansees som representativ. Resultatene fra denne er benyttet som bakgrunn for en geografisk identifikasjon av fokusområder for beredskapstiltak.

Akvaplan-niva har utviklet en metode for å finne områder som på tvers av ressurgupper er spesielt utsatt for samlede bestandstap for flere arter. I metoden beregnes og vises samlede bestandstap i ruter, for de ulike scenariene som utgjøres av en rate-varighetskombinasjon. Slik kan et mer samlet bilde presenteres av områder der det kan forventes største bestandstap pga. høy tetthet

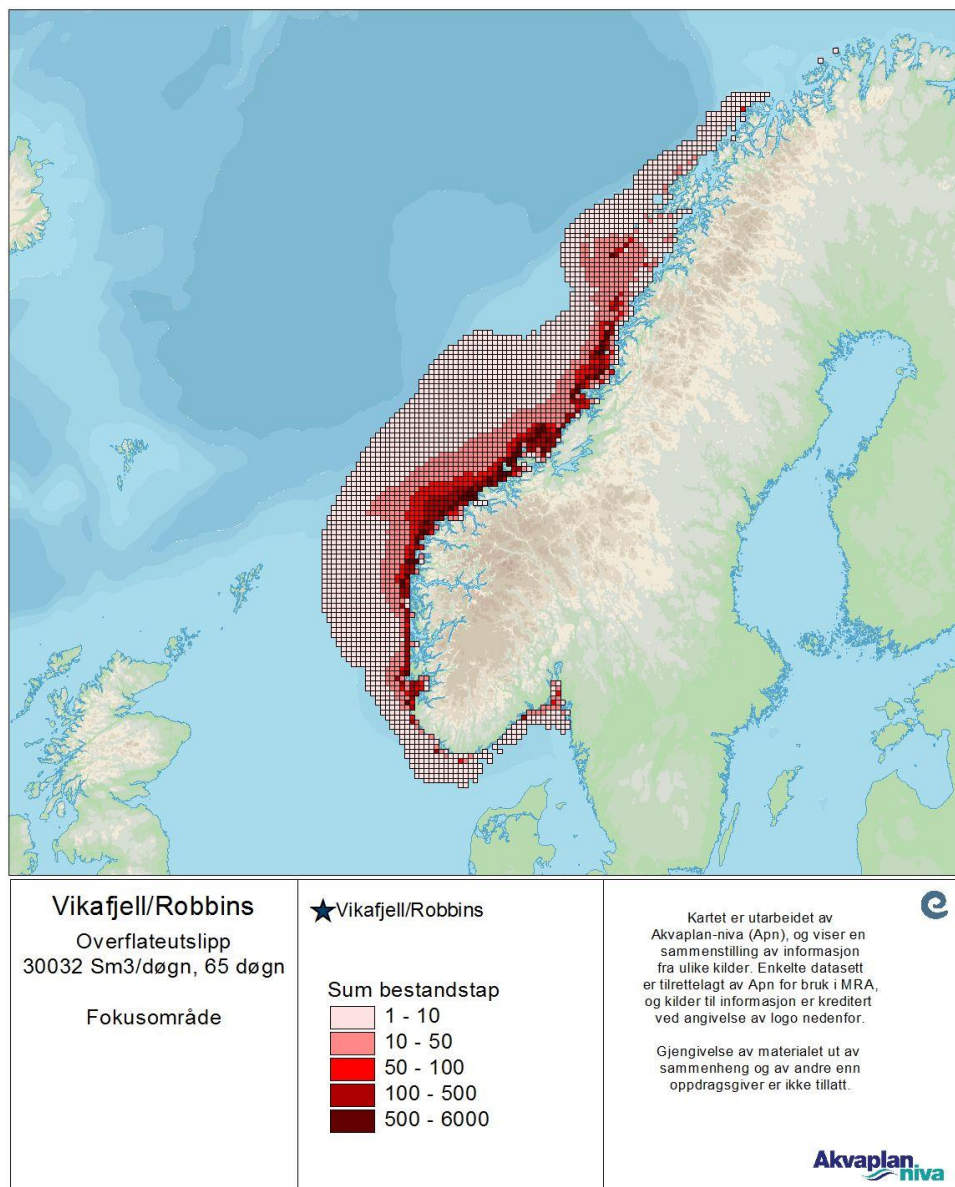
av ressurser, enten det er høye bestandsandeler av få arter eller lavere andeler men flere arter.

Analysen er foretatt ved å summere bestandstap i ruten for alle arter og alle simuleringer. Dette vises som en sum der tallet blir dimensjonsløst, men der økende tall viser økende sannsynlighet for alvorlige utslag, enten ved store utslag på én eller få arter eller mindre utslag på flere arter. Fremstillingen i GIS er avhengig av inndelingen i intervaller, og kategoriene er bearbeidet fra naturlige knekkpunkter i resultatet for høyeste rate og lengste varighet (helårlig analyse er benyttet), og deretter er laveste kategori fjernet. Resultatet vises for overflateutslipp med hhv. raten over vektet rate og 15 dagers varighet samt høyeste rate og lengste varighet. I foreliggende analyse er det fire relativt lange analyseperioder, det er derfor benyttet sum av bestandstap over hele året.

Resultatene gir en indikasjon på fokusområder for beredskapsplanlegging, og er ikke å anse som absolutte rute-for-rute risikouttrykk, selv om GIS-analysen viser enkeltruter. I en hendelse må tilstedeværelse av sjøfugl vurderes i sanntid ved observasjon. Resultatet indikerer et område med et høyere potensial for konflikt med sårbare ressurser, enten ved at det er mange arter eller høye bestandstap for noen arter. Resultatene avspeiler geografisk den økning i konsekvenspotensial som sees ved høyere rate og lengre varighet av utslippet. Ved mer langvarige hendelser kan det også forventes at det er større spredning i områdene der innsatsen for å samle opp olje bør fokuseres, enn ved hendelser av kortere varighet (Figur 113 og Figur 114).



Figur 113 Fokusområder for sum av bestandstap (alle arter), rate over vektet og 15 dagers varighet.



Figur 114 Fokusområder for sum av bestandstap (alle arter), høyeste rate og lengste varighet.

7.8.4 Strand og utvalgte områder

Kystnært er treffsannsynlighet av kystruter, utvalgte områder for beredskapen (Statoil, 2013) og andre sårbare områder relevante for å fokusere innsatsen i de aller mest kystnære områdene for beskyttelse og å forhindre strandpåslag. Høyeste treffsannsynligheter finner vi som nevnt i området mellom Florø og Halten. Korteste drivtid er et viktig utvalgs-kriterium blant utvalgte områder som har treffsannsynlighet i analysen. Pga. lange drivtider til land (minste drivtid er >21 døgn) er det ett utvalgt område (Sverslingsosen-Skorpa) som fyller kriteriet for utvalg til beredskapsplanlegging. Det øvrige ressursbehovet er godt innenfor NOFOs kapasiteter i regionen.

Flere av disse har beredskapsmessige utfordringer av ulike slag, bl.a. mht. strøm- og tidevannsforskjell, potensiale for remobilisering av olje, tilkomstmuligheter, samt utfordrende strandtyper. Utvalgte områder er områder som har beliggenhet i ytre kystsone og har en kombinasjon av miljømessige og operasjonelle forhold som gjør at de brukes som eksempler i beredskapsplanleggingen. Akvaplan-niva har utarbeidet temakart for beredskapsplanlegging for samtlige av disse områdene. Ved en hendelse kan tilsvarende kart utarbeides for områder mellom de utvalgte.

For norskekysten har Akvaplan-niva gjennomført fylkesvise analyser av forekomst av ulike strandtyper. Utdrag av resultatene for de berørte fylkene er vist i kapittel 4.9.2. De ulike strandtypene har meget ulike beredskapsutfordringer.

7.9 Effekt av beredskap på miljørisiko

Akvaplan-niva, ved SensE, har etablert en metodisk tilnærming for å tallfeste risikoreduksjon som følge av redusert oljemengde på hav.

Metoden som er benyttet ser på relasjonen mellom ratereduksjon og effekt på fordeling av skadeutslag i konsekvenskategoriene. Ratereduksjon sees her som illustrerende for daglig opptak av olje gjennom en utblåsning med en viss varighet. Det ble tatt utgangspunkt i ratene som ble brukt i oljedriftssimuleringene.

Utgangspunktet for tilnærmelsen er en forventet sammenheng mellom oljemengde og miljørisiko, under ellers like betingelser. Gitt metoden for analyse av miljørisiko, med fordeling av skade innen ulike konsekvenskategorier, er det ikke forventet en lineær sammenheng i alle skadekategorier. Det er derfor valgt

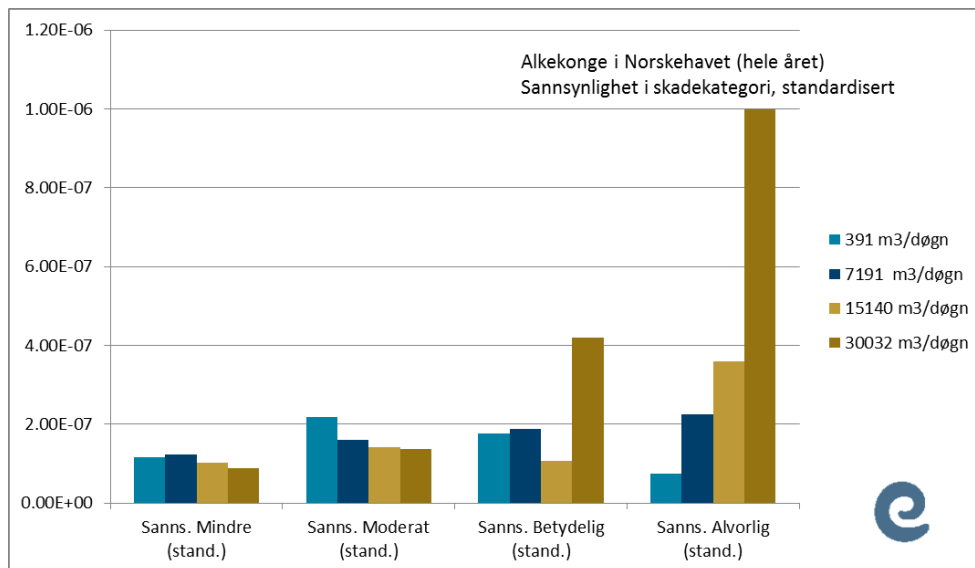
en tilnærmedelse med utdrag av resultatene fra miljørisikoanalysen for den mest utslagsgivende ressursen i åpent hav og å analysere disse ut fra følgende data:

- Verdier for alle rater av overflateutslipp, med 15 døgns varighet
- Bestandstap innen ulike intervaller for hver av disse ratene
- Frekvens av miljøskade for hver rate, normalisert til enhetlig hendelsesfrekvens
- Andel av akseptkriteriet for hver rate

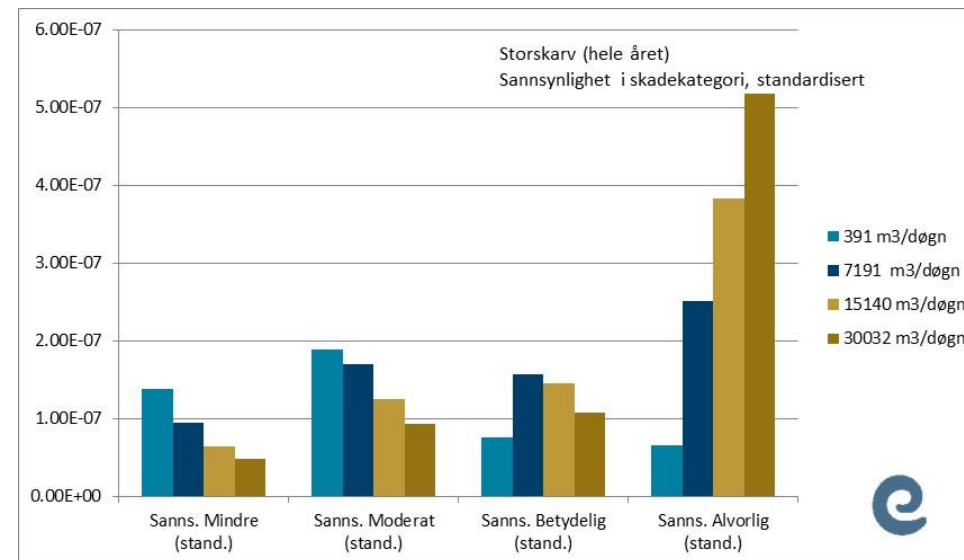
Dette utvalget vil gi sammenhengen mellom mengde og konsekvens (uttrykt ved bestandstapene), og miljørisikoen etter at konsekvens er fordelt i skadekategorier. Normaliseringen er foretatt for å gjøre resultatene innbyrdes sammenlignbare.

For å illustrere effekten av ratereduksjoner på miljørisiko er alkekonge i åpent hav (Norskehavet) og storskarv kystnært valgt, da disse ga høyeste utslag i miljørisiko i analyseperioden og enkelte andre tilleggsperioder. Analysen er foretatt for helårlige miljørisikoresultat. Resultatene av analysen er vist i **Feil! Fant ikke referanse-kilden.** og **Feil! Fant ikke referanse-kilden.** for alkekonge i åpent hav og Figur 117 og Figur 118 for storskarv kystnært. Som det fremgår av figurene er det en sammenheng med utslippsrate (og derved oljemengde på overflaten) og utslagene i skadekategoriene ved at det er økende sannsynlighet i de alvorligste skadekategoriene med høyere utslippsrate.

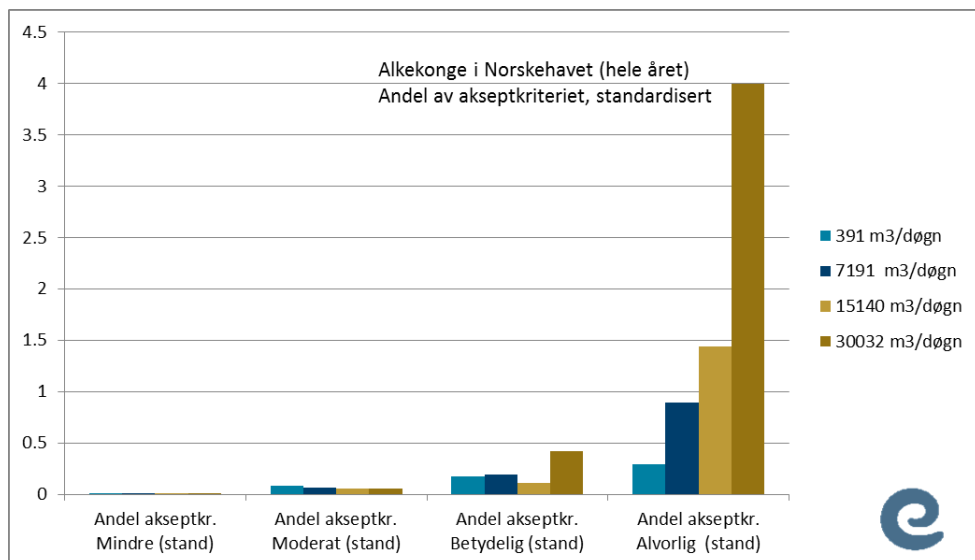
Med basis i ovenstående ble det for denne brønnen gjort en vurdering av hvorvidt beredskapsløsningen møter eventuelle ytelseskrav mht. risikoreduksjon: For ressurser på åpent hav vil effekten av beredskapstiltak i barriere 1 og 2 medføre en reduksjon i miljørisiko for havhest kystnært, og det samme forventes for andre arter i åpent hav og kystnært. Risikoreduksjonen er tydelig i alle skadekategorier, men spesielt tydelig i de mest alvorlige kategoriene. Det vil med denne metoden være en metodeartifakt forårsaket av at reduserte bestandstap fremdeles kan være plassert i samme kategori (intervallbasert skadenøkkel), men det sees tydelig en forskyvning mot mindre alvorlige skadekategorier ved redusert oljemengde på overflaten.



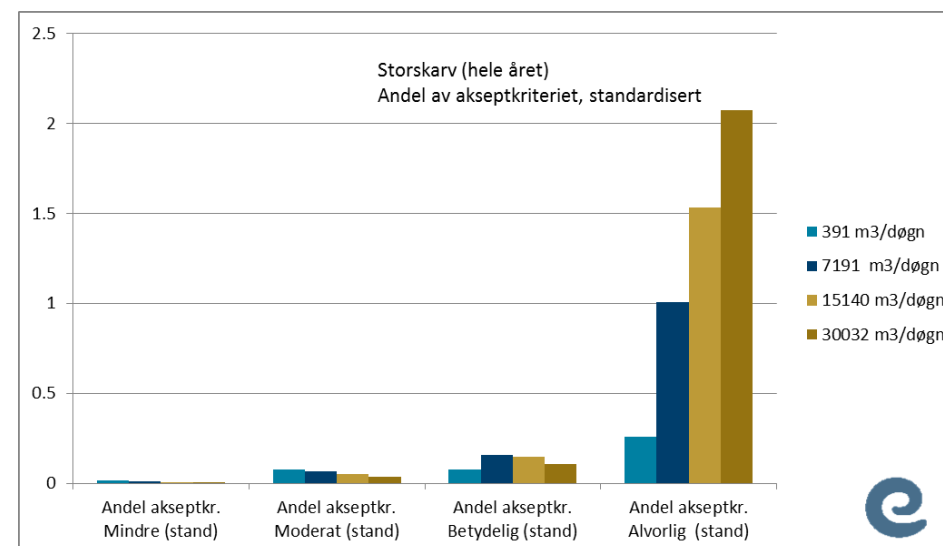
Figur 115 Normalisert miljørisiko for alkekonge i Norskehavet vist ved sannsynlighetsfordeling i konsekvenskategorier for ulike rategrupper (hele året).



Figur 117 Normalisert miljørisiko for storskarv kystnært vist ved sannsynlighetsfordeling i konsekvenskategorier for ulike rategrupper (hele året).



Figur 116 Normalisert miljørisiko for alkekonge i Norskehavet vist ved fordeling i andel av akseptkriterier for ulike rategrupper (hele året).



Figur 118 Normalisert miljørisiko for storskarv kystnært vist ved fordeling i andel av akseptkriterier for ulike rategrupper (hele året).

8 Referanser

Acona Flow Technology. 2015: Blowout and Dynamic Wellkill Simulations. Vikafjell Exploration Well (PL248). Rev 0. AFT Report No. 2015-0854.

AMSA faktaark: The Effects of Maritime Oil Spills on Wildlife including Non-Avian Marine Life:
<http://www.amsa.gov.au/environment/maritime-environmental-emergencies/national-plan/General-Information/oiled-wildlife/marine-life/index.asp>.

Brude, O.W, Nordtug, T., Sverdrup, L., Johansen, Ø., & Melbye, A. 2010: Petroleumsvirksomhet. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Konsekvenser av akuttutslipp for fisk. DNV, rapport nr. 2010-0527. 113s.

Brude, O.W, Moe, K.A., Østby, C., Stige, L.C. & Lein, T.E. 2003: Strand – Olje. Implementering av DamA-Shore for norskekysten. Alpha Report 1111-01, 42s.

Christensen-Dalsgaard, S., Bustad, J.O., Follestad, A., Systad, G.H., Eriksen, J.M., Lorentsen, S. & Anker-Nilssen, T. 2008: Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet – NINA, Rapport nr. 338, 166 s.

DNV, 2007: Metodikk for miljørisiko på fisk ved akutte oljeutslipp. DNV, rapport nr. 2007-2075. 100 s.

Klima- og forurensningsdirektoratet, 2011: Retningslinje for søknader om petroleumsvirksomhet til havs. TA 2847/2011.

Kålås, J.A., Gjershaug, J.O., Husby, M., Lifjell, J., Lislevand, T., Strann, K.B & Støm, H. 2010: Fugler. Norsk Rødliste 2010.

Large, P.A., Diez, G., Drewery, J., Laurans, M., Pilling, G.M., Reid, D.G., Reinert, J., South, A.B. & Vinnichenko, V.I. 2010: Spatial and temporal distribution of spawning aggregations of blue ling (*Molva dypterygia*) west and northwest of the British Isles. – ICES Journal of Marine Science, 67: 494–501.

NOAA faktaark 1: Impacts of Oil on Marine Mammals and Sea Turtles:
http://www.noaa.gov/deepwaterhorizon/publications_factsheets/documents/Marine_mammals_turtles_FACT_SHEET.pdf

NOAA faktaark 2: Gulf Dolphins - Questions and Answers
<http://www.gulfspillrestoration.noaa.gov/2012/03/gulf-dolphins-answers/>

Norsk Olje og Gass. 2014: Veiledning for miljørettede beredskapsanalyser, revisjon august 2013.
<http://www.norskoljeoggass.no/Global/2013%20Dokumenter/Publikasjoner/Veiledning%20beredskapsanalyser%202013.pdf>

OLF. 2007: Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA). Revisjon 2007. DNV, rapport nr. 2007-0063.

Ottersen, G. & Auran, J.A. (red). 2007: Arealrapport med miljø og ressursbeskrivelse. Fisken og Havet, 6/2007.

Rogers, S. & Stocks, R. 2001: North Sea fish and fisheries. Strategic Environmental Assessment - SEA2, Technical Report 00.

Scandpower. 2013: Blowout and Well Release Frequencies – Based on SINTEF Offshore Blowout Database 2012. Report no 19.101.001-8/2013/R3.

SEAPOPOP. 2013: Seapop website: <http://www.seapop.no>

SFT. 2004: Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. TA 1765/2000 – nytt

opptrykk 2004. Statens forurensningstilsyn, Horten, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. Veileder. 16 s.

SINTEF. 2008: Oljeregnskap etter forliset av MS Server. SINTEF A5633. 53s.

SINTEF. 2005: Resjekk av Troll B, Troll C, Troll Blend og Fram-oljene sine forvitringsegenskaper. SINTEF, Rapport. 19s.

SINTEF. 1999: Fram Råolje. Egenskaper og forvitring på sjøen relatert til beredskapstiltak. SINTEF, Rapport: STF66 F99105. 98s.

Spikkerud, C.S, Skeie, G.M., Vongraven, D., Haug, T., Nilssen. K., Øien, N., Lindstrøm, U. & Goodwin, H. 2013: Miljøverdi og sårbarhet for marine arter og leveområder - Harmonisering av verdi- og sårbarhetsverdier for marine pattedyr. Akvaplan-niva, Rapport 5308.02. 92s.

Spikkerud, C.S. & Skeie, G.M. 2010: Felles prioriteringsmodell for beskyttelse og sanering av områder mot oljeforurensning, inndeling i prioritetsklasser. Akvaplan-niva, report nr. 4526-03. 97s. Client: Norwegian Clean Seas Association for Operating Companies (NOFO).

Statoil. 2013 (Skeie, G.M., Engen, F., Spikkerud, C.S., Boye, A., Sørnes, T., Rasmussen, S.E. (2013). Beredskap mot akutt oljeforurensning. Analysemetode og beregningsmetodikk. Statoil Document.

Swenson, J.E., Bjørge, A., Kovacs, K., Syvertsen, P.O., Wiig, Ø. & Zedrosser, A. Pattedyr. Norsk Rødliste 2010.

9 Vedlegg 1. Liste over VØK til MIRA-analyse

Artsnavn	Data kilde	Oppdatert	Latinsk navn	Engelsk navn
Alke	Seapop	07.04.2015	<i>Alca torda</i>	Razorbill
Alkekonge	Seapop	07.04.2015	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Brunnakke	Seapop	07.04.2015	<i>Anas penelope</i>	Eurasian Wigeon
Dvergdykker	Seapop	07.04.2015	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Little Grebe
Dverggås	Seapop	07.04.2015	<i>Anser erythropus</i>	Lesser White-fronted Goose
Dvergsvane	Seapop	07.04.2015	<i>Cygnus columbianus</i>	Tundra Swan
Fiskemåke	Seapop	07.04.2015	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fjelljo	Seapop	07.04.2015	<i>Stercorarius longicaudus</i>	Long-tailed Skua
Fjæreplytt	Seapop	07.04.2015	<i>Calidris maritima</i>	Purple Sandpiper
Gravand	Seapop	07.04.2015	<i>Tadorna tadorna</i>	Shelduck
Grågås	Seapop	07.04.2015	<i>Anser anser</i>	Greylag Goose
Gråhegre	Seapop	07.04.2015	<i>Ardea cinerea</i>	Grey Heron
Gråmåke	Seapop	07.04.2015	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Gravand	Seapop	07.04.2015	<i>Tadorna tadorna</i>	Shelduck
Gråstrupedykker	Seapop	07.04.2015	<i>Podiceps grisegena</i>	Red-necked Grebe
Gulnebbblom	Seapop	07.04.2015	<i>Gavia adamsii</i>	White-billed Diver
Havelle	Seapop	07.05.2013	<i>Clangula hyemalis</i>	Long-tailed Duck
Havert, sør for Stad	MRDB	2010	<i>Halichoerus grypus</i>	Grey seal
Havert, Stad - Lofoten	MRDB	2010	<i>Halichoerus grypus</i>	Grey seal
Havert, Vester - Finnmark	MRDB	2010	<i>Halichoerus grypus</i>	Grey seal
Havhest	Seapop	07.04.2015	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havsule	Seapop	07.04.2015	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Havsvale	Seapop	07.04.2015	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Storm Petrel

Horndykker	Seapop	07.04.2015	<i>Podiceps auritus</i>	Slavonian Grebe
Hvitkinngås	Seapop	07.04.2015	<i>Branta leucopsis</i>	Barnacle Goose
Islom	Seapop	07.04.2015	<i>Gavia immer</i>	Great Northern Diver
Ismåke	Seapop	07.04.2015	<i>Pagophila eburnea</i>	Ivory Gull
Knoppsvane	Seapop	07.04.2015	<i>Cygnus olor</i>	Mute Swan
Kortnebbgås	Seapop	07.04.2015	<i>Anser brachyrhynchus</i>	Pink-footed Goose
Krykkje	Seapop	07.04.2015	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Kvinand	Seapop	07.04.2015	<i>Bucephala clangula</i>	Goldeneye
Laksand	Seapop	07.04.2015	<i>Mergus merganser</i>	Goosander
Lomvi	Seapop	07.04.2015	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lunde	Seapop	07.04.2015	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Makrellterne	Seapop	07.04.2015	<i>Sterna hirundo</i>	Common Tern
Polarjo	Seapop	07.04.2015	<i>Stercorarius pomarinus</i>	Pomarine Skua
Polarlomvi	Seapop	07.04.2015	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot
Polarmåke	Seapop	07.04.2015	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Polarsnipe	Seapop	07.04.2015	<i>Calidris canutus</i>	
Praktærfugl	Seapop	07.04.2015	<i>Somateria spectabilis</i>	King Eider
Ringgås	Seapop	07.04.2015	<i>Branta bernicla</i>	Brent Goose
Rødnebbterne	Seapop	07.04.2015	<i>Sterna paradisaea</i>	Arctic Tern
Rødstilk	Seapop	07.04.2015	<i>Tringa totanus</i>	
Sabinemåke	Seapop	07.04.2015	<i>Larus sabini</i>	Sabine Gull
Sangsvane	Seapop	07.04.2015	<i>Cygnus cygnus</i>	Whooper Swan
Siland	Seapop	07.04.2015	<i>Mergus serrator</i>	Red-breasted Merganser
Sildemåke	Seapop	07.04.2015	<i>Larus fuscus</i>	Lesser Black-backed Gull

Sjørøre	Seapop	07.04.2015	<i>Melanitta fusca</i>	Velvet Scoter
Smålom	Seapop	07.04.2015	<i>Gavia stellata</i>	Red-throated Diver
Snøgås	Seapop	07.04.2015	<i>Anser caerulescens</i>	Snowgoose
Steinkobbe, Rogaland - LoppHAVet	MRDB	2010	<i>Phoca vitulina</i>	Harbour seal
Steinkobbe, LoppHAVet- Russland	MRDB	2010	<i>Phoca vitulina</i>	Harbour seal
Steinkobbe, Oslofjorden - Skagerrak	MRDB	2010	<i>Phoca vitulina</i>	Harbour seal
Stellerand	Seapop	07.04.2015	<i>Polysticta stelleri</i>	Steller's Eider
Stjertand	Seapop	07.04.2015	<i>Anas acuta</i>	Northern Pintail
Stokkand	Seapop	07.04.2015	<i>Anas platyrhynchos</i>	Mallard
Storjo	Seapop	07.04.2015	<i>Stercorarius skua</i>	Great Skua
Storlom	Seapop	07.04.2015	<i>Gavia arctica</i>	Black-throated Diver (Arctic diver)
Stormsvale	Seapop	07.04.2015	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	Leach's Storm Petrel
Storskarv	Seapop	07.04.2015	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Great Cormorant
Svartand	Seapop	07.04.2015	<i>Melanitta nigra</i>	Common Scoter
Svartbak	Seapop	07.04.2015	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull
Sædgås	Seapop	07.04.2015	<i>Anser fabalis</i>	Taiga Bean-Goose
Taffeland	Seapop	07.04.2015	<i>Aythya ferina</i>	Common Pochard
Teist	Seapop	07.04.2015	<i>Cephus grylle</i>	Black Guillemot
Tjeld	Seapop	07.04.2015	<i>Haematopus ostralegus</i>	Oystercatcher
Toppand	Seapop	07.04.2015	<i>Aythya fuligula</i>	Tufted Duck
Toppdykker	Seapop	07.04.2015	<i>Podiceps cristatus</i>	Great crested Grebe
Toppskarv	Seapop	07.04.2015	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	European Shag
Tundragås	Seapop	07.04.2015	<i>Anser albifrons</i>	White-fronted Goose
Tyvjo	Seapop	07.04.2015	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Arctic Skua
Ærfugl	Seapop	07.04.2015	<i>Somateria mollissima</i>	Common Eider
Alke, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Alca torda</i>	Razorbill
Alke, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Alca torda</i>	Razorbill
Alke, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Alca torda</i>	Razorbill

Alkekonge, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Alkekonge, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Alkekonge, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Alkekonge, hav totalt	NINA	20.04.2013	<i>Alle alle</i>	Little Auk
Fiskemåke, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fiskemåke, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fiskemåke, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Fiskemåke, hav totalt	NINA	20.04.2013	<i>Larus canus</i>	Common Gull
Gråmåke, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Gråmåke, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Gråmåke, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus argentatus</i>	Herring Gull
Havhest, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havhest, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havhest, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Fulmarus glacialis</i>	Fulmar
Havsule, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Havsule, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Havsule, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Morus bassanus</i>	Gannet
Krykkje, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Krykkje, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Krykkje, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Rissa tridactyla</i>	Kittiwake
Lomvi, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lomvi, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lomvi, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Uria aalge</i>	Common Guillemot
Lunde, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Lunde, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Lunde, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Fratercula arctica</i>	Puffin
Polarlomvi, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot
Polarlomvi, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot
Polarlomvi, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Uria lomvia</i>	Brünnich's Guillemot

Polarmåke, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Polarmåke, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Polarmåke, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus hyperboreus</i>	Glaucous Gull
Svartbak, Barentshavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull

Svartbak, Nordsjøen	NINA	20.04.2013	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull
Svartbak, Norskehavet	NINA	20.04.2013	<i>Larus marinus</i>	Great Black-backed Gull

10 Vedlegg 2. Utdypende metodebeskrivelse, effekt- og skadenøkler

10.1 Formel for beregning av miljørisiko

Formelen for beregning av miljørisiko i hver skadekategori (her: Mindre alvorlig) (OLF, 2007):

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

der:

$f[\text{skade}_{\text{mindre alvorlig}}]_{\text{år}}$ = frekvens for den angitte konsekvenskategori pr. år

$\frac{f_0}{n}$ = frekvens pr. periodeenhet (periodene må ha lik varighet)

$p[\text{treff}]_n$ = sannsynlighet for treff av VØK i perioden, gitt at et utslipp skjer

$p[\text{tilstedeværelse}]_n$ = sannsynlighet for tilstedeværelse av VØK i perioden (andel av sesongen) for hver av de n månedene/periodeenhetene

$p[\text{skade}_{\text{mindre-alvorlig}}]_n$ = sannsynlighet for skade på VØK i måneden/perioden

n =antallet måneder eller sesonger

10.2 Effekt- og skadenøkler for sjøfugl og marine pattedyr

Effektnøkler for sjøfugl og marine pattedyr er gitt i tabellene: Tabell 15 og Tabell 16. De har felles skadenøkkel, gitt i Tabell 17.

Tabell 15 Effektnøkkel for akutt dødelighet for sjøfuglarter basert på individuell sårbarhet (OLF, 2007).

Effektnøkkel – akutt dødelighet	Individuell sårbarhet av VØK sjøfugl (i % dødelighet av bestand)		
Oljemengde i en 10x10 km rute	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 16 Effektnøkkel for akutt dødelighet for sjøpattedyrarter basert på individuell sårbarhet (OLF, 2007).

Effektnøkkel – akutt dødelighet	Individuell sårbarhet av VØK sjøpattedyr (i % dødelighet av bestand)		
Oljemengde i en 10x10 km rute	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

Tabell 17 Skadenøkkel sjøfugl/sjøpattedyr. Fordeling av sannsynlighet for restitusjonstid i kategorier, som følge av bestandstap, av sjøfugl- og sjøpattedyrarter (OLF, 2007).

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

Tabell 18 MOB sårbarhetsverdier for sjøfugl (SFT 2004). 3 er høyeste, 1 er lav sårbarhet, 0 betyr ingen sårbarhet mens "-" betyr "ikke relevant".

Økologisk gruppe	Sommerområder				Vinterområder
	Hekking	Næringssøk	Hvile	Myting	
Pelagiske dykkere	3	3	3	3	3
Pelagiske overflatebeitende	1	2	1	-	2
Kystbundne dykkere	3	3	3	3	3
Kystbundne overflatebeitende	2	1	1	2	1
Åtseletere	-	1	-	-	1
Steinstrandsvadere	1	1	0	-	1

Tabell 19 MOB sårbarhet for marine pattedyr. Isbjørn og isseler er tatt med for fullstendighet, men forekommer ikke i analyseområdet.

Art eller artsgruppe	Yngling	Næringsområder	Hvileområder	Hårfelling
Oter	2(3)	2(3)	0	-
Isbjørn	-	3	0	-
Kystsel	2(3)	0	1	1
Isseler	1(2)	0	1	1
Hval	0(1)	0(1)	-	-

10.3 Effekt- og skadenøkler for kysthabitater

Tabell 20 Effekt- og skadenøkkel for kysthabitater basert på kysttypens sårbarhet (OLF, 2007).

Skadenøkkel, kysthabitater		Konsekvenskategori – miljøskade (restitusjonstid i år) (Sannsynlighet i prosent)			
Sårbarhet	Oljemengde / 10x10 km rute	Mindre <1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig >10 år
S3	1-100 tonn	20	50	30	
	100-500 tonn	10	60	20	10
	500-1000 tonn		20	50	30
	≥ 1000 tonn			40	60
S2	1-100 tonn	60	40		
	100-500 tonn	30	60	10	
	500-1000 tonn	10	60	30	
	≥ 1000 tonn		40	50	10
S1	1-100 tonn	80	20		
	100-500 tonn	60	40		
	500-1000 tonn	40	50	10	
	≥ 1000 tonn	20	40	40	

10.4 Miljøriskoberegning for fisk

Beregningen av miljørisiko på fisk utføres etter metoden som er beskrevet i OLF's veiledning (OLF, 2007). Denne metodikken er en trinnvis tilnærming som består av to nivåer av skadeberegninger på de sårbare stadiene av fiskeressurser – egg og larver. Miljørisiko for fisk etter MIRA-metoden er utfordrende å kvantifisere fordi endepunktet for analysen innebærer en vurdering av om tapet av en andel av en årsklasse har noen betydning for utviklingen av en gytebestand. Til dette trengs både informasjon om giftighet av olje på egg og larver, samt historisk-statistisk informasjon om gytebestandens utvikling for å kunne estimere en restitusjonstid etter oljepåvirkning. Det er i utgangspunktet kun en meget liten andel av en årsklasse som når gytemoden alder, og modellering av betydningen av små tapsandeler krever restitusjonsmodell og kunnskap om den enkelte art/gytebestand sin bestandsutvikling.

Det første trinnet kan karakteriseres som en grov kvantifisering av konfliktpotensialet tilsvarende eksponeringsbasert analyse. Det andre er en vurdering av betydningen som tapsandelen innen årsklassen av egg og larver har for bestandsutviklingen (gytebestanden). Man beregner således restitusjonstiden ved å se på forskjellen mellom bestandsutviklingen med og uten oljeforurensningen. Til dette trengs populasjonsdynamiske modeller for fiskearten, samt historiske data om bestandsutviklingen som oppdateres for den enkelte art. Grunnlagsdokumentasjonen for trinn 2 er beskrevet i DNV (2007). Metodikken for trinn 2 dekker fokusartene Nordøst-arktisk torsk, norsk vårgytende sild og lodde. For andre arter vil det i mangel av dokumentert restitusjonsmodell bli benyttet den mer konservative tilnærmingen med overlappsanalyse som beskrevet for Trinn 1.

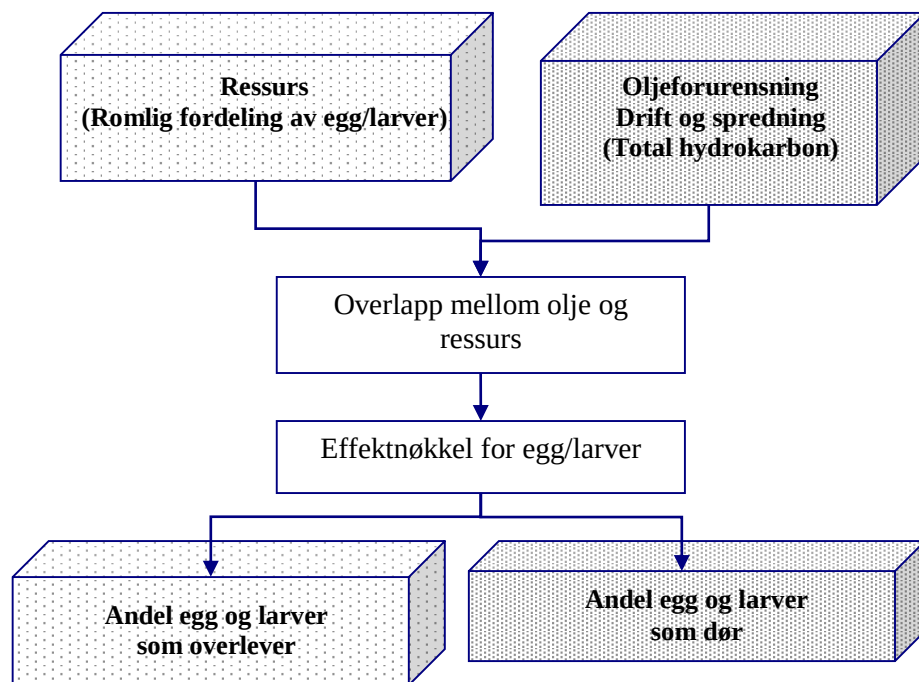
I trinn 1 er det gjennomført en overlappsanalyse ved bruk av oljedriftsstatistikken og områder med THC > 50 ppb i vannsøylen. OSCAR beregner THC direkte, og data for gyteområder fra MRDB for arter som med gyteperiode som overlapper med analyseperioden. Det ble i det første ULB-arbeidet (ULB7c) benyttet to sett grenseverdier, hhv. 50 og 200 ppb THC. I oppdateringen av det faglige grunnlaget for forvaltningsplanen (Brude *et al.* 2010) argumenteres det for en effektgrense på 2,5 ppb PAH, som tilsvarende 375 ppb THC for Balder råolje (basert på innhold av PAH i Balder råolje). Det foreligger ikke informasjon om hva den tilsvarende grenseverdien vil være for andre råoljer. Av denne grunn og for sammenligning med tidligere gjennomførte analyser er 50 ppb benyttet i denne analysen i påvente av relevant grenseverdi for oljetypen.

Tapsanalysen er det første trinnet i en full analyse (trinn 2), som i likhet med MIRA for sjøfugl, sjøpattedyr og kysthabitater også innebærer et estimat av skadens varighet på gytebestanden. En full analyse krever datasett med ressursfordeling med bestandsandeler i 10x10 km ruter. Trinnene kan beskrives slik:

1. Tapsanalyse: Beregning av skadens størrelse på egg- og larvestadier.
2. Beregning av varighet av denne skaden på bestandsnivå basert på statistikk over historisk bestandsutvikling (populasjonsmodell).
3. På bakgrunn av dette beregnes en antatt innvirkning på bestanden som følge av tap av en andel av en årsklasse.

For videre beskrivelse av MIRA-metoden for fisk, trinn 2, vises til veiledningen (OLF, 2007). Metodens trinn 2 er ikke benyttet i denne analysen.

Figur 119 Skisse av trinnene i en tapsanalyse for fiskeressurser (OLF, 2007).



11 Vedlegg 3. Anvendelse av støtteinformasjon på internett

Det er for denne analysen lagt ut fullstendige resultater fra miljørisikoanalysen på www.senseweb.no

Ved å følge lenken gitt i analysen, gis det i en evt. høringsperiode tilgang til støtteinformasjon på prosjektsiden og evt. annen informasjon.

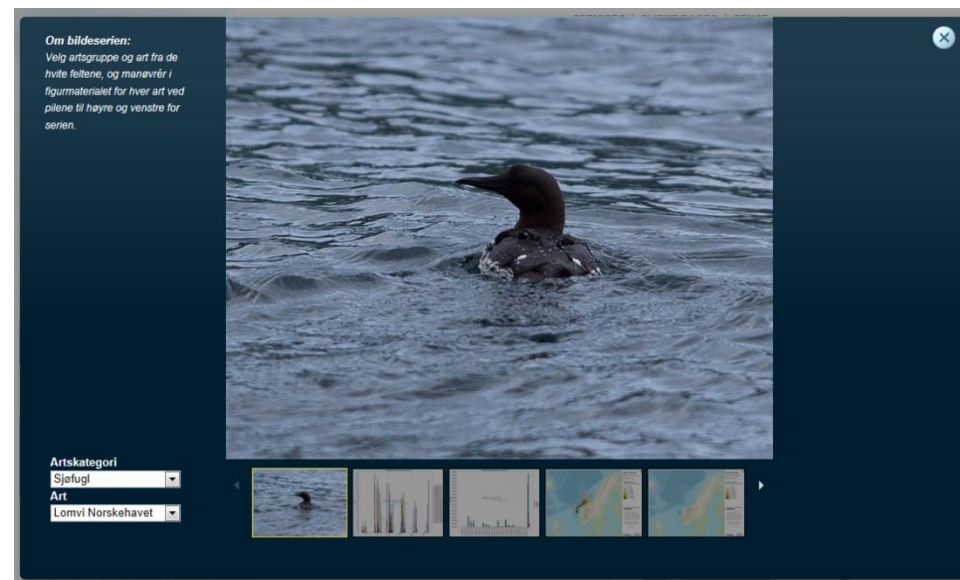
11.1 Fullstendige resultater – alle arter

Prosjektforsiden (her fra prosjektet letebrønn Skarvfjell):



Figur 120 Startsiden for analysen.

Ved å klikke på bildet øverst til høyre på prosjektsiden gis tilgang til bildeserievisning som viser resultater fra miljørisikoanalyse for samtlige sjøfuglarter i SEAPOPs database og marine pattedyr som ikke ble tatt med i selve hovedanalysen. Også arter uten tilstedeværelse eller utslag i miljørisiko vises for fullstendig dokumentasjon.

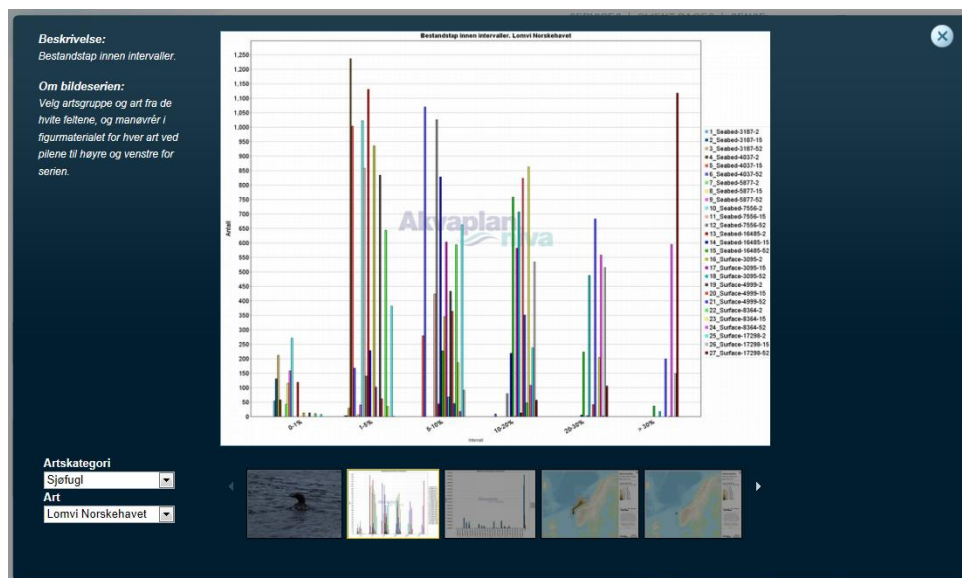


Figur 121 Startsiden for bildeserien.

Figur 121 Startsiden for bildeserien viser hvordan bildeserien ser ut. Velg ønsket artskategori og art. For hver art vises følgende informasjon som figur, tilgjengelig fra bildeserien under:

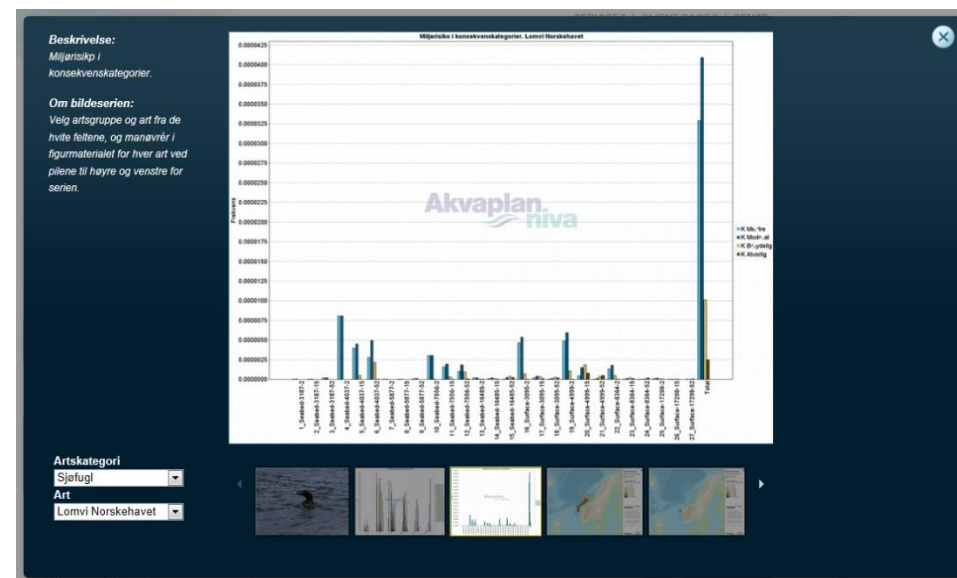
- Artsfoto dersom tilgjengelig. Disse er opphavsrett- og kopibeskyttet etter norsk lov.
- Utbredelseskart for aktuell sesong.
- Bestandstap i intervaller
- Miljørisiko i konsekvenskategorier
- Visningsrelevant influensområde for sjøbunnsutslipp og overflateutslipp (lik for alle arter)

11.1.1 Bestandstap i intervaller



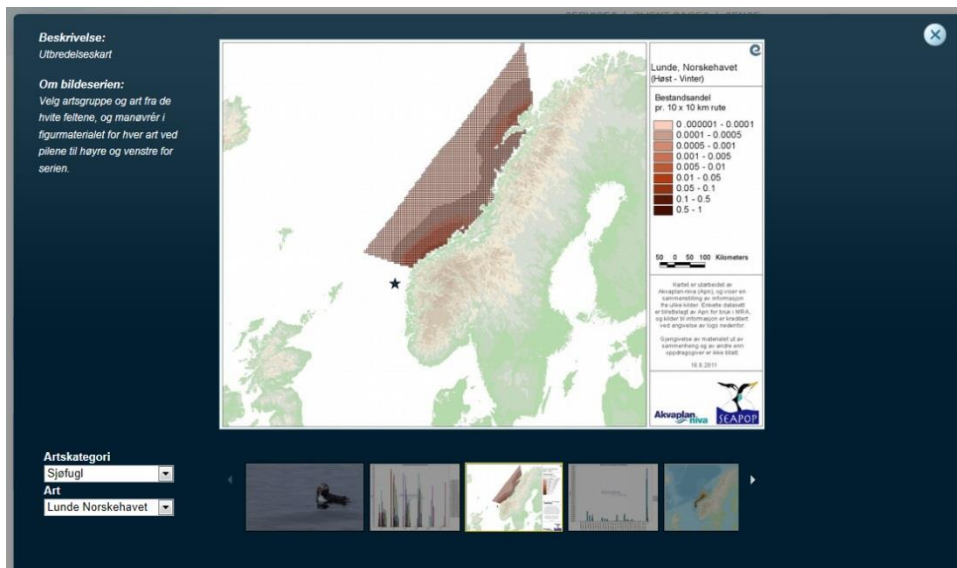
Figuren viser antallet simuleringer (y-akse) av hver rate-varighetskombinasjon som ga bestandstap i andelskategorier på x-aksen. Bestandstapet i en rute fordeles med en sannsynlighetsfordeling som gitt i effektnøkkelen, og bestandstap i alle ruter summeres til et totalt bestandstap for simuleringen, f.eks., 9 %. Denne simuleringen registreres å ha gitt tap i kategori 5-10 %. Hver rate varighetskombinasjon som er analysert er vist.

11.1.2 Miljørisiko i konsekvenskategorier



Figuren viser frekvensen av miljørisiko i hver konsekvenskategori, beregnet etter skadenøkkelen. Fordelingen vises for hver rate-varighetskombinasjon. Denne figuren kan benyttes til å se hvilken type hendelse som bidrar mest til risikobildet.

11.1.3 Utbredelseskart



For hvert datasett vises utbredelseskart for arten for en eller flere relevante måneder for aktiviteten. Disse vises også for de artene som ikke har noen ruter med tilstedeværelse i perioden eller området, og vises for å synliggjøre utbredelseskomponenten i miljørisikoberegningen.

11.1.4 Influensområder

Relevante influensområder vises sammen med artsresultatene for å synliggjøre oljekomponenten i miljørisikoberegningen. Det vises en rate-varighetskombinasjon som er vurdert å være representativ for miljørisiko.

For representativt overflateutslipp og sjøbunnsutslipp vises influensområde på overflate i kart. Dette vises ved treffsannsynlighet i ruta, andelen av simuleringene som ga oljemengde >1 tonn i ruta. Området med mer enn 5 % treffsannsynlighet regnes som influensområdet. I tillegg vises treffsannsynlighet i strandruter for overflateutslipp, samt konsentrasjon av THC i vannsøyle for både overflate- og sjøbunnsutslipp. Sistnevnte benyttes til miljørisikovurdering for fisk.

